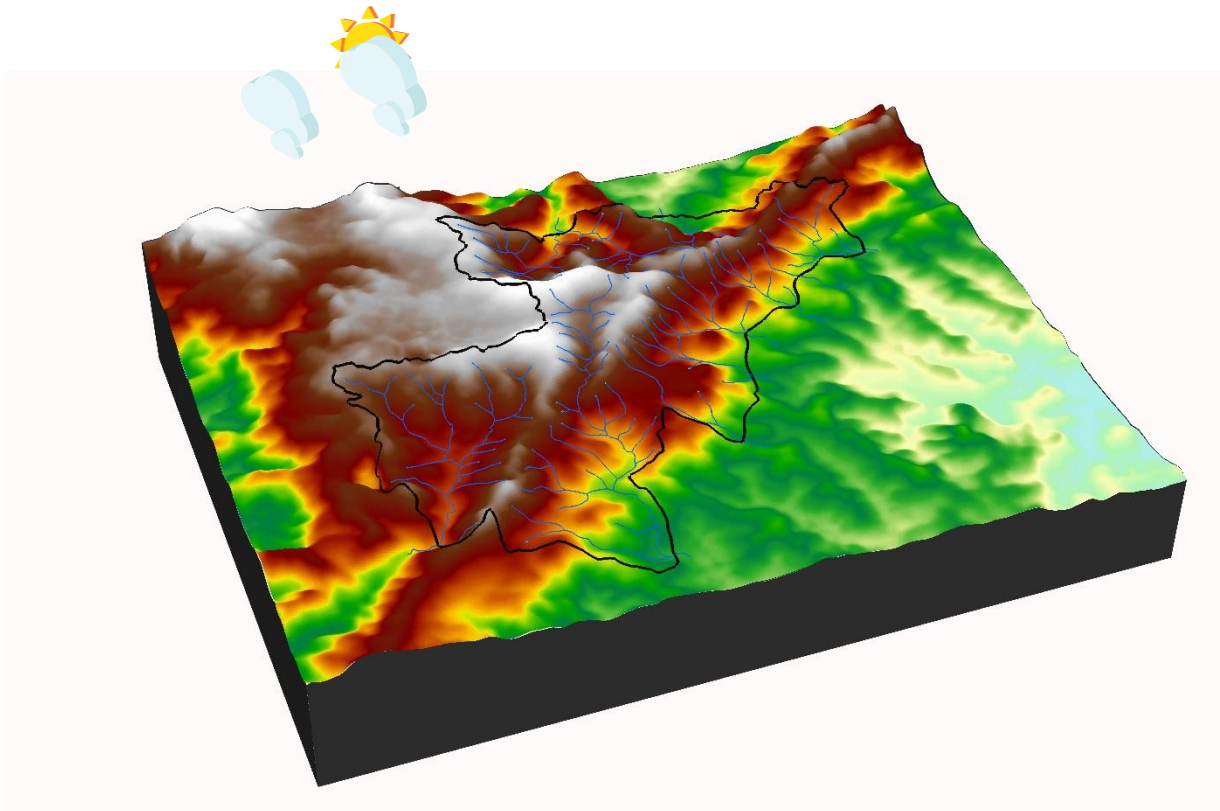


**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA CONSERVAÇÃO E MANEJO**  
**DA VIDA SILVESTRE**

**Efeitos de incêndios no balanço hídrico dos mananciais de uma grande metrópole neotropical: simulações usando o SWAT na interface solo-água-vegetação**



Evandro Luís Rodrigues

Belo Horizonte  
2018

Evandro Luís Rodrigues

**Efeito de incêndios no balanço hídrico de uma metrópole neotropical:  
interface solo-água-vegetação**

Tese apresentada à Universidade Federal de Minas Gerais, como parte dos requisitos do curso de Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, para obtenção do título de Doutor.

Orientadora: Profa. Dra. Claudia Maria Jacobi  
Co-orientador: Prof. Dr. José Eugênio Côrtes Figueira

Belo Horizonte  
2018

“...Podemos culpar (aqueles que praticam as queimadas) por privarem sem necessidade as gerações futuras dos grandes recursos que oferecem as matas; por correrem o risco de despojar as montanhas da necessária terra vegetal e tornar seus cursos de água menos abundantes; enfim, por retardarem o progresso de sua própria civilização, disseminando o deserto à sua passagem, à medida que buscam novas matas para queimar.”

**(Saint Hilaire, 1847)**

*Dedico carinhosamente este trabalho a minha esposa, a minha família, a profa. Claudia e ao prof. José Eugênio.*

## **AGRADECIMENTOS**

Primeiramente, agradeço a DEUS, pelo que sou e ainda vou ser na minha vida, e por ter me iluminado e protegido durante todo o caminho do Doutorado.

Em especial a minha esposa Sandra Marques da Silva, por sempre me dar muito amor e carinho, além de muito incentivo e força em todos os momentos da minha vida. Também pela sua compreensão e paciência nos momentos difíceis; a sua essência que é a razão da minha energia, persistência e luta.

A Profa. Dra. Cláudia Maria Jacobi, e ao Prof. Dr. José Eugênio Côrtes Figueira, pelo exemplo, pela experiência e conhecimentos passados, além da amizade e do incentivo e da confiança para execução deste trabalho; mais do que professores, amigos com quem interagi e me trouxeram experiência e amadurecimento e, sem dúvida, professores no sentido profundo da palavra.

Meus agradecimentos especiais a Universidade Federal de Minas Gerais e aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Conservação e Manejo da Vida Silvestre, responsáveis pela minha formação, pelo conhecimento, experiência.

Agradeço aos meus amigos e colegas do doutorado, a todos pela amizade, companheirismo e auxílio.

Agradeço Rodrigo Belo a *Gerência de Prevenção e Combate a Incêndios Florestais*, da Diretoria de Prevenção e Combate a Incêndios Florestais do do Instituto Estadual de Florestas, e Anderson de Freitas, Diretor Técnico Científico e Diretor Técnico Científico e Instrutor da Brigada 1, pela gentileza de cederem das planilhas com históricos oficiais e arquivos com os mapeamentos das cicatrizes de incêndios do PQE Serra do Rola Moça de 2001 a 2017.

Agradeço à Companhia de Saneamento de Minas Gerais - COPASA, pela disponibilização das informações hidrológicas. Somos gratos aos gestores do PESRM por viabilizar nosso acesso aos mananciais, assim como a COPASA por permitir

Ao Estado de Minas Gerais pelo programa de incentivo PCRH de qualificação de seus servidores e a Fapemig pela bolsa de estudo em nível de Doutorado.

## SUMÁRIO

Incêndios florestais na Serra do Rola Moça: interface solo-água-planta	Pág
INTRODUÇÃO GERAL	5
CAPÍTULO I	8
Wildfires and their impact on the water supply of a large neotropical metropolis: a simulation approach	8
ABSTRACT	8
1. Introduction	8
2. Methods and materials	9
2.1. Study area	9
2.2. Variables of the hydrological model	9
2.3. Model fitting	10
2.4. Wildfire scenarios	11
3. Results and discussion	12
3.1. Model fitting to the PESRM headspring complex	12
3.2. Wildfires within the PESRM microbasins complex and water balance in the headspring recharge area	12
3.3. Role of vegetation in the hydrological balance	13
4. Conclusions	16
Acknowledgments	16
References	17

## CAPÍTULO II

Incêndios florestais e perda das matas de galeria: mudanças no balanço hidrológico de um complexo de mananciais de uma grande metrópole Brasileira - Simulações usando o SWAT	
Resumo	20
1. Introdução	20
2. MATERIALS E MÉTODOS	24
2.1. Área de estudo	24
3. Modelagem do balanço hídrico no complexo de mananciais do PESRM	29
3.1. Dados requeridos pelo modelo	29
3.2. Ajuste e análise de sensibilidade	30
3.3. Sensoriamento remoto e sobrevoos com Drones: detecção das transformações temporais no uso e cobertura do solo	33
3.4. Simulação dos cenários e teste das hipóteses	34
4. RESULTADOS	34
4.1. Mudanças na composição da paisagem do PESRM	34
4.2. Modelagem hidrológica	38
4.2.1. Aplicação e Ajuste do modelo SWAT ao complexo de mananciais do PESRM	38
4.3. Mudanças da cobertura do solo: O movimento da água no solo como processo de recarga das reservas subterrâneas	39
5. Discussão	43
5.1. A retração das matas e a expansão dos campos e cerrados	43
5.2. Alterações no balanço hídrico com a retração das matas	45
6. CONCLUSÃO	48
AGRADECIMENTOS	49
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	50
CONSIDERAÇÕES FINAIS	64

## RESUMO

A continuidade dos estoques de água nos mananciais depende dos serviços ambientais derivados das interações solo-planta-topografia. Em todo o planeta, incêndios florestais constituem importantes agentes de transformação da paisagem interferindo em múltiplas escalas dos ciclos biogeoquímicos e da água. Esses incêndios destroem a cobertura vegetal, rompendo as fundações desse delicado sistema, comprometendo, assim, a disponibilidade hídrica. O Parque Estadual da Serra do Rola Moça (PERSM, MG, Brasil) abriga um complexo de mananciais que abastecem a Grande Belo Horizonte, a terceira metrópole Brasileira em tamanho populacional (5.873.841 habitantes). Este Parque é sujeito a incêndios que frequentemente queimam grandes extensões de campos, cerrados e matas de galeria que abrigam as nascentes. No entanto, os efeitos desses incêndios sobre o abastecimento hídrico desta metrópole são desconhecidos e, surpreendentemente, poucos estudos exploraram mudanças no balanço hídrico de mananciais resultantes de incêndios florestais a nível global. Assim, diante desta lacuna no conhecimento, usamos o modelo hidrológico distribuído Soil and Water Assessment Tool (SWAT), para simular os efeitos do fogo na recarga dos aquíferos do complexo de mananciais que abastecem a Grande Belo Horizonte. O modelo foi alimentado e calibrado a partir de séries hidroclimáticas históricas, considerando o regime de incêndios ocorridos na região de estudo para correta validação. No primeiro capítulo, os resultados sugerem que o aumento das áreas de campo e cerrado atingidas pelo fogo eleva os déficits nos estoques de água subterrânea e reduz o fluxo de base dos mananciais. Além disso, o modelo prevê inundações na época chuvosa e escassez no período seco. Em razão da elevada frequência dos incêndios experimentado pelo PESRM nas últimas décadas, no segundo capítulo, usando técnicas de sensoriamento remoto, reconstituímos a cobertura vegetal da década de 1970 e comparamos com a atual. Os resultados permitiram estimar retração de 42% das matas e expansão de formações campestres e cerrado. Possivelmente, a retração das matas resulta de desmatamentos e incêndios que deveriam ser mais intensos antes da criação do Parque em 1994. Simulações com o SWAT apontam para a ruptura parcial dos mecanismos que governam a infiltração e escoamento superficial da água das chuvas, sendo estimadas perdas anuais de 18% do volume de água infiltrado no solo. As perdas cumulativas na recarga das águas subterrâneas reduzem o fluxo de base das nascentes e levam a déficits hídricos elevados que comprometem o abastecimento urbano. Isso, associado a anos de estiagem cada vez mais recorrentes e até ameaças de mineração, conduzem ao colapso hídrico da região. Os resultados desta tese evidenciam a importância de avaliar a pressão imposta pelo fogo associado a desmatamentos sobre ecossistemas terrestres com interface aquática. Assim a utilização de modelos permitiu a simulação para prever e antecipar prejuízos ao abastecimento hídrico urbano resultantes da perda de serviços ecossistêmicos propiciados pela cobertura vegetal.

**Palavras-chave:** Incêndios florestais, serviços ecossistêmicos, cobertura vegetal, balanço hídrico, mananciais, modelo de simulação, SWAT.

## ABSTRACT

The constancy of water supply in springs depends on the environmental services derived from soil-plant-topography interactions. Throughout the planet, forest fires constitute important agents of landscape transformation, interfering at multiple scales of the water and biogeochemical cycles. These fires destroy the plant cover, breaking the foundations of this delicate system and compromising therefore water availability. The Serra do Rola Moça state park (PERSM, MG, Brazil), harbors a complex of springs that supplies water to the city of Belo Horizonte and surroundings, the third largest Brazilian metropolis (5.873.841 inhabitants). This park is subjected to fires that often burn large extensions of *campos*, *cerrado* and gallery forests that are home to these springs. The effects of the fires on the water supply of this metropolis are unknown and, surprisingly, few studies have explored changes in spring water balance resulting from forest fires at a global level. In view of this knowledge gap, we used the hydrological model Soil and Water Assessment Tool – SWAT- to simulate the effects of fire on the aquifer recharge of the watershed that provides water to the region of Belo Horizonte. The model was fed and calibrated with historical hydroclimatic series, applying the regional fire regime for correct validation. In the first chapter, our results suggest that increasing burned campo and cerrado areas result in larger deficit of groundwater stock and reduce the flow of the springs. In addition, the model predicts pulsed floods in the rainy season and drought in the dry season. Because of the high frequency of fires in the PESRM in the last decades, in the second chapter we reconstructed the plant cover of the 1970's using remote sensing techniques, and compared with the current cover. Our results estimated a shrinkage of 42% of forest together with expansion of campo and cerrado physiognomies. Possibly the forest retraction resulted from logging and fires that were theoretically more intense before the creation of the park in 1994. Simulations with SWAT suggest a partial disruption of the mechanisms that govern infiltration and runoff of rainfall, estimating annual losses of 18% of infiltrated water volume in the soil. Cumulative losses of groundwater recharge reduce the base flow of springs and lead to substantial water deficits that compromise the supply of the nearby urban area. This, associated with increasingly frequent years of drought and mining threats, lead to the hydrological collapse of the region. The results of this dissertation highlight the importance of evaluating the pressure imposed by fire associated with deforestation on terrestrial ecosystems with aquatic interface. Therefor, the use of models enabled simulations to predict and anticipate damages to urban water supply derived from the loss of ecosystem services provided by the vegetation cover.

**Keywords:** Forest fires, ecosystem services, vegetation cover, water balance, fountains, simulation model, SWAT.



## INTRODUÇÃO GERAL

Um dos principais desafios na compreensão dos processos hidro-ecológicos na complexa interface água-solo-planta, é a dificuldade de se mensurar os efeitos, no espaço e no tempo, de modificações que ocorrem no meio natural (Christofoletti, 1999, Waller, 2010, Rangel et al., 2018), sendo o fogo um poderoso agente transformador de efeitos ainda pouco explorados e compreendidos. Contudo, a modelagem ambiental por meio de simulações surge como poderosa alternativa para compreensão desses processos e se consolida em um campo de pesquisa em franca expansão (Tucci, 1998, Christofoletti, 1999, Chaplot, 2007, Abbaspour et al., 2009, Sajikumar & Remya, 2015, Rodrigues et al., 2015). O avanço dessa tecnologia traz novas perspectivas para explorar questões ambientais complexas até então difíceis de serem abordadas, o que dificultava e limitava o teste de hipóteses ecológicas.

Dentre os modelos ambientais, destaca-se o SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*-Neitsch et al., 2011), um modelo hidrológico capaz de projetar mudanças no ciclo hidrológico decorrentes de alterações na cobertura vegetal, incêndios, uso do solo e clima.

É evidente e notório o grau de responsabilidade que a humanidade deverá assumir para lidar com a sustentabilidade dos recursos naturais, dentre eles na interface entre ecossistemas terrestres e aquáticos, ambos dependentes de complexas interações ecológicas. A apropriação dos espaços naturais pelo homem, que acompanha os patamares de crescimento econômico e os níveis de urbanização atingidos sem precedentes na história, têm conduzido à rápida degradação de habitats, a maioria das vezes de forma irreversível, que ameaçam a biodiversidade e comprometem diversos serviços ecológicos. Esse aumento tem intensificado as pressões sobre os ecossistemas conduzindo a uma profunda reflexão sobre ocupação humana e valorização dos serviços ecológicos, cujos processos são dependentes da manutenção da biodiversidade, fundamentais para a própria existência da humanidade.

O Quadrilátero Ferrífero (QF) é uma importante região do Sudeste, caracterizada por ricas jazidas de minério de ferro que representam uma das mais valiosas commodities do Estado de Minas Gerais (Neves et al., 2016). Esta é também uma região de importância extrema em termos de biodiversidade, pois nela dois hotspots mundiais de biodiversidade, o Cerrado e a Mata Atlântica, se encontram com os biodiversos e pouco compreendidos ecossistemas de campos rupestres ferruginosos (Jacobi et al., 2007, Jacobi e Carmo, 2008, Conceição et al. 2016). Esse ambiente é caracterizado por zonas montanhosas, cumeadas e ecotonais formando

um complexo mosaico topográfico, vegetacional e hidrogeomorfológico que apresenta muitas espécies vegetais raras e elevado grau de endemismos (Shaeffer et al. 2016). Nessa transição de ecossistemas tão diversos, está localizado o Parque Estadual Serra do Rola-Moça (PESRM) que protege, junto com a Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA), um importante sistema de mananciais que fornece água para milhões de habitantes da Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH).

O PESRM é frequentemente atingido por incêndios de origem antrópica de efeitos ainda pouco conhecidos (Figueira et al. 2016). Nos campos, esses incêndios favorecem o avanço do capim-gordura que elimina a vegetação herbácea nativa e favorece e alimenta incêndios destrutivos e de difícil controle (Rossi, 2012). Muitas vezes esses incêndios atingem as matas de galeria onde estão situados os mananciais que constituem Zonas Primitivas<sup>1</sup> decretadas Áreas de Proteção Especial (APEs), pois garantem o abastecimento de água para a RMBH, mesmo em períodos de estiagem (Biodiversitas, 2007). São eles as APEs da Mutuca (decreto 21.372, de 01/07/81), Taboões (decreto 22.109 de 14/06/82), Rola-Moça e Bálsamo (decreto 22.110 de 14/06/82), Barreiro (decreto 22.091 de 08/06/82) e Catarina (decreto 22.096 de 14/06/82), todos utilizados pela Companhia de Saneamento de Minas Gerais - COPASA/MG. Além destes, as microbacias Casa Branca, Mineirão, Independência, Barreirinho, Fubá, Urubú, não decretados com áreas de proteção especial, também integram o complexo de mananciais.

Contudo, o QF é fortemente impactado pela crescente exploração de minério de ferro (Jacobi et al. 2008) que destrói irreversivelmente toda a topografia, solo, vegetação e formas de vida associadas. Além disso, a vegetação do PESRM, composta por um rico mosaico de cerrado sensu stricto, matas de galeria (floresta estacional semidecídua), campos sujos, campos rupestres quartizíticos e ferruginosos, estão sendo submetidas a uma frequência de incêndios nunca experimentada. Em contato com o fogo, espécies da borda da mata são eliminadas devido à sua sensibilidade (Hoffmann, 1999). A perda das matas que guardam as nascentes, e a expansão de campos, acarretam significativas modificações sobre os principais parâmetros do ciclo da água na fase terrestre.

A importância do complexo de mananciais do PESRM para a manutenção da

---

<sup>1</sup> **Zona Primitiva** - É aquela onde tenha ocorrido pequena ou mínima intervenção humana, contendo espécies da flora e da fauna ou fenômenos naturais de grande valor científico. Deve possuir as características de zona de transição entre a Zona Intangível e a Zona de Uso Extensivo. O objetivo geral do manejo é a preservação do ambiente natural e ao mesmo tempo facilitar as atividades de pesquisa científica, educação ambiental e proporcionar formas primitivas de recreação (Minas Gerais: decreto 84.017 de 21/09/1979).

biodiversidade e fornecimento de serviços ambientais relacionados à disponibilidade hídrica para a RMBH, o posicionam como área de importância estratégica (ou extrema) a ser preservada e um laboratório para estudos sobre os padrões e processos ecológicos relacionado às interações fogo, vegetação, relevo e hidrologia, que são temas desta tese.

Assim, esta tese é composta por dois capítulos. No Capítulo 1, publicado no jornal *Science of the Total Environment* vol. 651P1 páginas 1261-1271, 2019, construímos uma plataforma robusta utilizando o modelo SWAT a partir de séries hidro-climáticas históricas de 16 anos. O SWAT foi alimentado e calibrado para realizar a modelagem hidrológica. Assim, simulamos o efeito do fogo na recarga dos aquíferos que compõem o complexo de mananciais da Serra do Rola Moça. Por meio dos resultados obtivemos equações delineando o comportamento de duas dos principais componentes do ciclo hidrológico, vazão e infiltração, em função do tamanho da área afetada pelo fogo. Incêndios no campo e no cerrado em larga escala acarretam cheias no período chuvoso e acentuam o déficit hídrico na seca. Ao contrário, incêndios localizados e controlados seriam benéficos no controle da biomassa seca combustível, atenuam a diferença entre déficit e excedente hídrico sazonais, sem acarretar prejuízos notáveis.

No Capítulo 2, o SWAT foi usado para simular e comparar o balanço hídrico atual (2018), com o balanço hídrico de 1973, quando o Parque tinha o dobro da cobertura de matas nos mananciais. Os resultados levaram a concluir que a perda de cobertura arbórea trouxe mudanças significativas resultando em maior escoamento e menor infiltração no cenário atual. Esse resultado mostra que a elevada incidência de incêndios e desmatamentos afetou significativamente os principais componentes do ciclo da água na sua fase terrestre (evapotranspiração, escoamento, infiltração e percolação para as camadas mais profundas).

Diante do exposto, foi utilizado o simulador SWAT, para aferir as interferências no balanço hídrico decorrentes de incêndio antropogênicos e analisar os efeitos sobre os estoques de água que abastecem a região metropolitana de Belo Horizonte além de inferir os possíveis desequilíbrios ecológicos.

Este trabalho abre uma nova perspectiva para além dos testes de hipóteses conduzidos. O desenho amostral montado permitirá sua expansão e o desenvolvimento de outros projetos, o que fortalecerá o conhecimento sobre a dinâmica e funcionamento deste complexo de mananciais assim como sobre padrões e processos ecológicos nas áreas de canga e florestas.

# CAPÍTULO I

Science of the Total Environment 651 (2019) 1261–1271



Contents lists available at ScienceDirect

Science of the Total Environment

journal homepage: [www.elsevier.com/locate/scitotenv](http://www.elsevier.com/locate/scitotenv)



## Wildfires and their impact on the water supply of a large neotropical metropolis: A simulation approach

Evandro Luis Rodrigues\*, Claudia Maria Jacobi, José Eugênio Côrtes Figueira

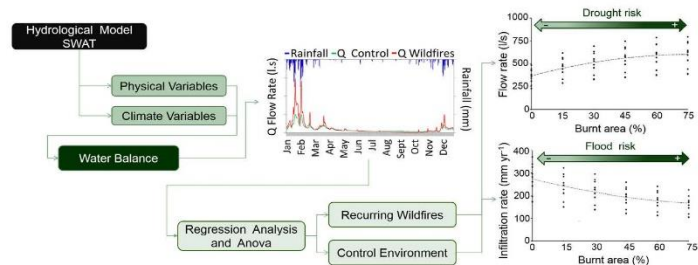
Departamento de Biologia Geral, Universidade Federal de Minas Gerais, Av. Antonio Carlos 6627, 31270-901 Belo Horizonte, MG, Brazil



### HIGHLIGHTS

- Water balance response to wildfires combining runoff and infiltration
- SWAT model fed with historical hydroclimatic series (15 years)
- Increasing burned areas results in less water storage and higher flood risk
- Losses in groundwater recharge due to reduced infiltration and increased runoff

### GRAPHICAL ABSTRACT



### ARTICLE INFO

#### Article history:

Received 8 May 2018  
Received in revised form 21 September 2018  
Accepted 22 September 2018  
Available online 23 September 2018

Editor: Ralf Ludwig

#### Keywords:

Environmental services  
Native vegetation  
SWAT  
Water resources  
Wildfires  
Water balance

### ABSTRACT

Hydrological models are powerful tools to simulate the behavior of the water cycle in terrestrial systems and their water interface, including modifications resulting from anthropic activities. In such environments the water stocks depend heavily on the vegetation cover and the ecosystem services derived from it, as part of the interaction soil-plant-topography. Wildfires are disturbances capable of breaking the foundations of these delicate systems. We used the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to simulate the effects of vegetation fires on drainage basins, on the water supply of one of the largest Brazilian urban agglomerations. The model was fed and calibrated with historical hydroclimatic series (calibration January 2001–December 2008, validation January 2009–December 2015). The adjusted model allows to predict the impacts of fire extension on infiltration and runoff, a valuable information for land management, aiming at protecting aquifer recharge. The model predicts a scenario of large range fluctuations characterized by pulsed floods in the rainy season and drought in the dry season. The loss of protective vegetation cover due to fire reduces infiltration and increases runoff. This compromises groundwater recharge, leading to high deficits in groundwater storage and reducing the baseline flow of headsprings.

© 2018 Elsevier B.V. All rights reserved.

### 1. Introduction

In most ecosystems, plant cover assumes many relevant roles associated with watersheds health. The protection given by the vegetation improves soil moisture, infiltration rates, rainwater percolation and flow rate, among the most important (Pekarova et al., 2009). These mechanisms are indispensable for the maintenance and storage of water in

\* Corresponding author.  
E-mail addresses: [evandromaster@gmail.com](mailto:evandromaster@gmail.com) (E.L. Rodrigues), [jacobi@icb.ufmg.br](mailto:jacobi@icb.ufmg.br) (C.M. Jacobi), [cortes@icb.ufmg.br](mailto:cortes@icb.ufmg.br) (J.E.C. Figueira).

the watershed, making it available for environmental and ecological processes (Balbinot et al., 2008; Zhang et al., 2012). Regular, good-quality water availability for human use are as well tightly related to plant cover (Llerena et al., 2007; Reichert et al., 2007; Balbinot et al., 2008; Zhu et al., 2015).

Due to the intrinsic relevance of water to virtually all life on Earth, and the economic detrimental consequences that derive from its scarcity, the management of water resources has gained relevance in the world political scenario. The loss of plant cover, therefore, is a challenge for the preservation of water availability for human use (Chaplot, 2005). One of the most devastating events affecting plant cover is that of wildfires. Several detrimental effects on the water balance derived from fires are well known, with evidences of increased runoff, inundation peaks, floods, soil and nutrient loss, eutrophication, and overall decrease of water availability (Scott, 1993; Tague et al., 2009; Woods and Balfour, 2010; Papatthasiou et al., 2015).

In tropical altitudinal environments, the rugged topography creates, on a fine scale, a mosaic that varies according to geology and vegetation that, combined, determine aquifer recharge (Kane et al., 2015). These environmental mosaics are hotspots of biodiversity (Kane et al., 2015) and, in this context, the spatiotemporal availability of water is viewed as a key driver of their heterogeneity (Riddell et al., 2012).

Fire is a significant disturbance in ecosystems around the world (Bisson et al., 2003; Kane et al., 2015) because of its role as agent of land cover change. Recurrent fires cause significant perturbations to the vegetation and at a large scale they destabilize the intricate web of relations associated with water production (Costa et al., 2003; Hirota et al., 2011). Wildfires directly alter carbon cycling in watersheds, affect water quality, and also change the response of major hydrological parameters. In spite of this, the potential consequences of burned plant cover on water availability at the basin scale are complex and have still to be properly determined (Tague et al., 2009; Lukenbach et al., 2015).

The knowledge and management of vegetation cover loss and its recovery are indispensable to assess how infiltration and percolation affect water balance, via the sponge effect (Hyde et al., 2007; Bertrand et al., 2014; Teclé and Neary, 2015). However, given the technical difficulties of measuring these impacts in the field, several studies have made use of environmental modeling to investigate changes in flow dynamics. This approach is particularly useful when operating in the spatiotemporal scale that governs hydrological processes (Tucci, 1998; Sajikumar and Remya, 2015). Several hydrological models have examined the potential impacts of changes in plant cover (e.g. Chaplot, 2007; Abbaspour et al., 2009; Rodrigues et al., 2015), but few have approached landscape changes by incorporating both vegetation changes and fires.

The Soil and Water Assessment Tool SWAT (Neitsch et al., 2011) is a hydrological model that works on a georeferenced platform of relief, pedology, plant cover, among other spatial layers. It is also fed with hydroclimatic information that allows to evaluate impacts of land-use change on several variables of the hydrologic cycle, such as runoff, percolation, evapotranspiration, sediment and nutrient production, and water quality of a watershed (Gassman et al., 2007; Easton et al., 2011; Li et al., 2013).

Due to its versatility, the model has been used to research and predict hydrodynamic alterations resulting from climate changes (Chaplot, 2007), pasture and reforestation (Blainski et al., 2011; Rodrigues et al., 2015), erosion in steep slopes and substitution of grasslands for forest (Machado et al., 2003), flow rate (Akiner and Akoyunlu, 2012), aquifer recharge changes in montane areas (Eckhardt and Ulbrich, 2003; Liu et al., 2015), and hydrodynamics throughout plant succession (MacDonald et al., 2008).

We used the SWAT model to estimate changes in the hydrologic balance of a water spring area critical for the provisioning of water to the city of Belo Horizonte, in southeastern Brazil. The city is one of the largest financial centers in the country, and home to roughly 2,500,000

inhabitants. In Belo Horizonte and surroundings, the main drivers of hydrodynamic changes are extensive opencast iron ore mining and increasing urbanization. In addition to human activities, high temperatures, a dry season extending for more than five months, and strong winds make anthropogenic fires common in the region (Figueira et al., 2016).

We focused our study within the protected area of Serra do Rola Moça State Park (hereafter PESRM, official acronym) which was created to protect important headsprings that are vital to the provision of water to Belo Horizonte and the surrounding urban centers. Our main objectives were to 1) adjust the SWAT model to forecast water dynamics and balance in the PESRM watershed complex; 2) model fire spread by percolation, based on the PESRM vegetation, soil types and topography; and 3) use SWAT to evaluate to what extent the loss of vegetation cover by wildfire affects aquifer and springs recharge, therefore compromising water supply to the large urban agglomeration of Belo Horizonte.

## 2. Methods and materials

### 2.1. Study area

The PESRM is located in the Iron Quadrangle (“Quadrilátero Ferrífero”), SE Brazil, and its 3941 ha encompass four districts, including Belo Horizonte. It lies in the transition between the two Brazilian biodiversity hotspots, Cerrado and Atlantic Rainforest (Fundação Biodiversitas, 2007), with altitudes ranging from 792 to 1531 m (Fig. 1). Our study extended beyond the legal limits of PESRM to encompass the topographic dividers of the surrounding local watersheds, so the total area studied was 4987.64 ha.

Nowadays the park represents one of very few officially protected areas that ensure protection to plant communities over ironstone outcrops (Jacobi et al., 2007; Jacobi and Carmo, 2008). The region is characterized by an altitudinal tropical climate, classified as Cwb (Köppen), with mean annual temperature around 19 °C and annual precipitation between 1400 and 1750 mm throughout spring, summer and autumn (Alvares et al., 2014).

The PESRM has a long history of anthropogenic fires that have been shaping the surrounding landscape. These fires affect the park usually in the dry season, between May and October (Rossi et al., 2014; IEF, 2015). The frequency of fires of large proportions inside the park has increased, both threatening endemic species and propitiating the spread of invasive grasses (Rossi et al., 2014). In 2011, about 1920 ha, representing 50% of its area, were burned. Of these, 700 ha belonged to headspring sites (IEF, 2013). In 2015, a series of wildfires resulted in 35% of total burned area. Aside from the biodiversity damage, these disturbances caused the temporary loss of 60% of native plant cover, raising concerns about the level of destruction to the water resources (IEF, 2014).

### 2.2. Variables of the hydrological model

To adjust the SWAT hydrological model to the recharge area of the headsprings within the park, we built a database containing information on the topography, land use and vegetation cover, pedology and hydrography. Hydroclimatic information relative to streamflow measurements, precipitation, temperature, wind, relative humidity, solar radiation and fire regime also integrated the data, for calibration and description of the hydrological behavior and water balance in the region (Rodrigues et al., 2015). The meteorological database encompassed information collected by four stations managed by the National Institute of Meteorology (INMET), located in the area of influence of the park's hydrographic region.

Historical series of the heat spots (DB burned satellite imagery provided by the National Institute for Space Research, <http://www.inpe.br/queimadas/bdqueimadas>), were used for a more accurate detection and measures of the areas reached by the fire (see Alvarado et al., 2017). This mapping was validated through the records of the Forest

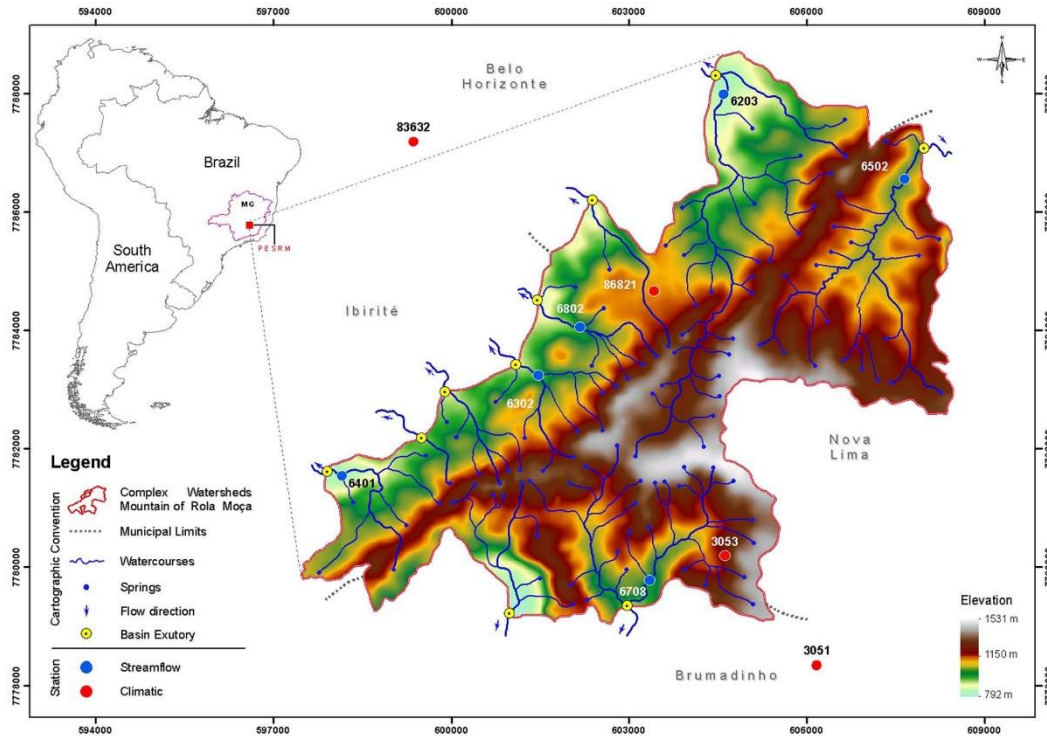


Fig. 1. Location of the microbasins complex of Serra do Roia Moça State Park in southeast Brazil, with details of its protected headsprings, hydroclimatic stations, and topography.

Institute of Minas Gerais (IEF), and incorporated into the model so that it could reliably reproduce the historical behavior of fire in the region.

Streamflow data were obtained from the six stations managed by the Minas Gerais Water Treatment Company (COPASA) within the PESRM. The topographic database was obtained from Aster GDEM, a Global Digital Elevation Model, with spatial resolution of 30 m. The map of land use and cover was generated by methods of pattern classification and recognition based on orbital multispectral images of the RapidEye sensor “push-broom” (18/07/2014, IEF). Pedologic mapping was obtained from the environmental diagnosis performed by the Geological Survey of Brazil (CPRM, 2005). The algorithm used in the hydrological modeling was ArcSWAT, coupled to the ArcInfo geoprocessing platform.

### 2.3. Model fitting

The model was fitted to hydrological and environmental current conditions of the hydrographic recharge area of the PESRM net of headsprings. The physical variables were: topography, hydrography, soil types, and vegetation cover. Climatic variables were: rainfall, temperature (max-mean-min), wind speed, relative humidity, solar radiation, and fire regime. These were obtained both from local weather stations and daily or sub-daily historical series. All these variables and derived data were then used to establish the parameters in the equations that describe the hydrological processes, integrated into the geoprocessing platform ArcSWAT (Neitsch et al., 2011).

The main steps in the input and fitting process appear in Fig. 2. In the initial phase we evaluated the sensitivity of parameters that describe

the behavior of climate variables, land cover, soil types, and water movement. For this, we combined the methods *One-factor-At-a-Time* – OAT and *Latin Hypercube* – LH (Me et al., 2015), identifying and classifying those parameters with most significant impact in the model output, e.g. infiltration, flow, runoff, and evapotranspiration (Saltelli et al., 2000; Green and Van Griensven, 2008).

Following the sensitivity analysis, we proceeded to calibrate and validate the model. In the calibration step, parameter values are altered within an allowed interval, so that the model replicates expected conditions of the process being modelled (Viessman and Lewis, 2003). We used a time series of data measured in two periods: one for calibration (January 2001–December 2008) and another for validation (January 2009–December 2015). In the calibration step, model parameters were changed until an optimal fit was achieved. These optimal values were used to run the model in the validation phase, and the fit was analyzed with the statistical methods below (Neitsch et al., 2011; Woznicki et al., 2016).

The model performance was verified by means of the Nash-Sutcliffe efficiency coefficient NSE (Eq. (1)), which is the most used test to assess the predictive power of hydrological models (Woznicki et al., 2016):

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{t=1}^n (E_{ob} - E_{cal})^2}{\sum_{t=1}^n (E_{ob} - E_m)^2}, \quad (1)$$

where  $E_{ob}$  = observed value,  $E_{cal}$  = calculated value, and  $E_m$  = mean observed value at time  $t$ . NSE varies from  $-\infty$  to 1.0, which corresponds to maximum match between observed and calculated (*i.e.* modelled).

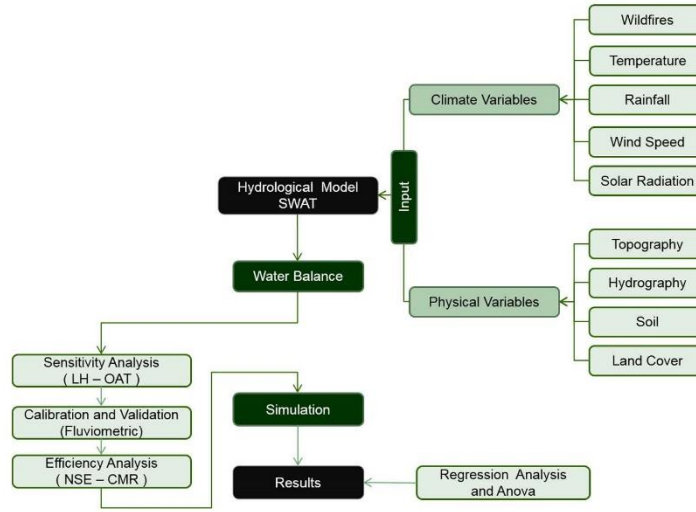


Fig. 2. Fitting process flowchart. For abbreviations see section 2.3.

A second goodness-of-fit test was the coefficient of residual mass CRM proposed by Loague and Green (1991), which indicates when the model overestimates (base values) or underestimates (peak values) (Chanasyk et al., 2003) the simulated variables (Eq. (2)):

$$CRM = \frac{\sum_{i=1}^n E_{ob} - \sum_{i=1}^n E_{cal}}{\sum_{i=1}^n E_{ob}}, \quad (2)$$

where  $E_{ob}$  = observed value, and  $E_{cal}$  = calculated value. Positive value of CRM indicates the tendency of the model to under-estimate, whereas, a negative value indicates a tendency to over-estimate the observed data. Values CRM around zero indicates optimal fit.

The most important equation for flow, runoff, infiltration, and sediment erosion is presented below (Neitsch et al., 2011). The hydrologic cycle as simulated by SWAT is based on the water balance equation (Eq. (3)):

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_{dayi} - Q_{surf} - E_a - W_{seep} - Q_{gw}), \quad (3)$$

where  $SW_t$  is the final soil water content (mm H<sub>2</sub>O),  $SW_0$  is the initial soil water content on day  $i$  (mm H<sub>2</sub>O),  $t$  is the time (days),  $R_{dayi}$  is the amount of precipitation on day  $i$  (mm H<sub>2</sub>O),  $Q_{surf}$  is the amount of surface runoff on day  $i$  (mm H<sub>2</sub>O),  $E_a$  is the amount of evapotranspiration on day  $i$  (mm H<sub>2</sub>O),  $W_{seep}$  is the amount of water entering the vadose zone from the soil profile on day  $i$  (mm H<sub>2</sub>O), and  $Q_{gw}$  is the amount of return flow on day  $i$  (mm H<sub>2</sub>O).

SWAT simulates the post-fire water balance based on expected changes in evapotranspiration, soil permeability, runoff, and infiltration after the loss of plant cover by fire. To this end, it applies the adjusted curve number method CN (Arnold et al., 2012), widely adopted to predict changes in hydrology due to fire (McLin et al., 2001; Chen et al., 2013; Papathanasiou et al., 2015). The parameter values of the curve number CN (Arnold et al., 2012) are adjusted according to humidity conditions of each class of land use struck by fire, following Nalbantis and Lymperopoulos (2012) and Batelis and Nalbantis (2014).

#### 2.4. Wildfire scenarios

Scenarios (Fig. 3) were constructed based on the adaptation of the statistical model of Eugenio et al. (2016) and You et al. (2017), by the multicriteria analysis of environmental variables. To this end, we used exploratory analysis of spatial data and semivariance analysis (kriging), Gaussian regression process, used to explore how spatial heterogeneity affects fire spread. Climatic factors (humidity and wind) and landscape physical factors (declivity, plant cover as fuel, orientation of the terrain, and proximity to roads.) were employed to simulate fire percolation with ArcGIS.

The effects of fires on the PESRM water balance were simulated in the following scenarios:

- Current vegetation cover and flow rate, for calibration of the SWAT model and reference for the other scenarios;
- Fire events on the vegetation cover simulated in proportions of 15, 30, 45, 60, and 75% of the area, (Fig. 3), within areas proportional to those occupied by each phytophysiology in the PESRM and surroundings landscape, except for bare soil and rocky outcrops (Table 1). Proportions were defined based on those usually observed in fire events in PESRM.

The effects were examined in 3-year intervals, because the region undergoes similar fire gaps, with mean variation of 14 to 50% of area affected, and adjusting parameter CNII for the period (see Section 2.2). The distribution of burned areas was a function of topography, soil and vegetation, representing the high-risk areas uncovered by the history of fire foci.

The water balance was simulated throughout a period of 15 years, from 2016 to 2030. Analysis of variance and regression were used to test the implications of vegetation loss to fire on the flow and infiltration rates in the aquifers recharge, using the statistical software Sisvar 5.3 (Ferreira, 2011).

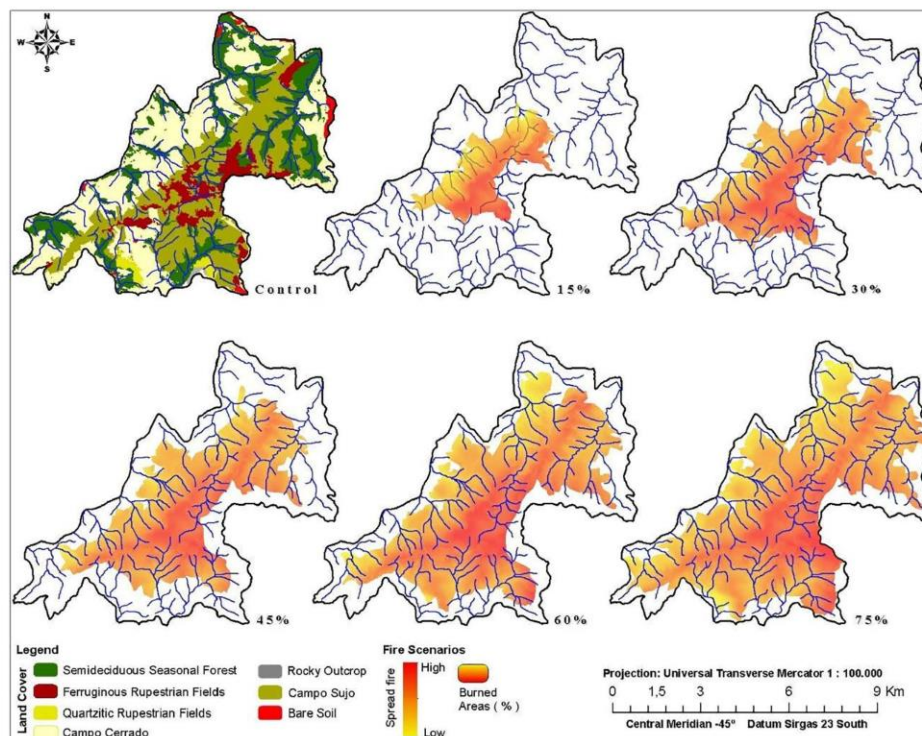


Fig. 3. Location of the areas affected by simulated fires in the different microbasins, varying from 15 to 75% of the area comprising the headspring complex of the Rola Moça Mountain Range, SE Brazil.

### 3. Results and discussion

#### 3.1. Model fitting to the PESRM headspring complex

Both the coefficient of residual mass CRM and the Nash-Sutcliffe efficiency coefficient NSE, used to fit the SWAT hydrological model to the headspring recharge area within PESRM, showed significant correspondence between observed and simulated values. The central tendency measure provided by the CRM was non-significant (between 0.058 and 0.059), indicating excellent adjustment between observed and predicted flow rate. Negative values of CRM indicate that the model overestimates the measured values, whereas positive CRM values indicate under-estimation of measured values (Chanasyk et al., 2003). Likewise, the NSE varied from 0.761 to 0.792, also indicating high adjustment. The

Table 1

Land use and cover in the headsprings complex of the Rola Moça State Park, SE Brazil.

Land use and cover	Area (ha)	(%)
Rocky outcrop	15.46	0.31
Cerrado <i>stricto sensu</i>	1630.46	32.69
Ferruginous campo rupestre	789.54	15.83
Quartzitic campo rupestre	64.83	1.30
Campo sujo	1399.53	28.06
Semideciduous seasonal forest <sup>a</sup>	1061.37	21.28
Bare soil (degraded area)	26.43	0.53
Total	4987.64	100

<sup>a</sup> Typology including Atlantic Forest and Cerrado species, as well as gallery forests.

joint result of these coefficients indicates the model has high degree of accuracy.

The model adequately predicted the hydrological dynamics of the recharge area, flood peaks and minimum values derived from the baseline flow, proportionally responding to the real rainfall rates of the microbasins (Fig. 4).

#### 3.2. Wildfires within the PESRM microbasins complex and water balance in the headspring recharge area

The extension of the area burned had a significant effect ( $p < 0.001$ ) on both flow and infiltration rates (Table 2). For both variables the components of first and second degrees were significant ( $p < 0.001$ ) but we chose the quadratic fit because in both cases the determination coefficients  $R^2$  were larger: 99.11% and 99.77%, respectively.

Larger fires result in increased both flow rates and amplitudes (Fig. 5), together with gradual decrease of infiltration rates of water in the soil (Fig. 6). However, even fires of lesser magnitude are capable of causing deleterious changes in these two variables, as pointed out by Robichaud (2000) and Inbar et al. (2014). Fires can reduce hydraulic conductivity from 10 to 40%, by jeopardizing infiltration/percolation, therefore increasing runoff.

The progressive increase of burned area brings along a gradual increase in the flow rate volume, and the maximum runoff occurs when fire consumes about 75% of the vegetation. Around this proportion, flow rates increase 1.71 times, from 344.73 to 590.36  $l \cdot s^{-1}$  and



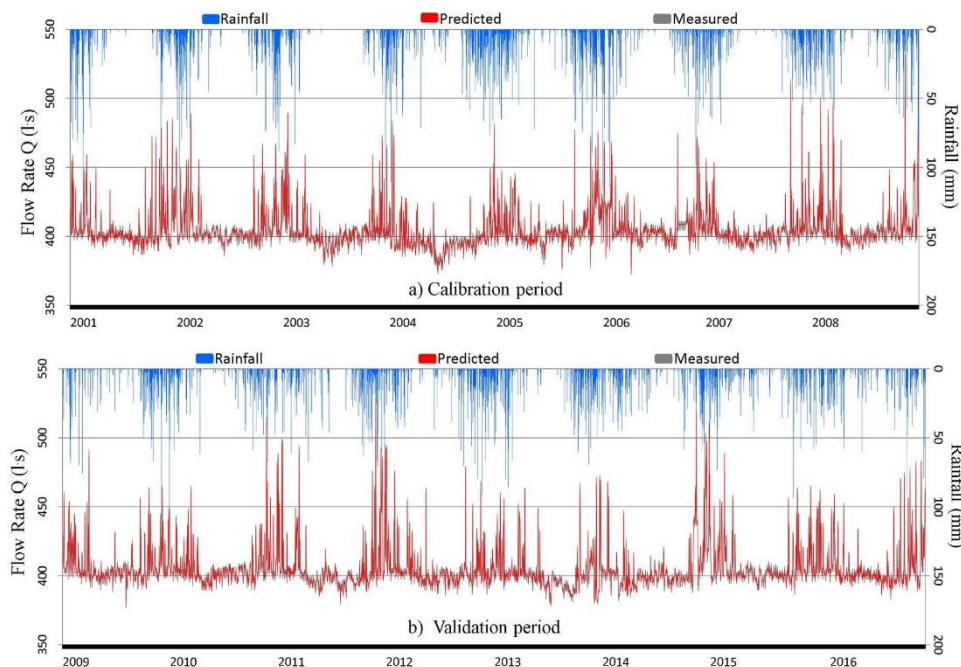


Fig. 4. Hydrogram of the measured and predicted daily flow rate  $Q$  in the headspring area of PESRM, during 2001–2008 (calibration) and 2009–2015 (validation).

infiltration rates decrease 1.65 times, from  $275.86$  to  $167.46$   $\text{mm}\cdot\text{yr}^{-1}$  (Figs. 5 and 6).

The slope of the curve indicates that the levels of groundwater recharge are significantly affected compared to the control scenario (Fig. 6). Infiltration rates decrease quadratically and the estimated equation  $Y = 0.0117x^2 - 2.289x + 273.299$  ( $R^2 = 0.99$ ) sets the predictability of the variable's behavior. Our result exposes the deterioration of infiltration due to loss of vegetation cover as a result of wildfires. These water percolation processes in the soil are responsible for aquifer recharge. The loss of vegetation cover leads to soil exposure and negatively affects the mechanism that governs the infiltration process (Krishnaswamy et al., 2013).

Our results corroborate studies that have described effects related with water balance (DeBano, 2000; Martin and Moody, 2001; Jordán et al., 2011). The mean decrease of infiltration rates was

$108.4$   $\text{mm}\cdot\text{yr}^{-1}$  (Table 3), resulting from direct and indirect effects of fires. As part of the damages, wildfires destroy the biota therefore contributing to loss of soil cohesion caused by the degradation of the root systems. This is followed by sediments being transported in larger quantities to the stream network causing their eutrophication and sedimentation. In addition, the burned plant material produces fine particulates that reduce the soil porosity, limiting water infiltration (Nyman et al., 2014). DeBano (2000) also considers the formation of an impervious soil profile, as a result of the combustion of volatile hydrophobic compounds. All these effects combined lead to a quick deterioration of soil permeability, promoting surface runoff (Jordán et al., 2011) as well as decreasing the resistance to water flow on the slopes (Martin and Moody, 2001). Thus, the mechanisms that govern hydrological functionality at the soil level are negatively affected by the decreased ability of infiltration, porosity, hydraulic conductivity and retention (Inbar et al., 2014), with a negative water balance reaching  $371$   $\text{mm}\cdot\text{yr}^{-1}$  in the case of very large fires (Table 3).

### 3.3. Role of vegetation in the hydrological balance

The infiltration of water in the soil constitutes a substantial source of groundwater and the maintenance of the baseline streamflow. Within a watershed, the vegetation cover helps dissipate rainfall energy, improving infiltration by means of its root system (Balbinot et al., 2008; Krishnaswamy et al., 2013), while evapotranspiration (see Table 3) contributes to reduce excess humidity (Bewket and Sterk, 2005). These two processes reduce water saturation underground, enhancing infiltration during rainfall (Krishnaswamy et al., 2013) and reducing flood peaks during the rainy season (Sempere et al., 1994; Jiménez et al., 2006; Molina et al., 2007).

Historically, wildfires in the PESRM area range from 14% to 50% and, in recent years, fires consuming around 40% of the Park area have

Table 2

Analysis of variance of flow ( $\text{l}\cdot\text{s}^{-1}$ ) and infiltration ( $\text{mm}\cdot\text{yr}^{-1}$ ) rates as a function of the proportion of area burned.

Source of variation	DF	Mean square	
		Flow rate	Infiltration rate
Burned area	(5)	125,945.28**	110,448.64**
Linear regression	1	578,466.03**	447,575.14**
Quadratic regression	1	45,676.03**	103,421.17**
Deviation	3	1861.45*	415.63 <sup>ns</sup>
Year	15	74,979.33**	74,979.33**
Error	70	581.49	429.95
$C_v$ (%)		4.69	8.59
Mean		514.39	241.27

$C_v$  = coefficient of variation; ns = non-significant.

\*\*  $p < 0.001$ .

\*  $p < 0.005$  for F test.

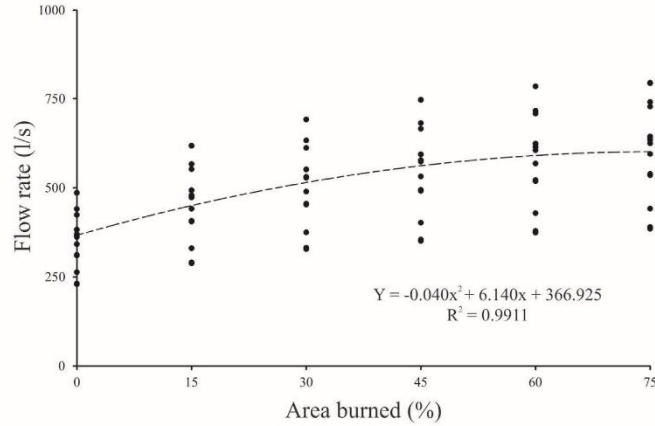


Fig. 5. Simulated flow rate as a function of the proportion of burned plant cover within the PESRM microbasins complex.

become common. In this Park, the semideciduous seasonal forests and the ferruginous campos rupestres in the top of mountains are embedded in a flammable matrix of cerrado *sensu stricto* and campo sujo. Each of these phytophysiognomies responds differently to fire.

Mortality or topkill are common among Cerrado shrubs and trees and is higher in small thin individuals, seedlings or sprouts, which lack the thermal isolation of thick barks and are exposed to higher temperatures during fires (Hoffmann and Solbrig, 2003; Medeiros and Miranda, 2005; Miranda et al., 2002; Sato et al., 2010). The “escape” from lethal size classes is possible if fire events become more dispersed in time (Grady and Hoffman, 2012; Hoffmann and Solbrig, 2003). Miranda et al. (2002) suggested that a biennial fire regime, which is not very different from the fire regime of some PESRM areas, is changing the physiognomies of cerrado *sensu stricto* and campo sujo to a more open form dominated by grasses.

Grasses and herbs compose the vegetation layer of the cerrado *sensu stricto*, campo sujo and campo rupestre of PESRM more resistant and resilient to fire, because of their underground rhizomes, bulbs and xylopodia prone to sprout, allowing rapid stem and/or leaf growth,

and reproduction after a fire (Eiten, 1972; Rizzini, 1997; Miranda et al., 2002; Simon et al., 2009; Figueira et al., 2016).

Despite their importance for microbasins, there are no data about the effects of fire in the semideciduous seasonal forests of PESRM. However, some of the genus and species of trees found there (see Meyer et al., 2004) were studied for fire effects by Hoffmann et al. (2009) in a gallery forest of Central Brazil. As in PESRM, this gallery forest is subject to fire coming from the cerrado *stricto sensu*, and higher rates of topkill is a common response, even considering the low intensity of surface fires within these forests. We hypothesize that the semideciduous seasonal forests of PESRM are very fragile, especially in steep terrain where fire can easily spread to tree canopies.

Most of the fuel consumed during Cerrado fires derives from the herbaceous layer, and even when shrub and tree canopies are not burned, the subsequent abscission of overheated leaves is responsible for a striking reduction in the canopy layer (Miranda et al., 2002), and consequently throughfall. Therefore, the herbaceous layer of cerrado *sensu stricto* and campo sujo, which comprise 61% of the PESRM area, is key to the maintenance and stability of the hydric balance, especially in

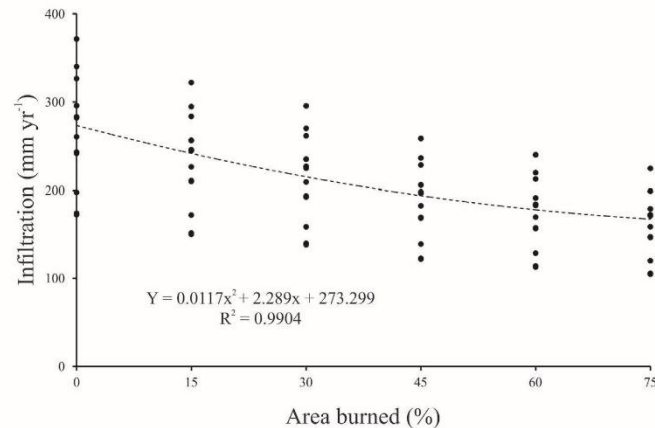


Fig. 6. Simulated infiltration rate (mm per year) as a function of the proportion of burned plant cover within the PESRM microbasins complex.

**Table 3**  
Mean values of water balance variables at different proportions of burned plant cover ( $\text{mm}\cdot\text{yr}^{-1}$ ).

Area burned	0%	15%	30%	45%	60%	75%
Precipitation	1496	1496	1496	1496	1496	1496
Evapotranspiration	841.34	769.32	730.95	714.19	693.52	687.07
Infiltration	275.86	239.43	220.27	192.79	179.11	167.46
Runoff	378.80	487.25	544.78	589.02	623.37	641.47
Deficit <sup>a</sup>	0.00	-144.88	-221.57	-293.28	-341.31	-371.06

<sup>a</sup> Losses in groundwater recharge due to reduced infiltration and increased runoff.

downhill areas bordering the semideciduous seasonal forests. The regeneration of this herbaceous layer after a fire, where grasses may be the main aerial component (e.g. Batmalian and Haridasan, 1985) will reduce runoff and improve water infiltration during the rainy season.

Recurrent wildfires, such as those occurring on a 3-yr cycle in the PESRM area, negatively affect the interactions involving water movements in the interface plant-soil-water and the mechanisms responsible for infiltration. With a poor vegetation cover (45% burned area), flow rate is dramatically increased compared to the control scenario (Fig. 7) in the rainy periods. The rapid soil saturation generates floods and a larger water deficit in the dry period. In contrast, the control scenario evidences the environmental services provided by vegetation in favor of percolation and groundwater storage, and granting its availability for ecological processes and human use (Neves et al., 2016).

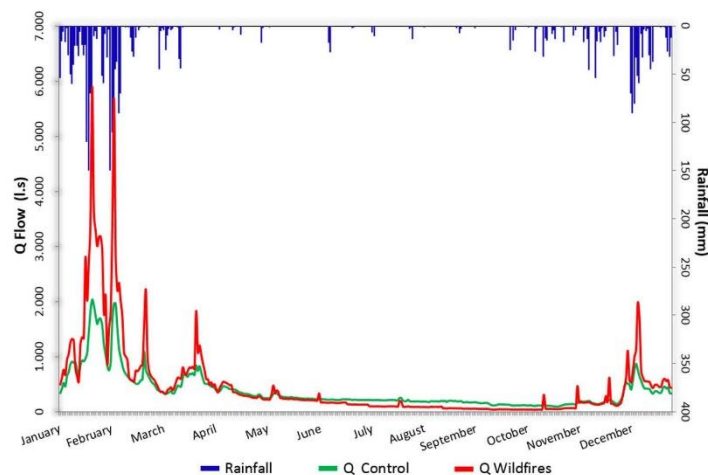
This result highlights the hydraulic properties of the PESRM vegetation on the water balance. Within the park, each vegetation type responds differently to soil variation and declivity, creating a gradient of phytophysiognomies according to altitude. This altitudinal mosaic ranges from forests (larger biomass and cover, deeper soil profiles and small declivity) that favor groundwater storage, to campos (less biomass, faulty cover, shallow soils and large declivity) where storage is hindered and rainfall is lost through runoff (Archer et al., 2013). As a rule, the larger the biomass of vegetation cover, the larger the infiltration rates (Olang et al., 2011; Archer et al., 2013; Horel et al., 2015).

In this context, the infiltration modelled by SWAT was spatialized for a better understanding of the effects of plant cover on water storage (Fig. 8). The PESRM native vegetation (Table 1) is predominantly composed of cerrado *sensu stricto* (32%), campo sujo (28%) and semideciduous seasonal forest (21%). The latter has the best infiltration

rates (59 mm/h) because its canopy intercepts more water, the root system is more developed (aiding in rock fissure and soil aeration) and vegetation grows on more developed, flat soil at the streams margins. However, the cerrado *sensu stricto* and campo sujo, more open physiognomies, have infiltration rates of 56 and 52 mm/h respectively (Fig. 8). Because they occupy large areas with slopes between 20 and 45 degrees, they are critical to optimize infiltration rates by delaying runoff. In addition, both physiognomies grow mainly on litholic neosols and haplic cambisols, usually shallow and pebbly, and fast to regenerate after wildfires. Preserving this native vegetation grants protection of slopes and springs and reduces the volume of runoff and soil leaching.

In the PESRM area the rupture of regulating mechanisms caused by wildfires brings serious risks to the equilibrium of the headspring complex, in view of the increasing need of good-quality water resources. The population growth of Belo Horizonte and surrounding districts has led to overexploitation of aquifers and surface waters, generating a deficit in water supply and storage. This has been aggravated by recent years of unusually low rainfall in the region, intensifying the deficit and the probability of fire events. This scenario points to a gradual loss of natural capital in the form of detrimental effects on both quantity (water stocks) and quality (regulation) of the hydrological potential of the region. A counteractive measure to reduce these impacts could be prescribed burns in the surroundings of the watershed area at the beginning of the dry season. This would reduce the risks of extensive wildfires and give more time for the campos vegetation to regenerate.

The combination of rapid changes in land cover and water deficit during shortage periods intensifies the accumulation of dry biomass capable of serving as fuel and thus promoting more fires. As a function of this mechanism, water deficit alters the fire regime of burned areas,



**Fig. 7.** Mean temporal variations in the simulated flow rate (Q) in PESRM, without fire events (green line) and after a fire of 45% of its area (red line). (For interpretation of the references to color in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

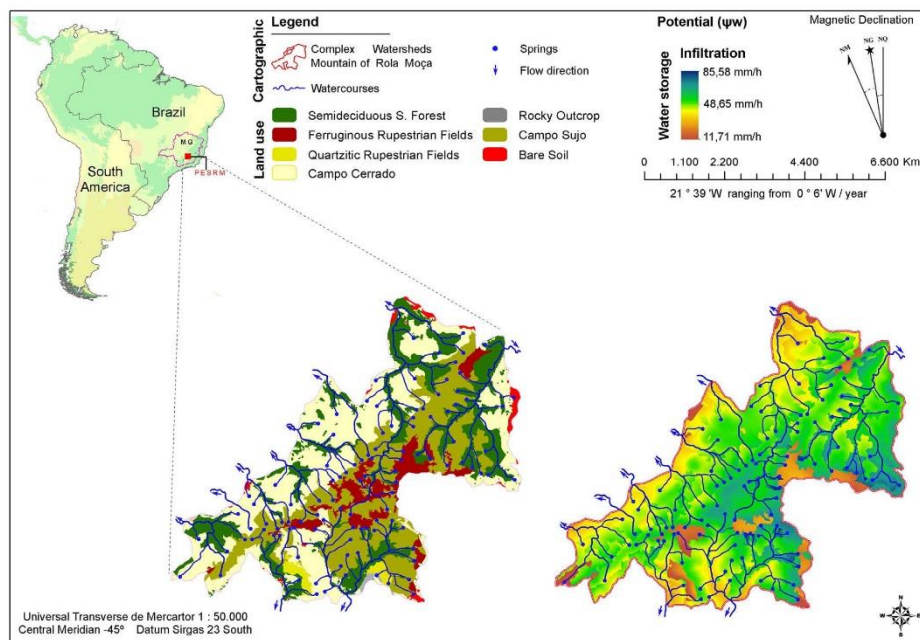


Fig. 8. Potential infiltration rate according to type of vegetation cover, generated by SWAT.

promoting more fire events and concurrently loss of native vegetation, favoring a more arid ecosystem.

In the PESRM areas affected by fire, the largest interflow and runoff to the drainage network bring along significant changes in the water flow, predominantly vertical to lateral, enhancing erosive processes (see Elsenbeer, 2001). This change reverses the natural process of groundwater recharge. Water is exported out of the watershed, overloading the water courses and generating flood risks. However, this apparent water profusion represented by abundant runoff is short-lasting and is not sustained through time. Smaller volumes reach the aquifers, considerably reducing the available storage for water collection. After that, water shortage is common throughout the year (Fig. 7), for 5 to 6 months, initiating in April until September or October, with the beginning of the rainy season.

This scenario compromises water supply to the population of the metropolitan region of Belo Horizonte (RMBH) on a short and medium term depending on the extension of the fire event, leading to collapse in a near future. In this case, loss of vegetation by recurrent fires in the park cause loss of functionality of the natural underground recharge process that, insufficient, leads to lowering of aquifer potentiometry, reduces water availability, increases vulnerability to contaminants, in a future ridden with uncertainties.

Therefore, the loss of vegetation caused by recurrent, large-scale fires constitutes a serious threat to watersheds, highly dependent on vegetation cover and derived ecosystem services for providing continuity of regular aquifer recharge both in quantity and quality.

#### 4. Conclusions

Our results demonstrated that extensive wildfires can compromise the stability of the water balance of the metropolitan region of Belo Horizonte, by severely reducing water storage on account of vegetation cover losses. These events show the need for public policies focusing on

fire management in the watershed area, in order to minimize the damage caused by fire on key ecological processes that are directly and indirectly responsible for public water supply. On the other hand, sparse, smaller and strategically localized prescribed fires (<15% of PESRM area) in herbaceous physiognomies can be beneficial in the control of dry biomass without significant impacts to the balance and supply of water to the aquifers, as well as to reduce the risk of wildfire damages on fire-sensitive trees of semideciduous seasonal forest around springs.

This study may provide hypotheses for guiding future researches into examining multiple factors related to the extent of each wildfire, topography, soil, and vegetation cover. All these variables act synergically on the control of water balance, whose influence can drastically vary with season, fire extension and precipitation regime.

In a recent paper, Gomes et al. (2018) give recommendations on how to improve the knowledge on the effects of fire in the Cerrado biome. However, questions on how fire may change the water balance within watershed areas of the Cerrado are not addressed. This study is a step in this direction for we examined the short-term effects of herbaceous layer burning on the water balance of PESRM, while a future paper (Rodrigues, Figueira, and Jacobi in prep.) will examine the long-term consequences of its seasonal semideciduous forest decline caused by fire.

#### Acknowledgments

We thank the Brazilian National Council for Scientific and Technological Development (CNPq) for financial support (APQ 478501/2012-9) and a productivity fellowship to CMJ (PQ 305403/2013-3); the Minas Gerais State Research Council (FAPEMIG) for financial support (PPM-00224-13), and the Minas Gerais Forest Institute (IEF-MG) for the research licenses. We are grateful to the staff of PESRM for logistic support. The Minas Gerais Water Treatment Company (COPASA) and the National Institute for Space Research (INPE) kindly provided the

streamflow data and the history of fire foci, respectively. The final version of this manuscript was greatly improved by the helpful comments of two anonymous reviewers.

#### Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.289>.

#### References

- Abbaspour, K.C., Faramarzi, M., Ghasemi, S.S., Yang, H., 2009. Assessing the impact of climate change on water resources in Iran. *Water Resour. Res.* 45, 41–65. <https://doi.org/10.1029/2008WR007615>.
- Akiner, M.E., Akkoyunlu, A., 2012. Modeling and forecasting river flow rate from the Melen Watershed, Turkey. *J. Hydrol.* 456–457, 121–129. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.06.031>.
- Alvarado, S.T., Fornazaria, T., Cóstola, A., Morellato, L.P.C., Silva, T.S.F., 2017. Drivers of fire occurrence in a mountainous Brazilian cerrado savanna: tracking long-term fire regimes using remote sensing. *Ecol. Indic.* 78, 270–281. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.02.037>.
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves, J.L.M., Sparovek, G., 2014. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol. Z.* 22, 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.
- Archer, N.A.L., Bonell, M., Coles, N., MacDonald, A.M., Auton, C.A., Stevenson, R., 2013. Soil characteristics and landcover relationships on soil hydraulic conductivity at a hill-slope scale: a view towards local flood management. *J. Hydrol.* 497, 208–222. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.05.043>.
- Arnold, J.G., Kiriny, J.R., Srinivasan, R., Williams, J.R., Haney, E.B., Neitsch, S.L., 2012. *Soil & Water Assessment Tool: Input/Output Documentation*. Texas Water Resources Institute, College Station.
- Balbinot, R., Oliveira, N.K., Vanzetto, S.C., Pedrosa, K., Valério, A.F., 2008. O papel da floresta no ciclo hidrológico em bacias hidrográficas. *Ambiência* 4 (1), 131–149.
- Batellis, S.C., Nalbantis, I., 2014. Potential effects of forest fires on streamflow in the Enepeas River Basin, Thessaly, Greece. *Environ. Process.* 1, 73–85. <https://doi.org/10.1007/s40710-014-0004-z>.
- Batmanian, G.J., Haridasan, M., 1985. Primary production and accumulation of nutrients by the ground layer community of cerrado vegetation of central Brazil. *Plant Soil* 88, 437–440. <https://doi.org/10.1007/BF02197500>.
- Bertrand, C., Siergiev, D., Ala-Aho, P., Rossi, P.M., 2014. Environmental tracers and indicators bringing together groundwater, surface water and groundwater-dependent ecosystems: importance of scale in choosing relevant tools. *Environ. Earth Sci.* 72, 813–827. <https://doi.org/10.1007/s12665-013-3005-8>.
- Bewket, W., Sterk, G., 2005. Dynamics in land cover and its effect on stream flow in the Chemoga watershed, Blue Nile basin, Ethiopia. *Hydrol. Process.* 19, 445–458. <https://doi.org/10.1002/hyp.5542>.
- Bisson, P.A., Rieman, B.E., Luce, C., Hessburg, P.F., Lee, D.C., Kershner, J.L., Reeves, G.H., Gresswell, R.E., 2003. Fire and aquatic ecosystems of the western USA: current knowledge and key questions. *For. Ecol. Manag.* 178, 213–229. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00063-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00063-X).
- Blainski, E., Silveira, F.A., Conceição, G., Garbossa, L.H.P., Vianna, L.F., 2011. Simulação de cenários de uso do solo na bacia hidrográfica do rio Araranguá utilizando a técnica da modelagem hidrológica. *Rev. Agrop. Catar.* 24, 65–70.
- Chanasyk, D.S., Mapfumo, E., Willms, W., 2003. Quantification and simulation of surface runoff from fescue grassland watersheds. *Agric. Water Manag.* 59, 137–153. [https://doi.org/10.1016/S0378-3774\(02\)00124-5](https://doi.org/10.1016/S0378-3774(02)00124-5).
- Chaplot, V., 2005. Impact of DEM mesh size and soil map scale on SWAT runoff, sediment, and NO<sub>3</sub>-N loads predictions. *J. Hydrol.* 312, 207–222. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.02.017>.
- Chaplot, V., 2007. Water and soil resources response to rising levels of atmospheric CO<sub>2</sub> concentration and to changes in precipitation and air temperature. *J. Hydrol.* 337, 159–171. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.01.026>.
- Chen, L., Berli, M., Chief, K., 2013. Examining modeling approaches for the rainfall-runoff process in wildfire-affected watersheds: using San Dimas experimental forest. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 49, 851–866. <https://doi.org/10.1111/jawr.12043>.
- Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais, 2005. *Projeto APA Sul RMBH: estudos do meio físico, uso e disponibilidade dos recursos hídricos*. First ed. SEMAD/CPRM, Belo Horizonte.
- Costa, M.H., Botia, A., Cardille, J.A., 2003. Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins river, southeastern Amazonia. *J. Hydrol.* 283, 206–217. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(03\)00267-1](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(03)00267-1).
- DeBano, L.F., 2000. The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments: a review. *J. Hydrol.* 231, 195–206. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00194-3](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00194-3).
- Easton, Z.M., Walter, M.T., Fuka, D.R., White, E.D., Steenhuis, T.S., 2011. A simple concept for calibrating runoff thresholds in quasi-distributed variable source area watershed models. *Hydrol. Process.* 25, 3131–3143. <https://doi.org/10.1002/hyp.8032>.
- Eckhardt, K., Ulbrich, U., 2003. Potential impacts of climate change on groundwater recharge and streamflow in a central European low mountain range. *J. Hydrol.* 284, 244–252. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2003.08.005>.
- Eiten, G., 1972. Cerrado Vegetation of Brazil. *Bot. Rev.* 38, 201–341. <https://doi.org/10.1007/BF02859158>.
- Elsenbeer, H., 2001. Hydrologic flowpaths in tropical rainforest landscapes—a review. *Hydrol. Process.* 15, 1751–1759. <https://doi.org/10.1002/hyp.237>.
- Eugenio, F.C., Santos, A.R., Fiedler, N.C., Ribeiro, G.A., Silva, A.G., Santos, A.B., Paneto, G.G., Schettino, V.R., 2016. Applying GIS to develop a model for forest fire risk: a case study in Espírito Santo, Brazil. *J. Environ. Manag.* 173, 65–71. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.02.021>.
- Ferreira, D.F., 2011. Sisvar: a computer statistical analysis system. *Cienc. Agrotec.* 35, 1039–1042. <https://doi.org/10.1590/S1413-70542011000600001>.
- Figueira, J.E.C., Ribeiro, K.T., Ribeiro, M.C., Jacobi, C.M., França, H., Neves, A.C.O., Conceição, A.A., Mourão, F.A., Souza, J.M., Miranda, C.A.K., 2016. Fire in riparian grasslands: plant response and management. In: Fernandes, G.W. (Ed.), *Ecology and Conservation of Mountaintop Grasslands in Brazil*. Springer, pp. 415–448. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5\\_18](https://doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5_18).
- Fundação Biodiversitas, 2007. *Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Rola-Moça*. Belo Horizonte.
- Gassman, P.W., Reyes, M.R., Green, C.H., Arnold, J.G., 2007. The Soil and Water Assessment Tool: historical development, applications, and future research directions. *Trans. ASABE* 50 (4), 1211–1250. <https://doi.org/10.13031/2013.23637>.
- Gomes, L., Miranda, H.S., Bustamante, M.M.C., 2018. How can we advance the knowledge on the behavior and effects of fire in the Cerrado biome? *For. Ecol. Manag.* 417, 281–290. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.02.032>.
- Grady, J.M., Hoffmann, W.A., 2012. Caught in a fire trap: recurring fire creates stable size equilibrium in woody resprouters. *Ecology* 93, 2052–2060. <https://doi.org/10.1890/12-0354.1>.
- Green, C.H., Van Griensven, A., 2008. Autocalibration in hydrologic modeling: using SWAT2005 in small-scale watersheds. *Environ. Model. Softw.* 23, 422–434. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2007.06.002>.
- Hirota, M., Holmgren, M., Van Nes, E.H., Scheffer, M., 2011. Global resilience of tropical forest and savanna to critical transitions. *Science* 334, 232–235. <https://doi.org/10.1126/science.1210657>.
- Hoffmann, W.A., Solbrig, O.T., 2003. The role of topkill in the differential response of savanna woody species to fire. *For. Ecol. Manag.* 180, 273–286. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00566-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00566-2).
- Hoffmann, W.A., Adasme, K., Faridasan, M., Carvalho, M., Geiger, E.L., Pereira, M.A.B., Gotsch, S.G., Franco, A.C., 2009. Tree topkill, not mortality, governs the dynamics of alternate stable states at savanna-forest boundaries under frequent fire in central Brazil. *Ecology* 90, 1326–1337. <https://doi.org/10.1890/08-0741.1>.
- Horel, Á., Tóth, E., Gelybó, G., Kása, I., Bakacsi, Z., Farkas, C., 2015. Effects of land use and management on soil hydraulic properties. *Open Geosci.* 1, 742–754. <https://doi.org/10.1515/geo-2015-0053>.
- Hyde, K., Woods, S.W., Donahue, J., 2007. Predicting gully rejuvenation after wildfire using remotely sensed burn severity data. *Geomorphology* 86, 496–511. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.10.012>.
- IEF, Previnicendo, 2013. *Relatório de Focos de Calor, Incêndios Florestais nas Unidades de Conservação e Autorizações de Queima Controlada no Estado de Minas Gerais em 2012*. Belo Horizonte.
- IEF, Previnicendo, 2014. *Relatório de Focos de Calor, Incêndios Florestais nas Unidades de Conservação e Autorizações de Queima Controlada no Estado de Minas Gerais em 2013*. Belo Horizonte.
- IEF, Previnicendo, 2015. *Relatório de Focos de Calor, Incêndios Florestais nas Unidades de Conservação e Autorizações de Queima Controlada no Estado de Minas Gerais em 2014*. Belo Horizonte.
- Inbar, A., Lado, M., Sternberg, M., Tenau, H., Ben-Hur, M., 2014. Forest fire effects on soil chemical and physicochemical properties, infiltration, runoff, and erosion in a semi-arid Mediterranean region. *Geoderma* 221–222, 131–138. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.01.015>.
- Jacobi, C.M., Carmo, E.F., 2008. The contribution of ironstone outcrops to plant diversity in the Iron Quadrangle, a threatened Brazilian landscape. *Ambio* 37, 324–326. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2008\)37\[324:TCOITJ\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2008)37[324:TCOITJ]2.0.CO;2).
- Jacobi, C.M., Carmo, E.F., Vincent, R.C., Stehmann, J.R., 2007. Plant communities on ironstone outcrops—a diverse and endangered Brazilian ecosystem. *Biodivers. Conserv.* 16, 2185–2200. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9156-8>.
- Jiménez, C., Tejedor, M., Morillas, G., Neris, J., 2006. Infiltration rate in Andisols: effect of changes in vegetation cover (Tenerife, Spain). *J. Soil Water Conserv.* 61, 153–158.
- Jordán, A., Zavala, L.M., Mataix-Solera, J., Nava, A.L., Alanís, N., 2011. Effect of fire severity on water repellency and aggregate stability on Mexican volcanic soils. *Catena* 84, 136–147. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2010.10.007>.
- Kane, V.R., Lutz, J.A., Cansler, C.A., Povak, N.A., Churchill, D.J., Smith, D.F., Kane, J.T., North, M.P., 2015. Water balance and topography predict fire and forest structure patterns. *For. Ecol. Manag.* 338, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.10.038>.
- Krishnaswamy, J., Bonell, M., Venkatesh, B., Purandara, B.K., Rakesh, K.N., Lele, S., Kiran, M.C., Reddy, V., Badiger, S., 2013. The groundwater recharge response and hydrologic services of tropical humid forest ecosystems to use and reforestation: support for the “infiltration-evapotranspiration trade-off hypothesis”. *J. Hydrol.* 498, 191–209. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.06.034>.
- Li, L., Jiang, D., Hou, X., Li, J., 2013. Simulated runoff responses to land use in the middle and upstream reaches of Taorhe River basin, Northeast China in wet, average and dry years. *Hydrol. Process.* 27, 3484–3494. <https://doi.org/10.1002/hyp.9481>.
- Liu, T., Liu, L., Luo, Y., Lai, J., 2015. Simulation of groundwater evaporation and groundwater depth using SWAT in the irrigation district with shallow water table. *Environ. Earth Sci.* 74, 315–324. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4034-2>.
- Llerena, C., Hermoza, R.M., Llerena, L.M., 2007. *Plantaciones forestales, agua y gestión de cuencas*. Deb. Agr. 42, 79–110.
- Loague, K., Green, R.E., 1991. Statistical and graphical methods for evaluating solute transport models: overview and application. *J. Contam. Hydrol.* 7, 51–73. [https://doi.org/10.1016/0169-7722\(91\)90038-3](https://doi.org/10.1016/0169-7722(91)90038-3).

- Lukenbach, M.C., Devito, K.J., Kettridge, N., Petrone, R.M., Waddington, J.M., 2015. Hydrogeological controls on post-fire moss recovery in peatlands. *J. Hydrol.* 530, 405–418. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.09.075>.
- MacDonald, J.D., Kinyr, J.R., Putz, G., Prepas, E.E., 2008. A multi-species, process-based vegetation simulation module to simulate successional forest regrowth after forest disturbance in daily time step hydrological transport models. *J. Environ. Eng. Sci.* 7, 127–143. <https://doi.org/10.1139/S08-008>.
- Machado, R.E., Vettorazzi, C.A., Xavier, A.C., 2003. Simulação de cenários alternativos de uso da Terra em uma microbacia utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento. *Rev. Bras. Ciênc. Solo* 27, 727–733. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832003000400017>.
- Martin, D.A., Moody, J.A., 2001. Comparison of soil infiltration rates in burned and unburned mountainous watersheds. *Hydrol. Process.* 15, 2893–2903. <https://doi.org/10.1002/hyp.380>.
- McIn, S.G., Springer, E.P., Lane, L.J., 2001. Predicting floodplain boundary changes following the Cerro Grande wildfire. *Hydrol. Process.* 15, 2967–2980. <https://doi.org/10.1002/hyp.385>.
- Me, W., Abell, J.M., Hamilton, D.P., 2015. Effects of hydrologic conditions on SWAT model performance and parameter sensitivity for a small, mixed land use catchment in New Zealand. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 19, 4127–4147. <https://doi.org/10.5194/hess-19-4127-2015>.
- Medeiros, M.B., Miranda, H.S., 2005. Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de campo sujo submetido a três queimadas prescritas anuais. *Acta Bot. Bras.* 19, 493–500. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062005000300009>.
- Meyer, S.T., Silva, A.F., Marco Júnior, P., Neto, J.A.A.M., 2004. Composição florística da vegetação arbórea de um trecho de floresta de galeria do Parque Estadual do Rola-Moça na Região Metropolitana de Belo Horizonte, MG, Brasil. *Acta Bot. Bras.* 18, 701–709. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062004000400001>.
- Miranda, H.S., Bustamante, M.M.C., Miranda, A.C., 2002. The fire factor. In: Oliveira, P., Marquis, R. (Eds.), *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. Columbia University Press, Nova York, pp. 53–68.
- Molina, A., Govers, G., Vanacker, V., Poesen, J., Zeelmaekers, E., Cisneros, F., 2007. Runoff generation in a degraded Andean ecosystem: interaction of vegetation cover and land use. *Catena* 71, 357–370. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2007.04.002>.
- Nalbantis, I., Lympenopoulos, S., 2012. Assessment of flood frequency after forest fires in small ungauged basins based on uncertain measurements. *Hydrol. Sci. J.* 57 (1), 52–72. <https://doi.org/10.1080/02626667.2011.637041>.
- Neitsch, S.L., Williams, J.R., Arnold, J.G., Kinyr, J.R., 2011. *Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version*. Texas Water Resources Institute, Texas, p. 2009.
- Neves, A.C.O., Barbieri, A.F., Pacheco, A.A., Resende, F.M., Braga, R.F., Azevedo, A.A., Fernandes, G.W., 2016. The human dimension in the Espinhaço Mountains: land conversion and ecosystem services. In: Fernandes, G.W. (Ed.), *Ecology and Conservation of Mountainop Grasslands in Brazil*. Springer, pp. 501–530. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5\\_21](https://doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5_21).
- Nyman, P., Sheridan, G.J., Smith, H.G., Lane, P.N.J., 2014. Modeling the effects of surface storage, macropore flow and water repellency on infiltration after wildfire. *J. Hydrol.* 513, 301–313. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.02.044>.
- Olang, L.O., Kundu, P., Bauer, T., Fürst, J., 2011. Analysis of spatio-temporal land cover changes for hydrological impact assessment within the Nyando River Basin of Kenya. *Environ. Monit. Assess.* 179, 389–401. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1743-6>.
- Papathanasiou, C., Makropoulos, C., Mimikou, M., 2015. Hydrological modelling for flood forecasting: calibrating the post-fire initial conditions. *J. Hydrol.* 529, 1838–1850. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.07.038>.
- Pekarova, P., Miklanek, P., Onderka, M., Kohnova, S., 2009. Water balance comparison of two small experimental basins with different vegetation cover. *Biologia* 64, 487–491. <https://doi.org/10.2478/s11756-009-0100-0>.
- Reichert, J.M., Suzuki, L.E.A.S., Reinert, D.J., 2007. Compactação de solo em sistemas agropecuários e florestais: identificação, efeitos limites críticos e mitigação. In: Ceretta, C.A., Silva, L.S., Reichert, J.M. (Eds.), *Tópicos em ciência do solo*. 5. SBCE, Viçosa, pp. 49–134.
- Riddell, E.S., Khan, A., Mauck, B., Ngcobo, S., Pasi, J., Pickles, A., Pickles, J., Sicho, Z., Lorentz, S.A., Govender, N., 2012. Preliminary assessment of the impact of long-term fire treatments on in situ soil hydrology in the Kruger National Park. *Koedoe* 54, 1–7. <https://doi.org/10.4102/koedoe.v54i1.1070>.
- Rizzini, C.T., 1997. *Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos*. 2 ed. Âmbito Cultural, Rio de Janeiro.
- Robichaud, P.R., 2000. Fire effects on infiltration rates after prescribed fire in Northern Rocky Mountain forests, USA. *J. Hydrol.* 231–232, 220–229. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00196-7](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00196-7).
- Rodrigues, E.L., Elmira, M.A.T., Braga, F.A., Jacobi, C.M., Rossi, R.D., 2015. Impact of changes in land use in the flow of the Pará River Basin, MG. *Rev. Bras. Eng. Agric. Amb.* 19, 70–76. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v19n1p70-76>.
- Rossi, R.D., Martins, C.R., Viana, P.L., Rodrigues, E.L., Figueira, J.E.C., 2014. Impact of invasion by molasses grass (*Melinis minutiflora* P. Beauv.) on native species and on fires in areas of campo-cerrado in Brazil. *Acta Bot. Bras.* 28, 631–637. <https://doi.org/10.1590/0102-33062014abb3390>.
- Sajikumar, N., Remya, R.S., 2015. Impact of land cover and land use change on runoff characteristics. *J. Environ. Manag.* 161, 460–468. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.12.041>.
- Salteili, A., Tarantola, S., Campolongo, F., 2000. Sensitivity analysis as an ingredient of modelling. *Stat. Sci.* 12, 377–395.
- Sato, M.N., Miranda, H.S., Maia, J.M.F., 2010. O fogo e o estrato arbóreo do Cerrado: efeitos imediatos e de longo prazo, in: Miranda, H.S. (org.), *Efeitos do regime de fogo sobre a estrutura de comunidades de Cerrado: Projeto Fogo, IBAMA, Brasília*, pp. 77–91.
- Scott, D.F., 1993. The hydrological effects of fire in South African mountain catchments. *J. Hydrol.* 150, 409–432. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(93\)90119-T](https://doi.org/10.1016/0022-1694(93)90119-T).
- Sempere, D., Urbano, A., Lavabre, J., Dolz, J., 1994. Consecuencias hidrológicas de los incendios forestales. *Ing. Agua* 1, 33–48. <https://doi.org/10.4995/ia.1994.2648>.
- Simon, M.F., Grether, R., Queiroz, L.P., Skema, C., Pennington, R.T., Hughes, C.E., 2009. Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations of fire. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* (48), 20359–20364. <https://doi.org/10.1073/pnas.0903410106>.
- Tague, C., Seaby, L., Hope, A., 2009. Modeling the eco-hydrologic response of a Mediterranean type ecosystem to the combined impacts of projected climate change and altered fire frequencies. *Clim. Chang.* 93, 137–155. <https://doi.org/10.1007/s10584-008-9497-7>.
- Teale, A., Neary, D., 2015. Water quality impacts of forest fires. *J. Pollut. Eff. Cont.* 3, 1–7. <https://doi.org/10.4172/2375-4397.1000140>.
- Tucci, C.E.M., 1998. *Modelos hidrológicos*. First ed. UFRGS, Porto Alegre.
- Viessman Jr., W., Lewis, G.L., 2003. *Introduction to Hydrology*. Fifth ed. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.
- Woods, S.W., Balfour, V.N., 2010. The effects of soil texture and ash thickness on the post-fire hydrological response from ash-covered soils. *J. Hydrol.* 393, 274–286. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.08.025>.
- Woznicki, S.A., Nejadhashemi, A.P., Abouali, M., Herman, M.R., Eshfahanian, E., Hamaamin, Y.A., Zhang, Z., 2016. Ecohydrological modeling for large-scale environmental impact assessment. *Sci. Total Environ.* 543, 274–286. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.044>.
- You, W., Lin, L., Wu, L., Ji, Z., Yu, J., Zhu, J., Fan, Y., He, D., 2017. Geographical information system-based forest fire risk assessment integrating national forest inventory data and analysis of its spatiotemporal variability. *Ecol. Indic.* 77, 176–184. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.01.042>.
- Zhang, A., Zhang, C., Fu, G., Wang, B., Bao, Z., Zheng, H., 2012. Assessments of impacts of climate change and human activities on runoff with SWAT for the Huifa River Basin, Northeast China. *Water Resour. Manag.* 26, 2199–2217. <https://doi.org/10.1007/s11269-012-0010-8>.
- Zhu, X.J., Yu, G.R., Hua, Z.M., Wang, Q.F., He, H.L., Yan, J.H., Wang, H.M., Zhang, J.H., 2015. Spatiotemporal variations of T/ET (the ratio of transpiration to evapotranspiration) in three forests of Eastern China. *Ecol. Indic.* 52, 411–421. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.12.030>.

## CAPITULO II

### Incêndios, destruição de florestas e abastecimento hídrico numa grande metrópole Brasileira - Simulações usando o SWAT

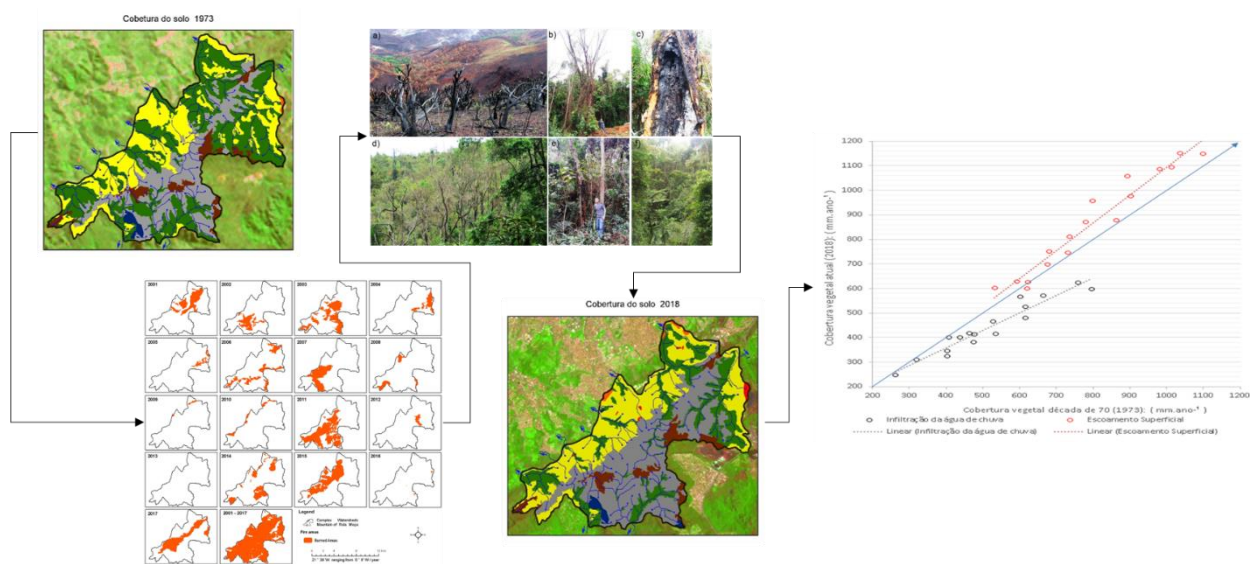
Evandro L. Rodrigues, Claudia M. Jacobi, José Eugênio Côrtes Figueira

Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, 31270-901 Belo Horizonte, Brazil

#### Destaques

- Reconstituição da cobertura vegetal da década de 1970 e atual 2018.
- Balanço hídrico sazonal em função das mudanças na cobertura do solo.
- Perda de florestas e expansão de campos produzem redução sobre infiltração e aumento de escoamento.
- Redução na infiltração conduzem a elevados déficits, com consequência negativas a recarga dos aquíferos.

#### Resumo Gráfico



## Resumo

Incêndios florestais constituem poderosa motriz, afetando diretamente processos biogeoquímicos. Alterações nesses ciclos, produzem transformações com diversos efeitos sobre ecossistemas terrestres e sua interface aquática, comprometendo serviços ecossistêmicos essenciais à vida silvestre e ao homem. O Parque Estadual da Serra do Rola Moça (PERSM, MG, Brazil), abriga um complexo de mananciais que abastece a terceira metrópole Brasileira em tamanho populacional. Neste parque predominam formações campestres e cerrado e há décadas têm sido atingido por grandes incêndios na estação seca que frequentemente alcançam as matas de galeria em torno das nascentes. Usando técnicas de sensoriamento remoto, mapeamos a cobertura vegetal deste parque em 1973 e comparamos com a cobertura atual em 2018, o que permitiu estimar retração de 42% das matas e expansão de formações campestres. Nossa hipótese era que os incêndios florestais poderiam ser os principais responsáveis pela retração das matas e, imagens obtidas por Drones em 2018, em um dos mananciais, revelaram grande quantidade de árvores mortas com troncos carbonizados. Usamos o modelo Soil and Water Assessment Tool (SWAT) para simular e comparar os balanços hídricos na década de 1970 e atual com o objetivo de estimar possível comprometimento e ameaça ao abastecimento urbano. A comparação 1973-2018 aponta para a ruptura parcial dos mecanismos que governam a infiltração e escoamento superficial da água, sendo estimadas perdas anuais de 18% do volume de água infiltrado no solo. As perdas cumulativas na recarga das águas subterrâneas reduzem o fluxo de base das nascentes e levam a déficits hídricos elevados que comprometem o abastecimento urbano. A continuidade dos incêndios, associada a anos de estiagem cada vez mais recorrentes, podem conduzir ao colapso hídrico da região num futuro próximo.

**Palavras-chave:** Incêndios florestais, serviços ecossistêmicos, cobertura vegetal, balanço hídrico, mananciais, modelo de simulação, SWAT

## 1. Introdução

A conservação dos recursos hídricos é expressa como um dos serviços ecossistêmicos mais relevantes para a humanidade derivado das interações solo-água-plantas (Zhai et al., 2016), sendo a cobertura vegetal a principal responsável pela infiltração, estocagem da água no solo (Papathanasiou et al., 2015), amortização do escoamento e regulação das vazões que previnem enchentes (Sriwongsitanon e Taesombat, 2011). Além disso, a cobertura vegetal confere estabilidade ao solo, é responsável pelo sequestro de carbono (Bond e Midgley, 2012) e ciclagem de nutrientes (Oliveras e Malhi, 2016, Neves et al., 2016), todas funções vitais para o funcionamento equilibrado dos ecossistemas.

Variações na cobertura vegetal, decorrentes das mudanças na topografia e condições pedológicas influenciam de diferentes maneiras na capacidade de infiltração e estocagem da água no solo (Zhai et al., 2016). Por outro lado, desmatamentos e incêndios florestais reconfiguram o padrão da vegetação, alterando a capacidade de interceptação das chuvas,



infiltração, evapotranspiração, vazão e escoamento, afetando de forma negativa o ciclo hidrológico e a disponibilidade para uso humano (Shu-ren, 2003).

Os incêndios florestais se destacam como um dos mais poderosos agentes de mudanças na paisagem (Scott, 1993, Bond e Keeley, 2005, Bond et al., 2005, Tague et al., 2009, Kane et al., 2015), exercendo papel fundamental nos padrões e processos dos ecossistemas (Woods e Balfour, 2010, Hoffmann et al., 2012). Ao redor do mundo, o fogo têm moldado a evolução das espécies e dos processos biogeoquímicos em ambientes savânicos por milhões de anos (Beerling e Osborne, 2006), sendo as descargas elétricas entre a atmosfera e a superfície terrestre na época chuvosa a principal fonte de ignição (van der Werf et al., 2008, Archibald et al., 2009, Aldersley et al., 2011). O risco de ignição e espalhamento do fogo depende da biomassa vegetal acumulada, seu grau de umidade e arranjo espacial (Krawchuk e Moritz, 2011). A elevada umidade limita os incêndios na estação chuvosa, mas incêndios provocados pelo homem se tornam cada vez mais prováveis com o avanço da estação seca (Whelan, 1995).

Em todo o planeta, o fogo antropogênico têm alterado de forma sem precedente os níveis de sua atividade, sendo considerado uma das ameaças mais significativas aos ecossistemas (Pivello, 2005, Bowman et al., 2011). Por causa de sua extemporaneidade e o acúmulo de matéria no final da estação seca faz com que os incêndios sejam mais extensos e severos em relação aos padrões esperados para regimes de fogo naturais (Figueira et al. 2016, Gomes et al., 2018).

Em razão disso, a frequência e severidade aumentadas, fazem dos incêndios antropogênicos, uma das principais motrizes nas transformações em comunidades naturais. Esses incêndios levam à extinção de espécies nativas e favorecem a invasão de gramíneas, algumas exóticas, que tornam os ambientes mais propensos a incêndios (Gorgone-Barbosa et al., 2015, Gorgone-Barbosa et al., 2016). Essa dinâmica intensifica a severidade do fogo na vegetação, comprometendo serviços ecossistêmicos que superam a capacidade de adaptação das espécies (Pausas e Keeley, 2009) (Fig. 1). Embora muitas espécies de plantas de mata e savana sejam tolerantes ao fogo, elas têm experimentado frequências muito acima das associadas aos incêndios naturais. Prognóstico que tem levado à redução da diversidade, densidade, tamanho de plantas lenhosas e à mortandade de espécies sensíveis ao fogo (Hoffmann, 1999), condição que impõe tensão sobre os mecanismos que promovem o fornecimento e a estabilidade dos serviços ecológicos.

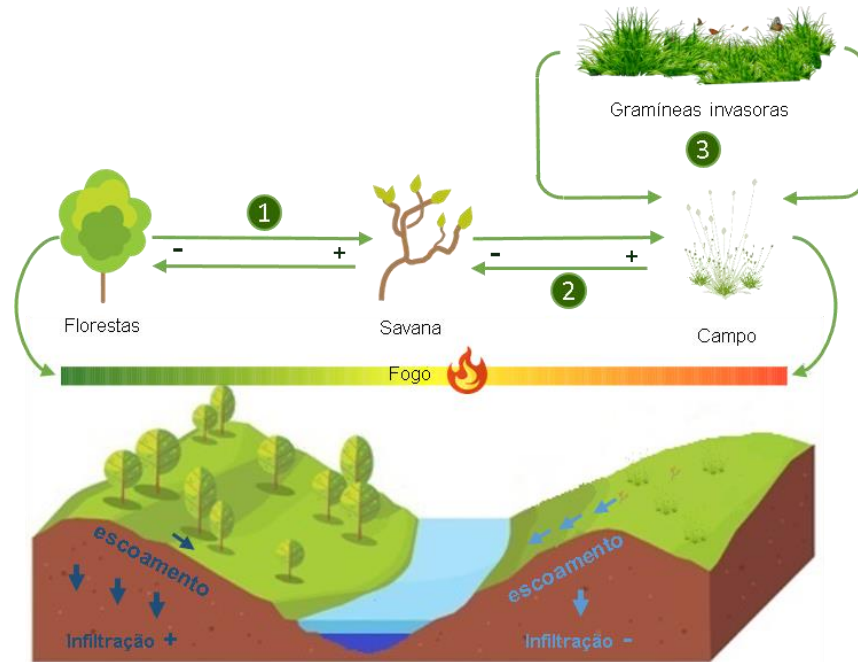


Figura 1. Diagrama conceitual do ciclo gramínea-fogo associado a componentes do balanço hídrico. 1) perturbações do ambiente natural pelo fogo a fim ilustrar a influência das espécies invasoras e a conversão de florestas em formações campestres com reflexos na dinâmica hidrológica; 2) Acúmulo de biomassa combustível pelo rápido crescimento de gramíneas induzindo maior escoamento e menor infiltração; 3) Espécies invasoras e alterações no microclima potencializam o ciclo gramínea-fogo, gerando feedbacks positivos: interagindo frequentemente por causas antrópicas nas mudanças de uso do solo. Se o ciclo for interrompido a tendência à savanização e formações campestres poderia ser revertida, transformando campos em ambientes savânicos e estes em direção a florestas.

As mudanças ambientais resultantes da intervenção humana, quer seja pelos desmatamentos ou incremento do fogo, tem ocasionado a ruptura das barreiras biogeográficas, expondo inúmeros ecossistemas terrestres a um contato, sem precedentes na escala de tempo evolutiva, com espécies exóticas/invasoras (Coblentz, 1990, D'Antonio e Vitousek, 1992). Dentre estas, as gramíneas C4 toleram o fogo, crescem rapidamente por rebrota, acumulam biomassa elevada, reproduzem cedo com elevada produção de sementes e têm elevada flamabilidade, promovendo incêndios mais intensos e frequentes que as favorecem (Williams e Baruch, 2000, Rossiter et al., 2003, Bond, 2008). D'Antonio e Vitousek (1992) denominaram essa interação de ciclo gramínea-fogo.

Em várias partes do mundo há evidências de que as invasões de gramíneas e o ciclo do fogo podem interromper o processo de sucessão conduzindo à conversão de florestas em formações savânicas e campestres pirofíticas (D'Antonio e Vitousek, 1992, Gitay e Wilson, 1995, Mistry, 1998, Cline e Zak, 2015, D'Antonio et al., 2017). Por outro lado, as mudanças climáticas têm influenciado o tempo de retorno, intensidade e a severidade dos incêndios (Westerling et al., 2006, Moritz, 2012), potencializando a transformação das paisagens. A imposição dessas condições tem superado a capacidade de resistência e resiliência de ecossistêmicos não-pirofíticos ou mesmo pirofíticos e favorecido a atração para novos domínios fitogeográficos (Staver et al., 2011a, Staver et al., 2011b, Archibald, 2016) que passam a constituir um estado de equilíbrio alternativo, dificilmente reversível ao domínio original (Coblentz, 1990, Oliveras e Malhi, 2016).

A morte de espécies florestais nas matas de galeria abre gradativamente o dossel, aumentando a incidência de luz e a temperatura e reduzindo a umidade do ar e do solo, favorecendo o estabelecimento de espécies campestres (VanderWeide e Hartnett, 2011, Oliveras e Malhi, 2016) que, além de propiciar em mais fogo (Massi et al., 2017), alteram o movimento da água no solo.

Devido à importância vital da água para a vida silvestre e das consequências sócio-econômico-ambientais decorrentes de sua escassez, a gestão de paisagens para conservação deste recurso natural têm ganhado destaque no cenário mundial, visando garantir o suprimento e a subsistência das futuras gerações (Chaplot, 2005). Nesse sentido, quantificar as mudanças geoespaciais no uso do solo associadas ao fogo, torna-se essencial para entender as forças que governam a dinâmica hidrológica em regiões que experimentam elevada frequência de incêndios de origem antrópica (Alvarado et al., 2017)

Contudo, em decorrência das dificuldades de mensurar os impactos e efeitos do fogo em campo, vários estudos têm se apropriado das técnicas da modelagem ambiental para investigar as mudanças do uso do solo, desmatamentos e até alterações climáticas sobre o ciclo hidrológico (eg. Tucci, 1998, Christofolletti, 1999, Chaplot, 2007, Abbaspour et al., 2009, Sajikumar e Remya, 2015, Rodrigues et al., 2015). Porém, poucos estudos (Shu-ren, 2003; González-Pelayo et al., 2010; Lane et al., 2010; Rodrigues et al. 2019), consideraram os efeitos combinados de mudanças na vegetação e incêndios sobre o balanço hídrico.

O SWAT (Soil and Water Assessment Tool - Neitsch et al., 2011) é um modelo hidrológico assentado sobre uma plataforma georeferenciada de relevo, pedologia, cobertura vegetal, que alimentado com informações hidroclimáticas permite avaliar impactos das mudanças no uso do solo, sobre diferentes variáveis do ciclo hidrológico, como, escoamento, percolação, vazão, evapotranspiração, produção de sedimentos, nutrientes e qualidade da água de uma bacia hidrográfica (Gassman et al., 2007, Easton et al., 2011, Li et al., 2013, Zeiger e Hubbart, 2016).

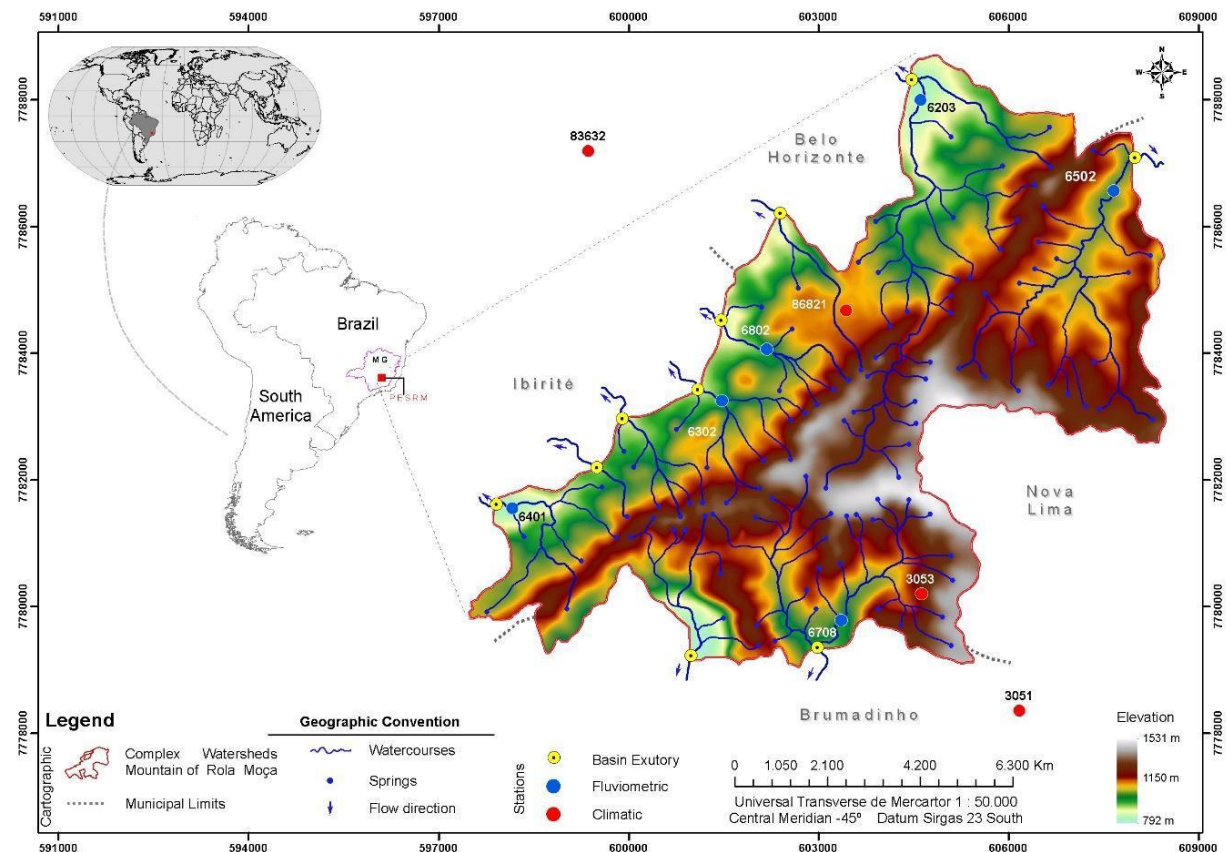
O Parque Estadual da Serra do Rola Moça (PESRM), Brasil, foi criado em 1994 para proteger a rica biodiversidade distribuída em um mosaico de ecossistemas, nascentes e cursos d'água que abastecem a terceira maior metrópole brasileira (Biodiversitas, 2007). Apesar de sua importância, este parque é o mais atingido por incêndios florestais no Estado (Arcebispo 2002, IEF 2018). Rodrigues et al. (2019) usaram o SWAT para simular alterações no balanço hídrico provocadas por esses incêndios nas formações campestres e savânicas deste parque. Eles mostraram que a queima da matriz graminosa/herbácea dos campos e cerrados que envolvem as matas de galeria, aumenta o escoamento superficial e reduz a infiltração da água de chuva no solo, comprometendo temporariamente o abastecimento hídrico. Esses autores sugerem, ainda, que esses incêndios poderiam ter reduzido as matas de galeria que são sensíveis ao fogo. Isso representaria uma ameaça crescente, não quantificada e de efeitos mais persistentes para a biodiversidade e o mosaico de ecossistemas que o parque se propõe a preservar, e sobre o abastecimento hídrico da região metropolitana (Rodrigues et al. 2018).

Neste estudo, i) testamos a hipótese de que as matas de galeria do PESRM teriam se retraído em decorrência de incêndios florestais e desmatamentos, comparando imagens de sensoriamento remoto da época de criação da unidade (1994) e atuais (2018) com imagens de 1973; ii) confirmada a retração das matas de galeria, calibramos o modelo SWAT com dados de pluviosidade e cobertura vegetal atuais e simulamos o balanço hídrico de 1973; iii) comparamos os efeitos dos incêndios na matriz graminosa/herbácea sobre o balanço hídrico, com os efeitos decorrentes da perda das matas de galeria; iv) estimamos perdas em volume de água para a região metropolitana e, finalmente; v) propomos estratégias para minimizar impactos do fogo nas matas de galeria e seus entornos.

## **2. MATERIAIS E MÉTODOS**

## 2.1. Área de estudo

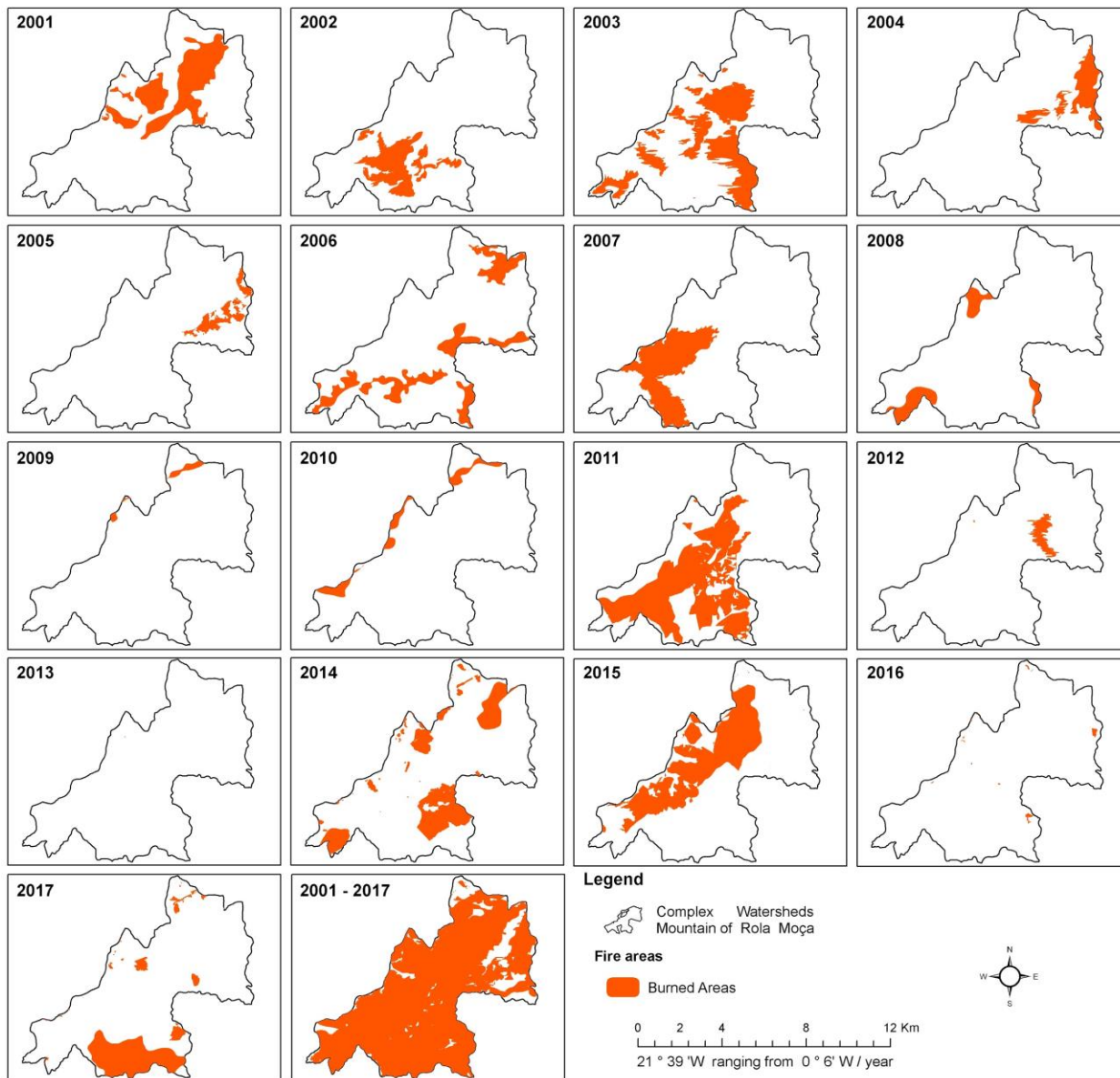
O PESRM é uma unidade de proteção integral criada em 27 de setembro de 1994 pelo decreto 36.071, para proteção de sete mananciais que abastecem a região metropolitana de Belo Horizonte, cujos tributários irrigam as bacias do Rio das Velhas e do Rio Paraopeba (Biodiversitas, 2007). Sua localização está na região do Alto Rio São Francisco região do Quadrilátero Ferrífero em Minas Gerais, na confluência das Serras do Curral, Moeda e Três Irmãos. Nosso estudo, estendeu-se além dos limites legais do PESRM para abranger os divisores topográficos das microbacias, de toda área de recarga, de modo que a área totalizou 49,89 km<sup>2</sup>, abrangendo parte dos municípios de Belo Horizonte, Brumadinho, Ibirité e Nova Lima, sendo considerado o terceiro maior do país localizado em área urbana (Biodiversitas, 2007). Geograficamente, está situado no retângulo envolvido pelas coordenadas E= 597.943.31 m e N=7.779.075.00 m e E=607.990.96 m e N=7.787.921.01 m, Sistema UTM, Fuso 23, Hemisfério Sul, Sistema Geodésico Sirgas Datum 2000, sua altitude varia entre 792 m a 1531 m com média aproximada em 1156 m (Figura 1).



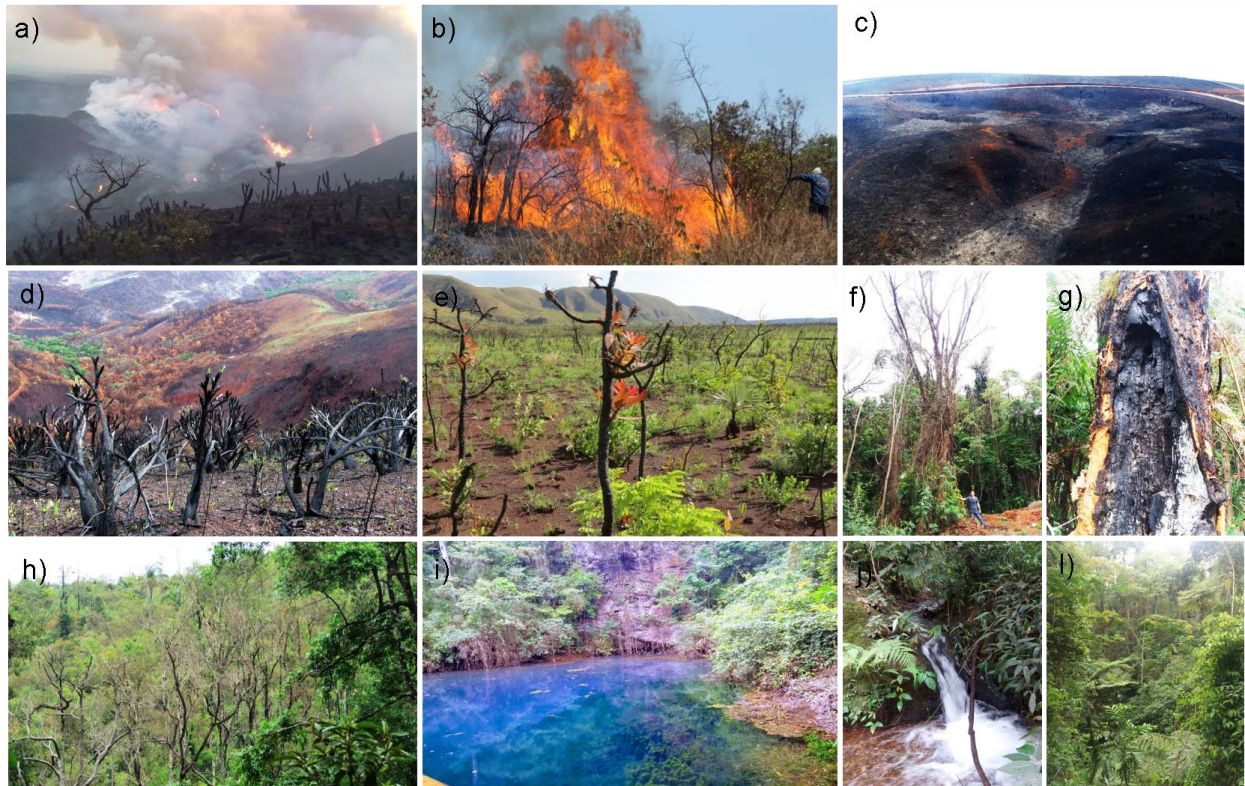
**Figura 1:** Localização do complexo de mananciais do PESRM, estações hidroclimáticas, limite de municípios, nascentes, rede hidrográfica.

A região apresenta clima tropical de altitude, quente e semiúmido, classificado como Köppen-Geiger Cwa (Alvares et al., 2014), inverno seco, verão chuvoso e temperatura média em torno de 19°C. Durante todo o ano a região encontra-se sob o domínio do Anticiclone Subtropical do Atlântico Sul, sendo, conseqüentemente, submetida a movimentos verticais de massas de ar descendentes em larga escala. Durante o ano, a região é ainda invadida por sistemas extratropicais, que provocam chuvas no período da primavera, verão e outono com um gradiente de pluviosidade entre 1400 a 1750mm. Os meses de junho, julho e agosto são os mais secos, enquanto novembro, dezembro e janeiro são os meses de maior precipitação (Meyer et al., 2004). O PESRM situa-se na zona de transição de dois hotspots de biodiversidade, o Cerrado e a Mata Atlântica). Neste cenário se destacam nas maiores altitudes os campos rupestres sobre afloramentos de canga, os campos sujos, matas de galeria e cerrado *sensu stricto* nas áreas mais baixas (Jacobi et al., 2007; Jacobi e Carmo, 2008), Esse mosaico vegetacional confere à região uma diversidade singular (Biodiversitas, 2007).

O PESRM tem um longo histórico de incêndios atribuídos ao homem, geralmente na estação seca, entre os meses de maio a outubro. Registros antigos dão conta de que o fogo tenha consumido grandes áreas 1.275,52 ha em 1994 e 704,61 ha em 1999 (Biodiversitas, 2007), indicando que o fogo tenha atuado com bastante intensidade. A extensão desses incêndios variou entre 14% e 60% da área do parque (IEF, 2015; IEF, 2018), atingindo praticamente toda a extensão do complexo de mananciais (Figuras 2 e 3).



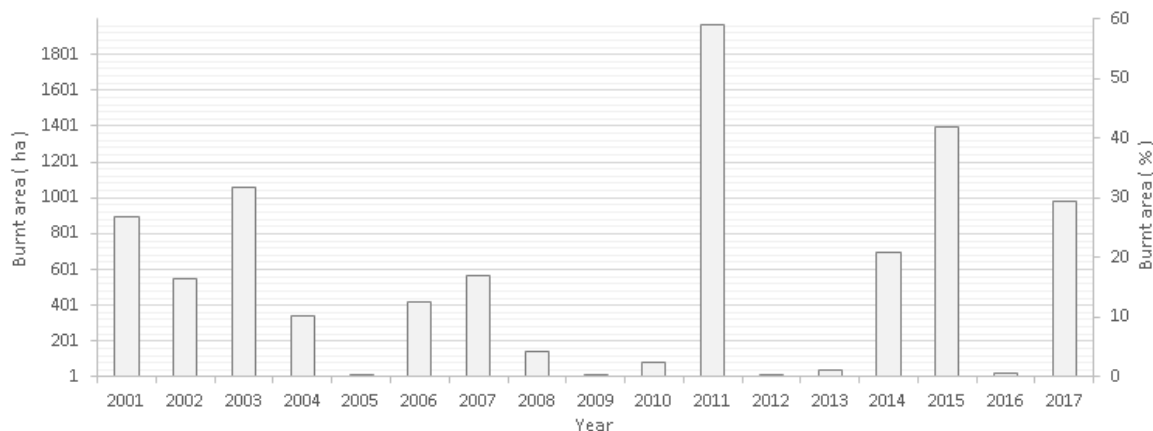
**Figura 2** - Série histórica das queimadas no PESRM, mostrando a localização e a extensão dos incêndios. Note-se que muitas áreas queimadas estão associadas aos limites do Parque, indicando focos de ignição vindos do seu entorno. Fonte: Diretoria de Prevenção e Combate a Incêndios Florestais / Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos / Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável, MG.



**Figura 3** - Incêndios florestais e seus efeitos na vegetação lenhosa do Manancial Catarina do PESRM: a) paisagem do PESRM tomada pelo fogo. b) incêndio com alto poder destrutivo sobre cerrado *sensu stricto* vizinha a mata de galeria. c) detalhe da área afetada completamente nua. d) Campo rupestre ferruginoso (em primeiro plano) e a Mata de galeria do Manancial Catarina atingidas por incêndios em 2011. Note os pseudo troncos das velozias carbonizados, alguns com rebrotas de folhas, e as copas das árvores queimadas ao fundo; e) vegetação de campo em fase de regeneração. f) árvore de grande porte ao lado do curso d'água, morta pelo incêndio e sem sinais de rebrotas. g) detalhe do seu tronco carbonizado d) borda da mata de galeria atingida por incêndio em 2011, evidenciando grande quantidade de árvores mortas; h) reservatório do manancial Catarina. i) nascente tributária do manancial e j) interior da Mata de galeria.

Incêndios de grandes extensões têm sido cada vez mais frequentes no parque, ameaçando espécies endêmicas e propiciando o espalhamento de plantas invasoras (Rossi et al., 2014). Em 2011, cerca de 1.921 ha do parque (cerca de 50% de sua área) foram queimados (Fig. 3), sendo 700 ha em áreas de mananciais (IEF, 2013). Em 2015, o fogo voltou a atingir grandes proporções, queimando 60% da vegetação nativa, com o comprometimento temporário dos mananciais (IEF, 2015, IEF, 2016).





**Figura 4** -Variação inter-anual das áreas atingidas por incêndios florestais de origem antrópica no PESRM.

### 3. Modelagem do balanço hídrico no complexo de mananciais do PESRM

#### 3.1 Dados requeridos pelo modelo

Para ajustar o modelo hidrológico SWAT à área de recarga dos mananciais do parque foi construído um banco de dados contendo informações sobre a topografia, uso e cobertura vegetal, pedologia e hidrografia. Informações hidroclimáticas relativas à fluviometria, precipitação, temperatura, vento, umidade do ar, radiação solar e regime de incêndios também integraram o conjunto de dados utilizados na alimentação do modelo para fins de calibração e de representação do comportamento hidrológico da drenagem (Rodrigues et al., 2015).

A base de dados meteorológicos foi cedida pelo Instituto Nacional de Meteorologia - INMET a partir das estações 83632, 86821, 3053, localizadas na área de influência da região hidrográfica do parque. Para calibração e validação do modelo foi incorporada série histórica dos focos de calor obtidos a partir de imagens de satélite do BD queimadas (<http://www.inpe.br/queimadas/bdqueimadas>) do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, validadas por meio das áreas queimadas fornecidas pelo Instituto Estadual de Florestas – IEF, sendo incluídos o dados fluviométricos obtidos das estações 6401 (Área de Proteção Especial Taboão), 6302 (APE Rola Moça) 6802 (APE Barreirinho) 6203 (APE Bálamo), 6708 (APE Catarina), 6502 (APE Mutuca) administradas pela Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA). A base topográfica da área foi obtida a partir de uma imagem de altitudes (modelo digital de elevação) Aster GDEM, com resolução espacial de 30 m. Para confecção do mapa de uso e cobertura do solo foram aplicados métodos de classificação e reconhecimento de

padrões nas imagens orbitais multiespectrais do sensor “MSS” Landsat 1, adquiridas em 08/04/1973, e do sensor “OLI” Landsat 8, adquiridas em 13/03/2018, disponibilizadas pelo banco de dados do Serviço de Pesquisa Geológica dos Estados Unidos (United States Geological Survey - USGS), obtidas em: (<https://earthexplorer.usgs.gov/>).

O detalhamento pedológico foi obtido do diagnóstico ambiental da Apa Sul (CPRM, 2005). O algoritmo usado na modelagem hidrológica foi o ArcSwat, acoplado à plataforma de geoprocessamento ArcGis.

### **3.2 Ajuste e análise de sensibilidade**

O modelo hidrológico SWAT foi ajustado às condições ambientais e hidrológicas atuais da área de recarga hidrográfica que compõem o complexo de mananciais do parque Estadual da Serra do Rola Moça, sendo utilizadas variáveis físicas e climáticas. As entradas do modelo SWAT são constituídas por um conjunto de variáveis físicas contendo o detalhamento das informações topográficas, da rede hidrográfica, características pedológicas (tipos de solos) e um inventário que compõem o mosaico da cobertura vegetal. Além disso, o modelo também requer informações climáticas, com localização geográfica das estações meteorológicas na área de influência, associadas às séries históricas diárias ou sub-diárias sobre o clima. Esse conjunto de dados compreende séries de precipitação, temperatura (máxima, média e mínima), velocidade do vento, umidade relativa do ar e dados de radiação solar (dados tabulares) que são inseridos por meio de um banco de dados em uma plataforma computacional de geoprocessamento. A partir dessas informações ambientais o modelo assume os parâmetros que irão integrar as equações usadas para descrever os fenômenos hidrológicos que serão modelados (Neitsch et al., 2011).

Na fase inicial, avaliamos a sensibilidade dos parâmetros que descrevem o comportamento das variáveis climáticas, cobertura do solo, tipos de solo e movimento da água. Para isso, combinamos os métodos One-factor-at-a-time - OAT e Latin Hypercube - LH (see: Van Griensven et al., 2006, Me et al., 2015), identificando e classificando os parâmetros com impacto mais significativo na saída do modelo, por ex. infiltração, fluxo, escoamento superficial e evapotranspiração (Saltelli et al., 2000, Green e Van Griensven, 2008).

Essa etapa facilita a calibração, que combina a lógica da análise de sensibilidade e de incerteza dentro de uma única estrutura (*veja* Van Griensven et al., 2006). O método LH-OAT

realiza amostragem de LH seguida por amostragem OAT. A estrutura toma uma amostra dos parâmetros para N intervalos. Em seguida cada ponto P da amostra é alterado, variando cada P parâmetro uma vez operando por loops. Cada loop começa com um ponto da amostra LH-OAT. Para cada amostra  $j$ , um efeito parcial  $S_{ij}$  é aplicado, sendo para cada parâmetro  $e_i$  calculado o percentual de ajuste, Equação 1.

$$S_{ij} = \left| \frac{100 * \left( \frac{M(e_1, \dots, e_1 * (1 + f_i), \dots, e_p) - M(e_1, \dots, e_1 e_p)}{[M(e_1, \dots, e_1 * (1 + f_i), \dots, e_p) + M(e_1, \dots, e_1, \dots, e_p)]/2} \right)}{f_i} \right| \quad (1)$$

Onde  $M(\cdot)$  refere-se às funções do modelo,  $f_i$  é a fração pela qual o parâmetro  $e_i$  é alterado (uma constante pré definida), e  $j$  se refere a um ponto LH-OAT. O loop requer  $p+1$  simulações. O efeito final é calculado pela média desses efeitos parciais de cada loop para toda faixa de pontos LH-OAT em  $n$  simulações.

O método combina a robustez da amostragem LH para que os parâmetros sejam amostrados com a precisão, enquanto o OAT assegura que as mudanças sejam atribuídas unicamente ao parâmetro alterado. Após o processo, o efeito final calculado para os parâmetros é classificado em ordem de maior relevância. Assim, a análise de sensibilidade, permite distinguir os parâmetros que exercem efeito sobre as previsões do modelo e afetam seu desempenho e os que não necessitam de ajuste.

Após a etapa de análise de sensibilidade, efetuou-se a calibração e a validação do modelo. Na calibração, os valores dos parâmetros são alterados, dentro de intervalo permitido, para que o modelo replique condições antecipadamente conhecidas do processo natural modelado (Viessman e Lewis, 2003). Nessa fase foi utilizada uma série temporal de dados aferidos em dois períodos: um para calibração (janeiro de 2001 a dezembro de 2008) e outro para verificação do modelo (janeiro de 2009 a dezembro de 2017). No período de calibração, os parâmetros de entrada do modelo foram variados até obter-se o melhor ajuste. Na validação, os parâmetros obtidos na calibração são empregados na execução do modelo e o ajuste é analisado pelos métodos estatísticos descritos a seguir (Moriasi et al., 2007, Neitsch et al., 2011, Arnold et al., 2012, Woznicki et al., 2016).

A avaliação de desempenho do modelo foi verificada através do coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE), método mais utilizado para avaliação da eficiência de modelos hidrológicos (Woznicki et al., 2016), expresso pela Equação 2.

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{t=1}^n (E_{ob} - E_{cal})^2}{\sum_{t=1}^n (E_{ob} - E_m)^2} \quad (2)$$

Onde:  $E_{ob}$  é o valor observado,  $E_{cal}$  o valor calculado, e  $E_m$  a média da série de valores observados no período. O NSE varia de infinito negativo até o valor máximo de 1, que representa a eficiência máxima (Woznicki et al., 2016).

Em complementação foi utilizado o coeficiente de massa residual (CMR), para avaliar quando o modelo superestima valores negativos ou subestima os valores positivos das variáveis simuladas (Loague e Green, 1991, Chanasyk et al., 2003). O CMR é expresso pela Equação 3.

$$CRM = \frac{\sum_{i=1}^n E_{ob} - \sum_{i=1}^n E_{cal}}{\sum_{i=1}^n E_{ob}}, \quad (3)$$

Onde:  $E_{ob}$  é o valor observado,  $E_{cal}$  é o valor calculado.

No modelo SWAT, a produção de água superficial na bacia hidrográfica é simulada pela equação do balanço hídrico, expresso pela Equação 4.

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^i (R_{dayi} - Q_{surf} - E_a - W_{seep} - Q_{gw}), \quad (4)$$

Onde:  $SW_t$  é a quantidade final de água no solo (mm),  $SW_0$  é a quantidade inicial de água no solo (mm),  $t$  é o tempo em dias,  $R_{dayi}$  é a quantidade de precipitação (mm),  $Q_{surf}$  é a quantidade de escoamento superficial (mm),  $E_a$  é a quantidade de evapotranspiração (mm),  $W_{seep}$  é a quantidade de água que entra na zona vadosa do perfil do solo (mm), and  $Q_{gw}$  is é a quantidade de retorno do fluxo (mm).

O SWAT simula o balanço hídrico pós-fogo com base em alterações esperadas na evapotranspiração, permeabilidade do solo, escoamento superficial e infiltração calculada a partir das propriedades solo e vegetação. Para isso, baseia-se nas previsões da “Curva número (CN)” (Arnold, et al., 2012), amplamente utilizada na previsão de alterações na hidrologia decorrentes de incêndios (McLin et al., 2001, Chen et al., 2013, Papathanasiou et al., 2015). A calibração do modelo Swat para o complexo de mananciais da Serra do Rola Moça foi bem

sucedida e resultou em simulações robustas que previram satisfatoriamente o comportamento hidrológico do PESRM (Rodrigues et al., 2019).

### **3.3. Sensoriamento remoto e sobrevoos com Drones: detecção das transformações temporais no uso e cobertura do solo**

Imagens orbitais do programa Landsat Multispectral Scanner (MSS), providos pela USGS, foram usadas para reconstituir as áreas e limites da cobertura vegetal original na década de 70, em 1973. O estado atual da cobertura vegetal em 2018 foi obtido a partir das imagens digitais do Landsat 8, Operational Land Imager (OLI), ambos sensores utilizados para monitorar os recursos naturais terrestres. Para corrigir distorções de resolução espacial e equiparar as imagens Landsat de diferentes datas, foi realizado o fusionamento (pansharpening) da imagem Landsat 1 a partir de uma ortoimagem pancromática com resolução de 30 metros, imageamento obtido por aerofotogrametria, do Arquivo Nacional de Cartografia Brasileiro.

Nos inventários do uso da terra (1973, 1994 e 2018) utilizamos o software ENVI 5.4 para realizar o processamento e reconhecimento dos padrões das imagens orbitais. A partir da detecção dos padrões foi extraída a segmentação, agrupando estatisticamente os pixels das imagens com base na similaridade do comportamento e assinatura espectral dos objetos (Obiefuna et al., 2012). Em seguida foram aplicadas técnicas de classificação não supervisionada *K-Means* por meio de amostras da cobertura vegetal atual. As classes consideradas foram: campo sujo, vegetação de canga, campo cerrado, floresta estacional semidecidual, campo rupestre - quartzítico, solo exposto e urbano, totalizando sete classes de informação. Na segmentação da imagem de 1973 foram encontradas também sete classes estatisticamente iguais, porém diferiam em relação ao tamanho das áreas ocupadas.

A sobreposição dos mapas de uso do solo, resultantes das duas datas, produziu a mudança da cobertura da terra, que foi vetorizada e exportada para edição e cálculos das áreas. O resultado apurado demonstrou mudanças significativas no uso do solo, apontando reduções das matas de galeria, evidentes perdas de vegetação lenhosa e expansão de formações campestres. Esta constatação justificou a simulação e o teste das hipóteses sobre possíveis interferências no balanço hídrico, bem como sobre o papel do fogo nessas perdas. A contabilização das mudanças no uso do solo encontram-se sintetizadas na seção de resultados item 4.1.

A fim de comprovar com maior acurácia os resultados, do sensoriamento remoto também foi realizado o escaneamento da vegetação por aerofotogrametria utilizando drones RTK, equipamentos embarcados com tecnologia para mapeamento da morfologia e interpretação da cobertura do solo. Os Drones, modelos Phantom 4 e Mavic RTK, sobrevoaram a mata de galeria do Manancial Catarina, atingido por um grande incêndio ocorrido no final da estação seca de 2011. As imagens obtidas permitiram identificar árvores mortas com troncos carbonizados.

### **3.4. Simulação dos cenários e teste das hipóteses**

Após obtidos os mapas de uso e cobertura do solo foram simulados i) o balanço hídrico atual, que foi usado para calibrar o modelo SWAT e serviu de para simulação retrospectiva e ii) o balanço hídrico associado à década de 1970, quando os ecossistemas eram mais preservados e os incêndios antropogênicos mais raros. O balanço hídrico foi simulado para um período de 16 anos entre 2001 a 2017 utilizando o uso e cobertura do solo atuais e os dados fluviométricos e hidrometeorológicos medidos usados para calibrar e validar o modelo (Rodrigues et al. 2019). Para facilitar a comparação, o balanço hídrico com a cobertura original de 1973 foi simulado num período equivalente a 16 anos e com o regime de chuvas atual. O volume de água escoada e infiltrada no solo, pelo início ao processo de percolação e recarga do subsolo, foram comparadas em ambos os cenários em escala anual e mensal, por meio de análise de variância ANOVA, e teste não paramétrico de Wilcoxon, usando-se o pacote estatístico SPSS, método que serviu para testar o efeito dos mecanismos desempenhados pela cobertura vegetal na captação, estocagem e perenidade da água na bacia, ora traduzido como serviço ambiental.

## **4. RESULTADOS**

### **4.1. Mudanças na composição da paisagem do PESRM**

São notáveis as mudanças na cobertura vegetal e do uso do solo no mosaico vegetacional do PESRM, e do seu entorno (não quantificada), desde a década de 1970. Nossas estimativas apontam que em 1973 o parque contava com 22,1 km<sup>2</sup> de matas de galeria, nas calhas e talwegues dos cursos hídricos. Porém esse valor foi reduzido ao longo do tempo, chegando a 11,2 km<sup>2</sup> na época atual, o que equivalente 42,9% de perda nas áreas de matas de galeria.

As imagens dos Drones constatarem elevado número de árvores mortas, muitas com cerca de 8 a 10 m de altura, e troncos parcialmente carbonizados que indicam que as chamas atingiram suas copas. Em função disso, o dossel da mata tornou-se mais aberto e descontínuo. Por outro lado, observa-se grande número de arvoretas em pleno desenvolvimento, crescendo em uma matriz com elevada densidade de plantas herbáceas e esporadicamente gramíneas, sugerindo que a floresta está se regenerando, mas em um microclima e numa matriz de vegetação mais propensas à queima (Fig. 5). Em meio a densa malha de plantas trepadeiras, samambaias, capins e cipós, compostos em grande parte espécies de pioneiras foram observados troncos mais velhos carbonizados, caídos no chão da floresta em estágio de decomposição, revelando o fogo como protagonista das mudanças<sup>2</sup>.

---

<sup>2</sup> Em campo, funcionários da companhia de abastecimento, relataram que, olhando para cima na noite do incêndio “árvores em brasa pareciam estrelas vermelhas brilhando no céu” e que muitas árvores tombaram.

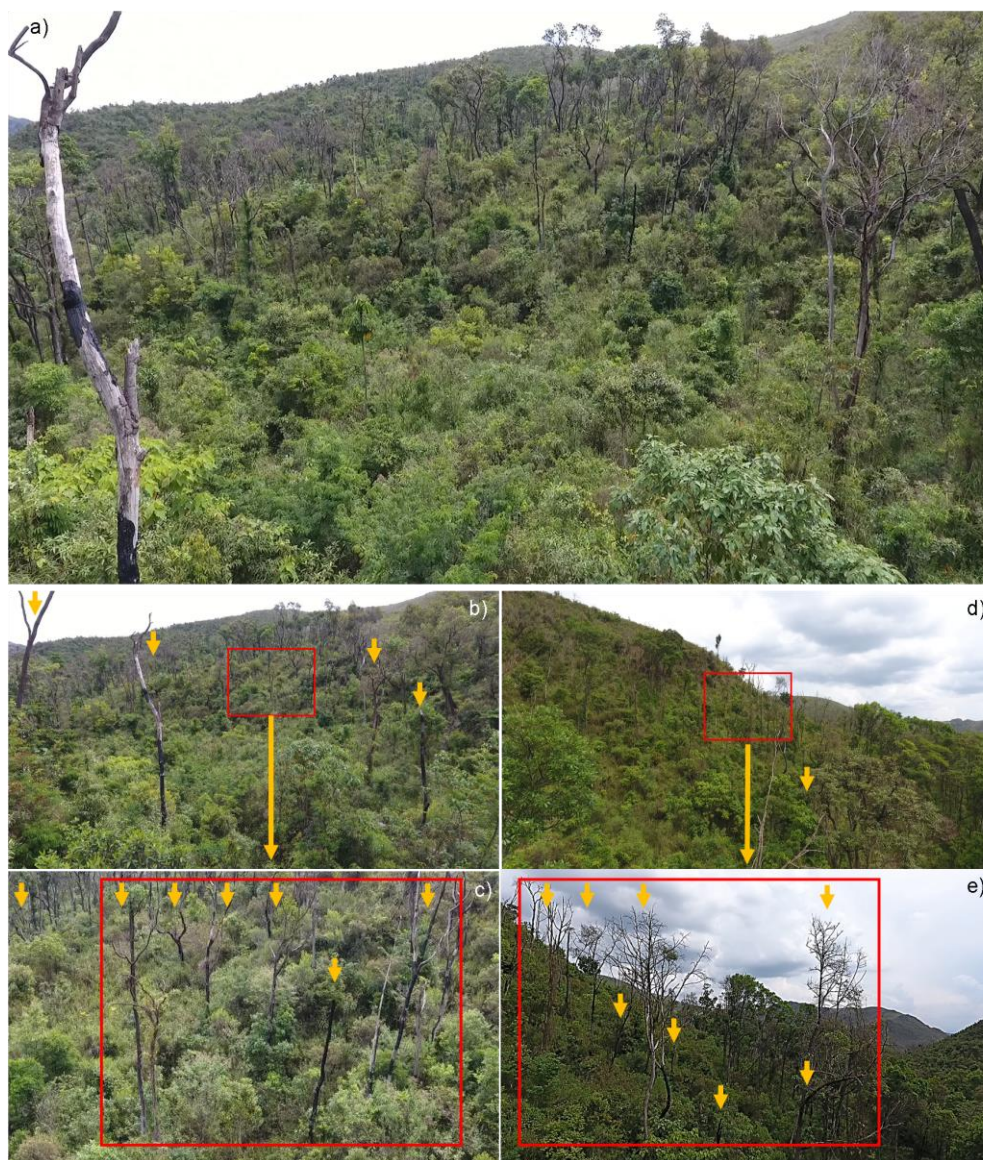


Figura 5 - Vistas aéreas da borda do manancial Catarina atingida pelo incêndio de 2011. (a) Floresta em sucessão (b, c) lado oeste e (d, e) encosta lado leste, ambas mostrando grande quantidade de árvores mortas com detalhes para indivíduos destacados por setas amarelas.

Por outro lado, constata-se um aumento das formações campestres e savânicas, como o campo sujo, que passaram de 11,5 km<sup>2</sup> para 18,7 km<sup>2</sup> (aumento de 62,6%) e o campo cerrado, que passou de 12,6 km<sup>2</sup> para 16,0 km<sup>2</sup> (aumento de 27,3%). Essas duas formações juntas tiveram um incremento em suas áreas de 10,7 km<sup>2</sup> (ou 23,1%) (Fig. 6, Tabela 1) e ambas avançam onde as matas se retraíram.



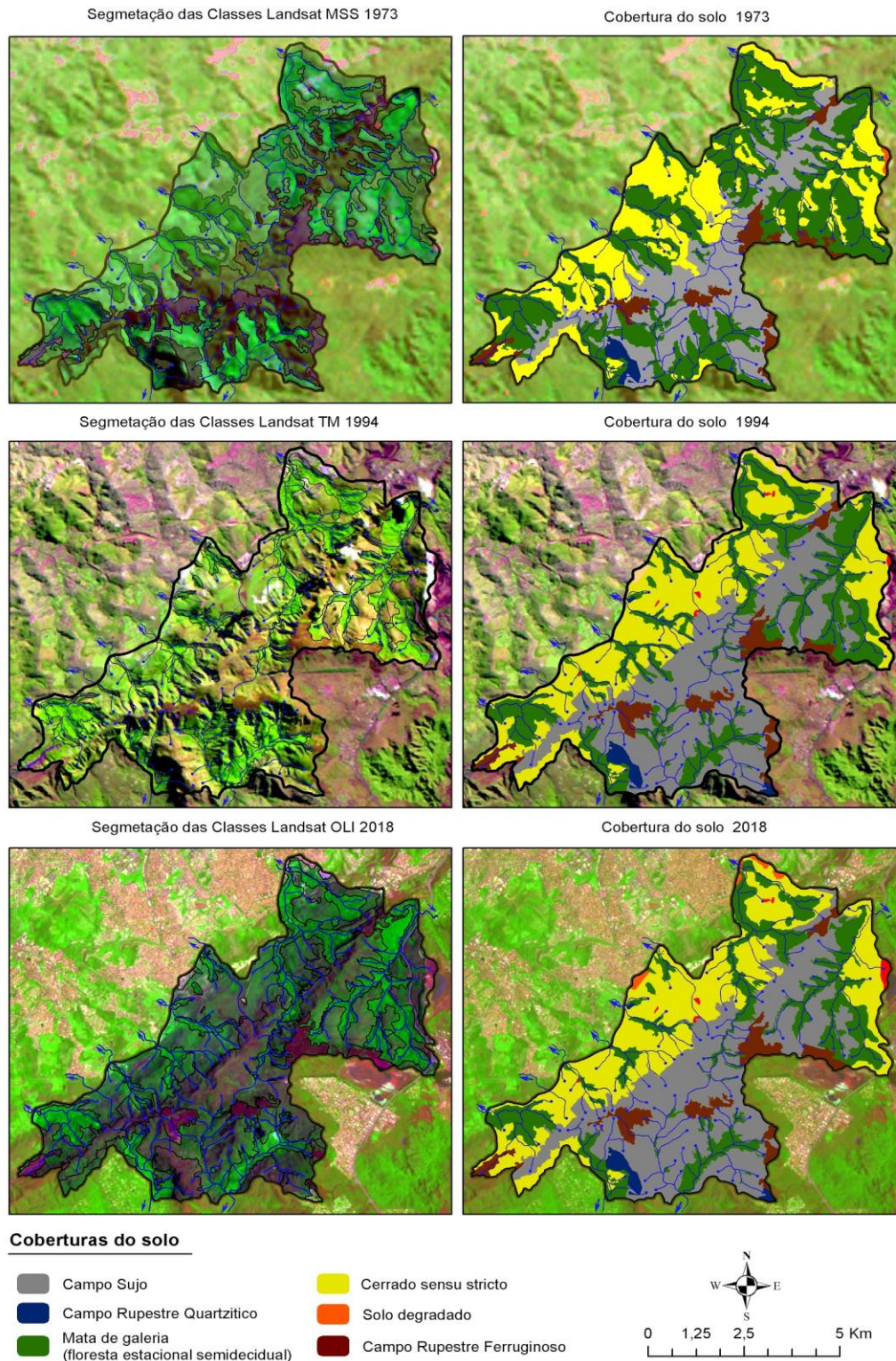


Fig. 6. Reconstituição da vegetação original (1973) e uso e cobertura em 1994 e 2018 na área de recarga do complexo de mananciais da serra do Rola Moça, SE Brasil.

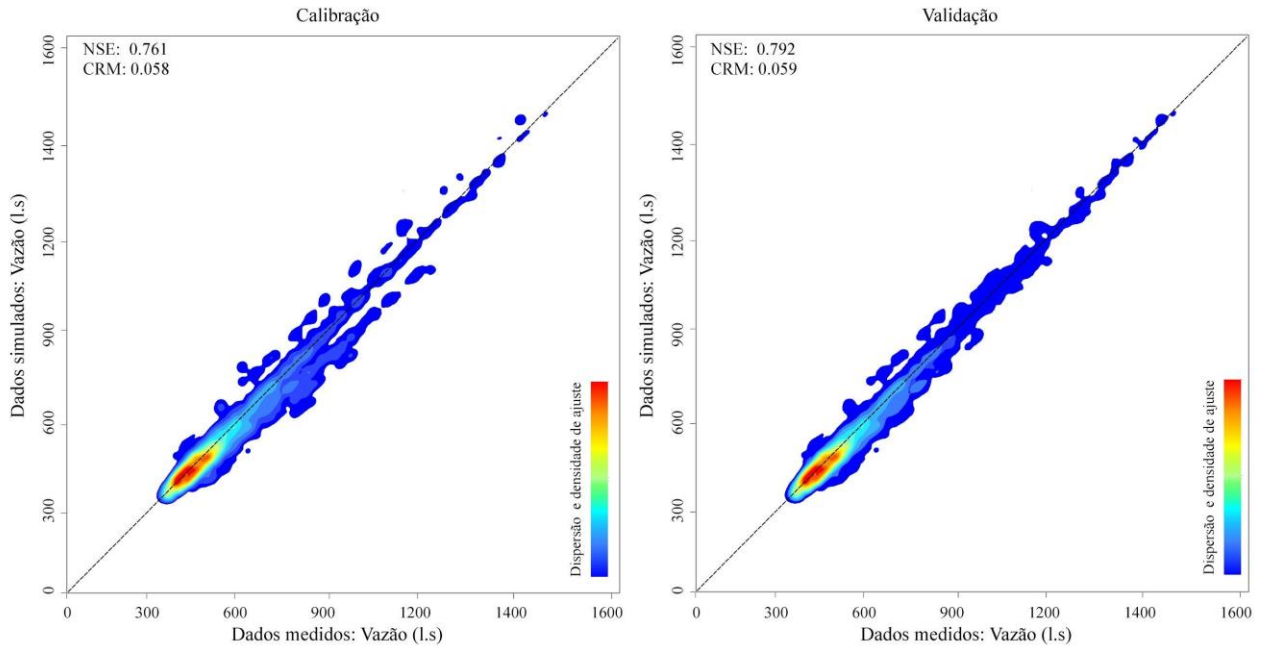
Tabela 1 - Mudanças no mosaico vegetacional do Parque Estadual da Serra do Rola Moça-MG, tendo como referência o ano de 1973.

<b>Uso do solo</b>	<b>1973</b>	<b>1994</b>	<b>Diferença 1973-1994</b>		<b>2018</b>	<b>Diferença 1994-2018</b>		<b>Diferença 1973-2018</b>	
<b>Cobertura vegetal</b>	<b>km<sup>2</sup></b>	<b>km<sup>2</sup></b>	<b>(%)</b>	<b>Km<sup>2</sup></b>	<b>km<sup>2</sup></b>	<b>(%)</b>	<b>Km<sup>2</sup></b>	<b>(%)</b>	<b>Km<sup>2</sup></b>
Campo sujo	12,4	16,6	34,6	4,3	18,3	8,8	1,5	46,5	5,8
Campo rupestre ferruginoso	2,6	2,6	0,0	0,0	2,6	0,0	0,0	0,0	0,0
Cerrado sensu stricto	14,2	15,7	10,6	1,5	16,3	3,9	0,6	14,9	2,1
Mata de galeria (floresta estacional semidecidual)	19,6	13,9	-29,3	-5,7	11,2	-19,2	-2,7	-42,9	-8,4
Campo rupestre quartzítico	0,6	0,5	-7,3	0,0	0,5	-9,8	-0,1	-16,4	-0,1
Solo exposto	0,1	0,1	0,0	0,0	0,3	190,0	0,2	190,0	0,2

## 4.2. Modelagem hidrológica

### 4.2.1 Aplicação e Ajuste do modelo SWAT ao complexo de mananciais do PESRM

O ajuste do modelo hidrológico SWAT à área de recarga dos mananciais do PESRM realizado por Rodrigues et al. (2019) foi avaliado por meio dos Coeficientes de Massa Residual (CMR) e de Nash-Sutcliffe (NFSE), apresentando correspondência significativa entre os valores simulados e observados. O modelo SWAT realizou adequadamente a previsão do funcionamento hidrológico da área de recarga do PESRM (Rodrigues et al., 2019) (Figura 7).



**Figura 7** - Frequência e ajuste dos valores de vazão medida vs simulada na área do complexo de mananciais do PESRM, 2001-2008 (calibração) e 2009-2017 (validação).

### 4.3. Mudanças da cobertura do solo: O movimento da água no solo como processo de recarga das reservas subterrâneas

As simulações com o SWAT sugerem que o balanço hídrico no PESRM foi alterado significativamente desde a década de 1970, em consequência da perda de áreas de matas de galeria e expansão dos campos e cerrado. Comparativamente a 1973, enquanto a drenagem superficial aumentou, a infiltração da água no solo foi reduzida. Além disso, nota-se que com o aumento do volume de chuvas, mais água escoar e menos água infiltra (Fig. 8), o contrário acontece durante chuvas fracas, que infiltram antes de escoar para os cursos d'água.

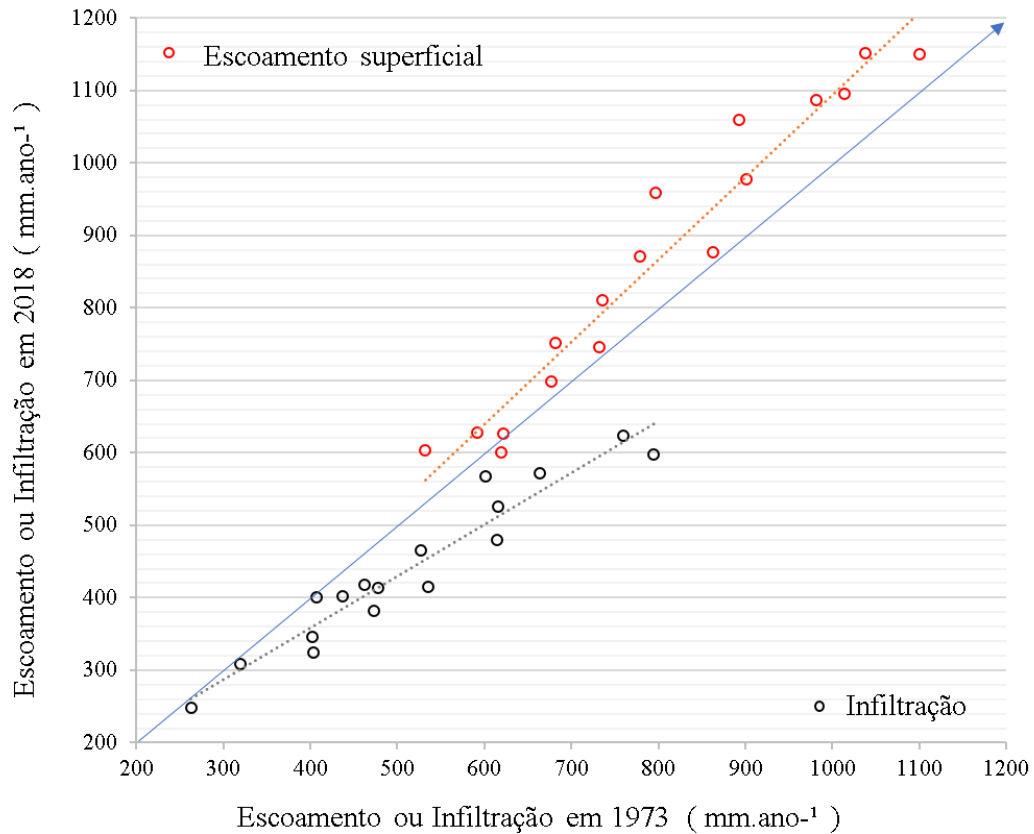


Fig. 8. Comparação das taxas potenciais de infiltração e escoamento superficial simulados pelo SWAT para o complexo de mananciais do PESRM, contrastando-se as coberturas vegetais de 1973 e 2018. Cada ponto foi gerado com um determinado valor de pluviosidade. A reta azul é uma referência que indica diferenças entre as taxas de infiltração ou escoamento superficial, isto é, caso as diferenças na cobertura vegetal não influenciassem o balanço hídrico. Assim, enquanto em 2018 a taxa de escoamento superficial para uma dada pluviosidade seria de cerca de 800 mm/ano, em 1973, para a mesma pluviosidade, esta taxa cairia para 600 mm/ano.

O teste de Wilcoxon indicou taxas de infiltração na década de 1970 superiores às atuais, enquanto as taxas de escoamento são mais baixas (Tabela 2).

Tabela 2. Comparação das taxas de infiltração e escoamento superficial (ambas m<sup>3</sup>/dia), simuladas para o mosaico vegetacional do PESRM atual, com o simulado para o mesmo mosaico em 1973, quando as matas de galeria eram mais extensas.

Variável	Ano	N	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo	Máx/Min	Cv	Z	p
Escoamento	1973	6209	91923,3	84957,8	14568,0	705536,0	48,4	0,9242	-20,179	0,001
	2018	6209	114519,2	109549,9	15690,7	825997,3	52,6	0,9566		
Infiltração	1973	6209	70319,0	66081,8	9246,4	516162,5	55,8	0,9397	23,661	0,001
	2018	6209	57881,0	50416,1	11373,0	397053,7	34,9	0,8710		

As taxas de infiltração da água de chuva e suas amplitudes simuladas no cenário atual diferem das simuladas para a década de 1970 (Tabela 1). O volume de água infiltrada diminuiu, ao passo que o escoamento aumentou, provavelmente devido à perda de parte da cobertura arbórea das matas de galeria (Tabela 1). O modelo também projeta aumento das amplitudes máximas de infiltração e escoamento nos meses chuvosos na década de 1970 (Figuras 10 e 11).

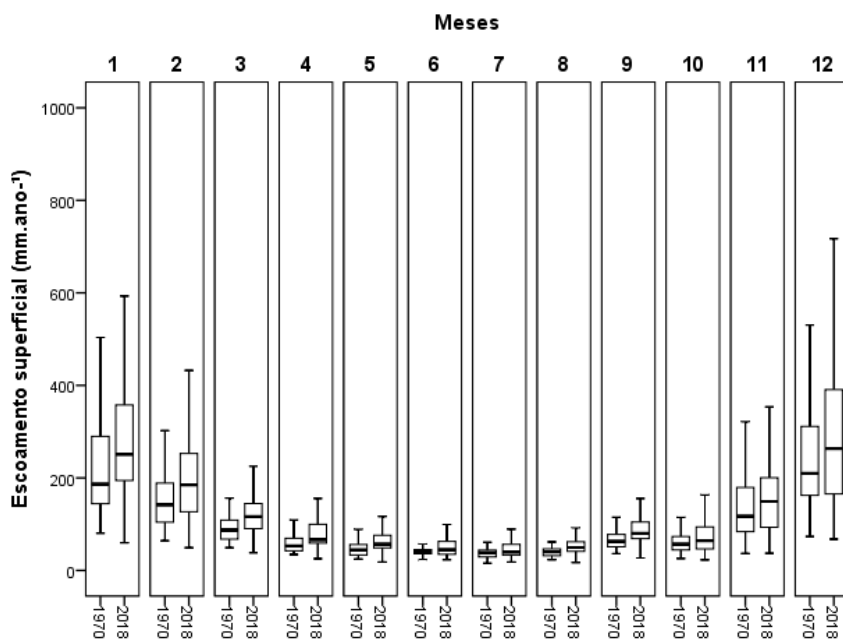


Fig. 9. Amplitude e dispersão em função dos valores diários de escoamento obtidos nos cenários de uso atual (2018) e uso do solo na década de 70 (1973).

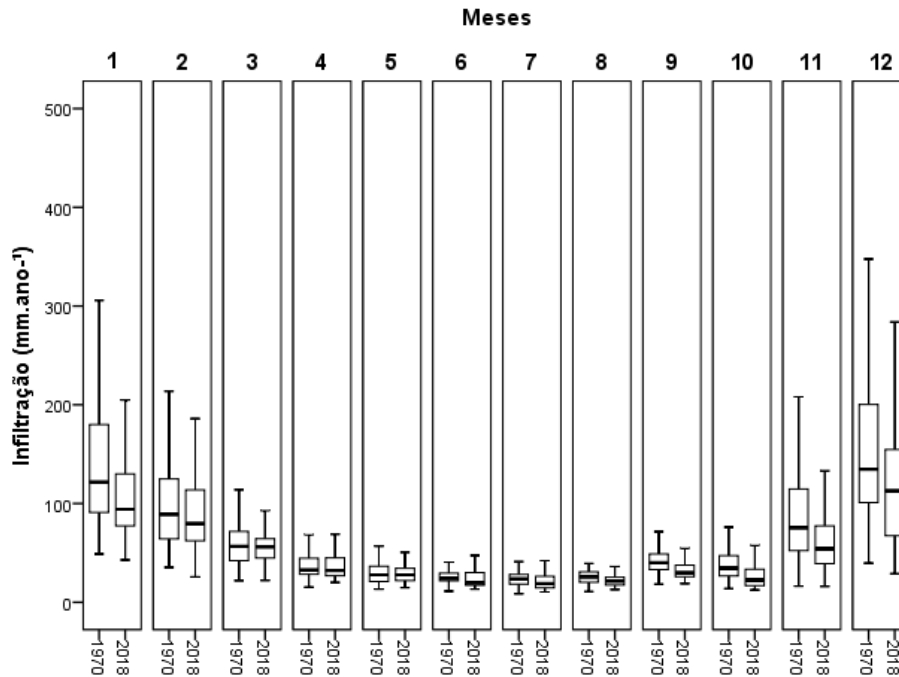


Fig. 10. Amplitude e dispersão em função dos valores diários de infiltração obtidos nos cenários de uso atual (2018) e uso do solo na década de 1970.

Para menor intensidade de chuvas, campos e cerrados são equivalentes às matas, com relação à redução da energia das gotas de chuva e canalização das mesmas para o solo. Essa diferença aumenta à medida que as chuvas se tornam mais intensas, quando a mata se sobressaem cada vez mais (Fig. 11)

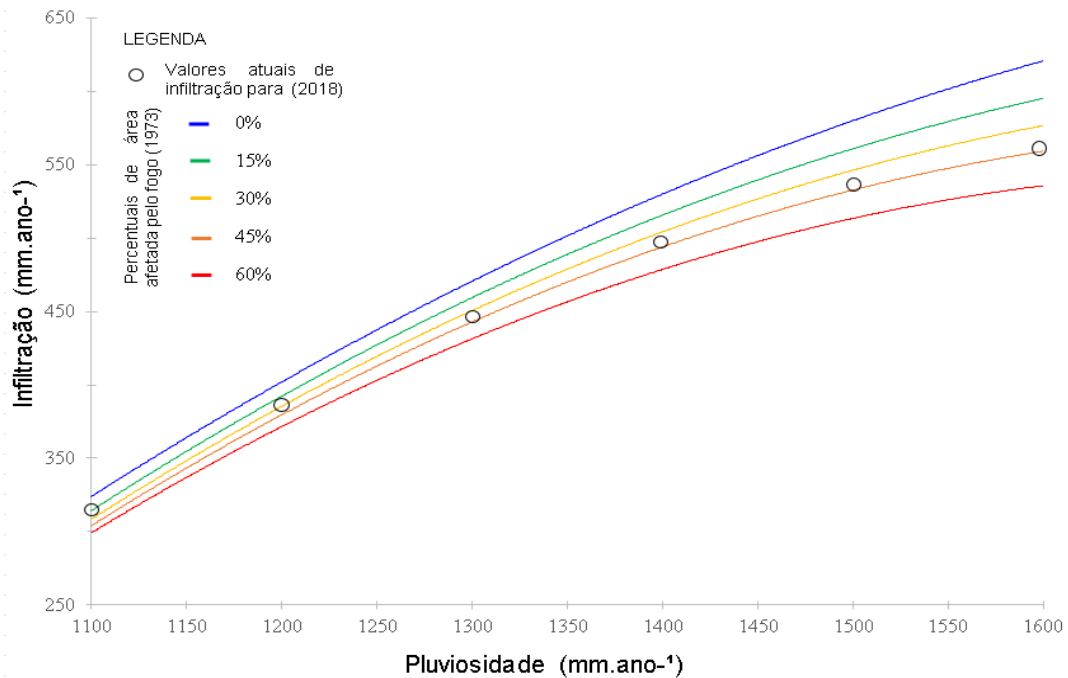


Fig. 11. Comparação das taxas de infiltração entre o cenário atual (2018), com metade das matas de galeria e sem fogo, e o cenário de 1970, quando essas matas eram duas vezes mais extensas, mas com queima de 15 a 60% das áreas de campo sujo e cerrado.

## 5 DISCUSSÃO

### 5.1 A retração das matas e a expansão dos campos e cerrados

A redução de 42% das matas de galeria do PESRM desde a década de 1970 corrobora a hipótese levantada por Rodrigues et al. (2019) de que elas seriam bastante sensíveis ao fogo, embora parte dessa redução possa ser devida a desmatamentos (Porfírio, 2006), principalmente antes da criação do Parque em 1994. Segundo Rodrigues et al. (2019), os efeitos do fogo sobre essas matas não foram estudados, mas elas compartilham gêneros e espécies de árvores com as matas de galeria do Brasil Central estudadas por Hoffmann e Solbrig (2003) e Hoffmann et al. (2009), que têm elevada sensibilidade ao fogo, sendo a morte de suas partes aéreas comumente seguida de rebrotas (*topkill*).

Entretanto, incêndios frequentes impedem que essas rebrotas, juntamente com plântulas recrutadas de sementes, alcancem tamanhos em que se tornam resistentes ao fogo e/ou possam reproduzir, retardando o processo de regeneração (Hoffmann e Solbrig, 2003, Grady e Hoffmann, 2012). Em alguns indivíduos da borda da mata de galeria do PESRM não foram observadas rebrotas, apontando para a morte das árvores e processos regenerativos mais lentos.

Para agravar a situação, muitas matas do PESRM estão encaixadas entre encostas montanhosas íngremes, onde o fogo pode se propagar facilmente para as copas das árvores, o que aumenta seu poder destrutivo (Rodrigues et al. 2019). Esses fatores, atuando sinergicamente durante décadas, seriam responsáveis pela retração das matas de galeria e expansão dos campos sujos que conduzem bem o fogo. Por outro lado, os campos sujos podem representar a degradação local do cerrado *sensu stricto*, pois várias espécies arbustivas e arbóreas do Cerrado são sensíveis ao fogo (Miranda et al. 2002, Hoffmann e Solbrig, 2003, Medeiros e Miranda, 2005, Sato et al. 2010). Duas delas, pertencentes aos gêneros *Stryphnodendron* e *Kielmeyera* ocorrem amplamente no PESRM, sendo topkill uma resposta também comum a ambas<sup>3</sup>. No entanto, após repetidas queimas, pode haver esgotamento das reservas, redução da capacidade de rebrota e morte do indivíduo (Grady e Hoffmann, 2012) (Fig. 12). Assim, devido à perda progressiva de vegetação arbustiva e arbórea, parte da fitofisionomia que classificamos como campo sujo provavelmente é o cerrado *sensu stricto* degradado. Por outro lado, faixas das bordas de matas degradadas, com arvoretas esparsas em crescimento, imersas em uma densa matriz de gramíneas e plantas herbáceas, poderiam ter sido classificadas erroneamente como cerrado *sensu stricto* em expansão.

---

<sup>3</sup> Em *Stryphnodendron*, *topkill* pode ocorrer em todas as classes de tamanho, pois suas cascas são finas e compactas e suas espessuras não aumentam à medida que crescem. Por outro lado, indivíduos de *Kielmeyera* tornam-se mais resistentes ao fogo na medida em que crescem, graças ao espessamento de suas cascas de cortiça. Entretanto, neste gênero, o *topkill* seguido de rebrota é comum, mesmo em plântulas ou rebrotas. Em consequência, nas duas espécies, o crescimento é constantemente interrompido e atrasado, uma vez que ambas retrocedem a estágios menores e imaturos nos quais o crescimento inicial é sustentado pelas reservas energéticas estocadas em órgãos subterrâneos (Medeiros e Miranda, 2008, JEC Figueira, dados não publicados).



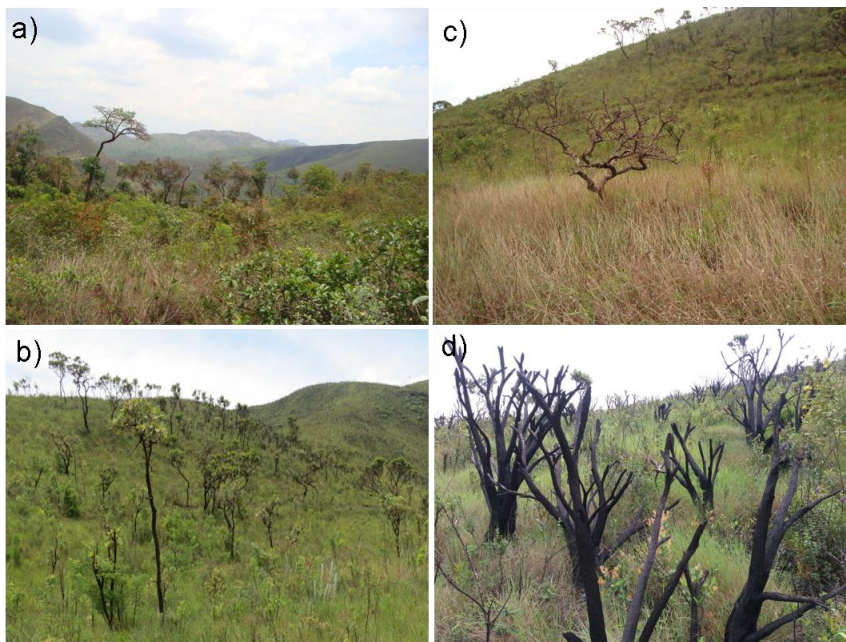


Figura 12 - a) Transição de mata de galeria e cerrado *sensu stricto* embebidos em matriz altamente inflamável invadidos por capim gordura, b) transição de cerrado *sensu stricto* e campo sujo, com Barbatimão (*Stryphnodendron sp.*) e vários Pau-Santo (*Kyelmeira sp.*) em rebrota. c) espécie de cerrado sobrevivente ao último incêndio, presa em matriz de campo sujo invadido por capim gordura e d) população de *Vellozia sp* atingidas pelo fogo vários indivíduos mortos e raríssimos com rebrotas.

Incêndios recorrentes no PESRM nas últimas décadas têm promovido a expansão dos campos sujos, que são mais resistentes e resiliente as queimas, além de bons condutores de fogo, enquanto as matas de galeria sensíveis se retraem (Rodrigues et al. 2019). Esses incêndios, extemporâneos, são iniciados acidentalmente ou intencionalmente por humanos na estação seca quando são mais letais, e sua letalidade aumenta nas áreas invadidas pelo capim gordura (Rossi et al., 2014), potencializando o ciclo gramíneas-fogo (D'Antonio e Vitousek, 1992).

## 5.2 Alterações no balanço hídrico com a retração das matas

Juntos, desmatamentos e incêndios conduziram à paisagem atual do PESRM, com a perda gradativa de espécies lenhosas, tanto dos cerrados, quanto das matas de galeria. Comparados aos valores estimados para a década de 1970, e assumindo o regime de chuvas atual, a diminuição da infiltração com a redução de 42% das matas de galeria chegaria a 18%.

Isso corresponderia a incêndios queimando entre 30 e 45% dos campos sujos e do cerrado *sensu stricto* do Parque, no cenário de 1973 (Fig. 11). Em seus experimentos, Sharma e Silva (1987) verificaram que a perda da cobertura vegetal gera elevado escoamento superficial durante as chuvas, que é rapidamente absorvido nas faixas de floresta nativa onde as taxas de infiltração são elevadas. Ide et al., (2013), argumentam que a supressão vegetal gera expressivo escoamento que persiste por longo período de tempo (Archer et al., 2013, Sun et al., 2018).

Na estação chuvosa a cobertura vegetal intercepta a água de chuva e dissipa sua energia, reduzindo a velocidade de escoamento superficial e subsuperficial, facilitando a infiltração e a percolação da água no solo (Tucci e Clarke, 1997, Balbinot et al., 2008, Lima, 2008, Neris et al., 2012, Maharjan et al., 2013). A infiltração é também facilitada pela atividade escavadora de insetos e outros animais de solo (Plamondon et al., 1991) e pela densa rede de raízes e micro raízes entrelaçadas (Bertrand et al., 2014, Teclé e Neary, 2015), formando uma espécie de esponja que retém a água no solo. Por sua vez, a evapotranspiração ajuda a manter os solos menos encharcados, devolvendo água para a atmosfera na forma de vapor (Puma et al., 2016, Liu et al., 2018). Esses diferentes fatores, atuando em sinergia, promovem maior volume e tempo de residência da água no solo, garantindo a recarga dos aquíferos que alimentam as nascentes e mantém a vazão mais previsível no período de estiagem (Arcova e Cicco, 1997, Rodrigues et al., 2019), além de evitar picos de vazão acentuados durante temporais (Sempere et al., 1994, Jiménez et al., 2006, Molina et al., 2007, Li et al., 2013). Para agravar, as chuvas, além de mais escassas, têm se concentrado em intensos temporais (Gregersen et al., 2013), favorecendo o maior escoamento superficial da água em detrimento da infiltração.

Assim, as magnitudes e efeitos dos incêndios sobre o balanço hídrico do PESRM e de outros mananciais dependerão do tempo decorrido desde a passagem do fogo. Num primeiro momento, a perda da cobertura vegetal ao nível do solo, somada à destruição de parte do dossel, resultará em elevadas taxas de escoamento superficial, erosão nas ravinas e enchentes à jusante. Além disso, espera-se perda da qualidade da água devido a nutrientes, sólidos em suspensão e cinzas carregadas (veja Burton, 2002; Davide et al., 2003). Após alguns anos, uma cobertura bastante densa e heterogênea de gramíneas, dicotiledôneas herbáceas, plântulas, rebrotas, arvoretas em crescimento e arbustos e árvores esparsas que sobreviveram ao fogo, cobre as bordas das matas devastadas, restaurando gradativamente as taxas de infiltração e escoamento superficial para níveis mais próximos aos registrados antes da passagem do fogo como descritos

por (Reiners et al., 1994, Lei et al., 2015, Yang et al., 2015). Por sua vez, as copas das árvores, posicionadas a vários metros de altura, constituem a primeira barreira para interceptar a água de chuva, reduzindo a energia antes que atinja o sub bosque, que constitui a segunda barreira. Assim, a perda da cobertura arbórea das matas de galeria no PESRM, constitui grave ruptura dos mecanismos responsáveis pelo funcionamento equilibrado e pela a conservação da água na bacia e governam seu funcionamento equilibrado. A perda dos serviços ambientais prestados pelas matas de galeria do PESRM será ainda maior nas ravinas íngremes, onde a topografia potencializa o escoamento, a lixiviação e a erosão, como também proposto por Bosch e Hewlett (1982) e Bijker et al. (2001), Haigh et al. (2004), Merten e Minella (2013). Assim, as matas de galeria do PESRM situadas em ravinas íngremes devem receber atenção especial com relação à proteção contra fogo.

Levando-se em consideração as extensões somadas dos campos sujos e cerrados sensu stricto (que por similaridade das assinaturas espectrais das imagens de satélite poderiam incluir trechos de mata e cerrado sensu stricto degradados ou em regeneração) (= 26.5 km<sup>2</sup>) é possível estimar que cada 1.00 km<sup>2</sup> de mata perdida equivaleria à queima de 0.95 a 1.43 km<sup>2</sup> desses campos e cerrados. Assim, protegidos do fogo durante alguns anos, os campos sujos compensariam, pelo menos parcialmente, áreas de mata perdidas.

Além disso, faixas de vegetação em regeneração deveriam ser protegidas, pois além de propiciarem infiltração, evitariam o carreamento de sedimentos para as nascentes e cursos d'água, ao mesmo tempo em que plântulas e rebrotas de arbustos e árvores do cerrado e árvores da mata cresceriam e poderiam ingressar em classes de tamanhos nas quais se tornam progressivamente mais resistentes ao fogo.

Em virtude dessas transformações, a redução no processo natural de recarga dos aquíferos resulta na perda média de 143,96 l/s, totalizando 12.438.000 l/dia. O World Water Assessment Programme (WWAP) da Organização das Nações Unidas (ONU) recomenda a disponibilidade mínima de 110 litros/dia de água potável por pessoa (l/d/p), visando atender suas necessidades básicas relacionadas ao consumo, preparação de alimentos e higiene pessoal (Corte, 2015, WWAP, 2017, WWAP, 2018). Neste contexto, o déficit gerado no PESRM pela perda das matas desde a década de 1970 seria suficiente para suprir, em média, 113.000 pessoas por dia, pois para cada km<sup>2</sup> de matas perdida, cerca de 13,461 m<sup>3</sup>/dia de água da chuva deixariam de ser armazenados no lençol freático. Nesse sentido a valoração econômica ambiental se faz

necessária para despertar a consciência para conservação dos recursos naturais, em especial a água (Júnior et al., 2012).

## **6. CONCLUSÃO**

A crescente demanda pelo uso da água e o perigo de colapso no abastecimento hídrico na RMBH foi agravada por a uma sequência de anos com chuvas abaixo da média histórica. Isso tornou necessária a construção de um sistema para captar água do Rio Paraopeba, distante cerca de 50 km da capital, uma obra executada pela COPASA, que custou R\$ 128,4 milhões ao Governo de Minas Gerais (COPASA, 2018). Em funcionamento, esta a nova fonte de captação supre parte da demanda pela água e reduz a pressão sobre os mananciais que fornecem água a RMBH, permitindo a recuperação dos seus volumes.

Obras como esta implicam num esforço considerável para manter um suprimento adequado para uma população atual de 5 milhões de habitantes, mas em crescimento. Ela é um alerta para o perigo de crises hídricas que assombram a RMBH e que poderiam ser minimizadas, e até evitadas, com o consumo responsável de água por habitantes, comércios e indústrias, com a valorização da infraestrutura, pessoal e logística das UCs que protegem mananciais e cursos d'água, além do fortalecimento de brigadas de combate e incêndios que também poderiam planejar incêndios prescritos visando a proteção dos mananciais. Além disso, torna-se necessária maior restrição de atividades minerárias, altamente impactantes, diminuindo as pressões sobre os sistemas de captação em áreas de mananciais. O uso inconsequente da água para transporte de minério de ferro como acontece na Serra do Cipó pela Companhia Manabi (Porto, 2015), e o devastador desastre da barragem da SAMARCO (que, além de enorme destruição florestal, perdas de vidas humanas e de animais silvestres e domésticos, tornou imprópria para consumo a água de todo o Rio Doce, (Lacaz et al., 2016, Carvalho et al., 2017, Boehm, 2017), é um claro sinal da fragilidade e do fracasso das leis brasileiras de proteção ambiental.

De todo o exposto, para o bem das futuras gerações, alterações na cobertura do solo e incêndios devem ser monitoradas e mitigadas para conservação da água. A redução e densidade das copas faz radiação chegar ao solo diminuindo a umidade e aumentando a temperatura. Nas bordas a elevação da temperatura pode se estender até o centro das matas de galeria remanescentes, aumentando a propensão desses ambientes a novas ocorrências de fogo. A

destruição de florestas, a redução gradual do porte da vegetação no PESRM e a invasão de capim-gordura, induzem condições cada vez mais favoráveis a incêndios. Esse cenário se torna ainda mais preocupante considerando o aumento das temperaturas e do risco de incêndios promovidos pelo aquecimento global (Oris et al., 2014).

Dessa maneira, resultados apontam para a necessidade de implementação de práticas mais consistentes de manejo do fogo no PESRM. Estudos demonstram que as políticas de supressão do fogo têm causado grandes prejuízos ambientais em ecossistemas savânicos (Batista et al., 2018). No entanto, a legislação restritiva do Estado de Minas Gerais impede a adoção de práticas alternativas hoje utilizadas em Unidades de Conservação administradas pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). Diante da impossibilidade da utilização das queimas prescritas como ferramenta de manejo, a medida paliativa seria construção de aceiros em faixas ao redor das matas de galeria. Contudo, estudos para aperfeiçoamento da legislação estão em andamento e o manejo integrado do fogo poderia auxiliar a reduzir o combustível fino pouco antes da época chuvosa para conter o avanço do fogo sobre espécies florestais sensíveis (Mills e Fey, 2004, Batista et al., 2018).

Por fim recomendamos o monitoramento sistemático dos efeitos do fogo aliado a medições das variáveis que alimentam o SWAT (ex. evapotranspiração, infiltração, vazões, detecção de mudanças sobre a cobertura vegetal e análises pedogenéticas), informações valiosas na gestão dos recursos naturais. O conhecimento sobre os mecanismos que governam do pulso hidrológico, permitirá adoção de estratégias visando a conservação da área dos mananciais e de sua cobertura vegetal, aumentando as taxas de infiltração e a potenciometria dos aquíferos.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradecemos ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio financeiro (APQ 478501/2012-9) e a bolsa produtividade para CMJ (PQ 305403/2013-3); à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo apoio financeiro ao Projeto: PCRH 90223/14, HBD-00076-15, HBD-00033-16, HBD-00085-16.FAPEMIG/PMMG/ELR. Agradecemos ao Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais (IEF-MG) pelas licenças de pesquisa e à sua Diretoria de Prevenção e Combate a Incêndios Florestais e Brigada I, pelo acesso aos registros e históricos dos incêndios de 2012 a 2016. Somos gratos ao pessoal do PESRM pelo apoio logístico, à Companhia de Tratamento de Água

de Minas Gerais (COPASA) que gentilmente forneceu dados de vazão e permitiu o acesso ao Manancial Catarina e ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) pelo acesso aos dados históricos dos focos de calor.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abbaspour K.C., Faramarzi M., Ghasemi S.S. and Yang H., 2009. Assessing the impact of climate change on water resources in Iran. *Water Resour. Res.* **45**, 41-65. <https://doi.org/10.1029/2008WR007615>.
- Aldersley A., Murray S.J., Cornell, S.E., 2011. Global and regional analysis of climate and human drivers of wildfire. *Sci. Total Environ.* **409**, 3472-3481. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.05.032>.
- Alvarado, S.T., Fornazaria, T., Cóstolaa, A., Morellato, L.P.C., Silva, T.S.F., 2017. Drivers of fire occurrence in a mountainous Brazilian cerrado savanna: Tracking long-term fire regimes using remote sensing. *Ecol. Indic.* **78**, 270-281. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.02.037>.
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves, J.L.M., Sparovek, G., 2014. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol. Z.* **22**, 711-728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.
- Archer, N.A.L., Bonell, M., Coles, N., MacDonald, A.M., Auton, C.A., Stevenson, R., 2013. Soil characteristics and landcover relationships on soil hydraulic conductivity at a hillslope scale: A view towards local flood management. *J. Hydrol.* **497**, 208-222. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.05.043>.
- Archibald, S., Roy, D.P., Wilgen, V., Brian, W., Scholes, R.J., 2009. What limits fire? An examination of drivers of burnt area in Southern Africa. *Glob. Chang. Biol.* **15**, 613-630. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01754.x>.
- Archibald S., 2016. Managing the human component of fire regimes: lessons from Africa. *Phil. Trans. R. Soc. B.* **371**,1-10. <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0346>.
- Arcova, F.C.S., Cicco, V., 1997. Características do deflúvio de duas microbacias hidrográficas no Laboratório de Hidrologia Florestal Walter Emmerich, Cunha – SP. *Rev. Inst. Flor.* **9** (2), 153-170.
- Arnold, J.G., Kiriny, J.R., Srinivasan, R., Williams, J.R., Haney, E.B., Neitsch, S.L., 2012. Soil & Water Assessment Tool: Input/Output Documentation, Texas Water Resources Institute, College Station.
- Balbinot, R., Oliveira, N.K., Vanzetto, S.C., Pedroso, K., Valério, A.F., 2008. O papel da floresta no ciclo hidrológico em bacias hidrográficas. *Ambiência* **4** (1),131-149.

- Batista, E.K.L., Russell-Smith, J., França, H., Figueira, J.E.C., 2018. An evaluation of contemporary savanna fire regimes in the Canastra National Park, Brazil: Outcomes of fire suppression policies. *J. Environ. Manage.* **205**, 40-49. <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.09.053>.
- Beerling, D.J., Osborne, C.P., 2006. The origin of the savanna biome. *Glob. Chang. Biol.* **12**, 2023-2031. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01239.x>.
- Bertrand, G., Siergieiev, D., Ala-Aho, P., Rossi, P. M., 2014. Environmental tracers and indicators bringing together groundwater, surface water and groundwater-dependent ecosystems: importance of scale in choosing relevant tools. *Environ. Earth Sci.* **72**, [813-827](https://doi.org/10.1007/s12665-013-3005-8). <https://doi.org/10.1007/s12665-013-3005-8>.
- Bijker, H.J., Sumner, P.D., Meiklejohn, K.I., Bredenkamp, G.J., 2001. Documenting the effects of veld burning on soil and vegetation characteristics in Giant's Castle Game Reserve, KwaZulu-Natal Drakensberg, *South African Geographical Journal* **83**, 28-33. <https://doi.org/10.1080/03736245.2001.9713716>.
- Boehm, Camila. Água do Rio Doce está imprópria para consumo dois anos após tragédia de Mariana. Agência Brasil, São Paulo, 07/11/2017. Disponível em: <<http://agenciabrasil.ebc.com.br/geral/noticia/2017-11/aguas-do-rio-doce-estao-improprias-para-consumo-2-anos-apos-tragedia-em>> Acesso em: 06 de nov. de 2018.
- Bond, W.J., Keeley, J.E., 2005. Fire as a global herbivore: the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends Ecol. Evol.* **20**, 387-394. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.025>.
- Bond, W.J., Woodward, F.I., Midgley, G.F., 2005. The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New Phytol.* **165**, 525-538. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01252.x>.
- Bond, W.J., 2008. What limits trees in C4 grasslands and savannas? *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* **39**, 641–659. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173411>.
- Bond, W.J., Midgley, G.F., 2012. Carbon dioxide and the uneasy interactions of trees and savannah grasses. *Philos. Trans. R. Soc. B. Biol. Sci.* **367**, 601-612. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0182>.



- Bosch, J.M., Hewlett, J.D., 1982. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *J. Hydrol.* **55**, 3-23. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(82\)90117-2](https://doi.org/10.1016/0022-1694(82)90117-2).
- Bowman, D.M.J.S., Balch, J., Artaxo, P., Bond, W.J., Cochrane, M. a., D'Antonio, C.M., Defries, R., Johnston, F.H., Keeley, J.E., Krawchuk, M. a., Kull, C. a., Mack, M., Moritz, M. a., Pyne, S., Roos, C.I., Scott, A.C., Sodhi, N.S., Swetnam, T.W., 2011. The human dimension of fire regimes on Earth. *J. Biogeogr.* **38**, 2223-2236. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02595.x>.
- Burton, G.A., 2002. Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology* **3**, 65-75. <https://doi.org/10.1007/s102010200008>.
- Carvalho, M.S., Moreira, R.M., Ribeiro, K. D., Almeida, A.M. 2017. Concentração de metais no rio Doce em Mariana, Minas Gerais, Brasil. *Acta Brasiliensis* **1**(3), 37-41. <https://doi.org/10.22571/Actabra13201758>.
- Chanasyk, D.S., Mapfumo, E., Willms, W., 2003. Quantification and simulation of surface runoff from fescue grassland watersheds. *Agric. Water Manage.* **59**, 137-153. [https://doi.org/10.1016/S0378-3774\(02\)00124-5](https://doi.org/10.1016/S0378-3774(02)00124-5).
- Chaplot, V., 2005. Impact of DEM mesh size and soil map scale on SWAT runoff, sediment, and NO<sub>3</sub>-N loads predictions. *J. Hydrol.* **312**, 207-222. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.02.017>.
- Chaplot, V., 2007. Water and soil resources response to rising levels of atmospheric CO<sub>2</sub> concentration and to changes in precipitation and air temperature. *J. Hydrol.* **337**, 159-171. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.01.026>.
- Chen, L., Berli, M., Chief, K., 2013. Examining modeling approaches for the rainfall-runoff process in wildfire-affected watersheds: using San Dimas experimental forest. *J. Am. Water Resour. Assoc.* **49**, 851-866. <https://doi.org/10.1111/jawr.12043>.
- Cline, L.C., Zak, D.R., 2015. Soil microbial communities are shaped by plant-driven changes in resource availability during secondary succession. *Ecology* **96** (12),3374-3385. <https://doi.org/10.1890/15-0184.1>.
- Christofoletti, A. 1999. *Modelagem de Sistemas Ambientais*. São Paulo: Ed. Edgard Blücher, 236p.

- CPRM - Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. Projeto APA Sul RMBH: *estudos do meio físico, uso e disponibilidade dos recursos hídricos*. Belo Horizonte: SEMAD/CPRM, 2005.64 p.
- COPASA - Companhia de Saneamento de Minas Gerais., Obra de captação no rio Paraopeba afastou risco de colapso no abastecimento da Grande BH. Disponível em: <<http://www.copasa.com.br/wps/portal/internet/imprensa/noticias/releases/2018rel/maio18rel/not-obras>> Acesso em: 05 de nov. de 2018.
- Coblentz, B.E., 1990. Exotic organisms: a dilemma for conservation biology. *Conserv. Biol.* **4**, 261-265. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1990.tb00287.x>.
- Corte, T.D., 2015. (Re)definição do direito à água no século XXI: perspectiva sob os enfoques da justiça e da governança ambiental. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, SC.
- D'Antonio, C.M., Vitousek, P.M.,1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **23**, 63-87. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.23.110192.000431>.
- D'Antonio, C.M., Yelenik, S.G., Mack, M.C., 2017. Special feature: long-term dynamics and impacts of plant invasions Ecosystem vs. community recovery 25 years after grass invasions and fire in a subtropical woodland. *J. Ecol.* **105**, 1462-1474. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12855>.
- Davide, V., Pardos, M., Diserens, J., Ugazio, G., Thomas, R., Dominik, J., 2003. Characterisation of bed sediments and suspension of the river Po (Italy) during normal and high flow conditions. *Water Res.* **37**, 2847-2864. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00133-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00133-7).
- Easton, Z.M., Walter, M.T., Fuka, D.R., White, E.D., Steenhuis, T.S., 2011. A simple concept for calibrating runoff thresholds in quasi-distributed variable source area watershed models. *Hydrol. Process.* **25**, 3131-3143. <https://doi.org/10.1002/hyp.8032>.
- Fundação Biodiversitas. 2007. Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Rola-Moça. Belo Horizonte.
- Gassman, P.W., Reyes, M.R., Green, C.H., Arnold, J.G., 2007. The Soil and Water Assessment Tool: Historical development, applications, and future research directions. *Trans. ASABE* **50** (4), 1211-1250.

- Gitay, H., Wilson, J. B., 1995. Post-fire changes in community structure of tall tussock grasslands: a test of alternative models of succession. *J. Ecol.* **83**, 775-782.
- Gomes, L., Miranda, H.S., Bustamante, M. M.C., 2018. How can we advance the knowledge on the behavior and effects of fire in the Cerrado biome? *For. Ecol. Manage.* **417**, 281-290. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.02.032>.
- González-Pelayo, O., Andreu, V., Gimeno-García, E., Campo, J., Rubio, J. L. 2010. Effects of fire and vegetation cover on hydrological characteristics of a Mediterranean shrubland soil. *Hydrol. Process.* **24**(11), 1504-1513. <https://doi.org/10.1002/hyp.7612>.
- Gorgone-Barbosa, E., Pivello, V.R., Bautista, S., Zupo, T., Rissi, M.N., Fidelis, A., 2015. How can an invasive grass affect fire behavior in a tropical savanna? A community and individual plant level approach. *Biol Invasions* **17**,423-431. <https://doi.org/10.1007/s10530-014-0740-z>.
- Gorgone-Barbosa, E., Pivello, V.R., Baeza, M.J., Fidelis, A., 2016. Disturbance as a factor in breaking dormancy and enhancing invasiveness of African grasses in a Neotropical Savanna. *Acta Bot. Bras.* **30**, 131-137. <http://doi.org/10.1590/0102-33062015abb0317>.
- Grady, J.M., Hoffmann, W.A., 2012. Caught in a fire trap: Recurring fire creates stable size equilibria in woody resprouters. *Ecology*, **93**(9), 2052-2060. <https://doi.org/10.1890/12-0354.1>.
- Green, C.H., Van Griensven A., 2008. Autocalibration in hydrologic modeling: using SWAT2005 in small-scale watersheds. *Environ. Modell. Softw.* **23**, 422-434. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2007.06.002>.
- Gregersen, I. B., Sørup, H. J. D., Madsen, H., Rosbjerg, D., Mikkelsen, P. S., Arnbjerg-Nielsen, K., 2013. Assessing future climatic changes of rainfall extremes at small spatio-temporal scales. *Clim. Chang.* **118**,783-797. <https://doi.org/10.1007/s10584-012-0669-0>.
- Haigh, M.J., Jansky, L., Hellin, J. 2004. Headwater deforestation: A challenge for environmental management. *Glob. Environ. Change* **14**, 51-61. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2003.11.004>.
- Hoffmann, W.A., 1999. Fire and population dynamics of woody plants in a neotropical savanna: matrix model projections. *Ecology* **80**: 1354-1369. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1999\)080\[1354:FAPDOW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080[1354:FAPDOW]2.0.CO;2).

- Hoffmann, W.A., Adasme, R., Haridasan, M., Carvalho, M., Geiger, E.L., Pereira, M.A.B., Gotsch, S.G., Franco, A.C., 2009. Tree topkill, not mortality, governs the dynamics of alternate stable states at savanna-forest boundaries under frequent fire in central Brazil. *Ecology* 90, 1326-1337. <https://doi.org/10.1890/08-0741.1>.
- Hoffmann, W.A., Geiger, E.L., Gotsch, S.G., Rossatto, D.R., Silva, L.C., Lau, O.L., Haridasan, M., Franco, A.C., 2012. Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: how plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. *Ecol. Lett.* **15**, 759-768. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01789.x>.
- Hoffmann, W.A., Solbrig, O.T., 2003. The role of topkill in the differential response of savanna woody species to fire. *For. Ecol. Manag.* 180, 273-286. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00566-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00566-2).
- Hueso-González, P., Martínez-Murillo, J.F., Ruiz-Sinoga, J.D., 2018. Prescribed fire impacts on soil properties, overland flow and sediment transport in a Mediterranean forest: A 5 year study. *Sci. Total Environ.* **636**, 1480-1489. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.004>.
- Ide, J., Finér, L., Laurén, A., Piirainen, S., Launiainen, S., 2013. Effects of clear-cutting on annual and seasonal runoff from a boreal forest catchment in eastern Finland. *For. Ecol. Manag.* **304**, 482-491. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.05.051>.
- IEF, Previncêndio, 2013. Relatório de Focos de Calor, Incêndios Florestais nas Unidades de Conservação e Autorizações de Queima Controlada no Estado de Minas Gerais em 2012. Belo Horizonte.
- IEF, Previncêndio, 2015. Relatório de Focos de Calor, Incêndios Florestais nas Unidades de Conservação e Autorizações de Queima Controlada no Estado de Minas Gerais em 2014. Belo Horizonte.
- IEF, Previncêndio, 2016. Relatório de Focos de Calor, Incêndios Florestais nas Unidades de Conservação e Autorizações de Queima Controlada no Estado de Minas Gerais em 2015. Belo Horizonte.
- IEF, Previncêndio, 2018. Relatório de Focos de Calor, Incêndios Florestais nas Unidades de Conservação e Autorizações de Queima Controlada no Estado de Minas Gerais em 2017. Belo Horizonte.

- Jacobi, C.M., Carmo, F.F., Vincent, R.C., Stehmann, J.R., 2007. Plant communities on ironstone outcrops - a diverse and endangered Brazilian ecosystem. *Biodivers. Conserv.* **16**, 2185-2200. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9156-8>.
- Jacobi, C.M., Carmo, F.F., 2008. The contribution of ironstone outcrops to plant diversity in the Iron Quadrangle, a threatened Brazilian landscape. *Ambio* **37**(4), 324-326. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2008\)37\[324:TCOIOT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2008)37[324:TCOIOT]2.0.CO;2).
- Johnson, M.A., Saraiva, P.M., Coelho, D., 1999. The role of gallery forests in the distribution of cerrado mammals. *Rev. Brasil. Biol.*, **59**(3), 421-427. <http://doi.org/10.1590/S0034-71081999000300006>.
- Jiménez, C., Tejedor, M., Morillas, G., Neris, J., 2006. Infiltration rate in Andisols: effect of changes in vegetation cover (Tenerife, Spain). *J. Soil Water Conserv.* **61**, 153-158.
- Júnior, P.S.P., Portugal, N.S., Abreu, G.A., 2012. Valoração Econômica Ambiental: Um Estudo Analítico e Teórico dos Métodos e suas Multi-aplicabilidades. *Revista Catarinense da Ciência Contábil* **11** (33), 22-34. <http://doi.org/10.16930/2237-7662/rccc.v11n33p22-34>.
- Kane, V. R., Lutz, J.A., Cansler, C.A., Povak, N.A., Churchill, D.J., Smith, D.F., Kane, J. T., North, M.P., 2015. Water balance and topography predict fire and forest structure patterns. *For. Ecol. Manage.* **338**, 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.10.038>.
- Krawchuk, M.A., Moritz, M.A., 2011. Constraints on global fire activity vary across a resource gradient. *Ecology* **92**, 121-132. <https://doi.org/10.1890/09-1843.1>.
- Lacaz, F.A.C., Porto, Sousa, M.F., Pinheiro, T.M.M., 2016. Tragédias brasileiras contemporâneas: o caso do rompimento da barragem de rejeitos de Fundão/Samarco. *Rev. Bras. Saude Ocup.* **42 e 9**, 1-12. <http://dx.doi.org/10.1590/2317-6369000016016>.
- Lane, P.N.J., Feikema, P.M., Sherwin, C.B., Peel, M.C., Freebairn, A.C., 2010. Modelling the long term water yield impact of wildfire and other forest disturbance in Eucalypt forests. *Environ. Modell. Softw.* **25**, 467-478. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2009.11.001>.
- Lei, H., Peng, Z., Yigang, H., Yang, Z., 2015. Vegetation succession and soil infiltration characteristics under different aged refuse dumps at the Heidaigou opencast coal mine. *Global Ecology and Conservation* **4**, 255-263. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.07.006>.

- Li, L., Jiang, D., Hou, X., Li, J., 2013. Simulated runoff responses to land use in the middle and upstream reaches of Taoerhe River basin, Northeast China, in wet, average and dry years. *Hydrol. Process.* **27**, 3484-3494. <https://doi.org/10.1002/hyp.9481>.
- Liu, M., Adam, J.C., Richey, A.S., Zhu, Z., Myneni, R.B. 2018. Factors controlling changes in evapotranspiration, runoff, and soil moisture over the conterminous U.S.: Accounting for vegetation dynamics. *J. Hydrol.* **565**, 123-137. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.07.068>.
- Lima, W.P. Hidrologia florestal aplicada ao manejo de bacias hidrográficas. Piracicaba: Esalq; 2008. 245 p.
- Loague, K., Green, R.E., 1991. Statistical and graphical methods for evaluating solute transport models: Overview and application. *J. Contam. Hydrol.* **7**, 51-73. [https://doi.org/10.1016/0169-7722\(91\)90038-3](https://doi.org/10.1016/0169-7722(91)90038-3).
- Maharjan, G.R., Park, Y.S., Kim, N.W., Shin, D.S., Choi, J.W., Hyun, G.W., Jeon, J.H, Ok, Y. S., Lim, K.J., 2013. Evaluation of SWAT sub-daily runoff estimation at small agricultural watershed in Korea. *Front. Environ. Sci. Eng.* **7**(1), 109-119. <http://doi.org/10.1007/s11783-012-0418-7>.
- Massi, K.G., Eugenio, C.U.O., Franco, A.C., 2017. Post-fire reproduction of herbs at a savanna-gallery forest boundary in Distrito Federal, Brazil. *Braz. J. Biol.* **77**(4): 876-886. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.06416>.
- McLin, S.G., Springer, E.P., Lane, L.J., 2001. Predicting floodplain boundary changes following the Cerro Grande wildfire. *Hydrol. Process.* **15**, 2967-2980. <https://doi.org/10.1002/hyp.385>.
- Me, W., Abell, J. M., Hamilton, D. P., 2015. Effects of hydrologic conditions on SWAT model performance and parameter sensitivity for a small, mixed land use catchment in New Zealand. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* **19**, 4127–4147. <https://doi.org/10.5194/hess-19-4127-2015>.
- Medeiros, M.B., Miranda, H.S., 2005. Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de campo sujo submetido a três queimadas prescritas anuais. *Acta Bot. Bras.* **19**, 493-500. <http://doi.org/10.1590/S0102-33062005000300009>.

- Medeiros, M.B., Miranda, H.S., 2008. Post-fire resprouting and mortality in Cerrado woody plant species over a three-year period. *Edinburgh J. Botany* **65**(1), 53-68. <https://doi.org/10.1017/S0960428608004708>.
- Merten, G.H., Minella, J.P.G., 2013. The expansion of Brazilian agriculture: Soil erosion scenarios. *Int. Soil Water Conserv. Res.* **1**, 37-48. [https://doi.org/10.1016/S2095-6339\(15\)30029-0](https://doi.org/10.1016/S2095-6339(15)30029-0).
- Meyer, S.T., Silva, A.F., Marco Júnior P., Neto, J.A.A.M., 2004. Composição florística da vegetação arbórea de um trecho de floresta de galeria do Parque Estadual do Rola-Moça na Região Metropolitana de Belo Horizonte, MG, Brasil. *Acta bot. bras.* **18**: 701-709. <http://doi.org/10.1590/S0102-33062004000400001>.
- Mills, A.J., Fey, M.V., 2004. Frequent fires intensify soil crusting: Physicochemical feedback in the pedoderm of long-term burn experiments in South Africa. *Geoderma* **121**, 45-64. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2003.10.004>.
- Mistry, J., 1998. Fire in the cerrado (savannas) of Brazil: an ecological review. *Prog. Phys. Geog.* **22** (4), 425-448. <https://doi.org/10.1177/030913339802200401>.
- Miranda, H.S., Bustamante, M.M.C., Miranda, A.C., 2002. The fire factor, in: Oliveira, P., Marquis, R. (Eds.), *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*, Columbia University Press, Nova York, pp. 53-68.
- Molina, A., Govers, G., Vanacker, V., Poesen, J., Zeelmaekers, E., Cisneros, F., 2007. Runoff generation in a degraded Andean ecosystem: interaction of vegetation cover and land use. *Catena* **71**, 357-370. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2007.04.002>.
- Morcatty, T.Q., El Bizri, H.R., Carneiro, H.C.S., Biasizzo, R.L., Alméri, C.R.O., Silva, E.S., Rodrigues, F.H.G., Figueira, J.E.C., 2013. Habitat loss and mammalian extinction patterns: are the reserves in the Quadrilátero Ferrífero, southeastern Brazil, effective in conserving mammals? *Ecol. Res.* **28**, 935-947. <http://doi.org/10.1007/s11284-013-1076-3>.
- Moriasi, D.N., Arnold, J.G., Van Liew, M.W., Bingner, R.L., Harmel, R.D., Veith, T.L., 2007. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Trans. ASABE* **50**(3), 885-900.

- Moritz, M.A., 2012. Wildfires ignite debate on global warming. *Nature* **487**, 273. <https://doi.org/10.1038/487273a>.
- Nagai, M.; Sugiyama, M.; Hori, T. 2001. Environmental chemistry of rivers and lakes, Part VII. Fractionation by calculation of suspended particulate matter in Lake Biwa into three types of particles of different origins. *Limnology* **2**, 147-155. <https://doi.org/10.1007/s10201-001-8030-8>.
- Neitsch, S.L., Williams, J.R., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., 2011. *Soil and water assessment tool theoretical documentation version 2009*. Texas Water Resources Institute.647p.
- Neris, J., Jiménez, C., Fuentes, J., Morillas, G., Tejedor, M., 2012. Vegetation and land-use effects on soil properties and water infiltration of Andisols in Tenerife (Canary Islands, Spain) *Catena* **98**,55-62. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.06.006>.
- Neves, A.C.O., Barbieri, A.F., Pacheco, A.A., Resende, F.M., Braga, R.F., Azevedo, A.A., Fernandes, G.W., 2016. The human dimension in the Espinhaço Mountains: Land Conversion and Ecosystem Services. In: G.W. Fernandes (ed.), *Ecology and Conservation of Mountaintop Grasslands in Brazil*. Springer, Cham, pp. 501-530. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5\\_21](https://doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5_21).
- Obiefuna, J.N., Nwilo, P.C., Atagbaza, A.O., Okolie, C.J., 2012. Land Cover Dynamics Associated with the Spatial Changes in the Wetlands of Lagos/Lekki Lagoon System of Lagos, Nigeria. *J. Coast. Res.* **29** (3), 671-679. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-12-00038.1>.
- Oliveras, I., Malhi, Y., 2016. Many shades of green: the dynamic tropical forest–savannah transition zones. *Phil.Trans. R. Soc. B* **371**, 20150308. <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0308>.
- Oris, F., Asselin, H., Ali, A.A., Finsinger, W., Bergeron, Y., 2014. Effect of increased fire activity on global warming in the boreal forest. *Environ. Rev.* **22**, 1-14. <https://doi.org/10.1139/er-2013-0062>.
- Papathanasiou, C., Makropoulos, C., Mimikou, M., 2015. Hydrological modelling for flood forecasting: calibrating the post-fire initial conditions. *J. Hydrol.* **529**, 1838-1850. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.07.038>.
- Pausas, J.G., Keeley, J.E., 2009. A burning story: the role of fire in the history of life. *Bioscience* **59**: 593-601. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.7.10>.



- Pivello, V.R., 2005. *Manejo de fragmentos de Cerrado: princípios para a conservação da biodiversidade*. In: Scariot, A., Sousa-Silva, J.C., Felfili, J.M.(Org.), Brasília, pp. 401-413.
- Plamondon, A.P., Ruiz, R. A., Morales, C. F. and Gonzalez, M. C. 1991. Influence of protection forest on soil and water conservation (Oxapampa, Peru). *For. Ecol. Manage.* **38**, 227-238. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(91\)90144-K](https://doi.org/10.1016/0378-1127(91)90144-K).
- Porfírio T.H.C., 2006. Uso do solo e pressão antrópica no Parque Estadual Serra do Rola Moça, Belo Horizonte - MG. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Viçosa, MG.
- Porto, Bruno. Em meio à crise hídrica, minerodutos utilizam água dos rios para levar polpa de ferro ao porto. Hoje em Dia, Belo Horizonte, 26/01/2015. Disponível em: <<https://www.hojeemdia.com.br/primeiro-plano/economia/em-meio-%C3%A0-crise-h%C3%ADdrica-minerodutos-utilizam-%C3%A1gua-dos-rios-para-levar-polpa-de-ferro-ao-porto-1.292757>> Acesso em: 06 de nov. de 2018.
- Puma, M.J., Celia, M.A., Rodriguez-Iturbe, I., Nordbotten, J.M., Guswa, A.J., Kavetski D., 2016. Effects of Spatial Heterogeneity in Rainfall and Vegetation Type on Soil Moisture and Evapotranspiration. *Geophysics* **1**, 1-30. <https://arxiv.org/abs/1606.05256>.
- Reiners, W.A., Bouwman, A.F., Parsons, W.F.J., Keller, M., 1994. Tropical Rain Forest Conversion to Pasture: Changes in Vegetation and Soil Properties. *Ecological Applications* **4**(2), 363-377. <https://doi.org/10.2307/1941940>.
- Rodrigues, E.L, Elmiro, M.A.T, Braga, F.A., Jacobi, C.M., Rossi, R.D. 2015. Impact of changes in land use in the flow of the Pará River Basin, MG. *Rev. Bras. Eng. Agric. Amb.* **19**, 70-76. <http://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v19n1p70-76>.
- Rodrigues, E.L, Jacobi, C.M., Figueira, J.E.C., 2019. Wildfires and their impact on the water supply of a large neotropical metropolis: a simulation approach. *Sci. Total Environ.* **651**, 1261-1271. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.289>.
- Rossi, R. D., Martins, C. R., Viana, P. L., Rodrigues, E. L., Figueira, J.E.C., 2014. Impact of invasion by molasses grass (*Melinis minutiflora* P. Beauv.) on native species and on fires in areas of *campo-cerrado* in Brazil. *Acta Bot. Bras.* **28**, 631-637. . <https://doi.org/10.1590/0102-33062014abb3390>.

- Rossiter, N.A., Setterfield, S.A., Douglas, M.M., Hutley, L.B., 2003. Testing the grass-fire cycle: alien grass invasion in the tropical savannas of northern Australia. *Divers. Distrib.* **9**, 169-176. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2003.00020.x>.
- Sajikumar, N., Remya, R.S., 2015. Impact of land cover and land use change on runoff characteristics. *J. Environ. Manage.* **161**, 460-468. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.12.041>.
- Saltelli, A., Tarantola, S., Campolongo, F., 2000. Sensitivity analysis as an ingredient of modelling. *Stat. Sci.* **12**, 377-395.
- Sato, M.N., Miranda, H.S., Maia, J.M.F., 2010. O fogo e o estrato arbóreo do Cerrado: efeitos imediatos e de longo prazo, in: Miranda, H.S. (org.), Efeitos do regime de fogo sobre a estrutura de comunidades de Cerrado: Projeto Fogo, IBAMA, Brasília, pp.77-91.
- Scott, D.F., 1993. The hydrological effects of fire in South African mountain catchments. *J. Hydrol.* **150**, 409-432. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(93\)90119-T](https://doi.org/10.1016/0022-1694(93)90119-T).
- Sempere, D., Urbano, A., Lavabre, J., Dolz, J., 1994. Consecuencias hidrológicas de los incendios forestales. *Ing. Agua* **1**, 33-48.
- Sharma, P.N., Silva, A.D.S., 1987. Native forest (Caatinga) watershed management for runoff inducement for irrigation. *For. Ecol. Manage.* **18**, 73-84.
- Shu-ren, Y., 2003. Effects of fire disturbance on forest hydrology. *J. For. Res.* **14**(4), 331-334. <https://doi.org/10.1007/BF02857863>.
- Silva, J.M.C., 1996. Distribution of amazonian and atlantic Birds in gallery forests of the Cerrado region, South America. *Ornitowgia Neotropical* **7**(1), 1-18.
- Sriwongsitanon, N., Taesombat, W., 2011. Effects of land cover on runoff coefficient. *J. Hydrol.* **410**, 226-238. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.09.021>.
- Staver, A.C., Archibald, S., Levin, S.A., 2011(a). The global extent and determinants of savanna and forest as alternative biome states. *Science* **344**, 230-232. <https://doi.org/10.1126/science.1210465>.
- Staver, A.C., Archibald, S., Levin, S. 2011(b). Tree cover in sub-Saharan Africa: rainfall and fire constrain forest and savanna as alternative stable states. *Ecology* **92**, 1063-1072. <https://doi.org/10.1890/10-1684.1>

- Sun, D., Yang, H., Guan, D., Yang, M., Wu, J., Yuan, F., Jin, C., Wang, A., Zhang, Y., 2018. The effects of land use change on soil infiltration capacity in China: A meta-analysis. *Sci. Total Environ.* **626**, 1394-1401. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.104>.
- Tague, C., Seaby, L., Hope, A., 2009. Hope Modeling the eco-hydrologic response of a Mediterranean type ecosystem to the combined impacts of projected climate change and altered fire frequencies. *Clim. Chang.* **93**, 137-155. <https://doi.org/10.1007/s10584-008-9497-7>.
- Teclé, A, Neary, D., 2015. Water Quality Impacts of Forest Fires. *J. Pollut. Eff. Cont.* **3**, 1-7. <http://doi.org/10.4172/2375-4397.1000140>.
- Tucci, C.E. M., Clarke, R.T., 1997. Impacto das Mudanças da Cobertura Vegetal no Escoamento: Revisão. *Rev. Bras. Recur. Hídricas* **2** (1), 135-152.
- Tucci C.E.M., Modelos hidrológicos, First ed., 1998, UFRGS; Porto Alegre.
- van den Berg, E., Chazdon, R. , Corrêa, B.S., 2012. Tree growth and death in a tropical gallery forest in Brazil: understanding the relationships among size, growth, and survivorship for understory and canopy dominant species. *Plant Ecol.* **213**, 1081-1092. <https://doi.org/10.1007/s11258-012-0067-8>.
- VanderWeide, B. L., Hartnett, D., C., 2011. Fire resistance of tree species explains historical gallery forest community composition. *For. Ecol. Manage.* **261**, 1530-1538. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.01.044>.
- van der Werf, G.R., Randerson, J.T., Giglio, L., Gobron, N., Dolman, A.J., 2008. Climate controls on the variability of fires in the tropics and subtropics. *Glob. Biogeochem. Cycle.* **22**, GB3028. <https://doi.org/10.1029/2007GB003122>.
- van Griensven, A., Meixner, T., Grunwald, S., Bishop, T., Diluzio, M., Srinivasan, R.A., 2006. A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models. *J. Hydrol.* **324**, 10-23. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.09.008>.
- Viessman W., Jr., Lewis G.L., Introduction to Hydrology, Fifth ed., 2003, Prentice Hall; Englewood Cliffs, New Jersey.
- Whelan, R. J. 1995. The Ecology of Fire. Cambridge University press, Cambridge.
- Westerling, A.L., Hidalgo H.G., Cayan, D.R., Swetnam, T.W., 2006. Warming and earlier spring increase western U.S. forest wildfire activity. *Science* **313**, 940-943. <https://doi.org/10.1126/science.1128834>.

- Williams, D.G., Baruch, Z., 2000. African grass invasion in the Americas: ecosystem consequences and the role of ecophysiology. *Biol. Invasions* **2**, 123-140. <https://doi.org/10.1023/A:1010040524588>.
- Woods, S.W., Balfour, V.N., 2010. The effects of soil texture and ash thickness on the post-fire hydrological response from ash-covered soils. *J. Hydrol.* **393**, 274-286. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.08.025>.
- Woznicki, S.A., Nejadhashemi, A.P., Abouali, M., Herman, M. R., Esfahanian, E., Hamaamin, Y. A., Zhang, Z., 2016. Ecohydrological modeling for large-scale environmental impact assessment. *Sci. Total Environ.* **543**, 274-286. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.044>.
- WWAP (United Nations World Water Assessment Programme). 2017. The United Nations World Water Development Report 2017. Wastewater: The Untapped Resource. Paris, UNESCO.
- WWAP (United Nations World Water Assessment Programme) UN-Water. 2018. The United Nations World Water Development Report 2018: Nature-Based Solutions for Water. Paris, UNESCO.
- Yang, Y., Bu, C., Mu, X., Zhang, K., 2015. Effects of differing coverage of moss-dominated soil crusts on hydrological processes and implications for disturbance in the Mu Us Sandland, China. *Hydrol. Process.* **29**, 3112–3123. <https://doi.org/10.1002/hyp.10428>.
- Zeiger, S.J., Hubbart, J.A., 2016. A SWAT model validation of nested-scale contemporaneous streamflow, suspended sediment and nutrients from a multiple-land-use watershed of the central USA. *Sci. Total Environ.* **572**, 232-243. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.178>.
- Zhai, J., Liu, Y., Hou, P., Xiao, T., Cao, G., 2016. Water Conservation Service Assessment and Its Spatiotemporal Features in National Key Ecological Function Zones. *Adv. Meteorol.* 2016, 1-11. <http://doi.org/10.1155/2016/5194091>.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste estudo evidenciamos a forte conexão entre os atributos ambientais dependentes dos serviços prestados pela cobertura vegetal. Incêndios em larga escala e curtos intervalos são capazes de romper a base de equilíbrio conduzindo o ecossistema a outros domínios de atração, configurando um estado (ou fase) alternativo. No PESRM, incêndios e desmatamentos conduziram a perda de lenhosas e expansão de formações campestres. Os resultados apontam que cenários de incêndios recorrentes comprometem a estabilidade do balanço hídrico levando a redução dos estoques de água que abastecem a região RMBH. Tais resultados direcionam a necessidade do manejo integrado do fogo com aplicação de incêndios prescritos.

Nós alertamos para os riscos e irresponsabilidades crescentes de empreendimentos e atividades ligadas principalmente à mineração, expansão urbana e tráfego de veículos no interior e nos arredores do PESRM, com as mais diversas ações predatórias, em diferentes escalas, a elas associadas, como o fogo, pequenos desmatamentos e até a destruição total da cobertura vegetal e do solo, que comprometem a conservação do rico seu mosaico ambiental com seus preciosos mananciais. Numa época em que a legislação ambiental se encontra mais fragilizada, após a aprovação do Novo Código Florestal, medidas locais urgentes precisam ser adotadas para minimizar as ameaças que se avolumam num horizonte de tempo curto. A implementação de queimas controladas em áreas fragmentadas em porções adjacentes às bordas das matas de galeria poderiam ser eficazes, com a finalidade de reduzir a quantidade de material combustível. Assim, o controle da quantidade de biomassa fina seria benéfica a fim de evitar incêndios catastróficos. Essa medida poderia evitar danos nas áreas de recarga, reduzindo as chances de impactos significativos que desequilibrem a manutenção e suprimento de água para os aquíferos. A manipulação sobre esses controles são chave, para equilibrar a disponibilidade hídrica bem

como evitar a ruptura de processos ecológicos e ambientais. Além disso, é preciso lutar para que as microbacias Casa Branca, Mineirão, Independência, Barreirinho, Fubá, Urubú, sejam decretadas Áreas de Proteção Especial e integradas ao complexo de mananciais do PESRM.

Por fim, programas de educação ambiental e conscientização das populações urbanas vizinhas ao PESRM e demais microbacias, precisam ser reforçados e disseminados de forma mais ampla e veemente, pois apenas a consciência de sua importância ajudará a preservá-la<sup>4</sup>.

---

<sup>4</sup> A facilidade da água encanada nas torneiras, que brota como mágica em nossas casas, talvez impeça ao cidadão comum de associá-la a processos ecológicos distantes, que ocorrem silenciosamente e sem cobrar nada, nas verdes serras com seus mananciais de águas cristalinas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abbaspour K.C., Faramarzi M., Ghasemi S.S. and Yang H., 2009. Assessing the impact of climate change on water resources in Iran. *Water Resour. Res.* **45**, 41-65. <https://doi.org/10.1029/2008WR007615>.
- Chaplot, V., 2007. Water and soil resources response to rising levels of atmospheric CO2 concentration and to changes in precipitation and air temperature. *J. Hydrol.* **337**, 159-171. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.01.026>.
- Christofolletti, A. 1999. *Modelagem de Sistemas Ambientais*. São Paulo: Ed. Edgard Blücher, 236p.
- Fernandes, A.F., Maia, A.C., Monteiro, J.F.S., Condé, J.N., Martins, M., 2016. Overview of the translocation of rupestrian ferruginous fields of Capão Xavier mine to the Serra do Rola Moça State Park, Minas Gerais – Brazil. *Web Ecol.* **16**, 93-96, <https://doi.org/10.5194/we-16-93-2016>.
- Fundação Biodiversitas. 2007. *Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Rola-Moça*. Belo Horizonte.
- Hoffmann, W.A., 1999. Fire and population dynamics of woody plants in a neotropical savanna: matrix model projections. *Ecology* **80**, 1354-1369. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1999\)080\[1354:FAPDOW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080[1354:FAPDOW]2.0.CO;2).
- Jacobi, C.M., Carmo, F.F., Vincent, R.C., Stehmann, J.R., 2007. Plant communities on ironstone outcrops - a diverse and endangered Brazilian ecosystem. *Biodivers. Conserv.* **16**, 2185-2200. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9156-8>.
- Jacobi, C.M., Carmo, F.F., 2008. The contribution of ironstone outcrops to plant diversity in the Iron Quadrangle, a threatened Brazilian landscape. *Ambio* **37**(4), 324-326. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2008\)37\[324:TCOIOT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2008)37[324:TCOIOT]2.0.CO;2).
- Jacobi, C.M., Carmo, F.F., Vincent, R.C. 2008. Estudo fitossociológico de uma comunidade vegetal sobre canga como subsídio para a reabilitação de áreas mineradas no Quadrilátero Ferrífero, MG. *Revista Árvore* **32**, 345-353. <http://doi.org/10.1590/S0100-67622008000200017>.
- Lima, W.P. Hidrologia florestal aplicada ao manejo de bacias hidrográficas. Piracicaba: Esalq; 2008.245 p.

- Maharjan, G.R., Park, Y.S., Kim, N.W., Shin, D.S., Choi, J.W., Hyun, G.W., Jeon, J.H, Ok, Y. S., Lim, K.J., 2013. Evaluation of SWAT sub-daily runoff estimation at small agricultural watershed in Korea. *Front. Environ. Sci. Eng.* **7**(1), 109-119. <http://doi.org/10.1007/s11783-012-0418-7>.
- Meyer, S.T., Silva, A.F., Marco Júnior P., Neto, J.A.A.M., 2004. Composição florística da vegetação arbórea de um trecho de floresta de galeria do Parque Estadual do Rola-Moça na Região Metropolitana de Belo Horizonte, MG, Brasil. *Acta bot. bras.* **18**, 701-709. <http://doi.org/10.1590/S0102-33062004000400001>.
- Neitsch, S.L., Williams, J.R., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., 2011. *Soil and water assessment tool theoretical documentation version 2009*. Texas Water Resources Institute.647p.
- Neves, A.C.O., Barbieri, A.F., Pacheco, A.A., Resende, F.M., Braga, R.F., Azevedo, A.A., Fernandes, G.W., 2016. The human dimension in the Espinhaço Mountains: Land Conversion and Ecosystem Services. In: G.W. Fernandes (ed.), *Ecology and Conservation of Mountaintop Grasslands in Brazil*. Springer, Cham, pp. 501-530. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5\\_21](https://doi.org/10.1007/978-3-319-29808-5_21).
- Pênaloza-Bojacá, G.F, Oliveira, B.A., Araújo, C.A.T., Fantecelle, L.B., Santos, N. D., Maciel-Silva, A.S. 2018. Bryophytes on Brazilian ironstone outcrops: Diversity, environmental filtering, and conservation implications. *Flora* **238**, 162-174. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2017.06.012>.
- Rangel, T.F., Edwards, N.R., Holden, P.B., Diniz-Filho, J.A.F., Gosling, W.D., Coelho, M.T.P., Cassemiro, F.A.S., Rahbek,C., Colwell, R.K., 2018. Modeling the ecology and evolution of biodiversity: Biogeographical cradles, museums, and graves. *Science* **361**, 1-13. <https://doi.org/10.1126/science.aar5452>.
- Ribeiro, P.C.D., Menendez, E., Silva, D.L., Bonieck, D., Ramírez-Bahena, M.H., Resende-Stoianoff, M.A., Peix, A., Encarna, V., Mateos, P.F., Scott, M.R. 2017. Invasion of the Brazilian campo rupestre by the exotic grass *Melinis minutiflora* is driven by the high soil N availability and changes in the N cycle *Sci. Total Environ.* **577**, 202-211. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.162>.



- Rodrigues, E.L, Elmiro, M.A.T, Braga, F.A., Jacobi, C.M., Rossi, R.D. 2015. Impact of changes in land use in the flow of the Pará River Basin, MG. *Rev. Bras. Eng. Agric. Amb.* **19**, 70-76. <http://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v19n1p70-76>.
- Rossi R.D., 2012. Efeitos do capim-gordura (*Melinis minutiflora*) sobre a vegetação campestre e características do fogo, no Parque Estadual da Serra do Rola Moça. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- Rossi, R. D., Martins, C. R., Viana, P. L., Rodrigues, E. L., Figueira, J.E.C., 2014. Impact of invasion by molasses grass (*Melinis minutiflora* P. Beauv.) on native species and on fires in areas of *campo-cerrado* in Brazil. *Acta Bot. Bras.* **28**, 631-637. <https://doi.org/10.1590/0102-33062014abb3390>.
- Sajikumar, N., Remya, R.S., 2015. Impact of land cover and land use change on runoff characteristics. *J. Environ. Manage.* **161**, 460-468. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.12.041>.
- Tucci, C.E. M., Clarke, R.T., 1997. Impacto das Mudanças da Cobertura Vegetal no Escoamento: Revisão. *Rev. Bras. Recur. Hídricos* **2** (1), 135-152.
- Tucci C.E.M., Modelos hidrológicos, First ed., 1998, UFRGS; Porto Alegre.
- Waller, L.A., 2010. Bridging gaps between statistical and mathematical modeling in ecology. *Ecology* **91**(12), 3500-3502. <https://doi.org/10.1890/10-0432.1>.