



ABES ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE
ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL



RBCEAMB

Revista Brasileira de Ciências Ambientais
Setembro de 2019

Nº 53

ISSN Eletrônico 2176-9478

Expediente

Editor Geral

Maurício Dziedzic

Editores Internacionais

Günter Gunkel - Alemanha

Jose Alfaro Joins - Estados Unidos

Manuela Morais - Portugal

Oscar Parra - Chile

Editores Nacionais

Adriana Marques Rossetto

Liliana Pena Naval

Marco Aurélio da Silva Carvalho Filho

Mário Augusto Gonçalves Jardim

Tadeu Fabrício Malheiros

Conselho Editorial

Arlindo Philippi Jr., Asher Kiperstock, Carlos Alberto Cioce Sampaio, Cleverson Vitorio Andreolli, Eliza Maria Xavier Freire, Fabiano Toni, Jorge Tenório, Leandro Gonçalves Oliveira, Luiz Carlos Beduschi Filho, Marco Antonio Almeida de Souza, Maria de Lourdes Florencio, Maria do Carmo Martins Sobral, Miguel Mansur Aisse, Valdir Fernandes, Wanderley da Silva Paganini

Coordenação

Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES

Presidente Nacional da ABES

Roberval Tavares de Souza

Responsável

Soraia F. F. Fernandes

Produção Editorial

Zeppelini Publishers

www.zeppelini.com.br

Submissão de artigos, dúvidas e sugestões: rbciasm@abes-dn.org.br



[Instruções para autores, clique aqui](#)

Esta é uma publicação em parceria com o Instituto de Ciência e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável - ICTR www.ictr.org.br

1 - MONITORAMENTO E REMOÇÃO DE ANTI-INFLAMATÓRIOS EM ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO COM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

Monitoring and removal of anti-inflammatory drugs in sewage treatment plant with stabilization pond

Bruna Ragassi, Juliana Heloisa Pinê Américo-Pinheiro, William Deodato Isique, Osmar Pereira da Silva Junior

13 - CONTRIBUIÇÃO HIDROSEDIMENTOLÓGICA DAS ESTRADAS RURAIS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS COM PEQUENAS E MÉDIAS PROPRIEDADES

Hydrossedimentological contribution of rural roads in river basins with small and medium properties

Alex Sandro Baucke, Adilson Pinheiro, Vander Kaufmann

33 - PRODUÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DE BIODIESEL PRODUZIDO COM ÓLEOS UNITÁRIOS E MISTURAS BINÁRIAS

Production and characterization of biodiesel produced from unitary oils and binary mixtures

Mariana Delgado Gonçalves, Flávio Castro da Silva, Ana Caroline Lopes Maria, Luan Alves de Souza, Pamella Christina Ortega de Oliveira

51-ÍNDICEDEVULNERABILIDADESOCIOAMBIENTAL EM ÁREAS DE REGULARIZAÇÃO FUNDIÁRIA URBANA: UMA PROPOSTA METODOLÓGICA

Socioenvironmental vulnerability index in areas of urban land regularization: a methodological proposal

Maria Carolina Chaves de Sousa, Peter Mann de Toledo

69 - TOXICIDADE DETERMINADA PELO USO DOS AGROTÓXICOS EM ORGANISMOS INDICADORES DE QUALIDADE DA ÁGUA

Toxicity determined by the use of agrochemicals in organisms indicators of water quality

Luciana de Castro Nascimento, Liliana Pena Naval

81 - A INFLUÊNCIA DA PRECIPITAÇÃO E DA TEMPERATURA SOBRE AS OCORRÊNCIAS DE FEBRE CHIKUNGUNYA NO MUNICÍPIO DE BELÉM DO PARÁ, BRASIL

The influence of climatic variables of precipitation and temperature on the occurrences of chikungunya fever in Belém, Pará, Brazil

Jaqueline Portal da Silva, Márcia Aparecida da Silva Pimentel, Mário Augusto Gonçalves Jardim

97 - ESTOQUE DE CARBONO E AGREGAÇÃO DO SOLO SOB FRAGMENTOS FLORESTAIS NOS BIOMAS MATA ATLÂNTICA E CERRADO

Carbon stock and soil aggregation under forest fragments in the Atlantic Forest and Cerrado biomes

Jefferson Matheus Barros Ozório, Jean Sérgio Rosset, Jolimar Antonio Schiavo, Elói Panachuki, Camila Beatriz da Silva Souza, Roniedison da Silva Menezes, Thiago Sandin Ximenes, Selene Cristina de Pierrri Castilho, Leandro Marciano Marra

117 - APROVEITAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE BOVINOCULTURA LEITEIRA NO CULTIVO DE CITRONELA: EFEITOS NA ATIVIDADE FOTOQUÍMICA E NA BIOMASSA

Wastewater from dairy cattle in citronella cultivation: effects on photochemical activity and biomass

Leonardo da Silva Hamacher, Cristina Moll Hüther, Leonardo Duarte Batista da Silva, Dirlane de Fátima do Carmo, Joana Mayer Coutada, Thais Gandelman Schtruk, Carlos Rodrigues Pereira, Daiane Cecchin, Thelma de Barros Machado, Camila Ferreira de Pinho

134 - ESTIMATIVA DA BIOMASSA DE CAFEIROS EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS SOB MANEJO ORGÂNICO E CONVENCIONAL EM DIFERENTES ARRANJOS

Estimation of coffee biomass in agroforestry systems under organic and conventional management in different arrangements

Ivan Edson da Silva Meireles, Sylvana Naomi Matsumoto, Cristina de Andrade Santos Reis, Luanna Fernandes Pereira, Ueliton Soares de Oliveira, Patrícia Anjos Bittencourt Barreto-Garcia, Thiago Reis Prado, Paula Acácia Silva Ramos

MONITORAMENTO E REMOÇÃO DE ANTI-INFLAMATÓRIOS EM ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO COM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

MONITORING AND REMOVAL OF ANTI-INFLAMMATORY DRUGS IN SEWAGE TREATMENT PLANT WITH STABILIZATION POND

Bruna Ragassi 

Mestre em Engenharia Civil pela Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – Ilha Solteira (SP), Brasil.

**Juliana Heloisa Pinê
Américo-Pinheiro** 

Professora Doutora do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – Ilha Solteira (SP), Brasil. Professora titular do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Brasil (UNIVBRASIL) – São Paulo (SP), Brasil.

William Deodato Isique 

Pós-doutorando na Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – Ilha Solteira (SP), Brasil.

**Osmar Pereira
da Silva Junior** 

Mestre em Engenharia Civil pela Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – Ilha Solteira (SP), Brasil.

Endereço para correspondência:

Bruna Ragassi – Rua das Acácias, 443, Bairro Palmeiras II – CEP 17900-000 – Dracena (SP), Brasil –
E-mail: bruna_ragassi@hotmail.com

Recebido em: 15/08/2019

Aceito em: 02/12/2019

RESUMO

O monitoramento dos fármacos residuais no ambiente vem ganhando atenção, pois são frequentemente detectados em estações de tratamento de esgoto (ETE) e atingem os corpos hídricos. Portanto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a presença, a concentração e a porcentagem de remoção de anti-inflamatórios em amostras de esgoto bruto e efluente tratado da ETE do município de Dracena (SP). Foram avaliados dois pontos de coletas na ETE denominados de P1 (esgoto bruto) e P2 (efluente tratado). As coletas e análises foram realizadas nos meses de março de 2017 a fevereiro de 2018. As amostras foram preparadas por microextração líquido-líquido dispersiva e analisadas por cromatografia líquida de alta eficiência. A presença dos fármacos diclofenaco, ibuprofeno e naproxeno foi detectada nos dois pontos analisados da ETE. O ibuprofeno foi o composto que apresentou a maior concentração no esgoto bruto (95,92 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). Nos meses de inverno, foram registradas as menores concentrações dos anti-inflamatórios no esgoto bruto e as menores porcentagens de remoção dos fármacos na ETE. No mês de julho, o ibuprofeno e o naproxeno não foram detectados em P1 nem em P2. A presença desses fármacos no esgoto bruto é atribuída ao descarte de medicamentos em pias e vasos sanitários, além da excreção via fezes e urina com resíduos de fármacos que não são totalmente absorvidos pelo organismo humano. O tratamento de esgoto doméstico por meio de lagoas de estabilização não remove totalmente esses anti-inflamatórios, propiciando o aporte dessas substâncias nas águas superficiais, alterando sua qualidade.

Palavras-chave: diclofenaco; ibuprofeno; naproxeno.

ABSTRACT

The monitoring of residual drugs in the environment has been gaining attention, as they are frequently detected in sewage treatment plants (STP) and reach the water bodies. Therefore, the aim of this study was to evaluate the presence, concentration and percentage of anti-inflammatory removal in samples of raw sewage and treated effluent from the sewage treatment plant of Dracena-SP. Two collection points were assessed at the STP named P1 (raw sewage) and P2 (treated effluent). The collections and analyses were performed from March 2017 to February 2018. The samples were prepared by dispersive liquid-liquid microextraction and analyzed by high performance liquid chromatography. The presence of the drugs diclofenac, ibuprofen and naproxen was detected in the two analyzed points of the STP. Ibuprofen was the compound with the highest concentration in raw sewage (95.92 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). In winter months, the lowest concentrations of anti-inflammatory drugs in the raw sewage and the lowest percentages of drug removal in the STP were recorded. In July, ibuprofen and naproxen were not detected in P1 nor P2. The presence of these drugs in raw sewage is attributed to the disposal of

medicines in sinks and toilets, as well as excretion via faeces and urine with drug residues that are not fully absorbed by the human body. The treatment of domestic sewage through stabilization ponds does not completely remove these anti-inflammatories, providing the input of these substances in surface waters, altering their quality.

Keywords: diclofenac; ibuprofeno; naproxen.

INTRODUÇÃO

A contaminação dos corpos hídricos por resíduos de fármacos ocorre em todo o mundo, despertando o interesse da comunidade científica em função dos possíveis efeitos prejudiciais que podem causar à saúde humana e ao meio ambiente (GONZÁLEZ-ALONSO *et al.*, 2017; GUMBI *et al.*, 2017; VERAS *et al.*, 2019).

Os anti-inflamatórios são uma classe de fármacos que recebem atenção especial, pois são permanentemente liberados no meio ambiente por meio das águas cinzas (derivadas de chuveiros, lavatórios e lavanderias), águas negras (excretas de indivíduos que podem conter medicamentos) e pelo descarte de medicamentos não utilizados ou com prazos de validade expirados nas instalações sanitárias (AQUINO; BRAUDT; CHERNICHARO, 2013). Assim, a ocorrência de anti-inflamatórios em águas superficiais é associada ao lançamento de efluente de estação de tratamento de esgoto (ETE) e esgoto bruto em águas naturais (CARMONA; ANDREU; PICÓ, 2014; AMÉRICO-PINHEIRO *et al.*, 2017).

Na maioria dos países, inclusive no Brasil, os anti-inflamatórios não necessitam de prescrições médicas para serem adquiridos nas farmácias (BISOGNIN; WOLFF; CARISSIMI, 2018). Nesse contexto, os idosos são responsáveis pelo consumo de mais de 50% de todos os medicamentos, e mais de 80% deles consomem pelo menos uma medicação diária e 75% não comunicam seus médicos quanto a seus tratamentos não convencionais (CASAS-VÁSQUEZ; ORTIZ-SAAVEDRA; PENNY-MONTENEGRO, 2016). Esses fatores favorecem o consumo desses fármacos e contribuem para o aumento de suas concentrações no esgoto bruto e sua detecção em águas superficiais.

Uma vez liberados no ambiente, os fármacos estão sujeitos a processos bióticos e abióticos (oxidação, hidrólise ou fotólise) que favorecem a sua degradação (GAFFNEY *et al.*, 2014). Nas ETE, além de remoção por processos físico-químicos, diferentes transformações podem ocorrer com os fármacos, podendo haver a

formação de diferentes produtos de degradação, com comportamento ambiental e características ecotoxicológicas distintas do composto original (SECONDES *et al.*, 2014).

A remoção de fármacos do esgoto em ETE depende das propriedades físico-químicas das moléculas, das configurações dos sistemas de tratamento e das condições operacionais aplicadas às unidades de tratamento. No caso dos fármacos mais frequentemente detectados no esgoto, esperam-se eficiências de remoção que variam de intermediária (20 a 80%) à baixa (< 20%). A porcentagem de remoção dependerá da capacidade de sorção do composto e dos parâmetros operacionais aplicados aos sistemas de tratamento, como a idade do lodo e o tempo de detenção hidráulica (AQUINO; BRAUDT; CHERNICHARO, 2013).

O monitoramento de fármacos residuais no meio ambiente indica a frequente presença dessas substâncias em efluentes de ETE e águas superficiais em concentrações na faixa de $\mu\text{g.L}^{-1}$ e ng.L^{-1} (STELATO *et al.*, 2016; CUNHA *et al.*, 2017; SHARMA *et al.*, 2019). Mesmo em concentrações baixas (ng.L^{-1}), essas substâncias podem causar efeitos adversos aos seres vivos. Estudos mostram que a presença de anti-inflamatórios em ecossistemas aquáticos pode comprometer a saúde e o metabolismo de peixes, moluscos e microcrustáceos (GRÖNER *et al.*, 2017; LIU *et al.*, 2017; FONTES *et al.*, 2018).

Portanto, tendo em vista que os produtos farmacêuticos são originalmente fabricados para causar efeitos biológicos específicos e que ainda não há regulamentação abrangente para concentrações no meio ambiente (GARZA-CAMPOS *et al.*, 2016), esses compostos têm despertado crescente preocupação entre pesquisadores devido a sua ocorrência, sua persistência e seu potencial ecotoxicológico no meio ambiente e para a saúde dos seres humanos (BISOGNIN; WOLFF; CARISSIMI, 2018).

Diante do exposto, o objetivo do presente trabalho foi avaliar a presença, a concentração e a porcentagem de remoção de anti-inflamatórios em amostras de es-

goto bruto e efluente tratado da ETE do município de Dracena (SP), constituída de um sistema de lagoas de estabilização.

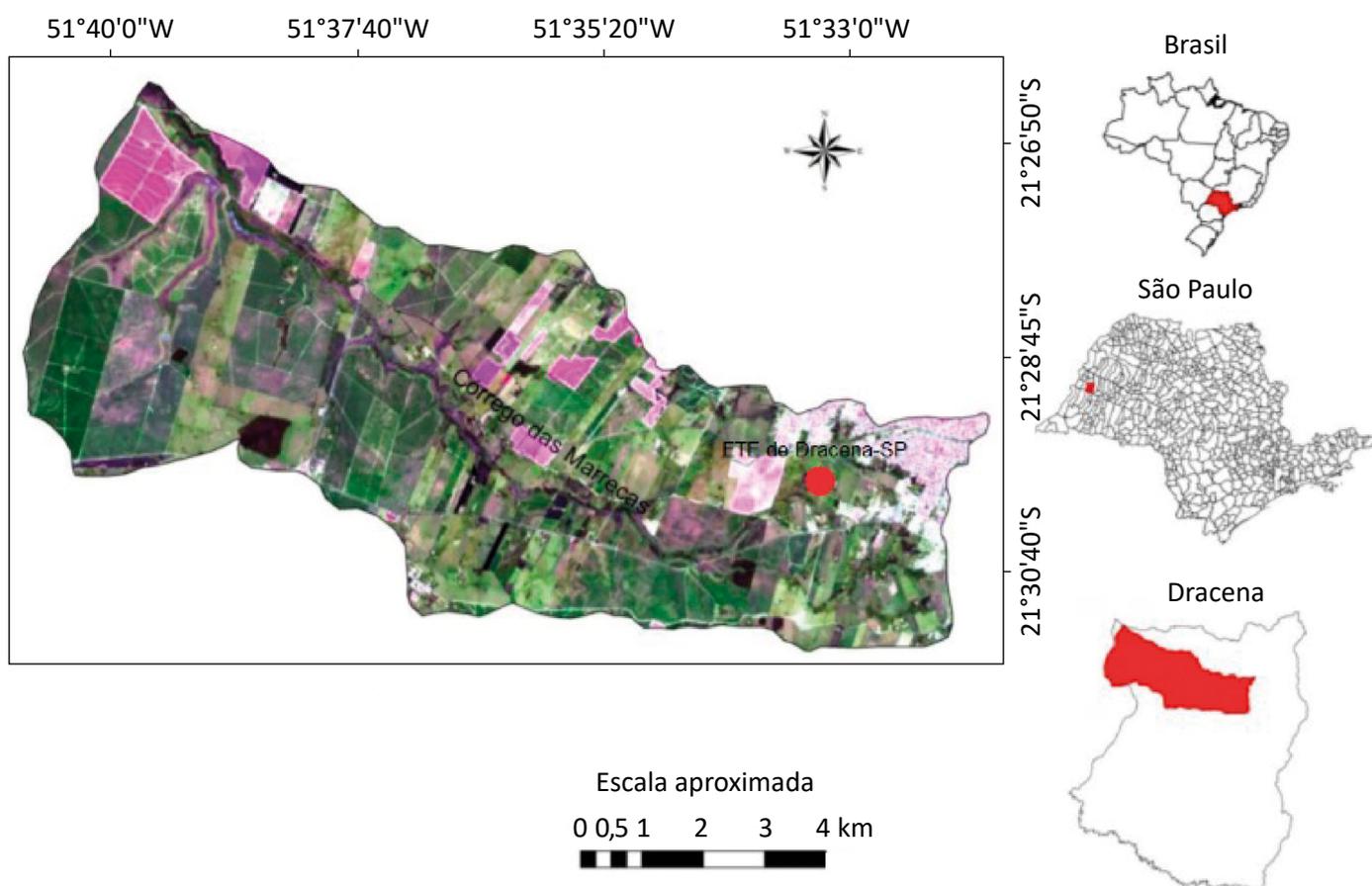
MATERIAIS E MÉTODOS

A ETE deste estudo está localizada no município de Dracena (SP) ($21^{\circ}29'52,4''S$ e $51^{\circ}33'19,9''W$), conforme Figura 1. Essa ETE começou a operar em 1972 e seu sistema, também chamado de sistema australiano ou de lagoas de estabilização, é constituído por tratamentos preliminar, primário e secundário (EMDAEP, 2019).

O tratamento preliminar é composto de gradeamento e caixa de areia; o primário é formado por uma lagoa anaeróbia que se utiliza das bactérias que proliferam em ambiente anaeróbio para a decomposição da matéria orgânica presente no esgoto; e o secundário é constituído de uma lagoa facultativa que utiliza as bactérias anaeróbias facultativas que atuam na estabilização da

matéria orgânica, no qual a introdução de oxigênio no sistema é proveniente da fotossíntese realizada pelas algas. De acordo com EMDAEP (2019), em 2002, a ETE passou por uma limpeza do lodo de fundo e foi construída uma terceira lagoa (semelhante às anteriores), para auxiliar no processo de remoção de carga orgânica.

Atualmente, a ETE possui uma vazão de entrada de 30 L.s^{-1} e trata 45% do esgoto sanitário do município de Dracena (SP), gerado por aproximadamente 22 mil habitantes. Os outros 55% do esgoto são encaminhados para outra ETE (com sistema de lagoas de estabilização), que não foi estudada neste trabalho ($21^{\circ}27'14,9''S$; $51^{\circ}33'22,9''W$) também localizada no município de Dracena (EMDAEP, 2019).



Fonte: Medeiros; Miguel; Brugmolli (2014).

Figura 1 – Localização da estação de tratamento de esgoto no município de Dracena (SP).

Com base nessas informações, foram selecionados dois pontos de amostragem na ETE estudada, denominados de P1 (esgoto bruto) e P2 (efluente tratado). O P1 está localizado na entrada da lagoa anaeróbia, ou seja, são amostras do esgoto *in natura* que chegam até a ETE para tratamento; já o P2 se encontra na saída da segunda lagoa facultativa, e suas amostras representam o efluente tratado que será lançado no Córrego das Marrecas. Nesses pontos, foram verificadas a presença e a concentração dos anti-inflamatórios diclofenaco, ibuprofeno e naproxeno durante os meses de março de 2017 a fevereiro de 2018 (Figura 2).

Coleta e preparo das amostras

Foram coletados mensalmente 1.000 mL de amostra de P1 e P2 da ETE, os quais, com o auxílio de baldes graduados, foram armazenados em frascos âmbar, devidamente lavados e secos à temperatura ambiente. As amostras foram transportadas em caixas térmicas contendo gelo para

serem analisadas no Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Civil de Ilha Solteira (SP). Uma vez no laboratório, as amostras foram preparadas por microextração líquido-líquido dispersiva (MLLD) e analisadas por cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE).

Procedimento de microextração líquido-líquido dispersiva

A MLLD dos anti-inflamatórios foi realizada de acordo com a metodologia proposta por Martins *et al.* (2012), que se baseia na injeção de solventes, sendo um dispersor (n-hexano) e um extrator (acetonitrila), na amostra aquosa. Após a injeção dos solventes, os tubos contendo as amostras foram agitados (vórtex)

e centrifugados (2500 RPM por 3 minutos). A fase orgânica permaneceu na superfície, foi retirada com o auxílio de uma microseringa e, posteriormente, levada à total *secura* sob fluxo de nitrogênio gasoso. A ressuspensão do eluato foi efetuada com 300 μ L de metanol.



Fonte: Google Maps (2019).

Figura 2 – Pontos de amostragem na estação de tratamento de esgoto do município de Dracena (SP).

Cromatografia líquida de alta eficiência

Para a identificação dos anti-inflamatórios presentes nas amostras, utilizou-se a metodologia proposta por Nebot, Gibb e Boyd (2007), um cromatógrafo líquido de alta eficiência (Shimadzu), contendo um detector *PhotodiodeArray* (SPD-M20A), e duas bombas de alta pressão (LC-20AT e LC-20AD), empregando o *software LCsolution*. As fases móveis foram constituídas de metanol (100 %) e água Milli-Q (acrescida de 0,1% de ácido trifluoracético). O volume de injeção das amostras foi de 25 μL^{-1} , utilizando os comprimentos de onda (Co) de 260 a 330 nm para a detecção dos picos cromatográficos. O tempo de retenção (Tr) foi utilizado para a identificação de cada fármaco, assim como seu respectivo perfil espectrofotométrico (Figura 3).

A validação do método para cada fármaco foi realizada por meio de curvas analíticas (Figuras 4, 5 e 6), elaboradas de acordo com os limites de detecção e quantificação, conforme proposto por Ribeiro *et al.* (2008).

O limite de detecção é a menor quantidade do analito presente em uma amostra que pode ser detectada sob condições experimentais estabelecidas. O limite de quantificação é a menor quantidade de analito que pode ser determinada com precisão e exatidão aceitáveis sob condições experimentais estabelecidas (ANVISA, 2003b).

A partir dos dados obtidos com a regressão linear (Figuras 4, 5 e 6), foram determinados os limites de detecção (LD), quantificação (LQ), percentual de recuperação (% Rec) e desvio padrão relativo (DPR) (Tabela 1), por meio da planilha de validação do método proposto por Ribeiro *et al.* (2008).

A ANVISA (2003a) admite que o DPR seja $\leq 20\%$ para o LQ, não sendo superior a 15% para os demais níveis. O método analítico foi linear na faixa composta dos parâmetros de sensibilidade (LD e LQ), encontrados por meio das curvas analíticas dos padrões (Figuras 4, 5 e 6), nos quais os coeficientes de regres-

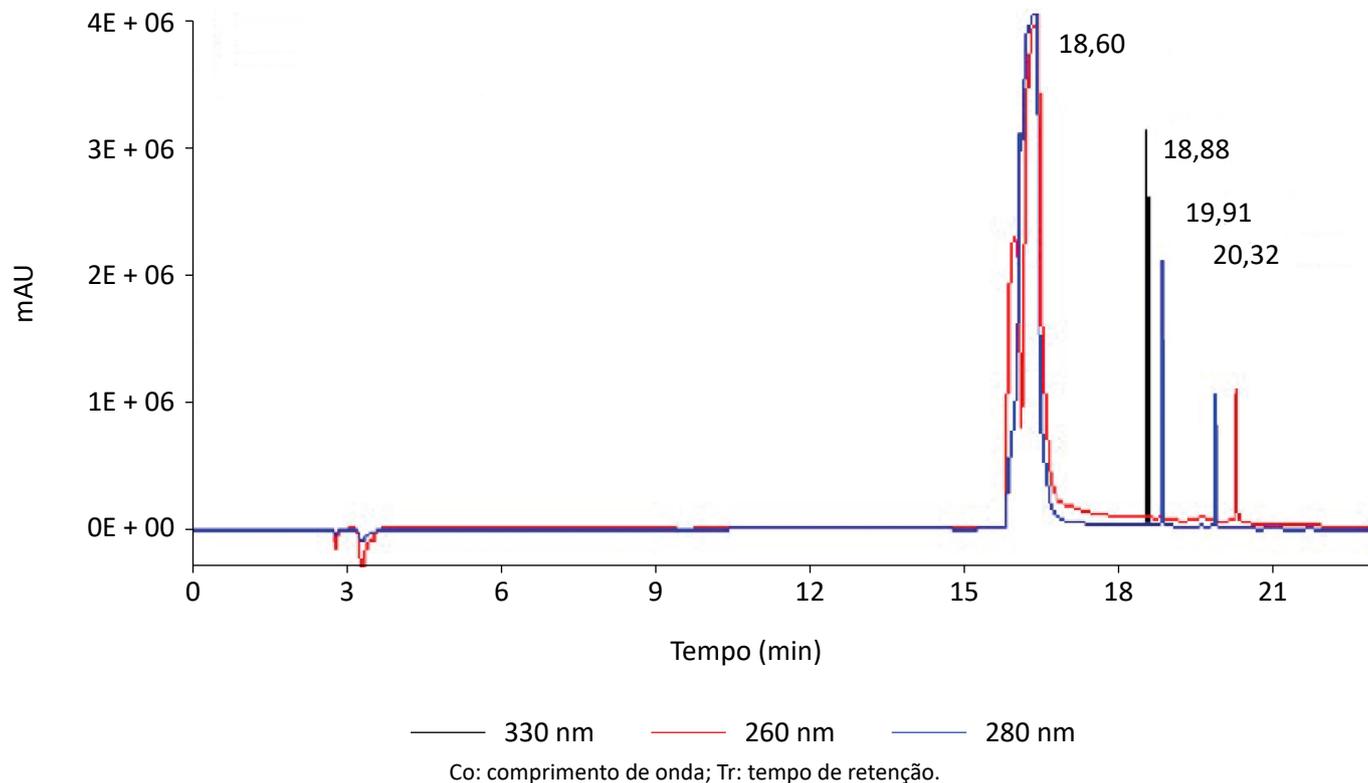


Figura 3 – Perfil cromatográfico dos anti-inflamatórios e seus respectivos comprimentos de onda e tempos de retenção. Naproxeno (Co: 330 nm; Tr: 18,88), diclofenaco (Co: 280 nm; Tr: 19,91) e ibuprofeno (Co: 260 nm; Tr: 20,32).

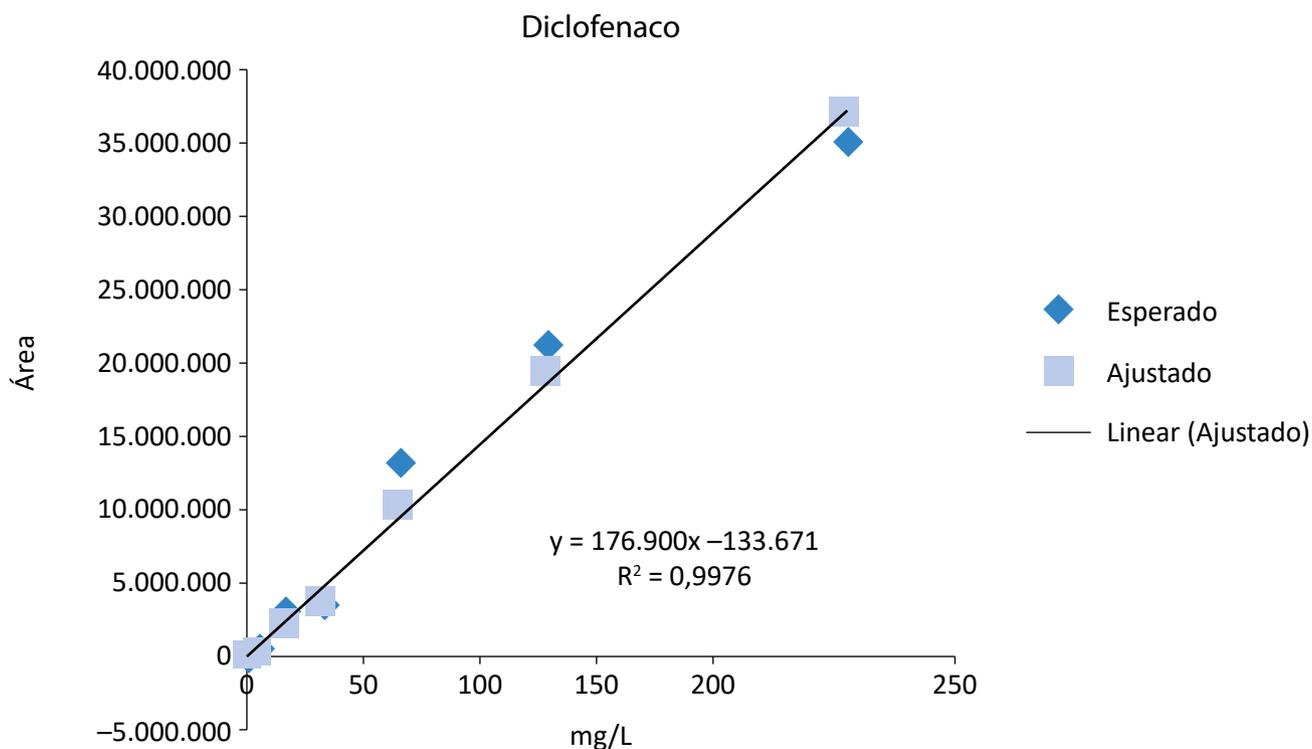


Figura 4 – Curva analítica do anti-inflamatório diclofenaco.

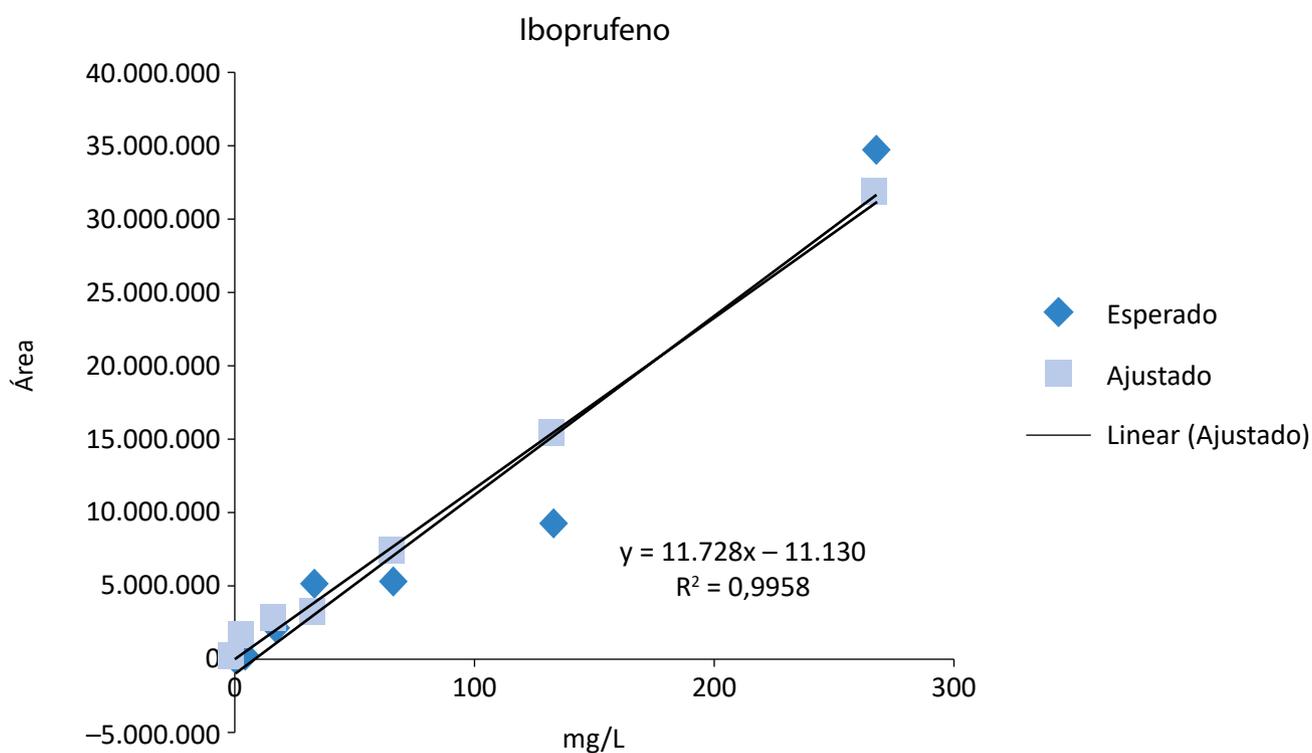


Figura 5 – Curva analítica do anti-inflmatório ibuprofereno.

são linear (R2) resultaram em valores maiores que 0,99. O R2 da curva analítica referente o diclofenaco, ibuprofeno e naproxeno foi, respectivamente, de 0,9976, 0,9958 e 0,9996. O coeficiente de correlação é um parâmetro que permite uma estimativa da qualidade da curva obtida, pois quanto mais próximo de 1,0, menor será a dispersão do conjunto de pontos experimentais. A ANVISA (2003b) recomenda um coeficiente de correlação maior ou igual a 0,99, e os valores de correlação linear obtidos neste experimento

estão acima de 0,99, sendo, então, a curva analítica considerada linear.

O estudo de recuperação por MLLD por meio de três alíquotas de diclofenaco, ibuprofeno e naproxeno, com concentrações de 50,0; 150,0 e 250,0 µg.L⁻¹, demonstrou que os valores de DPR também são adequados. Dessa forma, os resultados indicam que, nessa faixa, o método analítico para quantificação e separação cromatográfica é seguramente adequado para a determinação dos analitos de interesse.

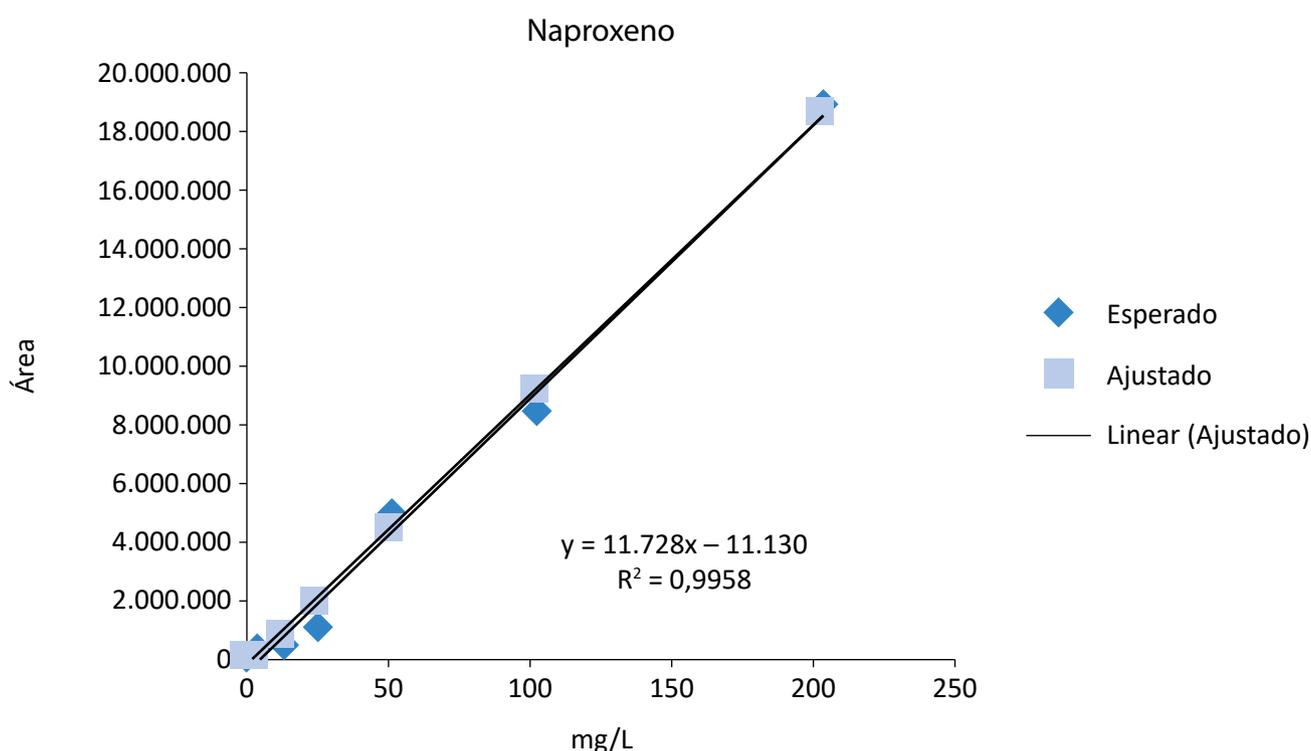


Figura 6 – Curva analítica do anti-inflamatório naproxeno.

Tabela 1 – Limites de quantificação e de detecção, percentual de recuperação e desvio padrão relativo para os fármacos avaliados na estação de tratamento de esgoto de Dracena (SP).

Fármaco	LQ (µg.L ⁻¹)	LD (µg.L ⁻¹)	% Rec	DPR
Diclofenaco	0,0044	0,0015	106,7	1,23
Ibuprofeno	0,0431	0,0144	102,3	0,86
Naproxeno	0,0042	0,0014	98,9	2,35

LQ: limite de quantificação; LD: limite de detecção; % Rec: percentual de recuperação; DPR: desvio padrão relativo.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os três anti-inflamatórios analisados neste estudo foram detectados em P1 e em P2 da ETE do município de Dracena. O ibuprofeno foi o composto que apresentou a maior concentração no esgoto bruto ($95,92 \mu\text{g.L}^{-1}$) em relação aos demais fármacos. Nos meses de inverno, foram registradas as menores concentrações dos anti-inflamatórios no esgoto bruto e as menores porcentagens de remoção dos fármacos na ETE. No mês de julho, o ibuprofeno e o naproxeno não foram detectados em P1 e em P2 (Tabela 2).

Nas amostras de esgoto bruto da ETE, o ibuprofeno apresentou a maior concentração média ($36,92 \mu\text{g.L}^{-1}$) em relação aos outros fármacos. Esse fato pode estar associado ao maior consumo desse medicamento pela população do município e à dose recomendada para ibuprofeno. Segundo Bifarma (2019), a quantidade re-

comendada na bula para esse composto varia de 1.800 a 2.400 mg por dia, dependendo do tipo de tratamento e dos sintomas. Essa dose utilizada é maior em relação aos demais anti-inflamatórios estudados.

As concentrações médias dos fármacos registradas nos esgotos bruto e tratado na ETE de Dracena são superiores às concentrações encontradas em ETE de outros países. Na Espanha, Fernández-López *et al.* (2016) detectaram, em esgoto bruto, $2,80 \mu\text{g.L}^{-1}$ de ibuprofeno, $1,66 \mu\text{g.L}^{-1}$ de diclofenaco e $1,18 \mu\text{g.L}^{-1}$ de naproxeno.

As concentrações dos fármacos detectadas por Papa-georgiou, Kosma e Lambropoulou (2016) foram inferiores às encontradas na ETE de Dracena. Os autores analisaram a ocorrência de anti-inflamatórios em estações

Tabela 2 – Concentração dos anti-inflamatórios ($\mu\text{g.L}^{-1}$) registradas no esgoto bruto e tratado da estação de tratamento de esgoto de Dracena (SP), no período de março de 2017 a fevereiro de 2018.

Meses de coleta	Esgoto bruto (P1)			Efluente tratado (P2)			% de remoção		
	DIC	IBU	NAP	DIC	IBU	NAP	DIC	IBU	NAP
Março	30,69	14,04	18,79	6,58	3,16	16,39	78,56	77,49	12,77
Abril	21,38	95,92	22,86	3,36	7,97	13,32	84,28	91,69	41,73
Maió	51,72	67,25	14,81	7,51	13,18	12,83	85,48	80,4	13,37
Junho	10,46	60,02	13,19	8,63	19,08	12,48	17,5	68,21	5,38
Julho	5,88	N.D	N.D	4,53	N.D	N.D	22,96	----	----
Agosto	5,80	10,74	15,47	2,81	5,77	12,29	51,55	46,28	20,56
Setembro	2,70	51,84	11,21	2,70	33,47	11,12	0,00	35,44	0,80
Outubro	5,61	21,65	9,97	5,32	18,26	9,67	5,17	15,66	3,00
Novembro	3,85	15,96	14,06	3,85	8,78	13,85	0,00	44,99	1,49
Dezembro	5,04	16,11	10,32	5,04	16,05	10,30	0,00	0,37	0,19
Janeiro	10,65	25,19	11,51	5,02	4,17	11,22	52,86	83,45	2,51
Fevereiro	12,32	27,43	12,24	4,13	9,48	11,37	66,48	65,44	7,10
Média	13,84	36,92	14,04	4,96	12,67	12,26			
DP	14,45	27,75	3,90	1,84	8,80	1,87			
CV (%)	104	75	28	37	69	15			

DIC: diclofenaco; IBU: ibuprofeno; NAP: naproxeno; DP: desvio padrão; CV: coeficiente de variação; N.D: não detectado.

com sistemas de lodos ativados na região de Volos, na Grécia, e verificaram concentrações de $4,87 \mu\text{g.L}^{-1}$ para diclofenaco, $0,79 \mu\text{g.L}^{-1}$ para ibuprofeno e o composto naproxeno não foi detectado.

Américo-Pinheiro *et al.* (2017) verificaram que o lançamento de esgoto bruto e efluente de ETE aumentam as concentrações de fármacos em águas superficiais. Em seu estudo, a maior concentração de diclofenaco ($8,25 \mu\text{g.L}^{-1}$) foi detectada em amostra de água superficial coletada a jusante da estação de Três Lagoas (MS).

A presença de anti-inflamatórios em ETE pode diferir de acordo com a região geográfica onde a estação de tratamento está inserida. Essa variação decorre dos padrões social e econômico da região, assim como do consumo de medicamentos pela população e da existência ou não da obrigatoriedade da prescrição médica (GROSSELI, 2016).

Na região de Valença, na Espanha, o ibuprofeno não foi detectado em amostras de efluentes de ETE e o naproxeno foi encontrado na concentração de $0,10 \mu\text{g.L}^{-1}$. Pode-se observar que as concentrações do efluente da ETE de Dracena são superiores às encontradas na Espanha (CARMONA; ANDREU; PICÓ, 2014).

Samaras *et al.* (2013) verificaram a concentração dos compostos diclofenaco, ibuprofeno e naproxeno em duas ETE na Grécia. A primeira, localizada em Atenas, apresentou, para amostras de efluente, os resultados de $0,05 \pm 0,03 \mu\text{g.L}^{-1}$ para naproxeno e $0,41 \pm 0,26 \mu\text{g.L}^{-1}$ para diclofenaco. A segunda, localizada em Mytilene, expôs, para amostras de efluente, os resultados de $0,04 \pm 0,05 \mu\text{g.L}^{-1}$ para naproxeno e $0,80 \pm 0,39 \mu\text{g.L}^{-1}$ para diclofenaco. Nas duas ETE, o ibuprofeno não foi detectado, pois se encontrava abaixo do limite de detecção. As concentrações encontradas por Samaras *et al.* (2013) são inferiores às detectadas na estação de tratamento de Dracena.

Com relação às concentrações dos fármacos avaliados no esgoto bruto e no efluente no fim do processo de tratamento submetido na ETE de Dracena, observou-se que ocorreu maior redução de ibuprofeno (91,69% em abril), seguido de diclofenaco (85,48% em maio) e naproxeno (41,73% em abril). De forma geral, as maiores porcentagens de remoção dos anti-inflamatórios na ETE ocorreram nos meses de verão (janeiro, fevereiro, março, abril e maio).

De acordo com Américo-Pinheiro *et al.* (2017), a temperatura da água influencia de forma inversamente proporcional a concentração dos anti-inflamatórios diclofenaco e naproxeno na água. Segundo os autores, a temperatura da água é um parâmetro que está intimamente relacionado com a incidência de luz solar, que desencadeia o processo de fotodegradação de muitos compostos.

A remoção dos contaminantes orgânicos em ETE envolve complexos processos com diversos mecanismos químicos, físicos e biológicos. A eficiência na remoção pode ser comprometida em função das condições operacionais da ETE e composição do esgoto, assim como pelas características físico-químicas do contaminante (hidrofobicidade, biodegradabilidade e volatilidade) (GROSSELI, 2016).

Os mesmos fármacos deste estudo foram detectados em uma ETE no Brasil que utiliza reator anaeróbico de leito fluidizado (RALF) seguido de tratamento físico-químico, e o processo obteve eficiência de remoção de 89% do fármaco diclofenaco, 90% para o ibuprofeno e 98% para o naproxeno (AMÉRICO *et al.*, 2012).

Fernández-López *et al.* (2016) avaliaram a eficiência de remoção de anti-inflamatórios em ETE com sistema de lodos ativados na região de Volos, na Grécia, sendo 45% para o diclofenaco, 72% para o ibuprofeno e 84% para o naproxeno. Pode-se observar que as eficiências de diclofenaco e ibuprofeno encontradas por Fernández-López *et al.* (2016) são inferiores às verificadas na ETE de Dracena (SP).

Para obtenção de elevada eficiência (> 90%) de remoção de fármacos em sistemas de tratamento de esgoto, é necessário utilizar sistemas de tratamento terciário, que adotem processos físico-químicos, tais como a adsorção em carvão ativado e a oxidação química (AQUINO; BRAUDT; CHERNICHARO, 2013). Pode-se notar que, na ETE de Dracena, a eficiência de remoção variou de baixa (< 20%) a intermediária (20 a 80%), de acordo com a classificação dos autores supracitados.

A taxa de remoção dos fármacos em ETE também pode variar de acordo com as características do composto, o tipo do processo de tratamento, os tempos de retenção de sólidos e hidráulica, a diluição de esgoto bruto e a temperatura. A eficiência de remoção de fármacos é menor durante os meses de inverno por causa de chu-

vas fortes e baixa temperatura da água, as quais levam a taxas mais lentas de biodegradação (LUO *et al.*, 2014). Portanto, a remoção dos anti-inflamatórios pode variar significativamente dentro de uma ETE em diferentes períodos de tempo e de ETE para ETE.

Um desafio a ser enfrentado em relação à presença e à remoção de fármacos do esgoto é a ausência de

legislação que estabeleça limites de lançamento para esses contaminantes no ambiente, ainda que as discussões sobre o tema e os estudos têm contribuído significativamente, fornecendo subsídios para tomadas de decisões. Entretanto, a falta de regulamentações deixa lacunas para que esses fármacos sejam lançados nos corpos d'água (ESCHER *et al.*, 2019).

CONCLUSÃO

Os anti-inflamatórios diclofenaco, ibuprofeno e naproxeno foram detectados no esgoto bruto e no efluente da ETE de Dracena. A presença dessas substâncias no primeiro é atribuída à não absorção total desses compostos pelo organismo humano os quais, consequentemente, são eliminados via fezes e urina ou por meio do descarte de medicamentos com prazo de validade expirado em instalações sanitárias.

O tratamento de esgoto baseado em lagoas de estabilização não remove totalmente esses fármacos que, posteriormente, vão contaminar as águas superficiais que recebem o despejo de efluentes. Esse tipo de tra-

tamento de esgoto tem uma eficiência de remoção que varia de baixa à intermediária.

O aumento constante de fármacos em águas superficiais representa um problema mundial na questão da qualidade das águas destinadas para o consumo humano e quanto aos riscos que o ambiente aquático pode sofrer com a introdução dessas substâncias. Portanto, algumas mudanças e melhorias devem ser realizadas para que a remoção desses compostos seja total, reduzindo a sua transferência para os ambientes aquáticos e, por conseguinte, diminuindo seus riscos ao meio ambiente e à saúde humana.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (ANVISA). *Guia para validação de métodos analíticos e bioanalíticos métodos analíticos*. ANVISA, 2003a. Disponível em: <<http://www.anvisa.gov.br>>. Acesso em: 10 nov. 2019.

_____. *Resolução nº 899, de 23 de maio de 2003*. ANVISA, 2003b. Disponível em: <http://portal.anvisa.gov.br/documents/10181/2718376/RE_899_2003_COMP.pdf/ff6fdc6b-3ad1-4d0f-9af2-3625422e6f4b>. Acesso: 9 mar. 2019.

AMÉRICO, J.H.P.; ISIQUE, W.D.; MINILLO, A.; CARVALHO, S.L.; TORRES, N.H. Fármacos em Uma Estação de Tratamento de Esgoto na Região Centro-Oeste do Brasil e os Riscos aos Recursos Hídricos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 17, n. 3, p. 61-67, 2012. <http://doi.org/10.21168/rbrh.v17n3.p61-67>

AMÉRICO-PINHEIRO, J.H.P.; ISIQUE, W.D.; TORRES, N.H.; MACHADO, A.A.; CARVALHO, S.L.; VALÉRIO FILHO, W.V.; FERREIRA, L.F.R. Ocorrência de diclofenaco e naproxeno em água superficial no município de Três Lagoas (MS) e a influência da temperatura da água na detecção desses anti-inflamatórios. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 22, n. 3, p. 429-435, 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522017128719>

AQUINO, S.F.; BRAUDT, E.M.F.; CHERNICHARO, C.A.L. Remoção de fármacos e desreguladores endócrinos em estações de tratamento de esgoto: revisão da literatura. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 18, n. 3, p. 187-204, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522013000300002>

BIFARMA. *Manual do ibuprofeno*. Disponível em: <<https://www.bifarma.com.br/manual/ibuprofeno-600mg-com-20-comprimidos-manual.pdf>>. Acesso em: 15 nov. 2019.

BISOGNIN, R.P.; WOLFF, D.B.; CARISSIMI, E. Revisão sobre fármacos no ambiente. *Revista DAE*, São Paulo, v. 66, n. 210, p. 78-95, 2018. <http://doi.org/10.4322/dae.2018.009>

CARMONA, E.; ANDREU, V.; PICÓ, Y. Occurrence of acidic pharmaceuticals and personal care products in Turia River Basin: from waste to drinking water. *Science of the Total Environment*, v. 484, p. 53-63, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.085>

CASAS-VÁSQUEZ, P.; ORTIZ-SAAVEDRA, P.; PENNY-MONTENEGRO, E. Estrategias para optimizar el manejo farmacológico en el adulto mayor. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Pública*, v. 33, n. 2, p. 335-341, 2016. <http://dx.doi.org/10.17843/rpmesp.2016.332.2153>

CUNHA, D.L.; PAULA, L.M.; SILVA, S.M.C.; BILA, D.M.; FONSECA, E.M.; OLIVEIRA, J.L.M. Ocorrência e remoção de estrogênios por processos de tratamento biológico de esgotos. *Ambiente e Água*, v. 12, n. 2, p. 249-262, 2017. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1992>

EMPRESA DE DESENVOLVIMENTO DE ÁGUA, ESGOTO E PAVIMENTAÇÃO DE DRACENA (EMDAEP). *Lagoa Mirassol*. EMDAEP. Disponível em: <<http://www.emdaep.com.br/index.php?pagina=lagoa&id=3>>. Acesso em: 30 out. 2019.

ESCHER, M.A.S.; AMÉRICO-PINHEIRO, J.H.P.; TORRES, N.H.; FERREIRA, L.F.R. A problemática ambiental da contaminação dos recursos hídricos por fármacos. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 51, p. 141-148, 2019. <http://doi.org/10.5327/Z2176-947820190469>

FERNÁNDEZ-LÓPEZ, C.; GUILLÉN-NAVARRO, J.M.; PADILLA, J.J.; PARSONS, J.R. Comparison of the removal efficiencies of selected pharmaceuticals in wastewater treatment plants in the region of Murcia, Spain. *Ecological Engineering*, v. 95, p. 811-816, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.093>

FONTES, M.K.; GUSSO-CHOUERI, P.K.; MARANHO, L.A.; DE SOUZA ABESSA, D.M.; MAZUR, W.A.; DE CAMPOS, B.G.; GUIMARÃES, L.L.; DE TOLEDO, M.S.; LEBRE, D.; MARQUES, J.R.; FELICIO, A.A.; CESAR, A.; ALMEIDA, E.A.; PEREIRA, C.D.S. A tiered approach to assess effects of diclofenac on the brown mussel *Perna perna*: a contribution to characterize the hazard. *Water Research*, v. 132, p. 361-370, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.077>

GAFFNEY, V.J.; CARDOSO, V.V.; RODRIGUES, A.; FERREIRA, E.; BENOLIEL, M.J.; ALMEIDA, C.M.M. Análises de fármacos em águas por SPE-UPLC-ESI-MS/MS. *Química Nova*, v. 37, n. 1, p. 138-149, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422014000100023>

GARZA-CAMPOS, B.; BRILLAS, E.; HERNÁNDEZ-RAMÍREZ, A.; EL-GHENYMY, A.; GUZMÁN-MAR, J.L.; RUIZ-RUIZ, E.J. Salicylic acid degradation by advanced oxidation processes. Coupling of solar photoelectro-Fenton and solar heterogeneous photocatalysis. *Journal of Hazardous Materials*, v. 319, n. 1, p. 34-42, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.02.050>

GOOGLE MAPS. *Estação de Tratamento de Esgoto de Dracena – SP*. Disponível em: <<https://www.google.com.br/maps/@-21.497876,-51.5554313,423m/data=!3m1!1e3>>. Acesso em: 11 mar. 2019.

GONZÁLEZ-ALONSO, S.; MERINO, L.M.; ESTEBAN, S.; ALDA, M.L.; BARCELÓ, D.; DURÁN, J.J.; LÓPEZ-MARTÍNEZ, J.; ACEÑA, J.; PÉREZ, S.; MASTROIANNI, N.; SILVA, A.; CATALÁ, M.; VALCÁRCEL, Y. Pollution Occurrence of pharmaceutical, recreational and psychotropic drug residues in surface water on the northern Antarctic Peninsula region. *Environmental Pollution*, v. 229, p. 241-254, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.05.060>

GRÖNER, F.; HÖHNE, C.; KLEINER, W.; KLOAS, W. Chronic diclofenac exposure affects gill integrity and pituitary gene expression and displays estrogenic activity in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Chemosphere*, v. 166, p. 473-481, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.116>

GROSSELI, G.M. *Contaminantes emergentes em estações de tratamento de esgoto aeróbia e anaeróbia*. 139f. Tese (Doutorado) – Faculdade de Ciências Exatas e de Tecnologia, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2016.

GUMBI, B.P.; MOODLEY, B.; BIRUNGI, G.; NDUNGU, P.G. Detection and quantification of acidic drug residues in South African surface water using gas chromatography-mass spectrometry. *Chemosphere*, v. 168, p. 1042-1050, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10.105>

- LIU, Y.; WANG, L.; PAN, B.; WANG, C.; BAO, S.; NIE, X. Toxic effects of diclofenac on life history parameters and the expression of detoxification-related genes in *Daphnia magna*. *Aquatic Toxicology*, v. 183, p. 104-113, 2017. <http://doi.org/10.1016/j.aquatox.2016.12.020>
- LUO, Y.; GUO, W.; NGO, H.H.; NGHIEM, L.D.; HAI, F.I.; ZHANG, J.; LIANG, S.; WANG, X.C. A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. *Science of the Total Environment*, v. 473-474, p. 619-641, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.065>
- MARTINS, M.L.; PRIMEL, E.G.; CALDAS, S.S.; PRESTES, O.D.; ADAIME, M.B.; ZANELLA, R. Microextração Líquido – Líquido Dispersiva (DLLME): fundamentos e aplicações. *Scientia Chromatographica*, v. 4, n.1, p. 35-51, 2012. <http://dx.doi.org/10.4322/sc.2012.004>
- MEDEIROS, R.B.; MIGUEL, A.E.S.; BRUGMOLLI, C.A.C. Caracterização Fisiográfica da Bacia Hidrográfica do Córrego das Marrecas, Dracena/SP. *Fórum Ambiental da Alta Paulista*, v. 10, n. 2, p. 41-56, 2014. <http://dx.doi.org/10.17271/198008271022014860>
- NEBOT, C.; GIBB, S.W.; BOYD, K.G. Quantification of human pharmaceuticals in water samples by high performance liquid chromatography– tandem mass spectrometry. *Analytica Chimica Acta*, v. 598, n. 1, p. 87-94, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2007.07.029>
- PAPAGEORGIOU, M.; KOSMA, C.; LAMBROPOULOU, D. Seasonal occurrence, removal, mass loading and environmental risk assessment of 55 pharmaceuticals and personal care products in a municipal wastewater treatment plant in Central Greece. *Science of the Total Environment*, v. 543, parte A, p. 547-569, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.047>
- RIBEIRO, F.A.L.; FERREIRA, M.M.C.; MORANO, S.C.; SILVA, L.R.; SCHNEIDER, R.P. Planilha de validação: uma nova ferramenta para estimar figuras de mérito na validação de métodos analíticos univariados. *Química Nova*, São Paulo, v. 31, n. 1, p. 164-171, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422008000100029>
- SAMARAS, V.G.; STASINAKIS, A.S.; MAMAI, D.; THOMAIDIS, N.S.; LEKKAS, T.D. Fate of selected pharmaceuticals and synthetic endocrine disrupting compounds during wastewater treatment and sludge anaerobic digestion. *Journal of Hazardous Materials*, v. 244-245, p. 259-267, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.11.039>
- SECONDES, M.F.N.; NADDEO, V.; BELGIORNO, V.; BALLESTEROS JR., F. Removal of emerging contaminants by simultaneous application of membrane ultrafiltration, activated carbon adsorption, and ultrasound irradiation. *Journal of Hazardous Materials*, v. 264, p. 342-349, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.11.039>
- SHARMA, B.M.; BEČANOVA, J.; SCHERINGER, M.; SHARMA, A.; BHARAT, G.K.; WHITEHEAD, P.G.; KLÁNOVÁ, J.; NIZZETTO, L. Health and ecological risk assessment of emerging contaminants (pharmaceuticals, personal care products, and artificial sweeteners) in surface and groundwater (drinking water) in the Ganges River Basin, India. *Science of the Total Environment*, v. 646, p. 1459-1467, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.235>
- STELATO, E.S.; OLIVEIRA, T.G.; STUNGES, G.M.; SILVA, E.C.P.; CUBA, R.M.F.; MINILLO, A.; ISIQUE, W.D. Avaliação da presença de resíduos de anti-inflamatórios não esteroides nos córregos veado e cedro do município de Presidente Prudente (SP), Brasil. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 39, p. 97-113, 2016. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820160050>
- VERAS, T.B.; PAIVA, A.L.R.; DUARTE, M.M.M.B.; NAPOLEÃO, D.C.; CABRAL, J.J.S.P. Analysis of the presence of anti-inflammatory drugs in surface water: A case study in Beberibe river - PE, Brazil. *Chemosphere*, v. 222, p. 961-969, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.167>



CONTRIBUIÇÃO HIDROSEDIMENTOLÓGICA DAS ESTRADAS RURAIS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS COM PEQUENAS E MÉDIAS PROPRIEDADES

HYDROSSEDIMENTOLOGICAL CONTRIBUTION OF RURAL ROADS IN RIVER BASINS WITH SMALL AND MEDIUM PROPERTIES

Alex Sandro Baucke 

Bolsista do Programa de Bolsas Universitárias de Santa Catarina (UNIEDU), Universidade Regional de Blumenau (FURB) – Blumenau (SC), Brasil.

Adilson Pinheiro 

Professor e pesquisador da FURB – Blumenau (SC), Brasil.

Vander Kaufmann 

Professor e pesquisador da FURB – Blumenau (SC), Brasil.

Endereço para correspondência:

Alex Sandro Baucke –
Rua São Paulo, 3.250 – Itoupava
Seca – CEP: 89030-350 –
Blumenau (SC), Brasil –
E-mail: alex.baucke@gmail.com

Recebido em: 19/08/2019

Aceito em: 04/12/2019

RESUMO

Os estudos hidrossedimentológicos abordam as contribuições da agricultura, do meio urbano e das demais ocupações da terra, entretanto as estradas rurais inseridas nas bacias hidrográficas dificilmente são observadas como contribuição específica ou potencialmente contributiva. Desse modo, os objetivos deste estudo foram simular diferentes cenários e características para as estradas rurais e, assim, avaliar o fluxo de águas e sedimentos em bacias com agricultura familiar localizadas no sul do Brasil. Para isso, utilizou-se o modelo hidrológico *soil and water assessment tool* (SWAT). Na etapa de calibração da vazão para a bacia do Ribeirão Concórdia, obtiveram-se o coeficiente de Nash-Sutcliffe (COE) de 0,76 e, para a validação, o coeficiente de 0,78. Na bacia do Rio Camboriú, a calibração alcançou COE de 0,67. Na calibração e validação sedimentológica na bacia do Ribeirão Concórdia, obteve-se COE de 0,82 e de 0,68, respectivamente. Na bacia do Rio Camboriú, a calibração sedimentológica atingiu coeficiente de 0,59. Quando comparada com o cenário sem as estradas, a inserção de estradas rurais como uso específico da terra (cenário calibrado) resultou em aumento de 6,3% na vazão e de 8,8% nos sedimentos transportados na bacia do Ribeirão Concórdia. Na bacia do Rio Camboriú, houve diferenças inferiores a 0,4%. Portanto, mesmo apresentando uma pequena área dentro da bacia, as estradas rurais podem interferir na vazão e no volume de sedimentos transportados.

Palavras-chave: modelo hidrológico; estradas rurais; modelo *soil and water assessment tool*; uso e ocupação da terra.

ABSTRACT

Hydro-sedimentological studies address the contributions of agriculture, urban environment, and other land occupations. However, rural roads within the watersheds are hardly seen as a specific or potential contribution. Thus, the aim of this study is to simulate different scenarios and characteristics for rural roads and assess its the flow of water and sediments in family farming basins located in the southern brazil. For this, the soil and water assessment tools (swat) hydrological simulation model was applied. In the flow calibration stage for the Concórdia stream basin, a nash-sutcliffe coefficient (COE) of 0.76 was obtained, and for validation, a coefficient of 0.78. While in the Camboriú river basin, the COE reached 0.67. For sedimentological calibration and validation, the Concórdia creek basin obtained an COE of 0.82 and 0.68, respectively. While in the Camboriú river basin, sedimentological calibration reached a coefficient of 0.59. When compared to the scenario without the roads, the insertion of rural roads as specific land use resulted in a 6.3% increase in flow rate and 8.8% in sediments transported in the Concórdia creek basin. For the Camboriú river basin, the differences were below 0.4%. Therefore, even with a small area within the basin, rural roads may interfere with the flow and volume of transported sediment.

Keywords: hydrological model; rural roads; swat model; land use.

INTRODUÇÃO

A erosão pode ser considerada um importante problema ambiental e de saúde pública, além de ser a principal causa da degradação das terras agrícolas (GALHARTE; VILLELA; CRESTANA, 2014). A cada ano, segundo o relatório da Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (2015), aproximadamente de 20 a 30 Gt de solo é perdido em consequência da erosão hídrica. Esses solos erodidos podem impactar em diversos aspectos econômicos, como inundações, custos de tratamento de água, geração de energia elétrica, reparação de propriedade pública, desastres e aumento dos custos dos alimentos (TELLES *et al.*, 2013; TIECHER *et al.*, 2014).

O conhecimento das fontes geradoras de sedimentos e a compreensão dos seus mecanismos de movimentação permitem desenvolver ações para minimização de problemas relacionados a essa temática, além de auxiliar na eficiência da aplicação de recursos (TIECHER *et al.*, 2016). Nesse sentido, os usos de modelos hidrológicos integrados a sistemas de informações geográficas possibilitam o desenvolvimento de ferramentas para simplificar os fenômenos naturais (BLAINSKI; ACOSTA; NOGUEIRA, 2017).

Entre os modelos disponíveis, destaca-se o modelo hidrológico *soil and water assessment tool* (SWAT). Ele atua de maneira integrada a um *software* de geoprocessamento e, assim, permite a elaboração e a simulação de cenários climatológicos e de usos da terra. Desse modo, o modelo vem sendo utilizado nas esferas públicas, privadas e acadêmicas em questões relacionadas a bacias hidrográficas. De 1999 a março de 2013, Bressiani *et al.* (2015) relataram que foram publicados 102 estudos utilizando o *software* SWAT tendo como base áreas de pesquisas em território brasileiro.

Santa Catarina possui aproximadamente 60 mil km de estradas já implementadas, sendo 88,5% não pavimentadas (BRASIL, 2015). Em suas áreas rurais, a ocupação é representada principalmente por pequenos e médios produtores rurais com intensa fragmentação do uso da terra, caracterizando-se sobretudo pela agricultura familiar. Segundo a Lei nº 11.326/06 (BRASIL, 2006), é considerado como agricultor familiar ou empreendedor familiar aquele que não detém área maior que

quatro módulos fiscais e que usa predominantemente mão de obra da própria família.

Tendo em vista que a maioria das estradas rurais quando construídas não é planejada, a baixa frequência de manutenção das vias, somada às ligações diretas entre elas e a rede fluvial, caracteriza as estradas rurais como passíveis de alta contribuição sedimentológica aos corpos hídricos (TIECHER *et al.*, 2014). Desse modo, como os sedimentos que adentram nos corpos hídricos possuem características de repositório terminal de contaminantes orgânicos e inorgânicos (CERVI; POLETO, 2018), confere-se às estradas rurais importante papel ambiental na manutenção e no bem-estar de uma longa cadeia de seres vivos.

A contribuição hidrossedimentológica das estradas rurais é pouco observada pela comunidade científica. Além disso, identifica-se que essas estradas possuem uma grande variação na representatividade da sua contribuição (AL-CHOKHACHY *et al.*, 2016), o que pode ser influenciado por sua vida útil bastante limitada, fornecendo diferentes respostas em curtos períodos de tempo. Segundo Saha e Ksaibati (2017), a vida útil das estradas rurais fica em torno de 250 dias.

No estudo de Ramos-Scharrón e Figueroa-Sánchez (2017), avaliaram-se os impactos das fazendas de café e das estradas de acesso aos cultivos no escoamento e na produção de sedimentos em nível local e de bacia hidrográfica. Constatou-se que as estradas não pavimentadas dentro da área de cultivo, embora ocupassem 8% da área total, eram responsáveis por quase 60% do sedimento desagregado e transportado durante o ano. Tiecher *et al.* (2014), ao buscarem por meio de traçadores as fontes de sedimentos em suspensão em uma bacia hidrográfica rural, perceberam que a principal fonte de sedimentos em períodos chuvosos de baixa e média intensidade são as estradas rurais, representando quase 70% da produção da totalidade. Galoski *et al.* (2019) observaram que as estradas abandonadas e o reflorestamento de *Pinus taeda* eram as fontes mais importantes de sedimentos nos vertedouros dentro da sua área de estudo.

Farias *et al.* (2019) identificaram que as estradas não pavimentadas que têm tráfego contínuo são sujeitas a um desprendimento de sedimento três vezes

maior. Além disso, a produção de sedimentos dessas áreas em conjunto com os aterros variava de 0,30 a 0,92 ton/ha/ano, enquanto, no estudo realizado por Stolf *et al.* (2018), as estradas rurais tinham produção específica de 26,9 ton/ha/ano. Por fim, Gudino-Elizondo *et al.* (2019) constataram que a simples pavimentação das estradas inseridas nas áreas de alta contribuição sedimentológica, em uma bacia no noroeste do

México, resultaria na diminuição de 30% da produção média de sedimentos. Entretanto, durante as produções de pico, esse valor poderia aumentar de 2 a 21%.

Nesse sentido, este trabalho teve como objetivos simular diferentes cenários e características para as estradas rurais da bacia do Ribeirão Concórdia e para a bacia do Rio Camboriú e, assim, analisar os efeitos na vazão e na produção de sedimentos.

MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia deste estudo compreendeu a utilização do modelo hidrológico SWAT, integrado ao SIG ArcGis 10.3 com a ferramenta de extensão ArcSWAT 2012.10.19, visando simular as condições de inserção e não inserção das estradas rurais no mapa de uso da terra, nas bacias do Ribeirão Concórdia e do Rio Cam-

boriú. Além disso, dividiram-se as estradas rurais em três cenários com características distintas — cenário de alta contribuição (CAC), cenário calibrado (CC) e cenário de baixa contribuição (CBC) —, para, assim, avaliar as mudanças nos níveis de sedimento e na vazão na bacia (Figura 1).

Área de estudo

A bacia do Ribeirão Concórdia localiza-se no município de Lontras, pertencente à vertente atlântica do estado de Santa Catarina, Brasil (Figura 2). Ela é composta de uma área de drenagem de 30,7 km². As precipitações médias anuais ficam em torno de 1.600 a 1.800 mm,

sem uma estação seca definida, com temperatura média anual entre 17 e 19,1°C, clima que, de acordo com a classificação de Thornthwaite, é definido como mesotérmico úmido. Já de acordo com Köppen, o clima é considerado subtropical úmido (Cfa).

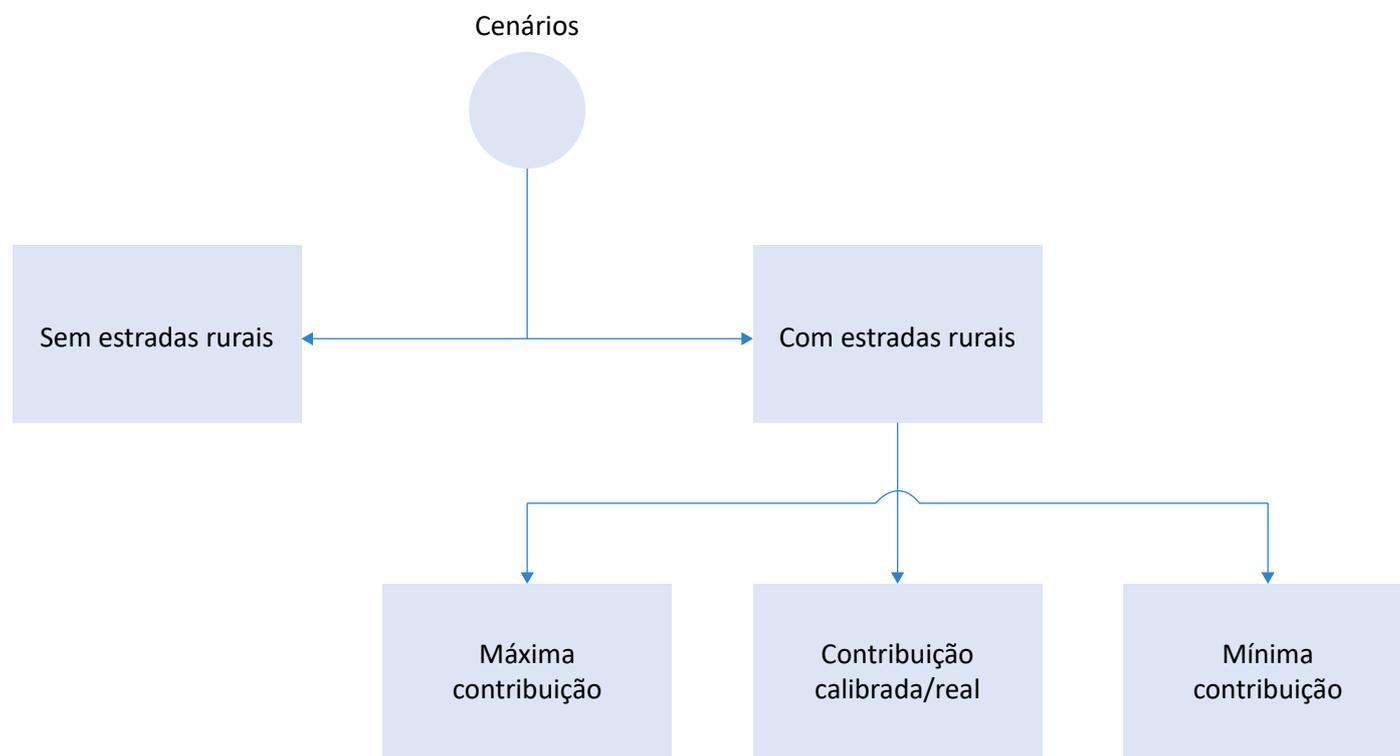


Figura 1 – Organograma de cenários.

Por sua vez, a bacia do Rio Camboriú está localizada no litoral de Santa Catarina, sendo inserida no âmbito estadual na região hidrográfica RH7 — Vale do Itajaí (SANTA CATARINA, 2018). Possui 199 km² e fica localizada entre os municípios de Camboriú e Balneário Camboriú (BLAINSKI *et al.*, 2017).

O presente estudo englobou parcialmente a bacia, resultando em 140 km² e calibração para uma área de 52,58 km², representando a sub-bacia do Canoas (Figura 3). A sua classificação climática é considerada Cfa e sem estação seca definida. Tem temperatura média anual de 19,5°C e precipitação de 1.600 mm, com

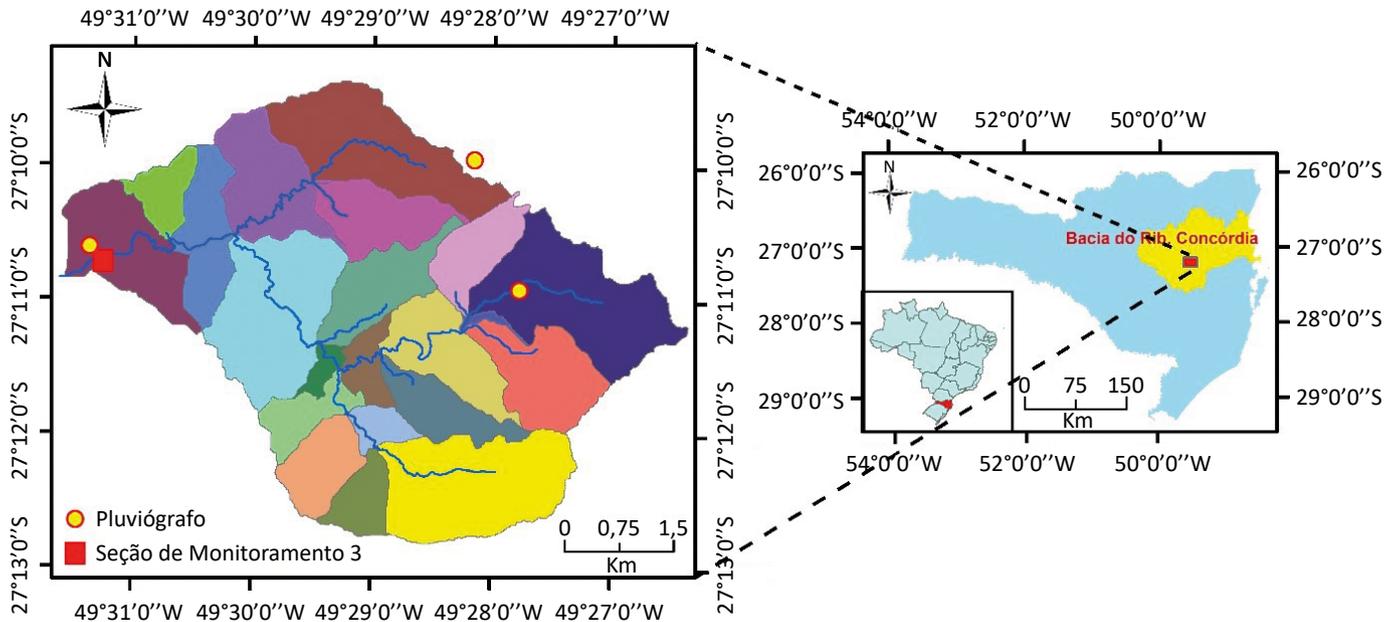


Figura 2 – Localização da bacia do Ribeirão Concórdia.

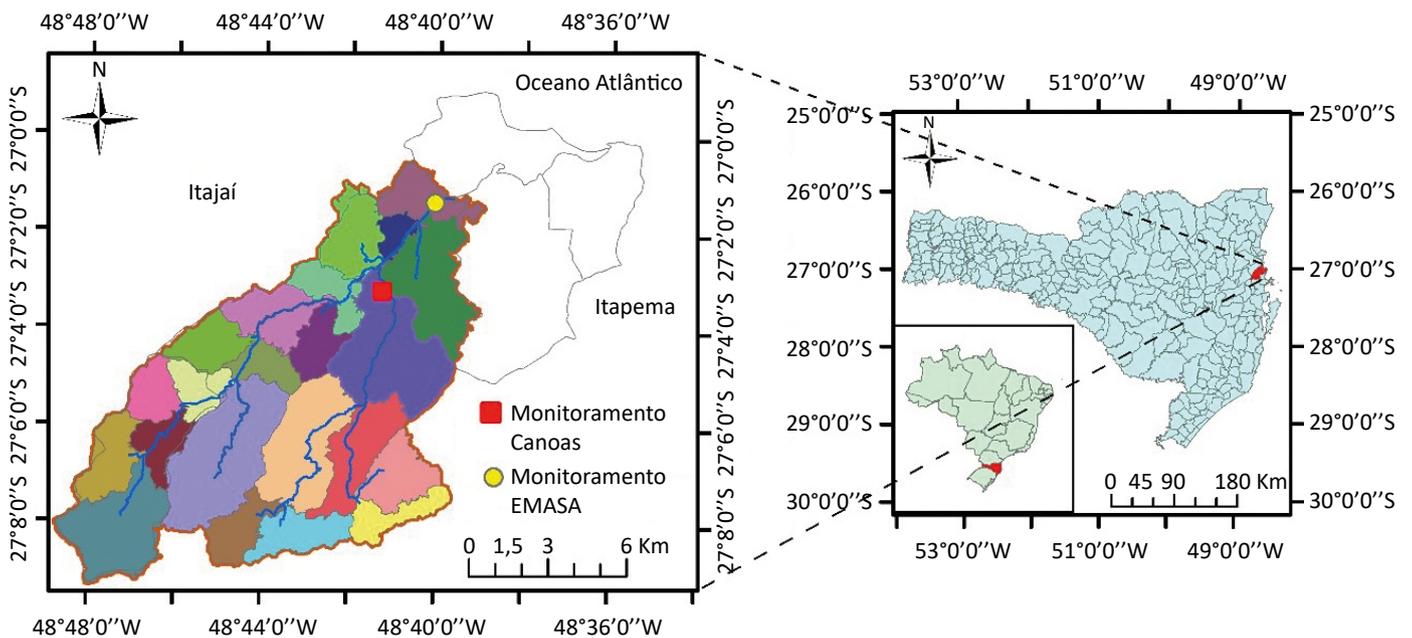


Figura 3 – Localização da Bacia do Rio Camboriú.

os meses mais chuvosos em dezembro, janeiro e fevereiro (EPAGRI, 1999).

Na bacia do Ribeirão Concórdia, empregou-se a seção de monitoramento 3 para as medições fluviométricas, climatológicas e sedimentológicas. Além disso, utilizaram-se os três pluviômetros instalados na bacia. Enquanto isso, na bacia do Rio Camboriú, a observação fluviométrica e sedimentológica fez uso da seção de monitoramento Canoas, e, para as informações climatológicas e pluviométricas, recorreu-se à Estação Experimental de Itajaí (latitude 26°54'00" e longitude de 48°39'00").

Para as características hidráulicas e físicas do solo, na bacia do Ribeirão Concórdia foi verificado o estudo realizado por Teixeira (2008). Enquanto isso, para a bacia do Rio Camboriú, viu-se o estudo feito pela Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI, 2016).

Identificadas na sua vegetação original como floresta ombrófila densa, as duas bacias possuem atualmente as florestas nativas ou em estágio avançado de desenvolvimento ocupando a maior parte de sua área, com cerca de 45% para a bacia de Lontras e 66% para a de Camboriú. No Ribeirão Concórdia, destacam-se as pastagens, com 18%, agricultura, com 9%, floresta em estágio inicial ou secundária, com 7%, residencial de baixa densidade, com 6%, estradas rurais, com 5%, *pinus*, com 4%, eucaliptos, com 4%, açudes/lagoas, com 2%,

Aplicação do SWAT

O modelo hidrológico SWAT é baseado fisicamente, utilizado em escala de bacia e de forma contínua e é passível de longos períodos de projeção (GASSMAN *et al.*, 2007). Além disso, ele permite uma ampla gama de modificações que proporcionam uma simulação mais eficiente para os processos e regiões específicas de interesse do pesquisador (ARNOLD; WILLIAMS, 1987).

O modelo tem rotinas de cálculos fundamentadas na divisão da bacia em várias sub-bacias, e estas novamente se dividem em unidades de resposta hidrológica (HRUs). Essas HRUs são definidas pela sobreposição de informações pedológicas, topográficas e de cobertura vegetal e calculam individualmente todos os índices. Neitsch *et al.* (2011) separam as simulações em duas divisões. A primeira representa a fase do terreno do ciclo hidrológico, ou seja, verifica a afluência de água, sedimento, nutriente e descarga de pesticidas no leito principal de cada sub-bacia. A segunda etapa envolve a mo-

e cultivo de grãos, com 0,5%. Para o Rio Camboriú, tem-se pastagens, com 17%, cultivo de arroz, com 7%, reflorestamento, com 4%, residencial de alta densidade, com 4%, estradas rurais, com 1%, agricultura, com 1%, e açudes/lagoas, com 0,3%.

Essas bacias hidrográficas possuem pequenas e médias propriedades, em que a paisagem é intensamente fragmentada (PINHEIRO *et al.*, 2008), resultando em ambiente relativamente homogêneo.

O mapa digital do terreno (MDT) e o da rede hidrográfica, juntamente com os *rasters* de uso e tipo da terra, foram obtidos de Perazzoli (2012) e Piazza (2019). Para a rotina de cálculos, o relevo da bacia foi dividido em cinco classes de declividade com base no MDT. Para a bacia do Ribeirão Concórdia, ele dividiu-se em 0 a 10%, 10 a 20%, 20 a 30%, 30 a 40% e maiores que 40%. Para a bacia do Rio Camboriú, dividiu-se em 0 a 8%, 8 a 20%, 20 a 35 %, 35 a 50% e acima de 50%.

Foram identificados cinco tipos de solo para as duas bacias. Para Lontras, classificaram-se tais tipos em argissolo, cobrindo 31% da bacia hidrográfica, cambissolo alumínico, com 46%, cambissolo háplico, com 16%, cambissolo húmico alumínico, com 6%, e gleissolo, com 2%. Em Camboriú, eles foram classificados em cambissolo, cobrindo 49%, argissolo, com 23%, gleissolo, com 12%, neossolo, com 11%, e espodossolo, com 4%.

vimentação de água, sedimentos, nutrientes e outros por toda a bacia hidrográfica até o exutório. A equação geral do balanço hídrico (Equação 1) é basicamente a controladora dos fenômenos simulados pelo SWAT.

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

Em que:

SW_t = conteúdo final de água no solo (mm);

SW₀ = conteúdo inicial de água no solo no dia *i* (mm);

t = tempo (dias);

R_{day} = precipitação no dia *i* (mm);

Q_{surf} = escoamento no dia *i* (mm);

E_a = evapotranspiração no dia *i* (mm);

W_{seep} = quantidade de água que entra na zona vadosa percolada através do perfil (mm);

Q_{gw} = quantidade de água que retorna ao curso de água no dia i por causa do escoamento subsuperficial (mm).

A erosão na bacia hidrográfica (Equação 2) tem como base a equação universal de perda de solo modificada (MUSLE) (WILLIAMS, 1975), a qual se fundamenta no método desenvolvido por Wischmeier e Smith (1978), a equação universal de perda do solo (USLE).

$$sed = 11,8 * (Q_{surf} * q_{peak} * area_{hru})^{0,56} * K * C * P * LS * CFRG \quad (2)$$

Em que:

sed = produção de sedimentos (ton/dia);
 Q_{surf} = volume do escoamento superficial (mm/ha);
 q_{peak} = índice máximo de escoamento (m³/s);
 $area_{hru}$ = área de HRU (ha);
 K = fator de erodibilidade do solo USLE;
 C = fator de cobertura e gestão USLE;
 P = fator de prática de apoio USLE;
 LS = fator topográfico USLE;
 CFRG = fator de fragmento bruto.

O escoamento superficial foi obtido pelo método da curva número do Soil Conservation Service (SCS) (NEITSCH *et al.*, 2011), enquanto a vazão de pico foi calculada pelo método racional. Para a evapotranspiração potencial, o método de Samani (2000) (Equação 3) foi utilizado na Bacia do Ribeirão Concórdia e o de Hargreaves-Samani (1985) (Equação 4) na bacia do Rio Camboriú.

$$Et = \frac{0,0135 * K * Ra}{((T_{max} - T_{min}) * (T_{med} + 17,8))^{-1/2}} \quad (3)$$

Calibração e validação

Na calibração foi empregada a modificação manual por tentativa, realizando diversas simulações até obter-se a calibração escolhida para o modelo. Além disso, para maior complementação de informações, foi utilizado o SWAT-CUP, a fim de analisar a sensibilidade dos parâmetros aplicados para as bacias.

Para a execução do processo de calibração do modelo, utilizaram-se dados de vazão medidos na seção de

$$Et = 0,0023 * (T_{max} - T_{min})^{0,5} * (T_{med} + 17,8) * Ra \quad (4)$$

Em que:

Et = evapotranspiração de referência (mm/dia);
 K = o coeficiente para regiões continentais (0,162);
 Ra = a radiação solar no topo da atmosfera (mm/dia);
 Tmax = temperatura máxima (°C);
 Tmed = temperatura média (°C);
 Tmin = temperatura mínima (°C).

Visando obter características do uso de terra mais condizentes com a realidade, atribuíram-se às estradas rurais as curvas números 72, 82, 87, 89 para os tipos da terra A, B, C e D, respectivamente (TUCCI, 1993). Outros valores específicos foram utilizados com base nos estudos de Liu *et al.* (2017) e Connell, Painter e Beffa (2001). Na Tabela 1, encontram-se os coeficientes adotados para o CC, que é a realidade, e para os hipotéticos CAC e CBC.

Foram propostos diferentes cenários para verificar a influência das estradas rurais nas bacias do Ribeirão Concórdia e do Rio Camboriú. O primeiro deles englobou a simulação com um mapa de uso da terra sem as estradas rurais como uso específico (CSE). Os outros três cenários continham as estradas rurais como uso específico da terra, mas com características e coeficientes diferenciados. Essas características tiveram o intuito de dar aos cenários proximidade maior com a realidade (CC), com a pior qualidade possível de manutenção e situação das estradas (CAC) e, ainda, com as estradas não pavimentadas nas melhores condições possíveis (CBC). Ressalta-se que são situações hipotéticas, mas é uma oportunidade para discutir como a qualidade dessas vias de transporte interfere nos sedimentos e no escoamento.

monitoramento 3, localizada próximo à foz da bacia do Ribeirão Concórdia, de janeiro de 2011 até dezembro de 2013. Para o processo de validação, observaram-se os dados medidos de janeiro de 2014 a dezembro de 2015. Assim, em posse desses dados, foram aplicados o coeficiente de Nash-Sutcliffe (COE) e o *percent bias* (PBIAS), para verificar a confiabilidade das simulações, comparando-se os dados medidos e os simulados. Para a bacia do Rio Camboriú, recorreram-se aos dados de

vazão registrados na seção de monitoramento Canoas para executar a calibração. Esse processo compreendeu o período de janeiro de 2014 a outubro de 2015.

A calibração e a validação sedimentológica foram executadas com base nos dados da concentração de sedimentos em suspensão obtidos por uma curva-cha-ve em relação à turbidez. Com isso, foram aplicados o COE e o PBIAS. Para a bacia do Ribeirão Concórdia, utilizou-se para calibração o ano de 2012, enquanto a validação englobou os meses de janeiro a outubro de 2013. Para a bacia em Camboriú, somente se executou a calibração, e esta compreendeu o período de abril de 2014 a outubro de 2015.

O COE (Equação 5) tem a finalidade de avaliar a eficiência de um modelo em simular variáveis predeterminadas. Seu índice varia entre $-\infty$ e 1, sendo o valor 1 o ajuste perfeito correspondente à relação entre os dados observados e simulados. O PBIAS (Equação 6) avalia a tendência geral em subestimar ou superestimar os

dados simulados com base nos dados medidos. Caso o valor seja negativo, tem significância de superestimação, ao passo que valores positivos indicam subestimação (FERNANDES, 2015).

$$COE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Em - Es)^2}{\sum_{i=1}^n (Em - E)^2} \quad (5)$$

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (Em - Es) * 100}{\sum_{i=1}^n Em} \quad (6)$$

Em que:

Em = o evento observado;

Es = o evento simulado pelo modelo;

E = a média do evento observado no período simulado;

n = o número de eventos;

l = o tempo.

Tabela 1 – Índices adotados para as estradas.

Parâmetro	CC	CAC	CBC
FIMP	0,38	1	0,01
FCIMP	0,30	1	0,01
CURBDEN	0,00	0,00	0,00
URBCOEF	0,18	0,01	1
DIRTMAX	170	10	2000
THALF	3,90	0,1	100
TNCONC	480	480	480
TPCONC	212	212	212
TNO3CONC	6,30	6,30	6,30
OV_N	0,03	0,01	0,4

CC: cenário calibrado; CAC: cenário de alta contribuição; CBC: cenário de baixa contribuição; FIMP: fração total de área impermeável urbana; FCIMP: fração diretamente conectada à área impermeável urbana; CURBDEN: densidade de comprimento de meio-fio em terreno urbano (km/ha); URBCOEF: coeficiente de lavagem para remoção de constituintes de área impermeável (mm-1); DIRTMAX: quantidade máxima de sólidos para construir em área impermeável (kg/km); THALF: número de dias para 50% de aumento em áreas impermeáveis = $\frac{1}{2}$ DIRTMAX (dias); TNCONC: concentração total de N em sólidos suspensos de áreas impermeáveis (mg N/kg sedimento); TPCONC: concentração total de P em sólidos suspensos de áreas impermeáveis (mg P/kg sedimento); TNO3CONC: concentração total de nitrato em sólidos suspensos de áreas impermeáveis (mg NO₃-N/kg sedimento).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Calibração e validação

Inicialmente, buscou-se a simulação da vazão na bacia sem qualquer calibração, mas constatou-se que o modelo superestimava as vazões tanto para os máximos como no período de baixa vazão. Para essa simulação na bacia do Ribeirão Concórdia, o COE foi de apenas 0,06 e o coeficiente PBIAS ficou em 68%. Para a bacia do Rio Camboriú, o COE ficou em 0,54 e o PBIAS em 3%.

Após várias simulações e modificados diversos parâmetros, tendo como base outros trabalhos já executados e em andamento nas bacias (LUBITZ, 2009; PERAZZOLI; PINHEIRO; KAUFMANN, 2013; BLAINSKI; ACOSTA;

NOGUEIRA, 2017; EPAGRI, 2016), chegou-se a um cenário considerado bastante satisfatório. Nas Tabelas 2 e 3, é possível verificar os parâmetros modificados, seu valor inicial e o valor adotado após a calibração.

Para a análise de sensibilidade dos coeficientes modificados nas simulações (Figuras 4A e 4B), o parâmetro que demonstrou ser mais sensível para a bacia do Ribeirão Concórdia foi o GWQMN, que representa o valor limite de água no aquífero raso para a ocorrência de fluxo de base (mm). Para a bacia do Rio Camboriú, foi o CANMX, que é a quantidade máxima de água interceptada pela vegetação (mm).

Tabela 2 – Parâmetros modificados para a bacia do Ribeirão Concórdia.

Parâmetros Alterados	Índice Inicial	Índice Final
ESCO	0,95	0,55
EPCO	1	0
EVLA1	3	5
SURLAG	4	2,5
DEP_IMP	0	450
GW_DELAY	31	80
GWQMN	1.000	3.275
GW_REVAP	0,02	0,1
REVAPMN	750	54
OV_N	0,14	0,3
LAT_TIME	0	2
LAT_SED	0	10
SLSOIL	0	22
CANMX	0	59

ESCO: fator de compensação da evaporação do solo; EPCO: fator de compensação de absorção das plantas; EVLA1: índice de área foliar no qual nenhuma evaporação da superfície de água ocorre; SURLAG: coeficiente de retardo do escoamento superficial (dias); DEP_IMP: profundidade da camada impermeável de solo (mm); GW_DELAY: retardo do escoamento subterrâneo (dias); GWQMN: nível limite de água no aquífero raso para a ocorrência de fluxo de base; GW_REVAP: coeficiente de retorno da água subterrânea; REVAPMN: nível de água limite do aquífero para ocorrência de evaporação ou percolação (mm H₂O); OV_N: coeficiente de Manning para o escoamento superficial; LAT_TIME: tempo de duração do escoamento lateral (dias); LAT_SED: concentração de sedimentos no escoamento superficial e lateral (mg/L); SLSOIL: comprimento da rampa para escoamento lateral subsuperficial (m); CANMX: capacidade máxima de armazenamento de copa (mm H₂O).

Tabela 3 – Parâmetros ajustados na bacia do Rio Camboriú.

Parâmetros Alterados	Índice Inicial	Índice Final
GW_DELAY	31	10
GWQMIN	1.000	600
ALPHA_BF	0,048	0,5
REVAPMN	750	500
ESCO	0,95	0,945
EPCO	1	0,5
SURLAG	4	2
EVLAJ	3	5
LAT_TIME	0	30
CANMX	0	2
SLSOIL	0	15
ADJ_PKR	1	0.5
LAT_SED	0	30

GW_DELAY: retardo do escoamento subterrâneo (dias); GWQMIN: nível limite de água no aquífero raso para a ocorrência de fluxo de base; ALPHA_BF: fator de escoamento de base (dias); REVAPMN: nível de água limite do aquífero para ocorrência de evaporação ou percolação (mm H₂O); ESCO: fator de compensação da evoporação do solo; EPCO: fator de compensação de absorção das plantas; SURLAG: coeficiente de retardo do escoamento superficial (dias); EVLAI: índice de área foliar no qual nenhuma evaporação da superfície de água ocorre; LAT_TIME: tempo de duração do escoamento lateral (dias); CANMX: capacidade máxima de armazenamento de copa (mm H₂O); SLSOIL: comprimento da rampa para escoamento lateral subsuperficial (m); ADJ_PKR: fator de ajuste da taxa de pico para transporte de sedimentos nos canais tributários; LAT_SED: concentração de sedimentos no escoamento superficial e lateral (mg/L).

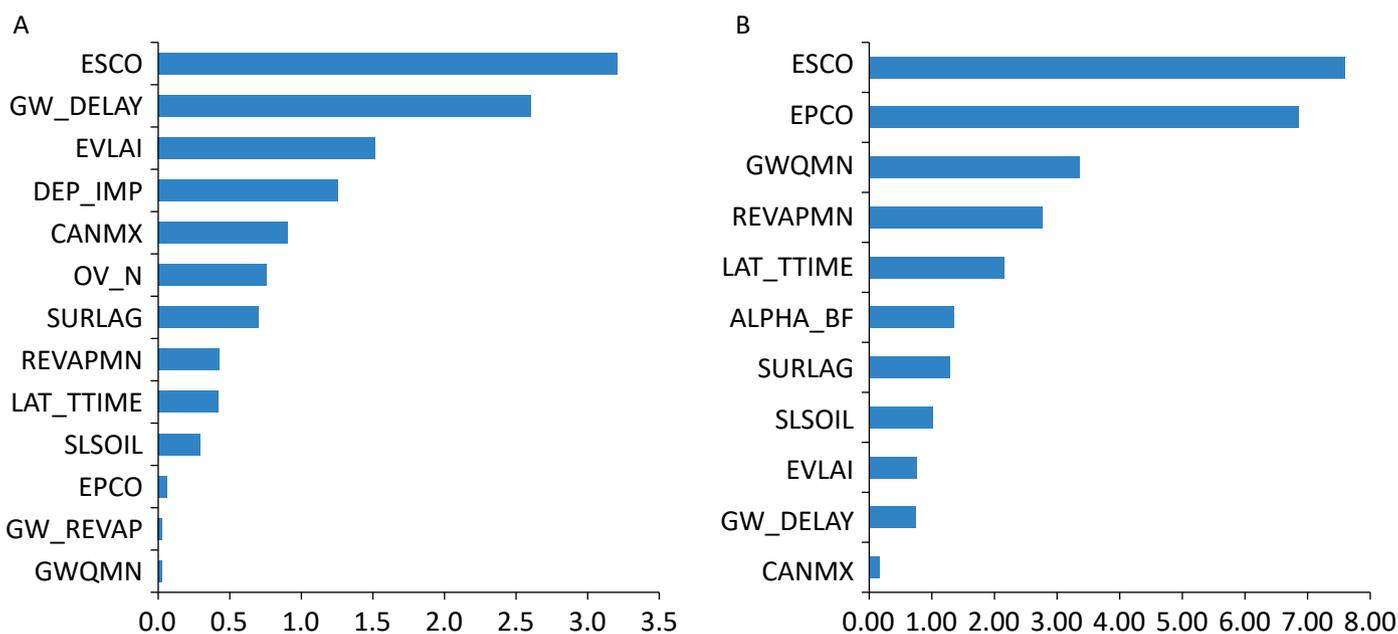


Figura 4 – Análise de sensibilidade na (A) bacia do Ribeirão Concórdia e (B) bacia do Rio Camboriú.

A análise dos hidrogramas simulados e medidos é uma etapa de suma importância para o modelo. As Figuras 5A e 5B apresentam os hidrogramas de calibração e validação para a bacia do Ribeirão Concórdia, que correspondem, respectivamente, ao período de 2011 a 2013 e 2014/2015. A Figura 5C representa a calibração realizada na bacia do Rio Camboriú.

O COE para a calibração do modelo na bacia do Ribeirão Concórdia foi de 0,76 (Figura 5A), e para a Bacia do Rio Camboriú, de 0,67 (Figura 5C), valores que, segundo Moriasi *et al.* (2007), são considerados muito bom e bom, respectivamente. Os coeficientes PBIAS de 0,28% para a bacia em Lontras e -9% para a bacia em Camboriú são tidos pelos autores como muito bons.

Para a validação do modelo, mesmo apresentando vazão de pico simulada menor que a observada em alguns

dias na bacia do Ribeirão Concórdia, os resultados para COE e o PBIAS foram aceitáveis. O COE atingiu o valor de 0,78, enquanto o PBIAS alcançou 6,3% (Figura 5B). Assim, com base nas funções objetivo utilizadas, concluiu-se que o modelo é capaz de simular com bastante eficiência o fluxo hidrológico nas bacias do Ribeirão Concórdia e do Rio Camboriú.

Para a calibração sedimentológica da bacia do Ribeirão Concórdia (Figura 6A), o COE e o PBIAS ficaram em 0,82 e 24,9%, respectivamente, classificados como muito bom e bom. Para a validação (Figura 6B), o COE atingiu 0,68 e o PBIAS 18,4%, o que, de acordo com Moriasi *et al.* (2007), é considerado bom.

Para a bacia do Rio Camboriú, os resultados da calibração sedimentológica foram um pouco mais baixos (Figura 6C). O COE ficou em 0,59, ao passo que o PBIAS

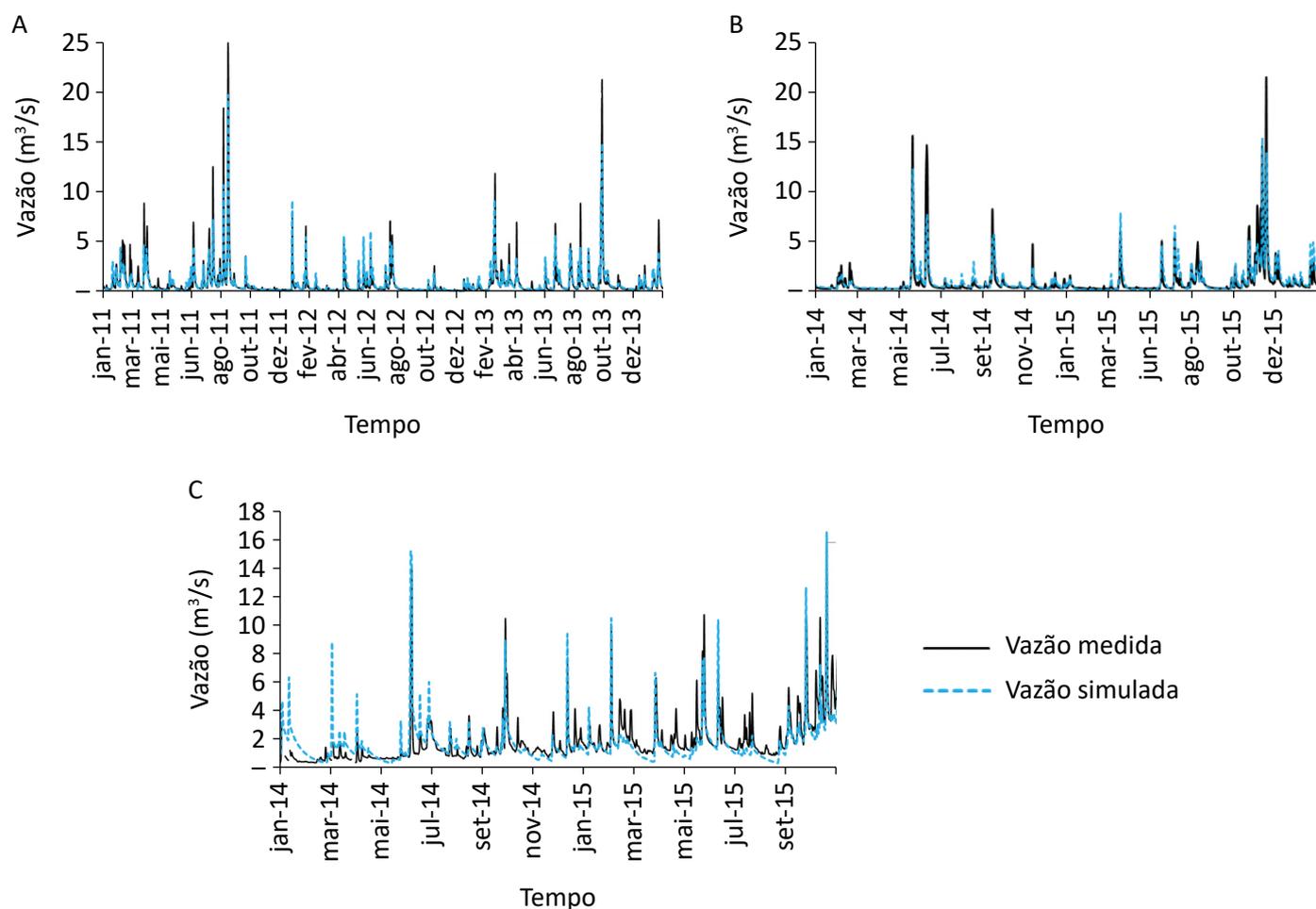


Figura 5 – (A) Calibração e (B) validação da bacia do Ribeirão Concórdia e (C) calibração da bacia do Rio Camboriú.

atingiu valor de -28,4%. Conforme Moriasi *et al.* (2007), o valor do COE é considerado satisfatório, enquanto o PBIAS é avaliado como bom.

É perceptível nos hidrogramas e sedimentogramas que o modelo apresenta dificuldade para a simulação nos picos de cheia. Outros autores também já relataram esse problema, e, entre as justificativas, des-

taca-se a de ser ocasionada pelo aspecto limitante da simplificação da distribuição das chuvas (BLAINSKI; ACOSTA; NOGUEIRA, 2017). Outro ponto limitante foi a pequena quantidade observada de dados de sedimentos. Um período mais amplo permitiria um ajuste mais preciso à calibração e, conseqüentemente, à validação.

Análise dos cenários

Para a realização das análises nos cenários propostos, observaram-se mensalmente os dados de vazão, precipitação e sedimentos. Visando à simplificação do processo e também à verificação da influência das precipitações, separaram-se as análises em três faixas de precipitação: para a bacia do Ribeirão Concórdia, de

0 a 30 mm, 30 a 60 mm e acima de 60 mm (Tabela 4); e para a bacia do Rio Camboriú, de 0 a 15 mm, 15 a 60 mm e acima de 60 mm (Tabela 5).

Para a faixa de precipitação até 30 mm na bacia do Ribeirão Concórdia, o modelo apresentou em 94% dos

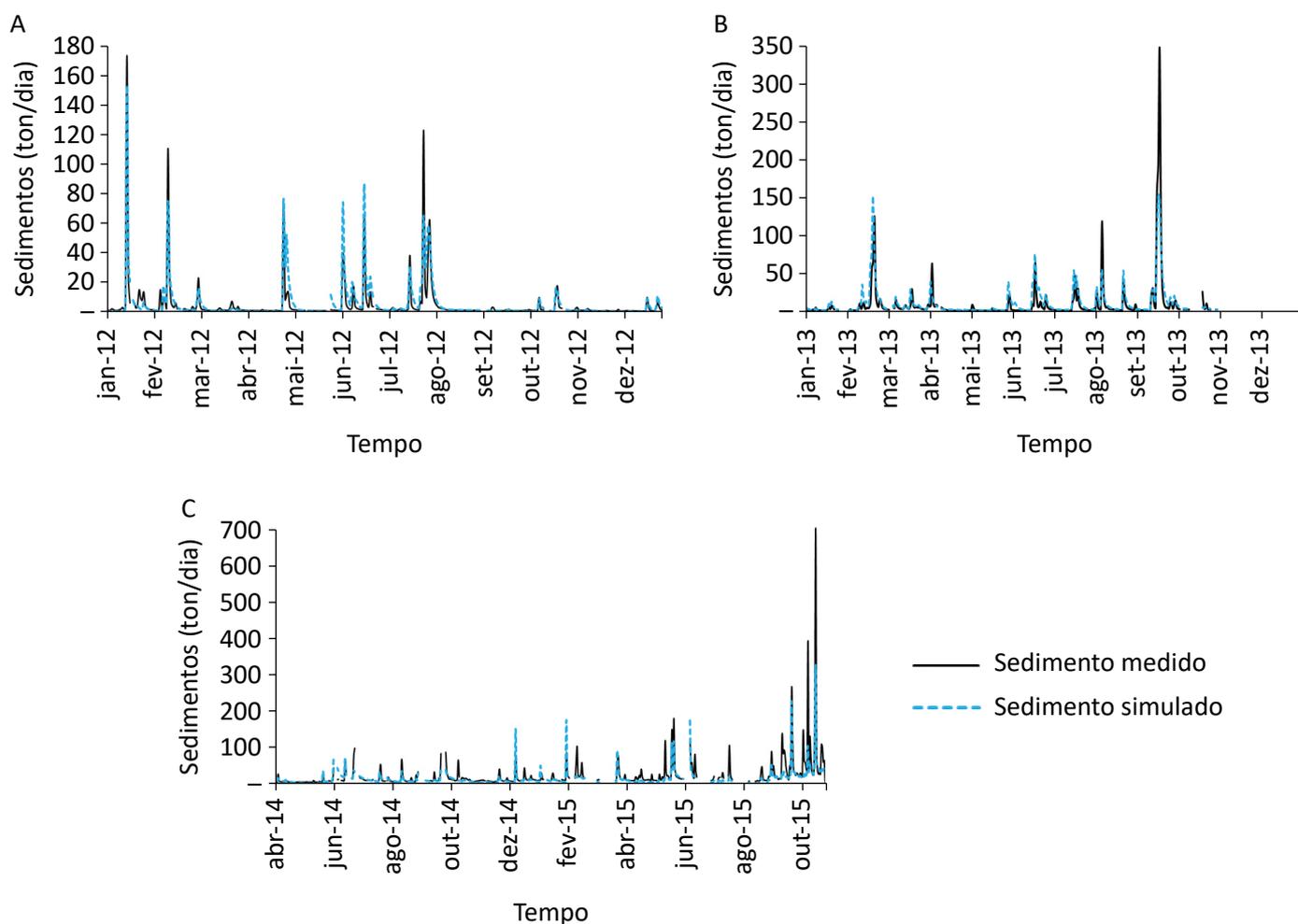


Figura 6 – (A) Calibração e (B) validação da bacia do Ribeirão Concórdia e (C) calibração sedimentológica da bacia do Rio Camboriú.

dias o cenário sem estradas rurais (CSE) com vazão maior que o CC. Mas, de modo geral, somando-se todas as contribuições do período de simulação, a inserção das estradas rurais (CC) como uso específico da terra resultou em aumento de 5% na vazão. Os demais cenários não apresentaram diferenças significativas quando comparados ao cenário CC. Na análise

sedimentológica, analisando somente a média, o cenário que mais contribuiu com a produção de sedimentos foi a calibração para baixa contribuição, ou seja, CBC. Comparando-se a inserção das estradas rurais (CC) com a sua não inserção como elemento de paisagem (CSE), houve produção de sedimentos média 7,1% maior.

Tabela 4 – Comparação dos diferentes cenários para a bacia do Ribeirão Concórdia.

VAZÃO				
Precipitação (mm)	0 a 30	30 a 60	Acima de 60	Média
CAC	-1,06%	Maior contribuição	Maior contribuição	Maior contribuição
CC	-1,11%	-4,42%	-3,13%	-1,10%
CBC	Maior contribuição	-7,32%	-5,58%	-1,03%
CSE	-6,03%	-12,71%	-11,03%	-6,93%
SEDIMENTOS				
CAC	-2,31%	Maior contribuição	-2,18%	Maior contribuição
CC	-1,47%	-4,94%	-6,95%	-1,60%
CBC	Maior contribuição	-8,59%	Maior contribuição	-0,84%
CSE	-9,42%	-18,62%	-7,29%	-10,31%

CAC: cenário de alta contribuição; CC: cenário calibrado; CBC: cenário de baixa contribuição; CSE: cenário sem estradas rurais.

Tabela 5 – Comparação dos diferentes cenários para a bacia do Rio Camboriú.

VAZÃO			
Precipitação (mm)	0 a 15	15 a 60	Média
CAC	-0,82%	Maior contribuição	Maior contribuição
CC	-0,27%	-1,51%	-0,02%
CBC	-0,27%	-1,53%	-0,03%
CSE	Maior contribuição	-2,40%	-0,07%
SEDIMENTOS			
CAC	-1,17%	Maior contribuição	Maior contribuição
CC	-0,31%	-1,98%	-0,30%
CBC	-0,31%	-1,91%	-0,27%
CSE	Maior contribuição	-3,35%	-0,67%

CAC: cenário de alta contribuição; CC: cenário calibrado; CBC: cenário de baixa contribuição; CSE: cenário sem estradas rurais.

Para a altura de precipitação de 30 a 60 mm, houve diferenciação da vazão mais acentuada entre os cenários. Em média, o CAC produziu a maior vazão na seção de monitoramento. Para os sedimentos, o CAC também se destacou com a maior contribuição em relação aos outros cenários, com 4,9% superior ao CC e 8,6% superior ao CBC. Ao se observar apenas as condições de inserção ou não de estradas rurais como uso específico da terra, teve-se aumento de 14,4% da produção de sedimentos na seção de monitoramento da bacia.

Com precipitações superiores a 60 mm na bacia do Ribeirão Concórdia, o CAC foi 3,1, 5,6 e 11% maior que o CC, CBC e CSE, respectivamente. Enquanto isso, para a produção de sedimentos, o CC apresentou valor médio 0,4% maior que o CSE, enquanto, em comparação ao CAC e CBC, foi 5,3 e 7,5% menor. Ressalta-se, porém, que houve apenas 11 dias inseridos nessas configurações de altura de chuvas, o que pode não demonstrar a realidade da bacia.

Na bacia do Rio Camboriú, a primeira faixa analisada foi de 0 a 15 mm, pois era visível nas análises mensais que, após esse índice, as relações mudavam. Quantitativamente, a não inserção das estradas rurais (CSE) como uso específico da terra representou aumento da vazão em 0,2% quando comparada com a sua inserção (CC). Em relação aos outros cenários, não houve diferença significativa. Além disso, em mais de 88% dos dias inseridos nessa altura de precipitação, os cenários calibrados previamente para contribuir menos possuíam os valores maiores em todas as comparações. Na observação da contribuição sedimentológica, o CSE foi o que apresentou a maior contribuição. A diferença no volume total de sedimentos transportados entre os cenários sempre foi inferior a 1,2%. Considerando-se apenas as condições de inserção (CC) ou não de estradas rurais (CSE), a sua inserção representou diminuição de 0,3% na produção de sedimentos.

Com o aumento das alturas de precipitação, a relação entre os cenários mudou completamente. Para a faixa de 15 a 60 mm, o cenário que apresentou a maior vazão média na seção de monitoramento foi o CAC. A contribuição desse cenário foi 1,5% superior ao CC e 1,5% superior ao CBC. Ao focar exclusivamente nas condições de inserção ou não das estradas rurais, houve aumento de 0,9% da vazão com a inserção das vias de rodagem. Na avaliação sedimentológica, o CAC

apresentou produção de sedimentos 2% maior que o CC e 1,9% superior ao CBC. Levando-se em conta apenas as condições de inserção (CC) das estradas rurais, houve aumento de 1,4% no volume de sedimentos que passa na seção de monitoramento, quando comparado com a sua não inserção (CSE).

As precipitações com altura superior a 60 mm alteraram um pouco a amplitude das diferenças entre os cenários. Porém, como houve somente três dias considerados nesse caso, tanto para a vazão quanto para os sedimentos, a sua discussão pode não ser representativa.

Os gráficos gerados evidenciaram influência variada das estradas rurais nas vazões das bacias. Enquanto, para a bacia do Ribeirão Concórdia, as diferenças entre os cenários se tornaram bastante claras para precipitações com altura superior a 30 mm, na bacia do Rio Camboriú não houve diferenciação expressiva. Além disso, destaca-se que, para a bacia em Camboriú, o CSE adquiriu o posto de maior contribuinte para baixas alturas pluviométricas (Figuras 7A e 7B). Todavia, um fato que se tornou coincidente entre as duas bacias é a maior velocidade de decaimento da curva de recessão para o CAC, após atingir picos de escoamento. De modo geral, a inserção das estradas rurais como uso específico da terra contribuiu no aumento de 5,9% da vazão na foz da bacia do Ribeirão Concórdia e de 0,02% para a bacia do Rio Camboriú.

Esses resultados corroboram o estudo de Pereira *et al.* (2016), que propuseram a modificação dos elementos da paisagem em três cenários distintos: aumento das áreas de preservação permanente, substituição percentual das pastagens por reflorestamento e substituição percentual das pastagens pela agricultura. Embora os autores utilizem diferentes elementos da paisagem, observou-se que o aumento das áreas de preservação e a substituição parcial das áreas de pastagens, que possuem elevada impermeabilidade e susceptibilidade ao escoamento superficial, diminuíram o escoamento superficial médio anual na bacia. Ou seja, áreas com elevadas taxas de impermeabilidade tendem a gerar escoamento superficial maior e, conseqüentemente, vazão mais elevada no exutório da bacia.

Ao se analisar os sedimentos transportados nas seções de monitoramento das bacias (Figuras 8A e 8B), verificou-se elevada variação entre os cenários e nas duas áreas de estudo. Com precipitações maiores, hou-

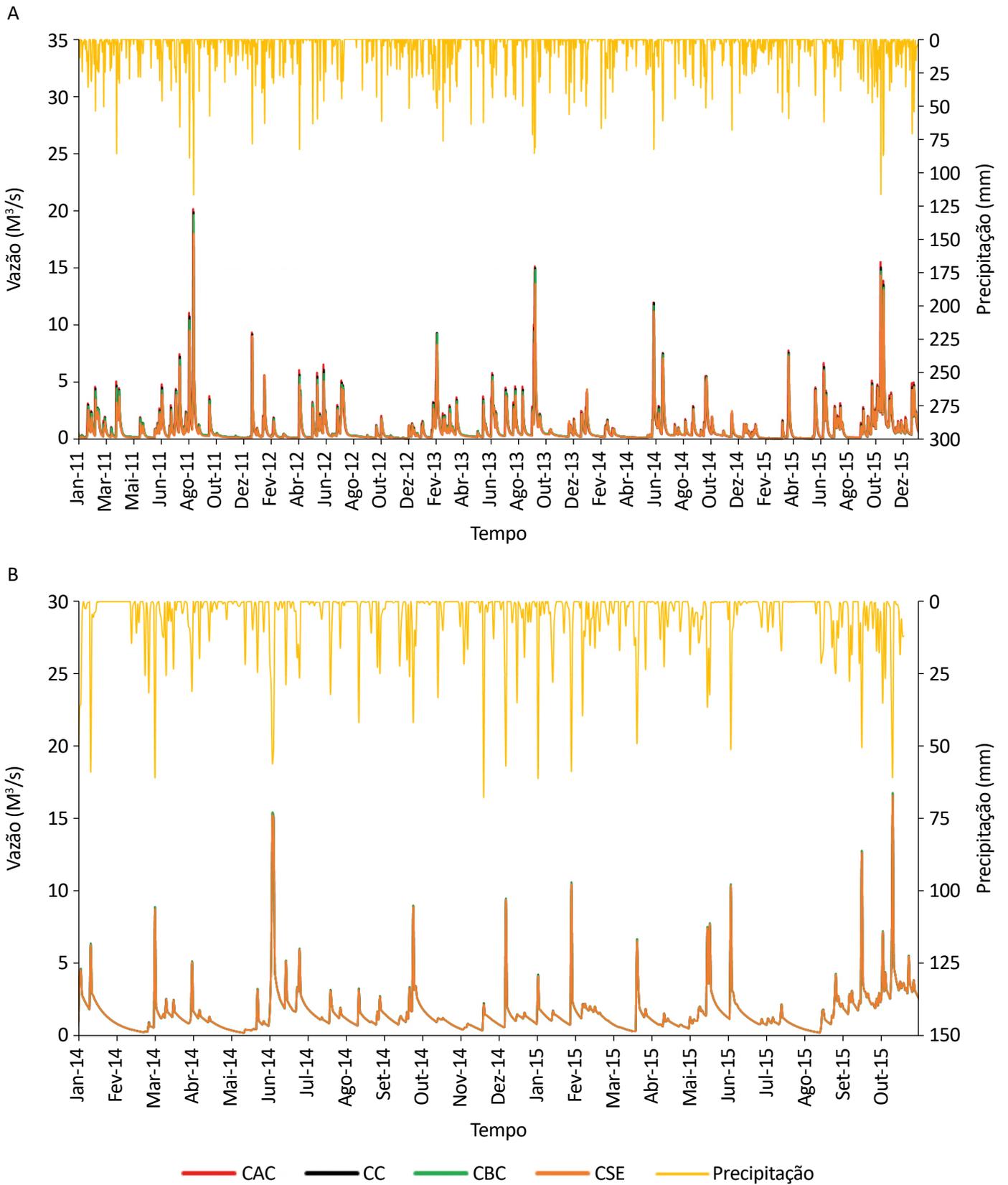


Figura 7 – Relação da vazão entre os diferentes cenários para a (A) bacia do Ribeirão Concórdia e (B) bacia do Rio Camboriú.

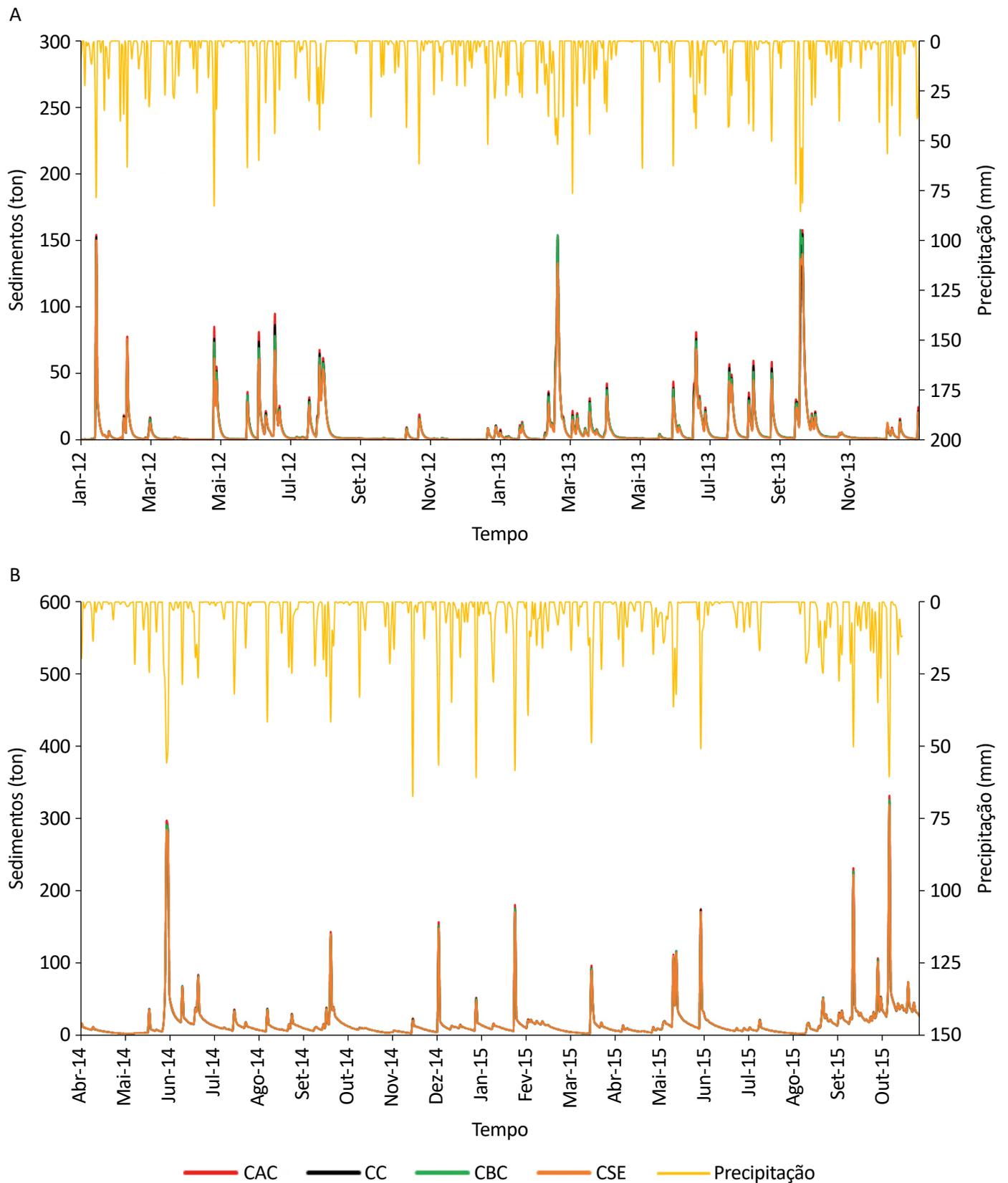


Figura 8 – Relação dos sedimentos entre os diferentes cenários para a (A) bacia do Ribeirão Concórdia e (B) bacia do Rio Camboriú.

ve consonância dos resultados obtidos com as condições de calibração. Quando o volume de sedimentos foi mais baixo, o modelo não conseguiu simular de modo adequado, visto que cenários calibrados para menor contribuição apresentaram valores mais elevados, o que coincidiu com alturas de precipitação mais baixas. Mas, ao verificar quantitativamente os dias de contribuição durante o período simulado, o CAC da bacia do Ribeirão Concórdia resultou em maior produção de sedimentos. Considerando-se apenas as condições de inserção e não inserção das estradas rurais como uso específico da terra, houve aumento de 8,8% de sedimentos transportados com a inserção das estradas. Para a bacia do Rio Camboriú, o cenário que mais contribuiu sedimentologicamente também foi o CAC. No tocante apenas às condições de inserção (CC) ou não (CSE) das estradas, com a sua presença houve acréscimo de 0,37%.

A dinâmica relativa à obtenção de diferentes respostas ante as mudanças inseridas nos elementos da paisagem também pode ser percebida na produção sedimentológica, como aponta o estudo de Rocha, Moraes e Maria (2019). Nele, os autores propuseram diferentes cenários para visualizar o comportamento sedimentológico em uma bacia de Limeira (SP). A substituição de elementos da paisagem por outros com características de menor desprendimento de solo conferiu à bacia produção de sedimentos inferior. Desse modo, a modificação das características das estradas rurais, embora represente mudanças bem mais sucintas, pode conferir produção de sedimentos diferenciada entre os cenários propostos.

Assim, de acordo com as simulações realizadas, verificou-se que, quanto maior a altura da precipitação, maior será a diferença entre os cenários com inserção das estradas rurais como uso específico da terra em comparação ao cenário sem a inserção. Além disso, foi evidenciado que, ao aumentar o volume de chuvas na bacia, se diminui a incidência de anormalidades entre os cenários, como, por exemplo, um cenário previamente calibrado para contri-

buir menos, gerar vazão ou produção de sedimentos maior na seção fluviométrica.

Portanto, por mais que ocupem uma área bastante reduzida na maioria das bacias hidrográficas, as suas características de alta impermeabilidade, de susceptibilidade à erosão por *splash* e ainda o fato de ser um canal de transporte que diminui o tempo de concentração da bacia proporcionam grande diferença tanto na vazão transportada no exutório da bacia quanto na quantidade de sedimentos.

Várias hipóteses podem ser levantadas para justificar as diferenças de resposta encontradas para as bacias perante os diferentes cenários simulados. As características de relevo são uma das principais causas dessas disparidades, pois, enquanto na bacia do Ribeirão Concórdia a declividade acima de 40% se encontrava próxima à ocupação de 20% da área, na bacia do Rio Camboriú em mais de 30% da área a declividade se encontrava acima de 50%.

Ainda, o comprimento de rampa e a declividade média podem impactar no desprendimento e no transporte de sedimentos (COUTINHO *et al.*, 2014). Defersha, Quraishi e Melesse (2011) observaram que a mudança de declividade média de 9 para 25% ocasionava o aumento da desagregação e transporte de sedimentos. Desse modo, visto que a área utilizada para a simulação na bacia do Rio Camboriú possui declividade média 9% maior que a da bacia do Ribeirão Concórdia, os níveis de produção de sedimentos podem ser influenciados por essa característica.

Outro ponto é o percentual de ocupação das estradas rurais. Na bacia em Camboriú esse percentual de ocupação é inferior a 1%. Para a bacia em Lontras, esse índice é maior que 5%. Logo, os valores encontrados para os diferentes cenários propostos e na comparação da sua influência nas duas bacias foram distintos. Essa influência do percentual de ocupação das estradas rurais nos níveis de produção de sedimentos pode ser vista no estudo de Paula (2010), que indicou que as maiores produções de sedimentos ocorriam nas áreas com densidade mais elevada de estradas.

CONCLUSÃO

A aplicação do SWAT para avaliação da influência das estradas na geração de vazão e na produção de sedimentos permitiu concluir:

- o modelo foi adequado para simular os cenários propostos, com COE e PBIAS considerados muito bom e bom, tanto para a calibração quanto para a validação;

- o modelo apresentou resultados mais coerentes para precipitações superiores a 30 mm para a bacia do Ribeirão Concórdia e 15 mm para a bacia do Rio Camboriú;
- ao somar todos os dias do período de simulação na bacia do Ribeirão Concórdia, a inserção das estradas rurais apresentou aumento de 5,9% na vazão e 8,8% nos sedimentos transportados quando comparada com o cenário sem as estradas como uso específico da terra. Para a bacia do Camboriú, as diferenças foram quase insignificantes;
- o CAC apresentou os maiores volumes transportados na bacia do Ribeirão Concórdia. Considerando-se a soma geral, a sua vazão foi 1,1% superior ao CC e 1% superior ao CBC. Para os sedimentos, foi 1,6% maior que o CC e 0,8% maior que o CBC. Na bacia do Rio Camboriú, as diferenças encontradas para a vazão entre o CAC e os outros foi sempre inferior a 0,07%. Entretanto, para os sedimentos, a comparação desse cenário com o CBC apresentou diferença de 0,27%, mas, comparando-se com o CC, manteve-se inferior a 0,30%;
- as diferenças de contribuição das estradas na geração de vazão e de produção e no transporte de sedimentos estão associadas ao relevo e ao percentual de área ocupada por essas infraestruturas de transporte na bacia hidrográfica.

AGRADECIMENTOS

O apoio financeiro para a realização deste trabalho foi concedido pela Secretaria do Estado da Educação do governo de Santa Catarina, mediante a concessão da bolsa do programa Bolsas Universitárias de Santa Catarina (UNIEDU)/Fundo de Apoio à Manutenção e ao Desen-

volvimento da Educação Superior (FUMDES) (Chamada Pública nº 650/SED/2017). Gostaríamos de agradecer ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) (Processo 309980/2017-8), a concessão da bolsa de produtividade de pesquisa do segundo autor.

REFERÊNCIAS

- AL-CHOKHACHY, R.; BLACK, T.A.; THOMAS, C.; LUCE, C.H.; RIEMAN, B.; CISSEL, R.; CARLSON, A.; HENDRICKSON, S.; ARCHER, E.K.; KERSHNER, J.L. Linkages between unpaved forest roads and streambed sediment: why context matters in directing road restoration. *Restoration Ecology*, v. 24, n. 5, p. 589-598, 2016. <http://dx.doi.org/10.1111/rec.12365>
- ARNOLD, J.G.; WILLIAMS, J.R. Validation of SWRRB: Simulator for Water Resources in Rural Basins. *Journal of Water Resources Planning and Management*, v. 113, n. 2, p. 243-256, 1987. [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9496\(1987\)113:2\(243\)](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)0733-9496(1987)113:2(243))
- BLAINSKI, É.; ACOSTA, E.; NOGUEIRA, P.C. do P. Calibração e validação do modelo SWAT para simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica do litoral norte catarinense. *Ambiente e Água*, v. 12, n. 2, p. 226-237, 2017. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1951>
- BLAINSKI, É.; PORRAS, E.A.A.; GARBOSSA, L.H.P.; PINHEIRO, A. Simulation of land use scenarios in the Camboriú River Basin using the SWAT model. *RBRH*, Porto Alegre, v. 22, 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/2318-0331.011716110>
- BRASIL. Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes. *SNV 2015*. 2015. Disponível em: <<http://www.dnit.gov.br/sistema-nacional-de-viacao/snv-2014-1>>. Acesso em: 18 set. 2017.
- _____. *Lei nº 11.326, de 24 de julho de 2006*. Estabelece as diretrizes para a formulação da Política Nacional da Agricultura Familiar e Empreendimentos Familiares Rurais. Brasília, 2006.
- BRESSIANI, D. de A.; GASSMAN, P.W.; FERNANDES, J.G.; GARBOSSA, L.H.P.; SRINIVASAN, R.; BONUMÁ, N.B.; MENDIONDO, E.M. Review of Soil and Water Assessment Tool (SWAT) applications in Brazil: Challenges and prospects. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, São Carlos, v. 8, n. 3, p. 9-35, 2015.

- CERVI, E.C.; POLETO, C. Ecological risk assessment of freshwater sediments in Brazil. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 48, p. 1-20, jun. 2018. <http://dx.doi.org/10.5327/z2176-947820180234>
- CONNELL, R.J.; PAINTER, D.; BEFFA, C. Two-Dimensional Flood Plain Flow II: Model Validation. *Journal of Hydrologic Engineering*, Christchurch, v. 6, n. 5, p. 1-2, 2001. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1084-0699\(2001\)6:5\(406\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1084-0699(2001)6:5(406))
- COUTINHO, L.M.; CECÍLIO, A.; GARCIA, G.O.; XAVIER, A.C.; ZANETTI, S.S.; MOREIRA, M.C. Cálculo do fator LS da Equação Universal de Perdas de Solos (EUPS) para a bacia do Rio da Prata, Castelo-ES. *Agro@ambiente On-line*, Boa Vista, v. 8, n. 1, p. 1-9, 2014. <http://dx.doi.org/10.18227/1982-8470ragro.v8i1.1454>
- DEFERSHA, M.B.; QURASHI, S.; MELESSE, A. The effect of slope steepness and antecedent moisture content on interrill erosion, runoff and sediment size distribution in the highlands of Ethiopia. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 15, p. 2367-2375, 2011. <http://dx.doi.org/10.5194/hess-15-2367-2011>
- EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA E EXTENSÃO RURAL DE SANTA CATARINA (EPAGRI). *Inventário das Terras em Bacias Hidrográficas*. Florianópolis: Epagri, 1999. 86 p.
- _____. *Sistema de monitoramento hidrológico e modelagem ambiental da bacia hidrográfica do rio Camboriú-SC*. Florianópolis: Epagri, 2016. 102 p.
- FARIAS, T.R.L.; MEDEIROS, P.H.A.; NAVARRO-HEVIA, J.; ARAÚJO, J.C. Unpaved rural roads as source areas of sediment in a watershed of the Brazilian semi-arid region. *International Journal of Sediment Research*, v. 34, n. 5, p. 475-485, out. 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ijsrc.2019.03.002>
- FERNANDES, J.G. *Estimativa de vazão e produção de sedimentos na bacia hidrográfica do rio São Francisco, utilizando o modelo Swat*. 186f. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO); INTERGOVERNMENTAL TECHNICAL PANEL ON SOILS (ITPS). *Status of the World's Soil Resources (SWSR): Main Report*. Roma: FAO; ITPS, 2015. 645 p.
- GALHARTE, C.A.; VILLELA, J.M.; CRESTANA, S. Estimativa da produção de sedimentos em função da mudança de uso e cobertura do solo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 18, n. 2, p. 188-193, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662014000200010>
- GALOSKI, C.E.; MARTÍNEZ, A.E.J.; SCHULTZ, G.B.; SANTOS, I.; FROEHNER, S. Use of n-alkanes to trace erosion and main sources of sediments in a watershed in southern Brazil. *Science of the Total Environment*, v. 682, p. 447-456, set. 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.209>
- GASSMAN, P.W.; REYES, M.R.; GREEN, C.H.; ARNOLD, J.G. The Soil and Water Assessment Tool: Historical Development, Applications, and Future Research Directions. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, v. 50, n. 4, p. 1211-1250, 2007.
- GUDINO-ELIZONDO, N.; BIGGS, T.W.; BINGNER, R.L.; LANGENDOEN, E.J.; KRETZSCHMAR, T.; TAGUAS, E.V.; TANIGUCHI-QUAN, K.T.; LIDEN, D.; YUAN, Y. Modelling Runoff and Sediment Loads in a Developing Coastal Watershed of the US-Mexico Border. *Water*, Irvine, v. 11, n. 5, p. 1024-1047, 2019. <http://dx.doi.org/10.3390/w11051024>
- HARGREAVES, G.H.; SAMANI, Z.A. Reference Crop Evapotranspiration from Temperature. *Applied Engineering in Agriculture*, v. 1, n. 2, p. 96-99, 1985. <http://dx.doi.org/10.13031/2013.26773>
- LIU, J.; VEITH, T.L.; COLLICK, A.S.; KLEINMAN, P.J.A.; BEEGLE, D.B.; BRYANT, R.B. Seasonal Manure Application Timing and Storage Effects on Field- and Watershed-Level Phosphorus Losses: Supplemental materials. *Journal of Environment Quality*, v. 46, n. 6, p. 1403-1412, 2017. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2017.04.0150>
- LUBITZ, E. *Avaliação da aplicação do modelo hidrológico Swat à bacia do ribeirão Concórdia – Lontras, SC*. 124f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, 2009.

MORIASI, D.N.; ARNOLD, J.G.; VAN LIEW, M.W.; BINGNER, R.L.; HARMEL, R.D.; VEITH, T.L. Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. *Transactions of the Asabe*, St. Joseph, v. 50, n. 3, p. 885-900, 2007. <http://dx.doi.org/10.13031/2013.23153>

NEITSCH, S.L.; ARNOLD, J.G.; KINIRY, J.R.; GRASSLAND, J.R.W. *Soil and Water Assessment Tool: Theoretical Documentation*. Texas: Texas Water Resources Institute, 2011. 647 p.

PAULA, E.V. de. *Análise da Produção de Sedimentos na Área de Drenagem da Baía de Antonina/PR: uma abordagem geopedológica*. 220f. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.

PERAZZOLI, M. *Avaliação das mudanças climáticas e do uso do solo nas vazões e nos sedimentos da bacia do ribeirão Concórdia, Lontras – SC*. 85f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, 2012.

PERAZZOLI, M.; PINHEIRO, A.; KAUFMANN, V. Efeitos de cenários de uso do solo sobre o regime hídrico e produção de sedimentos na bacia do ribeirão Concórdia - SC. *Árvore*, Viçosa, v. 37, n. 5, p. 859-869, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622013000500008>

PEREIRA, D. dos R.; MARTINEZ, M.A.; SILVA, D.D.; PRUSKI, F.P. Hydrological simulation in a basin of typical tropical climate and soil using the SWAT Model Part II: Simulation of hydrological variables and soil use scenarios. *Journal of Hydrology*, v. 5, p. 149-163, mar. 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejrh.2015.11.008>

PIAZZA, G.A. *Padrões hidroclimáticos e da qualidade da água de uma bacia hidrográfica com agricultura familiar no Bioma Mata Atlântica, sul do Brasil*. 88f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, 2019.

PINHEIRO, A.; SCHOEN, C.; SCHULTZ, J.; HEINZ, K.; PINHEIRO, I.; DESCHAMPS, F. Relação entre uso da terra da faixa ciliar e a qualidade das águas em uma bacia agrícola. In: CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL DE AIDIS, 31., 2008, Santiago. *Anais...* v. 1. p. 1-7.

RAMOS-SCHARRÓN, C.E.; FIGUEROA-SÁNCHEZ, Y. Plot-, farm-, and watershed-scale effects of coffee cultivation in runoff and sediment production in western Puerto Rico. *Journal of Environmental Management*, Austin, v. 202, parte 1, p. 126-136, nov. 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.07.020>

ROCHA, A.M.; MORAES, J.F.L.; MARIA, I.C. Simulação de Produção de Sedimentos em uma Bacia Hidrográfica caracterizada pela expansão da cana-de-açúcar. *Brazilian Journal of Development*, v. 5, n. 10, p. 21449-21466, 2019. <http://dx.doi.org/10.34117/bjdv5n10-299>

SAHA, P.; KSAIBATI, K. Developing an Optimization Model to Manage Unpaved Roads. *Journal of Advanced Transportation*, Laramie, v. 2017, p. 1-11, 2017. <http://dx.doi.org/10.1155/2017/9474838>

SAMANI, Z. Estimating solar radiation and evapotranspiration using minimum climatological data. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, Reston, v. 126, n. 4, p. 265-267, 2000. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(2000\)126:4\(265\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(2000)126:4(265))

SANTA CATARINA. *Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Camboriú e Bacias Contíguas*. Balneário Camboriú: Comitê Rio Camboriú, 2018. 68 p.

STOLF, M.A.; HUNG, M.N.W.B.; SCHULTZ, G.B.; SANTOS, I. Estimativa da produção de sedimentos em estradas não pavimentadas e transferência de sedimentos aos canais da bacia do rio Piraquara-PR. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE GEOMORFOLOGIA, 12., 2018, Crato. *Anais...* Crato: Universidade Regional do Cariri, 2018. p. 1-9.

TEIXEIRA, L.P. *Caracterização hidrológica dos solos da bacia experimental do ribeirão Concórdia - Lontras/SC*. 123f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, 2008.

TELLES, T.S.; DECHEN, S.C.F.; SOUZA, L.G.A.; GUIMARÃES, M.F. Valuation and assessment of soil erosion costs. *Scientia Agricola*, Londrina, v. 70, n. 3, p. 209-216, jun. 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/s0103-90162013000300010>

TIECHER, T.; CANER, L.; MINELLA, J.P.G.; BENDER, M.A.; SANTOS, D.R. Tracing sediment sources in a subtropical rural catchment of southern Brazil by using geochemical tracers and near-infrared spectroscopy. *Soil And Tillage Research*, Santa Maria, v. 155, p. 478-491, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2015.03.001>

TIECHER, T.; MINELLA, J.P.G.; MIGUEL, P.; ALVAREZ, J.W.R.; PELLEGRINI, A.; CAPOANE, V.; CIOTTI, L.H.; SCHAEFER, G.L.; SANTOS, D.R. Contribuição das fontes de sedimentos em uma bacia hidrográfica agrícola sob plantio direto. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, Santa Maria, v. 38, n. 2, p. 639-649, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832014000200028>

TUCCI, C.E.M. *Hidrologia: Ciência e aplicação*. 2. ed. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1993. 334 p.

WILLIAMS, J.E. Sediment-yield prediction with Universal Equation Using Runoff Energy factor. In: AGRICULTURAL RESEARCH SERVICE. *Present and prospective technology for predicting sediment yields and sources*. 40. ed. Oxford. 1975. p. 244-253.

WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. *Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning*. Washington, D.C.: USDA, 1978. 67 p.



PRODUÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DE BIODIESEL PRODUZIDO COM ÓLEOS UNITÁRIOS E MISTURAS BINÁRIAS

PRODUCTION AND CHARACTERIZATION OF BIODIESEL
PRODUCED FROM UNITARY OILS AND BINARY MIXTURES

Mariana

Delgado Gonçalves 

Mestre em Engenharia de
Biosistemas na Universidade
Federal Fluminense (UFF) –
Niterói (RJ), Brasil.

Flávio Castro da Silva 

Professor adjunto do
Departamento de Engenharia
Agrícola e Meio Ambiente na UFF –
Niterói (RJ), Brasil.

Ana Caroline

Lopes Maria 

Engenheira Ambiental pela UFF –
Niterói (RJ), Brasil.

Luan Alves de Souza 

Mestre em Engenharia de
Biosistemas pela UFF –
Niterói (RJ), Brasil.

Pamella Christina

Ortega de Oliveira 

Mestranda do Programa de
Pós-Graduação em Química
da UFF – Niterói (RJ), Brasil.

Endereço para correspondência:

Flavio Castro da Silva – Rua Passos
da Pátria, 156, Bloco E, sala 301 –
São Domingos – Niterói (RJ) Brasil –
E-mail: flaviocastro@id.uff.br

Recebido em: 07/12/2018

Aceito em: 05/11/2019

RESUMO

Neste trabalho, realizaram-se a produção e a caracterização do biodiesel com óleos unitários e misturas binárias. As amostras foram caracterizadas segundo as resoluções da Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP) e com base nas técnicas de ressonância magnética nuclear (RMN ¹H) e por cromatografia gasosa (CG). Todos os biodieseis produzidos possuem massa específica e viscosidade cinemática em conformidade com as normas da ANP. Por meio da RMN, foi possível obter o rendimento da reação de cada óleo. O biodiesel produzido com óleo unitário de algodão apresentou o menor rendimento (79,50%), porém a mistura binária de óleo de coco e algodão teve o maior rendimento (93,16%). Verificou-se que a adição de óleo de coco a qualquer mistura binária ocasiona aumento no rendimento da produção de biodiesel. Por intermédio da CG, foi possível observar quais ácidos predominam nos biodieseis produzidos e como essa predominância está relacionada aos óleos utilizados. No biodiesel de palma, constatou-se o predomínio dos ácidos palmítico e oleico. No biodiesel de óleo de coco os ácidos predominantes foram o láurico e o mirístico, e no biodiesel do óleo de coco e algodão os ácidos em maior quantidade foram o láurico e o oleico. No biodiesel de algodão os ácidos principais foram o oleico e o linoleico. Para a mistura soja e algodão foram encontrados os ácidos mirístico, palmítico, esteárico, oleico e linoleico, e para a mistura soja e coco, em sua maioria, os ácidos láurico, palmítico, oleico e linoleico.

Palavras-chave: eficiência produtiva; óleos vegetais; cromatografia gasosa; ressonância magnética nuclear.

ABSTRACT

In this work the production and characterization of biodiesel from unitary oils and binary mixtures was performed. The samples were characterized according to ANP Resolutions and nuclear magnetic resonance (¹H NMR) and gas chromatography (GC) techniques. All biodiesel products produced have specific mass and kinematic viscosity in accordance with ANP Standards. By using NMR technique, it was possible to achieve the yield of the reaction of each oil and the biodiesel produced from unitary cotton oil presented the lowest yield (79.50%), but the binary mixture of coconut oil and cotton presented the highest yield (93.16%). It was observed that when the coconut oil was added in any mixture an increase in yield of biodiesel production occurs. From gas chromatography it was possible to observe the predominance of acids in biodiesel and its relation to the oils used. In palm biodiesel, the predominance of palmitic and oleic acids was observed. In coconut oil biodiesel the predominant acids were lauric and myristic acids and in coconut-cotton biodiesel the higher quantity acids were the lauric and the oleic. In cotton biodiesel, the main acids are oleic and linoleic. For the soybean-cotton blend myristic, palmitic, stearic, oleic and linoleic acids were found. For the soy-coconut mixture, mostly lauric, palmitic, oleic and linoleic acids were found.

Keywords: productive efficiency; vegetable oils; gas chromatography; nuclear magnetic resonance.

INTRODUÇÃO

Com o objetivo de reduzir a dependência e o possível esgotamento das fontes não renováveis, como petróleo e carvão, tornou-se importante a elaboração de uma matriz energética sustentável formada por combustíveis alternativos renováveis. Assim, a utilização do biodiesel tem adquirido maior atenção no mundo por ser um combustível produzido de uma matéria-prima de origem vegetal que é biodegradável e por apresentar menor toxicidade e baixas emissões. O biodiesel possui vantagens em relação ao *diesel*, como: polui menos, é renovável, incentiva o desenvolvimento e a economia rural, possui maior ponto de fulgor e maior número de cetano (SHAHIR *et al.*, 2015). O número de cetano é um indicador para o combustível em termos de qualidade. Portanto, quanto maior o número de cetano, melhor a propriedade de ignição do combustível, produzindo menos fumaça preta (ENWEREMADU *et al.*, 2011).

Segundo Sadeq *et al.* (2019), com o uso de combustíveis de alto número de cetano, os motores apresentam redução de até 47% nas emissões de NO e de 32% nas de material particulado quando comparadas às quantidades emitidas pelo *diesel* convencional. Os autores afirmam ainda que combustíveis com alto teor de oxigênio (misturas de biodiesel) resultam em redução notável nas emissões de CO e HC quando comparados ao *diesel*.

A utilização desse biocombustível é de grande relevância na comparação das emissões gasosas, uma vez que o *diesel* derivado do petróleo tem potencial para emitir gases nocivos à atmosfera, enquanto o biodiesel possui baixo teor aromático e de enxofre, é biodegradável e renovável (MORAIS *et al.*, 2013). A produção de biodiesel é consolidada no mundo, e, no Brasil, esse tema incentiva os pesquisadores a desenvolver novas tecnologias limpas e renováveis (RICO; SAUER, 2015). Atualmente, existem estudos com diversos propósitos: reduzir os custos do processo de produção, elaborar novas metodologias de produção e aperfeiçoar as características físico-químicas (YAAKOB *et al.*, 2014). No caso do aperfeiçoamento das características físico-químicas ou de qualquer outro parâmetro dos biodieséis, é importante ressaltar que essas características e esses parâmetros devem estar em conformidade com as resoluções estabelecidas para que o biodiesel possa ser comercializado e, portanto, usado em motores sem causar danos.

Segundo Rincón *et al.* (2014), o biodiesel é um combustível renovável e biodegradável. Esse biocombustível é composto de uma mistura de alquil ésteres de cadeia linear, gerada por meio da reação de transesterificação. Esse processo ocorre pela reação dos triglicerídeos de óleos e gorduras com álcoois de cadeia curta na presença de um catalisador, produzindo o glicerol e o biodiesel. Os álcoois utilizados na reação de transesterificação de óleos e gorduras são metanol e etanol. O metanol é mais empregado na produção de biodiesel em escala comercial, resultando em menor tempo de reação e menor temperatura.

Existem vários parâmetros que devem ser considerados nessa reação: temperatura, razão molar álcool:óleo, quantidade de catalisador e tempo de agitação. Eles são importantes para a eficiência na produção do biodiesel (RINCÓN *et al.*, 2014). A alteração quantitativa e/ou qualitativa desses parâmetros afeta significativamente a eficiência na produção do biodiesel, assim como em toda reação química.

Existem parâmetros do biodiesel que estão associados às estruturas moleculares dos seus alquil ésteres. Entre eles, estão a massa específica e a viscosidade cinemática. De acordo com Lôbo *et al.* (2009), a densidade do biodiesel está diretamente ligada à estrutura molecular; quanto maior o comprimento da cadeia carbônica do alquil éster, maior é a densidade, no entanto esse parâmetro pode ser reduzido conforme aumenta a presença de insaturações na molécula. De acordo com Aransiola *et al.* (2014), a massa específica de um combustível é uma propriedade essencial a ser avaliada e está diretamente relacionada ao teor energético do combustível.

Segundo Barabas e Todorut (2011), a viscosidade cinemática expressa a resistência de um fluido ao escoamento, sendo considerada uma das mais importantes do combustível, pois pode afetar a qualidade da atomização e o tamanho das gotas de combustível. Oliveira *et al.* (2013) afirmam que a viscosidade cinemática aumenta com o aumento do tamanho da cadeia carbônica e do grau de saturações. Esse parâmetro é importante para a análise do biodiesel, pois influencia a fluidez e o funcionamento dos injetores de combustível. A análise dessa propriedade pode ser utilizada como um controle da qualidade da reação de transesterificação, comprovando a formação de ésteres de

óleos vegetais por meio da redução da viscosidade da matéria-prima (KNOTHE; RAZON, 2017).

Conforme Gama *et al.* (2010), entre as diversas fontes de matéria-prima usadas no processo de transesterificação, podem-se apresentar a gordura animal e os óleos vegetais derivados de palma, algodão, mamona, coco, dendê, soja, girassol, além de outros. Essas matérias-primas podem substituir o óleo *diesel*, reduzindo os impactos ambientais e estimulando a economia interna com a agricultura familiar e com o agronegócio.

Na transesterificação é importante monitorar o processo por meio da formação do produto principal, que são os ésteres graxos. Para tanto, são usados métodos de cromatografia líquida de alta eficiência, cromatografia gasosa, ressonância magnética nuclear de próton (RMN ¹H) e cromatografia em camada delgada. Entre essas técnicas, a cromatografia gasosa é considerada a mais eficaz para determinar a quantidade de ésteres de ácidos graxos presentes na composição do biodiesel (MARQUES *et al.*, 2010).

Segundo Islam *et al.* (2014), a combustão completa é obtida com maior mistura de biodiesel ao *diesel* puro. Portanto, a mistura de biodiesel é muito mais ecológica em comparação ao *diesel* convencional, pois produz menos monóxido e dióxido de carbono — CO e CO₂, respectivamente — e quase zero emissão de enxofre. Além disso, o maior número de cetano do biodiesel também leva à menor emissão de fumaça preta. Isso é explicado pela natureza oxigenada do biodiesel.

Miranda *et al.* (2013), avaliando as emissões de gases de emissão de motor *diesel* operando com *diesel* puro e com diferentes misturas de biodiesel, concluíram que a adição de biodiesel ao *diesel* resulta na diminuição da concentração dos gases CO e SO₂ emitidos pelo motor.

Nesse contexto, o presente trabalho teve por objetivos a produção e a caracterização de diferentes biodieseis oriundos de óleos unitários e de misturas binárias, bem como a quantificação dos ácidos graxos presentes em cada um deles, por meio de cromatografia gasosa e ressonância magnética nuclear de próton.

MATERIAIS E MÉTODOS

Produção do biodiesel

O biodiesel unitário foi produzido em bancada com quatro repetições com base nas matérias-primas óleo de algodão, óleo de soja e óleo de coco, todos refinados na proporção de 1 mol de óleo para 6 mols de álcool metílico P.A. 99,7%, conforme metodologia proposta por Tomasevic e Marinkovic (2003).

Na produção do biodiesel de óleo de palma, utilizou-se óleo industrializado com densidade de 0,9 g.mL⁻¹ e molaridade de 32 g.mol⁻¹. Para esse óleo, foram usadas as razões molares de 1 mol de óleo para cada 3 e 6 mols de álcool metílico P.A. 99,7%.

O biodiesel foi produzido por meio do processo de transesterificação alcalina. Inicialmente, realizou-se a pesagem do metanol (CH₃OH), do hidróxido de sódio (NaOH) e do óleo. Essa metodologia foi empregada em razão do afirmado por Vieira *et al.* (2018), que apontam a transesterificação como o método mais utilizado nas indústrias para a produção de biodiesel quando se deseja usar catalisador alcalino. Tebas *et al.* (2017) explicam que os principais reagentes que fornecem melhores resultados para conversão são o álcool metílico e o catalisador alcalino.

Em um balão volumétrico, pesou-se a quantidade requerida de metanol e de hidróxido de sódio em uma balança de precisão de quatro casas decimais. A quantidade de óleo e de álcool pesada está relacionada à razão molar adotada e à massa molar de cada um. No caso do NaOH, foi adotado 1% da proporção. Em um frasco de Erlenmeyer de 500 mL foram adicionados o NaOH e o CH₃OH com o uso do agitador magnético à temperatura de 45°C, gerando o metóxido de sódio. Para a reação de transesterificação, foi utilizado o tempo de 60 minutos. Após essa fase, a mistura foi transferida para um funil de separação e ficou em repouso por 24 horas com o objetivo de promover a separação do glicerol do biodiesel, conforme metodologia proposta por Tomasevic e Marinkovic (2003).

O biodiesel proveniente da mistura binária de óleos foi produzido por meio de bateladas contendo a combinação de duas fontes triglicerídeas diferentes em proporções molares idênticas, portanto, obtendo-se misturas de óleos com 0,5 mol de cada óleo unitário. Foram mantidos os mesmos fatores para a reação de transesterificação utilizando misturas binárias que

aqueles empregados para os unitários. O período de repouso em funil de separação também foi de 24 ho-

Purificação do biodiesel

Passadas as 24 horas no funil de separação, a glicerina foi retirada, e coletou-se apenas o biodiesel para lavagem. O biodiesel apresentou impurezas em sua composição, e para removê-las foi necessário realizar o processo de lavagem, que consistiu em adicionar água destilada a temperatura de 50°C e duas gotas de ácido clorídrico (HCl), sendo esse processo repetido por três vezes até que o biodiesel estivesse completa-

mente limpo. Após o processo de lavagem, o biodiesel foi seco em estufa à temperatura de 105°C ± 3°C por 2 horas para remover resquícios de água presentes. Em seguida, foi submetido ao processo de filtração e posteriormente pesado, determinando-se, assim, a massa de biodiesel sem impurezas. Ambos os processos foram aplicados seguindo a metodologia proposta por Tomasevic e Marinkovic (2003).

Caracterização do biodiesel por ressonância magnética nuclear de hidrogênio

A caracterização por espectrometria de RMN ¹H das amostras produzidas de biodiesel foi realizada no Laboratório Multiusuário de Ressonância Magnética Nuclear, da Universidade Federal Fluminense. As amostras foram

diluídas em clorofórmio deuterado (CDCl₃) e analisadas em um espectrômetro Varian VNMRS de 300 MHz. Utilizou-se o tetrametilsilano (TMS) como referência, seguindo metodologia proposta por Fagundes (2011).

Cromatografia gasosa

As amostras foram analisadas de forma qualitativa no cromatógrafo a gás acoplado à espectrometria de massa (CG-EM) GCMS-QP2010 (Shimadzu, Tóquio, Japão) utilizando as seguintes condições: injeção com divisão de fluxo na razão de 1:20; coluna DB5-MS (30 m × 0,25 mm D.I. e 1 µm de 5% fenil-polidimetilsiloxano); gás de arraste He (99,999% de pureza) sob fluxo constante de 3,0 mL min⁻¹; programação de temperatura do forno de 50–180°C, com taxa de aquecimento de 8°C min⁻¹, 180–230°C, com taxa

de aquecimento de 5°C min⁻¹, 230–310°C, com taxa de aquecimento de 20°C min⁻¹, seguido de isoterma por 15 minutos. Os perfis cromatográficos foram feitos por meio de comparação com a biblioteca National Institute of Standards and Technology 147 (Nist 147), assinalando a presença de alguns ésteres metílicos nas amostras. A distribuição das substâncias observadas foi determinada por meio da normalização da área de cada pico presente, ou seja, em porcentagem de área cromatográfica relativa.

Caracterização físico-química

Para o procedimento de determinar a massa específica, utilizou-se o método da picnometria, por meio de banho termostático, a fim de estabilizar a temperatura da massa de biodiesel presente no picnômetro, calibrado por meio da aferição da massa específica da água destilada a 20°C, segundo a Norma Brasileira (NBR) 7148, citada na resolução da Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP) nº 45, de 2014 (BRASIL, 2014). Após aferição do peso do picnômetro sem e com biodiesel, utilizou-se a Equação 1 para calcular a massa específica de cada biodiesel.

$$\rho = \frac{P_b - P_b}{V_b} \times 1.000 \quad (1)$$

Em que:

ρ = massa específica do biodiesel (kg m⁻³);

P_b = peso do conjunto picnômetro/biodiesel (g);

P_b = peso do picnômetro (g);

V_b = volume do picnômetro (mL).

A determinação de viscosidade cinemática a 40°C foi realizada por meio de viscosímetro capilar, conforme a norma da American Society for Testing and Materials (ASTM) D-445, citada na resolução ANP nº 45, de 2014 (BRASIL, 2014). O procedimento foi performedo com o auxílio de viscosímetros do tipo Cannon-Fenske, calibrados mediante a aferição da viscosidade cinemática

da água destilada a 40°C e de um conjunto contendo um banho termostático da marca Nova Ética, modelo N480, associado a um termostato transparente da marca Schott, modelo CT 52, que possibilitou a estabilização da temperatura do biodiesel em 40°C e, posteriormente, a visualização do escoamento do biodiesel no viscosímetro capilar. Para calcular a viscosidade cinemática de cada biodiesel, foi adotada a Equação 2.

$$\nu = t * c \quad (2)$$

Em que:

ν = viscosidade cinemática do biodiesel ($\text{mm}^2.\text{s}^{-1}$);

t = tempo gasto para o biodiesel escoar entre as marcas do viscosímetro capilar (s);

c = constante do viscosímetro capilar ($\text{mm}^2.\text{s}^{-2}$).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Análise de ressonância magnética nuclear de próton

Por meio da técnica de RMN ^1H é possível determinar se a reação de transesterificação de triglicerídeos em monoésteres ocorreu de modo direto. Os resultados obtidos na RMN ^1H foram similares tanto para os óleos vegetais quanto para os biodieseis produzidos. Como ilustrado na Tabela 1, tem-se o espectro de RMN ^1H dos óleos vegetais, em que se pode observar a presença de sinal multiplete na região de 4,0–4,4 ppm. Essa região mostra a presença de hidrogênios característicos de triglicerídeos.

Após a reação de transesterificação, o espectro de RMN ^1H do biodiesel formado (Tabela 1) não possui sinal da região característica de triglicerídeos, 4,0–4,4 ppm. Além disso, também é possível constatar que nesse espectro, diferentemente das amostras dos óleos vegetais, há um singleto na região de 3,4–3,7 ppm. Esse sinal é atribuído aos hidrogênios do grupamento (OCH_3), presente nos metilestéres formados.

Além disso, verifica-se que o sinal da região de 2,1–2,4 ppm foi destacado, pois pode ser encontrado tanto nas amostras do material de origem (óleos vegetais) quanto nas amostras de biodiesel. Essa região é atribuída ao hidrogênio do grupo adjacente à carbonila ($\alpha\text{-CH}_2$). Somado à informação química que esse sinal fornece, ele também é utilizado para estipular o grau de conversão do processo de transesterificação.

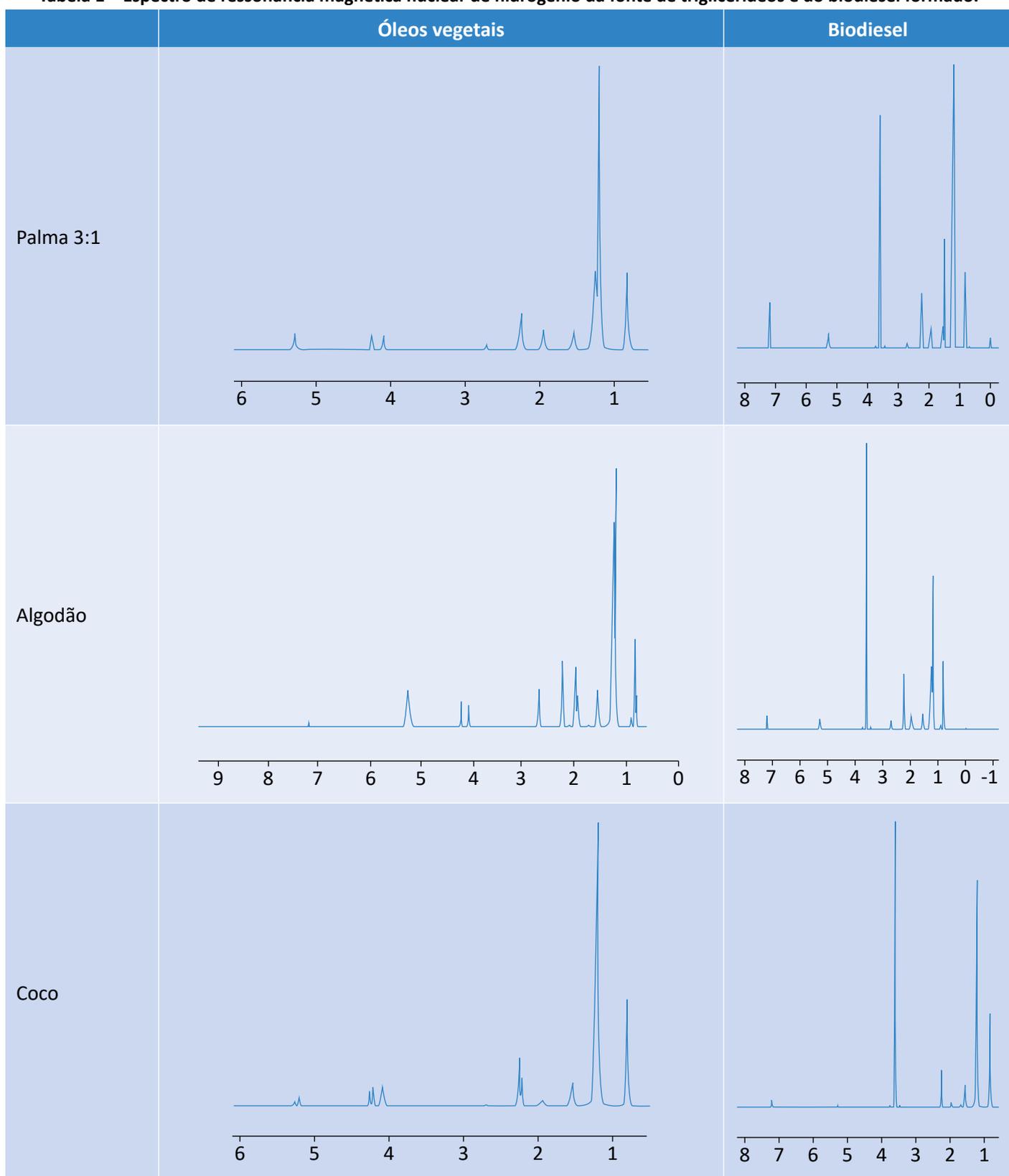
Os principais deslocamentos químicos (ppm) observados nos espectros dos biodieseis produzidos estão apresentados na Tabela 2.

Analisando o espectro de RMN ^1H do biodiesel de coco, vê-se um tripleto com integração de aproximadamente 3 H na faixa de deslocamento de 0,78–0,85 ppm em relação ao TMS. Na faixa de deslocamento de

1,14–1,20 ppm, observa-se um singleto com integração de aproximadamente 11 H. Um quarteto é percebido na faixa de deslocamento de 1,50–1,59 ppm, com integração de cerca de 2 H. Na faixa de deslocamento de 2,20–2,25 ppm, há um tripleto com integração de mais ou menos 2H. Na faixa de deslocamento de 3,58–3,6 ppm, tem-se um singleto com integração de aproximadamente 3 H, e na faixa de deslocamento de 5,22–5,31 ppm, um multiplete com integração de aproximadamente 1 H.

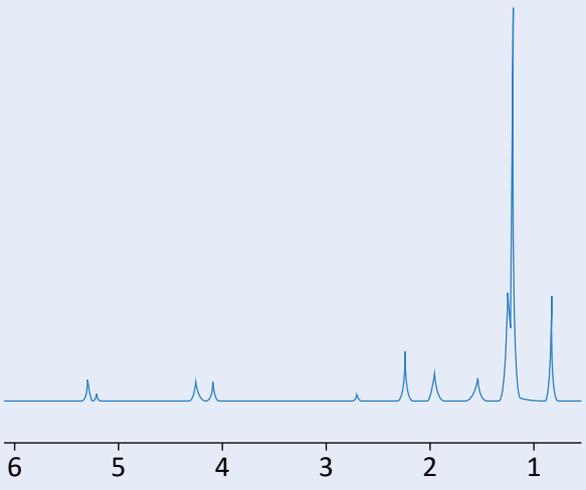
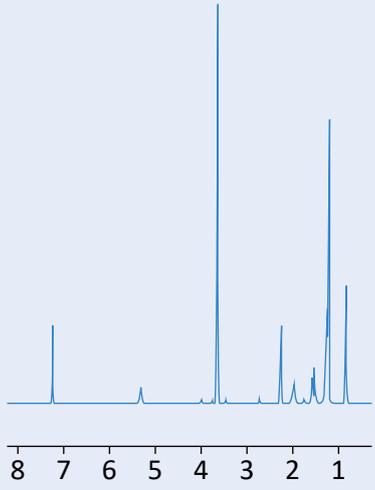
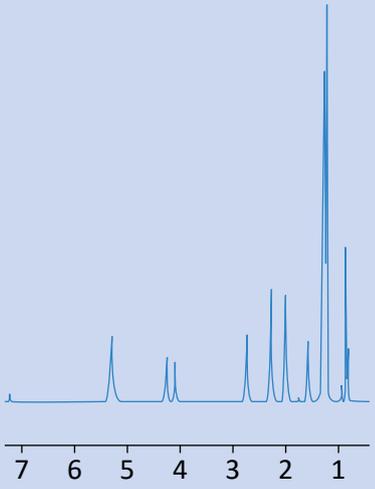
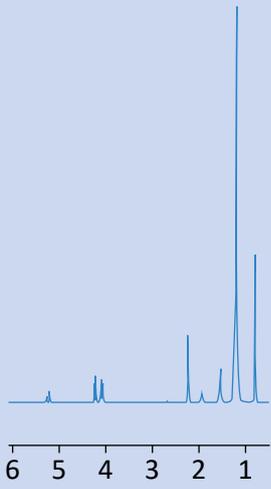
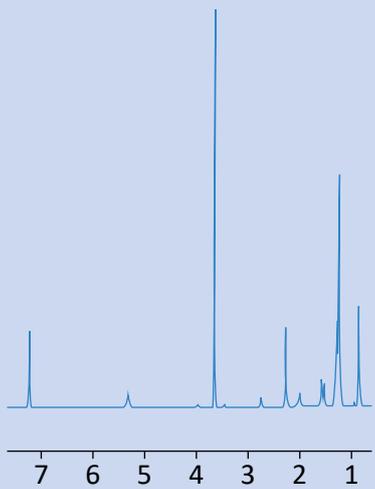
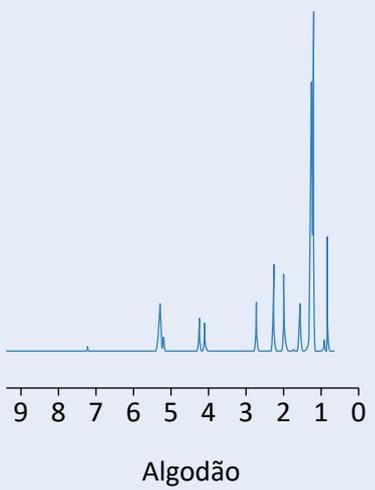
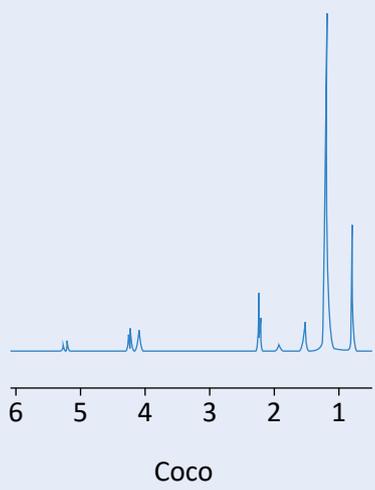
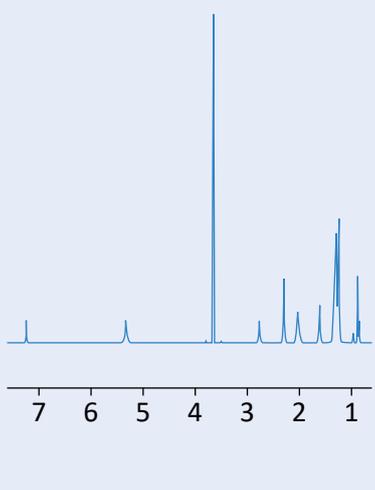
Na região de 5,2–5,5 ppm, todos os biodieseis apresentam um multiplete com integração de cerca de 1 H, com exceção dos biodieseis de algodão e soja e algodão, que apresentam um multiplete com integração de perto de 3 H. Na região de 3,4–3,7 ppm, são observados singletos com integração de aproximadamente 3 H em todos os biodieseis, caracterizando os hidrogênios do grupamento (OCH_3) presentes nos metil ésteres formados. Na região de 2,0–2,4 ppm, região característica dos hidrogênios do grupo adjacente à carbonila ($\alpha\text{-CH}_2$), todos os biodieseis possuem um tripleto com integração de aproximadamente 2 H. Na região de 1,5–1,7 ppm, constata-se que os biodieseis de algodão e coco e soja e algodão apresentam um multiplete com integração de aproximadamente 3 H, enquanto o de algodão apresenta um tripleto com integração de aproximadamente 3 H, e os biodieseis de coco, palma 3:1, palma 6:1 e soja e coco apresentam, nesta ordem, um quarteto, um singleto, um tripleto e outro tripleto, todos com integração de aproximadamente 2 H. Na região de 1,1–1,4 ppm, os biodieseis de coco, algodão e coco, palma 3:1, algodão, palma 6:1 e soja e algodão possuem um singleto com integrações de aproximadamente 11 H, 8 H, 13 H, 4 H, 10 H e 10 H, respectivamente, exceto para o biodiesel de soja e algodão, que

Tabela 1 – Espectro de ressonância magnética nuclear de hidrogênio da fonte de triglicerídeos e do biodiesel formado.



Continua...

Tabela 1 – Continuação.

	Óleos vegetais	Biodiesel
Palma 6:1		
Soja e coco	 Soja	 Coco
		
Algodão e coco	 Algodão	 Coco
		

Continua...

Tabela 1 – Continuação.

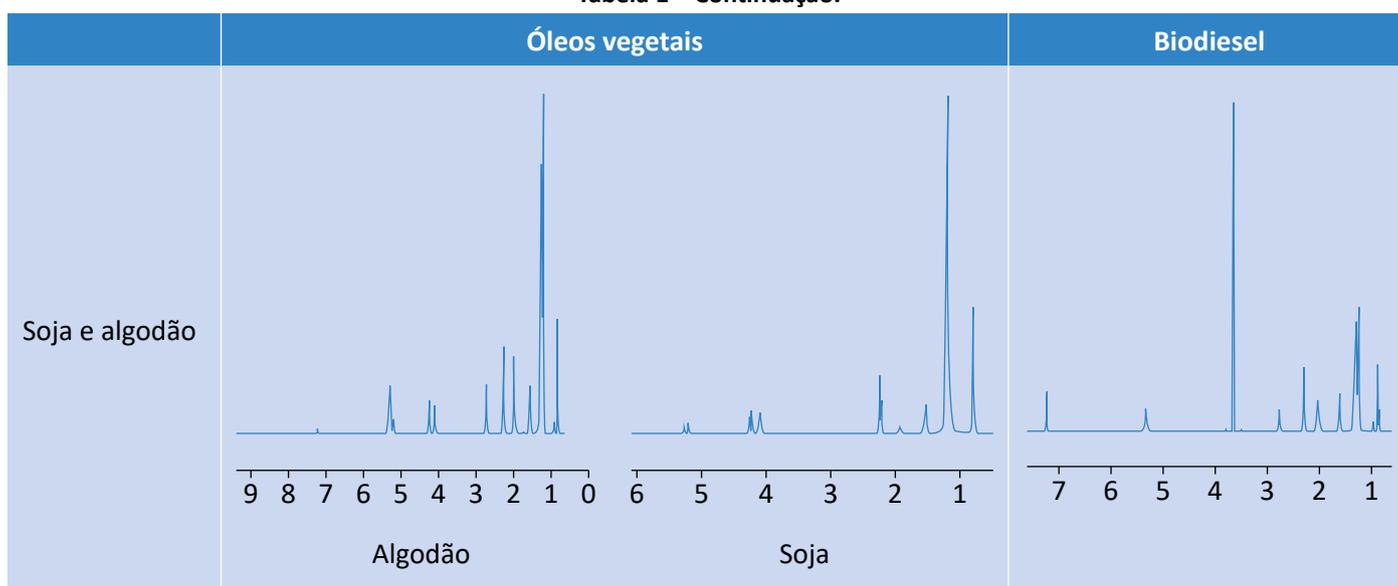


Tabela 2 – Deslocamento químico das amostras de biodiesel.

Material de origem do biodiesel	Deslocamento Químico (δ)
Coco	RMN ^1H (CDCl_3 , 300 Hz): 5,31–5,22 (m, 1H); 3,61–3,58 (s, 3H); 2,25–2,20 (t, 2H); 1,59–1,50 (q, 2H); 1,20–1,14 (s, 11H); 0,85–0,78 (t, 3H)
Algodão e coco	RMN ^1H (CDCl_3 , 300 Hz): 5,34–5,22 (m, 1H); 3,61–3,58 (s, 3H); 2,25–2,20 (t, 2H); 1,59–1,50 (m, 3H); 1,20–1,14 (s, 8H); 0,82–0,78 (t, 2H)
Palma 3:1	RMN ^1H (CDCl_3 , 300 Hz): 5,42–5,29 (m, 1H); 3,69–3,65 (s, 3H); 2,32–2,28 (t, 2H); 1,59–1,56 (s, 2H); 1,27–1,21 (s, 13H); 0,92–0,84 (t, 3H)
Algodão	RMN ^1H (CDCl_3 , 300 Hz): 5,41–5,29 (m, 3H); 3,68–3,64 (s, 3H); 2,32–2,27 (t, 2H); 1,66–1,57 (t, 3H); 1,26–1,21 (s, 4H); 0,91–0,85 (m, 3H)
Palma 6:1	RMN ^1H (CDCl_3 , 300 Hz): 5,35–5,29 (m, 1H); 3,66–3,62 (s, 3H); 2,31–2,25 (t, 2H); 1,64–1,56 (t, 2H); 1,24–1,21 (s, 10H); 0,89–0,83 (t, 3H)
Soja e algodão	RMN ^1H (CDCl_3 , 300 Hz): 5,40–5,26 (m, 3H); 3,66–3,61 (s, 3H); 2,30–2,25 (t, 2H); 1,65–1,53 (m, 3H); 1,31–1,26 (s, 10H); 0,89–0,83 (m, 3H)
Soja e coco	RMN ^1H (CDCl_3 , 300 Hz): 5,40–5,26 (m, 1H); 3,66–3,62 (s, 3H); 2,31–2,24 (t, 2H); 1,64–1,57 (t, 2H); 1,38–1,26 (m, 9H); 0,89–0,83 (t, 3H)

apresenta um multipeto com integração de mais ou menos 9 H. Na região de 0,7–1,0 ppm, todos os biodieseis apresentaram um tripleto com integração de aproximadamente 3 H, com exceção dos biodieseis de

algodão e coco, algodão e soja e algodão, que exibiram um tripleto com integração de aproximadamente 2 H para o primeiro e um multipeto com integração de cerca de 3 H para os dois últimos.

A análise dos dados do espectro de RMN ^1H do produto obtido, biodiesel, comprovou que a reação de transesterificação de fato ocorreu, dado o desaparecimento dos sinais da região de 4,0–4,4 ppm, indicando o desaparecimento dos hidrogênios atribuídos aos

Grau de conversão da transesterificação

As amostras das reações de transesterificação foram caracterizadas pelo espectro de RMN ^1H , e as conversões dos óleos em biodiesel, calculadas de acordo com a Equação 3, conforme metodologia proposta por Ruschel *et al.* (2016). Por meio dessa equação, determinou-se o cálculo da conversão da reação, pela relação dos valores de integração dos sinais de RMN ^1H das amostras de biodiesel obtidas. Os valores das integrais de cada espectro foram gerados por meio do *software* MestreNova v. 12.0.

$$C_T = \frac{I_{\text{CH}_3}/3}{I_{\text{CH}_2}/2} \times 100 \quad (3)$$

O C_T é a taxa de conversão do processo de transesterificação, e I_{CH_2} e I_{CH_3} são as integrais dos sinais atribuídos aos hidrogênios do grupo metileno adjacente à carbonila e aos hidrogênios do éster metílico, respectivamente. Como já mencionado, o sinal do grupo metileno adjacente à carbonila (2,1–2,4 ppm) é usado no

triglicerídeos e o surgimento do singleto na região de 3,5–3,7 ppm, que é atribuído aos hidrogênios do éster formado. Quando possível, os dados conseguidos para deslocamento químico e rendimento foram comparados a dados já descritos na literatura.

parâmetro do cálculo da conversão, pois esse sinal está presente em todos os derivados de triglicerídeos.

De acordo com as conversões dos óleos mostradas na Tabela 3, obtidas por meio do RMN ^1H , o rendimento da reação de transesterificação está associado principalmente à presença/ausência de sinal na região de 4,0–4,4 ppm atribuído ao H de triglicerídeos. Com isso, observa-se o maior rendimento unitário para o óleo de coco, seguido do óleo de palma, que por sua vez possui maior razão molar (6:1), o que acarreta aumento do rendimento da reação. Quando se trata dos rendimentos das misturas dos óleos, comprova-se que a junção do óleo coco e algodão se aproxima de 93,0%. O intuito de utilizar mistura de óleos vegetais é aumentar o rendimento da reação, o que de fato ocorreu na maioria das amostras.

É importante ressaltar que, quanto maior a conversão do biodiesel, menor será a quantidade de glicerina produzida. Logo, verifica-se que a mistura algodão e coco apresenta quantidade menor de glicerina em relação aos outros óleos.

Tabela 3 – Valores de taxa de conversão de biodiesel.

Óleo vegetal de origem	Conversão (%)
Óleo de algodão	79,50
Óleo de palma 3:1	79,50
Óleo de soja e algodão	88,05
Óleo de soja e coco	88,54
Óleo de palma 6:1	88,58
Óleo de coco	91,92
Óleo de algodão e coco	93,16

Caracterização físico-química

A resolução ANP nº 45, de 2014, estabelece um intervalo aceitável de viscosidade dos biodieseis de 3,0 a 6,0 mm².s⁻¹ (BRASIL, 2014). Na análise experimental, verificou-se que todos os combustíveis testados estavam de acordo com essa resolução.

Conforme a Tabela 4, é possível observar que a viscosidade do óleo de palma 6:1 é superior à dos demais óleos (coco, algodão, algodão e coco, soja e coco e soja e algodão) em razão do tamanho da cadeia carbônica (ácido oleico — C18:1 e ácido palmítico — C16:0) e da presença de apenas uma insaturação no ácido oleico, que é um dos ácidos majoritários desse óleo. A mistura soja e algodão apresentou viscosidade inferior à do óleo de palma, pois este possui em sua composição, majoritariamente, os ácidos linoleicos, com duas insaturações, e o oleico, com uma insaturação, justificando

a redução da viscosidade. A viscosidade do biodiesel de coco atingiu o menor valor, pois sua cadeia carbônica é menor do que a dos demais biodieseis.

Com relação à massa específica, a resolução ANP nº 45, de 2014, determina que o biodiesel deve apresentar valores entre 850 e 900 kg.m⁻³ (BRASIL, 2014). No presente trabalho, utilizando a metodologia citada, verificou-se que todos os combustíveis avaliados estavam de acordo com essa normativa.

Segundo a Tabela 5, é possível verificar que o biodiesel produzido por meio da mistura algodão e soja apresentou a maior massa específica, 883,11 kg.m⁻³, justificada pela estrutura da molécula, pois, quanto maior a cadeia carbônica (ácido linoleico — C18:2 e ácido oleico — C18:1), maior é sua massa específica.

Tabela 4 – Resultado da análise da viscosidade cinemática dos biodieseis.

Biodiesel	Viscosidade cinemática (mm ² .s ⁻¹)
Coco	3,1217
Algodão	4,2198
Algodão e coco	3,4844
Soja e coco	3,4644
Soja e algodão	4,3248
Palma 3:1	4,8967
Palma 6:1	5,3942

Tabela 5 – Massa específica dos biodieseis.

Biodiesel	Massa específica (kg.m ⁻³)
Coco	872,01
Algodão	882,92
Algodão e coco	878,05
Soja e algodão	883,11
Soja e coco	877,31
Palma 3:1	861,54
Palma 6:1	861,82

Análise por cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas: biodiesel de óleo de algodão

A amostra do biodiesel proveniente do óleo de algodão utilizada nesta pesquisa apresenta elevados teores de ácidos graxos insaturados. No perfil cromatográfico da amostra, os sinais de interesse estão compreendidos no intervalo de 13 a 23 minutos de retenção. De acordo com a Tabela 6 e com a Figura 1, os ácidos que mais

contribuíram foram os ácidos linoleico e oleico, como os de maior área, e esse resultado coincide com a composição química do óleo de algodão, conforme a Resolução da Diretoria Colegiada (RDC) nº 482, de 23 de setembro de 1999, da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (Anvisa) (BRASIL, 1999).

Tabela 6 – Ácidos graxos do biodiesel de óleo de algodão.

Ácido graxo	Nomenclatura	Tempo de retenção (min)	Área (%)	Anvisa (g/100 g) (BRASIL, 1999)
C12:0	Láurico	13,7	1,76	< 0,1
C14:0	Mirístico	16,5	1,41	0,4–2,0
C16:0	Palmítico	19,2	14,25	17,0–31,0
C18:1	Oleico	21,6	32,09	13,0–44,0
C18:2	Linoleico	21,7	32,96	33,0–59,0
C18:3	Linolênico	21,8	5,64	0,1–2,1
C18:0	Esteárico	22,1	10,88	1,0–4,0

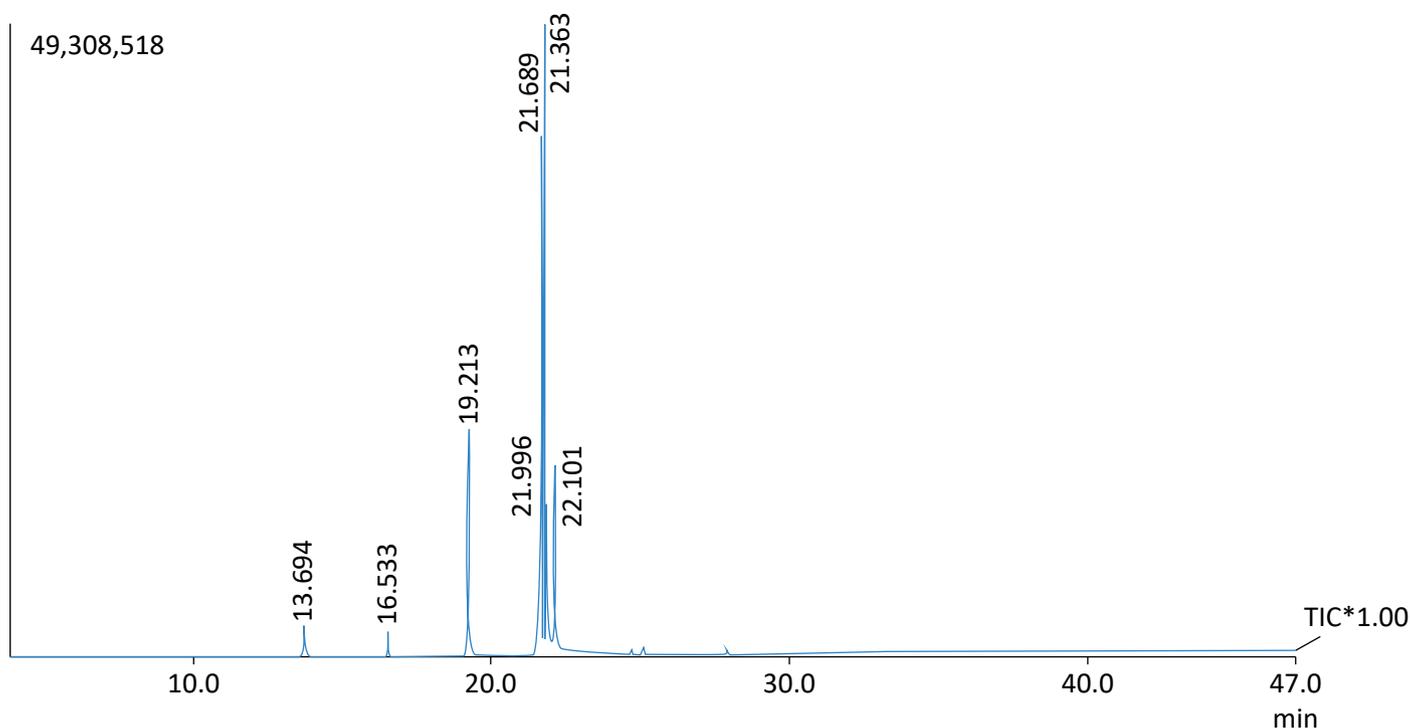


Figura 1 – Cromatograma do biodiesel metílico de óleo de algodão.

Biodiesel de óleo de coco

O cromatograma de uma amostra de biodiesel metílico de óleo de coco apresenta, no intervalo compreendido entre 7 e 23 minutos, os tempos de retenção dos ésteres graxos que mais contribuíram para a composição do biodiesel de óleo de coco (Figura 2). Diante desses resultados, apresentados na Tabela 7, pode-se verificar que o biodiesel de coco possui os ácidos láurico e

mirístico como os de maior área, correspondendo às expectativas experimentais.

Na Tabela 7 é possível observar que os ácidos obtidos por meio da cromatografia gasosa (Figura 2) são semelhantes à composição do óleo de coco estabelecida pela resolução RDC nº 482, de 23 de setembro de 1999, da Anvisa (BRASIL, 1999).

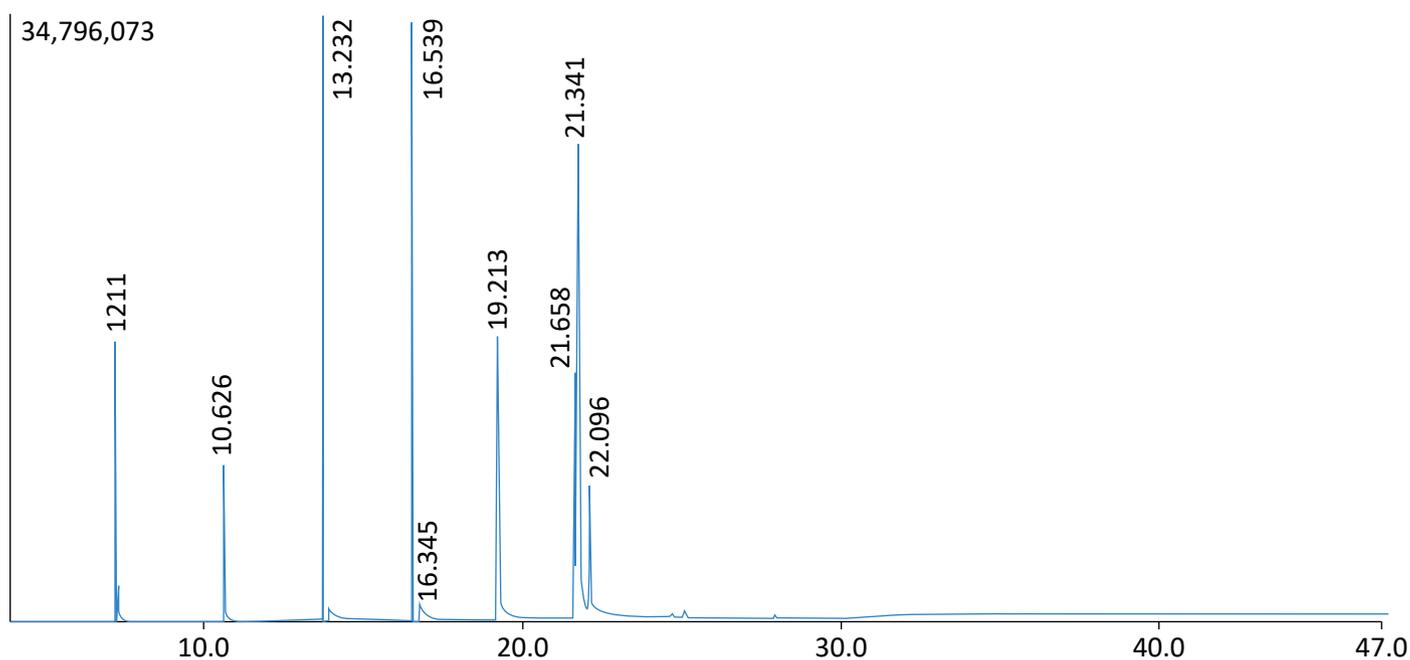


Figura 2 – Cromatograma do biodiesel metílico de óleo de coco.

Tabela 7 – Ácidos graxos do biodiesel de óleo de coco.

Ácidos graxos	Nomenclatura	Tempo de retenção (min)	Área (%)	Anvisa (g/100 g) (BRASIL, 1999)
C8:0	Caprílico	7,2	10,85	5–10,0
C10:0	Cáprico	10,6	7,52	4,5–8,0
C12:0	Láurico	13,7	16,59	43,0–51,0
C14:0	Mirístico	16,5	16,34	16,0–21,0
C16:0	Palmítico	19,2	15,45	7,5–10,0
C18:0	Estearíco	21,6	6,43	2,0–4,0
C18:1	Oleico	21,7	9,03	5,0–10,0
C18:2	Linoleico	22,1	2,05	-

Biodiesel de óleo de algodão e coco

No perfil cromatográfico da amostra, os sinais de interesse estão compreendidos no intervalo de 7 a 23 minutos de retenção (Figura 3). Diante desses dados, pode-se verificar que a mistura algodão e coco possui os ácidos láurico e oleico, característicos do óleo de al-

godão e de coco, respectivamente, como os de maior área, correspondendo às expectativas experimentais. Na Tabela 8 e na Figura 3, é possível observar que os ácidos obtidos por meio da cromatografia gasosa são semelhantes à composição do óleo de algodão e coco.

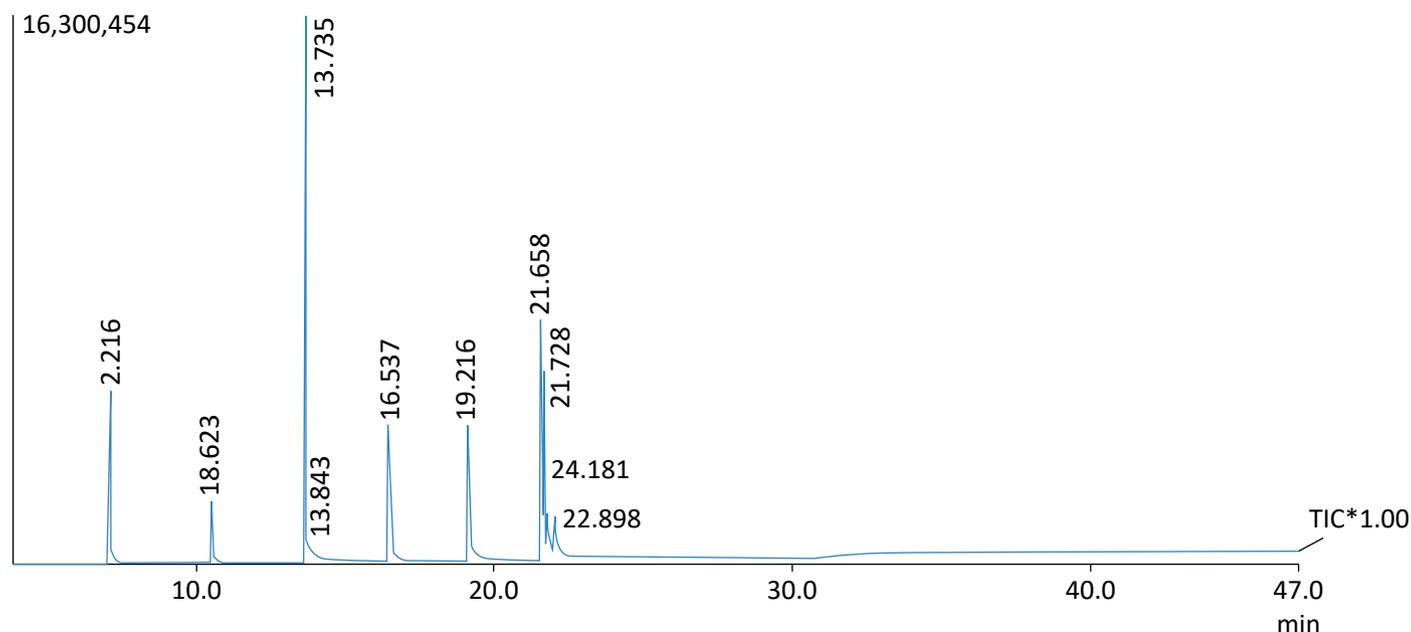


Figura 3 – Cromatograma do biodiesel metílico de óleo de algodão e coco.

Tabela 8 – Ácidos graxos do biodiesel de óleo de algodão e coco.

Ácido graxo	Nomenclatura	Tempo de retenção (min)	Área (%)	Anvisa (g/100 g) (Coco) (BRASIL, 1999)	Anvisa (g/100 g) (Algodão) (BRASIL, 1999)
C08:0	Caprílico	7,216	10,26	5,0–10,0	1,0–4,0
C10:0	Cáprico	10,627	4,25	4,5–8,0	-
C12:0	Láurico	13,735	34,45	43,0–51,0	-
C14:0	Mirístico	16,537	13,26	16,0–21,0	0,4–2,0
C16:0	Palmítico	19,216	12,94	7,5–10,0	17,0–31,0
C18:0	Estearico	21,658	2,17	2,0–4,0	1,0–4,0
C18:1	Oleico	21,728	14,47	5,0–10,0	13,0–44,0
C18:2	Linoleico	21,775	7,20	1,0–2,5	33,0–59,0
C18:3	Linolênico	22,098	1,00	-	0,1–2,1

Biodiesel de óleo de palma

No cromatograma correspondente à amostra de biodiesel metílico de óleo de palma (Figura 4), pode-se observar que no intervalo entre 16 e 22 minutos se encontram os sinais relacionados aos ésteres graxos que mais contribuem para a composição do biodiesel de

óleo de palma. Comparando os dados experimentais com os dados da Anvisa (BRASIL, 1999), existe concordância em relação às maiores composições, que foram os ácidos oleico e palmítico, como os de maior área, presentes na amostra (Tabela 9).

Biodiesel de óleo de soja e algodão

No perfil cromatográfico do biodiesel produzido por meio da mistura de óleo de soja e óleo de algodão, os

sinais de interesse estão compreendidos no intervalo de 15 a 20 minutos de retenção (Figura 5). Diante des-

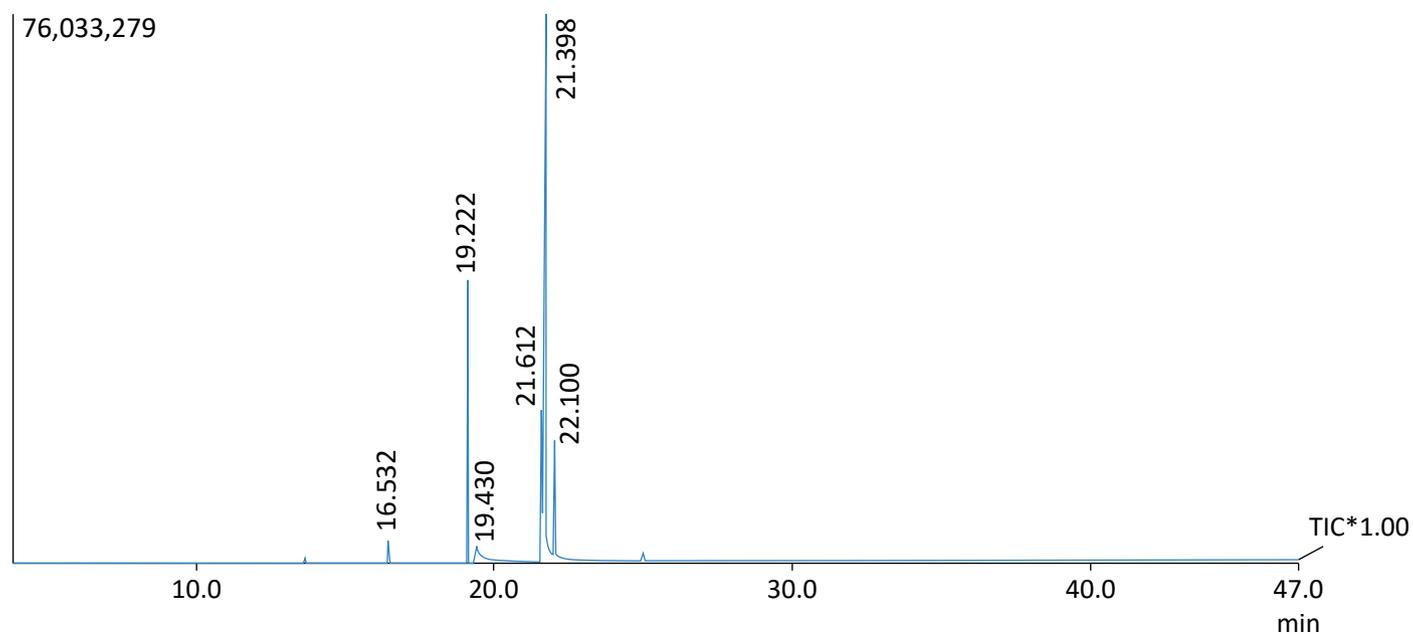


Figura 4 – Cromatograma de biodiesel metílico de óleo de palma.

Tabela 9 – Ácidos graxos do biodiesel de óleo de palma.

Ácido graxo	Nomenclatura	Tempo de retenção (min)	Área (%)	Anvisa (g/100 g) (BRASIL, 1999)
C14:0	Mirístico	16,532	0,82	0,5–2
C16:0	Palmítico	19,222	16,72	35–47
C18:0	Estearico	22,100	8,23	3,5–6,5
C18:1	Oleico	21,798	64,39	36–47
C18:2	Linoleico	21,672	9,34	6,5–15

ses dados, pode-se verificar que a mistura soja e algodão apresenta os ácidos mirístico, palmítico, esteárico, oleico e linoleico, característicos dos óleos de soja e algodão, como os de maior área, correspondendo às

expectativas experimentais. Na Tabela 10 e na Figura 5, é possível observar que os ácidos obtidos por meio da cromatografia gasosa são semelhantes à composição do óleo de soja e algodão.

Biodiesel de óleo de soja-coco

No perfil cromatográfico do biodiesel produzido por meio da mistura de óleo de soja e óleo de coco, os sinais de interesse estão compreendidos no intervalo de 7 a 20 minutos de retenção (Figura 6), com predominância no intervalo entre 12 e 19 minutos. Diante desses dados, pode-se verificar que a mistura soja e coco

possui, em sua maioria, os ácidos láurico, palmítico, oleico e linoleico, característicos dos óleos de soja e coco, correspondendo às expectativas experimentais. Na Tabela 11 e na Figura 6, é possível observar que os ácidos obtidos por intermédio da cromatografia gasosa são semelhantes à composição do óleo de soja e coco.

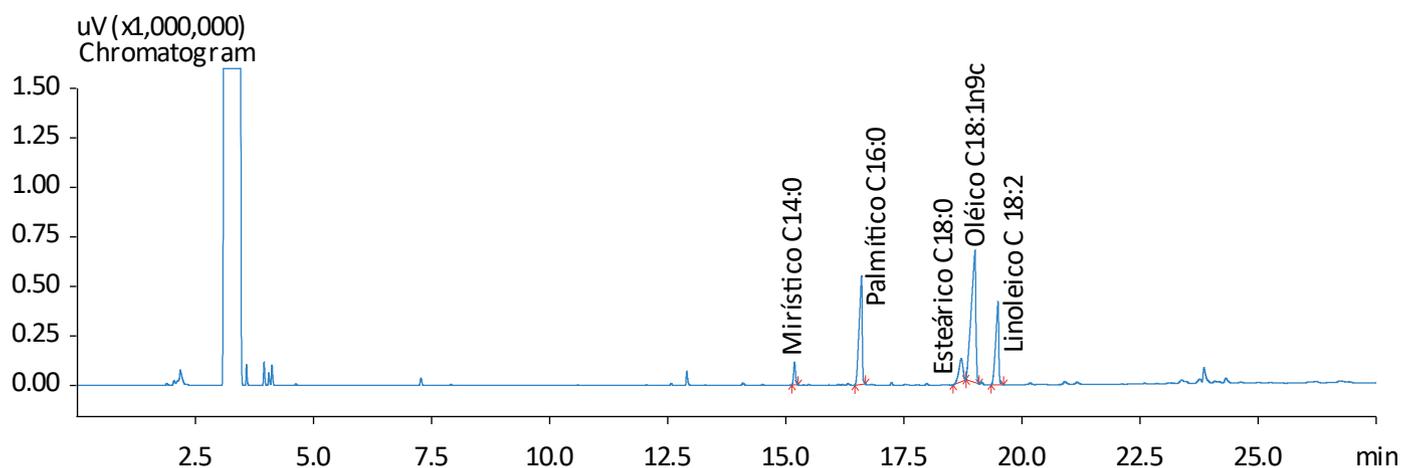


Figura 5 – Cromatograma de biodiesel metílico de óleo de soja e algodão.

Tabela 10 – Ácidos graxos do biodiesel de óleo de soja e algodão.

Ácido graxo	Nomenclatura	Tempo de retenção (min)	Área (%)	Anvisa (g/100 g) (Soja) (BRASIL, 1999)	Anvisa (g/100 g) (Algodão) (BRASIL, 1999)
C14:0	Mirístico	15,189	3,31	0,5	0,4–2,0
C16:0	Palmítico	16,607	24,93	7,0–14,0	17,0–31,0
C18:0	Esteárico	18,720	7,19	1,4–5,5	1,0–4,0
C18:1	Oleico	19,009	45,52	19,0–30,0	13,0–44,0
C18:2	Linoleico	19,497	19,03	44,0–62,0	33,0–59,0

Anvisa: Agência Nacional de Vigilância Sanitária.

CONCLUSÕES

Diante dos resultados apresentados, conclui-se que, em relação à caracterização físico-química, há viabilidade de produção de todos os biodieseis estudados, visto que todos eles apresentaram características em conformidade com as necessidades mínimas presentes na resolução ANP nº 45, de 2014. Em relação à caracterização do biodiesel, por meio da técnica de RMN H^1 , foi possível obter os rendimentos de reação de transesterificação de cada matéria-prima. Os valores encontrados foram: para o óleo de coco, 91,92%; no óleo de algodão, 79,50%; no algodão e coco, 93,16%; no óleo de soja e algodão, 88,05%; no óleo soja e coco, 88,54%; para o

óleo de palma 3:1, 79,50%; e para o óleo de palma 6:1, 88,58%. Na cromatografia gasosa, verificaram-se os ácidos graxos presentes em cada biodiesel produzido por diferentes matérias-primas. Os resultados cromatográficos mostram que, no biodiesel de óleo de palma, os ácidos predominantes foram o palmítico e o oleico. No óleo de coco, o ácido em maior quantidade foi o láurico. Já no óleo de algodão, os principais ácidos obtidos foram o linoleico e o oleico. Por fim, para o óleo de algodão e coco, os ácidos principais foram o láurico e o oleico. Esses resultados apresentam concordância com a resolução ANP nº 45, de 25 de agosto de 2014.

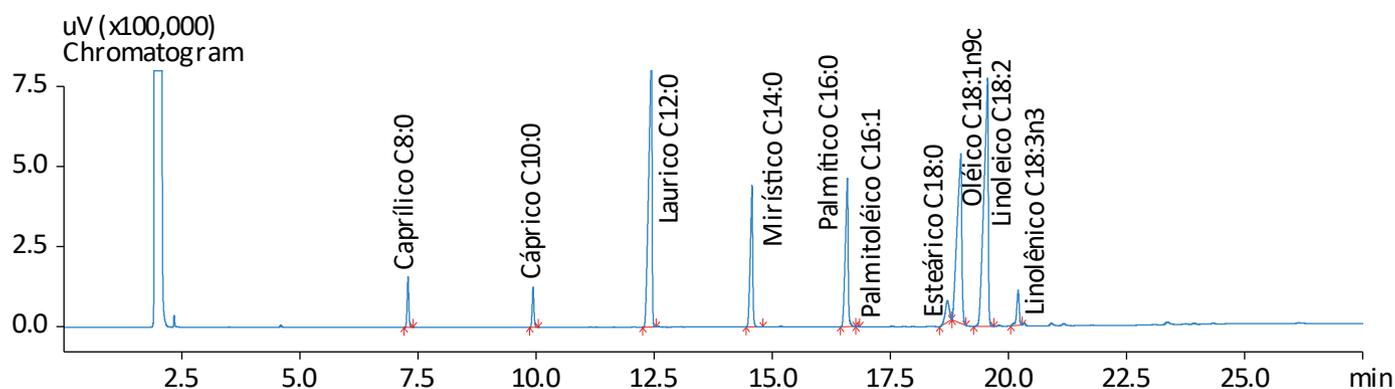


Figura 6 – Cromatograma de biodiesel metílico de óleo de soja e coco.

Tabela 11 – Ácidos graxos do biodiesel de óleo de soja e coco.

Ácido graxo	Nomenclatura	Tempo de retenção (min)	Área (%)	Anvisa (g/100 g) (Soja) (BRASIL, 1999)	Anvisa (g/100 g) (Coco) (BRASIL, 1999)
C08:0	Caprílico	7,285	2,20	-	5,0–10,0
C10:0	Cáprico	9,935	1,88	-	4,5–8,0
C12:0	Láurico	12,443	24,02	-	43,0–51,0
C14:0	Mirístico	14,573	8,85	0,5	16,0–21,0
C16:0	Palmítico	16,594	10,68	7,0–14,0	7,5–10,0
C18:0	Estearíco	18,714	2,19	1,4–5,5	2,0–4,0
C18:1	Oleico	18,998	20,39	19,0–30,0	5,0–10,0
C18:2	Linoleico	19,565	27,43	44,0–62,0	1,0–2,5
C18:3	Linoléico	20,212	2,30	4,0–11,0	

Anvisa: Agência Nacional de Vigilância Sanitária.

REFERÊNCIAS

- ARANSIOLA, E.F.; OJUMU, T.V.; OYEKOLA, O.O.; MADZIMBAMUTO, T.F.; IKHU-OMOREGBE. A review of current technology for biodiesel production: State of the art. *Biomass and Bioenergy*, v. 61, p. 276-297, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.11.014>
- BARABAS, I.; TODORUT, I.A. Predicting the temperature dependent viscosity of biodiesel-diesel-bioethanol blends. *Energy & Fuels*, v. 25, n. 12, p. 5767-5774, 2011. <https://doi.org/10.1021/ef2007936>
- BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Resolução nº 482, de 23 de setembro de 1999. Dispõe sobre regulamento técnico para Fixação de Identidade e Qualidade de Óleos e Gorduras Vegetais. *Diário Oficial da União*, 1999.
- _____. Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis. Resolução nº 45, de 25 de agosto de 2014. Dispõe sobre a especificação do biodiesel contida no Regulamento Técnico ANP nº 3 de 2014 e as obrigações quanto ao controle da qualidade a serem atendidas pelos diversos agentes econômicos que comercializam o produto em todo o território nacional. *Diário Oficial da União*, 2014.
- ENWEREMADU, C.C.; RUTTO, H.L.; PELEOWO, N. Performance evaluation of a diesel engine fueled with methyl ester of shea butter. *World Academy of Science, Engineering and Technology*, v. 79, p. 142-146, 2011.
- FAGUNDES, C.A.M. *Síntese e caracterização de biodiesel metílico e etílico a partir de blendas dos óleos de tungue e de soja*. Dissertação (Mestrado em Química Tecnológica e Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Química Tecnológica e Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande, Porto Alegre, 2011.
- GAMA, P.E.; SAN GIL, R.A.S.; LACHTER, E.R. Produção de biodiesel através de transesterificação *in situ* de sementes de girassol via catálise homogênea e heterogênea. *Química Nova*, v. 33, n. 9, p. 1859-1862, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422010000900007>
- ISLAM, S.; AHMED, A.S.; ISLAM, A.; AZIZ, S.A.; XIAN, L.C.; MRIDHA, M. Study on emission and performance of diesel engine using castor biodiesel. *Journal of Chemistry*, v. 2014, 2014. <http://dx.doi.org/10.1155/2014/451526>
- KNOTHE, G.; RAZON, L. F. Biodiesel Fuels. *Progress in Energy and Combustion Science*, v. 58, p. 36-59, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pecs.2016.08.001>
- LÔBO, I.P.; FERREIRA, S.L.C; CRUZ, R.S. Biodiesel: Parâmetros de qualidade e métodos analíticos. *Química Nova*, v. 32, n. 6, p. 1596-1608, 2009.
- MARQUES, M.V.; NACIUK, F.F.; MELLO, A.M.S.; SEIBEL, N.M.; FONTOURA, L.A.M. Determinação do teor de ésteres graxos em biodiesel metílico de soja por cromatografia gasosa utilizando oleato de etila como padrão interno. *Química Nova*, v. 33, n. 4, p. 978-980, 2010. <http://doi.org/10.1590/S0100-40422010000400039>
- MIRANDA, G.R.; LISBOA, H.M.; MEIER, H.F.; VIEIRA, M. M.; HARTMANN, E.M. Avaliação das emissões de CO, NO, NO_x, e SO₂ provenientes da combustão, em motor cilíndrico, de misturas de diesel e biodiesel de óleo de fritura. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, v. 7, n. 2, p. 33-43, 2014. <http://dx.doi.org/10.18316/1180>
- MORAIS, F.R.; LOPES, C.S.; LIMA NETO, E.G.; RAMOS, A.L.D; SILVA, G. Influência da Temperatura e Razão Molar na Produção Contínua de Biodiesel. *Scientia Plena*, v. 9, n. 10, 2013.
- OLIVEIRA, D.M.; ONGARATTO, D.P.; FONTOURA, L.A.M.; NACIUK, F.F.; SANTOS, V.O.B.; KUNZ, J.D.; MARQUES, M.V.; SOUZA, A.O.; PEREIRA, C.M.P.; SAMIOS, D. Obtenção de biodiesel por transesterificação em dois estágios e sua caracterização por cromatografia gasosa: óleos e gorduras em laboratório de química orgânica. *Química Nova*, v. 36, n. 5, p. 734-737, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422013000500021>

RICO, J.A.P.; SAUER, I.L. A review of Brazilian biodiesel experiences. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 45, p. 513-529, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.01.028>

RINCÓN, L.E.; JARAMILLO, J.J.; CARDONA, C.A. Comparison of feedstocks and technologies for biodiesel production: An environmental and techno-economic evaluation. *Renewable Energy*, v. 69, p. 479-487, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2014.03.058>

RUSCHEL, C.F.C.; FERRÃO, M.F.; SANTOS, F.P.; SAMIOS, D. Otimização do processo de transesterificação em duas etapas para produção de biodiesel através do planejamento experimental Doehlert. *Química Nova*, São Paulo, v. 39, n. 3, p. 267-272, 2016. <http://dx.doi.org/10.5935/0100-4042.20160018>

SADEQ, A.M.; BASSIONY, M.A.; ELBASHIR, A.M.; AHMED, S.F.; KHRAISHEH, M. Combustion and emissions of a diesel engine utilizing novel intake manifold designs and running on alternative fuels. *Fuel*, v. 255, p. 115769, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.115769>

SHAHIR, V.K.; JAWAHAR, C.P.; SURESH, P.R. Comparative study of diesel and biodiesel on CI engine with emphasis to emissions – a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 45, p. 686-697, 2015.

TEBAS, S.O.G.; PEREIRA, A.F.; SILVA, P.H.A.; PINHEIRO, P.F.; PINHEIRO, C.A.; BARAÑANO, A.G. Obtenção de biodiesel. *Blucher Chemical Engineering Proceedings*, v. 4, n. 1, p. 100-104, 2017. <http://dx.doi.org/10.5151/SEQUFES2016-023>

TOMASEVIC, A.V.; MARINKOVIC, S.S. Methanolysis of used frying oils. *Fuel Processing Technology*, v. 81, n. 1, p. 1-6, 2003. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-3820\(02\)00096-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-3820(02)00096-6)

VIEIRA, J.S.C.; SOUSA, T.L.; ROSAS, L.S.; LIMA, A.L.; RONCONI, C.M.; MOTA, C.J.A. Esterificação e transesterificação homogênea de óleos vegetais contendo alto teor de ácidos graxos livres. *Química Nova*, v. 41, n. 1, p. 10-16, 2018. <http://dx.doi.org/10.21577/0100-4042.20170148>

YAAKOB, Z.; NARAYANAN, B.N.; PADIKKAPARAMBIL, S.; SURYA UNNI, K.; MOHAMMED AKBAR, P. A review on the oxidation stability of biodiesel. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 35, p. 136-153, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.03.055>



ÍNDICE DE VULNERABILIDADE SOCIOAMBIENTAL EM ÁREAS DE REGULARIZAÇÃO FUNDIÁRIA URBANA: UMA PROPOSTA METODOLÓGICA

SOCIOENVIRONMENTAL VULNERABILITY INDEX IN AREAS OF URBAN LAND REGULARIZATION: A METHODOLOGICAL PROPOSAL

**Maria Carolina
Chaves de Sousa** 

Mestre em Ciências Ambientais
pela Universidade Federal do
Pará (UFPA) – Belém (PA), Brasil.

Peter Mann de Toledo 

PhD em Geologia pela Universidade
do Colorado – Denver (CO),
Estados Unidos. Professor
pesquisador titular do Instituto
Nacional de Pesquisas Espaciais
e professor orientador do
Programa de Pós-Graduação em
Ciências Ambientais da UFPA –
Belém (PA), Brasil.

Endereço para correspondência:

Maria Carolina Chaves de Sousa –
Rua Remanso, 21, apto. 21 –
Vila Mariana – CEP: 04013-010 –
São Paulo (SP), Brasil –
E-mail: mary.carolina@gmail.com

Recebido em: 19/03/2019

Aceito em: 26/11/2019

RESUMO

O presente trabalho objetivou propor uma metodologia de cálculo de índice de vulnerabilidade socioambiental (IVSA) para áreas que tenham passado por um processo de regularização fundiária em área urbana. Com base no índice de vulnerabilidade social do Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA) e abordando questões sociais, econômicas, jurídicas e ambientais, o IVSA constitui-se na integração de cinco componentes: índice de infraestrutura urbana, índice de capital humano, índice de renda e trabalho, índice jurídico e índice de meio ambiente e saúde. Os valores dos indicadores e índices variam entre 0,1 (baixo grau de vulnerabilidade) e 1 (alto grau de vulnerabilidade), e a aplicação dessa metodologia possibilita avaliar se o trabalho de regularização fundiária realizado em um espaço atingiu a melhoria de aspectos não somente fundiários, mas também nos aspectos estudados pelo IVSA, enfatizando a importância dessas ferramentas para guiar a alocação de recursos e a formulação e implementação de políticas públicas mais adequadas ao espaço estudado.

Palavras-chave: análise de vulnerabilidade; índice de vulnerabilidade socioambiental; indicadores.

ABSTRACT

The present work aimed to propose a methodology for calculating the Socioenvironmental Vulnerability Index for areas that have undergone an urban land regularization process. Based on the Social Vulnerability Index of the Institute of Applied Economic Research and addressing social, economic, legal and environmental issues, the IVSA is constituted by the integration of five components: Urban Infrastructure Index, Human Capital Index, Income and labor Index, Legal Index and Environment and Health Index. The values of indicators and indices vary between 0.1 (low degree of vulnerability) and 1 (high degree of vulnerability), and the application of this methodology makes it possible to evaluate whether the land regularization work carried out in a space has improved not only land aspects, but also the aspects studied by the IVSA, emphasizing the importance of these tools to guide resource allocation, formulation and implementation of public policies more appropriate to the space studied.

Keywords: vulnerability analysis; social and environmental vulnerability index; indicators.

INTRODUÇÃO

As estruturas inadequadas de ocupação, que se encontram estabelecidas na maioria das cidades brasileiras, são a solução de moradia de grande contingente populacional de baixa renda, ante a ausência de políticas sociais de habitação, trabalho, saúde e educação. Também podem ser consideradas produtos de uma legislação fundiária e urbanística ineficaz, determinada pelo ponto de vista econômico e pautada nos processos de ocupação dos espaços pelos interesses da propriedade privada.

Anteriormente aos marcos legais existentes hoje (até mesmo antes da Constituição Federal de 1988), a política de desenvolvimento e expansão urbanos em sede municipal tinha como instrumento de execução o Parcelamento do Solo Urbano, regulado pela Lei nº 6.766/79, o qual compreende normas urbanísticas, sanitárias, civis e penais visando disciplinar a ocupação do solo e o desenvolvimento urbano, além de envolver a tutela do interesse público coletivo subsumido à defesa da coletividade adquirente dos lotes previstos no empreendimento.

Resultado da luta pela reforma urbana, a regularização fundiária, nos moldes atuais, é

um processo conduzido em parceria pelo Poder público e população beneficiária, envolvendo as dimensões jurídica, urbanística e social de uma intervenção que, prioritariamente, objetiva legalizar a permanência de moradores de áreas urbanas ocupadas irregularmente para fins de moradia e, acessoriamente, promove melhorias no ambiente urbano e na qualidade de vida do assentamento, bem como incentiva o pleno exercício da cidadania pela comunidade sujeito do projeto (ALFONSIN, 2007, p. 78).

A Constituição Federal apresenta as primeiras bases da regularização fundiária no rol dos princípios fundamentais. Nas palavras de Salles (2007, p. 106),

o exposto compromisso da Nação com a adoção de políticas voltadas à “erradicação da pobreza, da marginalidade, com a redução das desigualdades sociais” (art. 3º, iii); com a edificação de uma sociedade livre, justa e solidária (art. 3º, i); e com o compromisso de promover o bem de todos, garantindo o desenvolvimento nacional (art. 3º, iv e ii), sinaliza para a importância da reorganização das cidades, pela conquista do indispensável equilíbrio de forças, com respeito a todos e em especial às classes mais carentes e desprotegidas.

Tanto o Estatuto da Cidade (Lei nº 10.257/2001) (BRASIL, 2001) quanto a Lei nº 11.977/2009 (BRASIL, 2009) e sua sucessora (Lei nº 13.465/2017) (BRASIL, 2017) apontam a regularização fundiária como um dos instrumentos de acesso à moradia digna — referência aos direitos fundamentais à propriedade privada e à moradia — e à cidade legal pela população de baixa renda.

O processo de formação das ocupações ilegais de baixa renda por muito tempo foi ignorado, fato que reforçou a sua consolidação nas cidades brasileiras. As altas taxas de urbanização sem planejamento ocorridas após meados do século XX, que marcam o atual momento da humanidade, promoveram a acumulação de homens e atividades em espaços restritos. Esse processo faz das cidades lugares altamente vulneráveis a qualquer agente perturbador, quer exógeno, quer endógeno, seja natural, seja técnico (PINHEIRO, 2015). Para Ribeiro e Ferreira (2015), tornar as cidades mais seguras é um desafio a ser enfrentado, evitando a exposição da população à condição de vulnerabilidade, a qual é propiciada pela ocupação desordenada do solo urbano quando são ausentes a inclusão e a resiliência.

A urbanização e o aumento populacional impulsionam uma série de acontecimentos quando não é realizado o planejamento do espaço, do uso nem da ocupação do solo, como: grande concentração populacional em pequenas áreas, crescimento da periferia de maneira desordenada e ocupação de áreas marginais sujeitas a riscos de alagamentos e inundações. A suscetibilidade, de forma moderada a forte, a eventos de alagamentos e inundações, em conjunto com as condições socioeconômicas da população estudada, afeta a capacidade de resposta a fenômenos ambientais desse grupo, configurando sua vulnerabilidade socioambiental. Assim, a titularização das áreas ocupadas não é a única resposta a ser dada como regularização das condições de vida das populações ali residentes, havendo necessidade de uma análise holística da problemática e apresentação de soluções mais interdisciplinares.

O objetivo deste artigo foi apresentar uma metodologia para analisar populações em situação de vulnerabilidade socioambiental sujeitas ao processo de regularização fundiária urbana, consolidando indicadores sociais, econômicos, jurídicos, ambientais e de saúde em um índice de síntese — o índice de vulnerabilidade socioambiental (IVSA).

RISCO E VULNERABILIDADE

O risco é uma situação inerente à existência humana. Em maior ou menor grau, viver é um risco. Vários são os riscos aos quais o ser humano está sujeito: morte, perda ou danificação de bens materiais, doenças, entre outros. A fim de diminuir a ocorrência de eventos negativos, o homem progride, ao longo da história, para dominá-los. Entre as marcas da evolução humana recente — o surgimento do capitalismo, o progresso das ciências e das tecnologias, a disseminação das relações democráticas —, a ideia revolucionária que define o limite entre a modernidade e o passado é a busca do domínio do risco, ou seja, a noção de que o homem não é um ser passivo diante da natureza (BERNSTEIN, 1998 *apud* ALMEIDA, 2010).

Ao mesmo tempo em que o homem busca esse domínio, ele fica sujeito a riscos e vulnerabilidades decorrentes da ocupação de territórios e aglomerações urbanas e das condições naturais alteradas (eventos extremos em maior frequência). A dinâmica de urbanização nas regiões periféricas, por meio da ocupação ilegal e predatória de terra urbana, faz com que grande parte das áreas urbanas de risco e proteção ambiental, tais como as margens dos cursos d'água, esteja ameaçada pelas ocupações precárias de uso habitacional de baixa renda, as quais ocorrem por absoluta falta de alternativas habitacionais, seja via mercado privado, seja via políticas públicas sociais. Nos dizeres de Grazia *et al.* (2001, p. 91), um agravante à qualidade de vida na cidade informal é a sua localização, frequentemente em áreas sujeitas a perigos naturais, como enchentes e deslizamentos, e a perigos tecnológicos, como contaminações e explosões, constituindo risco para sua população.

Existem várias definições para risco, visto que a abordagem dos diversos autores faz diferença na definição adotada. Veyret (2007 *apud* PINHEIRO, 2015) classifica o risco em função dos processos e dos tipos de perigo que podem permitir a sua apreensão pela população, conforme Quadro 1.

O uso do risco tem efeitos diversos na economia (análise de riscos de negócios, riscos estratégicos e financeiros), na sociologia (risco atrelado ao uso de entorpecentes e à violência), nas geociências (riscos geológicos e em estruturas de engenharia — atrelados aos conceitos de acidente). Aliás, confirmando a última aborda-

gem, Cardona (2001) apresenta-nos que a concepção e análise sistemática dos riscos primeiramente foram assumidas pelos especialistas das ciências naturais com base em estudos sobre fenômenos geodinâmicos, hidrometeorológicos e tecnológicos, tais como terremotos, erupções vulcânicas, deslizamentos de terra, furacões, inundações, acidentes industriais etc., concepção que não foi abandonada.

Continuando com a ideia de Almeida (2010), o risco é uma percepção humana que pode ser confundida com perigo e ameaça. A autora, citando Smith (2001), explica que o perigo é um componente do risco e que “perigo é uma ameaça potencial para as pessoas e seus bens, enquanto o risco é a probabilidade de ocorrência de um perigo e de gerar perdas” (ALMEIDA, 2010, p. 99).

Ulrich Beck, em 1986, utilizou a ideia do risco para refletir sobre os efeitos que a modernidade implicava à sociedade, apresentando em sua obra *Sociedade de Risco* que, enquanto a sociedade industrial se caracterizava por sua capacidade de produzir riqueza, a atual se caracterizaria por estar saturada, além de estar repleta de efeitos não previsíveis, o que faz com que produza e distribua, dessa vez, riscos ambientais e sociais (*apud* KANASHIRO; CASTELNOU, 2004). Marandola Jr. e Hogan (2005) apontam a discussão da sociedade de risco como marco crucial no desenvolvimento de estudos sobre o risco.

Tendo a premissa *supra* como base, o urbanismo de risco foi concebido por Raquel Rolnik (1999), no artigo “Exclusão Territorial e Violência”, em que explicita tal ideia como:

Aquele marcado pela insegurança, quer do terreno, quer da construção, ou ainda da condição jurídica da posse daquele território. As terras onde se desenvolvem estes mercados de moradia para os pobres são, normalmente, justamente aquelas que, pelas características ambientais, são as mais frágeis, perigosas e difíceis de ocupar com urbanização: encostas íngremes, beiras de córregos, áreas alagadiças. As construções raramente são estáveis, e a posse quase nunca totalmente inscrita nos registros de imóveis e cadastros das prefeituras. O risco é, antes de mais nada, do morador: o barraco pode deslizar ou inundar com chuva, a drenagem e o esgoto podem se misturar nas baixadas — a saúde e a vida são assim ameaçadas. No cotidiano, são as horas perdidas no transporte, a incerteza quanto ao destino daquele lugar, o desconforto da casa e da rua (ROLNIK, 1999, p. 100).

O Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento, ao lançar a publicação *Reducing Disaster Risk: A Challenge for Development*, reiterou que o urbanismo pode ser um fator que modifica o risco em um território e para sua população residente, por ocupação e/ou expansão em locais perigosos, por infraestrutura deficiente ou, também, por exclusão social e/ou política dos habitantes de classes sociais mais baixas (UNDP, 2004).

A noção de risco introduz uma nova perspectiva na abordagem e gestão dos territórios, sejam eles urbanos, sejam rurais, litorâneos ou continentais, naturais ou fortemente alterados. Ela constitui um novo paradigma, como anteriormente mencionado, com espe-

cial repercussão sobre a perspectiva do planejamento ao forjar a mudança da concepção predominante de estabilidade do espaço ou da natureza, uma vez que se fundamenta na ideia de incerteza quanto às paisagens futuras, especialmente ao admitir os processos de mudanças globais e de globalização em curso (MENDONÇA, 2011).

O risco, tornando-se concreto, atinge a comunidade de forma mais ou menos intensa de acordo com o grau de vulnerabilidade intrínseca aos indivíduos. As condições precárias do ambiente de habitação expõem a vulnerabilidade a que essas comunidades estão submetidas, isto é, a ocorrência de eventos negativos e devastadores para tais ocupantes.

Quadro 1 – Tipos de riscos.

Tipos de riscos		Definições, características, exemplos
Riscos ambientais	Riscos naturais	Riscos pressentidos, percebidos e suportados por um grupo social ou um indivíduo sujeito à ação possível de um processo físico natural; podem ser de origem litosférica (terremotos, desmoronamentos de solo, erupções vulcânicas) e hidroclimática (ciclones, tempestades, chuvas fortes, inundações, nevascas, chuvas de granizo, secas); apresentam causas físicas que escapam largamente à intervenção humana e são de difícil previsão.
	Riscos naturais agravados pelo homem	Resultado de um perigo natural cujo impacto é ampliado pelas atividades humanas e pela ocupação do território; erosão, desertificação, incêndios, poluição, inundações etc.
Riscos tecnológicos		Distinguem-se em poluição crônica (fenômeno perigoso que ocorre de forma recorrente, às vezes lenta e difusa) e poluição acidental (explosão, vazamento de produtos tóxicos, incêndios).
Riscos econômicos, geopolíticos e sociais		Riscos atrelados à divisão e ao acesso a determinados recursos (renováveis ou não), que podem se traduzir em conflitos latentes ou abertos (caso das reservas de petróleo e água); podem ter ainda origem nas relações econômicas na agricultura (insegurança alimentar), causas da globalização (crises econômicas), insegurança e violência em virtude da segregação socioespacial urbana, riscos à saúde (epidemias, fome, poluição, consumo de drogas etc.).
Outros tipos de riscos	Exemplo: Riscos maiores	A compreensão do risco também depende da escala de análise; o risco maior é assim considerado quando o custo de recuperação e o número de perdas humanas são relevantemente elevados para os poderes públicos e seguradores; os riscos maiores correspondem a eventos de baixa frequência e grande magnitude e consequências (por exemplo, Chernobyl, Katrina etc.); há ainda exemplos de “territorialização” dos riscos urbanos, em razão da complexidade e da multidimensionalidade de atores e variáveis das cidades.
	Exemplo: Riscos urbanos	

Fonte: VEYRET, 2007 *apud* PINHEIRO, 2015.

Cardona (2001, p. 10) define vulnerabilidade como “la predisposición o susceptibilidad física, económica, política o social que tiene una comunidad de ser afectada o de sufrir daños en caso que un fenómeno desestabilizador de origen natural o antrópico se manifieste”. O Marco de Hyogo, nessa esteira, define vulnerabilidade como “condições determinadas por fatores ou processos físicos, sociais, econômicos e ambientais que aumentam a suscetibilidade de uma comunidade ao impacto de riscos” (PARANÁ, 2005, p. 2). Citando Pelling e Uitto (2002), Confalonieri (2003) lembra ainda que a vulnerabilidade pode ser definida como o “produto da exposição física a um perigo natural e da capacidade humana para se preparar para e recuperar-se dos impactos negativos dos desastres” (CONFALONIERI, 2003, p. 200).

Para a melhor compreensão da vulnerabilidade, identificam-se, nas definições *supra*, três componentes: a exposição, a suscetibilidade e a resiliência (ou, no lugar da resiliência, para autores como Adger, 2006, e Iwama *et al.*, 2016, a capacidade adaptativa). Utilizando Cardona (2001 *apud* ADGER, 2006) para argumentação, a exposição é a componente física e ambiental da vulnerabilidade, que captura em que medida um grupo populacional é passível de ser afetado por uma ameaça em função de sua localização; a suscetibilidade consiste na componente socioeconômica e demográfica associada à predisposição de um grupo populacional a sofrer danos em face de um fenômeno perigoso; e a resiliência é a componente comportamental, comunitária e política que captura a capacidade de um grupo populacional submetido a um fenômeno perigoso de absorver o choque e se restabelecer perante a ele, voltando a uma condição aceitável (ou capacidade adaptativa como capacidade de um sistema evoluir para acomodar os riscos ambientais ou as mudanças de políticas e expandir a gama de variabilidade com a qual pode lidar).

Vulnerabilidade socioambiental

Mendonça (2004) afirma que a sociedade urbana passou a demandar uma abordagem mais complexa dos problemas ambientais que enfrenta, pois parcelas importantes da população passaram a evidenciar condições de risco ambiental, em virtude de sua posição social, econômica e/ou ambiental nessa sociedade. A problemática ambiental é reconhecida como uma das consequências da dinâmica e da estrutura social, assim como outras tensões e questões relacio-

O conceito de vulnerabilidade era mais aplicado para avaliação de riscos e desastres naturais. Atribuí-lo ao contexto de ordenamento territorial é relativamente recente, com o surgimento, na década de 1980, de uma abordagem teórico-metodológica que refletisse não somente aspectos físicos dos desastres, mas também aspectos sociais, econômicos, ambientais e culturais das populações atingidas (ALMEIDA, 2012). Conforme aduz Adger (2006) em sua obra *Riscos Ambientais e Vulnerabilidades nas Cidades Brasileiras*, as investigações sobre riscos, antes dos anos 1980, buscavam respostas técnicas para analisar os perigos e as ameaças naturais, tornando irrelevantes fatores sociais e culturais.

Corroborando o argumento da autora *supra*, Iwama *et al.* (2016), fundamentados em autores como White (1945), White e Hass (1975) e Wisner (2009), afirmam que os temas relacionados a risco, vulnerabilidade e adaptação têm sido tratados por extensa literatura pelo menos desde a década de 1940, com o desenvolvimento de um campo de pesquisas marcadamente multidisciplinares dedicadas à ocupação humana em áreas/zonas de risco. A partir da década de 1980, o termo *vulnerabilidade* apareceu com mais frequência no âmbito da pesquisa sobre riscos e perigos.

Marandola Jr. e Hogan (2005) apontam que os geógrafos foram os primeiros a trazer a vulnerabilidade para o debate ambiental no contexto de estudos sobre riscos e também entendem, conforme a publicação de 2006, a necessidade de análise interdisciplinar da vulnerabilidade, visto que os perigos ocorrem na relação/interface sociedade-natureza, e não incorporar (ou fazê-lo de forma relativa) o contexto social e geográfico pode limitar as análises a relações causais simples, pouco elucidativas das complexas tramas envolvidas.

nadas à sociedade (LEFF, 2001; FOLADORI, 2001 *apud* MARANDOLA JR.; HOGAN, 2006).

Essa vulnerabilidade é conceituada por Cartier *et al.* (2009) como “uma coexistência ou sobreposição espacial entre grupos populacionais pobres, discriminados e com alta privação (vulnerabilidade social), que vivem ou circulam em áreas de risco ou de degradação ambiental (vulnerabilidade ambiental)”. Assim, no caso

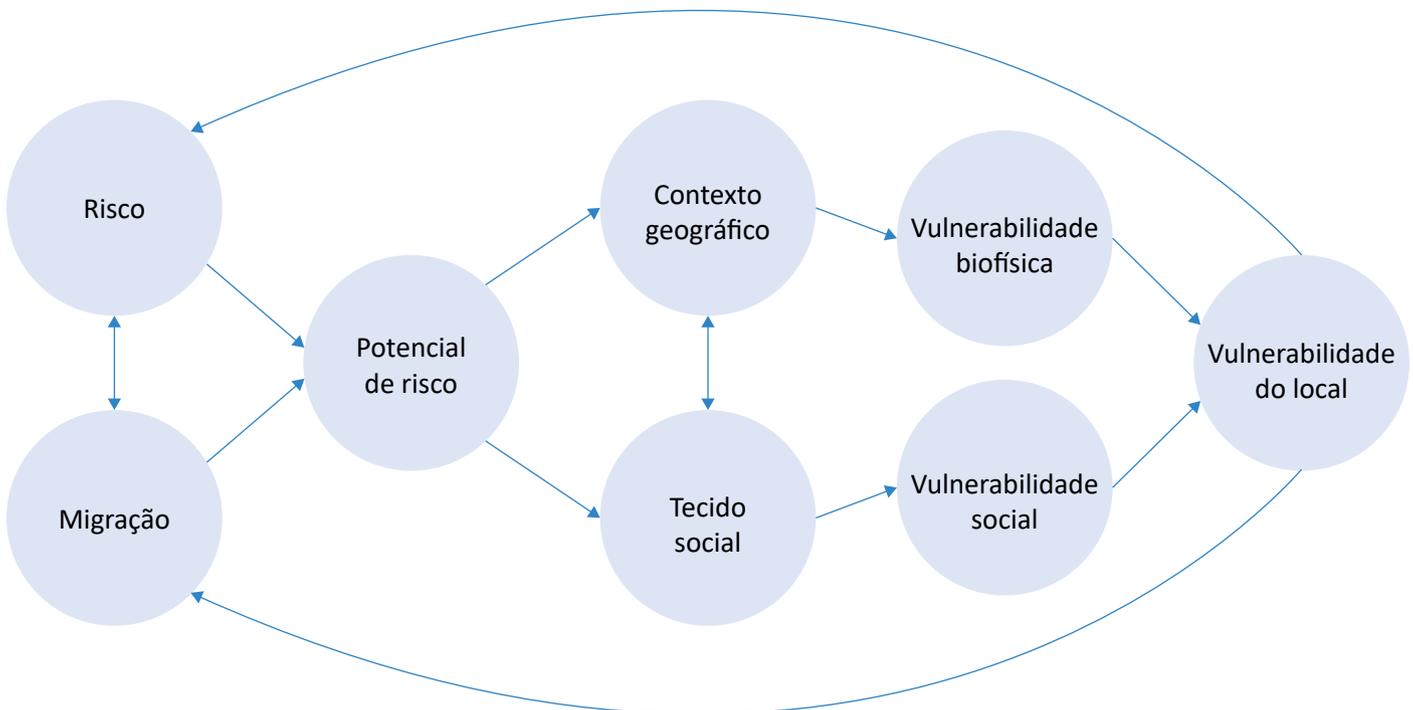
em tela, as condições de sobrevivência de uma população dependem desses três fatores para compreendermos como determinado evento, natural ou antrópico (pressão), influenciará, de forma positiva ou negativa (resposta), na área e nos moradores (estado).

Cutter (1996) apresenta-nos três tendências de abordagem sobre a vulnerabilidade: “Uma que se foca na probabilidade de exposição (biofísica ou tecnológica); outra que se ocupa da probabilidade de consequências adversas (vulnerabilidade social); e uma última que combina as duas anteriores”. Tendo como foco a última abordagem, a autora trabalha o modelo *hazards of place* (perigo do lugar, em inglês) em que, em suas palavras, [...] a vulnerabilidade é concebida tanto como um risco biofísico quanto como uma resposta social, mas em um domínio específico ou geográfico. Este pode ser o espaço geográfico, onde pessoas e lugares vulneráveis estão localizados, ou o espaço social, que nesses lugares são mais vulneráveis.

Detalhando tal abordagem, Cutter, Boruff e Shirley, em um trabalho de 2003, explica que existem três princípios fundamentais na pesquisa de vulnerabilidade: um

modelo de exposição a eventos naturais (identificação de condições que tornem as pessoas ou os lugares vulneráveis a esses eventos), uma condição social (suposição de que a vulnerabilidade é uma medida de resistência ou resiliência da sociedade aos perigos) e integração (exposições potenciais e resiliência, com foco específico em lugares ou regiões específicas). A Figura 1 simplifica essa abordagem para compreensão da relação dos elementos da vulnerabilidade.

Segundo a autora, o risco interage com a mitigação para produzir o perigo potencial, sendo esse potencial moderado ou reforçado por um filtro geográfico (local e situação), bem como pelo tecido social do lugar, que inclui a experiência da comunidade com riscos e a capacidade de responder e se adaptar a esses riscos, além de lidar com eles e de recuperá-los, os quais, por sua vez, são influenciados por fatores econômicos, demográficos e habitacionais. Assim, o aumento das ações mitigadoras poderá significar a diminuição do risco e, conseqüentemente, implicará a redução da vulnerabilidade do lugar. Por outro lado, o risco poderá aumentar se houver alterações no contexto geográfico ou na



Fonte: CUTTER, 1996.

Figura 1 – Modelo de vulnerabilidade hazards of place.

produção social, que poderão incorrer no aumento da vulnerabilidade ambiental e social (respectivamente) e da vulnerabilidade do lugar.

Por isso, conforme Maffra e Mazzola (2007), é fundamental que a estratégia para redução de desastres enfoque proposições no sentido de fortalecer políticas de

Suscetibilidade a desastres naturais

Assim como as condições econômicas e sociais são importantes de serem avaliadas em um contexto de vulnerabilidade, a ocorrência de desastres naturais também pode influenciar nas estratégias adotadas ou a serem adotadas pela população e pelo poder público para resiliência e adaptação. Camarinha (2016), utilizando-se de Alexander (1997) e Tonbin e Montz (1997), destaca que desastres naturais são:

o resultado de eventos e fenômenos naturais intensos ou extremos que atingem qualquer sistema social que não seja capaz de refleti-los, absorvê-los e/ou amortecê-los, causando impactos significativos para conservação do equilíbrio social, econômico, físico, psicológico ou ambiental, sendo difícil a recuperação para condição existente antes da ocorrência de tal evento (CAMARINHA, 2016, p. 7).

A definição *supra* é significativa, visto que esses eventos criam uma condição de perigo em que, em razão da vulnerabilidade existente, impactos severos podem ocorrer e levar a situação natural à condição de desastre. A Universidade Federal de Santa Catarina, por meio do Centro Universitário de Estudos e Pesquisas sobre Desastres, divulgou, no ano de 2012, o *Atlas Brasileiro de Desastres Naturais*, buscando dados oficiais sobre a ocorrência de desastres nos estados brasileiros entre os períodos de 1991 a 2012. Registrou-se o aumento da ocorrência de desastres, em que, do total de 38.996 registros, 8.515 (22%) se deram na década de 1990, 21.741 (56%) na década de 2000, e apenas nos anos de 2010, 2011 e 2012 esse número já soma 8.740 (22%). Porém não é possível afirmar que os desastres aumen-

ordenamento territorial com ênfase na gestão ambiental, concomitantes a políticas de acesso à habitação e a políticas de combate ao desmatamento e à degradação de áreas ambientalmente vulneráveis. Desse modo, a regularização fundiária consiste em uma política importante para que a vulnerabilidade socioambiental seja atenuada.

taram em 78% nos últimos 13 anos, uma vez que é sabida a histórica fragilidade do sistema de defesa civil em manter atualizados seus registros (UFSC, 2013).

Ademais, do total de afetados (126.926.656), estiagem e seca são os desastres que mais afetam a população brasileira, por ser mais recorrentes, com 51% do total de registros, seguidos de enxurrada, com 21%, e inundação, com 12%. Segundo o *Atlas* (UFSC, 2013), os picos de desastre acontecem:

- nos meses de abril e outubro na Região Norte;
- nos meses de março, abril e maio na Região Nordeste;
- nos meses de fevereiro e março na Região Centro-Oeste;
- nos meses de agosto, novembro e dezembro na Região Sudeste;
- nos meses de janeiro, fevereiro e setembro a dezembro na Região Sul.

Conhecer o estado de vulnerabilidade de um local e de sua população é importante para tomada de decisões acerca de ações, públicas e privadas, para melhoria e manutenção de condições dignas de permanência. Para isso, tem-se utilizado ferramentas para mensurar a situação atual e projetar essas ações futuras, como os indicadores e índices.

INDICADORES E ÍNDICES DE VULNERABILIDADE

O termo *indicador* tem origem do latim *indicare*, que significa descobrir, apontar, anunciar, estimar. Os indicadores podem comunicar ou informar o progresso de determinada meta, como também são recursos que

deixam mais perceptível uma tendência ou um fenômeno não detectado facilmente (HAMMOND *et al.*, 1995 *apud* BELLEN, 2006). De acordo com a Organização para a Cooperação e o Desenvolvimento Econômi-

co (OECD, 1993), um indicador é considerado um parâmetro, ou valor derivado de parâmetros, que aponta e fornece informações sobre o estado de um fenômeno, com extensão significativa.

Os indicadores têm a função de traduzir processos complexos em informações mais simples, significativas e representativas para entender o grau de complexidade dos problemas decorrentes da interação entre a sociedade e o meio ambiente (FENZL; MACHADO, 2009), devendo ser holísticos, representando diretamente as propriedades do sistema total, e não apenas elementos e interconexões dos subsistemas (BELLEN, 2006).

De acordo com Tunstall (1992), as principais funções dos indicadores são: avaliar condições e tendências; comparar lugares e situações; avaliar as condições e tendências em relação às metas e aos objetivos; prover informações de advertência; e antecipar futuras condições e tendências. Outra função de destaque que os indicadores têm é auxiliar os tomadores de decisão na avaliação de seu desempenho no tocante aos objetivos estabelecidos, fornecendo bases para o planejamento de futuras ações (BELLEN, 2006).

O uso dos indicadores está caracterizado ao longo da história. Durante vários séculos, a riqueza era o único indicador que *julgava* as pessoas. No decorrer dos anos, a sociedade articulou-se para contabilização de diversos fatores. Os primeiros indicadores eram exclusivamente quantitativos e contabilizados, tais como os censos populacionais, assim como hoje ainda o são. A partir da Segunda Guerra Mundial, organismos mundiais começaram a utilizar a estatística para integração das políticas públicas, impulsionando a difusão do uso dos indicadores. Um dos indicadores de maior difusão e utilização no mundo é o produto interno bruto (PIB), que foi desenvolvido em 1930 (FENZL; MACHADO, 2009).

No Brasil, o avanço deu-se com a produção de indicadores econômicos, em 1939, pelo Departamento Intersindical de Estatística e Estudos Socioeconômicos (DIEESE), pela Fundação Instituto de Pesquisas Econômicas, da Universidade de São Paulo (Fipe/USP) e pela Federação das Indústrias do Estado de São Paulo (FIESP). O Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), em 1979, criou dois indicadores que até hoje

são empregados na contabilidade econômica nacional: índice nacional de preços ao consumidor amplo (IPCA) e índice nacional de preços ao consumidor (INPC) (FENZL; MACHADO, 2009). Esses indicadores fazem parte do Sistema Nacional de Índices de Preços ao Consumidor (SNIIPC).

Os indicadores desenvolvidos até a década de 1960 tinham o caráter eminentemente econômico, com a finalidade de medir o desenvolvimento de uma nação com base na sua economia. Os anos 1960 influenciaram sensivelmente o Brasil na medida em que surgiram os indicadores sociais nos Estados Unidos. A ideia, para o Estado brasileiro, fundamentou a criação e aplicação, na década de 1970, das Pesquisas Nacionais por Amostra de Domicílios (PNAD) (FENZL; MACHADO, 2009), que investigam atualmente informações anuais sobre características demográficas e socioeconômicas da população, como sexo, idade, educação, trabalho e rendimento, bem como características dos domicílios e, com periodicidade variável, informações sobre migração, fecundidade, nupcialidade, entre outras (IBGE, 2018).

Na década de 1990, com a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento (CNUMAD) e a Agenda 21 Global, os indicadores foram alçados à sua relevância quando, no capítulo 40 do documento global (“Informações para tomada de decisões”), um dos objetivos para redução das diferenças em matéria de dados é o desenvolvimento de indicadores de desenvolvimento sustentável, por meio de atividades de desenvolvimento e promoção do uso global desses indicadores (BRASIL, 2018).

Indicadores e índices para análise de questões econômicas e/ou sociais já estão mais consolidados e seus usos mais comuns, porém um conjunto que analise aspectos da vulnerabilidade é mais recente. Malta, Costa e Magrini (2017) informam que no Brasil, nas décadas de 1990 e 2000, foram elaborados índices que pudessem retratar a realidade socioeconômica de diferentes grupos populacionais, tais como o índice de exclusão/inclusão social, o índice de desenvolvimento da família (IDF), o índice de vulnerabilidade juvenil à violência (IVJ) e o índice de qualidade de vida urbana (IQVU). Na esteira do ensinamento dos autores *supra*, a partir de 2010, outros índices foram desenvolvidos com o objetivo de fun-

damentar o desenvolvimento de políticas públicas especificamente voltadas para grupos populacionais considerados mais vulneráveis, como, por exemplo, o índice paulista de vulnerabilidade social, da Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados (Seade) de

São Paulo, o índice de vulnerabilidade da saúde da Prefeitura de Belo Horizonte, o índice de vulnerabilidade social (IVS) do Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA) e o índice de vulnerabilidade municipal da Fundação Oswaldo Cruz.

PROPOSIÇÃO METODOLÓGICA

Índice de vulnerabilidade social

Para o estudo em comento, o conjunto a ser destacado é o IVS, desenvolvido pelo IPEA e criado no âmbito da Rede IPEA, no escopo do projeto Mapeamento da Vulnerabilidade Social nas Regiões Metropolitanas do Brasil, proposto inicialmente pela Fundação Seade, em atendimento à chamada pública IPEA/Programa de Estudos e Documentação Educação e Sociedade (Proedes) nº 01/2011, reunindo diversas instituições sob a coordenação nacional do Ipea (COSTA; MARGUTI, 2015).

A ideia basilar para a produção do IVS está no índice de desenvolvimento humano municipal (IDHM) e no atlas do desenvolvimento humano municipal (ADH), produtos da parceria entre o Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD), o IPEA e a Fundação João Pinheiro (FJP), de Minas Gerais, com o propósito de adaptar o índice de desenvolvimento humano (IDH) global, que congrega informações sobre saúde, educação e renda, aos municípios brasileiros (COSTA *et al.*, 2018). Apesar do sucesso do uso de indicadores, vários outros foram desenvolvidos, como já mencionado em tópico anterior, porém a missão de criar um grupo de indicadores que tente refletir, o mais próximo possível, a realidade de um território não é simples. Costa *et al.* (2018), apontando ensinamento de Lustig (2011), indicam que a literatura sobre o assunto aborda dois aspectos que se mostram frequentemente problemáticos quando se trata de calcular índices sintéticos: a escolha das dimensões que serão contempladas no índice, assim como as variáveis que melhor a expressam; e a forma funcional de construção estatística do índice. Para escolher quais aspectos serão abordados, a disponibilidade de dados específicos e, principalmente, válidos é fator primordial.

Para a construção do IVS, o IPEA respaldou-se nos dados constantes dos censos demográficos do IBGE, que

apresentam um conjunto de informações mais completo sobre a população e o território do nosso país, além de ser coletados de forma regular (a cada 10 anos), com metodologia bem definida e aprovada.

O conceito desse IVS reconhece que o bem-estar das famílias depende da posse de algumas condições que podem ser denominadas de ativos: fluxo de renda, moradia adequada, abastecimento de água limpa e saneamento básico, acesso a serviços de saúde, a escolas e a transporte público de qualidade, entre outros. Tais ativos são direitos garantidos em legislação nacional e deveriam, em tese, ser garantidos pelo Estado, mas na prática têm sido insuficientes ou, até mesmo, inexistentes. Assim, o IVS constitui um instrumento de identificação das falhas de oferta de bens e serviços públicos no território nacional, pensado para dialogar com o desenho da política social brasileira (COSTA; MARGUTI, 2015).

Assim, os índices e indicadores componentes do IVS do IPEA estão explicitados no Quadro 2.

Costa e Marguti (2015) explicam que o índice de infraestrutura urbana procura refletir as condições de acesso aos serviços de saneamento básico e de mobilidade urbana, dois aspectos relacionados ao lugar de domicílio das pessoas e que impactam significativamente no seu bem-estar. O subíndice referente ao capital humano envolve dois aspectos (ou ativos e estruturas) que determinam as perspectivas (atuais e futuras) de inclusão social dos indivíduos: saúde e educação. Por fim, a vulnerabilidade de renda e trabalho, medida pelo subíndice respectivo, agrupa não só indicadores relativos à insuficiência de renda, mas incorpora outros fatores que, associados ao fluxo de renda, configuram um estado de insegurança de renda. A descrição de cada indicador encontra-se no Quadro 3.

Índice de vulnerabilidade socioambiental

Para o cálculo do IVSA, foram calculados, além dos indicadores e índices propostos pela IPEA em seu IVS, indicadores e índices formulados com base em revisão bibliográfica, na realidade do território e na disponibilidade de dados. Assim, conforme Quadro 4, foram criados cinco indicadores, agrupados em dois índices: jurídico e saúde e meio ambiente.

O índice jurídico, ora proposto, visa conhecer a relação teoria-prática do que foi proposto para regularização e o que foi realizado na área de estudo. O indicador I17 reflete quantos atos jurídicos foram aperfeiçoados, ou seja, quantos títulos geraram os efeitos de direito real de uso do bem público, como, por exemplo, a segurança contra despejos forçados. O indicador I18 é

Quadro 2 – Índices e indicadores de vulnerabilidade social do Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada

Índice	Indicador
Índice de Infraestrutura Urbana - IIE	I1 - Percentual de pessoas em domicílios com abastecimento de água e esgotamento sanitário inadequados.
	I2 - Percentual da população que vive em domicílios urbanos sem serviço de coleta de lixo.
	I3 - Percentual de pessoas que vivem em domicílios com renda per capita inferior a meio salário mínimo e que gastam mais de uma hora até o trabalho no total de pessoas ocupadas, vulneráveis e que retornam diariamente do trabalho.
Índice de Capital Humano – ICH	I4 - Mortalidade até um ano de idade.
	I5 - Percentual de crianças de 0 a 5 anos que não frequentam a escola.
	I6 - Percentual de pessoas de 6 a 14 anos que não frequentam a escola.
	I7 - Percentual de mulheres de 10 a 17 anos de idade que tiveram filhos.
	I8 - Percentual de mães chefes de família, sem fundamental completo e com pelo menos um filho menor de 15 anos de idade, no total de mães chefes de família.
	I9 - Taxa de analfabetismo da população de 15 anos ou mais de idade.
	I10 - Percentual de crianças que vivem em domicílios em que nenhum dos moradores tem o ensino fundamental completo.
Índice de Renda e Trabalho – IRT	I11 - Percentual de pessoas de 15 a 24 anos que não estudam, não trabalham e possuem renda domiciliar per capita igual ou inferior a meio salário mínimo, na população total dessa faixa etária.
	I12 - Proporção de pessoas com renda domiciliar per capita igual ou inferior a meio salário mínimo.
	I13 - Taxa de desocupação da população de 18 anos ou mais de idade.
	I14 - Percentual de pessoas de 18 anos ou mais sem fundamental completo e em ocupação informal.
	I15 - Percentual de pessoas em domicílios com renda per capita inferior a meio salário mínimo e dependentes de idosos.
	I16 - Taxa de atividade das pessoas de 10 a 14 anos de idade.

Fonte: COSTA; MARGUTI, 2015.

Quadro 3 – Descrição dos indicadores de vulnerabilidade social do Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada

Índice	Indicador	Descrição
Índice de Infraestrutura Urbana - IIE	I1	Razão entre o número de pessoas que vivem em domicílios cujo abastecimento de água não provém de rede geral e cujo esgotamento sanitário não é realizado por rede coletora de esgoto ou fossa séptica, e a população total residente em domicílios particulares permanentes.
	I2	Razão entre a população que vive em domicílios sem coleta de lixo e a população total residente em domicílios particulares permanentes, localizados em área urbana.
	I3	Razão entre o número de pessoas ocupadas, de 10 anos ou mais de idade, que vivem em domicílios vulneráveis à pobreza e que gastam mais de uma hora em deslocamento até o local de trabalho, e o total de pessoas ocupadas nessa faixa etária que vivem em domicílios vulneráveis à pobreza e que retornam diariamente do trabalho.
Índice de Capital Humano – ICH	I4	Número de crianças que não deverão sobreviver ao primeiro ano de vida, em cada mil crianças nascidas vivas.
	I5	Razão entre o número de crianças de 0 a 5 anos de idade que não frequentam creche ou escola, e o total de crianças nesta faixa etária.
	I6	Razão entre o número de pessoas de 6 a 14 anos que não frequentam a escola, e o total de pessoas nesta faixa etária
	I7	Razão entre o número de mulheres de 10 a 17 anos de idade que tiveram filhos, e o total de mulheres nesta faixa etária.
	I8	Razão entre o número de mulheres que são responsáveis pelo domicílio, que não têm o ensino fundamental completo e têm pelo menos um filho de idade inferior a 15 anos morando no domicílio, e o número total de mulheres chefes de família.
	I9	Razão entre a população de 15 anos ou mais de idade que não sabe ler nem escrever um bilhete simples, e o total de pessoas.
	I10	Razão entre o número de pessoas de até 14 anos que vivem em domicílios em que nenhum dos moradores tem o ensino fundamental completo, e a população total nesta faixa etária residente em domicílios particulares permanentes
	I11	Razão entre as pessoas de 15 a 24 anos que não estudam, não trabalham e são vulneráveis à pobreza, e a população total nesta faixa etária.
Índice de Renda e Trabalho – IRT	I12	Proporção dos indivíduos com renda domiciliar per capita igual ou inferior ao equivalente a meio salário mínimo.
	I13	Percentual da população economicamente ativa (PEA) nessa faixa etária que estava desocupada.
	I14	Razão entre as pessoas de 18 anos ou mais sem fundamental completo, em ocupação informal, e a população total nesta faixa etária
	I15	Razão entre as pessoas que vivem em domicílios vulneráveis à pobreza e nos quais a renda de moradores idosos corresponde a mais da metade do total da renda domiciliar, e a população total residente em domicílios particulares permanentes.
	I16	Razão das pessoas de 10 a 14 anos de idade que eram economicamente ativas, ou seja, que estavam ocupadas ou desocupadas na semana de referência do censo entre o total de pessoas nesta faixa etária.

Fonte: COSTA; MARGUTI, 2015.

essencial para conhecermos a razão entre o número de pessoas cadastradas nos projetos e as que foram beneficiadas com os respectivos títulos de posse ou propriedade e, assim, montar o índice correspondente, relacionar qual(is) impedimento(s) não foi(ram) superado(s) e que dificultou(aram) a abrangência de um maior número de pessoas.

Quanto ao índice de saúde e meio ambiente, as infraestruturas urbanísticas e de saneamento básico da área são importantes para prevenir e/ou mitigar os impactos de desastres naturais, porém a precipitação diária também deve ser registrada, pois também influencia na ocorrência desses eventos. O indicador I19 tem como parâmetro a precipitação diária acumulada de 20 mm em 24 horas, informação observada todos os dias às 12h UTC. Esse valor mínimo é usado nos estudos de Campos, Mota e Santos (2015) e Pontes *et al.* (2017) para pesquisa da influência da precipitação para formação de pontos de alagamentos no ambiente urbano.

Em áreas de pluviosidade considerada e quando as estruturas de drenagem das águas pluviais não são adequadas ou mal gerenciadas, a população fica mais vulnerável ao risco de contrair doenças relacionadas

ao saneamento ambiental inadequado (DRSAI), cujos dados são referentes ao indicador I20. Foram escolhidas cinco doenças para coleta e uso de dados para construção do indicador: duas doenças de transmissão feco-oral (doenças diarreicas e hepatite infecciosa, ou hepatite A), uma doença transmitida por inseto vetor (dengue) e duas doenças transmitidas pelo contato com a água (esquistossomose e leptospirose).

Também acerca da infraestrutura urbana, a arborização é muito importante na prevenção e/ou mitigação dos impactos da precipitação, pois ajuda a deter e/ou reter a água pluvial e a diminuir a velocidade do *runoff*, interferindo diretamente no ciclo hidrológico. Por isso, sua existência é pesquisada no indicador I21.

Em geral, todos os indicadores têm a mesma relação com o índice correspondente. Sendo assim, em regra, todos os indicadores devem ter o mesmo peso, para que todos os índices, no fim, tenham o peso 1. Porém algumas alterações são necessárias em virtude da relação entre os indicadores e os respectivos índices.

No tocante ao índice de infraestrutura urbana, os indicadores de saneamento básico acabaram ficando com

Quadro 4 – Índices e Indicadores agregados ao Índice de Vulnerabilidade Social do Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada para formação do índice de vulnerabilidade socioambiental

Índices	Indicadores	Descrição
Índice Jurídico – IJur	I17 – Percentual de imóveis participantes (cadastrados válidos) do programa de regularização, mas sem o reconhecimento para titulação.	Razão entre o número de famílias que foram cadastrados para regularização fundiária e que não tiveram reconhecimento.
	I18 – Percentual de imóveis regularizados com títulos não registrados em Cartório de Imóveis	Razão entre das famílias que obtiveram o reconhecimento para titulação, porém não tiveram seus títulos registrados em Cartório de Imóveis
Índice de Saúde e Meio Ambiente – ISMA	I19 – Ocorrência de precipitação diária igual ou acima de 20 mm.	Número de ocorrências de precipitação igual ou acima de 20 mm
	I20 – Notificações oficiais de ocorrência de, pelo menos, um caso de doença de veiculação hídrica (Hepatite infecciosa, Leptospirose, Doença diarreica, Dengue e Esquistossomose)	Percentual de moradores internados pela ocorrência de, pelo menos, um caso de doença de veiculação hídrica.
	I 21 – Percentual de arborização na área.	Percentual de arborização na área pesquisada.

peso maior do que o indicador da mobilidade, pois, nas palavras de Costa e Marguti (2015, p. 9), “como o indicador só está disponível para o ano de 2010, haveria um reforço do componente inercial do índice, reduzindo o impacto dos avanços na disponibilização de infraestrutura urbana sobre o resultado final”.

Já sobre o índice de saúde e meio ambiente, o peso no indicador de doenças de veiculação hídrica (I20) foi aumentado, porque é o fator mais influenciado, visto que, em tese, o reconhecimento dos núcleos urbanos informais possibilita os investimentos públicos para dignidade da moradia, entre os quais o saneamento básico, e, em última análise, a promoção da função social da cidade (BRASIL, 2016).

Os índices e indicadores utilizados para cálculo do IVSA estão na Tabela 1, com os respectivos pesos para cada indicador, a serem usados para o cálculo dos respectivos índices.

Para tornar a análise e comparação entre os indicadores mais eficiente, foi criada a seguinte convenção no trabalho: o limite mínimo de qualquer indicador é 0 (o melhor valor) e o limite máximo é 1 (o pior valor). Dessa forma, todos os indicadores passam a estar na

mesma escala adimensional e podem ser comparados mais facilmente. A forma de cálculo do valor do indicador, conforme Equação 1, é:

$$\text{Indicador} = \frac{(\text{Valor observado} - \text{Pior valor})}{(\text{Melhor valor} - \text{Pior valor})} \quad (1)$$

Os indicadores I1 a I16 são calculados de acordo com a equação *supra*. Para os indicadores I17 e I18, o cálculo é segundo as equações 2 e 3:

$$I17 = \frac{\left(\frac{\text{Títulos emitidos}}{\text{Imóveis com cadastro válido}} \right) - 1}{0 - 1} \quad (2)$$

$$I18 = \frac{\left(\frac{\text{Títulos registrados em cartório}}{\text{Títulos emitidos}} \right) - 1}{0 - 1} \quad (3)$$

Para o indicador I19, o cálculo leva em conta a ocorrência, nos anos estudados, apenas de precipitação

Tabela 1 – Índices e indicadores de vulnerabilidade socioambiental e seus respectivos pesos.

Indicador	Peso	Indicador	Peso
I1	0,3	I11	0,125
I2	0,3	I12	0,2
I3	0,4	I13	0,2
I4	0,125	I14	0,2
I5	0,125	I15	0,2
I6	0,125	I16	0,2
I7	0,125	I17	0,5
I8	0,125	I18	0,5
I9	0,125	I19	0,2
I10	0,125	I20	0,5
		I21	0,3

Fonte: adaptado de COSTA; MARGUTI, 2015.

observada igual ou acima de 20 mm, sendo utilizada a equação geral para indicadores. Para o indicador I120, o cálculo é apresentado pela Equação 4:

$$I_{20} = \frac{(IHep.0,04) + (ILept.0,04) + (IDoenDiarr.0,04) + (IDengue.0,04) + (IEsquist.0,04)}{0,2} \quad (4)$$

Por fim, o indicador I21, como o seu valor alto representa uma situação de menor vulnerabilidade, a equação geral é alterada no numerador, tornando-se a Equação 5:

$$I_{21} = \frac{(Melhor\ valor - Valor\ observado)}{(Melhor\ valor - Pior\ valor)} \quad (5)$$

Um índice pode ser formado por um ou mais indicadores. Como os indicadores estão em uma mesma escala, estes podem ser envolvidos em operações aritméticas. Para os índices, o calculado usa a média ponderada dos indicadores respectivamente agrupados, tais como vistos na Tabela 2.

O cálculo do IVSA é a média aritmética de todos os índices a serem calculados, exibido na Equação 6:

$$IVSA = \frac{IIU + ICH + IRT + IJur + ISMA}{5} \quad (6)$$

Os indicadores e índices são calculados de forma que o resultado varie entre 0 e 1, sendo 0 a melhor situação (vulnerabilidade muito baixa) e 1 a pior (vulnerabilidade muito alta). Para este trabalho, foi feita uma adaptação da leitura dos resultados dos indicadores e índices, conforme Figura 2, resumindo em graus de vulnerabilidade baixo, médio e alto.

Tabela 2 – Equações para cálculo dos índices

Índice	Cálculo
Índice de Infraestrutura Urbana – IIE	$\frac{(I1.P1) + (I2.P2) + (I3.P3)}{(P1 + P2 + P3)}$
Índice de Capital Humano – ICH	$\frac{(I4.P4) + (I5.P5) + (I6.P6) + (I7.P7) + (I8.P8) + (I9.P9) + (I1.P10) + (I11.P11)}{(P4 + P5 + P6 + P7 + P8 + P9 + P10 + P11)}$
Índice de Renda e Trabalho – IRT	$\frac{(I12.P12) + (I13.P13) + (I14.P14) + (I15.P15) + (I16.P16)}{(P12 + P13 + P14 + P15 + P16)}$
Índice Jurídico – IJur	$\frac{(I17.P17) + (I18.P18)}{(P18 + P19)}$
Índice de Saúde e Meio Ambiente – ISMA	$\frac{(I19.P19) + (I20.P20) + (I21.P21)}{(P19 + P20 + P21)}$



Fonte: COSTA; MARGUTI, 2015.

Figura 2 – Faixas de índice de vulnerabilidade socioambiental.

A elaboração de mapas baseados nos resultados estimados pelo índice também constitui um ponto positivo, uma vez que, de acordo com Schumann e Moura (2015), a cartografia favorece a visualização de aspectos importantes dos processos de vulnera-

bilidade, enfatizando as áreas de prioridade de articulação intersetorial de políticas e favorecendo o acompanhamento longitudinal e o monitoramento do ciclo de políticas específicas no desenvolvimento das territorialidades.

CONCLUSÕES

Este trabalho tem sua relevância na área das ciências ambientais, visto que trabalha temas da área ambiental com as ciências sociais, mais especificamente, a jurídica. Carneiro (1994) afirma que a construção de um conhecimento interdisciplinar, entre outros processos sociais, é de fundamental importância para a análise e resolução dos problemas ambientais.

A utilização de componentes socioeconômicas, jurídicas e ambientais na construção do IVSA constitui uma combinação que representa bem a vulnerabilidade socioambiental e, nesse caso, a realidade de grupo(s) que foi(ram) ou que pelo menos deve(m) ter sido beneficiado(s) pela atividade de regularidade das suas ocupa-

ções. Esses resultados devem ser levados em consideração pelo poder público e por outros organismos que lidam com esse contexto problemático, no intuito de diminuir as situações de vulnerabilidade e democratizar o direito à cidade.

Importa salientar que os indicadores sugeridos não são os únicos que podem atingir a finalidade pretendida, podendo haver a inclusão e/ou substituição de indicadores de acordo com a realidade da região a ser analisada. Dessa forma, com base no conhecimento espacial das áreas mais vulneráveis, torna-se possível subsidiar a elaboração de planos de preparação e resposta para o enfrentamento de problemas e, conseqüentemente, de sua mitigação.

REFERÊNCIAS

- ADGER, N. Vulnerability. *Global Environmental Change*, v. 16, n. 3, p. 268-280, 2006. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959378006000422>>. Acesso em: 6 mar. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.02.006>
- ALFONSIN, B. M. O significado do estatuto da cidade para os processos de regularização fundiária no Brasil. In: ROLNIK, R. et al. *Regularização fundiária sustentável: conceitos e diretrizes*. Brasília: Ministério das Cidades, 2007. p. 68-98.
- ALMEIDA, L. Q. de. *Riscos ambientais e vulnerabilidades nas cidades brasileiras: conceitos, metodologias e aplicações*. São Paulo: Cultura Acadêmica, 2012. 215 p.
- _____. *Vulnerabilidades socioambientais de rios urbanos: bacia hidrográfica do rio Maranguapinho, região metropolitana de Fortaleza, Ceará*. 278f. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2010.
- BELLEN, H. M. V. *Indicadores de sustentabilidade: uma análise comparativa*. 2. ed. Rio de Janeiro: Editora FGV, 2006.
- BRASIL. *Exposição de Motivos da Medida Provisória nº 759, de 22 de dezembro de 2016*. Brasília, 22 dez. 2016. Disponível em: <<http://www2.camara.leg.br/legin/fed/medpro/2016/medidaprovisoria-759-22-dezembro-2016-784124-exposicaodemotivos-151740-pe.html>>. Acesso em: 11 dez. 2017.
- _____. *Lei nº 10.257, de 10 de julho de 2001*. Regulamenta os arts. 182 e 183 da Constituição Federal, estabelece diretrizes gerais da política urbana e dá outras providências. Portal da Legislação, Brasília, jul. 2001. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/Ccivil_03/leis/LEIS_2001/L10257.htm>. Acesso em: 22 fev. 2018.

BRASIL. *Lei nº 11.977, de 7 de julho de 2009*. Dispõe sobre o Programa Minha Casa, Minha Vida – PMCMV e a regularização fundiária de assentamentos localizados em áreas urbanas; [...]. Portal da Legislação, Brasília, 7 jul. 2009. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2009/Lei/L11977.htm>. Acesso em: 10 jan. 2018.

_____. *Lei nº 13.465, de 11 de julho de 2017*. Dispõe sobre a regularização fundiária rural e urbana, sobre a liquidação de créditos concedidos aos assentados da reforma agrária e sobre a regularização fundiária no âmbito da Amazônia Legal [...]. Portal da Legislação, Brasília, jul. 2017. Disponível em: <<http://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/2017/lei-13465-11-julho-2017-785192-publicacaooriginal-153723-pl.html>>. Acesso em: 10 jan. 2018.

_____. Ministério de Meio Ambiente. *Agenda 21 Global*. 2018. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/responsabilidade-socioambiental/agenda-21/agenda-21-global>>. Acesso em: 20 jan. 2018.

CAMARINHA, P. I. M. *Vulnerabilidade aos desastres naturais decorrentes de deslizamentos de terra em cenários de mudanças climáticas na porção paulista da Serra do Mar*. 252f. Tese (Doutorado em Ciência do Sistema Terrestre) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2016. Disponível em: <<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34P/3LT6C4S>>. Acesso em: 7 ago. 2018.

CAMPOS, T. L. de O. B.; MOTA, M. A. S.; SANTOS, S. R. Q. Eventos extremos de precipitação em Belém-PA: Uma revisão de notícias históricas de jornais. *Ambiente e Água*, Taubaté, v. 10, n. 1, p. 182-194, jan./mar. 2015. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1433>

CARDONA, O. D. La Necesidad de repensar de manera Holística los conceptos de vulnerabilidad y riesgo: una crítica y una revisión necesaria para la Gestión. In: INTERNATIONAL WORK-CONFERENCE ON VULNERABILITY AND DISASTER, THEORY AND PRACTICE, Wageningen, 2001. *Anais...* 2001. Disponível em: <http://www.desenredando.org/public/articulos/2003/rmhcvr/rmhcvr_may-08-2003.pdf>. Acesso em: 6 mar. 2018.

CARNEIRO, S. M. M. Interdisciplinaridade: um novo paradigma do conhecimento? *Educar em Revista*, Curitiba, n. 10, p. 99-109, dez. 1994. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S010440601994000100013&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 22 fev. 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/0104-4060.132>

CARTIER, R.; BARCELLOS, C.; HUBNER, C.; PORTO, M. F. Vulnerabilidade social e risco ambiental: Uma abordagem metodológica para avaliação de injustiça ambiental. *Cadernos de Saúde Pública*, Rio de Janeiro, v. 25, n. 12, p. 2695-2704, dez. 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-311X2009001200016>

CONFALONIERI, U. E. C. Variabilidade climática, vulnerabilidade social e saúde no Brasil. *Terra Livre*, São Paulo, v. 1, n. 20, p. 193-204, jan./jul. 2003.

COSTA, M. A.; MARGUTI, B. O. (orgs.). *Atlas da vulnerabilidade social nas regiões metropolitanas brasileiras*. Brasília: IPEA, 2015. 240 p.

COSTA, M. A.; SANTOS, M. P. G.; MARGUTI, B.; PIRANI, N.; PINTO, C. V. S.; CURTI, R. L. C.; RIBEIRO, C. C.; ALBUQUERQUE, C. G. *Vulnerabilidade Social no Brasil: Conceitos, Métodos e Primeiros Resultados para Municípios e Regiões Metropolitanas Brasileiras*. Brasília: IPEA, 2018. 84 p.

CUTTER, S. L. Vulnerability to environmental hazard. *Progress in Human Geography*, Califórnia, v. 20, n. 4, p. 529-539, dez. 1996. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/249871422_Societal_Vulnerability_to_Environmental_Hazards>. Acesso em: 1º ago. 2018. <http://dx.doi.org/10.1177/030913259602000407>

CUTTER, S. L.; BORUFF, B. J.; SHIRLEY, W. L. Social Vulnerability to Environmental Hazards. *Quarterly Social Science*, v. 84, n. 2, p. 242-261, jun. 2003. Disponível em: <http://danida.vnu.edu.vn/cpis/files/Papers_on_CC/Vulnerability/Social%20Vulnerability%20to%20Environmental%20Hazards.pdf>. Acesso em: 3 ago. 2018. <http://dx.doi.org/10.1111/154062378402002>

- FENZL, N.; MACHADO, J. A. da C. *Sustentabilidade dos sistemas complexos*. Belém: NUMA/UFPA, 2009. 285 p.
- GRAZIA, G.; QUEIROZ, L. L.; MOTA, A.; SANTOS, A. M. *O desafio da sustentabilidade urbana*. Rio de Janeiro: FASE/IBASE, 2001. (Série Cadernos Temáticos, n. 5).
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios: População*. Rio de Janeiro: IBGE, 2018. Disponível em: <https://ww2.ibge.gov.br/home/estatistica/pesquisas/pesquisa_resultados.php?id_pesquisa=40>. Acesso em: 20 jan. 2018.
- IWAMA, A. Y.; BATISTELLA, M.; FERREIRA, L. da C.; ALVES, D. S.; FERREIRA, L. da C. Risco, vulnerabilidade e adaptação às mudanças climáticas: uma abordagem interdisciplinar. *Ambiente e Sociedade*, São Paulo, v. 19, n. 2, p. 93-116, jun. 2016. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1414-753X2016000200093&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 12 dez. 2019. <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4422ASOC137409V1922016>
- KANASHIRO, M.; CASTELNOU, A. M. N. Sociedade de risco, urbanização de risco e estatuto da cidade. *Terra e Cultura*, ano XX, n. 38, jan./jun. 2004. Disponível em: <http://grupothac.weebly.com/uploads/6/8/3/8/6838251/sociedade_de_risco.pdf>. Acesso em: 10 ago. 2018.
- MAFFRA, C. Q. T.; MAZZOLA, M. As razões dos desastres em território brasileiro. In: SANTOS, R. F. dos (org.). *Vulnerabilidade Ambiental*. Brasília: MMA, 2007. 192 p.
- MALTA, F. S.; COSTA, E. M.; MAGRINI, A. Índice de vulnerabilidade socioambiental: uma proposta metodológica utilizando o caso do Rio de Janeiro, Brasil. *Ciência e Saúde Coletiva*, Rio de Janeiro, v. 22, n. 12, p. 3933-3944, dez. 2017. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-81232017021203933&lng=pt&nrm=iso>. Acesso em: 26 abr. 2019. <http://dx.doi.org/10.1590/1413-812320172212.25032017>
- MARANDOLA JR., E.; HOGAN, D. J. As Dimensões da Vulnerabilidade. *São Paulo em Perspectiva*, São Paulo, v. 20, n. 1, p. 33-43, jan./mar. 2006. Disponível em: <http://produtos.seade.gov.br/produtos/spp/v20n01/v20n01_03.pdf>. Acesso em: 10 jun. 2018.
- MARANDOLA JR., E.; HOGAN, D. J. Vulnerabilidades e riscos: entre geografia e demografia. *Revista Brasileira de Estudos de População*, São Paulo, v. 22, n. 1, p. 29-53, jan./jun. 2005. Disponível em: <https://www.rebep.org.br/revista/article/view/253/pdf_237>. Acesso em: 1º ago. 2018.
- MENDONÇA, F. Riscos, vulnerabilidade e abordagem socioambiental urbana: uma reflexão a partir da RMC e de Curitiba. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, Paraná, n. 10, p. 139-148, jul./dez. 2004. Disponível em: <<https://revistas.ufpr.br/index.php/made/article/viewFile/3102/2483>>. Acesso em: 12 dez. 2018. <http://dx.doi.org/10.5380/dma.v10i0.3102>
- _____. Riscos, vulnerabilidades e resiliência socioambientais urbanas: inovações na análise geográfica. *Revista da ANPEGE*, v. 7, n. 1, p. 111-118, jul. 2011. <https://doi.org/10.5418/RA2011.0701.0010>
- ORGANIZATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT (OECD). *Core set of indicators for environmental performance reviews: a synthesis report by the group on the state of the environment*. Paris: OECD, 1993.
- PARANÁ. Coordenadoria Estadual da Defesa Civil. *Marco de ação de Hyogo 2005-2015: aumento da resiliência das nações e das comunidades frente aos desastres*. Tradução de Luís Felipe Lopes de Lima Lins. 2005. p. 1-6. Disponível em: <<http://www.defesacivil.pr.gov.br/arquivos/File/Marco/MarcodeHyogoPortugues20052015.pdf>>. Acesso em: 5 maio 2018.
- PINHEIRO, A. de C. L. *Aglomerados subnormais em Belém: risco e vulnerabilidade socioambiental*. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo, Instituto de Tecnologia, Universidade Federal do Pará, Belém, 2015.

PONTES, M. L. C.; LIMA, A. M. M.; SILVA JÚNIOR, J. A.; SADECK, C. C. A. Dinâmica das áreas de várzea do município de Belém/PA e a influência da precipitação pluviométrica na formação de pontos alagamentos. *Caderno de Geografia*, v. 27, n. 49, p. 285-303, 2017. <https://doi.org/10.5752/p.2318-2962.2017v27n49p285>

RIBEIRO, M. D., FERREIRA, E. F. B. A (Re)definição da Política Urbana: A Implementação da Resiliência Urbana na América Latina. In: CONGRESSO INTERNACIONAL INTERDISCIPLINAR EM SOCIAIS E HUMANIDADES, 2015. *Anais [...]*. Foz do Iguaçu, 2015. Disponível em: <[http://www.aninter.com.br/Anais%20Coninter%204/GT%2007/15.%20A%20\(RE\)DEFINICAO%20DA%20POLITICA%20URBANA.pdf](http://www.aninter.com.br/Anais%20Coninter%204/GT%2007/15.%20A%20(RE)DEFINICAO%20DA%20POLITICA%20URBANA.pdf)>. Acesso em: 10 dez. 2017.

ROLNIK, R. Exclusão territorial e violência. *São Paulo em Perspectiva*, São Paulo, v. 13, n. 4, p. 100-111, dez. 1999. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0102-88391999000400011>>. Acesso em: 19 jan. 2018.

SALLES, V. A. de P. Regularização fundiária: questões enfrentadas pelos grandes centros urbanos e dificuldades procedimentais na implementação das metas para a melhor organização das cidades. In: ROLNIK, R. et al. *Regularização fundiária sustentável: conceitos e diretrizes*. Brasília: Ministério das Cidades, 2007. p. 97-137.

SCHUMANN, L. R. M. A.; MOURA, L. B. A. Vulnerability synthetic indices: a literature integrative review. *Ciência e Saúde Coletiva*, Rio de Janeiro, v. 20, n. 7, p. 2105-2120, jul. 2015. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-81232015000702105&lng=pt&nrm=iso>. Acesso em: 2 jun. 2019. <http://dx.doi.org/10.1590/1413-81232015207.10742014>

TUNSTALL, D. Developing environmental indicators: definitions, frameworks and issues. In: WORKSHOP ON GLOBAL ENVIRONMENTAL INDICATORS, Washington, 1992. *Anais [...]*. Washington: World Resources Institute, 1992.

UNITED NATIONS DEVELOPMENT PROGRAMME (UNDP). Bureau for crisis prevention and recovery. *Reducing disaster risk: A challenge for development*. Nova York: John S. Swift Co., 2004. Disponível em: <http://www.planat.ch/fileadmin/PLANAT/planat_pdf/alle_2012/2001-2005/Pelling__Maskrey_et_al_2004_-_Reducing_Disaster_Risk.pdf>. Acesso em: 3 ago. 2018.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA (UFSC). Centro Universitário de Estudos e Pesquisas sobre Desastres. *Atlas brasileiro de desastres naturais: 1991 a 2012*. 2. ed. Florianópolis: CEPED UFSC, 2013. 126 p.



TOXICIDADE DETERMINADA PELO USO DOS AGROTÓXICOS EM ORGANISMOS INDICADORES DE QUALIDADE DA ÁGUA

TOXICITY DETERMINED BY THE USE OF AGROCHEMICALS IN ORGANISMS INDICATORS OF WATER QUALITY

Luciana de Castro Nascimento 

Engenheira Ambiental,
Universidade Federal do
Tocantins (UFT) – Palmas (TO),
Brasil.

Liliana Pena Naval 

Professora coordenadora do
Laboratório de Saneamento
Ambiental, Universidade Federal do
Tocantins (UFT) – Palmas (TO), Brasil.

Endereço para correspondência:

Liliana Pena Naval – Laboratório
de Saneamento Ambiental,
Universidade Federal do Tocantins –
Avenida NS 15, 109 Norte
Bloco 2, Sala 7 – CEP 77001-090 –
Palmas (TO), Brasil –
E-mail: liliana@mail.uft.edu.br

Recebido em: 24/04/2019

Aceito em: 11/10/2019

RESUMO

A expansão das fronteiras agrícolas tem promovido o aumento de áreas cultivadas e uso de agrotóxicos, e inquietações quanto ao destino destes tem sido manifestadas, sobretudo pela exposição a que são submetidos os corpos hídricos. Admitindo-se a preocupação, objetivou-se avaliar o grau de toxicidade, determinado pelo uso dos agrotóxicos glifosato, atrazina e imidacloprido, em organismos indicadores de qualidade da água. Para isso, realizaram-se testes de sensibilidade e definitivos empregando-se dafinídeos (*Daphnia magna*). Os testes de sensibilidade apresentaram concentração efetiva (CE_{50}) de $0,77 \text{ mg.L}^{-1}$, atestando sua utilização e o preconizado pela ISO 6341. Para os testes definitivos e concentrações testadas, foi encontrada CE_{50} para o glifosato de $27,4 \text{ mg.L}^{-1}$, para a atrazina CE_{50} de $8,1 \text{ mg.L}^{-1}$ e para o imidacloprido $217,1 \text{ mg.L}^{-1}$. Como efeito deletério, observou-se que, após os testes, os organismos imóveis apresentaram deformações nas carapaças e no tubo digestivo. Entre as propriedades mais agressivas dos agrotóxicos, destacou-se sua miscibilidade.

Palavras-chave: herbicida; inseticida; bioindicadores; toxicologia.

ABSTRACT

The expansion of agricultural frontiers has promoted the increase of cultivated areas and the use of agrochemicals; concerns about their destination have been manifested, mainly by the exposure to which water bodies are submitted. Admitting the concern, the objective was to evaluate the degree of toxicity, determined by the use of pesticides glyphosate, atrazine and imidacloprid, in organisms that indicate water quality. For this, sensitivity and definitive tests were carried out using dafinids (*Daphnia magna*). Sensitivity tests showed an EC_{50} of 0.77 mg.L^{-1} , attesting to its use and that recommended by ISO 6341. For the final tests and concentrations tested, an EC_{50} was found for glyphosate of 27.4 mg.L^{-1} , for atrazine an EC_{50} of 8.1 mg.L^{-1} and 217.1 mg.L^{-1} for imidacloprid. As a deleterious effect, it was observed that after the tests, the immobile organisms presented deformations in the carapaces and in the digestive tract. Among the properties of the most aggressive pesticides, their miscibility was highlighted.

Keywords: herbicide; insecticide; environmental bioindicator; toxicology.

INTRODUÇÃO

Ao longo das últimas décadas, o aumento de áreas cultivadas e do uso de agrotóxicos vem se tornando motivo de inquietação e preocupação quanto ao destino destes no ambiente (RIBEIRO *et al.*, 2007). Os mananciais, tanto superficiais quanto subterrâneos, estão expostos aos agrotóxicos aplicados. Quando se trata de produção agrícola, o Brasil ganha lugar de destaque, tendo em vista que o próprio modelo de agricultura adotado induz a um desenvolvimento voltado para ganhos de produtividade. Os impactos gerados afetam tanto o meio ambiente quanto a saúde humana, os quais têm sido desprezados, bem como a contaminação dos recursos ambientais (FERREIRA, 2014).

O ambiente, ao receber material biológico ou substâncias químicas por processos de despejo e/ou lixiviação, poderá sofrer ações de degradação, em alguns casos, de forma irreversível (KHATRI; TYAGI, 2015). Muitos desses processos podem levar à morte da biota aquática, quebras nas cadeias tróficas, a eutrofização dos corpos hídricos e ainda inviabilizar ou comprometer os diversos usos da água, além de ocasionar desequilíbrios ecológicos e biológicos, como, por exemplo, a contaminação de aquíferos e lençóis freáticos. Caso a contaminação se dê por agrotóxicos, considerar o grau de persistência dos contaminantes é relevante. Em geral, os pesticidas podem persistir no ambiente por longos períodos, podendo ser bioacumuláveis, tóxicos e persistentes.

A presença de glifosato em águas subterrâneas foi verificada, principalmente em regiões produtoras de soja (MERCURIO *et al.*, 2014). O glifosato (N- (fosfometil) glicina) é um herbicida de amplo espectro, sendo o mais utilizado (OSTEN; DZUL-CAAMAL, 2017). Cultivares geneticamente modificados, com resistência ao glifosato, como é o caso da soja, levam ao uso indiscriminado desse agrotóxico, porque a dependência transgênica de sementes-glifosato não pode ser separada. O glifosato apresenta como principais metabólitos o ácido aminometilfosfônico (AMPA) e o glioxilato.

A presença do AMPA na atmosfera (BATTAGLIN *et al.*, 2014), em águas superficiais (COUPE *et al.*, 2012), sedimentos (RONCO *et al.*, 2016) e águas subterrâneas rasas (VAN STEMPVOORT *et al.*, 2016) tem sido observada.

A exposição ao agrotóxico pode ter efeitos como irritação da pele, falta de ar, espasmos musculares e pro-

blemas genéticos (USEPA, 2017). Estudos indicam uma correlação entre o glifosato e os riscos genotóxicos, hormonais, enzimáticos (DARUICH *et al.*, 2001; RICHARD *et al.*, 2005), reprodutivos (MARC *et al.*, 2002) e ainda apresenta associação positiva com a indução de tumores e, por isso, foram classificados como provavelmente carcinogênicos para seres humanos (IARC, 2015).

Outros agrotóxicos cujo uso é comum são a atrazina e o imidacloprido. A atrazina possui moderada mobilidade e elevada persistência no solo (os valores variam entre 100 a 124 Koc) (DORES; DE-LAMONICA-FREIRE, 2001), assim como o imidacloprido, também caracterizado com mobilidade moderada, entre 132 a 310 Koc (CDPR, 2016). Esses fatores contribuem para a acumulação a níveis contaminantes, tanto na superfície quanto em profundidade nos solos, potencialmente atingindo águas superficiais e subterrâneas (LIU *et al.*, 2016; PROSEN, 2012).

Destaca-se que o imidacloprido apresenta alta variabilidade no solo (KURWADKAR *et al.*, 2013), a meia-vida está entre 28 e 1.250 dias, e a perda em áreas agrícolas, em geral, dá-se por meio da degradação ou lixiviação nas águas (GOULSON, 2013). Imediatamente após a aplicação, pode ocorrer a lixiviação dos neonicotinóides (classe de inseticidas a que pertence o imidacloprido), de modo que níveis significativos podem ser previstos nas águas subterrâneas, particularmente se houver chuvas fortes nesse momento (THUYET *et al.*, 2012).

Essas alterações podem ser verificadas por meio da determinação da concentração dos diferentes compostos presentes no ambiente, que normalmente se dá por análises físicas, químicas e microbiológicas, mas se pode ainda empregar bioindicadores (PARMAR *et al.*, 2016; TSYGANKOV *et al.*, 2017) na busca de repostas mais precisas e rápidas, os quais se mostram eficazes e são usados cada vez mais frequentemente (HOLT; MILLER, 2010; ARRAES; LONGHIN, 2012). A indicação dos fatores ambientais bióticos ou abióticos por meio de sistemas biológicos é o que se pode chamar de bioindicação, em que cada sistema biológico — organismo, população, comunidade — tem a capacidade de responder, de maneira direta ou indireta, a efeitos sobre o meio, sejam eles naturais, antrópicos ou modificados antropicamente (BIANCHI *et al.*, 2010). Em razão, principalmente, do seu ciclo de vida, da alta sensibilidade

apresentada nas primeiras fases de desenvolvimento e da moderada tolerância à variabilidade ambiental (HOLT; MILLER, 2010), o uso de invertebrados aquáticos em testes de toxicidade fornece um importante suporte na determinação de impactos químicos no meio ambiente (GHERARDI-GOLDSTEIN *et al.*, 1990).

Os microcrustáceos de água doce, como a *Daphnia magna* (Cladocera, Crustacea), que, na fase adulta, atinge de 5 a 6 mm de tamanho, têm sido amplamente utilizados como indicador biológico em estudos de controle da qualidade da água (LE *et al.*, 2016) e em testes de toxicidade na avaliação de efluentes, porque eles têm alta sensibilidade, disponibilidade e abundância,

tem ciclo de vida curto (cerca de 60 dias, a partir desse ponto a taxa reprodutiva diminui e a mortalidade aumenta), alta fecundidade, reproduzem-se por partenogênese (reprodução assexuada, da qual originam-se apenas fêmeas) e apresentam facilidade de cultivo em laboratório. São ainda considerados como padrão internacional para testes de toxicidade aguda (KNIE; LOPES, 2004).

O presente estudo objetivou, em virtude da eficiência do microcrustáceo como indicador de qualidade ambiental, avaliar o grau de toxicidade aguda em dafnínidos, determinada pelo uso de três agrotóxicos: o glifosato, a atrazina e o imidacloprido.

MATERIAIS E MÉTODOS

Para avaliar os efeitos dos agrotóxicos, foram adotados microcrustáceos da espécie *Daphnia magna* como indicadores biológicos, por serem mais apropriados para o monitoramento da realidade local. Os organismos fo-

ram mantidos em condições controladas — câmaras de germinação com luminosidade difusa e fotoperíodo de 18 horas de luz e 6 horas de escuro, sendo a temperatura de $20 \pm 2^\circ\text{C}$, conforme a NBR 12713 da ABNT (2009).

Cultivo dos organismos

Os organismos foram cultivados em dois meios: o meio básico, contendo os sais essenciais, característicos da água natural — cálcio ($\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), magnésio ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$), potássio (KCl), sódio (NaHCO_3) —, e o meio M4, contendo elementos-traço e vitaminas. Esses meios apresentam diferentes concentrações e tipos de nutrientes, proporcionando condições nutricionais adequadas, aumentando as chances de desenvolvimento dos organismos-teste (ELENDE; BIAS, 1990).

As águas de cultivo (utilizadas para manutenção das culturas dos dafnínidos) e de diluição (usadas no preparo das soluções-estoque e soluções-teste) foram preparadas a partir de soluções feitas previamente com pH entre 7,6 e 8,0 e dureza total entre 175mg e 225mg CaCO_3/L . Tais águas preparadas foram aeradas por um período de 12 a 24 horas — tempo suficiente para que o pH se estabilizasse e o oxigênio dissolvido atingisse saturação. As daphnias foram alimentadas com algas da espécie *Scenedesmus subspicatus* (ABNT, 2009).

Estudo das alterações estruturais e comportamentais

As alterações estruturais e comportamentais dos bioensaios foram obtidas por meio da observação em estereomicroscópio com câmera acoplada (da marca Allition) e a olho nu, respectivamente. Foram considerados imóveis: organismos aparentemente mortos, incapazes de nadar na coluna d'água até 15 segundos após leve agitação do recipiente, e os que ficaram flutuando na superfície, ainda que apresentando movimento (KNIE; LOPES, 2004).

O percentual de imobilidade foi observado para cada concentração testada e, ao final, determinou-se a concentração efetiva (CE_{50}), que é baseada na mortalidade de 50% dos indivíduos expostos (GHERARDI-GOLDSTEIN *et al.*, 1990). Empregou-se o *software* da Microsoft Office Excel (2013) para a realização do cálculo da CE_{50} .

Testes de sensibilidade e definitivo

Para realização dos testes, fêmeas adultas de *D. magna* foram separadas um dia antes da realização do teste

utilizando-se peneiras de aço inox. No dia, foram utilizados neonatos de 2 a 26 horas de vida (ABNT, 2009).

Foram realizados dois tipos de testes: os testes de sensibilidade, com duração de 24 horas, a fim de verificar se o bioindicador apresentava ou não condições de serem empregados na realização do trabalho, e os testes definitivos, de 48 horas, utilizando os agrotóxicos.

Para o teste de sensibilidade, foi utilizado o dicromato de potássio, que é a substância de referência estabelecida pela ISO 6341 (ISO, 2012). Essa norma indica valores limites de sensibilidade entre 0,6 e 1,7 mg.L⁻¹ de CE₅₀ em 24 horas. Foram realizadas quadruplicatas de seis concentrações diferentes (0,3; 0,5; 0,75; 0,95; 1,1 e 1,35 mg.L⁻¹), obtidas a partir da solução padrão de concentração igual a 100 mg.L⁻¹. Para realização dos testes, utilizou-se para cada concentração dez neonatos de daphnias.

Nos testes definitivos, utilizaram-se os seguintes agrotóxicos: o herbicida de nome comercial Atanor 48[®], contendo o princípio ativo glifosato (glifosato a 48%); o herbicida Herbogex A500[®], contendo a atrazina a 50% como princípio ativo e o inseticida de nome comercial Evidence 700 WG[®], contendo o princípio ativo imidacloprido (imidacloprido a 70%). Esses agrotóxicos foram escolhidos com base em um levantamento dos mais importantes comercializados na área estudada,

levando em consideração o potencial de contaminação e a classe toxicológica (SOUSA; NAVAL, 2013).

Tais agrotóxicos foram adotados no estudo porque o glifosato apresenta alto potencial de transporte tanto dissolvido em água quanto associado ao sedimento, indicando potencial risco tanto para água subterrânea quanto superficial. A atrazina e o imidacloprido apresentam alto potencial de transporte em água e médio potencial em transporte em sedimento.

Foram realizados dez testes, as concentrações utilizadas foram obtidas por meio de testes prévios e aleatórios, até que fosse obtido um intervalo de concentrações (Tabela 1), desde as que não fossem capazes de provocar reações nos bioensaios até as que causassem morte total ou quase total dos indivíduos utilizados nos testes.

Os testes foram realizados em recipientes acrílicos de 200 mL, com 20 mL da solução-teste em cada um deles. Com o auxílio de uma pipeta plástica, foram colocadas 10 daphnias em cada recipiente, os quais foram cobertos com papel-alumínio, a fim de evitar contaminação por agentes químicos presentes no ar e, em seguida, foram colocados em uma bandeja e encaminhados para a incubadora a 20°C. Essas permaneceram no

Tabela 1 – Concentrações dos agrotóxicos empregados nos testes definitivos para determinar a toxicidade em indicadores da qualidade da água (*Daphnia magna*).

Testes	Concentrações (mg.L ⁻¹) com base na substância comercial		
	Glifosato	Atrazina	Imidacloprido
1	9,6	0,5	80
2	16,8	1,5	110
3	19,2	3,0	150
4	21,6	5,5	190
5	24,0	7,0	220
6	26,4	8,5	250
7	31,2	10	270
8	33,6	11	300
9	38,4	12,5	325
10	48,0	15	350

escuro e sem alimentação por um período de 48 horas (ABNT, 2009; KNIE; LOPES, 2004).

Os testes de sensibilidade utilizando o dicromato de potássio (K_2CrO_4) obtiveram uma CE_{50} de $0,77 \text{ mg L}^{-1}$ após exposição de 24 horas, mostrando que os organismos-teste utilizados se encontravam em condições adequadas para a execução dos ensaios definitivos

com os agrotóxicos (Figura 1), uma vez que a ISO 6341 (ISO, 2012) indica valores limites de sensibilidade entre $0,6 \text{ mg L}^{-1}$ e $1,7 \text{ mg.L}^{-1}$ de CE_{50} em 24 horas.

A determinação da classe de toxicidade dos agrotóxicos foi feita baseada na tabela proposta por Zucker (1985). Com base nela, foi possível saber em qual classe estavam adotando o valor da CE_{50} encontrado (Tabela 2).

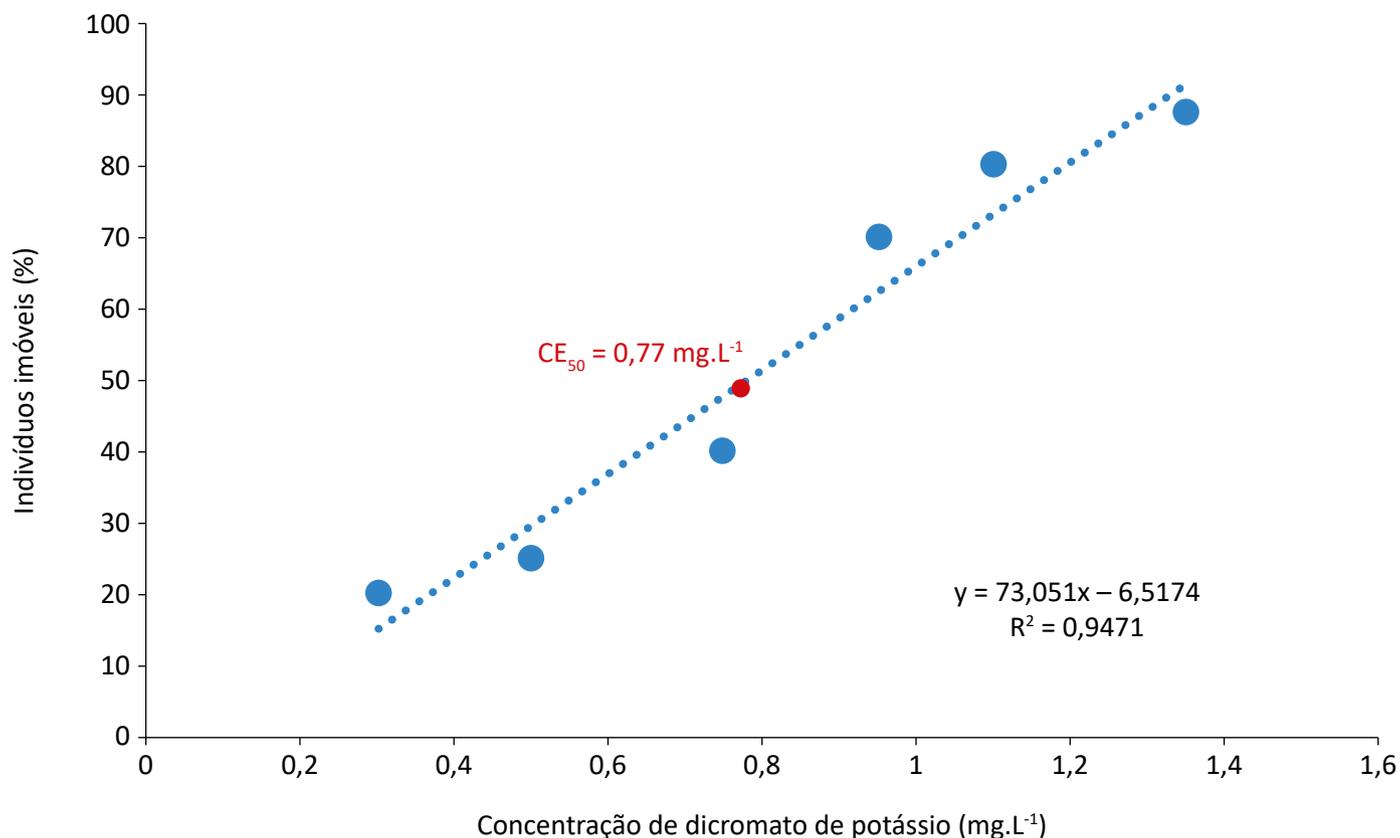


Figura 1 – Imobilidade da *Daphnia magna*, exposta a diferentes concentrações de dicromato de potássio, e (CE_{50}).

Tabela 2 – Classe de toxicidade aguda de agrotóxicos para organismos aquáticos, segundo Zucker (1985).

Classe de Toxicidade	CE_{50} (mg L^{-1})
Extremamente tóxico	< 0,1
Altamente tóxico	0,1 a 1,0
Moderadamente tóxico	> 1,0 e < 10
Ligeiramente tóxico	> 10 e < 100
Praticamente não tóxico	> 100

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nos ensaios definitivos utilizando os agrotóxicos, primeiramente foram observadas alterações comportamentais e estruturais. Os que sobreviveram aos testes não apresentaram alterações na estrutura física e nem na forma de natação. Os imóveis permaneciam no fundo dos recipientes e paralisados. Estes apresentaram modificações na morfologia (Figura 2), com deformações nas carapaças (distorção do formato original, aparência espalhada causando impressão de aumento de tamanho) e também no tubo digestivo, que se encontrava interrompido (Figura 2). Fuzinato (2009), utilizando o mesmo microcrustáceo, observou o encurtamento da espinha caudal como alteração na estrutura física.

Quanto às CE_{50} encontradas, notou-se que, com o aumento das concentrações dos agrotóxicos, se tinha proporcionalmente o aumento na imobilidade dos organismos. Os resultados para os valores de CE_{50} encontrados estão expostos na Figura 3.

Observa-se, na Figura 3A, que, para a concentração de $9,6 \text{ mg.L}^{-1}$ do herbicida glifosato, não houve nenhum registro de morte. Para concentrações acima de $38,4 \text{ mg.L}^{-1}$, tem-se um valor percentual alto de

imobilidade das *daphnias* (83,3%) e, para os organismos testados com a concentração $48,0 \text{ mg.L}^{-1}$, o efeito é deletério.

A CE_{50} encontrada foi de $27,4 \text{ mg.L}^{-1}$. Pode-se dizer que esse é um herbicida ligeiramente tóxico, conforme a classificação proposta por Zucker (1985). Estudos anteriores sobre a toxicidade aguda do glifosato, para o mesmo microcrustáceo de água doce, encontraram valores de CE_{50} de $32 \mu\text{g.L}^{-1}$ (BASTOS, 2013) e CE_{50} de $12 \mu\text{g.L}^{-1}$ utilizando o herbicida glifosato Roundup®, cuja formulação é mais tóxica (SARIGUL; BEKCAN, 2009), ou seja, valores abaixo do encontrado, podendo-se supor que o glifosato Atanor 48® apresenta formulação menos tóxica do que os utilizados pelos outros autores, necessitando assim de uma maior concentração até que provoque perturbação que acarrete a morte dos indivíduos-teste.

Para a concentração mínima testada de $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figura 3B), observou-se que a concentração examinada provoca leve efeito nos organismos, enquanto a concentração máxima de 15 mg.L^{-1} causa 96% de imobilidade, quase que a totalidade dos neonatos utilizados nos testes com o herbicida Herbogex A500®, cujo prin-

Antes



Depois



Figura 2 – Alterações estruturais em *Daphnia magna* com base em bioensaios que foram submetidos aos testes definitivos, em que se utilizou o herbicida contendo o princípio ativo glifosato, o herbicida atrazina e o inseticida imidacloprido.

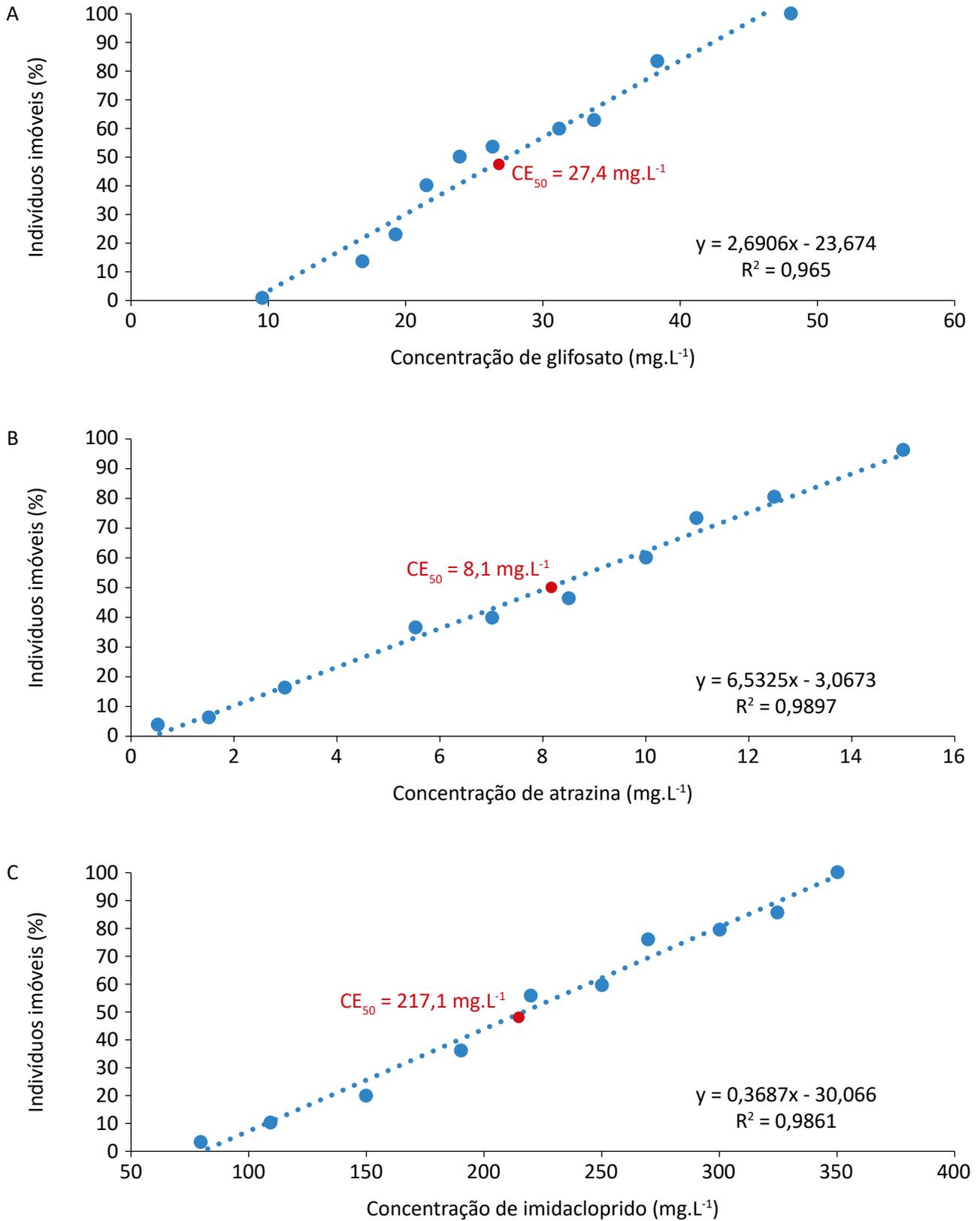


Figura 3 – Imobilidade da *Daphnia magna*, exposta a diferentes concentrações de glifosato (A), atrazina (B), imidacloprido (C); e concentração efetiva (CE₅₀).

cípio ativo é a atrazina. A CE_{50} obtida foi de $8,1 \text{ mg L}^{-1}$, podendo-se afirmar que é moderadamente tóxico, conforme classificação de toxicidade aguda de agroquímicos para organismos aquáticos proposta por segundo Zucker (1985). Em estudos conduzidos por Moreira *et al.* (2014), foi obtido o valor de $50,4 \text{ mg L}^{-1}$ para o mesmo princípio ativo, porém a marca comercial utilizada foi o herbicida atrazina Atanor SC[®]. Utilizando o mesmo microcrustáceo, encontrou-se também na literatura uma CE_{50} para a atrazina de $26,9 \text{ mg L}^{-1}$ (FREITAS; ROCHA, 2012).

Para o inseticida imidacloprido, a concentração de 80 mg L^{-1} , mesmo sendo a mais baixa, apresenta efeito de mortalidade sobre as *daphnias*, enquanto a de 350 mg L^{-1} é causadora da mortandade de 100% da população exposta ao agente químico (Figura 3C). Encontrou-se CE_{50} de $217,1 \text{ mg L}^{-1}$, apontando ser praticamente não tóxico (ZUCKER, 1985).

De modo geral, para *Daphnia magna*, a concentração efetiva média (CE_{50}) — baseada na mortalidade de 50% dos indivíduos expostos — obtida neste estudo para os três agrotóxicos difere dos resultados encontrados em outros estudos (MOREIRA *et al.*, 2014; BASTOS, 2013; IEROMINA *et al.*, 2014; FREITAS; ROCHA, 2012; SARI-GUL; BEKCAN, 2009). Isso corrobora o fato de que a utilização de agrotóxicos de marcas comerciais distintas proporciona diferentes resultados.

Especificamente no caso da atrazina (FOLT *et al.*, 1999; MAYASICH *et al.*, 1987), os efeitos tóxicos podem aumentar com o aumento da temperatura, sendo assim, as diferenças de CE_{50} devem ser tratadas com cuidado, pois podem sofrer variações. Outro fator que pode ser levado em consideração é a eventual utilização de indivíduos com sensibilidades diferentes, ou ainda a condições de cultura e de ensaios distintas no que diz respeito ao fotoperíodo, temperatura, dureza, tempo de exposição e a composição do meio de cultura.

O glifosato e o imidacloprido são toxicologicamente classificados como pouco e moderadamente tóxico (ANVISA, 2019), no entanto destaca-se que, tratando-se de efeitos ambientais, são perigosos e representam riscos (EVIDENCE, 2011). Apesar de o glifosato ser pouco tóxico, ele é utilizado em grande escala, o que se torna um agravante. O glifosato é o ingrediente ativo mais comercializado no Brasil

(REBELO *et al.*, 2010). A propriedade física que se pode salientar é a sua miscibilidade. Esse agrotóxico é totalmente miscível em água, quando se encontra em condições ambientais de temperatura e pressão adequadas, e apresenta alto transporte tanto em água (altamente hidrossolúvel) quanto em sedimento. Essa capacidade de misturar-se na água permite-lhe ser apontado como potencial poluidor ambiental. Isso implica dizer que é necessária atenção e cuidado quanto à sua aplicação e uso excessivo, por apresentar potencial risco de contaminação às águas superficiais e subterrâneas.

A atrazina apresenta uma hidrólise ácida ou alcalina que produz um de seus mais abundantes produtos de degradação, a hidroxiatrazina (ESSER *et al.*, 1985). É pouco miscível em água e a solubilidade se vê aumentada em soluções cujo pH é menor que 2,0.

Quanto ao imidacloprido, sua solubilidade é considerada dispersível em água. No entanto, trata-se de um princípio ativo bastante comercializado (SOUSA; NAVAL, 2013). Os riscos são evidenciados em estudos realizados pela Agência de Proteção Ambiental (EPA, 1994), os quais mostram que o imidacloprido pode apresentar tempo de meia-vida em solos superior a um ano e elevado potencial de contaminação de águas superficiais e subsuperficiais.

Considerando os evidentes riscos à biota causados pela presença de agrotóxicos, os Estados Unidos e a Europa estabeleceram regulamentos (USEPA, 2007; EUROPEAN UNION, 2009) para o seu registro, exigindo que o destino ambiental e os dados de ecotoxicidade sejam fornecidos para os metabólitos. A avaliação do risco ecológico é necessária, usando os dados de destino e ecotoxicidade do ambiente para cada composto, tomando-se em conta as orientações de risco dos agrotóxicos para organismos aquáticos (EFSA, 2013; USEPA, 2004).

A avaliação do risco sobre um microrganismo aquático, por meio da presença de um metabólito, deve ser realizada quando o metabólito: contiver um toxicóforo, for formado rapidamente de um composto original no ambiente e/ou ser mais hidrofóbico que o composto original (IWAFFUNE, 2018). A avaliação de risco para os metabólitos é recomendada quando a toxicidade para organismos aquáticos for semelhante ou superior à do composto original (IWAFFUNE, 2018).

CONCLUSÕES

Com base em bioensaios submetidos aos testes definitivos para o herbicida glifosato (Atanor 48®), no que tange às CE₅₀, à medida que a concentração desse agrotóxico foi aumentada, houve aumento na imobilidade dos organismos, evoluindo para o efeito deletério.

O glifosato (Atanor 48®) foi categorizado como ligeiramente tóxico em função da CE₅₀ encontrada, associando-se à formulação menos tóxica. Nos testes com o herbicida Herbogex A500®, cujo princípio ativo é a atrazina, a CE₅₀ indicou que esse princípio ativo é moderadamente tóxico. Para o inseticida imidacloprido, a concentração empregada, mesmo sendo baixa, apresenta efeito de mortalidade sobre as *daphnias*, causando a

mortandade de 100% da população exposta ao agente químico. No entanto, encontrou-se CE₅₀ indicando ser praticamente não tóxico, de acordo com a classificação proposta por Zucker (1985).

Para o glifosato, observou-se a miscibilidade, o que caracteriza esse princípio ativo como altamente hidrossolúvel, o que o torna um potencial poluidor para as águas superficiais e subterrâneas.

Quanto às alterações estruturais, como a deformação nas carapaças e a interrupção do tubo digestivo, elas foram observadas nos dafnideos quando submetidos aos testes, o que pode afetar a diversidade da biota aquática.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (ANVISA). *Publicada reclassificação toxicológica de agrotóxicos*. ANVISA, 2019. Disponível em: <http://portal.anvisa.gov.br/noticias/-/asset_publisher/FXrxp9qY7FbU/content/publicada-reclassificacao-toxicologica-de-agrotoxicos-/219201?p_p_auth=DepDKOBJ&inheritRedirect=false>. Acesso em: 3 set. 2019.

ARRAES, A.I.O.M.; LONGHIN, S.R. Otimização de ensaio de toxicidade utilizando o bioindicador *Allium cepa* como organismo teste. *Enciclopédia Biosfera*, Goiânia, v. 8, n. 14, p. 1959, 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 12713: Ecotoxicologia Aquática – Toxicidade Aguda – Método de ensaio com Daphnia spp.* (Cladocera, Crustácea). Rio de Janeiro: ABNT, 2009.

BASTOS, D.N. *Toxicidade do Herbicida Glifosato em Daphnia magna e pós-larvas de Rhamdia quelen*. Dissertação (Mestrado) – Centro de Engenharias e Ciências Exatas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2013.

BATTAGLIN, W.A.; MEYER, M.T.; KUIVILA, K.M.; DIETZE, J.E. Glyphosate and its degradation product AMPA occur frequently and widely in US soils, surface water, groundwater, and precipitation. *Journal of the American Water Resources Association*, v. 50, n. 2, p. 275-290, 2014. <https://doi.org/10.1111/jawr.12159>

BIANCHI, M.O.; CORREIA, M.E.F.; RESENDE, A.S.; CAMPELLO, E.F.C. *Importância de estudos ecotoxicológicos com invertebrados do solo*. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2010.

CALIFORNIA DEPARTMENT PESTICIDES REGULATION (CDPR). *Environmental Pathways of Imidacloprid*. CDPR, 2016. Disponível em: <<https://www.cdpr.ca.gov/docs/risk/rcd/imidacloprid.pdf>>. Acesso em: set. 2019.

COUPE, R.H.; KALKHOFF, S.J.; CAPEL, P.D.; GREGOIRE, C. Fate and transport of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface waters of agricultural basins. *Pest Management Science*, v. 68, n. 1, p. 16-30, 2012. <https://doi.org/10.1002/ps.2212>

DARUICH, J.; ZIRULNIK, F.; GIMENEZ, M.S. Effect of the herbicide glyphosate on enzymatic activity in pregnant rats and their fetuses. *Environmental Research*, v. 85, n. 3, p. 226-231, 2001. <https://doi.org/10.1006/enrs.2000.4229>

- DORES, E.F.G; DE-LAMONICA-FREIRE, E.M. Contaminação do ambiente aquático por pesticidas. Estudo de caso: Águas usadas para abastecimento humano em Primavera do Leste. Mato Grosso. Análise preliminar. *Química Nova*, v. 24, n. 1, p. 27-36, 2001. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422001000100007>
- ELENDT, B.P.; BIAS, W.R. Trace nutrient deficiency in *Daphnia magna* cultured in standard medium for toxicity testing: effects of the optimization of culture conditions on life history parameters of *Daphnia magna*. *Water Research*, v. 24, n. 9, p. 1157-1167, 1990. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(90\)90180-E](https://doi.org/10.1016/0043-1354(90)90180-E)
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). *Imidacloprid Pesticide Factor Sheet*. Washington, D.C.: EPA, 1994.
- ESSER, H.O.; DUPUIS, G.; EBERT, E.; MARCO, G.; VOGEL, C. Triazines. In: KEARNEY, P.C.; KAUFMAN, D.D. (orgs.). *Herbicides: Chemistry, degradation and mode of action*. Nova York: Kaufmann, 1985. v. 1. p. 129-208.
- EUROPEAN UNION. Regulation (EC) No. 1107/2009 of the European parliament and of the council. Off. J. Eur. Union. European Union, 2009.
- EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY (EFSA). *Guidance on tiered risk assessment for plant protection products for aquatic organisms in edge-of-field surface waters*. 3290. EFSA, 2013.
- EVIDENCE 700 WG: agroquímico. *Ficha de informações de Segurança de Produtos químicos*. São Paulo: Bayer, 2011.
- FERREIRA, M.L.P.C. A pulverização aérea de agrotóxicos no Brasil: cenário atual e desafios. *Revista Direito Sanitário*, v. 15, n. 3, p. 18-45, 2014. <https://doi.org/10.11606/issn.2316-9044.v15i3p18-45>
- FOLT, C.L.; CHEN, C.Y.; MOORE, M.V.; BURNAFORD, J. Synergism and antagonism among multiple stressors. *Limnology and Oceanography*, v. 44, n. 3, parte 2, p. 864-877, 1999. https://doi.org/10.4319/lo.1999.44.3_part_2.0864
- FREITAS, E.C.; ROCHA, O. Acute and chronic effects of atrazine and sodium dodecyl sulfate on the tropical freshwater cladoceran *Pseudosida ramosa*. *Ecotoxicology*, v. 21, n. 5, p. 1347-1357, 2012. <https://doi.org/10.1007/s10646-012-0888-1>
- FUZINATTO, C.F. *Avaliação da Qualidade da Água de Rios Localizados na Ilha de Santa Catarina utilizando Parâmetros Toxicológicos e o Índice de Qualidade de Água*. 243f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.
- GHERARDI-GOLDSTEIN, E. *et al. Procedimentos para utilização de testes de toxicidade no controle de efluentes líquidos*. São Paulo: CETESB, 1990.
- GOULSON, D. Review: an over view of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides. *Journal of Applied Ecology*, v. 50, n. 4, p. 977-987, 2013. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12111>
- HOLT, E.A.; MILLER, S.W. Bioindicators: using organisms to measure environmental impacts. *Nature*, v. 3, n. 10, p. 8-13, 2010.
- IEROMINA, O.; PEIJENBURG, W.J.G.M.; SNOO, G.; MÜLLER, J.; KNEPPER, T.P.; VIJVER, M.G. Impact of Imidacloprid on *Daphnia magna* under different food quality regimes. *Environmental Toxicology Chemistry*, v. 33, n. 3, p. 621-631, 2014. <https://doi.org/10.1002/etc.2472>
- INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER (IARC). *Evaluation of five organophosphate insecticides and herbicides*. IARC, 2015. v. 12. Disponível em: <<https://www.iarc.fr/news-events/iarc-monographs-volume-112-evaluation-of-five-organophosphate-insecticides-and-herbicides/>>. Acesso em: ago. 2019.
- INTERNATIONAL STANDARD (ISO). *ISO 6341*. Water quality. Determination of the inhibition of the mobility of *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea). Acute toxicity test. ISO, 2012.

- IWAFUNE, T. Studies on the behavior and ecotoxicity of pesticides and their transformation products in a river. *Journal of Pesticides Science*, v. 43, n. 4, p. 297-304, 2018. <http://doi.org/10.1584/jpestics.J18-01>
- KHATRI, N.; TYAGI, K.S. Influences of natural and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas. *Front Life Science*, v. 8, n. 1, p. 23-39, 2015. <https://doi.org/10.1080/21553769.2014.933716>
- KNIE, J.L.W.; LOPES, E.W.B. *Testes ecotoxicológicos: métodos, técnicas e aplicações*. Florianópolis: FATMA / GTZ, 2004.
- KURWADKAR, S.T.; DEWINNE, D.; WHEAT, R.; MCGAHAN, D.G., MITCHELL, F.L. Time dependent sorption behavior of dinotefuran, imidacloprid and thiamethoxam. *Journal of the Environmental Science Health, Part B*, v. 48, n. 4, p. 237-242, 2013. <https://doi.org/10.1080/03601234.2013.742412>
- LE, Q.A.V.; SEKHON, S.S.; LEE, L.; KO, H.J.; MIN, J. *Daphnia* in water quality biomonitoring - "omic" approaches. *Toxicology Environmental Health Science*, v. 8, n. 1, p. 1-6, 2016. <https://doi.org/10.1007/s13530-016-0255-3>
- LIU, Z.; WANG, Y.; ZHU, Z.; YANG, E.; FENG, X.; FU, Z.; JIN, Y. Atrazine and its main metabolite salterthe locomotor activity of larval zebrafish (*Danio rerio*). *Chemosphere*, v. 148, p. 163-170, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.01.007>
- MARC, J.; MULNER-LORILLON, O.; BOULBEN, S.; HUREAU, D.; DURAND, G.; BELLÉ, R. Pesticide Roundup provokes cell division dysfunction at the level of CDK1/cyclin B activation. *Chemical Research Toxicology*, v. 15, n. 3, p. 326-331, 2002. <https://doi.org/10.1021/tx015543g>
- MAYASICH, J.M.; KARLANDER, E.P.; TERLIZZI JUNIOR, D.E. Growth responses of *Nannochloris oculata* Droop and *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin to the herbicide atrazine as influenced by light intensity and temperature in unialgal and bialgal assemblage. *Aquatic Toxicology*, v. 10, n. 4, p. 187-197, 1987.
- MERCURIO, P.; FLORES, F.; MUELLER, J.F.; CARTER, S.; NEGRI, A.P. Glyphosate persistence in seawater. *Marine Pollution Bulletin*, v. 85, n. 2, p. 385-390, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.01.021>
- MOREIRA, R.A.; MANSANO, A.S.; SILVA, L.C.; ROCHA, O. A comparative study of the acute toxicity of the herbicide atrazine to cladocerans *Daphnia magna*, *Ceriodaphnia silvestrii* and *Macrothrix flabelligera*. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 26, n. 1, p. 1-8, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X2014000100002>
- OSTEN, J.R.; DZUL-CAAMAL, R. Glyphosate Residues in Groundwater, Drinking Water and Urine of Subsistence Farmers from Intensive Agriculture Localities: A Survey in Hopelchén, Campeche, Mexico. *International Journal of Environmental Research Public Health*, v. 14, n. 6, p. 595, 2017. <https://doi.org/10.3390/ijerph14060595>
- PARMAR, T.K.; RAWTANI, D.; AGRAWAL, Y.K. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in Life Science*, v. 9, n. 2, p. 110-118, 2016. <https://doi.org/10.1080/21553769.2016.1162753>
- PROSEN, H. Fate and determination of triazine herbicides in soil. In: HASANEEN, M.N.A.E. (org.). *Herbicides: Properties, Synthesis and Control of Weeds*. Rijeka: Intech, 2012. p. 43-58.
- REBELO, R.M.; VASCONCELOS, R.A.; BUYS, B.D.M.C.; REZENDE, J.A.; MORAES, K.O.C.; OLIVEIRA, R.P. *Produtos agrotóxicos e afins comercializados em 2009 no Brasil: uma abordagem ambiental*, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Brasília: IBAMA, 2010.
- RIBEIRO, M.L.; LOURENCETTI, C.; PEREIRA, S.Y.; MARCHI, M.R.R. Contaminação de águas subterrâneas por pesticidas: avaliação preliminar. *Química Nova*, v. 30, n. 3, p. 688, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422007000300031>
- RICHARD, S.; MOSLEMI, S.; SIPAHUTAR, H.; BENACHOUR, N.; SERALINI, G.E. Differential effects of glyphosate and roundup on human placental cells and aromatase. *Environmental Health Perspective*, v. 113, n. 6, p. 716-720, 2005. <https://doi.org/10.1289/ehp.7728>

RONCO, A.E.; MARINO, D.J.G.; ABELANDO, M.; ALMADA, P.; APARTIN, C.D. Water quality of the main tributaries of the Paraná Basin: glyphosate and AMPA in surface water and bottom sediments. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 188, p. 458, 2016. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5467-0>

SARIGUL, Z.; BEKCAN, S. Acute toxicity of the herbicide glyphosate on *Daphnia magna*. *Journal of Agricultural Science*, v. 15, n. 2, p. 204-208, 2009.

SOUSA, E.S.; NAVAL, L.P. Análise de risco: Avaliação do potencial de contaminação de águas superficiais por agrotóxicos. In: SEMINÁRIO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA UFT, 2013, Palmas. *Anais...* Palmas.

THUYET, D.Q.; JORGENSON, B.C.; WISSEL-TYSON, C.; WATANABE, H.; YOUNG, T.M. Wash off of imidacloprid and fipronil from turf and concrete surfaces using simulated rainfall. *Science Total Environment*, v. 414, p. 515-524, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.10.051>

TSYGANKOV, V.Y.; BOYAROVA, M.D.; LUKYANOVA, O.N.; KHRISTOFOROVA, N.K. Bioindicators of Organochlorine Pesticides in the Sea of Okhotsk and the Western Bering Sea. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 73, n. 2, p. 176-184, 2017. <https://doi.org/10.1007/s00244-017-0380-2>

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). *Basic Information about Pesticide Ingredients*. USEPA, 2017. Disponível em: <<https://www.epa.gov/ingredients-used-pesticide-products/basic-information-about-pesticideingredients>>. Acesso em: ago. 2018.

_____. *Hazards summary*. USEPA, 2007. Disponível em: <<https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/2256#section=Hazards-Summary>>. Acesso em: set. 2019.

_____. Overview of the Ecological Risk Assessment Process in the Office of Pesticide Programs. Washington, D.C.: USEPA, 2004. Acesso em: set. 2019.

VAN STEMPTVOORT, D.R.; SPOELSTRA, J.; SENGER, N.D.; BROWN, S.J.; POST, R.; STRUGER, J. Glyphosate residues in rural groundwater, Nottawasaga River watershed, Ontario, Canada. *Pest Management Science*, v. 72, n. 10, p. 1862-1872, 2016. <https://doi.org/10.1002/ps.4218>

ZUCKER, E. *Hazard Evaluation Division: Standard Evaluation Procedure – Acute toxicity test for freshwater fish*. Washington, D.C.: USEPA, 1985.



A INFLUÊNCIA DA PRECIPITAÇÃO E DA TEMPERATURA SOBRE AS OCORRÊNCIAS DE FEBRE CHIKUNGUNYA NO MUNICÍPIO DE BELÉM DO PARÁ, BRASIL

THE INFLUENCE OF CLIMATIC VARIABLES OF PRECIPITATION AND TEMPERATURE ON THE OCCURRENCES OF CHIKUNGUNYA FEVER IN BELÉM, PARÁ, BRAZIL

Jaqueline Portal da Silva 

Doutoranda do Programa de Pós Graduação Ciências Ambientais, UFPA/MPEG/EMBRAPA e docente da Universidade Federal do Oeste do Pará, UFOPA - Santarém (PA), Brasil.

Márcia Aparecida da Silva Pimentel 

Docente na Universidade Federal do Pará (UFPA), Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPGCA) – Belém (PA), Brasil.

Mário Augusto Gonçalves Jardim 

Pesquisador do Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações, Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG) - Belém (PA), Brasil.

Endereço para correspondência:

Jaqueline Portal da Silva – Instituto de Ciência e Tecnologia das Águas – Rua Vera Paz, s/n. – Salé – CEP 68040-470 – Santarém (PA), Brasil – E-mail: jaqueline.silva@ufopa.edu.br

Recebido em: 03/07/2019

Aceito em: 08/11/2019

RESUMO

O objetivo desta pesquisa foi avaliar a influência das variáveis climáticas temperatura do ar e precipitação pluviométrica sobre as ocorrências de febre chikungunya (CHIKF). Conduziu-se o estudo no período de 2016 a 2018, com área de aplicação no município de Belém (PA). Analisaram-se as variáveis com base em estatísticas descritivas, das quais foram determinados média, desvio padrão, coeficiente de variação, mediana, mínimo e máximo. As normalidades das variáveis foram definidas pelo uso de testes de correlação paramétricos ou não paramétricos. Procedeu-se à análise de regressão linear múltipla para as variáveis que apresentaram significância estatística. A sazonalidade foi confirmada com registros de CHIKF mais altos no primeiro semestre do ano, quando são registradas as maiores incidências de chuvas e as temperaturas mais amenas da região. A correlação de Pearson identificou associação entre as ocorrências de CHIKF e as variáveis de temperatura e precipitação em 2016, que apresentaram, respectivamente, associação positiva e fraca e associação negativa e fraca. Em Belém, as características climáticas locais favorecem a manutenção da CHIKF, entretanto, no estudo das arboviroses, devem ser considerados outros elementos também, como os fatores socioambientais.

Palavras-chave: arbovirose; doenças tropicais negligenciadas; epidemiologia.

ABSTRACT

The objective of this research was to evaluate the influence of climatic variables of air temperature and rainfall on the occurrence of Chikungunya fever (CHIKF). The study was conducted from 2016 to 2018, with application area in the municipality of Belém (PA). The variables were analyzed based on descriptive statistics from which mean, standard deviation, coefficient of variation, median, minimum and maximum were determined. Normality tests were performed to define by using the parametric or nonparametric correlation tests. For the variables that presented statistical significance, the multiple linear regression analysis was performed. Seasonality was confirmed with higher CHIKF records in the first half of the year, when the highest rainfall and mildest temperatures in the region are recorded. Pearson's correlation identified an association between CHIKF occurrences and temperature and precipitation variables in 2016, which presented respectively positive and weak association and negative and weak association. In Belém, local climatic characteristics favor the maintenance of Chikungunya fever, however in the study of arboviruses other factors such as social and environmental factors should be considered.

Keywords: arbovirus; neglected tropical diseases; epidemiology.

INTRODUÇÃO

A febre chikungunya (CHIKF) é uma doença viral com primeira epidemia documentada na Tanzânia, no continente africano, em 1952, com focos subsequentes identificados na África e na Ásia nos anos 1950 e 60 (JANSEN *et al.*, 2015; PANDEY *et al.*, 2015; WIMALASIRI-YAPA *et al.*, 2019). Em 2004, um surto de CHIKF originado na costa do Quênia se expandiu, atingindo em 2005 ilhas do Oceano Índico. No ano de 2006, epidemias da doença ocorreram na Índia e em alguns países do sudeste asiático. Em 2007, casos autóctones da arbovirose foram reportados na Itália, na região de Ravena, e no ano de 2010 o vírus voltou a causar surtos em países como Índia, Indonésia, Myanmar, Tailândia, Ilhas Maldivas e Ilha de Reunião, além do sul da França, que registrou casos autóctones da doença (HONÓRIO *et al.*, 2015; GOULD *et al.*, 2010; HUMPHREY *et al.*, 2017; MAHAJAN; MAHAJAN, 2018; WIMALASIRI-YAPA *et al.*, 2019).

Nas Américas, o primeiro caso autóctone da doença foi registrado na região do Caribe, em dezembro de 2013. No ano seguinte, países da América do Sul, entre os quais Guiana Francesa, Suriname, Paraguai, Colômbia e Venezuela, registraram a circulação do vírus em seus territórios (DONALISIO; FREITAS, 2015; HALSTEAD, 2015; NAVECA *et al.*, 2019).

No Brasil, o primeiro caso autóctone da doença ocorreu em 2014, na cidade do Oiapoque, no Amapá, estado que faz fronteira com a Guiana Francesa, e no município de Feira de Santana, na Bahia (DONALISIO; FREITAS, 2015; HONÓRIO *et al.*, 2015; SILVA *et al.*, 2018b).

Quanto aos sinais e sintomas, a CHIKF tem apresentação clínica que se assemelha à da dengue, ou seja, febre de início agudo, cefaleia, náuseas, fadiga e dores musculares. Entretanto, a principal manifestação clínica que a difere da dengue são as fortes dores nas articulações, tendo como consequência a redução da produtividade e da qualidade de vida (PANDEY *et al.*, 2015; SAM *et al.*, 2015; MAHAJAN; MAHAJAN, 2018).

Há duas espécies principais de mosquitos do gênero *Aedes* com capacidade de transmitir a CHIKF: o *Aedes aegypti* e o *Aedes albopictus*, ambas espécies invasoras e cosmopolitas que se desenvolvem principalmente em áreas tropicais e subtropicais, como a África, as Américas Central e do Sul, o Caribe, parte da Austrália,

Ásia e algumas ilhas no Pacífico e Índico, por causa das condições climáticas e ambientais que favorecem sua proliferação (HONÓRIO *et al.*, 2015; PATTERSON *et al.*, 2016; REINHOLD *et al.*, 2018).

No Brasil, o *A. aegypti* é o principal vetor de arbovírus como a dengue, febre amarela, zika e chikungunya. De comportamento antropofílico, esse mosquito evoluiu para viver todo o seu ciclo de vida, de larvas a adultos, em estreita proximidade com seus hospedeiros humanos (HONÓRIO *et al.*, 2015; PATTERSON *et al.*, 2016; REINHOLD *et al.*, 2018). Nas décadas de 1950 e 60, o mosquito *Aedes* foi intensamente combatido no país, sobretudo enquanto vetor da febre amarela, um problema de saúde pública nas Américas, quando após diversas campanhas se acreditou que ele havia efetivamente sido erradicado do território nacional e de quase todos os países latino-americanos, a exceção de Suriname, Venezuela, Cuba, Jamaica, Haiti, República Dominicana e Colômbia (AZEVEDO *et al.*, 2011). Porém, em razão das mudanças ambientais e sociais, como o intenso processo de urbanização ocorrido no país, além de falhas nas ações de controle da vigilância epidemiológica, deu-se em 1967 sua reinfestação no município de Belém do Pará, e em meados de 1970 no Rio de Janeiro. Atualmente, o *A. aegypti* pode ser encontrado em todas as unidades federativas do território nacional (AZEVEDO *et al.*, 2011; COSTA *et al.*, 2011).

Em seu ciclo de desenvolvimento, o *A. aegypti* passa pelas fases de ovo, larva, pupa e mosquito adulto. Seus ovos são resistentes à dessecação, e em contato com a água, após a eclosão, seu desenvolvimento até a forma adulta pode levar um período de até dez dias. A duração da fase larval não passa de cinco dias, enquanto a fase da pupa dura dois ou três dias. Somente as fêmeas picam o homem, pois necessitam das proteínas presentes no sangue para maturar seus ovos, podendo realizar quatro ou cinco ciclos reprodutivos e viver na natureza em média de 30 a 35 dias (ALMEIDA; SILVA, 2017; REINHOLD *et al.*, 2018; FIOCRUZ, 2019).

O vírus chikungunya (CHIKV) é transmitido de humano para humano pela picada do mosquito fêmea infectado, e após um período de incubação que varia de um a doze dias (geralmente de três a sete dias), ocorre a viremia da doença e os sintomas desenvolvem-se. Ao entrar no mosquito, por meio das picadas, o vírus

também requer um período de incubação que pode variar de seis a quinze dias, antes de poder ser transmitido a outra pessoa, e para que a transmissão ocorra, o mosquito deverá picar a pessoa infectada durante a fase de viremia da doença (RAMADONA *et al.*, 2016; MAHAJAN; MAHAJAN, 2018).

Na transmissão das doenças arbovirais, as variáveis climáticas são conhecidas como fatores que favorecem a dinâmica do mosquito vetor, uma vez que a elevação da temperatura reduz o tempo de desenvolvimento das larvas, aumentando a população de vetores adultos; diminui o período de incubação extrínseca, isto é, o tempo para que o vírus alcance a glândula salivar do mosquito, possibilitando, assim, maiores proporções de mosquitos infecciosos; e influencia na frequência com que as fêmeas adultas do mosquito se alimentam, o que aumenta a intensidade da transmissão (CORRÊA *et al.*, 2016). Por sua vez, a pluviosidade contribui para o crescimento do número de criadouros disponíveis, propiciando ambiente favorável à procriação do mosquito (VIANA; IGNOTTI, 2013).

Em razão da recente inserção da CHIKF no Brasil, ainda são poucos os estudos voltados à sua compreensão. Honório *et al.* (2015), Donalisio e Freitas (2015) e Silva *et al.* (2018b) em suas pesquisas descrevem as principais características da CHIKF e sua importância no contexto da saúde pública. Costa *et al.* (2018), Rodrigues *et al.* (2018a; 2018b), Silva *et al.* (2018a) e Tauro *et al.* (2019) desenvolveram estudos epidemiológicos relacionados às variáveis climáticas, socioeconômicas e ambientais, enquanto Naveca *et al.* (2019) investigaram a diversidade genética de cepas circundantes da CHIKF na cidade de Boa Vista, no estado de Roraima, na Amazônia brasileira.

A localização geográfica do Brasil, situado na região entre 5° Norte e 10° Sul, entre os trópicos de Capricórnio e de Câncer, favorece a elevada incidência de radiação solar que o país recebe, enquanto a zona de convergência intertropical (ZCIT) sobre o Atlântico equatorial é um dos principais indutores das chuvas sobre a re-

gião amazônica (MOREIRA *et al.*, 2019; FRANCO *et al.*, 2019). Ainda segundo ambos os autores, fatores como a topografia local, a cobertura vegetal, o ciclo hidrológico e a influência das correntes oceânicas nas regiões costeiras concorrem para a modulação do clima de determinada região.

Inserido nesse ambiente, o município de Belém do Pará, na Amazônia brasileira, caracteriza-se por temperaturas sempre elevadas, forte convecção e alta umidade do ar, favorecendo a formação de nuvens convectivas do tipo cúmulo-nimbo, que dão origem à grande incidência de precipitações na forma de pancadas de chuva, principalmente à tarde. Destaca-se ainda que o município, como todo grande aglomerado urbano, cria um clima com dinâmicas próprias, gerando anomalias na temperatura do ar, na umidade e na circulação local (BASTOS *et al.*, 2002). Corrêa *et al.* (2016) afirmam que as áreas tropicais e subtropicais entre os paralelos (latitudes) 35° Norte e 35° Sul constituem regiões que possuem o limite climático ótimo para o desenvolvimento de mosquitos vetores como o *Aedes*.

O primeiro caso autóctone de CHIKF em Belém foi confirmado em 2015, e, em função da sua recente introdução no município, são insipientes os estudos que abordam essa temática na região. Nesse sentido, compreender a inserção de Belém conforme uma dinâmica climática mais abrangente, em termos global e regional, e sua interação com seus fenômenos climáticos urbanos é um aspecto que deve ser considerado no contexto de um estudo epidemiológico, especialmente nas pesquisas relacionadas às arboviroses, uma vez que o aquecimento global associado a condições ambientais locais, naturais e/ou antrópicas poderá potencializar a expansão das doenças arbovirais transmitidas por mosquitos vetores, que passaram a constituir preocupação a nível global.

Com base nessas considerações, o presente estudo teve o objetivo de analisar a influência das condições climáticas de precipitação pluviométrica e temperatura do ar nas ocorrências de CHIKF no município de Belém.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O município de Belém constitui-se como um dos maiores municípios da Amazônia em termos populacionais,

com população estimada de 1.393.399 habitantes, dos quais 99% residem em sua porção urbana, conforme os

dados censitários do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010).

Situa-se nas coordenadas geográficas de 01°26' de latitude ao sul e 48°26' de longitude a oeste de Greenwich, às margens da Baía do Guajará e do Rio Guamá, distante a 120 quilômetros do Oceano Atlântico, no estuário do Rio Pará (MOREIRA *et al.*, 2019) (Figura 1).

As altas temperaturas do município justificam-se por sua localização um pouco abaixo da linha do Equador, na zona climática Af (segundo a classificação de Köppen). O clima é do tipo tropical úmido, de floresta equatorial, caracterizado por sua grande precipitação anual acumulada, que pode variar de 2.300 a 3 mil mm em determinadas áreas.

Em Belém, há dois períodos climáticos distintos: um mais chuvoso (de dezembro a maio) e outro menos chuvoso (de junho a novembro) (MOREIRA *et al.*, 2019). A temperatura

média de 26,4° e a umidade relativa do ar de 84% favorecem a formação de nuvens convectivas (COSTA; BLANCO, 2018).

A topografia é pouco variável e plana na área urbana e há grandes áreas que estão abaixo do nível do mar e que sofrem influência das marés altas, dificultando o escoamento das águas pluviais (MOREIRA *et al.*, 2019).

A área continental do município é composta de 13 bacias hidrográficas, e sua área insular é formada por 39 ilhas, que correspondem a 65,64% da sua área total. Todo o sistema hidrográfico da região sofre a influência das marés do Oceano Atlântico, e as oscilações dos níveis das águas, decorrentes das variações sazonais, elevam o nível d'água dos inúmeros canais que cortam a cidade, ocasionando inundações periódicas. Essa situação agrava-se quando as marés altas coincidem com o período chuvoso da região (FENZL *et al.*, 2010).

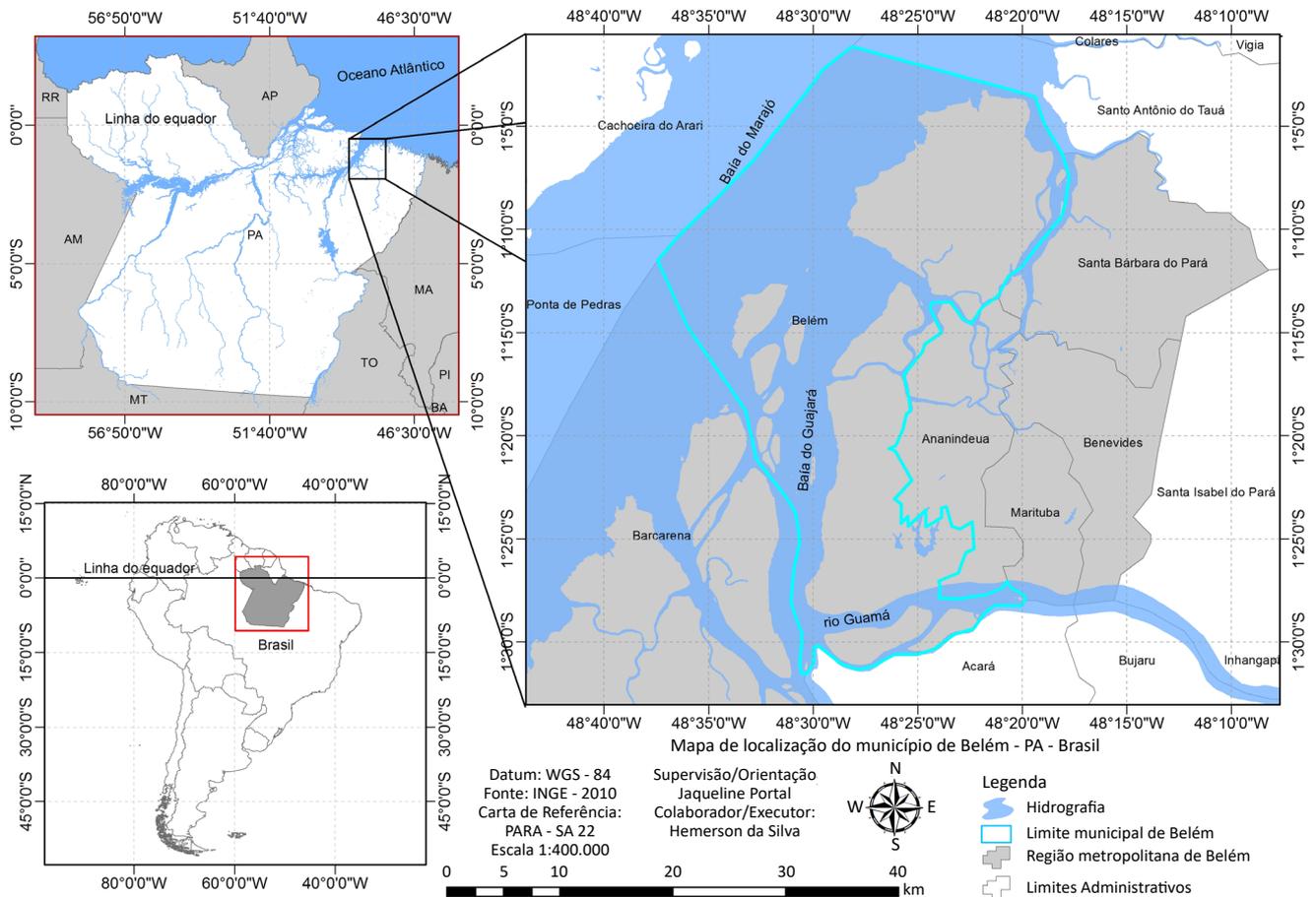


Figura 1 – Mapa de localização de Belém do Pará, Brasil.

Procedimentos metodológicos

Os dados semanais de precipitação pluviométrica (mm) e temperatura do ar (°C) foram disponibilizados pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), da Estação Meteorológica de Belém, referentes aos anos Por sua vez, os dados de CHIKF foram disponibilizados pelo Departamento de Controle de Endemias da Secretaria de Saúde Pública do Pará (SESPA), por meio do banco de dados das notificações de CHIKF do Sistema de Informação de Agravos de Notificação (SINAN).

Analisaram-se os dados climáticos e de CHIKF com base em estatísticas descritivas, das quais foram determinados média, desvio padrão, coeficiente de variação, mediana, mínimo e máximo.

Foram realizados testes de normalidade de Kolmogorov-Smirnov, e para as variáveis que apresentaram $p < 0.05$, optou-se pela logaritmização como medida para normalizar e homogeneizar a distribuição das variáveis, definindo-as, posteriormente, pelo uso de testes paramétricos de correlação linear de Pearson (r) ou testes não paramétricos de correlação de Spearman (ρ), que são medidas de associação entre variáveis numéricas e variam de -1 a 1. Quanto mais próximo de -1 ou 1, a correlação é dita perfeita.

Para as variáveis que apresentaram significância estatística, procedeu-se à aplicação da análise de regressão linear múltipla, cujo princípio consiste em modelar uma variável dependente (y), neste estudo representada pelas ocorrências de CHIKF, por meio da combinação linear de variáveis explicativas (x) ou independentes, representadas pelas variáveis climáticas.

Entretanto, antes de aplicar o modelo de regressão, foi preciso testar a significância das variáveis, pelo teste de significância global, ou teste F, que responde à seguinte pergunta: “o modelo é útil para prever a ocorrência de CHIKF com base nas variáveis de precipitação e temperatura?”.

Escolhido o modelo de regressão, devem-se estimar os coeficientes da equação da reta, $\hat{\beta}_0$ e $\hat{\beta}_1$. Isso pode ser feito mediante a aplicação do método dos mínimos quadrados, sendo a estimativa dada pela Equação 1:

$$\hat{y}_i = \hat{\beta}_0 + \hat{\beta}_1 x_i + \hat{\beta}_2 x_i \quad (1)$$

Em que:

\hat{y}_i = variável explicada (dependente), que no nosso estudo é a CHIKF;

$\hat{\beta}_0$ = constante, que representa a intercepção da reta com o eixo vertical;

$\hat{\beta}_1$ e $\hat{\beta}_2$ = constantes que representam o declive (coeficiente angular) da reta;

x_i = a variável explicativa (independente), que no presente trabalho são as variáveis climáticas.

Esta pesquisa foi protocolada na Plataforma Brasil, avaliada e aprovada pelo Comitê de Ética em Pesquisa do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Pará (UFPA), conforme Certificado de Apresentação para Apreciação Ética (CAAE), protocolo 91680318.6.0000.0018.

RESULTADOS

Variáveis climáticas e epidemiológicas

Na Tabela 1, são elencados os dados semanais de temperatura do ar, precipitação pluviométrica e ocorrências de CHIKF, para os anos de 2016, 2017 e 2018, do município de Belém. A Tabela 2 contém estatísticas descritivas semestrais das variáveis climáticas de temperatura, precipitação e ocorrências de CHIKF.

No triênio, a temperatura apresentou comportamento sazonal com maiores índices registrados no segundo semestre.

Os maiores índices de precipitação foram registrados no primeiro semestre de 2016 e 2017, e em 2018 o maior índice de precipitação foi identificado no segundo semestre.

As maiores ocorrências de CHIKF deram-se no primeiro semestre, com exceção do ano de 2016, que identificou maiores ocorrências no segundo semestre, possivelmente relacionadas às subnotificações da doença, que somente confirmou o primeiro caso autóctone em 2015.

Tabela 1 – Dados semanais de precipitação total, temperatura média e ocorrências de febre chikungunya (CHIKF), no período de 2016 a 2018, para Belém (PA).

Semana	2016			2017			2018		
	CHIKF	T. ar (°C)	Precipitação (mm)	CHIKF	T. ar (°C)	Precipitação (mm)	CHIKF	T. ar (°C)	Precipitação (mm)
1	0	27,60	38,30	1	26,53	134,3	13	26,80	187,48
2	0	27,45	67,00	7	26,17	80,7	16	26,07	182,64
3	1	27,72	135,60	15	26,32	104,4	15	26,54	186,36
4	0	27,01	8,39	11	26,30	186,7	24	26,26	183,32
5	1	25,91	97,70	7	26,74	150,1	40	26,11	181,18
6	0	27,03	152,50	12	26,33	169,1	41	26,03	183,02
7	0	26,78	112,60	9	25,96	116,4	28	26,40	186,92
8	0	27,14	146,10	20	26,31	174,3	54	26,09	181,32
9	2	27,29	152,20	5	26,05	127,8	84	26,77	187,34
10	0	27,24	184,50	27	25,78	142,2	89	27,04	190
11	0	27,09	152,20	18	25,71	211,3	99	27,03	189,38
12	0	27,22	106,40	21	26,30	99,8	101	26,74	185,82
13	1	27,32	81,90	27	26,51	170,3	79	26,43	185,46
14	0	27,40	91,20	31	26,23	190,8	93	26,29	183,84
15	0	27,50	151,40	25	26,43	43,5	86	26,11	182,86
16	0	27,78	129,30	48	26,91	92	101	26,77	186,98
17	0	28,66	39,80	47	26,77	109,3	98	26,44	185,76
18	2	27,55	36,80	19	26,56	158,6	57	26,48	184,3
19	0	27,84	75,00	34	27,21	103,1	110	26,34	184,52
20	1	27,96	57,10	53	27,71	25,5	103	26,82	189,14
21	0	27,92	19,20	33	27,07	15,2	114	26,63	185,08
22	2	27,82	88,90	36	27,25	40,1	89	27,15	190,96
23	1	27,59	35,40	22	27,73	15,3	129	27,24	191,54
24	2	27,33	10,20	40	27,78	34,3	93	27,43	190,78
25	1	26,33	166,80	36	27,22	59,4	101	27,07	190,72
26	1	27,06	65,20	26	27,07	49,9	146	27,67	193,88

Continua...

Tabela 1 – Continuação.

Semana	2016			2017			2018		
	CHIKF	T. ar (°C)	Precipitação (mm)	CHIKF	T. ar (°C)	Precipitação (mm)	CHIKF	T. ar (°C)	Precipitação (mm)
27	0	27,03	34,20	30	27,10	16,4	87	27,07	189,2
28	3	26,90	105,90	27	27,61	7,1	78	26,84	187,52
29	6	27,25	30,40	17	27,59	0	82	27,59	193,54
30	2	27,59	0,60	19	27,36	5,1	49	27,13	188,84
31	4	27,95	4,50	22	27,84	7,2	79	26,48	185,64
32	1	27,94	23,70	11	27,37	16,3	84	26,75	187,5
33	4	28,19	26,40	8	27,68	23	72	26,84	187,84
34	0	27,53	24,10	19	27,08	18,4	71	26,72	187,08
35	5	27,99	23,70	9	27,60	45,3	85	27,32	191,02
36	4	27,11	36,60	1	28,26	5,8	58	27,60	194,1
37	13	27,92	11,80	3	28,28	7,6	71	27,78	194,7
38	25	27,86	3,60	7	27,65	11,9	78	27,39	190,56
39	16	28,22	4,40	9	27,65	26,2	42	27,45	192,6
40	15	27,87	40,90	10	27,01	39,3	35	27,29	191,14
41	4	28,23	32,00	2	27,61	86,6	31	27,63	193,82
42	11	28,05	12,10	5	27,71	24,8	12	27,80	194,94
43	8	27,63	76,70	6	27,40	62	5	27,84	194,68
44	19	27,05	25,00	10	27,64	16,1	1	27,76	193,74
45	31	27,04	47,00	16	27,79	34,2	3	27,73	194,58
46	21	28,42	5,40	23	27,55	38	1	28,21	197,5
47	25	28,64	0,00	23	27,84	4,8	3	27,79	194,08
48	23	27,97	87,70	13	28,47	20	0	26,58	185,16
49	7	27,81	58,70	8	28,07	1,3	2	26,14	182,76
50	16	26,77	127,30	14	26,22	37,9	0	25,93	180,92
51	3	26,51	21,90	10	26,28	87	0	26,06	182,08
52	11	26,96	99,60	20	26,99	117,2	0	26,20	184,14

T. ar: grau Celsius (símbolo: °C).

De acordo com o banco de dados do Sinan e Sespa, o primeiro caso de CHIKF confirmado na capital do estado ocorreu no ano de 2015 (um caso). Nesse mesmo ano também foi confirmada a ocorrência da doença no município de São Domingos do Araguaia (um caso), totalizando dois casos confirmados no Pará.

No ano de 2016, foram confirmados 292 casos de CHIKF no município de Belém, a segunda maior ocorrência no estado, ficando atrás somente de São Domingos do Araguaia, que confirmou 376 casos da doença. Ao todo, no ano de 2016 foram confirmados 1.546 casos de CHIKF no Pará.

Em 2017, o maior número de casos confirmados da doença foi no município de Xinguara, com 1.502 casos. O município de Parauapebas, por sua vez, confirmou 1.466 casos da doença, ficando no segundo lugar do *ranking* paraense. A capital Belém ficou em terceiro lugar, com 972 casos confirmados. No Pará como um todo, no ano de 2017 foram confirmados 7.309 casos, com o registro de sete óbitos pelo agravo da doença (cinco em Xinguara, um no município de Conceição do Araguaia e um no município de Redenção).

Em 2018, Belém teve o maior número de registros da doença no estado, com 3.032 casos confirmados, o segundo maior registro tendo sido no município de

Marituba, com 1.503 casos confirmados, e em terceiro lugar ficou o município de Ananindeua, que registrou 674 casos.

Em 2018, os três municípios com os maiores números de ocorrência de CHIKF integram a Região Metropolitana de Belém (RMB). O único óbito pelo agravo da doença em 2018 no estado do Pará foi registrado em Belém.

De acordo com o banco de dados disponibilizados pelo Sinan e Sespa, em 2016, 2017 e 2018, foram confirmados respectivamente 292, 972 e 3.032 casos de CHIKF no município de Belém. Em 2016 e 2017 o número de ocorrências de CHIKF aumentou 233%, e de 2017 a 2018 houve crescimento de 212% no número de casos da doença na capital paraense.

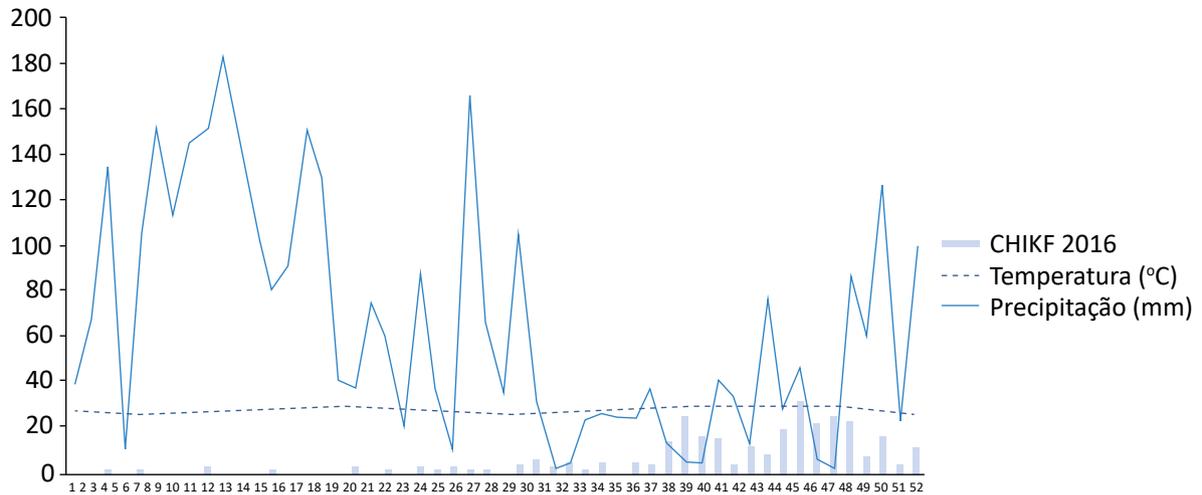
A Figura 2 apresenta as ocorrências semanais de CHIKF, temperatura, precipitação pluviométrica e ocorrências de CHIKF para os anos de 2016, 2017 e 2018.

Em 2016, observa-se aumento nas ocorrências de CHIKF na 37ª semana (mês de setembro) em diante, com pico máximo na 45ª semana (mês de novembro), nas quais as ocorrências diminuem gradativamente até o fim da 52ª semana epidemiológica. O baixo número de ocorrências, identificado no primeiro semestre de 2016, provavelmente se deu

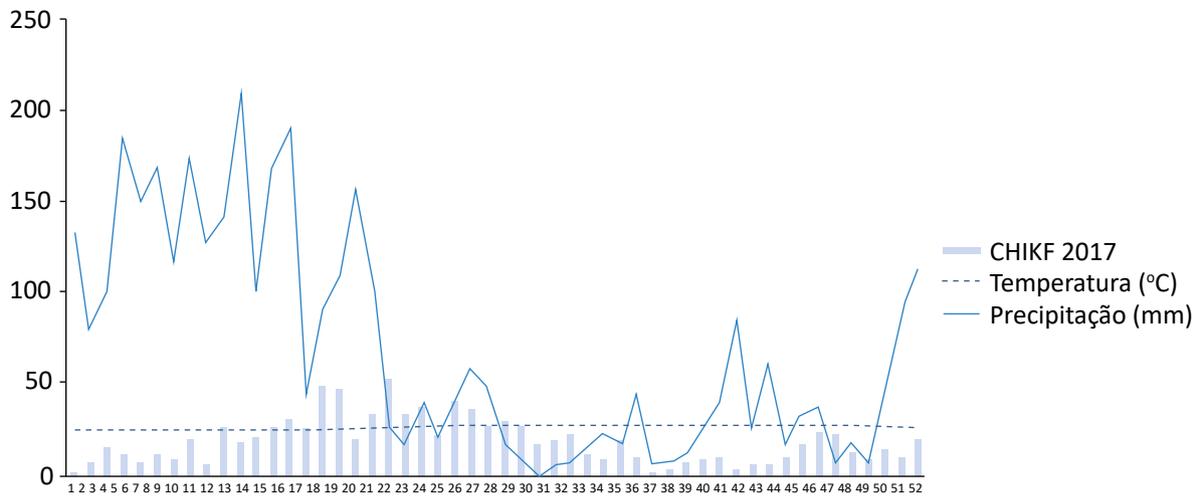
Tabela 2 – Estatísticas descritivas semestrais para as ocorrências de febre chikungunya (CHIKF), temperatura do ar e precipitação pluviométrica para os anos de 2016, 2017 e 2018.

	CHIKF					T. ar (°C)					Precipitação (mm)				
	Média	DP	CV	Máx.	Mín.	Média	DP	CV	Máx.	Mín.	Média	DP	CV	Máx.	Mín.
2016															
1º	0,6	0,8	1,3	2,0	0,0	27,4	0,5	0,0	28,7	25,9	90,9	54,7	0,6	184,5	0,0
2º	10,7	8,9	0,8	31,0	0,0	27,6	0,6	0,0	28,6	26,5	37,1	35,1	0,9	127,3	0,0
2017															
1º	24,2	14,0	0,6	53,0	1,0	26,7	0,6	0,0	27,8	25,7	107,9	59,1	0,5	211,3	15,2
2º	13,2	7,8	0,6	30,0	1,0	27,5	0,5	0,0	28,5	26,2	29,2	29,6	1,0	117,2	0,0
2018															
1º	77,0	37,2	0,5	146,0	13,0	26,6	0,4	0,0	27,7	26,0	186,6	3,4	0,0	193,9	181,2
2º	39,6	35,5	0,9	87,0	0,0	27,2	0,6	0,0	28,2	25,9	190,0	4,6	0,0	197,5	180,9

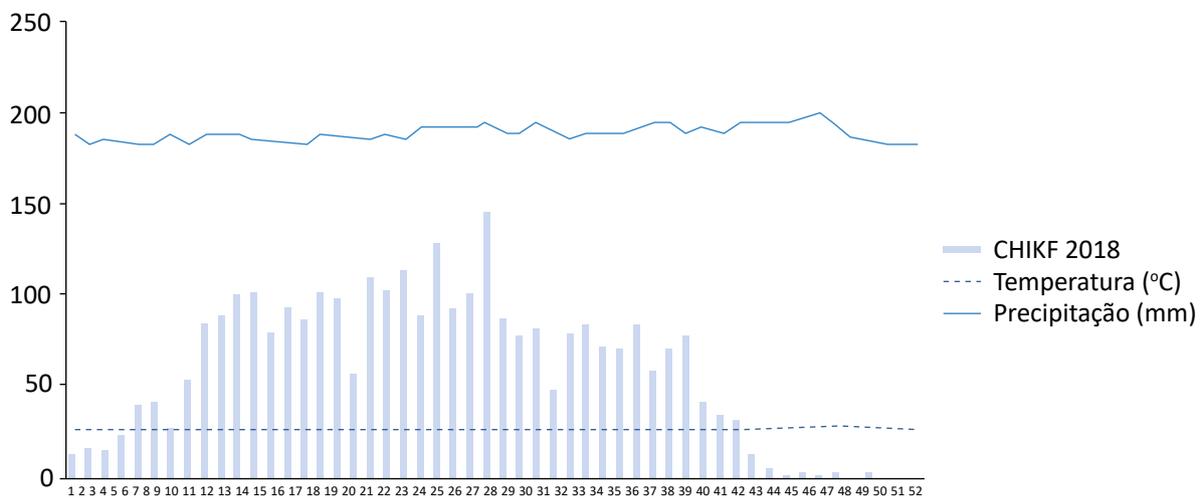
T. ar: grau Celsius (símbolo: °C); DP: desvio padrão; CV: coeficiente de variação; máx: máximo; mín: mínimo.



Semana Epidemiológica 2016



Semana Epidemiológica 2017



Semana Epidemiológica 2018

Figura 2 – Ocorrências semanais de febre chikungunya (CHIKF), temperatura do ar e precipitação pluviométrica para o período de 2016 a 2018, em Belém (PA).

em razão de subnotificações da doença, considerando que em Belém o primeiro caso de CHIKF foi confirmado no fim do segundo semestre de 2015, o que deve ter contribuído para que muitos casos tenham sido notificados como dengue, que é uma arbovirose endêmica no município. No decorrer de 2017, a notificação da doença tem seu pico máximo na 20ª semana (mês de maio), que corresponde ao

Correlação entre as variáveis climáticas e epidemiológicas

O gráfico de dispersão apresentado na Figura 3A apresenta relação direta entre os registros de CHIKF e temperatura do ar, ou seja, os registros da CHIKF aumentaram com o aumento da temperatura. Por sua vez, a Figura 3B traz relação inversa, ou seja, há diminuição nas ocorrências da doença no período menos chuvoso, enquanto a Tabela 3 contém o resultado dos testes paramétricos e não paramétricos das variáveis climáticas de temperatura, precipitação e as ocorrências de CHIKF.

O teste de normalidade para as ocorrências de CHIKF em 2016 apresentou $p < 0,05$. Definiu-se pela logaritimização da variável dependente para normalizar e homogeneizar sua distribuição, o que possibilitou o uso da correlação linear de Pearson, indentificando correlação positiva e fraca entre as ocorrências de CHIKF e temperatura do ar ($r = 0,337$; $p < 0,05$) e correlação negativa e fraca entre as ocorrências de CHIKF e precipitação pluviométrica ($r = -0,345$; $p < 0,05$). Confirmada a existência de correlação, procedeu-se à regressão linear múltipla, contudo antes de fazer uso do modelo foi feito o teste F de significância global,

término do período chuvoso da região, passando a apresentar redução gradual. Em 2018, vê-se o pico máximo das notificações da doença na 26ª semana epidemiológica (mês de julho), correspondente ao período de estiagem, na qual há redução contínua até a 43ª semana epidemiológica (mês de outubro), mantendo praticamente um padrão contínuo até a 52ª semana epidemiológica.

que respondeu à seguinte pergunta: “o modelo é útil para prever as ocorrências de febre CHIKF com base nas variáveis de temperatura e precipitação?”. O valor do R^2 ajustado (0,150) indica que as variáveis explicam, aproximadamente, 15% dos agravos da doença. A análise resultou em um modelo estatisticamente significativo [$F(2,32) = 2,833$; $p > 0,05$; $R^2 = 0,150$], com temperatura do ar ($\beta = 0,212$; $t = 1,092$; $p > 0,05$) e precipitação pluviométrica ($\beta = 0,230$; $t = -1,183$; $p > 0,05$). Isso quer dizer que a temperatura do ar impactou positivamente sobre a CHIKF, ou seja, com o aumento da temperatura há aumento nas ocorrências, enquanto a precipitação pluviométrica impactou negativamente, ou seja, as ocorrências de CHIKF diminuem no período menos chuvoso.

Em 2017, as ocorrências de CHIKF apresentaram distribuição normal ($p > 0,05$). Nesse sentido, procedeu-se à correlação de Pearson, que não identificou associação entre ocorrências de CHIKF, temperatura do ar ($r = -0,149$; $p > 0,05$) e precipitação pluviométrica ($r = 0,37$; $p > 0,05$).

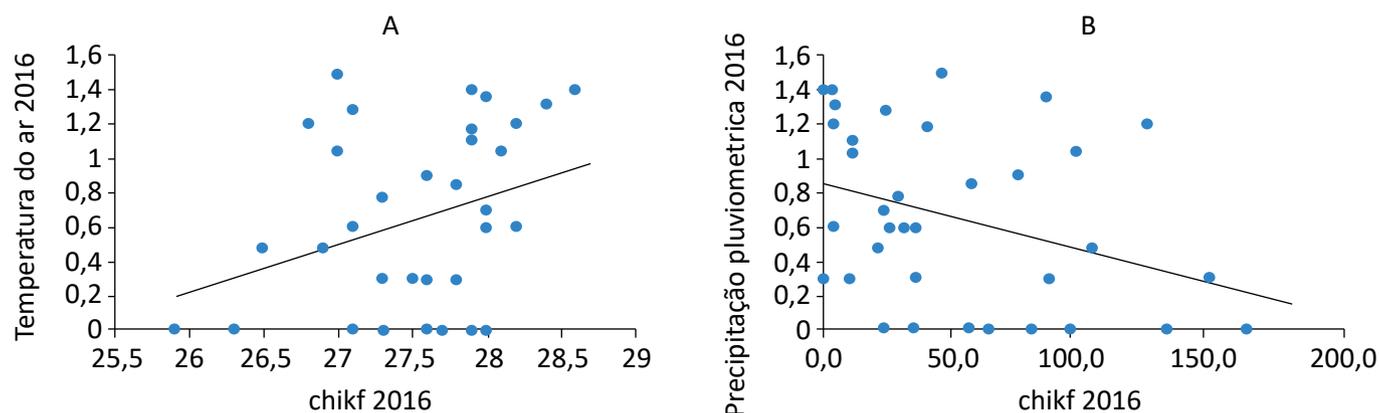


Figura 3 – Dispersão para a precipitação, temperatura e ocorrências de febre chikungunya (CHIKF), para Belém (PA), no ano de 2016.

Tabela 3 – Testes de correlação entre as ocorrências de febre chikungunya (CHIKF) e as variáveis de temperatura do ar e precipitação pluviométrica, para Belém (PA), de 2016 a 2018.

Matriz de correlação			
Variáveis			
	Correlação	Temperatura (°C)	Precipitação (mm)
2016	Pearson®	0,337	-0,345*
	Significância	0,048	0,043
2017	Pearson®	0,058	0,025
	Significância	0,684	0,860
2018	Spearman®	0,051	0,063
	Significância	0,721	0,657
Legenda			
	Positiva	Negativa	
Fraca	0,01 a 0,39	- 0,01 a - 0,39	
Moderada	0,40 a 0,69	- 0,40 a - 0,69	
Forte	0,70 a 0,89	- 0,70 a - 0,89	
Perfeita	0,90 a 1,00	- 0,90 a - 1,00	

Em 2018, as ocorrências de CHIKF não apresentaram distribuição normal ($p < 0,05$). Desse modo, optou-se pela logaritmização da variável, que ainda assim não apontou padrão de distribuição normal, fazendo-se

uso do teste não paramétrico de Spearman, que não identificou correlação entre as ocorrências da doença e a temperatura do ar ($\rho = 0,051$; $p > 0,05$) nem a precipitação pluviométrica ($\rho = - 0,063$; $p > 0,05$).

DISCUSSÃO

No triênio, a distribuição temporal da doença apresentou comportamento sazonal com maiores ocorrências de CHIKF no primeiro semestre de cada ano, que coincide com o período mais chuvoso da região.

Câmara *et al.* (2009) investigaram os efeitos da temperatura e precipitação associados às epidemias de dengue no Rio de Janeiro (RJ), entre 1986 e 2003. Nesse período ocorreram cinco grandes epidemias nas quais as médias das temperaturas para os primeiros trimestres dos anos de epidemias foram comparadas (teste *t*) com as médias dos trimestres correspondentes dos demais anos, as quais se mostraram significativamente mais altas que nos anos não epidêmicos, enquanto não foi encontrada associação entre os casos de dengue e a pluviosidade.

Viana e Ignotti (2013) em estudo de revisão sistemática da literatura de artigos científicos publicados no período de 1991 a 2010 sobre a ocorrência da dengue no Brasil e a sua relação com variáveis meteorológicas concluíram que, mesmo considerando as dificuldades no estabelecimento de um padrão sazonal chave da doença, por causa da diversidade de biomas e diferentes compartimentos climáticos nas distintas regiões geográficas brasileiras, se identifica aumento na ocorrência do agravo da doença principalmente no primeiro semestre de cada ano, período de pluviosidade e temperaturas mais elevadas na maior parte do país.

O estudo de Ferreira *et al.* (2018), em Araraquara (SP), entre 1991 e 2015, identificou comportamento sazonal

com aumento do número de casos de dengue nos meses de março a maio, que foram atribuídas às chuvas de janeiro a março, ou seja, chuva em um mês provoca aumento no número de casos nos dois meses subsequentes. Enquanto isso, a relação entre a temperatura e a infestação larvária foi leve e pareceu não ter influência sobre a doença, uma vez que as altas temperaturas, tanto no verão quanto no inverno, são adequadas para a proliferação do vetor.

A sazonalidade também foi identificada por Mahajan e Mahajan (2018), ao constatarem maiores casos de CHIKF no distrito de Amritsar, Punjab (Índia). Ocorreu entre setembro e dezembro, com pico de transmissão da doença em novembro, atribuído à estação quente e chuvosa nos meses de julho a setembro.

A regressão linear apontou associação correlacional fraca e significativa entre as ocorrências de CHIKF e as variáveis de temperatura do ar e de precipitação pluviométrica somente para o ano de 2016. Esses resultados são condizentes com as explicações de Depradine e Lovell (2004), de que o clássico procedimento de correlacionar casos de arboviroses transmitidas por mosquitos vetores com variáveis climáticas é fraco, de maneira geral em razão do efeito *time lag*, relacionado ao intervalo de tempo (defasagem) entre o fator biológico, a transmissão e o registro dos casos da doença no sistema de informação.

O papel dos fatores climáticos na dinâmica de transmissão das doenças arbovirais transmitidas por mosquito vetor tem sido bastante estudado, sendo a temperatura reconhecidamente o fator abiótico que mais exerce influência direta e indireta sobre o vetor, o vírus e suas interações (RAMADONA *et al.*, 2016; OGDEN, 2017; BENÍTEZ *et al.*, 2019). A elevação da temperatura reduz o tempo de desenvolvimento das larvas, o que contribui para o aumento da população de mosquitos adultos, acelerando a taxa de metabolismo do mosquito e a capacidade de digestão sanguínea, o que faz com que o vetor se alimente com maior frequência, aumentando, conseqüentemente, a intensidade da transmissão (GITHEKO *et al.*, 2000; RAMADONA *et al.*, 2016; BENÍTEZ *et al.*, 2019). Sobre o vírus, o aumento da temperatura exerce influência na replicação e maturação do vírus no vetor, contribuindo com a diminuição do período de incubação extrínseca, possibilitando, assim, maiores proporções de mosquitos infecciosos (CÂMARA *et al.*, 2009; CORRÊA *et al.*, 2016; BENÍTEZ *et al.*, 2019).

Entretanto, destaca-se que os mosquitos do gênero *Aedes* funcionam em uma faixa de temperatura ótima, além dos pontos mínimos e máximos críticos para os quais sua atividade é impossível e o risco de morte aumenta. Mesmo com variações, tem sido demonstrado que esse vetor se desenvolve plenamente entre 15 e 35°C (REINHOLD *et al.*, 2018).

Já o efeito da precipitação pluviométrica se relaciona com as condições sociais e ambientais locais, uma vez que a chuva aumenta a disponibilidade de hábitat larval, bem como permite que os ovos dos *Aedes* se transformem em mosquitos adultos, aumentando a densidade populacional do vetor. Entretanto, essa relação nem sempre é linear, uma vez que fortes chuvas podem destruir os criadouros existentes de mosquitos, afetar a maturação de ovos ou larvas e, conseqüentemente, influenciar desfavoravelmente a abundância do vetor (VIANA; IGNOTTI, 2013; LIMA *et al.*, 2016; RAMADONA *et al.*, 2016; LI *et al.*, 2017; LOWE *et al.*, 2018).

Com o objetivo de compreender os efeitos de defasagem entre variáveis climáticas e ocorrências de dengue, Ribeiro *et al.* (2006), utilizando a correlação não paramétrica de Spearman, não observaram associação entre os valores de temperatura e pluviosidade e o número de casos da doença quando as variáveis foram associadas para o mesmo mês de análise. Tal associação passou a ser observada quando os valores dos fatores abióticos de determinado mês foram ligados ao número de casos da doença do mês seguinte. Essa defasagem revelou associação significativa no segundo, no terceiro e no quarto mês de observação. Ou seja, a chuva e a temperatura de determinado mês contribuíram para explicar o número de casos de dengue de dois até quatro meses depois, quando as respectivas forças de associação se estabilizaram.

Ramadona *et al.* (2016) utilizaram séries temporais de dados meteorológicos e de dengue para desenvolver um modelo de alerta precoce para surtos da doença na província de Yogyakarta, na Indonésia. Após testes de normalidade e autocorrelação, foram utilizados modelos de regressão não lineares que identificaram que a temperatura com defasagem de três meses e a precipitação com defasagem de dois ou três meses foram melhores preditores para o modelo.

Li *et al.* (2017) propuseram um modelo de alerta precoce para surtos de dengue na província de Guangdong

(China), integrando dados de consulta na internet, dados de vigilância epidemiológica e dados meteorológicos de temperatura e precipitação. Por meio de associações não lineares, os resultados identificaram que a defasagem se correlacionava positivamente com a temperatura mínima semanal média em um intervalo de nove semanas, enquanto a precipitação influenciava na abundância de vetores nas semanas subsequentes.

Lowe *et al.* (2018), mediante o conceito de defasagem, elaboraram um modelo de previsão para surtos de dengue tendo em vista eventos climáticos extremos. Os resultados encontrados sugerem que as condições de seca influenciam positivamente nas ocorrências de dengue em prazos de até cinco meses, enquanto o excesso de chuvas aumenta o risco em prazos mais curtos, entre um e dois meses.

CONCLUSÃO

A análise temporal constatou o aumento no número de casos da doença entre 2016 e 2018. No período analisado, houve padrão sazonal com maiores ocorrências da CHIKF no primeiro semestre, no qual foram registrados maiores índices de chuvas e temperaturas mais amenas, e houve redução no número de registros da doença no segundo semestre, que coincide com o período de estiagem da região.

Em 2016, a temperatura do ar correlacionou-se positivamente com a CHIKF, enquanto precipitação pluviométrica se correlacionou negativamente com a doença.

A regressão linear múltipla identificou correlação positiva e fraca entre a temperatura do ar e a CHIKF e correlação negativa e fraca entre a precipitação pluviométrica e a CHIKF em 2016. Esses resultados reforçam a necessidade de considerar o efeito *time lag* no estudo das arboviroses transmitidas por mosquito vetor.

Convém ainda destacar que as arboviroses, como a febre CHIKF, apresentam causas multifatoriais, como, por exemplo, relação com a infraestrutura urbana precária e com as condições socioeconômicas, como a densidade populacional, a renda, entre outras.

AGRADECIMENTOS

Agradecimento à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), a concessão de bolsa de pesquisa.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, C.A.P.; SILVA, R.M. Modelagem espacial dos casos de dengue e variáveis socioambientais em João Pessoa, Cabedelo e Bayeux, Paraíba. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 10, n. 5, 2017. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v10.n5.p1455-1470>
- AZEVEDO, T.S. de; PIOVEZAN, R.; ZUBEN, C.J.V.; ANDRÉ, I.R.N.; ALMEIDA, D. Perfil epidemiológico da dengue no município de Rio Claro no período de 1996 a 2010. *Revista Brasileira de Geografia Médica e da Saúde - Hygeia*, v. 7, n. 12, p. 19-30, jun. 2011.
- BASTOS, T.X.; PACHECO, N.A.; NECHET, D.; SÁ, T.D. de A. *Aspectos climáticos de Belém nos últimos cem anos*. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2002. 31 p.
- BENÍTEZ, Y.M.; CORTÉS, K.J.M.; MONTENEGRO, E.G.M.; GARCÍA, V.H.P.; DÍAZ, A.L.M. Influencia de la temperatura ambiental en el mosquito *Aedes spp.* y la transmisión del virus del dengue. *CES Medicina*, v. 33, n. 1, p. 43, 2019. <http://dx.doi.org/10.21615/cesmedicina.33.1.5>
- CÂMARA, F.P.; GOMES, A.F.; SANTOS, G.T.; CÂMARA, D.C.P. Clima e epidemias de dengue no Estado do Rio de Janeiro. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, v. 42, n. 2, p. 137-140, mar.-abr. 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S0037-86822009000200008>

- CORRÊA, J.A.J.; COSTA, A.C.L.; PEREIRA, I.C.N. Associação entre a precipitação pluviométrica e a incidência de dengue em sete municípios do estado do Pará. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 9, n. 7, p. 2264-2276, 2016. <http://dx.doi.org/10.5935/1984-2295.20160161>
- COSTA, C.E.A.S.; BLANCO, C.J.C. Influência da variabilidade climática sobre a erosividade em Belém (PA). *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 33, n. 3, p. 509-520, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/0102-7786333010>
- COSTA, S.D.S.B.; BRANCO, M.D.R.F.C.; AQUINO JUNIOR, J.; RODRIGUES, Z.M.R.; QUEIROZ, R.C.S.; ARAÚJO, A.S.; CÂMARA, A.P.B.; SANTOS, P.S.; PEREIRA, E.D.A.; SILVA, M.S.; COSTA, F.R.V.; SANTOS, A.V.D.; MEDEIROS, M.N.L.; ALCÂNTARA JÚNIOR, J.O.; VASCONCELOS, V.V.; SANTOS, A.M.; SILVA, A.A.M. Spatial analysis of probable cases of dengue fever, chikungunya fever and zika virus infections in Maranhao State, Brazil. *Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo*, v. 60, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/S1678-9946201860062>
- COSTA, Z.G.A.; ROMANO, A.P.M.; ELKHOURY, A.N.M.; FLANNERY, B. Evolução histórica da vigilância epidemiológica e do controle da febre amarela no Brasil. *Revista Pan-Amazônica de Saúde*, v. 2, n. 1, p. 11-26, 2011. <http://dx.doi.org/10.5123/S2176-62232011000100002>
- DEPRADINE, C.A.; LOVELL, E.H. Climatological variables and the incidence of dengue fever in Barbados. *International Journal of Environmental Health Research*, v. 14, n. 6, p. 429-441, 2004. <http://dx.doi.org/10.1080/09603120400012868>
- DONALISIO, M.R.; FREITAS, A.R. Chikungunya in Brazil: an emerging challenge. *Revista Brasileira de Epidemiologia*, v. 18, n. 1, p. 283-285, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/1980-5497201500010022>
- FENZL, N.; MENDES, R.L.; RODRIGUES, L.L.F. A sustentabilidade do sistema de abastecimento de água: da captação ao consumo de água em Belém. Belém: NUMA/UFPA, 2010. 140 p.
- FERREIRA, A.C.; CHIARAVALLI NETO, F.; MONDINI, A. Dengue em Araraquara, SP: epidemiologia, clima e infestação por *Aedes aegypti*. *Revista de Saúde Pública*, v. 52, n. 18, 2018. <https://dx.doi.org/10.11606/s1518-8787.2018052000414>
- FRANCO, V.S.; SOUZA, E.B. de; COSTA, C.P.W. da; FERREIRA, D.B.S.; OLIVEIRA, J.V. de; SODRÉ, G.R.C.; KUHN, P.A.F.; AZEVEDO, F.T.M de. Prognóstico sazonal da precipitação pluviométrica para o verão e outono austral da Amazônia oriental. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 12, n. 1, p. 57-70, 2019. <https://dx.doi.org/10.26848/rbgf.v12.1.p057-070>
- FUNDAÇÃO OSWALDO CRUZ (FIOCRUZ). *Dengue: Vírus e Vetor*. Fiocruz. Disponível em: <<http://www.ioc.fiocruz.br/dengue/textos/longatraje.html>>. Acesso em: 20 set. 2019.
- GITHEKO, A.K.; LINDSAY, S.W.; CONFALONIERI, U.E.; PATZ, J.A. Climate change and vector-borne diseases: a regional analysis. *Bulletin of the World Health Organization*, v. 78, n. 9, p. 1136-1147, 2000.
- GOULD, E.A.; GALLIAN, P.; LAMBALLERIE, X. de; CHARREL, R.N. First cases of autochthonous dengue fever and chikungunya fever in France: from bad dream to reality. *Clinical Microbiology and Infection*, v. 16, n. 12, p. 1702-1704, 2010. <https://dx.doi.org/10.1111/j.1469-0691.2010.03386.x>
- HALSTEAD, S.B. Reappearance of Chikungunya, Formerly Called Dengue, in the Americas. *Emerging Infectious Diseases*, v. 21, n. 4, 2015. <https://dx.doi.org/10.3201/eid2104.141723>
- HONÓRIO, N.A.; CÂMARA, D.C.P.; CALVET, G.A.; BRASIL, P. Chikungunya: uma arbovirose em estabelecimento e expansão no Brasil. *Cadernos de Saúde Pública*, Rio de Janeiro, v. 31, n. 5, p. 906-908, 2015. <https://dx.doi.org/10.1590/0102-311XPE020515>
- HUMPHREY, J.M.; CLETON, N.B.; REUSKEN, C.B.E.M.; GLESBY, M.J.; KOOPMANS, M.P.G.; ABU-RADDAD, L.J. Urban Chikungunya in the Middle East and North Africa: A systematic review. *PLOS Neglected Tropical Diseases*, v. 11, n. 6, p. e0005707, 2017. <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0005707>
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Censo demográfico*. Rio de Janeiro: IBGE, 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/estadosat/l/>>. Acesso em: 21 mar. 2017.

- JANSEN, C.C.; WILLIAMS, C.R.; VAN DEN HURK, A.F. The Usual Suspects: Comparison of the Relative Roles of Potential Urban Chikungunya Virus Vectors in Australia. *PLoS One*, v. 10, n. 8, 2015. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0134975>
- LI, Z.; LIU, T.; ZHU, G.; LIN, H.; ZHANG, Y.; HE, J.; DENG, A.; PENG, Z.; XIAO, J.; RUTHERFORD, S.; XIE, R.; ZENG, W.; LI, X.; MA, W. Dengue Baidu Search Index data can improve the prediction of local dengue epidemic: A case study in Guangzhou, China. *PLoS Neglected Tropical Disease*, v. 11, n. 3, 2017. <http://doi.org/10.1371/journal.pntd.0005354>
- LIMA, R.C.; MOREIRA, E.B.M.; NÓBREGA, R.S. A influência climática sobre a epidemia de dengue na cidade do Recife por Sistemas de Informações Geográficas. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 9, n. 2, p. 384-398, 2016. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v9.2.p384-398>
- LOWE, R.; GASPARRINI, A.; VAN MEERBEECK, C.J.; LIPPI, C.A.; MAHON, R.; TROTMAN, A.R.; ROLLOCK, L.; HINDS, A.Q.J.; RYAN, S.J.; STEWART-IBARRA, A. Nonlinear and delayed impacts of climate on dengue risk in Barbados: A modelling study. *PLoS Medicine*, v. 15, n. 7, 2018. <https://doi.org/10.1371/journal.pmed.1002613>
- MAHAJAN, S.L.; MAHAJAN, K. Epidemiological Profile of Chikungunya Cases Reported in Year 2016 in District Amritsar, Punjab (India). *Archives of Epidemiology*, 2018.
- MOREIRA, F.S.A.; FERREIRA, G.R.B.; DIAS, L.C.; VITORINO, M.I. Variabilidade da precipitação na Cidade de Belém-PA e sua relação com a incidência de leptospirose. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 12, n. 1, p. 71-80. 2019. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v12.1.p071-080>
- NAVECA, F.G.; CLARO, I.; GIOVANETTI, M.; DE JESUS, J.G.; XAVIER, J.; IANI, F.C.D.M.; NACIMENTO, V.A.; SOUZA, V.C.; SILVEIRA, P.P.; LOURENÇO, J.; SANTILLANA, M.; KRAEMER, M.U.G.; QUICK, J.; HILL, S.C.; THÉZÉ, J.; CARVALHO, R.D.O.; AZEVEDO, V.; SALLES, F.C.S.; NUNES, M.R.T.; LEMOS, P.S.; CANDIDO, D.S.; PEREIRA, G.C.; OLIVEIRA, M.A.A.; MENESES, C.A.R.; MAITO, R.M.; CUNHA, C.R.S.B.; CAMPOS, D.P.S.; CASTILHO, M.C.; SIQUEIRA, T.C.S.; TERRA, T.M.; ALBUQUERQUE, C.F.C.; CRUZ, L.N.; ABREU, A.L.; MARTINS, D.V.; SIMÕES, D.S.M.V.; AGUIAR, R.S.; LUZ, S.L.B.; LOMEN, N.; PYBUS, O.G.; SABINO, E.C.; OKUMOTO, O.; ALCÂNTARA, L.C.J.; FARIA, N.R. Genomic, epidemiological and digital surveillance of Chikungunya virus in the Brazilian Amazon. *PLoS Neglected Tropical Disease*, v. 13, n. 3, 2019. <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0007065>
- OGDEN, N.H. Climate change and vector-borne diseases of public health significance. *FEMS Microbiology Letters*, v. 364, n. 19, 2017. <https://doi.org/10.1093/femsle/fnx186>
- PANDEY, B.D.; NEUPANE, B.; PANDEY, K.; TUN, M.M.; MORITA, K. Detection of Chikungunya Virus in Nepal. *American Journal of Tropical Medicine Hygiene*, v. 93, n. 4, p. 697-700, 2015. <https://doi.org/10.4269/ajtmh.15-0092>
- PATTERSON, J.; SAMMON, M.; GARG, M. Dengue, Zika and Chikungunya: Emerging Arboviruses in the New World. *Western Journal of Emergency Medicine*, v. 17, n. 6, p. 671-679, 2016. <https://doi.org/10.5811/westjem.2016.9.30904>
- RAMADONA, A.L.; LAZUARDI, I.L.; HII, Y.L.; HOLMNER, A.; KUSNANTO, H.; ROCKLÖV, J. Prediction of Dengue Outbreaks Based on Disease Surveillance and Meteorological, Data. *PLoS One*, v. 11, n. 3, 2016. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0152688>
- REINHOLD, J.M.; LAZZARI, C.R.; LAHONDÈRE, C. Effects of the Environmental Temperature on *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus* Mosquitoes: A Review. *Insects*, v. 9, n. 4, p. 158, 2018. <https://doi.org/10.3390/insects9040158>
- RIBEIRO, A.F.; MARQUES, G.R.A.; VOLTOLINI, J.C.; CONDINO, M.L.F. Associação entre incidência de dengue e variáveis climáticas. *Revista Saúde Pública*, v. 40, n. 4, p. 671-676, 2006. <http://dx.doi.org/10.1590/S0034-89102006000500017>
- RODRIGUES, E.A.S.; COSTA, I.M.; LIMA, S.C. Epidemiologia da dengue, zika e chikungunya, entre 2014 a 2016, em Uberlândia (MG). *Hygeia*, v. 14, n. 30, p. 62-81, 2018.
- RODRIGUES, N.C.P.; DAUMAS, R.P.; ALMEIDA, A.S.; SANTOS, R.S.; KOSTER, I.; RODRIGUES, P.P.; GOMES, M.F.; MACEDO, A.F.; GERARDI, A.; LEITE, I.C. Risk factors for arbovirus infections in a low-income community of Rio de Janeiro, Brazil, 2015-2016. *PLoS One*, v. 13, n. 6, 2018. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0198357>

SAM, I.C.; KÜMMERER, B.M.; CHAN, Y.F.; ROQUES, P.; DROSTEN, C.; ABUBAKAR, S. Updates on chikungunya epidemiology, clinical disease, and diagnostics. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases*, v. 15, n. 4, p. 223-230, 2015. <https://doi.org/10.1089/vbz.2014.1680>

SILVA, N.M.; TEIXEIRA, R.A.G.; CARDOSO, C.G.; SIQUEIRA JÚNIOR, J.B.; COELHO, G.E.; OLIVEIRA, E.S.F. Vigilância de chikungunya no Brasil: desafios no contexto da Saúde Pública. *Epidemiologia Serviços de Saúde*, Brasília, v. 27, n. 3, p. e2017127, 2018b. <http://dx.doi.org/10.5123/s1679-49742018000300003>

SILVA, T.C.C.; SANTOS, A.P.B.; MUSSALEM, T.M.; VALADARES-KOSKI, A.P.; NADER, P.R.A. Aspectos epidemiológicos da Chikungunya no Estado do Espírito Santo, Brasil, 2014 a 2017. *Revista Guará*, v. 6, n. 9, 21-30, 2018a. <https://doi.org/10.30712/guara.v6i9.19492>

TAURO, L.B.; CARDOSO, C.W.; SOUZA, R.L.; NASCIMENTO, L.C.J.; SANTOS, D.R.; CAMPOS, G.S.; SARDI, S.; REIS, O.B.; REIS, O.B.; REIS, M.G.; KITRON, U.; RIBEIRO, G.S. A localized outbreak of Chikungunya virus in Salvador, Bahia, Brazil. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, v. 114, p. 124-132, 2019. <http://dx.doi.org/10.1590/0074-02760180597>

VIANA, D.V.; IGNOTTI, E. A ocorrência da dengue e variações meteorológicas no Brasil: revisão sistemática. *Revista Brasileira de Epidemiologia*, v. 16, n. 2, p. 240-256, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-790X2013000200002>

WIMALASIRI-YAPA, B.M.C.; STASSEN, L.; HUANG, X.; HAFNER, L.M.; HU, W.; DEVINE, G.J.; YAKOB, L.; JANSEN, C.C.; FADDY, H.M.; VIENNET, E.; FRENTIU, F.D. Chikungunya virus in Asia – Pacific: a systematic review. *Emerging Microbes & Infections*, v. 8, n. 1, p. 70-79, 2019. <https://dx.doi.org/10.1080%2F22221751.2018.1559708>



ESTOQUE DE CARBONO E AGREGAÇÃO DO SOLO SOB FRAGMENTOS FLORESTAIS NOS BIOMAS MATA ATLÂNTICA E CERRADO

CARBON STOCK AND SOIL AGGREGATION UNDER FOREST FRAGMENTS IN THE ATLANTIC FOREST AND CERRADO BIOMES

Jefferson Matheus Barros Ozório 

Doutorando do Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais (PGRN) da Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul (UEMS), Dourados (MS), Brasil.

Jean Sérgio Rosset 

Professor Dr. Adjunto IV - UEMS, Unidade de Mundo Novo.

Jolimar Antonio Schiavo 

Professor Dr. Associado - UEMS, Unidade de Aquidauana.

Elói Panachuki 

Professor Dr. Associado - UEMS, Unidade de Aquidauana.

Camila Beatriz da Silva Souza 

Graduanda do Curso de Tecnologia em Gestão Ambiental - UEMS, Unidade de Mundo Novo.

Roniedison da Silva Menezes 

Mestre em Agronomia Produção Vegetal - UEMS, Unidade de Aquidauana.

Thiago Sandin Ximenes 

Mestre em Agronomia Produção Vegetal - UEMS, Unidade de Aquidauana.

Selene Cristina de Pierrri Castilho 

Professora Dra Adjunta IV - UEMS, Unidade de Mundo Novo.

Leandro Marciano Marra 

Professor Dr Adjunto IV - UEMS, Unidade de Mundo Novo.

Endereço para correspondência: Jefferson Matheus Barros Ozório – Cidade Universitária de Dourados. Caixa postal 351 – CEP: 79804-97. Dourados - MS, Brasil.

E-mail: ozorio.jmb@outlook.com

Recebido em: 06/09/2019

Aceito em: 17/11/2019

RESUMO

Estudaram-se o estoque de carbono (EstC) e a agregação do solo no interior e no entorno de fragmentos florestais dos biomas Mata Atlântica (MA) e Cerrado (CE). Foram coletadas amostras de solo em quatro fragmentos florestais, dois na MA e dois no CE, nos quais foram amostrados três pontos internos: borda (BO), metade do raio (MR) e centro (CF), além de um ponto no entorno; sistema plantio direto (SPD) e pastagem permanente (PP) na MA e no CE, respectivamente. Determinaram-se o carbono orgânico total (COT), a densidade do solo (Ds), com cálculos de EstC, e a estabilidade de agregados. Na MA, a Ds chegou a 1,19 Mg m⁻³. Maiores teores de COT e EstC foram verificados no CF, havendo redução do EstC no CF em pontos mais periféricos. Verificou-se menor estabilidade estrutural do solo nas áreas de SPD do entorno. As áreas de PP no entorno dos fragmentos do CE apresentaram maior Ds. Os teores de COT e valores de EstC foram heterogêneos entre os pontos internos dos fragmentos de CE. Nos fragmentos de CE, as variáveis estruturais não diferiram das áreas de PP do entorno. O COT e o EstC indicam o ponto CF com maior estado de conservação nos fragmentos de MA. No CE, as áreas de PP apresentaram o mesmo potencial de acúmulo de carbono em camadas subsuperficiais em relação aos fragmentos. A fragmentação florestal, nos dois biomas estudados, modificou os atributos físicos do solo, além de ter influenciado nos padrões de estocagem de carbono no interior dos fragmentos.

Palavras-chave: avaliação ambiental; efeito de borda; qualidade do solo.

ABSTRACT

Carbon stock (EstC) and soil aggregation were studied in and around forest fragments of the Atlantic Forest (AF) and Cerrado (CE) biomes. Soil samples were collected from four forest fragments; two in AF and two in CE. In the fragments, three internal points were sampled: edge (EF), half radius (HR) and center (FC), besides a point around; no-tillage system (NTS) and permanent pasture (PP) in AF and CE, respectively. Total organic carbon (TOC) and soil density (Sd) were determined with EstC calculations and aggregate stability. In AF, Sd reached 1.19 Mg m⁻³. Higher TOC and EstC contents were verified in the FC, reducing the FC EstC for more peripheral points. Less soil structural stability was found in the surrounding NTS areas. The areas of PP around the CE fragments presented higher Sd. The TOC contents and EstC values were heterogeneous between the internal points of the CE fragments. In the CE fragments, the structural variables did not differ from the surrounding PP areas. The TOC and EstC indicate the most conserved FC point in the AF fragments. In CE, the PP areas presented the same potential of carbon accumulation in subsurface layers in relation to the fragments. Forest fragmentation, in both studied biomes, modified the physical attributes of the soil, besides influencing the carbon storage patterns inside the fragments.

Keywords: environmental assessment; edge effect; soil quality.

INTRODUÇÃO

No continente americano, a Mata Atlântica é a segunda maior floresta pluvial tropical. Abriga milhares de espécies da fauna e flora, sendo um dos 25 *hotspots* mundiais de biodiversidade (MYERS *et al.*, 2000). Sua diversidade está relacionada à sua extensão em latitude e variações em altitude, que propiciam ao bioma maior variabilidade de clima, de topografia e de tipo de solo (ALMEIDA, 2016). A colonização e polarização humana nesse bioma são as principais causas de degradação, visto que suas áreas foram reduzidas a 12% do total, em sua maioria em fragmentos florestais de até 50 hectares (RIBEIRO *et al.*, 2009; RUSCA *et al.*, 2017).

O Cerrado é o segundo maior bioma brasileiro e ocupa extensão territorial de mais de 204,7 milhões de hectares (SANO *et al.*, 2010), sendo um *hotspots* de conservação, sobretudo pela vulnerabilidade de suas áreas (MYERS *et al.*, 2000). Apresenta grande diversidade na fitofisionomia, formando um mosaico em sua paisagem (MALHEIROS *et al.*, 2016). Com solos profundos e topografia que favorece a agricultura mecanizada, grande parte de suas extensões territoriais é utilizada no cultivo agropecuário (GUARESCHI *et al.*, 2016). De maneira geral, muitas áreas de pastagens do Cerrado contêm indícios de degradação, com baixa cobertura do solo e início de erosão (SANO *et al.*, 2010).

Diversas dessas atividades são fontes de distúrbio ao ambiente, provocando alterações na paisagem em geral (NOVAIS *et al.*, 2016; OLIVEIRA; FERREIRA, 2015), convertendo grandes extensões territoriais de matas nativas em fragmentos de diversos tamanhos e formas que, na maioria das vezes, não têm conectividade entre si (VIANA; PINHEIRO, 1998). Essa fragmentação florestal faz com que aconteça de forma mais pronunciada o efeito de borda, que modifica as características da borda desses fragmentos, com aumento de temperatura (CAMARGO; KAPO, 1995), maior incidência de ventos (LAURANCE *et al.*, 1998), alterando os ciclos das espécies arbóreas, podendo provocar modificações nos atributos edáficos em relação às áreas mais internas, a exemplo do estoque de carbono (EstC) do solo (BARROS; FEARNSIDE, 2016).

Essa conversão de áreas naturais em áreas com cultivos agropecuários modifica o ambiente edáfico, em que a maior área da paisagem passa a ser ocupada por sistemas de produção, que muitas vezes acabam por provocar modificações na qualidade física (LOSS *et al.*, 2015; ROSSET *et al.*, 2014a; 2014b; SALTON *et al.*, 2008; SALES *et al.*, 2018), química (ASSUNÇÃO *et al.*, 2019; ROSSET *et al.*, 2014a; 2014b) e biológica (OLIVEIRA FILHO *et al.*, 2018) do solo.

Entre os indicadores de qualidade edáfica, a matéria orgânica do solo (MOS) é capaz de detectar alterações no ambiente decorrentes do uso e ocupação (ROMANIW *et al.*, 2015), pois o estoque, as formas de carbono (C) orgânico e os atributos químicos, físicos e biológicos do solo estão estreitamente relacionados (BALDOTTO *et al.*, 2010). Em solos com cobertura vegetal natural, o C orgânico encontra-se em equilíbrio dinâmico, com teores praticamente constantes com o tempo (ASSUNÇÃO *et al.*, 2019). Com a conversão dessas áreas nativas em sistemas de cultivo, ocorre um desequilíbrio na dinâmica de deposição de MOS, aumentando a emissão de C em forma de gases para a atmosfera, a exemplo do dióxido de carbono (CO₂) (STÜRMER *et al.*, 2011). Como consequência da perda de MOS, em muitos casos se tem prejuízos à estabilidade estrutural do solo, principalmente no que tange à diminuição do tamanho e à estabilidade dos agregados do solo (RABBI *et al.*, 2015; RIBON *et al.*, 2014).

A compreensão da dinâmica e da quantidade de C em sistemas manejados e naturais permite subsidiar o estabelecimento de estratégias de manejo que garantam incremento do conteúdo de MOS, diminuindo a emissão de CO₂, promovendo a ciclagem de nutrientes e a manutenção da qualidade edáfica (MARQUES *et al.*, 2015; MAGALHÃES *et al.*, 2016).

Com a justificativa de conhecer melhor a dinâmica da MOS e os atributos físicos do solo em áreas florestais fragmentadas com possível indicativo de efeito de borda, o presente trabalho teve como objetivo determinar os estoques de carbono e a agregação do solo no interior e no entorno de fragmentos florestais nos biomas Mata Atlântica e Cerrado.

METODOLOGIA

Localização, clima, solo e histórico das áreas de estudo

Para o bioma Mata Atlântica, foram coletadas amostras de solo em dois fragmentos florestais localizados no município de Terra Roxa, região oeste do estado do Paraná, Brasil (Figura 1, Tabela 1), com fitofisionomia classificada como floresta estacional semidecidual (CAMPOS; SILVEIRA FILHO, 2010), sendo os dois fragmentos de formato retangular. O clima da região é temperado sem estação seca e verão quente (Cfa), segundo classificação de Köppen (CAVIGLIONE *et al.*, 2000). Para o bioma Cerrado, foram coletadas amostras de solos em dois fragmentos florestais, localizados nos municípios de Aquidauana e Anastácio, na região do ecótono Cerrado-Pantanal, estado de Mato Grosso do Sul (Figura 1, Tabela 1). O clima da região é classificado como Aw

(tropical de savana) (PEEL *et al.*, 2007), com vegetação de características de Cerrado *stricto sensu*, podendo ter variações para cerradão (SILVA JÚNIOR, 2005).

No bioma Mata Atlântica, as áreas do estudo encontram-se sob latossolo vermelho eutroférico típico, textura muito argilosa (58,0, 249,8, 692,2 g kg⁻¹ de areia, silte e argila, respectivamente, no fragmento 1, e 57,6, 242,4, 701,0 g kg⁻¹ de areia, silte e argila, respectivamente, no fragmento 2) (SANTOS *et al.*, 2013), sendo a caracterização química dos pontos estudados apresentada na Tabela 2.

No entorno dos dois fragmentos, há áreas de cultivo agrícola que somam 76,1 ha. A região dos remanes-

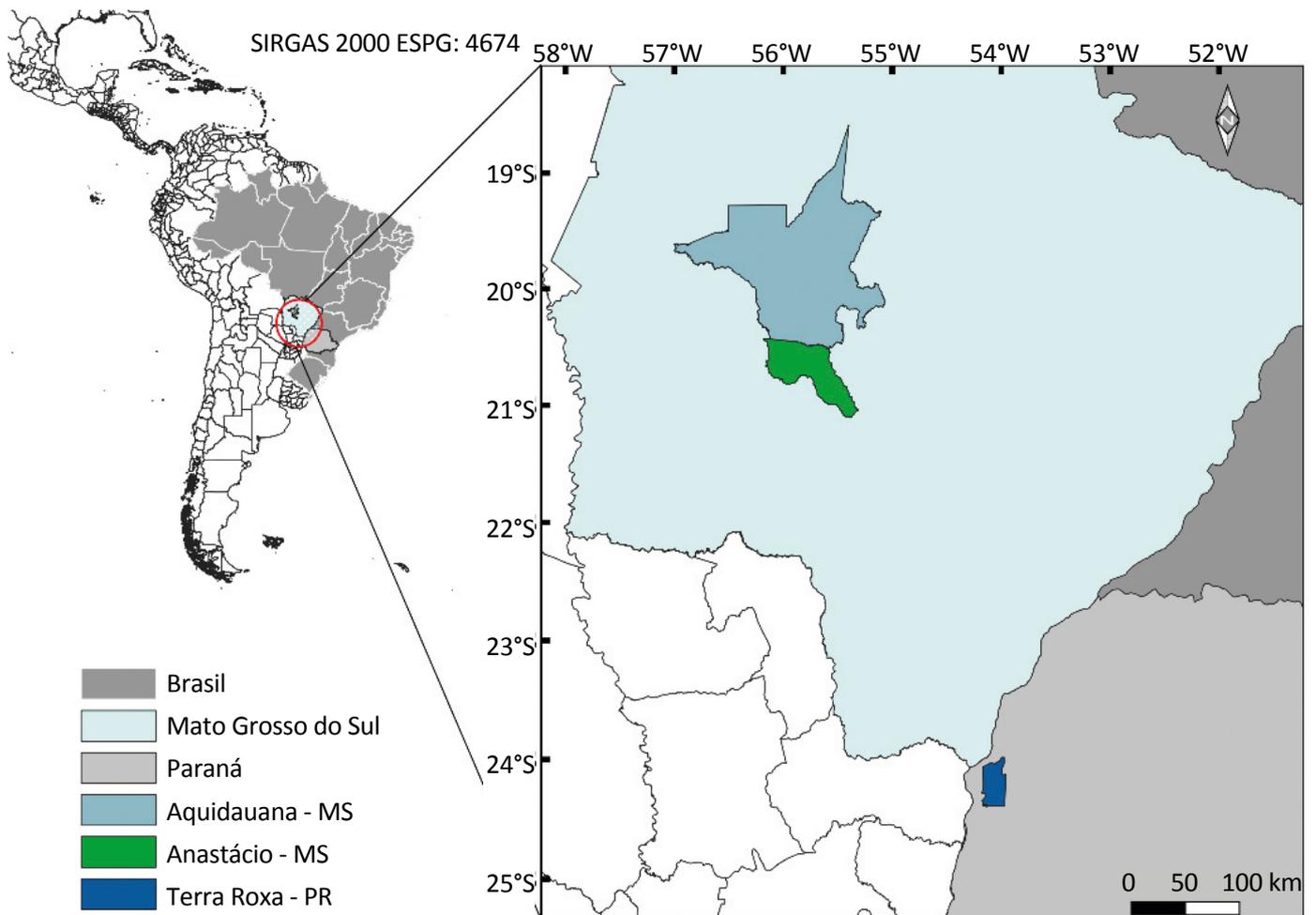


Figura 1 – Mapa de localização dos municípios de Terra Roxa, PR, Aquidauana e Anastácio, MS – Brasil.

centes fragmentos florestais foi desmatada em 1970, para o cultivo de hortelã durante 10 anos. Em 1980, deu-se início ao cultivo de soja/milho em sistema de preparo convencional (SPC) até 2002, quando as áreas foram convertidas para sistema plantio direto (SPD) no mesmo sistema de sucessão de culturas do SPC, o que permanece até o presente momento. Nesses dois fragmentos florestais, até o ano de 2000, ocorreu o manejo florestal com retirada de árvores de maior porte das porções mais periféricas dos fragmentos. Ou seja, existiam até o ano de 2000 ações antrópicas no interior desses fragmentos, modificando a vegetação.

Para o bioma Cerrado, o solo onde estavam os fragmentos é classificado como argissolo vermelho-amarelo de textura média (762,9, 56,7, 180,4 g kg⁻¹ de areia, sil-

te e argila, respectivamente, no fragmento 1, e 711,2, 112,6 e 176,2 g kg⁻¹ de areia, silte e argila, respectivamente, no fragmento 2) (SANTOS *et al.*, 2013), sendo os dois fragmentos de formato retangular. A caracterização química dos pontos estudados é apresentada na Tabela 3.

A área no entorno do fragmento 1 encontra-se com pastagem permanente (PP) (*Urochloa decumbens*), com 420,7 ha, instalada no ano de 1980, sendo reformada com revolvimento de solo, calagem e adubação fosfatada em 2008. No entorno do fragmento 2 também se encontram cultivos de PP (*U. decumbens*), com 1.250 ha, instalada no ano de 1992 e reformada com revolvimento de solo, calagem e adubação fosfatada no ano de 2007. Ambas as áreas de PP trazem

Tabela 1 – Descrições das áreas dos fragmentos florestais avaliados.

Fragmentos	Descrição
Fragmento 1: MA	60,4 ha; 337 m de altitude, 24°14'05,56" Sul (S) e 54°09'30,63" Oeste (O)
Fragmento 2: MA	69,1 ha; 338 m de altitude, 24°14'04,37" Sul (S) e 54°08'51,89" Oeste (O)
Fragmento 1: CE	55,7 ha; 209 m de altitude, 20°25'58,46" Sul (S) e 55°41'35,29" Oeste (O)
Fragmento 2: CE	77,3 ha; 227 m de altitude, 20°31'12,48" Sul (S) e 55°41'09,25" Oeste (O)

MA: Mata Atlântica; CE: Cerrado.

Tabela 2 – Caracterização química dos pontos estudados nos fragmentos 1 e 2 e nas áreas de sistema plantio direto (SPD) no entorno, no bioma Mata Atlântica para a camada de 0–0,2 m.

Determinações	Pontos BO, MR e CF do fragmento 1	Pontos BO, MR e CF do fragmento 2	SPD no entorno do fragmento 1	SPD no entorno do fragmento 2
pH (CaCl ₂ 0,01M)	4,79	4,68	5,13	5,11
P (mg/dm ³)	8,08	4,14	10,84	30,15
K (cmol _c / dm ³)	0,52	0,59	0,39	0,47
Ca (cmol _c / dm ³)	1,40	1,20	2,90	3,00
Mg (cmol _c / dm ³)	1,10	0,80	1,40	2,00
Al (cmol _c / dm ³)	0,11	0,10	0,03	0,03
H+Al (cmol _c / dm ³)	5,00	2,20	3,20	3,50
SB (cmol _c / dm ³)	3,02	2,59	4,69	5,47
C.T.C (pH 7,0)	8,02	4,79	7,89	8,97
V%	37,7	54,1	59,4	61,0

Laboratório: Nutrisolo, Ivinhema, MS.

Caracterização química: cloreto de cálcio (pH); Mehlich (P e K); KCl 1N (Ca, Mg e Al); acetato de cálcio pH 7,0 (H + Al); SB: soma por bases; C.T.C: capacidade de troca catiônica; V%: saturação de bases; BO: borda do fragmento; MR: metade do raio; CF: centro do fragmento.

sinais visíveis de degradação: baixo potencial de cobrimento do solo pela espécie forrageira, presença de

plantas invasoras e lotação de animais com 1 unidade animal (UA) ha⁻¹.

Coletas de amostras de solo

Nos quatro fragmentos, as coletas de solo foram realizadas em quatro pontos, sendo três pontos no interior e um no entorno dos fragmentos. Os pontos internos correspondem à borda do fragmento (BO), ponto central entre a borda e o centro do fragmento, denominado de metade do raio (MR) e centro do fragmento (CF), e as áreas no entorno com SPD ou PP no entorno dos fragmentos de Mata Atlântica e Cerrado,

respectivamente. A disposição dos pontos está descrita na Tabela 4.

Para cada ponto de coleta, foram realizadas quatro repetições em um raio de 20 m². Coletaram-se amostras de solo deformadas e indeformadas, além de amostras de serapilheira utilizando quadro de coleta de 0,5 × 0,5 m, no interior e nas áreas cultivadas com SPD e PP no en-

Tabela 3 – Caracterização química dos pontos estudados nos fragmentos 1 e 2 e nas áreas no entorno, no bioma Cerrado para a camada de 0-0,2 m.

Determinações	Pontos BO, MR e CF do fragmento 1	Pontos BO, MR e CF do fragmento 2	PP no entorno do fragmento 1	PP no entorno do fragmento 2
pH (CaCl ₂ 0,01M)	4,06	4,53	4,11	4,62
P (mg/dm ³)	2,86	2,76	1,68	1,68
K (cmol _c / dm ³)	0,11	0,15	0,03	0,06
Ca (cmol _c / dm ³)	0,30	1,30	0,40	0,80
Mg (cmol _c / dm ³)	0,20	0,70	0,20	0,60
Al (cmol _c / dm ³)	0,85	0,25	0,56	0,15
H+Al (cmol _c / dm ³)	3,10	2,80	3,50	1,30
SB (cmol _c / dm ³)	0,61	2,15	0,63	1,46
C.T.C (pH 7,0)	3,71	4,95	4,13	2,76
V%	16,4	43,4	15,3	52,9

Laboratório: NUTRISOLO, Ivinhema, MS.

Caracterização química: cloreto de cálcio (pH); Mehlich (P e K); KCl 1N (Ca, Mg e Al); acetato de cálcio pH 7,0 (H + Al); SB: soma por bases; C.T.C: capacidade de troca catiônica; V%: saturação de bases; BO: borda do fragmento; MR: metade do raio; CF: centro do fragmento.

Tabela 4 – Descrição dos pontos de coleta nos fragmentos e sua distância a partir da borda dos fragmentos.

		Fragmentos: distância (m) em relação à borda			
		Mata Atlântica		Cerrado	
		Fragmentos		Fragmentos	
Ponto de coleta	Descrição do ponto	1	2	1	2
P. 1	Centro do fragmento	310	310	240	320
P. 2	Metade do raio	155	155	120	160
P. 3	Borda do fragmento	0	0	0	0
P. 4	Entorno do fragmento (SPD/PP)	310	310	240	320

SPD: sistema plantio direto; PP: pastagem permanente.

torno dos fragmentos. Na área de SPD foi coletada palhada de milho depositada sobre o solo após a colheita recente, e na de PP material vegetal morto. As amostras indeformadas para avaliação da densidade do solo (Ds) foram coletadas com auxílio de anel volumétrico com volume de 48,86 cm³. As amostras compostas deforma-

Análises realizadas

As amostras foram secas ao ar, destorroadas e passadas em peneira de 2 mm para obtenção da terra fina seca ao ar (TFSA). Amostras de serapilheira foram secas em estufa a 65°C até obter massa constante, posteriormente sendo determinada a massa seca. As análises granulométricas foram realizadas pelo método da pipeta para caracterização das áreas e Ds ocorreram segundo Claessen (1997).

O carbono orgânico total (COT) foi determinado pela oxidação da matéria orgânica pelo dicromato de potássio, em meio sulfúrico sob aquecimento, e titulado com sulfato ferroso amoniacal (YEOMANS; BREMNER, 1988). O índice de estratificação (IE) do carbono foi estabelecido por meio da relação entre os teores de COT das camadas de 0–0,05 e 0,10–0,20 m (FRANZLUEBERS, 2002). O EstC foi calculado pelo método da massa equivalente (REIS *et al.*, 2018; SIGNOR *et al.*, 2014). Para verificação da tendência de acúmulo ou perda de carbono nas áreas avaliadas e respectivas camadas, foi calculada a variação do estoque de carbono (Δ EstC) de cada ponto em relação ao ponto do CF (condição de referencial de menores alterações antrópicas).

Para as análises de estabilidade de agregados, inicialmente com as amostras secas ao ar, houve a desagregação pelas linhas de fraqueza da totalidade da amostra, com posterior peneiramento em jogo de peneiras de 8,00 e 4,00 mm. Da fração retida na peneira

das foram coletadas mediante três amostras simples nas camadas de 0–0,05, 0,05–0,1 e 0,1–0,2 m. Para as análises da estabilidade estrutural do solo (agregados), foram coletadas amostras de monólitos de dimensões 0,2 × 0,2 × 0,1 m, indeformadas com preservação da estrutura do solo na camada de 0–0,1 m.

de 4,00 mm, foram separados 50 g de agregados, que foram umedecidos sobre papel-filtro por 5 minutos. Posteriormente, as amostras foram submetidas ao peneiramento em água pelo método descrito por Kemper e Chepil (1965), em agitador mecânico tipo Yoder (YODER, 1936) em jogo de peneiras com malhas de 2,00; 1,00; 0,50; 0,25 e 0,125 mm. Após o peneiramento em água, com base na massa de cada classe de peneira, calcularam-se o diâmetro médio ponderado (DMP) (KIEHL, 1979), o diâmetro médio geométrico (DMG) (KEMPER; ROSENAU, 1986) e a porcentagem de agregados retidos na peneira com malha de 2,00 mm. Após os cálculos do DMP, foi determinado o índice de sensibilidade (IS) (BOLINDER *et al.*, 1999), relacionando o DMP de todos os pontos de coleta aos valores de DMP do ponto CF.

Os resultados foram analisados quanto à normalidade e homogeneidade de variância pelo teste de Shapiro-Wilk e Bartlett, nessa ordem. Posteriormente, em delineamento inteiramente casualizado, os resultados foram submetidos à análise de variância com aplicação do teste F, de forma isolada, avaliando cada bioma e fragmento de maneira individual, e os valores médios comparados pelo teste de Tukey a 5% com auxílio do programa R Core Team (2019). Todos os testes foram realizados utilizando o pacote ExpDes.pt (FERREIRA *et al.*, 2018).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nas áreas dos fragmentos florestais do bioma Mata Atlântica, foi verificada maior deposição de serapilheira no ponto BO para os dois fragmentos avaliados, com valores de 646,65 e 456,87 g 0,25m⁻², respectivamente, para os fragmentos 1 e 2 (Figura 2). Os pontos MR e CF do fragmento 1 apresentaram acúmulo de serapilheira semelhantemente ao observado na área de SPD no entorno. Já para o fragmento 2, o ponto do CF foi superior à MR e à área de SPD no entorno. Esse

maior aporte de serapilheira na área de BO pode estar relacionado à maior presença de espécies pioneiras que se instalam a princípio nas extremidades dos fragmentos, dando início ao processo de sucessão ecológica, quando essas espécies formam um adensamento vegetal maior nessas regiões dos fragmentos florestais (NASCIMENTO; LAURANCE, 2006). Esses mesmos autores também encontraram maior quantidade de serapilheira nas áreas de borda, comparadas a pontos com

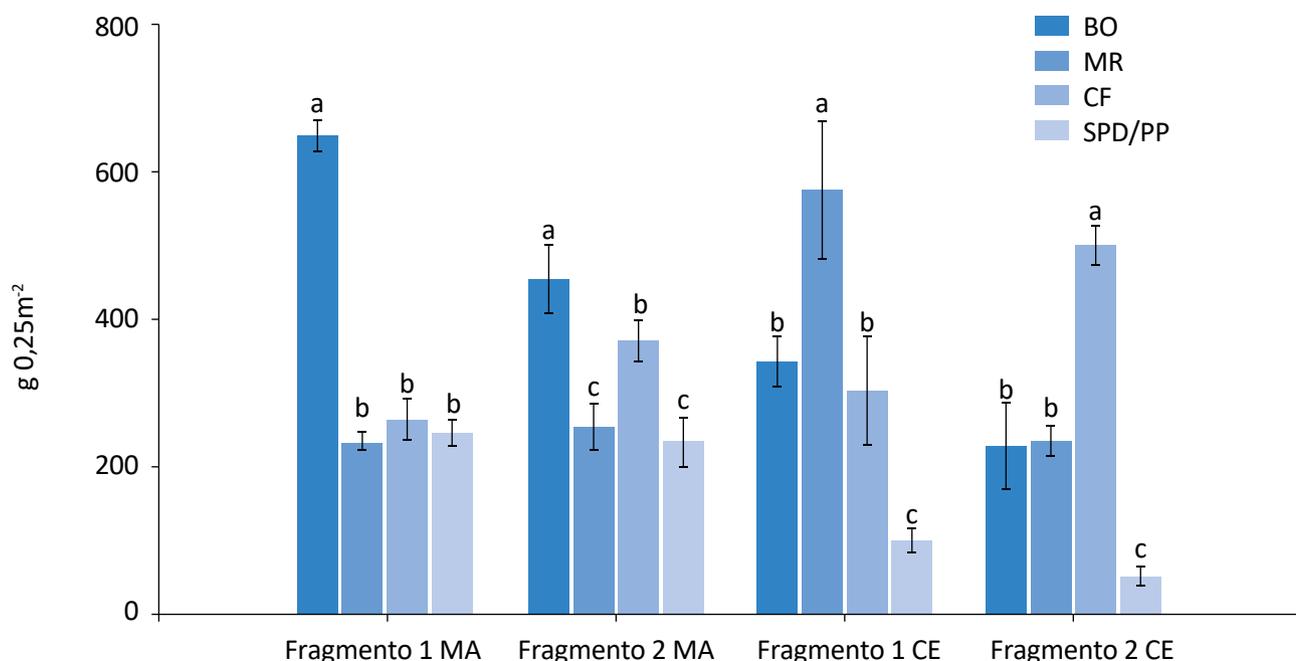
mais de 300 m de distância, adentrando fragmentos florestais em estudo na Amazônia.

A semelhança apresentada no acúmulo de serapilheira de alguns pontos internos dos fragmentos do bioma Mata Atlântica com a quantidade de palhada da cultura do milho nas áreas de SPD no entorno demonstra que, apesar de as áreas de SPD serem manejadas, a quantidade de resíduo que fica depositado sobre o solo após a colheita dessa cultura é considerável, o que, a longo prazo, pode contribuir para aumento nos teores de COT do solo (SALTON *et al.*, 2008). Esse fator levaria a uma consequente manutenção do EstC e à melhora da fertilidade (PEREIRA *et al.*, 2010), além do aumento de infiltração da água no solo (MARCHINI *et al.*, 2015), formação de agregados estáveis (OBOUR *et al.*, 2018), entre outros benefícios.

Nos fragmentos do bioma Cerrado, a deposição de serapilheira apresentou dinâmicas diferenciadas entre o fragmento 1 e o 2 (Figura 2). No fragmento 1, o ponto com maior deposição de serapilheira foi o MR, 573,5 g 0,25m⁻², e no fragmento 2 foi o CF, 498.95 g 0,25m⁻². As

áreas de PP no entorno dos fragmentos apresentarem os menores valores de deposição de material vegetal, 97,85 e 53,31 g 0,25m⁻², respectivamente, no entorno dos fragmentos 1 e 2 (Figura 2). Assim, esses valores representam 17 e 11% da deposição de material vegetal no que tange aos pontos de maior deposição de serapilheira dos fragmentos de Cerrado.

A baixa deposição de serapilheira apresentada nas áreas de PP no bioma Cerrado ocorre pelo estágio de degradação da pastagem somado à lotação animal de 1,0 UA ha⁻¹, acima do recomendado para região, que é de 0,8 UA ha⁻¹ (ALMEIDA *et al.*, 2002), afetando sobretudo a produção de biomassa, o que atinge diretamente a qualidade do solo (FREITAS *et al.*, 2016). Carvalho *et al.* (2018) e Silva *et al.* (2014), estudando diferentes usos do solo, encontraram menores teores de COT em pastagem em relação às áreas de Cerrado nativo, indicando a influência do pastejo animal para a diminuição do aporte vegetal sobre o solo e, consequentemente, diminuindo a entrada de MOS. Além disso, nos fragmentos estudados dos dois biomas é possível ver variações de deposição entre os pontos do fragmento, que



BO: borda do fragmento; MR: metade do raio; CF: centro do fragmento; SPD: sistema plantio direto; PP: pastagem permanente. Médias de mesma letra em cada fragmento não diferem estatisticamente pelo teste Tukey (5%). Traços nas barras representam o desvio padrão da média.

Figura 2 – Quantidade de serapilheira aportada no solo nos pontos de coleta no interior e no entorno dos fragmentos, dos biomas Mata Atlântica (MA) e Cerrado (CE).

podem ocorrer por causa das modificações naturais internas nos fragmentos florestais, como, por exemplo, a abertura de clareiras naturais, pois quando as árvores caem contribuem para o aumento de serapilheira nesses locais (NASCIMENTO; LAURANCE, 2004).

As áreas de SPD no entorno dos fragmentos de Mata Atlântica apresentaram maiores valores de Ds, variando de 1,03 a 1,19 Mg m⁻³, sendo diferentes dos pontos mais internos dos fragmentos (MR e CF) em todas as camadas avaliadas (Tabela 5). Os maiores valores de Ds em SPD, mesmo com o menor tráfego de máquinas agrícolas, podem ter ocorrido principalmente pela textura mais argilosa, aliada à não adoção de um sistema mais diversificado de culturas (ROSA FILHO *et al.*,

2009), porém Reis *et al.* (2016) verificaram que os valores de Ds diminuem após os sete anos de adoção do sistema. Rosset *et al.* (2014a), no trabalho que avaliou cronossequência de SPD com seis, 14 e 22 anos de implantação na mesma região deste estudo evidenciaram redução de Ds com o aumento do tempo de implantação, em todas as camadas avaliadas.

Com exceção do ponto BO do fragmento 1 na camada de 0–0,05 m e da BO do fragmento 2 na camada de 0,10–0,20 m, os pontos no interior dos dois fragmentos apresentaram os menores valores de Ds em todas as camadas avaliadas (Tabela 5). A similaridade entre o ponto BO e as áreas de SPD pode estar atrelada ao fato de ter existido a entrada de tratores e caminhões nos

Tabela 5 – Densidade do solo (Ds), carbono orgânico total (COT) e estoque de carbono (EstC) nos pontos de coleta avaliados no interior e no entorno dos fragmentos florestais dos biomas Mata Atlântica e Cerrado.

	Mata Atlântica						Cerrado					
	Fragmento 1			Fragmento 2			Fragmento 1			Fragmento 2		
	Ds	COT	EstC									
	Mg m ⁻³	g kg ⁻¹	Mg ha ⁻¹	Mg m ⁻³	g kg ⁻¹	Mg ha ⁻¹	Mg m ⁻³	g kg ⁻¹	Mg ha ⁻¹	Mg m ⁻³	g kg ⁻¹	Mg ha ⁻¹
0-0,05 m												
BO	1,01a	34,07bc	12,09bc	0,84b	43,32b	15,45b	1,23b	16,41b	10,44b	1,42b	13,40b	9,25b
MR	0,59b	35,34b	12,54b	0,69b	39,93c	14,24c	1,24b	23,77a	15,13a	1,45b	13,04b	9,02b
CF	0,70b	63,20a	22,43a	0,71b	60,91a	21,72a	1,26b	16,18b	10,30b	1,37b	17,76a	12,25a
SPD/PP	1,05a	29,67c	10,53c	1,07a	32,08d	11,44d	1,52a	12,09c	7,69c	1,73a	13,06b	9,01b
CV(%)	13,87	5,30	5,30	10,77	3,44	3,46	5,95	9,88	9,88	4,35	11,29	11,31
0,05-0,10 m												
BO	0,83b	25,29b	10,68b	0,77b	22,77b	9,32b	1,28ab	11,53a	7,27a	1,45b	11,55a	7,74a
MR	0,76b	27,41b	11,58b	0,72b	25,60b	10,48b	1,32ab	11,50ab	7,25ab	1,47b	8,44b	5,66b
CF	0,84b	30,92a	13,06a	0,82b	37,95a	15,54a	1,24b	9,18ab	5,78ab	1,36c	11,71a	7,85a
SPD/PP	1,12a	19,20c	8,11c	1,14a	24,65b	10,09b	1,51a	9,12b	5,74b	1,66a	9,00b	6,03b
CV(%)	5,95	5,40	5,40	14,16	8,70	8,60	8,35	9,80	11,07	1,97	9,20	9,20
0,10-0,20 m												
BO	0,94ab	22,88a	19,63a	0,98ab	18,12c	14,82c	1,40a	7,88a	10,65a	1,50ab	8,94a	12,38a
MR	0,74b	23,88a	20,49a	0,81b	24,22b	19,81b	1,34a	8,94a	12,08a	1,49b	7,58a	11,06a
CF	0,86b	25,01a	21,47a	0,81b	30,00a	24,54a	1,40a	6,89a	9,32a	1,38c	8,56a	11,86a
SPD/PP	1,19a	18,17b	15,59b	1,03a	19,78c	16,18c	1,50a	8,10a	10,95a	1,60a	7,19a	9,97a
CV(%)	8,51	7,96	7,95	8,71	8,37	8,45	5,38	13,10	13,10	3,45	11,81	11,81

Médias seguidas de mesma letra nas colunas para cada fragmento e camada não diferem estatisticamente pelo teste Tukey (5%); BO: borda do fragmento; MR: metade do raio; CF: centro do fragmento; SPD: sistema plantio direto (Mata Atlântica); PP: pastagem permanente (Cerrado); CV(%): coeficiente de variação.

fragmentos para a retirada de madeira. Dessa forma, os pontos mais externos desses fragmentos, especialmente as bordas, podem ter sofrido maior compactação, o que justifica os maiores valores de D_s (Tabela 5). Porém todos os valores de D_s ficam abaixo dos valores encontrados na literatura, que são considerados críticos para o desenvolvimento de algumas espécies de plantas em solos argilosos ou muito argilosos, de $1,30 \text{ Mg m}^{-3}$, proposto por Reichert *et al.* (2003), $1,42 \text{ Mg m}^{-3}$, apontado por Klein e Camara (2007), e $1,60 \text{ Mg m}^{-3}$, indicado por Silva e Rosolem (2001).

Nos resultados de D_s apresentados nos fragmentos florestais do bioma Cerrado (Tabela 5), os pontos de BO, MR e CF não se diferiram na camada 0–0,05 m, e a área de PP apresentou os maiores valores em ambos os fragmentos estudados, chegando a $1,73 \text{ Mg m}^{-3}$ no fragmento 2. O aumento da D_s nas áreas de PP nas camadas superficiais pode estar relacionado com a agropecuária extensiva, com maior lotação animal que o adequado, o que segundo Colombo *et al.* (2017) pode contribuir para a compactação do solo. O fato de as áreas mais internas dos fragmentos de ambos os biomas avaliados apresentarem os menores valores de D_s ocorre principalmente por não haver ação antrópica com uso de máquinas, que podem modificar a D_s , como ocorre em áreas manejadas (LOSS *et al.*, 2017).

Os teores de COT apresentados nos pontos dos fragmentos do bioma Mata Atlântica (Tabela 5) contrastam com a quantidade de serapilheira depositada (Figura 2). O ponto CF apresentou os maiores teores de COT nas camadas de 0–0,05 e 0,05–0,10 m no fragmento 1 e em todas as camadas para o fragmento 2, chegando a $63,20 \text{ g kg}^{-1}$ na camada de 0–0,05 m no CF do fragmento 1 (Tabela 5). Para os dois fragmentos, a área de BO apresentou teores de COT inferiores ao CF com exceção da camada de 0,1–0,2 m do fragmento 1, e os teores de COT da BO dos fragmentos foram semelhantes aos da área de SPD no entorno praticamente em todas as camadas.

Os maiores teores de COT dos pontos internos dos fragmentos florestais de ambos os biomas, especialmente nas duas primeiras camadas, estão relacionados ao acúmulo de serapilheira (Figura 2) e à inexistência de ações antrópicas no interior desses pontos, o que possibilita manutenção do C no solo (LOSS *et al.*, 2015; NOVAIS *et al.*, 2016).

Nos fragmentos do bioma Mata Atlântica, observa-se a diminuição do conteúdo de COT quando se passa de áreas mais internas para mais externas dos fragmentos, o que parece não acontecer no bioma Cerrado (Tabela 5). Camargo e Kapos (1995) concluíram que em áreas de borda se pode ter aumento de temperatura pela maior incidência de luz solar, provocando um microclima diferenciado no que se refere às áreas mais internas de vegetação natural. Como consequência, pode haver aceleração do processo de decomposição da MOS, aumentando a emissão de CO_2 e diminuindo seus estoques no solo (DUIKER; LAL, 2000).

O tamanho do efeito de borda em fragmentos florestais de diversos biomas brasileiros e seus efeitos na vegetação e nos atributos edáficos são variados em função principalmente da fitofisionomia e do objeto de estudo. Esseen e Renhorn (1998) evidenciaram alterações em até 20 m. Já Kapos (1989) descreve que essas alterações penetram 40 metros. Kapos *et al.* (1997) relatam que essas variações dependem de alguns fatores, como tempo de fragmentação, tamanho dos fragmentos e bioma. O fato de os teores de COT da MR e da BO neste estudo serem inferiores ao do ponto CF contrasta com dados apresentados por Barros e Fearnside (2016), que encontraram maiores teores de COT nas áreas de borda em relação aos pontos mais internos em estudo no bioma Amazônico.

Diferentemente do comportamento visto nos fragmentos florestais do bioma Mata Atlântica, nos fragmentos florestais do bioma Cerrado os maiores teores de COT da camada 0–0,05 m foram observados nos pontos com a maior deposição de serapilheira (Figura 2), onde no fragmento 1 o ponto MR apresentou $23,77 \text{ g kg}^{-1}$ e no fragmento 2 o ponto CF apresentou $17,76 \text{ g kg}^{-1}$ (Tabela 5).

Na camada 0,10–0,20 m o conteúdo de COT dos pontos avaliados no interior dos fragmentos do bioma Cerrado não se diferiu entre si, apresentando variação de $6,89$ a $8,94 \text{ g kg}^{-1}$ no fragmento 1 e de $7,58$ a $8,94 \text{ g kg}^{-1}$ no fragmento 2, não diferindo tampouco em relação ao COT das áreas de PP no entorno (Tabela 5). O fato de as áreas de PP apresentarem teores de COT semelhantes aos pontos internos dos fragmentos na camada mais profunda avaliada pode ser atribuído à capacidade de pastagens adicionarem grandes quantidades de C em profundidade pela decomposição de raízes (SANTOS *et al.*, 2019).

Em ambos os biomas, pode-se observar a variação de EstC nos pontos do fragmento. Essas variações de EstC no interior dos fragmentos florestais são dinâmicas e indicam diferentes estágios de conservação e sucessão ecológica nesses remanescentes florestais, que podem ter diversas influências da característica da vegetação e de possíveis clareiras que se abrem no interior desses fragmentos (DIDHAM, 1998).

Houve maiores EstC nos pontos do CF nas camadas de 0–0,05 e 0,05–0,1 m no fragmento 1 e em todas as camadas no fragmento 2, chegando a 22,43 Mg ha⁻¹ no fragmento 1 na camada 0–0,05 m, demonstrando também maior conservação, via estocagem do carbono do solo, em pontos mais internos dos fragmentos. Em contrapartida, as áreas de SPD no entorno dos fragmentos, de modo geral, apresentaram os menores EstC (Tabela 5).

No bioma Cerrado, assim como nos fragmentos do bioma Mata Atlântica, os valores de EstC seguiram o padrão apresentado pelos teores de COT, com o ponto da MR com maior valor para o fragmento 1 na camada 0–0,05 m, 15,13 Mg ha⁻¹, e o ponto CF, 12,25 Mg ha⁻¹ no fragmento 2, destacando-se os baixos valores de EstC nas áreas de PP (Tabela 5).

Os resultados apresentados pelos fragmentos de Mata Atlântica indicam que nas áreas de SPD dos fragmentos, mesmo sendo um SPD consolidado, com 15 anos de manejo, o EstC no solo é menor do que em áreas de vegetação nativa. Um dos fatores que contribuem para isso é a dificuldade de se acumular carbono em regiões de clima tropical, o que favorece a decomposição da MOS (CARVALHO *et al.*, 2010; KOVEN *et al.*, 2017). Isso ocorre também no bioma Cerrado, em que o estágio de degradação das áreas promove os menores EstC, principalmente em camadas superficiais. Resultados com maiores EstC em áreas nativas comparadas aos sistemas de manejo também foram encontrados por Assunção *et al.* (2019), na mesma região do presente estudo.

As diferentes formas de manejo do solo, além das alterações na vegetação, podem modificar os EstC, por alterar diretamente o acúmulo e a perda de MOS no ambiente edáfico (PLAZA-BONILLA *et al.*, 2010), como também observado por Rosset *et al.* (2014a) em áreas de SPD e mata nativa no mesmo bioma.

Ao analisar a Δ EstC nos fragmentos florestais do bioma Mata Atlântica, pode-se observar redução acentuada de EstC em todas as camadas, porém de forma mais pronunciada na camada 0–0,05 m nos três pontos de coleta no interior e no entorno dos fragmentos (BO, MR e SPD), em relação ao CF (Figuras 3A e 3B), e a variação mais negativa de EstC nessa camada foi encontrada nas áreas de SPD.

Nas Figuras 4A e 4B, constata-se ainda a variação do EstC na seção 0–0,20 m, em que as áreas de SPD no entorno dos fragmentos apresentaram variação negativa mais acentuada, seguida dos pontos de BO e MR, respectivamente, que também tiveram variação negativa.

Os resultados de Δ EstC apresentados pelos fragmentos do bioma Mata Atlântica indicam que, mesmo com um sistema que mantenha a entrada de C no solo, como o SPD, somado ao não revolvimento deste, a quantidade de entrada de material vegetal não é suficiente para se atingir valores de EstC semelhantes a de áreas naturais após 15 anos de condução, como as do ponto CF. No SPD, isso ocorre principalmente por não haver rotação de culturas diversificada (BODDEY *et al.*, 2010) — apenas com o cultivo de sucessão soja/milho.

A Δ EstC nos pontos estudados no fragmento 1 do bioma Cerrado indica maior acúmulo de carbono nas áreas de BO e MR em todas as camadas, ou seja, variação positiva em relação ao CF. Já a área de PP apresentou variações negativas de EstC em todas as camadas (Figura 3C). Na seção 0–0,20 m o ponto MR apresentou a maior variação positiva, e apenas a área de PP teve variação negativa de EstC (Figura 3C).

O mesmo padrão observado no fragmento 1 (Figura 3C) não foi verificado para o fragmento 2 (Figura 3D), em que os pontos BO e MR apresentaram variações negativas se comparadas ao CF, principalmente nas camadas superficiais de 0–0,05 m e 0,05–0,10 m, sendo constatada variação positiva de EstC apenas na camada 0,10–0,20 m no ponto de BO. A variação negativa mais acentuada, quando avaliada a seção 0–0,20 m, foi apresentada pela área de PP (Figura 3D).

Esse resultado revela que na área de PP ao entorno dos fragmentos, adentrando nos fragmentos estudados, o EstC possui variação negativa menos acentua-

da. Ou seja, quanto mais internamente nos fragmentos, maior a conservação do C no solo. Essa perda de EstC na área de borda pode estar relacionada à oxidação da MOS, acelerada nesses locais pela temperatura e pela umidade, características de áreas de borda (CAMARGO; KAPOS, 1995), e à maior incidência de ventos, que modifica o clima nessas regiões dos fragmentos (LAURANCE *et al.*, 1998). Os resultados de Δ EstC deste trabalho contrastam com os de Barros e Fearnside (2016), que encontraram variação positiva de EstC para o ponto de borda, estudando fragmentos florestais de diferentes tamanhos na floresta amazônica central, contradizendo até mesmo a hipótese dos autores de que a borda poderia influenciar negativamente no acúmulo de carbono no solo.

Nos fragmentos do bioma Cerrado, quando se comparam os resultados de Δ EstC com a quantidade de serrapilheira (Figura 2) e teores de COT (Tabela 5), as áreas de BO e MR apresentaram os maiores valores e teores, respectivamente, indicando semelhanças entre as va-

riáveis. Já a área de PP no entorno apresentou variações negativas de EstC em todas as camadas avaliadas (Figuras 3C e 3D). Resultados semelhantes foram apresentados por Mascarenhas *et al.* (2017) e Oliveira *et al.* (2016), de que a conversão de áreas nativas em áreas de PP, dependendo do manejo adotado, pode diminuir o EstC do solo, principalmente pela baixa deposição de material vegetal sobre a superfície do solo ao longo dos anos de cultivo.

No bioma Mata Atlântica os valores de índice de estratificação (IE), que comparam o COT da camada superficial do solo com as camadas adjacentes, não apresentaram padrão homogêneo no comportamento entre os fragmentos avaliados, apresentando os maiores valores no CF (2,54) e BO (2,40) para os fragmentos 1 e 2, respectivamente. As áreas de SPD ao entorno tiveram valores de 1,64 e 1,62, respectivamente, nos fragmentos 1 e 2 (Figura 4). No bioma Cerrado, quando se observa o fragmento 1, os valores de IE foram maiores nos pontos MR (2,70) e CF (2,35), diferindo-se da área de PP, com menor

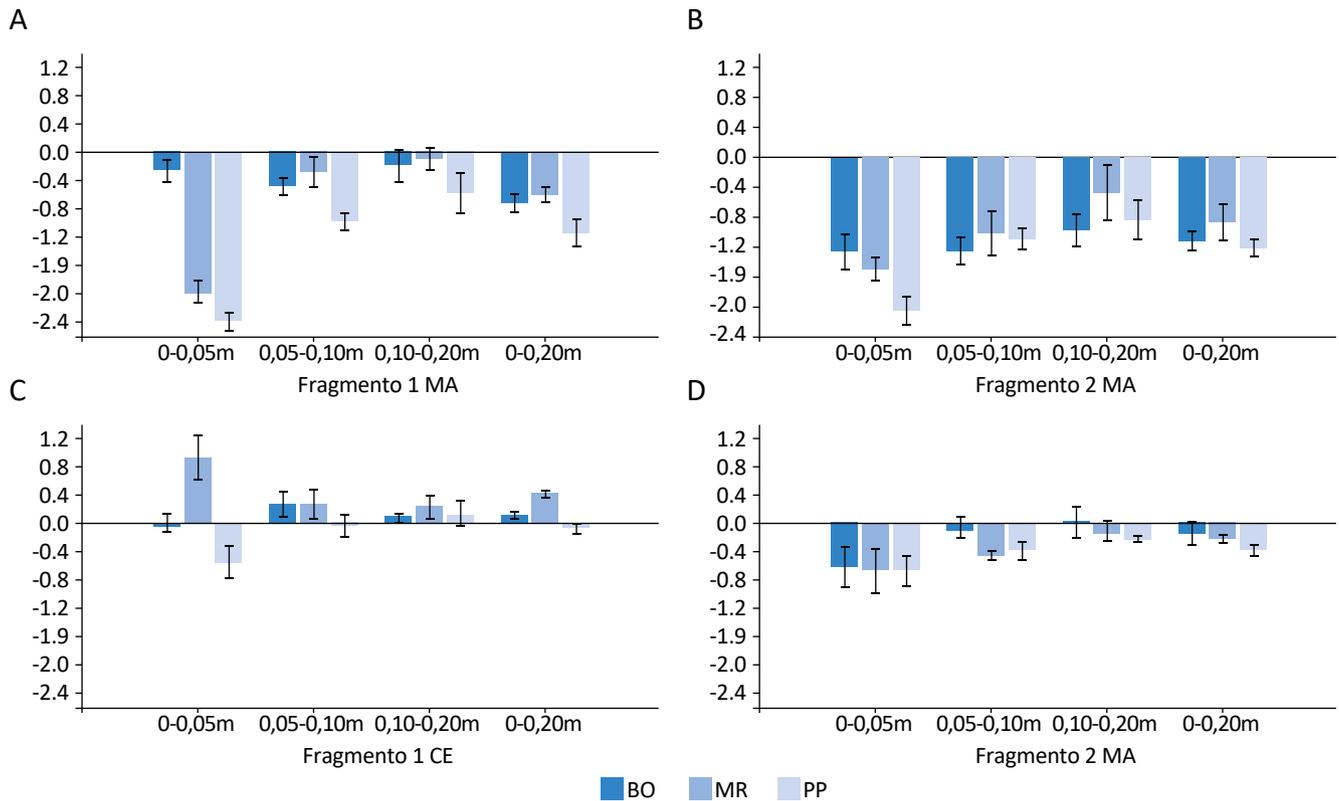


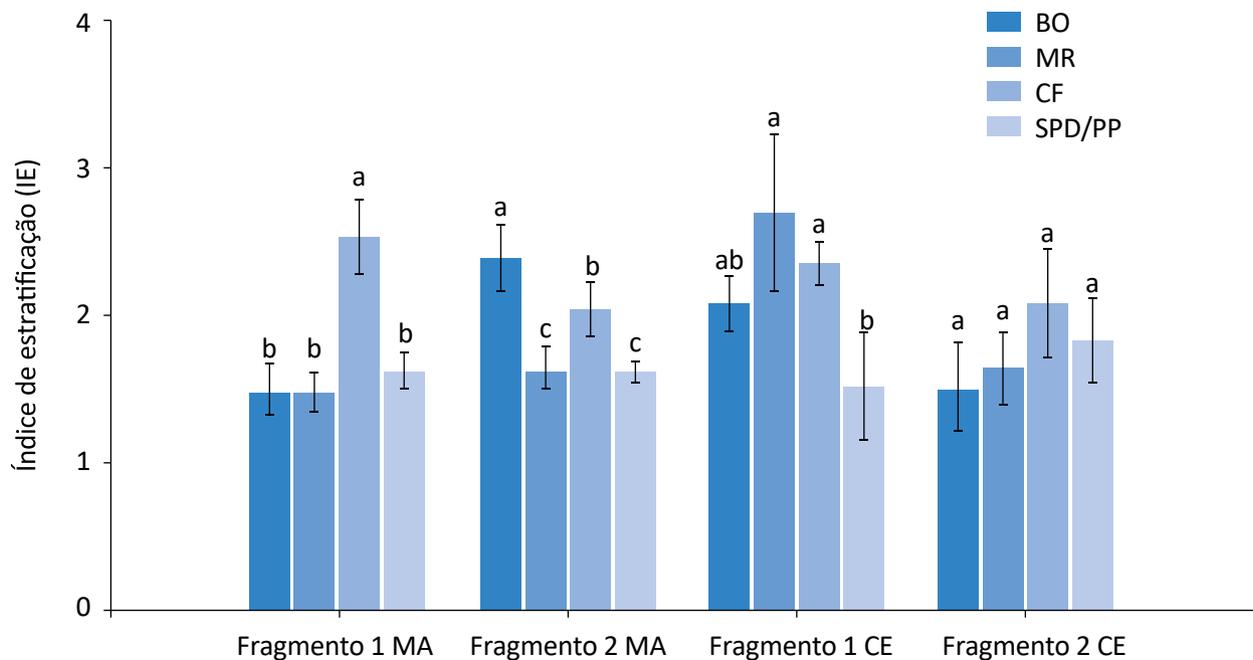
Figura 3 – Variação do estoque de carbono (Δ EstC) dos pontos avaliados nas camadas 0–0,05; 0,05–0,10; 0,10–0,20 e na seção de 0–0,20 m, em relação ao ponto do centro do fragmento, nos fragmentos dos biomas Mata Atlântica (MA) e Cerrado (CE). (A) fragmento 1 MA; (B) fragmento 2 MA; (C) fragmento 1 CE; (D) fragmento 2 CE. Traços nas barras representam o desvio padrão da média.

IE, 1,53 (Figura 4). No fragmento 2 não houve diferenças entre os pontos avaliados no interior e no entorno do fragmento, com variação de 1,52 a 2,09 (Figura 4).

Os maiores valores de IE apresentados pelos pontos internos dos fragmentos do bioma Mata Atlântica ocorrem principalmente pela maior e contínua entrada de C em áreas nativas, elevando o COT de camadas superficiais (SANTOS *et al.*, 2017). Ou seja, as áreas nativas possuem maior potencial de estratificação de carbono em comparação com as áreas manejadas. Rosset *et al.* (2014a) verificaram valores de 1,73 para SPD com 22 anos de implantação e valores de 3,43 para área de vegetação nativa de Mata Atlântica, usada como referência ao trabalho também realizado na região oeste do Paraná. Salton *et al.* (2014) encontraram IE de 1,70 para a área de referência de seu estudo, também no bioma Cerrado, além de valores de 2,00 para área de pastagem avaliada no mesmo experimento. Os mesmos autores relatam a facilidade de se obter esse índice, pois este necessita apenas dos valores de COT de duas camadas do solo, sem haver a necessidade do uso de uma área de referência.

No bioma Mata Atlântica, ao se avaliar os parâmetros estruturais do solo, o DMP do CF 1 apresentou-se com maior valor, 4,69 mm, o que não ocorreu com os demais pontos avaliados (Figura 5A). Diferentemente do observado para o DMP, os pontos no interior do fragmento 1 não tiveram diferenças para o DMG, com valores variando entre 4,35 e 4,62 mm. Além disso, essa mesma tendência de semelhanças também foi percebida para a porcentagem de agregados maiores que 2 mm. Porém, para essas três variáveis, DMP, DMG e % > 2 mm, a área de SPD no entorno apresentou menores valores (Figura 5A). No fragmento 2, ocorreu padrão de semelhança entre os pontos do interior do fragmento, diferindo-se apenas do SPD (Figura 5B). Com relação ao IS, os pontos no interior de ambos os fragmentos não diferiram, sendo os menores valores observados nas áreas de SPD, 0,89 e 0,92, no entorno dos fragmentos 1 e 2, respectivamente (Figuras 5A e 5B).

No bioma Cerrado, a estabilidade estrutural do solo apresentou semelhança entre os pontos no interior e nas áreas de PP no entorno dos fragmentos estu-



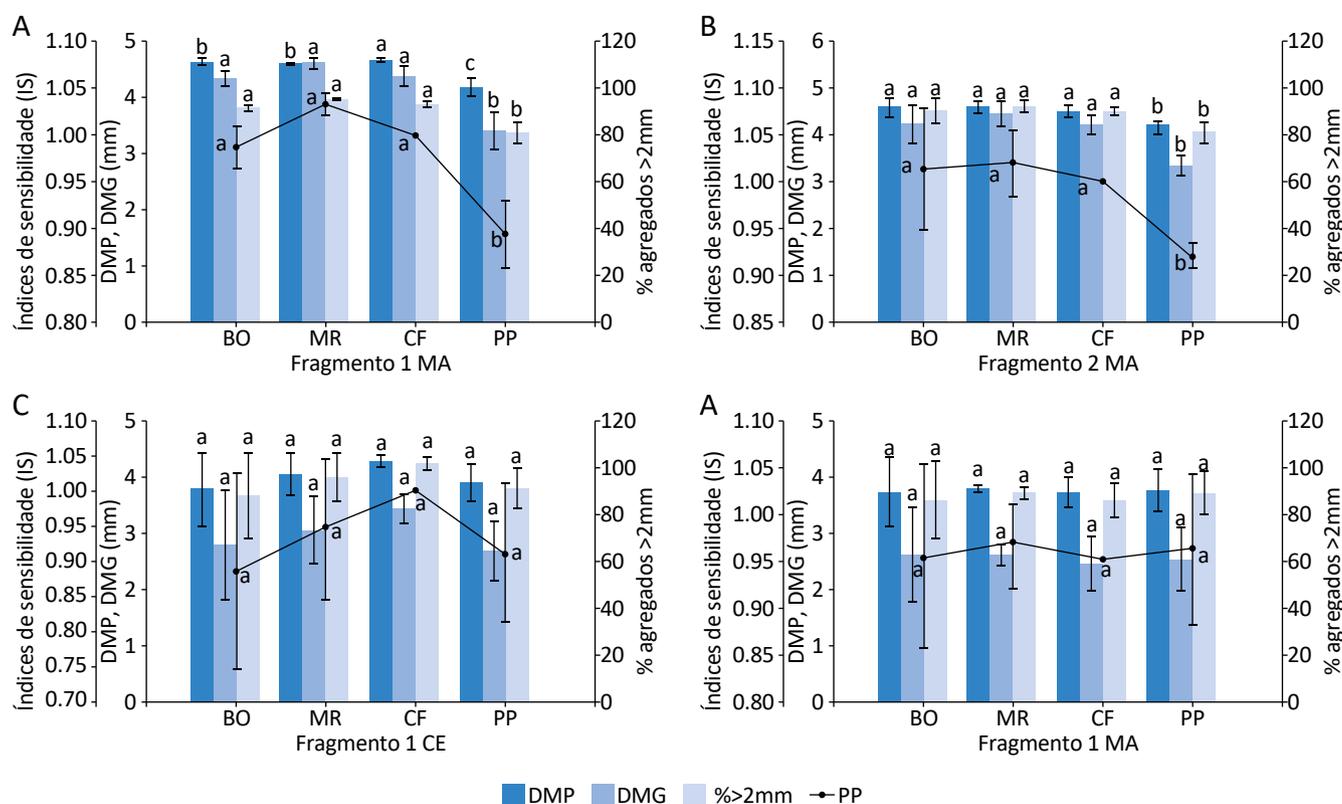
BO: borda do fragmento; MR: metade do raio; CF: centro do fragmento; SPD: sistema plantio direto; PP: pastagem permanente; médias de mesma letra em cada fragmento não diferem estatisticamente pelo teste Tukey (5%). Traços nas barras representam o desvio padrão dos dados.

Figura 4 – Índice de estratificação (IE) do carbono orgânico total em função dos pontos de coleta avaliados no interior e no entorno dos fragmentos, nos biomas Mata Atlântica (MA) e Cerrado (CE).

dados (Figuras 5C e 5D). No fragmento 1, os valores de DMP variaram de 3,78 a 4,26, o DMG 2,69 a 3,42 e com porcentagem de agregados maiores de 2 mm acima de 73% em todas as áreas (Figura 5C). No fragmento 2, o DMP variou entre 3,69 e 3,79, já o DMG, de 2,45 a 2,61 e valores de porcentagem de agregados maiores de 2 mm acima de 71% (Figura 5D). Os resultados de IS dos pontos internos dos fragmentos de Cerrado e das áreas de PP apresentaram semelhança para os fragmentos 1 e 2 (Figuras 5C e 5D), da mesma forma que as demais variáveis estruturais do solo (Figuras 5C e 5D). Os valores de IS variaram de 0,88 a 0,91 no fragmento 1, e de 1,00 a 1,02 no fragmento 2 (Figuras 5C e 5D).

Os resultados das análises estruturais dos fragmentos do bioma Mata Atlântica demonstraram que não

houve modificações tão significativas na agregação do solo nos pontos internos dos fragmentos e que em áreas com maior perturbação do solo, como nas de SPD em relação aos fragmentos de mata, existem modificações na estabilidade dos agregados do solo (SIX *et al.*, 2004; SALTON *et al.*, 2008). Os valores de DMP e DMG próximos a 5 (Figuras 5A e 5B), especialmente identificados no interior dos fragmentos florestais, indicam alto grau de formação e estabilização dos agregados, influenciado tanto pelos teores de COT (Tabela 5) encontrados nas áreas de estudo quanto pela textura do solo dessas áreas que estão sob solo muito argiloso, visto a contribuição desses atributos na agregação (BRONICK; LAL, 2005; SILVA *et al.*, 2014). Outros trabalhos em latossolo também encontraram maior estabilidade de agregados em áreas nativas, principalmente relacionados aos altos



Médias de mesma letra em cada fragmento não diferem estatisticamente pelo teste Tukey (5%). Traços nas barras representam o desvio padrão da média.

Figura 5 – Diâmetro médio ponderado (DMP), diâmetro médio geométrico (DMG), porcentagem de agregados maiores que 2 mm e índice de sensibilidade dos diferentes pontos de coleta no interior e no entorno dos fragmentos dos biomas Mata Atlântica (MA) e Cerrado (CE). (A) Fragmento 1 MA; (B) fragmento 2 MA; (C) fragmento 1 CE; (D) fragmento 2 CE.

teores de COT (RABBI *et al.*, 2015; CARVALHO *et al.*, 2014; RIBON *et al.*, 2014).

Os menores valores de IS nas áreas de SPD ocorrem pela redução do COT nessas áreas se comparadas a áreas de mata e também ao revolvimento mínimo na linha de semeadura que esse sistema possui. Aratani *et al.* (2009) encontraram valores de 0,93 de IS em SPD com 12 anos de implantação, sendo semelhante ao de sua área de referência de mata nativa no bioma Mata Atlântica, em latossolo vermelho de textura argilosa no estado de São Paulo. Já Bertol *et al.* (2004) encontraram valores de IS próximos a 1 em sistema de SPD com seis anos de implantação.

No bioma Cerrado, os resultados para a estabilidade estrutural do solo, entre os fragmentos florestais e as áreas de PP e no entorno, indicam que as áreas cultivadas com PP, por meio da ação das raízes, propiciam a manutenção da estabilidade estrutural do solo ao longo dos anos (SIX *et al.*, 2004; SZAKÁCS, 2005), com valores equivalentes aos das áreas internas desses fragmentos avaliados. Stumpf *et al.* (2018) concluíram que as ações das raízes de gramíneas diminuem a compactação do solo e melhoram a estruturação, com a manutenção de agregados estáveis de maiores tamanhos, ao longo dos anos de cultivo. Costa Junior *et al.*

(2012) encontraram valores de DMP, DMG e agregados maiores que 2 mm, também semelhantes em áreas de pastagem e Cerrado.

Os dados do presente trabalho ratificam os de Batista *et al.* (2013) e Schiavo e Colodro (2012), que encontraram valores DMP, DMG e % > 2 mm de sistemas com pastagens, semelhantes aos das áreas de mata nativa no bioma Cerrado, também no estado de Mato Grosso do Sul. Mesmo não percebendo diferença entre os sistemas avaliados e mata nativa de Cerrado, Salton *et al.* (2008) concluíram que sistemas que utilizam *Brachiaria (Urochloa)* contribuem para a formação de agregados mais estáveis no solo.

A ação das raízes e adição de COT no solo contribuem para a formação e estabilidade desses agregados do solo, visto que em algumas camadas as áreas de PP apresentaram teores de COT semelhantes aos dos pontos avaliados no interior dos fragmentos de Cerrado (Figuras 5C e 5D). Os resultados do presente trabalho diferem dos valores apresentado por Fontana *et al.* (2010), que encontraram valores de 0,55 em latossolo e de 0,69 para argissolo em pastagem com *Brachiaria* com 10 anos de implantação, sem correção de solo, na região norte fluminense do Rio de Janeiro.

CONCLUSÕES

A deposição de serapilheira apresentou comportamento semelhante entre os fragmentos do bioma Mata Atlântica, com maior deposição na borda. O mesmo padrão não foi observado nos fragmentos do bioma Cerrado, porém em ambos os fragmentos do Cerrado a deposição foi maior do que nas áreas de pastagens no entorno.

O COT e o EstC indicaram o ponto central dos fragmentos de Mata Atlântica com o melhor estado de conservação e que, quanto mais distante do centro do fragmento, menor a estocagem de carbono. No bioma

Cerrado, as áreas no entorno dos fragmentos avaliados apresentaram o mesmo potencial de acúmulo de carbono dos pontos do interior dos fragmentos.

A densidade e as variáveis estruturais de agregação do solo apontam perda da qualidade com a conversão das áreas nativas em SPD no bioma Mata Atlântica. No Cerrado, houve pronunciado aumento da densidade do solo em camadas superficiais com a conversão de áreas nativas em pastagens, com pastagem extensiva semelhante à da vegetação nativa de Cerrado nos aspectos estruturais do solo.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), a concessão da bolsa de mestrado ao primeiro autor; e à Universida-

de Estadual de Mato Grosso do Sul e aos proprietários rurais que liberaram as áreas para o desenvolvimento deste estudo.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, D. S. *Recuperação ambiental da Mata Atlântica*. Santa Cruz: Editus, 2016. 201 p.
- ALMEIDA, R. G.; NASCIMENTO JUNIOR, D.; EUCLIDES, V. P. B.; MACEDO, M. C. M.; REGAZZI, A. J.; BRÂNCIO, P. A.; FONSECA, D. M.; OLIVEIRA, M. P. Produção animal em pastos consorciados sob três taxas de lotação, no Cerrado 1. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v. 31, n. 2, supl., p. 852-857, 2002. <http://dx.doi.org/10.1590/S1516-35982002000400007>
- ARATANI, R. G.; FREDDI, O. D. S.; CENTURION, J. F.; ANDRIOLI, I. Qualidade física de um Latossolo Vermelho Acriférrico sob diferentes sistemas de uso e manejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 33, n. 3, p. 677-687, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832009000300020>
- ASSUNÇÃO, S. A.; PEREIRA, M. G.; ROSSET, J. S.; BERBARA, R. L. L.; GARCÍA, A. C. Carbon input and the structural quality of soil organic matter as a function of agricultural management in a tropical climate region of Brazil. *Science of The Total Environment*, v. 658, p. 901-911, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.271>
- BALDOTTO, M. A.; CANELA, M. C.; CANELLAS, L. P.; DOBBS, L. B.; VELLOSO, A. C. X. Redox index of soil carbon stability. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 34, n. 5, p. 1543-1551, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832010000500007>
- BARROS, H. S.; FEARNSIDE, P. M. Soil carbon stock changes due to edge effects in central Amazon forest fragments. *Forest Ecology and Management*, v. 379, p. 30-36, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.08.002>
- BATISTA, I.; CORREIRA, M. E. F.; PEREIRA, M. G.; BIELUCZYK, W.; SCHIAVO, J. A.; MELLO, N. A. Caracterização dos agregados em solos sob cultivo no Cerrado, MS. *Semina: Ciências Agrárias*, v. 34, n. 4, p. 1535-1548, 2013. <https://doi.org/10.5433/1679-0359.2013v34n4p1535>
- BERTOL, I.; ALBUQUERQUE, J. A.; LEITE, D.; AMARAL, A. J.; ZOLDAN JUNIOR, W. A. Propriedades físicas do solo sob preparo convencional e semeadura direta em rotação e sucessão de culturas, comparadas às do campo nativo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 28, n. 1, p. 155-163, 2004. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832004000100015>
- BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; CONCEIÇÃO, P. C.; ZANATTA, J. A.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; DIECKOW, J.; SANTOS, H. P.; DENARDIN, J. E.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA S. Carbon accumulation at depth in Ferralsols under zero-till subtropical agriculture. *Global Change Biology*, v. 16, n. 2, p. 784-795, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02020.x>
- BOLINDER, M. A.; ANGERS, D. A.; GREGORICH, E. G.; CARTER, M. R. The response of soil quality indicators to conservation management. *Canadian Journal of Soil Science*, v. 79, n. 1, p. 37-45, 1999. <https://doi.org/10.4141/S97-099>
- BRONICK, C. J.; LAL, R. Soil structure and management: a review. *Geoderma*, v. 124, n. 1-2, p. 3-22, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005>
- CAMARGO, J. L. C.; KAPOS, V. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology*, v. 11, n. 2, p. 205-221, 1995. <https://doi.org/10.1017/S026646740000866X>
- CAMPOS, J. B.; SILVEIRA FILHO, L. *Floresta Estacional Semidecidual*. Governo do Estado do Paraná. v. 5, 2010. (Série Ecossistemas Paranaenses). 8 p.
- CARVALHO, J. L. N.; AVANZI, J. C.; SILVA, M. L. N.; MELLO, C. R.; CERRI, C. E. P. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 34, n. 2, p. 277-290, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832010000200001>

- CARVALHO, M. A. C.; PANOSSO, A. R.; TEIXEIRA, E. E. R.; ARAÚJO, E. G.; BRANCAGLIONI, V. A.; DALLACORT, R. Multivariate approach of soil attributes on the characterization of land use in the southern Brazilian Amazon. *Soil & Tillage Research*, v. 184, p. 207-215, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2018.08.004>
- CARVALHO, M. A. C.; RUIZ, H. A.; DA COSTA, L. M.; PASSOS, R. R.; ARAÚJO, C. A. S. Composição granulométrica, densidade e porosidade de agregados de Latossolo Vermelho sob duas coberturas do solo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 18, n. 10, p. 1010-1016, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v18n10p1010-1016>
- CAVIGLIONE, J. H.; KIIHL, L. R. B.; CARAMORI, P. H.; OLIVEIRA, D. *Cartas climáticas do Estado do Paraná*. Londrina: Iapar, 2000.
- CLAESSEN, M. E. C. *Manual de métodos de análise de solo*. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa, 1997. 212 p.
- COLOMBO, G. A.; LOPES, M. B. S.; DOTTO, M. C.; CAMPESTRINI, R.; LIMA, S. O. Atributos físicos de um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico sob diferentes sistemas de manejo no cerrado tocantinense. *Campo Digital*, v. 12, n. 1, p. 21-29, 2017.
- COSTA JUNIOR, C.; PÍCCOLO, M. C.; SIQUEIRA NETO, M.; CAMARGO, P. B.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Carbono em agregados do solo sob vegetação nativa, pastagem e sistemas agrícolas no bioma Cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 36, n. 4, p. 1311-1322, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832012000400025>
- DIDHAM, R. K. Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments. *Oecologia*, v. 116, n. 3, p. 397-406, 1998. <http://dx.doi.org/10.1007/s004420050603>
- DUIKER, S. W.; LAL, R. Carbon budget study using CO₂ flux measurements from a no till system in central Ohio. *Soil & Tillage Research*, v. 54, n. 1-2, p. 21-30, 2000.
- ESSEEN, P.; RENHORN, K. Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forests. *Conservation Biology*, v. 12, n. 6, p. 1307-1317, 1998. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1998.97346.x>
- FERREIRA, E. B.; CAVALCANTI, P. P.; NOGUEIRA, D. A. *ExpDes.pt*: Pacote Experimental Designs (Portuguese). R package version 1.2.0. 2018. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=ExpDes.pt>>. Acesso em: 2 abr. 2019. <https://doi.org/10.4236/am.2014.519280>
- FONTANA, A.; BRITO, R. J. D.; PEREIRA, M. G.; LOSS, A. Índices de agregação e a relação com as substâncias húmicas em Latossolos e Argissolos de tabuleiros costeiros, Campos dos Goytacazes, RJ. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, v. 5, n. 3, p. 291-297, 2010.
- FRANZLUEBBERS, A. J. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. *Soil & Tillage Research*, v. 66, n. 2, p. 95-106, 2002. [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987\(02\)00018-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987(02)00018-1)
- FREITAS, I. C.; SANTOS, F. C. V.; CUSTÓDIO FILHO, R. O.; CORRECHEL, V. Carbono no solo, acúmulo e qualidade da serapilheira em sistemas de produção familiar. *Floresta*, v. 46, n. 1, p. 31-38, 2016. <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v46i1.42065>
- GUARESCHI, R. F.; PEREIRA, M. G. M.; PERIN, A. Densimetric fractionation of organic matter in an agricultural chronosequence in no-till areas in the Cerrado region, Brazil. *Semina: Ciências Agrárias*, v. 37, n. 2, p. 596-610, 2016. <http://dx.doi.org/10.5433/1679-0359.2016v37n2p595>
- KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology*, v. 5, n. 2, p. 173-185, 1989. <https://doi.org/10.1017/S0266467400003448>

KAPOS, V.; WANDELLI, E.; CAMARGO, J. L.; GANADE, G. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in central Amazonia. *In*: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD, R.O. (orgs.). *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. Chicago: University of Chicago Press, 1997. p. 33-54.

KEMPER, W. D.; CHEPIL, W. S. Size distribution of aggregates. *In*: BLACK, C. A. *Methods of soil analysis*. Madison: American Society of Agronomy, 1965. p. 449-510.

KEMPER, W. D.; ROSENAU, R. C. Aggregate stability and size distribution. *In*: KLUNTE, A. (org.). *Methods of soil analysis*. Part 1: physical and mineralogical methods. Kimberley: American Society of Agronomy, 1986. p. 425-443.

KIEHL, E. J. *Manual de edafologia: Relações solo-planta*. São Paulo: Agronômica Ceres, 1979. 263 p.

KLEIN, V. A.; CAMARA, R. K. Rendimento da soja e intervalo hídrico ótimo em Latossolo Vermelho sob plantio direto escarificado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 31, n. 2, p. 221-227, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832007000200004>

KOVEN, C. D.; HUGELIUS, G.; LAWRENCE, D. M.; WIEDER, W. R. Higher climatological temperature sensitivity of soil carbon in cold than warm climates. *Nature Climate Change*, v. 7, n. 11, p. 817-822, 2017. <https://doi.org/10.1038/nclimate3421>

LAURANCE, W. F.; FERREIRA, L. V.; MERONA, J. M. R.; LAURANCE, S. G. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology*, v. 79, n. 6, p. 2032-2040, 1998. <https://doi.org/10.2307/176707>

LOSS, A.; BASSO, A.; OLIVEIRA, B. S.; KOUCHER, L. P.; OLIVEIRA, R. A.; KURTZ, C.; LOVATO, P. E.; CURMI, P.; BRUNETTO, G.; COMIN, J. J. Carbono orgânico total e agregação do solo em sistema de plantio direto agroecológico e convencional de cebola. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 39, n. 4, p. 1212-1224, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/01000683rbc20140718>

LOSS, A.; SANTOS JUNIOR, E.; SCHMITZ, D.; VEIGA, M.; KURTZ, C.; COMIN, J. J. Atributos físicos do solo em cultivo de cebola sob sistemas de plantio direto e preparo convencional. *Revista Colombiana de Ciências Hortícolas*, v. 11, n. 1, p. 105-113, 2017. <https://doi.org/10.17584/rcch.2017v11i1.6144>

MAGALHÃES, S. S. A.; RAMOS, F. T.; WEBER, O. L. S. Carbon stocks of an Oxisol after thirty-eight years under different tillage systems. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 20, n. 1, p. 85-91, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v20n1p85-91>

MALHEIROS, R. Influência da sazonalidade na dinâmica da vida no bioma cerrado. *Revista Brasileira de Climatologia*, v. 19, p. 113-128, 2016. <http://dx.doi.org/10.5380/abclima.v19i0.48876>

MARCHINI, D. C.; LING, T. C.; ALVES, M. C.; CRESTANA, S.; SOUTO FILHO, S. N.; ARRUDA, O. G. Matéria orgânica, infiltração e imagens tomográficas de Latossolo em recuperação sob diferentes tipos de manejo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 19, n. 6, p. 574-580, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v19n6p574-580>

MARQUES, J. D. O.; LUIZÃO, F. J.; TEIXEIRA, W. G.; SARRAZIN, M.; FERREIRA, S. J. F.; BELDINI, T. P.; MARQUES, E. M. A. Distribution of organic carbon in different soil fractions in ecosystems of central Amazonia. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 39, n. 1, p. 232-242, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/01000683rbc20150142>

MASCARENHAS, A. R. P.; SCCOTI, M. S. V.; MELO, R. R.; CORRÊA, F. L. O.; SOUZA, E. F. M.; ANDRADE, R. A.; BERGAMIM, A. C.; MULLER, M. W. Atributos físicos e estoques de carbono do solo sob diferentes usos da terra em Rondônia, Amazônia Sul-Occidental. *Pesquisa Florestal Brasileira*, v. 37, n. 89, p. 19-27, 2017. <https://doi.org/10.4336/2017.pfb.37.89.1295>

- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- NASCIMENTO, H. E. M.; LAURANCE, W. F. Biomass dynamics in Amazonian forest fragments. *Ecological Applications*, v. 14, n. 4, p. 127-138, 2004. <https://doi.org/10.1890/01-6003>
- NASCIMENTO, H. E. M.; LAURANCE, W. F. Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento. *Acta Amazonica*, v. 36, n. 2, p. 183-192, 2006. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672006000200008>
- NOVAIS, D. B.; FERREIRA, J. S.; BARRETO, P. A. B. Fertilidade do solo como indicador do efeito de borda em fragmento florestal, Vitória da Conquista, Bahia. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, v. 11, n. 4, p. 185-189, 2016. <https://doi.org/10.18378/rvads.v11i4.4081>
- OBOUR, P. B.; JENSEN, J. L.; LAMANDÉ, M.; WATTS, C. W.; MUNKHOLM, L. J. Soil organic matter widens the range of water contents for tillage. *Soil & Tillage Research*, v. 182, p. 57-65, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.05.001>
- OLIVEIRA, W. N.; FERREIRA, N. C. Avaliação multitemporal do uso e cobertura do solo da bacia hidrográfica do ribeirão João Leite utilizando imagens Landsat-5. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 38, p. 46-62, 2015. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820159813>
- OLIVEIRA, W. R. D.; RAMOS, M. L. G.; CARVALHO, A. M.; COSER, T. R.; SILVA, A. M. M.; LACERDA, M. M.; SOUZA, K. W.; MARCHÃO, R. L.; VILELA, L.; PULROLNIK, K. Dynamics of soil microbiological attributes under integrated production systems, continuous pasture, and native Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 51, n. 9, p. 1501-1510, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-204x2016000900049>
- OLIVEIRA FILHO, L. C. I.; SCHNEIDER, L. F.; TELES, J. S.; WERTER, S. D.; SANTOS, J. S. P. Fauna edáfica em áreas com diferentes manejos e tempos de descarte de resíduos animais. *Scientia Agraria*, v. 19, n. 1, p. 113-123, 2018. <http://dx.doi.org/10.5380/rsa.v19i1.54466>
- PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 11, p. 1633-1644, 2007. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
- PEREIRA, M. G.; LOSS, A.; BEUTLER, S. J.; TORRES, J. L. R. Carbono, matéria orgânica leve e fósforo remanescente em diferentes sistemas de manejo do solo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 45, n. 5, p. 508-514, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2010000500010>
- PLAZA-BONILLA, D.; MARTÍNEZ, C. C.; ÁLVARO-FUENTES, J. Tillage effects on soil aggregation and soil organic carbon profile distribution under Mediterranean semi-arid conditions. *Soil Use and Management*, v. 26, n. 4, p. 465-474, 2010. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1475-2743.2010.00298.x>
- R CORE TEAM. *R: A language and environment for statistical computing*. Viena: R Foundation for Statistical Computing, 2019. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>. Acesso em: 2 abr. 2019.
- RABBI, S. M. F.; WILSON, B. R.; LOCKWOOD, P. V.; DANIEL, H.; YOUNG, I. M. Aggregate hierarchy and carbon mineralization in two Oxisols of New South Wales, Australia. *Soil & Tillage Research*, v. 146, p. 193-203, 2015. <https://dx.doi.org/10.1016/j.still.2014.10.008>
- REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; BRAIDA, J. A. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. *Ciência & Ambiente*, v. 27, n. 1, p. 29-48, 2003.

- REIS, D. A.; LIMA, C. L. R.; BAMBERG, A. L. Qualidade física e frações da matéria orgânica de um Planossolo sob sistema plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 51, n. 9, p. 1623-1632, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-204x2016000900062>
- REIS, V. R. R.; DEON, D. S.; MUNIZ, L. C.; SILVA, M. B.; REGO, C. A. R. M.; GARCIA, U. C.; CANTANHÊDE, I. S. L.; COSTA, J. B. Carbon stocks and soil organic matter quality under different of land uses in the maranhense amazon. *Journal of Agricultural Science*, v. 10, n. 5, p. 329-337, 2018.
- RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>
- RIBON, A. A.; CENTURION, J. F.; CENTURION, M. A. P. C.; FERNANDES, K. L.; HERMOGENES, L.; TALLES, V. Alterações na estabilidade de agregados de latossolo e argissolo em função do manejo, na entrelinha da seringueira (*Hevea brasiliensis*). *Revista Árvore*, v. 38, n. 6, p. 1065-1071, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622014000600011>
- ROMANIW, J.; SÁ, J. C. M.; PADILHA, A. A.; RAMOS, F. S.; EURICH, G.; BRESSAN, P. T. Carbon dynamics in no-till soil due to the use of industrial organic waste and mineral fertilizer. *Revista Ciência Agronômica*, v. 46, n. 3, p. 477-487, 2015.
- ROSA FILHO, G.; CARVALHO, M. P.; ANDREOTTI, M.; MONTANARI, R.; BINOTTI, F. F. S.; GIOIA, M. T. Variabilidade da produtividade da soja em função de atributos físicos de um Latossolo Vermelho distroférico sob plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 33, n. 2, p. 283-293, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832009000200006>
- ROSSET, J. S.; LANA, M. C.; PEREIRA, M. G.; SCHIAVO, J. A.; RAMPIM, L.; SARTO, M. V. M.; SEIDEL, E. P. Estoque de carbono, propriedades químicas e físicas do solo em sistemas de manejo com diferentes tempos de implantação na Região Oeste do Paraná, Brasil. *Semina: Ciências Agrárias*, v. 35, n. 6, p. 3053-3072, 2014a. <http://dx.doi.org/10.5433/1679-0359.2014v35n6p3053>
- ROSSET, J. S.; SCHIAVO, J. A.; ATANÁZIO, R. A. R. Atributos químicos, estoque de carbono orgânico total e das frações humificadas da matéria orgânica do solo em diferentes sistemas de manejo de cana-de-açúcar. *Semina: Ciências Agrárias*, v. 35, n. 5, p. 2351-2366, 2014b. <http://dx.doi.org/10.5433/1679-0359.2014v35n5p2351>
- RUSCA, G. G.; MORAES, M. C. P.; VALENTE, R. A.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M. Análise espacial dos fragmentos florestais no entorno de uma unidade de conservação de proteção integral. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 44, p. 85-94, 2017. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820170146>
- SALES, A.; SILVA, A. R.; VELOSO, C. A. C.; CARVALHO, E. J. M.; MIRANDA, B. M. Carbono orgânico e atributos físicos do solo sob manejo agropecuário sustentável na Amazônia Legal. *Colloquium Agrariae*, v. 14, n. 1, p. 1-15, 2018.
- SALTON, J. C.; MERCANTE, F. M.; TOMAZI, M.; ZANATTA, J. A.; CONCENÇO, G.; SILVA, W. M.; RETORE, M. Integrated crop-livestock system in tropical Brazil: Toward a sustainable production system. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 190, p. 70-79, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.023>
- SALTON, J. C.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; BOENI, M.; CONCEIÇÃO, P. C.; FABRÍCIO, A. C.; MACEDO, M. C. M.; BROCH, D. L. Agregação e estabilidade de agregados do solo em sistemas agropecuários em Mato Grosso do Sul. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, n. 1, p. 11-21, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832008000100002>
- SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA, L. G. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 166, n. 1-4, p. 113-124, 2010. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0988-4>

- SANTOS, C. A.; REZENDE, C. D. P.; PINHEIRO, É. F. M.; PEREIRA, J. M.; ALVES, B. J.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Changes in soil carbon stocks after land-use change from native vegetation to pastures in the Atlantic forest region of Brazil. *Geoderma*, v. 337, p. 394-401, 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.09.045>
- SANTOS, F. A. S.; PIERANGELI, M. A. P.; SILVA, F. L.; SERAFIM, M. E.; SOUSA, J. B.; OLIVEIRA, E. B. Dinâmica do carbono orgânico de solos sob pastagens em campos de murundus. *Scientia Agraria*, v. 18, n. 2, p. 43-53, 2017. <http://dx.doi.org/10.5380/rsa.v18i2.50662>
- SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; CUNHA, T. J. F.; OLIVEIRA, J. B. *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*. 3. ed. Brasília: Embrapa, 2013. 353 p.
- SCHIAVO, J. A.; COLODRO, G. Agregação e resistência a penetração de um Latossolo Vermelho sob sistema de integração lavoura-pecuária. *Bragantia*, v. 71, n. 3, p. 406-412, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S0006-87052012005000035>
- SIGNOR, D.; ZANI, C. F.; PALADINI, A. A.; DEON, M. D.; CERRI, C. E. P. Estoques de carbono e qualidade da matéria orgânica do solo em áreas cultivadas com cana-de-açúcar. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 38, n. 5, p. 1402-1410, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832014000500005>
- SILVA, A. S.; SILVA, I. F.; BANDEIRA, L. B.; DIAS, B. O.; SILVA NETO, L. F. Argila e matéria orgânica e seus efeitos na agregação em diferentes usos do solo. *Ciência Rural*, v. 44, n. 10, p. 1783-1789, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/0103-8478cr20130789>
- SILVA, R. H.; ROSOLEM, C. A. Crescimento radicular de espécies utilizadas como cobertura decorrente da compactação do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 25, n. 2, p. 253-260, 2001. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832001000200001>
- SILVA JÚNIOR, M. C. *100 Árvores do Cerrado: guia de campo*. Brasília: Rede de Sementes do Cerrado, 2005. 278 p.
- SIX, J.; BOSSUYT, H.; DEGRYZE, S.; DENEFF, K. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil & Tillage Research*, v. 79, n. 1, p. 7-31, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.03.008>
- STUMPF, L.; LEAL, O. A.; PAULETTO, E. A.; PINTO, L. F. S.; REIS, D. A.; PINTO, M. A. B.; TUCHTENHAGEN, I. K. Tensile strength and organic matter fractions in aggregates of a grass-covered mined soil under early stage recovery. *Soil & Tillage Research*, v. 176, p. 69-76, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2017.11.006>
- STÜRMER, S. L. K.; ROSSATO, O. B.; COPETTI, A. C. C.; SANTOS, D. R.; CALEGARI, A.; BRUM, B. Variações nos teores de carbono orgânico em função do desmatamento e revegetação natural do solo. *Ciência Florestal*, v. 21, n. 2, p. 241-250, 2011. <http://dx.doi.org/10.5902/198050983228>
- SZAKÁCS, G. G. J. *Estoques de carbono e agregados do solo cultivado com cana-de-açúcar: efeito da palhada e do clima no centro-sul do Brasil*. 106f. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.
- VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. *Série Técnica IPEF*, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.
- YEOMANS, A.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Communication Soil Science Plant Analysis*, v. 19, n. 13, p. 1467-1476, 1988.
- YODER, R. E. A direct method of aggregate analysis of soil and study of the physical nature of erosion losses. *Journal American Society Agronomy*, v. 28, n. 5, p. 337-351, 1936.



APROVEITAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE BOVINOCULTURA LEITEIRA NO CULTIVO DE CITRONELA: EFEITOS NA ATIVIDADE FOTOQUÍMICA E NA BIOMASSA

WASTEWATER FROM DAIRY CATTLE IN CITRONELLA CULTIVATION:
EFFECTS ON PHOTOCHEMICAL ACTIVITY AND BIOMASS

Leonardo da Silva Hamacher 

Discente no Programa de Pós-Graduação em Ciência, Tecnologia e Inovação em Agropecuária na Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ) – Seropédica (RJ), Brasil.

Cristina Moll Hüther 

Pós-doutoranda no Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Biosistemas da Universidade Federal Fluminense (UFF) – Niterói (RJ), Brasil.

Leonardo Duarte Batista da Silva 

Docente no Programa de Pós-Graduação em Ciência, Tecnologia e Inovação em Agropecuária na Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ) – Seropédica (RJ), Brasil.

Dirlane de Fátima do Carmo 

Docente no Departamento de Engenharia Agrícola e Meio Ambiente do PGEB, Universidade Federal Fluminense – Niterói (RJ), Brasil.

Joana Mayer Coutada 

Iniciação Científica no Departamento de Engenharia Agrícola e Meio Ambiente da Universidade Federal Fluminense (UFF) – Niterói (RJ), Brasil.

Thais Gandelman Schtruk 

Iniciação Científica no Departamento de Engenharia Agrícola e Meio Ambiente da Universidade Federal Fluminense (UFF) – Niterói (RJ), Brasil.

Carlos Rodrigues Pereira 

Docente no Departamento de Engenharia Agrícola e Meio Ambiente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Biosistemas da Universidade Federal Fluminense (UFF) – Niterói (RJ), Brasil.

Daiane Cecchin 

Docente no Departamento de Engenharia Agrícola e Meio Ambiente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Biosistemas da Universidade Federal Fluminense (UFF) – Niterói (RJ), Brasil.

Thelma de Barros Machado 

Docente no Departamento de Tecnologia Farmacêutica do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Biosistemas da Universidade Federal Fluminense (UFF) – Niterói (RJ), Brasil.

Camila Ferreira de Pinho 

Docente no Departamento de Fitotecnia do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ) – Seropédica (RJ), Brasil.

Endereço para correspondência: Cristina Moll Hüther – Rua Passo da Pátria, 156, bloco D, sala 236 – São Domingos – CEP 24210-240 – Niterói (RJ), Brasil – E-mail: cristinahuther@yahoo.com.br

Recebido em: 06/08/2019
Aceito em: 11/11/2019

RESUMO

Águas residuárias de bovinocultura (ARB) leiteira são alternativas para fornecer os nutrientes minerais, reduzindo o uso de fertilizantes. Assim, avaliaram-se a resposta da atividade fotoquímica e o ganho de biomassa em citronela sob diferentes doses de nitrogênio aplicadas via lâminas de ARB. O nitrogênio foi o elemento de referência com base no qual se calculou a quantidade de ARB equivalente a ser aplicada. Assim, as doses de nitrogênio aplicadas via ARB foram de 100, 200, 300 e 400% em relação à adubação mineral utilizada no controle. Fluorescência da clorofila *a*, pigmentos e massa seca foram analisados. Verificou-se que a resposta da citronela às doses de ARB aplicadas foi tempo-dependente, e a energia absorvida pelos fotossistemas foi utilizada para redução dos aceptores finais na cadeia de transporte de elétrons, promovendo, em todas as doses, melhor eficiência fotoquímica, mas isso não refletiu no ganho de biomassa, principalmente das folhas.

Palavras-chave: *Cymbopogon nardus* L.; fluorescência clorofila *a*; nitrogênio; fertirrigação.

ABSTRACT

Dairy cattle wastewater (DCW) is an alternative to provide mineral nutrients, reducing the use of fertilizers. Thus, the response of photochemical activity and biomass gain in citronella under different nitrogen doses applied via DCW slides were evaluated. Nitrogen was the reference element from which the equivalent amount of DCW to be applied was calculated. Thus, nitrogen rates applied via DCW were 100, 200, 300 and 400% in relation to mineral fertilization used in the control. Chlorophyll *a* fluorescence, pigments and dry mass were analyzed. The response of the citronella to the doses of DCW was time-dependent and the energy that was absorbed by the phosphosites was used to reduce the final acceptors in the electron transport chain, promoting better photochemical efficiency at all doses, but, this did not reflect in the biomass gain, mainly of the leaves.

Keywords: *Cymbopogon nardus* L.; chlorophyll *a* fluorescence; nitrogen; fertigation.

INTRODUÇÃO

A citronela (*Cymbopogon nardus*), pertencente à família Poaceae, é originária do continente asiático, particularmente do Sri Lanka (antigo Ceilão) e sul da Índia. É amplamente utilizada como planta aromática, em usos terapêuticos, perfumarias e atividade biocida (TRONGTOKIT *et al.*, 2005; CASTRO *et al.*, 2007; VELOSO *et al.*, 2012; GUPTA *et al.*, 2018). Vários autores apontam que as principais substâncias presentes no óleo essencial da citronela são citronelal, geraniol e citronelol (AGNOLIN *et al.*, 2010; ANDRADE *et al.*, 2012; VELOSO *et al.*, 2012; VENTER *et al.*, 2014).

Óleos essenciais são produtos aromáticos de metabolismo secundário de plantas, normalmente produzidos por células secretoras ou grupos de células, sendo encontrados em diversas partes do vegetal, como folhas e talos (SCHERER *et al.*, 2009; GUPTA *et al.*, 2018; FEISTHER *et al.*, 2019).

As plantas em geral respondem às variações ambientais, apresentando modificações no seu metabolismo tanto primário quanto secundário. As plantas medicinais, mais especificamente, podem alterar a composição de seus princípios ativos, que são importantes substâncias que desempenham inúmeras funções, entre elas a defesa do vegetal (ALMEIDA; RODRIGUES, 2016; ARNAO; HERNÁNDEZ-RUIZ, 2019; COELHO *et al.*, 2019; FARHANGI-ABRIZ; GHASSEMI-GOLEZANI, 2019). Muitas dessas substâncias apresentam elevado valor comercial, como os óleos essenciais produzidos pela citronela (DAFLON *et al.*, 2019; GUPTA *et al.*, 2018; FEISTHER *et al.*, 2019).

Dessa forma, diversos trabalhos demonstram como as plantas medicinais, sob diferentes tratamentos, podem ser responsivas aos fatores abióticos e bióticos (MALEKI; GHORBANPOUR; KARIMAN, 2017; NETSHILUVHI; ELOFF, 2019; TAKSHAK; AGRAWAL, 2019), estressantes ou com efeito benéfico ao metabolismo das plantas (MA *et al.*, 2019; REZAEI *et al.*, 2019). No entanto, o metabolismo primário, como, por exemplo, a atividade fotossintética, requer vários fatores essenciais, em concentrações adequadas e taxas constantes, para que ocorra de maneira satisfatória e produza melhores resultados (FARZADFAR; ZARINKAMAR; HOJATI, 2017; LU *et al.*, 2019; LUO; ZHOU *et al.*, 2019; WU *et al.*, 2019).

Entre esses recursos fundamentais para o desenvolvimento adequado do vegetal, está a nutrição mineral. Quando o cultivo é feito em solo, a nutrição é dependente dele, contudo, de acordo com a região, os solos são geralmente lixiviados e ácidos, o que resulta em baixa fertilidade (CHEN *et al.*, 2019; HONG; GAN; CHEN, 2019; LI *et al.*, 2019). A busca de informações sobre o efeito de nutrientes no desenvolvimento das plantas vem desde a época em que se observou que a adição de esterco e restos de animais promovia o aumento na produtividade das culturas (FONTES, 2014).

Dejetos de bovinos contêm quantidades significativas de nitrogênio e fósforo. Por isso, seu manejo inadequado pode causar eutrofização dos corpos de água e poluição do solo. Em contrapartida, o correto manejo desses resíduos estabilizados traz benefícios ao solo e à cultura, possibilitando a redução do uso de fertilizantes químicos convencionais (MACIEL *et al.*, 2019), além de fornecer destinação adequada.

Tradicionalmente, a adubação do solo é realizada via fonte mineral e tem como principais elementos o nitrogênio (N), o fósforo (P) e o potássio (K). Estes são os nutrientes mais exigidos para as culturas, com grande significado para a produtividade e consequente retorno econômico (HAFEEZ *et al.*, 2018). A nutrição vegetal também pode ser realizada via fonte orgânica, sendo as águas residuárias de bovinocultura (ARB) uma alternativa. O referencial para a definição das taxas de aplicação de águas residuárias na nutrição vegetal deve ser calculado em função da capacidade do sistema solo-planta em absorver o resíduo aplicado sem comprometer a qualidade do solo, da planta nem das águas subterrâneas (ERTHAL *et al.*, 2010; MACIEL *et al.*, 2019).

As ARB possuem potencial poluidor quando são mal descartadas. Dessa forma, sua aplicação para a fertirrigação em diferentes culturas tem se tornado objeto de estudo e, quando bem planejada, apresenta benefícios como a redução do uso de fertilizantes e dos custos de tratamento, além de ser fonte de nutrientes e água para as plantas (ERTHAL *et al.*, 2010).

Diferentemente dos limites estabelecidos em legislação para os teores de nitrogênio que podem ser lançados via efluente em corpos hídricos (BRASIL, 2011),

não há uma legislação específica para o descarte no solo (MATOS, 2006). Ainda, segundo o mesmo autor, as pesquisas têm apontado que, apesar do potencial poluidor relacionado ao lançamento de efluentes com altas concentrações de material orgânico no solo, o desenvolvimento de tecnologias para a liberação do nitrogênio no ambiente pode tornar o uso desses resíduos/nutrientes fundamental na agricultura moderna. Como exemplo, Silva (2012) demonstrou que as ARB podem substituir em parte o uso de torta de mamona como fonte de N na cultura da figueira sem prejudicar o solo. Já Jorge (2018), avaliando doses de ARB de até 300% da dose de referência de N recomendada, obteve resultados positivos e acima da média de produção nacional tanto para alface quan-

to para cenoura. Paralelamente, a redução da oferta hídrica para os mais diversos fins tem estimulado a busca por técnicas mais racionais de uso da água, bem como a identificação de fontes alternativas (ALVES *et al.*, 2018).

Sendo assim, é importante verificar como diferentes níveis de nutrição mineral, a exemplo daqueles oriundos da utilização de ARB, podem contribuir para a produção vegetal e como a cultura responde a esse fator. Diante disso, objetivou-se com o presente trabalho avaliar a resposta da atividade fotoquímica em citronela sob diferentes doses de nitrogênio aplicadas via lâminas de ARB, bem como o ganho em biomassa vegetal.

MATERIAIS E MÉTODOS

O experimento foi conduzido entre os meses de março e novembro de 2017, na área experimental Banco Ativo de Germoplasma, no *Campus* Gragoatá, da Universidade Federal Fluminense, cujas coordenadas são latitude 22°54'00"S, longitude 43°08'00"W e altitude 8 m. Climaticamente, a região possui clima Aw, segundo a classificação de Köppen, ou seja, clima tropical com inverno seco e verão chuvoso, com temperatura média anual de 23°C e precipitação média anual de 1.200 mm.

As mudas de capim citronela, *Cymbopogon nardus* (L.) Rendle, pertencente à família Poaceae, foram adquiridas no Centro de Abastecimento do Estado da Guanabara (Cadeg), na cidade do Rio de Janeiro, com aproximadamente 20 cm de altura. Permaneceram por um mês na casa de vegetação para aclimatação às condições de iluminação, umidade relativa e temperatura local. Antes do transplante para vasos de polietileno de 18 L, foi realizada uma poda na parte aérea para uniformização das plantas. As mudas foram transplantadas para os vasos no dia 11 de março de 2017, e os vasos, dispostos na casa de vegetação, em uma área de 112 m² e com cobertura de plástico agrícola de 150 µm, além de sombrite com nível de 50% de sombreamento nas laterais e na cobertura. Os vasos foram dispostos com espaçamento entre linhas de 1 m e entre vasos de 0,50 m.

Para garantir boa drenagem, colocou-se de 2 a 3 cm de brita 0 no fundo dos vasos, e essa brita foi coberta por

uma manta geotêxtil. O solo utilizado foi classificado como de textura arenosa, conforme análise físico-química realizada pelo Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras, segundo métodos descritos pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 1997). Foi aplicado calcário agrícola dolomítico com poder relativo de neutralização total (PRNT) de 85%, na proporção de 210 g.m⁻², para a correção de acidez após análise de solo. A homogeneização foi realizada manualmente em recipiente contendo o solo, e os vasos tiveram 45 dias de repouso antes do plantio.

No dia em que as mudas foram transplantadas para os vasos, realizou-se a adubação de fósforo e potássio com a aplicação de óxido de potássio (K₂O), teor 60% - 10 g.planta⁻¹ e superfosfato simples (P₂O₅), teor 18% - 37 g.planta⁻¹, respectivamente, seguindo os resultados da análise de solo e as recomendações da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (SBCS, 2004) para a adubação mineral da citronela.

A primeira aplicação de ARB foi realizada no dia 29 de maio de 2017 e, a partir de então, uma vez por semana. As ARB utilizadas nesse experimento foram preparadas com material *in natura* (fezes e urina de bovinos), coletado após a raspagem de um curral de propriedade particular localizado no bairro de Monjolos, município de São Gonçalo (RJ). Para manter as condições apresentadas por Erthal *et al.* (2010) e com a preocupação de se ter um volume final compatível a ser aplicado,

misturou-se 70% de água sem cloro com 30% de esterco fresco para o preparo das ARB empregadas no experimento. A caracterização da água residuária envolveu os parâmetros PH, condutividade elétrica, sólidos totais, demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio orgânico, nitrogênio total, fósforo total, potássio, sódio, cálcio, magnésio, ferro, zinco e cobre, e o pH da água encontrado foi de 6,51 de acordo com o método da Norma Brasileira (NBR) da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) de 1986.

O cálculo para a determinação da lâmina de ARB equivalente à dose de nitrogênio recomendada para o cultivo da citronela foi feito de acordo com Matos (2006), além da referência da dose de nitrogênio necessária para o cultivo da citronela (SBCS, 2004), conforme Equação 1:

$$TA_{AR} = 1000 \frac{[N_{abs} - (T_{m1} MO \rho_s p 10^7 0,05 \frac{n}{12})]}{[T_{m2} N_{org} + (N_{amoniacal} + N_{nittrato})TR]} \quad (1)$$

Em que:

TA_{AR} = taxa anual de aplicação ($m^3 \cdot ha^{-1}$);

N_{abs} = absorção de nitrogênio pela cultura para a obtenção da produtividade desejada ($kg \cdot ha^{-1}$);

T_{m1} = taxa anual de mineralização da matéria orgânica anteriormente existente no solo ($kg \cdot kg^{-1}$);

MO = conteúdo de matéria orgânica do solo ($kg \cdot kg^{-1}$);

ρ = massa específica do solo ($t \cdot m^{-3}$);

n = número de meses de cultivo da cultura;

T_{m2} = taxa anual de mineralização do nitrogênio orgânico ($kg \cdot kg^{-1} \cdot ano^{-1}$);

N_{org} = nitrogênio orgânico disponibilizado pelo resíduo aplicado ($mg \cdot L^{-1}$);

$N_{amoniacal}$ = nitrogênio amoniacal disponibilizado pelo resíduo aplicado ($mg \cdot L^{-1}$);

$N_{nittrato}$ = nitrogênio nítrico disponibilizado pelo resíduo aplicado ($mg \cdot L^{-1}$);

TR = taxa de recuperação do nitrogênio mineral pela cultura ($kg \cdot kg^{-1} \cdot ano^{-1}$).

Os tratamentos aplicados estão apresentados no Quadro 1.

Os percentuais de aplicação da lâmina de ARB foram definidos com base na lâmina calculada (T2). Para todos os tratamentos, foi aplicada a adubação mineral complementar de fósforo e potássio. A dose de N aplicada foi de $80 kg \cdot ha^{-1}$, ou aproximadamente $5 g \cdot planta^{-1}$. Como o PRNT da ureia (fonte de nitrogênio utilizada) era de 45%, o total final foi de $11 g \cdot planta^{-1}$, divididos em duas aplicações: a primeira, 30 dias após o transplântio; e a segunda, 90 dias após o transplântio.

A aplicação das diferentes dosagens da ARB no solo foi feita de forma manual, utilizando-se recipientes com diferentes graduações de volume para a diferenciação dos tratamentos. Ou seja, não se usou o sistema de irrigação para a aplicação do efluente, pois, além do potencial entupimento dos emissores, o sistema foi montado de maneira que a aplicação de água fosse idêntica para todas as plantas.

A irrigação da cultura foi realizada por um sistema de irrigação localizada, por meio de gotejadores (Figura 1). Nos dias em que ocorriam as aplicações de ARB nos diferentes tratamentos, a irrigação era feita manualmente, com o auxílio de recipientes graduados para que se aplicasse somente a quantidade de água necessária para suprir o volume já fornecido via ARB, de modo a não alterar as lâminas de água aplicadas nos diferentes tratamentos.

Para a obtenção dos dados de fluorescência da clorofila a , foram efetuadas três análises ao longo do expe-

Quadro 1 – Tratamentos avaliados no experimento com águas residuárias de bovinocultura (ARB).

T1	100% da dose de N recomendada fornecida via adubação mineral
T2	100% da dose de N recomendada fornecida via fertirrigação com ARB
T3	200% da dose de N recomendada fornecida via fertirrigação com ARB
T4	300% da dose de N recomendada fornecida via fertirrigação com ARB
T5	400% da dose de N recomendada fornecida via fertirrigação com ARB

T: testemunha; N: nitrogênio.

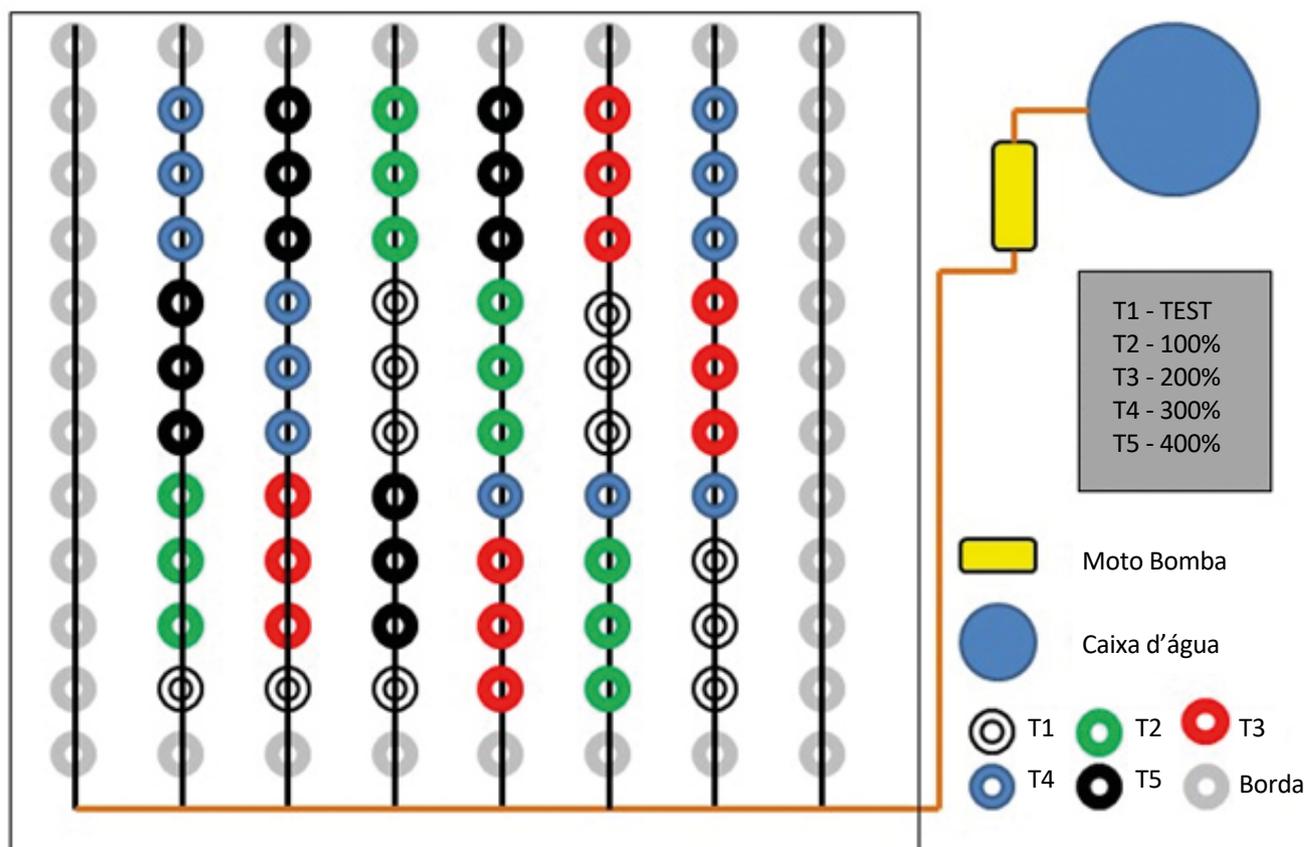
rimento: a primeira, leitura com 38 dias; a segunda, leitura com 140 dias; e a terceira, leitura com 182 dias após o início da aplicação da ARB.

A análise da fluorescência transiente da clorofila *a* foi realizada por tratamento em 15 folhas jovens completamente expandidas e não destacadas. As folhas foram previamente adaptadas ao escuro por 30 minutos utilizando-se um fluorômetro portátil modelo Handy PEA (Hansatech Instruments, King's Lynn, Reino Unido). A seguir, um pulso saturante de 3.400 $\mu\text{mol f\u00f3tons m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ foi aplicado para a indução da fluorescência transiente. As intensidades de fluorescência transiente foram medidas entre 50 μs (fluorescência inicial — F0) e 1 s. Obtidos os valores da fluorescência transiente, calcularam-se os par\u00e2metros do teste JIP

proposto por Strasser e Strasser (1995) e Tsimilli-Michael e Strasser (2008).

A determina\u00e7\u00e3o do teor de pigmentos fotossint\u00e9ticos foi realizada espectrofotometricamente, de acordo com Arnon (1949), e ao final do experimento em todos os tratamentos. Amostras de 0,15 g de massa fresca foliar foram maceradas na presen\u00e7a de acetona 80%, e foi calculado o resultado da extra\u00e7\u00e3o de pigmentos pelas equa\u00e7\u00f5es de Hendry e Grime (1993), representado em $\mu\text{mol g MF}^{-1}$.

Foram amostradas cinco plantas por tratamento para a obten\u00e7\u00e3o dos dados de ac\u00famulo de mat\u00e9ria seca, parti\u00e7\u00e3o de fotoassimilados entre folhas, caule e ra\u00edzes, considerando-se a unidade amostral



T1: nitrog\u00eanio mineral; T2: 100%; T3: 200%; T4: 300%; T5: 400% da dose de nitrog\u00eanio recomendada para a citronela fornecida via \u00e1guas residu\u00e1rias da bovinocultura.

Figura 1 – Disposi\u00e7\u00e3o das parcelas experimentais e parcelas de bordadura do cultivo realizado.

uma planta por vaso. Para isso, mantiveram-se as amostras da massa fresca em estufa com circulação forçada de ar a 65°C por 72h, até atingir peso constante. Em seguida, elas foram pesadas em balança analítica, e os valores encontrados foram representados em gramas.

A análise estatística de variância (ANOVA) para os teores de pigmentos e massa seca foi realizada para os cinco tratamentos — quatro repetições para cada tratamento —, ao nível de 5% de significância. Quando observada diferença significativa pelo teste F, foi aplicado o teste de Tukey.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As plantas de citronela, nos cinco tratamentos a que foram submetidas, exibiram alterações fisiológicas de acordo com cada dose de nitrogênio fornecida. De modo geral, para todos os tratamentos, o fornecimento de ARB leiteira proporcionou melhor eficiência na atividade fotoquímica dessas plantas, no entanto a resposta foi tempo-dependente.

Parâmetros biofísicos derivados das curvas de fluorescência transiente e alguns parâmetros do teste JIP (STRASSER; STRASSER, 1995) estão representados na Figura 2. Todos os dados dos parâmetros de fluorescência foram normalizados para o respectivo controle, sem aplicação de ARB.

Aos 38 dias (Figura 2A), as plantas de todos os tratamentos apresentaram respostas idênticas em relação a todos os parâmetros analisados ao nível do controle, com exceção somente do índice de *performance* (PIabs), para o tratamento com 400% de nitrogênio via fornecimento por ARB leiteira. Porém, para o parâmetro que indica o índice de *performance* total (PItotal) da cadeia de transporte de elétrons, todos os tratamentos permaneceram inferiores ao controle, corroborando com Yusuf *et al.* (2010), que afirmam que esse parâmetro é o mais sensível do teste JIP, porque incorpora vários parâmetros que são avaliados haja vista a fluorescência transiente. Evidencia-se, assim, que o período inicial de aplicação de ARB não promoveu melhor desempenho fotoquímico, talvez por causa do período de aclimação ao novo ambiente em que as plantas foram inseridas, tendo em vista que foram transplantadas de um local para outro até seu completo estabelecimento, principalmente associado ao sistema radicular. Segundo alguns autores, esse período varia de espécie para espécie, além da variação decorrente do fator sob análise (ESTRADA-LUNA; DAVIES JR., 2003; NILOFER *et al.*, 2018; MOHOTTIGE *et al.*, 2018).

Em relação à análise realizada aos 140 dias após o fornecimento de ARB (Figura 2B), foi perceptível de modo geral que, para todos os tratamentos, o fornecimento de ARB foi favorável à *performance* total da cadeia de transporte de elétrons. Isso demonstra que a eficiência fotossintética da planta foi aumentando à medida que aumentava a dose de nitrogênio fornecida por ARB, apresentando somente os fluxos de absorção por centro de reação (ABS/RC) do fotossistema II (FSII) inferiores ao controle, sendo o centro de reação do FSII um complexo pigmento proteico importante na transferência de elétrons e que recebe energia do complexo antena e a converte em energia química, usando reações de oxidação-redução (TAIZ *et al.*, 2017).

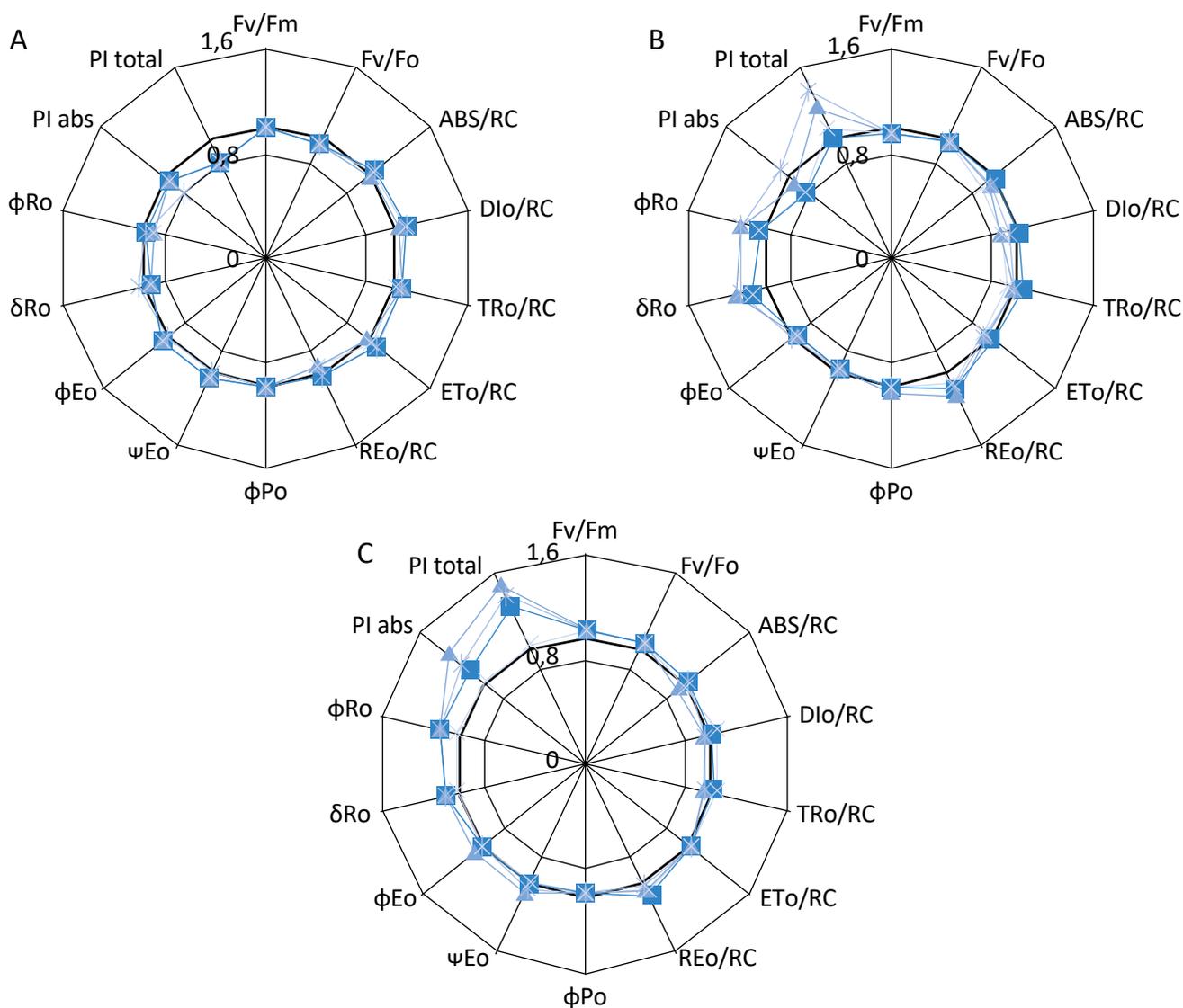
O fluxo específico de dissipação (DIO/RC) do excesso de energia por centro de reação ativo foi menor, mantendo-se a máxima taxa pela qual um éxciton é capturado pelo centro de reação. Isso resultou em diminuição de quinona A (QA) (TR0/RC) e na reoxidação de QA via transporte de elétrons em um centro de reação ativo (ET0/RC), o que proporcionou maior manutenção no fluxo relacionado à redução do aceptor final de elétrons do fotossistema I (FSI) (RE0/RC) e maior eficiência com que um elétron pode se mover dos aceptores de elétrons do intersistema reduzidos para os aceptores finais do FSI (δR_0). Também, no parâmetro que descreve o rendimento quântico de redução dos aceptores finais de elétrons do FSI por fóton absorvido (ϕR_0), os resultados foram a nível controle (sem alteração) ou a níveis superiores (melhores que o controle), ou seja, sem prejudicar o rendimento quântico.

Para a última análise, realizada aos 182 dias após o fornecimento de ARB (Figura 2C), as plantas apresentaram-se mais eficientes que na análise anterior (aos 140 dias) no tocante à atividade fotoquímica, com PItotal superior para todos os tratamentos, com exceção

do tratamento com 300% da dose de nitrogênio via ARB, que se manteve a níveis de controle para a maioria dos parâmetros.

Os índices de *performance* fotossintética, Plabs e PI-total, são parâmetros que incorporam os termos que

expressam potenciais parciais de conservação de energia na bifurcação sequencial de energia do éxciton até a redução dos aceptores de elétrons no intersistema de transporte de elétrons e dos aceptores finais do FSI, respectivamente (YUSUF *et al.*, 2010). Cada potencial



— controle, 100% da dose de nitrogênio recomendada fornecida via adubação mineral; (■) T2: 100% da dose de nitrogênio recomendada fornecida via ARB; (▲) T3: 200% da dose de nitrogênio recomendada fornecida via ARB; (✱) T4: 300% da dose de nitrogênio recomendada fornecida via ARB; (✱) T5: 400% da dose de nitrogênio recomendada fornecida via ARB.

Figura 2 – Parâmetros do teste JIP em relação ao respectivo controle obtidos da fluorescência transiente das clorofilas de plantas de citronela cultivadas sob diferentes doses de nitrogênio aplicadas via lâminas de águas residuárias de bovinocultura (ARB) leiteira: (A) 38 dias após o início da aplicação da ARB; (B) 140 dias após o início da aplicação da ARB; (C) 182 dias após o início da aplicação da ARB.

parcial é dado pela razão da eficiência de conservação de energia dividida pelo complemento da eficiência.

Portanto, de acordo com as respostas da análise da fluorescência da clorofila *a*, para as plantas de citronela com diferentes doses de nitrogênio e fornecimento via ARB, comparando-se ao controle (sem aplicação de ARB), pôde-se verificar que a água residuária promoveu nutrição mineral suficiente, o que ocasionou respostas adequadas para a atividade fotoquímica. Isso pode contribuir na promoção do crescimento e do desenvolvimento, pois a obtenção de boas produtividades geralmente está condicionada ao fornecimento de nutrientes, como o NPK, via adubação mineral e/ou orgânica (ERTHAL *et al.*, 2010; ALVES *et al.*, 2018; FONTES, 2014).

Os teores de pigmentos fotossintéticos, pertinentes à absorção de energia luminosa para a fotossíntese, assim como o pigmento acessório (carotenoide) (TAIZ *et al.*, 2017), estão representados na Tabela 1. Observa-se que somente para carotenoides ocorreu diferença entre os tratamentos, evidenciando-se o maior teor no tratamento com 100% da dose recomendada de nitrogênio fornecida via ARB leiteira, mas não diferindo do tratamento com a maior dose de nitrogênio via ARB. Logo, o menor teor de carotenoides foi verificado no tratamento sem aplicação de ARB, demonstrando que a ARB pode promover maior biossíntese dessa molécula absorvedora de luz em organismos fotossintéticos, trabalhando em conjunto com a clorofila *a*.

Mesmo fornecendo nitrogênio em maior quantidade para as plantas do tratamento com 400% da dose de

nitrogênio recomendada para a cultura de citronela, este não foi utilizado para a maior biossíntese de clorofila nessas plantas. Os teores de clorofila (*a* e *b*) não apresentaram diferença entre os tratamentos, mesmo que o nitrogênio estivesse em maior quantidade no solo, como indicou a análise química do solo realizada após o encerramento do experimento. Verificou-se que a quantidade de nitrogênio, quando se comparou o tratamento com nutrição mineral (sem aplicação de ARB) ao tratamento com 400% da dose nitrogênio recomendada via ARB, foi de 8,9%, apontando aumento dependente da dose para os tratamentos (Tabela 2).

Por se tratar de um elemento mineral que pode ser tanto armazenado como assimilado, o nitrogênio (LIU *et al.*, 2018; QIAO *et al.*, 2019) é muito necessário para o crescimento e o desenvolvimento adequados do vegetal, possuindo inúmeras funções bioquímicas, tais como a composição de compostos de carbono, entre outras (AWAIS *et al.*, 2017).

O nitrogênio presente no solo antes da realização dos tratamentos com ARB estava em menor quantidade, no entanto apresentou ao longo dos tratamentos acréscimo conforme o aumento da dose de nitrogênio na água residuária, ou seja, na dose dependente. A mesma resposta foi verificada com o valor do pH do solo para os diferentes tratamentos, obtendo-se ao final acréscimo de 1,90 no pH do solo no tratamento com 400% da dose de nitrogênio necessária.

A faixa de pH considerada ideal é de 5,5 a 6,5, para que a maioria dos nutrientes esteja disponível (LUCAS; DAVIS, 1961; TAIZ *et al.*, 2017), pois o pH do solo tem grande influência sobre a disponibilidade de elementos mine-

Tabela 1 – Valores médios de pigmentos fotossintéticos de citronela em relação às diferentes doses de nitrogênio aplicadas via lâminas de águas residuárias de bovinocultura (ARB) leiteira.

	T1-controle 100% de N via adubação mineral	T2-100% da dose de N via ARB	T3-200% da dose de N via ARB	T4-300% da dose de N via ARB	T5-400% da dose de N via ARB
Clorofila <i>a</i>	2,4889 ^{NS}	3,9519 ^{NS}	3, 2502 ^{NS}	3,3383 ^{NS}	3,8713 ^{NS}
Clorofila <i>b</i>	0,9042 ^{NS}	1,7151 ^{NS}	2,1969 ^{NS}	2,0550 ^{NS}	2,1661 ^{NS}
Carotenoides	0,0013 c	0,0019 a	0,0018 ab	0,0014 bc	0,0018 ab
Clorofila total	3,3931 ^{NS}	5,6670 ^{NS}	5,4472 ^{NS}	5,3933 ^{NS}	6,0374 ^{NS}
Razão clorofila <i>a/b</i>	3,0573 ^{NS}	3,6262 ^{NS}	1,6689 ^{NS}	2,1099 ^{NS}	1,8807 ^{NS}

N: nitrogênio; *as médias seguidas pela mesma letra na linha não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade; NS: não significativo.

rais para as plantas, bem como sobre a atividade microbiana (MOHOTTIGE *et al.*, 2018; SILVA-SÁNCHEZ *et al.*, 2019; TAIZ *et al.*, 2017; TORABIAN; FARHANGI-ABRIZ; DENTON, 2019). Dessa forma, no presente experimento, viu-se que, no tratamento com 100% da dose recomendada de nitrogênio fornecida via ARB até a maior dose de nitrogênio, a aplicação de ARB ajudou a aumentar o pH do solo quando este se encontra ácido, o que não foi constatado no tratamento sem aplicação de ARB.

Teixeira (2016) verificou que o uso de ARB altera o pH do solo, contribuindo para que este seja elevado por causa da incorporação de resíduos orgânicos no solo. De acordo com Matos (2014), a liberação de ácidos orgânicos solúveis logo após a incorporação de resíduos orgânicos auxilia na acidificação do solo, entretanto, com a mineralização do material orgânico, os ácidos alcalinoterrosos (como K, Na, Ca e Mg) e outros íons passam a ser disponibilizados no meio. Esses íons proporcionam diminuição na atividade (força iônica) do hidrogênio e do alumínio (sua reação com a água proporciona a liberação de H⁺) no meio, o que se traduz em aumento do seu pH.

Há alteração na absorção de nutrientes minerais do solo quando o pH está fora da faixa ideal, implicando deficiência mineral à planta, o que promove perturbações em seu metabolismo e funcionamento. Deve-se ressaltar que o excesso de nutrientes pode proporcionar a chamada zona de toxicidade para o vegetal (BALDI *et al.*, 2018; SANTOS *et al.*, 2017). Assim, nesse experimento os tratamentos com ARB

possivelmente apresentaram nutrição mineral adequada, se considerada apenas a necessidade de um pH adequado para a absorção da maioria dos elementos minerais. Isso se evidenciou nas análises de fluorescência da clorofila *a*, ao fim das quais as plantas não se encontravam estressadas. Todavia, não somente o pH influencia na absorção dos nutrientes minerais pelo vegetal, como também a umidade e a matéria orgânica do solo. Ou seja, o solo deve possuir propriedades químicas e físicas adequadas (CHEN *et al.*, 2019; HONG; GAN; CHEN, 2019; TORABIAN; FARHANGI-ABRIZ; DENTON, 2019).

O fósforo e o potássio também são nutrientes exigidos em quantidades maiores nos tecidos vegetais. O fósforo é importante no armazenamento de energia, na integridade estrutural, entre outras funções (FREW, 2019; LIN *et al.*, 2019; SCHWAMMBERGER *et al.*, 2019). Nesta pesquisa, ele foi encontrado em maior quantidade nos solos dos tratamentos que apresentavam as doses de 200 e 300% de nitrogênio fornecido via ARB, e o solo que apresentou a menor quantidade foi o que continha adubação mineral sem ser via ARB. Ou seja, o maior fornecimento de nitrogênio pelas doses de ARB promoveu também maior concentração de fósforo no solo, o que pode promover desequilíbrio nutricional, quando em elevada concentração, e ocasionar toxicidade (TAIZ *et al.*, 2017). No entanto, quando comparados os dois tratamentos com 100% da dose recomendada para a cultura, tanto mineral quanto via fornecimento de ARB, o solo que continha ARB apresentou acréscimo de 132% para o fósforo em relação à adubação mineral de fósforo. Quando se observa a análise inicial do solo,

Tabela 2 – Dados extraídos da análise química do solo em relação às diferentes doses de nitrogênio aplicadas via lâminas de águas residuárias de bovinocultura (ARB) leiteira no cultivo de citronela.

Análise do solo							
Parâmetros	Unidade	Pré-tratamentos	Pós-tratamentos				
			T1-controle-100% de N via adubação mineral	T2-100% da dose de N via ARB	T3-200% da dose de N via ARB	T4-300% da dose de N via ARB	T5-400% da dose de N via ARB
pH	upH	4,20	4,90	5,50	5,60	6,00	6,10
K	mg.dm ⁻³	14,00	85,58	337,86	319,98	323,95	325,94
P	mg.dm ⁻³	9,45	602,87	1.401,51	1.068,04	986,61	816,90
N	g.kg ⁻¹	1,40	1,46	1,46	1,50	1,52	1,58

pH: potencial hidrogeniônico; K: potássio; P: fósforo; N: nitrogênio.

pré-tratamentos, e após os tratamentos, a quantidade de fósforo e potássio aumentou muito em relação às de nitrogênio.

O potássio é classificado conforme o grupo de nutrientes que permanecem na forma iônica — importante cátion inorgânico em plantas —, com papel substancial em vários processos fisiológicos, bioquímicos e metabólicos (HAFEEZ *et al.*, 2018), e também desempenha múltiplas funções na adaptação ao estresse (ASSAHA *et al.*, 2017; HASANUZZAMAN *et al.*, 2018; LI *et al.*, 2019). Esse nutriente apresentou a mesma tendência do fósforo nas análises experimentais, entretanto o maior incremento na concentração de potássio foi observado no tratamento com 100% da dose de nitrogênio fornecido via ARB (Tabela 2). A análise desses elementos minerais presentes no solo, tanto no início quanto ao final das análises, é imprescindível para relacionar a sua utilização pelo vegetal e seu ganho de

massa ao final, bem como a partição de massa entre os órgãos do vegetal, pois vários fatores podem alterar o padrão de fixação, alocação e particionamento de biomassa (BREUER *et al.*, 2015; ETEMADI *et al.*, 2019; LIU *et al.*, 2018; NOMAN *et al.*, 2018; PESCHIUTTA *et al.*, 2018; ZHANG *et al.*, 2019).

A avaliação dos dados de massa seca total mostrou que os tratamentos com ARB não resultaram em maior ganho de massa seca total (Figura 3), no entanto Mendonça *et al.* (2016), trabalhando com ARB em cana-de-açúcar, verificaram que o crescimento das cultivares foi semelhante quando comparado àquele obtido no tratamento com ureia. Todavia, outros autores ressaltam que maiores doses de biofertilizante proporcionam maior eficácia no crescimento da cana-de-açúcar, espécie com o mesmo metabolismo fotosintético da planta de citronela (SANGWAN *et al.*, 1993;

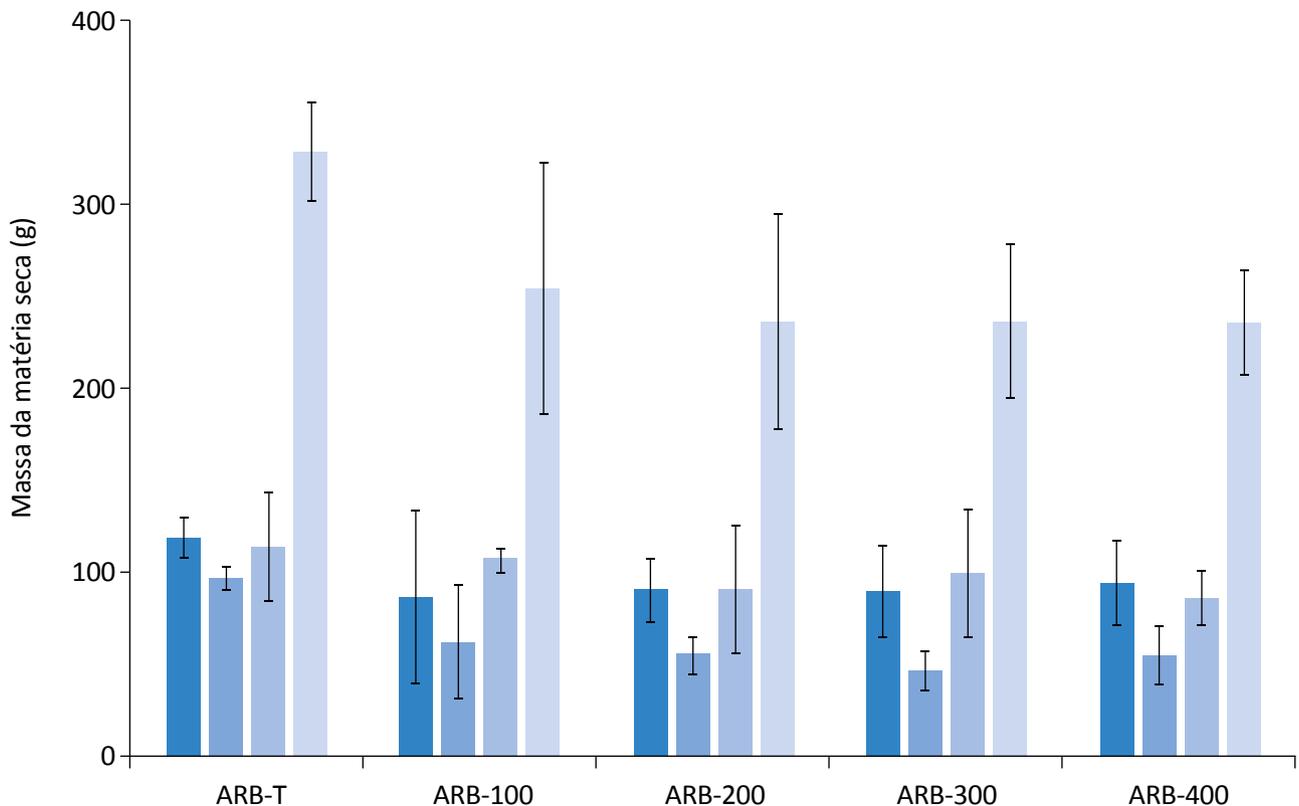


Figura 3 – Massa de matéria seca de folha (■), caule (■), raiz (■) e total (■) de citronela, nos tratamentos: testemunha com águas residuárias de bovinocultura (ARB-T), tratamento 1 (ARB-100), tratamento 2 (ARB-200), tratamento 3 (ARB-300) e tratamento 4 (ARB-400). Barra indica desvio padrão.

SIVASHANMUGAM *et al.*, 2009; GUPTA *et al.*, 2018; HARTZELL; BARTLETT; PORPORATO, 2018).

Quando analisada a partição alocada em cada órgão da citronela, verificou-se que somente no caule houve diferença significativa entre os tratamentos. A maior produção ocorreu em ambos os tratamentos com fornecimento de nitrogênio na dose de 100% recomendada para a espécie, tanto na forma mineral quanto via fornecimento por ARB. O mesmo resultado foi encontrado por Daflon *et al.* (2019), que trabalharam também com citronela, com diferentes cortes no sistema radicular, e o tratamento com corte de 100% foi o que mostrou maior acúmulo de massa seca foi o caule nessa situação. Isso foi importante, pois, com as raízes sendo 100% cortadas, mas mantendo-se as folhas, as plantas apresentaram maior acúmulo de massa seca total, demonstrando que as raízes se recuperaram em função dos recursos provenientes de seus caules para essas plantas emitirem novas raízes.

As folhas são matérias-primas de importância econômica para a extração dos princípios ativos utilizados na indústria cosmética e farmacêutica (VENTER *et al.*, 2014; GUPTA *et al.*, 2018; FEISTER *et al.*, 2019). Neste trabalho, nenhum tratamento com ARB demonstrou maior ganho de massa foliar. Esses resultados não corroboram com os observados nas análises de fluorescência da clorofila *a*, em que os tratamentos com ARB apresentaram maiores *Pl*total, com exceção do tratamento com ARB com 300% de nitrogênio, que manteve níveis de controle. Entretanto, cabe salientar que maior eficiência na atividade fotoquímica não significa maior transformação em ganho de massa pela planta,

pela atividade bioquímica da fotossíntese, pois a energia gerada pela fotossíntese também é utilizada para outras atividades metabólicas da planta, como, por exemplo, as de manutenção (SALISBURY *et al.*, 2018).

Em relação aos resultados observados na fluorescência da clorofila *a* e nas demais análises, evidenciou-se, de modo geral, que o mais indicado para o cultivo de citronela com ARB são as doses de 100 e 200% de nitrogênio, valores intermediários para a concentração de nutrientes minerais. Destaca-se, assim, o fato de que o fornecimento de ARB leiteira para a produção de citronela é eficiente em vários aspectos e, além disso, promove o aproveitamento de um resíduo com alto potencial poluidor (ERTHAL *et al.*, 2010) quando não lhe é fornecido destino adequado. Essa água possui alta carga orgânica, e, segundo Konzen e Alvarenga (2009), a produção diária de esterco (fezes + urina) dos bovinos leiteiros é de aproximadamente 10% de seu peso corporal, o que representa, na maioria dos casos, quantidade de 45 a 48 kg/vaca/dia, valor que pode ser mais significativo ainda em função do número de animais e da vazão do corpo hídrico receptor.

No entanto, mais investigações são necessárias para entender como essas diferentes doses de nitrogênio via fornecimento por intermédio de ARB podem alterar e/ou regular a biossíntese de compostos do metabolismo secundário dessa espécie, que apresenta grande importância econômica. O uso desse resíduo, além das vantagens agrônomicas, fornece uma alternativa de destinação, atendendo ao capítulo 3, artigo 27, da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 430, que trata das condições e dos padrões de lançamento de efluentes (BRASIL, 2011).

CONCLUSÕES

O fornecimento de nitrogênio por aplicação de ARB leiteira na cultura de citronela foi favorável para a *performance* total da cadeia de transporte de elétrons. Verificou-se que a eficiência fotossintética da planta foi aumentando à medida que aumentava a dose de nitrogênio fornecida por ARB, ainda que não se refletisse em ganho de biomassa.

As doses de nitrogênio fornecidas pela ARB leiteira, além do recomendado para a cultura de citronela, contribuem para o aumento do pH, fósforo e potássio, sendo doses dependentes.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) — Código de Financiamento 001 — ,

do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ).

REFERÊNCIAS

- AGNOLIN, C. A.; OLIVO, C. J.; LEAL, M. L. R.; BECK, R. C. R.; MEINERZ, G. R.; PARRA, C. L. C.; MACHADO, P. R.; FOLETTO, V.; BEM, C. M.; NICOLODI, P. R. S. J. Eficácia do óleo de citronela [*Cymbopogon nardus* (L.) Rendle] no controle de ectoparasitas de bovinos. *Revista Brasileira de plantas Mediciniais*, v. 12, n. 4, p. 482-487, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S1516-05722010000400012>
- ALMEIDA, G. M.; RODRIGUES, J. G. L. Desenvolvimento de plantas através da Interferência de auxinas, citocininas, etileno e giberelinas. *Brazilian Journal of Applied Technology for Agricultural Science*, v. 9, n. 3, p. 111-117, 2016. <http://dx.doi.org/10.5935/PAeT.V9.N3.13>
- ALVES, P. F. S.; SANTOS, S. R.; KONDO, M. K.; ARAÚJO, E. D.; OLIVEIRA, P. M. Fertirrigação do milho com água residuária sanitária tratada: crescimento e produção. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 23, n. 5, p. 833-839, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522018136152>
- ANDRADE, M. A.; CARDOSO, M. G.; BATISTA, L. R.; MALLET, A. C. T.; MACHADO, S. M. F. Óleos essenciais de *Cymbopogon nardus*, *Cinnamomum zeylanicum* e *Zingiber officinale*: composição, atividades antioxidante e antibacteriana. *Revista Ciência Agronômica*, v. 43, n. 2, p. 399-408, 2012.
- ARNAO, M. B.; HERNÁNDEZ-RUIZ, J. Melatonin: A New Plant Hormone and/or a Plant Master Regulator? *Trends Plant Science*, v. 24, n. 1, p. 38-48, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2018.10.010>
- ARNON, D. I. Copper enzymes in isolated chloroplasts: polyphenoloxidase in *Beta vulgaris*. *Plant Physiology*, Maryland, v. 24, n. 1, p. 1-15, 1949. <https://dx.doi.org/10.1104%2Fpp.24.1.1>
- ASSAHA, D. V. M.; UEDA, A.; SANEOKA, H.; AL-YAHYAI, R.; YAISH, M. W. The Role of Na⁺ and K⁺ Transporters in Salt Stress Adaptation in Glycophytes. *Frontiers in Physiology*, v. 8, p. 509, 2017. <https://dx.doi.org/10.3389%2Ffphys.2017.00509>
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 6457: AMOSTRAS DE SOLOS – Preparação para ensaios de compactação e caracterização*. Rio de Janeiro, 1986.
- AWAIS, M.; WAJID, A.; BASHIR, M. U.; HABIB-UR-RAHMAN, M.; RAZA, M. A. S.; AHMAD, A.; SALEEM, M. F.; HAMMAD, H. M.; MUBEEN, M.; SAEED, U.; ARSHAD, M. N.; FAHAD, S.; NASIM, W. Nitrogen and plant population change radiation capture and utilization capacity of sunflower in semi-arid environment. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 24, n. 21, p. 17511-17525, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9308-7>
- BALDI, E.; MIOTTO, A.; CERETTA, C. A.; QUARTIERI, M.; SORRENTI, G.; BRUNETTO, G.; TOSELLI, M. Soil-applied phosphorous is an effective tool to mitigate the toxicity of copper excess on grapevine grown in rhizobox. *Scientia Horticulturae*, v. 227, p. 102-111, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2017.09.010>
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005. Brasil: Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2011.
- BREUER, G.; MARTENS, D. E.; DRAAISMA, R. E.; WIJFFELS, R. H.; LAMERS, P. P. Photosynthetic efficiency and carbon partitioning in nitrogen-starved *Scenedesmus obliquus*. *Algal Research*, v. 9, p. 254-262, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2015.03.012>
- CASTRO, H. G.; BARBOSA, L. C. A.; LEAL, T. C. A. B.; SOUZA, C. M.; NAZARENO, A. C. Crescimento, teor e composição do óleo essencial de *Cymbopogon nardus* (L.). *Revista Brasileira de Plantas Mediciniais*, v. 9, p. 55-61, 2007.

- CHEN, Z.; ZHOU, X.; GENG, S.; MIAO, Y.; CAO, Y.; CHEN, Z.; ZHANG, J.; HAN, S. Interactive effect of nitrogen addition and through fall reduction decreases soil aggregate stability through reducing biological binding agents. *Forest Ecology and Management*, v. 445, p. 13-19, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.04.057>
- COELHO, J.; ALMEIDA-TRAPP, M.; PIMENTEL, D.; SOARES, F.; REIS, P.; REGO, C.; MITHÖFER, A.; FORTES, A. M. The study of hormonal metabolism of Trincadeira and Syrah cultivars indicates new roles of salicylic acid, jasmonates, ABA and IAA during grape ripening and upon infection with *Botrytis cinerea*. *Plant Science*, v. 283, p. 266-277, 2019. <https://doi.org/10.1101/475053>
- DAFLON, T. M.; HÜTHER, C. M.; SANTOS, C. M. P. P.; CARVALHO, L. F.; CORREA, N. P. C.; CORREIA, D. M.; PEREIRA, C. R.; MACHADO, T. B. Incrementos na produção de biomassa total de citronela por estresse severo no sistema radicular. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 51, p. 95-111, 2019. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820190438>
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Centro Nacional de Pesquisa de Solos. *Manual de métodos de análise de solo*. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1997. 212 p.
- ERTHAL, V. J. T.; FERREIRA, P. A.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G. Alterações físicas e químicas de um argissolo pela aplicação de água residuária de bovinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 14, n. 5, p. 467-477, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662010000500003>
- ESTRADA-LUNA, A. A.; DAVIES JR., F. T. Arbuscular mycorrhizal fungi influence water relations, gas exchange, abscisic acid and growth of micropropagated chile ancho pepper (*Capsicum annuum*) plantlets during acclimatization and post-acclimatization. *Journal of Plant Physiology*, v. 160, n. 9, p. 1073-1083, 2003. <https://doi.org/10.1078/0176-1617-00989>
- ETEMADI, F.; HASHEMI, M.; BARKER, A. V.; ZANDVAKILI, O. R.; LIU, X. Agronomy, Nutritional Value, and Medicinal Application of Faba Bean (*Vicia faba* L.). *Horticultural Plant Journal*, v. 5, n. 4, p. 170-182, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.hpj.2019.04.004>
- FARHANGI-ABRIZ, S.; GHASSEMI-GOLEZANI, K. Jasmonates: Mechanisms and functions in abiotic stress tolerance of plants. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, v. 20, p. 101210, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.bcab.2019.101210>
- FARZADFAR, S.; ZARINKAMAR, F.; HOJATI, M. Magnesium and manganese affect photosynthesis, essential oil composition and phenolic compounds of *Tanacetum parthenium*. *Plant Physiology and Biochemistry*, v. 112, p. 207-217, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2017.01.002>
- FEISTHER, V. A.; SCHERER FILHO, J.; HACKBARTH, F. V.; MAYER, D. A.; SOUZA, A. A. U.; SOUZA, S. M. A. G. U. Raw leaves and leaf residues from the extraction of essential oils as biosorbents for metal removal. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 7, n. 3, p. 103047, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103047>
- FONTES, P. C. R. Nutrição mineral de hortaliças: horizontes e desafios para um agrônomo. *Horticultura Brasileira*, v. 32, n. 3, p. 247-253, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-05362014000300002>
- FREW, A. Arbuscular mycorrhizal fungal diversity increases growth and phosphorus uptake in C3 and C4 crop plants. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 135, p. 248-250, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.05.015>
- GUPTA, P.; MISHRA, A.; YADAV, A.; DHAWAN, S. S. Inter and intra-specific molecular and chemical diversity of elite accessions of aromatic grasses Cymbopogons. *Journal of Applied Research on Medicinal and Aromatic Plants*, v. 11, p. 54-60, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jarmap.2018.10.005>
- HAFAEEZ, A.; ALI, S.; MA, X.; TUNG, S. A.; SHAH, A. N.; LIU, A.; AHMED, S.; CHATTHA, M. S.; YANG, G. Potassium to nitrogen ratio favors photosynthesis in late-planted cotton at high planting density. *Industrial Crops and Products*, v. 124, p. 369-381, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2018.08.006>

- HARTZELL, S.; BARTLETT, M. S.; PORPORATO, A. Unified representation of the C3, C4, and CAM photosynthetic pathways with the Photo3 model. *Ecological Modelling*, v. 384, p. 173-187, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.06.012>
- HASANUZZAMAN, M.; BHUYAN, M. H. M.; NAHAR, K.; HOSSAIN, M. S.; MAHMUD, J. A.; HOSSEN, M. S.; MASUD, A. A. C.; MOUMITA; FUJITA, M. Potassium: A vital Regulator of Plant Responses and Tolerance to Abiotic Stresses. *Agronomy*, v. 8, n. 3, p. 31, 2018. <https://doi.org/10.3390/agronomy8030031>
- HENDRY, G., GRIME, J. *Methods in comparative plant. A laboratory manual*. Londres: Chapman & Hall, 1993. 252 p.
- HESSINI, K.; ISSAOUI, K.; FERCHICHI, S.; SAIF, T.; ABDELLY, C.; SIDDIQUE, H. M. K.; CRUZ, C. Interactive effects of salinity and nitrogen forms on plant growth, photosynthesis and osmotic adjustment in maize. *Plant Physiology and Biochemistry*, v. 139, p. 171-178, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2019.03.005>
- HONG, S.; GAN, P.; CHEN, A. Environmental controls on soil pH in planted forest and its response to nitrogen deposition. *Environmental Research*, v. 172, p. 159-165, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.02.020>
- JORGE, M. F. *Tratamento e disposição final de águas residuárias de bovinocultura em solos sob manejo orgânico de produção de olerícolas*. 179f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.
- KONZEN, E. A.; ALVARENGA, R. C. *Fertilidade de solos*. EMBRAPA,. 2009. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/27333/1/Fertilidade-de-solos-Adubacao.pdf>>. Acesso em: 30 out. 2019.
- LI, Y.; WANG, W.; WEI, K.; RUAN, L.; WANG, L.; CHENG, H.; ZHANG, F.; WU, L.; BAI, P. Differential transcriptomic changes in low-potassium sensitive and low-potassium tolerant tea plant (*Camellia sinensis*) genotypes under potassium deprivation. *Scientia Horticulturae*, v. 256, 2019. <http://doi.org/10.1016/j.scienta.2019.108570>
- LIN, Z.; WANG, Y.; HUANG, W.; WANG, J.; CHEN, L.; ZHOU, J.; HE, Q. Single-stage denitrifying phosphorus removal biofilter utilizing intracellular carbon source for advanced nutrient removal and phosphorus recovery. *Bioresource Technology*, v.277, p. 27-36, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.01.025>
- LIU, N.; WU, S.; GUO, Q.; WANG, J.; CAO, C.; WANG, J. Leaf nitrogen assimilation and partitioning differ among subtropical forest plants in response to canopy addition of nitrogen treatments. *Science of the Total Environment*, v. 637-638, p. 1026-1034, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.060>
- LU, Z.; HU, W.; REN, T.; ZHU, C.; LI, X.; CONG, R.; GUO, S.; LU, J. Impact of K deficiency on leaves and siliques photosynthesis via metabolomics in Brassica napus. *Environmental and Experimental Botany*, v. 158, p. 89-98, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2018.11.008>
- LUCAS, R. E.; DAVIS, J. E. Relationships between pH values of organic soils and availabilities of 12 plant nutrients. *Soil Science*, v. 92, n. 3, p. 177-182, 1961.
- LUO, J.; ZHOU, J-J. Growth performance, photosynthesis, and root characteristics are associated with nitrogen use efficiency in six poplar species. *Environmental and Experimental Botany*, v. 164, p. 40-51, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2019.04.013>
- MA, J.; ZHANG, M.; LIU, Z.; CHEN, H.; LI, Y. C.; SUN, Y.; MA, Q.; ZHAO, C. Effects of foliar application of the mixture of copper and chelated iron on the yield, quality, photosynthesis, and microelement concentration of table grape (*Vitis vinifera* L.). *Scientia Horticulturae*, v. 254, p. 106-115, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2019.04.075>
- MACIEL, A. M.; SILVA, J. B. G.; NASCIMENTO, A. M.; DE PAULA, V. R.; OTENIO, M. H. Aplicação de biofertilizante de bovinocultura leiteira em um planossolo. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*, v. 12, n. 1, p. 151-171, 2019. <https://doi.org/10.17765/2176-9168.2019v12n1p151-171>

- MALEKI, M.; GHORBANPOUR, M.; KARIMAN, K. Physiological and antioxidative responses of medicinal plants exposed to heavy metals stress. *Plant Gene*, v. 11, parte B, p. 247-254, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.plgene.2017.04.006>
- MATOS, A. T. *Disposição de águas residuárias no solo*. Viçosa: AEAGRI, 2006. 142 p. (Caderno Didático, n. 38).
- _____. *Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos*. Viçosa: Ed. UFV, 2014. 241 p.
- MENDONÇA, H. V.; OMETTO, J. P. H. B.; ROCHA, W. S. D.; MARTINS, C. E.; OTENIO, M. H.; BORGES, C. A. V. Crescimento de cana-de-açúcar sob aplicação de biofertilizante da bovinocultura e ureia. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*, Maringá, v. 9, n. 4, p. 973-987, 2016. <http://doi.org/10.17765/2176-9168.2016v9n4p973-987>
- MOHOTTIGE, T. N. W.; CHENG, K. Y.; KAKSONEN, A. H.; SARUKKALIGE, R.; GINIGE, M. P. Influences of pH and organic carbon on oxalate removal by alkaliphilic biofilms acclimatized to nitrogen-deficient and supplemented conditions. *Journal of Cleaner Production*, v. 187, p. 699-707, 2018. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.153>
- NETSHILUVHI, T. R.; ELOFF, J. N. Temperature stress does not affect antimicrobial activity of some South African medicinal plants. *South African Journal of Botany*, v. 123, p. 93-97, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2019.01.019>
- NILOFER, A.; SINGH, A. K.; KUMAR, D.; KAUR, P.; KUMAR, A.; SINGH, A.; KHARE, P.; SANGWAN, N. S.; KALRA, A.; SINGH, S. A novel method for survival of rose-scented geranium (*Pelargonium graveolens* L.) mother plants under extreme climatic conditions. *Industrial Crops and Products*, v. 126, p. 227-237, 2018. <http://doi.org/10.1016/j.indcrop.2018.10.014>
- NOMAN, A.; ALI, Q.; MAQSOOD, J.; IQBAL, N.; JAVED, M. T.; RASOOL, N.; NASEEM, J. Deciphering physio-biochemical, yield, and nutritional quality attributes of water-stressed radish (*Raphanus sativus* L.) plants grown from Zn-Lys primed seeds. *Chemosphere*, v. 195, p. 175-189, 2018. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.12.059>
- PESCHIUTTA, M. L.; SCHOLZ, F. G.; GOLDSTEIN, G.; BUCCI, S. J. Herbivory alters plant carbon assimilation, patterns of biomass allocation and nitrogen use efficiency. *Acta Oecologica*, v. 86, p. 9-16, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2017.11.007>
- QIAO, Y.; YIN, L.; WANG, B.; KE, Q.; DENG, X.; WANG, S. Melatonin promotes plant growth by increasing nitrogen uptake and assimilation under nitrogen deficient condition in winter wheat. *Plant Physiology and Biochemistry*, v. 139, p. 342-349, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2019.03.037>
- REZAEI, M.; RAZMJOO, J.; EHTEMAM, M. H.; KARIMMOJENI, H.; ZAHEDI, M. The interaction between shade and drought affects essential oil quantity and quality of *Vitex agnus-castus* L. leaves and seeds. *Industrial Crops and Products*, v. 137, p. 460-467, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2019.05.059>
- ROCA, L. F.; ROMERO, J.; BOHÓRQUEZ, J. M.; ALCÁNTARA, E.; FERNÁNDEZ-ESCOBAR, R.; TRAPERO, A. Nitrogen status affects growth, chlorophyll content and infection by *Fusicladium oleagineum* in olive. *Crop Protection*, v. 109, p. 80-85, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cropro.2017.08.016>
- SALISBURY, A. B.; GALLAGHER, F. J.; CAPLAN, J. S.; GRABOSKY, J. C. Maintenance of photosynthesis by *Betula populifolia* in metal contaminated soils. *Science of the Total Environment*, v. 625, p. 1615-1627, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.279>
- SANGWAN, R. S.; ABAD FAROOQI, A. H.; BANSAL, R. P.; SINGH-SANGWAN, N. Interspecific Variation in Physiological and Metabolic Responses of five Species of *Cymbopogon* to Water Stress. *Journal of Plant Physiology*, v. 142, n. 5, p. 618-622, 1993. [https://doi.org/10.1016/S0176-1617\(11\)80408-6](https://doi.org/10.1016/S0176-1617(11)80408-6)
- SANTOS, E. F.; SANTINI, J. M. K.; PAIXÃO, A. P.; FURLANI JÚNIOR, E.; LAVRES, J.; CAMPOS, M.; REIS, A. R. Physiological highlights of manganese toxicity symptoms in soybean plants: Mn toxicity responses. *Plant Physiology and Biochemistry*, v. 113, p. 6-19, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2017.01.022>

- SCHERER, R.; WAGNER, R.; DUARTE, M. C. T.; GODOY, H. T. Composição e atividades antioxidante e antimicrobiana dos óleos essenciais de cravo-da-índia, citronela e palmarosa. *Revista Brasileira de Plantas Medicinais*, v. 11, n. 4, p. 442-449, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S1516-05722009000400013>
- SCHWAMMBERGER, P. F.; LUCKE, T.; WALKER, C.; TRUEMAN, S. J. Nutrient uptake by constructed floating wetland plants during the construction phase of an urban residential development. *Science of the Total Environment*, v. 677, p. 390-403, 2019. <https://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.341>
- SHABANAMOL, S.; DIVYA, K.; GEORGE, T. K.; RISHAD, K. S.; SREKUMAR, T. S.; JISHA, M. S. Characterization and in plant nitrogen fixation of plant growth promoting endophytic diazotrophic *Lysinibacillus sphaericus* isolated from rice (*Oryza sativa*). *Physiological and Molecular Plant Pathology*, v. 102, p. 46-54, 2018. <https://dx.doi.org/10.1016/j.pmpp.2017.11.003>
- SILVA, J. B. G. *Uso de água residuária de bovinocultura de leite no cultivo da figueira (Ficus carica L.): efeitos no solo e na cultura*. 86f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2012.
- SILVA-SÁNCHEZ, A.; SOARES, M.; ROUSK, J. Testing the dependence of microbial growth and carbon use efficiency on nitrogen availability, pH, and organic matter quality. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 134, p. 25-35, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.03.008>
- SIVASHANMUGAM, M.; PAULSAMY, S.; SENTHILKUMAR, P. Energy dynamics in the C4 species dominated montane subtropical grassland at Nilgiri Biosphere Reserve, the Western Ghats, India *Acta Ecologica Sinica*, v. 29, n. 4, p. 254-259, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2009.08.009>
- SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO (SBCS). Comissão de Química e Fertilidade do Solo. *Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina*. 10. ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2004.
- STRASSER, B. J.; STRASSER, R. J. Measuring fast fluorescence transients to address environmental questions: The JIP-test. In: MATHIS, P. (org.). *Photosynthesis: from light to biosphere. Proceedings of the Xth International Photosynthesis Congress*, Montpellier, 1995. v. 5. p. 977-980.
- TAIZ, L.; ZEIGER, E.; MØLLER, I. M.; MURPHY, A. *Fisiologia e Desenvolvimento Vegetal*. 6. ed. Porto Alegre: Artmed, 2017.
- TAKSHAK, S.; AGRAWAL, S. B. Defense potential of secondary metabolites in medicinal plants under UV-B stress. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology*, v. 193, p. 51-88, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jphotobiol.2019.02.002>
- TEIXEIRA, F. O. P. *Efeito da Disposição de Efluentes da Bovinocultura no Solo e na Biomassa Vegetal*. 75f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2016.
- TORABIAN, S.; FARHANGI-ABRIZ, S.; DENTON, M. D. Do tillage systems influence nitrogen fixation in legumes? A review. *Soil and Tillage Research*, v. 185, p. 113-121, 2019. <https://dx.doi.org/10.1016/j.still.2018.09.006>
- TRONGTOKIT, Y.; RONGSRIYAM, Y.; KOMALAMISRA, N.; APIWATHNASORN, C. Comparative repellency of 38 essential oils against mosquito bites. *Phytotherapy Research*, v. 19, n. 4, p. 303-309, 2005. <https://doi.org/10.1002/ptr.1637>
- TSIMILLI-MICHAEL, M.; STRASSER, R. In vivo assessment of stress impact on plants' vitality: applications in detecting and evaluating the beneficial role of Mycorrhization on host plants. In: VARMA, A. (org.). *Mycorrhiza: state of the art, genetics and molecular biology, ecofunction, biotechnology, eco-physiology, structure and systematic*. Uttar Pradesh: Springer, 2008. p. 679-703.

VELOSO, R. A.; DE CASTRO, H. G.; CARDOSO, D. P.; DOS SANTOS, G. R.; BARBOSA, L. C. A.; DA SILVA, K. P. Composição e fungitoxicidade do óleo essencial de capim citronela em função da adubação orgânica. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 47, n. 12, p. 1707-1713, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2012001200005>

VENTER, G. J.; LABUSCHAGNE, K.; BOIKANYO, S. N.; MOREY, L. Assessment of the repellent effect of citronella and lemon eucalyptus oil against South African Culicoides species. *Journal of the South African Veterinary Association*, v. 85, n. 1, p. 5, 2014. <http://dx.doi.org/10.4102/jsava.v85i1.992>

WU, Y.-W.; LI, Q.; JIN, R.; CHEN, W.; LIU, X.-L.; KONG, F.-L.; KE, Y.-P.; SHI, H.-C.; YUAN, J.-C. Effect of low-nitrogen stress on photosynthesis and chlorophyll fluorescence characteristics of maize cultivars with different low-nitrogen tolerances. *Journal of Integrative Agriculture*, v. 18, n. 6, p. 1246-1256, 2019. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(18\)62030-1](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(18)62030-1)

YUSUF, M. A.; KUMAR, D.; RAJWANSHI, R.; STRASSER, R. J.; TSIMILLI-MICHAEL, M.; GOVINDJEE, SARIN N. B. Overexpression of γ -tocopherol methyl transferase gene in transgenic Brassica juncea plants alleviates abiotic stress: Physiological and chlorophyll a fluorescence measurements. *Biochimica et Biophysica Acta*, v. 1797, n. 8, p. 1428-1438, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.bbabi.2010.02.002>

ZHANG, H.-Y.; HARTMANN, H.; GLEIXNER, G.; THOMA, M.; SCHWAB, V. F. Carbon isotope fractionation including photosynthetic and post-photosynthetic processes in C3 plants: Low [CO₂] matters. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, v. 245, p. 1-15, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2018.09.035>



ESTIMATIVA DA BIOMASSA DE CAFEEIROS EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS SOB MANEJO ORGÂNICO E CONVENCIONAL EM DIFERENTES ARRANJOS

ESTIMATION OF COFFEE BIOMASS IN AGROFORESTRY SYSTEMS UNDER
ORGANIC AND CONVENTIONAL MANAGEMENT IN DIFFERENT ARRANGEMENTS

Ivan Edson da Silva Meireles 

Mestre em Ciências Florestais pelo Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (UESB) – Vitória da Conquista (BA), Brasil.

Sylvana Naomi Matsumoto 

Professora plena do Departamento de Fitotecnia e Zootecnia, UESB – Vitória da Conquista (BA), Brasil.

Cristina de Andrade Santos Reis 

Professora do Departamento de Ciências Exatas e Tecnológicas, UESB – Vitória da Conquista (BA), Brasil.

Luanna Fernandes Pereira 

Graduanda em Engenharia Agrônoma, UESB – Vitória da Conquista (BA), Brasil.

Ueliton Soares de Oliveira 

Graduando em Engenharia Agrônoma, UESB – Vitória da Conquista (BA), Brasil.

Patrícia Anjos Bittencourt Barreto-Garcia 

Professora adjunta do Departamento de Engenharia Agrícola e Solos, UESB – Vitória da Conquista (BA), Brasil.

Thiago Reis Prado 

Doutorando em Agronomia, UESB – Vitória da Conquista (BA), Brasil.

Paula Acácia Silva Ramos 

Pós-doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Agronomia, UESB – Vitória da Conquista (BA), Brasil.

Endereço para correspondência:

Sylvana Naomi Matsumoto –
Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia – Estrada do Bem Querido,
km 4 – Bem Querido – CEP 45031-900 –
Vitória da Conquista (BA), Brasil –
E-mail: snaomi@uesb.edu.br

Recebido em: 09/08/2019

Aceito em: 22/11/2019

RESUMO

Atualmente, os serviços ambientais relativos aos sistemas agroflorestais (SAFs) estão fundamentados em aspectos qualitativos. Entretanto, para que ocorra a consolidação dos pagamentos por tais serviços, os diversos fatores que condicionam os SAFs necessitam ser caracterizados. Este estudo teve como objetivo analisar se o estoque de biomassa individual de cafeeiros é afetado por SAFs caracterizados por manejo e arranjos distintos dos cafeeiros arábica e grevileas, além de verificar se haveria possibilidade de ajuste de equações alométricas para estimar a biomassa seca dos cafeeiros. O experimento foi conduzido em sistemas de cultivo de café (*Coffea arabica* L.) sob manejo orgânico e convencional arborizado por grevileas (*Grevillea robusta* A. Cunn.), localizados nas regiões do Planalto da Conquista e Chapada Diamantina, Bahia. Com base na determinação da biomassa pelo método destrutivo da simples separação, foram estabelecidas equações de estimativa do estoque de biomassa individual dos cafeeiros. O sistema de manejo orgânico e o convencional são fatores de menor impacto para o acúmulo de biomassa e carbono em relação a fatores como a densidade de cafeeiros e o arranjo das grevileas. O menor adensamento de cafeeiros é fator que determina a superioridade dos estoques de biomassa individual. A densidade de cafeeiros e o arranjo das grevileas são elementos que definem modelos alométricos diferenciados para a estimativa de biomassa dos cafeeiros.

Palavras-chave: serviço ambiental; estoque de carbono; equações alométricas.

ABSTRACT

Nowadays, environmental services related to agroforestry systems (AFS) are based on qualitative aspects. However, to consolidate payments for such service, the various factors that condition AFS must be characterized. This study was carried out to evaluate if the individual biomass of coffee plants is affected by AFS characterized by distinctive management and arrangement of Arabic and grevillea coffee plants, in addition to checking the possibility of adjustment of allometric equations to estimate dry coffee biomass. The assay was carried out at coffee fields (*Coffea arabica* L.) associated with grevilleas (*Grevillea robusta* A. Cunn.) under conventional and organic management, situated at Planalto da Conquista and Chapada Diamantina, Bahia. From the determination of biomass by the destructive method of simple separation, estimation equations of individual biomass of coffee plants were established. The organic and conventional management system have minor impact to carbon and biomass accumulation when compared to factors such as coffee density and grevillea arrangement. The lower coffee plant density is a factor that determines the superiority of individual biomass stocks. Coffee plants density and grevillea arrangement are factors that determine different allometric models to coffee plants biomass estimation.

Keywords: environmental service; carbon stock; allometric equations.

INTRODUÇÃO

A cadeia produtiva do café é um dos principais *commodities* de exportação do Brasil, tendo gerado a receita cambial de US\$ 5,15 bilhões no ano de 2018 (CECAFÉ, 2019). Ainda em 2018, o Brasil foi considerado o mais significativo país produtor de café, com safra de 3,7 milhões de toneladas, 76% provenientes do cultivo de *Coffea arabica* (CONAB, 2018).

A associação de árvores aos cafezais é uma forma de adaptação às mudanças climáticas, sendo frequentemente citada como um sistema de cultivo sustentável em razão da geração de diversos serviços ecossistêmicos e também por viabilizar serviços ambientais (EHRENBERGEROVÁ *et al.*, 2016). Cafezais arborizados podem desempenhar um papel importante no armazenamento de carbono na biomassa acima do solo (FELICIANO *et al.*, 2018), no solo e na biomassa subterrânea (BELIZÁRIO *et al.*, 2018).

A possibilidade de inclusão de sistemas agroflorestais (SAFs) com cafeeiros em projetos de carbono tem sido fomentada para o mecanismo de desenvolvimento limpo (MDL), mercados voluntários e como opção para reduzir as emissões dos gases do efeito estufa do mecanismo de redução do desmatamento e da degradação florestal, conservação e aumento do estoque de carbono florestal e manejo sustentável de florestas (REED+) (TUMWEBAZE; BYAKAGABA, 2016).

Os serviços ambientais relacionados aos SAFs podem gerar liquidez aos produtores, contribuindo para a manutenção desses sistemas (PINOARGOTE *et al.*, 2017; CERDA *et al.*, 2017). No entanto, para que o impacto do serviço ambiental no que tange ao sequestro de carbono se reverta em adesão a esse sistema de cultivo, são necessários meios para a quantificação do estoque de carbono. A alometria é a técnica mais utilizada em estudos de quantificação de carbono em florestas, muitas vezes combinada com outros métodos associados. A estimativa por meio de modelos alométricos constitui uma base de cálculo real, obtida de parâmetros de fácil obtenção em campo, como o diâmetro e a altu-

ra total (SEGURA; ANDRADE, 2008). É notável o crescente interesse pelo ajuste de equações de biomassa para o café no mundo, principalmente na América Central (PINOARGOTE *et al.*, 2017), na América do Sul (COLTRI *et al.*, 2015; ANDRADE *et al.*, 2018) e na África (GUILLEMOT *et al.*, 2018).

A plasticidade fenotípica das espécies pode afetar a aplicação de modelos de estimativa da quantificação de biomassa, estando intrinsecamente relacionada à espécie avaliada em relação aos fatores que caracterizam determinado local (HENNERON *et al.*, 2018). Dessa forma, condições edafoclimáticas, arranjo e composição dos sistemas, bem como as práticas de manejo, são fatores capazes de interferir na acurácia das estimativas por meio de modelos.

A elevação da densidade de plantio é considerada uma prática de manejo favorável ao desenvolvimento dos cafeeiros, pois condiciona a otimização da eficiência de utilização da luz solar e a exploração de maior volume de solo, resultando em maior capacidade de absorção de água e nutrientes (COLODETTI *et al.*, 2018). Porém, quando os cafeeiros são cultivados em associação às árvores, recomenda-se aumentar o espaçamento entre plantas, de modo a evitar sombreamento excessivo, fato que poderia comprometer o processo fotossintético e o alongamento excessivo do ramo ortotrópico.

A receita drástica é uma forma de manejo muito praticada em cafezais, fato que deve ser considerado na composição de modelos alométricos para estimativas de estoque de carbono. Nesse caso, a razão de raízes (R) é diferenciada, pois a rebrota da parte aérea ocorre por intermédio de um sistema radicular bastante desenvolvido anteriormente (DEFRENET *et al.*, 2016).

Diante disso, este estudo teve como objetivo analisar se o estoque de biomassa individual de cafeeiros é afetado por SAFs caracterizados por regimes de manejo e arranjos distintos dos cafeeiros e das grevileas, além de verificar a possibilidade de ajuste de equações alométricas para estimar a biomassa seca dos cafeeiros.

MATERIAIS E METÓDOS

O estudo foi realizado no Planalto da Conquista, principal região produtora de *Coffea arabica* do estado da Bahia. Foram definidos como área do estudo dois SAFs

de cafeeiros, submetidos a regimes de manejo orgânico e convencional, situados em cafezais nos municípios de Ibicoara e Barra do Choça, respectivamente.

O SAF orgânico está localizado na região da Chapada Diamantina, no município de Ibicoara (13°21'00" latitude sul e 41°19'12" longitude oeste), a 1.100 metros de altitude. De acordo com a classificação de Köppen, o clima dessa região é temperado, do tipo Cfb, com verão ameno (ALVARES *et al.*, 2013). A temperatura média anual é de 18,4°C, e a precipitação média, de 1.166,2 mm (SEI, 2014). O cafezal arábica cv. Catucaí vermelho foi implantado em 2005, em espaçamento 4,0 × 0,75 m (3.333 plantas ha⁻¹), sendo associado às grevileas (*Grevillea robusta*), introduzidas após três anos da implantação do cafezal, mantendo espaçamentos irregulares que definiram a densidade de 104 plantas ha⁻¹. A adubação de fundação foi constituída de esterco e torta de mamona, sendo realizadas fertirrigações por gotejamento duas vezes após a colheita, além de três pulverizações anuais, no período de outubro a março, ambas utilizando biofertilizante à base de esterco de ovino fresco, sulfato de Zn e Mg e vísceras de peixe. Foram realizadas duas podas na grevilea desde o início da implantação das árvores.

Já o SAF convencional foi implantado em 1997 na região do Planalto da Conquista, no município de Barra do Choça (14°54'46" latitude sul e 40°36'39" longitude oeste), a 847 metros de altitude. De acordo com a classificação de Köppen, o clima dessa região é subtropical, do tipo Cfa (ALVARES *et al.*, 2013). A temperatura média anual é de 20,2°C, e a precipitação média, de 733,9 mm (SEI, 2013). O plantio dos cafeeiros arábica var. Catucaí foi realizado com espaçamento de 2 × 0,5 m (10.000 plantas ha⁻¹), com poda rasa (recepta) e desbaste de plantas após 10 anos e 15 anos da implantação, respectivamente, sendo mantido o *stand* de 8.895 plantas ha⁻¹. No plantio e em cobertura se fez a adubação química (fonte de nitrogênio, potássio e micronutrientes em cobertura e de superfosfato simples e calcário no plantio). As grevileas (*Grevillea robusta*) foram dispostas em renques, em espaçamento de 30 × 3 m (111 plantas ha⁻¹). O manejo da espécie arbórea consistiu em podas anuais (1 poda ano⁻¹) até o terceiro ano de plantio.

Para constituição da base de dados relativos à concepção dos modelos alométricos, foram selecionados 20 cafeeiros no SAF orgânico e 30 no SAF convencional, aleatoriamente, conforme Silva *et al.* (2013). As plantas amostradas foram coletadas na linha de plantio com distanciamento mínimo entre elas de 50 m.

Após a coleta das plantas, foram mensurados os parâmetros dendrométricos: altura total (Ht; comprimento da

base ao ápice do caule), diâmetro da base (D_b; diâmetro medido na base no caule, logo acima do ponto de corte), diâmetro a 50% do comprimento do caule (D_m; diâmetro medido na posição correspondente a 50% do comprimento total da planta), diâmetro do topo (D_t; diâmetro medido a 10 cm do ápice da planta) e diâmetro médio (d; média entre os diâmetros anteriormente medidos).

A determinação da biomassa foi realizada utilizando-se o método destrutivo da simples separação, descrito por Sanquetta (2002), sendo os cafeeiros cortados ao nível do solo. Cada planta foi separada em caule, galhos grossos (diâmetro ≥ 0,5 cm), galhos finos (diâmetro < 0,5 cm), folhas, miscelânea (flores e frutos), raiz pivotante e raízes secundárias. A biomassa radicular foi determinada mediante escavações em torno do cafeeiro, considerando-se o limite de 0,25 m² (0,50 × 0,50 m) e 0,50 m de profundidade.

A biomassa fresca de cada compartimento foi estimada gravimetricamente em campo. Subamostras de cada componente da planta foram retiradas e secas em estufas a 65°C até atingir peso constante. A biomassa seca foi obtida conforme Sanquetta *et al.* (2014), por meio do fator de correção de umidade (Equação 1):

$$B(c) = \frac{Mf(c) \times Ms(a)}{Mf(a)} \quad (1)$$

Em que:

B(c) = biomassa seca do compartimento (kg);

Mf(c) = massa fresca do compartimento (kg);

Ms(a) = massa seca da amostra do compartimento (kg).

A biomassa total individual foi obtida pela soma de todos os componentes.

Os estoques de biomassa dos cafeeiros do SAF orgânico e do SAF convencional foram comparados pelo teste *t* de Student para amostras independentes. Para melhor compreender a relação entre o estoque de biomassa e as variáveis dendrométricas dos cafeeiros, foi calculado o coeficiente de correlação de Pearson, considerando significância a 5% de probabilidade de erro.

Foram testados modelos alométricos disponíveis na literatura para predição do estoque de biomassa individual dos cafeeiros (Tabela 1). Os modelos foram ajustados para as quatro variações de diâmetro mensurados neste estudo (D_b , D_m , D_t e d). O modelo sugerido por Van Noordwijk *et al.* (2002), utilizado para estimativa de biomassa de cafeeiros recepados, foi aplicado exclusivamente para o conjunto de dados do SAF convencional.

O critério de seleção dos melhores modelos foram o valor ponderado (VP) dos escores dos parâmetros estatísticos e a significância dos coeficientes da equação. O desempenho das equações foi analisado conforme os seguintes critérios:

- maior coeficiente de determinação ajustado (R^2_{aj});
- menor erro padrão da estimativa absoluto (S_{yx});
- menor erro padrão da estimativa percentual ($S_{yx\%}$);
- maior valor F;
- menor valor do critério de informação de Akaike (AIC);
- menor valor do critério de informação bayesiano (BIC).

As estatísticas foram ordenadas de acordo com a sua maior valoração, sendo atribuído peso 1 para equação de melhor ajuste, 2 para a segunda e assim sucessivamente (*ranking*), como sugerido por Thiersch (1997).

Após essa classificação individual, efetuou-se o somatório da pontuação para cada modelo, sendo a equação de menor VP considerada com desempenho superior. Adicionalmente, para os dois melhores modelos de biomassa da parte aérea e total, foi realizada a análise gráfica da biomassa estimada e dos resíduos em relação à biomassa observada, visando verificar a existência de possíveis tendências.

Nos modelos em que a variável dependente sofreu transformação logarítmica, o erro padrão foi corrigido na escala original, para possibilitar a comparação com os modelos aritméticos. Dessa forma, multiplicou-se a biomassa seca pelo fator de correção de Meyer (Equação 2):

$$FM = 10^{1,1513(S_{yx})^2} \tag{2}$$

Em que:

FM = fator de correção de Meyer;

S_{yx} = erro padrão da estimativa.

Todas as análises estatísticas foram realizadas pelo *software* estatístico R versão 3.5.1 (R CORE TEAM, 2018).

Tabela 1 – Equações alométricas gerais utilizadas para estimar a biomassa da parte aérea e total em cafeeiros.

Modelo	Equação	Fonte
M1	$Y = \beta_0 + \beta_1 D$	Segura, Kanninen e Suárez (2006)
M2	$Y = \beta_0 + \beta_1 D + \beta_2 D^2$	Andrade <i>et al.</i> (2018)
M3	$\text{Log}(Y) = \beta_0 + \beta_1 \text{Log}(D)$	Segura, Kanninen e Suárez (2006)
M4	$Y = \beta_0 + \beta_1 D^2$	Andrade <i>et al.</i> (2018)
M5	$Y = \beta_0 + \beta_1 (D^2 Ht)$	Andrade <i>et al.</i> (2018)
M6	$\text{Log}(Y) = \beta_0 + \beta_1 \text{Log}(D) + \beta_2 \text{Log}(Ht)$	Segura, Kanninen e Suárez (2006)
M7	$Y = \beta_0 + \beta_1 D^2 + \beta_2 Ht + \beta_3 (D Ht)$	Andrade <i>et al.</i> (2018)
M8	$Y = \beta_0 + \beta_1 D + \beta_2 D^2 + \beta_3 D^3$	Van Noordwijk <i>et al.</i> (2002)
M9	$Y = \beta_0 * D^{\beta_1}$	Van Noordwijk <i>et al.</i> (2002)

$\beta_0, \beta_1, \beta_2, \beta_3$: coeficientes da equação; D: D_b , diâmetro da base; D_m , diâmetro a 50% da altura; D_t , diâmetro do topo; d , diâmetro médio; Ht: altura total; Log: logaritmo de base 10; Y: biomassa seca.

RESULTADOS

Independentemente do manejo, o maior estoque de biomassa foi encontrado na parte aérea, correspondendo a 81,2% do total para o SAF orgânico e a 75,9% do total para o convencional. De maneira geral, a contribuição das raízes variou entre 18,8 e 24,1%.

A biomassa seca total do cafeeiro foi superior para o SAF orgânico (6,16 kg planta⁻¹) quando comparado ao SAF convencional (4,22 kg planta⁻¹), sendo armazenada em maior proporção no caule (29,4%), seguido por galhos grossos (17,4%), galhos finos (17,4%), folhas (15,9%), raiz pivotante (11,0%), raízes secundárias (7,8%) e miscelânea (1,1%). Para os cafeeiros no SAF convencional, o caule foi o compartimento com maior proporção de biomassa (36,7%), seguido por raiz pivotante (17,5%), folhas (17,3%), galhos finos (11,9%), galhos grossos (7,6%), raízes secundárias (6,6%) e miscelânea (2,4%) (Tabela 2).

No SAF orgânico, a biomassa da parte aérea e a biomassa total foram fracamente correlacionadas com D_t , D_t^2 , Ht, Ht^2 , D_tHt , D_t^2Ht e D_t^3 ($0,03 \leq r \leq 0,48$) e moderadamente correlacionadas com os demais parâmetros ($0,71 \leq r \leq 0,85$). No SAF convencional, a correlação entre biomassa (parte aérea e total) com D_t , D_t^2 , D_tHt , D_t^2Ht e D_t^3 ($0,20 \leq r \leq 0,60$) foi considerada de menor intensidade, moderada com D_m , Ht, D_m^2 , Ht^2 , D_mHt , D_m^2Ht , D_m^3 ($0,74 \leq r \leq 0,88$) e forte com os demais parâmetros ($0,90 \leq r \leq 0,93$) (Tabela 3).

Os modelos de melhores ajustes para estimar a biomassa da parte aérea e total dos cafeeiros do SAF orgânico, conforme classificação do VP, foram baseados em d , D_m e Ht (Tabela 4). No SAF convencional, os melhores ajustes foram para o modelo não linear (M9) e para o modelo linear (M1), utilizando d e D_b como variáveis independentes, respectivamente (Tabela 5). De maneira geral, todos os modelos selecionados ($p < 0,01$) e coeficientes ($p < 0,05$) foram significativos.

Tabela 2 – Parâmetros da biomassa seca (kg planta⁻¹) dos compartimentos e dendrométricos dos cafeeiros arábica amostrados no sistema agroflorestal (SAF) orgânico (n = 20) e no sistema agroflorestal convencional (n = 30).

Parâmetros	SAF orgânico					SAF convencional				
	Mín.	Máx.	Méd*	dp	CV (%)	Mín.	Máx.	Méd*	dp	CV (%)
D_b (cm)	4,80	7,10	5,71	0,62	10,94	1,68	8,20	4,24	1,53	36,08
D_m (cm)	2,60	4,65	3,39	0,59	17,35	1,13	3,56	2,54	0,55	21,85
D_t (cm)	0,50	1,80	0,93	0,33	35,09	0,50	1,55	0,80	0,25	31,66
d (cm)	2,70	4,15	3,34	0,39	11,79	1,14	4,18	2,53	0,69	27,25
Ht (m)	2,03	3,20	2,64	0,27	10,24	2,50	3,40	2,97	0,49	16,66
Biomassa										
Folhas	0,54	1,63	0,98a	0,28	28,40	0,02	2,55	0,73b	0,48	65,11
Galhos finos	0,41	1,91	1,07a	0,46	43,11	0,02	1,10	0,50b	0,26	52,46
Galhos grossos	0,37	1,79	1,07a	0,36	34,17	0,00	1,19	0,32a	0,27	83,34
Caule	1,08	2,57	1,81a	0,49	26,93	0,13	5,41	1,55a	1,44	92,97
Miscelânea	0,02	0,43	0,07a	0,11	153,30	0,00	0,31	0,10a	0,09	97,01
Raiz pivotante	0,37	1,22	0,68a	0,22	32,19	0,04	1,80	0,74a	0,39	52,11
Raízes secundárias	0,25	0,82	0,48a	0,17	34,80	0,02	0,68	0,28b	0,15	53,54
Biomassa total	3,36	9,00	6,16a	0,28	28,40	0,25	10,20	4,22b	2,31	54,67

Mín.: mínimo; máx.: máximo; méd.: média; dp: desvio padrão; CV: coeficiente de variação; D_b : diâmetro da base; D_m : diâmetro a 50% da altura; D_t : diâmetro do topo; d : diâmetro médio; Ht: altura total; *valores seguidos de mesma letra na linha não diferem pelo teste t , a 5% de probabilidade.

DISCUSSÃO

Por conta de o adensamento de cafeeiros no SAF convencional ter sido superior ao do SAF orgânico, o maior autossombreamento associado à presença das árvores restringiu a disponibilidade de luz, reduzindo a capacidade fotossintética e, por conseguinte, limitando o estoque de biomassa dos cafeeiros quando avaliados individualmente.

Sob sombreamento moderado (30 a 50%), a redução da incidência luminosa e a atenuação da temperatura do ar e da velocidade dos ventos resultam em maior vigor dos cafezais (COLTRI *et al.*, 2015).

Entretanto, sob intensa restrição de luz, a capacidade fotossintética dos cafeeiros é restrita, comprometendo o desenvolvimento da cultura (RODRÍGUEZ-LOPEZ *et al.*, 2014).

No SAF orgânico, o padrão de distribuição dos estoques de biomassa nos diferentes compartimentos foi similar ao observado na literatura, classificados em ordem decrescente de proporção: caule > galhos > folhas > raízes > frutos (COLTRI *et al.*, 2015; NEGASH; KANNINEN, 2015). Entretanto, no SAF convencional, a elevação da proporção relativa da biomassa da raiz pivotante e das

Tabela 3 – Coeficientes de correlação de Pearson entre a biomassa e as variáveis dendrométricas de cafeeiros arábica em sistemas agroflorestais (SAF) orgânico (n = 20) e convencional (n = 30).

Variáveis	SAF orgânico		SAF convencional	
	Biomassa parte aérea	Biomassa total	Biomassa parte aérea	Biomassa total
D_b	0,76**	0,75**	0,92**	0,92**
D_m	0,80**	0,78**	0,74**	0,75**
D_t	0,03 ^{ns}	0,03 ^{ns}	0,25 ^{ns}	0,28 ^{ns}
d	0,81**	0,79**	0,91**	0,92**
Ht	0,48*	0,45*	0,85**	0,87**
D_b^2	0,75**	0,74**	0,91**	0,91**
D_m^2	0,77**	0,75**	0,76**	0,76**
D_t^2	0,05 ^{ns}	0,05 ^{ns}	0,26 ^{ns}	0,28 ^{ns}
d^2	0,79**	0,77**	0,92**	0,92**
Ht^2	0,48*	0,45*	0,87**	0,88**
$D_b Ht$	0,77**	0,75**	0,93**	0,93**
$D_m Ht$	0,84**	0,80**	0,86**	0,87**
$D_t Ht$	0,19 ^{ns}	0,17 ^{ns}	0,57**	0,60**
dHt	0,83**	0,80**	0,93**	0,93**
$D_b^2 Ht$	0,79**	0,77**	0,90**	0,90**
$D_m^2 Ht$	0,83**	0,80**	0,84**	0,84**
$D_t^2 Ht$	0,13 ^{ns}	0,13 ^{ns}	0,39*	0,41*
$d^2 Ht$	0,85**	0,83**	0,92**	0,92**
D_b^3	0,73**	0,72**	0,88**	0,88**
D_m^3	0,74**	0,71**	0,75**	0,75**
D_t^3	0,05 ^{ns}	0,07 ^{ns}	0,20 ^{ns}	0,22 ^{ns}
d^3	0,77**	0,76**	0,91**	0,90**

D_b : diâmetro da base; D_m : diâmetro a 50% da altura; D_t : diâmetro do topo; d: diâmetro médio; Ht: altura total; ns: não significativo; * $p \leq 0,05$; ** $p \leq 0,01$.

folhas e a redução da biomassa dos galhos resultaram em alteração desse padrão para caule > raiz pivotante > folhas > galhos finos > galhos grossos > raízes secundárias > miscelânea (Tabela 2).

A miscelânea (flores e frutos) pouco contribuiu para a biomassa total dos cafeeiros (Tabela 2). Esse resultado pode ser atribuído à época em que foram realizadas as avaliações. Em nenhum dos sistemas, a coleta não coincidiu com o período de produção do café, resultando, assim, em menor representatividade desse compartimento.

O acúmulo de biomassa e sua distribuição entre componentes de plantas lenhosas são afetados por muitos fatores, incluindo arquitetura e morfologia vegetal, idade, densidade de plantio, cultivares, fatores edafoclimáticos e práticas de manejo.

O maior vigor de crescimento da copa dos cafeeiros foi associado ao menor adensamento destes no SAF orgânico. O menor adensamento dos cafeeiros resulta em menor abscisão dos ramos plagiotrópicos inferiores, maior comprimento e diâmetro da copa e maior diâmetro da base do caule, ou seja, maior vigor (PEREIRA et al., 2011).

No presente estudo, o adensamento dos cafeeiros, aliado à restrição de luz no SAF convencional, limitou o crescimento dos componentes da copa. É im-

portante ressaltar o efeito do adensamento em elevar a competição das plantas vizinhas, resultando em potencialização da dominância apical e, dessa forma, restrição do desenvolvimento dos galhos (ramos laterais) (SAKAI et al., 2015). Para o SAF orgânico, a maior disponibilidade de luz induziu a redução da dominância apical, ocorrendo redistribuição homogênea da biomassa entre os compartimentos caule e galhos em relação ao SAF convencional (Tabela 2).

Os estudos disponíveis na literatura relatam valores heterogêneos de estoque de biomassa nos cafeeiros. Nos Andes peruanos, Ehrenbergerová et al. (2016) observaram estoques de 1,16 kg planta⁻¹, em sistema de *Coffea arabica* e *Pinus* spp. (15 anos), 0,47 kg planta⁻¹ em *Coffea arabica* com *Inga densiflora* (15 anos), 1,02 kg planta⁻¹ em *Coffea arabica* com *Eucalyptus* spp. (7 anos), com densidade de plantio de 4.840 plantas ha⁻¹, 6.830 plantas ha⁻¹ e 2.950 plantas ha⁻¹, respectivamente. No Brasil, Coltri et al. (2015), estudando um sistema cafeeiro arborizado com macadâmia (*Macadamia* ssp.), aos 10 anos, encontraram estoques de 5,65 kg planta⁻¹ (4.081 plantas ha⁻¹).

Foi constatado que o estoque de biomassa médio dos cafeeiros no SAF orgânico foi superior quando comparado aos resultados dos estudos anteriormente citados. Entretanto, para o SAF convencional, o estoque de

Tabela 4 – Modelos ajustados para estimar a biomassa da parte aérea e total de cafeeiros arábica em sistema agroflorestal orgânico.

	Equação	FM	F	R ² _{aj}	S _{yx%}	S _{yx}	AIC	BIC	VP	R
Biomassa parte aérea										
M6	Log(Y) = -0,758+1,959*Log(d)+0,992*Log(Ht)	1,012	28,90	0,75	15,69	0,785	-46,2	-42,2	20	1
M2	Y = -19,495+12,336*D _m -1,465*D _m ²	-	27,10	0,73	14,89	0,745	49,7	53,7	31	2
M5	Y = 1,804+0,102*(D _m ² Ht)	-	39,80	0,67	16,52	0,827	53,0	56,0	43	3
M3	Log(Y) = -0,448+2,163*Log(d)	1,017	35,80	0,65	18,68	0,935	-40,5	-37,5	52	4
M1	Y = -4,886+2,957*d	-	33,90	0,63	17,43	0,873	55,2	58,2	63	5
Biomassa Total										
M6	Log(Y) = -0,512+1,801*Log(d)+0,825*Log (Ht)	1,012	23,09	0,70	16,25	1,003	-45,9	-41,9	18	1
M2	Y = -21,762+14,104*D _m -1,682 * D _m ²	-	21,66	0,69	15,18	0,937	58,9	62,9	23	2
M5	Y = 2,606+0,113*(D _m ² Ht)	-	31,71	0,62	16,72	1,032	61,9	64,9	47	3

D_b: diâmetro da base; D_m: diâmetro a 50% da altura, d: diâmetro médio; Ht: altura total; Log: logaritmo de base 10; Y: biomassa seca; FM: fator de correção de Meyer; F: valor do teste F da análise de variância da regressão; R²_{aj}: coeficiente de determinação ajustado; S_{yx%}: erro padrão da estimativa percentual; S_{yx}: erro padrão da estimativa absoluto; AIC: critério de informação de Akaike; BIC: critério de informação bayesiano; VP: valor ponderado; R: ranking.

biomassa dos cafeeiros foi inferior quando comparado aos valores encontrados por Coltri *et al.* (2015).

Os protocolos para mensurar e monitorar a biomassa acima do solo estão bem estabelecidos, no entanto as estratégias para avaliação da biomassa abaixo do solo são menos desenvolvidas e pouco utilizadas em razão, principalmente, da dificuldade de obtenção de dados. A amostragem de raízes é uma atividade onerosa e que demanda bastante tempo por causa da necessidade de

escavação e retirada do sistema radicular (RATUCHNE *et al.*, 2016).

A representatividade da biomassa do sistema radicular do cafeeiro, em ambos os SAFs, ratifica a importância desse compartimento como reservatório de biomassa. Os resultados do presente estudo corroboram com os de Silva *et al.* (2013), que observaram a biomassa de raízes de cafeeiros arábica representando 22% da biomassa total.

Tabela 5 – Modelos alométricos ajustados para estimativa da biomassa da parte aérea e total de cafeeiros arábica cultivados em associação com grevileas (*Grevillea robusta* A. Cunn.) sob manejo convencional.

	Equação	FM	F	R ² _{aj}	S _{yx} %	S _{yx}	AIC	BIC	VP	R
Biomassa parte aérea										
M9	$Y = 0,507 \cdot d^{1,923}$	-	161,53	0,85	22,62	0,723	69,6	73,8	28	1
M1	$Y = -1,533 + 1,114 \cdot D_b$	-	161,30	0,85	22,64	0,723	69,6	73,8	33	2
M9	$Y = 0,402 \cdot D_b^{1,413}$	-	157,27	0,84	22,88	0,731	70,3	74,5	44	3
M3	$\text{Log}(Y) = -0,606 + 2,622 \cdot \text{Log}(d)$	1,063	134,70	0,82	44,76	1,430	-24,1	-19,9	51	4
M5	$Y = 0,906 + 0,105 \cdot (d^2 \text{Ht})$	-	153,20	0,84	23,14	0,739	70,9	75,1	55	5
M3	$\text{Log}(Y) = -0,8364 + 2,067 \cdot \text{Log}(D_b)$	1,074	111,50	0,79	56,43	1,802	-19,4	-15,2	66	6
M1	$Y = -3,009 + 2,456 \cdot d$	-	143,90	0,83	23,76	0,759	72,5	76,7	67	7
M3	$\text{Log}(Y) = -0,720 + 2,868 \cdot \text{Log}(D_m)$	1,092	85,44	0,74	45,23	1,445	-13,2	-9,0	71	8
M6	$\text{Log}(Y) = -1,151 + 1,999 \cdot \text{Log}(D_m) + 1,654 \cdot \text{Log}(\text{Ht})$	1,077	53,41	0,78	42,08	1,344	-17,3	-11,7	72	9
M4	$Y = 1,013 + 0,108 \cdot D_b^2$	-	136,30	0,82	24,30	0,776	73,9	78,1	75	10
M5	$Y = 1,514 + 0,025 \cdot (D_b^2 \text{Ht})$	-	123,00	0,81	25,35	0,810	76,4	80,6	83	11
Biomassa total										
M9	$Y = 0,744 \cdot d^{1,820}$	-	165,61	0,85	21,16	0,893	82,3	86,5	29	1
M1	$Y = -1,688 + 1,392 \cdot D_b$	-	163,30	0,85	21,29	0,898	82,6	86,8	35	2
M9	$Y = 0,595 \cdot D_b^{1,339}$	-	157,12	0,84	21,64	0,913	83,6	87,8	50	3
M3	$\text{Log}(Y) = -0,441 + 2,530 \cdot \text{Log}(d)$	1,057	137,00	0,82	44,18	1,864	-26,7	-22,5	51	4
M1	$Y = -3,571 + 3,084d$	-	154,80	0,84	21,77	0,919	84,0	88,2	59	5
M5	$Y = 1,362 + 0,131 \cdot (d^2 \text{Ht})$	-	153,20	0,84	21,87	0,923	84,2	88,4	65	6
M3	$\text{Log}(Y) = -0,658 + 1,984 \cdot \text{Log}(D_b)$	1,070	107,80	0,79	55,54	2,343	-20,9	-16,7	68	7
M3	$\text{Log}(Y) = -0,560 + 2,790 \cdot \text{Log}(D_m)$	1,079	92,89	0,76	44,65	1,884	-17,4	-13,2	70	8
M4	$Y = 1,505 + 0,134 \cdot D_b^2$	-	130,90	0,82	23,36	0,985	88,2	92,4	78	9
M6	$\text{Log}(Y) = -0,888 + 1,567 \cdot \text{Log}(D_b) + 1,029 \cdot \text{Log}(\text{Ht})$	1,068	56,23	0,79	59,36	2,504	-20,8	-15,2	81	10
M5	$Y = 2,128 + 0,031 \cdot (D_b^2 \text{Ht})$	-	119,00	0,80	24,29	1,025	90,5	94,7	84	11

D_b: diâmetro da base; D_m: diâmetro a 50% da altura, d: diâmetro médio; Ht: altura total; Log: logaritmo de base 10; Y: biomassa seca; FM: fator de correção de Meyer; F: variância da regressão; R²_{aj}: coeficiente de determinação ajustado; S_{yx}%: erro padrão da estimativa percentual; S_{yx}: erro padrão da estimativa absoluto; AIC: critério de informação de Akaike; BIC: critério de informação bayesiano; VP: valor ponderado; R: ranking.

No SAF orgânico, os diâmetros (D_b , D_m e d) apresentaram maior correlação com a biomassa da parte aérea e total em comparação com Ht (Tabela 3). No SAF convencional, os diâmetros D_b e d exibiram tendência semelhante. Andrade *et al.* (2018) e Segura, Kanninen e Suárez (2006), em estudos anteriores, verificaram forte correlação entre a biomassa dos compartimentos e o diâmetro do cafeeiro. De maneira geral, as combinações entre os diâmetros e a altura total (D_b Ht, D_m Ht, d Ht, D_b^2 Ht, D_m^2 Ht, d^2 Ht) elevaram a correlação dessas variáveis com a biomassa da parte aérea e total (Tabela 3).

Quando se analisaram a relação entre a biomassa observada e estimada e a dispersão dos resíduos, foi verificada homogeneidade entre os modelos selecionados para biomassa da parte aérea e total dos cafeeiros no SAF orgânico (Figura 1). Para esses compartimentos, a seleção do melhor ajuste seguiu a classificação do VP, sendo definido o modelo M6 para ambos (Tabela 4).

A superioridade do modelo com transformação logarítmica (Log10-Log10), para as variáveis dependentes e independentes, definido para biomassa da parte aérea

e total dos cafeeiros no SAF orgânico, foi corroborada por estudos anteriores (SEGURA; KANNINEN; SUÁREZ, 2006). Esse tipo de transformação normalmente é utilizado como um mecanismo de linearização de modelos não lineares.

De modo geral, a simplicidade de um modelo com a definição de apenas uma variável independente é uma forma de minimizar erros. No entanto, na equação para estimar a biomassa desses compartimentos, o uso do diâmetro médio (média de D_b , D_m e D_t) e a inclusão de Ht elevaram a precisão das estimativas da biomassa individual dos cafeeiros quando comparados aos demais modelos ajustados.

Pela análise do VP, o melhor ajuste para a relação entre a biomassa da parte aérea e total e as variáveis independentes dos cafeeiros no SAF convencional foi definido para os modelos M1 e M9 (Tabela 5). Entretanto, avaliando a relação entre biomassa estimada e observada dos modelos selecionados, foi verificado que, para o modelo M1, a dispersão da biomassa da parte aérea e total se manteve próxima à reta de intercepto igual 0 e com inclinação de 45°, demonstrando maior precisão desse modelo (Figura 2).

CONCLUSÕES

O sistema de manejo orgânico e o convencional são fatores de menor impacto em relação a fatores como a densidade de cafeeiros e o arranjo das grevêas.

A densidade de cafeeiros e o arranjo das grevêas são elementos que determinam modelos alométricos diferenciados para a estimativa de estoques de biomassa dos cafeeiros.

O menor adensamento de cafeeiros é fator que aponta a superioridade dos estoques de biomassa individual.

A manutenção da dominância apical dos cafeeiros no SAF convencional, induzida pelo autossombreamento, eleva a precisão dos modelos de estimativa da biomassa pelo fato de as variáveis independentes estarem ligadas à morfologia do caule.

No SAF orgânico, o desenvolvimento mais vigoroso da ramificação lateral, no tocante à maior disponibilidade de luz pelo plantio menos adensado, define limitações da reciprocidade entre o crescimento do caule e o acúmulo de biomassa, resultando em redução da precisão dos modelos alométricos de estimativas de estoques de biomassa para os cafeeiros.

AGRADECIMENTOS

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB) e à Embrapa Café, o apoio financeiro. Aos ca-

feicultores, Sr. Néelson Cordeiro e Giano Brito, que permitiram o desenvolvimento deste estudo.

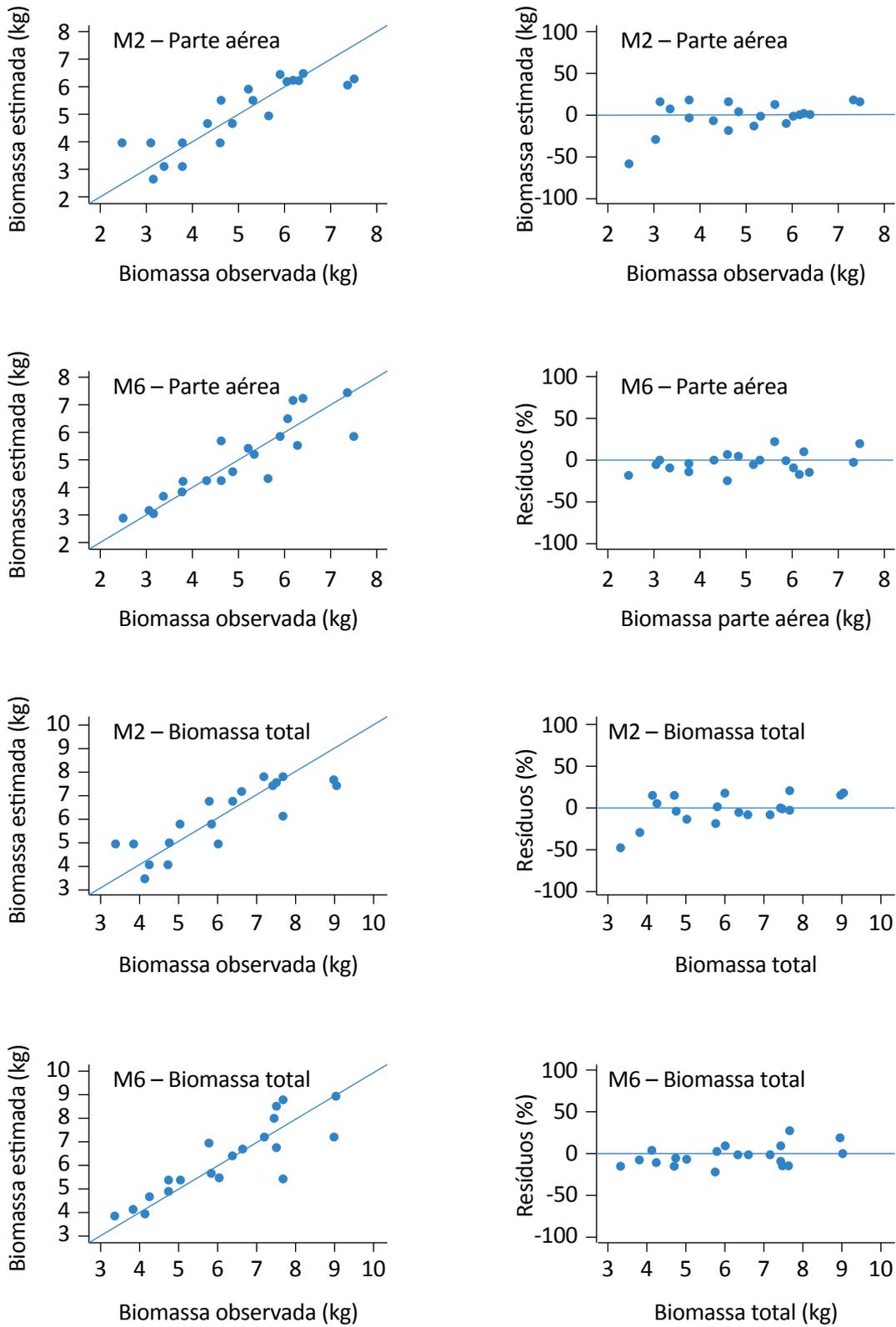


Figura 1 – Relação entre a biomassa estimada e observada e os resíduos dos modelos selecionados para biomassa da parte aérea e total de cafeeiros arábica cultivados em associação com grevileas (*Grevillea robusta* A. Cunn.) sob manejo orgânico.

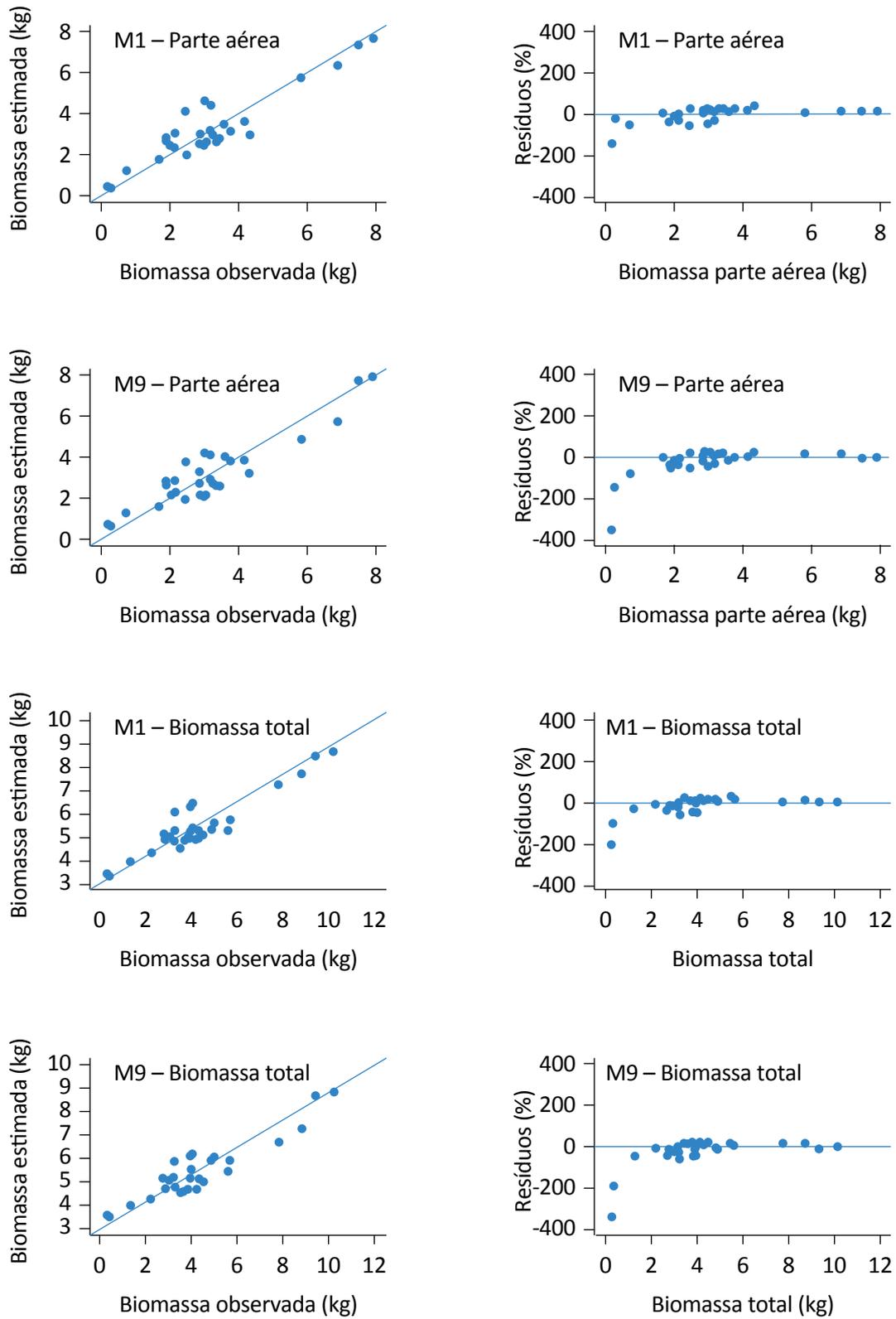


Figura 2 – Relação entre a biomassa estimada e observada e os resíduos dos modelos selecionados para biomassa da parte aérea e total de cafeeiros arábica cultivados em associação com grevileas (*Grevillea robusta* A. Cunn.) sob manejo convencional.

REFERÊNCIAS

- ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L.M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, Stuttgart, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- ANDRADE, H.J.C.; SEGURA, M.A.; FERIA, M.; SUÁREZ, W. Above-ground biomass models for coffee bushes (*Coffea arabica* L.) in Líbano, Tolima, Colombia. *Agroforestry Systems*, Dordrecht, v. 92, p. 775-784, 2018. <https://doi.org/10.1007/s10457-016-0047-4>
- BELIZÁRIO, M.H.; FERRÃO, G.D.E.; CERRI, C.C.; SIQUEIRA-NETO, M. Soil carbon stocks cultivated with coffee in the brazilian savanna: effect of cultivation time and use of organic compost. *Coffee Science*, Lavras, v. 13, n. 1, p. 53-62, 2018. <http://dx.doi.org/10.25186/cs.v13i1.1366>
- CERDA, R.; ALLINNE, C.; GARY, C.; TIXIER, P.; HARVEY, C.A.; KROL CZYK, L.; MATHIOT, C.; CLÉMENT, E.; ALBERTOT, J.-N.; AVELINO, J. Effects of shade, altitude and management on multiple ecosystem services in coffee agroecosystems. *European Journal of Agronomy*, Amsterdã, v. 82, parte B, p. 308-319, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2016.09.019>
- COLODETTI, T.V.; TOMAZ, M.A.; RODRIGUES, W.N.; VERDIN FILHO, A.C.; CAVATTE, P.C.; REIS, E.F. dos. Arquitetura da copa do cafeeiro arábica conduzido com diferentes números de ramos ortotrópicos. *Ceres*, Viçosa, v. 65, n. 5, p. 415-423, 2018. <https://dx.doi.org/10.1590/0034-737x201865050006>
- COLTRI, P.P.; ZULLO JUNIOR, J.; DUBREUIL, V.; RAMIREZ, G.M.; PINTO, H.S.; CORAL, G.; LAZARIM, C.G. Empirical models to predict LAI and aboveground biomass of *Coffea arabica* under full sun and shaded plantation: a case study of South of Minas Gerais, Brazil. *Agroforestry Systems*, Dordrecht, v. 89, p. 621-636, 2015. <https://doi.org/10.1007/s10457-015-9799-5>
- COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO (CONAB). *Acompanhamento safra brasileira de café: Quarto levantamento*. Brasília: CONAB, dez. 2018. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/component/k2/item/download/24571_eec1a3f8fdc30883717a497a09f7d159>. Acesso em: 25 mar. 2019.
- CONSELHO DOS EXPORTADORES DE CAFÉ DO BRASIL (CECAFÉ). *Exportações brasileiras de café*. São Paulo: CECAFÉ, 8 jul. 2019. Disponível em: <<http://www.cecafe.com.br>>. Acesso em: 30 jul. 2019.
- DEFRENET, E.; ROUPSARD, O.; VAN DEN MEERSCHKE, K.; CHARBONNIER, F.; PÉREZ-MOLINA, J.P.; KHAC, E.; PRIETO, I.; STOKES, A.; ROUMTE, C.; RAPIDEL, B.; VIRGINIO FILHO, E.M.; VARGAS, V.J.; ROBELO, D.; BARQUERO, A.; JOURDAN, C. Root biomass, turnover and net primary productivity of a coffee agroforestry system in Costa Rica: effects of soil depth, shade trees, distance to row and coffee age. *Annals of Botany*, Oxford, v. 118, n. 4, p. 833-851, 2016. <https://doi.org/10.1093/aob/mcw153>
- EHRENBERGEROVÁ, L.; CIENCIALA, E.; KUČERA, A.; GUY, L.; HABROVÁ, H. Carbon stock in agroforestry coffee plantations with different shade trees in Villa Rica, Peru. *Agroforestry Systems*, Dordrecht, v. 90, p. 433-445, 2016. <https://doi.org/10.1007/s10457-015-9865-z>
- FELICIANO, D.; LEDO, A.; HILIER, J.; NAYAK, D.R. Which agroforestry options give the greatest soil and above ground carbon benefits in different world regions? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Amsterdã, v. 254, p. 117-129, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.032>
- GUILLEMOT, J.; LE MAIRE, G.; MUNISHAMAPPA, M.; CHARBONNIER, F.; VAAST, P. Native coffee agroforestry in the Western Ghats of India maintains higher carbon storage and tree diversity compared to exotic agroforestry. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Amsterdã, v. 265, p. 461-469, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.06.002>
- HENNERON, L.; CHAUVAT, M.; ARCHAUX, F.; AKPA-VINCESLAS, M.; BUREAU, F.; DUMAS, Y.; NINGRE, F.; RICHTER, C.; BALANDIER, P.; AUBERT, M. Plasticity in leaf litter traits partly mitigates the impact of thinning on forest floor carbon cycling. *Functional Ecology*, Londres, v. 32, n. 12, p. 2777-2789, 2018. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13208>

- NEGASH, M.; KANNINEN, M. Modeling biomass and soil carbon sequestration of indigenous agroforestry systems using CO₂FIX approach. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Amsterdã, v. 203, p. 147-155, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.02.004>
- PEREIRA, S.P.; BARTHOLO, G.F.; BALIZA, D.P.; SOBREIRA, F.M.; GUIMARÃES, R.J. Crescimento, produtividade e bienalidade do cafeeiro em função do espaçamento de cultivo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 46, n. 2, p. 152-160, 2011. <https://doi.org/10.1590/s0100-204x2011000200006>
- PINOARGOTE, M.; CERDA, R.; MERCADO, L.; AGUILAR, A.; BARRIOS, M.; SOMARRIBA, E. Carbon stocks, net cash flow and family benefits from four small coffee plantation types in Nicaragua. *Forests, Trees and Livelihoods*, Londres, v. 26, n. 3, p. 183-198, 2017. <https://doi.org/10.1080/14728028.2016.1268544>
- R CORE TEAM. *R: A language and environment for statistical computing*. Viena: R Foundation for Statistical Computing. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>. Acesso em: 15 jan. 2018.
- RATUCHNE, L.C.; KOEHLER, H.S.; WATZLAWICK, L.F.; SANQUETTA, C.R.; SCHAMNE, P.A. Estado da arte na quantificação de biomassa em raízes de formações florestais. *Floresta e Ambiente*, Seropédica, v. 23, n. 3, p. 450-462, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.131515>
- RODRÍGUEZ-LÓPEZ, N.F.; MARTINS, S.C.V.; CAVATTE, P.C.; SILVA, P.E.M.; MORAIS, L.E.; PEREIRA, L.F.; REIS, J.V.; ÁVILA, R.T.; GODOY, A.G.; LAVINSKI, A.O.; DAMATTA, F.M. Morphological and physiological acclimations of coffee seedlings to growth over a range of fixed or changing light supplies. *Environmental and Experimental Botany*, Oxford, v. 102, p. 1-10, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2014.01.008>
- SAKAI, E.; BARBOSA, E.A.A.; SILVEIRA, J.M.C.; PIRES, R.C.M. Coffee productivity and root systems in cultivation schemes with different population arrangements and with and without drip irrigation. *Agricultural Water Management*, Amsterdã, v. 148, p. 16-23, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.08.020>
- SANQUETTA, C.R. Métodos de determinação de biomassa florestal. In: SANQUETTA, C.R.; WATZLAWICK, L.F.; BALBINOT, R. (orgs.). *As florestas e o carbono*. Curitiba: Imprensa Universitária da UFPR, 2002. p. 119-140.
- SANQUETTA, C.R.; BEHLING, A.; CORTE, A.P.D.; SIMON, A.; PSCHIEDT, H.; RUZA, M.S.; MOCHIUTTI, S. Estoques de biomassa e carbono em povoamentos de acácia negra em diferentes idades no Rio Grande do Sul. *Scientia Forestalis*, Piracicaba, v. 42, n. 103, p. 361-370, 2014.
- SEGURA, M.; ANDRADE, H.J. Como construir modelos alométricos de volumen, biomasa o carbono de espécies leñosas perennes? *Agroforesteria em las Américas*, Turrialba, n. 46, p. 89-96, 2008.
- SEGURA, M.; KANNINEN, M.; SUÁREZ, D. Allometric equations for estimating aboveground biomass of shade trees and coffee bushes grown together. *Agroforestry Systems*, Dordrecht, v. 68, p. 143-150, 2006. <https://doi.org/10.1007/s10457-006-9005-x>
- SILVA, A.B. da; MANTOVANI, J.R.; MOREIRA, A.L.; REIS, R.L.N. Estoques de carbono no solo e em plantas de cafeeiro (*Coffea arabica* L.). *Interciencia*, Santiago, v. 38, n. 4, p. 286, 2013.
- SUPERINTENDÊNCIA DE ESTUDOS ECONÔMICOS E SOCIAIS DA BAHIA (SEI). *Estatísticas dos Municípios Baianos*. Salvador: SEI, 2013. v. 4. n. 1. Disponível em: <http://www.sei.ba.gov.br/images/publicacoes/download/estatisticas_municipios/est_mun_v4_vitoria_da_conquista.zip>. Acesso em: 15 mar. 2019.
- _____. *Estatísticas dos Municípios Baianos*. Salvador: SEI, 2014. v. 4. n. 2. Disponível em: <http://www.sei.ba.gov.br/images/publicacoes/download/estatisticas_municipios/est_mun_v4_chapada_diamantina.zip>. Acesso em: 15 mar. 2019.

THIERSCH, A. *A eficiência das distribuições diamétricas para prognose da produção de Eucalyptus camaldulensis*. 155f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 1997.

TUMWEBAZE, S.B.; BYAKAGABA, P. Soil organic carbon stocks under coffee agroforestry systems and coffee monoculture in Uganda. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Amsterdã, v. 216, p. 188-193, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.09.037>

VAN NOORDWIJK, M.; RAHAYU, S.; HAIRIAH, K.; WULAN, Y.C.; FARIDA, A.; VERBIST, B. Carbon stock assessment for a forest-to-coffee conversion landscape in Sumber-Jaya (Lampung, Indonesia): from allometric equations to land use change analysis. *Science in China Series C Life Sciences*, v. 45, p. 75-86, 2002.



