



**ABES** ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE  
ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL



# R B C I A M B

Revista Brasileira de Ciências Ambientais  
Setembro de 2018

Nº 49

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](http://www.zeppelini.com.br)

Submissão de artigos, dúvidas e sugestões: [rbciamb@abes-dn.org.br](mailto:rbciamb@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](http://www.ictr.org.br)

### **1 - CÁLCULO DE RISCO E DETECÇÃO DE QUEIMADAS: UMA ANÁLISE NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

Calculation of alert and detection of wildfire: an analysis in the Eastern Amazon

Giordani Rafael Conceição Sodré - Everaldo Barreiros de Souza - Juarez Ventura de Oliveira - Bergson Cavalcanti Moraes

---

### **15 - ÍNDICES BIÓTICOS PARA AVALIAÇÃO DE QUALIDADE DE ÁGUA DE RIOS TROPICAIS – SÍNTESE DO CONHECIMENTO E ESTUDO DE CASO: BACIA DO ALTO RIO DOCE**

Biotic index for assessment of water quality of tropical rivers – knowledge summary and case study: Doce High River basin

Marília Vilela Junqueira - Karina Cristiane Alves - Henrique Paprocki - Mônica de Souza Campos - Marcela David de Carvalho - Hélen Regina Mota - Maria Edith Rolla

---

### **34 - DESTAQUE TERRITORIAL: PROPOSTA DE MODELAGEM SOCIOECONÔMICA E AMBIENTAL PARA AVALIAR A INSERÇÃO SOCIAL NOS PROGRAMAS DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS**

Geographic highlights: a socioeconomic & environmental model proposed to assess the social insertion of Postgraduate Programs in environmental sciences

Rodrigo Affonso de Albuquerque Nóbrega - Sônia Maria Carvalho Ribeiro - Elaine Lopes da Costa - Patrícia Bilotta - Isabel Jurema Grimm - Carlos Alberto Cioce Sampaio - Andreia Schypula - Joselisa Maria Chaves - Washington de Jesus Sant'Anna da Franca Rocha - Rodrigo Nogueira de Vasconcelos

---

### **51 - DETERMINAÇÃO DE METAIS EM UM SISTEMA ESTUARINO: LAGUNCULARIA RACEMOSA COMO UM POTENCIAL INDICADOR DE CONTAMINAÇÃO**

Quantification of metal concentrations in an estuarine system: *Laguncularia racemosa* as a potential indicator of contamination

Thaise Alves dos Santos - Thalita Maciel Bomfim - Fabiano Santos Silva - Allison Gonçalves Silva - Marcus Luciano Souza de Ferreira Bandeira - Raildo Mota de Jesus - Leonardo Dias Nascimento

---

### **66 - AVALIAÇÃO DE SISTEMAS DE TELHADOS VERDES: ANÁLISE TÉRMICA EM DIFERENTES SISTEMAS CULTIVADOS COM *CALLISIA REPENS***

Evaluation of green roof systems: thermal analysis in different systems cultivated with *Calissia repens*

Gustavo de Castro Carvalho - Paulo Sérgio Tonello - Jarbas Honorio de Miranda

---

### **81 - A IMPORTÂNCIA DE PROJETOS DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL EM UMA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO NO SEMIÁRIDO NORDESTINO**

The importance of environmental education projects in a unit of conservation in the northeastern semi-arid

### **95 - GERMINAÇÃO E CRESCIMENTO DO TOMATE (*LYCOPERSICON LYCOPERSICUM L.*, SOLANACEAE) EM SOLO CONTAMINADO POR AGROTÓXICOS**

Emergence and growth of tomato (*Lycopersicon lycopersicum* l. solanaceae) in soil contaminated by pesticides

André Gomes da Rocha - Evaldo Luiz Gaeta Espindola - Vanessa Bezerra de Menezes Oliveira

---

### **108 - EFEITO DA RADIAÇÃO SOLAR SOBRE A REGENERAÇÃO NATURAL DE MANGUEZAL EM CUIARANA, SALINÓPOLIS, PARÁ**

Effect of solar radiation on natural regeneration of mangrove in Cuiarana, Salinópolis, Pará

Desirée Antéia Jastes Fernandes - Maria Isabel Vitorino - Paulo Jorge de Oliveira Ponte de Souza - Mario Augusto Gonçalves Jardim

---

### **123 - AVALIAÇÃO DOS ASPECTOS FÍSICO-QUÍMICOS DOS SOLOS EM DIFERENTES COBERTURAS VEGETAIS**

Evaluation of physico-chemical aspects of soils in different land covers

José Carlos de Souza - Elfany Reis do Nascimento Lopes - Jocy Ana Paixão de Sousa - Roberto Wagner Lourenço

---

### **140 - MORPHOMETRIC STUDIES AND ANALYSES OF GERMINABILITY IN *CENOSTIGMA MACROPHYLLUM* TUL. IN AN URBAN-RURAL GRADIENT IN TERESINA-PI, BRAZIL**

Estudo morfométrico e análise da germinabilidade em *Cenostigma macrophyllum* Tul. no gradiente urbano-rural em Teresina, Piauí, Brasil

Mateus Henrique Freire Farias - André Bastos da Silva - Aníbal Silva Cantalice - Maria Jaislanny Lacerda e Medeiros - Clarissa Gomes Reis Lopes

---

# CÁLCULO DE RISCO E DETECÇÃO DE QUEIMADAS: UMA ANÁLISE NA AMAZÔNIA ORIENTAL

CALCULATION OF ALERT AND DETECTION OF WILDFIRE: AN ANALYSIS IN THE EASTERN AMAZON

**Giordani Rafael**

**Conceição Sodré** 

Doutorando, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Universidade Federal do Pará (UFPA). Bolsista do Instituto Tecnológico Vale (ITV) – Belém (PA), Brasil.

**Everaldo Barreiros de Souza** 

Professor e pesquisador, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, UFPA – Belém (PA), Brasil.

**Juarez Ventura de Oliveira** 

Doutorando, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, UFPA. Bolsista do ITV – Belém (PA), Brasil.

**Bergson Cavalcanti Moraes** 

Professor e Pesquisador, UFPA – Belém (PA), Brasil.

**Endereço para correspondência:**

Giordani Rafael Conceição Sodré – Faculdade de Meteorologia, Departamento de Geociências, Universidade Federal do Pará – Rua Augusto Corrêa, 1 – Guamá – CEP 66075-110 – Belém (PA), Brasil – E-mail: rafaelsodre2009@hotmail.com

**Recebido em:** 04/05/2018

**Aceito em:** 30/07/2018

## RESUMO

O sensoriamento remoto e o índice de risco de fogo são as formas de detecção e previsão de queimadas utilizadas pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais para monitorar a frequência de queimadas no Brasil, no entanto observa-se que a ocorrência de uma queimada nem sempre é prevista pelo índice do risco de fogo, particularmente na região da Amazônia oriental. Assim, esta pesquisa foi motivada pelo objetivo de analisar o padrão espaçotemporal das queimadas detectadas via satélite e a eficiência dos alertas de previsão de queimadas gerados pelo cálculo do risco de fogo, considerando a variabilidade dos fenômenos meteorológicos que podem influenciar o regime pluviométrico e alterar a ocorrência de focos de queimada na região da Amazônia oriental. As análises desta investigação consideraram as alterações das condições meteorológicas moduladas pela variabilidade interanual do fenômeno El Niño Oscilação Sul ocorridas entre os anos de 2000 e 2017. Os resultados mostraram que, em anos menos chuvosos, os focos de queimada apresentaram maior frequência ao longo do ano. Já nos mais chuvosos, tenderam a concentrar-se no segundo semestre em proporção superior à observada nos anos mais secos. A maior parte dos focos de queimada (80%) ocorreu em áreas alteradas pela atividade humana, resultado não captado pelo índice de risco de fogo, indicando que, por este levar em conta somente variáveis ambientais e não incluir a ação do homem como parâmetro, a eficiência em antecipar a ocorrência de uma queimada se torna limitada.

**Palavras-chave:** focos de calor; El Niño/La Niña; risco de fogo.

## ABSTRACT

Remote sensing and fire risk index are forms of detection and prediction of wildfire commonly used by the National Institute for Space Research to monitoring the frequency of fires in Brazil. However, fire risk index does not detect the wildfire occurrence in some cases, particularly in Eastern Amazon. Thus, this research was motivated by the objective of analyzing the space / time pattern of the fires detected by satellite and the efficiency of the fire prediction alerts generated by fire risk calculation, considering the variability of these meteorological phenomena that can influence the rainfall regime and change the occurrence of wildfires in the region of Eastern Amazonia. The analyses of this research considered the changes in the meteorological conditions modulated by the interannual variability of the phenomenon El Niño / Southern Oscillation occurred between the years of 2000 to 2017. The results showed that in less rainy years the fires were more frequent throughout the period, while, in rainier years, tended to be more concentrated in the second semester, in a higher proportion than that observed in drier years. The largest portion of the wildfires (80%) occurred in areas altered by human activity”, this result is not perceived by fire alerts, due to the fact that only environmental variables are considered in the calculation, not considering human activity as a parameter, therefore limiting the accuracy in anticipating wildfire occurrence.

**Keywords:** active fire; El Niño/La Niña; fire alerts.

## INTRODUÇÃO

O uso tradicional do fogo por produtores rurais no Brasil é comum, principalmente nas regiões consideradas mais pobres como Norte e Nordeste. A resistência à assimilação de novas técnicas que desestimulem a prática do uso do fogo entre os produtores rurais tradicionais tem levado a números recordes de queimadas em todo o país (GONÇALVES, 2005; SCHROEDER *et al.*, 2009).

Os esforços empregados desde o início da década de 1980 ainda não conseguiram resultados positivos, por questões econômicas e culturais que envolvem o uso da prática da queimada na Amazônia. Do ponto de vista econômico, o uso do fogo apresenta-se, para o produtor rural, como uma técnica rápida e barata para a limpeza e fertilização do solo, o que torna necessário o desenvolvimento de uma tecnologia de baixo custo. Do ponto de vista cultural, o uso do fogo está atrelado à questão de práticas agrícolas tradicionais, condição que reduz a aceitação de novas tecnologias que possam alterar o seu modo de uso da terra (DE ABREU SÁ *et al.*, 2006-2007).

A região da Amazônia oriental, constituída do nordeste e sudeste do estado do Pará, é a que mais produz queimadas relacionadas ao desmatamento, à pecuária e à produção agrícola de grande, médio e pequeno porte do Norte do Brasil. É o caso do município de Paragominas, que possui características do ponto de vista físico, geográfico e político que ilustram bem o quadro geopolítico e ambiental da Amazônia. Em termos físicos, a cidade não possui estações climáticas bem definidas ao longo do ano, além de sofrer influência das variações térmicas dos oceanos mais próximos como do El Niño Oscilação Sul (ENOS) no Pacífico equatorial e do Dipolo do Atlântico equatorial, cujos mecanismos tropicais oceano-atmosfera alteram os padrões atmosféricos e a configuração de precipitação regional (CAPISTRANO, 2012; SODRÉ *et al.*, 2015). O ENOS é um fenômeno de interação acoplado oceano-atmosfera associado às alterações dos padrões normais da temperatura da superfície do mar (TSM) e dos ventos alísios na região do Pacífico equatorial (MORAES NETO *et al.*, 2007; COSTA, 2017) em que, na fase

negativa (La Niña), as chuvas na Amazônia são geralmente acima do normal climatológica, e, na fase positiva, (El Niño) abaixo do normal (GRIMM *et al.*, 1998; 2000; CAPISTRANO, 2012; MORAES *et al.*, 2015).

Sob o aspecto geográfico, o município de Paragominas está situado na zona do Arco do Desmatamento, local onde a persistente degradação ambiental levou à supressão de grande parte da vegetação primária e à instalação de diversas formas de uso e ocupação do solo. Tal condição levou Paragominas a ser o primeiro município amazônico a aderir às políticas federais de conservação ambiental e desenvolvimento sustentável por meio do Projeto Município Verde, no entanto, 10 anos após tal adesão e obtendo significativas reduções no desmatamento, a degradação ambiental provocada pelos recorrentes focos de queimada colocaram Paragominas entre os municípios mais vulneráveis à ocorrência de incêndios florestais na Amazônia (CARNEIRO; ASSIS, 2015; SANTOS *et al.*, 2017).

Em razão da dificuldade de evitar o uso do fogo e das frequentes queimadas que ocorrem todos os anos em diversas localidades do Brasil, o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) desenvolveu uma metodologia para o cálculo do risco de fogo (RF) sobre todos os biomas brasileiros para previsão por meio de alertas de queimada. Porém, por o referido cálculo ser gerado para todo o território brasileiro e ser baseado nas características de uso e cobertura do solo, torna-se necessária uma análise mais pontual, em alta resolução, para avaliar na escala municipal a precisão da metodologia proposta pelo INPE (SETZER *et al.*, 2017).

Esta pesquisa teve por objetivo analisar o padrão espacotemporal das queimadas detectadas via satélite e a eficiência dos alertas de previsão de queimadas gerados pelo cálculo do risco de fogo, considerando a variabilidade dos fenômenos meteorológicos que podem influenciar o regime pluviométrico e alterar a ocorrência de focos de queimada na região da Amazônia oriental.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Localização da área de estudo

O município de Paragominas, fundado por meio da Lei estadual nº 3.235, em 4 de janeiro de 1965, situa-se às margens da rodovia Belém-Brasília (BR-010), a 320 quilômetros da

cidade de Belém, possui área de 1,93 milhões de hectares (1,5% da área do Pará) e abriga uma população de quase 104 mil habitantes (IBGE, 2013) (Figura 1A). Apresenta cli-

ma quente e úmido, com temperatura média do ar diária de 26°C, pluviosidade média anual de 1.800 mm e umidade relativa média do ar de 81%. O município é caracterizado por apresentar um período mais chuvoso entre os meses de dezembro a maio e outro mais seco entre junho e novembro (INMET, 2013). Originalmente, Paragominas era coberta por floresta tropical, a qual sofreu mudanças ao longo das últimas cinco décadas, e, no ano de 2008, em torno de 45% da sua área total, o equivalente a 874 mil hectares (BRASIL, 2009), estava completamente desmatada ou altamente degradada pela atividade humana. O restante (55%)

do território permanecia coberto por florestas em diversos estágios de uso e conservação (SANTOS *et al.*, 2017).

As principais atividades econômicas do município são pecuária, madeira, produção de carvão, agricultura de pequena, média e grande escala e mineração de bauxita, que, em conjunto, movimentam os setores da indústria e de serviços, tornando-os as principais fontes do produto interno bruto (PIB) e de empregos de Paragominas. Em 2006, a cidade atingiu o 11º maior PIB do Pará, com produção de R\$ 575 milhões a preço de mercado corrente (SANTOS *et al.*, 2017).

## MATERIAIS

### Precipitação

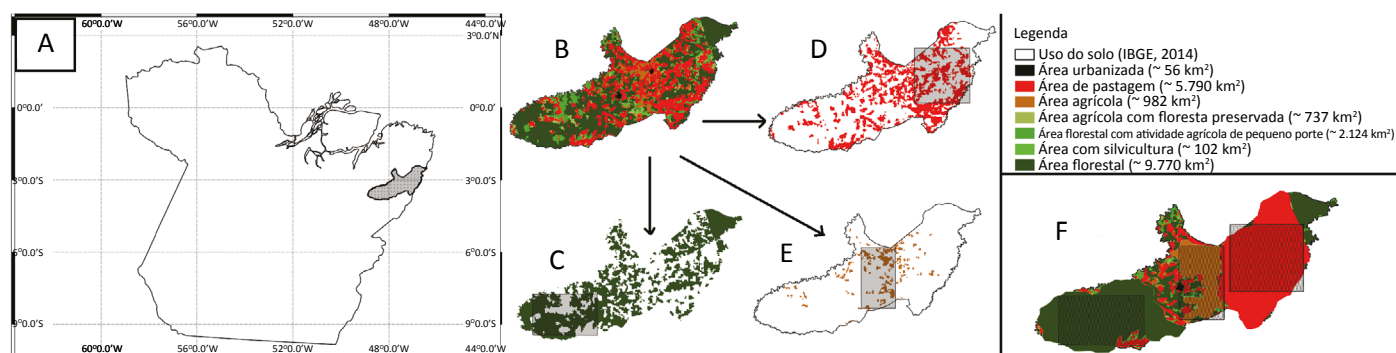
Os dados de precipitação utilizados nesta pesquisa pertencem ao banco de dados Merge Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM), e são gerados e disponibilizados operacionalmente pelo Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPTEC)/INPE, mesclando informações de precipitação e realizando correções no volume pluviométrico. Para isso, é utilizada a estimativa de precipitação do TRMM e do Multisatellite Precipitation Analysis (TMPA) (HUFFMAN *et al.*, 2007), além da precipitação observada por estações meteorológicas do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

Mais detalhes da metodologia podem ser observados em Rozante *et al.* (2010). Os dados do Merge TRMM são produzidos continuamente pelo CPTEC, com atualizações diárias, e disponibilizados no endereço: <http://ftp.cptec.inpe.br/modelos/io/produtos/MERGE>, com dados de janeiro do ano de 1998 até os dias atuais. O Merge está disponível em formato binário, possui resolução temporal de 3 horas e resolução espacial de 0.25° (~ 27 km), com saídas diárias (acumulado em 24 horas) cobrindo toda a América do Sul (82.8°W–34°W e 52.2°S–12.2°N).

### Temperatura do ar e umidade relativa

As informações de temperatura do ar e umidade relativa foram obtidas por meio do banco de dados ERA-Interim, que pertence ao European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF), e disponibilizadas

rim, que pertence ao European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF), e disponibilizadas



**Figura 1 – (A) Localização do município de Paragominas, no estado do Pará (Amazônia oriental); (B) classificação realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) da cobertura e uso do solo até o ano de 2014; (C) extração das áreas com predominância de floresta ombrófila; (D) extração das áreas com predominância de culturas agrícolas; (E) extração das áreas com predominância de pastagem; (F) área de estudo ajustada para a pesquisa, em que as zonas com hachuras indicam os locais onde os cálculos foram realizados.**

no endereço: <http://apps.ecmwf.int/datasets/data/interim-full-daily/levtype=sfc>, cujo conjunto de dados é produzido por um sistema de assimilação consistente que inclui uma série de observações diárias distribuídas em todo o mundo mediante o sensoriamento por satélite, *in situ*, radiossondas, perfiladores etc. Tais dados abrangem o período de janeiro de 1979 até o presente, e os detalhes encontram-se em Dee *et al.* (2011). Os dados disponibilizados fornecem estimativas de diversas

### Uso do solo

Os dados de uso e cobertura do solo da cidade de Paragominas foram adquiridos no Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), o qual gerencia um projeto sobre formas de uso do solo que tem o objetivo de monitorar as alterações da cobertura vegetal do Brasil a cada dois anos. O último levantamento, publicado em 2016, mostra as variações ocorridas entre 2012 e 2014. Nesse período, 4,6% do território brasileiro sofreu algum tipo de alteração. Essa taxa de mudança é maior que a observada no período anterior (2010–2012), que foi de 3,5%. Parte dessa diferença deve-se à atualização motivada pela disponibilização de novos insumos, como os mapeamen-

### Focos de calor: queimadas

Os focos de calor utilizados aqui compreendem o período de 1º de janeiro de 1999 a 31 de dezembro de 2016 e foram obtidos no banco de dados de queimadas do INPE (2016). Esses focos foram detectados por intermédio de métodos operacionais desenvolvidos pelo INPE que utilizam imagens de satélites meteorológicos de órbita polar da série National Oceanic

variáveis meteorológicas, como: precipitação, temperatura do ar, umidade relativa, vento, entre outros. A resolução espacial desses dados é variável, e é possível escolher entre baixa e alta resolução. As resoluções disponibilizadas pelo ERA-Interim são: 3° (~ 333 km), 2,5° (~ 277 km), 2° (~ 222 km), 1,5° (~ 166 km), 1° (~ 111 km), 0,5° (~ 55 km), 0,4° (~ 44 km), 0,25° (~ 27 km) e 0,12° (~ 13 km).

tos estaduais de vegetação e de uso da terra publicados pelo IBGE e as imagens de satélite LANDSAT 8, cujo comissionamento ocorreu em 2013. Entretanto a maior parte dessa diferença está diretamente relacionada às alterações nas formas de cobertura e uso da terra (IBGE, 2016).

Assim, foram utilizadas neste estudo as definições de uso e cobertura do solo definidas pelo relatório *Mudanças na cobertura e uso da terra do Brasil 2000 – 2010 – 2012 – 2014*, publicado pelo IBGE no ano de 2016 e disponibilizado em seu endereço: [http://geoftp.ibge.gov.br/informacoes\\_ambientais](http://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais).

Atmospheric Administration (NOAA) e Earth Observing System (EOS) (Terra/Aqua — Sensor Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer — MODIS) e dos satélites em órbita geoestacionária Geostationary Operational Environmental Satellite (GOES) e METEOSAT. Mais detalhes sobre esse banco de dados em Anderson *et al.* (2005; 2017).

## MÉTODOS

### Ajuste da área de estudo para análise do risco de fogo

As características de cobertura e uso do solo do município de Paragominas foram descritas pelo IBGE em sua análise mais atual, publicada em 2016, compreendendo as alterações ocorridas entre os anos de 2012 e 2014, conforme ilustração da Figura 1B. Nota-se que o município possui grande fragmentação em relação a cobertura e uso do solo, porém, como a classificação do tipo de cobertura de solo utilizada pelo INPE abrange somente três categorias, foi reali-

zada uma subclassificação da área de estudo baseada na metodologia proposta por Rocha *et al.* (2007), que seleciona o tipo de uso e cobertura do solo predominante por *pixel* e, assim, a adapta ao objetivo desta pesquisa.

Para realizar os ajustes, foi necessária a extração dos tipos de cobertura do solo que foram alvo dessa análise. Assim, na Figura 1C, tem-se o destaque das áreas de floresta; na Figura 1D, das áreas de agricultura; e na

Figura 1E, das áreas de pastagem. Após essa extração, foi selecionada a subárea que apresenta respectivamente maior predominância, resultando na Figura 1F, que representa a adaptação da cobertura e uso do solo de Paragominas, apontando as áreas com predominância de floresta, agricultura e pastagem. As áreas com hachuras indicam o local onde foi realizado o cálculo

### Cálculo do risco de fogo

O cálculo do RF adotado nesta pesquisa foi desenvolvido pelo INPE, e podem ser encontrados mais detalhes em Setzer *et al.* (2017). O RF é calculado com base em dados meteorológicos de precipitação, umidade relativa e temperatura do ar. A sequência do cálculo possui a seguinte ordem:

1. fator de precipitação (FP) (equações subsequentes), seguindo para o cálculo do número de dias secos (Equação 1),
2. cálculo do risco básico (Rb) (Equação 2);
3. Ajuste da umidade relativa (Equação 3);
4. Ajuste da temperatura do ar (Equação 4);
5. cálculo do risco de fogo observado (RF) (Equação 5).

Têm-se as principais equações atualizadas:

$$fp1 = e^{-0.14 \times prec1}$$

$$fp2 = e^{-0.07 \times (prec2 - prec1)}$$

$$fp3 = e^{-0.04 \times (prec3 - prec2)}$$

$$fp4 = e^{-0.03 \times (prec4 - prec3)}$$

$$fp5 = e^{-0.02 \times (prec5 - prec4)}$$

$$fp6a10 = e^{-0.01 \times (prec10 - prec5)}$$

$$fp11a15 = e^{-0.008 \times (prec15 - prec10)}$$

$$fp16a30 = e^{-0.004 \times (prec30 - prec16)}$$

$$f31a60 = e^{-0.002 \times (prec60 - prec30)}$$

$$fp61a90 = e^{-0.0001 \times (prec90 - prec60)}$$

$$fp91a120 = e^{-0.0007 \times (prec120 - prec90)}$$

Em que:

fp “n” = o acumulado de precipitação normalizada a partir dos 120 dias que antecedem a data de análise. Assim, fp1 é o acumulado do dia anterior à data de estudo, fp2 é o acumulado do penúltimo dia em relação à data de estudo, e assim por diante, até o fp91a120, que consiste no acumulado ocorrido 120 dias antes da data de estudo.

$$FP = 105 \times fp1 \times fp2 \times fp3 \times fp4 \times fp5 \times fp6a10 \times fp11a15 \times fp16a30 \times fp31a60 \times fp61a90 \times fp91a120 \quad (1)$$

da média da área para os parâmetros (usando o *software* GRADS), delimitando as áreas de acordo com as zonas das hachuras (Figura 1F) e calculando a média da área do total diário de precipitação, da variação diária da umidade relativa e da temperatura do ar, números necessários para o cálculo do RF sobre cada uma das três categorias de uso e cobertura do solo.

$$Rb_{-(n=,17)} = \quad (2)$$

$$UR = [UR \times (-0.006)] + 1,3 \quad (3)$$

$$Ta = (T_{max} \times 0,02) + 0,4 \quad (4)$$

$$RF = Rb \times UR \times Ta \quad (5)$$

Em que:

FP = usado para calcular o número de dias secos ocorridos antes da data de análise, considerando os últimos 120 dias;

Rb = ajusta a quantidade de dias secos com o objetivo de estimar o grau de umidade presente no tipo de uso e cobertura do solo da área de estudo;

A constante “A\_n=(1,7)” = o tipo de uso e cobertura do solo e pode assumir os seguintes valores, definidos pelo INPE:

- 1.5 (ombrófila densa; alagados);
- 1.7 (floresta decídua e sazonal);
- 2.0 (floresta de contato; campinarana);,
- 2.4 (savana arbórea; caatinga fechada);
- 3.0 (savana; caatinga aberta);
- 4.0 (agricultura);
- 6.0 (pastagem; gramíneas).

Ur = ajusta de forma linear a umidade relativa sobre a área de estudo;

Ta = ajusta de forma linear a temperatura do ar sobre a área de estudo;

RF = o índice de fogo calculado com base no resultado obtido pela multiplicação de todos os índices anteriores.

A escala de risco é definida pelo INPE, em que:

- mínimo (RF < 0,15);
- baixo (0,15 < RF ≤ 0,40);
- médio (0,40 < RF ≤ 0,70);
- alto (0,70 < RF ≤ 0,95);
- crítico (RF > 0,95).



### Análise dos focos de queimadas

Para realizar a análise dos focos de queimada, foram selecionados cinco anos normais (2002, 2004, 2006, 2007, 2013), cinco anos de La Niña (2000, 2001, 2008, 2009, 2011) e cinco anos de El Niño (2003, 2005, 2010, 2015, 2016). Essa seleção dos anos sob influência de cada mecanismo oceano-atmosfera foi baseada nas anomalias de TSM definidas pelo Multivariate ENSO Index (MEI) (WOLTER & TIMLIN, 2011).

### Risco de fogo e focos de queimada

A análise do cálculo do RF em detectar queimadas utilizou ferramentas SIG para gerar uma classificação com o número total de queimadas ocorrido conforme o tipo de alerta de RF para cada tipo de uso e cobertura do solo. Em seguida, foi verificado o tipo de alerta de

Em seguida, utilizando ferramentas do Sistema de Informação Geográfica (SIG), os focos de queimada foram organizados por tipo de superfície — agricultura, pastagem e floresta —, de acordo com a classificação proposta na área de estudo (Figura 1F).

Foi calculada a média do acréscimo/decrécimo do número de focos de queimada em anos de El Niño e La Niña em relação aos anos normais.

RF mais recorrente em relação ao número de focos de queimada observado, para avaliar a eficiência de detecção de tais focos. Todas as análises consideraram os períodos de anos normais, de La Niña e de El Niño definidos no item anterior.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na análise da distribuição anual da quantidade de focos de queimada em relação aos tipos de uso e cobertura do solo (Tabela 1), notou-se que as áreas de pastagem apresentam predominância sobre o número de focos de queimada detectados. Essa característica pode estar relacionada à concentração de biomassa disponível para servir de combustível para queima. White *et al.* (2014) afirmam que, em razão da baixa quantidade de material combustível nos campos cobertos por gramas, os incêndios nessas áreas geralmente são de pequeno porte, com queima rápida de todo o material combustível. Quando comparados tais campos com outras vegetações, essa condição favorece os processos de queima sobre esse tipo de cobertura vegetal.

Outra característica importante que contribui para as altas taxas de queimada sobre áreas de pastagem é a variabilidade climática. Segundo Reyes (2017), por causa da baixa densidade de biomassa das pastagens, a concentração de umidade altera-se mais rapidamente em relação a outras formas de vegetação mais densas, tornando a pastagem mais sensível às variações meteorológicas, condição que pode ser observada na Tabela 1, na qual se verifica que, tanto em anos normais quanto em anos sob a influência dos mecanismos El Niño e La Niña, a maior concentração de queimadas ocorre na área de pastagem. Em 17 anos de observações, 47,3% das queimadas registradas no município de Paragominas ocorreram em áreas de pastagem.

**Tabela 1 – Total de focos de queimada observados no período de 15 anos, envolvendo anos normais (2002, 2004, 2006, 2007, 2013), de La Niña (2000, 2001, 2008, 2009, 2011), e de El Niño (2003, 2005, 2010, 2015, 2016), classificados por tipo de uso e cobertura do solo.**

	Pastagem	Agricultura	Floresta
Normal	602	393	254
La Niña	627	430	272
El Niño	721	530	294
Total	1.950	1.353	820
%	47,3	32,8	19,9

As áreas com predominância da agricultura apresentaram a segunda maior concentração dos focos de queimada, condição associada à prática da coivara (MISTRY & BIZERRIL, 2011), que consiste na roçagem e queima da biomassa na preparação do solo para o plantio. O número inferior de focos observados nessa forma de uso do solo está em consonância com o mesmo princípio analisado na área de pastagem. Como a concentração de biomassa é maior em áreas de agricultura, por conservar áreas com vegetação mais densa, a concentração de umidade é maior e conseqüentemente necessita de mais tempo para que a área resseque a ponto de queima. Esse fator pode ser constatado no estudo conduzido por Souza (2015), que averiguou a suscetibilidade à combustão de diferentes tipos de vegetais. Assim, a concentração do número de focos de queima sobre áreas de agricultura concentrou 32,8% do total apontado para o município de Paragominas em 17 anos.

Seguindo o padrão ambiental das demais formas de uso e cobertura da terra, a área com predominância de floresta foi a que indicou a menor densidade de focos de queimada, concentrando 19,9% do total de focos observados. Segundo Araújo *et al.* (2013), em razão da alta umidade retida pelos vegetais e ambiente, sobretudo no solo e entorno (raízes, resíduos vegetais e lúter), pode-se afirmar que o ecossistema florestal amazônico é dotado de imunidade natural contra queimadas. Todavia, quando exposto a condições climáticas anormais, é verificado que esse ecossistema não possui defesas e se torna vulnerável ao fogo. Ainda de acordo com os resultados de Araújo *et al.* (2013), florestas primárias tendem a ser mais resistentes à propagação de queimadas do que florestas secundárias ou formações vegetais mais recentes. Assim, o número reduzido de focos de queimada sobre a área de floresta em Paragominas (Tabela 1) pode estar relacionado à conservação da floresta primária local.

Viu-se também na Tabela 1 que o número de focos de queimada ocorridos em anos anômalos (El Niño e La Niña) é superior aos de anos normais. Essa característica será abordada adiante com mais detalhes.

Observando a Figura 2, nota-se que a variabilidade dos focos de queimada, quando comparados de forma semestral, exhibe uma dinâmica diretamente ligada à variação climática no primeiro semestre, sendo o segundo semestre uma consequência do quadro apre-

sentado no início de cada ano. A relação entre primeiro e segundo semestres é inversamente proporcional para todas as formas de uso e cobertura do solo analisado, independentemente do fenômeno meteorológico predominante.

Em anos com ocorrência do fenômeno La Niña, pela predominância de mais dias de precipitação acima do normal durante o primeiro semestre (DE SOUZA *et al.*, 2009; ARAÚJO *et al.*, 2013), a tendência é a redução do número de focos de queimada em função da grande concentração de umidade sobre o solo (SOUZA, 2015), ao passo que no segundo semestre, quando a influência dos mecanismos El Niño/La Niña deixa de ser significativa (ARAÚJO *et al.*, 2013), se aponta a elevação do número de focos de queimada.

Em anos de El Niño, o comportamento é contrário. No primeiro semestre predominam altas taxas de queimada, por conta da redução dos dias de precipitação decorrente desse fenômeno (DE SOUZA *et al.*, 2009; ARAÚJO *et al.*, 2013). Já no segundo semestre é observada redução do número de focos de queimada, ficando abaixo da quantidade de focos verificados em anos de La Niña.

Essa característica pode estar ligada à dinâmica de manejo do solo, pois, como descrito por Schroeder *et al.* (2009), as florestas primárias e/ou vegetação secundária são cortadas nos primeiros meses da estação seca e a biomassa derrubada é deixada para secar sob o sol por dois ou três meses, dependendo do volume da biomassa. Em seguida, o fogo é utilizado como um método de baixo custo que propicia a transformação rápida da matéria orgânica seca em fertilizante. Assim, a dependência da concentração de umidade na vegetação a ser queimada passa a ser o fator limitador para os produtores, condição que eleva a relação entre o número de focos de queimada e os fenômenos El Niño e/ou La Niña. Em anos de El Niño, quando o volume pluviométrico fica abaixo do normal, a taxa de umidade sobre o ambiente a ser queimado é menor e os focos de queimada tendem a aumentar.

Em anos de La Niña, com maior índice de pluviosidade, a taxa de umidade eleva-se acima do normal, inibindo o ambiente de sofrer queimadas e reduzindo o número de focos observados. No entanto, a partir do segundo semestre, seja em anos de La Niña, seja em anos de El Niño, a configuração do número de queimadas passa

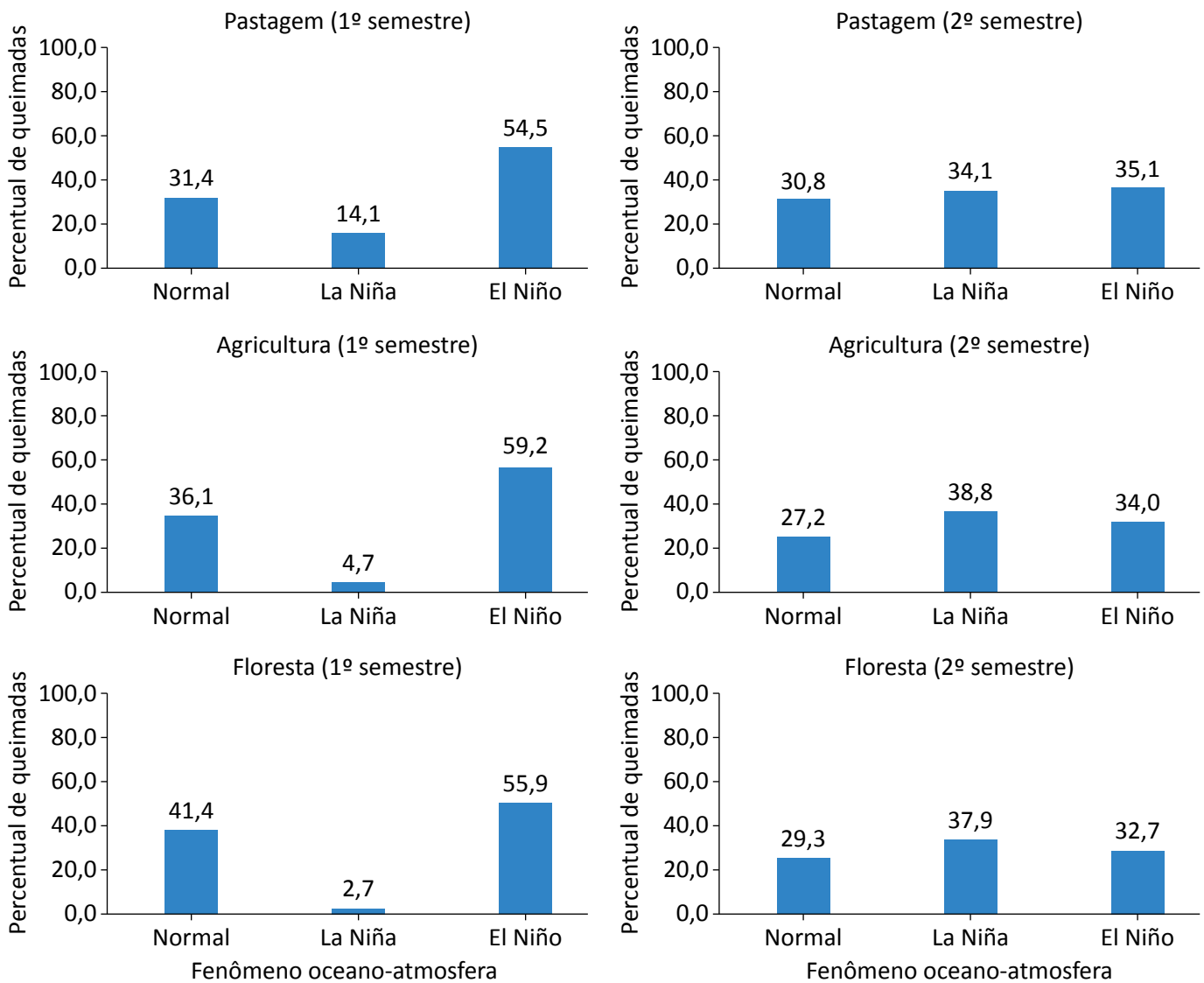
a ser modulada somente pela atividade antrópica (PRADO & COELHO, 2017), o que explica a taxa de elevação em anos de La Niña aos anos de El Niño, pois, como não foi possível queimar o material orgânico no primeiro semestre, em anos de La Niña as áreas que deveriam ter sido queimadas no primeiro semestre passam a ser queimadas no segundo, juntamente com as demais áreas, o que ocasiona a elevação do número de focos.

Em anos de El Niño, como é possível elevar a quantidade de áreas a serem queimadas, no segundo semestre se queima apenas o remanescente do território, condi-

ção que leva à aparente redução do número de focos de queimada na segunda metade dos anos mais secos.

As características descritas podem ser mais bem compreendidas ao observar a Figura 3, com os anos de El Niño apresentando acréscimo de ocorrência de focos, em relação aos anos normais durante os dois semestres, indicando a distribuição proporcional do número de queimadas ao longo do ano.

Percebe-se que a área de pastagem é a que sofre a menor elevação do número de focos durante o primeiro



**Figura 2 – Percentual de focos de queimada semestrais considerando o tipo de uso e cobertura do solo em anos normais, anos de La Niña e anos de El Niño.**

semestre, e as áreas agricultáveis e de florestas são as que apresentam a maior concentração de queimadas no primeiro semestre durante os anos de El Niño. A partir do segundo semestre, a área de pastagem concentra o maior número de queimadas, seguida da área de agricultura. Em anos de La Niña, percebe-se que a anomalia de focos de queimada é negativa durante todo o primeiro semestre, elevando-se significativamente no segundo semestre, principalmente sobre as áreas agricultáveis, em concordância com as análises anteriores.

Uma importante alteração observada ocorre na área de floresta: tanto em anos de El Niño como nos anos de La Niña, a ocorrência de queimadas parece estar sendo influenciada pela atividade humana das áreas agricultáveis, uma vez que, quando há o aumento do número de queimadas sobre a área de agricultura, se tem também aumento sobre a área de floresta, o que não se vê quando o número de focos sobre a área de pastagem sofre variação. Essa característica pode estar relacionada ao efeito de borda, o qual foi analisado por Costa (2012). O autor constatou que áreas florestais que sofrem cortes seletivos, fragmentando a vegetação, acabam por criar áreas com grande concentração de serapilheira, funcionando como combustível no momento de uma queimada e podendo atingir áreas acima de 100 metros adentro da floresta.

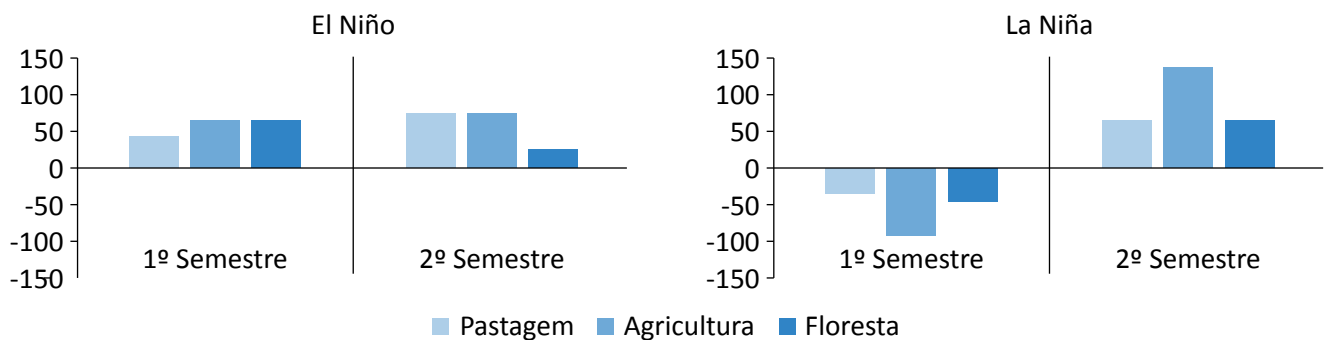
A fragmentação florestal é um dos fenômenos mais marcantes e graves do processo de expansão da fronteira agrícola no Brasil, provocando o isolamento de trechos de floresta de diferentes tamanhos em meio a áreas perturbadas, ficando a periferia do fragmento mais exposta à insolação e à modificação do regime dos ventos. Essas mudanças provocadas pelos limites artificiais da floresta são chamadas efeito de borda e têm enorme impacto

sobre os organismos que vivem nesses ambientes fragmentados (VIANA *et al.*, 1992; MURCIA, 1995; ALVES JÚNIOR *et al.*, 2006; COSTA, 2012). Assim, na área onde predomina a agricultura, fragmentos florestais estão amplamente presentes, favorecendo o efeito de borda (VIANA *et al.*, 1992; COSTA, 2012), o que pode estar relacionado à anomalia de queimadas positiva mais elevada no primeiro semestre e à significativa redução no segundo, pois a área da floresta sob efeito de borda já foi reduzida pelas queimadas do primeiro semestre, diminuindo a área passível do mesmo efeito no decorrer do ano.

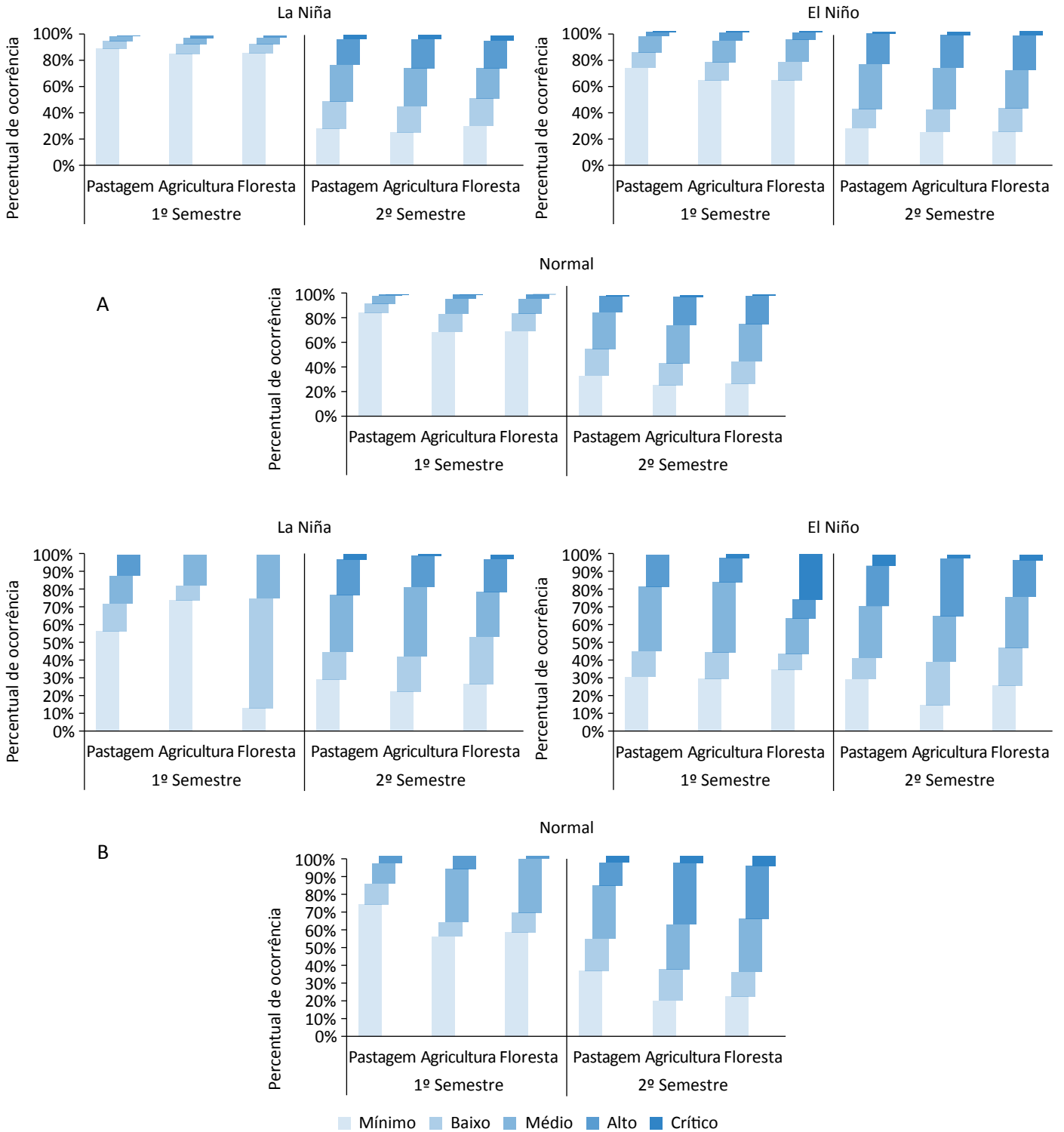
Em conformidade com essa condição, observa-se que no segundo semestre do ano de La Niña a anomalia de focos de queima sobre a área de floresta é superior à ocorrida em anos de El Niño, concordando com as análises apresentadas, pois, com o significativo aumento do número de focos em áreas agrícolas, o efeito de borda sobre os fragmentos de florestas será maior, bem como, conseqüentemente, o número de queimadas na área de floresta.

Esses resultados apontam que o segundo semestre dos anos de La Niña precisa de mais atenção por parte dos órgãos fiscalizadores, porque, diferentemente de anos normais e de El Niño, que apresentam distribuição das queimadas ao longo do ano, em anos de La Niña o que se observa são as limitações naturais do primeiro semestre, alta concentração de focos de queimada somente nesse período do ano, levando a números superiores ao mesmo período dos anos menos úmidos, o que pode vir a contribuir para a ocorrência de incêndios florestais.

O resultado obtido pelo cálculo do RF semestral, considerando os tipos de uso e cobertura do solo e mecanismo oceano-atmosfera atuante (Figura 4A), mostra que



**Figura 3 – Anomalia de focos de queimada considerando a diferença entre anos com ocorrência de El Niño/La Niña e anos normais.**



**Figura 4 (A) Percentual de ocorrência dos tipos de alerta de risco de fogo para cada tipo de uso e cobertura do solo analisado, de forma semestral, em relação ao mecanismo oceano-atmosfera predominante; (B) percentual de ocorrência de focos de queimada por tipo de alerta de risco de fogo para cada tipo de uso e cobertura do solo, em relação ao mecanismo meteorológico predominante.**

no primeiro semestre, tanto nos anos normais como nos anos anômalos, há a predominância do alerta mínimo, indicando que, por conta do período chuvoso, a taxa de umidade permanece elevada nesse período. Nota-se também que em anos sob influência do El Niño o número de alertas mínimo apresenta redução e os outros alertas passam a ter mais representatividade, concordando com os resultados exibidos, que mostram anomalias positivas de focos de queimada em anos de El Niño. No segundo semestre, o percentual de alertas observado praticamente não se altera entre os anos normais e anos de El Niño ou La Niña.

Tais condições ocorrem porque o cálculo do RF mede o grau de suscetibilidade do ambiente em sofrer combustão, seja ela natural, seja antrópica, no entanto viu-se que, como esse índice foi concebido para seguir a variabilidade pluviométrica diária, condicionando a concentração de umidade como fator limitante para a ocorrência de queimadas, existe tendência a captar principalmente a condição natural para a ocorrência do fogo sem, contudo, ser suficiente para antecipar uma queimada atribuída à atividade humana, como será analisado na Figura 4B.

Analisando a precisão do cálculo de RF em relação ao número de focos detectados (Figura 4B), observou-se que o tipo de risco não representa diretamente o número de ocorrência de queimadas. Nota-se que, em anos normais, a maior parte das queimadas ocorridas no primeiro semestre se deu quando o alerta era mínimo para todos os tipos de uso e cobertura do solo analisados.

Em anos com a ocorrência de La Niña, o padrão observado em anos normais se repete, com exceção apenas para áreas de floresta, em que o alerta de maior

ocorrência de focos de queimada passa a ser o médio. Para anos sob a influência do El Niño, o padrão de focos por alertas foi semelhante, tanto entre os semestres quanto em relação às formas de uso e cobertura do solo, o qual evidencia que o tipo de alerta identificado não permite afirmar se, de fato, ocorrerá ou não queimada sobre a região de interesse.

Como já descrito anteriormente, o cálculo do RF indica o grau de suscetibilidade quando o ambiente sofre queimadas, no entanto não prevê a atividade humana. Assim, percebe-se nessa análise que, por causa dos altos níveis de umidade e chuva que caracterizam a região amazônica e que normalmente previnem a ocorrência de fogo natural (GOLDAMMER, 1990; RAY *et al.*, 2005; UHL & KAUFMANN, 1990), isso leva o RF a detectar a possibilidade de ocorrência de um evento principalmente por ações antrópicas e não naturais.

Segundo Sorrensen (2004), o processo de queimadas na Amazônia inicia-se tipicamente por meio do corte da floresta ou vegetação predominante nos primeiros meses da estação seca. A biomassa derrubada é deixada para secar sob o sol por dois ou três meses, dependendo do volume da biomassa, conteúdo inicial de umidade e condições do tempo.

Esse método é utilizado no processo de desmatamento por pequenos fazendeiros de subsistência, na agricultura mecanizada de grande escala e por criadores de gado, similarmente. O mesmo processo é usado para converter tanto florestas jovens quanto florestas em estágio avançado de sucessão, conhecidas localmente como capoeiras, no processo de rotação de cultivo usado por proprietários rurais na Amazônia brasileira (SORRENSEN, 2004).

## CONCLUSÕES

O cálculo da distribuição semestral dos focos de queimada em função dos mecanismos oceano-atmosfera mostrou que estes contribuem com o número total de queimadas anuais, levando a mudanças na frequência com que os focos de queimada são observados.

Em anos de La Niña, o segundo semestre apresenta intensa ocorrência de queimadas, com índices superiores ao mesmo período em anos de El Niño, sobretudo nas áreas predominantemente agrícolas, evidenciando a ligação direta da atividade humana com a frequên-

cia dos focos de queimada. Esse fator, não considerado nas equações de risco, acaba por reduzir a precisão do cálculo do risco de fogo.

Na região amazônica, especificamente para o município de Paragominas, como os focos de queimada possuem origem onde predomina a atividade humana, o cálculo do RF realizado atualmente deve ser limitado como somente um indicativo ambiental, e não como alerta ou previsão.

## REFERÊNCIAS

- ALVES JUNIOR, F. T.; BRANDÃO, C. F. L. S.; ROCHA, K. D.; MARANGON, L. C.; FERREIRA, R. L. C. Efeito de borda na estrutura de espécies arbóreas em um fragmento de floresta ombrófila densa, Recife, PE. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, v. 1, n. 1, p. 49-56, 2006.
- ANDERSON, L. O.; ARAGÃO, L. E. O. C.; LIMA, A.; SHIMABUKURO, Y. E. Detecção de Cicatrizes de Áreas Queimadas Baseada no Modelo Linear de Mistura Espectral e Imagens índice de Vegetação Utilizando Dados Multitemporais do Sensor MODIS/TERRA no Estado do Mato Grosso, Amazônia Brasileira. *Acta Amazonica*, v. 35, p. 445-456, 2005. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672005000400009>
- ANDERSON, L. O.; CHEEK, D.; ARAGÃO, L. E. O. C.; ANDERE, L.; DUARTE, B.; SALAZAR, N.; LIMA, A.; DUARTE, V.; ARAI, E. Development of a Point-based method for Map Validation and Confidence Interval Estimation: A case study of Burned Areas in Amazonia. *Journal of Remote Sensing and GIS*, v. 6, n. 193, p. 1-9, 2017. <http://dx.doi.org/10.4172/2469-4134.1000193>
- ARAÚJO, R.; ANDREOLI, R. V.; CANDIDO, L. A. C.; KAYANO, M.; SOUZA, R. A influência do ENOS e Atlântico Equatorial na precipitação sobre a região norte e nordeste da América do Sul. *Acta Amazonica*, v. 43, n. 4, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672013000400009>
- BRASIL. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). *Projeto de Monitoramento do Desflorestamento da Amazônia*. Brasil, 2009. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/prodes/index.php>>. Acesso em: 25 jun. 2017.
- CAPISTRANO, V. B. *Precipitação na América do Sul associada às variabilidades de baixa frequência na TSM dos Oceanos Atlântico e Pacífico*. Tese (Doutorado) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2012.
- CARNEIRO, M. S.; ASSIS, W. S. O controle do desmatamento na Amazônia como um processo de modernização ecológica: a experiência do Projeto Município Verde. *Repocs*, v. 12, n. 24, 2015. <http://dx.doi.org/10.18764/2236-9473.v12n24p53-76>
- COSTA, C. D. F. *Vulnerabilidade ao fogo de florestas intactas e degradadas na região de Sanatrem – Pará*. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Federal do Pará, Belém, 2012.
- COSTA, J. A. C. *Variabilidade decenal dos tipos de ENOS e sua associação com modos de variabilidade climática de baixa frequência*. Dissertação (Mestrado) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2017.
- DE ABREU SÁ, T. D.; KATO, O. R.; CARVALHO, C. J. R.; FIGUEIREDO, R. O. Queimar ou não queimar? De Como Produzir na Amazônia Sem Queimar. *Revista USP*, São Paulo, n. 72, p. 90-97, 2006-2007.
- DEE, D. P.; UPPALA, S. M.; SIMMONS, A. J.; BERRISFORD, P.; POLI, P.; KOBAYASHI, S.; ANDRAE, U.; BALMASEDA, M. A.; BALSAMO, G.; BAUER, P.; BECHTOLD, P.; BELJAARS, A. C. M.; VAN DE BERG, L.; BIDLOT, J.; BORMANN, N.; DELSOL, C.; DRAGANI, R.; FUENTES, M.; GEER, A. J.; HAIMBERGER, L.; HEALY, S. B.; HERSBACH, H.; HÓLM, E. V.; ISAKSEN, I.; KALLBERG, P.; KÖHLER, M.; MATRICARDI, M.; MCNALLY, A. P.; MONGE-SANZ, B. M.; MORCRETTE, J. J.; PARK, B. K.; PEUBEY, C.; DE ROSNAY, P.; TAVOLATO, C.; THÉPAUT, J. N.; VITART, F. The ERA-Interim reanalysis: configuration and performance of the data assimilation system. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, v. 137, p. 553-597, 2011. <http://dx.doi.org/10.1002/Qj.828>
- DE SOUZA, E. B.; LOPES, M. N. G.; ROCHA, E. J. P.; SOUZA, J. R. S.; CUNHA, A. C.; SILVA, R. R.; FERREIRA, D. B. S.; SANTOS, D. M.; CARMO, A. M. C.; SOUSA, J. R. A.; GUIMARÃES, P. L.; MOTA, M. A. S.; MAKINO, M.; SENNA, R. C.; SOUSA, A. M. L.; MOTA, G. V.; KUHN, P. A. F.; SOUZA, P. F. S.; VITORINO, M. I. Precipitação sazonal sobre a Amazônia oriental no período chuvoso: observações e simulações regionais com o RegCM3. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 24, n. 2, p. 111-124, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-77862009000200001>
- GOLDAMMER, J. G. *Fire in tropical biota: Ecosystem processes and global challenges*. Berlim/Heidelberg/Nova York: Springer-Verlag, 1990. 497 p.

GONÇALVES, J. S. *A Prática da Queimada no Saber Tradicional e na Concepção Científica de Risco: Estudo Sobre o Uso do Fogo por Pequenos Produtores Rurais do Norte do Estado de Minas Gerais*. Dissertação (Mestrado em Extensão Rural) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005.

GRIMM, A. M.; BARROS, V. R.; DOYLE, M. E. Climate variability in Southern South America associated with El Niño and La Niña events. *Journal of Climate*, v. 13, p. 35-58, 2000. [https://doi.org/10.1175/1520-0442\(2000\)013%3C0035:CVISA%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(2000)013%3C0035:CVISA%3E2.0.CO;2)

GRIMM, A. M.; FERRAZ, S. E. T.; GOMES, J. Precipitation anomalies in Southern Brazil associated with El Niño and La Niña events. *Journal of Climate*, v. 11, p. 2863-2880, 1998. [https://doi.org/10.1175/1520-0442\(1998\)011%3C2863:PA SBA%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(1998)011%3C2863:PA SBA%3E2.0.CO;2)

HUFFMAN, G. J.; ADLER, R. F.; BOLVIN, D. T.; GU, G.; NELKIN, E. J.; BOWMAN, K. P.; HONG, Y.; STOCKER, E. F.; WOLFF, D. B. The TRMM multi-satellite precipitation analysis: quasi-global, multi-year, combined-sensor precipitation estimates at fine scale. *Journal of Hydrometeorology*, v. 8, n. 1, p. 38-55, 2007. <https://doi.org/10.1175/JHM560.1>

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Pesquisa de informações ambientais / uso e cobertura do solo*. Rio de Janeiro: IBGE, 2016. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv99649.pdf>>. Acesso em: 28 jul. 2018.

\_\_\_\_\_. *Pesquisa de informações básicas municipais*. Rio de Janeiro: IBGE, 2013. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidades>>. Acesso em: 1º set. 2017.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). *Portal*. 2013. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal>>. Acesso em: 30 ago. 2017.

MISTRY, J.; BIZERRIL, M. Por Que é Importante Entender as Inter-Relações entre Pessoas, Fogo e Áreas Protegidas? *Biodiversidade Brasileira*, n. 2, p. 40-49, 2011.

MORAES, B. C.; SODRÉ, G. R. C.; SOUZA, E. B.; FERREIRA, D. B. S.; OLIVEIRA, J. V. Sensoriamento Remoto como Ferramenta para a Determinação da Estação Chuvosa na Amazônia. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 8, n. 5, 2015.

MORAES NETO, J. M.; BARBOSA, M. P.; ARAÚJO, A. E. Efeito dos eventos ENOS e das TSM na variação pluviométrica do semi-árido paraibano. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 11, n. 1, p. 61-66, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662007000100008>

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, Oxford, v. 10, n. 2, p. 58-62, 1995. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88977-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88977-6)

PRADO, N. V.; COELHO, S. M. S. C. Estudo da Variabilidade Temporal da Profundidade Óptica do Aerossol Utilizando Dados de Sensoriamento Remoto Sobre a Região de Transição entre a Floresta Amazônica e o Cerrado. *Revista Brasileira de Meteorologia*, São Paulo, v. 32, n. 4, p. 649-658, dez. 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/0102-7786324012>

RAY, D.; NEPSTAD, D.; MOUTINHO, P. Micrometeorological and canopy controls of fire susceptibility in a forested Amazon landscape. *Ecological Applications*, v. 15, n. 5, p. 1664-1678, 2005. <https://doi.org/10.1890/05-0404>

REYES, R. R. *Avaliação do comportamento do fogo em áreas de pastagem e cerrado submetidas a queimadas controladas*. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais e Ambientais) – Universidade Federal do Tocantins, Palmas, 2017.

ROCHA, J.; TENEDÓRIO, J. A.; ESTANQUEIRO, R.; SOUSA, P. M. Classificação de uso do solo urbano através da análise linear de mistura espectral com imagens de satélite. *Finisterra*, v. 42, n. 83, p. 47-62, 2007. <https://doi.org/10.18055/Finis1438>



ROZANTE, J. R.; MOREIRA, D. S.; GONÇALVES, L. G. G.; VILA, D. A. Combining TRMM and Surface Observations of Precipitation: Technique and Validation over South America. *Weather and Forecasting*, v. 25, n. 3, p. 885-894, 2010. <https://doi.org/10.1175/2010WAF2222325.1>

SANTOS, M. E.; SANTOS, F. A. A.; GOMES, M. V. C. N.; SANTOS, V. C.; NEVES, R. R. Análise espacial das ações do programa “municípios verdes”: Estudo de caso no município de Paragominas- PA. *Revista Brasileira de Gestão Ambiental*, Pombal, v. 11, n. 1, p. 21-35, 2017.

SCHROEDER, W.; ALENCAR, A.; ARIMA, E.; SETZER, A. The spatial distribution and interannual variability of fire in Amazonia. In: KELLER, M.; BUSTAMANTE, M.; GASH, J.; DIAS, P. S. (Orgs.). *Amazonia And Global Change*. Section I: People and Land. LBA, 2009. p. 43-60.

SETZER, A. W.; SISMANOGLU, R. A.; MARTINS, G. *Metodologia do Cálculo do Risco de Fogo do Programa Queimadas do Inpe - Versão 10*. São José dos Campos: INPE, 2017. Disponível em: <<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34P/3PNK9TH>>. Acesso em: 21 out. 2017.

SODRÉ, G. R. C.; MORAES, B. C.; FERREIRA, D. B. S.; VENTURA, J. O.; SOUZA, E. B. Teleconexões Oceânicas Nos Padrões Climatológicos Da Amazônia Oriental: Análises Dos Últimos 40 Anos (1974-2103). *Revista Brasileira de Climatologia*, v. 17, 2015. <http://dx.doi.org/10.5380/abclima.v17i0.38113>

SORRENSEN, C. Contributions of fire use study to land use/cover change framework: Understanding landscape change in agricultural frontiers. *Human Ecology*, v. 32, n. 4, p. 395-420, 2004. <https://doi.org/10.1023/B:HUEC.0000043513.47895.a8>

SOUZA, M. A. *Levantamento de plantas de baixa inflamabilidade em áreas queimadas de cerrado no Distrito Federal e análise das suas propriedades físicas*. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade de Brasília, Brasília, 2015.

UHL, C.; KAUFFMAN, J. B. Deforestation, fire susceptibility, and potential tree responses to fire in the eastern Amazon. *Ecology*, v. 71, n. 2, p. 437-449, 1990. <https://doi.org/10.2307/1940299>

VIANA, V. M.; TABANEZ, A. A. J.; MARTINEZ, J. L. A. Restauração e manejo de fragmentos florestais. *Revista do Instituto Florestal*, São Paulo, v. 4, parte 2, p. 400-406, 1992.

WOLTER, K.; TIMLIN, M. S. El Niño/Southern Oscillation behavior since 1871 as diagnosed in an extended multivariate ENSO index (MEI.ext). *International Journal of Climatology*, v. 31, p. 1074-1087, 2011. <https://doi.org/10.1002/joc.2336>

WHITE, B. L. A.; RIBEIRO, A. S.; WHITE, L. A. S.; RIBEIRO, G. T. Caracterização do material combustível superficial no Parque Nacional Serra de Itabaiana – Sergipe, Brasil. *Ciência Florestal*, v. 24, p. 699-706, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/1980-509820142403017>



# ÍNDICES BIÓTICOS PARA AVALIAÇÃO DE QUALIDADE DE ÁGUA DE RIOS TROPICAIS – SÍNTESE DO CONHECIMENTO E ESTUDO DE CASO: BACIA DO ALTO RIO DOCE

BIOTIC INDEX FOR ASSESSMENT OF WATER QUALITY OF TROPICAL  
RIVERS – KNOWLEDGE SUMMARY AND CASE STUDY: DOCE HIGH RIVER BASIN

## Marilia Vilela Junqueira

Consultora, Instituto Senai de Tecnologia em Meio Ambiente. Federação das Indústrias do Estado de Minas Gerais (FIEMG) – Belo Horizonte (MG), Brasil.

## Karina Cristiane Alves

Analista. Instituto Senai de Tecnologia em Meio Ambiente. FIEMG – Belo Horizonte (MG), Brasil.

## Henrique Paprocki

Professor. Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais (PUC-Minas) – Belo Horizonte (MG), Brasil.

## Mônica de Souza Campos

Pesquisadora. Instituto Senai de Tecnologia em Meio Ambiente. FIEMG – Belo Horizonte (MG), Brasil.

## Marcela David de Carvalho

Analista. Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG) – Belo Horizonte (MG), Brasil.

## Hélen Regina Mota

Analista. Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG) – Belo Horizonte (MG), Brasil.

## Maria Edith Rolla

Consultora. Instituto Teia – Belo Horizonte (MG), Brasil.

### Endereço para correspondência:

Marilia Vilela Junqueira – Alameda do Engenho, 285 – São Sebastião das Águas Claras – CEP 34009100 – Nova Lima (MG) – Brasil –  
E-mail: mariliavjunqueira@gmail.com

Recebido em: 08/01/2018

Aceito em: 23/07/2018

## RESUMO

Este trabalho apresenta avaliações de qualidade das águas da bacia de contribuição do reservatório de Peti, localizado no alto Rio Doce, em 2014, por meio dos índices saprobiótico Minas-Rio (ISMR) e *biological monitoring working party score system/average score per taxon* (BMWP/ASPT) Minas, revisados e consolidados com base em uma série histórica de dados hidrobiológicos obtida desde 1985. O trabalho disponibiliza uma lista de 106 famílias e 176 gêneros de macrozoobentos tropicais lóticos, com suas respectivas valências e pesos saprobióticos e escores, em conformidade com o sistema saprobiótico. A rede de amostragem no alto Rio Doce abrangeu 13 sítios de coleta, e as coletas foram processadas segundo o método multi-habitát. Os resultados de qualidade de água foram semelhantes entre os índices aplicados, acusando boa qualidade em quase todos os sítios investigados, exceto em três, registrados nas classes 3 e 4.

**Palavras-chave:** índice saprobiótico; *biological monitoring working party score system*; macrozoobentos tropicais; lótico; biomonitoramento.

## ABSTRACT

This paper presents water quality assessments in the Peti reservoir watershed, located in upper Doce River, in 2014, by use of the saprobic index Minas-Rio (ISMR), *biological monitoring working party/average score per taxon* (BMWP/ASPT) Minas, revised and consolidated as based on a series of historical hydrobiological data obtained since 1985. The data included a list of 106 families and 176 genera of lotic tropical macroinvertebrates, with its saprobic weighted indexes and saprobic system scores. The sampling in Doce River included 13 collection sites, processed according to multi-habitat methods. Water quality results were similar among the applied indexes, indicating good water quality in all sites investigated, except three of which were classified as classes 3 and 4.

**Keywords:** saprobic index; *biological monitoring working party score system*; tropical macrozoobenthos; lotic; biomonitoring.

## INTRODUÇÃO

Os índices bióticos podem ser transformados em uma expressão matemática que resume a condição da qualidade dos ecossistemas aquáticos e representam um instrumento muito útil e prático para estimar a poluição das águas e subsidiar gestores ambientais (COTA *et al.*, 2002). Assim, os licenciamentos e monitoramentos ambientais já utilizam essas ferramentas de avaliação biológica na gestão dos recursos hídricos, o que vem aproximando os conhecimentos e resultados da limnologia aplicada na tomada de decisões (IGAM, 2018).

Esses índices fazem um retrato da biota aquática, identificam os componentes mais suscetíveis aos impactos previstos e até podem definir o melhor indicador de qualidade da água. Em ambientes aquáticos, a comunidade mais recomendada para as avaliações de impactos ambientais são os macrozoobentos. Esse grupo de organismos, que inclui insetos, crustáceos e moluscos, entre outros, é o mais adotado em programas de biomonitoramento, porque apresenta respostas identificáveis a impactos múltiplos ou específicos, difusos ou pontuais, permitindo que sejam estabelecidas relações de causa e efeito entre os estressores ambientais em relação à composição e estrutura de sua comunidade (BUSS *et al.*, 2015). Suas características sésseis, seu ciclo de vida relativamente longo e sua fácil visualização fazem dos macrozoobentos em águas correntes os melhores indicadores de integridade ecológica (ROSENBERG & RESH, 1993). Protocolos amostrais usando tais organismos provaram haver boa relação custo x benefício e bom desempenho por parte deles como bioindicadores, e, por isso, os referidos organismos vêm sendo amplamente empregados em programas de monitoramento em várias regiões do mundo.

A avaliação de qualidade da água de rios por meio de macroinvertebrados aquáticos é realizada rotineiramente na Europa há mais de 100 anos (KOLKWITZ & MARSSON, 1902), principalmente na Alemanha, onde se tornou uma norma de monitoramento (DIN 38410-1, 2004). Para atender às novas diretrizes da gestão dos recursos hídricos na Europa (AQEM, 2002), os países desse continente começaram um novo capítulo na avaliação de qualidade das águas, baseado em parâmetros biológicos e com ênfase nos macrozoobentos, tendo como objetivos principais padronizar procedimentos metodológicos e propiciar a intercomparação de resultados para a classificação da qualidade ecológica de

cursos de água. Assim, foi possível identificar as necessidades de cada ecossistema e, de forma integrada, incrementar programas de planejamento para a tomada de decisões para o saneamento e restauração dos rios europeus (AQEM, 2002).

No Brasil, o emprego de índices bióticos de qualidade de água no gerenciamento de bacias é ainda muito reduzido, apesar de haver índices adaptados para os macrozoobentos tropicais desde as décadas passadas, no que se refere aos sistemas lóticos de Minas Gerais (JUNQUEIRA & GOMES, 1988; JUNQUEIRA & CAMPOS, 1991; 1998). Nesse contexto, há que se considerar que, nos cursos d'água brasileiros, o problema mais relevante continua sendo o efluente doméstico, que provoca excesso de matéria orgânica nas águas. O monitoramento, que utiliza métricas biológicas precisas para avaliar a carga orgânica nas águas, com índices bióticos fundamentados na adaptação do sistema saprobiótico (DIN, 2004), torna-se de suma importância para o desenvolvimento e aprimoramento de índices ecológicos consistentes e capazes de detectar pressões dessa natureza sobre a integridade de nossos rios.

Portanto, o trabalho teve como objetivo disponibilizar um instrumento de gestão e fiscalização para ambientes aquáticos mediante um sistema de classificação padronizado e adaptado aos ambientes aquáticos tropicais, por meio da revisão e consolidação das adaptações mineiras dos dois índices bióticos mais conhecidos e consagrados pela literatura internacional, por sua eficácia em biomonitoramentos de rios em muitos países.

O estudo de bioindicadores de avaliação de qualidade das águas realizado neste artigo, em áreas de cabeceiras da bacia do alto Rio Doce, mostra-se bastante oportuno, considerando o grande comprometimento sofrido pelo Rio Doce em decorrência do rompimento de barragens de rejeito de minério e do lançamento sistemático de despejos orgânicos e tóxicos, que vêm afetando a qualidade ecológica desse recurso hídrico. Os dados obtidos nas áreas menos impactadas da bacia do Rio Doce levantados neste trabalho podem subsidiar e nortear modelos de referência para estudos de restauração das áreas degradadas. Índices utilizados podem ser expandidos e aplicados em toda a bacia do Rio Doce, possibilitando a coleta de resultados intercomparáveis e permitindo o aprimoramento do monitoramento.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Área de estudo

A área de estudo para avaliação da qualidade da água compreendeu a bacia de drenagem do reservatório da Usina Hidrelétrica de Peti, no Rio Santa Bárbara, pertencente à Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG), e que está localizado no alto Rio Doce (MG).

### Coleta de amostras

A coleta das amostras de macroinvertebrados aquáticos fundamentou-se na metodologia de amostragem multi-habitát, descrita no manual desenvolvido pelo Sistema AQEM (2002), no contexto da Diretiva Europeia de Enquadramento das Águas, que posteriormente foi transformada em norma (DIN, 2012). As coletas de dados brutos foram reali-

zadas em uma campanha de campo na seca de julho de 2014, e o instrumento empregado para coleta das unidades amostrais foi um puçá manual, com dimensões de 0,30 × 0,30 m do tipo Surber (ISO, 1988), com rede de malha de 0,3 mm de abertura e área total de 0,090 m<sup>2</sup>, apropriado para coletas em cursos d'água.

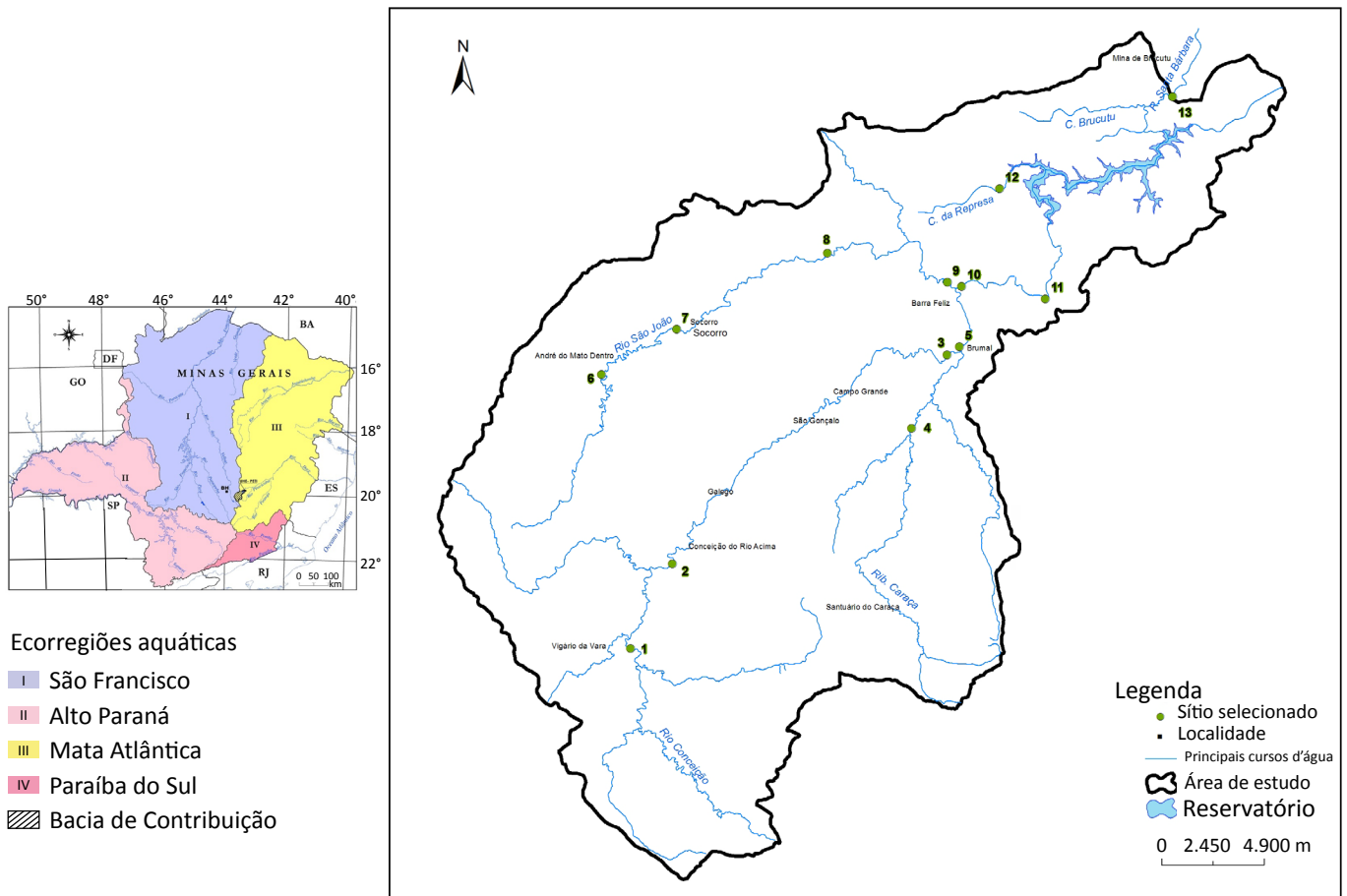


Figura 1 – Mapa da rede de amostragem da bacia de drenagem do reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) de Peti, no alto Rio Doce (MG).

## Revisão e tratamento dos dados

A revisão das adaptações anteriores dos dois índices bióticos – índice saprobiótico Minas-Rio (ISMR), segundo Junqueira *et al.* (2010) e Junqueira e Friedrich (2011), e *biological monitoring working party score system* (BMWP) (HAWKES, 1982), conforme Junqueira *et al.* (2000) –, além da classificação do *average score per taxon* (ASPT) (ARMITAGE *et al.*, 1983) para macroinvertebrados aquáticos tropicais, realizada neste trabalho e aplicada na avaliação da qualidade das águas dos sítios investigados, fundamentou-se em uma série histórica de dados hidrobiológicos preexistente voltada para o estudo de macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores em diversos cursos d'água das bacias hidrográficas do estado de Minas Gerais. São elas: rios Paranaíba, Jequitinhonha, Paraíba do Sul (MG/RJ), Pardo, Doce e São Francisco, compreendendo as sub-bacias dos rios das Velhas, Paraopeba, Paracatu, Grande e Verde Grande. Essas informações do banco de dados vêm sendo coletadas e armazenadas pela Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais desde

1985 (JUNQUEIRA *et al.*, 2007) e foram somadas, até 2014, aos dados levantados pela Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (SEMAD, 2005), pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM, 2007) e, mais recentemente, pelo Centro de Inovação e Tecnologia do Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial (SENAI) e da Federação das Indústrias do Estado de Minas Gerais (FIEMG)/Instituto SENAI de Tecnologia em Meio Ambiente (ISTMA) (CENTRO DE INOVAÇÃO E TECNOLOGIA SENAI FIEMG, 2017). No caso do índice ISMR, compreenderam-se, ainda, dados obtidos por investigações feitas nas bacias de contribuição da Baía de Guanabara, Sepetiba e Lagoa de Jacarepaguá, no estado do Rio de Janeiro, pela Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente (FEEMA) (ARAÚJO *et al.*, 1998; FRIEDRICH *et al.*, 1990).

Esse banco de dados abrangeu cerca de dois mil dados hidrobiológicos e possibilitou a estruturação de uma base suficiente de informações para subsidiar a

**Quadro 1 – Descrição geográfica da rede de coleta estabelecida na bacia de drenagem do reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) de Peti, no alto Rio Doce, MG.**

Sítio	Coordenadas Geográficas		Altitude (m)	Curso d'água
	Latitude	Longitude		
1	20°07'09" S	43 36'26" W	817	Rio Conceição
2	20°04'57" S	43°35'18" W	783	Rio Conceição
3	19°59'28" S	43°27'48" W	735	Rio Conceição
4	20°01'22" S	43°28'45" W	773	Ribeirão Caraça
5	19°59'15" S	43°27'28" W	727	Ribeirão Caraça
6	20°00'02" S	43°37'17" W	828	Rio São João
7	19°58'51" S	43°35'14" W	793	Rio São João
8	19°56'51" S	43°31'07" W	750	Rio São João
9	19°57'34" S	43°27'49" W	725	Rio São João
10	19°57'40" S	43°27'25" W	717	Rio Santa Bárbara
11	19°57'59" S	43°25'07" W	714	Rio Santa Bárbara
12	19°55'08" S	43°26'24" W	739	Córrego da Represa
13	19°52'42" S	43°21'41" W	584	Rio Santa Bárbara

determinação de valências, pesos saprobióticos e escores para as famílias, os gêneros e algumas espécies de macroinvertebrados aquáticos tropicais. Esses dados foram tratados relacionando-se frequências de ocorrência dos táxons de macroinvertebrados aquáticos nos diferentes graus de saprobidade da água de seus habitats e determinando seus limites de tolerâncias à carga orgânica e sua importância (pesos) como bioindicadores, segundo a Equação (1) do sistema saprobiótico e a Tabela 1 (JUNQUEIRA, *et. al.*, 2010).

$$S = \frac{1 \text{ os} + 1,5 \text{ os-}\beta\text{ms} + 2 \beta\text{ms} + 2,5 \beta\text{ms-}\alpha\text{ms} + 3 \alpha\text{ms} + 3,5 \alpha\text{ms-}\rho\text{ms} + 4 \rho\text{ms}}{10} \quad (1)$$

Em que:

s: valência saprobiótica do táxon;  
 os: oligosapróbico;  
 os-βms: oligo-beta-mesosapróbico;  
 β: beta-mesosapróbico;  
 βms-αms: beta-mesosapróbico-alfa-mesosapróbico;  
 αms: alfa-mesosapróbico;  
 αms-ρs: alfa-mesopolisapróbico-polisapróbico;  
 ρs: polisapróbico.

O tratamento dos dados biológicos analisados e a avaliação da qualidade da água dos sítios feita por meio da metodologia do sistema saprobiótico utilizaram a equação de Zelinka e Marvan (1961), que determina o índice saprobiótico do sítio de amostragem S (Equação 2).

$$S = \sum_{i=1}^n \frac{s_i X_i A_i X_i G_i}{A_i X_i G_i} \quad (2)$$

Em que:

S: índice saprobiótico do sítio de amostragem;  
 S: valência saprobiótica do táxon;  
 G: peso saprobiótico do táxon;  
 A: classe de abundância do táxon; i = número ocorrente de táxons.

A determinação da abundância dos macrozoobentos A adotou sete níveis de classificação, conforme apresentado no Quadro 2.

Os critérios seguintes foram exigidos para tornarem válido o cálculo do ISMR do sítio S, segundo Junqueira e Friedrich (2011):

- 1) Ocorrer na comunidade macrozoobentônica do sítio no mínimo cinco táxons com valência saprobiótica s;
- 2) Caso aparecessem menos de cinco táxons, era necessário que um ou dois táxons tivessem abundância mínima de 11 indivíduos/m<sup>2</sup> (classe 3 de abundância);
- 3) A soma das abundâncias dos táxons no sítio deveria ser maior do que oito.

Em situações em que esses critérios não foram atendidos, os resultados do ISMR não foram considerados válidos, exceção feita a sítios de níveis de poluição muito grande, onde ocorrem apenas um ou dois táxons

**Tabela 1 – Classificação do desvio padrão e dos pesos indicativos segundo Friedrich e Herbst (2004).**

Desvio padrão	Peso indicativo
0,0 a 0,2	16
> 0,2 a 0,4	8
> 0,4 a 0,6	4
> 0,6 a 0,8	2
> 0,8 a 1,0	1
> 1,0	não pode ser usado como indicador de saprobidade

**Quadro 2 – Classes de abundância dos macroinvertebrados A de acordo com o índice saprobiótico Minas-Rio (ISMR).**

Classe	Abundância	Macroinvertebrados (organismos/m <sup>2</sup> )
1	raro	1 a 2
2	muito pouco	3 a 10
3	pouco	11 a 30
4	significativo	31 a 71
5	abundante	72 a 150
6	muito abundante	151 a 360
7	excessivo	> 360

com valência *s* e abundância *A* muito altas, como, por exemplo: *Limnodrilus hoffmeisteri* (*is* = 3,3 e *A* = 7) ou *Sphaerotilus natans* macroscópica (*is* = 3,6). Nesses casos, foi usada a valência saprobiótica, ou classe 5, para determinar a saprobidade e a qualidade de água do sítio. Quanto ao método BMWP, também revisado neste trabalho, cabe dizer que foi aplicado o ASPT, que divide a soma total dos escores do BMWP pelo número de táxons presentes no sítio, aos resultados correspondentes ao somatório dos escores das famílias de macroin-

vertebrados aquáticos encontradas no sítio estudado. Critérios similares aos exigidos pelo sistema saprobiótico foram adotados para os resultados do BMWP/ASPT Minas serem considerados válidos, ou seja: ocorrer no mínimo cinco famílias no sítio e, quando abaixo disso, existir grande abundância de indivíduos em uma ou duas famílias. Paralelamente, também foi avaliada a biodiversidade faunística dos macrozoobentos nos sítios da área de estudo, e, para isso, foi adotado o índice de Shannon-Wiener (1949).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Revisão dos índices bióticos

Após a análise do banco de dados da série histórica obtida em rios tropicais, as valências saprobióticas *s* dos gêneros de macroinvertebrados e seus respectivos pesos saprobióticos *G* (FRIEDRICH & HERBST, 2004), anteriormente preestabelecidos para apenas 60 gêneros taxonômicos, foram reavaliados e também determinados, do mesmo modo, para mais 116 gêneros de macroinvertebrados lóticos tropicais, totalizando 176 táxons, usando como base a referida série histórica. Os resultados da revisão do ISMR são apresentados na Tabela 2, da qual

consta a lista de macroinvertebrados aquáticos do ISMR com suas respectivas valências *s* e pesos *G* saprobióticos.

A revisão das faixas das classes de qualidade de água do ISMR foi adaptada do trabalho de Meier *et al.* (2006) e considera a classificação das águas dos cursos d'água investigados conforme dois atributos ecofísicos regionais adotados na tipificação de rios: a altitude e o zoneamento longitudinal (largura do canal) do ambiente aquático (Quadro 3).

**Tabela 2 – Lista revisada das valências saprobióticas (*s*) e respectivos pesos saprobióticos (*G*) dos macroinvertebrados do índice saprobiótico Minas-Rio (ISMR).**

Táxon		" <i>is</i> "	" <i>G</i> "
Turbellaria			
DugesIIDae			
<i>Dugesia sp.</i>	Girard, 1850	2,30	8
<i>Dugesia tigrina</i>	Girard, 1850	2,30*	8*
Oligochaeta			
Naididae	(vermelho)	3,30	4
<i>Pristina sp.</i>	Ehrenberg, 1828 em Brinkhurst, 1985	2,50	16
<i>Dero sp.</i>	Oken, 1815	3,00	8
<i>Allonais sp.</i>	Sperber, 1948	2,30	16
<i>Nais sp.</i>	Müller, 1773	2,00	8
<i>Limnodrilus sp.</i>	Claparede, 1862	3,30	4
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	Claparede, 1862	3,30	4
<i>Branchiura sp.</i>		2,30	8
<i>Branchiura sowerbyi</i>	Beddard, 1892	2,30*	8*
<i>Bothrioneurum sp.</i>	Stolc, 1888	2,50	16
Hirudinea			
Glossiphoniidae			

Continua...

Tabela 2 – Continuação.

Táxon		“is”	“G”
<i>Placobdella sp.</i>	Blanchard, 1893	2,50	8
<i>Helobdella sp.</i>	Blanchard, 1896	2,60	8
<i>Helobdella stagnalis</i>	Linnaeus, 1758	2,60*	4*
Erpobdellidae			
<i>Erpobdella sp.</i>	de Brainville, 1818	2,90	8
Gastropoda			
Thiaridae			
<i>Melanoides</i>			
<i>Melanoides tuberculatus</i>	(Müller, 1774)	2,00	4
Ancyliidae			
<i>Ferissia sp.</i>	Walker, 1903	1,90*	4*
Physidae			
<i>Physa sp.</i>	Draparnaud, 1801	2,60	8
Lymnaeidae			
<i>Lymnaea sp.</i>	Lamarck, 1799	1,80	8
Planorbidae			
<i>Biomphalaria sp.</i>	Preston, 1910	2,30	8
Bivalvia			
Mytilidae			
<i>Limnoperna sp.</i>	Rochebrune, 1882	2,10	4
<i>Limnoperna fortunei</i>	Dunker, 1857	2,10	4
Mycetopodidae			
<i>Anodontites sp.</i>	Bruguière, 1792	1,80	16
Hyriidae			
<i>Diplodon sp.</i>	Spix, 1827	1,80	16
Corbiculidae			
<i>Corbicula sp.</i>	Megerle von Mühlfeld, 1811	2,20	4
<i>Corbicula fluminea</i>	Müller, 1774	2,2*	4*
Sphaeriidae			
<i>Pisidium sp.</i>	Pfeiffer, 1821	2,00*	8*
Crustacea			
Hyalellidae			
<i>Hyalella sp.</i>	Smith, 1874	1,50	16
Gammaridae			
<i>Gammarus sp.</i>	Fabricius, 1775	1,50	16
<i>Gammarus pulex</i>	Linnaeus, 1758	2,00*	4*
Aeglidae			
<i>Aegla sp.</i>	Leach, 1820	1,50	16
Palaemonidae			
<i>Macrobrachium sp.</i>	Bate, 1868	1,83	8

Continua...



Tabela 2 – Continuação.

Táxon		“is”	“G”
Ephemeroptera			
Leptohyphidae			
<i>Leptohyphes sp.</i>	Eaton, 1882	1,70	16
<i>Traverhyphes sp.</i>	Molinieri, 2001	1,75	16
<i>Tricorythodes sp.</i>	Ulmer, 1920	1,72	16
<i>Tricorythodes</i>	Ulmer, 1920	1,70	16
<i>Tricorythodes santarita</i>	Traver, 1959	1,70	16
<i>Tricorythopsis sp.</i>	Traver, 1958	1,76	16
<i>Leptohyphodes sp.</i>	Ulmer, 1921	1,50	16
Caenidae			
<i>Caenis sp.</i>	Stephens, 1835	2,00*	4*
Baetidae			
<i>Americabaetis sp.</i>	Kluge, 1992	1,78	8
<i>Apobaetis sp.</i>	Day, 1955	1,80	16
<i>Baetodes sp.</i>	Needham e Murphi, 1924	1,75	8
<i>Camelobaetidius sp.</i>	Demoulin, 1966	1,50	8
<i>Cloeodes sp.</i>	Traver, 1938	1,90	16
<i>Cryptonympha sp.</i>	Lugo-Ortiz e McCafferty, 1998	1,50	16
Euthyplociidae			
<i>Campylocia sp.</i>	Needham & Murphy, 1924	1,30	16
Polymitarciidae			
<i>Campsurus sp.</i>	Eaton, 1868	1,80	8
<i>Asthenopus sp.</i>	Eaton, 1871	1,70	16
Leptophlebiidae			
<i>Farrodes sp.</i>	Peters, 1971	1,70	16
<i>Hylister sp.</i>	Dominguez & Flowers, 1989	1,30	16
<i>Massartella sp.</i>	Lestage, 1930	1,50	16
<i>Miroculis sp.</i>	Edmonds, 1963	1,50	16
<i>Needhamella sp.</i>	Dominguez & Flowers, 1989	1,50	16
<i>Thraulodes sp.</i>	Ulmer, 1920	1,50	16
<i>Hermanella sp.</i>	Needham & Murphy, 1924	1,60	16
<i>Traverella sp.</i>	Edmonds, 1948	1,50	16
<i>Ulmeritoides sp.</i>	Traver, 1959	1,60	16
<i>Ulmeritus sp.</i>	Traver, 1956	1,65	16
<i>Terpides sp.</i>	Demoulin, 1966	1,50	16
<i>Homothraulius sp.</i>	Demoulin, 1955	1,30	16
<i>Hydromastodon sp.</i>	Polegatto & Batista, 2007	1,60	16
Plecoptera			
Perlidae			
<i>Anacroneuria sp.</i>	Klapálek, 1909	1,55	8

Continua...

Tabela 2 – Continuação.

Táxon		“is”	“G”
<i>Kempnyia sp.</i>	Klapálek, 1916	1,30	16
<i>Macrogynoplax sp.</i>	Enderlein, 1009	1,40	16
Gripopterygidae			
<i>Gripopteryx sp.</i>	Pictet, 1841	1,35	16
<i>Paragripopteryx sp.</i>	Enderlein, 1009	1,35	16
<i>Tupiperla sp.</i>	Froehlich, 2001	1,40	16
<i>Guaranyperla sp.</i>	Froehlich, 2001	1,40	16
Odonata			
Calopterygidae			
<i>Hetaerina sp.</i>	Hagen in Selys, 1853	1,70	8
Coenagrionidae			
<i>Argia sp.</i>	Rambur, 1842	1,75	16
Lestidae			
<i>Archilestes sp.</i>	Selys, 1862	1,50	16
Megapodagrionidae			
<i>Heteragrion sp.</i>	Selys, 1862	1,90	16
<i>Oxystigma sp.</i>	Selys, 1862	1,80	16
Perilestidae			
<i>Perilestes sp.</i>	Hagen, 1862	1,50	16
Aeshnidae			
<i>Castoraeschna sp.</i>	Calvert, 1952	1,65	8
<i>Coryphaeschna sp.</i>	Williamson, 1903	1,40	16
<i>Limnetron sp.</i>	Förster, 1907	1,75	16
Gomphidae			
<i>Aphylla sp.</i>	Selys, 1854	1,80	16
<i>Phyllocycla sp.</i>	Calvert, 1948	1,85	8
<i>Progomphus sp.</i>	Selys, 1854	1,83	8
<i>Epigomphus sp.</i>	Hagen in Selys, 1854	1,93	8
<i>Archaeogomphus sp.</i>	Williamson, 1919	1,50	16
<i>Zonophora sp.</i>	Selys, 1854	1,50	16
<i>Cyanogomphus sp.</i>	Selys, 1873	1,79	16
<i>Phyllogomphoides sp.</i>	Belle, 1970	1,82	16
<i>Gomphoides sp.</i>	Selys, 1854	1,75	16
<i>Tibiogomphus sp.</i>	Belle, 1992	1,90	16
Corduliidae			
<i>Neocordulia Sp.</i>	Selys, 1882	1,50	8
<i>Navicordulia sp.</i>	Selys, 1882	1,50	16
Libellulidae			
<i>Brechmorhoga sp.</i>	Kirby, 1894	1,80	16
<i>Dythemis sp.</i>	Hagen, 1861	1,67	16
<i>Elasmothemis sp.</i>	Westfall, 1988	1,92	8
<i>Erythrodiplax sp.</i>	Brauer, 1868	1,83	16
<i>Macrothemis sp.</i>	Hagen, 1868	1,75	8
<i>Planiplax sp.</i>	Muttkowski, 1910	1,81	16

Continua...

Tabela 2 – Continuação.

Táxon		“is”	“G”
<i>Perithemis sp.</i>	Hagen, 1861	1,50	16
<i>Erythemis sp.</i>	Hagen, 1861	2,00	16
<i>Miathyria sp.</i>	Kirby, 1889	1,80	16
<i>Micrathyria sp.</i>	Kirby, 1889	2,00	8
<i>Idiataphe sp.</i>	Cowley, 1934	2,00	8
<i>Elga sp.</i>	Ris, 1909	1,80	16
<i>Libellula sp.</i>	Linnaeus, 1758	1,50	16
<i>Zenithoptera sp.</i>	Selys, 1869	2,00	8
<i>Gynothemis sp.</i>	Calvert in Ris, 1909	1,90	16
Megaloptera			
Corydalidae			
<i>Corydalus sp.</i>	Lastreille, 1802	1,7	8
Coleoptera			
Halipidae			
<i>Halipus sp.</i>	Latreille, 1802	2,4*	4*
Noteridae			
<i>Notomicrus sp.</i>	Sharp, 1882	1,78	8
Gyrinidae			
<i>Gyrinus sp.</i>	Müller, 1764	2,00	8
<i>Gyretes sp.</i>	Brullé, 1834	1,50	8
Dryopidae			
<i>Pelonomus sp.</i>	Erichson, 1847	1,70	8
Elmidae			
<i>Hexanchorus sp.</i>	Scharp, 1882	1,50	8
<i>Phanocerus sp.</i>	Scharp, 1882	1,50	8
<i>Neoelmis sp.</i>	Musgrave, 1935	1,90	8
<i>Heterelmis sp.</i>	Scharp, 1882	1,90	8
<i>Macrelmis sp.</i>	Motschulsky, 1859	1,85	8
<i>Xenelmis sp.</i>	Hinton, 1936	1,80	8
<i>Hexacylloepus sp.</i>	Scharp, 1882	1,70	8
<i>Portelmis sp.</i>	Sanderson, 1953	1,50	8
Lutrochidae			
<i>Lutrochus sp.</i>	Erichson, 1847	1,83	8
Psephenidae			
<i>Psephenus sp.</i>	Haldeman, 1853	1,38	16
Hydrophilidae			
<i>Berosus sp.</i>	Leach, 1817	1,83	8
Hydrochidae			
<i>Hydrochus sp.</i>	Leach, 1817	1,50	8
Trichoptera			
Hydrobiosidae			
<i>Atopsyche sp.</i>	Banks, 1905	1,55	16
Hydroptilidae			
<i>Abtrichia sp.</i>	Mosely, 1939	1,60	16

Continua...

Tabela 2 – Continuação.

Táxon		“is”	“G”
<i>Alisotrichia sp.</i>	Flint, 1964	1,70	8
<i>Anchitrichia sp.</i>	Flint, 1970	1,50	16
<i>Neotrichia sp.</i>	Morton, 1905	1,75	8
<i>Oxyethira sp.</i>	Eaton, 1873	1,65	8
<i>Rhyacopsyche sp.</i>	Müller, 1879	1,60	16
<i>Hydroptila sp.</i>	Dalman, 1819	1,55	4
<i>Flintiella sp.</i>	Angrisano, 1995	1,50	8
<i>Metrichia sp.</i>	Ross, 1938	1,78	16
<i>Cerasmatrichia sp.</i>	Flint; Harris & Botosaneanu, 1994	1,75	16
Glossosomatidae			
<i>Mortoniella sp.</i>	Ulmer, 1906	1,50	16
<i>Protoptila sp.</i>	Banks, 1904	1,60	8
<i>Itauara sp.</i>	Müller, 1888	1,30	16
<i>Culoptila sp.</i>	Mosely, 1954	1,73	8
Ecnomidae			
<i>Austrotinodes sp.</i>	Schmid, 1955	1,75	16
Hydropsychidae			
<i>Blepharopus sp.</i>	Kolenati, 1859	1,65	16
<i>Centromacronema sp.</i>	Ulmer, 1905	1,40	16
<i>Leptonema sp.</i>	Guérin, 1843	1,75	8
<i>Macronema sp.</i>	Pictet, 1836	1,42	16
<i>Macrostemum sp.</i>	Kolenati, 1859	1,50	16
<i>Smicridea sp.</i>	MacLachlan, 1871	2,30	8
<i>Smicridea sp.</i>	MacLachlan, 1871	2,30	16
<i>Smicridea (Rhyacophylax) sp.</i>	Müller, 1879		
<i>Synoestroposis sp.</i>	Ulmer, 1905	1,35	16
Philopotamidae			
<i>Chimarra sp.</i>	Stephens, 1829	1,51	16
<i>Alterosa sp.</i>	Blahnik, 2005	1,50	16
Polycentropodidae			
<i>Cernotina sp.</i>	Ross, 1938	1,65	16
<i>Cyrnellus sp.</i>	Blanks, 1913	1,67	16
<i>Nyctiophylax sp.</i>	Brauer, 1865	1,30	16
<i>Polyplectropus sp.</i>	Ulmer, 1905	1,33	16
<i>Polycentropus sp.</i>	Curtis, 1835	1,93	16
Xiphocentronidae			
<i>Xiphocentron sp.</i>	Brauer, 1870	1,30	16
Calamoceratidae			
<i>Phylloicus sp.</i>	Müller, 1880	1,45	8
Helicopsycheidae			
<i>Helicopsyche sp.</i>	Siebold, 1856	1,82	8
Leptoceridae			

Continua...

Tabela 2 – Continuação.

Táxon		“is”	“G”
<i>Grumichella sp.</i>	Müller, 1879	1,75	16
<i>Nectopsyche sp.</i>	Müller, 1879	1,77	16
<i>Notalina sp.</i>	Mosely, 1936	1,50	16
<i>Oecetis sp.</i>	MacLachlan, 1877	1,62	8
<i>Triplectides sp.</i>	Kolenati, 1859	1,33	16
Limnephilidae			
<i>Antarctoecia sp.</i>	Ulmer, 1907	1,20	16
Odontoceridae			
<i>Barypenthus sp.</i>	Burmeister, 1839	1,30	16
<i>Marilia sp.</i>	Müller, 1880	1,59	16
<i>Anastomoneura sp.</i>	Huamantínco & Nessimian 2004	1,20	16
Anomalopsychidae			
<i>Contulma sp.</i>	Flint, 1969	1,50	16
Atriplectididae			
<i>Neotriplectides sp.</i>	Holzenthall, 1997	1,20	16
Diptera			
Culicidae			
<i>Anopheles sp.</i>	Meigen, 1818	1,70	8
<i>Culex sp.</i>	Linnaeus, 1758	2,30	4
Dixidae			
<i>Dixella sp.</i>	Dyar & Shannon, 1924	1,70	16
Chironomidae	(vermelho)	3,30	4
<i>Chironomus sp.</i>	Meigen, 1803	3,30*	4*
<i>Cladopelma sp.</i>	Kieffer, 1921	1,50	16
<i>Cryptochironomus sp.</i>	Kieffer, 1918	2,17	8
<i>Dicrotendipes sp.</i>	Kieffer, 1913	1,75	16
<i>Polypedilum sp.</i>	Kieffer, 1912	1,76	8
<i>Rheotanytarsus sp.</i>	Thienemann & Bause, 1913	2,00	4
<i>Cricotopus sp.</i>	v. d. Wulp 1874	2,02	4
Psychodidae			
<i>Maruina sp.</i>	Müller, 1895	1,70	16
<i>Pericoma sp.</i>	Walker, 1856	2,30	16
<i>Psychoda sp.</i>	Latreille, 1796	2,95	2
Simuliidae			
<i>Simulium sp.</i>	Latreille, 1802	1,70	16
Limoniidae			
<i>Limonia sp.</i>	Meigen, 1803	1,75	16
Empididae			
<i>Hemerodromia sp.</i>	Meigen, 1822	2,00	16
Tabanidae			
<i>Tabanus sp.</i>	Linnaeus, 1758	2,00	16
Bacteria			
<i>Sphaerotilus natans</i>	Kützing, 1833 (só macroscópica)	3,60	8

\*Táxon cosmopolita com (s e G) , calculado segundo método DIN 2004

Os resultados da revisão do método BMWP/ASPT Minas aplicado para avaliar a qualidade das águas na área estudada, também anteriormente adaptado para os macroinvertebrados tropicais (JUNQUEIRA *et al.*, 2000; 2007), apresentam novas pontuações ou escores para as famílias dos macroinvertebrados aquáticos. Esses escores foram revisados após análise feita por análise de componente principal (ACP), que usou os escores previamente atribuídos para as famílias do BMWP, para comparar com as valências e os pesos G saprobióticos estabelecidos para os gêneros dessas mesmas famílias de macroinvertebrados. Os agrupamentos dos táxons conforme seus graus de tolerância à carga orgânica mostrados pela ACP permitiram confirmar os novos escores do BMWP definidos para os organismos de ambientes tropicais (Figura 2 e Quadro 4).

Os escores das famílias dos heterópteros, que não são organismos considerados no sistema saprobiótico por serem maus indicadores de qualidade da água, e os escores daquelas famílias, com pouco registro no banco de dados (Blephariceridae, Dolichopodidae, Ephydriidae, Sialidae e Hydrobiidae), receberam os mesmos escores determinados por Alba-Tercedor e Sánchez-Ortega (1988).

A classificação adotada para avaliar a qualidade das águas nos sítios da bacia de contribuição do reservatório de Peti foi feita conforme apresentado no Quadro 5, adaptada dos trabalhos de Coring e Küchenhoff (1995) e Mandaville (2002).

Ao se comparar os índices saprobiótico ISMR e BMWP/ASPT Minas, devem-se levar em conta as suas diferentes abordagens metodológicas. O sistema saprobiótico

dispõe de valências e pesos indicativos da importância dos bioindicadores em níveis específicos. Além de gêneros e espécies, o ISMR utiliza também a abundância individual dos táxons para avaliar a qualidade da água. Dessa forma, pode possibilitar, principalmente, biomonitoramentos rotineiros e de longa duração, além de maior precisão no acompanhamento e monitoramento das condições das águas. O ISMR permite identificar oscilações na biocenose aquática relativas à diversidade e abundância de gênero e espécie que não podem ser detectadas quando a avaliação taxonômica é feita apenas a nível taxonômico de família, como no método BMWP/ASPT. Fora isso, a avaliação das águas correntes pela metodologia do sistema saprobiótico utiliza uma classificação de qualidade da água de rios que leva em consideração a abordagem de tipificação.

A avaliação distingue e agrupa ambientes com características abióticas semelhantes, que são correlacionadas a fatores que influenciam na qualidade das águas, especialmente no que diz respeito ao teor de oxigênio. Os ambientes aquáticos reagem de formas diferentes aos impactos de influências antropogênicas, havendo tipificação dos cursos d'água, os quais podem ser analisados individualmente ou reunidos em grupos para serem gerenciados adequadamente (JUNQUEIRA & SOMMERHÄUSER, 2014). Todavia, por conta das limitações do conhecimento taxonômico no Brasil, sobretudo das formas imaturas dos organismos aquáticos tropicais, não é possível, ainda, a identificação da maioria dos macrozoobentos em nível de gênero e espécie. Logo, o emprego do método BMWP/ASPT é uma alternativa prática e viável quando se pretende um diagnóstico com respostas mais rápidas e econômicas.

**Quadro 3 – Classificação da qualidade da água adotada no índice saprobiótico Minas-Rio (ISMR).**

Atributo ecorregional da tipologia	Qualidade da água				
	Muito boa	Boa	Moderada	Ruim	Muito ruim
Altitude e zoneamento longitudinal					
Rios e córregos de montanhas altas (> 800 m)	< 1,25	até 1,85	até 2,55	até 3,30	> 3,35
Córregos de montanhas médias (800–200 m)	< 1,40	até 1,95	até 2,65	até 3,35	> 3,35
Rios de montanhas médias (800–200 m)	< 1,55	até 2,05	até 2,70	até 3,35	> 3,35
Rios arenosos de planícies (< 200 m)	< 1,90	até 2,30	até 2,90	até 3,45	> 3,45

### Avaliação da qualidade das águas

Os resultados da avaliação da qualidade da água nos sítios da bacia de contribuição do reservatório de Peti no alto Rio Doce (MG) em 2014 obtidos com a aplicação dos índices ISMR e BMWP/ASPT Minas estão apresentados no Quadro 6.

As águas, na área estudada, foram classificadas como de boa qualidade, na classe 2, em 73% dos sítios, exceto nos sítios 9, 10 e 11, que variaram entre as classes 3 e 4. Esses três sítios localizam-se a jusante das

sedes dos municípios de Barão de Cocais e Santa Bárbara e recebem elevadas cargas de esgoto doméstico, sem nenhum tratamento. Os resultados dos sítios 3 e 5 não constam do Quadro 6, pois apresentaram número de táxons muito baixos, que invalidaram a análise da sua qualidade de água dos índices. Em ambos os sítios ocorreu acentuada degradação do habitat, acarretando grandes distúrbios na comunidade macrozoobentônica. No sítio 3, essa degradação foi causada por alterações ecomorfológicas provocadas por grandes volumes

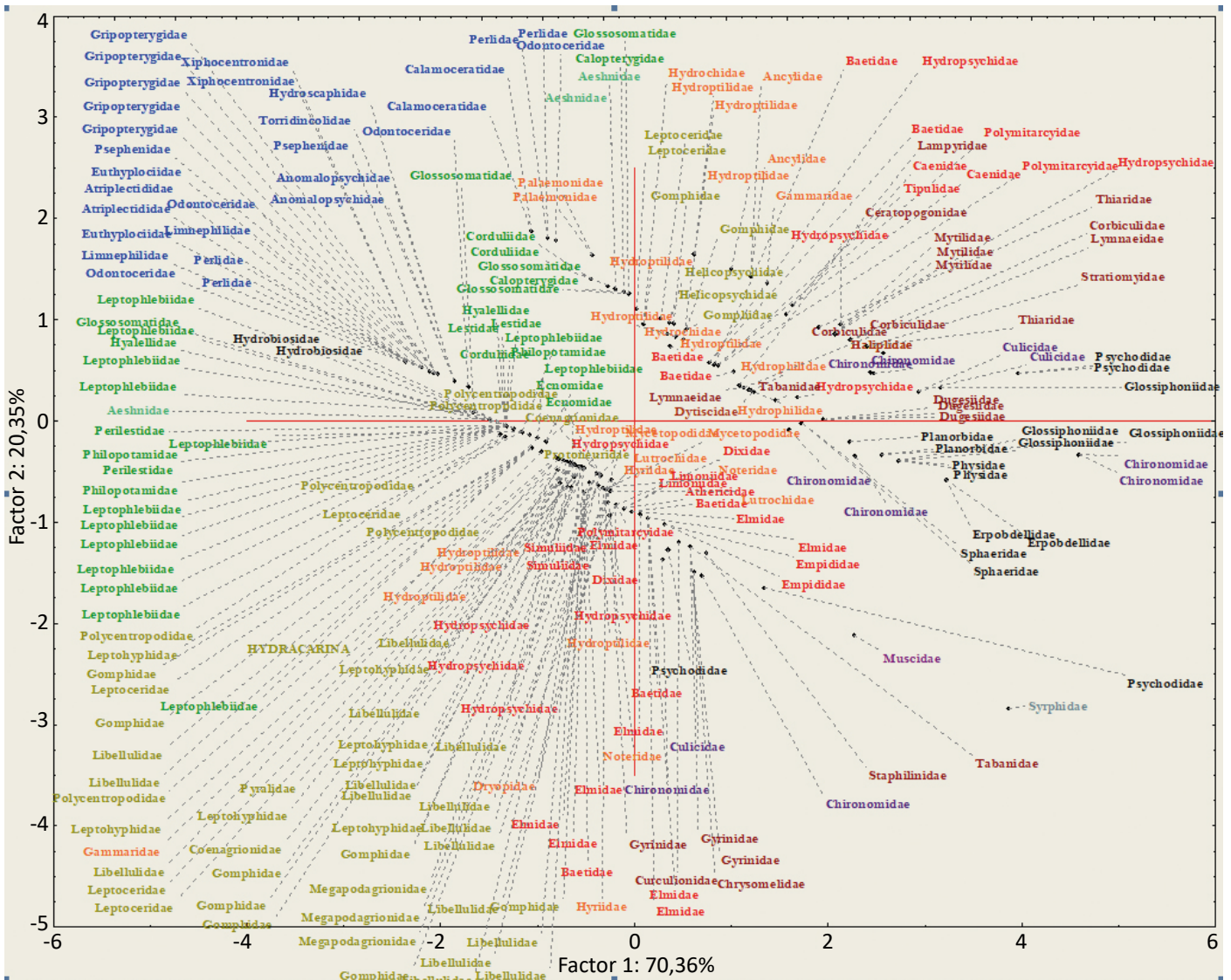


Figura 2 – Resultado da análise de componente principal (ACP) agrupando os táxons de macroinvertebrados aquáticos tropicais conforme sua tolerância à carga orgânica.

**Quadro 4 – Novos escores do método *biological monitoring working party score system* (BMWP) Minas estabelecidos para os macrozoobentos lóticos tropicais.**

Famílias	Escore
Gripopterygidae, Perlidae	10
Calamoceratidae, Xiphocentronidae, Anomalopsychidae, Odontoceridae, Limnephilidae,	
Atriplectididae, Limnephilidae	
Euthyplociidae, Oligoneuriidae	
Psephenidae, Hydroscaphidae, Torridincolidae	
Blephariceridae	
Spongillidae	
Glossosomatidae, Philopotamidae, Hydrobiosidae, Ecnomidae	8
Leptophlebiidae	
Aeshnidae, Lestidae, Perilestidae, Corduliidae, Calopterygidae	
Aeglidae, Hyalellidae	
Leptoceridae, Polycentropodidae, Helicopsychidae	7
Leptohyphidae	
Coenagrionidae, Megapodagrionidae, Protoneuridae, Libellulidae, Gomphidae	
Pylalidae	
Hydracarina	
Hydroptilidae	6
Noteridae, Lutrochidae, Hydrochidae, Limnichidae, Hydraenidae, Dryopidae	
Corydalidae	
Palaemonidae, Gammaridae	
Hyriidae, Mycetopodidae, Ancylidae	
Hydropsychidae	5
Polymitarcyidae, Baetidae, Caenidae	
Elmidae	
Ampullariidae	
Simuliidae, Dixidae, Empididae, Tipulidae, Limoniidae, Athericidae	
Lampyridae, Chrysomelidae, Curculionidae, Haliplidae, Staphylinidae, Dytiscidae,	4
Gyrinidae, Hydrophilidae	
Sialidae	
Ceratopogonidae, Tabanidae, Stratiomyidae, Sciomyzidae, Dolichopodidae	
Lymnaeidae, Thiaridae, Corbiculidae, Mytilidae	
Dugesidae	3
Nepidae, Hydrometridae, Belostomatidae, Pleidae, Hebridae, Corixidae,	
Gerridae, Gelastocoridae, Naucoridae, Notonectidae, Veliidae, Mesoveliidae, Corixidae	
Physidae, Sphaeriidae, Planorbidae, Hydrobiidae	
Psychodidae	
Glossiphoniidae, Erpobdellidae	2
Chironomidae, Culicidae, Muscidae, Ephydriidae	
Oligochaeta, Syrphidae	
	1



de rejeitos de mineração, e no sítio 5 por conta de atividades de recreação de um balneário no local.

Este trabalho constatou, também, a ocorrência de espécies exóticas invasoras, como dos moluscos *Melanoides tuberculatus* e *Corbicula fluminea*, pre-

**Quadro 5 – Classificação da qualidade da água utilizada pelo *biological monitoring working party score system/average score per taxon* (BMWP/ASPT) Minas.**

Classes de qualidade	Índice BMWP/ASPT	Qualidade da água	Cor indicativa
1	> 6,0	muito boa	
2	5,0–6,0	boa	
3	3,9–4,9	regular	
4	2,5–3,8	ruim	
5	< 2,5	péssima	

judiciais à comunidade nativa, nos sítios 10 e 13. Mesmo com a presença dos moluscos *Biomphalaria sp.*, vetores do *Schistosoma mansoni*, e do gênero *Lymnaea*, transmissor da fasciolose, respectivamente nos rios São João (sítio 7) e Santa Bárbara (sítio 13), ambos os sítios foram, todavia, considerados em boas condições do ponto de vista da qualidade da água, porém a ocorrência desses moluscos representa sério risco para a saúde humana por serem potenciais transmissores dessas parasitoses.

Além da determinação da qualidade da água e da detecção de organismos de interesse sanitário, foi obtida uma avaliação da biodiversidade faunística nas áreas investigadas por intermédio dos macrozoobentos. Este estudo chegou a valores superiores de biodiversidade  $H'2,93$  e  $2,61$  nos sítios 1 e 6 e muito baixos  $H'0,31$  e  $0,56$  nos sítios 3 (invalidado) e no sítio 9, resultados que coincidem com os melhores e piores valores encontrados pelos índices bióticos ISMR e BMWP/ASPT.

**Quadro 6 – Resultados dos índices bióticos e classificação da qualidade da água na bacia de contribuição do reservatório de Peti, no alto Rio Doce (MG), em 2014.**

Sítio	Curso de água	ISMR	Classe	Qualidade	Índice "BMWP"/ASPT	Classe	Qualidade
1	Rio Conceição	1,70	2	boa	5,8	2	boa
2	Rio Conceição	1,76	2	boa	5,8	2	boa
3	Rio Conceição	invalidado		invalidado			
4	Ribeirão Caraça	1,77	2	boa	5,8	2	boa
5	Ribeirão Caraça	invalidado		invalidado			
6	Rio São João	1,71	2	boa	5,9	2	boa
7	Rio São João	1,77	2	boa	5,9	2	boa
8	Rio São João	1,80	2	boa	5,9	2	boa
9	Rio São João	2,50	3	regular	3,3	4	ruim
10	Rio Santa Bárbara	2,24	3	regular	4,7	3	regular
11	Rio Santa Bárbara	2,21	3	regular	4,4	3	regular
12	Córrego da Represa	1,82	2	boa	5,3	2	boa
13	Rio Santa Bárbara	1,93	2	boa	5,1	2	boa

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Como constatado neste estudo, o uso de índices bióticos para monitorar a qualidade das águas com macroinvertebrados, além de avaliar a qualidade das águas, reflete as condições de integridade ecológica do ambiente aquático, fornecendo a avaliação da biodiversidade faunística, e ainda registra a presença de espécies invasoras, organismos transmissores de doenças de veiculação hídrica e informações complementares importantes na tomada de decisões para o enquadramento e gestão dos recursos hídricos.

As proposições metodológicas de índices bióticos para ambientes lóticos tropicais apresentadas neste trabalho são um passo importante na padronização metodológica necessária à aplicabilidade do biomonitoramento rotineiro no gerenciamento de bacias hidrográficas. Além disso, contribuem com metodologias consolidadas e apropriadas para o gerenciamento das bacias hidrográficas mineiras no âmbito dos órgãos gestores de recursos hídricos, das agências de bacias e outras entidades que determinam e estabelecem as diretrizes técnicas para a avaliação e o enquadramento dos ambientes aquáticos do estado, em atendimento à deliberação normativa conjunta do Conselho de Política Ambiental (COPAM) e do Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais (CERH-MG) nº 001/2008 (MINAS GERAIS, 2008).

Por outro lado, as revisões do ISMR e do BMWP/ASPT pretenderam disponibilizar métricas biológicas para servir de ferramentas no desenvolvimento de um sistema multimétrico de avaliação de qualidade ecológica de ambientes aquáticos, a exemplo do implantado na comunidade europeia. A classificação de qualidade das águas, na grande maioria dos sítios investigados na bacia do alto Rio Doce, foi igual nos dois índices revisados (Quadro 6). Essa similaridade de resultados mostrou coerência entre as respostas dos índices ISMR e

BMWP/ASPT, revelando que os índices revisados estão bastante consolidados e aptos a serem usados em biomonitoramentos no atendimento da legislação mineira.

Os cursos d'água estudados na bacia do Rio Santa Bárbara no alto Rio Doce, embora tenham alguns trechos bastante comprometidos, principalmente com rejeitos de mineração e esgotos domésticos, ainda possuem sistemas lóticos relativamente preservados nas cabeceiras dos rios Conceição e São João (sítios 1 e 6). Essas cabeceiras podem servir de áreas de referência na restauração de trechos impactados da bacia do Rio Doce pelo desastre da mineradora Samarco Mineração S.A., em 2016.

O uso de bioindicadores acusa alterações de poluição nas águas de cursos d'água que não podem ser detectadas em monitoramentos baseados apenas em alguns parâmetros físico-químicos. Isso porque existem mais de 11 milhões de substâncias químicas registradas no Chemical Abstracts Service (CAS), que podem potencialmente atingir o meio ambiente aquático. A análise dessas substâncias isoladamente não detecta os efeitos de ações recíprocas nem sinérgicas, ou antagônicas, que muitas vezes têm mais importância do que a grandeza absoluta de uma substância isolada. Portanto, em rios pouco a mediamente poluídos, onde é estimada a presença de 30 a 100 mil substâncias na água, o uso de organismos aquáticos como bioindicadores para aferir as condições de qualidade das águas é estratégica. Os organismos aquáticos continuamente expostos podem reagir e indicar integralmente os efeitos produzidos por todas as substâncias existentes na água, incluindo as substâncias novas, que surgem por meio de interações entre elementos e que se subtraem à análise química (KNIE, 1998), além de ser economicamente viáveis, quando comparados os preços de análises físico-químicas e biológicas, uma vez que a análise taxonômica, em monitoramentos, requer menos custos.

## REFERÊNCIAS

- ALBA-TERCEDOR, J.; SÁNCHEZ-ORTEGA, A. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, n. 4, p. 51-56, 1988.
- ARAÚJO, P. R. P.; FRIEDRICH, G.; CORING, E. Use of artificial substrates for biological monitoring in the Guandu and Paraíba do Sul rivers, Rio de Janeiro State, Brazil. *Proceedings of the International Association of Theoretical and Applied Limnology*, v. 26, p. 1257-1259, 1998.

ARMITAGE, P. D.; MOSS, D.; WRIGHT, J. F.; FURSE, M. T. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, v. 17, p. 333-347, 1983. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(83\)90188-4](https://doi.org/10.1016/0043-1354(83)90188-4)

ASSESSMENT SYSTEM FOR THE ECOLOGICAL QUALITY OF STREAMS AND RIVERS THROUGHOUT EUROPE USING BENTHIC MACROINVERTEBRATE (AQEM - consortium). *Manual for the Application of the AQEM System: a comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive, version 1.0.* 2002. Disponível em: <[www.aqem.de](http://www.aqem.de)>. Acesso em: julho. 2016

BUSS, D. F.; CARLISLE, D. M.; CHON, T. S.; CULP, J.; HARDING, J. S.; KEIZER-VLEK, H. E.; ROBINSON, W. A.; STRACHAN, S.; THIRION, C.; HUGHES, R. M. Stream biomonitoring using macro-invertebrates around the globe: a comparison of large-scale programs. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 187, p. 4132, 2015. <https://doi.org/DOI: 10.1007/s10661-014-4132-8>

CENTRO DE INOVAÇÃO E TECNOLOGIA SENAI FIEMG. *Ambientes Aquáticos em Minas Gerais: Qualidade Ecológica.* Belo Horizonte, 2017. 156 p.

CORING, E.; KÜCHENHOFF, B. Vergleich verschiedener europäischer Untersuchungs und Bewertungsmethoden für Fließgewässer. *Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen*, n. 18, p. S1-137, 1995.

COTA, L.; GOULART, M.; MORENO, P.; CALLISTO, M. Rapid assessment of river water quality using an adapted BMWP index: a practical tool to evaluate ecosystem health. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, v. 28, p. 1713-1717, 2002.

DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (DIN). *Deutsches Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung: Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M) – Teil 1: Bestimmung des Saprobienindex in Fließgewässern – DIN 38410-1.* Berlin, 2004.

\_\_\_\_\_. *Water quality: guidance on pro-rata multi-habitat sampling of benthic macro-invertebrates from wadeable rivers – DIN EN 16150.* European Standard. 2012.

FRIEDRICH, G.; ARAÚJO, P. R. P.; CRUZ, A. A. S. Proposta de Desenvolvimento de um sistema biológico-Limnológico para análise e avaliação de águas correntes no estado do Rio de Janeiro-Brasil. *Acta Limnológica Brasiliensia*, v. 3, p. 993-1000, 1990.

FRIEDRICH, G.; HERBST, V. Eine erneute Revision des Saprobien-system - Weshalb und wozu? *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica Banner*, v. 32, p. 61-74, 2004. <https://doi.org/10.1002/ahch.200300518>

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS (IGAM). *Avaliação da qualidade das águas superficiais de Minas Gerais em 2017 - Resumo Executivo Anual.* Belo Horizonte: IGAM, 2018.

\_\_\_\_\_. *Monitoramento das Águas Superficiais e Subterrâneas das Sub-bacias dos Rios Verde Grande, Riachão e Jequitá na Bacia do Rio São Francisco, em Minas Gerais.* Relatório: Avaliação dos Resultados do Ano de 2005. Belo Horizonte: SEMAD/CODEVASF, 2007.

INTERNACIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). *ISO 8265: Water quality – Design and use of quantitative samplers for benthic macro-invertebrates on stony substrata in shallow freshwaters.* Suíça: ISO, 1988.

JUNQUEIRA, M. V.; AMARANTE, M. C.; DIAS, C. S.; FRANÇA, E. S. Biomonitoramento da qualidade das águas da bacia do alto rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados bentônicos. *Acta Limnológica Brasiliensia*, v. 12, p. 73-87, 2000.

JUNQUEIRA, M. V.; CAMPOS, M. C. S. Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). *Acta Limnológica Brasiliensia*, v. 10, n. 2, p. 125-135, 1998.

JUNQUEIRA, M. V.; CAMPOS, M. C. S. Notas Preliminares sobre o Desenvolvimento de Métodos de Bioindicadores da Qualidade de Água em Ambientes Lóticos Tropicais. *Arquivos de Biologia e Tecnologia*, v. 34, n. 1, p. 109-124, 1991.

JUNQUEIRA, V. M.; PATRICIO, C. F.; FERREIRA, M. H.L.; MELO, C. M.; ALVES, C. K.. *Padronização e consolidação metodológica de um índice biótico de qualidade de água para ambientes lóticos: Bacia do rio Paraíba do Sul*. Relatório Técnico final. Belo Horizonte: CETEC, 2007. 106 p.

JUNQUEIRA, M. V.; FRIEDRICH, G. Avaliação da qualidade das águas da bacia do rio Paraíba do Sul através do índice "ISMR" adaptado para as comunidades de macroinvertebrados bentônicos tropicais do Brasil. *Revista MG.BIOTA*, v. 4, n. 1, p. 13-36, 2011.

JUNQUEIRA, M. V.; FRIEDRICH, G.; ARAUJO P. R. A Saprobic index for biological assessment of river water quality in Brazil (Minas Gerais and Rio de Janeiro states). *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 163, p. 545-554, 2010. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0857-1>

JUNQUEIRA, M. V.; GOMES, M. C. S. Avaliação de métodos de bioindicadores de qualidade da água. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 27, n. 2, p. 153-155, 1988.

JUNQUEIRA, M. V.; SOMMERHÄUSER, M. M. *Glossar der Binnengewässerökologie/Glossário de Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais*. Edição bilíngue: alemão/português. Belo Horizonte: CEMIG, 2014. 224 p.

KNIE, J. *Desenvolvimento e aplicação de biotestes*. Relatório Técnico. Belo Horizonte: CETEC, 1998. 10 p.

KOLKWITZ, R.; MARSSON, M. Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. Mitt. kgl. *Prüfanstalt Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung*, v. 1, p. 33-72, 1902.

MANDAVILLE, S. M. *Benthic macroinvertebrates in freshwaters: taxa tolerance values, metrics and protocols*. 2002. Disponível em: <<http://www.chebucto.ns.ca/science//SWCS/H-1/tolerance.pdf>>. Acesso em: 02/08/2018.

MEIER, C.; BÖHMER, J.; BISS, R.; FELD, C.; HAASE, P.; LORENZ, A.; RAWER-JOST, C.; ROLAUFFS, P.; SCHINDEHÜTTE, K.; SCHÖLL, F.; SUNDERMANN, A.; ZENKER, A.; HERING, D. Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben. *Abschlussbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes*, 2006. 198 p. Disponível em: <<http://www.fliessgewaesserbewertung.de>>. Acesso em: 7 jun. 2017.

MINAS GERAIS. Conselho de Política Ambiental (COPAM). Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 1, de 05 de maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências *Diário do Executivo de Minas Gerais*, 13 maio 2008.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. *Fresh water biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Nova York: Chapman & Hall, 1993. 488 p.

SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (SEMAD). *Aperfeiçoamento do monitoramento da qualidade das águas da bacia do alto curso do rio das Velhas*. Relatório do PNMA II/Ministério do Meio Ambiente. Belo Horizonte: SEMAD, 2005.

SHANNON, C. E.; WEAVER, W. *The Mathematical Theory of Communication*. Urbana: University of Illinois Press, 1949. 117 p.

ZELINKA, M.; MARVAN, P. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Archives für Hydrobiologie*, v. 57, p. 389-407, 1961.



# DESTAQUE TERRITORIAL: PROPOSTA DE MODELAGEM SOCIOECONÔMICA E AMBIENTAL PARA AVALIAR A INSERÇÃO SOCIAL NOS PROGRAMAS DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

GEOGRAPHIC HIGHLIGHTS: A SOCIOECONOMIC & ENVIRONMENTAL MODEL PROPOSED TO ASSESS THE SOCIAL INSERTION OF POSTGRADUATE PROGRAMS IN ENVIRONMENTAL SCIENCES

Rodrigo Affonso de

Albuquerque Nóbrega 

Coordenador no Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) – Belo Horizonte (MG), Brasil.

Sônia Maria Carvalho Ribeiro 

Professor titular no Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais da UFMG – Belo Horizonte (MG), Brasil.

Elaine Lopes da Costa 

Discente no Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais da UFMG – Belo Horizonte (MG), Brasil.

Patrícia Bilotta 

Professora titular no Programa de Pós-Graduação em Gestão Ambiental, Universidade Positivo – Curitiba (PR), Brasil.

Isabel Jurema Grimm 

Coordenadora no Programa de Pós-Graduação em Governança e Sustentabilidade, Instituto Superior de Administração e Economia/Fundação Getúlio Vargas – Curitiba (PR), Brasil.

Carlos Alberto Cioce Sampaio 

Professor titular no Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Regional, Universidade Regional de Blumenau (FURB) – Blumenau (SC), Brasil. Professor titular no Programa de Pós-Graduação em Gestão Ambiental da Universidade Positivo – Curitiba (PR), Brasil.

Andreia Schypula 

Discente do Programa de Graduação em Engenharia Civil, Universidade Positivo – Curitiba (PR), Brasil.

Joselisa Maria Chaves 

Professora titular no Programa de Pós-Graduação em Modelagem em Ciências da Terra e do Ambiente, Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS) – Feira de Santana (BA), Brasil.

Washington de Jesus

Sant'Anna da Franca Rocha 

Professor titular no Programa de Pós-Graduação em Modelagem em Ciências da Terra e do Ambiente, UEFS – Feira de Santana (BA), Brasil.

Rodrigo Nogueira de Vasconcelos 

Pesquisador no Programa de Pós-Graduação em Modelagem em Ciências da Terra e do Ambiente, UEFS – Feira de Santana (BA), Brasil.

**Endereço para correspondência:** Patrícia Bilotta – Rua Professor Pedro Viriato de Souza, 5.300 – Campo Comprido – CEP 81280-330 – Curitiba (PR), Brasil – E-mail: pb.bilotta@gmail.com

Recebido em: 09/08/2018

Aceito em: 15/10/2018

## RESUMO

Este artigo propõe um método para mapear e qualificar a inserção social dos Programas de Pós-Graduação (PPG) na área de *Ciências Ambientais* da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES). A construção do modelo consistiu na integração espacial de três componentes: o índice de vulnerabilidade socioeconômica (infraestrutura, capital humano, renda e trabalho); o índice de hemerobia (grau de antropização no uso e na ocupação do solo); e a densidade geográfica dos PPG. O modelo utiliza álgebra de mapas para produzir o mapa de destaque territorial com índices variando entre 1 (baixo) e 10 (alto). A validação ocorreu na avaliação quadrienal 2017, quando consultores da CAPES utilizaram o mapa de destaque territorial para interpretar qualitativamente a inserção social dos PPG frente às vulnerabilidades socioeconômicas e ambientais regionais. Outras aplicações vislumbradas são: diagnóstico de regiões prioritárias para novos cursos, direcionamento de recursos (humano e financeiro), incentivo à criação de redes colaborativas e análise da inserção profissional dos egressos dos PPG.

**Palavras-chave:** vulnerabilidade; análise ecosocioeconômica; densidade geográfica.

## ABSTRACT

This article proposes a method to map and qualify the social insertion of Postgraduate Programs in CAPES' Environmental Sciences area. The model was built based on the spatial integration of three key components: the socioeconomic vulnerability index (infrastructure, human capital, income and labor), the hemeroby index (land use and occupation), and the Postgraduate Programs' geographic density. The solution uses map algebra to output the Geographic Highlights, which indexes ranging from 1 (low) to 10 (high). The validation of the model occurred with the 2017 quadrennial evaluation, when Geographic Highlights map supported CAPES consultants to qualitatively interpret the social insertion of Postgraduate Programs in the face of regional socioeconomic and environmental vulnerabilities. Other applications envisaged are: identification of priority areas for new courses, resource allocation (human and financial), encouraging the creation of collaborative networks, and, finally, analysis of former students' professional insertion.

**Keywords:** vulnerability; ecosocioeconomic analysis; geographic density.

## INTRODUÇÃO

De acordo com a classificação da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), a área de *Ciências Ambientais* está inserida na Grande Área *Multidisciplinar*, a qual, por sua vez, se enquadra no *Colégio de Ciências Exatas, Tecnológicas e Multidisciplinar*. A área reúne, atualmente, 123 Programas de Pós-Graduação (PPG), que equivalem a 154 cursos: 87 mestrados acadêmicos, 31 mestrados profissionais e 36 doutorados, distribuídos por todas as regiões geográficas do Brasil (CAPES, 2018).

Cada unidade da Federação possui programas da área de *Ciências Ambientais* e eles estão devidamente interiorizados, com exceção do Estado do Acre, onde a Coordenação de Área (mandato 2014-2018) induziu uma proposta de criação de curso de mestrado, que será apreciada pela Comissão de Avaliação das Propostas de Cursos Novos (APCN) em 2018 (SAMPAIO; CORTEZ; SCHIMITT, 2017).

As *Ciências Ambientais*, como área do conhecimento, contrapõem-se à fragmentação a que tem sido submetida a ciência e surgem como campo eminentemente interdisciplinar, uma vez que a problemática ambiental é indissociável dos sistemas sociais (SOBRAL *et al.*, 2014; FERNANDES; SAMPAIO, 2016; ESTOQUE; MURAYAMA, 2017; KRAKER, 2017). Sob tal argumento, o quesito *Inserção Social*, um dos cinco preceitos do Sistema Nacional de Pós-Graduação (SNPG), poderia ser redenominado como *Inserção Socioambiental*. Os quesitos de avaliação dos Programas de Pós-Graduação são: 1. proposta do programa; 2. corpo docente; 3. corpo discente, teses e dissertações; 4. produção intelectual; e 5. inserção social

Cabe ressaltar que, na área de *Ciências Ambientais*, o quesito *Inserção Social* apresenta o maior peso permitido pela CAPES para o processo de avaliação de PPG (20% para programas acadêmicos e 25% para profissionais), o que o torna um dos critérios mais significativos na área, em comparação com as demais 48 áreas de avaliação (SAMPAIO; CORTEZ; SCHIMITT, 2016). Destaca-se também que a finalidade desse quesito é avaliar o impacto socioambiental dos PPG, por consequência de suas pesquisas científicas, de modo que se possa aferir sua contribuição à sociedade (DONOVAN, 2008).

Segundo a Direção Geral de Pesquisa da Comissão Europeia, os impactos sociais podem repercutir

positivamente, no sentido de promover qualidade de vida, estimular políticas públicas mais adequadas às demandas sociais, influenciar o desenvolvimento de novas abordagens e debates sobre assuntos de interesse social, encorajar mudanças coletivas de atitude, comunicar avanços no conhecimento, entre outras perspectivas (EUROPEAN COMMISSION, 2010). Por isso, a mensuração e a avaliação do impacto social decorrente de investimentos financeiros e de recursos humanos aplicados em pesquisas acadêmicas têm sido objeto de vários estudos (DONOVAN, 2008; FURTADO *et al.*, 2009; SPAAPEN; DROOGE, 2011; PENFIELD *et al.*, 2014). Todavia, não há um consenso sobre a metodologia mais adequada a esse propósito (DONOVAN, 2008; REF, 2014) e alguns autores consideram essa uma difícil tarefa, pois há o risco de se criar mecanismos que interfiram na dinâmica da produção do conhecimento, por meio, por exemplo, da inserção de métricas que estimulam a competitividade em prejuízo da cooperação (DIAS SOBRINHO, 2004) e da pressão pelo cumprimento de critérios quantitativos em detrimento da qualidade da produção científica (SPAGNOLO; SOUZA, 2004).

Diante desse desafio, a coordenação da área de *Ciências Ambientais* tem buscado parâmetros consistentes que permitam sinalizar os impactos socioeconômicos e ambientais, designados ecossocioeconômicos, decorrentes das atividades dos PPG e das qualificações de sua atuação, sobretudo em áreas de fronteira, de interiorização e de vulnerabilidade social, econômica e ambiental (SAMPAIO; CORTEZ; SCHIMITT, 2017).

Como ponto de partida, propôs-se uma primeira versão sistematizada de avaliação, denominada de *Destaque Territorial*, concebida e implementada a partir da junção de três componentes:

1. o índice de vulnerabilidade socioeconômica, nas perspectivas de infraestrutura, capital humano, renda e trabalho (IPEA, 2015);
2. o índice de vulnerabilidade socioambiental, baseado na antropização da paisagem sintetizada pelo uso e pela cobertura do solo no território nacional (IBGE, 2012);
3. a concentração geográfica dos PPG em *Ciências Ambientais*.

Nesse contexto, o objetivo deste artigo é analisar a inserção socioeconômica e ambiental dos programas cadastrados na área de *Ciências Ambientais* da CAPES com base nos parâmetros da metodologia proposta.

Este trabalho propõe uma metodologia espacialmente explícita desenvolvida com a finalidade de mapear o destaque territorial dos PPG na área de *Ciências Ambientais* da CAPES e fomentar o aperfeiçoamento da coordenação dos PPG quanto ao direcionamento de suas atividades de ensino, pesquisa e extensão para áreas prioritárias. O modelo foi implementado por meio de análise espacial das três dimensões mencionadas acima, recorrendo a técnicas de geoprocessamento e análise multicritério (NOBREGA, 2009). Para tanto, utilizou-se o método *Analytical Hierarchy Process* (AHP), proposto por Saaty (1994), em um ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG), para aplicar a eficiência analítica do método de organização e tomada de decisão no contexto espacial (FERREIRA JUNIOR; NOBREGA; OLIVEIRA, 2016; NOBREGA, 2009; SADASIVUNI et al., 2009).

Este trabalho é o resultado de esforços colaborativos realizados por uma equipe de pesquisadores de três PPG da área de *Ciências Ambientais*, por solicitação

de sua coordenação, no mandato anterior e no atual, com o intento de mapear as assimetrias regionais das dimensões socioeconômica e ambiental para, assim, aperfeiçoar o indicador *Destaque Territorial*, em conformidade com o Plano Nacional de Pós-Graduação 2011-2020 (BRASIL, 2010). O modelo produziu resultados concretos que fomentaram ações pioneiras de apoio à tomada de decisão na coordenação da área de *Ciências Ambientais*, bem como auxiliaram no processo de distribuição de bolsas no PPG Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais (AMSA) da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG).

Contudo, embora o modelo esteja apoiado em um arcabouço robusto, composto de técnicas consolidadas de geoprocessamento e análise multicritério, os resultados podem ser aperfeiçoados, seja pela inclusão de outras variáveis, seja pela reorganização dos pesos atribuídos às variáveis, entre outras questões, a partir do modelo conceitual proposto e dos resultados deste estudo. Diante disso, uma segunda versão do método está em desenvolvimento, a fim de aprimorar o indicador *Destaque Territorial*, em razão dos limites do alcance de sua aferição, conforme se destaca nos Resultados e na Conclusão deste artigo.

## Geoprocessamento como suporte à tomada de decisão

A complexidade das variáveis no processo de planejamento e gestão do território, bem como o volume de dados envolvidos têm sido fatores preponderantes no emprego de modelos computacionais para otimizar o processo de tomada de decisão (O'HARA; DAVIS; KLEISS, 2000). Com isso, há uma crescente demanda pela utilização de técnicas de geoprocessamento como chave para os sistemas de suporte à decisão espacial.

Entende-se como geoprocessamento o processo sistemático de empregar dados espaciais, ferramentas de análise, modelos e atores para computar informações quantitativas e/ou qualitativas que consideram os aspectos do contexto geográfico dos dados ou do fenômeno em análise (BURROUGH; MCDONNELL, 1998). Contudo, deve-se destacar que a grande contribuição do geoprocessamento é a sua capacidade de promover a análise espacial. Segundo Câmara et al. (2004), a análise espacial visa incorporar a componente espacial a uma análise com fim específico, quantificando propriedades e relacionando fenômenos em uma forma espacialmente explícita.

O uso do geoprocessamento auxilia na identificação da localização ("onde?") de um fenômeno, cuja resposta pode desencadear soluções importantes para o planejamento e a gestão do território (RYERSEN; ARONOFF, 2010). De forma análoga, responder a questões como "quando?" e "quanto?" qualifica a capacidade analítica da administração pública, na condição de formular cenários preditivos e quantificar impactos negativos e positivos oriundos desses cenários, além de subsidiar a formulação de políticas públicas (NOBREGA, 2018). A demanda por informações espaciais estruturadas foi uma das principais responsáveis pelos avanços conquistados pelos SIG nas últimas décadas. O estágio tecnológico atual, com a disseminação de dados geográficos e de ferramentas que operam em plataformas pessoais, tem permitido a consolidação do emprego do geoprocessamento no processo de tomada de decisão (STICH et al., 2011).

Segundo Nobrega (2018), embora as administrações municipais, estaduais e federal tenham consciência da

necessidade de contemporizar o processo de formulação de argumentos para apoiar a correta tomada de decisão em planejamento e gestão territorial, o Estado ainda não se encontra aparelhado por instrumentos, modelos e recursos humanos adequados ao aprimoramento desse processo em muitos de seus setores (NOBREGA et al., 2012). Ferraz et al. (2015) ressaltam que, com a maturidade dos sistemas de geoprocessamento como ferramenta de apoio ao planejamento e à gestão territorial, o rigor da política ambiental e a crescente demanda pela participação pública nos processos decisórios, é inaceitável que a gestão pública esteja suscetível a repetir erros cometidos no passado, sem que se busquem soluções sistêmicas de como contorná-los (FERRAZ et al., 2015).

Nesse contexto, o geoprocessamento surge como uma ferramenta qualificada capaz de promover a organização, a integração e o controle das informações, das regras e dos atores envolvidos no processo de tomada de decisão espacial (SADASIVUNI et al., 2009). A disparidade entre os atores envolvidos, comumente defendendo interesses próprios, eleva o grau de

complexidade requerido pelos processos de tomada de decisão (STICH et al., 2011) e, por isso, a necessidade de ferramentas robustas para garantir o processamento dos dados de forma transparente, quanto ao acesso às variáveis e regras de decisão, e replicáveis, quanto à sua capacidade de reproduzir ou aperfeiçoar o modelo.

A análise multicritério espacial é uma importante ferramenta na tomada de decisões estratégicas e tem se destacado tanto na iniciativa privada quanto na gestão governamental. Trabalhos recentes desenvolvidos para o Tribunal de Contas da União (TCU) comprovam a eficiência do modelo hierárquico de inteligência geográfica por análise multicritério para apoio estratégico à tomada de decisão (FERRAZ et al., 2015).

De forma análoga aos trabalhos conduzidos pelo TCU, o modelo proposto neste artigo recorre à metodologia AHP, implementada em ambiente SIG, com dados de entrada convertidos para o formato matricial (*raster*) e trabalhados por *pixel*. A arquitetura do modelo é hierárquica, planejada para decompor a solução do problema em etapas e atender a diferentes níveis de decisão.

## MATERIAIS E MÉTODOS

O modelo proposto consistiu na integração espacial de três critérios distintos de análise:

- aspectos socioeconômicos;
- aspectos socioambientais;
- densidade geográfica (ou concentração) dos PPG.

### Bases de dados

Para representar o critério socioeconômico, utilizou-se o Índice de Vulnerabilidade Social (IVS), proposto pelo Instituto de Pesquisas Econômicas Aplicadas (IPEA, 2015) e adotado internacionalmente (HUMMELL; CUTTER; EMRICH, 2016). O IVS é o resultado da média aritmética de três subíndices (Infraestrutura Urbana, Capital Humano e Renda e Trabalho), com igual peso, obtidos a partir de vários indicadores (Figura 1).

Para o critério socioambiental, foi empregado o nível de antropização da paisagem, por meio da aplicação do índice de hemerobia, por ser amplamente reportado em estimativas do nível de pressão antrópica no contexto da paisagem (BELEM; NUCCI, 2011;

Por ser um protótipo analítico-espacial, desenvolvido para dar suporte à tomada de decisão, a metodologia utilizada no modelo recorre a ferramentas e índices consagrados na literatura.

RÜDISSER; TASSER; TAPPEINER, 2012; WALZ; STEIN, 2014; WELLMANN et al., 2018).

Como ponto de partida, recorreu-se ao mapa de cobertura e uso do solo, disponibilizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2012), em escala 1:5.000.000, de todo o território nacional. No mapa, a superfície é classificada segundo diferentes tipologias, com base em informações adquiridas pelas equipes da coordenação de geociências do IBGE e no referencial internacional do programa de compilação de dados sobre uso e cobertura da Terra e monitoramento de mudanças ocorridas, da Agência Ambiental Europeia, denominado CORINE (AAE, 2018).



Para o critério de isolamento geográfico, valeu-se da localização dos 123 PPG da área de *Ciências Ambientais* da CAPES e sobre eles aplicaram-se recursos de análise espacial para mapear sua densidade (ou concentração) no território nacional. Partiu-se da premissa de que esse critério permite mapear o isolamento geográfico

## Modelagem dos dados

Embora simples, no que tange à quantidade de dados, o modelo proposto integra variáveis complexas, como a vulnerabilidade socioambiental e o isolamento geográfico, essenciais no diagnóstico das ações estratégicas da coordenação da área de *Ciências Ambientais* da

### Componente socioeconômico




O componente socioeconômico, representado pelo IVS, é um índice calculado para o município e que

dos PPG e das suas áreas de atuação, em termos de ações de ensino, pesquisa e extensão.

O Quadro 1 resume os dados de entrada, bem como as respectivas ferramentas e regras definidas para a modelagem espacial.

CAPES e dos PPG. Por isso, a integração entre os componentes considerados no estudo (Figura 2) requer a preparação das variáveis, incluindo a normalização dos valores e a álgebra de mapas para a composição dos cenários finais.

indica a exclusão e vulnerabilidade social identificadas no território, variando entre 0 e 1. O IPEA

 Dimensão Infraestrutura urbana	 Dimensão Capital humano	 Dimensão Renda e trabalho
<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Coleta de lixo</li> <li>○ Água e esgoto inadequados</li> <li>○ Tempo de deslocamento casa-trabalho</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Mortalidade infantil</li> <li>○ Crianças de 0 a 5 anos fora da escola</li> <li>○ Não estudam, não trabalham e baixa renda</li> <li>○ Crianças de 6 a 14 anos fora da escola</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Mães jovens (10 a 17 anos)</li> <li>○ Mães sem ensino fundamental + filhos até 15 anos</li> <li>○ Analfabetismo</li> <li>○ Crianças em domicílio em que ninguém tem o ensino fundamental completo</li> </ul>
		<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Renda menor ou igual a R\$ 255</li> <li>○ Baixa renda e dependente de idosos</li> <li>○ Desocupação</li> <li>○ Trabalho infantil</li> <li>○ Ocupação informal sem ensino fundamental</li> </ul>

Fonte: IPEA (2015).

Figura 1 – Dimensões consideradas na composição do Índice de Vulnerabilidade Social.

Quadro 1 – Fontes de dados utilizados na composição das variáveis do modelo.

Dado	Fonte	Ferramenta adotada	Regra de modelagem
Localização dos Programas de Pós-Graduação em Ciências Ambientais	CAPES (2018)	Densidade espacial	Regiões distantes dos Programas de Pós-Graduação apresentam maior vulnerabilidade
Mapa de uso e cobertura do solo	IBGE (2012)	Reclassificação de mapa temático	Reclassificação do mapa de uso do solo segundo o nível de antropização da paisagem, usando o índice de hemerobia
Índice de Vulnerabilidade Social	IPEA (2015)	Integração dos dados aos polígonos dos municípios	Reclassificação das categorias do Índice de Vulnerabilidade Social

orienta a classificação do índice em cinco categorias: 0 a 0,200 — muito baixa vulnerabilidade social; 0,201 a 0,300 — baixa vulnerabilidade social; 0,301 a 0,400 — média vulnerabilidade social; 0,401 a 0,500 — alta vulnerabilidade social; e 0,501 a 1 — muito alta vulnerabilidade social (IPEA, 2015). O IVS é gerado por município e fornecido na forma de tabela, a qual contém uma coluna referente ao código municipal com sete dígitos, utilizado como chave para o relacionamento entre os dados da tabela e os

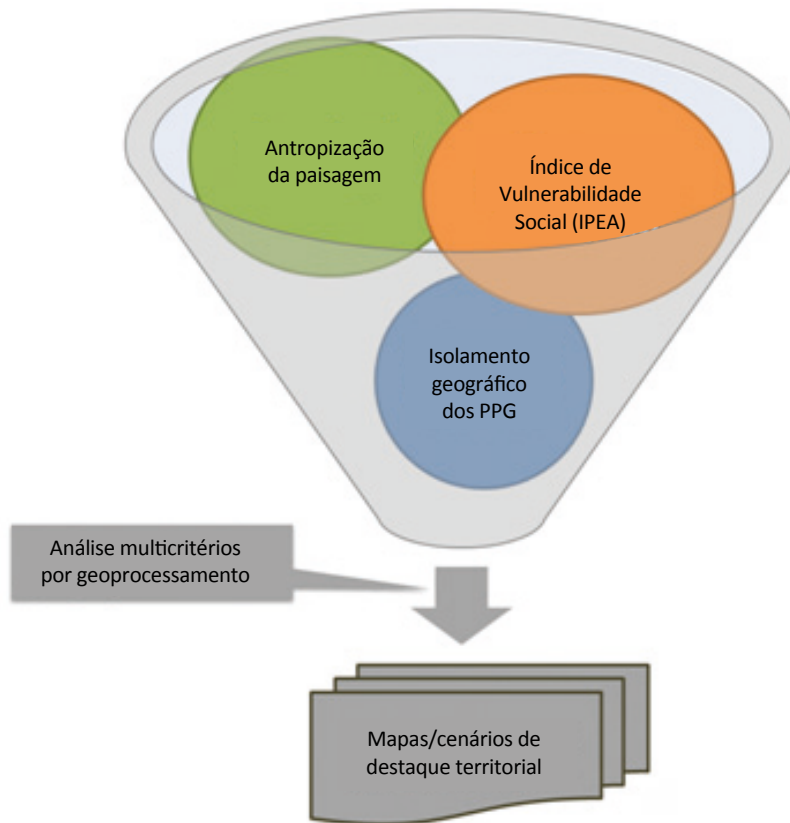
### Componente socioambiental

Existe uma vasta literatura sobre índices socioambientais que analisam as dinâmicas na paisagem (FUSHITA, 2011; CARVALHO-RIBEIRO *et al.*, 2016), porém os resultados dessas análises variam em escala, extensão e intensidade de acordo com a interação ou intervenção do

polígonos dos municípios oriundos da base de dados territorial do IBGE.

De forma que promovam a normalização dos dados, os índices de vulnerabilidade foram agregados e reclassificados para o intervalo entre 1 e 10. Os novos valores de IVS foram, então, atribuídos aos polígonos dos municípios, e o mapa resultante foi convertido do formato vetorial para o formato matricial. A resolução espacial adotada para a composição dos mapas em formato *raster* foi de 500 m.

homem na natureza (HAFFER, 1992; LANG; BLASCHKE, 2009). Nesse sentido, o estudo da variação espacial em paisagem em diferentes escalas é atributo da Ecologia da Paisagem (Associação Internacional de Ecologia da Paisagem) (IALE, 1998).



**Figura 2 – Representação da integração dos componentes socioeconômico, socioambiental e geográfico para a construção do mapa de destaque territorial.**

Um dos índices utilizados na literatura internacional para medir alterações da paisagem ao longo do tempo é o índice de hemerobia, que mede o nível de antropização da paisagem. As alterações ocorridas na cobertura da terra podem ser classificadas em nenhuma alteração, onde a paisagem é considerada “natural” ou com pouca antropização (ahemerobiotico); “quase natural”, com mais aspectos naturais do que artificiais (oligohemerobiotico); “semi (agri) natural”, com mais aspectos artificiais do que naturais (mesohemerobiotico); e as “agri-cultural” que são artificiais (euhemerobiotico) (JALAS, 1953 *apud* TROPPEMAIR, 1989; SUKOPP, 1972).

O índice de hemerobia é muito utilizado para associar classes de uso e cobertura da terra a níveis de antropização e intensificação do uso do solo em um dado momento no tempo (FUSHITA *et al.*, 2017). Essa análise permite avaliar o grau de antropização de diferentes paisagens e traz grande relevância internacional, visto que a perda global de biodiversidade e serviços ecossistêmicos é, cada vez mais, associada a pressões antrópicas associadas ao uso e à cobertura do solo.

### Componente de isolamento geográfico

A inclusão do componente espacial permitiu ao modelo considerar as regiões do Brasil não atendidas ou atendidas por poucos PPG na área de *Ciências Ambientais* da CAPES. A premissa é que a demanda por ações de ensino, pesquisa e extensão em regiões que não tenham tais PPG seja superior à demanda em regiões já amparadas pela CAPES.

Para o desenvolvimento do modelo, utilizou-se o operador Kernel, que estima a densidade espacial de ocorrência de um determinado evento (RYERSON; ARONOFF, 2010; BURROUGH; MCDONNELL, 1998). Esse operador gera uma superfície matricial de valores

### Análise multicritério

A análise multicritério consiste em um procedimento utilizado para auxiliar a tomada de decisão em sistemas complexos (SAATY, 1994) e, quando combinada com as geotecnologias, permite reduzir o tempo de análise, além de ilustrar as regiões de maior e menor viabilidade de implantação e desenvolvimento de projetos na forma de mapas, gráficos e tabelas (STICH *et al.*, 2011; NOBREGA, 2009; MALCZEWSKI, 1999).

O mapa dos índices de hemerobia gerado neste estudo foi construído a partir da associação entre os níveis de antropização do território brasileiro e as 31 classes de cobertura e uso do solo do IBGE (2012) reclassificadas para assumir valores entre 1 e 10 (Quadro 2). A nota máxima atribuída ao nível de antropização (10) foi designada às classes “floresta plantada” e “áreas urbanas”. Essa premissa simplifica a realidade, por não diferenciar a composição e a estrutura tanto das florestas plantadas quanto das áreas urbanas. Seguindo o mesmo princípio, os menores níveis de antropização (1 e 2) foram atribuídos às classes “corpos de água” e “matas/florestas naturais” (Quadro 2).

Além da reclassificação, realizou-se a reamostragem espacial do dado matricial. De forma análoga à componente socioeconômica, o mapa de hemerobia foi compilado com a resolução espacial de 500 m para compatibilizar os componentes e possibilitar a análise multicritério.

de densidade, ao aplicar-se uma análise espacial de vizinhança circular, para computar as ocorrências dos pontos dentro do raio de busca. Os valores variaram entre 0 (ausência total de pontos) e 1 (presença máxima de pontos), para cada posição analisada (*pixel*), e, posteriormente, foram reclassificados para o intervalo entre 1 e 10, para compatibilizar o critério de densidade geográfica com os outros componentes do modelo. O processo foi desenvolvido na plataforma Esri ArcGIS e o raio definido para o operador Kernel foi a distância média calculada entre os PPG da área de *Ciências Ambientais*. A Figura 3 apresenta um recorte do mapa de densidade de PPG do modelo proposto.

Neste trabalho, empregou-se álgebra de mapas (O’HARA; DAVIS; KLEISS, 2000) para combinar as três dimensões consideradas (Figura 4) (Equação 1). A variação dos pesos atribuídos a cada critério ( $p_1$ ,  $p_2$  e  $p_3$ ) possibilitou o cálculo de diferentes cenários para a escolha da solução mais apropriada.

$$\text{Destaque Territorial} = \text{Socioambiental} * p_1 + \text{Socioeconômico} * p_2 + \text{Geográfica} * p_3 \quad (1)$$

**Quadro 2 – Reclassificação do uso do solo em classes de hemerobia.**

Classe	Descrição da classe	Índice de hemerobia
1	Área entre 50 e 25% ocupada por estabelecimentos agropecuários	4
2	Área entre 25 e 10% ocupada por estabelecimentos agropecuários	3
3	Área com menos de 10% de ocupação por atividade agropecuária	2
4	Florestas plantadas	10
5	Área urbanizada	10
6	Pastagens + matas e/ou florestas	5
7	Pastagens	8
8	Lavouras + pastagens	7
9	Pastagens plantadas	9
10	Usos diversificados	5
11	Matas e/ou florestas + pastagens	7
12	Lavouras + matas e/ou florestas	5
13	Pastagens + lavouras	8
14	Lavouras temporárias	7
15	Matas e/ou florestas + lavouras	5
16	Lavouras	9
17	Outras coberturas e usos + usos diversificados	5
18	Matas e/ou florestas naturais	1
19	Pastagens naturais	2
20	Pastagens + sistemas agroflorestais	3
21	Lavouras permanentes	7
22	Sistemas agroflorestais + usos diversificados	4
23	Matas e/ou florestas	1
24	Pastagens + outras coberturas e usos	8
25	Outras coberturas e usos	5
26	Sistemas agroflorestais	3
27	Matas e/ou florestas + outras coberturas e usos	2
28	Uso de corpo d'água costeiro para pesca, aquicultura, lazer e turismo	1
29	Lavouras + outras coberturas e usos	9
30	Lavouras + sistemas agroflorestais	6
31	Matas e/ou florestas + sistemas agroflorestais	2

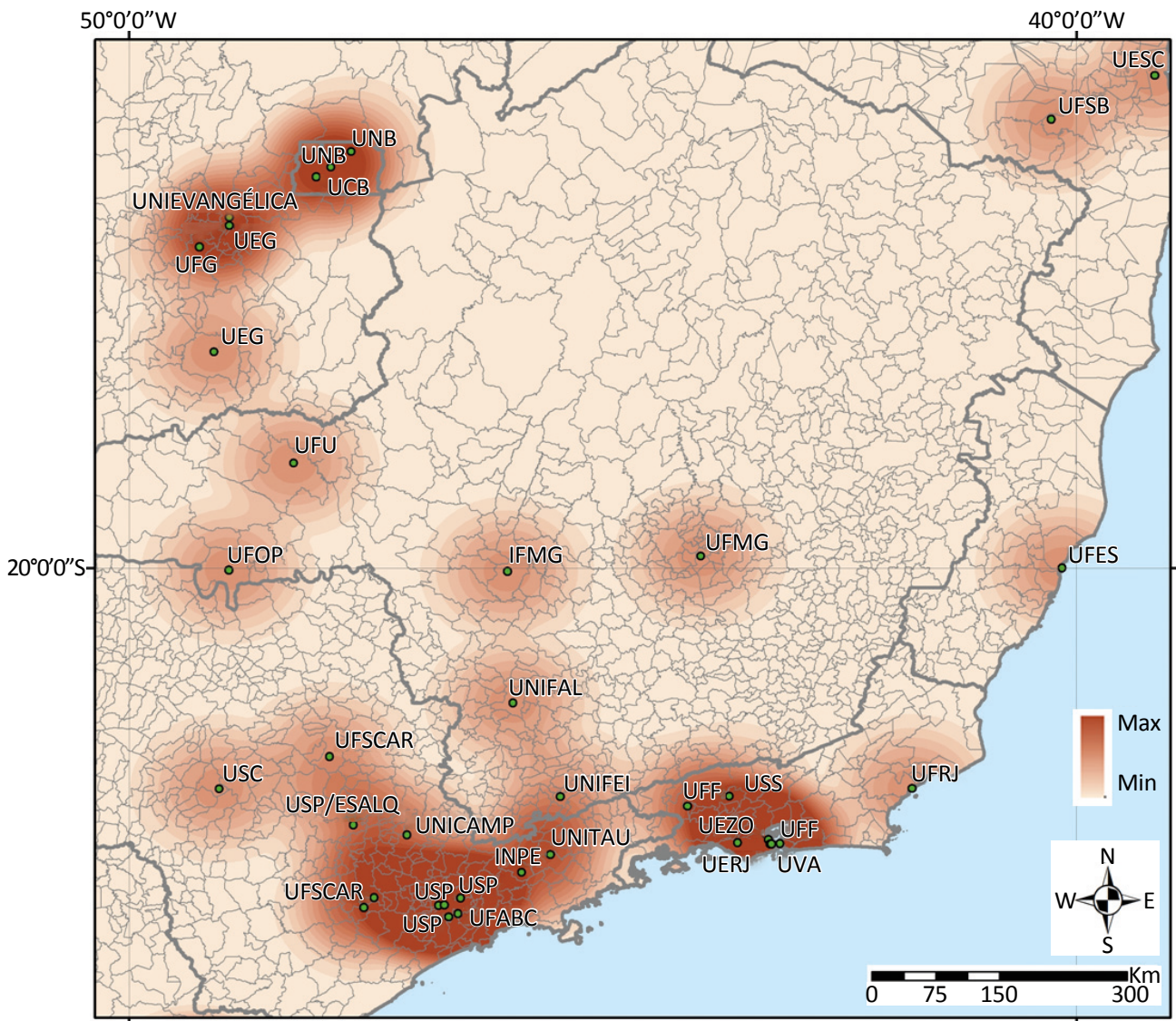
O resultado do processo de álgebra de mapas é um dado matricial, em que os valores atribuídos aos *pixels* correspondem à grandeza do fenômeno em análise. O produto é comumente denominado como superfície de custo acumulado, pois os valores dos *pixels* representam o custo de

oportunidade atribuído à posição geográfica de cada um deles. Quanto mais alto o valor, maior é o custo (ou esforço) a ser despendido para uma determinada ação, no contexto espacial do *pixel* em questão (NOBREGA, 2009; SADASIVUNI, 2009).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

A modelagem espacial proposta utilizou três critérios distintos para a construção do mapa de destaque territorial

e possibilitou a criação de cenários diversos, elaborados como alternativas para a "análise de sensibilidade"

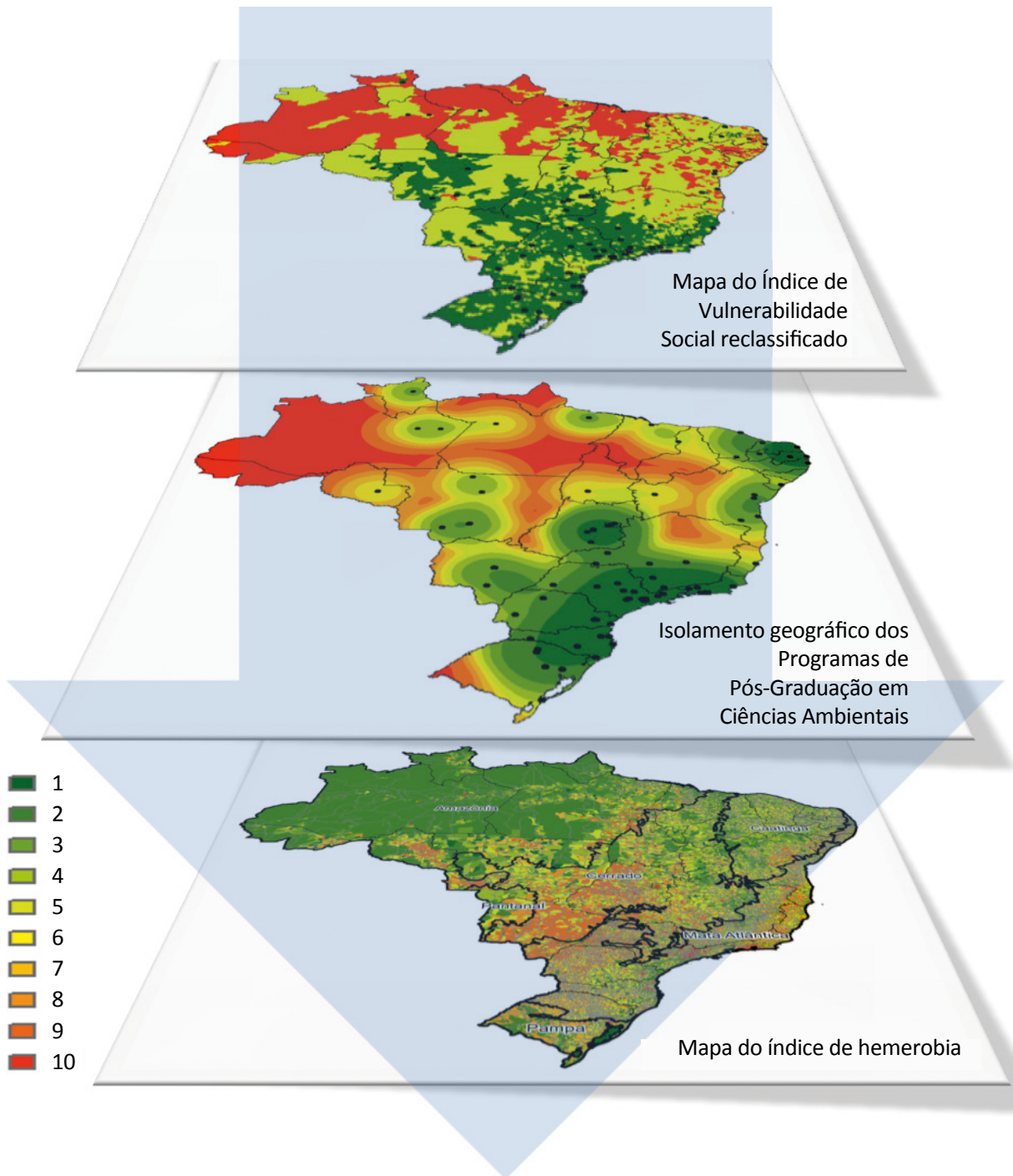


IPEA: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada PPG: Programas de Pós-Graduação

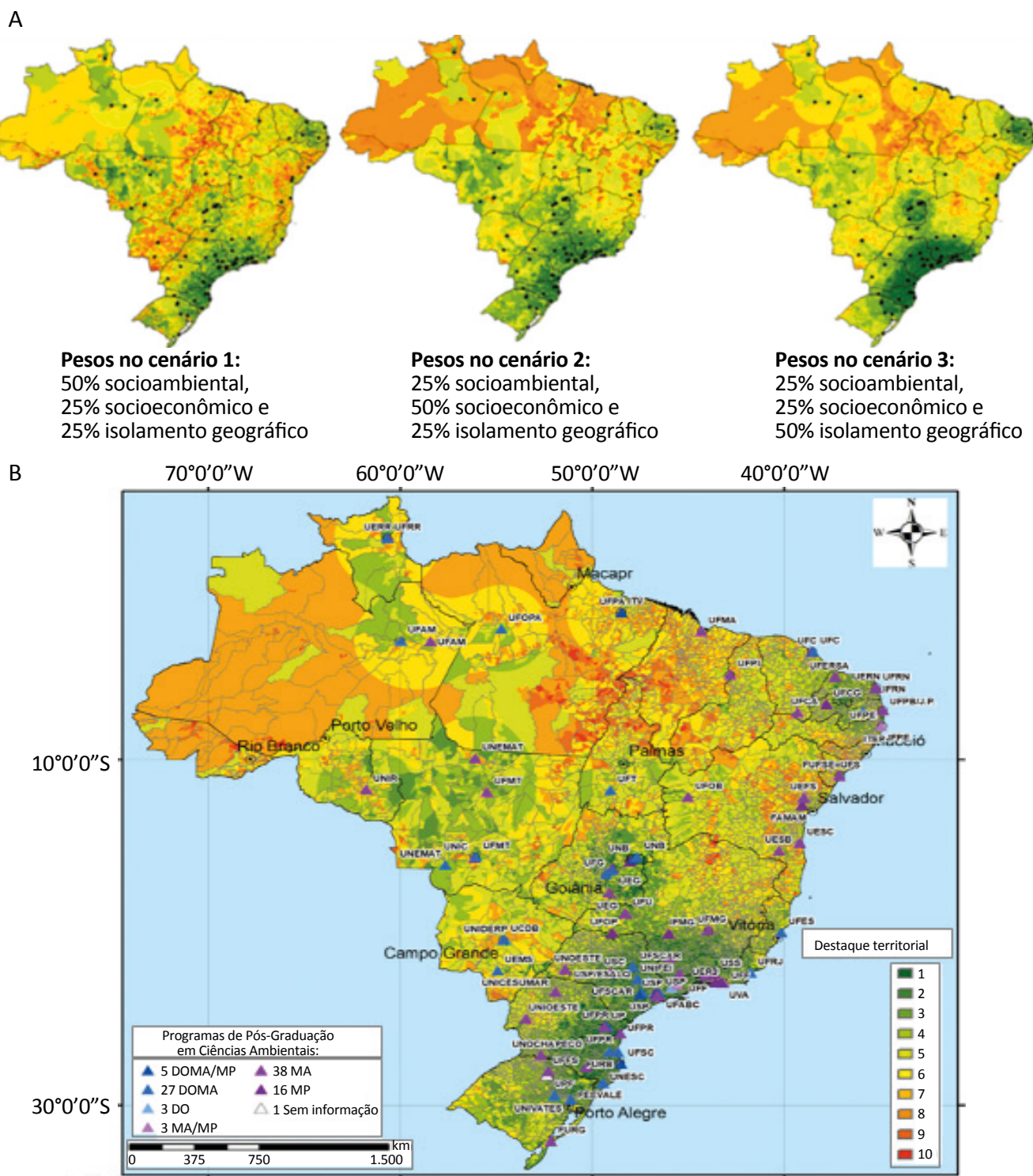
**Figura 3 – Recorte do mapa de densidade dos Programas de Pós-Graduação nas Ciências Ambientais da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior.**

aplicada na avaliação da inserção socioambiental dos PPG na área de *Ciências Ambientais*. A Figura 5 mostra os quatro cenários produzidos pela variação da atribuição de pesos (participação) das três dimensões consideradas.

O cenário 1 acentua a participação do critério socioambiental e, conseqüentemente, as regiões com índices de destaque territorial mais acentuados foram influenciadas pelo alto grau de antropização da



**Figura 4 – Mapas resultantes dos componentes socioeconômico, socioambiental e espacial para a composição do modelo multicritério.**



A. Cenários 1, 2 e 3: pesos diferenciados entre os componentes socioambiental, socioeconômico e isolamento geográfico.

B. Cenário 4: pesos iguais entre os componentes socioambiental, socioeconômico e isolamento geográfico.  
(DOMA: doutorado e mestrado acadêmico; DO: doutorado; MA: mestrado acadêmico; MP: mestrado profissional).

**Figura 5 – Mapas de destaque territorial com diferentes pesos atribuídos às dimensões socioeconômica, socioambiental e geográfica.**

paisagem revelado pela hemerobia. No cenário 2, predomina o critério socioeconômico e, portanto, as regiões de IVS mais acentuados contribuíram fortemente para elevar o índice de destaque territorial, particularmente na bacia amazônica. No cenário 3, prevalece o índice de isolamento geográfico dos PPG nas *Ciências Ambientais* e, nesse caso, nota-se que as regiões com concentração significativa de PPG possuem baixos índices de destaque territorial, ao passo que aquelas isoladas possuem valores mais elevados (Figura 5A).

### Aplicação do mapa de destaque territorial na tomada de decisão

O modelo proposto foi elaborado para auxiliar, de forma qualitativa, a tomada de decisão da Comissão de Avaliação Quadrienal 2017 dos PPG da área de *Ciências Ambientais* da CAPES durante o processo de avaliação

#### *Análise qualitativa: apoio na avaliação quadrienal 2017*

A Comissão de Avaliação Quadrienal 2017 dos PPG em *Ciências Ambientais* da CAPES utilizou o mapa de destaque territorial (Figura 5B) para conferir ao quesito *Inserção Social* uma métrica com interpretação qualitativa. Na ocasião, os consultores tiveram acesso ao mapa digital (cenário 4), com dez faixas de vulnerabilidade em escala de cores, e receberam também um roteiro utilizado na análise. Entre as classes 1 e 3 (predominância verde), considerou-se baixa vulnerabilidade socioeconômica e ambiental, de 4 a 7 (predominância amarela), média vulnerabilidade e de 8 a 10 (predominância vermelha), alta vulnerabilidade (Figura 5B).

A primeira etapa da análise de destaque territorial fazia referência à localização do PPG em relação ao município (capital, interior ou área de fronteira) e à espacialidade territorial em sua vizinhança, para identificar

#### *Análise quantitativa: alocação de bolsa de estudo no Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais da Universidade Federal de Minas Gerais*

Nos últimos anos, a coordenação do Instituto de Geociências e do PPG-AMSA/UFMG vem incorporando ações de fortalecimento e inserção do programa nos cenários nacional e internacional. Uma das ações é a chamada *nucleação*, que estimula a captação de estudantes de pós-graduação oriundos de áreas distantes da Região Metropolitana de Belo Horizonte, onde o curso é sediado.

Para minimizar discrepâncias decorrentes dos pesos atribuídos aos cenários 1, 2 e 3, adotou-se um quarto cenário (Figura 5B), no qual os três critérios obtivessem o mesmo grau de influência no resultado (pesos iguais). Como implicação, o mapa de destaque territorial cumpriu o papel de revelar demandas por investimentos e ações de fomento na perspectiva da coordenação da área de *Ciências Ambientais* da CAPES. Além disso, ele abrange toda a extensão territorial brasileira, com riqueza de detalhe em nível submunicipal.

quadrienal dos cursos de pós-graduação. Além dessa aplicação, o modelo também foi utilizado em uma análise quantitativa para apoiar a alocação de bolsas de estudo do Colegiado do PPG-AMSA da UFMG.

vulnerabilidades ou não da microrregião (estado e bioma). Na segunda etapa, o consultor identificava se o PPG estava inserido em área de vulnerabilidade, conforme as classes identificadas no mapa. Por último, uma análise qualitativa relacionava as informações descritas pelos PPG (projetos de pesquisa, teses ou dissertações, produções geradas, origem e perfil do discente/egresso) com o enfrentamento das vulnerabilidades socioeconômicas e socioambientais, sobretudo territoriais e microrregionais. A análise de destaque territorial considerou ainda a existência de PPG que poderiam contribuir com ações de enfrentamento de vulnerabilidades, ainda que não estejam fisicamente localizados em área de vulnerabilidade, utilizando-se informações como origem do discente, projetos de pesquisa, etc.

O objetivo do PPG-AMSA/UFMG é que as ações de nucleação possam atrair profissionais residentes preferencialmente em regiões com baixa oferta de vagas em cursos de pós-graduação em *Ciências Ambientais* e que a formação oferecida aos discentes possibilite o preenchimento de lacunas e a disseminação do conhecimento quando do retorno desses profissionais para suas regiões de origem. Nesse sentido, em seu último processo

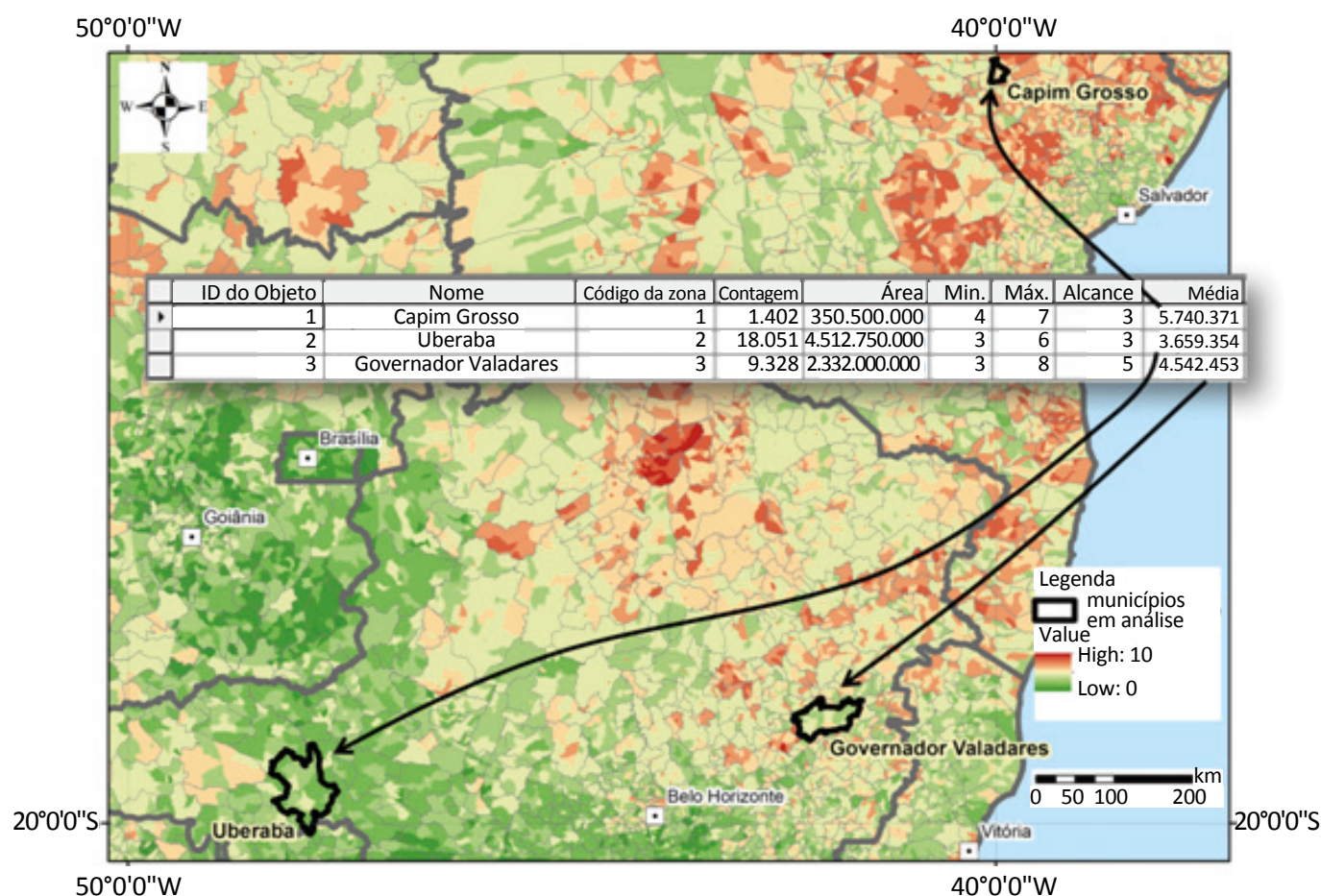


seletivo, o programa designou, em caráter singular, uma bolsa de estudos destinada a promover a nucleação. O critério de seleção do bolsista baseou-se na métrica de localização do município do candidato no mapa de destaque territorial, considerando-se os mesmos critérios do modelo proposto neste estudo (vulnerabilidade socioeconômica, ambiental e isolamento geográfico).

Três candidatos se inscreveram para a bolsa de nucleação, dois oriundos de municípios mineiros (Governador Valadares e Uberaba) e o outro, do Estado da Bahia (Capim Grosso). Após o lançamento dos polígonos dos municípios de origem dos candidatos sobre o mapa de destaque territorial, calculou-se o índice de

vulnerabilidade de cada município, admitindo-se o valor médio do território para a tomada de decisão. Quanto maior o índice, maior o destaque territorial da região para ações em prol do fortalecimento da ciência e da educação. Após consulta ao mapa de destaque territorial, a bolsa de nucleação foi destinada ao candidato oriundo do município de Capim Grosso (BA), por apresentar o maior índice de vulnerabilidade dentre os municípios de origem dos discentes que participaram do processo seletivo (Figura 6).

A seleção do bolsista transcorreu de forma serena, objetiva e transparente, com pleno apoio da Pró-Reitoria de Pós-Graduação da UFMG.



**Figura 6 – Recorte geográfico do mapa de destaque territorial aplicado na seleção de candidato à bolsa de nucleação do Programa de Pós-Graduação Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais da Universidade Federal de Minas Gerais para os ingressantes em 2018.**

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este artigo propõe uma metodologia para qualificar a inserção social dos PPG na área de *Ciências Ambientais* da CAPES, por meio da verificação do grau de vulnerabilidade socioeconômica e ambiental, designada ecossocioeconômica, dos municípios brasileiros e da utilização de técnicas de geotecnologia (modelagem espacial).

O modelo proposto integra três dimensões constituídas por critérios consolidados e robustos de análise territorial:

- socioeconômicos (IVS dos municípios brasileiros, elaborado pelo –IPEA);
- socioambientais (hemerobia calculada a partir dos dados de cobertura e de uso e ocupação do solo, disponibilizados pelo IBGE);
- isolamento geográfico (densidade da localização dos PPG em *Ciências Ambientais*).

Como resultado do modelo, tem-se o mapa de destaque territorial (escala nacional e detalhamento em nível municipal), que possibilita a visualização espacial dos PPG, bem como a identificação de vulnerabilidades regionais e do potencial de contribuição dos PPGs em suas áreas de influência.

Para validação do modelo, utilizou-se o mapa de destaque territorial para apoiar a tomada de decisão em duas oportunidades distintas. A primeira, no processo de avaliação quadrienal 2017 da área de *Ciências Ambientais* da CAPES, em relação à inserção social dos PPG (análise qualitativa), e a segunda na seleção de um candidato à bolsa de estudo do PPG-AMSA/UFMG, para a nucleação de estudantes procedentes de áreas em condição de vulnerabilidade socioeconômica e ambiental (análise quantitativa). Nos dois casos, obteve-se o êxito almejado.

Além das aplicações examinadas neste estudo, outras possibilidades de utilização do mapa de destaque territorial da CAPES são vislumbradas pela coordenação da área de *Ciências Ambientais*: diagnóstico de localidades prioritárias para indução de novos cursos; direcionamento de talentos humanos e recursos financeiros em editais destinados a áreas em condições de vulnerabilidade socioeconômica e ambiental; incentivo à criação de novas redes de pesquisa e de colaboração entre PPG inseridos em áreas mais vulneráveis e menos vulneráveis; mapeamento das atuações e dos impactos das pesquisas, do ensino e da extensão dos PPGs (âmbitos local, regional e nacional); e diagnóstico da inserção profissional dos egressos dos PPG (sobretudo os discentes procedentes de áreas vulneráveis).

Nesse sentido, a modelagem proposta constitui-se em uma metodologia inovadora, capaz de ampliar a capacidade de análise da área de *Ciências Ambientais* da CAPES, por meio da espacialização de critérios múltiplos, e inédita, pois não há literatura semelhante.

Embora o modelo apresentado seja robusto (capacidade de processamento e resultados) e flexível (possibilidade de adaptação e reprodutividade), os autores constataram a necessidade de inclusão de novos dados que possam apurar o levantamento das demandas regionais, seja pela qualidade da informação, seja pela sua atualização. Nesse sentido, identificou-se potencial para o aperfeiçoamento do modelo por meio do emprego de informações de cobertura do solo provenientes do Projeto MapBiomas (dados mais recentes e com maior resolução espacial). De forma análoga, uma alternativa a ser considerada para o componente de isolamento geográfico consiste na integração de outros dados, como distância entre o PPG e as agências de fomento e de capitais, a densidade de rodovias e o distanciamento de aeroportos, entre outros critérios.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à coordenação da área de Ciências Ambientais da CAPES o apoio, ao IBGE e ao

IPEA o fornecimento dos dados utilizados no trabalho, bem como ao CNPq o suporte à pesquisa.

## REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA AMBIENTAL EUROPEIA (AAE). *Programa CORINE Land Cover*. Europa: AAE, 2018. Disponível em: <[www.eea.europa.eu/publications/CORO-landcover](http://www.eea.europa.eu/publications/CORO-landcover)>. Acesso em: 31 jul. 2018.
- BELEM, A. L. G.; NUCCI, J. C. Hemerobia das paisagens: conceito, classificação e aplicação no bairro Pici - Fortaleza/CE. *Raega*, v. 21, p. 204-233, 2011.
- BRASIL. Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES). *Coleta Capes – Dados cadastrais dos programas*. Plataforma Sucupira. Brasil: CAPES, 2018. Disponível em: <<https://sucupira.capes.gov.br/sucupira/public/consultas/coleta/programa/listaPrograma.jsf;jsessionid=MEWq3XMIVqDJTKwUj2XpJBC+.sucupira-2182018>>. Acesso em: 26 jun. 2018.
- \_\_\_\_\_. Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES). Plano Nacional de Pós-Graduação (PNPG) 2011-2020. *Documentos Setoriais*. Brasília: CAPES, 2010. v. 2. Disponível em: <[www.capes.gov.br/images/stories/download/PNPG\\_Miolo\\_V2.pdf](http://www.capes.gov.br/images/stories/download/PNPG_Miolo_V2.pdf)>. Acesso em: 27 jun. 2018.
- BURROUGH, P.; MCDONNELL, R. *Principles of Geographic Information Systems*. Nova York: Oxford University Press, 1998. 333 p.
- CÂMARA, G.; MONTEIRO, A. M. V.; DRUCK, S.; CARVALHO, M. S. Análise espacial e geoprocessamento. In: DRUCKS, S.; CARVALHO M. S.; CÂMARA, G.; MONTEIRO, A. M. V. (Eds.). *Análise espacial de dados geográficos*. EMBRAPA, 2004.
- CARVALHO-RIBEIRO, S.; PINTO CORREIA, T.; PARACCHINI, M. L.; SCHÜPBACH, B.; ODE SANG, A.; VANDERHEYDEN, V.; SOUTHERN, A.; JONES, P.; CONTRERAS, B.; O'RIORDAN, T. Assessing the ability of rural agrarian areas to provide cultural ecosystem services (CES): A multi scale social indicator framework (MSIF). *Land Use Policy*, v. 53, p. 8-19, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.04.024>
- DIAS SOBRINHO, J. Avaliação ética e política em função da educação como direito público ou como mercadoria? *Educação & Sociedade*, v. 25, n. 88, p. 703-725, 2004. Disponível em: <[www.scielo.br/pdf/es/v25n88/a04v2588.pdf](http://www.scielo.br/pdf/es/v25n88/a04v2588.pdf)>. Acesso em: 27 jun. 2018.
- DONOVAN, C. The Australian Research Quality Framework: A live experiment in capturing the social, economic, environmental and cultural returns of publicly funded research. In: CORYN, C. L. S.; SCRIVEN, M. (Orgs.). *Reforming the Evaluation of Research. New Directions for Evaluation*, v. 118, p. 47-60, 2008.
- ESTOQUE, R. C.; MURAYAMA, Y. A worldwide country-based assessment of social-ecological status using the social-ecological status index. *Ecological Indicators*, v. 72, p. 605-614, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.047>
- EUROPEAN COMMISSION. European Research Area. *Assessing Europe's University-Based Research: Expert Group on Assessment of University-Based Research*. Bruxelas: European Commission, 2010. Disponível em: <[https://ec.europa.eu/research/science-society/document\\_library/pdf\\_06/assessing-europe-university-based-research\\_en.pdf](https://ec.europa.eu/research/science-society/document_library/pdf_06/assessing-europe-university-based-research_en.pdf)>. Acesso em: 28 jun. 2018.
- FERNANDES, V.; SAMPAIO, C. A. C. A natureza da problemática socioambiental. In: SILVA, S. D.; SAYAGO, D.; TONI, F.; CAMPOS, F. I. *Ensaio em ciências ambientais: crises riscos e racionalidades*. Rio de Janeiro: Garamond, 2016. v. 1. p. 153-166.
- FERRAZ, C. A. M.; VIEIRA, R. R. T.; BERBERIAN, C. F. Q.; DIAS FILHO, N.; NÓBREGA, R. A. A. O uso de geotecnologias como uma ferramenta para o Controle Externo. *Revista do Tribunal de Contas da União*, v. 133, p. 40-53, 2015.
- FERREIRA JUNIOR, J. I.; NOBREGA, R. A. A.; OLIVEIRA, L. K. Geographic data modeling to define alternative transport corridors to bypass the Metropolitan Region of Belo Horizonte: comparative scenarios. *Revista do Tribunal de Contas da União*, v. 137, p. 1-10, 2016.

- FURTADO, A. T.; BIN, A.; BONACELLI, M. B. M.; PAULINO, S. R.; MIGLINO, M. A.; CASTRO, P. F. D. Evaluation of the results and impacts of a social-oriented technology program in Brazil: the case of PROSAB (a sanitation research program). *Research Evaluation*, v. 18, n. 4, p. 289-300, 2009. <https://doi.org/10.3152/095820209X451014>
- FUSHITA, A. T. *Padrão espacial e temporal das mudanças de uso da terra e sua relação com indicadores da paisagem. Estudo de caso: bacia hidrográfica do médio rio Mogi-Guaçu superior/SP*. 228 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais)–Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2011.
- FUSHITA, A. T.; SANTOS, J. E.; ROCHA, Y. T.; ZANIN, E. M. Historical Land Use / Cover Changes and the Hemeroby Levels of a Bio-Cultural Landscape: Past, Present and Future. *Journal of Geographic Information System*, v. 9, n. 5, p. 576-590, 2017. <https://doi.org/10.4236/jgis.2017.95036>
- HAFFER, J. Ciclos de tempo e indicadores de tempos na história da Amazônia. *Estudos Avançados [conectados]*, v. 6, n. 15, p. 7-39, 1992. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0103-40141992000200002](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-40141992000200002)>. Acesso em: 31 ago. 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40141992000200002>
- HUMMELL, B. M. L.; CUTTER, S. L.; EMRICH, C. T. Social Vulnerability to Natural Hazards in Brazil. *International Journal of Disaster Risk Science*, v. 7, n. 2, p. 111-122, 2016. <https://doi.org/10.1007/s13753-016-0090-9>
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Monitoramento da cobertura e uso da terra do Brasil*. IBGE, 2012. Disponível em: <[www.ibge.gov.br/apps/monitoramento\\_cobertura\\_uso\\_terra/v1/](http://www.ibge.gov.br/apps/monitoramento_cobertura_uso_terra/v1/)>. Acesso em: 26 jun. 2018.
- INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (IPEA). *Atlas da vulnerabilidade social nos municípios brasileiros*. Brasília: IPEA, 2015. Disponível em: <[http://ivs.ipea.gov.br/images/publicacoes/ivs/publicacao\\_atlas\\_ivs\\_rm.pdf](http://ivs.ipea.gov.br/images/publicacoes/ivs/publicacao_atlas_ivs_rm.pdf)>. Acesso em: 26 jun. 2018.
- INTERNATIONAL ASSOCIATION LANDSCAPE ECOLOGY (IALE). *Boletim do Simpósio*. IALE, 1998. Disponível em: <[www.landscape-ecology.org/fileadmin/user\\_upload/content/bulletin/bulletin16\\_6e.pdf](http://www.landscape-ecology.org/fileadmin/user_upload/content/bulletin/bulletin16_6e.pdf)>. Acesso em: 1º ago. 2018.
- KRAKER, J. Social learning for resilience in social-ecological systems. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, v. 28, p. 100-107, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2017.09.002>
- LANG, S.; BLASCHKE, T. *Análise da paisagem com SIG*. São Paulo: Oficina de Textos, 2009.
- MALCZEWSKI, J. *GIS and Multi-criteria Decision Analysis*. Nova York, Wiley, 1999.
- NOBREGA, R. A. A. Geoprocessamento: a importância de conhecer o onde, o quando e o quanto no planejamento e gestão territorial e na definição de políticas públicas. *Fonte*, Belo Horizonte, v. 15, n. 19, p. 62-63, 2018.
- \_\_\_\_\_. Understanding Spatial-Criteria Decision Making: an analytical demonstration of AHP-based MCDM and how it is used in GIS. In: NATIONAL CONSORTIUM FOR REMOTE SENSING AND TRANSPORTATION ANNUAL MEETING, Memphis. *Memphis Workshop*. Memphis: National Consortium for Remote Sensing and Transportation Annual Meeting, 2009.
- NOBREGA, R. A. A.; BROOKS, C.; OHARA, C. G.; STICH, B. Multi-scale GIS Data-driven Method for Early Assessment of Wetlands Impacted by Transportation Corridors. In: ALAM, B. M. (Org.). *The Geographic Information System*. Rijeka: InTech, 2012. p. 20.
- O'HARA, C. G.; DAVIS, A. A.; KLEISS B. A. *A decision support system for prioritizing forested wetland restoration in the Yazoo Backwater Area, Mississippi, working paper*. Water Resources Investigation Report 00-4199. Pearl, MS: United States Geological Service, 2000.
- PENFIELD, T.; BAKER, M. J.; SCOBLE, R.; WYKES, M. C. Assessment, evaluations, and definitions of research impact: A review. *Research Evaluation*, v. 23, n. 1, p. 21-32, 2014. <https://doi.org/10.1093/reseval/rvt021>

RESEARCH EXCELLENCE FRAMEWORK (REF). Department for Employment and Learning. *Decisions on assessing research impact*. Reino Unido: REF, 2014. Disponível em: <[www.ref.ac.uk/2014/media/ref/content/pub/decisionsonassessingresearchimpact/01\\_11.pdf](http://www.ref.ac.uk/2014/media/ref/content/pub/decisionsonassessingresearchimpact/01_11.pdf)>. Acesso em: 28 jun. 2018.

RÜDISSER, J.; TASSER, E.; TAPPEINER, U. Distance to nature – A new biodiversity relevant environmental indicator set at the landscape level. *Ecological Indicators*, v. 15, n. 1, p. 208-216, 2012. <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.09.027>

RYERSON, B.; ARONOFF, S. *Why 'Where' Matters: Understanding and Profiting from GPS, GIS, and Remote Sensing*. Manotik: Kim Geomatics Corporation, 2010. 379 p.

SAATY, T. L. *Fundamentals of Decision Making and Priority Theory with the AHP*. Petersburg: RWS Publications, 1994.

SADASIVUNI, R.; NOBREGA, R. A. A.; OHARA, C. G.; DUMAS, J. A Transportation Corridor Case Study for Multi-Criteria Decision Analysis. In: AMERICAN SOCIETY OF PHOTOGRAMMETRY AND REMOTE SENSING ANNUAL MEETING, 2009, Baltimore. *Proceedings of 75th ASPRS annual meeting*. Baltimore, 2009.

SAMPAIO, C. A. C.; CORTEZ, J. S. A.; SCHIMITT, J. L. *Documento de área - Ciências Ambientais*. Brasília: CAPES, 2016. Disponível em: <[www.capes.gov.br/images/documentos/Documentos\\_de\\_area\\_2017/49\\_CAMB\\_docarea\\_2016\\_publ2.pdf](http://www.capes.gov.br/images/documentos/Documentos_de_area_2017/49_CAMB_docarea_2016_publ2.pdf)>. Acesso em: 26 jun. 2018.

SAMPAIO, C. A. C.; CORTEZ, J. S. A.; SCHIMITT, J. L. *Relatório de Avaliação Quadrienal - Ciências Ambientais*. Brasília: CAPES, 2017. Disponível em: <[www.capes.gov.br/images/stories/download/avaliacao/relatorios-finais-quadrienal-2017/20122017-CIENCIAS-AMBIENTAIS-quadrienal.pdf](http://www.capes.gov.br/images/stories/download/avaliacao/relatorios-finais-quadrienal-2017/20122017-CIENCIAS-AMBIENTAIS-quadrienal.pdf)>. Acesso em: 26 jun. 2018.

SOBRAL, M. C. M.; SAMPAIO, C. A. C.; FERNANDES, V.; PHILIPPI JR., A. Práticas interdisciplinares em ciências ambientais. In: PHILIPPI JR., A.; FERNANDES, V. *Práticas da interdisciplinaridade no ensino e pesquisa*. Barueri: Manole, 2014.

SPAGNOLO, F.; SOUZA, V. C. O que mudar na avaliação da CAPES? *Revista Brasileira de Pós-graduação*, v. 1, n. 2, p. 8-34, 2004. <http://dx.doi.org/10.21713/2358-2332.2004.v1.38>

SPAAPEN, J.; DROOGE, L. Introducing 'productive interactions' in social impact assessment. *Research Evaluation*, v. 20, n. 3, 2011, p. 211-218.

STICH, B.; HOLLAND, J. H.; NOBREGA, R. A. A.; O'HARA C. G. Using multi-criteria decision making to highlight stakeholders values in the corridor planning process. *Journal of Transport and Land Use*, v. 4, n. 3, p. 105-118, 2011. <http://dx.doi.org/10.5198/jtlu.v4i3.171>

SUKOPP, H. Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluss des Menschen. *Berichte über Landwirtschaft*, 50/H.1, p. 112-139, 1972.

TROPPEMAIR, H. *Biogeografia e Meio Ambiente*. Rio Claro: Technical Books, 1989. 258 p.

WALZ, U.; STEIN, C. Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany. *Journal for Nature Conservation*, v. 22, n. 3, p. 279-289, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2014.01.007>

WELLMANN, T.; HAASE, D.; KNAPP, S.; SALBACH, C.; SELSAM, P.; LAUSCH, A. Urban land use intensity assessment: The potential of spatio-temporal spectral traits with remote sensing. *Ecological Indicators*, v. 85, p. 190-203, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.10.029>



# DETERMINAÇÃO DE METAIS EM UM SISTEMA ESTUARINO: *LAGUNCULARIA RACEMOSA* COMO UM POTENCIAL INDICADOR DE CONTAMINAÇÃO

## QUANTIFICATION OF METAL CONCENTRATIONS IN AN ESTUARINE SYSTEM: *LAGUNCULARIA RACEMOSA* AS A POTENTIAL INDICATOR OF CONTAMINATION

### Thaise Alves dos Santos

Licenciada em Química pelo Instituto Federal da Bahia (IFBA Porto Seguro), Especialista em Ciência e Tecnologia Ambiental pelo IFBA Porto Seguro – Porto Seguro (BA), Brasil.

### Thalita Maciel Bomfim

Licenciada em Química pelo Instituto Federal da Bahia (IFBA Porto Seguro), Especialista em Ciência e Tecnologia Ambiental pelo IFBA Porto Seguro – Porto Seguro (BA), Brasil.

### Fabiano Santos Silva

Licenciado em Química pelo Instituto Federal da Bahia (IFBA Porto Seguro), Especialista em Ciência e Tecnologia Ambiental pelo IFBA Porto Seguro – Porto Seguro (BA), Brasil.

### Allison Gonçalves Silva

Licenciado em Química pela Universidade Federal da Bahia (UFBA), Doutor em Química pela UFBA, Docente do Instituto Federal da Bahia (IFBA Porto Seguro) – Porto Seguro (BA), Brasil.

### Marcus Luciano Souza de Ferreira Bandeira

Químico pela Universidade Federal da Bahia (UFBA), Doutor em Química pela UFBA, Docente do Instituto Federal da Bahia (IFBA Porto Seguro) – Porto Seguro (BA), Brasil.

### Raildo Mota de Jesus

Engenheiro Agrônomo pela Universidade Federal da Bahia (UFBA). Doutor em Química Analítica pela UFBA. Docente da Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC) – Ilhéus (BA), Brasil.

### Leonardo Dias Nascimento

Gestor Ambiental pela Universidade Norte do Paraná (UNOPAR), Mestre em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente pela Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), Técnico de Laboratório do Instituto Federal da Bahia (IFBA Porto Seguro) – Porto Seguro (BA), Brasil.

#### Endereço para correspondência:

Leonardo Dias Nascimento - Rodovia BR 367, km 57,5, s/n – Fontana I - CEP 45810-000 - Porto Seguro (BA), Brasil – E-mail: leonardo.dias@ifba.edu.br

Recebido em: 06/06/2018

Aceito em: 08/09/2018

## RESUMO

Este estudo teve como principal objetivo utilizar *Laguncularia racemosa* como bioindicador da presença de metais no manguezal do estuário do rio Buranhém, na cidade de Porto Seguro, extremo sul da Bahia. Para tanto, coletaram-se folhas verdes e amarelas dessa planta em quatro pontos do estuário. Essas amostras passaram por digestão ácida (método 3050-B da United States Environmental Protection Agency — USEPA) para posterior quantificação de metais via espectrometria de emissão ótica com plasma indutivamente acoplado (ICP OES). Os valores mínimos e máximos para as concentrações de metais encontradas foram, respectivamente, em mg.kg<sup>-1</sup>: Cr: 0,29 a 2,90; Mn: 7,92 a 72,13; Fe: 74,07 a 392,67; Ni: 0,25 a 1,24; Cu: 0,18 a 1,19; Zn: 6,62 a 16,93; Sr: 47,09 a 167,28; Cd: 0,06 a 36,42; Ba: 3,20 a 17,24; e Pb: 2,59 a 145,90. Os resultados obtidos indicam que a *Laguncularia racemosa* constitui um bioindicador de metais de potencial relevância no que diz respeito à qualidade de ecossistemas estuarinos.

**Palavras-chave:** mangue branco; bioindicadores; poluição ambiental; contaminação por metais.

## ABSTRACT

This study had as main objective to use *Laguncularia racemosa* as a bioindicator of the presence of metals in the mangrove of the Buranhém river's estuary, in the city of Porto Seguro, southern Bahia, in May 2017. For this purpose, green and yellow leaves from this plant were collected at four points in the estuary. These samples underwent acid digestion (USEPA 3050-B method) for further quantification of metals by ICP OES. The minimum and maximum values for the concentration of metals found were, respectively (mg kg<sup>-1</sup>): Cr: 0,29 - 2,90; Mn: 7,92 - 72,13; Fe: 74,07 - 392,67; Ni: 0,25 - 1,24; Cu: 0,18 - 1,19; Zn: 6,62 - 16,93; Sr: 47,09 - 167,28; Cd: 0,06 - 36,42; Ba: 3,20 - 17,24; and Pb: 2,59 - 145,90. The results indicate that *Laguncularia racemosa* is a bioindicator of metals with a relevant potential regarding the quality of mangrove ecosystems.

**Keywords:** white mangrove; bioindicators; environment pollution; contamination by metals.

## INTRODUÇÃO

Os manguezais são ecossistemas costeiros que se encontram distribuídos em regiões de clima tropical e subtropical e se formam em locais de encontro fluvio-marinho. A quarta maior extensão de manguezal do mundo se encontra no Brasil, apesar de se estimar que cerca de 25% dos manguezais brasileiros já tenham sido extintos. Estão entre as principais causas dessa destruição a busca exacerbada pelo crescimento econômico, caracterizado principalmente pela especulação imobiliária, a aquicultura e o turismo (SEMADS, 2001; PRATES; GONÇALVES; ROSA, 2012; OLIVEIRA & KLEIN, 2015).

A vegetação endêmica de manguezal (o mangue) engloba espécies adaptadas à água salobra e aos solos pouco oxigenados. Entre as principais espécies de plantas de manguezal brasileiras estão a *Rhizophora mangle* (mangue vermelho), a *Avicennia schaueriana* (mangue preto) e a *Laguncularia racemosa* (mangue branco) (SEMADS, 2001; NANNI & NANNI, 2005; OLIVEIRA & KLEIN, 2015; ALVARENGA; BOTOSSO; SOFFIATTI, 2017; GARCIA et al., 2017).

Os manguezais têm extrema importância ambiental, uma vez que são berçário e *habitat* natural para diversas espécies de plantas e animais que o utilizam como fonte de alimento e local de reprodução, de crescimento e de proteção contra predadores — além disso, protegem a linha costeira, atuam como filtro biológico natural e auxiliam no ciclo de diversos nutrientes. A relevância econômico-social do manguezal está relacionada principalmente à grande quantidade de famílias que o utilizam como principal forma de subsistência por meio da pesca artesanal de espécies animais de altos valores econômico e nutricional que nele residem (SEMADS, 2001; SANDILYAN & KATHIRESAN, 2014; 2015; LIMA, 2015; SANTOS et al., 2016; KULKARNI; DEOBAGKAR; ZINJARDE, 2018; SOUZA et al., 2018). A preservação de ecossistemas de manguezal tem imensa relevância; no entanto, diante do intenso processo de globalização atual, manter o equilíbrio ambiental e satisfazer as necessidades e os caprichos da sociedade, simultaneamente, é uma proposta desafiadora, pois, por menores que sejam, as alterações de parâmetros ambientais podem acarretar desestabilização, modificação e até mesmo extinção de espécies ou ecossistemas inteiros (RICKLEFS, 2003; KULKARNI; DEOBAGKAR; ZINJARDE, 2018).

A aplicação de compartimentos bióticos na avaliação e no monitoramento de impactos ambientais tem aumentado largamente devido à grande capacidade de retenção de contaminantes por espécies variadas de seres vivos que podem atuar como bioindicadores (PEDROSO, 2007; USMAN; ALKREDAA; AL-WABEL, 2013; ZHANG et al., 2015; WU et al., 2016). Estes são organismos utilizados como ferramenta em método indireto de verificação da poluição em certo local que integram a biota de determinada região que está em estudo (CARNEIRO, 2004). Diversas pesquisas apontam para a eficácia da aplicação de compartimentos bióticos e abióticos como bioindicadores da presença de elementos traço em ecossistemas de manguezal (GUILHERME, 2005; BAGLIANO, 2012; BODIN et al., 2013; CHOWDHURY et al., 2017; ORTEGA; CUSTÓDIO; ZANOTTO, 2017; ORTEGA et al., 2017; PALLIYATH; AM; PUTHUR, 2017; WU et al., 2017).

De acordo com Pendias e Pendias (2001), as plantas têm um importante papel no ciclo dos elementos traço e também na biomagnificação destes, pois podem acumular substâncias sobre seus tecidos ou no interior deles, funcionando como um intermediário entre os contaminantes dos solos, das águas e do ar e os seres humanos e animais. Essa característica se revela principalmente devido a muitas plantas serem capazes de desenvolver alta resistência às grandes quantidades de elementos traço que chegam a elas através de atividades antropogênicas. Desse modo, o lançamento de contaminantes nos manguezais pode levar à entrada de substâncias e elementos nocivos nas cadeias tróficas, pois estes podem ficar disponíveis em suspensão no ambiente ou serem absorvidos por plantas, passando então a integrar a cadeia alimentar no ecossistema poluído. Diversos autores investigaram o bioacúmulo de metais em animais de manguezal, bem como a relação entre a presença dos contaminantes inorgânicos na água, nos sedimentos e nas plantas e a translocação dessas substâncias nos diferentes compartimentos do ecossistema. A ingestão de plantas contaminadas ou contaminantes dispersos na água pelos organismos potencializa o risco de intoxicação em pessoas que consomem esses animais (SEMADS, 2001; RAMOS & GERALDO, 2007; GONÇALVES; FREIRE; NASCIMENTO NETO, 2007; SARKAR et al., 2008; TAKAHASHI, 2008; BODIN et al., 2013; CHENG & YAP, 2015; MARANHO et al., 2015; NASCIMENTO, 2015; NAIDOO,

2016; MANURUNG et al., 2017; ORTEGA; CUSTÓDIO; ZANOTTO, 2017; ORTEGA et al., 2017; RUMISHA et al., 2017; SANTOS et al., 2017; WU et al., 2017).

A presença de alguns elementos traço na natureza é imprescindível desde que nas concentrações adequadas, pois alguns deles possuem funções essenciais no metabolismo dos seres vivos. Outros elementos, no entanto, podem acarretar danos ou não apresentam funções biológicas conhecidas, representando assim alto risco ao meio ambiente e à saúde humana (GUILLERME et al., 2005). Os metais podem ser encontrados naturalmente nos ecossistemas, porém suas propriedades químicas é que dirão se eles serão mais ou menos absorvidos pela biota (LIMA & MERÇON, 2011). A toxicidade desses elementos e sua acumulação nos organismos dependem tanto da sua concentração no ambiente quanto da sua biodisponibilidade, isto é, da quantidade relativa de contaminante que está disponível para ser absorvida por organismos vivos e passar a integrar seus processos metabólicos (MILAZZO, 2011). A fração desses elementos disponível no meio pode ser avaliada pelo uso de bioindicadores, e sua fitotoxicidade depende especificamente de cada elemento traço, de cada espécie de planta e da dinâmica de cada ecossistema em estudo (PENDIAS & PENDIAS, 2001; CARNEIRO, 2004).

Diferentes espécies de plantas de manguezal vêm sendo utilizadas com o propósito de indicar a presença de contaminantes inorgânicos e orgânicos em manguezais de diversos países, além de serem potenciais ferramentas para a remoção ou a imobilização de contaminantes orgânicos e inorgânicos (SOUZA et al., 2015; ANALUDDIN et al., 2017; CHOWDHURY et al., 2017; QIU & QIU, 2017). Moreira et al. (2016) analisaram estratégias de biorremediação para retirada de derivados do petróleo na presença de metais em manguezais simulados, concluindo que o processo de fitorremediação com *Avicennia schaueriana* apresentou ótima eficiência na retirada do poluente orgânico, apresen-

tando taxa de remoção de 89%, com baixa influência da presença de metais no procedimento. Palliyath, Am e Puthur (2017) avaliaram meios de minimizar os principais poluentes que atingem o manguezal valendo-se de mecanismos naturais desenvolvidos pelas plantas para a evasão ou exclusão, excreção e acumulação de substâncias potencialmente perigosas. Os estudiosos afirmam que métodos de fitorremediação constituem uma estratégia promissora para restringir a toxidez de metais em manguezais, principalmente a fitoextração e a fitoestabilização, sendo ainda pouco onerosos e inovadores. Há ainda diversos outros trabalhos que abordam o uso de plantas e animais de manguezal na verificação da contaminação de manguezais (SOUZA et al., 2014a; SOUZA et al., 2014b; CHOWDHURY et al., 2015; SOUZA et al., 2015; DOBBS et al., 2016; KAEWTUBTIM et al., 2016; MARCHAND; FERNANDEZ; MORETON, 2016; ANALUDDIN et al., 2017; BILLAH et al., 2017; CHOWDHURY et al., 2017; DAI et al., 2017; DUARTE et al., 2017; NGUYEN et al., 2016; QIU & QIU, 2017).

Dessa forma, observa-se que a presença de metais tóxicos em ecossistemas aquáticos pode ser avaliada mediante o uso de plantas, como no manguezal. Verifica-se que, nos principais trabalhos, o indicativo de poluição e contaminação se dá mediante a avaliação de Fe, Ni, Pb, Cd, Cr e Cu, caracterizando o local e indicando o quanto a ação antrópica atua, por meio do uso de plantas bioindicadoras presentes em manguezal.

Levando-se em consideração os aspectos e dados apresentados acerca do ecossistema de manguezal, este estudo teve como principal objetivo utilizar *Laguncularia racemosa* como bioindicador da presença de metais num manguezal do estuário do rio Buranhém, na cidade de Porto Seguro, extremo sul da Bahia, visando assim contribuir para a minimização de efeitos nocivos no ecossistema avaliado através da compilação de informações que servirão de base para estudos futuros que proponham a mitigação da área em estudo.

## MATERIAIS E MÉTODOS

O manguezal selecionado para estudo situa-se no estuário do Rio Buranhém, na cidade de Porto Seguro, na Bahia. Foram estabelecidos quatro pontos como estações de amostragem e estas foram georreferenciadas utilizando-se Global Positioning System (GPS): ponto 1 (P1): 16°27'10.54" S e 39°04'03.99" O; pon-

to 2 (P2): 16°27'21.55" S e 39°4'7.11" O; ponto 3 (P3): 16°27'32.81" S e 39°3'58.39" O; ponto 4 (P4): 16°26'59.26" S e 39°4'3.73" O (Figura 1). Os pontos foram selecionados visando à verificação da presença de metais em locais onde há grande influência antrópica.



A metodologia de coleta das amostras foi adaptada de Gonçalves (2010). Em cada ponto de coleta, foram determinados, *in situ*, parâmetros físico-químicos das águas superficiais contíguas à região de amostragem: temperatura, potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD), salinidade, condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos (STD), utilizando-se sonda multiparamétrica HANNA (modelo HI 9828).

Para a avaliação das concentrações de metais ao longo do estuário em estudo, foram coletadas, aleatoriamente, amostras de cerca de 60 folhas verdes (FV) e 60 amarelas (FA) de até 5 árvores de *Laguncularia racemosa* (altura superior a 1,5 metros) por ponto de coleta, em maio de 2017. As folhas foram colhidas manualmente durante a baixa-mar, em maré de sizígia, em período chuvoso — índice pluviométrico mensal: 191,1 mm (ICEA, 2017) —, acondicionadas em sacos plásticos estéreis, identificadas e preservadas em recipiente térmico. Em laboratório, as amostras tiveram

largura e comprimento medidos com paquímetro digital; em seguida, foram lavadas com água deionizada para retirada de impurezas, pesadas e secas em estufa com recirculação de ar a 65°C, até se obter peso constante. A secagem das amostras em estufa foi realizada colocando-se aproximadamente 20 folhas de cada amostra em saco de papel pardo com pequenos furos.

Após a secagem, as amostras foram trituradas e, em seguida, passaram por um procedimento de abertura com ácido nítrico ( $\text{HNO}_3$ ), peróxido de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) e ácido clorídrico (HCl) realizado conforme metodologia 3050-B da United States Environmental Protection Agency (USEPA). A quantificação dos metais cromo (Cr), manganês (Mn), ferro (Fe), níquel (Ni), cobre (Cu), zinco (Zn), estrôncio (Sr), cádmio (Cd), bário (Ba) e chumbo (Pb) foi realizada em triplicata, empregando-se espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP OES — modelo 710 ES Varian, Mulgrave, Austrália), equipado com

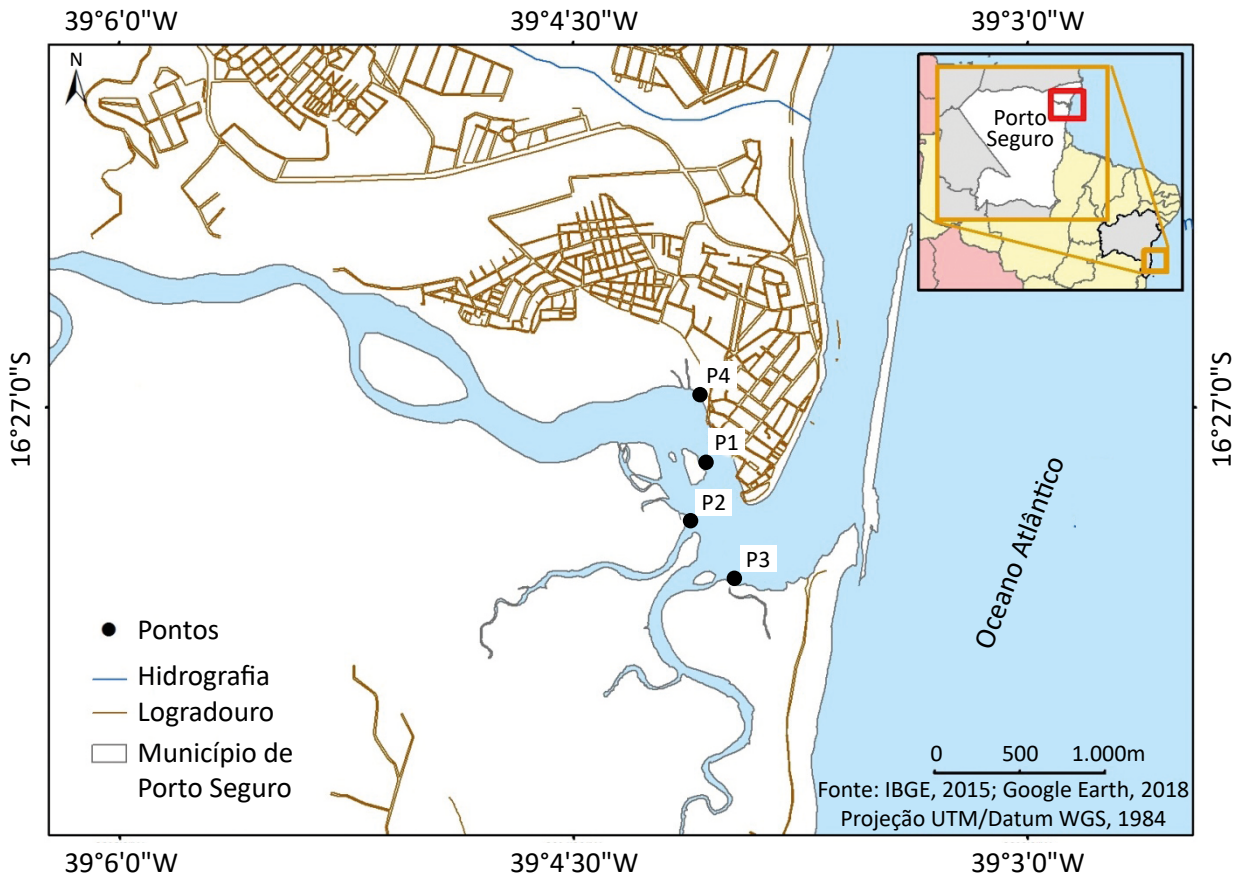


Figura 1 – Localização da área de estudo e pontos de coleta das amostras.

nebulizador concêntrico *sea spray* Agilent (Santa Clara, EUA), câmara de nebulização ciclônica *single pass* Varian (Mulgrave, Austrália) e tocha Varian (Mulgrave, Austrália) com configuração axial e detector de estado sólido com arranjo charge-couple device (CCD – dispositivo de carga acoplada). As linhas analíticas de emissão selecionadas para determinação dos analitos foram Cr (267,716 nm), Mn (257,610 nm),

Fe (259,940 nm), Ni (231,604 nm), Cu (327,395 nm), Zn (213,857 nm), Sr (407,771 nm), Cd (214,439 nm), Ba (455,403 nm) e Pb (220,353 nm). Foi realizada calibração externa com padrão multielementar na concentração de 1000 mg.L<sup>-1</sup> — este foi utilizado para diluição sucessiva para a curva de calibração na faixa de 0,1 a 5 mg.L<sup>-1</sup> para quantificação das concentrações dos metais em estudo.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Em todas as estações de amostragem, o pH e a salinidade das águas superficiais se enquadraram nos parâmetros para água salobra de classe I estabelecidos pela Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (BRASIL, 2005) (pH: 6,5–8,5; salinidade: > 0,5 e < 30‰), com o pH apresentando valores de 6,88, 6,80, 6,58 e 6,75 e a salinidade, de 2,94, 2,38, 0,96 e 0,82‰ para os pontos 1, 2, 3 e 4, respectivamente. Os níveis de oxigênio dissolvido (OD) ficaram abaixo do estabelecido pelo CONAMA ( $\geq 5$  mg.L<sup>-1</sup> de O<sub>2</sub>) para 2 e 3 (4,72 e 4,83 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente) e dentro do normal para 1 e 4 (5,21 e 5,50 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente), o que pode estar associado à atividade de depuração de matéria orgânica nos pontos estudados; esses valores foram, em geral, mais elevados que os encontrados por Souza *et al.* (2014a) em manguezais de cidades do Espírito Santo. Não há padrões legalmente estabelecidos para a temperatura, a condutividade elétrica e a quantidade de sólidos totais dissolvidos (STD) em águas salobras, no entanto, pode-se observar que a temperatura nos pontos de coleta manteve-se estável (26°C), já a condutividade elétrica foi consideravelmente mais elevada em 1 e 2 (5.360 e 4.510  $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ , respectivamente) e mais baixa para 3 e 4 (1.820 e 1.650  $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ ,

respectivamente), o que pode estar associado ao maior percentual de salinidade e à maior quantidade de STD nesses locais (2.717 e 2.275 mg.L<sup>-1</sup> para 1 e 2 e 892 e 872 mg.L<sup>-1</sup> para 3 e 4, respectivamente) (BRASIL, 2005).

A variação do comprimento e da largura de folhas de plantas vem sendo utilizada como um indicador de qualidade ambiental. A medição das amostras de *Laguncularia racemosa* coletadas (Figura 2) indicou que as FV apresentaram valores médios de comprimento e de largura maiores que as FA (com clorose).

Na análise biométrica das folhas, obtiveram-se os seguintes valores médios de comprimento e largura, respectivamente: ponto 1 (FV: 8,81 cm × 4,61 cm e FA: 8,10 cm × 4,09 cm); ponto 2 (FV: 9,37 cm × 5,11 cm e FA: 7,41 cm × 4,49 cm); ponto 3 (FV: 8,49 cm × 4,92 cm e FA: 7,80 cm × 4,18 cm); e ponto 4 (FV: 9,34 cm × 5,21 cm e FA: 8,41 cm × 4,69 cm). Esses tamanhos foram semelhantes aos observados por Gonçalves (2010) para folhas de *L. racemosa* de manguezais de Tinharé e Boipeba, na Bahia.

A clorose, cor amarelada nas folhas das plantas, é comum naquelas de idade avançada, no entanto, também



Figura 2 – Folhas de *Laguncularia racemosa*: (A) verdes e (B) amarelas (com clorose).

pode ser desenvolvida nas jovens. Entre os diversos fatores que podem levar ao desenvolvimento de clorose em algumas espécies de plantas está a deficiência ou o excesso de nutrientes e outros elementos químicos, como os metais (PENDIAS & PENDIAS, 2001). Seria incomum considerar as folhas amarelas mais velhas, uma vez que estas apresentaram tamanhos médios inferiores aos das verdes em todos os locais de amostragem;

logo se pode supor que a clorose observada foi ocasionada pela deficiência de nutrientes ou pelo acúmulo de algum outro elemento nas plantas em estudo.

Na Tabela 1, encontram-se os resultados obtidos na análise das amostras das folhas de mangue branco, na qual foram ponderadas as concentrações dos metais Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Sr, Cd, Ba e Pb.

**Tabela 1 – Concentração de metais (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Sr, Cd, Ba e Pb) em folhas verdes e amarelas de *Laguncularia racemosa*, coletadas no estuário do rio Buranhém, Porto Seguro, Bahia, Brasil.**

Pontos de coleta	<i>L. racemosa</i>	Metais (mg.kg <sup>-1</sup> )									
		Cr	Mn	Média ± desvio padrão						Ba	Pb
				Fe	Ni	Cu	Zn	Sr	Cd		
I	Folhas verdes	0,44 ± 0,05	29,13 ± 0,19	74,07 ± 0,88	< LD	0,53 ± 0,33	8,42 ± 0,54	67,29 ± 0,72	0,06 ± 0,04	3,20 ± 0,04	5,21 ± 0,24
	Folhas amarelas	0,55 ± 0,04	51,06 ± 0,12	256,14 ± 0,85	0,66 ± 0,08	1,10 ± 0,15	16,93 ± 0,36	147,53 ± 0,79	0,11 ± 0,02	11,22 ± 0,04	4,95 ± 0,06
II	Folhas verdes	0,32 ± 0,10	7,92 ± 0,06	96,48 ± 0,72	< LD	0,98 ± 0,26	10,57 ± 0,06	47,09 ± 0,01	< LD	4,18 ± 0,03	2,59 ± 0,13
	Folhas amarelas	0,72 ± 0,09	11,72 ± 0,07	139,42 ± 0,75	0,25 ± 0,08	0,39 ± 0,07	9,33 ± 0,02	91,16 ± 1,24	0,56 ± 0,04	6,08 ± 0,03	8,79 ± 0,70
III	Folhas verdes	0,29 ± 0,07	20,89 ± 0,24	85,35 ± 6,66	< LD	1,19 ± 0,21	9,87 ± 0,23	62,28 ± 0,57	36,42 ± 0,32	3,69 ± 0,29	145,90 ± 1,55
	Folhas amarelas	0,30 ± 0,12	35,61 ± 0,38	176,63 ± 1,80	< LD	0,18 ± 0,38	6,62 ± 0,16	125,11 ± 0,82	3,90 ± 0,03	7,72 ± 0,08	30,79 ± 0,52
IV	Folhas verdes	0,44 ± 0,09	47,86 ± 0,21	194,27 ± 1,73	< LD	1,04 ± 0,13	13,33 ± 0,13	100,31 ± 0,50	2,01 ± 0,01	8,49 ± 0,08	28,88 ± 0,28
	Folhas amarelas	2,90 ± 0,08	72,13 ± 0,40	392,67 ± 4,22	1,24 ± 0,08	0,25 ± 0,20	6,79 ± 0,22	167,28 ± 0,94	8,55 ± 0,01	17,24 ± 0,19	47,96 ± 0,58
LD (mg.kg <sup>-1</sup> )		0,004	0,003	0,038	0,021	0,025	0,019	0,002	0,005	0,002	0,012
LQ (mg.kg <sup>-1</sup> )		0,020	0,015	0,191	0,106	0,126	0,094	0,007	0,026	0,008	0,058

LD: limite de detecção; LQ: limite de quantificação. Todos os valores foram calculados para base seca.

A função dos elementos traço nas plantas é caracterizada por diversos mecanismos, entre eles absorção, transporte, funcionamento de enzimas, concentrações, formas de ocorrência, carência, excesso, toxicidade, relações sinérgicas e antagônicas. Ademais, em situações de desequilíbrio químico, os vegetais podem desenvolver métodos para adaptação e tolerância às condições adversas, o que têm imensa relevância, já que o descarte incorreto de potenciais contaminantes na natureza é muito grande (PENDIAS & PENDIAS, 2001). A presença dos metais traço pode afetar o crescimento das plantas de manguezal. Naidoo, Hiralal e Naidoo (2014) verificaram que, na espécie *A. marinal*, o excesso de Pb, metal não essencial, não é excretado pelas glândulas de sal, enquanto o dos micronutrientes Zn e Cu é.

Além dos prejuízos evidentes à fauna e à flora, há ainda a preocupação com as diversas formas de acesso que permitem a entrada de altas quantidades de elementos potencialmente tóxicos nos seres humanos. Sandilyan e Kathiresan (2014) resumem as principais formas de os metais presentes nos manguezais chegarem às pessoas, destacando a utilização de folhas de mangue na alimentação de animais do manguezal e os animais bentônicos que vivem nesses ambientes.

Os níveis de cromo nas amostras analisadas foram menores nas FV e mais elevados nas FA para cada ponto, apresentando concentração máxima de 2,90 mg.kg<sup>-1</sup> nas folhas com clorose colhidas no P4. Os valores encontrados nas demais amostras estão entre 0,29 e 0,72 mg.kg<sup>-1</sup> (Tabela 1) e são menores que os descobertos por Ramos e Geraldo (2007), que obtiveram concentrações médias desse metal de 5,4 mg.kg<sup>-1</sup> em *A. schaueriana*, 3,2 mg.kg<sup>-1</sup> em *L. racemosa* e 3,5 mg.kg<sup>-1</sup> em *R. mangle*. Souza *et al.* (2015) quantificaram, nas folhas de *A. schaueriana* de diversos manguezais do estado do Espírito Santo, no Brasil, valores de Cr (0,22 a 0,75 mg.kg<sup>-1</sup>) menores que os obtidos por Qiu e Qiu (2017) em amostras de *R. stylosa* e *Sonneratia hainanensis* em Hainan, na China (1,4 mg.kg<sup>-1</sup>), com exceção para o ponto 4; Chowdhury *et al.* (2017) encontraram concentração de Cr de 2,85 mg.kg<sup>-1</sup> em manguezal de Sundarban, na Índia, pouco menores que as de 4. Apesar de o cromo ser um micronutriente essencial, a exposição das plantas a ele pode gerar efeitos nocivos, como a diminuição dos níveis de pigmentos fotossintetizantes (ROCHA, 2008; TCHOUNWOU, 2012; ATSDR, 2018). Rocha (2008) estudou a influência do Cr<sup>3+</sup> na fisiologia

de plantas de manguezal da espécie *L. racemosa*, concluindo que esta possui alta capacidade de acumular o cromo e tolerância a níveis tóxicos desse metal, podendo assim ser utilizada como agente na fitorremediação de manguezais contaminados por ele.

Assim como para o Cr, os níveis de Mn nas amostras analisadas foram menores nas FV e mais altos nas FA para cada ponto, apresentando concentração mais elevada nas folhas com clorose colhidas no P4 (72,13 mg.kg<sup>-1</sup>). As demais amostras apontaram concentrações de Mn entre 7,92 e 51,06 mg.kg<sup>-1</sup> (Tabela 1). Souza *et al.* (2015) detectaram, em folhas de *A. schaueriana*, concentrações de até 169,6 mg.kg<sup>-1</sup> de Mn. Nos estudos de Chowdhury *et al.* (2017), em Sundarban, a concentração de Mn foi de 3858,37 mg.kg<sup>-1</sup>. As águas de estuários estão sujeitas ao acúmulo de manganês, uma vez que, normalmente, são ambientes que possuem pH em faixa ácida, o que favorece a exposição das plantas de manguezal a esse elemento, mas também permite que elas tolerem concentrações mais elevadas dele (PENDIAS & PENDIAS, 2001). Apesar de ser um micronutriente essencial para vegetais, esse metal também é acumulativo e tóxico quando em níveis elevados. A deficiência de Mn em plantas pode acarretar clorose internerval, principalmente em folhas mais jovens (PENDIAS & PENDIAS, 2001; ATSDR, 2018).

Os níveis de ferro nas amostras analisadas foram menores nas FV e mais elevados nas FA para cada ponto, apresentando concentração máxima de 392,67 mg.kg<sup>-1</sup> nas folhas com clorose colhidas no P4. Os teores de ferro para as demais amostras variaram entre 85,35 e 256,14 mg.kg<sup>-1</sup> (Tabela 1). O meio levemente ácido das águas do estuário do Buranhém pode favorecer a disponibilidade do ferro na forma mais absorvível pelas plantas, o que pode justificar, em partes, as altas concentrações desse metal que foram encontradas (ALEXANDRE, 2012). Souza *et al.* (2015) acharam valores mais elevados para as concentrações desse metal em três dos quatro sítios avaliados, sendo o máximo encontrado de 665,3 mg.kg<sup>-1</sup>, e Chowdhury *et al.* (2017) quantificaram valor médio de 1376,67 mg.kg<sup>-1</sup> de ferro.

O Fe é um elemento essencial para vegetais, no entanto, assim como outros metais, também é altamente reativo e bioacumulável, e seu excesso pode acarretar intoxicação e até mesmo danos ao crescimento vegetal. Em algumas espécies, o ferro em excesso pode ainda se acumular nas raízes e causar clorose, e sua carência pode originar cloro-

se internerval em folhas jovens de algumas plantas (PENDIAS & PENDIAS, 2001; QUARESMA, 2009; ALEXANDRE, 2012; BRASIL, 2013; ARAÚJO *et al.*, 2017). Arribavene *et al.* (2015) observaram que o acúmulo de Fe na superfície de folhas de *L. racemosa* é alto em locais onde há níveis elevados de poluição por esse metal, o que pode estar relacionado às glândulas salinas dessa espécie.

Nas FV de mangue branco, não foi quantificado níquel, entretanto foi encontrado esse elemento nas FA dos pontos 1, 2 e 4, sendo que no P4 observou-se a maior concentração do metal (1,24 mg.kg<sup>-1</sup>). A clorose pode ser atribuída à característica mais comum da fitotoxicidade do Ni em plantas, possivelmente relacionada à inibição da fotossíntese (PENDIAS & PENDIAS, 2001). Os valores encontrados foram maiores que os obtidos por Santos *et al.* (2016) em folhas de *A. schaueriana* de manguezais de Lameirão, Serra e Santa Maria, no Espírito Santo. Chowdhury *et al.* (2017) encontraram concentrações de 11,22 mg.kg<sup>-1</sup>. Há uma grande probabilidade de acúmulo do níquel em solos e sedimentos ricos em manganês e ferro, uma vez que ele se une a substâncias que contenham esses elementos. O Ni é facilmente retirado do solo por plantas, e algumas delas têm a capacidade de bioacumular o níquel, como a *Rinorea niccolifera* (FERNANDO; QUIMADO; DORONILA, 2014; ATSDR, 2018).

O elemento Cu foi quantificado em todos os sítios avaliados, tanto nas FV quanto nas FA, e os valores obtidos neste estudo (Tabela 1) foram menores que os encontrados por Ramos e Geraldo (2007) em *A. schaueriana*, *L. racemosa* e *R. mangle* (3,4, 2,53 e 2,06 mg.kg<sup>-1</sup>, respectivamente); por Chowdhury *et al.* (2017); e por Qiu e Qiu (2017) em amostras de *R. stylosa* e *Sonneratia hainanensis* (2,4 e 34,41 mg.kg<sup>-1</sup>, respectivamente). O cobre é acumulativo e muito tóxico em altas concentrações. Além disso, possui baixa mobilidade em plantas, tendendo a permanecer na raiz (PENDIAS & PENDIAS, 2001; GUILHERME *et al.*, 2005; ATSDR, 2018).

O zinco foi encontrado em todas as amostras, apresentando maiores concentrações nas FA do P1 (16,93 mg.kg<sup>-1</sup>) e nas FV dos pontos 2, 3 e 4 (10,57, 9,87 e 13,33 mg.kg<sup>-1</sup> respectivamente). Para as demais amostras, as concentrações de zinco variaram entre 6,62 e 9,33 mg.kg<sup>-1</sup>. Os valores encontrados foram menores nos estudos realizados por Ramos e Geraldo (2007), Souza *et al.* (2015) e Chowdhury *et al.* (2017). No geral, as maiores concentrações de zinco encontram-se nas proximidades do local de lançamento desse contaminante, pois ele tende

a se depositar no solo e nos sedimentos, apresentando maior fitotoxicidade principalmente em solos ácidos e lamacentos (PENDIAS & PENDIAS, 2001; LI *et al.*, 2011; ALEXANDRE *et al.*, 2012; ATSDR, 2018).

Conforme a Tabela 1, os níveis de Sr mais elevados foram obtidos nas FA, apresentando concentração mais alta no P4 (167,28 mg.kg<sup>-1</sup>). O Sr não é essencial às plantas, no entanto elas podem absorvê-lo erroneamente no lugar do cálcio (nutriente essencial); esse mecanismo permite que plantas sejam utilizadas na fitorremediação de ambientes contaminados por esse metal (PENDIAS & PENDIAS, 2001; GUEDES, 2006; ATSDR, 2018). Os níveis de bário nas amostras analisadas foram menores nas FV e mais elevados nas FA para cada ponto, apresentando concentração máxima de 17,24 mg.kg<sup>-1</sup> nas folhas com clorose colhidas no P4 e valores que variaram entre 3,20 e 11,22 mg.kg<sup>-1</sup> nas demais amostras (ATSDR, 2018).

A maior concentração de Cd foi obtida nas FV do P3 (36,42 mg.kg<sup>-1</sup>) e não foi encontrado cádmio nas FV do P2. Trabalhos anteriores que quantificaram Cd em amostras de mangue encontraram concentrações mais baixas que as obtidas neste estudo, com valores que oscilaram entre 0,006 e 0,010 mg.kg<sup>-1</sup> (SOUZA *et al.*, 2015; QIU & QIU, 2017). Chowdhury *et al.* (2017) encontraram concentração de 0,51 mg.kg<sup>-1</sup>. Ramos e Geraldo (2007) obtiveram valores médios de 0,520, 0,421 e 0,463 mg.kg<sup>-1</sup> em folhas de *A. schaueriana*, *L. racemosa* e *R. mangle*, respectivamente. Esse metal tem potencial para se acumular em organismos aquáticos e plantas. Valores mais baixos de pH favorecem a disponibilidade do Cd presente nos solos, o que permite que esse metal possa ser absorvido pelas plantas e pelos demais organismos com maior facilidade. Jiang *et al.* (2017) indicaram que a presença de polifenóis em *A. schaueriana* pode contribuir para reduzir a mobilidade do Cd, mantendo-o nas raízes das plantas (PENDIAS & PENDIAS, 2001; ATSDR, 2018).

Assim como Cd, as maiores concentrações de Pb foram obtidas nas FV do P3 (145,90 mg.kg<sup>-1</sup>). Todas as concentrações de Pb encontradas nas amostras de *Laguncularia* foram maiores que as obtidas por Souza *et al.* (2015), Qiu e Qiu (2017) e Chowdhury *et al.* (2017) em espécies diversas, podendo esse fato indicar que a *L. racemosa* é um bom acumulador de Pb ou ainda que os manguezais analisados com as demais espécies, nos trabalhos citados, estavam menos contaminados por esse metal que o estuário do Buranhém, em Porto

Seguro. O Pb pode ser liberado pelo uso de pesticidas que o contém e seu acúmulo pode gerar efeitos maléficos à saúde. Além disso, ele não é necessário para atender a funções biológicas conhecidas e apresenta toxicidade relativa mediana em plantas, sendo facilmente absorvido por suas folhas (PENDIAS & PENDIAS, 2001; GUILHERME *et al.*, 2005; ATSDR, 2018). As mais altas concentrações dos metais Fe, Sr, Mn, Ba, Cr e Ni foram encontradas nas FA do P4, enquanto no P3 foram registrados os níveis mais elevados de Pb, Cd e Cu e a concentração mais elevada de Zn foi encontrada no P1. As altas concentrações de metais obtidas indicam que a *L. racemosa* constitui um bioindicador de metais de potencial relevante no que diz respeito à qualidade do estuário estudado, podendo ainda ser utilizada na fitorremediação de ecossistemas de manguezal.

Observa-se, com base nos dados obtidos, quando comparado com a literatura, que os valores encontrados na espécie estudada indicam que a região avaliada se encontra com concentrações altas de metais, principalmente referente ao Pb, Cd, Cr e Cu.

Verifica-se que os valores encontrados para Pb (2,590 a 145,900 mg.Kg<sup>-1</sup>) e Cd (0,020 a 36,000 mg.Kg<sup>-1</sup>) demonstram contaminação da porção estuarina proveniente de ação antrópica, tomando como referência os valores 2,000 mg.Kg<sup>-1</sup> para Pb e 0,600 mg.Kg<sup>-1</sup> para Cd, que são adotados pela Cetesb (2015) em amostras foliares de plantas, com base no trabalho de Kabata-Pendias e

Pendias (2001), que avalia elementos traços em plantas e solos.

Na Tabela 2, estão os resultados referentes à correlação de Pearson (r) para os metais estudados em *L. racemosa*. Essa correlação aponta o nível de afinidade entre duas variáveis; no caso deste estudo, tem-se a correlação entre dois metais. O valor dessa correlação pode variar entre -1 e 1, tendo se adotado que valores de  $r \geq 0,7$  ou  $r \leq -0,7$  são considerados como correlações fortes positivas ou negativas, respectivamente (MIRANDA, 2008). De acordo com os dados da Tabela 2, pode-se notar que houve uma correlação positiva forte entre os metais Fe e Ba, Sr, Cr, Mn e Ni; Ba e Sr, Cr, Mn e Ni; Sr e Cr, Mn e Ni; Cd e Pb; Cr com Mn e Ni; Cu e Zn; Mn e Ni.

Não há muitos relatos sobre a inter-relação existente entre elementos químicos em plantas, o que pode ser justificado pela complexidade dos mecanismos metabólicos desses organismos. Pendias e Pendias (2001) abordam, com base em revisão da literatura, alguns mecanismos que ocorrem entre certos elementos químicos em plantas (principalmente culturas alimentares e forrageiras).

Os elementos Fe, Mn e Cr aparentam ser absorvidos e translocados de modos parecidos, além de apresentarem uma relação de alta estabilidade nos tecidos vegetais, justificando alta correlação positiva para esses elementos. A relação entre Fe e os elementos traço tóxicos Cd, Cu e Pb é majoritariamente de antagonis-

**Tabela 2 – Matriz de correlação de Pearson para os metais estudados nas amostras de *Laguncularia racemosa*.**

Metais	Fe	Ba	Sr	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
Fe	1,0									
Ba	1,0	1,0								
Sr	0,9	0,9	1,0							
Cd	-0,2	-0,2	-0,4	1,0						
Cr	0,8	0,8	0,7	-0,1	1,0					
Cu	-0,3	-0,3	-0,4	0,4	-0,5	1,0				
Mn	0,9	0,9	0,9	-0,2	0,7	-0,2	1,0			
Ni	0,9	0,9	0,8	-0,1	0,9	-0,3	0,7	1,0		
Pb	-0,1	-0,1	-0,1	1,0	0,0	0,3	0,0	-0,1	1,0	
Zn	0,0	0,0	0,1	-0,2	-0,3	0,8	0,1	0,1	-0,2	1,0

mo, uma vez que esses últimos podem induzir a planta a absorver menos Fe, levando ao desenvolvimento de clorose. É possível observar que, para os metais Cd, Cu e Pb, o valor de  $r$  é negativo, indicando correlação forte negativa (PENDIAS & PENDIAS, 2001).

Cu e Zn possuem mecanismos de absorção parecidos, podendo assim um inibir a absorção do outro devido à competitividade na raiz da planta. As interações entre Cu e Cd, Cu e Mn e Cu e Ni são consideráveis, mas podem ser sinérgicas ou antagônicas. O Zn interage quimicamente com diversos elementos. Para Zn e Cd, há relatos tanto de antagonismo quanto de sinergismo, no entanto há relatos de que Zn reduz a absorção de Cd pelas raízes e folhas das plantas. Há relatos de interferência do Pb com Zn e Cd (PENDIAS & PENDIAS, 2001).

Nos demais casos, as relações podem ser sinérgicas e/ou antagônicas, o que vai depender da fisiologia de cada planta e do papel dos referidos metais em seu metabolismo. É necessário que estudos sejam realizados sobre cada caso específico, já que cada espécie de planta possui estratégias diversas para manutenção do seu equilíbrio (PENDIAS & PENDIAS, 2001; MADI; BOEGER; REISSMANN, 2015).

Pode-se observar também que os valores de  $r$  que descrevem as interações entre elementos que são majoritariamente de origem antrópica, como Pb e Cd, tendem a apresentar valores maiores, enquanto a relação entre um elemento comumente encontrado nos organismos vivos e outro com maior grau de toxicidade tende a apresentar valor de  $r$  menor (por exemplo, as inter-relações entre Sr-Cu, Sr-Cd, Sr-Pb).

## CONCLUSÕES

Ao avaliar as folhas verdes e amarelas de *L. racemosa*, foram verificadas altas concentrações dos metais Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Sr, Cd, Ba e Pb em alguns locais de amostragem, sendo preocupantes os níveis de alguns deles, como se pode notar nos resultados obtidos para o P3, cujas concentrações de Pb, Cd e Cu foram as maiores e mostraram grau consideravelmente mais elevado que para alguns dos outros pontos de análise.

Também se notou a tendência a maior acúmulo de alguns metais em FV e de outros em FA da vegetação estudada, havendo concentrações mais altas de Fe, Sr, Mn, Ba, Cr e Ni nas FA do P4 e níveis mais elevados de Pb, Cd e Cu nas FV do P3.

Deve-se atentar para os valores elevados de Cd e Pb, em especial, nas FV do P3, que apresentaram concentrações muito acima das encontradas em outros estudos citados neste artigo. Estudos posteriores servirão para corroborar ou não os resultados obtidos.

Os resultados apontam ainda para o elevado potencial da *Laguncularia racemosa* como um bioindicador de contaminação por metais, explicitando assim o quanto é necessário que mais estudos sejam realizados com essa e outras espécies de vegetação endêmica de mangue, de modo que se verifique, com maior profundidade, a qualidade do estuário estudado e também a melhor forma de aplicação dessas plantas na fitorremediação de ecossistemas de manguezal. Além disso, a análise das folhas da *Laguncularia racemosa* apresentou um indicativo de que o sistema estuarino do rio Bu-

ranhém esteja contaminado com metais tóxicos, como o cádmio e o chumbo.

As fontes de contaminação por metais são diversas, no entanto, no caso do estuário do Buranhém, destacam-se como prováveis causas dos altos teores de metais a presença de embarcações com revestimentos metálicos (como as balsas) e a aplicação constante de tintas anticorrosivas nesses transportes aquáticos, a contaminação por óleo combustível (diesel), o lançamento de efluentes líquidos, em especial o lançamento do esgoto doméstico coletado no município, através do emissário da estação de tratamento de efluentes no rio Buranhém com outorga concedida à empresa de saneamento estadual de até 5.117.942 m<sup>3</sup> anuais (ANA, 2018). Essa outorga foi concedida pela primeira vez em 2003 e foi renovada por mais 10 anos em 2010. Outra fonte de contaminação é o aterro sanitário de Porto Seguro, localizado também na bacia do rio Buranhém. A lagoa de estabilização de chorume está próxima ao rio e também pode estar contribuindo com a contaminação desse corpo hídrico.

As concentrações elevadas dos metais também são preocupantes do ponto de vista da cadeia alimentar, já que as folhas da *Laguncularia racemosa* são fonte de alimento para algumas espécies animais populares, como o caranguejo uçá e o guaiamum, que são pescadas e comercializadas na região, o que pode acarretar a biomagnificação desses metais (TAKAHASHI, 2008) e prejuízos ambientais e socioeconômicos, pois muitas famílias dependem da atividade pesqueira para sua subsistência.

## REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). ANA. Disponível em: <[www.ana.gov.br](http://www.ana.gov.br)>. Acesso em: 23 maio 2018.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). *Toxic Substances Portal*. Atlanta: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, 2018. Disponível em: <<https://www.atsdr.cdc.gov>>. Acesso em: 30 maio 2018.
- ALEXANDRE, J. R.; OLIVEIRA, M. L. F.; SANTOS, T. C. dos; CANTON, G. C.; CONCEIÇÃO, J. M. da; EUTRÓPIO, F. J.; CRUZ, Z. M. A.; DOBBS, L. B.; RAMOS, A. C. Zinco e ferro: de micronutrientes a contaminantes do solo. *Natureza Online*, v. 10, n. 1, p. 23-28, 2012.
- ALVARENGA, A. M. S. B. de; BOTOSSO, P. C.; SOFFIATTI, P. Stem growth and phenology of three subtropical mangrove tree species. *Brazilian Journal of Botany*, v. 40, n. 4, p. 907-914, 2017. <https://doi.org/10.1007/s40415-017-0397-9>
- ANALUDDIN, K.; SHARMA, S.; JAMILI; SEPTIANA, A.; SAHIDIN, I.; RIANSE, U.; NADAOKA, K. Heavy metal bioaccumulation in mangrove ecosystem at the coral triangle ecoregion, Southeast Sulawesi, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin*, v. 125, n. 1-2, p. 472-480, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.065>
- ARAÚJO, D. F.; PERES, L. G. M.; YEPEZ, S.; MULHOLLAND, D. S.; MACHADO, W.; TONHÁ, M.; GARNIER, J. Assessing man-induced environmental changes in the Sepetiba Bay (Southeastern Brazil) with geochemical and satellite data. *Comptes Rendus Geoscience*, v. 349, n. 6-7, p. 290-298, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2017.09.007>
- ARRIBAVENE, H. P.; SOUZA IDA, C.; CÓ W. L.; CONTI, M. M.; WUNDERLIN, D. A.; MILANEZ, C. R. Effect of pollution by particulate iron on the morphoanatomy, histochemistry, and bioaccumulation of three mangrove plant species in Brazil. *Chemosphere*, n. 127, p. 27-34, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.01.011>
- BAGLIANO, R. V. Principais organismos utilizados como bioindicadores relatados com uso de avaliadores de danos ambientais. *Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade*, v. 2, n. 1, p. 24-40, 2012.
- BILLAH, M. M.; KAMAL, A. H. M.; IDRIS, M. H.; ISMAIL, J. Mangrove Macroalgae as Biomonitors of Heavy Metal Contamination in a Tropical Estuary, Malaysia. *Water, Air & Soil Pollution*, v. 228, n. 9, p. 347, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3500-8>
- BODIN, N.; N'GOM-KÂ, R.; KÂ, S.; THIAW, O. T.; TITO DE MORAIS, L.; LE LOC'H, F.; ROZUEL-CHARTIER, E.; AUGER, D.; CHIFFOLEAU, J. F. Assessment of trace metal contamination in mangrove ecosystems from Senegal, West Africa. *Chemosphere*, v. 90, n. 2, p. 150-157, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.06.019>
- BRASIL. *Portaria SAS/MS nº 1.324, de 25 de novembro de 2013 – Sobrecarga de ferro*. Brasil: SAS, MS, 2013.
- \_\_\_\_\_. *Resolução nº 357, de 17 de março de 2005*. Brasil, 2005. Disponível em: <[www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf](http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf)>. Acesso em: 16 mar. 2018.
- CARNEIRO, R. M. A. *Bioindicadores vegetais de poluição atmosférica: uma contribuição para a saúde da comunidade*. 143f. Dissertação (Mestrado em Enfermagem em Saúde Pública) – Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2004.
- CHENG, W. H.; YAP, C. K. Potential human health risks from toxic metals via mangrove snail consumption and their ecological risk assessments in the habitat sediment from Peninsular Malaysia. *Chemosphere*, v. 135, p. 156-165, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.04.013>
- CHOWDHURY, R.; FAVAS, P. J. C.; JONATHAN, M. P.; VENKATACHALAM, P.; RAJA, P.; SARKAR, S. K. Bioremoval of trace metals from rhizosediment by mangrove plants in Indian Sundarban Wetland. *Marine Pollution Bulletin*, v. 124, n. 2, p. 1078-1088, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.047>



- CHOWDHURY, R.; FAVAS, P. J. C.; PRATAS, J.; JONATHAN, M. P.; GANESH, P. S.; SARKAR, S. K. Accumulation of Trace Metals by Mangrove Plants in Indian Sundarban Wetland: Prospects for Phytoremediation. *International Journal of Phytoremediation*, v. 17, n. 9, p. 885-894, 2015. <https://doi.org/10.1080/15226514.2014.981244>
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). *Biomonitoramento da vegetação na região de Cubatão: fluoreto, cádmio, chumbo, mercúrio e níquel 2012-2013*. São Paulo: CETESB, 2015.
- DAI, M.; LU, H.; LIU, W.; JIA, H.; HONG, H.; LIU, J.; YAN, C. Phosphorus mediation of cadmium stress in two mangrove seedlings *Avicennia marina* and *Kandelia obovata* differing in cadmium accumulation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 139, p. 272-279, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.01.017>
- DOBBSS, L. B.; BARROSO, A. L. P.; RAMOS, A. C.; TORRICO, K. S. N.; ARÇARI, F. S. S.; ZANDONADI, D. B. Bioactivity of mangrove humic materials on *Rizophora mangle* and *Laguncularia racemosa* seedlings, Brazil. *African Journal of Biotechnology*, v. 15, n. 23, p. 1168-1176, 2016. <https://doi.org/10.5897/AJB2015.15113>
- DUARTE, L. F. de A.; de SOUZA, C. A.; PEREIRA, C. D. S.; PINHEIRO, M. A. A. Metal toxicity assessment by sentinel species of mangroves: In situ case study integrating chemical and biomarkers analyses. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 145, p. 367-376, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.07.051>
- FERNANDO, E. S.; QUIMADO, M. O.; DORONILA, A. I. *Rinorea niccolifera* (Violaceae), a new, nickel-Hyperaccumulating species from Luzon Island, Philippines. *Phyto Keys*, n. 37, p. 1-13, 2014. <https://doi.org/10.3897/phytokeys.37.7136>
- GARCIA, J. dos S.; DALMOLIN, A. C.; FRANÇA, M. G. C.; MANGABEIRA, P. A. O. Different salt concentrations induce alterations both in photosynthetic parameters and salt gland activity in leaves of the mangrove *Avicennia schaueriana*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 141, p. 70-74, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.03.016>
- GONÇALVES, M. V. P. *Análise de plantas de mangue como bioindicadoras da qualidade ambiental nas ilhas de Tinharé e Bioipeba, município de Cairu, Bahia, Brasil*. 144f. Dissertação (Mestrado em Planejamento Ambiental) – Universidade Católica do Salvador, Salvador, 2010.
- GONÇALVES, R. S. L.; FREIRE, G. S. S.; NASCIMENTO NETO, V. A. do. Determinação das concentrações de cádmio, cobre, cromo e zinco, na ostra *Crassostrea rhizophorae* dos estuários dos rios Cocó e Ceará. *Revista de Geologia*, v. 20, n. 1, p. 57-63, 2007.
- GUEDES, I. M. R. *Solos contaminados e plantas*. 2006. Disponível em: <<http://scienceblogs.com.br/geofagos/2006/10/solos-contaminados-e-plantas/>>. Acesso em: 2 mar. 2018.
- GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J. G.; PIERANGELI, M. A. P.; ZULIANI, D. Q.; CAMPOS, M. L.; MARCHI, G. Elementos traço em solos e sistemas aquáticos. *Tópicos em Ciência do Solo*, Minas Gerais, p. 345-390, 2005. <https://doi.org/10.13140/2.1.4821.1524>
- INSTITUTO DE CONTROLE DO ESPAÇO AÉREO (ICEA). *Relatório de precipitação*. 2017. Disponível em: <[clima.icea.gov.br/clima/RelPreciptQtd\\_MesesSeguidos.php](http://clima.icea.gov.br/clima/RelPreciptQtd_MesesSeguidos.php)>. Acesso em: 20 mar. 2018.
- JIANG, S.; WENG, B.; LIU, T.; SU, Y.; LIU, J.; LU, H.; YAN, C. Response of phenolic metabolism to cadmium and phenanthrene and its influence on pollutant translocations in the mangrove plant *Aegiceras corniculatum* (L.) Blanco (Ac). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 141, p. 290-297, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.03.041>
- KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. *Trace elements in soil and plants*. 3. ed. Boca Raton: CRC Press, 2001.
- KAEWUBTIM, P.; MEEINKUIRT, W.; SEEPOM, S.; PICHTEL, J. Heavy metal phytoremediation potential of plant species in a mangrove ecosystem in Pattani Bay, Thailand. *Applied Ecology and Environmental Research*, v. 14, n. 1, p. 367-382, 2016. [http://dx.doi.org/10.15666/aeer/1401\\_367382](http://dx.doi.org/10.15666/aeer/1401_367382)

- KULKARNI, R.; DEOBAGKAR, D.; ZINJARDE, S. Metals in mangrove ecosystems and associated biota: A global perspective. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 153, p. 215-228, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.02.021>
- LI, T., DI, Z.; ISLAM, E.; JIANG, H.; YANG, X. Rhizosphere characteristics of zinc hyperaccumulator *Sedum alfredii* involved in zinc accumulation. *Journal of Hazardous Materials*, v. 185, n. 2-3, p. 818-823, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.09.093>
- LIMA, L. *Áreas úmidas são essenciais para a biodiversidade*. Brasília: ICMBIO, 2015.
- LIMA, V. F.; MERÇON, F. Metais pesados no ensino de química. *Química Nova na Escola*, v. 33, n. 4, 2011.
- MADI, A. P. L. M.; BOEGER, M. R. T.; REISSMANN, C. B. Composição química do solo e das folhas e eficiência do uso de nutrientes por espécies de manguezal. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 19, n. 5, p. 433-438, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v19n5p433-438>
- MANURUNG, J.; SIREGAR, I. Z.; KUSMANA, C.; DWIYANTI, F. G. Genetic variation of the mangrove species *Avicennia marina* in heavy metal polluted estuaries of Cilegon Industrial Area, Indonesia. *Biodiversitas*, v. 18, n. 3, p. 1109-1115, 2017. <http://dx.doi.org/10.13057/biodiv/d180331>
- MARANHO, L. A.; ANDRÉ, C.; DELVALLS, T. A.; GAGNÉ, F.; MARTÍN-DÍAZ, M. L. *In situ* evaluation of wastewater discharges and the bioavailability of contaminants to marine biota. *Science of the Total Environment*, São Paulo, v. 538, p. 876-887, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.135>
- MARCHAND, C.; FERNANDEZ, J.-M.; MORETON, B. Trace metal geochemistry in mangrove sediments and their transfer to mangrove plants (New Caledonia). *Science of the Total Environment*, n. 562, p. 216-227, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.206>
- MILAZZO, A. D. D. *Biodisponibilidade e bioconcentração de metais em ecossistema manguezal do estuário do Rio São Paulo, Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil*. 83f. Dissertação (Mestrado em Geoquímica) – Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2011.
- MIRANDA, M. L. de. *Correlação e regressão em curso de engenharia: uma abordagem com foco na leitura e interpretação de dados*. 159f. Dissertação (Mestrado em Ensino de Matemática) – Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.
- MOREIRA, I. T. A.; OLIVEIRA, O. M. C.; AZWELL, T.; QUEIROZ, A. F. S.; NANO, R. M. W.; SOUZA, E. S.; ANJOS, J. A. S. A.; ASSUNÇÃO, R. V.; GUIMARÃES, L. M. Strategies of Bioremediation for the Degradation of Petroleum Hydrocarbons in the Presence of Metals in Mangrove Simulated. *CSAWAC*, v. 44, n. 6, p. 631-637, 2016. <https://doi.org/10.1002/clen.201300939>
- NAIDOO, G. The mangroves of South Africa: An ecophysiological review. *South African Journal of Botany*, v. 107, p. 101-113, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.sajb.2016.04.014>
- NAIDOO, G.; HIRALAL, T.; NAIDOO, Y. Ecophysiological responses of the mangrove *Avicennia marina* to trace metal contamination. *Flora*, v. 209, n. 1, p. 63-72, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016%2Fj.flora.2013.10.003>
- NANNI, H. C.; NANNI, S. M. Preservação dos manguezais e seus reflexos. *In: SIMPÓSIO DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO*, 7., 2005. *Anais...* São Paulo, 2005.
- NASCIMENTO, L. D. *Avaliação espacial e temporal das concentrações de metais potencialmente disponíveis nos sedimentos de fundo do sistema estuarino do Rio Cachoeira, Ilhéus-BA*. 71f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente) – Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, 2015.
- NGUYEN, K. L.; NGUYEN, H. A.; RICHTER, O.; PHAM, M. T.; NGUYEN, V. P. Ecophysiological responses of young mangrove species *Rhizophora apiculata* (Blume) to different chromium contaminated environments. *Science of the Total Environment*, v. 574, p. 369-380, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.063>

- OLIVEIRA, F. S.; KLEIN, S. de O. T. Manguezais. In: RIBEIRO, N. M. (Org.). *Coleção cartilhas 2015*. Salvador: Projeto Baía de Todos os Santos (BTS), 2015. 19 p.
- ORTEGA, P.; CUSTÓDIO, M. R.; ZANOTTO, F. P. Characterization of cadmium transport in hepatopancreatic cells of a mangrove crab *Ucides cordatus*: The role of calcium. *Aquatic Toxicology*, v. 188, p. 92-99, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2017.04.012>
- ORTEGA, P.; VITORINO, H. A.; MOREIRA, R. G.; PINHEIRO, M. A.; ALMEIDA, A. A.; CUSTÓDIO, M. R.; ZANOTTO, F. P. Physiological differences in the crab *Ucides cordatus* from two populations inhabiting mangroves with different levels of cadmium contamination. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 36, n. 2, p. 361-371, 2017. <https://doi.org/10.1002/etc.3537>
- PALLIYATH, S.; AM, S.; PUTHUR, J. T. Heavy metal detoxification mechanisms in halophytes: an overview. *Wetlands Ecology and Management*, v. 25, p. 129-148, 2017. <http://dx.doi.org/10.1007/s11273-016-9513-z>
- PEDROSO, A. N. V. *Poluentes atmosféricos e plantas bioindicadoras*. São Paulo: Instituto de Botânica, 2007.
- PENDIAS, A. K.; PENDIAS, H. *Trace elements in soils and plants*. Boca Raton / Londres / Nova York / Washington, D.C.: CRC Press, 2001.
- PRATES, A. P. L.; GONÇALVES, M. A.; ROSA, M. R. *Panorama da conservação dos ecossistemas costeiros e marinhos no Brasil*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2012.
- QIU, Y. W.; QIU, H. L. Comparison of metals levels in two mangrove species (*Rhizophora stylosa* and *Sonneratia hainanensis*) from Hainan Island, South China. In: IOP CONFERENCE SERIES: EARTH AND ENVIRONMENTAL SCIENCE, 2017. *Anais...*, n. 52, p. 1-8, 2017.
- QUARESMA, L. F. *Minério de ferro*. Brasília: Ministério de Minas e Energia, 2009.
- RAMOS, M. G. M.; GERALDO, L. P. Avaliação das espécies de plantas *Avicennia schaueriana*, *Laguncularia racemosa* e *Rhizophora mangle* como bioindicadoras de poluição por metais pesados em ambientes de mangues. *Revista de Engenharia Sanitária Ambiental*, São Paulo, v. 12, n. 4, p. 440-445, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522007000400011>
- RICKLEFS, R. E. *A economia da natureza*. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2003.
- ROCHA, A. C. *Estudos ecofisiológicos em arboreas do manguezal do rio Mucuri-BA*. 86f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Centro de Ciências Humanas e Naturais, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2008.
- RUMISHA, C.; LEERMAKERS, M.; MDEGELA, R. H.; KOCHZIUS, M.; ELSKENS, M. Bioaccumulation and public health implications of trace metals in edible tissues of the crustaceans *Scylla serrata* and *Penaeus monodon* from the Tanzanian coast. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 189, n. 10, p. 529, 2017. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6248-0>
- SANDILYAN, S.; KATHIRESAN, K. Decline of mangroves – A threat of heavy metal poisoning in Asia. *Ocean & Coastal Management*, v. 102, part A, p. 161-168, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.09.025>
- SANDILYAN, S.; KATHIRESAN, K. Mangroves as bioshield: An undisputable fact. *Ocean & Coastal Management*, v. 103, p. 94-96, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.11.011>
- SANTOS, M. B. dos; MONTEIRO NETO, I. E.; de SOUZA MELO, S. R. C.; AMADO, E. M. Hemolymph and gill carbonic anhydrase are more sensitive to aquatic contamination than mantle carbonic anhydrase in the mangrove oyster *Crassostrea rhizophorae*. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part. C*, v. 201, p. 19-25, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2017.08.008>
- SANTOS, N. C. P. dos; MOREIRA, I. T. A.; FRANCO, E. D. S.; LIMA, J. V.; SANTOS, M. B. P. dos. *Avicennia schaueriana* (mangue preto) na fitorremediação de sedimentos de manguezal contaminados por petróleo. In: CONGRESSO BAIANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 4., 2016. *Anais...* Cruz das Almas, 2016.

SARKAR, S. K.; CABRAL, H.; CHATTERJEE, M.; CARDOSO, I.; BHATTACHARYA, A. K.; SATPATHY, K. K.; ALAM, M. A. Biomonitoring of Heavy Metals Using the Bivalve Molluscs in Sundarban Mangrove Wetland, Northeast Coast of Bay of Bengal (India): Possible Risks to Human Health. *Clean*, v. 36, n. 2, p. 187-194, 2008. <https://doi.org/10.1002/clen.200700027>

SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (SEMADS). Manguezais: educar para proteger. In: ALVES, Jorge Rogério Pereira (Org.). *Projeto PLANÁGUA SEMADS / GTZ de Cooperação Técnica Brasil – Alemanha*. Rio de Janeiro: SEMADS, 2001. 96 p.

SOUZA, C. A.; DUARTE, L. F. A.; JOÃO, M. C. A.; PINHEIRO, M. A. A. Biodiversidade e conservação dos manguezais: importância bioecológica e econômica. In: PINHEIRO, M. A. A.; TALAMONI, A. C. B. (Orgs.). *Educação Ambiental sobre Manguezais*. São Vicente: Unesp, 2018. p. 16-56.

SOUZA, I. da; BONOMO, M. M.; MOROZESK, M.; ROCHA, L. D.; DUARTE, I. D.; FURLAN, L. M.; ARRIVABENE, H. P.; MONFERRÁN, M. V.; MATSUMOTO, S. T.; MILANEZ, C. R.; WUNDERLIN, D. A.; FERNANDES, M. N. Adaptive plasticity of *Laguncularia racemosa* in response to different environmental conditions: integrating chemical and biological data by chemometrics. *Ecotoxicology*, v. 23, n. 3, p. 335-348, 2014a. <https://doi.org/10.1007/s10646-014-1191-0>

SOUZA, I. da C.; MOROZESK, M.; DUARTE, I. D.; BONOMO, M. M.; ROCHA, L. D.; FURLAN, L. M.; ARRIVABENE, H. P.; MONFERRÁN, M. V.; MATSUMOTO, S. T.; MILANEZ, C. R.; WUNDERLIN, D. A.; FERNANDES, M. N. Matching pollution with adaptive changes in mangrove plants by multivariate statistics. A case study, *Rhizophora mangle* from four neotropical mangroves in Brazil. *Chemosphere*, v. 108, p. 115-124, 2014b. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.02.066>

SOUZA, I. da C.; ROCHA, L. D.; MOROZESK, M.; BONOMO, M. M.; ARRIVABENE, H. P.; DUARTE, I. D.; FURLAN, L. M.; MONFERRÁN, M. V.; MAZIK, K.; ELLIOTT, M.; MATSUMOTO, S. T.; MILANEZ, C. R.; WUNDERLIN, D. A.; FERNANDES, M. N. Changes in bioaccumulation and translocation patterns between root and leaves of *Avicennia schaueriana* as adaptive response to different levels of metals in mangrove system. *Marine Pollution Bulletin*, v. 94, n. 1-2, p. 176-184, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.02.032>

TAKAHASHI, M. A. *Conhecimentos locais e a cadeia produtiva do goiamum (Cardisoma guanhumi, Latreille, 1825) no litoral paraibano*. 76f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal da Paraíba/Universidade Estadual da Paraíba, João Pessoa, 2008.

TCHOUNWOU, P. B.; YEDJOU, C. G.; PATLOLLA, A. K.; SUTTON, D. J. Heavy Metals Toxicity and the Environment. *National Institutes of Health*, v. 101, p. 133-164, 2012. [https://dx.doi.org/10.1007%2F978-3-7643-8340-4\\_6](https://dx.doi.org/10.1007%2F978-3-7643-8340-4_6)

USMAN, A. R. A.; ALKREDA, R. S.; AL-WABEL, M. I. Heavy metal contamination in sediments and mangroves from the coast of Red Sea: *Avicennia marina* as potential metal bioaccumulator. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 97, p. 263-270, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.08.009>

WU, H.; LIU, J.; BI, X.; LIN, G.; FENG, C. C.; LI, Z.; QI, F.; ZHENG, T.; XIE, L. Trace metals in sediments and benthic animals from aquaculture ponds near a mangrove wetland in Southern China. *Marine Pollution Bulletin*, v. 117, n. 1-2, p. 486-491, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.026>

WU, Q.; LEUNG, J. Y. S.; TAM, N. F. Y.; PENG, Y.; GUO, P.; ZHOU, S.; LI, Q.; GENG, X.; MIAO, S. Contamination and distribution of heavy metals, polybrominated diphenyl ethers and alternative halogenated flame-retardants in a pristine mangrove. *Marine Pollution Bulletin*, v. 103, n. 1-2, p. 344-348, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.12.036>

ZHANG, L.; SHI, Z.; JIANG, Z.; ZHANG, J.; WANG, F.; HUANG, X. H. Distribution and bioaccumulation of heavy metals in marine organisms in east and west Guangdong coastal regions, South China. *Marine Pollution Bulletin*, São Paulo, v. 101, n. 2, p. 930-937, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.10.041>



# AValiação de sistemas de telhados verdes: análise térmica em diferentes sistemas cultivados com *Callisia repens*

EVALUATION OF GREEN ROOF SYSTEMS: THERMAL ANALYSIS IN DIFFERENT SYSTEMS CULTIVATED WITH *CALLISSIA REPENS*

**Gustavo de Castro Carvalho** 

Mestre em Ciências Ambientais pelo Instituto de Ciência e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP) – Sorocaba (SP), Brasil.

**Paulo Sérgio Tonello** 

Físico, Doutor em Química pelo Instituto de Química UNESP -Araraquara, Professor do Instituto de Ciência e Tecnologia UNESP – Sorocaba (SP), Brasil.

**Jarbas Honorio de Miranda** 

Doutor em Irrigação e Drenagem pela Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ), Universidade de São Paulo (USP) – Piracicaba (SP), Brasil.

**Endereço para correspondência:**

Gustavo de Castro Carvalho – Rua Antônio Festa, 33 – Jardim Pagliato – CEP 18046-176 – Sorocaba (SP), Brasil – E-mail: gcarvalhopaisagismo@hotmail.com

**Recebido em:** 24/05/2018

**Aceito em:** 09/11/2018

## RESUMO

A crescente urbanização faz com que problemas ambientais se tornem mais frequentes; com isso, alternativas como o uso de telhados verdes mostram-se importantes para a melhoria ambiental dos centros urbanos. O presente trabalho buscou avaliar a temperatura em protótipos com diferentes sistemas de telhados verdes comerciais (Sistemas MacDrain, Modular e FLAT) cultivados com *Callisia repens*, para quantificar a melhoria em relação ao conforto térmico que esses proporcionam, comparando-os entre si e com um protótipo testemunha. Os resultados mostraram que, em horários com temperaturas elevadas, os sistemas conseguem atenuar a radiação solar, diminuindo a transferência de calor do meio externo para o compartimento instalado abaixo dos protótipos. Já em temperaturas amenas, como o período noturno, eles funcionam mantendo o calor absorvido durante o dia no compartimento abaixo, isolando a perda de calor. Realizando-se análises estatísticas, o protótipo testemunha apresentou diferença significativa, em relação aos demais sistemas, mostrando o potencial de telhados verdes no isolamento térmico. .

**Palavras-chave:** telhados verdes; conforto térmico; transferência de calor; isolamento térmico.

## ABSTRACT

Increasing urbanization causes environmental problems to become more frequent and, therefore, alternatives such as the use of green roofs are important in the environmental improvement of urban centers. The present article has evaluated the temperature in different green roof systems prototypes (Systems: MacDrain, Modular and FLAT) cultivated with *Callisia repens*, to quantify the improvement related to the thermal comfort that these systems provide, comparing them with each other and with a control system. The results showed that the systems are able to attenuate the solar radiation with higher temperatures, reducing the transfer of heat from the external environment to the compartment below the prototypes. On the other hand, at night, normally with mild temperatures, the systems work by keeping the heat absorbed during the day in the compartment below, isolating the loss of heat. Statistical analysis has been made and the control prototype presented a significant difference in relation to other systems, showing the potential of green roofs in thermal insulation.

**Keywords:** green roof; thermal comfort; heat transfer; thermal insulation.

## INTRODUÇÃO

A urbanização mundial é contínua e crescente, os investimentos são limitados e a infraestrutura é obsoleta. Como consequência, tem-se a necessidade de desenvolvimento de estratégias inovadoras e abrangentes, as quais permitam administrar mais eficazmente as mudanças demográficas e estruturais (LEHMANN & CROCKER, 2013).

O aumento global da população humana e a mudança de uma economia agrícola para outros tipos de economia de mercado têm provocado nas cidades uma expansão rápida e descontrolada (PRAMANIK & STATHAKIS, 2016). Nesse cenário, o crescimento desenfreado na construção civil faz com que haja diminuição significativa de espaços destinados às áreas verdes, trazendo aos centros urbanos problemas relacionados a essa falta de vegetação, como inundações, ilhas de calor e poluição (BEZERRA *et al.*, 2013; BARROS & LOMBARDO, 2016). De acordo com Lima e Garcez (2017), os espaços verdes são indispensáveis à construção da estrutura da cidade e à integração dos espaços de convivência, de práticas de atividades físicas e lazer.

Para que seja possível solucionar as adversidades provenientes do desenvolvimento e da expansão urbana e alcançar uma convivência harmônica entre o homem e o meio ambiente, é imprescindível impedir o avanço das alterações já existentes, além de otimizar os pequenos espaços urbanos disponíveis, priorizando nestes a preservação ambiental, pois a presença de vegetação em ambientes urbanos aumenta a sensação de bem-estar da população e provoca nos indivíduos maior sentimento de pertencimento ao local.

Alternativas como coberturas vegetais, jardins verticais, calçadas ecológicas, jardins filtrantes e arborização urbana, além de melhorarem o aspecto visual, podem ser utilizados para gestão ambiental, uma vez que contribuem para a melhoria da qualidade ambiental. O paisagismo, apesar de essencialmente estar relacionado à estética, pode contribuir para elevação da umidade, diminuição da erosão e das ilhas de calor, bem como melhora na drenagem da água e na atração da avifauna (GENGO & HENKES, 2012).

Para Sutton (2015), uma das formas de reinserção da natureza às cidades é a utilização de telhados verdes, uma vez que as condições urbanas se encontram limi-

tadas, pois há somente pequenos espaços disponíveis para a vegetação.

O emprego de coberturas vegetais em edificações ocorre há muito tempo com o principal objetivo de melhorar o conforto térmico das construções por meio da redução da temperatura (OLIVEIRA, 2009). Niachou *et al.* (2001) ressaltam que o plantio em telhados, além de contribuir para o conforto térmico, também aumenta ou restitui a área urbana vegetada, reduzindo os efeitos relacionados às “ilhas de calor”. De acordo com Santamouris (2014), a aplicação em larga escala de telhados verdes pode reduzir de 0,3 a 3,0°C a temperatura ambiente. Além disso, esse tipo de construção possibilita a criação de jardins e espaços de contemplação e convivência antes inexistentes (RANGEL *et al.*, 2015).

A utilização de telhados verdes em centros urbanos produz benefícios estéticos, sociais, terapêuticos e de lazer, uma vez que suaviza a paisagem por meio do aumento das áreas verdes. Também proporciona benefícios ambientais, como aumento na drenagem de águas superficiais, contribuindo para a diminuição de enchentes (ALAMY FILHO *et al.*, 2016); permite a coleta e o armazenamento de águas pluviais, influenciando diretamente a economia de água tratada (TEIXEIRA *et al.*, 2017); atua na absorção de ruídos das cidades, reduzindo a poluição acústica (YANG *et al.*, 2012); promove redução nas variações de temperaturas entre ambientes, reduzindo o gasto de energia com o condicionamento de ar (SANTAMOURIS, 2014) e aumentando a eficiência energética dos edifícios (HASHEMI *et al.*, 2015; GALLARDO *et al.*, 2018).

Os telhados verdes são formados por vários componentes: vegetação, substrato, manta filtrante, camada de drenagem e impermeabilização, tendo cada componente um papel bem definido a ser desempenhado no sistema projetado para o local em que será instalado (VIJAYARAGHAVAN; JOSHI, 2015).

Em estudo com coberturas vegetais em Hong Kong, constatou-se que o principal benefício com a implantação desses sistemas foi o valor estético visual das edificações, mas fatores como qualidade do ar, redução das ilhas de calor e isolamento térmico também foram considerados. Verificou-se que o tipo de vegetação uti-

lizada e a profundidade do solo são fatores determinantes no desempenho térmico (TAM *et al.*, 2016).

As características estruturais das coberturas vegetais aumentam a capacidade de isolamento térmico pelo telhado e a água armazenada nessas estruturas também contribui nesse sentido (VIJAYARAGHAVAN, 2016). O uso de plantas com o maior adensamento possível é desejável no estabelecimento de um telhado ecológico, pois, com maior e mais densa cobertura vegetal sobre uma superfície, ocorre maior retenção de energia radiante. Aspectos como o sombreamento, melhor isolamento contra as radiações solares, promovido pela vegetação e pelo substrato, são responsáveis pela melhoria do desempenho térmico nas edificações (SAADATIAN *et al.*, 2013). Em testes com coberturas vegetais de diferentes adensamentos realizados por Wong *et al.* (2003), as coberturas com vegetações mais esparsas apresentaram valores de temperaturas mais elevadas do que aquelas que usaram vegetações mais adensadas.

Uma cobertura vegetal extensiva em Singapura foi analisada antes da instalação da vegetação e após oito meses, com a vegetação já estabelecida. Os resultados indicaram que cerca de 60% do fluxo de calor foi retido com a instalação do telhado verde, assim como índices de ofuscamento, medidos no entorno do local no qual foi instalado o sistema e causados pela laje nua, também sofreram redução (HIEN *et al.*, 2007). Dessa mesma forma, Onmura *et al.* (2001) determinou diferenças de 30°C de uma laje coberta com vegetação em relação à outra laje nua, apesar de terem sido expostas a mesma temperatura ambiente no verão do Japão.

Em relação ao aspecto ecológico, o uso de espécies frutíferas e/ou nativas proporciona maior diversidade da fauna nas cidades, além de servir como porta de entrada para o recebimento de uma grande variedade de pássaros e insetos. Tecnologias como o telhado verde são ótimas oportunidades para a flora e fauna criarem novos *habitats* (MINKS, 2013).

A decisão pela instalação de um telhado verde passa pela escolha de um dos diferentes sistemas de montagens oferecidos no mercado. Esses, por sua vez, são escolhidos levando-se em consideração, principalmente, os fatores estruturais da edificação, como a inclinação da laje e o esforço ao qual será submetida. Uma escolha baseada no conforto térmico e na redução energética não tem sido explorada, pois, apesar do longo tempo de uso dessa tecnologia, não existem informações comparativas sobre o potencial redutor térmico dos principais sistemas comerciais utilizados no Brasil. Informações dessa natureza permitiriam a escolha do sistema de telhado verde que melhor se adequasse às necessidades energéticas do ambiente, bem como apontariam a eventual adaptação do projeto arquitetônico e estrutural.

Pelo exposto, a proposta deste trabalho foi analisar a eficiência térmica de três diferentes sistemas de telhados verdes comerciais (FLAT, MacDrain e Modular) cultivados com a espécie, do tipo suculenta, *Calisia repens*, comumente utilizada nessas coberturas. A eficiência térmica foi avaliada por meio de sensores de temperatura dispostos perpendicularmente à superfície vegetal dos sistemas para verificação da atenuação da temperatura em diferentes pontos. Os resultados dos três modelos foram comparados aos de um protótipo apenas impermeabilizado, representando uma laje comum, sem cobertura vegetal.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Caracterização da área experimental

O projeto foi desenvolvido na cidade de Sorocaba, São Paulo, situada nas seguintes coordenadas geográficas: -23.5062 (latitude); -47.4559 (longitude); 23° 30' 22" sul e 47° 27' 21", com altitude de 562 m, temperatura média anual de 19,4°C e índice plu-

viométrico médio anual de 1.224 mm, resultando na classificação climática de Köppen-Geiger em Cfa, com clima subtropical úmido, caracterizada por chuvas no verão e inverno seco (CLIMA SOROCABA; INFORMAÇÕES SOROCABA, 2018).

## Montagem dos protótipos

Para a instalação dos sistemas, foram estudados os materiais mais utilizados atualmente no âmbito de coberturas vegetais.

## Sistemas utilizados

A empresa especializada em telhados verdes forneceu todos os materiais utilizados para a montagem dos protótipos, como as diferentes estruturas empregadas nos modelos, o substrato, o sistema de irrigação, além de toda a vegetação necessária.

Com base nas informações da empresa, todos os sistemas utilizados estão descritos a seguir.

Para o Sistema FLAT, o local de instalação não deve possuir inclinação superior a 5%, sendo o mais adequado para lajes e coberturas planas, as quais possuem entre 2 e 5% de inclinação. Superfícies que apresentam inclinação inferior a 2% devem utilizar sistemas especiais para evitar o acúmulo de água, garantindo, assim, uma boa drenagem do jardim.

Sobre o protótipo foram instaladas placas de PVC (0,50 × 0,50 × 0,10 m), as quais são utilizadas para suportar o sistema e armazenar a água, diminuindo a necessidade de sistema de irrigação no jardim. O filtro de drenagem foi inserido sobre o Sistema FLAT, de forma a permitir a drenagem e fazer com que ela ocorra de forma correta, sem que haja o acúmulo de água em alguns pontos do sistema, além de reduzir o carreamento de partículas sólidas do sistema e manter a circulação de ar necessária para o bom desenvolvimento radicular. O substrato foi inserido sobre a manta de drenagem. Somente após a instalação dessas camadas fez-se o plantio da vegetação.

Nesse sistema é possível a elaboração de um projeto de paisagismo mais completo, com diferentes alturas

## Estrutura

Para a montagem das caixas que receberam os sistemas, utilizou-se o compensado naval: material composto por três lâminas prensadas de madeira e resina fenol-formaldeído. A vantagem de sua utilização deve-se ao ma-

Os sistemas comerciais de coberturas vegetais escolhidos para as avaliações foram: FLAT, Modular e MacDrain, além da testemunha, que é apenas um protótipo impermeabilizado, sem o telhado verde, totalizando dessa forma, quatro protótipos.

e volumes de substrato. A camada de substrato, que pode variar em altura, possibilita o desenvolvimento de vegetação de grande porte. Dessa forma, arbustos e árvores podem se estabelecer nessas coberturas vegetais. O cálculo estrutural deve ser realizado imprescindivelmente, para que seja analisado o peso que poderá ser suportado pelo sistema.

O Sistema Modular pode ser utilizado em locais com inclinações superiores, em comparação às possíveis para o Sistema FLAT, sendo ideal para inclinações entre 5 e 35%, uma vez que se utiliza uma camada de apenas 5 cm de substrato. Inclinações superiores a 30% devem conter sistemas de travamento especialmente desenhados para evitar o deslizamento do sistema de cultivo.

Esse sistema é composto por módulos (0,50 × 0,50 × 0,075 cm) que se encaixam e formam a cobertura vegetal. Cada módulo possui o filtro de drenagem instalado e pronto para receber o substrato e a vegetação.

Por apresentar limite máximo de 5 cm de profundidade para o substrato, nesse sistema, a vegetação utilizada deve ser escolhida de acordo com o desenvolvimento das raízes, uma vez que espécies que necessitam de grandes profundidades terão seu desenvolvimento e sua sustentação prejudicados. A utilização de plantas herbáceas é comumente vista nesse tipo de cobertura, já que possuem raízes pouco profundas.

No Sistema MacDrain utiliza-se apenas a manta MacDrain — uma camada de drenagem — com o substrato e a vegetação sobre o sistema.

terial ser à prova d'água, o que permite a exposição ao tempo, aliando versatilidade e grande resistência.

O compensado naval foi adquirido na forma de peças inteiriças, as quais foram cortadas utilizando-se uma



cortadora a *laser*, o que permitiu a realização de cortes com encaixes exatos. Com a junção dos encaixes, aliada à utilização de parafusos para a melhor fixação, formou-se a caixa que, posteriormente, foi tratada com o sistema de impermeabilização e recebeu os sistemas de telhados verdes.

A impermeabilização foi realizada pela empresa Omnitrade, a qual utilizou uma manta de PVC, que possui durabilidade em torno de 10 a 15 anos, leveza e estanqueidade, quando comparada à utilização de outros materiais, como a manta asfáltica.

As caixas de madeira com os sistemas instalados foram dispostas sobre bancadas de alumínio, inclinadas ( $3^\circ$ ), com sensores de temperatura alocados acima e abaixo do sistema.

Para que não houvesse influência de ventos e outras variações climatológicas, foram instaladas caixas espessas de isopor tipo P3 (Figura 1). Placas espessas de isopor foram utilizadas para montagem das caixas, para isolar eficientemente o sistema. Entre a caixa de isopor e a caixa de madeira, aplicou-se silicone, com a finalidade de diminuir ainda mais as influências externas

que o sistema poderia sofrer. Na Figura 2 está representado o protótipo em vista superior.

As dimensões dos quatro protótipos são iguais, sendo que a caixa de compensado naval tem 1,10 m de comprimento, 0,70 m de largura e 0,20 m de altura, com a espessura de 5 cm em todas as peças utilizadas para formar a caixa. Além disso, a manta de PVC utilizada para impermeabilização tem 1 cm de espessura. Já a caixa de isopor acoplada a estrutura de madeira tem as mesmas dimensões em comprimento e largura, e 0,60 m de altura, com espessura de 10 cm em todas as peças.

Com base na Lei de Fourier, Equação 1, que estabelece o fluxo de calor entre dois pontos (RODRIGUES *et al.*, 2009), foi calculado o valor da condução de calor para o isopor e o tijolo de alvenaria, que possuem condutividade térmica de 0,035 e 0,658 (KREITH *et al.*, 2014; MOAVENI, 2016), demonstrando eficiência na redução da condução do calor do isopor utilizado para isolar o sensor abaixo das variações climatológicas, quando comparado a uma construção que utiliza tijolo.



**Figura 1 – Protótipo finalizado: caixa de isopor acoplada à caixa de madeira.**

$$q_k = -kA \frac{dT}{dX} \quad (1)$$

Em que:

$q_k$  = taxa de transferência de calor;

$T(x)$  = temperatura local;

$x$  = distância na direção do fluxo de calor;

$k$  = condutividade térmica, que, de forma geral, varia com a temperatura.

Conforme a NBR 16401 (ABNT, 2008), os limites para conforto térmico são temperaturas entre 22,5–26°C no verão; sendo assim, foi utilizado como base para cálculo o valor de 24,25°C.

### Espécie vegetal

A espécie utilizada no projeto, *Callisia repens* (Jacq.) L., pertence à família botânica Commelinaceae, que possui ampla distribuição em países tropicais, com 60 espécies descritas no Brasil (SOUZA & LORENZI, 2005).

De acordo com a estação climatológica instalada na faculdade onde os protótipos foram analisados, o valor máximo de temperatura registrado em 2017 foi de 41,2°C, em 26 de janeiro de 2017.

Sendo assim, foram utilizados o valor de temperatura máxima registrada para Sorocaba no verão e o valor médio para o conforto térmico, segundo a NBR 16401/08, para cálculo da condução do calor.

Em relação ao tijolo de alvenaria, o isopor reduziu cerca de 95% a condução do calor, demonstrando eficiência no isolamento dos sensores abaixo dos protótipos instalados.

A *Callisia repens* é considerada uma planta suculenta. Conhecida popularmente como dinheiro-em-penca, apresenta porte de 10 a 15 cm quando está em pleno desenvolvimento, sendo considerada uma



Figura 2 – Vista superior do protótipo finalizado.

espécie herbácea muito ramificada e perene. As folhas apresentam aspecto brilhante, encerado, sendo ovais acuminadas e de cor verde-claro. As flores são brancas e pequenas, sem caráter ornamental. São plantas que não resistem a pisoteio e são consideradas excelente espécie para cobertura vegetal (STUMPF, 2017).

Berghage *et al.* (2007) identificaram que as plantas suculentas transferem rapidamente a água consumi-

### Substrato e sistema de irrigação

O substrato utilizado é composto por turfa de Sphagnum, vermiculita expandida e calcário dolomítico, que proporcionam maior aeração, aumentando, assim, o sistema radicular das plantas cultivadas, além de gesso agrícola e fertilizante NPK, que fornecem os nutrientes necessários para o desenvolvimento das plantas, sem necessidade inicial de adubação. O pH do material é por volta de 5,5 e a densidade, de 145 kg/m<sup>3</sup>, além de apresentar 55% de capacidade de retenção de água.

O sistema de irrigação utilizado é do tipo gotejamento, formado por duas linhas de irrigação com 1 m de extensão cada, dispostas igualmente nos três protótipos. Ao longo da tubulação foram feitas pequenas perfura-

### Coleta de dados térmicos

Após a finalização das montagens e instalação dos protótipos, foi realizada, durante o período de agosto a novembro de 2017, a coleta dos dados de temperatura, os quais foram analisados para cada um dos diferentes sistemas.

Foram instalados oito sensores, sendo dois em cada protótipo. Os sensores dispostos sobre as caixas de madeira foram utilizados para a coleta de dados de temperatura externa. Abaixo das caixas, isoladas pelo compartimento de isopor, foram instalados sensores que permitiram a coleta dos dados de temperatura após a incidência dos raios solares no siste-

### Análises de conforto térmico

Os dados da temperatura interna, coletados pelos sensores em dois diferentes horários, às 13h e às 22h, durante o período de 09 de agosto de 2017 a 22 de novembro de 2017, foram utilizados para

da por meio da transpiração, podendo contribuir com até 40% da capacidade de um telhado verde de reter a água pluvial, dependendo da quantidade de chuva.

Em razão do porte rasteiro, do bom desenvolvimento e da ramificação, além do baixo consumo hídrico, essa espécie vegetal foi cultivada nos três sistemas instalados, com as mesmas características de espaçamento, fornecimento de água pelo sistema de irrigação e data de realização do plantio.

ções e instalados os gotejadores, os quais têm a função de liberar a água ao substrato, de acordo com a necessidade hídrica.

O controle do sistema de irrigação foi realizado por um *timer*, ajustando-se o tempo em que o sistema deve funcionar e a frequência. Três *timers* foram instalados, um para cada protótipo. Para o desenvolvimento inicial da espécie, o ajuste foi realizado para que o funcionamento ocorresse a cada seis horas, por cinco minutos em cada turno de rega. A vazão do sistema variou entre 2 e 3 L h<sup>-1</sup>. Depois do primeiro mês, com a vegetação já estabelecida, foi realizado o ajuste de funcionamento para cinco minutos a cada doze horas.

ma. Dessa forma, pôde-se avaliar a variação de temperatura em °C, entre as partes externa (incidência solar) e interna.

O sistema de coleta e transmissão de dados possibilitou que as diversas coletas realizadas fossem enviadas diretamente para o servidor local, via Wi-Fi.

O sensor de temperatura utilizado para as coletas iniciais foi o DS18B20, dispositivo capaz de medir a temperatura do local em que está disposto, fornecendo valores para cada temperatura medida. Tem como característica a praticidade, por ser à prova d'água e suportar as diversas condições climatológicas (STEIDLE, 2005).

analisar a atenuação da temperatura, pelos diferentes sistemas de telhados verdes, comparando os resultados dos diferentes sistemas com os da testemunha.

Considerou-se, para análise dos dados, o limite superior de conforto térmico (LSCT), segundo a NBR 16401/08, para o verão: 26°C. Em relação ao limite inferior de conforto térmico (LICT), utilizou-se a menor temperatura da norma de referência, observada no inverno: 21°C.

As diferenças entre as temperaturas externa e interna foram utilizadas para averiguar a atenuação da radiação solar, evidenciando o potencial de isolamento térmico dos telhados verdes. Esses resultados foram submetidos a teste estatístico, comparando-se as médias das diferenças de temperaturas dos 85 dias coletados.

Aplicou-se uma constante no valor de 100 nas diferenças de temperatura, para serem possíveis as análises estatísticas.

No experimento foi adotado o delineamento de blocos ao acaso, no esquema fatorial 4 × 2, no qual são empregados quatro protótipos em dois horários analisados.

As análises estatísticas foram realizadas no programa Statistical Analysis System (SAS), por meio do teste F da análise de variância, para verificar a hipótese de que as médias são estatisticamente iguais ou diferem entre si. O teste de Tukey a 5% de significância foi aplicado para comparação das médias dos tratamentos.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Conforto térmico

Em relação às temperaturas internas dos protótipos para análise do conforto térmico, duas principais situações são válidas a se observar: em relação ao calor interno excessivo provocado pela radiação solar (principalmente nos horários mais quentes); e em relação a todo o calor armazenado durante o dia (emitido novamente ao ambiente, devido às diferenças de temperatura externa).

Além disso, a diferença entre as temperaturas internas e externas também são importantes na avaliação do potencial de isolamento térmico de coberturas vegetais.

Nos horários mais quentes do dia, como às 13h, o potencial do telhado verde, principalmente em relação à testemunha, pode ser mais bem observado (Figura 3).

As temperaturas internas registradas no protótipo testemunha são muito elevadas, principalmente porque o calor, quando não há telhado verde, é mais facilmente transmitido para o compartimento abaixo (no qual se localiza o sensor), aumentando a temperatura interna. Esse resultado evidencia a eficiência do telhado verde no isolamento térmico de um ambiente.

No caso dos protótipos que têm o telhado verde instalado, apesar de a temperatura ficar acima da zona de conforto térmico, em alguns períodos, a diferença em relação ao protótipo testemunha é grande.

Do total dos 255 dados analisados às 13h para os 3 sistemas com cobertura vegetal, apenas 40% ficaram na

zona de conforto térmico ao longo do período, entretanto os valores de temperatura interna são expressivamente menores, chegando a 43% de redução no sistema com telhado verde em relação ao protótipo testemunha.

Segundo Liu e Baskaran (2003), a cobertura verde reduz em 95% o ganho de calor em horários mais quentes do dia. Além disso, a amplitude térmica é significativamente reduzida e, ainda, a demanda de energia gasta com ar-condicionado é reduzida em 25%.

Na semana de 16 a 23 de agosto, de acordo com os dados da estação meteorológica, as temperaturas externas são amenas, a radiação é baixa e a pluviosidade é alta, em relação ao período todo. Dessa forma, o potencial de isolamento térmico do telhado verde não é tão representativo.

Já nos casos de altas temperaturas, como no dia 14 de outubro, têm-se temperatura externa de 35,4°C e radiação de 834,17 Wm<sup>-2</sup>, enquanto a temperatura interna do protótipo testemunha é de 54,7°C. Para os protótipos com telhados verdes, a temperatura interna ficou entre 31,0 e 33,9°C. Sendo assim, ainda que as temperaturas estejam acima da zona de conforto térmico, a diferença em relação ao sistema testemunha é de 23,0°C, uma redução máxima de 43%.

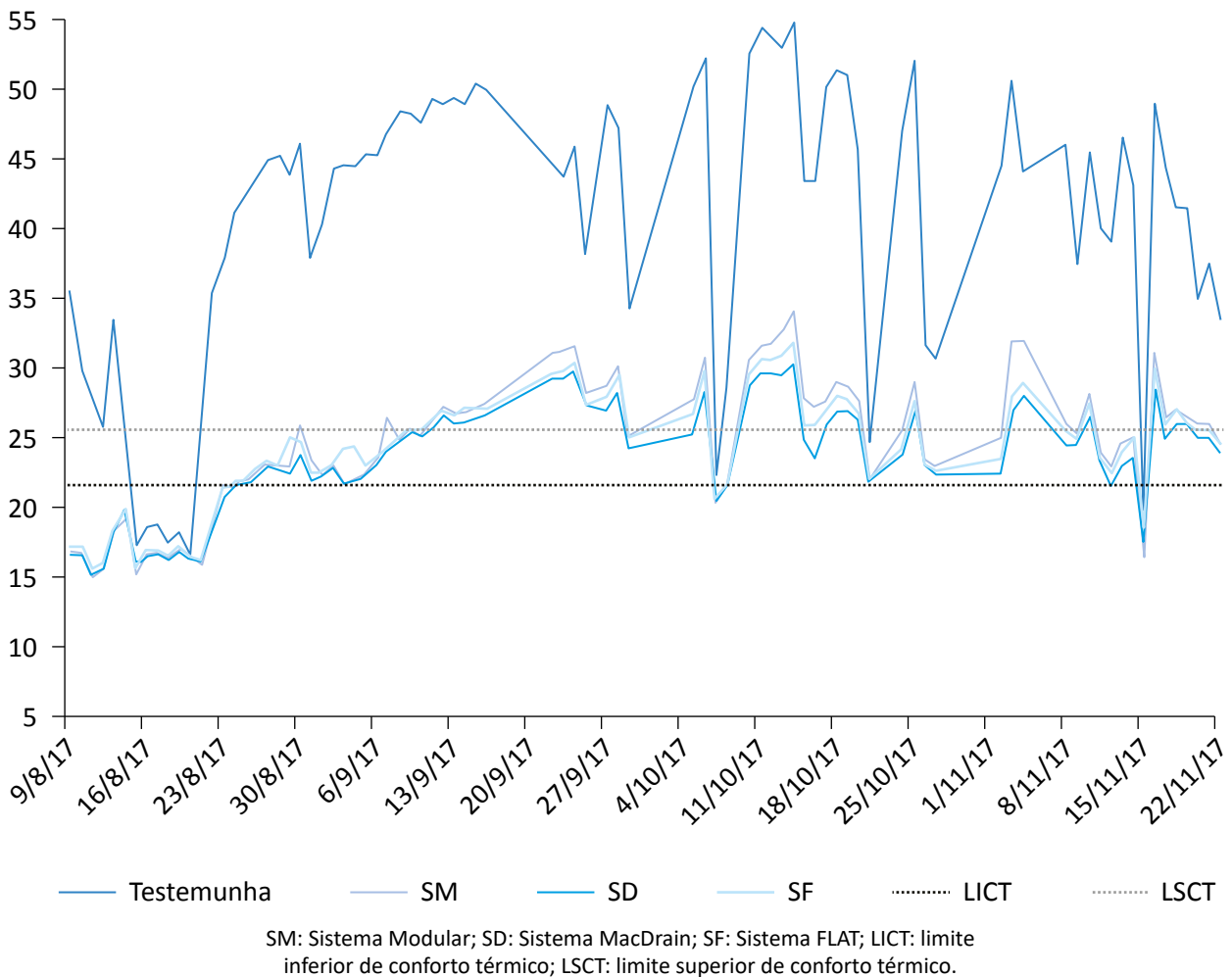
De acordo com Koenigsberger *et al.* (1980), a temperatura normal da pele varia entre 31 e 34°C. Em todo o período avaliado, a maior temperatura interna encontra-

da nos protótipos com cobertura vegetal foi de 33,9°C. Dessa forma, o organismo humano não vai trocar calor com o ambiente de forma significativa, já que o valor está abaixo do limite da temperatura normal da pele.

A vegetação auxiliou para a ocorrência de maior conforto térmico, uma vez que grande quantidade de radiação solar é absorvida pela vegetação, que apresentou bom desenvolvimento nos telhados verdes instalados. Essa radiação não é transmitida para as outras camadas, como o substrato e as diferentes estruturas dos sistemas de telhados verdes. Segundo Theodosiou (2003), a densidade das folhagens influencia o desempenho térmico dos telhados verdes, uma vez que possibilita maior sombreamento e evapotranspiração. Para Del Barrio (1998), a importância da vegetação

está relacionada à distribuição horizontal das folhas, proporcionando menor transmissão de radiação solar para a superfície do substrato, sendo que as trocas de ar entre a camada vegetal e o ar externo do telhado verde desempenham importante papel para o estado higrotérmico.

O substrato também tem papel importante na retenção do calor. Seu principal efeito está relacionado à espessura, uma vez que há uma atenuação no fluxo de calor recebido externamente pela radiação solar. Portanto, o fluxo de calor é diretamente proporcional à espessura do substrato, sendo que, quanto maior a espessura do substrato, maior a inércia térmica e menor o fluxo de calor, tanto de fora para dentro quanto de dentro para fora (THEODOSIOU, 2003).



**Figura 3 – Gráfico de temperatura interna às 13h00 em relação aos limites inferior e superior de conforto térmico, respectivamente, nos Sistemas Modular, MacDrain, FLAT e Testemunha.**

Por meio de análises térmicas realizadas em Sidney e no Rio de Janeiro, Wilkinson *et al.* (2017) comprovaram o potencial de telhados verdes e jardins verticais para a atenuação da temperatura em experimento com estruturas fechadas de madeira, com e sem coberturas verdes, e jardins verticais. As temperaturas chegaram a 6°C de diferença, devido ao aumento do isolamento térmico da estrutura pelos sistemas verdes instalados.

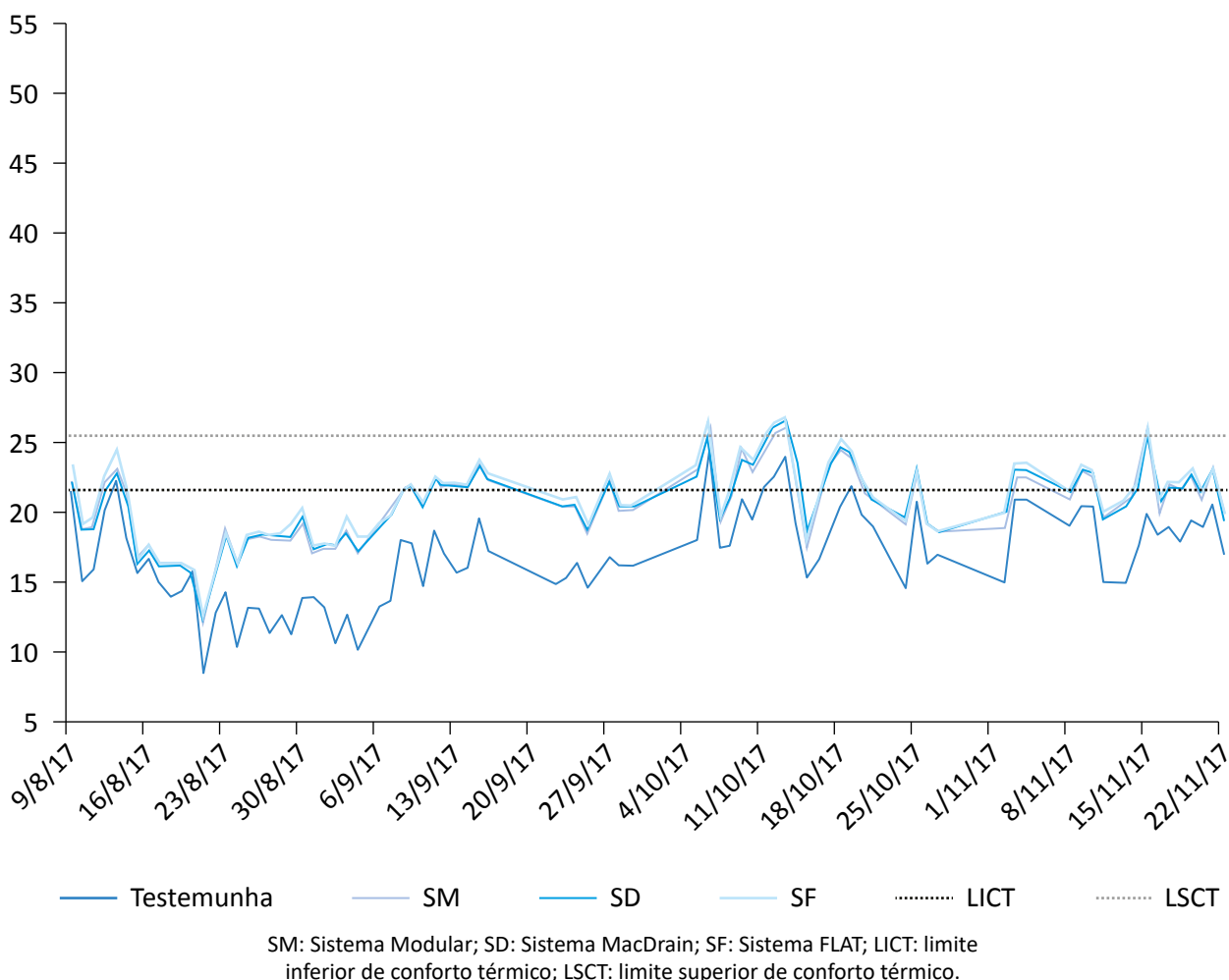
No caso de temperaturas amenas, como no período noturno, telhados verdes reduzem em 26% a perda do calor, proporcionando maior conforto térmico (LIU & BASKARAN, 2003). Esse efeito pode ser comprovado na Figura 4.

As temperaturas mais amenas dos sensores abaixo dos sistemas são decorrentes do calor retido no com-

partimento durante o dia (mantido pelos sistemas de telhados verdes), diferente do protótipo testemunha, que, por não possuir nenhum sistema instalado, tende a perder calor e manter a temperatura interna mais baixa.

A maior parte das temperaturas coletadas às 22h manteve-se abaixo do limite superior de conforto térmico, 26,0°C, e dentro da faixa considerada ideal, demonstrando a eficiência do sistema no período noturno.

Em noites de inverno com temperaturas baixas, como no caso do dia 21 de agosto, os sistemas de telhado verde conseguiram manter as temperaturas internas mais próximas do limite inferior de conforto térmico. Sendo assim, foi possível manter o ambiente mais agradável, uma vez que apresentou temperatura interna de 12,5°C dos protóti-



**Figura 4 – Gráfico de temperatura interna às 22h00 em relação aos limites inferior e superior de conforto térmico, respectivamente, nos Sistemas Modular, MacDrain, FLAT e Testemunha.**

pos com telhado verde, a mesma temperatura do ambiente externo, enquanto o protótipo testemunha registrou 8,6°C.

De acordo com Vieira *et al.* (2016), em pesquisas realizadas com coberturas de telhado de fibrocimento comparado ao telhado verde sobre a estrutura de fibrocimento, o fluxo de calor no período noturno é invertido, passando a ser do interior do cômodo para o telhado; dessa forma, durante a noite as temperaturas no cômodo com telhado verde estavam maiores do que no local com somente a telha de fibrocimento.

Em trabalhos realizados por Vecchia (2005) e Vacilikio e Fleiscfresser (2011), foi demonstrado que telhados verdes reduziram as temperaturas durante o

### Comparação dos sistemas

As médias das diferenças entre os valores de temperatura do ar (externo e interno) foram comparadas estatisticamente.

Esses valores encontrados são provenientes das diferenças do comportamento térmico dos diferentes sistemas que compõem os protótipos instalados.

Às 13h, o menor valor da média das diferenças de temperatura do protótipo testemunha representa que a temperatura externa é menor que a temperatura interna, devido a maior transmissão de calor para o compartimento, resultante da ausência do sistema de telhado verde.

Pode-se observar, na Tabela 1, que o Sistema FLAT difere do Sistema Modular, apresentando efeitos diferentes no potencial de isolamento térmico desses tipos de telhados verdes. A maior diferença de temperatura externa em relação à temperatura interna no Sistema FLAT che-

dia e conseguiram retardar o resfriamento durante a noite.

Da mesma forma que a transferência de calor durante o dia é menor no sentido do ambiente externo para o interior dos compartimentos dos protótipos, as camadas que compõem os diferentes sistemas de telhados verdes são responsáveis também por reter o calor, que tende a se dissipar no período noturno, em que as temperaturas externas são menores e não há o fenômeno da radiação solar.

Apesar de os dados de temperatura interna não ficarem na zona de conforto térmico, em relação à testemunha, os valores ficam mais próximos do limite inferior proposto pela norma.

gou a 16°C em todos os dias analisados; já no caso do Sistema Modular, a maior diferença foi de 12,3°C.

A amplitude térmica chegou a -18,8°C no caso do protótipo testemunha, no dia 17 de outubro. Enquanto a temperatura externa era de 31,25°C e a radiação de 871 Wm<sup>-2</sup>, o sensor interno indicava 50,1°C. O valor negativo indica a temperatura interna maior que a externa do ar.

Em trabalho realizado por Panziera *et al.* (2015), a temperatura interna de um ambiente com telhado convencional de fibrocimento foi estatisticamente diferente de um local com telhado verde nos horários mais quentes do dia, o que comprova que o sistema de cobertura vegetal foi eficaz na redução do ganho de calor do ambiente.

Para o horário de medição noturna, o protótipo testemunha foi o único a diferir estatisticamente do restante dos dados, conforme a Tabela 2, evidenciando o

**Tabela 1 – Comparação entre os sistemas às 13h.**

Tratamento	Médias
Sistema FLAT	107,13 a
Sistema MacDrain	106,93 ab
Sistema Modular	106,00 b
Testemunha	89,91 c

Letras iguais na mesma coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

**Tabela 2 – Comparação entre os sistemas às 22h.**

Tratamento	Médias
Testemunha	102,12 a
Sistema Modular	98,47 b
Sistema MacDrain	98,38 b
Sistema FLAT	97,52 b

Letras iguais na mesma coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

efeito negativo da ausência do sistema de telhado verde à noite, que possibilitaria maior dissipação do calor acumulado nos compartimentos durante o dia.

A média das diferenças no caso da testemunha foi de 2,12°C, indicando que a temperatura externa ao protótipo é maior que a interna e, dessa forma, o

ambiente interno é mais frio. No caso das outras médias dos protótipos que têm cobertura vegetal, os valores foram negativos, apontando a temperatura interna maior que a externa e, dessa forma, contribuindo para o conforto térmico. A diferença entre as médias dos diferentes sistemas não foi estatisticamente significativa.

## CONCLUSÕES

O telhado verde é efetivo na atenuação da radiação incidente na cobertura, resultando em menores temperaturas internas em horários mais quentes; em períodos mais frios, como à noite, tem a capacidade de manter a temperatura interna maior que a externa. Comparando-se com o protótipo apenas impermeabilizado, sem cobertura vegetal, todos os sistemas de telhados verdes instalados foram efetivos para o conforto térmico, uma vez que as camadas que compõem os protótipos são responsáveis pela menor transmissão de calor entre os ambientes externo e interno. Nos dois horários avaliados o sistema foi efetivo, e a maior diferença observada entre um protótipo com e sem telhado verde foi de 23,0°C, às 13h, em razão da maior temperatura externa e da radiação. Mesmo em dias mais frios, como foi observado no inverno, o sistema de cobertura vegetal

foi eficaz em manter as temperaturas mais agradáveis e próximas da zona de conforto térmico, conservando o calor armazenado durante o dia no interior do compartimento. Levando em conta que a temperatura da pele humana possui variação que vai de 31 a 34°C, às 13h, todos os sistemas de cobertura vegetal mantiveram a temperatura interna menor que o limite superior de 34°C. Dessa forma, conclui-se que a utilização da vegetação sobre as edificações apresentou bom comportamento térmico em relação às variações térmicas externas, principalmente se comparada a uma cobertura convencional, apenas impermeabilizada. Para cada local com o sistema instalado, um tipo de vegetação adaptada pode ser utilizado, o que comprova todas as vantagens em relação ao telhado verde, contribuindo para o aumento das áreas verdes nos grandes centros urbanos.

## REFERÊNCIAS

ALAMY FILHO, J. E.; MANNA, I. B. C. B.; MELO, N. A.; CAIXETA, A. C. M. Hydrological efficiency of green roofs for residential neighborhoods scale. *Sociedade & Natureza*, v. 28, n. 2, p. 257-272, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/1982-451320160206>

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 16401: Instalações de ar condicionado: sistemas centrais e unitários*. Rio de Janeiro: ABNT; 2008.



- BARROS, H. R.; LOMBARDO, M. A. A ilha de calor urbana e o uso e cobertura do solo em São Paulo-SP. *GEOUSP: Espaço e Tempo*, v. 20, n. 1, p. 160-177, 2016. <https://doi.org/10.11606/issn.2179-0892.geousp.2016.97783>
- BERGHAGE, R.; JARRETT, A.; BEATTLE, D.; KELLEY, K.; HUSAIN, S.; REZAI, F.; LONG, B.; NEGASSI, A.; CAMERON, R.; HUNT, W. Quantifying evaporation and transpirational water losses from green roofs and green roof media capacity for neutralizing acid rain. *National Decentralized Water Resources Capacity Development Project*. Pennsylvania: Pennsylvania State University; 2007.
- BEZERRA M. I. L.; SANTOS, J. S.; AGUIAR, A. P. Ilhas de Calor: Importância da Vegetação na Amenização Climática em João Pessoa\PB. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 6, n. 5, p. 1499-1516, 2013.
- CLIMA SOROCABA. Sorocaba: Climate-data. Disponível em: <<https://pt.climate-data.org/america-do-sul/brasil/sao-paulo/sorocaba-756>>. Acesso em: 04 dez. 2018.
- DEL BARRIO, E. P. Analysis of the green roofs cooling potential in buildings. *Energy and Buildings*, v. 27, n. 2, p. 179-193, 1998. [https://doi.org/10.1016/S0378-7788\(97\)00029-7](https://doi.org/10.1016/S0378-7788(97)00029-7)
- GALLARDO, P. N.; ROGÉRIO, A.; NEVES, G. Z. F.; VECCHIA, F. A.; RORIZ, V. F. Thermal response to cold in buildings with green covers for tropical climate. Green facades and green roofs. *Revista Ingeniería de Construcción*, v. 33, n. 1, p. 15-28, 2018. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-50732018000100015>
- GENGO, R. C.; HENKES, J. A. A utilização do paisagismo como ferramenta na preservação e melhoria ambiental em área urbana. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, v. 1, n. 2, p. 55-81, 2012. <http://dx.doi.org/10.19177/rgsa.v1e2201255-81>
- HASHEMI, S. S. G.; MAHMUD, H. B.; ASHRAF, M. A. Performance of green roofs with respect to water quality and reduction of energy consumption in tropics: a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 52, p. 669-679, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2015.07.163>
- HIEN, W. N.; YOK, T. P.; YU, C. Study of Thermal Performance of Extensive Rooftop Greenery Systems in the Tropical Climate. *Journal of Building and Environment*, Amsterdã, v. 42, n. 1, p. 25-54, 2007.
- INFORMAÇÕES SOROCABA. Sorocaba: DBcity.com. Disponível em: <<https://pt.db-city.com/Brasil--S%C3%A3o-Paulo--Sorocaba>>. Acesso em: 04 dez. 2018.
- KOENIGSBERGER, O. H.; INGERSOLL, T. G.; MAYHEW, A.; SZOKOLAY, S. V. *Manual of tropic housing and building: climatic design*. Londres: Longman, 1980. v. 1. 320 p.
- KREITH, F.; MANGLIK, R. M.; BOHN, M. S. *Princípios de transferência de calor*. 7. ed. São Paulo: Cengage Learning, 2014.
- LEHMANN, S.; CROCKER, R. (Orgs.). *Designing for zero waste: consumption, technologies and the built environment*. Reino Unido: Routledge, 2013.
- LIMA, S. M.; GARCEZ, D. S. Áreas verdes públicas urbanas e sua relação com a melhoria da qualidade de vida: um estudo de caso em um parque ecológico urbano na cidade de Fortaleza (Ceará, Brasil). *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 43, p. 140-151, 2017. <http://dx.doi.org/10.5327/Z2176-947820170126>
- LIU, K.; BASKARAN, B. Thermal performance of green roofs through field evaluation. In: NORTH AMERICAN GREEN ROOF INFRASTRUCTURE CONFERENCE, AWARDS AND TRADE SHOW, 1., 2003. *Proceedings...* 2003. p. 29-30.
- MINKS, V. A rede de design verde urbano – uma alternativa sustentável para megacidades? *Revista LABVERDE*, n. 7, p. 120-141, 2013. <https://doi.org/10.11606/issn.2179-2275.v0i7p120-141>
- MOAVENI, S. *Fundamentos de engenharia: uma introdução*. São Paulo: Cengage Learning, 2016.

- NIACHOU, A.; PAPAKONSTANTINO, K.; SANTAMOURIS, M.; TSANGRASSOULIS, A.; MIHALAKAKOU, G. Analysis of green roof thermal properties and investigation of its energy performance. *Energy and Buildings*, v. 33, n. 7, p. 719-729, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0378-7788\(01\)00062-7](https://doi.org/10.1016/S0378-7788(01)00062-7)
- OLIVEIRA, N. W. E. *Telhados verdes para habitações de interesse social: retenção das águas pluviais e conforto térmico*. Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental) – Universidade do Estado de Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.
- ONMURA, S.; MATSUMOTO, M.; HOKOI, S. Study on evaporative cooling effect of roof lawn gardens. *Energy and Buildings*, v. 33, n. 7, p. 653-666, 2001. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-7788\(00\)00134-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-7788(00)00134-1)
- PANZIERA, A. G.; CALIL, V. S.; AMARAL, F. D.; SWAROWSKY, A. Desempenho de diferentes tipos de telhado verde no conforto térmico urbano na cidade de Santa Maria, RS. *Disciplinarum Scientia | Naturais e Tecnológicas*, v. 16, n. 3, p. 445-457, 2015.
- PRAMANIK, M. A.; STATHAKIS, D. Forecasting urban sprawl in Dhaka city of Bangladesh. *Environment and Planning B: Planning and Design*, v. 43, n. 4, p. 756-771, 2016. <https://doi.org/10.1177%2F0265813515595406>
- RANGEL, A. C. L. C.; ARANHA, K. C.; SILVA, M. C. B. C. Os telhados verdes nas políticas ambientais como medida indutora para a sustentabilidade. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, v. 35, p. 397-409, 2015. <http://dx.doi.org/10.5380/dma.v35i0.39177>
- RODRIGUES, A. M.; PIEDADE, A. C.; BRAGA, A. M. *Térmica de edifícios*. Amadora: Orion, 2009.
- SAADATIAN, O.; SOPIAN, K. B.; SALLEH, E.; LIM, C. H.; RIFFAT, S.; SAADATIAN, E.; TOUDESCHI, A.; SULAIMAN, Y. A review of energy aspects of green roofs. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 23, p. 155-168, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2013.02.022>
- SANTAMOURIS, M. Cooling the cities—a review of reflective and green roof mitigation technologies to fight heat island and improve comfort in urban environments. *Solar Energy*, v. 103, p. 682-703, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.solener.2012.07.003>
- SOUZA, V. C.; LORENZI, H. *Botânica sistemática*. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2005.
- STEIDLE NETO, A. J.; BAÊTA, F. C.; MARTINS, J. H.; ZOLNIER, S.; MONTEIRO, P. M. B. Avaliação da transmissão de dados de temperatura no Sistema 1-wire. *Engenharia Agrícola*, v. 25, n. 1, p. 29-36, 2005.
- STUMPF, M. *A planta rasteira dinheiro-em-penca*: Ficha técnica *Callisia repens*. Disponível em: <[www.fazfacil.com.br/jardim/forracoos\\_dinheiro\\_em\\_penca.html](http://www.fazfacil.com.br/jardim/forracoos_dinheiro_em_penca.html)>. Acesso em: 12 dez. 2017.
- SUTTON, R. K. Introduction to green roof ecosystems. In: \_\_\_\_\_. *Green Roof Ecosystems*. Nova York: Springer, 2015. p. 1-25.
- TAM, V. W. Y.; WANG, J.; LE, K. N. Thermal insulation and cost effectiveness of green-roof systems: An empirical study in Hong Kong. *Building and Environment*, v. 110, p. 46-54, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2016.09.032>
- TEIXEIRA, C. A.; BUDEL, M. A.; CARVALHO, K. Q.; BEZERRA, S. M. C.; GHISI, E. Estudo comparativo da qualidade da água da chuva coletada em telhado com telhas de concreto e em telhado verde para usos não potáveis. *Ambiente Construído*, v. 17, n. 2, p. 135-155, 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/s1678-86212017000200150>
- THEODOSIOU, T. G. Summer period analysis of the performance of a planted roof as a passive cooling technique. *Energy and Buildings*, v. 35, n. 9, p. 909-917, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0378-7788\(03\)00023-9](https://doi.org/10.1016/S0378-7788(03)00023-9)

VACILIKIO, D. V.; FLEISCFRESSER, L. Comparação entre telhado verde e convencional nas temperaturas internas de ambientes. *In: SIMPÓSIO AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ*, 2., 2011. *Anais...* v. 3, 2011.

VECCHIA, F. Cobertura verde leve (CVL): ensaio experimental. *In: ENCONTRO NACIONAL DE CONFORTO NO AMBIENTE CONSTRUÍDO*, 6.; ENCONTRO LATINO-AMERICANO SOBRE CONFORTO NO AMBIENTE CONSTRUÍDO, 4., 2005, Maceió. *Anais...* Maceió, 2005.

VIEIRA, T. J.; FLEISCHFRESSER, L.; PRUDENTE, L. A. Comparação da variação de temperatura interna de um ambiente revestido com telhado verde e um com telhado convencional. *In: ENCONTRO NACIONAL DOS ESTUDANTES DE ENGENHARIA AMBIENTAL; FÓRUM LATINO AMERICANO DE ENGENHARIA E SUSTENTABILIDADE; SIMPÓSIO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AMBIENTAL-CENTRO-OESTE*, 2016. *Anais...* 2016.

VIJAYARAGHAVAN, K. Green roofs: A critical review on the role of components, benefits, limitations and trends. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 57, p. 740-752, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2015.12.119>

VIJAYARAGHAVAN, K.; JOSHI, U. M. Application of seaweed as substrate additive in green roofs: Enhancement of water retention and sorption capacity. *Landscape and Urban Planning*, v. 143, p. 25-32, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.06.006>

WILKINSON, S.; FEITOSA, R. C.; KAGA, I. T.; FRANCESCHI, I. H. Evaluating the thermal performance of retrofitted lightweight green roofs and walls in Sydney and Rio de Janeiro. *Procedia Engineering*, v. 180, p. 231-240, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2017.04.182>

WONG, N. H.; CHEN, Y.; ONG, C. L.; SIA, A. Investigation of thermal benefits of rooftop garden in the tropical environment. *Building and Environment*, v. 38, n. 2, p. 261-270, 2003. [http://dx.doi.org/10.1016/S0360-1323\(02\)00066-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0360-1323(02)00066-5)

YANG, H. S.; KANG, J.; CHOI, M. S. Acoustic effects of green roof systems on a low-profiled structure at street level. *Building and Environment*, v. 50, p. 44-55, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2011.10.004>



# A IMPORTÂNCIA DE PROJETOS DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL EM UMA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO NO SEMIÁRIDO NORDESTINO

THE IMPORTANCE OF ENVIRONMENTAL EDUCATION PROJECTS  
IN A UNIT OF CONSERVATION IN THE NORTHEASTERN SEMI-ARID

**Ana Karine Ribeiro Campelo** 

Graduada em Ciências Ambientais pela Universidade Federal do Ceará (UFC) – Fortaleza (CE), Brasil.

**Juliana Barroso de Melo** 

Doutora em Planejamento Territorial e Gestão Ambiental pela Universidade de Barcelona (UB). Docente no Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR) da UFC – Fortaleza (CE), Brasil.

Endereço para correspondência:  
Ana Karine Ribeiro – Rua Major Facundo, 2.140 – José Bonifácio – CEP 60025-101 – Fortaleza (CE), Brasil – E-mail: karinecampel@hotmail.com

**Recebido em:** 01/03/2018

**Aceito em:** 03/10/2018

## RESUMO

A caatinga é o bioma brasileiro menos protegido, com baixa porcentagem de Unidades de Conservação. A Reserva Particular do Patrimônio Natural é uma categoria pertencente às Unidades de Conservação de uso sustentável, que resulta em vários benefícios ambientais. Este artigo teve por objetivo geral analisar projetos que envolvem a educação ambiental desenvolvidos na Reserva Particular do Patrimônio Natural Serra das Almas, inserida na caatinga, no município de Crateús, no Ceará. A metodologia fundamenta-se na realização da pesquisa bibliográfica documental, de modo a retratar projetos que versaram sobre a educação ambiental na reserva. O desenvolvimento de ações educativas de maneira contextualizada com o semiárido auxilia no trabalho de sensibilizar a população para conservar os recursos naturais e propicia a divulgação de informações sobre a importância do bioma. Observa-se que a implementação desses projetos na Reserva Particular do Patrimônio Natural reforçou a conservação do bioma, contribuindo para a manutenção do meio ambiente e estimulando a intensificação das ações de proteção.

**Palavras-chave:** reserva particular do patrimônio natural; caatinga; desenvolvimento sustentável.

## ABSTRACT

The caatinga is the less protected Brazilian biome, with low percentage of Units of Conservation. The Private Reserve of Natural Heritage is a category that belongs to the Units of Conservation of sustainable use, which results in several environmental benefits. This article aimed, at general, to analyze projects involving environmental education developed in the Private Reserve of Natural Heritage Serra das Almas, inserted in the caatinga, in the municipality of Crateús, Ceará. The methodology is based on the accomplishment of bibliographical documentary research, to portray projects that focused on environmental education in the Reserve. The development of educational actions in a contextualized way with the semi-arid assists in the work of sensitizing the population to conserve natural resources and promotes the dissemination of information about the importance of this biome. It is observed that the implementation of these projects in the Private Reserve of Natural Heritage reinforced the biome conservation, contributing to the environmental maintenance and encouraging the intensification of protective actions.

**Keywords:** private reserve of natural heritage; caatinga; sustainable development.

## INTRODUÇÃO

A alteração da natureza ao longo do tempo, sem considerar a capacidade de suporte dos ecossistemas, assim como as limitações e as potencialidades intrínsecas de cada ecossistema e o desconhecimento acerca da finitude dos recursos naturais, resultou em problemas que contribuíram significativamente para a perda da biodiversidade.

A elaboração de políticas públicas é essencial para a preservação dos recursos ambientais. Desse modo, evidencia-se a importância da criação, por parte do Poder Público, de espaços territoriais e seus componentes a serem especialmente protegidos, como determina o texto constitucional de 1988 (art. 225, § 1º, III). As Unidades de Conservação (UCs), exemplos de áreas protegidas, caso sejam bem geridas, propiciam a elaboração e o desenvolvimento de iniciativas que contribuem para o manejo adequado desses recursos (BRASIL, 1988).

As áreas protegidas atuam como instrumento fundamental para a proteção do meio ambiente, tendo como objetivo primordial salvaguardar os ecossistemas naturais (NICOLLE; LEROY, 2017). Jones, McGinlay e Dimitrakopoulos (2017) ressaltam fatores que influenciarão diretamente na eficiência dessas áreas protegidas — a participação e o envolvimento das comunidades.

A Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) é uma UC de posse e domínio privado, criada e gerida pela sociedade de maneira voluntária, o que a diferencia das demais categorias do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), que têm a sua administração sob a responsabilidade do Poder Público e, geralmente, denotam posse e domínio público, ou público e particular. Sua criação se dá em razão do interesse do proprietário em transformar o seu terreno em uma área de proteção particular e, assim, conservar perpetuamente os seus ambientes naturais.

O Decreto Federal nº 98.914, de 31 de janeiro de 1990, criou a tipologia de áreas protegidas RPPN. Esse disposto normativo estabeleceu as diretrizes para o reconhecimento e o registro das RPPNs no território brasileiro, antes mesmo da criação do SNUC. É importante ressaltar o fato de que, em 1996, esse decreto foi revogado, sendo substituído pelo Decreto Federal nº 1.922, de 5 de junho, que dispõe sobre o reconhecimento dessas UCs.

Em 2000, foi criado o SNUC, por meio da Lei Federal nº 9.985, de 18 de julho, estabelecendo critérios e normas para a criação, implantação e gestão das UCs. As RPPNs, ao integrarem este sistema, que representa um dos modelos de conservação mais sofisticados do mundo, possibilitam não só a manutenção da biodiversidade, como também os diversos usos do solo e dos recursos naturais (BRASIL, 2000). Além disso, o SNUC também atua como um meio que proporciona a potencialização de atividades que contribuem para o aumento da qualidade de vida da população e para o desenvolvimento no país ocorrer de modo a não haver prejuízo para a conservação do meio ambiente (BRASIL, 2011).

Como delimitado no artigo 7º da Lei do SNUC, as UCs são divididas em dois grupos — unidades de proteção integral e unidades de uso sustentável —, cada qual com especificidades. O primeiro grupo resulta composto por cinco categorias de UCs: Estação Ecológica, Reserva Biológica, Parque Nacional, Monumento Natural e Refúgio de Vida Silvestre, de acordo com o artigo 8º. O segundo grupo, que compreende as unidades de uso sustentável, descrito no artigo 14, é constituído por sete categorias: Área de Proteção Ambiental, Área de Relevante Interesse Ecológico, Floresta Nacional, Reserva Extrativista, Reserva de Fauna, Reserva de Desenvolvimento Sustentável e RPPN. Dessa forma, as UCs formam uma rede, na qual cada categoria contribui de uma forma específica para a conservação dos recursos naturais (BRASIL, 2011).

Com o intuito de agregar e organizar em categorias as áreas protegidas do Brasil, o SNUC busca conservar espaços de relevante importância natural, recursos hídricos e biológicos promovendo a sustentabilidade das populações tradicionais, além de incentivar práticas de educação ambiental e atividades de pesquisa científica (BRASIL, 2000).

Uma vez que, para a criação de RPPNs, destacam-se como incentivos o acesso prioritário às fontes de financiamento do governo, podendo inclusive receber suporte financeiro de organizações não governamentais (ONGs) e a garantia de maior proteção legal ao terreno (PEGAS; CASTLEY, 2016).

Lima e Franco (2014), ao analisarem os benefícios ambientais obtidos por meio dos programas de incentivo

à criação de RPPNs na região que engloba a Chapada dos Veadeiros, concluíram que a criação de RPPNs apresenta-se como uma possibilidade concreta para a preservação de paisagens consideradas fragmentadas, e sendo relevantes também na criação de corredores ecológicos.

Conforme regulamentação, o uso da reserva será restrito ao desenvolvimento de pesquisas científicas e a sua visitação poderá ser realizada desde que objetivando o turismo, a recreação ou a educação (BRASIL, 2006). Além de representar o engajamento do poder privado na conservação da biodiversidade, a RPPN é uma das poucas UCs que possuem regulamentação específica, que traz delimitações além das estabelecidas no SNUC.

Entre as RPPNs do país, a RPPN Serra das Almas exprime uma particularidade em seu modelo de gestão, pois, apesar de ser uma UC pertencente ao grupo das unidades de uso sustentável, ela é manejada como se fosse integrante do grupo de proteção integral. Além disso, aufere destaque por ser a primeira UC localizada na caatinga a receber da Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (UNESCO) o título de Posto Avançado da Reserva da Biosfera (ASSOCIAÇÃO CAATINGA, 2012).

O bioma caatinga exprime uma terminologia que compreende a caracterização das diversas fisionomias da região semiárida do Nordeste brasileiro, no que se refere à fauna, à flora e à geomorfologia do local (DRUMOND, 2013). Segundo Pareyn *et al.* (2013), a palavra “caatinga” é de origem indígena e significa “mata branca”, correspondendo ao tom claro ou esbranquiçado mostrado pela mata em épocas mais secas do ano, quando há a queda das folhas de suas árvores.

O domínio fitogeográfico da caatinga no semiárido se diferencia nitidamente dos principais biomas do mundo (MORO *et al.*, 2016). O Ceará possui diversos tipos de vegetação, dos quais a de caatinga *stricto sensu* é o tipo predominante, ocupando 69% da superfície do Estado, onde o carrasco (subtipo de caatinga ocorrente nos terrenos arenosos das bacias sedimentares), matas secas, matas úmidas, manguezais e cerrado também dividem espaço com a caatinga *stricto sensu* no território do Ceará (MORO *et al.*, 2015).

Menezes, Araújo e Romero (2010) observaram que a caatinga, no Ceará, é pouco protegida, o que pode ser

evidenciado pela baixa quantidade de UCs do bioma nesse estado. Deve-se ressaltar que, das 19 UCs localizadas na região semiárida do Ceará, apenas três foram criadas e gerenciadas pelo Poder Público, ao passo que as demais consistem em reservas particulares, fato denotativo de como a preservação do bioma tem sido negligenciada pelos administradores públicos.

Conforme evidenciado por Oliveira *et al.* (2017), as áreas protegidas ocupam 25% do território brasileiro, abrangendo 1.743 UCs. Deste total, 49% se refere ao bioma Amazônia; 7,7%, ao Cerrado; enquanto apenas 4% é representado pelo bioma Caatinga, junto à Mata Atlântica, ao Pampa e ao Pantanal.

Analisando-se a quantidade de UCs que abrange o bioma caatinga, é possível observar que essa realidade não foi alvo de grandes alterações. De acordo com os dados levantados da Associação de Plantas do Nordeste (2015), existem 142 UCs localizadas na caatinga, entre as quais 40 são localizadas no Ceará. Na contagem, entretanto, foram consideradas as duas RPPNs — Serra das Almas e Serra das Almas II —, unificadas em 2016; portanto, existem, ao todo, 141 UCs no bioma, sendo 39 delas situadas no Ceará.

A caatinga, apesar de assumir posição única entre os biomas brasileiros, e malgrado a rica biodiversidade que conserva, é objeto, ao longo dos anos, de vários problemas ambientais, dos quais têm destaque a desertificação e a degradação do solo, resultantes do intenso desmatamento, das queimadas e da maneira como seus recursos são explorados e utilizados. Na busca pela solução desses problemas, é imprescindível que se atribua maior destaque ao bioma na discussão de políticas públicas que visem ao estudo e à conservação da biodiversidade no país. Além disso, é necessário que se pense em estratégias de ações para a conservação e o uso sustentável dos recursos ambientais.

Contribuindo de modo a incentivar a preservação e a conservação do meio ambiente e de seus recursos ambientais, a educação ambiental é um processo educativo que se direciona à sociedade, no intuito de sensibilizar a população acerca das questões ambientais, informando-a sobre a importância da proteção e da manutenção do meio ambiente e a influência que ele exerce, de modo direto ou indireto, na qualidade de vida da população.

O conceito de educação ambiental é bastante relacionado com o de desenvolvimento sustentável, pois versa sobre a importância de cuidar integralmente do meio ambiente, buscando despertar a população acerca das questões ambientais e das práticas que possam produzir influências ao meio ambiente e, com suporte nessas ações, colaborar para o desenvolvimento sustentável.

É imprescindível destacar as principais conferências ambientais globais que abordaram as temáticas referentes à educação ambiental e ao desenvolvimento sustentável, em virtude do reconhecimento da importância que elas tiveram para o desenvolvimento da educação ambiental e para o estímulo à sustentabilidade no contexto internacional.

Em 1972, foi realizada a Conferência das Nações Unidas sobre o Ambiente Humano, ocorrida na capital da Suécia, que ficou conhecida como Conferência de Estocolmo. Vale-se ressaltar que foi a primeira conferência da Organização das Nações Unidas (ONU) a tratar de assuntos ambientais, na qual se observou a participação de representantes de variados países reunidos, discutindo assuntos relacionados à temática ambiental.

A Conferência de Estocolmo foi de suma importância, em virtude do reconhecimento do desenvolvimento da educação ambiental como elemento crítico, possibilitando o combate à crise ambiental no plano global. Esse grande evento resultou na criação de um documento, conhecido como Declaração de Estocolmo, o qual continha 26 princípios, incluindo diversas recomendações importantes.

Em 1977, ocorreu a Conferência Intergovernamental sobre Educação Ambiental, na cidade de Tbilisi, capital da Geórgia (Ásia), que ficou conhecida como Conferência de Tbilisi. O encontro trouxe contribuições significativas para institucionalizar a educação ambiental no contexto internacional, pois definiu objetivos, características e estratégias apropriadas para o estabelecimento de um programa internacional de educação ambiental (BRASIL, 1998). A conferência exerceu função fundamental para constituir esse processo educativo.

Posteriormente, em 1992, ocorreu a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento (CNUMAD), no Rio de Janeiro, que ganhou as denominações de ECO-92, RIO-92 e Cúpula da Terra.

Os principais acordos firmados nessa conferência foram: a Agenda 21; a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Combate à Desertificação; a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Biodiversidade; a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas; e a Declaração do Rio sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento.

Nesse encontro, foi firmada a Agenda 21, que consiste em um documento criado 20 anos após a Conferência de Estocolmo, que busca a proteção do meio ambiente e dos seus recursos, bem como a adoção do desenvolvimento sustentável. Além disso, expressou as diretrizes para o novo milênio, demonstrando a preocupação com as possíveis consequências do uso inadequado dos recursos naturais em longo prazo.

Em virtude da necessidade de redefinir as questões abordadas na Conferência de Estocolmo, a ONU criou a Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, coordenada por Gro Harlem Brundtland, médica, especialista em saúde pública e ex-primeira ministra da Noruega. Em 1987, a comissão publicou o relatório intitulado de “Nosso Futuro Comum”, que ficou conhecido como Relatório de Brundtland (SIRVINSKAS, 2013).

“Nosso Futuro Comum” externou o conceito de desenvolvimento sustentável. A definição que consta do documento diz: “O desenvolvimento sustentável é o desenvolvimento que satisfaz as necessidades do presente sem comprometer a capacidade das futuras gerações de satisfazer suas próprias necessidades”. (ONU, 1987, tradução nossa).

No Brasil, a criação de políticas, como a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), estabelecida pela Lei Federal nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, cujos objetivos são a preservação, a melhoria e a recuperação da qualidade ambiental propícia à vida, visando assegurar, no país, condições ao desenvolvimento socioeconômico, aos interesses da segurança nacional e à proteção da dignidade da vida humana. Traz, ainda, em seu texto a educação ambiental como um dos seus princípios, determinando que esta deverá ser abordada em todos os níveis do ensino, inclusive na educação da comunidade, objetivando capacitá-la para participação ativa na defesa do meio ambiente (BRASIL, 1981).

A Constituição Federal de 1988 determina, em seu art. 225, que “todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações” (BRASIL, 1988). E, ainda, estabelece que são deveres do Poder Público: criar espaços protegidos em todas as unidades da federação e promover a educação ambiental em todos os níveis de ensino, como delimitado na PNMA (BRASIL, 1988).

A Política Nacional de Educação Ambiental, instituída pela Lei Federal nº 9.795, de 27 de abril de 1999, é responsável por determinar e incentivar a adoção de ações em que a perspectiva da educação ambiental existe implicitamente (TEIXEIRA; TORALES, 2014). Em seu art. 1º, conceitua educação ambiental como os processos por meio dos quais o indivíduo e também a coletividade produzem valores sociais, conhecimentos, habilidades, atitudes e competências dirigidas para a conservação do meio ambiente.

Apesar de a mencionada Lei ser regulamentada desde 2002 pelo Decreto Federal nº 4.281, de 25 de junho (BRASIL, 2002), a maneira como a educação ambiental é inserida no âmbito formal de ensino, ao longo dos anos, é um processo árduo. Embora a educação ambiental não seja incorporada ao currículo escolar como disciplina específica, para que ela possa ser estabelecida como saber sistematizado, é essencial fazer parte dos currículos (TOZONI-REIS; CAMPOS, 2014).

Nos últimos dez anos, a educação ambiental crítica no Brasil cresceu consideravelmente na esfera acadêmica. Tal fato se deu em virtude, principalmente, do contexto histórico-político, da eclosão dos movimentos sociais, da realização da Conferência do Rio, em 1992, e do aprimoramento de uma percepção que buscava associar o desenvolvimento econômico com a proteção do meio ambiente (LAYRARGUES; LIMA, 2014).

Por esse pretexto, a implementação de projetos de educação ambiental é essencial para garantir a manutenção do meio ambiente e de seus recursos, com o obje-

tivo de estimular a interação da população com as UCs, suscitando a melhoria da relação do ser humano com o meio ambiente, fortalecendo o vínculo entre sociedade e meio ambiente e, assim, despertando o interesse da população por conservar a natureza. Para Carvalho e Vieira (2014), a educação ambiental é uma das várias formas de educação não formal que pode oportunizar aos indivíduos uma consciência maior sobre sua função enquanto cidadão, de conservação de seu *habitat*.

Valenti *et al.* destacam que as ações e as atividades que versam sobre a educação ambiental desenvolvidas em áreas protegidas são frequentemente implementadas por meio de parcerias realizadas com órgãos do governo, ONGs e instituições de ensino. Tais ações são relevantes, pois não só corroboram para que haja maior participação e engajamento da população, mas também ampliam as possibilidades de replicação dessas ações educativas para outras UCs.

A caatinga ainda sofre com as consequências do uso inadequado de seus recursos, razão por que a educação ambiental exerce função fundamental, pois enseja mudanças nos hábitos da população residente perto das UCs localizadas no bioma e incentiva o uso sustentável dos recursos ambientais. A realização de ações constantes de educação ambiental em áreas protegidas também garante o envolvimento e a participação da sociedade, que se torna consciente do seu papel na preservação do bioma.

O desenvolvimento sustentável consiste em um dos principais desafios para a sociedade, que, notavelmente, perpetua-se ao longo dos anos. Evidencia-se em seu conceito o reconhecimento da necessidade de se aliar o crescimento econômico com a proteção do meio ambiente. Daí a relevância do estudo da educação ambiental como estratégia de possibilitar essa compatibilização entre o desenvolvimento e a conservação do meio ambiente.

O objetivo deste trabalho foi analisar os projetos que envolvem a educação ambiental desenvolvidos na RPPN Serra das Almas, localizada no município de Crateús, no estado do Ceará, visando à sustentabilidade no bioma caatinga.

## MATERIAIS E MÉTODOS

A investigação foi realizada na RPPN Serra das Almas, localizada entre os limites dos municípios de Crateús (oeste), no estado do Ceará, e Buriti dos Montes (les-

te), no estado do Piauí, nas coordenadas 5°15' e 5°00' Sul e 40°15' e 41°00' Leste (ASSOCIAÇÃO CAATINGA, 2012). A RPPN engloba uma área de 5.845,48 hecta-



res (BRASIL, 2016a). Na Figura 1, observa-se a localização da RPPN.

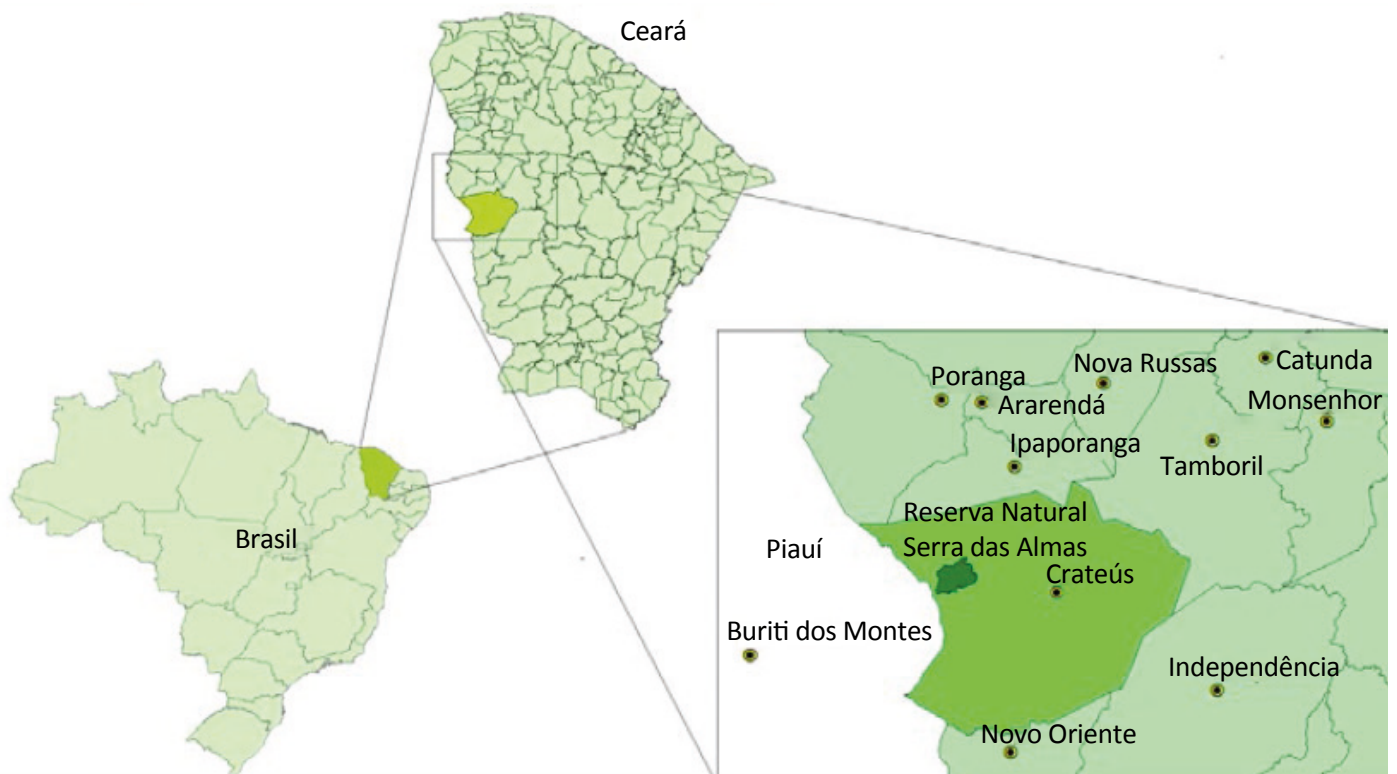
A RPPN situa-se a 385 km do município de Fortaleza (capital do Ceará) pela BR-020, que dá acesso aos municípios de Canindé e Boa Viagem, e a 270 km do município de Teresina, tendo como via de acesso a BR-226. A área da RPPN Serra das Almas integra as unidades geoambientais Depressão Sertaneja periférica de Crateús e Planalto da Ibiapaba, registrando os tipos de cobertura vegetal caatinga arbórea, carrasco e mata seca (ASSOCIAÇÃO CAATINGA, 2012).

A escolha da RPPN Serra das Almas esteve associada ao seu modelo de administração diferenciado em relação às demais RPPNs no plano nacional. Essa singularidade se baseia no padrão de manejo adotado para a UC, cujo gerenciamento ocorre conforme as normas delimitadas para uma UC pertencente ao grupo das Unidades de Proteção Integral. Assim sendo, favorece a minimização das pressões antrópicas na reserva de forma mais expressiva e, conseqüentemente, a sua

conservação. Outros motivos também foram considerados ao selecionar a reserva: o seu destaque entre as UCs inseridas no bioma caatinga e a existência de um plano de manejo, regularmente atualizado, que privilegia as temáticas da educação ambiental e do desenvolvimento sustentável em seus objetivos, no tocante aos projetos e às ações realizadas na reserva.

O estudo se fundamenta na realização da pesquisa bibliográfica documental e de levantamento (GIL, 2002), de modo a retratar os projetos que versaram sobre a temática da educação ambiental na RPPN Serra das Almas. Assim, foram identificados os principais projetos que possuem a educação ambiental como um de seus objetivos, tendo sido implementados na RPPN por meio da realização do levantamento bibliográfico.

Vale ressaltar que a pesquisa documental se caracteriza por apresentar documentos como fontes primárias para a realização da coleta de dados — entre os quais, nesta pesquisa, correspondem às informações obtidas sobre a área de estudo, como dados bibliográficos e



Fonte: Associação Caatinga (2012).

**Figura 1 – Localização da Reserva Particular do Patrimônio Natural Serra das Almas.**

estatísticos. Quanto às fontes secundárias, podem ser citados os livros, as cartilhas e os artigos (LAKATOS; MARCONI, 2003).

É necessário também que se evidencie a importância da escolha de uma UC como a RPPN Serra das Almas, que além de gerar benefícios ambientais ao exercer o seu papel na manutenção de áreas verdes nas propriedades rurais como uma RPPN, também possui uma gestão diferenciada, que promove capacitações para a população e elabora publicações de modo a documentar os projetos e as ações voltadas à conservação do meio ambiente na UC, assim como seus resultados e impactos na comunidade que reside ao redor da RPPN.

Por conseguinte, destaca-se o fato de a UC ser gerenciada por uma entidade como a Associação Caatinga, responsável pela produção de livros e cartilhas explicativas sobre as atividades desenvolvidas no local, que disponibilizou informações acerca da RPPN para este estudo por meio da visita à sua sede localizada em Fortaleza. Além disso, doou todo o material disponível no local em formato de cartilhas, esclarecendo sobre como ter acesso às demais publicações disponíveis, incluindo a última versão do plano de manejo. Tudo isso foi determinante para a realização deste estudo. Posteriormente, examinaram-se as ações de proteção ao bioma caatinga desenvolvidas na reserva, descrevendo as estratégias adotadas para aliar a conservação da caatinga ao uso sustentável dos recursos naturais.

Como dito anteriormente, a pesquisa foi baseada na análise documental, assim como na interpretação de dados existentes sobre os projetos de educação ambiental implantados na RPPN Serra das Almas, utilizando-se desde publicações que retratam o manejo da UC até dados estatísticos existentes sobre a participação e o envolvimento da comunidade nos proje-

tos desenvolvidos na Unidade, além de identificar as influências exercidas sobre o bioma caatinga, por meio dos resultados obtidos após a finalização desses projetos. Portanto, é fundamental enfatizar que o artigo deu maior enfoque para a interpretação qualitativa das informações obtidas.

Este estudo utilizou a técnica de conteúdo para a análise das ações e dos projetos de educação ambiental tendo como base teórico-metodológica o uso de dispositivos legais e teórico-científicos. Assim, foram utilizadas as legislações disponíveis: Constituição Federal de 1988; leis e decretos que tratam sobre políticas ambientais, como a PNMA e a Política Nacional de Educação Ambiental, UCs, RPPNs, assim como documentos elaborados nas principais conferências sobre meio ambiente, como o relatório “Nosso Futuro Comum”; a Declaração de Estocolmo; e a Agenda 21; publicações de programas, como o Programa de Educação Ambiental do Ceará (PEACE) (CEARÁ, 2009) e o Programa Nacional de Educação Ambiental (ProNEA), de modo a avaliar se as informações existentes sobre os projetos desenvolvidos na RPPN Serra das Almas documentadas nas publicações da Associação Caatinga estavam coerentes com o que é determinado pela legislação vigente e com o que é apresentado pelos documentos globais e pelos programas de âmbito nacional e estadual.

Desse modo, também foi possível observar se os objetivos previamente estabelecidos no plano de manejo da RPPN estavam sendo cumpridos, o que possibilitou uma análise mais apurada sobre as contribuições dos projetos. Posteriormente, ao ter acesso ao documentário intitulado “Mata Branca”, foi possível visualizar depoimentos da população que participou das práticas educativas voltadas para o desenvolvimento sustentável durante a implementação do referido projeto.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Dois projetos, “Mata Branca” (2007-2013) e “No Clima da Caatinga” (2008-2015), foram responsáveis pelo desenvolvimento de dois subprojetos de educação ambiental: *A Caatinga vai à Escola, a Escola vai à Caatinga*; e *Conheça e Conserve a Caatinga*. Ambos compreenderam a área do entorno da RPPN Serra das Almas: o primeiro foi realizado nas escolas municipais de Crateús, introduzindo aulas de campo na reserva; e o segundo contemplou ações em Crateús e no município

de Buriti dos Montes, no estado do Piauí, e na cidade de Fortaleza. O Quadro 1 expressa breve comparação sobre as informações gerais dos referidos projetos em relação às suas ações de educação ambiental.

O subprojeto *A Caatinga vai à Escola, a Escola vai à Caatinga* se destacou quanto ao desenvolvimento de ações de educação ambiental para fins de convivência harmônica com a natureza. Além disso, permitiu

a capacitação de 2.892 alunos, mediante aulas teóricas e práticas que aprofundaram os conteúdos sobre UC e manejo de áreas protegidas. As atividades beneficiaram 38 professores e 32 comunidades (NOGUEIRA FILHO; SALES, 2013).

O *Conheça e Conserve a Caatinga* foi uma oficina de educação ambiental realizada pela Associação Caatinga, promovida por um projeto mais amplo, chamado “No Clima da Caatinga”. Posteriormente, foi criado o *blog* “Conheça e Conserve a Caatinga”, visando o acompanhamento das atividades planejadas durante a oficina, que seriam realizadas pelos educadores após a capacitação.

Nesse processo educativo, os professores tiveram que empregar os elementos da caatinga, de maneira contextualizada, nas suas respectivas disciplinas. Em razão disso, os educadores receberam como material de apoio o livro do educador, denominado *Conheça & Conserve a Caatinga: atividades de educação ambiental*, disponibilizado pela Associação Caatinga. A publicação sugeriu atividades multidisciplinares que auxiliaram os professores a escolherem e a diversificarem as atividades que seriam desenvolvidas em sala de aula durante o projeto, que teve como público-alvo 21 mil alunos e 500 professores.

Ambos os projetos se enquadram aos ditames do artigo 14 do Decreto Federal nº 5.746/2006, que trata sobre as RPPNs e dispõe sobre as normas do processo de criação dessas UCs, no que se refere a sua utilização para realizações das visitas à RPPN Serra das Almas,

pois elas têm por finalidade a educação, sendo inclusivas previstas no plano de manejo da reserva.

Além disso, a realização desses projetos reforça a importância da educação ambiental, pois eles contribuem significativamente para o alcance do desenvolvimento sustentável no bioma caatinga. Possibilita a realização de estratégias de ações para a conservação e o uso sustentável dos recursos ambientais do bioma, atribuindo a este um destaque maior e auxiliando na manutenção da biodiversidade no país.

Para alcançar o desenvolvimento sustentável, é necessária a realização de ações de educação ambiental que estimulem o pensamento crítico e a originalidade do público-alvo. Em razão disso, essas atividades necessitam de incentivos à participação da população e também do encorajamento dos agentes para o crescimento dos programas de educação ambiental implementados.

Dessa forma, a educação ambiental direcionada às comunidades e envolvendo uma diversidade de grupos sociais que possuem um convívio direto com as UCs, sejam vizinhos, moradores, usuários ou beneficiários desses territórios resguardados, é um método essencial para o envolvimento da sociedade na desafiadora tarefa de conservar as diversidades natural, cultural e histórica desses territórios. Assim, de maneira geral, as atuações de educação ambiental nesses espaços têm por finalidade a mudança de atitude dos indivíduos em relação ao espaço protegido, contribuindo para a cons-

**Quadro 1 – Comparação de informações gerais dos projetos “Mata Branca” e “No Clima da Caatinga”.**

Projetos	Ações de educação ambiental	Objetivo geral	Público-alvo	Principais benefícios das ações de educação ambiental
Mata Branca	<i>A Caatinga vai à Escola, a Escola vai à Caatinga</i>	Contribuir para a preservação, a conservação e o manejo sustentável da caatinga, com ações de educação ambiental	2.892 alunos, 38 professores e 32 comunidades	Assimilação dos conhecimentos adquiridos na escola, de maneira mais abrangente, e a interação dos alunos e demais envolvidos com a caatinga
No Clima da Caatinga	Oficina <i>Conheça e Conserve a Caatinga</i>	Promover, de modo transversal, a educação ambiental para a conservação dos recursos naturais da caatinga	21 mil alunos, 500 professores e 28 comunidades	Promoção da educação ambiental para a conservação dos recursos naturais e mitigação dos efeitos das mudanças climáticas na caatinga

Fonte: elaboração própria, de acordo com dados de Associação Caatinga (2015) e Sena, Moura e Silva (2015).

trução de novos conhecimentos e valores necessários à conservação da biodiversidade e ao desenvolvimento socioambiental (BRASIL, 2016b).

De acordo com Imbernon, Oliveira e Gonçalves (2014), com base no estudo realizado sobre as ações de educação ambiental na Estação Ecológica de Juréia-Itatins, a educação ambiental, quando utilizada como uma estratégia de gestão territorial, representa uma das ferramentas para a proteção e a conservação das UCs. Em razão disso, adota-se então a perspectiva de que a educação ambiental em áreas protegidas pode resultar em mudanças no comportamento do público-alvo das ações ou das práticas educativas, englobando as comunidades locais e os responsáveis pela gestão das áreas e, assim, contribuindo para a proteção integral ou o uso sustentável dos recursos ambientais.

Apesar de a urgência de se trabalhar com a educação ambiental ter sido evidenciada há bastante tempo, tratar sobre o conceito de educação em virtude do desenvolvimento sustentável é bem mais complexo (KANKOVSKAYA, 2016). Essa ideia de educação para o desenvolvimento sustentável é muito oportuna para o ambiente acadêmico. Na perspectiva de Nasibulina (2015), o aperfeiçoamento da metodologia do ensino formal proporciona aos alunos a possibilidade de aplicar os conhecimentos adquiridos em sala de aula, de modo a refletir sobre as problemáticas ambientais.

É importante ressaltar o fato de que a educação ambiental a ser adotada deve englobar o desenvolvimento de atividades, projetos e ações educativas de maneira contextualizada com o modo de vida da população envolvida, visando sensibilizá-la acerca da importância de se proteger o meio ambiente. Além disso, é essencial que pessoas comprometidas com as práticas educativas se tornem conscientes sobre a função que elas exercem ao auxiliarem na manutenção do meio ambiente e de seus recursos, a respeito da importância dessas ações para que se possa alcançar o desenvolvimento sustentável.

Vale destacar a noção de que, com suporte na compreensão da pessoa a respeito do seu papel na conjuntura de aprendizado em educação ambiental, torna-se possível a adoção de iniciativas, voltadas para as questões ambientais, pelos grupos envolvidos com as atividades de educação ambiental (AGUIAR; FARIAS, 2017). Isso se daria pelo fato de que a introdução de questões

ambientais, tanto no âmbito acadêmico quanto no cotidiano das pessoas, possivelmente, é responsável por exercer influência considerável na percepção e, conseqüentemente, no comportamento dos alunos e demais envolvidos (ZSÓKA *et al.*, 2013).

A realização desses projetos na RPPN ocorre em conformidade com o que é proposto no PEACE, pois é ressaltada a necessidade de incentivos à participação da população, evidenciando que, para se alcançar o desenvolvimento sustentável, impõe-se a realização de ações de educação ambiental que estimulem o pensamento crítico e a originalidade do público-alvo.

Vale salientar, no entanto, que ambos os projetos necessitam de melhorias para serem capazes de cumprir com as premissas teóricas estabelecidas no ProNEA. Entre elas, destacam-se a criação de redes de capacitação de educadores ambientais, que atuem continuamente; a inclusão da educação ambiental nos projetos político-pedagógicos das instituições de ensino da região; o emprego dos meios de comunicação para divulgar informações educativas sobre o meio ambiente; e a criação de um programa de educação ambiental na RPPN, com posterior monitoramento e avaliação desse programa.

De acordo com Chiaravalloti *et al.* (2015), um dos principais desafios na gestão das UCs são as parcerias com a sociedade civil e com o Poder Público. Além disso, também é necessário que haja maior investimento direcionado à criação e à manutenção das áreas protegidas e uma evolução das políticas de conservação do meio ambiente.

A educação ambiental agrega ampla quantidade de teorias e práticas distintas e, em decorrência da sua complexidade, não pode ser implantada sem que se considere o contexto em que o público-alvo das ações educativas esteja inserido (ZAKRZEWSKI, 2007). Conciliar, porém, essas atividades educativas com a realidade dos grupos envolvidos consiste em uma tarefa árdua, no que se refere à elaboração e ao desenvolvimento da interdisciplinaridade inerente a esse processo educativo (COUTO; GUIMARÃES; PEREIRA, 2017).

Assim, ao analisar os projetos de educação ambiental implantados na RPPN Serra das Almas, constata-se que a educação ambiental foi desenvolvida de modo contextualizado com a região semiárida e com o bioma caatinga na

região, proporcionando benefícios voltados às necessidades da população e, assim, atraindo o seu interesse.

Para Carvalho e Vieira (2014), não obstante tardia e ainda pouco efetiva em sua aplicação nas UCs brasileiras, a educação ambiental tem sido primordial para o fortalecimento e a ampliação dessas áreas, onde comunidades, Estado e governo começam a dialogar sobre seus respectivos interesses e responsabilidades, sendo necessário compreender que o processo da educação ambiental é extenso e constante e normalmente desenvolvido com técnicas de percepção e aprendizagem. Além disso, pode ser bem desenvolvido no papel exercido pela RPPN nas escolas, contribuindo com o ensino local.

Apesar de esses projetos já terem sido concluídos, impõe-se destacar o fato de que a RPPN continua com

suas atividades de educação ambiental, que consistem na realização de visitas à reserva. Essas visitas ocorrem frequentemente, com o objetivo de promover a participação da sociedade na preservação da caatinga, proporcionando o contato com o bioma.

Tais visitas realizadas à reserva contam com a participação, principalmente, de alunos de escolas das redes públicas e privadas; funcionários de empresas; associações; e grupos de pessoas envolvidas com as atividades de conscientização ambiental desenvolvidas pela Entidade (ASSOCIAÇÃO CAATINGA, 2012). Além disso, a RPPN também recebe a visita de pesquisadores e especialistas de instituições diversas, assim como de estudantes das universidades e dos institutos federais de educação, ciência e tecnologia.

## CONCLUSÕES

A caatinga é um bioma de grande importância para o Brasil, principalmente para a população residente na região semiárida. Em razão, todavia, do histórico de exploração ao longo de sua ocupação, ela tem sido bastante modificada, tendo seus problemas ambientais intensificados pelas interferências antrópicas e pelos efeitos das mudanças climáticas na região.

É essencial que se pense em estratégias que proporcionem a proteção necessária para a manutenção do bioma. O aumento no número de áreas protegidas na caatinga é uma delas, pois auxilia na proteção legal, em virtude dos recorrentes desmatamentos aos quais tem sido submetida ao longo de sua exploração.

Outro método empregado amiúde em UCs consiste no desenvolvimento de ações de educação ambiental em áreas protegidas, que buscam aliar a proteção da caatinga com o uso sustentável dos recursos naturais, que, além de proporcionarem benefícios para a população, promovem maior divulgação do bioma.

Essas estratégias desempenham papel fundamental para que se possa modificar a visão ordinariamente atribuída ao bioma, que o relaciona a características como pobreza, secas e outros problemas de ordem socioeconômica. Desse modo, irá contribuir, significativamente, para a sua conservação e ampliará a ótica da população sobre a importância que a caatinga tem e como esta influencia na qualidade de vida das pessoas.

A educação ambiental é responsável não só pela intensificação das ações de proteção à caatinga, mas também por promover o envolvimento da população com a UC. Com efeito, auxilia significativamente na sustentabilidade da região beneficiada pelo bioma, na medida em que incentiva o desenvolvimento de modo ecológico e sustentável.

O desenvolvimento contextualizado de ações de educação ambiental com a região semiárida, onde predomina a caatinga, exerce função crucial, na medida em que não só auxilia na sensibilização da população para a conservação dos recursos naturais, como também propicia a divulgação de informações sobre a importância do bioma e de suas riquezas naturais, e acerca dos problemas tão recorrentes com os quais ele convive ao longo de sua exploração.

Observou-se que a implementação dos projetos que versaram sobre a educação ambiental na RPPN Serra das Almas reforçou a conservação do bioma, contribuindo para a manutenção do meio ambiente e estimulando a intensificação das ações de proteção. Os resultados obtidos com essas ações poderão instigar a criação de mais projetos na RPPN, assim como a manutenção daqueles em curso, além de possibilitar a instituição de outras RPPNs.

Importante salientar que, para a educação ambiental ser desenvolvida efetivamente, ela deve expressar caráter regular. Daí a necessidade de implementação

de programas permanentes de educação ambiental que não necessitem de financiamentos para sua ocorrência, em que o público-alvo das atividades educativas seja ampliado, abrangendo não somente alunos

e demais envolvidos no âmbito escolar, mas também outros membros da população, como agricultores da região e grupos em condições de vulnerabilidade social e ambiental.

## REFERÊNCIAS

AGUIAR, W. J. de; FARIAS, C. R. de O. Apontamentos para Práticas de Avaliação na Educação Ambiental em Diálogo com Saberes de Professores da Educação Básica. *Pesquisa em Educação Ambiental*, v. 12, n. 1, p. 10-25, jan. 2017. Disponível em: <<http://www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br/index.php/pesquisa/article/view/9855/8073>>. Acesso em: 24 abr. 2017. <http://dx.doi.org/10.18675/2177-580X.vol12.n1.p10-25>

ASSOCIAÇÃO CAATINGA. *Plano de Manejo da Reserva Natural Serra das Almas: 3ª Iteração*. Crateús, 2012. Disponível em: <<http://acaatinga.org.br/index.php/pt-br/publicacao/162-plano-de-manejo-da-reserva-natural-serra-das-almas-2012-a-2016>>. Acesso em: 26 jun. 2016.

\_\_\_\_\_. *Projeto No Clima da Caatinga transforma realidade no sertão*. 2015. Disponível em: <<http://www.acaatinga.org.br/index.php/pt-br/blog/25-no-clima-da-caatinga/176-projeto-no-clima-da-caatinga-transforma-realidade-no-sertao>>. Acesso em: 3 dez. 2016.

ASSOCIAÇÃO DE PLANTAS DO NORDESTE. *Estatística Florestal da Caatinga*. Recife: Associação de Plantas do Nordeste, 2015. 2 v. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/publicacoes/biomas/category/61-caatinga?download=1107:estat%C3%ADstica-florestal-da-caatinga-ano-02,-volume-02>>. Acesso em: 6 jul. 2016.

BRASIL. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. *Diário Oficial da União*, Brasília, 5 out. 1988. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/constituicao/constituicaocompilado.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicaocompilado.htm)>. Acesso em: 16 set. 2018.

\_\_\_\_\_. Decreto Federal nº 1.922, de 5 de junho de 1996. Dispõe sobre o reconhecimento das Reservas Particulares do Patrimônio Natural, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, 7 jun. 1996. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/decreto/Antigos/D1922.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/Antigos/D1922.htm)>. Acesso em: 14 nov. 2018.

\_\_\_\_\_. Decreto Federal nº 4.281, de 25 de junho de 2002. Regulamenta a Lei nº 9.795, de 27 de abril de 1999, que institui a Política Nacional de Educação Ambiental, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, 26 jun. 2002. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/decreto/2002/D4281.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/D4281.htm)>. Acesso em: 16 set. 2018.

\_\_\_\_\_. Decreto Federal nº 5.746, de 5 de abril de 2006. Regulamenta o art. 21 da Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, que dispõe sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. *Diário Oficial da União*, Brasília, 5 abr. 2006. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2004-2006/2006/Decreto/D5746.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2006/Decreto/D5746.htm)>. Acesso em: 26 jul. 2016.

\_\_\_\_\_. Decreto Federal nº 98.914, de 31 de janeiro de 1990. Dispõe sobre a instituição, no território nacional, de Reservas Particulares do Patrimônio Natural, por destinação do proprietário. *Diário Oficial da União*, Brasília, 2 fev. 1990. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/decreto/1990-1994/D98914.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1990-1994/D98914.htm)>. Acesso em: 14 nov. 2018.

\_\_\_\_\_. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. *Educação ambiental: as grandes orientações da Conferência de Tbilisi*. Brasília: IBAMA, 1998.

\_\_\_\_\_. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. *Reservas Particulares do Patrimônio Natural*. Brasília, 2016a. Disponível em: <<http://sistemas.icmbio.gov.br/simrppn/publico/>>. Acesso em: 25 set. 2016.

\_\_\_\_\_. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio); Ministério do Meio Ambiente (MMA); World Wide Fund For Nature (WWF-Brasil). *Educação ambiental em Unidades de Conservação: ações voltadas para comunidades escolares no contexto da Gestão Pública da Biodiversidade*. Brasília: COEDU, 2016b.

\_\_\_\_\_. Lei Federal nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, 2 out. 1981. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/LEIS/L6938compilada.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L6938compilada.htm)>. Acesso em: 16 set. 2018.

\_\_\_\_\_. Lei Federal nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, 18 jul. 2000. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/L9985.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9985.htm)>. Acesso em: 17 maio 2016.

\_\_\_\_\_. Ministério do Meio Ambiente. *O Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza*. 2011. Disponível em: <[http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf2008\\_dap/\\_publicacao/149\\_publicacao05072011052951.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf2008_dap/_publicacao/149_publicacao05072011052951.pdf)>. Acesso em: 29 jul. 2016.

CARVALHO, R. C. O.; VIEIRA, S. Educação e Interpretação Ambiental na RPPN Estação Veracel, Porto Seguro (BA). *Revista Brasileira de Ecoturismo*, São Paulo, v. 7, n. 4, p. 735-749, nov. 2014.

CEARÁ. Superintendência Estadual do Meio Ambiente. *Programa de Educação Ambiental do Ceará*. 3. ed. Fortaleza: SEMACE, 2009. Disponível em: <<http://www.repositoriobib.ufc.br/000013/000013c0.pdf>>. Acesso em: 16 set. 2018.

CHIARAVALLI, R. M.; DELELIS, C.; TOFOLI, C.; PADUA, C. V.; RIBEIRO, K. T.; MENEZES, G. A. Federal protected areas management strategies in Brazil: sustainable financing, staffing, and local development. *Brazilian Journal for Nature Conservation*, v. 13, n. 1, p. 30-34, jan. 2015. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1679007315000158>>. Acesso em: 22 set. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.05.003>

COUTO, M. S. D. da S.; GUIMARÃES, C. S.; PEREIRA, M. de F. Contribuições de uma Experiência Pedagógica em Educação Ambiental. *Pesquisa em Educação Ambiental*, v. 12, n. 1, p. 26-41, jan. 2017. Disponível em: <<http://www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br/index.php/pesquisa/article/view/10824/8074>>. Acesso em: 24 abr. 2017.

DRUMOND, M. A. (Org.). Potencialidades de algumas espécies arbóreas madeireiras do bioma caatinga. In: SILVA, M. V. da (Org.). *A Caatinga e seu Potencial*. Recife: Editora Universitária da UFPE, 2013.

GIL, A. C. *Como elaborar projetos de pesquisa*. 4. ed. São Paulo: Atlas, 2002. Disponível em: <[https://professores.faccat.br/moodle/pluginfile.php/13410/mod\\_resource/content/1/como\\_elaborar\\_projeto\\_de\\_pesquisa\\_-\\_antonio\\_carlos\\_gil.pdf](https://professores.faccat.br/moodle/pluginfile.php/13410/mod_resource/content/1/como_elaborar_projeto_de_pesquisa_-_antonio_carlos_gil.pdf)>. Acesso em: 25 ago. 2018.

IMBERNON, R. A. L.; OLIVEIRA, C. N.; GONÇALVES, P. W. Environmental Education within Protected Areas: a Comparative Study between the Conservation Unity in Brazil and the Geoparks in Portugal. *Journal Of Agriculture and Environmental Sciences*, v. 3, n. 3, p. 2334-2412, set. 2014. Disponível em: <[https://www.researchgate.net/profile/Rosely\\_Imbernon/publication/286092044\\_Environmental\\_Education\\_within\\_Protected\\_Areas\\_a\\_Comparative\\_Study\\_between\\_the\\_Conservation\\_Unity\\_in\\_Brazil\\_and\\_the\\_Geoparks\\_in\\_Portugal/links/568f955e08aead3f42f30701/Environmental-Education-within-Protected-Areas-a-Comparative-Study-between-the-Conservation-Unity-in-Brazil-and-the-Geoparks-in-Portugal.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Rosely_Imbernon/publication/286092044_Environmental_Education_within_Protected_Areas_a_Comparative_Study_between_the_Conservation_Unity_in_Brazil_and_the_Geoparks_in_Portugal/links/568f955e08aead3f42f30701/Environmental-Education-within-Protected-Areas-a-Comparative-Study-between-the-Conservation-Unity-in-Brazil-and-the-Geoparks-in-Portugal.pdf)>. Acesso em: 22 set. 2018.

JONES, N.; MCGINLAY, J.; DIMITRAKOPOULOS, P. G. Improving social impact assessment of protected areas: a review of the literature and directions for future research. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 64, p. 1-7, maio 2017. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0195925516302244>>. Acesso em: 27 abr. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2016.12.007>

KANKOVSKAYA, A. R. Higher Education for Sustainable Development: Challenges in Russia. *Procedia Cirp*, v. 48, p. 449-453, 2016. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S221282711630124X>>. Acesso em: 26 abr. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2016.03.153>

LAKATOS, E. M.; MARCONI, M. de A. *Fundamentos de metodologia científica*. 5. ed. São Paulo: Atlas, 2003.

LAYRARGUES, P. P.; LIMA, G. F. da C. As macro-tendências político-pedagógicas da educação ambiental brasileira. *Ambiente e Sociedade*, São Paulo, v. 17, n. 1, p. 23-40, mar. 2014. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1414-753X2014000100003&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1414-753X2014000100003&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em: 21 abr. 2017.

LIMA, P. C. A.; FRANCO, J. L. A. As RPPNs como estratégia para a conservação da biodiversidade: o caso da chapada dos veadeiros. *Sociedade e Natureza*, Uberlândia, v. 26, n. 1, p. 113-125, jan. 2014. Disponível em: <[http://www.seer.ufu.br/index.php/sociedadennatureza/article/view/14191/pdf\\_73](http://www.seer.ufu.br/index.php/sociedadennatureza/article/view/14191/pdf_73)>. Acesso em: 15 nov. 2018. <https://doi.org/10.1590/1982-451320140108>

MENEZES, M. O. T. de; ARAÚJO, F. S. de; ROMERO, R. E. O sistema de conservação biológico do estado do Ceará: diagnóstico e recomendações. *Revista Eletrônica do Prodepa*, Fortaleza, v. 5, n.2, p. 1-31, jun. 2010. Disponível em: <[https://www.researchgate.net/publication/249010045\\_O\\_sistema\\_de\\_conservacao\\_biologica\\_do\\_estado\\_do\\_Ceara\\_Diagnostico\\_e\\_recomendacoes](https://www.researchgate.net/publication/249010045_O_sistema_de_conservacao_biologica_do_estado_do_Ceara_Diagnostico_e_recomendacoes)>. Acesso em: 21 jan. 2017.

MORO, M. F.; LUGHADHA, E. M. N.; ARAÚJO, F. S.; MARTINS, F. R. A Phytogeographical Metaanalysis of the Semi-arid Caatinga Domain in Brazil. *The Botanical Review*, v. 82, n. 2, p. 91-148, maio 2016. Disponível em: <[https://www.researchgate.net/publication/303366226\\_A\\_Phytogeographical\\_Metaanalysis\\_of\\_the\\_Semi-arid\\_Caatinga\\_Domain\\_in\\_Brazil](https://www.researchgate.net/publication/303366226_A_Phytogeographical_Metaanalysis_of_the_Semi-arid_Caatinga_Domain_in_Brazil)>. Acesso em: 21 abr. 2017. <https://doi.org/10.1007/s12229-016-9164-z>

MORO, M. F.; MACEDO, M. B.; MOURA-FÉ, M. M.; CASTRO, A. S. F.; COSTA, R. C. Vegetação, unidades fitoecológicas e diversidade paisagística do estado do Ceará. *Rodriguesia*, v. 66, n. 3, p. 717-743, set. 2015. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201566305>

NASIBULINA, A. Education for Sustainable Development and Environmental Ethics. *Procedia - Social And Behavioral Sciences*, v. 214, p. 1077-1082, dez. 2015. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1877042815060632>>. Acesso em: 26 abr. 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.sbspro.2015.11.708>

NICOLLE, S.; LEROY, M. Advocacy coalitions and protected areas creation process: Case study in the Amazon. *Journal of Environmental Management*, v. 198, p. 99-109, ago. 2017. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479717303833>>. Acesso em: 27 abr. 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.035>

NOGUEIRA FILHO, F. P.; SALES, M. T. B. F. (Orgs.). *Aumento da capacidade econômica, cultural e social da população*. Fortaleza: Nova Aliança, 2013.

OLIVEIRA, U.; SOARES-FILHO, B. S.; PAGLIA, A. P.; BRESCOVIT, A. D.; CARVALHO, C. J. B.; SILVA, D. P.; REZENDE, D. T.; LEITE, F. S. F.; BATISTA, J. A. N.; BARBOSA, J. P. P. P.; STEHMANN, J. R.; ASCHER, J. S.; VASCONCELOS, M. F.; MARCO, P.; LÖWENBERG-NETO, P.; FERRO, V. G.; SANTOS, A. J. Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. *Scientific Reports*, v. 7, n. 1, p. 1-9, 22 ago. 2017. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC567310/>>. Acesso em: 22 set. 2018. <https://dx.doi.org/10.1038%2Fs41598-017-08707-2>

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). *Nosso Futuro Comum*. ONU, 1987. Disponível em: <<http://www.un-documents.net/wced-ocf.htm>>. Acesso em: 5 nov. 2016.

PAREYN, F. G. C.; MILIKEN, W.; BARACAT, A.; GARIGLIO, M. A.; SANTOS, E. M.; GALINDO, R. C. A. P.; GASSON, P.; GALLINDO, F. A. T.; HASSETT, D. *Cuidando da Caatinga*. Recife: Associação de Plantas do Nordeste; The Nature Conservancy do Brasil, 2013.



PEGAS, F. de V.; CASTLEY, G. Private reserves in Brazil: Distribution patterns, logistical challenges, and conservation contributions. *Journal for Nature Conservation*, v. 29, p. 14-24, fev. 2016. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1617138115300200>>. Acesso em: 23 abr. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2015.09.007>

SENA, M. M. de; MOURA, L. M.; SILVA, S. M. (Orgs.). *Conheça e conserve a caatinga: atividades de educação ambiental*. Fortaleza, 2015. Disponível em: <[https://issuu.com/climadacaatinga/docs/livro\\_do\\_educador](https://issuu.com/climadacaatinga/docs/livro_do_educador)>. Acesso em: 6 set. 2016.

SIRVINSKAS, L. P. *Manual de Direito Ambiental*. 11. ed. São Paulo: Saraiva, 2013.

TEIXEIRA, C.; TORALES, M. A. A questão ambiental e a formação de professores para a educação básica: um olhar sobre as licenciaturas. *Educar em Revista*, Curitiba, n. esp. 3, p. 127-144, 2014. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0104-40602014000700009&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0104-40602014000700009&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em: 13 abr. 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/0104-4060.38111>

TOZONI-REIS, M. F. de C.; CAMPOS, L. M. L. Educação ambiental escolar, formação humana e formação de professores: articulações necessárias. *Educar em Revista*, Curitiba, n. esp. 3, p. 145-162, 2014. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0104-40602014000700010&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0104-40602014000700010&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em: 13 abr. 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/0104-4060.38112>

VALENTI, M. W.; OLIVEIRA, H. T. DODONOV, P.; SILVA, M. M. Educação ambiental em unidades de conservação: políticas públicas e a prática educativa. *Educação em Revista*, Belo Horizonte, v. 28, n. 1, p. 267-288, mar. 2012. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0102-46982012000100012](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-46982012000100012)>. Acesso em: 16 set. 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-46982012000100012>

ZAKRZEWSKI, S. B. A educação ambiental nas escolas do campo. In: MELLO, S. S. de; TRAJBER, R. (Orgs.). *Vamos cuidar do Brasil: conceitos e práticas em educação ambiental na escola*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2007. Disponível em: <<http://portal.mec.gov.br/dmdocuments/publicacao3.pdf>>. Acesso em: 23 out. 2016.

ZSÓKA, Á.; SZERÉNYI, Z.; SZÉCHY, A.; KOCSIS, T. Greening due to environmental education? Environmental knowledge, attitudes, consumer behavior and everyday pro-environmental activities of Hungarian high school and university students. *Journal of Cleaner Production*, v. 48, p. 126-138, jun. 2013. Disponível em: <[https://www.researchgate.net/publication/257408783\\_Greening\\_due\\_to\\_environmental\\_education\\_Environmental\\_knowledge\\_attitudes\\_consumer\\_behavior\\_and\\_everyday\\_pro-environmental\\_activities\\_of\\_Hungarian\\_high\\_school\\_and\\_university\\_students](https://www.researchgate.net/publication/257408783_Greening_due_to_environmental_education_Environmental_knowledge_attitudes_consumer_behavior_and_everyday_pro-environmental_activities_of_Hungarian_high_school_and_university_students)>. Acesso em: 25 abr. 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.11.030>



# GERMINAÇÃO E CRESCIMENTO DO TOMATE (*LYCOPERSICON LYCOPERSICUM* L., SOLANACEAE) EM SOLO CONTAMINADO POR AGROTÓXICOS

EMERGENCE AND GROWTH OF TOMATO (*LYCOPERSICON  
LYCOPERSICUM* L. SOLANACEAE) IN SOIL CONTAMINATED BY PESTICIDES

**André Gomes da Rocha** 

Programa de Pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, Centro de Recursos Hídricos e Estudos Ambientais (CRHEA), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (USP) – São Carlos (SP), Brasil.

**Evaldo Luiz  
Gaeta Espindola** 

Programa de Pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, CRHEA, Departamento de Hidráulica e Sanamento, Escola de Engenharia de São Carlos, USP – São Carlos (SP), Brasil.

**Vanessa Bezerra de  
Menezes Oliveira** 

Programa de Pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, CRHEA, Escola de Engenharia de São Carlos, USP – São Carlos (SP), Brasil.

**Endereço para correspondência:**

Vanessa Bezerra de Menezes Oliveira – Avenida Otto Werner Rosel, 1.111, casa 87 – Jardim Ipanema – CEP 13563-673 – São Carlos (SP), Brasil – E-mail: vanessa.ambiente@gmail.com

**Recebido em:** 24/07/2018

**Aceito em:** 01/10/2018

## RESUMO

Considerando a necessidade de compreender os efeitos de agrotóxicos sobre organismos não alvo, os efeitos de dois agrotóxicos, comumente utilizados na cultura de tomate (*Lycopersicon lycopersicum*), foram analisados considerando a germinação e o crescimento de plantas como parâmetros de medida. Solo natural, seco e defaunado foi inoculado com um substrato microbiano e contaminado com as doses recomendadas do inseticida (Ingrediente Ativo (IA) abamectina), do fungicida (IA difenoconazol) e a mistura de ambos. Após 0, 28, 56 e 84 dias da contaminação do solo, foram realizados testes de germinação e crescimento de plântulas, conforme adaptações dos protocolos OECD 208 e ISO 11269-2. Em cada teste, foram mensuradas a altura, a massa fresca e a massa seca das plântulas, além da biomassa microbiana de carbono do solo. Em todos os tratamentos, os parâmetros apresentaram um crescimento não evidenciando toxicidade para os organismos testados nas condições citadas.

**Palavras-chave:** fitotoxicidade; abamectina; difenoconazol.

## ABSTRACT

Considering the need to understand the effects that pesticides pose to non-target soil organisms, the effects of two pesticides, commonly used on tomato crops (*Lycopersicon lycopersicum*), were investigated considering germination and growth of the plants as measurement parameters. Natural, dried and defaunated soil was inoculated with a microbial substrate and contaminated with the insecticide (Active Ingredient (AI) abamectin), the fungicide (AI difenoconazole) and a mixture of both products. The tests were performed after 0, 28, 56 and 84 days from soil contamination, according to OECD 208 and ISO 11269-2 guidelines. Plants height, fresh and dry mass, and also microbial biomass carbon were measured. The parameters exhibited an increase over time for all treatments, showing no toxicity to the organisms tested under the above conditions.

**Keywords:** phytotoxicity; abamectin; difenoconazole.

## INTRODUÇÃO

A agricultura é uma das atividades mais importantes da humanidade e, no Brasil, corresponde a um dos setores econômicos mais relevantes (MARTINELLI *et al.*, 2017). Por causa da necessidade de aumento de produção e reaproveitamento de áreas já agricultadas, o modo de produção agrícola atual está estreitamente vinculado à utilização de produtos que ajudem a maximizar a eficiência produtiva das lavouras, como é o caso dos agrotóxicos (ARMAGAN; ÖZDEN; DIMITROVSKI, 2015).

A despeito da importância de tais produtos na prevenção e no controle de pragas agrícolas, eles têm sido motivo de preocupação em função da sua baixa especificidade, que os permite injuriar organismos não alvo (BHAT, 2012; PIMENTEL; BURGESS, 2012), como as próprias plantas em que são aplicados ou outras que não são o objetivo primário da pulverização (BERNARDES *et al.*, 2015; DIAS, 2012; SHAKIR *et al.*, 2016). Nesse sentido, os agrotóxicos podem interferir nos processos de germinação e crescimento das plantas em virtude de diversos aspectos, tais como a ação sobre fatores fisiológicos delas, a toxicidade a organismos que a elas são benéficos e a interferência nos seus processos de absorção de nutrientes (PETIT *et al.*, 2012; SHAKIR *et al.*, 2016).

A maioria dos ensaios de fitotoxicidade com agrotóxicos é conduzida com herbicidas, dado o seu modo de ação, que lhes permite uma nocividade maior às plantas (KRAEHMER *et al.*, 2014). Paralelamente, a maioria dos trabalhos acerca do impacto de outros tipos de agrotóxicos volta-se apenas à avaliação de eficiência agrônômica e resíduos de pesticidas nos produtos prontos para o consumo humano (DIAS, 2012). Contudo, alguns estudos já demonstraram que agrotóxicos como inseticidas e fungicidas também podem afetar negativamente a fisiologia das plantas (GOPALAKRISHNAN *et al.*, 2015; SHAKIR *et al.*, 2016), motivo pelo qual são recomendados mais ensaios de fitotoxicidade com tais tipos de contaminantes (DIAS, 2012).

O tomate é uma das culturas mais importantes do mundo e uma das 10 mais cultivadas no Brasil (IBGE, 2017). Todavia, ele também é uma das culturas que mais apresentam resíduos de agrotóxicos em função de sobredosagem dos produtos (ANVISA, 2016). Entre os

agrotóxicos utilizados no cultivo do tomate no Brasil, encontram-se diversos inseticidas, como aqueles cujo ingrediente ativo (IA) é a abamectina (avermectinas) e fungicidas cujo IA pode ser, por exemplo, o difenoconazol (triazóis) (SILVA, 2016).

No que se refere ao inseticida/acaricida, alguns autores já relataram indícios de fitotoxicidade de subprodutos da abamectina e outras avermectinas, inclusive no tomate, em doses baixas (KOŁODZIEJSKA *et al.*, 2013; SHAKIR *et al.*, 2016). Em relação ao fungicida, alguns autores mencionam o potencial de compostos triazóis para afetar o crescimento de plantas (FLETCHER; HOFSTRA; GAO, 1986), ao passo que outros descrevem o potencial de tais compostos para auxiliar o crescimento de algumas culturas (MUTHUKUMARASAMY; PANNEERSELVAM, 1997; PETIT *et al.*, 2012; WU; VON TIEDEMANN, 2002).

Ainda se sabe que a exposição da fauna e flora aos agrotóxicos raramente ocorre de modo isolado, isto é, na grande maioria das vezes, a aplicação dos produtos nas lavouras é feita com agrotóxicos de diferentes características, gerando uma multiplicidade de exposições a diversos grupos de substâncias, de maneira sistemática e em longo prazo (CEDERGREEN, 2014; MOREIRA *et al.*, 2017). Um estudo realizado no Brasil com profissionais ligados à agricultura indicou que 97% disseram que a aplicação de agrotóxicos é feita mediante a prévia mistura de dois ou mais produtos, demonstrando que essa é uma prática recorrente, embora não regulamentada (GAZZIERO, 2015). Considerando ainda que os diferentes princípios ativos dos agrotóxicos podem influenciar na toxicidade uns dos outros, diversos autores alertam quanto à necessidade de estudos dos efeitos que diversas substâncias adquirem quando utilizadas em mistura (FLORES *et al.*, 2014; PANIZZI; SUCIU; TREVISAN, 2017).

Nesse contexto e com base nas hipóteses de que os agrotóxicos podem interferir nos processos de germinação e crescimento de culturas agrícolas, o estudo objetivou analisar os efeitos de tais produtos, aplicados isoladamente e em mistura, sobre a germinação e o crescimento do tomate (*Lycopersicon lycopersicum*) após a contaminação do solo, de modo que seja avaliada a evolução temporal da toxicidade dos produtos.

## MATERIAIS E MÉTODO

### Coleta e preparação do solo

O solo foi coletado na faixa de 0 a 15 cm de profundidade, em terreno sem histórico de contaminação (NUNES; ESPÍNDOLA, 2012), localizado no Centro de Recursos Hídricos e Estudos Ambientais (CRHEA), no campus da Universidade de São Paulo (USP) em São Carlos, coordenadas 22°10'09.2"S 47°53'55.7"O. O solo foi peneirado (abertura 2 mm), seco e desfaunado em estufa a 65°C por 24 horas (MENEZES-OLIVEIRA *et al.*, 2014). Para garantir a presença de comunidades microbianas, muitas vezes importantes ao crescimento das plantas, foi inoculado um substrato microbiano produzido a partir de solo fresco do mesmo local da coleta, conforme procedimento já descrito na literatura (JENSEN; SCOTT-FORDSMAND, 2012). Após cinco dias de estabilização do substrato microbiano, o solo foi contaminado com as doses mínimas recomendadas para a cultura do tomate (BRASIL, 2015a; 2015b) de dois produtos comerciais, sendo um inseticida (0,02 mg abamectina.kg<sup>-1</sup> solo), um fungicida (0,04 mg difenoconazol.kg<sup>-1</sup> solo) e a mistura dos dois produtos nas mesmas doses, diluídos em água destilada de modo que fosse ajustada a umidade relativa do

solo em 20% (m/m), o que representou aproximadamente 50% da capacidade máxima de retenção hídrica do solo. Os agrotóxicos foram utilizados em suas doses mínimas recomendadas a fim de evitar a supressão de microrganismos do solo que pudessem influenciar a germinação e o crescimento das plantas.

Após a contaminação e o ajuste da umidade, o solo foi disposto em potes de plástico de capacidade de 1.000 mL contendo 500 g de solo seco cada. No total, foram preenchidos 80 potes, considerando o desenho experimental 4 × 5 × 4 (4 tempos de exposição – 0, 28, 56 e 84 dias; 5 repetições por tratamento; 4 tratamentos – controle, abamectina, difenoconazol e mistura). Os potes permaneceram em laboratório climatizado a 23°C, com período de iluminação de 16 horas diárias e período noturno de escuridão de 8 horas, sendo semanalmente abertos por 10 minutos para troca gasosa e correção da umidade. A cada período de exposição, 20 réplicas (5 de cada tratamento) foram sacrificadas para a montagem dos testes com as sementes de *Lycopersicon lycopersicum*.

### Desenho experimental e procedimentos

Após 0, 28, 56 e 84 dias da contaminação do solo, foram iniciados os testes de germinação e crescimento do tomate, conforme adaptações dos protocolos OECD 208: *Seedling Emergence and Seedling Growth Test* (OECD, 2006) e ISO 11269-2: *Effects of contaminated soil on the emergence and early growth of higher plants* (ISO, 2005). Nesses tempos, cada um dos quatro tratamentos (controle, abamectina, difenoconazol e mistura) foi dividido em 5 réplicas, cada qual composta de 100 ± 1 g de solo dispostos em frascos com capacidade de 350 mL, onde foram introduzidas 5 sementes da espécie de tomate *Lycopersicon lycopersicum*. Foi utilizado um sistema autônomo de rega, com o emprego de cordas de fibras sintéticas que, conectadas do fundo dos frascos com solo a um recipiente contendo água destilada, permitiram que o solo absorvesse água de modo autossuficiente, conforme preconizado pelo protocolo ISO 11269-2 (ISO, 2005). O teste permaneceu na mesma sala em que o solo inicial foi armazenado, com temperatura de 23 ± 1°C e intensidade de iluminação de aproximadamente 7.000 lux, fornecida por lâmpadas fluorescentes tubulares por 16 horas diárias.

Cada teste durou 21 dias contados a partir da germinação de metade das sementes do tratamento controle. Após esse período, foram mensurados os seguintes parâmetros das plantas: número de sementes germinadas (observação direta), altura da parte aérea (régua milimetrada), massa fresca e massa seca (balança analítica). Para medição dos parâmetros de crescimento, as plântulas foram cortadas na altura do solo, excluindo-se, desse modo, suas raízes. Considerou-se parte aérea o comprimento do colo até a gema apical das plântulas. Para a medição da massa seca, as plântulas foram colocadas em estufa a 80°C por 24 horas e, em seguida, deixadas em dessecador até esfriarem antes da pesagem (ISO, 2005; OECD, 2006).

Antes do início de cada teste, também foi analisada a biomassa microbiana de carbono (BMC), de acordo com o método de fumigação-extração (VANCE; BROOKES; JENKINSON, 1987), usualmente citado como o mais adequado (ANDRÉA; HOLLWEG, 2004), utilizando-se de coeficiente de correção (Kec) igual a 0,33 (SPARLING; WEST, 1988).

## Agrotóxicos e sementes

O fungicida comercial possui modo de ação sistêmico, pertence ao grupo químico dos triazóis e apresenta formulação que leva o IA difenoconazol em concentração de 250 g.L<sup>-1</sup> (SYNGENTA PROTEÇÃO DE CULTIVOS LTDA, 2016). O inseticida/acaricida tem modo de ação por contato e ingestão, pertence ao grupo químico das avermectinas e possui formulação que leva o IA aba-

## Análise química dos agrotóxicos

No intuito de confirmar as concentrações nominais testadas, as soluções estoque foram analisadas por meio de cromatografia líquida de alta eficiência (HPLC/MS/MS Agilent® 6490 Series). As condições da análise foram: coluna Agilent Zorbax ODS C18 (250 × 4,6 × 5 mm) e temperatura de 25°C. A fase móvel isocrática utilizada foi acetonitrila e água (ácido fórmico 0,1%; 90:10 v/v) por 6 minutos, a uma injeção de volume de 20 µl e fluxo de 1,0 mL.min<sup>-1</sup>. As análises foram conduzidas em triplicatas. Com base na absorvância dos sinais obser-

## Análises estatísticas

No intuito de verificar a interação entre os diferentes tratamentos e os tempos de coleta, as comparações estatísticas foram realizadas por meio de análise de variância (ANOVA) de duas vias, com teste post-hoc de *Holm-Šidák*, tanto para parâmetros das plântulas avaliados, quanto para a biomassa microbiana de carbono. Cada parâmetro (porcentagem de germinação, altura da parte aérea, massa fresca, massa seca e BMC) foi considerado uma variável dependente e analisado

mectina em concentração de 36 g.L<sup>-1</sup> (CHEMINOVA BRASIL LTDA., 2016). Foram utilizadas sementes comerciais selecionadas de tomate da espécie *Lycopersicon lycopersicum*, com pureza de 99% e índice de germinação de 85%. Os agrotóxicos e as sementes foram adquiridos em loja especializada na cidade de São Carlos, São Paulo.

vados no espectro do detector de arranjo de diodos (DAD) das soluções padrões, a abamectina e o difenoconazol foram detectados e quantificados a 246 nm e 230 nm, com tempos de retenção de 2,9 e 2,2 minutos, respectivamente. A precisão em termos de repetibilidade, expressa em desvio padrão relativo, foi 2,05% para abamectina e 1,88% para o difenoconazol. Os limites de detecção foram 0,1 µg.L<sup>-1</sup> (abamectina) e 5 ng.L<sup>-1</sup> (difenoconazol), e as recuperações obtidas foram de 116% para a abamectina e 115% para o difenoconazol.

separadamente. As variáveis independentes utilizadas foram os tempos de análise do solo (0, 28, 56 e 84 dias após a contaminação) e os tratamentos (controle, abamectina, difenoconazol e mistura).

As análises foram executadas com os programas SigmaPlot® versão 11.0 e IBM SPSS Statistics® versão 22, ambos para Windows®, e a significância foi estabelecida em 5% para todas as análises.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Figura 1, são apresentadas as variações na germinação e no crescimento das plantas, para cada um dos diferentes tratamentos, nos quatro períodos de exposição após a contaminação do solo.

Em todos os tratamentos, as diferenças dos valores de germinação das sementes (Figura 1A) entre os quatro períodos de exposição não foram suficientes para excluir a possibilidade de provirem da aleatoriedade intrínseca à variabilidade amostral. Em relação à massa fresca (Figura 1B), nota-se um aumento gradual dos valores em todos os tratamentos ao longo dos quatro períodos de exposição, com diferenças significativas entre os dois últimos e os dois primeiros, excetuando-se

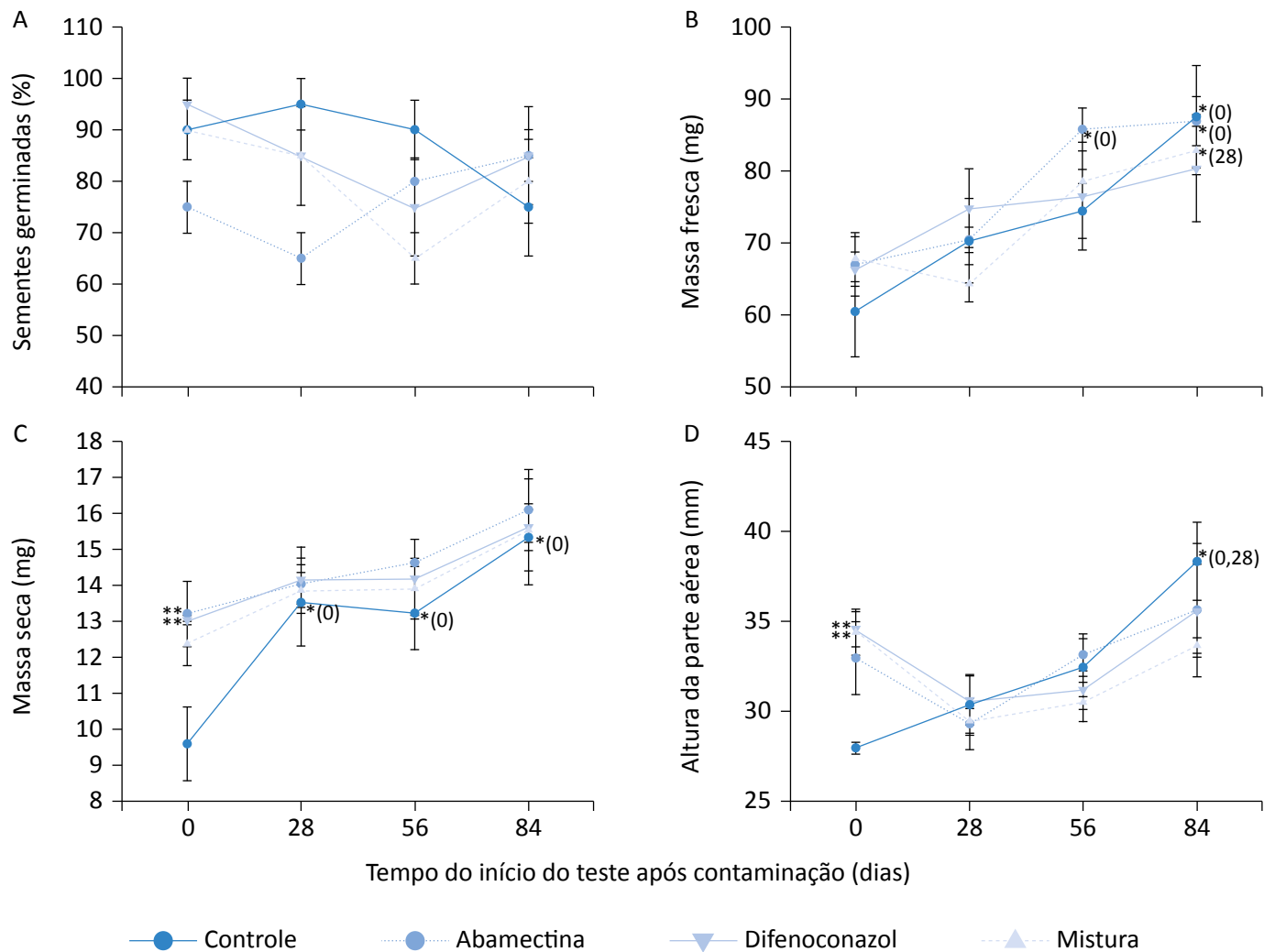
o caso da exposição ao difenoconazol, diante da qual tal parâmetro permaneceu estável ao longo do tempo. Para a massa seca (Figura 1C) e a altura das plântulas (Figura 1D), os valores do controle do primeiro período de exposição se mostraram significativamente menores em comparação com os períodos posteriores. Subsequentemente, há uma ascensão de ambos os parâmetros, levando o controle a equiparar-se aos demais tratamentos a partir da análise realizada após 28 dias da contaminação do solo.

Excetuando-se a germinação das sementes, todos os outros parâmetros avaliados, de uma forma geral, demonstraram um crescimento ao longo dos quatro pe-

períodos de exposição em todos os tratamentos avaliados (Figura 1). Tal fato sugere que o maior tempo de armazenamento do solo favoreceu o crescimento das plântulas, uma vez que as demais variáveis foram as mesmas para todos os períodos de exposição (as variáveis físicas — temperatura, umidade e iluminação — permaneceram inalteradas, e as sementes utilizadas originaram-se do mesmo lote).

Em relação aos valores significativamente maiores de altura e massa seca das plântulas em solos contaminados com

difenoconazol no primeiro tempo de exposição (dia 0), sabe-se que alguns fungicidas triazóis são descritos como reguladores de crescimento vegetal (FLETCHER; HOFSTRA; GAO, 1986), podendo favorecer, por exemplo, o processo de fotossíntese das plantas (MUTHUKUMARASAMY; PANNEERSELVAM, 1997; PETIT *et al.*, 2012), bem como amenizar estresses provocados por diversos fatores, como salinidade (MUTHUKUMARASAMY; PANNEERSELVAM, 1997), agentes oxidativos e senescência das células (WU; VON TIEDEMANN, 2002).



\*Diferenças significativas ( $p \leq 0,05$ ) entre os mesmos tratamentos em relação a diferentes tempos de exposição (dias 0 e 28);

\*\*diferenças significativas ( $p \leq 0,05$ ) entre o respectivo tratamento e o controle no mesmo tempo de exposição (dia 0).

**Figura 1 – Valores e erros padrão de (A) germinação de sementes; (B) massa fresca; (C) massa seca; (D) altura da parte aérea de tomate (*Lycopersicon lycopersicum*) em testes iniciados após 0, 28, 56 e 84 dias da contaminação do solo com as doses recomendadas do inseticida/acaricida (ingrediente ativo: abamectina) e do fungicida (ingrediente ativo: difenoconazol), bem como a mistura de ambos.**

Além dos efeitos do fungicida (IA difenoconazol) sobre a altura e a massa seca das plântulas, também foi possível observar uma influência positiva do inseticida/acaricida (IA abamectina) aplicado isoladamente sobre esse último parâmetro, bem como uma possível contribuição positiva da mistura dos produtos em relação à massa seca (Figura 1). As avermectinas são descritas como princípios que possuem fitotoxicidade baixa ou nula, mas, ao contrário dos triazóis, não são relatados casos de estímulo fisiológico ao crescimento de vegetais (HALLEY; NESSEL; LU, 1989; HALLEY; VANDENHEUVEL; WISLOCKI, 1993). Sendo assim, a composição biológica do solo, que se limitou às comunidades microbianas do solo, pode ter influenciado o crescimento de plantas, conforme já descrito em diversos outros trabalhos (FRANKLIN; MILLS, 2007; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

Em relação a essa hipótese, a abamectina é normalmente descrita como um princípio que não apresenta atividade antibacteriana ou antifúngica, exceto em altíssimas doses (BAI; OGBOURNE, 2016). Além disso, uma das principais vias de degradação do composto é a atividade metabólica microbiana, que transforma a molécula original de avermectina B<sub>1a</sub> (da qual mais de

80% da abamectina é composta) em 8a-hidroxi-avermectina B<sub>1a</sub>, principalmente (HALLEY; VANDENHEUVEL; WISLOCKI, 1993). Considerando tais fatores, a abamectina pode ter servido como substrato e estimulado o crescimento de populações microbianas benéficas ao crescimento das plântulas.

A hipótese de influência dos microrganismos no crescimento das plântulas é corroborada pelo fato de que a emergência delas, única variável que não representou um indicador de crescimento propriamente dito, não apresentou, em qualquer tratamento, variações significativas nos diferentes períodos de exposição. De fato, a germinação de sementes tem se mostrado como o parâmetro menos sensível dentre os usualmente avaliados em testes de fitotoxicidade de agrotóxicos (SHAKIR *et al.*, 2016), muito embora já tenham sido relatados efeitos negativos sobre tal variável diante de doses altas de abamectina e difenoconazol (BERNARDES *et al.*, 2015; SHAKIR *et al.*, 2016).

Com o objetivo de auxiliar o entendimento da influência das comunidades microbianas no crescimento das plântulas, a Figura 2 apresenta os valores da BMC cor-

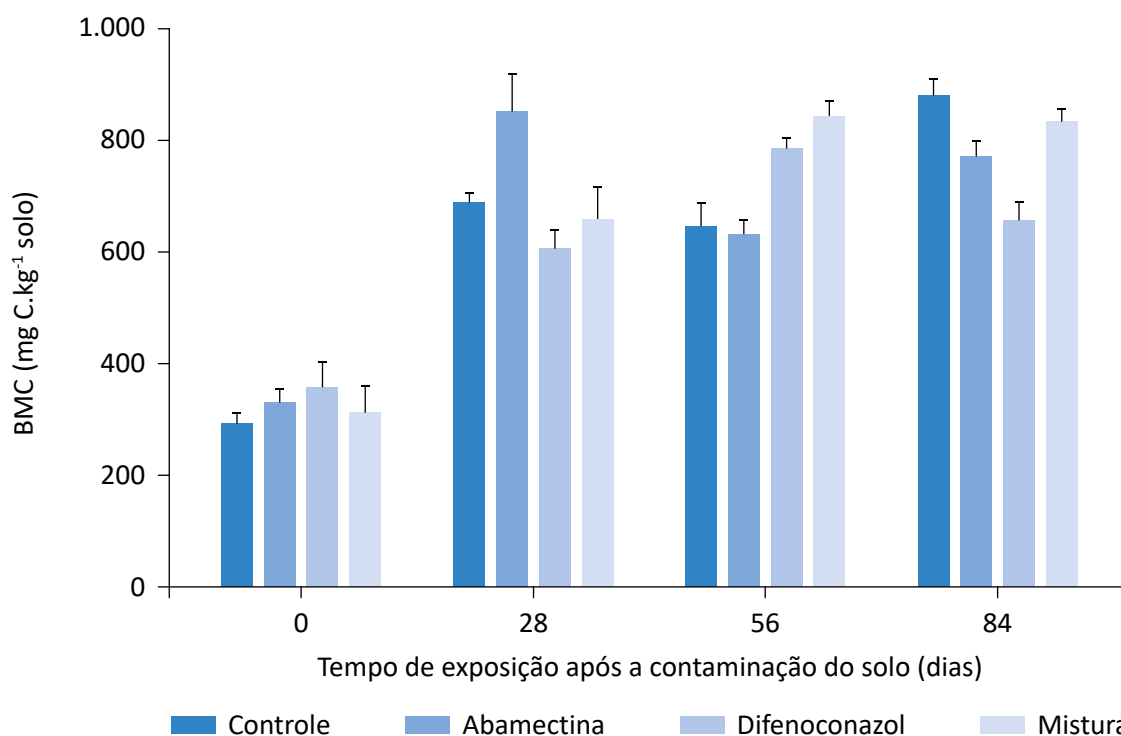


Figura 2 – Valores e erros padrão da biomassa microbiana de carbono do solo após 0, 28, 56 e 84 dias da contaminação deste com as doses recomendadas para o tomate (*Lycopersicon lycopersicum*) do inseticida/acaricida, do fungicida e da mistura de ambos.

respondentes a cada um dos tempos de exposição e tratamentos. A Tabela S1, disponível como material suplementar, traz os resultados da ANOVA de duas vias realizada para a BMC e indica as diferenças significativas entre tratamentos e entre tempos de exposição.

Para todos os tratamentos, os valores de BMC da primeira análise se mostraram menores do que nas análises subsequentes. A primeira análise não revelou diferenças significativas entre os valores de BMC dos diferentes tratamentos, ao contrário do que pode ser observado para alguns tratamentos nas análises realizadas após 28, 56 e 84 dias da contaminação do solo. Todos os tratamentos apresentaram diversas diferenças significativas entre os tempos de análise (Tabela S1), fator que pareceu exercer relevante influência nos valores mensurados de BMC, tal qual ocorreu para os parâmetros de crescimento das plantas.

Acerca das possíveis influências das comunidades microbianas nos parâmetros de crescimento das plântulas, observa-se crescimento generalizado dos microrganismos do solo após a análise inicial (Figura 2). Nesse primeiro período, as comunidades microbianas possivelmente ainda se encontravam em processo de estabilização após a inoculação do substrato microbiano cinco dias antes e nota-se que a biomassa não se mostrou estatisticamente diferente entre quaisquer tratamentos na análise inicial. Nas análises posteriores (28, 56 e 84 dias), o maior intervalo de tempo possibilitou o crescimento das comunidades a ponto de, aparentemente, estabilizar seus níveis de reprodução e crescimento, conforme esperado em razão do limite espacial do *habitat* edáfico fornecido no laboratório (FRANKLIN; MILLS, 2007; VOS *et al.*, 2013).

É importante frisar que as análises da BMC foram feitas com o solo em situação imediatamente anterior ao plantio das sementes, o que significa que as variações da BMC podem servir para explicar determinados resultados no crescimento do tomate, mas que a recíproca não é verdadeira, isto é, o plantio do tomate não afetou os valores de BMC aqui expressados.

Embora o tratamento com fungicida possa ter afetado negativamente as comunidades fúngicas do solo, o carbono da biomassa microbiana não parece ter sido afetado como um todo na primeira análise (dia 0). Sabe-se que as comunidades microbianas do solo são, em termos de densidade, formadas majoritariamente por bactérias,

seguidas das comunidades de fungos e demais microrganismos (COLEMAN; CALLAHAM; CROSSLEY, 2017; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Parte das bactérias do solo é considerada fungívora, ou seja, utiliza-se dos fungos ou de parte deles como fonte adicional de nutrientes, mormente por processos de necrotrofia extracelular e biotrofia extra e endocelular (LEVEAU; PRESTON, 2008).

Independentemente do mecanismo de atuação das bactérias nesses casos, a possível morte dos fungos ou o comprometimento de suas funções em decorrência da ação fungicida podem ter auxiliado o crescimento e a reprodução de bactérias. Ademais, outros tipos de microrganismos edáficos que apresentam comportamento fungívoro, tais como os protozoários, também podem se beneficiar do enfraquecimento das comunidades de fungos (GEISEN *et al.*, 2016). Isso explicaria por que, mesmo em um solo tratado com um fungicida, o carbono da biomassa microbiana como um todo não foi afetado.

A degradação dos agrotóxicos utilizados é outro fator que pode estar ligado ao tempo de exposição e à composição biológica do solo, podendo também ter influenciado os resultados obtidos. A velocidade de degradação dos compostos, geralmente expressada por sua meia-vida, varia bastante em função das diversas singularidades que os influenciam no meio em que estão presentes, tais como luminosidade, tipo de solo e temperatura (WISLOCKI; GROSSO; DYBAS, 1989). Em condições semelhantes às conduzidas neste trabalho, isto é, laboratório com temperatura de 23°C, solo franco-argiloso em condições aeróbias reduzidas pela alta umidade e incidência periódica de radiação ultravioleta, a meia-vida dos ingredientes ativos aplicados em doses semelhantes é descrita como variando aproximadamente de 3 a 14 dias para a abamectina (BAI; OGBOURNE, 2016; HALLEY; NESSEL; LU, 1989) e de 33 a 55 dias para o difenoconazol (THOM; OTTOW; BENCKISER, 1997). Isto posto, é provável que a ausência de diferenças significativas dos parâmetros de crescimento das plântulas entre diferentes tratamentos após 28, 56 e 84 dias da contaminação do solo (Figura 1) também tenha sido influenciada pelos processos de transformação dos produtos no solo.

Para os organismos de solo, pouco se sabe acerca dos efeitos da abamectina e de seus metabólitos, mas alguns estudos sugerem que os produtos de sua degradação apresentam toxicidade menor ou igual à molécula



primária para a fauna e a flora do solo (BAI; OGBOURNE, 2016; WISLOCKI; GROSSO; DYBAS, 1989). Tal informação carece, porém, de mais evidências, visto que a maioria desses estudos foi feita com as fezes de gado tratado com avermectinas ou se trataram de experimentos *in vitro* (BAI; OGBOURNE, 2016). Além disso, outros autores não descartam possíveis efeitos tóxicos a outros organismos edáficos, como minhocas, dos outros ingredientes que compõem a formulação comercial de agrotóxicos a base de abamectina (NUNES; DAAM; ESPÍNDOLA, 2016) ou dos ingredientes inertes de outros tipos de agrotóxicos (PEREIRA *et al.*, 2009).

Possíveis efeitos tóxicos dos denominados ingredientes inertes das formulações a base de abamectina também já foram descritos para organismos aquáticos, como os microcrustáceos *Daphnia similis* (NOVELLI *et al.*, 2012) e *Ceriodaphnia silvestrii* (CASALI-PEREIRA *et al.*, 2015). No caso deste trabalho, considerando o tempo sugerido para a degradação da abamectina, seus subprodutos não apresentaram indícios de fitotoxicidade, tampouco parecem ter apresentado o mesmo tipo de influência no solo que estimulou o crescimento das plântulas observado no primeiro período de exposição (dia 0).

No que se refere ao tratamento com a mistura dos dois agrotóxicos, o único efeito observado, apesar de não significativo estatisticamente, foi uma possível combinação antagonista para a massa seca das plântulas no primeiro tempo de exposição. O possível antagonismo observado, porém, não pôde ser confirmado nos demais períodos de exposição, o que pode ser explicado pela mudança na influência dos contaminantes ao longo do tempo, por conta, principalmente, da sua degradação. Não há registros, na literatura, sobre os possíveis efeitos da mistura de abamectina e difenoconazol nos organismos edáficos. Contudo, outros trabalhos já relataram efeitos sinérgicos ou antagonistas que fungicidas e inseticidas podem adquirir quando utilizados em conjunto, como no caso das taxas de respiração e fotossíntese do dossel de macieiras (UNTIEDT; BLANKE, 2004).

Embora a ação de ambos os agrotóxicos possivelmente tenha auxiliado pontualmente a altura e a massa seca das plantas no primeiro período de exposição, constatou-se que o controle foi o único tratamento em que a altura das plântulas não apresentou decréscimo ao longo dos tempos de exposição, indicando uma possível tendência de melhor desempenho, no longo prazo, naquele tratamento. Tais valores também são acompanhados de níveis mais elevados de biomassa microbiana, sendo que o crescimento conjunto dos dois parâmetros (altura e BMC) se relaciona pelo fato de que solos mais ricos em microrganismos podem ser benéficos às plantas em relação às funcionalidades ecológicas microbianas, tais como maior facilidade de fixação e absorção de nutrientes, decomposição e assimilação da matéria orgânica, agregação e estabilidade de agregados no solo e produção de enzimas, vitaminas e simbioses benéficas às plantas (COLEMAN; CALLAHAM; CROSSLEY, 2017; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

As demais variações da biomassa microbiana parecem apresentar uma complexidade maior do que os parâmetros analisados podem explicar, isto é, possivelmente decorrem das interações microbianas de competição, cooperação, predação e outras inúmeras relações que ocorrem entre os microrganismos presentes no solo. Ademais, o tipo de experimentação em menor escala, com limitações físicas à entrada de agentes físicos, químicos ou biológicos externos, tende a favorecer o alcance e a manutenção de uma abundância microbiana ao longo do tempo (FRANKLIN; MILLS, 2007; TREVES *et al.*, 2003).

Por fim, o fato de não ser possível observar, para a massa fresca, os mesmos resultados encontrados para a massa seca das plântulas pode ser explicado pelas flutuações a que a primeira está sujeita quanto à umidade incorporada pelas plântulas no momento de seu corte e pesagem. Isso sugere a massa seca como um parâmetro mais preciso do que a fresca para avaliação de fitotoxicidade.

## CONCLUSÃO

Os resultados deste trabalho indicam que as diferenças entre os distintos períodos de exposição tiveram influência de ambos os agrotóxicos apenas no primeiro período, possivelmente em função da degradação dos compostos e melhor estabilização das comunidades microbianas nos períodos de exposição posteriores.

Em relação aos possíveis efeitos tóxicos dos produtos, constatou-se que ambos os agrotóxicos não afetaram negativamente a germinação ou o crescimento da espécie de tomate *Lycopersicon lycopersicum*. Não obstante, observou-se uma melhor tendência de crescimento das plântulas no solo controle em longo prazo, em detrimen-

to dos solos contaminados pelos agrotóxicos. Para as misturas, foi observado um possível efeito antagônico apenas para a massa seca no primeiro tempo de exposição, não indicando maiores consequências ao crescimento das plantas dos produtos utilizados em combinação.

Frisa-se que a fitotoxicidade ou outros efeitos ambientais desses agrotóxicos em condições de campo podem diferir dos resultados aqui encontrados, em virtude de aplicações repetidas e em doses maiores do que

as recomendadas (NUNES; ESPÍNDOLA, 2012; PERES; MOREIRA, 2003).

Por fim, reitera-se a importância do cumprimento das recomendações de aplicação de ambos os agrotóxicos avaliados por parte dos agricultores e recomenda-se a iniciativa de diminuição progressiva da sua utilização, uma vez que mesmo alterações microbiológicas provocadas por eles podem contribuir com mudanças de maior magnitude, dada a sua escala de utilização.

## REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (Anvisa). *Programa de análise de resíduos de agrotóxicos em alimentos: relatório das análises de amostras monitoradas no período de 2013 a 2015*. Brasília: Anvisa, 2016.

ANDRÉA, M. M.; HOLLWEG, M. J. M. Comparação de métodos para determinação de biomassa microbiana em dois solos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 28, n. 6, p. 981-986, 2004. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832004000600006>

ARMAGAN, G.; ÖZDEN, A.; DIMITROVSKI, D. Food production and pesticide use: A dilemma in agriculture. *Fresenius Environmental Bulletin*, v. 24, n. 12, p. 4364-4369, 2015.

BAI, S. H.; OGBOURNE, S. Eco-toxicological effects of the avermectin family with a focus on abamectin and ivermectin. *Chemosphere*, v. 154, p. 204-214, jul. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.03.113>

BERNARDES, P. M.; ANDRADE-VIEIRA, L.; ARAGÃO, F. B.; FERREIRA, A.; FERREIRA, M. Toxicity of Difenconazole and Tebuconazole in *Allium cepa*. *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 226, n. 7, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11270-015-2462-y>

BHAT, A. K. Effect of pesticides on non-target sites with reference to soil ecosystems. In: ABROL, D. P.; SHANKAR, U. (Orgs.). *Integrated Pest Management: Principles and practice*. Reino Unido: Cabi, 2012. p. 370-385.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. *Relatório de produtos formulados: Kraft 36 EC*. Brasília: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2015a.

\_\_\_\_\_. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. *Relatório de produtos formulados: Score 250 EC*. Brasília: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2015b.

CASALI-PEREIRA, M. P.; DAAM, M. A.; DE RESENDE, J. C.; VASCONCELOS, A. M.; ESPÍNDOLA, E. L.; BOTTA, C. M. Toxicity of Vertimec® 18 EC (active ingredient abamectin) to the neotropical cladoceran *Ceriodaphnia silvestrii*. *Chemosphere*, v. 139, p. 558-564, nov. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.08.006>

CEDERGREEN, N. Quantifying synergy: A systematic review of mixture toxicity studies within environmental toxicology. *PLoS One*, v. 9, n. 5, 2014. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0096580>

CHEMINOVA BRASIL LTDA. *Ficha de informação de segurança de produto químico*. São Paulo: Cheminova Brasil. Disponível em: <<http://www.adapar.pr.gov.br/arquivos/File/defis/DFI/Bulas/Inseticidas/kraft.pdf>>. Acesso em: set. 2016.

COLEMAN, D. C.; CALLAHAM, M. A., Jr.; CROSSLEY, D. A., Jr. *Fundamentals of Soil Ecology*. 3. ed. Nova York: Elsevier, 2017.

DIAS, M. C. Phytotoxicity: An Overview of the Physiological Responses of Plants Exposed to Fungicides. *Journal of Botany*, v. 2012, p. 1-4, 2012. <http://dx.doi.org/10.1155/2012/135479>

- FLETCHER, R. A.; HOFSTRA, G.; GAO, J.-G. Comparative fungitoxic and plant growth regulating properties of triazole derivatives. *Plant and Cell Physiology*, v. 27, n. 2, p. 367-371, 1986. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.pcp.a077111>
- FLORES, L.; BANJAC, Z.; FARRÉ, M.; LARRAÑAGA, A.; MAS-MARTÍ, E.; MUÑOZ, I.; BARCELÓ, D.; ELOSEGI, A. Effects of a fungicide (imazalil) and an insecticide (diazinon) on stream fungi and invertebrates associated with litter breakdown. *Science of the Total Environment*, v. 476-477, p. 532-541, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.01.059>
- FRANKLIN, R. B.; MILLS, A. L. Introduction. In: FRANKLIN, R. B.; MILLS, A. L. (Orgs.). *The Spatial Distribution of Microbes in the Environment*. Dordrecht: Springer Netherlands, 2007. p. 1-30.
- GAZZIERO, D. L. P. Misturas de agrotóxicos em tanque nas propriedades agrícolas do Brasil. *Planta Daninha*, v. 33, n. 1, p. 83-92, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-83582015000100010>
- GEISEN, S.; KOLLER, R.; HÜNNINGHAUS, M.; DUMACK, K.; URICH, T.; BONKOWSKI, M. The soil food web revisited: diverse and widespread mycophagous soil protists. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 94, p. 10-18, mar. 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.11.010>
- GOPALAKRISHNAN, S.; SATHYA, A.; VIJAYABHARATHI, R.; VARSHNEY, R. K.; GOWDA, C. L. L.; KRISHNAMURTHY, L. Plant growth promoting rhizobia: challenges and opportunities. *3 Biotech*, v. 5, n. 4, p. 355-377, 2015. <https://doi.org/10.1007/s13205-014-0241-x>
- HALLEY, B. A.; NESSEL, R. J.; LU, A. Y. H. Environmental Aspects of Ivermectin Usage in Livestock: General Considerations. In: CAMPBELL, W. C. (Org.). *Ivermectin and Abamectin*. Nova: Springer, 1989. p. 162-172.
- HALLEY, B. A.; VANDENHEUVEL, W. J. A.; WISLOCKI, P. G. Environmental effects of the usage of avermectins in livestock. *Veterinary Parasitology*, v. 48, n. 1-4, p. 109-125, 1º jun. 1993. [https://doi.org/10.1016/0304-4017\(93\)90149-H](https://doi.org/10.1016/0304-4017(93)90149-H)
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Levantamento sistemático da produção agrícola: pesquisa mensal de previsão e acompanhamento das safras agrícolas no ano civil*. Rio de Janeiro: IBGE, 2017.
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). *Soil quality - Determination of the effects of pollutants on soil flora*. Part 2: Effects of contaminated soil on the emergence and early growth of higher plants. ISO, 2005.
- JENSEN, J.; SCOTT-FORDSMAND, J. J. Ecotoxicity of the veterinary pharmaceutical ivermectin tested in a soil multi-species (SMS) system. *Environmental Pollution*, v. 171, p. 133-139, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.07.014>
- KOŁODZIEJSKA, M.; MASZKOWSKA, J.; BIAŁK-BIELIŃSKA, A.; STEUDTE, S.; KUMIRSKA, J.; STEPNOWSKI, P.; STOLTE, S. Aquatic toxicity of four veterinary drugs commonly applied in fish farming and animal husbandry. *Chemosphere*, v. 92, n. 9, p. 1253-1259, ago. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.04.057>
- KRAEHMER, H.; LABER, B.; ROSINGER, C.; SCHULZ, A. Herbicides as Weed Control Agents: State of the Art: I. Weed Control Research and Safener Technology: The Path to Modern Agriculture. *Plant Physiology*, v. 166, n. 3, p. 1119-1131, 2014. <https://doi.org/10.1104/pp.114.241901>
- LEVEAU, J. H. J.; PRESTON, G. M. Bacterial mycophagy: definition and diagnosis of a unique bacterial–fungal interaction. *New Phytologist*, v. 177, n. 4, p. 859-876, 1º mar. 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2007.02325.x>
- MARTINELLI, L. A.; COLETTA, L. D.; LINS, S. R. M.; MARDEGAN, S. F.; VICTORIA, D. C. Brazilian agriculture and its sustainability. In: STEIER, G.; PATEL, K. (Orgs.). *International Food Law and Policy*. Nova York: Springer, 2017. p. 767-792.
- MENEZES-OLIVEIRA, V. B.; SCOTT-FORDSMAN, J. J.; SOARES, A. M. V. M.; AMORIM, M. J. B. Development of ecosystems to climate change and the interaction with pollution—Unpredictable changes in community structures. *Applied Soil Ecology*, v. 75, p. 24-32, mar. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.10.004>
- MOREIRA, F. M. de S.; SIQUEIRA, J. O. *Microbiologia e Bioquímica do Solo*. 2. ed. Lavras: UFLA, 2006.

- MOREIRA, R. A.; DAAM, M. A.; VIEIRA, B. H.; SANCHES, A. L.; REGHINI, M. V.; DA SILVA MANSANO, A.; DE FREITAS, E. C.; ESPINDOLA, E. L.; ROCHA, O. Toxicity of abamectin and difenoconazole mixtures to a Neotropical cladoceran after simulated run-off and spray drift exposure. *Aquatic Toxicology*, v. 185, p. 58-66, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2017.02.001>
- MUTHUKUMARASAMY, M.; PANNEERSELVAM, R. Amelioration of NaCl stress by triadimefon in peanut seedlings. *Plant Growth Regulation*, v. 22, n. 3, p. 157-162, 1997. <https://doi.org/10.1023/A:1005819207395>
- NOVELLI, A.; VIEIRA, B. H.; VASCONCELOS, A. M.; PERET, A. C.; ESPINDOLA, E. L. G. Field and laboratory studies to assess the effects of Vertimec® 18EC on *Daphnia similis*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 75, p. 87-93, 1º jan. 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.08.016>
- NUNES, M. E. T.; DAAM, M. A.; ESPÍNDOLA, E. L. G. Survival, morphology and reproduction of *Eisenia andrei* (Annelida, Oligochaeta) as affected by Vertimec® 18 EC (a.i. abamectin) in tests performed under tropical conditions. *Applied Soil Ecology*, v. 100, p. 18-26, abr. 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.11.023>
- NUNES, M. E. T.; ESPÍNDOLA, E. L. G. Sensitivity of *Eisenia andrei* (Annelida, Oligochaeta) to a commercial formulation of abamectin in avoidance tests with artificial substrate and natural soil under tropical conditions. *Ecotoxicology*, v. 21, n. 4, p. 1063-1071, 2012. <https://doi.org/10.1007/s10646-012-0859-6>
- ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD). *OECD Guidelines for the testing of chemicals: Terrestrial Plant Test - Seedling Emergence and Seedling Growth Test*. OECD, 2006.
- PANIZZI, S.; SUCIU, N. A.; TREVISAN, M. Combined ecotoxicological risk assessment in the frame of European authorization of pesticides. *Science of the Total Environment*, v. 580, p. 136-146, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.154>
- PEREIRA, J. L.; ANTUNES, S. C.; CASTRO, B. B.; MARQUES, C. R.; GONÇALVES, A.M.; GONÇALVES, F.; PEREIRA, R. Toxicity evaluation of three pesticides on non-target aquatic and soil organisms: commercial formulation versus active ingredient. *Ecotoxicology*, v. 18, n. 4, p. 455-463, 2009. <https://doi.org/10.1007/s10646-009-0300-y>
- PERES, F.; MOREIRA, J. C. (Orgs.). *É veneno ou é remédio?: agrotóxicos, saúde e ambiente*. Rio de Janeiro: Fiocruz, 2003.
- PETIT, A.-N.; FONTAINE, F.; VATSA, P.; CLÉMENT, C.; VAILLANT-GAVEAU, N. Fungicide impacts on photosynthesis in crop plants. *Photosynthesis Research*, v. 111, n. 3, p. 315-326, 2012. <https://doi.org/10.1007/s11120-012-9719-8>
- PIMENTEL, D.; BURGESS, M. Small amounts of pesticides reaching target insects. *Environment, Development and Sustainability*, v. 14, n. 1, p. 1-2, 2012. <https://doi.org/10.1007/s10668-011-9325-5>
- SHAKIR, S. K.; KANWAL, M.; MURAD, W.; ZIA, UR REHMAN; SHAFIQ UR REHMAN; DAUD, M. K.; AZIZULLAH, A. Effect of some commonly used pesticides on seed germination, biomass production and photosynthetic pigments in tomato (*Lycopersicon esculentum*). *Ecotoxicology*, v. 25, n. 2, p. 329-341, 2016. <https://doi.org/10.1007/s10646-015-1591-9>
- SILVA, M. R. *Gestão de embalagens de agrotóxicos - logística reversa em pequenos municípios brasileiros: o caso do município de Bom Repouso, MG*. Dissertação (Mestrado)—Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.
- SPARLING, G. P.; WEST, A. W. A direct extraction method to estimate soil microbial C: calibration in situ using microbial respiration and <sup>14</sup>C labelled cells. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 20, n. 3, p. 337-343, 1988. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(88\)90014-4](https://doi.org/10.1016/0038-0717(88)90014-4)
- SYNGENTA PROTEÇÃO DE CULTIVOS LTDA. *Ficha de Informação de Segurança de Produto Químico: Score 250 EC*. Syngenta Proteção de Cultivos, 2016. Disponível em: <[https://www.extrapratica.com.br/BR\\_Docs/Portuguese/FISPQ/SCORE.pdf](https://www.extrapratica.com.br/BR_Docs/Portuguese/FISPQ/SCORE.pdf)>. Acesso em: set. 2017.

THOM, E.; OTTOW, J. C. G.; BENCKISER, G. Degradation of the fungicide difenoconazole in a silt loam soil as affected by pretreatment and organic amendment. *Environmental Pollution*, v. 96, n. 3, p. 409-414, 1º jan. 1997. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(97\)00037-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(97)00037-7)

TREVES, D. S.; ZIA, B.; ZHOU, J.; TIEDJE, J. M. A Two-Species Test of the Hypothesis That Spatial Isolation Influences Microbial Diversity in Soil. *Microbial Ecology*, v. 45, n. 1, p. 20-28, 2003. <https://doi.org/10.1007/s00248-002-1044-x>

UNTIEDT, R.; BLANKE, M. M. Effects of fungicide and insecticide mixtures on apple tree canopy photosynthesis, dark respiration and carbon economy. *Crop Protection*, v. 23, n. 10, p. 1001-1006, out. 2004. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2004.02.012>

VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 19, n. 6, p. 703-707, 1987. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(87\)90052-6](https://doi.org/10.1016/0038-0717(87)90052-6)

VOS, M.; WOLF, A. B.; JENNINGS, S. J.; KOWALCHUK, G. A. Micro-scale determinants of bacterial diversity in soil. *FEMS Microbiology Reviews*, v. 37, n. 6, p. 936-954, 1º nov. 2013. <https://doi.org/10.1111/1574-6976.12023>

WISLOCKI, P. G.; GROSSO, L. S.; DYBAS, R. A. Environmental Aspects of Abamectin Use in Crop Protection. In: CAMPBELL, W. C. (Org.). *Ivermectin and Abamectin*. Nova York: Springer, 1989. p. 182-200.

WU, Y.; VON TIEDEMANN, A. Impact of fungicides on active oxygen species and antioxidant enzymes in spring barley (*Hordeum vulgare* L.) exposed to ozone. *Environmental Pollution*, v. 116, n. 1, p. 37-47, jan. 2002.

## Material Suplementar

Tabela S1 – Análise de variância de duas vias da biomassa microbiana de carbono.

Comparações entre tratamentos nos mesmos tempos				Comparações do mesmo tratamento entre tempos			
	Comparação	Diferenças entre médias	Valor p		Comparação	Diferenças entre médias	Valor p
Entre tratamentos (tempo 0)	D vs. C	65,11	0,235	Entre tempos (controle)	84 vs. 0	601,61	< 0,001
	D vs. M	44,43	0,417		28 vs. 0	394,34	< 0,001
	A vs. C	40,22	0,462		56 vs. 0	377,10	< 0,001
	D vs. A	24,89	0,649		84 vs. 56	224,52	< 0,001
	M vs. C	20,68	0,705		84 vs. 28	207,27	< 0,001
	A vs. M	19,53	0,72		28 vs. 56	17,25	0,752
Entre tratamentos (tempo 28)	A vs. D	247,27	< 0,001	Entre tempos (abamectina)	28 vs. 0	522,31	< 0,001
	A vs. M	180,92	0,001		84 vs. 0	502,31	< 0,001
	A vs. C	168,18	0,003		56 vs. 0	340,49	< 0,001
	C vs. D	79,09	0,151		28 vs. 56	181,82	0,001
	M vs. D	66,36	0,227		84 vs. 56	161,82	0,004
	C vs. M	12,74	0,816		28 vs. 84	20,01	0,714
Entre tratamentos (tempo 56)	M vs. C	184,52	0,001	Entre tempos (difenoconazol)	56 vs. 0	429,23	< 0,001
	M vs. A	180,91	0,001		84 vs. 0	319,22	< 0,001
	D vs. C	117,24	0,035		28 vs. 0	250,14	< 0,001
	D vs. A	113,63	0,041		56 vs. 28	179,08	0,002
	M vs. D	67,28	0,22		56 vs. 84	110,00	0,047
	A vs. C	3,61	0,947		84 vs. 28	69,08	0,208
Entre tratamentos (tempo 84)	C vs. D	217,28	< 0,001	Entre tempos (mistura)	56 vs. 0	540,94	< 0,001
	M vs. D	159,10	0,005		84 vs. 0	522,75	< 0,001
	A vs. D	158,19	0,005		28 vs. 0	360,93	< 0,001
	C vs. A	59,09	0,281		56 vs. 28	180,01	0,002
	C vs. M	58,18	0,289		84 vs. 28	161,83	0,004
	M vs. A	0,91	0,987		56 vs. 84	18,18	0,739

Os valores p em **negrito** denotam diferenças significativas ( $p < 0,05$ ).

D: difenoconazol; C: controle; M: mistura; A: abamectina.



# EFEITO DA RADIAÇÃO SOLAR SOBRE A REGENERAÇÃO NATURAL DE MANGUEZAL EM CUIARANA, SALINÓPOLIS, PARÁ

## EFFECT OF SOLAR RADIATION ON NATURAL REGENERATION OF MANGROVE IN CUIARANA, SALINÓPOLIS, PARÁ

**Desirée Antéia**

**Jastes Fernandes** 

Mestre em Ciências Ambientais pela Universidade Federal do Pará (UFPA). Discente no Instituto de Geociências, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, UFPA – Belém (PA), Brasil.

**Maria Isabel Vitorino** 

Doutora em Meteorologia pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Professora adjunta da UFPA – Belém (PA), Brasil.

**Paulo Jorge de Oliveira**

**Ponte de Souza** 

<sup>3</sup>Doutor em Meteorologia Agrícola pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Professor e pesquisador da Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA). Professor adjunto no Instituto Socioambiental e dos Recursos Hídricos – Belém (PA), Brasil.

**Mario Augusto**

**Gonçalves Jardim** 

<sup>4</sup>Doutor em Ciências Biológicas pela UFPA. Pesquisador do Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG), Coordenação de Botânica (CBO) – Belém (PA), Brasil.

### Endereço para correspondência:

Desirée Antéia Jastes Fernandes – Universidade Federal do Pará, Instituto de Geociências, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais – Rua Augusto Corrêa, s/n – Guamá – CEP 66075-110, Belém (PA), Brasil – E-mail: desireejastes@gmail.com

**Recebido em:** 06/03/2018

**Aceito em:** 01/10/2018

## RESUMO

O objetivo desta pesquisa foi avaliar os efeitos da radiação solar incidente na dinâmica de regeneração natural das espécies em um bosque de mangue na costa litorânea paraense, Brasil. Conduziu-se o estudo no período de novembro de 2014 a outubro de 2015, no sítio experimental de Cuiarana, em 5 parcelas de 400 m<sup>2</sup>, sendo 4 naturais e 1 controle (sombrite 50%). Foram utilizados parâmetros fitossociológicos para avaliar a composição florística e a estrutura horizontal. Radiação global (Q<sub>g</sub>) foi obtida de dados meteorológicos das torres micrometeorológicas do sítio. A variabilidade espaçotemporal das espécies sob Q<sub>g</sub> foi acurada por análise fatorial em componentes principais, teste de Tukey e teste *t* de Student a 95% de confiança. Foram registrados 25.772 espécimes, distribuídos em três famílias, três gêneros e três espécies. O teste *t* de Student não apontou diferença estatística significativa entre as abundâncias nas estações chuvosa e menos chuvosa. Análise de Componentes Principais (ACP) extraiu dois componentes que explicam 91,5% da variância. *Avicennia germinans* e *Laguncularia racemosa* apresentaram crescimento tolerante a 50% de sombreamento.

**Palavras-chave:** mangue; variação espaçotemporal; fatores climáticos.

## ABSTRACT

The objective of this research was to evaluate the effects of incident solar radiation on the dynamics of natural regeneration of the species in a mangrove forest in the Paraense coast, Brazil. The study was conducted from November 2014 to October 2015, in the experimental site of Cuiarana, in 5 plots of 400 m<sup>2</sup>, 4 natural and 1 control (sombrite 50%). Phytosociological parameters were used to evaluate floristic composition and horizontal structure. Global radiation (Q<sub>g</sub>) was obtained from meteorological data of the micrometeorological towers of the site. The spatio-temporal variability of species under Q<sub>g</sub> was accounted for by factorial analysis in main components, Tukey and Student's *t* tests at 95% confidence. There were 25,772 specimens distributed in 3 families, 3 genera and 3 species. The Student's *t* test did not show statistically significant differences between abundances in rainy and less rainy seasons. Principal Component Analysis (PCA) extracted 2 components that explain 91.5% of the variance. *Avicennia germinans* and *Laguncularia racemosa* showed tolerant growth at 50% shading.

**Keywords:** mangrove; spatio-temporal variation; climatic factors.

## INTRODUÇÃO

Os manguezais são conhecidos por sua exuberância e relevância com relação aos seus aspectos ecológicos enquanto ecossistemas, tais como produção de biomassa, manutenção das zonas costeiras, berçário natural para fauna, além de indicadores de mudanças climáticas (LIMA; GALVANI, 2013; LIMA; TOGNELLA, 2012).

O Pará possui uma área significativa dos mangues brasileiros, 598 km de linha de costa, muito bem conservados, relativamente bem protegidos por restingas e comumente abrigados no interior dos estuários, apresentando maior permanência de condições de desenvolvimento no tempo e no espaço, devido ao contato direto com taludes dos baixos planaltos costeiros, com formações eólicas na linha da costa ou em espaços palustres de água salobras ou doces (SOUZA FILHO; EL-ROBRINI, 1996; MENEZES *et al.*, 2008).

As diferenças entre as fisionomias e as estruturas vegetais dos ecossistemas de mangue são determinadas pela localização biogeográfica e, sobretudo, pelas variações espaciais e temporais de clima, geomorfologia, salinidade, distância do mar, bem como distúrbios oriundos de fenômenos naturais e atividades antrópicas. A ação direta ou indireta dos fatores edáficos, biológicos e climáticos determina a capacidade adaptativa e de regeneração natural das populações vegetais (SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 2015; SOARES *et al.*, 2012; VALE, 2010; WOLANSKY *et al.*, 2009).

A fase inicial do ciclo de vida de um vegetal constitui em um período muito crítico, pois a plântula se encontra vulnerável a qualquer tipo de dano e, conseqüentemente, pode acarretar elevada taxa de mortalidade, tendo então a sobrevivência de indivíduos como o início da dinâmica sucessional. A regeneração natural é um processo de reconstituição das comunidades vegetais e de formação de novas paisagens, com mudanças sucessionais de enriquecimento gradual de espécies e aumento na complexidade estrutural e funcional ao longo do tempo e do espaço, e ocorre em função dos fatores climáticos, edáficos e ecológicos, principalmente pelo regime de chuvas e pela disponibilidade de luminosidade (CHAZDON, 2012; MAGNAGO *et al.*, 2012; MAUÉS *et al.*, 2011).

A funcionalidade biológica das plantas está intimamente condicionada aos elementos climáticos, como a pluviosidade, que, no estado paraense, apresenta grande variabilidade espaçotemporal ao longo do ano. No Pará, identifica-se a existência de basicamente dois regimes pluviométricos distintos, sendo: uma estação chuvosa, geralmente compreendendo entre os meses de dezembro a maio, com elevada precipitação e diretamente influenciado pela migração sazonal da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) na direção meridional; e por uma estação menos chuvosa, a qual ocorre geralmente entre junho a novembro, sem período de seca definido (MORAES *et al.*, 2005; SOUZA; AMBRIZZI, 2003; RAO; HADA, 1990).

Outro elemento climático que deve ganhar destaque para a funcionalidade biológica vegetal é a radiação solar, ao influenciar diretamente nos processos fotossintéticos (MARENCO; LOPES, 2009), por ser praticamente a única fonte de energia que influencia os movimentos atmosféricos e os mais variados processos que envolvem as interações solo-planta-atmosfera (YETEMEN *et al.*, 2015; QUERINO *et al.*, 2011), primordial para o desenvolvimento, o crescimento e a dinâmica vegetal.

A variabilidade espacial e temporal da regeneração natural do mangue ao longo dos litorais levanta questões sobre as alterações climáticas e seus impactos, pois há controvérsias sobre sua origem, isto é, se foram ou continuam sendo provocadas por causas naturais ou por processos antrópicos.

Muitos trabalhos têm sido desenvolvidos visando a compreender como os elementos climáticos influenciam na dinâmica sucessional nos mais diversos ecossistemas, contudo poucos estão relacionados aos manguezais. Guo *et al.* (2017), Osland (2017), Schaeffer-Novelli *et al.* (2016) e Soares *et al.* (2012), ao observarem a distribuição vegetal em manguezais em relação ao clima, e Roppa *et al.* (2012) e Venturoli *et al.* (2011), em análise de fragmentos florestais nativos e secundários e de pastagem, constataram melhores valores dos parâmetros associados durante o período sazonal mais ameno, isto é, com maior riqueza e recrutamento em estações chuvosas e maior mortalidade em estações secas, ao que se entende, então, que os indivíduos em estado inicial de desenvolvimento eram mais dinâmicos do que aqueles mais



desenvolvidos, em função da maior susceptibilidade ao estresse hídrico no solo e da quantidade de radiação solar incidente.

O conhecimento sobre a dinâmica dos estágios iniciais de desenvolvimento das espécies arbóreas é fundamental para a compreensão dos processos que regulam a estabilidade desse ecossistema, bem como do seu potencial intrínseco de regeneração natural diante dos fatores estressantes, que, em relação à radiação

solar, ditam como a densidade de cobertura vegetal do mangue irá determinar o grau de interceptação e aproveitamento de energia conforme distribuição de espécies e indivíduos ao longo da região (SILVA *et al.*, 2015; DIAS-TERCEIRO *et al.*, 2014).

Este trabalho teve por objetivo avaliar os efeitos da radiação solar incidente na dinâmica de regeneração natural das espécies em um bosque de mangue na costa litorânea paraense, Brasil.

## MATERIAIS E MÉTODOS

A pesquisa foi desenvolvida no sítio experimental de Cuiarana, localizado na Vila de Cuiarana, município de Salinópolis (0°39'49,72"S e 47°17'03,41"W), região costeira do nordeste paraense, distante cerca de 213 km da capital, Belém, pertencente à Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA) e à Universidade Federal do Pará (UFPA). A área é caracterizada como uma zona em estágio sucessional inicial de manguezal, entre feições de mangue maduro e de terra firme, geralmente conhecidas como Apicum, e abriga vegetação herbácea e arbórea, de solos hipersalinos e do tipo argilo-arenosos, gerados pela deposição de areia fina por ocasião das marés de sizígias e quadratura (SCHMIDT *et al.*, 2013; SCHAEFFER-NOVELLI, 2000).

O clima local é do tipo Aw, de acordo com a classificação Köppen, de índice pluviométrico médio de 2.100 mm, em que é possível distinguir dois períodos sazonais de chuva: chuvoso (janeiro a julho), que acumula 90% da precipitação anual, e menos chuvoso (agosto a dezembro) (RODRIGUES *et al.*, 2013; INMET, 2013).

O estudo foi conduzido no período de novembro de 2014 a outubro de 2015 e consistiu no monitoramento mensal da comunidade vegetal do bosque de mangue e da radiação solar incidente na superfície, também em escala mensal, para avaliar a influência desse elemento climático no crescimento de indivíduos.

Para tanto, foram instaladas 5 parcelas permanentes de 20 × 20 m (0,2 ha), distanciadas aproximadamente 100 m entre si, das quais 4 foram mantidas sob condições naturais, a pleno sol (P1, P2, P3 e P4), e uma foi coberta com sombrite de polietileno, que incapacitava a passagem de 50% da radiação solar incidente, sendo esta, então, considerada como parcela controle (PC).

A variabilidade temporal da radiação global ( $Q_g$ ) foi obtida a partir do banco de dados da torre micrometeorológica da UFRA, instalada no mangue, no sítio experimental, a qual é equipada com um sistema de aquisição e armazenamento automático de dados, programado para fazer leituras a cada 10 segundos e armazenar médias a cada 10 minutos. As falhas encontradas na série dos dados foram preenchidas com aqueles das torres micrometeorológicas da UFRA e da UFPA instaladas em terra firme, distantes cerca de 300 a 400 m das parcelas permanentes. Assim, foram calculadas médias mensais para os dados de  $Q_g$  em MJ.m<sup>2</sup>.

Ademais, para analisar os meses de maior e menor quantitativo de  $Q_g$ , em razão das condições atmosféricas, foi calculado o índice de transmissividade ( $Kt$ ) mensal, determinado pela razão entre a  $Q_g$  e a radiação incidente no topo da atmosfera ( $Q_a$ ) mensais, em MJ.m<sup>2</sup>, sendo a  $Q_a$  calculada de acordo com Allen *et al.* (1998).

Quando  $Kt \leq 0,35$ , os meses foram classificados como "Céu Nublado" e  $Kt \geq 0,5$ , como de "Céu Limpo", conforme critérios propostos por Souza *et al.* (2013).

As informações relacionadas à vegetação foram coletadas mensalmente em subparcelas de 1 m<sup>2</sup>, delimitadas por um quadrado de canos PVC enroscados por emboques próprios, lançados aleatoriamente até ter sido obtida a cobertura completa de cada parcela. A cada lançamento, todos os indivíduos regenerantes foram devidamente identificados, quantificados e estratificados em 3 categorias de tamanho (CTs), sendo elas: CT<sub>1</sub> = altura ≤ 30 cm; CT<sub>2</sub> = 30,1 ≤ altura ≤ 1 m; CT<sub>3</sub> = < 1 m, com o auxílio de uma vara graduada, posicionada no centro da subparcela, segundo metodologia de Jardim *et al.* (2013).

A composição florística foi a partir da identificação dos indivíduos das espécies típicas de mangue, quanto a espécie e gênero, por um parobotânico do Museu Emílio Goeldi. A nomenclatura das espécies foi baseada no banco de dados do Missouri Botanical Garden (2015) e as famílias foram atualizadas com base no sistema APG III (2009).

A estrutura horizontal foi determinada pelos parâmetros de abundância absoluta (N), frequência relativa (FR) e densidade relativa (DR), conforme Curtis e McIntosh (1951); foi calculada a regeneração natural relativa (Rn%), obtida pela média entre frequência, densidade e categoria de tamanho relativas (CT%) multiplicado por 100, conforme proposto por Finol (1971).

Em relação ao efeito da radiação solar na regeneração natural das espécies foi aplicada a Análise de Componentes Principais (ACP), por meio da análise da variabilidade espaçotemporal simultânea (HONGYU *et al.*, 2016; DOMINICK *et al.*, 2012; WILKS, 2011). Para tanto, foram utilizados os dados de abundância de cada espécie de cada parcela e a  $Q_g$  de cada mês do monitoramento, organizados em uma matriz de

covariância disposta em modo T, conforme explicam Amanajás e Braga (2012), Lebrija-Trejos *et al.* (2010), Sharma e Raghubanshi (2006) e Shono *et al.* (2006), que, adaptada ao objetivo deste trabalho, foi organizada uma matriz de dados Z ( $z \times k$ ), em que as  $z$  linhas correspondem à sequência de parcela/espécies/ $Q_g$  e as  $k$  colunas, ao tempo (novembro de 2014 a outubro de 2015). Assim, foram gerados autovalores temporais e autovetores espaciais como padrões de correlação entre radiação solar e número de indivíduos das espécies, utilizando o *software* Statistical Package for the Social Sciences (SPSS) 13.0. Além disso, os autovetores espaciais foram plotados com o auxílio do *software* Surfer 11.0.

Foi aplicado também o teste *t* de Student ( $p < 0,05$ ) para amostras independentes, para comparação entre as médias de abundância entre os períodos chuvoso e menos chuvoso, e a abundância das espécies entre parcelas foi submetida a uma análise de variância, sendo as médias comparadas pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade, para avaliar os efeitos do sombreamento (-50%) no crescimento das espécies, com o auxílio do *software* SPSS 13.0.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante a estação chuvosa, fevereiro foi o mês que apresentou o maior valor para a radiação solar incidente ( $20,02 \text{ MJ.m}^{-2}$ ). A variabilidade mensal da radiação solar está representada na Figura 1, enquanto março foi o de menor quantitativo ( $11,54 \text{ MJ.m}^{-2}$ ). No período menos chuvoso, os valores mensais máximos e mínimos observados corresponderam aos meses de setembro ( $21,4 \text{ MJ.m}^{-2}$ ) e julho ( $18,16 \text{ MJ.m}^{-2}$ ), respectivamente.

Nota-se que a configuração meteorológica do período chuvoso foi atípica, ao serem encontrados valores acima do esperado de  $Q_g$  para o mês de fevereiro, cuja média é equivalente a  $16,5 \text{ MJ.m}^{-2}$  (FERNANDES, 2016). O índice de transmissividade indica o grau de nebulosidade para esse mês, com condições de céu limpo ( $Kt = 0,55$ ). Moojen *et al.* (2012) e Querino *et al.* (2011) explicam que, sob essas condições, a atmosfera apresenta maior transmissividade, implicando em um maior quantitativo de radiação incidente, e mais rica em radiação direta do que a componente difusa.

Para o mês de março,  $Kt$  foi igual a 0,3, indicando relação direta com a menor quantidade de radiação incidente, atribuída às condições da turbidez atmosférica, sendo mais opaca. Belúcio *et al.* (2014), Galvani e Lima (2011) e Haag e Krenzinger (2010) explicam que o vapor d'água e outros constituintes, como aerossóis e sal marinho, atuam como núcleos absorvedores e espalhadores de radiação solar de ondas curtas e atenuam a quantidade da radiação incidente em função da menor transmissividade atmosférica, que reflete mais a radiação direta e sendo mais rica pela componente difusa.

Essa atipicidade da configuração meteorológica local pode estar relacionada principalmente ao efeito do El Niño-Oscilação Sul (ENOS) em sua fase quente (El Niño), que vinha modulando os índices pluviométricos e as condições atmosféricas locais desde o segundo semestre de 2014 (NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION, 2016).

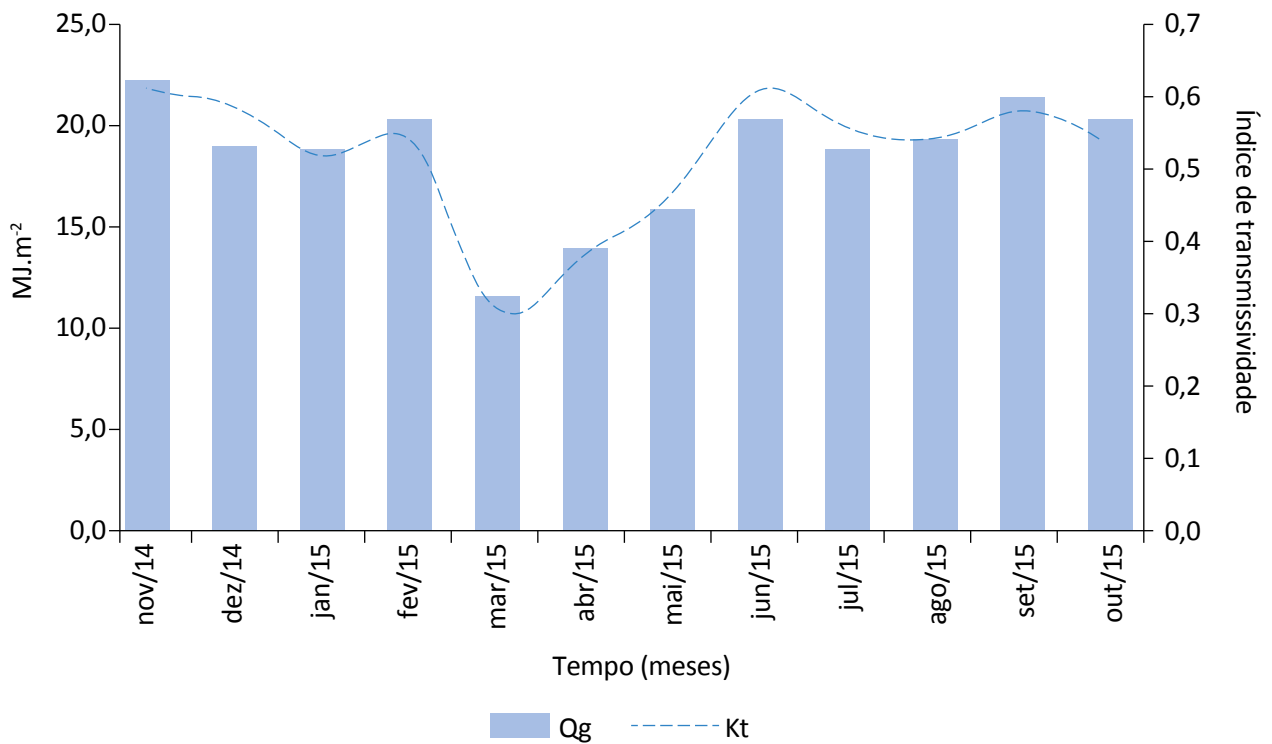
Em relação à composição florística, após um ano de coleta de dados, o monitoramento possibilitou o re-

gistro de 25.772 indivíduos, distribuídos em 3 famílias, 3 gêneros e 3 espécies típicas de manguezal, sendo elas: as famílias Acanthaceae, com a espécie *Avicennia germinans* (L.) L., Combretaceae, com *Laguncularia racemosa* (L.) C. F. Gaertn, e Rhizophoraceae, com *Rhizophora mangle* L., em ordem decrescente de regeneração natural relativa (Tabela 1). Além dessas também foram identificadas apenas mais quatro espécies arbustivas e uma arbórea, como forma de caracterização da composição local, das famílias Aizoaceae, com *Sesuvium portulacastrum* (L.), Combretaceae, com *Conocarpus erectus* L., Cyperaceae, com *Eleocharis caribaea* (Rottb.) Blake, Plantaginaceae, com *Bacopa sessiliflora* (Benth.) Edwall e Poaceae, com *Sporobolus virginicus* (L.) Kunth.

Na estação chuvosa (janeiro de 2015 a junho de 15), obteve-se o registro de 13.104 plântulas. O mês que apresentou maior abundância foi janeiro, com 3.035 indivíduos, representados pelas espécies *Avicen-*

*nia germinans* (n = 2.950), da família Acanthaceae, *Laguncularia racemosa* (n = 55), pertencente à família Combretaceae, e *Rhizophora mangle* (n = 30), da família Rhizophoraceae. Ao longo do período menos chuvoso (novembro de 2014, dezembro de 2014 e junho a outubro de 2015) houve a contabilização de 12.715 indivíduos regenerantes, de modo que setembro foi o mês que expôs o maior número de espécimes, com 2.734 plântulas, sendo 2.554 de *Avicennia germinans*, 121 de *Laguncularia racemosa* e 59 de *Rhizophora mangle*.

A parcela P1 apresentou o registro de 8.044 indivíduos. Na estação chuvosa, a espécie *Avicennia germinans* foi a mais representativa (n = 3.931; Rn% = 94,01), seguida por *Rhizophora mangle* (n = 124; Rn% = 5,13%) e *Laguncularia racemosa* (n = 8; Rn% = 0,86). Durante a estação menos chuvosa, o mesmo padrão de distribuição foi observado, com *Avicennia germinans* (n = 386; Rn% = 94,89), *Rhizophora mangle*



Q<sub>g</sub>: radiação solar global; Kt: índice de transmissividade.

**Figura 1 – Radiação solar global e índice de transmissividade entre novembro de 2014 a outubro de 2015, em bosque de mangue em Cuiarana, Salinópolis, Pará.**

(n = 113; Rn% = 4,27) e *Laguncularia racemosa* (n = 8; Rn% = 0,83). Foram encontradas ainda as espécies *Sporobolus virginicus* e *Eleocharis caribaeae* durante ambos os períodos sazonais.

A parcela P2 contabilizou 1.025 indivíduos, os quais foram distribuídos durante os períodos chuvoso e menos chuvoso, respectivamente, por *Avicennia germinans* (n = 397 e 326; Rn% = 67,17 e 65,92), *Rhizophora mangle* (n = 144 e 119; Rn% = 28,84 e 28,54) e *Laguncularia racemosa* (n = 16 e 23; Rn% = 3,98 e 5,24), além das espécies *Sporobolus virginicus*, *Eleocharis caribaeae* e *Sesuvium portulacastrum*.

Na parcela P3 foram encontradas 6.951 plantas, sendo 3.764 de *Avicennia germinans*, determinando Rn% = 99,38, seguidas de *Laguncularia racemosa*, com 5 plantas e Rn% = 0,62 durante a estação chuvosa. Na temporada menos chuvosa, foram computadas plântulas de *Avicennia germinans* (n = 3.151; Rn% = 97,45), *Laguncularia racemosa* (n = 27; Rn% = 2,12) e *Rhizophora mangle* (n = 4; Rn% = 0,43).

Foram ainda registradas as espécies *Sporobolus virginicus*, *Eleocharis caribaeae*, *Sesuvium portulacastrum* e *Bacopa sessiflora*.

A parcela P4 apresentou 5.685 indivíduos, distribuídos em apenas duas espécies, nos dois períodos sazonais, em que foram contabilizados nas estações chuvosa e menos chuvosa, respectivamente, *Avicennia germinans* (n = 2.702 e 2.958; Rn% = 98,99 e 98,52) e *Laguncularia racemosa* (n = 10 e 15; Rn% = 1,01 e 1,48).

Em PC foram registrados 4.067 indivíduos, em que no período chuvoso *Avicennia germinans* computou 1.695 plântulas e Rn% = 81,90, *Laguncularia racemosa*, 275 indivíduos e Rn% = 16,89 e *Rhizophora mangle*, 33 indivíduos e Rn% = 1,77. Durante a estação menos chuvosa, foram encontrados 1.794 espécimes de *Avicennia germinans* (Rn% = 84,48), 258 plântulas de *Laguncularia racemosa* (Rn% = 15,01) e 12 indivíduos de *Rhizophora mangle* (Rn% = 0,71), além de estarem presentes as espécies *Sesuvium portulacastrum* e *Sporobolus virginicus*.

Tabela 1 – Composição florística do bosque de mangue do sítio experimental de Cuiarana, Salinópolis, Pará, Brasil.

Espécie	Família		Tempo												N	FR	DR	Rn%
			Nov./14	Dez./14	Jan./15	Fev./15	Mar./15	Abr./15	Mai/15	Jun./15	Jul./15	Ago./15	Set./15	Out./15				
<i>Avicennia germinans</i> (L.) L.	Acanthaceae	P1	473	656	1028	371	520	627	832	553	703	754	696	578	24.578	79,8	91,6	88,2
		P2	67	53	86	65	63	62	45	76	53	51	52	50				
		P3	375	468	849	558	507	706	671	473	587	506	690	525				
		P4	386	394	679	294	345	390	524	470	401	537	777	463				
		PC	265	265	308	289	207	224	359	308	351	272	339	302				
<i>Laguncularia racemosa</i> (L.) C.F. Gaertn.	Combretaceae	P1	1	1	1	1	2	1	2	1	3	1	1	1	645	14,7	6,7	9,1
		P2	7	1	2	2	3	2	2	5	5	2	2	6				
		P3								5	24	2	1					
		P4	2				4			6	5	3	1	4				
		PC	24	24	52	37	69	47	37	33	55	33	116	6				
<i>Rhizophora mangle</i> L.	Rhizophoraceae	P1	1		10	9	45	17	17	26	22	35	30	25	549	5,5	1,7	2,7
		P2	15	16	18	18	20	27	32	29	28	17	20	23				
		P3										2	1	1				
		P4																
		PC			2	2	3	2	5	19	2	2	8					
			1.616	1.878	3.035	1.646	1.788	2.105	2.526	2.004	2.239	2.217	2.734	1.984	25.772	100%	100%	100%

N: abundância absoluta; FR: frequência relativa; DR: dominância relativa; Rn%: regeneração natural.

A composição florística corrobora os trabalhos de Sales *et al.* (2009) e Seixas *et al.* (2006), em manguezais do nordeste paraense. Matni *et al.* (2006), ao estudarem a estrutura dos bosques de mangue na península de Bragança, no Pará, constataram que a distribuição de espécies é atribuída aos fatores abióticos, como salinidade, inundação e dinâmica costeira, sendo que a *Laguncularia racemosa* geralmente aparece em bordas e canais de clareiras, sendo pioneira na recolonização de clareiras nos manguezais, seja por distúrbios naturais ou antrópicos, como explica Duke (2001). Hadlich *et al.* (2015), Araújo *et al.* (2014), Costa *et al.* (2014) e Abreu *et al.* (2006) destacam que a distribuição de *Rhizophora mangle* e *Avicennia germinans* está mais condicionada aos fatores de salinidade e substrato, sendo *Rhizophora mangle* encontrada em zonas lodosas e de água salobra, e que indicam elevado grau de desenvolvimento desse ecossistema, enquanto *Avicennia germinans* é abrigada em ambientes hipersalinos, pouco inundados e menos lodosos.

O teste *t* de Student mostrou que houve diferença estatística significativa entre o número de indivíduos das parcelas, em relação às estações chuvosa e me-

nos chuvosa ( $Média_{\text{Chuvoso}} = 7326,2$ ;  $Média_{\text{Menos chuvoso}} = 2558,80$ ;  $p = 0,043$ ).

Sobre a variabilidade espaçotemporal da regeneração natural em função da radiação incidente, a ACP extraiu 2 componentes que, somadas, são capazes de explicar 91,5% da variância total dos dados.

A primeira componente (CP1) correspondeu a 83% da variância (Figura 2). O padrão espacial se configura com valores positivos a nordeste (P1 e P2) e negativos a sudeste (P3, P4 e PC), indicando o grau de desenvolvimento das parcelas, no que tange à capacidade de interceptação e ao aproveitamento da radiação solar no espaço.

Na parcela P1, todas as espécies presentes foram favorecidas, sendo *Rhizophora mangle* a mais adaptada ao espaço, caracterizado pelo extremo leste da parcela composto por substrato lodoso de mangue maduro, que, associado ao quantitativo de  $Q_g$ , às condições atmosféricas e à plasticidade morfológica da planta, teve seu crescimento mais favorecido do que as demais espécies encontradas nessa parcela. Na parcela P2, *Rhizophora mangle* também se mostrou bem-adaptada, enquanto a espécie de maior

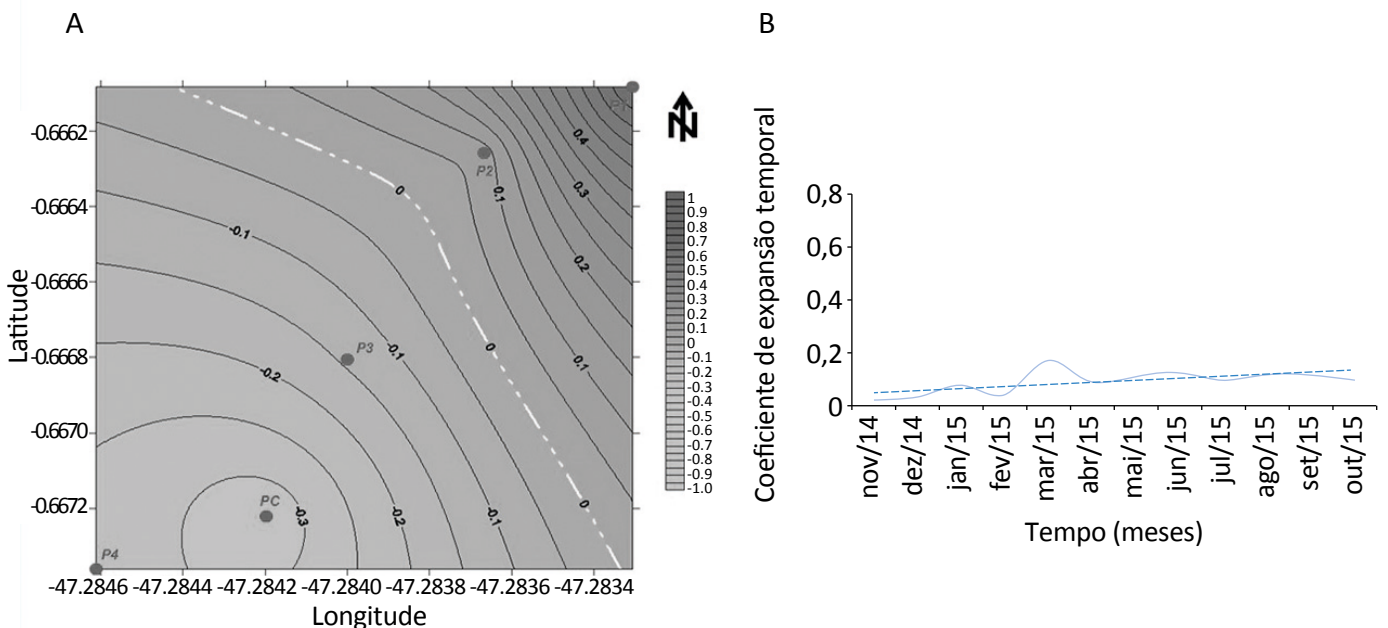


Figura 2 – Padrões de correlação da primeira componente, com 83% da variância total explicada. (A) Autovetores e (B) autovalores, com significância de 95%.

peso negativo foi *Avicennia germinans*, indicando o ambiente desfavorável para sua colonização no espaço. Contudo, em P3 e P4 o padrão é invertido, sendo *Rhizophora mangle* inexistente ao longo de toda a avaliação nessas parcelas e *Avicennia germinans* beneficiada pelo meio. Ademais, em PC o maior peso foi a radiação solar, indicando que ela foi determinante no estabelecimento de plântulas, principalmente das espécies *Avicennia germinans* e *Laguncularia racemosa*.

Associado aos coeficientes de expansão temporal (autovalores), nota-se que, no geral, esse padrão se mantém constante ao longo do período estudado. Assim, a CP1 revela a variabilidade anual da abundância das espécies e, por essa razão, não são tão perceptíveis as variações espaçotemporais entre os períodos chuvoso e menos chuvoso e entre as parcelas. Contudo, pode-se perceber flutuações positivas entre os meses de janeiro a abril, apresentando o aumento e a redução de indivíduos, em resposta à intensidade de radiação solar incidente, de modo mais acentuado na transição janeiro a março.

Fevereiro foi o mês que apresentou o maior quantitativo de radiação solar ( $20,03 \text{ MJ.m}^{-2}$ ) em relação aos demais meses da estação chuvosa. De modo geral, nesse mês houve perda significativa no número de indivíduos de *Avicennia germinans*, em torno de 50%, em todas as parcelas naturais, quando comparado com a abundância dessa espécie em janeiro. Todavia, ao comparar a mortalidade de plântulas de *Avicennia* entre parcelas naturais e controle, é expressivo o efeito atenuante que a condição de sombreamento proporcionou, na qual houve perda de 6,17% de indivíduos.

A mortalidade de plântulas pode estar relacionada à contribuição dos altos níveis de radiação incidente e aos efeitos da fotoinibição, como explicam Campelo *et al.* (2015), Araújo e Demenics (2009) e Ivanov *et al.* (2008), em que ocorre redução do potencial hídrico das folhas e aumento da evaporação e temperatura vegetal, restringindo o movimento estomático para os processos de transpiração e levando a planta a condições acima do seu limite de tolerância térmica e plasticidade morfológica.

Março correspondeu ao mês, ao longo do período de estudo, que apresentou o menor quantitativo de radiação solar ( $11,54 \text{ MJ.m}^{-2}$ ), determinado em

função da elevada nebulosidade local. Nesse mês houve o recrutamento em todas as parcelas, em resposta às condições luminosas e térmicas menos estressantes. Na parcela P1, houve o crescimento significativo de *Rhizophora mangle* (5 vezes maior do que o mês anterior) e *Avicennia germinans* (em torno de 41%). Em P2, P3 e P4, houve crescimento pouco significativo de indivíduos de todas as espécies típicas de mangue. Em PC, sob as condições de restrição de parte da radiação, houve crescimento de *Laguncularia racemosa*, aproximadamente de 86%, em relação à abundância dessa espécie em fevereiro, enquanto *Avicennia germinans* apresentou perda de quase metade da abundância encontrada anteriormente.

A resposta de perda e crescimento da vegetação do mangue está de acordo com o trabalho de Hanley *et al.* (2008), que afirmam que *Avicennia germinans* é considerada uma espécie heliófila. Assim, ela apresenta características de maior ponto de compensação luminosa do que *Laguncularia racemosa*. Além disso, as condições de salinidade do solo podem ter tido relevância para esse acontecimento, uma vez que a PC apresentou menor topografia, maior influência de maré e, conseqüentemente, menor teor de sódio no solo, gerando um ambiente adverso às exigências ótimas de sobrevivência da espécie (MENEZES *et al.*, 2008).

A segunda componente teve o poder de explicação de 8,5% da variância dos dados e reafirma o padrão espacial encontrado na primeira componente, de modo que possibilita a visualização da variabilidade mensal da regeneração das espécies (Figura 3). Nela fica evidente a caracterização física (fisionomia) de cada parcela e como cada uma determina o crescimento das espécies.

A parcela P1 teve como variável mais expressiva a abundância de *Avicennia germinans*. Essa parcela é praticamente coberta por vegetação rasteira e ladeada por vegetação arbórea desenvolvida de terra firme e de mangue, e apresenta elevação topográfica entre 8 e 10 m do nível do mar. Logo, é composta por múltiplas facetas em função do maior índice de área foliar, o que permite melhor aproveitamento por meio do espalhamento da radiação (MARTINS *et al.*, 2015; PILAU; ANGELOCCI, 2015; SOUZA *et al.*, 2012).

A espécie *Rhizophora mangle* apresentou maior representatividade na parcela P2. Essa parcela apresenta pequenas manchas de vegetação distribuídas ao longo da área, com características de alta capacidade refletora, em relação as demais, devido ao solo exposto (REBOUÇAS *et al.*, 2015; QUERINO *et al.*, 2013), e situa-se em topografia entre 5 e 7 m do nível do mar.

As parcelas P3, P4 e PC apresentam as mesmas fisionomias, com vegetação bem distribuída em toda a área e elevação topográfica entre 5 e 7 m do nível do mar. Em P3 e P4, a maior representatividade foi de *Avicennia germinans*, enquanto em PC o maior peso foi da  $Q_8$ .

Ao comparar os escores temporais, pode-se visualizar o comportamento de crescimento nas estações chuvosa e menos chuvosa, observado pelas oscilações entre os meses de fevereiro a julho. Na estação chuvosa e no início de transição para menos chuvosa, durante os meses de abril (13,09 MJ.m<sup>-2</sup>), maio (15,95 MJ.m<sup>-2</sup>) e junho (20,16 MJ.m<sup>-2</sup>), em PC o crescimento de *Laguncularia racemosa* não foi tão evidente, ao passo que houve crescimento para *Avicennia germinans* e *Rhizophora mangle*. Isso indica que as condições de sombreamento associadas às condições atmosféricas

favoreceram o crescimento de *Avicennia germinans*, ao atingir mais rapidamente o seu ponto fótico. Além disso, a dispersão de propágulos pode ter beneficiado o aparecimento de *Rhizophora mangle* na parcela (LARCHER, 2004; DUKE, 2001). Lopes *et al.* (2013) constataram que *Rhizophora mangle* apresenta crescimento, independentemente das condições luminosas, tendo maior importância as condições do substrato em que a espécie está inserida.

Durante o período menos chuvoso, notam-se picos positivos em julho e negativos em agosto, quando o padrão espacial é então invertido. Em julho, a radiação incidente foi de 18,7 MJ.m<sup>-2</sup> e pode ter determinado o crescimento considerável de plântulas de *Avicennia germinans* em P1, devido à estrutura fisionômica da parcela. Em P2, houve perda de indivíduos da espécie *Avicennia germinans* que pode ser atribuída às condições de estresse térmico nas camadas superficiais do solo desnudo, estados esses sujeitos a receber maior concentração de radiação incidente (SANTOS, 2012; MARENCO; LOPES, 2009). Em P3 e P4, também houve redução de indivíduos dessa espécie, mas em menor grau do que em P2, devido a maior interceptação da radiação solar, pela cobertura vegetal e pela influência da maré, que ateu-

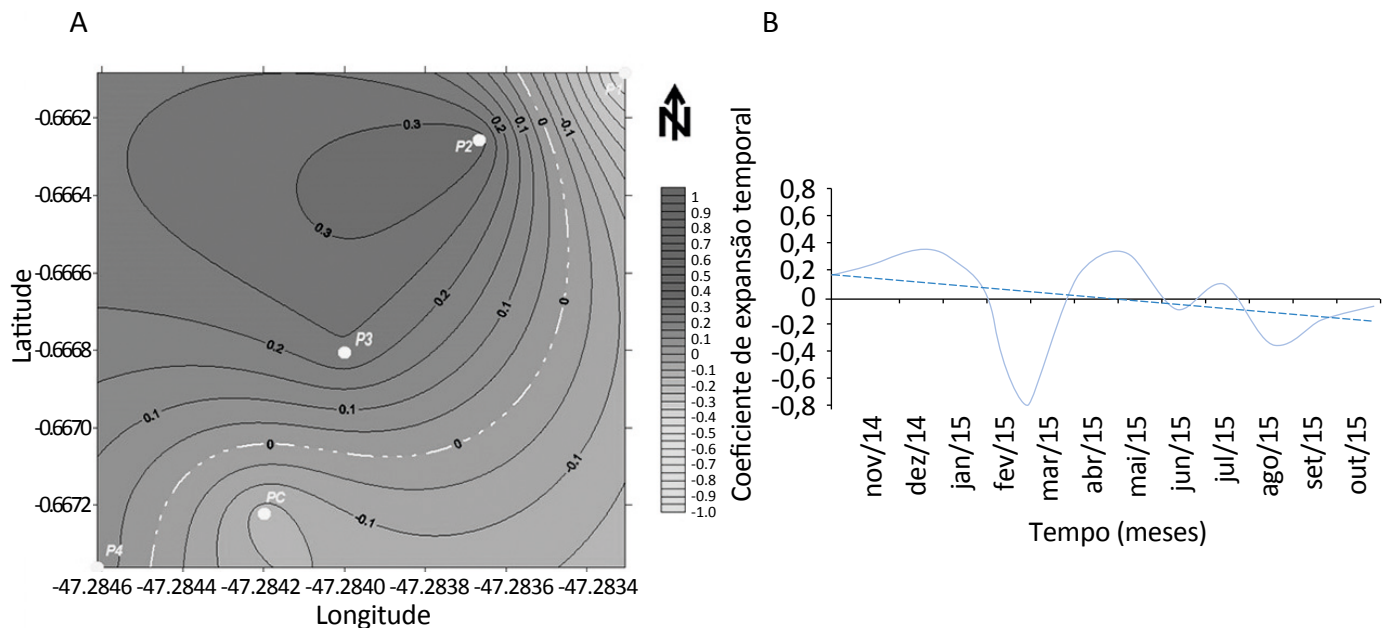


Figura 3 – Padrões de correlação da primeira componente, com 8,5% da variância total explicada. (A) Autovetores e (B) autovalores, com significância de 95%.

nuaram o efeito do estresse térmico (RIBEIRO *et al.*, 2010). Em PC, foi possível notar o padrão constante no crescimento de *Laguncularia racemosa* e sua manutenção no espaço.

A análise de variância permitiu observar a influência da radiação solar no crescimento de cada espécie nas parcelas, para as estações chuvosa e menos chuvosa (Tabela 2). O crescimento de *Rhizophora mangle* mostrou-se estar mais relacionado ao substrato em que a espécie está inserida do que à intensidade de radiação incidente propriamente dita, independentemente do período sazonal, uma vez que seu crescimento foi melhor em P1 e P2, que, mesmo sendo parcelas muito distintas em relação à estrutura horizontal, não diferem estatisticamente.

Contudo, o crescimento de *Avicennia germinans* e *Laguncularia racemosa* foi determinado pelo quantitativo de radiação incidente. Nas parcelas em que a interceptação da radiação solar foi maior, em função do grau de rugosidade local, *Avicennia germinans* se comportou de modo variado, sendo favorecida pelo grau de cobertura vegetal, maiores em P1, P3 e P4.

Em relação à *Laguncularia racemosa*, o sombreamento em PC foi determinante para seu estabele-

cimento, mostrando que, em estágio inicial, essa espécie, apesar de ser reconhecida como heliófila (SALES *et al.*, 2009), cresce também em condições de sombreamento, sendo, por isso, tolerante à sombra.

Os resultados encontrados neste estudo corroboram o trabalho de Lopes *et al.* (2013), ao estudarem mudas dessas espécies em condições de viveiro, em que concluíram que o crescimento de *Avicennia germinans* foi mais eficiente com sombreamento de 30% e o de *Laguncularia racemosa* foi tolerante ao sombreamento de 60%.

Entretanto, é importante ressaltar que as complexas interações entre os fatores abióticos e bióticos nos ambientes naturais determinam a dinâmica de regeneração (CHAZDON, 2012). Assim, fatores externos, como chuvas intensas, que auxiliam na diluição de sódio no solo e fazem o carregamento e a deposição de matéria orgânica e nutrientes a essas áreas (BARR *et al.*, 2013; REEF *et al.*, 2010), bem como os gradientes de inundação, que dão suporte às síndromes de dispersão, podem também ter algum efeito e precisam ser investigados localmente.

**Tabela 2 – Valores médios de abundância das espécies em cada parcela durante os períodos chuvoso e menos chuvoso, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.**

Parcela	N		
	<i>A. germinans</i>	<i>L. racemosa</i>	<i>R. mangle</i>
Período chuvoso			
P1	655,17 a	1,33 b	20,67 a
P2	66,17 c	2,67 b	24 a
P3	627,33 a	0,83 b	0 b
P4	450,33 ab	1,67 b	0 b
PC	282,50 bc	45,83 a	5,50 b
Período menos chuvoso			
P1	643,33 a	1,33 b	18,83 a
P2	54,33 c	3,83 b	19,83 a
P3	525,17 a	4,50 b	0,67 b
P4	493 a	2,50 b	0 b
PC	299 b	43 a	2 b

Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si.



## CONCLUSÃO

Houve diferença significativa de abundância das espécies encontradas entre os períodos chuvoso e menos chuvoso.

Durante o período chuvoso, a expressiva mortalidade de indivíduos em parcelas naturais se deu pelos elevados níveis de  $Q_g$ , em fevereiro de 2015, em função das condições atmosféricas moduladas pela atuação do fenômeno El Niño.

A intensidade de radiação solar incidente beneficiou expressivamente o recrutamento de indivíduos de *Avicennia germinans*, quando em áreas de melhor cobertura vegetal, com quantidades intermediárias de radiação solar (entre 11 MJ.m<sup>-2</sup> e 20 MJ.m<sup>-2</sup> mensais).

A espécie *Laguncularia racemosa* exige menor quantidade de radiação solar do que *Avicennia germinans*, com tolerância a 50% de sombreamento.

## REFERÊNCIAS

- ABREU, M. M. O.; MEHLIG, U.; NASCIMENTO R. E. S. A.; MENEZES M. P. M. Análise de composição florística e estrutura de um fragmento de bosque de terra firme e de um manguezal vizinhos na península de Ajuruteua, Bragança, Pará. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi: Ciências Naturais*, Belém, v. 1, n. 3, p. 27-34, 2006.
- ALLEN, R. G.; PEREIRA, L.; RAES, D.; SMITH, M. Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements. *FAO - Irrigation and Drainage Paper*, Roma, n. 56, 1998.
- AMANAJÁS, J. C.; BRAGA, C. C. Padrões espaço-temporal pluviométricos na Amazônia Oriental utilizando análise multivariada. *Revista Brasileira de Meteorologia*, São José dos Campos, v. 27, n. 4, p. 423-434, 2012.
- ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP (APG III). An update of the Angiosperm Phylogeny Group Classification for the others and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society*, v. 161, n. 2, p. 105-121, 2009. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8339.2009.00996.x>
- ARAÚJO, E. C.; COSTA, R. S.; LOPES, E. C.; DAHER, R. F.; FERNANDES, M. E. B. Qualidade de espécies arbóreas de mangue cultivadas em viveiro e diferentes substratos. *Acta Ambiental Catarinense*, Chapecó, v. 11, n. 1-2, p. 21-32, 2014.
- ARAÚJO, S. A. C.; DEMINICIS, B. B. Fotoinibição da fotossíntese. *Revista Brasileira de Biociência*, Porto Alegre, v. 7, n. 4, p. 463-472, 2009.
- BARR, J. G.; FUENTES, J. D.; DELONGE, M. S.; O'HALLORAN, T. L.; BARR, D.; ZIEMAN, J. C. Summertime influences of tidal energy advection on the surface energy balance in mangrove forest. *Biogeosciences*, Alemanha, v. 10, p. 501-511, 2013. <https://doi.org/10.5194/bg-10-501-2013>
- BELÚCIO, L. P.; SILVA, A. P. N.; SOUZA, L. R.; MOURA, G. B. de A. Radiação solar global estimada a partir da insolação para Macapá (AP). *Revista Brasileira de Meteorologia*, São José dos Campos, v. 29, n. 4, p. 494-504, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/0102-778620130079>
- CAMPELO, D. H.; LACERDA, C. F.; SOUSA, J. A.; CORREIA, D.; BEZERRA, A. M. E.; ARAÚJO, J. D. M.; NEVES, A. L. R. Trocas gasosas e eficiência do fotossistema II em plantas de seis espécies florestais em função do suprimento de água no solo. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 39, n. 5, p. 973-983, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/0100-67622015000500020>
- CHAZDON, R. Regeneração de florestas tropicais. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais*, Belém, v. 7, n. 3, p. 195-218, 2012.
- COSTA, D. F. S.; ROCHA, R. M.; CESTARO, L. A. Análise fitoecológica e zonação de manguezal em estuário hipersalino. *Mercator*, Fortaleza, v. 13, n. 1, p. 119-126, 2014. <http://dx.doi.org/10.4215/RM2014.1301.0009>

- CURTIS, J. T.; MCINTOSH, R. P. An upland forest continuum in the prairie Forest border regions of Wisconsin. *Ecology*, v.32, n. 3, p. 476-496, 1951. <http://dx.doi.org/10.2307/1931725>
- DIAS-TERCEIRO, R. G.; PEIXOTO, G. M.; PESSOA, T. S. A.; NECO, E. C. Influência de variáveis ambientais sobre a densidade de plântulas arbustivas e arbóreas em Floresta de Terra-Firme na Amazônia central. *Biotemas*, Florianópolis, v. 27, n. 3, p. 191-195, 2014. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2014v27n3p191>
- DOMINICK, D.; JUAHIR, H.; LATIF, M. T.; ZAIN, S. M.; ARIS, A. Z. Spatial assessment of air quality patterns in Malaysia using multivariate analysis. *Atmospheric Environment*, v. 60, p. 172-181, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.06.021>
- DUKE, N. Gap creation and regenerative processes driving diversity and structure of mangrove ecosystems. *Wetlands Ecology and Management*, v. 9, n. 3, p. 267-279, 2001. <https://doi.org/10.1023/A:1011121109886>
- FERNANDES, D. A. J. *Radiação solar na regeneração natural de manguezais do nordeste paraense*. 87 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) –Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, 2016.
- FINOL, U. H. Nuevos parámetros a considerarse en el análisis estructural de las selva vírgenes tropicales. *Revista Forestal Venezolana*, Venezuela, v. 14, n. 21, p. 29-42, 1971.
- GALVANI, E.; LIMA, N. G. B. Radiação solar acima e abaixo de dossel de manguezal na barra do Ribeira do Iguape, SP. *Revista Geografia Acadêmica*, Boa Vista, v. 5, n. 1, p. 59-67, 2011.
- GUO, H.; WEAVER, C.; CHARLES, S. P.; WHITT, A.; DASTIDAR, S.; D'ODORICO, P.; FUENTES, J. D.; KOMINOSKI, J. S.; ARMITAGE, A. R.; PENNING, S. Coastal regime shifts: Rapid responses of coastal wetlands to changes in mangroves cover. *Ecology*, v. 98, n. 3, p. 762-772, 2017. <https://doi.org/10.1002/ecy.1698>
- HAAG, R.; KREZINGER, A. Análise da influência de parâmetros atmosféricos e locais na distribuição espectral da radiação solar. *Revista Brasileira de Energia Solar*, São Paulo, v. 1, n. 1, p. 23-33, 2010.
- HADLICH, G. M.; GARCIA, K. S.; ANDRADE, C. L. N.; UCHA, J. M. Estrutura da vegetação na transição apicum-manguezal e indicações de alterações ambientais. *Caderno de Geociências*, Salvador, v. 12, n. 1-2, p. 69-76, 2015.
- HANLEY, R.; MAMONTO, D.; BROADHEAD, J. *Coastal Forest Rehabilitation Manual for Aceh Province and North Sumatra*. Bangkok: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2008. 66 p.
- HONGYU, K.; SANDANIELO, V. L. M.; OLIVEIRA JUNIOR, G. J. Análise de Componentes Principais: resumo teórico, aplicação e interpretação. *Engineering and Science*, Mato Grosso, v. 5, n. 1, p. 83-90, 2016. <http://dx.doi.org/10.18607/ES201653398>
- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). *Banco de dados meteorológicos da estação automática de Salinópolis*. INMET, 2013. Disponível em <[http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=home/page&page=rede\\_estacoes\\_auto\\_graf](http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=home/page&page=rede_estacoes_auto_graf)>. Acesso em: 30 abr. 2016.
- IVANOV, A.; HURRY, V.; SANE, P.; ÖQUIST, G.; HUNER, N. Reaction centre quenching of excess light energy and photoprotection of photosystem II. *Journal of Plant Biology*, v. 51, p. 85-96, 2008. <https://doi.org/10.1007/BF03030716>
- JARDIM, D. G.; JARDIM, M. A. G.; QUARESMA, A. C.; COSTA NETO, S. V. Regeneração natural em formações florestais de uma Unidade de Conservação, Maracanã, Pará, Brasil. *Biota Amazônia*, Macapá, v. 3, n. 2, p. 79-87, 2013. <http://dx.doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v3n2p79-87>
- LARCHER, W. *Ecofisiologia vegetal*. São Carlos. RiMa Artes e Textos, 2004. 531 p.

LEBRIJA-TREJOS, E.; PÉREZ-GARCIA, E. A.; MEAVE, J. A.; BONGERS, F.; POORTER, L. Functional traits and environmental filtering drive community assembly in a species-rich tropical system. *Ecology*, v. 91, n. 2, p. 386-398, 2010. <https://doi.org/10.1890/08-1449.1>

LIMA, N. G. B.; GALVANI, E. Mangrove Microclimate: A case Study from Southeastern Brazil. *Earth Interactions*, v. 17, p. 1-16, 2013. Disponível em: <<https://journals.ametsoc.org/doi/citedby/10.1175/2012EI000464.1>>. Acesso em: 18 fev. 2016. <https://doi.org/10.1175/2012EI000464.1>

LIMA, T. M. J.; TOGNELLA, M. M. P. Estrutura e Função dos Manguezais: Revisão Conceitual. *Enciclopédia Biosfera*, Goiânia, v. 8, n. 15, p. 1801-1827, 2012.

LOPES, E. C.; ARAÚJO, E. C.; COSTA, R. S.; DAHER, R. F.; FERNANDES, M. E. B. Crescimento de mudas de mangue sob diferentes níveis de sombreamento na península de Ajuruteua, Bragança, Pará. *Acta Amazonica*, Manaus, v. 43, n. 3, p. 291-296, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672013000300004>

MAGNAGO, L. F. S.; MARTINS, S. V.; VENZKE, T. S.; IVANAUSKAS, N. M. Os processos e estágios sucessionais da Mata Atlântica como referência para restauração florestal. In: MARTINS, S. V. (Org.). *Restauração ecológica de ecossistemas degradados*. Viçosa: Editora UFV, 2012. p. 69-100.

MARENCO, R. A.; LOPES, N. F. *Fisiologia vegetal: fotossíntese, respiração, relações hídricas e nutrição mineral*. Viçosa: Editora UFV, 2009. 484 p.

MARTINS, M. Q.; MARÇAL, T. S.; SOUZA, M. F.; COELHO, R. I. Influência do sombreamento no crescimento de mudas de laranja "folha murcha". *Revista de Ciências Agrárias*, Lisboa, v. 38, n. 3, p. 407-413, 2015.

MATNI, A. S.; MENEZES M. P. M.; MEHLIG, U. Estrutura dos bosques de mangue da península de Bragança, Pará, Brasil. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais*, Belém, v. 1, n. 3, p. 43-52, 2006.

MAUÉS, B. A. R.; JARDIM, M. A. G.; BATISTA, F. J.; MEDEIROS, T. D. S.; QUARESMA, A. C. Composição florística e estrutura do estrato inferior da Floresta de várzea na Área de Proteção Ambiental Ilha do Combú, Município de Belém, Estado do Pará. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 35, n. 3, supl. 1, p. 669-677, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622011000400011>

MENEZES, M. P. M.; BERGER, U.; MEHLIG, U. Mangrove vegetation in Amazonia: a review of studies from coast of Pará and Maranhão States, north Brazil. *Acta Amazonica*, Manaus, v. 38, n. 3, p. 403-420, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672008000300004>

MISSOURI BOTANICAL GARDEN. *Portal*. Disponível em: <<http://www.tropicos.org>>. Acesso em: 14 nov. 2015.

MOOJEN, T. M. B.; CAVALCANTE, R. B. L.; MENDES, C. A. B. Avaliação da radiação solar com base em dados de nebulosidade. *Geografia*, Londrina, v. 21, n. 3, p. 41-55, 2012. <http://dx.doi.org/10.5433/2447-1747.2012v21n3p41>

MORAES, B. C.; COSTA, J. M. N.; COSTA, A. C. L.; COSTA, M. H. Variação espacial e temporal da precipitação no Estado do Pará. *Acta Amazonica*, Manaus, v. 35, n. 2, p. 207-214, 2005. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672005000200010>

NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION. *Portal*. Disponível em <<http://www.noaanews.noaa.gov>>. Acesso em: 20 fev. 2016.

OSLAND, M. J.; FEHER, L. C.; GRIFFITH, K. T.; CAVANAUGH, K. C.; ENWRIGHT, N. M.; DAY, R. H.; STAGG, C. L.; KRAUSS, K. W.; HOWARD, R. J.; GRACE, J. B.; ROGERS, K. Climatic controls on the global distribution, abundance, and species richness of mangrove forests. *Ecological Monographs*, Washington, v. 87, n. 2, p. 341-359, 2017. <https://doi.org/10.1002/ecm.1248>

PILAU, F. G.; ANGELOCCI, L. R. Área foliar e interceptação de radiação solar pela copa de uma laranja. *Bragantia*, Campinas, v. 74, n. 4, p. 476-482, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/1678-4499.0130>

- QUERINO, C. A. S.; MOURA, M. A. L.; QUERINO, J. K. A. da S. Impacto do desmatamento de uma área de mangue no albedo superficial. *Revista Brasileira de Meteorologia*, São José dos Campos, v. 28, n. 4, p. 401-408, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-77862013000400006>
- QUERINO, C. A. S.; MOURA, M. A. L.; QUERINO, J. K. A. da S.; RADOW, C. V.; MARQUES FILHO, A. O. Estudo da radiação solar global e do índice de transmissividade de (Kt), externo e interno, em uma floresta de mangue em Alagoas — Brasil. *Revista Brasileira de Meteorologia*, São José dos Campos, v. 26, n. 2, p. 204-214, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-77862011000200005>
- RAO, V. B.; HADA, K. Characteristics of rainfall over Brazil: annual variations and connections with the Southern oscillations. *Theoretical and Applied Climatology*, Viena, v. 42, n. 2, p. 81-91, 1990. <https://doi.org/10.1007/BF00868215>
- REBOUÇAS, P. M.; DIAS, I. F.; ALVES, M. A.; BARBOSA FILHO, J. A. D. Radiação solar e temperatura do ar em ambiente protegido. *Revista Agroambiental*, Pouso Alegre, v. 7, n. 2, p. 115-125, 2015. <http://dx.doi.org/10.18406/2316-1817v7n22015610>
- REEF, R.; FELLER, C. I.; LOVELOCK, C. E. Nutrition of mangroves. *Tree Physiology*, Oxford, v. 30, n. 9, p. 1148-1160, 2010. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpq048>
- RIBEIRO, J. B. M.; ROCHA, E. J. P.; COHEN, J. C. P.; MATTOS, A.; SOUZA, P. J. P. O.; FERREIRA, M. A. V. Estudo micrometeorológico do Manguezal de Bragança-PA. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, Lisboa, v. 8, n. 2, p. 1-11, 2010.
- RODRIGUES, J. C.; SOUZA, P. J. O. P.; LIMA, R. T. Estimativa de temperaturas basais e exigência térmica em mangueiras no nordeste do estado do Pará. *Revista Brasileira de Fruticultura*, Jaboticabal, v. 35, n. 1, p. 143-150, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-29452013000100017>
- ROPPA, C.; VALCARCEL, R.; BAYLÃO JÚNIOR, H. F. Avaliação da regeneração em ecossistemas perturbados como indicador da restauração em ambientes com marcada estacionalidade, Nova Iguaçu (RJ). *Revista Floresta*, Curitiba, v. 42, n. 2, p. 257-268, 2012.
- SALES, J. B. L.; MEHLIG, U.; NASCIMENTO, J. R.; RODRIGUES FILHO, L. F.; MENEZES, M. P. M. Análise estrutural de dois bosques de mangue do rio Cajutuba, município de Marapanim, Pará, Brasil. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais*, Belém, v. 4, n. 1, p. 27-35, 2009.
- SANTOS, A. L. G. Os níveis hierárquicos dos manguezais e os controles e atributos climáticos. *Revista Geonorte*, Manaus, v. 1, n. 5, p. 679-691, 2012.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Y. *Grupo de ecossistemas: manguezal, marisma e apicum*. São Paulo: Caribbean Ecological Research, 2000. 119 p.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; SORIANO-SIERRA, E. J.; VALE, C. C.; BERNINI, E.; ROVAI, A. S.; PINHEIRO, M. A. A.; SCHMIDT, A. J.; ALMEIDA, R.; COELHO JÚNIOR, C.; MENGHINI, R. P.; MARTINEZ, D. I.; ABUCHAHLA, G. M. O.; CUNHA-LIGNON, M.; CHARLIER-SARUBO, S.; SHIRAZAWA-FREITAS, J.; CINTRÓN-MOLERO, G. Climate changes in mangrove forests and salt marshes. *Brazilian Journal of Oceanography*, São Paulo, v. 64, n. 2, p. 37-52, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-875920160919064sp2>
- SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; VALE, C. C.; CINTRÓN, G. Protocolo de monitoramento do ecossistema manguezal — estrutura e características funcionais — como indicador de mudanças climáticas. In: TURRA, A.; DENADAI, M. R. (Orgs.). *Protocolos de campo para o monitoramento de habitats bentônicos costeiros: Rede de Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros*. São Paulo: ReBentos, 2015. p. 59-76.
- SCHMIDT, A. J.; BEMVENUTI, C. E.; DIELE, K. Sobre a definição da zona de apicum e sua importância ecológica para populações de caranguejo-uçá *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763). *Boletim Técnico Científico CEPENE*, v. 19, n. 1, p. 9-25, 2013.

SEIXAS, J. A. S.; FERNANDES, M. E. B.; SILVA E. Análise estrutural da vegetação arbórea dos mangues no Furo Grande, Bragança, Pará. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais*, Belém, v. 1, n. 3, p. 35-43, 2006.

SHARMA, G. P.; RAGHUBANSHI, A. S. Tree population structure, regeneration and expected future composition at different levels of *Lantana camara* L. invasion in the Vindhyan tropical dry deciduous forest of India. *Lyonia*, v. 11, n. 1, p. 27-39, 2006. Disponível em: <<http://www.lyonia.org/downloadPDF.php?pdfID=2.475.1>>. Acesso em: 24 maio 2016.

SHONO, K.; DAVIES, S. J.; KHENG, C. Y. Regeneration of native plant species in restored forests on degraded lands in Singapore. *Forest Ecology and Management*, v. 237, n. 1-3, p. 574-582, 2006. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2006.10.003>

SILVA, E. R. A. C.; GALVÍNCIO, J. D.; BRANDÃO NETO, J. L. S.; MORAIS, Y. C. B. Space-time analysis of environmental changes and your reflection on the development of phenological of vegetation of mangrove. *Journal of Agriculture and Environmental Sciences*, Madison, v. 4, n. 1, p. 245-253, 2015. <http://dx.doi.org/10.15640/jaes.v4n1a30>

SOARES, M. L. G.; ESTRADA, G. C. D.; FERNANDEZ, V.; TOGNELLA, M. M. P. Southern limit of the Western South Atlantic mangroves: Assessment of the potential effects of global warming from a biogeographical perspective. *J. Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 101, n. 10, p. 44-53, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.02.018>

SOUZA, E. B.; AMBRIZZI, T. Pentad precipitation climatology over Brazil and the associated atmospheric mechanisms. *Climanálise*, São José dos Campos, v. 5, n. 6, p. 36-44, 2003.

SOUZA, P. J. O. P.; RIBEIRO, A.; ROCHA, E. J. P, FARIAS, J. R. B.; SOUZA, E. B. Sazonalidade no balanço de energia em áreas de cultivo de soja na Amazônia. *Bragantia*, Campinas, v. 71, n. 4, p. 548-557, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S0006-87052012000400013>

SOUZA, P. J. O. P.; ROCHA, E. J. P.; RIBEIRO, A. Impactos do avanço da soja no balanço de radiação no leste da Amazônia. *Acta Amazonica*, Manaus, v. 43, n. 2, p. 169-178, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672013000200006>

SOUZA FILHO, P. W. M.; EL-ROBRINI, M. Morfologia, processos de sedimentação e litofácies dos ambientes morfo-sedimentares da planície costeira bragantina, nordeste do Pará, Brasil. *Geonomos*, Belo Horizonte, v. 4, n. 2, p. 1-16, 1996.

VALE, C. C. Correlação entre os processos erosivos e sedimentares e o comportamento das espécies vegetais dos manguezais da foz do rio São Mateus, litoral norte do Estado do Espírito Santo. *GEOUSP - Espaço e Tempo*, São Paulo, n. 27, p. 113-134, 2010. <https://doi.org/10.11606/issn.2179-0892.geousp.2010.74158>

VENTUROLI, F.; FELFILI, J. M.; FAGG, C. W. Avaliação estacional semidecidual secundária, em Pirinópolis, Goiás. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 35, n. 3, p. 473-483, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622011000300010>

WILKS, D. S. *Statistical methods in the atmospheric sciences*. Nova York: Elsevier, 2011. 704 p.

WOLANSKY, E.; BRINSON, M. M.; CAHOON, D.; PERILLO, G. M. E. Coastal Wetlands: a synthesis. In: PERILLO, G. M. E.; WOLANSKI, E.; CAHOON, D. R.; BRINSON, M. M. (Orgs.). *Coastal wetlands: an integrated ecosystem approach*. The Netherlands: Elsevier, 2009. 62 p.

YETEMEN, O.; ISTANBULLUOGLU, E.; DUVALL, A. R. Solar radiation as a global driver of hillslope asymmetry: Insights from an ecogeomorphic landscape evolution model. *Water Resources Research*, v. 51, n. 12, p. 9843-9861, 2015. <https://doi.org/10.1002/2015WR017103>



# AVALIAÇÃO DOS ASPECTOS FÍSICO-QUÍMICOS DOS SOLOS EM DIFERENTES COBERTURAS VEGETAIS

---

## EVALUATION OF PHYSICO-CHEMICAL ASPECTS OF SOILS IN DIFFERENT LAND COVERS

**José Carlos de Souza** 

Professor na Universidade Estadual de Goiás – Minaçu (GO), Brasil.

**Elfany Reis do Nascimento Lopes** 

Professor Adjunto da Universidade Federal do Sul da Bahia, Campus Sosigenes Costa, Instituto de Humanidades, Artes e Ciências, Centro de Formação em Ciências Ambientais – Porto Seguro (BA), Brasil.

**Jocy Ana Paixão de Sousa** 

Doutoranda do Programa de Ciências Ambientais da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – Sorocaba (SP), Brasil.

**Roberto Wagner Lourenço** 

Professor no Instituto de Ciência e Tecnologia da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – Sorocaba (SP), Brasil.

### Endereço para correspondência:

José Carlos de Souza – Avenida Ceará, 884 – Centro – CEP 76450-000 – Minaçu (GO), Brasil – E-mail: jose.souza@ueg.br

Recebido em: 26/07/2018

Aceito em: 3/10/2018

## RESUMO

O objetivo do estudo foi avaliar o padrão espacial das características físico-químicas dos solos em diferentes tipos de cobertura vegetal em uma bacia hidrográfica no sudeste de São Paulo. Foram analisadas as variáveis carbono orgânico total, matéria orgânica e textura (argila, silte e areia) em 35 pontos amostrais, em diferentes tipos de cobertura vegetal. A partir dos resultados levantados em laboratório, aplicaram-se métodos de interpolação, análise multivariada e estatística descritiva. Os solos de pastagens registraram os maiores teores de carbono orgânico total e matéria orgânica, enquanto as culturas temporárias, os menores. As estruturas radiculares das pastagens explicam a potencialização no armazenamento do carbono, já o manejo do solo e o intemperismo podem responder pelos resultados das culturas temporárias. A erodibilidade do solo foi maior no médio curso da bacia, onde ocorrem os latossolos e argissolos e as maiores áreas de culturas temporárias. A variável textura foi a que apresentou maior influência no agrupamento hierárquico, e as matas e culturas temporárias registraram as maiores similaridades entre as variáveis analisadas.

**Palavras-chave:** matéria orgânica; carbono orgânico; textura do solo; bacia hidrográfica.

## ABSTRACT

The study aimed at evaluating the spatial patterns of physical-chemical aspects of soils in different types of land cover in the river basin on the southeast of São Paulo. The variables total organic carbon, organic matter and texture (clay, silt and sand) were analyzed in 35 sample points, in different types of vegetal covers. From the results obtained in the laboratory, interpolation methods, multivariate analysis and descriptive statistics were applied. Soils with the presence of pasture had the highest total organic carbon and organic matter, while temporary crops presented lower content. Pasturelands' roots structures explain potentialization in carbon storage, since soil management and weathering may account for the results of temporary crops. Soil erodibility was higher in the basin's middle course, where the Latosols and Argisols occur and the largest areas of temporary crops. The variable texture was the one that presented the greatest influence in hierarchical grouping and the forests and temporary crops registered the greatest similarities between the analyzed variables.

**Keywords:** organic matter; organic carbon; soil texture; watershed.

## INTRODUÇÃO

O uso de recursos naturais tem sido crescente e amplamente utilizado para a realização de diferentes atividades sobre a superfície terrestre. Segundo Lemos Filho, Ferreira e Lyra (2017), entre esses recursos naturais, os solos têm apresentado alta rotatividade de usos, o que pode levá-los à degradação nas propriedades físicas e químicas, ocasionando a aceleração dos processos de degradação ambiental.

As propriedades físicas e químicas dos solos são importantes indicadores da qualidade e da estabilidade deles. Entre as variáveis, as estimativas de matéria orgânica (MO), carbono orgânico e as características granulométricas são importantes indicadores para a classificação dos tipos de solo e monitoramento da influência do uso do solo na alteração da qualidade, na indicação de manejo adequado e na prevenção de impactos ambientais, evitando a erosão, a compactação, a lixiviação e o empobrecimento do solo (LAL, 1994; LOVELAND; WEBB, 2003; WHITE, 2005).

A MO dos solos engloba todos os organismos, em diversos estágios de decomposição, encontrados no solo. Esse material é oriundo de resíduos de plantas e animais que, em seu avançado estágio de decomposição, é denominado de húmus. Os húmus são partículas pequenas como as argilas, sendo constituídas por humina, ácidos fúlvicos e ácidos húmicos, com estrutura amorfa, alta capacidade de troca de cátions e de reter água (CANELLAS, 2001; ROSSI *et al.*, 2011; LEPSCH, 2011; BRADY; WEIL, 2013).

A MO constitui uma fonte primária de nutrientes para as plantas e é um importante indicador da qualidade do solo e do equilíbrio ecossistêmico. É formada predominantemente por carbono em suas formas orgânica e inorgânica e está em maior quantidade na superfície (horizonte A), sendo que quanto maior sua quantidade nos solos, melhor serão os processos de agregação, permeabilidade, retenção de umidade, estabilidade dos agregados, fertilidade e atividade biológica (CERRI; BERNOUX; VOLKOFF, 1996; BRUCE *et al.*, 1999; SILVA; CAMARGO; CERETTA, 2004; CONCEIÇÃO *et al.*, 2005).

Assim como a maior fração de MO se localiza no topo do solo, ali também estão as maiores concentrações de carbono orgânico, sendo este um dos atributos mais importantes para se definir a qualidade do solo (ROSCOE; MACHADO, 2002; LEITE; MENDONÇA, 2007; BRADY; WEIL, 2013; EMBRAPA, 2014).

O carbono orgânico total (COT) compreende quantitativamente a fração orgânica do solo, sendo composto por polissacarídeos, ácidos graxos, aminoácidos e polifenóis. Considera-se que o COT representa cerca de 52 a 58% do conteúdo de MO do solo, sendo proveniente de material vegetal em diferentes estágios de decomposição e evolução (RHEINHEIMER *et al.*, 2008; SIQUEIRA NETO *et al.*, 2009; SATO, 2013).

Já a textura dos solos é a distribuição quantitativa das partículas que compõe o solo; entre estas estão a argila, o silte e as areias com as suas respectivas classes texturais. Essas classes podem variar de muito argilosa a arenosa e franco siltoso, e suas variantes determinadas pelo percentual granulométrico de cada componente (EMBRAPA, 2006). Esses teores influenciam a aptidão agrícola do solo, a erodibilidade, o comportamento dos nutrientes e a dinâmica hidrológica dos solos (RIBEIRO; OLIVEIRA; ARAÚJO FILHO, 2012; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014).

O estudo dessas variáveis, em âmbito espacial, tem se destacado pela importância de compreender a sua variação em um território, servindo de indicadores para entender os atributos do solo em relação à produtividade agrícola, ao aperfeiçoamento do manejo, à redução de custos de recuperação do solo e à forte contribuição para a gestão ambiental, com contribuição direta para a conservação dos ecossistemas terrestres e aquáticos (DALCHIAVON *et al.*, 2011; SOUZA *et al.*, 2014).

As informações pontuais sobre as características de solos também são reforçadas como análises importantes para compreender a variabilidade espacial e se mostram como uma ferramenta vantajosa para analisar o comportamento do solo, especialmente em áreas com produção agrícola, permitindo o gerenciamento agrícola (AMADO *et al.*, 2009). E em casos onde as áreas possuem multiobjetivos, a análise comparativa entre diferentes usos e cobertura do solo é importante mecanismo para avaliar o comportamento e a influência das atividades sobre o solo, e o mapeamento das propriedades físicas e químicas pode ser um passo importante na determinação de um manejo adequado (LEMO FILHO; FERREIRA; LYRA, 2017).

Considerando a importância de compreender as características dos solos, o objetivo deste estudo foi avaliar o padrão espacial dos atributos físico-químicos dos solos em diferentes tipos de cobertura vegetal em uma bacia

hidrográfica na região sudeste do Estado de São Paulo, que apresenta importante contribuição para o abaste-

cimento regional e relevante importância econômica regional com a produtividade agrícola hortícola.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Área de estudo

O estudo foi aplicado na bacia hidrográfica do rio Una, que compõe a Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do rio Sorocaba e Médio Tietê (UGRHI10). A bacia está localizada no município de Ibiúna, região sudeste do estado de São Paulo, entre as coordenadas métricas UTM 263807mE/274706mE, 7365029mN/7384261mN, fuso 23, com área aproximada de 96,4 km<sup>2</sup> (Figura 1).

A bacia hidrográfica e o seu curso principal são considerados importantes áreas hídricas para o abastecimento

regional, contribuindo para a formação do rio Sorocaba, que forma o Reservatório de Itupararanga, mantendo o abastecimento de aproximadamente 800 mil habitantes na região de Sorocaba. A área apresenta, ainda, importância econômica regional pela forte vocação agrícola voltada à olericultura, ao turismo rural e à inserção integral do seu perímetro na Área de Proteção Ambiental de Itupararanga (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2009; BEU, MISATO, HAHN, 2011).

### Base cartográfica e mapeamento do uso do solo e cobertura vegetal

A base cartográfica foi construída a partir das informações das cartas topográficas do município de Ibiú-

na, com primeira edição no ano de 1978, em Projeção UTM, Referência Horizontal pelo Datum Córrego Alegre

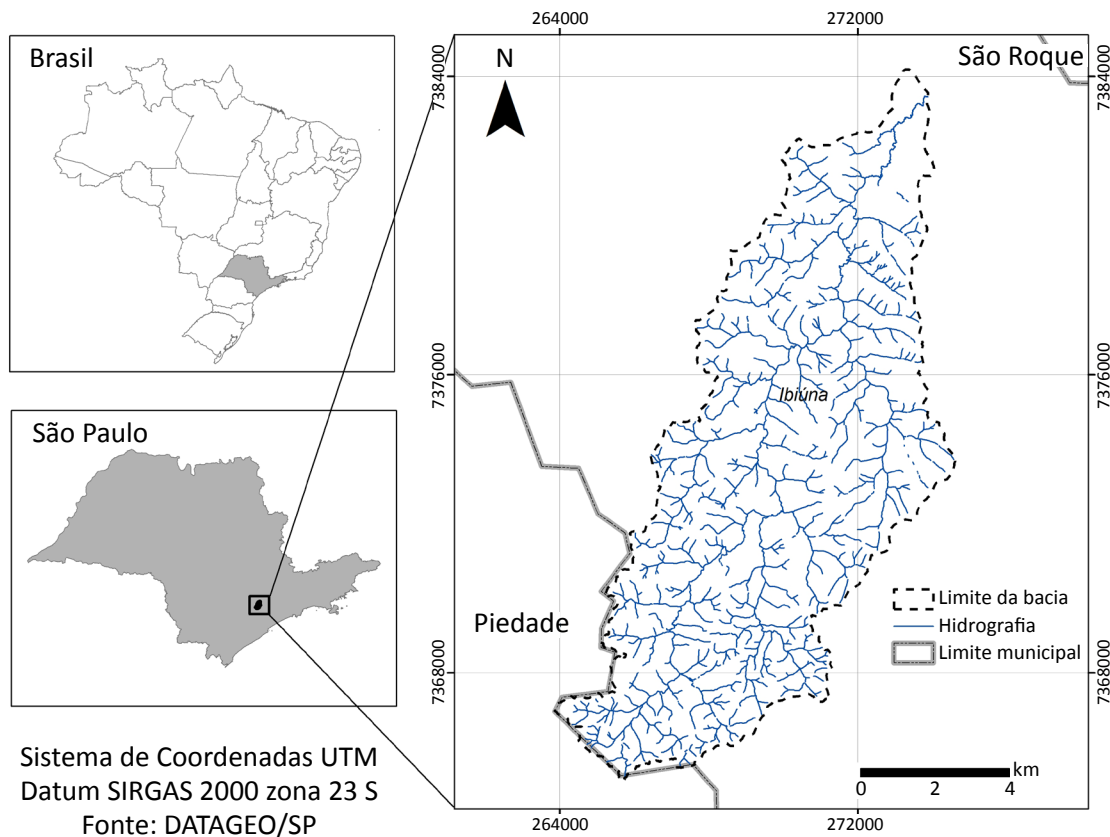


Figura 1 – Localização da bacia hidrográfica do rio Una.



e Referência Vertical pelo Datum do Marégrafo de Imbituba, Meridiano Central de 45º e Fuso 23 em escala de referência de 1:10.000. As cartas são originárias do Instituto Geográfico e Cartográfico (IGC) e obtidas gratuitamente em formato digital por meio do acervo da infraestrutura de dados espaciais ambientais do Estado de São Paulo (DATAGEO) (IGC, 1978; DATAGEO, 2015).

O mapeamento do uso e cobertura do solo foi elaborado utilizando imagens do satélite *RapidEye*, com resolução espacial de 5 m, do mês de novembro de 2013, disponibilizadas por meio de convênio com o Ministério do Meio Ambiente. Utilizou-se a composição de imagem cor natural RGB — 321 e a técnica da interpretação visual para a vetorização das classes identificadas na área de estudo. A técnica requer que o usuário proceda a classificação dos usos com base nas feições identificáveis, que incluem forma, tamanho, padrão, altura, sombreamento, tonalidade, textura, localização

## Amostragem

A malha amostral foi delineada com base em 35 pontos para análise dos teores de COT, MO e textura dos solos, considerando a distribuição em todos os tipos de uso do solo e cobertura vegetal existentes na bacia e a cobertura espacial de seu perímetro. A grade de pontos foi gerada no *software* ArcGis 10.3 (ESRI, 2014), com distância aproximada entre eles de 1.600 m (Figura 2). Realizaram-se ajustes em pontos amostrais de-

## Coleta e análise de dados de solos

A caracterização do solo foi realizada com base no mapa pedológico do Estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2017). A adaptação da carta de solos para a área da bacia foi realizada por meio da intersecção e do recorte da informação espacial ao limite da bacia hidrográfica.

A coleta das amostras foi realizada no mês de julho, período considerado de estiagem para a região, com trado holandês na profundidade de 0–20 cm, retirando-se 500 g de solo. Nas áreas de coleta, procedeu-se a limpeza da superfície, para retirada da vegetação e/ou serapilheira. Todas as amostras foram embaladas em saco plástico, identificadas e levadas ao Laboratório de Águas e Solos para posterior análise.

Para a determinação do COT, utilizou-se a metodologia proposta pelo Instituto Agrônomo de Campinas

do objeto na paisagem e associação entre elementos que compõem a superfície terrestre (NARUMALANI; HLADY; JENSEN, 2002; FITZ, 2008; PANIZZA; FONSECA, 2011). Após a classificação da imagem, procedeu-se a validação de campo.

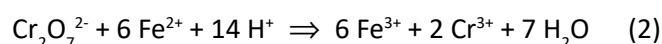
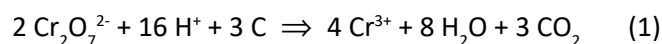
Foram realizadas retificações para o ano de 2017 e validações da classificação por meio de trabalho de campo, por onde se definiram 100 pontos amostrais aleatórios para conferência e comparação com a verdade terrestre. Quando necessário, procedeu-se, em laboratório, a correção das feições classificadas.

Todos os processamentos foram realizados no *software* ArcGis 10.3 (ESRI, 2014), estando de acordo com as normas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), seguindo as convenções cartográficas estabelecidas pelos órgãos regulares da cartografia nacional e estadual, incluindo as informações básicas como sistema de coordenadas projetadas no DATUM SIRGAS 2000.

vido à dificuldade de acesso e ao relevo declivoso nos pontos predeterminados, sendo considerado o local com característica de uso similar ao ponto original.

Foram estimados o COT e a MO em 15 amostras de solos coletadas em matas, 10 amostras de culturas temporárias, 3 amostras de campos, 3 amostras de pastagens, 2 amostras de áreas reflorestadas e 2 amostras de solos hidromórficos em campos alagados.

(IAC, 2009), que se baseia no método de Walkley e Black (1934), por meio da oxidação da MO via úmida com dicromato de potássio em meio sulfúrico. Para obtenção do COT em cada ponto amostral foram aplicadas as Equações 1 e 2. Na Equação 1, o excesso de dicromato em relação ao que reduziu, equivalente ao carbono orgânico, é titulado com sulfato ferroso amoniacal, enquanto na Equação 2, a quantidade de COT resulta da diferença entre a quantidade de Fe<sup>2+</sup> utilizada na titulação e aquela gasta na titulação do dicromato que restou (2 Cr<sup>3+</sup>) após a oxidação do carbono.



O conteúdo de MO do solo foi calculado por meio da multiplicação do resultado do carbono orgânico por 1,724 (fator de Van Bemmelen). Esse fator considera que 58% da MO é formada de carbono orgânico (SEGNINI *et al.*, 2008; EMBRAPA, 2011), conforme a Equação 3.

$$\text{MOS (g/kg}^{-1}\text{)} = \text{COT (g/kg}^{-1}\text{)} \times 1,724 \quad (3)$$

Para a análise da textura do solo, procedeu-se a análise granulométrica para definição do percentual de argila, silte e areia total, a partir do método da pipeta em terra fina seca ao ar (TFSA), conforme o método empregado pelo IAC. Procedeu-se a separação das areias por peneiramento (peneira de 0,2 mm) e as frações silte e argila foram separadas com dispersante e agitação por 16 horas. Posteriormente, determinou-se a temperatura da suspensão para definição do tempo de sedimentação e, após esse período, realizou-se a coleta da suspensão da fração argila e de silte, seguida de secagem em estufa. O percentual das frações de areia, silte e argila foi determinado pelo peso da suspensão seca, subtraído do peso da amostra original (IAC, 2009).

O cálculo da erodibilidade foi obtido conforme Bouyoucos (1935 *apud* BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014), segundo a Equação 4.

$$\text{ER} = (\% \text{ areia} + \% \text{ silte}) / (\% \text{ argila}) \quad (4)$$

Na espacialização dos dados de COT, MO e erodibilidade foi utilizado o método de interpolação do Inverso do Quadrado da Distância (IQD). O IQD é um interpolador determinístico univariado de médias ponderadas que produz uma estimativa ponderada dos pesos de cada um dos valores mais próximos (PEIXOTO *et al.*, 2016; CHEN *et al.*, 2017). Sua aplicação é realizada conforme a Equação 5, dada pela média móvel ponderada do IQD.

$$Z = \frac{\sum_{i=1}^n \left( \frac{1}{d_i^p} Z_i \right)}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{d_i^p}} \quad (5)$$

Em que:

$\hat{Z}$  = valor interpolado;

Z = valor medido no ponto i;

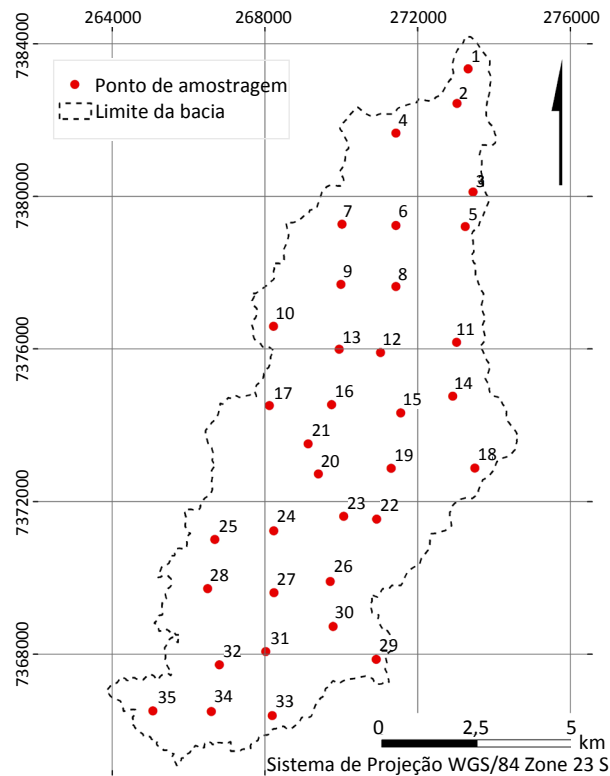


Figura 2 – Grade de amostragem das amostras de solos.

$d$  = distância ao ponto  $i$ ;  
 $p$  = expoente de ponderação;  
 $n$  = número de pontos utilizados no cálculo.

Os dados foram analisados também por estatística descritiva e análise multivariada de agrupamento hierárquico buscando identificar a similaridade entre os pontos amostrais com os diferentes usos do solo e cobertura vegetal e as características físico-químicas, utilizando o *software* ActionStatPro 3.3.2 acoplado ao Microsoft Office Excel (MICROSOFT, 2010).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Uso do solo e cobertura vegetal

A bacia hidrográfica do rio Una possui uma paisagem diversificada resultante do processo de substituição da vegetação natural por atividades agrícolas, expansão urbana, pastagem e silvicultura (Figura 3).

As matas e as culturas temporárias definem o padrão espacial da paisagem na área, ocupando 37,05 e 35,93% da área, respectivamente, totalizando 7.035 ha. As áreas de campos e pastagens representam 6,78% da área da bacia e ocupam 653 ha. São destinadas à agropecuária extensiva ou características de cultivos abandonados ou pastos degradados (Figuras 4A a 4E). Segundo Costa *et al.* (2009), nos pastos degradados, ocorrem baixa produção de forragem, elevada presen-

ça de plantas invasoras e de solo descoberto e são responsáveis por predomínio da degradação do solo.

A silvicultura corresponde ao cultivo de *Eucalyptus* sp. e *Pinus* sp. (Figura 4B), enquanto as matas são resultantes de fragmentos florestais de floresta ombrófila densa montana (Figura 4D). Em áreas limítrofes à bacia hidrográfica, estudos têm identificado que esses fragmentos se encontram em diferentes estádios de sucessão, provocado por uso intensivo do território para a agricultura, que induz a conversão de áreas naturais para antrópicas e a transformação da vegetação natural (VIDAL *et al.*, 2007; IBGE, 2012; ROSA *et al.*, 2014).

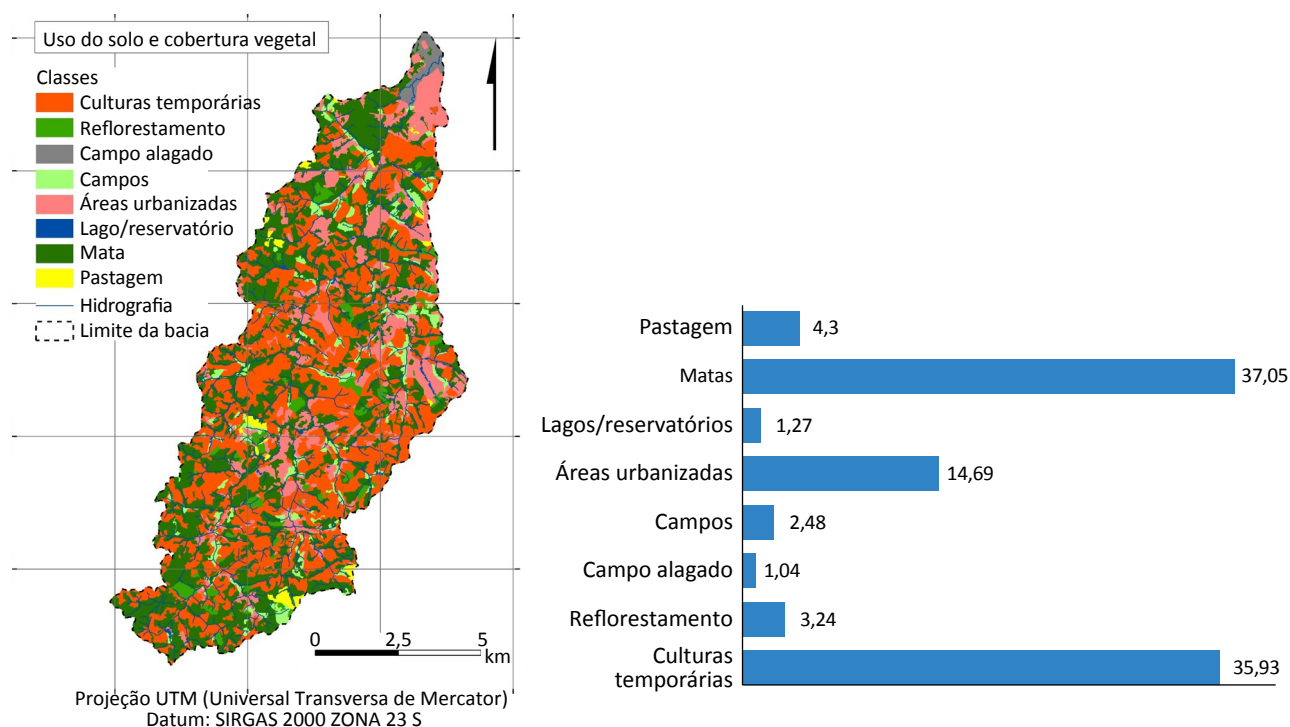


Figura 3 – Uso do solo e cobertura vegetal e seus respectivos quantitativos de área em porcentagem.

As planícies alagadas localizadas na foz da bacia consistem de áreas inundáveis no período das cheias, com lençol freático próximo à superfície e ocupadas por vegetação herbácea e arbustiva hidrófita, típicas de solos hidromórficos (Figura 4C) (IBGE, 2012). Os lagos e os reservatórios (1,27%) ocupam 120 ha de área e são destinados à irrigação, à dessedentação de animais e a atividades de lazer.

As culturas agrícolas temporárias correspondem à principal atividade econômica da bacia e possuem ciclo vegetativo inferior a um ano, com produção hortícola de legumes e verduras, entre elas, alface, cebola, salsa, cenoura e couve-flor (Figura 4E). Há, ainda, produção

de feijão, trigo e soja em menor escala em relação às demais (IBGE, 2013). O manejo do solo é do tipo convencional, com preparo utilizando arado de discos e equipamentos manuais de roçadeira e coroamento.

As áreas urbanizadas ocupam 14,69% do território, equivalente a 1.416 ha da bacia, são representadas por diversos núcleos urbanos e rurais, identificadas em toda extensão da área. A área abriga uma porção das áreas urbanas do município de Ibiúna, no baixo curso da bacia, enquanto as demais áreas correspondem a núcleos rurais e estruturas de armazenamento e distribuição da produção, localizados em toda a extensão da bacia.

### Caracterização físico-química dos solos

A Figura 5 apresenta o mapeamento das classes de solos da bacia hidrográfica do rio Una. Na bacia, ocorrem solos do tipo gleissolos melânicos, argissolos vermelho-amarelos e latossolos vermelho-amarelos (SÃO PAULO, 2017).

Os gleissolos melânicos são distróficos, apresentam textura argilosa e franco-argilosa e ocorrem em relevos planos. Os argissolos vermelho-amarelos são distróficos, com horizonte A moderado, textura argilosa e franco-argilosa, ocorrendo em relevos ondulado e forte ondulado. Os latossolos vermelho-amarelos também são distróficos, possuem horizonte A moderado,

texturas variando entre argilosa, argiloarenosa e franco-argiloarenosa e ocorrem em relevos planos, suave ondulado e ondulado (SÃO PAULO, 2017). Assim como observado para a bacia, estudos semelhantes também evidenciaram as mesmas características (ANDREOTI, 2012; SANTOS, 2012; LOPES *et al.*, 2018).

Os teores de COT e MO, nas amostras de solo, são apresentados nas Figuras 6A e 6B. Em ambos os resultados, a representação espacial é similar em função da MO ser originada da multiplicação do COT pelo fator de Van Bemmelen 1,724, o que denota a presença de valores proporcionais de COT e MO em ambos os locais.



Figura 4 – Classe de uso do solo e cobertura vegetal da bacia do rio Una. (A) pastagem; (B) silvicultura de Pinus; (C) matas; (D) planície alagada; (E) cultura agrícola temporária de alface.

Os valores de COT apresentaram escores entre 8,81 e 80,13 g/kg<sup>-1</sup> e a MO, escores entre 15,19 e 138,14 g/kg<sup>-1</sup>. É possível identificar que no baixo curso e entre o médio e o alto curso os valores dos dois elementos se apresentaram mais elevados, locais onde predominam matas, campos alagados e culturas temporárias.

A estatística descritiva dos teores de COT e MO é apresentada na Tabela 1. Os valores estão agrupados de acordo com o tipo de cobertura do solo.

Pode-se observar que houve variação significativa nos estoques de COT e MO nas amostras de mesma classe de cobertura do solo. As amostras dos solos hidromórficos, presentes nos campos alagados, foram as que apresentaram os maiores teores de COT (80,13 g/kg<sup>-1</sup>) e MO (138,14 g/kg<sup>-1</sup>). Essa classe também registrou a maior variação dos valores em relação à média, com desvio padrão para o COT de 39,12 e para a MO de 67,44. Nascimento *et al.* (2010) identificaram altos teores de MO e carbono orgânico em solos hidromórficos e associaram essas características à alta concentração de material orgânico e ao processo pedogenético de

paludização do solo. Martins *et al.* (2006), em análises comparativas, registraram teores mais elevados de carbono nos gleissolos quando comparados a cambissolos, argissolos e plintossolos.

Na classe matas, com o maior número de amostras analisadas, os valores variaram entre 22,58 e 76,43 g/kg<sup>-1</sup> para o COT e entre 38,93 e 131,77 g/kg<sup>-1</sup> para a MO. As médias dos teores de COT (46,68 g/kg<sup>-1</sup>) e MO (80,48 g/kg<sup>-1</sup>) para matas apresentaram condições melhores que as culturas temporárias, mas percentuais abaixo das coberturas campos alagados e pastagens; estas obtiveram os maiores teores de COT e MO em relação às demais coberturas do solo.

Em análises realizadas em solos de domínio da mata Atlântica, no estado da Bahia, Barreto *et al.* (2008) também identificaram teores de COT mais elevados para as pastagens, quando relacionados aos teores de matas nativas. Entretanto, Costa *et al.* (2009) e Coutinho *et al.* (2010), no estado de São Paulo, não identificaram diferenças significativas nos estoques de COT entre solos com pastagem, silvicultura e matas.

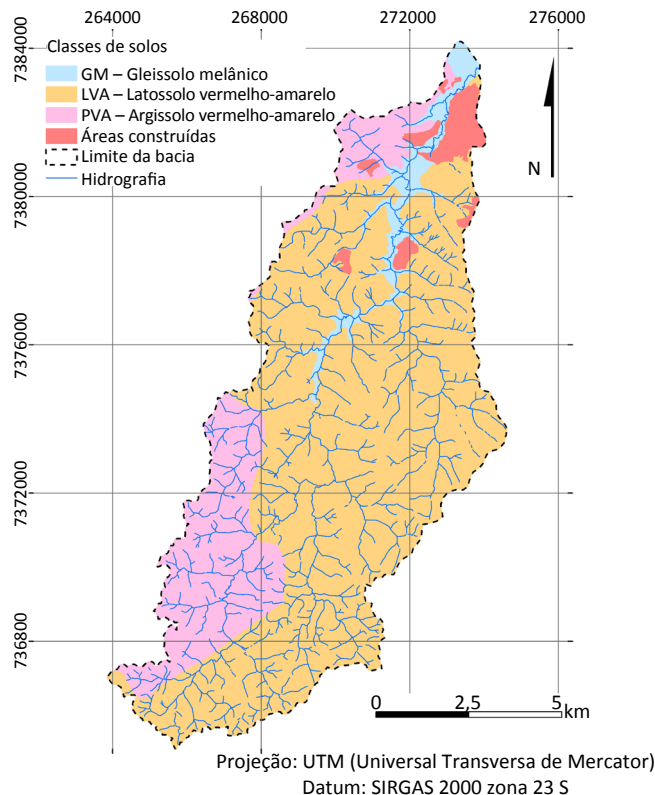


Figura 5 – Mapa de classes de solos, de acordo com São Paulo (2017).

Os elevados percentuais em pastagens podem ser justificados pelas gramíneas que geralmente produzem alta quantidade de fitomassa. O revolvimento contínuo dos solos pro-

move a perda do COT; em função disso, as pastagens podem apresentar também teores mais elevados do que culturas temporárias, como verificado neste estudo (CAMPOS, 2006).

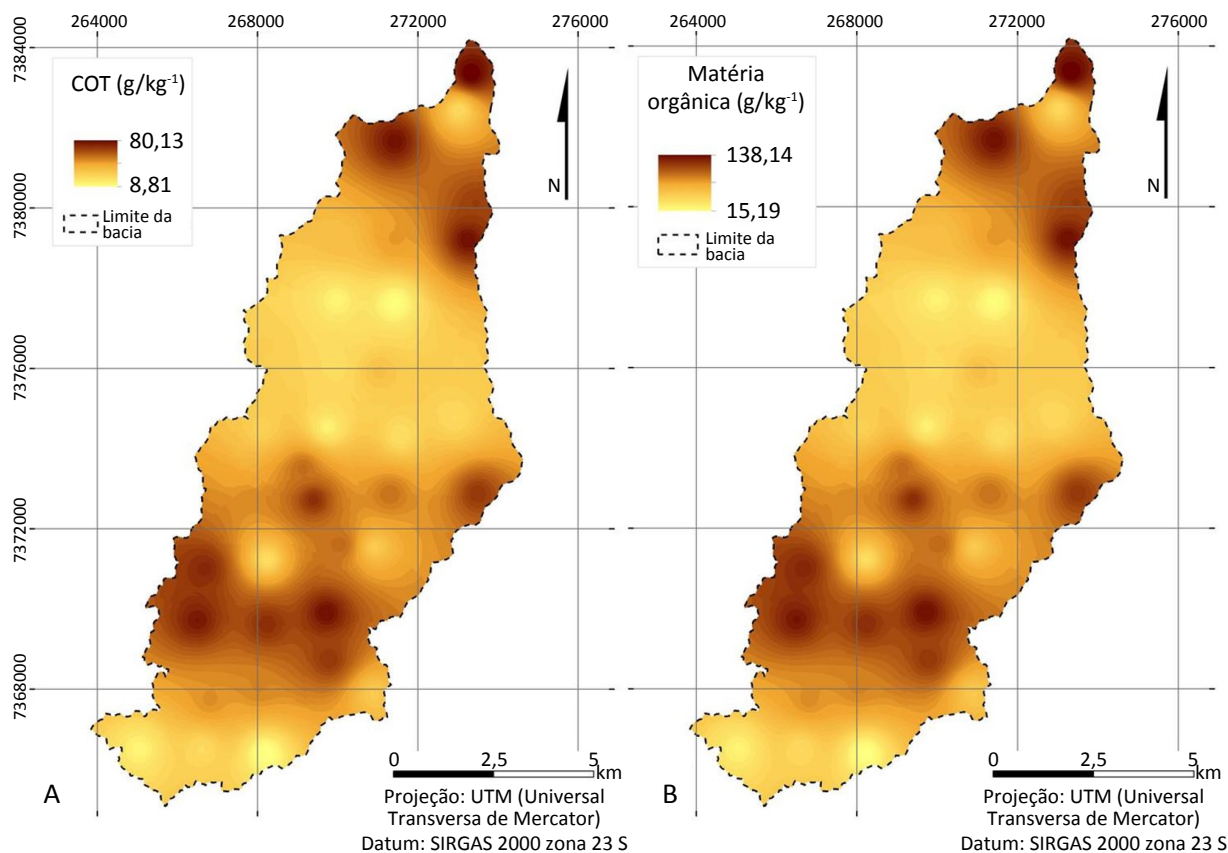


Figura 6 – Espacialização dos teores de carbono orgânico total e matéria orgânica por interpolação.

Tabela 1 – Estatística descritiva dos teores de matéria orgânica e carbono orgânico total.

Cobertura do solo	Nº de amostras	g/kg <sup>-1</sup>							
		Mín.		Máx.		Méd.		D.V.	
		COT	MO	COT	MO	COT	MO	COT	MO
Matas	15	22,58	38,93	76,43	131,77	46,68	80,48	20,13	34,71
Culturas temporárias	10	8,81	15,19	70,05	120,77	27,84	47,99	19,41	33,46
Campos	03	10,66	18,38	76,75	132,32	44,74	77,14	32,40	55,86
Pastagem	03	56,56	97,51	71,14	122,65	65,16	112,34	7,63	13,16
Campo alagado	02	24,81	42,77	80,13	138,14	52,47	90,46	39,12	67,44
Reflorestamento	02	33,58	57,89	69,80	120,34	51,69	89,11	25,61	44,15

Mín.: valor mínimo; Máx.: valor máximo; Méd.: média; D.V.: desvio padrão; COT: carbono orgânico total; MO: matéria orgânica.

Além disso, Roscoe *et al.* (2001), Salton (2005) e Costa *et al.* (2009) reforçam que, embora a substituição da vegetação por pastagem provoque a redução significativa e imediata dos estoques de COT e MO, com o passar do tempo, ao se utilizar formas adequadas de manejo, essas áreas podem apresentar teores elevados e até superar os registrados em áreas florestadas. Os autores também enfatizam que as florestas armazenam carbono predominantemente na parte aérea das plantas, enquanto as pastagens armazenam parte do carbono no solo e no sistema radicular. Barreto *et al.* (2008) também consideram que o metabolismo  $C_4$  da vegetação de pastagem coopera para o alto potencial de produção e armazenamento do carbono orgânico nos solos.

Os solos de culturas temporárias apresentaram os menores valores em teor de COT e MO — 8,81 e 15,19  $g/kg^{-1}$ , respectivamente. Essa classe também registrou as menores médias, 27,84 para o COT e 47,99 para a MO. Em áreas cultivadas, em função do revolvimento contínuo do solo, a MO e o COT tendem à redução por intemperismo, uma vez que a exposição da estrutura orgânica do solo potencializa o ataque dos microrganismos, acelerando assim o processo de oxidação. Essa redução também está relacionada ao aumento da erosão do solo provocada por manejo incorreto das práticas agrícolas e ao elevado grau de mineralização da MO e oxidação do carbono (LEITE *et al.*, 2003; SANTOS, 2012; BRADY; WEIL, 2013).

Os solos em ambientes de campo registraram teores de COT que variaram entre 10,66 e 76,75  $g/kg^{-1}$  e de MO entre 18,38 e 132,32  $g/kg^{-1}$ . Essa considerável variação resultou em alta dispersão dos valores em torno das médias. Cabe ressaltar que, na classe campos, estão inseridas áreas predominantemente degradadas, com áreas de pousio ou abandonadas. Essa classe apresentou os menores teores de COT e MO, em razão do uso intensivo do solo e, posteriormente, é mantida em descanso no sentido de possibilitar a recuperação natural dos nutrientes do solo (BARRETO *et al.*, 2008; COSTA *et al.*, 2009).

A análise da textura do solo nos distintos usos e cobertura vegetal permitiu afirmar que os campos alagados apresentaram texturas equivalentes à argilosa a franco-argilosa. As matas apresentaram-se predominantemente com textura característica franco-argiloarenosa,

com percentuais de areia total acima de 48% e argila variando entre 21 e 58%.

As culturas temporárias foram classificadas com solo argiloarenoso e franco-argiloarenoso em função dos altos teores de areia e argila, com percentuais acima de 36%. Tanto nos campos quanto na silvicultura predominou a existência de solos argilosos e argiloarenosos, com baixos percentuais de silte e percentuais de argila e areia predominantes. Detalhes sobre os percentuais de textura do solo podem ser observados nesses pontos amostrais em Lopes *et al.* (2018).

As diferentes coberturas vegetais encontram-se influenciadas pela interação dos componentes químicos, físicos e biológicos do solo. Lepsche, Silva e Espironelo (1982) já indicava a relação entre a textura do solo e componentes como a MO e o COT. Neste caso, o autor indica que a textura influencia diretamente os valores do carbono e partículas orgânicas na composição do solo, em decorrência do teor de umidade e da capacidade de retenção de material no solo. Assim, solos argilosos são mais úmidos, uma vez que permitem a infiltração lenta da água, a disponibilidade de nutrientes e os processos de decomposição que contribuem para a disponibilidade da MO e do COT em maior concentração (TRUMBORG; CAMARGO, 2009).

Para Oliveira *et al.* (2008) e Bittar, Ferreira e Corrêa (2013), a conversão de áreas de cobertura vegetal natural para áreas antrópicas quebra os agregados do solo, formados pela MO, e modifica o potencial de estoque de nutrientes, carbono e a capacidade de retenção de água nos solos. Essas mudanças de cobertura do solo são mais impactantes em solos com maiores percentuais de areia e silte e pouca ou nenhuma em solos argilosos, sobretudo pela mudança dos regimes de temperatura (LEHMANN; CRAVO; ZECH, 2001; TRUMBORG; CAMARGO, 2009).

Erodibilidade é a suscetibilidade que o solo apresenta frente aos agentes erosivos (MANNIGEL *et al.*, 2002; SILVA *et al.*, 2009). A erodibilidade associada aos teores de MO e COT é importante indicador de suscetibilidade a processos erosivos. Quanto maior os teores de MO e COT nos solos, maior será a estabilidade dos agregados e, conseqüentemente, maior será a resistência dos solos à remoção e ao transporte dos sedimentos por agentes erosivos (BISSONNAIS, 1996; LIN; LIN; CHOU, 2002; BERHE *et al.*, 2012).

A Figura 7 apresenta o mapa de erodibilidade do solo, resultado da relação proporcional entre os percentuais de argila, silte e areia. Os valores de erodibilidade são adimensionais e variaram de 0,7 (baixa erodibilidade) a 3,6 (alta erodibilidade).

Os valores mais altos se concentram espacialmente no médio curso da bacia em áreas de matas e culturas temporárias, onde ocorrem os latossolos e argissolos. Quando avaliadas as médias, os gleissolos apresentaram o menor potencial de erodibilidade (1,3), e os latossolos o maior (1,74), como pode ser observado na Tabela 2.

### Análise de agrupamento das variáveis físicas e químicas dos solos

A similaridade entre os pontos amostrais com diferentes características físico-químicas e tipos de uso e cobertura vegetal é apresentada na Figura 8. Evidenciou-se a concentração de cinco grupos que apresentaram características particulares quanto ao solo.

O grupo 1 é composto de campos alagados e matas, formado por amostras de áreas com cobertura vegetal natural e altos teores de argila, COT e MO. Conforme apontam Oliveira *et al.* (2008), as áreas de mata nativa possuem maior suporte de MO, que permite maior

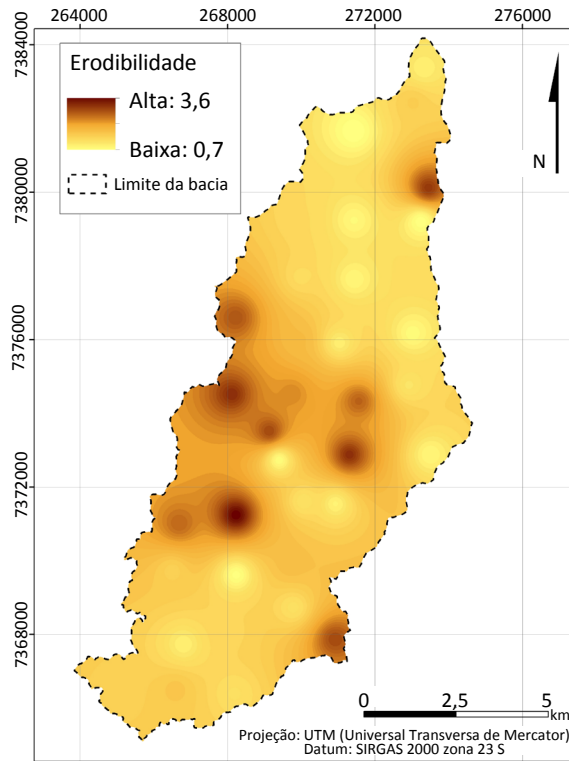


Figura 7 – Mapa de erodibilidade dos solos.

Tabela 2 – Estatística descritiva da erodibilidade dos solos.

Classes de solos	Mín.	Máx.	Méd.	D.V.
Latossolos	0,7	3,6	1,74	0,89
Argissolos	0,7	2,7	1,40	0,8
Gleissolos	1,0	1,5	1,30	0,2

Mín.: valor mínimo; Máx.: valor máximo; Méd.: média; D.V.: desvio padrão.



agregação de solos em diferentes texturas de solo. Conforme já apontado, a principal razão para solos argilosos apresentarem percentuais significativos de componentes químicos resulta da sua retenção hídrica e decomposição microbiana facilitada, formando agregados ricos em MO e COT. No estudo realizado por Bittar, Ferreira e Corrêa (2013), indicou-se que solos com maior teor de argila possuem maior interação com a MO e, conseqüentemente, ocasiona o seu acúmulo nesses locais.

O grupo 2 é composto predominantemente por cultura temporária e um ponto amostral de mata, campo alagado e campo, sendo que as similaridades nas características das amostras estão relacionadas à textura dos

solos, que variaram entre características argiloarenosa e argilosa.

Já no grupo 3, houve predomínio de similaridade entre matas, com um ponto amostral de pastagem e outro de cultura temporária. A correlação destes dois tipos de uso do solo com a mata se dá por meio da textura das amostras que, em sua totalidade, enquadraram-se na classe franco-argiloarenosa. O grupo 4, por sua vez, foi o que apresentou a maior heterogeneidade em termos de uso do solo e cobertura vegetal, com similaridade nos teores de COT e MO, bem como da textura que se apresenta predominantemente argilosa. E o grupo 5 é caracterizado por uma única amostra de solo de matas que se mostrou isolada pelos teores de argila, COT e MO elevados e pelo baixo teor de argila.

## CONCLUSÃO

A estimativa do COT e da MO indicou que as áreas de pastagens possuem os teores mais elevados e as culturas temporárias os valores mais baixos. O manejo do

solo e o processo de intemperismo explicam a redução nos teores de COT e MO nos solos de culturas temporárias para a bacia.

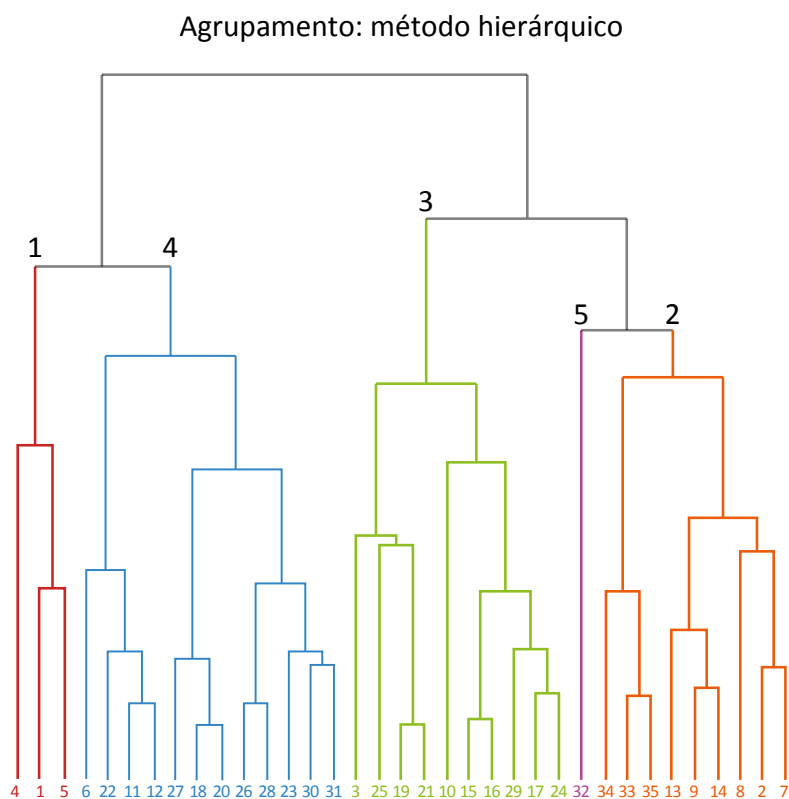


Figura 8 – Dendrograma de agrupamento hierárquico das variáveis argila (%), silte (%), areia total (%), COT (g/kg<sup>1</sup>) e MO (g/kg<sup>1</sup>).

A textura do solo apresentou maiores teores de areia e argila em todos os pontos amostrais, classificando-os entre argiloso e franco-argiloarenoso. Essa textura apresentou também maior influência no agrupamento hierárquico, e as coberturas matas e culturas temporárias foram as que registraram as maiores similaridades entre as variáveis analisadas.

O COT, a MO e a textura do solo são parâmetros relevantes para o planejamento e o manejo de solos, pois são indicativos de agregação, permeabilidade, retenção de umidade e fertilidade dos solos, que influenciam diretamente na estabilidade dos agregados e reduzem a fragilidade do solo a processos erosivos.

## REFERÊNCIAS

- AMADO, T. J. C.; PES, L. Z.; LEMAINSKI, C. L.; SCHENATO, R. B. Atributos químicos e físicos de Latossolos e sua relação com os rendimentos de milho e feijão irrigados. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, v. 33, n. 4, p. 831-843, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832009000400008>
- ANDREOTI, C. E. *Avaliação da eficiência de um sistema agroflorestal na recuperação de um solo degradado por pastoreio*. 131 f. Dissertação (Mestrado em Geografia Física)—Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.
- BARRETO, A. C.; FREIRE, M. B. G. S.; NACIF, P. G. S.; ARAÚJO, Q. R.; FREIRE, F. J.; INÁCIO, E. S. B. Fracionamento químico e físico do carbono orgânico total em um solo de mata submetido a diferentes usos. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, v. 32, n. 4, p. 1471-1478, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832008000400011>
- BERHE, A. A.; HARDEN, J. W.; TORN, M. S.; KLEBER, M.; BURTON, S. D.; HARTE, J. Persistence of soil organic matter in eroding versus depositional landform positions. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, v. 117, n. G2, 2012. <http://dx.doi.org/10.1029/2011JG001790>
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. *Conservação do solo*. 9. ed. São Paulo: Ícone, 2014.
- BEU, S. E.; MISATO, M. T.; HAHN, C. M. APA de Itupararanga. In: BEU, S. E.; SANTOS, A. C. A. dos; CASALI, S. (Orgs.). *Biodiversidade na APA de Itupararanga: condições atuais e perspectivas futuras*. São Paulo: UFSCar, 2011. p. 33-56. Disponível em: <[https://drive.google.com/file/d/0B0c9GmDOaYmUYjE1NTYyNTQQtNjJjNi00ZWY0LWI2MWItM2M4ZWY3OGMzZjlm/view?ddrp=1&hl=en\\_US#](https://drive.google.com/file/d/0B0c9GmDOaYmUYjE1NTYyNTQQtNjJjNi00ZWY0LWI2MWItM2M4ZWY3OGMzZjlm/view?ddrp=1&hl=en_US#)>. Acesso em: 3 abr. 2018.
- BITTAR, I. M. B.; FERREIRA, A. S.; CÔRREA, G. F. Influência da textura do solo na atividade microbiana, decomposição e mineralização do carbono de serapilheira de sítios do bioma cerrado sob condições de incubação. *Bioscience Journal*, v. 29, n. 6, p. 1952-1960, 2013.
- BISSONAI, Y. L. Aggregate stability and assesment of soil crustability and erodibility: I. theory and methodology. *European Journal of Soil Science*, v. 47, n. 4, p. 425-437, 1996. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.1996.tb01843.x>
- BRADY, N. C.; WEIL, R. R. *Elementos da natureza e propriedades dos solos*. Tradução técnica: Igo Fernando Lepsch. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013.
- BRUCE, J. P.; FROME, M.; HAITES, E.; JANZEN, H.; LAL, R.; PAUSTIAN, K. Carbon sequestration in soils. *Journal of Soil and Water Conservations*, v. 54, p. 382-389, 1999.
- CAMPOS, B. C. *Dinâmica do carbono em Latossolo Vermelho sob sistemas de preparo de solo e de culturas*. 188 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo)—Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.
- CANELLAS, L. P.; SANTOS, G. A.; RUMJANEK, V. M.; MORAES, A. A.; GURIDI, F. Distribuição da matéria orgânica e características de ácidos húmicos em solos com adição de resíduos de origem urbana. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 36, n. 12, p. 1529-1538, dez. 2001. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2001001200010>

- CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; VOLKOFF, B. *Dinâmica do carbono nos solos da Amazônia*. Piracicaba-SP: CENA-USP, 1996.
- CHEN, H.; FAN, L.; WU, W.; LIU, H.-B. Comparison of spatial interpolation methods for soil moisture and its application for monitoring drought. *Environmental Monitoring Assessment*, n. 189, p. 525-537, 2017. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-017-6244-4>
- CONCEIÇÃO, P.; AMADO, T. J. C.; MIELNICZUK, J.; SPAGNOLLO, E. Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 29, n. 5, p. 777-788, 2005. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832005000500013>
- COSTA, O. V.; CANTARUTTI, R. B.; FONTES, L. E. F.; COSTA, L. M.; NACIF, P. G. S.; FARIA, J. C. Estoque de carbono do solo sob pastagem em área de tabuleiro costeiro no sul da Bahia. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 33, n. 5, p. 1137-1145, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832009000500007>
- COUTINHO, R. P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R.; TORRES, A. Q. A.; JANTALIA, C. P. Estoque de carbono e nitrogênio e emissão de N<sub>2</sub>O em diferentes usos do solo na Mata Atlântica. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 45, n. 2, p. 195-203, fev. 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2010000200011>
- DALCHIAVON, F. C.; CARVALHO, M. P.; NOGUEIRA, D. C.; ROMANO, D.; ABRANTES, F. L.; ASSIS, J. T.; OLIVEIRA, M. S. Produtividade da soja e resistência mecânica à penetração do solo sob sistema plantio direto no cerrado brasileiro. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, v. 41, n. 1, p. 8-19, 2011. <http://dx.doi.org/10.5216/pat.v41i1.8351>
- DATAGEO. *Infraestrutura de dados espaciais ambientais do Estado de São Paulo*. São Paulo: DATAGEO, 2015. Disponível em: <<http://datageo.ambiente.sp.gov.br/>>. Acesso em: 1º ago. 2016.
- ECONOMIC AND SOCIAL RESEARCH INSTITUTE (ESRI). *ArcGIS*. ESRI, 2014.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Centro Nacional de Pesquisas de Solos. *Manual de métodos de análises de solos*. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 230 p.
- \_\_\_\_\_. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. *Sistema brasileiro de classificação de solos*. 2. ed. Rio de Janeiro: 2006. 306 p.
- \_\_\_\_\_. *Solos para todos: perguntas e respostas*. Dados eletrônicos. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2014.
- FITZ, P. R. *Geoprocessamento sem complicação*. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 78 p.
- FUNDAÇÃO FLORESTAL. *Plano de manejo da Área de Proteção Ambiental (APA) Itupararanga*. São Paulo: Fundação Florestal, 2009. Disponível em: <<http://fflorestal.sp.gov.br/pagina-inicial/planos-de-manejo/planos-de-manejo-planos-concluidos/plano-de-manejo-apa-itupararanga/>>. Acesso em: 5 abr. 2018.
- INSTITUTO AGRONÔMICO DE CAMPINAS (IAC). *Boletim técnico 106: métodos de análise química, mineralógica e física de solos*. Campinas: IAC, 2009. 77 p.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Manual técnico da vegetação brasileira*. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 271 p.
- \_\_\_\_\_. *Manual técnico de uso da terra*. 3. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2013. 171 p. (Série: Manuais Técnicos em Geociências, n. 7).
- INSTITUTO GEOGRÁFICO E CARTOGRÁFICO (IGC). *Carta Topográfica do município de Ibiúna*. São Paulo: IGC, 1978.
- LAL, R. *Methods and guidelines for assessing sustainable use of soil and water resources in the tropics*. Columbus: Ohio State University, 1994. 78 p.

- LEHMANN, J.; CRAVO, M. S.; ZECH, W. Organic matter stabilization in a Xanthic Ferralsol of the central Amazon as affected by single trees: Chemical characterization of density, aggregate, and particle size fractions. *Geoderma*, v. 99, n. 1-2, p. 147-168, 2001. [http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7061\(00\)00070-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7061(00)00070-7)
- LEITE, L. F. C.; MENDONÇA, E. de S. Perspectivas e limitações da modelagem da dinâmica da matéria dos solos tropicais. In: CERETTA, C. A.; SILVA, L. S.; REICHERT, J. M. (Eds.). *Tópicos em ciência do solo*. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. v. 1.
- LEITE, L. F. C.; MENDONÇA, E. S.; NEVES, J. C. L.; MACHADO, P. L. O. A.; GALVÃO, J. C. C. Estoques totais de carbono orgânico e seus compartimentos em Argissolo sob floresta e sob milho cultivado com adubação mineral e orgânica. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 27, n. 5, p. 821-832, 2003. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832003000500006>
- LEMO FILHO, L. C. A.; FERREIRA, L. L. N.; LYRA, D. L. Variabilidade espacial de atributos do solo indicadores de degradação ambiental em microbacia hidrográfica. *Revista Agro@ambiente On-line*, v. 11, n. 1, p. 11-20, jan.-mar. 2017. <http://dx.doi.org/10.18227/1982-8470ragro.v11i1.3413>
- LEPSCH, I. F. *19 lições de pedologia*. São Paulo: Oficina de Textos, 2011. 456 p.
- LEPSCH, I. G.; SILVA, N. M.; ESPIRONELO, A. Relação entre matéria orgânica e textura de solos sob cultivo de algodão e cana-de-açúcar, no estado de São Paulo. *Bragantia*, v. 41, n. 1, p. 231-236, 1982. <http://dx.doi.org/10.1590/S0006-87051982000100027>
- LIN, C. Y.; LIN, W.-T.; CHOU, W.-C. Soil erosion prediction and sediment yield estimation: the Taiwan experience. *Soil and Tillage Research*, Amsterdã, v. 68, n. 2, p. 143-152, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(02\)00114-9](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(02)00114-9)
- LOPES, E. R. N.; SOUZA, J. C.; SOUSA, J. A. P.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; LOURENÇO, R. W. Modelagem ambiental de bacias hidrográficas: caracterização morfométrica e pedológica da bacia do rio Una – Ibiúna, Brasil. *Geosul*, Florianópolis, v. 33, n. 66, p. 105-127, jan./abr. 2018.
- LOVELAND, P.; WEBB, J. Is There a Critical Level of Organic Matter in the Agricultural Soils of Temperate Regions: a Review. *Soil & Tillage Research*, v. 70, n. 1, p. 1-18, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(02\)00139-3](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(02)00139-3)
- MANNIGEL, A. R.; CARVALHO, M. P.; MORETI, D.; MEDEIROS, L. R. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. *Acta Scientiarum*, Maringá, v. 24, n. 5, p. 1335-1340, 2002. <http://dx.doi.org/10.4025/actasciagron.v24i0.2374>
- MARTINS, A. K. E.; SCHAEFER, C. E. G. R.; SILVA, E.; SOARES, V. P.; CORRÊA, G. R.; MENDONÇA, B. A. F. Relações solo-geoambiente em áreas de ocorrência de Ipucas na planície do médio Araguaia – estado de Tocantins. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 30, n. 2, p. 297-310, 2006. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622006000200017>
- MICROSOFT. *Microsoft Office Excel*. Estados Unidos: Microsoft, 2010.
- NARUMALANI, S.; HLADY, J. T.; JENSEN, J. R. Information extraction from remotely sensed data. In: BOSSLER, J. D. *Manual of Geospatial Science and Technology*. Londres: Taylor & Francis, 2002. p. 298-324.
- NASCIMENTO, P. C.; LANI, J. L.; MENDONÇA, E. S.; ZOFFOLI, H. J. O.; PEIXOTO, H. T. M. Teores e características da matéria orgânica de solos hidromórficos do Espírito Santo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 34, n. 2, p. 339-348, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832010000200007>
- OLIVEIRA, J. T.; MOREAU, A. M. S. S.; PAIVA, A. Q.; MENEZES, A. A.; COSTA, O. V. Características físicas e carbono orgânico de solos sob diferentes tipos de uso da terra. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, n. esp., p. 2821-2829, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832008000700028>
- PANIZZA, A. C.; FONSECA, F. P. Técnicas de interpretação visual de imagens. *GEOUSP - Espaço e Tempo*, n. 30, p. 30-43, 2011. <http://dx.doi.org/10.11606/issn.2179-0892.geousp.2011.74230>

- PEIXOTO, C. M.; FERNANDES, P. R. M.; RODRIGUES, P. C. H.; FELICIANO, V. M. D. Distribuição das Concentrações de Atividade de  $^{238}\text{U}$  e  $^{232}\text{Th}$  em Amostras de Solo do Estado de Minas Gerais. *Brazilian Journal of Radiation Sciences*, v. 4, n. 2, p. 1-18, 2016. <http://dx.doi.org/10.15392/bjrs.v4i2.208>
- RHEINHEIMER, D. S.; CAMPOS, B.-H. C.; GIACOMINI, S. J.; CONCEIÇÃO, P. C.; BORTOLUZZI, E. C. Comparação de métodos de determinação de carbono orgânico total do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, n. 1, p. 435-440, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832008000100041>
- RIBEIRO, M. R.; OLIVEIRA, L. B.; ARAÚJO FILHO, J. C. Caracterização morfológica do solo. In: KER, J. C.; CURI, N.; SCHAEFER, C. E.; TORRADO, P. V. (Orgs.). *Pedologia: fundamentos*. Viçosa: SBCS, 2012.
- ROSA, F. S.; TONELLO, K. C.; VALENTE, R. O. A.; LOURENÇO, R. W. Estrutura da paisagem, relevo e hidrografia de uma microbacia como suporte a um programa de pagamento por serviços ambientais relacionados à água. *Ambiente e Água*, Taubaté, v. 9, n. 3, p. 526-539, jul./set. 2014. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1326>
- ROSCOE, R.; BUURMAN, P.; VELTHORST, E. J.; VASCONCELLOS, C. A. Soil organic matter dynamics in density and particle size fractions as revealed by the  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  isotopic ration in a Cerrado's oxisoil. *Geoderma*. Amsterdã, v. 104, n. 3-4, p. 185-202, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(01\)00080-5](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(01)00080-5)
- ROSCOE, R.; MACHADO, P. L. O. A. *Fracionamento físico do solo em estudos da matéria orgânica*. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2002. 86 p.
- ROSSI, C. Q.; PEREIRA, M. G.; GIACOMO, S. G.; BETTA, M.; POLIDORO, J. C. Frações húmicas da matéria orgânica do solo cultivado com soja sobre palhada de braquiária e sorgo. *Bragantia*, Campinas, v. 70, n. 3, p. 622-630, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S0006-87052011000300018>
- SALTON, J. C. *Matéria orgânica e agregação do solo na rotação lavoura-pastagem em ambiente tropical*. 158 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo)–Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.
- SANTOS, A. C. A. *Teores de carbono e nitrogênio dos solos de duas microbacias hidrográficas com diferentes usos da terra no município de Ibiúna-SP*. 74 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental)–Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Bauru, 2012.
- SÃO PAULO. Secretaria do Meio Ambiente. Instituto Florestal. *Mapa pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado*. São Paulo: Instituto Florestal, 2017.
- SATO, J. H. *Métodos para determinação do carbono orgânico em solos do Cerrado*. 90 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia)–Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, Brasília, 2013.
- SEGNINI, A.; SANTOS, L. M.; SILVA, W. T. L.; MARTIN-NETO, L.; BORATO, C. E.; MELO, W. J.; BOLONHEZI, D. Estudo comparativo de métodos para a determinação da concentração de carbono em solos com altos teores de Fe (Latosolos). *Química Nova*, v. 31, n. 1, 94-97, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422008000100020>
- SILVA, A. M.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; AVANZI, J. C.; FERREIRA, M. M. Erosividade da chuva e erodibilidade de Cambissolo e Latossolo na região de Lavras, sul de Minas Gerais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 33, n. 6, p. 1811-1820, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832009000600029>
- SILVA, L. S.; CAMARGO, F. A. O.; CERETTA, C. A. Composição da fase sólida orgânica do solo. In: MEURER, E. J. (Org.). *Fundamentos de Química do Solo*. 2. ed. Porto Alegre: Genesis, 2004. p. 73-99.
- SIQUEIRA NETO, M.; PICCOLO, M. C.; SCOPEL, E.; COSTA JUNIOR, C.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Carbono total e atributos químicos com diferentes usos do solo no Cerrado. *Acta Scientiarum Agronomy*, v. 31, n. 4, p. 709-717, 2009. <http://dx.doi.org/10.4025/actasciagron.v31i4.792>

SOUZA, Z. M.; SOUZA, G. S.; MARQUES JÚNIOR, J.; PEREIRA, G. T. Número de amostras na análise geoestatística e na krigagem de mapas de atributos do solo. *Ciência Rural*, v. 44, n. 2, p. 261-268, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782014000200011>

TRUMBORE, S.; CAMARGO, P. B. Soil carbon dynamics. *In*: KELLER, M.; BUSTAMANTE, M.; GASH, J.; DIAS, P. S. (Orgs.). *Amazonia and Global Change*. AGU, 2009. p. 451-462. <https://doi.org/10.1029/2009GM000882>

VIDAL, M. M.; PIVELLO, V. R.; MEIRELLES, S. T.; METZGER, J. P. Produção de serapilheira em floresta Atlântica secundária numa paisagem fragmentada (Ibiúna, SP): importância da borda e tamanho dos fragmentos. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v. 30, n. 3, p. 521-532, set. 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042007000300016>

WALKLEY, A.; BLACK, I. A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, v. 37, n. 1, p. 29-38, 1934. <http://dx.doi.org/10.1097/00010694-193401000-00003>

WHITE, R. E. *Principles and practice of soil science: the soil as a natural resource*. 4. ed. Oxford: Blackwell, 2005. 384 p.



# MORPHOMETRIC STUDIES AND ANALYSES OF GERMINABILITY IN *CENOSTIGMA MACROPHYLLUM* TUL. IN AN URBAN-RURAL GRADIENT IN TERESINA-PI, BRAZIL

ESTUDO MORFOMÉTRICO E ANÁLISE DA GERMINABILIDADE EM *CENOSTIGMA MACROPHYLLUM* TUL. NO GRADIENTE URBANO-RURAL EM TERESINA, PIAUÍ, BRASIL

**Mateus Henrique Freire Farias** 

Biology undergraduate student at Federal University of Piauí (UFPI) - Teresina (PI), Brazil.

**André Bastos da Silva** 

MSc. in Development and Environment at the UFPI. PhD. student in Development and Environment at UFPI – Teresina (PI), Brazil.

**Aníbal Silva Cantalice** 

Graduate in Biology at the UFPI. MSc. student in Development and Environment at the UFPI – Teresina (PI), Brazil.

**Maria Jaislanny**

**Lacerda e Medeiros** 

PhD. in Vegetal Biology at the Federal University of Pernambuco (UFPE). Professor of the Graduation's degree in Field Education (UFPI) – Teresina (PI), Brazil.

**Clarissa Gomes Reis Lopes** 

PhD. in Botany at the Federal University of Pernambuco (UFRPE). Professor of the Graduate Program in Development and Environment at the UFPI – Teresina (PI), Brazil.

## Corresponding address:

Clarissa Gomes Reis Lopes –  
Universidade Federal do Piauí,  
Campus Ministro Petrônio Portella,  
Licenciatura em Ciências da  
Natureza – Avenida Universitária,  
s/n – Ininga – CEP 64049-550 –  
Teresina (PI), Brazil –  
E-mail: clarissa@ufpi.edu.br

Received on: 08/07/2018

Accepted on: 11/17/2018

## ABSTRACT

Urbanization can alter environmental factors that affect the morphological and germinative characteristics of seeds. We evaluated the influence of an urban-rural gradient on the morphometrics of the fruits and seeds of *Cenostigma macrophyllum* Tul. (Fabaceae) and on seed germinability in the region near Teresina, Piauí State, Brazil. One hundred fruits were collected in the urban zone and 100 in the rural area, and the lengths, widths, thicknesses, and weights of both the fruits and seeds were measured, as well as the numbers of seeds per fruit. The seeds were then used in greenhouse germination experiments (during two months) to calculate the percentages of emergence (E%) and survival (S%), the emergence rate index (ERI), synchronization index (Z), and Timson's index (T). The results showed significant statistical differences between the two areas in terms of the biometric patterns of the fruits and seeds as well as seed germination, with higher values in the urban zone. As such, urbanization was found to affect the morphologies and germination processes of plant species.

**Keywords:** ecophysiology; semideciduous seasonal forests; caneleiro.

## RESUMO

A urbanização altera os fatores ambientais, que podem afetar as características morfológicas e germinativas das sementes. Dessa forma, objetivou-se avaliar a influência do gradiente urbano-rural sobre a morfometria de frutos e sementes e germinabilidade de sementes de *Cenostigma macrophyllum* Tul. (Fabaceae) na região de Teresina, Piauí. Foram coletados 100 frutos na zona urbana e 100 na rural, sendo mensurados comprimento, largura, espessura, peso dos frutos e sementes e número de sementes por fruto. As sementes foram utilizadas no experimento de germinação em casa de vegetação, durante dois meses, sendo calculadas as porcentagens de emergência e de sobrevivência e mensurados os índices de velocidade de emergência, de sincronização e de Timson. Os resultados indicaram diferenças estatísticas entre as áreas para a biometria dos frutos e sementes e germinação de sementes, observando-se valores maiores para a zona urbana. Desse modo, foi possível concluir que a urbanização afeta a morfologia e o processo de germinação das espécies vegetais.

**Palavras-chave:** ecofisiologia; floresta estacional semidecidual; caneleiro.

## INTRODUCTION

The lifecycles of plants include the critical phase of seed germination, which can directly influence their community structure, species conservation, and forest regeneration (LIU *et al.*, 2017; SOUZA; FAGUNDES, 2014). Germination processes vary between and within individuals in many plant species (SEGURA *et al.*, 2015) and are influenced by a wide set of factors, including seeds' biological characteristics. The germination rate and seed germination speed of *Artocarpus heterophyllus* L. (Moraceae) in the tropical region of India, for example, were found to increase as a function of seed mass (KHAN, 2004). Other studies (e.g., SOUZA; FAGUNDES, 2014) have shown that seed weight and size are attributes can influence germination processes.

Abiotic factors, such as temperature and water availability, are among the environmental factors known to affect seed germination and seedling establishment (e.g., DOUSSEAU *et al.*, 2013; MARAGHNI; GORAI; NEFATI, 2010), and temperature has been shown as having a strong influence on seed germination in humid and semiarid regions in Brazil (OLIVEIRA *et al.*, 2013; ARAÚJO *et al.*, 2016; RIBEIRO *et al.*, 2015). The northeastern region of that country includes extensive areas of seasonally dry tropical forest ('Caatinga') whose plants are adapted to low rainfall levels (300–1,000 mm/year) (QUEIROZ *et al.*, 2017) that affect seed germinability (FERREIRA; MEIADO; SIQUEIRA-FILHO, 2017; MEIADO *et al.*, 2010). Investigations have shown that seed germination and seedling establishment can also be influenced by environmental variations provoked by anthropic actions, revealing potential threats to natural ecological succession processes.

Urban-rural gradients are among the anthropic phenomena that considerably alter many abiotic factors in the environment, such as temperature and humidity — which tend to be higher and lower, respectively, in urban areas as compared to rural sites (VALIN JR. *et al.*, 2015). Those differences are related to the fact that urban areas have greater heat retention capacities (forming "Urban

Heat Islands") and demonstrate low humidity levels due to the greater impermeability of their soils and surfaces (ARGÜESO *et al.*, 2014). Those environments present the control of water availability by irrigation, with water availability being among the principal activators of the reproductive phase of plants — mainly in environments with well-defined dry seasons (ZHANG; ZHANG; TIAN, 2012). Those environmental factors observed in urban areas (and others, such as high CO<sub>2</sub> levels and high solar radiation) can influence the morphological characteristics of fruits and seeds and, under favorable environmental conditions, it might be expected that their greater seed sizes and masses would positively influence germination and establishment.

The western portion of the Brazilian semiarid region includes an extensive ecotone zone at the intersection of the Amazon Forest, Cerrado (Neotropical savanna), and Caatinga (deciduous, thorny, dryland vegetation) biomes and represents the largest phytoecological domain in the Parnaíba River Basin (PRB) (SOUSA *et al.*, 2009). The climatic complexity and habitat heterogeneity found there, allied to the expanding urbanization (especially surrounding the principal urban centers) make the PRB region appropriate for studying the influence of urban-rural gradients on seed germination.

*Cenostigma macrophyllum* Tul. (Fabaceae), popularly known as 'caneleiro', is widely distributed in the PRB (AGUIAR *et al.*, 2016). That arboreal (or shrub) species is considered the plant symbol for the capital (Teresina) of Piauí State (Municipal Decree nº 2.407, August 13, 1993). In addition to having pharmaceutical properties (VIANA *et al.*, 2013; COELHO *et al.*, 2013), "caneleiro" is commonly used in arborization and landscaping projects of urban areas (MACHADO *et al.*, 2006). As such, the main objective of the present work was to evaluate the influence of the urban-rural gradient on the morphometrics of the fruits and seeds of *C. macrophyllum* Tul. (Fabaceae) and on seed germinability in the region near Teresina, Piauí State, Brazil.

## MATERIALS AND METHODS

### Study area

The municipality of Teresina (4°47'25" – 5°35'11" S × 42°35'50" – 5°31'58" W) is situated in central-north-

ern Piauí State, Brazil (IBGE, 2017). According to the Köppen classification system, the regional climate is



hot and humid (Aw') (JACOMINE *et al.*, 1986), with a mean annual rainfall rate of 1393 mm, a mean annual temperature of 27.7°C, and well-defined dry (June through October) and rainy (November through May) seasons (INMET, 2017).

The region comprises a variety of phyto-ecological units, including semideciduous seasonal forests and Cerrado, and transition zones into forest and Caatinga areas (JACOMINE *et al.*, 1986). *C. macrophyllum* is widely distributed throughout the region (QUEIROZ, 2009). The state capital of Teresina still retains some remnant forest areas, as well as many parks and squares

### Data collection

The experiments described here were undertaken at the Ethnobiology and Plant Ecology Laboratory (LEEV) and in greenhouses at the Federal University of Piauí (UFPI), between January and February/2017. We randomly collected 100 fruits of *C. macrophyllum* from both urban and rural areas (200 total mature fruits) to analyze their morphometrics. The lengths, widths, and thicknesses of the fruits were measured using digital calipers, with an accuracy of 0,01 mm; their masses were determined using a precision analytical balance, with accuracy of 0,0001 g.

One hundred seeds from each area were randomly chosen for morphometric examination (measuring their lengths, widths, and weights as well as the numbers of seeds per fruit) and subsequently used them in germination tests to determine any relationships between their morphometric values and germinability.

The seeds were sown into trays containing topsoil, which were subsequently maintained in a greenhouse

### Statistical analyses

Data's normality and homoscedasticity were tested to calculate any differences between the morphometric variables analyzed, using ANOVA and the Tukey *a posteriori* test. The widths did not demonstrate normality, requiring the use of the Mann-Whitney test. The original data of the total weights of the seeds in each fruit did not demonstrate homoscedasticity and were square root transformed. Thickness data was  $x^{**1.5}$  transformed due to the observed high coefficient of variation (CV).

with tree cover (MACHADO *et al.*, 2006). *Cenostigma macrophyllum* individuals were selected for this study from both urban and rural areas:

1. along a tree-lined but heavily trafficked urban road (5°03'03"S × 42°44'19"W);
2. in a rural area near the BR-343 Highway (5°03'24"S × 42°41'W).

Those "caneleiro" trees occurred in groups, without other nearby tree species.

and watered daily. Each treatment consisted of four replicates of 25 seeds. Seedling emergence was evaluated daily, adopting a definition of germination as the appearance of the seedling's aerial portion on the substrate surface. The observations on germination continued for two months, ended by the absence of any seedling emergence during 10 consecutive days. We calculated the percentages of emergence (E%) and survival (S%), obtained by the number of plants that emerged and survived by the number of the seeds used, respectively, the emergence rate index (ERI) was determined by the sum of plants that emerged on the day of the emergency (MAGUIRE, 1962). The synchronization index (Z) to verify the distribution of the relative frequency of germination during the study period, and Timson's index (T), which represents the progressive total of the cumulative percentage of germination recorded at specific intervals (each day of study) or a given period of time, higher values correspond to the better conditions of germination (RANAL; SANTANA, 2006).

The germination tests were entirely randomized and their data submitted to Generalized Linear Model (GLM) procedures to evaluate any differences between the two areas. Only seeds from the urban area were used to determine if seeds' weights and sizes influenced their germinability, as the germination rates of seeds from the rural area were too low for accurate statistical analyses. GLM was used to compare the weights and sizes of the urban area's germinated and non-germinated seeds, and the Spearman correlation

test to examine any relationships between the numbers of days required for germination and seed weights

and sizes. All of the analyses were performed using SAS System 9.0 software.

## RESULTS AND DISCUSSION

Evaluations of the *Cenostigma macrophyllum* fruits' morphometric data revealed that the biometric means of the fruits harvested from the urban area were significantly greater than those harvested from the rural area, except for width (Table 1). The fruits from the urban area had: widths between 1.66 and 3.41 cm; thickness between 0.40 and 0.86 cm; lengths between 4.50 and 10.33 cm; weights between 2.90 and 12.85 g. Fruits harvested from the rural area had: widths between 2.09 and 3.77 cm; thicknesses between 0.2 and 0.8 cm; lengths between 2.98 and 10.11 cm; and masses between 2.09 and 9.43 g.

The morphometrics of the seeds were similar to those of the fruits, with their measurements being greater in the urban area when compared to the rural area (Table 1). The variable of width demonstrated the greatest numbers of seeds in the interval between 1.22 and 1.42 cm in the urban area, while the greatest numbers of seeds in the rural area were observed in the interval between 0.82 and 1.22 cm (Figure 1A).

Large differences in seed thicknesses were observed between the two areas. The greatest numbers of seeds collected in the urban area were observed in the width interval between 0.243 and 0.390 cm; the seeds from the rural area were thinner, with the highest numbers within the width intervals from 0.094 to 0.243 cm (Figure 1B). In terms of seed length, most of the seeds collected in the urban area were in the length class 1.56 to 2.02 cm; while seeds from the rural area were largely included between the length interval of 1.33 to 1.79 cm (Figure 1C).

The greatest numbers of seeds collected in the urban area weighed between 0.292 and 0.584 g; while seeds from the rural area were largely included within the weight interval of 0.000 to 0.292 g. The seeds from the urban area were therefore both larger and heavier (Figure 1D), which most likely contributed to their higher germination rates (Table 2).

Each fruit in the urban area contained from one to five seeds, with most having between one and four seeds; fruits from the rural area had from zero to four seeds, with most of them having either one or two seeds (Figure 1E).

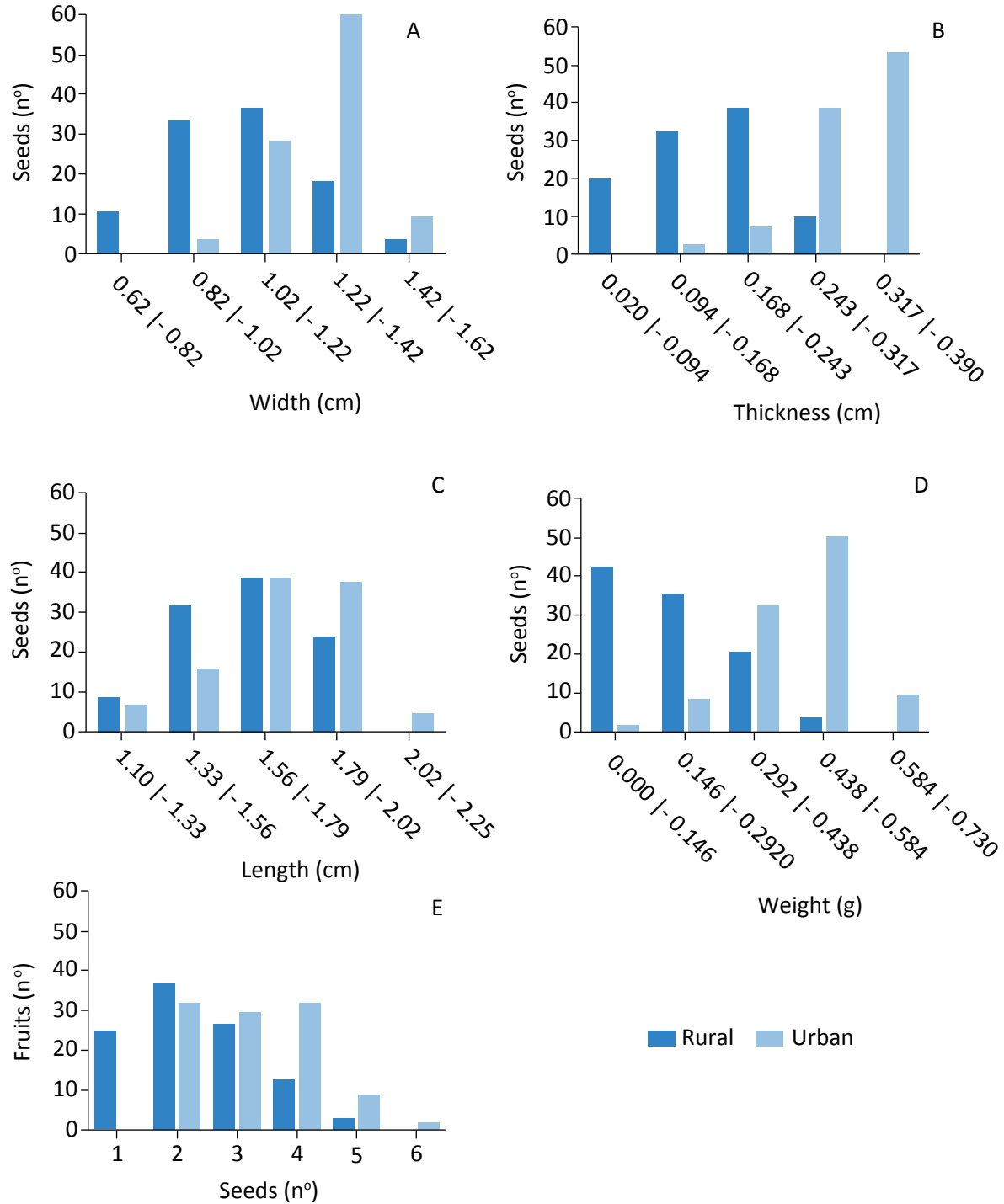
**Table 1 – Mean values of the morphometrics of the fruits and seeds of *Cenostigma macrophyllum* Tul. harvested in urban and rural areas in the municipality of Teresina (PI), Brazil.**

Variables	Urban area	Rural area	p*
<i>Fruit morphometry</i>			
Width (cm)	2.74	2.84	p < 0.05
Thickness (cm)	0.65	0.45	p < 0.01
Length (cm)	7.48	7.32	n.s
Fruit weight (cm)	6.66	5.26	p < 0.01
Number of seeds per fruit	2.19	1.32	p < 0.01
Weight of seeds per fruit (g)	1.03	0.27	p < 0.01
<i>Seed morphometry</i>			
Weight (g)	0.45	0.20	p < 0.01
Width (cm)	1.27	1.06	p < 0.01
Thickness (cm)	0.31	0.15	p < 0.01
Length (cm)	1.73	1.60	p < 0.01

p\*: probability of significance.

*C. macrophyllum* demonstrates phenotypic plasticity (a common capability among forest species), with wide morphometric variations being observed in

their fruits and seeds (CRUZ; CARVALHO, 2003) due to endogenous factors, such as genetic variability (KRISHNAN; BORGES, 2018), and exogenous factors



**Figure 1 – Biometrics of the seeds of *Cenostigma macrophyllum* Tul. (A, B, C and D) and the numbers of seeds per fruit (E) harvested in urban and rural areas in the municipality of Teresina (PI), Brazil.**

such as the availability of light, nutrients and water that can influence phenotypic variation (SILVA *et al.*, 2012) and cause morphological alterations (MISHRA *et al.*, 2014).

Martins *et al.* (2005) examined the influence of seed weight on germination and seedling vigor in *Carica papaya* L. (papaya), and likewise reported that the heaviest seeds demonstrated the highest germination rates. Those results were like ours in the present work, as seeds collected in the urban area were heavier and demonstrated greater germination rates than the lighter seeds produced in rural areas, most likely reflecting the fact that larger seeds have more nutrient reserves and greater advantages in terms of germination (ZHANG *et al.*, 2016).

In comparing the sizes and weights of germinated and ungerminated seeds from the urban area, it was observed that germinated seeds were significantly thicker than those that had not germinated; the other morphometric characteristics examined here did not demonstrate any significant differences (Table 3). Only seed thickness was weakly correlated with the timing of germination, with thicker seeds germinating slightly quickly ( $R = 0.20$ ;  $p < 0.05$ ).

These results indicated that their greater thickness was related to greater amounts of stored humidity or larger nutrient reserves. Silva and Carvalho (2008) observed that increases in the sizes of *Clitoria fairchildiana* R.A. Howard. (Fabaceae) seeds were not related to their water contents, supporting the idea that greater thickness is most likely related to their greater nutrient content. The *C. fairchildiana* seeds had all been collected in the same area, and probably had similar water contents proportional to soil humidity. In the present study, the *C. macrophyllum* Tul. (Fabaceae) trees in the urban area were irrigated daily, which would presumably increase seed humidity and, consequently, their thickness.

Our results corroborated the published results relating to seed morphometrics and germination, which have shown that seed sizes and weights influence not only germination but also initial seedling development (BOUCHARDET *et al.*, 2015), and that seed biometric measurements are directly related to their physiological quality and germinative viability (OLIVEIRA-BENTO *et al.*, 2013).

Seed germination indices in the two areas were significantly different, with greater percentages of plants

**Table 2 – Mean values of the germination of *Cenostigma macrophyllum* Tul. seeds in urban and rural areas in the municipality of Teresina (PI), Brazil.**

Parameters	Urban area	Rural area	p*
E%	55.00	4.00	0.02
S%	52.00	3.00	0.02
ERI	1.53	0.10	0.02
Z	2.30	0.50	0.02
T	5519.53	398.43	0.02

E%: Emergence percentage; S%: survival percentage; ERI: emergence rate index; Z: synchronization index; T: Timson's index; p\*: probability of significance.

**Table 3 – Mean sizes and masses of the germinated and non-germinated seeds of *Cenostigma macrophyllum* Tul. from an urban area in the municipality of Teresina (PI), Brazil.**

Variables	Germinated seeds	Non-germinated seeds	p*
Weight (g)	0.47	0.43	0.14
Width (cm)	1.27	1.26	0.98
Thickness (cm)	0.32	0.30	0.04
Lenght(cm)	1.72	1.71	0.87

p\*: probability of significance.

emergence and survival among those harvested from the urban area (Table 2). The emergence velocities of seeds harvested from the urban area were significantly higher than those from the rural area, both in terms of the partial numbers of germinated seeds (ERI) and the partial percentages of germination — using Timson's index (T) for more precise comparisons.

Greater ERI values directly influence a species' emergence (E%) and survival percentage (S%), favoring a faster establishment and diminishing the chances seeds infection by pathogenic microorganisms or consumption by predators (FAGUNDES; CAMARGOS; COSTA, 2011) — creating an evident relationship between greater emergence velocity and greater emergence and survival percentages.

Carvalho and Nakagawa (2000) found that vigorous seeds with higher emergence capacities demonstrated high emergence velocities — while the opposite was observed with less vigorous seeds more susceptible to deterioration. Emergence percentage is also directly related to percentage survival, as greater numbers of germinating seeds indicate a greater probability of survival (ZHANG *et al.*, 2016).

The synchronization index (Z) (which was greater for seeds harvested in the urban area) is of great importance to successful plant and plant community development as synchronous seed germination will tend to increase synchrony in all subsequent life cycle phases, including reproductive phenophases, with community synchrony being of extreme importance to efficient seed production and dispersal (MORELLATO *et al.*, 2016).

The high percentages of successfully germinating seeds collected from the urban area (and the probable relationship with greater water availability in that environment) demonstrates that *C. macrophyllum* seeds have a "hydraulic-memory". Rito *et al.* (2009) observed that discontinuous cycles of hydration/dehydration favored the germination of *Cereus jamacaru* (Cactaceae) seeds, as a reflection of their hydraulic-memory, which appeared to preserve characteristics resulting from imbibition throughout the dry period, with germination only occurring when humidity conditions became favorable.

Although the *Cenostigma macrophyllum* seeds used here were not exposed to cycles of hydration/dehydration,

it is possible that they had experienced contrasting situations of water availability in their development (due to fluctuations in soil water availability to the mother plant). The hydraulic-memory of a given species is reflected in its germinative behavior, which, in turn, is influenced by its surrounding environment, so that the urban-rural gradient may be affecting important eco-physiological characteristics that are important to the maintenance of species in their respective ecosystems.

The importance of water availability for seed germination has been discussed in the literature (PELEGRI-NI *et al.*, 2013), and is considered one of the main factors gating their reproductive phase (NEIL *et al.*, 2014) and a limiting factor for seed germination and seedling growth (DÜRR *et al.*, 2015). Water availability represents one of the principal factors affecting fruit biometrics and the viability of *C. macrophyllum* seeds.

Urbanization results in enormous environmental alteration (ARGÜESO *et al.*, 2014) and is almost surely responsible for certain phenotypic variations in plants. The observed morphometric differences between fruits and seeds in the urban-rural gradient suggest that exogenous factors associated with urbanization are directly involved. Those factors can provoke changes in plant phenotypes as they adapt to urban environments, quite possibly making them less fit for establishment in natural environments and reducing their utility for restoration projects (BOTEZELLI; DAVIDE; MALAVASI, 2000).

The different environments in urban and rural areas are known to act directly on the vegetative and reproductive phases of plants (NEIL *et al.*, 2014), so that their fruits' morphological characteristics (as well as seed germination) will be affected by abiotic factors acting directly on plant structures.

In addition to the availability of water resources, CO<sub>2</sub> assimilation can also alter the vegetative growth of plants and their biomass distributions (XU *et al.*, 2014). Seed germination has been found to be strongly affected by atmospheric CO<sub>2</sub> levels and can cause allometric modifications of seedling growth (MARTY; BASSIRIRAD, 2014). As higher CO<sub>2</sub> concentrations will be found in urban areas, the resulting alterations in plant biomass allocation can result in the production of larger and better-quality fruits (AIDAR *et al.*, 2002), as seen here with *C. macrophyllum* (except for seed width).

## CONCLUSIONS

The fruits and seeds of *Cenostigma macrophyllum* Tul. (Fabaceae) collected in an urban area demonstrated biometric means and amplitudes larger than of those collected in a rural area; the germinabilities of seeds from the urban area were likewise significantly greater. These results indicate that abiotic factors within the urban-rural gradient are acting directly on the growth and development of *C. macrophyllum*, the morphometrics of their fruits and seeds and seed germination.

The data generated in the present study will be important for better understanding the impacts of urbanization on natural ecosystems, and how abiotic factors along a rural/urban gradient directly affect plant growth and reproduction. Additional studies will still be needed; however, that can identify the environmental factors of urbanization that are directly affecting the reproductive fitness of those plants and the consequences of those alterations for the natural environment.

## REFERENCES

- AGUIAR, B. A. de S.; SOARES, E. S. S.; MASRUA, M. L. A.; OLIVEIRA, M. C. P.; LOPES, A. V. F.; SOUSA, G. M. Biologia floral e reprodutiva de *Cenostigma macrophyllum* Tul. (Fabaceae) no Parque Zoobotânico de Teresina, Piauí. *Journal of Environmental Analysis and Progress*, v. 1, n. 1, p. 84-95, 13 out. 2016. <http://dx.doi.org/10.24221/jeap.1.1.2016.993.84-95>
- AIDAR, M. P. M.; MARTINEZ, C. A.; COSTA, A. C.; COSTA, P. M. F. I.; DIETRICH, S. M. C. I.; BUCKERIDGE, M. S. Effect of atmospheric CO<sub>2</sub> enrichment on the establishment of seedlings of Jatobá, *Hymenaea Courbaril* L. (Leguminosae, Caesalpinioideae). *Biota Neotropica*, v. 2, n. 1, p. 1-10, 2002. <http://dx.doi.org/10.1590/s1676-06032002000100008>
- ARAÚJO, A. M. S.; ASSIS, L. C. S. L. C.; NOGUEIRA, N. W.; FREITAS, R. M. O.; TORRES, S. B. Substrates and temperatures for the germination of seeds of *Senegalia tenuifolia* (L.) Britton & Rose. *Revista Caatinga*, v. 29, n. 1, p. 113-118, mar. 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/1983-21252016v29n113rc>
- ARGÜESO, D.; EVANS, J. P.; FITA, L.; BORMANN, K. J. Temperature response to future urbanization and climate change. *Climate Dynamics*, v. 42, n. 7-8, p. 2183-2199, 5 maio 2014. <http://dx.doi.org/10.1007/s00382-013-1789-6>
- BOTEZELLI, L.; DAVIDE, A. C.; MALAVASI, M. M. Características dos frutos e sementes de quatro procedências de *Dipteryx alata* vogel (baru). *Cerne*, Lavras, v. 6, n. 1, p. 9-18, 2000.
- BOUCHARDET, D. de A.; RIBEIRO, I. M.; SOUSA, N. A.; AIRES, S. S.; MIRANDA, H. S. Efeito de altas temperaturas na germinação de sementes de *Plathymenia reticulata* Benth. E *Dalbergia miscolobium* Benth. *Revista Árvore*, v. 39, n. 4, p. 697-705, ago. 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/0100-67622015000400012>
- CARVALHO, N. M.; NAKAGAWA, J. *Sementes: ciência, tecnologia e produção*. 4. ed. Jaboticabal: FUNEP, 2000. 588 p.
- COELHO, N. P. M. de F.; NOGUEIRA, V. C.; CARDOSO, M. A. G.; LOPES, L. S.; NASCIMENTO, P. P.; ROCHA, E. S.; SILVA, C. L. P.; ARISAWA, E. A. L. *Cenostigma macrophyllum* Tul. on the healing of skin wounds in rats with Diabetes mellitus. *Acta Cirurgica Brasileira*, v. 28, n. 8, p. 594-600, ago. 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/s0102-86502013000800007>
- CRUZ, E. D.; CARVALHO, J. E. U. de. Biometria de frutos e germinação de sementes de *Couratari stellata* A. C. Smith (Lecythidaceae). *Acta Amazonica*, v. 33, n. 3, p. 381-388, 2003. <http://dx.doi.org/10.1590/s0044-59672003000300004>
- DOUSSEAU, S.; ALVARENGA, A. A.; ARANTES, L. O.; CHAVES, I. S.; AVELINO, E. V. Technology of *Qualea grandiflora* Mart. (Vochysiaceae) seeds. *Cerne*, v. 19, n. 1, p. 93-101, mar. 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/s0104-77602013000100012>
- DÜRR, C.; DICKIE, J. B.; YANG, X.-Y.; PRITCHARD, H. W. Ranges of critical temperature and water potential values for the germination of species worldwide: Contribution to a seed trait database. *Agricultural and Forest Meteorology*, v. 200, n. 1, p. 222-232, jan. 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.09.024>

- FAGUNDES, M.; CAMARGOS, M. G.; COSTA, F. V. da. A qualidade do solo afeta a germinação das sementes e o desenvolvimento das plântulas de *Dimorphandra mollis* Benth. (Leguminosae: Mimosoideae). *Acta Botanica Brasilica*, v. 25, n. 4, p. 908-915, dez. 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/s0102-33062011000400018>
- FERREIRA, J. V. A.; MEIADO, M. V.; SIQUEIRA FILHO, J. A. de. Efeito dos Estresses Hídrico, Salino e Térmico na Germinação de Sementes de *Handroanthus spongiosus* (Rizzini) S. Grose (Bignoniaceae). *Gaia Scientia*, v. 11, n. 4, p. 57-64, 30 jul. 2017. <http://dx.doi.org/10.22478/ufpb.1981-1268.2017v11n4.35470>
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Teresina*. IBGE, 2017. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/v4/brasil/pi/teresina/panorama>>. Acesso em: 15 ago. 2017.
- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). *Dados históricos*. INMET, 2017. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/>>. Acesso em: 18 maio 2017.
- JACOMINE, P. K. T.; CAVALCANTI, A. C.; PESSOA, S. P. C.; BURGOS, N.; MÉLO FILHO, H. F. R.; LOPES, O. F.; MEDEIROS, L. A. R. Levantamento exploratório de solos do estado do Piauí. In: EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA)-SERVIÇO NACIONAL DE LEVANTAMENTO E CONSERVAÇÃO DE SOLOS (SNLCS) (Org.). *Boletim de pesquisa*, v. 36, n. 18, p. 1-782, 1986. (Série Recursos de Solos).
- KHAN, M. I. Effects of seed mass on seedling success in *Artocarpus heterophyllus* L., a tropical tree species of north-east India. *Acta Oecologica*, v. 25, n. 1-2, p. 103-110, mar. 2004. <http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2003.11.007>
- KRISHNAN, A.; BORGES, R. M. A fig tree in a concrete jungle: fine-scale population genetic structure of the cluster fig *Ficus racemosa* in an urban environment. *Urban Ecosystems*, v. 21, n. 1, p. 171-181, 2018. <http://dx.doi.org/10.1007/s11252-017-0707-9>
- LIU, X.; XU, D.; YANG, Z.; ZHANG, N. Geographic variations in seed germination of *Dalbergia odorifera* T. Chen in response to temperature. *Industrial Crops and Products*, v. 102, p. 45-50, ago. 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.indcrop.2017.03.027>
- MACHADO, R. R. B.; MEUNIER, I. M. J.; SILVA, J. A. A.; CASTRO, A. A. J. F. Árvores nativas para a arborização de Teresina, Piauí. *Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana*, v. 1, n. 1, p. 10-18, 2006.
- MAGUIRE, J. D. Speed of Germination—Aid In Selection And Evaluation for Seedling Emergence And Vigor. *Crop Science*, v. 2, n. 2, p. 176-177, 1962. <http://dx.doi.org/10.2135/cropsci1962.0011183x000200020033x>
- MARAGHNI, M.; GORAI, M.; NEFFATI, M. Seed germination at different temperatures and water stress levels, and seedling emergence from different depths of *Ziziphus lotus*. *South African Journal of Botany*, v. 76, n. 3, p. 453-459, ago. 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.sajb.2010.02.092>
- MARTINS, G. N.; SILVA, R. F.; ARAÚJO, E. F.; PEREIRA, M. G.; VIEIRA, H. D.; VIANA, A. P. Influência do tipo de fruto, peso específico das sementes e período de armazenamento na qualidade fisiológica de sementes de mamão do grupo formosa. *Revista Brasileira de Sementes*, v. 27, n. 2, p.12-17, dez. 2005. <http://dx.doi.org/10.1590/s0101-31222005000200003>
- MARTY, C.; BASSIRIRAD, H. Seed germination and rising atmospheric CO<sub>2</sub> concentration: a meta-analysis of parental and direct effects. *New Phytologist*, v. 202, n. 2, p. 401-414, 24 jan. 2014. <http://dx.doi.org/10.1111/nph.12691>
- MEIADO, M. V.; ALBUQUERQUE, L. S. C. ROCHA, E. A.; ROJAS-ARÉCHIGA, M.; LEAL, I. R. Seed germination responses of *Cereus jamacaru* DC. ssp. *jamacaru* (Cactaceae) to environmental factors. *Plant Species Biology*, v. 25, n. 2, p. 120-128, 21 abr. 2010. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1442-1984.2010.00274.x>
- MISHRA, Y.; RAWAT, R.; RANA, P. K.; SONKAR, M. K.; MOHAMMAD, N. Effect of seed mass on emergence and seedling development in *Pterocarpus marsupium* Roxb. *Journal of Forestry Research*, v. 25, n. 2, p. 415-418, 30 abr. 2014. <http://dx.doi.org/10.1007/s11676-014-0469-7>

- MORELLATO, L. P. C.; ALBERTON, B.; CARSTENSEN, S. W.; ESCOBAR, D. F. E.; LEITE, P. T. P.; MENDONZA, I.; ROCHA, N. M. W. B.; SOARES, N. C.; SILVA, T. S. F.; STAGGEMEIER, V. G.; STREHER, A. S.; VARGAS, B. C.; PERES, C. A. Linking plant phenology to conservation biology. *Biological Conservation*, v. 195, p. 60-72, mar. 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2015.12.033>
- NEIL, K.; WU, J.; BANG, C.; FAETH, S. Urbanization affects plant flowering phenology and pollinator community: effects of water availability and land cover. *Ecological Processes*, v. 3, p. 17, 22 ago. 2014. <http://dx.doi.org/10.1186/s13717-014-0017-6>
- OLIVEIRA, A. K. M.; RIBEIRO, J. W. F.; PEREIRA, K. C. L.; SILVA, C. A. A. Effects of temperature on the germination of *Diptychandra aurantiaca* (Fabaceae) seeds. *Acta Scientiarum. Agronomy*, v. 35, n. 2, p. 203-208, 26 mar. 2013. <http://dx.doi.org/10.4025/actasciagron.v35i2.15977>
- OLIVEIRA-BENTO, S. R. S.; TORRES, S. B.; OLIVEIRA, F. N.; PAIVA, E. P.; BENTO, D. A. V. Biometria de frutos e sementes e germinação de *Calotropis procera* Aiton (Apocynaceae). *Bioscience Journal*, v. 29, n. 5, p. 1194-1205, 2013.
- PELEGRINI, L. L.; BORCIONI, E.; NOGUEIRA, A. C.; KOEHLER, H. S.; QUOIRIN, M. G. G. Efeito do estresse hídrico simulado com NaCl, manitol e PEG (6000) na germinação de sementes de *Erythrina falcata* Benth. *Ciência Florestal*, v. 23, n. 2, p. 511-519, 28 jun. 2013. <http://dx.doi.org/10.5902/198050989295>
- QUEIROZ, L. P. *Leguminosas da Caatinga*. Feira de Santana: UEFS, 2009. 443 p.
- QUEIROZ, L.; CARDOSO, D.; FERNANDES, M. F.; MORO, M. F. Diversity and Evolution of Flowering Plants of the Caatinga Domain. In: SILVA, J. M. C. da; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (Orgs.). *Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America*. Nova York: Springer, Cham, 2017. p. 23-63.
- RANAL, M. A.; SANTANA, D. G. de. How and why to measure the germination process? *Revista Brasileira de Botânica*, v. 29, n. 1, p. 1-11, mar. 2006. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-84042006000100002>
- RIBEIRO, J. W. F.; OLIVEIRA, A. K. M.; RODRIGUES, A. P. D. C.; RONDON, E. V. Germination and morphology of seeds and seedlings of *Parkia gigantocarpa* Fabaceae: Mimosoideae. *Floresta*, v. 45, n. 2, p. 303-314, 5 mar. 2015. <http://dx.doi.org/10.5380/RF.V45I2.34504>
- RITO, K. F.; ROCHA, E. A.; LEAL, I. R.; MEIADO, M. V. As sementes de mandacaru têm memória hídrica? *Boletín de La Sociedad Latinoamericana y del Caribe de Cactáceas y Otras Suculentas*, v. 6, n. 1, p. 26-31, jan. 2009.
- SEGURA, F.; VICENTE, M. J.; FRANCO, J. A.; MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, J. J. Effects of maternal environmental factors on physical dormancy of *Astragalus nitidiflorus* seeds (Fabaceae), a critically endangered species of SE Spain. *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, v. 216, p. 71-76, set. 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.flora.2015.09.001>
- SILVA, B. M. da S. e; CARVALHO, N. M. de. Efeitos do estresse hídrico sobre o desempenho germinativo da semente de faveira (*Clitoria fairchildiana* R.A. Howard. - Fabaceae) de diferentes tamanhos. *Revista Brasileira de Sementes*, v. 30, n. 1, p. 55-65, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/s0101-31222008000100008>
- SILVA, C. B. da; LOPES, M. M.; MARCOS-FILHO, J.; VIEIRA, R. D. Automated system of seedling image analysis (SVIS) and electrical conductivity to assess sun hemp seed vigor. *Revista Brasileira de Sementes*, v. 34, n. 1, p. 55-60, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/s0101-31222012000100007>
- SOUSA, S. R.; CASTRO, A. A. J.; FARIAS, R. R. S.; SOUSA, G. M.; CASTRO, N. M. C. F. Fitoecologia do complexo de Campo Maior, Piauí, Brasil. *Publicações Avulsas em Conservação de Ecossistemas*, v. 22, p. 1-25, 2009. <https://dx.doi.org/10.18029/1809-0109/pace.n22p1-22>
- SOUZA, M. L.; FAGUNDES, M. Seed Size as Key Factor in Germination and Seedling Development of *Copaifera langsdorffii* (Fabaceae). *American Journal of Plant Sciences*, v. 5, n. 17, p. 2566-2573, 2014. <http://dx.doi.org/10.4236/ajps.2014.517270>



VALIN JUNIOR, M. de O.; RIBEIRO, K. A.; SANTOS, F. M. M.; NOGUEIRA, M. C. J. A.; MUSIS, C. R. Análise da variação higrótérmica entre área rural e urbana em período de nível crítico de umidade no Vale do Rio Cuiabá. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, Santa Maria, v. 19, n. 2, p. 1392-1399, maio 2015. <http://dx.doi.org/10.5902/2236117016864>

VIANA, A. F. S. C.; FERNANDES, H. B.; SILVA, F. V.; OLIVEIRA, I. S.; FREITAS, F. F.; MACHADO, F. D.; COSTA, C. L.; ARCANJO, D. D.; CHAVES, M. H.; OLIVEIRA, F. A.; OLIVEIRA, R. C. Gastroprotective activity of *Cenostigma macrophyllum* Tul. var. *acuminata* Teles Freire leaves on experimental ulcer models. *Journal of Ethnopharmacology*, v. 150, n. 1, p. 316-323, out. 2013.

XU, Z.; SHIMIZU, H.; ITO, S.; YAGASAKI, Y.; ZOU, C.; ZHOU, G.; ZHENG, Y. Effects of elevated CO<sub>2</sub>, warming and precipitation change on plant growth, photosynthesis and peroxidation in dominant species from North China grassland. *Planta*, v. 239, n. 2, p. 421-435, 2014. <http://dx.doi.org/10.1007/s00425-013-1987-9>

ZHANG, Z. X.; TIAN, X.; BAI, Y.; LIU, H.; NIU, X.; WANG, Z.; WANG, Q. Field Sandbur (*Cenchrus pauciflorus*) Seeds in the Same Bur Respond Differently to Temperature and Water Potential in Relation to Germination in a Semi-Arid Environment, China. *Plos One*, v. 11, n. 12, p. 168-394, 19 dez. 2016. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0168394>

ZHANG, Z. X.; ZHANG, K.; TIAN, X. Characteristics of biological components of *Cenchrus pauciflorus* under wet and dry habitats. *Pratacult Science*, v. 12, p. 21, 2012. [http://en.cnki.com.cn/Article\\_en/CJFDTOTAL-CYKX201212021.htm](http://en.cnki.com.cn/Article_en/CJFDTOTAL-CYKX201212021.htm)



