

ORGANIZAÇÃO:

Francisco de Assis de Souza Filho
Eduardo Delgado Assad
Stoécio Malta Ferreira Maia
Iana Alexandra Alves Rufino
Renan Vieira Rocha

NEXUS CLIMA, RECURSOS HÍDRICOS, AGRICULTURA E ENERGIA NA BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO

REALIZAÇÃO



UNIVERSIDADE
FEDERAL DO CEARÁ



INSTITUTO FEDERAL
Alagoas



Rede Clima
Instituto de Políticas
Globais no Brasil

FINANCIADORES



APOIADORES



Finep
INOVAÇÃO E PESQUISA

ORGANIZADORES:

Francisco de Assis de Souza Filho

Eduardo Delgado Assad

Stoécio Malta Ferreira Maia

Iana Alexandra Alves Rufino

Renan Vieira Rocha

**NEXUS CLIMA, RECURSOS HÍDRICOS,
AGRICULTURA E ENERGIA NA BACIA
ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO**

Fortaleza, CE

2022

NEXUS CLIMA, RECURSOS HÍDRICOS, AGRICULTURA E ENERGIA NA BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO

© 2022 Copyright by FRANCISCO DE ASSIS DE SOUZA FILHO, EDUARDO DELGADO ASSAD, STOÉCIO MALTA FERREIRA MAIA, IANA ALEXANDRA ALVES RUFINO E RENAN VIEIRA ROCHA

TODOS OS DIREITOS RESERVADOS

Diagramação eletrônica

Ravelle Gadelha

Capa

Renan Rodrigues

Conselho Editorial

Prof.^a. Dra. Elba Braga Ramalho

Prof. Dr. Henrique Figueiredo Carneiro

Prof. Dr. Ismael Pordeus Jr

Prof.^a. Dra. Neuma Cavalcante

Prof. Dr. Túlio de Souza Muniz

Ficha Catalográfica

Bibliotecária: Perpétua Socorro Tavares Guimarães
CRB 3/801-98

Nexus clima, recursos hídricos, agricultura e energia na bacia estendida do Rio São Francisco
/ Organização de Francisco de Assis de Souza Filho, Eduardo Delgado Assad,
Stoécio Malta Ferreira Maia et al.- Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora, 2022.

946 p.

ISBN: 978-65-5556-498-3

1. Recursos hídricos

I. Título

CDD: 333.91

AUTORES

ORGANIZADORES

Francisco de Assis de Souza Filho

Eduardo Delgado Assad

Stoécio Malta Ferreira Maia

Iana Alexandra Alves Rufino

Renan Vieira Rocha

AUTORES

Alan Massarhu Naka

Ályson Brayner Sousa Estácio

André Luiz de Carvalho

Bárbara Viana Bezerra Nobre

Carla Caroline Alves Carvalho

Carlos de Oliveira Galvão

Carlos Eduardo Sousa Lima

Cleiton da Silva Silveira

Cybelle Frazão Costa Braga

Dirceu S. Reis Jr
Eduardo Delgado Assad
Fernanda Valente
Francisco de Assis de Souza Filho
Gabriela de Azevedo Reis
Gabriela Dorneles
Greicy Kelly da Silva
Higor Costa de Brito
Iana Alexandra Alves Rufino
João Dehon Pontes Filho
João Maria de Andrade
João Paulo Silva
John Elton de Brito Leite Cunha
José Benevides Lôbo Neto
Laís Marques de Oliveira
Larissa Zaira Rafael Rolim
Louise Caroline Peixoto Xavier
Maria José de Sousa Cordão
Marilia Ribeiro Zanetti,
Marx Vinicius Maciel da Silva
Mauro Ricardo Roxo Nóbrega
Renan Vieira Rocha
Rivaildo da Silva Filho
Rochele Sheila Vasconcelos
Rodolfo Nóbrega
Samíria Maria de Oliveira da Silva
Saniel Carlos dos Santos

Saulo A. de Souza

Stefan Erasmi

Stoécio Malta Ferreira Maia

Sullyandro Oliveira Guimarães

Tais Maria Nunes Carvalho

Tereza Helena Costa Nunes

Tereza Margarida Xavier de Melo Lopes

Thaís Antero de Oliveira

Vanessa Puglieiro Silva

Victor Costa Porto

Wanessa Dunga de Assis,

Yáscara Maia Araújo de Brito

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO 15

PREFÁCIO19

DIAGNÓSTICO

NEXO: EVOLUÇÃO CONCEITUAL E DESAFIOS DA ABORDAGEM23

Bárbara Viana Bezerra Nobre e Samíria Maria Oliveira da Silva

CARACTERIZAÇÃO SOCIOECONÔMICA DA BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO 53

Larissa Zaira Rafael Rolim, Francisco de Assis de Souza Filho e Gabriela de Azevedo Reis

BASE DE DADOS HIDROMETEOROLÓGICA DA BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO 71

Renan Vieira Rocha, Ályson Brayner Sousa Estácio e Francisco de Assis de Souza Filho

CARACTERIZAÇÃO ENERGÉTICA DA BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO.....81

Victor Costa Porto e Francisco de Assis de Souza Filho

UTILIZAÇÃO DE PRODUTOS MAPBIOMAS NA CARACTERIZAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA BESF89

Iana Alexandra Alves Rufino, Higor Costa de Brito, Yáscara Maia Araújo de Brito, Vanessa Silva Pugliero e Eduardo Delgado Assad

**CARACTERIZAÇÃO DA BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO
FRENTE A SECA PLURIANUAL 2013–2016 109**

*Yáscara Maia Araújo de Brito, Iana Alexandra Alves Rufino e Cybelle Frazão
Costa Braga*

**SUPERFÍCIE HÍDRICA E PRECIPITAÇÃO NOS ESTADOS RECEPTORES
DAS ÁGUAS DO PROJETO DE INTEGRAÇÃO DO RIO SÃO FRANCISCO
..... 131**

*Higor Costa de Brito, Yáscara Maia Araújo de Brito, Wanessa Dunga de Assis,
Yuciara Costa Barbosa Ferreira, Rochele Sheila Vasconcelos e Iana Alexandra
Alves Rufino*

**INFRAESTRUTURA URBANA VERSUS SUPERFÍCIE HÍDRICA NA BESF:
UMA ANÁLISE MULTITEMPORAL 153**

*Higor Costa de Brito, Rochele Sheila Vasconcelos, Yáscara Maia Araújo de Brito,
Carla Caroline Alves Carvalho, Tereza Helena Costa Nunes e Iana Alexandra Alves
Rufino*

**ALBEDO DE SUPERFÍCIE COMO PROXY PARA REMOÇÃO DA
COBERTURA DO SOLO EM FLORESTAS SAZONALMENTE SECAS:
EVIDÊNCIAS DA CAATINGA.....167**

*John Cunha, Rodolfo Nóbrega, Iana Rufino, Stefan Erasmi, Carlos Galvão e
Fernanda Valente*

**DINÂMICA DO USO E COBERTURA DO SOLO E EVOLUÇÃO DAS
DEMANDAS CONSUNTIVAS DA BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO
FRANCISCO, BRASIL..... 195**

*Carlos Eduardo Sousa Lima, Marx Vinicius Maciel da Silva, Greicy Kelly da Silva,
Mauro Ricardo Roxo Nóbrega e Cleiton da Silva Silveira*

**AVALIAÇÃO DA PERCEPÇÃO ÀS SECAS COMO SUBSÍDIO A
SEGURANÇA HÍDRICA.....225**

*Louise Caroline Peixoto Xavier, Samiria Maria Oliveira da Silva, Taís Maria Nunes
Carvalho e Francisco de Assis Souza Filho*

VARIABILIDADE E MUDANÇA CLIMÁTICA E AS SECAS

ANÁLISE DOS PADRÕES DE VARIABILIDADE DAS SÉRIES DE VAZÃO DA BACIA DO RIO SÃO FRANCISCO.253

Larissa Zaira Rafael Rolim e Francisco de Assis de Souza Filho

AVALIAÇÃO DA ESTACIONARIEDADE E TENDÊNCIA DE SÉRIES TEMPORAIS DE VAZÃO NA BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO.....265

Larissa Zaira Rafael Rolim e Francisco de Assis de Souza Filho

DETECÇÃO DE MUDANÇA DE REGIME EM SÉRIES DE VAZÃO DE BAIXA FREQUÊNCIA: UMA APLICAÇÃO AO RESERVATÓRIO DE SOBRADINHO..... 279

Larissa Zaira Rafael Rolim e Francisco de Assis de Souza Filho

ANÁLISE E DETECÇÃO DE MUDANÇAS PARA A BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO295

Renan Vieira Rocha e Francisco de Assis de Souza Filho

AVALIAÇÃO DOS MODELOS CMIP6 PARA REPRESENTAÇÃO DA PRECIPITAÇÃO NO NORDESTE SETENTRIONAL317

João Dehon Pontes Filho, Francisco de Assis de Souza Filho, Renan Vieira Rocha e Sullyandro Oliveira Guimarães

PADRÕES DE PRECIPITAÇÃO E TEMPERATURA DO PERÍODO HISTÓRICO DO MODELO RCA4 DO PROJETO CORDEX E DOS MODELOS DO CMIP6 SOBRE A BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO, BRASIL..... 341

Greicy Kelly da Silva, Marx Vinicius Maciel da Silva, Carlos Eduardo Sousa Lima, Mauro Ricardo Roxo Nóbrega e Cleiton da Silva Silveira

PROJEÇÕES DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS DE TEMPERATURA E PRECIPITAÇÃO DO MODELO RCA4 DO PROJETO CORDEX E DOS MODELOS DO CMIP6 SOBRE A BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO, BRASIL.....371

Marx Vinicius Maciel da Silva, Greicy Kelly da Silva, Carlos Eduardo Sousa Lima, Mauro Ricardo Roxo Nóbrega e Cleiton da Silva Silveira

RELAÇÕES ENTRE SECAS METEOROLÓGICAS, AGRÍCOLAS E HIDROLÓGICAS EM UMA REGIÃO SEMIÁRIDA DO ESTADO DO CEARÁ 403

Thaís Antero de Oliveira, Francisco de Assis de Souza Filho e João Dehon Pontes Filho

IMPACTO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS NA ARIDEZ DA BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO, BRASIL.....423

Mauro Ricardo Roxo Nóbrega, Marx Vinicius Maciel da Silva, Carlos Eduardo Sousa Lima, Greicy Kelly da Silva e Cleiton da Silva Silveira

USO E OCUPAÇÃO DO SOLO E SUA RELAÇÃO COM O CLIMA

SEPARAÇÃO DOS EFEITOS DO CLIMA E DE ALTERAÇÕES ANTRÓPICAS NA BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO NAS VAZÕES MÉDIAS ANUAIS DE LONGO PERÍODO: UMA ABORDAGEM BASEADA EM BUDYKO..... 447

Gabriela Dorneles, Saulo A. de Souza e Dirceu S. Reis Jr.

CLASSIFICAÇÃO DA COBERTURA DO SOLO DA CAATINGA: COMPARAÇÃO DE ABORDAGENS EM MACHINE LEARNING UTILIZANDO DADOS LANDSAT MONO E MULTI-TEMPORAIS 477

João Maria de Andrade, John Elton de Brito Leite Cunha, Iana Alexandra Alves Rufino e Carlos de Oliveira Galvão

CLASSIFICAÇÃO DA COBERTURA DO SOLO DA CAATINGA: ANÁLISE TEMPORAL E MULTIESPECTRAL497

João Maria de Andrade, John Elton de Brito Leite Cunha, Iana Alexandra Alves Rufino e Carlos de Oliveira Galvão

ÍNDICES DE VEGETAÇÃO NA IDENTIFICAÇÃO DE MUDANÇAS DO USO DA TERRA: REPRESENTAÇÃO MATEMÁTICA DO NDVI517

Rivaildo da Silva Filho, Rochele Sheila Vasconcelos, Carlos de Oliveira Galvão, Iana Alexandra Alves Rufino e John Elton de Brito Leite Cunha

RECURSOS HÍDRICOS: OFERTA E DEMANDA

CALIBRAÇÃO DE UM MODELO HIDROLÓGICO DE PASSO DIÁRIO NA BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO COM ESTAÇÕES IDENTIFICADAS COMO ESTACIONÁRIAS..... 541

Dirceu S. Reis Jr. e Saulo A. de Souza

MODELAGEM HIDROLÓGICA DA BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO.....557

Ályson Brayner Sousa Estácio, Francisco de Assis de Souza Filho e Victor Costa Porto

O IMPACTO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS (COM CMIP6) NO REGIME DE VAZÕES DA BACIA DO RIO SÃO FRANCISCO 581

Ályson Brayner Sousa Estácio, Francisco de Assis de Souza Filho e Sullyandro Oliveira Guimarães

MAPEAMENTO DA PRODUÇÃO CIENTÍFICA INTERNACIONAL SOBRE PREVISÃO DA DEMANDA HÍDRICA URBANA..... 599

Tereza Margarida Xavier de Melo Lopes e Samiria Maria Oliveira da Silva

DEMANDAS URBANAS E O RISCO DE DESABASTECIMENTO EM CAMPINA GRANDE: O QUE (NÃO) MUDOU COM O PISF? 619

Maria José de Sousa Cordão, Iana Alexandra Alves Rufino e Cybelle Frazão Costa Braga

CENÁRIOS URBANOS DINÂMICOS DE DEMANDA DE ÁGUA: UMA ABORDAGEM INTEGRADA E ESPECIALIZADA EM CAMPINA GRANDE – PB..... 643

Laís Marques de Oliveira e Iana Alexandra Alves Rufino

MODELAGEM DINÂMICA ESPACIAL APLICADA À PREVISÃO DA DEMANDA HÍDRICA..... 663

Tereza Margarida Xavier de Melo Lopes, Samiria Maria Oliveira da Silva, Laís Marques de Oliveira e Tais Maria Nunes Carvalho

DINÂMICAS DO USO DO SOLO URBANO: CENARIZAÇÃO FUTURA COM AUTÔMATOS CELULARES EM FORTALEZA687

Laís Marques de Oliveira, Samiria Maria Oliveira da Silva, Francisco de Assis de Souza Filho, Iana Alexandra Alves Rufino, Higor Costa de Brito e Tereza Margarida Xavier de Melo Lopes

APLICAÇÃO DE PROGRAMAÇÃO DINÂMICA ESTOCÁSTICA E DUAL ESTOCÁSTICA NA OTIMIZAÇÃO DA OPERAÇÃO DO SISTEMA DE RESERVATÓRIOS DE MÚLTIPLOS USOS DO RIO SÃO FRANCISCO...711

Victor Costa Porto e Francisco de Assis de Souza Filho

AGRICULTURA: RISCOS E EMISSÕES

ZONEAMENTO AGRÍCOLA DE RISCOS CLIMÁTICOS DO BRASIL: AVALIAÇÃO PRESENTE E PROJEÇÃO FUTURA PARA A BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO755

Eduardo Delgado Assad, Vanessa Silva Pugliero, Marília Ribeiro Zanetti, João Paulo Silva, João Dehon Pontes Filho e Francisco de Assis de Souza Filho

INDICADORES DA AGROPECUÁRIA NA BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO: DADOS ATUAIS E EM CENÁRIOS FUTUROS DE MUDANÇAS DO CLIMA 799

Saniel Carlos dos Santos, Vanessa Puglieiro Silva, João Paulo Silva, Alan Massarhu Naka, João Dehon Pontes Filho, Francisco de Assis de Souza Filho, Stoécio Malta Ferreira Maia e Eduardo Delgado Assad

EMISSÕES DE GASES DO EFEITO ESTUFA NO SETOR AGROPECUÁRIO EM DIFERENTES CENÁRIOS DE MUDANÇAS DO CLIMA NA BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO837

Saniel Carlos dos Santos, Vanessa Puglieiro Silva, Eduardo Delgado Assad e Stoécio Malta Ferreira Maia

MUDANÇAS NOS ESTOQUES DE CARBONO ORGÂNICO DO SOLO NA BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO 865

Saniel Carlos dos Santos, Higor Costa de Brito, Iana Alexandra Alves Rufino e Stoécio Malta Ferreira Maia

ESTRATÉGIAS DE MITIGAÇÃO DE EMISSÕES DE GE NA BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO 889

Stoécio Malta Ferreira Maia, Saniel Carlos dos Santos e Eduardo Delgado Assad

PERDAS DA PRODUÇÃO AGRÍCOLA E EVENTOS CLIMÁTICOS EXTREMOS NA BASE ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO 901

Saniel Carlos dos Santos, André Luiz de Carvalho, Eduardo Delgado Assad e Stoécio Malta Ferreira Maia

GERENCIAMENTO DE RECURSOS NATURAIS NA PERSPECTIVA DA ABORDAGEM NEXO: O CASO DO SÍTIO BROTANDO A EMANCIPAÇÃO, CEARÁ, BRASIL. 917

Bárbara Viana Bezerra Nobre e Samíria Maria Oliveira da Silva

APRESENTAÇÃO

Os Estados Nacionais, com destaque àqueles em desenvolvimento, enfrentam um difícil desafio no atendimento às crescentes demandas dos setores de alimentos, água e energia, possivelmente agravado com a intensificação das alterações climáticas. A adaptação efetiva às mudanças climáticas globais requer o uso eficiente de terra, água, energia, outros recursos e a integração de esforços que minimizem os impactos negativos e maximizem sinergias. No entanto, o processo de tomada de decisão geralmente segue uma abordagem, que não leva em conta as interconexões e interdependência entre os três setores (água, energia e alimento).

Uma outra abordagem que vincula e avalia as estreitas relações entre os setores energia, água e alimentos, denominada NEXUS vem ganhando espaço, uma vez que compreende ações vinculadas a um sistema com potencial de afetar um ou mais setores. Nesse ambiente, a gestão energética, hídrica e alimentar estão intimamente ligadas e, portanto, devem ser geridas de modo integrado para atender de forma eficaz às necessidades de uma população mundial em constante crescimento de forma a prover Segurança Hídrica, Segurança Alimentar e Segurança Energética.

Os esforços realizados até agora para compreender as interações dos setores não são suficientes, o que requer uma atenção mais regionalizada e atenta objetivando uma abordagem aderente a realidade socio-natural de uma situação concreta.

A abordagem NEXUS pode contribuir na adoção de medidas de adaptação às mudanças climáticas e ajudar, assim, a reduzir as vulnerabilidades alimentar, hídrica e energética, aumentando o uso de recursos de forma eficiente e incentivando uma maior coerência política e eficácia dos planos de adaptação. A referida abordagem emerge como metodologia no contexto no Fórum Econômico Mundial de 2008 com a divulgação posterior do relatório **“Water Security: The Water-Energy-Food-Climate Nexus”**, visando aumentar a conscientização de como a água está ligada ao crescimento econômico em diversos âmbitos e de como a manutenção do padrão de negócios vigente impõe um grande desafio para a segurança hídrica. Do ponto de vista científico, a abordagem do conceito de NEXUS tem como marco a Conferência de Bonn na Alemanha em 2011.

Apesar da metodologia NEXUS ter apresentado uma rápida difusão no meio científico com a publicação de inúmeros artigos e trabalhos empíricos, não há um consenso sobre a definição conceitual de tal abordagem. Diante das diferentes conceitualizações presentes na literatura, com variação dos setores abrangidos até a forma de aplicação do NEXUS, é importante destacar o seu principal aspecto, que é a multidimensionalidade e interdependência da segurança hídrica, alimentar e energética, promovendo uma migração de decisões setoriais isoladas para uma abordagem multissetorial e uma visão holística.

A governança brasileira da mudança climática e seus vínculos à água, alimentos e energia são ordenados pela Política e Plano Nacional sobre Mudança do CLIMA (PNMC). Nesse ordenamento, a Rede Brasileira de Pesquisas sobre Mudanças Climáticas Globais (Rede CLIMA) constitui-se em um importante pilar de apoio às atividades de Pesquisa e Desenvolvimento do PNMC para atender às necessidades nacionais de conhecimento sobre mudanças do

clima, incluindo a produção de informações para formulação de políticas públicas

Nesse contexto, o Projeto Integrativo Segurança Hídrica, Alimentar e Energética (PI-SHAE), aqui apresentado, buscou avaliar soluções sustentáveis, para promover uma produção agrícola integrada à manutenção e bom uso dos recursos hídricos e à geração de energia, diante dos cenários de aquecimento global e mudanças climáticas no Brasil. O PI-SHAE circunscrever-se-á a Bacia do Rio São Francisco, região-piloto para as análises, considerando os elevados conflitos potenciais (ambientais e sociais), e seguindo orientação do Ministério de Ciência Tecnologia Inovação (MCTI).

Assim, a presente publicação apresenta os resultados do “Projeto de Pesquisa Integrativo Segurança Alimentar, Segurança Hídrica e Segurança Energética (SHAE)” submetido ao “Edital MCTIC/CNPq nº 19/2017 NEXUS I: Pesquisa e Desenvolvimento em Ações Integradas e Sustentáveis para a Garantia da Segurança Hídrica, Energética e Alimentar dos Biomas Caatinga e Cerrado”.

Este projeto objetivou analisar, identificar e mapear, de forma integrada e transversal o panorama da segurança alimentar, hídrica e energética na Bacia estendida do Rio São Francisco no contexto das mudanças climáticas utilizando a abordagem NEXUS Água, Energia e Alimento. A rede de pesquisa articulada em torno da proposta foi liderada pela Universidade Federal do Ceará (UFC), EMBRAPA, Instituto Federal de Alagoas (IFAL) e a Universidade Federal de Campina Grande (UFCG). As instituições associaram-se na construção deste projeto no ambiente da Rede Brasileira de Pesquisas sobre Mudanças Climáticas Globais (REDE CLIMA) e as atividades desenvolvidas neste projeto podem ser consideradas no contexto desta rede de colaboração.

A região analisada pelo projeto é a bacia hidrográfica do Rio São Francisco estendida. Região que contempla o Nordeste Setentrional

que é beneficiado pelo Projeto de Integração do São Francisco, além da própria bacia do São Francisco.

O Presente livro é dividido em cinco seções. A primeira seção apresenta diagnóstico sobre a região de estudo, a segunda seção apresenta análise dos padrões de variabilidade e mudança climática e a ocorrência das secas, a terceira seção discute o uso e ocupação do solo e sua relação com o clima, a quarta seção trata de forma específica dos recursos hídricos e a quinta seção tem como foco a agricultura os riscos associados ao clima e os padrões de emissão de gases do efeito estufa.

Espera-se que esta publicação contribua para a construção da abordagem NEXUS e de forma mais específica, que contribua na construção da segurança hídrica, alimentar e energética.

Com esta primeira abordagem desenvolvida e validada na bacia do Rio São Francisco, é possível que a metodologia adotada possa ser adaptada e utilizada em outras bacias hidrográficas brasileiras. A adoção da abordagem NEXUS permite que a interação entre os temas seja adaptada em qualquer bacia hidrográfica. Essa talvez seja uma das grandes contribuições deste trabalho

Diversos pesquisadores deste projeto tiveram bolsas financiadas pelo CNPq, pela CAPES e pela Fundação Cearense de Apoio a Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP), a quem agradecemos.

Os Organizadores

PREFÁCIO

Promovida por agências da Organização das Nações Unidas (ONU) como uma abordagem fundamental para a implementação dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), a abordagem NEXUS encontrou obstáculos para ser aplicada onde, a princípio, é mais necessária: em países de baixa e média renda. A abordagem amplamente difundida do NEXUS baseia-se no argumento de que a ênfase nas interfaces dos títulos de água, energia e alimentos geralmente leva a intervenções contraditórias e ao uso ineficiente dos recursos naturais. Nesse sentido, a gestão pública tem o desafio de internalizar problemas reais, como as mudanças climáticas, de forma transversal, cruzando os diversos setores envolvidos com a capacitação adaptativa.

Diante da urgência que o desafio das mudanças climáticas globais impõe à sociedade e à necessidade crítica de conhecimento científico relevante e de alta qualidade para subsidiar políticas públicas com foco nessas questões, o Governo Federal do Brasil criou em 2008 a Rede Brasileira de Pesquisa em Clima Global Mudança – Rede CLIMA. A Rede CLIMA é uma rede de 16 grupos de pesquisa interdisciplinares, que interagem em diferentes níveis e programas, por meio de abordagens inter e transdisciplinares. As atividades de pesquisa da Rede CLIMA vêm priorizando progressivamente o uso de métodos interdisciplinares e transdisciplinares para abordar as causas e efeitos das mudanças climáticas globais em nível nacional

e regional. Como resultado desta visão, A Rede CLIMA iniciou em 2016 o desenvolvimento de dois Projetos Integrativos, utilizando como estudo-piloto a Bacia estendida do Rio São Francisco. A definição da Bacia do Rio São Francisco como primeiro objeto de estudo se deu exatamente por esta ser caracterizada pela existência de conflitos históricos envolvendo o uso extensivo de suas águas, seja para abastecimento das populações, para a produção de bens agrícolas, e para a geração de energia.

É com muita satisfação, portanto, que apresentamos aqui este livro, *Nexus Clima, Recursos Hídricos e Agricultura na Bacia Estendida do Rio São Francisco*, que traz um conjunto de artigos científicos que compilam os trabalhos desenvolvidos por pesquisadores da Rede CLIMA e de diferentes organismos. Uma leitura obrigatória para pesquisadores envolvidos com a temática, e um importante subsídio à elaboração de políticas públicas que permitam ações concretas de adaptação às mudanças do clima.

Moacyr Araujo
Coordenador da Rede CLIMA

DIAGNÓSTICO

NEXO: EVOLUÇÃO CONCEITUAL E DESAFIOS DA ABORDAGEM

*Bárbara Viana Bezerra Nobre
Samíria Maria Oliveira da Silva*

1. INTRODUÇÃO

O acesso à água potável, à segurança alimentar e ao desenvolvimento de modernos sistemas de produção de energia limpa são fundamentais para se alcançar os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS), expostos na Agenda 2030 da Organização das Nações Unidas (ONU). Os primeiros debates sobre o tema focavam-se em três vertentes principais: “crescimento econômico, equidade social e equilíbrio ecológico” (DONAIRE, 2009, citado por MOTA, 2016, p. 415), já presentes no Relatório Brundtland (ONU, 1991), publicado em 1987 e pioneiro na discussão sobre desenvolvimento sustentável. Dentre os ODS estão a erradicação da pobreza e da fome, consumo e produção sustentáveis, medidas urgentes sobre as mudanças climáticas, acesso à energia limpa, à água potável e ao saneamento básico, além da promoção de sociedades pacíficas e justas.

Desde então, as discussões avançam e buscam contemplar outras dimensões na conceitualização de “desenvolvimento sustentável”, como institucional, jurídica e cultural. De acordo com o professor Amartya Sen, pensador nas áreas de economia, filosofia e um dos idealizadores do Índice de Desenvolvimento

Humano da ONU, valores como liberdade e democracia possuem centralidade na concepção de desenvolvimento e cenários sustentáveis, constituindo-se como meio e fim do próprio desenvolvimento. Dessa forma, o pensador conjumina Democracia, Direito e Desenvolvimento Sustentável através do fomento à expansão e consolidação das liberdades democráticas (Kang, 2011; Zolet & Morais, 2015).

De acordo com a argumentação desenvolvida, o conceito de desenvolvimento necessita alcançar um nível de conceitualização que inclua a inserção de segmentos e grupos considerados “não desenvolvidos”, no que estes consideram primordial para a vida das futuras gerações e que perpassa diferentes concepções e culturas, para além das narrativas de países desenvolvidos.

Considerando tantos elementos e correlações em um quadro de referência de desigualdades culturais, de disponibilidade geográfica e desigualdades econômicas entre as nações, o acesso a recursos e serviços muitas vezes enfrenta problemas como escassez, falta de investimentos e de políticas públicas, o que tende a se agravar perante o aprofundamento de crises econômicas e a pressão adicional das mudanças climáticas. A abordagem “NEXO: água-energia-alimento”, ou simplesmente NEXO, busca considerar essas conexões de forma ampla e complexa, analisando os impactos sociais, econômicos e ambientais envolvidos quando se trata de planejamento, inovação tecnológica e formulação de políticas. Através dessa abordagem interdisciplinar podem ser desenvolvidos métodos de avaliação, planejamento e monitoramento, técnicas de modelagem e análise de risco a nível local, regional e global.

A palavra “nexo” vem do latim *nexus* e significa “conexão, vínculo, união, coerência, elo, estrutura de ligação” de acordo com o dicionário Michaelis da língua brasileira. Pode ser entendido em um contexto de interconexões e interdependências, como,

por exemplo, o são os sistemas de gestão dos recursos hídricos, produção de energia e de alimentos, estando intrinsecamente ligados. Sendo uma visão holística, a abordagem NEXO busca auxiliar na resolução de conflitos propondo soluções dentro de uma perspectiva de desenvolvimento sustentável nesses domínios minimizando riscos através de processos de análise, inovação e aplicação de tecnologia.

De acordo com a abordagem desenvolvida, para suprir a demanda da crescente população mundial, especialmente em países em desenvolvimento, é necessário considerar estes três aspectos de maneira integrada, pois cada um desses domínios possui interferências diretas nos demais. O acesso precário a fontes de água tratada e energia pode reduzir a oferta de alimentos, enquanto a geração de energia depende de fontes de água ao passo que o tratamento e abastecimento de água depende, por sua vez, de fontes confiáveis de energia (Terrapon-Pfaff et al., 2018).

Na literatura científica internacional podem ser encontradas revisões de literatura sobre o Nexo como em Proctor *et al.* (2021), Cai *et al.* (2018); Bleischwitz *et al.* (2018); Brouwer *et al.* (2018); Albrecht, Crootof e Scott (2018); Olawuyi (2020), dentre outros. Essas revisões têm abordado a rápida expansão desse conceito na área acadêmica e em novas configurações políticas a partir do surgimento de desafios complexos e necessidade de gestão eficaz de recursos e processos. Geralmente analisam os vários métodos propostos para fornecer uma base de conhecimento visando a implementação de práticas baseadas no NEXO e desenvolvimento de melhores métodos analíticos.

No Brasil, essas revisões ainda são incipientes. Podemos encontrar trabalhos como o de Ferraço e Moraes (2019) no âmbito do direito ambiental, enquanto Mercure et al. (2019) discutem os principais avanços do uso dessa abordagem nas escalas federal,

estadual e municipal no contexto de pressões sem precedentes nos ecossistemas brasileiros a partir de mudanças ambientais e econômicas globais.

A publicação mais recente, de Campos *et al.* (2021), considera o Brasil um caso exemplar, onde pesquisas que utilizam o NEXO podem proliferar e visam identificar interligações críticas e, por vezes, negligenciadas pela literatura. Os autores propõem um novo método para a criação de uma agenda de pesquisa para avançar nas avaliações dos elos entre os recursos naturais de forma a se melhorar a governança desses recursos no país. Através de revisões sistemáticas de documentos geográficos relevantes, foram estabelecidas conexões que podem caracterizar lacunas nas pesquisas e nas prioridades políticas. Os pesquisadores constatam que cerca de 36% das práticas revisadas envolvem mais de um recurso por vez, caracterizando interligações não consideradas pela prática institucional e pela literatura. Ao fim, selecionaram alguns indicadores quantitativos para identificar algumas das interligações mais críticas a respeito de sinergias e trade-offs representativos das práticas no contexto nacional, quais sejam, irrigação para expansão de culturas energéticas, transporte de biocombustíveis e lenha, desmatamento para criação de pastagens e geração de hidreletricidade. A partir daí, sugerem futuras pesquisas para sinergias e compensação dessas práticas em relação aos seus efeitos.

O presente capítulo visa ser uma forma de contribuição para uma maior divulgação da abordagem NEXO e para discussões a respeito da evolução do conceito, das vantagens, desvantagens e desafios da consolidação da abordagem como ferramenta que subsidie o alcance dos ODS. A análise bibliométrica foi realizada através da base de dados Web of Science, que faz parte do Portal da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

2. A CONSTRUÇÃO DO SIGNIFICADO DE NEXO

O conceito de NEXO vem ganhando atenção nos últimos anos, ao lado de outros conceitos como Economia Circular, Ecologia Industrial, Gerenciamento Sustentável de Recursos e outros. Essas abordagens decorrem das consequências cada vez mais imprevisíveis das ações humanas no planeta, o que já levou cientistas a nomearem a atual época geológica como “Antropoceno”, marcada pela ação humana.

Durante toda a história do *homo sapiens*, a natureza forneceu os insumos necessários para a sobrevivência e reprodução das sociedades. Em boa parte desse período, os ecossistemas possuíram a capacidade de absorver os resíduos e fornecer recursos até que essas cadeias começam a se romper. Extinções em massa e epidemias são desencadeadas, catástrofes ambientais tornam-se cada vez mais frequentes, e nem a financeirização promovida por seguradoras, com seus derivativos climáticos, titularizações de riscos e “cat bonds”¹, consegue mais conter a crise econômica causada pela crise ambiental.

No quadro de referência do antropoceno, onde:

a atividade humana já transformou entre um terço e metade da superfície terrestre; a maior parte dos rios foi represada ou desviada; as fábricas de fertilizantes produzem mais nitrogênio do que é gerado naturalmente por todos os ecossistemas terrestres; a atividade pesqueira retira mais de um terço da produção primária das águas litorâneas dos oceanos; os seres humanos utilizam mais da metade do escoamento de água doce do mundo (KUNH, 2010, citado em KOLBERT, 2015, p. 117),

1 Ver o artigo “Quando as finanças se conectam à natureza”. Disponível em: <https://diplomatie.org.br/quando-as-financas-se-conectam-com-a-natureza/>. Acesso em 15 mai. 2020.

ao ponto em que até a composição da atmosfera é alterada, a abordagem NEXO toma fôlego para contribuir com as mudanças de paradigma necessárias na promoção de sustentabilidade e resiliência no metabolismo entre as sociedades humanas e o meio ambiente.

Esta abordagem surge como metodologia definida por volta de 2008, em meio a uma grave crise econômica mundial desencadeada pela falência do banco americano Lehman Brothers e pela enxurrada de créditos “podres” ao redor do mundo, causando a falência de inúmeros bancos, empresas e o aumento do desemprego em vários países. Nessa época, tornou-se paradigmática a discussão sobre segurança, estabilidade, enfrentamento aos desafios globais, tanto sociais quanto climáticos, e como realizar investimentos para um desenvolvimento econômico sustentável, sendo o NEXO um dos temas do Fórum Econômico Mundial daquele ano.

Desde então, o NEXO vem tornando-se cada vez mais reconhecido como uma importante ferramenta na aceleração do desenvolvimento sustentável e em investigações a respeito dos três subsistemas a que é endereçado, não apenas de uma perspectiva técnica e setorial, mas também de ciência social, de forma integrada e dinâmica, em termos de projetos, investimentos, políticas públicas e diagnósticos ambientais.

Foi reconhecida a perspectiva do NEXO para os sistemas de gestão das águas, produção energética e segurança alimentar, elementos estratégicos para se alcançar o desenvolvimento pretendido. No entanto, de acordo com Zhang *et al.* (2018), não houve consenso quanto à definição conceitual dessa abordagem recém-formulada, emergindo diferentes interpretações entre setores econômicos distintos, em diferentes contextos e por diferentes pesquisadores.

Em 2010, autores como Casillas e Kammen (2010) demonstraram que o combate à pobreza em zonas rurais, o acesso a fontes renováveis de energia e a mitigação dos efeitos das mudanças

climáticas possuem um caráter complementar. Bazilian *et al.* (2011) citaram a necessidade de um “pensamento de sistemas” devido à abrangência dessas ligações, desenvolvendo uma estrutura de modelagem que leva em consideração, para além do tradicional ponto de partida da preservação do meio ambiente, as questões econômicas e da falta de acesso, invocando uma nova capacidade institucional principalmente nos países em desenvolvimento.

A partir de 2011, com a Conferência de Bonn na Alemanha, a ideia do NEXO ganhou mais notabilidade e importância como método científico. A Conferência, intitulada “O Nexo de Energia Hídrica e Segurança Alimentar – Soluções para a Economia Verde”, teve como objetivo contribuir com a Conferência das Nações Unidas sobre Desenvolvimento Sustentável (Rio+20), realizada na cidade brasileira do Rio de Janeiro em junho de 2012.

O acadêmico e pesquisador do Instituto de Meio Ambiente de Estocolmo, Holger Hoff, publicou um artigo intitulado “Understanding the Nexus: a background paper for the Bonn 2011 Nexus Conference”². Em seu trabalho, Hoff (2011) enfatiza que o NEXO, como conceito, surgiu na comunidade internacional com a finalidade de responder às mudanças climáticas e sociais, dentre estas, o crescimento populacional, a globalização, a urbanização e a matriz energética, argumentando que a prevenção da escassez dos recursos deve visar, para além da segurança econômica, a segurança humana.

A partir de 2012, artigos que apresentam um foco mais empírico proliferaram. Tomando como partida alguns dos artigos mais citados na base de pesquisa Web of Science (WoS) da empresa Clarivate Analytics, pesquisadores como Kumar, Silvamohan e Naraynamoorthy (2012) procuraram relacionar fatores que influenciam em um bom desempenho na produção de alimentos em diferentes localidades indianas, como a disponibilidade e qualidade de água e

2 “Entendendo o NEXO: artigo preliminar para a Conferência NEXO de Bonn2011”. Tradução livre.

energia produzida. Já Zhang (2013) investigou o papel da biomassa e das biorefinarias na produção de energia considerando aspectos quantitativos como o aumento da necessidade por alimentos, limitações da realização de fotossíntese pelas plantas e técnicas de conversão de energia. Em relação à produção local, como contraponto à globalização dos mercados, Leung Pah Hang *et al.* (2016) desenvolveram ferramentas de engenharia de sistemas mescladas com técnicas de contabilidade de forma a otimizar o uso de recursos naturais, possibilitando a integração dos designs de cada subsistema a partir de um estudo de caso de uma ecocidade no Reino Unido.

Trabalhos empíricos em nível regional e local abordam uma variedade de questões que brotam principalmente a partir das transformações trazidas pelo esgotamento das fontes de água, depleção de terras aráveis e insuficiente fornecimento de energia. Rasul (2014) chegou à conclusão de que nenhum desenvolvimento sustentável pode ser alcançado sem uma abordagem intersetorial dos serviços ecossistêmicos na região Hindu Kush Himalaia (HKH), considerada a maior torre de água do mundo, nos oito países em que está presente. Saif, Mezher e Arafat (2014) analisaram o estado das fontes de água em uma das regiões mais secas do globo – o Conselho de Cooperação do Golfo (CCG), composta de pequenos principados no deserto dos países Bahrein, Qatar, Omã, Kuwait, Arábia Saudita e Emirados Árabes Unidos – através do NEXO, levando em consideração o enorme crescimento populacional e econômico derivado das receitas da venda de petróleo. Uen *et al.* (2018) desenvolveram um esquema triplo, de resultados satisfatórios, que otimiza a operação conjunta de curto-longo prazos para operação de um reservatório com lagoas de irrigação, com maximização de produção de hidroeleticidade, simulação de taxas de escassez de água a longo prazo e promoção de benefícios sinérgicos na cidade de Taoyuan, no Taiwan, em resposta ao intenso processo de urbanização.

Atualmente, abordagens sobre a questão jurídica e processos de tomada de decisão política passam a integrar o debate em torno do NEXO. Em edição especial, Pahl-Wostl, Bhaduri e Bruns (2018) procuraram fornecer uma compilação abrangente de publicações que tanto buscam conceitualizar mais o NEXO da perspectiva da governança, como os que, através de foco empírico, contribuem para formação de estudos e políticas integrativas, como os ODS.

Autores como Nayla Ahmad Al-Thani e Tareq Al-Ansari (2021), em artigo ainda não referendado por pares disponibilizado em formato online em abril deste ano, observam as dificuldades de analistas e formuladores de políticas em delimitar a ampla gama de abordagens que envolvem o termo sustentabilidade. Destarte, resolveram compilar aspectos do desenvolvimento conceitual e da estruturação dos conceitos que consideraram os mais populares: Economia Circular (EC), Ecologia Industrial (EI) e NEXO, analisando suas ferramentas representativas e indicadores de desempenho no tocante à gestão de recursos. Os resultados sugeriram que NEXO e EC são mais flexíveis nas escalas de aplicação, enquanto o EI resume-se a parques industriais. Outro aspecto é que, enquanto EC e EI concentram-se mais no fechamento do ciclo de vida material e energético de produtos, definindo melhor as fronteiras dos sistemas, o NEXO foca na detecção e gerenciamento de interligações e sinergias entre seus elos de formação.

Como exemplo de construção de uma metodologia específica e aplicada com base no NEXO, De Strasser *et al.* (2016), no âmbito da Comissão Econômica das Nações Unidas para a Europa (UNECE), compilam uma série de avaliações do NEXO de bacias hidrográficas transfronteiriças selecionadas no âmbito da Convenção da Água europeia, de forma a superar estudos de caso isolados e contribuir para esta discussão. Essas avaliações identificaram trocas e impactos entre setores e países com o objetivo de consolidar ações políticas e técnicas a nível nacional e transfronteiriço, reduzindo tensões

intersectoriais. O estudo conclui que, diferente da Gestão Integrada de Recursos Hídricos tradicional, o NEXO de ecossistemas, alimentos, energia e água considera simultaneamente estes setores, suas sinergias e evolução, o que proporciona o envolvimento dos vários setores econômicos interessados na construção de um diálogo sobre uso, proteção e gestão dos recursos hídricos transfronteiriços.

Apesar do crescente destaque dado à abordagem NEXO, ainda não foram desenvolvidos outros casos detalhados no curso das áreas de ciência, engenharia, política e desenvolvimento sustentável sobre os aspectos legais, de governança e práticos na implementação de ações integrativas. Quais seriam as bases jurídicas dessa integração? Como a estrutura jurídica de cada país estimula ou dificulta essa implementação? Como as tomadas de decisão e compartilhamento de informações entre as diversas instituições em cada setor podem ser simplificados e integrados?

Com base nesses questionamentos, Olawuyi (2020) examinou pormenorizadamente aspectos legais e de governança para implementação do NEXO na prática em diversos países, suas limitações institucionais, restrições de recursos e incompatibilidade entre diferentes objetivos, almejando contribuir com uma legislação e estrutura jurídica avançadas no aprimoramento nas tomadas de decisões baseadas no NEXO. Ao mesmo tempo, Ferrazo e Moraes (2019) propuseram uma conceituação de NEXO útil às pesquisas e práticas jurídicas no âmbito do direito ambiental no Brasil, no intuito de promover melhorias na eficácia na gestão e proteção dos recursos naturais, ressaltando o caráter inovador da abordagem pelo seu caráter multicêntrico.

Zhang *et al.* (2018) concebem duas possíveis categorias de definições para o NEXO atualmente. A primeira diz respeito às interconexões entre os três elementos (água, energia e alimento) e como estas ocorrem na dinâmica de processamento, oferta, distribuição e consumo. Nesse seguimento, autores como Cai *et al.* (2018) inseriram outros processos, como físicos e químicos, cálculos de entrada-saída e

relações dominadas por instituições, mercados e infraestruturas existentes capazes de influenciar as interconexões entre os elementos.

Essa categoria enfatiza uma visão holística, já que colapsos em um dos setores podem ser fatais para os demais. Zhang *et al.* (2018) dão como exemplo o caso dos biocombustíveis que, ao assegurar a redução das emissões de carbono provenientes do uso dos combustíveis fósseis, acabam por intensificar a perda de biodiversidade e insegurança alimentar através das imensas monoculturas de grãos, tal como tecnologias de irrigação necessárias para tais monoculturas e de dessalinização da água levam a pressões no consumo de energia.

A segunda categoria vem ganhando maior destaque e apresenta o NEXO como uma abordagem quantitativa das interconexões de seus elementos e vem sendo interpretada de formas distintas por diferentes instituições. Por exemplo, para a Organização das Nações Unidas para a Agricultura (FAO, 2014), o NEXO deve auxiliar na análise sistemática das interações sociedade-natureza e propor modelos de gestão onde os recursos naturais sejam preservados. Já a Agência Internacional para as Energias Renováveis (IRENA, 2015) publicou um relatório intitulado “Renewable Energy in the Water, Energy & Food Nexus”³ o qual avalia que muitos estudos já centraram a água nas interconexões entre os subsistemas do NEXO, enquanto é necessário avaliar o potencial das energias renováveis no planejamento eficiente de uma gestão integrada dos três setores.

Ganhando cada vez mais destaque em eventos ao redor do mundo, o 8º Fórum Mundial da Água, realizado em 2018 em Brasília, reuniu diversos participantes que utilizaram a abordagem NEXO nas suas pesquisas, muitas sobre os processos de desenvolvimento de países que buscam soluções para problemas a nível local e regional. Ainda no âmbito de iniciativas públicas, a Universidade de Cambridge, através de cooperação com a comunidade acadêmica brasileira no

3 “Energias renováveis no NEXO água-energia-alimento”. Tradução livre.

projeto BRIDGE⁴, estuda formas de aumentar a resiliência brasileira face às mudanças climáticas e econômicas globais desenvolvendo um sistema de análise para embasar políticas públicas que utiliza o NEXO.

3. ANÁLISE BIBLIOGRÁFICA

O volume de publicações científicas que se utilizam da abordagem NEXO tem crescido significativamente. Com o objetivo de ilustrar as concepções e aplicações do NEXO, foi feito um levantamento sobre trabalhos acadêmicos – como artigos, conferências e livros – pesquisados na base de dados *Web of Science*, pertencente à empresa Clarivate Analytics e que faz parte do acervo do Portal da Capes⁵, o qual torna disponível ferramentas para análises bibliométricas, de citações e de referências.

Esta plataforma foi escolhida para a pesquisa bibliográfica por ser uma base referencial de pesquisa multidisciplinar. Possui 16 bases totalizando mais de 34 mil periódicos científicos, conferências, livros, revisões, dentre outros tipos de documentos. Os dados datam de 1864 em 254 áreas de conhecimento. A assinatura da Capes contempla o conteúdo de revistas e conferências desde 1945. Além disso, através do *Journal Citation Reports (JCR)*, é possível obter relatórios de avaliação das revistas científicas mais influentes do mundo, seja por nível de influência, citações recebidas e outros indicadores, podendo ser uma boa fonte de bibliografia para potencializar pesquisas em áreas ou organizações específicas.

As palavras-chave utilizadas foram *nexus + water + food + energy*. Considerando um período de 26 anos (de 1995 a 2021), encontramos através da plataforma 1.360 trabalhos acadêmicos

4 “Building resilience in a dynamic global economy: Complexity across scales in the Brazilian food–water–energy nexus”. Disponível em: <<http://hoje.unisul.br/missao-internacional-na-universidade-de-cambridge/>> Acesso 01 out. 2019.

5 Fundação do Governo Federal para Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes).

sobre o tema. Em relação ao número de citações ao ano, pode-se verificar um aumento significativo a partir de 2014 nas Figuras 1 e 2 abaixo, sendo a Figura 1 correspondente ao período de 1995 a 2021 e a Figura 2 ao período de 2011 a 2021, para evidenciar a aceleração no aumento das publicações⁶.

Figura 1: Número de citações ao ano entre 1995 e 2021 em trabalhos acadêmicos da base de dados Web of Science contendo as palavras nexus + water + food + energy no título.



Fonte: Dados do Portal da Capes (2021)

Em relação à área das publicações, a Figura 3 aponta que a grande maioria das citações (43,9%) se inserem na grande área das Ciências Ambientais e, em continuidade, pertencem às demais áreas de Tecnologias Sustentáveis, Recursos Hídricos, Meio Ambiente, Energia e Combustíveis, Engenharias Ambiental e Química, Geociências, Meteorologia e Ecologia. O total de citações analisadas foi de 9.922 registros.

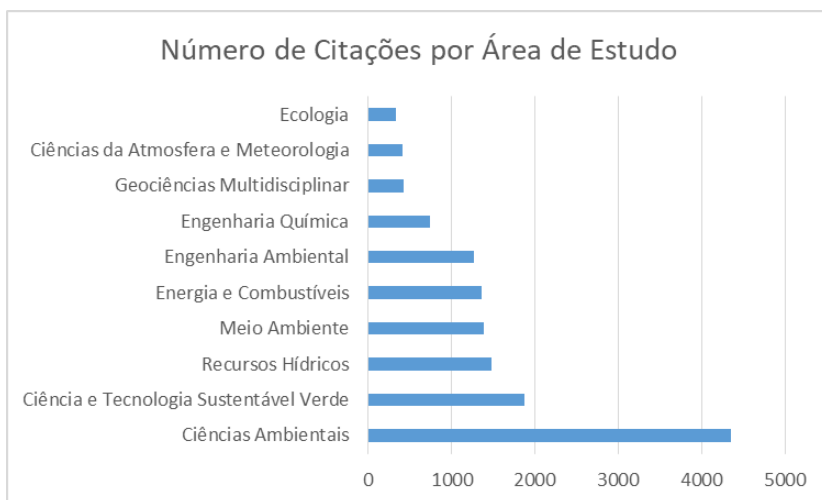
⁶ A plataforma Web of Science fornece gráficos de itens de pesquisa publicados ao ano, informando quais os anos que produziram o maior e menor números de artigos. Já em relação às citações, são fornecidos gráficos que mostram quais anos produziram o maior e menor números de artigos que fizeram a citação. Da mesma forma, é possível analisar os resultados por tipo de publicação, agências financiadoras, autores, país, idiomas, áreas de pesquisa e outros.

Figura 2: Número de citações ao ano entre 2011 e 2021 em trabalhos acadêmicos da base de dados Web of Science contendo as palavras nexus + water + food + energy no título.



Fonte: Dados do Portal da Capes (2021)

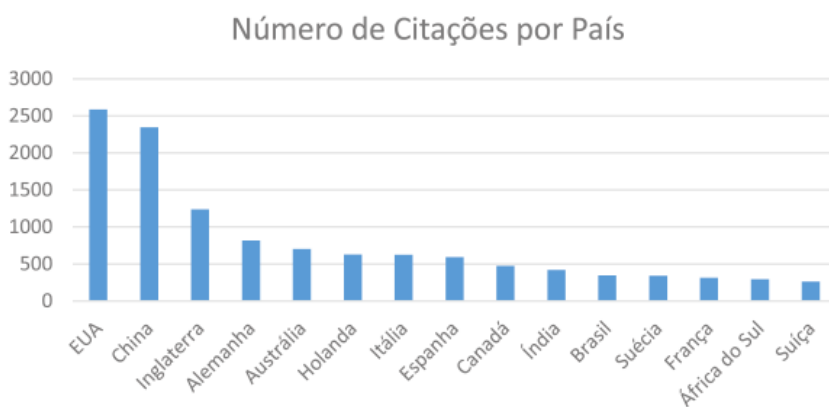
Figura 3: Número de publicações por área de conhecimento contendo as palavras nexus + water + food + energy como parte do título na base de dados Web of Science.



Fonte: Portal da Capes (2021).

Em relação aos países de origem das citações, Estados Unidos e China possuem a maior quantidade de trabalhos que abordam o conceito de NEXO, com 2.587 e 2.345 publicações enquanto o Brasil ocupa a 11^a posição, com 347 publicações, não diferindo muito dos demais países apresentados na Figura 4.

Figura 4: Número de citações por país de publicações contendo as palavras nexus + water + food + energy no título.



Fonte: Portal da Capes (2021).

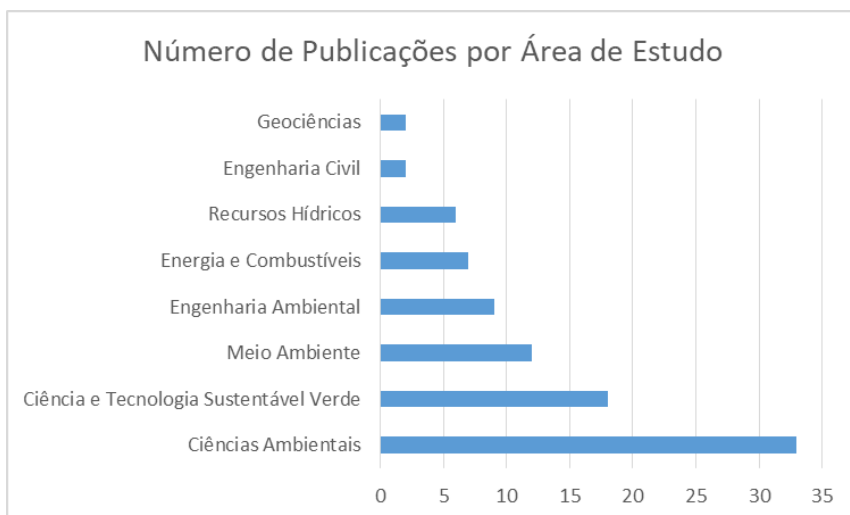
No Brasil, os trabalhos mais relevantes versam a respeito de diversos temas, com destaque à problemática da governança com base no NEXO. De Amorim *et al.* (2018) analisam as interações entre os elementos da abordagem utilizando o Relatório de Riscos Globais do Fórum Econômico Mundial de 2017 como ponto de partida enfatizando uma gestão sustentável, integrada e inteligente desses recursos, já que são suscetíveis a muitos riscos globais que ameaçam principalmente comunidades vulneráveis de países menos desenvolvidos, o que demanda políticas alinhadas ao enfrentamento desses riscos.

Também Benites-Lazaro *et al.* (2020), ao apontar para a escassez de recursos essenciais, associam essa questão à produção de bioenergia no contexto de competição com a produção de alimentos. Eles examinam os debates políticos relacionados ao uso da terra e da água na produção de etanol através de análises de documentos governamentais, jornais brasileiros e boletins de organizações não governamentais dos últimos dez anos e combinam com um modelo probabilístico de Alocação Latente de Dirichlet (LDA). Os resultados confirmam as expectativas: as instituições não consideram terra, energia e água conjuntamente, embora os discursos tenham demonstrado alguma evolução na busca pelo uso sustentável destes elementos no contexto de crises ambientais causadas pela má gestão e depleção de recursos.

Já Melo *et al.* (2021) enfatizam a restauração de florestas como estratégia de segurança hídrica, energética e alimentar e consideram como sendo uma possível quarta dimensão fundamental que deve ser vinculada aos outros elos do NEXO. A segurança florestal teria como princípios-chave soluções baseadas na dinâmica natural e o envolvimento de comunidades locais, particularmente do Sul Global no cumprimento dos ODS.

A Figura 5 caracteriza as áreas de conhecimento das publicações de instituições brasileiras sobre o NEXO. O total de publicações brasileiras sobre o tema foram 51 registros na WoS, com aumento significativo no número de citações a partir de 2017, conforme a Figura 6. A maioria são artigos (39) e a instituição que mais publicou foi a Universidade de São Paulo (USP) com 15 publicações na área.

Figura 5: Número de publicações brasileiras por área de conhecimento contendo as palavras nexus + water + food + energy como parte do título na base de dados Web of Science.



Fonte: Portal da Capes (2021).

Figura 6: Número de citações ao ano entre 2014 e 2021 em trabalhos acadêmicos brasileiros da base de dados Web of Science contendo as palavras nexus + water + food + energy no título.



Fonte: Portal da Capes (2021).

4. VANTAGENS, DESVANTAGENS E DESAFIOS DA ABORDAGEM NEXO

Como já mencionado, a resolução de conflitos causados pela depleção de recursos naturais, colapsos socioeconômicos ou pela influência de fatores externos, não mais pode ignorar a multidimensionalidade e interdependências dos elementos componentes dos setores hídrico, alimentício e energético. A implementação de políticas setoriais isoladas se mostra limitada e desprovida de cumprir de maneira eficiente as disposições jurídicas voltadas à proteção do meio ambiente e à sustentabilidade das atividades humanas.

O NEXO, por ser um modelo geral de coleta de informações de sistemas complexos e posterior análise baseada nas interconexões de subsistemas e seus processos de forma integrada e multidisciplinar, é bastante útil no que se refere à previsão e mitigação de possíveis impactos em cada setor que afetarão os demais. Trata-se de uma gestão integrada dos recursos naturais que pode ser sistematizada de acordo com os objetivos propostos em cada cenário, o que pode ser considerado tanto como vantajoso ou problemático.

Por conseguinte, a real compreensão dessa abordagem pode ser encarada como uma dificuldade, por esta se valer de conceitos, finalidades e metodologias ainda não consagrados de forma sólida pela doutrina e prática internacionais, podendo ser manipulados de acordo com o caráter dos objetivos a que cada pesquisa se propõe a alcançar, sobretudo devido ao caráter intersetorial e multidisciplinar de cada perspectiva que pode advir da gestão pública e privada de recursos, economia, engenharia, ecologia, direito, relações internacionais e outros.

Por outro lado, como metodologia voltada à gestão de recursos naturais, o desafio está na complexidade das relações entre os subsistemas e nas questões de interesse público em setores-chave para a persecução dos objetivos do desenvolvimento sustentável,

que se encontra na origem do desenvolvimento do NEXO. Envolve, pois, a segurança hídrica, alimentar e energética, além da integração de fatores externos que afetem diretamente a dinâmica entre estes elementos, como as mudanças climáticas que podem tornar a oferta desses recursos altamente vulnerável. De acordo com Taherzadeh, Bithell e Richards (2018), a abordagem NEXO, portanto, pode ser considerada potencialmente animadora quando se trata de análise de sistemas complexos e que pode levar em consideração fatores externos os mais variados, à medida que se avança na análise e que se estabelece critérios específicos para o alcance dos objetivos estipulados.

Por exemplo, da mesma forma que Hülsmann *et al.* (2019) entendem ser proveitoso considerar os serviços ecossistêmicos aquáticos na metodologia da abordagem NEXO no tocante à gestão eficiente de recursos hídricos e suas relações com a agricultura e produção de energia, Cremades *et al.* (2019) propõem a inclusão dos serviços climáticos com o intuito de apoiar a construção de políticas coerentes e sustentáveis que abranjam múltiplos usos de recursos e serviços vinculados, alcançando objetivos que, de outra forma, seriam concorrentes.

De acordo com os autores, os serviços climáticos são prestados através da coleta de informações e transformação de dados de modelos climáticos cruzados com dados de sistemas socioeconômicos e ambientais, a nível local e regional, que possam ser traduzidos em produtos úteis para populações, organizações e decisões políticas. Por exemplo, podem ser desenvolvidos juntamente a outros agentes no apoio à adaptação às mudanças climáticas e na mitigação das emissões de gases causadores de efeito estufa.

Apesar da interligação complexa entre os setores de água, energia e alimento ser inegável, existe uma necessidade de se desenvolver maior integração dos contextos social, institucional e

político. Mesmo enfrentando-se os desafios no uso sustentável dos recursos disponíveis de forma desigual entre os diferentes países e a nível regional, mais crucial ainda é enfrentar os desafios referentes à disponibilidade e acessibilidade dos diversos segmentos populacionais marcados por grandes desigualdades sociais, principalmente em países subdesenvolvidos e em desenvolvimento (Howe, 2019).

Como supracitado, a abordagem NEXO ganhou fôlego em um período de graves crises nas áreas econômica, energética e ambiental nos anos 2007 e 2008, tomando por base um discurso de busca por segurança diante de problemas de escassez e as dificuldades técnicas e de gestão que daí resultaram. Segundo Leese e Meisch (2015) esse quadro de referência acaba por obscurecer as verdadeiras raízes dos problemas econômicos, energéticos, ambientais e sociais que emergem devido à grande desigualdade e ao uso irracional de recursos limitados.

Diante dessa problemática, autores como Terrapon-Pfaff *et al.* (2018) criticam o discurso centrado em cenários de segurança perante a possibilidade de escassez de recursos, que privilegia planejamentos a nível regional e global cujo foco é a estabilidade nacional e internacional muitas vezes marcada por conflitos políticos e propõem aplicar a abordagem NEXO em debates que reconhecem ser crucial para um desenvolvimento sustentável a estabilidade de comunidades a nível local, sobretudo em regiões rurais. Eles citam o relatório elaborado pela Comissão Europeia em 2015: “The Water-energy-food Nexus: Foresight for Research and Innovation in Context of Climate Change”⁷, o qual recomenda para futuros trabalhos a inclusão de “abordagens descentralizadas, aplicando soluções a nível local”, bem como a “inclusão de aspectos sociais” (EC, 2015, citado em Terrapon-Pfaff *et al.*, 2018, p. 410)⁸.

7 “O NEXO de água-alimento-energia: Previsões para pesquisa e inovação no contexto das mudanças climáticas”. Tradução livre.

8 Tradução livre.

Levando em consideração que atualmente cerca de 2,1 bilhões de pessoas não possuem acesso à água potável, 1,1 bilhão de pessoas não têm acesso à energia elétrica, 4,5 bilhões não dispõem de sistemas de saneamento básico seguro segundo dados da ONU⁹ (2017), o NEXO possui uma grande potencialidade de contribuir para processos de desenvolvimento a nível local, bem como estimar os impactos locais de planejamentos a níveis regional e global.

Em relação ao nível local, uma das possíveis dificuldades é a indisponibilidade de dados. Por exemplo, a conferência de Bonn centrou-se na disponibilidade de fontes de água nos diferentes continentes (HOFF, 2011). Enquanto que, em nível local ou comunitário de regiões em desenvolvimento, é provável que alguns dados referentes à precipitação, águas subterrâneas e ecossistemas relacionados não possuam dados quantitativos consistentes por um período de tempo considerável. Consequentemente, uma análise quantitativa nesses casos não deve ser compreendida meramente como fluxos de entrada e saída de informações, mas como meios de se obter uma visualização das variáveis implicadas para que se possa evidenciar as tendências dos diferentes elementos influenciarem-se e como estas podem ser estimuladas para gerar resultados positivos (Terrapon-Pfaff *et al.*, 2018).

Em relação aos elementos e interconexões observados, encontram-se dificuldades em termos de análise e sistematização de dados. Muitas vezes recorre-se a matrizes como forma de mapear as ligações entre subsistemas, porém esse método é eficiente quando se considera duas ou três relações entre elementos distintos. Quando estas ligações vão tornando-se mais complexas, não mais é possível utilizar um método de sistematização linear, pois essas relações muitas vezes são circulares e dinâmicas, ocorrendo

9 Disponível em: <https://news.un.org/pt/story/2017/07/1590691-relatorio-da-onu-revela-que-21-bilhoes-nao-tem-agua-potavel-em-casa> Acesso em 01 out. 2019.

simultaneamente ou sucessivamente, sendo necessário a transferência do mapeamento realizado para métodos de análise de sistemas complexos.

Um outro aspecto é que a abordagem NEXO tem bastante efetividade quando se avalia e quantifica as sinergias nas interligações destes três setores, que dependem, em grande parte, de modelos estáticos, determinísticos ou baseados em equilíbrio feitos para o auxílio na tomada de decisões. Porém, estes modelos pressupõem sistemas previsíveis ficando, portanto, parcialmente limitados por não incorporarem certo dinamismo provindo das incertezas extrínsecas aos sistemas considerados e seus riscos associados.

Dessa forma, autores como Govindan e Al-Ansari (2019) propõem uma metodologia de aprendizagem sequencial e modelos de controle ideais para ajudar a estudar sistemas adaptativos em condições de transição como, por exemplo, o quadro computacional de “pensamento de resiliência algorítmica” onde essa problemática da resiliência do NEXO é concebida como um problema de aprendizado de reforço baseado na tomada de decisão conhecida como Processo de Decisão de Markov (MDP).

Já autores como Karabulut *et al.* (2018) desenvolveram um sistema de matriz de síntese para descrever a complexa ligação entre o uso dos recursos naturais na produção de alimentos (água, terra, energia), energia (definida conforme o fluxo disposto no sistema matricial) e as dinâmicas dos ecossistemas. O modelo vai da escala global à local, tendo sido projetado para considerar os impactos das mudanças climáticas. O sistema engloba, ainda, a Análise do Ciclo de Vida (ACV) na cadeia dos suprimentos. Os resultados baseiam-se não apenas nos aspectos quantitativos dos elementos, como também em comparações de diagnósticos feitos por especialistas de diferentes áreas. Os autores apontam que o uso setorial dos recursos impacta negativamente a sustentabilidade da produção,

sendo necessário maior foco em eficiência e compensações entre as demandas setoriais.

Ainda na tentativa de sistematização das diversas interpretações e metodologias desenvolvidas e baseadas no conceito de NEXO, como forma de redução das ambiguidades geradas através de tão distintas perspectivas, Proctor *et al.* (2021) visam identificar as motivações e ferramentas utilizadas em pesquisas, e como as tendências foram se modificando na última década, sobre temas como ecossistemas, saúde, gestão de resíduos, mudança institucional pública e privada, confiança das partes interessadas e processo de aprendizagem.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As discussões em torno da necessidade de novos paradigmas, principalmente no campo econômico e ambiental, ganharam relevância a partir das crises econômicas que passaram a ocorrer em intervalos menores de tempo desde o começo do século. Valores como desenvolvimento sustentável, responsabilidade social, finitude dos recursos naturais se tornam não só moralmente centrais como estratégicos. Ultimamente, torna-se indispensável para empresas, governos e sociedade civil a concepção de uma gestão integrada dos elementos-chave da reprodução social a nível local, regional e global.

A análise de trabalhos acadêmicos valiosos nesse campo mostra que a complexidade e profundidade do NEXO torna difícil a elaboração de métodos específicos e reprodutíveis em todas as áreas e problemáticas levantadas. Os métodos frequentemente não conseguem abranger todas as interações entre os elos que os próprios trabalhos pretendem abordar. Muitas vezes, alcançam-se resultados mais quantitativos, ao passo que métodos baseados em

ciências sociais ainda é limitado. Nos últimos anos, algumas pesquisas despontam combinando abordagens qualitativas e quantitativas através de métodos interdisciplinares.

O fato de instituições poderosas como a FAO, ONU e UNECE desenvolverem estudos e procedimentos específicos com base nesta abordagem promove ímpeto para financiamento e criação de um corpo de profissionais e pesquisas crescentes, visando a consolidação dessas metodologias e ferramentas que possam auxiliar a atuação multidisciplinar entre instituições e setores interessados, superando evidências confinadas a propostas isoladas e indefinições da abordagem.

Pode-se concluir que para uma análise efetiva da implementação do NEXO como metodologia e prática intersetorial é imprescindível levar em conta aspectos como inovação, colaboração, contexto social e capacidade técnica. Para lidar com os desafios contemporâneos devemos dispor de métodos mistos, análises interdisciplinares, abordagens múltiplas, definição de objetivos claros, envolvimento e diálogo entre todas as partes interessadas.

6. REFERÊNCIAS

AL-THANI, N. A.; AL-ANSARI, T. Comparing the convergence and divergence within Industrial Ecology, Circular Economy, and the Energy-Water-Food Nexus based on resource management objectives. *Sustainable Production and Consumption*. Disponível em: <<https://ugin.ufpe.br/idp/profile/SAML2/Redirect/SSO?execution=e1s4>> Acesso em: 15 abr. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2021.04.008>.

ALBRECHT, T. R.; CROTOF, A.; SCOTT, C. A. The Water-Energy-Food Nexus: A systematic review of methods for nexus assessment. *Environmental Research Letters*, v. 13 (043002), 2018. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaa9c6>.

BAZILIAN, M.; ROGNER, H.; HOWELLS, M.; HERMANN, S.; ARENT, D.; GIELEN, D.; STEDUTO, P.; MUELLER, A.; KOMOR, P.; TOL, R.; YUMKELLA,

- K. Considering the energy, water and food nexus: Towards an integrated modelling approach. *Energy Policy*, v. 39 (03014215), p. 7896-7906, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2011.09.039>.
- BENITES-LAZARO, L.L.; GIATTI, L.L.; SOUSA JUNIOR, W.C.; GIAROLLA, A. Land-water-food nexus of biofuels: Discourse and policy debates in Brazil. *Environmental Development*, v. 33 (100491). <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2019.100491>.
- BLEISCHWITZ, R.; SPATARU, C.; VANDEVEER, S.; OBERSTEINER, M.; VAN DER VOET, E.; JOHNSON, C.; ANDREWS-SPEED, P.; BOERSMA, T; HOFF, H.; VAN VUUREN, D. Resource nexus perspectives towards the United Nations Sustainable Development Goals. *Nature Sustainability*, v. 1, p. 737-743, 2018. <http://dx.doi.org/10.1038/s41893-018-0173-2>.
- MELO, F. P. L.; PARRY, L.; BRANCALION, P. H. S.; PINTO, S. R. R.; FREITAS, J.; MANHÃES, A. P.; MELI, P.; GANADE, G.; CHAZDON, R. L. Adding forests to the water-energy-food nexus. *Nature Sustainability*, v. 4, p. 85 - 92, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-00608-z>.
- BROUWER, F.; AVGERINOPOULOS, G., FAZEKAS, D.; LASPIDOU, C.; MERCURE, J. F; POLLIT, H.; RAMOS, E. P.; HOWELLS, M. Energy modelling and the Nexus concept. *Energy Strategy Reviews*, v. 19, p. 1- 6, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.esr.2017.10.005>.
- CAI, X.; WALLINGTON, K.; SHAFIEE-JOOD, M., MARSTON, L. Understanding and managing the food-energy-water nexus - opportunities for water resources research. *Advances in Water Resources*, v. 111, p. 259 - 273, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2017.11.014>.
- CAMPOS, L. C.; COUTO, L. C.; DA FONSECA-ZANG, W. Water, waste, energy and food nexus in Brazil: Identifying a resource interlinkage research agenda through a systematic review. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, v. 138 (110554), 2021.
- CASILLAS, C. E.; KAMMEN, D. M. The energy-poverty-climate nexus. *Science*, v. 330, p. 1181 - 1182, 2010. <https://doi.org/10.1126/science.1197412>.
- CREMADES, R.; MITTER, H.; TUDOSE, N. C.; SANCHEZ-PLAZA, A.; GAVES, A.; BROEKMAN, A.; ... MARIN, M. Ten principles to integrate the water-energy-land nexus with climate services for co-producing local and regional integrated assessments. *Science of The Total Environment*, v. 693 (133662), 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133662>.

DE AMORIM, W. S.; VALDUGA, I. B.; RIBEIRO, J. M. P.; WILLIAMSON, V. G.; KRAUSER, G. E.; MAGTOTO, M. K.; DE ANDRADE GUERRA, J. B. S. O. The nexus between water, energy, and food in the context of the global risks: An analysis of the interactions between food, water, and energy security. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 72, p. 1 – 11, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2018.05.002>.

DE STRASSER, L.; LIPPONEN, A.; HOWELLS, M.; STEC, S. & BRÉTHAUT, C. A methodology to assess the water energy food ecosystems nexus in transboundary river basins. *Water (Switzerland)*, 8(2), 1–28, 2016. <https://doi.org/10.3390/w8020059>.

FERRAÇO, A. A. G.; MORAES, G. G. B. L. O direito e a aplicação do nexo água-alimento-energia: antigos pressupostos e novas abordagens na gestão dos recursos. *Revista do Programa de Pós Graduação em Direito – UFC, Fortaleza*, v.38, n. 2, 2018.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. The Water-Energy-Food Nexus: A New Approach in Support of Food Security and Sustainable Agriculture. FAO, Roma, 2014.

GOVINDAN, R.; AL-ANSARI, T. Computational decision framework for enhancing resilience of the energy, water and food nexus in risky environments. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 112, p. 653 – 668, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.06.015>.

HOFF, H. Understanding the Nexus. Background paper for the Bonn 2011 Nexus Conference: Stockholm Environment Institute, p. 1 -52, 2011.

HOWE, P. The triple nexus: A potential approach to supporting the achievement of the Sustainable Development Goals? *World Development*, v. 124, 104629, 2019. <https://doi.org/10.1016 /j.worlddev.2019.104629>.

HULSMANN, S.; SUSNIK, J.; RINKE, K.; LANGAN, S.; VAN WIJK, D.; JASSEN, A. B.; MOOIJ, W. M. (2019). Integrated modelling and management of water resources: the ecosystem perspective on the nexus approach. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, v. 40, p. 14-20, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2019.07.003>.

International Renewable Energy Agency. Renewable energy in the water, energy & food Nexus, IRENA, 2015. Disponível em: <https://www.irena.org/documentdownloads/publications/irena_water_energy_food_nexus_2015.pdf>. Acesso em 30 de out. 2019.

- KANG, T. H. Justiça e desenvolvimento no pensamento de Amartya Sen. *Revista de Economia Política*, 31(3), 352–369, 2011. <https://doi.org/10.1590/S0101-31572011000300002>.
- KARABULUT, A. A.; CRENNNA, E.; SALA, S.; UDIAS, A. A proposal for integration of the ecosystem-water-food-land-energy (EWFLE) nexus concept into life cycle assessment: A synthesis matrix system for food security. *Journal of Cleaner*, v. 172, p. 3874-3889, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.05.092>.
- KOLBERT, E. A sexta extinção em massa: uma história não natural. Tradução: Mauro Pinheiro. 1ª ed. Rio de Janeiro: Intrínseca, 2015.
- KUMAR, M. D.; SIVAMOHAN, M. V. K.; NARAYNAMOORTHY, A. The food security challenge of the food-land-water nexus in India. *Food Security*, v. 4(4), p. 539 – 556, 2012 <https://doi.org/10.1007/s12571-012-0204-1>.
- LEESE, M.; MEISCH, S. Securitizing sustainability: Questioning the “water, energy and food-security nexus”. *Water Alternatives*, v. 8 (1), p. 695 – 709, 2015.
- LEUNG PAH HANG, M. Y.; MARTINEZ-HERNANDEZ, E.; LEACH, M.; YANG, A. Designing integrated local production systems: A study on the food-energy-water nexus. *Journal of Cleaner Production*, v. 135, p. 1065-1084, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.194>.
- MERCURE, J. F.; PAIM, M. A.; BOCQUILON, P.; LINDNER, S.; SALAS, P.; MARTINELLI, P.; BERCHIN, I. I.; DE ANDRADE GUERRA, J. B. S. O.; DERANI, C.; DE ALBUQUERQUE JUNIOR, C. L.; RIBEIRO, J. M. P.; KNOBLOCH, F.; POLLIT, H.; EDWARDS, N. R.; HOLDEN, P. B.; FOLEY, A., SCHAPHOFF, S.; FARACO, R. A.; VINUALES, J. E. System complexity and policy integration challenges: The Brazilian Energy - Water-Food Nexus. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 105, p. 230-243, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.01.045>
- MICHAELIS. Dicionário brasileiro da língua portuguesa. Disponível em: <<https://michaelis.uol.com.br/moderno-portugues/>> Acesso em 18 mar. 2020.
- MOTA, M. Introdução à Engenharia Ambiental. 6ª ed. ABES, Rio de Janeiro, p. 415, 2016.

- OLAWUYI, D. Sustainable development and the water-energy-food nexus: Legal challenges and merging solutions. *Environmental Science and Policy*, v. 103, p. 1-9, 2020 <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2019.10.009>.
- ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. Comissão Mundial Sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento. *Nosso futuro comum*. 2ª ed. Editora da Fundação Getúlio Vargas. ONU, Rio de Janeiro, 1991. Disponível em: <https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/4245128/mod_resource/content/3/Nosso%20Futuro%20Comum.pdf> Acesso em: 18 mar. 2020.
- ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. *Transformando Nosso Mundo: A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável*. Objetivos do desenvolvimento sustentável. ONU, Rio de Janeiro, 2015. Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/pos2015/agenda2030/>> Acesso em: 30 set. 2019.
- PAHL-WOSTL, C.; BHADURI, A.; BRUNS, A. Editorial special issue: The Nexus of water, energy and food – An environmental governance perspective. *Environmental Science and Policy*, v. 90, p. 161 - 163. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.06.021>.
- PROCTOR, K.; TABATABAIE, S. M. H. & MURTHY, G. S. Gateway to the perspectives of the Food-Energy-Water nexus. *Science of the Total Environment*, 764(xxxx), 142852, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142852>.
- RASUL, G. Food, water, and energy security in South Asia: A nexus perspective from the Hindu Kush Himalayan region. *Environmental Science and Policy*, v. 39, p. 35 - 48, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.01.010>.
- SAIF, O.; MEZHER, T.; ARAFAT, H. A. Water security in the GCC countries: challenges and opportunities. *Journal of Environmental Studies and Sciences*, v. 4 (4), p. 329 - 346, 2014. <https://doi.org/10.1007/s13412-014-0178-8>.
- TAHERZADEH, O.; BITHHELL, M.; RICHARDS, K. When defining boundaries for nexus analysis, let the data speak. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 137, p. 314 - 315, 2018 <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.06.012>.
- TERRAPON-PFAFF, J.; ORTIZ, W.; DIENST, C.; GRONE, M. C. Energising the WEF nexus to enhance sustainable development at local level. *Journal of Environmental Management*, v. 223, p. 409 - 416, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.06.037>.

- UEN, T. S.; CHANG, F. J.; ZHOU, Y.; TSAI, W. P. Exploring synergistic benefits of Water-Food-Energy Nexus through multi-objective reservoir optimization schemes. *Science of the Total Environment*, v. 633, p. 341–351, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.172>.
- ZHANG, Y. H. P. Next generation biorefineries will solve the food, biofuels, and environmental trilemma in the energy-food-water nexus. *Energy Science and Engineering*, v. 1(1), p. 27 – 41, 2013. <https://doi.org/10.1002/ese3.2>.
- ZHANG, C.; CHEN, X., Li, Y.; DING, W.; FU, G. Water-energy-food nexus: Concepts, questions and methodologies. *Journal of Cleaner Production*, v. 195, p. 625 – 639, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.194>.
- ZOLET, L. A. da S. & MORAIS, F. S. de. Liberdade e desenvolvimento sustentável: questões fundamentais na democracia contemporânea. *Universitas Jus*, 26(2), 2015. <https://doi.org/10.5102/unijus.v26i2.3527>.

CARACTERIZAÇÃO SOCIOECONÔMICA DA BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO

Larissa Zaira Rafael Rolim

Francisco de Assis de Souza Filho

Gabriela de Azevedo Reis

1. INTRODUÇÃO

A Bacia do Rio São Francisco (BHSF) possui uma área de aproximadamente 639,219 km², o equivalente a 8% do país. É o maior rio que corre inteiramente em território brasileiro, sendo assim considerado um rio de integração nacional. O Rio São Francisco atravessa seis estados brasileiros (Minas Gerais, Goiás, Bahia, Pernambuco, Alagoas e Sergipe) e o Distrito Federal (ANA, 2016). Com relação aos usos, há predomínio de retirada para irrigação seguida pela demanda urbana, e industrial. Destaca-se também o papel na geração de energia elétrica, que representa a base de suprimento de energia do Nordeste. Dessa forma, a bacia é caracterizada pelos usos múltiplos da água.

A escassez hídrica é uma característica intrínseca da região Nordeste onde estão 28% da população brasileira e apenas 3% da disponibilidade de água do País. Dessa forma, o Rio São Francisco tornou-se uma das principais fontes de oferta de água com aproximadamente 70% de toda a oferta de água da região (ANA, 2016). Para suprir a discrepância na oferta hídrica em localidades do semiárido foi

proposto o “Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional” para o atendimento dos municípios do Semiárido, assegurando a segurança hídrica, em que serão beneficiadas as bacias hidrográficas do Rio Jaguaribe (Ceará), do Rio Piranhas-Açu (Paraíba e Rio Grande do Norte), do Rio Apodi (Rio Grande do Norte), do Rio Paraíba (Paraíba) e dos Rios Moxotó, Terra Nova e Brígida (Pernambuco) (Castro, 2011). Além da questão da distribuição desigual de água, outro motivo apontado para a necessidade do projeto é a discrepância nas densidades demográficas entre áreas da BHSF e do semiárido do Nordeste Setentrional.

Dessa forma, a bacia do Rio São Francisco considerando a adição desses novos trechos, sendo aqui denominada bacia hidrográfica do Rio São Francisco estendida (BESF), detém grande importância socioeconômica em garantir o abastecimento para mais de 900 municípios além de seus recursos naturais constituem fonte de renda e de subsistência de milhares de habitantes. Assim, esse trabalho objetiva fazer uma descrição quali-quantitativa das características socioeconômica BHSFE através de levantamentos cartográficos e dados socioeconômicos, realizando levantamentos de dados junto ao Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).

2. METODOLOGIA

2.1. Área de Estudo

A BHSFE é constituída pelo Rio São Francisco, principal curso d'água, com nascente em Minas Gerais e corre 2.863 km até o Oceano Atlântico, na divisa entre os estados de Sergipe e Alagoas. Com o intuito de atender aos municípios da porção estendida foram idealizados para a extensão:

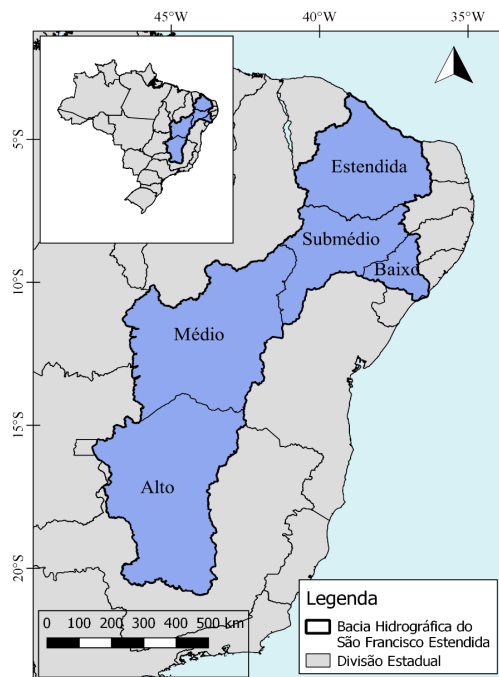
- o Eixo Norte: a partir da captação no rio São Francisco próximo à cidade de Cabrobó – PE, percorrerá cerca de 400 quilômetros,

conduzindo água aos rios Salgado e Jaguaribe, no Ceará; Apodi, no Rio Grande do Norte; e Piranhas-Açu, na Paraíba e Rio Grande do Norte.

- O Eixo Leste: terá sua captação no lago da barragem de Itaparica, no município de Floresta – PE, se desenvolverá por um caminhamento de 220 quilômetros até o rio Paraíba – PB, após deixar parte da vazão transferida nas bacias do Pajeú, do Moxotó e da região Agreste de Pernambuco (De Castro, 2011).

A BHSFE se divide em cinco sub-regiões, como ilustra a Figura 1: Alto São Francisco, Médio São Francisco, Submédio São Francisco, Baixo São Francisco e Estendida, e compreende, principalmente, os estados de Minas Gerais, Bahia, Pernambuco, Sergipe, Alagoas, Paraíba, Rio Grande do Norte e Ceará.

Figura 1: Bacia do Rio São Francisco Estendida



2.2. Materiais e métodos

A metodologia utilizada nesse estudo caracterizará variáveis socioeconômicas, gerando mapas temáticos da área de estudo. Os dados obtidos para caracterização foram armazenados em um banco de dados, utilizando o software QGIS 2.18.7, que é um Sistema de Informação Geográfica (SIG), permitindo uma visão ampla da bacia estudada. Para análise das transformações socioeconômicas, foram realizados levantamentos bibliográficos e coleta de dados secundários de natureza socioeconômica junto ao Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), ao Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), à Empresa de Pesquisa Energética (EPE), e ao MapBiomas, como é apresentado na Tabela 1.

Tabela 1: Materiais necessários para o estudo da Bacia do Rio São Francisco Estendida.

Indicadores	Fonte dos Dados
População	Censo 2010
Densidade demográfica	Censo 2010
IDHM	Censo 2010
Renda Per Capita (2016)	PNAD (2012-2017)
% de cobertura vegetal	MapBiomas (2013-2017)
% de esgoto tratado (2016)	SNIS (2013 - 2017)
Consumo médio de energia por habitante	EPE (ano base 2020)

3. RESULTADOS

De modo a caracterizar os indicadores socioeconômicos da BHSFE foram coletadas informações dos municípios integrados, total ou parcialmente, nessa bacia, sendo a principal fonte de informação o IBGE. Foram produzidas informações acerca das regiões fisiográficas do Alto, Médio, Submédio, Baixo e Estendida da BHSFE.

De acordo com o levantamento, a população residente na BHSFE é aproximadamente 29,8 milhões de habitantes (IBGE, 2010). Cerca de 42% da população reside no Alto São Francisco, seguida por 29% na porção estendida, e aproximadamente 29% da população reside nas regiões fisiográficas do médio, submédio e baixo BHSFE (Figura 2 e Figura 3).

Figura 2: População residente nas diferentes regiões da BHSFE

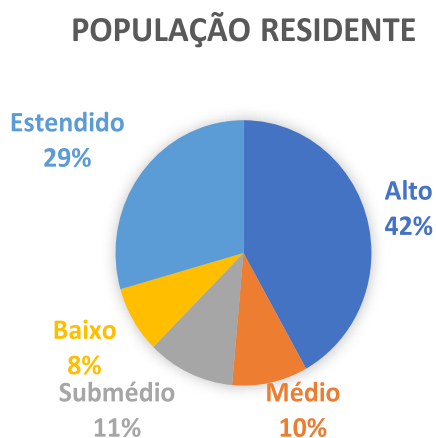
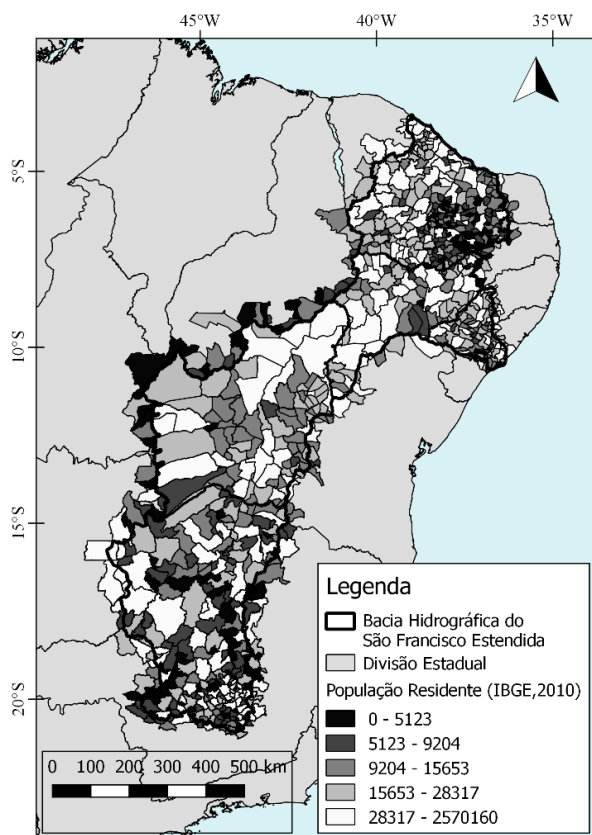


Figura 3: Mapa da distribuição da população na BHSFE



Dentre as regiões fisiográficas analisadas, o Médio São Francisco destaca-se pela baixa densidade demográfica, tendo uma média de 13,7 hab/km². Já o Alto São Francisco onde observamos a maior concentração da densidade demográfica (Figura 4 e Figura 5), a densidade demográfica média da região fisiográfica é de 101,3 hab/km². É importante destacar também a região estendida da bacia onde a densidade demográfica média é de 79,7 hab/km².

Figura 4: Densidade demográfica referente às diferentes regiões da BHSFE

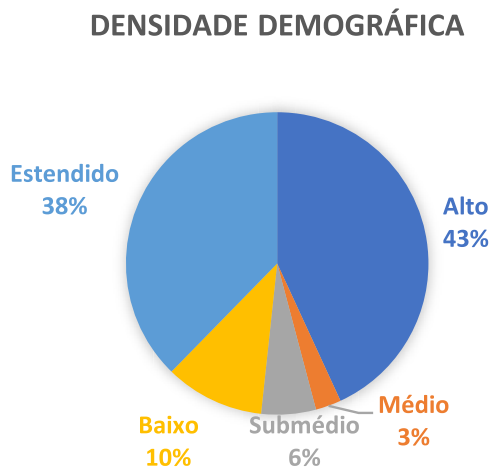
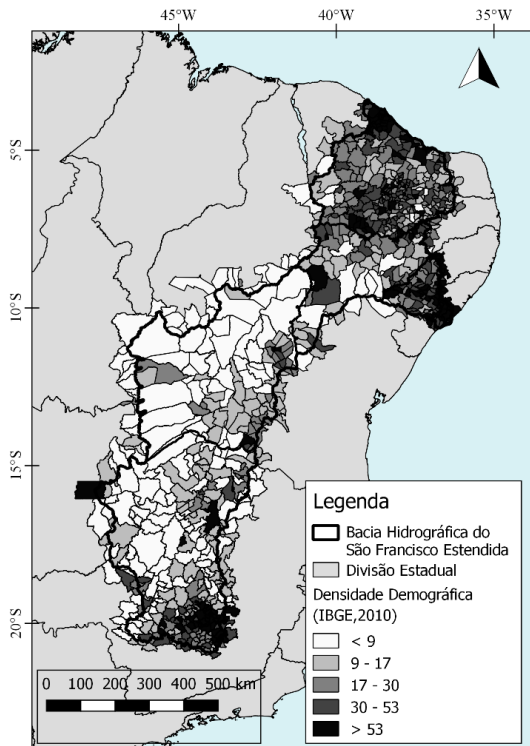


Figura 5: Mapa da distribuição da densidade demográfica da BHSFE



O Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM) é calculado com base nos dados dos Censos realizados decenalmente no Brasil. Este índice afere o desenvolvimento populacional considerando as áreas de educação, renda e longevidade e se destaca como um dos índices socioeconômicos mais utilizados no mundo. Observa-se que o IDHM, na Figura 6 e Figura 7 da região fisiográfica do Alto destaca-se com o valor médio de 0,67. Essa média elevada reflete o IDHM superior de municípios como Belo Horizonte, Brasília, Nova Lima (MG). Já o Baixo São Francisco apresentou um valor de IDHM inferior as demais regiões, incluindo a média da bacia completa, com um valor médio de 0,57.

Figura 6: IDHM nas regiões da BHSFE

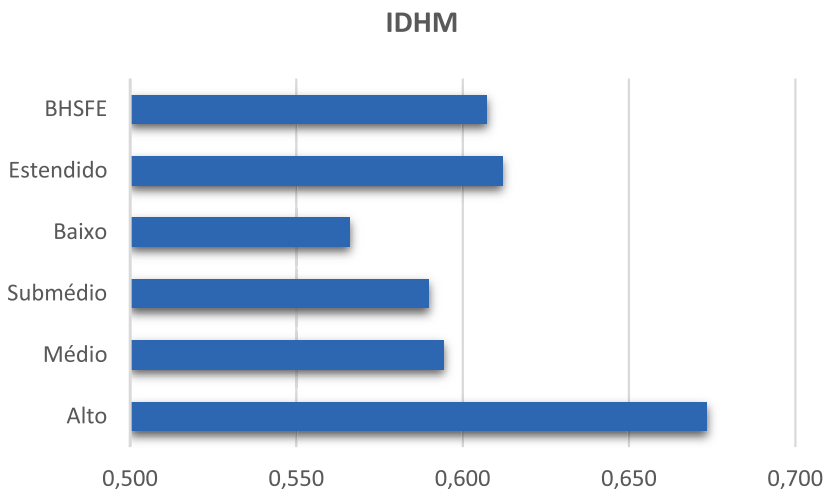
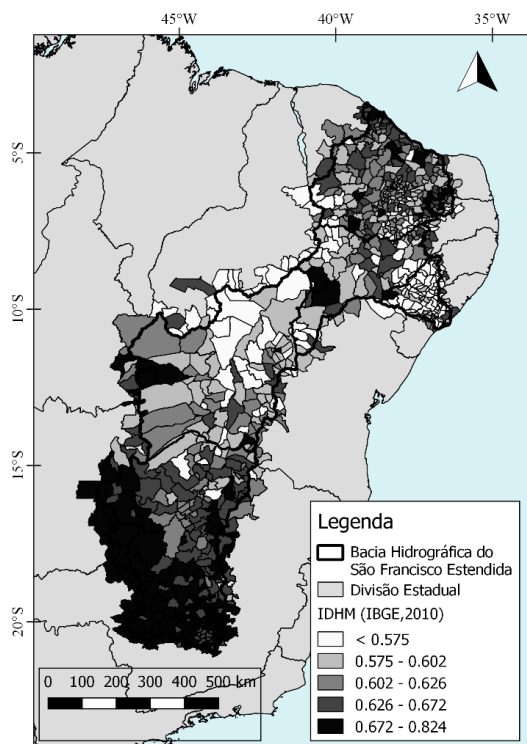


Figura 7: Mapa da distribuição do IDHM da BHSFE



Para descrever as características econômicas, foi selecionado o Produto Interno Bruto (PIB) *per capita*. Esse indicador aponta a síntese de uma economia. O PIB é a soma de todos os bens e serviços finais produzidos por um país, estado ou cidade, geralmente em um ano. Todos os países calculam o seu PIB nas suas respectivas moedas. O PIB *per capita* (divisão do PIB pelo número de habitantes) mede quanto do PIB caberia a cada indivíduo de um país se todos recebessem partes iguais. De acordo com os dados levantados, apresentados em forma de gráfico na Figura 8 e georreferenciado na Figura 9, observa-se que o Alto São Francisco detém a maior concentração do PIB *per capita* da bacia, com valor médio de 13,27 R\$/hab. Já o Baixo São Francisco detém a menor porção do PIB *per capita* da BHSFE com um valor médio de 6,53 R\$/hab.

Figura 8: PIB per capita das diferentes regiões da BHSFE
PRODUTO INTERNO BRUTO PER CAPITA (2016)

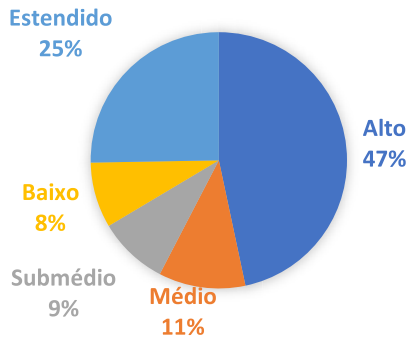
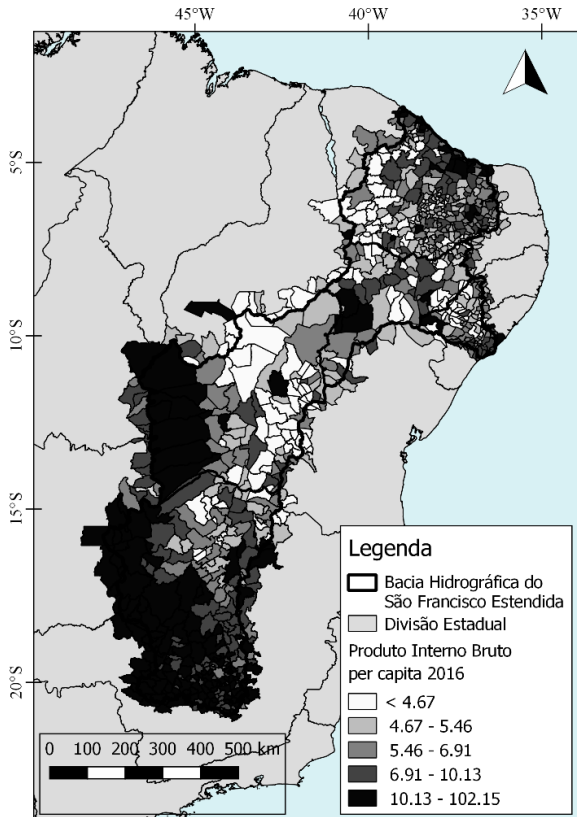


Figura 9: Mapa de distribuição do PIB per capita por município da BHSFE



Foi também avaliada a % da cobertura vegetal da região, considerado aqui como indicador indireto das características socioeconômicas, visto que áreas mais populosas tendem a ter uma cobertura vegetal menor, assim como, áreas com usos do solo destinado para a agricultura tendem uma maior cobertura vegetal. O uso do solo tem uma forte relação com as atividades econômicas e o bem-estar social de uma população. Os resultados, exibidos na Figura 10 e Figura 11, apontam que a porção estendida e média da bacia apresenta áreas com maior porcentagem de cobertura vegetal, enquanto a região do Alto e Baixo apresentam baixas porcentagens de cobertura vegetal. A relativamente alta cobertura vegetal da porção do Médio São Francisco está ligada com as atividades de agricultura e agropecuária desenvolvidas nesta região. Segundo ANA (2016), essa região fisiográfica concentra 55% do valor adicionado bruto pela agricultura e pecuária, enquanto o Baixo São Francisco concentra apenas 6%.

Figura 10: Percentual da cobertura vegetal nas diferentes regiões da BHSFE

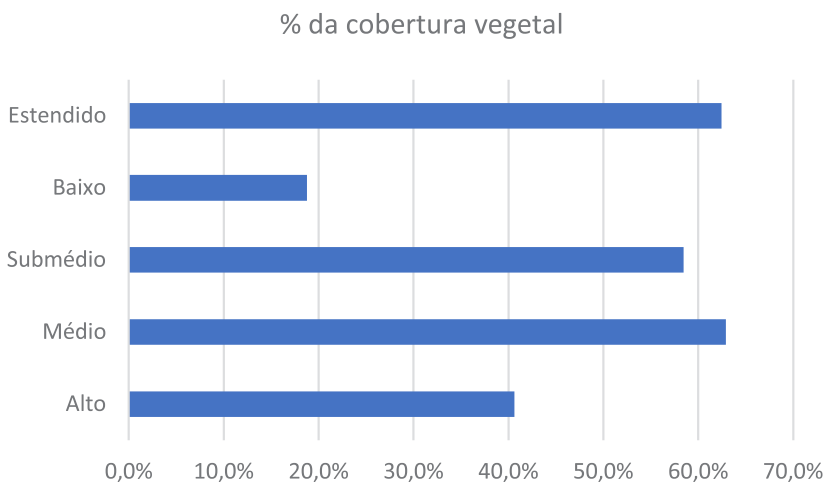
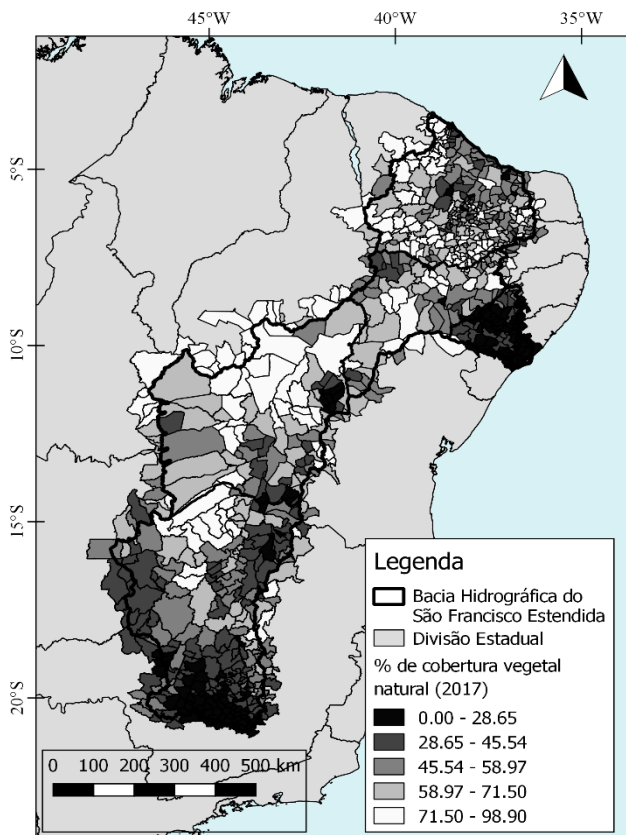
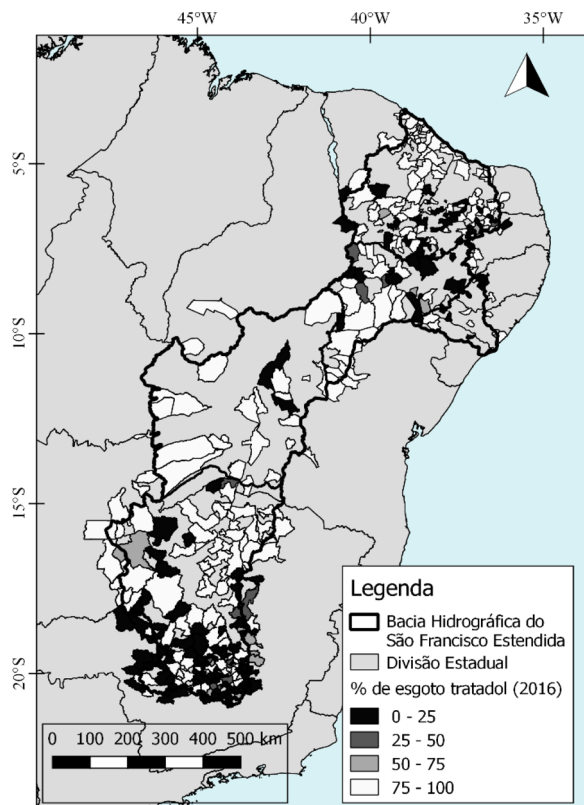


Figura 11: Mapa do percentual de cobertura vegetal por município da BHSFE.



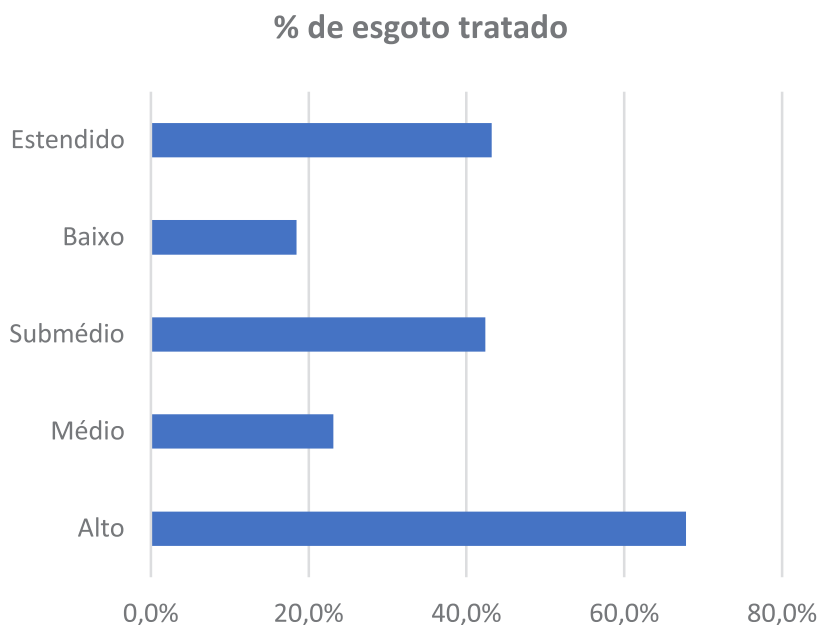
Outro aspecto que tem impacto na qualidade de vida da população é a investigação acerca da existência de esgoto tratado no município. Esse tipo de indicador permite não só efetuar uma avaliação da oferta e da qualidade dos serviços prestados como também analisar as condições ambientais e suas implicações diretas com a saúde e a qualidade de vida da população brasileira. De acordo com o levantamento realizado, aproximadamente 46% dos municípios da bacia têm informações sobre esgoto tratado, sendo esses percentuais ainda mais baixos nas regiões do baixo e médio São Francisco como observado na Figura 12.

Figura 12: Mapa com o percentual de tratamento de esgoto por município da BHSFE



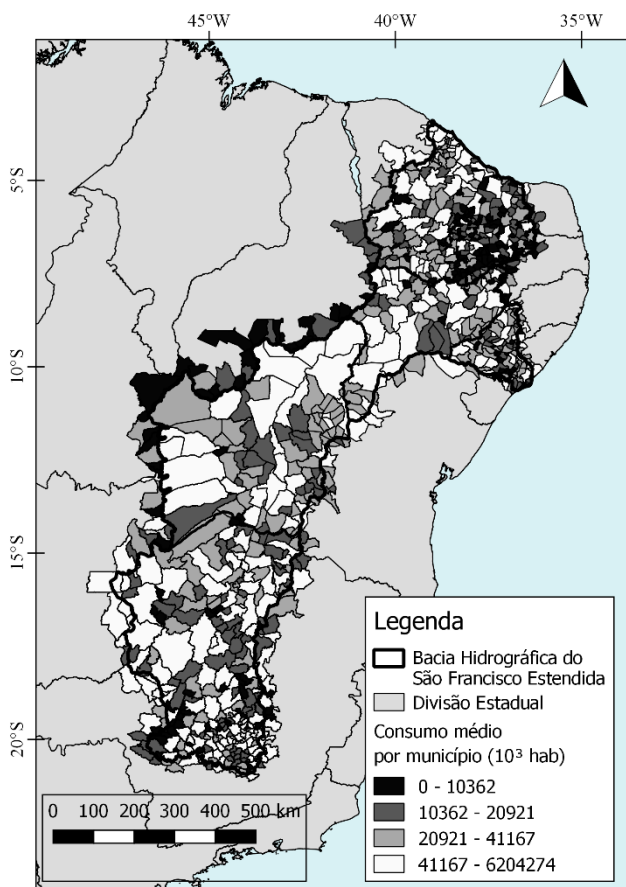
É importante apontar que a região do Alto São Francisco se encontra no estado de Minas Gerais, localizado na região Sudeste. De acordo com o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2019), 79,21% dos moradores região Sudeste têm o esgoto coletado e o percentual de tratamento é de 55,5%. Já para o Nordeste, região que engloba o restante da Bacia do São Francisco Estendido, 33,7% dos esgotos são tratados, mas apenas 28,5% da população nordestina tem o esgoto coletado. O gráfico ilustrado na Figura 13 reflete esse cenário ao apontar que o maior percentual de esgoto tratado dentro da BHSFE corresponde à região do Alto São Francisco.

Figura 13: Percentual de esgoto tratado das diferentes regiões da BHSFE



Visando contemplar o aspecto energético da análise foram obtidos dados sobre o consumo per capita de cada estado no Anuário Estatístico de Pesquisas Energéticas (EPE, 2021), em seguida foi multiplicado o consumo pelas populações de seus respectivos municípios. Os resultados apresentados na Figura 14 apontam que Belo Horizonte apresenta o maior consumo médio de energia por habitante, seguido por Brasília e Fortaleza.

Figura 14: Mapa com o consumo médio de energia por município da BHSFE



4. CONCLUSÃO

O Rio São Francisco é considerado um rio de integração nacional, atravessando seis estados brasileiros das regiões Sudeste, Centro-Oeste e Nordeste, além do Distrito Federal. Predomina-se o uso de suas vazões nos setores de irrigação, abastecimento urbano e setor industrial, além de grande relevância no setor elétrico. Na região Nordeste, o Rio São Francisco representa cerca de 70% da disponibilidade hídrica. Desta forma, com o Projeto de Integração

do Rio São Francisco, desenhou-se a Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco Estendida (BHSFE), incluindo estados nordestinos que ainda não eram contemplados com a disponibilidade hídrica do Rio São Francisco. Toda essa pluralidade de cobertura da BHSFE aponta também para um cenário socioeconômico diversificado entre os estados e municípios, que soma mais de 900, inseridos em seu limite.

Este trabalho propôs uma descrição quali-quantitativa das características socioeconômica BHSFE através de levantamentos cartográficos e dados socioeconômicos. A análise dos resultados obtidos possibilitou a percepção das condições socioeconômicas dos municípios e das regiões fisiográficas da BHSFE.

A região do Alto São Francisco, composto majoritariamente por municípios de Minas Gerais, na região Sudeste, apresenta os maiores índices de população, IDHM, PIB *per capita*, e de esgoto coletado. Foram observadas discrepâncias sociais e econômicas ao longo da BHSFE, especialmente quando comparados entre as regiões do Alto e Médio São Francisco.

O Médio São Francisco contempla o Nordeste Setentrional, que, de acordo com as análises desse estudo, apresenta uma menor população e indica um cenário de vulnerabilidade social e econômica da população, além de se considerar que é uma região conhecida afetada constantemente pela escassez hídrica.

As regiões Estendida e Baixo São Francisco apresentam maior população e densidade populacional quando comparados ao Médio São Francisco, especialmente nas áreas litorâneas. A região Estendida conta, ainda, com a Região Metropolitana de Fortaleza, que conta com maior adensamento populacional além de intensa atividade industrial localizada no Complexo Industrial do Porto do Pecém.

Por fim, o Alto São Francisco concentra índices econômicos mais altos e indica uma população menos vulnerável, seguido dos índices

apontados na região Estendida da bacia. As regiões do Baixo e Médio São Francisco se diferem no que concerne aos dados de distribuição populacional, mas se assemelham aos índices que apontam à uma qualidade de vida inferior à das regiões vizinhas. Destaca-se a visível discrepância socioeconômica através da distribuição espacial da BHSFE e recomendam-se estudos mais profundos a respeito das demandas hídricas, sociais e econômicas das regiões mais vulneráveis a fim de mitigar efeitos de escassez hídricas e promover a diminuição da desigualdade social e o aumento da qualidade de vida da população.

5. REFERÊNCIAS

- _____. Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (PNAD) 2016. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 19 de Maio de 2021.
- ANA, *Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio São Francisco*; 2016, Disponível em: <https://cbhsaofrancisco.org.br/plano-de-recursos-hidricos-da-bacia-hidrografica-do-rio-sao-francisco/>. Acesso em 19 de Maio de 2021.
- De Castro, C.N. 2011. Transposição do Rio São Francisco: Análise de oportunidade do projeto. Texto para discussão IPEA nº 1577. Disponível em: <http://www.ipea.gov.br>. Acesso em: 19 de Maio de 2021.
- EPE. Anuário Estatístico de Energia Elétrica 2021: Ano Base 2020. Rio de Janeiro, RJ, 2021. Empresa de Pesquisa Energética – EPE. Disponível em: <http://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/anuario-estatistico-de-energia-eletrica> Acesso em 22 set. 2021
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Brasileiro de 2010. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.
- Projeto MapBiomias – Coleção da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil. Disponível em: <http://mapbiomas.org>. Acesso em 17 de Maio de 2021.
- SNIS – Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto, 2019. <http://www.snis.gov.br/diagnostico-anual-agua-e-esgotos/diagnostico-dos-servicos-de-agua-e-esgotos-2019>

BASE DE DADOS HIDROMETEOROLÓGICA DA BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO

Renan Vieira Rocha

Ályson Brayner Sousa Estácio

Francisco de Assis de Souza Filho

1. INTRODUÇÃO

O planejamento de longo prazo de recursos hídricos se inicia com a caracterização da variabilidade da região estudada, no seu estado atual, e com cenarizações acerca dos possíveis impactos futuros de mudanças climáticas e antrópicas como as mudanças na cobertura e uso do solo.

No âmbito do NEXUS água-alimento-energia o planejamento de recursos hídricos ganha elevada complexidade necessitando de informações confiáveis para vislumbrar a oferta e demanda hídrica atual e futura frente a complexidade imposta pelos múltiplos usos de recursos hídricos.

Uma das principais incertezas acerca do futuro é o comportamento das precipitações, uma variável chave para compreensão da oferta hídrica, e da evaporação e evapotranspiração, que além de impactar na oferta hídrica, modula as demandas atuais e futuras.

A disponibilidade temporal e espacial de dados hidrometeorológicos determina a capacidade de caracterizar o comportamento

dessas variáveis na região de estudo, afetando aspectos como a espacialização de dados pontuais de estações para a área de estudo. Dessa forma, a compreensão da disponibilidade local permite uma melhor análise acerca da qualidade da representação local de produtos derivados que interpolam dados de base para uma grade de referência que são muito utilizados por facilitar uma análise espacial. A literatura apresenta diversos produtos derivados, como dados do Climate Research Unit (CRU) e a precipitação por ponto de grade de Xavier; King; Scanlon (2016) – referenciada somente por Xavier nesse trabalho. Nesse sentido esse capítulo analisou a disponibilidade temporal e espacial de dados brutos de pluviômetros localizados na Bacia Estendida do São Francisco (BESF) da base de dados HIDROWEB e de dados hidrometeorológicos das estações do INMET, buscando fornecer um panorama do uso dessa base para estudos hidrológicos. Além disso, apresenta alguns desses produtos derivados passíveis de uso na região.

2. ANÁLISE DA DISPONIBILIDADE ESPAÇO-TEMPORAL DOS DADOS HIDROMETEOROLÓGICOS DA BESF

2.1. Dados Pluviométricos

Através do Sistema HIDROWEB foram obtidos dados de um total de 1883 estações pluviométricas localizadas dentro da BESF. Para automatização do download, leitura dos arquivos e organização dos dados em séries diárias, foi elaborada rotina em linguagem R. Foram descartados dados anteriores à 1912, após testes iniciais demonstrarem indisponibilidade de dados na região para anos anteriores. A obtenção dos arquivos foi realizada durante o mês de abril de 2018, descartando o ano vigente e obtendo uma série final de 1912 a 2017.

Para a análise da disponibilidade dos dados brutos, os postos foram classificados segundo o número de dias do ano em que há dados disponíveis. São, assim, definidas quatro classes:

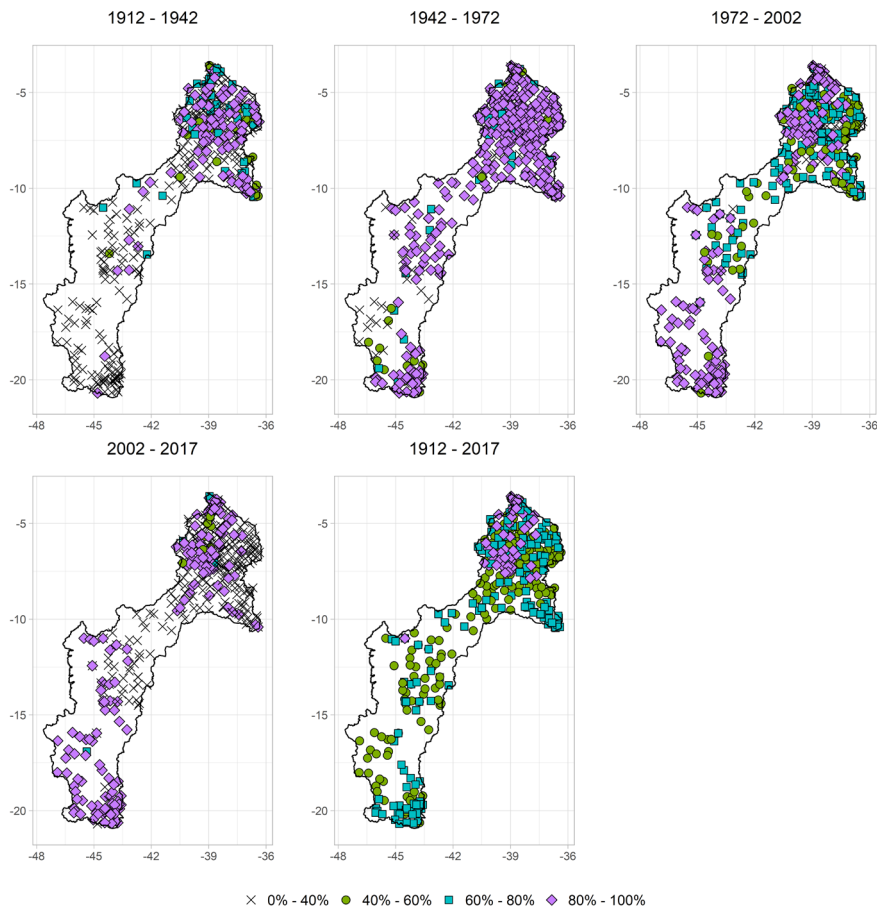
1. Postos com 0% a 40% das observações diárias disponíveis no período.
2. Postos com 40% a 60% das observações diárias disponíveis no período.
3. Postos com 60% a 80% das observações diárias disponíveis no período.
4. Postos com 80% a 100% das observações diárias disponíveis no período.

A Figura 1 apresenta a disponibilidade espaço-temporal dos dados pluviométricos brutos para diversas janelas de 30 anos e para a série completa. Observa-se para a região mais a nordeste da BESF uma maior disponibilidade de dados para o primeiro período analisado (1912-1942) que se mantém em patamares elevados (acima de 60%) para o segundo e terceiro período. No último período analisado (2002-2017) observa-se uma drástica redução com diversas estações na primeira classe de disponibilidade, o que resultou em uma disponibilidade geral para essa área nas classes 2 a 4.

A porção central da BESF apresentou uma reduzida disponibilidade para o primeiro e quarto período, com diversas estações apresentando menos do que 40% dos dados disponíveis para o período. Para o segundo e terceiro período observa-se uma maior disponibilidade, especialmente para o segundo período que apresentou diversas estações com dados acima de 80%. A porção mais ao Sul apresentou um contínuo aumento da disponibilidade ao longo do tempo, de uma ausência generalizada de dados para o primeiro período até a maioria das estações configurarem uma disponibilidade acima de 80% para o período de 2002 a 2017. Analisando o

período completo, observa-se uma maior disponibilidade para as porções mais extremas da bacia.

Figura 1: Disponibilidade espaço-temporal dos dados pluviométricos brutos da BESF



A presente análise se reteve aos dados brutos, no entanto, a partir dos resultados observados por Rocha et al. (2017) é possível afirmar que a disponibilidade de dados consistidos na bacia é bem inferior em relação aos brutos, visto que grande porção da BESF se

localiza no interior da região Nordeste. Além disso, essa conclusão se deve ao fato que o sistema HIDROWEB, na época da coleta dos dados, fornecia em conjunto os dados brutos e consistidos, mesmo apresentando sobreposição temporal entre os dois. Dessa forma, a ausência de dados brutos implica na ausência de dados consistidos, indicando que a porção externa a região Nordeste que não foi analisada pelo trabalho de Rocha et al. (2017) apresenta, no melhor dos casos, uma disponibilidade similar a observada para os dados brutos para os dados consistidos.

2.2. Dados Hidrometeorológicos

Similarmente os dados hidro meteorológicos das estações do INMET foram analisados acerca da sua disponibilidade espaço-temporal. Os dados foram analisados para as janelas compatíveis com as normais climatológicas disponibilizadas pelo INMET (1961-1990 e 1981-2010) e para a série completa. A análise se reteve a disponibilidade das variáveis para o cálculo da evapotranspiração potencial por dois métodos diferentes: Penman-Monteith FAO-56 (ALLEN *et al.*, 1998) e Hargraves-Samani (HARGREAVES; SAMANI, 1985). A análise para essa etapa foi um pouco mais restritiva, os dados foram analisados na forma mensal, descartando os meses com dados incompletos, dessa forma o percentual de disponibilidade se refere ao percentual de meses com dados completos para o cálculo da evapotranspiração pelo método desejado.

A utilização somente dos meses completos se deve a prática comum em estudos hidrológicos da adoção das normais climatológicas, que apresentam o valor médio do período de janeiro a dezembro. Dessa forma, o mês completo forneceria um melhor retrato da situação ocorrida pontualmente, diminuindo eventuais oscilações ao longo do curso do mês, retirando possíveis impactos de uma média mensal extrapolada a partir da média diária de poucos dias, que pode não representar satisfatoriamente o comportamento do mês completo.

O método de Penman-Monteith requer dados de muitas variáveis: insolação, temperatura máxima e mínima, velocidade do vento média, e umidade relativa máxima e mínima e máxima. O método de Hargreaves-Samani só depende da temperatura.

Observa-se pela Figura 2 o reduzido número de estações dentro da BESF (58), porém com uma boa dispersão espacial. No entanto, observa-se uma baixa disponibilidade de dados para o cálculo da evapotranspiração via Penman-Monteith para meses completos, com pouquíssimas estações com disponibilidade acima de 40% para todos os períodos analisados. Para o cálculo via Hargreaves-Samani, observa-se uma melhor disponibilidade, porém, com alguns períodos ainda apresentando diversas estações com baixa disponibilidade.

Figura 2: Disponibilidade de dados meteorológicos necessários ao cálculo da evapotranspiração via Pennam-Monteith

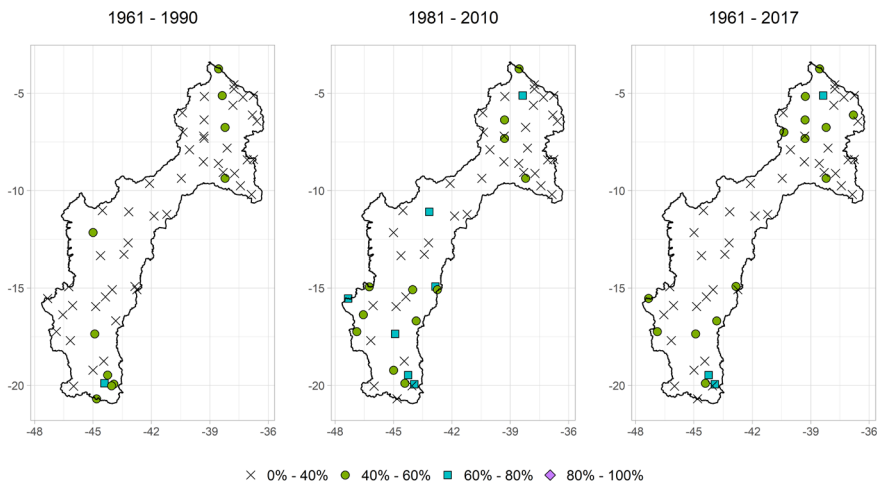
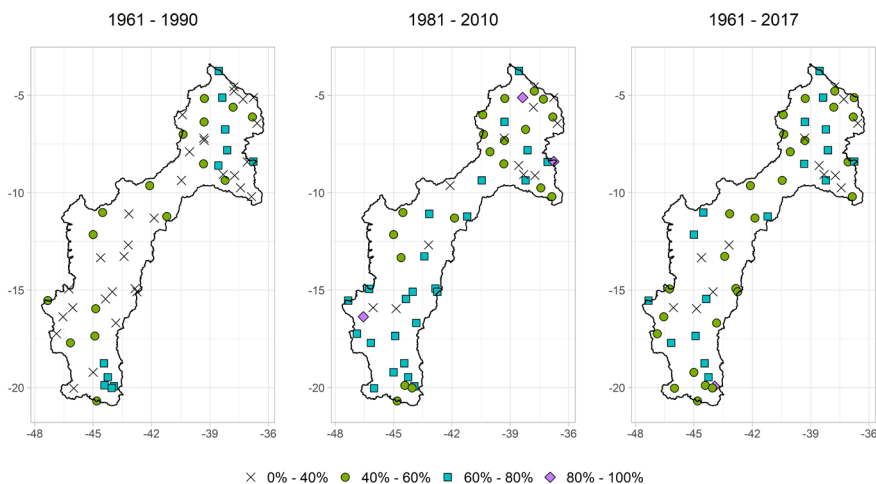


Figura 3: Disponibilidade de dados meteorológicos necessários ao cálculo da evapotranspiração via Hargraves-Samani



3. PRODUTOS DERIVADOS

Produtos como o CRU e Xavier utilizam a base de dados local para interpolação sendo afetados pela disponibilidade espaço-temporal apresentada. O CRU fornece dados globais a partir de 1901 em uma resolução de 0,5°, de diversas variáveis hidrometeorológicas: temperatura média, variação diurna de temperatura, precipitação, frequência de dias chuvosos, pressão de vapor e cobertura de nuvens. Além disso, também fornece produtos secundários como frequência de dias com geada e evapotranspiração potencial. A base de dados é obtida através do uso de métodos de anomalias, utilizando período de 1961 a 1990 como referência para o seu cálculo.

A partir dos valores de anomalia ocorre a interpolação para geração dos valores por ponto de grade. A metodologia de interpolação vem sendo refinada ao longo dos anos, sofrendo modificações. Na versão 3.10 (HARRIS et al., 2014), disponível no início do projeto SHAE-SF, a interpolação ocorre via uma triangulação linear. A versão 4 disponibilizada recentemente (HARRIS et al., 2020) utiliza uma

interpolação via ponderação de distância angular (Angular Distance Weighting – ADW) e apresenta metadados que permitem uma melhor compreensão dos resultados, com informações como a ocorrência de preenchimento com a climatologia e o número de estações utilizadas para interpolação de determinado ponto de grade.

A base de dados de Xavier (XAVIER; KING; SCANLON, 2016) compreende um menor período, iniciando somente em 1980 com dados até 2015 na versão mais atualizada (XAVIER; KING; SCANLON, 2017) e com resultados somente para o Brasil, no entanto, apresenta uma grade de alta resolução (0,25°). As variáveis disponíveis são precipitação, temperatura máxima, mínima, radiação solar, umidade relativa e velocidade do vento. Fornecendo também estimativas de evapotranspiração potencial. A base de dados utilizada por Xavier corresponde a mesma analisada nesse trabalho (HIDROWEB e INMET). Similarmente ao CRU, o método ADW apresentou bons resultados, seguido pelo método do inverso da distância (Inverse Distance Weighting - IDW) frente aos diferentes métodos analisados na publicação original. Não se observa modificações na metodologia para a versão atualizada, somente uma redução dos métodos testados de interpolação, mantendo somente o IDW e o ADW e apresentando os resultados na metodologia com melhor performance no processo de validação cruzada.

4. CONCLUSÕES

As bases de dados analisadas apresentaram uma dispersão espaço-temporal com oscilações significativas ao longo do tempo. No geral, a base de precipitação apresentou uma boa disponibilidade espaço-temporal, com ressalvas pontuais. A base de dados hidro-meteorológica do INMET apresentou uma baixa disponibilidade para o cálculo da evapotranspiração nos dois métodos. No entanto, o critério adotado para essas estações foi mais rigoroso devido a

utilização somente de meses com todas as informações. Observa-se que esse fator certamente afeta os resultados de produtos derivados como o CRU e Xavier que apesar de se mostrarem uma alternativa robusta são afetados pela base local existente.

5. REFERÊNCIAS

- ALLEN, R. G.; PEREIRA, L.; RAES, D.; SMITH, M. Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements. Rome: FAO, 1998. (FAO. Irrigation and Drainage Paper, 56).
- HARGREAVES, G. H.; SAMANI, Z. A. Reference Crop Evapotranspiration from Ambient Air Temperature; American Society of Agricultural Engineers: St. Joseph, MI, USA, p. 85, 1985.
- HARRIS, I.; JONES, P. D.; OSBORN, T. J.; LISTER, D. H. Updated high-resolution grids of monthly climatic observations - the CRU TS3.10 Dataset. *International Journal of Climatology*, [S. l.], v. 34, n. 3, p. 623–642, 2014. DOI: 10.1002/joc.3711.
- HARRIS, Ian; OSBORN, Timothy J.; JONES, Phil; LISTER, David. Version 4 of the CRU TS monthly high-resolution gridded multivariate climate dataset. *Scientific Data*, [S. l.], v. 7, n. 1, p. 1–18, 2020. DOI: 10.1038/s41597-020-0453-3.
- ROCHA, Renan Vieira; FILHO, Souza; BRAYNER, Alysso; EST, Sousa; GRANDE, Rio. Análise da disponibilidade espacial e temporal de dados de pluviometria da região nordeste. In: XIV SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE 2017, Macéio, Alagoas, Brasil. *Anais [...]*. Macéio, Alagoas, Brasil p. 1–6.
- XAVIER, Alexandre C.; KING, Carey W.; SCANLON, Bridget R. Daily gridded meteorological variables in Brazil (1980–2013). *International Journal of Climatology*, [S. l.], v. 36, n. 6, p. 2644–2659, 2016. DOI: 10.1002/joc.4518.
- XAVIER, Alexandre C.; KING, Carey W.; SCANLON, Bridget R. An update of Xavier, King and Scanlon (2016) daily precipitation gridded data set for the Brazil. In: ANAIS DO XVIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO - SBSR 2017, Santos, SP, Brazil. *Anais [...]*. Santos, SP, Brazil p. 8.

CARACTERIZAÇÃO ENERGÉTICA DA BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO

Victor Costa Porto

Francisco de Assis de Souza Filho

1. INTRODUÇÃO

A produção e transmissão de energia elétrica do Brasil é coordenada pelo Operador Nacional do Sistema (ONS) e é realizada através do Sistema Interligado Nacional (SIN) que é predominantemente um sistema hidrotérmico de grande porte e de múltiplos proprietários. A natureza hidrotérmica torna o SIN vulnerável à variabilidade e mudanças climáticas. Em períodos secos, a produção hidrelétrica é reduzida e há a necessidade, para suprir a demanda nacional, de maior contratação de energia termelétrica que, além de mais cara, é responsável por maiores emissões de gases de efeito estufa (PRADO JUNIOR et al., 2016).

O caráter interligado do SIN permite que a energia gerada em qualquer parte do Brasil possa ser consumida por outra independente da distância. Essa interconexão resulta em uma utilização mais eficiente dos recursos com um sistema complexo que pode ser otimizado de forma centralizada e em escala nacional (FERREIRA et al., 2015; ZAMBON et al., 2014).

O SIN é constituído por quatro subsistemas: Sul (S), Sudeste/Centro-Oeste (SE/CO), Nordeste (NE) e parte da região Norte (N). No subsistema NE está instalada cerca de 22% da potência

instalada brasileira em que boa parte é proveniente da cascata de usinas hidrelétricas instalada no rio São Francisco (ONS, 2021a). Este capítulo tem como objetivo apresentar detalhes da produção e da demanda energética do Subsistema Nordeste e mais especificamente da bacia do rio São Francisco.

2. PRODUÇÃO ENERGÉTICA

A potência instalada do SIN por subsistema está apresentada na Figura 1. O subsistema Nordeste é o segundo maior em potência instalada com 37.3370,70 MW (22,34% do total) ficando atrás apenas do subsistema SE/CO. Com relação ao tipo de usina, no subsistema Nordeste se destacam a Eólica (42%), Hidrelétrica (29%) e térmica (22%) conforme apresentado na Figura 2.

Dos 11,03 GW instalados de geração hidrelétrica do subsistema Nordeste, 10,6 GW são provenientes da cascata de usinas presente no rio São Francisco. Na Figura 3, a cascata de usinas é apresentada com as usinas classificadas dependendo do seu tipo de operação em usinas de regularização de vazões (Storage reservoir - os reservatórios das usinas têm capacidade e função de regularização plurianual de vazões) e usinas à fio d'água (Run-of-river reservoir - usinas em que não se tem regularização de vazões e a sua vazão defluente é igual à afluyente não havendo, assim, armazenamento).

Assim, a vazão que é turbinada no Complexo Paulo Afonso-Moxotó (com 4 MW de potência instalada) é determinada na usina de regularização anterior: Itaparica. Cabe ressaltar que o Complexo Paulo Afonso - Moxotó é composto por 5 usinas (Paulo Afonso 1, 2, 3 e 4 e Moxotó) que podem ser representadas como uma única devido à proximidade geográfica e por serem usinas que não regularizam vazões.

A Tabela 1 traz um resumo de capacidade de armazenamento e a potência instalada da cascata de usinas do rio São Francisco. Se verifica que as usinas Três Marias, Sobradinho e Itaparica possuem as maiores capacidades de armazenamento na região e as usinas mais a jusante do São Francisco: Complexo de Paulo Afonso-Moxotó e Xingó operam a fio d'água (sem capacidade de armazenamento) e possuem as maiores potências instaladas.

Tabela 1: Resumo das Usinas do São Francisco

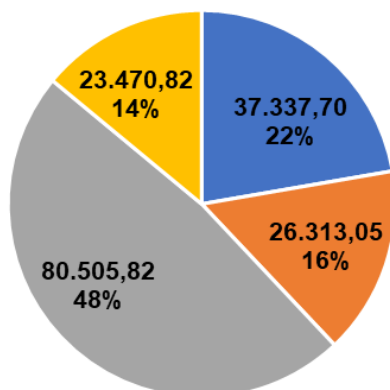
Usina	Potência Instalada (MW)	Capacidade de Armazenamento (hm³)
Retiro Baixo	82	41
Três Marias	396	15278
Queimado	105	389
Sobradinho	1050	28669
Itaparica	1500	3549
Complexo Paulo Afonso-Moxotó	4283	158
Xingó	3162	65
Total	10578	48149

Fonte: ANA, 2016

Figura 1: Capacidade Instalada (MW) por subsistema

Capacidade Instalada (MW)

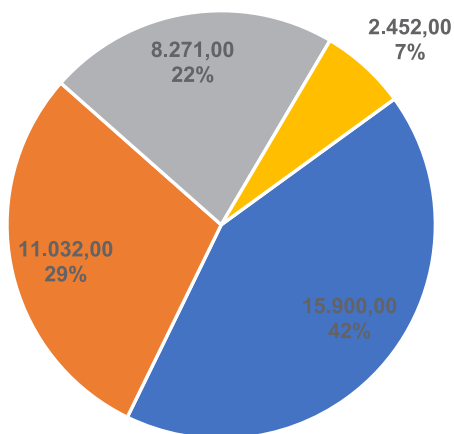
■ Nordeste ■ Norte ■ Sudeste/Centro-Oeste ■ Sul



Fonte: ONS (2021).

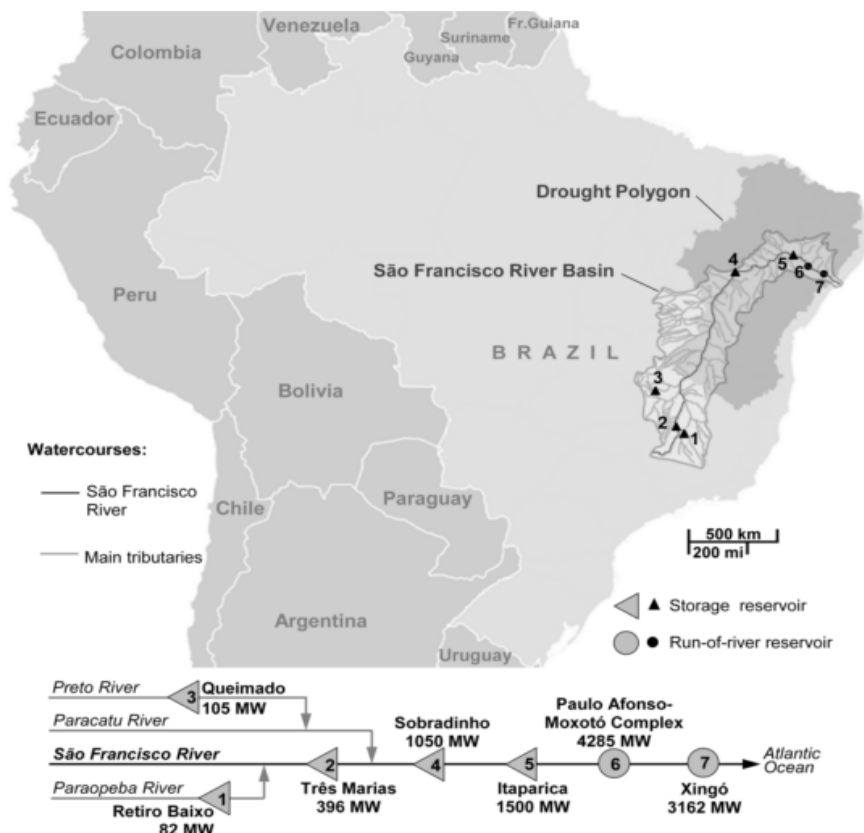
Figura 2: Capacidade instalada (MW) por tipo de usina do subsistema Nordeste

■ Eólica ■ Hidrelétrica ■ Térmica ■ Solar



Fonte: ONS (2021).

Figura 3: Cascata de Usinas do Rio São Francisco



Fonte: Retirado de Mendes et al. (2015).

3. DEMANDA ENERGETICA

A Tabela 2 apresenta os dados de consumo anual de Energia Elétrica dos Subsistemas do SIN. Visto que a interligação dos sistemas e que as usinas do São Francisco correspondem a cerca de 30% da potência instalada total do Subsistema NE, foi considerada a demanda na escala de Subsistemas.

O subsistema Nordeste foi responsável por cerca de 16% do consumo anual do SIN em 2020 com 73.430 GWh. Se verifica que

o consumo anual em todo o SIN seguia uma tendência de aumento, entretanto houve redução de consumo em todos os subsistemas em 2020 em decorrência da crise sanitária causada pela Covid-19.

Com relação ao tipo de consumo, no subsistema Nordeste é apresentada a seguinte distribuição para o ano de 2019 (ano anterior à crise sanitária): Residencial (34%), Industrial (27%), Comercial (18%) e Outros (21%), conforme apresentado na Figura 4.

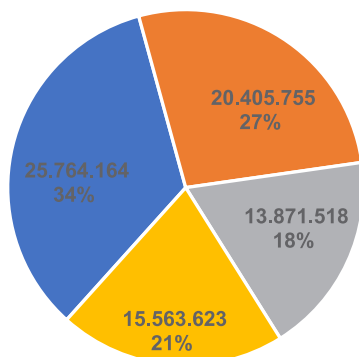
Tabela 2: Consumo Anual de Energia Elétrica (MWh) por Subsistema

Subsistema	2016	2017	2018	2019	2020
Norte	34.625.652	34.842.582	32.938.918	33.828.617	35.406.933
Nordeste	72.661.940	72.809.141	73.387.687	75.605.061	73.430.585
Sudeste/C. Oeste	269.415.919	271.932.368	279.337.950	280.734.149	275.956.467
Sul	82.425.658	84.997.182	86.662.868	88.737.837	87.906.279
Total	459.129.170	464.581.273	472.327.423	478.905.663	472.700.264

Fonte: EPE, 2021

Figura 4: Consumo de eletricidade no subsistema Nordeste em 2019 (MWh)

■ Residencial ■ Indústria ■ Comercial ■ Outros



Fonte: EPE, 2021

4. BALANÇO DE ENERGIA

As transferências de energia anuais entre os Subsistemas de 2016 a 2020 estão apresentadas na Tabela 3. se verifica que os intercâmbios de energia variam ao longo dos anos conforme a situação das bacias. De 2016 a 2018, o Subsistema Nordeste era um grande importador de energia, recebendo cerca de 45738 GWh durante esses 3 anos dos Subsistemas Norte e Sudeste/Centro Oeste. Entretanto com o agravamento da crise hídrica nas bacias ao Sul do país, o Subsistema Nordeste tornou-se exportador de energia para o Subsistema Sudeste/Centro Oeste em 2019 e para os Subsistemas Sudeste/Centro Oeste e Norte em 2020.

Tabela 3: Intercâmbio Anual de Energia Elétrica (GWh) entre os Subsistemas do SIN

Origem - Destino	2016	2017	2018	2019	2020
NE - SE/CO	-4367	-2609	-2045	475	6411
NE - N	-12950	-11574	-12193	-5392	2864
N - SE/CO	-7399	5765	17928	29274	39607
S - SE/CO	10815	-9386	-12797	-15175	-38920

Fonte: ONS, 2021

5. REFERÊNCIAS

ANA, Agência Nacional de Águas. *Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio São Francisco*. 2016.

OPERADOR NACIONAL DO SISTEMA ELÉTRICO (ONS). 2021. Histórico da Operação. Disponível em <<http://ons.org.br/Paginas/resultados-da-operacao/historico-da-operacao/>>. Acesso em 19 de setembro de 2021.

- EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (EPE). 2021. Consumo Mensal de Energia Elétrica por Classe (regiões e subsistemas). Disponível em <https://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/consumo-de-energia-eletrica>. Acesso em 20 de setembro de 2021.
- Ferreira, P. G. C., Oliveira, F. L. C., & Souza, R. C. (2015). The stochastic effects on the Brazilian Electrical Sector. *Energy Economics*, 49, 328-335.
- Mendes, Ludmilson A Britta, et al. "Trade-off analysis among multiple water uses in a hydropower system: Case of São Francisco River Basin, Brazil." *Journal of Water Resources Planning and Management* 141.10 (2015): 04015014.
- OPERADOR NACIONAL DO SISTEMA ELÉTRICO (ONS). 2021. Histórico da Operação. Disponível em <http://ons.org.br/Paginas/resultados-da-operacao/historico-da-operacao/>. Acesso em 19 de setembro de 2021.
- Prado Jr, F. A., Athayde, S., Mossa, J., Bohlman, S., Leite, F., & Oliver-Smith, A. (2016). How much is enough? An integrated examination of energy security, economic growth and climate change related to hydropower expansion in Brazil. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 53, 1132-1136.
- Zambon, R. C., Barros, M. T., & Yeh, W. W. (2014). Brazilian hydrothermal system operation: Interconnected large system or isolated subsystems?. In *World Environmental and Water Resources Congress 2014* (pp. 1926-1935).

UTILIZAÇÃO DE PRODUTOS MAPBIOMAS NA CARACTERIZAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA BESF

Iana Alexandra Alves Rufino

Higor Costa de Brito

Yáscara Maia Araújo de Brito

Vanessa Silva Pugliero

Eduardo Delgado Assad

1. DA DINAMICIDADE DO USO E COBERTURA DO SOLO

Um dos principais desafios de qualquer projeto de pesquisa na área de recursos hídricos é uma caracterização eficiente do uso e cobertura do solo das bacias hidrográficas envolvidas. A abordagem tradicional de sensoriamento remoto para a obtenção de mapas de cobertura terrestre pode mostrar algumas limitações para sua aplicação em ambientes de dinâmica temporal elevada, como a região do bioma Caatinga. Assim, pode-se realizar uma análise sobre a “trajetória de cobertura da terra” (do inglês: *pixel land cover trajectory*) para facilitar a distinção de diferentes padrões de cobertura da terra ao longo do tempo.

A visualização desta trajetória “pixel a pixel” permite a observação da dinâmica temporal causada por ações antropogênicas, pela variabilidade natural do clima e sua consequente resposta na cobertura do solo, ou por mudanças climáticas observadas. Pode-se afirmar que este é um aprimoramento considerável do conceito de “caracterização territorial” e que, só é possível nos dias atuais diante das mais de 4 décadas de observação terrestre por sensores remotos. É uma

mudança de paradigma. Os dados de entrada de modelos que simulam processos biofísicos passam a ser séries temporais de imagens previamente classificadas e tratadas, permitindo aos modelos uma simulação muito mais realista “pixel a pixel” ao longo do tempo.

Este capítulo apresenta as escolhas metodológicas que foram realizadas na fase inicial do projeto mediante a disponibilidade de dados de sensoriamento remoto pós-processados e com alta dinâmica temporal contemplada. Neste sentido, as atividades de caracterização da Bacia Estendida do Rio São Francisco foram de certo modo “facilitadas” e com certeza enriquecidas pela oportunidade de utilização destes repositórios nacionais de informação espacial. Partindo da necessidade de mapas de LULC (do inglês: *Land Use and Land Cover*) para toda a BESF, o objetivo deste capítulo é demonstrar a estruturação, reclassificação e validação dos mapas anuais de LULC do Mapbiomas para a Bacia Estendida do São Francisco.

2. DA DISPONIBILIDADE DOS REPOSITÓRIOS DE DADOS ATUAIS

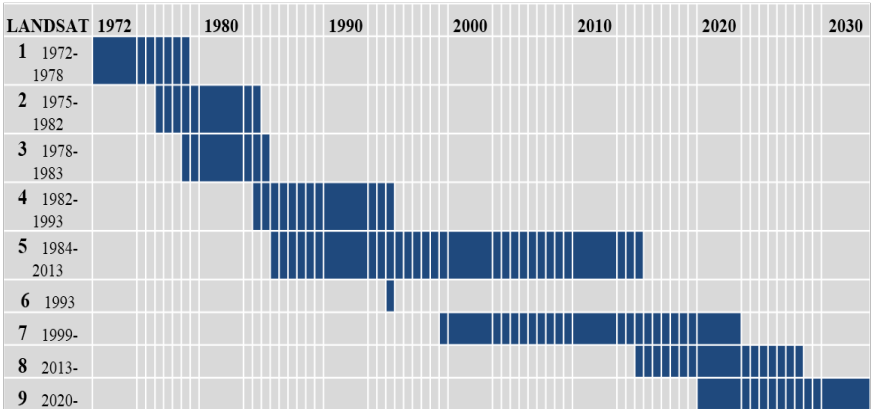
Dados espaciais sobre Uso e Cobertura do Solo (*Land Use and Land Cover* - LULC) são fundamentais para informar o planejamento e a gestão sustentável dos recursos naturais, formulação de políticas, entre outras aplicações (SOUZA et al., 2020). Desde o lançamento do primeiro satélite de recursos terrestres, o Landsat 1, grandes avanços em pesquisas relacionadas ao meio ambiente e recursos naturais foram constatadas. Após a disponibilidade do uso de imagens de satélites, os estudos ambientais deram um salto enorme em termos de qualidade, agilidade e número de informações (JENSEN, 2009).

De acordo com Oliveira (2018), o programa Landsat (USGS e NASA) constitui o primeiro, e mais longo programa de observação terrestre relacionado com a observação dos recursos naturais e com a disponibilização gratuita de todas as imagens. O Landsat 1 (nome original ERTS-1, Earth Resources Technology Satellite One), lançado em 1972, foi o primeiro satélite deste programa, que tem

sido continuamente melhorado ao longo das últimas quatro décadas, com os lançamentos dos satélites Landsat 2 (em 1975), Landsat 3 (em 1978), Landsat 4 (em 1982), Landsat 5 (em 1984), Landsat 6 (em 1993, perdido no seu lançamento), Landsat 7 (em 1999) e Landsat 8 (em 2013), estando já planejado o lançamento do futuro Landsat 9 em 2023 (LIRA et al., 2016). A cronologia histórica do programa Landsat está apresentada na Figura 1. As operações Landsat deram início em 1972 até o presente. O Landsat 5 operou por mais de 29 anos, e é considerado o satélite de observação da Terra mais longo da história.

Avanços na computação em nuvem aliados à disseminação de plataformas online de processamento digital de imagens colaboraram para o surgimento do Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo do Brasil (Mapbiomas). Segundo Souza Júnior e Azevedo (2017), o projeto, lançado em julho de 2015, teve o objetivo de contribuir para o entendimento da dinâmica do uso e da cobertura da terra no Brasil e baseia-se no processamento digital de imagens Landsat (família de satélites americanos com mais de quatro décadas de observação terrestre).

Figura 1: Cronologia de lançamentos e vida útil dos satélites Landsat.

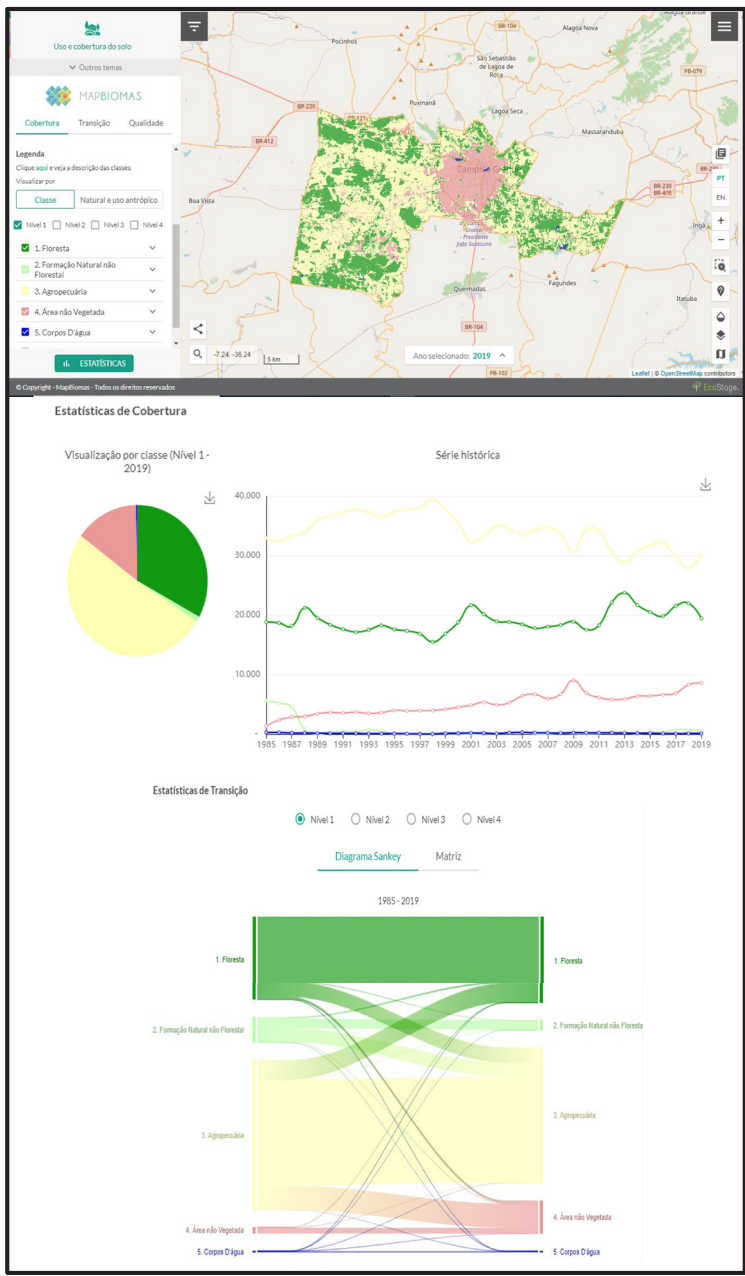


Fonte: Oliveira (2018)

A iniciativa é multi-institucional e envolve universidades, organizações não governamentais e empresas de tecnologia, que promove o mapeamento anual de cobertura e uso da terra do Brasil nas últimas três décadas. A partir da coleção Landsat disponível no Google Earth Engine (GEE) e com algoritmos de aprendizado de máquina, o Mapbiomas reconstruiu a classificação de LULC anual com resolução espacial de 30 metros entre 1985 e 2018 (AZZARI; LOBELL, 2017). A computação em nuvem permitiu o processamento rápido e automático de um grande conjunto de imagens, abrangendo todo o território brasileiro. Conforme relatado por Souza et al. (2020), o projeto reconstruiu as séries temporais anuais de mapas LULC a partir da combinação de dados Landsat, GEE, aprendizado de máquina e uma rede de especialistas locais, em um conceito de LULC em evolução progressiva.

Desde sua primeira coleção, publicada em 2016, o Mapbiomas vem ganhando força e alcançando novos usuários. Os produtos de LULC do Mapbiomas tem sido utilizados em diversas pesquisas (BRITO; RUFINO; DJORDJEVIĆ, 2021; CROUZEILLES et al., 2019; PAIVA et al., 2019; VIDAL et al., 2019). Além disso, diferentes órgãos (governamentais e não-governamentais) brasileiros passaram a utilizar os mapas e produtos fornecidos pelo Mapbiomas para auxiliar no monitoramento ambiental, em políticas públicas e na conservação dos recursos naturais (ROSA; SHIMBO; AZEVEDO, 2019). A figura 2 é um exemplo de uma das possibilidades de análise online com os dados do mapbiomas para um dos municípios da BESF (Campina Grande-PB). A utilização dos dados do Mapbiomas é uma excelente alternativa para áreas com alta cobertura de nuvens como a região semiárida nordestina. As coleções são o resultado de classificações executadas por algoritmos de aprendizado de máquina e filtros temporais são utilizados para minimizar a ausência de dados em algum pixel causado pela presença de nuvens nas imagens originais.

Figura 2: Exemplo de mapas de cobertura do solo para um dos municípios da BESF. Análises estatísticas fornecidas (online) pelo portal Mapbiomas

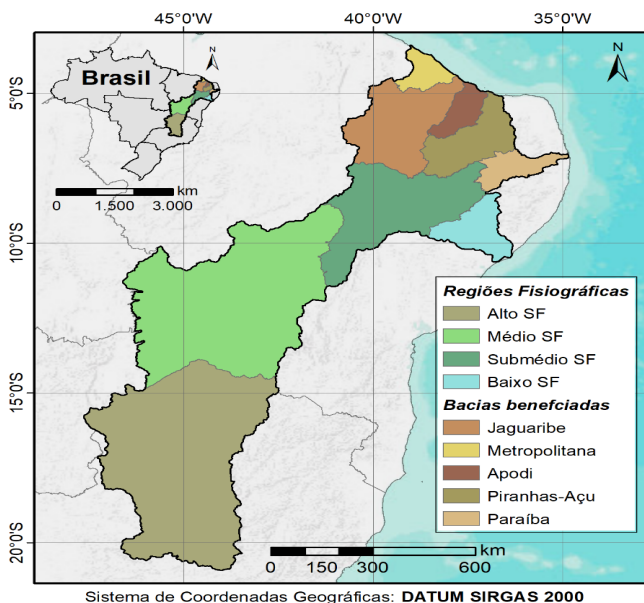


Fonte: <https://mapbiomas.org/>

3. DA CARACTERIZAÇÃO DA BESF

O Projeto de Integração do rio São Francisco com bacias do Nordeste Setentrional constitui-se de dois eixos de ligação: O Eixo Norte e o Eixo Leste. As águas são captadas no estado de Pernambuco, entre as barragens de Sobradinho e Itaparica e são destinadas ao abastecimento de parte do Semiárido, do Agreste Pernambucano e da Região Metropolitana de Fortaleza (BRASIL, 2004). As bacias hidrográficas beneficiadas pelo projeto são apresentadas na Figura 2.

Figura 2: Caracterização da Bacia Estendida do rio São Francisco.



Fonte: Elaborada a partir de ANA (2018) e IBGE (2018).

As séries de dados utilizados na caracterização da BESF correspondem às coleções 3.1 e 4.1 (1984 a 2018). A classificação adotada pelo Mapbiomas subdivide-se em 27 classes. Entretanto, como no âmbito do projeto as classificações seriam utilizadas em

simulações e modelagens diversas, optou-se por agrupar as classes em grupos mais abrangentes. Todo o processo de reclassificação foi realizado no GEE para os 34 produtos anuais, a partir de funções de reclassificação de imagens raster.

Alguns grupos foram compostos apenas por uma classe de interesse do projeto, como as seis classificações de uso agropecuário e a classe de infraestrutura urbana. A Figura 3 ilustra o código de legenda adotado e a composição dos grupos de LULC adotados nesta operação de reclassificação.

Figura 3: Códigos de legenda após reclassificação dos produtos Mapbiomas

CÓDIGO	GRUPO DE USO E COBERTURA DO SOLO	CLASSES MAPBIOMAS UTILIZADAS
0	Sem Informação	Área não observada
1	Vegetação	Floresta, floresta natural, formação florestal, formação savânica, mangue, floresta plantada, formação natural não florestal, formação campestre, apicum, outra formação natural não florestal
2	Agropecuária	Agropecuária
3	Pastagem	Pastagem
4	Agricultura	Agricultura
5	Cultura Anual e Perene	Cultura anual e perene
6	Cultura Semi-Perene	Cultura semi-perene
7	Mosaico de Agricultura e Pastagem	Mosaico de agricultura e pastagem
8	Solo Exposto	Área não vegetada, praia e duna, afloramento rochoso, mineração, outra área não vegetada
9	Área Edificada	Infraestrutura urbana
10	Corpo Hídrico	Corpos d'água, rio, lago, oceano, aquicultura

Fonte: Autoria própria.

4. DA VALIDAÇÃO

A análise da acurácia entre mapeamentos de fontes diversas é a metodologia mais difundida para estimar taxas de acerto e erro em produtos cartográficos. Essa metodologia consiste na comparação de um determinado elemento mapeado em uma classe em relação com um resultado ideal. O número e a alocação de pixels para a aferição do produto gerado com os dados de referência são definidos por técnicas estatísticas. Neste capítulo é apresentado o cálculo do grau de concordância pelo índice *kappa* (Landis e Koch, 1977) no mapeamento anual de uso do solo da coleção 3.1 produzidos pela iniciativa Mapbiomas na região de interesse do Projeto Integrativo Segurança Hídrica, Alimentar e Energética na Bacia Estendida do Rio São Francisco (SHAE-SF).

A acurácia é o grau de proximidade de uma estimativa com seu parâmetro ou valor verdadeiro (MIKHAIL e ACKERMANN, 1976). Essa é a principal forma de verificar as diferenças entre mapeamentos, pois além de dizer qual a taxa de acerto geral, a análise de acurácia também revela estimativas das taxas de acerto, de erro de omissão e de erro de introdução em cada classe mapeada.

Na classificação tradicional (rígida), considera-se que todo elemento (pixel ou polígono) está associado a uma única classe temática. O erro surge sempre que esta associação à imagem classificada ou o mapa temático diverge da verdade que representa um resultado ideal. A referência pode ser obtida a partir de: dados pré-existentes, dados de campo e/ou imagens com de maior resolução espacial. Independente da base adotada como verdade, ela nunca será perfeita (CONGALTON, 2009).

As estimativas de acurácia em mapeamento são baseadas em dados de referência que consistem em interpretação visual de bases cartográficas através de padrões de localização, tonalidade e cor, tamanho, forma, textura, padrão, sombra, altura e profundidade,

volume e declividade, aspecto, situação e associação para comparação com o mapeamento gerado (JENSEN, 2009).

Segundo o Mapa de Cobertura Vegetal obtido por BRASIL (2006), o mapeamento de cada bioma brasileiro é complexo por haver fitofisionomias diversos intra biomas além das áreas de tensão ecológica de encaves mapeáveis e não mapeáveis. A classificação da cobertura e uso do solo em cada bioma depende do conhecimento dos ciclos fenológicos de crescimento relativamente específicos da vegetação local e clima.

A ferramenta de inspeção visual “*Temporal Visual Inspection*” (TVI) desenvolvida em código aberto e online otimizou a inspeção de pontos em séries históricas de classificação em imagens Landsat. Essa inspeção visual consiste em ferramentas históricas de duas imagens intra-anuais Landsat para período chuvoso e outra para o período seco, além de dados auxiliares dos gráficos de series temporais MODIS NDVI (*normalized difference vegetation index*) e precipitação (TRMM, *Tropical Rainfall Measurement Mission*, e GPM *Global Precipitation Mission*) além do acesso ao Google Earth que suportam a decisão do analista ao definir a classe do alvo identificado. O Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento da Universidade Federal de Goiás (LAPIG - UFG) utilizou o TVI para obtenção de validação de 5.000 pontos aleatórios nos mapeamentos anuais para todo território brasileiro, produzidos pela iniciativa MapBiomas (Projeto de mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo do Brasil) (NOGUEIRA et al, 2019).

O mapeamento de uso do solo é um importante dado de tomada de decisão para intensificação da produção agrícola no Brasil de forma sustentável, totalmente integrada à manutenção e bom uso dos recursos hídricos e à geração de energia diante deste cenário de aquecimento global e mudanças climáticas. Esta premissa circunscreve o Projeto Integrativo Segurança Hídrica, Alimentar

e Energética na Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco estendida (SHAE-SF), região-piloto para as análises, considerando os elevados conflitos potenciais (ambientais e sociais), e seguindo orientação do Ministério de Ciência Tecnologia Inovação (MCTI) (UFC, 2019).

Neste estudo foi calculado o grau de concordância presente nos pontos de validação obtidos por meio da ferramenta TVI/LAPIG (Nogueira, 2019) dentro da BESF e a série histórica dos mapeamentos no âmbito do projeto “Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo do Brasil – MAPBIOMAS” (MAPBIOMAS, 2018).

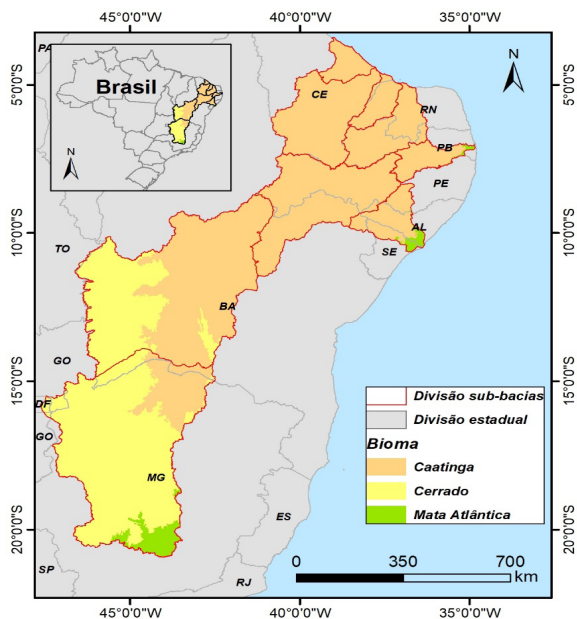
A bacia hidrográfica do Rio São Francisco estendida (fonte) está na maior parte sob o domínio da Caatinga, 52% da sua área está neste bioma, o Cerrado é 45% da área e a Mata Atlântica tem menor área, apenas 3% localizada no litoral nordestino nos estados de Sergipe, Alagoas e Paraíba e na região do baixo curso na região de Brumadinho/MG (figura 5).

Os dados primários primordiais utilizadas neste trabalho são originários da coleção 3.1 de mapeamento de cobertura e uso do solo do Mapbiomas e os pontos de validação obtidos e fornecidos por LAPIG (2019) para todo Brasil. O mapeamento disponível na coleção 3.1 do Mapbiomas é a série histórica de cobertura e uso do solo em formato raster em extensão .tiff para os anos de 1985 a 2018 com resolução espacial de 30 metros.

Para todas as bases neste trabalho, foi realizado o recorte para a BESF dos pontos amostrais originários da base de validação TVI/LAPIG totalizando 8.620 pontos, sendo 277 pontos amostrais na Mata Atlântica, 3.663 no Cerrado e 4.680 na Caatinga.

As classes originais da coleção 3.1 do Mapbiomas foram reagrupadas para integrar a componente de mudanças climáticas à produção agrícola sustentável conforme o quadro 1. A continuidade do uso das bases de mapeamentos de uso e cobertura do solo depende do grau de acurácia de interpretação minimamente forte, isto é, índice *Kappa* acima de 0,61 (tabela 1).

Figura 5: Espacialização dos biomas da Bacia Estendida do rio São Francisco.



Fonte: Elaborada a partir de ANA (2018) e IBGE (2018).

Quadro 1: Interpretação do índice kappa segundo Landis e Koch (1977).

Grau de concordância (kappa)	Interpretação
< 0	Ruim
0,01 – 0,20	Fraca
0,21 – 0,40	Regular
0,41 – 0,60	Moderada
0,61 – 0,80	Forte
0,81 – 1,00	Quase perfeita

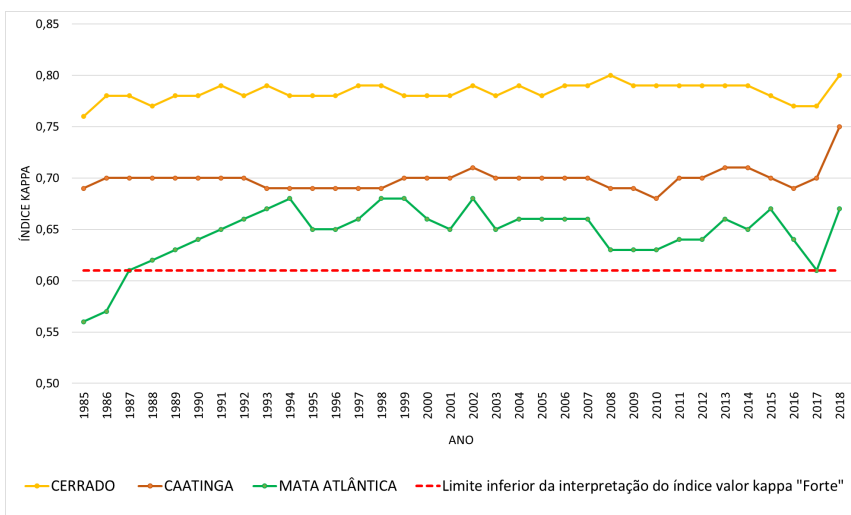
Aplicou-se a reclassificação do pixel de cada classe de cobertura e uso do solo correspondente ao valor da coluna “Código de identificação” da tabela 2 para as matrizes *raster* obtidas na coleção

3.1 do Mapbiomas. Esta operação também foi aplicada às classes da identificação resultante da validação de pontos originários da ferramenta TVI/LAPIG (2019) uma vez que correspondem aos mesmos valores de classes de legenda de cobertura e uso do solo da coleção 3.1 do Mapbiomas.

Após o reagrupamento das classes e reclassificação das bases, foi realizado o cruzamento das bases pontuais TVI/LAPIG (Nogueira et al, 2019) e coleção 3.1 do Mapbiomas na matriz de confusão para o cálculo do índice kappa em cada ano da série histórica e bioma separadamente.

O grau de concordância anual é “Forte” em 98% dos casos estudados na série histórica dentre os biomas. Tendo o grau de concordância moderada em apenas 2% encontrada para os anos de 1985 e 1986 na Mata Atlântica. Para todos os anos da série histórica nos biomas da Caatinga e do Cerrado a interpretação do grau de concordância é “Forte” conforme figura 6.

Figura 6: Variação do índice kappa na serie histórica Mapbiomas na coleção 3.1 por bioma.



Para as classificações dos anos de 1985 até 2018, os pares de classes de maiores erros/omissões na Caatinga são por ordem contabilizadas: entre a classe Pastagem e Vegetação; Mosaico de agricultura e pastagem e vegetação; mosaico de agricultura e pastagem e Pastagem; Cultura Anual e Perene e Pastagem; Solo exposto e Mosaico de Agricultura e pastagem.

Para a Mata Atlântica as maiores amostras com confusões, entre as classes, no período da coleção 3.1 do Mapbiomas, majoritariamente estão no mosaico de agricultura e pastagem com a pastagem; pastagem com vegetação; mosaico de agricultura e pastagem com vegetação; cultura semi-perene e pastagem e solo exposto e pastagem.

No Cerrado, a maior confusão de 1985 a 2018, entre as classes é entre pastagem e vegetação; mosaico de agricultura e pastagem e pastagem; mosaico de agricultura e pastagem e vegetação; cultura anual e perene e pastagem; e solo exposto e vegetação.

O grau de concordância para o bioma Cerrado é o maior dentre os biomas em todos os anos. Na Caatinga, a maior confusão na classificação está nos pares pastagem-vegetação e o mosaico de agricultura-vegetação. Essas classes possuem características semelhantes entre si, podem ser confundidos com a vegetação de formação savana-estépica no clima estacional, isto influencia na refletância espectral pela influência dos solos arenosos e do déficit hídrico da região. Na Mata Atlântica, percebe-se a dificuldade dos mosaicos de agricultura e pastagem serem diferenciados com a pastagem pura.

A tomada de decisão de fornecimento de subsídios para garantir a estabilidade e o aumento da produção e produtividade de alimentos no Brasil, através do Projeto SHAE-SF pode ser realizada através da coleção de cobertura e uso do solo coleção 3.1 da plataforma Mapbiomas na série histórica a partir de 1987 até 2018 pelo grau

de interpretação em todos os biomas terem índice $kappa > 0,61$ de interpretação equivalente a forte ou superior. Ressalta-se o ponto de fraqueza identificado são as bases de uso do solo para os anos de 1985 e 1986 por indicarem grau de concordância moderado somente no bioma da Mata Atlântica.

5. DA DINÂMICA TEMPORAL DA LULC NA BESF

Para estudos de mudança de uso e cobertura do solo, o Sensoriamento Remoto (SR) e os Sistemas de Informações Geográficas (SIG) são ferramentas bastante utilizadas a fim de avaliar e monitorar os impactos ambientais provenientes de mudanças climáticas e ações antrópicas em vários locais do mundo, à medida que é possível obter informações em várias resoluções distintas sobre LULC (BASOMMI; GUAN; CHENG, 2015).

A Figura 4 apresenta a LULC na BESF para os anos selecionados, os quais são: 1985 (primeiro ano da série) e posteriormente a cada 10 anos, sendo então 1995 e 2005. O ano de 2015 foi substituído por 2018 com o intuito de demonstrar a LULC na BESF para o ano mais recente disponível na série de dados do Mapbiomas no momento da análise.

Os resultados apontam que tanto em 1985 quanto em 2018 a área sem informação na bacia estendida corresponde a pouco mais de 70%. Observando a incidência de vegetação, a área total reduziu de 20,42% em 1985 para 17,25% em 2018. Por outro lado, as pastagens ocuparam quase 2% a mais da extensão da BESF decorridos os 33 anos da série de dados.

Outro dado que chama atenção é o crescimento de áreas edificadas. Entre 1985 e 2018 houve uma expansão de 2310,20 km². Os efeitos da LULC também são observados em áreas urbanas. Os solos que antes eram vegetados são substituídos por superfícies

impermeáveis, aumentando assim o fluxo de água superficial em paralelo às reduções de infiltrações devido, principalmente, à pavimentação (WHEATER; EVANS, 2009).

Verifica-se a necessidade de ações de mitigação, diante dos impactos provenientes de mudanças climáticas também dentro das cidades e este cenário de respostas vem sofrendo alterações (HUNT; WATKISS, 2011). Dentre estas, ao associar a variabilidade climática intrínseca à região Nordeste às mudanças climáticas hodiernas, nota-se que os ciclos secos estão cada vez mais hostis, e assim impulsionando as ações antrópicas de mudanças de uso e cobertura do solo, como é o caso da recém transposição da bacia do rio São Francisco.

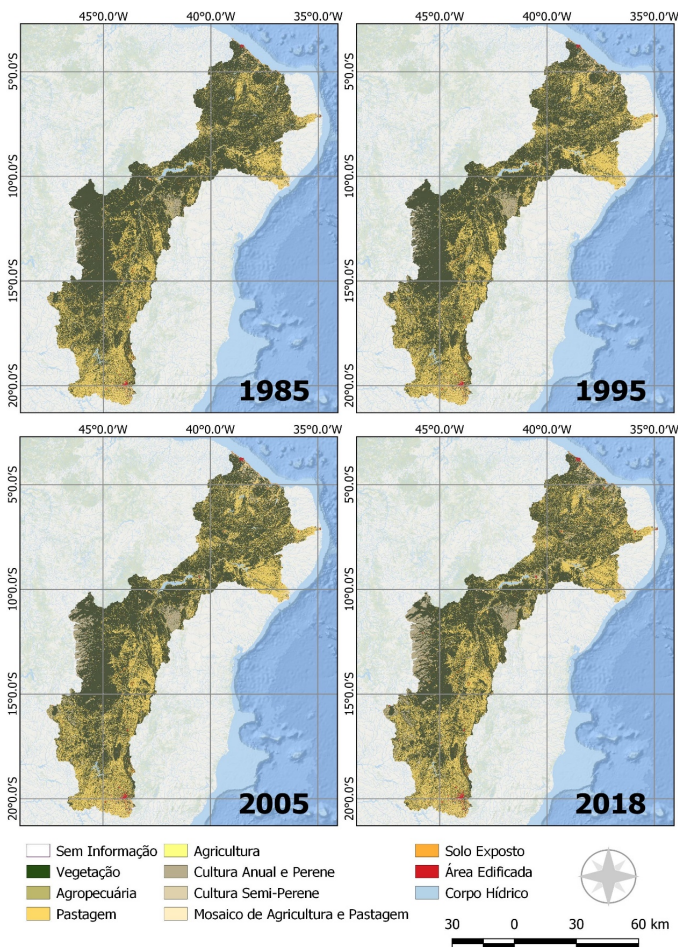
De acordo com Silva et al. (2021), que realizou um estudo na Bacia Hidrográfica do rio Paraíba (mais especificamente nas sub-bacias do Alto rio Paraíba e na Bacia do rio Taperoá), receptora das águas da transposição pelo eixo Leste, apontam que na região do reservatório Epitácio Pessoa (Boqueirão), houve um crescimento da infraestrutura urbana e uma redução das áreas de vegetação do bioma Caatinga, resultados que corroboram os obtidos para a totalidade da BESF. Entre 2000 e 2015 a área edificada nas proximidades do reservatório de Boqueirão aumentou em 25,4% enquanto a vegetação reduziu 1,1%.

6. POTENCIALIDADES E PERSPECTIVAS

O Mapbiomas, através da disponibilidade de dados de mapeamento de uso e cobertura do solo anuais, permite aos interessados a analisar mudanças e transições de uso nas mais diversas escalas geográficas, desde uma escala local micro até uma escala regional ou nacional. Nota-se que há uma série de complexidades envolvidas tanto no que se refere às mudanças de uso e cobertura do solo quanto a recém formação da BESF.

O estudo aponta que entre 1985 e 2018, após 33 anos, a maior mudança observada refere-se à redução de vegetação que atingiu pouco mais de 3% da área total da bacia hidrográfica estendida. Já a agropecuária, por sua vez, cresceu pouco menos de 2% de área. Outro fator que merece destaque é que à medida que a infraestrutura urbana expandiu, os corpos hídricos reduziram na mesma proporção, em torno de 0,08%.

Figura 4: Uso e Cobertura do Solo para os anos de 1985, 1995, 2005 e 2018 na Bacia Estendida do rio São Francisco.



Fonte: Autoria própria.

Todos os 34 mapas extraídos do Mapbiomas puderam ser quantificados e utilizados pelos diversos pesquisadores da equipe do projeto como entrada de modelos de simulação (estoque de carbono, modelos hidrológicos, etc). As possibilidades de uso em sub-divisões da BESF como as sub-bacias permitiram análises diversas como podem ser observadas em diversos capítulos deste livro.

7. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao Conselho Nacional de desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio financeiro concedido aos pesquisadores.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AZZARI, G.; LOBELL, D. B. Landsat-based classification in the cloud: An opportunity for a paradigm shift in land cover monitoring. **Remote Sensing of Environment**, v. 202, p. 64–74, dez. 2017.

BASOMMI, P. L.; GUAN, Q.; CHENG, D. Exploring Land use and Land cover change in the mining areas of Wa East District , Ghana using Satellite Imagery. **Open Geoscience**, n. 1, p. 618–626, 2015.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Mapas de Cobertura Vegetal. Brasília: MMA, 2006. 66p.

BRASIL. Ministério da Ciencia, Tecnologia e Inovações.. Inventário Nacional de Gases de Efeito Estufa. Brasília: MCTIC, 2014. 66p.

BRITO, H. C. DE; RUFINO, I. A. A.; DJORDJEVIĆ, S. Cellular automata predictive model for man-made environment growth in a Brazilian semi-arid watershed. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, n. 6, p. 323, 4 jun. 2021.

CROUZEILLES, R.; SANTIAMI, E.; ROSA, M.; PUGLIESE, L.; BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R.; METZGER, J. P.; CALMON, M.; SCARAMUZZA, C.

- A. DE M.; MATSUMOTO, M. H.; PADOVEZI, A.; BENINI, R. DE M.; CHAVES, R. B.; METZKER, T.; FERNANDES, R. B.; SCARANO, F. R.; SCHMITT, J.; LUI, G.; CHRIST, P.; et al. There is hope for achieving ambitious Atlantic Forest restoration commitments. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 2, p. 80–83, abr. 2019.
- CONGALTON, R. G.; GREEN, K. Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices. 2.ED. New York: Taylor & Francis Group, 2009
- HUNT, A.; WATKISS, P. Climate change impacts and adaptation in cities : a review of the literature. *Climatic Change*, v. 104, p. 13–49, 2011.
- JENSEN, J. R. Sensoriamento Remoto do Ambiente: uma perspectiva em recursos terrestre. São José dos Campos/SP, Parêntese, 2009.
- LANDS, J. R.; KOCH, G. G. The measurement of observer agreement for categorial data. *Biometrics*, Washington, v. 33, p. 159-154, 1977
- MIKHAIL, E.; ACKERMAN, F. Observations and Least Squares. University Press of America, 1976. 497 p.
- NOGUEIRA, S.; PARENTE, L. L.; FERREIRA, L. G.. Temporal Visual Inspection: Uma ferramenta destinada à inspeção visual de pontos em séries históricas de imagens de sensoriamento remoto. In: XXVII Congresso Brasileiro de Cartografia, 2017, Rio de Janeiro. Anais. Rio de Janeiro, 2017. p. 624-628.
- PAIVA, C. A. DE; OLIVEIRA, A. P. DE S.; MUNIZ, S. S.; CALIJURI, M. L.; SANTOS, V. J. DOS; ALVES, S. DO C. Determination of the spatial susceptibility to Yellow Fever using a multicriteria analysis. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 114, 2019.
- PROJETO MAPBIOMAS. “Projeto MapBiomias – Coleção 3.1 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil. Disponível em: <<http://mapbiomas.org>>. Acesso em: 20 de jun. 2020.
- ROSA, M.; SHIMBO, J. Z.; AZEVEDO, T. **MapBiomias - Mapeando as transformações do território brasileiro nas últimas três décadas.** (L. M. Barbosa, Ed.)Anais do VIII Simpósio de Restauração Ecológica. **Anais...**São Paulo: Instituto de Botânica, 2019
- SILVA, J. F. C. B. D., DA SILVA, R. M., SANTOS, C. A. G.; SILVA, A. M.; VIANNA, P. C. G. Analysis of the response of the Epitácio Pessoa reservoir (Brazilian semiarid region) to potential future drought, water transfer and LULC scenarios. **Natural Hazards**, 17 apr. 2021.

SOUZA, C. M.; Z. SHIMBO, J.; ROSA, M. R.; PARENTE, L. L.; A. ALENCAR, A.; RUDORFF, B. F. T.; HASENACK, H.; MATSUMOTO, M.; G. FERREIRA, L.; SOUZA-FILHO, P. W. M.; DE OLIVEIRA, S. W.; ROCHA, W. F.; FONSECA, A. V.; MARQUES, C. B.; DINIZ, C. G.; COSTA, D.; MONTEIRO, D.; ROSA, E. R.; VÉLEZ-MARTIN, E.; et al. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 2735, 25 ago. 2020.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE FORTALEZA. Projeto Integrativo Segurança Hídrica, Alimentar e Energética (SHAE-SF). Disponível em: <<https://agua.ufc.br/nexus/>> Acesso em jun. 2020.

VIDAL, M. M.; BANKS-LEITE, C.; TAMBOSI, L. R.; HASUI, É.; DEVELEY, P. F.; SILVA, W. R.; GUIMARÃES, P. R.; METZGER, J. P. Predicting the non-linear collapse of plant–frugivore networks due to habitat loss. **Ecography**, v. 42, n. 10, p. 1765–1776, 23 out. 2019.

WHEATER, H.; EVANS, E. Land Use Policy Land use, water management and future flood risk. **Land Use Policy**, p. 251–264, 2009.

CARACTERIZAÇÃO DA BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO FRENTE A SECA PLURIANUAL 2013–2016

Yáscara Maia Araújo de Brito

Iana Alexandra Alves Rufino

Cybelle Frazão Costa Braga

1. INTRODUÇÃO

As secas são desastres naturais que atingem todas as regiões do Brasil com intensidades e recorrências distintas. O Nordeste Brasileiro é a região mais atingida por esse fenômeno, sobretudo na região Semiárida, a qual compreende também o Norte do estado de Minas Gerais. A escassez hídrica é um impacto originado quando a demanda de água é superior à oferta disponível. O Projeto de Integração do rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional visa garantir a segurança hídrica de regiões que sofrem com a escassez de água na Região Nordeste Brasileira. Neste capítulo são apresentadas análises espaciais a partir da Pesquisa Municipal de Informações Municipais, visando identificar quais os impactos, as medidas adotadas e a existência de plano de preparação para as secas nos municípios que compõem a Bacia Estendida do rio São Francisco (BESF).

A bacia hidrográfica do rio São Francisco (BHSF) caracteriza-se como uma bacia de grande escala e, este é um dos motivos que propiciam uma dificuldade maior de gestão. O recorte espacial é expandido com o advento da integração da BHSF às demais bacias receptoras distribuídas em dois eixos: eixo Norte e eixo Leste criando o conceito que neste trabalho entende-se como “Bacia Estendida”.

O texto deste capítulo, objetiva caracterizar a seca plurianual 2013-2016 na Bacia Estendida do rio São Francisco através da Pesquisa de Informações Básicas Municipais (MUNIC) do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Verifica-se quais são os impactos, as medidas adotadas para mitigar os impactos e se os municípios contam com plano de contingência ou preparação para conviver com a secas recorrentes na região da BESF.

1.1. Transposição de Bacias Hidrográficas

As transferências de água podem ser de água bruta ou tratada. A primeira torna optativa a construção de infraestruturas de transporte e tratamento, ou seja, as águas chegam à bacia de destino através de canais naturais ou artificiais (GORELICK et al., 2018). Os sistemas de desvio de águas espalhados pelo mundo apresentam alguns pontos em comum: os financiamentos públicos são altíssimos e as obras possuem longos prazos de construção, o que exalta a inexistência de benefícios imediatos (ANDRADE et al., 2011), como mostra o Quadro 1.

Quadro 1: Transposições pelo mundo.

	Transposições pelo mundo	Prazo de conclusão	Custo (US\$)
1	Projeto Colorado-Big Thompson - EUA	21 anos (1938-1959)	1,4 bilhão
2	Sistema Hidrelétrico das Montanhas Snowy, Austrália	25 anos (1949-1974)	820 milhões
3	Projeto de Transferência de Água de Wanjiazhai, China	10 anos (2001-2011)	1,5 bilhão
4	Projeto Hídrico das Montanhas do Lesotho, Lesotho e África do Sul	19 anos (1983-2002)	4 bilhões
5	Transposição Tejo-Segura, Espanha	40 anos (1933-1973)	5,3 bilhões
6	Mar de Aral, Ásia Central, Rússia, Uzbequistão e Kazaquistão	Previsão de 20 anos	30 bilhões
7	Projeto do canal El-Salaam, Egito	Em projeto	2,8 bilhões
8	Projeto Especial Chavimochic, Peru	10 anos (1986-1996)	2,15 bilhões

Fonte: BRASIL (2019).

Essas transferências de águas entre bacias apresentam-se como uma solução aos problemas de déficits hídricos existentes pelo mundo, à medida que os países visam atingir níveis de segurança hídrica cada vez maiores (ANDRADE et al., 2011).

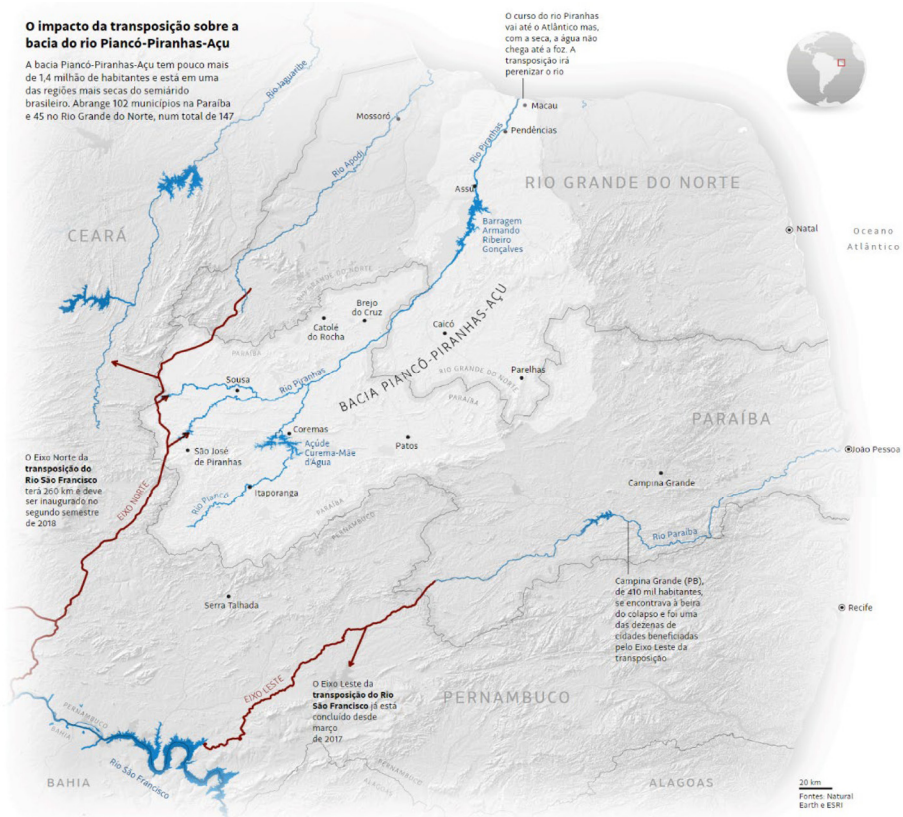
Há algumas bacias que possuem disponibilidades hídricas superiores às suas demandas e, assim, podem ofertar parte de suas águas para outra que possuem demandas superiores à oferta disponível. Porém, este processo de decisão de transferência de águas exige uma avaliação de impactos nas áreas sociais, econômicas, ambientais, técnica, de forma a não comprometer a bacia que doa seus recursos hídricos (AZEVEDO et al., 2005; SHOURIAN; RAOUFI; ATTARI, 2017).

Muitos cursos de rios foram, ao longo do século XX e continuam sendo modificados por ações antrópicas, e um desses tipos de interferência são as transposições. Estas caracterizam-se por desviar os rios por canais construídos ao longo de sua extensão. Os chamados “desvios de rios” ou desvios de água consistem em transferir as águas, comumente, para irrigação ou para outra bacia hidrográfica que apresenta escassez de águas (FLATLEY; RUTHERFURD; HARDIE, 2018).

Uma questão fundamental ao se pensar em transposição de águas é a compensação financeira envolvida no sistema. A bacia receptora terá que arcar com valores referentes à cobrança pelo uso da água, como forma de instrumento de gestão controlador de uso (AZEVEDO et al., 2005). Outra compensação ainda mais significativa trata-se da social. Impactos sociais sempre irão existir em interferências antrópicas desta magnitude, espera-se que estes sejam mais positivos do que negativos, e para os últimos sejam tomadas todas as medidas de compensação, realocação, indenização que se fizerem necessárias.

O Projeto de Integração do rio São Francisco (PISF) tem o intuito de integrar o rio São Francisco a rios temporários do Semiárido por meio de canais artificiais que captam a água em sub-bacias do estado de Pernambuco, a fim de perenizar rios e açudes na região, garantindo assim segurança hídrica para cerca de 12 milhões de pessoas em 390 municípios de Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte e Ceará, composto por dois eixos de transferência, como mostra a Figura 1 (MAISONNAVE; PRADO, 2018).

Figura 1: Transposição do rio São Francisco



Fonte: MAISONNAVE; PRADO (2018).

Dentre os 390 municípios beneficiados com os eixos Norte e Leste do projeto, apenas 24 não estão contidos no Semiárido, o que equivale a apenas 6,15% do total. A Região Metropolitana de Fortaleza (RMF) constitui um dos exemplos, pois apresenta amplos problemas de escassez de água ocasionados por uma grande demanda necessária para atendimento de seus usos múltiplos em detrimento de uma oferta insuficiente de água.

O eixo Leste inaugurado em março de 2017, está projetado para retirar águas da sub-bacia do rio Pajeú, possuindo extensão de 217 km, atendendo 1 milhão de habitantes em 32 municípios (Pernambuco e Paraíba).

Já o eixo Norte, ainda não inaugurado, terá uma extensão de 260 km, beneficiando 7,1 milhões de pessoas, captando águas da sub-bacia do rio Terra Nova e atendendo 223 municípios nos quatro estados receptores (Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte e Ceará). As águas são captadas no interior de Pernambuco a fim de perenizar rios e açudes na região. O Quadro 2 apresenta em detalhes o cronograma do projeto.

Quadro 2: Detalhes da Transposição do rio São Francisco.

Título	Projeto de Integração do rio São Francisco
Quando	Este projeto começou durante o período colonial. Foi retomado em 2000.
Bacia receptora	Um número de bacias menores nos estados do Ceará, Rio Grande do Norte, Pernambuco e Paraíba.
Bacia doadora	São Francisco, dos estados de Minas Gerais, Goiás, Distrito Federal, Bahia, Sergipe, Alagoas.
Distância	O rio tem 2 700 km de comprimento. Os dois canais totalizam 720 km.
Estrutura	Abastecimento público e usos múltiplos, principalmente para irrigação. Eixo Norte: 4 estações de bombeamento, 22 canais, 6 túneis, 26 pequenos reservatórios, 2 usinas hidrelétricas de 40 megawatts e 12 megawatts de capacidade; Eixo Leste: 5 estações de bombeamento; 2 túneis e 9 reservatórios.
Custo	As previsões de custo para implementação eram de R\$ 1,5 bilhão.
Objetivo	Assegurar a oferta de água para uma população de 12 milhões de pessoas em uma região que sofre com a escassez e a irregularidade das chuvas em 390 municípios.
Impactos mais relevantes	Dentre os impactos positivos estão: • Aumento da oferta e da garantia hídrica. • Geração de empregos e renda durante a implantação. • Dinamização da economia regional. • Aumento da oferta de água para abastecimento urbano. • Abastecimento de água das populações rurais. • Redução da exposição da população a situações emergenciais de seca. • Dinamização da atividade agrícola e incorporação de novas áreas ao processo produtivo. • Melhoria da qualidade da água nas bacias receptoras. • Diminuição do êxodo rural e da emigração da região. • Redução da exposição da população a doenças e óbitos. • Redução da pressão sobre a infraestrutura de saúde. Dentre os impactos negativos estão: • Perda temporária de empregos e renda por efeito das desapropriações. • Modificação da composição das comunidades biológicas aquáticas nativas das bacias receptoras. • Risco de redução da biodiversidade das comunidades biológicas aquáticas nativas nas bacias receptoras. • Introdução de tensões e riscos sociais durante a fase de obra. • Ruptura de relações sociocomunitárias durante a fase de obra. • Possibilidade de interferências com populações indígenas. • Pressão sobre a infraestrutura urbana. • Risco de interferência com o Patrimônio Cultural. • Perda e fragmentação de cerca de 430 hectares de áreas com vegetação nativa e de habitats de fauna terrestre. • Risco de introdução de espécies de peixes potencialmente daninhas ao homem nas bacias receptoras. • Interferência sobre a pesca nos açudes receptores; • Modificação do regime fluvial das drenagens receptoras.
Efeitos positivos	Reforço no abastecimento públicos de várias cidades; Inserção dos 24.400 hectares ao longo dos canais no processo produtivo; Disponibilização de água para rebanhos; Geração de novas possibilidades de renda; Aumento do número de famílias fixadas no campo; Garantia de abastecimento das comunidades ao longo dos canais com água de boa qualidade, através dos chafarizes.

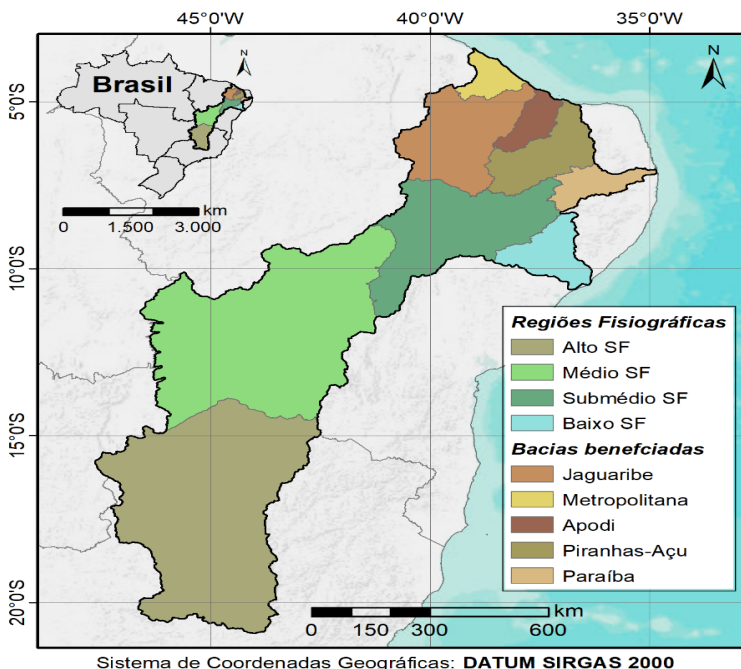
Fonte: Baseado em Brasil (2004).

O Brasil constitui-se como uma nação em desenvolvimento que carece da inserção do gerenciamento de riscos em seu crescimento. Neste sentido, a segurança hídrica é uma questão primordial para o desenvolvimento socioeconômico sustentável e a minimização dos riscos de investimentos em regiões, como o semiárido brasileiro, caracterizadas por níveis críticos na relação demanda versus disponibilidade hídrica e grande variabilidade hidroclimática.

1.2. Caracterização da área de estudo

O Projeto de Integração do rio São Francisco com bacias do Nordeste Setentrional constitui-se de dois eixos de ligação: O Eixo Norte e o Eixo Leste. As águas são captadas no estado de Pernambuco, entre as barragens de Sobradinho e Itaparica e são destinadas ao abastecimento de parte do Semiárido, do Agreste Pernambucano e da Região Metropolitana de Fortaleza (BRASIL, 2004). As bacias hidrográficas beneficiadas pelo projeto são apresentadas na Figura 2.

Figura 2: Caracterização da Bacia Estendida do rio São Francisco.



Fonte: Elaborada a partir de ANA (2018) e IBGE (2018).

A bacia doadora é a Bacia Hidrográfica do rio São Francisco que abrange parte de sete unidades da Federação (Alagoas, Bahia, Distrito Federal, Goiás, Minas Gerais, Pernambuco e Sergipe), engloba 507 municípios e sua área de drenagem é de 639.219 km², o que corresponde a 8% do território do país. Seu rio principal, o rio São Francisco, possui 2.700 km de extensão, nascendo na Serra da Canastra, em Minas Gerais e desaguando no Oceano Atlântico, entre os estados de Alagoas e Sergipe (CBHSF, 2016).

Assim como a nação, a Bacia Estendida do rio São Francisco, possui uma área territorial considerável, abrangendo 10 unidades da Federação, dentre estas, 7 estados do Nordeste, ausentando-se apenas o Piauí e o Maranhão, complementando que mais de 50% de

sua extensão encontra-se no Semiárido Brasileiro. É uma formação hidrográfica recente, que resulta da integração das águas do rio São Francisco à algumas bacias dos estados do CE, PB, PE e RN.

Esta região hidrográfica apresenta multiplicidade de usos, entre eles abastecimento humano, dessedentação animal, uso industrial, irrigação, geração de energia, mineração, pesca, preservação ambiental, navegação e transposições de bacia (CBHSF, 2016). A bacia estendida do rio São Francisco tem duas ligações transpostas: Uma ao eixo Norte e outra ao eixo Leste.

As bacias hidrográficas receptoras (Quadro 3) localizadas na extensão do eixo Norte são: a Bacia do rio Piranhas-Açu, a bacia do rio Apodi-Mossoró, a bacia do rio Jaguaribe, bacia do rio Brígida e a do rio Terra Nova, sendo as duas últimas já inseridas na BHSF, fazendo parte de suas 34 sub-bacias. O eixo Leste, por sua vez, tem como receptoras de suas águas a bacia do rio Paraíba e a bacia do rio Moxotó, essa também componente da BHSF. Compõe um sistema de alta complexidade, à medida que a BHSF, tem a dominialidade do seu rio principal pertencente à união, além de outros rios da bacia como o rio Piranhas, englobando, assim, as esferas federais e estaduais de gestão ao abranger no total 10 entidades da federação.

2. METODOLOGIA

A metodologia consiste em espacializar dados tabulares da MUNIC – IBGE (2017) referentes a seca para os anos de 2013, 2014, 2015 e 2016 (TOMASELLA et al., 2018), conforme exposto da Figura 3. O software utilizado para a caracterização da área de estudo é o ArcGIS Desktop 10.8. Primeiro analisa-se os impactos oriundos da seca a partir de quatro variáveis: perdas ambientais, perdas animais, perdas pecuárias e perdas financeiras.

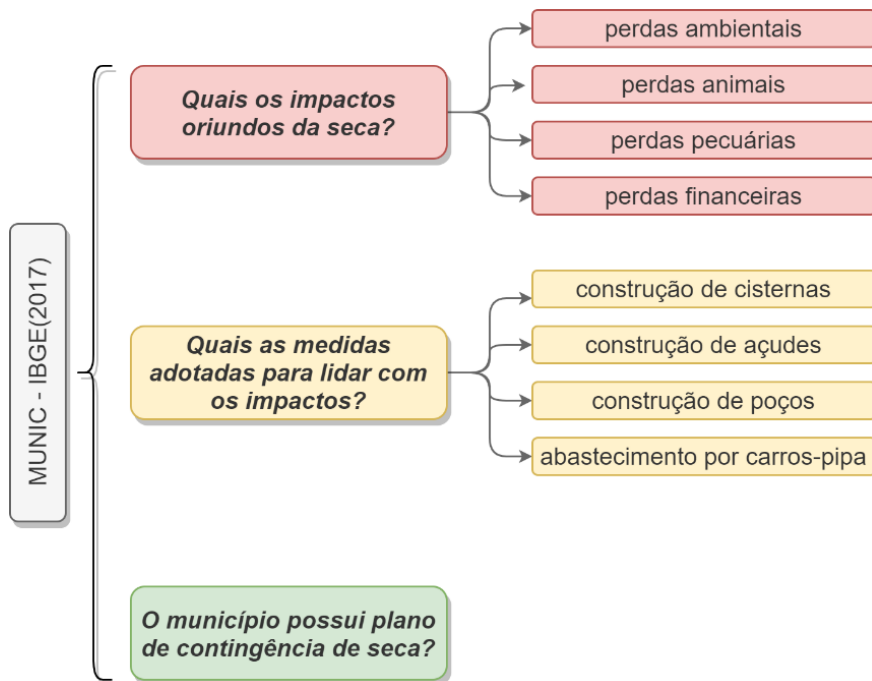
Quadro 3: Caracterização das bacias hidrográficas receptoras das águas da transposição da Bacia Hidrográfica do rio São Francisco.

Bacias Hidrográficas	Características
Bacia Hidrográfica do rio Brígida	Tem uma área de drenagem de 13.667 km ² , o que equivale a 2,1% da área total da BHSF. Abrange 15 municípios de PE localizados no alto sertão do estado. O seu rio principal, o rio Brígida, tem 193 km de extensão e deságua no rio São Francisco. Dentre os seus reservatórios, os de maior capacidade são o Entremontes com 339.3 hm ³ , o Chapéu com 188,0 hm ³ , ambos no município de Parnamirim-PE, com volumes atuais de 0,7 % e 10,7 %, respectivamente. A transposição beneficia a bacia do rio Brígida aumentando o fluxo do seu rio principal e consequentemente garantindo maior aporte aos reservatórios citados anteriormente.
Bacia Hidrográfica do rio Terra Nova	Apresenta uma área de 7.297 km ² , abrangendo 1,1% da área total da BHSF e localiza-se no sertão Pernambucano. O rio Terra Nova, principal rio da sub-bacia, entende-se por 40 km, até desaguar no rio São Francisco. Abrange 12 municípios e dentre os seus reservatórios, os de maior capacidade são o açude o Abóboras com 14,3 hm ³ , o Boa Vista com 16,4 hm ³ , Nilo Coelho com 22,7 hm ³ e Salgueiro com 14,7 hm ³ . O Abóboras encontra-se totalmente vazio, o Boa Vista com 3,2 % de sua capacidade, o Nilo Coelho com 92 % do seu volume e por fim, o açude Salgueiro com 27 % de seu volume total.
Bacia Hidrográfica do rio Moxotó	Compreende 9.817 km ² de área de drenagem, o que corresponde a 1,5 % do total da BHSF, localizando-se parcialmente nos estados de PE e AL. É uma sub-bacia de destaque frente ao cenário do rio São Francisco, pois, conta com um perímetro irrigado extenso. Seu rio principal, o rio Moxotó, tem uma extensão de 226 km e deságua do rio São Francisco. Seu maior reservatório, o Engenheiro Francisco Saboia, tem uma capacidade total de armazenamento de 504 hm ³ e encontra-se com apenas 7,3 % de seu volume total.
Bacia Hidrográfica do rio Piranhas-Açu	Localiza-se parcialmente entre os estados do RN, compreendendo 47 municípios (40%) e PB, que abrange 102 municípios (60%). Integra uma área de drenagem de 43.683 km ² , localizada completamente em região Semiárida. Dentre os reservatórios de destaque no abastecimento dos estados estão: O açude Coremas – que apresenta uma capacidade de 591,65 hm ³ e destes apenas 8,8% estão armazenados; o açude Mãe D'água – que de sua capacidade total que é de 568 hm ³ somente 5,8% constitui o volume atual, ambos localizados em Coremas-PB; e a barragem Eng. Armando Ribeiro Gonçalves, situada no município de Açu-RN, que detém uma capacidade total de 2.400 hm ³ , e destes apenas 18,6% permanecem.

Bacias Hidrográficas	Características
Bacia Hidrográfica do rio Apodi-Mossoró	Abrange uma área de 14.276 km ² , o que equivale a 26,8% da área do RN, estado no qual a bacia está localizada. O seu rio principal, o rio Apodi – Mossoró, nasce na cidade de Luiz Gomes e percorre 210 km até desaguar entre as cidades de Areia Branca e Grossos. A bacia abrange 52 municípios, sendo a segunda maior do estado. Os maiores reservatórios presentes são: o reservatório Santa Cruz do Apodi, com capacidade máxima de 599,7 hm ³ e volume atual contando com 22% do total; o açude de Umari que detém um volume de 292,8 hm ³ e volume atual de 100,02 hm ³ , o que equivale a 34,2% da capacidade total e o reservatório Pau dos Ferros, com capacidade total de armazenamento de 55,9 hm ³ e volume atual contando com apenas 2,6%.
Bacia Hidrográfica do rio do Jaguaribe	Abrange uma área de drenagem de 74.000 km ² , localiza-se majoritariamente no estado do CE, com uma pequena parcela que se estende também ao estado Pernambucano. Seu rio principal, o rio Jaguaribe com 600 km de extensão, nasce em Tauá-CE e deságua no Oceano Atlântico entre as cidades de Aracati e Fortim. Os principais reservatórios existentes ao longo da bacia são: o açude Banabuiú, com capacidade de armazenamento de 1.601 hm ³ ; o açude Castanhão com 6.700 hm ³ de volume máximo e a barragem de Orós com 1.940 hm ³ de capacidade. Esses três reservatórios detêm 80% da capacidade de armazenamento total que é de 12.787,52 hm ³ .
Bacia Hidrográfica Metropolitana	Constitui-se por 16 sub-bacias que abrangem 40 municípios cearenses. Detém uma área de drenagem equivalente a 15.085 km ² , o que equivale a 10% do estado do CE e caracteriza-se como uma das bacias do Nordeste com uma maior demanda de água em detrimento da oferta. A bacia é receptora das águas da bacia do Jaguaribe em dois trechos – o Canal do Trabalhador e o eixo Castanhão. Ou seja, há transferência de águas entre as bacias. Além destas, a Metropolitana recebe também as águas da transposição da BHSF. Os reservatórios com maior capacidade de acumulação presentes na bacia são: O Açude Pacoti com 380 hm ³ de volume total de armazenamento e destes 18,6% restam; o Pacajus com 232 hm ³ e 24% de volume atual; e o Aracoiaba com 162,0 hm ³ de capacidade total e 48,1 hm ³ atuais de reserva.
Bacia Hidrográfica do rio Paraíba	Abrange uma área de 20.071,83 km ² , é a segunda maior do estado paraibano e compreende 85 municípios, dentre estes alguns de destaque no estado, como a capital João Pessoa e a cidade de Campina Grande. Os reservatórios de destaque são: O açude Epitácio Pessoa, localizado na cidade de Boqueirão, que tem uma capacidade de armazenamento de 411,69 hm ³ dentre os quais comparece apenas 20,7%; a barragem de Acauá (Argemiro de Figueiredo) que abrange 253 hm ³ e conta com um volume atual correspondente a apenas 6,5% do total.

Fonte: Elaborado a partir de CBHSF (2016), ANA (2018), IBGE (2018), INSA (2018).

Figura 3: Variáveis especializadas da MUNIC para caracterizar a seca na BESF.



Fonte: Autoria própria.

Em seguida verificam-se quais são as medidas adotadas pelos municípios da BESF para mitigar tais impactos. Dentre essas medidas selecionadas estão: construção de cisternas, construção de açudes, perfuração de poço e abastecimento de água em situações de escassez através de carros-pipa. Por fim, observa-se quais são os municípios que tem plano de contingência ou de preparação para conviver com os impactos decorrentes das secas recorrentes que atingem a região em estudo.

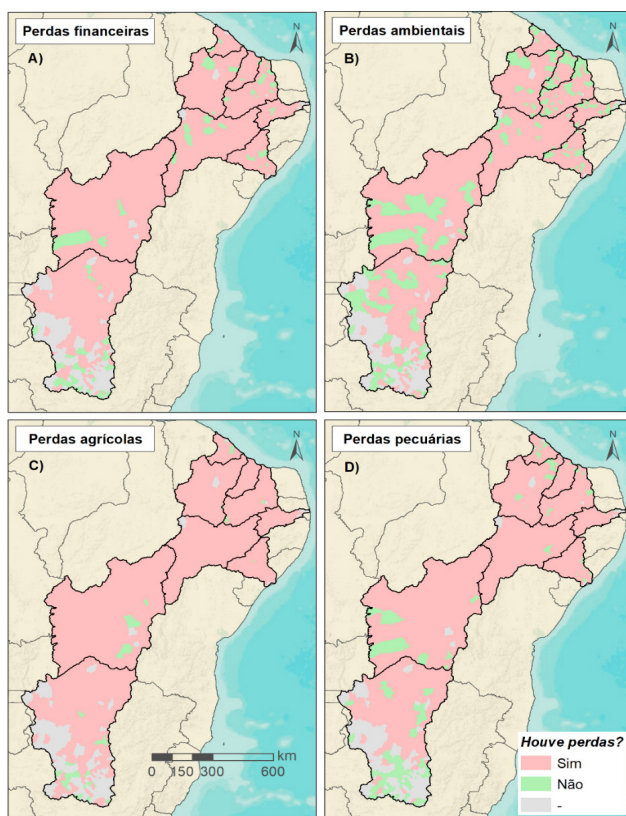
3. IMPACTOS E MEDIDAS MITIGADORAS

A transposição de águas entre bacias já existe em diversos países ao redor do mundo, inclusive no Brasil, porém, constitui-se como um tema em destaque neste início de século, com o advento da obra hidráulica de grande porte marcada pela transposição da Bacia do rio São Francisco. Essas construções trazem consigo a proposta de segurança hídrica às populações que sofrem com a falta de água, em destaque a região Semiárida brasileira.

A complexidade de gestão aumenta, e, com base na lei das águas nacional, lei nº 9.433/1997, em seu Art. 1º, inciso V, “*a bacia hidrográfica é a unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH)*”. Embora a lei não trate de como a gestão de águas deve ser feita em casos de transposição, a bacia doadora e a (s) bacia (s) receptora (s) estão vinculadas, de forma que seus órgãos gestores devem se articular, pois, as demandas e os aspectos da bacia estendida como um todo devem ser considerados em um novo paradigma de gestão (BANCO MUNDIAL, 2018; BRASIL, 1997).

A Figura 4 representa as perdas oriundas da seca nos municípios da BESF. Dentre as 984 localidades, 75,9% registraram perdas financeiras e 61,8% impactos ambientais, sendo indicados no mapa pela cor vermelha. Entretanto, as perdas no setor agropecuário atingiram uma quantidade de municípios ainda maior. Um total de 81,8% respondeu “sim” quanto aos impactos na agricultura, enquanto 78,4% para as perdas animais, quase toda a BESF teve impacto negativo no setor agropecuário, considerando também que há um percentual de municípios da porção mineira que não informaram os dados.

Figura 4: Impactos observados na BESF associados a perdas. a) perdas financeiras, b) perdas ambientais, c) perdas agrícolas, d) perdas pecuárias.

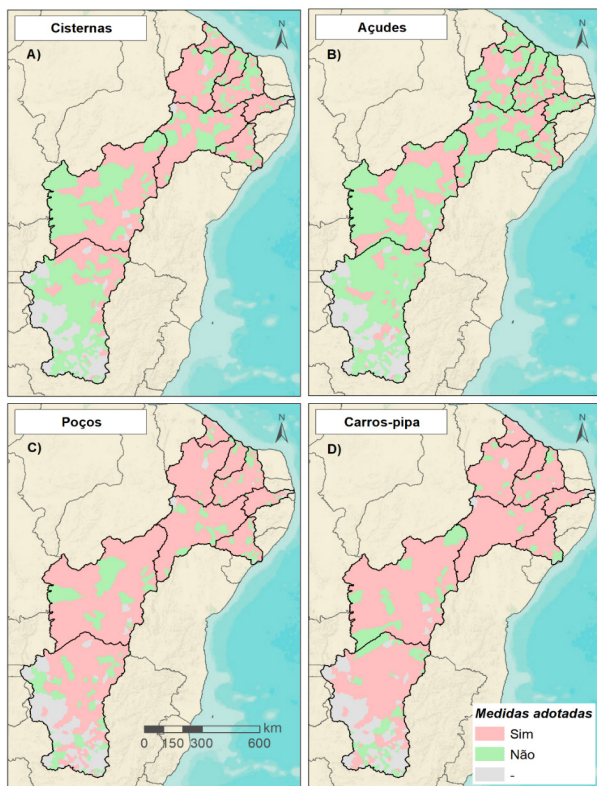


Fonte: Elaborada a partir de ANA (2018) e IBGE (2018; 2017).

No que diz respeito ao abastecimento humano, as cidades sofreram no período com interrupção do fornecimento de água e racionamento, que trazem muito prejuízo a população. A Figura 5, por sua vez, retrata quais são as medidas adotadas pelos municípios para lidar com essa escassez de água. Demonstra-se que 70,7% das localidades utilizaram carros-pipa para o abastecimento. Em seguida, 66,7% investiram na perfuração de poços, 53,1% através do uso de cisternas e 32,0% dos municípios construíram novos açudes

para o armazenamento de água. Destaca-se aqui o foco das medidas de oferta hídrica temporárias e permanentes, implementadas relativamente a seca e seus impactos.

Figura 5: Medidas adotadas para mitigar os impactos da seca nos municípios. a) construção de cisternas, b) construção de açudes, c) perfuração de poços, d) abastecimento por carros-pipa.

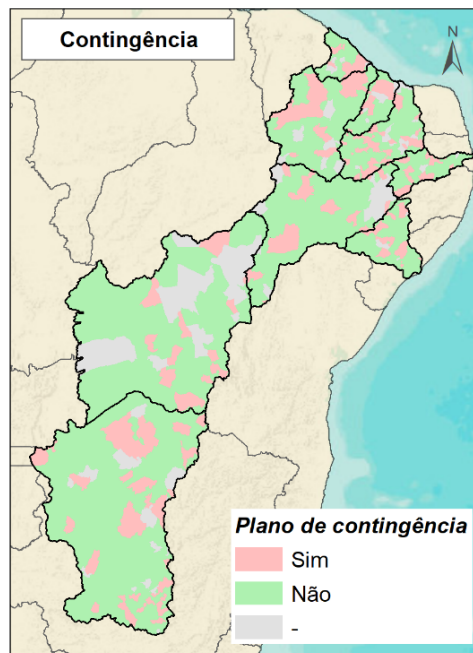


Fonte: Elaborada a partir de ANA (2018) e IBGE (2018; 2017).

Por fim, são analisados os municípios que possuem ou não plano de contingência ou de preparação para a convivência com a seca. Esse indicador não consiste em uma medida estrutural de mitigação dos efeitos da seca, como as expostas na Figura 5, mas funciona

como um critério de análise para verificar se os municípios se preocupam com a preparação quanto ao desastre natural em questão. Conforme observa-se na Figura 6, apenas 19,8% dos municípios da BESF dispõem de algum tipo de plano de preparação prévia, o que demonstra a baixa postura proativa dos tomadores de decisão na gestão de desastres como a seca.

Figura 6: Exposição dos municípios quanto a existência de planos de contingência de seca.



Fonte: Elaborada a partir de ANA (2018) e IBGE (2018; 2017).

O Quadro 4 consiste em um quadro-resumo com os indicadores utilizados para a caracterização da BESF e a respectiva quantidade de municípios que responderam “sim”, “não” ou “sem informação” para os questionamentos feitos. Essas variáveis obtidas a partir da MUNIC são do tipo dicotômicas, ou seja, os gestores municipais que

responderam ao questionário davam resposta baseadas em “sim” ou “não”. De acordo com Brasil (2021), o PISF traz para os estados receptores das águas transpostas, que são o Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco, os seguintes benefícios, de acordo com o Quadro 5.

Quadro 4: Resumo dos indicadores utilizados para a caracterização da bacia estendida e as respetivas quantificações.

Indicadores	Sim	Não	-
Perdas financeiras	747	85	152
Perdas ambientais	609	223	152
Perdas agrícolas	805	27	152
Perdas pecuárias	722	110	152
Construção de cisternas	523	298	163
Construção de açudes	315	506	163
Construção de poços	656	165	163
Distribuição de água através de carros-pipa em épocas de estiagem	696	125	163
O município possui Plano de Contingência para a seca	195	709	80

Fonte: Elaborado a partir de IBGE (2017).

Quadro 5: Benefícios aos estados receptores das águas transpostas com o PISF.

Para o Estado do Ceará:
Aumento da garantia da oferta hídrica proporcionada pelos maiores reservatórios estaduais (Castanhão, Orós e Banabuiú) que operados de forma integrada com os açudes Pacajus, Pacoti, Riachão e Gavião fornecem água para os diversos usos da maior parte da população das Bacias do Jaguaribe e Metropolitanas, 5 milhões de habitantes de 56 municípios;
Redução do conflito existente entre a Bacia do Jaguaribe e as Bacias Metropolitanas em função do progressivo aumento das transferências de água para o abastecimento da região metropolitana de Fortaleza;
Melhor e mais justa distribuição espacial da água ofertada pelos açudes Orós e Banabuiú, beneficiando populações do Sertão Cearense. Com o Projeto de Integração do São Francisco estes reservatórios estariam aliviados do atendimento de parte das demandas do Médio e Baixo Jaguaribe e da região metropolitana de Fortaleza;
Aumento da disponibilidade do Rio Salgado para estabelecer uma fonte hídrica permanente para o abastecimento da segunda região mais povoada do Estado, o Cariri Cearense, com cerca de 500 mil habitantes.
Para o estado do Rio Grande do Norte:
Aumento da garantia da oferta hídrica proporcionada aos dois maiores reservatórios estaduais (Santa Cruz e Armando Ribeiro Gonçalves) responsáveis pelo suprimento de água para os diversos usos da maior parte da população das Bacias do Apodi, Piranhas-Açu, Ceará-Mirim e Faixa Litorânea Norte;
Redução dos conflitos existentes na Bacia do Piranhas-Açu entre usuários de água deste Estado e da Paraíba, e entre os usos internos do próprio Estado;
Ampliação da disponibilidade hídrica dos maiores trechos dos Rios Apodi e Piranhas-Açu, situados a montante dos açudes Santa Cruz e Armando Ribeiro Gonçalves, estabelecendo uma fonte hídrica permanente para as populações de mais de 50 municípios localizados nestas duas Bacias hidrográficas;
Abastecimento seguro para 94 municípios, 1,2 milhão de habitantes, por meio do aumento da garantia da oferta de água dos açudes Santa Cruz e Armando Ribeiro Gonçalves, da perenização permanente de todos os trechos dos Rios Apodi e Piranhas-Açu, em associação com uma rede de adutoras que vem sendo implantada.
Para o Estado da Paraíba:
Aumento da garantia da oferta hídrica proporcionada pelos maiores reservatórios estaduais (Epitácio Pessoa, Acauã, Engenheiro Ávidos, Coremas e Mãe D'água) responsáveis pelo suprimento de água para os diversos usos da maior parte da população das Bacias do Paraíba e Piranhas;
Redução dos conflitos existentes na Bacia do Piranhas-Açu, entre usuários de água deste Estado e do Rio Grande do Norte e entre os usos internos do próprio Estado;

Redução dos conflitos existentes na Bacia do Paraíba, fundamentalmente sobre as águas do Açude Epitácio Pessoa, insuficientes para os seus diversos usos e tendo como umas das consequências o estrangulamento do desenvolvimento socioeconômico de Campina Grande, um dos maiores centros urbanos do interior do Nordeste, com cerca de 400 mil habitantes;

Melhor e mais justa distribuição espacial da água ofertada pelos açudes Co-remas e Mãe D'Água, beneficiando populações da região do Piancó, uma vez que com o Projeto de Integração do São Francisco estes reservatórios estariam aliviados do atendimento de demandas dos trechos do Rio Piranhas, situados à jusante destes reservatórios;

Abastecimento seguro para 127 municípios, 2,5 milhões de pessoas, por meio do aumento da garantia da oferta de água dos açudes Epitácio Pessoa, Acauã, Engenheiro Ávidos, Coremas e Mãe D'água, da perenização permanente de todos os trechos dos Rios Paraíba e Piranhas, em associação com uma rede de adutoras já implantada há alguns anos.

Para o Estado de Pernambuco:

Disponibilidade de água do Rio São Francisco em cerca de metade da sua fronteira no sul do Estado, que contará com dois grandes canais (Eixo Norte e Eixo Leste), cortando transversalmente o território, a partir dos quais uma rede de adutoras e/ou canais irá, de forma sustentável, garantir o abastecimento das regiões do Agreste e do Sertão;

Aumento da garantia da oferta hídrica proporcionada por dois dos maiores reservatórios do Estado (Entremontes e Poço da Cruz), estrategicamente situados para permitir o atendimento de demandas atuais e futuras das Bacias dos Rios Pajeú e Moxotó;

O abastecimento seguro para 113 municípios, 2,9 milhões de pessoas, do Sertão (Bacias do Brígida, Terra Nova, Pajeú e Moxotó) e do Agreste, pelos Eixos Norte e Leste, pelos seus ramais complementares (Ramal Entremontes e Ramal do Agreste), pelos Açudes Barra do Juá e Poço da Cruz e pelos leitos de rios perenizados, em associação com uma rede de adutoras que poderá ser conectada aos canais do Projeto de Integração.

Fonte: BRASIL (2021)

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nota-se que há uma série de complexidades envolvidas tanto no que se refere às secas e seus impactos quanto a recém formação da BESF, com apenas o eixo leste em funcionamento. O uso da unidade de planejamento BESF para a gestão de recursos hídricos é necessário e precisa ser considerado pelos atores. As questões das bacias doadora e receptoras devem ser vistas de forma aglutinada,

numa visão macro sem desconsiderar as peculiaridades regionais e locais (a nível micro), e assim os conflitos, soluções e compromissos seriam compartilhados e mais robustos.

Percebe-se também através dos dados levantados que uma pequena parcela dos municípios adere a uma gestão proativa de secas, que planeja o fenômeno antes da sua ocorrência. A grande maioria dos municípios ainda utiliza medidas estruturais como forma de mitigar os impactos provenientes.

Neste sentido, verifica-se a urgência de uma mudança de paradigma da gestão de secas de forma reativa que vem sendo empregada tradicionalmente, gestão proativa com um planejamento curto, médio e longo prazo consistente nas previsões de secas futuras e desta forma a consolidação de um planejamento de riscos, preparação e redução da vulnerabilidade.

5. REFERÊNCIAS

ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. **Base Hidrográfica Ottocodificada Multiescalas 2017 50k (BHO50k)**. Brasília: Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos, 2018. Disponível em: <<https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/por/catalog.search#/metadata/-/4fd91f0d-f34f-4fca-a961-c2dcb3e0446e>>. Acesso em: 12 mar. 2021. Base de dados.

ANDRADE, J. G. P. *et al.* Interbasin Water Transfers: The Brazilian Experience and International Case Comparisons. **Water Resources Management**, v. 25, n. 8, p. 1915–1934, 2011.

AZEVEDO, L. G. T. *et al.* **Série Água Brasil 7: Transferências de Águas entre Bacias Hidrográficas**. 1. ed. Brasília: Banco Mundial, 2005. 93 p.

BANCO MUNDIAL. **Diálogos para o aperfeiçoamento da Política e do Sistema de Recursos Hídricos no Brasil**. Brasília: Volume I – Relatório Consolidado, 2018. 279 p.

BRASIL. Ministério da Integração Nacional. **Projeto de Integração do Rio São Francisco**. 2021. Disponível em: <http://www.rladr.mdr.gov.br/web/projeto-sao-francisco/beneficios>. Acesso em: 20 mai. 2021.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. **Transposições pelo mundo**. 2019. Disponível em: <https://antigo.mdr.gov.br/seguranca-hidrica/projeto-rio-sao-francisco/o-que-e-o-projeto/transposicoes-pelo-mundo>. Acesso em: 20 ago. 2019.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial da União**: Brasília, DF, 9 jan. 1997.

BRASIL. Ministério da Integração Nacional. **Projeto de Integração do rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional**. Relatório de Impacto Ambiental – RIMA. Julho de 2004. 136p.

CBHSF – Comitê da Bacia Hidrográfica do rio São Francisco. **Resumo Executivo do Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco 2016-2025**. Alagoas: CBHSF, 2016. 300 p.

FLATLEY, A.; RUTHERFURD, I. D.; HARDIE, R. River channel relocation: Problems and prospects. **Water (Switzerland)**, v. 10, n. 10, p. 1–25, 2018.

GORELICK, D. *et al.* Integrating raw water transfers into an Eastern United States context. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 144, n. 9, p. 1–13, 2018.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Downloads – Geociências**. 2018. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/downloads-geociencias.html>. Acesso em: 10 abr. 2020. Base de dados.

_____. **Pesquisa de Informações Básicas Municipais – MUNIC**. 2017. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/saude/10586-pesquisa-de-informacoes-basicas-municipais.html?=&t=resultados>. Acesso em: 21 jan. 2020. Base de dados.

INSA – Instituto Nacional do Semiárido. **Olho N’água**. 2018. Disponível em: <https://olhonagua.insa.gov.br/#/>. Acesso em: 12 dez. 2018. Base de dados.

MAISONNAVE, F.; PRADO, A. Nordeste: Seca histórica já dura seis anos e ameaça tornar-se regra no semiárido. **Folha de São Paulo**, 24 abr. 2018. Disponível em: <<https://arte.folha.uol.com.br/ciencia/2018/crise-do-clima/nordeste/seca-historica-ja-dura-seis-anos-e-ameaca-tornar-se-regra-no-semiarido/>>. Acesso em: 20 abr. 2020.

SHOURIAN, M.; RAOUFI, Y.; ATTARI, J. Interbasin water transfer capacity design by two approaches of simulation-optimization and multicriteria decision making. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 143, n. 9, p. 12, 2017.

TOMASELLA, J. *et al.* Desertification trends in the Northeast of Brazil over the period 2000–2016. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 73, p. 197-206, 2018.

SUPERFÍCIE HÍDRICA E PRECIPITAÇÃO NOS ESTADOS RECEPTORES DAS ÁGUAS DO PROJETO DE INTEGRAÇÃO DO RIO SÃO FRANCISCO¹

Higor Costa de Brito

Yáscara Maia Araújo de Brito

Wanessa Dunga de Assis

Yuciara Costa Barbosa Ferreira

Rochele Sheila Vasconcelos

Iana Alexandra Alves Rufino

1. SOBRE AS SECAS E O SEMIÁRIDO

As secas são fenômenos naturais e recorrentes que surgem a partir de déficits de precipitação e atingem tanto áreas de alta quanto de baixa pluviosidade. Os impactos causados ocorrem em diferentes setores da sociedade, resultando em danos significativos (materiais e humanos) e perdas (socioeconômicas), nas esferas ambiental, social e econômica (ALVALÁ *et al.*, 2017). Por esse motivo, a gestão desses fenômenos requer a adoção de medidas no âmbito de diferentes políticas públicas setoriais (hídrica, clima, solo).

¹ Este trabalho foi originalmente publicado na Revista Caminhos de Geografia e sua forma preferencial de citação é: BRITO, H. C. DE; BRITO, Y. M. A. DE; ASSIS, W. D. DE; FERREIRA, Y. B. C.; VASCONCELOS, R. S.; RUFINO, I. A. A. Análise temporal da disponibilidade hídrica nos estados beneficiados pela transposição do Rio São Francisco. *Caminhos de Geografia*. Uberlândia, v. 21, n. 75, p. 102–116, 2020. <https://doi.org/10.14393/RCG217550733>

A classificação das secas depende da duração, intensidade e impactos gerados (CUNHA *et al.*, 2017). Qualquer região apresenta perigo de secas, delineado como um fator natural, entretanto, é a junção do perigo com a vulnerabilidade (este último atrelado a fatores sociais) que determina o risco associado à seca para uma região exposta ao evento, ou seja, a probabilidade e intensidade de ocorrência em vários níveis de severidade (WILHITE, 2012).

No Brasil, a região que apresenta maior risco de secas é o Semiárido Brasileiro (SAB), ao vivenciar uma realidade conflituosa e desafiadora por usos múltiplos dos recursos hídricos, em função da variabilidade climática e da complexa gestão de suas águas. As dificuldades diante das frequentes secas na região causam impactos em áreas urbanas e rurais, nos níveis local, regional e nacional. Duas são as grandes causas propulsoras: (i) a escassez hídrica, seja essa qualitativa ou quantitativa e, (ii) a não existência ou inconformidade do gerenciamento dos recursos hídricos (AMORIM *et al.*, 2016; RÉGO *et al.*, 2015).

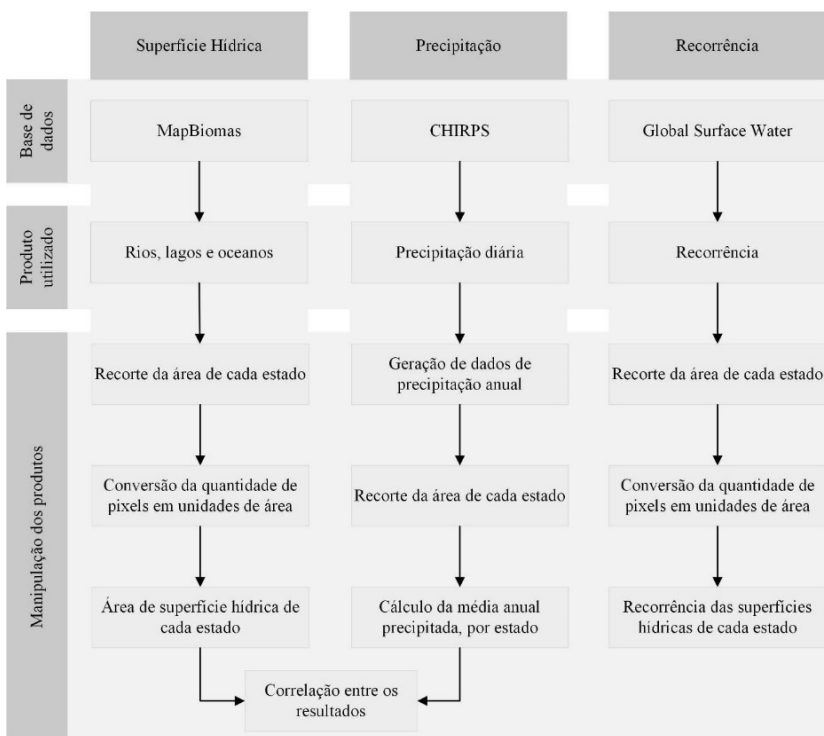
Como alternativa à redução dos riscos foi elaborado o Projeto de Integração do Rio São Francisco (PISF) com bacias do Nordeste Setentrional em dois eixos de ligação, o eixo Norte e o eixo Leste. As águas são captadas no estado de Pernambuco, na calha do rio principal, entre as barragens de Sobradinho e Itaparica e são destinadas ao abastecimento de bacias hidrográficas em quatro unidades federativas: Ceará, Paraíba, Pernambuco e Rio Grande do Norte (BRASIL, 2004).

O presente capítulo realiza uma análise temporal da disponibilidade hídrica nos quatro estados receptores das águas do PISF, através da tabulação cruzada de dados referentes à superfície hídrica e a precipitação anual dos estados no período de 1985 a 2017. O objetivo principal é identificar a correlação entre esses dois parâmetros e as inferências que podem ser feitas a partir dos resultados nos 33 anos de análise.

2. PERCURSO METODOLÓGICO

O percurso metodológico do estudo (Figura 1) foi dividido em duas etapas: a primeira, caracterizada pela aquisição dos dados de sensoriamento remoto; e a segunda, correspondente à manipulação desses produtos para a análise quali-quantitativa.

Figura 1: Fluxograma da metodologia utilizada



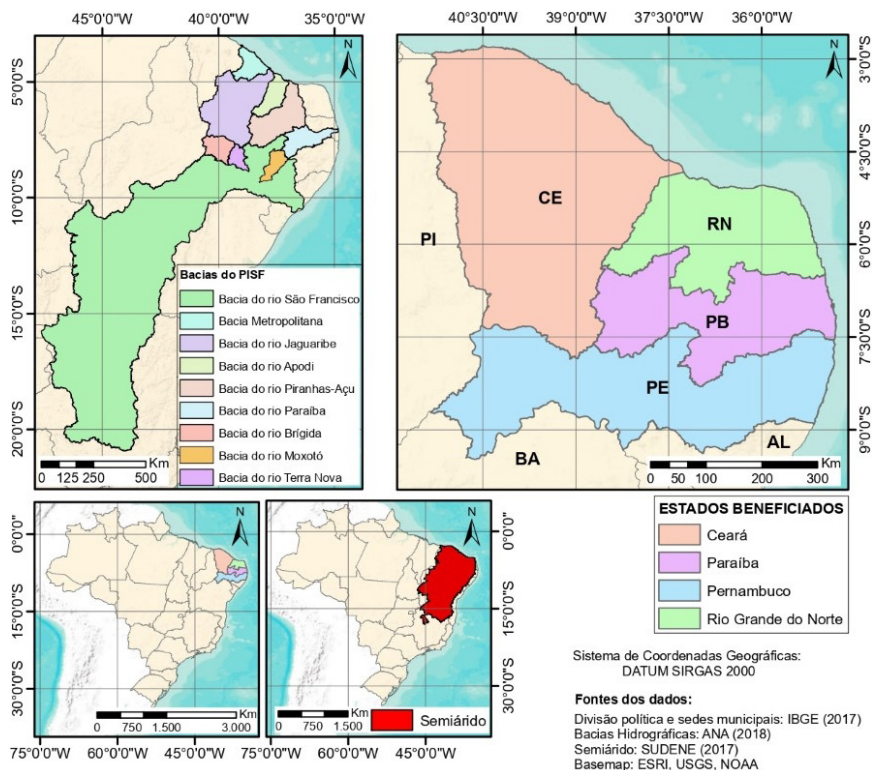
Fonte: Brito et al. (2020).

Os procedimentos foram realizados para o recorte temporal de 1985 a 2017 e o recorte espacial corresponde aos quatro estados do Nordeste Setentrional beneficiados pelo PISF. Ceará, Paraíba, Pernambuco e Rio Grande do Norte (Figura 2).

3. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O PISF visa garantir segurança hídrica ao Agreste e Sertão dos estados citados, que correspondem a 12 milhões de pessoas, em 390 municípios reconhecidos como vulneráveis às secas. A obra divide-se em dois trechos: o eixo Leste, em funcionamento desde 2017, tem 217 quilômetros de extensão, e beneficia a bacia do rio Paraíba (PB) e a bacia do rio Moxotó (PE); O eixo Norte, por sua vez, tem 260 quilômetros de extensão e como destino as bacias do rio Apodi (RN) e do rio Piranhas-Açu (PB/RN), o Sistema Jaguaribe-Metropolitano (CE) e as bacias dos rios Brígida e Terra Nova (PE) (BRASIL, 2004).

Figura 2: Caracterização da área de estudo



Fonte: Brito et al. (2020).

Na Tabela 1 consta a caracterização dos estados, com as respectivas áreas e o número de habitantes de acordo com o Censo 2010 do IBGE, além da precipitação média anual e o valor correspondente ao ano de menor média precipitada no recorte temporal em análise. O estado de maior área é o Ceará, mas o mais populoso é Pernambuco, com quase 9 milhões de habitantes, seguido da Paraíba, e por último o Rio Grande do Norte (IBGE, 2017b).

As precipitações médias anuais foram calculadas pela média aritmética da precipitação acumulada para o recorte temporal 1985-2017 nos quatro estados. Os valores obtidos são próximos - entre 700 e 800 *mm/ano*. O ano de 1993 apresentou a menor precipitação média anual para todos os estados com exceção do Ceará, que teve o seu pior ano em 2012 (FUNK et al., 2015).

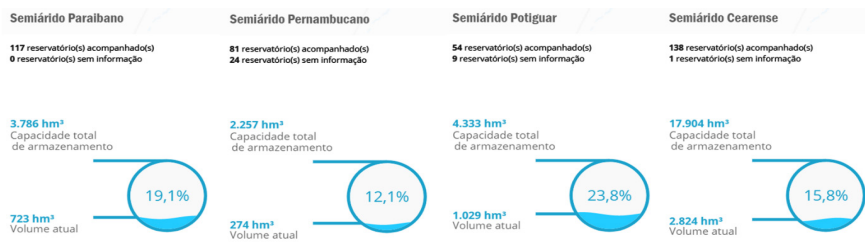
Tabela 1: Dados referentes aos estados beneficiados

Estado	Área (Km ²)	População (hab.)	Precipitação média anual (mm/ano)	Menor média anual (mm/ano)
Ceará	148.914,39	8.453.381	798,71	414,44
Paraíba	56.468,68	3.766.528	758,02	345,20
Pernambuco	98.152,73	8.796.448	714,10	352,60
Rio Grande do Norte	52.809,25	3.168.027	715,42	264,94

Fonte: FUNK et al. (2015); IBGE (2017b).

Ademais, é necessária também a caracterização dos estados em análise quanto à disponibilidade de água superficial existente. A Figura 3 é proveniente da plataforma Olho N'água e retrata a situação dos volumes de água disponíveis (referente ao mês julho/2019) nos estados analisados no recorte espacial que faz intersecção com o Semiárido Brasileiro.

Figura 3: Disponibilidade hídrica do Semiárido brasileiro



Fonte: Adaptado de Brito et al. (2020).

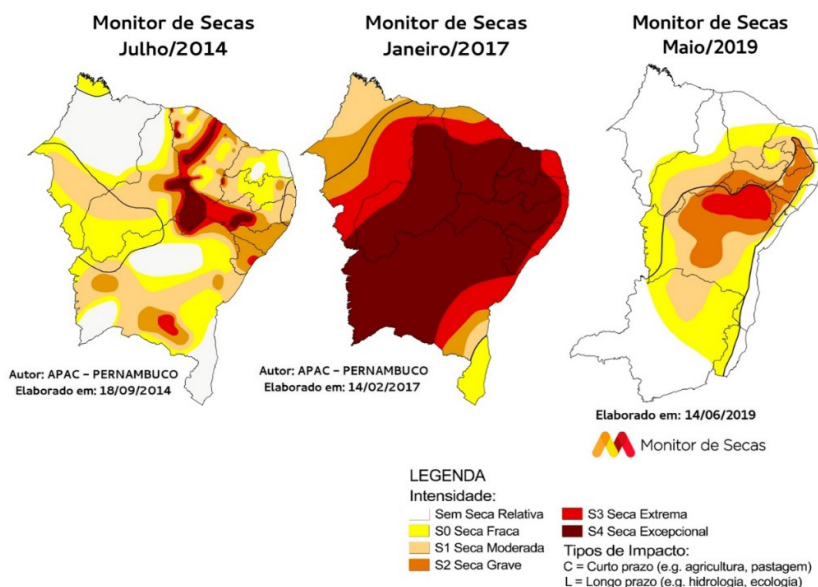
O Semiárido Potiguar encontra-se na melhor situação dentre os demais estados, com 23,8% da sua capacidade total de armazenamento. Em seguida, tem-se o Semiárido Paraibano com quase 19,1%, o Cearense com 15,8% e, por fim, o Pernambucano, com apenas 12,1% de suas reservas superficiais ocupadas para atender às quase 9 milhões de pessoas (INSA, 2019). Destaca-se que, a plataforma não monitora todos os reservatórios de água existentes, todavia, monitora os de maior importância e consequentemente de maior capacidade de armazenamento.

Por fim, tem-se a caracterização da área de estudo tomando como base mais uma plataforma de dados nacional, o Monitor de Secas brasileiro. E, assim como as demais, é uma fonte secundária que disponibiliza dados mensais referentes às secas no Nordeste do país e em mais dois estados da região Sudeste. Seus produtos resultam da composição de dois indicadores meteorológicos e um hidrológico, sendo eles: SPI - *Standardized Precipitation Index* (MCKEE et al., 1993), SPEI - *Standardized Precipitation Evapotranspiration Index* (VICENTE-SERRANO et al. 2010) e SRI - *Standardized Runoff Index* (SHUKLA e WOOD, 2008), além de uma série de produtos de apoio (MARTINS et al., 2015).

A Figura 4 expõe três meses de dados disponíveis no portal: julho de 2014, que consiste no primeiro dado que deu origem ao portal;

janeiro de 2017, que marcou o mês de secas mais intensas registradas na plataforma para os estados em análise; e maio de 2019, o último mês analisado por este capítulo, que demonstra severidades de seca mais amenas na região, em especial nos estados estudados, nos quais a intensidade mais severa identificada foi a Seca Grave.

Figura 4: Acompanhamento da seca por meio do Monitor de Secas brasileiro



Fonte: Brito et al. (2020).

4. SUPERFÍCIE HÍDRICA E PRECIPITAÇÃO: UM OLHAR “ESPACIALIZADO” DOS EFEITOS DA SECA

Foram utilizados produtos de classificação de uso e ocupação do solo a fim de identificar corpos hídricos superficiais dentro dos limites territoriais dos estados analisados. Para esse fim, utilizou-se os produtos do Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo do Brasil – Mapbiomas (SOUZA e AZEVEDO, 2017),

disponibilizados através da plataforma de processamento em nuvem *Google Earth Engine* – GEE (GORELICK et al., 2017), que disponibiliza mapas anuais de classificação de cobertura e uso do solo para todo o território brasileiro com resolução espacial de 30 por 30 metros, elaborados a partir de produtos Landsat. O Mapbiomas apresenta 33 mapas anuais de classificação, que compreendem os anos de 1985 a 2017, com perspectiva de atualização contínua.

Para identificar a precipitação anual ocorrida em cada estado foram utilizados dados diários da missão *Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station* – CHIRPS (FUNK et al., 2015), também disponibilizados através da plataforma GEE. Os produtos CHIRPS possuem uma resolução espacial de aproximadamente 5,5 por 5,5 quilômetros, fornecendo dados diários a partir do ano de 1981.

Com o intuito de aprimorar a discussão acerca do tema abordado foram utilizados dados de recorrência de corpos hídricos do *Global Surface Water* – GSW (PEKEL et al., 2016). O GSW é um levantamento de superfícies hídricas globais que disponibilizou diversos produtos referentes ao comportamento de corpos hídricos. Para o presente estudo, utilizou-se o produto de **recorrência**, que afere a frequência com que a água retorna de ano para ano.

Os produtos adquiridos foram manipulados através do editor de código da plataforma do GEE, por meio da linguagem de programação *javascript*, e recortados para o limite de cada estado, para então serem quantificados. Os mapas disponibilizados pelo Mapbiomas possuem códigos que remetem a inúmeras classificações de uso e ocupação, dentre eles a classificação “rios, lagos e oceanos”.

A quantificação dos produtos Mapbiomas foi realizada através de um filtro, que levou em consideração apenas os *pixels* classificados como “rio, lago ou oceano”. Para considerar apenas os rios e lagos, a área litorânea de todos os estados foi desconsiderada, a fim

de evitar a contagem de águas oceânicas que pudessem mascarar os resultados. Por fim, a quantificação dos *pixels* foi convertida em unidades de área, uma vez que cada *pixel* do produto equivale a uma área de 900 m².

Os produtos de precipitação diária do CHIRPS foram acumulados para gerar dados de precipitação anual referente aos anos de 1985 a 2017, procedimento este realizado no GEE. Em virtude da heterogeneidade espacial da precipitação, foi feito o cálculo da média precipitada em cada estado, em milímetros por ano, gerando assim um único valor de precipitação para cada ano da série temporal. Os dados de superfície hídrica e precipitação foram agregados em intervalos de décadas (1985-1989; 1990-1999; 2000-2009; 2009-2017) e correlacionados estatisticamente de acordo com a equação abaixo, por estado, com o objetivo de verificar a resposta dos corpos hídricos aos eventos pluviométricos.

$$\text{Correlação } (X, Y) = \frac{\Sigma(x - \bar{x})(y - \bar{y})}{\sqrt{\Sigma(x - \bar{x})^2 \Sigma(y - \bar{y})^2}}$$

Sendo: x = Precipitação acumulada por ano (*mm/ano*);

y = Área de superfície hídrica anual (*km²*);

\bar{x} = Média da precipitação acumulada no intervalo de décadas (*mm/ano*);

\bar{y} = Média da superfície hídrica no intervalo de décadas (*km²*).

Por fim, o produto de recorrência do GSW é recortado para cada estado e, assim como os produtos de superfície hídrica do Mapbiomas, teve a área litorânea dos estados desconsiderada. A quantificação foi exportada como uma planilha de dados, onde a recorrência é classificada percentualmente, com valores variando de 1 a 100%. Dessa forma, *pixels* com valor 5 referem-se a uma área

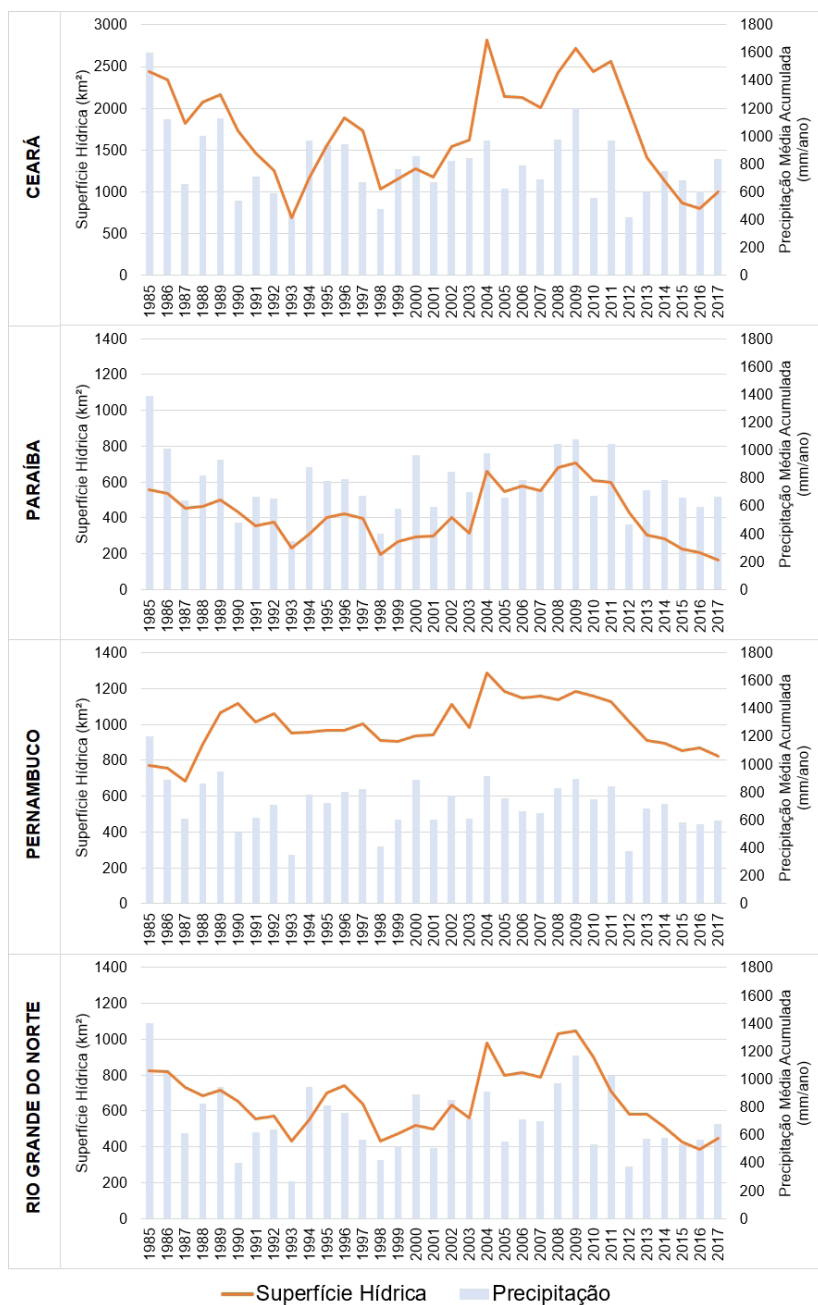
de superfície hídrica que possui apenas 5% de chance de retornar no ano seguinte e assim sucessivamente. A quantidade de *pixels* também foi convertida em unidades de área para simplificar a análise dos resultados e optou-se por trabalhar com intervalos de frequência.

5. PRECIPITAÇÃO E VARIAÇÃO DA SUPERFÍCIE HÍDRICA: RESULTADOS

Os dados de superfície hídrica e precipitação para os estados do Ceará, Paraíba, Pernambuco e Rio Grande do Norte foram agregados com o propósito de verificar a relação existente entre a precipitação e a variação da superfície hídrica. Tais dados e suas respectivas tabulações cruzadas estão ilustrados na Figura 5. A partir da análise dos resultados, é possível identificar que o estado do Ceará possui a maior área de superfície hídrica, chegando a acumular duas vezes mais área de água superficial que os demais estados, além de registrar os maiores índices pluviométricos ao longo da série temporal. Por outro lado, a Paraíba possui a menor área de superfície hídrica e os menores registros pluviométricos, seguida pelo Rio Grande do Norte e Pernambuco, respectivamente.

Quanto à proporção entre a extensão territorial dos estados e suas áreas de superfícies hídricas, o Rio Grande do Norte destaca-se com aproximadamente 2,4% de sua superfície composta por corpos hídricos, enquanto para Pernambuco essa mesma proporção é de aproximadamente 0,8%. Essa proporção vai de encontro a capacidade de armazenamento dos estados, onde o Semiárido Potiguar possui uma capacidade de armazenamento de 4333 hm³, enquanto o Semiárido Pernambucano armazena 2257 hm³ de água (INSA, 2019).

Figura 5: Relação da superfície hídrica e precipitação anual acumulada



Fonte: Brito et al. (2020).

Os dados de precipitação evidenciam o período de seca ocorrido a partir do ano de 2012, com a nítida diminuição dos valores de precipitação acumulada, fato que acarretou o declínio das superfícies hídricas nos referidos estados e a ocorrência de inúmeros conflitos políticos e sociais, alguns destes apontados por Marengo et al. (2016). Embora haja uma precipitação superior em 2017 em relação ao ano anterior no Ceará e Rio Grande do Norte, as precipitações ainda são abaixo do esperado e insuficientes para restituir o volume dos corpos hídricos, contribuindo para o agravamento da desertificação do Nordeste (TAVARES et al., 2019). Nesse sentido, 2017 foi o ano de secas mais intensas registradas na plataforma Monitor de Secas para os estados em análise (ANA, 2019a).

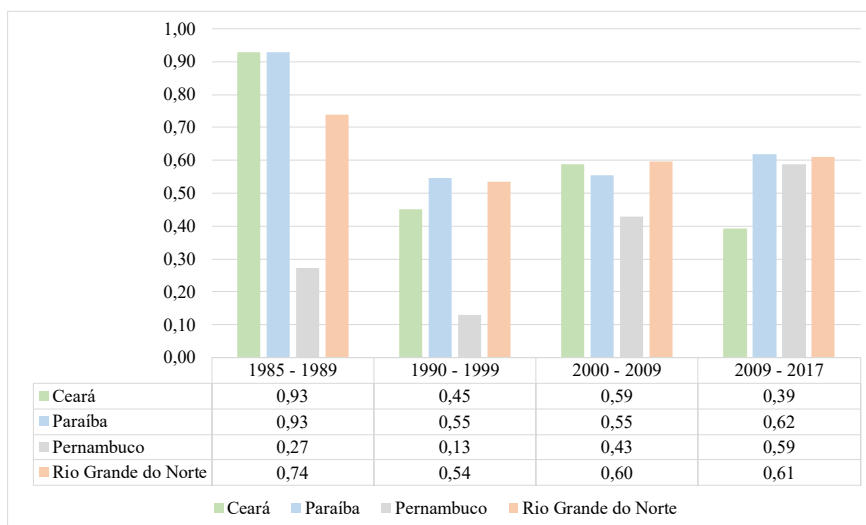
O estado do Ceará possui as condições mais favoráveis de oferta hídrica – maiores volumes de precipitação e maior área de superfície hídrica. Entretanto, encontra-se com menos de 16% de sua capacidade total de armazenamento (INSA, 2019), reflexo da alta demanda de água do Estado. Pois, segundo o Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto, o Ceará possui o maior consumo de água per capita (126,70 litros/habitante/dia) entre os estados analisados (SNIS, 2018). Em contraponto, o estado de Pernambuco (mais populoso entre os analisados), possui um menor consumo per capita (96,70 litros/habitante/dia) e a passagem de um rio perene de grande porte em seu território, o Rio São Francisco, garantindo uma maior segurança hídrica ao estado.

Entretanto, até esse rio foi gravemente atingindo com a seca recente. Em 2017, o Rio São Francisco teve sua vazão reduzida ao menor nível dos últimos 38 anos. Esta situação impossibilitou a navegação de embarcações de grande porte em alguns locais e impactou diretamente a população ribeirinha, que depende do Rio para suas atividades de pesca e agricultura, principalmente na região do Baixo São Francisco, mais próximo da sua foz (G1, 2017).

A Paraíba atinge seu maior registro de superfície hídrica em 2009 com 707,62 km², com exceção de 1985 que registrou valores atípicos acima da média para todos os estados. Enquanto os demais ultrapassam frequentemente a marca de 800 km². O estado também é detentor do menor registro, chegando a 167,04 km² em 2017, evidenciando o colapso de diversos açudes e a consequente proibição da irrigação em diversas regiões, além de perdas críticas no setor agropecuário, conforme constatado por Rêgo et al. (2015). Esse mesmo autor também destaca a situação do Reservatório Epitácio Pessoa, um dos que se destacaram com os maiores impactos. A irrigação ao seu entorno foi suspensa e todas as cidades que eram abastecidas com suas águas passaram por racionamento no abastecimento de água pela concessionária. Dentre elas, a cidade de Campina Grande - segunda maior do estado e reconhecida pelo seu polo educacional e industrial, no período mais crítico, recebia água apenas dois dias por semana.

A partir de uma correlação estatística entre a superfície hídrica e a precipitação em todos os estados analisados (Figura 6), percebe-se uma alta variabilidade do comportamento das correlações nos diferentes intervalos de anos, além de uma diferença do comportamento da variável entre os estados.

Figura 6: Correlação entre superfície hídrica e precipitação acumulada



Fonte: Brito et al. (2020).

Com a análise da figura 6, é possível identificar um crescimento da correlação nos estados da Paraíba, Pernambuco e Rio Grande do Norte a partir da década de 90. Vale salientar que entre os anos 80 e 90 o DNOCS construiu 36 açudes públicos na região Nordeste, aumentando a capacidade de reservação da região em 4.313,2 hectômetros cúbicos, caracterizando o maior acréscimo de volume armazenável do século para essa região (ASSUNÇÃO e LIVINGSTONE, 1993). Essas políticas ocasionaram aumentos significativos nas superfícies hídricas dos estados, acarretando em uma maior resposta ao regime pluviométrico, uma vez que novas áreas passam a ser planícies inundáveis.

O Ceará, diferentemente dos demais estados, apresenta um comportamento arbitrário, registrando entre os anos de 2009 e 2017 uma correlação de 0,39, ou seja, a precipitação ocorrida no estado não reflete significativamente o aumento da superfície

hídrica dos corpos d'água. Esse fato pode ser justificado através da grande capacidade de armazenamento superficial do estado e, uma vez que o mesmo permaneceu com uma superfície hídrica inferior a 1500 km² a partir de 2011. Restituir todo o potencial hídrico da região torna-se um grande desafio e requer altos índices pluviométricos e políticas de gestão eficientes para que a demanda hídrica seja suprida e o balanço hídrico se torne positivo a ponto de aumentar a superfície hídrica do estado (vizualizada por sensores em satélites).

No estado de Pernambuco, a correlação decresce nos dois primeiros intervalos temporais, iniciando o crescimento entre o período de 2000 a 2009, chegando a uma correlação de 0,59 no último período, valor duas vezes maior que a inicial de 0,27. Esse comportamento reflete o crescimento acentuado da dependência pluviométrica do estado, que anteriormente sofria de forma menos intensa aos eventos hidrológicos extremos. Tal constatação é preocupante, uma vez que o estado teve sua correlação aumentada progressivamente a partir da década de 90, fato que pode ser ocasionado pela conversão de corpos hídricos perenes em intermitentes, afetando diretamente a segurança hídrica da região.

Diante da necessidade de analisar a perenidade dos corpos hídricos dos estados, os dados referentes a recorrência dos corpos hídricos (Tabela 2) demonstram a similaridade da recorrência da superfície hídrica ano após ano entre os estados. Através dessa análise também foi possível estimar a área em quilômetros quadrados dos espelhos d'água de cada estado.

Tabela 2: Intervalos de recorrência dos corpos hídricos

Frequência com que a água retorna de ano para ano (%)	Ceará		Paraíba		Pernambuco		Rio Grande do Norte	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
0 a 25	77,00	3	29,28	4	31,49	4	51,31	4
26 a 50	703,36	26	197,33	28	231,14	29	330,10	26
51 a 75	990,50	36	262,75	38	274,72	35	445,99	35
76 a 100	949,19	35	210,77	30	254,89	32	437,36	35
Total	2.720,03	100	700,13	100	792,25	100	1.264,76	100

Fonte: Brito et al. (2020).

É notória a similaridade dos percentuais nos intervalos de frequência entre cada estado, nos quais cerca de 33% das superfícies tendem a ser restituídas a cada ano. Entretanto, se essa análise for feita com base na mediana, é possível constatar que aproximadamente 31% das áreas hídricas possuem menos de 50% de chance de serem restituídas de um ano para o outro, indicando a alta variabilidade da disponibilidade hídrica dos estados.

A partir de uma análise quantitativa dos valores de superfície hídrica, temos que o Ceará possui uma área de aproximadamente 780 km² com chance inferior a 50% de retornar de um ano para o outro, ou seja, o estado pode perder uma área de superfície hídrica equivalente a toda superfície contida no estado da Paraíba em apenas um ano. Esse fato reforça a discussão feita com base na correlação entre a pluviometria e a área de superfície hídrica, uma vez que diante da dimensão, torna-se um desafio restituir uma superfície hídrica tão extensa.

Diante da dimensão das superfícies hídricas dos estados, vale salientar que a perda de água por evaporação também é um fator

diretamente influenciado pela dimensão dos espelhos d'água. Nesse contexto, o Ceará e o Rio Grande do Norte seriam os estados com um maior potencial de evaporação dentre os analisados.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A disponibilidade gratuita de produtos gerados a partir de técnicas de sensoriamento remoto permitem análises quali-quantitativas de todos os corpos hídricos presentes no globo terrestre e devem ser levadas em consideração pelos órgãos gestores nas tomadas de decisão, uma vez que esses produtos evidenciam as particularidades de cada localidade. Os resultados obtidos demonstram a vulnerabilidade hídrica dos estados beneficiados com a transposição do Rio São Francisco - os que detém maior superfície hídrica não necessariamente proporcionam uma maior segurança hídrica à população. Com isso, fica evidente a necessidade de repensar a ideia de que o aumento da oferta de água por meio de construção de barragens e canais são a única solução para garantir o acesso à água.

As séries históricas de precipitação e superfície hídrica demonstram que a seca hidrológica é um fenômeno recorrente no semiárido brasileiro. Dessa forma, a gestão e a governança da água nessas regiões necessitam de um menor caráter imediatista em virtude da crescente demanda hídrica. Cenários prospectivos devem ser levados em consideração em obras de infraestrutura e políticas públicas.

A transposição do Rio São Francisco foi planejada e implantada como uma alternativa às constantes crises hídricas ocorridas na região Nordeste. Entretanto, o crescimento populacional desenfreado e o constante aumento do consumo, direto ou indireto, comprometem essa promessa, visto que a própria bacia deste Rio sofre com a seca e a obra pode proporcionar aos gestores uma

sensação de segurança hídrica nos estados beneficiados. Medidas de gestão da demanda efetivas carecem de ser tomadas para garantir o desenvolvimento sustentável da região, de forma a não comprometer a disponibilidade hídrica do Rio São Francisco, evitando assim que uma obra desse porte se torne rapidamente obsoleta e ineficaz.

O presente estudo apresentou inúmeras análises derivadas a partir de dados de superfície hídrica. Nesse aspecto, pesquisas futuras que levem em consideração as variações dos volumes de água armazenada em cada estado podem aprimorar tais análises e fortalecer as discussões acerca do tema. Além disso, esse estudo pode ser realizado em escalas menores, tornando factível uma avaliação mais precisa em locais onde possa haver maiores conflitos pelo uso e disponibilidade de água, resultando em uma ferramenta promissora para subsidiar políticas públicas em locais de maior vulnerabilidade hídrica.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVALÁ, R. C. S.; CUNHA, A. P. M. A.; BRITO, S. S. B.; SELUCHI, M. E.; MARENGO, J. A.; MORAES, O. L. L.; CARVALHO, M. A. Drought monitoring in the Brazilian Semiarid region. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**. Rio de Janeiro, v. 91 (suppl 1), p. 2-15, 2017. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201720170209>
- AMORIM, A. L.; RIBEIRO, M. M. R.; BRAGA, C. F. C. Conflitos em bacias hidrográficas compartilhadas: o caso da bacia do rio Piranhas-Açu/PB-RN. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. Porto Alegre, v. 21, n. 1, p. 36-45, 2016. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v21n1.p36-45>
- ANA – Agência Nacional das Águas. **Portal do Monitor de Secas**. 2019a. Disponível em: <http://monitordesecas.ana.gov.br/> Acesso em: 16 de julho de 2019a.
- _____. **Base Hidrográfica Ottocodificada Multiescalas**. 2019b. Disponível em: <https://metadados.ana.gov.br/geonetwork/srv/pt/metadata.show?id=586&currTab=distribution> Acesso em: 12 de outubro de 2019.

ASSUNÇÃO, L. M.; LIVINGSTONE, I. Desenvolvimento inadequado: construção de açudes e secas no sertão do Nordeste. **Revista Brasileira de Economia**. Rio de Janeiro, v. 3, n. 47, p.425-448, 1993. Disponível em: <<http://bibliotecadigital.fgv.br/ojs/index.php/rbe/article/viewFile/582/7932>>.

BRASIL. **Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional**: Relatório de Impacto Ambiental - RIMA. Brasil: Ministério da Integração Nacional, 2004. Disponível em: <http://www.mi.gov.br/documents/10157/3675235/RIMA+JULHO+2004.pdf/78989068-cf76-4ab5-bf01-3b45473db7f9> Acesso em: 25 de janeiro de 2019.

BRITO, H. C. DE; BRITO, Y. M. A. DE; ASSIS, W. D. DE; FERREIRA, Y. B. C.; VASCONCELOS, R.S.; RUFINO, I.A.A. ANÁLISE TEMPORAL DA DISPONIBILIDADE HÍDRICA NOS ESTADOS BENEFICIADOS PELA TRANSPOSIÇÃO DO RIO SÃO FRANCISCO. **Caminhos de Geografia**. Uberlândia, v. 21, n. 75, p. 102–116, 2020. <https://doi.org/10.14393/RCG217550733>

CUNHA, A. M. P. A.; BRITO, S. S. B.; ROSSATO, L.; ALVALÁ, R. C. S.; CARVALHO, M. A.; ZERI, M.; CUNNINGHAM, C.; MACIEL, A. P. R.; ANDRADE, E. S.; VIEIRA, R. M. S. P. Avaliação de indicador para o monitoramento dos impactos da seca em áreas de pastagens no Semiárido do Brasil. **Revista Brasileira de Cartografia**. Monte Carmelo, v. 69, n. 1, p. 89-106, 2017. Disponível em: <<http://www.seer.ufu.br/index.php/revistabrasileiracartografia/article/view/44034>>.

FUNK, C.; PETERSON, P.; LANDSFELD, M.; PEDREROS, D.; VERDIN, J.; SHUKLA, S. HUSAK, G.; ROWLAND, J.; HARRISON, L.; HOELL, A.; MICHAELSEN, J. The climate hazards infrared precipitation with stations - a new environmental record for monitoring extremes. **Sci Data** 2. London, 150066, 2015. <https://doi.org/10.1038/sdata.2015.66>

G1 - Portal de Notícias G1 da Rede Globo de Televisão. **Rio São Francisco tem vazão reduzida ao menor nível em 38 anos**. 2017. Disponível em: <http://g1.globo.com/jornal-nacional/noticia/2017/07/rio-sao-francisco-tem-vazao-reduzida-ao-menor-nivel-em-38-anos.html> Acesso em: 4 de março de 2020.

GORELICK, N.; HANCHER, M.; DIXON, M.; ILYUSHCHENKO, S. THAU, D.; MOORE, R. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**. Toronto, v. 202, p. 18-27, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Downloads**. 2017a. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/downloads-geociencias.html> Acesso em: 12 de outubro de 2019.

_____. **IBGE - Cidades**. 2017b. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/> Acesso em: 1 de agosto de 2019.

INSA – Instituto Nacional do Semiárido. **Olho n'água**. 2019. Disponível em: <https://olhonagua.insa.gov.br/> Acesso em: 2 de julho de 2019.

MARENGO, J. A.; CUNHA, A. P.; ALVES, L. M. A seca de 2012-15 no semiárido do Nordeste do Brasil no contexto histórico. **Climanálise**. São Carlos, v. 3, p. 49–54, 2016. Disponível em: <http://climanalise.cptec.inpe.br/~rclimanl/revista/pdf/30anos/marengoetal.pdf> Acesso em 10 de maio de 2019.

MARTINS, E. S. P. R.; DE NYS, E.; MOLEJÓN, C.; BIAZETO, B.; SILVA, R. F. V.; ENGLE, N. **Monitor de Secas do Nordeste, em busca de um novo paradigma para a gestão de secas**. 1ª Edição. Brasília: Banco Mundial, 2015. Disponível em: <http://www.worldbank.org/pt/country/brazil/brief/brazil-> Acesso em: 4 de julho de 2019.

MCKEE, T. B.; DOESKEN, N. J.; KLEIST, J. The relationship of drought frequency and duration to time scales. In: CONFERENCE ON APPLIED CLIMATOLOGY, 8., 1993. **Proceedings...** Anaheim: Boston, 1993. p. 179 - 183. Disponível em: http://www.droughtmanagement.info/literature/AMS_Relationship_Drought_Frequency_Duration_Time_Scales_1993.pdf Acesso em: 2 de agosto de 2019.

MONTENEGRO, A. A. A.; MONTENEGRO, S. M. G. L. Olhares sobre as políticas públicas de recursos hídricos para o semiárido. In: GHEYI, H. R. et al. (Eds.). **Recursos Hídricos em Regiões Semiáridas: Estudos e Aplicações**. Campina Grande - PB/Cruz das Almas - BA: Instituto Nacional do Semiárido/Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, 2012. p. 2–6.

PEKEL, J. F.; COTTAN, A.; GORELICK, N.; BELWARD, A. S. High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes. **Nature**. Berlin, v. 540, n. 7633, p. 418-422, 2016. <https://doi.org/10.1038/nature20584>

RÊGO, J. C.; GALVÃO, C. O.; RIBEIRO, M. M. R.; ALBUQUERQUE, J. P. T.; NUNES, T. H. C. A Crise do Abastecimento de Campina Grande: Atuações dos Gestores, Usuários, Poder Público, Imprensa e População. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 21, 2015. **Anais...** Brasília: ABRH, 2015. Disponível em: <http://www.evolvedoc.com.br/sbrh/>

- detalhes-1102_a-crise-do-abastecimento-de-campina-grande-atuacoes-dos-gestores-usuarios-poder-publico-imprensa-e-populacao Acesso em: 13 de julho de 2019.
- SHUKLA, S.; WOOD, A. W. Use of a standardized runoff index for characterizing hydrologic drought. **Geophysical Research Letters**. Washington, v. 35, n. 2, p. 1-7, 2008. <https://doi.org/10.1029/2007GL032487>
- SMITH, L. C. Satellite remote sensing of river inundation area, stage, and discharge: a review. **Hydrological Processes**. Hoboken, v. 11, n. 10, p.1427-1439, 1997. [http://dx.doi.org/10.1002/\(sici\)1099-1085\(199708\)11:103.0.co;2-s](http://dx.doi.org/10.1002/(sici)1099-1085(199708)11:103.0.co;2-s)
- SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto**. Brasília: Ministério do Desenvolvimento Regional, 2018. 186 p. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnostico-anual-agua-e-esgotos/diagnostico-dos-servicos-de-agua-e-esgotos-2018> Acesso em: 05 de março de 2020.
- SOUZA, C.; AZEVEDO, T. **Mapbiomas General Handbook**. São Paulo: Mapbiomas, 2017.
- SUDENE - Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste. **Delimitação do Semiárido**.2017. Disponível em: <http://www.sudene.gov.br/delimitacao-do-semiarido> Acesso em: 12 de outubro de 2019.
- TAVARES, V. C.; ARRUDA, Í. R. P.; SILVA, D. G. Desertificação, mudanças climáticas e secas no Semiárido brasileiro: uma revisão bibliográfica. **Geosul**. Florianópolis, v. 34, n. 70, p. 385-405, 2019. <https://doi.org/10.5007/2177-5230.2019v34n70p385>
- VICENTE-SERRANO, S. M.; BEGUERÍA, S.; LÓPEZ-MORENO, J. I. A Multiscalar Drought Index Sensitive to Global Warming: The Standardized Precipitation Evapotranspiration Index. **Journal of Climate**. Boston, v. 23, n. 7, p. 1696-1718, 2010. <https://doi.org/10.1175/2009JCLI2909.1>
- WILHITE, D. A. Breaking the Hydro-Illogical Cycle: Changing the Paradigm for Drought Management. **Earth Magazine**. Alexandria, v.57, n. 7, p. 71-72, 2012. Disponível em: <https://digitalcommons.unl.edu/droughtfacpub/53/> Acesso em 30 de junho de 2019.

INFRAESTRUTURA URBANA VERSUS SUPERFÍCIE HÍDRICA NA BESF: UMA ANÁLISE MULTITEMPORAL¹

Higor Costa de Brito

Rochele Sheila Vasconcelos

Yáscara Maia Araújo de Brito

Carla Caroline Alves Carvalho

Tereza Helena Costa Nunes

Iana Alexandra Alves Rufino

1. INTRODUÇÃO

O entendimento de cobertura do solo está associado às características físicas e biológicas da superfície, como é o caso da vegetação, geologia e a geomorfologia, enquanto que o uso do solo se relaciona essencialmente com as alterações que as ações antrópicas causam na superfície (NAGENDRA et al., 2004; LEITE, 2018). Assim, o uso do solo é o “total de arranjos, atividades e insumos realizados em um certo tipo de cobertura do solo (um conjunto de ações humanas) e as finalidades sociais e econômicas para as quais a terra é manejada (por exemplo, pastagem, extração de madeira, conservação)” (IPCC, 2000).

¹ Este trabalho foi originalmente publicado Anais do XXIII Simpósio Brasileiro De Recursos Hídricos e sua forma preferencial de citação é: BRITO, H. C. DE; VASCONCELOS, R. S.; BRITO, Y. M. A. DE; CARVALHO, C. C. A.; NUNES, T. H. C.; RUFINO, I. A. A. Análise multitemporal da superfície hídrica e infraestrutura urbana na Bacia do Rio São Francisco por sensoriamento remoto. Anais do XXIII SBRH. Anais...Foz do Iguaçu: ABRHidro, 2019. Disponível em: <<https://anais.abrhidro.org.br/job.php?Job=5431>>.

Os processos de dominação, expansão e urbanização, nos quais o homem transforma o meio natural em artificial, com o objetivo de atender aos seus interesses, gera implicações diretas em situações de risco e vulnerabilidade social e ambiental (SALLES et al, 2013). Nesse sentido, vale destacar que o desenvolvimento urbano se acelerou na segunda metade do século XX com a concentração da população em espaço reduzido, produzindo grande competição pelos mesmos recursos naturais (solo e água), destruindo parte da biodiversidade natural. O meio formado pelo ambiente natural e pela população (socioeconômico urbano) é um ser vivo e dinâmico que gera um conjunto de efeitos interligados, que sem controle pode levar a cidade ao caos (TUCCI, 2008).

Sendo assim, a ocupação do solo urbano sem planejamento tem como consequência, dentre outros impactos ambientais negativos: i) a sobrecarga no sistema de drenagem urbana por meio do aumento da impermeabilização do solo e da diminuição da infiltração; ii) a perda da cobertura vegetal por pavimentos impermeáveis, diminuindo a infiltração da água no solo e aumentando a sua quantidade e a sua velocidade de escoamento; iii) a escassez e a diminuição da qualidade dos recursos hídricos; iv) o acúmulo de resíduos sólidos nos elementos do sistema de drenagem (canais, bueiros, bocas de lobo, etc.), obstruindo-os e, com isso, ocasionando seus transbordamentos em períodos de chuva; e v) o aumento da densidade urbana em determinadas zonas, principalmente as consideradas de baixo valor especulativo imobiliário da cidade (SANTOS et al., 2017).

Outro ponto a ser observado, são as mudanças climáticas e cenários incertos postos na atualidade, que são causados ora pelas atividades humanas ora por causas naturais, o que exige um planejamento que permita a adaptação a esses novos contextos (RADHAKRISHNAN, 2018). Dessa maneira, o monitoramento do uso e da cobertura do solo, por meio de informações multitemporais, é fundamental para a mitigação dos impactos ambientais (COELHO, et al., 2014).

Mediante essa realidade, destaca-se o Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo do Brasil, que é uma iniciativa do Observatório do Clima co-criada e desenvolvida por uma rede multi-institucional envolvendo universidades, ONGs e empresas de tecnologia com o propósito de mapear anualmente a cobertura e uso do solo do Brasil e monitorar as mudanças do território. O projeto envolve uma rede colaborativa com especialistas nos biomas, usos da terra, sensoriamento remoto, SIG e ciência da computação que utiliza processamento em nuvem e classificadores automatizados desenvolvidos e operados a partir da plataforma Google Earth Engine para gerar uma série histórica de mapas anuais de cobertura e uso da terra do Brasil (MAPBIOMAS, 2019).

Entre as bacias hidrográficas brasileiras de grande importância econômica e social no panorama nacional, está a Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (BHSF), em que cerca de 54% do seu território se localiza no Semiárido, região historicamente pautada por eventos severos de secas e cheias, balanço hídrico negativo e conflitos pelo uso da água (AZEVEDO, 2015; SILVA, 2016; MIRANDA, 2017). Além disso, vale notar que a BHSF é a única bacia hidrográfica do país que coincide exatamente com uma das regiões hidrográficas da Divisão Hidrográfica Nacional, além de, estar diretamente envolvida em um projeto de transposição de bacias que há décadas é apontado como um atenuador dos problemas de escassez hídrica em várias bacias nordestinas. Todos esses fatores contribuem para a justificativa da escolha dessa área para o desenvolvimento desse estudo.

Dessa maneira, este capítulo tem como objetivo analisar o comportamento de dois usos do solo - “infraestrutura urbana” e “corpos d’água” - nas quatro regiões da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (BHSF) - Alto São Francisco (Alto SF), Médio São Francisco (Médio SF), Submédio São Francisco (Submédio SF) e Baixo São Francisco (Baixo SF) - a fim de verificar o comportamento de expansão ou retração desses usos ao longo do recorte temporal

1985 a 2017 e determinar quais são as regiões mais e menos urbanizadas e como a área equivalente às superfícies hídricas (rios, lagos e córregos) tem se comportado ao longo desses 33 anos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. ÁREA DE ESTUDO

Esta pesquisa tem como área de estudo a Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (BHSF) que corresponde à 8% do território brasileiro, abrangendo uma área de drenagem de 639.219 km² (Figura 1). A bacia estende-se por 7 unidades da federação, sendo estas: Minas Gerais, Goiás, Pernambuco, Alagoas, Sergipe e o Distrito Federal. Seu rio principal, o Rio São Francisco, tem uma extensão de 2.863 km e é de grande destaque no panorama nacional quanto aos seus múltiplos usos. Nasce na Serra da Canastra (MG) e deságua no Oceano Atlântico, com sua foz na divisa dos estados de Alagoas e Sergipe (CBHSF, 2016).

A BHSF abrange 505 municípios que estão dispostos ao longo de 4 regiões fisiográficas nas quais a bacia é dividida – Alto São Francisco (Alto SF), Médio SF, Submédio SF e Baixo SF. Esta divisão ocorre, pois, há uma série de disparidades socioeconômicas ao longo da região e alguns dados de maior relevância diferenciando tais áreas podem ser visto na Tabela 1.

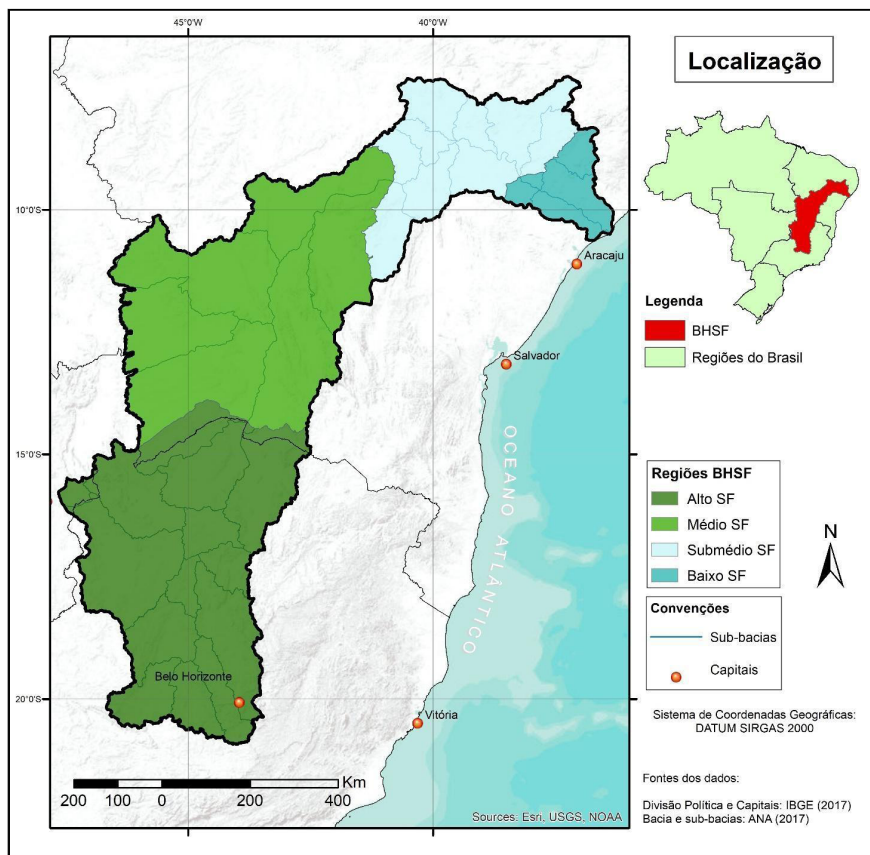
2.2. AQUISIÇÃO DE DADOS

Para verificação das mudanças na cobertura do solo nas quatro regiões, foi utilizada a coleção 3 do Projeto Mapbiomas (Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil). Nesta coleção, constam as classificações de uso do solo de uma série de 33 anos (1985 a 2017), processadas e classificadas através da plataforma de processamento em nuvem *Google Earth Engine* (GEE). Nas coleções do Mapbiomas, são disponibilizados dados anuais que representam a classificação do

uso do solo obtidas a partir de técnicas de *machine learning* aplicadas a diferentes séries de imagens de sensoriamento remoto. Para este capítulo, foram selecionados dados do Mapbiomas com intervalos, em sua maioria, de 5 anos, nesse caso, utilizou-se as classificações para os anos de 1985, 1990, 1995, 2000, 2005, 2010, 2015 e 2017.

Sequencialmente foi feita a contagem de pixels para posterior cálculo de áreas para as classificações de cobertura referentes a corpos hídricos (rios e lagos) e infraestrutura urbana.

Figura 1: Localização da área de estudo



Fonte: Brito et al. (2019).

Tabela 1: Dados das Regiões Hidrográficas da BHSF.

Região	Área (km ²)	%	Comprimento da rede de drenagem (km)
Alto SF	254.433	40%	53.012
Médio SF	248.481	39%	39.535
Submédio SF	105.978	17%	22.792
Baixo SF	29.991	5%	6.646

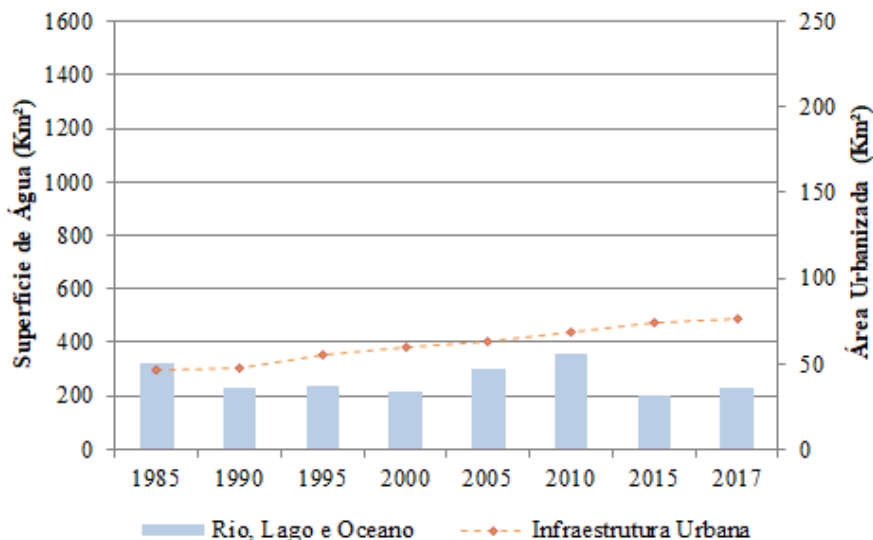
Fonte: Brito et al. (2019).

Uma vez que o produto do MapBiomass foi elaborado a partir de mosaicos dos satélites Landsat (5,7 e 8), o mesmo possui uma resolução espacial de 30x30 metros, fazendo com que cada pixel corresponda a uma área de 900m². Por fim os resultados foram convertidos para unidades de área e tiveram sua série multitemporal quantificada e analisada utilizando recursos do próprio GEE e scripts do pacote estatístico R. A quantificação e comparação das classes de uso foi realizada por sub-bacia.

3. RESULTADOS

Analisando a Figura 2 é possível visualizar as mudanças na série multitemporal da superfície hídrica e infraestrutura urbana na sub-bacia do Alto curso do Rio São Francisco, esta possui a maior área de infraestrutura urbana e apresentou variação significativa na superfície de água ao longo da série. A área equivalente à infraestrutura urbana apresenta uma tendência positiva de crescimento, enquanto que as áreas equivalentes às superfícies hídricas apresentam uma efeito sazonal.

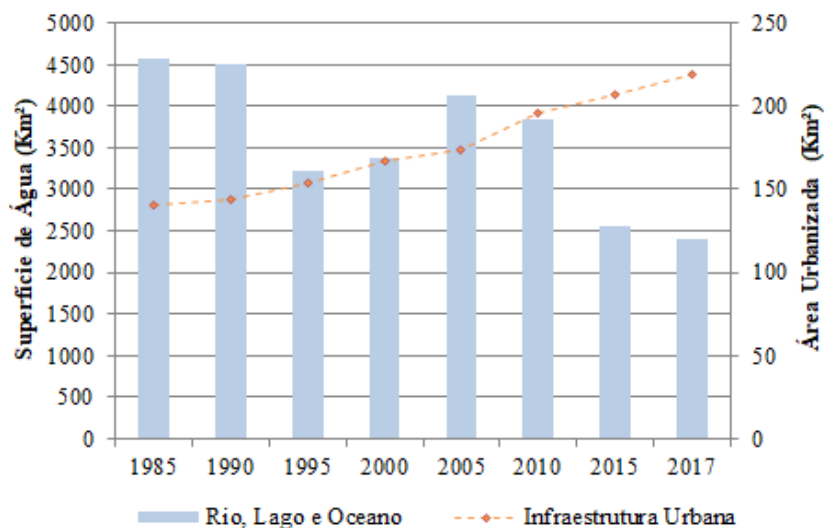
Figura 2: Análise temporal das superfícies hídricas e infraestrutura urbana para a sub-bacia do Alto curso do Rio São Francisco



Fonte: Brito et al. (2019).

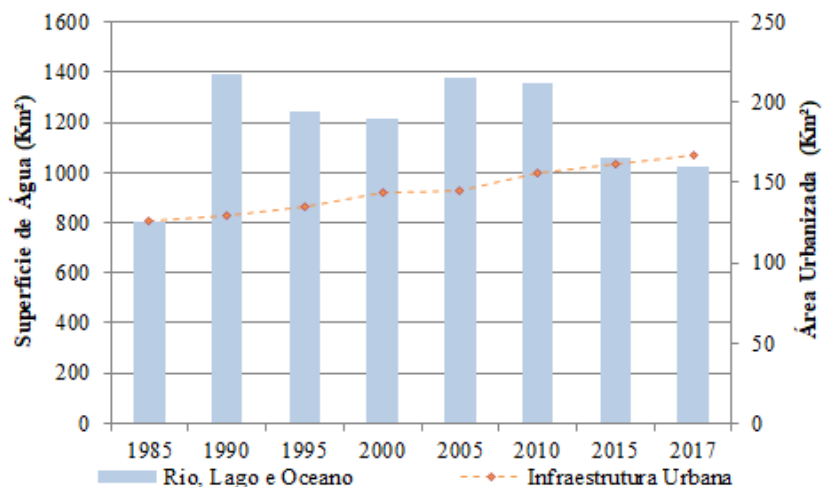
As mudanças ocorridas nas sub-bacias do Médio, Submédio e Baixo São Francisco estão ilustradas nas Figuras 3,4 e 5, respectivamente. O Médio curso do Rio São Francisco dispõe da maior superfície hídrica, seguido sequencialmente pelas bacias do Submédio, Alto e Baixo São Francisco. Em toda as sub-bacias observa-se um decréscimo da área de espelhos d'água, rios e lagos, aqui denominada de superfície hídrica em contraposição a uma curva crescente de espraiamento urbano (aumento da superfície urbanizada) das cidades localizadas nestas sub-bacias.

Figura 3: Análise temporal das superfícies hídricas e infraestrutura urbana para a bacia do Médio curso do Rio São Francisco



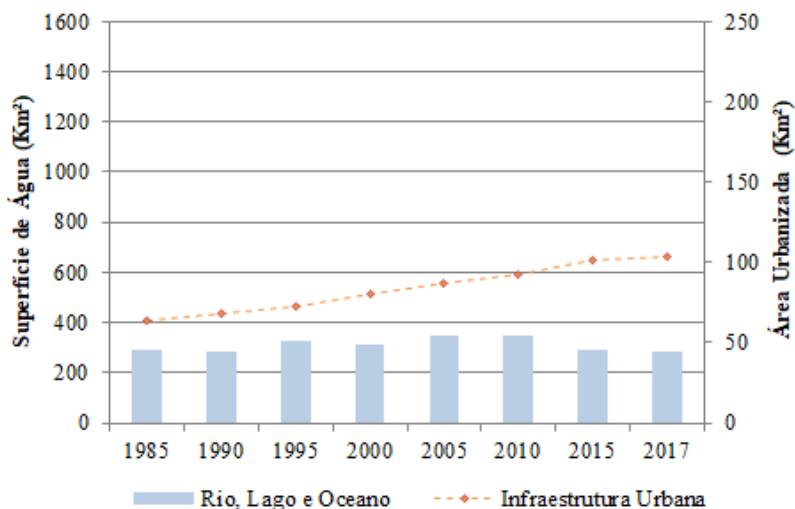
Fonte: Brito et al. (2019).

Figura 4: Análise temporal das superfícies hídricas e infraestrutura urbana para a bacia do Submédio São Francisco



Fonte: Brito et al. (2019).

Figura 5: Análise temporal das superfícies hídricas e infraestrutura urbana para a bacia do Baixo curso do Rio São Francisco



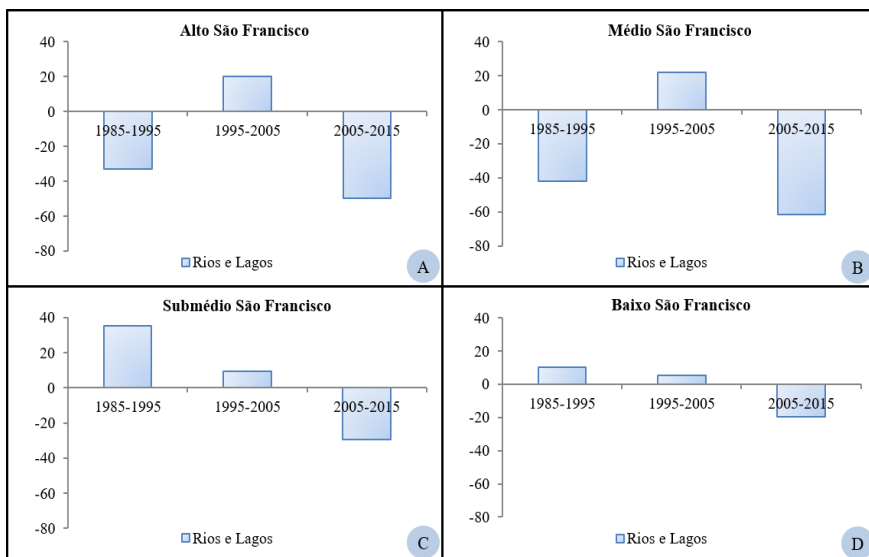
Fonte: Brito et al. (2019).

A variação da superfície hídrica nas bacias evidencia a crise hídrica que assolou o São Francisco a partir do ano de 2013, acarretando em decréscimos dessas áreas a partir de 2015. Também é possível identificar o processo de urbanização das bacias, que ocorreu de forma mais acentuada no Alto e Baixo São Francisco com crescimento de 65,45% e 60,46% de 1985 a 2017. A sub-bacia do Submédio SF apresenta a menor taxa de crescimento urbano (33,07%) e a sub-bacia do Médio São Francisco uma taxa de 505,85%, sendo esta a sub-bacia que apresenta maior infraestrutura urbana (218,7 Km²). A mesma engloba 92 municípios entre os estados da Bahia e Pernambuco e uma população residente em 2010 de 2.065.925 habitantes (NEMUS, 2016).

Na Figura 6 é possível analisar o acréscimo ou decréscimo das superfícies hídricas para as sub-bacias em intervalos de dez anos, onde o Alto (Figura 6A) e Médio São Francisco (Figura 6B)

apresentam comportamentos semelhantes de perda e ganho de superfície hídrica. O Submédio (Figura 6C) e Baixo São Francisco (Figura 6D) também apresentam o mesmo comportamento, porém com intensidades distintas.

Figura 6: Análise percentual de perda/ganho de superfícies hídricas em intervalos de 10 anos nas sub-bacias do Rio São Francisco



Fonte: Brito et al. (2019).

Considerando os resultados apresentados na Figura 6, percebe-se que, de uma forma geral, nenhuma das sub-bacias tem apresentado um aumento de suas superfícies hídricas que no caso destas bacias são majoritariamente planícies inundadas de reservatórios de abastecimento humano e de geração de energia do complexo hidroelétrico da CHESF (Companhia Hidroelétrica do São Francisco). Pode-se inferir, portanto que, a redução da superfície destes espelhos d'água somadas ao assoreamento crescente dos rios e açudes por deficiência na preservação de suas matas ciliares

são determinantes na redução dos volumes dos reservatórios. A redução destes volumes, diminui a segurança hídrica e energética das populações das zonas rurais e urbanas destas sub-bacias, sendo que, nas áreas urbanizadas estes problemas são ainda maiores por causa do crescimento urbano observado nas áreas quantificadas.

4. CONCLUSÕES

A disponibilização de um mapeamento da cobertura e uso do solo a nível nacional como o MapBiomass surge como uma ferramenta eficiente de monitoramento, permitindo expandir a capacidade de análise dos dados de mudança de uso e cobertura do solo atualmente disponível. Os resultados obtidos expressam a variabilidade da disponibilidade hídrica na Bacia do São Francisco, evidenciando o baixo regime pluviométrico registrado nos últimos anos. A crescente urbanização na bacia contribui com o aumento das demandas hídricas, principalmente nas áreas urbanizadas. Em um contexto atual da transposição do Rio São Francisco percebe-se assim, a necessidade constante de monitoramento e gestão eficiente na bacia, de forma a garantir o múltiplo uso das águas nas regiões adjacentes. A bacia do Submédio São Francisco indica ser menos sensível a esses problemas, por apresentar menor taxa de crescimento urbano.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AZEVÊDO, Andrea Carla de. (2015). *Verso e reverso das políticas públicas de água para o Semiárido Brasileiro*. Revista Política e Planejamento Regional, v. 2, n. 2, p. 373-392.
- BRITO, H. C. DE; VASCONCELOS, R. S.; BRITO, Y. M. A. DE; CARVALHO, C. C. A.; NUNES, T. H. C.; RUFINO, I. A. A. (2019). "Análise multitemporal da superfície hídrica e infraestrutura urbana na Bacia do Rio São Francisco por

- sensoriamento remoto*” in: SBRH, 23, 2019. Anais. Foz do Iguaçu: ABRHidro, 2019. p. 1-10.
- COELHO, Victor H. R.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; ALMEIDA, C. das N., LIMA, E. R. V.; NETO, A. R; MOURA, G. S. S. de. (2014). *Dynamic of land use/cover change processes in a Brazilian semiarid watershed*. Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient., Campina Grande, v. 18, n. 1, p. 64-72.
- CBHSF. Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco: Resumo Executivo [Water Resources Plan for the São Francisco River Basin: Executive Summary]. Salvador: CBHSF (Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco), 2016.
- IPCC, 2000 - Robert T. Watson, Ian R. Noble, Bert Bolin, N. H. Ravindranath, David J. Verardo and David J. Dokken (Eds.). *Land Use, Land-Use Change, and Forestry*. Cambridge University Press, UK. pp 375.
- LEITE, Antonio Celso de Sousa. Análise térmica temporal e influência urbana utilizando índices espectrais e parâmetros biofísicos por sensoriamento remoto. 2018. 114 f. Dissertação (Mestrado) urso de Programa de Pós-graduação em Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2018.
- MAPBIOMAS, 2019. Conheça o MAPBIOMAS: O Projeto e Perguntas Frequentes. Disponível em: < <http://mapbiomas.org>> Acesso em 28 abr. 2019.
- MIRANDA, Livia Izabel Bezerra de. (2017). “A Crise Hídrica e a Gestão das Águas Urbanas na Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba” in: ENANPUR, 17, 2017, São Paulo. Anais. São Paulo: Enanpur, 2017. p. 1-19.
- NAGENDRA, H.; MUNROEB, D.; SOUTHWORTH, J. (2004). *From pattern to process: landscape fragmentation and the analysis of land use/land cover change*. Agriculture Ecosystems and Environment, v.101.
- NEMUS - Gestão e Qualificação Ltda. Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (2016-2025), 2016. Disponível em: <http://cbhsaofrancisco.org.br/planoderecursos_hidricos/>. Acesso em 26 abr. 2019.
- RADHAKRISHNAN, Mohanasundar et al. (2018). *Flexible adaptation planning for water sensitive cities*. Cities, v. 78, p. 87-95.

- SALLES, Maria Clara Torquato; GRIGIO, Alfredo Marcelo; SILVA, Márcia Regina Farias da. (2013). *The urban sprawl and environmental conflict: brief description of the problem of Mossoró, RN (Brazil)*. Sociedade & Natureza, v. 25, n. 2, p. 281-290.
- SANTOS, K. A.; RUFINO, I. A. A.; BARROS FILHO, M. (2017). *Impactos da ocupação urbana na permeabilidade do solo: o caso de uma área de urbanização consolidada em Campina Grande - PB*. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 22, p. 1-10.
- SILVA, Suênio Anderson Feliciano da. (2016). *Análise multicritério espacial no gerenciamento dos recursos hídricos de Sumé - PB*. 2016. 149 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande.
- TUCCI, C.E.M. (2008). Águas urbanas. Estudos Avançados, v. 22, n. 63, p. 97-112.

ALBEDO DE SUPERFÍCIE COMO PROXY PARA REMOÇÃO DA COBERTURA DO SOLO EM FLORESTAS SAZONALMENTE SECAS: EVIDÊNCIAS DA CAATINGA¹

*John Cunha
Rodolfo Nóbrega
Iana Rufino
Stefan Erasmí
Carlos Galvão
Fernanda Valente*

1. INTRODUÇÃO

A identificação da alteração da cobertura do solo impulsionada pela ação humana é um dos principais desafios ao estudar florestas sazonalmente secas (Yang et al., 2016; Wessels et al., 2007), pois é difícil diferenciar áreas florestais de áreas não florestais (Mayes et al., 2015). Nessas áreas, o verde da vegetação está fortemente relacionado às médias anuais de precipitação, bem como à variabilidade espacial e mudanças do período da estação chuvosa em um ano (Hein et al., 2011). Este efeito da variabilidade climática temporal e espacial muitas vezes mascara as ações humanas em florestas sazonalmente secas, especialmente após longos períodos de seca (Zhang et al., 2014), porque a vegetação seca sustenta um nível extremamente baixo de material fotossintético

¹ Uma versão completa deste trabalho encontra-se originalmente publicada na Revista Remote Sensing of Environment e sua forma preferencial de publicação é: Cunha, J., Nóbrega, R., Rufino, I., Erasmí, S., Galvão, C., Valente, F., 2019. Surface albedo as a proxy for land-cover clearing in seasonally dry forests: evidence from the Brazilian Caatinga. Remote Sens. Environ. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111250>.

(Jacques et al., 2014), que geralmente é usado como um indicador de mudanças na cobertura do solo das florestas (Eckert et al., 2015; Tucker 1979; Xu et al., 2014). No entanto, mesmo nessas circunstâncias, as florestas perdem uma proporção muito grande da biomassa acima do solo quando são desmatadas (IPCC, 2000). A identificação de mudanças na biomassa da floresta terrestre em uma base anual é um pré-requisito para melhorar as estimativas de fontes e trocas de água, energia e carbono terrestre (Le Toan et al., 2011; Steyaert e Knox , 2008). Tal avaliação é possível com a análise de séries temporais, que é um método amplamente aceito para identificar o desmatamento da vegetação (Gómez et al., 2016; Song et al., 2014).

A detecção de LCC (do inglês: *Land Cover Changes*) em florestas sazonalmente secas a partir de índices de vegetação com base em imagens da região do visível (VIS) e do infra-vermelho próximo (NIR), como EVI (*Enhanced Vegetation Index*) e NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*), é limitada devido às dificuldades em distinguir a vegetação caducifólia do solo subjacente durante o período seco (Daughtry, 2001; Jacques et al., 2014; Mayes et al., 2015; Nagler et al., 2000; Xu et al., 2014). Zhao et al. (2018) destacam que, embora os índices de vegetação sejam rotineiramente usados para monitorar os atributos e funções do ecossistema, como cobertura vegetal e produtividade primária, o albedo de superfície medido por sensoriamento remoto (*Surface Albedo - SA*) pode ser usado para avaliar o estado do ecossistema em terras áridas. SA é mais sensível a mudanças na biomassa (Rodríguez-Caballero et al., 2015); ele foi usado para monitorar as alterações nos ecossistemas áridos, e é positivamente correlacionada com solos expostos, que são o resultado do processo de LCC (Yu et al, 2017). SA também é relatado como sensível a variações fenológicas sazonais (Samain et al., 2008; Wang et al., 2017), que são causadas principalmente pela variabilidade climática em florestas secas.

Diferentes abordagens estatísticas baseadas em dados de satélite têm sido usadas para distinguir os efeitos da variabilidade climática na vegetação de ações antrópicas na cobertura do solo em florestas sazonalmente secas (Anyamba et al., 2014; DeVries et al., 2015; Evans e Geerken, 2004; Higginbottom e Symeonakis, 2014; Ibrahim et al., 2015; Karlson e Ostwald, 2016; Leroux et al., 2017; Verbesselt et al., 2016). Na maioria desses estudos, as mudanças no ambiente são identificadas usando métodos de análise de tendências que removem o ciclo sazonal dentro da série temporal.

A hipótese analisada neste estudo é que o SA é um melhor indicador para detecção de LCC em florestas sazonalmente secas, como a Caatinga, do que outros índices de vegetação, aqui representados por EVI e NDVI. Embora o SA seja conhecido por mostrar respostas diferentes entre superfícies de solo com vegetação e nua, seu uso para identificar LCC em florestas secas tem sido pouco documentado. Essa lacuna científica é atribuída à falta de conjuntos de dados globais de séries temporais que fornecem dados multiespectrais e o desenvolvimento recentes em métodos de detecção de tendências que traduzem o conceito de LCC abrupto. Neste estudo, isso é tratado usando uma série temporal mensal Landsat de 31 anos aplicada ao componente de mudança estrutural do método TSS-RESTREND em uma área de Caatinga que está sob um processo de LCC fragmentado multidecadal.

2. ÁREA DE ESTUDO E AQUISIÇÃO DOS DADOS

2.1. Área de estudo

A área de estudo está localizada na Caatinga brasileira, uma floresta seca tropical sazonalmente localizada no nordeste do Brasil (Fig. 1A) e faz parte da ecorregião Meridional Depressão Sertaneja da Caatinga, que é a maior das oito ecorregiões da Caatinga,

ocupando 45% de toda a Caatinga e considerada a distribuição fito-geográfica mais típica da Caatinga (Andrade-Lima, 1981; Velloso et al., 2001; Moro et al., 2016). Mais especificamente, a área de estudo ocupa uma região da Caatinga conhecida como *Cariris Velhos* e foi selecionada e utilizada durante décadas para estudos de hidrologia e conservação do solo devido à sua representatividade do clima, solo, geologia, vegetação e topografia para a região semiárida/Caatinga brasileira (Cadier, 1996; Nouvelot, 1974; Padilha et al., 2016). Essa região também está incluída em um dos núcleos de desertificação da Caatinga, o que enfatiza a aplicação e a necessidade de estudo deste tipo (Perez-Marin et al., 2012). Nesta região, as principais atividades econômicas são a pecuária e a agricultura de subsistência (Belchior et al., 2017), levando a um LCC substancial (Fig. 1B e C). O clima é semiárido quente (*BSh*, classificação de Köppen) (Alvares et al., 2013), com apenas duas estações distintas: a muito quente chuvosa (de fevereiro a maio) e a quente e seca (de junho a janeiro). A precipitação média anual nesta região é de aproximadamente 550 mm, com alta variabilidade interanual (coeficiente de variação de aproximadamente 30%) e uma temperatura média anual de 23° C (Código da estação: 82792, INMET, 2018).

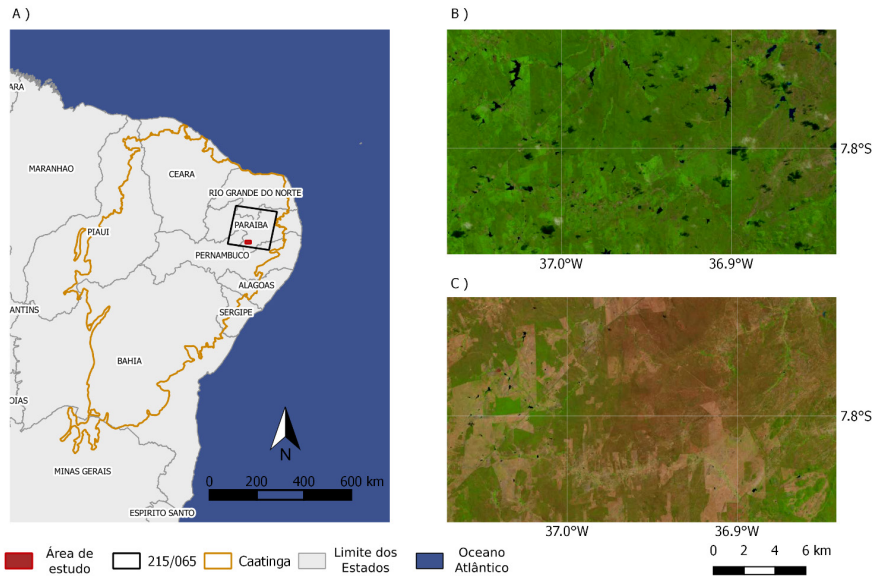
2.2. Aquisição dos dados

2.2.1. Reflectância de superfície e índices espectrais Landsat

Identificou-se 670 imagens Landsat disponíveis entre 1985 e 2015 que cobrem a área de estudo (390 do sensor TM, 233 do ETM+ e 47 do OLI). Para análise, usou-se a Avaliação da Qualidade da Reflectância de Superfície Landsat (banda pixel_qa) para considerar apenas pixels claros (valores 66 e 130 para Landsat 5 e 7, ou 322 e 386 para Landsat 8, USGS, 2018 a, b). A identificação de LCC foi obtida usando séries temporais de NDVI (Tucker, 1979), EVI (Huete et al., 1997, 2002) e albedo de superfície (SA) (Shuai et al., 2014;

Wang et al., 2016). Os maiores valores dos índices de vegetação são encontrados em áreas com vegetação, enquanto os menores valores ocorrem em áreas de solo descoberto (Mariano et al., 2018; Rodríguez-Caballero et al., 2015; Zhao et al. 2018).

Figura 1: (A) Localização da Caatinga, Landsat cena 215/065 (caminho / linha) e área de estudo (Xmin: 37.07°W; Xmax: 36.84°W; Ymin: 7.86°S; Ymax: 7.74°S, WGS 84); (B) Landsat 5 compósito cor falso (RGB para bandas 4, 3 e 2) em 17/06 / 1984; (C) Landsat 8 compósito cor falso (RGB para bandas 5, 4 e 3) da mesma área de (B) em 05/06/2015, que apresentam diferenças de cobertura do solo entre os primeiros e últimos anos do período de estudo.



Fonte: Adaptado de Cunha et al., (2019)

Como o SA tem comportamento inverso dos índices de vegetação, utilizamos seu complemento a um ($1 - SA$) nas simulações, garantindo assim um padrão de respostas ao LCC que corresponde ao dos índices de vegetação EVI e NDVI. Neste estudo, usou-se a mediana para reduzir as séries temporais iniciais (SA, EVI e NDVI) para imagens

compostas mensais. Os valores ausentes foram preenchidos por interpolação linear. Além disso, um filtro linear de *Savitzky-Golay* foi aplicado (Cao et al., 2018; Chen et al., 2004; Savitzky e Golay, 1964), com uma janela de suavização de meia largura de cinco meses, a fim de reduzir o ruído causado por variabilidade atmosférica.

2.2.2. Precipitação

Os dados de precipitação utilizados neste trabalho foram obtidos do conjunto de *dados InfraRed Precipitation with Stations* (CHIRPS) do grupo Climate Hazards (Funk et al., 2015; Katsanos et al., 2016). CHIRPS é um produto de precipitação de resolução espacial quase global (grade de 0,05°) desenvolvido para monitorar mudanças ambientais (Funk et al., 2015), que exibiu correlações variando de 0,87 a 0,93 com observações de pluviômetro na Caatinga (Paredes-Trejo et al., 2017). Foram utilizados nesse estudo os dados de precipitação mensal de outubro de 1983 a dezembro de 2015.

3. MÉTODOS

3.1. O método TSS-RESTREND: análise de tendências temporais e espaciais

O método TSS-RESTREND proposto por Burrell et al. (2017), combina a técnica RESTREND (Evans e Geerken, 2004) e a metodologia BFAST (Verbesselt et al., 2012, 2010), permitindo uma detecção melhor e mais precisa das mudanças estruturais nos ecossistemas. Antes da aplicação da análise de tendência, é frequentemente necessário remover a influência de fatores aleatórios exógenos (por exemplo, chuva, temperatura) que, além de tempo e espaço, tem um efeito considerável na variável de resposta. O processo de remoção, seja por métodos paramétricos (por exemplo, regressão) ou não paramétricos (por exemplo, LOWESS), reduz a variabilidade da variável estudada e aumenta o poder de detectar mudanças nela (Helsel e Hirsch, 2002;

Schertz et al., 1991). No sensoriamento remoto, um procedimento semelhante foi aplicado para a análise da cobertura do solo.

O método RESTREND analisa as tendências temporais na relação de precipitação da vegetação (VPR) residuais de uma regressão linear do NDVI na precipitação acumulada ao longo de um período de tempo (Evans e Geerken, 2004). Em Burrell et al. (2017), o VPR é obtido para dois conjuntos de informações: série temporal NDVI completa (CTS-NDVI) e NDVI máximo anual. Em ambos os casos, a regressão linear usa a Precipitação ótima acumulada (OPA) calculada por pixel por um algoritmo de busca exaustivo, que combina diferentes períodos de acumulação e tempos de latência. Em nosso estudo, o OPA usa os dados de precipitação CHIRPS para períodos de acumulação de 1–12 meses e tempos de defasagem de 0–3 meses, resultando em um aumento de 15 meses no início da série de precipitação. O VPR ótimo é estabelecido encontrando os coeficientes de correlação mais altos entre OPA e CTS-NDVI e entre OPA e NDVI máximo anual. O componente de detecção de mudança estrutural (ponto de interrupção) do método TSS-RESTREND foi aplicado usando o pacote TSS.RESTREND (Burrell et al., 2017; <https://cran.R-project.org/package=TSS.RESTREND>) para o ambiente de software R (R Core Team, 2017).

3.2. Metodologia de Verificação

O desempenho do método TSS-RESTREND foi avaliado em nível temporal e espacial. Para cada um dos índices espectrais e pixel selecionados, o ano do ponto de interrupção mais significativo foi registrado e comparado com o ano LCC real para avaliar o desempenho de SA, EVI e NDVI. O ano real (verdadeiro) do LCC foi determinado pela análise visual das imagens RapidEye de 2015, que estão disponíveis gratuitamente para uso acadêmico por meio do Ministério do Meio Ambiente do Brasil (<http://geocatalogo.mma.gov.br/>), imagens Landsat (composição de cor falsa) e dados de satélite do Google Earth Pro (<https://earth.google.com/>).

O conjunto de dados de validação usado neste trabalho foi construído usando um procedimento de duas etapas. Em primeiro lugar, um levantamento visual detalhado de imagens RapidEye recentes (2015) permitiu a identificação de várias áreas-alvo onde a cobertura original do solo foi alterada pela remoção completa da vegetação (limpeza da cobertura do solo). Em seguida, as imagens do Landsat e do Google Earth Pro foram examinadas para determinar o ano exato do LCC. Ambos os produtos forneceram pelo menos uma imagem composta sem nuvens por ano para o período de estudo e área na altitude de visualização de 20 km. Além disso, vários locais que não tiveram impacto humano visível e que mantiveram sua cobertura vegetal original foram escolhidos como pixels de validação. Em outubro de 2017, visitas de campo à área de estudo foram realizadas para confirmar o status da cobertura do solo.

Três tipos diferentes de áreas foram incluídos no conjunto de dados de validação (Figura 2):

- A) 45 áreas-alvo de 120 m de buffer cada (ca. 80 pixels), 31 exibem LCC no período 1985-2015, 14 mostram uma vegetação natural preservada;
- B) uma pequena região de 4,5 km² que passou por um processo de limpeza da cobertura do solo no espaço-tempo bem delimitado durante o período de 2003–2012, doravante denominado “Subconjunto I”;
- C) uma região de 42 km² que passou por um processo de LCC durante 1985-2015, doravante denominado “Subconjunto II”

Para cada uma das 45 áreas-alvo selecionadas, a mediana da área de cada índice espectral foi calculada e o TSS-RESTREND foi aplicado à nova série de tempo gerada. Dos seus dados de saída, apenas foram mantidos os resultados da componente de detecção de alterações estruturais, nomeadamente o número de breakpoints e a estimativa e intervalo de confiança da data para cada breakpoint

detectado (doravante referido como ano LCC estimado). Com base na teoria estatística proposta por Bai (1997), a análise de breakepoints implementada no módulo BFAST (Verbesselt et al., 2010, Zeileis et al., 2002) calcula intervalos de confiança para a data do ponto de mudança com suposições menos restritivas do que aquelas exigido pelos métodos paramétricos usuais (ou seja, erros normais independentes e homogêneos). Devido a essas características, esses intervalos foram utilizados na validação de nossos resultados.

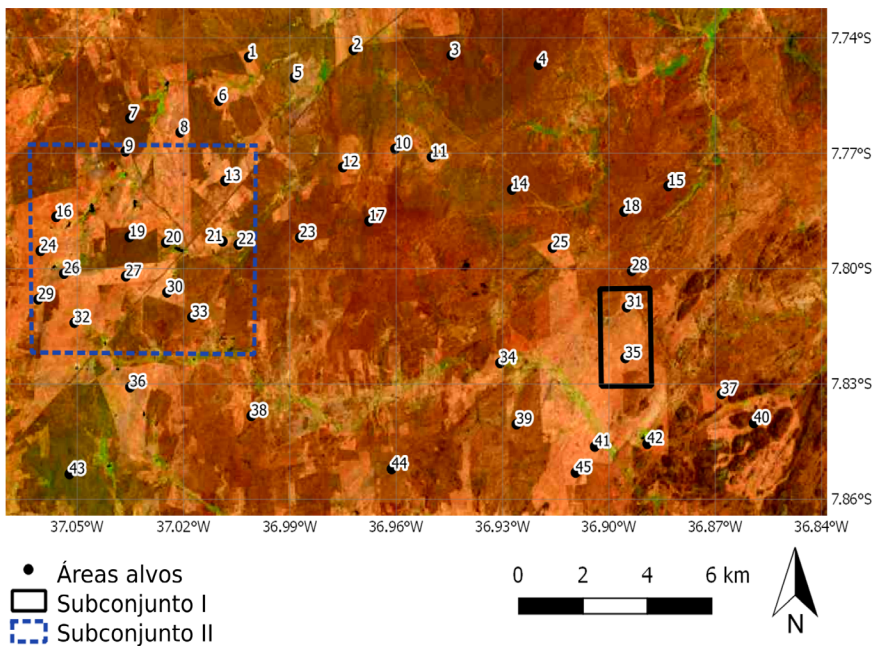
A saída do método TSS-RESTREND foi comparada com o ano real do LCC. A precisão de todos os índices foi calculada como a razão entre o número de áreas-alvo que tiveram seu LCC (ou a falta dele) estimado corretamente e o número total de áreas-alvo. Outras métricas relacionadas à falta de capacidade de detecção do LCC quando ele realmente ocorreu e vice-versa também foram avaliadas. Essas métricas foram divididas nas seguintes categorias:

- A) *detectado verdadeiro*, quando o ano LCC real estava contido no intervalo de confiança de 95% do ano LCC estimado, ou quando LCC não foi detectado e um processo LCC real não ocorreu;
- B) *tempo errado*, quando o ano LCC real não se situou no intervalo de confiança de 95% do ano LCC estimado;
- C) *falso negativo*, quando o LCC não foi detectado, mas realmente ocorreu, e;
- D) *falso positivo*, quando o LCC foi detectado, mas não ocorreu.

O Subconjunto I ilustra o processo de fragmentação do desmatamento e a capacidade da metodologia proposta para identificar essas mudanças sequenciais (Fig. 2). Dentro desta área, pixels exibindo desmatamento no mesmo ano foram englobados no mesmo fragmento. Além disso, a mediana foi calculada para o ano LCC estimado de todos os pixels em cada fragmento, fornecendo uma comparação quantitativa com o ano LCC real. A mediana, e não

a média, foi usada como medida de resumo por ser uma estatística robusta de tendência central, não influenciada por valores extremos (outliers). Além disso, o coeficiente de correlação de classificação de Kendall (τ) entre a mediana do ano LCC estimado e o ano de desmatamento real para os nove fragmentos também foi calculado e sua significância estatística testada. O subconjunto II foi usado em uma análise visual entre as datas de ponto de interrupção estimadas detectadas por séries temporais SA e imagens Landsat (composição falsa cor) em intervalos de 5 anos.

Figura 2: Localização dos locais de validação na área de estudo: 45 áreas-alvo (numeradas, 31 áreas-alvo onde um LCC realmente ocorreu e 14 áreas com vegetação natural preservada), o Subconjunto I que teve um processo de limpeza da cobertura do solo sequencial durante 2003–2012 e a área de validação do Subconjunto II.



Fonte: Composto de cores falsas Landsat 8 (RGB para bandas 5, 4 e 3).

Fonte: Adaptado de Cunha et al., (2019)

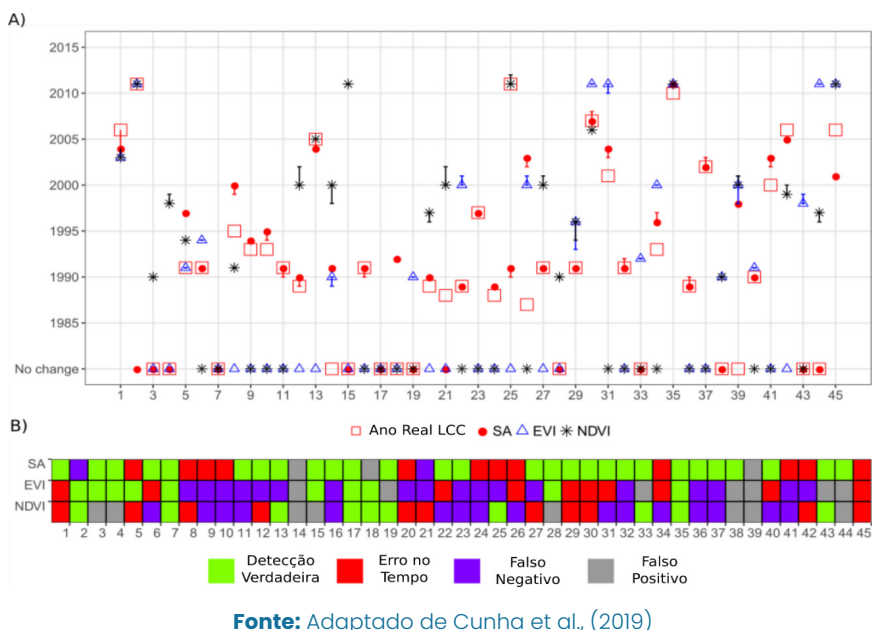
4. RESULTADOS

O SA apresentou o melhor desempenho na detecção de LCC em uma escala anual e teve em média o intervalo de confiança de 95% mais estreito para a data do ponto de interrupção quando comparado ao de EVI e NDVI (Figura 3, Tabela 1). O SA detectou 89% do LCC (sendo a soma do verdadeiro detectado e do tempo incorreto), enquanto o EVI e o NDVI detectaram apenas 44% e 46%, respectivamente (Tabela 1). O baixo desempenho de EVI e NDVI é refletido pelo grande número de falsos negativos, representando 36–40%, enquanto os falsos negativos foram de apenas 4% para SA. O total de falsos positivos representou mais de 15% para EVI e NDVI e 7% para SA.

Tabela 1: Número de áreas-alvo de validação nas diferentes categorias (e porcentagem do total) de acordo com os resultados do método TSS-RESTREND aplicado com os três índices espectrais (Figura 3), amplitude média do intervalo de confiança e número médio de breakpoint detectado.

Índice	Detecção verdadeira	Erro no Tempo	Falso positivo	Falso negativo	Amplitude média do intervalo de confiança de 95% (em meses)	Número médio de pontos de interrupção detectados
SA	28 (62%)	12 (27%)	3 (7%)	2 (4%)	8,7	2,8
EVI	10 (22%)	10 (22%)	7 (16%)	18 (40%)	10,9	3,5
NDVI	10 (22%)	11 (24%)	8 (18%)	16 (36%)	11,6	4,0

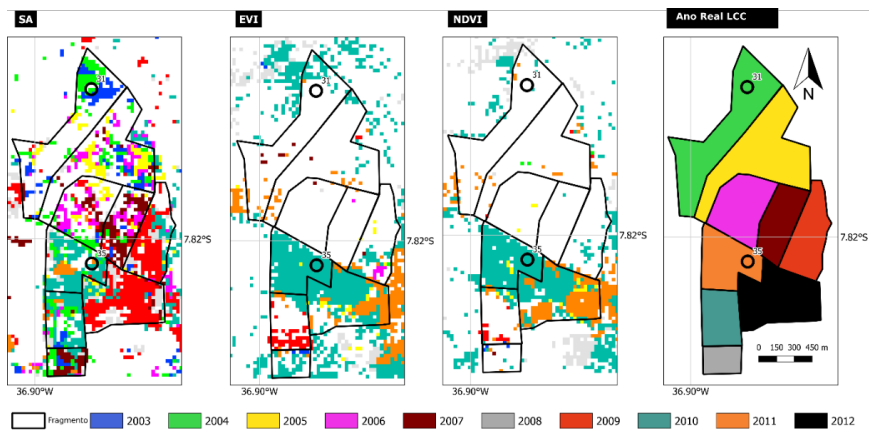
Figura 3: Ano estimado e real do desmatamento para SA, EVI e NDVI para as 45 áreas-alvo: A) Descrição e B) Resumo.



O subconjunto I é uma região com LCC entre 2001 e 2012 (destacado na Figura 2 no interior do polígono preto) e foi usado para analisar os resultados em mais detalhes (Figura 4). Esta região contém duas áreas-alvo, que exibem desempenhos contrastantes: o LCC na área-alvo 31 foi detectado apenas pelo SA, enquanto o LCC para a área-alvo 35 foi detectado corretamente por todos os três índices (Figura 3). No interior do polígono, as principais mudanças na cobertura do solo ocorreram entre 2003 e 2012, que é mostrado por nove manchas. Cada *patch* é identificado pelo ano LCC real que é dominante entre seus pixels. A análise desses *patches* revelou que, quando EVI e NDVI foram usados, um número substancial de pixels (às vezes > 40%) foi categorizado como falso negativo (Fig. 5A). Esta situação foi particularmente relevante nos *patches* onde o LCC ocorreu em 2003, 2004, 2008 e 2010 (Figura 4 e 5A).

Em contraste, os resultados obtidos com SA mostraram que os pixels falsos negativos foram inferiores a 10% para todos os patches (Figura 5A) e exibiram uma melhor precisão geral na identificação do ano LCC real (Figura 5B). Na verdade, para os nove patches, a mediana do ano LCC estimado por SA foi mais próxima do ano LCC real do que aqueles obtidos com EVI e NDVI (Figura 5B). Isso também foi confirmado pelo coeficiente de correlação de Kendall (τ) entre os anos reais e estimados de LCC: SA teve o maior valor ($\tau = 0,86$) com a maior significância ($p < 0,01$).

Figura 4: Polígono com patches seleccionados mostrando os (a) anos de ponto de interrupção detectados de LCC para SA, EVI e NDVI, e (b) ano LCC real.

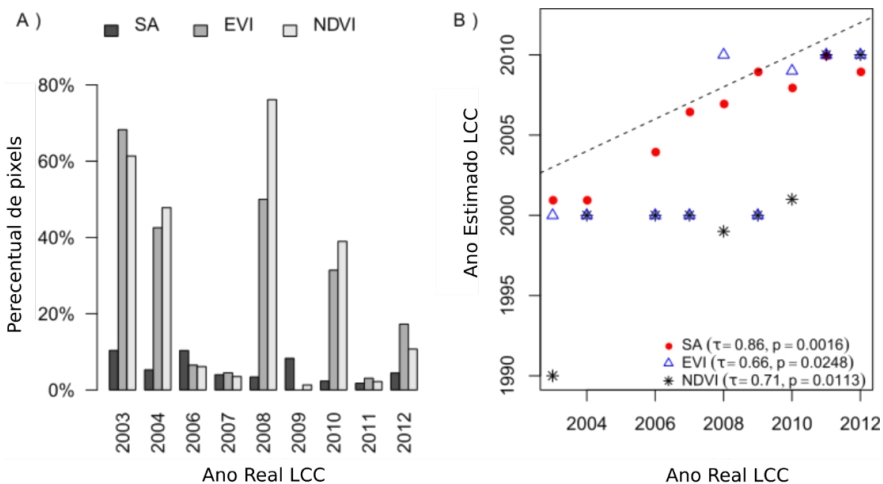


Fonte: Adaptado de Cunha et al., (2019)

O melhor desempenho de EVI e NDVI foi observado para as manchas onde a derrubada da vegetação ocorreu em 2011 e 2012 (Figuras 4 e 5). No entanto, para os outros anos e para um grande número de pixels, o ano LCC estimado foi próximo aos anos de uma seca severa (1993 e 2000). Os primeiros anos de interrupção detectados são os anos de seca de 1990 e 2000 e o período em torno de 2010

(Figura 5B). Embora haja uma maior dispersão dos resultados do SA do que os do EVI e NDVI, a mediana do ano de variação detectada está mais próxima da data observada no índice anterior. Além disso, enquanto o polígono de validação dificilmente é identificado na varredura de saída desses dois índices de vegetação, ele está bastante bem definido na varredura SA (Figura 4). Esse resultado é consequência do desempenho bastante diferente do método TSS-RESTREND para detectar LCC quando aplicado às séries temporais dos três índices.

Figura 5: Ano da mudança observada de desmatamento das diferentes manchas em comparação com os resultados obtidos com o método TSS-RESTREND para o SA, NDVI e EVI: A) porcentagem do número total de pixels em cada mancha em que o método a saída foi classificada como falso negativo; B) mediana dos pontos de interrupção detectados em cada um dos nove patches para todos os pixels onde o LCC foi detectado. A linha pontilhada é a linha 1:1 e τ é o coeficiente de correlação de classificação de Kendall.

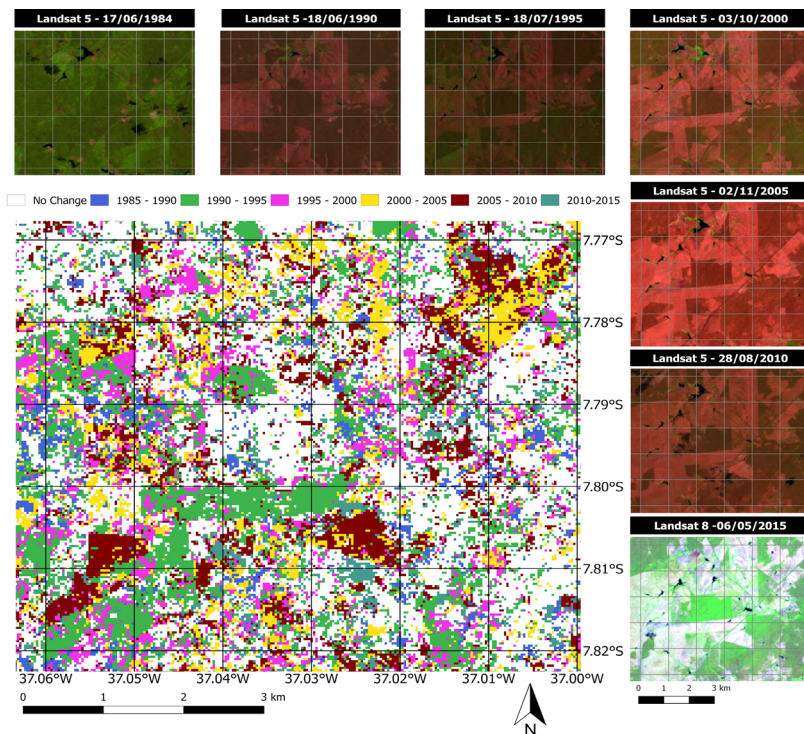


Fonte: Adaptado de Cunha et al., (2019).

A comparação visual do raster de ponto de interrupção para o subconjunto II com o composto de cor falsa de imagens Landsat mostra que o SA tem alguma dificuldade em identificar o ano correto de retirada

brusca da cobertura vegetal (*clearing*) quando ocorre durante os anos inicial e final da série temporal (1985-1990 e 2010-2015, Figura 6). Por outro lado, SA teve um bom desempenho para as pequenas áreas de vegetação que permaneceram inalteradas durante o período de estudo (por exemplo, a região onde a área alvo 19 está localizada), enquanto que com EVI e NDVI menor precisão pode ser interpretada como um efeito de clima adverso período ou degradação na vegetação. Embora essa capacidade do NDVI e EVI possa ser útil para detectar mudanças intra-anuais e tendências de degradação da vegetação, avaliamos apenas a habilidade desses índices para detectar LCC.

Figura 6: Ano LCC estimado pelo método TSS-RESTREND aplicado à série temporal SA para o Subconjunto II destacado na Fig. 3. Fonte das imagens: Landsat 5 (RGB para 4, 3 e 2) e Landsat 8 (RGB para 5, 4 e 3) composto de cor falsa.



Fonte: Adaptado de Cunha et al., (2019)

5. DISCUSSÃO

Esse estudo sugere que nas florestas sazonalmente secas, especialmente na Caatinga brasileira, nem EVI nem NDVI são índices espectrais confiáveis para identificar LCC devido às dificuldades em distinguir a vegetação caducifólia do solo subjacente por índices que usam o domínio VIS-NIR (Jacques et al., 2014; Mayes et al., 2015) durante o período de seca. Apesar da ampla aceitação do uso de EVI (Dutrieux et al., 2015) e NDVI (Leroux et al., 2017) para distinguir os efeitos da variabilidade climática de ações antrópicas nas mudanças na cobertura do solo, esses índices exibiram um baixo desempenho na detecção de temporização correta do LCC, conforme sugerido pelo método TSS-RESTREND. Além disso, para EVI e NDVI um alto número de falsos negativos (cf. Tabela 1, Figs. 4 e 5A), e a correspondência entre os anos LCC reais e estimados foram inferiores a 25%, o que está longe de ser um padrão aceitável para detectar mudanças na cobertura do solo (Aguirre-Gutiérrez et al., 2012; Mas, 1999).

A variabilidade climática tem uma forte influência no EVI e NDVI em florestas sazonalmente secas (Guan et al 2015; Walker et al, 2015). Apesar do método TSS-RESTREND fornecer uma abordagem para remover o efeito da sazonalidade da precipitação dos índices, esses índices de vegetação ainda mostram um efeito devido a longos períodos de seca. Os anos com as secas mais severas na série temporal foram 1990, 1993, 1998 e 2012. Quando o LCC ocorreu próximo a esses anos, EVI e NDVI exibiram uma boa eficiência circunstancial na identificação de LCC, que era o caso em 1990 e, especialmente, 2012.

SA exibiu uma maior sensibilidade a mudanças envolvendo características diferentes do verdor das folhas porque este índice cobre outras bandas (SWIR 1 e SWIR 2) do espectro eletromagnético (Lui et al., 2017; Zhao et al., 2018), que não são usadas por índices

com as bandas VIS-NIR. Quando um sistema solo-planta-atmosfera é alterado por uma ação de desmatamento, a biomassa lenhosa sem folhas, que representa 95% da biomassa aérea da Caatinga (Silva e Sampaio, 2008), é removida e conseqüentemente causa a exposição total do solo aos efeitos do microclima, principalmente radiação, que pode ser detectada pelo SA. Essa resposta do SA devido ao LCC se manifesta independente do status foliar na Caatinga. Quando a vegetação desfolhada da Caatinga é derrubada, a Caatinga ainda perde sua estrutura arbustiva intersazonal, o que causa diminuições abruptas e importantes na rugosidade da superfície. Como consequência do LCC, a atenuação de luz, representada pelo coeficiente de extinção de luz e conhecida por ser substancial para arbustos decíduos (Aubin et al., 2000; Domingo et al., 2000), é drasticamente diminuída. Por outro lado, não foi possível identificar nenhum padrão para o baixo desempenho na detecção de LCC para EVI e NDVI além do clima. Para esses dois índices, o ano LCC estimado é frequentemente confinado a um momento próximo a períodos muito secos. Por exemplo, 1990 foi o primeiro ano com condições de seca severa em nossa série temporal, e foi o ano LCC estimado por EVI ou NDVI para os pontos alvo 3, 14, 19, 28 e 38, embora nenhum LCC realmente tenha ocorrido nessas áreas.

Uma vez que a umidade do solo tem uma grande influência no SA, os sinais espectrais de solo seco e úmido nu de qualquer local podem ser significativamente diferentes (He et al., 2014; Matthias et al., 2000). Portanto, a variação dos valores de SA deve ser interpretada com cuidado ao abordar a análise de LCC. Como na maior parte da região da Caatinga, os solos da área de estudo utilizada nesse estudo são rasos e apresentam baixa capacidade de armazenamento de água (Medeiros et al., 2018). Quando a cobertura do solo é eliminada, o armazenamento da zona de raiz é reduzido e, como resultado, o SA aumenta. Porém, em solos com maior profundidade e capacidade de retenção de água, o SA pode

apresentar desempenho inferior como indicador de LCC. Índices espectrais que usam as bandas NIR e SWIR também mostram uma melhor capacidade de detectar a fenologia vegetal do que NDVI e EVI (Jin et al., 2013) por serem mais sensíveis ao conteúdo de água da vegetação e do solo (Rodríguez-Caballero et al., 2015, Zhao et al., 2018). A banda espectral SWIR fornece uma maneira robusta de estimar a extensão do solo descoberto e da cobertura vegetal em regiões áridas e semiáridas (Asner e Lobell, 2000). Índices que usam o domínio SWIR, como o Índice de Tillate do Solo (STI) e Tasseled Cap Wetness (TCW), mostraram bom desempenho para identificar a variância de massas secas no Sahel (Jacques et al., 2014) e processos LCC no sul Etiópia (DeVries et al., 2015). Percebeu-se que a umidade do solo foi a causa dos erros na detecção do ano LCC real ao usar SA para as áreas-alvo 25 e 26. Uma parte substancial dessas duas áreas é coberta por leitos de riachos efêmeros. Apesar de não apresentar água superficial na maior parte dos anos, os leitos dos riachos são conhecidos por atuarem como pequenos aquíferos, armazenando água nos depósitos aluviais e aumentando a umidade do solo ao longo dos canais dos riachos (Fontes Junior e Montenegro, 2017).

O SA exibiu um alto desempenho na detecção de LCC (61%) ou a falta dele (79%), totalizando uma precisão geral de 89% para todas as 45 áreas-alvo. Para as áreas-alvo onde o LCC foi detectado, 39% deles estavam errados no tempo e apenas 6% eram falsos negativos. Atribui-se a imprecisão na identificação do ano real do LCC a alguns efeitos adversos da resposta do ecossistema ao LCC no SA. Após a remoção da vegetação, o ecossistema vegetal remanescente, ou seja, raízes subterrâneas e solo, precisa de algum tempo para se adaptar às novas condições (Saco et al., 2018), o que pode causar uma perda gradual do armazenamento da zona radicular (D'Odorico et al., 2013), e, conseqüentemente, um atraso na resposta do SA de solo descoberto completo, o que por sua vez causará um erro de tempo para o ano LCC estimado que é posterior ao real. Outro aspecto a

considerar é que algumas atividades de LCC na Caatinga ocorrem em escalas muito pequenas (por exemplo, atividades em fazendas individuais) e podem se sobrepor dois anos consecutivos até que a perturbação na SA do alvo exceda um limite que será qualificado como um ponto de interrupção em a análise de séries temporais (Pinheiro et al., 2013). Acredita-se que as áreas alvo 9, 10, 20 e 24 exibem um atraso de 1 ano para a detecção do ano LCC real. Essas quatro áreas estão localizadas no quadrante superior esquerdo na Figura 2, e seu LCC ocorreu entre 1988 e 1993, que foi um período em que essa área estava densamente vegetada e sua cobertura do solo foi limpa após um processo de LCC altamente fragmentado (ver Figura 6). Se esse atraso de 1 ano for adicionado ao intervalo de confiança dos anos LCC estimados, a taxa da taxa de erro de tempo é reduzida de 39 para 26%. Isso é uma diminuição de 40% nas estimativas erradas de tempo, enquanto a mesma tolerância de atraso de 1 (um) ano reduz apenas 20% e 9% das estimativas LCC erradas de tempo de EVI e NDVI, respectivamente.

6. CONCLUSÃO

A resolução espacial e as séries de longo prazo das imagens Landsat permitiram uma avaliação sistemática de alvos alterados na superfície do solo, dispostos em um padrão complexo e fragmentado característico do LCC antropogênico em Florestas Sazonais Tropicais Secas. O TSS-RESTREND apresentou desempenho satisfatório no uso de dados de satélite de longo prazo para identificação de LCC na Caatinga. O conceito deste método é compatível com a realidade da dinâmica da cobertura do solo nesta floresta sazonalmente seca, uma vez que a seleção do ponto de quebra mais significativo desvela o LCC sem posterior restabelecimento da vegetação. Encontrou-se alguma imprecisão no método para identificar LCC com um falso

negativo nos primeiros e últimos anos da série temporal (ou seja, 1985-1990 e 2010-2015).

O menor desempenho dos índices EVI e NDVI na detecção de LCC na Caatinga é explicado por sua alta sensibilidade às variações da cobertura foliar em função de condições sazonais ou de seca extrema. Por outro lado o SA exibiu uma maior sensibilidade na detecção de mudanças. As mudanças na cobertura do solo afetam todo o sistema solo-planta-atmosfera, como remoção de biomassa e alterações nas propriedades do solo, bem como no microclima, devido à exposição direta à radiação, precipitação e vento. Com base nessas mudanças, os estudos não devem se basear apenas nos índices de vegetação, mas também buscar outras faixas espectrais que representem melhor as características peculiares de ecossistemas específicos.

7. REFERÊNCIAS

- Aguirre-Gutiérrez, J., Seijmonsbergen, A.C., Duivenvoorden, J.F., 2012. Optimizing land cover classification accuracy for change detection, a combined pixel-based and object-based approach in a mountainous area in Mexico. *Appl. Geogr.* 34, 29–37. doi:10.1016/j.apgeog.2011.10.010
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., De Moraes Gonçalves, J.L., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol. Zeitschrift* 22, 711–728. doi:10.1127/0941-2948/2013/0507
- Andrade-Lima, D. (1981). The caatinga dominium. *Revista brasileira de Botânica*, 4, 149-163.
- Anyamba, A., Small, J.L., Tucker, C.J., Pak, E.W., 2014. Thirty-two Years of Sahelian Zone Growing Season Non-Stationary NDVI3g Patterns. *Remote Sens.* 6, 3101–3122. doi:10.3390/rs6043101
- Araújo, E.L., Castro, C.C., Albuquerque, U.P., 2007. Dynamics of Brazilian Caatinga – A Review Concerning the Plants, Environment and People. *Funct. Ecosyst. Communities* 1, 15–28.

- Araújo, V.F.P., Bandeira, a G., Vasconcellos, a, 2010. Abundance and stratification of soil macroarthropods in a Caatinga Forest in Northeast Brazil. *Braz. J. Biol.* 70, 737–46. doi:10.1590/S1519-69842010000400006
- Asner, G. P., & Lobell, D. B. (2000). A Biogeophysical Approach for Automated SWIR Unmixing of Soils and Vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 74(1), 99–112. doi:10.1016/s0034-4257(00)00126-7
- Bai, J., 1997. Estimation of a Change Point in Multiple Regression Models. *Rev. Econ. Stat.* 79, 551–563. doi:10.1162/003465397557132
- Begueria, S., Latorre, B., Reig, F., Vicente-Serrano, S.M. 2017. Global SPEI database. <http://spei.csic.es/database.html>. Access in 11 January 2017.
- Belchior, M., Tai, D.W., Held, F.C. Von, 2017. Indicadores IBGE. Inst. Bras. Geogr. E Estatística - Ibge 6.
- Burrell, A.L., Evans, J.P., Liu, Y., 2017. Detecting dryland degradation using Time Series Segmentation and Residual Trend analysis (TSS-RESTREND). *Remote Sens. Environ.* doi:10.1016/j.rse.2017.05.018
- Burrell, A.L., Evans, J.P., Liu, Y., 2018. The impact of dataset selection on land degradation assessment. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* 146, 22–37. doi: 10.1016/j.isprsjprs.2018.08.017
- Cadier, E. (1996). Small watershed hydrology in semi-arid north-eastern Brazil: basin typology and transposition of annual runoff data. *Journal of Hydrology*, 182(1–4), 117–141. doi: 10.1016/0022-1694(95)02933-8
- Cao, R., Chen, Y., Shen, M., Chen, J., Zhou, J., Wang, C., & Yang, W. (2018). A simple method to improve the quality of NDVI time-series data by integrating spatiotemporal information with the Savitzky-Golay filter. *Remote Sensing of Environment*, 217, 244–257. doi:10.1016/j.rse.2018.08.022
- Chen, J., Jönsson, P., Tamura, M., Gu, Z., Matsushita, B., Eklundh, L., 2004. A simple method for reconstructing a high-quality NDVI time-series data set based on the Savitzky-Golay filter. *Remote Sens. Environ.* 91, 332–344. doi:10.1016/j.rse.2004.03.014
- D’Odorico, P., Bhattachan, A., Davis, K.F., Ravi, S., Runyan, C.W., 2013. Global desertification: Drivers and feedbacks. *Adv. Water Resour.* 51, 326–344. doi:10.1016/j.advwatres.2012.01.013

- Daughtry, C.S.T., 2001. Discriminating Crop Residues from Soil by Shortwave Infrared Reflectance. *Agron. J.* 93, 125. doi:10.2134/agronj2001.931125x
- DeVries, B., Verbesselt, J., Kooistra, L., Herold, M., 2015. Robust monitoring of small-scale forest disturbances in a tropical montane forest using Landsat time series. *Remote Sens. Environ.* doi:10.1016/j.rse.2015.02.012
- Domingo, F., Villagarcia, L., Brenner, A. J., & Puigdefabregas, J. (2000). *Measuring and modelling the radiation balance of a heterogeneous shrubland. Plant, Cell and Environment*, 23(1), 27–38. doi:10.1046/j.1365-3040.2000.00532.x
- Dutrieux, L.P., Verbesselt, J., Kooistra, L., Herold, M., 2015. Monitoring forest cover loss using multiple data streams, a case study of a tropical dry forest in Bolivia. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* doi:10.1016/j.isprs.2015.03.015
- Eckert, S., Hüsler, F., Liniger, H., Hodel, E., 2015. Trend analysis of MODIS NDVI time series for detecting land degradation and regeneration in Mongolia. *J. Arid Environ.* 113, 16–28. doi:10.1016/j.jaridenv.2014.09.001
- Erasmí, S., Schucknecht, A., Barbosa, M.P., Matschullat, J., 2014. Vegetation greenness in northeastern Brazil and its relation to ENSO warm events. *Remote Sens.* 6, 3041–3058. doi:10.3390/rs6043041
- Evans, J., Geerken, R., 2004. Discrimination between climate and human-induced dryland degradation. *J. Arid Environ.* 57, 535–554. doi:10.1016/S0140-1963(03)00121-6
- Funk, C., Peterson, P., Landsfeld, M., Pedreros, D., Verdin, J., Shukla, S., Husak, G., Rowland, J., Harrison, L., Hoell, A., Michaelsen, J., 2015. The climate hazards infrared precipitation with stations—a new environmental record for monitoring extremes. *Sci. Data* 2, 150066. doi:10.1038/sdata.2015.66
- Gómez, C., White, J.C., Wulder, M.A., 2016. Optical remotely sensed time series data for land cover classification: A review. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing.* doi:10.1016/j.isprs.2016.03.008
- Guan, K., Pan, M., Li, H., Wolf, A., Wu, J., Medvigy, D., Caylor, K.K., Sheffield, J., Wood, E.F., Malhi, Y., Liang, M., Kimball, J.S., Saleska, S.R., Berry, J., Joiner, J., Lyapustin, A.I., 2015. Photosynthetic seasonality of global tropical forests constrained by hydroclimate. *Nat. Geosci.* 8, 284–289. doi:10.1038/ngeo2382

- He, C., Tian, J., Gao, B., Zhao, Y., 2015. Differentiating climate and human-induced drivers of grassland degradation in the Liao River Basin, China. *Environ. Monit. Assess.* 187, 4199. doi:10.1007/s10661-014-4199-2
- Hein, L., De Ridder, N., Hiernaux, P., Leemans, R., De Wit, A., Schaepman, M., 2011. Desertification in the Sahel: Towards better accounting for ecosystem dynamics in the interpretation of remote sensing images. *Journal of Arid Environments.* 75, 1164–1172. doi:10.1016/j.jaridenv.2011.05.002
- Helsel, D.R., Hirsch, R.M., 2002. Trend Analysis. *Stat. Methods Water Resour. Tech. Water Resour. Investig. B.* 4, chapter A3 323–355.
- Higginbottom, T.P., Symeonakis, E., 2014. Assessing land degradation and desertification using vegetation index data: Current frameworks and future directions. *Remote Sens.* 6, 9552–9575. doi:10.3390/rs6109552
- Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodriguez, E.P., Gao, X., Ferreira, L.G., 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sens. Environ.* 83, 195–213. doi:10.1016/S0034-4257(02)00096-2
- Huete, A.R., Liu, H.Q., Batchily, K., J., L. van W., 1997. A comparison of vegetation indices over a global set of TM images for EOS-MODIS. *Remote Sensing of Environment*, 59(3), 440–451. doi:10.1016/S0034-4257(96)00112-5.
- Ibrahim, Y.Z., Balzter, H., Kaduk, J., Tucker, C.J., 2015. Land degradation assessment using residual trend analysis of GIMMS NDVI3g, soil moisture and rainfall in Sub-Saharan West Africa from 1982 to 2012. *Remote Sens.* 7, 5471–5494. doi:10.3390/rs70505471
- IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change http://www.ipcc.ch/ipccreports/sres/land_use/index.php?idp=157. Accessed in oct-2018
- Isabelle Aubin, Marilou Beaudet, and Christian Messier Light extinction coefficients specific to the understory vegetation of the southern boreal forest, Quebec *Can. J. For. Res.* 30: 168–177 (2000)
- Jacques, D.C., Kergoat, L., Hiernaux, P., Mougou, E., Defourny, P., 2014. Monitoring dry vegetation masses in semi-arid areas with MODIS SWIR bands. *Remote Sens. Environ.* 153, 40–49. doi:10.1016/j.rse.2014.07.027
- Jin, C., Xiao, X., Merbold, L., Arneeth, A., Veenendaal, E., Kutsch, W.L., 2013. Phenology and gross primary production of two dominant savanna

- woodland ecosystems in Southern Africa. *Remote Sens. Environ.* 135, 189–201. doi:10.1016/j.rse.2013.03.033
- Karlson, M., Ostwald, M., 2016. Remote sensing of vegetation in the Sudano-Sahelian zone: A literature review from 1975 to 2014. *J. Arid Environ.* doi:10.1016/j.jaridenv.2015.08.022
- Katsanos, D., Retalis, A., Michaelides, S., 2016. Validation of a high-resolution precipitation database (CHIRPS) over Cyprus for a 30-year period. *Atmos. Res.* 169, 459–464. doi:10.1016/j.atmosres.2015.05.015
- Lamchin, M., Lee, J.Y., Lee, W.K., Lee, E.J., Kim, M., Lim, C.H., Choi, H.A., Kim, S.R., 2016. Assessment of land cover change and desertification using remote sensing technology in a local region of Mongolia. *Adv. Sp. Res.* 57, 64–77. doi:10.1016/j.asr.2015.10.006
- Le Toan, T., Quegan, S., Davidson, M.W.J., Balzter, H., Paillou, P., Papathanassiou, K., Plummer, S., Rocca, F., Saatchi, S., Shugart, H., Ulander, L., 2011. The BIOMASS mission: Mapping global forest biomass to better understand the terrestrial carbon cycle. *Remote Sens. Environ.* 115, 2850–2860. doi:10.1016/j.rse.2011.03.020
- Leroux, L., Bégué, A., Lo Seen, D., Jolivot, A., Kayitakire, F., 2017. Driving forces of recent vegetation changes in the Sahel: Lessons learned from regional and local level analyses. *Remote Sens. Environ.* 191, 38–54. doi:10.1016/j.rse.2017.01.014
- Liu, F., Chen, Y., Lu, H., Shao, H., 2017. Albedo indicating land degradation around the Badain Jaran Desert for better land resources utilization. *Sci. Total Environ.* 578, 67–73. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.06.171
- Mariano, D.A., Santos, C.A.C. do., Wardlow, B.D., Anderson, M.C., Schiltmeyer, A. V., Tadesse, T., Svoboda, M.D., 2018. Use of remote sensing indicators to assess effects of drought and human-induced land degradation on ecosystem health in Northeastern Brazil. *Remote Sens. Environ.* 213, 129–143. doi:10.1016/j.rse.2018.04.048
- Mas, 1999. International Journal of Monitoring land-cover changes : A comparison of change detection techniques. *Int. J. Remote Sens.* 20, 139–152. doi:10.1080/014311699213659
- Matthias, A.D.D., Fimbres, A., Sano, E.E.E., Post, D.F.F., Accioly, L., Batchily, A.K.K., Ferreira, L.G.G., 2000. Surface roughness effects on soil albedo. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 1035–1041. doi:10.2136/sssaj2000.6431035x

- Mayes, M.T., Mustard, J.F., Melillo, J.M., 2015. Forest cover change in Miombo Woodlands: Modeling land cover of African dry tropical forests with linear spectral mixture analysis. *Remote Sens. Environ.* 165, 203–215. doi:10.1016/j.rse.2015.05.006
- Medeiros, I.C., da Costa Silva, J.F.C.B., Silva, R.M., Santos, C.A.G., 2018. Run-off–erosion modelling and water balance in the Epitácio Pessoa Dam river basin, Paraíba State in Brazil. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* doi:10.1007/s13762-018-1940-3
- MMA, Brazilian Ministry of the Environment, 2018. <http://geocatalogo.mma.gov.br/>
- Moro, M.F., Lughadha, E.N., Araújo, F.S. De, Martins, F.R., 2016. A Phytogeographical Metaanalysis of the Semiarid Caatinga Domain in Brazil. *Bot. Rev.* doi:10.1007/s12229-016-9164-z
- Moro, M.F., Nic Lughadha, E., de Araújo, F.S. et al. *Bot. Rev.* (2016) 82: 91. doi: 10.1007/s12229-016-9164-z
- National Institute of Meteorology of Brazil, 2018. Available: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>
- Nouvelot, J. F. (1974). Planificação da implantação de bacias representativas. Recife, SUDENE-DRN.
- Padilha, A. L., Vitorello, Í., Pádua, M. B., & Fuck, R. A. (2016). Deep magnetoteluric signatures of the early Neoproterozoic Cariris Velhos tectonic event within the Transversal sub-province of the Borborema Province, NE Brazil. *Precambrian Research*, 275, 70-83.
- Paredes-Trejo, F.J., Barbosa, H.A., Lakshmi Kumar, T. V., 2017. Validating CHIRPS-based satellite precipitation estimates in Northeast Brazil. *J. Arid Environ.* 139, 26–40. doi:10.1016/j.jaridenv.2016.12.009
- Perez-Marin, Aldrin & Cavalcante, A.M.B. & Medeiros, Silvana & Tinôco, Leonardo & Salcedo, I.H. (2012). Núcleos de desertificação no semiárido brasileiro: Ocorrência natural ou antrópica?. *Parcerias Estratégicas*. 17. 87-106.
- Pinheiro, E.A.R., Costa, C.A.G., De Araújo, J.C., 2013. Effective root depth of the Caatinga biome. *J. Arid Environ.* 89, 1–4. doi:10.1016/j.jaridenv.2012.10.003

- R Core Team, 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rodríguez-Caballero, E., Knerr, T., Weber, B., 2015. Importance of biocrusts in dryland monitoring using spectral indices. *Remote Sens. Environ.* 170, 32–39. doi:10.1016/j.rse.2015.08.034
- Saco, P.M., Moreno-de las Heras, M., Keesstra, S., Baartman, J., Yetemen, O., Rodríguez, J.F., 2018. Vegetation and soil degradation in drylands: Non linear feedbacks and early warning signals. *Curr. Opin. Environ. Sci. Heal.* 5, 67–72. doi:10.1016/j.coesh.2018.06.001
- Samain, O., Kergoat, L., Hiernaux, P., Guichard, F., Mougin, E., Timouk, F., Lavenu, F., 2008. Analysis of the in situ and MODIS albedo variability at multiple timescales in the sahel. *J. Geophys. Res. Atmos.* 113, 1–16. doi:10.1029/2007JD009174
- Savitzky, A., Golay, M.J.E., 1964. Smoothing and Differentiation of Data by Simplified Least Squares Procedures. *Anal. Chem.* 36, 1627–1639. doi:10.1021/ac60214a047
- Schertz, T., Alexander, R., Ohe, D., 1991. The computer program Estimate Trend (ESTREND), a system for the Detection of Trends in Water-quality data 1–63.
- Shuai, Y., Masek, J.G., Gao, F., Schaaf, C.B., He, T., 2014. An approach for the long-term 30-m land surface snow-free albedo retrieval from historic Landsat surface reflectance and MODIS-based a priori anisotropy knowledge. *Remote Sens. Environ.* 152, 467–479. doi:10.1016/j.rse.2014.07.009
- Silva, G.C., Sampaio, E.V.S.B., 2008. Biomassas de partes aéreas em plantas da Caatinga. *Soc. Investig. Florestais* 32, 567–575. doi:10.1016/j.jaridenv.2015.02.003
- Song, X.P., Huang, C., Sexton, J.O., Channan, S., Townshend, J.R., 2014. Annual detection of forest cover loss using time series satellite measurements of percent tree cover. *Remote Sensing*. 6, 8878–8903. doi:10.3390/rs6098878
- Steyaert, L. T., & Knox, R. G. (2008). Reconstructed historical land cover and biophysical parameters for studies of land-atmosphere interactions within the eastern United States. *Journal of Geophysical Research*, 113(D2), D02101. doi: 10.1029/2006JD008277

- Tucker, C.J., 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sens. Environ.* 8, 127–150. doi:10.1016/0034-4257(79)90013-0
- U.S. Geological Survey, 2018a. Product Guide: LANDSAT 4-7 SURFACE REFLECTANCE (LEDAPS) PRODUCT. Department of the Interior Version 8.3, https://landsat.usgs.gov/sites/default/files/documents/ledaps_product_guide.pdf
- U.S. Geological Survey, 2018b. Product Guide: Landsat 8 Surface Reflectance code (LaSRC) product. Department of the Interior Version 4.3, https://landsat.usgs.gov/sites/default/files/documents/lasrc_product_guide.pdf
- Velloso, A. L., Sampaio, E. V. S. B., & Pareyn, F. G. C. (2001). Ecorregiões: propostas para o bioma caatinga; resultados do seminário de planejamento ecorregional da caatinga. Seminário de Planejamento Ecorregional da Caatinga. TNC/APNE Recife, Aldeia-Pernambuco, 76.
- Verbesselt, J., Hyndman, R., Newnham, G., Culvenor, D., 2010. Detecting trend and seasonal changes in satellite image time series. *Remote Sens. Environ.* doi:10.1016/j.rse.2009.08.014
- Verbesselt, J., Umlauf, N., Hirota, M., Holmgren, M., Van Nes, E.H., Herold, M., Zeileis, A., Scheffer, M., 2016. Remotely sensed resilience of tropical forests. *Nat. Clim. Chang.* doi:10.1038/nclimate3108
- Verbesselt, J., Zeileis, A., Herold, M., 2012. Near real-time disturbance detection using satellite image time series. *Remote Sens. Environ.* doi:10.1016/j.rse.2012.02.022
- Walker, J., de Beurs, K., Wynne, R.H., 2015. Phenological response of an Arizona dryland forest to short-term climatic extremes. *Remote Sens.* 7, 10832–10855. doi:10.3390/rs70810832
- Wang, Z., Erb, A.M., Schaaf, C.B., Sun, Q., Liu, Y., Yang, Y., Shuai, Y., Casey, K.A., Román, M.O., 2016. Remote Sensing of Environment Early spring post-fire snow albedo dynamics in high latitude boreal forests using Landsat-8 OLI data. *Remote Sens. Environ.* 185, 71–83. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2016.02.059
- Wang, Z., Schaaf, C.B., Sun, Q., Kim, J., Erb, A.M., Gao, F., Román, M.O., Yang, Y., Petroy, S., Taylor, J.R., Masek, J.G., Morisette, J.T., Zhang, X., Papuga, S.A., 2017. Monitoring land surface albedo and vegetation dynamics using high

- spatial and temporal resolution synthetic time series from Landsat and the MODIS BRDF/NBAR/albedo product. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. doi:10.1016/j.jag.2017.03.008
- Wessels, K.J., Prince, S.D., Malherbe, J., Small, J., Frost, P.E., VanZyl, D., 2007. Can human-induced land degradation be distinguished from the effects of rainfall variability? A case study in South Africa. *J. Arid Environ.* 68, 271–297. doi:10.1016/j.jaridenv.2006.05.015
- Wessels, K.J., van den Bergh, F., Scholes, R.J., 2012. Limits to detectability of land degradation by trend analysis of vegetation index data. *Remote Sens. Environ.* 125, 10–22. doi:10.1016/j.rse.2012.06.022
- Xu, D., Guo, X., Li, Z., Yang, X., Yin, H., 2014. Remote Sensing of Environment Measuring the dead component of mixed grassland with Landsat imagery. *Remote Sens. Environ.* 142, 33–43. doi:10.1016/j.rse.2013.11.017
- Yang, Y., Wang, Z., Li, J., Gang, C., Zhang, Y., Zhang, Y., Odeh, I., Qi, J., 2016. Comparative assessment of grassland degradation dynamics in response to climate variation and human activities in China, Mongolia, Pakistan and Uzbekistan from 2000 to 2013. *Journal of Arid Environments*. 135, 164–172. doi:10.1016/j.jaridenv.2016.09.004
- Yu, Y., Notaro, M., Wang, F., Mao, J., Shi, X., Wei, Y., 2017. Observed positive vegetation-rainfall feedbacks in the Sahel dominated by a moisture recycling mechanism. *Nat. Commun.* 8, 1–9. doi:10.1038/s41467-017-02021-1
- Zhang, J., Niu, J.M., Bao, T., Buyantuyev, A., Zhang, Q., Dong, J.J., Zhang, X.F., 2014. Human induced dryland degradation in Ordos Plateau, China, revealed by multilevel statistical modeling of normalized difference vegetation index and rainfall time-series. *J. Arid Land* 6, 219–229. doi:10.1007/s40333-013-0203-x
- Zhao, Y., Wang, X., Novillo, C.J., Arrogante-Funes, P., Vázquez-Jiménez, R., Maestre, F.T., 2018. Albedo estimated from remote sensing correlates with ecosystem multifunctionality in global drylands. *J. Arid Environ.* 157, 116–123. doi:10.1016/j.jaridenv.2018.05.010

DINÂMICA DO USO E COBERTURA DO SOLO E EVOLUÇÃO DAS DEMANDAS CONSUNTIVAS DA BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO, BRASIL

*Carlos Eduardo Sousa Lima
Marx Vinicius Maciel da Silva
Greicy Kelly da Silva
Mauro Ricardo Roxo Nóbrega
Cleiton da Silva Silveira*

1. INTRODUÇÃO

O rápido crescimento da população mundial acarreta um acelerado aumento nas demandas de água, alimentos, energia, saneamento, entre outras necessidades. Nesse contexto, as mudanças do Uso e Cobertura do Solo (UCS) de caráter antropogênico e, por consequência, as demandas consuntivas d'água para esses usos se intensificaram ao longo das últimas décadas para atender essas necessidades.

O aumento da cobertura antrópica em detrimento da cobertura natural e o conseqüente aumento das demandas de água podem desencadear uma série de impactos no ciclo hidrológico de uma bacia hidrográfica, principalmente na região tropical do planeta. Vários estudos relatam os impactos das mudanças antropogênicas no ciclo hidrológico, alterando a dinâmica dos sedimentos, o escoamento e disponibilidade superficial e subterrânea, intensidade

das secas, entre outros impactos que acarretam problemas para a gestão e exploração dos recursos hídricos. (LUCAS *et al.*, 2021; GEBREHIWOT *et al.*, 2019; BOSMANS *et al.*, 2018; AWOTWI *et al.*, 2018; CHEN *et al.*, 2015; CREECH *et al.*, 2015, WADA *et al.*, 2013). Esses, entre outros inúmeros impactos conhecidos, evidenciam a complexa relação existente entre a dinâmica UCS de uma bacia hidrográfica e o regime hidrológico da mesma.

O aumento das demandas consuntivas de água impacta diretamente o equilíbrio entre oferta e demanda hídrica, levando a uma situação de escassez hídrica. Nas últimas décadas o consumo humano de água global mais que dobrou, principalmente devido ao elevado crescimento das demandas de água para irrigação. Esse aumento no consumo reduz as vazões a jusante desses usos, gerando secas hidrológicas mais intensas e frequentes, aumentando, assim, o número de pessoas vulneráveis aos eventos de seca (WADA *et al.*, 2013).

O rio São Francisco é um dos principais rios do Brasil, possuindo uma importância ímpar para a região Nordeste brasileira. Na Bacia Hidrográfica do São Francisco (BHSF), múltiplos usos consuntivos e não consuntivos são atendidos, tais como: irrigação, uso industrial, uso humano, geração de energia, mineração, pesca, navegação, dentre outros (CBHSF, 2016).

A BHSF tem experimentado conflitos entre os múltiplos usuários devido à crescente demanda d'água para os múltiplos usos. Ademais, secas prolongadas, como a de 2012-2018 que impactaram o Nordeste brasileiro (NEB), intensificaram as situações conflitantes entre os usuários. Além das demandas já presentes na bacia, o projeto de transposição do São Francisco em desenvolvimento, para auxílios de regiões com vulnerabilidade hídrica, entra como uma demanda adicional para a BHSF (SILVA *et al.*, 2021; PONTES FILHO *et al.*, 2021).

O rápido crescimento das atividades antrópicas que levam às alterações das condições naturais de UCS, geram demasiados problemas para a gestão sustentável dos recursos naturais. Nesse contexto, as mudanças de caráter antrópico do UCS, devido os possíveis impactos que podem acarretar à uma bacia hidrográfica, devem ser monitoradas e seus impactos compreendidos, objetivando uma gestão e exploração dos recursos naturais mais eficiente e sustentável (AWOTWI *et al.*, 2018). Na BHSF, onde os conflitos já são constatados, deve-se ter uma atenção redobrada a essas mudanças, principalmente devido a sua grande importância para diversos segmentos econômicos brasileiros e da segurança hídrica que ela atribui a árida região do NEB.

Creech *et al.* (2015), buscando avaliar os impactos das mudanças antropogênicas na dinâmica dos sedimentos da BHSF constataram que, para as condições atuais em relação as condições naturais da bacia (desconsiderando atividades antropicas), houve um aumento de 158% das erosões na calha do rio, 342% nas margens e 332% devido ao escoamento superficial e pequenos afluentes. Em relação a disposição desses sedimentos, houve um aumento de 187% nas margens dos rios, uma diminuição de 27% nas planícies de inundação. Os autores destacam que a BHSF sofreu diversos impactos das mudanças antropogênicas nas últimas décadas, por atividades como: agricultura, irrigação, mineração e construção de grandes barragens.

Nesse cenário de maior erosão do solo e conseqüente carreamento de sedimentos, os reservatórios construídos na BHSF retêm boa parte desses. Isso é confirmado por Creech *et al.* (2015), os quais destacam que cerca de 62% dos sedimentos carreados na BHSF são retidos pelos principais reservatórios da bacia, além disso, determinaram uma taxa de redução de 0,03% ao ano do volume desses reservatórios.

Em outro estudo conduzido pela Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Paranaíba (CODEVASF) (CODEVASF, 2002 *apud* CREECH *et al.*, 2015), dividindo o Médio São Francisco em 73 riachos, constatou que 78% desses tem experimentado agregação de sedimentos desde 1950, sendo associada tal alteração morfológica do rio com o desenvolvimento agrícola da região.

O maior assoreamento dos rios e reservatórios devido ao avanço das atividades antrópicas impacta, além da qualidade da água, a disponibilidade hídrica da bacia hidrográfica, já que podem acarretar uma diminuição das vazões e dos volumes dos reservatórios, respectivamente. O impacto na disponibilidade hídrica ainda é intensificado, uma vez que a ascensão desses usos também leva a um aumento das demandas consuntivas de água. Dessa forma, pode-se dizer que a evolução dos usos antrópicos em uma bacia hidrográfica apresenta um feedback negativo sobre a disponibilidade hídrica.

Lucas *et al* (2021) identificaram um decréscimo nas vazões de vários fluviômetros localizados na calha principal do rio São Francisco. As causas desses decréscimos foram atribuídas à redução do armazenamento superficial de água e redução do escoamento de base pela exploração de águas subterrâneas, ambas associadas a grande expansão de agricultura irrigada na BHSF.

Na BHSF, onde múltiplos usos são atendidos, com a diminuição da disponibilidade hídrica e o aumento da demanda d'água para os diversos usos, espera-se que alocação dos recursos hídricos entre os múltiplos usuários se torne uma tarefa cada vez mais árdua e que os conflitos d'água se intensifiquem, exigindo que a gestão dos recursos hídricos se torne, paulatinamente, mais eficiente.

Nessa conjectura, considerando a importância das informações de UCS e demandas consuntivas para a gestão e exploração eficiente

e sustentável dos recursos hídricos, o presente trabalho avaliou a dinâmica do UCS da Bacia Estendida do São Francisco (BESF), composta pela BHSF e as bacias que receberão a transposição do São Francisco, entre os anos de 1985 e 2019. Além disso, avaliou-se as vazões retiradas para usos consuntivos dos principais reservatórios da BHSF entre os anos de 1961 e 2017.

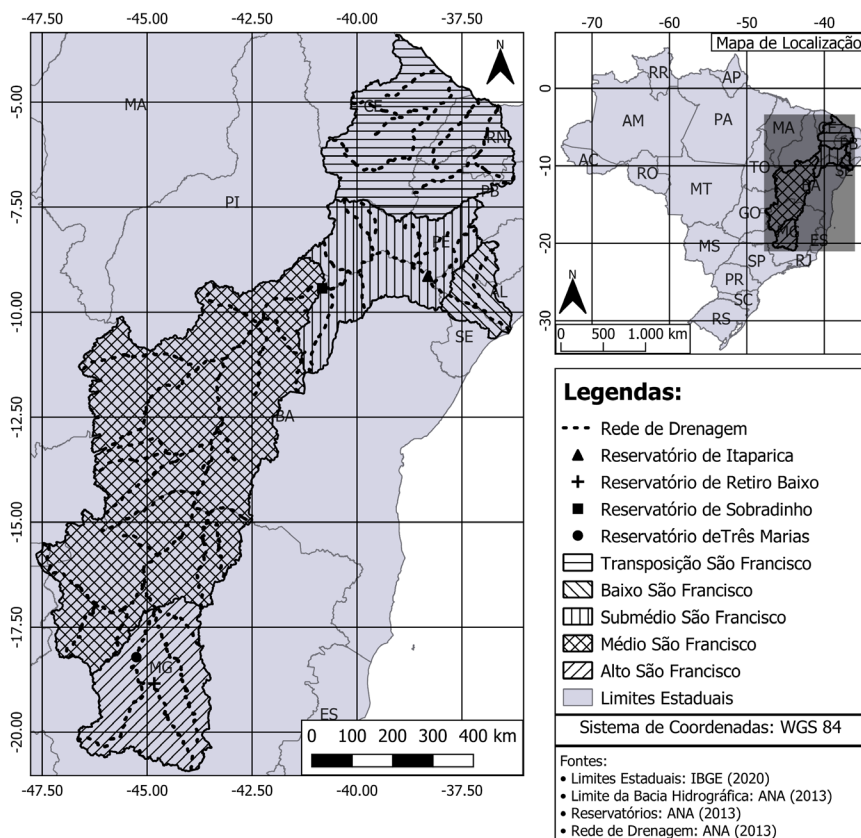
2. METODOLOGIA

A avaliação da dinâmica de UCS da BESF e das demandas consuntivas de água dos principais reservatórios da BHSF, foi realizada com a utilização de uma série histórica de mapas de UCS e através das vazões retiradas para usos consuntivos dos municípios brasileiros, respectivamente. Os tópicos subsequentes apresentam uma descrição sobre a área de estudo, as bases de dados utilizadas e as análises realizadas em cada avaliação.

2.1. Caracterização da Área de Estudo

A região de estudo considerada neste trabalho foi a Bacia Estendida do São Francisco (BESF), apresentada na Figura 1. A BESF é um conjunto de bacias que compreende a totalidade da Bacia Hidrográfica do São Francisco (BHSF) e as bacias que receberão as águas da transposição do São Francisco. Segundo CBHSF (2016), a BHSF pode ser dividida em quatro principais unidades de estudo e planejamento, sendo elas: Alto, Médio, Submédio e Baixo São Francisco.

Figura 1: Bacia Estendida do rio São Francisco



A BHSF possui uma extensão de 2863 km e uma área de drenagem de 639.129 km² (aproximadamente 7,5% da área do território nacional). A área abrangida pela BHSF compreende parcialmente o Distrito Federal e seis estados brasileiros: Minas Gerais (Sua nascente na serra da Canastra), Goiás, Bahia, Pernambuco, Alagoas e Sergipe, totalizando uma população de aproximadamente 18 milhões de habitantes; na divisa destes dois últimos o rio São Francisco deságua no Oceano Atlântico. A bacia hidrográfica interliga duas regiões econômicas brasileiras: o Sudeste e Nordeste,

apresentando uma diversidade climática (semiárido, tropical úmido, entre outros) e ambiental (Caatinga, Cerrado, resquícios da Mata Atlântica e ecossistema estuário), donde vem o popular nome do rio São Francisco: o rio da integração nacional (CBHSF, 2016).

A BHSF atende a múltiplos usos consuntivos e não consuntivos, tais como: geração de energia, irrigação, abastecimento humano, navegação, transposições de água, entre outros, possuindo, assim, importância estratégica para o Brasil. Apresenta uma disponibilidade hídrica, estimada com base na Q95 das vazões nos lagos de reservatórios e das vazões liberadas a jusante desses, de 821 m³/s e uma vazão média anual de 2057 m³/s (ANA, 2020).

O projeto de transposição do São Francisco irá beneficiar as bacias hidrográficas dos rios Jaguaribe (CE), Piranhas-Açu (RN e PB), Apodi (RN), Paraíba (PB), Moxotó (PE), Terra Nova (PE) e Brígida (PE). Esse projeto visa a redução da vulnerabilidade hídrica de alguns municípios do semiárido nordestino, agreste pernambucano e da Região Metropolitana de Fortaleza. Esses municípios fazem parte do polígono das secas, sendo os mais impactados pelas secas prolongadas os que estão contidos na parte semiárida da BHSF, ao Norte da bacia. A captação de água na BHSF será realizada entre as barragens de Sobradinho e Itaparica, essa água captada seguirá por dois sistemas independentes: Eixo Norte e Eixo Leste, sendo compostos por canais, estações de bombeamento, pequenos reservatórios e hidrelétricas para autossuprimento (BRASIL, 2004).

2.2. Uso e Cobertura do Solo

2.2.1. Mapbiomas

No presente trabalho, considerou-se a série histórica de mapas de UCS da Coleção 5 do projeto Mapbiomas para a BESF entre 1985 até 2019 em intervalos de cinco anos. Os dados do projeto Mapbiomas são gratuitos e disponibilizados no formato *Raster*

(matricial) com resolução de 30 m x 30 m em sua própria plataforma (<https://mapbiomas.org/>).

O projeto Mapbiomas produziu uma série histórica de mapas anuais de Uso e Cobertura do Solo (UCS) para o Brasil entre os anos de 1985 e 2019. O projeto é composto por uma gama de especialistas em diversas áreas, tais como: especialistas nos biomas, usos da terra, sensoriamento remoto, Sistema de Informação Geográfica (SIG), ciências da computação e análise de dados (MAPBIOMAS, 2019).

A classificação dos mapas de UCS utilizada no Mapbiomas segue um sistema hierárquico, sendo possível uma associação com os sistemas de classificação da *Food and Agriculture Organization* (FAO) e do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE); também diferencia os tipos de usos em antrópico, natural e mosaico (situação em que não é possível distinguir o tipo de uso) (SOUZA JUNIOR *et al.*, 2020). A Tabela 1 apresenta o sistema hierárquico de classificação do UCS, elencando os diferentes níveis de classificação e o tipo de uso.

Tabela 1: Classificação do Mapbiomas para os usos e ocupações do solo.

Nível 1	Nível 2	Nível 3	Nível 4	Tipo de Uso
Floresta	Floresta Natural	Formação Florestal		Natural
		Formação Savânica		Natural
		Mangue		Natural
	Floresta Plantada			Antrópico
Formação Natural não Florestal	Campo Alagado e Área Pantanosa			Natural
	Formação Campestre			Natural
	Apicum			Natural
	Afloramento Rochoso			Natural
	Outras Formações não Florestais			Natural
Agropecuária	Pastagem			Antrópico
	Agricultura	Lavoura Temporária	Soja	Antrópico
			Cana	Antrópico
			Outras lavouras temporárias	Antrópico
		Lavoura Perene		Antrópico
	Mosaico de Agricultura e Pastagem			Antrópico
Área não Vegetada	Praia e Duna			Natural
	Infraestrutura Urbana			Antrópico
	Mineração			Antrópico
	Outras Áreas não Vegetadas			Mosaico
Corpos d'água	Rio, Lago e Oceano			Natural
	Aquicultura			Antrópico
Não Observado				-

Fonte: Adaptado de Mapbiomas (2020).

A acurácia global da coleção 5 em sua classificação dos UCS é de 91,2% para as classes de nível 1; 89,8% para as classes de nível 2 e 87,7% para as classes de nível 3 (MAPBIOMAS, 2020). Mais detalhes sobre as descrições das classes consideradas na classificação dos mapas de UCS, metodologia de classificação e metodologia de aferição da acurácia podem ser encontrados em MAPBIOMAS (2020) e Souza Junior *et al.* (2020).

2.2.2. Análise da dinâmica do Uso e Cobertura do Solo

A avaliação da dinâmica do UCS da BESF utilizando a série histórica de mapas obtidos na plataforma do Mapbiomas, consistiu em: uma análise da evolução da área percentual (área da classe dividido pela área total) de cada classe considerada entre os anos de 1985 e 2019 em intervalos de 5 anos; e uma avaliação espacializada desses dados, objetivando avaliar a dinâmica espacial dos usos antrópicos e naturais na BESF entre os anos de 1985 e 2019.

Para a avaliação da dinâmica do UCS em relação a área percentual foram considerados apenas os usos de nível 1 de acordo com a Tabela 1, diferenciando em dois pontos: (i) a classe de florestas (nível 1) foi dividida nas classes de floresta natural (nível 2) e floresta plantada (nível 2); (ii) a classe infraestrutura urbana (nível 2) foi desassociado da classe de área não vegetada (nível 1), sendo então avaliadas separadamente em ambos os casos. Optou-se pela avaliação da área percentual devido a grande diferença entre as áreas absolutas das classes de UCS presente na BESF.

A avaliação da evolução da área percentual de cada UCS da BESF foi realizada para cada sub-bacia em intervalos de 5 anos entre 1985 e 2019. Para as sub-bacias do alto, médio, submédio e baixo São Francisco, a própria plataforma do Mapbiomas dispõe das áreas de cada uso ao longo de sua série temporal de mapas de UCS (1985 até 2019). Para a transposição (extensão da Bacia do São Francisco), as áreas foram determinadas a partir dos mapas de

UCS disponibilizado pelo projeto Mapbiomas, sendo esse arquivo recortado para região de interesse, projetado para uma projeção cartográfica adequada e em seguida calculada a área de cada UCS.

Para a análise espacial da dinâmica do UCS na BESF, foram utilizados os dados de UCS (arquivos matriciais) disponibilizados pelo projeto Mapbiomas para todo Brasil, sendo extraído apenas a região de interesse para os anos de 1985 e 2019. As classes apresentadas na Tabela 1 foram reclassificadas em relação ao tipo de uso: uso antrópico, natural ou mosaico (região em que não foi possível diferenciar o tipo de uso). Além disso, também se avaliou a dinâmica espacial do principal uso antrópico constatado na BESF através dos mapas de UCS dessa bacia, destacando apenas esse uso para os anos de 1985 e 2019.

2.3. Demandas Consuntivas

As demandas consuntivas foram determinadas apenas para os principais reservatórios da BHSF: Três Marias, Retiro Baixo, Sobradinho e Itaparica, uma vez que a transposição do São Francisco é uma demanda futura. Essas demandas foram calculadas com base nas vazões retiradas para usos consuntivos dos municípios brasileiros, disponibilizadas pela Agência Nacional de Águas (ANA) para o período de 1930 a 2017 em escala mensal (<http://www.snirh.gov.br/usos-da-agua>).

As vazões retiradas para usos consuntivos de cada município, devido as medições de uso d'água serem escassas no Brasil, foram determinadas com a utilização de métodos indiretos de estimativa que se valiam de coeficientes técnicos que relacionam variáveis inventariadas a uma demanda média de água, por exemplo, na devida ordem, população e consumo anual por habitante. As categorias de uso d'água consideradas nesse levantamento da ANA foram a de uso humano (urbano e rural), abastecimento animal, indústria, mineração, termoelectricidade e a irrigação (ANA, 2019). Mais informações sobre a metodologia utilizada para determinação das vazões retiradas para cada município brasileiro estão disponíveis em ANA (2019).

As vazões retiradas para usos consuntivos de cada reservatório foram determinadas com base na Equação 1, que considera, para cada município localizado dentro da bacia hidrográfica do respectivo reservatório, as vazões retiradas e a razão entre a área contida na bacia e área total (SILVA *et al.*, 2021). Para a determinação dos municípios ou a parte destes que estavam contidos nas bacias hidrográficas de cada reservatório, ferramentas de geoprocessamento foram utilizadas.

$$QD_{i,b} = \sum_{n=1}^n \frac{AB_{nb}}{AT_n} \times QD_{i,n} \quad (1)$$

Em que: $QD_{i,b}$ é a vazão retirada para a demanda consuntiva i localizada dentro da bacia b (m^3/s); AB_{nb} área do n -ésimo município contida na bacia b (km^2); AT_n área total do n -ésimo município (km^2) e $QD_{i,n}$ é a vazão retirada para a demanda consuntiva i do n -ésimo município (m^3/s).

Os tipos de demandas consuntivas consideradas nesse estudo foram: demanda humana, demanda para irrigação e demanda industrial, sendo utilizada a série de vazões retiradas médias anuais. Optou-se pela utilização da série a partir de 1961 até 2017, para evitar períodos em que foi necessário a interpolação das vazões retiradas devido à falta de informação para sua determinação

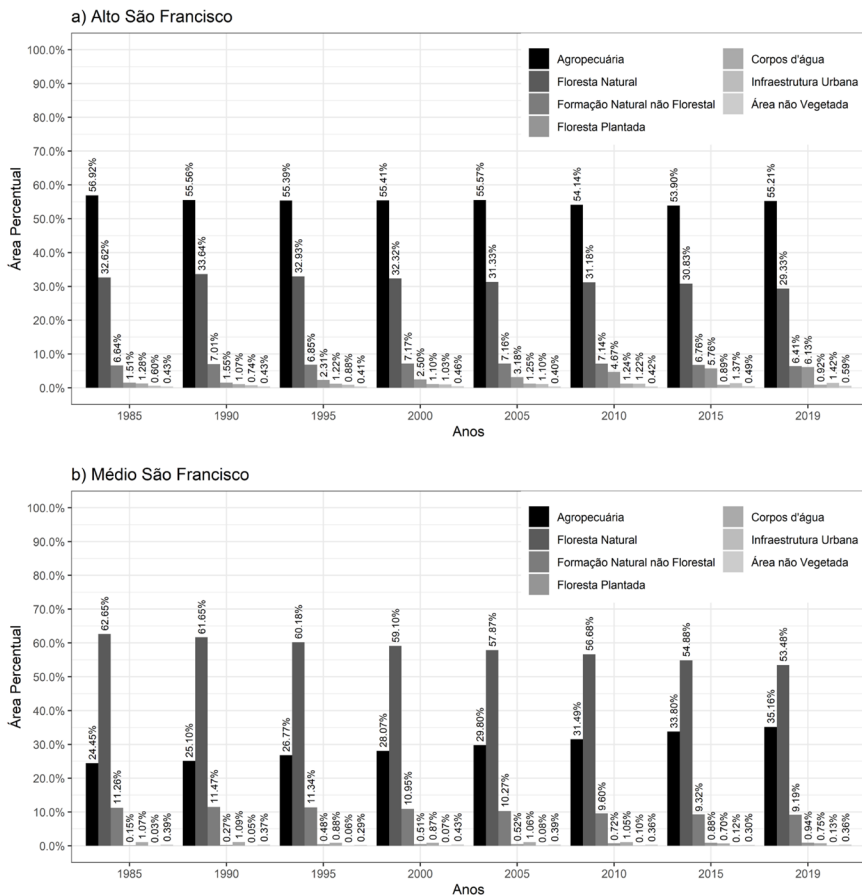
3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1. Evolução do Uso e Cobertura do Solo na Bacia Estendida do São Francisco (1985 – 2019)

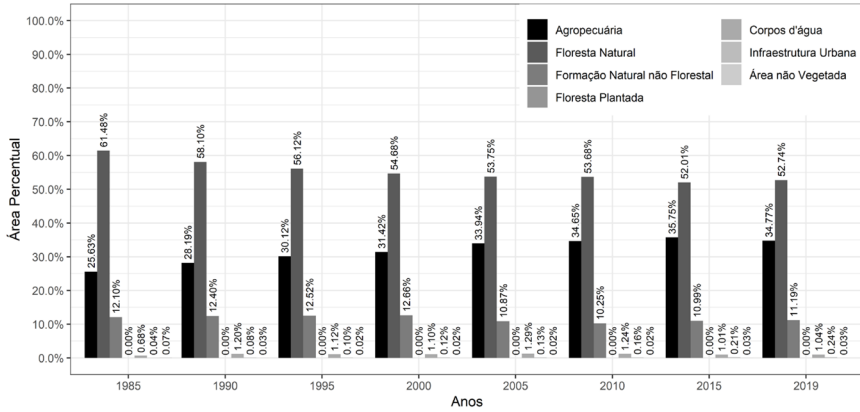
A Figura 2 apresenta a evolução da área percentual de cada UCS do solo da BESF entre 1985 e 2019 em intervalos de cinco anos para cada uma das sub-bacias avaliadas. Como supracitado, para a

avaliação da área percentual, foram consideradas todas as classes de nível 1 da classificação do Mapbiomas (ver Tabela 1), diferenciando-a em dois pontos: (i) a classe de floresta foi dividida em floresta natural e floresta plantada e (ii) a classe de infraestrutura urbana foi separada da classe de áreas não vegetadas.

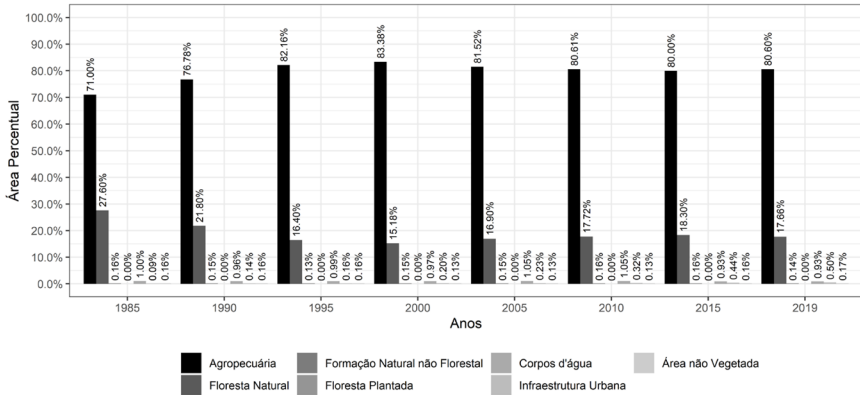
Figura 2: Evolução das áreas percentuais de cada UCS considerado, entre os anos de 1985 e 2019 em intervalos de 5 anos, para as sub-bacias do a) Alto São Francisco, b) Médio São Francisco, c) Submédio São Francisco, d) Baixo São Francisco e e) Transposição do São Francisco



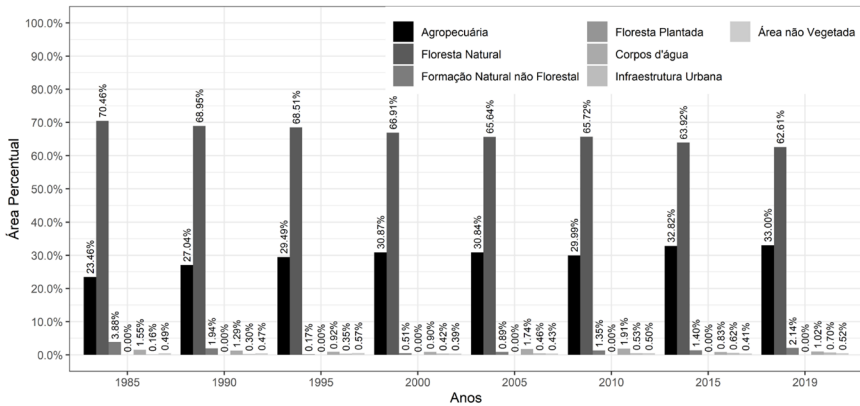
c) Submédio São Francisco



d) Baixo São Francisco



e) Transposição do São Francisco



Em todas as sub-bacias avaliadas, observou-se que os dois usos predominantes foram as classes de agropecuária e floresta natural, representando mais de 85% da área das sub-bacias em qualquer um dos anos avaliados. Na sub-bacia do Alto São Francisco (Figura 2a), entre 1985 e 2019, constatou-se um aumento de 4,62% da área percentual de floresta plantada, enquanto que a floresta natural e a agropecuária regrediram, respectivamente, em 3,29% e 1,70% sua área percentual; os demais usos dessa sub-bacia apresentaram variação da área percentual entre -1% e 1%.

Para a sub-bacia do Médio São Francisco (Figura 2b) o maior aumento foi da classe agropecuária, com uma variação de 10,71% de sua área percentual, ao mesmo tempo que a floresta natural e a formação natural não florestal diminuíram sua área percentual em 9,17% e 2,07%, respectivamente, sendo a variação dos demais usos compreendida entre -1% e 1%.

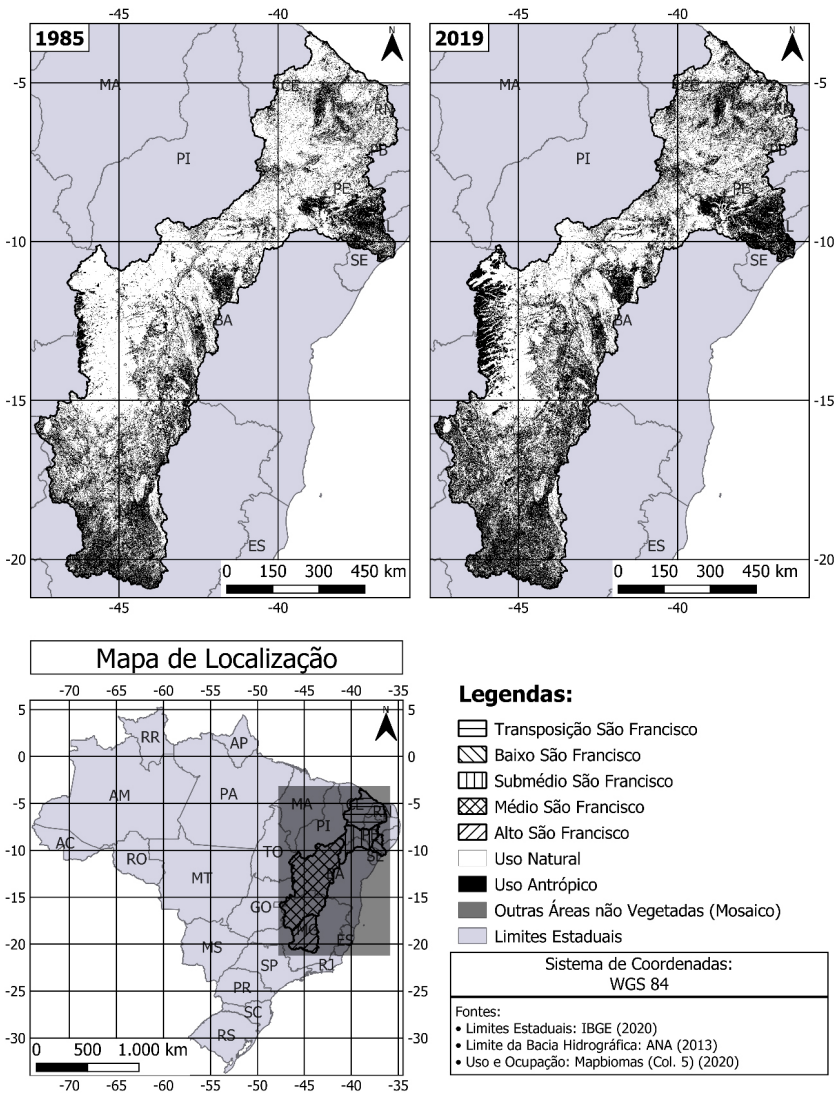
Para as demais sub-bacias do Submédio (Fig. 2c), Baixo (Fig. 2d) e Transposição (Fig. 2e) do São Francisco, a classe agropecuária apresentou um aumento de sua área percentual em 9,14%, 9,60% e 9,54%, respectivamente. A classe de floresta natural evidenciou, na devida ordem de sub-bacias, uma redução de sua área percentual em 8,74%, 9,94% e 7,85%. As demais classes de UCS consideradas apresentaram variação entre -1% e 1% em todas as sub-bacias supracitadas, com exceção da Transposição do São Francisco, onde a classe de formação natural não florestal reduziu em 1,73% sua área percentual.

Em todas as sub-bacias da BESF, em ressalva a sub-bacia do Alto São Francisco, ocorreu o mesmo comportamento na dinâmica do UCS, sendo evidenciado um aumento das zonas de agropecuária e uma redução de florestas naturais e formações naturais não florestais.

A Figura 3 apresenta o Uso e Ocupação do Solo (UCS) da BESF para os anos de 1985 e 2019 de forma espacializada, considerando

três agrupamentos de classes: (i) usos naturais, (ii) usos antrópicos e (iii) mosaicos – contendo apenas a classe de outras áreas não vegetadas da classificação original do Mapbiomas (ver Tabela 1).

Figura 3: Evolução dos usos antrópicos e naturais na BESF entre os anos de 1985 e 2019.



Observou-se um avanço dos usos antrópicos na BESF entre os anos de 1985 e 2019. Esse avanço, em sua maior parte, foi distribuído ao longo de toda a bacia em regiões onde já se constatava a presença de uso antrópico em 1985, tendo intensificado a densidade de pixels desse tipo de uso nessas regiões em 2019. Todavia, destaca-se duas regiões como as que apresentaram os principais avanços, são elas: a do Oeste da sub-bacia do médio São Francisco e a sub-bacia do baixo São Francisco.

No Alto São Francisco, observa-se na Figura 3, que de fato não houve grande expansão dos usos antrópicos. Como já citado, nessa sub-bacia, o maior ganho de área percentual foi o de Floresta Plantada (antrópico) e uma das principais reduções foi de Agropecuária (antrópico). Dessa forma, pode ter havido transição entre usos, mas não entre o tipo de uso (antrópico e natural).

A classe de floresta plantada compreende espécies arbóreas plantadas para fins comerciais, tais como: eucalipto, pinus, araucária. Tais espécies são de grande valor para a indústria madeireira, sendo utilizadas para diversas finalidades: palitos de fósforos, móveis, construção civil e até mastro de navio. Esse tipo de atividade se encontra apenas no Alto São Francisco e uma pequena porção do Médio São Francisco (parte Sul), o que pode ser justificado pelo clima, já que essas espécies são sensíveis a regiões quentes como a região do São Francisco contida na Caatinga brasileira.

Como a agropecuária é o uso antrópico com a maior área percentual em todas as sub-bacias, é apresentado na Figura 4 a dinâmica espacial desse uso na BESF entre os anos de 1985 e 2019. Destaca-se, também, a evolução da agropecuária na sub-bacia do Baixo São Francisco (Fig. 5) e no oeste do Médio São Francisco (Fig. 6), tais regiões já foram supracitadas como destaque na dinâmica dos usos antrópicos e naturais apresentados na Figura 3.

Figura 4: Evolução da agropecuária entre 1985 e 2019 na BESF.

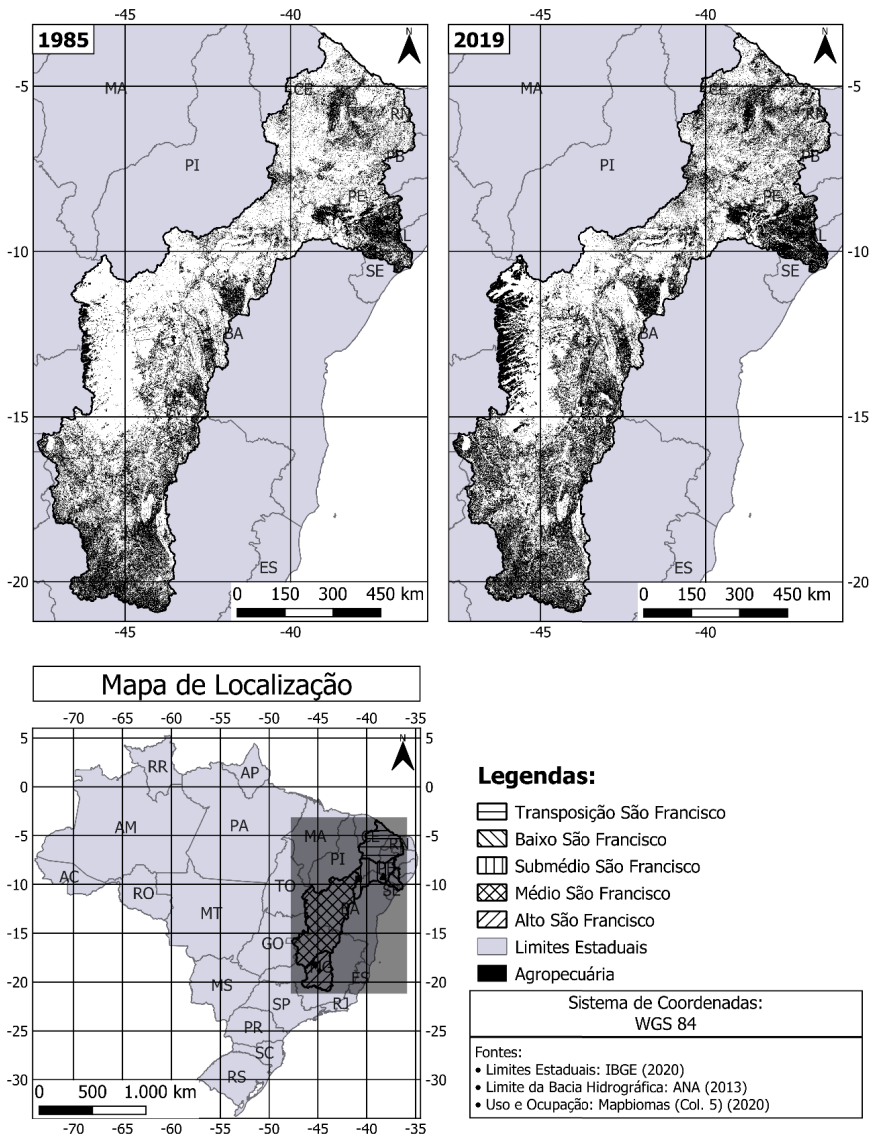


Figura 5: Evolução da agropecuária entre 1985 e 2019 na sub-bacia do Baixo São Francisco.

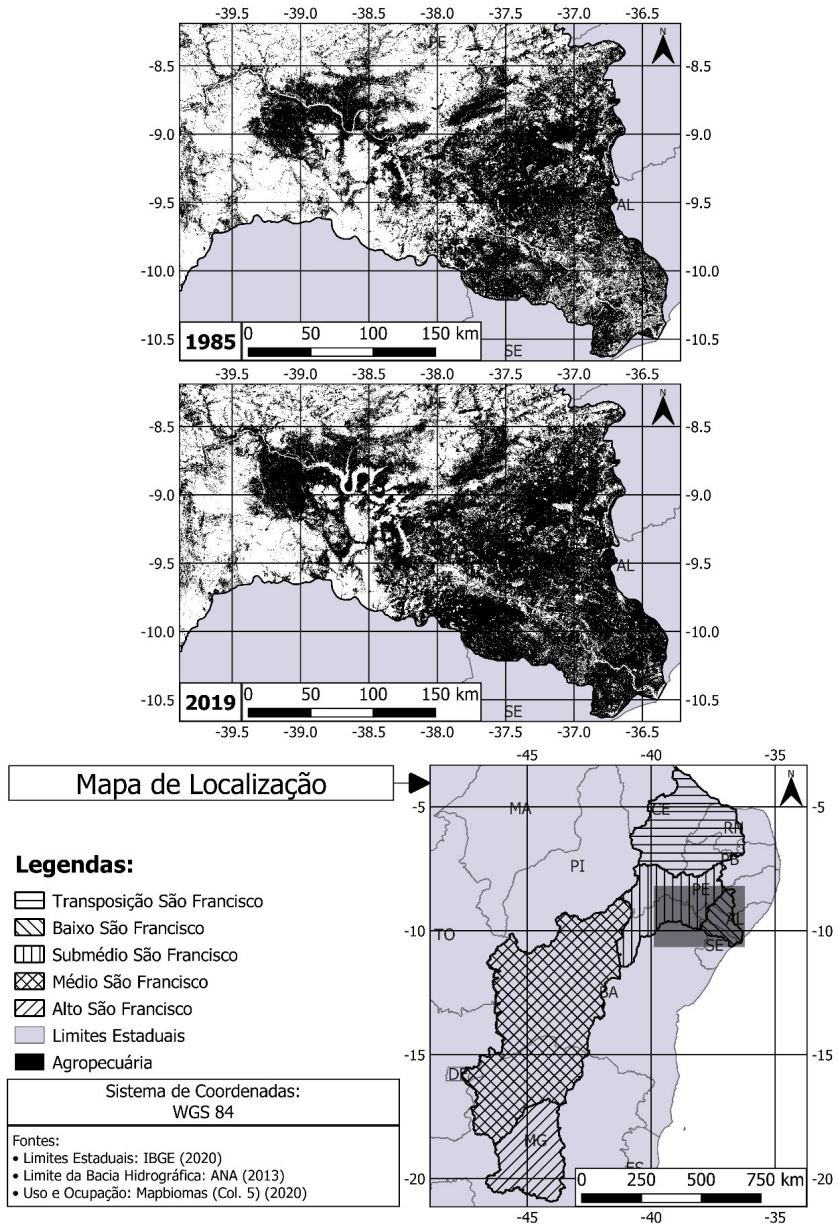
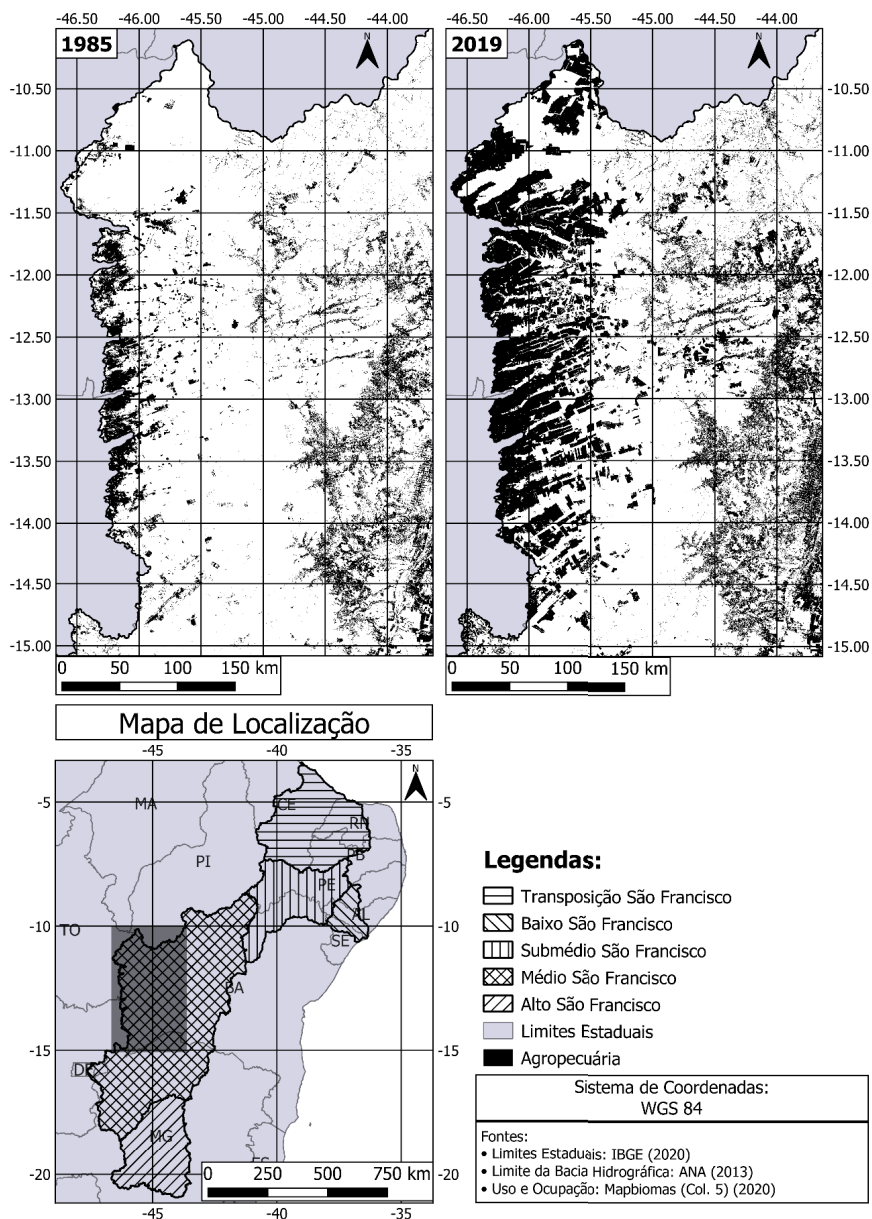


Figura 6: Evolução da agropecuária entre 1985 e 2019 na região Oeste da sub-bacia do Médio São Francisco.



Como exposto na Figura 4, ocorreu uma acentuada expansão da agropecuária na BESF entre os anos de 1985 e 2019, excetuando a sub-bacia do Alto São Francisco como já discutido. Percebeu-se um aumento significativo na densidade dos pixels que representam a agropecuária, destacando-se, novamente, a região Oeste do Médio São Francisco e a sub-bacia do Baixo São Francisco. Dessa forma, constatou-se que o aumento dos usos antrópicos na BESF, percebido na Figura 3, é representado pela expansão da agropecuária em quase toda sua totalidade. A expansão agropecuária destacada no Oeste do Médio São Francisco (ver Fig. 5) corresponde a parte de uma importante fronteira agrícola brasileira, a região do MATOPIBA.

A região do MATOPIBA compreende os estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia, delimitando uma importante fronteira agrícola brasileira de alta produtividade, que consiste em uma agricultura mecanizada de larga escala para cultivo de soja, milho, mandioca e arroz. Entre os períodos de 1995 e 2012, observou-se que a produção dessa região sextuplicou, principalmente devido a expansão do cultivo mecanizado de soja em larga escala, levando a duplicação da produção brasileira desse grão. Essa região passou por um enorme crescimento da agricultura irrigada entre 1980 e 2015, em que número de pivôs centrais de irrigação foi de 13 para 1548 (BRAGANÇA, 2018; RIBEIRO *et al.*, 2020; LANDAU *et al.*, 2016). Segundo Lucas *et al.* (2021), à expansão da agricultura irrigada do MATOPIBA é atribuída a redução do escoamento de base e do armazenamento superficial na porção Oeste do Médio São Francisco constatada pelos mesmos.

A evolução da variação percentual dos usos apresentada na Figura 2, a dinâmica dos usos antrópicos e naturais (Figura 3) e a expansão da agropecuária (Figuras 4, 5 e 6) constataram a considerável expansão dos usos antrópicos na BESF, sendo liderados, em quase toda sua totalidade, pela expansão da agropecuária em detrimento a redução de florestas naturais e formações naturais não florestais. Isso é ratificado

por Creech *et al.* (2015), os quais comentam que conversão de vegetação nativa em áreas de agricultura e cidades urbanas constituem uma das grandes mudanças antropogênicas sofridas pela BHSF.

Um dos impactos diretos da expansão dos usos antrópicos é o aumento das demandas consuntivas de água, que pode ser associada as vazões retiradas dos reservatórios superficiais e subterrâneos que compõem esse sistema hídrico.

3.2. Evolução das demandas consuntivas

Para a região de estudo, mais especificamente na BHSF, uma vez que a Transposição do São Francisco é uma demanda futura, o aumento da demanda consuntiva d'água pode ser evidenciado nas vazões retiradas para esse fim em alguns dos principais reservatórios superficiais da BHSF (Retiro Baixo, Três Marias, Sobradinho e Itaparica). As Figuras 7, 8, 9 e 10 apresentam as vazões retiradas para os usos consuntivos humano (a), irrigação (b) e industrial (c) para os respectivos reservatórios: Retiro Baixo (Alto São Francisco), Três Marias (Alto São Francisco), Sobradinho (Médio São Francisco) e Itaparica (Submédio São Francisco).

Figura 7: Vazões retiradas de água para os usos consuntivos a) Humano, b) Irrigação e c) Industrial do reservatório de Retiro Baixo entre 1961 e 2017.

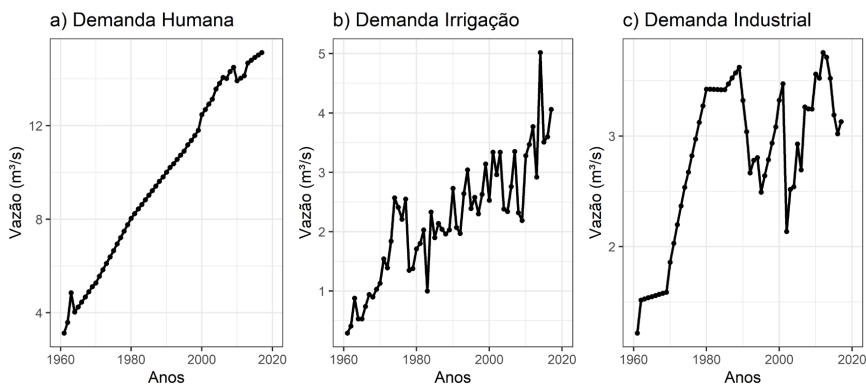


Figura 8: Vazões retiradas de água para os usos consuntivos a) Humano, b) Irrigação e c) Industrial do reservatório de Três Marias entre 1961 e 2017.

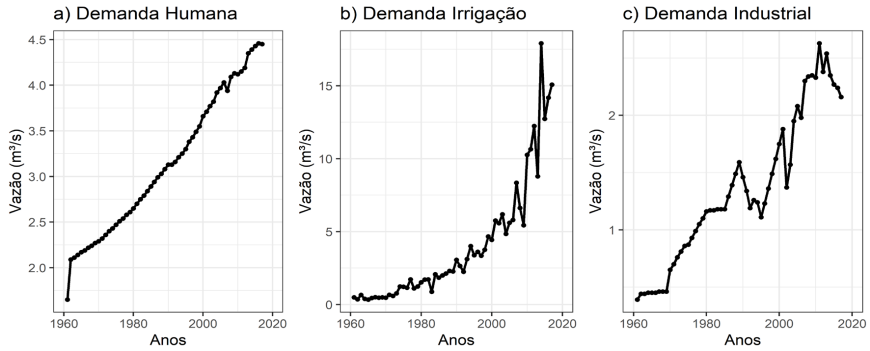


Figura 9: Vazões retiradas de água para os usos consuntivos a) Humano, b) Irrigação e c) Industrial do reservatório de Sobradinho entre 1961 e 2017.

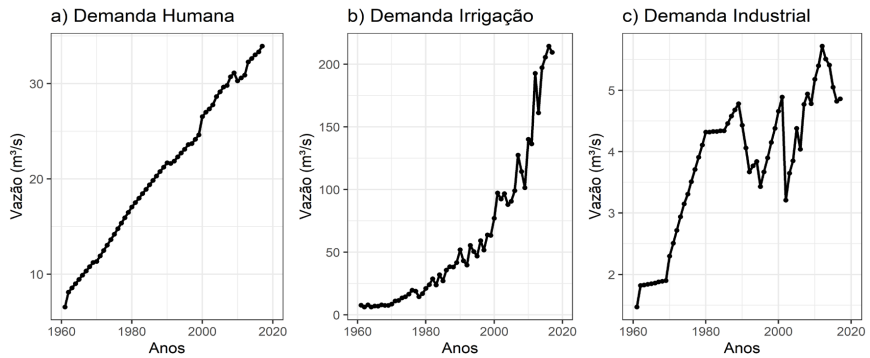
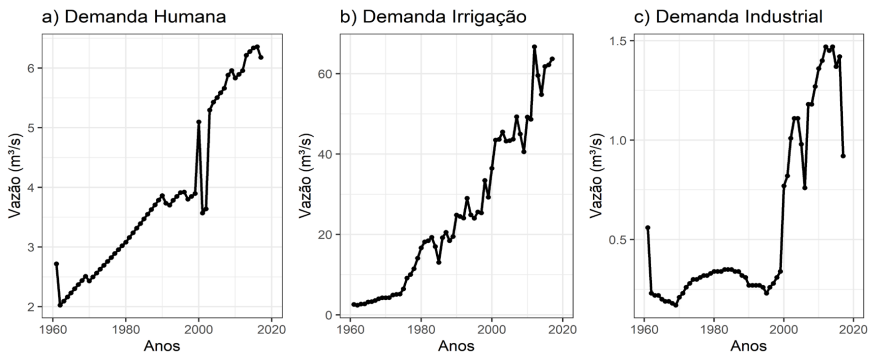


Figura 10: Vazões retiradas de água para os usos consuntivos a) Humano, b) Irrigação e c) Industrial do reservatório de Itaparica entre 1961 e 2017.



Nas Figuras 7, 8, 9 e 10, observou-se o mesmo comportamento de forte tendência de crescimento para as demandas consuntivas médias anuais para os três usos considerados. A Tabela 2 apresenta a evolução das vazões retiradas e sua variação percentual entre 1961 e 2017 para os reservatórios avaliados, além disso, também apresenta esses valores para o período de 1985 e 2017, intervalo onde é possível acompanhar a evolução da demanda e uso e ocupação do solo para a base de dados utilizada. Para Itaparica, na demanda industrial, foi considerado o período de 1962 até 2017 devido ao elevado valor inicial da série.

Tabela 2: Variação das vazões retiradas dos reservatórios de Retiro Baixo, Três Marias, Sobradinho e Itaparica para as demandas consuntivas Humana, para Irrigação e Industrial entre os períodos 1961-2017 e 1985-2017.

Reservatório	Demanda	Variação das vazões retiradas			
		1961 – 2017	%	1985 – 2017	%
Retiro Baixo	Humana	+12,00 m ³ /s	+383,39%	+6,10 m ³ /s	+67,55%
	Irrigação	+3,77 m ³ /s	+1300%	+2,16 m ³ /s	+113,68%
	Indústria	+1,91 m ³ /s	+157,22%	-0,29 m ³ /s	-8,45%
Três Marias	Humana	+2,8 m ³ /s	+169,7%	+1,56 m ³ /s	+53,98%
	Irrigação	+14,57 m ³ /s	+2914%	+13,22 m ³ /s	+714,59%
	Indústria	+1,77 m ³ /s	+453,85%	+0,98 m ³ /s	+83,05%
Sobradinho	Humana	+27,4 m ³ /s	+418,32%	+14,57 m ³ /s	+75,18%
	Irrigação	+201,78 m ³ /s	+2617,12%	+182,36 m ³ /s	+672,17%
	Indústria	+3,39 m ³ /s	+230,61%	+0,52 m ³ /s	+11,98%
Itaparica	Humana	+3,46 m ³ /s	+127,23%	+2,71 m ³ /s	+77,92%
	Irrigação	+61,1 m ³ /s	+2359,07%	+50,65 m ³ /s	+388,42%
	Indústria	+0,69 m ³ /s	+300%	+0,57 m ³ /s	+162,86%

O alto crescimento das demandas consuntivas apresentados na Tabela 2 e a forte tendência de crescimento evidenciada nas Figuras 7, 8, 9 e 10, são mais um indício da grande e acelerada expansão dos usos antrópicos na BHSF entre os anos de 1961 e 2017, destacando-se o elevado crescimento da demanda d'água para irrigação que em alguns casos ultrapassou a variação percentual de 2000%.

Entre 1985 e 2017, período em que se possui dados de demanda consuntiva e de uso e ocupação do solo, observou-se que a variação percentual da demanda d'água para irrigação continua liderando o crescimento, corroborando com o que foi constatado na evolução do uso e ocupação do solo na BESF, onde é possível notar que o avanço da agropecuária (ver Figura 4) correspondeu quase a totalidade da expansão dos usos antrópicos (ver Figura 3) entre 1985 e 2019.

4. CONCLUSÃO

A avaliação da dinâmica do UCS na BESF entre os anos de 1985 e 2019 evidenciou uma acelerada expansão dos UCS antrópicos, sendo composta, em quase toda sua totalidade, pela expansão da agropecuária em detrimento das florestas naturais e formações naturais não florestais. Ademais, a análise das vazões retiradas em quatro reservatório da BHSF (Retiro Baixo, Três Marias, Sobradinho e Itaparica) para os usos consuntivos humano, de irrigação e industrial, apontaram um rápido e elevado crescimento da demandas consuntivas no período analisado (1961 até 2017), destacando as vazões retiradas para irrigação como a de maior ascensão, corroborando, dessa forma, com a grande expansão da agropecuária constatada na avaliação da dinâmica do UCS na BESF.

Nas sub-bacias consideradas – Alto, Médio, Submédio, Baixo e Região da Transposição do São Francisco – com exceção do Alto São Francisco, todas apresentaram um aumento da área percentual da

classe agropecuária variando de 9,17% até 10,71%, enquanto para a classe de floresta natural houve redução da área percentual entre 7,85% até 9,94%. Na região do Alto São Francisco, verificou-se um aumento da área percentual da classe floresta plantada de 4,62% e uma redução das classes de agropecuária e floresta natural em, respectivamente, 1,70% e 3,29%.

Os reservatórios avaliados, em ressalva ao de Retiro Baixo, apresentaram, entre 1961 e 2017, uma variação percentual entre +2359,07% e +2914,00% nas vazões retiradas para irrigação, entre +230,61% e +453,85% para demanda industrial e +127,23% e +418,32% para demanda humana. Para Retiro Baixo, essa variação percentual para as demandas de irrigação, industrial e humana foi, respectivamente, +1300%, +157,22% e +383,39%.

O resultado das duas análises supracitadas são uma forte evidência da grande e acelerada expansão antrópica imposta à BHSF. A avaliação da dinâmica do UCS para a região que será beneficiada pela Transposição do São Francisco indica uma expansão antrópica de mesma magnitude. Dessa forma, pode-se cogitar um grande aumento das demandas consuntivas nessa região, da mesma forma que constatado na BHSF.

Os impactos no ciclo hidrológico da crescente demanda d'água para usos consuntivos aliada aos impactos do avanço dos usos antrópicos, como os apontados por Lucas *et al.* (2021) e Creech *et al.* (2015) para a BHSF, podem comprometer a disponibilidade hídrica da BHSF e, por consequência, os múltiplos usos d'água dessa bacia, gerando situações de conflito na alocação d'água entre os usuários.

Uma disponibilidade hídrica insuficiente na BHSF, devido a atender a múltiplos usos consuntivos e não consuntivos, gera impactos em diversos segmentos econômicos e sociais, não se limitando apenas à região da bacia hidrográfica. A geração de energia no Sistema Interligado Nacional (SIN), por exemplo, propicia a

transferência de energia produzida entre os subsistemas, dessa forma, uma indisponibilidade hídrica na BHSF para esse uso levaria a uma grande redução da energia gerada no País, acarretando a ativação das termelétricas para suprir esse déficit, as quais possuem um feedback positivo para as mudanças climáticas. Além disso, projetos de transposição, como o da região analisada neste trabalho, podem se tornar insuficientes e não atender ao propósito de garantir a segurança hídrica de regiões impactadas pelas recorrentes secas que serão beneficiadas por esse projeto.

A relação de nexos existente entre água, energia, alimentos e clima – este último, apesar de não explorado neste trabalho, possui imensa relevância no regime hidrológico de uma bacia hidrográfica – atribui a necessidade de um planejamento integrado à gestão dos recursos hídricos. Esse planejamento deve considerar as diversas esferas impactadas e que afetam a disponibilidade hídrica de uma bacia hidrográfica.

O planejamento integrado da gestão dos recursos hídricos deve levar em consideração diversos segmentos, por exemplo: o planejamento hídrico, o planejamento econômico, o planejamento social, o planejamento energético (nas bacias em que o uso para a geração de energia for presente) e o planejamento territorial, preferencialmente com uma ordem hierárquica entre esses. Esse último segmento possui importância relevante para uma gestão e utilização sustentável dos recursos hídricos, já que pode nortear ações de mitigação dos impactos das modificações antrópicas no regime hidrológico e preservação de uma bacia hidrográfica, objetivando a proteção desse recurso para gerações atuais e futuras.

Para o planejamento territorial, é indispensável o entendimento de como as modificações da bacia hidrográfica de caráter antrópico impactam no ciclo hidrológico da bacia. Para essa necessidade, modelos hidrológicos distribuídos ou semi-distribuídos são de

grande valia no estudo desses impactos, tais como: o modelo hidrológico baseado em células (*cell-based model*) utilizado por Chen *et al.* (2015) e o *Soil & Water Assessment Tool* (SWAT) utilizado por Creech *et al.* (2015). Nesses modelos, são indispensáveis as informações sobre a dinâmica do UCS e das demandas consuntivas, como as avaliadas nesse trabalho.

Os resultados obtidos nesse trabalho, portanto, podem auxiliar os gestores hídricos na elaboração de políticas hídricas e na tomada de decisão sobre os recursos hídricos. Além disso, são o ponto de partida para análises mais robustas que buscam compreender como as mudanças antropogênicas em uma bacia hidrográfica impactam em seu ciclo hidrológico.

5. REFERÊNCIAS

- ANA. **Catálogo de Metadados da ANA**. Agência Nacional de Águas, Brasília – DF, Brasil, 2013. Disponível em: <https://metadados.snirh.gov.br/geonet-work/srv/por/catalog.search#/home>. Acesso em: (24/02/2021)
- _____. **Manual de Usos Consuntivos de Água no Brasil**. Agência Nacional de Águas, Brasília – DF, Brasil, 2019. ISBN 978-85-8210-057-8
- _____. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2020: informe anual**. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, Brasília – DF, Brasil, 2020.
- AWOTWI, A.; ANORNU, G. K.; QUAYE-BALLARD, J. A.; ANNOR, T. Monitoring Land-use/Land-cover Changes due to Extensive Gold Mining, Urban Expansion and Agriculture in the Pra River Basin of Ghana, 1985-2025. **Land Degradation and Development**, v.29, n. 10, p. 3331-3343, 2018
- BOSMANS, J. H. C.; Van Beek, L. P. H.; SUTANUDJAJA, E. H.; BIERKENS, M. F. P. Hydrological impacts of global land cover change and human water use. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 21, n. 11, p. 5603-5626.
- BRAGANÇA, A. The Economic Consequences of the Agricultural Expansion in Matopiba. **Revista Brasileira de Economia**, v. 72, n. 2, p. 161-185, 2018.

- BRASIL. **Projeto de Integração do Rio São Francisco, Relatório de Impacto Ambiental – RIMA**. Ministério da Integração Nacional. Belo Horizonte – MG, julho/2004. Disponível em: <https://antigo.mdr.gov.br/images/stories/ProjetoRioSaoFrancisco/ArquivosPDF/documentostecnicos/RIMAJULHO2004.pdf> (Acessado em 12 de março de 2021).
- CBHSF. **Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco 2016-2025**. Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco – CBHSF, Alagoas, Brasil, 2016.
- CHEN, H.; TONG, S. T. Y.; YANG, H; YANG. Y. J. Simulating the hydrologic impacts of land-cover and climate changes in a semi-arid watershed. **Hydrological Sciences Journal**, v. 60, n. 10, p. 1739-1758, 2015.
- CODEVASF; ANA. **Análise multitemporal da dinâmica da alteração da conformação do leito do rio São Francisco – trecho médio**. Brasília – DF, 2002.
- CREECH, C. T.; SIQUEIRA, R. B.; SELEGEAN, J. P.; MILLER, C. Anthropogenic impacts to the sediment budget of São Francisco River navigation channel using SWAT. **International Journal of Agricultural and Biological Engineering**, v. 8, n. 3, p. 1-20, 2015.
- GEBREHIWOT, S. G.; BALDASSARRE, G.; BISHOP, K.; HALLDIN, S.; BREUER, L. Is observation uncertainty masking the signal of land use change impacts on hydrology. **Journal of Hydrology**, v. 570, p. 393-400, 2019.
- IBGE. **Malha Territoriais**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Brasil, 2020. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais.html> (Acesso em 14/02/2021).
- LANDAU, E. C.; GUIMARÃES, D. P.; SOUSA, D. L. **Expansão geográfica da agricultura irrigada por pivôs centrais na Região do Matopiba entre 1985 e 2015**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA, EMBRAPA Milho e Sorgo, Sete Lagoas – MG, Brasil, 2016.
- LUCAS, M. C.; KUBLIK, N.; RODRIGUES, D. B. B.; MEIRA NETO, A. A.; ALMAGRO, A.; MELO, D. C. D.; ZIPPER, S. C.; OLIVEIRA, P. T. S. Significant Baseflow Reduction in the Sao Francsico River Basin. **Water**, v. 13, n. 1, 2021.
- MAPBIOMAS (2019). **Projeto MapBiomias – O projeto**. Disponível em: <https://mapbiomas.org/o-projeto> (acessado em: 24/02/2021).

- MAPBIOMAS (2020). **Projeto MapBiomas – Coleção 5.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**. Disponível em: <https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/> (acessado em: 24/02/2021).
- PONTES FILHO, J. D.; SOUZA FILHO, F. A.; STUDART, T. M. C. Copula-Based Multivariate Frequency Analysis of the 2012-2018 Drought in Northeast Brazil. **Water**, v. 12, p. 834.
- RIBEIRO, L. C. S.; LÔBO, A. S.; SILVA, L. D.; ANDRADE, N. F. S. Padrões de crescimento econômico dos municípios do MATOPIBA. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 58, n. 3, p. 1-17, 2020.
- SILVA, M. V. M.; SILVEIRA, C. S.; COSTA, J. M. F.; MARTINS, E. S. P. R.; VASCONCELOS JÚNIOR, F. C. Projection of Climate Change and Consumptive Demands Projections Impacts on Hydropower Generation in the São Francisco River Basin, Brazil. **Water**, v. 13, n. 3, p. 332, 2021.
- SOUZA Jr, C. M.; SHIMBO, J. Z.; ROSA, R. M.; PARENTE, L. L.; ALENCAR, A. A.; RUDORFF, B. F. T.; HASENACK, H.; MATSUMOTO, M.; FERREIRA, L. G.; SOUZA-FILHO, P. W. M.; OLIVEIRA, S. W.; ROCHA, F. W.; FONSECA, A. V.; MARQUES, C. B.; DINIZ, C. S.; COSTA, D.; MONTEIRO, D.; ROSA, E. R.; VÉLEZ-MARTIN, E.; WEBER, E. J.; LENTI, F. E. B.; PATERNST, F. F.; PAREYN, F. G. C.; SIQUEIRA, J. V.; VIERA, J. L.; FERREIRA NETO, L. C.; SARAIVA, M. M.; SALES, M. H.; SALGADO, M. P. G.; VASCONCELOS, R.; GALANO, S.; MESQUITA, V. V.; AZEVEDO, T. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 2735, 2020.
- WADA, Y.; van BEEK, L. P. H.; WANDERS, N.; BIERKENS, M. F. P. Human water consumption intensifies hydrological drought worldwide. **Environmental Research Letters**, v.8, n.1, 2013.

AVALIAÇÃO DA PERCEPÇÃO ÀS SECAS COMO SUBSÍDIO A SEGURANÇA HÍDRICA

Louise Caroline Peixoto Xavier

Samiria Maria Oliveira da Silva

Taís Maria Nunes Carvalho

Francisco de Assis Souza Filho

1. INTRODUÇÃO

Os recursos hídricos compreendem um papel vital na produção agrícola, nas atividades econômicas e industriais, no abastecimento humano, e no desenvolvimento ecológico e sustentável (Vorosmarty et al., 2000; CAI et al., 2020). Sua escassez abrange uma discussão no meio científico, posto sua relação com interesses políticos e sociais, podendo originar diversos conflitos ou mesmo a possibilidade de guerras (Mishra e Singh, 2010).

Embora possua diferentes definições, em acordo com a ONU, segurança hídrica pode ser reconhecida como a “...capacidade de uma população para garantir o acesso sustentável a quantidades adequadas de água, com qualidade aceitável para a subsistência, o bem-estar humano e o desenvolvimento socioeconômico, assegurando a proteção dos recursos hídricos contra a poluição e os desastres relacionados com a água, bem como a preservação dos ecossistemas em um clima de paz e estabilidade política” (INSTITUTE FOR WATER, ENVIRONMENT & HEALTH, 2013, p. 02).

Assim, a Segurança Hídrica, entendida como o suprimento de água em quantidade, qualidade e garantia aceitáveis para o suprimento da população e uso com finalidade econômica, requer uma visão integrada da gestão dos recursos hídricos (Bakker, 2012; Melo e Johnsson, 2017). Entendida dessa forma, a segurança hídrica associa-se as categorias segurança alimentar e ambiental, evidenciando a necessidade de extrapolação da gestão integrada dos recursos hídricos (prevenir- controlar- garantir) para aportar numa gestão pautada no risco, a qual se assenta em outro tripé: incertezas, adaptação e risco de falha.

Esse tripé não é excludente, mas sim composto por pares dialéticos na busca e construção da segurança hídrica, num contexto de uma gestão adaptativa que reconhece a importância de ações interdisciplinares, capazes de superar os desafios impostos pela forma inadequada de uso e ocupação do solo e pelo uso ineficiente/degradante dos recursos hídricos, resultados do atual modelo urbano-industrial. Assim, reconhece-se a perspectiva multidisciplinar em torno da segurança hídrica, exigindo que este conceito perpasse por uma análise que inclua questões de governança, economia, aceitação social e necessidades de uso (WUIJTS et al., 2018).

Nesse sentido, a segurança hídrica é ameaçada pelo fenômeno da seca. Esta é analisada como um fenômeno natural, podendo potencializar ou agravar situações de desequilíbrio entre as disponibilidades dos recursos hídricos numa região hidrológica, ocasionando a sua escassez e posteriormente impactos de grande significância (VIVAS; MAIA, 2010). Além disso, a seca aumenta a chance de insegurança alimentar, escassez de água potável, problemas mentais e de saúde física, a migração para o trabalho, dentre outros (UDMALE, 2014).

Assim, a seca perpassa pelas diversas esferas da sociedade impactando nos seus respectivos setores. Cunha (2008) discute

os impactos sociais, econômicos e ambientais da seca. Quanto aos impactos econômicos, cita a perda de produção agrícola e industrial, aumento de custos na tarifa para a população e perdas financeiras para as companhias de água e esgoto. No tocante aos impactos ambientais está a redução de biodiversidade, a redução de água no subsolo, bem como níveis mais baixos nos lagos e em reservatórios. Por fim, os impactos sociais estão associados aos problemas relacionados à saúde pública, contaminação na rede de abastecimento e déficit na segurança hídrica.

Nesse contexto, a gestão de riscos de seca se caracteriza como uma abordagem proativa da inserção de estratégias de curto, médio e longo prazo, que devem ser inseridas no processo de tomada de decisões no tocante às secas. Assim, as ações devem ser pautadas no equilíbrio entre demanda e disponibilidade de água, analisando os cenários de seca atuais e futuros, no intuito de mitigar seus efeitos e propor ações sistemáticas e antecipadas, a partir de técnicas que melhorem a previsão ou alerta precoce dos eventos de seca (ARAÚJO JÚNIOR, 2018). Os autores Philip e Salian (2011) defendem que novas políticas, regulamentos, modelos, técnicas e investimentos serão sempre necessários para gerir impactos decorrentes do crescimento populacional, da infraestrutura que se deteriora, do crescimento urbano, das mudanças climáticas e de muitas outras pressões atuais e futuras sobre o sistema hídrico.

Nesse sentido, a gestão eficiente dos recursos e a adoção de uma base robusta e confiável tanto no tocante ao planejamento e à tomada de decisões quanto à alocação eficiente da água faz-se necessária a sobrevivência e manutenção do sistema. Para isso, a compreensão da percepção dos usuários deste sistema passa a ser vista como necessária ao desenvolvimento de mecanismos proativos de adaptações às secas, como também na elaboração de políticas de gestão de seca e no desenvolvimento de um sistema holístico e eficiente de alerta precoce ao risco (Xavier et al., 2020).

Nesse sentido, este estudo visa identificar e selecionar variáveis capazes de explicar a percepção às secas, por meio do uso de técnicas de aprendizado de máquina, algoritmos que possuem baixa restrição na sua aplicação, com reduzidas exigências no pré-processamento de dados, além de alta robustez, o que explica seu avanço e importância científica (Villarin e Rodriguez-Galiano, 2019). Apesar de sua ascensão na literatura, o potencial das técnicas de aprendizado de máquina para questões como a percepção ainda é carente de exploração.

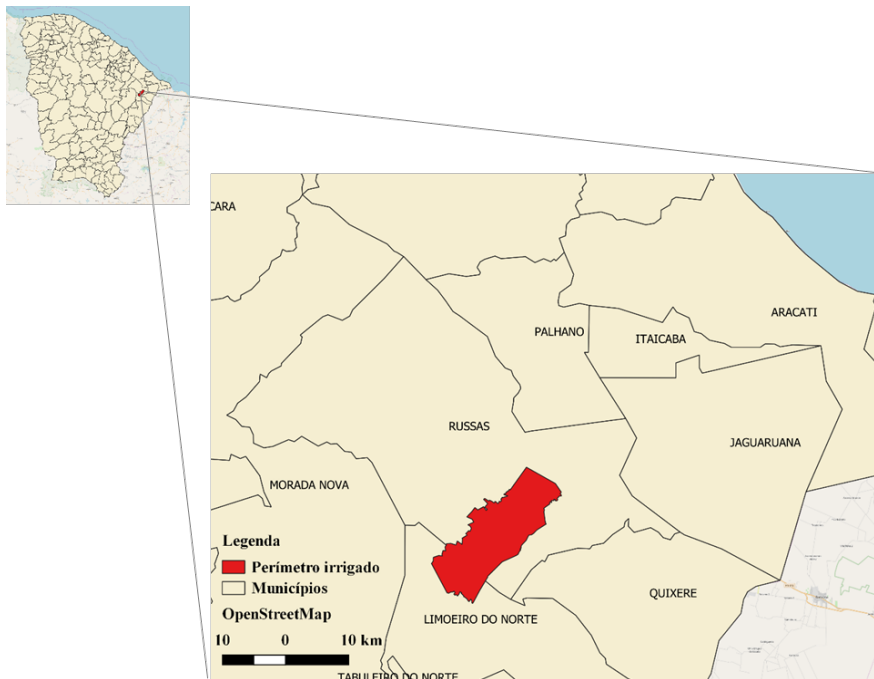
Neste trabalho optou-se pelo uso do algoritmo da Floresta Aleatória (RF) e a técnica de Árvores de decisão (DT), ferramentas estas de fomento na área de classificação e que permitem aumentar a capacidade de decisão entre os atributos disponíveis, reduzindo assim a subjetividade dos resultados obtidos. O uso destas técnicas está atrelado a sua versatilidade na solução de diversos problemas práticos, inclusive no setor de água, conforme comprovado por Tyrallis et al. (2019). Portanto, tomando esses artefatos, o trabalho objetivou a compreensão da percepção numa perspectiva de ampliação de segurança hídrica, de modo a auxiliar no processo de tomada de decisões, somada a gestão participativa na manutenção da disponibilidade hídrica adequada ao uso.

2. LOCAL DE ESTUDO

O estudo foi aplicado para o Perímetro Irrigado Tabuleiro de Russas que está localizado nos municípios de Russas, Limoeiro do Norte e Morada Nova a 160 km da área metropolitana de Fortaleza, Ceará, com as seguintes coordenadas geográficas: latitude Sul 5°37'20", longitude Oeste 38°07'08", com altitude de 82 metros. A escolha da área de estudo se deu ao fato deste se apresentar como um dos principais perímetros do estado. A saber, o perímetro cobre uma área total de 18.276 ha.

A área do perímetro Tabuleiro de Russas (Figura 1) está situada no Baixo Jaguaribe na Zona de Transição Norte do Tabuleiro de Russas, em forma de uma faixa de terra arável contínua ao longo da margem esquerda do rio Jaguaribe entre a confluência entre o rio Banabuiú e da cidade de Russas (MACIEL, 2016). O perímetro apresenta estreita proximidade com o rio Jaguaribe dentro da zona de fronteira a jusante de Banabuiú e Baixo Jaguaribe.

Figura 1: Localização do perímetro irrigado Tabuleiro de Russas.



Fonte: Autor (2019).

Segundo a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo BSh - Clima Semiárido quente, caracterizando-se como seco e muito quente. A precipitação média é de 720 mm, distribuída irregularmente ao longo do ano, concentrando-se entre os meses de

dezembro a junho. A umidade relativa média do ar e a temperatura média mensal são, respectivamente, de 60% e 27° C e a demanda evaporativa é de 2900 (MACIEL, 2016).

3. METODOLOGIA

3.1. Dados

A pesquisa perpassa por duas vertentes, a saber, a vertente subjetiva, a partir da análise de adaptabilidade dos protagonistas do processo, e a esfera técnica, partindo da caracterização da seca e identificação das estratégias de adaptação, além da seleção das variáveis de maior influência na percepção dos irrigantes do perímetro Tabuleiro de Russas. A pesquisa foi realizada por meio da aplicação de questionários semiestruturados e entrevistas face-a-face com os mentores do processo.

A quantidade de questionários aplicados foi limitada por alguns aspectos como a grande distância entre os lotes e a quantidade de lotes inativos e de difícil acesso, sendo, portanto, aplicado às famílias que se dispuseram a participar da pesquisa. Em virtude disso, o processo da coleta de dados passou por uma adaptação de estratégias, entre elas reduzir o número de entrevistas previsto e alocar os pontos entrevistados de maneira a reduzir a homogeneização dos dados, apesar do considerável deslocamento entre os lotes ativos.

Para a definição da amostragem utilizou-se a técnica da amostragem bola de neve, em especial devido ao caráter descritivo da pesquisa, pois essa metodologia permite explorar o subjetivo e pessoal do entrevistado diante de suas experiências (SILVA, 2009). Essa técnica trabalha com o sistema de indicação, onde cada entrevistado indica o próximo a ser interrogado. Tendo em vista que a área de estudo abrange muitos lotes abandonados, essa técnica permitiu maior alcance aos setores em operação.

A composição dos questionários e roteiro das entrevistas foi elaborado tomando por base os estudos de UDMALE et al. (2014) e Cunha et al. (2012), que abordam as relações sociais e políticas aliadas as implicações da seca e as estratégias de adaptação associadas ao setor agrícola.

3.2. Seleção e avaliação das variáveis explicativas da percepção às secas

Entender a percepção de uma determinada população é uma tarefa difícil, posto depender de diversos fatores, sejam eles sociais, culturais, políticos ou econômicos. Porém, avaliar a percepção dentro de um contexto em que ela dependa de outras variáveis para ser interpretada, permite uma melhor compreensão dos fatores que a governam e como eles interagem.

Estas variáveis, ditas preditivas, podem interagir de maneiras complexas, não-lineares, minando o potencial de técnicas estatísticas comuns em sua análise. Assim, técnicas de aprendizado de máquina compreendem uma abordagem alternativa aos modelos descritivos convencionais, por seu caráter técnico, desempenho superior, facilidade de interpretação visual, além da disponibilidade de implementações em software R (VILLARIN e RODRIGUEZ-GALLIANO, 2019).

Nesse estudo, adotou-se o método da Floresta Aleatória para efetuar a classificação das variáveis explicativas e a metodologia da Árvore de Decisão para compreender a sinergia entre as variáveis.

As variáveis preditivas utilizadas como dados de entrada do modelo foram escolhidas com base nas discussões apresentadas na literatura científica acerca da compreensão às secas (ver URQUIJO; STEFANO, 2015; BAHTA, 2016; UDMALE et al.,2014; CUNHA et al.,2012).

No Quadro 1 estão dispostas as variáveis selecionadas. Para a classificação delas, os entrevistados foram indagados sobre as secas estarem se tornando mais longas e sobre estarem sendo vivenciadas com maior frequência, tendo para ambas às respostas as opções de se manterem neutros ou se manifestarem positivamente ou ainda negativamente, tomando tais respostas como norteadoras da percepção.

Quadro 1: Descrição das variáveis utilizadas no RF.

Variável	Descrição	Codificação
Perc	Percepção	Escalonada (0 a 3)
Sexo	Sexo do entrevistado	Binária (F/M)
Idade	Idade do entrevistado	Aberta (anos)
tempo_trab	Tempo de trabalho com agricultura	Aberta (anos)
educ_nivel	Nível de escolaridade	Escalonada (0 a 5)
num_lote	Número de lotes ativos	Escalonada (0 a 5)
anos_seca	Número de secas vividas	Aberta (anos)
razoes_seca	Motivo elencado como o principal para as secas	Escalonada (0 a 4)
clima_info	Quantidade de fontes de informação sobre o clima	Múltipla escolha (0 a 5)
discus_seca	Participação em grupos de discussão sobre a seca	Dicotômica (S/N)

Em relação a classificação da percepção, para os ambos os critérios, as respostas foram associadas a quatro classes: indiferente (0), alta (1), baixa (2), nenhuma percepção (3).

3.3. Random Forest (RF)

A Random Forest (RF), fundamentada no algoritmo clássico de Breiman, é um método preditivo que executa a seleção de variáveis como parte de seu processo de aprendizado. Introduzido na literatura por Breiman (1984), o método do RF é um algoritmo popular de aprendizado de máquina que se baseia na combinação de muitos modelos de árvores de classificação e/ou regressão (CART) treinados com agregação de bootstrapping (bagging). A técnica de bagging é usada para treinar a criação de dados, reamostrando aleatoriamente o conjunto de dados original com substituição. Portanto, ao mesmo tempo que alguns dados podem ser usados mais de uma vez no treinamento, outros podem nunca ser usados. Esse método foi utilizado para avaliar a importância de cada variável explicativa da percepção.

O início da seleção do conjunto de treinamento para cada árvore, é marcado pela redução de cerca de um terço das observações para avaliação do desempenho, a amostra Out-of-Bag (OOB). Essa amostra é utilizada para obter uma estimativa imparcial do erro de previsão e uma estimativa da importância das variáveis (GENUER; POGGI; TULEAU-MALOT, 2010).

A RF avalia a importância de cada variável com base no aumento no erro quadrático médio (% IncMSE), que são usados na classificação dos preditores em termos da força de seu relacionamento com as variáveis de resposta (MUTANGA et al., 2012). Quanto mais alto os valores de IncMSE mais importante a variável. Assim, a partir das previsões de todas as árvores na floresta, calcula-se o erro quadrado médio (MSEOOB), conforme Liaw et al. (2003), pela equação 1:

$$MSE_{OOB} = n^{-1} \sum_{i=1}^n \{y_i - \hat{y}_i^{oob}\}^2 \quad (1)$$

Onde, y_i corresponde ao valor medido da variável e \hat{y}_i^{oob} é a média das previsões OOB para a i -ésima observação. O IncMSE foi tomado como medida de importância das variáveis. Foram utilizados 100 conjuntos de treinos e testes selecionados de forma aleatória. A mediana do IncMSE para os 100 conjuntos de teste foi utilizada como medida classificatória das variáveis.

Para este modelo de classificação, o tamanho da amostra, a_n , foi definido com o tamanho do conjunto de dados ($a_n = 29$), o número de árvores (ntree) sofreu modificação do padrão (ntree = 500), recebendo o valor de 100. Os demais parâmetros do método seguiram o padrão definido por Breiman (2001).

3.4. Árvore de decisão

A análise das decisões apoiou-se no modelo de árvore de decisão, ferramenta que além de dar suporte à tomada de decisão, descreve a estrutura lógica das decisões, incertezas e possíveis resultados (Khader et al. 2013). Fundamentalmente, a árvore de decisão consiste em uma hierarquia de nós internos e externos que são conectados por ramos.

Em uma árvore de decisão, o roteiro corresponde a apresentação de um conjunto de dados ao nó inicial (ou nó raiz que também é um nó interno) da árvore; posteriormente, a depender do resultado do teste lógico usado pelo nó, a árvore ramifica-se para um dos nós filhos, repetindo-se o procedimento até que um nó terminal é alcançado. Assim, essa repetição caracteriza a recursividade da árvore de decisão.

Na metodologia do CART, ao invés de se determinar quando um nó é terminal ou não, proporciona-se o crescimento da árvore até que não seja mais possível fazê-lo, como por exemplo ao atingir um número mínimo de dados na amostra.

No caso da árvore de classificação, o valor (classe) obtido pelo nó de término nos dados de treinamento é a moda das suas observações. Assim, a uma nova observação de dados atribui-se o valor da moda correspondente. Finalmente, o CART exige localizar a divisão ideal, de forma a minimizar a impureza da árvore. Para medir a impureza, o algoritmo utiliza o Índice Gini (Breiman et al. 1984) como uma medida para a melhor seleção de divisão, definido por

$$I_G(t_{x(xi)}) = 1 - \sum_{j=i}^m f(t_{X(xi)}, j)^2$$

Onde, $f(t_{X(xi)}, j)$ corresponde a proporção de amostras com o valor x_i pertencente à folha j no nó t . O menor índice de pureza, ou de Gini, define a escolha do atributo, e, conseqüentemente a divisão da árvore decisão.

A árvore de decisão possui dois parâmetros principais: o Minsplit, número mínimo de observações que devem existir em um nó para que uma divisão seja feita, e o Cost, um vetor de custos não negativos, um para cada variável no modelo. Nesse caso, a melhoria na divisão em uma variável é dividida pelo seu custo na decisão de qual divisão escolher. Para o modelo, o Minsplit foi definido como 2, enquanto o Cost seguiu o valor padrão (Cost = 1).

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os irrigantes apresentaram uma grande vulnerabilidade ao cenário de secas, uma vez que sua produtividade é diretamente afetada por tal fenômeno. Portanto, a observação em relação ao cenário natural é crucial para a preparação destes aos tempos de crise antes que está se inicie, influenciando na adoção das medidas adaptativas necessárias a resiliência do lote e, portando, a

manutenção da segurança hídrica deste. As entrevistas basearam a percepção do irrigante trançando o perfil socioeconômico destes, bem como sua opinião acerca de questões climáticas, nível de participação em discussões internas sobre a temática e experiência pessoal com eventos de escassez.

4.1. Classificação das variáveis explicativas da Percepção às Secas

Para os critérios de duração e frequência de secas, a classificação da importância das variáveis obtidas pelo método do RF, é exposta nas Figuras 2 e 3. Para isso, a percepção foi considerada em duas instâncias: percepção como sinônimo de avaliação de evolução da frequência das secas e percepção com relação ao aumento ou diminuição na duração das secas.

Em relação a duração (Figura 2), o RF apontou como número de lotes ativos pertencentes ao agricultor e o tempo de trabalho deste na agricultura como as variáveis explicativas mais importantes para a percepção às secas. A opinião acerca do motivo das secas, assim como a idade do participante e o nível de escolaridade também se mostraram relevantes em importância a percepção dos agricultores. Todas as variáveis mostraram importância positiva na percepção, sendo a variável sexo a de menor relevância.

No que se refere a percepção, tomando como parâmetro a frequência das secas (Figura 3), o RF infere que as variáveis idade, nível educacional e número de lotes ativos são consideradas as mais importantes para a percepção dos entrevistados. Números de secas vividas, tempo de trabalho com a agricultura e número de informações climáticas seguem, de forma gradativa, na ordem de importância. Todas as variáveis se mostraram positivas em relação a sua importância para a percepção, sendo a participação em grupos de discussão a de menor relevância sobre os dados.

Figura 2: Box plot das variáveis em função das importâncias pelo RF para a duração das secas.

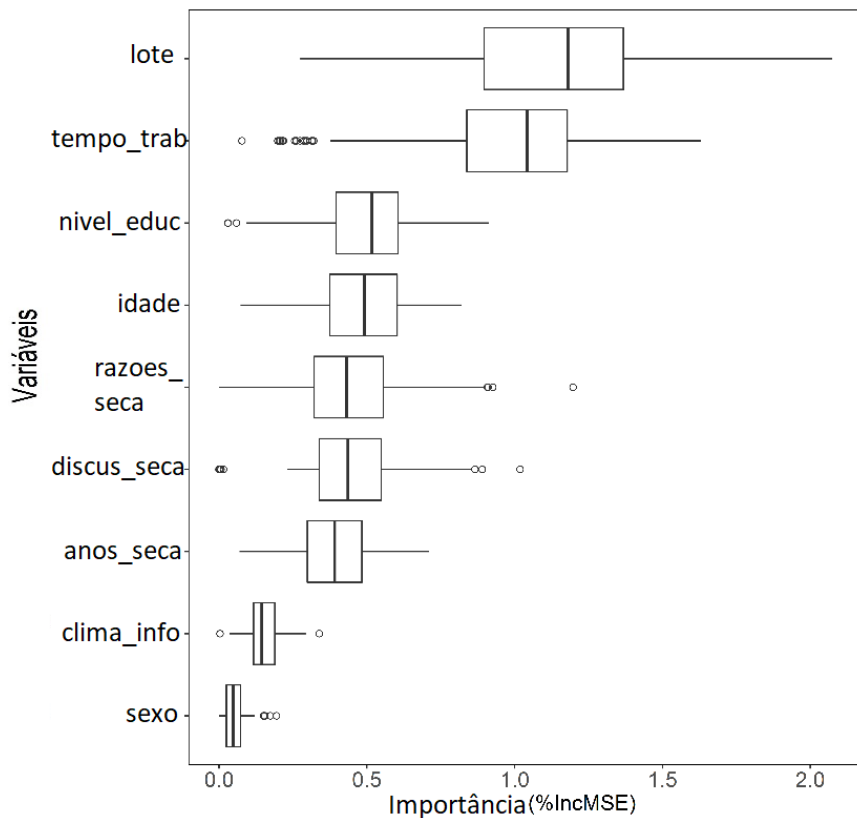
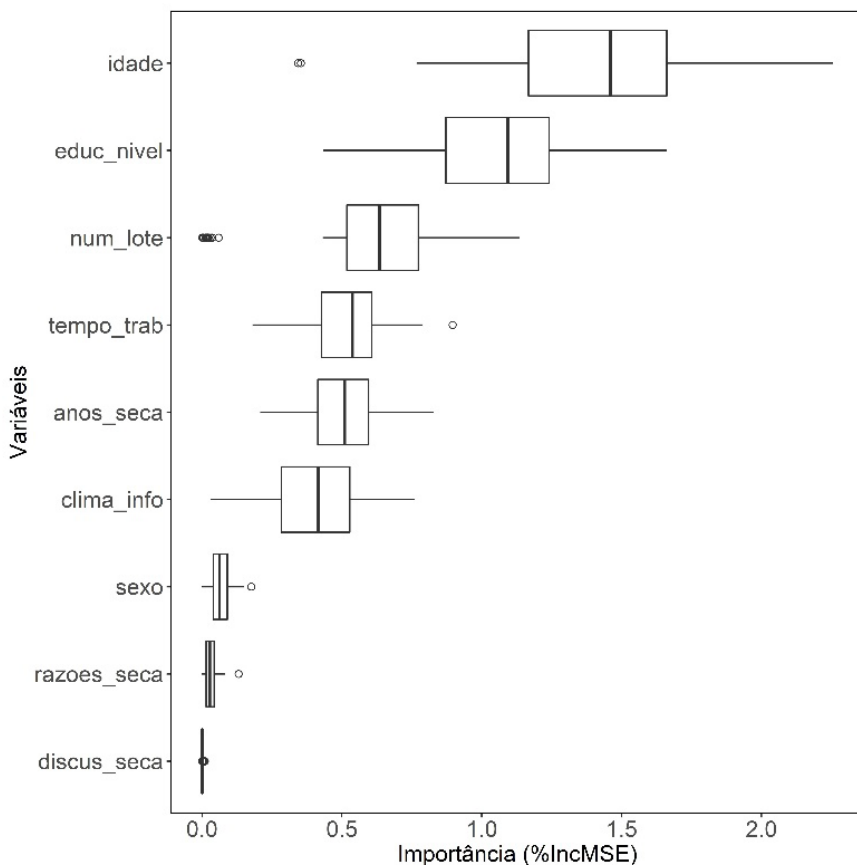


Figura 3: Box plot das variáveis em função das importâncias pelo RF para a frequência das secas.



As variáveis lote, idade, tempo e educ_nivel coincidiram entre as cinco variáveis mais importantes, embora não nessa ordem, tanto para a análise por duração quanto por frequência, denotando então sua importância na compreensão da percepção do irrigante.

Analisando a literatura, algumas dessas variáveis são pautadas e discutidas ao nível de percepção. Diversos fatores, como idade, gênero, religião, acesso à educação e meios de comunicação, entre outros, são citados na construção da percepção climática e de risco

(SÁNCHEZ-CORTES; CHAVERO, 2011; JONES; BOYD, 2011; RAO et al, 2011).

Bahta et al. (2016) pontuam a educação como fator importante no desenvolvimento de uma comunidade resiliente aos impactos da seca, fator este que apresenta considerável importância no modelo, conforme Figura 3. Para os autores, a educação precária pode ser associada à marginalização e à pobreza, assim quanto menor a escolaridade dos agricultores, maior a probabilidade de serem suscetíveis a impactos da seca. Outra hipótese, elaborado por Lindoso (2013), é que muito jovens possuem um cotidiano cada vez menos conectado com às atividades agropecuárias e mais ligada com os estudos e atividades na zona urbana, o que pode influenciar na sua percepção quanto aos ciclos e tendências ambientais.

Segundo Udmale et al. (2014), a seca possui diferentes significados para os usuários de acordo com, por exemplo, seu ambiente físico, tipo e grau de envolvimento em atividades agrícolas e nível de impacto no seu bem-estar financeiro. Esses autores verificam que os agricultores com maior retenção de terras, ou mais lotes, mostraram-se mais resilientes e menos vulneráveis aos cenários de seca, adotando medidas como mudança de calendário agrícola e priorizando culturas com baixo consumo de água, práticas menos observadas nos agricultores com propriedades de terra marginais e pequenos. Para o perímetro em estudo, os entrevistados se distinguem, majoritariamente, pelas culturas cultivadas e o tamanho dos lotes, uma vez que as técnicas de irrigação e manejo em muito se assemelham.

Uma relação entre o tamanho dos lotes pode ser estabelecida com a questão da produtividade do agricultor sob a hipótese de que o maior número de lotes determine produtores de maior porte, conseqüentemente maior poder aquisitivo, e possivelmente com mais acesso a novas tecnologias. Essa discussão apresenta elevada pertinência, uma vez que essa variável foi avaliada com considerável importância para ambas as análises.

Na percepção do risco de seca, o tempo de experiência na agricultura também apresenta um papel importante e afeta significativamente a recuperação e a expectativa dos irrigantes (ASHRAF; ROUSTRAY, 2013). Sendo assim, é necessário observar como o cotidiano e a experiência da classe irrigante desempenha importância tanto na sua concepção de seca, quanto na resiliência e adaptação do usuário aos impactos e ao risco. Os estudos de Ashraf e Routray (2013) analisando a experiência dos trabalhadores rurais, apontaram que os agricultores mais experientes percebiam de forma mais significativa a variação na temperatura e precipitação, opinando a respeito, enquanto os agricultores menos experientes na agricultura afirmavam desconhecer esta mudança ou simplesmente não opinaram.

Desta forma, infere-se que os anos de experiência do irrigante com a prática da agricultura é um fator preponderante no que tange a adaptação deste aos cenários de seca e conseqüentemente influencia na sua percepção.

A idade dos entrevistados pode ser associada ao nível de escolaridade. Nesse estudo, observaram-se que os entrevistados tinham idade na faixa dos 30 aos 60 anos, com incidência de 37% na faixa de 40 a 50 anos. Essa concentração pode ser explicada por vários motivos, dentre eles o incentivo a educação dos filhos, posto a facilidade de acesso em comparação a décadas passadas, o que implica no afastamento dessa classe jovem das práticas agrícolas, além das dificuldades impostas pelos baixos níveis de água disponibilizados para agricultura, o que leva essa classe a evadir em busca de outras fontes de renda.

4.2. Sinergia entre as variáveis explicativas

Para melhor compreensão das sinergias entre as variáveis, utilizou-se a análise das variáveis por árvore de decisão. O método selecionou as variáveis lote, anos_seca e idade, para a percepção

associada a duração, e as variáveis idade, educ_nivel e sexo, para a percepção influenciada pela frequência das secas, como as mais importantes para explicar e classificar a percepção dos irrigantes.

Em relação a duração das secas (Figura 4), cada variável independente é acompanhada pelo respectivo valor limiar de decisão. A construção da árvore deve iniciar com a variável que melhor maximiza a pureza do conjunto de dados e minimiza sua entropia. Nesse caso, o primeiro nó ou nó raiz foi representado pela variável lote, sendo estipulado um limiar menor que dois lotes ativo para a próxima subdivisão. Não atendendo a esta condição, o segundo nó correspondeu a variável anos_seca, para qual o limite era inferior a 5.5 número de secas vividas. No caso de negatividade para o segundo nó, o modelo ainda considerou um terceiro nó com a variável idade e um limiar maior ou igual a 51 anos. Abaixo de cada resultado encontra-se a porcentagem de observações para a respectiva resposta.

Da mesma forma, para a Figura 5 é analisado a relação entre as variáveis para o critério de percepção às secas pela frequência de secas. Analisando de forma análoga, o primeiro nó compreende a variável idade, tida como mais importante na RF, com limiar maior ou igual a 57 anos. No caso do cumprimento dessa condição, a mesma é novamente dividida para a nova condição de maior ou igual a 58 anos e o processo é finalmente repetido para a idade superior a 68 anos. No caso do não cumprimento do primeiro nó, o próximo se refere a variável educ com limiar menor que 5 (ensino superior incompleto) com incidência positiva de 83%. Para o caso de não atender essa condição, um novo nó surge com a variável sexo (feminino = 0, masculino = 1), onde a incidência de mulheres é a mesma de homens, tomando os parâmetros anteriores.

Os parâmetros identificados na árvore estão dispostos na legenda das figuras, sendo eles a classe de identificação da percepção e a porcentagem de observações no nó, vistos sob cada partição.

Figura 4: Árvore de decisão associada a duração das secas. Em cada nó, o valor indicado na parte superior da caixa se refere a classe de percepção. O valor da parte inferior indica a porcentagem de observações no nó.

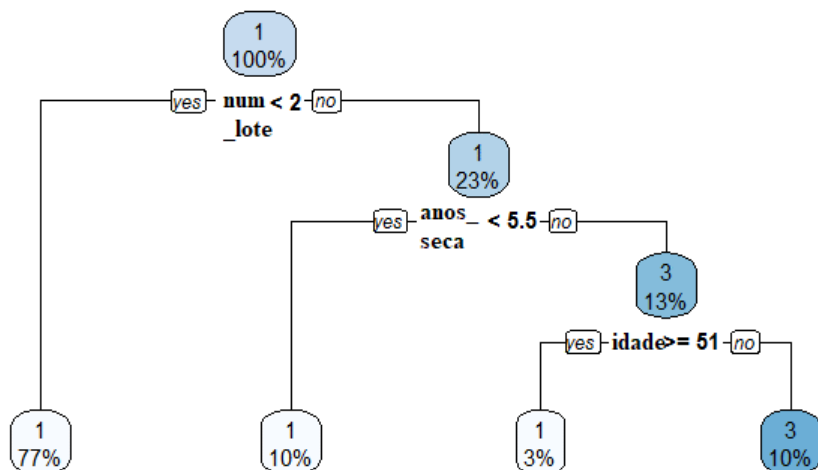
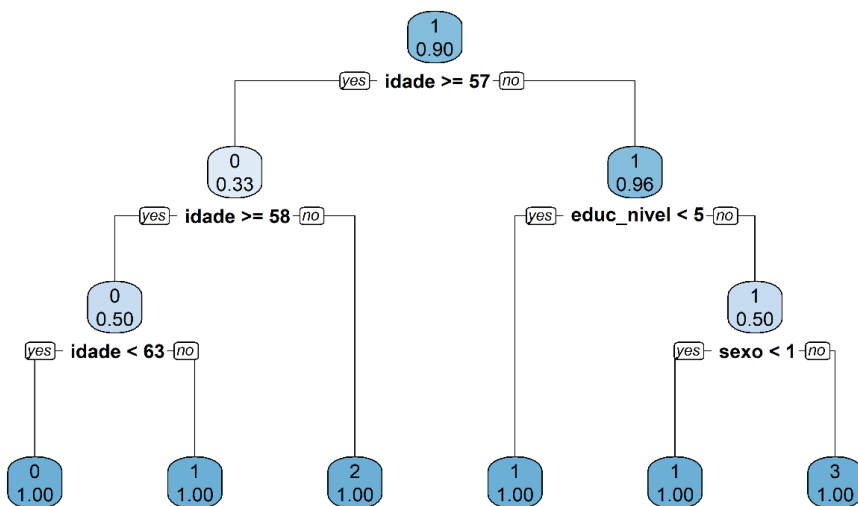


Figura 5: Árvore de decisão associada a frequência das secas. Em cada nó, o valor indicado na parte superior da caixa se refere a classe de percepção. O valor da parte inferior indica a porcentagem de observações no nó.



Uma comparação entre as árvores de decisão, permite inferir acerca das semelhanças entre os resultados das classes. Na Figura 4, referente a duração das secas, o somatório das porcentagens com alta percepção ao final das divisões totaliza 90% das respostas, frente a 10% na classe de nenhuma percepção, não apresentando respostas para outras classes. Paralelo a isto, o parâmetro da frequência apresenta resultados semelhantes, porém com respostas em todas as classes, totalizando 89% em alta percepção, 3% indiferente, 3% baixa percepção e 3% com nenhuma percepção (Figura 5).

Analisando as árvores separadamente, a Figura 4 indica que os agricultores com número de lotes maiores que dois, dentre eles número de secas vividas maior que 5.5 anos e idade menor ou igual a 51 anos apresentam percepção na classe 3 (nenhuma percepção). Esses dados não corroboram com a literatura, conforme discuto por Udmale et al. (2014) e Ashraf e Routray (2013), onde maior concentração de lotes e experiência mais vasta com a seca deveriam conduzir a uma classificação de percepção alta. Porém, a hipótese é que a seca tenha sido menos sentida, analisando em termos de duração, para indivíduos com maior posse de terras, pois esses também são os detentores de maior poder aquisitivo e conseguem se adaptar melhor as interfaces dos cenários secos, seja por aquisição de novas tecnologias, seja por acesso facilitado ao conhecimento técnico.

Tratando da percepção associada a frequência das secas, a variável idade é norteadora das decisões. O nível de escolaridade e a variável sexo também são selecionadas pela DT para explicar a incidência nas classes de percepção. Em acordo com a árvore da Figura 8, irrigantes com idade inferior ou igual a 57 anos (90% dos dados), com ensino superior incompleto ($educ_nivel > 5$), foram influenciados pelo gênero, sendo as mulheres de percepção alta ($perc = 1$) e os homens de percepção baixa ($perc = 3$). Os indiferentes

e os de baixa percepção, neste caso, estão associados na árvore a irrigantes com idades inferiores a 63 anos ou inferiores a 58 anos, respectivamente. Como este parâmetro trata de frequência, a pouca idade implica no quão o irrigante sentiu ou vivenciou a seca e em como têm acompanhando a reincidência delas.

Dialogando entre os métodos de análise, as variáveis, lote (para duração) e idade (para frequência), concebidas como mais importantes para o RF, mantém sua hegemonia nas árvores de decisão, sendo fundamentais para a compreensão da percepção dos usuários. Embora a grande maioria tenha apresentado uma percepção tida como alta na classificação, uma porcentagem de aproximadamente 10% dos irrigantes ainda está se mostrando indiferente ou sem percepção diante dos cenários de risco.

5. CONCLUSÕES

O objetivo desse estudo consiste no uso de aplicações de aprendizagem de máquina para avaliar as variáveis explicativas da percepção. A pesquisa abrange uma nova metodologia de análise de percepção, tomando a aplicação em campo de questionários para avaliar o comportamento dos agricultores diante dos parâmetros de duração e de frequência de secas e sua relação com sua percepção.

Uma análise das séries históricas (1911-2018) permitiu inferir a respeito do aumento na duração das secas, além do aumento das frequências das secas. Tomando esses critérios e em acordo com os questionários, as classes de percepção puderam ser definidas e tabuladas.

A percepção foi caracterizada a partir de nove variáveis explicativas: Sexo, idade, tempo_trab, educ_nivel, num_lote, anos_seca, razoes_seca, clima_info, discus_seca. Estas foram avaliadas em relação a sua importância para a compreensão da percepção dos irrigantes utilizando o RF.

As variáveis número de lotes, idade dos irrigantes e nível educacional, coincidiram entre as cinco variáveis mais importantes para os dois critérios de análise (duração e frequência de secas). As duas primeiras são reafirmadas em importância ao se analisar as respostas da DT. É compreensível que o aumento no número de lotes seja um fator preponderante no que tange o acesso a tecnologias e métodos mais eficazes de irrigação, implicando na forma como o irrigante poderá sentir e observar a seca. A segunda variável, idade, também detém um papel importante na compreensão da percepção, uma vez que a idade dos irrigantes está associada a experiência do irrigante com os diversos cenários de secas vividos.

Este artigo releva-se importante ao identificar as variáveis mais influentes na compreensão da percepção dos irrigantes de forma técnica, podendo ser replicado em outras regiões, de forma a auxiliar em seu processo de adaptação aos cenários de déficit hídrico. Além disso, a análise das variáveis explicativas pode ser adotada na formulação de estratégias de alocação de água, posto se tratar de uma gestão participativa. A percepção dos irrigantes pode, ainda, ser incorporada na elaboração de planos de preparação para a seca e na adoção de medidas educacionais, que venham a conscientizar sobre o uso da água e as ferramentas de adaptação às secas.

Nesse sentido, compreendendo a necessidade de enfrentar adequadamente os eventos de seca e sabendo que a gestão dos Recursos Hídricos deve ser participativa, inserir a percepção do irrigante como parte do processo de tomadas de decisões é fundamental no planejamento de medidas que busquem mitigar a seca, bem como no desenvolvimento de um sistema holístico e eficiente de alerta precoce ao risco.

6. REFERÊNCIAS

- ARAÚJO JÚNIOR, Luiz Martins de. **Desenvolvimento de um sistema de informação e alerta precoce da seca e elaboração de estratégias de planejamento proativo de adaptação às secas urbanas**. 2018. 201 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Recursos Hídricos, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018. Disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/37275>. Acesso em: 12 de Abr. 2019.
- Ashraf, M.; Routray, J.K. Perception and understanding of drought and coping strategies of farming households in north-west Balochistan. *Int. J. Disaster Risk Reduct.* 2013, 5, 49–60, doi:10.1016/j.ijdr.2013.05.002.
- Bahta, Y.T.; Jordaan, A.; Muyambo, F. Communal farmers' perception of drought in South Africa: Policy implication for drought risk reduction. *Int. J. Disaster Risk Reduct.* 2016, 20, 39–50, doi:10.1016/j.ijdr.2016.10.007.
- BAKKER, Karen. Water security: research challenges and opportunities. *Science*, v. 337, n. 6097, p. 914-915, 2012.
- BECK, U. **Risk Society: Towards a New Modernity**. Cambridge, UK: PolityPress, 1998.
- Breiman, L.; Friedman, J.; Stone, C.J.; Olshen, R.A. **Classification and Regression Trees**; CRC Press: Boca Raton, FL, USA, 1984.
- BRODY, S. D. et al. Examining the relationship between physical vulnerability and public perceptions of global climate change in the United States. **Environment & Behavior**, Thousand Oaks, v. 40, n. 1, p. 72-95, 2008.
- CAI, Jieping et al. Uma avaliação de segurança hídrica baseada na pegada: uma análise da província de Hunan na China. *Journal of Cleaner Production*, v. 245, p. 118485, 2020.
- CANTOS, Jorge Olcina; GIL, Alfredo Morales; AMORÓS, Antonio M. Rico. Diferentes percepciones de la sequía en España: adaptación, catastrofismo e intentos de corrección. **Investigaciones Geográficas**, n. 23, p. 5-46, 2000.
- CUNHA, Rita Luzia Abreu da. **Definição de cenários de referência para avaliação dos impactos das secas**. 2008. 147 f. Dissertação de Mestrado Integrado em Engenharia Civil - 2007/2008 - Departamento de Engenharia Civil, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto,

- Portugal, 2008. Disponível em: <https://repositorio-aberto.up.pt/bitstream/10216/58023/1/000129128.pdf>. Acesso em: 20 de ago. 2019.
- Genuer, R.; Poggi, J.M.; Tuleau-Malot, C. Variable selection using random forests. *Pattern Recognit. Lett.* 2010, 31, 2225–2236, doi:10.1016/j.patrec.2010.03.014.
- HABIBA, Umma; SHAW, Rajib; TAKEUCHI, Yukiko. Farmer's perception and adaptation practices to cope with drought: Perspectives from Northwestern Bangladesh. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, v. 1, p. 72-84, 2012.
- HIGGINBOTHAM, Nick; CONNOR, Linda H.; BAKER, Fran. Subregional differences in Australian climate risk perceptions: coastal versus agricultural areas of the Hunter Valley, NSW. *Regional environmental change*, v. 14, n. 2, p. 699-712, 2014.
- Hou, L.; Huang, J.; Wang, J. Early warning information, farmers' perceptions of, and adaptations to drought in China. *Clim. Change*. 2017, 141, 197–212, doi:10.1007/s10584-017-1900-9.
- Iqbal, M.W.; Donjadee, S.; Kwanyuen, B.; Liu, S.Y. Farmers' perceptions of and adaptations to drought in Herat Province, Afghanistan. *J. Mt. Sci.* 2018, 15, 1741–1756, doi:10.1007/s11629-017-4750-z.
- Jones, L.; Boyd, E. Exploring social barriers to adaptation: Insights from Western Nepal. *Glob. Environ. Chang.* 2011, 21, 1262–1274, doi:10.1016/j.gloenvcha.2011.06.002.
- Khader, A.I.; Rosenberg, D.E.; McKee, M. A decision tree model to estimate the value of information provided by a groundwater quality monitoring network. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 2013, 17, 1797–1807, doi:10.5194/hess-17-1797-2013.
- KNUTSON, Cody L. et al. Farmer perceptions of sustainable agriculture practices and drought risk reduction in Nebraska, USA. *Renewable Agriculture and Food Systems*, v. 26, n. 3, p. 255-266, 2011.
- Liaw, A.; Wiener, M. Classification and Regression by randomForest. *R News* 2003, 2, 18–22.
- LINDOSO, Diego Pereira. Vulnerabilidade e adaptação da vida às secas: desafios à sustentabilidade rural familiar nos Semiáridos Nordesteiros. 2013.

- MACIEL, Wlisses Matos. **Otimização econômica do uso da água no perímetro irrigado tabuleiro de russas utilizando programação linear e não-linear**. 2016. 130 f. Tese (Doutorado em agronomia (irrigação e drenagem)) - Faculdade de Ciências Agronômicas, Programa de Pós-Graduação em agronomia: irrigação e drenagem, UNESP, Botucatu, 2016. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/148604>. Acesso em: 25 de Fev. De 2019.
- MEHTA, Lyla. The manufacture of popular perceptions of scarcity: Dams and water-related narratives in Gujarat, India. **World Development**, v. 29, n. 12, p. 2025-2041, 2001.
- MINETO, Carlos Augusto Laffitte. **Percepção ao risco e efeito disposição: Uma análise experimental da teoria dos prospectos**. 2005. 150 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção). Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção. Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Florianópolis, 2005. Disponível em: <http://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/102956>. Acesso em: 26 de Jun. 2019.
- MISHRA, Ashok K.; SINGH, Vijay P. A review of drought concepts. **Journal of hydrology**, v. 391, n. 1-2, p. 202-216, 2010.
- Mutanga, O.; Adam, E.; Cho, M.A. High density biomass estimation for wetland vegetation using worldview-2 imagery and random forest regression algorithm. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* 2012, 18, 399–406, doi:10.1016/j.jag.2012.03.012.
- Noemdoe, S., L. Jonker, and L.A. Swatuk, **Perceptions of water scarcity: The case of Genadendal and outstations**, *Physics and Chemistry of the Earth*, 31, 771 – 778, 2006.
- PATT, Anthony G.; SCHRÖTER, Dagmar. Perceptions of climate risk in Mozambique: implications for the success of adaptation strategies. **Global Environmental Change**, v. 18, n. 3, p. 458-467, 2008.
- PERES, Frederico; ROZEMBERG, Brani; LUCCA, Sérgio Roberto de. Percepção de riscos no trabalho rural em uma região agrícola do Estado do Rio de Janeiro, Brasil: agrotóxicos, saúde e ambiente. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 21, p. 1836-1844, 2005.
- PHILIP, R.; SALIAN, P. (2011) **Kit de Treinamento SWITCH: Gestão Integrada das Águas na Cidade do Futuro**. Alemanha: ICLEI European Secreteriat GmbH . Módulo 6: Auxílio à Decisão Escolhendo um Caminho Sustentável. 49 p.

- Rao, K.P.C.; Ndegwa, W.G.; Kizito, K.; Oyoo, A. Climate variability and change: Farmer perceptions and understanding of intra-seasonal variability in rainfall and associated risk in semi-arid Kenya. *Exp. Agric.* 2011, 47, 267–291, doi:10.1017/S0014479710000918.
- RAPHAEL, Beverley et al. Factors associated with population risk perceptions of continuing drought in Australia. *Australian journal of rural health*, v. 17, n. 6, p. 330-337, 2009.
- SHERVAL, Meg; ASKEW, Louise E. Experiencing ‘drought and more’: local responses from rural Victoria, Australia. *Population and Environment*, v. 33, n. 4, p. 347-364, 2012.
- SLEGERS, Monique FW. “If only it would rain”: Farmers’ perceptions of rainfall and drought in semi-arid central Tanzania. *Journal of Arid Environments*, v. 72, n. 11, p. 2106-2123, 2008.
- THIELEN, Iara Picchioni; HARTMANN, Ricardo Carlos; SOARES, Diogo Picchioni. Percepção de risco e excesso de velocidade. *Cadernos de saúde pública*, v. 24, p. 131-139, 2008.
- Tyralis, H.; Papacharalampous, G.; Langousis, A. A brief review of random forests for water scientists and practitioners and their recent history in water resources. *Water* 2019, 11, 910, doi:10.3390/w11050910.
- UDMALE, Parmeshwar et al. Farmers perception of drought impacts, local adaptation and administrative mitigation measures in Maharashtra State, India. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, v. 10, p. 250-269, 2014.
- Villarin, M.C.; Rodriguez-Galiano, V.F. Machine Learning for Modeling Water Demand. *J. Water Resour. Plan. Manag.* 2019, 145, 1–15, doi:10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0001067.
- VIVAS, Eduardo; MAIA, Rodrigo. A gestão de escassez e secas enquadrando as alterações climáticas. *Recursos Hídricos*, v. 31, n. 1, 2010.
- VÖRÖSMARTY, Charles J. et al. Global water resources: vulnerability from climate change and population growth. *science*, v. 289, n. 5477, p. 284-288, 2000.
- WIEDEMANN, Peter M. **Introduction risk perception and risk communication.** CAVALCANTE, Sylvia; FRANCO, Márcio Flavio Amorim. Profissão perigo:

percepção de risco à saúde entre os catadores do Lixão do Jangurussu.
Revista Subjetividades, v. 7, n. 1, p. 211-231, 2010.

Wolpert L. **Risk**. London: College University; 1996.

WOUDENBERG, Donna L.; WILHITE, Donald A.; HAYES, Michael J. Perception of drought hazard and its sociological impacts in south-central Nebraska. **Great Plains Research**, p. 93-102, 2008.

**VARIABILIDADE E
MUDANÇA CLIMÁTICA E
AS SECAS**

ANÁLISE DOS PADRÕES DE VARIABILIDADE DAS SÉRIES DE VAZÃO DA BACIA DO RIO SÃO FRANCISCO.

*Larissa Zaira Rafael Rolim
Francisco de Assis de Souza Filho*

1. INTRODUÇÃO

A geração de energia hidroelétrica é de fundamental importância na produção elétrica do Brasil, sendo esta responsável por 64% de toda a capacidade instalada (ANEEL, 2018). Essa produção ocorre através de quatro subsistemas interligados (Norte, Nordeste, Sul e Sudeste), possibilitando a otimização da distribuição e evitando possíveis restrições regionais a fim de suprir a demanda de energia elétrica do país. Para otimizar o sistema, o ONS (Operador Nacional do Sistema) buscam estimar a disponibilidade hídrica a partir da previsão de aflúências. Assim, a variabilidade de vazões tem influência direta na capacidade de geração elétrica, sendo necessária sua consideração no planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos.

As mudanças climáticas e as ações antropogênicas, em suas diferentes escalas temporais e espaciais, têm um impacto direto na segurança hídrica e energética. Estas mudanças podem ser observadas por meio de modificações no ciclo hidrológico com impacto direto nos padrões das variáveis hidrológicas, principalmente nos eventos de extremos (Stocker, 2013; Serinaldi & Kilsby,

2015). Esta variabilidade influencia as séries hidro climatológicas e, conseqüentemente, a disponibilidade hídrica e as atividades que dependem da água.

Dessa forma, uma melhor compreensão das diferentes frequências presentes nessas séries temporais pode melhorar a modelagem do sistema hidrológico (por exemplo, melhorar a previsão de longo prazo). Ao avaliar uma variável hidrológica como a vazão, que apresenta informações críticas sobre as mudanças hidrológicas, uma parte essencial do processo é decompor os dados originais e avaliar seus modos de variabilidade. Diferentes métodos têm sido usados para atingir esse objetivo, como a transformada de Fourier, a transformada de ondeleta, análise de espectro singular e análise de componente principal.

A análise de transformada de ondeleta tornou-se amplamente aplicada em estudos com variáveis hidrologia porque supera a principal desvantagem da análise de Fourier, que são o domínio infinito das ondas seno e cosseno (Meng et al., 2019; Peng et al., 2017). Diversos estudos utilizaram a transformada de ondeleta para identificar a variabilidade de variáveis hidrológicas. Anjos (2015) analisou a relação de baixa frequência de séries históricas de vazões nos reservatórios que fazem parte do Sistema Elétrico Interligado (SIN) brasileiro com índices climáticos por meio de transformadas de ondeleta. Alves et al. (2013) analisaram os modos de variação de estações de vazão do SIN usando as transformadas de ondeleta.

O planejamento da operação de sistemas hidrelétricos envolve um amplo espectro de atividades, considerado um problema de otimização complexo, não separável no tempo, dinâmico e sujeito a grandes incertezas (Siqueira, 2003). Dado que os suprimentos de água e energia estão intimamente associados e podem ser afetados pela modelagem de séries temporais hidrológicas, nos concentramos em compreender a dinâmica das séries temporais de

vazão na bacia do Rio São Francisco e suas interações em diferentes escalas de tempo. Através da decomposição das séries temporais utilizando a transformada ondeleta para identificar padrões de variação, pode-se avaliar a dinâmica subjacente da vazão em um importante setor brasileiro.

2. DADOS E ÁREA DE ESTUDO

A Bacia do Rio São Francisco possui uma área de aproximadamente 639,219 km², o equivalente a 8% do país. O rio São Francisco é o maior rio que corre inteiramente em território brasileiro, atravessando seis estados brasileiros (Minas Gerais, Goiás, Bahia, Pernambuco, Alagoas e Sergipe) e o Distrito Federal (ANA, 2016).

A Região do São Francisco desempenha um papel fundamental na geração de energia elétrica, com um potencial instalado em 2013 de 10.708 MW, entre os quais provêm de 28 pequenas centrais e 12 grandes centrais (12% do total do país). O aproveitamento hidrelétrico do Rio São Francisco representa a base de suprimento de energia da região Nordeste. Existem grandes barragens ao longo do Rio São Francisco: Três Marias, Sobradinho, Itaparica, Moxotó, Paulo Afonso I, II, III e IV e Xingó, que foram construídas entre 1962 (Três Marias) e 1994 (Xingó).

Neste estudo foram avaliadas as vazões naturalizadas mensais (1931-2016) medidas em estações ao longo do Rio São Francisco, e foram obtidos junto ao ONS. A vazão naturalizada afluente de uma usina hidrelétrica é a vazão que seria observada naquela estação considerando o rio em sua condição natural, ou seja, supondo que não haja reservatório regulando a vazão e não haja impactos das atividades antrópicas. Na Tabela 1 tem-se as estatísticas anuais das séries avaliadas que nos permite caracterizar o regime hidrológico da região, através de suas médias, desvios padrões e coeficiente de variação.

Tabela 1: Informações estatísticas das estações utilizadas na análise de variabilidade.

Estação	Média (m³/s)	Desvio Padrão (m³/s)	Coefficiente de Variação
Retiro Baixo	152.78	126.76	0.83
Três Marias	673.77	598.71	0.89
Queimado	54.27	35.21	0.65
Sobradinho	2589.46	1940.04	0.75
Itaparica	2665.08	2016.2	0.76
Moxotó	2680.87	2025.48	0.76

3. AVALIAÇÃO DA VARIABILIDADE USANDO TRANSFORMADA DE ONDELETA

A transformada de ondeleta é amplamente aplicada para identificar diferentes modos de variação em séries temporais. Diversos tipos de funções de ondeletas são descritas na literatura, entretanto, a função mais aplicada para capturar variabilidade temporal em múltiplas escalas em estudos hidrológicos é a ondeleta de Morlet. Esta destaca-se em apresentar uma melhor resolução no domínio tempo-frequência (Agarwal et al., 2016).

A função da transformada de ondeleta $\psi(t)$ é definida matematicamente por:

$$\int_{-\infty}^{+\infty} \psi(t) dt = 0$$

A transformada de ondeleta decompõem a série temporal em diferentes escalas por meio da análise de frequência (Torrence e Compo, 1998). A transformada de ondeleta de Morlet da série temporal () é definida pelas convolução da série temporal com as

ondeletas filhas criadas pela translação no tempo por τ e escalonamento s da ondeleta mãe, como descrito na equação abaixo:

$$\text{Wave}(\tau, s) = \sum_t x_t \frac{1}{\sqrt{s}} \psi\left(\frac{t - \tau}{s}\right)$$

A potência da ondeleta em determinada escala pode ser estimada pelo valor absoluto ao quadrado da transformada de ondeleta é dada por:

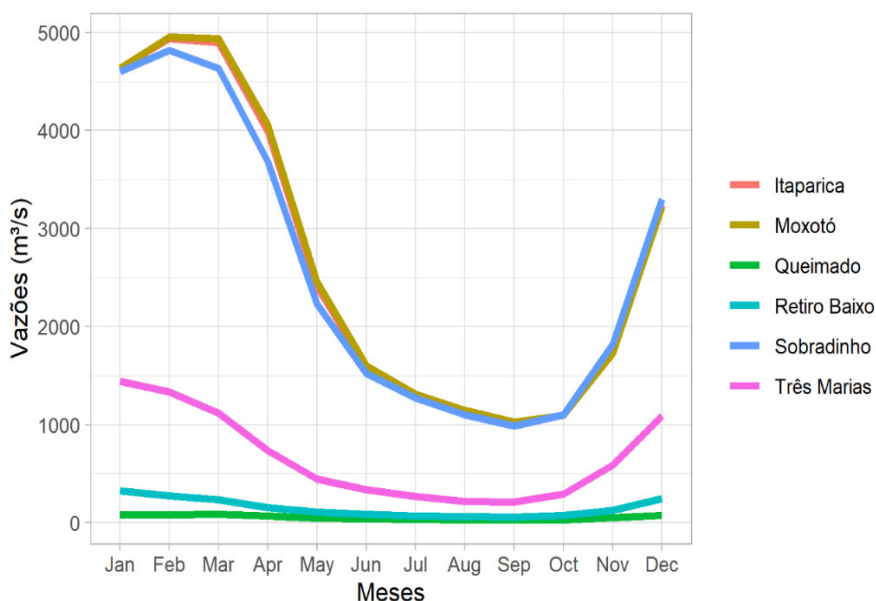
$$\text{Power}(\tau, s) = \frac{1}{s} \cdot |\text{Wave}(\tau, s)|^2$$

A séries temporais de vazão das estações foram separadas em três modos de variação para análise: alta frequência (2-8 anos), média frequência (9-16 anos) e baixa frequência (17-32 anos).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

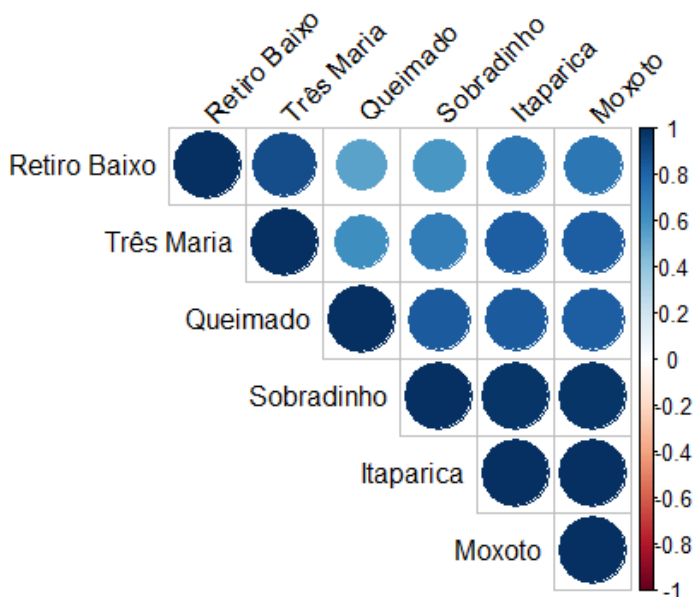
De modo a avaliar a sazonalidade das séries temporais hidrológicas das estações hidroelétricas, calculou-se a média mensal das séries históricas. Os resultados mostram que as estações têm um regime de sazonalidade semelhante, onde vazões mais altas ocorrem entre os meses de Dezembro e Abril. Destacam-se as estações de Itaparica, Moxotó e Sobradinho (localizadas no Médio e no Baixo São Francisco onde pode-se observar vazões maiores (Figura 1).

Figura 1: Vazões médias mensais das estações na bacia do Rio São Francisco.



Assim, como observado na análise da sazonalidade, é possível perceber que essas três estações estão altamente correlacionadas (Figura 2). Apesar de estarem geograficamente mais próximas, as estações de Queimado e Retiro Baixo apresentam uma correlação inferior a correlação entre Queimado e as três estações que ficam na porção do Médio/Baixo São Francisco.

Figura 2: Correlação entre as séries históricas de vazões médias afluentes das estações na bacia do Rio São Francisco.



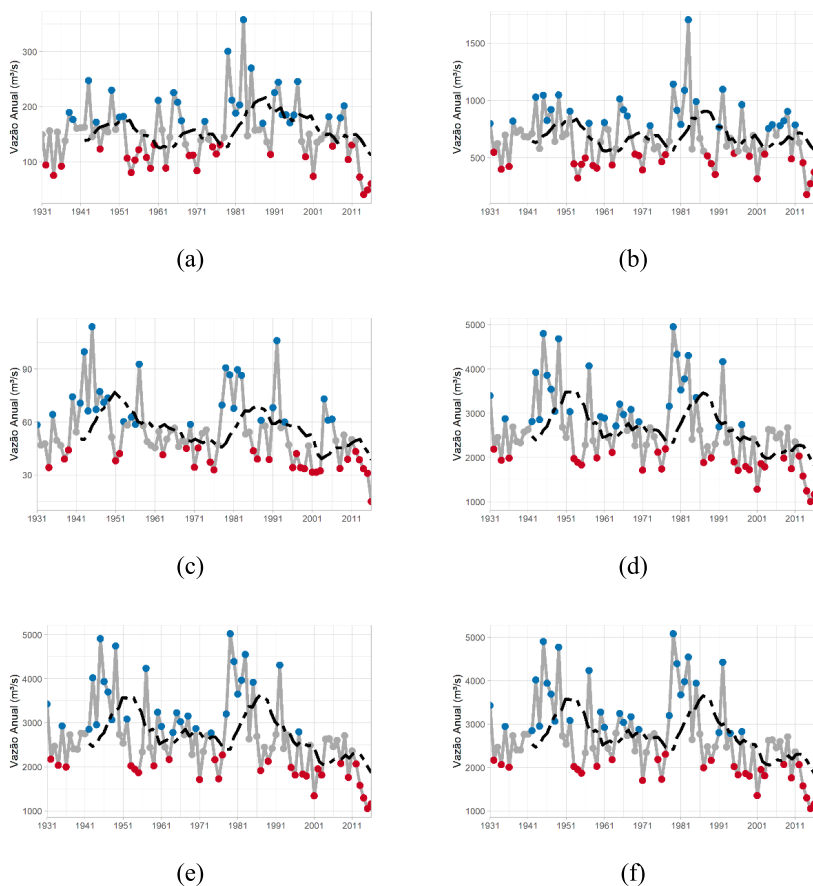
Os extremos hidrológicos estão intrinsecamente associados a variabilidade do clima, desta forma, buscou-se classificar os anos em anos secos, médios e úmidos. Para isto, ordenou-se os valores da série e dividiu-se a mesma em partes iguais. Na Figura 3, nota-se que no ano de 1983 ocorreram vazões altas nas estações localizadas no Alto São Francisco (Retiro Baixo e Três Marias), enquanto nas demais estações observou-se picos de vazões em períodos semelhantes (e.g. nos anos de 1941 e 1979). Destaca-se também que a partir de 1998 na maioria das estações, exceto Retiro Baixo e Moxotó, deixa-se de ter anos considerados como úmidos. Observa-se também que nesses períodos a média móvel é bem mais baixa, ou seja, as secas são mais concentradas no tempo.

Na estação de Retiro Baixo (Figura 3a) apresenta ciclos de variação de 8 anos, e entre os anos de 1960 e 1980 esse ciclo entre anos

secos e anos úmidos é menor. A partir do início da década de 80 até meados de 2000, os anos chuvosos são predominantes, destacados pelo pico na média móvel de 10 anos. No final da série, observam-se predominantemente anos secos ou médios, destacados também pela tendência decrescente da média móvel.

A estação de Três Marias (Figura 3b) apresenta comportamento similar, entretanto a média móvel varia em torno da média, não apresentando uma tendência de redução de vazão no final da série. A estação de Queimado (Figura 3c) apresenta ciclos maiores, em torno de 10 a 12 anos, comportamento também refletido em sua média móvel que apresenta ciclos bem definidos. Destaca-se o período no início da década de 90, onde há predominância de anos normais e anos secos. Sobradinho, Itaparica e Moxotó (Figuras 3d, 3e e 3f) apresentam comportamentos similares ao de Queimado, tendo uma variabilidade decadal bem definida, e uma predominância de anos secos a partir do meio da década de 90.

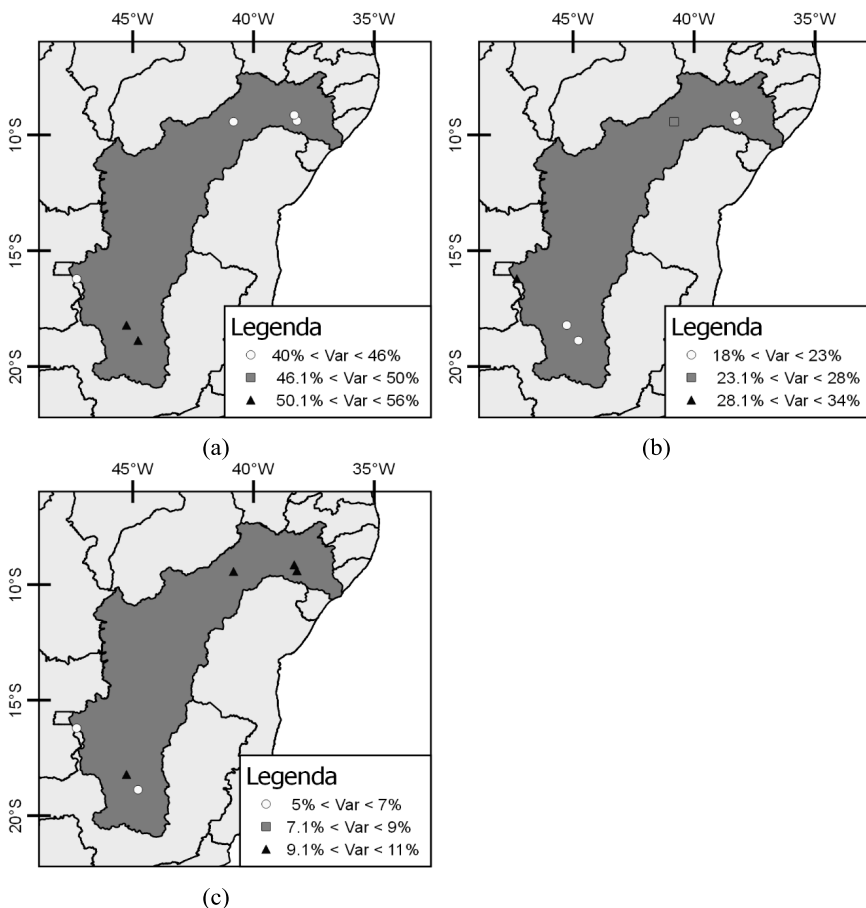
Figura 3: Séries temporais das estações de vazões onde os pontos em vermelho representam anos secos, os em cinza representam anos normais e os em azul representam anos úmidos. A linha tracejada preta representa a média móvel de 10 anos. (a) Retiro Baixo, (b) Três Marias, (c) Queimado), (d) Sobradinho, (e) Itaparica e (f) Moxotó.



Os resultados da análise da transformada de ondeleta apresentados na forma de variância explicada estão apresentados na Figura 4. A variância explicada corresponde a variância de cada banda dividida pela variância da série completa. Para todas as estações a variância explicada da alta frequência (2-8 anos) representa mais

de 40% da série total, e para as estações de Retiro Baixo e Três Marias esse valor é superior a 50%. Já para a média frequência (9-16 anos), destaca-se a estação de Queimado, onde a variância explicada apresentou o maior valor dentre as demais estações. Na análise da baixa frequência (17-32 anos), todas as estações apresentaram uma variância explicada acima de 9%, exceto pela estação de Retiro Baixo.

Figura 4: Representação da variância explicada para a (a) alta frequência (2-8 anos), (b) média frequência (9-16 anos), e baixa frequência (17-32 anos).



5. CONCLUSÃO

Foram analisadas séries de vazões naturais afluentes médias mensais e anuais para os reservatórios pertencentes a Bacia do São Francisco. Buscou-se verificar a variabilidade sazonal, correlações, e padrões de variação, utilizando transformada de ondeleta, que estas séries temporais podem apresentar.

Os resultados apresentaram uma sazonalidade semelhante para todas as estações, com maiores valores de vazões variando entre os meses de Dezembro e Abril. Ao analisarmos a variabilidade temporal classificando a série em anos secos, normais e chuvosos, observou-se uma redução de vazão consistente nas estações a partir do meio da década de 90, o que é um forte indicativo da redução da capacidade local de produção hidroelétrica no longo-prazo. As séries apresentaram ciclos de 8-12 anos de transição entre anos secos e chuvosos, o que é explicado pela grande influência da alta frequência nas estações vistos na análise da transformada de ondeleta.

O presente trabalho abordou diferentes metodologias para avaliação da variabilidade de séries de vazão, verificando seu comportamento em diferentes escalas. Através da análise dos padrões de variações, pode-se observar indícios de influência de outras variáveis climatológicas como, por exemplo, índices climáticos que tem atuação em uma variação de alta frequência como o El Nino/La Nina. Assim, a análise de variabilidade e padrões de variação é de grande importância para a avaliação da estrutura das séries temporais hidrológicas e como estas são afetadas por outras variáveis hidro climatológicas.

6. REFERÊNCIAS

AGARWAL, Ankit et al. Hydrologic regionalization using wavelet-based multiscale entropy method. *Journal of Hydrology*, v. 538, p. 22-32, 2016.

- ALVES, Bruno Costa Castro; SOUZA FILHO, Francisco de Assis de; SILVEIRA, Cleiton da Silva. Análise de tendências e padrões de variação das séries históricas de vazões do Operador Nacional do Sistema (ONS). Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 18, n. 4, p. 19-34, 2013.
- ANA, Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio São Francisco. 2016, Disponível em: <<https://cbhsaofrancisco.org.br/plano-de-recursos-hidricos-da-bacia-hidrografica-do-rio-sao-francisco/>>
- ANEEL – AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. Banco de informações de geração. Brasília, 2018. Disponível em: <<http://www.aneel.gov.br>>. Acesso em: 19 de abril 2021.
- ANJOS, Sarah Lopes dos. Ondaletas aplicadas à análise de variabilidade de baixa frequência em séries de afluência aos reservatórios hidrelétricos brasileiros. 2015.
- MENG, Erhao et al. A robust method for non-stationary streamflow prediction based on improved EMD-SVM model. Journal of hydrology, v. 568, p. 462-478, 2019.
- PENG, Tian et al. Streamflow forecasting using empirical wavelet transform and artificial neural networks. Water, v. 9, n. 6, p. 406, 2017.
- SERINALDI, Francesco; KILSBY, Chris G. Stationarity is undead: Uncertainty dominates the distribution of extremes. Advances in Water Resources, v. 77, p. 17-36, 2015.
- SIQUEIRA, Thais Gama de et al. Comparação entre programação dinâmica estocástica primal e dual no planejamento da operação energética. 2003.
- STOCKER, Thomas (Ed.). Climate change 2013: the physical science basis: Working Group I contribution to the Fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge university press, 2014.
- TORRENCE, Christopher; COMPO, Gilbert P. A practical guide to wavelet analysis. Bulletin of the American Meteorological society, v. 79, n. 1, p. 61-78, 1998.

AVALIAÇÃO DA ESTACIONARIEDADE E TENDÊNCIA DE SÉRIES TEMPORAIS DE VAZÃO NA BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO.

*Larissa Zaira Rafael Rolim
Francisco de Assis de Souza Filho*

1. INTRODUÇÃO

A variabilidade intrínseca ao clima global e as mudanças antropogênicas substanciais no uso da terra afetam as relações de variáveis hidrológicas como precipitação, vazão, evapotranspiração. Como consequência destas relações, observa-se uma influência direta na disponibilidade dos recursos hídricos locais (Ragettli et al., 2020; Yang et al., 2020). Muitas infraestruturas voltadas para o aproveitamento dos recursos hídricos, por exemplo para geração de energia, abastecimento humano ou abastecimento da irrigação e indústria, foram planejadas e operadas dentro da premissa da estacionariedade. No âmbito deste conceito, o sistema não varia com o tempo, contemplando um equilíbrio ao redor de um valor médio constante. Desta forma, muitas vezes séries temporais não estacionárias são reduzidas a estacionárias por meio de modelos de regressão linear durante o processo de modelagem, o que pode não explicar totalmente a dinâmica de um sistema complexo (Coulibaly e Baldwin, 2005).

Diversos estudos apresentam evidências de processos hidroclimáticos não estacionários encontrados em muitas partes do mundo, seja na forma de tendências, mudanças abruptas ou uma combinação dos dois (Chen et al., 2017; Detzel et al., 2011; Milly et al., 2008; Serinaldi and Kilsby, 2015). Detzel et al. (2011) realizaram um estudo amplo com foco nas séries de afluições das hidrelétricas brasileiras e concluíram que as séries do subsistema sul são estatisticamente não estacionárias, enquanto as séries dos subsistemas norte e nordeste são estacionárias. Pedrosa e Souza (2009) realizaram um estudo das vazões médias e mínimas do rio Paraíba, onde avaliaram que não há evidência estatística para rejeitar a hipótese de estacionariedade na região. Nos últimos anos, testes denominados de raiz unitária vêm sendo amplamente aplicados na econometria, e têm ganhado espaço em aplicações hidrológicas. Karamouz et al. (2015) verificaram a estacionariedade de uma série de precipitação utilizando o teste de Dickey-Fuller Aumentado (DFA). Zhao e Chen (2015) aplicaram o teste DFA para analisar estacionariedade de séries de escoamento anuais para quatro estações hidrológicas.

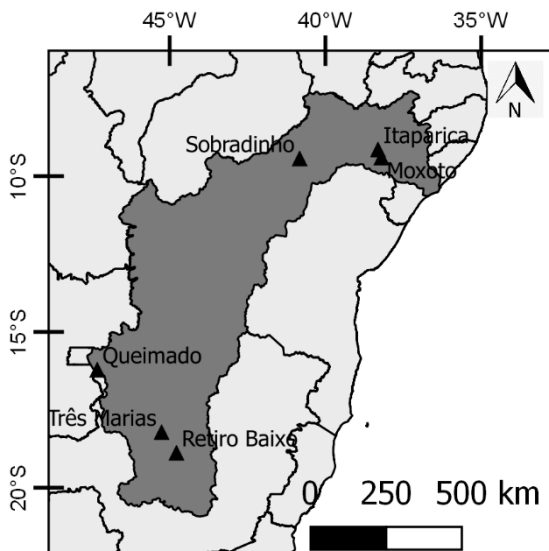
O componente de tendência, em uma série temporal, é resultante das mudanças graduais da natureza no ambiente hidrológico ou modificações antrópicas (e.g. mudanças no uso do solo, urbanização e cobertura do solo). A análise de tendências e seus impactos potenciais são componentes essenciais no planejamento e gestão dos recursos hídricos, especialmente em sistemas que apresentam mudanças temporais em seus regimes hidrológicos. Portanto, uma análise cuidadosa do regime de vazões e a identificação de mudanças temporais no ciclo hidrológico é um tópico crítico nos estudos de recursos hídricos (Bayazit, 2015).

Para a identificação de tendências, vários métodos paramétricos e não paramétricos têm sido aplicados, onde os testes não

paramétricos, como o de Mann-Kendall, são mais utilizados devido à necessidade de menos suposições em suas aplicações (Bayazit, 2015). Muitos autores avaliaram tendências em séries temporais hidrológicas no Brasil, particularmente na bacia do Rio São Francisco. Silveira et al. (2016) realizaram uma avaliação de tendência e variabilidade na bacia do São Francisco, aplicando médias móveis para um horizonte de dez anos, regressão linear e o método de Mann-Kendall-Sen para as variáveis de precipitação e temperatura. Silva et al. (2013) verificaram a presença de tendência nas séries de precipitação e vazão na bacia do alto São Francisco por meio do teste de Mann-Kendall. Desta forma, a análise ou detecção de tendências torna-se um aspecto essencial em estudos envolvendo variáveis hidrológicas.

Neste artigo foram aplicados testes para avaliar o comportamento das séries de vazão sobre a bacia do Rio São Francisco no período 1931–2016 (Figura 1). A vazão é um componente crucial para o ciclo hidrológico, destacando-se também no âmbito dos recursos hídricos. Portanto, visando avaliar a estrutura das séries temporais foram realizados: i) Testes estatísticos como Wilcoxon e Mann-Kendall; ii) Kwiatkowski-Phillips-Schmidt-Shin e Dickey Fuller- GLS (ERS). Ressalta-se que as características físicas da bacia não foram avaliadas neste trabalho nem tão pouco as causas de estacionariedade ou não-estacionariedade. Ainda, foi aplicado o teste de Mann-Kendall e a declividade de Sen para verificar a presença e magnitude de tendências significativas na região de estudo, buscando um melhor entendimento do comportamento do regime de vazões da bacia do Rio São Francisco.

Figura 1: Localização dos postos de vazões do Operador Nacional de Sistemas.



2. ANÁLISE DA ESTACIONARIEDADE DAS SÉRIES TEMPORAIS

Nesta seção descrevem-se as metodologias aplicadas para a análise das séries de vazão do Rio São Francisco, onde busca-se aplicar dois testes estatísticos e dois testes de raiz unitária. Séries hidrológicas podem apresentar raiz unitária, e quando essa hipótese for verdadeira para uma série, os choques aleatórios que ela sofre geram na mesma um efeito permanente. As flutuações neste caso não são transitórias. Portanto, quando uma variável apresenta raiz unitária, os pressupostos estatísticos de que a média e a variância devem ser constantes ao longo do tempo são violados. Dessa forma, a análise de estacionariedade torna-se um dos principais passos para a escolha do modelo de séries temporais.

2.1. Teste Kwiatkowski–Phillips–Schmidt–Shin (KPSS)

Devido ao reduzido poder estatístico do teste de Dickey-Fuller Aumentado (DFA), pode-se recomendar o teste de raiz unitária KPSS (Kwiatkowski et al., 1992). Este teste é usado para medir a hipótese nula de que uma série temporal é estacionária em torno da média ou de uma tendência linear (Um et al., 2018).

$$y_t = d_t + r_t + \varepsilon_t$$

Onde d_t é uma tendência determinística; r_t é um passeio aleatório e ε_t é um processo de erro estacionário. O teste de estacionariedade é um teste unilateral, de modo que se a estatística computada for maior do que um valor crítico no nível de significância dado, o H_0 (isto é, estacionariedade) é rejeitado no nível $\alpha\%$, caso contrário, o H_0 é aceito. Os valores críticos do teste KPSS são fornecidos em Kwiatkowski et al. (1992).

2.2. Teste Dickey Fuller–GLS (ERS)

O teste de estacionariedade DFA é apontado como tendo baixo poder estatístico e sensibilidade aos componentes determinísticos. O teste DF-GLS (Elliott et al., 1996) é calculado por regressão de mínimos quadrados e diminui localmente a série para estimar os parâmetros determinísticos da mesma com precisão, então usa os dados alterados para realizar um teste de raiz unitária DFA típico. O teste é considerado ótimo entre os testes que usam OLS para estimar parâmetros (Ferreira, 2016).

2.3. Mann–Kendall

O teste de Mann-Kendall é um teste não paramétrico amplamente utilizado em séries temporais ambientais e hidrológicas para detectar a presença de tendências monotônicas. A hipótese nula empregada no teste assume que os dados vieram de uma população

com realizações independentes e distribuídas de forma idêntica, que é a premissa de um processo estacionário (Hirsch et al., 1982). O teste Mann-Kendall é calculado de acordo com:

$$S = \sum_{k=1}^{n-1} \sum_{j=k+1}^n \text{sgn}(X_j - X_k)$$

com

$$\text{sgn}(x) = \begin{cases} 1 & \text{if } x > 0 \\ 0 & \text{if } x = 0 \\ -1 & \text{if } x < 0 \end{cases}$$

A média de S é $E[S] = 0$ e a variância σ^2 é

$$\sigma = \{ n(n-1)(2n+5) - \sum_{j=1}^p t_j(t_j-1)(2t_j+5) \} / 18$$

onde p é o número dos grupos empatados no conjunto de dados e t_j é o número de pontos de dados no j° grupo empatado. Para amostras relativamente pequenas ($n > 10$), a estatística S é bem aproximada por uma distribuição normal, então a seguinte transformação Z é aplicada:

$$Z = \begin{cases} \frac{S-1}{\sigma} & \text{if } S > 0 \\ 0 & \text{if } S = 0 \\ \frac{S+1}{\sigma} & \text{if } S < 0 \end{cases}$$

A estatística S está relacionada ao τ de Kendall:

$$\tau = \frac{S}{D}$$

Onde:

$$D = \left[\frac{1}{2} n(n-1) - \frac{1}{2} \sum_{j=1}^p t_j(t_j-1) \right]^{\frac{1}{2}} \left[\frac{1}{2} n(n-1) \right]^{\frac{1}{2}}$$

2.4. Teste de Wilcoxon

O teste de Wilcoxon, também chamado de teste de Mann Whitney Wilcoxon ou teste U de Mann Whitney, é um teste não paramétrico útil para testar se duas amostras são prováveis de derivar da mesma população, que pode seguir qualquer distribuição estatística. Assim, a hipótese nula do teste é que a mediana da diferença é nula, ou seja, as populações das duas amostras não diferem em localização.

Para realizar o teste, a série é dividida em conjuntos com valores e em cada subamostra. As séries são então ranqueadas de mais baixa a mais alta e são atribuídos índices do mesmo tamanho (Krishnamoorthy, 2016). Se as amostras forem suficientemente grandes (geralmente >30), a distribuição é aproximada de uma distribuição normal pela equação abaixo e, em seguida, o valor é comparado com a estatística de teste de acordo com o nível de significância determinado.

$$z = \frac{W - n_1(n_1 + n_2 + 1)/2}{\sqrt{n_1 \cdot n_2(n_1 + n_2 + 1)/12}}$$

Onde W denota a soma das classificações do primeiro conjunto de observações no arranjo ordenado combinado das duas amostras.

3. ANÁLISE DE TENDÊNCIAS

A análise de tendência em séries temporais hidrológicas é um componente importante na avaliação da estrutura da série, considerando que está pode identificar comportamentos significantes da série avaliada. O teste de Mann-Kendall também foi utilizado para verificar a presença de tendência nas séries temporais, e o estimador de Sen foi aplicado para analisar a magnitude de tais tendências.

3.1. Declividade de Sen

O estimador de inclinação de Sen calcula a inclinação de acordo com o método de Sen. As inclinações lineares são determinadas por:

$$d_k = \frac{X_j - X_i}{j - i}$$

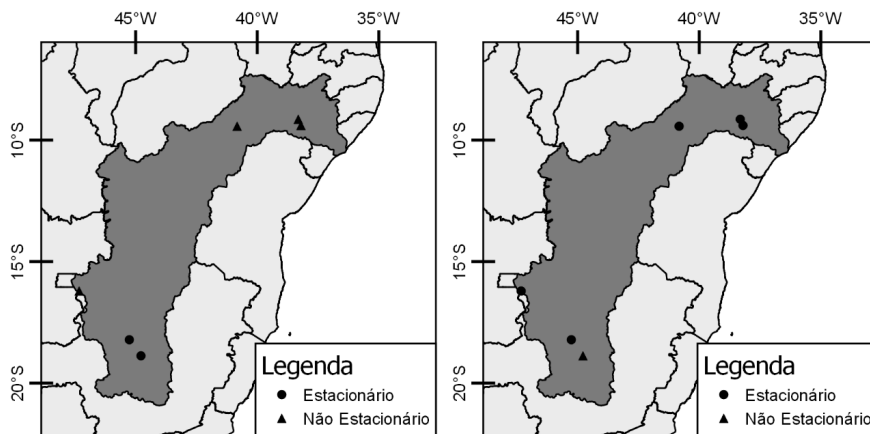
para $(1 \leq i < j \leq n)$, onde d é a inclinação, X denota a variável, n é o número de dados, enquanto i e j são os índices. Os valores das inclinações são classificados do menor ao maior e o estimador de Sen é a mediana de todas as inclinações.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Para implementação do teste de Wilcoxon, a série foi dividida em dois períodos iguais, para a primeira parte de 1931 a 1975 e a segunda de 1976 a 2016. Para o teste de Mann-Kendall foram utilizadas as séries completas de 1931-2016. Os testes estatísticos utilizados no estudo são bilaterais, possuindo duas regiões críticas. Foram calculados os p-valores para todos os testes, considerando o nível de significância de $\alpha=0,05$.

A determinação da estacionariedade da série foi baseada na comparação do p-valor com o nível de significância. Se p-valor for menor que α , há evidências para rejeitar a hipótese nula de estacionariedade. Optou-se pela utilização do p-valor no lugar da estatística do teste, pois segundo Detzel et al. (2011) estes representam uma probabilidade de se observar em outra amostra retirada da mesma população uma estatística maior ou menor do que a observada com a amostra testada. Os resultados obtidos para os testes estatísticos encontram-se na Figura 2a.

Figura 2: Mapa da distribuição espacial da análise de estacionariedade utilizando (a) testes estatísticos e (b) testes de raiz unitária.



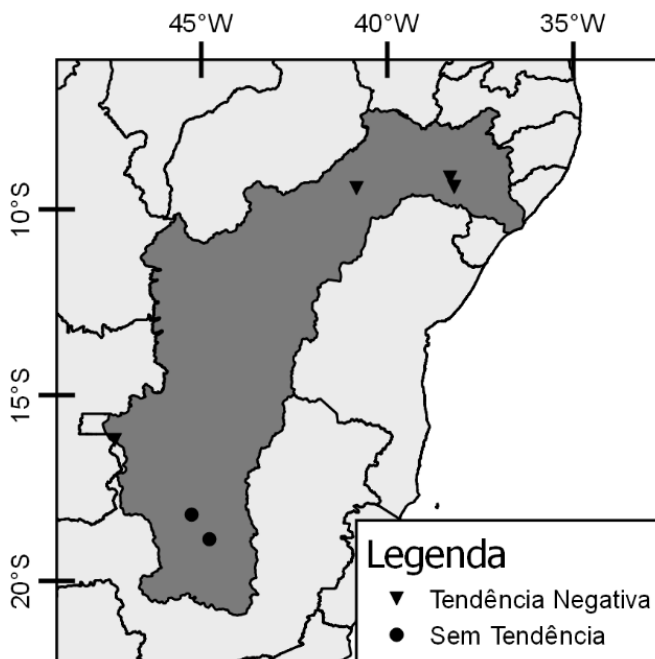
Para os testes estatísticos, as séries foram consideradas não estacionárias se para ambos os testes o p-valor fosse inferior ao nível de significância. Das séries anuais de vazão analisadas, as estações localizadas no alto São Francisco foram classificadas como estacionárias, exceto a estação de Queimado. Enquanto as estações localizadas no sub-médio São Francisco foram classificadas como não estacionárias. No estudo feito por Detzel (2011), onde foram aplicados testes estatísticos, os subsistemas da região Norte e Nordeste foram considerados estatisticamente estacionários.

Nos testes de raiz unitária, os resultados foram comparados com as estatísticas de cada teste e, assim, as séries mensais entre os anos de 1931-2016 foram avaliadas para verificar sua estacionariedade. A série foi considerada como não estacionária se o teste de KPSS rejeitasse a hipótese nula de estacionariedade e o teste DF-GLS aceitasse a hipótese nula de não estacionariedade. Os resultados (Figura 2b) mostram que apenas a série de Retiro Baixo, estação localizada mais ao sul da sub-bacia do alto São Francisco, foi

considerada não estacionária. Todas as demais foram classificadas como estacionárias.

Na avaliação da tendência foi aplicado o teste de Mann-Kendall e declividade de Sen. As estações do baixo e do sub-médio São Francisco apresentaram a presença de tendência negativa, assim como a estação de Queimado. Apesar das estações Três Marias e Retiro Baixo não apresentarem uma tendência significativa, estas ainda apresentaram uma declividade negativa na avaliação da declividade de Sen.

Figura 3: Mapa da distribuição espacial da análise de tendência utilizando o testes de Mann-Kendall.



5. CONCLUSÃO

A estacionariedade ainda é considerada chave na modelagem de processos estocásticos e na gestão de recursos hídricos. Deste modo, apresenta-se como uma avaliação necessária para a escolha de modelos hidrológicos de forma adequada com um número finito de observações. Fenômenos naturais podem apresentar uma natureza não-estacionária, aumentando assim a complexidade na modelagem hidrológica.

Este trabalho contribuiu para analisar o comportamento e a estrutura de séries temporais de vazão na bacia do Rio São Francisco. Para isto, foram aplicados métodos estatísticos bilaterais e métodos que utilizam a hipótese da raiz unitária para avaliar a estacionariedade. Dentre os testes aplicados, observa-se que existem resultante conflitantes entre teste estatísticos e testes de raiz unitária, onde algumas séries que apresentaram tendência foram classificadas como não-estacionárias pelos testes estatísticos. Desta forma, conclui-se que testes estatísticos podem ser sensíveis a presença de tendência. Na análise da tendência, a maioria das estações apresentou a presença de tendência negativa significativa, sendo uma característica importante que deve ser levada em consideração durante a modelagem da série temporal.

A avaliação da estrutura das séries temporais hidrológicas é de extrema importância, pois o planejamento de longo prazo em recursos hídricos ainda é baseado na premissa da estacionariedade. Então, a maior motivação de fazer a detecção formal da estacionariedade em séries hidroclimatológicas é escolher métodos adequados para a modelagem de tais séries e propiciar uma gestão de risco mais robusta no âmbito dos recursos hídricos.

6. REFERÊNCIAS

- Bayazit, Mehmetcik. Nonstationarity of hydrological records and recent trends in trend analysis: a state-of-the-art review. **Environmental Processes**, v. 2, n. 3, p. 527-542, 2015.
- Chen, P. C., Wang, Y. H., You, G. J. Y., & Wei, C. C. Comparison of methods for non-stationary hydrologic frequency analysis: case study using annual maximum daily precipitation in Taiwan. **Journal of Hydrology**, v. 545, p. 197-211, 2017.
- Coulibaly, P., & Baldwin, C. K. Nonstationary hydrological time series forecasting using nonlinear dynamic methods. **Journal of Hydrology**, v. 307, n. 1-4, p. 164-174, 2005.
- Detzel, D. H. M., Bessa, M. R., Vallejos, C. A., Santos, A. B., Thomsen, L. S., Mine, M. R., Bloot, M. L., & Estrócio, J. P. Estacionariedade das aflúências às usinas hidrelétricas brasileiras. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 16, n. 3, p. 95-111, 2011.
- Elliott, Graham; Rothenberg, Thomas J.; Stock, James H. **Efficient tests for an autoregressive unit root**. National Bureau of Economic Research, 1992.
- Ferreira, P.G.C., 2016. Análise de Séries Temporais em R: um curso introdutório. [S.l.: s.n.]
- Hirsch, Robert M.; Slack, James R.; Smith, Richard A. Techniques of trend analysis for monthly water quality data. **Water Resources Research**, v. 18, n. 1, p. 107-121, 1982.
- Karamouz, M.; Ahmadvand, F; Fereshtehpour, M. Flood scenarios determination using nonstationary flood frequency analysis in coastal areas. In: **9th world congress, Water Resources Management in a Changing World**. 2015.
- Krishnamoorthy, K., 2016. Handbook of statistical distributions with applications, Chapman and Hall/CRC.
- Kwiatkowski, D., Phillips, P. C., Schmidt, P., & Shin, Y. Testing the null hypothesis of stationarity against the alternative of a unit root: How sure are we that economic time series have a unit root?. **Journal of econometrics**, v. 54, n. 1-3, p. 159-178, 1992.

- Milly, P. C. D., Betancourt, J., Falkenmark, M., Hirsch, R. M., Kundzewicz, Z. W., Lettenmaier, D. P., & Stouffer, R. J. Stationarity is dead: Whither water management?. **Science**, v. 319, n. 5863, p. 573-574, 2008.
- Pedrosa, V. de A; Souza, R. C. de. Estacionariedade e estudo de vazões mínimas do rio Paraíba do Meio em Alagoas. In.: **Anais do XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. Campo Grande, 2009.
- Ragettli, S., Tong, X., Zhang, G., Wang, H., Zhang, P., & Stähli, M. Climate change impacts on summer flood frequencies in two mountainous catchments in China and Switzerland. **Hydrology Research**, v. 52, n. 1, p. 4-25, 2021.
- Serinaldi, Francesco; Kilsby, Chris G. Stationarity is undead: Uncertainty dominates the distribution of extremes. **Advances in Water Resources**, v. 77, p. 17-36, 2015.
- Silva, R. M., Santos, C. A. G., Macêdo, M. L. A., Silva, L. P., & Freire, P. K. M. M. Space-time variability of rainfall and hydrological trends in the Alto São Francisco River basin. **IAHS-AISH Publ**, v. 359, p. 48-54, 2013.
- Silveira, C. D. S., Souza Filho, F. D. A. D., Martins, E. S. P. R., Oliveira, J. L., Costa, A. C., Nóbrega, M. T., Souza, S. A. & Silva, R. F. V. Mudanças climáticas na bacia do rio São Francisco: Uma análise para precipitação e temperatura. **RBRH**, v. 21, n. 2, p. 416-428, 2016.
- Um, M. J., Heo, J. H., Markus, M., & Wuebbles, D. J. Performance evaluation of four statistical tests for trend and non-stationarity and assessment of observed and projected annual maximum precipitation series in Major United States cities. **Water Resources Management**, v. 32, n. 3, p. 913-933, 2018.
- Yang, W., Chen, H., Xu, C. Y., Huo, R., Chen, J., & Guo, S. Temporal and spatial transferabilities of hydrological models under different climates and underlying surface conditions. **Journal of Hydrology**, v. 591, p. 125276, 2020.
- Zhao, Xue-hua; Chen, Xu. Auto regressive and ensemble empirical mode decomposition hybrid model for annual runoff forecasting. **Water Resources Management**, v. 29, n. 8, p. 2913-2926, 2015.

DETECÇÃO DE MUDANÇA DE REGIME EM SÉRIES DE VAZÃO DE BAIXA FREQUÊNCIA: UMA APLICAÇÃO AO RESERVATÓRIO DE SOBRADINHO.

Larissa Zaira Rafael Rolim

Francisco de Assis de Souza Filho

1. INTRODUÇÃO

Uma característica crítica na análise de séries temporais históricas hidro climáticas é identificar as dinâmicas que as compõem com o objetivo de compreender o comportamento das séries e fazer projeções futuras. À medida que os conjuntos de dados se tornam longo o suficiente, consegue-se representar as estruturas de baixa frequência do clima e das séries de temporais hidrológicas, tornando-se uma característica essencial em sua análise (Kwon et al., 2007). Especialmente para séries de vazões, devido à distribuição temporal extremamente não uniforme do escoamento global.

A investigação da variabilidade de baixa frequência e seus impactos diretos ao redor do globo sobre variáveis hidro climatológicas têm motivado vários estudos. Particularmente, trabalhos relacionando índices climáticos de baixa frequência, como a Oscilação Decadal do Pacífico (ODP) e Oscilação Multidecadal Atlântica (OMA), com variáveis hidrológicas (Kwon et al., 2007; Garreaud et al., 2009; Kalra et al., 2013). As flutuações climáticas nesta escala de

tempo aumentaram a ocorrência de eventos extremos, como secas e cheias. Essas variações controlam a disponibilidade hídrica, afetam os ecossistemas e modulam a variabilidade de alta frequência, tendo assim um impacto social e econômico significativo (Milly et al., 2008; Grimm & Saboia, 2015). A variabilidade de baixa frequência modifica a ocorrência de eventos extremos, como secas e cheias, em intervalos de tempo decadais e multidecadais. Consequentemente, o risco de eventos extremos é dinâmico e muda ao longo do tempo de uma década para outra.

Desta forma, variáveis hidrológicas podem exibir variabilidade de baixa frequência e essa mudança de regime pode causar riscos associados a extremos climáticos, como inundações e secas, que variam no tempo. Para analisar as mudanças de variabilidade nas variáveis hidrológicas, que são diretamente influenciadas pelas mudanças climáticas e atividades antropogênicas, três métodos foram aplicados para identificar as mudanças nos padrões de vazão de baixa frequência: (i) o *Standard Runoff Index* (SRI), que é amplamente utilizado para monitorar secas hidrológicas devido à sua simplicidade de computação; (ii) o método *Breaks for Additive Seasonal and Trend* (BFAST), que tem a vantagem de decompor as séries temporais, não apenas para análise de tendências, mas também para detectar a mudança de regime dos dados sazonais; e (iii) o modelo oculto de Markov (HMM), que tem sido usado com sucesso na modelagem de séries que apresentam um regime bem definido. A metodologia foi aplicada a série temporal de vazão de baixa frequência do reservatório Sobradinho, localizado na bacia do Rio São Francisco, buscando identificar o estado atual de baixa frequência e avaliar o risco de eventos extremos. Este artigo investiga a variabilidade nas mudanças de regime nas séries temporais de vazão de baixa frequência. Identificar o estado atual de baixa frequência permite a avaliação do risco de eventos extremos.

2. METODOLOGIA

2.1. Extração da baixa frequência usando a transformada de ondeleta

Um método bastante utilizado na separação do sinal de baixa frequência de uma série temporal é a transformada de ondeleta (Torrence & Compo, 1998; Labat, 2005), que decompõe a série no domínio tempo-frequência e identifica os modos dominantes de variação. A transformada de ondeleta decompõe uma série temporal em um conjunto de funções, também conhecido como “ondeletas filha”. A escolha da ondeleta mãe é significativa. Existem diferentes funções de ondeleta mãe para escolher, dessa forma, esse estudo aplicou a ondeleta de Morlet, que é comumente usada em séries hidrológicas devido ao seu poder de descrever a série temporal de forma adequada (Nalley et al., 2016).

O componente do sinal da série temporal é identificado pelo teste de significância de 90-95% usando o ruído branco como uma hipótese nula, e pela interpretação do espectro de potência da ondeleta. O componente significativo identificado é então extraído da série original usando a função de reconstrução. A reconstrução da série temporal original ao longo de um conjunto de períodos pode ser obtida como:

$$x_t = \frac{d_j \cdot dt^{\frac{1}{2}}}{C \cdot \psi(0)} \sum_s \frac{Re(Wave(s))}{s^{\frac{1}{2}}}$$

Onde C = fator de reconstrução; d_j e dt = escala e fator de tempo, respectivamente; $\psi(0)$ = fator que remove a escala de energia para a função de ondeleta de Morlet; $Re(Wave(s))$ = parte real da transformada de ondeleta; e s = parâmetro de escala.

2.2. Detecção de mudança de regime

Neste estudo, aplicou-se o modelo de Markov oculto (HMM) para detectar as mudanças abruptas nas séries temporais de baixa frequência de vazão anual, e os métodos BFAST e o SRI ajustado são usados para detectar as mudanças na série de baixa frequência na escala mensal.

2.3. Standard Runoff Index (SRI)

Os índices de seca, como o *Standard Runoff Index* (SRI), são usados para a identificação da seca e a descrição de sua intensidade. O SRI (Shukla & Wood, 2008) é baseado no conceito de *Standard Precipitation Index* (SPI). Embora os índices apresentem semelhanças, o SRI incorpora processos hidrológicos que controlam a perda sazonal na vazão devido à influência do clima, podendo, assim, descrever os aspectos hidrológicos das secas.

Para o cálculo do índice, a série temporal é ajustada a uma distribuição de probabilidade. Uma variedade de distribuições de probabilidade (e.g. gama, lognormal, valor extremo generalizado (GEV), log-logístico e Pareto generalizado) foram citadas na literatura como recorrentes para ajustar as observações mensais de diferentes variáveis hidro climáticas para calcular os índices de seca (Stagge et al., 2015). Em seguida, a função de distribuição acumulada (FDA) da distribuição marginal ajustada é transformada em uma variável normal padrão Z.

Após a série de baixa frequência ser decomposta e reconstruída, usando a transformada ondeleta, para uma faixa de frequência de variabilidade significativa, testou-se três distribuições diferentes, sendo o melhor ajuste escolhido. O SRI ajustado (Ad-SRI), como denominou-se o SRI de baixa frequência, teve seus valores classificados, anos com valores negativos foram denominados Estado 1 e os anos com valores positivos foram denominados Estado 2.

2.4. BFAST

O método BFAST, proposto por Verbesselt et al. (2020), é um método de decomposição que integra uma decomposição iterativa de uma série temporal em tendência, sazonalidade e componentes remanescentes para examinar mudanças (ou seja, tendências e pontos de mudança) dentro da série temporal. O modelo geral é descrito como:

$$Y_t = T_t + S_t + \xi_t, \quad t = 1, 2, \dots, n$$

onde Y_t são os dados observados no tempo t , T_t é o componente de tendência, S_t é o componente sazonal e o componente restante. ξ_t denota a variação restante nos dados além daquela nos componentes sazonal e de tendência.

Assumindo que toda a série temporal tem m pontos de mudança τ_1, \dots, τ_m no componente de tendência T_t , então as inclinações e interceptos específicos do segmento podem ser calculados em cada segmento. O componente de tendência pode ser expresso como:

$$T_t = \alpha_i + \beta_i t \quad (\tau_{i-1} < t < \tau_i)$$

onde $i = 1, \dots, m$ e definimos $\tau_0 = 0$ e $\tau_{m+1} = n$. O intercepto α_i e a inclinação β_i podem ser usadas para avaliar a magnitude e a direção da mudança abrupta.

Da mesma forma, um modelo harmônico é aplicado para parametrizar o componente sazonal. O componente sazonal é fixo entre os pontos de mudança. Dada a série temporal com p pontos de mudança sazonais t_1, \dots, t_p , então o componente sazonal S_t pode ser calculado como:

$$S_t = \sum_{k=1}^k \gamma_k \sin\left(\frac{2\pi kt}{f} + \delta_k\right)$$

onde os parâmetros desconhecidos são a amplitude específica do segmento γ_k e a fase δ_k , que deve ser estimada. A frequência conhecida f é igual a 12 para as observações mensais usadas aqui.

O teste de soma móvel baseado em mínimos quadrados ordinários residuais (OLS-MOSUM) é aplicado para detectar se um ou mais pontos de mudança ocorrem (Verbesselt et al., 2020). Os pontos de mudança são estimados usando o método de Bai e Perron se o teste indicar uma mudança significativa ($p < 0,05$). Os parâmetros do modelo BFAST são estimados pela iteração das seguintes etapas:

- Etapa 1: se o teste OLS-MOSUM mostra que os pontos de mudança ocorrem no componente de tendência, então o número e as posições dos pontos de mudança no componente de tendência são estimados por meio de mínimos quadrados a partir dos dados ajustados sazonalmente. Para um segmento específico, o componente de tendência é estimado e em seguida, os coeficientes de tendência α_i e β_i são calculados para diferentes segmentos usando regressão robusta com base na estimativa-M para contabilizar potenciais outliers.
- Etapa 2: da mesma forma, se o teste OLS-MOSUM indica que os pontos de mudança ocorrem no componente sazonal, então o número e as posições dos pontos de mudança no componente sazonal são estimados a partir dos dados sem tendência. Os parâmetros γ_k e δ_k para cada segmento são calculados usando um método de regressão robusto com base na estimativa M. Aplicamos o modelo BFAST aos dados mensais e identificamos as mudanças na série de vazão de baixa frequência.

2.5. Modelo de Markov Oculto (HMM)

O HMM (Rabiner, 1989) é um modelo estatístico no qual as realizações de um processo de Markov não observado representam a série temporal observada. Um processo de Markov é um processo

aleatório cujas probabilidades futuras são determinadas por seus valores mais recentes. O HMM foi desenvolvido para reconhecimento de fala e tem sido usado com sucesso em muitas áreas do conhecimento, incluindo hidrologia (Mallya et al., 2013).

Esse modelo é composto de variáveis de estado $S_{1:T}$ e de observação ($O_{1:T}$). A distribuição de O_t pode ser escrita como $f_i(O_t) = f(O_t | S_t = i)$ e a distribuição marginal para um número discreto de estados pode ser descrita como distribuição de mistura com n componentes (Zucchini et al., 2017). A equação é escrita como:

$$f(O_t) = \sum_{i=1}^n p_i f_i(O_t)$$

Onde $\sum_{i=1}^n p_i = 1$, $p_i \geq 0$ e $f_i()$ é a distribuição condicional dos dados.

A transição entre estados é governada por probabilidades descritas como probabilidades de transição. Eles são denotados pela matriz $A(t)$, onde a primeira linha (a_{1j}) tem as probabilidades de passar do estado $S_t = 1$ para S_{t+1} . Ao lidar com os parâmetros de transição em A , deve-se definir o estado inicial ou as probabilidades anteriores π que definem onde o processo começa.

$$P(S_t = 1, S_t = 2, \dots, S_t) = \pi A^{t-1}$$

O algoritmo *forward* é usado para calcular a verossimilhança conjunta do processo. O algoritmo de maximização de expectativa (EM) é usado para estimar de forma otimizada os parâmetros do HMM. Neste algoritmo, os parâmetros são obtidos com a maximização da verossimilhança logarítmica esperada, dadas as observações e estados através de um processo iterativo (Zucchini et al., 2017). O algoritmo de Viterbi é aplicado para decodificar as sequências de observação em sequências de estados ocultos.

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1. Decomposição da série temporal

A transformada de ondeleta é usada para decompor e extrair a baixa frequência da série temporal de vazão da estação de Sobradinho. A Figura 1a ilustra a série temporal de vazão anual, enquanto a Figura 1b mostra o espectro de potência e a potência média da ondeleta em seus respectivos períodos. Os pontos vermelhos representam os níveis de significância e quais regiões do espectro atendem ao nível de significância. A frequência escolhida neste estudo foi entre 16 e 32 anos por apresentar significância em seu espectro de potência e na potência média da ondeleta. O período de frequência entre 16-32 anos representa 10,20% da variância explicada da série temporal de vazão. A Figura 2 ilustra a série temporal reconstruída usando a decomposição de transformada de ondeleta. A série foi reconstruída para frequência alta (2-8 anos), média (9-16 anos), baixa (17-32 anos) e o resíduo, que é representado com frequência maior que 32 anos.

Figura 1: (a) Séries temporais da vazão anual do reservatório de Sobradinho; (b) espectro de potência da ondeleta e a potência média da ondeleta durante esse período.

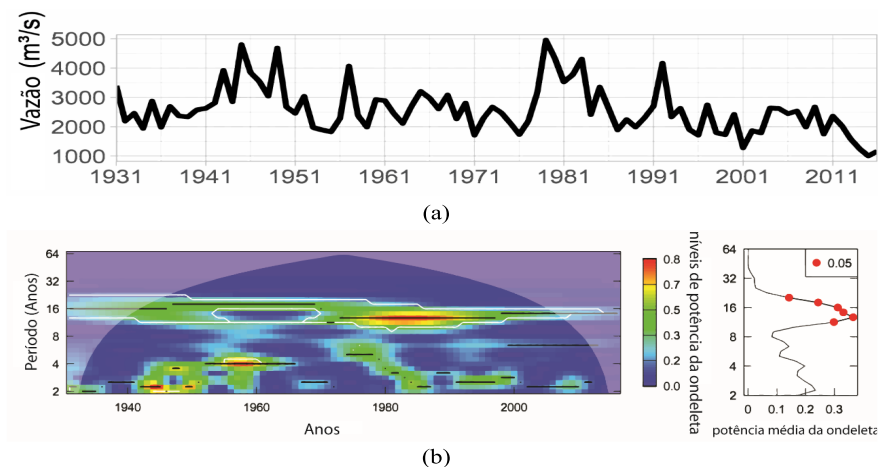
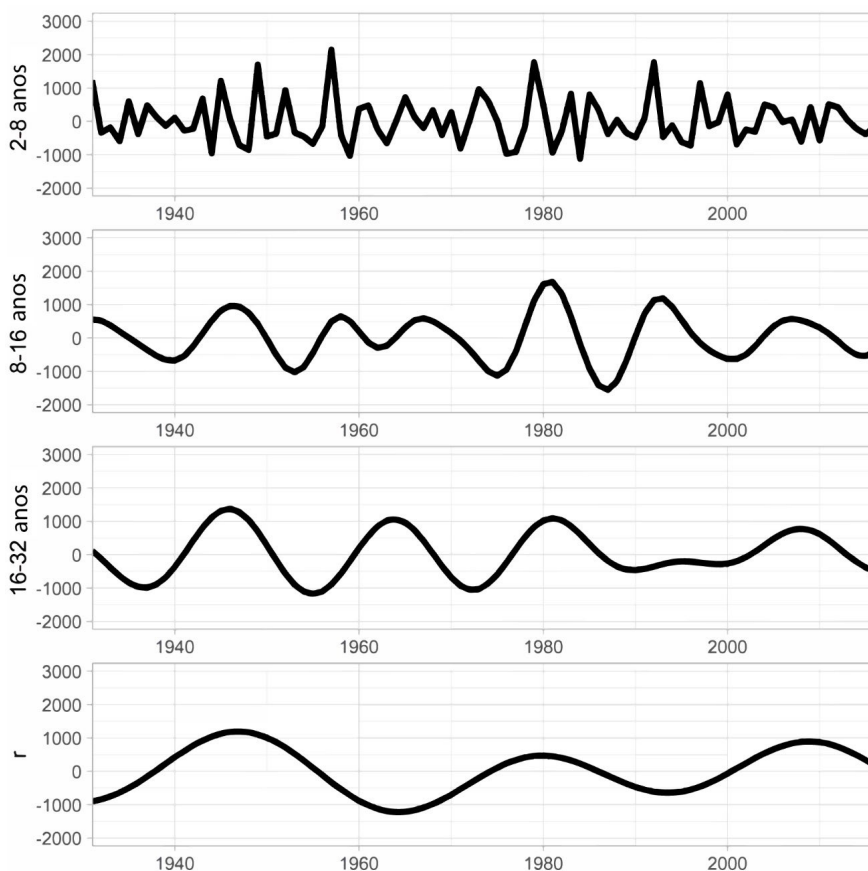


Figura 4: Série temporal reconstruída usando a transformadas de ondeleta. O eixo y representa as diferentes frequências selecionadas para um filtro selecionado para a reconstrução da série temporal. A primeira série é a de alta frequência (2-8 anos), a seguir vem a de média frequência (9-16 anos), seguida pela baixa frequência (17-32 anos) e o resíduo, que é a frequência superior a 32 anos.



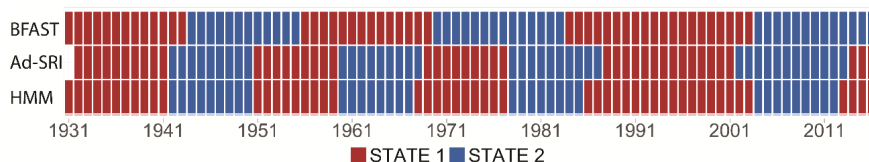
A transformada de ondeleta foi aplicada neste capítulo como uma ferramenta de pré-processamento para extrair características significativas, como a variabilidade de baixa frequência, e para obter uma visão sobre as características variáveis no tempo que a série temporal de vazão pode apresentar.

3.2. Detecção dos estados em séries de baixa frequência

A identificação de padrões nas séries temporais de baixa frequência ainda é objeto de diferentes métodos, os quais buscam compreender as mudanças nos registros hidrológicos devido ao efeito da variabilidade climática natural e do uso do solo. Uma análise das séries temporais de baixa frequência foi realizada, aplicando os métodos: SRI, BFAST e HMM, com o objetivo de identificar estados nas séries temporais.

Na análise Ad-SRI, testou-se três distribuições (Pareto generalizado, Pearson tipo III e gama), e o melhor ajuste para a série de baixa frequência foi Pearson tipo III. O Pearson tipo III também tem sido amplamente utilizado para análises de frequência de vazões (Vicente-Serrano et al., 2012). O BFAST também foi usado para avaliar as mudanças em uma escala de tempo mensal. O modelo não apresentou pontos de mudança sazonais, apenas pontos de mudança de tendência. O algoritmo HMM com dois estados foi ajustado para avaliar a vazão de baixa frequência anualmente. A Figura 3 ilustra as mudanças na dinâmica da faixa de baixa frequência da vazão.

Figura 3: Comparação das metodologias de classificação de estados para variabilidade de baixa frequência. A primeira linha é a identificação usando BFAST, depois o Ad-SRI, seguido pela classificação HMM.



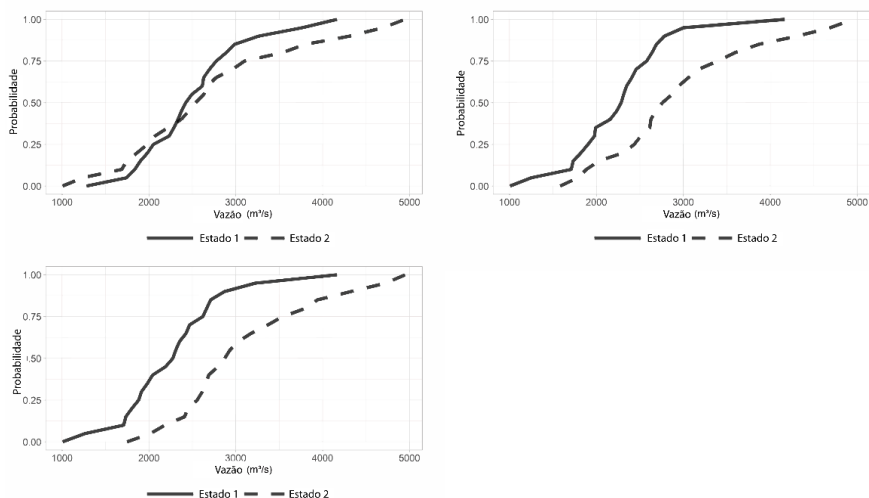
A Figura 3 mostra que as classificações pelos métodos do Ad-SRI e HMM foram muito semelhantes, apresentando um comportamento cíclico de cerca de sete a nove anos de duração até meados

dos anos 80. Nesse período, o Estado 1 do modelo Ad-SRI inicia mais tarde quando comparado com o HMM. A classificação BFAST produziu ciclos mais longos, de aproximadamente 11 a 16 anos, quando comparada com os outros modelos deste estudo. A primeira mudança do estado 1 para o estado 2 ocorreu no início da década de 50 para todos os modelos, enquanto para o BFAST começou cinco anos depois e durou cerca de três anos a mais do que os outros modelos. O BFAST apresenta classificação semelhante aos outros modelos a partir de 1985.

Estudos anteriores indicaram que uma mudança no regime hidrológico pode ocorrer devido a atividades antrópicas, como a construção de barragens. Nesse contexto, a análise da banda de baixa frequência da vazão usando o modelo BFAST mostrou uma mudança em 1986, e para os outros modelos, a mudança começou em 1985. Também observamos uma redução nos picos de vazão de baixa frequência a partir de 1985. Estas alterações no regime de baixa frequência podem indicar a influência no regime fluvial da construção da barragem de Sobradinho, construída entre 1973 e 1979 e que entrou em funcionamento entre 1979 e 1982.

A detecção de mudança de estado na série de baixa frequência mostraram uma separação clara dos estados. Em seguida, a função de distribuição acumulada (FDA) para cada estado foi calculada e plotada usando os dados da série original para verificar se esses períodos seguem uma distribuição estatística semelhante.

Figura 4: A distribuição de probabilidade acumulada da série original para a classificação de estado usando (a) BFAST, (b) Ad-SRI e (c) HMM



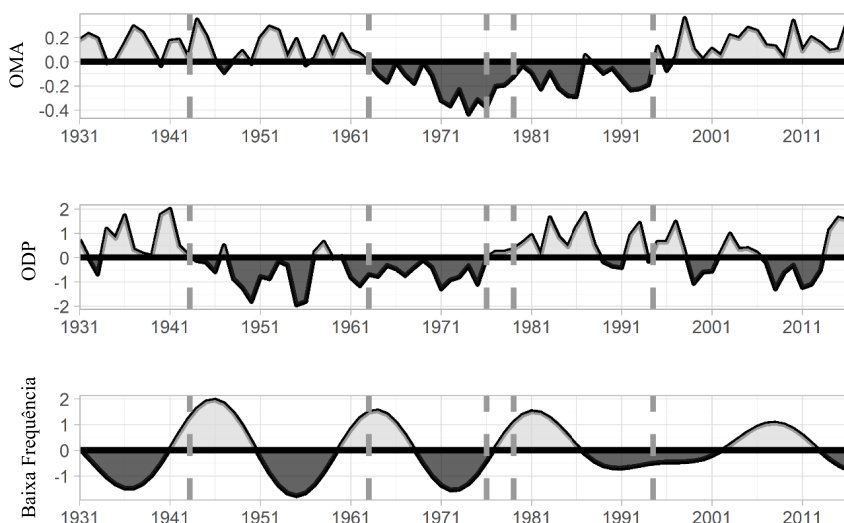
A Figura 4 ilustra que os dois estados da série original da FDA não seguem a mesma distribuição. O BFAST não consegue distinguir bem os estados. Os resultados de Ad-SRI e HMM foram semelhantes. O estado dois apresenta uma probabilidade de valores de vazão mais altos do que no estado um em todos os modelos. Conseqüentemente, os períodos de chuva têm uma probabilidade maior de ocorrer do que os períodos de seca. A baixa frequência mostra um efeito claro no padrão das séries temporais, o que justifica seu estudo como um dos componentes influenciadores do comportamento das séries temporais hidrológicas. Saber que os estados têm uma distribuição de probabilidade diferente e identificar os estados em que o sistema se apresenta dá ao modelador uma grande visão sobre como projetar a série temporal

Embora mais eventos que contribuíram para o aumento da precipitação ocorreram durante o período de 1986-2006, isso não foi refletido nos dados de vazão, concluindo que os impactos da barragem combinados com outras retiradas de água, particularmente para a agricultura, são as principais razões para mudanças nas inundações ao longo do Rio São Francisco (Santos et al., 2012).

Vários estudos apontam que os registros de precipitação na América do Sul exibem variabilidade decadal e interdecadal. A variabilidade interdecadal na região nordeste do Brasil tem sido associada a anomalias SST, como a Oscilação Decadal do Pacífico (ODP). Com uma inspeção visual, podemos observar na Figura 5 uma relação oposta entre a vazão de baixa frequência e a ODP no período entre 1931-1946. No primeiro período da fase de resfriamento (1947-1976) da ODP, a vazão alterna entre valores positivos e negativos. Após o início da década de 80, a ODP e baixa frequência apresentam comportamento semelhante no início da série. No período 1995-2016, a ODP e a baixa frequência apresentam uma correlação negativa significativa (-0,51).

De acordo com Knight et al. (2006), a fase quente da OMA entre 1930-1960 coincidiu com um período seco no NE. A Figura 5 ilustra que, durante esse período, os valores de vazão também são principalmente negativos. Durante a fase fria da OMA de 1960-1990, existem principalmente valores positivos na baixa frequência de Sobradinho. No período 1964-1976, a OMA e a baixa frequência apresentam uma correlação positiva significativa (0,62).

Figura 5: Comparação entre as séries da OMA, ODP e baixa frequência padronizada



4. CONCLUSÃO

A identificação de mudanças sistemática da série hidrológicas que estão associadas às flutuações naturais como variabilidade decenal são de extrema importância para o monitoramento de eventos extremos. Observa-se no desenvolvimento deste capítulo que as séries de vazão de baixa frequência apresentam mudanças de estados bem definidas, e essas mudanças têm influência de ações antrópicas e índices climáticos.

A identificação de diferentes períodos de estado também revela o impacto da baixa frequência na série temporal de vazão. Devido à clara separação dos estados na análise, observamos que os padrões possuem distribuições de probabilidade diferentes por meio do gráfico da FDAs. Portanto, a variabilidade de baixa frequência condiciona as vazões de um determinado ano. Avaliar o estado atual

da faixa de baixa frequência da série de vazão permite a avaliação do risco dinâmico de eventos extremos.

5. REFERÊNCIAS

- GARREAUD, René D. et al. Present-day south american climate. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 281, n. 3-4, p. 180-195, 2009.
- GRIMM, Alice M.; SABOIA, João PJ. Interdecadal variability of the South American precipitation in the monsoon season. **Journal of Climate**, v. 28, n. 2, p. 755-775, 2015.
- KALRA, Ajay et al. Using large-scale climatic patterns for improving long lead time streamflow forecasts for Gunnison and San Juan River Basins. **Hydrological Processes**, v. 27, n. 11, p. 1543-1559, 2013.
- KNIGHT, Jeff R.; FOLLAND, Chris K.; SCAIFE, Adam A. Climate impacts of the Atlantic multidecadal oscillation. **Geophysical Research Letters**, v. 33, n. 17, 2006.
- KWON, Hyun-Han; LALL, Upmanu; KHALIL, Abedalrazq F. Stochastic simulation model for nonstationary time series using an autoregressive wavelet decomposition: Applications to rainfall and temperature. **Water Resources Research**, v. 43, n. 5, 2007.
- LABAT, David. Recent advances in wavelet analyses: Part 1. A review of concepts. **Journal of Hydrology**, v. 314, n. 1-4, p. 275-288, 2005.
- MALLYA, Ganeshchandra et al. Probabilistic assessment of drought characteristics using hidden Markov model. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 18, n. 7, p. 834-845, 2013.
- MILLY, P. C. D. et al. Stationarity is dead: Whither water management?. **Science**, v. 319, p. 573-574, 2008.
- NALLEY, D. et al. Inter-annual to inter-decadal streamflow variability in Quebec and Ontario in relation to dominant large-scale climate indices. **Journal of hydrology**, v. 536, p. 426-446, 2016.
- RABINER, Lawrence R. A tutorial on hidden Markov models and selected applications in speech recognition. **Proceedings of the IEEE**, v. 77, n. 2, p. 257-286, 1989.

- SANTOS, Hersília de Andrade; DOS SANTOS POMPEU, Paulo; KENJI, Danilo Okuma Lessa. Changes in the flood regime of São Francisco River (Brazil) from 1940 to 2006. **Regional Environmental Change**, v. 12, n. 1, p. 123-132, 2012.
- SHUKLA, Shraddhanand; WOOD, Andrew W. Use of a standardized runoff index for characterizing hydrologic drought. **Geophysical research letters**, v. 35, n. 2, 2008.
- STAGGE, James H. et al. Candidate distributions for climatological drought indices (SPI and SPEI). **International Journal of Climatology**, v. 35, n. 13, p. 4027-4040, 2015.
- TORRENCE, Christopher; COMPO, Gilbert P. A practical guide to wavelet analysis. **Bulletin of the American Meteorological society**, v. 79, n. 1, p. 61-78, 1998.
- VERBESSELT, Jan et al. Detecting trend and seasonal changes in satellite image time series. **Remote sensing of Environment**, v. 114, n. 1, p. 106-115, 2010.
- VICENTE-SERRANO, Sergio M. et al. Accurate computation of a stream-flow drought index. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 17, n. 2, p. 318-332, 2012.
- ZUCCHINI, Walter; MACDONALD, Iain L.; LANGROCK, Roland. **Hidden Markov models for time series: an introduction using R**. CRC press, 2017.

ANÁLISE E DETECÇÃO DE MUDANÇAS PARA A BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO

*Renan Vieira Rocha
Francisco de Assis de Souza Filho*

1. INTRODUÇÃO

A variabilidade da temperatura da superfície do mar (TSM) em suas diferentes escalas de oscilação, como interanual, decadal e multi-decadal, tem sido considerada uma das causas das mudanças nas variáveis hidrológicas (ANDREOLI; KAYANO, 2007; KAYANO; CAPISTRANO, 2014; TANG et al., 2014; WANG et al., 2018). Entender em detalhes os diferentes ciclos periódicos de SST e seu efeito nas variáveis hidrológicas pode melhorar os modelos de previsão de base climática e as políticas de outorga de água, além de proporcionar melhor previsibilidade ao gerenciamento do sistema de recursos hídricos, aumentando sua resiliência.

A não estacionariedade presente em séries de vazões representa um desafio não apenas para o desenvolvimento de modelos de previsão baseados no clima, mas também para a gestão de recursos hídricos. Períodos com valores médios diferentes impõem mudanças nas políticas de outorga, para adequar os valores à realidade enfrentada, ou um alto custo de oportunidade derivado de uma política conservadora que utiliza um valor fixo baixo para embasar as políticas de outorga. Além disso, períodos com variância diferentes

podem aumentar ou diminuir as incertezas, que por sua vez afetam o risco associado à alocação de água. Assim, as propriedades estatísticas média e variância são as duas propriedades fundamentais que definem as possíveis políticas de gestão da água.

Artigos recentes utilizam análise de ponto de mudança para detectar mudanças nas propriedades estatísticas da série de fluxo de fluxo por meio de diversas metodologias (IVANCIC; SHAW, 2017; RYBERG; HODGKINS; DUDLEY, 2019; ZHU et al., 2019). Para explorar a relação entre as mudanças detectadas em séries de vazões e índices climáticos, Tamaddun et al. (2019) aplicou Análise de Ondeletas Cruzadas (XTC) e Análise de Coerência de Ondeletas (WTC), identificando que mudanças significativas ocorreram durante as fases acopladas dos sinais climáticos. O uso de XTC e WTC para investigar a influência dos índices climáticos nas variáveis hidroclimáticas pode ser encontrado em diversos outros artigos com resultados sólidos (ROCHA; SOUZA FILHO; SILVA, 2019a; TAMADDUN et al., 2017; TAMADDUN; KALRA; AHMAD, 2017; TANG et al., 2014).

Apesar das inúmeras metodologias de detecção de pontos de mudança disponíveis na literatura, a descoberta se uma mudança ocorre em uma série temporal e sua verdadeira localização ainda é uma lacuna da literatura, visto que diferentes metodologias impõem resultados divergentes. Recentemente, o artigo de Rocha & Souza Filho (2020) indicou que a utilização conjunta de diferentes metodologias pode ser uma solução para esse problema, visto que as metodologias apresentaram uma maior probabilidade de convergir para os pontos de mudança corretos. Além disso, esse trabalho também demonstrou que a utilização do método de detecção de pontos de mudança PELT (Pruned Exact Linear Time) necessita de uma seleção de penalidade mais aprofundada visto que funções de penalidade comumente utilizadas resultam em valores muito altos que inibem a detecção dos pontos.

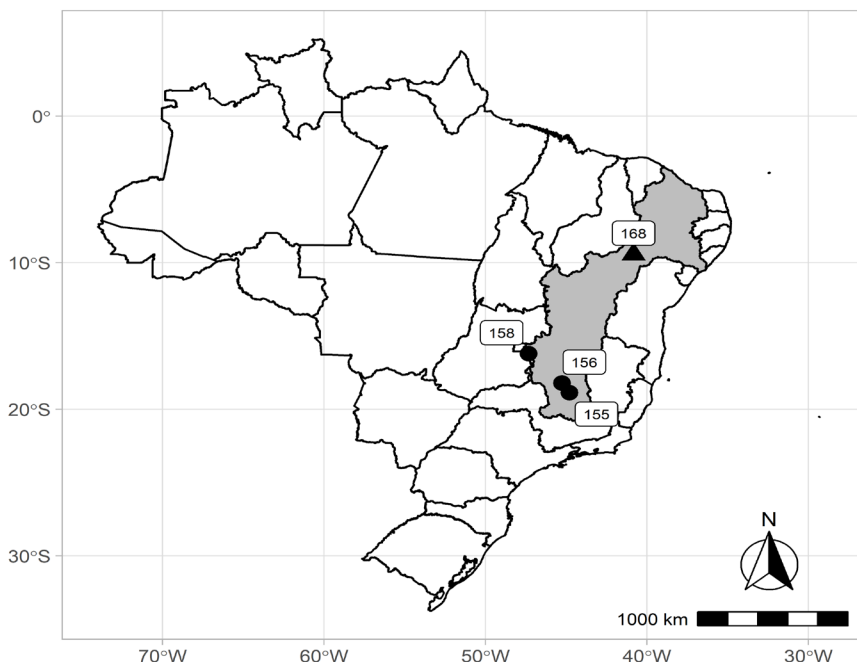
O presente capítulo detectou e analisou mudanças no valor médio de séries de vazão naturalizadas na Bacia Estendida do São Francisco (BESF) e buscou associações para mudanças detectadas nos valores médios de índices climáticos de TSM. Foi utilizado os métodos e procedimentos propostos por Rocha & Souza Filho (2020) para seleção de penalidade e detecção de pontos de mudança, analisando a confiabilidade dos resultados a partir da convergência das diferentes metodologias ou a partir da comparação dos resultados com trabalhos existentes na literatura. Também foi utilizado WTC para verificar as associações entre as mudanças observadas e os índices de TSM. Finalmente, uma análise simples foi feita acerca da existência de tendências na série de vazões.

2. METODOLOGIA

2.1. Dados utilizados

Foram utilizados dados mensais de vazão naturalizada do período de 1931 a 2016 de XX estações localizadas no interior da BESF (Figura 1). As vazões naturalizadas são adquiridas após um processo de consolidação e consistência das medições das estações fluviométricas e da contabilização de fatores antropogênicos como a operação dos reservatórios a montante, evaporação do lago do reservatório, retirada de água ao longo do curso do rio e alterações das vazões impostas por infraestruturas construídas ao longo do seu curso natural e pelo bombeamento operacional. Detalhes desses processos podem ser encontrados em ONS (2016). As séries de vazões anuais foram obtidas pela média dos valores mensais. A estação de Sobradinho foi selecionada para uma análise mais extensiva devido a sua relevância (em destaque na Figura 1). Sobradinho é uma barragem com uma das maiores áreas alagadas do mundo, com capacidade instalada de 1.050,3 MW e com finalidade de regularização local do rio São Francisco.

Figura 1: Postos selecionados BESF. Sobradinho em destaque (triângulo – 168)



Castro, Souza Filho, & Silveira (2013) indicam uma possível relação entre a oscilação de baixa frequência da TSM e os padrões de variação observados nas séries temporais de vazão do ONS. Uma possível associação entre as alterações de vazão e um fenômeno periódico de baixa frequência pode sugerir que essa ocorrência não seja um evento pontual devido a anos anormais, mas sim um comportamento periódico, com efeito duradouro, com impactos significativos na produção de energia. Além disso, essas características demandariam uma gestão da água capaz de atender ao risco climático dinâmico associado. Assim, os índices AMO (Atlantic Multidecadal Oscillation) e PDO (Pacific Decadal Oscillation) foram selecionados para representar as oscilações de TSM de baixa frequência, devido a estudos que impõem uma

relação entre esses índices e as chuvas no Brasil e na América do Sul (ANDREOLI; KAYANO, 2007; KAYANO; CAPISTRANO, 2014; ROCHA; SOUZA FILHO; SILVA, 2019a). O índice El Niño foi utilizado devido ao impacto desse fenômeno nas chuvas brasileiras já ter sido amplamente relatado, sendo o principal índice utilizado nos modelos brasileiros de previsão de vazões.

O El Niño Oscilação Sul (ENOS) é considerado o modo oceânico-atmosférico mais relevante para a variabilidade climática interanual em escala global (KAYANO et al., 2016). A influência do El Niño nas chuvas da América do Sul é resultado de alterações nas células de circulação de Walker e Hadley. O índice El Niño 3.4 é calculado pela média dos valores de TSM sobre a região delimitada por 5N-5S, 170W-120W, considerada uma região chave para analisar as interações oceânicas acopladas relacionadas ao ENSO. Este índice é fornecido com ou sem a remoção do valor médio do período 1981-2000; neste trabalho, a anomalia de TSM foi utilizada.

A PDO é o principal componente da variabilidade da TSM do Oceano Pacífico. O índice homônimo mede a anomalia da intensidade de TSM do Pacífico Norte pelo número de desvios-padrão dos valores médios históricos (MANTUA et al., 1997). A variabilidade da PDO indica um comportamento simétrico com as flutuações climáticas interdecadais nos hemisférios Norte e Sul, tendo particular influência nas Américas do Sul e do Norte (CASTRO; FILHO; SILVEIRA, 2013). Segundo Andreoli & Kayano (2007), a PDO modula a influência do ENOS nas chuvas da América do Sul, com o ENOS mostrando uma teleconexão mais forte (ou mais fraca) com a chuva de acordo com a convergência (ou divergência) de fase entre os dois modos de oscilação. Castro, Souza Filho & Silveira (2013) também verificaram uma correlação positiva entre o índice e as mudanças de degrau observadas em uma série de vazões máximas diárias. Portanto, a influência do PDO nas séries de vazão é esperada na região.

AMO é considerado o principal modo de variabilidade de baixa frequência do Oceano Atlântico. O índice é baseado na anomalia SST média do Atlântico Norte (0°), calculado removendo a interferência derivada das mudanças climáticas por meio da remoção da tendência (ENFIELD; MESTAS-NUÑEZ; TRIMBLE, 2001). O índice está disponível em duas formas, com ou sem o uso de suavização de média móvel de dez anos. Neste trabalho, usamos o índice sem suavização. De acordo com Kayano & Capistrano (2014), os extremos ENOS estão relacionados a AMO, com eventos El Niño (La Niña) mais fortes na fase fria (quente) do AMO. Assim, as anomalias de precipitação relacionadas com ENOS são amplificadas com divergência de fase entre os dois fenômenos (PDO e AMO).

Os índices AMO, PDO e Niño 3.4 foram obtidos do banco de dados da Administração Nacional Oceânica e Atmosférica dos EUA (NOAA) por meio do site do Grupo de Trabalho sobre Pressão de Superfície (https://www.esrl.noaa.gov/psd/gcos_wgsp/Timeseries/, dados obtidos em julho de 2018) (ENFIELD; MESTAS-NUÑEZ; TRIMBLE, 2001; MANTUA et al., 1997; RAYNER et al., 2003).

2.2. Detecção de pontos de mudança

2.2.1. Método PELT e seleção de penalidade

A metodologia de detecção de ponto de mudança PELT é uma abordagem baseada na distribuição assintótica do teste de razão de verossimilhança para detectar pontos de mudança no valor médio de uma sequência de observações normalmente distribuídas e deriva do artigo original de Hinkley (1970). Recentemente, essa metodologia foi estendida para diversas distribuições (ou seja, gama, exponencial, binomial) e também para a detecção de mudanças na variância (KILLICK; ECKLEY, 2013). O teste da razão de verossimilhança compara a qualidade do ajuste de dois modelos, detectando um ponto de mudança quando a hipótese nula de nenhuma mudança

é rejeitada para o nível de significância desejado. Ao detectar uma mudança, a série é dividida em dois segmentos.

Esta metodologia de ponto de mudança se resume na minimização exata de uma equação baseada em custos (KILLICK; ECKLEY, 2013)

$$\sum_{i=1}^{m+1} [C(y_{(\tau_{i-1}): \tau_i})] + \beta f(m)$$

onde o primeiro termo é a soma do custo da verossimilhança de cada segmento, o segundo termo é o fator de penalidade e m é o número de pontos de mudança.

A função de custo depende das suposições acerca da distribuição estatística das observações e da propriedade estatística da qual se pretende detectar as alterações, visto que o custo de cada segmento se baseia na verossimilhança para a propriedade estatística.

A adição de um ponto de mudança geralmente impõe uma redução da equação, resultando em uma tendência natural de sobreajuste, exigindo assim o fator de penalidade. A literatura fornece várias funções para selecionar o valor de penalidade apropriado, e. g: critério de informação de Akaike (AIC) e critério de informação Bayesiano (BIC).

Uma abordagem proposta mais recentemente é o uso de um intervalo de valores de penalidade (Changepoints for a Range of Penalties - CROPS), permitindo a análise da segmentação resultante de diferentes valores de penalidade (HAYNES; ECKLEY; FEARNHEAD, 2017). O algoritmo CROPS encontra os limites de penalidade que produzem diferentes números de pontos de mudança de um determinado intervalo de penalidade. O valor da penalidade pode então ser escolhido analisando graficamente o seu valor em relação ao número de pontos de mudança, procurando

um valor ideal ou parcimonioso, por ex. um ponto onde pequenas variações de penalidade não geram um aumento significativo no número de pontos de mudança.

A seleção de penalidade via CROPS se mostrou uma boa metodologia para a seleção da penalidade em séries de vazão visto que as funções de penalidade padrão fornecem valores que inibem a detecção de mudanças (ROCHA; DE SOUZA FILHO, 2020).

2.2.2. Algoritmo dinâmico de Bai e Perron

O algoritmo de Bai e Perron (BP) (também conhecido como Segment Neighborhood) seleciona os pontos de mudança identificando os minimizadores globais da soma dos resíduos quadrados, usando programação dinâmica para identificar de forma eficiente as partições ideais com número variável de segmentos. O algoritmo fornece opções de descoberta para o comprimento mínimo do segmento e o número máximo de pontos de mudança (BAI; PERRON, 2003; ERDMAN; EMERSON, 2007).

Por meio da abordagem de número máximo, cada número de pontos de mudança está associado a uma soma quadrada residual e pode ser combinado com um critério de informação para selecionar o número de pontos de mudança na série temporal de uma análise gráfica ou escolhendo o número que minimiza algum critério de informação, nesse trabalho foi utilizado o BIC. Este algoritmo foi utilizado por meio do pacote em R `strucchange` (ZEILEIS et al., 2002, 2003).

2.2.3. Teste de Pettitt

O teste de Pettitt (1979) é um teste não paramétrico clássico de ponto de mudança único para o valor da mediana, baseado no teste U de Mann-Whitney. A localização do ponto de mudança é definida pelo valor máximo de sua estatística de teste e seu *p-value*

correspondente é derivado por um teste bilateral. O teste foi realizado por meio do pacote em R *trend*.

2.3. Transformada de Ondeletas e Análise de coerência das Ondeletas

A transformada de Ondeletas é utilizada para decompor uma série temporal em um conjunto de bandas de alta e baixa frequência, permitindo a análise dos padrões de diversas frequências que compõem a série temporal original. O conjunto de bandas são obtidos pela dilatação e translação de uma ondeleta mãe, no domínio da escala e do tempo, respectivamente (SIVAKUMAR, 2017). Para variáveis geofísicas Torrence & Compo (1998) recomenda o uso da Ondeleta de Morlet, também empregada neste estudo.

A transformada de ondeleta de duas séries temporais pode ser analisada através da Análise de Ondeletas Cruzadas (XTC), para observar similaridades compartilhadas no espaço de tempo-frequência, e Análise de Coerência de Ondeletas (WTC), para identificar a relação das bandas do espectro ao longo do domínio do tempo. XTC e WTC foram usados com sucesso para avaliar a relação entre os índices climáticos e as variáveis hidroclimáticas (ROCHA; SOUZA FILHO; SILVA, 2019a; TAMADDUN; KALRA; AHMAD, 2017, 2019; TANG et al., 2014). Nesse trabalho somente os resultados do WTC foram analisados.

Os resultados do WTC referem-se à coerência ao quadrado das ondeletas e podem ser analisados de forma semelhante à correlação clássica. A sincronização das fases das ondeletas podem ser avaliadas para analisar a ocorrência de uma relação defasada entre as bandas de diferentes frequências das variáveis. A diferença entre fases individuais pode ser convertida em um ângulo no intervalo de $[-\pi, \pi]$ e representada por setas no gráfico de tempo e período. Um valor de ângulo absoluto maior do que $\pi/2$ indica que as duas séries se movem fora de fase, enquanto o oposto indica uma relação

em fase. O sinal da diferença de fase (setas apontando para cima ou para baixo) indica qual série apresenta o padrão condutor. Neste trabalho a WTC foi aplicada por meio do pacote R WaveletComp, mais informações sobre a metodologia podem ser encontradas no trabalho de Torrence & Webster (1999).

2.4. Análise de tendência

A análise de tendência desse capítulo foi realizada através do teste de Mann-Kendall verificando a existência de tendência monotônica independentemente para a série completa e para a série antes e depois da mudança detectada. O teste foi realizado através do pacote em R *trend*.

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

A análise de ponto de mudança pelo PELT segmentou o índice AMO em três fases distintas (Figura 2): quente (de 1931 a 1963), fria (de 1964 a 1994) e quente (de 1995 a 2016). Resultados semelhantes foram obtidos com o uso do índice suavizado (ENFIELD; MESTAS-NUÑEZ; TRIMBLE, 2001), embora com uma pequena divergência entre o ano de mudança de fase. Os três períodos apresentaram valores semelhantes de desvio padrão e durações longas, acima de 20 anos (Tabela 1), sendo que a menor duração do último período foi afetada pelo tamanho da série.

Figura 2: Resultado da detecção de pontos de mudança para os índices e estações

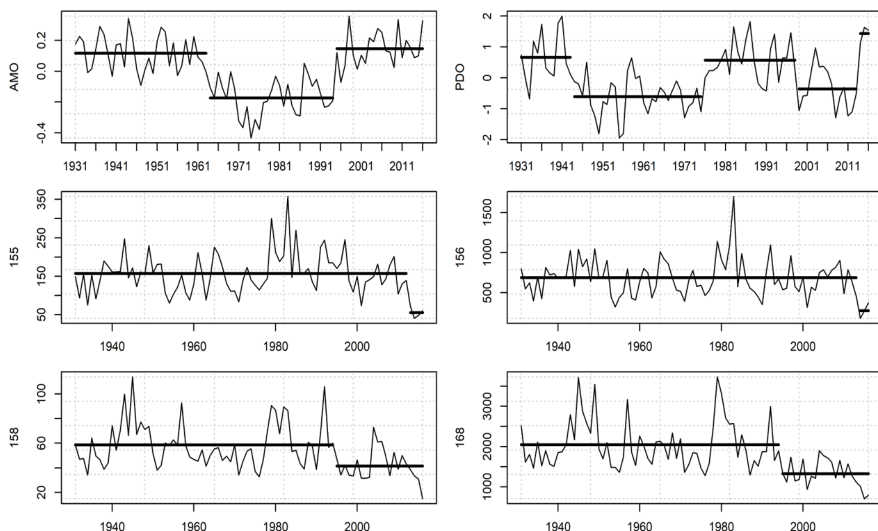


Tabela 1: Resultados da detecção de pontos de mudança para os índices climáticos

Índice	Período	μ	σ	CV	Duração
AMO	1931 – 1963	0,12	0,11	0,97	33
	1964 – 1994	-0,17	0,12	-0,69	31
	1995 – 2016	0,15	0,11	0,77	22
PDO	1931 – 1943	0,66	0,81	1,21	13
	1944 – 1975	-0,61	0,62	-1,02	32
	1976 – 1998	0,57	0,64	1,11	23
	1999 – 2013	-0,36	0,67	-1,88	15
	2014 – 2016	1,44	0,27	0,19	3

A série anual de PDO mostra cinco fases distintas, quente (1931 - 1943), frio (1944 - 1975), quente (1976 - 1998), frio (1999 - 2013) e quente (2014 - 2016). Os anos do ponto de mudança estão

intimamente relacionados aos valores encontrados na literatura, Mantua et al. (1997) indicaram os anos de 1947 e 1977 como anos de mudança de fase da PDO, 3 anos após os anos obtidos. Mary Toshie Kayano, Andreoli, & Souza (2019) consideram o período de 1999 a 2011 como uma fase fria de PDO, enquanto Qin et al. (2018) define a fase fria como o período entre 2003-2014, embora, os autores deste último artigo afirmem que o método de filtragem utilizado influenciou no período obtido. Para a janela de tempo analisada (1931 - 2016) a duração das fases variou entre 13 a 32 anos com valores absolutos semelhantes do coeficiente de variação (CV) (Tabela 1), exceto para o último período, afetado pela janela de tempo utilizada.

É perceptível uma convergência de fase quente entre os índices PDO e AMO para os anos iniciais da série (1931-1942) e durante dois períodos de três anos (1994-1997 e 2013-2016). Uma convergência de fase fria ocorreu entre 1964 e 1975. Não foi detectado mudanças para a série do El Niño 3.4.

A estação de Sobradinho (168) e a estação 158 apresentaram uma redução acentuada do valor médio dos últimos anos da série de vazões (Figura 2). Para essas estações observa-se uma convergência entre as três metodologias empregadas (Tabela 2), indicando uma alta confiabilidade acerca da ocorrência de uma mudança por volta do ano de 1994. Para Sobradinho em relação em relação à média de longo prazo, calculada para o período completo, o valor pré-mudança apresenta um aumento de 9,85%, enquanto o período mais recente configura uma redução de 28,66%. Além disso, os últimos três anos apresentaram os menores valores das séries.

Tabela 2: Ano das mudanças detectadas pelas diversas metodologias para as séries de vazões.

Estação	PELT	Pettitt		BP
		Mudança	<i>p-value</i>	
155	2012	1997	> 0,1	1978, 1997
156	2013	1952	> 0,1	-
158	1994	1994	< 0,05	1994
168	1994	1994	< 0,05	1994

Os menores valores para os últimos anos da série podem ser observados em todas as estações analisadas. No entanto, observa-se que as estações 155 e 156 não apresentaram mudança pelo teste de Pettitt (*p-value* que não permite a rejeição da hipótese nula de não ocorrência de mudança). Para a estação 155 os resultados do BP não convergiram com o PELT e para a estação 156 o método BP também não indicou mudança.

A mudanças na média detectada para as estações 158 e 168 em 1994 ocorre no mesmo ano que a mudança de fase frio-quente do índice AMO e seis anos antes da mudança de fase quente-fria do PDO (1998).

As Figuras 3 e 4 apresentam os resultados da WTC entre a série de vazão da estação de Sobradinho e os índices AMO e PDO. Observa-se uma correlação entre a série de vazão e os dois índices para as bandas de baixa frequência (de 32 a 64 anos) com uma defasagem temporal oposta entre os índices e a vazão, com a AMO fora de fase e liderando (setas orientadas para cima e esquerda) e com a PDO próximo à fase, apresentando uma ligeira defasagem (seta orientada para direita e levemente para cima).

Figura 3: Resultado de coerência das ondeletas de Sobradinho e AMO

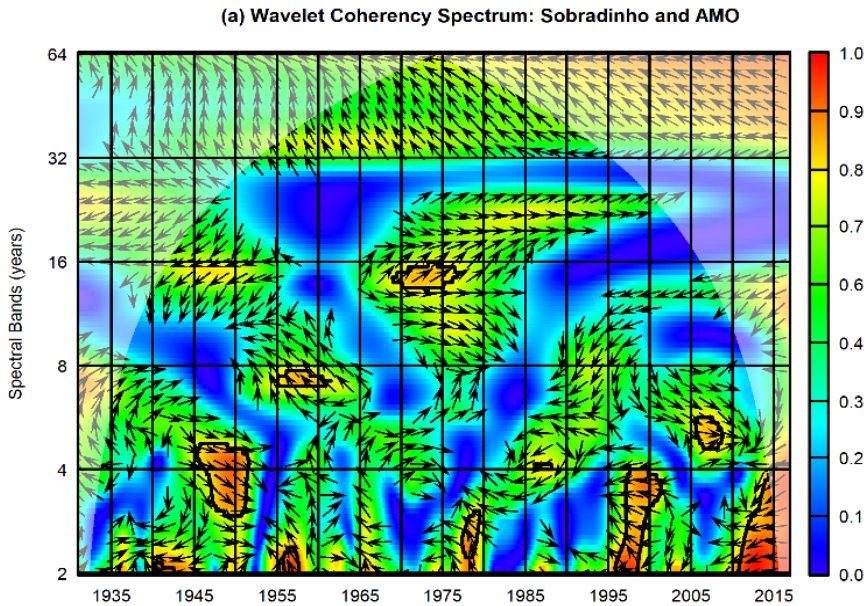
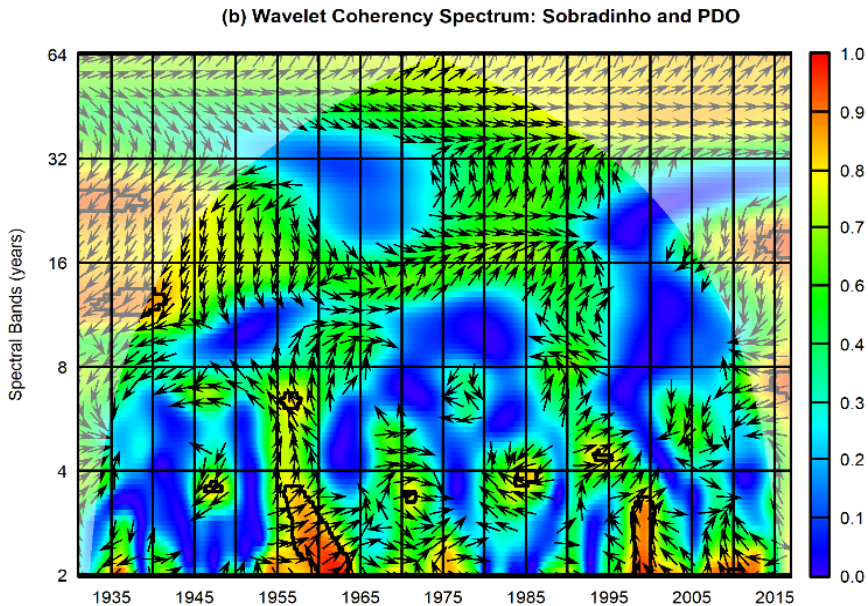


Figura 4: Resultado de coerência das ondeletas de Sobradinho e PDO



A WTC entre Sobradinho e PDO (Figura 3) demonstra uma correlação próxima a 0,6 entre o índice e a vazão para quase toda a série para as bandas espectrais de aproximadamente 12 a 32 anos, enquanto nenhuma correlação é encontrada de 1995 a 2010, para as bandas de 8 a 32 anos. Este padrão combinado com a mudança de fase frio-quente da AMO pode ser a razão por trás do ponto de mudança encontrado no ano de 1994. As bandas de baixa frequência apresentaram a maior correlação nos últimos anos, porém, fora do cone de influência. A AMO apresentou uma influência mais contínua ao longo da série completa, exceto entre 1950 e 1970 e 2000 a 2016 para as bandas espectrais de 16 a 32 anos.

A maior correlação das bandas de baixa frequência do PDO nos últimos anos pode explicar os menores valores da série ocorrendo simultaneamente com a última fase quente do índice e mostra que apesar da reduzida correlação observada para o período entre 1995 e 2010 para bandas de frequência mais altas, a mudança de fase de baixa frequência do PDO teve uma forte influência nos valores mais recentes da série de vazão. No entanto, este resultado deve ser tratado com cautela, pois ocorreu fora do cone de influência da WTC.

O motivo da reduzida correlação na WTC entre as bandas espectrais de 4 a 32 anos de Sobradinho e PDO para o período de 1995 a 2010 apesar de não ser totalmente compreendido, encontra semelhanças com os resultados de Rocha; Souza Filho & Silva (2019), onde a influência do PDO na precipitação de uma bacia do Ceará não se manteve constante ao longo da série completa, ocorrendo principalmente até 1975, e a correlação AMO foi consistente ao longo de todo o período.

A influência constante da AMO pode estar relacionada a sua influência na Zona de Convergência do Atlântico Sul, sistema meteorológico responsável pelas precipitações em parte da bacia hidrológica de Sobradinho. A influência do AMO na ZCAS foi sugerida por Chiessi et al. (2009) ao analisar registros proxy da vazões

na bacia de drenagem do rio La Plata. Eles concluíram que durante as fases frias do AMO, o aquecimento anômalo do Atlântico Sul aumentaria a atividade da ZCAS e deslocaria o cinturão principal de Monções de Verão do Atlântico Sul mais ao sul, com o oposto ocorrendo na fase quente do AMO. O deslocamento da ZCAS ao sul está associado ao aumento das chuvas na região Sul do Brasil (BARROS et al., 2000).

A influência direta da PDO na ZCAS não é clara, mas a sua influência pode estar relacionada indiretamente por meio do impacto do ENOS na ZCAS. Segundo Cavalcanti (2016), as fases quentes do ENOS aparentemente reforçam a persistência da ZCAS oceânica. Ferreira, Sanches, & Silva Dias (2004 apud CAVALCANTI, 2016) também descobriram que uma atividade oceânica mais intensa é favorecida durante as fases quentes do El Niño.

A semelhança com um resultado obtido em uma região pouco afetada pelo ZCAS, como o estado do Ceará, indica a concomitante influência de outro sistema atmosférico, indicando uma complexa influência climática nas vazões de Sobradinho. Esse resultado era esperado devido à magnitude a grande bacia de drenagem dessa barragem, abrangendo diferentes estados com diferenças climáticas significativas entre eles.

A análise de tendência via Mann-Kendall para Sobradinho indica uma tendência para a série completa ($p\text{-value} < 0.01$) que possivelmente se deve a existência da mudança brusca verificada, visto que o mesmo teste não aponta tendência para o período anterior ou posterior a mudança na média, apresentando $p\text{-values}$ de 0,9861 e 0,1759, respectivamente. Esse resultado corrobora a existência da mudança brusca e revela um dos possíveis impactos dessa não-estacionariedade no teste de tendência ao induzir um falso positivo. A discussão acerca de tendência ou mudança brusca é histórica na literatura e esse capítulo não pretende se aprofundar nesse assunto, restando como sugestão a trabalhos futuros uma

análise mais aprofundada. Além disso, o tamanho da série afeta o poder de detecção de tendências do teste de Mann-Kendall e esse fator pode ter impactado nos resultados.

4. CONCLUSÕES

Neste capítulo, utilizamos múltiplas metodologias de detecção de múltiplos pontos de mudança para encontrar e analisar mudanças no valor médio das séries anuais de vazão naturalizadas e sua possível associação com oscilações globais de TSM. Também foi utilizado a análise de coerência de ondeletas para verificar as coincidências encontradas entre as mudanças abruptas observadas nas vazões e nos índices climáticos.

Observa-se pelos resultados uma redução brusca significativa das vazões de Sobradinho a partir de 1994, próxima a 30% em relação à média de longo prazo da série completa. A mudança detectada pode estar associada a impactos diretos e indiretos da AMO e da PDO na ZCAS, no entanto, a comparação dos resultados com um trabalho prévio indica a concomitante influência de outro sistema atmosférico e uma complexa influência climática nas vazões de Sobradinho. As estações analisadas mais ao sul da BESF não indicaram mudanças nas vazões, indicando que essa ocorrência não se deu de forma uniforme ao longo da bacia, impactando principalmente as vazões ao longo do curso do rio principal.

5. REFERÊNCIAS

ANDREOLI, Rita Valéria; KAYANO, Mary Toshie. A importância relativa do atlântico tropical sul e pacífico leste na variabilidade de precipitação do Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Meteorologia**, [S. l.], v. 22, n. 1, p. 63–74, 2007. DOI: 10.1590/S0102-77862007000100007. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-77862007000100007&lng=pt&tIng=pt.

- BAI, Jushan; PERRON, Pierre. Computation and analysis of multiple structural change models. **Journal of Applied Econometrics**, [S. l.], v. 18, n. 1, p. 1–22, 2003. DOI: 10.1002/jae.659.
- CASTRO, Bruno Costa Alves; FILHO, Francisco de Assis de Souza; SILVEIRA, Cleiton da Silva. Análise de Tendências e Padrões de Variação das Séries Históricas de Vazões do Operador Nacional do Sistema (ONS). **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, [S. l.], v. 18, n. 4, p. 19–34, 2013.
- ENFIELD, D. B.; MESTAS-NUÑEZ, A. M.; TRIMBLE, P. J. The Atlantic Multi-decadal Oscillation and its Relationship to Rainfall and River Flows in the Continental U.S.A. **Atlantic**, [S. l.], v. 28, n. 10, p. 2077–2080, 2001. DOI: 10.1029/2000GL012745.
- ERDMAN, C.; EMERSON, J. W. bcp: an R package for performing a Bayesian analysis of change point problems. **Journal of Statistical Software**, [S. l.], v. 23, n. 3, p. 1–13, 2007. DOI: 10.18637/jss.v023.i03. Disponível em: <http://core.kmi.open.ac.uk/download/pdf/6303235.pdf>.
- HINKLEY, David V. Inference About the Change-Point in a Sequence of Random Variables. **Biometrika**, [S. l.], v. 57, n. 1, p. 1, 1970. DOI: 10.2307/2334932. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/2334932?origin=crossref>.
- IVANCIC, Timothy J.; SHAW, Stephen B. Identifying spatial clustering in change points of streamflow across the contiguous U.S. between 1945 and 2009. **Geophysical Research Letters**, [S. l.], v. 44, n. 5, p. 2445–2453, 2017. DOI: 10.1002/2016GL072444.
- KAYANO, Mary T.; ANDREOLI, Rita V; SOUZA, Rodrigo A. F. De; GARCIA, Sâmia R.; CALHEIROS, Alan J. P. El Niño e La Niña dos últimos 30 anos : diferentes tipos. **Revista Climanalise**, [S. l.], n. Edição Comemorativa de 30 anos do Climanálise, p. 7–12, 2016.
- KAYANO, Mary Toshie; ANDREOLI, Rita Valéria; SOUZA, Rodrigo Augusto Ferreira De. El Niño–Southern Oscillation related teleconnections over South America under distinct Atlantic Multidecadal Oscillation and Pacific Interdecadal Oscillation backgrounds: La Niña. **International Journal of Climatology**, [S. l.], v. 39, n. 3, p. 1359–1372, 2019. DOI: 10.1002/joc.5886.
- KAYANO, Mary Toshie; CAPISTRANO, Vinicius Buscioli. How the Atlantic multidecadal oscillation (AMO) modifies the ENSO influence on the South American rainfall. **International Journal of Climatology**, [S. l.], v. 34, n. 1, p. 162–178, 2014. DOI: 10.1002/joc.3674.

- KILLICK, Rebecca; ECKLEY, Ia. changepoint: An R Package for changepoint analysis. **Lancaster University**, [S. l.], v. 58, n. 3, p. 1–15, 2013. DOI: 10.1359/JBMR.0301229. Disponível em: <https://www.jstatsoft.org/article/view/v058i03/v58i03.pdf>.
- MANTUA, Nathan J.; HARE, Steven R.; ZHANG, Yuan; WALLACE, John M.; FRANCIS, Robert C. A Pacific Interdecadal Climate Oscillation with Impacts on Salmon Production. **Bulletin of the American Meteorological Society**, [S. l.], v. 78, n. 6, p. 1069–1079, 1997. DOI: 10.1175/1520-0477(1997)078<1069:APICOW>2.0.CO;2.
- QIN, Minhua; LI, Dongliang; DAI, Aiguo; HUA, Wenjian; MA, Hedi. The influence of the Pacific Decadal Oscillation on North Central China precipitation during boreal autumn. **International Journal of Climatology**, [S. l.], v. 38, n. January, p. e821–e831, 2018. DOI: 10.1002/joc.5410.
- RAYNER, N. A.; PARKER, D. E.; HORTON, E. B.; FOLLAND, C. K.; ALEXANDER, L. V.; ROWELL, D. P.; KENT, E. C.; KAPLAN, A. Global analyses of sea surface temperature, sea ice, and night marine air temperature since the late nineteenth century. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, [S. l.], v. 108, n. 14, 2003. DOI: 10.1029/2002jd002670.
- ROCHA, Renan Vieira; DE SOUZA FILHO, Francisco de Assis. Mapping abrupt streamflow shift in an abrupt climate shift through multiple change point methodologies: Brazil case study. **Hydrological Sciences Journal**, [S. l.], p. 02626667.2020.1843657, 2020. DOI: 10.1080/02626667.2020.1843657. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/02626667.2020.1843657>.
- ROCHA, Renan Vieira; SOUZA FILHO, Francisco de Assis De; SILVA, Samiria Maria Oliveira Da. Análise da Relação entre a Precipitação Média do Reservatório Orós, Brasil - Ceará, e os Índices PDO e AMO Através da Análise de Changepoints e Transformada de Ondeletas. **Revista Brasileira de Meteorologia**, [S. l.], v. 34, n. 1, p. 139–149, 2019. a. DOI: 10.1590/0102-77863340034.
- ROCHA, Renan Vieira; SOUZA FILHO, Francisco de Assis De; SILVA, Samiria Maria Oliveira Da. Análise da Relação entre a Precipitação Média do Reservatório Orós, Brasil - Ceará, e os índices PDO e AMO Através da Análise de Changepoints e Transformada de Ondeletas. **Revista Brasileira de Meteorologia**, [S. l.], v. 34, n. 1, p. 139–149, 2019. b. DOI: 10.1590/0102-77863340034. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-77862019000100139&tlng=pt.

- RYBERG, Karen R.; HODGKINS, Glenn A.; DUDLEY, Robert W. Change points in annual peak streamflows: Method comparisons and historical change points in the United States. **Journal of Hydrology**, [S. l.], n. August, p. 124307, 2019. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2019.124307. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S002216941931042X>.
- SIVAKUMAR, Bellie. **Chaos in Hydrology**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2017. DOI: 10.1007/978-90-481-2552-4. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/978-90-481-2552-4>.
- TAMADDUN, Kazi Ali; KALRA, Ajay; AHMAD, Sajjad. Wavelet analyses of western us streamflow with ENSO and PDO. **Journal of Water and Climate Change**, [S. l.], v. 8, n. 1, p. 26–39, 2017. DOI: 10.2166/wcc.2016.162.
- TAMADDUN, Kazi Ali; KALRA, Ajay; AHMAD, Sajjad. Spatiotemporal Variation in the Continental US Streamflow in Association with Large-Scale Climate Signals Across Multiple Spectral Bands. **Water Resources Management**, [S. l.], v. 33, n. 6, p. 1947–1968, 2019. DOI: 10.1007/s11269-019-02217-8.
- TAMADDUN, Kazi Ali; KALRA, Ajay; BERNARDEZ, Miguel; AHMAD, Sajjad. Multi-Scale Correlation between the Western U.S. Snow Water Equivalent and ENSO/PDO Using Wavelet Analyses. **Water Resources Management**, [S. l.], v. 31, n. 9, p. 2745–2759, 2017. DOI: 10.1007/s11269-017-1659-9.
- TANG, Chunling; CHEN, Dong; CROSBY, Benjamin T.; PIECHOTA, Thomas C.; WHEATON, Joseph M. Is the PDO or AMO the climate driver of soil moisture in the Salmon River Basin, Idaho? **Global and Planetary Change**, [S. l.], v. 120, p. 16–23, 2014. DOI: 10.1016/j.gloplacha.2014.05.008. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloplacha.2014.05.008>.
- TORRENCE, Christopher; COMPO, Gilbert P. A Practical Guide to Wavelet Analysis. **Bulletin of the American Meteorological Society**, [S. l.], v. 79, n. 1, p. 61–78, 1998. DOI: 10.1175/1520-0477(1998)079<0061:APGTWA>2.0.CO;2.
- TORRENCE, Christopher; WEBSTER, Peter J. Interdecadal changes in the ENSO-monsoon system. **Journal of Climate**, [S. l.], v. 12, n. 8 PART 2, p. 2679–2690, 1999. DOI: 10.1175/1520-0442(1999)012<2679:ICITEM>2.0.CO;2.
- WANG, Yixuan; ZHANG, Ting; CHEN, Xu; LI, Jianzhu; FENG, Ping. Spatial and temporal characteristics of droughts in Luanhe River basin, China. **Theoretical and Applied Climatology**, [S. l.], v. 131, n. 3–4, p. 1369–1385, 2018. DOI: 10.1007/s00704-017-2059-z.

ZEILEIS, Achim; KLEIBER, Christian; WALTER, Krämer; HORNIK, Kurt. Testing and dating of structural changes in practice. **Computational Statistics and Data Analysis**, [S. l.], v. 44, n. 1-2, p. 109-123, 2003. DOI: 10.1016/S0167-9473(03)00030-6.

ZEILEIS, Achim; LEISCH, Friedrich; HOMIK, Kurt; KLEIBER, Christian. strucchange: An R Package for Testing for Structural Change. **Journal of Statistical Software**, [S. l.], v. 7, n. 2, p. 1-38, 2002.

ZHU, Yuxiang; JIANG, Jianmin; HUANG, Changxing; CHEN, Yongqin David; ZHANG, Qiang. Applications of multiscale change point detections to monthly stream flow and rainfall in Xijiang River in southern China, part I: correlation and variance. **Theoretical and Applied Climatology**, [S. l.], v. 136, n. 1-2, p. 237-248, 2019. DOI: 10.1007/s00704-018-2480-y. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s00704-018-2480-y>.

AVALIAÇÃO DOS MODELOS CMIP6 PARA REPRESENTAÇÃO DA PRECIPITAÇÃO NO NORDESTE SETENTRIONAL

João Dehon Pontes Filho

Francisco de Assis de Souza Filho

Renan Vieira Rocha

Sullyandro Oliveira Guimarães

1. INTRODUÇÃO

Com as mudanças climáticas é esperado alterações na frequência, intensidade e impactos de desastres naturais, com aumento da frequência de cheias e secas, acréscimo na persistência das secas, aumento de ondas de calor e incêndios, cujos impactos dessas mudanças já começam a ser sentidos em diversos países (D'ORIA; FERRARESI; TANDA, 2017; MARTEL; MAILHOT; BRISSETTE, 2020; SHIRU et al., 2019a). As projeções dos Modelos de Circulação Geral (MCGs) são a melhor forma de analisar o clima futuro e são inestimáveis no desenvolvimento de medidas abrangentes de adaptação e mitigação dos impactos simulados das alterações climáticas (SHIRU et al., 2019b). No entanto, essas projeções para o fim do século XXI sofrem de grande incerteza com divergências entre modelos inclusive no sinal de aumento ou diminuição das chuvas em determinada região (CHEN; LIU; CHENG, 2020; SHAFEEQUE; LUO, 2021; YAN; LU; LI, 2019).

Há duas abordagens gerais para seleção MCGs: (1) a que utiliza o desempenho passado e (2) a abordagem do envelope (KHAN et al., 2018; SALMAN et al., 2018). Na abordagem do desempenho passado, os modelos climáticos são selecionados com base na sua capacidade de simular o clima histórico; na abordagem do envelope, um conjunto de modelos cobrindo uma vasta gama de projeções é selecionado. Embora não se possa garantir que um modelo que tenha tido um bom desempenho na simulação do clima passado seja capaz de simular o clima com a mesma exatidão no futuro, a avaliação do desempenho passado tem sido amplamente utilizada para a seleção de MCGs (SHIRU et al., 2019a). Ao remover modelos que estatisticamente não representaram bem o clima passado, a abordagem do envelope pode continuar a ser útil, dessa vez eliminando possíveis ruídos exagerados que seriam introduzidos por modelos sem a capacidade de simular apropriadamente o clima na região de estudo.

Na prática, são selecionados vários MCGs apropriados para a região de interesse, excluindo aqueles considerados muito irrealistas, a fim de cobrir o amplo espectro de incertezas associadas aos GCMs (LUTZ et al., 2016; POUR et al., 2018). Dessa forma, a seleção e redução de GCMs se torna o maior desafio na análise do impacto das alterações climáticas.

Uma vez que o clima não é estático, a avaliação da performance dos modelos em simular variáveis climáticas deve considerar suas variabilidades, quais sejam a variabilidade intra-anual e a interanual. A primeira, também conhecida como sazonalidade, é resultante da rotação e translação da Terra. Já a variabilidade interanual é modulada por anomalias na Temperatura da Superfície do Mar (TSM). Essas anomalias podem se apresentar numa alta frequência, como os fenômenos El Niño e La Niña, ou em baixas frequências, como a Oscilação Decadal do Pacífico (PDO) e a

Oscilação Multidecadal do Atlântico (OMA). Entender a capacidade dos modelos em simular tais variabilidades em um determinado local é fundamental para reduzir as incertezas associadas às suas simulações. Para facilitar a captura, análise e comparação desses modelos, é necessário que os mesmos possuam formatos bem definidos e coordenados.

A coordenação das simulações dos MCGs é realizada pelo Programa Mundial de Investigação Climática (World Climate Research Programme - WCRP) por meio do seu Projeto de Intercomparação de Modelo Acoplado (Coupled Model Intercomparison Project - CMIP). O projeto CMIP está agora em sua sexta fase (CMIP6) e possui um número maior de institutos participando em comparação com o CMIP5 (EYRING et al., 2016; STOUFFER et al., 2017). O aumento no número e na complexidade dos modelos, a expansão no número de produtos que eles produzem e a diversidade de aplicações que podem ser utilizadas a partir destes produtos geram uma crescente necessidade de avaliações sistêmicas a partir de métricas de performance compreensíveis (EYRING et al., 2019).

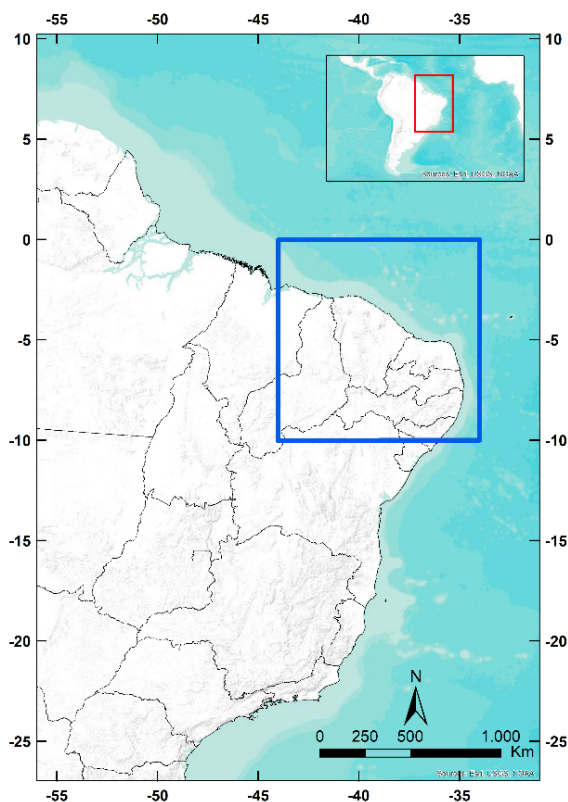
Com a divulgação dos recentes resultados do projeto CMIP6, identificar os modelos que melhor representam uma certa região de estudo é fundamental para que a comunidade científica possa ter uma base sólida de quais modelos utilizar para avaliar os impactos das mudanças climáticas. Este capítulo busca avaliar a capacidade dos MCGs do CMIP6 em representar a precipitação, e suas variabilidades sazonais e interanuais, na região do Nordeste Setentrional do Brasil. Assim, será possível orientar os tomadores de decisão na preparação de medidas de mitigação dos impactos futuros considerando uma menor margem de incertezas para a região de estudo.

2. METODOLOGIA

2.1. Região de Estudo

A região do Nordeste Setentrional do Brasil foi escolhida para avaliar a capacidade dos modelos MCGs do CMIP6 e está compreendida entre as coordenadas 0° a 10° S de latitude e 33° O a 44° O de longitude (Figura 1). Esta região apresenta secas recorrentes sendo de extrema importância para a análise dos impactos das mudanças climáticas. Com informações mais razoáveis, planos e medidas proativas podem ser elaborados para mitigar os impactos do clima futuro.

Figura 1: Localização da área de estudo do Nordeste Setentrional (destaque em azul)



2.2. Dados Observados

A base de dados observacionais utilizada para verificar a destreza dos modelos do IPCC sobre o continente são provenientes da University of East Anglia/Climate Research Unit (CRU), a partir do seguinte site: <https://crudata.uea.ac.uk/cru/data/hrg/>. O conjunto de dados conhecidos como CRU TS v 4.05 corresponde à climatologia de precipitação de 1901 a 2018, com grade de resolução 0,5° latitude por 0,5° longitude (HARRIS et al., 2020).

2.3. Dados dos modelos do CMIP6

Os dados provenientes do CMIP6 são resultados de simulações de 35 MCGs de centros de pesquisa de todo o planeta que contribuem para confecção dos relatórios dos IPCC forçadas pelas concentrações observadas de gases de efeito estufa durante o século XX. Para cada modelo, um membro foi considerado.

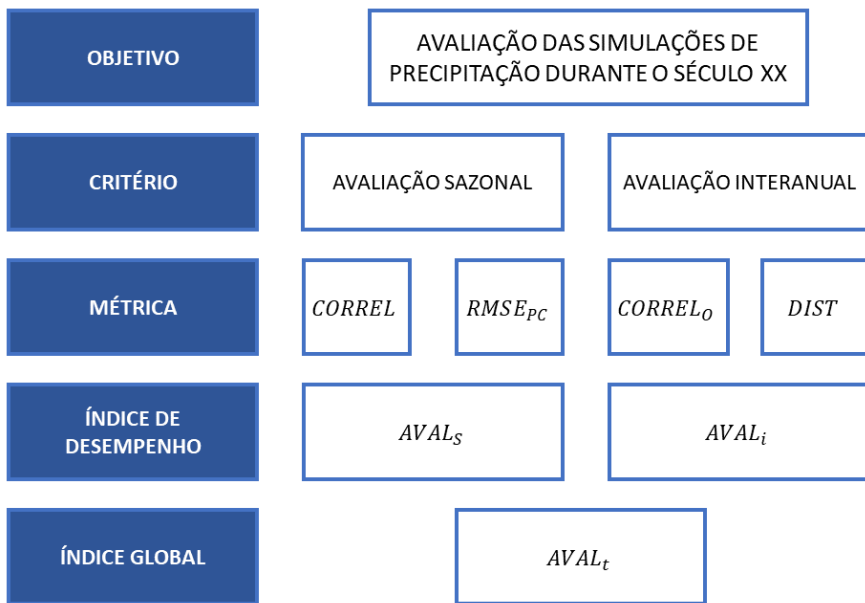
2.4. Critérios de avaliação

Partindo da hipótese de que uma melhor representação do século XX conduziria a uma representação mais coerente do futuro. Nessa metodologia, proposta por (LÁZARO, 2011), a avaliação dos modelos se dá em duas etapas: primeiro busca-se verificar se os modelos representam bem a sazonalidade da região estudada; em seguida, avalia-se a capacidade dos mesmos em simular a variabilidade interanual.

Para a avaliação sazonal ($AVAL_s$), a climatologia média mensal na área de estudo, representada pelas séries do CRU TS v4.05, é comparada a climatologia simulada pelos modelos do CMIP6 utilizando índices estatísticos selecionados. A avaliação interanual ($AVAL_i$) é baseada na transformada em ondeletas (TORRENCE; COMPO, 1998), especialmente quando se compara a variação do espectro de potência global das séries observadas e simuladas pelos

modelos. Métricas estatísticas como a Correlação de Pearson, Erro Médio Quadrático e Distância Euclidiana são utilizadas para compor os indicadores $AVAL_s$ e $AVAL_i$. A cada avaliação é atribuído um valor entre 0 a 1, representando, respectivamente, o pior e o melhor modelo para todos os índices dessa análise. Do cálculo de $AVAL_s$ e $AVAL_i$ de todos os modelos, obtêm-se um índice geral, $AVAL_t$, obtido pela soma da avaliação, conforme Figura 2.

Figura 2: Fluxograma da metodologia de avaliação das simulações de precipitação realizadas pelos modelos do CMIP6



2.5. Avaliação sazonal (AVALS)

A sazonalidade das precipitações é de grande importância para a análise de impactos em recursos hídricos e agricultura uma vez que a alocação dos recursos hídricos é realizada considerando a ocorrência ou não da precipitação durante o período chuvoso. Além

disso, o fato de o modelo acertar ou não meses de maior ocorrência de precipitações indica a qualidade do mesmo em representar os principais sistemas geradores de chuvas na região analisada.

De posse da climatologia observada e simulada pelos modelos do CMIP6, pode-se utilizar métricas estatísticas capazes de estimar a semelhança entre as séries temporais. Neste estudo, as métricas estatísticas escolhidas foram a raiz do erro quadrático médio da contribuição percentual mensal em relação às chuvas anuais ($RMSE_{pc}$) e a correlação linear de Pearson ($CORREL$).

Para avaliar a sazonalidade, deve-se primeiro identificar os valores médios mensais das séries observadas e simuladas pelos modelos do CMIP6. Em seguida, transformam-se os valores absolutos em valores percentuais. De posse dessas séries de 12 valores médios mensais percentuais, são analisadas as métricas estatísticas.

A raiz do erro quadrático médio percentual ($RMSE_{pc}$) é a raiz quadrada da média das diferenças individuais quadráticas entre a contribuição percentual mensal das chuvas modeladas, para os totais anuais e o valor correspondente nas observações, sendo definida pela equação:

$$RMSE_{PC} = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left(\frac{100 * P_i}{\sum_{j=1}^n P_j} - \frac{100 * O_i}{\sum_{j=1}^n O_j} \right)^2} \quad (1)$$

onde n são os meses, P é precipitação simulada pelo modelo para cada mês e O, a precipitação observada. Valores grandes de $RMSE_{pc}$ representam erros maiores nos campos previstos e valores próximos de zero indicam uma previsão quase perfeita. Elevando ao quadrado o termo da diferença, o $RMSE_{pc}$ tende a dar maior peso às grandes discrepâncias entre os campos observados e previstos.

A Correlação de Pearson pode assumir valores entre -1 e 1 que indica, respectivamente, perfeita anticorrelação e perfeita correlação (BENESTY et al., 2009). O valor igual a zero indica a ausência total de correlação. Este índice tem a capacidade de detectar correspondência de fase entre as séries, sendo, por construção, insensível a erros de viés.

Após o cálculo dessas duas métricas estatísticas, a avaliação da sazonalidade se dá através da seguinte ponderação:

$$\begin{aligned}
 AVAL_s = & \alpha_1 * \frac{CORREL - CORREL_{min}}{CORREL_{max} - CORREL_{min}} \\
 & + \alpha_2 * \frac{RMSE_{pc_{max}} - RMSE_{pc}}{RMSE_{pc_{max}} - RMSE_{pc_{min}}}
 \end{aligned} \tag{2}$$

Onde: $\alpha_1 + \alpha_2 = 1$ e min e max correspondem ao mínimo e máximo valores de $CORREL$ e $RMSE_{pc}$, respectivamente. α_1 e α_2 são os pesos atribuídos às métricas $CORREL$ e $RMSE_{pc}$ no cálculo do índice $AVAL_s$

2.6. Avaliação interanual (AVALi)

A avaliação interanual consiste em verificar se os modelos são capazes de simular tal variabilidade na região de estudo. Essa variabilidade pode ocorrer em diferentes frequências, sendo influenciada por anomalias na TSM conforme discutido na introdução. É importante ressaltar que as séries temporais simuladas pelos MCGs não precisam necessariamente estar em fase com os mecanismos físicos que ocorrem no sistema real, ou seja, não se busca verificar se os modelos acertaram um evento de seca exatamente conforme ocorreu em algum momento da série observada. De fato, o importante é que eles consigam representar os ciclos secos e úmidos e a frequência que eles acontecem ao longo do tempo.

Portanto, técnicas como a Correlação de Pearson e RMSE não são apropriadas para avaliar tal variabilidade climática. A técnica da Transformada em Ondeletas (TO) é mais apropriadas uma vez

que é capaz de decompor e descrever fenômenos periódicos em uma série temporal de maneira a facilitar a análise em diferentes escalas de frequência. Nessa técnica, características particulares de processos físicos como padrões de oscilação intermitentes e mudanças nas periodicidades podem ser identificados junto com os ciclos em que ocorrem (ZELEKE et al., 2017). A utilização das ondeletas vem se popularizando em análises climatológicas nos últimos anos (LÁZARO et al., 2014; SANTOS et al., 2019; ZELEKE et al., 2017). A estimação dos espectros de potência das ondeletas e os testes de significância foram realizados com o auxílio do pacote “WaveletComp” desenvolvido em linguagem R (ROESCH; SCHMIDBAUER, 2018).

A função ondeleta possui natureza complexa e características semelhantes àquelas da série temporal analisada, tais como, simetria ou assimetria, variação temporal brusca ou suave. O termo ondeleta refere-se a um conjunto de funções com forma de pequenas ondas geradas por dilatações, $y(t) \rightarrow y(2t)$, e translações, $y(t) \rightarrow y(t + 1)$, de uma função base geradora simples $y(t)$, também chamada de ondeleta-mãe. Logo, através da ondeleta-mãe podem ser geradas as chamadas ondeletas-filhas.

A TO é definida em termos de uma integral de convolução entre o sinal analisado $f(t)$ e uma função ondeleta conhecida, expressa por:

$$C(a, b) = \int_{-\infty}^{\infty} f(t)\varphi_{a,b}(t)dt \quad (3)$$

Em que os parâmetros a e b variam continuamente em \mathbb{R} , com $a \neq 0$. A função ondeleta considerada para a análise foi a de Morlet uma vez que ela possui um formato característico próximo das características encontradas na série-temporal, sendo dada pela equação 4:

$$\Psi_0(\eta) = \pi^{-1/4} e^{i\omega_0\eta} e^{-\eta^2/2} \quad (4)$$

Com ω_0 sendo a frequência adimensional e η é o parâmetro adimensional do tempo. No caso da ondeleta de Morlet, $\omega_0 = 6$, de forma a satisfazer a condição de admissibilidade, e $\eta = t/s$, sendo t o tempo e s a escala da ondeleta.

Para avaliação dos modelos, foi calculado o espectro de energia global sobre a área de estudo para todos os modelos do CMIP6 e as observações. O espectro de energia global de ondeletas determina os períodos de maior variabilidade na energia de uma série temporal. No espectro de energia global, é possível identificar exatamente as bandas (frequências) características presentes na série analisada. Essa representação é vantajosa para localização no tempo da variabilidade da energia de uma série temporal.

Em seguida, foram identificados os principais padrões de variação das séries observadas a partir do Espectro Global da Ondeleta. Por fim, foi realizada a decomposição do sinal para obter os coeficientes da ondeleta no domínio transformado. Para o caso da série observada de precipitação na região de estudo, a decomposição foi igual à soma das bandas características no século XX e o resíduo. A partir da Equação 5, tem-se:

$$P(t) = R + \sum B_i \quad (5)$$

Onde, $P(t)$ é a série de precipitação média anual observada; R é o resíduo; i é o número de bandas utilizadas; e B_i é a ondeleta que representa a banda i .

De posse do Espectro Global da Ondeleta e das bandas definidas para os períodos de 2 – 8, 9 – 16, 17 – 35 e os resíduos, foi feita uma comparação com base em métricas estatísticas. As medidas estatísticas utilizadas são a correlação entre a reconstituição da

série do modelo e da observação para o Espectro Global da Ondeleta ($CORREL_o$) e uma “distância” calculada a partir das variâncias explicadas dos modelos nas diferentes bandas espectrais. A distância euclidiana ($DIST$) foi calculada a partir das razões entre as variâncias explicadas por cada banda espectral, definidas pela equação 6:

$$DIST = \sqrt{\sum_{i=1}^n (f_{o_i} - f_{m_i})^2} \quad (5)$$

em que n é o número de bandas avaliado e i é um índice que se refere à i -ésima banda, o refere-se ao espectro de potência explicada das observações e m ao do modelo.

Após o cálculo dessas duas métricas estatísticas, a avaliação interanual se dá através da equação 6:

$$AVAL_i = \alpha_3 * \frac{CORREL_o - CORREL_{o_{min}}}{CORREL_{o_{max}} - CORREL_{o_{min}}} + \alpha_4 * \frac{DIST_{max} - DIST}{DIST_{max} - DIST_{min}} \quad (6)$$

Onde, $\alpha_3 + \alpha_4 = 1$ e min e max correspondem ao mínimo e máximo valores de $CORREL_o$ e $DIST$ respectivamente. α_3 e α_4 são os pesos atribuídos às métricas $CORREL_o$ e $DIST$ no cálculo do índice $AVAL_i$.

2.7. Avaliação total ($AVAL_t$)

Uma vez que a avaliação sazonal ($AVAL_s$) e interanual ($AVAL_i$) estiverem concluídas, realiza-se a soma desses indicadores para obter o valor de $AVAL_t$. Neste trabalho, iremos inserir um coeficiente β para ponderar os pesos de $AVAL_s$ e $AVAL_i$ no cálculo de $AVAL_t$, conforme a equação 7:

$$AVAL_t = \beta_1 * AVAL_s + \beta_2 * AVAL_i \quad (6)$$

Onde, $\beta_1 + \beta_2 = 1$ sendo os pesos atribuídos aos indicadores $AVAL_s$ e $AVAL_t$ no cálculo do índice $AVAL_t$.

3. RESULTADOS

As chuvas no Nordeste Setentrional ocorrem majoritariamente no primeiro semestre, sendo a principal estação chuvosa na região norte concentrada nos meses de março a maio e na zona leste de maio a julho. Em ambas as regiões, o período seco ocorre entre setembro a dezembro. Quanto aos mecanismos geradores de precipitação, na região norte, deve-se ao deslocamento da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) para latitudes mais ao sul, afetando essa região do Nordeste principalmente entre abril e maio. Já na costa Leste, existe a influência das ondas de Leste e por brisas marítimas, além da ação de frentes frias que advém do sul. Além disso, ciclos interanuais são esperados uma vez que a região é frequentemente afetada por secas e cheias.

3.1. Avaliação sazonal (AVALS)

Para os modelos do CMIP6 representarem bem a sazonalidade na área de estudo, é fundamental que tenham representado bem a descida da ZCIT até o continente Sul-Americano. A Figura 3 mostra a precipitação percentual por mês na área de estudo observada pela série do CRU, além das simulações realizadas pelos modelos do CMIP6. De um modo geral, os modelos acertaram o período chuvoso no início do ano. Porém, muitos dos modelos tenderam a superestimar a precipitação nos meses de novembro até abril e subestimar os meses de maio – agosto. Isso pode demonstrar que os modelos estão com dificuldade em simular os mecanismos geradores de precipitação na costa leste durante os meses de maio-outubro. Essa resposta dos modelos pode estar associada a uma atribuição

exagerada da influência da ZCIT na formação da precipitação na área de estudo como um todo.

A tabela 1 apresenta os valores das métricas de *CORREL*, *RMSE_{PC}*, *CORREL_o* e *DIST* e avaliadas para os 35 modelos em relação as séries observadas do CRU.

Figura 3: Sazonalidade da precipitação (em % do total anual) observada pela série temporal do CRU (em preto) e dos modelos CMIP6 (faixa em cinza) para o período de 1901 – 2014.

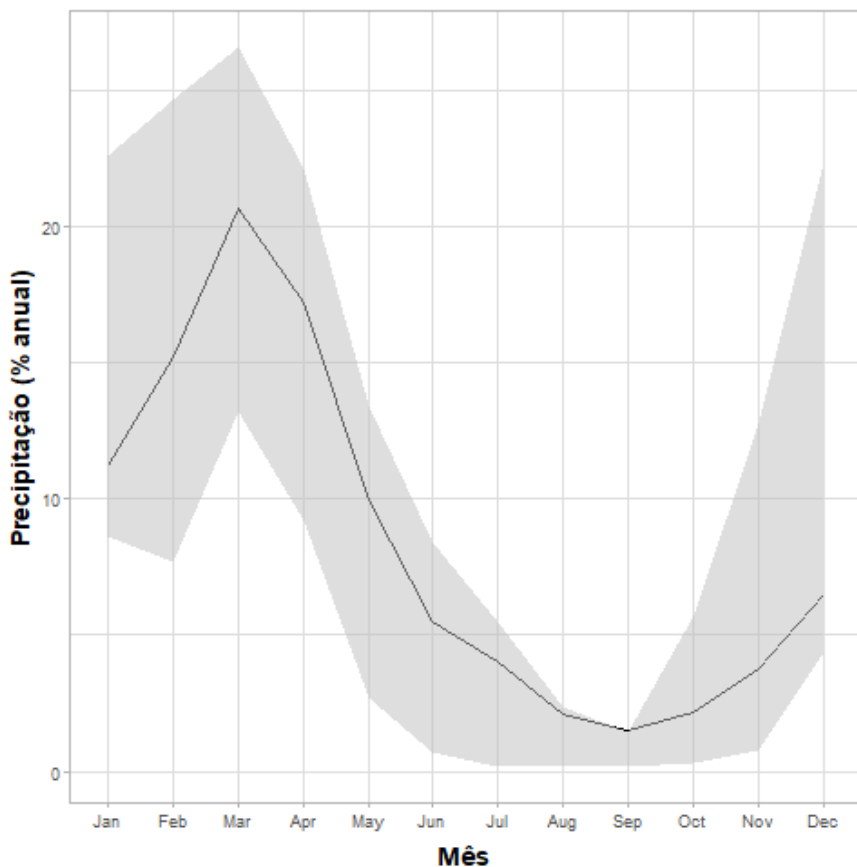


Tabela 1: Valores de CORREL, RMSEpc, CORRELo e DIST avaliadas para os 35 modelos em relação as séries observadas do CRU para o período de 1901 – 2014.

MODELO	CORREL	RMSEpc	CORRELo	DIST
ACCESS-CM2	0,97	2,38	0,87	0,16
AWI-CM-1-1-MR	0,90	3,99	0,87	0,15
AWI-ESM-1-1-LR	0,81	4,81	0,93	0,05
BCC-CSM2-MR	0,96	2,62	0,81	0,10
BCC-ESM1	0,97	2,25	0,94	0,06
CAMS-CSM1-0	0,70	5,56	0,85	0,05
CanESM5	0,89	5,10	0,82	0,10
CAS-ESM2-0	0,97	2,27	0,91	0,12
CESM2	0,97	3,53	0,93	0,10
CESM2-FV2	0,96	3,32	0,89	0,10
CESM2-WACCM	0,90	4,71	0,94	0,07
CESM2-WACCM-FV2	0,89	4,81	0,69	0,09
CMCC-CM2-HR4	0,98	2,09	0,88	0,09
CMCC-CM2-SR5	0,97	2,09	0,90	0,07
CMCC-ESM2	0,96	1,90	0,85	0,04
FGOALS-g3	0,84	4,04	0,79	0,13
FIO-ESM-2-0	0,94	2,42	0,79	0,07
GISS-E2-1-G	0,94	2,23	0,89	0,18
GISS-E2-1-G-CC	0,94	2,21	0,90	0,13
GISS-E2-1-H	0,91	2,59	0,78	0,20
HadGEM3-GC31-LL	0,97	2,55	0,86	0,10
IITM-ESM	0,70	4,81	0,73	0,17
IPSL-CM6A-LR	0,96	2,23	0,78	0,09
MCM-UA-1-0	0,96	1,98	0,74	0,17
MIROC6	0,92	3,43	0,81	0,18
MPI-ESM-1-2-HAM	0,84	3,98	0,78	0,15
MPI-ESM1-2-HR	0,95	2,99	0,45	0,07

MODELO	CORREL	RMSEpc	CORRELo	DIST
MPI-ESM1-2-LR	0,89	3,47	0,58	0,12
MRI-ESM2-0	0,89	4,65	0,81	0,19
NESM3	0,56	6,39	0,89	0,08
NorCPM1	0,94	2,99	0,62	0,25
NorESM2-LM	0,97	3,06	0,67	0,13
NorESM2-MM	0,90	4,39	0,85	0,13
SAM0-UNICON	0,97	1,98	0,77	0,06
TaiESM1	0,96	2,04	0,89	0,16

Os modelos que melhor representaram a sazonalidade da região de estudo em termos de correlação foram CMCC-CM2-HR4, com correlação de 0,98 e o NorESM2.LM, BCC.ESM1, SAM0.UNICON, HadGEM3-GC31-LL, CESM2, ACCESS.CM2, CMCC.CM2.SR5, e o CAS.ESM2.0, empatados com correlação igual a 0,97. Já em termos de RMSE os melhores modelos são os que apresentam os menores valores, sendo eles: CMCC-ESM2, MCM-UA-1-0 e SAM0-UNICON, todos com RMSE menores que 2,0. No extremo oposto, os modelos que apresentaram as correlações mais baixas foram o NESM3, CAMS-CSM1-0 e o IITM-ESM, com valores menores que 0,8. Quanto ao erro quadrático médio, o NESM3, CAMS-CSM1-0, continuaram como os piores modelos do CMIP6, aliados com o CanESM5, apresentaram erros acima de 5%.

A avaliação da representatividade da sazonalidade é apresentada atribuindo coeficientes iguais a 0,5 para as métricas e, o modelo que melhor representou a sazonalidade foi o SAM0-UNICON. Já o modelo NESM3 recebeu nota igual a zero uma vez que essa métrica normaliza os resultados com base nos melhores e nos piores modelos, e que o NESM3 foi o que teve o pior desempenho em ambos os critérios. Além do NESM3, outros modelos tiveram desempenho do abaixo de 0,5, indicando que os mesmos não representam

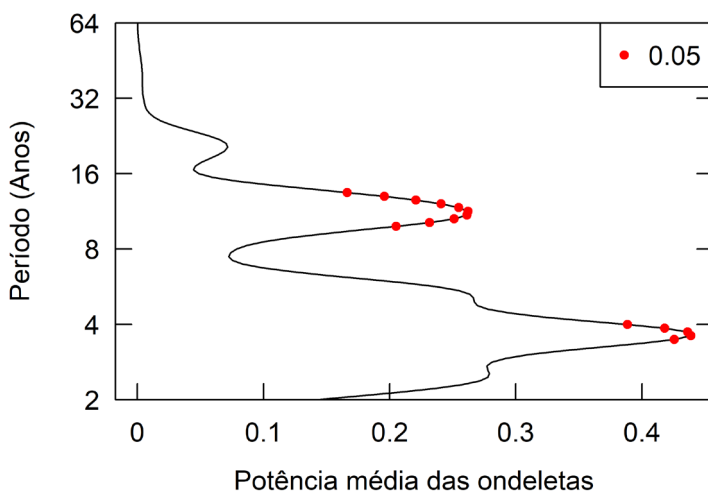
adequadamente a sazonalidade da precipitação no Nordeste Setentrional Brasileiro. São eles: CAMS-CSM1-0, IITM-ESM e o AWI-ESM-1-1-LR.

3.2. Avaliação interanual (AVALi)

Avaliar se os modelos do CMIP6 representam bem a variabilidade interanual significa avaliar se os mesmos entendem que o clima não é estático, ou seja, nem todo ano irá chover a mesma quantidade, e também se ele representa bem os ciclos interanuais que influenciam na ocorrência das chuvas na região.

Utilizando a técnica TO na série temporal observada do CRU, pôde-se verificar que a região apresenta três padrões de variação bem definidos (Figura 4). O maior espectro de potência média foi encontrado para períodos próximos a 4 anos, enquanto o período de 10 - 14 anos também apresentou significância estatística. Além desses, o período entre 16 – 32 anos também apresentou aumento da potência, apesar de não possuir significância estatística, conforme indicado pela figura 4.

Figura 4: Espectro de potência média da série temporal observada do CRU para o período de 1901 – 2014 na região de estudo do nordeste setentrional.



Tais padrões de variação condizem com a frequência dos fenômenos que modulam a precipitação na região de estudo, sendo o fenômeno El Niño Oscilação Sul (ENOS) de maior frequência e a PDO e OMA modulando o clima nas escalas de baixa frequência.

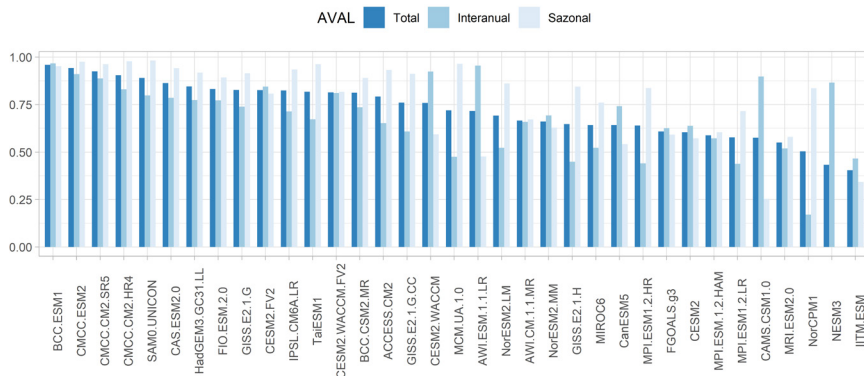
O modelo BCC-ESM1 é o que apresenta a melhor avaliação interanual, seguido pelos modelos AWI-ESM-1-1-LR, CESM2, WACCM, CMCC.ESM2 e CAMS-CSM1-0, todos com notas do $AVAL_i$ maiores que 0,9. O modelo NorCPM1 foi o que apresentou a pior avaliação interanual, com $AVAL_i = 0,17$. Apesar dos modelos MPI-ESM1-2-LR e MPI-ESM1-2-HR terem apresentado a pior correlação entre os espectros globais das ondeletas, o NorCPM1 apresentou maior distância euclidiana entre as variâncias explicadas nas diferentes bandas espectrais, tornando-o o pior modelo pelo indicador para a região de estudo.

3.3. Avaliação total (AVAL_t)

A avaliação total é dada pela soma ponderada dos valores de $AVAL_s$ e $AVAL_i$, nesse caso utilizou-se o coeficiente igual a 0,5 para ambos os indicadores, indicando pesos iguais para sazonalidade e variabilidade interanual.

A figura 5 apresenta os resultados completos dos diferentes AVAL (final, interanual e sazonal). O modelo BCC-ESM1 foi o que obteve a melhor classificação final, ou seja, foi o modelo com melhor equilíbrio entre a sazonalidade e a variabilidade interanual na região de estudo. Em seguida, os modelos do centro CMCC: CMCC-ESM2, CMCC-CM2-SR5, CMCC-CM2-HR4, também obtiveram resultados elevados, com $AVAL_t$ acima de 0,9 para todos eles.

Figura 5: Resultado do AVALS e AVALI, AVAlT ranqueados conforme a performance no AVAlT.



Apesar do modelo BCC-ESM1 e dos do centro CMCC terem apresentado melhores resultados, um grupo composto apenas por esses modelos não seria recomendado, uma vez que a física das nuvens realizadas pelos modelos do CMCC seria a mesma, reduzindo exageradamente as possibilidades dos diferentes cenários futuros.

Observa-se que alguns modelos produziram resultados expressivos em uma das avaliações e resultados bem inferiores na outra escala temporal de análise. Destaca-se, nesse sentido, modelos como NESM3, que teve o péssimo desempenho de AVALS, 0,0 e um bom desempenho de AVALI, 0,85, ou o caso oposto, o NorCPM1, que representou bem a sazonalidade mas pecou na variabilidade interanual, com valores de AVALS e AVALI de 0,84 e 0,17, respectivamente.

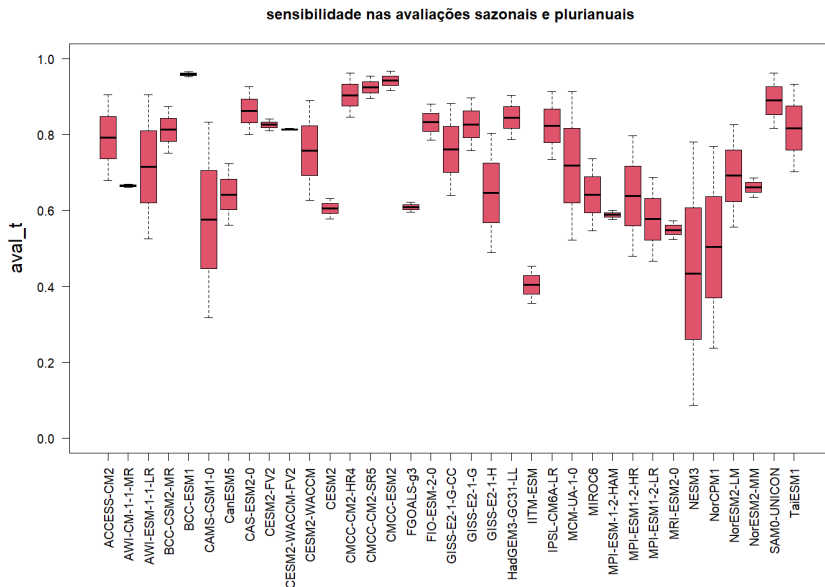
3.4. Análise de sensibilidade

Para verificar a sensibilidade das métricas no resultado da avaliação total, foram realizadas permutações dos coeficientes, variando o peso com que cada métrica afeta o resultado do AVAlT. Foram avaliados o impacto dos pesos do AVALS e do AVALI no valor

final do AVALt (Figura 6), observando a variância no resultado do AVALt.

Por essa análise modelos que obtiveram valores muito distintos entre o AVALs e o AVALi, apresentam alta variância do AVALt. Essa particularidade demonstra a complexidade da seleção e ranqueamento de modelos de mudanças climáticas, visto que alterações nas ponderações alteram substancialmente os modelos selecionados. Dessa forma, a atribuição de pesos deve atentar a finalidade da análise desejada.

Figura 6: Avaliação da sensibilidade do AVALt aos pesos do AV ALs e do AVALi.



Além da finalidade é importante considerar também as fragilidades inerentes aos modelos. Para a região de estudo, tanto a sazonalidade quanto a variabilidade interanual são importantes devido a sazonalidade marcada, a ocorrência de secas prolongadas e décadas úmidas e secas, justificando o uso de pesos iguais para

as duas escalas temporais. No entanto, os modelos de mudança climática apresentam diversas simplificações para representação de fenômenos de menores frequências que podem refletir no resultado nas métricas utilizadas para avaliação interanual.

A partir da ressalva frente a presença de possíveis erros estruturais na avaliação interanual, uma possível solução para redução da incerteza na seleção de modelos seria a remoção dos que esteja, fora do quadrante acima de 0,5 para $AVAL_s$ e $AVAL_i$. Por esse critério, seriam retirados os modelos NESM3, CAMS-CSM1-0, IITM-ESM, AWI.ESM.1.1.LR, com $AVAL_s < 0,5$, e NorCPM1, MPI-ESM1-2-LR, MPI-ESM1-2-HR, GISS.E2.1.H, IITM.ESM e o MCM.UA.1.0, com $AVAL_i < 0,5$, poderiam ser removidos das análises das projeções futuras.

4. CONCLUSÕES

Este capítulo se dedicou a avaliar a representatividade da precipitação de 35 modelos do CMIP6 na região de estudo do nordeste setentrional. Para isto, foram utilizadas precipitações simuladas pelos modelos do CMIP6 e seus resultados foram comparados com a precipitação observada disponível nas séries temporais do CRU para o período de 1901 – 2014. Essa informação pode ser utilizada por cientistas que buscam avaliar o impacto das mudanças climáticas na região de estudo, evitando a utilização de modelos inapropriados para a região e reduzindo as incertezas.

A avaliação partiu da hipótese de que modelos que representaram bem o clima passado poderão representar melhor o clima futuro do que aqueles que não o fizeram. Como o clima não é estático, foram avaliados a capacidade dos modelos de representar a sazonalidade e a variação interanual da precipitação na região. De acordo com os dados observados do CRU, a precipitação na região concentra-se no primeiro semestre, e possui ciclos interanuais de

alta frequência, a cada 4 anos, e de baixa frequência, 10 - 14 anos e 16 - 32 anos. Tais padrões de variação condizem com a frequência dos fenômenos que modulam a precipitação na região de estudo, sendo o fenômeno ENOS de maior frequência e a PDO e OMA, apresentando variações nas escalas de décadas.

Os principais resultados da avaliação dos modelos do CMIP6 foram:

- A maioria dos modelos é capaz de representar a sazonalidade das chuvas na região;
- De modelo geral, os modelos superestimaram o percentual de chuvas que ocorrem entre novembro e abril e subestimaram para o período entre maio e outubro;
- NESM3, CAMS-CSM1-0, IITM-ESM, AWI.ESM.1.1.LR, com $AVAL_s < 0,5$ e NorCPM1, MPI-ESM1-2-LR, MPI-ESM1-2-HR, GISS.E2.1.H, IITM.ESM e o MCM.UA.1.0, com $AVAL_i < 0,5$ poderiam ser removidos das análises das projeções futuras.
- Os modelos BCC-ESM1, AWI-ESM-1-1-LR, CESM2-WACCM, CMCC.ESM2 e CAMS-CSM1-0, apresentaram a melhor avaliação interanual, todos com notas do $AVAL_i$ maiores que 0,9;
- o modelo que melhor simulou a sazonalidade e a variabilidade interanual na região de estudo foi o BCC-ESM1, sendo seguido pelos modelos do centro CMCC: CMCC-ESM2, CMCC-CM2-SR5, CMCC-CM2-HR4;
- Apesar do modelo BCC-ESM1 e dos do centro CMCC terem apresentado melhores resultados, um grupo composto apenas por esses modelos reduziria exageradamente as possibilidades dos diferentes cenários futuros, não sendo recomendado;
- A análise da sensibilidade do $AVAL_t$ mostrou que seus resultados são muito sensíveis aos pesos do $AVAL_s$ e do $AVAL_i$.

Para estudos futuros, recomenda-se uma avaliação criteriosa dos pesos atribuídos aos indicadores $AVAL_s$ e o $AVAL_i$ que melhor se encaixem no objetivo da análise de impacto, uma vez que resultados bem diferentes podem ser encontrados quando se altera os pesos dos indicadores.

De posse dessas informações, espera-se que a comunidade científica possa realizar estudos dos impactos das mudanças climáticas com menores incertezas, afim de preparar medidas proativas de planejamento e mitigação para o clima futuro.

5. REFERÊNCIAS

- BENESTY, J. et al. **Pearson Correlation Coefficient This**. [s.l.: s.n.]. v. 2
- CHEN, Y.; LIU, A.; CHENG, X. Quantifying economic impacts of climate change under nine future emission scenarios within CMIP6. **Science of the Total Environment**, v. 703, p. 134950, 2020.
- D'ORIA, M.; FERRARESI, M.; TANDA, M. G. Historical trends and high-resolution future climate projections in northern Tuscany (Italy). **Journal of Hydrology**, v. 555, p. 708–723, 2017.
- EYRING, V. et al. Towards improved and more routine Earth system model evaluation in CMIP. **Earth System Dynamics**, v. 7, n. 4, p. 813–830, 2016.
- EYRING, V. et al. Taking climate model evaluation to the next level. **Nature Climate Change**, v. 9, n. 2, p. 102–110, 2019.
- HARRIS, I. et al. Version 4 of the CRU TS monthly high-resolution gridded multivariate climate dataset. **Scientific Data**, v. 7, n. 1, p. 1–18, 2020.
- KHAN, N. et al. Performance assessment of general circulation model in simulating daily precipitation and temperature using multiple gridded datasets. **Water (Switzerland)**, v. 10, n. 12, 2018.
- LÁZARO, Y. M. C. **Mudança Climática No Nordeste Do Brasil, Amazônia e Bacia da Prata: Avaliação Dos Modelos do IPCC e Cenários para o Século XXI**. Fortaleza - CE: Dissertação de mestrado - Universidade Federal do Ceará, 2011.

- LÁZARO, Y. M. C. et al. Projeções de precipitação para o século XXI utilizando sistema de classificação hierárquica de modelos: aplicação para o nordeste setentrional brasileiro. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 32, p. 1–11, 2014.
- LUTZ, A. F. et al. Selecting representative climate models for climate change impact studies: an advanced envelope-based selection approach. **International Journal of Climatology**, v. 36, n. 12, p. 3988–4005, 2016.
- MARTEL, J. L.; MAILHOT, A.; BRISSETTE, F. Global and regional projected changes in 100-yr subdaily, daily, and multiday precipitation extremes estimated from three large ensembles of climate simulations. **Journal of Climate**, v. 33, n. 3, p. 1089–1103, 2020.
- POUR, S. H. et al. Model output statistics downscaling using support vector machine for the projection of spatial and temporal changes in rainfall of Bangladesh. **Atmospheric Research**, v. 213, p. 149–162, 2018.
- ROESCH, A.; SCHMIDBAUER, H. **WaveletComp: Computational Wavelet Analysis. R package version 1.1**, 2018. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=WaveletComp>>
- SALMAN, S. A. et al. Selection of climate models for projection of spatio-temporal changes in temperature of Iraq with uncertainties. **Atmospheric Research**, v. 213, p. 509–522, 2018.
- SANTOS, M. S. et al. Time-space characterization of droughts in the São Francisco river catchment using the Standard Precipitation Index and continuous wavelet transform. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 24, p. 1–12, 2019.
- SHAFEEQUE, M.; LUO, Y. A Multi-perspective Approach for Selecting CMIP6 Scenarios to Project Climate Change Impacts on Glacio-Hydrology with a Case Study in Upper Indus River Basin. **Journal of Hydrology**, v. 599, n. June 2020, p. 126466, 2021.
- SHIRU, M. S. et al. Changing characteristics of meteorological droughts in Nigeria during 1901–2010. **Atmospheric Research**, v. 223, n. March, p. 60–73, 2019a.
- SHIRU, M. S. et al. A MCDM-based framework for selection of general circulation models and projection of spatio-temporal rainfall changes: A case study of Nigeria. **Atmospheric Research**, v. 225, n. December 2018, p. 1–16, 2019b.

- STOUFFER, R. J. et al. CMIP5 scientific gaps and recommendations for CMIP6. **Bulletin of the American Meteorological Society**, v. 98, n. 1, p. 95–105, 2017.
- TORRENCE, C.; COMPO, G. P. A Practical Guide to Wavelet Analysis. **Bulletin of the American Meteorological Society**, v. 79, n. 1, p. 61–78, 1998.
- YAN, Y.; LU, R.; LI, C. Relationship between the future projections of sahel rainfall and the simulation biases of present South Asian and western North Pacific rainfall in summer. **Journal of Climate**, v. 32, n. 4, p. 1327–1343, 2019.
- ZELEKE, T. T. et al. Trend and periodicity of drought over Ethiopia. **International Journal of Climatology**, v. 37, n. 13, p. 4733–4748, 2017.

PADRÕES DE PRECIPITAÇÃO E TEMPERATURA DO PERÍODO HISTÓRICO DO MODELO RCA4 DO PROJETO CORDEX E DOS MODELOS DO CMIP6 SOBRE A BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO, BRASIL

*Greicy Kelly da Silva
Marx Vinicius Maciel da Silva
Carlos Eduardo Sousa Lima
Mauro Ricardo Roxo Nóbrega
Cleiton da Silva Silveira*

1. INTRODUÇÃO

A ocorrência de processos hidrológicos e seus modos de variação vem sofrendo alterações decorrentes das mudanças climáticas, destabilizando as sociedades e ecossistemas. Diversas esferas essenciais são afetadas: meio ambiente, agricultura, qualidade do ar, economia, setor energético e entre outras. A comunidade científica tem apontado as alterações nas forçantes radiativas, causadas por fatores naturais ou antropogênicos, como a principal agente causadora dessas modificações, impulsionada pelas emissões significativas, oriundas de atividades antrópicas, de dióxido de carbono (CO₂) e de outros gases, que contribuem para a formação do efeito estufa (IPCC, 2013; PBMC, 2016; Costa, 2017; Silva et al. 2020).

De acordo com o Quinto Relatório de Avaliação (AR5) do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), ocorrerão mudanças até o final do século XXI considerando diferentes cenários de emissão de Gases do Efeito Estufa (GEE), que caso se mantenham com a taxa de crescimento atual, estima-se um aumento de 2.6 a 4.8 °C na temperatura média global (IPCC, 2013). Em escala planetária, as principais consequências das mudanças climáticas no tocante aos recursos hídricos são: aumento de temperatura; mudanças nos padrões de precipitação e cobertura de neve; alterações na disponibilidade de água e um provável aumento na frequência e severidade de eventos extremos (Guimarães et al., 2016; Costa, 2017; Marengo et al., 2018). O IPCC (2013), a Agência Nacional de Águas (2016), o Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas (PBMC, 2016) e Lyra et al. (2016) apontam que o Brasil é uma das regiões no globo mais suscetíveis as mudanças climáticas.

Nesse sentido, estudos voltados para as mudanças climáticas, que identificam e avaliam como o globo pode ser afetado por alterações e variabilidade do clima, têm sido de extrema importância para o gerenciamento de possíveis riscos climáticos, pois subsidiam a elaboração de planos mitigadores aos impactos gerados (Silveira et al., 2018, Silva et al., 2020). O uso de técnicas (downscaling dinâmico, por exemplo) que regionalizam a escala de dados provenientes de Modelos Climáticos Globais (MCGs), tem assistido diversos estudos que até então necessitavam de informações de escala regional/local (Sales et al., 2015). O Projeto *Coordinated Regional Climate Downscaling Experiment* (CORDEX) oferece projeções globais oriundas de modelos participantes do *Coupled Model Intercomparison Project Phase 5* (CMIP5) sobre alguns domínios, abordando uma metodologia padronizada de experimentos de downscaling dinâmico em escala regional (Giorgi et al., 2009; Guimarães et al., 2016; Da Silva et al., 2020). O CMIP foi iniciado em 1995 pelo *World*

Climate Research Program (WCRP), e atualmente está em sua sexta fase (CMIP6). O CMIP6 coordena atividades de intercomparação de modelos e seus experimentos, adotando uma infraestrutura comum para coletar, organizar e distribuir os resultados de modelos que executam conjuntos comuns de experimentos (Eyring et al. 2016). O CMIP6 é composto por modelos com maior resolução espacial e complexidade física adicional em relação à fase 5 (Taylor et al., 2012).

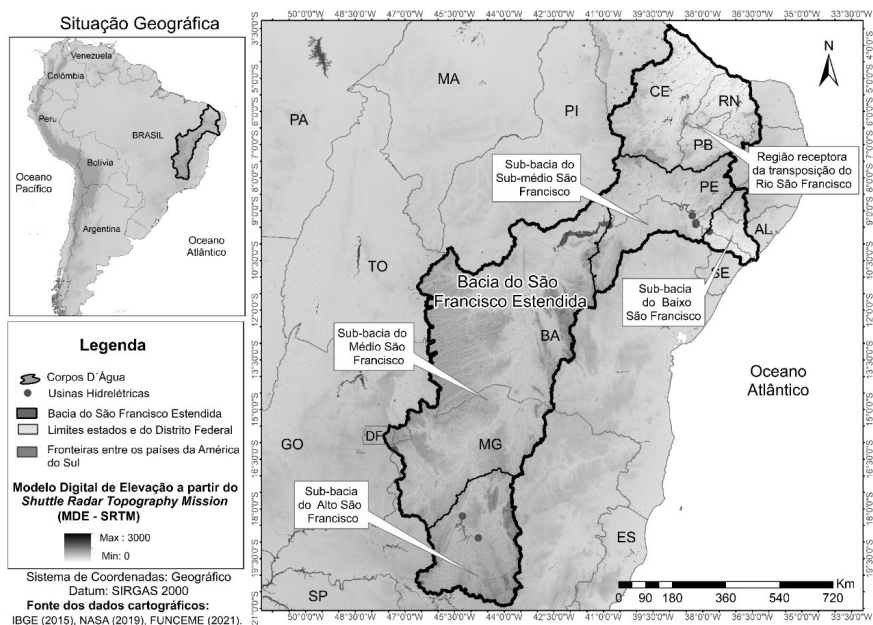
Este capítulo visa avaliar a capacidade dos modelos do CORDEX e CMIP6 em representar as características da precipitação e temperatura na Bacia Estendida do rio São Francisco (BESF) no período histórico. O estudo usa conjuntos de dados de precipitação e temperatura construídos utilizando os modelos do CORDEX e CMIP6 e conjuntos de dados observacionais no período de 1951 a 2000. As seções a seguir descrevem os dados e métodos usados nesta análise, discussão dos resultados e a conclusão do estudo.

2. METODOLOGIA

2.1. Região de Estudo

O presente estudo foi realizado na Bacia Estendida do rio São Francisco (BESF), apresentada na Figura 1. A BESF é um conjunto de bacias que compreende a totalidade da Bacia Hidrográfica do São Francisco (BHSF) e as bacias que receberão as águas da transposição do São Francisco. Segundo CBHSF (2016), a BHSF pode ser dividida em quatro principais unidades de estudo e planejamento, sendo elas: Alto, Médio, Submédio e Baixo São Francisco.

Figura 1: Mapa de localização da Bacia Estendida do rio São Francisco.



A BHSF possui uma extensão de 2863 km e uma área de drenagem de 639.129 km² (aproximadamente 7,5% da área do território nacional). A área abrangida pela BHSF compreende parcialmente o Distrito Federal e seis estados brasileiros: Minas Gerais (Sua nascente na serra da Canastra), Goiás, Bahia, Pernambuco, Alagoas e Sergipe, totalizando aproximadamente 18 milhões de habitantes; na divisa destes dois últimos o rio São Francisco deságua no Oceano Atlântico.

A bacia hidrográfica interliga duas regiões econômicas brasileiras: o Sudeste e Nordeste, apresentando uma diversidade climática (semiárido, tropical úmido, entre outros) e ambiental (Caatinga, Cerrado, resquícios da Mata Atlântica e ecossistema estuário), donde vem o popular nome do rio São Francisco: o rio da integração nacional (CBHSF, 2016). A BHSF atende a múltiplos

usos consuntivos e não consuntivos, tais como: geração de energia, irrigação, abastecimento humano, navegação, transposições de água, entre outros, possuindo, assim, importância estratégica para o Brasil.

2.2. Dados Observacionais

A base de dados observacionais de precipitação utilizada para verificar a destreza dos modelos participantes do Projeto CORDEX e do CMIP6 sobre a Bacia Estendida do Rio São Francisco, foram provenientes da base de dados do *Climatic Research Unit* (CRU) e *Global Precipitation Climatology Centre* (GPCC) (Harris et al., 2020; New; Hulme; Jones, 1999). O conjunto de dados utilizado corresponde à climatologia de precipitação de janeiro de 1951 a dezembro de 2000, em uma grade regular com uma resolução espacial de $0.5^{\circ} \times 0.5^{\circ}$. Para a temperatura, utilizou-se a série climatológica de temperatura do ar próximo à superfície obtida do CRU com resolução espacial de $0.5^{\circ} \times 0.5^{\circ}$, também entre o período de janeiro de 1951 a dezembro de 2020. Este período de tempo é comum entre o conjunto de dados de observação e a execução histórica dos experimentos CORDEX e CMIP6.

2.3. Projeto Coordinated Regional Climate Downscaling Experiment (CORDEX)

Foram utilizados dados mensais dos campos de precipitação e temperatura do ar próximo à superfície obtidos de seis modelos climáticos globais (descritos na tabela 1) que atuaram como condição de contorno no processo de downscaling dinâmico para o modelo regional sueco *Rosby Centre Regional Atmospheric Model* (RCA4) pelo CORDEX, obtendo simulações mais refinadas e com resolução espacial de $0.44^{\circ} \times 0.44^{\circ}$. As simulações tiveram como domínio a área da América do Sul (denominada SAM-44i) – de localização 18.75 N-58.25 S e 16.25 W-106.25 W. Também foram

calculadas as médias espaciais dos resultados para cada ponto de grade, sendo esta obtida por meio da média aritmética dos pontos de grade dentro da BESF.

Tabela 1: Modelos globais do *Coordinated Regional Climate Downscaling Experiment* (CORDEX) utilizados e suas respectivas instituições/agências e países de origem.

Modelo	Instituição ou Agência
Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization version Mk3-6-0 (CSIRO-Mk3-6-0)	<i>Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization</i> em colaboração com o <i>Queensland Climate Change Centre of Excellence</i> / Austrália
<i>Irish Centre for High-End Computing European Community – EARTH (ICHEC-EC-EARTH)</i>	<i>Irish Centre for High-End Computing</i> / Irlanda
<i>Institut Pierre Simon Laplace – 5 Component Models version A – Medium Resolution (IPSL-CM5A-MR)</i>	<i>Institut Pierre Simon Laplace</i> / França
<i>Hadley Center Global Environment Model version 2 – Earth System (HadGEM2-ES)</i>	<i>Met Office Hadley Centre Integrated Earth System Approach to Explore</i> / Reino Unido
<i>Norwegian Climate Centre Norwegian Earth System Model version 1 – Medium resolution (NCC-NorESM1-M)</i>	<i>Natural Variability and Climate Sensitivity (EarthClim) and Research Council of Norway</i> / Noruega
<i>National Oceanic and Atmospheric Administration Geophysical Fluid Dynamics Laboratory – Earth System Model version 2M (NOAA-GFDL-ESM2M)</i>	<i>National Oceanic and Atmospheric Administration e Geophysical Fluid Dynamics Laboratory</i> / Estados Unidos

2.4. Projeto Coupled Model Intercomparison Project Phase 6 (CMIP6)

Este trabalho utilizou dados mensais de campos de precipitação e temperatura do ar próximo a superfície obtidos de cinco modelos participantes do projeto CMIP6 (ver Tabela 2) que, por sua vez,

fornecerá informações para o 6º Relatório de Avaliação (AR6) do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC). Foram calculadas também as médias espaciais dos resultados para cada ponto de grade, sendo esta obtida por meio da média aritmética dos pontos de grade dentro da BESF. A base de dados compreende as séries mensais de janeiro de 1951 a dezembro de 2000.

Tabela 2: Modelos globais do *Coupled Model Intercomparison Project Phase 6* (CMIP6) utilizados e suas respectivas instituições/agências / países de origem e resolução espacial.

Modelo	Instituição ou Agência / País	Resolução
<i>Beijing Climate Center Climate System Model version 2 – Medium Resolution</i> (BCC-CSM2-MR)	<i>Beijing Climate Center (BCC)/ China e Meteorological Administration (CMA)/ China</i>	1.125°×1.125°
<i>Hadley Centre Global Environment Model in the Global Coupled configuration 3.1</i> (HadGEM3-GC31-LL)	<i>Met Office Hadley Centre Integrated Earth System Approach to Explore / Reino Unido</i>	1.875°×1.25°
<i>Model for Interdisciplinary Research on Climate version 6</i> (MIROC6)	<i>Atmosphere and Ocean Research Institute, National Institute for Environmental Studies e Japan Agency for Marine–Earth Science and Technology / Japão</i>	1.41°×1.41°
<i>The Meteorological Research Institute Earth System Model Version 2.0</i> (MRI-ESM2-0)	<i>Meteorological Research Institute / Japão</i>	1.125°×1.125°
<i>Norwegian Climate Center – Norwegian Earth System Model version 2</i> (NCC-NorESM2-MM)	<i>Natural Variability and Climate Sensitivity (EarthClim) and Research Council of Norway / Noruega</i>	1.25°×1.25°

2.5. Estatísticas Descritivas

Para validação entre os dados observados e os provenientes dos projetos CORDEX e CMIP6, realizou-se uma análise comparativa com base em uma série de estatísticas descritas a seguir, tais como Média, Coeficiente de Correlação de Pearson, Desvio Padrão e Raiz do Erro Quadrático Médio.

A média (\bar{x}) descreve a amostra de valores que compõe a série, como um único valor que representa o centro da distribuição dos dados e a mediana que, por sua vez, atua como uma medida de posição e representa o valor que é superado em 50% dos pontos da amostra. O Desvio Padrão (DV), por sua vez, atua como uma medida de dispersão, indicando o grau de uniformidade dos valores de uma amostra em torno da média – para mais informações e equacionamento ver Collischonn e Dornelles (2013).

De modo a se obter um bom indicador de precisão ao se correlacionar valores estimados e observados experimentalmente, faz-se uso do Coeficiente de Correlação de Pearson, também chamado de índice de correlação (R). Em sua expressão, o índice fornece o grau de correlação (associação) linear entre duas variáveis quantitativas (MOORE, 2007). Seguindo a formulação adotada por Jolliffe e Stephenson (2003), a equação (1) define R como:

$$R = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \left(\frac{\phi'_i \psi'_i}{\sigma_\phi \sigma_\psi} \right) \quad (1)$$

sendo ϕ'_i o desvio da série estimada e ψ'_i o desvio da série observada. Também se toma aqui σ_ϕ e σ_ψ como o desvio padrão das médias das séries estimada e observada, respectivamente. Basicamente, sua interpretação consiste no fato de que quanto mais próximo de 1 seja o valor de R, maior é a força associativa entre as variáveis ao mesmo tempo que o sinal funciona como um indicador da direção

positiva/negativa desta relação. Dessa forma, os valores de R para -1 e 1 remetem a uma correlação perfeita, enquanto que o valor de zero para R, remete a nenhuma relação linear entre as variáveis estudadas (MOORE, 2007).

Segundo Fox (1981), a Raiz do Erro Quadrático Médio (do inglês *root-mean-square error* – RMSE) trata-se de uma medida de diferença média. É uma medida de erro muito utilizada no tratamento estatístico, pois apresenta uma melhor sensibilidade no que tange ao crescimento de desvios entre séries (quando comparado com o Erro Absoluto Médio, por exemplo), fornecendo informações relevantes para prevenção de erros. O Erro RMS é computado através da soma dos quadrados das diferenças entre os resultados estimados e observados, como mostrado na equação (2):

$$\text{RMSE} = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (\phi_i - \psi_i)^2}. \quad (2)$$

Sendo a medida do erro mais próxima possível de zero, diz-se que maior é semelhança entre as séries estimada e medida.

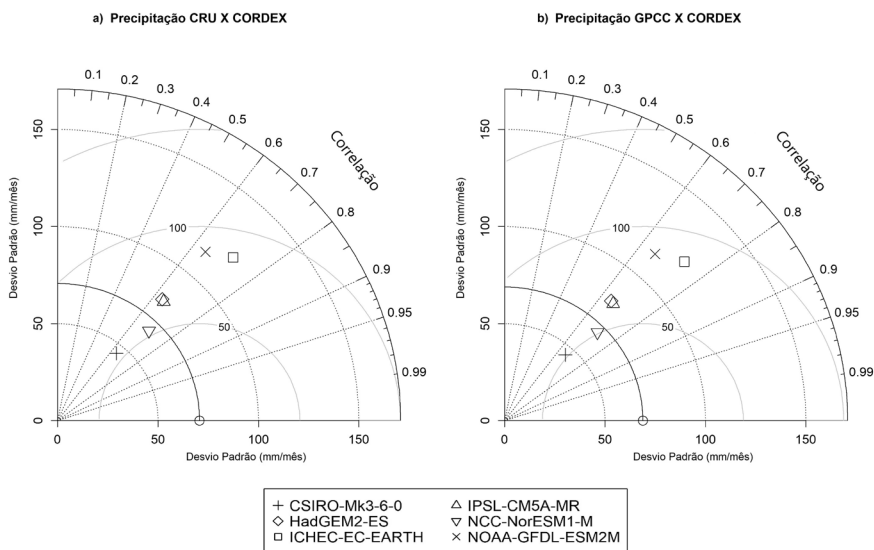
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesta seção serão apresentados os resultados e discussão da avaliação das simulações históricas dos modelos climáticos participantes dos Projetos CORDEX e CMIP6, de forma a conhecer a representação do clima presente sobre a BESF. Na seção 3.1, serão discutidos os resultados da validação entre os dados observados e os estimados pelos modelos. As seções 3.2 e 3.3 estão destinadas aos resultados e discussão do padrão de variabilidade da precipitação e temperatura – respectivamente, em ambos os projetos supracitados, entre o período de 01 de janeiro de 1951 a 31 de dezembro de 2000.

3.1. Validação dos dados

O Diagrama de Taylor (DT) representado na Figura 2 fornece um resumo gráfico de quão próximo os modelos participantes do Projeto CORDEX estão dos dados observados do CRU e GPCC considerando a variável precipitação. Nesse estudo, escolheu-se pelo DT com as três métricas já citadas na metodologia: o R, o DV e a RMSE.

Figura 2: Diagrama de Taylor com os valores de Correlação, Desvio Padrão (mm) e Raiz do Erro Quadrático Médio (mm) para cada modelo participante do Projeto CORDEX em relação a precipitação observada do (a) CRU (b) GPCC. O círculo vazio no eixo das abcissas representa o conjunto de observações.

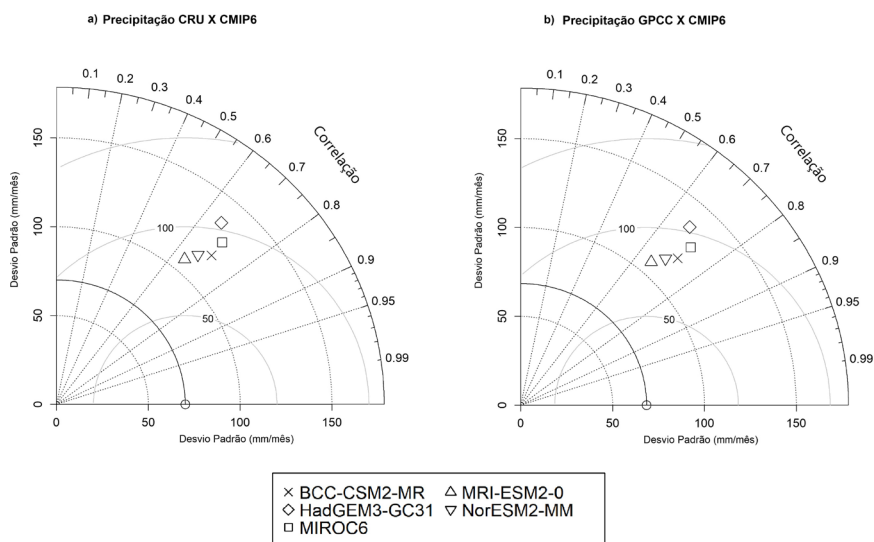


Observa-se na Figura 2 que a maioria dos modelos apresentaram uma correlação moderada com os dados observados, destacando, entretanto, os modelos NCC-NorESM1-M e ICHEC-EC-EARTH com fortes correlações ($R \geq 0.7$). NCC-NorESM1-M e CSIRO-Mk3-6-0 apontaram os mais baixos erros RMS ($\cong 50$ mm), em que o primeiro

apresentou desvio padrão mais próximo do DV das observações enquanto o segundo apresentou o mais baixo DV ($\cong 50$ mm). O ICHEC-EC-EARTH, apesar de mostrar uma R relativamente alta, mostrou os maiores valores para a RMSE ($\cong 100$ mm) e DV (> 100 mm), seguido do NOAA-GFDL-ESM2M.

Da mesma forma, a Figura 3 apresenta o DT para os modelos participantes do Projeto CMIP6 em comparação aos dados observados do CRU e GPCC considerando também a variável precipitação.

Figura 3: Diagrama de Taylor com os valores de Correlação, Desvio Padrão (mm) e Raiz do Erro Quadrático Médio (mm) para cada modelo participante do Projeto CMIP6 em relação a precipitação observada do (a) CRU (b) GPCC. O círculo vazio no eixo das abcissas representa o conjunto de observações.

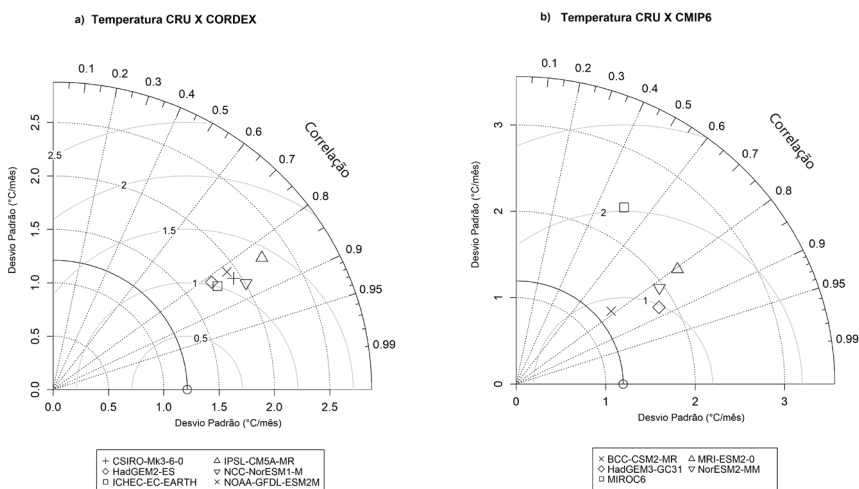


Os modelos do CMIP6, por sua vez, tiveram uma boa representação dos padrões observados. A maior correlação observada foi a dos modelos BCC-CSM2-MR e MIROC6, com $R > 0,7$. Os demais modelos tiveram uma correlação moderada em que $0,6 \leq R$

< 0,7. O modelo HadGEM3-GC31 foi o que simulou de forma mais insatisfatória os padrões observados, tendo visto seu alto DV com valores se aproximando de 150 mm e maior RMSE (> 100 mm). No geral, todos os modelos do CMIP6 apontaram um DV elevado, superior a 100 mm, e distante do observado.

O DT é plotado também para a variável temperatura média na Figura 4 para os modelos participantes do Projeto CORDEX e CMIP6 em comparação aos dados observados do CRU.

Figura 4: Diagrama de Taylor com os valores de Correlação, Desvio Padrão (°C) e Raiz do Erro Quadrático Médio (°C) para cada modelo participante dos Projetos (a) CORDEX (b) CMIP6 em relação a temperatura observada do CRU. O círculo vazio no eixo das abcissas representa o conjunto de observações.



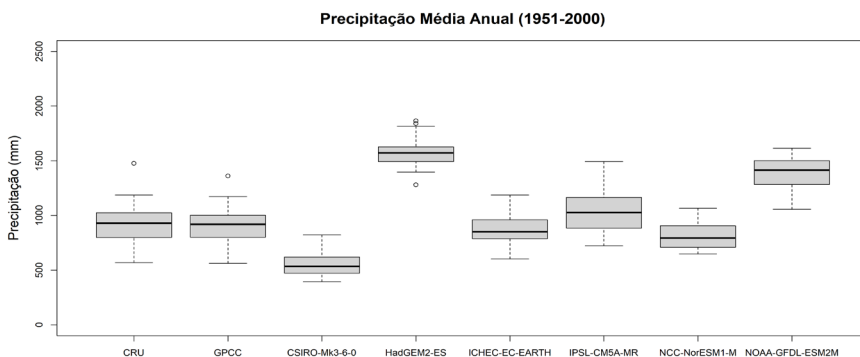
A melhor performance foi observada nos modelos do CORDEX conforme mostrado na Figura 4(a). Observe que a maioria dos modelos possuem forte correlação apresentando $R > 0,8$. De melhor forma, o NCC-NorESM1-M apresentou a maior correlação, com $R \cong 0,9$ com desvio padrão de 2,0 °C e RMSE $\cong 1,0$ °C. O maior

DV e erro RMS foram apontados pelo modelo IPSL-CM5A-MR. De outra forma, observa-se em 4(b) uma maior dispersão entre todos os modelos. De forma exorbitante para o modelo MIROC6, com maior DV ($> 2,0\text{ }^{\circ}\text{C}$) e RMSE ($> 2,0\text{ }^{\circ}\text{C}$) e menor correlação ($R < 0,6$) do tipo moderada. Os demais modelos obtiveram uma forte correlação. O menor DV e RMSE ($\cong 1\text{ }^{\circ}\text{C}$) foi identificado para o modelo BCC-CSM2-MR, que também foi o único com o mesmo desvio padrão do observado.

3.2. Análise da Precipitação no período histórico

A Figura 5 apresenta o gráfico *boxplot* da precipitação média anual na BESF considerando as séries de dados do CRU, GPCC e os modelos do Projeto CORDEX para o período de 1951 a 2000, fornecendo informações de posição, dispersão, assimetria, caudas e observações extremas ou *outliers*.

Figura 5: Gráfico *boxplot* da precipitação média anual considerando a série de dados do CRU, GPCC e os modelos participantes do CORDEX para o período de 1951 a 2000 na BESF.

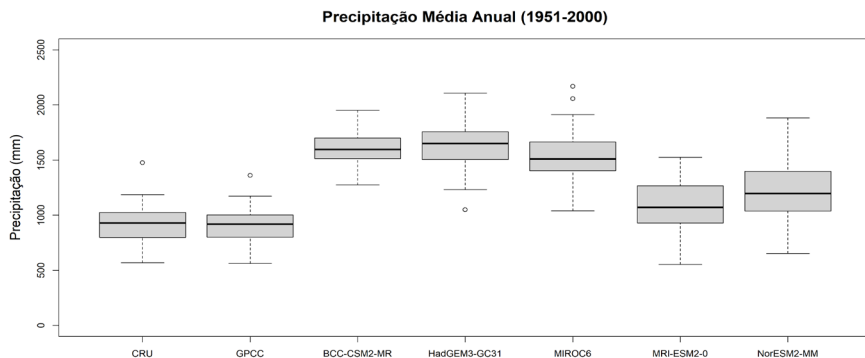


Precipitações consideradas como discrepantes (*outliers*) foram identificadas principalmente nas fontes de dados observados e no modelo HadGEM2-ES. Os eventos atípicos ocorreram no ano 1985

para os dados observados, com médias de 1475 mm e 1360 mm para CRU e GPCC, respectivamente, e no ano 1991 com média de 1493 mm para o modelo supracitado. Vale lembrar, que o ano de 1985 foi marcado por chuvas acima da média na região semi-árida do Brasil, explicando a precipitação discrepante supracitada. O modelo CSIRO-Mk3-6-0 apresentou o menor quartil 1 e o menor valor de mediana, indicando que 25% dos seus dados de precipitação estiveram abaixo dos 500 mm e que 50% desses dados foram representados por uma precipitação em torno também de 500 mm. De outro modo, o HadGEM2-ES apresentou o maior quartil 1, próximo de 2000 mm, e a maior mediana com valor próximo de 1500 mm. A distribuição dos totais de precipitação média anual para o HadGEM2-ES se mostrou a mais regular diante dos outros dados, o que mostra uma menor susceptibilidade a desvios a partir desta fonte. Em contra partida, uma maior variabilidade, ainda que discreta, pode ser constatada a partir do modelo IPSL-CM5A-MR.

A Figura 6 apresenta o gráfico *boxplot* da precipitação média anual na BESF considerando as séries de dados do CRU, GPCC e os modelos do Projeto CMIP6 para o período de 1951 a 2000.

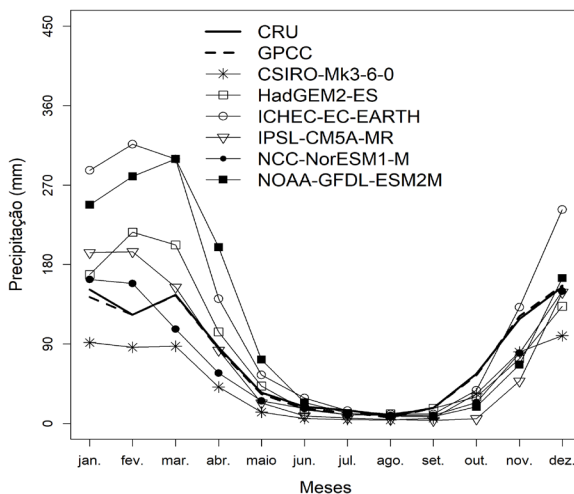
Figura 6: Gráfico *boxplot* da precipitação média anual considerando a série de dados do CRU, GPCC e os modelos participantes do CMIP6 para o período de 1951 a 2000 na BESF.



Novamente, o modelo integrante do *Met Office Hadley Centre Integrated Earth System* apontou *outliers*, seguido do modelo MIROC6. Este último indicou valores extremos nos anos 1986 e 1970, 2168 e 2055 mm, respectivamente. O HadGEM3-GC31, de outra forma, apontou um extremo abaixo do mínimo observado, 1049 mm no ano 1953. O modelo MRI-ESM2-0 apresentou o menor quartil 1 (vale ressaltar que muito próximo do quartil inferior dos dados observados) e o menor valor de mediana dentre todos os modelos, indicando que 25% dos seus dados de precipitação estiveram em torno dos 500 mm e que 50% desses dados foram representados por uma precipitação em torno de 1000 mm. De outro modo, o HadGEM3-GC31 apresentou o maior quartil 1, acima de 2000 mm, e a maior mediana com valor próximo de 1500 mm. A distribuição dos totais de precipitação média anual, dessa vez, se mostrou mais regular para o modelo chinês BCC-CSM2-MR.

A Figura 7 mostra a climatologia da precipitação média mensal do CRU, GPCC e modelos do CORDEX, para o período de janeiro de 1951 a dezembro de 2000 na BESF.

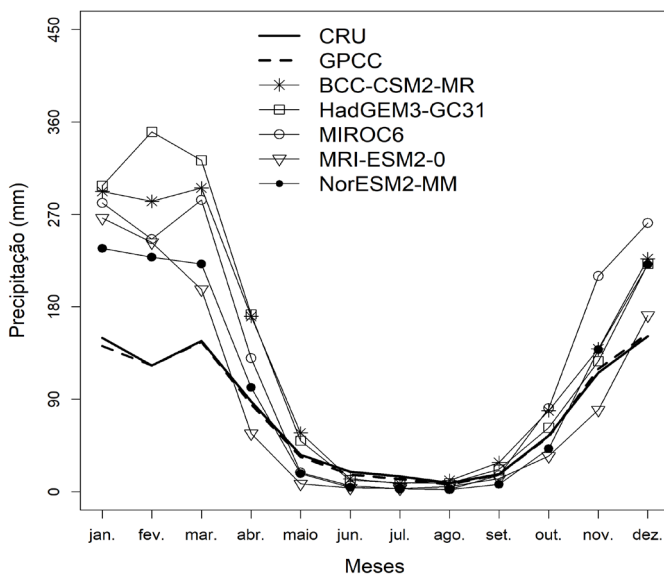
Figura 7: Precipitação climatológica dos modelos do CRU, GPCC e CORDEX para a BESF.



Os modelos do CORDEX, convergiram razoavelmente quanto à quantidade de precipitação observada pelo CRU e GPCC preferencialmente nos meses de junho a setembro, sendo estes acompanhados de uma sazonalidade mais comportada, o que pode ser explicado por compreender o período seco da bacia. De outra forma, as maiores divergências quanto a quantidade precipitada pelos modelos e os dados observados são apontadas nos meses de novembro a abril. A péssima representação da sazonalidade neste período, pode estar associado ao período característico da ocorrência de chuvas na região da bacia (especificamente, de novembro a janeiro para toda a área compreendida pela Bacia do Rio São Francisco e de janeiro a abril para a região receptora da transposição do Rio São Francisco). Considerando a variabilidade da precipitação média, tem-se que o modelo ICHEC-EC-EARTH foi o que pior representou as precipitações observadas, superestimando-as com valores acima de 100 mm. O modelo CSIRO-Mk3-6-0 foi o que mais se aproximou do padrão observado no período chuvoso, no entanto o subestimando.

A Figura 8 traz a climatologia da precipitação média mensal do CRU, GPCC e modelos do CMIP6 para o período de janeiro de 1951 a dezembro de 2000 na BESF.

Figura 8: Precipitação climatológica dos modelos do CRU, GPCC e CMIP6 para a BESF.



Com comportamento semelhante ao observado na Figura 7 para os modelos participantes do Projeto CORDEX, os modelos do CMIP6 também confluíram de forma razoável quanto à quantidade de precipitação observada pelo CRU e GPCC preferencialmente nos meses de maio a outubro. As maiores discordâncias quanto a quantidade precipitada pelos modelos e os dados observados são apontadas também nos meses de novembro a abril. O modelo HadGEM3-GC31-LL foi o que representou mais insatisfatoriamente as precipitações observadas, superestimando-as em torno de 200 mm nesse período. Os padrões observados foram melhor representados pelo modelo MIROC6, embora superestimando-a no período chuvoso.

A Figura 9 mostra o campo espacial do desvio padrão da precipitação média anual para cada modelo do CORDEX, de 1951 a 2000 para a BESF. Da mesma forma, a Figura 10 traz o campo espacial do desvio padrão da precipitação média anual para cada modelo do CMIP6.

Figura 9: Campo de Desvio Padrão da Precipitação média anual dos modelos (a) CSIRO-Mk3-6-0 (b) Hadgem2-ES (c) ICHEC-EC-EARTH (d) IPSL-CM5A-MR (e) NCC-NorESM1-M (f) NOAA-GFDL-ESM2M.

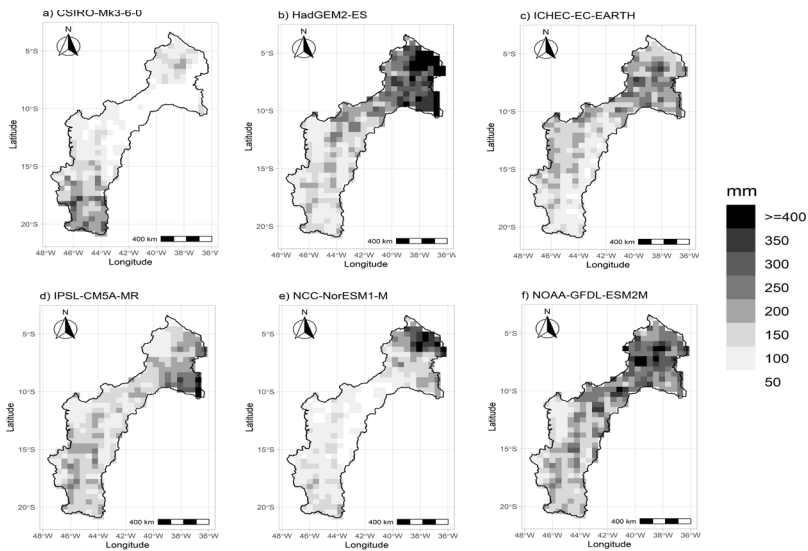
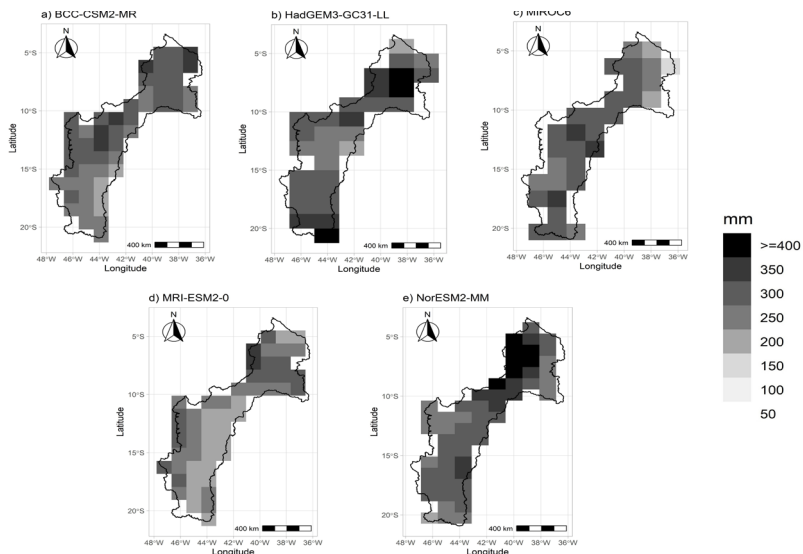


Figura 10: Campo de Desvio Padrão da Precipitação média anual dos modelos (a) BCC-CSM2-MR (b) HadGEM3-GC31-LL (c) MIROC6 (d) MRI-ESM2-0 (e) NCC-NorESM2-MM.



A distribuição espacial do desvio padrão da precipitação na BESF ocorre de forma heterogênea e acentuada principalmente nos modelos do CMIP6 e de forma mais significativa na região receptora da transposição – transcendendo para o Baixo e Sub-Médio SF – quando considerados alguns modelos do CORDEX. O modelo CSIRO-Mk3-6-0 apontou um decréscimo dos totais pluviométricos no sentido contrário aos dos demais modelos do CORDEX: do Alto SF para a região receptora; com um desvio padrão mínimo de 50 mm e um desvio padrão máximo de 384 mm. Os modelos do CMIP6, no geral, tiveram valores elevados de desvios padrões em grande parte da bacia, indicando a existência de uma maior variabilidade por parte desses modelos.

3.3. Análise da Temperatura no período histórico

As Figuras 11 e 12 trazem, respectivamente, os gráficos *boxplot* da Temperatura Média Anual considerando as séries de dados do CRU e os modelos dos Projetos CORDEX e CMIP6 para o período de 1951 a 2000 na BESF.

Figura 11: Gráfico *boxplot* da Temperatura Média Anual considerando a série de dados do CRU e os modelos participantes do CORDEX para o período de 1951 a 2000 na BESF.

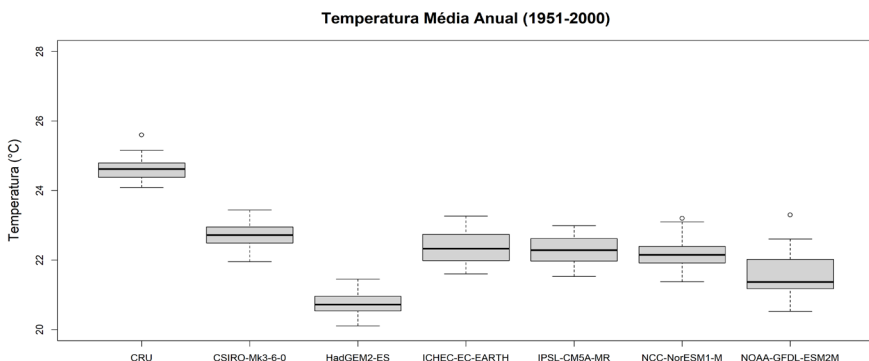
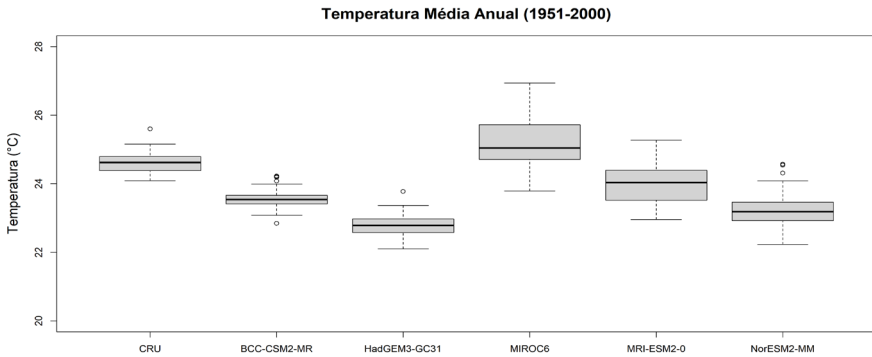


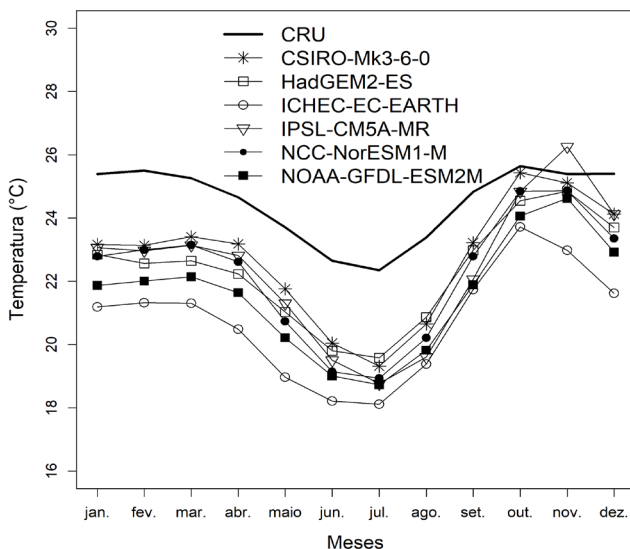
Figura 12: Gráfico boxplot da Temperatura Média Anual considerando a série de dados do CRU e os modelos participantes do CMIP6 para o período de 1951 a 2000 na BESF.



Temperaturas de valores extremos foram identificadas na fonte de dados observados e para a maioria dos modelos do CMIP6. Na Figura 11 é possível observar que o modelo HADGEM2-ES apresentou o menor quartil 1 e o menor valor de mediana, entre 20 e 21 °C. O dado observado se destacou com o maior quartil superior e mediana, no entanto, dentre os modelos o papel de destaque foi dado ao australiano CSIRO-Mk3-6-0, com mais de 50% de seus dados sendo representados por uma temperatura aproximadamente igual a 22.5 °C. Uma discreta variabilidade foi apontada pelo modelo NOAA-GFDL-ESM2M. A Figura 12, por sua vez, mostra uma maior variabilidade da temperatura média anual dentre os modelos do CMIP6. Destaca-se o modelo MIROC6 que apresentou a maior variabilidade, mediana e terceiro quartil, sendo 75% dos seus dados representados por uma temperatura de aproximadamente 26 °C. O modelo BCC-CSM2-MR apresentou a menor variabilidade, no entanto, foi o modelo HADGEM3-GC-31-LL que apontou o menor primeiro quartil e mediana, com valor próximo de 22.5 °C.

A Figura 13 mostra a climatologia da temperatura média mensal do CRU e modelos do CORDEX para o período de janeiro de 1951 a dezembro de 2000 na BESF.

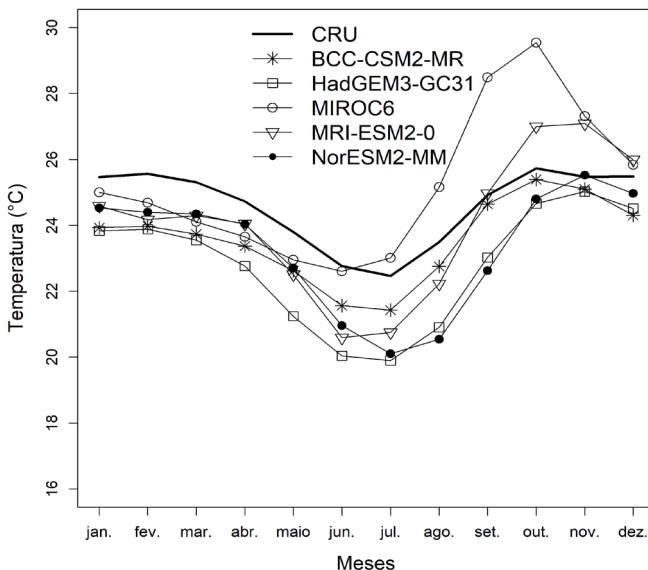
Figura 13: Temperatura climatológica dos modelos do CRU e CORDEX para a BESF.



Todos os modelos do Projeto CORDEX conseguiram representar satisfatoriamente o padrão observado pelo CRU. Todos apontaram a menor temperatura no mês de julho. No entanto, uma maior divergência foi apontada no bimestre novembro e dezembro, com destaque para os modelos ICHEC-EC-EARTH e IPSL-CM5A-MR que subestimou e superestimou, respectivamente, o dado observado. O ICHEC-EC-EARTH foi o que mais subestimou o CRU, em aproximadamente 4 °C de diferença.

A Figura 14 apresenta a sazonalidade climatológica da temperatura média mensal do CRU e modelos do CMIP6 para o período de janeiro de 1951 a dezembro de 2000 na BESF.

Figura 14: Temperatura climatológica dos modelos do CRU e CMIP6 para a BESF.



Os modelos do CMIP6 conseguiram representar satisfatoriamente o padrão observado pelo CRU mas com maior convergência entre os meses de janeiro a abril, que compreende parte do período chuvoso na bacia. No período seco, que abrange o segundo semestre, observou-se uma sazonalidade menos comportada. Com isso, os modelos apresentaram uma sazonalidade mais dispersa quanto a climatologia averiguada. Os modelos MIROC6 e MRI-ESM2-0 superestimaram a média climatológica de forma bastante acentuada no final desse período.

As Figuras 15 e 16 mostram o campo de desvio padrão da temperatura média anual para cada modelo do CORDEX e CMIP6, respectivamente, de 1951 a 2000 para a BESF. Assim como observado para a precipitação, os modelos do CORDEX apontaram uma variabilidade baixa para a temperatura média anual em grande parte da bacia. O modelo ICHEC-EC-EARTH se mostrou o mais uniforme

em toda a BESF, indicando um baixo desvio padrão de aproximadamente $0,3\text{ }^{\circ}\text{C}$. De outra forma, o NOAA-GFDL-ESM2M apresentou os maiores valores de dispersão em relação à média, principalmente no Alto e Médio SF, apontando pixels de até $0,8\text{ }^{\circ}\text{C}$. Seguindo a linha de grande variabilidade, no CMIP6 se destacou o modelo MIROC6, seguido dos modelos MRI-ESM2-0 e NoESM2-MM, em que os dois primeiros obtiveram desvios padrões superiores a $0,9\text{ }^{\circ}\text{C}$. As maiores dispersões apontadas pelo MIROC6, ocorreram, sobretudo, na região receptora da transposição seguindo até parte do Médio SF.

Figura 15: Campo de Desvio Padrão da Temperatura média anual dos modelos (a) CSIRO-Mk3-6-0 (b) Hadgem2-ES (c) ICHEC-EC-EARTH (d) IPSL-CM5A-MR (e) NCC-NorESM1-M (f) NOAA-GFDL-ESM2M.

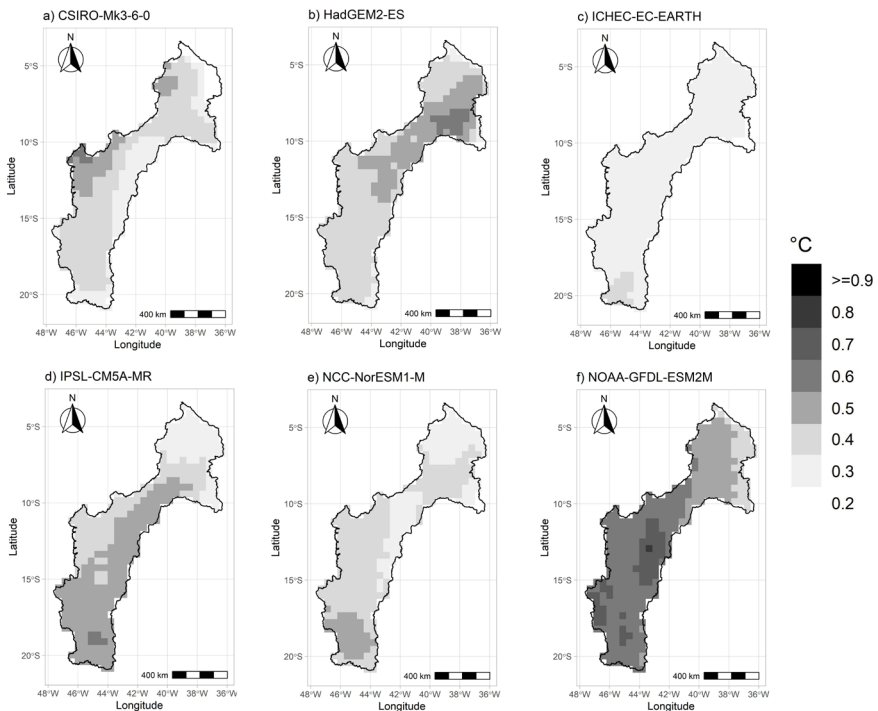
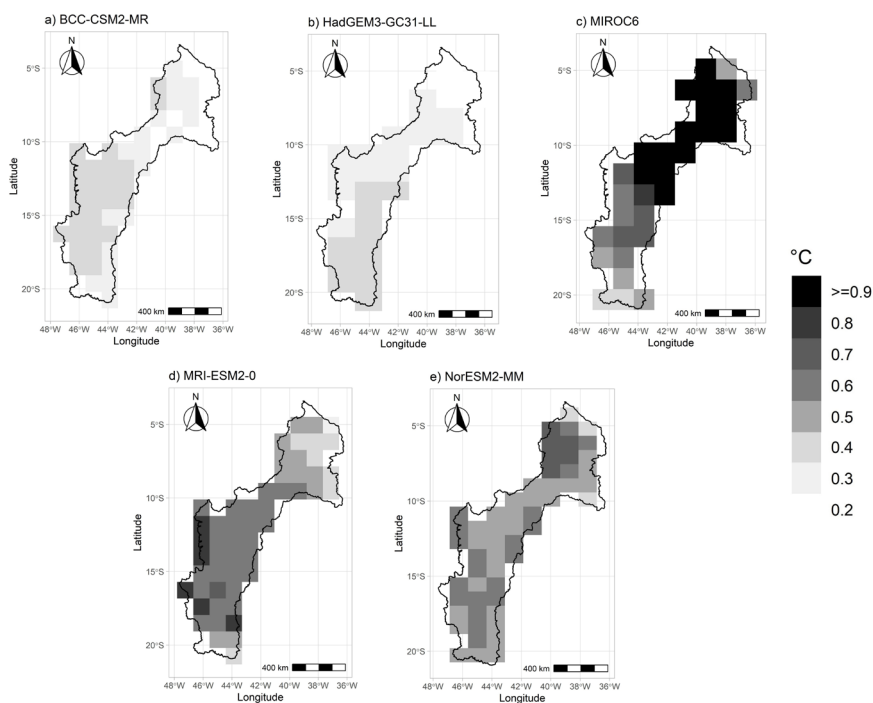


Figura 16: Campo de Desvio Padrão da Temperatura média anual dos modelos (a) BCC-CSM2-MR (b) HadGEM3-GC31-LL (c) MIROC6 (d) MRI-ESM2-0 (e) NCC-NorESM2-MM.



4. CONCLUSÃO

Este estudo avaliou a representação dos padrões de variação da precipitação e temperatura a partir de dados provenientes dos modelos participantes dos projetos CORDEX e CMIP6 em relação aos dados observados oriundos do CRU e GPCC, para a Bacia Hidrográfica Estendida do Rio São Francisco em parte do século XX, no período de 1951 a 2000.

Na análise da validação da precipitação, os modelos do CORDEX e CMIP6 tiveram seus padrões simulados concordando razoavelmente com as observações, o que foi constatado pelo coeficiente de correlação $0,6 \leq R \leq 0,7$. Mas de forma satisfatória quanto às

métricas de erro e dispersão, destacaram-se os modelos NCC-NorESM1-M e CSIRO-Mk3-6-0 no projeto CORDEX e os modelos BCC-CSM2-MR e MIROC6 no projeto CMIP6. Na análise da temperatura, o conjunto de modelos do CORDEX se destacaram com as maiores correlações: $R > 0,8$. Nesta, o modelo NCC-NorESM1-M também apresentou melhor desempenho em todas as métricas analisadas. Para o CMIP6, o modelo BCC-CSM2-MR novamente foi o mais proeminente dentre os demais.

Quanto ao período histórico, os modelos do CMIP6 apontaram na BESF uma maior variabilidade, mesmo que discreta, quanto à precipitação e temperatura média anual quando comparado ao outro Projeto em análise, inclusive com um maior quantitativo de precipitações e temperaturas discrepantes. No geral, o modelo integrante do *Met Office Hadley Centre Integrated Earth System* mostrou-se o mais regular quanto a distribuição dos totais anuais de precipitação em ambos os projetos. Quanto à sazonalidade, observou-se uma maior divergência quanto a quantidade precipitada pelos modelos e os dados observados nos meses de novembro a abril em ambos os projetos, o que pode estar associado ao período chuvoso na BESF (peculiarmente, de novembro a janeiro para a área que abrange a Bacia do Rio São Francisco e de janeiro a abril para a região receptora da transposição do Rio São Francisco). Neste período, os modelos que melhor representaram os padrões observados, embora subestimando/superestimando, foram o CSIRO-Mk3-6-0 e o MIROC6, participantes do CORDEX e CMIP6, respectivamente. No campo da temperatura, todos os modelos de ambos os projetos conseguiram representar satisfatoriamente o padrão observado, mas com menos conformidade no período de novembro a dezembro para o CORDEX e no semestre seco para o CMIP6.

Na análise do campo de desvio padrão considerando a precipitação e temperatura, observou-se uma melhor representatividade dos

dados quanto à média nos modelos do CORDEX. Este projeto teve na maioria de seus modelos, uma notável heterogeneidade e valores acentuados de dispersão na região receptora da transposição do Rio São Francisco, seguindo até o Sub-Médio SF. O mesmo foi observado pelo CMIP6, em que as maiores dispersões foram notáveis na região receptora, mas avançando até parte do Médio SF. No CORDEX, os modelos com as mais baixas variabilidades foram o CSIRO-Mk3-6-0 para a precipitação e o ICHEC-EC-EARTH para a temperatura. Da mesma forma, o CMIP6 destacou o modelo MIROC6 para a precipitação e o HADGEM3-GC31-LL para temperatura.

A investigação do desempenho dos modelos individuais do CORDEX e CMIP6 sugeriu que a habilidade dos modelos geralmente varia de modelo para modelo em escalas espaciais. A dificuldade em atribuir discrepâncias em conjuntos de dados de modelos individuais pode ser devido às diferenças sistemáticas na representação dos processos hidrológicos, uma vez que o processo é vital, principalmente na formação da precipitação. Pode-se inferir do presente estudo que nenhum modelo exibe todas as características dos conjuntos de dados observacionais. Em suma, os modelos com as melhores performances estatísticas neste estudo foram: CSIRO-Mk3-6-0 quanto a precipitação e o NCC-NorESM1-M quanto a temperatura do CORDEX; e MIROC6 em relação à precipitação e o HADGEM3-GC31-LL em relação à temperatura do CMIP6. As discrepâncias nas simulações dão espaço para melhorias dos modelos em suas próximas versões. Os resultados oferecem informações úteis sobre a precipitação e temperatura no CORDEX e CMIP6 na BESF e podem servir de referência para uma nova geração de modelos climáticos e seus experimentos.

5. REFERÊNCIAS

- ANA, Agência Nacional de Águas (2016) **Mudanças climáticas e recursos hídricos: avaliações e diretrizes para adaptação**. Brasília: ANA, 93 pp.
- CBHSF, Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (2016) **Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco 2016-2025**. Alagoas: CBHSF, 520 pp.
- COLLISCHONN, W. & DORNELLES, F. (2013) **Hidrologia para engenharias e ciências ambientais**. 2ª ed. Porto Alegre, Associação brasileira de recursos hídricos: ABRH, 342 pp.
- COSTA, A. A. (2017) As the Earth heats up, Brazil Digs Deeper. **NACLA Report on the Americas**, [S.l.], 49(4), 444-450. <https://doi.org/10.1080/10714839.2017.1409018>.
- DASILVA, G. K., SILVEIRA, C. S., SILVA, M. V. M., MARCOS JÚNIOR, A. D., SOUZA FILHO, F. A. & GUIMARÃES, S. (2020) Análise de Projeções das Mudanças Climáticas Sobre Precipitação e Temperatura nas regiões hidrográficas brasileiras para o século XXI. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, [S.l.], 55(3), 420-436. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820200624>.
- EYRING, V., BONY, S., MEEHL, G. A., SENIOR, C. A., STEVENS, B., STOUFFER, R. J., & TAYLOR, K. E. (2016) Overview of the Coupled Model Intercomparison Project Phase 6 (CMIP6) experimental design and organization, **Geosci. Model Dev.**, 9, 1937–1958. <https://doi.org/10.5194/gmd-9-1937-2016>, 2016.
- FOX, D. G. (1981) Judging Air Quality Model Performance – review of the Woods Hole workshop. Preprints, Fifth Symp. On Turbulence, Diffusion and Air Pollution, Atlanta, **Amer. Meteor. Soc.**, p. 14-16. [http://journals.ametsoc.org/doi/pdf/10.1175/1520-0477\(1981\)062%3C0599:JAQMP%3E2.0.CO%3B2](http://journals.ametsoc.org/doi/pdf/10.1175/1520-0477(1981)062%3C0599:JAQMP%3E2.0.CO%3B2).
- GIORGI, F., JONES, C. & ASRAR, G. (2009) Addressing climate information needs at the regional level: The CORDEX framework. **WMO Bulletin**, [S.l.], 58(3), 175-183.
- GUIMARÃES, S. O., COSTA, A. A., VASCONCELOS JÚNIOR, F. C., SILVA, E. M., SALES, D. C., ARAÚJO JÚNIOR, L. M. e SOUZA, S. G. (2016) Projeções de Mudanças Climáticas sobre o Nordeste Brasileiro dos Modelos do CMIP5 e do CORDEX. **Revista Brasileira de Meteorologia**, São Paulo, 31(3), 337-365. <https://doi.org/10.1590/0102-778631320150150>.

- HARRIS, I., OSBORN, T.J., JONES, P. & LISTER, D. (2020) Version 4 of the CRU TS monthly high-resolution gridded multivariate climate dataset. **Scientific Data**, 7(109). <https://doi.org/10.1038/s41597-020-0453-3>.
- IPCC, Intergovernmental Panel On Climate Change (2013) **Climate Change 2013: The Physical Science Basis**. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 1535 pp.
- JOLLIFFE, I. & STEPHENSON, D. (2003) **Forecast Verification: A Practitioner's Guide in Atmospheric Science**. John Wiley and Sons, 1ª ed. 247 pp.
- LYRA, A. A., CHOU, S. C. & SAMPAIO, G. O. (2016) Sensitivity of the Amazon biome to high resolution climate change projections. **Acta Amaz.**, Manaus, 46(2), 175-188. <https://doi.org/10.1590/1809-4392201502225>
- MARENGO, J. A., ALVES, L. M., A., R. C. S, CUNHA, A. P., BRITO, S. & MORAES, O. L. L. (2018) Climatic characteristics of the 2010-2016 drought in the semiarid Northeast Brazil region. **An. Acad. Bras. Ciênc.**, Rio de Janeiro, 90(2), 1973-1985.
- MOORE, David S. (2007) **The Basic Practice of Statistics**. 4. Ed. New York, Freeman. 728 pp.
- NEW, M., HULME, M. & JONES, P.D. (1999) Representing Twentieth-Century space-time climate variability. Part 1: Development of a 1961-1990 mean monthly terrestrial climatology. **Journal of Climate**, [S.l.], 12, 829-856. [https://doi.org/10.1175/1520-0442\(1999\)012%3C0829:RTCSTC%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(1999)012%3C0829:RTCSTC%3E2.0.CO;2)
- PBMC, Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas. (2016) **Mudanças Climáticas e Cidades**. Relatório Especial do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas [Ribeiro, S.K., Santos, A.S. (Eds.)]. Rio de Janeiro: PBMC, COPPE - UFRJ. 116 pp.
- SALES, D. C., COSTA, A. A., SILVA, E. M, VASCONCELOS JÚNIOR, F. C., CAVALCANTE, A. M. B., MEDEIROS, S. S., MARIN, A. M. P., GUIMARÃES, S. O., ARAÚJO JUNIOR, L. M. & PEREIRA, J. M. R. (2015) Projeções de mudanças na precipitação e temperatura no Nordeste brasileiro utilizando a técnica de downscaling dinâmico. **Revista Brasileira de Meteorologia**, São Paulo, 30(4), 435-456. <http://dx.doi.org/10.1590/0102-778620140075>

- SILVA, A. E. F., GOMES, D. T., SILVEIRA, C. S. & SAKAMOTO, M. S. (2020) Desempenho das Simulações do Projeto Cordex Quanto à Representação dos Padrões de Variação da Precipitação no Século XX sobre o Município de Fortaleza, Ceará. **Revista Brasileira de Meteorologia**, São Paulo, Epub September 07, 2020. <https://doi.org/10.1590/0102-7786353003>.
- SILVEIRA, C. S., SOUZA FILHO, F. A., VASCONCELOS JUNIOR, F. C., ARAUJO JUNIOR, L. M. & CABRAL, S. L. (2018) Mudanças climáticas e o setor hidroelétrico brasileiro: uma análise com base em modelos do IPCC-AR5. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, Rio de Janeiro, (47), 46-60. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820180210>.
- TAYLOR, K. E., STOUFFER, R. J., & MEEHL, G. A. (2012). An Overview of CMIP5 and the Experiment Design, **Bulletin of the American Meteorological Society**, 93(4), 485-498. <https://journals.ametsoc.org/view/journals/bams/93/4/bams-d-11-00094.1.xml>

PROJEÇÕES DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS DE TEMPERATURA E PRECIPITAÇÃO DO MODELO RCA4 DO PROJETO CORDEX E DOS MODELOS DO CMIP6 SOBRE A BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO, BRASIL

*Marx Vinicius Maciel da Silva
Greicy Kelly da Silva
Carlos Eduardo Sousa Lima
Mauro Ricardo Roxo Nóbrega
Cleiton da Silva Silveira*

1. INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas nas próximas décadas indicam impactos significativos, devido a intensificação de eventos extremos, como secas severas, inundações, ondas de calor e incêndios florestais (IPCC, 2014). Nos últimos anos, já é possível observar que esses eventos tem aumentado drasticamente em diversas regiões e influenciado significativamente diversos setores, como agricultura, energia, economia e a sociedade como um todo (IPCC, 2014).

Um das regiões mais influenciadas pelos eventos extremos, principalmente quando se diz respeito a secas prolongadas, é a região do Nordeste do Brasil (NEB). Dentre as quais, desde o século 18, se destacaram: as secas de 1876 a 1880, de 1901 a 1905 e de

1929 a 1933, com cinco anos; de 1990 a 1993, com quatro anos; e de 1827 a 1829, de 1897 a 1899, de 1979 a 1981 e de 2005 a 2007, com três anos (MARENGO et al., 2020). Todavia, a seca plurianual que teve início no ano de 2012, e que se estendeu até o ano de 2018 (com sete anos de duração), foi a mais longa e intensa – evidenciando a vulnerabilidade desta região (MARENGO et al., 2020).

Desde a década de 1950 o governo federal e estadual brasileiro tem realizado medidas mitigadoras dos impactos das secas prolongadas, com a construção de cisternas, canais, e programas sociais para atender a população mais vulnerável (MARENGO et al., 2020). Dentre as medidas mitigadoras da escassez hídrica adotadas pelo governo, está a transposição do rio São Francisco através de dois sistemas independentes, denominados Eixo Norte e Eixo Leste. Esse empreendimento fará a captação da água entre as barragens de Sobradinho e Itaparica, no Estado de Pernambuco, viabilizando o fornecimento de água para vários fins, como abastecimento humano, irrigação, dessedentação de animais, criação de peixes e de camarão, numa área que possui cerca de 12 milhões de habitantes (BRASIL, 2004).

O rio São Francisco é o principal sistema hídrico dessa região, sendo responsável, dentre os vários usos, na geração de energia hidrelétrica (ONS, 2019). Todavia, com a seca extrema de 2012 a 2018, houve a priorização do abastecimento de água às áreas urbanas, por ser um uso prioritário, de acordo com a legislação federal de recursos hídricos, como também da produção de alimentos e em detrimento a geração de eletricidade (JONG et al., 2018).

A temática dos impactos futuros das mudanças climáticas são umas das abordadas pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, do inglês *Intergovernmental Panel on Climate Change*). Desde a sua criação pelo Programa das Nações Unidas para o Ambiente (PNUA) e pela Organização Mundial de

Meteorologia (OMM) em 1988, o IPCC vem lançando relatórios de avaliação (AR, do inglês *Assessment Report*) sobre os possíveis impactos. Para isso, faz o uso de Modelos Climáticos Globais (GCM, do inglês *General Circulation Model*) que seguem a mesma padronização e são baseadas na emissão de Gases de Efeito Estufa (GEE), o Projeto de Intercomparação de Modelos Acoplados (CMIP, do inglês *Model Intercomparison Projects*) (IPCC, 2014). O CMIP é vinculado ao Programa de Pesquisa Climática Mundial (WCRP, do inglês *World Climate Research Programme*) e na sua quinta fase (CMIP5) realizou projeções baseadas em cenários denominados *Representative Concentration Pathways* (RCP), publicado no Quinto Relatório de Avaliação (AR5, do inglês *Fifth Assessment Report*) em 2014 (IPCC, 2014).

Além dos GCM do CMIP, um projeto denominado de *Coordinated Regional Climate Downscaling Experiment* (CORDEX) visa aumentar a robustez dos resultados dos diversos GCM do CMIP reduzindo a escala de saída desses modelos para uma resolução espacial maior. Para isso, os resultados dos GCM são usados como entrada para forçar os Modelos Climáticos Regionais (RCM, do inglês *Regional Climate Models*). Essa técnica é denominada de *downscaling* dinâmico e possibilita um ganho na representação de fenômenos atmosféricos de menor escala, que com a resolução dos GCM não seria possível representar.

Diversos estudos que utilizaram esses modelos (GCM e RCM) mostram que a precipitação média anual na região do NEB pode diminuir em aproximadamente 25% a 50% dependendo do cenário de emissões (GUIMARÃES et al., 2016; MARENGO et al., 2018; SILVEIRA et al., 2019, 2013, 2016). Silveira et al. (2016) mostraram em seu estudo que os modelos do IPCC, apesar da divergência, projetam anomalias de precipitação entre -20% e 20% em cada período de 30 anos (2011 a 2040, 2041 a 2070 e 2071 a 2100) para

a bacia do rio São Francisco. Segundo Jong *et al.* (2018), após analisar os dados históricos de precipitação na bacia do rio São Francisco durante os últimos 57 anos, constatou que a série temporal já mostra um declínio de mais de 25% em relação à média histórica de 1961 a 1990. Além disso, a precipitação média anual na bacia do rio São Francisco tem estado abaixo de sua média histórica anual desde 1992 (JONG *et al.*, 2018). Com isso, Jong *et al.* (2018) dizem que, se esta tendência de declínio continuar, a redução da precipitação na bacia pode ser ainda mais severa do que as projeções dos modelos mais pessimistas.

Além da possível diminuição na precipitação média anual na região NEB, esses trabalhos também projetam aumento na temperatura em aproximadamente 4° a 5°C nos cenários mais pessimistas (GUIMARÃES *et al.*, 2016; MARENGO *et al.*, 2018; SILVEIRA *et al.*, 2013, 2016). Temperaturas mais altas e chuvas significativamente reduzidas poderá ocasionar em reduções nas taxas de vazões naturais afluentes variando entre 60% a 90% para várias bacias hidrográficas dos rios da região do NEB (FERNANDES *et al.*, 2017; SILVA *et al.*, 2020). Tais aspectos, associados com a possível previsão do aumento da demanda por água nas próximas décadas, ocasionado pelo crescimento populacional e da riqueza, podem exercer grande pressão nos hidrossistemas da região NEB, influenciando significativamente no abastecimento de água, na produção agrícola e na geração de energia hidrelétrica (FERNANDES *et al.*, 2017; SILVA *et al.*, 2021).

Foram disponibilizados dados recentes dos modelos do projeto CMIP referente a sua sexta fase, o CMIP6. As projeções climáticas do CMIP6 diferem daquelas do CMIP5 não só porque são produzidas com atualizações das versões dos GCM, mas também porque são geradas com novos cenários que combinam desenvolvimento socioeconômico e tecnológico, denominados *Shared Socioeconomic*

Pathways (SSP), com cenários futuros das forçantes radiativas (RCP) baseados em dados atualizados sobre tendências de emissões, em uma arquitetura de matriz de cenário (EYRING et al., 2016; O'NEILL et al., 2016). Essa nova estrutura permite padronizar todas as premissas socioeconômicas (por exemplo, população, produto interno bruto e pobreza, entre outras) nas representações modeladas de cada cenário, além de permitir também uma investigação mais sutil da variedade de caminhos pelos quais os resultados climáticos podem seguir.

Desse modo, esse trabalho teve por objetivo estimar os impactos que as alterações do clima futuro associado com as mudanças climáticas podem causar nas temperaturas do ar próximo a superfície (TAS) e precipitação sobre a Bacia Estendida do rio São Francisco (BESF), utilizando o conjunto dos modelos do projeto CORDEX e CMIP6.

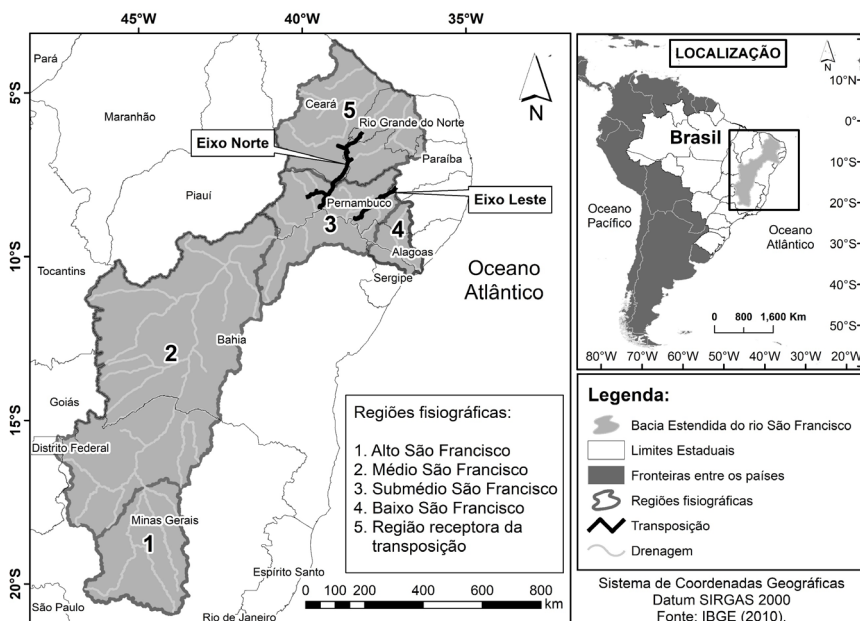
2. MATERIAL E MÉTODOS

Para avaliar os possíveis impactos na BESF, foram analisadas as respostas das TAS e das precipitações nas projeções dos cenários futuros para o século XXI em relação ao século XX (1951 a 2000) dos modelos do CORDEX e CMIP6. Os próximos tópicos dissertam sobre os cenários de projeções e a sua análise.

2.1. Área de Estudo

A região de estudo é formada pela interligação da bacia hidrográfica do rio São Francisco e pelas bacias do Nordeste Setentrional, região que foi denominada de BESF neste trabalho (ver Figura 1).

Figura 1: Mapa de Localização da Bacia Estendida do rio São Francisco (BESF).



O rio São Francisco nasce na Serra da Canastra, no Estado de Minas Gerais, e escoar pelos Estados da Bahia e Pernambuco, no sentido sul-norte, alcançando o Oceano Atlântico por meio da divisa entre Alagoas e Sergipe (ver Figura 1). A mesma possui extensão de 2.700 km e drena uma área de 639.219 km² (o que equivale a cerca de 8% do território brasileiro) (CHESF, 2017). Ao todo, o rio São Francisco atravessa sete Estados: Bahia, Minas Gerais, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, Goiás e Distrito Federal; o que totaliza 507 municípios (quase 9% do total de municípios no Brasil), com população residente que chega a 20 milhões de pessoas (CBHSF, 2016).

Para o estudo e planejamento da bacia do rio São Francisco, a mesma é dividida em regiões fisiográficas: Alto São Francisco, Médio São Francisco, Submédio São Francisco e Baixo São Francisco, conforme Figura 1.

Os principais reservatórios da bacia do rio São Francisco são Três Marias, Sobradinho e Itaparica (também conhecido por Luíz Gonzaga), que têm volumes úteis de 15.278 hm³, 28.669 hm³ e 3.549 hm³, respectivamente, e áreas de superfície de 1.040 km², 4.214 km² e 828 km², respectivamente (CHESF, 2017).

Dois sistemas independentes, denominados Eixo Norte e Eixo Leste, captarão água no rio São Francisco entre as barragens de Sobradinho e Itaparica, no Estado de Pernambuco (ver Figura 1). Compostos de canais, estações de bombeamento de água, pequenos reservatórios e usinas hidrelétricas para autossuprimento, esses sistemas atenderão às necessidades de abastecimento de municípios dos Estados de Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte e Ceará (ANA, 2017).

2.2. Cenários de projeções dos modelos do projeto CORDEX e CMIP6

Neste estudo foram utilizadas as variáveis de Precipitação e TAS anual para o cenário histórico (1951 a 2000, século XX) e os cenários de projeções para o século XXI do conjunto de modelos do projeto CORDEX e CMIP6, respectivamente, conforme as Tabelas 1 e 2. Os dados provenientes do CORDEX são resultados das simulações do RCM *Rosby Centre regional atmospheric model version 4* (RCA4) para o domínio da América do Sul (SAM-44, 18,75N-58,25S e 16,25 W-106,25W), através da técnica de *downscaling* dinâmico. Com essa técnica é possível aumentar a resolução espacial dos dados do GCMs do CMIP5, utilizando-os como condicionantes de contorno das simulações do RCM, obtendo uma grade de 0,44°x0,44° (aproximadamente 50 km).

Tabela 1: Modelos globais do Coordinated Regional Climate Downscaling Experiment (CORDEX) utilizados e suas respectivas instituições ou agências e países de origem.

Modelo	Instituição ou Agência	País
<i>Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization version Mk3-6-0 (CSIRO-Mk3-6-0)</i>	<i>Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization em colaboração com o Queensland Climate Change Centre of Excellence</i>	Austrália
<i>Irish Centre for High-End Computing European Community – EARTH (ICHEC-EC-EARTH)</i>	<i>Irish Centre for High-End Computing</i>	Irlanda
<i>Institut Pierre Simon Laplace – 5 Component Models version A – Medium Resolution (IPSL-CM5A-MR)</i>	<i>Institut Pierre Simon Laplace</i>	França
<i>Hadley Center Global Environment Model version 2 – Earth System (HadGEM2-ES)</i>	<i>Met Office Hadley Centre Integrated Earth System Approach to Explore</i>	Reino Unido
<i>Norwegian Climate Centre Norwegian Earth System Model version 1 – Medium resolution (NCC-NorESM1-M)</i>	<i>Natural Variability and Climate Sensitivity (EarthClim) and Research Council of Norway</i>	Noruega
<i>National Oceanic and Atmospheric Administration Geophysical Fluid Dynamics Laboratory – Earth System Model version 2M (NOAA-GFDL-ESM2M)</i>	<i>National Oceanic and Atmospheric Administration e Geophysical Fluid Dynamics Laboratory</i>	Estados Unidos

Tabela 2: Modelos globais do Coupled Model Intercomparison Project Phase 6 (CMIP6) utilizados e suas respectivas instituições ou agências e países de origem e resolução espacial.

Modelo	Instituição ou Agência	País	Resolução
<i>Beijing Climate Center Climate System Model version 2 – Medium Resolution (BCC-CSM2-MR)</i>	<i>Beijing Climate Center (BCC)/ China e Meteorological Administration (CMA)</i>	China	1,125°×1,125°
<i>Hadley Centre Global Environment Model in the Global Coupled configuration 3.1 (HadGEM3-GC31-MM)</i>	<i>Met Office Hadley Centre Integrated Earth System Approach to Explore</i>	Reino Unido	1,875°×1,25°
<i>Model for Interdisciplinary Research on Climate version 6 (MIROC6)</i>	<i>Atmosphere and Ocean Research Institute, National Institute for Environmental Studies e Japan Agency for Marine–Earth Science and Technology</i>	Japão	1,41°×1,41°
<i>The Meteorological Research Institute Earth System Model Version 2.0 (MRI-ESM2-0)</i>	<i>Meteorological Research Institute</i>	Japão	1,125°×1,125°
<i>Norwegian Climate Center – Norwegian Earth System Model version 2 (NCC-NorESM2-MM)</i>	<i>Natural Variability and Climate Sensitivity (EarthClim) and Research Council of Norway</i>	Noruega	1,25°×0,9375°

Os cenários de projeções do conjunto dos modelos do projeto CORDEX são os RCP, como foi mencionado anteriormente. Esses cenários foram publicados no quinto relatório (AR5/2014) do IPCC e diz respeito aos conjuntos de projeções das componentes de forçantes radiativas de cunho antropogênico para modelagem climática e química da atmosfera. O RCP 3.0-PD (*Peak and Decline*) possui pico na forçante radiativa em 3 W/m² em meados do século XXI que decai para 2.6 W/m² até 2100, sendo denominado também de RCP

2.6; o RCP4.5 e o RCP6.0 possuem estabilização, respectivamente, em 4.5 W/m^2 (antes do final do século XXI) e 6 W/m^2 (após o ano de 2100); e o RCP8.5 é o mais pessimista entre os cenários RCP, com caminho crescente atingindo $8,5 \text{ W/m}^2$ em 2100 e 12 W/m^2 após o século XXI (IPCC, 2014). Neste estudo optou-se pelas escolhas do cenário intermediário e mais pessimista, respectivamente, o RCP4.5 e o RCP8.5.

De outra forma, o conjunto dos modelos do projeto CMIP6 possuem cinco cenários de projeções SSP diferentes. Os modelos abrangem futuros potenciais de crescimento sustentável e ou movido a combustíveis fósseis, SSP1 e SSP5, respectivamente (KRIEGLER et al., 2017); alta desigualdade entre países ou dentro deles, SSP3 e SSP4, respectivamente (FUJIMORI et al., 2017) e o cenário SSP2 que é o “meio termo” dos cenários supracitados (FRICKO et al., 2017). Para cada SSP, um cenário RCP diferente pode ser alcançado dependendo das políticas implementadas, local ou globalmente, ao longo do século (RIAHI et al., 2017). Neste estudo foram realizadas as análises dos cenários SSP2-4.5 e SSP5-8.5 pelo mesmo motivo que se optou pela escolha dos cenários RCP4.5 e RCP8.5.

2.3. Análise das projeções

As análises das projeções da TAS e precipitações foram realizadas espacialmente para a BESF através do Teste de Mann-Kendall Sen e Anomalia percentual anual. Os próximos tópicos dissertam sobre eles.

2.3.1. Teste de Mann-Kendall Sen

O teste de Mann-Kendall Sen foi utilizado neste estudo para verificar tendências nas variáveis de TAS e precipitação anual. O mesmo vem sendo amplamente utilizado em diversos estudos nos últimos anos (SILVA et al., 2020; SILVEIRA et al., 2016), tendo sido recomendado pela OMM para análise de variáveis ambientais.

Segundo Yue e Wang (2004), a estatística do teste Mann-Kendall para uma amostra de n variáveis aleatórias, independentes e identicamente distribuídas é expressa conforme a equação 1:

$$S = \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^n \text{sinal}(X_j - X_i), \quad (1)$$

em que S são os valores da série em intervalos de tempo anuais; i e j são os índices de tempo, e n é o número de elementos da série. O termo sinal $(X_j - X_i)$ é obtido através da equação 2:

$$\text{sinal}(X_j - X_i) = \begin{cases} +1 & \text{se } (X_j - X_i) > 0 \\ 0 & \text{se } (X_j - X_i) = 0 \\ -1 & \text{se } (X_j - X_i) < 0 \end{cases} \quad (2)$$

Para o teste de hipótese nula H_0 , que considera não ter uma tendência, foi aceita no teste de Mann-Kendall quando o p -valor foi menor que um valor crítico denominada α , que para esse estudo foi de $\alpha = 0,05$ (para uma significância estatística de 95%), ou seja, para $p\text{-valor} < \alpha$ a série não possui tendência. Caso contrário, para $p\text{-valor} \geq \alpha$, a série temporal possui tendência. O trabalho de Yue e Wang (2004) traz maiores detalhes sobre o teste de Mann-Kendall.

O Estimador de Sen é normalmente utilizado como complemento do teste de Mann-Kendall, pois fornece a magnitude das tendências detectadas. Segundo Moreira e Naghettini (2016), a mesma é estimada através da estatística Q , dada pela equação 3:

$$Q_{ij} = \frac{X_j - X_i}{j - i}, \text{ com } i < j \quad (3)$$

onde X_i e X_j estão relacionados com os valores da variável em estudo nos tempos i e j (MOREIRA; NAGHETTINI, 2016). O valor positivo ou negativo para Q indica tendência crescente ou decrescente, respectivamente.

2.3.2. Anomalia Percentual

Para as análises estatísticas das projeções da TAS foi realizada o cálculo da diferença entre os cenários de projeções e o cenário historical, obtendo-se as anomalias para o século XXI divididos em períodos de 30 anos (2021 a 2050 e 2051 a 2080). Por outro lado, para a precipitação foi utilizado o cálculo das anomalias percentuais. O mesmo é expresso na equação 4 e utilizou os cenários de projeções dos modelos para o século XXI dividido nos mesmos períodos de 30 anos da TAS, em comparação com a representação do século XX (1951 a 2000) do *historical*.

$$A_{\text{anual}} = \frac{(P_{\text{XXI}}^a - P_{\text{XX}}^a)}{P_{\text{XX}}^a} \times 100, \quad (4)$$

em que P_{XXI}^a é a variável de precipitação anual das projeções para os cenários do século XXI e P_{XX}^a é a precipitação média anual para o século XX.

Esse método de análise das projeções foi utilizado em diversos estudos para a análise de diversas variáveis que sofrem influência das mudanças climáticas (SILVA et al., 2020; SILVEIRA et al., 2016).

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1. Temperatura do ar próximo a superfície (TAS)

As anomalias anuais das projeções do conjunto dos modelos do CORDEX e CMIP6 para o século XXI nos períodos de 2021 a 2050 e de 2051 a 2080 em relação ao século XX (no período de 1951 a 2000), coincidem na indicação de aumento da TAS para

toda a BESF, nos dois períodos e para os cenários de projeções RCP4.5, RCP8.5, SSP2-4.5 e SSP5-8.5, conforme as Figuras 2 e 4 para o CORDEX e Figuras 3 e 5 para o CMIP6. A obtenção de resultados semelhantes nas bases de dados do CORDEX e do CMIP6 demonstra a coesão nas metodologias adotadas para a projeção das variáveis de TAS.

Figura 2: Anomalias da TAS do conjunto dos modelos do CORDEX sobre a BESF para os cenários RCP4.5 e RCP8.5 no período de 2021-2050.

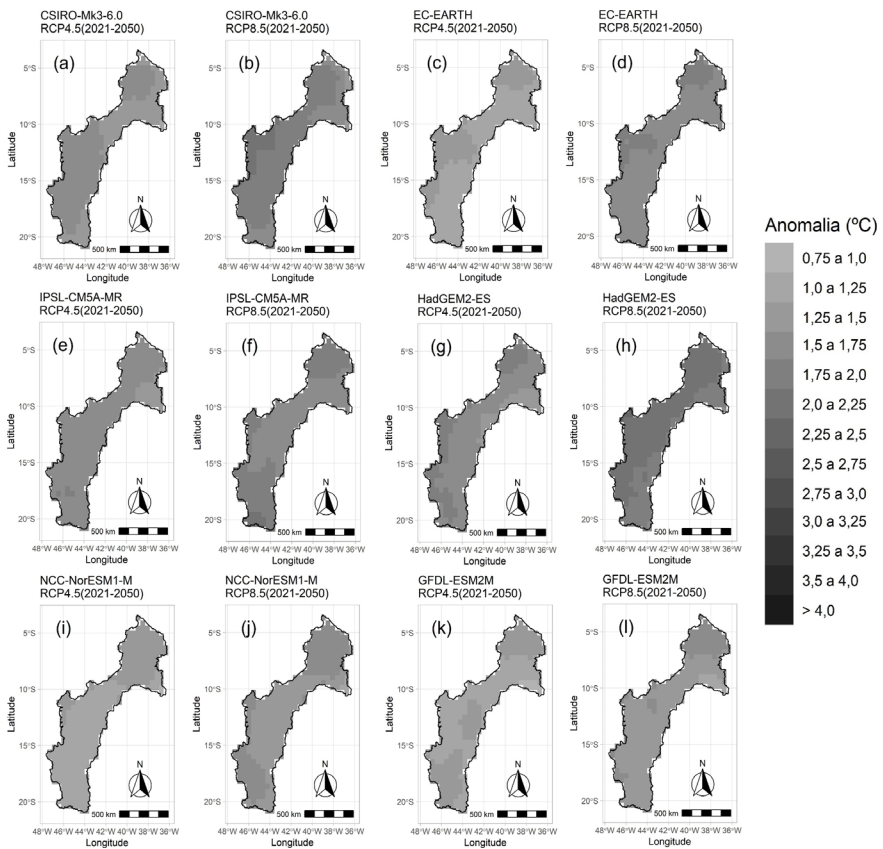


Figura 3: Anomalias da TAS do conjunto dos modelos de CMIP6 sobre a BESF para os cenários SSP2-4.5 e SSP5-8.5 no período de 2021-2050.

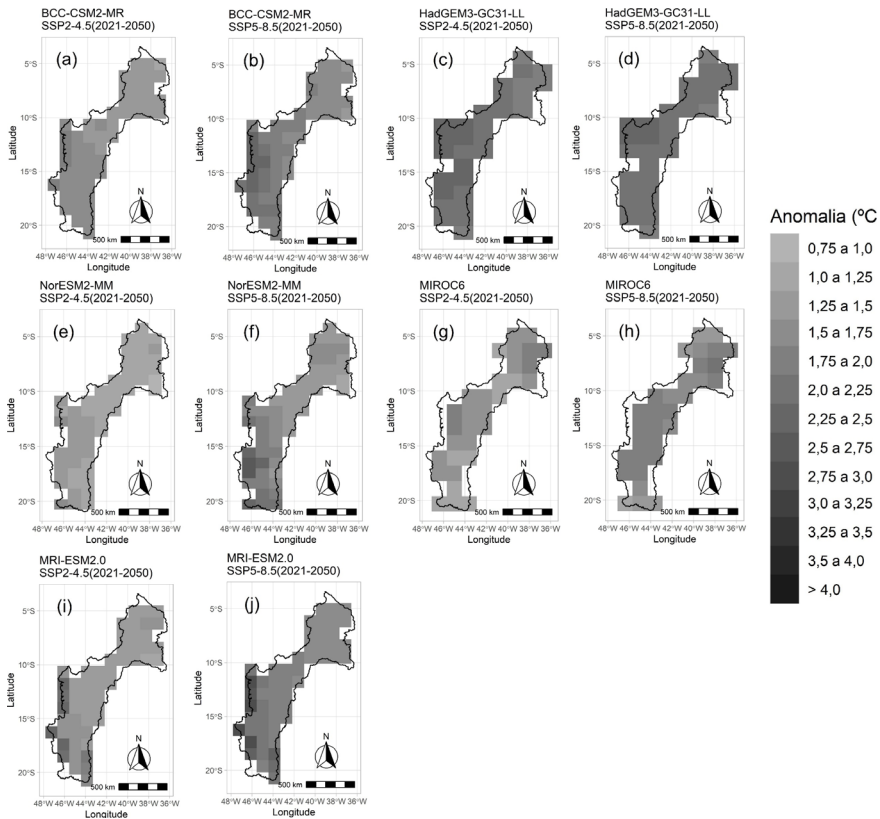


Figura 4: Anomalias da TAS do conjunto dos modelos do CORDEX sobre a BESF para os cenários RCP4.5 e RCP8.5 no período de 2051-2080.

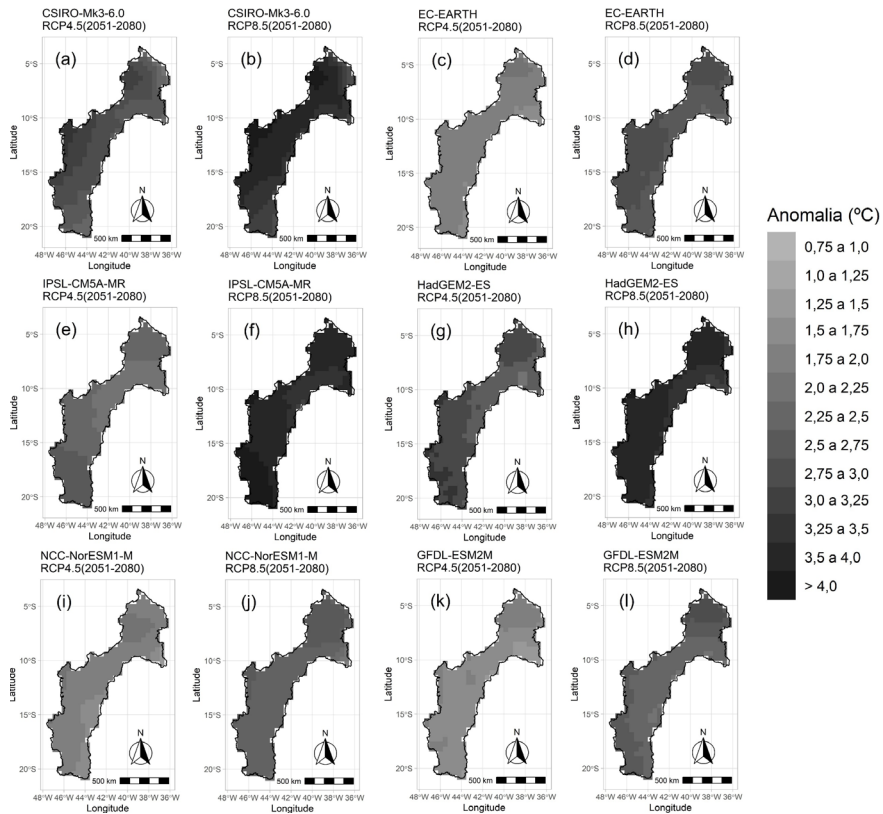
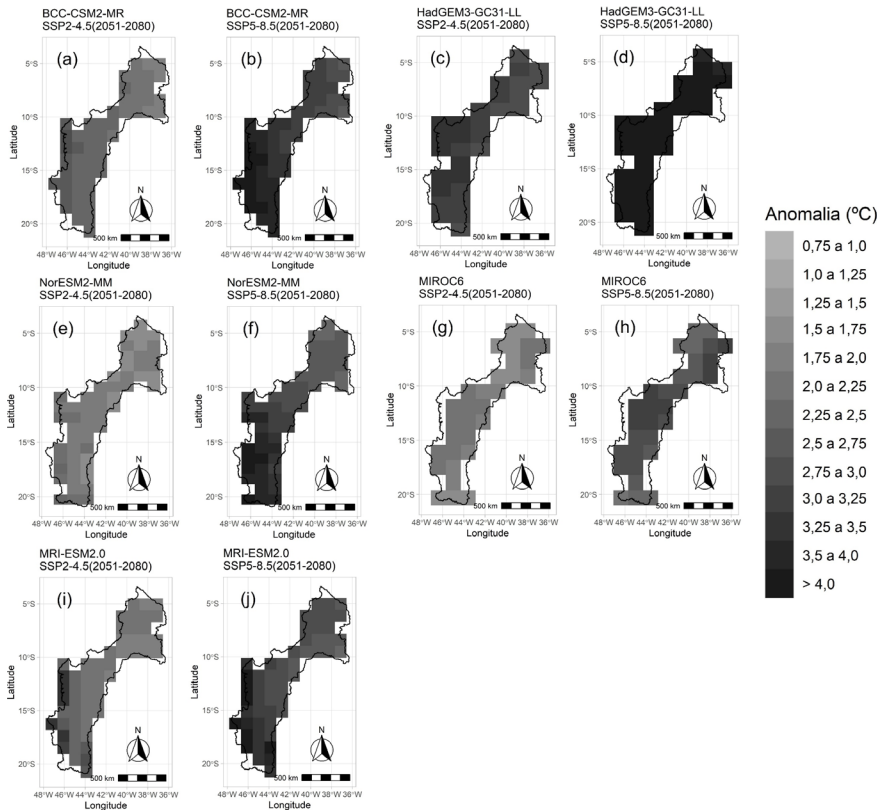


Figura 5: Anomalias da TAS do conjunto dos modelos do CMIP6 sobre a BESF para os cenários SSP2-4.5 e SSP5-8.5 no período de 2051-2080.



Para os cenários RCP4.5 (ver Figura 2) e SSP2-4.5 (ver Figura 3), o conjunto dos modelos apresentaram anomalias de TAS, no período de 2021 a 2050, com aumento entre 0,75 e 1,5°C, com maior intensidade na região da transposição, que variou entre 1,25 e 1,5°C. No período de 2051 a 2080 (ver Figuras 4 e 5 para o conjunto dos modelos do CORDEX e CMIP6, respectivamente), houve a intensificação do sinal da anomalia em relação ao período de 2021 a 2050, no qual as anomalias da TAS variou entre 1,5 e 2,75°C nos cenários RCP4.5 e SSP2-4.5 e entre 2,75 e acima de 4°C nos cenários RCP8.5 e SSP5-8.5. O maior aumento nos cenários mais pessimistas

(RCP8.5 e SSP5-8.5) em detrimento aos cenários de menor emissão de GEE (RCP4.5 e SSP2-4.5) indica que os modelos são sensíveis ao aumento da emissão de GEE. Esses resultados coincidem com vários estudos que analisaram a bacia do rio São Francisco e outras bacias do NEB utilizando versões anteriores dos modelos do CMIP e outros modelos regionais do projeto CORDEX, nos quais mostram aumento entre 4°C e 5°C nos cenários mais pessimistas de projeções (GUIMARÃES et al., 2016; MARENGO et al., 2018; SILVEIRA et al., 2013, 2016). Desse modo, estudos recentes acabam contribuindo para a confirmação de resultados de estudos anteriores, respeitando as incertezas associadas ao processo.

Os modelos CSIRO-Mk3-6.0, IPSL-CM6A-LR e HadGEM2-ES do projeto CORDEX e os modelos BCC-CSM2-MR e HadGEM3-GC31-LL do CMIP6 foram os mais pessimistas, com a magnitude das anomalias da TAS apresentando valores acima de 4°C, principalmente na região da transposição, no período de 2051 a 2080 e nos cenários RCP8.5 e SSP5-8.5, respectivamente. Enquanto que os modelos NorESM1-M e GFDL-ESM2M do CORDEX e o modelo MIROC6 apresentaram as menores magnitudes das anomalias com valores máximos entre 2 a 2,25°C no período de 2051 a 2080 para os cenários RCP8.5 e SSP5-8.5, respectivamente.

Nas Figuras 6 e 7 são apresentadas as tendências dos modelos para os cenários de projeções para o século XXI (período de 2015 a 2100) da TAS usando o teste de Mann-Kendall Sen. Para as regiões que apresentaram tendência significativa, todos os modelos indicaram tendência positiva para a TAS. Como nas anomalias anuais, o teste de tendência de Mann-Kendall Sen mostra uma clara evidência que o aumento das emissões dos GEE sugere um maior impacto na TAS, pois em todos os casos o módulo da magnitude da tendência é sempre maior para os cenários de maior de emissão (RCP8.5 e SSP5-8.5) em detrimento aos cenários RCP4.5 e SSP2-4.5. Os modelos CSIRO-Mk3-6.0 e IPSL-CM6A-LR do projeto CORDEX e os

modelos BCC-CSM2-MR e HadGEM3-GC31-LL do CMIP6 também demonstraram serem mais pessimistas, apresentando tendência com aumento superior a 0,6 °C para o século XXI para praticamente toda a BESF nos cenários RCP8.5 e SSP5-8.5, respectivamente. Enquanto que os modelos NorESM1-M e GFDL-ESM2M do CORDEX e o modelo MIROC6 apresentaram as menores magnitudes das tendências com valores máximos entre 0,3 a 0,4°C no período de 2051 a 2080 para os cenários RCP8.5 e SSP5-8.5, respectivamente; com destaque ao modelo GFDL-ESM2M que praticamente não apresentou tendência significativa no período de 2021 a 2050 para o cenário RCP4.5.

Figura 6: Tendência, de acordo com o teste de Mann-Kendall Sem, da TAS nos cenários SSP2-4.5 e SSP5-8.5 dos modelos do CORDEX para o período de 2006 a 2100.

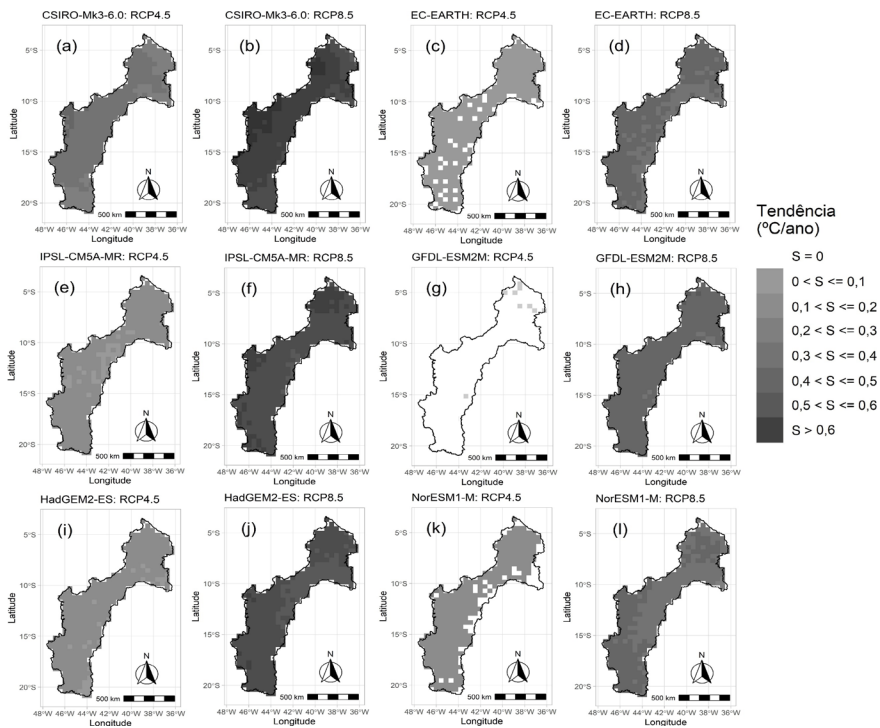
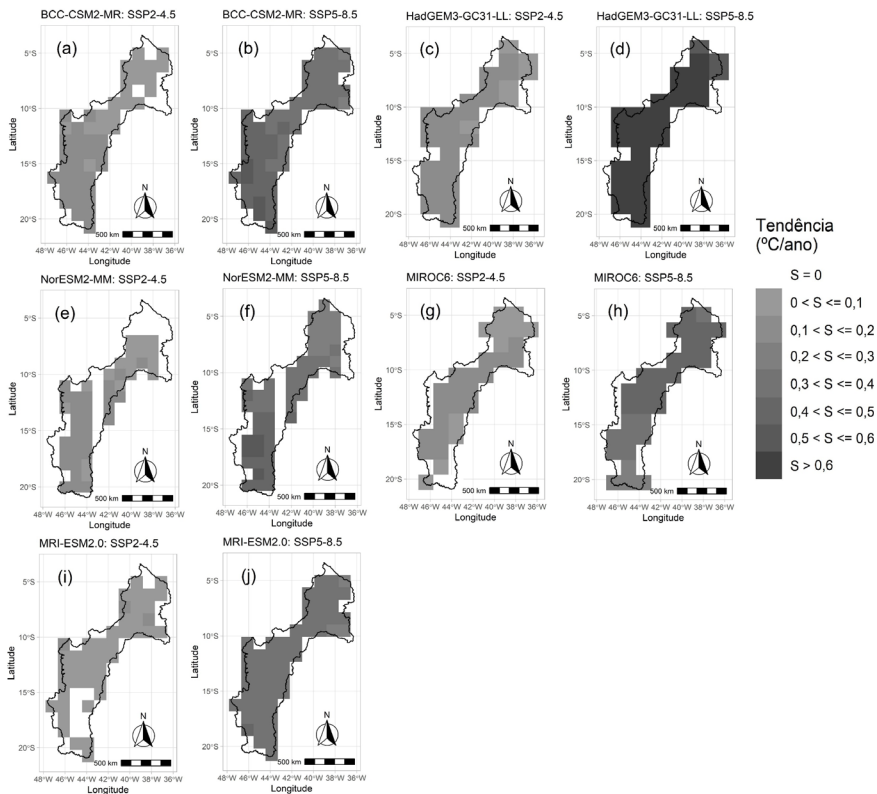


Figura 7: Tendência, de acordo com o teste de Mann-Kendall Sen da TAS, referente aos cenários SSP2-4.5 e SSP5-8.5 dos modelos do CMIP6 para o período de 2015-2100.



3.2. Precipitação

O conjunto dos modelos do CORDEX e CMIP6 apresentaram divergência quanto ao sinal das anomalias da precipitação para a BESF, conforme mostram as Figuras 8, 9, 10 e 11. A maioria dos modelos do CORDEX (ver Figuras 9 e 11) indicaram aumento da precipitação para grande parte da BESF, principalmente na região da transposição, no baixo São Francisco, no submédio São Francisco e no médio São Francisco com anomalias alcançando valores entre

40 a 50% no cenário RCP8.5 no período de 2051 a 2080 (ver Figura 10). As exceções foram os modelos CSIRO-Mk3-6.0 e NorESM1-M que indicaram redução da precipitação para parte da região da transposição em todos os períodos e cenários analisados, com magnitude das anomalias percentuais anuais alcançando valores máximos de redução entre -40 e -50% para o período de 2051 a 2080 no cenário RCP8.5 (ver Figura 10).

Os modelos do CMIP6 apresentaram maiores divergências espaciais em relação ao sinal das anomalias percentuais anuais do que os modelos do CORDEX. No período de 2021 a 2050 os modelos BCC-CSM2-MR, MIROC6 e NorESM2-MM indicaram a possível redução da precipitação para a região da transposição com magnitude variando entre -10 e -30%, dependendo do cenário de projeção. Todavia, no período de 2051 a 2080, os modelos MIROC6 e NorESM2-MM passaram a indicar aumento da precipitação para a mesma região. Além deles, os modelos HadGEM3-GC31-LL e MRI-ESM2.0 também indicaram aumento da precipitação na região da transposição em todos os períodos e cenários analisados.

Resultados semelhantes sobre as divergências dos modelos para a precipitação foram encontrados no estudo de Silveira *et al.* (2016), utilizando os GCM do projeto CMIP5, onde as anomalias de precipitação ficaram entre -20% e 20% em cada período de 30 anos (2011 a 2040, 2041 a 2070 e 2071 a 2100) para a bacia do rio São Francisco.

Figura 8: Anomalias percentual de precipitação dos modelos do CORDEX sobre a BESF para os cenários SSP2-4.5 e SSP5-8.5 no período de 2021 a 2050.

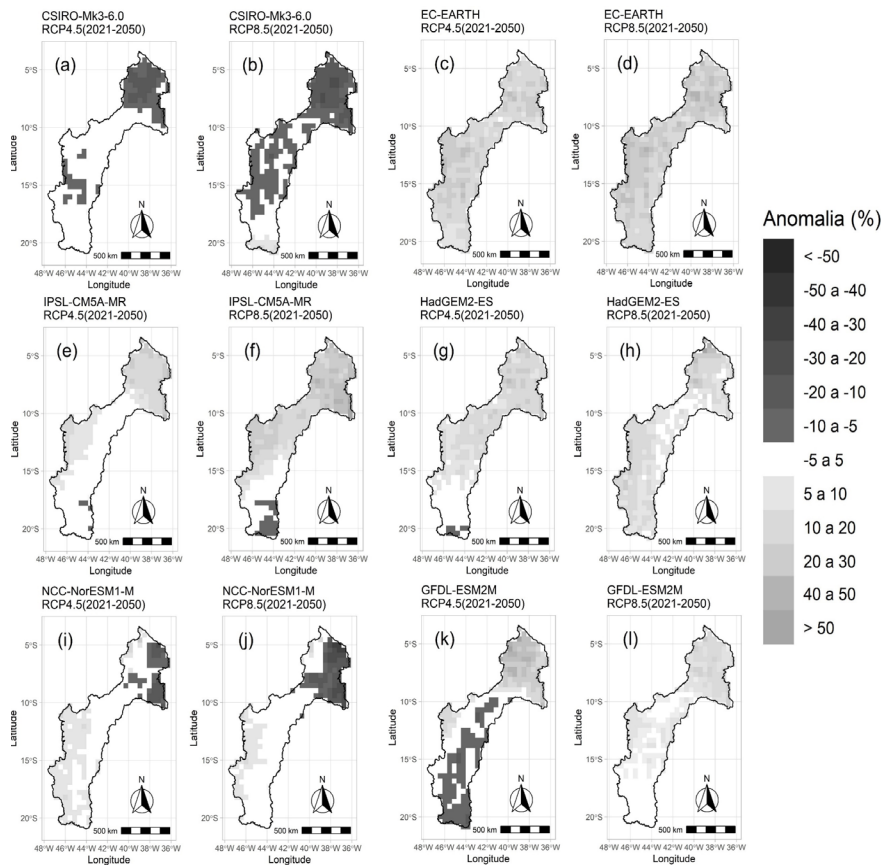


Figura 9: Anomalias percentual de precipitação dos modelos do CMIP6 sobre a BESF para os cenários SSP2-4.5 e SSP5-8.5 no período de 2021 a 2050.

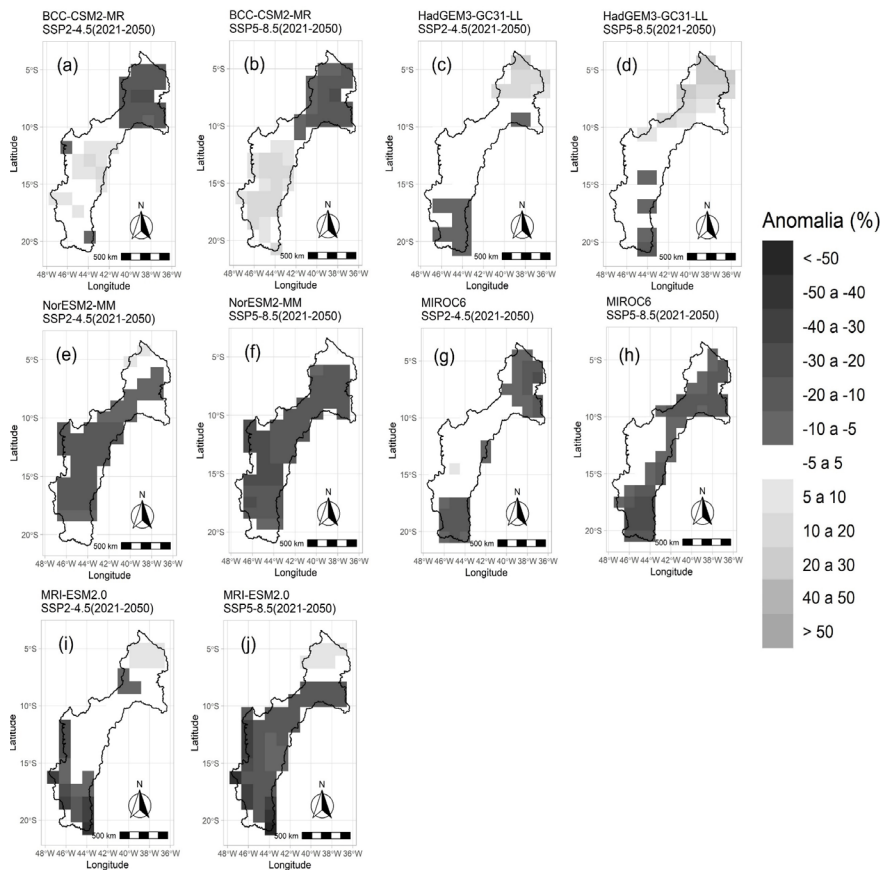


Figura 10: Anomalias percentual de precipitação dos modelos do CMIP6 sobre a BESF para os cenários SSP2-4.5 e SSP5-8.5 no período de 2051 a 2080.

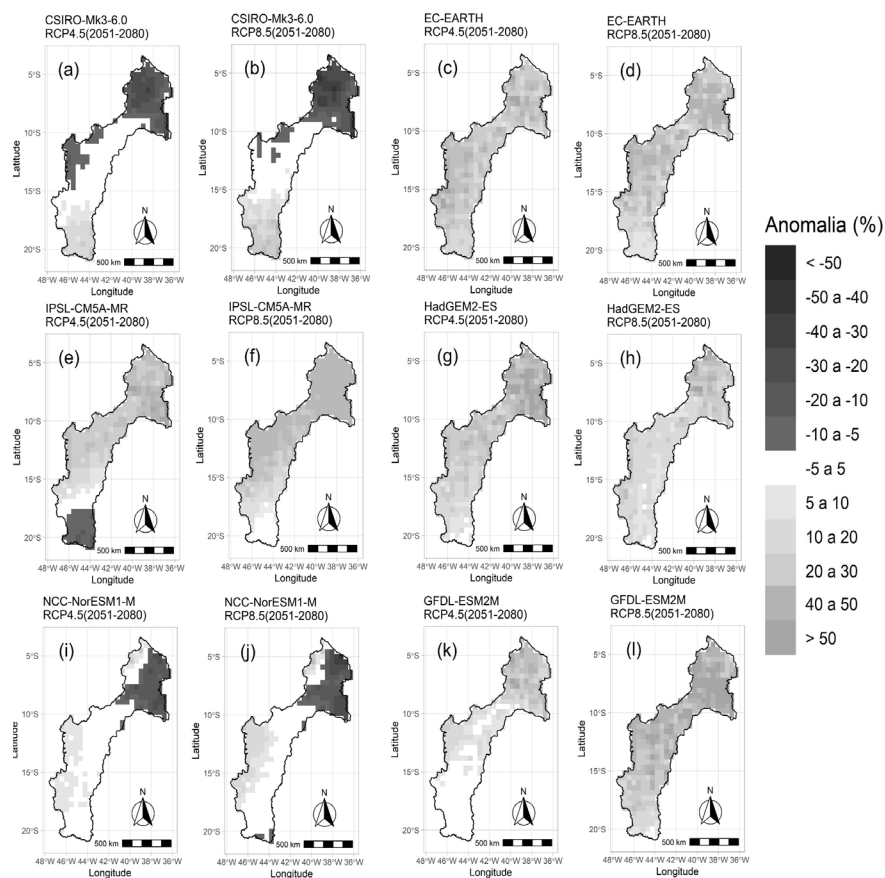
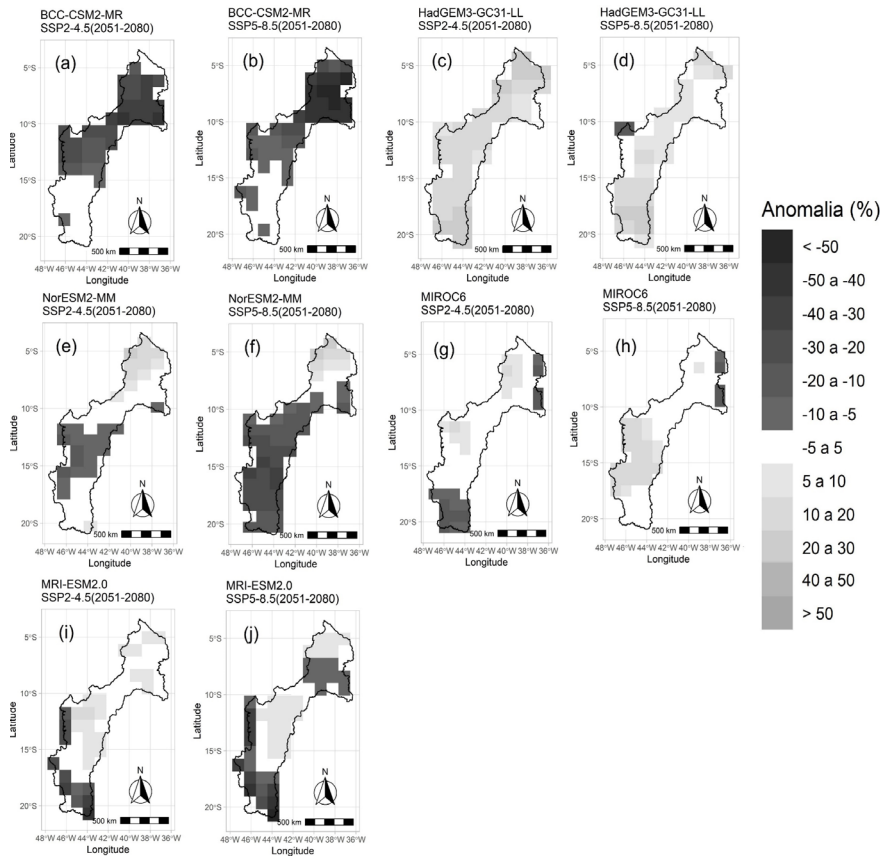


Figura 11: Anomalias percentual de precipitação dos modelos do CMIP6 sobre a BESF para os cenários SSP2-4.5 e SSP5-8.5 no período de 2051 a 2080.



Nas Figuras 12 e 13 são mostradas as declividades da tendência dos modelos do projeto CORDEX e CMIP6 para os cenários de projeções do século XXI em relação ao historical (período de 1951 a 2000) das precipitações para a BESF, de acordo com o teste de Mann-Kendall Sen.

Para o conjunto dos modelos que apresentaram tendência significativa, foi possível observar que o aumento das emissões de

GEE sugere um maior impacto nas precipitações, pois, na maioria dos casos, o módulo de declividade é maior para os cenários RCP8.5 e SSP5-8.5 em detrimento aos cenários RCP4.5 e SSP2-4.5. Todavia, os modelos apresentam divergências espaciais e em relação ao sinal das declividades das tendências.

Os modelos EC-EARTH, IPSL-CM5A-MR, GFDL-ESM2M e HadGEM2-ES do CORDEX e o modelo MRI-ESM2.0 do CMIP6 indicaram tendência positiva para praticamente toda a BESF, variando entre 2 a acima de 6 mm, dependendo do cenário de projeção. Dentre esses modelos, o IPSL-CM5A-MR, o HadGEM-ES e o GFDL-ESM2M do CMIP5 foram um dos que apresentaram as piores performances na análise realizada no estudo de Silveira et al. (2016) para a bacia hidrográfica do rio São Francisco; com o modelo HadGEM-ES apresentando correlação inferior a 0,7, bem abaixo dos demais modelos, e um dos maiores Erros quadráticos médios.

Os modelos CSIRO-Mk3-6.0 e NorESM1-M do CORDEX e os modelos BCC-CSM2-MR e MIROC6 do CMIP6 no cenário SSP5-8.5 apresentaram tendência negativa nas regiões da transposição, parte do baixo São Francisco e parte do submédio São Francisco – regiões afetadas pelo clima Semiárido e com menor taxa pluviométrica anual. Desses modelos, a versão anterior do modelo BCC-CSM2-MR do CMIP6, o BCC-CSM1-MR do CMIP5, foi o que apresentou a melhor performance no estudo de Silveira et al. (2016).

Os modelos CSIRO-Mk3-6.0 do CORDEX e os modelos HadGEM3-GC31-LL e MIROC6 do CMIP6 nos cenários RCP8.5 e SSP5-8.5, respectivamente, indicaram tendência positiva no baixo São Francisco.

Figura 12: Tendência, de acordo com o teste de Mann-Kendall Sen, da precipitação nos cenários RCP4.5 e RCP8.5 dos modelos do CORDEX para o período de 2015–2100.

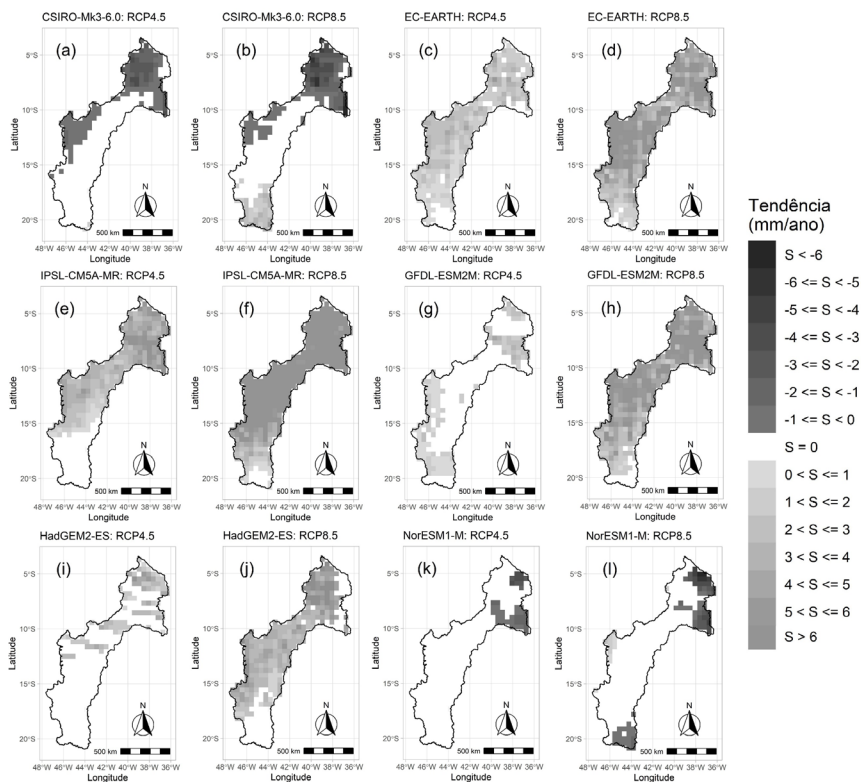
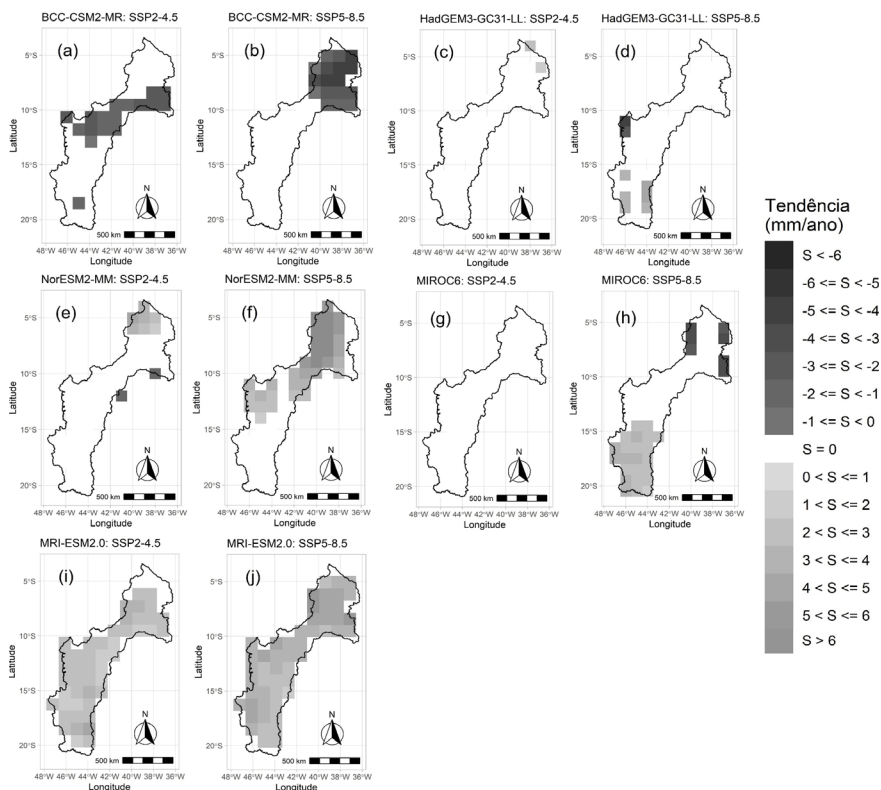


Figura 13: Tendência, de acordo com o teste de Mann-Kendall Sen, para a precipitação nos cenários SSP2-4.5 e SSP5-8.5 dos modelos do CMIP6 para o período de 2015-2100.



4. CONCLUSÃO

As análises das projeções dos cenários futuros utilizando o teste de Mann-Kendall Sen e as anomalias do conjunto dos modelos do CORDEX e CMIP6 indicaram que os impactos das mudanças climáticas nas próximas décadas podem influenciar no aumento significativo da TAS na BESF. Todavia, os modelos demonstraram incerteza em relação ao futuro das precipitações.

Nos cenários RCP4.5 e SSP2-4.5 para os primeiros 30 anos (2021 a 2050), o conjunto dos modelos apresentaram anomalias da

TAS variando entre 0,75 e 1,5°C, com maior intensidade na região da transposição, com anomalia anual variando entre 1,25 e 1,5°C. Nos 30 anos seguintes (2051 a 2080) houve uma intensificação do sinal das anomalias da TAS, no qual passou a variar entre 1,5 e 2,75°C para os mesmos cenários futuros. Esse aumento também é intensificado nos cenários mais pessimistas RCP8.5 e SSP5-8.5, onde o conjunto dos modelos indicaram um aumento nos primeiros 30 anos de 2,5 a 3°C e de 3 a acima de 4°C no período de 2051 a 2080.

Essa intensificação no sinal das anomalias também foi observada na tendência, segundo o teste de Mann-Kendall Sen. Pois em todos os casos o módulo da magnitude da tendência é sempre maior para os cenários de maior de emissão (RCP8.5 e SSP5-8.5) em detrimento aos cenários RCP4.5 e SSP2-4.5. Os modelos CSIRO-Mk3-6.0 e IPSL-CM6A-LR do projeto CORDEX e os modelos BCC-CSM2-MR e HadGEM3-GC31-LL do CMIP6, por exemplo, apresentaram tendência com aumento superior a 0,6 °C para o século XXI para praticamente toda a BESF nos cenários RCP8.5 e SSP5-8.5, respectivamente.

A obtenção de resultados semelhantes nas bases de dados CORDEX e CMIP6 mostra a coesão nas metodologias adotadas para a projeção das variáveis climáticas. Assim, estudos recentes acabam contribuindo para a confirmação de resultados de estudos anteriores, respeitando as incertezas associadas ao processo. Além disso, o aumento da TAS indicados por todos os modelos serve para alertar sobre as suas possíveis consequências, como no caso do aumento da Evapotranspiração Potencial que já foram demonstrados em outros estudos (GUIMARÃES et al., 2016).

Por outro lado, as divergências dos modelos analisados quanto às projeções de precipitação demonstram o alto nível de incerteza existente. Esse tipo de incerteza já havia sido apontado no estudo de Silveira et al. (2016) fazendo uso dos modelos do CMIP5. Entretanto, esse mesmo estudo realizou testes de performance dos modelos,

comparando-os a dados observados de precipitação. Desses modelos, a versão anterior do modelo BCC-CSM2-MR do CMIP6, o BCC-CSM1-MR do CMIP5, foi o que apresentou a melhor performance em relação aos demais modelos. O BCC-CSM2-MR do CMIP6 no cenário SSP5-8.5 indicou tendência e anomalia percentual anual negativa nas regiões da transposição, parte do baixo São Francisco e parte do submédio São Francisco, que, principalmente na região da transposição, é conhecida historicamente por sofrer com longos períodos de estiagens, como o que ocorreu nos últimos anos (2012 a 2018).

Com isso, e somados os possíveis aumentos das demandas consuntivas por água nas próximas décadas, ocasionado pelo crescimento populacional e da riqueza, podem exercer grande pressão nos hidrossistemas da região da BESF, podendo influenciar também, significativamente, na geração de energia hidrelétrica, como já apontou o estudo de Silva et al. (2021). Desse modo, as análises propostas nesse estudo visaram gerar informações sobre o impacto dessas mudanças do clima nas variáveis de TAS e precipitação. Tais informações, mesmo com um certo grau de incerteza, podem ser utilizadas pelos gestores na adoção de políticas hídricas e energéticas que auxiliem na mitigação dos possíveis impactos.

5. REFERÊNCIAS

ANA. **Conjuntura Dos Recursos Do Brasil**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/conj2017_rel.pdf>. Acesso em: 25 mar. 2021.

BRASIL. **Projeto de Integração do São Francisco**. Disponível em: <<https://antigo.mdr.gov.br/images/stories/ProjetoRioSaoFrancisco/ArquivosPDF/documentostecnicos/RIMAJULHO2004.pdf>>. Acesso em: 25 mar. 2021.

CBHSF. **Apresentação do Plano decenal de Recursos Hídricos 2016-2025**. Disponível em: <https://2017.cbhsaofrancisco.org.br/wp-content/uploads/2016/08/PRH-SF_Apresentacao_26ago16.pdf>. Acesso em: 25 mar. 2021.

- CHESF. **Companhia hidroelétrica de São Francisco (CHESF)**. Disponível em: <<https://www.chesf.gov.br/SistemaChesf/Pages/SistemaGeracao/Sobradinho.aspx>>. Acesso em: 1 jan. 2020.
- EYRING, V. et al. Overview of the Coupled Model Intercomparison Project Phase 6 (CMIP6) experimental design and organization. **Geoscientific Model Development**, v. 9, n. 5, p. 1937–1958, 2016.
- FERNANDES, R. DE O. et al. Intercomparação das vazões regularizadas de grandes reservatórios da bacia do Rio Jaguaribe-CE em cenários de mudanças climáticas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 22, 2017.
- FRICKO, O. et al. The marker quantification of the Shared Socioeconomic Pathway 2: A middle-of-the-road scenario for the 21st century. **Global Environmental Change**, v. 42, p. 251–267, 2017.
- FUJIMORI, S. et al. SSP3: AIM implementation of Shared Socioeconomic Pathways. **Global Environmental Change**, v. 42, p. 268–283, 2017.
- GUIMARÃES, S. O. et al. Projeções de mudanças climáticas sobre o nordeste Brasileiro dos modelos do CMIP5 e do CORDEX. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 31, n. 3, p. 337–365, 2016.
- IPCC. Summary for policymakers. **Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation: Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**, v. 9781107025, p. 3–22, 2014.
- JONG, P. et al. Hydroelectric production from Brazil's São Francisco River could cease due to climate change and inter-annual variability. **Science of the Total Environment**, v. 634, p. 1540–1553, 2018.
- KRIEGLER, E. et al. Fossil-fueled development (SSP5): An energy and resource intensive scenario for the 21st century. **Global Environmental Change**, v. 42, p. 297–315, 2017.
- MARENGO, J. A. et al. Climatic characteristics of the 2010–2016 drought in the semiarid northeast Brazil region. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 90, n. 2, p. 1973–1985, 2018.
- MARENGO, J. A. et al. Assessing drought in the drylands of northeast Brazil under regional warming exceeding 4 °C. **Natural Hazards**, v. 103, n. 2, p. 2589–2611, 2020.

- MOREIRA, J. G. DO V.; NAGHETTINI, M. Detecção de Tendências Monotônicas Temporais e Relação com Erros dos Tipos I e II: Estudo de Caso em Séries de Precipitações Diárias Máximas Anuais do Estado do Acre. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 31, n. 4, p. 394–402, 2016.
- O'NEILL, B. C. et al. The Scenario Model Intercomparison Project (ScenarioMIP) for CMIP6. **Geoscientific Model Development**, v. 9, n. 9, p. 3461–3482, 2016.
- ONS. **Plano de Operação Energética 2019-2023**. Disponível em: <http://www.ons.org.br/AcervoDigitalDocumentosEPublicacoes/PEN_Executivo_2019-2023.pdf>. Acesso em: 1 jan. 2020.
- RIAHY, K. et al. The Shared Socioeconomic Pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications: An overview. **Global Environmental Change**, v. 42, p. 153–168, 2017.
- SILVA, M. V. M. et al. Projections of climate change in streamflow and affluent natural energy in brazilian hydroelectric sector of cordex models. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 25, p. 1–15, 2020.
- SILVA, M. V. M. et al. Projection of Climate Change and Consumptive Demands Projections Impacts on Hydropower Generation in the São Francisco River Basin, Brazil. **Water**, v. 13, n. 3, p. 332, 2021.
- SILVEIRA, C. D. S. et al. Performance evaluation of AR5-CMIP5 models for the representation of seasonal and multi-annual variability of precipitation in Brazilian hydropower sector basins under RCP8.5 scenario. **Hydrological Sciences Journal**, v. 64, n. 11, p. 1279–1296, 2019.
- SILVEIRA, C. DA S. et al. Avaliação de desempenho dos modelos do CMIP5 quanto à representação dos padrões de variação da precipitação no século xx sobre a região nordeste do Brasil, Amazônia e Bacia do Prata e análise das projeções para o cenário RCP8.5. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 28, n. 3, p. 317–330, 2013.
- SILVEIRA, C. DA S. et al. Mudanças climáticas na bacia do rio São Francisco: Uma análise para precipitação e temperatura. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 21, n. 2, p. 416–428, 2016.
- YUE, S.; WANG, C. Y. The Mann-Kendall Test Modified by Effective Sample Size to Detect Trend in Serially Correlated Hydrological Series. **Water Resources Management**, v. 13, n. 3, p. 245–259, 2004.

RELAÇÕES ENTRE SECAS METEOROLÓGICAS, AGRÍCOLAS E HIDROLÓGICAS EM UMA REGIÃO SEMIÁRIDA DO ESTADO DO CEARÁ

Thaís Antero de Oliveira

Francisco de Assis de Souza Filho

João Dehon Pontes Filho

1. INTRODUÇÃO

Apesar do aumento da produção agrícola nas últimas décadas, a redução da safra devido à seca afeta negativamente o mercado global de alimentos (por exemplo, preços dos alimentos, comércio) e as emissões de carbono relacionadas, e representam graves ameaças à segurança alimentar. Na última década, as severas secas nos principais países produtores agrícolas, como Austrália, Brasil, China, Índia, Rússia, Ucrânia e Estados Unidos, foram os principais fatores para os recentes aumentos nos preços das safras, levando à instabilidade dos preços globais dos alimentos e ameaçando a segurança alimentar global (ZHANG et al., 2017).

Palmer (1965) afirmou que a seca tem significados diferentes para as pessoas, dependendo de seus interesses específicos. Para o agricultor, a seca significa falta de umidade na raiz de suas plantas. Na visão do hidrólogo, indica níveis de água abaixo da média. A seca pode ser dividida em quatro categorias principais: meteorológica, agrícola, hidrológica e socioeconômica (WILHITE & GLANTZ, 1985).

A seca meteorológica ocorre quando há um déficit de precipitação e é caracterizada pela escassez de água. No entanto, a seca hidrológica ocorre quando o nível da água na superfície e no subsolo está abaixo do nível médio da série histórica. Quando a umidade do solo é menor do que a demanda de água da planta, ocorre uma seca agrícola (ESLAMIAN et al., 2017).

O tipo de seca muda ao longo do tempo por meio do processo de propagação da seca. Chagnon (1987) introduziu o conceito de propagação da seca e, anos depois, Van Loon (2015) definiu a propagação da seca como a transição da seca meteorológica para a hidrológica. Visto que os estoques de água da atmosfera, da superfície e do subsolo estão intimamente interconectados dentro do ciclo hidrológico, as secas meteorológicas, agrícolas e hidrológicas estão relacionadas entre si (JI YAE et al., 2018). Visando melhorar o monitoramento das secas, foram desenvolvidos índices com o objetivo de estimar a ocorrência e intensidade dos eventos de escassez por meio de diferentes métodos de cálculo (FERNANDES et al., 2010).

A identificação da seca é um pré-requisito para a análise do risco de seca. No entanto, a maioria desses estudos se concentrou em um único índice de seca para identificar um evento de seca para avaliar o risco de seca. Por exemplo, Zhang et al. (2013) definiram episódios de seca usando o índice padronizado de precipitação (SPI) para avaliar os riscos de seca com severidade e duração da seca na Bacia do Rio das Pérolas. Liu et al. (2016) extraíram eventos de seca com base no *Standardized Precipitation Evapotranspiration Index* (SPEI) para abordar o risco de seca com duração, severidade e pico de seca na China. No entanto, este tipo de análise não é considerado suficiente nem razoável para avaliar o risco de seca, pois um evento de seca é um fenômeno multivariado que contém links físicos interativos (CHANG et al., 2016).

De 2012 a 2018, a região nordeste experimentou uma das suas piores secas já registradas, que gerou impactos generalizados devastadores sobre o armazenamento de água, agricultura, pecuária e indústria. No Ceará, 39 dos 153 reservatórios monitorados colapsaram totalmente e outros 42 ficaram abaixo do nível mínimo de água operacional.

Os impactos na agricultura do estado foram sentidos em diferentes escalas de tempo, dependendo do tipo de agricultura utilizada. Nos primeiros dois anos da seca, 2012–2013, a agricultura de sequeiro foi fortemente afetada e muitos agricultores abandonaram completamente suas culturas. A agricultura irrigada, por outro lado, praticamente não sofreu impacto no início da seca, uma vez que os grandes reservatórios plurianuais garantiam seu abastecimento. Esses reservatórios iniciaram a estiagem com níveis elevados acumulados em relação ao ano chuvoso anterior de 2011. Com a persistência da estiagem e a consequente diminuição dos níveis acumulados, a redução e posterior interrupção das outorgas de uso da água para irrigação foram determinadas para economizar água para o abastecimento humano, priorizado de acordo com a legislação hídrica brasileira (PONTES FILHO et al., 2020).

Diante dessa situação, o presente estudo tem como objetivo calcular diferentes índices de seca e em diferentes escalas temporais para a bacia do Alto Jaguaribe. Serão utilizados para analisar seca meteorológica, o *Standardized Precipitation Evapotranspiration Index (SPEI)* nas escalas de 3 e 12 meses, para seca agrícola, o *Vegetation Health Index (VHI)*, e para seca hidrológica, o *Standardized Runoff Index (SRI)*, também nas escalas de 3 e 12 meses. Apesar desses índices serem consagrados na literatura nacional e internacional, as relações entre eles e entre suas diferentes escalas temporais ainda não foi completamente analisada. Além disso, o entendimento do

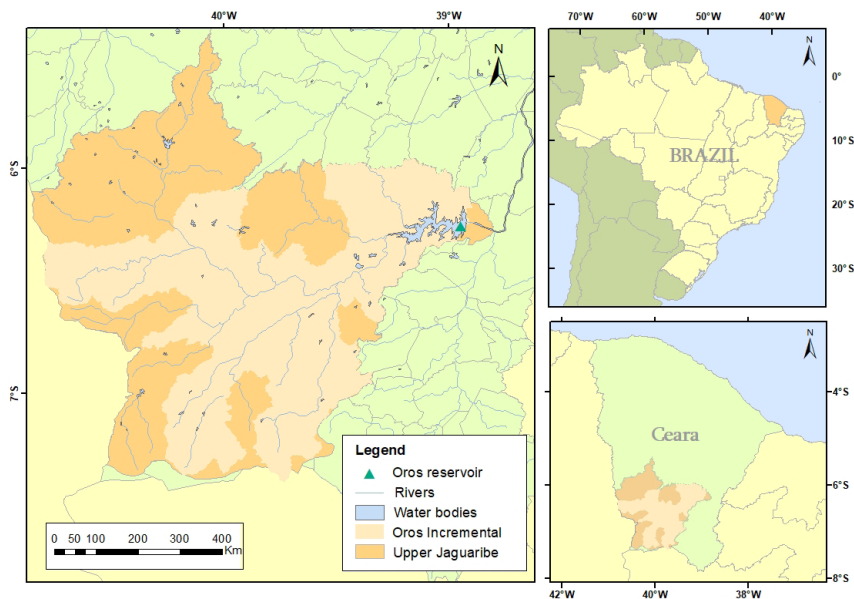
comportamento desses índices durante o gravíssimo evento de seca registrado no estado entre os anos de 2012 – 2018, é também de grande importância para o monitoramento e planejamento proativo das próximas secas. A bacia do Alto Jaguaribe foi escolhida por sua importância estratégica para a gestão hídrica no Estado do Ceará, onde se encontra o segundo maior reservatório do estado, Orós, e que receberá as águas do Projeto de Integração do Rio São Francisco (PISF).

2. ESTUDO DE CASO

A bacia do Alto Jaguaribe está localizada na porção sudoeste do Estado do Ceará. Limita-se a oeste pelo Estado do Piauí e ao sul pelo Estado de Pernambuco. É a maior bacia do estado e a que possui a maior região hidrográfica se comparada as cinco bacias que compõem a bacia do Rio Jaguaribe (Alto, Médio e Baixo Jaguaribe, Banabuiú e Salgado) (INESP, 2009).

O reservatório Orós é o mais importante da bacia e de extrema importância para o estado do Ceará, cuja área do espelho d'água pode ser observada na Figura 1. A bacia do Alto Jaguaribe apresenta em termos de potencial de acumulação de água aproximadamente 2,7 bilhões de metros cúbicos. O açude Orós é a sua principal reserva hídrica, tem uma capacidade de acumulação de 1,9 bilhão de metros cúbicos (70% do total armazenado na bacia), sendo a segunda maior capacidade de armazenamento de água do estado. O reservatório possui um manancial vital para as bacias do Médio e Baixo Jaguaribe, garantindo a perpetuação da vazão do Rio Jaguaribe até o açude Castanhão. Também contribui para o abastecimento do açude Lima Campos, destacando sua participação no abastecimento de água potável à população do município de Icó, na bacia do rio Salgado (INESP, 2009).

Figura 1: Localização da Bacia Incremental Orós na Bacia do Alto Jaguaribe



Nessa bacia, os sistemas de transferência de água compreendem nove adutoras, um eixo de integração e cerca de 520,93 km do trecho de perenização do vale do Jaguaribe, a partir de 2008 (INESP, 2009). Os principais canais construídos beneficiam cerca de 182 mil pessoas. Está localizado nesta bacia, o Eixo de Integração Orós-Feiticeiro, que permite a transferência de água do açude do Orós para a bacia do açude do Feiticeiro (DANTAS, 2011).

A bacia possui uma área de drenagem de 24.636 km², correspondendo a 16,56% do território cearense. Ela está localizada à montante do reservatório de Orós. Essa bacia é formada por 24 municípios e tem uma capacidade de acumulação de águas superficiais de 2.792.563.000 m³, sendo 18 barragens públicas administradas pela Companhia Gestora de Recursos Hídricos (COGERH).

A Bacia do Alto Jaguaribe, segundo Brasil et al. (2005) tem as seguintes características:

- A) Precipitação média anual inferior a 800 mm;
- B) Índice de aridez de 0,5;
- C) Risco de seca maior que 60%, com base no período entre 1970 e 1990.

As precipitações são esparsas e irregulares, com concentração de seis meses, de dezembro a maio, sendo os dois primeiros meses relacionados à pré-temporada e os últimos quatro meses associados ao período chuvoso (ROCHA, 2018).

3. DADOS

Os dados utilizados referem-se à bacia do Alto Jaguaribe e à vazão do reservatório Orós no exultório da bacia. A Tabela 1 apresenta as informações dos dados de entrada necessários para o cálculo dos índices de seca.

Tabela 1: Informações de dados de índices de entrada

Índice	Dado de entrada	Fonte	Série Temporal	Tempo de agregação
SPEI	Precipitação, ETP	FUNCEME	Jan/1982 – Dez/2020	Mensal
VHI	NDVI e BT	NOAA	Jan/1982 – Dez/2020	Semanal
SRI	Vazão	FUNCEME	Jan/1982 – Dez/2020	Mensal

ETP – Evapotranspiração Potencial;

FUNCEME – Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos;

NDVI - *Normalized Difference Vegetation Index*;

BT - *Brightness Temperature*;

NOAA - *National Oceanic and Atmospheric Administration*.

3.1. Standardized Precipitation Evapotranspiration Index (SPEI)

O *Standardized Precipitation Evapotranspiration Index* (SPEI), é um índice multiescala de seca que combina dados de precipitação e temperatura (VICENTE-SERRANO, BEGUERIA e LÓPEZ-MORENO, 2010a). O SPEI também é uma função padronizada, capaz de eliminar discrepâncias de dados causadas por distribuições espaço-temporais e facilitar a comparação. De acordo com Vicente-serrano et al. (2010a), o SPEI usa a diferença entre a precipitação e a evapotranspiração potencial (ETP) em uma base mensal ou semanal. O presente estudo utilizou o método de cálculo ETP de Hargreaves (1985), que requer dados de temperatura como entrada. Mais detalhes sobre o SPEI podem ser obtidos em artigos anteriores (VICENTE-SERRANO et al. 2010a, b). O SPEI foi calculado com uma escala agregada de 3 e 12 meses, na forma de janela móvel.

Com base no SPEI, as condições de seca podem ser classificadas em várias categorias. Um valor de SPEI negativo indica a ocorrência de seca. Cunha et al. (2019), desenvolveu um índice conjunto entre o SPI e o VHI adotando limiares para os dois índices para classificar os estados em cinco categorias. Este estudo utilizou os limiares do SPI apresentados por Cunha et al. (2019) para classificar o SPEI e SRI. Os limites e classificações são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2: Limites dos níveis de seca para o SPEI e SRI

SPEI	Níveis de Seca
>-0,5	Normal
-0,5 to -0,8	Seca Fraca
-0,8 to -1,3	Seca Moderada
-1,3 to -1,6	Seca Severa
<-1,6	Seca Extrema

3.2. *Vegetation Health Index (VHI)*

O *Vegetation Health Index (VHI)* foi desenvolvido por Kogan (2001) como um proxy para a seca agrícola capaz de caracterizar a saúde da vegetação. O VHI tem várias aplicações, como detecção de seca, severidade da seca, avaliação da duração e alerta de seca (SEILER, 1998).

É calculado com base no *Vegetation Condition Index (VCI)* e no *Temperature Condition Index (TCI)*. O VCI é obtido pela normalização dos valores do *Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)* pelos seus valores absolutos mínimo e máximo plurianuais no período analisado. O algoritmo TCI é semelhante ao VCI, mas se refere à temperatura de brilho (BT) estimada a partir da banda infravermelha térmica AVHRR (canal 4).

Os mapas VHI, com resolução de 4 km, estão disponíveis no Serviço Nacional de Satélite, Dados e Informações Ambientais

- NESDIS (<http://www.star.nesdis.noaa.gov>) da Administração Oceânica e Atmosférica Nacional (NOAA) .

Os limiares de classificação de secas aplicados no presente estudo seguem Cunha et al. (2019), porém, com a transformação da classe excepcionalmente seca em extremamente seca, conforme mostra a Tabela 3.

Tabela 3: Limites dos níveis de seca do VHI

VHI	Níveis de Seca
>40	Normal
30 to 40	Seca Fraca
20 to 30	Seca Moderada
12 to 20	Seca Severa
<12	Seca Extrema

3.3. *Standardized Runoff Index (SRI)*

O *Standardized Runoff Index (SRI)*, desenvolvido por Shukla e Wood (2008), utiliza a mesma metodologia de cálculo aplicada no *Standardized Precipitation Index (SPI)*, que se baseia na distribuição de probabilidade de precipitação e pode ser calculado em diferentes escalas de tempo. Por ser um índice padronizado, permite uma comparação adequada entre outras localidades e climas. Vale ressaltar que os dados de vazão foram obtidos por meio do

modelo hidrológico autocalibrado (MODHAC) para a bacia do Alto Jaguaribe.

As seguintes etapas são realizadas para calcular o SRI: (i) escolher a escala de tempo para agregar os fluxos mensais (por exemplo, 3 meses), (ii) ajustar a distribuição de probabilidade para a série temporal desses valores (geralmente distribuição Gama), (iii) estimativa dos valores da probabilidade de não excedência (probabilidade cumulativa de valores de fluxo serem menores do que isso na série temporal) do evento de fluxo do ano que se deseja avaliar a seca, então (iv) uso de um padrão de distribuição normal para o cálculo da variável reduzida (z) correspondente ao valor da probabilidade de não excedência.

Neste estudo, foram aplicadas as escalas temporais de 3 e 12 meses como janela móvel. Para o estágio de classificação pela severidade da seca, foram utilizados os mesmos limiares apresentados para o SPEI, conforme mostrado na Tabela 2.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

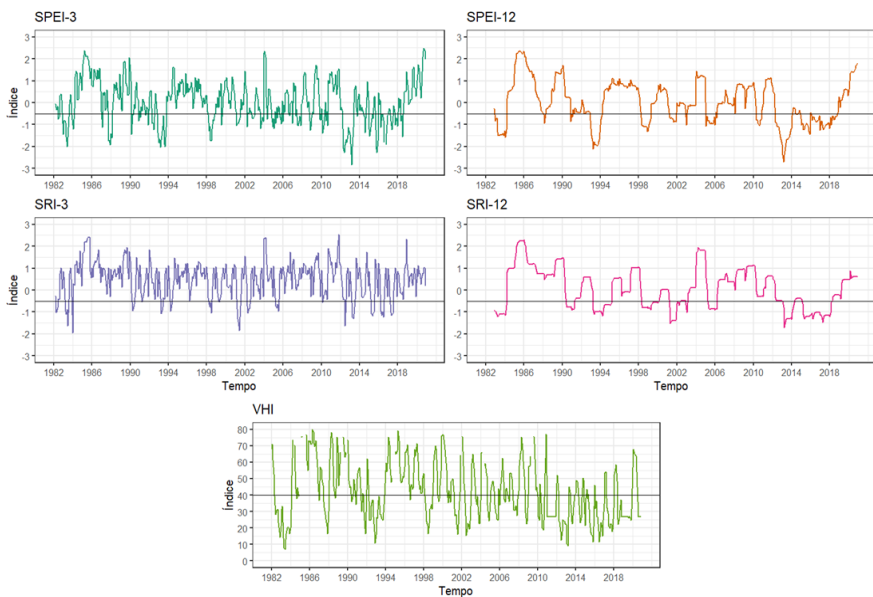
4.1. Análise dos índices no tempo

Os índices de seca SPEI-3, SPEI-12, SRI-3, SRI-12 e VHI foram calculados buscando avaliar a ocorrência de eventos de seca durante o período de 1982 – 2020 (Figura 2). Comparando o comportamento dos índices que apresentam diferentes escalas de tempo (SPEI e SRI), é visto que o comportamento do índice com uma escala temporal menor (3 meses) apresenta variações mais frequentes dos seus valores.

Os índices de escala de 3 meses indicam valores mais extremos, de forma geral, como nota-se no começo de 2004 ao comparar SPEI-3 e SPEI-12, bem como SRI-3 e SRI-12. O comportamento entre SPEI-12 e SRI-12 são os que apresentam maior semelhança,

como é visto, principalmente, nos anos úmidos de 2006 a 2010. Entre 1984 e 1990, os índices de seca hidrológica (SRI-3 e SRI-12) não apresentaram nenhum evento de seca. No entanto, de acordo com os índices de seca meteorológica (SPI-3 e SPEI-12) e de seca agrícola (VHI), uma rápida seca ocorreu no ano de 1988. No caso, uma seca meteorológica ocorreu nesse momento, evoluiu para seca agrícola, mas não teve severidade ou persistência suficiente para se propagar para uma seca hidrológica.

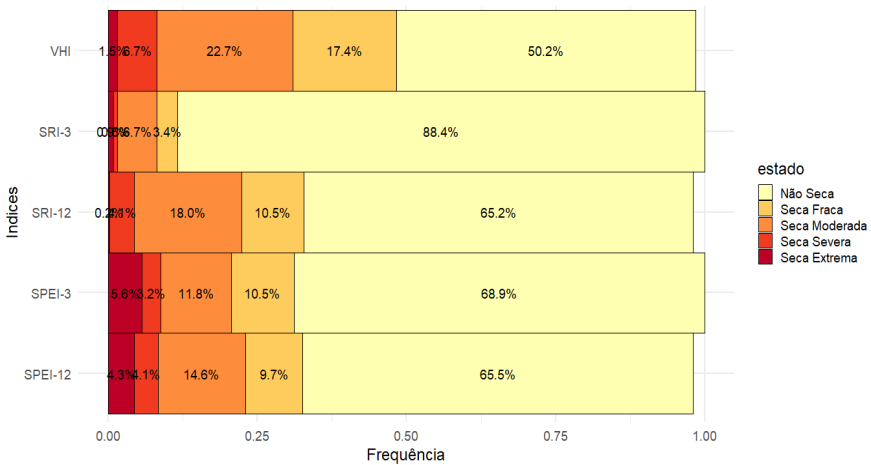
Figura 2: Gráfico com séries de dados dos índices



A frequência da ocorrência das secas é apresentada na Figura 3. Os índices padronizados (SPEI e SRI) apresentam frequências similares, havendo, contudo, uma discrepância em relação ao SRI-3. Isso ocorre porque o SRI-3 apresenta valores não significativos para o segundo semestre em decorrência da vazão no rio estudado ser, quase sempre, nula. Ao comparar os índices padronizados e o

VHI, vê-se que o VHI apresenta um maior número de eventos secos (49,8%), enquanto os padronizados apresentaram uma porcentagem de eventos secos entre 31,1% e 34,8%. Em relação às secas extremas, o SPEI-3 e SPEI-12 apresentaram maior porcentagem em relação ao SRI e VHI, contudo, o VHI apresentou maior quantidade de eventos de seca Fraca, Moderada e Severa. Isso mostrou que o VHI é mais sensível a um evento de seca, contudo, indicando-os de forma menos intensa.

Figura 3: Frequência para cada tipo de seca para os índices

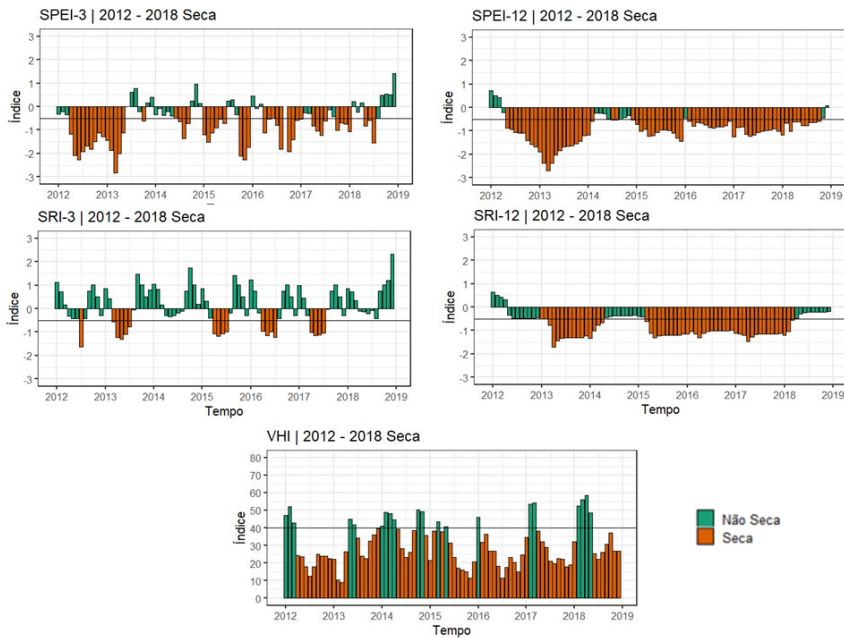


4.2. Análise dos índices no período da Seca 2012–2018

Em relação à detecção do período de seca entre 2012 e 2018, os índices indicaram o estado de seca na maior parte do período (ver Figura 4). O índice SRI-3, contudo, apresentou valores mais positivos, principalmente, no segundo semestre de cada ano. Esse comportamento do SRI-3 se dá pois no segundo semestre na Bacia do Alto Jaguaribe não há uma significativa quantidade de precipitação e o rio Jaguaribe, em que o açude Orós está localizado, é intermitente

gerando valores nulos de vazão na maioria dos meses do segundo semestre. Com isso, os valores de vazão no segundo semestre comparados na série são constantes, apresentando valores de não seca. Já o SRI-12, como não considera somente o segundo semestre na agregação, apresenta a maior parte do tempo em estado de seca.

Figura 4: Gráfico com as séries de dados dos índices para o período de 2012-2018

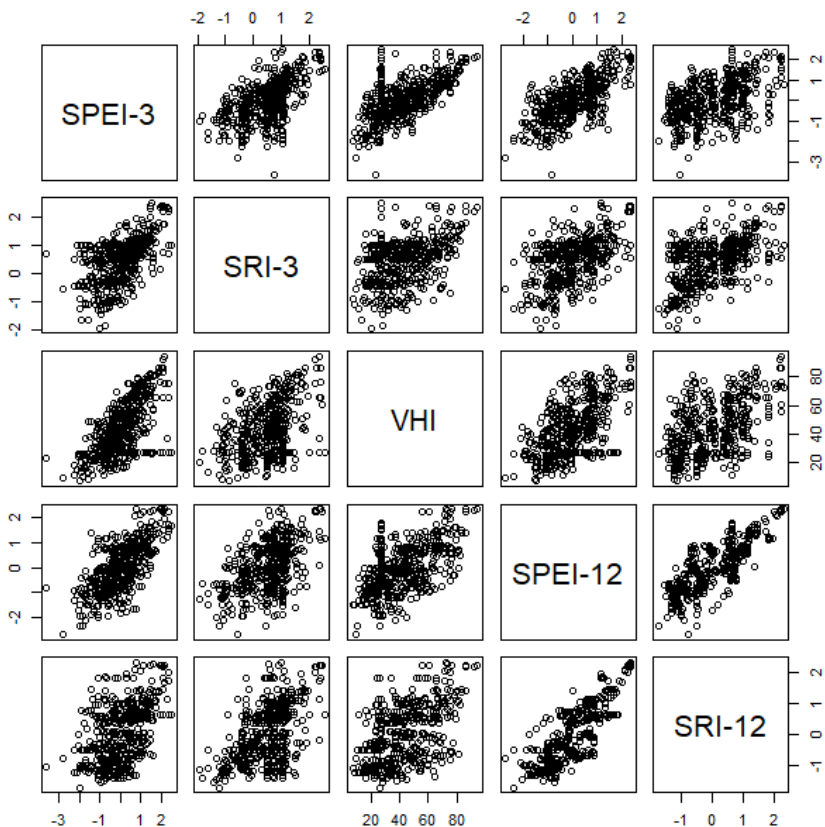


4.3. Análise entre os índices

Como os índices de seca analisados identificam diferentes tipos de seca e em diferentes escalas temporais, espera-se que a correlação entre as séries não seja perfeita, mas que ainda assim existam correlação. A Figura 5 apresenta as séries temporais dos índices plotadas entre si para analisar como é a relação entre eles. Os índices que apresentaram comportamentos mais similares foram

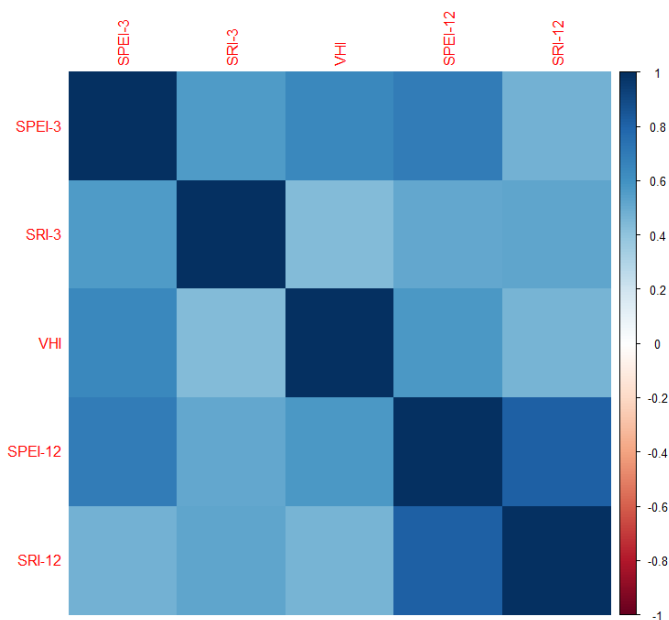
o SPEI-12 e SRI-12, mostrando que índices com escalas de tempo maiores tendem a uma maior concordância de resultados, bem como que o índice meteorológico e hidrológico apresentaram maior proximidade com o comportamento linear do que em relação ao índice de seca agrícola. De um modo geral, os índices mostraram um estreitamento das relações nos valores mais altos, e espalhamento nos valores menores. Esse fato mostra que as secas apresentadas por cada índice, de fato, ocorrem em momentos diferentes no tempo, enquanto que os períodos úmidos são mais uniformes, mostrando a importância de monitorar e analisar mais de um índice de seca.

Figura 5: Gráfico com as séries de dados dos índices plotadas entre si



Analisando os valores de correlação linear entre os índices é confirmado o que foi visto na Figura 5, pois os índices SPEI-12 e SRI-12 são os que apresentam maior correlação linear. Há, também, uma correlação importante entre o VHI e SPEI-3, mostrando maior relação entre o índice agrícola e meteorológico do que em relação ao hidrológico.

Figura 6: Matriz de correlação entre os índices



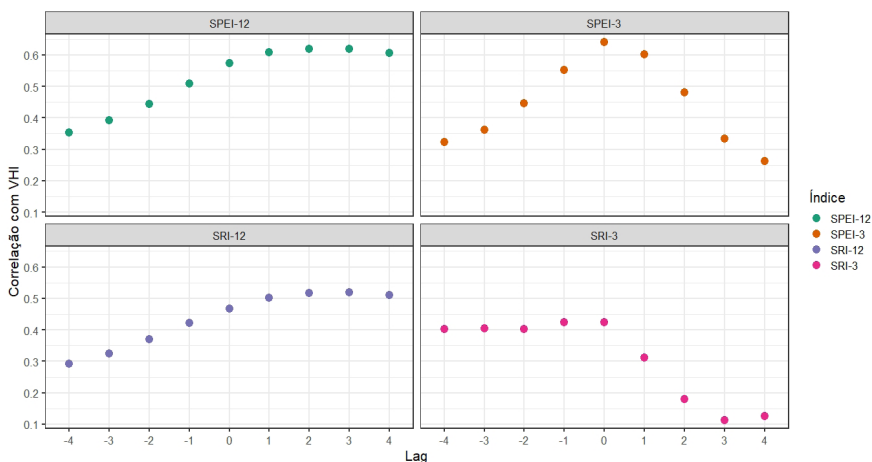
A correlação entre cada índice padronizado e o VHI, com *lags* entre -4 e +4 meses, é apresentada na Figura 7. O *lag* de -4 meses indica que o índice em análise está atrasado em 4 meses em relação a série temporal do VHI. De forma contrária, o *lag* de +4 meses indica que a série do índice foi adiantado em 4 meses em relação ao VHI. Com isso, foi calculado a correlação com essas variações das séries de dados.

O VHI com *lag* 0 apresentou uma correlação maior com SPEI-3 do que com o SPEI-12. De acordo com Jain et al. (2010), nas regiões

com uma resposta mais rápida à chuva, a correlação entre o índice de seca meteorológica e agrícola é maior para escalas de tempo menores. Assim, pode-se concluir que a bacia do Alto Jaguaribe apresenta resposta relativamente rápida à seca.

De acordo com a definição de propagação de seca proposta por Van Loon (2015), há a transição da seca meteorológica, para agrícola até ocorrer a seca hidrológica. Essa relação pode ser confirmada pelo gráfico de correlação entre o SRI-12 e o VHI, pois apresentou uma maior correlação em relação ao *lag* positivo. Contudo, o SPEI-12, o que indica uma seca meteorológica, também apresentou uma maior correlação com o VHI com um *lag* positivo, o que vai de encontro ao definido pelo conceito de propagação de seca proposta pelo autor. Essa conjectura ocorre, possivelmente, pela escala de agregação do índice meteorológico, a qual é alta, o que gera um atraso no indicativo de seca. Com isso, um índice de seca agrícola pode indicar previamente a seca na região em relação ao índice meteorológico, desde que o último esteja em uma escala temporal mais elevado, como ocorre na bacia estudada do Alto Jaguaribe.

Figura 7: Correlação com o VHI com *lags* de -4 a +4 meses



5. CONCLUSÕES

As secas podem ter diferentes significados, dependendo dos interesses das pessoas afetadas. Este estudo investigou as relações entre os diferentes tipos de secas a partir de índices específicos para cada tipo. Para analisar as secas meteorológicas foram utilizados os índices SPEI-3 e SPEI-12, para seca agrícola, o VHI, e para seca hidrológica, o SRI-3 e SRI-12 com séries temporais de 1989 até 2020, analisados na Bacia do Rio Jaguaribe, Ceará, localizada no semiárido brasileiro.

A hipótese de propagação linear entre a seca meteorológica, seguida pela seca agrícola e findando em seca hidrológica, proposta por Van Loon (2015), foi refutada, uma vez que a seca agrícola pode antecipar uma seca meteorológica, desde que o indicador da última esteja numa escala temporal maior. Ainda assim, foram verificados episódios em que as secas meteorológica e agrícola foram detectadas, mas que não tiveram severidade ou persistência suficiente para evoluir e se propagar para uma seca hidrológica.

Quando observados os cinco índices de seca para o período de 2012-2018, período em que uma grave seca assolou a região de estudo, todos os índices mostraram eventos de seca de elevada severidade e persistência, especialmente os de maior escala temporal, SPEI-12 e SRI-12. Nos outros, chuvas pontuais ocorridas nos meses secos podem fazer com que o evento se encerre matematicamente, mas os impactos continuam ocorrendo na região. Por isso, a utilização de índices com maior escala temporal é mais recomendada para a região.

Este estudo sugere que, de modo geral, existe um estreitamento nas correlações de valores mais elevados, e maior dispersão nos valores em estados de seca, mostrando a importância de monitorar e analisar mais de um índice de seca. Além disso, as correlações entre os índices são maiores entre aqueles de maior escala temporal (SPEI-12 e SRI-12).

Para estudos futuros, recomenda-se analisar mais escalas temporais, assim como, observar com mais detalhes a interferência das chuvas ocorridas nos períodos secos, uma vez que podem causar grande impacto matemático nos índices, porém não influenciam muito na gestão dos recursos hídricos, por não serem importantes em números absolutos.

6. REFERÊNCIAS

BRASIL. MINISTÉRIO DA INTEGRAÇÃO NACIONAL. Nova Delimitação do SemiÁrido Brasileiro. 2005.

CHANG, J.; LI, Y.; WANG, Y.; YUAN, M. Copula-based drought risk assessment combined with an integrated index in the Wei River Basin. China. *Journal of Hydrology*. 2016.

CHANGNON, Stanley Alcide. Detecting drought conditions in Illinois. Circular no. 169, 1987.

CUNHA, A.P.; ZERI, M.; LEAL, K.D. et al. Extreme Drought Events over Brazil from 2011 to 2019. *Atmosphere*. V. 10, no. 11, p. 642-662. Out., 2019.

DANTAS, S.P.; BRANCO, K.G.C.; BARRETO, L.L.; COSTA, L.R.F.; DAMASCENO, M.F.B.; SALES, M.C.L. Análise da distribuição dos decursos hídricos do Açude Orós: Bacia Hidrográfica Do Jaguaribe/Ce – Brasil. *Revista Geográfica de América Central Número Especial EGAL, 2011- Costa Rica. II Semestre, 2011*, pp. 1-11.

DE ESTUDOS, Centro Universitário. Atlas brasileiro de desastres naturais 1991 a 2012: volume brasil. CEPED. UFSC, Florianópolis, 2013.

DOS SANTOS, Maria João Janota. CARACTERIZAÇÃO E MONITORIZAÇÃO DE SECAS. 1998.

ESLAMIAN, S.; OSTAD-ALI-ASKARI, K.; SINGH, V.P.; DALEZIOS, N.R.; GHANE, M.; YIHDEGO, Y.; MATOUQ, M. A review of drought indices. *Int. J. Constr. Res. Civ. Eng.* 2017, 3, 48-66.

FERNANDES, Diego Simões et al. Desempenho de índices quantitativos de seca na estimativa da produtividade de arroz de terras altas. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 45, n. 8, p. 771-779, 2010.

- FILHO, J.D.P.; FILHO, F.A.S.; MARTINS, E.S.P.; STUDART, T.M.C. *Water*. V. 12, p. 834-856. Mar., 2020.
- HARGREAVES, G.H.; SAMANI, Z.A. Reference crop evapotranspiration from ambient air temperature. Chicago: American Society of Agricultural and Biological Engineers Meeteng, 1985.
- INESP. Caderno regional da sub-bacia do Banabuiú/Conselho de Altos Estudos e Assuntos Estratégicos, ALECE. Fortaleza, 2009. 116p.: il. – (Coleção Cad. Reg. Pacto das Águas, v. 5).
- JAIN, Sanjay K. et al. Application of meteorological and vegetation indices for evaluation of drought impact: a case study for Rajasthan, India. *Natural hazards*, v. 54, n. 3, p. 643-656, 2010.
- KENNY, Mary Lorena. Drought, clientalism, fatalism and fear in Northeast Brazil. *Ethics, Place & Environment*, v. 5, n. 2, p. 123-134, 2002.
- KOGAN, Felix N. Operational space technology for global vegetation assessment. *Bulletin of the American meteorological society*, v. 82, n. 9, p. 1949-1964, 2001.
- LIU, X.; WANG, S.; ZHOU, Y.; WANG, F.; YANG, G.; LIU, W. Spatial analysis of meteorological drought return periods in China using Copulas. *Nat Hazards*. V. 80, p. 367-388. Jan., 2016.
- PALMER, W. C. Meteorological drought. U.S. Weather Bureau Research Paper 45, 58 pp, 1965.
- ROCHA, R. V. Antropoceno: impactos antrópicos de mudanças no uso do solo e operação de reservatórios nas secas do Ceará. 2018. 111 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)-Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Recursos Hídricos, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018.
- SEILER, R. A.; KOGAN, F.; SULLIVAN, J. AVHRR-based vegetation and temperature condition indices for drought detection in Argentina. *Advances in Space Research*, v. 21, n. 3, p. 481-484, 1998.
- SHIN, Ji Yae et al. Investigation of drought propagation in South Korea using drought index and conditional probability. *Terrestrial, Atmospheric & Oceanic Sciences*, v. 29, n. 2, 2018.

- SHUKLA, S.; WOOD, A. W. Use of a standardized runoff index for characterizing hydrologic drought. *Geophysical Research Letters*, v. 35, L02405, 2008.
- VAN LOON, Anne F. Hydrological drought explained. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, v. 2, n. 4, p. 359-392, 2015.
- VICENTE-SERRANO S.M., BEGUERÍA S., LÓPEZ-MORENO J.I. A Multiscalar Drought Index sensitive to global. Warming: the Standardized Precipitation Evapotranspiration Index. *J Climate*. V. 23, p. 1696–1718. 2010a.
- VICENTE-SERRANO S.M., BEGUERÍA S., LÓPEZ-MORENO J.I., Angulo M., EL KENAWY A. A new global 0.5 gridded dataset (1901–2006) of a Multiscalar Drought Index: comparison with current Drought Index datasets based on the Palmer Drought Severity Index. *J Hydrometeorol*. V. 11, p.1033–1043. 2010b.
- WILHITE, Donald A.; GLANTZ, Michael H. Understanding: the drought phenomenon: the role of definitions. *Water international*, v. 10, n. 3, p. 111-120, 1985.
- ZHANG, Jie et al. The water-food-energy nexus optimization approach to combat agricultural drought: a case study in the United States. *Applied Energy*, v. 227, p. 449-464, 2018.
- ZHANG, Q.; XIAO, M.Z.; SINGH, V.P.; CHEN, X.H. Copula-based risk evaluation of droughts across the Pearl River basin, China. *Theoretical and Applied Climatology*. V. 111, p. 119-131. 2013.

IMPACTO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS NA ARIDEZ DA BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO, BRASIL

Mauro Ricardo Roxo Nóbrega

Marx Vinicius Maciel da Silva

Carlos Eduardo Sousa Lima

Greicy Kelly da Silva

Cleiton da Silva Silveira

1. INTRODUÇÃO

As projeções futuras divulgadas pelos relatórios do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), atentam para a ocorrência de variações e mudanças no clima (IPCC, 2007; 2014). Tais alterações, tendem a impactar especialmente o ciclo hidrológico global, uma vez que são projetadas modificações nos padrões de precipitação em larga escala e elevação na temperatura média da atmosfera (Silva et al., 2020). A dinâmica destes fatores meteorológicos impacta especialmente o processo de evapotranspiração, reduzindo assim a umidade do solo, o armazenamento subterrâneo, a geração de escoamento superficial e o armazenamento da água (CHEN et al., 2014; COLLISCHONN & DORNELLES, 2015).

Para além disso, os relatórios do IPCC também advertem para a ocorrência de extremos hidrológicos, tanto no que concerne aos

eventos de secas, os quais podem ser mais prolongados e intensos, quanto aos episódios de enxurradas, que propendem a ser acentuados (Silva et al., 2020). Tais projeções acabam por exigir mais dos sistemas de gestão dos recursos hídricos, sobretudo em regiões com maior aridez, uma vez que estas são historicamente mais vulneráveis às mudanças climáticas e aos impactos socioambientais provocados pelas grandes secas (NYS et al., 2016; MUTTI et al., 2020; MARENGO et al., 2020; KIMURA, 2020).

Associado a estas tendências, nas últimas cinco décadas houve um aumento significativo na dinâmica demográfica nacional, elevando as demandas por alimento e energia (BARROS, 2020; IBGE, 2020; CARVALHO et al., 2020). A indústria, o abastecimento humano e a irrigação são responsáveis por 80% do consumo de água no país (ANA, 2020).

A produção de alimentos, embora nos últimos anos tenha havido maior produtividade em diversas culturas (LEÃO et al., 2020) e a intensificação da exploração de ferramentas de agricultura de precisão em diversos sistemas de produção (DÖLL et al., 2009), é observável expansão das fronteiras agrícolas, sobretudo um aumento expressivo de áreas com fruticultura irrigada (ASSAD et al., 2013).

No que se refere a geração de energia, Silva et al. (2021) avaliou a produção hidrelétrica futura na Bacia do Rio São Francisco para diferentes cenários de clima e de demandas, e concluiu um possível contrassenso entre a redução da disponibilidade de água para a geração e o aumento da demanda de consumo. Este estudo corroborou com de Silveira et al. (2017) que havia analisado os impactos na vazão média anual do São Francisco mostrando uma tendência de redução da vazão média anual nas regiões Sudeste/Centro-Oeste.

Estima-se que em um horizonte futuro o Brasil atinja a marca de 238,3 milhões de habitantes em 2050, e que a população mundial

chegue à ordem de magnitude de 7 bilhões de habitantes (COYLE e SIMONS, 2014). Tal cenário tende a intensificar a pressão sobre o sistema hidráulico e hidrológico para suprir as demandas populacionais e, conseqüentemente, os riscos de conflitos conexos aos recursos hídricos (CARVALHO et al., 2020).

Simulações numéricas realizadas por Feng e Fu (2013) entre 1948–2008 e 1948–2100, demonstraram uma convergência para expansão das regiões semiáridas na América do Sul, as quais possivelmente desencadearão escassez de água, seca e posterior aridificação. Diante à complexidade desse cenário, preocupações relativas à gestão da demanda da água têm causado apreensão aos tomadores de decisão (SILVA et al. 2020).

Possuir ciência acerca da aridez de uma determinada região pode contribuir como indicador para áreas degradadas, susceptíveis a desertificação (CGEE, 2016; LOPES et al., 2017), e corroborar com a necessidade de formulação de planos e políticas públicas (COSTA et al., 2018). Diversos estudos demonstraram que as regiões áridas e semiáridas são susceptíveis às mudanças climáticas, bem como às degradações ambientais provocadas por ações antrópicas, podendo inclusive intensificar seu nível de aridez (GREVE et al., 2017; KIMURA, 2020).

Deste modo, o Índice de Aridez (IA) resulta em um instrumento coadjuvante a gestão de riscos e incertezas (FENG E FU, 2013), e pode contribuir no planejamento da segurança hídrica de um território (MARCOS JUNIOR et al., 2018). Este índice tem como premissa a razão entre os volumes precipitados anualmente numa determinada região e suas perdas para a atmosfera, estimadas através da evapotranspiração potencial anual, ao passo em que quanto maior for o déficit, também maior será a sua aridez (ALLEN et al., 1998).

A bacia hidrográfica do São Francisco consiste num sistema de alta complexidade que ocorre nas regiões sudeste e nordeste do Brasil. Esta bacia possui enorme significância, pois transporta água das regiões mais úmidas para as regiões com menor disponibilidade hídrica (SILVA et al., 2020).

O objetivo deste estudo é analisar aridez para a Bacia Estendida do São Francisco através das precipitação e de temperaturas mínimas e máximas obtidas por intermédio das dos modelos climáticas do CMIP6 e CORDEX.

2. MATERIAL E MÉTODOS

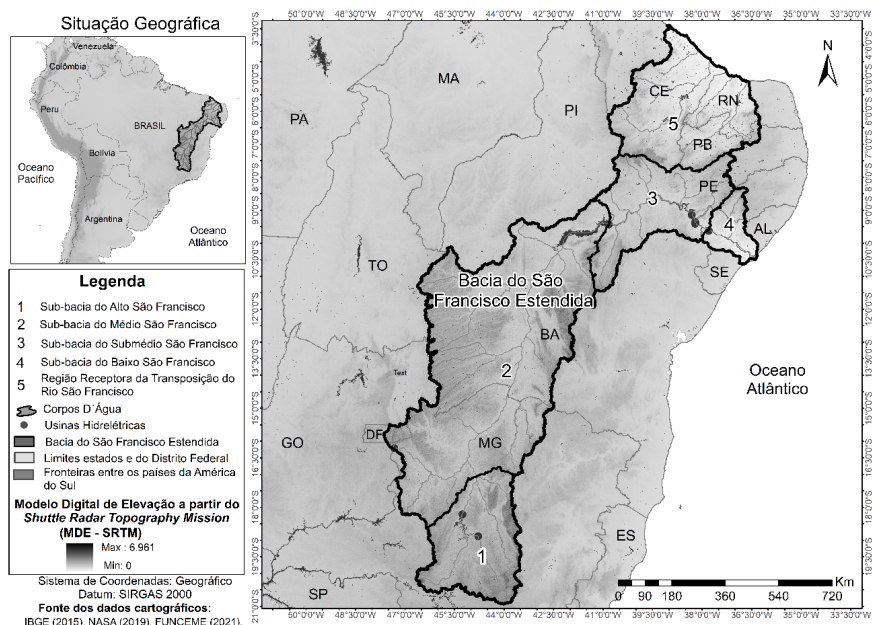
A metodologia deste estudo está dividida em cinco etapas:

- A) Primeiramente foram obtidos os campos de precipitação e temperatura mínima e máxima dos modelos participantes do projeto CORDEX e CMIP6 no cenário histórico e século XXI, para a área de estudo;
- B) A segunda etapa se deu na estimativa da Evapotranspiração Potencial (ETP) com o método de Hargreaves-Samani (HARGREAVES; SAMANI, 1985), utilizando os dados de temperatura mínima e máxima;
- C) Na terceira etapa foi realizada a correção estatística dos dados de precipitação e ETP dos modelos com os dados do University of East Anglia Climate Research Unit (CRU) (HARRIS et al., 2020), através da remoção de viés, utilizando a função de distribuição cumulativa (FDC) Gama (HEO et al., 2019).
- D) Na quarta etapa foi realizado o cálculo do Índice de Aridez (IA);
- E) Na quinta etapa foi realizada a comparação dos resultados do IA obtidas dos modelos do CORDEX e CMIP6 com os dados de referência do CRU.

2.1. Área de estudo

A área de estudo (AE) consiste na Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco Estendida, (Figura 1), a qual abrange a Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, bem como as bacias hidrográficas do nordeste setentrional, as quais são receptoras das águas da transposição. Estão inseridos na AE o Distrito Federal e os estados de Minas Gerais, Bahia, Pernambuco, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Alagoas.

Figura 1: Situação geográfica da área de estudo.



2.2. Dados utilizados

Neste estudo foram utilizados dados observacionais do CRU, de modelos participantes do projeto CORDEX e do CMIP6 que fazem parte do cenário histórico para os séculos XX e cenários futuros

para o século XXI. Foi utilizado o período de 1951 a 2000, para o histórico, e dois períodos de 30 anos (2021 a 2050 e 2051 a 2080) para os cenários futuros.

2.2.1. Observacional

Para a remoção de viés e comparação dos resultados dos IA, foram utilizados dados observados de precipitação e temperatura mínima e máxima espacializados em grade com resolução de 0,5° x 0,5° (aproximadamente 50 km) obtidos do CRU na versão 4.05 (HARRIS et al., 2020). Esse dado foi utilizado em diversos estudos que, assim como este, corrigiram e analisaram a performance de modelos climáticos para a representatividade de índices climáticos, como o índice de aridez (COSTA et al., 2018; MARCOS JUNIOR et al., 2018).

2.2.2. Modelos dos projetos CORDEX e CMIP6

Foram utilizados cenários históricos e projeções de precipitação e de temperaturas mínimas e máximas obtidas por intermédio do modelo regional RCA4 forçado pelos modelos globais dispostos na Tabela 1 derivados do projeto *Coordinated Regional Climate Downscaling Experiment* (CORDEX). Este projeto tem como proposição a regionalização “*downscaling*” das projeções globais dos modelos do *Coupled Model Intercomparison Project Phase 5* (CMIP5). Adicionalmente, foram exploradas informações dos modelos participantes do *Coupled Model Intercomparison Project Phase 6*. Maiores informações sobre modelos utilizados neste estudo e seus concernentes centros e/ou agências de modelagens, bem como os seus países, podem ser observados nas Tabelas 1 e 2. Para o caso do CORDEX foram utilizados os cenários historical, RCP 4.5 e RCP8.5. Enquanto para CMIP6 foram utilizados cenários historical, SSP2-4.5 e SSP5-8.5

Tabela 1: Modelos globais do Coordinated Regional Climate Downscaling Experiment (CORDEX) utilizados e suas respectivas instituições ou agências e países de origem.

Modelo	Instituição ou Agência	País
<i>Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization version Mk3-6-0 (CSIRO-Mk3-6-0)</i>	<i>Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization em colaboração com o Queensland Climate Change Centre of Excellence (Austrália)</i>	Austrália
<i>Irish Centre for High-End Computing European Community – EARTH (ICHEC-EC-EARTH)</i>	<i>Irish Centre for High-End Computing (Irlanda)</i>	Irlanda
<i>Institut Pierre Simon Laplace – 5 Component Models version A – Medium Resolution (IPSL-CM5A-MR)</i>	<i>Institut Pierre Simon Laplace (França)</i>	França
<i>Hadley Center Global Environment Model version 2 – Earth System (HadGEM2-ES)</i>	<i>Met Office Hadley Centre Integrated Earth System Approach to Explore (Reino Unido)</i>	Reino Unido
<i>Norwegian Climate Centre Norwegian Earth System Model version 1 – Medium resolution (NCC-NorESM1-M)</i>	<i>Natural Variability and Climate Sensitivity (EarthClim) and Research Council of Norway (Noruega)</i>	Noruega
<i>National Oceanic and Atmospheric Administration Geophysical Fluid Dynamics Laboratory – Earth System Model version 2M (NOAA-GFDL-ESM2M)</i>	<i>National Oceanic and Atmospheric Administration e Geophysical Fluid Dynamics Laboratory (Estados Unidos)</i>	Estados Unidos

Tabela 2: Modelos globais do Coupled Model Intercomparison Project Phase 6 (CMIP6) utilizados e suas respectivas instituições ou agências e países de origem e resolução espacial.

Modelo	Instituição ou Agência	País	Resolução
<i>Beijing Climate Center Climate System Model version 2 – Medium Resolution (BCC-CSM2-MR)</i>	<i>Beijing Climate Center (BCC)/ China e Meteorological Administration (CMA)</i>	China	1,125°×1,125°
<i>Hadley Centre Global Environment Model in the Global Coupled configuration 3.1 (HadGEM3-GC31-MM)</i>	<i>Met Office Hadley Centre Integrated Earth System Approach to Explore</i>	Reino Unido	1,875°×1,25°
<i>Model for Interdisciplinary Research on Climate version 6 (MIROC6)</i>	<i>Atmosphere and Ocean Research Institute, National Institute for Environmental Studies e Japan Agency for Marine–Earth Science and Technology</i>	Japão	1,41°×1,41°
<i>The Meteorological Research Institute Earth System Model Version 2.0 (MRI-ESM2-0)</i>	<i>Meteorological Research Institute</i>	Japão	1,125°×1,125°
<i>Community Earth System Model version 2 (CESM2)</i>	<i>National Centre for Climate Research (NCAR)</i>	Estados Unidos	1,25°×0,9375°

2.3. Evapotranspiração Potencial (ETP)

Os modelos explorados nesse estudo possuem dados de temperatura mínima e máxima. Sendo assim, elegeu-se por estimar a ETP através do método proposto por Hargreaves e Samani (1985), cujas variáveis requeridas para a realização do cálculo da estimativa são apenas as mencionadas. A equação 1 expressa o método supracitado.

$$ETP=0.0023(T_{med}+17.8)\times(T_{max} - T_{min})\sqrt{Ra}\times 0.408 \quad (1)$$

onde ETP é dada em mm.dia⁻¹; Tmed é a temperatura média do ar (°C); Tmax é a temperatura máxima do ar (°C); Tmin é a temperatura mínima do ar (°C) e Ra é a radiação solar no topo da atmosfera (mm. dia⁻¹).

Studart e Campos (2014), compararam os métodos de Hargreaves, Penman-Monteith, Tanque Classe A e Thornthwaite (1948), obtidos com dados de estações situadas em ambiente semiárido, no estado do Ceará. Os resultados indicaram uma diferença ínfima entre os métodos de Hargreaves e Penman-Monteith, com desvios que variaram entre 2 e 5%.

2.4. Remoção de viés

Os resultados obtidos através dos modelos de projeções climáticas costumam apresentar erros sistemáticos, quando comparados aos dados observacionais. Para minimizar estas falhas foi aplicada uma correção estatística por intermédio da Função de Distribuição Cumulativa Gama (FDC) (FERNANDES et al., 2016.) Para tanto foi realizada a correção de viés dos dados de precipitação e o ETP dos modelos CMIP6 e CORDEX utilizando a técnica dos quantis equidistantes utilizando uma distribuição gama, conforme Silva et al. (2021).

2.5. Cálculo do Índice de Aridez

Segundo a definição das Nações Unidas, o índice de aridez (IA) é definido como:

$$IA = \frac{Pre}{ETP} \quad (2)$$

Onde:

IA: Índice de Aridez;

Pre: Precipitação

ETP: Evapotranspiração Potencial

Após o cálculo do índice de aridez, a região em estudo é classificada conforme a Tabela 3.

Tabela 3: Classificação do clima segundo o Índice de Aridez.

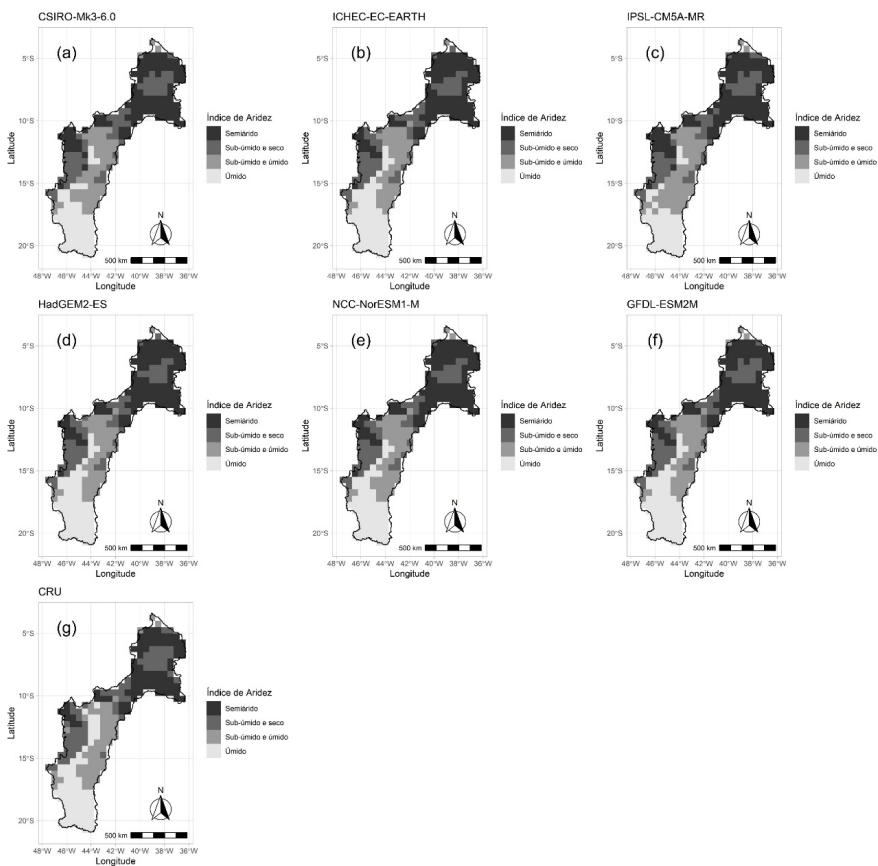
Índice de Aridez	Classificação
$IA < 20$	Árido
$20 \leq IA < 50$	Semiárido
$50 \leq IA < 65$	Sub-Úmido e Seco
$65 \leq IA < 100$	Sub-Úmido e Úmido
$IA \geq 100$	Úmido

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1. Índice de Aridez

Os Índices de Aridez gerados através de dados do CORDEX (Figura 2) e do CMIP6 (Figura 3) ilustram os resultados obtidos para o século XX, no período de 1951 a 2000. As Figuras 4 e 5, por sua vez, ilustram projeções de IA para o século XXI, no período entre 2021 a 2050 para os cenários RCP 4.5 e RCP8.5 do CORDEX e cenários SSP2-4.5 e SSP5-8.5 do CMIP6, respectivamente. Para o período correspondente a 2051 a 2080, os diferentes cenários podem ser observados na Figura 6 (CORDEX) e na Figura 7 (CMIP6). Os tons mais escuros correspondem às áreas com maior grau de aridez enquanto que os mais claros ilustram áreas mais úmidas. Tanto os índices calculados por meio da base de dados do modelo globais do CMIP6 quanto do modelo regional RCA4, aplicado como condição de contorno os modelos globais do CMIP5 (CORDEX), apresentaram amplitude de Semiárido a Úmido, e estadearam coerência espacial em relação aos dados do CRU.

Figura 2: Índices de Aridez pelos modelos a) CSIRO-Mk3-6-0, b) ICHEC-EC-EARTH, c) IPSL-CM5A-MR, d) HadGEM2-ES, e) NCC-NorESM1-M, f) NOAA-GFDL-ESM2M, do CORDEX e pelo CRU (g) para o século XX (1951 a 2020).



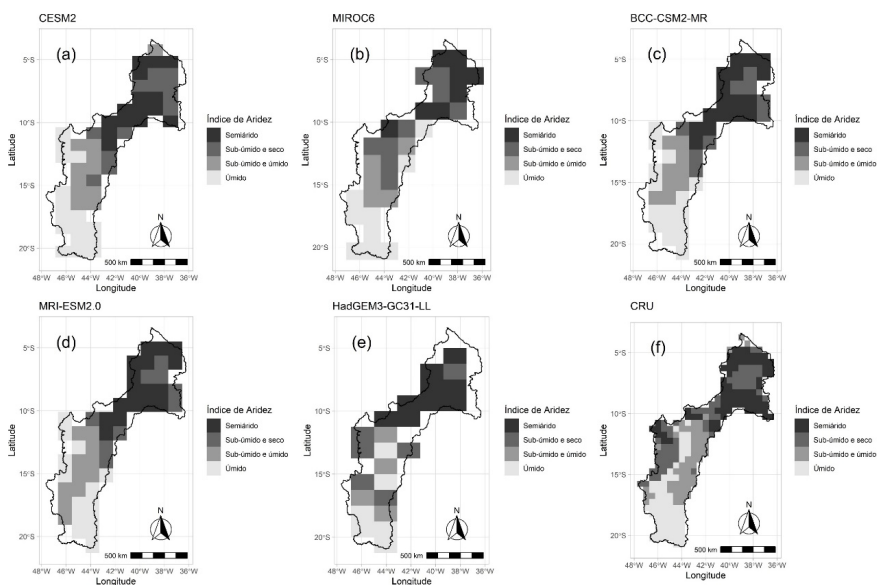
Os resultados de índice de aridez obtidos pelo CORDEX (ver Figura 2) apresentaram um padrão de similaridade com o índice obtido pelos dados de referência e também análogos entre si. Os seis modelos convergiram seus resultados ao superestimar a aridez na Sub-bacia do Médio São Francisco (MSF), atribuindo a classe Sub-Úmido e Úmido (SU) a áreas onde o mapa de referência considera Úmida.

O modelo CSIRO-Mk3-6-0 apresentou maior tendência de aridez nas Sub-bacias do Sub-Médio São Francisco (SMSF) e Alto São Francisco (ASF), e na Região Receptora da Transposição do São Francisco (RRTSF). Na Sub-bacia MSF, mais especificamente na área limite entre os estados da Bahia e de Minas Gerais, no entanto, o índice atribuiu classificação Sub-Úmido e Seco (SS) a áreas identificadas como Úmidas no mapa de referência. Além disso, o CSIRO-Mk3-6-0 superestimou a aridez na porção oeste da Sub-bacia MSF. A classificação desde modelo apresentou alta relação de semelhança com a derivada do modelo IPSL-CM5A-MR.

O índice obtido por intermédio das projeções do ICHEC-E-C-EARTH apresentou resultados bastante favoráveis, quando acareado com o mapa de referência. Apesar disso, o modelo superestimou a aridez em algumas regiões na RRTSF e na Sub-bacia MSF, classificando-as como Semiárido e SS, respectivamente. Comportamento similar pode ser observado nos resultados obtidos pelo modelo NCC-NorESM1-M.

Os modelos HadGEM2-ES e NOAA-GFDL-ESM2M apresentaram resultados correlativos, com pequenas variações na Sub-bacia ASF. Ambos apontaram uma intensificação na aridez na RRTSF, assumindo a classe Semiárido onde o mapa de referência classificou como SS e classe SS em áreas SU da porção leste da Sub-bacia MSF.

Figura 3: Índices de Aridez pelos modelos a) BCC-CSM2-MR), b) HadGEM3-GC31-MM, c) MIROC6, d) MRI-ESM2-0, e) CESM2, do CMIP6, e pelo CRU (f) para o século XX (1951 a 2020).



Na figura 3 é possível observar índices de aridez obtidos para diferentes cenários do CORDEX e perceber que, em âmbito geral, todos os cinco índices apresentaram padrão mais úmido na Sub-bacia ASF; enquanto que, na área de abrangência da Sub-bacia MSF houve uma maior predominância de áreas classificadas como SU e SS. As áreas localizadas na RRTSF e, na Sub-bacia SMSF, foram as regiões onde os índices obtidos pelos dados do CORDEX variaram mais, entre SS na área e Semiárido.

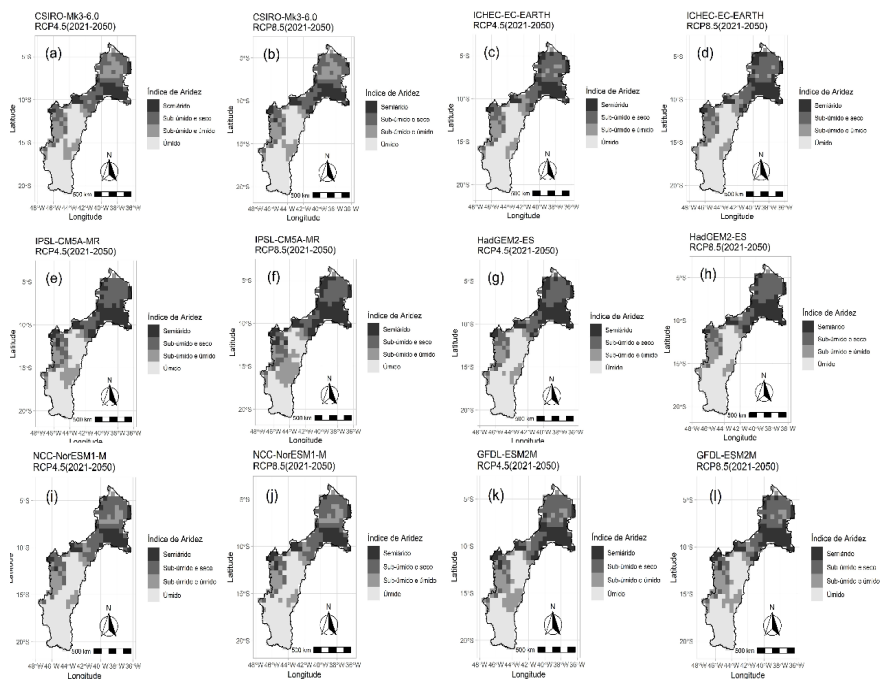
Quando comparado com os resultados do CRU, o índice derivado do modelo CESM2 apresentou resultados correspondentes nas áreas localizadas nas sub-bacias ASF e MSF, classificadas como SU. Porém exibiu confusões em áreas na porção oeste da Sub-bacia MSF ao classificar como **Úmido** e SU áreas que, segundo o mapa de referência, são atribuídas à classe SS e Semiárido.

A classificação obtida pelo modelo MIROC6, por sua vez, proporcionou resultados similares aos de referência nas área localizada na Sub-bacia ASF. O mesmo, no entanto, apresentou incompatibilidade com o mapa de referência em áreas localizadas na RRTSF e na Sub-bacia ASF, classificando como SS áreas onde o mapa de referência atribuiu a classe semiárido.

O índice de aridez obtido pelo modelo BCC-CSM2-MR apresentou potencialidades na identificação de áreas classificadas com clima semiárido e SU, sobretudo na RRTSF e na Sub-bacia SMSF. No entanto classificou como úmidas áreas ocorrentes na Sub-bacia MSF, as quais o mapa de referência identifica como SU. Resultado similar foi apresentado pelo modelo MRI-ESM2-0, com bom desempenho nas regiões com maior aridez, porém limitações nas Sub-bacias do MSF e BSF ao classificar como SU áreas Úmidas.

Ao observarmos os resultados obtidos pelo modelo HadGEM-3-GC31-L é possível perceber similaridade no padrão dos resultados. A baixa resolução espacial pode refletir em resultados divergentes, quando comparados com o mapa de referência com dados do CRU.

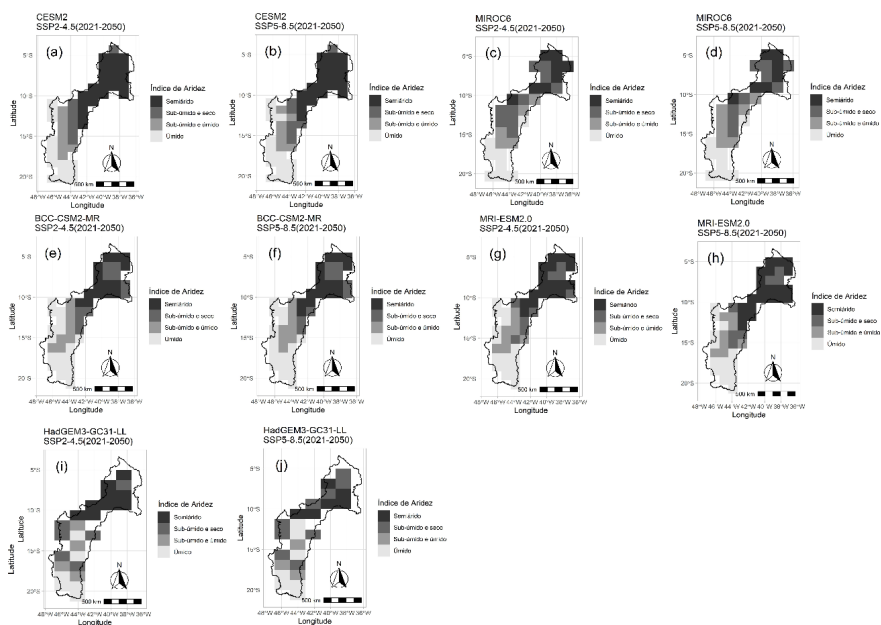
Figura 4: Índices de Aridez pelos cenários RCP 4.5 e RCP8.5 dos modelos CSIRO-Mk3-6-0, ICHEC-EC-EARTH, IPSL-CM5A-MR, HadGEM2-ES, NCC-NorESM1-M e NOAA-GFDL-ESM2M, do CORDEX, para o século XXI (2021 a 2050).



Os Índices de Aridez para as projeções futuras dos modelos do CORDEX (Figuras 4 e 6) mantiveram a classe Úmido na Sub-bacia BSF e demonstraram existir uma tendência de ampliação das áreas úmidas na Sub-bacia MSF para os dois períodos analisados (2021 a 2050 e 2051 a 2080). Nas Sub-bacia SMSF e ASF, e na RRTSF, no entanto, os modelos sinalizaram uma redução da aridez em ambos os períodos, com exceção do modelo CSIRO-Mk3-6.0, que apresentou amenização da aridez no período entre 2021 a 2050 mas intensificação no período histórico de 2051 a 2080.

Os índices obtidos pelos modelos do CMIP6, em seu turno, apresentaram no período de 2021 a 2050 (Figuras 5) respostas semelhantes as obtidas para o século XX, com distinções pontuais.

Figura 5: Índices de Aridez pelos cenários SSP2-4.5 e SSP5-8.5 dos modelos (BCC-CSM2-MR), HadGEM3-GC31-MM, MIROC6, MRI-ESM2-0, CESM2, do CMIP6 para o século XXI (2021 a 2050).



A projeção de aridez obtida pelo modelo CESM2 ilustra que as Sub-bacias SMSF e BSF, classificadas respectivamente como Semiárido e Úmido mantiveram-se estáveis. No entanto o modelo apresentou intensificação da aridez em todas as demais Sub-bacias e na RRTSF, assim como o MIROC6, que apresentou incremento da aridez somente na Sub-bacia MSF.

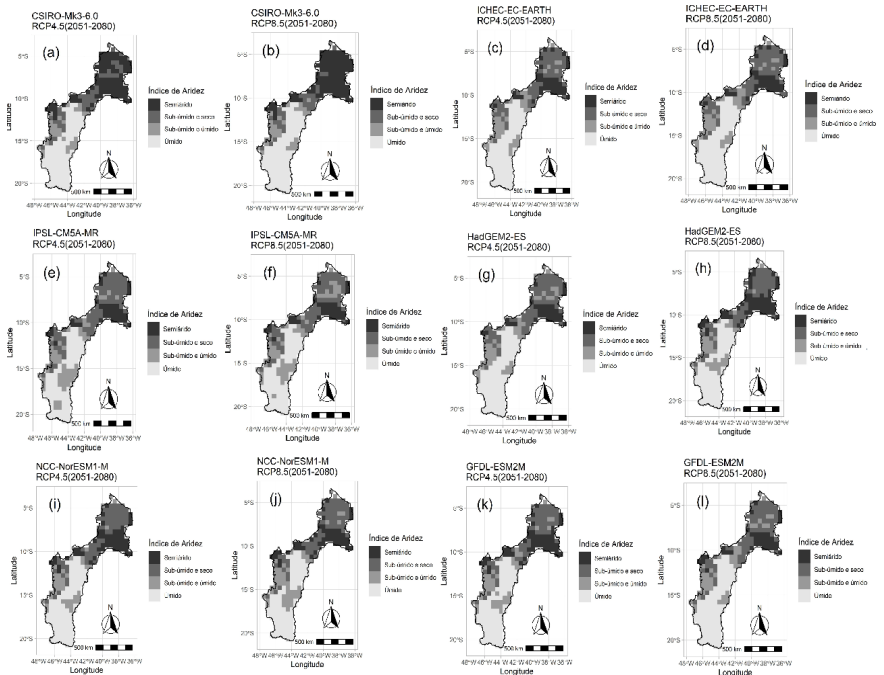
Os resultados obtidos pelo BCC-CSM2-MR indicam uma leve queda da aridez na RRTSF, enquanto que a Sub-bacia MSF apresenta fenômeno inverso, com algumas áreas passando de SS para Úmido. Segundo as projeções desse modelo, as demais Sub-bacias não sofreriam alterações.

Ao avaliar as informações geradas pelo modelo MRI-ESM2-0 para o período 2021 a 2050, observa-se a projeção de estabilidade

na RRTSF e na Sub-bacia SMSF. No entanto, Identificaram-se áreas da Sub-bacia ASF classificadas como SS no século XX que na projeção para 2021 a 2050 foram classificadas como Semiárido. Por outro lado, houve alterações em áreas classificadas como SU na Sub-bacia ASF e na porção sul da Sub-bacia MSF, as quais transitaram para a classe Úmido no cenário futuro.

O modelo HadGEM3-GC31-L indicou uma eventual redução da aridez na RRTSF e na área limítrofe entre as Sub-bacias MSF e SMSF, onde áreas Semiáridas tornaram-se SS. Mesma tendência pode ser observada na porção central da Sub-bacia MSF com áreas SU, que foram classificadas como Úmido. Para as demais regiões o índice aponta estabilidade.

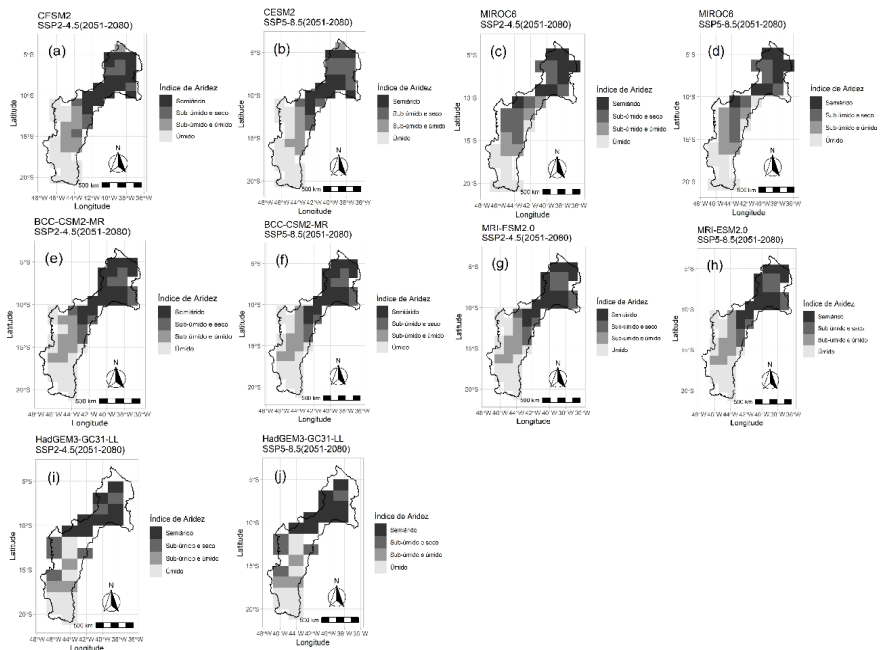
Figura 6: Índices de Aridez pelos cenários RCP 4.5 e RCP8.5 dos modelos CSIRO-Mk3-6-0, ICHEC-EC-EARTH, IPSL-CM5A-MR, HadGEM2-ES, NCC-NorESM1-M e NOAA-GFDL-ESM2M, do CORDEX, para o século XXI (2051 a 2080).



A Figura 6, compreende projeções de índice de aridez para o período de 2051 a 2080, obtidas através de dados do CORDEX. Os modelos ICHEC-EC-EARTH, IPSL-CM5A-MR, HadGEM2-ES e NOAA-GFDL-ESM2M indicaram uma redução da aridez na Sub-bacia SMSF e na RRTSF, apresentando fenômeno de expansão da áreas SS sobre as de Semiárido, inclusive o surgimento de regiões classificadas como SU.

Os índices gerados através do CSIRO-Mk3-6-0 e NCC-Nor-ESM1-M, no entanto, apresentaram resultados divergentes aos demais na Sub-bacia SMSF e na RRTSF. O modelo CSIRO-Mk3-6-0 apresentou intensificação de áreas tipo Semiárido.

Figura 7: Índices de Aridez pelos cenários SSP2-4.5 e SSP5-8.5 dos modelos (BCC-CSM2-MR), HadGEM3-GC31-MM, MIROC6, MRI-ESM2-0, CESM2, do CMIP6 para o século XXI (2051 a 2080)



A Figura 7, esboça as projeções de índice de aridez para o período de 2051 a 2080, obtidas por intermédio de dados dos cenários SSP2-4.5 e SSP5-8.5 do CMIP6. Nela é possível observar que em relação ao período anterior (2021 a 2050) há uma redução da aridez nas Sub-bacias do SMSF e BSF, apresentando resultados similares aos obtidos para o século XX. Fenômeno similar pode ser percebido na RRTSF, sobretudo no índice obtido através dos dados CESM2. Na Sub-bacias MSF e ASF os diferentes cenários apresentaram pouca variabilidade em relação ao período analisado anteriormente.

4. CONCLUSÕES

As mudanças climáticas impactam os recursos hídricos e podem alterar a condição de aridez de algumas regiões do planeta. Todos os modelos do CMIP6 e CORDEX indicam aumento da ETP em todos os cenários, com divergência em relação ao sinal da anomalia na precipitação. A maioria dos modelos indica aumento da aridez na parte semiárida da bacia estendida do São Francisco.

5. REFERÊNCIAS

- ALLEN, R. G.; PEREIRA, L. S.; RAES, D.; SMITH, M. (1998). United Nations Environment Program – World Atlas of Desertification. Crop Evapotranspiration (guidelines for computing crop water requirements). **Fao Irrigation and Drainage Paper 56**. FAO, Roma, Itália.
- ANA. **Manual de Usos Consuntivos da Água no Brasil**/Agência Nacional de Águas. - Brasília: ANA, 2019. 75 p.: il. ISBN: 978-85-8210-057-8.
- ASSAD, E. D.; PINTO, H. S.; NASSAR, A.; HARFUCH, L.; FREITAS, S.; FARINELLI, B.; LUNDELL, M.; BACHION, I. C.; FERNANDES, C. M. Impactos das mudanças climáticas na produção agrícola brasileira. [S.l.]: **The World Bank**, 2013.
- BARROS, K. N.; ALBUQUERQUE, M. A.; FERNANDES, M. C. L. Research, **Society and Development**, v. 9, n. 8, e580985558, 2020 (CC BY 4.0) | ISSN 2525-3409 | DOI: <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v9i8.5558>.

- CARVALHO, T. M. N.; SOUZA FILHO, F. A.; PORTO, V. C. Urban Water Demand Modeling Using Machine Learning Techniques: Case Study of Fortaleza, Brazil. **Journal of Water Resources Planning and Management**. 147(1): 05020026. 2021.
- CENTRO DE GESTÃO E ESTUDOS ESTRATÉGICOS – CGEE. **Desertificação, degradação da terra e secas no Brasil**. Brasília, DF: 2016. 252p. : II. – ISBN: 978/85-88686-34-2.
- CHEN, H.; TONG, S. T.Y.; YANG, H.; YANG, Y. J. Simulating the hydrologic impacts of land-cover and climate changes in a semi-arid watershed. **Hydrological Sciences Journal – Journal des Sciences Hydrologiques**, 60 (10) 2015.
- COLLISCHONN, W. & DORNELLES, F. (2015) **Hidrologia para engenharias e ciências ambientais**. 2ª ed. Porto Alegre, Associação brasileira de recursos hídricos: ABRH, 336 p.
- COSTA, J. M. F. et al. Influência Das Mudanças Climáticas, Projetadas Pelo Ippc, na Aridez do Brasil. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica**, v. 11, n. 3, p. 429, 2018.
- DÖLL P.; FIEDLER, K. ZHANG, J. Global-scale analysis of river flow alterations due to water withdrawals and reservoirs. **Hydrology and Earth System Sciences** (2009) 13(12) 2413-2432.
- COYLE, E. D.; SIMMONS, R. A. Understanding the global energy crisis. Purdue University Press, 2014.
- FENG S, FU Q (2013) Expansion of global drylands under a warming climate. **Atmospheric Chemistry and Physics** Doi:10.5194/acpd-13-14637-2013.
- FERNANDES, W. de S.; SOUZA FILHO, F. A.; STUDART, T. M.; SILVEIRA, C. S. Avaliação do impacto das mudanças climáticas no balanço hídrico na bacia do Óros usando os modelos de mudanças climáticas do IPCC-AR4 para o cenário A1B. **Revista AIDIS**. 29Vol. 9, No. 1, 28 –486de abril de 2016.
- GREVE P, RODERICK ML, Seneviratne SI (2017) Simulated changes in aridity from the last glacial maximum to 4 × CO2. **Environ Res Lett** 12:114021
- HARGREAVES, G. H.; SAMANI, Z. A. Reference crop evaporation from temperature. **Journal of Applied Engineering in Agriculture**, St Joseph, v. 1, n. 2, p. 96-99, 1985.

HARRIS, I.; OSBORN, T.J.; JONES, P.; LISTER, D. **Version 4 of the CRU TS monthly high-resolution gridded multivariate climate dataset**. *Sci. Data* 2020, 7, 1–18.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. **IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change: Climate Change 2007: The physical science basis**. Cambridge: IPCC, 2007, 18 p.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change** [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 2014. 151 p.

HEO, J. H.; AHN, H.; SHIN, J. Y.; KJELDSEN, T. R.; JEONG, C. Probability distributions for a quantile mapping technique for a bias correction of precipitation data: A case study to precipitation data under climate change. **Water (Switzerland)**, v. 11, n. 7, 2019.

KIMIURA, R. Global detection of aridification or increasing wetness in arid regions from 2001 to 2013. **Natural Hazards**. 103:2261–2276. 2020.

LEÃO, P. C. S.; NASCIMENTO, J. H. B.; MORAES, D. S.; SOUZA, E. R. Rootstocks for the new seedless table grape `BRS Vitória? under tropical semi-arid conditions of São Francisco Valley. **CIÊNCIA E AGROTECNOLOGIA (ONLINE)**, v. 44, p. e025119, 2020.

LOPES, I.; SANTOS, S. M.; TAURA, T. A.; OLDONI, H. LEAL, B. G. Desertification climatic susceptibility to the Center-North region of Brazilian Semi-Arid. **Journal of Hyperspectral Remote Sensing** v.7, n.2 (2017) 101-110.

MARCOS JUNIOR, A. D. et al. Thornthwaite climate classification for Brazil under IPCC-Ar5 climate change scenarios. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 33, n. 4, p. 647–664, 2018.

MARENGO, J.A.; CUNHA, A.P.M.A.; NOBRE, C.A.; RIBEIRO NETO, G.G.; MAGALHAES, A.R.; TORRES, R.R.; SAMPAIO, G.; ALEXANDRE, F.; ALVES, L.M.; CUARTAS, L.A. Assessing drought in the drylands of northeast Brazil under regional warming exceeding 4 °C.

MUTTI, P. R.; DUBREUIL, V.; BEZERRA, G. B.; DAMIEN, A. OLIVEIRA, C. P. SANTOS E SILVA, C. M. Assessment of gridded CRU TS data for long-term

- climatic water balance monitoring over the São Francisco watershed, Brazil. **Atmosphere**, 11, 1207; doi:10.3390/atmos1111120. 2020.
- DE NYS, E.; ENGLE, N.L.; MAGALHÃES, A.R. Secas no Brasil: política e gestão proativas. Brasília, DF: Centro de Gestão e Estudos Estratégicos- CGEE; Banco Mundial, 2016. 292 p.
- PENMAN, H.L. (1948). Natural Evaporation from Open Ware, Bare Soil and Grass. *Proc. Roy. Soc. London, A* 193:120-126.
- SILVA, G. K.; SILVEIRA, C. S.; SILVA, M. V. M.; MARCOS, A. D.; SOUZA, F. A. GUIMARÃES, S. O. Análise de projeções das mudanças climáticas sobre precipitação e temperatura nas regiões hidrográficas brasileiras para o século XX. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais** (Online). v. 55. p 420-436, 2020.
- SILVA, F. J. B. C.; AZEVEDO, J. R. G. Temporal trend of drought and aridity indices in semi-arid pernambucano to determine susceptibility to desertification **Brazilian Journal of Water Resources**. RBRH, Porto Alegre, v. 25, e32, 2020.
- SILVA, M. V. M.; SILVEIRA, C. S.; COSTA, J. M. F.; MARTINS, E. S. P. R.; VASCONCELOS JÚNIOR, F. C. Projection of Climate Change and Consumptive Demands Projections Impacts on Hydropower Generation in the São Francisco River Basin, Brazil. **Water**, v. 13, p. 332, 2021.
- SILVEIRA, C.S; FILHO, FS; MARTINS, ESPR; OLIVEIRA, J.L; COSTA, A.C; Nóbrega, M.T; SOUZA, S.A; SILVA, R.F.V. Climate change in the São Francisco river basin: analysis of precipitation and temperature. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, vol. 21, n.2, Porto Alegre abr./jun. 2016 p. 416 – 428.
- STUDART, T. M. C. CAMPOS; J. N. B. Análise comparativa dos Métodos de Hargreaves e Penman-Monteith para a Estimativa da Evapotranspiração Potencial: Um estudo de caso 1999.
- UEA, UNIVERSITY EAST ANGLIA. **Climatic Research Unit**. CRU. Disponível em: <<http://www.cru.uea.ac.uk/>>. Acesso em: 03 março 2021.

**VARIABILIDADE E
MUDANÇA CLIMÁTICA E
AS SECAS**

SEPARAÇÃO DOS EFEITOS DO CLIMA E DE ALTERAÇÕES ANTRÓPICAS NA BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO NAS VAZÕES MÉDIAS ANUAIS DE LONGO PERÍODO: UMA ABORDAGEM BASEADA EM BUDYKO

Gabriela Dorneles

Saulo A. de Souza

Dirceu S. Reis Jr.

1. INTRODUÇÃO

Entender como o clima e as atividades antrópicas na bacia afetam os fluxos e armazenamentos de água no planeta é tópico de intensas investigações ao redor do mundo, tendo sido o foco do documento que deu início à década de pesquisa na área hidrológica, denominada “Panta-Rhei-Everything Flows (2013-2022)”, uma iniciativa da Associação Internacional de Ciências Hidrológicas (IAHS) dedicada à relação entre o comportamento hidrológico e a sociedade como um todo (Montanari et al., 2013). Esforços similares vêm sendo realizados nos Estados Unidos, como descrito no documento publicado recentemente pela Academia Nacional de Ciências, Engenharia e Medicina daquele país (National Academies of Sciences Engineering et al., 2018), que discute e estabelece as prioridades de pesquisa do Serviço Geológico americano relacionadas à água, que inclui tópicos

como os efeitos das atividades antrópicas e do clima na quantidade, qualidade e confiabilidade dos sistemas de recursos hídricos.

Muitas atividades relacionadas com o planejamento e gestão dos recursos hídricos querem uma descrição quantitativa do comportamento das vazões num determinado local de interesse e ao longo de um certo horizonte de planejamento, como por exemplo: (1) o dimensionamento de uma nova infraestrutura hídrica, ou a expansão de uma já existente, seja para o abastecimento público, geração de energia, irrigação ou controle de cheias, (2) avaliação do desempenho de sistemas de recursos hídricos, (3) o mapeamento de área de risco para fins de planejamento do uso do solo, (4) outorga de uso dos recursos hídricos, (5) e elaboração e avaliação de mecanismos financeiros para avaliação dos riscos climático.

É usual que os métodos empregados em tais atividades assumam que as vazões em um dado local são estacionárias, o que significa dizer que o padrão estatístico das séries observadas não muda de maneira sistemática no tempo (Read & Vogel, 2015). Apesar de ser uma premissa bastante conveniente, ela não é mais aceita sem ao menos ser justificada. O debate na literatura científica sobre essa questão é intenso (Koutsoyiannis & Montanari, 2015; Lins & Cohn, 2011; Milly et al., 2008, 2015; Serinaldi & Kilsby, 2015). Apesar desse debate, sabe-se que existem vários fatores que podem alterar o padrão das vazões num dado local. As vazões observadas numa estação fluviométrica representam os efeitos combinados de vários processos que ocorrem na bacia hidrográfica. Mudanças no uso e cobertura da terra para a expansão agrícola, a construção de reservatórios para abastecimento ou controle de cheias, e o aumento do uso consuntivo para produção de alimentos e produção industrial são alguns exemplos de fatores que podem alterar o padrão estatístico das vazões. Além disso, diversos mecanismos de interação entre os oceanos e a atmosfera, que ocorrem em diversas

escalas temporais, também podem afetar a frequência e intensidade das precipitações, que porventura pode afetar o padrão das vazões num dado local.

Ser capaz de separar quantitativamente as contribuições do clima das mudanças na superfície da bacia hidrográfica devido a atividades antrópicas é de extrema importância porque permite compreender melhor os potenciais benefícios que podem ser alcançados numa determinada região de interesse oriundos de diferentes estratégias de ação para se alcançar o nível desejado de confiabilidade de um sistema de recursos hídricos. (Ahn & Merwade, 2014; X. Wang, 2014a; Wu et al., 2017) fornecem revisões bastante completas acerca dos métodos empregados para estimar tais contribuições. A lista de métodos inclui os empíricos, como aqueles baseados em regressão ou curva de dupla-massa, métodos baseados em Budyko, e modelagem hidrológica.

Métodos baseados em Budyko vêm sendo muito empregados nos últimos anos. Esses métodos fazem uso da elegante abordagem desenvolvida por Budyko (Budyko, 1958, 1974), baseada nos princípios da conservação de massa e energia aplicados na escala de longo período. Essa abordagem permite explicar os padrões espaciais de evapotranspiração (E) e vazão (Q) por meio de uma simples equação que depende apenas da evapotranspiração potencial (E_p) e da precipitação (P). Essa abordagem vem sendo utilizada na literatura científica, entre outras coisas, para estimar os efeitos da mudança do clima nas vazões (Randall J. Donohue et al., 2011; Fu et al., 2007; Heidari et al., 2020, 2021; Lv et al., 2019; Reis Junior et al., 2013; Renner & Bernhofer, 2012; H. Yang & Yang, 2011), assim como para separar os efeitos do clima dos efeitos das atividades humanas na bacia nas alterações em características das vazões (Ahn & Merwade, 2014; Bao et al., 2012; C. Li et al., 2018; H. Li et al., 2012; Y. Li et al., 2016, 2019; Liu et al., 2017a, 2017b; Sun et al., 2014; W. Wang et

al., 2020a, 2020b; X. Wang, 2014b; Wu et al., 2017; Ye et al., 2013; Zheng et al., 2018).

Este capítulo tem como objetivo quantificar as contribuições do clima e de alterações realizadas na superfície da bacia oriundas de atividades antrópicas nas mudanças observadas nas vazões média de longo período em diversas estações fluviométricas localizadas na bacia do Rio São Francisco (BSF). A BSF é uma bacia estratégica para o Brasil que vem sofrendo mudanças importantes no uso e ocupação da terra, influenciadas fortemente por investimentos agrícolas na região (ANA - Agência Nacional de Águas, 2013). Reduções das vazões observadas em diversas estações fluviométricas na bacia levaram a um intenso debate sobre o papel do clima, das alterações no uso e ocupação da terra na bacia, o no uso consuntivo da água na redução da disponibilidade hídrica (Pousa et al., 2019; Silva et al., 2021). O entendimento dessas conexões é essencial para uma melhor gestão dos recursos hídricos desta bacia estratégica para o país.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Estratégia geral

Assume-se aqui que se uma mudança significativa (do ponto de vista estatístico) nas séries de vazões médias anuais for identificada numa dada estação fluviométrica, essa mudança é o resultado combinado dos efeitos do clima e das atividades antrópicas na superfície da bacia hidrográfica,

$$dQ = Q_2(\psi_2, \theta_2) - Q_1(\psi_1, \theta_1) = dQ_c + dQ_h \quad (1)$$

em que $Q_1(\psi_1, \theta_1)$ e $Q_2(\psi_2, \theta_2)$ representam, respectivamente, a média das vazões medias anuais ao longo do período base (antes da mudança) e o período alterado (após a mudança), e dQ_c e dQ_h são

as mudanças na média das vazões médias anuais devido ao clima e às atividades antrópicas na bacia, respectivamente. Explicita-se aqui o uso da notação $Q_i(\psi_i, \theta_i)$ para enfatizar que a média das vazões medias anuais no período i depende do conjunto de variáveis climáticas, ψ_i e do conjunto de propriedades da bacia no período i , θ_i .

A estratégia para quantificar as contribuições do clima e das alterações na superfície da bacia na mudança observada na média de longo período das vazões entre os dois períodos baseia-se na estimativa de qual teria sido a vazão média de longo período no período alterado caso a bacia hidrográfica não tivesse sido alterada pelas atividades antrópicas, denominada aqui de $Q_2(\psi_2, \theta_1)$, em que θ_1 representa o conjunto de parâmetros que caracterizam a bacia durante o período base. É óbvio que a quantidade $Q_2(\psi_2, \theta_1)$ não é observável, mas pode ser estimada por meio diferentes técnicas de modelagem (e.g., métodos empíricos ou modelagem hidrológica).

Assim como no caso da vazão média de longo período durante o período alterado, $Q_2(\psi_2, \theta_2)$, the a quantidade não observável $Q_2(\psi_2, \theta_1)$ reflete os valores das variáveis climáticas que foram observados durante o período alterado. A diferença que porventura aconteça entre $Q_2(\psi_2, \theta_2)$ e $Q_2(\psi_2, \theta_1)$ precisa estar relacionada com possíveis alterações que tenham ocorrido nas características da bacia. Sendo assim, é sensato pensar que a eq. (2) pode ser empregada como um estimador da contribuição oriunda das atividades antrópicas na bacia na mudança da vazão média de longo período entre os períodos base e alterado, dQ_h ,

$$dQ_h = Q_2(\psi_2, \theta_2) - Q_2(\psi_2, \theta_1) \quad (2)$$

que quando combinada com a eq. (1), fornece o estimador da contribuição do clima

$$dQ_c = dQ - dQ_h. \quad (3)$$

Neste estudo, a separação do período completo de dados observados em um período base e um período alterado é realizada com base no teste de Pettit. Além disso, a quantidade $Q_2(\psi_2, \theta_1)$ é estimada via método da decomposição, baseado nas hipóteses de Budyko (D. Wang & Hejazi, 2011). Ambos os métodos são discutidos nas próximas seções do texto.

2.2. Determinação dos períodos base e alterado

O método da decomposição empregado neste estudo para separar as contribuições do clima e das alterações na superfície da bacia requer, pelo menos no seu uso mais comum, a separação do período histórico de vazões em duas partes, a primeira chamada de período base e a segunda de período alterado. Seguindo o mesmo procedimento de estudos anteriores, utilizou-se aqui o método do Pettit para a obtenção dos dois períodos. Maiores detalhes do método podem ser obtidos no artigo original (Pettitt, 1979), enquanto uma discussão aprofundada do mesmo pode ser encontrada em (Rougé et al., 2013).

O teste de Pettit baseia-se no posto (*ranking*) das observações da amostra para decidir se a mediana do período base, que contém as observações até uma data específica τ , é diferente da mediana das observações restantes. A variável $\kappa(\tau)$ serve como uma métrica para avaliar o grau de diferença entre os dois períodos para um dado valor de τ ,

$$\kappa(\tau) = \sum_{i=1}^{\tau} \sum_{j=\tau+1}^n \text{sign}(x_j - x_i), \quad (4)$$

em que n é o tamanho da amostra. O objetivo é encontrar o valor de τ^* que maximiza a estatística do teste $\kappa(\tau)$,

$$\tau^* = \arg \max_{1 \leq \tau \leq n} [|\kappa(\tau)|], \quad (5)$$

o que resulta na estatística final do teste de Pettit

$$\kappa^* = |\kappa(\tau^*)|. \quad (6)$$

(Pettitt, 1979) fornece uma aproximação para a significância do teste associado com a rejeição da hipótese nula de que os dois conjuntos de observação possuem a mesma mediana,

$$p \approx 2 \exp \left[\frac{-6(\kappa^*)^2}{n^3 + n^2} \right], \quad (7)$$

que contém uma precisão de duas casas decimais para $p < 0.5$. Portanto, se p for menor do que o nível de significância (α) escolhido para a realização do teste, a hipótese nula é rejeitada e estabelece-se a separação do período de dados em duas partes, os períodos base e de alteração. O primeiro contém todas as observações até a data τ^* .

2.3. As hipóteses de Budyko e a equação de Fu

As equações do tipo Budyko, baseadas nas hipóteses de Budyko (Budyko, 1974), vêm sendo empregadas já há algum tempo para realizar a separação da precipitação (P) nos fluxos de evapotranspiração real (E) e vazão (Q) em análises hidrológicas de longo período ao nível da bacia hidrográfica. Ao longo dos anos, a abordagem de Budyko vem sendo também utilizada para entender como a média de longo período, assim como o grau de variabilidade, das vazões médias anuais variam com características do clima e propriedades físicas da bacia. Mais recentemente, um esforço intenso vem sendo realizado na comunidade científica para empregar essa abordagem na tentativa de quantificar, separadamente, as contribuições oriundas da variabilidade ou mudanças do clima e das alterações antrópicas realizadas na superfície da bacia no comportamento das vazões médias anuais de longo período.

(Budyko, 1958)(pp. 139-162), baseado nos princípios da conservação de massa e energia aplicados numa escala temporal de longo período, e na escala da bacia, mostrou que a média de longo período da razão de evaporação, E/P , pode ser descrita apenas como função do índice de aridez, definido como a média de longo período da razão entre a evapotranspiração potencial e precipitação, ($\phi = E_0/P$), uma medida da demanda de água proveniente da atmosfera. Além da justificativa teórica, ele apresenta também uma equação adimensional de caráter semi-empírico que ficou conhecida como equação de Budyko.

Com o passar dos anos, diversos estudos de caráter teórico, e também empírico, foram desenvolvidos na tentativa de melhor entender essa relação entre E/P e E_0/P em diversas regiões do mundo, o que inclui a investigação sobre o papel que diversos fatores exercem nessa relação, tais como características do solo, vegetação, tipografia, sazonalidade (Donohue et al., 2007; Donohue et al., 2010; Donohue et al., 2012; Jothityangkoon & Sivapalan, 2009; Williams et al., 2012; Yang et al., 2007). Durante esse período, outras equações, que ficaram conhecidas como equações do tipo Budyko, foram apresentadas. Uma das equações mais difundidas é a chamada equação de Fu, nome dado em homenagem ao pesquisador chinês Baopu Fu, que fui a primeiro a publicá-la em 1981, porém na língua chinesa apenas, o que dificultou sua popularização. Apenas após a publicação do trabalho de (Zhang et al., 2004), que apresentou toda a derivação da equação, é que a mesma se tornou conhecida na comunidade científica internacional. A equação de Fu, de apenas um parâmetro, é apresentada eq. (8),

$$\frac{E}{P} = 1 + \frac{E_0}{P} - \left[1 + \left(\frac{E_0}{P} \right)^\omega \right]^{1/\omega}, \quad (8)$$

em que o parâmetro ω representa de uma forma bastante concisa as propriedades da bacia hidrográfica que são relevantes. Outras equações similares existem, como a apresentada na eq. (9), primeiramente introduzida na literatura por (Choudhury, 1999)

$$\frac{E}{P} = \frac{E_0}{(P^n + E_0^n)^{1/n}}, \quad (9)$$

em que n é o único parâmetro da equação. Mais recentemente, empregando análise dimensional e lógica matemática, (H. Yang et al., 2008) foram capazes de derivar a equação de um parâmetro introduzida por (Choudhury, 1999) a apresentada na eq. (9). Além disso, eles mostraram que ambas as equações apresentadas acima são quase idênticas, e seus parâmetros, ω e n , são linearmente relacionados.

Para um dado conjunto de dados de precipitação, vazão e evapotranspiração potencial, os respectivos valores médios anuais de longo período P , Q e E_0 podem ser calculados. Os valores de P e Q podem então ser empregados para estimar a média de longo período da evapotranspiração real, E , por meio da equação de balanço hídrico, em que ΔV é a variação do volume de água armazenado dentro da bacia durante o período de análise. Assume-se aqui que a média de longo período de ΔV é bem menor do que os outros termos da equação, de forma que $\Delta V \approx 0$. As razões E/P e E_0/P são então empregadas para estimar o único parâmetro w da equação de Fu, conforme apresentado na eq. (8).

2.4. O método da decomposição

A Figura 1 ilustra a lógica do método da decomposição, cujo objetivo é estimar a contribuição do clima e das atividades antrópicas na superfície da bacia nas alterações observadas na vazão média de longo período entre dois períodos distintos. No caso da Figura 1, o primeiro período é representado pelo ponto , enquanto

que o segundo período é representado pelo ponto . Veja que de A para C, houve uma mudança nos valores de E_0/P , que passou de 0,8 para 1,2, e no valor do parâmetro w , que neste caso mudou de 2,2 para 3,5. Essas alterações resultaram numa mudança de Q/P de 0,44 para 0,15.

A separação das componentes climática e antrópicas se dá na premissa de que a mudança de A para C pode ser representada em duas etapas: (1) a passagem da condição A para a condição B, que está associada apenas com a alteração nos valores de E_0/P , representando assim apenas alterações no clima da região entre os dois períodos, sem qualquer relação com mudanças na bacia, e (2) a passagem de B para C, que ocorre para um mesmo valor de índice de aridez, porém para diferentes valores de w , representando mudanças na superfície da bacia.

Vale notar que o valor de Q/P que teria acontecido no segundo período, caso a bacia não tivesse sido alterada, é representado pelo ponto B, que pode ser calculado a partir da eq. (10),

$$\left(\frac{Q}{P}\right)_B = 1 - f(\phi_2, \omega_1), \quad (10)$$

em que $f(\phi_2, \omega_1)$ representa a equação de Fu avaliada em $\phi_2 = (E_0/P)_2$ cuja bacia possui características do primeiro período (ω_1). Vale notar que a eq.(10) faz o papel de $Q_2(\psi_2, \theta_1)$ na eq.(2). Neste caso, o conjunto de variáveis climática é composto apenas do índice de aridez no período 2, ψ_2 , enquanto o conjunto de propriedades da bacia consiste apenas do parâmetro da equação de Fu no primeiro período, ω_1 . Sendo assim, é fácil mostrar que

$$Q_2(\psi_2, \theta_1) = P_2[1 - f(\phi_2, \omega_1)]. \quad (11)$$

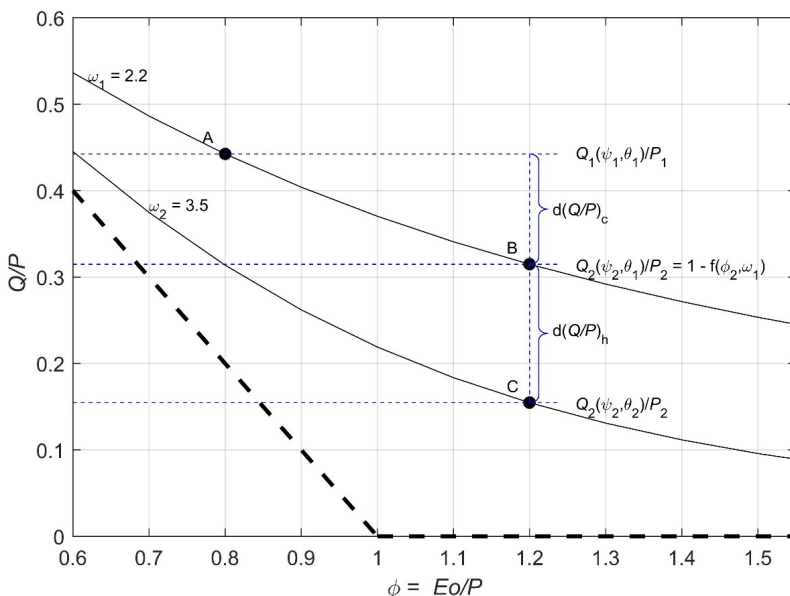
Substituindo-se a eq.(9) na eq.(2), é possível determinar dQ_h ,

$$dQ_h = Q_2(\psi_2, \theta_2) - P_2[1 - f(\phi_2, \omega_1)] \quad (12)$$

enquanto dQ_c pode ser obtido substituindo-se a eq.(9) na eq.(3),

$$dQ_c = [1 - f(\phi_2, \omega_1)] - Q_1(\psi_1, \theta_1). \quad (13)$$

Figura 1: Situação hipotética no espaço Budyko ilustra a transição a partir da condição hidrológica no período base, ponto $A = (\phi_1, Q_1(\psi_1, \theta_1)/P_1)$, para a condição hidrológica no período alterado ($C = (\phi_2, Q_2(\psi_2, \theta_2)/P_2)$). Ponto $B = (\phi_2, Q_2(\psi_2, \theta_1)/P_2)$ representa a condição que teria sido observada no Segundo período caso a bacia não tivesse sofrido qualquer tipo de alteração. As contribuições do clima e das alterações na bacia oriundas de atividades antrópicas na mudança observada em Q/P são também apresentadas.



2.5. Dados empregados

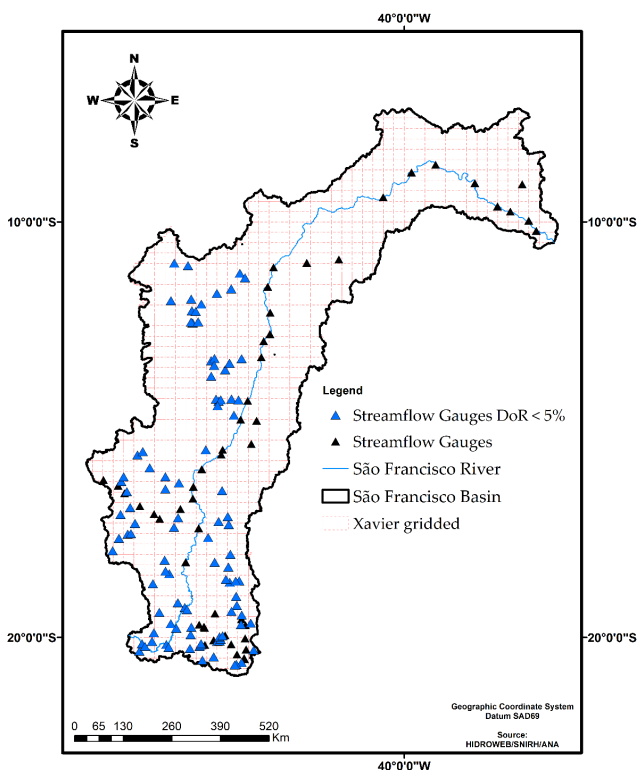
Os dados de precipitação foram obtidos do banco de dados diários apresentados por (Xavier et al., 2016) e depois atualizados em (Xavier et al., 2017), que cobrem o período 1980-2016

e que contém uma resolução espacial de 0,25 graus. Os dados de evapotranspiração potencial utilizados foram aqueles disponíveis no banco de dados mensais de variáveis meteorológicas mantido pela Climate Research Unit (CRU) da Universidade de East Anglia. Esse banco possui resolução espacial de 0,50 grau e cobre o período 1901-2019. Por último, os dados de vazão empregados foram aqueles provenientes das estações fluviométricas mantidas pela Agência Nacional de Águas, extraídos diretamente do sistema HIDROWEB.

A seleção das estações fluviométricas seguiu três critérios: (1) possuir pelo menos 30 anos de dados sem falhas, (2) pelo menos 6 anos de dados no período 2000-2019, e (3) possui grau de regulação (DoR) inferior a 0,05, definido como a razão entre a capacidade total de armazenamento superficial na bacia e a vazão média anual (Xavier et al., 2017). O último critério foi adotado para evitar trabalhar com bacias influenciadas pela presença de reservatórios e também na tentativa de garantir que a premissa adotada de que seja preservada.

A Figura 2 apresenta a localização das 100 estações selecionadas para o estudo (triângulos azuis), e as 50 estações que foram descartadas por não terem passado no critério do DoR.

Figura 2: Localização das 100 estações selecionadas para o estudo (triângulos azuis). As 50 estações com DoR > 0,05 (triângulos pretos) não foram empregadas.



3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

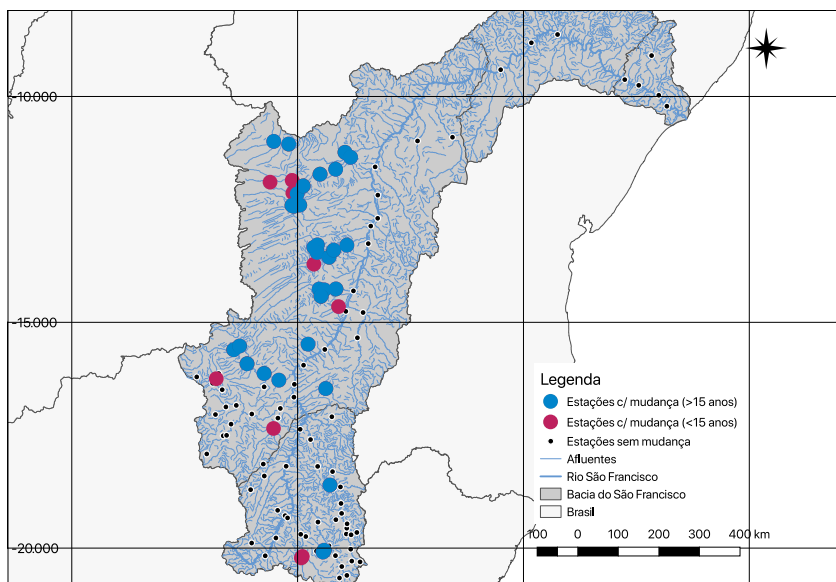
3.1. Mudanças na vazão média anual de longo período

O método de Pettit foi empregado para detectar mudanças abruptas nas séries de vazões médias anuais nas estações fluviométricas selecionadas no período 1980-2016. O referido teste identificou, para um nível de significância de 5%, 59 estações com mudanças nessa variável, dentre as 100 empregadas, uma proporção relativamente grande na região (59%). Apesar do teste ter sido aplicado de forma individualizada, sem qualquer mecanismo de

avaliação regional, o conjunto de estações com mudanças apresentam uma alta consistência regional.

A Figura 3 apresenta um mapa da bacia com os resultados do teste de Pettit. Apenas as 32 estações com pelo menos 15 anos de dados nos dois períodos (base e de alteração) foram selecionadas para estimar as contribuições do clima e das ações humanas na superfície da bacia nas mudanças observadas nas vazões médias anuais de longo período. A identificação desse subconjunto de estações foi necessária para garantir uma maior precisão nas estimativas de longo período das variáveis empregadas na análise. Para uma melhor discussão sob uma perspectiva espacial dos resultados encontrados, essas 32 estações foram agrupadas em cinco regiões, como apresentado na Figura 4.

Figura 3: Resultados do teste de Pettit. Apenas 32 estações com pelo menos 15 anos de dados em ambos os períodos (base e de alteração) foram utilizados na estimativa das contribuições do clima e das alterações oriundas de atividades humanas na bacia nas mudanças observadas nas vazões médias de longo período.



O grau de evidência no estudo de detecção das mudanças abruptas nas séries de vazões médias anuais pode ser expressa pelo pvalor obtido quando da execução do teste de hipóteses. Percebe-se que as evidências são relativamente fortes, com uma proporção alta de estações com pvalor inferior a 10^{-3} , como pode ser visto na Figura 5, que apresenta ao mesmo tempo a mudança relativa da vazão, em relação ao valor no período base, e os respectivos pvalores. Todas as mudanças encontradas indicaram uma redução dos valores de vazão, com valores relativos variando entre 10 e 45 %.

Figura 4: Cinco regiões empregadas na análise regional das contribuições do clima e das atividades humanas na bacia nas mudanças observadas nas vazões médias anuais de longo período.

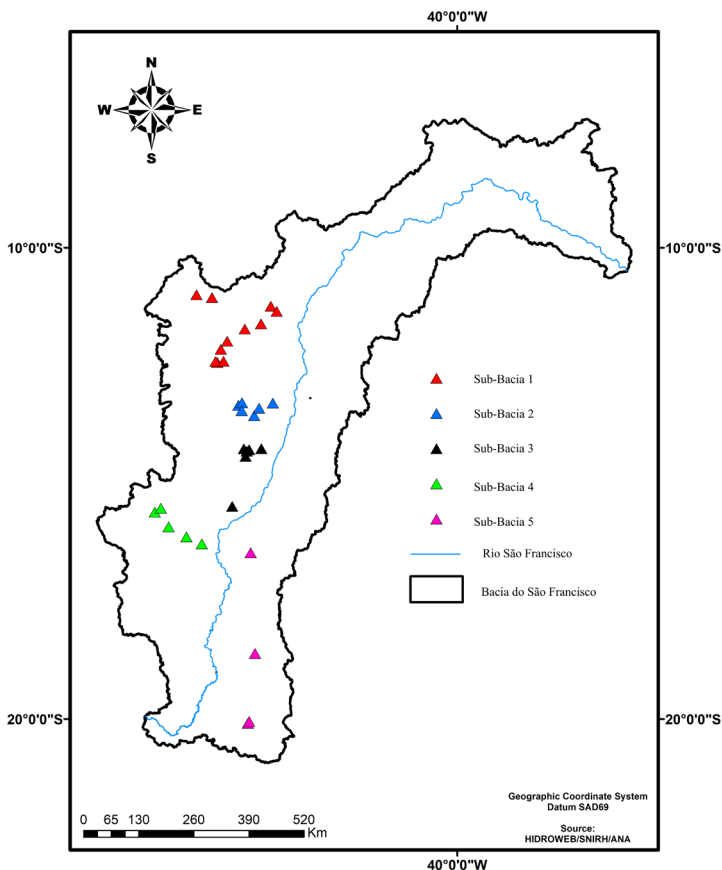
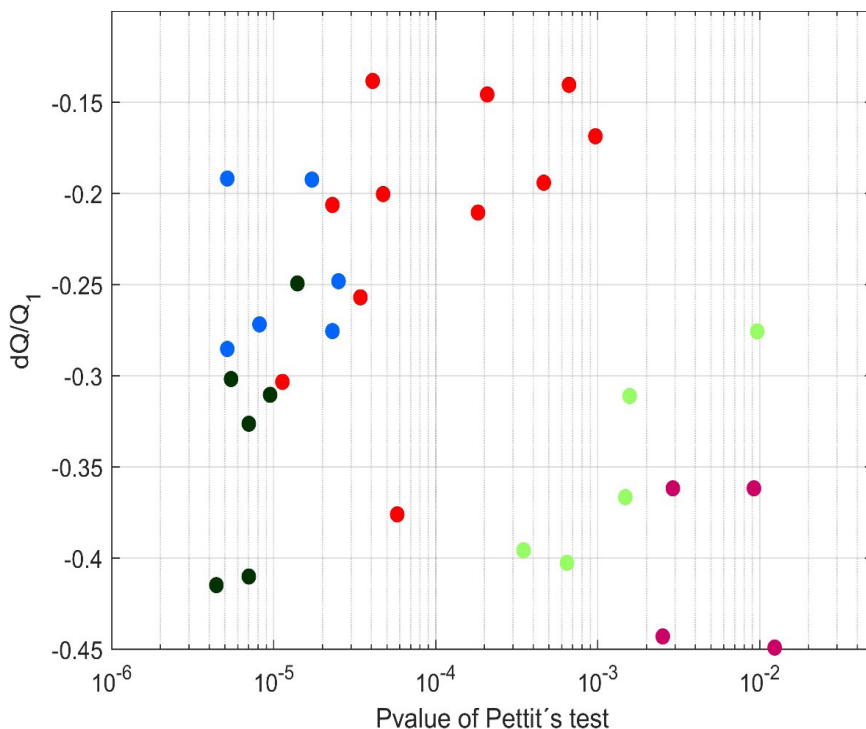


Figura 5: Mudança relativa da vazão média de longo período em comparação com a vazão média do período base em função do pvalor obtido pelo teste de Pettit. As cores indicam as regiões onde se localizam as estações fluviométricas (vermelho: região 1; azul: região 2; preto: região 3; verde: região 4; vinho: região 5).



3.2. Quantificação dos efeitos do clima e das ações humanas na bacia na vazão média anual de longo período

O método da decomposição foi utilizado para quantificar as contribuições do clima e das alterações nas bacias oriundas de atividade humanas nas mudanças das vazões médias anuais de longo período. As eqs. (12) e (13) foram empregadas para estimar dQ_h e dQ_c , respectivamente.

A Figura 6 apresenta os resultados da contribuição relativa das 36 estações selecionadas para esta parte da análise. As mudanças de vazão devido ao clima foram todas negativas com valores variando entre 10 e 35%, quando comparado com o período base. As alterações na superfície da bacia também apresentaram majoritariamente uma redução na vazão, mas esse padrão não foi universal, com estações apresentando um incremento nas vazões, como algumas localizadas nas regiões 1 (círculo vermelho) e 2 (círculos azuis).

É também interessante relacionar as estimativas de contribuição das alterações nas características da bacia dQ_h/dQ_1 com as estimativas dos valores do parâmetro da equação de Fu nos períodos base e de alteração. A Figura 7 mostra essas duas estimativas num mesmo gráfico, permitindo a identificação das estações em que o valor de ω mudou de forma mais significativa. Grandes mudanças em ω indicam grandes mudanças nas características da bacia. Essas mudanças foram mais evidentes na região 5 (vinho), localizada na parte sul da bacia. Estações localizadas nas regiões 3 (preta) e 4 (verde) também apresentaram algum grau de alteração nos valores de ω , mas ainda assim inferiores às mudanças observadas na região 5. Esses resultados estão de acordo com aqueles apresentados na Figura 6 em termos de dQ_h/dQ_1 .

Figura 6: Contribuição relativa de clima (dQ_c/dQ_1) e das alterações na superfície da bacia (dQ_h/dQ_1) nas mudanças observadas nas vazões médias de longo período. Q_1 é vazão média anual observada no período base. Linhas tracejadas representam isolinhas de mudança relativa das vazões em relação ao período base. (dQ/Q_1). As cores indicam as regiões onde se localizam as estações fluviométricas (vermelho: região 1; azul: região 2; preto: região 3; verde: região 4; vinho: região 5).

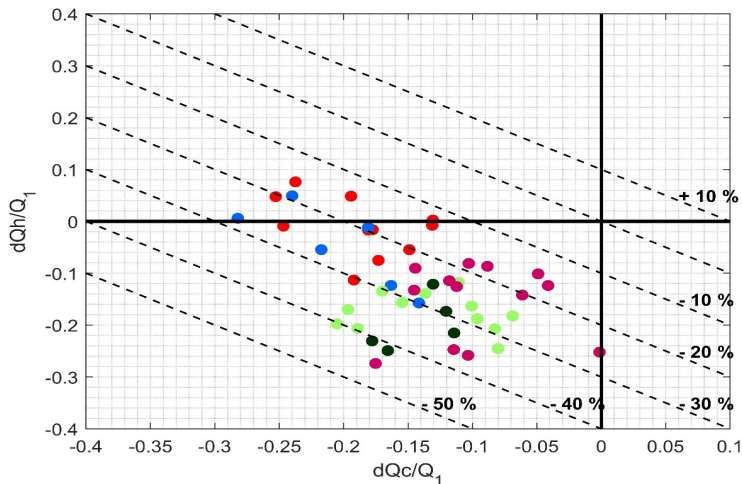
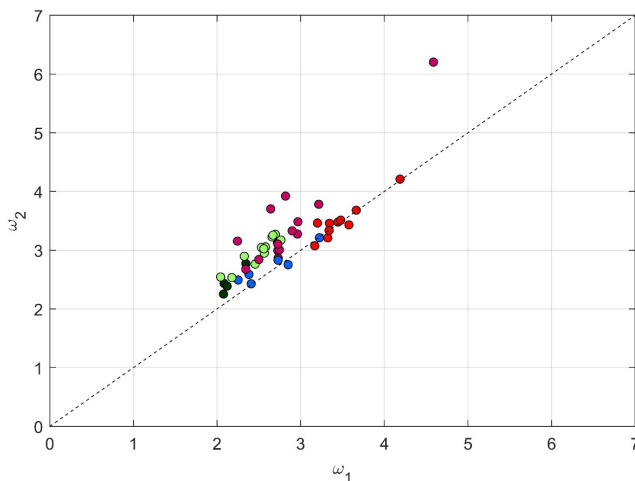


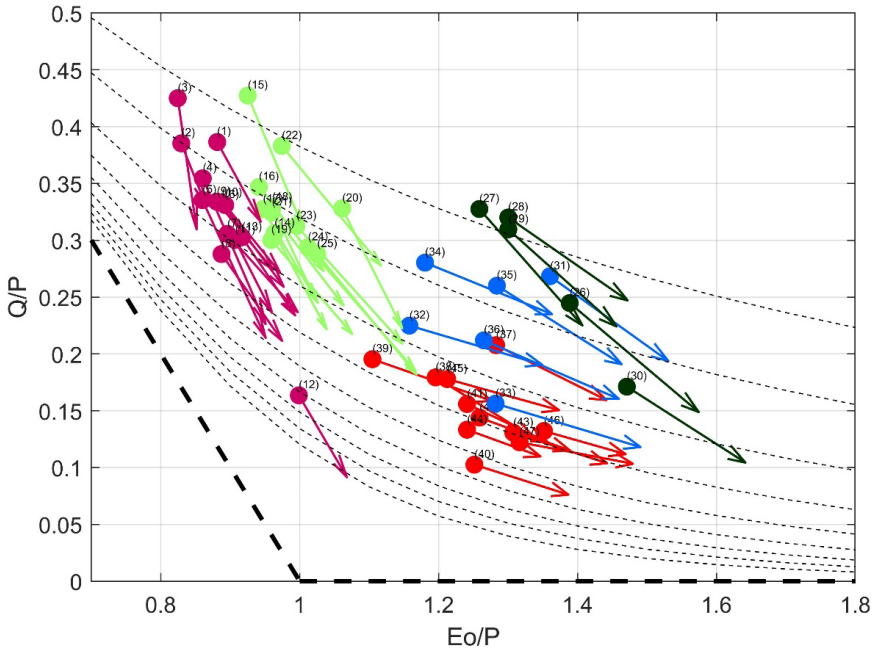
Figura 7: Estimativas do parâmetro da equação de Fu para os períodos base e de alteração. A linha tracejada representa os pontos em que não se observa mudança em ω . As cores indicam as regiões onde se localizam as estações fluviométricas (vermelho: região 1; azul: região 2; preto: região 3; verde: região 4; vinho: região 5).



A Figura 8 permite avaliar o que está acontecendo na bacia sob uma perspectiva diferente, em termos de Q/P e E_0/P . Os vetores plotados na Figura 8 indicam o grau de mudança que foi observado em cada uma das 36 estações entre os períodos base e de alteração. Vetores paralelos às linhas tracejadas indicam que as mudanças em Q/P seriam oriundas apenas de alterações em características do clima, sem qualquer influência de alteração na bacia, já que as linhas tracejadas representam a relação entre Q/P e E_0/P para um valor de ω fixo. Por outro lado, vetores verticais indicariam mudanças em Q/P oriundas apenas de mudança nas características da bacia, tendo em vista que E_0/P se manteria constante.

Pode-se observar na Figura 8 que os padrões de mudança no plano ($Q/P \times E_0/P$) é consistente regionalmente, com agrupamentos de estações bem definidos. Os vetores de mudança de Q/P nas estações localizadas na região 5 (vinho) são em geral mais verticais do que aqueles em outras regiões, o que significa que nessa região as alterações na bacia tiveram um papel mais relevante do que alterações no clima durante o período 1980-2016. Os vetores de mudança em Q/P para as estações localizadas nas regiões 1 (vermelho) e 2 (azul) são aproximadamente paralelos às linhas tracejadas, indicando que nessas regiões o clima teve uma participação mais efetiva nas mudanças observadas nas vazões médias de longo período. Por outro lado, os vetores em preto (região 3) e em verde (região 4) parecem mais balanceados, o que indica que tanto o clima quanto alterações na bacia parecem ter um papel equivalente nas mudanças nas vazões.

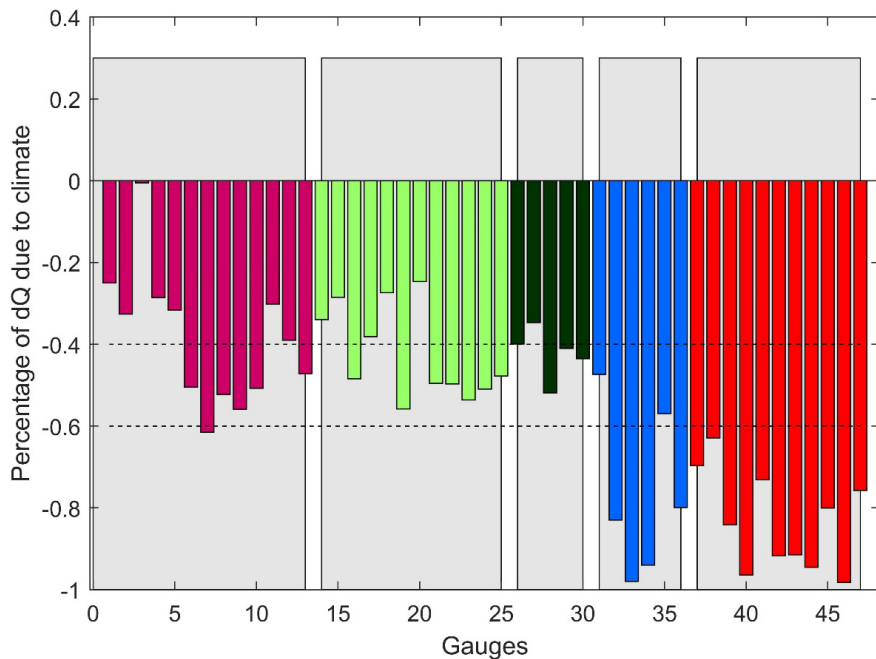
Figure 8: Mudanças observadas entre os períodos base e de alteração no plano $Q/P \times Eo/P$. As cores indicam as regiões onde se localizam as estações fluviométricas (vermelho: região 1; azul: região 2; preto: região 3; verde: região 4; vinho: região 5).



A predominância do clima ou das alterações na superfície da bacia fica ainda mais clara quando se analisa a Figura 9, que apresenta a contribuição relativa do clima nas 32 estações avaliadas nesta etapa do estudo. Uma análise qualitativa é apresentada aqui baseada na seguinte condição: se a contribuição relativa do clima (alteração na bacia) na mudança da vazão média anual de longo período for superior a 60%, então diz-se que a estação é afetada predominantemente pelo clima (alteração na bacia); se não há predominância de um dos fatores, diz-se que as contribuições são equivalentes. Portanto, com base na Figura 9, pode-se dizer que em todas as estações localizadas na região 1 (vermelho) as vazões

médias de longo período foram predominantemente afetadas pelo clima no período 1980-2016, assim com 5/6 das estações localizadas na região 2 (azul). De uma forma geral, em aproximadamente 50% das estações localizadas nas regiões 3, 4 ou 5, os efeitos do clima e das alterações na bacia foram equivalentes. No restante das estações, alterações na superfície da bacia oriundas de atividades humanas parecem representar o fator dominante que causou as mudanças nas vazões.

Figure 9: Mudança relativa das vazões medias anuais de longo período devido ao clima. As cores indicam as regiões onde se localizam as estações fluviométricas (vermelho: região 1; azul: região 2; preto: região 3; verde: região 4; vinho: região 5).



3.3. O papel das mudanças de armazenamento de água na bacia

A premissa de que as mudanças de armazenamento de água na bacia ao longo do período de análise são desprezíveis frente aos valores médios de longo período dos outros termos da equação do balanço hídrico possui um papel importante nos resultados obtidos porque afeta a estimativa da evapotranspiração real nos períodos base e de alteração, que acaba por influenciar as estimativas de ω , dQ_c e dQ_h . Para restringir o grau de violação dessa premissa, alguns cuidados foram tomados no processo de seleção das estações para o estudo, deixando de fora estações que reconhecidamente possuem reservatórios que no conjunto possuem armazenamento superior ao volume médio anual que escoar na bacia ($DoR > 0.05$). Entretanto, a falta de um monitoramento contínuo e abrangente das águas subterrâneas torna bastante difícil a tarefa de garantir que a premissa adota na análise é adequada. Além disso, a falta de estimativas abrangentes espacialmente da condutividade hidráulica vertical também dificulta a estimativa da quantidade de água que porventura seja direcionada para o reservatório subterrâneo sem que tenha a possibilidade de retornar ao rio, que se não for desprezível, pode afetar e distorcer os resultados aqui obtidos.

Os autores deste capítulo acreditam que a região 1 é aquela onde é possível que as mudanças em armazenamento de água na bacia não sejam desprezíveis, mesmo numa análise de longo período, o que pode ter influenciado as estimativas de E , ω , dQ_c e dQ_h . Os solos nessa região são profundos e apresentam uma alta capacidade de armazenamento, o que pode resultar em mudanças não desprezíveis de armazenamento ao longo do tempo. Sendo assim, é preciso interpretar os resultados aqui obtidos com uma certa cautela, em especial para as estações da região 5. O próximo passo nesta pesquisa nessa linha inclui o uso de modelagem hidrológica

para inferir se as mudanças de armazenamento de água na bacia podem de fato ser desprezadas na análise nas diferentes regiões do estudo.

4. COMENTÁRIOS FINAIS

O objetivo deste estudo foi o de quantificar as contribuições do clima e de mudanças na superfície da bacia oriunda de atividades antrópicas nas mudanças observadas nos valores das vazões médias anuais em diversas bacias contribuintes às estações fluviométricas localizadas na bacia do Rio São Francisco. O estudo empregou 100 estações fluviométricas com pelo menos 30 anos de dados sem falhas e com baixo grau de regulação, de forma que mudanças nas vazões não tenham relação com a presença de reservatórios na bacia.

Resultados baseados no teste de Pettit indicaram que 59 das 100 estações estudadas apresentam mudança abruptas no período entre 1980-2016, e o padrão espacial encontrado indica forte consistência regional. Todas as 59 estações apresentaram uma redução da vazão média anual de longo período, com mudanças relativas da ordem de 10 a 45 %, quando comparado com o período base.

Com base no método da decomposição, foi possível separar os efeitos do clima dos efeitos das alterações realizadas na superfície da bacia nessas mudanças observadas na vazão média anual. A predominância de cada fator varia de região para região. As estações localizadas na margem esquerda do Rio São Francisco, na parte noroeste da bacia, que contém as regiões 1 e 2, foram predominantemente afetadas pelo clima, com pequenas contribuições oriundas de alterações na bacia. Em aproximadamente 50% das estações localizadas nas regiões restantes, não foi possível identificar uma predominância clara de fatores, podendo-se dizer que há uma

equivalência entre os efeitos do clima e de alterações na bacia nas mudanças da vazão média de longo período. No restante das estações localizadas nas regiões 3, 4 e 5, parece que os efeitos de alterações na superfície da bacia foram predominantes nas mudanças observadas na vazões no período 1980-2016.

5. REFERÊNCIAS

- Ahn, K. H., & Merwade, V. (2014). Quantifying the relative impact of climate and human activities on streamflow. *Journal of Hydrology*, 515, 257–266. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.04.062>
- ANA - Agência Nacional de Águas. (2013). *Análise de Estacionaridade de Séries Hidrológicas Na Bacia Do Rio São Francisco e Usos Consuntivos a Montante Da UHE Sobradinho*. Brasília.
- Bao, Z., Zhang, J., Wang, G., Fu, G., He, R., Yan, X., et al. (2012). Attribution for decreasing streamflow of the Haihe River basin, northern China: Climate variability or human activities? *Journal of Hydrology*, 460–461, 117–129. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.06.054>
- Budyko, M. I. (1958). *The heat balance of the Earth's surface*. Washington D.C.: National Weather Service, U. S. Departmento fo Commerce.
- Budyko, M. I. (1974). *Climate and life*. New York: Academic.
- Castro, C. N., & Pereira, C. N. (2019). *Revitalização da bacia hidrográfica do rio São Francisco : histórico, diagnóstico e desafios*. Brasília/DF: IPEA.
- Choudhury, Bhaskar J. (1999). Evaluation of an empirical equation for annual evaporation using field observations and results from a biophysical model. *Journal of Hydrology*, 216(1–2), 99–110. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(98\)00293-5](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(98)00293-5)
- Donohue, R J, Roderick, M. L., & McVicar, T. R. (2007). On the importance of including vegetation dynamics in Budyko's hydrological model. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 11(2), 983–995.
- Donohue, R. J., Roderick, M. L., & McVicar, T. R. (2010). Can dynamic vegetation information improve the accuracy of Budyko's hydrological model? *Journal of Hydrology*, 390(1–2), 23–34. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.06.025>

- Donohue, Randall J., Roderick, M. L., & McVicar, T. R. (2011). Assessing the differences in sensitivities of runoff to changes in climatic conditions across a large basin. *Journal of Hydrology*, 406(3–4), 234–244. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.07.003>
- Donohue, Randall J., Roderick, M. L., & McVicar, T. R. (2012). Roots, storms and soil pores: Incorporating key ecohydrological processes into Budyko's hydrological model. *Journal of Hydrology*, 436–437, 35–50. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.02.033>
- Fu, G., Charles, S. P., & Chiew, F. H. S. (2007). A two-parameter climate elasticity of streamflow index to assess climate change effects on annual streamflow. *Water Resources Research*, 43(11). <https://doi.org/10.1029/2007WR005890>
- Heidari, H., Arabi, M., Warziniack, T., & Kao, S. C. (2020). Assessing Shifts in Regional Hydroclimatic Conditions of U.S. River Basins in Response to Climate Change over the 21st Century. *Earth's Future*, 8(10). <https://doi.org/10.1029/2020EF001657>
- Heidari, H., Warziniack, T., Brown, T. C., & Arabi, M. (2021). Impacts of climate change on hydroclimatic conditions of u.S. national forests and grasslands. *Forests*, 12(2), 1–17. <https://doi.org/10.3390/f12020139>
- Jothityangkoon, C., & Sivapalan, M. (2009). Framework for exploration of climatic and landscape controls on catchment water balance, with emphasis on inter-annual variability. *Journal of Hydrology*, 371(1–4), 154–168. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.03.030>
- Koutsoyiannis, D., & Montanari, A. (2015). Meurtre par imprudence de concepts scientifiques: le cas de la stationnarité. *Hydrological Sciences Journal*, 60(7–8), 1174–1183. <https://doi.org/10.1080/02626667.2014.959959>
- Li, C., Wang, L., Wanrui, W., Qi, J., Linshan, Y., Zhang, Y., et al. (2018). An analytical approach to separate climate and human contributions to basin streamflow variability. *Journal of Hydrology*, 559, 30–42. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.02.019>
- Li, H., Zhang, Y., Vaze, J., & Wang, B. (2012). Separating effects of vegetation change and climate variability using hydrological modelling and sensitivity-based approaches. *Journal of Hydrology*, 420–421, 403–418. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.12.033>

- Li, Y., Liu, C., Zhang, D., Liang, K., Li, X., & Dong, G. (2016). Reduced runoff due to anthropogenic intervention in the Loess Plateau, China. *Water (Switzerland)*, 8(10). <https://doi.org/10.3390/w8100458>
- Li, Y., Liu, C., Yu, W., Tian, D., & Bai, P. (2019). Response of streamflow to environmental changes: A Budyko-type analysis based on 144 river basins over China. *Science of the Total Environment*, 664, 824–833. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.011>
- Lins, H. F., & Cohn, T. A. (2011). Stationarity: Wanted Dead or Alive. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)*, 47(3), 475–480. <https://doi.org/10.1111>
- Liu, J., Zhang, Q., Singh, V. P., & Shi, P. (2017a). Contribution of multiple climatic variables and human activities to streamflow changes across China. *Journal of Hydrology*, 545, 145–162. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.12.016>
- Liu, J., Zhang, Q., Singh, V. P., & Shi, P. (2017b). Contribution of multiple climatic variables and human activities to streamflow changes across China. *Journal of Hydrology*, 545, 145–162. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.12.016>
- Lv, X., Zuo, Z., Ni, Y., Sun, J., & Wang, H. (2019). The effects of climate and catchment characteristic change on streamflow in a typical tributary of the Yellow River. *Scientific Reports*, 9(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-019-51115-x>
- Milly, P. C. D., Betancourt, J., Falkenmark, M., Hirsch, R. M., Kundzewicz, Z. W., Lettenmaier, D. P., & Stouffer, R. J. (2008, February 1). Climate change: Stationarity is dead: Whither water management? *Science*. <https://doi.org/10.1126/science.1151915>
- Milly, P. C. D., Betancourt, J., Falkenmark, M., Hirsch, R. M., Kundzewicz, Z. W., Lettenmaier, D. P., et al. (2015, September 1). On Critiques of “stationarity is Dead: Whither Water Management?” *Water Resources Research*. Blackwell Publishing Ltd. <https://doi.org/10.1002/2015WR017408>
- Montanari, A., Young, G., Savenije, H. H. G., Hughes, D., Wagener, T., Ren, L. L., et al. (2013). “Panta rhei—everything flows”: Change in hydrology and society—the IAHS scientific decade 2013–2022. *Hydrol. Sci. J.*, 58(6), 1256–1275.
- National Academies of Sciences Engineering, Medicine, Division on Earth, Studies, L., Water Science, Board, T., et al. (2018). *Future water priorities*

for the nation: *Directions for the U.S. geological survey water mission area*. Washington, D.C., DC: National Academies Press.

National Water Agency - ANA. (2003). *Diagnostic Analysis of the Basin and its Coastal Zone. Integrated Management of Land Based Activities in the São Francisco River Basin Project*. Brasília, DF.

Pettitt, A. N. (1979). *A Non-Parametric Approach to the Change-Point Problem*. Source: *Journal of the Royal Statistical Society. Series C (Applied Statistics)* (Vol. 28).

Pousa, R., Costa, M. H., Pimenta, F. M., Fontes, V. C., & Castro, M. (2019). Climate change and intense irrigation growth in Western Bahia, Brazil: The urgent need for hydroclimatic monitoring. *Water (Switzerland)*, 11(5). <https://doi.org/10.3390/w11050933>

Read, L. K., & Vogel, R. M. (2015). Reliability, return periods, and risk under nonstationarity. *Water Resources Research*, 51(8), 6381–6398. <https://doi.org/10.1002/2015WR017089>

Reis Junior, D. S., Cerqueira, C. M., Vieira, R. F., & Martins, E. S. (2013). Budyko's Framework and Climate Elasticity Concept in the Estimation of Climate Change Impacts on the Long-Term Mean Annual Streamflow. In *World Environmental and Water Resources Congress 2013* (pp. 1110–1120). Reston, VA: American Society of Civil Engineers. <https://doi.org/10.1061/9780784412947.107>

Renner, M., & Bernhofer, C. (2012). Applying simple water-energy balance frameworks to predict the climate sensitivity of streamflow over the continental United States. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16(8), 2531–2546. <https://doi.org/10.5194/hess-16-2531-2012>

Rougé, C., Ge, Y., & Cai, X. (2013). Detecting gradual and abrupt changes in hydrological records. *Advances in Water Resources*, 53, 33–44. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.09.008>

Serinaldi, F., & Kilsby, C. G. (2015). Stationarity is undead: Uncertainty dominates the distribution of extremes. *Advances in Water Resources*, 77, 17–36. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2014.12.013>

Silva, A. L. da, Souza, S. A. de, Coelho Filho, O., Eloy, L., Salmons, Y. B., & Passos, C. J. S. (2021). Water Appropriation on the Agricultural Frontier in Western Bahia and Its Contribution to Streamflow Reduction: Revisiting

- the Debate in the Brazilian Cerrado. *Water*, 13(8), 1054. <https://doi.org/10.3390/w13081054>
- Sun, Y., Tian, F., Yang, L., & Hu, H. (2014). Exploring the spatial variability of contributions from climate variation and change in catchment properties to streamflow decrease in a mesoscale basin by three different methods. *Journal of Hydrology*, 508, 170–180. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.11.004>
- Wang, D., & Hejazi, M. (2011). Quantifying the relative contribution of the climate and direct human impacts on mean annual streamflow in the contiguous United States. *Water Resources Research*, 47(9). <https://doi.org/10.1029/2010WR010283>
- Wang, W., Zhang, Y., & Tang, Q. (2020a). Impact assessment of climate change and human activities on streamflow signatures in the Yellow River Basin using the Budyko hypothesis and derived differential equation. *Journal of Hydrology*, 591. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125460>
- Wang, W., Zhang, Y., & Tang, Q. (2020b). Impact assessment of climate change and human activities on streamflow signatures in the Yellow River Basin using the Budyko hypothesis and derived differential equation. *Journal of Hydrology*, 591. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125460>
- Wang, X. (2014a). Advances in separating effects of climate variability and human activity on stream discharge: An overview. *Advances in Water Resources*. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2014.06.007>
- Wang, X. (2014b). Advances in separating effects of climate variability and human activity on stream discharge: An overview. *Adv. Water Resour.*, 71, 209–218.
- Williams, C. A., Reichstein, M., Buchmann, N., Baldocchi, D., Beer, C., Schwalm, C., et al. (2012). Climate and vegetation controls on the surface water balance: Synthesis of evapotranspiration measured across a global network of flux towers. *Water Resources Research*, 48(6). <https://doi.org/10.1029/2011WR011586>
- Wu, J., Miao, C., Zhang, X., Yang, T., & Duan, Q. (2017). Detecting the quantitative hydrological response to changes in climate and human activities. *Science of the Total Environment*, 586, 328–337. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.010>

- Xavier, A. C., King, C. W., & Scanlon, B. R. (2016). Daily gridded meteorological variables in Brazil (1980-2013): DAILY GRIDDED METEOROLOGICAL VARIABLES IN BRAZIL (1980-2013). *Int. J. Climatol.*, 36(6), 2644–2659.
- Xavier, A. C., King, C. W., & Scanlon, B. R. (2017). An update of Xavier, King and Scanlon (2016) daily precipitation gridded data set for the Brazil. In D. F. Gherardi & L. E. Aragão (Eds.), *XVIII Brazilian Symposium on Remote Sensing*. São José dos Campos/SP. Retrieved from <http://hidroweb.ana.gov.br/default.asp>
- Yang, D., Sun, F., Liu, Z., Cong, Z., Ni, G., & Lei, Z. (2007). Analyzing spatial and temporal variability of annual water-energy balance in nonhumid regions of China using the Budyko hypothesis. *Water Resources Research*, 43(4). <https://doi.org/10.1029/2006WR005224>
- Yang, H., & Yang, D. (2011). Derivation of climate elasticity of runoff to assess the effects of climate change on annual runoff. *Water Resources Research*, 47(7). <https://doi.org/10.1029/2010WR009287>
- Yang, H., Yang, D., Lei, Z., & Sun, F. (2008). New analytical derivation of the mean annual water-energy balance equation. *Water Resources Research*, 44(3). <https://doi.org/10.1029/2007WR006135>
- Ye, X., Zhang, Q., Liu, J., Li, X., & Xu, C. Y. (2013). Distinguishing the relative impacts of climate change and human activities on variation of streamflow in the poyang lake catchment, china. *Journal of Hydrology*, 494, 83–95. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.04.036>
- Zhang, L., Hickel, K., Dawes, W. R., Chiew, F. H. S., Western, A. W., & Briggs, P. R. (2004). A rational function approach for estimating mean annual evapotranspiration. *Water Resources Research*, 40(2). <https://doi.org/10.1029/2003WR002710>
- Zheng, Y., Huang, Y., Zhou, S., Wang, K., & Wang, G. (2018). Effect partition of climate and catchment changes on runoff variation at the headwater region of the Yellow River based on the Budyko complementary relationship. *Science of the Total Environment*, 643, 1166–1177. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.195>

CLASSIFICAÇÃO DA COBERTURA DO SOLO DA CAATINGA: COMPARAÇÃO DE ABORDAGENS EM MACHINE LEARNING UTILIZANDO DADOS LANDSAT MONO E MULTI-TEMPORAIS¹

João Maria de Andrade

John Elton de Brito Leite Cunha

Iana Alexandra Alves Rufino

Carlos de Oliveira Galvão

1. INTRODUÇÃO

A Caatinga é uma das maiores florestas tropicais sazonais secas (FTSS) do planeta (Pennington et al., 2018), cobrindo uma área de cerca de 844,453 km², correspondendo a 11% do território brasileiro (Brasil-MMA, 2019). No entanto, a Caatinga é um dos biomas menos estudados no Brasil quando comparada às florestas tropicais da Amazônia e das savanas do Brasil central (Santos et al., 2011; Gomes et al., 2020). A conservação da Caatinga tem influência direta em diversos processos ambientais associados à proteção do solo, recursos hídricos, manutenção do clima (Manhães et al., 2016) e atividades econômicas (Brasil-MMA, 2019). A degradação da vegetação da

¹ A versão completa deste trabalho encontra-se publicada na Remote Sensing Applications: Society and Environment e sua forma preferencial de citação é: Andrade, J., Cunha, J., Silva, J., Rufino, I., & Galvão, C. (2021). Evaluating single and multi-date Landsat classifications of land-cover in a seasonally dry tropical forest. Remote Sensing Applications: Society and Environment, 22, 100515. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2021.100515>

Caatinga é resultante da exploração insustentável, que associada a fatores climáticos, acelera o processo de desertificação da região (Drumond, 2004; Ribeiro et al., 2015). A região carece de informações precisas sobre a cobertura do solo para um monitoramento e desenvolvimento eficientes de estudos ambientais (hidrológicos e ecossistêmicos) e estratégias de gestão (Gomez et al., 2016).

A extração de informações de cobertura terrestre a partir de imagens de sensoriamento remoto (SR) é o resultado da interação dos alvos na superfície e da radiação eletromagnética nas diferentes bandas espectrais (Jensen, 2009). Os algoritmos para distinguir os diferentes padrões espaciais existentes na paisagem aproveitam essas informações para caracterizar a cobertura do solo. Os algoritmos de *machine learning* (ML), tais como o método *Random Forest* (RF), têm sido empregados por pesquisadores e cientistas de SR para mapeamento da cobertura do solo nos últimos anos (Fassnacht et al., 2016; Nguyen et al., 2020). Esses algoritmos são de natureza não paramétrica e são eficientes em termos de tempo de processo e têm a capacidade de produzir alta precisão (Lantz, 2013; Fassnacht et al., 2016), eles aprendem as características do objeto por meio das amostras de treinamento e as usam para identificar as características dos dados não classificados (James et al., 2013; Belgiu e Drăguț, 2016).

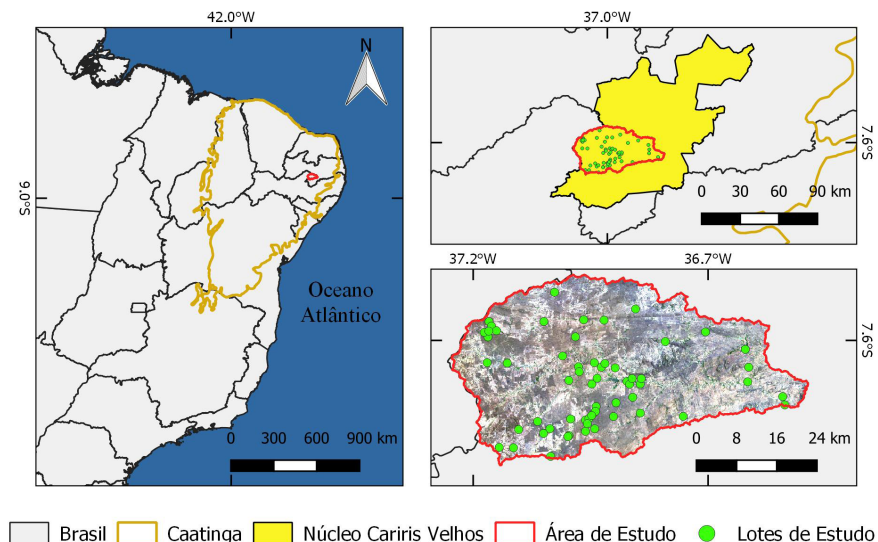
O uso de séries temporais pode ser uma alternativa para o mapeamento das FTSS, por permitir o monitoramento dos diferentes estágios fenológicos dos padrões de cobertura do solo (Hüttich et al., 2011; Gomez et al., 2016). Além disso, o uso de índices de vegetação (IVs) permite sintetizar as bandas espectrais, que são mais sensíveis à variação da biomassa e aos processos fotossintéticos, simplificando o número de variáveis de entrada (Tatsumi et al., 2015). O objetivo principal desse capítulo é comparar a classificação da cobertura do solo na Caatinga através do classificador *Random Forest* utilizando uma abordagem que usa dados multi-temporais do *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI) e outra que usa dados mono-temporal multiespectral.

2. METODOLOGIA

2.1. Área de estudo

A área de estudo é a bacia hidrográfica do rio Sucuru (Figura 1), com área territorial de 1.682,87 km², localizada entre as coordenadas geográficas 7°28'30" e 7° 49' 30" Sul e 36° 34' 00" e 37° 12' 00" Oeste. Na área de estudo, a degradação da vegetação da Caatinga ocorreu principalmente por atividades antrópicas, como a exploração agropecuária e a extração de madeira (Alves et al., 2017). O clima é semiárido quente, com duas estações distintas: a estação seca (de junho a janeiro) com menor biomassa da vegetação e a muito chuvosa (de fevereiro a maio) caracterizada pelo ganho de biomassa da vegetação (Cunha et al., 2020), com precipitação média anual de aproximadamente 596 mm e uma temperatura média anual de 24 °C (código de estação # 82792, INMET, 2020).

Figura 1: Localização da área de estudo na Caatinga. Os padrões verdes na imagem são as localizações dos dados de referência do solo.

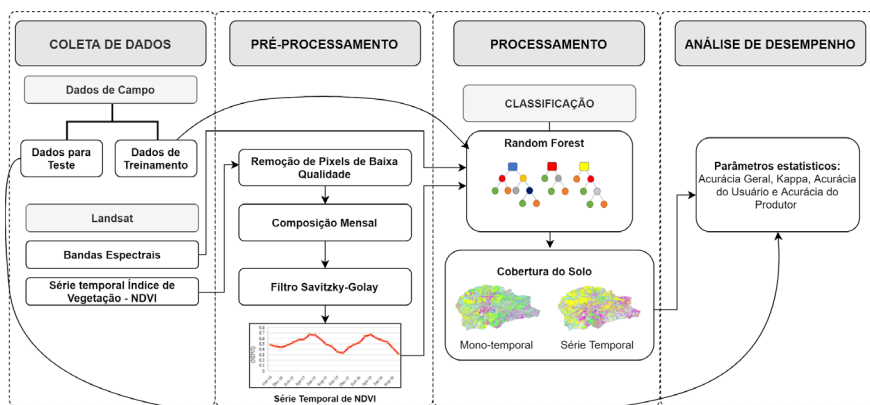


Fonte: Andrade et al. (2021)

2.2. Métodos

A Figura 2 apresenta o fluxo de trabalho da metodologia aplicada neste trabalho para avaliar o desempenho para a classificação por dados multi-temporais de NDVI. Primeiro, são coletados dados de campo e seleção das imagens de satélite. Em seguida, a série temporal de NDVI suavizada é reconstruída e os padrões temporais das classes de cobertura vegetal são identificados. Na etapa de processamento, o método *Random Forest* (RF) foi usado tanto para a classificação multispectral mono-temporal quanto para a classificação multi-temporal NDVI. Por fim, é identificada a precisão e o desempenho dessas classificações.

Figura 2: Fluxograma das etapas metodológicas



Fonte: Adaptado de Andrade et al (2021)

2.2.1. Coleta de dados

A classificação da cobertura do solo da Caatinga seguiu a metodologia proposta por Chaves et al. (2008). Esses autores descrevem e avaliam a vegetação da Caatinga em seus diferentes estágios de antropização, com base no tamanho, características morfológicas

e grau de cobertura. A Tabela 1 mostra as classes utilizadas de acordo com esta metodologia. Adicionou-se a classe Solo Exposto (SE), quando não há cobertura vegetal, totalizando seis classes de cobertura do solo. Visitas de campo coletaram os dados sobre seis classes de cobertura do solo da Caatinga previamente escolhidos. Os levantamentos ocorreram no início da primavera, quando a vegetação caducifólia ainda não perdeu suas folhas. Neste caso, os levantamentos ocorreram entre 28 de setembro e 7 de outubro de 2016, feito por Silva, J (2017). Utilizaram-se 60 polígonos para identificar os diferentes agrupamentos vegetais (classes) (Figura 1). Os polígonos não apresentam tamanho padrão e sua forma dependem do agrupamento vegetal que foi monitorado. Juntas, as amostras (polígono) com classes de cobertura do solo reuniram um total de 3.000 pixels, que representam as seis classes de cobertura solo da Caatinga. Todo o conjunto de pixels foi agrupado aleatoriamente em conjuntos de dados de treinamento (2.000 pixels) e teste (1.000 pixels).

Tabela 1: Classificação da vegetação da Caatinga. Arbórea Subarbórea Muito Densa (ASMD), Arbórea Subarbórea Densa (ASD), Subarbórea Arbustiva Aberta (SAA), Arbustiva Subarbórea Aberta (ATSA), Subarbustiva Arbustiva Rala (SAR)

Classes	Altura classe predominante (m)	Altura da segunda classe predominante (m)	Densidade (%)
ASMD	> 4,5 m	3,0 - 4,5 m	>80%
ASD	> 4,5 m	3,0 - 4,5 m	>60 < 80 %
SAA	3,0 - 4,5 m	1,5 - 3,0 m	>40< 60 %
ATSA	1,5 - 3,0 m	3,0 - 4,5 m	>40< 60 %
SAR	0 - 1,5 m	1,5 - 3,0 m	>20< 40 %

Fonte: Chaves et al. (2008).

2.2.2. Aquisição das imagens de satélite Landsat

As imagens de SR utilizadas são dos sensores ETM + e OLI, a bordo dos satélites Landsat 7 e 8, respectivamente. Essas imagens estão disponíveis gratuitamente pelo (USGS) (<https://espa.cr.usgs.gov>). O NDVI é calculado usando dados de refletância de superfície das regiões espectrais do infravermelho próximo e vermelho (NIR) (Tucker, 1979). O USGS fornece imagens NDVI consistentes em processamento e qualidade de dados para suportar análises de séries temporais e empilhamento de dados.

2.2.3. Pré-processamento

O pré-processamento digital das imagens, para realização da classificação por séries temporais, foi feito por um script R (R Development Core Team, 2018) desenvolvido para remoção dos pixels que apresentem interferências de sombras de nuvens, nuvens e água e redução de ruído. Primeiro, a avaliação da qualidade da refletância da superfície Landsat (banda pixel_qa) que considera apenas pixels claros (valores 66 e 130 para Landsat 7, ou 322 e 386 para Landsat 8, USGS, 2019a, b) foi usada para reconstruir a série NDVI. Neste estudo, os valores máximos de NDVI são usados para reduzir a série NDVI original para imagens compostas mensais. Holben (1986) mostrou que o valor máximo é uma medida confiável para produzir composições representativas da imagem temporal em escala mensal. Os valores ausentes (removidos) foram preenchidos por interpolação linear. Para redução do ruído, o filtro linear *Savitzky-Golay* é aplicado (Savitzky e Golay, 1964; Cao et al., 2018), com uma janela de cinco meses para suavizar a largura, eliminando os *outliers* e erros introduzidos por interferência atmosférica não detectadas na remoção das interferências na série temporal.

2.2.4. Classificação

A abordagem de classificação mono-temporal multiespectral usa as bandas espectrais azul, verde, vermelho, infravermelho próximo (NIR) e duas bandas de infravermelho curto (SWIR) e da imagem de 29 de setembro de 2016, Landsat 8 como entrada dados para o método RF. Na abordagem por multi-temporal NDVI, as séries mensais de NDVI de outubro de 2014 a setembro de 2016, totalizando 24 imagens compostas (Figura 11) são os dados de entrada para o procedimento de RF.

A classificação das imagens supervisionadas foi realizada usando o pacote *Random Forest R* (Liaw e Wiener, 2002). O RF é um classificador de conjunto que produz várias árvores de decisão (Breiman, 2021). Este método tem sido indicado para classificar a cobertura do solo devido à sua precisão (Valbuena et al., 2016). Os principais parâmetros dos modelos de RF, definidos pelo usuário, são o número máximo de árvores de decisão a serem geradas na floresta (*ntree*) e o número de variáveis usadas aleatoriamente para dividir cada nó (*mtry*) da árvore (Belgiu e Drăgut, 2016; Htitiou et al., 2019). Neste estudo, foram utilizadas quinhentas árvores de decisão e o *mtry* foi definido como a raiz quadrada do número de variáveis preditoras.

2.2.5. Avaliação da precisão

A avaliação das classificações supervisionadas foi realizada com base em quatro acurácia geral (AG), coeficiente Kappa (k), precisão do produtor (PP) e precisão do usuário (PU) que são calculados a partir da matriz de confusão. Além disso, como forma de testar a diferença no desempenho das abordagens de classificação, foi realizado o teste Z, visando verificar se há diferença significativa entre as medidas de precisão de diferentes resultados de classificação (Foody, 2009).

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1. Precisão das classificações

Os resultados da avaliação de desempenho mostraram que a classificação com base na série temporal mensal NDVI foi mais acurada, com uma AG de 88,8% e um coeficiente kappa de 0,86 (Tabela 2) do que a classificação mono-temporal multiespectral, com uma AG de 81,4% e um coeficiente kappa de 0,78 (Tabela 3). O teste-z produziu um valor 3,13, nesta situação $|z| > 1,96$ indica que há uma diferença estatisticamente significativa na precisão entre as abordagens. A comparação das precisões de cada abordagem de classificação mostra que as classificações obtiveram alta precisão (> 70%) entre as diferentes classes. No entanto, as precisões mais baixas para algumas classes podem ser consideradas críticas para o mapeamento da cobertura do solo, em particular a classificação mono-temporal multiespectral para a vegetação aberta (SAA, ATSA, SAR, SE).

Os resultados sugerem que o uso da abordagem de série temporal de índice de vegetação tem melhor desempenho para a classificação da cobertura do solo, em comparação com a classificação mono-temporal multiespectral em um ambiente altamente heterogêneo como a Caatinga. Conforme mencionado por Hüttich et al. (2011) e por Silveira et al. (2018), esta abordagem, ao considerar a variabilidade sazonal da atividade da vegetação e do ciclo fenológico no processo de classificação, aumenta o desempenho geral da classificação da cobertura do solo nas FTSS.

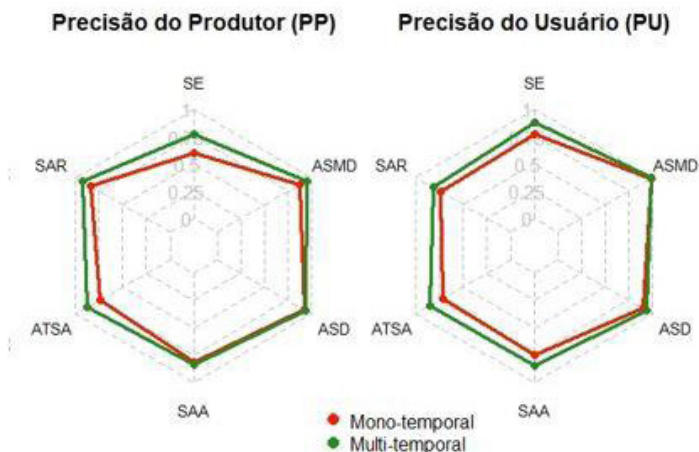
Tabela 2: Matriz de Confusão (%) da classificação multi-temporal de (NDVI). PU: precisão do usuário; PP: precisão do produtor; AG: Acurácia geral; k: kappa. Arbórea Subarbórea Muito Densa (ASMD), Arbórea Subarbórea Densa (ASD), Subarbórea Arbustiva Aberta (SAA), Arbustiva Subarbórea Aberta (ATSA), Subarbusativa Arbustiva Rala (SAR), Solo Exposto (SE).

Classificado	Referência						Total	PU (%)
	SE	SAR	ATSA	SAA	ASD	ASMD		
SE	94	11	1	1	0	0	107	88
SAR	20	153	8	5	1	0	187	82
ATSA	3	2	144	16	2	1	168	86
SAA	2	0	11	136	10	2	161	84
ASD	3	0	0	3	182	8	196	93
ASMD	0	0	0	2	0	179	181	99
Total	122	166	164	163	195	190	1000	
PP (%)	77	92	88	83	93	94	AG (%)=	88,8
k	0,86							

Tabela 3: Matriz de Confusão (%) para classificação mono-temporal multiespectral. PU: precisão do usuário; PP: precisão do produtor; AG: Acurácia geral; k: kappa. Arbórea Subarbórea Muito Densa (ASMD), Arbórea Subarbórea Densa (ASD), Subarbórea Arbustiva Aberta (SAA), Arbustiva Subarbórea Aberta (ATSA), Subarbusativa Arbustiva Rala (SAR), Solo Exposto (SE).

Classificado	Referência						Total	PU (%)
	SE	SAR	ATSA	SAA	ASD	ASMD		
SE	73	18	4	0	0	0	95	77
SAR	36	139	11	1	0	1	188	74
ATSA	11	9	122	24	3	0	169	72
SAA	2	0	23	134	12	7	178	75
ASD	0	0	4	1	180	16	201	90
ASMD	0	0	0	3	0	166	169	98
Total	122	166	164	163	195	190	1000	
PP (%)	60	84	74	82	92	87	AG (%)=	81,4
k	0,78							

Figura 3: Gráfico de radar que representa as precisões do usuário e do produtor para a classificação NDVI multiespectral e de data única.



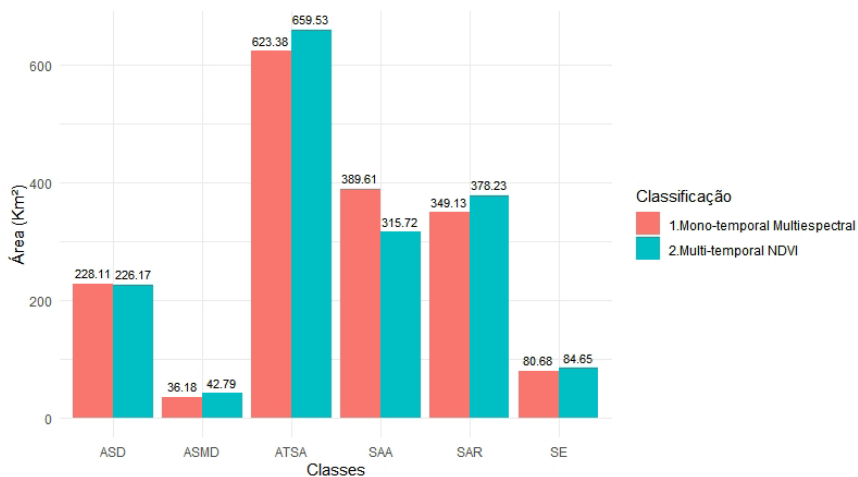
O comportamento fenológico detectado pela série temporal tem sido apontado como um fator chave para o melhor desempenho da classificação da cobertura do solo em ambientes semiáridos (Htitiou et al., 2019). As características morfológicas de cada classe podem explicar a distinção das assinaturas temporais, principalmente aquelas relacionadas à vegetação (Arvor et al., 2011).

A Caatinga é caracterizada pela variação significativa da biomassa entre as estações seca e chuvosa (Barbosa e Kumar, 2016). Portanto, é necessário avaliar o comportamento sazonal de cada classe (Xia et al., 2017), isso é um fator importante para a distinção dos agrupamentos florísticos da Caatinga. Isso permitirá distinguir as classes de cobertura de forma mais eficaz, pois será possível verificar a resposta da vegetação ao longo dos ciclos de chuvas e secas a que o ecossistema está sujeito (Gomez et al., 2016; Levine e Crews, 2019).

3.2. Distribuição espacial das classes de cobertura da Caatinga

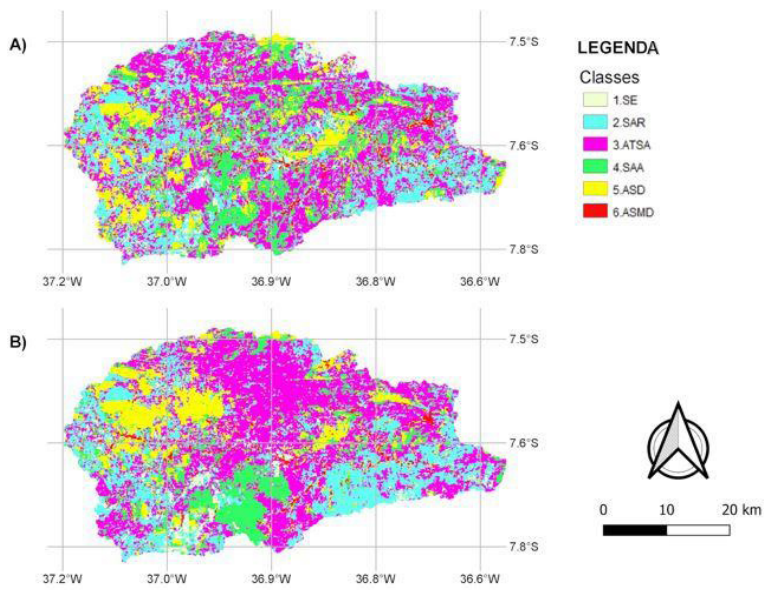
Os valores das áreas de cada classe de cobertura do solo ao longo da bacia estudada (Figura 4), classificados pelas abordagens mono-temporal multiespectral e multi-temporal NDVI, mostram que algumas classes possuem estimativas diferentes para suas áreas de acordo com a abordagem utilizada (Figura 5). A aplicação da primeira abordagem resultou na seguinte composição: SE (4,73%), SAR (20,45%), ATSA (36,52%), SAA (22,82%), ASD (13,36%), ASMD (2,12%). A aplicação do segundo, entretanto, resultou em: SE (4,96%), SAR (22,16%), ATSA (38,63%), SAA (18,49%), ASD (13,25%), ASMD (2,51%). Os mapas da Figura 5 mostram que, embora as áreas apresentem magnitudes bastante semelhantes (Figura 5), existem diferenças espaciais na distribuição da cobertura do solo entre os mapas. Em geral, os mapas de cobertura do solo, de acordo com a classificação mono-temporal multiespectral, apresentam maior fragmentação espacial das classes de cobertura do solo, isso que dizer que os pixels apresentam maior ruído entre seus vizinhos mais próximos, indicando uma maior dificuldade de distinguir as classes de cobertura de maneira homogênea, quando comparados com os gerados pela classificação multi-temporal NDVI.

Figura 4: Área (km²) derivada das classificações mono-temporal multiespectral e multi-temporal NDVI.



Fonte: Adaptado de Andrade et al., (2021).

Figura 5: Mapas de cobertura do solo classificados por: A) Mono-temporal multiespectral e B) Multi-temporal NDVI.



Fonte: Adaptado de Andrade et al., (2021)

Os resultados indicam o predomínio das classes mais abertas, como a classe ATSA com mais de 36%, em ambos os métodos de classificação. Isso pode ser explicado pela ação antrópica (pecuária, agricultura e extração de madeira, geralmente utilizada para recursos energéticos como carvão), que promove a degradação da vegetação e explica o menor percentual (Figura 4) para a classe mais densa (ASMD) (Alves et al., 2017). As diferenças notáveis na detecção da cobertura do solo, como aquelas observadas entre as classificações mono-temporal multiespectral e multi-temporal NDVI (Figura 4 e Figura 5), podem interferir em inúmeras aplicações de planejamento ambiental e pesquisa nesta região, às vezes gerando aproximações enganosas da realidade.

Por exemplo, essas diferenças nas áreas de cobertura do solo das abordagens podem impactar a aplicação de planos de zoneamento de capacidade agroecológicos, planos das bacias hidrográficas. Além disso, qualquer imprecisão na classificação da cobertura do solo pode direcionar de forma equivocada os investimentos em políticas de conservação da vegetação da Caatinga. Nesse sentido, é relevante avaliar os padrões das séries temporais de diferentes classes de cobertura do solo em florestas sazonalmente secas e, assim, permitir sua caracterização por meio de imagens de satélite. O monitoramento contínuo do solo de diferentes tipos de cobertura do solo é crucial para enfrentar o desafio da classificação da cobertura do solo na Caatinga e em outros ambientes secos e sazonais (Zhao et al., 2016).

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A alta heterogeneidade espacial e variabilidade temporal da vegetação da Caatinga são elementos essenciais a serem considerados no processo de classificação da cobertura do solo. O uso de uma

abordagem multi-temporal de NDVI para a caracterização da cobertura do solo neste ambiente tende a ser uma alternativa eficaz, em comparação à abordagem tradicional multiespectral de data única (mono-temporal), que leva em consideração apenas um instante no tempo. O desempenho inferior da classificação mono-temporal multiespectral foi observado nas classes com vegetação aberta e menor porte; para vegetação com maior densidade, o desempenho foi semelhante para ambas as abordagens.

A classificação multi-temporal NDVI apresentou aproximadamente o mesmo desempenho para todas as classes de cobertura do solo, exceto para solo exposto. Algumas amostras de treinamento da classe de solo exposto apresentaram valores de NDVI equivalentes à vegetação densa, o que pode ter contribuído para diminuir a precisão da abordagem. A adoção dessa perspectiva permite um melhor reconhecimento e conhecimento aprofundado da dinâmica da cobertura do solo na Caatinga e outras regiões semelhantes, uma vez que é possível identificar uma assinatura temporal de cada classe de vegetação ao longo do tempo, permitindo uma melhor distinção de padrões entre as classes.

5. REFERÊNCIAS

- Alves, T. L. B., de Azevedo, P. V., & dos Santos, C. A. C. (2017). Influence of climate variability on land degradation (desertification) in the watershed of the upper Paraíba River. *Theoretical and Applied Climatology*, 127(3-4), 741-751. <https://doi.org/10.1007/s00704-015-1661-1>.
- Arvor, D., Jonathan, M., Meirelles, M. S. P., Dubreuil, V., & Durieux, L. (2011). Classification of MODIS EVI time series for crop mapping in the state of Mato Grosso, Brazil. *International Journal of Remote Sensing*, 32(22), 7847-7871. <https://doi.org/10.1080/01431161.2010.531783>.
- Barbosa, H. A., & Kumar, T. L. (2016). Influence of rainfall variability on the vegetation dynamics over Northeastern Brazil. *Journal of Arid Environments*, 124, 377-387. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.08.015>.

- Breiman, L. (2001). Random forests. *Machine learning*, 45(1), 5-32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>.
- Belgiu, M., & Drăguț, L. (2016). Random forest in remote sensing: A review of applications and future directions. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 114, 24-31. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2016.01.011>.
- BRAZIL, Ministério do Meio Ambiente. Caatinga: exclusivamente brasileira. (Agenda Caatinga). <http://www.mma.gov.br/biomas/caatinga>. Accessed date: 17 March 2019.
- Cao, R., Chen, Y., Shen, M., Chen, J., Zhou, J., Wang, C., & Yang, W. (2018). A simple method to improve the quality of NDVI time-series data by integrating spatiotemporal information with the Savitzky-Golay filter. *Remote Sensing of Environment*, 217, 244-257. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.08.022>.
- Chaves, I. D. B., Lopes, V. L., Folliot, P. F., & Paes-Silva, A. P. (2008). Uma classificação morfo-estrutural para descrição e avaliação da biomassa da vegetação da caatinga. *Revista Caatinga*, 21(2), 204-213.
- Cunha, J., Nóbrega, R. L., Rufino, I., Erasmi, S., Galvão, C., & Valente, F. (2020). Surface albedo as a proxy for land-cover clearing in seasonally dry forests: evidence from the Brazilian Caatinga. *Remote Sensing of Environment*, 238, 111250. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111250>.
- Drumond, M. A., Kiill, L. H. P., Lima, P. C. F., de Oliveira, M. C., de Oliveira, V. R., de Albuquerque, S. G., & Cavalcanti, J. (2004). Estratégias para o uso sustentável da biodiversidade da caatinga.. In: Silva. J.M.C., Tabarelli, Fonseca, M., M.T., Lins,L.V. Lins (Eds.), *Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação*, Ministério do Meio ambiente, Brasília , 329-340.
- Fassnacht, F. E., Latifi, H., Stereńczak, K., Modzelewska, A., Lefsky, M., Waser, L. T., ... & Ghosh, A. (2016). Review of studies on tree species classification from remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 186, 64-87.
- Foody, G. M. (2009). Classification accuracy comparison: Hypothesis tests and the use of confidence intervals in evaluations of difference, equivalence and non-inferiority. *Remote Sensing of Environment*, 113(8), 1658-1663. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.03.014>.

- Gómez, C., White, J. C., & Wulder, M. A. (2016). Optical remotely sensed time series data for land cover classification: A review. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 116, 55-72. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjrs.2016.03.008>.
- Htitiou, A., Boudhar, A., Lebrini, Y., Hadria, R., Lionboui, H., Elmansouri, L., ... & Benabdelouahab, T. (2019). The Performance of Random Forest Classification Based on Phenological Metrics Derived from Sentinel-2 and Landsat 8 to Map Crop Cover in an Irrigated Semi-arid Region. *Remote Sensing in Earth Systems Sciences*, 2(4), 208-224. <https://doi.org/10.1007/s41976-019-00023-9>.
- Holben, B. N. (1986). Characteristics of maximum-value composite images from temporal AVHRR data. *International Journal of Remote Sensing*, 7(11), 1417-1434. <https://doi.org/10.1080/01431168608948945>.
- Hüttich, C., Herold, M., Wegmann, M., Cord, A., Strohbach, B., Schmillius, C., & Dech, S. (2011). Assessing effects of temporal compositing and varying observation periods for large-area land-cover mapping in semi-arid ecosystems: Implications for global monitoring. *Remote Sensing of Environment*, 115(10), 2445-2459. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.05.005>.
- INMET, National Institute of Meteorology of Brazil, 2018. <https://bdmep.inmet.gov.br/#>, Accessed date: October 2020.
- INSA (2016). Information and Knowledge Management System of the Brazilian Semi-arid Region (SIGSAB, of the acronym in Portuguese). <http://sigsab.insa.gov.br>. Accessed date: 17 March 2019.
- James, G., Witten, D., Hastie, T., & Tibshirani, R. (2013). *An Introduction to Statistical Learning*. Springer Texts in Statistics. <https://doi:10.1007/978-1-4614-7138-7>.
- Jensen, J. R. (2009). *Remote sensing of the environment: An earth resource perspective 2/e*. Pearson Education India.
- Kumar, L., Schmidt, K.S., Dury, S., Skidmore, A.K. (2001). Review of hyperspectral remote sensing and vegetation science. F. van der Meer (Ed.), *Hyperspectral Remote Sensing*, Kluwer Academic Press, Dordrecht, 111-155.

- Lantz, B. (2013). *Machine learning with R: Learn how to use R to apply powerful machine learning methods and gain an insight into real-world applications*. Packt Publishing.
- Levine, D., & Crews, K. (2019). Time series harmonic regression analysis reveals seasonal vegetation productivity trends in semi-arid savannas. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 80, 94–101. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2019.04.007>.
- Liaw, A., & Wiener, M. (2002). Classification and regression by Random Forest. *R news*, 2(3), 18-22.
- Manhães, A. P., Mazzochini, G. G., Oliveira-Filho, A. T., Ganade, G., & Carvalho, A. R. (2016). Spatial associations of ecosystem services and biodiversity as a baseline for systematic conservation planning. *Diversity and Distributions*, 22(9), 932–943. <https://doi.org/10.1111/ddi.12459>.
- Nguyen, L. H., Joshi, D. R., Clay, D. E., & Henebry, G. M. (2020). Characterizing land cover/land use from multiple years of Landsat and MODIS time series: A novel approach using land surface phenology modeling and random forest classifier. *Remote Sensing of Environment*, 238, 111017. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.12.016>.
- Pennington, R. T., Lehmann, C. E. R., & Rowland, L. M. (2018). Tropical savannas and dry forests. *Current Biology*, 28(9), R541–R545. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2018.03.014>.
- R Development Core Team. (2018). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.r-project.org>. Acesso: 20 Fevereiro 2018.
- Ribeiro, E. M. S., Arroyo-Rodríguez, V., Santos, B. A., Tabarelli, M., & Leal, I. R. (2015). Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Applied Ecology*, 52(3), 611–620. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12420>.
- Santos, J. C., Leal, I. R., Almeida-Cortez, J. S., Fernandes, G. W., & Tabarelli, M. (2011). Caatinga: The Scientific Negligence Experienced by a Dry Tropical Forest. *Tropical Conservation Science*, 4(3), 276–286. <https://doi.org/10.1177/194008291100400306>.

- Savitzky, A., & Golay, M. J. E. (1964). Smoothing and Differentiation of Data by Simplified Least Squares Procedures. *Analytical Chemistry*, 36(8), 1627–1639. <https://doi.org/10.1021/ac60214a047>.
- Silva, J. N. D. C. Análise temporal de índices de vegetação no apoio à classificação de imagens: Cobertura do solo na bacia hidrográfica do rio Sucuru. 107f. Dissertação (Mestrado em Recursos Naturais) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande-PB, 2017.
- Silveira, H. L. F., Galvão, L. S., Sanches, I. D., de Sá, I. B., & Taura, T. A. (2018). Use of MSI/Sentinel-2 and airborne LiDAR data for mapping vegetation and studying the relationships with soil attributes in the Brazilian semi-arid region. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 73, 179–190. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.06.016>.
- Tatsumi, K., Yamashiki, Y., Canales Torres, M. A., & Taipe, C. L. R. (2015). Crop classification of upland fields using Random forest of time-series Landsat 7 ETM+ data. *Computers and Electronics in Agriculture*, 115, 171–179. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2015.05.001>.
- Tucker, C. J. (1979). Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 8(2), 127–150. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(79\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0034-4257(79)90013-0).
- U.S. Geological Survey, 2019a. Product Guide: LANDSAT 4–7 SURFACE REFLECTANCE (LEDAPS) PRODUCT. Department of the Interior Version. vol. 8. pp. 12. https://prd-wret.s3.us-west-2.amazonaws.com/assets/palladium/production/atoms/files/LSDS-1370_L4-7_SurfaceReflectance-LEDAPS_ProductGuide-v2.pdf. Acessado: 03 Janeiro 2019.
- U.S. Geological Survey, 2019b. Product Guide: Landsat 8 Surface Reflectance Code (LaSRC) Product. Department of the Interior Version. vol. 4. pp. 11. https://prd-wret.s3-us-west-2.amazonaws.com/assets/palladium/production/atoms/files/LSDS-1368_L8_SurfaceReflectanceCode-LASRC_ProductGuide-v2.pdf, Acessado: 03 Janeiro 2019.
- U.S. Geological Survey, 2020. Landsat Satellite Missions. <https://www.usgs.gov/core-science-systems/nli/landsat/landsat-satellite-missions>. Acessado: 22 Dezembro 2020.
- Valbuena, R., Maltamo, M., & Packalen, P. (2016). Classification of forest development stages from national low-density lidar datasets: a comparison

of machine learning methods. *Revista de Teledetección*, (45), 15. <https://doi.org/10.4995/raet.2016.4029>.

Xia, J., Ning, L., Wang, Q., Chen, J., Wan, L., & Hong, S. (2017). Vulnerability of and risk to water resources in arid and semi-arid regions of West China under a scenario of climate change. *Climatic Change*, 144(3), 549–563. <https://doi.org/10.1007/s10584-016-1709-y>.

Zhao, Y., Wang, X., Novillo, C. J., Arrogante-Funes, P., Vázquez-Jiménez, R., & Maestre, F. T. (2018). Albedo estimated from remote sensing correlates with ecosystem multifunctionality in global drylands. *Journal of Arid Environments*, 157, 116–123.

CLASSIFICAÇÃO DA COBERTURA DO SOLO DA CAATINGA: ANÁLISE TEMPORAL E MULTIESPECTRAL¹

João Maria de Andrade
John Elton de Brito Leite Cunha
Iana Alexandra Alves Rufino
Carlos de Oliveira Galvão

1. INTRODUÇÃO

Distinguir diferentes padrões de cobertura do solo por meio de sensoriamento remoto de resolução espacial média, como a série de imagens Landsat, é um desafio para a Caatinga devido à cobertura heterogênea do solo, complexas interações clima-solo-vegetação e distúrbios antrópicos.

A heterogeneidade da cobertura do solo desse ambiente pode contribuir para um melhor desempenho de abordagens multiespectrais que são normalmente aplicadas para imagens mono-temporais. Em um esforço de mapeamento da cobertura do solo na Caatinga, o fator temporal ganha relevância, e o uso de séries temporais pode trazer vantagens.

Neste sentido, este capítulo avalia o comportamento de seis classes de cobertura do solo da Caatinga a partir de duas abordagens de classificação da cobertura do solo, uma utilizando dados multi-temporais do *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI) e outra e dados mono-temporais multiespectrais. Ambas as abordagens usam

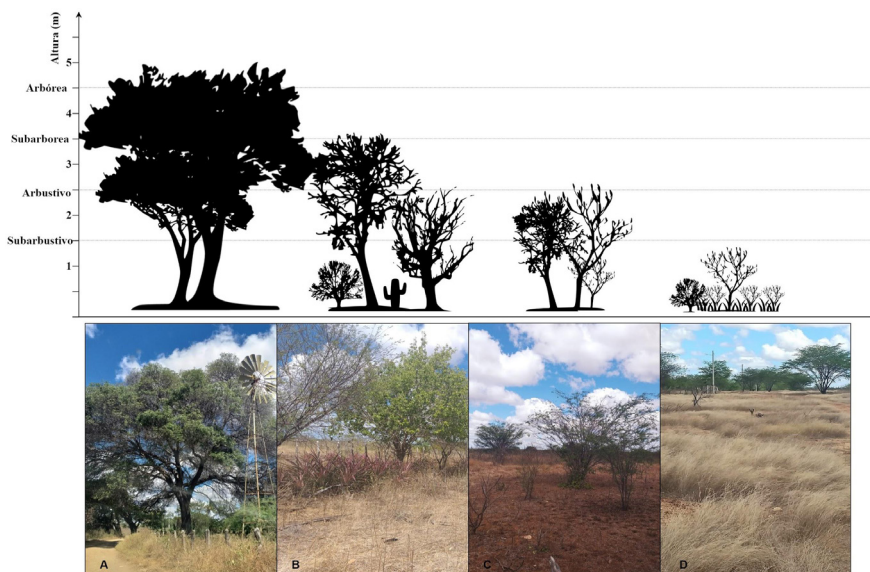
¹ A versão completa deste trabalho encontra-se publicada na *Remote Sensing Applications: Society and Environment* e sua forma preferencial de citação é: Andrade, J., Cunha, J., Silva, J., Rufino, I., & Galvão, C. (2021). Evaluating single and multi-date Landsat classifications of land-cover in a seasonally dry tropical forest. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 22, 100515. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2021.100515>.

o método *Random Forest*, e os resultados são apresentados com base em amostras coletadas durante levantamentos de campo.

2. AS FLORESTAS TROPICAIS SAZONAIS SECAS

As florestas tropicais sazonais secas (FTSS) estão presentes nas regiões tropicais caracterizadas por até cinco meses de precipitação inferior a 100 mm (Allen et al., 2017). A Caatinga é a maior FTSS contínua do continente Americano (Allen et al., 2017; Queiroz et al., 2017) com cerca de ~ 1700 espécies, das quais pelo menos 300 são endêmicas (Moro et al., 2014; Castanho et al., 2020). A vegetação da Caatinga apresenta diferentes fisionomias: arbórea, subarbórea, arbustiva, subarbustiva (Chaves et al., 2008) (Figura 1). A distribuição espacial dessas fisionomias está relacionada ao clima e ao grau de antropização da região (Castro et al., 2019).

Figura 1: Fisionomias da Caatinga: A) Arbórea, B) Subarbórea, C) Arbustivo, D) Subarbustivo. Fonte: Andrade et al., (2021)



A vegetação da Caatinga varia de florestas espinhosas xerófilas - uma combinação de arbustos e pequenas árvores com uma camada herbácea sazonal - a mosaicos de florestas semidecíduas e perenes (Moro et al., 2014). As inúmeras combinações dessas fisionomias produzem diferentes respostas espectrais que mudam com as estações do ano, tornando a classificação das imagens por meio de sensoriamento remoto (SR) mais complicada do que em florestas tropicais temperadas e úmidas (Cunha et al., 2020), o que explica a escassez de mapas de vegetação com detalhes de suas fisionomias mesmo em áreas protegidas (Silveira et al., 2018).

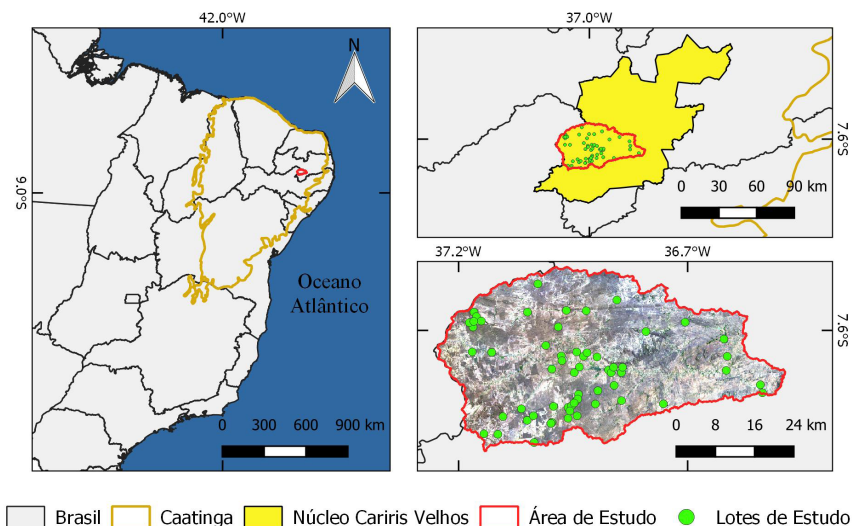
Os diferentes padrões de cobertura do solo também são impulsionados por outros aspectos naturais, como solos e topografia, além de fatores antrópicos, atuando em múltiplas escalas espaciais e temporais (Chaves et al., 2008; Moro et al., 2016). Nesses diferentes padrões de cobertura do solo, as estratégias de adaptação ao clima são distintas, resultando em diferentes respostas espaciais e na variação de suas propriedades físicas ao longo do tempo (Vico et al., 2015).

Padrões de cobertura do solo semelhantes ou iguais (espécies e fitossociologia) podem mostrar respostas distintas às mudanças do clima e do solo e também modificar suas respostas espectrais ao longo do tempo (intra e interanual), dependendo da ocorrência de chuvas. Por outro lado, os diferentes padrões de cobertura podem apresentar respostas espectrais semelhantes. Tais particularidades - cobertura heterogênea do solo, complexas interações da vegetação clima-solo e distúrbios antropogênicos - tornam um desafio distinguir os diferentes padrões de cobertura da terra por meio de sensoriamento remoto (Erasmí et al., 2014; Cunha et al., 2020).

3. A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SUCURU: UM ESTUDO DE CASO

A bacia hidrográfica do rio Sucuru (Figura 2) apresenta área territorial de 1.682,87 km², localizada entre as coordenadas geográficas 7°28'30" e 7° 49' 30" Sul e 36° 34' 00" e 37° 12' 00" Oeste.

Figura 2: Localização da área de estudo na Caatinga. Os padrões verdes na imagem são as localizações dos dados de referência do solo. Fonte: Andrade et al. (2021)

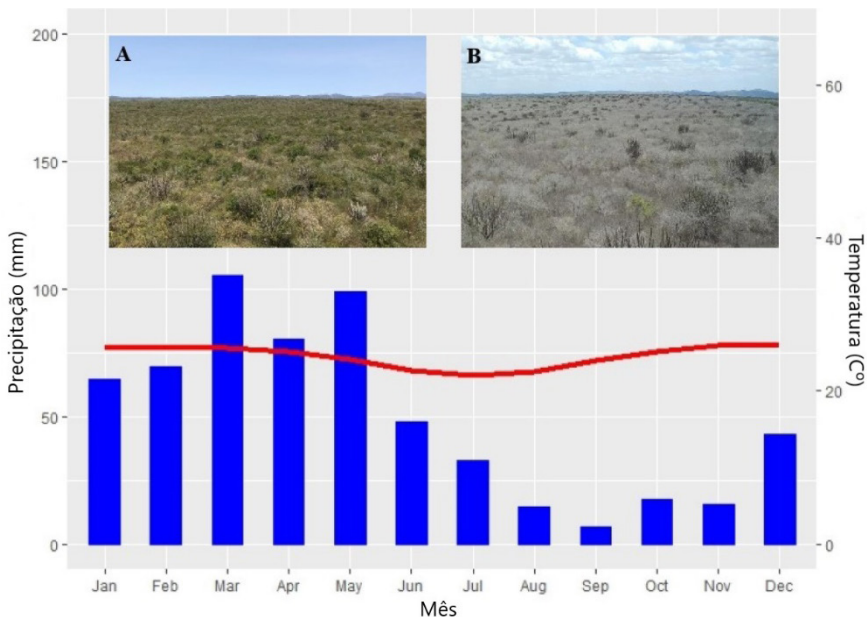


O clima é semiárido quente, com duas estações distintas: a estação seca (de junho a janeiro) com menor biomassa da vegetação e a muito chuvosa (de fevereiro a maio) caracterizada pelo ganho de biomassa da vegetação (Cunha et al., 2020), com precipitação média anual de aproximadamente 596 mm e uma temperatura média anual de 24 °C² (Figura 3).

2 código de estação # 82792, INMET, 2020

Pesquisas de campo coletaram dados brutos sobre as classes de cobertura do solo da Caatinga em 60 terrenos previamente escolhidos. O levantamento de identificação da cobertura vegetal nos 60 polígonos dos terrenos (Figura 2) extraiu 3.000 pixels aleatoriamente, que representam seis classes de cobertura vegetal da Caatinga. Os levantamentos ocorreram no início da primavera, quando a vegetação caducifólia ainda não perde suas folhas. Neste caso, ocorreu de 28 de setembro a 7 de outubro de 2016 (Silva, 2017, Andrade et al, 2021).

Figura 3: Climograma com base em dados climáticos da estação Monteiro de 1987 a 2016. A) Vegetação de Caatinga na estação chuvosa, B) Vegetação de Caatinga na estação seca. Fonte: Andrade et al (2021)



A classificação da cobertura vegetal da Caatinga seguiu a metodologia proposta por Chaves et al. (2008). Esses autores descrevem e avaliam a vegetação da Caatinga em seus diferentes estágios

de sucessão e antropização, com base na altura e densidade da vegetação. A classificação é formada por dois grupos de vegetação predominante, um grupo com base na altura do dossel e outro com base na densidade (Tabela 1).

Tabela 1: Classificação da vegetação da Caatinga. Arbórea Subarbórea Muito Densa (ASMD), Arbórea Subarbórea Densa (ASD), Subarbórea Arbustiva Aberta (SAA), Arbustiva Subarbórea Aberta (ATSA), Subarbusativa Arbustiva Rala (SAR)

Classes	Altura classe predominante (m)	Altura da segunda classe predominante (m)	Densidade (%)
ASMD	> 4.5 m	3.0 - 4.5 m	>80%
ASD	> 4.5 m	3.0 - 4.5 m	>60 < 80 %
SAA	3.0 - 4.5 m	1.5 - 3.0 m	>40< 60 %
ATSA	1.5 - 3.0 m	3.0 - 4.5 m	>40< 60 %
SAR	0 - 1.5 m	1.5 - 3.0 m	>20< 40 %

Fonte: Chaves et al. (2008).

Em termos de estrutura de dossel, a altura da vegetação é superior a 4,5 m para as arbóreas; entre 3 m e 4,5 m para sub-arbóreas; entre 1,5 m e 3 m para arbustos; e menos de 1,5 m para subarbusativo. Em termos de densidade, a vegetação muito densa cobre mais de 80% da área do lote, a vegetação densa cobre entre 60% e 80%, a vegetação aberta cobre entre 40% e 60% e a vegetação esparsa cobre entre 40% e 20% da área do lote (Figura 1). Quando não há cobertura vegetal, foi adicionada a classe solo exposto (SE), totalizando seis classes de cobertura do solo (Tabela 1).

4. AQUISIÇÃO E PROCESSAMENTO DAS IMAGENS LANDSAT

As imagens de SR utilizadas são dos sensores ETM + e OLI, a bordo dos satélites Landsat 7 e 8, respectivamente. Essas imagens estão disponíveis gratuitamente pelo (USGS) (<https://espa.cr.usgs.gov/>), e há 88 imagens Landsat disponíveis de outubro de 2014 a setembro de 2016 que cobrem a área de estudo (44 de sensor ETM + e 44 do sensor OLI). O USGS fornece imagens NDVI consistentes em processamento e qualidade de dados para suportar análises de séries temporais e empilhamento de dados. O NDVI é calculado a partir da normalização das bandas infravermelho próximo e vermelho (NIR), ele é um dos índices mais conhecidos e adotados, com aplicações demonstradas na avaliação de parâmetros como biomassa verde, IAF, crescimento vegetal, fenologia e para mapeamento da cobertura da vegetação (Tucker, 1979; Htitiou et al., 2019).

O pré-processamento digital das imagens, para realização da classificação por séries temporais, foi feito por um script R (R Development Core Team, 2018) desenvolvido para remoção dos pixels que apresentem interferências de sombras de nuvens, nuvens e água e redução de ruído. As análises dos comportamentos dos tipos de cobertura do solo foram realizadas para as condições mono-temporal multiespectral e multi-temporal. Para a avaliação mono-temporal multiespectral foi utilizada as bandas espectrais azul, verde, vermelho, infravermelho próximo (NIR) e duas bandas de infravermelho curto (SWIR) e da imagem de 29 de setembro de 2016, Landsat 8. Para a avaliação multi-temporal NDVI, foram utilizadas as séries mensais de NDVI de outubro de 2014 a setembro de 2016, totalizando 24 imagens compostas.

4.1. Classificador *Random Forest*

O *Random Forest* (RF) produz múltiplas árvores de decisões, em que cada árvore vota em uma classe e a decisão de classificação final é a classe que obteve o maior número de votos das árvores, para os problemas de classificação (Belgiu e Drăgut, 2016, Liaw e Wiener, 2002) (Figura 3). O RF usa uma amostra de bootstrap de dois terços dos dados de treinamento originais (*In-The-Bag*/ITB) para construir árvores aleatoriamente (*ntree*), enquanto o terceiro grupo de amostras conhecido como *out-of-bag* (OOB) é usado para obter uma estimativa de erro interno do processo de treinamento (Breiman, 2001; Hüttich et al., 2011; Belgiu e Drăgut, 2016). Os principais parâmetros dos modelos de RF, definidos pelo usuário, são o número máximo de árvores de decisão a serem geradas na floresta (*ntree*) e o número de variáveis usadas aleatoriamente para dividir cada nó (*mtry*) da árvore (Belgiu e Drăgut, 2016; Htitiou et al., 2019). Neste estudo, foram utilizadas quinhentas árvores de decisão e o *mtry* foi definido como a raiz quadrada do número de variáveis preditoras.

5. IMPORTÂNCIA DE CADA VARIÁVEL NA IDENTIFICAÇÃO DAS CLASSES DE COBERTURA NA CAATINGA

No modelo RF, existem dois indicadores que medem a importância das características utilizadas no modelo, *Mean Decrease Accuracy* (MDA) e *Mean Decrease Gini* (MDG) (Nitze et al., 2015). O MDA é baseado no erro interno OOB da árvore (e_t) e no novo erro OOB (e_t^i) é calculado após permutar cada variável preditora X^1 (Equação 1) (Jin et al, 2018). O MDA é a média da diferença dos dois erros de testes OOB. E sua fórmula é a seguinte:

$$V(X^1) = \frac{1}{N} \sum_{N}^{t=1} (e_t^i - e_t), \text{ Eq.1}$$

O índice Gini é usado para selecionar a melhor divisão em cada nó, é calculado a partir da impureza de cada variável um RF (Breiman, 2001; Jin et al., 2018, 2018; Nitze et al., 2015). A expressão do índice Gini é demonstrada pela Equação 2:

$$Gini(p) = \sum_{i=1}^n p_k (1 - p_k) = 1 - \sum_{i=1}^n p_k^2, \text{ Eq.2}$$

P_k é a probabilidade da n ésima categoria entre as n categorias. Sua fórmula é a seguinte (Equação 3):

$$J_b(x_j) = Gini(D) - \left(\frac{|D1|}{|D|} Gini(D1) + \frac{|D2|}{|D|} Gini(D2) \right), \text{ Eq.3}$$

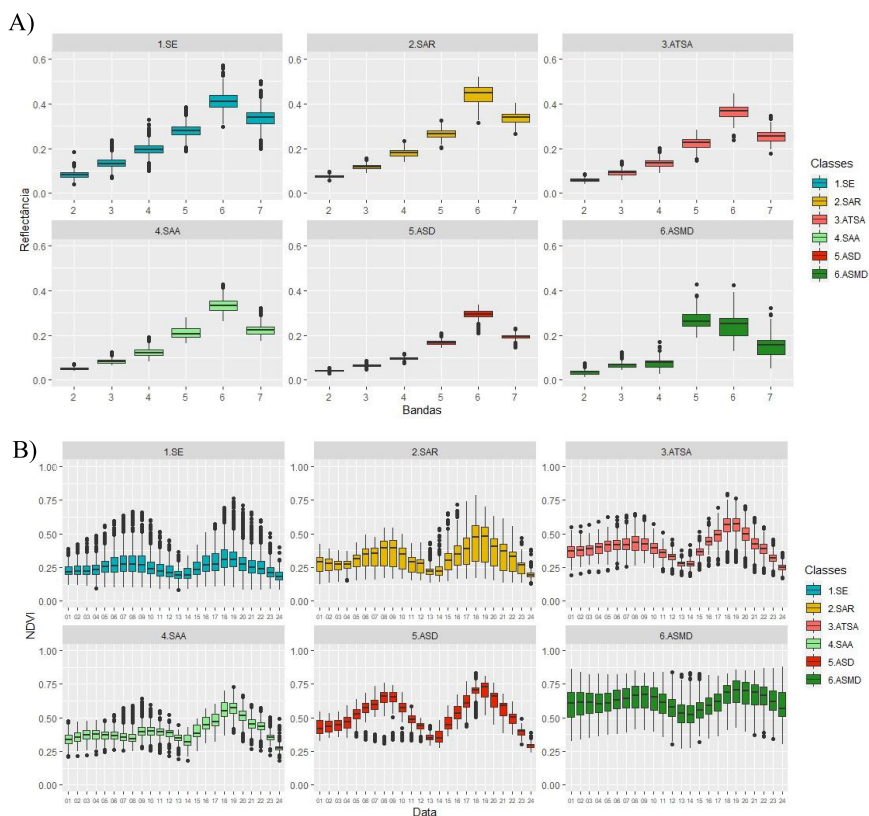
Onde D1 e D2 são duas categorias nas quais o conjunto D é dividido de acordo com as características. Nesses dois métodos, quanto maior for o indicador, maior será o grau de importância dos recursos e ambos os métodos de avaliação do grau de importância dos recursos são baseados na qualidade dos resultados da classificação (Jin et al., 2018).

As variáveis essenciais que mais contribuíram para a precisão geral da classificação foram determinadas e avaliadas com base no Gini Decrescente Médio (MDG) do RF. Além disso, os *boxplots* das classes foram examinados visualmente para avaliar o comportamento temporal e espectral.

6. COMPORTAMENTO ESPECTRAL E TEMPORAL DAS CLASSES DE COBERTURA DO SOLO

A Figura 4 mostra o comportamento das seis classes de cobertura do solo por meio de gráficos de *boxplot* para as duas condições (mono-temporal multiespectral e multitemporal).

Figura 4: Gráficos de *boxplot* das amostras para classes de cobertura da terra A) Bandas espectrais 2 (azul), 3 (verde), 4 (vermelha), 5 (NIR), 6 (SWIR 1), 7 (SWIR 2) da imagem Landsat 8 de 29 de setembro de 2016; B) 24 Composições Mensais de NDVI. Arbórea Subarbórea Muito Densa (ASMD), Arbórea Subarbórea Densa (ASD), Subarbórea Arbustiva Aberta (SAA), Arbustiva Subarbórea Aberta (ATSA), Subarbusativa Arbustiva Rala (SAR), Solo Exposto (SE).



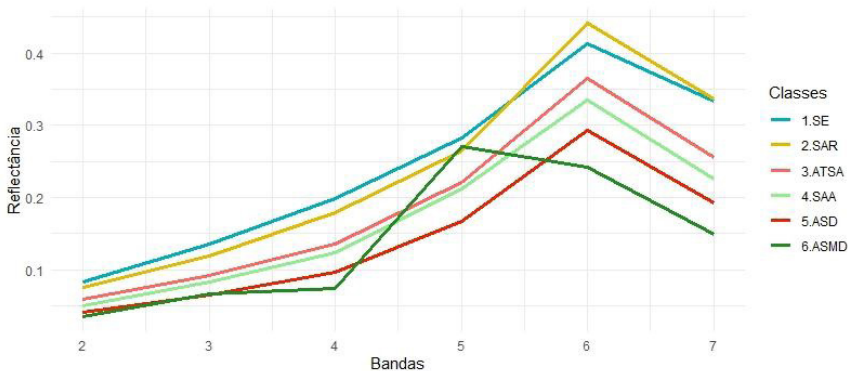
Fonte: Andrade et al (2021)

Na condição mono-temporal multiespectral, padrões semelhantes foram observados para as classes SAA, ATSA, SAR, SE. O ASMD se destacou dos demais por apresentar maior valor de NIR. Para outras classes, o SWIR 1 apresentou maior refletância. A menor variância para bandas espectrais foi observada para a classe ASD. Nas amostras

da condição multi-temporal NDVI, os valores mais baixos de NDVI foram observados na classe SE, porém, seus contornos mostraram semelhanças com as classes mais vegetadas; A classe ASMD apresentou baixa variação fenológica pela condição multi-temporal NDVI.

A banda SWIR 1 tem o maior valor de reflectância entre as classes de cobertura do solo, exceto a classe VDA. Isso se explica pela contribuição do solo exposto nessas classes de cobertura (Tian e Philpot, 2015), uma vez que a maior parte da vegetação da Caatinga é esparsa. Porém, a classe ASMD possui vegetação muito densa, reduzindo a contribuição do solo exposto em sua resposta espectral, sendo a banda NIR seu maior valor de refletância (Ding et al., 2014). A Figura 5 permite visualizar a semelhança entre as classes SE e SAR e entre as classes ATSA e SAA. Alvos de vegetação caducifólia perdem sua folhagem durante a estação seca no ambiente da Caatinga e podem ser confundidos com áreas sem vegetação (Lima et al., 2012). Essa característica é mais significativa nas áreas de vegetação classificadas como abertas, uma vez que a vegetação do estrato superior, ao perder suas folhas, apresenta grandes porções de solo exposto.

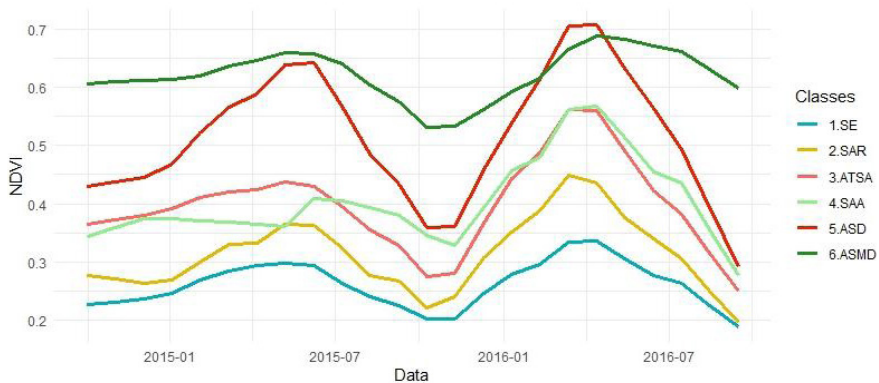
Figura 5: Refletância média das amostras para condição mono-temporal multiespectral.



Os *boxplots* na Figura 4B mostram que a condição multi-temporal NDVI revelou diferentes padrões de cada classe de cobertura, o que ajuda a garantir uma boa discriminação entre as classes na área de estudo. É possível identificar uma assinatura temporal das classes de cobertura monitoradas, revelando um padrão no comportamento de cada tipo de cobertura do solo que facilita a distinção entre os agrupamentos vegetais, facilitando o mapeamento (Figura 6), apesar das semelhança entre as classes SAA vs ATSA e ASD vs ASMD em determinados meses.

A classe ASMD é caracterizada por um comportamento fenológico mais estável (Figura 4B). Isso pode ser explicado pela proximidade do local de ocorrência desta classe aos cursos d'água, permitindo a disponibilidade de água durante os ciclos de chuva e seca.

Figura 6: Valores médios de NDVI para cada classe da amostra de treinamento da condição Multi-temporal NDVI.



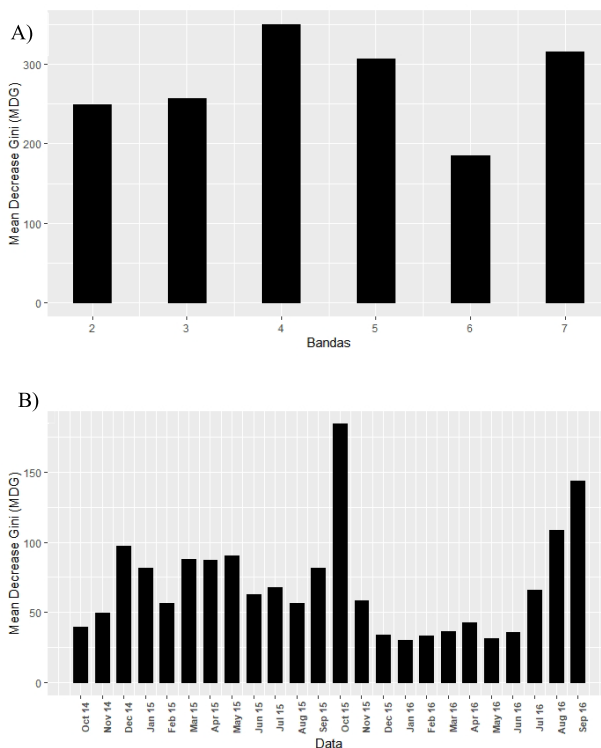
A Figura 4 mostra algumas classes que se destacam os *outliers*, o que pode ser ocasionado pela dificuldade de distingui-las no levantamento de campo, e também pela interferência antrópica em

algumas regiões ao longo da série temporal. Atividades antrópicas na cobertura do solo da Caatinga podem prejudicar o desempenho da classificação multi-temporal NDVI (Maldonado et al., 2002; Santos et al., 2013). A classe SE apresenta *outliers* com valor de NDVI de regiões com vegetação, o que sugere que alguns pontos podem ter sido usados como área de cultivo em determinados momentos (Figura 4B). A vegetação da Caatinga, especialmente para vegetações menores e abertas (SAR e ATSA), apresentam uma contribuição significativa do solo descoberto para a refletância (Figura 4A). Ou seja, a resposta do solo muitas vezes é observada de forma misturada à resposta da vegetação em períodos de baixa massa foliar, o que pode levar a resultados de classificação confusos ou imprecisos.

7. INFLUÊNCIA DAS VARIÁVEIS ESSENCIAIS

As variáveis essenciais que mais contribuíram para a acurácia geral da condição foram determinadas e avaliadas com base na *Mean Decrease Gini* (MDG) do RF. Na condição mono-temporal multiespectral, as bandas vermelho, SWIR 2 e NIR foram determinadas como as variáveis mais importantes (Figura 7A). Na condição multi-temporal NDVI, os atributos mais críticos para a condição RF são os meses de outubro de 2015, agosto de 2016, setembro de 2016, enquanto janeiro de 2016 e maio de 2016 são as variáveis menos importantes (Figura 7B).

Figura 7: A) Classificação geral de importância variável usando o MDG: A) Condição multiespectral de dados única, bandas espectrais 2 (azul), 3 (verde), 4 (vermelha), 5 (NIR), 6 (SWIR 1), 7 (SWIR 2) da imagem Landsat 8; B) Condição Multi-temporal NDVI. Fonte; Andrade et al. (2021).



O MDG permitiu distinguir a relevância individual de cada banda Landsat 8 na condição mono-temporal multiespectral (Figura 7A), e nas composições mensais do NDVI, como variáveis de entrada para a condição multi-temporal NDVI (Figura 7B). Na condição mono-temporal multiespectral, o vermelho foi determinado como a banda essencial no mapeamento. Ela teve a maior ordem de contribuição para a precisão, sendo seguido pelo SWIR 2 e NIR (Figura 7A). Isso pode ser atribuído à sua sensibilidade às variações da clorofila e da vegetação não fotossintética (Ding et al., 2014;

Delegido et al., 2015), presentes nas fisionomias da Caatinga com vegetação densa e aberta.

A alta contribuição das bandas vermelha e NIR no mapeamento de áreas com vegetação é bem conhecida (Fensholt et al., 2012; Li et al., 2016); no entanto, o aspecto interessante desta avaliação é a contribuição da banda SWIR 2, que é sensível à umidade do solo. A participação significativa da banda SWIR no mapeamento da vegetação da Caatinga, provavelmente, se deve à alta exposição do solo à radiação solar. IVs usando as bandas NIR e SWIR mostram melhor capacidade de detectar fenologia do que NDVI e EVI (Jin et al., 2013), devido à sua maior sensibilidade à umidade na vegetação e no solo (Rodríguez-Caballero et al., 2015; Zhao et al., 2018).

Na condição multi-temporal NDVI, os meses de outubro de 2015, setembro de 2016 e agosto de 2016 têm a maior contribuição para a precisão da condição e os meses de janeiro de 2016 e maio de 2016 têm a pior (Fig 7B). Estes resultados indicam que a separabilidade das classes vegetais é mais complicada na estação chuvosa do que na estação seca, explicada pela atividade fotossintética mais significativa da vegetação atuando em todas as classes de cobertura do solo na estação chuvosa, aumentando o valor de NDVI e tornando é mais difícil identificar diferenças de cobertura do solo nesta temporada (Guan et al., 2015; Walker et al., 2015).

8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Para a condição mono-temporal multiespectral, as bandas vermelho, NIR e SWIR têm a contribuição mais notável para a precisão para identificação das classes de cobertura da Caatinga. Isso é atribuído à sensibilidade desses intervalos espectrais às variações da clorofila e da vegetação não fotossintética presentes nas fisionomias da Caatinga com vegetação densa e aberta. Na

condição multi-temporal NDVI, os meses na estação seca foram mais relevantes para a classificação do que os meses na estação chuvosa, explicado pela atividade fotossintética mais significativa da vegetação atuando em todas as classes de cobertura do solo na estação chuvosa, aumentando o valor NDVI e tornando mais difícil identificar as diferenças da cobertura do solo nesta temporada. Além disso, é possível formular uma estratégia para seleção das imagens de satélite em períodos específicos para realizar a classificação multi-temporal, uma vez que alguns meses apresentam maior contribuição do que outros. Isso permite obter um menor custo computacional para o processamento das imagens e também otimiza a aquisição das imagens.

9. REFERÊNCIAS

- Allen, K., Dupuy, J. M., Gei, M. G., Hulshof, C., Medvigy, D., Pizano, C.,... Powers, J. S. (2017). Will seasonally dry tropical forests be sensitive or resistant to future changes in rainfall regimes? *Environmental Research Letters*, 12(2), 023001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa5968>.
- Andrade, J., Cunha, J., Silva, J., Rufino, I., & Galvão, C. (2021). Evaluating single and multi-date Landsat classifications of land-cover in a seasonally dry tropical forest. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 22, 100515. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2021.100515>.
- Arvor, D., Jonathan, M., Meirelles, M. S. P., Dubreuil, V., & Durieux, L. (2011). Classification of MODIS EVI time series for crop mapping in the state of Mato Grosso, Brazil. *International Journal of Remote Sensing*, 32(22), 7847-7871. <https://doi.org/10.1080/01431161.2010.531783>.
- Breiman, L. (2001). Random forests. *Machine learning*, 45(1), 5-32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>.
- Belgiu, M., & Drăguț, L. (2016). Random forest in remote sensing: A review of applications and future directions. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 114, 24-31. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjrs.2016.01.011>.

- Castanho, A. D. A., Coe, M. T., Brando, P., Macedo, M., Baccini, A., Walker, W., & Andrade, E. M. (2020). Potential shifts in the aboveground biomass and physiognomy of a seasonally dry tropical forest in a changing climate. *Environmental Research Letters*, 15(3), 034053. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab7394>.
- Castro, O. G., Francelino, M. R., Arruda, D. M., Fernandes-Filho, E. I., & Schaefer, C. E. G. R. (2019). Climate and soils at the Brazilian semiarid and the forest-Caatinga problem: new insights and implications for conservation. *Environmental Research Letters*, 14(10), 104007. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab3d7b>.
- Chaves, I. D. B., Lopes, V. L., Folliott, P. F., & Paes-Silva, A. P. (2008). Uma classificação morfo-estrutural para descrição e avaliação da biomassa da vegetação da caatinga. *Revista Caatinga*, 21(2), 204-213.
- Cunha, J., Nóbrega, R. L., Rufino, I., Erasmi, S., Galvão, C., & Valente, F. (2020). Surface albedo as a proxy for land-cover clearing in seasonally dry forests: evidence from the Brazilian Caatinga. *Remote Sensing of Environment*, 238, 111250. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111250>.
- Delegido, J., Verrelst, J., Rivera, J. P., Ruiz-Verdú, A., & Moreno, J. (2015). Brown and green LAI mapping through spectral indices. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 35, 350–358. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2014.10.001>.
- Ding, Y., Zhao, K., Zheng, X., & Jiang, T. (2014). Temporal dynamics of spatial heterogeneity over cropland quantified by time-series NDVI, near infrared and red reflectance of Landsat 8 OLI imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 30, 139–145. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2014.01.009>.
- Erasmi, S., Schucknecht, A., Barbosa, M., & Matschullat, J. (2014). Vegetation Greenness in Northeastern Brazil and Its Relation to ENSO Warm Events. *Remote Sensing*, 6(4), 3041–3058. <https://doi.org/10.3390/rs6043041>.
- Fensholt, R., Langanke, T., Rasmussen, K., Reenberg, A., Prince, S. D., Tucker, C., ... Wessels, K. (2012). Greenness in semi-arid areas across the globe 1981–2007 – an Earth Observing Satellite based analysis of trends and drivers. *Remote Sensing of Environment*, 121, 144–158. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.01.017>.

- Guan, K., Pan, M., Li, H., Wolf, A., Wu, J., Medvigy, D., ... Lyapustin, A. I. (2015). Photosynthetic seasonality of global tropical forests constrained by hydroclimate. *Nature Geoscience*, 8(4), 284–289. <https://doi.org/10.1038/ngeo2382>.
- Htitiou, A., Boudhar, A., Lebrini, Y., Hadria, R., Lionboui, H., Elmansouri, L., ... & Benabdelouahab, T. (2019). The Performance of Random Forest Classification Based on Phenological Metrics Derived from Sentinel-2 and Landsat 8 to Map Crop Cover in an Irrigated Semi-arid Region. *Remote Sensing in Earth Systems Sciences*, 2(4), 208-224. <https://doi.org/10.1007/s41976-019-00023-9>.
- Hüttich, C., Herold, M., Wegmann, M., Cord, A., Strohbach, B., Schmullius, C., & Dech, S. (2011). Assessing effects of temporal compositing and varying observation periods for large-area land-cover mapping in semi-arid ecosystems: Implications for global monitoring. *Remote Sensing of Environment*, 115(10), 2445–2459. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.05.005>.
- INMET, National Institute of Meteorology of Brazil, 2018. <https://bdmep.inmet.gov.br/#>, Accessed date: October 2020.
- INSA (2016). Information and Knowledge Management System of the Brazilian Semi-arid Region (SIGSAB, of the acronym in Portuguese). <http://sigsab.insa.gov.br>. Accessed date: 17 March 2019.
- Jin, C., Xiao, X., Merbold, L., Arneith, A., Veenendaal, E., & Kutsch, W. L. (2013). Phenology and gross primary production of two dominant savanna woodland ecosystems in Southern Africa. *Remote Sensing of Environment*, 135, 189–201. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.03.033>.
- Jin, Y., Liu, X., Chen, Y., & Liang, X. (2018). Land-cover mapping using Random Forest classification and incorporating NDVI time-series and texture: a case study of central Shandong. *International Journal of Remote Sensing*, 39(23), 8703–8723. <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1490976>.
- Li, X. B., Li, R. H., Li, G. Q., Wang, H., Li, Z. F., Li, X., & Hou, X. Y. (2016). Human-induced vegetation degradation and response of soil nitrogen storage in typical steppes in Inner Mongolia, China. *Journal of Arid Environments*, 124, 80–90. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.07.013>.
- Lima, A. L. A., de Sá Barretto Sampaio, E. V., de Castro, C. C., Rodal, M. J. N., Antonino, A. C. D., & de Melo, A. L. (2012). Do the phenology and functional stem attributes of woody species allow for the identification of functional

- groups in the semiarid region of Brazil? *Trees*, 26(5), 1605–1616. <https://doi.org/10.1007/s00468-012-0735-2>.
- Liaw, A., & Wiener, M. (2002). Classification and regression by Random Forest. *R news*, 2(3), 18-22.
- Nitze, I., Barrett, B., & Cawkwell, F. (2015). Temporal optimisation of image acquisition for land cover classification with Random Forest and MODIS time-series. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 34, 136–146. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2014.08.001>.
- Maldonado, F. D., Santos, J. R. D., & De Carvalho, V. C. (2002). Land use dynamics in the semi-arid region of Brazil (Quixaba, PE): Characterization by principal component analysis (PCA). *International Journal of Remote Sensing*, 23(23), 5005–5013. <https://doi.org/10.1080/0143116021000013313>.
- Moro, M. F., Nic Lughadha, E., Filer, D. L., Araújo, F. S. de, & Martins, F. R. (2014). A catalogue of the vascular plants of the Caatinga phytogeographical domain: a synthesis of floristic and phytosociological surveys. *Phytotaxa*, 160-118. <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.160.1.1>.
- Moro, M. F., Nic Lughadha, E., de Araújo, F. S., & Martins, F. R. (2016). A Phytogeographical Metaanalysis of the Semiarid Caatinga Domain in Brazil. *The Botanical Review*, 82(2), 91–148. <https://doi.org/10.1007/s12229-016-9164-z>.
- R Development Core Team. (2018). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.r-project.org>. Acessado: 20 Fevereiro 2018.
- Rodríguez-Caballero, E., Knerr, T., & Weber, B. (2015). Importance of biocrusts in dryland monitoring using spectral indices. *Remote Sensing of Environment*, 170, 32–39. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.08.034>.
- Queiroz, L. P., Cardoso, D., Fernandes, M. F., & Moro, M. F. (2017). Diversity and evolution of flowering plants of the Caatinga domain. In: Silva J,C; Leal,I; Tabarelli, M.(Eds). *Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America*. Switzerland: Springer International Publishing, 23–63. https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_2.
- Santos, J. M. F. F., Santos, D. M., Lopes, C. G. R., Silva, K. A., Sampaio, E. V. S. B., & Araújo, E. L. (2013). Natural regeneration of the herbaceous community in a semiarid region in Northeastern Brazil. *Environmental*

- Monitoring and Assessment, 185(10), 8287–8302. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3173-8>.
- Silva, J. N. D. C. Análise temporal de índices de vegetação no apoio à classificação de imagens: Cobertura do solo na bacia hidrográfica do rio Sucuru. 107f. Dissertação (Mestrado em Recursos Naturais) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande-PB, 2017.
- Silveira, H. L. F., Galvão, L. S., Sanches, I. D., de Sá, I. B., & Taura, T. A. (2018). Use of MSI/Sentinel-2 and airborne LiDAR data for mapping vegetation and studying the relationships with soil attributes in the Brazilian semi-arid region. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 73, 179–190. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.06.016>.
- Tian, J., & Philpot, W. D. (2015). Relationship between surface soil water content, evaporation rate, and water absorption band depths in SWIR reflectance spectra. *Remote Sensing of Environment*, 169, 280–289. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.08.007>.
- Tucker, C. J. (1979). Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 8(2), 127–150. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(79\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0034-4257(79)90013-0).
- U.S. Geological Survey, 2020. Landsat Satellite Missions. <https://www.usgs.gov/core-science-systems/nli/landsat/landsat-satellite-missions>. Acessado: 22 Dezembro 2020.
- Vico, G., Thompson, S. E., Manzoni, S., Molini, A., Albertson, J. D., Almeida-Cortez, J. S., ... Porporato, A. (2015). Climatic, ecophysiological, and phenological controls on plant ecohydrological strategies in seasonally dry ecosystems. *Ecohydrology*, 8(4), 660–681. <https://doi.org/10.1002/eco.1533>.
- Walker, J., de Beurs, K., & Wynne, R. (2015). Phenological Response of an Arizona Dryland Forest to Short-Term Climatic Extremes. *Remote Sensing*, 7(8), 10832–10855. <https://doi.org/10.3390/rs70810832>.
- Zhao, Y., Wang, X., Novillo, C. J., Arrogante-Funes, P., Vázquez-Jiménez, R., & Maestre, F. T. (2018). Albedo estimated from remote sensing correlates with ecosystem multifunctionality in global drylands. *Journal of Arid Environments*, 157, 116–123.

ÍNDICES DE VEGETAÇÃO NA IDENTIFICAÇÃO DE MUDANÇAS DO USO DA TERRA: REPRESENTAÇÃO MATEMÁTICA DO NDVI¹

*Rivaildo da Silva Filho
Rochele Sheila Vasconcelos
Carlos de Oliveira Galvão
Iana Alexandra Alves Rufino
John Elton de Brito Leite Cunha*

1. INTRODUÇÃO

A vegetação é fundamentalmente dependente do seu ambiente físico para crescimento, sobrevivência e reprodução. Nos últimos anos, houve um reconhecimento cada vez maior de que para a melhoria futura do monitoramento e manejo dos ecossistemas naturais, por exemplo em resposta às mudanças climáticas, necessita-se de uma boa compreensão dos mecanismos subjacentes à resposta da planta. Da mesma forma para o ambiente, a previsão das mudanças climáticas e dos impactos por elas causados, são criticamente dependentes do entendimento do papel da vegetação no controle de mudanças no balanço energético terrestre.

Dados e registros das mudanças que ocorrem no meio ambiente têm sido obtidos por sensoriamento remoto, pois o frequente

¹ Este capítulo é uma versão do artigo: SILVA FILHO, R.; VASCONCELOS, R. S.; GALVÃO, C. O.; RUFINO, I. A. A.; CUNHA, J. E. B. L. Representação matemática do comportamento intra-anual do NDVI no Bioma Caatinga. CIÊNCIA FLORESTAL, v. 30, p. 473, 2020. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509837279>

registro de imagens por diversos sensores orbitais permite a construção e a análise de séries temporais de dados da vegetação. A observação e a análise dessas séries podem auxiliar no reconhecimento de padrões e na análise de possíveis alterações desses padrões por causas naturais ou antrópicas. Os índices de vegetação (IVs) têm sido bastante utilizados nessas análises. Os IVs nada mais são do que combinações de dados espectrais de duas ou mais bandas espectrais, escolhidas com o objetivo de agrupar e intensificar a relação desses dados com os parâmetros biológicos e físicos da vegetação. Dentre os IVs mais utilizados para verificar esses padrões obtidos por sensoriamento remoto, está o NDVI - Índice de Vegetação por Diferença Normalizada. Como as propriedades de reflectância da vegetação variam sazonalmente em relação a sua fenologia, as séries temporais e espaciais desses índices, como o NDVI, oferecem um mecanismo único para monitorar a dinâmica da vegetação, uma vez que possibilitam o estudo desde escalas macro (ecossistemas) até as microescalas (regiões específicas e áreas de interesse), dependendo do sensor utilizado na análise.

No entanto, ao utilizar séries temporais de dados do NDVI, muitas vezes é necessário contornar alguns problemas, como a distribuição temporal dos dados, que está relacionada com o tempo de revisita do satélite, bem como a ausência e/ou a contaminação dos dados, cuja causa está ligada à influência de nuvens e/ou da atmosfera, gerando lacunas na série. Portanto, a análise de preenchimento de falhas é essencial para assegurar uma aplicação apropriada dos produtos NDVI (JULIEN; SOBRINO, 2019). Sendo assim, muitos métodos de preenchimento de falhas foram desenvolvidos nos últimos anos, como o filtro 4253H (VELLEMAN, 1980), o filtro Savitzky-Golay (JÖNSSON; EKLUNDH, 2004; SAVITZKY; GOLAY, 1964), Função Assimétrica de Gauss (JÖNSSON; EKLUNDH, 2004), filtro Whittaker (ATZBERGER; EILERS, 2011), Função Dupla logística (BECK *et al.*, 2006), Transformada Discreta de Fourier (ATKINSON

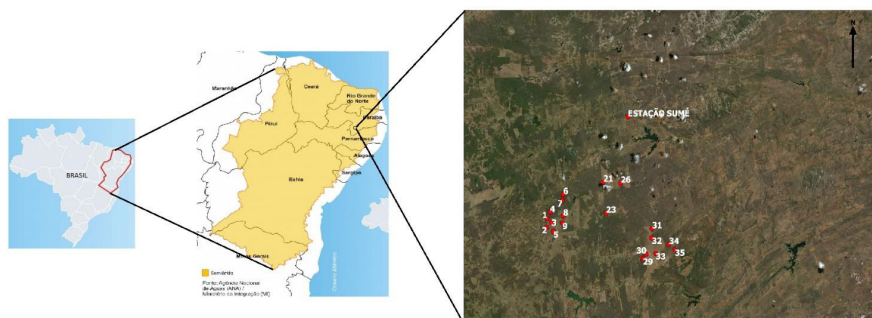
et al., 2012;). Contudo, vários estudos compararam a eficiência de alguns desses métodos, mas nenhum consenso claro surgiu sobre qual é o melhor para o preenchimento de falhas em séries temporais de índices de vegetação (ATKINSON *et al.*, 2012).

É interessante, portanto, a análise específica da aplicação de ajustes para cada região, uma vez que para regiões com características distintas, como clima, cobertura de nuvens e tipo de vegetação, a resposta de cada filtro pode ser diferente, ajustando bem ou não os dados de NDVI. Uma vez obtida uma série contínua de dados através do ajuste, estudos podem ser realizados para monitoramento da vegetação (fenologia), verificação dos efeitos climáticos sobre a vegetação e a cobertura do solo, bem como verificação de áreas com tendência a desertificação, processo bastante preocupante, principalmente na região semiárida brasileira. Este capítulo mostra a reconstrução de séries de NDVI do Landsat para escala diária, testando a aplicação de curvas baseadas em funções matemáticas para preenchimento de falhas, definindo, dentre essas, a que apresenta o melhor ajuste para a área de vegetação Caatinga.

2. ÁREA DE ESTUDO

Situada entre os municípios de Monteiro, Camalaú, Sumé e Prata, no estado da Paraíba, está a área de estudo desta pesquisa, cuja localização geográfica é indicada na Figura 1, delimitada pelos pontos extremos de coordenadas (-37.121°, -7.641°) e (-36.719°, -7.944°) da cena Landsat 215/065 (órbita/ponto). Foram selecionados 19 pontos representativos, dos quais 4 são de vegetação Caatinga preservada e 15 de vegetação que sofreu alguma mudança na cobertura do solo ocasionada por ação antrópica, segundo estudo de Cunha (2018).

Figura 1: Localização geográfica da área de estudo.



Fonte: Autores.

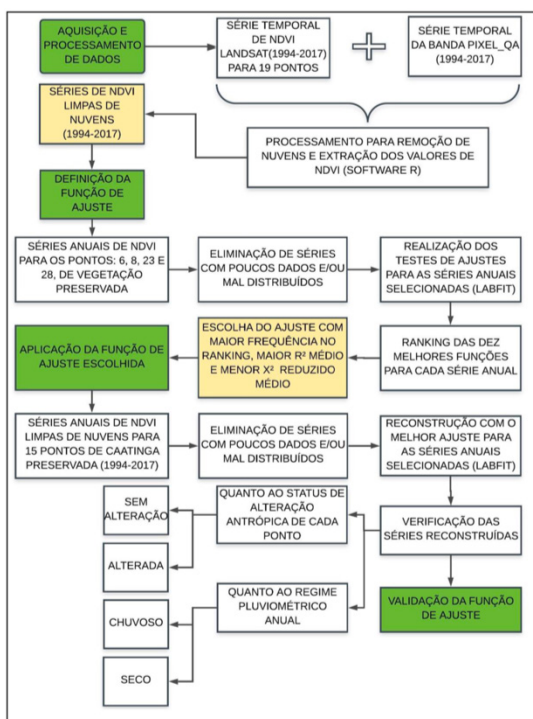
De acordo com a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo climático BSh, ou seja, seco (semiárido), caracterizado por irregularidade das precipitações pluviais e ocorrência de temperaturas elevadas. A precipitação pluvial média anual, no período de 1994 a 2017, foi de 515 mm e a temperatura média anual é de 24°C. Está totalmente inserida no Semiárido do Brasil, nos domínios da Caatinga, com inúmeras variações paisagísticas. O IBGE (2018) a classifica como Savana Estépica, a qual possui endemismo marcante com relativa riqueza biológica e diversas formações vegetais, como as gramíneas, arbustos e árvores de porte variado, caducifólias, enorme variedade de plantas espinhosas, cactáceas e bromeliáceas.

A vegetação é composta prioritariamente por arbustos que perdem as folhas nos meses mais secos ou por pastagens que secam na época de estiagem, e possui como principais atividades econômicas a agricultura e a pecuária. A semiaridez dominante propicia o surgimento de processos naturais de retrogressão biótica nos períodos de secas mais prolongadas que, associados à pressão antrópica, têm levado à degradação edáfica e biótica de caráter as vezes irreversível, processos que podem ocasionar a desertificação na região.

3. METODOLOGIA

A metodologia é composta por quatro etapas (Figura 2): aquisição e processamento de dados, definição da função de ajuste, aplicação da função de ajuste e validação da função de ajuste. Na primeira etapa estão descritos como os dados foram adquiridos e pré-processados. A segunda etapa descreve como foi obtida a melhor função de ajuste para os dados obtidos na primeira etapa. Na terceira etapa essa função é utilizada para reconstruir séries de NDVI em diversos pontos de vegetação Caatinga. Na quarta etapa verifica-se a eficiência desses ajustes a partir de comparações com outras funções amplamente utilizadas na literatura.

Figura 2: Etapas metodológicas



Fonte: Silva Filho et al. (2020)

Foram utilizadas imagens de NDVI de órbita 215 e ponto 65, obtidas de forma direta através da plataforma on-line do Serviço Geológico Americano – United States Geological Survey– USGS (<https://espa.cr.usgs.gov/>), na seção Order Data, do período de 1994 a 2017, dos sensores Thematic Mapper -TM, satélite Landsat 5, Enhanced Thematic Mapper plus – ETM+, satélite Landsat 7, e Operational Land Imager – OLI, satélite Landsat 8. Este índice é calculado como uma combinação linear das bandas do vermelho (RED) e do infravermelho próximo (NIR), conforme a Equação 1, e está intimamente relacionado com a atividade fotossintética da vegetação.

$$NDVI = \frac{R_{NIR} - R_{RED}}{R_{NIR} + R_{RED}}$$

A escolha da série Landsat ocorreu em virtude da disponibilidade gratuita dos dados, por representar uma série longa (mais de 30 anos) e por sua resolução espacial (30 m) que é compatível com a heterogeneidade da Caatinga. A escolha do período (1994-2017) se deve ao fato de representar uma série temporal que contém variações extremas de precipitação, ou seja, possui anos muito chuvosos como, por exemplo, 2009 (890,2 mm), como também anos muito secos, como 2012 (27,0 mm), o que é importante para a análise do índice em diversos cenários de chuva. Os dados diários de precipitação foram obtidos junto à Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESPA), cujo posto pluviométrico de origem está localizado no município de Sumé, ponto mais próximo da área de estudo com dados disponíveis.

O processamento das imagens foi feito no software R, para remoção das nuvens e extração dos valores de NDVI nos pontos de interesse. A retirada de nuvens foi feita baseada na banda “pixel_qa”, adquirida junto aos produtos de NDVI na plataforma da USGS. Através de ferramentas disponibilizadas no *RStudio*, foram selecionados os pixels que estavam associados a níveis de alta confiabilidade de

ausência de nuvens (“clear”), inserindo NA (Not Available) em todos os demais pixels do NDVI. Dessa forma, os pixels marcados como nuvem ou sombra de nuvens foram excluídos das séries anuais de dados. O processamento realizado pela USGS, para gerar a banda “pixel_qa” é feito com base no algoritmo CFMask, que tem função de máscara.

3.1. Definição da função de ajuste

Para identificação da curva que obtivesse um melhor ajuste dos dados de NDVI foi utilizado o software LABFIT, desenvolvido por SILVA *et al.* (2004), no qual funções não-lineares são ajustadas aos dados originais inseridos e, a partir de uma biblioteca dessas funções, o programa define um ranking das 10 melhores, com base no parâmetro estatístico do qui-quadrado reduzido (χ^2). A utilização desse software para a escolha da função deveu-se ao fato de possuir um leque de mais de 200 funções não-lineares.

Para realização dos testes, os dados de NDVI foram separados anualmente para quatro pontos da área de estudo, sendo eles: 6, 8, 23 e 26, nos quais não houve antropização. A seleção desses pontos onde não ocorreram mudanças é importante para essa análise inicial, para a obtenção de uma única função que represente o comportamento sazonal da vegetação, tornando-se mais confiável e válida para o tipo de cobertura do solo em estudo. Sendo assim, os dados foram processados no LABFIT com o objetivo de verificar a melhor função de ajuste para cada ano.

Portanto, a curva presente no ranking das dez melhores com maior frequência, ou seja, para um maior número de anos, foi escolhida para o ajuste dos dados, sendo utilizada nos demais pontos. Os anos com dados mal distribuídos (que não contenham pelo menos, 2 dados num intervalo de 4 meses) e/ou com poucos dados (menos do que seis valores de NDVI na série), foram excluídos da análise, afastando a possibilidade de o não-ajuste ser ocasionado por essas falhas nas séries. A escolha destes critérios para exclusão

das séries anuais de NDVI foi baseada em testes preliminares. A partir destes testes foi constatado que as séries que apresentavam grandes lacunas e baixa quantidade de dados impossibilitavam que o ajuste ocorresse, e por isso, foram excluídas da análise.

3.2. Aplicação da função de ajuste

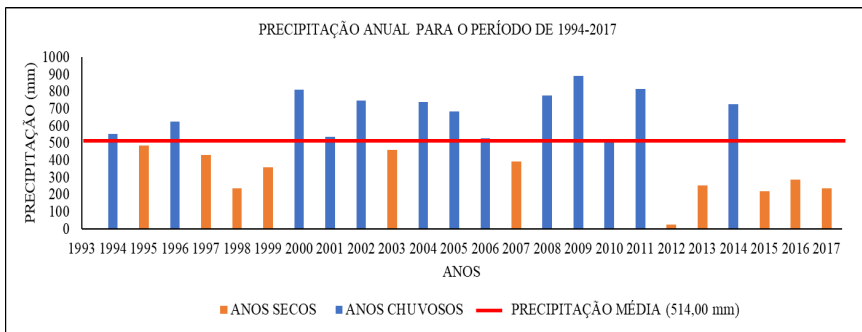
A função escolhida foi aplicada para os 15 pontos na área de estudo onde houve alteração da cobertura do solo, num total de 360 séries de dados de NDVI, para uma análise do comportamento da curva em situações onde a vegetação foi alterada e/ou removida, no intuito de verificar se mesmo após uma mudança de cobertura a função se ajustaria bem aos dados, o que implicaria que, independente da cobertura, o ajuste seria capaz de reconstruir a série de NDVI. Para essa análise foi considerado que as séries que obtivessem R^2 abaixo de 0,70, não seriam aplicáveis em futuros estudos sobre a fenologia e a interação vegetação-clima, pois a confiança no valor do NDVI abaixo de 70% poderia ocasionar, por exemplo, erros na interpretação dos parâmetros de início e fim da temporada de crescimento da vegetação, e como esse trabalho tem o intuito de gerar uma ferramenta que possibilite essas análises, esse foi o limiar utilizado para o R^2 . Além disso, foi analisado o comportamento do índice com relação aos ciclos anuais de precipitação, levando em consideração os anos secos e chuvosos. Para essa verificação, foi estabelecido que os anos secos seriam aqueles em que a precipitação fosse inferior a média para o período (1994-2017) e os anos chuvosos aqueles em que a precipitação fosse igual ou superior à média, como está ilustrado na Figura 3.

3.3. Validação do ajuste

Na literatura, é possível encontrar duas formas principais de validação de uma série ajustada de dados de NDVI (JULIEN; SOBRINO, 2019). A primeira é adicionando ruídos na série original (com nuvens) de dados e comparando essa nova série com a série

original, a fim de verificar o erro entre esses valores. Esses ruídos são controlados e construídos a fim de se obter respostas para cada tipo de ruído e seu respectivo erro, sendo possível identificar se a função está apresentando bom desempenho no ajuste dos dados de acordo com esses erros. Outra forma é calcular o erro entre a série ajustada e a série de referência (valores limpos de nuvens), e depois comparar o desempenho dessa função com o de outros ajustes que são amplamente utilizados em todo o mundo, verificando o erro de cada uma com relação a série de referência.

Figura 3: Análise da precipitação anual no período de 1994-2017.



Fonte de dados: AESA (2018).

Neste estudo, para a validação do ajuste, foi utilizada esta última forma. A comparação foi feita com as funções matemáticas Assimetric Gaussian (AG) e Double Logistic (DL) e com o filtro Savitsky-Golay (SG), utilizando o software TIMESAT (JÖNSSON; EKLUNDH, 2004) para o processamento dessas funções. O critério comparativo foi a Erro Quadrático Médio da Raiz (RMSE) de cada função com relação aos valores originais. Para comparação da série de referência (dados sem nuvem) com as séries temporais reconstruídas utilizando a função Cauchy e os filtros Savitzky-Golay -SG (CHEN *et al.*, 2004), a função Assimétrica de Gauss -AG (JÖNSSON; EKLUNDH, 2002)

e a função Dupla Logística - DL (BECK *et al.*, 2006), foi necessária a utilização do software TIMESAT (JÖNSSON, P.; EKLUNDH, L., 2004), para reconstrução das séries. O software LABFIT, não possui em sua biblioteca os ajustes SG e DL, e por isso foi utilizado para reconstruir apenas as novas séries ajustadas pela função Cauchy.

Para utilização do TIMESAT foi necessária a adequação das séries utilizadas, uma vez que o software requer valores de NDVI com intervalo temporal igual. Com isso, definimos o intervalo mensal. Nos meses onde não obtivemos nenhum valor de NDVI, foi inserido um valor fora da grandeza dos valores para que o software entendesse como uma lacuna. Já nos meses que tínhamos mais de um valor de NDVI, apenas um foi utilizado, sendo os outros eliminados.

Um ponto de Caatinga preservada (6) e um ponto onde houve alteração de cobertura (33) foram avaliados, com uma série de 5 anos para cada ponto, totalizando 10 séries analisadas, onde os ajustes foram aplicados e por fim o RMSE foi calculada para cada função verificada com relação a série original de NDVI (série de referência) para cada ano. O RMSE indica o quão próximos os valores ajustados estão dos valores observados, quanto menor for o valor do RMSE mais próximos os valores ajustados estão daqueles observados.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Obtenção das séries de NDVI limpas de nuvens

Inicialmente, obtivemos 11.457 valores de NDVI considerando todos os pontos em estudo dentro do período analisado (1994-2017). Após a aplicação da máscara “pixel_qa” foram removidos 5.779 valores de NDVI duvidosos, o que corresponde à 50,45% dos valores obtidos, restando apenas 5.678 dados de NDVI (49,55%). Isso quer dizer que, em média, 50% das vezes que o satélite passou por qualquer um dos pontos, ele não conseguiu captar os valores

de reflectância da superfície terrestre impedido pela cobertura de nuvens. Isso mostra o quanto a área de estudo é afetada pelas nuvens, gerando lacuna nos dados, o que indica a importância cada vez maior da utilização de procedimentos para análise de padrões a partir de dados de sensoriamento remoto, como a aplicação de ajuste de curvas para reconstrução da série.

4.2. Curva de ajuste

Após o processamento dos dados de NDVI dos pontos de Caatinga preservada (6, 8, 23 e 26), foram obtidos 24 anos de dados para cada sítio (1994-2017), num total de 96 séries de dados. Dessas séries, 22 apresentaram dados mal distribuídos e em 15 os dados apresentaram-se, tanto em baixa quantidade como mal distribuídos, somando 37 séries excluídas da análise. Sendo assim, 59 séries de NDVI foram utilizadas no LABFIT, para definição da melhor função de ajuste. A função de Cauchy foi a que apresentou melhor ajuste. A mesma ajusta-se com maior frequência (66%) em todos os pontos analisados. Outras funções apresentaram frequências inferiores à função Cauchy, como por exemplo, a função Assimétrica de Gauss (54%), Potência 2 (53%), Equação polinomial do 3º grau (42%). Contudo, a função Exponencial 2 apresentou a mesma frequência da Cauchy (66%) e, portanto, para critério comparativo foi verificado o Qui-Quadrado reduzido médio (χ^2 reduzido médio) de ambas as funções. A função Cauchy (Eq. 2) então foi definida como melhor ajuste para a área de estudo por apresentar o menor valor do χ^2 reduzido médio ($5,07 \times 10^{-3}$), enquanto a função exponencial 2 apresentou um valor de $6,67 \times 10^{-3}$.

$$Y = \frac{1}{A*(B+X)^2+C}$$

onde Y é o valor correspondente de NDVI para cada dia juliano (X) do ano analisado, sendo A, B e C os parâmetros da equação.

4.3. Aplicação do ajuste Cauchy

Para avaliação do ajuste nos 15 pontos onde ocorreu alteração antrópica, foi feita inicialmente uma análise das 360 séries de dados NDVI, onde 124 séries foram eliminadas, sendo 58 séries de anos secos e 66 de anos chuvosos. Dessas séries, 88 apresentaram dados mal distribuídos e 36 possuíam tanto poucos dados como dados mal distribuídos. Então, 236 séries de dados de NDVI foram testadas no LABFIT utilizando a função Cauchy como ajuste, das quais 108 (46%) correspondiam a anos secos e 128 (52%) a anos chuvosos.

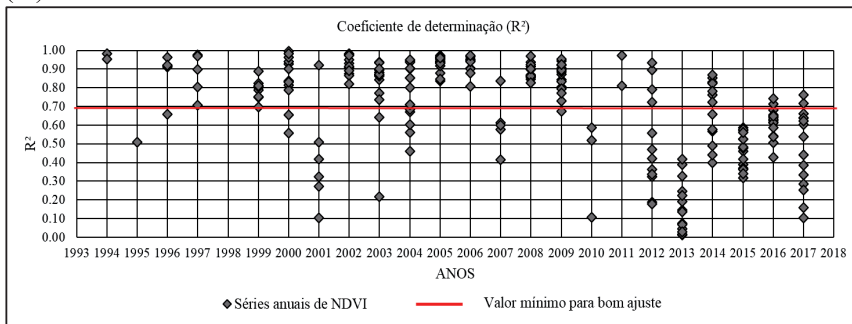
Como os lançamentos dos satélites Landsat 7 e 8 só ocorreram em 1999 e 2013, respectivamente, a série de anos de 1994 a 1998 foi a que apresentou menor cobertura de satélite, com dados a cada 16 dias e, conseqüentemente, foi mais susceptível à eliminação por falta de dados ou dados mal distribuídos. Como exemplo, o ano de 1998 não apresentou nenhuma série que pudesse ser utilizada para o teste dos ajustes. Pode-se verificar o resultado desse ajuste a partir de uma análise multitemporal dos 15 pontos, utilizando o coeficiente de determinação R^2 e qui-quadrado reduzido (χ^2 reduzido) como parâmetros estatísticos de avaliação, nas Figuras 4A e 4B, respectivamente.

Verificou-se nos anos em que a precipitação estava abaixo da média (secos), que a função Cauchy não apresentou bom ajuste dos dados de NDVI, apresentando, na maioria das séries, valores de R^2 abaixo de 0,70 (valor considerado neste estudo como mínimo para um bom ajuste), apresentando um coeficiente de determinação (R^2) médio de 0,56 e χ^2 reduzido médio de $4,3 \times 10^{-3}$. Já para os anos chuvosos, a função obteve bom desempenho, sendo capaz de reconstruir as séries de NDVI com R^2 atingindo valores de até 0,99, com valor médio de 0,82 e com qui-quadrado reduzido médio de $5,6 \times 10^{-3}$. Quando analisa-se o total de séries para cada tipo de ano (seco ou chuvoso), é possível perceber que a função não é eficiente

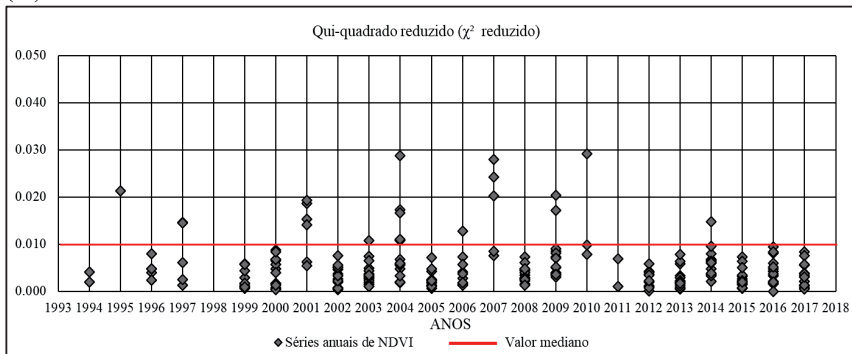
para ajustar os dados nos anos secos, onde de 108 séries secas, apenas 37 obtiveram bom ajuste, o que corresponde a 34% do total de anos secos avaliados; por outro lado, de 128 séries chuvosas, 106 apresentaram bom ajuste, o que corresponde a 83% das séries chuvosas avaliadas. De maneira geral, das 236 series testadas, 143 (60%) apresentaram bom ajuste, das quais apenas 26% correspondem a anos secos e 74% a anos chuvosos. Os anos secos foram os responsáveis pela maioria das séries que não apresentaram bom ajuste. Para exemplificar essa análise, as Figuras 5A e 5B mostram ajustes para séries de NDVI de um ano chuvoso (A) e um ano seco (B), respectivamente.

Figura 4: Coeficiente de determinação (R^2) e Qui-quadrado reduzido (χ^2 reduzido) para as 236 séries de NDVI.

(A)



(B)



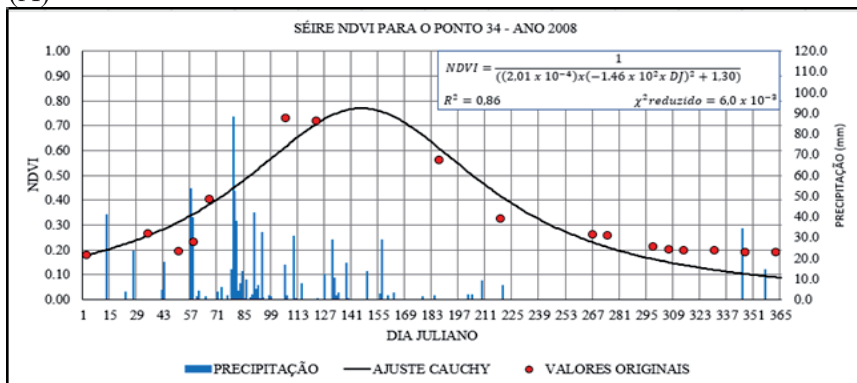
Fonte: Autores.

Com a análise multitemporal desse índice é possível perceber que a curva que se assemelha à um sinal senoidal e que representa o comportamento da vegetação ao regime pluviométrico, sofre variações em decorrência do mesmo. Nos anos secos esse formato da curva deixa de existir (Figura 5B) e passa a ter um comportamento quase que linear, com valor médio de NDVI igual a 0,23, fazendo com que o ajuste Cauchy apresente baixo coeficiente de determinação ($R^2 = 0,02$). O que indica que em anos secos, com chuvas abaixo da média, o ajuste Cauchy não é bom para reconstruir a série de NDVI, sendo necessário verificar outros ajustes específicos para esses anos.

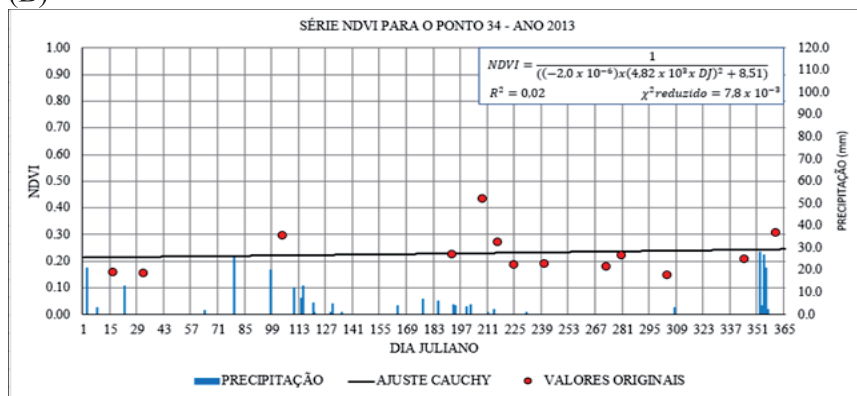
Além disso, quanto mais sensível for a vegetação aos ciclos de chuva, ou seja, ampliar ou reduzir sua fotossíntese durante os períodos de chuva e estiagem, respectivamente, mais intensa se torna a relação do NDVI com a biomassa da vegetação. Essa característica é bem própria da Caatinga: durante o período chuvoso a vegetação aumenta sua folhagem, o que corresponde ao ganho de biomassa e elevação da atividade fotossintética, isso pode ser verificado pelo aumento do NDVI. No período seco, a vegetação reduz a fotossíntese, muitas vezes perdendo folhagem (redução da biomassa), o que é traduzido em valores baixos de NDVI. Esse ciclo anual de precipitação gera uma curva em forma de senóide para o NDVI, que pode ser verificada na Figura 5A, onde o índice atinge seu valor máximo próximo de 0,80.

Figura 5: Ajuste Cauchy para um ano típico seco (A) e chuvoso (B).

(A)



(B)



Fonte: Autores.

A razão do ajuste Cauchy corresponder melhor aos dados de NDVI para os anos chuvosos pode ser explicado pelo fato de que a função traduz bem o comportamento senoidal gerado pelas variações na biomassa da vegetação ocasionadas pelo regime pluviométrico e que são indicadas pelos valores do NDVI, o que é esperado, pois esse índice está diretamente relacionado com a atividade fotossintética da vegetação, uma vez que é formado por combinação linear da banda vermelha (RED) e do infravermelho próximo (NIR).

Segundo Jensen (2009), a reflectância no infravermelho próximo é diretamente proporcional ao crescimento da biomassa, enquanto a reflectância no vermelho (visível) é inversamente proporcional ao desenvolvimento do dossel das plantas, ficando comprovado, que associações através de combinações lineares dos dois valores de reflectância, apresentam respostas mais consistentes do estado da biomassa, do que a avaliação isolada de cada uma das reflectâncias. Sendo assim, nos anos chuvosos, em que a precipitação apresenta valores altos de NDVI nos 5 primeiros meses do ano e cai nos últimos 7 meses, a função é bem representada. Já para anos secos, a fotossíntese das plantas se encontra constante e em baixo nível, os valores de NDVI também permanecem quase que constantes e isso faz com que o ajuste Cauchy não tenha bom desempenho, tornando-se inadequado para preenchimento de falhas nesses anos.

Verifica-se na Figura 6 (de A até F) uma sequência de séries de NDVI no ponto 33 para alguns anos (2005-2009) onde houve alteração da cobertura ocasionada por ação antrópica no ano de 2006, segundo Cunha (2018). Verifica-se que, mesmo no ano que ocorre a alteração e nos anos subsequentes, a curva continua se ajustando bem aos dados de NDVI, com exceção de 2007, ano seco após a mudança. Isso ocorre devido à existência de vegetação rasteira ou mesmo parte da vegetação natural que não foi totalmente alterada ou removida, ainda responde aos ciclos de precipitação, apresentando atividade fotossintética, sendo traduzida em valores de NDVI com o mesmo comportamento observado na vegetação preservada. Dos 15 pontos onde ocorreu a mudança de cobertura, em apenas 7 a mudança ocorreu dentro do período analisado (94-2017), sendo possível a verificação do comportamento posterior a mudança apenas para esses pontos. Após as análises, pode ser verificado que o ajuste se manteve bom em 6 pontos (86%) após a mudança de cobertura e em apenas um ponto (28) não apresentou bom

ajuste após a mudança (14%). No ponto 28 a mudança ocorreu em 2011 e, nos anos posteriores a mudança, apenas o ano de 2014 foi chuvoso (e foi descartado por possuir dados mal distribuídos), sendo os demais secos. Isso influenciou o não ajuste após a mudança de cobertura, uma vez que a função não apresenta bom desempenho nos anos secos.

Portanto, é perceptível a sensibilidade do NDVI à variação no regime pluviométrico da região, transformando o formato da curva do ajuste Cauchy conforme a precipitação. Contudo, ele não é sensível às mudanças de cobertura do solo, uma vez que seu comportamento permanece o mesmo tanto para áreas inalteradas como para aquelas que sofreram algum tipo de alteração causada por atividade humana, como desmatamento, queimadas ou mesmo pela agricultura e pecuária.

4.4. Validação do ajuste

Foram analisados dois pontos, sendo um de vegetação Caatinga preservada (ponto 6) e outro que sofreu alteração antrópica (ponto 33). Os valores de RMSE não apresentaram grande variação para cada uma das funções, com diferença na maioria das séries na terceira casa decimal, o que implica que as funções se assemelham no ajuste das séries com relação ao RMSE. Para a série do ano de 2005 (ponto 33), as funções AG e DL não conseguiram ajustar os dados, devido à baixa quantidade de valores de NDVI. O menor valor de RMSE (0,000013) foi obtido utilizando a função Cauchy para a série de valores de NDVI do ano 2006 (ponto 33).

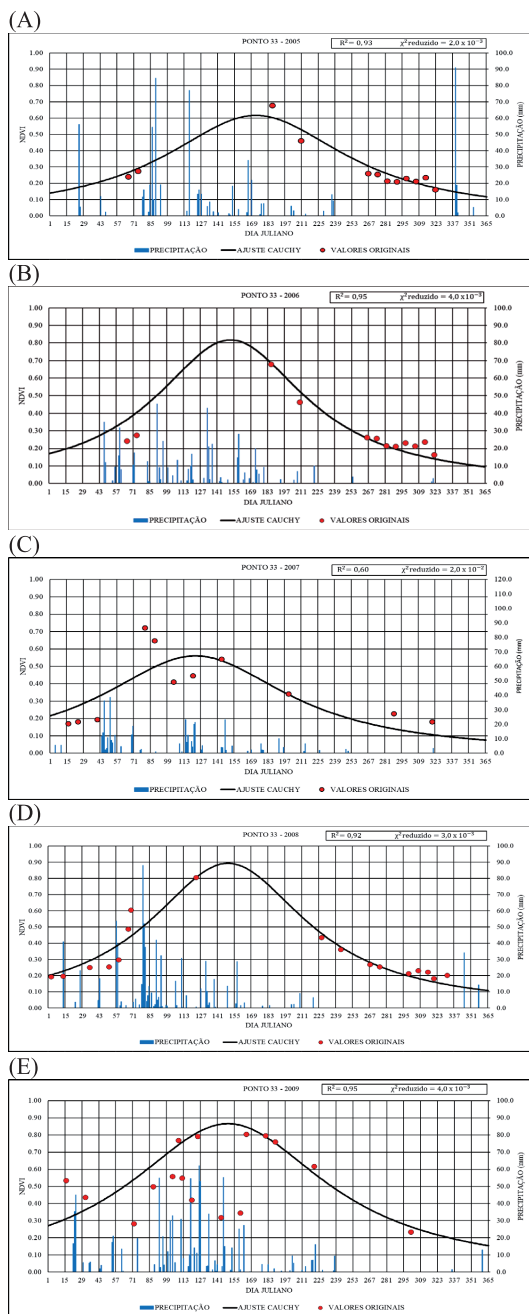
De maneira geral, a função Assimétrica de Gauss (AG) obteve RMSE mais baixo quando comparado com os demais ajustes em 5 séries (50%), seguido de perto da função Cauchy que apresentou valor mais baixo de RMSE em 4 séries (40%), o filtro Savitzky-Golay apresentou valor mais baixo de RMSE em 3 séries (30%),

enquanto a função Dupla Logística teve o pior desempenho entre as funções, obtendo valor mais baixo de RMSE apenas em uma série (10%). Contudo, ao levarmos em consideração os parâmetro estatístico avaliado inicialmente (χ^2 reduzido), a função Cauchy foi a melhor entre todas avaliadas, uma vez que a função AG também esteve presente no ranking de desempenho verificado na primeira etapa metodológica deste trabalho, e apresentou eficiência menor que a função Cauchy, com frequência de 54 % e χ^2 reduzido médio de , sendo a terceira função nesse ranking, enquanto o ajuste Cauchy foi o melhor ajuste com frequência de 66% e χ^2 reduzido médio de .

5. CONCLUSÕES

A principal contribuição deste trabalho é fornecer uma ferramenta (séries de NDVI reconstruídas) que possibilite o estudo da vegetação Caatinga numa escala de tempo diária e sua relação com a variabilidade climática. A função Cauchy apresentou bom ajuste, reconstruindo as séries de NDVI com valor médio do coeficiente de determinação R^2 de 0,82, para anos chuvosos. Para os anos secos a função Cauchy não apresentou bom ajuste, com baixo valor de R^2 para a maioria dos pontos. Para que essa ferramenta possa ser aplicada a outros estudos, como por exemplo, de mudanças de cobertura do solo, que requerem séries reconstruídas continuamente ao longo de vários anos, se faz necessário encontrar uma função que ajuste bem as séries de NDVI nos anos secos, agrupando para a série multitemporal duas funções, uma para ano chuvoso (Cauchy) e outra para o seco, possibilitando a análise contínua do dado.

Figura 6: Ajuste Cauchy para o ponto 33.



Fonte: Autores.

Uma limitação metodológica deste trabalho se refere ao limiar definido entre um bom ajuste e um ajuste ruim. Foi determinado que para séries com R^2 abaixo de 0,70, o ajuste seria considerado ruim, pois uma série assim reconstruída não seria ideal para aplicação em estudos da relação vegetação-clima bem como em estudos fenológicos, para tanto seria necessário um ajuste que reconstruísse as séries com R^2 acima de 70 %, representando os valores originais de forma mais fidedigna. Esse limiar pode ser reavaliado em outros estudos. As informações fornecidas aqui sobre as limitações no preenchimento de falhas em dados de sensoriamento remoto também podem ser importantes em relação aos esforços para melhorar essa técnica e fornecer subsídios para estudos mais complexos da vegetação em escalas temporais e espaciais cada vez menores, na tentativa de entender e simular de maneira mais fidedigna possível os processos que ocorrem na natureza.

Em regiões com grande cobertura de nuvem durante a maior parte do ano, como a área de estudo deste trabalho, a obtenção de uma função matemática capaz de reconstruir séries temporais de NDVI se torna ferramenta importante no estudo sobre os recursos naturais, uma vez que possibilitam quantificar e qualificar a biomassa e fornecer informações importantes a respeito do ciclo de crescimento e senescência da vegetação, ou seja, o entendimento de sua fenologia. Uma vez compreendido esse processo, modelos hidrológicos podem aproveitar as informações referentes à vegetação para simular de maneira mais fidedigna o balanço hídrico da área de estudo. As séries reconstruídas podem ser utilizadas em estudos mais específicos sobre a fenologia da Caatinga, o sequestro de carbono da vegetação e sua relação com as mudanças climáticas, já que fornece informações em escala diária sobre o comportamento da vegetação e sua resposta aos eventos de precipitação. Além disso, esse tipo de abordagem pode auxiliar no desenvolvimento da agricultura de precisão, indicando os tempos de crescimento

e senescência das culturas e facilitando o monitoramento das mesmas. E por fim, em regiões semiáridas que sofrem com a iminência de processos de desertificação, essa ferramenta pode auxiliar autoridades gestoras na análise de áreas mais susceptíveis (áreas com maior estresse hídrico), facilitando a tomada de decisões para mitigação dos efeitos desse fenômeno.

6. REFERÊNCIAS

- AESA- Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/>. Acesso em 15 de junho de 2018.
- ATKINSON, P. M. *et al.* Inter-comparison of four models for smoothing satellite sensor time-series data to estimate vegetation phenology. **Remote Sensing of Environment**, 2012.
- ATZBERGER, C.; EILERS, P. H. C. A time series for monitoring vegetation activity and phenology at 10-daily time steps covering large parts of South America. **International Journal of Digital Earth**, 2011.
- BECK, P. S. A. *et al.* Improved monitoring of vegetation dynamics at very high latitudes: A new method using MODIS NDVI. **Remote Sensing of Environment**, 2006.
- CHEN, J. *et al.* A simple method for reconstructing a high-quality NDVI time-series data set based on the Savitzky-Golay filter. **Remote Sensing of Environment**, 2004.
- CUNHA, J. E. B. L. Monitoramento ambiental por sensoriamento remoto: avaliação, automação e aplicação ao bioma Caatinga utilizando séries históricas Landsat. Tese de doutorado, 2018.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/>. Acesso em 15 de dezembro de 2018.
- JENSEN, J. R. Sensoriamento Remoto do Ambiente: Uma Perspectiva em Recursos Terrestres (Segunda edição), São José dos Campos, São Paulo, Brasil: Parêntese, 2009.

- JÖNSSON, P.; EKLUNDH, L. Seasonality extraction by function fitting to time-series of satellite sensor data. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, 2002.
- JÖNSSON, P.; EKLUNDH, L. TIMESAT - A program for analyzing time-series of satellite sensor data. **Computers and Geosciences**, 2004.
- JULIEN, Y.; SOBRINO, J.A. Optimizing and comparing gap-filling techniques using simulated NDVI time series from remotely sensed global data. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, 2019.
- SAVITZKY, A.; GOLAY, M.J.E. Smoothing and Differentiation of Data by Simplified Least Squares Procedures. **Analytical Chemistry**, v.36, n.8, pp. 1627- 1639, 1964.
- SILVA, P.W. DA *et al.* “LAB Fit Ajuste de Curvas”: Um software em português para tratamento de dados experimentais. **Revista Brasileira de Ensino de Física**, 2004.
- SILVA FILHO, R.; VASCONCELOS, R. S.; GALVÃO, C. O.; RUFINO, I. A. A.; CUNHA, J. E. B. L. Representação matemática do comportamento intra-anual do NDVI no Bioma Caatinga. **CIÊNCIA FLORESTAL**, v. 30, p. 473, 2020.
- VELLEMAN, P. F. Definition and comparison of robust nonlinear data smoothing algorithms. *Journal of the American Statistical Association*, 1980.

RECURSOS HÍDRICOS: OFERTA E DEMANDA

CALIBRAÇÃO DE UM MODELO HIDROLÓGICO DE PASSO DIÁRIO NA BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO COM ESTAÇÕES IDENTIFICADAS COMO ESTACIONÁRIAS

*Dirceu S. Reis Jr.
Saulo A. de Souza*

1. INTRODUÇÃO

Este capítulo apresenta os resultados de um estudo de calibração de um modelo hidrológico conceitual para diversas bacias contribuintes às estações fluviométricas localizadas na bacia d Rio São Francisco. O objetivo inicial deste estudo era o de construir uma ferramenta de simulação das vazões que servisse para a realização das diversas atividades deste projeto.

O modelo hidrológico escolhido foi o SMAP (Soil Mositure Accounting Procedure), apresentado pela primeira vez por Lopes et al. (1981). A escolha desse modelo se deu pela popularidade do mesmo em estudos acadêmicos e de engenharia no Brasil.

Estudos realizados no âmbito deste projeto, e também num outro projeto de pesquisa denominado “Secas e Cheias”, financiado pela CAPES, indicaram uma proporção relativamente elevada de subbacias localizadas no São Francisco que apresentaram mudanças no padrão das vazões no clima presente, sejam elas na vazão média

de longo, vazões máximas ou mínimas. A realização de calibração de um modelo para bacias que tenham apresentado mudanças de comportamento requer uma abordagem distinta, que não é apresentada aqui. Para este estudo específico, decidiu-se que o procedimento de calibração seria realizado apenas para aquelas bacias em que os estudos anteriores tenham apontado para uma série hidrológica de vazões estacionárias.

Os resultados aqui apresentados podem ser empregados para simular possíveis alterações no clima futuro ou até mesmo no uso e ocupação do solo, porém apenas naquelas localidades em que no clima presente as vazões tenham se comportado de forma estacionária.

2. MODELO HIDROLÓGICO

A modelagem hidrológica realizada neste estudo empregou o modelo concentrado, do tipo conceitual, denominado SMAP (Soil Moisture Accounting Procedure), introduzido por Lopes et al. (1981), bastante difundido no Brasil, tanto na área acadêmica, quanto na engenharia hidrológica e de recursos hídricos.

Como todo modelo hidrológico do tipo conceitual, o SMAP é composto por um conjunto de compartimentos que representam diferentes regiões de armazenamento de água na bacia, assim como regras de transferência de água entre compartimentos, que representam matematicamente os fluxos hidrológicos. O modelo possui três reservatórios fictícios, que representam a camada superficial do solo, permitindo calcular a evolução temporal do teor de umidade de solo na zona vadosa, a rede de canais na bacia hidrográfica, responsável pelo transporte da água na superfície da bacia até o exutório da mesma, e um reservatório inferior, que representa as águas subterrâneas na bacia, permitindo que se determine, ao longo do tempo, as contribuições do subsolo nas vazões medidas na estação fluviométrica.

$$S = SAT - RSOLO$$

O escoamento superficial gerado no dia alimenta o reservatório superficial, que é responsável por transferir essa água para o exutório da bacia. Esse processo de transferência envolve armazenamento e translação, processos esses modelados como um reservatório linear, em que o fluxo de saída é proporcional à quantidade de água armazenada, de forma que o escoamento direto (ED) que chega ao exutório da bacia é dado pela seguinte expressão,

$$ED = RES \times (1 - K2)$$

em que *RES* representa a quantidade de água armazenada no reservatório superficial e *K2* é um parâmetro do modelo que dita a taxa com que a água sai do reservatório.

A parte da chuva do dia que não foi transformada em ES é empregada pelo modelo para suprir a demanda da atmosfera. Se essa quantidade ($P - ES$) for superior à evapotranspiração potencial do dia (ETP), então a evapotranspiração real (ER) se igual à ETP e o excesso, $P - ES - ETP$, é adicionado à camada superficial do solo. Caso ($P - ES$) não for suficiente para atender a demanda da atmosfera, o modelo retira água da camada superficial do solo na tentativa de suprir essa demanda. Entretanto, essa retirada se dá de forma proporcional ao teor de umidade do solo ($TU = RSOLO / SAT$). Quanto maior TU, mais água é possível de ser retirada.

O reservatório que representa a camada superficial do solo possui uma saída para o reservatório inferior, o que representa o fluxo de recarga (REC). A recarga REC só ocorre quando RSOLO for maior do que um valor limite mínimo, chamado de CAPCC, o que representaria a capacidade de campo do solo. Se $RSOLO > CAPCC$, então a recarga REC é determinada por

$$REC = [RSOLO - (CAPC \times SAT)] \times TU \times CREC$$

em que $CAPCC = CAPC \times SAT$, e $CREC$ é um parâmetro que dita a intensidade da recarga.

O reservatório subterrâneo, cujo armazenamento ao longo do tempo é representado pela variável $RSUB$, recebe os volumes de água provenientes do processo de recarga e transfere as águas subterrâneas para o exutório da bacia. Essa vazão de base é modelada também como um reservatório linear, de modo que a vazão de base, EB , é determinada pela seguinte expressão,

$$EB = RSUB \times (1 - K1)$$

em que $K1$ é o parâmetro do reservatório subterrâneo que dita a transferência de águas subterrâneas para o exutório da bacia. O valor de $RSUB$ é atualizado a cada passo de tempo por meio de um balanço de massa.

A vazão final no exutório da bacia, em m^3/s , é calculada pela fórmula abaixo,

$$Q(m^3/s) = (ED + EB) \times Area \times 86,4$$

em que $Area$ é a área da bacia hidrográfica e a constante $86,4$ tem o papel de transformar as unidades.

3. DADOS EMPREGADOS

3.1. Seleção das estações

A seleção das estações empregadas no estudo de calibração foi feita com base em três critérios: (1) o tamanho da série histórica deveria ter pelo menos 30 anos de dados sem falhas e com pelo menos 6 anos ao longo do século XXI, (2) as séries deveriam conter

pouca ou nenhuma influência de reservatórios a montante, e (3) as estações teriam que ter séries estacionárias no que concerne as vazões médias anuais.

A avaliação do critério (2) foi baseada no conceito de grau de regulação (DoR), definido como a razão entre a capacidade total de armazenamento superficial na bacia e a vazão média anual (Lehner et al., 2011). Apenas estações com $DoR < 0,05$ foram utilizadas no estudo de calibração.

Figura 2: Localização das 150 estações fluviométricas localizadas na bacia do Rio São Francisco com pelo menos 30 anos de dados sem falhas. As 50 estações com $DoR > 0,05$ foram descartadas.

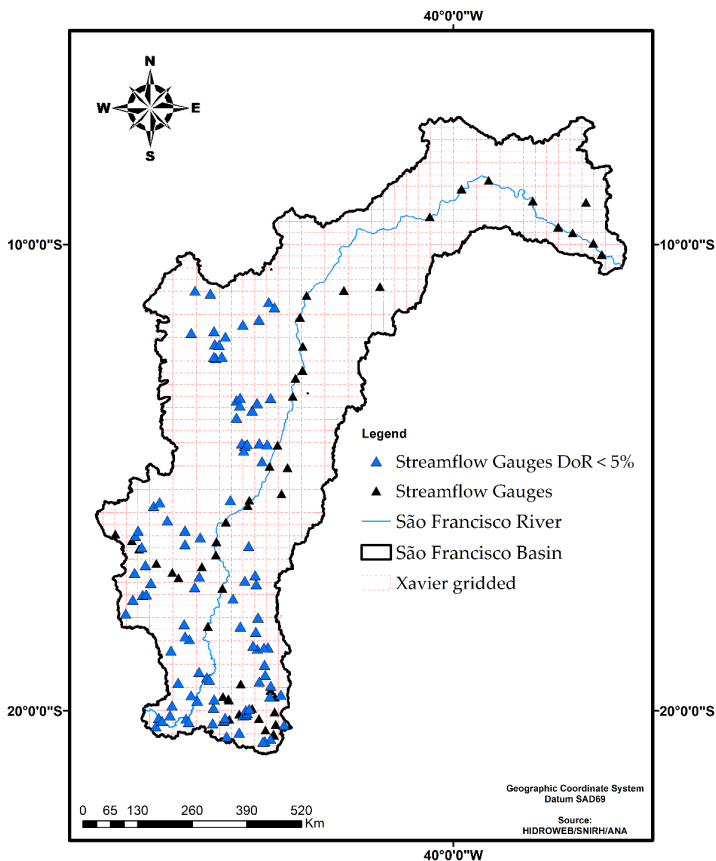
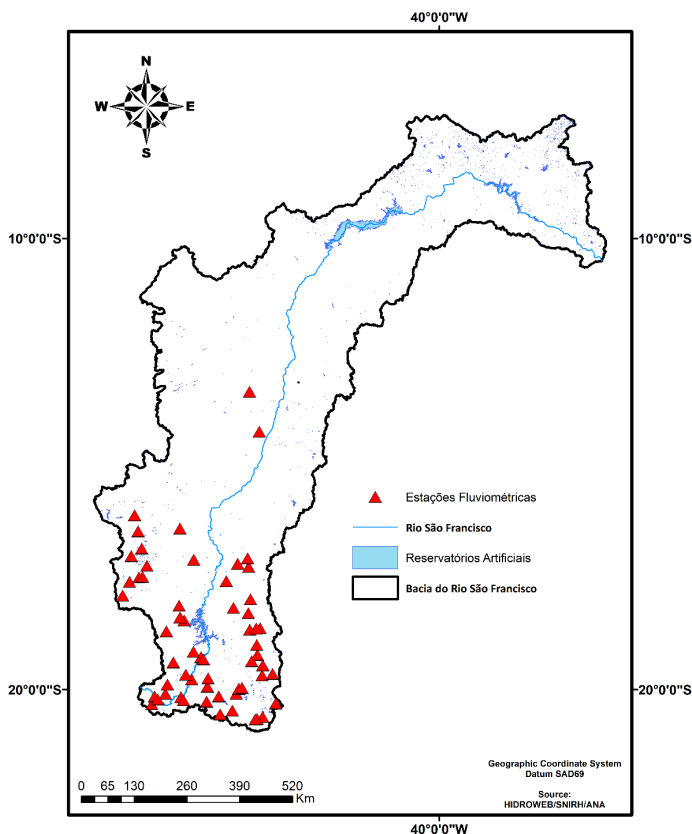


Figura 3: Localização do conjunto final de estações fluviométricas que passaram nos três critérios adotados.



3.2. Dados hidrológicos

Os dados de precipitação e evapotranspiração potencial foram obtidos do banco de dados diários apresentados por (Xavier et al., 2016) e depois atualizados em (Xavier et al., 2017), que cobrem o período 1980-2016 e que contém uma resolução espacial de 0,25 graus. Os dados de vazão empregados foram aqueles provenientes das estações fluviométricas mantidas pela Agência Nacional de Águas, extraídos diretamente do sistema HIDROWEB.

4. PROCESSO DE CALIBRAÇÃO

4.1. Algoritmo empregado

O processo de calibração empregado neste estudo foi baseado no algoritmo de otimização de caráter global, apresentado por Nelder e Mead (1965), cuja análise de desempenho pode ser encontrada em Lagarias *et al.* (1998). Uma descrição do método pode ser encontrada também em Duan (2002, pp. 99).

Para reduzir a probabilidade de se obter como resultado um mínimo local da função objetivo, o algoritmo foi iniciado 20 vezes, sempre empregando uma solução inicial gerada de forma aleatória dentro do espaço de busca de cada parâmetro. A partir da solução inicial, o algoritmo emprega um conjunto de ações, baseado no valor da função objetivo dos vértices do simplex gerado. À medida que as iterações ocorrem, os vértices do Simplex tendem a se aproximar até atingirem a convergência.

Estudos anteriores com o próprio modelo SMAP já mostraram que no caso de uma otimização uni objetivo, os resultados do algoritmo baseado em Nelder e Mead (1965) obtém resultados similares aos alcançados pelo algoritmo Shuffled Complex Evolutionary, desenvolvido pela Universidade do Arizona, um algoritmo bastante popular na área de hidrologia.

4.2. Métrica de avaliação

Apesar do modelo hidrológico calibrado neste estudo pode ser utilizado para vários tipos de problemas hidrológicos, o processo de calibração em si, foi configurado para ser capaz de avaliar mudanças de risco de cheias no clima futuro empregando prognósticos de modelos climáticos globais. Sendo assim, a métrica de avaliação do processo de calibração foi o muito utilizado coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe, cuja expressão é apresentada abaixo,

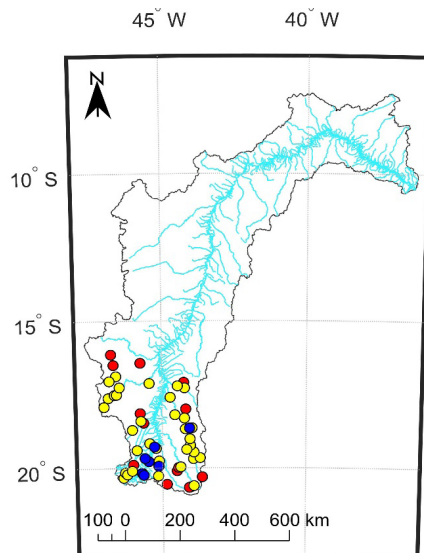
$$NS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Qobs_i - Qsim_i)^2}{\sum_{i=1}^n (Qobs_i - \bar{Q}obs)^2}$$

em que $Qobs_i$ e $Qsim_i$ são as vazões observada e simulada no dia i , $\bar{Q}obs$ é a média das vazões diárias observadas e n é o número de dias utilizados na calibração do modelo.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A qualidade da calibração variou de região para região. Aproximadamente em 75% das estações estudadas, a calibração foi considerada satisfatória para o uso futuro do modelo SMAP ($NS > 0,60$), embora talvez seja necessário refazer tal avaliação dependendo do uso a ser dado aos resultados do modelo. Figura 4 apresenta a localização das estações utilizadas no estudo de calibração, associando cores aos valores de NS obtidos na calibração.

Figura 4: Resultados da calibração em termos de valores do coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliff. Círculos azuis indicam $NS > 0,80$; círculos amarelos: $0,60 < NS < 0,80$, e círculos vermelhos: $NS < 0,60$.



Os resultados mostram que em aproximadamente 25% das estações estudadas, o modelo SMAP teve dificuldade em reproduzir as vazões observadas. Uma avaliação mais detalhada dessas estações ainda será realizada. É possível que pelo menos parte dessas estações já tenha algumas características das séries de vazões com uma comportamento não-estacionário (nas máximas ou mínimas, por exemplo, mas sem necessariamente afetar as médias), mas que não tenha sido identificado nos estudos anteriores de não-estacionaridade das vazões médias anuais.

Para fins ilustrativos, apresentam-se na sequência os hidrogramas de três estações, duas com resultados de NS superior a 0,80, e uma terceira com NS na faixa intermediária entre 0,60 e 0,80. Acredita-se que esses resultados forneçam uma ideia aproximada da qualidade dos resultados alcançados.

A Figura 5 apresenta os hidrogramas observado (linha preta tracejada) e simulado (linha vermelha) para todo o período de dados da estação 40053000. O valor de NS para este exemplo foi de 0,85. Pode-se notar, de uma forma geral, um bom ajuste do modelo nos períodos de recesso do hidrograma. Como a escala da plotagem não permite apreciar bem as diferenças obtidas entre as vazões observadas e simuladas, principalmente nos momentos de ascensão e pico dos hidrogramas, um subperíodo com aproximadamente 3 anos de dados é apresentado na Figura 6. Pode-se notar um ajuste bastante razoável, embora longe de perfeito, especialmente no terceiro ano em que pelo menos dois picos de vazão não foram muito bem capturados pelo modelo, o que talvez seja justificado por deficiência na estimativa de chuva média na bacias nos dias de precipitação.

Figura 5: Resultados da calibração do modelo SMAP diário para a estação 40053000 para todo o período avaliado.

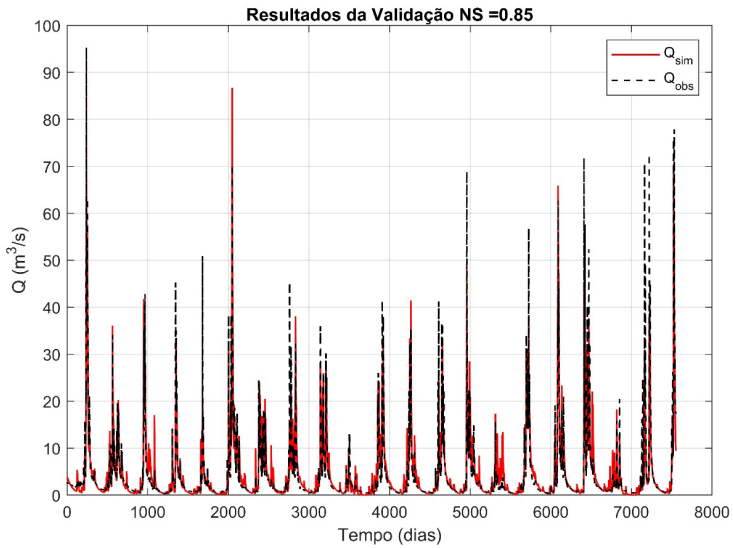
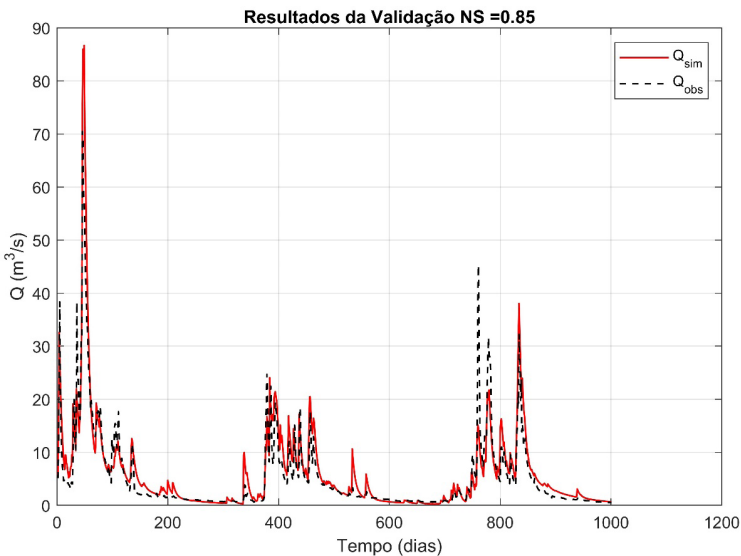


Figura 6: Resultados da calibração do modelo SMAP diário para a estação 40053000 para um período de 3 anos (entre os intervalos 2000 e 3000) para e seja possível avaliar os detalhes do resultado.



A Figura 7 por sua vez apresenta os hidrogramas observado e simulado para a estação 40070000. Nesse caso, o valor de NS obtido foi ainda um pouco maior, 0,88. Como no caso anterior, aparentemente, os períodos de recessão parecem bem representados, embora possa-se observar uma pequena tendência de o modelo obter vazões mínimas um pouco abaixo das vazões observadas. Empregando a mesma estratégia adotada para a estação anterior, a Figura 8 apresenta os resultados obtidos para um subperíodo com três anos de duração para que seja possível apreciar as diferenças entre as vazões simuladas pelo modelo e as vazões observadas. Neste caso, fica claro que o modelo foi altamente capaz de representar as vazões observadas nesses três anos de dados, com diferenças relativamente pequenas em qualquer trecho do hidrograma.

Figura 7: Resultados da calibração do modelo SMAP diário para a estação 40070000 para todo o período avaliado.

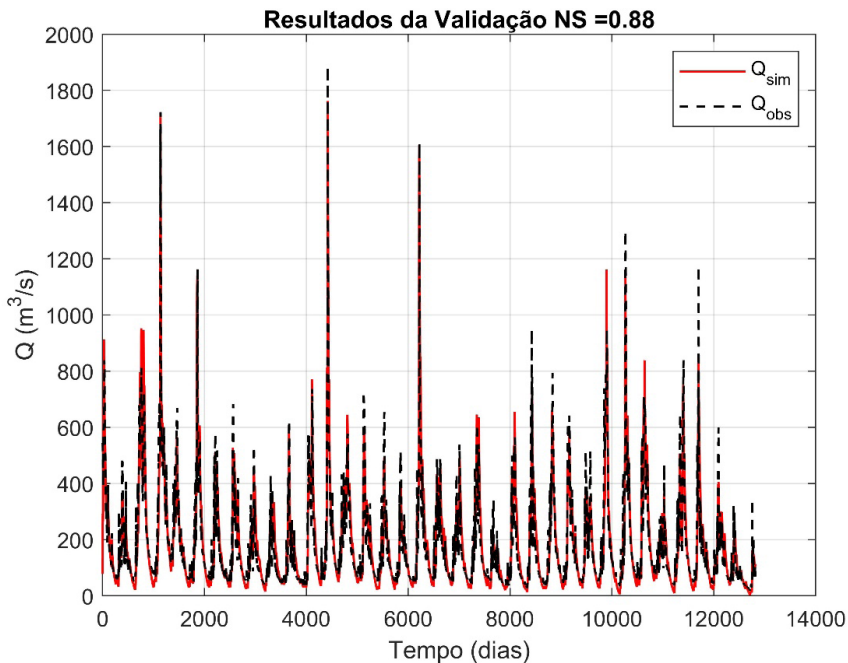
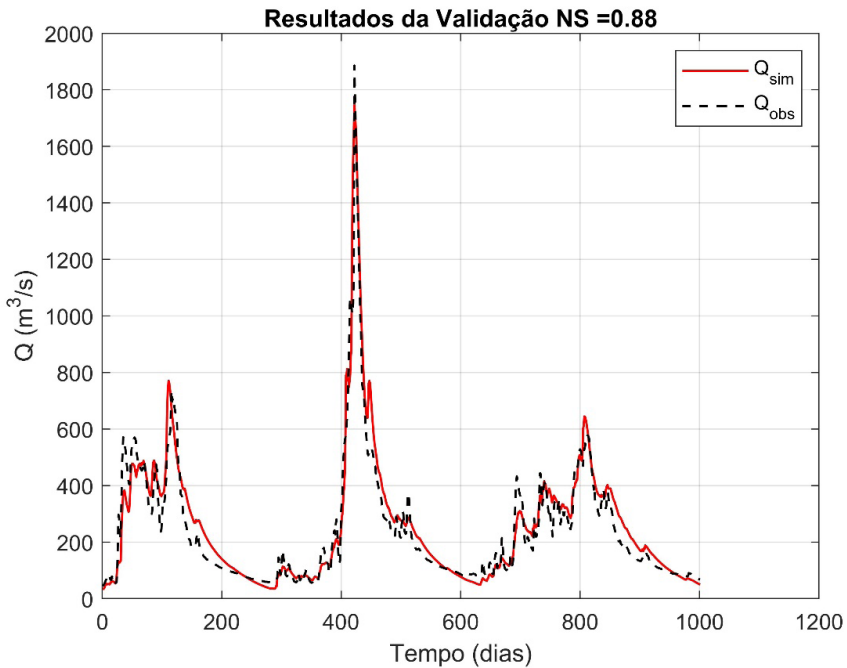


Figura 8: Resultados da calibração do modelo SMAP diário para a estação 40070000 para um período de 3 anos (entre os intervalos 4000 e 5000) para que seja possível avaliar os detalhes do resultado.



Por fim, a Figura 9 apresenta os resultados da calibração para a estação 40930000, cujo valor de NS obtido foi de 0,76, ainda considerado satisfatório, porém abaixo daqueles obtidos para as duas estações apresentadas anteriormente. Fica claro, visualmente, que o modelo tem um pouco de dificuldade de representar a recessão, embora os resultados obtidos sejam considerados bons. Parece que o problema aqui ocorre mais na representação dos picos do hidrograma, embora isso não fique tão claro nessa escala.

Mais uma vez, um período de apenas três anos é apresentado na Figura 10 permitindo que se veja com mais clareza o comportamento do modelo. Nesses três anos de dados, pode-se perceber alguma dificuldade do modelo em representar os principais picos

observados. O modelo subestimou 2 dos 3 maiores picos registrados, e superestimou o outro. Esse tipo de comportamento é relativamente usual, e é possível que essa piora em relação às duas estações apresentadas anteriormente esteja relacionada com a dificuldade de se ter uma boa representação das chuvas diárias na bacia. Mas é claro que parte das diferenças observadas devem ser oriundas da própria estrutura do modelo que tem dificuldade de representar os fluxos hidrológicos na bacia.

Figura 9: Resultados da calibração do modelo SMAP diário para a estação 40930000 para todo o período avaliado.

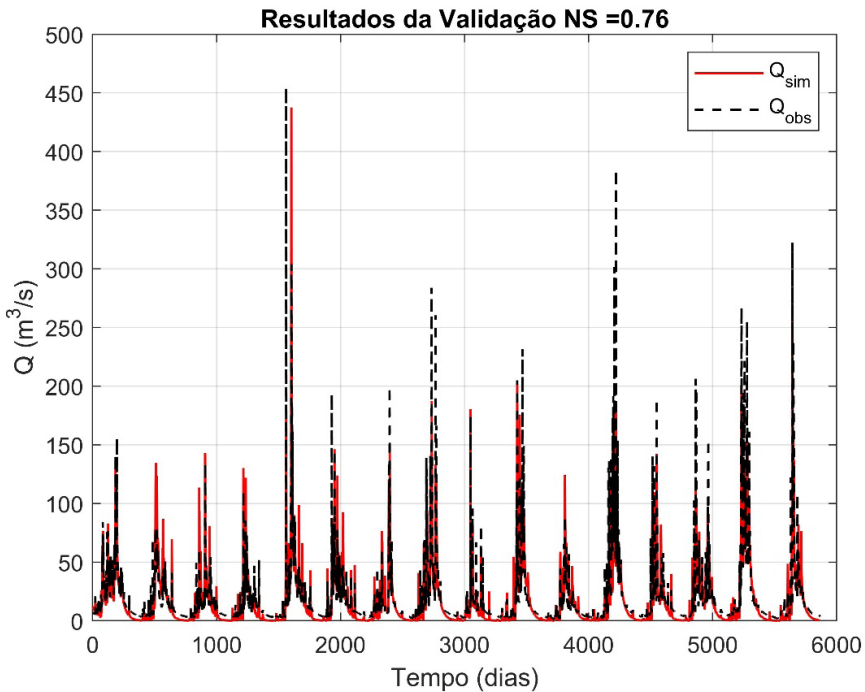
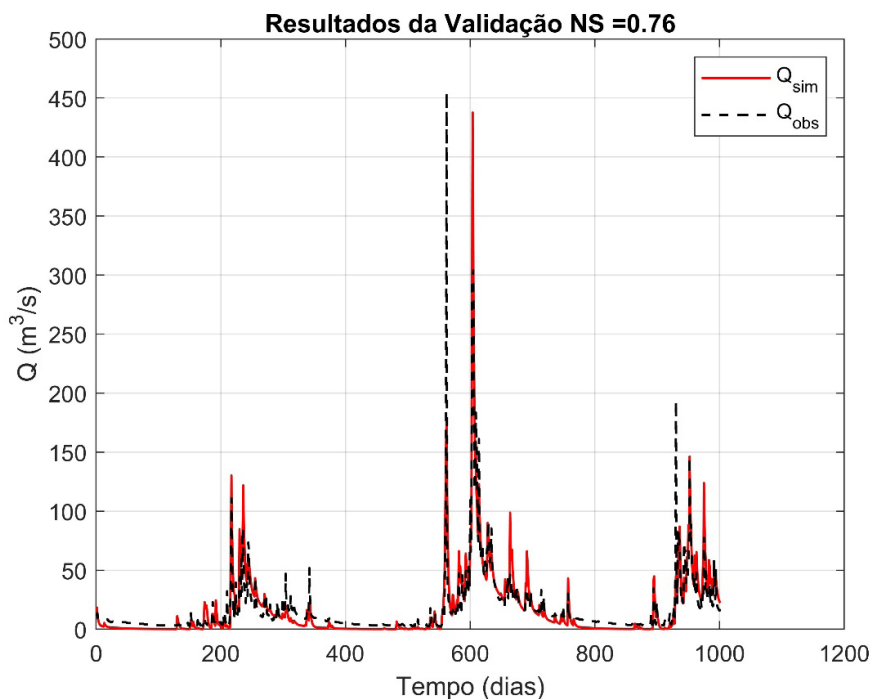


Figura 10: Resultados da calibração do modelo SMAP diário para a estação 40930000 para um período de 3 anos (entre os intervalos 1000 e 2000 da série original) para que seja possível avaliar os detalhes do resultado.



6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este capítulo apresenta os resultados de um estudo de calibração do modelo conceitual de passo diário denominado SMAP para bacias contribuintes a diversas estações fluviométricas localizadas na bacia do Rio São Francisco.

A concepção do estudo foi inicialmente formulada tendo em mente o uso do modelo hidrológico para avaliar possíveis mudanças de risco de cheia no clima futuro empregando prognósticos climáticos de modelos climáticos globais. Com essa aplicação em mente, foi decidido que as estações fluviométricas de interesse seriam aquelas possuem hoje um comportamento estacionário no

que tange as vazões médias anuais. Além disso, de forma a ter uma boa representação do clima presente, apenas estações com pelo menos 30 anos de dados sem falhas foram empregadas no estudo, com pelo menos seis anos dentro do século XXI.

Do total de estações com registros no bando de dados da Agência Nacional de Águas, apenas 59 estações passaram nos critérios adotados. Em 75% dessas 59 estações, o modelo SMAP apresentou resultados considerados satisfatórios no processo de calibração, com $NS > 0,60$. O modelo foi capaz de representar as vazões muito bem em sete estações, com valores de NS acima de 0,80. Nesses casos, pode-se perceber resíduos relativamente baixos em todas as faixas de vazão observadas, dando confiança ao analista no uso do modelo para diversos fins.

Dependendo do uso que se venha a fazer do modelo, é importante realizar uma análise crítica dos parâmetros aqui estimados e do próprio uso do modelo. Se necessário for, recomenda-se a realização de nova calibração com o uso de alguma outra função objetivo que se pareça mais adequada ao que se deseja do modelo.

7. REFERÊNCIAS

- Lagarias, J. C., J. A. Reeds, M. H. Wright, and P. E. Wright. "Convergence Properties of the Nelder-Mead Simplex Method in Low Dimensions." *SIAM Journal of Optimization*, Vol. 9, Number 1, 1998, pp. 112–147.
- Lehner, B., Liermann, C. R., Revenga, C., Vörösmarty, C., Fekete, B., Crouzet, P., et al. (2011, November). High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. *Frontiers in Ecology and the Environment*. <https://doi.org/10.1890/100125>
- LOPES, J.E.G., BRAGA, B.P.F. E CONEJO, J.G.L. (1981). Simulação Hidrológica: Aplicações de um Modelo Simplificado, In: Anais do III Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, v.2, 42-62, Fortaleza.
- Nelder, J.A., and R. Mead, 1965, A simplex method for function minimization, *Computer J.*, 7, 308-313.

MODELAGEM HIDROLÓGICA DA BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO

*Ályson Brayner Sousa Estácio
Francisco de Assis de Souza Filho
Victor Costa Porto*

1. INTRODUÇÃO

O elemento integrador do NEXUS Água-Energia-Alimento é a água. Por essa razão, compreender os padrões de ocorrência espacial e temporal da água na bacia é fundamental para estabelecer as conexões e desenhar as sinergias e disputas operantes entre os usos concorrentes. Esse padrão de ocorrência pode ser identificado e mesmo quantificado por meio da modelagem hidrológica.

Um modelo hidrológico é uma representação matemática dos processos que envolvem o armazenamento e a translação de água na bacia. Além de permitir identificar os padrões gerais dos processos hidrológicos, tal ferramenta permite estabelecer estimativas de vazões em períodos sem dados de vazão medida, ou ainda, realizar previsão de vazões, se acoplado a um modelo de previsão climática.

Tendo em vista a relevância de tal ferramenta, foi realizado um estudo de modelagem hidrológica de sete sub-bacias inseridas na Bacia do Rio São Francisco: as bacias totais afluentes aos reservatórios Retiro Baixo, Três Marias, Queimado, Sobradinho, Itaparica, Paulo Afonso e Xingó.

Esse capítulo, dividido em quatro seções, apresenta a metodologia adotada e resultados obtidos nesse esforço de modelagem. Na segunda seção, são apresentados os dados utilizados, o modelo hidrológico adotado e as estratégias de modelagem, considerando parâmetros estáticos ou evoluindo ao longo do tempo, o que pode ajudar a representar as mudanças no uso e ocupação do solo. Na terceira seção são apresentados os resultados obtidos e as discussões que emanam destes. Na quarta seção são sintetizadas as principais conclusões.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Dados hidrometeorológicos

As séries de precipitações mensais médias sobre as bacias consideradas foram calculadas a partir dos dados pluviométricos disponibilizados pela Agência Nacional de Águas (ANA) no portal eletrônico HIDROWEB. O cálculo das séries de precipitações mensais de cada bacia considerou a seguinte metodologia:

- A) Agregação da informação pluviométrica da escala diária para a escala mensal nas estações pluviométricas.
- B) Interpolação da precipitação mensal das estações para os pontos de uma grade de 0.4 graus, considerando a interpolação pelo inverso da distância ao quadrado. Para cada mês, apenas as estações com dados disponíveis foram consideradas na interpolação.
- C) Identificação da área de influência de cada ponto da grade, pelo método de Voronoi. Como a grade definida é regular as áreas de influência de cada ponto são quadrados idênticos.
- D) Recorte das áreas de influência com o contorno da bacia, de modo a aparar as áreas de influência dos postos próximos aos limites da bacia, que deixam de ser quadrados.

- E) Média ponderada (para cada mês) das precipitações nos pontos de grade, considerando como peso a área de influência do ponto (após o recorte).

No momento dos referidos cálculos, os dados disponíveis de precipitação datavam até 2017.

A evapotranspiração potencial sobre as bacias foi calculada a partir da base de dados meteorológicos monitorados nas estações do INMET, notadamente os dados de temperatura máxima e mínima diárias. Foram consideradas as evapotranspirações médias de cada mês nas bacias, tendo sido adotada a seguinte metodologia:

- A) Cálculo da série de evapotranspiração mensal de cada estação meteorológica, nas datas com dados disponíveis, usando o método de Haregreaves-Samani.
- B) Cálculo da média de cada mês, considerando apenas os anos completos, de modo a preservar a estrutura da sazonalidade.
- C) Identificação da área de influência de estação meteorológica, pelo método de Voronoi.
- D) Recorte das áreas de influência com o contorno da bacia.
- E) Média ponderada (pela área de influência) das médias mensais de evapotranspiração.

Os dados de vazão utilizados para a calibração e validação do modelo hidrológico foram disponibilizados pelo Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS) para as bacias totais afluentes aos açudes avaliados. Tais vazões passaram por um processamento com fins de renaturalização, conduzido pelo ONS. A renaturalização é processo pelo qual estima-se quais seriam as vazões se retirados os efeitos antrópicos sobre a bacia.

As séries de vazões iniciam-se em 1931 para as bacias dos reservatórios Três Marias, Sobradinho, Itaparica, Paulo Afonso e Xingó e em 1987 para as bacias dos reservatórios Retiro Baixo e

Queimado. Tendo sido fornecidas em escala diária, as vazões foram agregadas para a escala mensal.

2.2. Modelo hidrológico

Para a modelagem hidrológica das bacias do São Francisco optou-se pelo modelo SMAP (Soil Moisture Procedure Account) em sua escala mensal. Desenvolvido em 1981 por Lopes J.E.G., Braga B.P.F. e Conejo J.G.L., apresentado no Simpósio Internacional de Modelagem Chuva-Vazão no Mississippi e publicado na Water Resources Publications em 1982, o SMAP trata-se de um modelo conceitual concentrado.

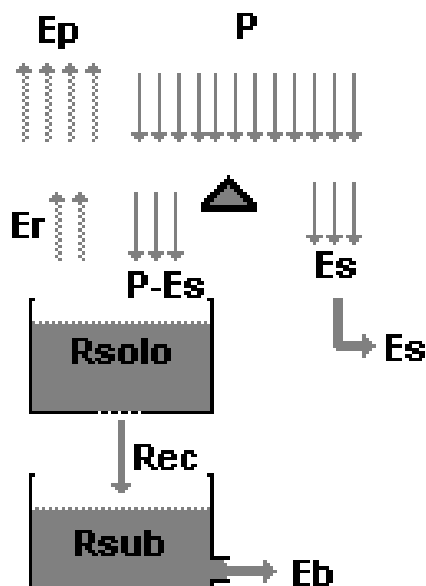
Os processos hidrológicos observados na bacia hidrográfica são modelados com o SMAP por meio de uma analogia a um sistema de reservatórios com transferências entre si. A primeira versão do SMAP contempla uma simulação hidrológica com passo diário, ou seja, dada a informação da precipitação média diária sobre a bacia, atualiza-se o estado dos reservatórios fictícios, permitindo o cálculo da vazão efluente no dia. Nessa versão do SMAP são considerados três reservatórios fictícios: um primeiro representando o acúmulo de água no solo, um segundo representando o armazenamento subterrâneo (aquífero), e um terceiro representando as águas superficiais.

Em um segundo momento, o SMAP foi adaptado para o passo de tempo mensal. Nessa escala temporal as variações do estoque superficial se tornam desprezíveis, razão pela qual nessa segunda versão ignora-se o terceiro reservatório.

As transferências entre os reservatórios são regidas por equações teóricas, utilizando parâmetros determinísticos que representam o comportamento médio da bacia.

Na Figura 1 tem-se uma representação esquemática no SMAP para o passo mensal.

Figura 1: Representação esquemática do modelo SMAP com passo mensal.



Fonte: LOPES, BRAGA e CONEJO (1982).

A atualização dos dois reservatórios do mês i para o mês $i+1$ é regida pelas equações 1 e 2 e:

$$R_{solo}(i+1) = R_{solo}(i) + P - Er - Es - Rec \quad (1)$$

$$R_{sub}(i+1) = R_{sub}(i) + Rec - Eb \quad (2)$$

Onde $R_{solo}(i)$ é o armazenamento no reservatório do solo no início do mês i (em mm);

$R_{sub}(i)$ é o armazenamento no reservatório subterrâneo no início do mês i (em mm);

P é a precipitação média na bacia ao longo do mês i (em mm/mês);

Er é a evapotranspiração real na bacia ao longo do mês i (em mm/mês);

E_s é o escoamento superficial direto na bacia ao longo do mês i (componente de curto prazo da vazão efluente) (em mm/mês);

R_{ec} é a transferência do solo para o reservatório subterrâneo ao longo do mês i (em mm/mês);

E_b é o escoamento de base da bacia ao longo do mês i (componente de médio prazo da vazão efluente) (em mm/mês).

Considera-se que o reservatório do solo possui uma capacidade máxima de armazenamento, expressa por Str (saturação), primeiro parâmetro do modelo. Desse modo, por definição o máximo valor que pode ser atribuído a R_{solo} é Str .

Dado Str , o armazenamento no reservatório do solo no mês (R_{solo}) pode ser expresso pela taxa de umidade no mês (Tu) definida pela equação 3:

$$Tu = \frac{R_{solo}}{Str} \quad (3)$$

A precipitação P (na equação 1) é principal dado de entrada do modelo, enquanto que a evapotranspiração real Er é calculada como sendo:

$$Er = Tu \times Ep \quad (4)$$

Onde Ep é a evapotranspiração potencial na bacia ao longo do mês, segundo dado de entrada do modelo.

A recarga R_{ec} que aparece nas equações 1 e 2 representa a transferência do reservatório do solo para o reservatório subterrâneo, sendo regida pela equação teórica:

$$R_{ec} = C_{rec} \times Tu^4 \quad (5)$$

Onde C_{rec} é o coeficiente de recarga, segundo parâmetro do modelo.

O escoamento superficial direto E_s é calculado como sendo:

$$Es = P \times Tu^{PES} \quad (6)$$

Onde PES é o terceiro parâmetro do modelo.

Deve-se atentar ainda que quando R_{solo} calcula-se um valor de superior a Str , o excedente ($R_{solo,eq.(1)} - Str$) é adicionado ao escoamento superficial Es e o valor de R_{solo} é atualizado para Str .

O escoamento de base é, por sua vez, calculado pela equação 7.

$$Eb = R_{sub} \times \left[1 - \left(\frac{1}{2} \right)^{\frac{1}{Kkt}} \right] \quad (7)$$

Onde Kkt é o quarto parâmetro do modelo.

O escoamento superficial direto e o escoamento de base compõem juntos a vazão efluente da bacia. Incluindo o efeito de escala (pela área) e considerando a conversão de unidades, calcula-se a vazão efluente pela equação 8.

$$Q = \frac{(Eb+Es) \times Ad}{2630} \quad (8)$$

Onde Q é a vazão efluente média no mês em m^3/s

Eb e Es são respectivamente os escoamentos de base e superficial direto em $mm/mês$

Ad é a área da bacia em km^2

Como Er , Rec e Es dependem de Tu que varia com armazenamento no solo ao longo do mês, costuma-se utilizar um valor aproximado de Tu no meio do mês para o cálculo de Er , Rec e Es . O valor de $Tu(i + 0,5)$ é estimado por:

$$Tu(i + 0.5) \cong \frac{R_{solo}(i) + dR_{solo}(i)}{Str} \quad (9)$$

$$dR_{solo}(i) = \frac{1}{2} \{ P - Tu(i) \times Ep - P \times [Tu(i)]^{PES} - R_{solo} - Crec \times [Tu(i)]^4 \} \quad (10)$$

Calcula-se, assim, o incremento de armazenamento no solo (tomando ou valor de Tu do início do mês) e considera-se que na metade do mês observa-se $\frac{1}{2}$ desse incremento, permitindo calcular um valor médio de Tu para o mês.

Observando o conjunto dos equacionamentos, conclui-se que, conhecido os valores iniciais de estado dos reservatórios $R_{solo}(1)$ e $R_{sub}(1)$ e determinados os valores dos quatro parâmetros Str , $Crec$, Pes e Kkt , através da calibração, obtém-se a série de vazões efluentes no período simulado, bastando conhecer a série de precipitações sobre a bacia e a evapotranspiração potencial.

2.3. Algoritmo de calibração considerando a incerteza dos parâmetros

Para a calibração do modelo hidrológico foi considerado como algoritmo de calibração o *Differential Evolution Adaptive Metropolis* (DREAM) (Vrugt et al. 2008, Vrugt et. al. 2009, Vrugt 2016). Esse algoritmo do tipo Monte Carlo via Cadeias de Markov (MCMC) permite considerar a incerteza da determinação dos parâmetros. De fato, diversas combinações de parâmetros podem produzir vazões equivalentes, que representem igualmente bem as vazões observadas. Dessa forma, por meio do DREAM, em vez de um único valor para cada um dos parâmetros, pode-se determinar um conjunto de combinações de parâmetros mais adequados para o cálculo das vazões.

O DREAM conta com um amostrador MCMC, que permite determinar os parâmetros por meio de inferência Bayesiana. De acordo com essa metodologia, os parâmetros, que são tratados como variáveis aleatórias, têm suas distribuições de probabilidades inicialmente consideradas uniformes entre os limites inferior e superior de cada parâmetro (Tabela 1). Em seguida, as distribuições dos parâmetros são atualizadas, a cada iteração do algoritmo, através da comparação entre a vazão observada e a vazão modelada.

Tabela 1: Limites teóricos para os parâmetros do modelo SMAP na versão mensal

Parâmetro	Limite	
	Inferior	Superior
<i>Str</i>	400	5000
<i>Pes</i>	0.1	10
<i>Crec</i>	0	70
<i>Kkt</i>	1	6

Foram utilizadas 10 cadeias de amostragem MCMC, tendo sido considerados os cem últimos vetores de parâmetros de cada cadeia após a convergência. Assim é estimado um envelope de incerteza composto por 1000 vetores de parâmetros para cada bacia, onde um vetor de parâmetro corresponde a uma combinação equivalente de *Str*, *Crec*, *Pes* e *Kkt*.

2.4. Evolução temporal dos parâmetros

Tendo em vista a evolução temporal das condições sobre as quais os processos hidrológicos ocorrem na bacia, sobretudo aquelas conduzidas pela mudança de uso e cobertura do solo, uma abordagem mais complexa poderia considerar parâmetros evoluindo com o tempo.

Em um primeiro momento, o padrão de evolução dos parâmetros poderia ser identificado realizando-se sucessivas calibrações para intervalos consecutivos no período com dados. Nesse sentido, foram realizadas diversas calibrações com o DREAM para cada bacia, dividindo o período com dados em:

- A) intervalos de 30 anos a cada 10 anos, ou seja, com sobreposição de 20 anos entre intervalos vizinhos, para as bacias com mais dados de vazão disponíveis (Três Marias, Sobradinho, Itaparica, Paulo Afonso e Xingó).

B) intervalos de 10 anos não sobrepostos para as bacias com menos dados de vazão disponíveis (Retiro Baixo e Queimado).

Foram avaliadas as distribuições dos parâmetros calibrados em cada período e, conseqüentemente, sua evolução.

Numa abordagem mais direta, poderia-se considerar uma função para a evolução temporal dos parâmetros. Assim, supondo que um parâmetro genérico PAR do modelo evolua linearmente com o tempo, este pode ser expresso matematicamente por meio de dois hiperparâmetros (HP_A e HP_L):

$$PAR = f(t) = (t-t_0)HP_A + HP_L \quad (11)$$

Onde PAR é um parâmetro qualquer do modelo (*str*, *Crec*, *Pes* ou *Kkt*)

t é o tempo (expresso em anos)

t_0 é tempo inicial arbitrário (expresso em anos)

HP_A é o hiperparâmetro angular representando a taxa de variação de PAR

HP_L é o hiperparâmetro linear representando o valor de PAR no tempo inicial.

Por hipótese, se a evolução dos processos hidrológicos se configurar de tal forma que os parâmetros do modelo variam de maneira aproximadamente linear, o processo de modelagem hidrológica poderia obter melhor performance por meio da calibração dos hiperparâmetros (HP_A e HP_L).

Vale lembrar que, para manter consistência metodológica, os parâmetros calculados segundo a equação 11 devem respeitar os limites inferior e superior, previamente estabelecidos para cada parâmetro (Tabela 1). Dessa forma, considera-se na realidade:

$$\begin{aligned}
 \text{PAR} &= f(t) & \text{se} & \text{PAR}_{\min} < f(t) < \text{PAR}_{\max} \\
 \text{PAR} &= \text{PAR}_{\min} & \text{se} & f(t) \leq \text{PAR}_{\min} \\
 \text{PAR} &= \text{PAR}_{\max} & \text{se} & f(t) \geq \text{PAR}_{\max}
 \end{aligned}
 \tag{12}$$

No caso do modelo SMAP, essa abordagem levaria a necessidade de se calibrar oito hiperparâmetros, isto é, dois hiperparâmetros para cada parâmetro tradicional do SMAP.

Os oito hiperparâmetros de cada bacia foram calibrados usando o DREAM, o que permitiu avaliar a incerteza associada a estes.

Em função da disponibilidade de dados de vazão e evitando formulações que podem levar a extrapolações sem garantia de consistência foi escolhido $t_0 = 1987$ para as bacias dos reservatórios Retiro Baixo e Queimado e $t_0 = 1931$ para as demais bacias analisadas.

2.5. Avaliação da performance

O índice utilizado para a avaliação da performance do modelo, por meio da comparação entre vazões calculadas e observadas, foi o coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (NASH), calculado como:

$$\text{NASH} = 1 - \frac{\sum_{i \in D} (v_{c_i} - v_{o_i})^2}{\sum_{i \in D} (v_{o_i} - \underline{v_o})^2}$$

Onde v_{c_i} é a vazão calculada no mês i

v_{c_i} é a vazão calculada no mês i

v_{o_i} é a vazão observada no mês i

$\underline{v_o}$ é a média das vazões observadas

D é o conjunto dos meses i para os quais há dados de vazão disponível no período analisado (calibração ou validação)

O NASH varia entre $-\infty$ e 1, igualando 1 quando a vazão calculada adere perfeitamente à vazão medida (caso apenas teórico). Por outro lado, um NASH inferior 0 significa que a média das vazões

observadas representa uma melhor estimativa da série de vazões que as vazões calculadas pelo modelo.

Como a metodologia de calibração proposta fornece 1000 combinações de parâmetros, 1000 séries de vazões resultam do modelagem hidrológica, podendo ser avaliado um valor de NASH para cada uma delas. Dessa forma, a performance do modelo pode ser avaliada pela distribuição dos 1000 valores de NASH.

Durante a calibração, os parâmetros (ou hiperparâmetros) são ajustados de modo a maximizar o valor de NASH. No entanto, a fim de se verificar a performance do modelo em um período diferente daquele usado na calibração, cerca de $\frac{1}{3}$ do período com dados de vazão foi reservado para a validação do modelo, o que, em teoria, forneceria um melhor indicativo da performance do modelo em uso. Os períodos de calibração e validação das bacias analisadas estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2: Períodos de calibração e validação para os dados de vazão naturalizada de cada reservatório

Bacia	Período	
	Calibração	Validação
Retiro Baixo	1987-2006	2007-2017
Tres Marias	1931-1988	1989-2017
Queimado	1987-2006	2007-2017
Sobradinho	1931-1988	1989-2017
Itaparica	1931-1988	1989-2017
Paulo Afonso	1931-1988	1989-2017
Xingó	1931-1988	1989-2017

3. RESULTADOS

3.1. Calibração com parâmetros estáticos

A calibração dos parâmetros (estáticos) com o DREAM permitiu a obtenção das distribuições dos parâmetros para cada bacia

(Figura 2). Os resultados mostram distribuições de parâmetros muito semelhantes para as bacias dos reservatórios Sobradinho, Itaparica, Paulo Afonso e Xingó. Esse resultado está relacionado a pequena área incremental entre esses reservatórios, indicando que o padrão de transformação chuva-vazão da área em comum entre suas bacias é dominante, de modo que estas poderiam ser, a princípio, modeladas com os mesmos parâmetros. Além disso, as bacias dos reservatórios Retiro Baixo e Queimado, que possuem menos dados de vazão, apresentaram maior incerteza na determinação dos parâmetros, o que se materializa nas distribuições mais dispersas dos parâmetros calibrados.

A calibração considerando a incerteza permite mostrar ainda que os diferentes parâmetros do modelo estão correlacionados entre si, o que pode ser observado nas matrizes de correlação (Figura 3). Esse resultado indica que, mesmo para em um modelo hidrológico com apenas quatro parâmetros, pode haver redundância entre os processos representados pelos parâmetros. Desse modo, no caso do SAMP, uma combinação de valores de *Str*, *Crec*, *Pes* e *Kkt* poderia ser substituída por outra combinação, sem prejuízo na representação das vazões, contanto que se observe as relações entre os valores dos parâmetros. De maneira geral, o parâmetro mais relacionado aos outros é o *Str*, que está correlacionado negativamente com os outros, sobretudo com o *Pes*. *Crec*, *Pes* e *Kkt* estão correlacionados positivamente, embora com menor intensidade do que com o *Str*. É interessante notar que as correlações são mais fortes são observadas entre os parâmetros das bacias do Retiro Baixo e do Queimado, com séries mais curtas de dados de vazão disponível. Uma hipótese para tal comportamento é que nessas bacias, com menor série, a evolução dos parâmetros seja menos expressiva, de modo que as incertezas mais relevantes sejam aquelas advindas das simplificações inerentes ao modelo hidrológico. Nesse caso, com parâmetros mais próximos de uma configuração estática, as

redundâncias dos parâmetros viriam à tona. Já para as outras bacias, para as quais se considera um período mais longo de modelagem, uma possível evolução do uso do solo poderia ser o principal fator de incerteza dos parâmetros, que são numa primeira abordagem considerados estáticos. Nesse outro caso, as mudanças no uso do solo poderiam afetar os diferentes parâmetros de maneira diferente, fragilizando a correlação entre eles.

Figura 2: Distribuição dos parâmetros, representada pelos histogramas dos 1000 valores, na configuração com parâmetros estáticos.

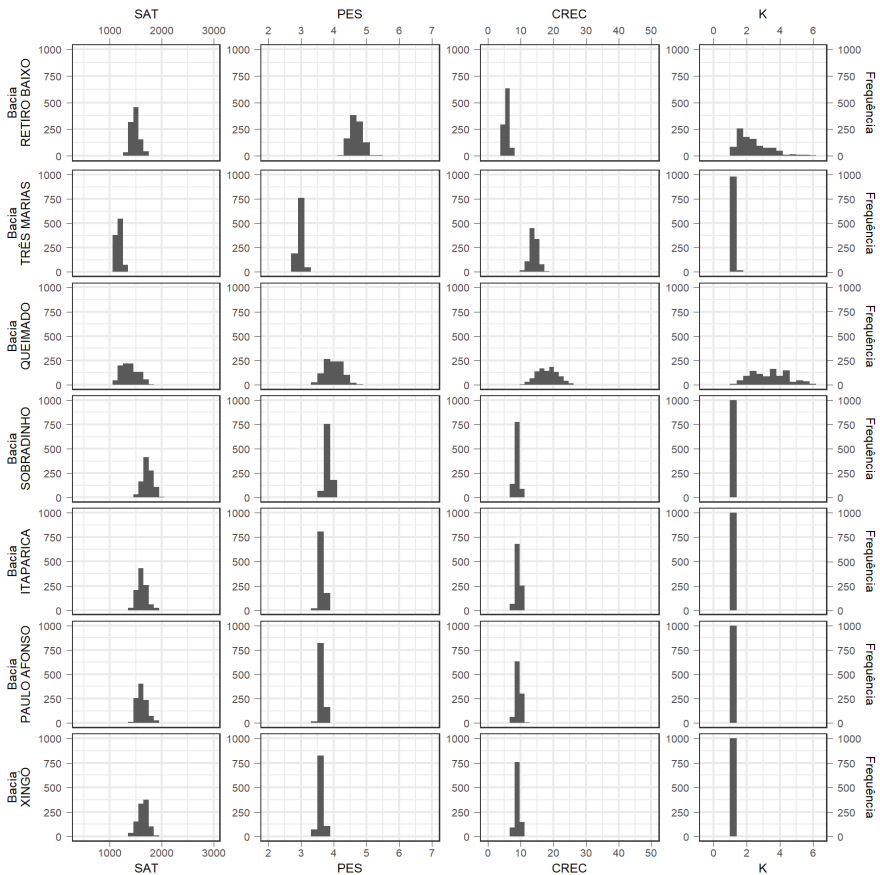
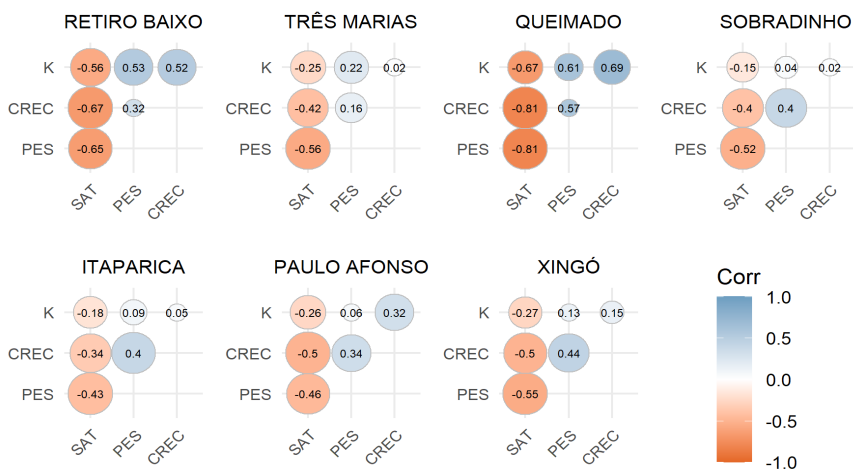
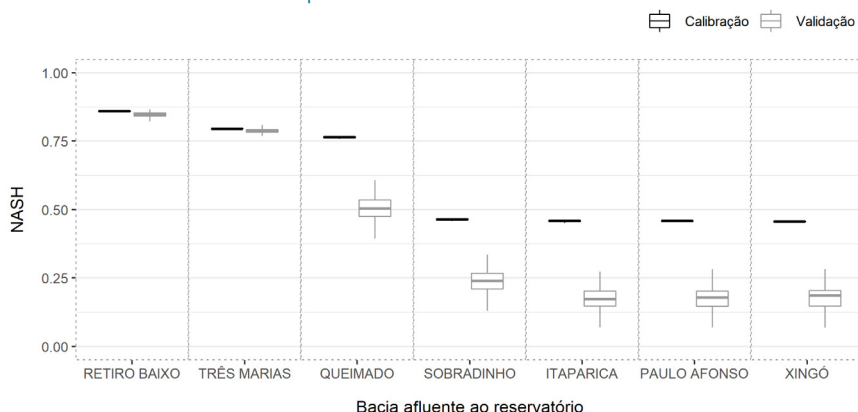


Figura 3: Matriz de correlação entre os parâmetros.



Considerando os 1000 vetores de parâmetros, a performance obtida pelo modelo no período de calibração e validação variou significativamente entre as bacias (Figura 4). Enquanto as bacias de Retiro Baixo e de Três Marias apresentaram NASH de calibração e validação superior a 0.75, as bacias do Sobradinho, Itaparica, Paulo Afonso e Xingó apresentaram NASH de calibração inferior a 0.5 e NASH de validação ainda inferior, indicando baixa performance do modelo.

Figura 4: Performance do modelo hidrológico (distribuição dos valores de NASH) durante a calibração e a validação, na configuração com parâmetros estáticos.



Uma alternativa determinística para a representação das vazões a partir da metodologia de calibração adotada é considerar a mediana das distribuições obtidas para os parâmetros (Tabela 3). Vale lembrar que, caso a relação entre os parâmetros não seja linear, adotar a mediana pode levar a uma combinação de parâmetros menos eficiente, já que essa ignoraria a relação, que está relacionada à estrutura do modelo. No entanto, na ausência de indícios de não-linearidade entre os parâmetros pode-se adotar a mediana independente de cada distribuição como estimativa determinística. Eficiência (medida pelo NASH) dos parâmetros medianos no período de calibração e validação pode ser observada na Tabela 4. Observa-se que, nesse caso, o NASH obtido com os parâmetros medianos se aproxima do NASH mediano das distribuições da Figura 4.

Tabela 3: Medianas das distribuições dos parâmetros calibrados com o DREAM na configuração com parâmetros estáticos.

Bacia	SAT	PES	CREC	K
Retiro Baixo	1489	4,7	5,6	2,2
Tres Marias	1164	3,0	13,9	1,1
Queimado	1370	4,0	18,5	3,5
Sobradinho	1732	3,8	8,8	1,0
Itaparica	1612	3,6	9,3	1,0
Paulo Afonso	1603	3,6	9,4	1,0
Xingó	1647	3,6	9,0	1,0

Tabela 4: Performance do modelo hidrológico durante a calibração e a validação, na configuração com parâmetros estáticos, considerando a mediana das distribuições dos parâmetros.

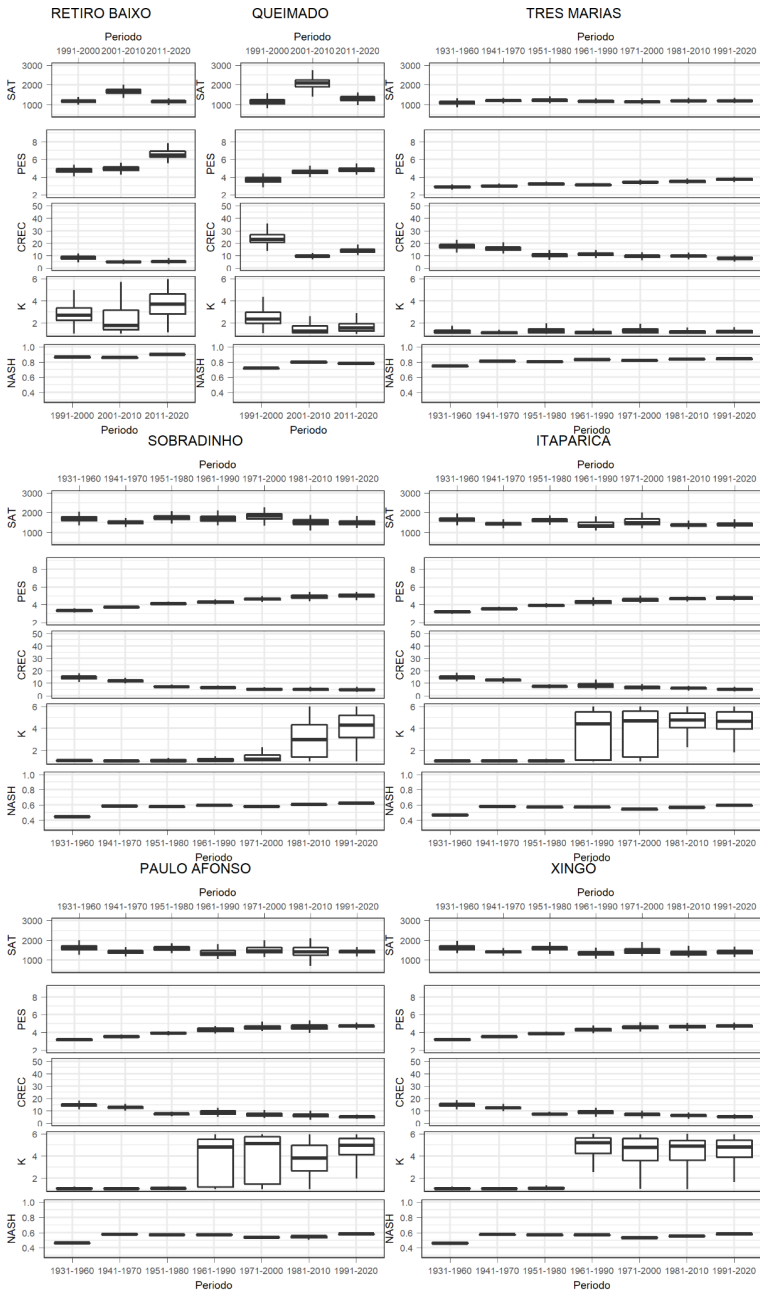
Bacia	NASH	
	Calibração	Validação
Retiro Baixo	0,86	0,85
Tres Marias	0,80	0,79
Queimado	0,77	0,50
Sobradinho	0,47	0,25
Itaparica	0,46	0,17
Paulo Afonso	0,46	0,18
Xingó	0,46	0,18

3.2. Calibração com evolução dos parâmetros

Numa primeira abordagem, a análise da evolução dos parâmetros mostrou, por meio da calibração em períodos sucessivos, que os parâmetros variam em função do tempo (Figura 5). Para as bacias com séries mais longas de dados de vazão, observa-se também uma performance inferior do modelo, com NASH mais baixos, no primeiro período (1931-1960). Esse resultado pode estar associado a uma provável qualidade inferior dos dados de precipitação do período, já que, com menor disponibilidade de dados, a precipitação foi interpolada a partir de estações mais distantes no início do período. Além disso, a evapotranspiração potencial média foi calculada a partir dos dados disponíveis (a partir da década de 1970).

Já nessa primeira abordagem, observa-se um padrão claro de aumento do parâmetro , acompanhado de uma diminuição do parâmetro , que é observado em todas as bacias. Por outro lado, o parâmetro varia sem um padrão claro de aumento ou diminuição.

Figura 5: Distribuição dos parâmetros e da performance do modelo hidrológico (distribuição dos valores de NASH), considerando períodos sucessivos de calibração.



A Figura 6 apresenta a tendência de evolução dos parâmetros como uma função linear do tempo (linha preta), considerando os hiperparâmetros medianos (apresentados na Tabela 5). Além disso, com os 1000 conjuntos de hiperparâmetros calibrados, foi construída a banda de incerteza (95%) para o valor dos parâmetros em cada data.

Na Figura 6 observa-se uma manutenção das tendências, identificadas anteriormente, de aumento do parâmetro e diminuição do parâmetro. É interessante notar que a evolução de α no sentido contrário à evolução de β pode parecer, em um primeiro momento, contrariar o resultado anterior que mostrou que esses parâmetros são correlacionados positivamente, ainda que fracamente (ver Figura 3). No entanto, a combinação de tais resultados corrobora a hipótese de que possíveis mudanças no uso e ocupação do solo ao longo do tempo podem levar a alterações de cada um dos parâmetros de maneira independente. Nesse caso, as mudanças no uso e ocupação do solo teriam efeito mais relevante que a estrutura interna de correlação entre os parâmetros, ditada pela estrutura do modelo conceitual.

Ainda pela Figura 6, observa-se que o parâmetro α varia a uma taxa pequena (mantém-se praticamente constante) para as bacias de Três Marias, Sobradinho, Itaparica, Paulo Afonso e Xingó. Já para as bacias Retiro Baixo e Queimado, α mostra tendência de aumento, ainda que, na calibração por período, o último período tenha apontado uma diminuição do α . Essas duas bacias são as que apresentam a banda de incerteza mais larga, o que deve estar relacionado às suas distribuições de parâmetros mais dispersas (ver Figura 2). Esses resultados mostram que, em bacias com séries mais curtas, variações aleatórias dos parâmetros de um período a outro, podem levar a acreditar numa tendência significativa de evolução dos parâmetros (ainda que inconsistente). Assim, tornam-se evidentes

as limitações de se extrapolar as conclusões acerca da evolução dos parâmetros ao adotar uma função a priori, sobretudo quando a série de dados é curta.

O parâmetro tende rapidamente para valores baixos nas bacias Três Marias, Sobradinho, Itaparica, Paulo Afonso e Xingó. Como o processo de calibração proposto respeita os limites predefinidos para cada parâmetros, o valor de converge para o valor mínimo (igual a 1) nessas bacias, independente das 1000 combinações de parâmetros. Já para as bacias Retiro Baixo e Queimado, apresenta uma banda de incerteza ampla.

Com os hiperparâmetros medianos apresentados na Tabela 5 pode-se recuperar o valor estimado dos parâmetros em diferentes datas. A performance do modelo, considerando as 1000 combinações de hiperparâmetros está representada na Figura 7.

Comparando a performance do modelo na configuração com parâmetros evoluindo no tempo com a configuração com parâmetros estáticos, observa-se que para bacias como Retiro Baixo, Três Maria e Queimado, que já apresentavam uma performance superior ($NASH > 0.5$), houve uma manutenção na performance ao se considerar a evolução linear dos parâmetros, ainda que a bacia Queimado tenha apresentado um aumento de substancial no NASH da validação (de 0,50 a 0,69). Por outro lado, bacias com performance mais baixas, como Sobradinho, Itaparica, Paulo Afonso e Xingó, apresentaram um aumento de performance considerável na calibração (NASH de 0,46-0,47 para 0,57-0,59) e um aumento ainda mais substancial na validação (NASH de 0,18-0,25 para 0,43-0,50). As performances de calibração e validação nas duas configurações, considerando as medianas dos parâmetros (no caso estático) e dos hiperparâmetros (no caso com evolução linear), estão resumidas na Tabela 6.

Figura 6: Evolução linear dos parâmetros segundo a calibração de hiperparâmetros. A linha preta representa a evolução linear do parâmetro, segundo a mediana dos hiperparâmetros. A região cinza representa a faixa de incerteza (95%) para o valor do parâmetro em cada data, segundo a incerteza dos hiperparâmetros.

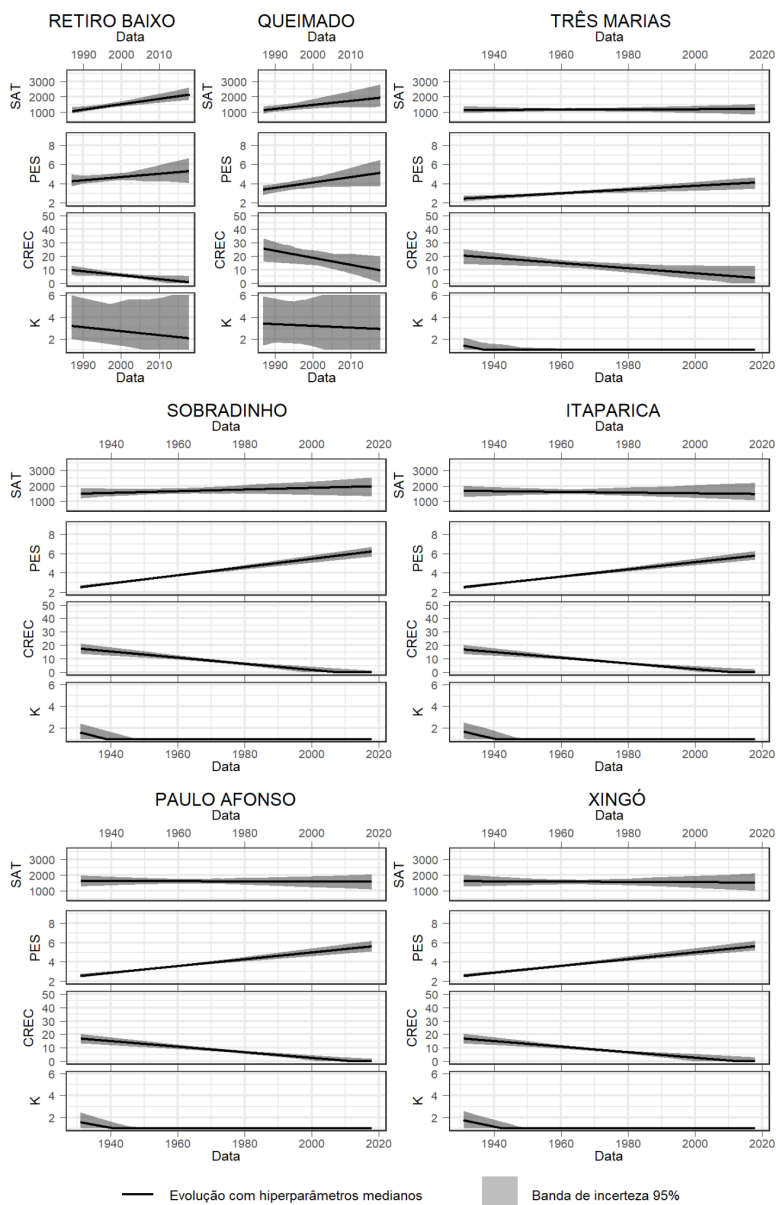
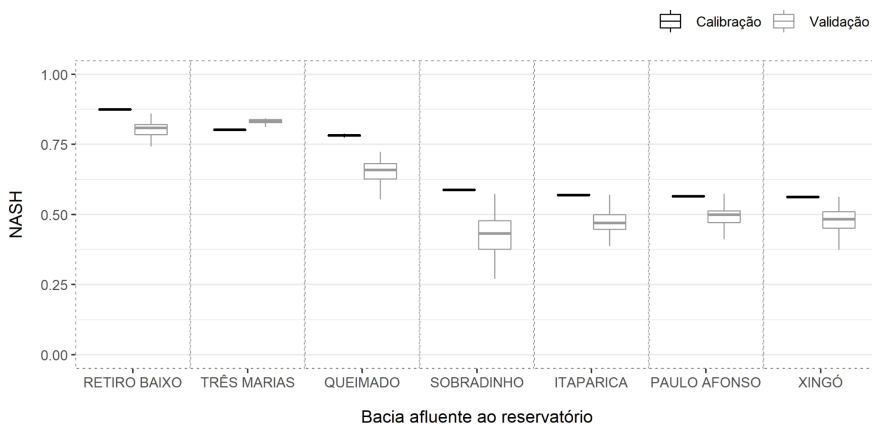


Tabela 5: Medianas das distribuições dos hiperparâmetros calibrados com o DREAM na configuração com parâmetros evoluindo no tempo.

Bacia	SAT		PES		CREC		K	
	HP _A	HP _L	HP _A	HP _L	HP _A	HP _L	HP _A	HP _L
Retiro Baixo	34,4	1076	0,034	4,2	-0,29	9,6	-0,036	3,20
Tres Marias	0,7	1153	0,019	2,4	-0,19	20,3	-0,062	1,41
Queimado	25,9	1143	0,056	3,4	-0,52	25,6	-0,016	3,41
Sobradinho	5,4	1502	0,043	2,5	-0,23	17,4	-0,078	1,60
Itaparica	-2,3	1679	0,038	2,5	-0,21	16,8	-0,071	1,68
Paulo Afonso	-0,1	1601	0,035	2,5	-0,21	16,8	-0,056	1,54
Xingó	-1,0	1603	0,035	2,5	-0,21	16,9	-0,064	1,72

Figura 7: Performance do modelo hidrológico (distribuição dos valores de NASH) durante a calibração e a validação, na configuração com parâmetros evoluindo no tempo.



A partir de tais resultados, observa-se que, mesmo em bacias com séries de dados mais curtas (com Retiro Baixo e Queimado), sem uma tendência consistente de evolução dos parâmetros, considerar tal evolução não prejudicou a performance do modelo. Apesar de ser necessário limitar extrapolações para períodos muito longos.

Por outro lado, quando a tendência de evolução dos parâmetros numa série de dados mais longa é mais clara, considerar explicitamente tal evolução pode representar uma melhora substancial na qualidade de representação das vazões. Durante a calibração, a melhora mais modesta de performance resulta do fato de que as mudanças dos parâmetros, com parâmetros significativamente diferentes no início e fim da série, estão sendo levadas em conta. Já na validação, a melhora de performance é mais significativa porque o valor dos parâmetros são estimados reconhecendo a sua temporalidade, ou seja, a localização temporal relativa entre os períodos de calibração e validação, considerando a tendência observada de evolução dos parâmetros observada na calibração.

Tabela 6: Performance do modelo hidrológico durante a calibração e a validação, nas duas configurações com parâmetros estáticos e evoluindo no tempo, considerando a mediana das distribuições dos parâmetros.

Bacia	NASH			
	Parâmetros estáticos		Parâmetros evoluindo	
	Calibração	Validação	Calibração	Validação
Retiro Baixo	0,86	0,85	0,88	0,82
Tres Marias	0,80	0,79	0,80	0,84
Queimado	0,77	0,50	0,79	0,69
Sobradinho	0,47	0,25	0,59	0,43
Itaparica	0,46	0,17	0,57	0,48
Paulo Afonso	0,46	0,18	0,57	0,49
Xingó	0,46	0,18	0,57	0,50

4. CONCLUSÃO

O esforço de modelagem conduzido pelo estudo apresentado no capítulo forneceu ferramentas para uma representação adequada

(em escala mensal) das vazões totais afluentes aos maiores reservatórios da Bacia do Rio São Francisco.

A determinação dos parâmetros (e de hiperparâmetros) por meio da calibração de modelo hidrológico concentrado deve subsidiar estudos futuros visando a avaliação do regime hidrológico submetido a diferentes condições, por exemplo sobre as condições climáticas futuras, levando em conta os efeitos das mudanças climáticas.

A metodologia desenvolvida para se considerar a evolução dos parâmetros no tempo garantiu melhor performance na representação das vazões além de permitir uma análise indireta das mudanças ocorridas no uso e ocupação do solo.

5. REFERÊNCIAS

- Lopes, J.C., Braga, J.B.F., and Conejo, J.L., 1981. Simulação Hidrológica: Aplicações de um modelo simplificado. In: III Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Fortaleza, 42–62.
- Vrugt, J.A., ter Braak, C.J.F., Clark, M.P., Hyman, J.M., and Robinson, B.A., 2008. Treatment of input uncertainty in hydrologic modeling: Doing hydrology backward with Markov chain Monte Carlo simulation. *Water Resources Research*, 44 (12), 1–15.
- Vrugt, J. A., Braak C. J. F. Ter, Diks C. G. H., Robinson B. A., Hyman J. M., Higdon D., 2009. Accelerating Markov chain Monte Carlo simulation by differential evolution with self-adaptive randomized subspace sampling. *International Journal of Nonlinear Sciences and Numerical Simulation*, 10 (3), 273–290.
- Vrugt, J.A., 2016. Markov chain Monte Carlo simulation using the DREAM software package: Theory, concepts, and MATLAB implementation. *Environmental Modelling and Software*, 75, 273–316.

O IMPACTO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS (COM CMIP6) NO REGIME DE VAZÕES DA BACIA DO RIO SÃO FRANCISCO

*Ályson Brayner Sousa Estácio
Francisco de Assis de Souza Filho
Sullyandro Oliveira Guimarães*

1. INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas são um fenômeno global, de causa antrópica, com impactos que devem comprometer a forma atual de produção econômica e organização social no planeta. Projetar e quantificar esses impactos são etapas necessárias à construção de estratégias de mitigação. Por essa razão, o interesse científico sobre as mudanças climáticas é crescente. Nesse contexto, o Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) tem papel fundamental na organização da produção científica.

O IPCC é uma plataforma global de colaboração para o desenvolvimento e análise de estudos científicos voltados para as mudanças climáticas. Criado em 1988 pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente e pela Organização Meteorológica Mundial, visa subsidiar a produção de informação científica para o desenvolvimento das políticas climáticas dos diversos países, assim como as negociações climáticas a nível global (IPCC, 2013).

Em um processo cíclico de produção científica, o IPCC organiza e publica o Coupled Model Intercomparison Project (CMIP), que encontra-se no sexto ciclo, CMIP6. Por meio dos CMIPs são colocadas à disposição projeções das variáveis climáticas segundo um conjunto diverso de Modelos Climáticos Globais (MCGs). As projeções dos modelos levam em conta diferentes cenários de ação antrópica, de modo a abranger uma faixa trajetórias possíveis.

Na Bacia do Rio São Francisco, o intricado NEXUS Água-Energia-Alimento torna o sistema socioambiental ainda mais sensível às mudanças climáticas. Dentre os impactos projetados, as mudanças no regime de vazões têm implicação sobre a oferta hídrica para a produção de alimentos e energia.

Nesse estudo, as projeções de MCGs disponibilizadas no CMIP6 foram combinadas à modelagem chuva-vazão para avaliar os impactos das mudanças climáticas sobre o regime de vazões na Bacia do Rio São Francisco. Os impactos foram avaliados especificamente sobre as bacias hidrográficas afluentes aos reservatórios Três Marias, Sobradinho, Retiro Baixo e Queimado.

2. MATERIAIS

2.1. Cenários de mudança climática e dados projetados pelos modelos do CMIP6

No quinto ciclo do IPCC, os cenários de mudança climática são chamados de RCPs (Representative Concentration Pathways). Esses cenários representam possíveis trajetórias de emissão de gases de efeito estufa (GEE). Os RCPs são identificados pela forçante radioativa (em W/m^2) a ser observada no final do século XXI, em função do acréscimo de concentração de gases de efeito estufa na atmosfera. São definidos quatro RCPs: RCP 2,6 (Baixas emissões), RCPs 4,5 e 6,0 (médias emissões de GEE) e o RCP 8,5 (altas emissões), que

correspondem respectivamente às forçantes radioativas de 2,6 W/m², 4,5 W/m², 6.0 W/m² e 8,5 W/m².

No CMIP6, os cenários para a avaliação das mudanças climáticas combinam as trajetórias de emissão, representadas pelos RCPs, com possíveis dinâmicas sociopolíticas de desenvolvimento global, que podem contar com ações de mitigação ou resultar na intensificação dos impactos. As trajetórias sociopolíticas são condensadas em cinco cenários chamados de Shared Socioeconomic Pathways (SSPs), que correspondem a narrativas para o desenvolvimento global, como resumido na Tabela 1.

Tabela 1: Perspectivas de desenvolvimento segundo os Shared Socioeconomic Pathways

Cenário	Perspectiva de desenvolvimento global
SSP1	Desenvolvimento global baseado na sustentabilidade e equidade
SSP2	“Caminho do meio” no qual o desenvolvimento global segue sua trajetória histórica
SSP3	Desenvolvimento global marcado por disputas regionais e nacionalismo ressurgente
SSP4	Acirramento das desigualdades
SSP5	Desenvolvimento global intensamente marcado pelo uso de combustíveis fósseis

Fonte: Adaptado de Riahi et al. (2017)

Nesse estudo, foram considerados os cenários SSP 2 - 4.5 e SSP 5 - 8.5, que combinam, respectivamente, os cenários SSP 2 e SSP 5 com os RCPs 4.5 e 8.5. Dessa forma, estão representadas duas trajetórias distintas: uma primeira mais otimista e uma segunda considerando o nível de impacto mais intenso.

Para cada um desses cenários, foram considerados os oito modelos climáticos do CMIP6: BCC-CM2-MR, CanESM5, FGOALSg3,

MIROC6, MPI-ESM1-2-HR, MRI-ESM2-0, NESM3 e IPSL-CM6A-LR. Foram extraídas de cada modelo os dados de precipitação e temperatura máxima e mínima, nas simulações históricas do modelo e nas projeções para o século XXI.

Nas simulações históricas, foi recortado o período 1980-2015, para os dados de precipitação, e o período 1980-2013, para os dados de temperatura. Esses períodos correspondem àqueles com dados observados (**ver seção 2.2**). Já para as projeções, considerou-se o período 2021-2100, que foi repartido na análise em sub-períodos de 30 anos (com passo de 10 anos e sobrepostos de 20 anos), isto é, 2021-2050, 2031-2060, até 2071-2100.

Os dados foram agregados na escala mensal e na escala das bacias hidrográficas avaliadas, tendo sido utilizado o método de Thiessen para a interpolação espacial. Os dados de temperatura máxima e mínima foram utilizados para calcular a evapotranspiração potencial (ETP) nas bacias, pelo método de Hargreaves-Samani (Hargreaves & Samani, 1982).

2.2. Dados hidrometeorológicos no passado próximo

A fim de permitir a comparação com as simulações dos modelos climáticos foram utilizados os dados observados de precipitação e temperatura (máxima e mínima) disponíveis na base de dados de Xavier et al. (2017). Os dados foram igualmente agregados para a escala mensal e para a escala das bacias pelo método de Thiessen. O método de Hargreaves-Samani foi utilizado para o cálculo da Evapotranspiração Potencial.

Foram usados os dados de vazão naturalizada, disponibilizados pelo Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS), para a calibração e validação do modelo hidrológico bem como para a comparação com as projeções de vazões para o século XXI. As séries de vazões diárias foram agregadas para a escala mensal.

A Tabela 2 apresenta os períodos com dados disponíveis para cada uma das variáveis hidrometeorológicas, bem como as respectivas fontes de dados.

Tabela 2: Fonte e período com dados hidrometeorológicos observados.

Variável hidrometeorológica	Fonte	Período disponível
Precipitação	Xavier et al. (2017)	1980-2015
Temperaturas máxima e mínima	Xavier et al. (2017)	1980-2013
Vazão naturalizada (Três Maria e Sobradinho)	ONS (2020)	1931-2020
Vazão naturalizada (Retiro Baixo e Queimado)	ONS (2020)	1987-2020

3. MÉTODOS

3.1. Metodologia Geral

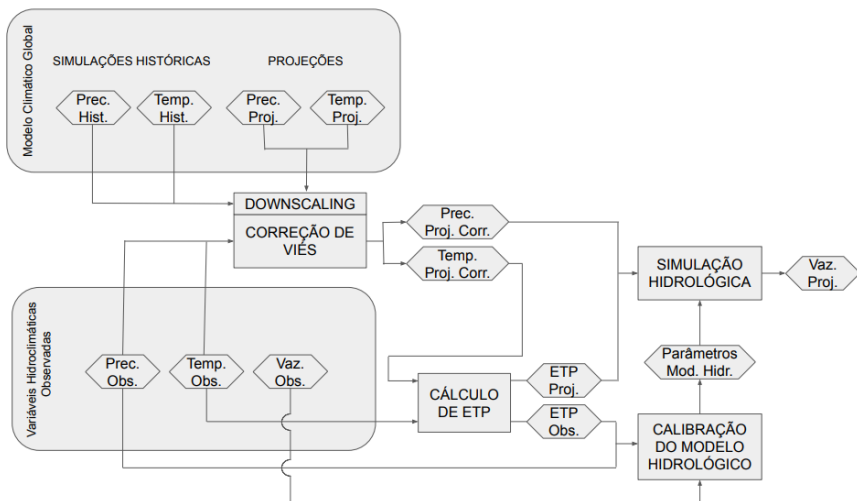
A avaliação das projeções para o regime hidrológico do São Francisco no século XXI, envolveu:

- A) Downscaling estatístico da informação climática projetada pelos MCGs do CMIP6, com correção de viés para corresponder ao padrão regional;
- B) Cálculo de ETP a partir dos dados de temperatura observados e projetados pelos MCGs;
- C) Calibração de modelo hidrológico e realização de simulações do modelo para os cenários climáticos projetados.

A complexidade do fluxo de dados, inerente ao processamento adotado (ver Figura 1), demanda seleção cuidadosa das bases de dados e modelos adotados, em função das limitações de cada uma das opções disponíveis. Os dados hidroclimáticos observados, por exemplo, são utilizados, simultaneamente, na comparação com as

simulações históricas dos MCGs, para estabelecer os parâmetros da correção de viés, além de serem utilizados na calibração do modelo hidrológico. Assim, a seleção das bases deve ser adequada, em termos de disponibilidade de dados, para os seus diferentes usos no *framework* proposto. Essa seleção é igualmente sensível no que diz respeito aos modelos adotados. O modelo de cálculo de ETP, por exemplo, é utilizado tanto nas estimativas da ETP observada no passado, quanto daquela projetada para o futuro. Modelos complexos de ETP demandam maior quantidade de dados, que podem não ter projeções disponíveis nos MCG ou podem ainda implicar em maior incerteza na estimativa da ETP futura.

Figura 1: Fluxo de dados e processamentos adotado para estimativa de projeção do regime de vazões.



3.2. Calibração do modelo hidrológico

O modelo hidrológico utilizado para representar a transformação chuva-vazão na bacia do São Francisco foi o Soil Moisture Accounting Procedure (SMAP) em sua versão mensal (Lopes, 1982).

O modelo foi calibrado considerando o período 1990-2005, com validação no período de 2005-2013.

A calibração foi conduzida com o algoritmo *Differential Evolution Adaptive Metropolis* (DREAM) (Vrugt et al. 2008, Vrugt et. al. 2009, Vrugt 2016), tendo sido considerada a mediana dos valores de parâmetros calibrados. Em seguida, a performance do modelo foi avaliada usando como métrica o coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE).

Como a calibração do modelo levou em consideração as vazões naturalizadas (fornecidas pelo ONS), espera-se que os valores de parâmetros correspondam à condição natural do uso do solo. Os mesmos parâmetros foram utilizados nas simulações hidrológicas para o século XXI. Dessa forma, as vazões calculadas projetam o regime hidrológico do século XXI sem o efeito de possíveis mudanças do uso do solo na bacia. Por outro lado, as vazões projetadas incorporam as mudanças do clima, que resultam da ação antrópica a nível global.

3.3. Downscaling estatístico e correção de viés

As temperaturas e precipitações fornecidas pelos MCGs em ponto de grade foram recortadas para as bacias estudadas. Em seguida, calcularam-se, para cada data, os seus valores médios na área, ou seja, ponderando a informação em cada ponto de grade por sua área de influência.

A esse procedimento de obtenção da informação climática regional/local a partir da informação global dá-se o nome de downscaling. Nesse formato de downscaling, no qual a dinâmica dos processos climáticos não é considerada explicitamente, usa-se a terminologia downscaling estatístico.

Tendo em vista que os MCGs não são concebidos para representar a dinâmica regional, o processo de downscaling só estará completo se combinado ao procedimento de remoção de viés, que

permite corrigir as distorções advindas do uso da informação global na estimativa da informação regional.

O procedimento padrão de correção de viés está baseado na comparação das rodadas do modelo para o período histórico com a informação climática efetivamente observada no período. Identificado o viés cometido pelo modelo no passado, pode-se estabelecer uma função de correção. Assim, supondo que o modelo cometa o mesmo tipo de viés, pode-se utilizar a mesma função para a correção nas projeções.

No caso das precipitações, a metodologia adotada para a correção de viés foi o Quantile Mapping com a função Gama. nesse método é realizado o ajuste de distribuições Gama tanto para a série observada, quanto para a série histórica do modelo.

A correção a ser feita é tal que:

- A) Suponha que um modelo M aponte para um mês d , na série, uma precipitação mensal P_M^d .
- B) Se P_M^d corresponde ao percentil x na distribuição de probabilidades G_M^{hist} ajustada para a séries histórica de precipitações mensais do modelo M ,
- C) Então o valor corrigido de P_M^d é o valor de precipitação P_O^d que corresponde ao mesmo percentil x na distribuição de probabilidades G_M^{obs} ajustada para a séries observada de precipitações mensais.

Uma abordagem mais simples foi adotada para a correção de viés na temperatura. O método consiste em subtrair diretamente do valor projetado pelo modelo, o viés médio cometido pelas simulações históricas. O viés é calculado como a diferença entre o valor médio indicado pelo modelo no período histórico e o valor médio observado.

Ambas as metodologias de correção de viés são aplicadas para as séries temporais de cada um dos 12 meses do ano separadamente, de modo a permitir uma correção da sazonalidade.

4. RESULTADOS

4.1. Calibração do modelo hidrológico

A calibração do modelo hidrológico para as bacias analisadas resultou nos valores de parâmetros apresentados na Tabela 3, segundo a mediana das distribuições de parâmetros obtidas com o DREAM.

Tabela 3: Parâmetros medianos calibrados para as bacias do Rio São Francisco analisadas.

Bacia	SAT	PES	CREC	K
Retiro Baixo	1941	5,9	3,5	2,6
Tres Marias	1704	4,1	5,1	1,4
Queimado	2086	4,3	9,2	1,3
Sobradinho	2354	4,5	5,3	1,1

A performance do modelo na representação das vazões para o período de calibração e de validação são resumidas na Tabela 4.

Tabela 4: Coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE) para os parâmetros medianos no período de calibração e de validação.

Bacia	NSE calibração	NSE validação
Retiro Baixo	0,88	0,82
Tres Marias	0,87	0,86
Queimado	0,81	0,69
Sobradinho	0,49	0,45

Como esperado, a performance do modelo no período de calibração foi ligeiramente superior àquela observada no período de validação, apresentando valores satisfatórios em ambos os períodos. A menor performance foi observada para a bacia do Sobradinho.

4.2. Projeções das variáveis hidroclimáticas corrigidas

As Figuras 2 (a)-(d) apresentam a evolução temporal das variáveis hidrológicas (precipitação, ETP e vazão) projetadas pelos MCG em períodos de 30 anos recortados ao longo do 2021-2100, considerando os dois cenários SSP analisados.

Não há concordância entre os modelos no que diz respeito ao sentido da tendência para a precipitação. Enquanto quatro modelos apontam para uma manutenção das condições de precipitação (variações de até 15% e termos médios), dois modelos (CanESM5 e FGOALS-g3) projetam redução das precipitações e outros dois modelos (MRI-ESM2-0 e NEMS3) apontam para aumento das precipitações médias. Os modelos que projetam mudança significativa, indicam intensificação do efeito quando se considera o SSP5-8.5.

Por outro lado, todos os oito modelos apontam para o aumento da ETP, o que está diretamente relacionado ao aumento das temperaturas. O modelo CanESM5, no entanto, indica um aumento de ETP mais intenso que os demais modelos. O aumento de ETP deverá resultar, ao mesmo tempo, em menor disponibilidade de água no solo e maior demanda para a manutenção do processo fisiológico das plantas, o que deve ter implicações sobre a demanda de água para o uso agrícola.

A avaliação das projeções de vazão mostram o efeito combinado das tendências projetadas para a precipitação e para a ETP. Nas vazões, no entanto, os efeitos são potencializados. O modelo NEMS3, por exemplo, aponta aumento de mais de 600% nas vazões médias, enquanto o modelo CanESM5 indica redução de mais de 90%.

Para os modelos que projetam aumento pequeno de precipitação (<15%) (ex: MIROC6 e MPI-ESM1-2-HR) a tendência projetada para as vazões variam entre positivas e negativas, em função de qual efeito é mais relevante: o aumento da precipitação ou o aumento da ETP.

Na Figura 3 são apresentadas as variações percentuais entre as variáveis hidrológicas observadas no período 1987-2013 e aquelas

projetadas para o período 2071-2100. A análise dos mapas mostra que há pequena variabilidade espacial nas tendências projetadas pelos modelos.

Figura 2 (a - Retiro Baixo): Evolução temporal das variáveis hidrológicas (precipitação, ETP e vazão) projetadas por oito MCGs nos cenários SSP2-4.5 e SSP5-8.5.

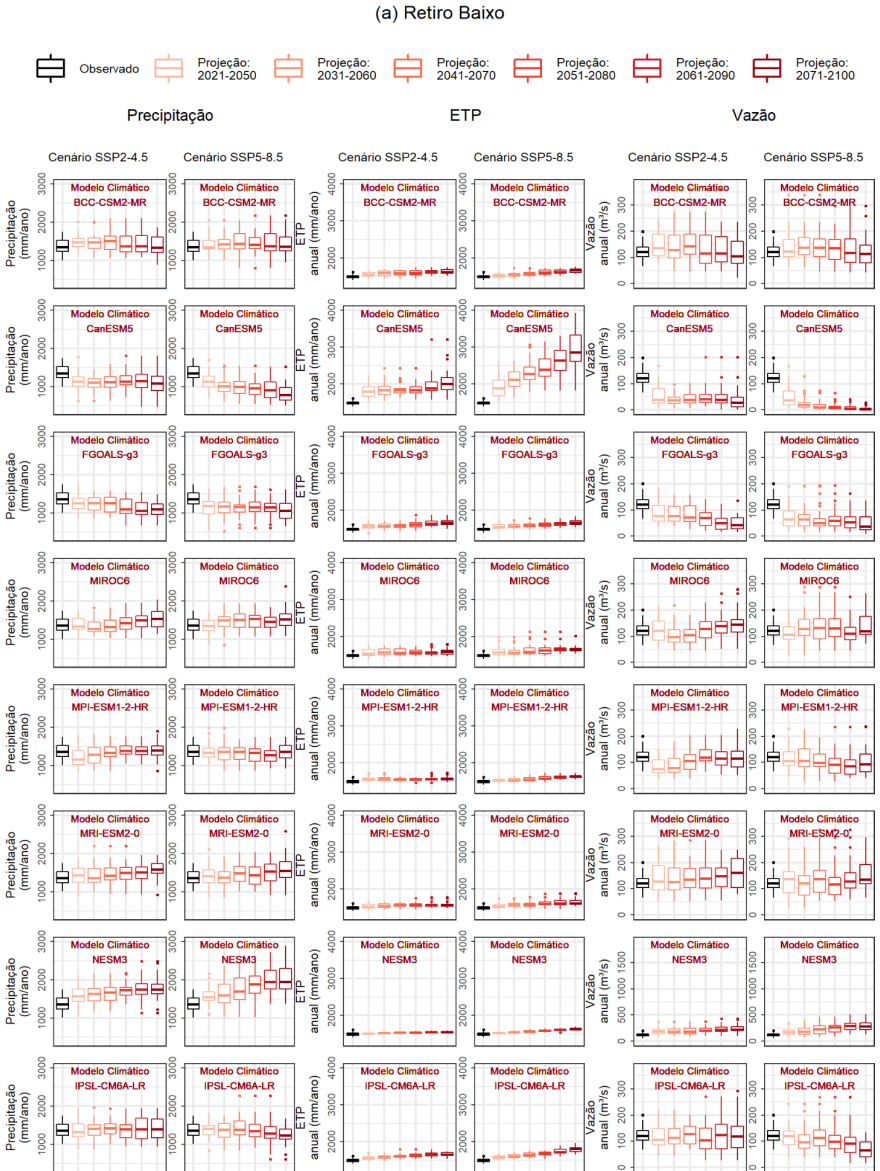


Figura 2 (c – Queimado): Evolução temporal das variáveis hidrológicas (precipitação, ETP e vazão) projetadas por oito MCGs nos cenários SSP2-4.5 e SSP5-8.5.

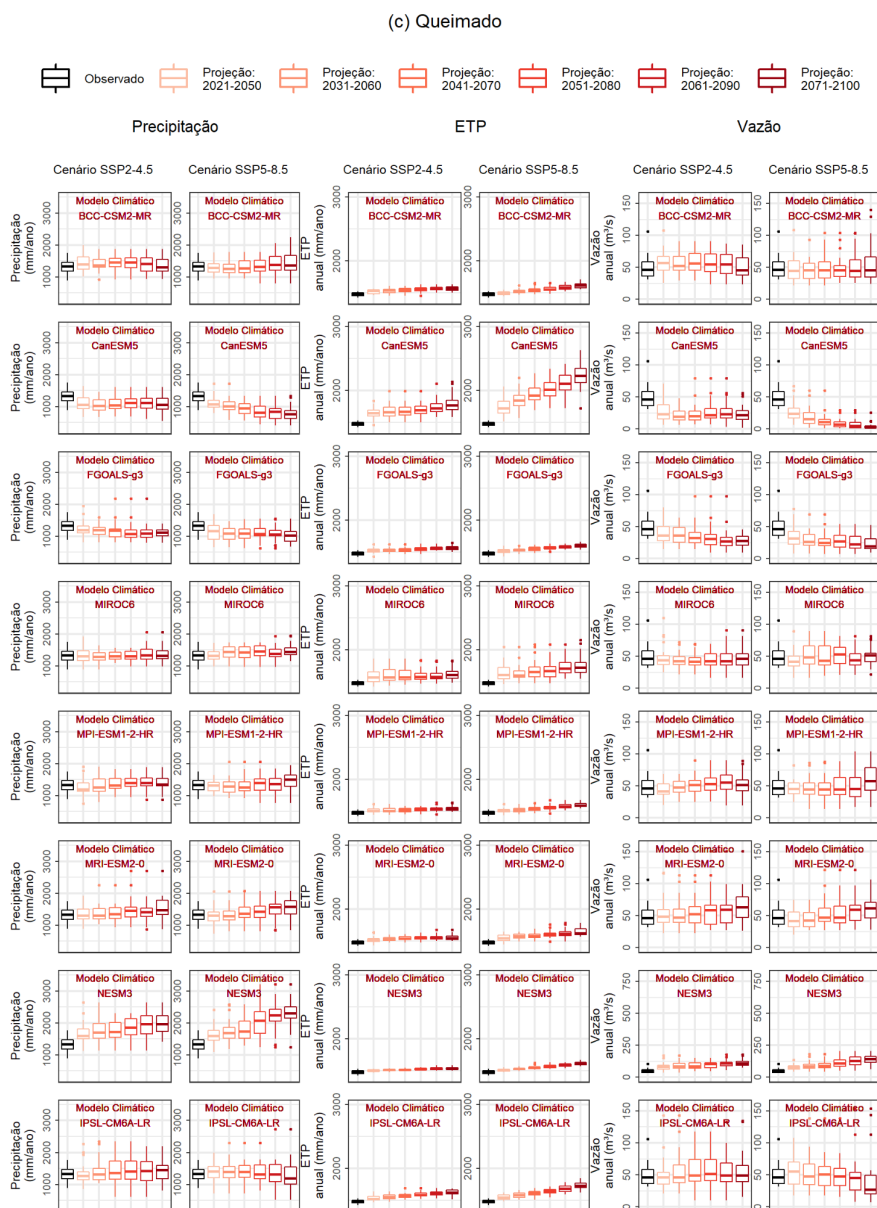


Figura 2 (d - Sobradinho): Evolução temporal das variáveis hidrológicas (precipitação, ETP e vazão) projetadas por oito MCGs nos cenários SSP2-4.5 e SSP5-8.5.

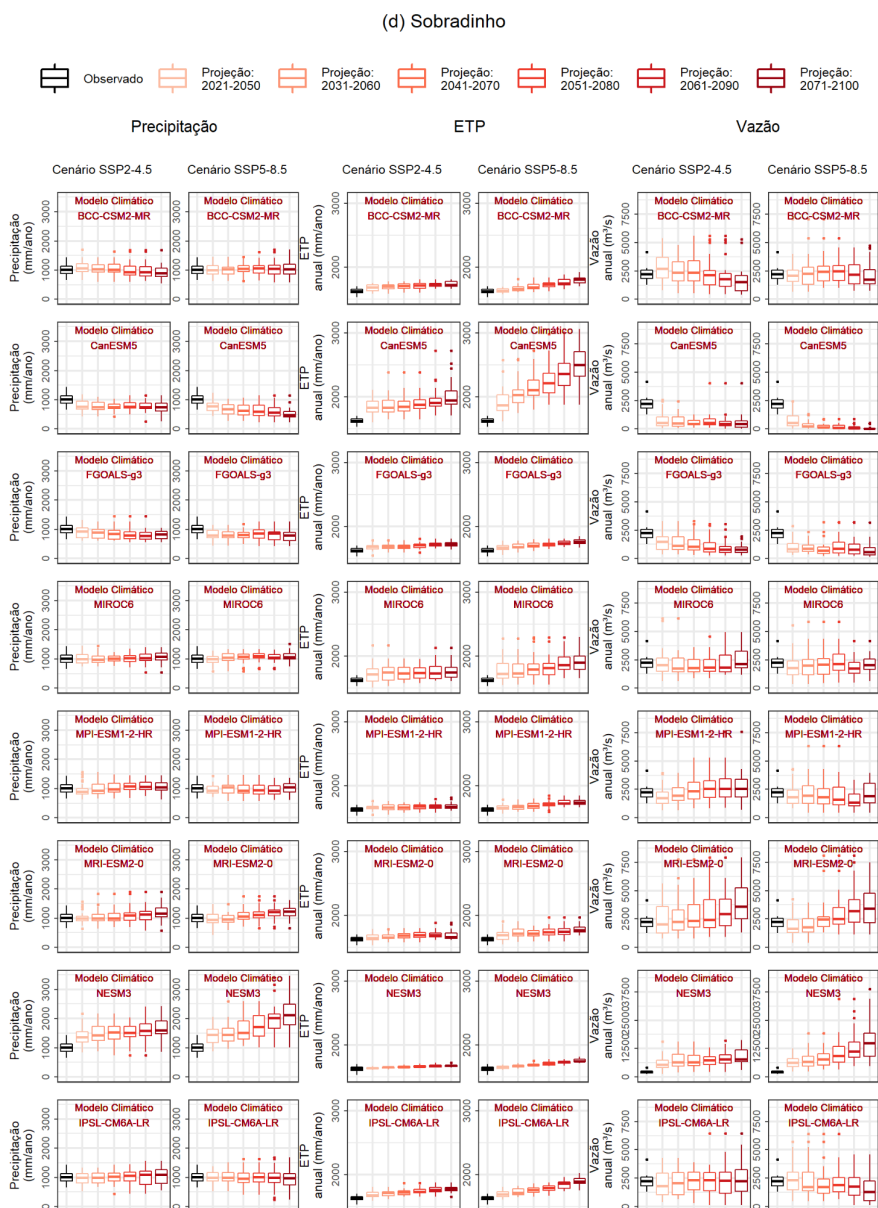
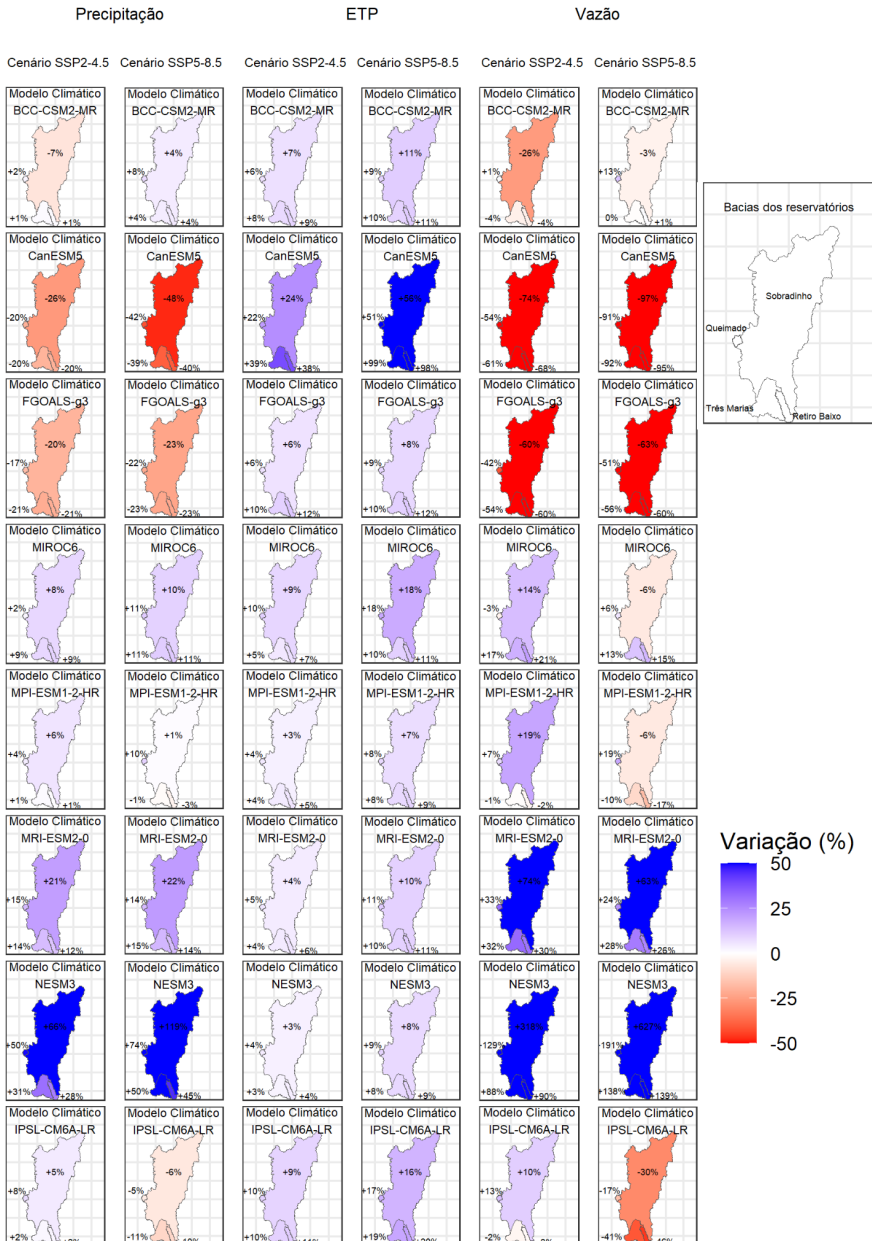


Figura 3: Variação percentual entre as variáveis hidrológicas (precipitação, ETP e vazão) observadas no período 1987-2013 e seus valores projetados para o período 2071-2100 segundo oito MCGs nos cenários SSP2-4.5 e SSP5-8.5.



5. CONCLUSÃO

Os modelos de mudança climática do CMIP6 projetam, para a Bacia do Rio São Francisco, aumento consistente de temperatura ao longo do século XXI, seguindo a tendência global. Consequentemente, é projetado um aumento de ETP. Por outro lado, os oito modelos avaliados não concordam em relação ao sentido da tendência projetada para o regime de precipitações da região. Ainda sim, pelo menos quatro modelos apontam para variações significativas na precipitação média (entre -48% e +119%).

O *framework* desenvolvido para avaliação do efeito das mudanças climáticas sobre o regime de vazões mostrou que as tendências projetadas para a precipitação e a ETP são combinadas e resultam em tendência de variação mais intensas no regime de vazões, com os modelos mais extremos apontando variações que chegam a -97% e a 627%. Variações significativas são observadas já no cenário SSP2-4.5, ocorrendo uma intensificação das tendências no cenário SSP5-8.5.

Ainda que as projeções diverjam sobre a tendência do regime de vazões, implicando em grande incerteza na avaliação da oferta hídrica, a projeção de aumento da ETP implica em aumento da demanda por unidade de área plantada, considerando a manutenção das técnicas de irrigação. Se a área total irrigada for mantida, haverá aumento da demanda. No pior dos cenários projetados, haverá diminuição de oferta (podendo chegar a -97%) acompanhada por crescimento da demanda, acirrando a competição entre os usos da água na região.

6. REFERÊNCIAS

- George H. Hargreaves, & Zohrab A. Samani. (1985). Reference Crop Evapotranspiration from Temperature. *Applied Engineering in Agriculture*, 1(2), 96–99. doi:10.13031/2013.26773
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2013. IPCC Factsheet: What is the IPCC? Geneva. Disponível em: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/FS_what_ipcc.pdf
- Lopes, J.C., Braga, J.B.F., and Conejo, J.L., 1981. Simulação Hidrológica: Aplicações de um modelo simplificado. In: III Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Fortaleza, 42–62.
- ONS. Atualização das séries de vazão – 1931–2020. Relatório técnico. Rio de Janeiro: Operador Nacional do Sistema Elétrico, 2020.
- Riahi, K., van Vuuren, D. P., Kriegler, E., Edmonds, J., O'Neill, B. C., Fujimori, S., ... Tavoni, M. (2017). The Shared Socioeconomic Pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications: An overview. *Global Environmental Change*, 42, 153–168. doi:10.1016/j.gloenvcha.2016.05.009.
- Vrugt, J.A., ter Braak, C.J.F., Clark, M.P., Hyman, J.M., and Robinson, B.A., 2008. Treatment of input uncertainty in hydrologic modeling: Doing hydrology backward with Markov chain Monte Carlo simulation. *Water Resources Research*, 44 (12), 1–15.
- Vrugt, J. A., Braak C. J. F. Ter, Diks C. G. H., Robinson B. A., Hyman J. M., Higdon D., 2009. Accelerating Markov chain Monte Carlo simulation by differential evolution with self-adaptive randomized subspace sampling. *International Journal of Nonlinear Sciences and Numerical Simulation*, 10 (3), 273–290.
- Vrugt, J.A., 2016. Markov chain Monte Carlo simulation using the DREAM software package: Theory, concepts, and MATLAB implementation. *Environmental Modelling and Software*, 75, 273–316.
- Xavier, King, Scanlon, 2017. An update of Xavier, King and Scanlon (2016) daily precipitation gridded data set for the Brazil. *Anais do XVIII do Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*.

MAPEAMENTO DA PRODUÇÃO CIENTÍFICA INTERNACIONAL SOBRE PREVISÃO DA DEMANDA HÍDRICA URBANA

Tereza Margarida Xavier de Melo Lopes

Samiria Maria Oliveira da Silva

1. INTRODUÇÃO

A escassez hídrica, vivenciada em diversas conjunturas globais, é agravada periodicamente por consequência: (i) do crescimento populacional que, além impulsionar o aumento da demanda, também gera perturbações no ciclo hidrológico decorrentes das alterações no uso e ocupação do solo, (ii) das transformações no estilo de vida das comunidades e da urbanização e (iii) das variações climáticas que impulsionam a escassez hídrica e intensificam a disputa por água entre a indústria, a agricultura e o meio urbano (PRINZ e SINGH, 2000; ALI e TALUKDER, 2008; ALEMAYEHU *et al.*, 2009; SAHRAWAT *et al.*, 2010).

Nesse contexto, a demanda hídrica pode ser considerada como o elemento propulsor de um sistema de distribuição de água. Consequentemente, a realização de uma previsão confiável de consumo corrobora para o aprimoramento da gestão de recursos hídricos (PACCHIN, ALVISI e FRANCHINI, 2017). Portanto, é necessário conhecer as demandas hídricas atuais e futuras para

ampliar as fontes de abastecimento de água e impedir possíveis estresses hídricos.

Segundo Donkor *et al.* (2014), as previsões de demanda de água são categorizadas de acordo com seus horizontes temporais em: operacionais, táticas e estratégicas. A previsão de curto prazo é classificada como operacional e abrange um horizonte que varia de um dia a algumas semanas. Sua aplicação viabiliza o gerenciamento e otimização dos elementos de instalações de redes em tempo real ou em períodos mais reduzidos.

A previsão de médio prazo, por sua vez, é classificada como tática e consiste em estimativas de alguns anos. Sua aplicação auxilia na gestão de redes de distribuição e instalações, norteador o aperfeiçoamento e orientando interferências necessárias.

Por fim, a previsão de longo prazo é classificada como estratégica e consiste em estimativas decadais. Sua aplicação é utilizada para o planejamento da gestão de recursos hídricos mediante a um extenso período de precedência. Esse artifício corrobora para um gerenciamento que prevê as necessidades locais com bastante antecedência, a fim de prognosticar possíveis problemas de abastecimento e, assim, buscar meios para mitigar e evitar complicações.

Diante do exposto, este estudo realizou uma análise bibliométrica sobre a previsão da demanda hídrica urbana com o objetivo de mapear o acervo científico do tema, conhecer suas deficiências e potencialidades e responder as seguintes questões:

- A) quais países atraem mais atividades de citação?
- B) quais as temáticas mais abordadas?
- C) quais os pesquisadores mais se destacam e como eles se relacionam?
- D) quem são os contribuintes geográficos para a pesquisa de demanda hídrica e como as contribuições evoluíram nos últimos anos?

E) quais as metodologias mais utilizadas e quais suas vantagens e desvantagens?

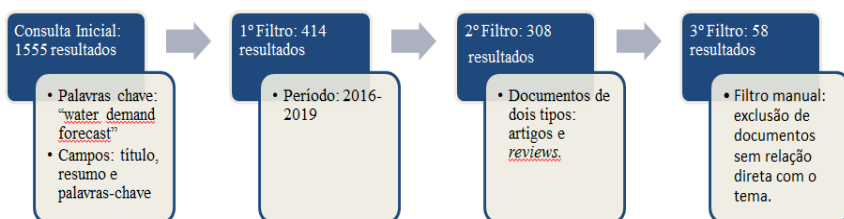
O estudo utiliza o *Scopus* como base de dados e *software VosViewer* como ferramenta de processamento de dados. Os resultados apontam para a necessidade de expandir a produção científica internacional sobre demanda hídrica urbana.

2. ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA

2.1. Método de execução

Com o intuito de mapear a produção científica sobre a previsão da demanda hídrica urbana, realizou-se uma análise bibliométrica exploratória-descritiva, que não só evidenciou as vertentes de destaque desse campo de pesquisa, como também permitiu identificar seus potenciais horizontes científicos. Para viabilizar uma análise mais precisa, foi necessário limitar o campo de pesquisa conforme ilustrado na Figura 1.

Figura 1: Etapas metodológicas da busca bibliográfica



Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

A amostra foi retirada no dia 22 de janeiro de 2020 através do banco de dados *Scopus*. Nele obteve-se 1555 resultados perante a pesquisa inicial que continha o termo "water demand forecast" nos campos "título", "resumo" ou "palavras-chave". Em seguida,

aplicou-se o primeiro filtro para enquadrar a busca nos quatro anos mais recentes de publicação (2016 - 2019). O segundo filtro, por sua vez, refinou a pesquisa em dois tipos de documentos: artigos e “reviews”. Por fim, o terceiro filtro apresentou 58 resultados ao avaliar, minuciosamente, o conteúdo de cada documento, a fim de eliminar as pesquisas que não estão diretamente relacionadas com a estimativa de demanda hídrica urbana, foco do presente estudo.

Como ferramenta de análise bibliométrica, utilizou-se o *software* VOSviewer. Tal aplicativo foi escolhido por seu potencial em incorporar um vasto conjunto de dados de forma simultânea e possibilitar diversos meios de análise e reconhecimento da conjuntura científica abordada (FAHIMNIA *et al.*, 2015). O VOSviewer absorveu os dados previamente adquiridos no *scopus* e propiciou uma observação sistêmica dos dados, baseada no mapeamento de redes de co-ocorrência, citação e co-citação.

As redes bibliométricas são formadas por nós e arestas, em que os nós simbolizam autores, revistas, publicações ou palavras-chave e as arestas representam as ligações entre os nós, isto é, revelam as inter-relações vigentes no conjunto explorado (VAN ECK e WALTMAN, 2014). Além disso, o VOSviewer gera as redes de forma ponderada, ou seja, a intensidade dos nós representa a frequência com a qual o elemento analisado se manifesta e a espessura das arestas demonstra a força de relação entre os nós. O posicionamento destes não é ordenado de forma aleatória, pois o VOSviewer organiza-os de tal maneira que os nós fortemente relacionados são dispostos com maior proximidade um do outro, da mesma forma que quanto menor for a força de ligação entre os nós, mais afastados estarão entre si. Este fenômeno se deve à técnica de visualização por similaridade detalhada por Van Eck *et al.* (2009).

Além disso, o VOSviewer setoriza o mapeamento por *clusters*, que são nós agrupados pela força de relação. Tal agrupamento é

representado através de cores, ou seja, cada *cluster* possui uma cor distinta. A técnica de *clustering* utilizada pelo VOSviewer é regida por um algoritmo de movimentação local inteligente introduzido por Waltman e Van Eck (2013).

Embora o *software* desfrute de uma vasta gama de visualização de dados, há limitações que impossibilitam determinadas análises, portanto optou-se por complementar o estudo com outra ferramenta: o Microsoft Excel. Tal aplicativo foi utilizado para visualizar o progresso cronológico da produção na área, apontar as metodologias mais persistentes, bem como dividir os estudos de estimativa de demanda hídrica em termos de horizonte de previsão. Para tanto, as demandas foram categorizadas em longo, médio e curto prazo, acompanhando, também, os níveis de planejamento hídrico.

Ao explorar pesquisas sobre a classificação de estimativa hídrica por horizonte de previsão, torna-se evidente que não existe um parâmetro absoluto, em verdade, as metodologias encontradas revelam-se um tanto ambivalentes (JOHNSON e KING, 1988; GARDINER e HERRINGTON, 1990; BILLINGS e JONES, 2008; GHIASSI *et al.* 2008). Entretanto, embora não haja consonância de prazo para esses horizontes, Gardiner e Herrington (1990) afirmam que, normalmente, prever uma demanda para longo prazo significa realizar previsões de dez anos ou mais, enquanto que estimativas horárias e mensais são consideradas previsões de curto prazo.

A metodologia de categorização escolhida foi a de Gardiner e Herrington (1990), na qual as previsões são subdivididas em: curto prazo (horárias, mensais e de até um ano), médio prazo (estimativas anuais entre um e dez anos) e longo prazo (alcances superiores a dez anos). Esta divisão foi realizada a partir dos dados obtidos no *scopus* e tem como principal finalidade identificar quais os maiores enfoques desse campo de pesquisa e qual o horizonte temporal é menos explorado de acordo com a amostra.

Na Tabela 1 estão dispostos os horizontes de previsão propostos por Gardiner e Herrington (1990), bem como seus respectivos níveis de planejamento e os principais objetivos inerentes a cada um.

Tabela 1: Relação entre os horizontes de previsão e os níveis de planejamento

Horizonte de previsão	Intervalo temporal	Nível de Planejamento	Objetivos principais
Curto prazo	< 1 ano	Operacional	Gerenciamento e otimização da operação do sistema
Médio prazo	1 - 10 anos	Tático	Previsão, planejamento de investimentos e análise de custo-benefício.
Longo prazo	> 10 anos	Estratégico	Expansão da capacidade hídrica

Fonte: Adaptado de Donkor *et al.* (2014)

2.2. Resultados

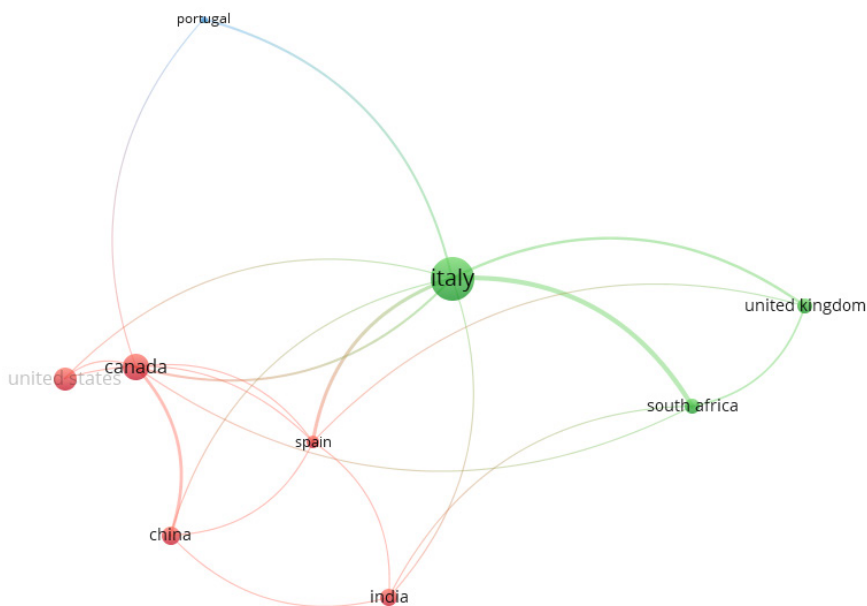
2.2.1. Análise de citação internacional

A Figura 2 representa as relações de citação direta entre países perante a produção científica entre os anos de 2016 e 2019. Cada país que aparece na figura atingiu um limite mínimo de produtividade de três publicações para o período investigado.

No mapa, é evidente a predominância de países europeus e a ausência da América Latina. A Itália, posicionada no centro, possui o maior número de citações, totalizando 115 ocorrências, seguida do Canadá com 49. Ao rastrear as citações por documento, foi possível encontrar o artigo italiano mais citado de Candelieri (2017), que aborda a previsão de demanda hídrica a curto prazo com

detecção de anomalias no sistema e possui 31 citações. Em seguida, a publicação canadense que mais se destaca com 18 citações é a de Mouatadid e Adamowski (2016), a qual elenca vários métodos de aprendizado de máquina que aumentam a precisão das previsões de demanda hídrica urbana a curto prazo.

Figura 2: Redes de citação entre países



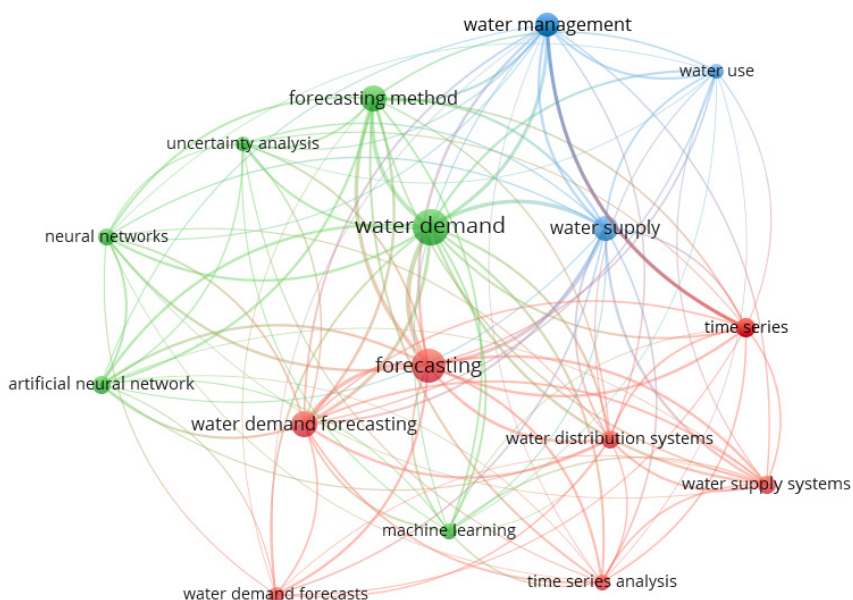
Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

2.2.2. Análise de co-ocorrência de palavras-chave

O mapeamento de co-ocorrência de palavras-chave realizado pelo VOSviewer possibilitou uma análise acerca das temáticas predominantes nas pesquisas. O mais interessante é que, como as palavras “co-ocorrem”, também é possível avaliar o vínculo contextual entre elas.

O rol de palavras-chave contabilizadas pelo *software* é extenso para ser exposto em um mapa, portanto, foi necessário limitar os resultados gerados. Ao todo, foram encontradas 554 expressões, mas para dinamizar a visualização, limitou-se o mapeamento apenas aos termos encontrados sete vezes ou mais. Dessa forma, foi possível identificar as 16 palavras-chave mais pertinentes (Figura 3).

Figura 3: Redes de co-ocorrência de palavras-chave



Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

As palavras que mais se repetem nos artigos selecionados estão evidenciadas no centro do mapa, apresentando uma maior intensidade nos nós. Em suma, os termos “previsão”, “demanda” e “água” associados de quatro diferentes formas (“*water demand*”, “*forecasting*”, “*forecasting method*”, “*water demand forecasting*”) se destacam juntamente com o termo “abastecimento de água”,

formando as cinco expressões com maior número de ocorrências no campo de pesquisa. Tal configuração indica a relação intrínseca entre os estudos de previsão de demanda hídrica e a preocupação com o abastecimento de água, reafirmando a importância de se conhecer a demanda regional para melhor atendê-la.

Os termos encontrados foram automaticamente agrupados em três *clusters*. O *cluster* vermelho (1) realça ainda mais a ligação entre a estimativa de demanda hídrica e as questões de abastecimento e distribuição de água. Além disso, o *cluster* também apresenta termos que remetem a análise de séries temporais, o que demonstra uma predominância de estudos que utilizam observações sequenciais cronológicas para basear as projeções, considerando que o comportamento de demandas passadas têm influência em demandas futuras.

Vale pontuar, que existem métodos de previsão de demanda que não utilizam séries temporais, como é o caso da cenarização prospectiva. No caso dos trabalhos avaliados, dois países do Oriente Médio adotaram essa abordagem para realizar previsões de demanda a longo prazo: i) Ouda *et al.* (2017), estimaram a demanda de água dessalinizada em Riade (Arábia Saudita) até o ano 2040 com base em três cenários; ii) enquanto Baalousha e Ouda (2017), utilizaram a mesma metodologia para estimar a demanda doméstica do Catar até o ano de 2040.

Já o *cluster* verde (2) revela as expressões referentes aos métodos de previsão utilizados pelo campo de pesquisa: aprendizado de máquina, redes neurais artificiais e análise de incertezas. É interessante ressaltar o crescente uso de técnicas de aprendizado de máquina, principalmente do método de redes neurais, associadas à previsões de demanda hídrica a curto prazo, que foram dissertadas no tópico 2.2.5. O *cluster* azul (3), por sua vez, denota a relação entre o consumo hídrico (demanda) e a gerência de águas.

2.2.3. Análise de co-citação entre autores

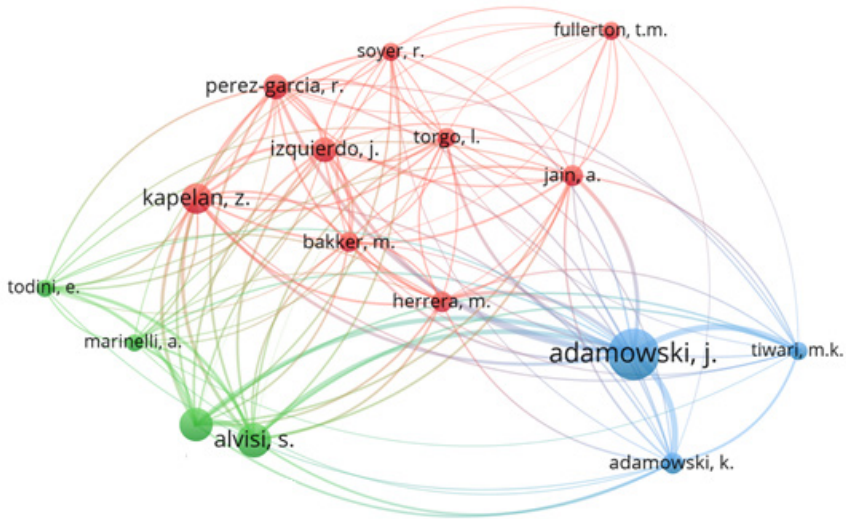
As relações de co-citação encontradas pelo VOSviewer evidenciam a frequência com a qual dois itens da base científica anterior são citados conjuntamente por algum estudo da bibliografia mais recente (SMALL, 1973). Em outras palavras, dois autores são considerados como “co-citados” a partir do momento em que outro autor os cita de maneira simultânea.

Ao todo, foram identificados 3.222 autores, mas para prosseguir com o mapeamento, a rede foi limitada apenas a autores com vinte citações ou mais, o que resultou em dezesseis itens e três *clusters* (Figura 4). O autor mais citado é o Adamowski com 100 citações, seguido de Alvisi com 55 e Franchini com 52.

Nesse viés, um dos trabalhos mais citados de Adamowski compara os modelos de regressão linear múltipla, análise de série temporal e redes neurais artificiais como técnicas para modelagem de previsão de pico de demanda hídrica diária no verão. A cidade de Ottawa, Canadá, foi foco desse estudo, na qual foram observados dez anos de dados diários de pico de demanda. Ao todo, foram desenvolvidos e comparados 39 modelos de regressão linear múltipla, 9 modelos de séries temporais e 39 modelos de redes neurais artificiais. A partir de tal comparação, Adamowski (2008) concluiu que:

- A) a aplicação de redes neurais artificiais para a previsão da demanda hídrica diária de pico, nos meses de verão, em uma região de alto consumo externo de água, é ligeiramente melhor do que a utilização de regressão linear múltipla e análise de séries temporais;
- B) o pico de demanda diária de água está mais correlacionado com a ocorrência de precipitação do que com a quantidade de chuva em si;
- C) atribuir uma técnica de ponderação aos dias anteriores sem precipitação não tornam os modelos mais precisos.

Figura 4: Rede de co-citação entre autores



Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

Um dos trabalhos de destaque de Alvisi e Franchini avalia as incertezas preditivas no âmbito da previsão da demanda de água, em que os dados do estudo foram obtidos em um sistema de distribuição de água localizado no norte da Itália. Nesse trabalho, Alvisi e Franchini (2014) demonstram que a utilização do Processador Condicional de Modelo (*Model Conditional Processor - MCP*) permite combinar as previsões de demanda de curto prazo de dois modelos ou mais. As análises concluem que a aplicação do MCP fornece resultados de previsões de demandas futuras mais precisas do que os fornecidos pelos modelos de previsão individuais.

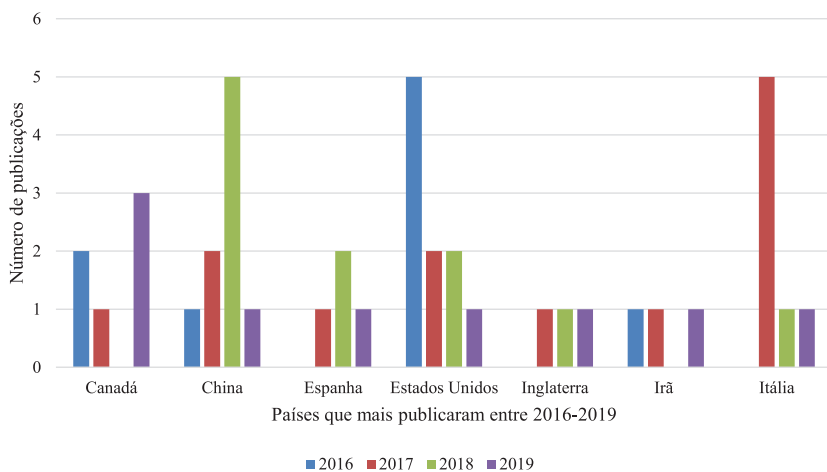
Os autores agrupados no *cluster* azul costumam utilizar técnicas de aprendizado de máquina em suas publicações, que são parte do campo da inteligência artificial comumente utilizadas para automatizar modelos analíticos. Já no *cluster* verde, destacam-se os estudos de Alvisi, Franchini e Marinelli que desenvolveram trabalhos sobre previsão de demanda hídrica a curto prazo através da identificação de

padrões de consumo (ALVISI, FRANCHINI e MARINELLI, 2007). No *cluster* vermelho, por sua vez, encontram-se os autores que analisam a capacidade preditiva de modelos para a previsão da demanda horária de água urbana (HERRERA *et al.*, 2010; ROMANO e KAPELAN, 2014).

2.2.4. Contribuintes geográficos

A fim de observar o desenvolvimento cronológico dos países que mais publicaram sobre projeção de demanda hídrica urbana durante os anos de 2016 a 2019, foram separados os sete contribuintes geográficos mais pertinentes (Figura 5).

Figura 5: Países com maior contribuição para a pesquisa de projeção da demanda hídrica urbana (2016 – 2019)

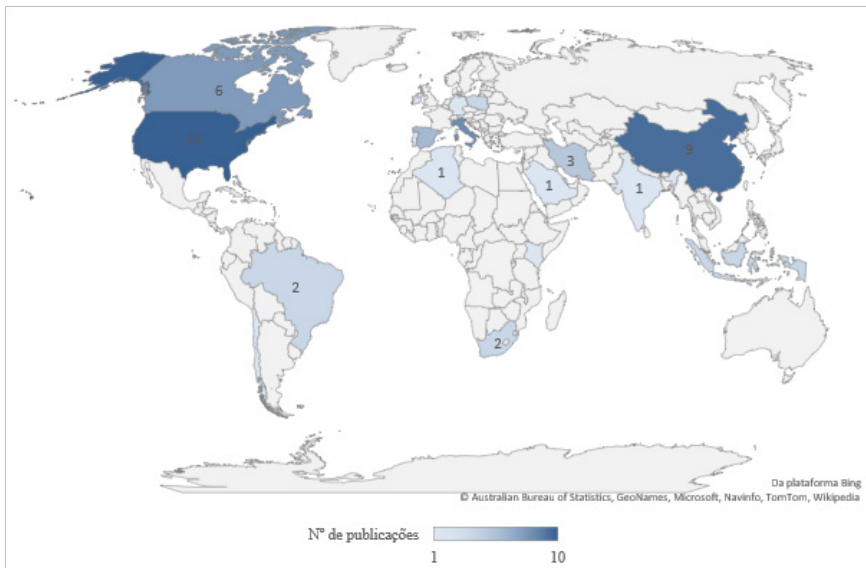


Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

Os Estados Unidos, a China e a Itália detêm, respectivamente, 17%, 15% e 11% das publicações analisadas durante o período de estudo, sendo, portanto, os três países que mais contribuíram para a pesquisa de projeção da demanda hídrica urbana de 2016 a 2019. Além disso, é perceptível que as pesquisas estão mais concentradas

na América do Norte, Ásia Oriental e Europa. Enquanto, Canadá e Irã não tiveram contribuição no ano de 2018. A Figura 6 retrata a evolução da participação científica de todos os países no tema em questão.

Figura 6: Número de publicações sobre previsão de demanda hídrica urbana por contribuinte geográfico (2016 - 2019)



Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

2.2.5. Metodologias mais utilizadas

O aprendizado de máquina foi uma das metodologias mais empregadas no conjunto de trabalhos explorados. Em suma, o aprendizado de máquina é um subconjunto da Inteligência Artificial (IA) que proporciona aos sistemas a habilidade de aprender e desenvolver, automaticamente, melhorias com as experiências adquiridas ao longo de seus processamentos.

Nesse viés, destacaram-se as Redes Neurais Artificiais (RNA) que consistem em um tipo de aprendizado de máquina. Uma RNA é uma rede interconectada de grupos de neurônios artificiais que simulam o funcionamento dos neurônios biológicos a partir de modelagens matemáticas (HASSOUN, 1995).

Nesse processo de aprendizado de máquina, os neurônios artificiais replicam procedimentos de aprendizagem a partir do recebimento de dados de entrada. Em seguida, são realizadas somas ponderadas que, posteriormente, passam por uma transformação denominada como função de ativação para produzir saídas (MA *et al.*, 2020)

Vale salientar que os modelos de redes neurais artificiais são geralmente utilizados para prever demandas hídricas a curto prazo como é o caso dos estudos de Pacchin *et al.* (2019) e Mouatadid e Adamowski (2016), os quais são exemplos da amostra que foi retirada do *scopus*. Entretanto, Yin *et al.* (2018), também inclusos no VOSviewer, utilizaram o modelo de RNA para desenvolver estudo de previsão de demanda para 2030 (médio prazo).

Além disso, observou-se que apenas 30% dos trabalhos são referentes a estimativas de médio e longo prazo, o que demonstra uma necessidade de ampliar os estudos nesse horizonte temporal. Nesse contexto, o Brasil só apresentou dois estudos, sendo um deles de previsão de demanda hídrica a médio prazo aplicado na cidade de Aquidauana, Mato Grosso do Sul (HAQUE, SOUZA e RAHMAN, 2016). Já o segundo, apresenta uma revisão dos métodos empregados para previsão de demanda hídrica (GROPPO, COSTA e LIBÂNIO, 2019).

3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste trabalho, analisou-se a produção e o desenvolvimento das pesquisas indexadas ao Scopus relacionadas a previsão de demanda hídrica urbana, a curto, médio e longo prazo, no decorrer dos anos de 2016 a 2019.

A análise bibliométrica possibilitou identificar os países mais citados pela literatura (Itália e Canadá), bem como detectar os maiores contribuintes geográficos perante à produção científica da temática aqui abordada (Estados Unidos, China e Itália). Percebe-se, também, a carência de estudos em várias regiões, principalmente na Oceania e na América Latina, na qual o Brasil só apresentou duas publicações.

Dentre as metodologias mais abordadas, destacam-se as que envolvem aprendizado de máquina, aplicando redes neurais artificiais para a previsão de demanda hídrica urbana a curto prazo. Nesse viés, também foi identificado o baixo índice de publicações que versam sobre projeções a médio e longo prazo, totalizando, apenas, 30% da amostra analisada.

Vale ressaltar que, estimar o aumento do consumo hídrico e as tendências futuras a longo prazo é fundamental para desenvolver, antecipadamente, planos que viabilizem a gestão adequada dos serviços de abastecimento de água.

Nesse viés, é necessário intensificar a produção bibliográfica sobre previsão de demanda hídrica diante dos três horizontes temporais, principalmente nas perspectivas de médio longo prazo, uma vez que são ainda menos abordados. Dessa forma, os gestores de recursos hídricos terão uma ferramenta importante para mitigar problemas relacionados à escassez hídrica e gerar balanços hídricos favoráveis.

4. REFERÊNCIAS

ADAMOWSKI, J.F. Peak Daily Water Demand Forecast Modeling Using Artificial Neural Networks. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 134, n. 2, p. 119-128, mar. 2008. American Society of Civil Engineers (ASCE). [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9496\(2008\)134:2\(119\)](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)0733-9496(2008)134:2(119)).

- ALEMAYEHU, F.; TAHA, N.; NYSSSEN, J.; GIRMA, A.; ZENEBE, A.; BEHAILU, M.; DECKERS, S.; POESEN, J. The impacts of watershed management on land use and land cover dynamics in Eastern Tigray (Ethiopia). **Resources, Conservation and Recycling**, v. 53, n. 4, p. 192-198, fev. 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2008.11.007>.
- ALI, M. H.; TALUKDER, M.S.U. Increasing water productivity in crop production – A synthesis. **Agricultural Water Management**, v. 95, n. 11, p. 1201-1213, nov. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2008.06.008>.
- ALVISI, S.; FRANCHINI, M. Assessment of the Predictive Uncertainty within the Framework of Water Demand Forecasting by Using the Model Conditional Processor. **Procedia Engineering**, v. 89, p. 893-900, 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.proeng.2014.11.522>.
- ALVISI, S.; FRANCHINI, M.; MARINELLI, A. A short-term, pattern-based model for water-demand forecasting. **Journal of Hydroinformatics**, v. 9, n. 1, p. 39-50, 1 jan. 2007. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/hydro.2006.016>.
- BAALOUSHA, H. M.; OUDA, O. K. M. Domestic water demand challenges in Qatar. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 10, n. 24, p. 1-12, dez. 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s12517-017-3330-4>.
- BILLINGS, B.; JONES, C. **Forecasting urban water demand**. Denver: American Waterworks Association, 2008.
- CANDELIERI, A. Clustering and Support Vector Regression for Water Demand Forecasting and Anomaly Detection. **Water**, v. 9, n. 3, p. 224, 18 mar. 2017. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w9030224>.
- DONKOR, E. A.; MAZZUCHI, T. A.; SOYER, R.; ROBERSON, J. A. Urban Water Demand Forecasting: review of methods and models. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 140, n. 2, p. 146-159, fev. 2014. American Society of Civil Engineers (ASCE). [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)wr.1943-5452.0000314](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)wr.1943-5452.0000314).
- FAHIMNIA, B.; SARKIS, J.; DAVARZANI, H. Green supply chain management: a review and bibliometric analysis. **International Journal of Production Economics**, v. 162, p. 101-114, abr. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ijpe.2015.01.003>.

- GARDINER, V.; HERRINGTON, P. **Water demand forecasting**. New York: Taylor & Francis, 1990
- GHIASSI, M.; ZIMBRA, D. K.; SAIDANE, H.. Urban Water Demand Forecasting with a Dynamic Artificial Neural Network Model. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 134, n. 2, p. 138-146, mar. 2008. American Society of Civil Engineers (ASCE). [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9496\(2008\)134:2\(138\)](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)0733-9496(2008)134:2(138)).
- GROPPO, G. S.; COSTA, M. A.; LIBÂNIO, M. Predicting water demand: a review of the methods employed and future possibilities. **Water Supply**, v. 19, n. 8, p. 2179-2198, 29 ago. 2019. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/ws.2019.122>.
- HAQUE, M. M.; SOUZA, A.; RAHMAN, A. Water Demand Modelling Using Independent Component Regression Technique. **Water Resources Management**, v. 31, n. 1, p. 299-312, 20 out. 2016. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11269-016-1525-1>.
- HASSOUN, M. H. **Fundamentals of artificial neural networks**. England: Cambridge, 1995.
- HERRERA, M.; TORGO, L.; IZQUIERDO, J.; PÉREZ-GARCÍA, R. Predictive models for forecasting hourly urban water demand. **Journal of Hydrology**, v. 387, n. 1-2, p. 141-150, jun. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.04.005>.
- JOHNSON, D.; KING, M. **Basic Forecasting Techniques**. London: Butterworth & Co., 1988.
- MOUATADID, S.; ADAMOWSKI, J. Using extreme learning machines for short-term urban water demand forecasting. **Urban Water Journal**, v. 14, n. 6, p. 630-638, 4 out. 2016. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/1573062x.2016.1236133>.
- OKWUASHI, O.; NDEHEDEHE, C. E. Integrating machine learning with Markov chain and cellular automata models for modelling urban land use change. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 21, p. 100461, jan. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rsase.2020.100461>.
- OUDA, O. K. M.; KHALID, Y.; AJBAR, A. H.; REHAN, M.; SHAHZAD, K.; WAZEER, I.; NIZAMI, A. S. Long-term desalinated water demand and investment requirements: a case study of riyadh. **Journal of Water Reuse**

- and Desalination**, v. 8, n. 3, p. 432-446, 7 fev. 2017. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/wrd.2017.107>.
- PACCHIN, E.; GAGLIARDI, F.; ALVISI, S.; FRANCHINI, M. A Comparison of Short-Term Water Demand Forecasting Models. **Water Resources Management**, v. 33, n. 4, p. 1481-1497, 19 fev. 2019. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11269-019-02213-y>.
- PACCHIN, E.; ALVISI, S.; FRANCHINI, M. A Short-Term Water Demand Forecasting Model Using a Moving Window on Previously Observed Data. **Water**, v. 9, n. 3, p. 172, 28 fev. 2017. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w9030172>.
- PRINZ, D.; SINGH, A. **Technological Potential for Improvements of Water Harvesting**. Institute of Water Resources Management, Hydraulic and Rural Engineering (IWK), University of Karlsruhe/ Germany, 2000. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/36452667_Technological_Potential_for_Improvements_of_Water_Harvesting>. Acesso em: 17 mar. 2021
- ROMANO, M.; KAPELAN, Z. Adaptive water demand forecasting for near real-time management of smart water distribution systems. **Environmental Modelling & Software**, v. 60, p. 265-276, out. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.06.016>.
- SAHRAWAT, K.L.; WANI, S.P.; PATHAK, P.; REGO, T.J. Managing natural resources of watersheds in the semi-arid tropics for improved soil and water quality: a review. **Agricultural Water Management**, v. 97, n. 3, p. 375-381, mar. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2009.10.012>.
- VAN ECK, N. J.; WALTMAN, L. Visualizing bibliometric networks. In: Y. Ding, R. Rousseau, & D. Wolfram (Eds.), **Measuring scholarly impact: methods and practice**, p. 285- 320. London: Springer, 2014.
- VAN ECK, N. J.; WALTMAN, L. Software survey: vosviewer, a computer program for bibliometric mapping. **Scientometrics**, v. 84, n. 2, p. 523-538, 2009. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11192-009-0146-3>.
- VOTSIS, A. Utilizing a cellular automaton model to explore the influence of coastal flood adaptation strategies on Helsinki's urbanization patterns. **Computers, Environment and Urban Systems**, v. 64, p. 344-355, jul. 2017. Elsevier BV.

WALTMAN, L.; VAN ECK, N. J. A smart local moving algorithm for large-scale modularity-based community detection. **European Physical Journal B**, 86, 471, 2013.

WOLFRAM, S. Cellular Automata and Complexity. Collected Papers. MA Reading: Addison-Wesley. 1a edition, 1994.

YIN, Z.; JIA, B.; WU, S.; DAI, J.; TANG, D. Comprehensive Forecast of Urban Water-Energy Demand Based on a Neural Network Model. **Water**, v. 10, n. 4, p. 385, 26 mar. 2018. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w10040385>.

DEMANDAS URBANAS E O RISCO DE DESABASTECIMENTO EM CAMPINA GRANDE: O QUE (NÃO) MUDOU COM O PISF?

*Maria José de Sousa Cordão
Iana Alexandra Alves Rufino
Cybelle Frazão Costa Braga*

1. INTRODUÇÃO

As recorrentes crises hídricas na cidade de Campina Grande têm muito a ensinar sobre mudanças de atitude na maneira como gerenciar as águas urbanas. A forte dependência de uma única fonte quase causou um colapso no fornecimento de água na cidade na última crise (2012-2017). Sua fonte de água, o reservatório Epitácio Pessoa, conhecido como Boqueirão, chegou a atingir 3,18% de sua capacidade total, o menor volume histórico desde de sua fundação. Supostamente, os gestores locais tinham como única expectativa para retomar a segurança hídrica da cidade a chegada da Transposição do Rio São Francisco, em abril de 2017, fato que ficou marcado na história de Campina Grande e foi bastante enaltecido pela mídia, entes governamentais e população.

Contudo, à medida que a escassez de água nos centros urbanos aumenta, novas tecnologias, estratégias avançadas de gestão e diversas fontes de água devem apoiar novas maneiras de abastecimento e uso da água, opondo-se a medidas emergenciais e reativas. Mesmo

com a história de secas recorrentes, há poucas evidências do gerenciamento da demanda do lado da concessionária através, por exemplo, de um programa de redução de perdas, bem como do lado do usuário, como uso racional da água, a não ser no período de racionamento formal. A gestão do sistema de abastecimento de Campina Grande-PB baseia-se tradicionalmente na necessidade de buscar fontes externas e cada vez mais distantes para atender às crescentes demandas e suprir as épocas de restrição hídrica. Muitas cidades brasileiras e globais convivem com situação semelhante à Campina Grande-PB.

Neste capítulo, são discutidas algumas questões inerentes à gestão das demandas urbanas por abastecimento de água na cidade de Campina Grande, sob a ótica de ações e estudos que se apresentam como alternativas para um futuro com mais segurança hídrica e um presente mais impulsionador de uma resiliência natural que muitas vezes é esquecida em momentos de aparente bonança de recursos hídricos (estações chuvosas ou períodos seguintes a uma transposição de bacias como é o caso do PISF).

2. RESILIÊNCIA NATURAL DAS CIDADES NORDESTINAS

A região Nordeste do Brasil (NEB) tem sido vulnerável a problemas hidrometeorológicos extremos, especialmente secas, por séculos (MARENGO *et al.*, 2019; CAMPOS, 2015). Uma combinação de variabilidade climática natural (a maior parte da área é semi-árida) e os problemas de governança da água aumentam impactos de eventos extremos, especialmente em áreas urbanas. Abastecimento de água intermitente e longos períodos de racionamento de água devido ao baixo nível nos reservatórios criam um comportamento resiliente, uma espécie de “resiliência natural” (Rufino *et al.*, 2021). Muitas vezes as pessoas precisam mudar seu comportamento de consumo, convertendo a crise em uma oportunidade para aumentar a resiliência (GRANDE *et al.*, 2014).

O último evento de seca plurianual na região semiárida estendeu-se desde 2012 a 2018 (Maisonave; Prado, 2018), causando diversos impactos, como a escassez de água potável, a diminuição na produção de alimentos e perdas na economia (Magalhães, 2016). Em contraste com este cenário semiárido, no período chuvoso, é típico que ocorram enchentes nas cidades (Medeiros, 2019; Freitas, 2014).

A exposição a ambos os perigos é a realidade de muitas das cidades de médio porte do NEB (com mais de 400 mil habitantes), onde a população lida com déficits de abastecimento de água (CORDÃO *et al.*, 2020), bem como inundações (ALVES *et al.*, 2018).

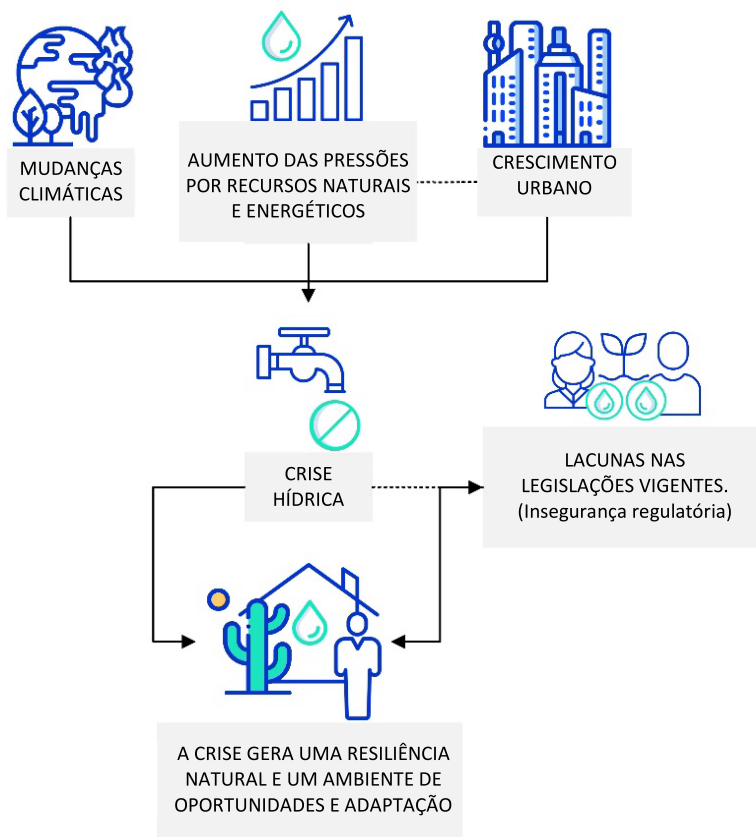
Portanto, as consequências do abastecimento insuficiente de água levam a um ciclo em que o aumento da urbanização aumenta as pressões pela água (demandas de água), o que é agravado por um ambiente urbano mal planejado. Adicionalmente, a legislação que regula a gestão construída em cidades do Nordeste geralmente não considera questões de recursos hídricos ou questões ambientais. A regulação do uso e ocupação do solo normalmente não considera a pressão que o crescimento urbano impõe sobre recursos hídricos (ALVES *et al.*, 2020).

Outros fatores como as mudanças climáticas e o crescimento urbano tornam um cenário de seca muito conhecido para muitas “cidades naturalmente resilientes” ainda mais difícil. No entanto, este contexto pode tornar as cidades mais resistentes a choques externos e crises por um longo tempo, permitindo o desenvolvimento de flexibilidade para se adaptar e transformar novas circunstâncias em uma vantagem. Isso pode ajudar a transformar crises em oportunidades de desenvolvimento (Figura 1).

A definição de uma “resiliência natural” (Rufino *et al.*, 2021) é baseada na exposição sistemática aos perigos, levando a população a iniciativas de adaptação e aumentando sua adaptabilidade de enfrentamento. Até em “períodos normais” com secas não tão severas, algumas barragens costumam manter baixos níveis e os serviços

de abastecimento de água apresentam alto índice de intermitência. Neste contexto, as pessoas “se acostumam” a economizar água em barris, cisternas, ou qualquer outro reservatório (apoiado ou elevado), além de comprar água de carros-pipa, e, por causa do acesso limitado à água, reduzem o consumo. Isso é um exemplo direto do desenvolvimento do que pode ser chamado de resiliência natural. Em uma condição regular de abastecimento de água (com ou sem intermitência), esse “consumo racional” não poderia ser desenvolvido ou estimulado.

Figura 1: Gráfico conceitual da resiliência natural das cidades do semiárido. Adaptado de Rufino *et al.*, (2021).



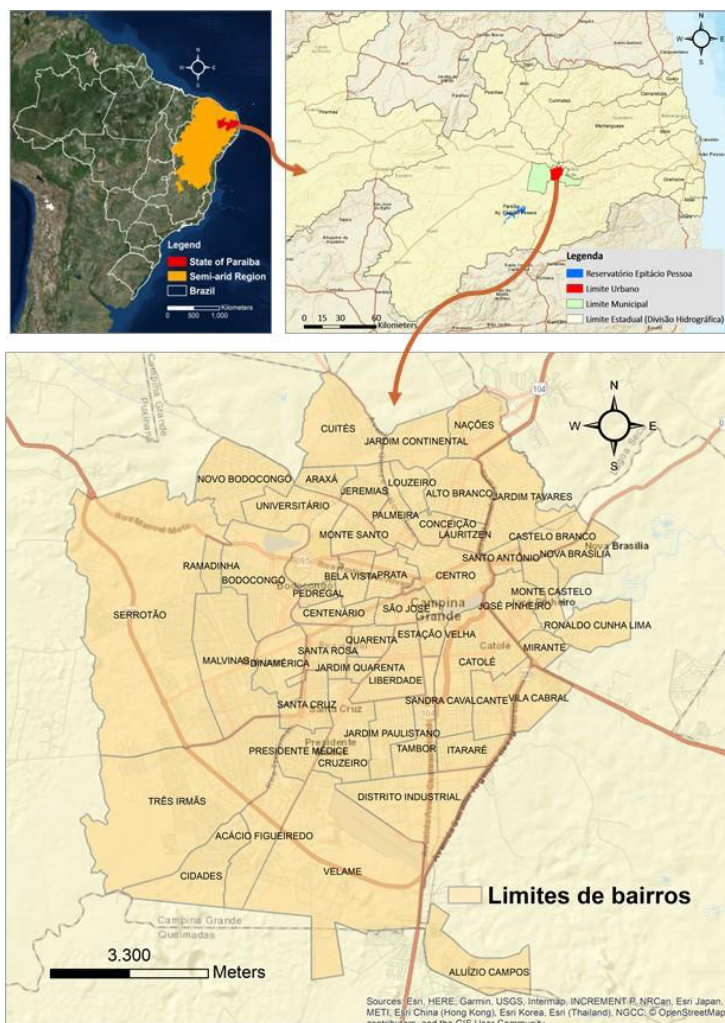
3. O PISF E A SEGURANÇA HÍDRICA EM CAMPINA GRANDE

Campina Grande - PB localiza-se na região semiárida do Brasil no estado da Paraíba (Figura 2) e é o segundo maior centro urbano do Estado, representando também a segunda maior economia. A área urbana de Campina Grande é abastecida pelo denominado Sistema da Borborema, gerenciado pela Companhia de Água e Esgotos da Paraíba - CAGEPA, organização comercial de abastecimento de água do setor público.

Durante o último grande racionamento o Sistema Urbano de Abastecimento de Água (SUAA) de Campina Grande, originalmente dividido em quatro zonas de operação foi simplificado para duas zonas. A divisão da cidade em duas zonas principais permitiu a operacionalização manual da rede, e por conseguinte, o atendimento de cada uma das zonas durante os cinco dias que cada zona permaneceu sem o serviço de água, durante o período mais crítico do racionamento de água. A ausência de automação da rede e a carência de um banco de dados robusto são possíveis motivos para a simplificação do zoneamento. No entanto, um zoneamento simplificado de um sistema de água é um ponto crítico para a uniformização das pressões (pressões mínimas necessárias e máximas permitidas), pois há maior probabilidade de gerar altos gradientes hidráulicos, e por conseguintes, maiores perdas e atendimento não equitativo.

A única fonte de abastecimento deste sistema denomina-se, Reservatório Epitácio Pessoa, localizado na Bacia do rio Paraíba, com capacidade máxima de 466,52 milhões de m³ e área do espelho d'água de 2.678 ha (AESAs, 2019). Este manancial exerce uma função especial nas economias local e estadual, sobretudo por abastecer Campina Grande, e outras 26 localidades circunvizinhas, atendendo a um total de mais de meio milhão de pessoas.

Figura 2: Localização da cidade de Campina Grande - PB.

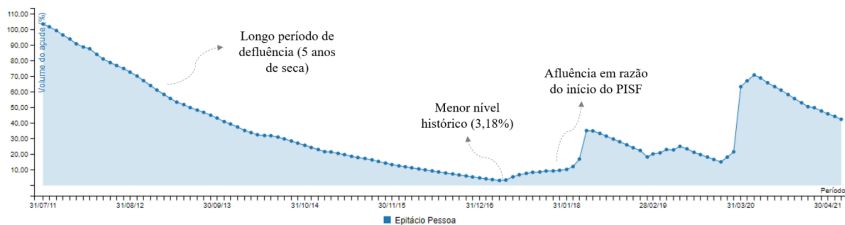


Fonte: Cordão *et al.*, (2020).

Segundo Grande *et al.*, (2015), a bacia de contribuição deste reservatório situa-se na região mais seca do Brasil, no Semiárido Brasileiro, com alta variabilidade climática e hidrológica e altas taxas de evaporação (GALVÃO *et al.*, 2002), tornando o abastecimento de água intermitente e, por conseguinte, propiciando riscos de desabastecimento (CORDÃO

et al., 2020), que, por sua vez, são recorrentes, em virtude da cidade não possuir fontes alternativas de abastecimento. Lucena (2018) ressalta, ainda, que retiradas de vazão não outorgadas para atender áreas irrigáveis no entorno do reservatório implicam em conflitos de uso e distorções de gerenciamento da vazão regularizada, agravadas em épocas de crise hídrica. Estas sucessões de eventos de escassez hídrica culminam em ações de racionamento e desta forma, usuários experimentaram até 112 horas sem água em suas residências durante o último evento de seca (2012-2017). Em abril de 2017, o reservatório atingiu o nível mais crítico de acumulação da sua história: 3,18% de sua capacidade máxima (Figura 3), fato que tornou mais urgente a transposição de vazões do rio São Francisco.

Figura 3: Volume do reservatório Epitácio Pessoa durante entre os anos 2012-2021.



Fonte: AESA (2021).

Como o reservatório foi construído pelo Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS), suas águas são de dominialidade federal e a competência de gestão hídrica é da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), enquanto as águas da Bacia são estaduais e gerenciadas pela Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESA). Essa dupla dominialidade torna ainda mais complexa a gestão dos recursos hídricos, e o estabelecimento de conflitos com atuação de atores externos ao Sistema Nacional

de Gestão de Recursos Hídricos (SINGREH) (RÊGO *et al.*, 2015, BANCO MUNDIAL, 2018).

O Projeto de Integração do Rio São Francisco com as Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional (PISF) somam 477 quilômetros de extensão, 13 aquedutos, 9 estações de bombeamento, 27 reservatórios, 9 subestações, 270 quilômetros de linhas de transmissão e 4 túneis. O projeto pretende atender 12 milhões de pessoas inseridas nos 390 municípios dos estados da Paraíba, Pernambuco, Ceará e Rio Grande do Norte, com a finalidade de apoiar a segurança hídrica destes municípios (BRASIL, 2018).

O eixo leste do projeto, eixo de relevância para a região de Campina Grande, inicia com a captação na Barragem de Itaparica, no município de Floresta - PE, até o rio Paraíba, através de 217 km de canais (BRASIL, 2006). Esse eixo atende o sistema hídrico Rio Paraíba - Boqueirão que deságua no município de Monteiro e segue pelo rio Paraíba até o reservatório Epitácio Pessoa na cidade de Boqueirão. Dos montantes de vazão recebidos no referido reservatório, a CAGEPA poderá captar até 1,30 m³/s para atender os sistemas Cariri e Campina Grande, conforme regulamentado através da Portaria ANA/AESA 087/2018 (BRASIL, 2018).

O rio São Francisco, historicamente, é um dos principais atores no combate à seca no Nordeste Brasileiro e sua transposição se caracteriza por ser uma das maiores obras hídricas do Brasil, no entanto, com diversas versões sobre sua viabilidade (EMPINOTTI *et al.*, 2018; SOBRAL *et al.*, 2018). O estado degradado do Rio São Francisco, as prováveis perdas que ocorrerão ao longo do caminho, bem como a gestão inadequada das potencialidades hídricas presentes no Nordeste Brasileiro são motivos para discursos contrários à transposição, por outro lado, os debates a favor do projeto, valem-se das cronologias de seca e da possibilidade de desenvolvimento econômico para a região servida pela transposição.

A gestão de recursos hídricos preconiza o foco nas questões de oferta e demanda simultaneamente, para atender aos objetivos da sociedade agora e no futuro, em ambientes participativos, descentralizados, transparentes e proativos (BRAGA e RIBEIRO, 2006; BISWAS; TORTAJADA, 2010; PAHL-WOSTL, 2015, PAHL-WOSTL C., 2017, BANCO MUNDIAL, 2018). No modelo brasileiro, observa-se tradicionalmente, um desequilíbrio dessas questões com a prevalência da ampliação da oferta, em detrimento ao incentivo de prática de demandas hídricas mais sustentáveis e o uso racional da água.

Quanto às mudanças comportamentais, entende-se que a referida transposição pode reduzir a capacidade de resiliência do SUAA de Campina Grande e de seus usuários, pois posterga a implementação de uma gestão eficiente e restringe o aproveitamento das potencialidades hídricas no nível local para enfrentar e superar as recorrentes crises hídricas através de ações sustentadas pelo conceito de 'cidades sensíveis a água', como o aproveitamento de água de chuva (SOUZA, 2015); uso de mecanismos poupadores de água (GUEDES *et al.*, 2014; BARROS *et al.*, 2016) e reuso de águas residuárias (MARINHO, 2018). No entanto, depreende-se da magnitude do projeto PISF, que para além de abastecer cidades em crises recorrentes, a exemplo de Campina Grande, prevalece-se por gerar possibilidades de alavancar as potencialidades socioeconômicas das áreas que poderão ser atendidas pela transposição.

Em relação ao SUAA, além dos eventos de escassez periódicos, observa-se ainda: ações de gestão remediativas, racionamentos tardios, larga expansão urbana com aumento da demanda, considerável índice de perdas para o ano de 2017 de 23,49% do total na rede de distribuição (SNIS, 2017), inclusive menor que anos anteriores, justificado pelas propositadas baixas pressões no sistema em virtude desta última crise hídrica; características topográficas

desfavoráveis, implicando, muitas vezes, em pressões desproporcionais; em alguns lugares com rompimentos das tubulações que, por sua vez, geram mais perdas, em outros, com pressões abaixo da mínima adequada para atender os usuários.

Grande *et al.*, (2015) explicam que em determinadas áreas urbanas da cidade, a população vivencia um mecanismo de naturalização do subconsumo, inclusive em períodos de racionamento não formal. Uma estimativa da demanda per capita realizada por Oliveira (2019) para o ano de 2017 em uma área piloto da cidade obteve um consumo de 97,1 L/hab.dia em período de racionamento, fato que se configura um consumo abaixo dos aproximados 100 L/hab.dia estabelecido pela Organização Mundial de Saúde (OMS) para atender às necessidades básicas de consumo e higiene de um indivíduo. Além disso, os processos de urbanização descoordenados priorizam a expansão da infraestrutura secundária, gerando níveis menores de eficiência para atender os usuários. Essas questões, quando associadas a desastres de seca, culminam com a recorrência de crises hídricas na cidade.

Diante destas problemáticas, diversos estudos nacionais e locais podem corroborar para o desenvolvimento e implementação de tecnologias mais sustentáveis para aproveitar as potencialidades das águas produzidas no espaço urbano, os quais abordam captação de água de chuva, gerenciamento da demanda e gestão integrada das águas urbanas (BARROS, et al., 2016; GUEDES et al, 2014, MARINHO, 2018; SOUSA, 2015). De acordo com Marinho (2018), a cidade de Campina Grande-PB recebe um aporte hídrico de águas residuárias significativo, perfazendo 20,88 milhões de m³ por ano, equivalente a 68,8% dos 30,31 milhões de m³ do abastecimento centralizado. Esses valores demonstram fluxos com potencialidade para aumentar a suplementação do abastecimento tradicional. A cidade conta com potencialidade para captação de água de chuva

e ocorrências de alagamentos que demonstram fluxos pluviais importantes a serem estudados e quantificados para suplementar o abastecimento de água local.

4. MAPEAMENTO DO RISCO AO DESABASTECIMENTO EM CAMPINA GRANDE

Esta metodologia proposta por Cordão *et al.*, (2020) combina elementos de Análise de Decisão Multi-Critérios (do inglês: *Multi-criteria Decision Analysis* ou MCDA) e Sistemas de Informação Geográfica (SIG) para avaliar os níveis de escassez de água urbana. Campina Grande neste estudo é uma cidade que representa outras cidades do semiárido com condições semelhantes, como clima seco, períodos de racionamento de água e população de renda mista. A abordagem WSR (do inglês *Water Shortage Risk* ou Mapeamento do Risco ao desabastecimento) utiliza sete critérios, incluindo hidráulico, socioeconômico e de infraestrutura e um conjunto de funções ponderadas. O método utilizado para a alocação de peso é o Processo de Análise Hierárquica (AHP, do inglês: *Analytic Hierarchy Process*). Os resultados mostram o mapa como uma ferramenta dinâmica, uma vez que pode ser complementado com dados utilitários e operacionais. O mapa WSR, combinado com variáveis de controle, pode ser um instrumento de planejamento para automação e controle operacional e também para destacar as desigualdades nos serviços de abastecimento de água.

4.1. Sobre os critérios e métodos utilizados

Os critérios foram definidos como atributos mensuráveis das alternativas a serem consideradas e combinados na forma de uma regra de decisão (CORDÃO *et al.*, 2020). Os critérios foram nomeados considerando a presença, a importância e a influência dos mesmos nos estudos sobre SUAA, além da disponibilidade de informações

fornecidas por instituições. Eles foram representados em planos de informações e organizados em um banco de dados. Todas as informações geradas em formato raster apresentam resolução espacial de 5 metros, considerada compatível para estudos em áreas urbanas. O GIS escolhido pertence à família ESRI (Environmental Systems Research Institute) caracterizada pelo software ArcGIS® na sua versão 10.2. No Quadro 1 seguem os critérios utilizados por Cordão *et al.*(2020), bem como são visualizadas sua espacialização para o perímetro urbano de Campina Grande na Figura 4.

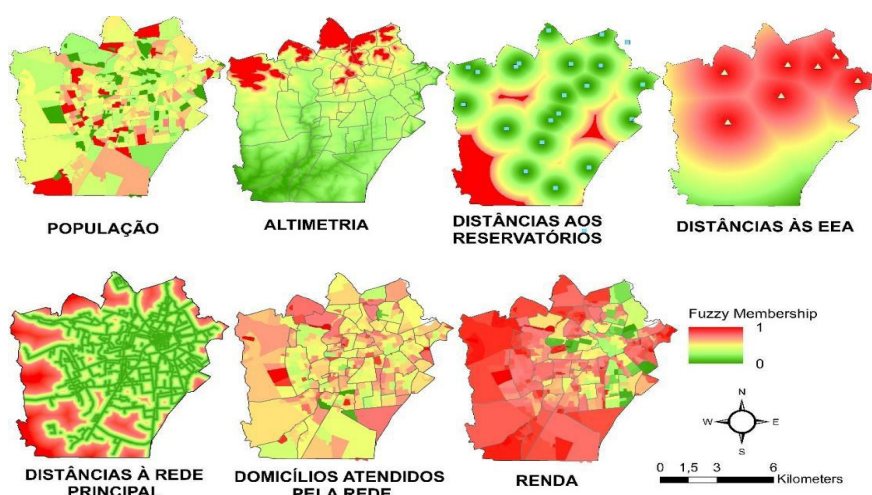
Quadro 1: Critérios utilizados para determinar riscos de desabastecimento de água em uma área urbana. Adaptado de Cordão *et al.*, (2020).

CRITÉRIOS	DESCRIÇÃO	FONTE DO DADO
Critério 1: População residente	Considera-se que quanto maior a população, maior a demanda potencial de água, portanto, maior o risco de desabastecimento. Uma função linear crescente é utilizada.	Dados censitários (IBGE, 2010)
Critério 2: Altimetria	Uma função crescente linear contínua é levada em consideração (quanto maior o valor da altitude, maior o risco de desabastecimento).	MNT (TSUYUGUCHI, 2015).
Critério 3: Distâncias aos reservatórios	Uma função crescente contínua linear (quanto mais distante do reservatório de distribuição, maior a possibilidade de risco de desabastecimento).	Cálculo das distâncias Euclidianas dos reservatórios (obtido a partir de dados da CAGEPA do ano de 2013)
Critério 4: Distâncias às EEA	Uma função decrescente contínua linear (quanto mais distante da estação Elevatório de Água -EEA, menor o risco de desabastecimento)	Cálculo das distâncias Euclidianas das EEA (obtido a partir de dados da CAGEPA do ano de 2013)
Critério 5: Distâncias à rede	Uma função crescente contínua linear (quanto mais distante da EEA, maior o risco de desabastecimento)	Cálculo das distâncias Euclidianas da rede principal (diâmetros >=100 mm). (obtido a partir de dados da CAGEPA do ano de 2013)

CRITÉRIOS	DESCRIÇÃO	FONTE DO DADO
Critério 6: Número de domicílios	Uma função decrescente contínua linear (quanto maior o número de domicílios atendidos pela rede, menor o risco de desabastecimento)	Dados censitários (IBGE, 2010)
Critério 7: Renda	Uma função linear contínua decrescente (quanto maior a renda, menor o risco de desabastecimento)	Dados censitários (IBGE, 2010)

Opiniões de especialistas definiram o grau de importância relativa dos critérios de acordo com suas preferências individuais baseadas no conhecimento sobre o sistema de abastecimento. O perfil dos especialistas consultados foram escolhidos de forma que atendessem três características: (i) acompanhou as recorrentes crises hídricas pelas quais passou a cidade de Campina Grande, com bom conhecimento local da situação; (ii) conhecimento profundo sobre as questões técnicas e operacionais do SUAA; e (iii) domínio do tema Sistemas Urbanos de Abastecimento de Água

Figura 4: Normalização dos critérios utilizando uma função linear para uma escala de 0 a 1 (Cordão *et al.*, 2020)



A matriz da importância relativa dos critérios obtida, após computada a média das notas segundo a opinião dos especialistas consultados, pode ser observada no quadro 2. Após a aplicação do método AHP e reavaliações necessárias, obteve-se um valor de 0,086 para o grau de consistência (CR). Os pesos obtidos através deste processo hierárquico estão dispostos também na Quadro 2.

Quadro 2: Matriz da importância relativa dos critérios, grau de consistência (CR) e pesos obtidos (Cordão *et al*, 2020).

CRITÉRIOS	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	PESO OBTIDO
C1	1	2	3	4	7	5	5	0,334
C2	1/2	1	4	5	7	5	5	0,295
C3	1/3	1/4	1	2	3	2	3	0,075
C4	1/4	1/5	1/2	1	3	2	1/2	0,059
C5	1/7	1/7	1/3	1/3	1	1/3	1/3	0,121
C6	1/5	1/5	1/2	1/2	3	1	1/2	0,032
C7	1/5	1/5	1/3	2	3	2	1	0,084
Grau de Consistência (CR) =0,086							Total	1

4.2. Combinação dos critérios e mapeamento do risco ao desabastecimento

Após a normalização dos critérios é possível combiná-los de acordo com as regras da decisão. Neste trabalho utilizou-se o método Combinação Linear Ponderada (do inglês: *Weighted Linear Combination* - WLC), conforme Equação 1.

$$R = \sum_{i=1}^n (W_i C_i) = [(0,334 \cdot C_1) + (0,295 \cdot C_2) + (0,075 \cdot C_3) + (0,059 \cdot C_4) + (0,121 \cdot C_5) + (0,032 \cdot C_6) + (0,084 \cdot C_7)]$$

(Equação 1)

Onde:

R: Risco de desabastecimento de água

Wi: peso do critério i

Ci: critério i associado ao risco

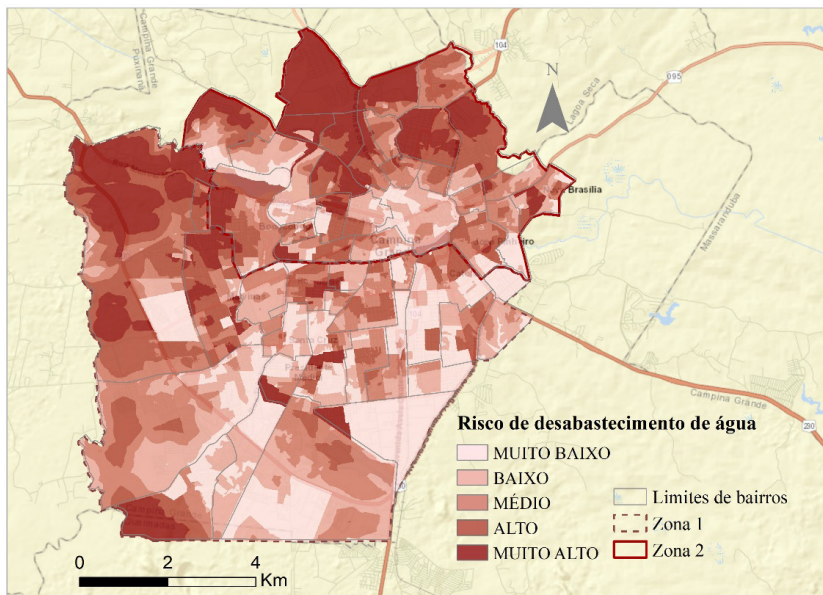
n: número de critérios

O mapa de desabastecimento de água da Figura 5 realiza uma avaliação espacialmente explícita e produz resultados visuais que são intuitivamente interpretados. O mapa representa o risco de desabastecimento em Campina Grande, este é um bom indicador para fase de planejamento do SUAA, bem como representa uma metodologia de apoio à decisão que pode ser utilizada como um primeiro passo pelos órgãos gestores da água no espaço urbano e pelo corpo técnico de engenheiros da companhia de água que atende à cidade. Por conseguinte, os resultados espacializados de riscos de desabastecimento de água, segundo múltiplos critérios, tornam-se um interessante artifício no processo de tomada de decisão. Os resultados obtidos identificam áreas ocupadas submetidas à risco de desabastecimento de água, apresentadas segundo faixas que indicam em ordem crescente o risco avaliado, a saber: muito baixo, baixo, médio, alto, muito alto (Figura 5).

Alves *et al.*, (2021) realizaram uma validação deste mapeamento de risco, e avaliam semelhanças e diferenças na percepção de risco e na capacidade de enfrentamento dos residentes no contexto de riscos múltiplos (secas e inundações). Para isso, uma abordagem de ciência cidadã foi desenvolvida neste estudo em Campina Grande, com a colaboração de 199 participantes. Os resultados indicaram que os residentes ainda têm baixa capacidade de adaptação a perigos de seca e inundação. Este estudo ainda destaca a necessidade de compreender os riscos múltiplos de acordo com as escalas sociais, espaciais e temporais em uma perspectiva socioespacial.

As áreas com maiores riscos de desabastecimento estão situadas mais ao Norte e Oeste - a exemplo dos bairros de Cuités, Jardim Continental e Palmeira - caracterizadas com índices de risco alto e muito alto, especialmente nas regiões mais periféricas, mais distantes da rede principal, dos reservatórios de distribuição de água e, em alguns bairros, abrigarem domicílios com renda baixa. Essa informação, de fato, é registrada no cotidiano das pessoas que residem nessas regiões. É comum usuários fazerem críticas relacionadas à falta de água, mesmo em épocas de racionamento não formal.

Figura 5: Mapeamento do risco de desabastecimento de água para a cidade de Campina Grande – PB (Cordão et al, 2020)



Foi observada a influência do fator *renda* no risco de desabastecimento em certos bairros: bairros onde residem pessoas mais ricas, possuem grande suporte de reservação de água, o que faz o risco de

desabastecimento diminuir consideravelmente. No entanto, bairros mais pobres seriam influenciados negativamente por este fator. São exceções deste fator renda, os bairros como o Alto Branco; neste caso, embora os usuários tenham renda alta, o risco constatado se enquadra nas faixas muito alto e alto, majorado pelo critério hidráulico desfavorável.

Áreas em expansão urbana como aquelas do bairro Serrotão se enquadram como alto risco, justificado pela desproporcionalidade entre o crescimento da rede de abastecimento e o crescimento urbano. Ao contrário das regiões mais centrais, as quais possuem adequadas pressões na rede, influenciadas pela proximidade da rede principal e dos reservatórios de distribuição, das baixas cotas altimétricas, bem como da renda alta. Notadamente, a ocorrência do fenômeno do espraiamento urbano (*urban sprawl*) sugere que os maiores índices de risco de desabastecimento ocorram nas áreas periféricas da cidade.

Neste sentido, observa-se o crescimento da rede sem um devido planejamento, pois ocorrem aumentos progressivos da área de atendimento dos reservatórios de distribuição, bem como da rede secundária. Em outras palavras, a infraestrutura de distribuição de água que fora projetada para atender uma zona de projeto passa a atender uma zona maior, e por conseguinte, demandas maiores, com pressões menores. Portanto, é muito provável que essa nova zona que fora ampliada seja consolidada com abastecimento intermitente. Em bairros periféricos, como o Serrotão e Novo Bodocongó, é comum a população fazer crítica da falta de água. É uma exceção nestes bairros a ausência de reservatórios domiciliares (caixas d'água) para mitigar o efeito das baixas pressões. Observa-se também nesta região, além de problemas técnicos como baixas pressões na rede, por se situar na periferia da cidade, problemas sociais, como a baixa renda, influenciando na capacidade de reservação

do usuário. É comum as pessoas armazenarem água em pequenos reservatórios de uso doméstico, os quais não são suficientes em volume para armazenagem, muito menos adequados para manter a qualidade de água para consumo.

Portanto, a capacidade de reservação dos usuários se mostra um dos fatores mais importantes no amortecimento dos riscos de desabastecimento, especialmente em épocas de crise hídrica em que as pressões na rede são menores e tradicionalmente se utiliza o racionamento, alternando entre zonas a disponibilidade de água (Cordão *et al.*, 2020).

A região central e mais ao sul - a exemplo dos bairros Catolé, Sandra Cavalcante e Jardim Paulistano - sofrem menos com riscos de desabastecimento. São áreas onde moram pessoas mais abastadas; são áreas baixas; próximas de reservatórios de distribuição, bem como da rede principal, fatores que somados diminuem ou extinguem prováveis riscos de desabastecimento. Na maioria destas áreas, se observa riscos com índices de médio a baixo ou muito baixo. Acrescenta-se ainda que são áreas onde se concentra grande parte da verticalização da cidade e, por consequência, dotadas de alta capacidade de reservação, a ponto de que seus usuários podem não perceber a falta de água mesmo em dias de tradicionais racionamentos, em épocas de crise hídrica. No entanto, embora estas áreas possuam critérios hidráulicos favoráveis, há ilhas de baixa renda e uma superpopulação que aumenta o consumo, sobrecarregando o sistema.

Acrescenta-se ainda que determinados usuários praticam informalmente a exploração de fontes alternativas de água, como captação de água de chuva, água subterrânea e reuso. No entanto, não há um levantamento consolidado destas informações, nem da demanda que estes atendem. Ainda sobre fontes alternativas, ressalta-se que a cidade de Campina Grande possui dois lagos (açudes), denominados Açude de Bodogongó e Açude Velho, que no

passado já foram fontes de abastecimento local; atualmente fazem parte da paisagem urbana da cidade e são utilizados para usos, tais como irrigação de parques e jardins, além de integrarem áreas de lazer. Considerar esses lagos como elementos urbanos para apoiar e explorar estratégias descentralizadas de abastecimento urbano de água é um argumento relevante, a despeito do tratamento local para irrigação de áreas verdes e para a recuperação e manutenção da comunidade biótica dos lagos.

A minimização do risco deve ser avaliada sob um sofisticado sistema com diversas estratégias atuando em conjunto, englobados no conceito de Cidades Sensíveis à Água (do inglês *Water Sensitive Cities*) com exploração do uso de fontes descentralizadas, tais como: aquíferos naturais ou artificiais, dessalinização, reutilização e reciclagem de água, redução de demanda, subsídios e legislação sobre dispositivos de economia de água, campanhas de conscientização que agindo em conjunto reduzem significativamente a probabilidade de risco de desabastecimento. O conceito de cidades sensíveis à água (BROWN; KEATH; WONG, 2009) considera uma visão ampla sobre o ciclo da água urbano ao considerar a totalidade de suas partes constituintes e seus múltiplos objetivos: saúde pública, proteção contra inundações, suplementação de abastecimento de água, economia de energia, equidade e sustentabilidade.

De acordo com Cordão *et al.* (2020), o mapa de risco de desabastecimento de água é uma ferramenta adequada para as seguintes atividades: planejamento - projetos de expansão e modificação da rede de abastecimento de água; manutenção - assessoria em caso de necessidade de manutenção e interrupção do serviço de abastecimento de curto, médio e longo prazo; operação - subsidiando manobras operacionais para garantir condições de acesso equitativas aos usuários do sistema. Conscientes desta enorme complexidade em unir esse sofisticado sistema de estratégias,

especialmente nas cidades em países ainda em desenvolvimento, como é o caso de Campina Grande, Cordão *et al.*, (2020) propõem este mapeamento inicial do risco ao desabastecimento para apoiar ações operacionais de gestão da demanda de água urbana.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O crescimento socioeconômico de cidades é intimamente conectado a questão dos recursos hídricos, que, tradicionalmente, é abordada sob a ótica da oferta, através de aumento da infraestrutura de disponibilização de mais água. Contudo, essa oferta está cada vez mais difícil e onerosa em função da qualidade da água, aumento da demanda e forte pressão sobre a disponibilidade de água, como no caso de Campina Grande que é atendida por um único reservatório e cujo reforço no abastecimento humano foi uma fonte externa advinda de transposição (PISF).

O risco de desabastecimento e a, conseqüente, baixa segurança hídrica impõem a sociedade diversos conflitos, prejuízos, queda no bem-estar social e investimentos econômicos. O caso da cidade de Campina Grande deixa claro a necessidade de reduzir a vulnerabilidade dos sistemas de abastecimentos urbanos de água, através de posturas proativas, considerando gerenciamento de riscos planejamento, preparação para secas e ações tomadas em ambientes multidecisórios, transparentes e robustos.

Os disciplinamentos geral e específico dos projetos e execuções de obras na cidade são realizados através da Lei 5.410/2013 que regulamenta o Código de Obras (CAMPINA GRANDE, 2013). Esta Lei norteia a execução de toda e qualquer obra do Município de Campina Grande, em consonância com a legislação de ordenamento e ocupação do solo urbano. Dentre seus princípios, é citada a incorporação de novas conquistas tecnológicas visando à constante

atualização da referida Lei. Uma das obrigatoriedades desta Lei é a instalação de medidor individual de água potável em cada unidade habitacional para condomínios residenciais, verticais ou horizontais; esta ação pode ser considerada um pequeno avanço para o uso mais racional da água nestas edificações; no entanto, não são citadas nenhuma ação obrigatória quanto ao uso de aparelhos poupadores de água, sistemas de reuso de águas cinzas ou pluviais.

6. REFERÊNCIAS

- AESA. Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. Boletins – Volumes dos açudes, 2021. Disponível em <<http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/monitoramento/>>. Acesso em julho de 2021.
- AESA. Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. Nota Técnica 001/2019. Atualização das curvas Cota x Área x Volume (CAV) de reservatórios da Paraíba. Campina Grande, 2019.
- Alves, P. B. R.; Rufino, I. A. A.; Feitosa, P. H. C.; Djordjević, S.; Javadi, A. Land-Use and Legislation-Based Methodology for the Implementation of Sustainable Drainage Systems in the Semi-Arid Region of Brazil. *Sustainability* **2020**, *12*, 661. DOI: <https://doi.org/10.3390/su12020661>.
- Alves, P.B.R.; Melo Filho, H.; Tsuyuguchi, B.B.; Rufino, I.A.A.; Feitosa, P.H.C. Mapping of flood susceptibility in Campina Grande county—PB: A spatial multicriteria approach. *Bol. Ciências Geodésicas* **2018**, *24*, 28–43. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1982-21702018000100003>.
- Banco Mundial. Diálogos para o aperfeiçoamento da Política e do Sistema de Recursos Hídricos no Brasil. Brasília, **Banco Mundial**, 2018. Disponível on-line em: <https://www.worldbank.org/pt/country/brazil/publication/improving-brazil-water-management-policy-system>.
- BARROS, M. B., RUFINO, I. A. A., MIRANDA, L. I. B. Mecanismos poupadores de água como suporte ao planejamento urbano. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.21, no 1. 251-262. 2016.
- BISWAS, A. K.; TORTAJADA, C. Future Water Governance: problems and perspectives. *Water Resources Development*, v. 26, n. 2, p. 129-139, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1080/07900627.2010.488853>.

- _____. An Evolutionary Perspective on Water Governance: From Understanding to Transformation. **Water Resources Management** 31:2917–2932. DOI 10.1007/s11269-017-1727-1. 2017.
- BRAGA, C. F. C; RIBEIRO, M. M. R. Avaliação por Múltiplos Critérios e Decisores de Alternativas de Gerenciamento da Demanda de Água. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. Volume 11 n.1, 2006, p.37-49.
- BRASIL. Atlas Nordeste - Abastecimento Urbano de Água. **Ministério da Integração Nacional**, 2006. Disponível em <https://arquivos.ana.gov.br/institucional>. Acesso em: junho de 2021.
- BRASIL. Paralisação da operação do Eixo Leste do PISF para finalização das obras de recuperação nos reservatórios Poções e Camalaú. Nota Técnica nº 06/2018/CGAOH/DPE/SIH. **Ministério da Integração Nacional**, Brasília, 2018, 3 p.
- BROWN, R. R.; KEATH, N.; WONG, T. H. F. Urban water management in cities: historical, current and future regimes. **Water Science and Technology**, 2009. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2009.029>.
- CAMPINA GRANDE, Código de Obras. Lei No 5410/13. Prefeitura Municipal de Campina Grande. Campina Grande, 23 de Dezembro de 2013.
- CAMPOS, J. N. B. Paradigms and public policies on drought in Northeast Brazil: a historical perspective. **Environmental management**, v. 55, n. 5, p. 1052-1063, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-40142014000300005>.
- CORDÃO, M. J. S.; Rufino, I. A. A.; Alves, P. B. R.; BARROS FILHO, M. N. M. Water shortage risk mapping: A GIS-MCDA approach for a medium-sized city in the Brazilian semi-arid region. **Urban Water J.** 2020, 17, 642–655. DOI: <https://doi.org/10.1080/1573062X.2020.1804596>.
- EMPINOTTI, V. L.; GONTIJO, W. C.; DE OLIVEIRA, V. E. Federalism, water, and (de)centralization in Brazil: the case of the São Francisco River water diversion. **Regional Environmental Change**, v. 18, n. 6, p. 1655–1666, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10113-018-1371-1>
- Freitas, C. M., *et al.* Desastres naturais e saúde: Uma análise da situação do Brasil. **Cien. Saude Colet.** 2014, 19, 3645–36. DOI: <https://doi.org/10.1590/1413-81232014199.00732014>.
- Galvão, C. O., Rêgo, J. C., Ribeiro, M. M. R., Albuquerque, J. Sustentabilidade da Oferta de Água para Abastecimento Urbano no Semi-Árido Brasileiro:

- O caso de Campina Grande. **Anais do Seminário Planejamento, Projeto e Operação de Redes de Abastecimento de Água: O Estado da Arte e Questões Avançadas**, João Pessoa, 2002.
- GRANDE, M. H., Galvão, C. O, Miranda, L., Rufino, I. A. A. Environmental equity as a criterion for water management. **Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences**, v. 364, n. June, p. 519–525, 2015. DOI: <https://doi.org/10.5194/piahs-364-519-2014>.
- Grande, M., Galvão, C. A. R. L. O. S., Miranda, L. Í. V. I. A., & Rufino, I. A. N. A. Environmental equity as a criterion for water management. **Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences**, v. 364, p. 519-525, 2014. DOI: <https://doi.org/10.5194/piahs-364-519-2014>.
- GUEDES, M. J. F., RIBEIRO, M. M. R., VIEIRA, Z. M. C. L. Alternativas de Gerenciamento da Demanda de Água na Escala de uma Cidade. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, no 3. 51-62. 2014.
- LUCENA, D. P. M. M., Simulações da implantação de ações de gestão no açude Epitácio Pessoa e seus impactos na crise hídrica em Campina Grande – PB e Região. **Dissertação de Mestrado**. Campina Grande, Paraíba. 2018.
- Magalhães, A.R. Vida e seca no Brasil. In *Secas No Brasil: Política e Gestão Proativas*; Centro de Gestão e Estudos Estratégicos—CGEE: Brasília, Brasil, 2016; pp. 19–35.
- Maisonave, F.; Prado, A. Nordeste: Seca histórica já dura seis anos e ameaça tornar-se regra no semiárido. Disponível online: <https://arte.folha.uol.com.br/ciencia/2018/crise-do-clima/nordeste/seca-historica-ja-dura-seis-anos-e-ameaca-tornar-se-regra-no-semiarido/> (acesso em junho de 2021).
- MARENCO, J. A. *et al.* Increase risk of drought in the semiarid lands of Northeast Brazil due to regional warming above 4 C. In: **Climate change risks in Brazil**. Springer, Cham, 2019. p. 181-200. DOI: 10.1007/978-3-319-92881-4_7.
- MARINHO, S. D. A. M. Planejamento urbano sensível aos recursos hídricos: análise a partir do metabolismo urbano e da produção do espaço em Campina Grande - PB. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, Paraíba. 2018.
- Medeiros, M.D.; Zanella, M.E. Estudo das vazões e estimativas de inundações no Baixo-Açu-RN. **Geo UERJ** 2019, 34. DOI: <https://doi.org/10.12957/geouerj.2019.40946>.

- OLIVEIRA L. M. Modelagem dinâmica e cenários urbanos de demanda de água: simulações em Campina Grande – PB. **Dissertação de Mestrado**, Universidade Federal de Campina Grande, 2019.
- PAHL-WOSTL C. Water governance in the face of global change - from understanding to transformation. **Springer International Publishing**. DOI:101007/978-3-319-21855-7. 2015.
- RÊGO, J. C. *et al.* A crise do abastecimento de Campina Grande: atuações dos gestores, usuários, poder público, imprensa e população. Anais do **Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, Vol. 21. Brasília, 2015.
- Rufino, I. A. A., Djordjević, S., Costa de Brito, H., Alves, P. B. R. Multi-Temporal Built-Up Grids of Brazilian Cities: How Trends and Dynamic Modelling Could Help on Resilience Challenges?. **Sustainability**, v. 13, n. 2, p. 748, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/su13020748>.
- SNIS - SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos - Base 2017, **Ministério das Cidades**, 2019. Disponível em <http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2017>. Acesso em junho de 2021.
- SOBRAL, M. C. Oliveira de Assis, J., Ricardo de Oliveira, C., Nogueira da Silva, G., Morais, M., Caminha-Carvalho, R. Impacto das Mudanças Climáticas nos Recursos Hídricos no submédio da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco – Brasil. **Revista Eletrônica do PRODEMA**, v. 12, n. 3, p. 95–106, 2018. DOI: D.O.I:1022411/rede2018.1203.10.
- SOUZA, T. J., Potencial de aproveitamento de água de chuva no meio urbano: Caso de Campina Grande-PB, **Dissertação de Mestrado**. Universidade Federal de Campina Grande, 2015.

CENÁRIOS URBANOS DINÂMICOS DE DEMANDA DE ÁGUA: UMA ABORDAGEM INTEGRADA E ESPECIALIZADA EM CAMPINA GRANDE – PB¹

*Laís Marques de Oliveira
Iana Alexandra Alves Rufino*

1. INTRODUÇÃO

Muitos aspectos das recentes mudanças no uso da terra nas áreas urbanas sobrecarregam a capacidade de governança dos recursos naturais. Os impactos causados por eventos extremos mostram que uma alta proporção da população mundial mais afetada está concentrada nos centros urbanos (UNISDR, 2013). No Brasil, estudos do Painel Intergovernamental sobre Mudança Climática (IPCC) indicam que as mudanças climáticas impactam grande parte da população brasileira nas áreas de saúde, recursos hídricos, infraestrutura, zonas costeiras, florestas e biodiversidade, bem como nos setores econômicos. Essas mudanças impõem grandes desafios e, ao mesmo tempo, oportunidades ao desenvolvimento econômico e social brasileiro, especialmente para as áreas urbanas onde a maioria da população se encontra (IPCC, 2014).

A adaptação às mudanças climáticas se refere ao ajustamento de sistemas naturais ou humanos, ao clima real ou esperado e seus efeitos;

¹ Este trabalho foi originalmente aceito para publicação na Revista de Engenharia Sanitária da ABES sob o título: “Modelagem dinâmica e cenários urbanos de demanda de água: simulações em Campina Grande – PB” e encontra-se aguardando a publicação.

envolve a redução de riscos e vulnerabilidade, a busca de oportunidades, e a construção da capacidade de enfrentamento aos eventos extremos. Em estudos de impactos de mudanças climáticas, tradicionalmente, estabelece-se uma baseline, ou seja, um momento ou cenário atual, sobre o qual serão estudados os possíveis impactos destas mudanças sobre os sistemas naturais ou artificiais que estão sendo analisados.

Mas a dinamicidade das áreas urbanas é enorme. Como considerar então, cenários futuros de condições climáticas impactantes sobre sistemas urbanos que não se modificam? Certamente que qualquer estudo neste sentido, terá que levar em consideração as probabilidades de modificações do uso e ocupação do solo e, portanto, os impactos das mudanças climáticas nestas novas (e prováveis) condições.

Nesse sentido, este capítulo apresenta uma estimativa da demanda de água em cenários futuros de uso e ocupação do solo e de verticalização, através de análises espaciais e da parametrização e calibração de um modelo de simulações de mudanças, destinado a gerar simulações futuras para os anos 2040, 2070 e 2100 em dois bairros no município de Campina Grande - PB.

2. DA DINÂMICA E URBANA E SUAS POSSIBILIDADES DE SIMULAÇÃO

Estima-se que até 2050, mais de 6 bilhões de pessoas (cerca de dois terços da população mundial) estarão vivendo em cidades ou em áreas urbanizadas (Simpson, 2013). Para um planejamento eficiente destas áreas, o conhecimento do tipo, extensão e natureza destas ocupações é fundamental, tanto para o entendimento dos problemas atuais causados por estes processos de urbanização quanto para a previsão de problemas futuros.

Nesse contexto, Almeida (2007) ressalta que uma importante contribuição dos atuais recursos computacionais para o entendimento do meio urbano tem sido a possibilidade de simulação de fenômenos dinâmicos espaciais diversos, desde expansão urbana,

mudanças de uso do solo intra-urbano, processos de verticalização da ocupação, mudanças climáticas, drenagem urbana e enchentes, deslizamento de terra, tráfego de pedestres e veículos, entre outros.

Algumas abordagens de modelagem em “células” (como modelagem baseada em agentes) tornaram-se populares para fenômenos como propagação de doenças (Johansson et al., 2012), crime (Malleon et al., 2010) e do uso da terra (Matthews et al., 2007). Em aplicações como estas, as interações entre as atividades humanas e o uso do solo são modeladas e são alcançados, um padrões e tendências de espraiamento e crescimento urbano muito mais realístico para representação de cenários.

Autômatos Celulares são sistemas formais baseados em grades, nos quais processos de mudanças são representados célula a célula, como um simples mapeamento do estado atual de uma célula e das suas vizinhas para o estado da mesma no instante de tempo seguinte (Batty, 2013). Um modelo baseado em Autômatos Celulares para uma área urbana enfoca dinâmicas e pode ser usado para investigar processos de mudanças (Almeida, 2003).

Sistemas de Informação Geográfica permitem a integração dos dados remotos classificados e de informações adicionais de diversas outras fontes (população, recursos naturais, dados observados em campo, dados gerados por modelos matemáticos, etc) para apoiar a tomada de decisões relativas ao desenvolvimento urbano (Ramachandra & Kumar, 2009).

A integração de monitoramento e/ou modelagem com geotecnologias podem fortalecer ações de adaptação aos impactos causados por estas mudanças. A natureza complexa, de diferentes escalas e interdisciplinar dos impactos das mudanças climáticas nos sistemas sócio ecológicos tem feito da modelagem computacional uma ferramenta indispensável para uma compreensão dos processos que envolvem as condições futuras (IPCC, 2014).

A modelagem espacial dinâmica é usada, entre outras finalidades, para o entendimento das alterações do uso e cobertura da terra, possibilitando, ainda, a realização de simulações de mudanças na paisagem como potencial ferramenta para antecipar prováveis tendências passíveis de ocorrerem em uma região (ALMEIDA, 2003; DELANEZE, 2011; GONÇALVES et al., 2011; MAEDA et al., 2011; DIAS e WALDE, 2013).

Neste sentido, reforça-se a necessidade de um planejamento urbano “sensível” aos recursos hídricos. Barros et al (2015) alerta que a crescente demanda por água potável, o aumento do escoamento, os fluxos de pico e descargas de águas residuais, bem como a poluição e a degradação dos recursos hídricos estão intensificados pelas mudanças climáticas e os impactos gerados. Segundo estes autores, para combater e prevenir esses problemas, urbanistas, gestores, planejadores do espaço urbano, etc, devem promover melhores estratégias e práticas de conservação da água em ambientes urbanos. Este é o objetivo principal do Planejamento Urbano Sensível aos Recursos Hídricos ou WSUD (do inglês Water Sensitive Urban Design - WSUD). A figura 1 apresenta a abordagem de Wong e Brown (2009) para cidades sensíveis à água.

Figura 1: estágios de transição de tipologias de cidades até a cidade sensível às águas (adaptado de Wong e Brown, 2009)



A cidade, nesta abordagem, torna-se um sistema resiliente. Folke (2006) considera um sistema resiliente como:

- A) o quanto de perturbações o sistema pode absorver e permanecer no mesmo estado;
- B) o grau que o sistema é capaz de se reorganizar pós perturbações; e
- C) o grau que o sistema pode construir e aumentar a capacidade de aprendizado e adaptação.

Resiliência de cidades não é apenas sobre resistir às perturbações, mas também, o quanto o sistema (a cidade) cria oportunidades de renovação e busca por novas trajetórias capazes de realizar a transição das cidades em seu estado atual para cidades sensíveis à água (Sanches et al, 2009; Nunes et al, 2011).

3. CAMPINA GRANDE E SUA INSEGURANÇA HÍDRICA

Uma combinação de problemas de variabilidade climática e falta de governança hídrica causa a escassez de água (insegurança hídrica) e aumenta os impactos de eventos extremos na região semiárida Brasileira. Em situações de escassez, o racionamento de água é uma medida de gestão tomada para garantir o acesso equitativo à água (Grande et al, 2014).

Inserido nessa realidade, destaca-se o caso da cidade de Campina Grande, segunda maior cidade paraibana e importante polo educacional, industrial e tecnológico do Estado. Esta cidade tem aspectos peculiares para esta pesquisa, pois tem enfrentado crises hídricas recorrentes ao longo de sua história com riscos elevados de um desabastecimento da água potável (GUEDES et al., 2014; BARROS et al., 2016).

Campina Grande - PB localiza-se na região semiárida do Brasil no estado da Paraíba e é o segundo maior centro urbano do Estado, representando também a segunda maior economia. A área urbana de

Campina Grande é abastecida pelo denominado Sistema da Borborema, gerenciado pela Companhia de Água e Esgotos da Paraíba - CAGEPA, organização comercial de abastecimento de água do setor público.

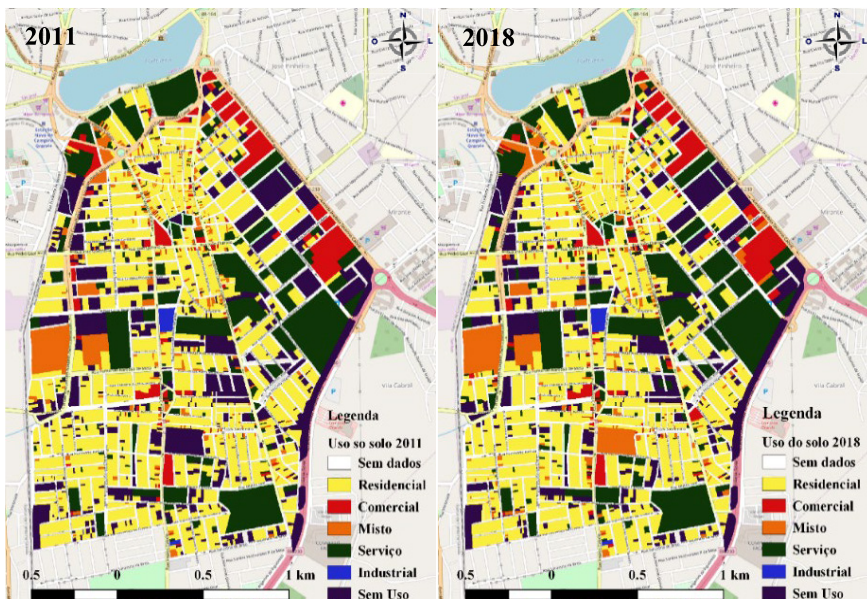
A única fonte de abastecimento deste sistema denomina-se, Reservatório Epitácio Pessoa, localizado na Bacia do rio Paraíba, com capacidade máxima de 466,52 milhões de m³ e área do espelho d'água de 2.678 ha (AESAs, 2019). Este manancial exerce uma função especial nas economias local e estadual, sobretudo por abastecer Campina Grande, e outras 26 localidades circunvizinhas, atendendo a um total de mais de meio milhão de pessoas.

Segundo Grande *et al.*, (2014), a bacia de contribuição deste reservatório situa-se na região mais seca do Brasil, no Semiárido Brasileiro, com alta variabilidade climática e hidrológica além de altas taxas de evaporação (GALVÃO *et al.*, 2002), tornando o abastecimento de água intermitente e, por conseguinte, propiciando riscos de desabastecimento (CORDÃO *et al.*, 2020), que, por sua vez, são recorrentes, em virtude da cidade não possuir fontes alternativas de abastecimento. Lucena (2018) ressalta, ainda, que retiradas de vazão não outorgadas para atender áreas irrigáveis no entorno do reservatório implicam em conflitos de uso e distorções de gerenciamento da vazão regularizada, agravadas em épocas de crise hídrica. Estas sucessões de eventos de escassez hídrica culminam em ações de racionamento e desta forma, usuários experimentaram até 112 horas sem água em suas residências durante o último evento de seca (2012-2017).

A área de estudo (Figura 2) compreende dois bairros da cidade: os bairros Catolé e Sandra Cavalcante. Nestes bairros estão localizados importantes equipamentos urbanos de grande porte, tais quais: terminal interurbano de passageiros (rodoviária), *shopping center*, grandes escolas, clubes, parque, dentre outros, tornando-os em duas regiões importantes da cidade. Devido a esses equipamentos urbanos, os bairros cresceram muito em população e de acordo com dados do

último censo (IBGE, 2010) apresentam uma alta densidade populacional urbana, 6782 hab./km² e 4959 hab./km², respectivamente. Esta densidade já é certamente maior devido ao grande adensamento ocorrido após a coleta de dados censitários oficiais em 2010.

Figura 2: Representações do uso e ocupação do solo nos bairros Catolé e Sandra Cavalcante (2011 e 2018).



Fonte: Oliveira (2019)

4. CENÁRIOS PASSADOS, PRESENTES E FUTUROS

Neste trabalho foram considerados os seguintes cenários de uso e ocupação do solo para compor os dados de entrada da modelagem dinâmica:

Cenário I: referente ao ano de 2011;

Cenário II: referente ao ano de 2018 (observado em campo e simulado através de um software baseado em autômatos celulares;

Cenários III, IV e V: cenários simulados a partir da matriz de transição (matriz de mudanças do uso do solo e verticalização) ocorrida entre os cenários I e II, referentes aos anos de 2040, 2070 e 2100.

A escolha dos cenários deve-se em parte à disponibilidade de dados passados (caso do cenário I), dados espacializados da área de estudo presentes no estudo realizado por Araújo (2012). No cenário II todas as informações foram coletadas em campo ao longo de vários meses de visitas *in loco* e observações durante o ano de 2018. Os cenários futuros de longo prazo (cenários III, IV e V), mesmo tendo um período de mudança curto (inferior a 10 anos de mudança) para ser aplicado na simulação dos mesmos, foram escolhidos com o intuito de utilizar os resultados gerados neste artigo em simulações e cruzamentos de dados com estudos de mudança climática que usualmente utilizam períodos de 30 anos para a geração de modelos.

O modelo baseado em AC utilizado foi o software Dinâmica EGO (acrônimo para *Environment for Geoprocessing Objects* ou ambiente para geoprocessamento de objetos) desenvolvido pela equipe do CSR/UFMG (Centro de Sensoriamento Remoto da Universidade Federal de Minas Gerais). Na edição e preparação dos cenários de entrada são utilizadas planilhas eletrônicas, além do software QGIS.

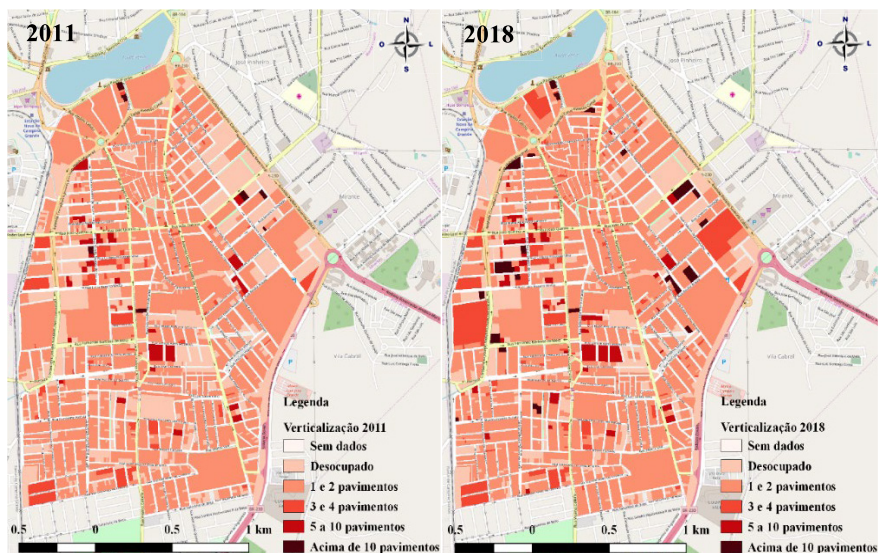
Os mapas de uso e ocupação do solo e de verticalização dos bairros Catolé e Sandra Cavalcante - de 2011 e de 2018 - podem ser visualizados nas Figuras 2 e 3. Os cálculos das áreas (em km² e em percentuais) para os cenários I (2011) e II (2018) em ambiente SIG, permitiram uma quantificação das tendências de aumento ou diminuição de determinada classe de uso e ocupação do solo ou de verticalização.

4.1. Variáveis explicativas utilizadas no modelo de simulação

As variáveis que descrevem as modificações da área de estudo neste ambiente podem ser de dois tipos: variáveis **dinâmicas** e variáveis **estáticas**. As variáveis dinâmicas recebem esse nome

porque são atualizadas ao longo da simulação, enquanto que com as variáveis estáticas isso não ocorre. Essas variáveis (Figura 4) serviram para explicar a dinâmica do solo urbano dos bairros Catolé e Sandra Cavalcante, a partir dos seus poderes de influência dentro de determinadas faixas de distâncias.

Figura 3: Representações da verticalização dos bairros Catolé e Sandra Cavalcante (2011 e 2018).



Fonte: Oliveira (2019)

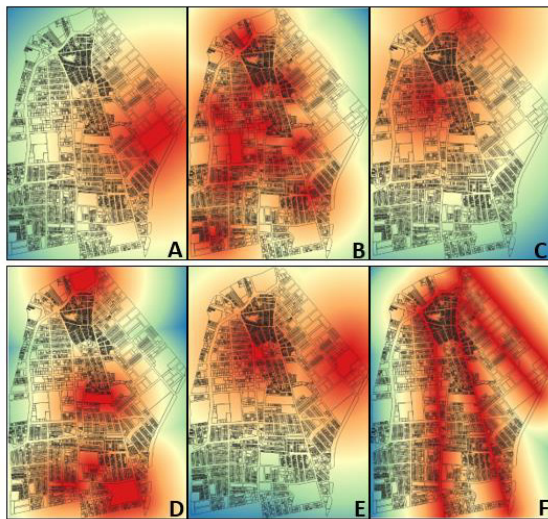
Os bairros Catolé e Sandra Cavalcante se apresentam com sua importância delimitada pela presença de equipamentos urbanos importantes, ao mesmo tempo que as suas localizações em relação ao centro da cidade faz com que os bairros tenham seu espaço valorizado.

Atualmente, os bairros possuem sua urbanização próxima aos 100%, com a presença dos espaços livres públicos (parque, ruas, etc) e de alguns vazios urbanos que na realidade são constituídos de terrenos que esperam uma maior valorização em relação à já

existente nos bairros, que culmina em grandes empreendimentos, tendo em vista que são grandes espaços. Com isso, dado tal processo de valorização, temos a partir do ano 2000 a intensificação do processo de verticalização (IBGE, 2000; IBGE, 2010) que atualmente faz desses bairros um dos bairros com maior concentração de condomínios verticais na cidade.

Pode-se afirmar que a valorização dos bairros foi, principalmente, devido à sua proximidade com os chamados “atratores de movimento” como, rodoviária, shoppings centers, colégios, áreas públicas de lazer, etc. Estas variáveis explicativas foram escolhidas para serem os chamados “atratores de movimento” do modelo de simulação dinâmica de uso e ocupação do solo e de verticalização.

Figura 4: Variáveis utilizadas no modelo de simulação.



- Próximo Distante
- A - Distância a rodoviária
 - B - Distância a instituições de ensino particular
 - C - Distância aos bancos
 - D - Distância às áreas de lazer
 - E - Distância aos shoppings
 - F - Distância às principais vias de acesso

Fonte: Oliveira (2019)

5. CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DO MODELO

A calibração do modelo consiste em quatro etapas: cálculo das matrizes de transição, cálculo dos coeficientes dos pesos de evidência, análise da correlação dos mapas, e ajuste e execução do modelo de simulação. A **matriz de transição** é responsável por fornecer percentual de mudanças de uma classe para a outra ao algoritmo de simulação. Essa informação é obtida por meio da tabulação cruzada do mapa de classes inicial e final. Nesse segmento, são gerados dois tipos de matriz, de passos simples e de passos múltiplos (ROSSETTI et al., 2013). Com base nos mapas inicial e final, foram calculadas taxas de transição em um passo simples, ou seja, do período completo (7 anos) e em passos múltiplos (anualizadas).

O método dos **Pesos de evidência** é aplicado no Dinâmica EGO para produzir um mapa de probabilidades de transição, que representa as áreas mais favoráveis para mudança. Segundo Gonçalves et al. (2007), o mapa de probabilidades de transição tem papel fundamental no entendimento do processo de mudança. Para categorizar as variáveis, são calculados intervalos nos mapas de distâncias, de forma semelhante a um fatiamento.

A única suposição necessária ao método dos Pesos de Evidência é que os mapas de entrada devem ser espacialmente independentes, onde os pares de variáveis estáticas e dinâmicas contidas nos mapas devem ser independentes espacialmente. Para avaliar essa independência foi realizada a **Análise da correlação dos mapas**, ou seja, essa análise valida ou não os pesos de evidência calculados para serem utilizados na simulação. Para testar esta independência, todos os pares de variáveis são analisados.

Na opinião de Bonham-Carter (1994), um grupo de medidas pode ser aplicado para estimar esta suposição, como o *teste de Cramer (V)* e o *Joint Information Uncertainty* (Incerteza de

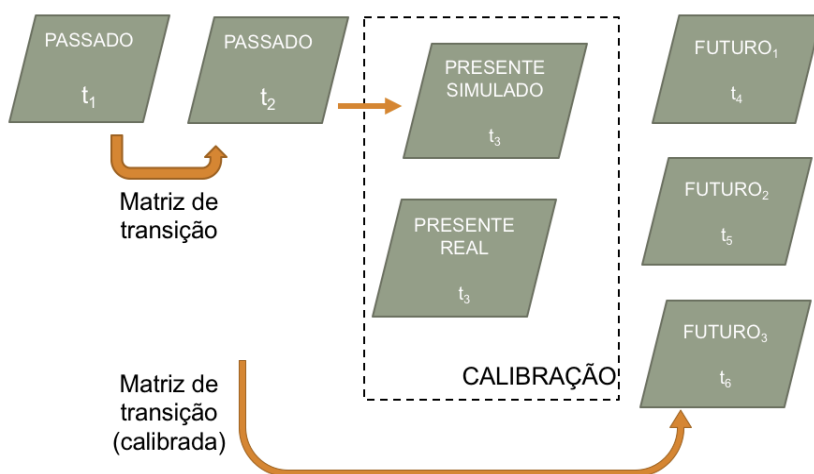
Informação Conjunta - JIU). Esses índices operam com valores reais e percentuais, respectivamente, e avaliam o grau de dependência espacial entre pares de variáveis. Conforme Bonham-Carter (1994) quanto mais próximos do valor 1 esses índices estiverem, maior a dependência espacial entre os pares de variáveis consideradas. Além disso, pares de variáveis com correlação acima de 0,5 (50%) devem ser desprezados ou combinados em uma terceira variável que substituirá o par correlacionado no modelo.

A parametrização do modelo também inclui o **Ajuste e Execução do modelo de simulação**. O Dinâmica EGO usa como regra local de Autômato Celular, um mecanismo de transição composto por dois *functores* complementares de transição: *Patcher* e *Expander*. A função *Patcher* destina-se a gerar novas manchas, por meio de um mecanismo de constituição de sementes. A função *Expander* responde pela expansão de manchas previamente existentes de uma determinada classe (SOARES-FILHO et al., 2002).

Os valores dos parâmetros utilizados na fase “Patcher e Expander” são ajustados até se obter uma calibração aceitável, ou seja, obter um mapa simulado que represente de maneira fiel o mapa real. Isso foi feito através de uma análise de diferença (comparação) no software QGIS entre os mapas de 2018 (real e simulado).

Após a geração de um mapa 2018 simulado, a partir do mapa inicial 2011, que representasse a situação real vista em campo, comprovando a obtenção dos parâmetros satisfatórios, partiu-se para a etapa de validação. Com as quatro etapas da calibração concluídas, o desempenho do modelo foi validado a partir de similaridade *fuzzy*. O índice de similaridade *fuzzy* empregado neste trabalho foi criado pelo Centro de Sensoriamento Remoto da Universidade Federal de Minas Gerais (CSR/UFMG) e representa uma adaptação do índice de similaridade *fuzzy* criado por Hagen (2003). A Figura 5 é uma representação esquemática deste processo.

Figura 5: Modelagem dinâmica. Representação esquemática.



Fonte: Adaptado de Oliveira (2019)

Para melhor representação das mudanças que ocorreram em curto prazo (de 2011 a 2018) em anos futuros de longo prazo (2040, 2070 e 2100), preferiu-se utilizar as taxas de transição em passos múltiplos (anualizadas) para as simulações do modelo.

6. ESTIMATIVAS DA DEMANDA FUTURA DE ÁGUA

Inicialmente, a estimativa do consumo de água foi realizada para cada lote, para o cenário de uso e ocupação do solo correspondente ao ano de 2018. O cálculo do consumo residencial estimado, detalhado em Tsutyia (2006), foi feito através da taxa de consumo normal e racional por habitante equivalente a 151,3 l/hab.dia disponível no SNIS (correspondente ao ano de 2013 - antes do período de seca) e a 97,1 l/hab.dia disponibilizado pela CAGEPA (correspondente ao ano 2016 - durante o período de seca), respectivamente. Já o cálculo do consumo comercial estimado foi feita através da metodologia detalhada pela Norma da SABESP (2012), utilizando o número de

funcionários por estabelecimento comercial, que por sua vez foi obtido pelo site da RAIS (Relação Anual de Informações Sociais). Esse dado de número de funcionários também foi utilizado para o consumo industrial e serviço.

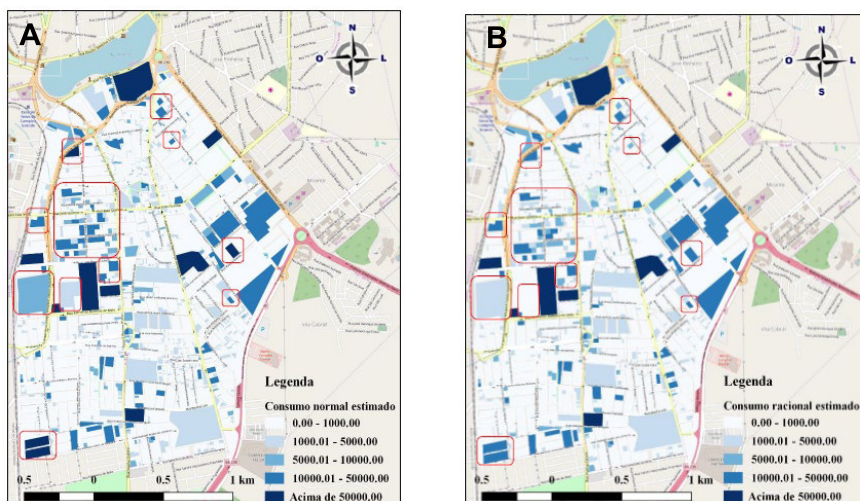
Para os demais cenários simulados (2040, 2070 e 2100), não foi possível realizar esse nível de detalhamento (por lote) na estimativa da demanda de água, devido à natureza dos dados ser matricial após a simulação. No entanto, para estes cenários, a demanda de água foi estimada através da utilização de uma taxa de consumo de água “por *pixel*” (Quadro 1), da quantidade de *pixel* para cada tipo de uso do solo e do fator de verticalização.

Quadro 1: Formulação conceitual estabelecida para o cálculo da demanda por *pixel*

$$\text{Demanda de água para os cenários futuros simulados (l/dia)} = \text{taxa de consumo de água por pixel} * \text{número de pixel de cada tipo de uso do solo} * \text{fator de verticalização}$$

Os cenários de uso e ocupação do solo e de verticalização da situação atual (ano de 2018) forneceram dados para geração de cenários espacializados de consumo de água, com e sem a utilização de mecanismos poupadores (CMP e SMP, respectivamente) em lotes residenciais. A partir dos dados espacializados de consumo de água estimados para 2018 nos bairros da área de estudo (Figuras 6a e 6b), pode-se visualizar melhor que as áreas residenciais onde foi simulado o uso de mecanismos poupadores, passaram a integrar classes de mais baixo consumo. Segundo Barros et al. (2016), em estudo realizado em algumas edificações na mesma área, a utilização desses mecanismos poupadores em edifícios residenciais gera uma economia de 10,42% no consumo.

Figura 6: A - Consumo normal estimado (*l/dia*); B – Consumo racional estimado (*l/dia*) para os bairros Catolé e Sandra Cavalcante para o ano de 2018.



É importante ressaltar que após a etapa da estimativa do consumo de água para o cenário II (2018), os consumos estimados foram validados. Essa validação foi necessária para se ter a confiabilidade de aplicar esses dados para os cenários futuros de demanda de água (2040, 2070 e 2100). Os dados de consumo medidos, foram disponibilizados pela Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA). Foram disponibilizados os dados de consumo micromedido de água mensais da área de estudo (dos bairros Catolé e Sandra Cavalcante).

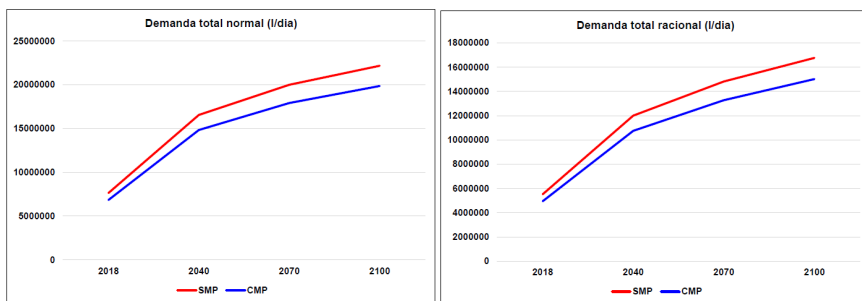
A metodologia utilizada nesta etapa de validação foi a de comparação direta entre os consumos de água estimados calculados e os consumos de água medidos e disponibilizados pela CAGEPA. Essa comparação ocorreu apenas com o consumo normal estimado e o consumo medido, já que os valores medidos de 2018 disponibilizados pela CAGEPA para a validação já não eram mais dados de

um período de seca como o cenário estimado de consumo racional. Também não foi considerado nessa validação o uso com utilização de mecanismos poupadores, já que não havia confirmação de que no cenário real ocorria de fato a utilização de mecanismos poupadores.

7. TENDÊNCIAS OBSERVADAS E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Foram observadas em ambos os cenários quais seriam as diferenças entre essas demandas de água com e sem a utilização de mecanismos poupadores em edifícios residenciais, como: torneira (com arejador); chuveiro; bacia sanitária (de acionamento duplo); reuso de água (cinzas); e medidores individuais, como pode ser visto nas Figuras 7A e 7B.

Figura 7: Tendência de crescimento das demandas (normal e racional) a partir da simulação de crescimento urbano. Fonte: Oliveira (2019)



Diante dos cenários apresentados, onde percebe-se um aumento em torno de 300% na demanda de água entre os anos 2018 e 2100, surge a preocupação em torno do atendimento a estas crescentes demandas de água, pois, de acordo com Meneses (2011), a cada ano os problemas de atendimento no sistema de abastecimento de Campina Grande vêm aumentando, haja visto o crescimento rápido das áreas abastecidas e, principalmente, porque o sistema de abastecimento

não vem acompanhando este crescimento no mesmo ritmo, tanto no aspecto da ampliação de suas unidades produtoras e distribuidoras como na melhoria dos processos operacionais e minimização de perdas.

Compreender o aumento do consumo de água e as tendências futuras é fundamental para um adequado planejamento dos serviços de infraestrutura urbana. Aliado às previsões de mudanças de uso e ocupação do solo urbano, informações sobre a tendência de verticalização ou adensamento de uma área, são fatores importantíssimos em planejamento de demandas hídricas. Visto que os métodos tradicionais de estimativas de demandas futuras que consideram apenas as projeções de aumento populacional não são sensíveis à dinâmicas de uso e ocupação do solo que, muitas vezes, sobrecarregam os sistemas de abastecimento em áreas específicas de uma cidade.

Os prognósticos de expansão urbana fornecidos por modelagens espaço-temporais também se prestam a auxiliar gestores locais, a estabelecer metas para investimentos em infraestrutura capaz de suportar todas as demandas da população, entre elas, demandas de água.

8. REFERÊNCIAS

AESA. Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. Nota Técnica 001/2019. Atualização das curvas Cota x Área x Volume (CAV) de reservatórios da Paraíba. Campina Grande, 2019.

ALMEIDA, C. M. Modelagem Da Dinâmica Espacial Como Uma Ferramenta Auxiliar Ao Planejamento: Simulação De Mudanças De Uso Da Terra Em Áreas Urbanas Para As Cidades De Bauru E Piracicaba (Sp), Brasil. Tese de Doutorado. São José dos Campos - SP: Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2003.

Almeida, C. M. O diálogo entre as dimensões real e virtual do urbano. In: Geoinformação em urbanismo: cidade real x cidade virtual. Oficina de textos, 2007.

- Barros, M. B.; Rufino, I. A. A.; Miranda, L. I. B. Mecanismos Poupadores de água como suporte ao planejamento urbano. In: Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Volume 21, No. 1, Jan/Mar, 2016. Porto Alegre: 2016.
- Batty, M. (2013). The New Science of Cities. Cambridge, MA, USA: MIT Press, 2013, 520pp.
- BONHAM-CARTER, G. F. Geographic information systems for geoscientists: modelling with GIS. 1ª ed. Ontário - CAN: Pergamon, 1994. 398 p.
- CORDÃO, M. J. S.; RUFINO, I. A. A.; ALVES, P. B. R.; BARROS FILHO, M. N. M. Water shortage risk mapping: A GIS-MCDA approach for a medium-sized city in the Brazilian semi-arid region. Urban Water J. 2020, 17, 642–655. DOI: <https://doi.org/10.1080/1573062X.2020.1804596>.
- DELANEZE, M. E. Modelagem dinâmica espacial aplicada na avaliação das mudanças da cobertura da terra no entorno de dutos utilizando autômatos celulares - estudo de caso duto orbel. Dissertação de Mestrado. Rio Claro - SP: Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, 2011.
- DIAS, L. T.; WALDE, D. H. G. Modelagem da dinâmica espacial do uso e ocupação do solo na Bacia Hidrográfica do Lago Paranoá - DF. Revista Brasileira de Cartografia, v. 65/1, n. 2013, p. 77 - 94, 2013.
- Folke, C. (2006). Resilience: the emergence of a perspective for social-ecological systems analyses. Global Environmental Change, 16(3), 253-267. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.04.002>
- GALVÃO, C. O., RÊGO, J. C., RIBEIRO, M. M. R., ALBUQUERQUE, J. Sustentabilidade da Oferta de Água para Abastecimento Urbano no Semi-Árido Brasileiro: O caso de Campina Grande. Anais do Seminário Planejamento, Projeto e Operação de Redes de Abastecimento de Água: O Estado da Arte e Questões Avançadas, João Pessoa, 2002.
- GONÇALVES, R. M.; CENTENO, T. M.; CANDEIAS, A. L. B. Cellular Automata Applied to Tendency Models in Multi-Temporal Images. Revista Brasileira de Cartografia, v. 63, n. 02, p. 233 - 241, 2011.
- Grande, M., Galvão, C., Miranda, L., Rufino, I., (2014). Environmental equity as a criterion for water management, in: IAHS-AISH Proceedings and Reports.
- Guedes, M. J. F, Ribeiro, M. M. R.; Vieira, Z. M. C. Alternativas de Gerenciamento da Demanda de Água na Escala de uma Cidade. In: Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Volume 19, No. 3, Jul/set, 2014. Porto Alegre: 2014.

- HAGEN, A. Fuzzy set approach to assessing similarity of categorical maps. *International Journal of Geographical Information Science*, v. 17, n. 3, p. 235 - 249, 2003.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2010. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/sociais/populacao/9662-censo-demografico-2010.html?=&t=o-que-e>. Acesso em: 28/11/2017.
- IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. 2014. *Climate Change 2014 – Impacts, Adaptation and Vulnerability: Part A: Global and Sectoral Aspects*. Cambridge University Press. (<https://doi.org/10.1017/CBO9781107415379>).
- Johansson, A., M. Batty, K. Hayashi, O. Al Bar, D. Marcozzi, and Z. Memish (2012). Crowd and environmental management during mass gatherings. *The Lancet Infectious Diseases* 12(2), 150{156.
- MAEDA, E. E. et al. Dynamic modeling of forest conversion: Simulation of past and future scenarios of rural activities expansion in the fringes of the Xingu National Park, Brazilian Amazon. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, v. 13, n. 3, p. 435 - 446, 2011.
- Malleson, N., A. Heppenstall, and L. See (2010). Crime reduction through simulation: An agent-based model of burglary. *Computers, Environment and Urban Systems* 34(3), 236{250.
- Matthews, R., N. Gilbert, A. Roach, J. Polhill, and N. Gotts (2007). Agent-based land-use models: a review of applications. *Landscape Ecology* 22(10), 1447{1459.
- MENESES, R. A. Diagnóstico operacional de sistemas de abastecimento de água: o caso de Campina Grande. Dissertação de Mestrado. Campina Grande - PB: Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Campina Grande, 2011.
- NUNES, R. T. S.; DELETIC, A.; WONG, T. H. F.; PRODANOFF, J. H. A.; e FREITAS, M. A. V. Procedures for integrating Water Sensitive Urban Design (WSUD) technologies into the site planning process: Criteria for streetscape scale applied in Melbourne Region – Australia. In: *12nd International Conference on Urban Drainage, Porto Alegre/ Brazil, 2011. Proceedings...* Porto Alegre: 2011.

- Oliveira, L. M. (2019) *Modelagem dinâmica e cenários urbanos de demanda de água: simulações em Campina Grande - P.* (Dissertação de mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande.
- Ramachandra, T.V and Kumar, Utam. Geoinformatics for Urbanization and Urban Sprawl pattern analysis. In: Koshi, Pani & Mohapatra et al (org.). *Geoinformatic for Natural resources Management.*(Capítulo 19). Nova Science Publishers, 2009.
- ROSSETTI, L. A. F. G.; ALMEIDA, C. M.; PINTO, S. A. F. Análise de mudanças no uso do solo urbano e rural com a aplicação de modelagem dinâmica espacial. In: *Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR*, p. 6316 - 6323, 2013.
- SANCHES, A. M e GARCIAS, C. M.; SANCHES, A. M. Vulnerabilidades socioambientais e as disponibilidades hídricas urbanas: levantamento teórico-conceitual e análise aplicada à região metropolitana de Curitiba - PR. *Risco, Revista de Pesquisa em Arquitetura e Urbanismo*. São Carlos, n. 10, 2009. Pag. 96 a 149.
- Simpson, Richard. Introduction: A Green Economy for Green Cities. In: *Local Sustainability*, Volume 3, pp 13-16, 2013.
- SOARES-FILHO, B. S.; CERQUEIRA, G. C.; PENNACHIN, C. L. DINAMICA - A stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. *Ecological Modelling*, v. 154, n. 3, p. 217 - 235, 2002.
- UNISDR, 2013: *Global Assessment Report on Disaster Risk Reduction 2013 – From Shared Risk to Shared Value: The Business Case for Disaster Risk Reduction*. United Nations International Strategy for Disaster Reduction (UNISDR), UNISDR Secretariat, Geneva, Switzerland, 246 pp.
- Wong, T. H. F., & Brown, R. R. (2009). The water sensitive city: principles for practice. *Water Science and Technology*, 60(3), 673-682.

MODELAGEM DINÂMICA ESPACIAL APLICADA À PREVISÃO DA DEMANDA HÍDRICA

Tereza Margarida Xavier de Melo Lopes

Samiria Maria Oliveira da Silva

Laís Marques de Oliveira

Tais Maria Nunes Carvalho

1. INTRODUÇÃO

A crescente demanda por recursos hídricos agrava os efeitos adversos das secas que atingem, majoritariamente, as regiões áridas e semiáridas do mundo. Tais localidades abrangem cerca de dois terços da população pobre das áreas rurais do planeta, onde a escassez destaca-se como um dos obstáculos mais influentes para o desenvolvimento local (KROL e BRONSTERT, 2007; DESCHEEMAER *et al.*, 2010).

Nesse viés, a UNESCO (2018) prevê, para as próximas duas décadas, o aumento expressivo do uso doméstico de água na maior parte das regiões do mundo. Agravando ainda mais essa conjuntura, a disponibilidade de água doce tende a permanecer constante ou diminuir (UNESCO, 2018), o que deve dificultar a gestão dos recursos hídricos e aumentar a vulnerabilidade dos sistemas de abastecimento de água.

No Brasil, existem diversos problemas de distribuição de água ocasionados, principalmente, pelo desequilíbrio entre a oferta e a demanda de água (SANTOS e FARIAS, 2017). Para mitigar esses

problemas é necessário aplicar técnicas eficientes de gerenciamento de sistemas de abastecimento de água, muitas das quais exigem a aplicação de ferramentas de previsão (GROPPO, COSTA e LIBÂNIO, 2019).

Tais fatores evidenciam a necessidade de analisar o consumo de água atual e de realizar previsões de demanda hídrica. Esses estudos viabilizam a elaboração de um planejamento capaz de atender as demandas futuras e apto para implantar estratégias redutoras de consumo hídrico.

Nesse contexto, a cidade de Fortaleza tem apresentado acentuado crescimento populacional e da expansão urbana. Como agravante, destaca-se a precipitação anual baixa e extremamente variável, o que deixa a oferta hídrica altamente vulnerável às condições climáticas (CARVALHO, 2019; CARVALHO, SOUZA FILHO e PORTO, 2021). Portanto, é necessário conhecer as demandas hídricas atuais e futuras para ampliar as fontes de abastecimento de água e impedir possíveis desabastecimentos.

Diante do exposto, o presente estudo realiza a projeção da demanda hídrica urbana da cidade de Fortaleza para o ano de 2040, utilizando modelagem espacial dinâmica com base na teoria de autômatos celulares. A análise utiliza tecnologias de sensoriamento remoto e geoprocessamento que viabilizam a obtenção de dados espacializados. Os resultados podem indicar as necessidades de expansão das fontes de abastecimento e das instalações de distribuição de água.

2. PREVISÃO DA DEMANDA HÍDRICA

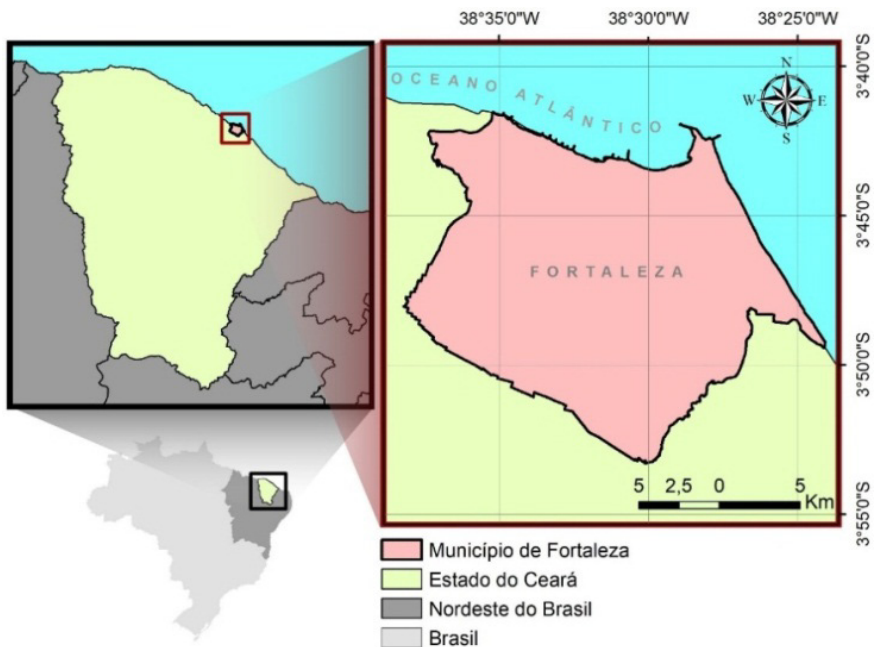
2.1. Local de aplicação

O Estado do Ceará, situado no semiárido nordestino, possui baixa disponibilidade hídrica em razão, principalmente: (i) da variabilidade no regime de chuvas, agravada por secas sucessivas; (ii) das intensas

taxas de evaporação (maiores que 2.000mm); (iii) dos baixos índices de precipitação (menores que 900mm). Tal contexto contribui para um balanço hídrico desfavorável (CEARÁ, 2018). Esse cenário atinge diversas esferas socioeconômicas do Estado, visto que limitam os volumes de produção e afetam, intensamente, as camadas sociais com maior vulnerabilidade econômica (KHAN e CAMPOS, 1995).

A demanda hídrica estimada para o Ceará é de 1,55 bilhões de m³ por ano, ou 49m³/s. Esse consumo pode ser dividido, de modo sumário, em: consumo humano, industrial e agropecuário. A demanda humana é mais expressiva nos grandes centros urbanos, como nas regiões do Cariri, Sobral e Fortaleza (CEARÁ, 2018). Nesse contexto, a cidade de Fortaleza (Figura 1), foco do presente estudo, é o principal pólo de demanda de água para abastecimento humano.

Figura 1: Localização da capital do Ceará - Fortaleza



Fonte: Adaptado de Oliveira *et al.* (2020).

Segundo estimativas do IBGE (2020), a capital possui, aproximadamente, 312,353km² de área e 2.686.612 habitantes. Vale salientar que a média de consumo per capita residencial da cidade foi de 116,24 litros diários no período 2009-2017, atingindo seu pico de 129,05 L/hab.dia no ano de 2013.

A oferta de água bruta de Fortaleza é constituída por águas locais e inter-regionais que formam o sistema Jaguaribe-Metropolitano (SILVA, 2019). O volume de água local é armazenado em cinco reservatórios que, em conjunto, possuem 871hm³ de capacidade de acumulação, são eles: Gavião, Pacoti e Riachão, Pacajus e Aracoíaba. Entretanto, em função do crescimento da demanda urbana, a bacia do Jaguaribe passou a fornecer água à região, formando o sistema Jaguaribe-Metropolitano. Em suma, o funcionamento do Sistema de Abastecimento de Água de Fortaleza é descrito no Quadro 1.

Quadro 1: Elementos do SAA de Fortaleza

Sistema	Funcionamento
Captação	A água é captada do açude Gavião por torre de tomada d'água, e em seguida, passa por uma galeria que atravessa a barragem e continua por uma adutora até chegar às estações de tratamento (ETA Gavião e ETA Oeste).
Estação de Tratamento de Água	O tratamento é realizado pela ETA Gavião, que possui capacidade nominal de 5,4 m ³ /s, e a ETA Oeste com uma vazão variante entre 0,75-1,5 m ³ /s.
Estações Elevatórias de Água Tratada	A partir da ETA Gavião sucedem-se duas estações elevatórias (Gavião Novo e Gavião Velho). A EEE do Gavião Novo opera com seis conjuntos motor-bomba instalados de 2200 CV. A EEE Gavião Velho funciona com dois conjuntos motor-bomba de 2.000 CV. Da ETA Oeste, por sua vez, origina-se a outra estação elevatória com vazão máxima de 3,0 m ³ /s.
Reservação	O principal centro de reservação do sistema é o reservatório Ancuri, com capacidade de 80.000 m ³ de água. Dele originam-se as linhas do macrossistema de distribuição de água que abastecem, por gravidade, a maior parte de Fortaleza.
Rede de Distribuição	A rede de distribuição de Fortaleza possui cerca de 98,5% de cobertura de água e 4.667 km de extensão.

Fonte: Prefeitura de Fortaleza (2014)

De acordo com a Secretaria Municipal de Urbanismo e Meio Ambiente de Fortaleza (SEUMA), o abastecimento de água da Região Metropolitana de Fortaleza passou por crises hídricas, em que foi preciso importar água de outras bacias hidrográficas do Ceará, haja vista que a disponibilidade de água era insuficiente para atender a população.

Nesse contexto, as condições de escassez hídrica, associadas à crescente demanda de água, põe em evidência a relevância de estudos que estimem as demandas hídricas futuras de Fortaleza, a fim de nortear o gerenciamento de recursos hídricos.

2.2. Obtenção e espacialização dos dados

A estimativa foi iniciada a partir da obtenção dos dados de micromedição de água levantados junto à Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE) para os anos de 2009 a 2017. Os dados estavam organizados por setor censitário com suas respectivas populações. Posteriormente, obteve-se o mapa de Fortaleza setorizado no formato “*shapefile*”, o arquivo básico de sistemas de informação geográfica que trata de dados cadastrais.

As informações obtidas foram organizadas espacialmente, a nível de setor censitário, por classe de consumo per capita com o objetivo de identificar os polos de maior e menor demanda hídrica (Tabela 1).

Tabela 1: Divisão categórica da demanda hídrica

Classe	Demanda (l/hab.dia)
1	0-50
2	50-200
3	200-400
4	400-600
5	600-800
6	>800

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

A espacialização foi efetuada no *software* QGIS, no qual realizou-se a união dos dados tabulados com a *shapefile* do mapa de Fortaleza a partir da função “*join*” (união). Esta junção foi efetivada através da codificação por ID, que agrega as informações por meio de um campo comum aos dados tabulados e à tabela de atributos da *shapefile*, ou seja, a espacialização só é possível devido à codificação comum às duas bases de dados (espacial e não espacial).

2.3. Modelo de simulação de demanda

2.3.1. Simulação dinâmica

Para simulação dinâmica urbana da cidade de Fortaleza foi utilizado o *software* DINAMICA EGO (*Environment for Geoprocessing Objects*). O programa foi desenvolvido pelo o Centro de Sensoriamento Remoto (CSR), pertencente ao Instituto de Geociências da Universidade Federal de Minas Gerais (DIAS e WALDE, 2013).

Os algoritmos de autômatos celulares (AC's) representam o principal modelo matemático que conduz a simulação do *software*. Para representar fenômenos, os AC's executam modelos de sistemas dinâmicos simples que identificam uma vasta variedade de comportamentos. Tal simplicidade atrelada a versatilidade e a representatividade do método, tornou o AC uma das ferramentas favoritas para o estudo de comportamentos genéricos de sistemas dinâmicos complexos (BAR-YAM, 1997).

A modelagem por autômatos celulares é composta por células espacializadas agregadas a valores numéricos. Os estados de cada célula variam a partir da interação de três fatores: o estado da célula (valor e geometria), o estado das células vizinhas, e o padrão de transição celular identificado em um determinado espaço temporal, isto é, as mudanças ocorridas no cenário estudado. Com base nesses três elementos, os autômatos celulares reconhecem um padrão de transformação e tornam possível a elaboração de certos prognósticos (WOLFRAM, 1994).

Para estimar a demanda hídrica por modelagem dinâmica, o estudo é consolidado em três etapas principais:

- A) organização dos dados de entrada;
- B) calibração do modelo (determinação dos parâmetros de cada variável, realização de testes de simulação e validação do modelo);
- C) estimativa de cenários futuros (prognóstico).

2.3.2. Primeira fase: organização dos dados de entrada

Os dados de entrada foram convertidos em arquivos TIF para que pudessem ser inseridos como base da modelagem. O TIF é um formato gráfico que permite armazenar imagens em *bitmap (raster)*, o que o torna compatível para leitura e edição nos dois *softwares* que basearam a simulação: o DINAMICA EGO e o QGIS.

Para compor os dados de entrada do modelo de simulação, era preciso adotar anos que não representassem períodos de escassez hídrica, uma vez que esta conjuntura tende a reduzir a demanda e gerar um prognóstico não representativo do fenômeno. A partir dessas premissas, foram escolhidos os anos de 2010 e 2013 como base da simulação dinâmica. Estes dados, espacializados por setor censitário e categoria de consumo, compõem cenários que norteiam a assimilação e identificação das variações de demanda hídrica urbana de Fortaleza.

Além disso, foram adicionadas variáveis explicativas (estáticas e dinâmicas) das mudanças observadas no consumo de água. Tais variáveis foram selecionadas conforme disposto na Tabela 2.

Tabela 2: Variáveis utilizadas na modelagem.

Variável estática	Variável dinâmica
Mapa de diferença do consumo de água entre os anos 2010 e 2013	Distância às classes de consumo de água

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

A variável estática foi obtida por meio de uma subtração matricial no QGIS, entre os mapas categóricos do ano de 2010 e 2013. Já a variável dinâmica, representada por indicadores de distância, foi calculada pelo modelo de simulação do Dinâmica EGO. Tais distâncias são determinadas a partir das estimativas de probabilidade de mudanças de classes ocorridas entre os mapas categóricos dos anos base da simulação.

2.3.3. Segunda fase: calibração e validação do modelo

A calibração do modelo é realizada a partir de quatro etapas principais: cálculo das matrizes de transição, cálculo dos coeficientes dos pesos de evidência, análise da correlação dos mapas, e ajuste e execução do modelo de simulação.

O resultado da matriz de transição, ou cadeia de markov, corresponde ao percentual de mudanças de uma classe de consumo para a outra, ou seja, retorna ao DINAMICA EGO a porcentagem de regiões que alteraram a intensidade de demanda por categoria. Estes dados são calculados por meio da análise dos mapas categóricos final e inicial (ROSSETTI *et al.*, 2013). Essas taxas de transição são estimadas em um passo simples e em passos múltiplos, o primeiro corresponde ao período completo entre os anos base adotados (três anos entre 2010 e 2013), já o segundo é delimitado por um espaço temporal de um ano.

A calibração é pautada no método dos pesos de evidência descrito por Bonham Carter *et al.* (1988) e Bonham-Carter (1994), também denominado por teorema da probabilidade condicional de Bayes. O modelo infere a possibilidade de ocorrência de um evento diante de um episódio anterior, o qual pode ter sido uma variável explicativa ou uma evidência (TRENTIN e FREITAS, 2010). No caso do presente estudo, o método calcula a probabilidade de ocorrer uma transição categórica influenciada pela vizinhança, ou seja, estima a possibilidade de mudança da classe de consumo de uma região de acordo com a demanda hídrica de suas proximidades.

Para o cálculo dos pesos de evidência, o DIMAMICA EGO utiliza uma equação que converte a fórmula de log odds (logaritmo neperiano do odds ou chance) para uma fórmula de probabilidade condicional comum, conforme as formulações 1 e 2 abaixo (Novaes, 2010):

$$P\left(\frac{T_i^\alpha}{V_i^1}, \dots, V_i^{m_\alpha}\right) = \frac{O(T_i^\alpha) e^{\sum_{y=1}^{m_\alpha} W_{i,v}^+}}{1 + O(T_i^\alpha) e^{\sum_{y=1}^{m_\alpha} W_{i,v}^+}} \quad (1)$$

$$W^+ = \log e \frac{P\left\{\frac{V_j}{T}\right\}}{P\left\{\frac{J}{T}\right\}} \quad (2)$$

em que:

P: retrata à probabilidade de transição (T) de categoria de consumo;

i: representa uma notação de alocação das células da área de estudo, identificada por meio de coordenadas x,y;

α : refere-se a um tipo de transição categórica de consumo, por exemplo, da classe 1 para uma classe 2;

V_i^1 : representa a primeira variável observada na célula i, empregada para explicar a transição α ;

$V_i^{m_\alpha}$: significa a m-ésima variável observada na célula i, empregada para explicar a transição α ;

T_i^α : retrata o odds ou chance da transição T^α na i-ésima célula, obtida pela divisão entre a probabilidade de ocorrência de T_i^α e a probabilidade complementar, isto é, $P(T_i^\alpha)$;

$W^+_{i,v}$: corresponde ao peso positivo de evidência para a i-ésima célula referente à v-ésima variável.

O método dos pesos de evidência é empregado no DINÂMICA EGO com o objetivo de gerar um mapa de probabilidades de transição, o qual retorna ao modelo uma representação gráfica das áreas mais favoráveis a mudanças de classe de consumo. Tais resultados são obtidos por meio de evidências do fenômeno ou de variáveis

explicativas, entretanto, de acordo com o teorema de Bayes, essas variáveis devem ser independentes para que possam explicar as transformações ocorridas no cenário analisado.

Por conta de tal premissa, aplicou-se uma análise de correlação para analisar a interdependência espacial dos mapas. Para isto, o modelo utiliza o: (i) Incerteza de Informação Conjunta – JIU, que consiste em um indicador de correlação entre os mapas; e (ii) o Índice de Cramer (V), que se baseia nas dimensões de área das categorias (ALMEIDA, 2003).

De acordo com Bonham-Carter (1994), a dependência espacial entre os pares de variáveis cresce à medida que se aproximam de 1 (100%). Portanto, para que a modelagem dinâmica tenha êxito, é recomendado que as variáveis que contenham correlação acima de 0,5 (50%) sejam desprezadas ou combinadas com uma terceira que substituirá o par correlacionado no modelo.

Para prosseguir com a calibração, o DINAMICA EGO utiliza como regra local de Autômato Celular dois functores que funcionam como mecanismos de transição: o *expander* e o *patcher*. O *expander* dedica-se a analisar a ampliação ou redução de manchas pré-existentes, e a função *patcher* é caracterizada por produzir novas manchas (SOARES-FILHO *et al.*, 2007).

O *software* RStudio foi utilizado para complementar a calibração. A plataforma utiliza a linguagem de programação em R para a manipulação de dados. O aplicativo foi empregado para determinar o tamanho médio e a variância da área de mudança, além de definir o índice de isometria. De acordo com Almeida *et al.* (2008), o índice de isometria é inversamente proporcional ao grau de fragmentação das manchas. Tal indicador varia entre 0 e 2 e aponta manchas mais isométricas à medida que o número aumenta.

Para validar o modelo, o DINAMICA EGO reconhece as distinções entre os mapas reais de uso final e inicial, e identifica as discrepâncias entre os mapas de uso final simulado e inicial real, sendo que nesta

etapa são gerados os “mapas de diferença”. Além disso, o modelo também elabora “mapas de similaridade”, os quais são produzidos através da comparação entre os mapas de uso simulado e real referentes ao mesmo ano, tal defrontação considera a posição das células e avalia as classes de uso que estão inseridas (Rodrigues *et al.*, 2007). O detalhamento desta etapa está evidenciado na Figura 3a.

A validação foi pautada no índice de similaridade *fuzzy* desenvolvido pelo Centro de Sensoriamento Remoto da Universidade Federal de Minas Gerais (CSR/UFMG). O modelo trata-se de uma adaptação do índice de similaridade *fuzzy* criado por Hagen (2003). Este indicador considera que o aspecto de uma célula é influenciado por ela mesma e pelas células adjacentes (HAGEN, 2003). Como resposta ao teste, o DINAMICA EGO retorna valores que variam de 0 a 1, em que 1 representa a medida máxima de similaridade (100%).

Tal avaliação foi possível por meio da comparação entre os dois mapas de diferença resultantes. Para tanto, adotou-se uma função de decaimento exponencial com o tamanho de janela 11x11 e uma função de decaimento constante, estimada com as dimensões: 1x1, 3x3, 5x5, 7x7, 9x9 e 11x11.

2.3.4. Terceira fase: obtenção de cenários futuros

Com a validação concluída, realizou-se a simulação de prognósticos para a demanda hídrica da cidade a partir das mesmas premissas e parâmetros de ajuste empregados na calibração e validação do modelo. Para tanto, apenas foi necessária a alteração do número de interações do programa. Nesta etapa foram obtidos, ainda, os cenários de tendência dos anos posteriores a 2013 até o ano de 2040, com um espaço temporal de 3 anos para cada projeção.

Para a estimativa da demanda total de água de 2040, em litros por dia, foi preciso realizar, juntamente com o prognóstico da demanda per capita, a projeção populacional. Para tanto, utilizou-se como base os estudos de crescimento demográfico apresentados no Relatório de

Avaliação da Segurança Hídrica de Fortaleza anexados ao Fortaleza 2040, o qual apresenta uma perspectiva de crescimento populacional de 26% entre 2012 e 2040. Tendo em vista que o presente estudo tem como base o ano de 2010 (ano do último censo populacional), a taxa de crescimento adotada foi convertida em anual, para viabilizar a projeção de 2010 para 2040. Sabendo que uma taxa de crescimento populacional anual tem sempre sua incidência aplicada ao ano anterior, utilizou-se a Equação 3 para efetuar o prognóstico:

$$P_f = P_i(1 + i)^n \quad (3)$$

em que:

P_f: População final (projetada);

P_i: População inicial (ano base);

i: taxa de crescimento;

n: unidade temporal (quantidade de anos, meses, etc).

Devido a inexistência dos dados de consumo hídrico de 91 setores censitários, realizou-se a estimativa por meio dos dados do último censo (2010) fornecido pelo IBGE. Para tanto, efetuou-se a multiplicação da população pelo consumo per capita médio do ano de 2010, feito isso, realizou-se a subtração entre a demanda hídrica total do ano de 2010 e a demanda dos setores pré calculados pela simulação. Posteriormente, efetuou-se a projeção populacional dos 91 setores como detalhada na equação 3.

2.3.5. Adição de uma variável explicativa

Para selecionar outras variáveis explicativas, é necessário avaliar o grau de influência que elas possuem com a variável dependente. A adição de tais variáveis corrobora para o cálculo de probabilidade de transições categóricas. A escolha da variável explicativa foi baseada no estudo de Carvalho (2019), a qual elencou uma séries de variáveis que poderiam estar correlacionadas com a demanda per capita. Segunda a autora supracitada, a variável que apresentou a maior

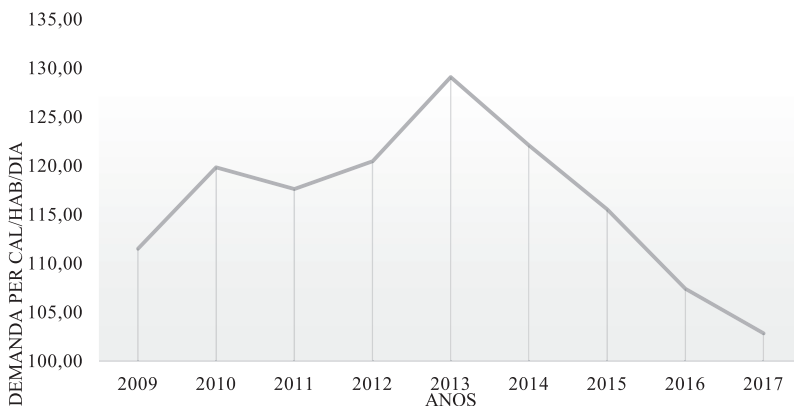
correlação é a V01, correspondente a renda per capita. Portanto, foi realizada uma nova simulação para averiguar o efeito da adição de outra variável explicativa ao prognóstico.

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Primeiramente, foram observados as médias anuais de demanda de 2009 a 2017 (Figura 2). O gráfico demonstra o crescimento do consumo até o ano de 2013, seguido do decaimento até o ano de 2017. A redução do consumo per capita entre os anos de 2013 a 2017 é decorrente do período de racionamento vivenciado pela capital durante esse intervalo. Vale ressaltar que, como mencionado anteriormente, anos secos encorajam a redução do consumo e, portanto, não foram considerados para a simulação.

Importante pontuar que o espaço temporal entre 2010 e 2013, além de ser representativo de anos típicos, favorece a simulação, haja vista que o DINAMICA EGO trabalha em passos iguais para calcular as taxas de transição da segunda fase de calibração, ou seja, de 2010 a 2040, o programa executará dez passos de três anos.

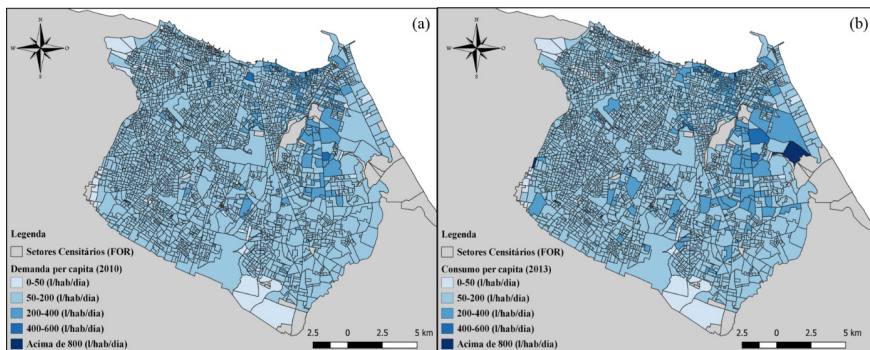
Figura 2: Média anual da demanda per capita em Fortaleza (2009–2017)



Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

Com a espacialização dos dados de demanda de 2010 a 2013, é possível identificar as transformações ocorridas nos padrões de consumo dos fortalezenses (Figura 3). Por meio da comparação dos mapas, é notório o aumento do consumo principalmente na parte leste da cidade. Tal comportamento é decorrente do crescimento urbano desordenado que propiciou a intensificação de expansões urbanas principalmente na zona leste da cidade: Aldeota e suas adjacências. Além disso, de acordo com o censo do IBGE 2010, nove dos bairros mais ricos de Fortaleza estão situados na Regional II (Guararapes, Varjota, Cocó, De Lourdes, Aldeota, Meireles, Mucuripe, Dionísio Torres, e Praia de Iracema). Este fator reforça a correlação direta entre a renda e a demanda per capita.

Figura 3: Comparação entre as demandas hídricas de 2010 e 2013



Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

A Tabela 4 contém os percentuais resultantes da matriz de transição, os dados evidenciam as mudanças categóricas ocorridas entre as células. É notório, por exemplo, uma maior transição percentual da classe 4 para a classe 3, em que 66,51% das células de classe 4 migram para a classe 3 entre os anos de 2010 a 2013.

Tabela 4: Matriz de transição de passo único

Classes		Percentual de transição
De (2010)	Para (2013)	
1	2	9,05%
2	1	0,25%
2	3	7,31%
2	4	0,04%
2	6	0,71%
3	2	12,16%
3	4	9,00%
3	6	0,08%
4	3	66,51%

Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

Para proceder com a validação do modelo, foi necessário avaliar o grau de correlação entre as variáveis. A Tabela 5 comprova que a convergência entre os indicadores não interfere na qualidade da simulação, uma vez que os percentuais de correlação não ultrapassam o limite de 50% pré determinado para a modelagem dinâmica.

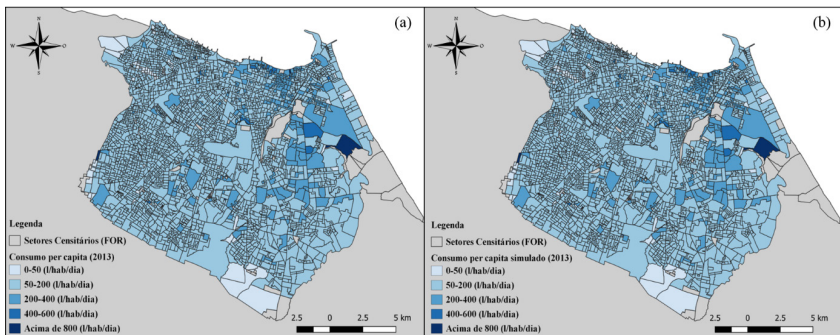
Tabela 5: Testes de correlação.

Classes		Indicadores de Independência	
De (2010)	Para (2012)	Índice Cramer	Incerteza de Informação Conjunta
1	2	14,37%	3,76%
2	1	6,03%	0,93%
2	3	10,31%	1,54%
2	4	6,90%	2,01%
2	6	8,53%	1,88%
3	2	15,11%	5,67%
3	4	12,19%	1,82%
3	6	7,81%	2,01%
4	3	7,82%	2,16%

Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

A Figura 4 apresenta uma comparação entre o cenário real de 2013 (a) e o simulado pelo DINAMICA EGO para o mesmo ano (b). Visualmente, não é perceptível mudanças no padrão de consumo, em que tal fator corresponde a uma das evidências de validação da modelagem. Entretanto, prosseguiu-se com uma análise quantitativa verificando o percentual de similaridade fuzzy (Tabela 6).

Figura 4: Comparação entre o cenário de 2013 real e o simulado



Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

Tabela 6: Percentual de similaridade fuzzy encontrado pelo DINAMICA EGO

Dimensão da janela	Percentual de Similaridade
1	0,99
3	1
5	1
7	1
9	1
11	1

Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

O menor valor da similaridade *fuzzy* entre os mapas de diferença foi de 0,99, com a validação utilizando função de decaimento

exponencial em janela de tamanho 1x1. Isso demonstra um alto valor de similaridade, se comparado com Novaes *et al.* (2011), que indicam que valores próximos a 0,4 correspondem a um bom nível de compatibilidade. Os valores utilizados para a parametrização dos modelos de simulação de demanda de água urbana se encontram na Tabela 7.

Tabela 7: Parâmetros encontrados para o ajuste e execução do modelo

Classes		Parâmetros analisados		
De (2010)	Para (2012)	Tamanho médio (ha)	Variância (ha)	Isometria
1	2	12.9250521381875	13.2612094992097	1.2909801257007
2	1	4.55611300926827	4.05369205698127	1.2075827398408
2	3	31.02762222616604	60.6231576605409	1.34629422356319
2	4	4.72319190664623	0.190845772916284	1.27739984882842
2	6	59.9770400843965	92.2899469279908	1.38472780416514
3	2	10.07254411117736	10.9689590678315	1.27015919259182
3	4	18.6498606142431	38.8429262144262	1.3513989710339
3	6	1.61938008227871	NA	1.05820105820106
4	3	12.3972541854448	11.1283797741384	1.31644204851752

Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

A partir do modelo de simulação validado, foi realizada uma comparação entre o cenário de 2016 real e o obtido pelo DINA-MICA EGO. A confrontação entre os dados foi efetuada por meio da diferença percentual direta realizada entre o consumo simulado (m³) e o balanço hídrico fornecido pela CAGECE para o ano de 2016 (Tabela 8). O resultados evidenciam uma diferença de 1,22%, portanto a simulação estaria superestimando os dados reais. Tal fator pode ser explicado pelo fato de que 2016 configura-se como

um ano seco e, como explicitado anteriormente, períodos de escassez hídrica tendem a apresentar demandas reduzidas.

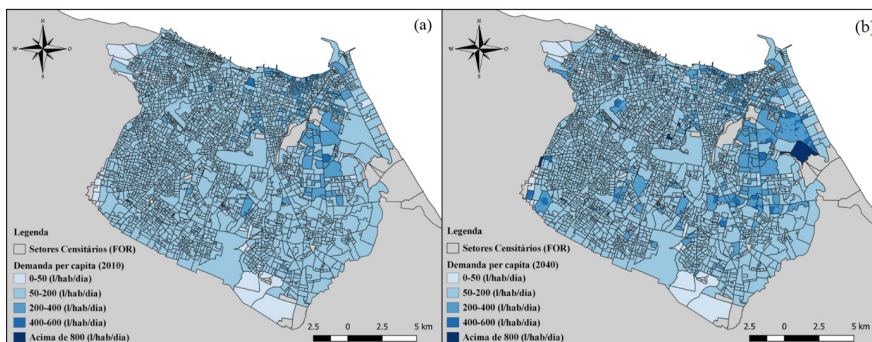
Tabela 8: Diferença percentual entre a demanda de 2016 estimada e real.

Validação 2016 (m ³ /dia)		Diferença
Simulado	Real	1,22%
415.589,37	410.577,59	

Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

O cenário estimado para o ano de 2040 pode ser observado na Figura 8b, em contraste com o cenário real de 2010 (Figura 5a). Os mapas evidenciam uma intensificação da demanda per capita principalmente na zona leste da cidade. A demanda futura calculada é de 533.994 m³ por dia (6,18 m³/s), totalizando um crescimento de 33%. A partir de então, foi possível calcular, por meio da equação 3, a taxa anual de crescimento da demanda correspondente a, aproximadamente, 0,96%.

Figura 5: Comparação da demanda hídrica de 2010 e 2040



Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

Por fim, a adição da renda per capita como variável explicativa resultou em uma demanda 0,22% menor que a estimada sem o incremento da variável. Os parâmetros encontrados para o ajuste e execução do modelo, bem como o percentual de similaridade, são bem próximos do encontrados na primeira simulação. Além disso, embora a correlação de Pearson tenha indicado alto grau de correlação, os indicadores de independência encontrado pelo DINAMICA EGO atendem as recomendações de Bonham-Carter (1994), ou seja, não ultrapassaram os 50% e, portanto, a simulação não foi prejudicada.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo desenvolveu uma modelagem dinâmica espacial baseada em autômatos celulares com o objetivo de prognosticar cenários da demanda hídrica urbana para a cidade de Fortaleza-CE no ano de 2040.

Nesse contexto, o presente estudo demonstrou a aplicabilidade da modelagem dinâmica complexa como ferramenta viável para previsões de demanda hídrica urbana em cidades com características espaciais semelhantes à cidade de Fortaleza. Os dados apontam uma diferença percentual de 1,22% entre o consumo real do ano de 2016 e o estimado pela simulação para o mesmo ano. A diferença percentual apresentada é majorada em função do período de racionamento vivenciado em 2016 que, como pontuado anteriormente, tende a reduzir o consumo de água. Ademais, a ligeira superestimação da demanda é favorável, haja vista que atua em função da segurança.

A modelagem demonstrou que a cidade terá um aumento no consumo de cerca de 33% entre os anos de 2010 a 2040, caso o padrão identificado entre os anos de 2010 e 2013 seja preservado. Além disso, é geograficamente perceptível a relação entre a demanda e a renda, uma vez que os bairros com maior renda per

capita apresentam consumos superiores a 200 litros diários por habitante, o qual excede o ideal de 110 litros estabelecido pela OMS.

Os dados obtidos sinalizam a necessidade de definir estratégias que contribuam para a redução da demanda hídrica. Portanto, recomenda-se a adoção de algumas medidas de racionamento que não sejam limitadas a períodos secos, mas que reverberem como forma de consciência ambiental contínua, como por exemplo: (i) o manejo equilibrado e econômico da água disponível nos reservatórios; (ii) a busca de fontes alternativas de água que possam minimizar as possibilidades de escassez; (iii) a veiculação de campanhas de conscientização do uso racional da água; (iv) o controle de pressões com o uso de válvulas redutoras de pressão e medidores de pressão; (v) o controle de perdas no sistema, com a implementação de medidas de combate à fraude e ao uso não autorizado, bem como a identificação de vazamentos e a redução dos erros de medição.

Por fim, salienta-se que a previsão da demanda hídrica possibilita averiguar se as condições atuais de oferta são suficientes para atender as demandas futuras e, a partir de então, traçar planos, projetos e ações que possibilitem o alcance de um balanço hídrico favorável. Nesse viés, recomenda-se: (i) a utilização outras metodologias de estimativa de consumo a longo prazo que viabilizem comparações e análises; e (ii) a aplicação da metodologia desenvolvida em outras cidades com características semelhantes à cidade de Fortaleza.

5. REFERÊNCIAS

ADAMOWSKI, J.F. Peak Daily Water Demand Forecast Modeling Using Artificial Neural Networks. *Journal of Water Resources Planning and Management*, v. 134, n. 2, p. 119-128, mar. 2008. American Society of Civil Engineers (ASCE). [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9496\(2008\)134:2\(119\)](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)0733-9496(2008)134:2(119)).

ALMEIDA, C. M. de. **Modelagem da dinâmica espacial como uma ferramenta auxiliar ao planejamento**: simulação de mudanças de uso da terra em áreas

- urbanas para as cidades de Bauru e Piracicaba (SP), Brasil. 2003. 351f. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) – Instituto de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2003.
- ALMEIDA, C. M. GLERIANI, J. M., CASTEJON E. F., SOARES-FILHO, B. S. **Using neural networks and cellular automata for modelling intra-urban land-use dynamics**. *International Journal of Geographical Information Science*, v. 22, n. 9, p. 943 - 963, set. 2008.
- BAR-YAM, Y. **Dynamics of Complex Systems**. Boston: Addison-Wesley, 1997.
- BONHAM-CARTER, G. F. **Geographic Information Systems for Geoscientists: Modelling with GIS**. Ontario: Pergamon, 1994.
- CAGECE. **Balço hídrico da CAGECE**. Fortaleza: CAGECE, 2016.
- CARVALHO, T. M. N. **Water demand modeling using machine learning techniques**. 2019. 58 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)-Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Recursos Hídricos, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2019.
- CARVALHO, T. M. N.; SOUZA FILHO, F. A.; PORTO, V. C. Urban Water Demand Modeling Using Machine Learning Techniques: case study of fortaleza, brazil. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 147, n. 1, p. 05020026, jan. 2021. American Society of Civil Engineers (ASCE). [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)wr.1943-5452.0001310](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)wr.1943-5452.0001310).
- CEARÁ. **Estudo Setorial Especial Recursos Hídricos**: Ceará 2050. Governo do Estado do Ceará. 2018. Disponível em: <<http://www.ceara2050.ce.gov.br/api/wp-content/uploads/2018/10/ceara-2050-estudo-setorial-especial-recursos-hidricos.pdf>>. Acesso em: 17 jan. 2021.
- DESCHEEMAER, K.; MAPEDZA, E.; AMEDE, T.; AYALNEH, W. Effects of integrated watershed management on livestock water productivity in water scarce areas in Ethiopia. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 35, n. 13-14, p. 723-729, jan. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pce.2010.06.006>.
- DIAS, L. T.; WALDE, D. H.-G. MODELAGEM DA DINÂMICA ESPACIAL DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO LAGO PARANOÁ-DF. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 65, n. 1, 21 fev. 2013.
- GROPPO, G. S.; COSTA, M. A.; LIBÂNIO, M. Predicting water demand: a review of the methods employed and future possibilities. **Water Supply**, v. 19, n.

- 8, p. 2179-2198, 29 ago. 2019. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/ws.2019.122>.
- HAGEN, A. Fuzzy set approach to assessing similarity of categorical maps. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 17, n. 3, p. 235-249, abr. 2003. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/13658810210157822>.
- IBGE. **Panorama de Fortaleza**. 2020. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ce/fortaleza/panorama>>. Acesso em: 4 nov. 2020.
- KHAN, A. S. CAMPOS, R. T. Efeitos das secas no setor agrícola do Nordeste. **Desenvolvimento sustentável no Nordeste**. Rio de Janeiro: IPEA, p. 175-193, 1995.
- KROL, M. S.; BRONSTERT, A. Regional integrated modelling of climate change impacts on natural resources and resource usage in semi-arid Northeast Brazil. **Environmental Modelling & Software**, v. 22, n. 2, p. 259-268, fev. 2007. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2005.07.022>.
- NOVAES, M. R.; ALMEIDA, C. M.; RUDORFF, B. F. T.; AGUIAR, D. A. Cenários prognósticos baseados em modelagem dinâmica espacial para o manejo da colheita da cana-de-açúcar no estado de São Paulo. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 15, 2011, Curitiba. **Anais [...]**. Curitiba: INPE, 2011. p. 407-414.
- NOVAES, M. R. **Análise da redução da queima na colheita da cana-de-açúcar por meio de modelagem dinâmica espacial**. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, p. 25, 2010. Disponível em: <<http://urlib.net/sid.inpe.br/mtdcm19@80/2010/02.25.12.38>>. Acesso em: 23 mar. 2020.
- PREFEITURA DE FORTALEZA. **Plano Municipal de Saneamento Básico de Fortaleza**: Convênio de cooperação técnica entre Companhia de Água e Esgoto do Ceará – CAGECE e Agência Reguladora de Fortaleza (ACFOR). 2014.
- SANTOS, S. M.; FARIAS, M. M. M.W.E.C. Potential for rainwater harvesting in a dry climate: assessments in a semiarid region in northeast brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 164, p. 1007-1015, out. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.06.251>.

SILVA, S. M. O.; SOUZA FILHO, F. A.; CID, D. A. C.; AQUINO, S. H. S.; XAVIER, L. C. P. Proposta de gestão integrada das águas urbanas como estratégia de promoção da segurança hídrica: o caso de Fortaleza. **Eng Sanit Ambient**, v.24, n.2, p. 239-250, 2019.

SOARES-FILHO B. S.; CERQUEIRA G. C.; ARAÚJO W. L.; VOLLE E. Modelagem de dinâmica de paisagem: concepção e potencial de aplicação de modelos de simulação baseados em autômato celular. **Megadiversidade**, v. 3, p. 74-86, 2007.

UNESCO. **Nature-based solutions for water**: Development report. Paris: UNESCO, 2018.

WOLFRAM, S. Cellular Automata and Complexity. Collected Papers. MA Reading: Addison-Wesley. 1a edition, 1994.

DINÂMICAS DO USO DO SOLO URBANO: CENARIZAÇÃO FUTURA COM AUTÔMATOS CELULARES EM FORTALEZA¹

*Laís Marques de Oliveira
Samíria Maria Oliveira da Silva
Francisco de Assis de Souza Filho
Iana Alexandra Alves Rufino
Higor Costa de Brito
Tereza Margarida Xavier de Melo Lopes*

1. INTRODUÇÃO

A migração de populações para os centros urbanos são uma realidade. Na opinião de Martins et al. (2010), essa realidade se manterá no futuro e, se este pressuposto se confirmar, é bem possível que os equipamentos urbanos existentes não sejam capazes de absorver tamanhas demandas, seja esta de água para consumo, capacidade de absorver as águas servidas e o lixo gerado ou ainda a capacidade de fluxo no sistema viário.

Esse crescimento sempre é acompanhado de mudanças no uso do solo que acarreta, de forma lenta ou rápida, na expansão da área urbanizada, que nos últimos anos levou a uma série de consequências

¹ Este trabalho foi originalmente publicado na URBe – Revista Brasileira de Gestão Urbana, portanto, sua forma preferencial de citação é: Oliveira, L. M., Silva, S. M. O., Souza Filho, F. A., Rufino, I. A. A., Brito, H. C., & Lopes, T. M. X. M. (2021). Modelagem dinâmica da expansão urbana usando autômatos celulares: o caso de Fortaleza-CE. *Revista Brasileira de Gestão Urbana*, v. 13. e20200092. <https://doi.org/10.1590/2175-3369.013.e20200092>

ambientais negativas, como a poluição do ar, a formação de ilhas de calor urbano, a fragmentação da paisagem e a piora da qualidade de água (Li et al., 2017; Liu et al., 2019). Rubira (2016) corrobora com essa assertiva, ressaltando que a maioria das áreas verdes localizadas em municípios brasileiros, principalmente nos grandes centros populacionais, acaba sendo alteradas negativamente pelo processo de expansão urbana acelerada e pelo crescimento populacional. Assim, compreender o espaço urbano e a evolução do seu padrão espacial torna-se imprescindível ao desenvolvimento social, econômico e ecológico dessas áreas.

Nesse sentido, as técnicas e os produtos compreendidos pelos sistemas de informações geográficas, sensoriamento remoto e modelagem dinâmica espacial, têm sido um grande aliado ao desafio de planejar e ordenar o espaço urbano e seu entorno, proporcionando subsídios técnicos para a tomada de decisão dos planejadores e gestores (Stanganini & Lollo, 2018). Para Rossetti et al. (2013), associar as tecnologias de sensoriamento remoto e geoprocessamento a modelos dinâmicos espaciais para avaliar de forma quantitativa a estruturação e a dinâmica do espaço urbano, proporciona uma melhor visualização da realidade urbana e dos elementos responsáveis pelas suas transformações espaço-temporais.

Dentre as abordagens utilizadas na modelagem dinâmica têm-se os Autômatos Celulares (AC) que são capazes de modelar sistemas dinâmicos complexos tais como os sistemas urbanos. Para Votsis (2017), o uso de autômatos celulares é motivado pela capacidade de modelar a evolução da cidade concomitantemente aos impactos das intervenções espaciais e reproduzir a distribuição do crescimento de maneira espacialmente explícita, permitindo compreender as implicações das políticas espaciais alternativas e refiná-las.

Nesse sentido, o objetivo deste estudo é prever a expansão urbana da cidade de Fortaleza, localizada no Nordeste do Brasil, utilizando um modelo dinâmico que combina autômatos celulares

com as cadeias de markov (CA-Markov). Para isso, foram extraídas informações referentes ao uso do solo do Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo do Brasil (MapBiomass). Estas foram quantificadas com o auxílio da Linguagem de Programação R, através da interface RStudio e modeladas por meio do software Dinâmica EGO.

2. MODELAGEM DINÂMICA ESPACIAL

A modelagem dinâmica espacial tem como base a modelagem de ecossistemas com extensões que acomodam a heterogeneidade espacial e os processos humanos de tomada de decisão. A principal característica dessa modelagem é a facilidade com que é utilizada na descrição da dimensão espacial, além do fato de descrever quantitativamente um fenômeno e prever sua evolução, integrando suas escalas temporal e espacial (Meirelles et al., 2007).

Uma das inúmeras utilidades da modelagem dinâmica é o entendimento das alterações do uso e cobertura da terra, possibilitando assim a realização de simulações de mudanças na paisagem como potencial ferramenta para antecipar prováveis tendências passíveis de ocorrerem em uma região (Almeida, 2003; Delaneze, 2011; Gonçalves et al., 2011; Maeda et al., 2011; Dias & Walde, 2013).

A modelagem dinâmica pode ser realizada através do uso de “células”. Esta abordagem tornou-se popular para fenômenos como propagação de doenças (Johansson et al., 2012), crime (Malleon et al., 2011) e do uso da terra (Matthews et al., 2007). Mais recentemente, Jat et al. (2017) apresentam uma possibilidade de integração de ferramentas do sensoriamento remoto, SIG e de um modelo baseado em autômatos celulares, o SLEUTH (do inglês: Slope, Land cover, Exclusion, Urbanization, Transportation, and Hillshade) de uma área urbana de maior complexidade devido a sua grande heterogeneidade.

Sakieh et al. (2015) utilizaram o modelo baseado em autômatos celulares SLEUTH para analisar a dinâmica da cidade de Karaj,

capital da província de Alborz -Irã, e prever a tendência histórica do seu crescimento urbano. Segundo, Mas et al. (2014), mudanças no uso e cobertura do solo é um tópico que tem chamado bastante atenção de cientistas e tomadores de decisões. Nesse contexto, alguns estudos utilizando as ferramentas disponíveis na modelagem dinâmica espacial foram realizados para estudar e avaliar essas mudanças.

Maeda et al. (2011) utilizaram um modelo baseado em autômatos celulares (Dinâmica EGO) para analisar os processos de conversão florestal ocorridos no Parque Nacional do Xingu, obtendo bons resultados quanto à calibração e validação.

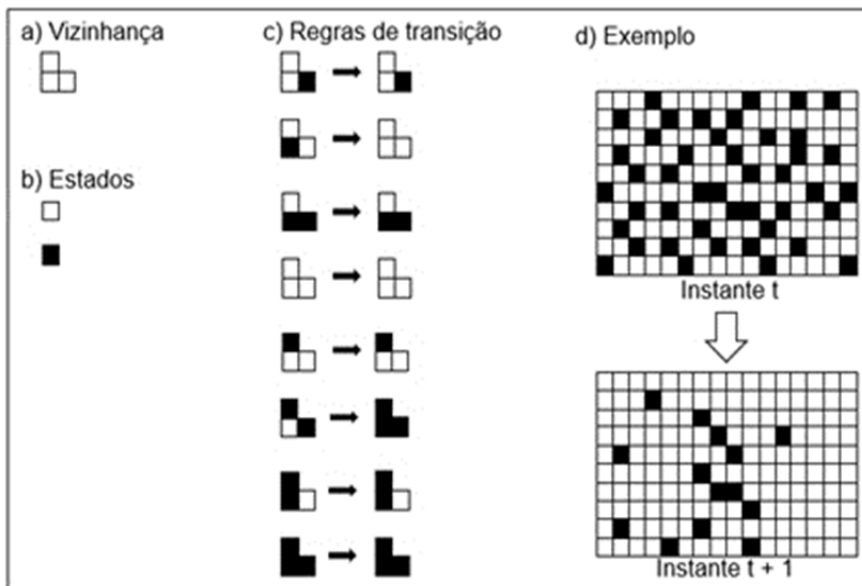
Com o intuito de estudar a dinâmica do uso da terra durante um período de 18 anos na cidade de Harbin, Gong et al. (2015) utilizaram SIG e modelos baseados em autômatos celulares e descobriram que houve perdas significativas nos usos da terra denominados “terras agrícolas”, “pastagens”, “terras úmidas” e “várzea” em favor de “terrenos construídos” e menores transformações de “várzea” para “área florestal” e “corpo de água”.

Inicialmente, os conceitos de autômatos celulares foram apresentados por John Von Neumann. Em 1982, John Conway deu grande popularidade a esses conceitos, quando apresentou o Jogo da Vida, onde ele demonstrou que quando regras muito simples são aplicadas repetidamente sobre estados aleatórios, produzem resultados semelhantes à forma como certos sistemas evoluem no mundo real (Roy & Snickars, 1996).

No Jogo da Vida, a representação do espaço é feita através de uma grade de células, podendo ser células vivas ou mortas. A partir de um estado inicial aleatório, a cada geração, novas células nascem, e algumas morrem. A vizinhança de cada célula determina seu estado, no caso do Jogo da Vida, essa vizinhança é definida por quatro células adjacentes.

Sobre cada célula de um autômato celular são aplicadas regras de transição (Figura 1), que determinam quando e por que o estado de uma célula se altera e podem ser qualitativas ou quantitativas (Almeida et al., 2008).

Figura 1: Exemplo de regra de transição de autômato celular.



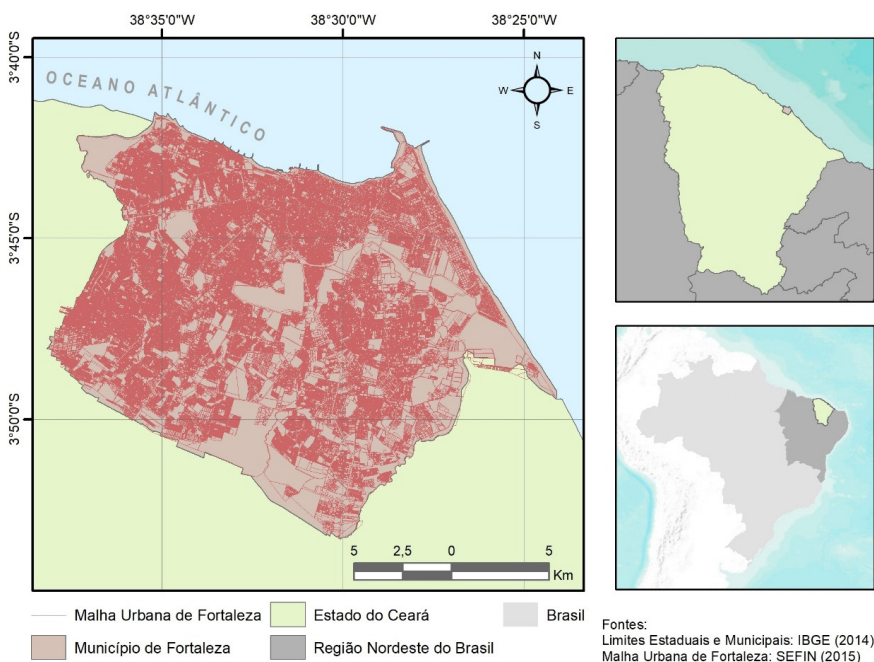
Fonte: Câmara et al. (1996).

De acordo com o que é especificado pelas regras de transição, o estado de uma célula no instante $t+1$ (futuro) é igual ao da sua vizinhança no instante t (atual), se os vizinhos tiverem os estados iguais, caso contrário, o estado da célula permanece o mesmo. A partir disso, pode-se observar que as mudanças que ocorrem são estritamente locais, isto é, baseadas nas vizinhanças de cada célula.

3. ÁREA DE ESTUDO

O estudo é aplicado para a cidade de Fortaleza, capital do Estado do Ceará, que está localizada na Região Nordeste do Brasil (Figura 2). Segundo estimativas do IBGE (2018), esta cidade possui uma população de 2.643.247 habitantes, com aproximadamente 312,407 km² de área.

Figura 2: Localização da capital do Ceará – Fortaleza.



Fonte: Oliveira et al, (2021).

O processo de ocupação de Fortaleza teve início na região central e se expandiu para oeste da cidade contornando o rio Pajeú. Esta aglomeração populacional no centro prevaleceu e se acentuou devido às imigrações advindas do interior do estado do Ceará por conta dos eventos de seca, tal cenário se intensificou

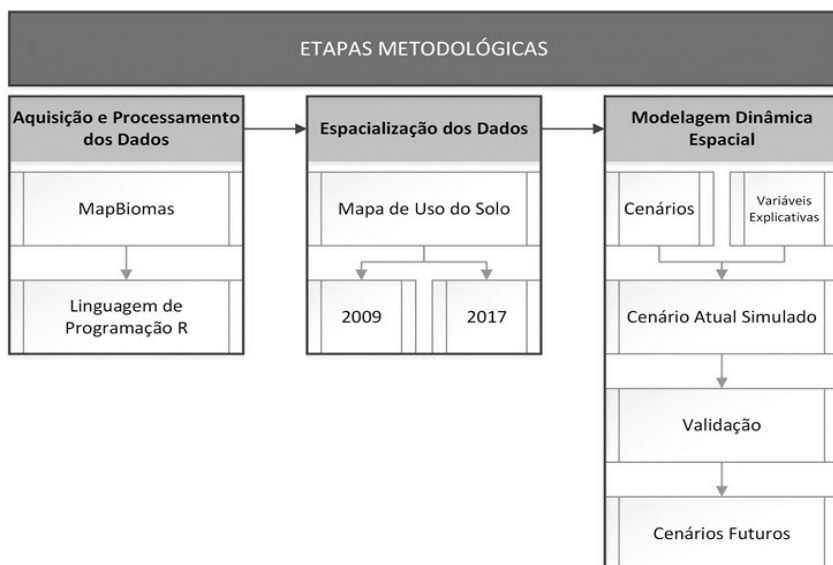
de maneira significativa a partir de 1866 quando o acesso à cidade foi ampliado por meio de ferrovias e rotas marítimas (Almeida & Rosen, 1993).

A partir de então, a ocupação de Fortaleza deixou de ser monocentral e passou a ser policentral, crescendo de forma dispersiva. Atualmente, a distribuição espacial da cidade pode ser caracterizada como heterogênea e desordenada, na qual existem áreas de maior concentração populacional onde prevalecem comunidades humildes e zonas de maior poder aquisitivo que possuem menores aglomerações (IPLANFOR, 2015). Tal desordenamento, associado aos vazios urbanos geram complicações para o planejamento e operação da infraestrutura existente.

4. METODOLOGIA

Para o desenvolvimento do estudo adotou-se três etapas: (i) aquisição e processamento dos dados; (ii) espacialização dos dados; e, (iii) modelagem dinâmica espacial (Figura 3). Cada uma dessas etapas foi discutida na sequência do texto. Na modelagem foi utilizado o *software* Dinâmica EGO (acrônimo para *Environment for Geoprocessing Objects* ou ambiente para geoprocessamento de objetos), desenvolvido pelo Centro de Sensoriamento Remoto da Universidade Federal de Minas Gerais (CSR/UFMG). Na espacialização dos dados foi utilizado o *software* QGIS.

Figura 3: Diagrama esquemático das etapas metodológicas.



Fonte: Oliveira et al, (2021).

5. AQUISIÇÃO, PROCESSAMENTO E ESPACIALIZAÇÃO DOS DADOS DE ENTRADA DO MODELO DE SIMULAÇÃO

Para a realização da modelagem dinâmica espacial utilizou-se como dados de entrada mapas de uso do solo em tamanho matricial 30x30 metros, feitos a partir de mosaicos Landsat (5, 7 e 8) disponibilizados no MapBiomias, como também variáveis explicativas (estáticas e dinâmicas) das mudanças do uso do solo. A aquisição e processamento dos dados de uso do solo foram extraídas do MapBiomias, proposto por Souza & Azevedo (2017), por meio da plataforma Google Earth Engine (Gorelick et al., 2017). Para a elaboração dos mapas em formato matricial, os dados do MapBiomias para os anos 2009 e 2017 foram quantificados através de uma tabela de frequência gerada na Linguagem de Programação R com auxílio da interface RStudio, onde o valor de cada pixel correspondia a uma classificação de uso do solo. Em seguida esses mapas foram

especializados, sendo reclassificados com o auxílio do QGIS em dois valores de pixel, valor de pixel 1 correspondendo a área vegetada e valor de pixel 2 correspondendo a área urbanizada.

As variáveis que descrevem as mudanças que ocorrem na área de estudo podem ser de dois tipos: variáveis dinâmicas e variáveis estáticas. As variáveis dinâmicas recebem esse nome porque são atualizadas ao longo da simulação, enquanto que com as variáveis estáticas isso não ocorre. As variáveis dinâmicas são calculadas pelo próprio modelo de simulação e a variável estática foi escolhida para melhor explicar e informar ao modelo onde as mudanças ocorreram e quais mudanças ocorreram durante os oito anos em análise.

Portanto, foram considerados os seguintes cenários do uso do solo de Fortaleza para compor os dados de entrada do modelo de simulação: (i) Cenário I: referente ao ano de 2009; (ii) Cenário II: referente ao ano de 2017. Além dos mapas de entrada, variáveis explicativas (Quadro 1) foram inseridas no modelo.

Quadro 1: Variáveis utilizadas na modelagem.

Variável estática	Variáveis dinâmicas
Mapa de diferença de uso do solo entre os anos 2009 e 2017	Distância à áreas urbanizadas
	Distância à áreas vegetadas

Fonte: Oliveira et al, (2021).

6. MODELAGEM DINÂMICA ESPACIAL – CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DO MODELO DE SIMULAÇÃO

A calibração do modelo consistiu em quatro etapas: cálculo das matrizes de transição, cálculo dos coeficientes dos pesos de evidência, análise da correlação dos mapas, e ajuste e execução do modelo de simulação. A primeira etapa consiste na construção de uma matriz de probabilidade de transição Markoviana para cada

uma das classes de uso do solo para os anos de 2009 e 2017, ao qual serve para fornecer o percentual de mudanças de uma classe para a outra ao algoritmo de simulação. Essa informação é obtida por meio da tabulação cruzada do mapa de classes inicial e final (Figura 4). A matriz de probabilidade de transição ou matriz Markoviana descreve um sistema que muda em intervalos discretos de tempo. As Cadeias de Markov são um processo estocástico ao qual a saída desse modelo é baseada na probabilidade de mudanças, P_{ij} , entre as classes de cobertura da terra (i e j) (Vick & Bacani, 2019). Portanto, na composição de uma paisagem com dois usos do solo, a probabilidade de transição P_{12} seria a probabilidade da classe de uso do solo 1 (área vegetada) no tempo t_0 mude para o tipo de uso do solo 2 (área urbanizada) no tempo t_1 .

O método dos Pesos de Evidência é aplicado para produzir um mapa de probabilidades de transição, que representa as áreas mais favoráveis para mudança. Para categorizar as variáveis contínuas, são calculados intervalos nos mapas de distâncias, de forma semelhante a um fatiamento.

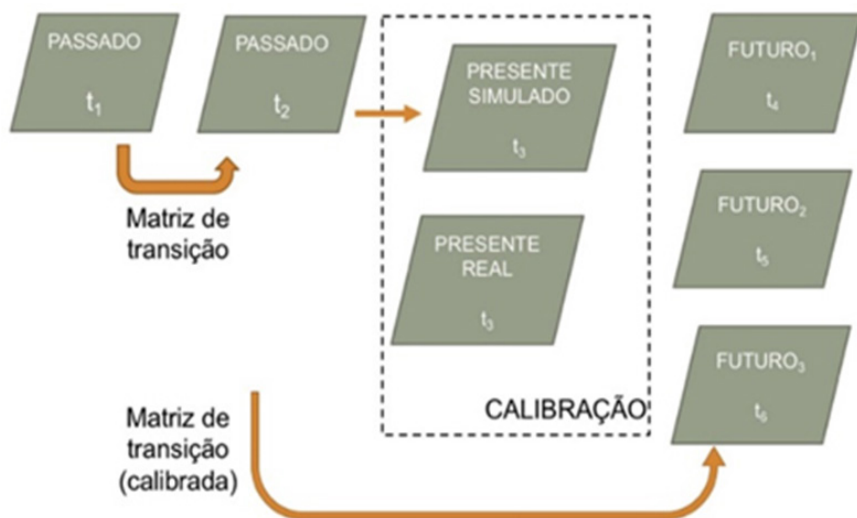
A única suposição necessária ao método dos Pesos de Evidência é que os mapas de entrada devem ser espacialmente independentes. Para testar esta independência é feita uma análise da correlação de mapas. Na opinião de Bonham-Carter (1994), um grupo de medidas pode ser aplicado para estimar esta suposição, como o teste de Cramer (V) e o Joint Information Uncertainty (Incerteza de Informação Conjunta - JIU). Esses índices operam com valores reais e percentuais, respectivamente, e avaliam o grau de dependência espacial entre pares de variáveis. Conforme Bonham-Carter (1994) quanto mais próximos de 1, maior a dependência espacial entre os pares de variáveis consideradas. Variáveis com correlação acima de 0,5 (50%) devem ser desprezadas ou combinadas em uma terceira que substituirá o par correlacionado no modelo.

A parametrização do modelo também incluiu o ajuste para a execução do modelo de simulação. O Dinâmica EGO usa como regra local de Autômato Celular um mecanismo de transição composto por dois funtores complementares de transição: Patcher e Expander. A função Patcher destinou-se a gerar novas manchas, por meio de um mecanismo de constituição de sementes, enquanto a função Expander respondeu pela expansão de manchas previamente existentes de uma determinada classe (Soares-Filho et al., 2002).

Além da definição da proporção entre Patcher e Expander, foi necessário definir o tamanho médio e a variância da área de mudança, além do índice de isometria. O tamanho médio, variância e isometria da área de mudança foram obtidos por meio da tabela de frequência obtida no software RStudio.

O desempenho do modelo foi validado a partir de similaridade fuzzy. O índice de similaridade fuzzy empregado neste trabalho foi criado pelo Centro de Sensoriamento Remoto da Universidade Federal de Minas Gerais (CSR/UFMG) e representa uma adaptação do índice de similaridade fuzzy criado por Hagen (2003). No caso particular deste trabalho, a comparação foi feita entre dois mapas-diferenças, resultantes, de um lado, da subtração entre o mapa final real e o mapa inicial, e de outro lado, entre o mapa final simulado e o mapa inicial (Figura 4). Adotou-se uma função de decaimento exponencial com tamanho de janela 11x11 e uma função de decaimento constante, calculada com os seguintes tamanhos de janelas: 1x1, 3x3, 5x5, 7x7, 9x9 e 11x11.

Figura 4: Representação esquemática da calibração do modelo.



Fonte: Oliveira (2019).

Com o modelo de simulação calibrado e validado, os parâmetros utilizados na calibração e a matriz de transição tornam-se confiáveis para serem replicados em cenários futuros (Figura 4). Através da simulação de cenários futuros do uso do solo foram obtidos os gráficos de tendência, que corresponderam à manutenção do mesmo padrão de crescimento de área urbanizada e diminuição de área vegetada, padrão verificado na situação real.

Assim, a partir do cenário real do ano de 2017, adotaram-se intervalos de curto e médio prazo para os cenários futuros simulados (2020, 2021, 2022, 2023, 2024 e 2025).

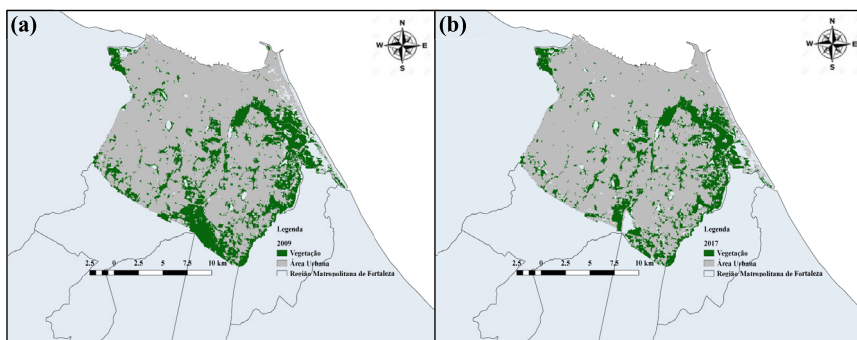
7. RESULTADOS

Os mapas de uso do solo de Fortaleza - de 2009 e de 2017 - podem ser visualizados na Figura 5. Por meio dessa espacialização pode-se verificar que se trata de uma área com uso do solo

predominantemente urbano. A área considerada neste estudo foi de 297,10 km², devido à exclusão de corpos d'água, praias, dunas e áreas agropecuárias.

O cálculo das áreas para os cenários I (2009) e II (2017) em ambiente SIG (Tabela 1) permitiu uma quantificação das tendências de mudança que haviam ocorrido no uso do solo de Fortaleza durante os oito anos. Observou-se que nesse período ocorreu um aumento de 3,93% na área urbanizada de Fortaleza. Se essa tendência continuar ocorrendo, em 2025 (Figura 6) dos 297,10 km² de área urbanizada e vegetada, 82,43% serão de área urbanizada e apenas 17,57% serão de área vegetada.

Figura 5: (a) Representação do uso do solo de Fortaleza 2009 (b) Representação do uso do solo de Fortaleza 2017.



Fonte: Oliveira et al. (2021)

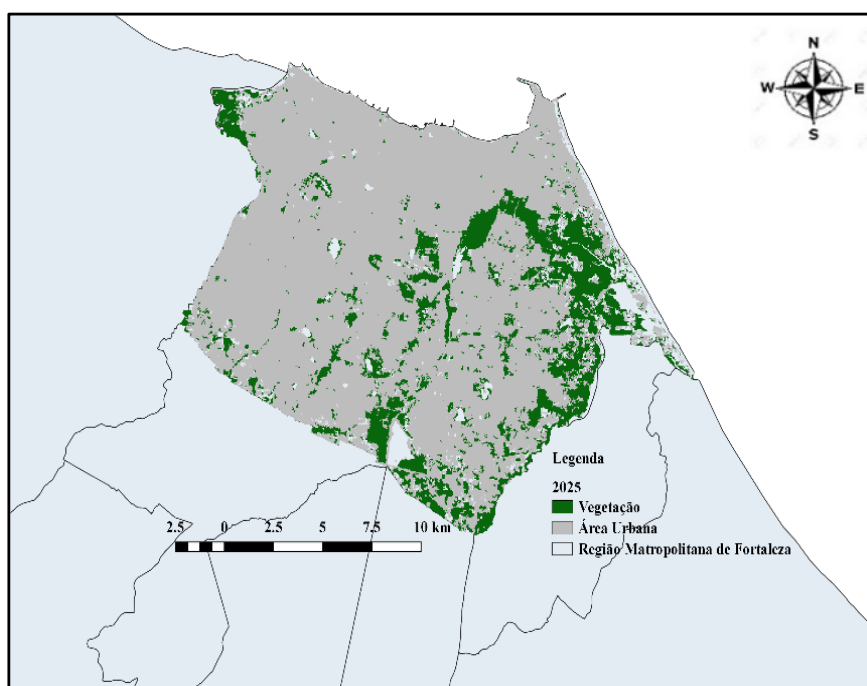
Esse crescimento da área urbanizada pode ser explicado pelo aumento de pessoas vivendo em áreas urbanas. Atualmente, mais da metade da população mundial (55%) vive em áreas urbanas. Essa proporção foi de apenas 30% em 1950, e as estimativas indicam que ela aumentará para 68% até 2050 (UN DESA, 2018).

Tabela 1: Quantificação das áreas vegetadas e urbanizadas.

Área (km ²)	Anos			
	2009		2017	
Área vegetada (1)	71,26	23,83%	59,14	19,90%
Área urbanizada (2)	227,76	76,17%	237,96	80,10%

Fonte: Oliveira et al. (2021)

Figura 6: Simulação do uso do solo de Fortaleza 2025.



Fonte: Oliveira et al. (2021)

Com base nos mapas inicial e final, foram calculadas taxas de transição em um passo simples, ou seja, do período completo (8 anos) e em passos múltiplos (anualizadas), derivada de uma matriz ergódica, isto é, uma matriz que possui auto-valores e auto-vetores

reais (Soares-Filho et al., 2009). Na matriz de transição verificou-se uma tendência maior de mudança de área vegetada para área urbanizada, em vista da mudança de uso de área urbanizada para área vegetada (Tabela 2).

Tabela 2: Matriz de transição.

De (2009)	Para (2017)	Porcentagem de mudança
1	2	26,50%
2	1	3,67%

Fonte: Oliveira et al. (2021)

A Tabela 3 apresenta os parâmetros de calibração da matriz de transição calculada inicialmente entre os mapas de entrada do modelo de simulação, garantindo que esses mesmos percentuais de mudanças pudessem ser utilizados nos mapas futuros de uso do solo simulados nesse estudo. O índice de isometria varia de 0 a 2, as manchas assumem uma forma mais isométrica à medida que este número aumenta. O grau de fragmentação das manchas é inversamente proporcional ao valor do índice (Almeida et al., 2008).

Tabela 3: Parâmetros utilizados no ajuste e execução do modelo de simulação de uso do solo.

De (2009)	Para (2017)	Tamanho médio (ha)	Variância (ha)	Isometria
Área vegetada (1)	Área urbanizada (2)	0,928710754	3,454293833	0,869423282
Área urbanizada (2)	Área vegetada (1)	0,487021998	0,905032217	0,686351438

Fonte: Oliveira et al. (2021)

De acordo com os resultados dos índices V e JIU no teste de dependência espacial, nenhum par de variáveis apresentou correlação acima de 50% e, portanto, não precisou da exclusão de nenhuma variável.

Na validação do modelo de simulação, é aconselhável sempre escolher o menor valor de similaridade, uma vez que mapas randômicos tendem a produzir um alto ajuste inicial quando comparados univocamente, porque eles dispersam as mudanças sobre todo o mapa.

O menor valor da similaridade fuzzy entre os mapas-diferença para o modelo de simulação de uso do solo foi de 0,83 para a validação utilizando função de decaimento exponencial em janela de tamanho 11x11 (matriz de pixels de 11 linhas e 11 colunas). O que indica um alto valor de similaridade, se comparado com Novaes et al. (2011), que sugerem que valores próximos a 0,4 indicam um bom nível de compatibilidade.

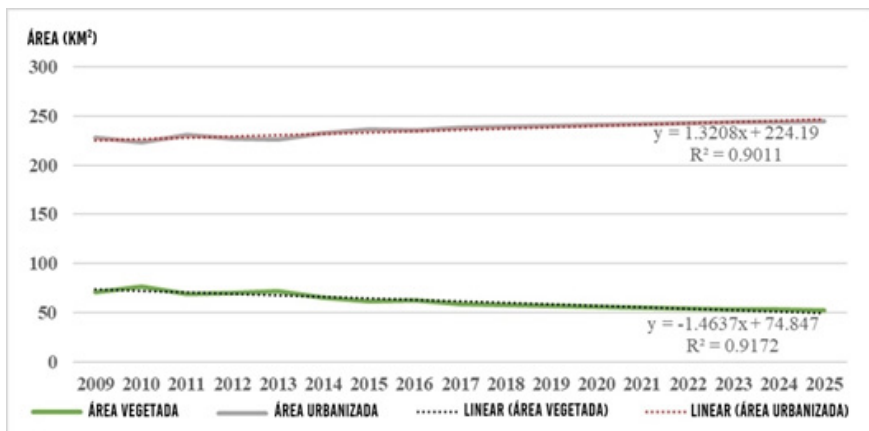
Para a validação utilizando função de decaimento constante em janelas múltiplas, foram analisados os valores das janelas de 3x3 e 5x5 pixels, onde o modelo de simulação de uso do solo obteve os valores 0,83 e 0,88, respectivamente. Indicando novamente um alto valor de similaridade, tendo em vista que de modo prático, índices de similaridade fuzzy adaptados com valores oscilando entre 0.45 e 0.50 para janelas com tamanhos de 3x3 a 5x5 têm denotado concordâncias aceitáveis (Almeida et al., 2008; Soares-Filho et al., 2013).

Além da validação do próprio modelo de simulação, uma comparação direta realizada entre os mapas real e simulado do ano de 2017 através de uma subtração simples entre os mapas matriciais (formato raster) no software QGIS, apresentou um grau de similaridade de 95,96%.

Os cenários prospectivos obtidos através das simulações de mudanças de uso do solo representam as tendências de futuras configurações espaciais da cidade de Fortaleza. Aplicando uma

análise de regressão linear (Figura 7) verificou-se que ao longo dos anos (y), existe uma tendência de diminuição da área vegetada (x), decorrente do aumento da área urbanizada (x) na cidade de Fortaleza. Tendência essa, que já tinha sido observada entre os anos 2009 e 2017 (dados de entrada do modelo de simulação).

Figura 7: Tendência do uso do solo de Fortaleza.



Fonte: Oliveira et al. (2021)

Em média, 3% de área vegetada estavam se transformando em área urbanizada, por ano. Apesar de ser uma mudança anual discreta, se essa tendência de aumento continuar acontecendo, como apontou a análise de regressão linear, impactos ambientais negativos podem ser desencadeados ou agravados.

Segundo Santos (2007), a forma como é feita a ocupação do espaço urbano tem provocado sucessivos e inúmeros problemas ambientais, como degradação da cobertura vegetal, perda de biodiversidade, obstrução e alteração da rede de drenagem, transmissão de doenças de veiculação hídrica, contaminação e poluição do ar, da água e do solo, perda de terras produtivas, desencadeamento de processos erosivos, entre outros.

8. CONCLUSÕES

A pesquisa apresenta a possibilidade de uma modelagem preditiva do uso do solo em larga escala, que foi possibilitada pela disponibilidade de produtos de uso e ocupação do solo, como a coleção MapBiomias. Os resultados ampliam as possibilidades de modelagem urbana, hidrológica e social a partir de sistemas de células que interagem de forma complexa, assumindo processos auto-organizáveis para prever a expansão urbana. Entender a evolução da expansão urbana é imprescindível para um adequado planejamento das cidades e, um melhor atendimento à população, por parte dos equipamentos urbanos. Nesse sentido, o estudo verificou o crescimento da ocupação urbana por meio da combinação de autômatos celulares com as Cadeias de Markov (CA-Markov), analisando a influência da vizinhança na mudança de uma área.

Essa influência da vizinhança foi confirmada pelo fato de que o crescimento urbano aconteceu justamente em áreas que já eram muito urbanizadas. Isso fez com que áreas vegetadas que estavam cercadas por áreas urbanizadas, se transformassem em espaços urbanos. E as áreas vegetadas, em sua grande maioria áreas de proteção ambiental, se mantiveram vegetadas, como o Parque Estadual do Cocó, por exemplo.

Através da geração de mapas temáticos do uso do solo foi possível identificar que a área de estudo apresentou uma grande expansão urbana. Isso foi verificado com a comparação direta entre os mapas de entrada do modelo de simulação (2009 e 2017), onde 26,50% das áreas que antes eram vegetadas em 2009 se tornaram urbanizadas em 2017. Essa tendência de expansão urbana também se confirmou nas simulações dos cenários de prognóstico (2020, 2021, 2022, 2023, 2024 e 2025).

A partir dos dados estimados de crescimento urbano de Fortaleza para os cenários de prognóstico foi visto que em 2025 dos

297,10 km² de área urbanizada e vegetada, 82,43% serão de área urbanizada e apenas 17,57% serão de área vegetada. As informações e resultados obtidos nesse estudo podem ser úteis para um planejamento estratégico de cidades, como por exemplo, tomando medidas de delimitação de áreas passíveis de sofrer maior pressão pela ocupação indiscriminada, visando assim que o planejamento urbano e ambiental sejam norteados pelas simulações de cenários futuros que mostrem como as mudanças irão ocorrer se o comportamento do uso do solo atual continuar acontecendo.

Nesse sentido, é importante relatar que as mudanças simuladas para cenários futuros podem não acontecer de maneira linear como mostra o estudo, caso ocorra dentro do período previsto pressões do mercado imobiliário, por exemplo, que podem nortear uma ocupação em áreas não necessariamente previstas, segundo as condições atuais. Também as mudanças nos aspectos do planejamento urbano e ambiental - como zoneamento urbano, delimitação de áreas de proteção - e mesmo políticas públicas seriam suficientes para determinar vetores de expansão ou áreas e/ou áreas de estabilização.

Sabendo disso, o modelo de simulação é válido para simular cenários futuros tendo como base as condições atuais, mas ele também pode ser alimentado durante o período previsto caso situações como relatadas acima aconteçam, sendo incluídas no modelo de simulação como variáveis dinâmicas, obtendo assim um resultado futuro mais compatível com as mudanças ocorridas.

9. REFERÊNCIAS

Almeida, C. M., Gleriani, J. M., Castejon, E. F., Soares-Filho, B. S. (2008) Using neural networks and cellular automata for modelling intra-urban land-use dynamics. *International Journal of Geographical Information Science*, Londres, 22 (9), 943-963. <https://doi.org/10.1080/13658810701731168>

- Almeida, C. M. (2003) *Modelagem Da Dinâmica Espacial Como Uma Ferramenta Auxiliar Ao Planejamento: Simulação De Mudanças De Uso Da Terra Em Áreas Urbanas Para As Cidades De Bauru E Piracicaba (Sp), Brasil.* (Tese de Doutorado) Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos.
- Almeida, M. G. & Rosen, T. J. (1993) *Desenvolvimento urbano e a questão ambiental no estado do Ceará.* In Fórum Sociedade Civil Cearense sobre meio ambiente e desenvolvimento (Eds.), Diagnóstico sócio-ambiental do estado do Ceará: o olhar da sociedade civil (p. 67-115). Fortaleza: BNB.
- Bonham-Carter, G. F. (1994). *Geographic information systems for geoscientists: modelling with GIS.* (1a. ed., Vol 13). Ontário: Pergamon.
- Câmara, A. S., Ferreira, F. & Castro, P. (1996). *Spatial simulation modelling.* In Fisser, M., Scholtem, H. J. & Unwin, D. (Eds.), Spatial analytical perspectives on GIS (p. 223-235). Londres: Taylor & Francis.
- Delaneze, M. E. (2011) *Modelagem dinâmica espacial aplicada na avaliação das mudanças da cobertura da terra no entorno de dutos utilizando autômatos celulares - estudo de caso duto orbel.* (Dissertação de Mestrado). Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Rio Claro – SP.
- Dias, L. T. & Walde, D. H. G. (2013). Modelagem da dinâmica espacial do uso e ocupação do solo na Bacia Hidrográfica do Lago Paranoá - DF. *Revista Brasileira de Cartografia*, 65 (1), 77- 94.
- Gonçalves, R. M., Centeno, T. M. & Candeias, A. L. B. (2011). Cellular Automata Applied to Tendency Models in Multi-Temporal Images. *Revista Brasileira de Cartografia*, 63 (2), 233-241.
- Gong, W, Yuan L., Fan, W. & Stott, P. (2015). Analysis and simulation of land use spatial pattern in Harbin prefecture based on trajectories and cellular automata-markov modelling. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 34 (1), 207-216. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2014.07.005>
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D. & Moore, R. (2017) Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, 202 (1), 18-27. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>
- Hagen, A. (2003). Fuzzy set approach to assessing similarity of categorical maps. *International Journal of Geographical Information Science*, 17 (3), 235-249. <https://doi.org/10.1080/13658810210157822>

- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2018). *Cidade e Estados. Brasil*: IBGE. Recuperado em 5 de junho de 2019, de <https://www.ibge.gov.br/informacoes-por-cidade-e-estado.html?t=destaques&c=2504009>.
- Instituto de Planejamento de Fortaleza – IPLANFOR (2015). *Série Fortaleza 2040*. Recuperado em 10 de junho de 2019, de <http://fortaleza2040.fortaleza.ce.gov.br/site/>
- Jat, M. K., Choudhary, M. & Saxena, A. (2017). Urban Growth Assessment and Prediction Using RS, GIS and SLEUTH Model for a Heterogeneous Urban Fringe. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 20 (2), 223-241. <https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2017.02.002>
- Johansson, A., Batty, M., Hayashi, K., Al Bar, O., Marcozzi, D. & Memish, Z. A. (2012). Crowd and environmental management during mass gatherings. *The Lancet Infectious Diseases*, 12 (2), 150-156. [https://doi.org/10.1016/S1473-3099\(11\)70287-0](https://doi.org/10.1016/S1473-3099(11)70287-0)
- Li, X., Zhou, Y., Asrar, G. R., Imhoff, M. & Li, X. (2017). The surface urban heat island response to urban expansion: a panel analysis for the conterminous United States. *Science of The Total Environment*, 605-606 (15), 426-435. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.229>
- Liu, F., Zhang, Z., Zhao, X., Wang, X., Zuo, L., Wen, Q., Yi, L., Xu, J., Hu, S. & Liu, B. (2019). Chinese cropland losses due to urban expansion in the past four decades. *Science of The Total Environment*, 650 (10), 847-857. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.091>.
- Maeda, E. E., Almeida, C. M., Ximenes, A. C., Formaggio, A. R., Shimabukuro, Y. E. & Pellika, P. (2011). Dynamic modeling of forest conversion: Simulation of past and future scenarios of rural activities expansion in the fringes of the Xingu National Park, Brazilian Amazon. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 13 (3), 435-446. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2010.09.008>.
- Malleson, N. & Birkin, M. (2011). Towards victim-oriented crime modelling in a social science e-infrastructure. *Philosophical Transactions of the Royal Society: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 369 (1949), 3353-3371. <https://doi.org/10.1098/rsta.2011.0142>.
- Martins, C. M. T., Mendes, M. G. T., Abreu J. M., Almeida, J. P. L. de, Lima J. P. de & Lima, I. P. de. (2010). *Hidrologia urbana: Conceitos básicos* (1a. ed.). Lisboa: Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos.

- Mas, J. F., Kolb, M., Houet, T., Paegelow, M. & Olmedo, M. T. C. (2014). Inductive pattern-based land use/cover change models: A comparison of four software packages. *Environmental Modelling and Software*, 51 (1), 94-111. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.09.010>.
- Matthews, R. B., Girbert, N., Roach, A., Polhill, J. G., & Gotts, N. (2007). Agent-based land-use models: a review of applications. *Landscape Ecology*, 22 (10), 1447-1459. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9135-1>.
- Meirelles, M. S. P., Camara, G. & Almeida, C. M. (2007) *Geomática: modelos e aplicações ambientais* (1a. ed.). Brasília - DF: Embrapa Informação Tecnológica.
- Novaes, M. R., Almeida C. M.; Rudorff, B. F. T. & Aguiar, D. A. (2011) Cenários prognósticos baseados em modelagem dinâmica espacial para o manejo da colheita da cana-de-açúcar no estado de São Paulo. In *Anais do XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto* (p. 407-414). Curitiba: SBSR.
- Oliveira, L. M. (2019) *Modelagem dinâmica e cenários urbanos de demanda de água: simulações em Campina Grande - P.* (Dissertação de mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande.
- Rossetti, L. A. F. G., Almeida, C. M. & Pinto, S. A. F. (2013). Análise de mudanças no uso do solo urbano e rural com a aplicação de modelagem dinâmica espacial. In *Anais do XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto* (p. 6316-6323). Foz do Iguaçu: SBSR.
- Roy, G. G. & Snickars, F. (1996). *Citylife: a study of cellular automata in urban dynamics*. In Fisher, M, Scholten, H. J. & Unwin, D. (Eds.). *Spatial Analytical Perspectives on GIS* (p. 236-254). Londres: Taylor & Francis.
- Rubira, F. G. (2016). Análise multitemporal da expansão urbana de Maringá-PR durante o período de 1947 a 2014 envolvendo o Parque Municipal do Cinquentenário e as principais áreas verdes do município. *Caderno de Geografia*, 26 (46), 333-361. <https://doi.org/10.5752/P.2318-2962.2016v26n46p333>.
- Sakieh, Y., Amiri, B. J., Danekar, A., Fegghi, J. & Dezhzham, S. (2015). Simulating urban expansion and scenario prediction using a cellular automata urban growth model, SLEUTH, through a case study of Karaj City, Iran. *Journal of Housing and the Built Environment*, 30 (4), 591-611. <https://doi.org/10.1007/s10901-014-9432-3>.

- Santos, C. Z. (2007) *Alterações socioambientais na bacia hidrográfica do ribeirão do Lajeado no município de Paraibuna - SP* (Dissertação de Mestrado). Instituto de Pesquisa e Desenvolvimento, Universidade do Vale do Paraíba, São José dos Campos.
- Soares-Filho, B. S., Cerqueira, G. C. & Pernnanchin, C. L. (2002). DINAMICA - A stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. *Ecological Modelling*, 154 (3), 217-235. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00059-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00059-5).
- Soares-Filho, B. S., Rodrigues, H. O. & Costa, W. L. (2009) *Modelagem de Dinâmica Ambiental com Dinamica EGO* (1a. ed.). Belo Horizonte - MG: Centro de Sensoriamento Remoto - Universidade Federal de Minas Gerais.
- Soares-Filho, B. S., Rodrigues, H. & Follador, M. (2013). A hybrid analytical-heuristic method for calibrating land-use change models. *Environmental Modelling and Software*, 43 (1), 80-87. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.01.010>
- Souza, C. & Azevedo, T. (2017) *MapBiomas General "Handbook": Algorithm: Theoretical Basis Document (ATBD)* (1a. ed.). São Paulo.
- Stanganini, F. N. & Lollo, J. A. (2018). The growth of the urban area of São Carlos/SP between the 2010 and 2015: the advancement of environmental degradation. *Brazilian Journal of Urban Management*, 10 (1), 118-128. <https://doi.org/10.1590/2175-3369.010.supl1.a014>.
- United Nations Department of Economic and Social Affairs – UN DESA (2018). *World Urbanization Prospects*. Recuperado em 10 de junho de 2019, de <https://population.un.org/wup/Publications/Files/WUP2018-Report.pdf>.
- Vick, E. P. & Bacani, V. M. (2019). Prediction of the future scenario of the expansion of areas of forestry into the brazilian cerrado using a cellular automata Markov Chain model. *Mercator - Revista Eletrônica de Geografia da Universidade Federal do Ceará*, 18. <https://doi.org/10.4215/rm2019.e18026>.
- Votsis, A. (2017). Utilizing a cellular automaton model to explore the influence of coastal flood adaptation strategies on Helsinki's urbanization patterns. *Computers, Environment and Urban Systems*, 64 (1), 344-355. <https://doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2017.04.005>.

APLICAÇÃO DE PROGRAMAÇÃO DINÂMICA ESTOCÁSTICA E DUAL ESTOCÁSTICA NA OTIMIZAÇÃO DA OPERAÇÃO DO SISTEMA DE RESERVATÓRIOS DE MÚLTIPLOS USOS DO RIO SÃO FRANCISCO

Victor Costa Porto

Francisco de Assis de Souza Filho

1. INTRODUÇÃO

A operação de hidrossistemas define o volume hídrico que será armazenado e o destinado a atender os usos múltiplos da água. É um processo de tomada de decisão que envolve diversos setores da sociedade e se caracteriza como um estágio fundamental da gestão eficiente dos recursos hídricos (CID,2017).

Além disso, lida com variáveis complexas como as demandas hídricas de diversos setores e a produção de energia. Devido ao caráter estocástico das afluições, essa tomada de decisão ocorre em meio à incerteza e deve ser assistida por modelos de simulação e otimização para que se encontre soluções de performance satisfatórias (Labadie, 2004).

Entretanto, a aplicação de técnicas matemáticas de otimização à operação de hidrossistemas não é tarefa simples uma vez que deve tratar com incertezas, não linearidades e multiobjetividade (Rani e Moreira, 2009).

O hidrossistema do Rio São Francisco, para o qual este trabalho aplicará técnicas de otimização, é composto grandes usinas hidroelétricas com potencial instalado total de 10.473MW. Além da produção de energia, este hidrossistema deve garantir o suprimento hídrico de mais de 15 milhões de habitantes e de uma economia diversificada com presença de atividades industriais e intensa agricultura (ANA, 2016).

Entretanto, apesar da importância dos múltiplos usos da água na bacia, o ONS (Operador Nacional do Sistema Elétrico), responsável pela operação dos reservatórios, realiza uma operação com objetivo de minimizar o custo da geração térmica pelo restante do Sistema Elétrico Brasileiro. Os modelos do ONS consideram os outros usos da água apenas como restrições operativas e demandas consuntivas e não como parte da função objetivo.

Ainda, a bacia do Rio São Francisco, por estar boa parte presente no clima semiárido, sofre de uma grande variabilidade climática e em épocas de escassez hídrica, como a que vivemos, surgem conflitos pela utilização dos recursos hídricos.

Neste contexto, modelos de otimização de reservatórios, além de permitirem uso mais racional da água, também podem auxiliar a justificar as decisões tomadas na operação e resolver conflitos. Entretanto para que isto aconteça é necessária a consideração dos usos múltiplos na otimização do hidrossistema da bacia.

Este capítulo irá verificar a performance, considerando os usos múltiplos, de duas técnicas de otimização de sistemas de reservatórios: a Programação Dinâmica Estocástica que lida bem com incertezas e não linearidades, porém necessita de grande esforço computacional o que a torna inviável para problemas maiores; e a Programação Dinâmica Dual Estocástica que otimiza grandes sistemas rapidamente, mas não trata devidamente as não linearidades e é a técnica utilizada atualmente pelos modelos de operação do ONS.

Elas serão aplicadas ao hidrossistema do rio São Francisco, por meio de código em linguagem Julia, e seu desempenho será avaliado a partir da simulação da operação para as políticas definidas pelas técnicas de otimização.

A linguagem Julia, nova e de alta performance, terá seu potencial avaliado no desenvolvimento de modelos computacionais de simulação e otimização de hidrossistemas.

2. PROGRAMAÇÃO DINÂMICA

Após a Programação Linear, a Programação Dinâmica é o método de otimização mais utilizado na operação de reservatórios (LABADIE, 2004). Foi introduzida por Bellman (1957) baseada no seu princípio da otimalidade: “Para um dado estado do sistema, existe uma política ótima para os estados remanescentes que é independente da política de decisão adotada em estados anteriores.”

Assim, a PD se caracteriza por dividir o problema em subproblemas sequenciais que devem ser resolvidos um de cada vez para então definir a solução ótima do problema inicial (Loucks e van Beek, 2005), desta forma o ótimo é buscado ao serem testadas todas as combinações dos subproblemas o que garante o encontro de um ótimo global e dá flexibilidade ao método tornando-o capaz de lidar com não linearidades e até mesmo com funções descontínuas (BARROS, 2002).

A PD se adequa à otimização da operação de reservatórios por esta ser um problema de tomada de decisão em estágios sucessivos. Yakowits (1982) e Labadie (2004) fizeram uma revisão detalhada sobre a PD, suas formas determinísticas (PDD) e estocástica (PDE) e suas aplicações em recursos hídricos.

A forma estocástica é a que melhor representa a operação de reservatórios visto a incerteza sobre as vazões afluentes. A PDE,

diferentemente da PDD, considera a distribuição de probabilidades da afluência para cada estágio como uma cadeia Markoviana e define a regra de operação com base no valor esperado. Entretanto, a PDD também pode ser utilizada na otimização da operação para determinar a política ótima de operação para um determinado cenário de vazão afluente que pode ser baseado, por exemplo, nas afluências médias de cada estágio ou em um período crítico ou em uma previsão climática.

Foi observado que, por considerar todas as trajetórias para cada cenário de afluência, a PDE tem custo computacional maior que a PDD. Loucks e van Beek (2005) afirmam que os modelos estocásticos podem ser mais eficientes que os determinísticos, porém para sistemas muito complexos ou de grande dimensão é recomendado o uso de modelos determinísticos para uma triagem preliminar de políticas de operação.

Além disso, Kelman et al. (1990) afirmam que a PDE, por considerar a afluência como um processo Markoviano, não considera de forma adequada as correlações espaciais e temporais desta variável estocástica.

Para melhor representar estas correlações e diminuir o esforço computacional, Kelman et al. (1990) introduziram a Programação Dinâmica Estocástica Amostral (PDEA) que adota como cenário hidrológico o período inteiro da operação e determina as probabilidades com base na existência de previsão de vazões. A aplicação deste método necessita de um grande número de séries de vazões afluentes que podem ser sinteticamente geradas.

Na Literatura, quanto a aplicação da PD à operação de reservatórios, se destacam os trabalhos de Young (1967) e Hall et al. (1968) que foram os primeiros a utilizar a programação a PDD para definir a operação ótima para sistemas com um reservatório; O de Wyatt (1996) que desenvolveu 2 modelos de operação de reservatórios,

um para geração de energia e outro para abastecimento de água, com a utilização de PDE juntamente com um modelo de simulação; Os de Faber e Stedinger (2001) e de Kim et al. (2007) que verificaram para sistemas de reservatórios a eficiência da PDEA em conjunto com um sistema de previsão de vazões; E o de Nandalal e Bogardi (2007) que discutem os limites de aplicação da PD.

Estas limitações de aplicação estão relacionadas com a principal desvantagem da PD, o mal da dimensionalidade, que por ela buscar o ótimo ao testar todas as combinações dos estágios, o aumento no número de variáveis de estado ou de decisão causa um crescimento exponencial da quantidade de combinações. O que torna a PD uma técnica de elevado custo computacional e dificulta a sua utilização à sistemas maiores e mais complexos.

Algumas técnicas foram desenvolvidas para lidar com o mal da dimensionalidade. Hall (1970) propôs agregar todos os reservatórios de um sistema em um único reservatório equivalente e então encontrar a regra de operação ótima para cada reservatório com a decomposição da encontrada para o equivalente.

Saad et al. (1996) determina a política de operação para um sistema composto de 5 hidroelétricas a partir da aplicação deste método com a incorporação de redes neurais para melhorar a desagregação. Segundo Labadie (2004), a maior limitação desta metodologia é a perda de informações ocorrida durante o processo de agregação dos reservatórios.

Para diminuir o custo computacional da PDD oriundo da necessidade de discretização das variáveis de estado, Larsson (1968) propôs a Programação Dinâmica Incremental que por partir de uma dada trajetória inicial reduz a quantidade de discretizações exigidas. Enquanto Jacobson e Mayne (1970) desenvolveram a Programação Dinâmica Diferencial que ao invés da discretização, utilizam soluções analíticas como a expansão de Taylor.

Estes métodos também possuem limitações como a sensibilidade à trajetória inicial na PDI e a necessidade da função objetivo e as restrições serem diferenciáveis para a utilização da Programação Dinâmica Diferencial (Ayad, 2018). Ainda, segundo Labadie (2004), tentativas de aplicação destas metodologias para modelos estocásticos não se mostraram eficientes.

Visando tornar possível o emprego da PDE para grandes sistemas de reservatórios, Pereira e Pinto (1989) apresentaram a Programação Dinâmica Dual Estocástica (PDDE) que evita a discretização ao tratar de forma analítica e resolver o problema iterativamente em dois estágios (um regressivo e outro progressivo) por meio da decomposição de Benders para aproximar as funções de custo futuro a funções lineares por partes.

A PDDE foi aplicada por Pereira e Pinto (1989) para otimizar a produção de energia nas 39 hidroelétricas brasileiras. Tilmant et al. (2008) utilizou a PDDE em um sistema de sete reservatórios de múltiplos usos no rio Eufrates. Atualmente, é a técnica de otimização empregada nos modelos NEWAVE e DECOMP (Maceira et al., 2002), desenvolvidos pela CEPEL, que são os utilizados pelo ONS para operar o todo o sistema de produção de energia hidrotérmica no Brasil.

Apesar da alta velocidade de resolução e das várias aplicações para grandes sistemas, não é recomendado o seu emprego em problemas contendo não linearidades e funções de custo não convexas (Lamond & Boukhtouta, 1996).

Dias et al. (2010) acrescentam que embora a PDDE seja uma das técnicas mais rápidas de programação dinâmica, ela pode levar, em alguns casos em que as funções de custo futuro não são estimadas devidamente, a soluções bem diferentes das encontradas pelos métodos que percorrem todo o problema como a PDE.

3. BASE DE DADOS

Para a modelagem e otimização do hidrossistema foram dados referentes às vazões afluentes, características de reservatórios e usinas, lâminas evaporadas médias, demandas de irrigação e restrições operativas.

3.1. Vazões Afluentes

Foram obtidas as séries de vazões naturais afluentes médias mensais do ONS para os reservatórios de Três Marias, Sobradinho e Itaparica. Estas séries se referem ao período de janeiro de 1931 a dezembro de 2015.

Porém, para a aplicação destas séries de vazão nos modelos de otimização foi necessária a transformação das vazões naturais em incrementais: para Três Marias, como o seu reservatório à montante foi desconsiderado do hidrossistema, suas vazões incrementais foram adotadas como iguais às naturais; para Sobradinho já existia uma série de vazões incrementais da ONS e esta foi a utilizada; e para Itaparica foi considerada a subtração entre as suas vazões naturais e às de Sobradinho por ser o reservatório imediatamente à montante.

Foi observado uma falha nos dados de vazão com relação às naturais de Itaparica que em alguns períodos eram inferiores às de Sobradinho mesmo estando à jusante. Para estes períodos a vazão incremental em Itaparica foi considerada 0.

3.2. Características dos Reservatório

Para a modelagem do hidrossistema são necessários dados dos reservatórios Três Marias, Sobradinho e Itaparica. Estes dados são referentes aos volumes máximo e mínimo, a Curva Cota-Área-Volume e as lâminas evaporadas médias mensais. Foram obtidos junto à ONS.

Os volumes máximo e mínimo juntamente com o volume útil para os reservatórios modelados estão apresentados na Tabela 1

Tabela 1: Volumes dos Reservatórios

Reservatório	Volume Máximo (hm ³)	Volume Mínimo (hm ³)	Volume Útil (hm ³)
Três Marias	19528	4250	15278
Sobradinho	34116	5447	28669
Itaparica	10782	7234	3548

Fonte: ONS (2017)

O volume máximo representa a capacidade máxima do reservatório, o volume mínimo é o referente à cota do dispositivo de tomada d'água também denominado de volume morto por não estar disponível à captação. O volume útil ou capacidade de armazenamento é o volume sobre o qual o operador tem controle e está situado entre os volumes máximo e mínimo.

A Curva Cota-Área-Volume determina a relação entre essas três características e é utilizada na operação para determinar a cota e a área de superficial de um reservatório dado o volume que é armazenado por ele em um período.

As Cota-Área-Volume fornecidas pelo ONS estão na forma de dois polinômios de quarto grau: o Polinômio de Cota-Volume e o de Área-Cota que determinam respectivamente a Cota (nível da água) para um dado Volume e a Área superficial para uma dada Cota da seguinte forma:

$$Y = \alpha_0 + \alpha_1 V + \alpha_2 V^2 + \alpha_3 V^3 + \alpha_4 V^4 \quad (1)$$

$$A = \beta_0 + \beta_1 Y + \beta_2 Y^2 + \beta_3 Y^3 + \beta_4 Y^4 \quad (2)$$

em que,

Y é o nível da água em metros;

V é o volume armazenado em m^3 ;

A é a área superficial em km^2 ;

α são os coeficientes do Polinômio de Cota-Volume;

β são os coeficientes do Polinômio de Área-Volume;

Os polinômios obtidos junto à ONS para os reservatórios modelados estão apresentados na Tabela 2

Tabela 2: Polinômios Cota-Volume e Área-Cota

Reservatório	Polinômio	α_0	α_1	α_2	α_3	α_4
Três Marias	Cota-Volume	5,30E+02	6,08E-03	-4,84E-07	2,20E-11	-3,85E-16
	Área-Cota	1,21E+07	-8,93E+04	2,48E+02	-3,06E-01	1,42E-04
Sobradinho	Cota-Volume	3,74E+02	1,40E-03	-5,35E-08	1,16E-12	-9,55E-18
	Área-Cota	-5,04E+05	4,91E+03	-8,97E+00	-1,89E-02	4,65E-05
Itaparica	Cota-Volume	2,76E+02	6,76E-03	-8,87E-07	7,07E-11	-2,24E-15
	Área-Cota	-2,00E+05	1,82E+03	-4,44E+00	-1,92E-03	1,29E-05

Fonte: ONS (2017)

Estes dois polinômios são usados em sequência para determinar uma Área de superfície a partir de um Volume o que é necessário para o cálculo do Volume Evaporado.

Para o cálculo do Volume Evaporado também são necessárias as Lâminas Líquidas Evaporadas Mensais Médias Mensais dos reservatórios que representam a diferença entre as alturas precipitadas e evaporadas médias em um mês do ano. Também foram adquiridas junto à ONS e estão apresentadas na Tabela 3 em milímetros.

Tabela 3: Lâminas Líquidas Evaporadas Mensais Médias Mensais (mm)

Reservatório	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Três Marias	-1	-2	28	47	61	61	58	49	49	35	21	22
Sobradinho	171	109	61	56	108	104	165	203	234	267	245	223
Itaparica	163	88	47	35	55	41	81	138	190	227	235	202

Fonte: ONS (2017)

Observa-se que os reservatórios Sobradinho e Itaparica possuem lâminas de evaporação bem maiores que Três Marias por estarem no semiárido.

O produto entre a área superficial média de um reservatório em um mês pela respectiva lâmina líquida evaporada média resulta no Volume Evaporado.

3.3. Características das Usinas

As características das usinas são necessárias para determinar a potência produzida para uma dada vazão turbinada. Estas características são: Potência Instalada, Produtibilidade Específica, Perdas Hidráulicas, Influência do Vertimento no Canal de Fuga, Polinômio de Vazão-Nível Jusante e Polinômio Turbinamento Máximo-Queda. Estes dados também foram adquiridos junto ao ONS.

A Tabela 3 mostra as Potências Instaladas, as Produtibilidades Específicas, as Perdas Hidráulicas e se o vertimento influência no canal de fuga para as usinas de Três Marias, Sobradinho e Itaparica obtidas junto a ONS. Enquanto a Tabela 4 traz os Polinômios de Vazão-Nível Jusante e Turbinamento Máximo-Queda para os mesmos reservatórios, porém retiradas do trabalho de Brandão (2004).

Tabela 3: Características das Usinas

Usina	Potência Instalada (MW)	Produtividade Específica (MW/m ³ /s/m)	Perda Hidráulica (m)	Nível Médio do Canal de Jusante (m)
Três Marias	396	0,00856	0,6	515,7
Sobradinho	1050	0,00902	0,5	362,5
Itaparica	1500	0,00893	0,8	251,5

Fonte: ONS (2017)

Tabela 4: Polinômio de Cota do Canal de Fuga e Turbinamento Máximo

Usinas	Polinômio	A0	A1	A2	A3	A4
Três Marias	Vazão-Nível Jusante	5,15E+02	1,61E-03	-2,55E-07	2,89E-11	-1,18E-15
	Turb, Máximo-Queda	374,00	9,12	-	-	-
Sobradinho	Vazão-Nível Jusante	3,60E+02	1,96E-03	-2,97E-07	2,51E-11	-7,70E-16
	Turb, Máximo-Queda	1730,00	78,10	-	-	-
Itaparica	Vazão-Nível Jusante	2,52E+02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
	Turb, Máximo-Queda	1460	29,8	-	-	-

Fonte: Brandão (2004)

O Polinômio Vazão-Nível Jusante indica a cota em metros (nível) do canal de fuga para uma dada vazão defluente (turbinamento + vertimento) em m³/s e o Polinômio Turbinamento Máximo-Queda define a vazão máxima em m³/s que pode ser turbinada para uma altura de queda em metros. Estes polinômios são utilizados de forma similar às equações 1 e 2.

3.4. Demandas para Irrigação

Para inserir a irrigação na modelagem do hidrossistema são necessárias não somente as demandas, mas também sua localização em relação aos reservatórios.

Estes valores foram retirados do Plano de Recursos Hídricos da Bacia do São Francisco (ANA,2016) para o ano de 2013 e estão sintetizados na Tabela 5.

Tabela 5: Demandas para Irrigação por Região Fisiográfica

Região Fisiográfica	Demanda para Irrigação (m ³ /s)	Proporção (%)
Alto	25,4	11%
Médio	136,7	57%
SubMédio	52,4	37%
Baixo	22,9	5%
Total	244,4	100%

Fonte: ANA (2016)

Também é necessário o fator de sazonalidade que distribui esta demanda média ao longo dos meses do ano. Este fator foi retirado de Lopes et al. (2002) e está apresentado na Tabela 6.

Tabela 6: Fator de Sazonalidade para as Demandas de Irrigação

Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
1,144	0,877	0,839	0,815	0,912	0,839	0,884	1,001	1,113	1,286	1,189	1,101

Fonte: Lopes et al. (2002)

3.5. Restrições Operativas

Para os reservatórios da bacia existem restrições operativas de vazões mínimas e máximas a jusante. As restrições mínimas têm o

objetivo de manter a navegabilidade e o abastecimento humano e as máximas evitar inundações nas populações próximas ao rio. Foram utilizadas as restrições mínimas que serão instauradas por uma resolução da ANA a ser publicada este ano e as máximas foram as definidas pelo ONS.

Estas restrições podem ser visualizadas na Tabela 7.

Tabela 7: Restrições Operativas dos Reservatórios da Bacia do São Francisco

Reservatório	Vazão Mínima (m ³ /s)	Vazão Máxima a Jusante (m ³ /s)
Três Marias	100	2500
Sobradinho	700	8000
Itaparica	700	8000

Fonte: ANA (2018) e ONS (2018)

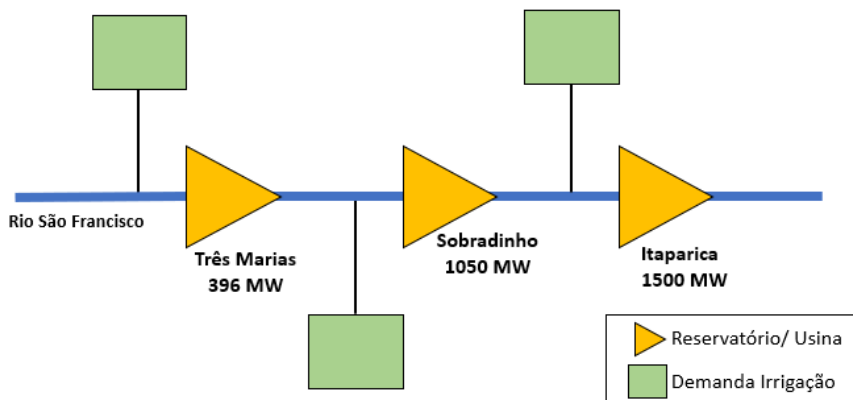
4. MODELAGEM DO HIDROSSISTEMA

A modelagem do hidrossistema consiste em traduzir o problema da operação de reservatórios para a linguagem matemática para que possam ser aplicadas as técnicas de otimização.

O hidrossistema modelado por este trabalho foi o composto pelos reservatórios e usinas de Três Marias, Sobradinho e Itaparica. Os outros reservatórios foram desconsiderados por serem muito menores em relação a estes ou por serem usinas à fio d'água em que não há decisão sobre as vazões e volumes.

Ainda, para simplificar o problema, o único uso consuntivo considerado foi a irrigação por representar cerca de 79% do total, o que resultou no hidrossistema ilustrado pela Figura 1. Esta simplificação foi feita de forma a facilitar a composição da função objetivo e evitar a criação de variáveis de decisão adicionais que poderiam tornar o problema dimensionalmente inviável para ser resolvido pela PDE.

Figura 1: O Hidrossistema Modelado

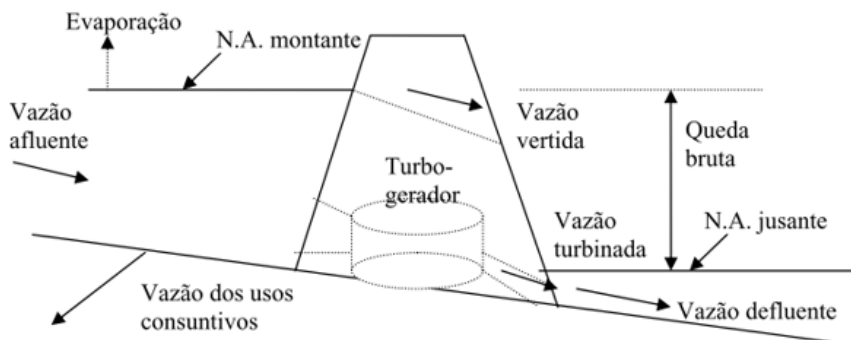


Fonte: Autor (2021)

4.1. Modelagem dos Reservatórios

Os reservatórios foram modelados conforme o esquema de usina hidroelétrica apresentado por Brandão (2004) e reproduzido na Figura 2

Figura 2: Esquema de Usina Hidroelétrica



Fonte: Brandão (2004)

A partir deste esquema, é possível conceber a equação do balanço de massa hídrica para os reservatórios como:

$$s_{t+1} = s_t + w_t - Evap(t, s_{t+1}, s_t) - u_1 - u_2 - u_3 \quad (3)$$

com:

$$V_{min} \leq s \leq V_{máx}$$

onde,

s é a variável de estado: o armazenamento no reservatório;

w é a variável estocástica, a afluência ao reservatório no período t : a vazão incremental;

$Evap$ é o volume evaporado no período t

u_1 , u_2 e u_3 são as variáveis de decisão: os Volumes, respectivamente, Turbinado, Destinado aos Usos Consuntivos e Vertido no período t ;

V_{min} e $V_{máx}$ são os volumes máximo e mínimo do reservatório

O volume evaporado ($Evap$) é calculado como:

$$Evap_t = e_t * Am_t$$

em que,

e_t é a lâmina líquida evaporada para o período t

Am_t é a área superficial média do reservatório durante o período t

A área superficial média é dada pela média entre as áreas no início e no fim do intervalo:

$$Am_t = [A(s_t) + A(s_{t+1})] / 2$$

Entretanto para evitar um processo iterativo (devido a evaporação ser função do volume final e o volume final ser função da evaporação) foi considerada a aproximação de a área média ser igual à inicial:

$$Am_t = A(s_t)$$

Em síntese, a equação 3 determina o valor do próximo estágio para as decisões e valor do estágio atual e define a dinâmica do problema.

4.2. Modelagem das Usinas

Seguindo o mesmo esquema apresentado na Figura 6, produção de energia de uma usina hidroelétrica é uma função da vazão destinada às turbinas e da sua altura de queda da seguinte forma:

$$P = \eta * u1 * H$$

em que,

P é a potência média produzida pela usina no intervalo t em MW;

η é a produtividade específica da usina em MW/m³/s/m, retirada da Tabela 6;

u1 é a vazão turbinada em m³/s;

H é a Altura de Queda Líquida em metros.

A Altura de Queda Líquida (H) é calculada pela diferença entre a Altura de Queda Bruta (HB) e a perda de carga hidráulica nas tubulações que levam a água até as turbinas (PCH):

$$H = HB - PCH$$

onde,

HB é a altura de queda Bruta em metros;

PCH é a perda de carga hidráulica nas tubulações em metros, retirada Tabela 6.

A Altura de Queda Bruta é a diferença entre o nível de água médio do reservatório no intervalo de tempo e o do canal de jusante:

$$HB = NAR - NAJ$$

onde,

NAR é o nível da água médio no reservatório em metros;

NAJ é o nível da água médio no canal de jusante em metros.

O nível da água no canal de jusante é calculado a partir da vazão defluente (turbinada mais vertida):

$$NAJ = \alpha_0 + \alpha_1 DEF + \alpha_2 DEF^2 + \alpha_3 DEF^3 + \alpha_4 DEF^4$$

com:

$$DEF = u1 + u3$$

em que,

DEF é a vazão defluente em m³/s, dada como a soma das vazões turbinada e vertida;

α são os coeficientes do Polinômio Vazão-Nível Jusante (Tabela 7).

As turbinas de uma hidrelétrica possuem capacidade máxima de turbinamento que é função da altura de queda bruta. Esta limitação deve ser considerada no problema como a restrição:

$$u1 \leq u_{m\acute{a}x}(HB)$$

com:

$$u_{m\acute{a}x} = \alpha_0 + \alpha_1 HB$$

em que,

$u_{m\acute{a}x}$ é a vazão turbinada máxima em m³/s, função da altura de queda;

α são os coeficientes do Polinômio Turbinamento Máximo-Queda (Tabela 4).

4.3. Modelagem das Demandas para Irrigação

Foi considerado que Três Marias seria a responsável por atender a demanda para irrigação do SFA, Sobradinho do SFM e Itaparica do SFSB e do SFB. Desta forma, será considerada na modelagem do hidrossistema as demandas médias anuais para cada reservatório conforme a Tabela 8.

Tabela 8: Demandas de Irrigação dos Reservatórios

Reservatório	Demanda para Irrigação (m³/s)
Três Marias	25,4
Sobradinho	136,7
Itaparica	82,2
Total	244,4

Fonte: Autor com dados da ANA (2016)

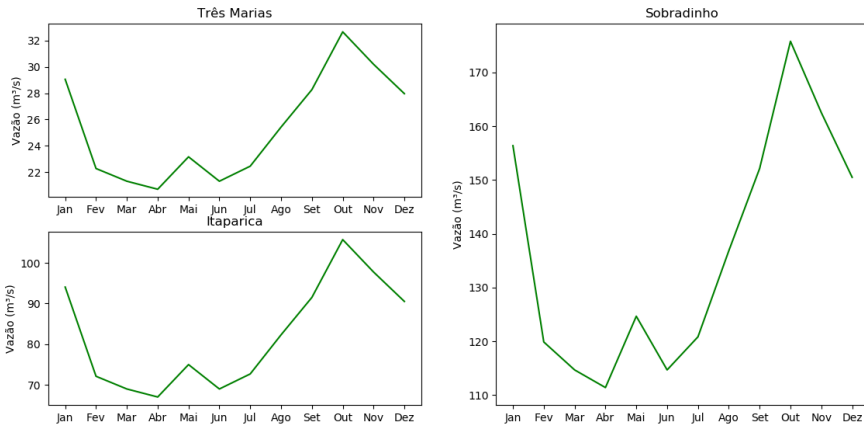
Esta demanda média sofre variações ao longo do ano que foram representadas por meio do fator de sazonalidade trazido que resultou nas demandas médias mensais para o hidrossistema apresentadas na Tabela 9 e graficamente como curvas de demanda na Figura 3.

Tabela 9: Demandas Mensais de Irrigação

Reservatório	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Três Marias	29,1	22,3	21,3	20,7	23,2	21,3	22,5	25,5	28,3	32,7	30,3	28,0
Sobradinho	156,4	119,9	114,7	111,4	124,7	114,7	120,8	136,8	152,1	175,8	162,5	150,5
Itaparica	94,1	72,1	69,0	67,0	75,0	69,0	72,7	82,3	91,5	105,7	97,8	90,5

Fonte: Autor (2021)

Figura 3: Curva de Demanda Para a Irrigação



Fonte: Autor (2021).

As curvas de demanda também representam uma restrição da operação, já que a vazão destinada à irrigação na operação não deve ser maior do que a sua demanda. A restrição é dada por:

$$u2_t \leq Dirrig_t$$

em que,

$u2$ é a vazão destinada à irrigação no intervalo t ;

$Dirrig$ é a demanda de irrigação no período t .

5. MODELAGEM DA OPERAÇÃO DO HIDROSSISTEMA

O problema pode ser representado como o processo de decisões em estágios que tem como dinâmica de atualização da variável de estado a equação do balanço hídrico.

Ainda, como existem três reservatórios no hidrossistemas, devem ser consideradas como variáveis de estado diferentes com suas equações de balanço hídrico para cada estágio.

Como os reservatórios estão em série as vazões defluente do reservatório à montante devem ser somadas na equação do balanço.

Para este trabalho, foi considerada a operação para o horizonte de um ano com passo mensal resultando em um problema com 12 estágios.

Assim a dinâmica do problema a ser otimizado se torna o balanço hídrico realizado para os três reservatórios em série:

$$\begin{cases} s1_{t+1} = s1_t + w1_t - Evap(t, s1_t) - u1_t - u2_t - u3_t \\ s2_{t+1} = s2_t + w2_t - Evap(t, s2_t) - u4_t - u5_t - u6_t + u1_t + u3_t \\ s3_{t+1} = s3_t + w3_t - Evap(t, s3_t) - u7_t - u8_t - u9_t + u4_t + u6_t \end{cases}$$

em que,

$s1$, $s2$ e $s3$ são as variáveis de estado: os armazenamentos nos reservatórios 1, 2 e 3 (respectivamente, Três Marias, Sobradinho e Itaparica);

$w1$, $w2$ e $w3$ são as variáveis estocásticas, as vazões incrementais aos reservatórios 1,2 e 3;

$Evap$ é o volume evaporado no período t para cada reservatório;

$u1$, $u4$ e $u7$ são as decisões quanto aos turbinamentos, respectivamente, nos reservatórios 1,2 e 3;

$u2$, $u5$ e $u8$ são as decisões quanto às vazões destinadas à irrigação, respectivamente, nos reservatórios 1,2 e 3;

$u3$, $u6$, $u9$ são as decisões quanto aos vertimento, respectivamente, nos reservatórios 1,2 e 3.

Essa dinâmica deve ser resolvida do tempo $t=1$ (janeiro) até o tempo $t=12$ (dezembro) e tem como potência produzida de energia e demandas de irrigação atendidas em um estágio t respectivamente:

$$\left\{ \begin{array}{l} P_t = \sum_{k=1}^3 \eta_k * u[1 + (k - 1) * 3]_t * H_{k,t} \\ Qirr_t = \sum_{k=1}^3 u[2 + (k - 1) * 3]_t \end{array} \right.$$

onde,

P é a potência média produzida no intervalo t em MW;

H é a altura de queda líquida para o reservatório k no tempo t ;

$Qirr$ é a vazão total destinada à irrigação pelo hidrossistema no intervalo t .

Também deve obedecer às restrições operativas, volumes máximos e mínimos dos reservatórios, vazão turbinada máxima e vazão máxima para a irrigação.

Com a utilização desta dinâmica na otimização, o problema tem três variáveis de estado, nove variáveis de decisão e doze estágios.

5.1. Função Objetivo

O coração da otimização, trata-se de definir os critérios e prioridades do hidrossistema que sirvam de medida de eficiência da política de operação a ser otimizada. A função objetivo de objetivo elaborada neste trabalho considera a irrigação, a produção de energia e o volume nos reservatórios no final da operação.

5.1.1. Irrigação

Como objetivo para a irrigação, foi considerado a minimização das demandas não abastecidas (minimizar o déficit de abastecimento). Este déficit é parametrizado com base no seu valor máximo para que a função varie de 0 a 1 em cada estágio do problema. O que é representado para um reservatório:

$$f = \sum_{t=1}^{12} (Dirrig_t - u2_t) / Dirrig_t$$

onde,

f é a função a ser minimizada;

Dirrig é a demanda de irrigação para o mês t;

u2 é a vazão destinada à irrigação para o intervalo t.

Para que a função continue variando de 0 a 1 em cada estágio ao considerar todos os reservatórios do hidrossistema e mantendo as diferenças de dimensão entre as suas demandas para irrigação foi proposto a multiplicação por um parâmetro λ (uma forma de ponderação). Este parâmetro varia para cada reservatório com a mesma proporção que a demanda total da bacia e a soma de seus valores é 1. O parâmetro λ é apresentado na Tabela 10.

Tabela 10: Parâmetro λ

Reservatório	Demanda para Irrigação (m ³ /s)	λ
Três Marias	25,4	0,1
Sobradinho	136,7	0,6
Itaparica	82,2	0,3
Total	244,4	1,0

Fonte: Autor (2021)

Assim, a função a ser minimizada considerando o sistema de reservatórios é dada por:

$$f = \sum_{t=1}^{12} \sum_{k=1}^3 \lambda_k (Dirrig_{k,t} - u2_{k,t}) / Dirrig_{k,t}$$

O valor desta função varia de 0 a 1 em cada estágio (0 representa o total abastecimento e 1 total desabastecimento das demandas de irrigação) e de 0 a 12 após todos os estágios.

A minimização desta função será um dos componentes da função objetivo deste trabalho.

5.1.2. Produção de Energia

A produção de energia foi considerada na função objetivo de forma análoga à irrigação, com parametrização em relação ao potencial instalado. O que resultou para um reservatório:

$$f = \sum_{t=1}^{12} (P_{instal} - P(u_{1t})) / P_{instal_t}$$

em que,

P_{instal} é o potencial instalado no reservatório em MW;

P é a potência média produzida no reservatório pela vazão turbinada u_1 ;

u_1 é a vazão turbinada pelo reservatório no intervalo t .

Da mesma forma que para a irrigação, foi adotado um parâmetro para considerar o sistema de reservatórios mantendo a variação de 0 a 1 e as dimensões das usinas. O parâmetro adotado foi μ e é baseado na proporção em relação à potência instalada. Seus valores estão na Tabela 11.

Tabela 11: Parâmetro μ

Usina	Potência Instalada (MW)	μ
Três Marias	396	0,1
Sobradinho	1050	0,4
Itaparica	1500	0,5
Total	2946	1

Fonte: Autor (2021)

O que resulta na seguinte função a ser minimizada para o sistema de usinas:

$$f = \sum_{t=1}^{12} \sum_{k=1}^3 \mu_k (P_{instal_k} - P(u_{1_{k,t}})) / P_{instal_k}$$

O valor desta função também varia de 0 a 1 em cada estágio (0 representa o total abastecimento e 1 total desabastecimento das demandas de irrigação) e de 0 a 12 após todos os estágios.

Desta forma as duas funções são adimensionais e variam no mesmo intervalo, o que facilita a sua combinação e permite adicionar um valor adimensional para representar o valor do armazenamento no fim da operação.

5.1.3. Volume Armazenado ao Final da Operação

O armazenamento ao fim do último estágio pode ser considerado na função objetivo como uma função de custo final (ω). Foi determinado uma função ω de acordo com a distância entre o armazenamento final e metade capacidade do reservatório de forma que penalizem as políticas de operação que esvaziem o reservatório, caso o armazenamento fosse maior que metade da capacidade, o custo final seria nulo. Assim ω para um reservatório é definido como:

$$\omega = \max[0 ; 2 * (0.5 * V_{\text{útil}} - s_{T+1})]$$

em que

s_{T+1} é o volume no final da operação de um reservatório em hm^3 .

Ao final da operação, ω possui um valor para cada reservatório que varia de 0 a 1.0

Da mesma forma que para os outros objetivos, foi inserido um peso ϑ conforme a Tabela 12 para representar a diferença de dimensões entre os reservatórios e poder soma-los.

Tabela 12: Parâmetro ϑ

Reservatório	Capacidade de Armazenamento (hm ³)	ϑ
Três Marias	15278	0,3
Sobradinho	28669	0,6
Itaparica	3548	0,1
Total	47495	1,0

Fonte: Autor (2018).

Visto a soma total dos outros objetivos ter valor máximo 12 e o custo final possuir no máximo valor de apenas 1 (o que representaria 1/13 da função objetivo final), foi adotado um peso γ a ser multiplicado pelo custo final que aumente a sua prioridade dentro da função objetivo.

Assim, o Custo Final do Hidrossistema (Ω) deverá ser incluído na função objetivo da seguinte forma:

$$\Omega = \gamma \sum_{k=1}^3 \vartheta_k \omega_k$$

Para as análises deste trabalho, foi utilizado, ad hoc, peso γ igual a 2. Também foram avaliados o impacto da escolha deste peso.

5.1.4. Função Objetivo Final

Para combinar estes objetivos em uma só função objetivo, foi utilizado o método das ponderações. Foram atribuídos os pesos α e β para, respectivamente, a produção e energia e a irrigação.

Uma vez que estes objetivos já eram adimensionais, não existem problemas com unidades ao soma-los.

Para manter o valor numérico dos objetivos (de 0 a 12 ao fim do intervalo) foi determinado que a soma de α e β deve ser 1. O que resultou na seguinte função objetivo final para o hidrossistema (FO):

$$FO = \min[\gamma \sum_{k=1}^3 \vartheta_k \omega_k + \alpha \sum_{t=1}^{12} \sum_{k=1}^3 \frac{\mu_k (P_{instal_k} - P(u_{1_{k,t}}))}{P_{instal_k}} + \beta \sum_{t=1}^{12} \sum_{k=1}^3 \frac{\lambda_k (Dirrig_{k,t} - u_{2_{k,t}})}{Dirrig_{k,t}}]$$

com,

$$\alpha + \beta = 1$$

Desta forma, o desempenho da otimização é medido na forma de custo (algo que deve ser minimizado) que varia de 0 a $12 + \gamma$.

6. OTIMIZAÇÃO DO HIDROSSISTEMA

O Hidrossistema de estudo foi otimizado com utilização da Programação Dinâmica Estocástica e da Programação Dinâmica Dual Estocástica. Estas técnicas foram aplicadas por meio de desenvolvimento de código computacional na Linguagem Julia com o emprego do pacote *StochDynamicProgramming*.

Para a aplicação destas técnicas foi necessário, antes, determinar a distribuição de probabilidade das vazões afluentes, definição de um volume inicial para os reservatórios do hidrossistema, a discretização das variáveis de estado, especificamente para a PDE, e a linearização da dinâmica do problema e da função objetivo que era um requerimento da PDDE.

6.1. Afluências

Tanto a PDE quanto a PDDE, necessitam da distribuição de probabilidade para cada estágio (mensais) das variáveis estocásticas. Essas distribuições foram calculadas a partir das vazões incrementais de forma equiprovável, ou seja, considera que a os valores observados para um mês na série histórica possuem a mesma probabilidade de ocorrer. Desta forma, para qualquer valor de x pertencente ao conjunto das observações:

$$P(x_i) = 1/N$$

com,

$$\sum_{i=1}^{i=N} P(x_i) = 1$$

em que,

x é um valor observado;

P é a probabilidade de um valor observado ocorrer;

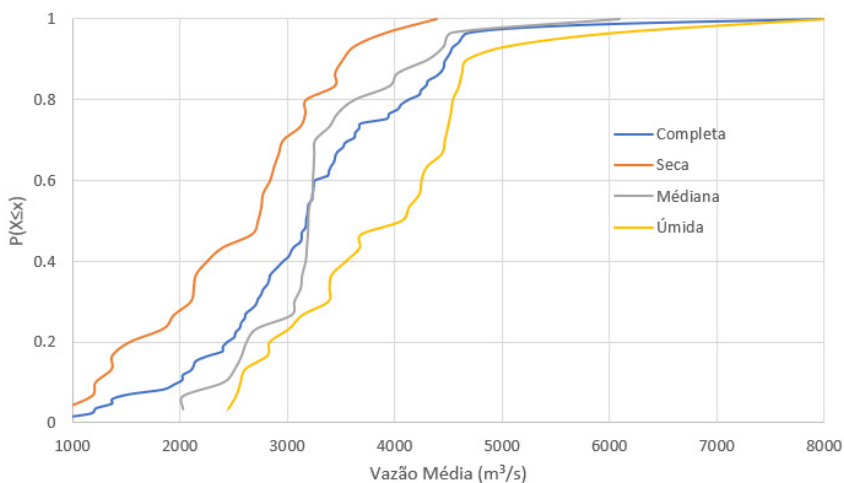
N é o número de observações.

O desenvolvimento das distribuições deste modo tem a desvantagem de não considerar as correlações temporais e espaciais existentes.

Para o hidrossistema do São Francisco, foram construídas distribuições de probabilidade para quatro Séries de afluências: a Completa que considera toda a série de observações de 1931-2015 (85 anos), a Úmida que é composta por apenas os 30 anos com maior valor médio de vazão, a Seca que utiliza os 30 de menor valor e a Mediana que considera os 30 anos medianos.

A Figura 4 traz as distribuições acumuladas de probabilidade das vazões incrementais de Sobradinho para o mês de janeiro para as quatro Séries.

Figura 4: Distribuição Acumulada de Probabilidade das Vazões Incrementais de Sobradinho para o mês de janeiro para todas as Séries.



Fonte: autor (2018)

7. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Para melhorar a compreensão dos resultados, deve-se ressaltar a diferença entre os conceitos de otimização e simulação utilizados neste capítulo. A otimização está associada a definir a política de operação que minimize o valor esperado do custo do hidrossistema enquanto a simulação é o resultado da aplicação dessa política ótima de operação para um determinado evento de vazão afluente (um cenário predefinido).

7.1. Análise de Desempenho

Os tempos de processamento de processamento da PDDE e da PDE (modelo original e reduzidos para grau de discretização igual a 20) para os hidrossistemas considerados estão apresentados na Tabela 13. Em que o “X” significa que não foi possível realizar a otimização devido a limitações de memória.

Tabela 13: Tempos de Processamento

Hidrossistema	Tempo de Processamento (H:M:S)			PDE(Original) / PDE(Reduzido)	PDE(Reduzido) / PDDE
	PDE Original	PDE Reduzido	PDDE		
Sobradinho	02:52:35	00:15:35	00:00:40	11,07	23,59
Tr. Marias + Sobr.	X	X	00:00:42	X	X
Tr. Marias + Sobr. + Itap.	X	X	00:00:51	X	X

Fonte: Autor (2018)

Não foi possível aplicar a PDE para o hidrossistema completo (com o grau de discretização especificado) com as ferramentas computacionais adotadas, devido, entre outros, às limitações de memória e do mal da dimensionalidade que é percebido pelo aumento entre os tempos de processamento do modelo reduzido para o original. Conforme a Tabela 20, esse aumento de uma variável de decisão fez com que o modelo original necessitasse de um tempo de processamento cerca de 11 vezes maior que o reduzido.

Entretanto, caso houvesse memória computacional suficiente, os tempos de processamento do hidrossistema completo em relação ao do subsistema do Sobradinho seriam significativamente maiores (dias ou semanas) visto o acréscimo de 8 variáveis para o modelo

original e de 6 para o reduzido e considerando que o aumento do número de operações da PDE ocorre de forma exponencial com o aumento das dimensões do problema.

Ao se reduzir a dimensão do problema com a diminuição do grau de discretização, foi possível a aplicação da PDE para o hidrossistema completo, porém, as políticas obtidas não foram satisfatórias.

Desta forma, a PDE é inviável para otimizar o problema estudado para a velocidade de processamento do computador utilizado. Seria necessário um supercomputador ou uso de programação paralela (uma cadeia de computadores) para viabilizá-la. Enquanto a PDDE seria viável até mesmo para sistemas bem maiores e complexos visto que só precisou de 51 segundos para otimizar um hidrossistema com 12 variáveis.

Além da quantidade de variáveis, outro fator que explica a grande necessidade computacional do problema é a extensão da Série Completa (85 anos). Foram obtidos tempos menores com a aplicação das Séries Úmida, Média e Seca por serem menos extensas (30 anos cada).

Em comparação com a PDDE, a PDE foi cerca de 24 vezes mais lenta para o modelo reduzido e 261 vezes mais demorada considerando o modelo completo. Além disso a PDDE não sofre do mal da dimensionalidade visto a pouca diferença entre o seu tempo de processamento para o subsistema do Sobradinho e o do hidrossistema completo.

Quanto aos custos obtidos nas simulações, estão apresentados para cada cenário e hidrossistema na Tabela 14 (o da PDDE foi recalculado para a função objetivo sem linearizações) em que o “-” representa que a política de operação ótima não simula a operação de forma viável (que obedece às restrições) para o cenário de vazões afluentes especificado e o “X” significa que não foi possível realizar nem mesmo a otimização devido a limitações de memória.

Tabela 14: Custos de Simulação dos Cenários

Hidrossistema	Cenário de Simulação	Custo da Simulação		
		PDE O	PDE R	PDDE
Sobr.	Seco	-	-	4,62
	Médio	4,23	4,22	4,13
	Úmido	3,77	3,71	3,50
Tr. Marias + Sobr.	Seco			3,76
	Médio			2,87
	Úmido		x	2,03
Tr. Marias + Sobr. + Itap.	Seco			3,75
	Médio			2,83
	Úmido			1,90

Fonte: Autor (2018)

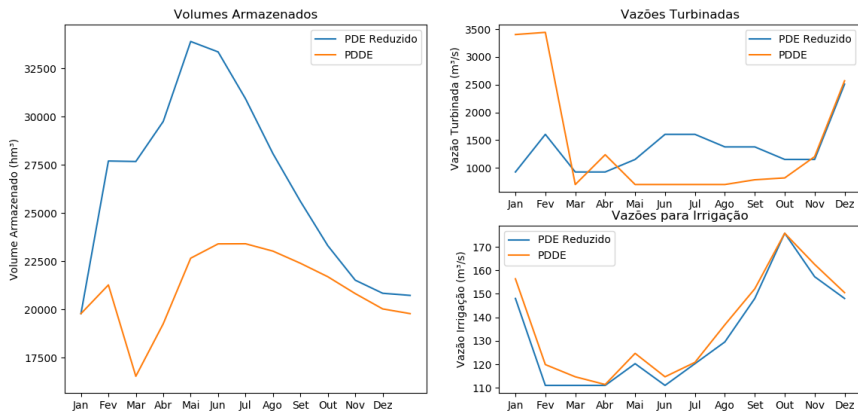
Se observa que o Modelo Reduzido não é só mais rápido, mas também tem melhor desempenho principalmente para o cenário úmido que é mais sucessível à ocorrência de vertimentos. Isto se deve pelo modelo reduzido não perder precisão ao discretizar os vertimentos. Dessa forma, os custos de ambos tendem a se igualar com o aumento do grau de discretização.

Por meio da Tabela 14, se constata a dificuldade das políticas de operação da PDE (afluentes e para o grau de discretização especificado) para simular o Cenário Seco. Entretanto, foi possível encontrar políticas ótimas para este cenário ao aumentar o grau de discretização para mais de 30.

Ainda conforme a Tabela 14, só foram viáveis a simulação das regras de operação obtidas tanto por PDE quanto por PDDE para os cenários médio e úmido do hidrossistema composto apenas por Sobradinho.

Os valores das variáveis de estado e decisão para estes dois métodos (PDDE e o da PDE para o Modelo Reduzido) obtidos na simulação do hidrossistema composto por Sobradinho para o cenário médio estão ilustrados graficamente na Figura 5.

Figura 5: Comparação da Simulação do Cenário Médio entre a PDDE e a PDE para o Hidrossistema do Sobradinho.



Fonte: Autor (2018).

A perda de sensibilidade para a altura de queda, devido à linearização da função objetivo, na geração de energia pode ser visualizada pela comparação entre os volumes da simulação da PDE e da PDDE.

Na operação ótima da PDDE (que sofreu linearização) não há uma busca em aumentar os volumes armazenados para então turbinar vazões maiores com quedas maximizadas como pode ser observado na operação da PDE que aumenta o nível do reservatório para próximo do máximo nos primeiros meses da operação. Este foi um dos fatores responsáveis pelo maior desempenho da operação da PDE para altos graus de discretização em comparação com a PDDE.

Assim, sabendo que tanto a PDE quanto a PDDE apresentaram custo final nulo (terminam com Volume Armazenado maior que 50%

da capacidade), é possível afirmar que a regra de operação estabelecida da PDE é mais eficiente que a da PDDE, pois mais que compensa o custo da imprecisão em seguir a curva de demanda com melhor desempenho na geração de energia. O que ocorre pela consideração da Altura de Queda na Otimização devido a não linearização.

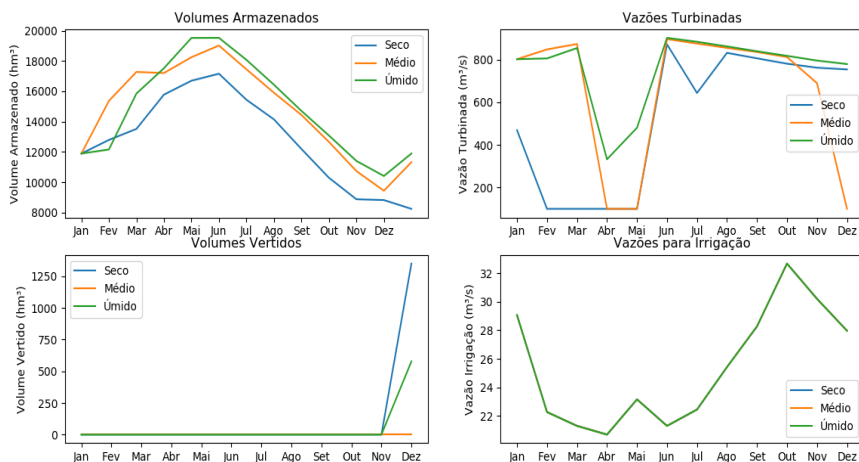
Uma maneira de melhorar a aplicação da PDE para este hidrossistema seria diminuir o grau de discretização necessário ao aperfeiçoar especificamente a discretização da vazão para irrigação de forma que considerasse os valores máximos e mínimos por intervalo e não somente o máximo e mínimo geral, o que não é permitido pelo pacote. E uma forma de sofisticar os resultados da PDDE seria incorporar a altura de queda líquida ou o armazenamento ao longo dos estágios na função objetivo.

Assim, para o hidrossistema da maneira que foi modelado, a PDE, para o Modelo Reduzido, apresentou políticas de operação mais eficientes por considerar a altura de queda, entretanto é completamente inviável devido ao seu tempo de processamento e necessidade de memória computacional.

Enquanto a PDDE apresenta desempenho levemente menor, porém sua aplicação é indubitavelmente vantajosa devido à sua incrível velocidade para tratar de problemas com muitas variáveis e poderia ser facilmente estendida para hidrossistemas maiores e mais complexos.

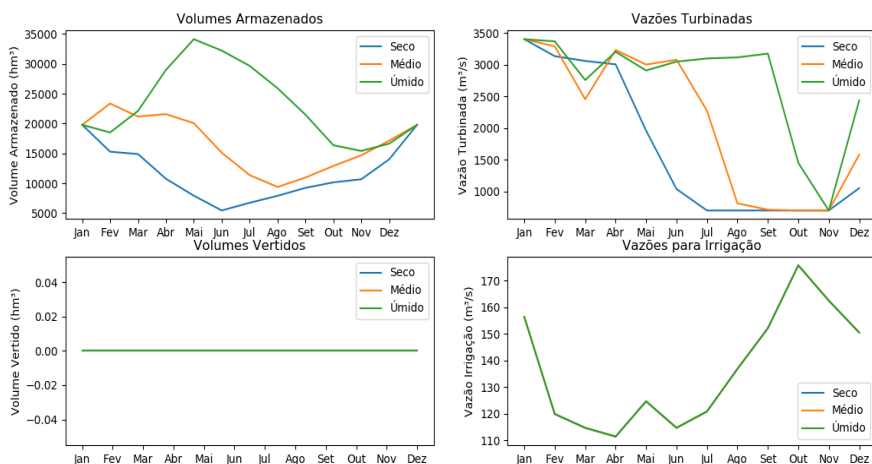
Quanto a otimização e simulação do hidrossistema completo, conforme já exposto, só foi capaz de ser otimizado por meio da PDDE e a simulação das suas políticas ótimas de operação para os três cenários estão apresentadas nas Figuras 6, 7 e 8, que trazem, respectivamente, as simulações das regras ótimas de operação para os cenários definidos para os reservatórios Três Marias, Sobradinho e Itaparica.

Figura 6: Simulação da Otimização do Hidrossistema Completo para os Três Cenários para o Reservatório Três Marias



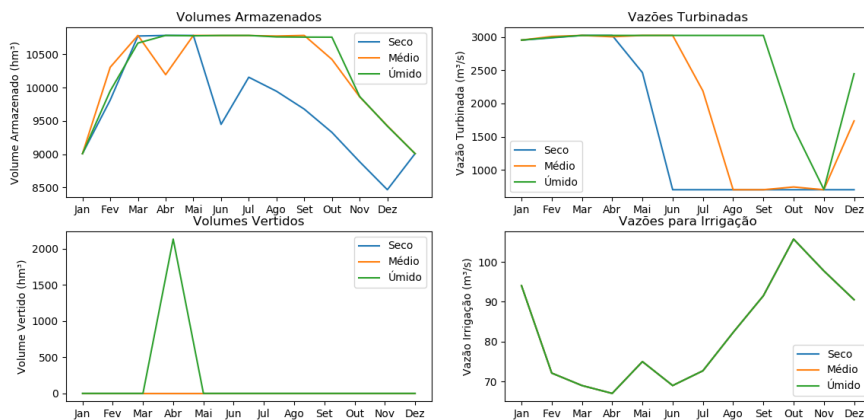
Fonte: Autor (2018)

Figura 7: Simulação da Otimização do Hidrossistema Completo para os Três Cenários para o Reservatório Sobradinho



Fonte: Autor (2018).

Figura 8: Simulação da Otimização do Hidrossistema Completo para os Três Cenários para o Reservatório Itaparica



Fonte: Autor (2018).

Os vertimentos elevados do último estágio para o reservatório de Três Marias (apesar de o reservatório não estar cheio) se justificam como transferências, na matemática da operação para a forma que foi modelada, como uma maneira de aumentar o volume armazenado e a vazão turbinada no reservatório Sobradinho que possui o maior peso no custo final.

Se observa que com as prioridades α e β iguais a (0.5 e 0.5) a operação da otimização do hidrossistema completo, assim como para o subsistema do Sobradinho, busca a suprir integralmente a demanda de irrigação, visto as vazões destinadas à irrigação serem iguais à curva de demanda para todos os reservatórios.

8. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A definição de regras de operação de reservatórios é um estágio fundamental da gestão de recursos hídrico e trata-se de uma tomada de decisão sobre incerteza.

Deste modo, foi proposta uma metodologia de aplicação de duas técnicas de otimização de reservatórios que consideram a incerteza sobre as vazões afluentes: a Programação Dinâmica Estocástica e a Programação Dinâmica Dual Estocástica.

Devido às limitações e necessidades computacionais, a aplicação da Programação Dinâmica Estocástica ficou restrita ao subsistema contendo apenas o reservatório de Sobradinho. Enquanto a Dual Estocástica pôde ser aplicada para o Hidrossistema Completo modelado do Rio São Francisco contendo os reservatórios de Três Marias, Sobradinho e Itaparica.

O objetivo da otimização foi definido para poder englobar os usos múltiplos da água na bacia, dentre os quais tinham destaque a produção de energia hidroelétrica e a agricultura de irrigação. Os usos múltiplos foram incorporados a uma única função objetivo por meio do método das ponderações.

A Programação Dinâmica Dual Estocástica se mostrou eficiente em otimizar o hidrossistema requerendo baixo custo computacional e obteve desempenho satisfatório. Entretanto, a técnica apresenta limitações quanto à modelagem do problema, restrições e função objetivo que devem ser lineares. O que causa perda de precisão e desempenho quando comparada com a Programação Dinâmica Estocástica que é flexível.

Desta Forma, por não necessitar de simplificações lineares, a Programação Dinâmica apresentaria melhor desempenho, entretanto o seu custo computacional devido ao mal da dimensionalidade a tornaram inviável.

A Programação Dinâmica Dual Estocástica não apresentou o mal da dimensionalidade para a forma como foi formulado o problema e pode ser estendida para aplicação em hidrossistemas maiores e mais complexos.

Apesar de o objetivo da otimização, por questão de simplicidade, só ter considerado a produção de energia e as demandas de água para irrigação, a metodologia de formação da função objetivo e formulação do problema pode ser facilmente aplicada para os outros usos da água e incluir na modelagem a Transposição do Rio São Francisco.

As regras ótimas de operação foram simuladas para três cenários de operação baseados na média anual de cada amostra da série histórica. Um cenário seco, um médio e um úmido.

Quanto a estocasticidade das vazões afluentes, foi considerada a série histórica de cada mês, contendo 85 anos de dados, com distribuição de probabilidades equiprovável. Além disso foram consideradas a série de 30 anos mais seca, úmida e mediana.

Esta forma de tratar a estocasticidade é simples e não considera as correlações espaciais e temporais do fenômeno.

Foi mostrado que a regra de operação obtida para a Série Seca tem a melhor performance na simulação do Cenário Seco e a pior para na do Cenário Úmido, do mesmo modo, a regra de operação determinada para a Série Úmida tem a melhor eficiência para o Cenário Úmido e a pior para o Cenário Seco. O que indica vantagem para a operação com a aplicação de previsão sazonal de vazões.

Também foi evidenciado o impacto que a escolha dos pesos do método das ponderações tem sobre os resultados da otimização.

A rápida velocidade de resolução da Programação Dinâmica Dual Estocástica permitiu a análise da influência de diversos fatores na otimização, o que levaria meses para ser verificado usando a Programação Dinâmica Estocástica, em caso de capacidade computacional suficiente, para o hidrossistema modelado.

As medições do tempo de processamento mostraram que a Dual Estocástica foi 261 vezes mais rápida que a Dinâmica Estocástica (com 20 discretizações) para otimizar o subsistema composto

apenas pelo reservatório Sobradinho. Esta diferença tende a aumentar para hidrossistemas maiores, visto que a Dual Estocástica não apresentou má dimensionalidade.

Como forma de viabilizar a Programação Dinâmica Estocástica é sugerido a utilização de paralelismo visto que o problema é resolvido em estágios podendo facilmente ser paralelizado.

A Linguagem Julia e o seu pacote StochDynamicProgramming que foram as ferramentas utilizadas por este trabalho, apresentaram alto nível e alto desempenho. É recomendada para trabalhos futuros a aplicação desta metodologia utilizando outra linguagem computacional para comparar as performances.

A metodologia aplicada pode ser estendida para sistemas maiores e mais complexos mantendo a mesma lógica de formulação das equações para sistemas maiores e mais complexos (contendo reservatórios não somente em série). Entretanto, por utilizar o método das ponderações para compor a função objetivo, o desempenho e o formato das regras de operação são sensíveis aos pesos escolhidos pelo operador.

9. REFERÊNCIAS

ANA, Agência Nacional de Águas. *Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio São Francisco*. 2016.

AYAD, A. *Stochastic Dynamic Programming Optimization Model For Operations Planning Of A Multireservoir Hydroelectric System*. 2018. Disponível em: <<https://www.idunn.no/stochastic-dynamic-programming>>.

BRAGA, B.; YEH, W.; BARROS, M. T. L. *Stochastic optimization of multiple-reservoir-system operation*. J. Water Resour. Plan. Man- age., 1174, 471-481.

BARROS, M. T. L. *et al.* Optimization of Large-Scale Hydropower System Operations. *Journal of Water Resources Planning and Management*, v. 129, n. June, p. 11, 2003. Disponível em: <<http://eds.b.ebscohost.com/eds/>

pdfviewer/pdfviewer?sid=b27447d5-1e69-4721-a1dd-9d4244e16204@sessionmgr110&vid=1&hid=117>.

BELLMAN, R. E. The Theory of Dynamic Programming. *Bulletin of the American Mathematical Society*.1954.

BRANDÃO, J. L. B. *Modelo para operação de sistemas de reservatórios com usos múltiplos*. p. 182, 2004.

CID, D. *Alocação Intertemporal E Múltiplos Usuários: Estudo De Caso Sistema Jaguaribe-Metropolitano*. 2017.

CRAWLEY, P. D.; DANDY, G. C. *Optimal Operation Of Multiple-Reservoir System*. v. 119, n. 1, p. 80–85, 1993.

ESAT, V.; HALL, M. J. *Water resources system optimization using genetic algorithms*. In: Proceedings of first international conference on hydroinformatics, pp 225–231, 1994.

FABER, B. A.; STEDINGER, J. R. Reservoir optimization using sampling SDP with ensemble streamflow prediction (ESP) forecasts. *Journal of Hydrology*, v. 249, n. 1–4, p. 113–133, 2001.

GRYGIER, J.; STEDINGER, J. Algorithms for optimizing hydro- power system operation. *Water Resources Research*, 1985.

HALL, W. *Optimal state dynamic programming for multireservoir hydroelectric systems*. Technical Rep., Dept. of Civil Engineering, Colorado State Univ., Ft. Collins, Colorado,1970.

JACOBY, H.; LOUCKS, D. Combined Use of Optimization and Simulation Models in River Basin Planning. *Water Resources Research*, v. 8, n. 6, p. 1401–1414, 1972. Disponível em: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/WR008i006p01401/full>>.

JACOBSON, D.; MYNE, D. *Differential dynamic programming*. Elsevier, New York,1994.

KELMAN, J. *et al*. Sampling Stochastic Dynamic Programming Applied to Reservoir Operatio. *Water Resources Research Res.*, v. 26, n. 3, p. 447–454, 1990.

KIM, Y.-O. *et al*. Optimizing Operational Policies of a Korean Multireservoir System Using Sampling Stochastic Dynamic Programming with Ensemble Streamflow Prediction. *Journal of Water*

- Resources Planning and Management*, v. 133, n. 1, p. 4–14, 2007. Disponível em: <<http://ascelibrary.org/doi/10.1061/%28ASCE%290733-9496%282007%29133%3A1%284%29>>.
- KUMAR, D.N.; REDDY, M.J.; Multipurpose reservoir operation using particle swarm optimization. *Journal of Water Resources Planning and Management-ASCE* 133(3):192–201, 2007.
- LABADIE, J.W. Optimal Operation of Multireservoir Systems: State-of-the-Art Review. *Journal of Water Resources Planning and Management*, v. 130, n. 2, p. 93–11, 2004.
- LARSON, R. *State increment dynamic programming*, Elsevier, New York, 1968.
- LEE, J. H.; LABADIE, J. W. Stochastic optimization of multireservoir systems via reinforcement learning. *Water Resources Research*, v. 43, n. 11, p. 1–16, 2007.
- LOUCKS, D.P.; Van BEEK. *Water resources systems planning and management: an introduction to methods, models and applications*. UNESCO, Paris, 2005.
- NAGESH, K. D.; REDDY, M. J. *Multipurpose Reservoir Operation Using Particle Swarm Optimization*, 2007.
- NEEDHAM, J. T. *et al.* Linear Programming for Flood Control in the Iowa and Des Moines Rivers. *Journal of Water Resources Planning and Management*, v. 126, n. 3, p. 118–127, 2000. Disponível em: <[http://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(2000\)126:3\(118\)](http://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/(ASCE)0733-9496(2000)126:3(118))>.
- MACEIRA, M. *et al.* Chain of optimization models for setting the energy dispatch and spot price in the Brazilian system NEWAVE E DECOMP - Descrição. Power System Computation Conference, n. June, p. 24–28, 2002. Disponível em: <http://www.psccl-central.org/uploads/tx_ethpublications/s43p01.pdf>.
- MENDES, L. A. *et al.* Trade-Off Analysis among Multiple Water Uses in a Hydropower System: Case of São Francisco River Basin, Brazil. *Journal of Water Resources Planning and Management*, v. 141, n. 10, p. 4015014, 2015. Disponível em: <<http://ascelibrary.org/doi/10.1061/%28ASCE%29WR.1943-5452.0000527>>.
- MURTAGH, B.A.; SAUNDERS, M.A. *Minos 5.4 user's guide*. Stanford: Systems Optimization Laboratory, Stanford University, February 1987. (Technical Report SOL 83-20R)

- NANDALAL, K.D.W.; BOGARDI, J.J. *Dynamic Programming Based Operation of Reservoirs: Applicability and Limits*. Cambridge University Press, New York, USA, 2007.
- PEREIRA, M. V. F.; PINTO, L. M. V. G. *Multi-stage stochastic optimization applied to energy planning*. *Mathematical Programming*, v. 52, n. 1-3, p. 359-375, 1991. Disponível em: <<http://link.springer.com/article/10.1007%2FBF01582895>>.
- RAMAN, H; CHANDRAMOULI, V. Deriving a general operating policy for reservoirs using neural network. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 1996.
- RANI, D.; MOREIRA, M. M. Simulation-optimization modeling: A survey and potential application in reservoir systems operation. *Water Resources Management*, v. 24, n. 6, p. 1107-1138, 2009.
- SAAD, M., BIGRAS, P., TURGEON, A., and DUQUETTE, R. *Fuzzy learning decomposition for the scheduling of hydroelectric power systems*. *Water Resour. Res.*, 32, 179-186, 1996.
- TILMANT, A.; KELMAN, R. A stochastic approach to analyze trade-offs and risks associated with large-scale water resources systems. *Water Resources Research*, v. 43, n. 6, 2007.
- TILMANT, A.; PINTE, D.; GOOR, Q. Assessing marginal water values in multipurpose multireservoir systems via stochastic programming. *Water Resources Research*, v. 44, n. 12, p. 1-17, 2008.
- TURGEON, A. Optimal operation of multireservoir power systems. *Journal of Optimization Theory and Applications*, v. 49, n. 3, p. 449-461, 1980.
- WURBS, R. Reservoir-system simulation and optimization models. *Journal of Water Resources Planning and Management*, v. 119, n. 4, p. 455-472, 1993.
- YAKOWITZ, S. Dynamic programming applications in water resources. *Water Resources Research*, v. 18, n. 4, p. 673-696, 1983.
- YEH, W. W.G. *Reservoir Management and Operations Models*, 1985.
- YOUNG, G. *Finding reservoir operating rules*, 1967.

AGRICULTURA: RISCOS E EMISSÕES

ZONEAMENTO AGRÍCOLA DE RISCOS CLIMÁTICOS DO BRASIL: AVALIAÇÃO PRESENTE E PROJEÇÃO FUTURA PARA A BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO

Eduardo Delgado Assad

Vanessa Silva Pugliero

Marília Ribeiro Zanetti

João Paulo Silva

João Dehon Pontes Filho

Francisco de Assis de Souza Filho

1. INTRODUÇÃO

A população do mundo hoje tem 7,7 bilhões de habitantes. Estima-se que chegará a 9,7 bilhões de pessoas em 2050. Tal crescimento populacional, implica em ter mais oferta de alimentos, energia e água para as pessoas. A agricultura, atualmente responsável pela oferta de alimentos, mesmo que novas ondas de produção de alimentos sintéticos tendem a aparecer no mercado, via tanques de fermentação, biologia sintética, engenharia metabólica entre outros, Tubb & Seba (2019), é um setor de importância fundamental para a economia brasileira. A partir da segunda metade do século passado a agricultura passou por grandes transformações em função do avanço do conhecimento em agricultura tropical e da

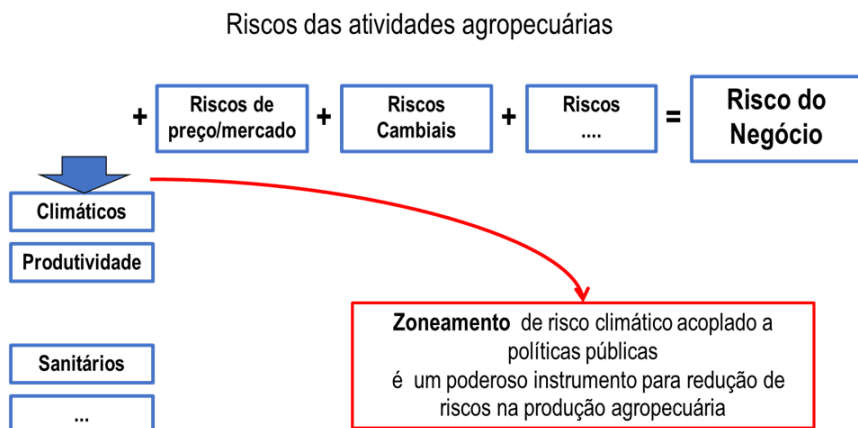
modernização das técnicas de cultivo. Ainda que alvo de controvérsias, atualmente baseada em críticas sobre o modelo adotado pela chamada “revolução verde”, e a defesa da sustentabilidade na produção agrícola, este momento da agricultura brasileira – e mundial –, inquestionavelmente, resultou em aumento da produtividade e redução dos custos na atividade agrícola, permitindo elevar expressivamente a produção mundial de alimentos. Entre 1950 e 2020, a produção de cereais passou de 700 milhões para 2,1 bilhões de toneladas, o que equivaleu a triplicar a produção agrícola.

No Brasil, há 40 anos, os níveis de produtividade que em muitas regiões não chegavam a metade do que se observa atualmente, aumentaram devido ao aprimoramento avanço científico e conhecimento sobre agricultura tropical, das técnicas de cultivo, melhoramento genético e das práticas de manejo do solo (EMBRAPA, 2020).

Além desses, outro fator que pode ser listado como uma importante ferramenta para a redução das perdas e melhoria no aprimoramento da tomada de decisão no setor agropecuária foi a aplicação no conhecimento em climatologia, modelagem e análise espacial para a elaboração de zoneamentos agrícolas, permitindo definir as melhores épocas de semeadura para diferentes variedades e tipos de solo (ASSAD et al., 2008).

De uma maneira geral o diagnóstico do risco na agricultura, pode ser visto como indicado na figura 1:

Figura 1: Esquema indicando os diversos riscos que envolvem uma atividade agrícola.



O zoneamento agrícola, quando utiliza o conceito de risco climático, torna-se um importante instrumento para evitar as perdas. Utilizando informações de produtividade nas culturas de milho e soja para os Estados de São Paulo e Minas Gerais (ULTREMARE; ASSAD, 2009) a partir de testes de ruptura de series na produtividade, concluem que produtividade nessas culturas, apresentaram um crescimento acelerado desde a última metade dos anos 1990, o que coincidia com o início do Zoneamento de Riscos Climáticos no Brasil. Fica evidente o peso do avanço tecnológico no aumento da produtividade. Associa-se a análise climática a obrigação, para efeito de seguro, de utilização de cultivares registradas e selecionadas por região, também uma indicação do zoneamento.

Este tipo de aplicação, além das consequências diretas de orientação ao produtor, teve também papel importante para o planejamento do setor agrícola brasileiro, permitindo aos órgãos da gestão pública antever os riscos da produção agropecuária e definir com mais clareza os custos do financiamento público da agricultura brasileira.

Neste trabalho, é descrita a metodologia utilizada no Zoneamento Agrícola de Riscos Climáticos do Brasil (ZARC). É considerada a perspectiva histórica do processo, traçando o estado atual da ferramenta e a utilização da metodologia para estimar cenários de riscos futuros. Como aplicação, a partir dos riscos calculados, é determinada sua projeção futura, para as culturas que são produzidas na bacia estendida do Rio São Francisco, a partir dos cenários obtidos em modelos de mudanças do clima.

2. BASE TEÓRICA

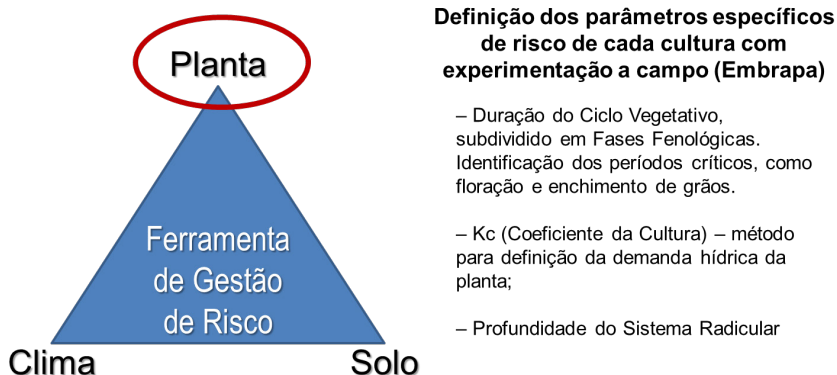
Sabendo-se que a seca e a chuva excessiva são os principais eventos responsáveis pelas perdas na agricultura nacional (GÖEPFERT et al., 1993), foram realizados estudos de caráter espaço-temporal para a identificação das áreas de maior risco para a agricultura brasileira, dando origem ao que hoje se conhece como ZARC (Zoneamento Agrícola de Risco Climático). É uma ferramenta de análise e gestão de risco que considera a variabilidade climática, características de solo e características eco fisiológicas da cultura, podendo indicar para cada município, em cada estado e em cada bioma o que plantar, onde plantar e quando plantar.

Para tanto, desenvolveu-se uma metodologia fundamentada em análises espaço-temporais dos dados climáticos e análises agro meteorológicas, pedológicas, estatísticas e agronômicas (ASSAD et al., 2008). Tais procedimentos são, predominantemente, multidisciplinares, baseados em grandes esforços computacionais e de modelagem, associados ao inter-relacionamento de variáveis que definem o risco climático.

3. METODOLOGIA PARA CULTURAS ANUAIS

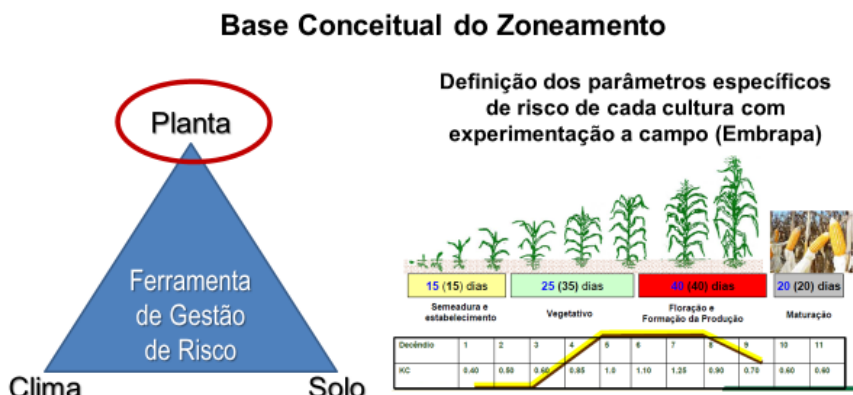
A metodologia do zoneamento agrícola está baseada na integração de modelos de simulação de crescimento e desenvolvimento de culturas, bases de dados de clima e solo, técnicas de análise de decisão e ferramentas de geoprocessamento (CUNHA; ASSAD, 2001). Todos os parâmetros que definem a análise de risco climático estão apresentados na figura 2.

Figura 2: Principais parâmetros que definem a análise de risco climático.



Os calendários de plantio que compõem o zoneamento agrícola são revisados e atualizados anualmente com a inclusão de novas culturas e cultivares, atualização das bases de dados climáticos, uso de novas técnicas de interpolação. Na figura 3 são indicados os parâmetros das culturas que são considerados no zoneamento agrícola. Neste caso, a redução da incerteza da interpolação espacial, foi definida a partir do trabalho de Assad et al., (2003).

Figura 3: Parâmetros da planta utilizados no zoneamento.



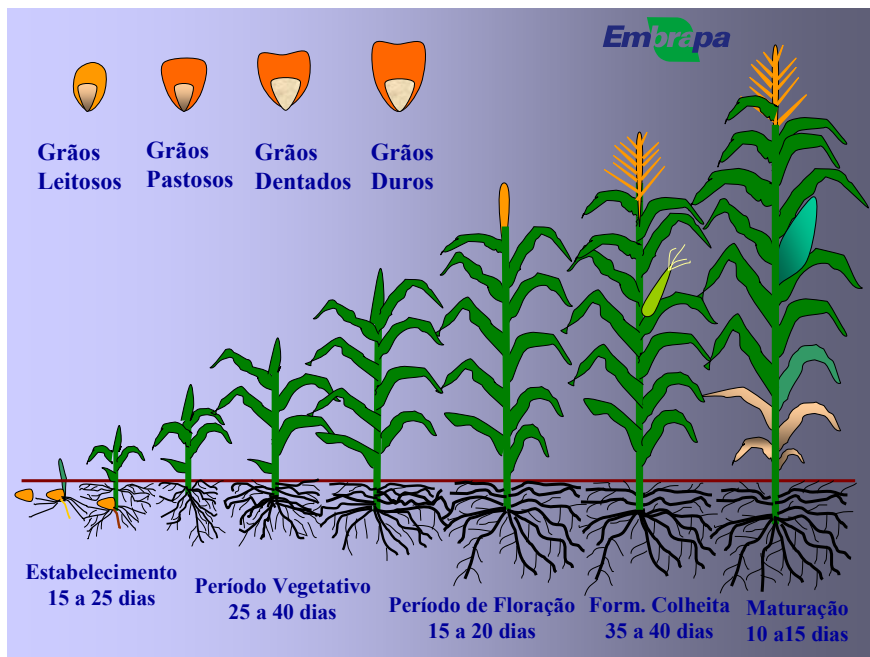
Cada planta tem sua fase fenológica bem definida e medida em dias. O mesmo pode ser dito com relação aos coeficientes de cultura que traduzem a maior ou menor demanda por água em cada fase fenológica. Tais parâmetros associados às séries históricas de clima e da capacidade de retenção de água do solo, juntos, definem o maior ou menor risco climático em função das datas de plantio. É possível incorporar nos zoneamentos as previsões climáticas para a próxima safra, os cenários de mudanças climáticas futuras, buscando-se adaptá-los tanto quanto possível à realidade daquele ano. A revisão e atualização do zoneamento agrícola aumentam a precisão dos seus resultados, tornando cada vez mais útil aos agricultores e aos órgãos de gestão agrícola.

A avaliação dos riscos para as culturas anuais no Brasil é baseada no processamento de balanços hídricos sequenciais, calculados para períodos de 10 dias (decêndios), desde o plantio até a maturação da cultura. De uma maneira geral, o ciclo vegetativo das culturas de grãos é subdividido em quatro fases fenológicas: desenvolvimento inicial (Fase I), crescimento vegetativo (Fase II), florescimento e enchimento de grãos (Fase III) e maturação (Fase IV). A duração

do ciclo fenológico pode ser estimada em função das exigências térmicas nos subperíodos “emergência florescimento” e “emergência início de maturação”, considerando-se uma temperatura base variável.

A demanda de água das culturas e os períodos com deficiência ou excesso hídrico são determinados utilizando-se o coeficiente de cultura (K_c) apropriado, que possui uma relação linear com os índices de área foliar (IAF), conforme perfil padrão apresentado na Figura 4. Esse coeficiente é determinado experimentalmente, em cada região do Brasil, e pode ser estimado em função das latitudes, longitudes e altitudes dos locais onde se pretende plantar e não existam resultados de experimentos.

Figura 4: Perfil típico utilizado para definir o coeficiente de cultura (K_c).
Cortesia Embrapa Milho e Sorgo.



Um modelo de balanço hídrico sequencial, apresentado por Forest (1984), testado por Assad (1986), e validado por Afholder et al (1997), adaptado por Monteiro et al (2017), tem sido utilizado para calcular o Índice de Satisfação das Necessidades de Água (ISNA), obtido pela razão entre a evapotranspiração real e a evapotranspiração máxima da cultura (ETR/ETM), representando o grau de atendimento das necessidades hídricas da cultura em cada fase fenológica. Valores de ISNA durante a fase crítica (Fase III – fase reprodutiva – florescimento e enchimento de grãos), para uma frequência mínima de 80% são espacializados utilizando sistema de informações georeferenciadas (SIG) para determinar a viabilidade de determinado período de plantio. Esta qualificação é feita do seguinte modo: **Favorável**, para valores de ISNA iguais ou superiores a um valor de corte estabelecido; **Desfavorável**, para valores de ISNA inferiores ao valor de corte. Para utilizar esse tipo de modelo devem ser consideradas apenas culturas sob regime de sequeiro, sendo utilizados três tipos de solos conforme descrito no item pedologia, baseados na textura de cada um. Os dados pluviométricos utilizados têm séries históricas iguais ou maiores que 30 anos de dados diários.

A cada ano, o modelo incorpora os dados do ano anterior. Procura-se manter sempre uma série de 30 anos. Assim ao incorporar a série do ano anterior, eliminam-se os dados do primeiro ano. Qual a vantagem de se manter este tipo de atualização? Primeiro, o bloco de informações climáticas fica sempre do mesmo tamanho, portanto as análises espaciais são mais robustas. Segundo ao fazer este tipo de cluster, é incorporado nas análises o sinal das alterações climáticas dentro de um período de 30 anos. Assim paulatinamente, os eventos extremos de temperatura são considerados, assim como a redução ou aumento da intensidade dos veranicos. Neste caso é um método que incorpora desde seu início os sinais das mudanças climáticas. Outra informação de entrada do modelo é a Evapotranspiração potencial.

4. EVAPOTRANSPIRAÇÃO POTENCIAL

A evapotranspiração é o processo simultâneo de transferência de água para a atmosfera por evaporação da água do solo e por transpiração das plantas. A evapotranspiração de potencial (ETP) é a quantidade de água que seria evaporada e transpirada por uma vegetação em condições padronizadas e sem restrição hídrica. Dessa forma, a ETP é limitada apenas pelo balanço vertical de energia, ou seja, pelas condições do ambiente local (PEREIRA et al., 2002). Logo, a ETP é o valor indicativo da demanda evapotranspirativa da atmosfera em um dado local, num dado período.

Se, por um lado, a chuva constitui a fonte principal de água para as culturas agrícolas, por outro, a evapotranspiração representa o consumo ou a demanda hídrica. É a diferença entre a oferta e demanda que definirá a disponibilidade hídrica para a cultura, fator primordial na definição da produtividade.

Em áreas extensas ou em períodos passados, como em séries de dados meteorológicos, a maneira mais prática de se estimar a disponibilidade ou deficiência hídrica para uma cultura é através do cálculo do balanço hídrico do solo.

Porém, a despeito das incertezas ou eventuais dificuldades para o levantamento de parâmetros necessários para um balanço hídrico preciso, a evapotranspiração se apresenta como um indicador muito mais simples e prático para a identificação de períodos críticos de demanda ou consumo hídrico. Em períodos críticos com ETP já elevada ou em elevação, com ausência ou escassez de chuvas, é fundamental a existência de reserva hídrica suficiente nos solos.

Dessa forma, a ETP é um importante indicador, simples e prático, para avaliar o risco climático de um local.

Para as análises preliminares do risco climático orientado à quantificação de condições de estresse vegetal e risco de produção,

no presente e em cenários futuros, são consideradas as categorias de evapotranspiração alta e muito alta, conforme identificadas na Tabela 1.

Tabela 1: Classificação de intervalos de evapotranspiração de referência (ETP) para as análises de frequência e risco.

ETP	ETP (mm/dia)	Impactos esperados
Baixa	0 a 3	Baixa demanda hídrica, normalmente associada a dias nublados e/ou com baixas temperaturas. Necessidades da planta são atendidas mesmo com armazenamento baixo. Não representa risco imediato.
Média	3 a 5	Pouco ou nenhum impacto. Condições ótimas para consumo de água.
Alta	5 a 7	Alta demanda hídrica, normalmente associada a dias ensolarados e altas temperaturas. Condição de alta demanda hídrica desfavorável para a maioria dos cultivos. As plantas podem apresentar sintomas de deficiência nas horas mais quentes do dia, mesmo com elevado armazenamento, principalmente mudas. Essa intensidade de ETP normalmente ocorre depois de uma sequência de vários dias sem chuva, e se intensificam à medida que a umidade do ambiente decresce e as temperaturas aumentam progressivamente. Há maior respiração com menor fotossíntese, resultando em redução ou parada temporária do crescimento. Representa condição de risco alto para mudas recém-plantadas.
Muito alta	>7	Condição muito desfavorável para agricultura de modo geral, mesmo para as culturas mais resistentes a altas temperaturas. Alta demanda hídrica, normalmente associada a dias ensolarados, altas temperaturas e umidades do ar muito baixas e/ou vento intenso. As suas necessidades de água não são supridas nem em solo com armazenamento elevado. As plantas apresentam evidentes sintomas de deficiência nas horas mais quentes do dia, mesmo com elevado armazenamento, principalmente mudas. Essa intensidade de ETP só ocorre depois de uma sequência de muitos dias sem chuva, resultado de um processo de agravamento à medida que a umidade do ambiente decresce e as temperaturas aumentam progressivamente. Há maior respiração com menor fotossíntese, resultando em redução ou parada temporária do crescimento. É comum ocorrer ressecamento e morte de ponteiros muito tenros em mudas jovens. Representa condição de altíssimo risco para mudas recém-plantadas.

Adaptado de Caldato et al. (2013) 507-516, e Liu et al. (2017).

Devido à inexistência de séries históricas confiáveis de umidade relativa, saldo de radiação e velocidade do vento, a evapotranspiração de referência (ETP) não pode ser estimada pelo método de Penman Monteith, considerado o mais preciso, exato e recomendado pela FAO, como método preferencial (Allen et al., 1998).

Dos métodos existentes que utilizam apenas de temperatura máxima e mínima, o de Hargreaves e Samani apresenta o melhor desempenho quando calibrado para as **condições locais**. Assim, os dados de ETP podem ser estimados a partir das temperaturas mínimas e máximas diárias, pela equação de Hargreaves e Samani (1985).

Na avaliação do risco climático, regional, por ter como parâmetros de entrada a chuva e a temperatura, variáveis mais simples de serem encontradas, a evapotranspiração potencial é calculada utilizando, o método proposto por Thornthwaite e Matter (1955). No caso do Estado de São Paulo, utiliza-se a adaptação apresentada por Camargo e Camargo (1983), baseada na temperatura média mensal, estimada a partir das equações apresentadas por Pinto et al. (1972), utilizando as coordenadas geográficas e altitude das estações pluviométricas. O mesmo método foi utilizado na região da bacia do Rio São Francisco. Independentemente do método existem exemplos utilizando o método proposto por Hargreaves e Senami (1985) e havendo dados disponíveis com séries longas e densidade espacial, é recomendado o método e Penman-Montheith (Allen et al., 1998).

5. A PARAMETRIZAÇÃO DOS SOLOS

Outra questão de grande importância no processo de elaboração do Zoneamento Agrícola de Riscos Climáticos é a definição de épocas de plantio mais apropriadas para diferentes culturas, de modo a diminuir os riscos climáticos no processo produtivo. Tendo em vista o caráter amplo e pragmático do Zoneamento de Riscos Climáticos, as informações necessárias dos solos são aquelas

que permitem avaliar seu comportamento enquanto reservatório de água, baseando-se nas características físico-hídricas dos solos, figura 5 (LOPES-ASSAD et al., 2001; LOPES-ASSAD et al., 2007).

Figura 5: Parâmetros de solo utilizados no zoneamento agrícola.



Para efeito do zoneamento, os solos têm sido agrupados, em solos de baixa capacidade de retenção de água (Tipo 1), solos de média capacidade de retenção de água (Tipo 2) e solos de alta capacidade de retenção de água (Tipo 3). Essas designações representam quantidades de armazenamento de água na zona de maior densidade das raízes.

Inúmeros atributos interferem na capacidade de armazenamento de água dos solos, sendo possível fazer uma estimativa razoável a partir de dados de profundidade, teor de argila, areia e silte e de uma avaliação do gradiente textural. A profundidade do solo é uma informação existente em qualquer tipo de mapeamento de solos, desde aqueles elaborados a partir de levantamentos de pequena escala, até os levantamentos feitos na propriedade. Além

disso, pode ser facilmente medida no campo pelo produtor rural, extensionistas e técnicos de diferentes formações. O gradiente é avaliado a partir da relação entre os teores de argila de dois horizontes ou camadas consecutivas de solos.

Cabe salientar que a legislação ambiental deve ser rigorosamente respeitada no zoneamento agrícola e isso implica na exclusão de indicação para qualquer sistema de produção das áreas de preservação obrigatória, áreas ribeirinhas e áreas de declividade superior a 45%. Por outro lado, as áreas de solos pedregosos, em declives superiores a 20%, e áreas de solos com menos de 50 cm de profundidade também não devem ser utilizadas, pois representam sistemas de grande suscetibilidade à erosão.

Os parâmetros de fertilidade não são considerados no zoneamento agrícola pelos seguintes motivos principais:

- A) a fertilidade do solo pode ser modificada utilizando-se, corretamente adubos e corretivos e;
- B) a influência de alguns atributos de fertilidade, como a capacidade de troca de cátions (CTC) e o teor de matéria orgânica, na capacidade de armazenamento de água no solo é, ainda, pouco evidente nos modelos de predição da retenção de água no solo e, aparentemente, exercem influência muito menor do que os parâmetros de textura e de gradiente textural.

As seguintes categorias de solos são utilizadas na avaliação do risco climático das culturas de grãos, considerando que a estimativa da capacidade de armazenamento de água do solo depende da sua profundidade e da sua capacidade de reter água:

- A) Solos Tipo 0 – englobam solos com capacidade de armazenamento de água menor que 0,4 mm.cm-1;
- B) Solos Tipo 1 - Englobam solos com teor de argila superior a 10% e inferior a 15%, nos primeiros 50 cm de solo; e com teor de

argila entre 15% e 35% e com teores de areia inferiores a 70%, que apresentam variação abrupta de textura nos primeiros 50 cm de solo, ou seja, que um horizonte ou uma camada de solo tenha 15% ou mais de argila, em valor absoluto, do que o outro nos 50 primeiros centímetros;

- C) Solos Tipo 2 - Englobam solos com teor de argila entre 15% e 35% e com teores de areia inferiores a 70% nos primeiros 50cm de solo;
- D) Solos Tipo 3 - Englobam solos com teor de argila maior que 35% nos primeiros 50cm de solo, e com menos de 35% de argila e menos de 15% de areia (textura siltosa) nos primeiros 50cm de solo.

Destaca-se que estas três classes de solos foram definidas considerando, também, a necessidade de padronização de critérios por meio de atributos de fácil utilização pelos diferentes tipos de usuários das informações contidas no ZARC. Dessa sistematização do enfoque pedológico, pode-se inferir que as plantas não são penalizadas por veranicos de até dez dias, quando cultivadas em solos do Tipo 3, veranicos de até sete dias, em solos do Tipo 2, veranicos de até quatro dias, para solos do Tipo 1, e veranicos de até três dias, no caso de solos do Tipo 0.

6. RESUMO DOS PASSOS DA METODOLOGIA DE DEFINIÇÃO DO RISCO CLIMÁTICO.

Desde sua implantação o zoneamento agrícola de riscos climáticos tem com objetivos:

- A) Coletar informações pluviométricas diárias disponíveis no País.
- B) Analisar e criticar os dados pluviométricos;
- C) Estabelecer análise freqüencial e a espacialização dos dados;

- D) Imprimir e disponibilizar mapas de ocorrência de veranicos nas regiões brasileiras;
- E) Tabular análise freqüencial da precipitação pluviométrica para períodos de 10, 15 e 30 dias, com frequência de 20%, 50% e 80%, caracterizando precisamente os anos e a espacialização das informações;
- F) Avaliar e regionalizar as chuvas de maior intensidade no território nacional;
- G) Regionalizar e otimizar as datas de plantio para as principais culturas do Brasil;
- H) Estabelecer cálculos de evapotranspiração potencial para as estações meteorológicas brasileiras;
- I) Coleta de informações agronômicas das principais culturas do Brasil;
- J) Cálculo e estabelecimento da capacidade de retenção dos principais solos cultivados;
- K) Simulação do modelo do balanço hídrico para culturas escolhidas, considerando datas de plantio, ciclo das culturas, solos e cultivares indicados para cada região.
- L) Espacialização dos resultados do índice ETR/ETM obtidos do balanço hídrico;
- M) Confecção de mapas de risco com datas de plantio otimizadas para as principais culturas do Brasil.

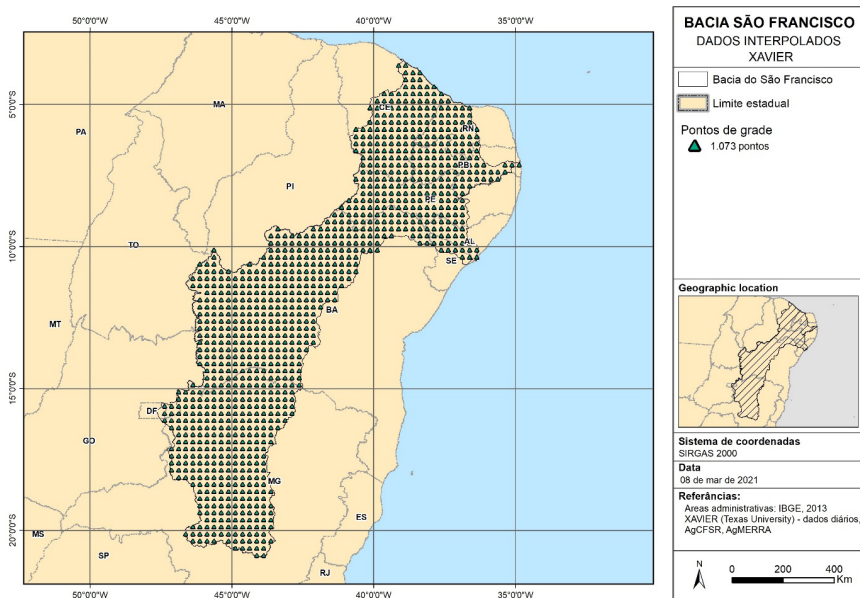
Para que o Zoneamento agrícola dos riscos climáticos atinja todos os itens anteriormente definidos, é necessário criar uma metodologia que envolva análises espaço-temporal de dados climáticos, análises agro meteorológicas, pedológicas, estatísticas, agronômicas.

7. DADOS DE ENTRADA

1. Seleção dos dados climatológicos existentes, com series diárias de 30 anos. Os dados principais são chuva e temperatura. A identificação da latitude, longitude e altitude são eliminatórias, ou seja, não existindo, o dado não é utilizado.

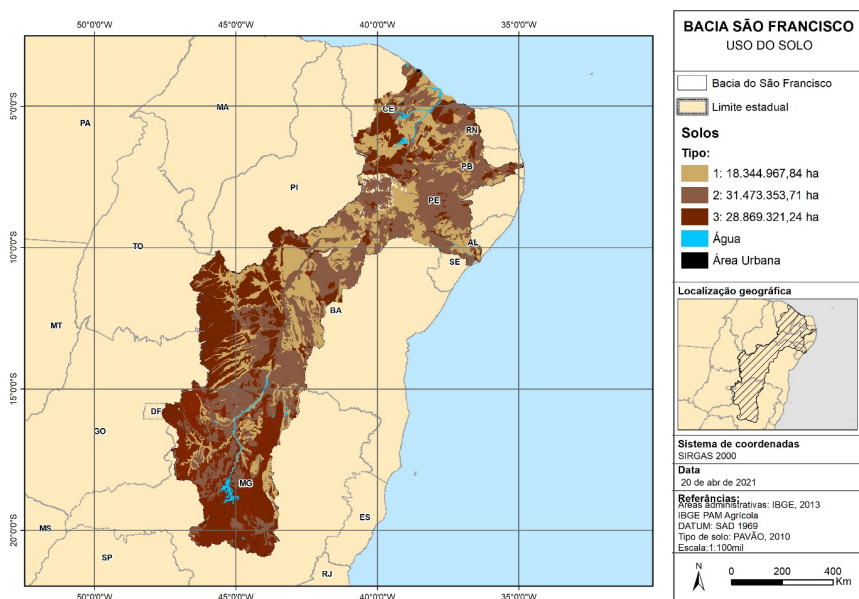
No caso da Bacia do São Francisco foram utilizados dados diários da base conhecida como Xavier (2017), onde foram selecionados 1073 pontos com informações disponíveis na Bacia e com series históricas mínimas de 30 anos. Os pontos de assimilação dos dados, estão na figura 6.

Figura 6: Mapa de distribuição espacial dos pontos onde foram considerados os dados climáticos da série de trinta anos, conforme Xavier et al (2017).



- Identificação do tipo de solo por região, considerando baixa, média e alta capacidade de retenção, conforme a figura 7. A definição da classificação dos tipos de solos, está descrita no item parametrização dos solos.

Figura 7: Mapa de solos utilizado no zoneamento de risco climático da bacia estendida do Rio São Francisco.



- Cálculo da Evapotranspiração potencial, em passos de dez dias, para todo o período do ano. O método a ser utilizado é o mais adaptado para a região. Na falta de um método definido, recomenda-se Thorntwhaite e Matter (1955), ou Hargreaves e Senami (1985). Caso existam series climatológicas completas, o método recomendado é o de Penmmam-Monthieth.

4. Identificação dos ciclos das culturas e dos coeficientes de cultura existentes na região bacia estendida do Rio São Francisco, conforme indicado como se segue:

Duração do ciclo e das fases fenológicas da soja

Ciclos	Fases Fenológicas				Total de Dias
	Fase I	Fase II	Fase III	Fase IV	
Grupo I	15	30	40	30	115
Grupo II	15	35	45	30	125
Grupo III	15	40	50	35	140

Coeficientes de Cultura para soja (Kc)

Ciclos	Decêndios													
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Grupo I	0,50	0,60	0,70	0,80	1,00	1,15	1,00	0,90	0,80	0,70	0,60	0,50		
Grupo II	0,40	0,50	0,60	0,70	0,80	1,00	1,15	1,00	0,90	0,80	0,70	0,60	0,50	
Grupo III	0,40	0,50	0,60	0,70	0,80	0,90	1,15	1,15	1,00	0,90	0,80	0,70	0,60	0,50

Associação dos ISNA's às Classes de Risco:

Fase Crítica	Alto Risco	Médio Risco	Baixo Risco
Fase III	$\leq 0,55$	0,55 - 0,65	$\geq 0,65$

Duração do ciclo das fases fenológicas da cultura do milho

Ciclos	Fases Fenológicas				Total de Dias
	Fase I	Fase II	Fase III	Fase IV	
Grupo I	10	35	30	25	100
Grupo II	10	45	40	25	120
Grupo III	10	55	50	25	140

Coeficientes de Cultura do milho (Kc):

Cíclós	Decêndios													
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Grupo I	0,4	0,6	0,8	1,0	1,2	1,2	1,2	1,0	0,8	0,6				
Grupo II	0,4	0,5	0,5	0,6	0,8	1,0	1,2	1,2	1,0	0,8	0,7	0,6		
Grupo III	0,4	0,5	0,6	0,7	0,9	1,0	1,2	1,2	1,2	1,2	1,0	0,8	0,7	0,6

Associação dos ISNA's às Classes de Risco:

Fase Crítica	Alto Risco	Médio Risco	Baixo Risco
Fase III	≤ 0,45	0,45 - 0,55	≥ 0,55

Duração do ciclo e das fases fenológicas da cultura do feijão:

Cíclós	Fases Fenológicas				Total de Dias
	Fase I	Fase II	Fase III	Fase IV	
Grupo I	10	25	30	15	80
Grupo II	10	30	35	15	90
Grupo III	10	35	40	15	100

Coeficientes de Cultura do feijão (Kc):

Cíclós	Decêndios											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Grupo I	0,60	0,70	1,04	1,28	1,28	1,04	0,70	0,65				
Grupo II	0,60	0,70	0,70	1,04	1,28	1,28	1,04	0,70	0,65			
Grupo III	0,60	0,65	0,70	0,75	1,04	1,28	1,28	1,28	1,00	0,65		

Associação dos ISNA's às Classes de Risco:

Fase Crítica	Alto Risco	Médio Risco	Baixo Risco
Fase III	≤ 0,50	0,50 - 0,60	≥ 0,60

Duração do ciclo e das fases fenológicas da cultura do arroz:

Ciclos	Fases Fenológicas				Total de Dias
	Fase I	Fase II	Fase III	Fase IV	
Grupo I	15	35	25	25	100
Grupo II	15	45	35	25	120
Grupo III	15	55	45	25	140

Coeficientes de Cultura do arroz (Kc)

Ciclos	Decêndios													
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Grupo I	0,40	0,60	0,80	1,00	1,30	1,30	1,20	1,00	0,60	0,60				
Grupo II	0,40	0,60	0,80	0,95	1,10	1,30	1,30	1,30	1,20	1,00	0,60	0,60		
Grupo III	0,40	0,60	0,80	0,90	1,00	1,10	1,30	1,30	1,30	1,30	1,20	1,00	0,60	0,60

Associação dos ISNA's às Classes de Risco:

Fase Crítica	Alto Risco	Médio Risco	Baixo Risco
Fase III	≤ 0,55	0,55 - 0,65	≥ 0,65

Duração do ciclo e das fases fenológicas da cultura do algodão:

Ciclos	Fases Fenológicas				Total de Dias
	Fase I	Fase II	Fase III	Fase IV	
Grupo I	15	45	30	30	120
Grupo II	15	55	40	30	140
Grupo III	15	65	50	30	160

Coeficientes de Cultura do algodão (Kc):

Ciclos	Decêndios															
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Grupo I	0,30	0,40	0,50	0,70	0,90	1,20	1,00	0,90	0,70	0,60	0,50	0,40				
Grupo II	0,30	0,40	0,50	0,70	0,90	1,10	1,20	1,10	1,00	0,90	0,80	0,70	0,60	0,50		
Grupo III	0,30	0,40	0,50	0,70	0,90	1,10	1,20	1,20	1,10	1,00	0,90	0,80	0,70	0,60	0,50	0,40

Associação dos ISNA's às Classes de Risco:

Fase Crítica	Alto Risco	Médio Risco	Baixo Risco
Fase III	$\leq 0,50$	0,50 - 0,60	$\geq 0,60$

Coeficientes de Cultura da mandioca (Kc):

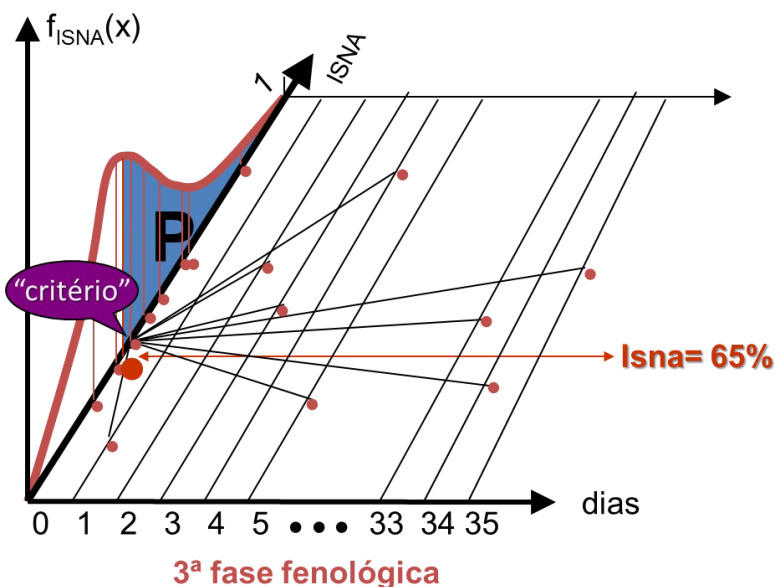
Ciclo	Fase I	Fase II	Fase III	Fase IV
12 (meses)	30	120	150	60
Acumulado	30	150	300	360

Fase I: Plantio e emergência; Fase II crescimento vegetativo; Fase III: Translocação de carboidratos para as raízes; Fase IV: Dormência. **Fonte:** Coelho Filho (2020).

- Análise frequencial dos índices de satisfação de necessidade de água ISNA (ETR/ETM) para definição da melhor data de plantio, com menor risco climático.

O risco é por definição a probabilidade de acontecer um determinado evento. No caso do risco climático, mantidas das condições de boa alimentação em água, a melhor data de plantio é adotada quando o risco for igual o menor do que um critério especificado para cada cultura. Neste caso o procedimento adotado é como está na figura 8.

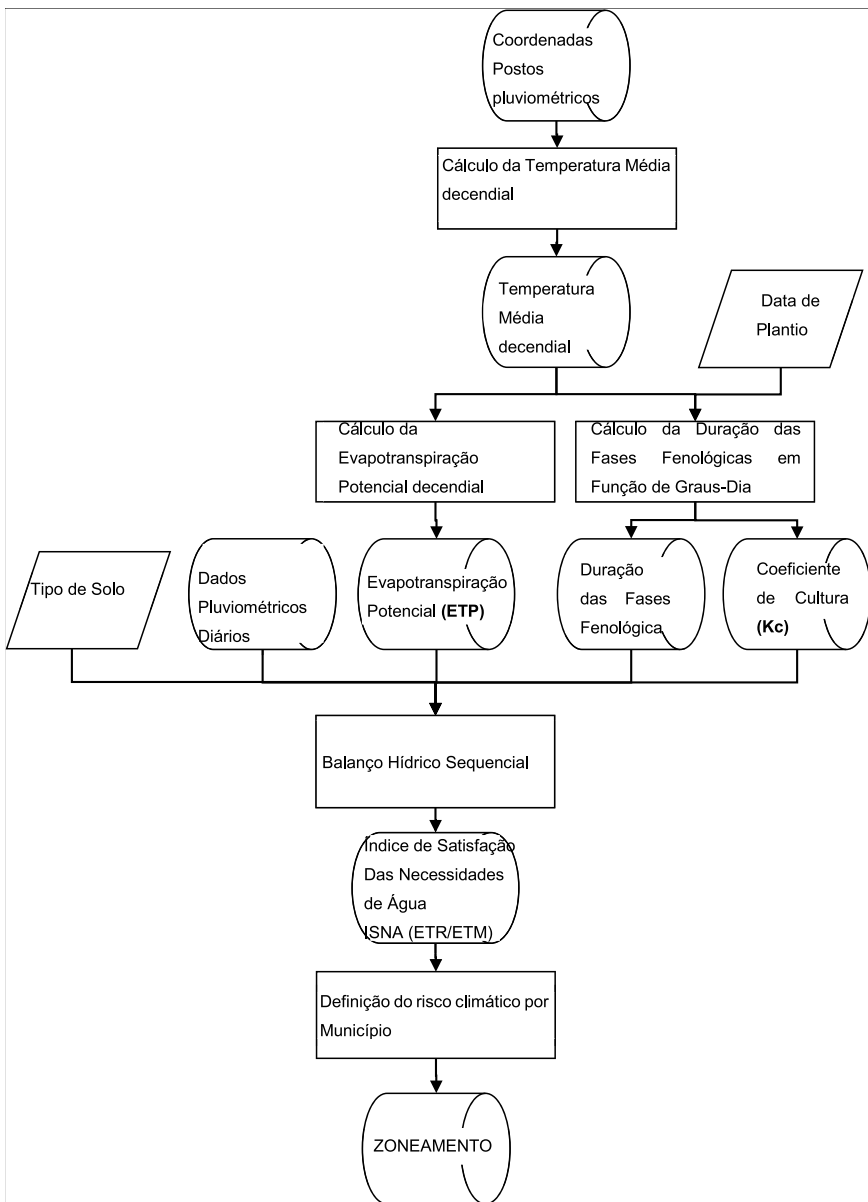
Figura 8: Exemplificação do cálculo do risco climático.



Por exemplo, na figura 8 acima é fixado num primeiro momento, uma data de plantio. Para iniciar a simulação, essa data pode ser o primeiro decêndio de janeiro. Em todos os anos da série histórica de chuva, calcula-se pelo balanço hídrico o valor da relação ETR/ETM, que é o índice ISNA. Se o ISNA for menor do que, por exemplo 0,65, em 80% dos anos, então muda-se a data de plantio para o segundo decêndio de janeiro. O teste é feito novamente. Se o valor do ISNA for igual ou maior do que 65% em 80% dos anos, então a data é boa para plantio com risco máximo de 20%. Este teste é feito para os 36 decêndios do ano, de maneira a identificar as janelas favoráveis de plantio. A simulação é feita para cada cultura, cada ciclo da cultura e cada tipo de solo. Assim se obtêm janelas de plantio para diversas situações em cada município.

A Figura 9 apresenta um fluxograma simplificado da metodologia utilizada para culturas anuais.

Figura 9: Fluxograma da metodologia utilizada no zoneamento de riscos climáticos para culturas anuais.



8. OS CENÁRIOS FUTUROS DO ZONEAMENTO CONSIDERANDO O AQUECIMENTO GLOBAL.

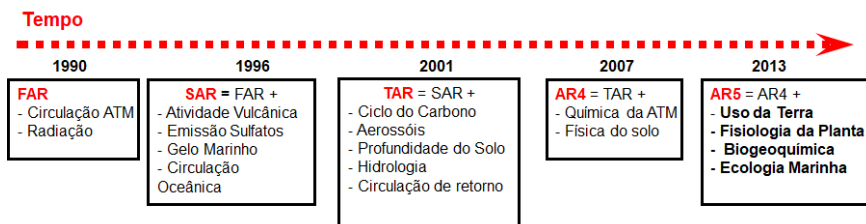
Os modelos climáticos globais e regionais tiveram grandes avanços nos últimos anos em termos da representação de processos e fenômenos críticos para estudo das mudanças climáticas globais, seus impactos sobre o Brasil e ações de mitigação. Parte do avanço vem do aumento da resolução espacial e parte da inclusão de controles climáticos provenientes de novos componentes do sistema e da interação entre eles. O Brasil tem se destacado nesta área, através do desenvolvimento de modelos atmosféricos globais e regionais, a exemplo dos modelos atmosféricos globais.

Os modelos climáticos estão sendo submetidos a testes mais abrangentes, incluindo as avaliações das previsões em escalas de dias a um ano. Dessa forma, um conjunto diversificado de ensaios aumenta a confiança na fidelidade com que os modelos representam os processos que afetam as projeções do clima. Como exemplo, Hamada et al. (2008) e Ghini et al. (2011) agruparam 15 modelos climáticos globais de acordo com a precipitação média em cada estação do ano para a região Sudeste do Brasil, com as anomalias do período de 2071-2100.

Os dados provenientes do CMIP5 são resultados de simulações de modelos globais de alguns centros de pesquisa que contribuem para confecção dos relatórios do IPCC (International Panel for Climate Change), forçadas pelas concentrações de gases de efeito estufa observadas durante o século XX. Para cada modelo são considerados diferentes membros, conforme disponibilizados pelo CMIP5 e relatados por Silveira et al. (2013).

Na figura 10 é apresentado um esquema da evolução da modelagem climática desde 1990.

Figura 10: Avanços na modelagem climática.



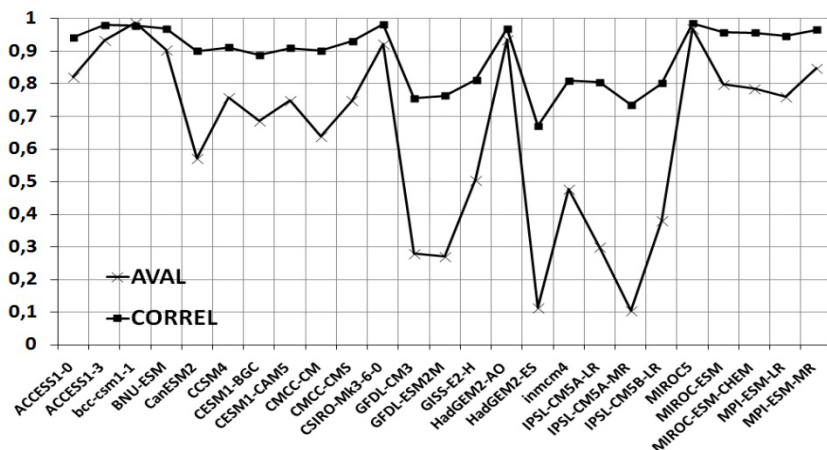
Fonte: adaptado de http://www.obt.inpe.br/prodes/prodes_1988_2016n.htm. FAR = first assesment report; SAR= second assesment report; TAR = third assesment report.

Os modelos climáticos levam em consideração o comportamento da atmosfera que é governado pelas leis da física representando o movimento do ar, o papel da umidade, trocas de calor, etc. As interações entre a atmosfera e superfície da terra e dos oceanos são importantes para caracterização do clima.

Os modelos climáticos são usados para representar matematicamente todos os processos naturais que possam afetar tempo e clima, e assim após resolver as equações matemáticas, é possível ter uma previsão do comportamento do tempo e clima em várias escalas de tempo (incertezas presentes). Para se fazer projeções de clima são utilizados os modelos climáticos globais (GCM) ou regionais (RGM), os quais tentam representar a natureza da forma mais realista possível, dado o nível de conhecimento e ferramentas computacionais atuais.

Observa-se uma importante evolução no aperfeiçoamento dos modelos climáticos globais que indicam atualmente uma incerteza de 5% na estimativa da temperatura. Após exaustiva análise e comparação entre modelos, Silveira et al. (2013) concluíram que quatro modelos representam satisfatoriamente as condições brasileiras, sendo recomendados para utilização em modelagens futuras do clima tropical brasileiro, conforme ilustrado na figura 11.

Figura 11: Análise da precipitação sazonal dos modelos do IPCC-AR5 para o século XX.



Fonte: Silveira et al. (2013).

Os modelos bcc-csm1-1, CISRO-Mk3-6-0, HadGEM2-ES e o MIROC-C5 são os que apresentaram a melhor correlação entre dados observados e dados estimados pelos modelos. De uma maneira geral, o modelo mais utilizado no Brasil é o HadGEM2-ES e o ETA-HADGEM calibrado pelo INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). Neste estudo, todos os impactos das mudanças do clima para soja foram calculados com as saídas do modelo HadGEM2-ES, calibrado no Brasil pelo INPE. O modelo tem como saída, as temperaturas e as chuvas diárias que posteriormente serão utilizados como parâmetros de entrada na simulação dos riscos climáticos futuros.

Em termos de impacto na agricultura, nos últimos 15 anos, um importante fator de risco, são os eventos extremos provocados pelo aquecimento global. Diversos estudos no Brasil, Assad e Pinto (2008), Assad et al. (2013), Assad et al. (2015), Siqueira et al. (1994), deixam evidente esse impacto, a partir de estudos de vulnerabilidade da produção de grãos face a eventos extremos e alterações climáticas.

Nesta etapa do trabalho, procurou-se avaliar os impactos do aquecimento global na agricultura a partir das simulações dos modelos Eta-HadGEM2-ES e HadGEM2-ES, no cenário RCP 8.5, indicados a partir do último relatório do Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) – Fifth Assessment Report (AR5).

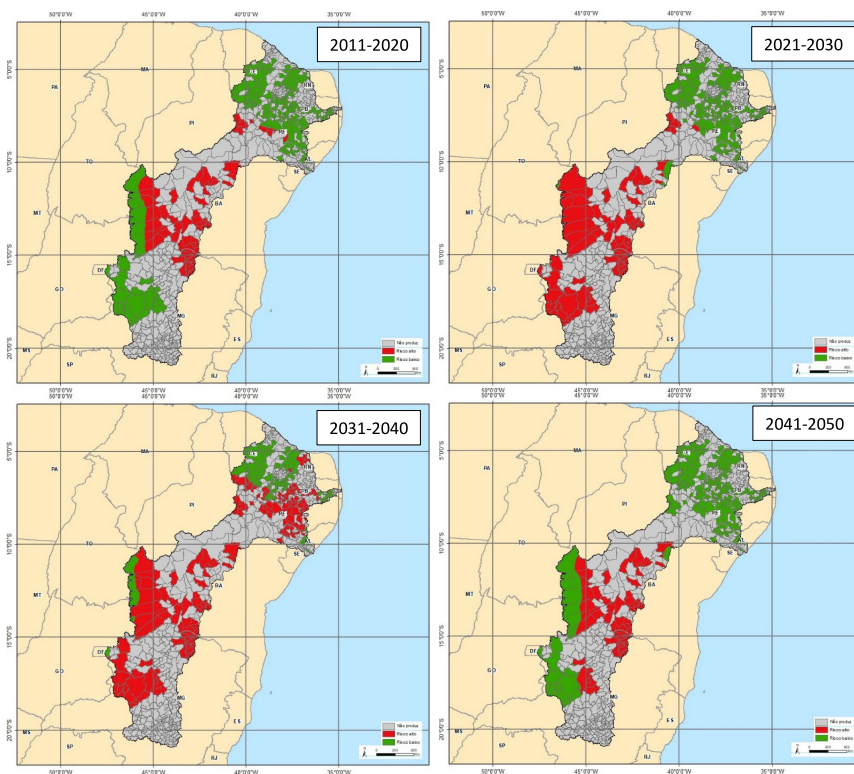
Para a execução das simulações, as etapas da preparação do simulador foram:

- A) incorporação dos dados do modelo regional Eta inicializado com o modelo global do CMIP5, HadGEM2-ES RCP 8.5, no simulador para agricultura SCenAgri-EMBRAPA;
- B) avaliação de funcionalidades e capacidade de utilização dos dados;
- C) mapeamento da climatologia das temperaturas e da chuva para os períodos indicados.

Os dados foram organizados em períodos diários, mensais e anuais e, posteriormente, utilizados no SCenAgri, da Embrapa. A mesma metodologia descrita anteriormente para o período atual, foi utilizada para os cenários futuros buscando verificar o impacto dos cenários do aquecimento global no zoneamento agrícola de risco climático. As simulações foram executadas para cada ano compreendido entre 2010 a 2050. Os principais dados do modelo Hadgem2 -ES utilizados foram a precipitação pluviométrica diária e as temperaturas máximas e mínimas diárias.

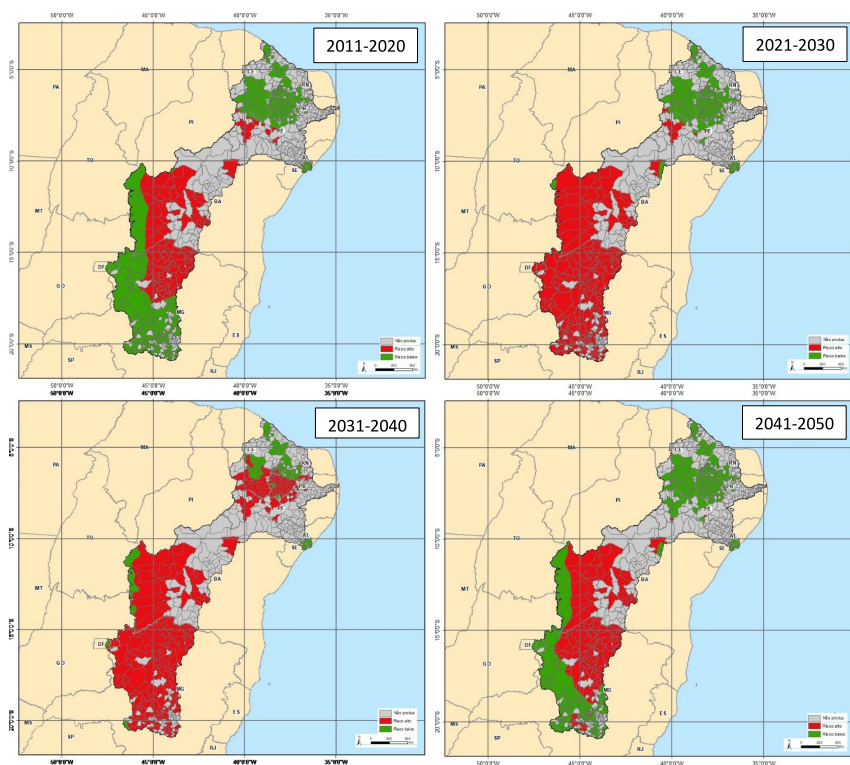
As figuras 12 a 17 Ilustram a evolução do risco climático na Bacia do Rio São Francisco a partir da aplicação do método do zoneamento agrícola para o períodos atual e períodos futuros até 2050.

Figura 12: Variação do risco climático para a cultura do algodão na bacia estendida do Rio São Francisco, para quatro períodos compreendidos entre os anos 2011 a 2050.



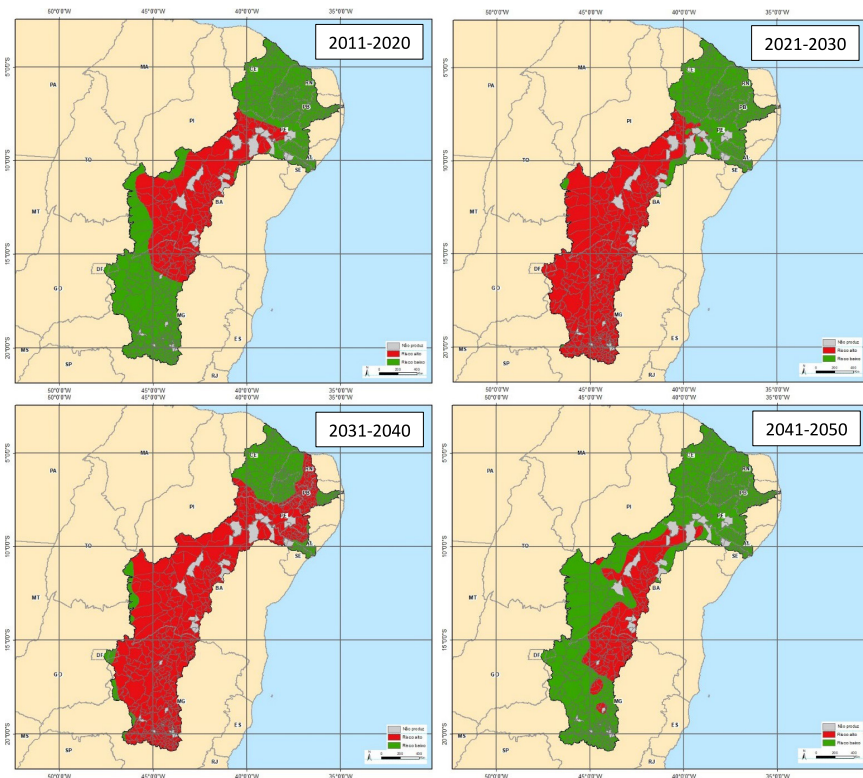
Período	área de risco em 1.000 hectares			
	2011-2020	2021-2030	2031-2040	2041-2050
Alto risco	16.277	25.779	30.608	15.638
Baixo risco	22.734	13.232	8.403	23.740

Figura 13: Variação do risco climático para a cultura do arroz na bacia estendida do Rio São Francisco, para quatro períodos compreendidos entre os anos 2011 a 2050.



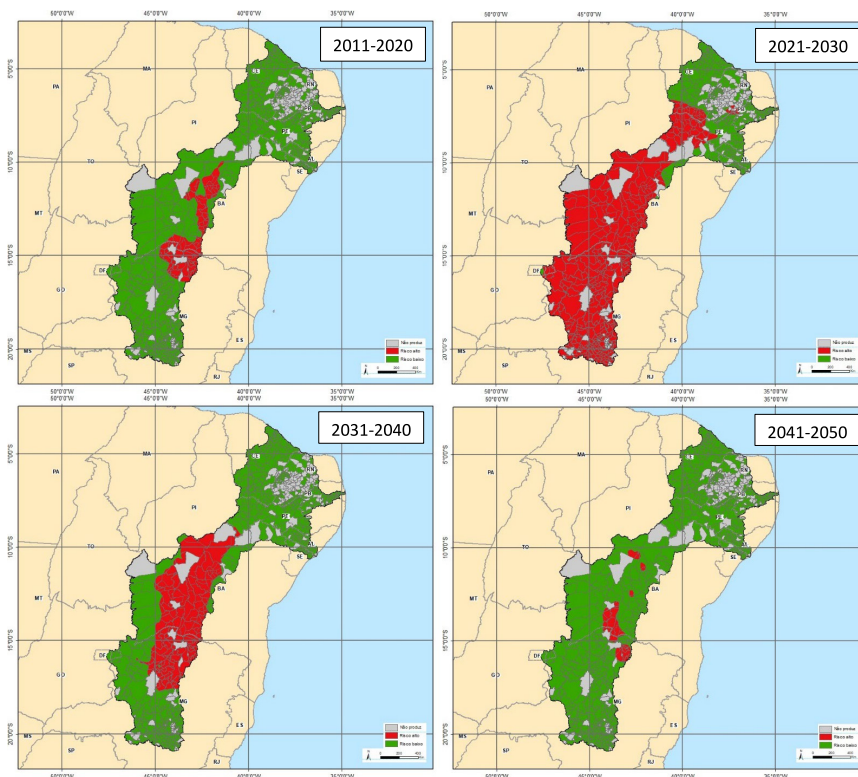
	área de risco em 1.000 hectares			
Período	2011-2020	2021-2030	2031-2040	2041-2050
Alto risco	22.258	39.166	43.899	24.609
Baixo risco	27.157	10.249	5.515	24.806

Figura 14: Variação do risco climático para a cultura do feijão na bacia estendida do Rio São Francisco, para quatro períodos compreendidos entre os anos 2011 a 2050.



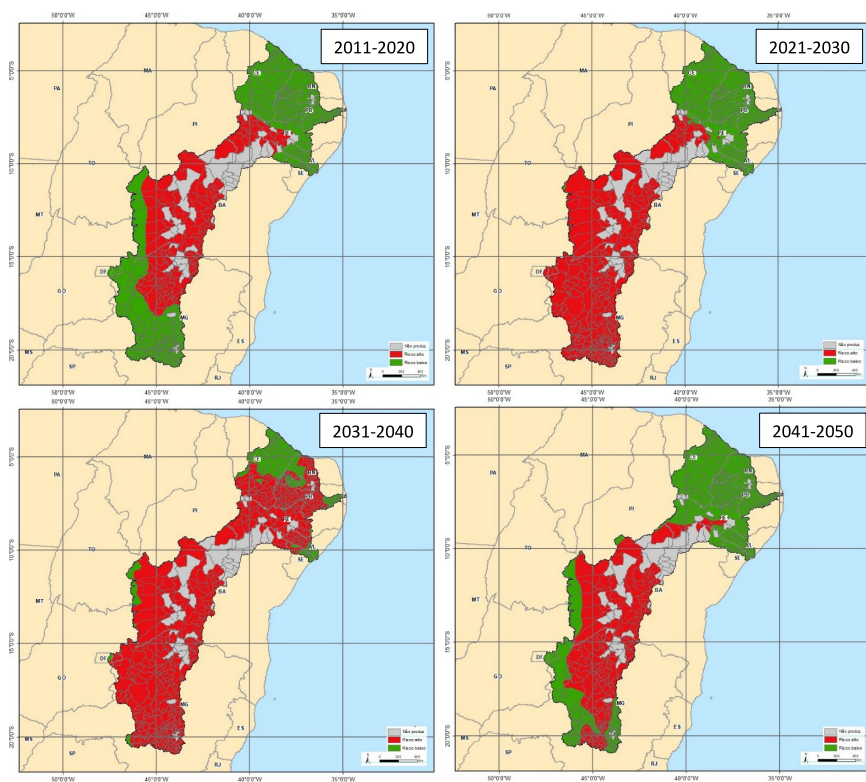
	área de risco em 1.000 hectares			
Período	2011-2020	2021-2030	2031-2040	2041-2050
Alto risco	32.627	53.918	64.525	20.119
Baixo risco	47.574	26.284	15.677	60.082

Figura 15: Variação do risco climático para a cultura da mandioca na bacia estendida do Rio São Francisco, para quatro períodos compreendidos entre os anos 2011 a 2050.



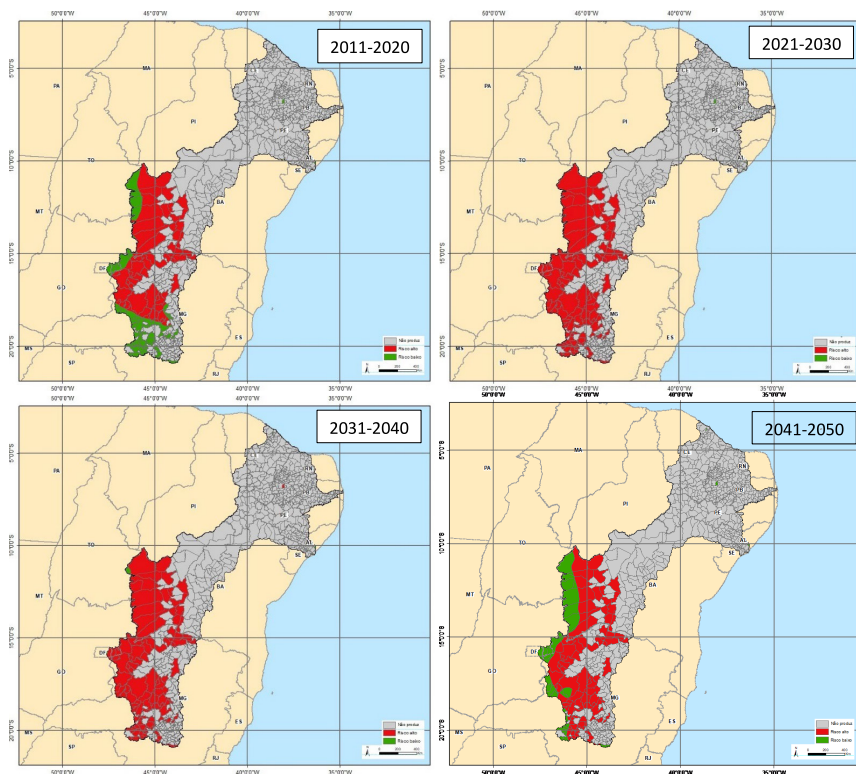
	área de risco em 1.000 hectares			
Período	2011-2020	2021-2030	2031-2040	2041-2050
Alto risco	8.050	57.389	25.326	3.538
Baixo risco	68.359	19.020	51.083	72.871

Figura 16: Variação do risco climático para a cultura do milho na bacia estendida do Rio São Francisco, para quatro períodos compreendidos entre os anos 2011 a 2050.



	área de risco em 1.000 hectares			
Período	2011-2020	2021-2030	2031-2040	2041-2050
Alto risco	40.751	55.689	71.311	43.631
Baixo risco	39.522	24.585	8.962	36.642

Figura 17: Variação do risco climático para a cultura da soja na bacia estendida do Rio São Francisco, para quatro períodos compreendidos entre os anos 2011 a 2050.



Período	área de risco em 1.000 hectares			
	2011-2020	2021-2030	2031-2040	2041-2050
Alto risco	19.385	26.084	26.011	19.980
Baixo risco	6.838	139	211	6.242

Em todos os resultados das simulações futuras do zoneamento, foi observada uma condição mais favorável para o risco climático, ou seja, aumento das áreas de menor risco, principalmente na década compreendida entre os anos 2040 a 2050. Considerando que o que se espera é um aumento do risco climático, é preciso entender por que dessas variações entre décadas.

9. AS VARIAÇÕES DECADAIS NOS RESULTADOS DO ZONEAMENTO

Para entender as variações de décadas, é necessário definir e separar conceitos como tempo, clima, mudanças climáticas e variabilidade climática. No caso do zoneamento de risco climático apresentado anteriormente, o que se observa é uma redução de áreas de baixo risco na década 2020-2030 e depois um aumento destas áreas nas décadas subsequentes. O que pode explicar essa oscilação?

O tempo descreve as condições atmosféricas em um dado momento. Isso muda de um dia para o outro. Clima é o estado médio (ou “normal”) das condições atmosféricas para um determinado lugar ao longo de várias décadas. Mudanças no clima são difíceis de serem detectadas sem uma longa série de registros. Os estados da atmosfera importantes de serem monitorados são a precipitação, a temperatura, a pressão e a velocidade do vento. Esses fatores sofrem influência da latitude, longitude, altitude, maritimidade/continentalidade, correntes marítimas e atividades antrópicas.

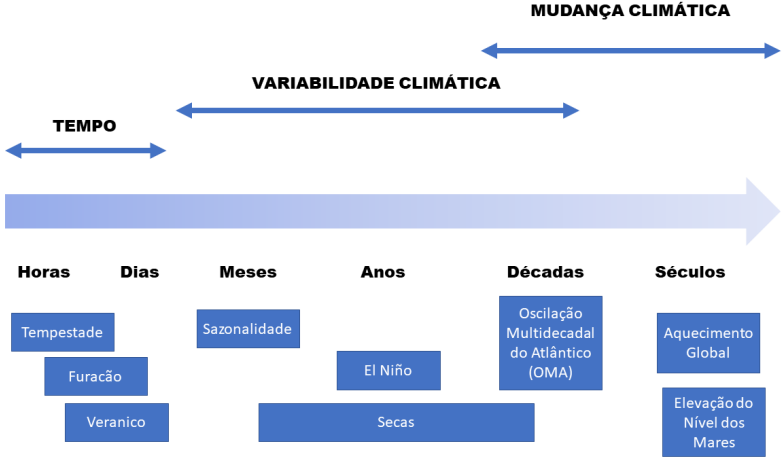
O clima, no entanto, não é estático. Ele apresenta variabilidade intra-anual e interanual. A primeira, também conhecida como sazonalidade, é resultante da rotação e translação da Terra. Já a variabilidade interanual é modulada por anomalias na Temperatura da Superfície do Mar (TSM). Essas anomalias podem se apresentar numa alta frequência, como os fenômenos El Niño e La Niña, ou baixa frequência, como a Oscilação Decadal do Pacífico (PDO) e a Oscilação Multidecadal do Atlântico (OMA).

Uma maneira de entender a diferença entre o tempo, a variabilidade do clima e as mudanças climáticas é pensar sobre como eles operam em diferentes escalas de tempo.

A grande seta na figura 18 refere-se a linha do tempo em que diferentes estados da atmosfera ocorrem, variando entre períodos

de horas até séculos. É possível perceber que o tempo se refere a horas e dias; o clima se refere a meses, anos e décadas, e a mudança climática se refere a décadas e séculos. Exemplos de eventos meteorológicos também são apresentados na figura, tais como, veranico, seca e aquecimento global, como exemplos de tempo, variabilidade climática e de mudança climática, respectivamente.

Figura 18: Estados do tempo e do clima ao longo do tempo e exemplos dos eventos meteorológicos que podem ocorrer.



No presente estudo, a bacia do rio São Francisco estendida foi dividida em quatro áreas, conforme o risco climático existente, e estão apresentadas na figura 19.

Figura 19: Bacia do Rio São Francisco estendida dividida em quatro áreas.



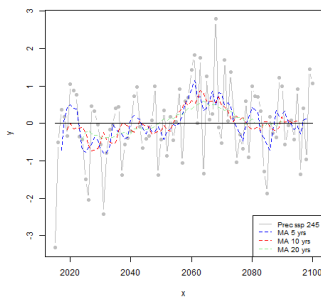
A figura 20 mostra a anomalia na precipitação média projetada pelo modelo HadGEM3-GC31-LL no cenário SSP245 para os anos entre 2015 e 2100 para cada uma das quatro áreas estudadas. Nela, percebe-se claramente a variabilidade climática simulada pelo modelo. As médias móveis de 5, 10 e 20 anos retratam como o modelo apresenta décadas mais chuvosas e décadas mais secas, mesmo sem apresentar uma tendência de longo prazo.

O período mais chuvoso para as áreas 1, 2 e 3 foi entre as décadas de 2050 e 2070, já para a área 4, as chuvas se concentraram mais nos anos 2040 até 2060. Já períodos secos são apresentados nas quatro áreas entre as décadas de 2020 até 2040, o que explica um zoneamento de risco mais rigoroso. É importante ressaltar que

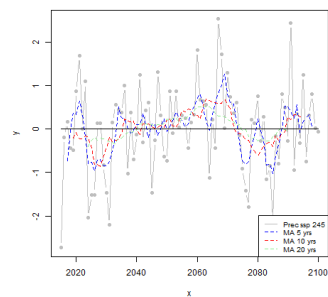
MCGs tais como o HadGEM3-GC31-LL não precisam estar, necessariamente, em fase com os mecanismos físicos que ocorrem no sistema real. De fato, o importante é que eles consigam representar tal variabilidade ao longo do tempo.

Figura 20: Anomalia de Precipitação projetadas pelo modelo HadGEM3-GC31-LL no cenário SSP 245 para os anos de 2015 – 2100.

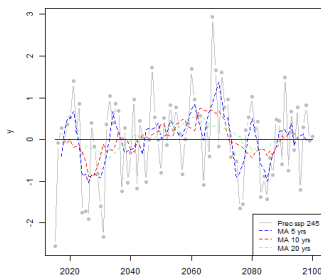
Área 1



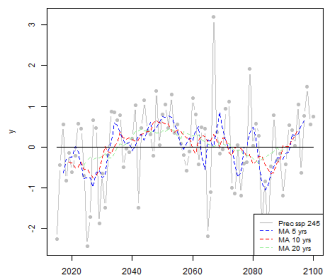
Área 2



Área 3



Área 4



A variabilidade climática das séries de precipitação projetadas pelo modelo HadGEM3-GC31-LL podem ser analisadas com o uso de ferramentas como as ondeletas. Ondeletas são funções capazes de decompor e descrever uma série temporal de maneira a facilitar a análise em diferentes escalas de frequência. Nessa técnica,

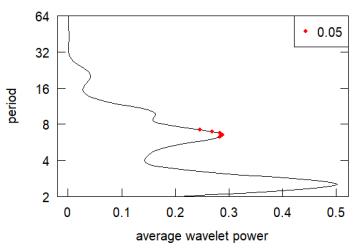
características particulares de processos físicos como padrões de oscilação intermitentes e mudanças nas periodicidades podem ser identificados junto com os ciclos em que ocorrem (GRINSTED et al 2004; ZELEKE et al., 2017). A utilização das ondeletas vem se popularizando em análises climatológicas nos últimos anos (LÁZARO et al., 2014; SANTOS et al., 2019). A estimação dos espectros de potência wavelet e os testes de significância foram realizados com rotinas R desenvolvidas por Gouhier, Grinsted e Simko (2018).

A figura 21 apresenta a potência média das ondeletas observadas a partir da série de precipitação projetadas pelo modelo HadGEM3-GC31-LL no cenário SSP 245 para os anos de 2015 – 2100. Nela, percebe-se a presença de períodos com significância estatística para eventos nas faixas entre 4 – 8 anos e 8 – 16 anos para as áreas 2 e 3. Na área 1, apenas a faixa de 4 – 8 anos apresentou significância, enquanto na área 4, nenhuma faixa apresentou significância. Esse fato pode estar associado a classificação das áreas, que agruparam regiões que possivelmente são influenciadas por diferentes mecanismos geradores de precipitação.

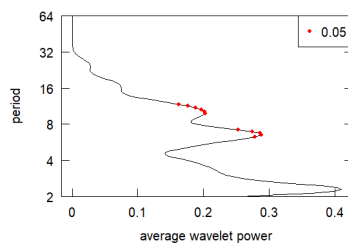
Na área 4, por exemplo, a região norte do Nordeste é bastante influenciada pela Zona de Convergência Intertropical, enquanto a região Leste é modulada pelas Ondas de Leste. Esses fatores podem ter adicionado ruídos no sinal emitido pelo modelo quando a região foi homogeneizada.

Figura 21: potência média das ondeletas observadas a partir da série de precipitação projetadas pelo modelo HadGEM3-GC31-LL no cenário SSP 245 para os anos de 2015 – 2100.

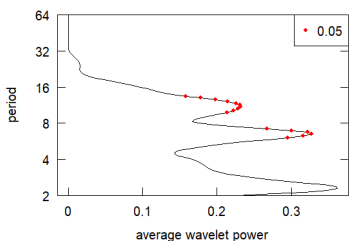
Área 1



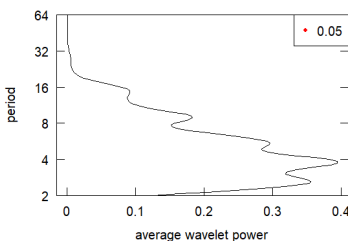
Área 2



Área 3



Área 4



Com essas oscilações é possível entender melhor as variações no zoneamento de risco climático na região da Bacia estendida do Rio São Francisco, que possivelmente vão aparecer nas projeções de produtividade presente e futura nas culturas na bacia.

10. CONSIDERAÇÕES FINAIS

No período compreendido entre 2010 a 2050, o que se observa nos resultados das simulações do Zoneamento agrícola de risco climático, é um forte aumento para as áreas de baixo risco até o

período compreendido entre 2040 a 2050. No período compreendido entre 2010 a 2040, os resultados estão de acordo com o que esperava, ou seja, aumento das áreas de baixo risco sendo muito afetadas principalmente a cultura de milho, chegando a mais de 71 mil hectares considerados de alto risco. Tal condição vai impactar diretamente a oferta de alimentos na bacia, caso sejam mantidas as condições atuais de produção. Algumas opções para todas as culturas, estão baseadas nos sistemas integrados de produção, que favorecem a manutenção de água no solo, aumentando uma possível resiliência das culturas. É preciso investir fortemente em transferência de tecnologia, buscando indicar cultivares mais adaptados a região e verificar a possibilidade de irrigação, numa região que já é fortemente afetada pelas secas. No período compreendido entre 2040-2050, há um aumento da precipitação que favorece o ressurgimento de áreas de baixo risco. Esse fato pode estar associado a classificação das áreas, que agruparam regiões que possivelmente são influenciadas por diferentes mecanismos geradores de precipitação. Uma destas áreas, como a região Norte do Nordeste é bastante influenciada pela Zona de Convergência Intertropical, enquanto a região Leste é modulada pelas Ondas de Leste. Ao longo do tempo é observado este aumento de precipitação, que volta a se reduzir depois do período 2050 a 2060 em diante.

11. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AFFHOLDER, F. ; G.C. RODRIGUES ; E.D. ASSAD, 1997. "Modelo Agroclimático para avaliação do comportamento do milho na região dos cerrados". *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 32, n.10, 993-1002.

ALLEN, R. G.; PEREIRA, L.; RAES, D.; SMITH, M. Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements. Rome: FAO, 1998. (FAO. Irrigation and Drainage Paper, 56). Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/235704197_Crop_evapotranspiration-Guidelines_for_computing_crop_water_requirements

FAO Irrigation and drainage paper 56. Acesso em: 11 de fevereiro de 2021.

Assad, E.D.; MARTINS, S. C. ; BELTRAO, N. E. ; PINTO, H. S. Impacts of climate change on the agricultural zoning of climate risk for cotton cultivation in Brazil. Pesquisa Agropecuária Brasileira (1977. Impressa), v. 48, p. 1-8, 2013.

ASSAD, E. D.; MARIN, F. R. ; VALDIVIA, R. O. ; ROSENSWZEIG, C. . AgMIP Regional Activities in a Global Framework: The Brazil Experience. In: Cynthia Rosenzweig , Daniel Hillel (Columbia University, USA). (Org.). Handbook of Climate Change and Agroecosystems The Agricultural Model Intercomparison and Improvement Project (AgMIP) Integrated Crop and Economic Assessments ? Joint Publication with American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil. 1ed.London: Imperial College Press, 2015, v. 2, p. 355-.

ASSAD, Eduardo Delgado; ZULLO JUNIOR, Jurandir; PINTO, Hilton Silveira. Zoneamento Agrícola de riscos climáticos. In: Ana Christina Agebin Albuquerque; Aliomar Gabriel da Silva. (Org.). Agricultura Tropical Quatro décadas de inovações tecnológicas, institucionais e políticas. 1ed.Brasília: Embrapa Informação tecnológica, 2008, v. 1, p. 1291-1318.

ASSAD, Eduardo Delgado; PINTO, Hilton Silveira; ZULLO JUNIOR, Jurandir; MARIN, Fábio Ricardo . Mudanças climáticas e agricultura: Uma abordagem agro climatológica. Ciência & Ambiente, v. 34, p. 169-182, 2007.

CALDATO, S. L.; SCHUMACHER, M. V. O USO DE ÁGUA PELAS PLANTAÇÕES FLORESTAIS - UMA REVISÃO. **Ciência. Florestal**, Santa Maria, v. 23, n. 3, p. 507-516, Sept. 2013. Disponível <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1980-50982013000300507&lng=en&nrm=iso>

CAMARGO, A. P.; CAMARGO, M. B. P. Teste de uma equação simples para estimativa da evapotranspiração potencial baseada na radiação solar extra-terrestre e na temperatura do ar. In: Proc. Anais do Congresso Brasileiro de Agrometeorologia, Campinas, Brazil, 1983, 229-244.

COELHO FILHO, M.A. Irrigação da cultura da Mandioca. Comunicado técnico n. 172. Embrapa mandioca e Fruticultura. Cruz das Almas, BA. 2020, 12 pg.

CUNHA, G. R.; ASSAD, E. D. Uma visão geral do número especial da RBA sobre zoneamento agrícola no Brasil. Revista Brasileira de Agrometeorologia, Santa Maria, v. 9, n. 3, p. 377-385, 2001.

FOREST, F.; KALMS, J.M. Influence du regime d'alimentation en eau sur production du riz pluvial e simulation du bilan hidrique. **L'Agronomie Tropicale**, v.39, n.1, p. 42-50, 1984.

GÖEPFERT, H.; Rossetti, L. A.; Souza, J. Eventos generalizados e seguridade agrícola. Brasília: IPEA, 1993. 65p.

GOUHIER, T. C.; GRINSTED, A.; SIMKO, V. Conduct univariate and bivariate wavelet analyses. R Package, 2018. Available from: <[https:// github.com/ tgouhier/biwavelet](https://github.com/tgouhier/biwavelet)>. Access on: 6 june 2018.

GRINSTED, A.; MOORE, J. C.; JEVREJEVA, S. Application of the cross wavelet transform and wavelet coherence to geophysical time series. *Nonlinear Processes in Geophysics*, v. 11, n. 5-6, p. 561-566, 2004. <http://dx.doi.org/10.5194/npg-11-561-2004>.

GHINI, R.; BETTIOL, W.; HAMADA, E. Diseases in tropical and plantation crops as affected by climate changes: current knowledge and perspectives. *Plant Pathology*, v. 60, p. 122-132, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-3059.2010.02403.x>.

HARGREAVES, G. H.; SAMANI, Z. A. Reference crop evapotranspiration from temperature. *Applied Engineering in Agriculture*, v. 1, n. 2, p. 96-99, 1985.

HAMADA, E; GONÇALVES, R. R.; V.; ORSINI, J. A. M.; GHINI, R. Cenários climáticos futuros para o Brasil. In: GHINI, R.; HAMADA, E. (Ed.). **Mudanças climáticas: impactos sobre doenças de plantas no Brasil**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. p. 25-74. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/150054/1/2008CL-38.pdf>. Acesso em: 2 set. 2019.

IPCC. Climate Change 2001: Third Assessmet report. Disponível em <http://www.ipcc.ch/ipccreports/assessments-reports.htm>. Acesso em abril 2008.

IPCC. Climate Change 2007: Fourth Assessment Report. Disponível em <http://www.ipcc.ch/ipccreports/ar4-syr.htm>. Acesso em abril 2008.

LÁZARO, Y. M. C.; SILVEIRA, C. S.; SOUZA FILHO, F. D. A., LEMOS, W. E. D. Projeções de precipitação para o século XXI utilizando sistema de classificação hierárquica de modelos: aplicação para o nordeste setentrional brasileiro. *Brazilian Journal of Environmental Sciences (Online)*, (32), 1-11, 2014.

- LOPES ASSAD, M. L.; BOSCHI, R. S.; NOMURA, E.; EVANGELISTA, B. A.; SILVA, J. S. V. Uso de informações de solos no Zoneamento Agrícola de Risco Climático. In: XV Congresso Brasileiro de Agrometeorologia, 2007, Aracaju. XV Congresso Brasileiro de Agrometeorologia. Aracaju, 2007.
- LOPES ASSAD, M.L.; SANS, L. M. A.; ASSAD, E. D.; ZULLO JR, J. Relação água retida e conteúdo de areia total em total em solos brasileiros. Revista Brasileira de Agrometeorologia, Santa Maria, v.9, n. especial, 2001.
- MONTEIRO, J. E. B. A. ; Assad, E.D. ; SENTELHAS, P. C. ; AZEVEDO, L. C. . Modeling of corn yield in Brazil as a function of meteorological conditions and technological level. PESQUISA AGROPECUARIA BRASILEIRA, v. 52, p. 137-148, 2017.
- MONTEIRO, J. E. B. A ; AZEVEDO, L. C. ; Assad, E.D. ; SENTELHAS, P. C. . Rice yield estimation based on weather conditions and on technological level of production systems in Brazil. Pesquisa Agropecuária Brasileira (1977. Imprensa), v. 48, p. 123-131, 2013.
- PEREIRA, A. R., ANGELOCCI, L. R., SENTELHAS, P. C. **Agrometeorologia** – fundamentos e aplicações práticas. Guaíba: Agropecuária, 2002. 478p.
- PINTO, H. S.; ORTOLANI, A. A.; ALFONSI, R. R. Estimativa das temperaturas médias mensais do estado de São Paulo em função de altitude e latitude. Caderno de Ciências da Terra 23, Instituto de Geografia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1972.
- SANTOS, M. S.; COSTA, V. A. F.; FERNANDES, W. D. S.; PAES, R. P. D. Time-space characterization of droughts in the São Francisco river catchment using the Standard Precipitation Index and continuous wavelet transform. RBRH, 24, 2019.
- SILVEIRA, S.S; SOUZA FILHO, F. A.; COSTA, A. A.; CABRALA, S. L. Avaliação de desempenho dos modelos do CIMIP5 quanto a representação dos padrões de variação de precipitação no século XX sobre a região Nordeste do Brasil, Amazônia e Bacia do Prata e análise das projeções para o cenário RCP8.5. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 28, n. 3, p. 317-330, 2013. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbmet/v28n3/08.pdf>>. Acesso em: 2 set. 2019.
- SIQUEIRA, O.J.F.; FARIAS, J.R.B.; SANS, L.M. Potential effects of global climate change for brazilian agriculture and adaptative strategies for Wheat, Maize

- and Soybean. *Revista Brasileira de Agroclimatologia*. Santa Maria. V.2.p115-129, 1994.
- THORNTHWAITE, C.W.; MATTER, J. R. *The Water Balance*. Publications in Climatology 8(1), Centerton, NJ, USA: Laboratory of Climatology, 104 pp, 1955.
- TUBB, C; SEBA, T, *Rethinking Food and Agriculture 2020-2030. The Second Domestication of Plants and Animals, the Disruption of the Cow, and the Collapse of Industrial Livestock Farming*. RethinkX Sector Disruption Report. September 2019. <https://www.rethinkx.com/food-and-agriculture>
- ULTREMARE, F.B.; ASSAD, E.D. VALIDAÇÃO DO ZONEAMENTO DE RISCOS CLIMÁTICOS COMO INSTRUMENTO DE INDUÇÃO TECNOLÓGICA: CASO DO MILHO E SOJA XVI Congresso Brasileiro de Agrometeorologia - 22 a 25 de Setembro de 2009 - Belo Horizonte, MG
- Xavier, A X; King, C.W; Scanlon, B.R. An update of Xavier, King and Scanlon (2016) daily precipitation gridded data set for the Brazil. In: ANAIS DO SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 2017, . Anais eletrônicos.. Campinas, Galoá, 2017. Disponível em: <<https://proceedings.science/sbsr/papers/an-update-of-xavier--king-and-scanlon--2016--daily-precipitation-gridded-data-set-for-the-brazil>> Acesso em: 14 jul. 2021.
- ZELEKE, T. T.; GIORGI, F.; DIRO, G. T.; ZAITCHIK, B. F. Trend and periodicity of droughts over Ethiopia. *International Journal of Climatology*, v. 37, n. 13, p. 4733-4748, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1002/joc.5122>.

INDICADORES DA AGROPECUÁRIA NA BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO: DADOS ATUAIS E EM CENÁRIOS FUTUROS DE MUDANÇAS DO CLIMA

Saniel Carlos dos Santos

Vanessa Puglieiro Silva

João Paulo Silva

Alan Massarhu Naka

João Dehon Pontes Filho

Francisco de Assis de Souza Filho

Stoécio Malta Ferreira Maia

Eduardo Delgado Assad

1. CONTEXTUALIZAÇÃO

O setor agropecuário desempenha papel fundamental na economia e na segurança alimentar do Brasil, tornando-se protagonista na produção de alimentos e matéria-prima que atendem à demanda do mercado externo, além do abastecimento da demanda do mercado interno (AMARAL; GUIMARÃES, 2017). Nas últimas cinco décadas, a contribuição da ciência, tecnologia e inovação, juntamente com a disponibilidade de recursos naturais, políticas públicas e organização das cadeias produtivas, potencializaram o crescimento do agronegócio brasileiro (EMBRAPA, 2018).

O aumento na quantidade de habitantes e o desenvolvimento socioeconômico são acompanhados geralmente de aumentos na demanda por água para o desenvolvimento da sociedade (BUENO; GALBIATTI; BORGES, 2005). As bacias hidrográficas têm sido adotadas como unidades físicas de reconhecimento, caracterização e avaliação, a fim de facilitar a abordagem sobre os recursos hídricos, onde as atividades humanas interferem de forma direta ou indireta no funcionamento da bacia (VILAÇA et al, 2008).

O Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional, denominada de Bacia Estendida do Rio São Francisco (BESF), tem por objetivo assegurar a oferta de água a cerca de 12 milhões de habitantes da região, abrangendo em seu território, grande biodiversidade, visto que engloba os biomas Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica. A BESF é um dos principais mananciais hídricos do país, destacando-se por sua grande importância socioeconômica, com significativa contribuição do setor agropecuária, o qual vem aumentando o seu peso relativo em termos de geração de riqueza e emprego ao longo dos anos. Contudo, não se pode deixar de notar que a agropecuária é a atividade econômica que mais utiliza água da bacia (CBHSF, 2016). Com a crescente demanda da população neste século por alimentos, fibras e biocombustíveis, a agropecuária brasileira enfrentará grandes desafios para manter o crescimento da produção de alimentos de forma sustentável e se adaptar às mudanças do clima (STEVANOVIĆ et al., 2016).

Adicionalmente, há ainda os fenômenos do aquecimento global e mudanças climáticas, que já impõem desafios ao setor agropecuário brasileiro, sobretudo, devido ao aumento da frequência e intensidade dos eventos extremos. Por exemplo, de acordo com Marengo et al. (2016), a região nordeste do Brasil teve perdas de aproximadamente seis bilhões de dólares entre 2010 e 2015 devido aos efeitos das secas na produção agropecuária. Carvalho et al. (2020),

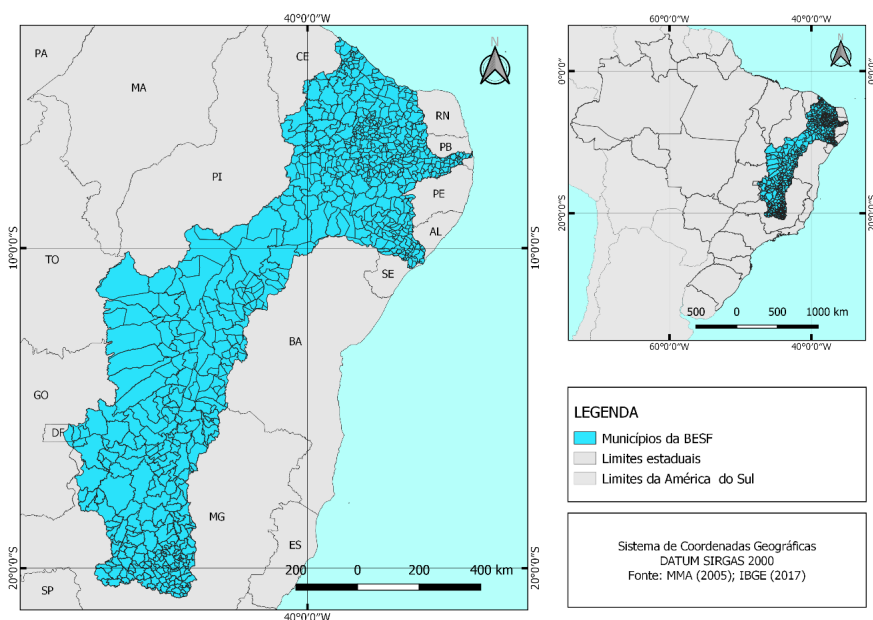
demonstraram que secas e estiagens atingiram a região nordeste de forma mais intensa nos anos 2010, 2012, 2014 e 2017, com reduções na pluviometria que variaram entre 15,0 e 70%. Portanto, as mudanças no clima podem impactar negativamente a produção de alimentos no Brasil, gerando riscos à segurança alimentar.

Neste contexto, este capítulo apresenta o levantamento dos dados relacionados a pecuária (rebanhos) e agricultura - área colhida, produção e produtividade das culturas de arroz, cana-de-açúcar, feijão, mandioca, milho e soja na BESF para o período de 2005 a 2017, bem como, os resultados das projeções destas variáveis diante de cenários de mudança do clima. O levantamento destes dados teve dois objetivos: i) compilar os dados primários utilizados nas estimativas de emissões de gases do efeito estufa na BESF, resultados estes, apresentados no próximo capítulo; ii) avaliar a dinâmica das atividades do setor agropecuária no período de 2005 a 2017, e os impactos das mudanças do clima nos indicadores de produção e produtividade na BESF.

2. ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo compreende a Bacia Estendida do Rio São Francisco (BESF), denominada oficialmente de Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional, a qual é destinada a garantir segurança hídrica na região que se encontra na área do Polígono das Secas, sendo que parte do semiárido ao norte do rio São Francisco convive com a escassez de água e má distribuição das chuvas por longos períodos. A BESF possui uma área total de 841.600 km², contemplando 984 municípios nos estados de Minas Gerais, Tocantins, Goiás, Piauí, Bahia, Pernambuco, Sergipe, Alagoas, Paraíba, Rio Grande do Norte e Ceará (Figura 1).

Figura 1: Localização da Bacia Estendida do Rio São Francisco (BESF).



3. DADOS DAS ATIVIDADES DA PECUÁRIA E AGRICULTURA NA BESF

3.1. Dados de referência (2005 – 2017)

No quadro 1 são apresentados os dados primários que foram levantados para os setores pecuária e agricultura, bem como, a desagregação feita nas categorias de animais. Para a desagregação dos rebanhos, adotou-se os mesmos critérios usados no 4º Inventário Nacional de Emissão de Gases do Efeito Estufa (MCTI, 2020).

Os dados dos principais rebanhos da BESF foram obtidos do Sistema IBGE de Recuperação Automática (SIDRA) que disponibiliza informações agregadas da Produção da Pecuária Municipal (PPM) (IBGE, 2019a) por municípios e unidade da federação e do Censo Agropecuário de 2006 (IBGE, 2006), que fornece informações estatísticas anuais sobre efetivo dos rebanhos, vacas ordenhadas

e produtos de origem animal, com informações para todo o território nacional.

Da mesma forma, os dados referentes a área colhida (ha), produção (toneladas) e produtividade (kg ha^{-1}) das culturas de arroz, cana-de-açúcar, feijão, mandioca, milho e soja, foram obtidos da base de dados da Produção Agrícola Municipal (PAM) (IBGE, 2019b), que fornece dados por municípios e unidades federativas.

Foram levantados os dados para o período de 2005 a 2017 para os 984 municípios que integram a BESF. Vale salientar, que para os municípios em que o território não pertence totalmente a BESF, foi assumido à proporção de área parcialmente inserida na BESF que cada município apresenta, estipulando os dados a partir da aplicação das proporções as informações colhidas da produção pecuária e agrícola municipal.

Outras fontes de dados foram consultadas para obtenção de informações que contribuíssem com maior detalhamento e precisão para as culturas do arroz e cana-de-açúcar. Considerando as diferentes condições de cultivo de arroz os dados obtidos foram estratificados por regime hídrico (EMBRAPA, 2018; IRGA, 2018) e sistema de semeadura (EMBRAPA, 2018). Para o levantamento de informações do cultivo de cana-de-açúcar foram realizadas pesquisas nas principais instituições fornecedoras de dados de área colhida, produção e produtividade, o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2019b) e a Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB, 2018).

Quadro 1: Dados primários levantados para o setor agropecuária, desagregados por categorias de animais, área colhida, produção e produtividade das culturas agrícolas.

Tipo de dado	Desagregação
Pecuária	
População de bovinos de corte	1) bovinos com menos de 1 ano; 2) bovinos entre 1 e 2 anos; 3) touros; 4) bovinos fêmeas de corte com 2 anos ou mais, não confinados; 5) bovinos machos de corte com 2 anos ou mais, não confinados e 6) outros bovinos de corte com 2 anos ou mais, confinados.
População de bovinos de leite	Vacas leiteiras de 1) alta produção (> 2000 Kg de leite vaca ordenhada ⁻¹ ano ⁻¹) e 2) baixa produção (< 2000 Kg de leite vaca ordenhada ⁻¹ ano ⁻¹).
População de suínos	1) suínos aleitamento/creche em regime de criação industrial (compreende os animais desde o nascimento até completarem 65 dias de idade, passando pela fase de aleitamento e creche); 2) suínos aleitamento/creche em regime de criação para subsistência; 3) suínos em engorda industrial (compreende a fase dos 65 dias de vida até a idade do abate dos animais); 4) suínos em engorda para subsistência; 5) suínos reprodutores de criação industrial (total de fêmeas e machos de suínos destinados à reprodução, ainda que não tenham reproduzido); e 6) suínos reprodutores para subsistência.
População de caprinos	-
População de ovinos	-
População de equinos	-
População de aves	1) galinhas poedeiras (total de aves fêmeas da espécie Gallus gallus destinadas à produção de ovos, independentemente do destino da produção - consumo, industrialização ou incubação - inclui poedeiras e matrizes); 2) frangos, pintos e galos; e 3) codornas.
População de bubalinos	-
Agricultura	
Área colhida (ha), produção (toneladas) e produtividade (Kg ha ⁻¹).	Arroz, cana-de-açúcar, feijão, mandioca, milho e soja.
Condições de cultivo de arroz	Estratificados por regime hídrico e sistema de semeadura.
Tipo de colheita da cana-de-açúcar	Estratificada em colheita manual com queima e colheita mecanizada.
Perdas da cadeia produtiva da agricultura	-

3.2. Projeções de produtividade agrícola e população animal em cenários climáticos futuros

3.2.1. Produtividade agrícola

O nível de produtividade potencial ou rendimento máximo de uma cultura é determinado, principalmente, por suas características genéticas e grau de adaptação ao ambiente. As exigências ambientais de clima, solo e água para crescimento e rendimento ótimos diferem de cultura para cultura e entre as variedades.

Define-se como produtividade potencial ou rendimento máximo de uma cultura aquela obtida de uma variedade bem adaptada ao ambiente de crescimento, em condições que não existam limitações impostas por fatores como água, nutrientes, pragas e doenças, durante todo o ciclo (DOORENBOS & KASSAM, 1994). Os elementos climáticos que determinam a produtividade potencial de uma cultura em dado local são a temperatura do ar, a radiação solar e a duração do período total de crescimento, além de necessidades específicas para o desenvolvimento da cultura. Portanto, o rendimento máximo de uma cultura (PP) em uma região depende das condições climáticas disponíveis.

A PP pode ser calculada com boa confiabilidade, para diferentes condições climáticas, por meio de relações que expressam a eficiência da cultura em converter energia solar em produção de matéria seca e, finalmente, em produção comercializável. Isso permite a quantificação do potencial produtivo de diferentes áreas, indicando as mais apropriadas para a produção de determinada cultura, servindo também para estimativa da produtividade real e da quebra de rendimento (PEREIRA et al., 2002).

Estima-se que, dentre os condicionantes meteorológicos da produtividade agrícola, o componente “disponibilidade hídrica” é o mais importante, pois têm representado cerca 70% a 80% da

variabilidade de produtividade das culturas anuais brasileiras. Dessa forma, a deficiência hídrica é o fator de produtividade mais empregado e estudado em modelos de estimativa de produtividade.

A deficiência hídrica fica caracterizada sempre que a evapotranspiração real (ETR) for menor que a evapotranspiração da cultura (ETc). Na metodologia adotada utilizou-se o conceito de evapotranspiração máxima (ETM), que é a ETP multiplicada pelo coeficiente de cultura. Portanto, toda vez que a relação $ETR/ETM < 1$ há deficiência hídrica, e quanto menor for essa relação, maior será a deficiência e seu efeito sobre a produtividade (PEREIRA et al., 2002).

Em geral, as culturas são mais sensíveis ao déficit hídrico durante a emergência, a floração, e a fase inicial de formação da colheita (frutificação), do que durante o período de crescimento vegetativo e a maturação. Para muitas espécies, uma deficiência hídrica durante a maturação favorece a qualidade do produto, sendo até desejado que isso aconteça.

As produtividades das culturas na BESF foram projetadas para as culturas de arroz, feijão, milho, soja e mandioca utilizando a relação ETR/ETM e dos dados do IBGE.

Para estimar a produtividade para o Brasil, foram usadas as bases de dados de clima de Xavier (2015) e o modelo climático global HadGEM2-ES. Ambos contêm 11.299 pontos gradeados em $0,25^\circ$ e sua importância está nas informações diárias sobre parâmetros climáticos como temperatura máxima, temperatura mínima e precipitação pluviométrica.

A produtividade real (Y_p) é estimada a partir da deficiência relativa de água [$1 - (ETR / ETM)$], ponderada por um fator de sensibilidade da cultura ao déficit de água (k_y), de acordo com Doorenbos & Kassam (1979):

$$Y_r / Y_p = 1 - k_y [1 - (ETR / ETP * K_c)] \text{ (equação 1)}$$

Sendo:

- Y_r é a produtividade estimada;
- Y_p é a produtividade potencial;
- ETR é a evapotranspiração real da cultura;
- ETP é a evapotranspiração potencial da cultura, estimada pelo método de Thornthwaite (1948);
- K_c é o coeficiente de cultura para cada fase fenológica;
- k_y é o coeficiente de penalidade de produtividade para déficit de água, variável com a fase fenológica da cultura.

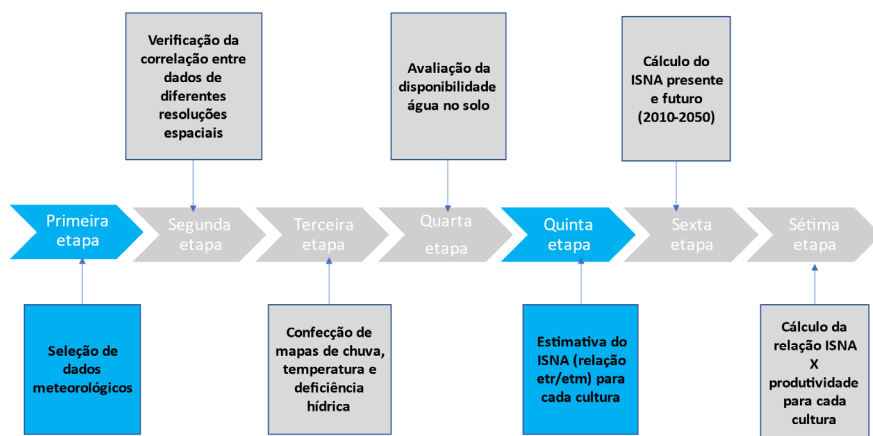
Apesar dos grandes avanços científicos no uso do geoprocessamento de imagens de satélite, na estimativa da área de culturas agrícolas, ainda não existe um método operacional e de baixo custo, para a estimativa nacional da área plantada de soja. Alternativamente, a fim de estimar a colheita nacional, além da estimativa de produtividade, o sistema incorpora um módulo para acessar um banco de dados, baseado em pesquisas realizadas pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), em escala municipal. O sistema aponta para os municípios produtores de culturas e associa a cada um deles sua fração em relação à área total de cultura produzida. Na escala estadual, são utilizados dados sobre a área plantada, derivados de pesquisas realizadas pela Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB), que são convertidos em áreas municipais, multiplicando a fração relativa do município pela área total do Estado. São utilizados os seguintes parâmetros de culturas:

- Comprimento do ciclo vegetativo: subdividido em fases fenológicas, por identificação de períodos críticos (estágios), tais como período inicial, desenvolvimento da cultura, meia estação e estação tardia;

- Kc (coeficiente de safra): como método para definição da demanda de água da planta;
- Profundidade do sistema de raízes: A profundidade do sistema radicular é particularmente importante para estimar a capacidade de água disponível (AWC). Considerando a profundidade do sistema radicular do tabaco na zona onde os nutrientes estão mais disponíveis, neste Estudo, foi considerado 30 cm como a profundidade padrão das raízes e onde foi calculado / estimado o AWC.

Um resumo esquemático da metodologia e do cálculo do fluxo de dados é apresentado a seguir (Figura 2).

Figura 2: Esquema metodológico do cálculo da relação ISNA x produtividade das culturas.



A determinação dos valores da relação ETR/ETM (coeficiente ISNA-índice de satisfação de necessidade de água) foi feita utilizando o sistema SCENAGRI (MCTI- 2016), desenvolvido pela EMBRAPA Informática e que simula os balanços hídricos das diversas culturas analisadas. O SCENAGRI, tem o objetivo de prover computação

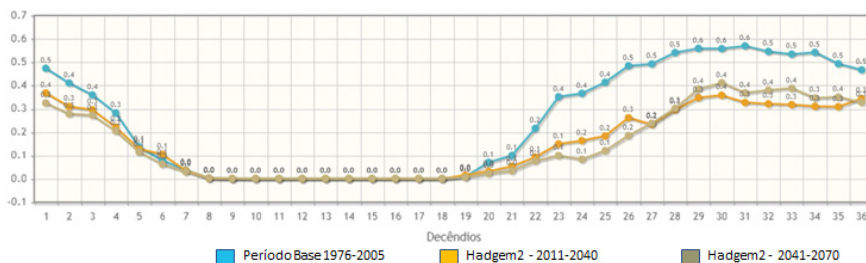
de alto desempenho para apoiar os pesquisadores na investigação dos impactos das mudanças climáticas na agricultura brasileira. O sistema foi desenvolvido com base em um modelo de balanço hídrico Bipzon, Forest (1987) e atualmente Sarrazon (AFHOLDER et al., 1997), que são a base do zoneamento agrícola de risco climático do MAPA. O sistema permite que seus usuários simulem cenários agrícolas futuros utilizando dados de diversos modelos de projeções climáticas regionalizadas. Do ponto de vista computacional, o SCENAGRI foi implantado sobre uma grade de computadores, composta por dezenas de máquinas, e utiliza a tecnologia Hadoop/MapReduce para distribuir a execução das simulações entre os computadores da grade. Uma interface web flexibiliza o acesso ao sistema pelos usuários, que podem realizar novas simulações e recuperar resultados obtidos anteriormente por meio da internet.

Na sua base de dados, o sistema dispõe de 3.575 estações pluviométricas gerando dados diários com séries de pelo menos 30 anos e está preparado para simular os riscos climáticos para 19 culturas anuais e nove culturas perenes. Estão também incorporados no simulador pelo menos 20 modelos globais de projeções futuras do clima, três modelos regionais e, atualmente, o modelo HadGEM2-ES.

Neste sistema as entradas dos modelos são a capacidade de água disponível do solo (CAD), a cultura, o ciclo das culturas, os coeficientes da cultura a cada dez dias, o nível de corte, ou seja, admite-se uma relação ETR/ETM mínima, onde a partir deste valor, haverá perda de produtividade. Na figura 3, é indicado um resultado do município de Buritirama na BESF, onde a relação ETR/ETM é calculada para cada dez dias do ano. Os cálculos foram feitos para uma série de dados diários compreendida entre 1975 e 2005, em seguida para o período 2011-2040 e finalmente no período 2041 a 2070. As curvas indicam uma redução na relação ETR/ETM entre os períodos 1975 até 2070, indicando a perda de produtividade para

a cultura do milho. Para a BESF, estes cálculos foram feitos para períodos de 10 anos, compreendidos entre 2010 e 2050 (Figura 3).

Figura 3: Resultados do cálculo da relação ERT/ETM para o município de Buritirama, em três períodos variando de 1975 a 2070.



A opção para uso do modelo Hadgem2-ES foi feita a partir dos resultados do estudo de Silveira et al. (2015), onde após comparar 25 modelos climáticos do IPCC, encontrou as melhores correlações para os modelos bcc-csm1-1, CSRIRO-Mk3-6-0, Hadgem2-ES e o Miroc5. A vantagem do modelo Hadgem2-Es em relação aos outros, é que pode ser utilizado com correções feita pelo INPE na versão ETA-Hadgem.

Dados de produtividade da cana-de-açúcar em cenários futuros, considerando os impactos das mudanças do clima, foram obtidos a partir do trabalho de Araújo et al. (2014), em que são apresentados a variação percentual média da produtividade referentes aos períodos de 2040-2070 e 2070-2100 (Quadro 2), com previsão de aumento de temperatura entre 1,4°C e 3,8°C até 2100. O percentual de produtividade do período de 2040-2070 foi utilizado de acordo com a variação de cada estado que faz parte da bacia, aplicando a variação percentual do período presente para 2050. Com a produtividade do ano de 2050 estabelecida foi realizado cálculo utilizando taxa de variação média (equação 2) anual para determinar a produtividade média dos períodos de 2011-2020, 2021-2030 e 2031-2040.

$$y = f(x) = \frac{f(x_0) - f(x)}{x_0 - x}$$

Quadro 2: Variação percentual média da produtividade da cultura da cana-de-açúcar na região Nordeste brasileira.

Nordeste e Estados	Municípios	Cenário B2	
		2040/70	2070/100
Nordeste	1044	0,05	-0,14
Piauí	75	-1,10	3,72
Ceará	111	-10,38	-8,48
Rio Grande do Norte	113	-15,84	-16,16
Paraíba	126	-6,78	-7,50
Pernambuco	128	-1,64	-3,97
Alagoas	66	15,39	13,59
Sergipe	59	14,27	13,94
Bahia	262	6,92	5,72

Fonte: Adaptado de Araújo et al. (2014).

Com a estimativa da produtividade real para os anos estudados de cada município produtor, a partir do ano base de 2017, foi realizada a espacialização da produtividade para os anos futuros e a determinação de ganho e/ou perda de produtividade com a diferença entre a produtividade do ano de 2017 e a dos períodos futuros.

3.2.2. Produtividade da pecuária

Para as estimativas do número de animais na BESF foram considerados apenas os rebanhos bovinos, caprinos, ovinos, equinos e bubalinos. A partir dos resultados em relação à biomassa foi admitido que 75% das pastagens eram compostas por braquiária e 25% por

panincum. Com isso, os valores de produção de biomassa das pastagens de cada município foram correlacionados com o número total de animais dos rebanhos, determinando assim, as mudanças durante os períodos de 2021-2030, 2031-2040 e 2041-2050 utilizando taxa de variação média decorrentes da produção de biomassa estimada para cenários de mudanças climáticas futuras, a partir do ano base de 2017. Com o número total de animais estimados para cada período dos cenários futuros foi realizada desagregação de cada rebanho (bovinos de corte e leite, caprinos, ovinos, equinos e bubalinos) de acordo com as proporções que cada categoria apresentava no ano base de 2017.

É importante salientar que para os municípios em que o território não pertence totalmente a BESF, foi assumido à proporção de área parcialmente inserida na BESF que cada município apresenta, estipulando os dados a partir da aplicação das proporções as informações colhidas da produção pecuária e agrícola municipal.

4. RESULTADOS (PERÍODO ATUAL 2005–2017)

4.1. Pecuária

A seguir são apresentados os principais resultados para os rebanhos na BESF. Em 2005, a população estimada de animais na BESF foi de 106,06 milhões de cabeças, representando cerca de 8,29% da população animal, quando considerado os principais rebanhos brasileiros, sendo 71,45% representada por aves. Em seguida, destacaram-se os bovinos, com 16,18% do total da população, em que 13,73% representavam bovinos de corte e 2,45% bovinos leiteiros. As categorias caprinos, ovinos, suínos, equinos e bubalinos corresponderam a 12,36% do número de total animais da BESF. Em 2017, constatou-se um aumento de 35,4% com o rebanho total passando para 143,48 milhões de animais, contribuindo com 8,28% do total da população dos principais rebanhos da pecuária nacional, demonstrando que ao longo dos doze anos a participação da região

da BESF quanto ao efetivo do rebanho brasileiro se manteve estável (Tabela 1). No entanto, o crescimento no número de animais se deve ao aumento dos rebanhos de aves (+46,4%), ovinos (+50,7%), e suínos (+17,6%), acompanhando a evolução nacional; enquanto rebanhos importantes como os bovinos de corte apresentaram um aumento de somente 0,9%, bovinos de leite uma redução de 16,98%, e a população de caprinos se manteve basicamente estável.

Tabela 1: População animal na Bacia Estendida do Rio São Francisco durante os anos 2005 a 2017

Ano	População animal (em milhões de cabeças)								
	Aves	Bovinos		Caprinos	Ovinos	Suínos	Equinos	Bubalinos	Total
		Corte	Leite						
2005	75,78	14,56	2,60	5,37	4,32	2,67	0,74	0,01	106,06
2006	73,86	15,28	2,69	5,42	4,48	2,70	0,75	0,02	105,18
2007	78,95	15,84	2,84	4,53	4,43	2,72	0,73	0,01	110,06
2008	77,84	15,87	2,93	4,58	4,52	2,74	0,72	0,02	109,22
2009	79,96	15,73	3,15	4,45	4,78	2,73	0,70	0,01	111,52
2010	80,46	16,15	3,24	4,56	4,94	2,77	0,70	0,02	112,83
2011	94,72	17,02	3,27	4,64	5,15	2,78	0,69	0,02	128,30
2012	96,38	16,31	3,08	4,17	4,73	2,70	0,67	0,02	128,08
2013	97,80	16,29	3,13	4,47	5,23	2,68	0,66	0,03	130,29
2014	106,67	16,28	3,18	4,69	5,72	2,78	0,66	0,03	140,02
2015	103,90	15,98	2,91	5,32	6,47	2,89	0,68	0,03	138,18
2016	104,25	15,66	2,72	5,51	6,67	3,10	0,69	0,03	138,63
2017	110,98	14,69	2,15	5,36	6,51	3,14	0,71	0,03	143,58

A população de aves é detalhada na tabela 2, onde verifica-se que os maiores aumentos ocorreram nas categorias de frangos/pintos/galos (+53,65%) e codornas (+303,31%), ao longo dos 12

anos analisados, assim como ocorreu com a população nacional para as mesmas categorias, porém, em menor proporção para a categoria de codornas. Em 2017, o efetivo populacional de aves na BESF representou cerca de 7,69% da população de aves no Brasil.

Tabela 2: População de aves na BESF, desagregadas por categorias, para o período de 2005 a 2017

Ano	Galinhas	Frangos, pintos e galos	Codornas	Total
	Milhões de cabeças			
2005	18,25	57,25	0,28	75,78
2006	18,59	54,98	0,29	73,86
2007	19,57	58,94	0,44	78,95
2008	19,13	58,23	0,48	77,84
2009	19,11	60,38	0,47	79,96
2010	19,13	60,84	0,49	80,46
2011	19,32	74,82	0,58	94,72
2012	19,17	76,73	0,48	96,38
2013	19,83	77,47	0,50	97,80
2014	19,95	86,19	0,53	106,67
2015	20,32	82,35	1,23	103,90
2016	20,54	82,81	0,90	104,25
2017	21,87	87,97	1,14	110,98

Quando a bovinocultura de corte é desagregada em categorias, observa-se que em 2005 o principal representante do rebanho é a categoria de bovinos entre um e dois anos de idade com 5,34 milhões de cabeças, seguida pelas categorias bovinas menores que um ano de idade (4,26 milhões de cabeças) e machos maiores que dois anos de idade não confinados (2,98 milhões de cabeças) (Tabela 3). Em 2017, as categorias bovinas se mantiveram com a

mesma proporcionalidade, com as categorias de bovinos entre um e dois anos de idade como população predominante na BESF (5,33 milhões de cabeças), seguida pelo rebanho de bovinos menores que um ano de idade (4,25 milhões de cabeças) e machos maiores que dois anos de idade não confinados (3,05 milhões de cabeças), em que apresentou um aumento de 2,34% em sua população quando comparado ao ano de 2005 (Tabela 3). De uma forma geral, o rebanho de bovinos de corte nacional aumentou 4,21% entre 2005 e 2017, enquanto na BESF o aumento foi de somente 0,9%, com rebanho representando 7,56% do rebanho brasileiro no ano de 2017, sendo tradicionalmente a principal atividade pecuária da região.

Tabela 3: Efetivo de bovinos de corte totais e desagregados por categorias nos anos de 2005 a 2017 na BESF.

Ano	Bovinos		Touros	Machos	Fêmeas	Outros	Total
	< 1 ano	1 a < 2 anos		> 2 anos (NC)*		> 2 anos	
	Rebanho (em milhões de cabeças)						
2005	4,26	5,34	0,50	2,98	1,33	0,15	14,56
2006	4,48	5,61	0,52	3,13	1,40	0,14	15,28
2007	4,66	5,81	0,55	3,23	1,43	0,16	15,84
2008	4,70	5,87	0,55	3,17	1,39	0,19	15,87
2009	4,73	5,91	0,56	3,04	1,30	0,19	15,73
2010	4,88	6,09	0,58	3,09	1,32	0,19	16,15
2011	5,12	6,38	0,60	3,29	1,42	0,21	17,02
2012	4,87	6,13	0,57	3,13	1,39	0,22	16,31
2013	4,89	6,14	0,57	3,08	1,37	0,24	16,29
2014	4,91	6,16	0,58	3,04	1,34	0,25	16,28
2015	4,69	5,89	0,55	3,21	1,44	0,20	15,98
2016	4,54	5,69	0,53	3,24	1,48	0,18	15,66
2017	4,25	5,33	0,50	3,05	1,39	0,17	14,69
* NC: Não confinados							

A região da BESF possuía em 2005, 2,31 milhões de cabeças de vacas com baixa produtividade de leite (< 2000 litros vaca⁻¹ ano⁻¹) e 0,29 milhão de cabeças de vacas de alta produtividade (>2000 litros vaca⁻¹ ano⁻¹). Já em 2017, constatou-se uma redução em relação a 2005 no número de vacas com baixa produtividade de leite apresentando um rebanho de 1,67 milhão de cabeças, por outro lado o número de vacas de alta produção aumentou na região, totalizando uma população de 0,48 milhão de cabeças (Tabela 4). Desta forma, faz-se necessário a elaboração de políticas públicas com introdução de tecnologias modernas para melhorar o rebanho existente e aumentar a produtividade de leite nas áreas de produção.

Tabela 4: População animal do rebanho de bovinos leiteiros segregados por produtividade nos anos de 2005 a 2017 na BESF.

Ano	Bovinos de Leite		Total
	Alta produção	Baixa produção	
	Rebanho (Milhões de cabeças)		
2005	0,29	2,31	2,60
2006	0,30	2,39	2,69
2007	0,33	2,51	2,84
2008	0,39	2,54	2,93
2009	0,42	2,73	3,15
2010	0,44	2,80	3,24
2011	0,46	2,81	3,27
2012	0,43	2,65	3,08
2013	0,49	2,64	3,13
2014	0,53	2,65	3,18
2015	0,61	2,30	2,91
2016	0,66	2,06	2,72
2017	0,48	1,67	2,15

Na população de suínos, além do aumento de 17,0% no período de 2005 a 2017 (Tabela 1), chama atenção a diminuição dos rebanhos nos sistemas de subsistência nas fases de aleitamento e engorda (Tabela 5). Tomando como exemplo, somente os animais na fase de engorda, o rebanho em 2017 representa somente 25% do que existia em 2005, evidenciando, portanto, que a atividade na região vem gradualmente se tornando mais tecnificada.

Tabela 5: População de suínos na BESF, desagregados por categorias, para o período de 2005 a 2017

Ano	Suínos						Total
	Reprodutores		Aleitamento/ creche		Engorda		
	Industrial	Subsistência	Industrial	Subsistência	Industrial	Subsistência	
	Milhões de cabeças						
2005	0,21	0,33	0,65	0,14	1,10	0,24	2,67
2006	0,23	0,33	0,67	0,13	1,13	0,22	2,71
2007	0,23	0,32	0,68	0,12	1,15	0,21	2,71
2008	0,23	0,32	0,70	0,11	1,19	0,19	2,74
2009	0,22	0,32	0,71	0,10	1,20	0,17	2,72
2010	0,22	0,33	0,73	0,09	1,24	0,16	2,77
2011	0,21	0,33	0,75	0,08	1,27	0,14	2,78
2012	0,21	0,31	0,74	0,07	1,25	0,12	2,70
2013	0,20	0,34	0,74	0,06	1,24	0,10	2,68
2014	0,20	0,37	0,77	0,05	1,30	0,09	2,78
2015	0,21	0,39	0,81	0,04	1,37	0,07	2,89
2016	0,22	0,41	0,88	0,03	1,49	0,06	3,09
2017	0,22	0,41	0,90	0,03	1,52	0,06	3,14

4.2. Agricultura

Com base nas estimativas realizadas a partir da Produção Agrícola Municipal (IBGE, 2019b) verifica-se que a área colhida com as culturas contempladas neste trabalho, aumentou somente 2,9% entre 2005 e 2017 (Tabela 6). Os destaques são as altas reduções nas áreas de cultivo de arroz, feijão, mandioca e milho, e os aumentos nas áreas de cana-de-açúcar e, principalmente, soja.

Em relação aos dados médios do Brasil, apesar do incremento na área colhida, em 2017 a BESF diminuiu para 6,56% sua participação nacional ante 8,64% em 2005. Apesar das reduções nas áreas de cultivo de feijão, a representatividade da mencionada cultura no cenário nacional merece destaque com expressiva participação na área colhida (23,85%) em 2017. Em função do aumento das áreas de cultivo de soja, nota-se o aumento gradativo na participação nacional, passando de 5,40% em 2005 para 6,47% em 2017.

Tabela 6: Área colhida (em mil ha) das principais culturas produzidas na BESF no período de 2005 a 2017

Ano	Arroz	Cana-de-açúcar	Feijão	Mandioca	Milho	Soja	Total
	Área colhida (em mil hectares)						
2005	134,87	237,36	1.022,07	195,85	1.481,02	1.239,39	4.310,56
2006	96,45	242,46	1.094,35	196,00	1.490,61	1.226,28	4.346,16
2007	104,16	268,72	1.074,56	196,33	1.608,30	1.206,20	4.458,27
2008	101,68	283,28	1.119,16	190,11	1.635,99	1.265,52	4.595,74
2009	107,98	298,53	1.131,95	186,35	1.684,41	1.335,58	4.744,80
2010	77,19	309,86	858,94	186,33	1.303,39	1.451,43	4.187,15
2011	68,80	343,24	1.041,00	154,73	1.549,15	1.488,01	4.644,94
2012	53,76	339,56	555,15	161,85	1.013,31	1.578,75	3.702,37
2013	43,16	353,13	546,79	133,58	929,10	1.716,75	3.722,51

Ano	Arroz	Cana-de-açúcar	Feijão	Mandioca	Milho	Soja	Total
	Área colhida (em mil hectares)						
2014	36,82	352,32	796,79	127,46	1.301,12	1.808,39	4.422,90
2015	25,95	334,29	687,55	126,62	1.175,81	2.016,24	4.366,47
2016	22,40	325,62	570,04	107,45	1.011,89	2.122,97	4.160,38
2017	16,72	323,79	668,20	83,80	1.148,43	2.198,06	4.439,00

A análise dos dados de produtividade entre 2005 e 2017, permite observar que apenas a mandioca apresentou redução de sua produtividade (-29%) neste período, visto que nas demais culturas os aumentos de produtividade foram de, respectivamente, 200,0, 11,2, 17,4, 55,1 e 18,3%, para arroz, cana-de-açúcar, feijão, milho e soja (Tabela 7). Em 2017, a produtividade da cultura do arroz, cana-de-açúcar, feijão, milho e mandioca, foi abaixo da estimativa do rendimento médio nacional do mesmo ano, que obtiveram, respectivamente, 6,21, 74,46, 1,08, 5,62, 14,61 t ha⁻¹ (IBGE, 2019b). Apenas a produtividade média da cultura da soja em 2017 foi semelhante ao rendimento médio nacional que apresentou 3,38 t ha⁻¹ no mesmo ano (IBGE, 2019b)

Tabela 7: Produtividade (t ha⁻¹) das principais culturas produzidas na BESF, considerando-se a área cultivada entre os anos de 2005 e 2017.

Ano	Arroz	Cana-de-açúcar	Feijão	Mandioca	Milho	Soja
	Produtividade (t ha ⁻¹)					
2005	2,69	58,48	0,63	11,72	2,23	2,79
2006	2,64	60,43	0,63	11,12	1,91	2,35
2007	2,40	62,89	0,57	11,15	2,01	2,65
2008	2,76	64,17	0,71	11,60	2,50	3,02

Ano	Arroz	Cana-de-açúcar	Feijão	Mandioca	Milho	Soja
	Produtividade (t ha ⁻¹)					
2009	2,69	63,73	0,62	11,23	2,62	2,68
2010	2,84	61,39	0,71	10,52	2,83	2,94
2011	2,85	69,19	0,71	11,30	2,96	3,24
2012	2,78	63,32	0,86	8,44	4,25	2,88
2013	3,05	67,25	0,80	8,33	4,25	2,44
2014	3,33	66,09	0,82	10,36	4,09	2,62
2015	3,27	66,17	0,82	9,35	3,79	3,03
2016	3,65	66,42	0,74	9,86	3,13	2,44
2017	5,38	65,07	0,74	9,08	3,46	3,30

Como consequência das mudanças nas áreas colhidas, mas principalmente, do aumento de produtividade nas maiorias das culturas, a produção agrícola na BESF teve um aumento de 40,5% nos 12 anos avaliados (Tabela 8). As culturas da cana-de-açúcar, milho e soja aumentaram suas produções em 51,7, 20,4 e 109,6%, respectivamente, durante esse período, no entanto, as lavouras de arroz, feijão e mandioca tiveram uma redução na produção proporcionada pela queda da área colhida no caso do arroz e feijão (Tabela 7), enquanto a mandioca houve também redução de produtividade (Tabela 8).

Tabela 8: Produção (mil toneladas) das principais culturas produzidas na BESF, considerando-se a área cultivada entre os anos de 2005 e 2017.

Ano	Arroz	Cana-de-açúcar	Feijão	Mandioca	Milho	Soja	Total
	Produção (em mil toneladas)						
2005	363,36	13.881,71	639,20	2.294,52	3.298,54	3.459,25	23.936,58
2006	254,29	14.651,87	685,71	2.179,53	2.843,27	2.883,46	23.498,12
2007	250,30	16.899,89	608,83	2.188,65	3.231,27	3.191,49	26.370,42
2008	280,97	18.177,14	789,22	2.205,53	4.088,74	3.826,53	29.368,13
2009	290,77	19.024,24	706,80	2.092,60	4.407,38	3.578,09	30.099,88
2010	219,12	19.022,37	613,10	1.961,02	3.688,19	4.265,33	29.769,14
2011	195,94	23.750,03	735,11	1.747,88	4.579,63	4.817,50	35.826,08
2012	149,55	21.501,98	478,37	1.365,95	4.311,13	4.550,64	32.357,61
2013	131,76	23.749,08	435,87	1.113,01	3.944,72	4.184,05	33.558,48
2014	122,45	23.285,51	654,98	1.320,15	5.325,55	4.735,57	35.444,21
2015	84,88	22.119,26	566,72	1.183,31	4.456,11	6.103,74	34.514,02
2016	81,68	21.627,29	419,90	1.059,64	3.168,97	5.182,40	31.539,88
2017	90,00	21.067,50	495,73	760,62	3.971,87	7.251,31	33.637,03

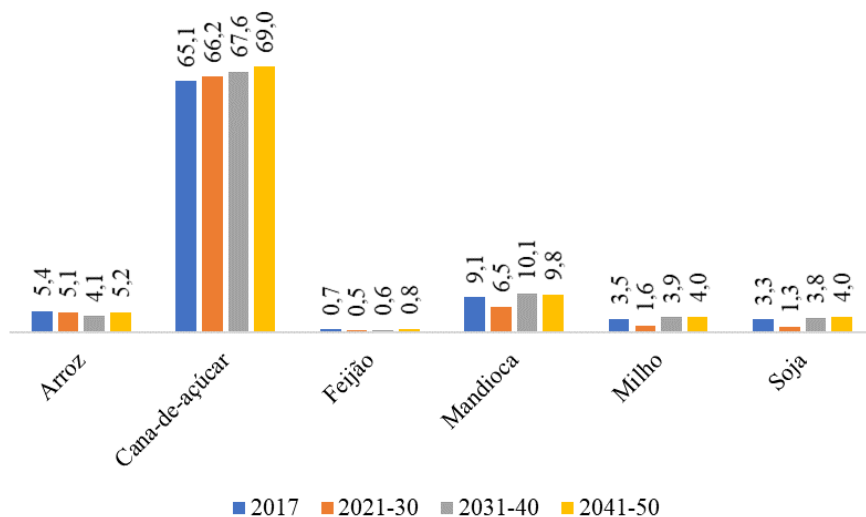
5. CENÁRIOS CLIMÁTICOS FUTUROS

5.1. Produtividade agrícola

Considerando os dados médios de todos os municípios da BESF, as simulações com cenários de mudanças do clima apontam para o aumento na produtividade da maioria das culturas na região. Apenas a cultura do arroz apresentou redução nos níveis de produtividade. Por exemplo, comparando o período 2041-2050 com 2017, estimou-se redução média de 3,4%. Já as demais culturas deverão apresentar ganhos de produtividade de 5,9, 10,8, 8,2, 14,7 e 21,1% para cana-de-açúcar, feijão, mandioca, milho e soja,

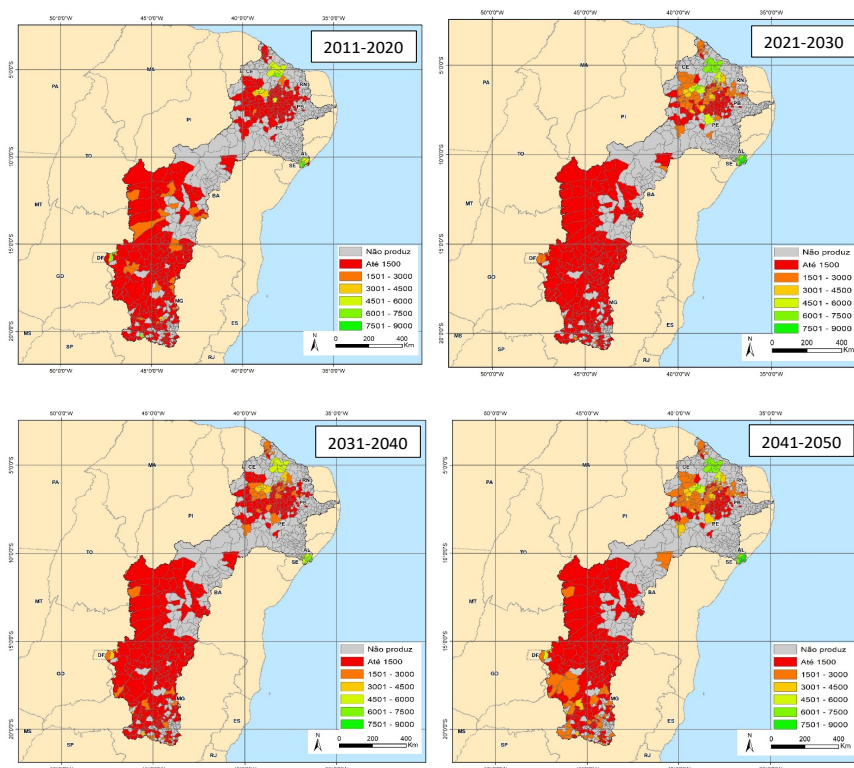
respectivamente (Figura 4). As plantas têm sua própria adaptação as condições climáticas predominantes em seu ambiente, permitindo o desenvolvimento tecnológico que indiquem novas acomodações das culturas considerando o novo clima através de zoneamento de riscos climáticos para a agricultura na região da BESF.

Figura 4: Produtividade agrícola atual e projetada ($t\ ha^{-1}$) das principais culturas na BESF em 2017 e com base nos cenários de mudanças do clima.



A seguir são apresentados os resultados por município das projeções das produtividades das culturas agrícolas na BESF. Durante os períodos analisados nota-se que em apenas 276 municípios da BESF há cultivo de arroz. Na figura 5 são apresentadas as variações da produtividade do arroz na BESF para todos os municípios estudados, no intervalo de 2017 a 2050.

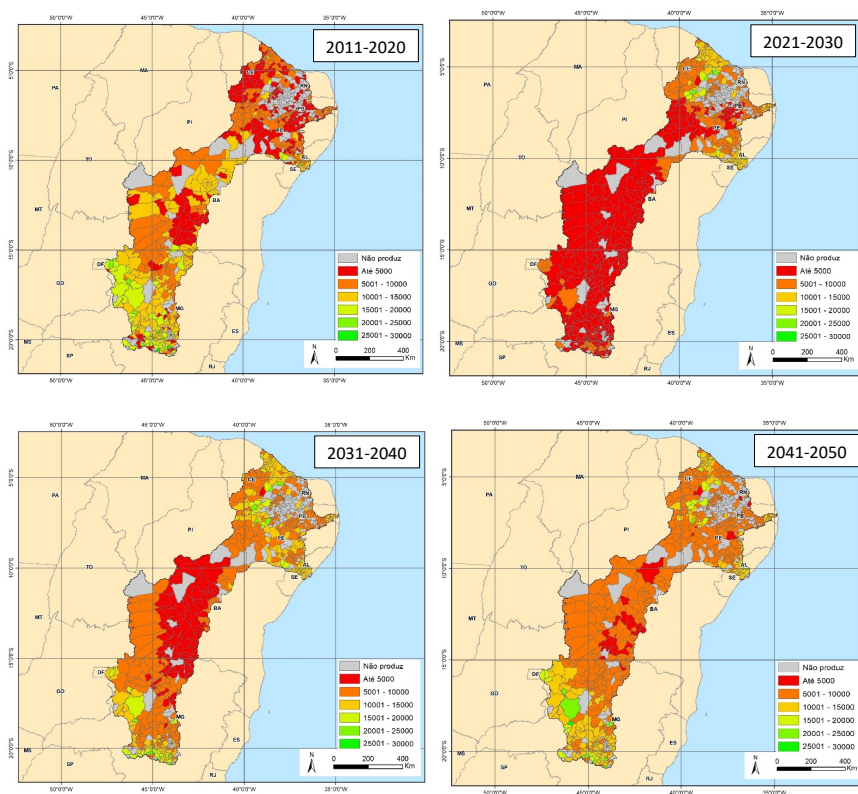
Figura 5: Variação da produtividade para a cultura do arroz na bacia estendida do Rio São Francisco, para quatro períodos compreendidos entre os anos 2011 e 2050.



De uma maneira geral o cultivo do arroz na BESF, segundo os critérios utilizados, é de alto risco. Há uma predominância de produtividades abaixo de 1000 kg/ha. Poucos municípios apresentam uma produtividade acima de 200 kg ha⁻¹. Esses resultados estão de acordo com os encontrados por Santos (2021), que mostra que o intervalo de variação das distribuições da produtividade de arroz será menor no período de 2021-30, e mesmo com os danos provocados pelas mudanças climáticas à cultura do arroz, não haverá reduções drásticas na produtividade, que já é baixa, permanecendo em boa parte dos períodos analisados com baixa dispersão.

Na figura 6, é indicada a variação da produtividade da cultura da mandioca na BESF, nos períodos compreendidos entre 2011 e 2050.

Figura 6: Variação da produtividade para a cultura da mandioca na bacia estendida do Rio São Francisco, para quatro períodos compreendidos entre os anos 2011 e 2050.

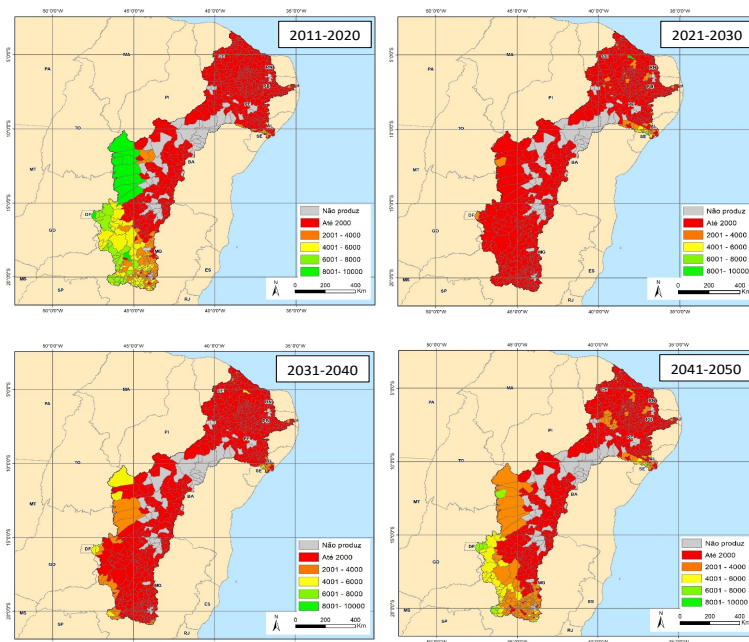


Segundo Santos (2021), a mandioca é uma planta considerada rústica e com vasta adaptação às condições de fertilidade do solo e a regimes pluviométricos. A produtividade dessa cultura é afetada pela variabilidade de eventos meteorológicos ao longo dos anos e as mudanças no clima poderão afetar sua produtividade (EKE-OKORO et al., 2009). Neste estudo, observa-se que de acordo

com as simulações para a cultura, as mudanças no clima podem ser benéficas a partir do período de 2031-40 com produtividade média chegando a 12,5 t ha⁻¹, assumindo um número de 841 municípios produtores de mandioca. Observa-se que a cultura da mandioca não apresentará grande variabilidade na distribuição da produtividade, com maior quantidade de municípios beneficiados com essa cultura. Nos períodos analisados, entre 2021 e 2030, com produtividade média chegando a 9,7 5 t ha⁻¹. O cenário é de forte restrição climática, com aumento da deficiência hídrica. Tal situação é devida a variações decadais que estão explicadas com detalhes no capítulo do zoneamento presente e futuro das regiões da BESF.

Na figura 7 é apresentada a variação da produtividade do milho para o período estudado na BESF.

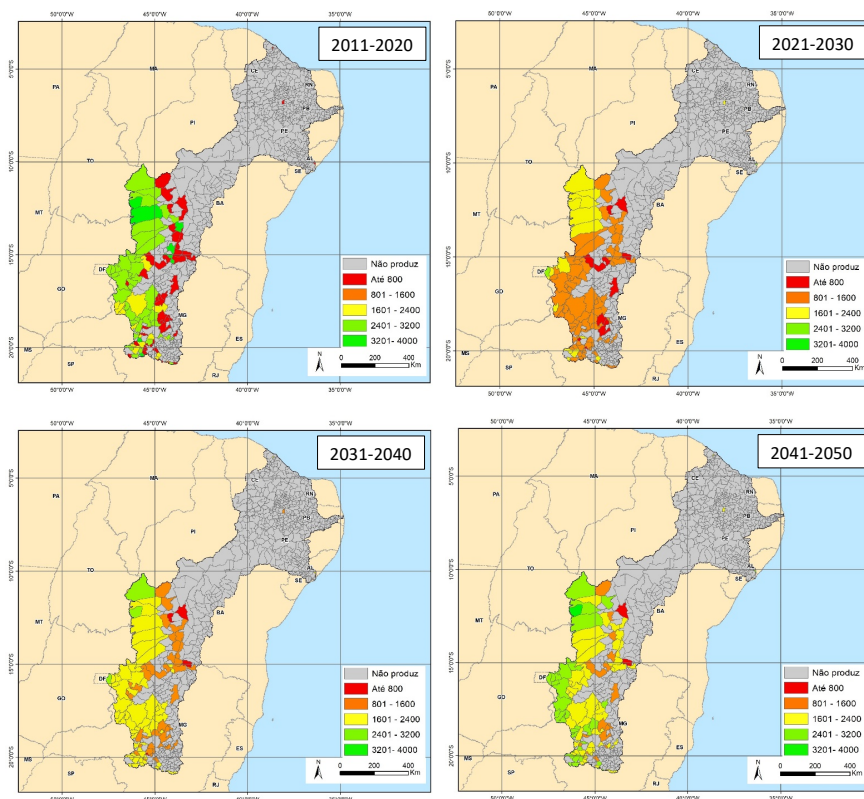
Figura 7: Variação da produtividade para a cultura do milho a bacia estendida do Rio São Francisco, para quatro períodos compreendidos entre os anos 2011 e 2050.



O cultivo de milho está presente em 973 municípios da BESF, notando-se por meio das simulações de mudanças climáticas que haverá prejuízos pelo aumento da temperatura em termos de produtividade média na região produtora da bacia. O milho poderá aumentar seu rendimento médio, principalmente na região do Alto São Francisco. Porém no período entre 2021 e 2030, os cenários indicam forte deficiência hídrica, com predominância de produtividades abaixo de 1000 kg/ha.

Na figura 8 são indicadas as variações da produtividade da cultura da soja nos períodos estudados. As simulações de cenários futuros para a cultura da soja, presente em menor quantidade de municípios (134), indicam um relativo aumento na produtividade com valores de 3,79 e 4,00 t ha⁻¹, durante o período de 2031-40 e 2041-50, respectivamente. Porém, os estudos de cenários indicam um impacto muito forte no período compreendido entre 2020 e 2030 chegando a produtividades médias mais baixas, próximas de 2200 kg/ha. Uma produtividade desta magnitude pode comprometer a rentabilidade da cultura na região, no período indicado.

Figura 8: Variação da produtividade para a cultura da soja na bacia estendida do Rio São Francisco, para quatro períodos compreendidos entre os anos 2011 e 2050.

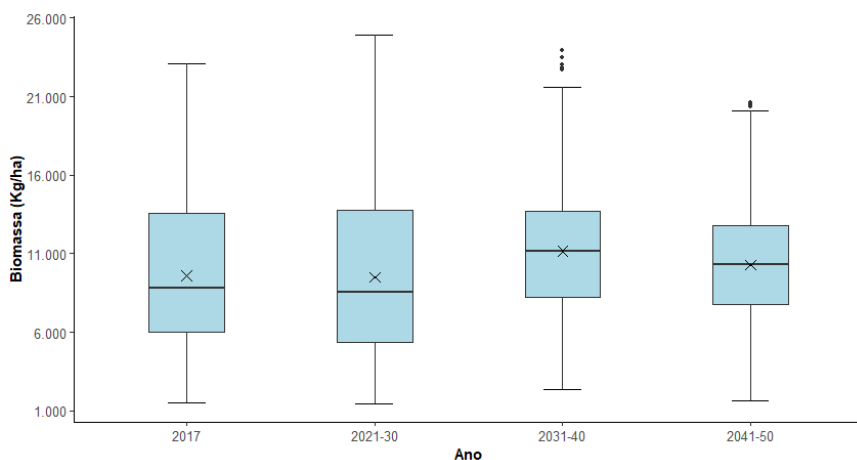


A figura 9 apresenta as variações de produtividade da cultura do feijão. O cultivo de feijão está presente em 955 municípios da BESF e diante dos cenários de mudanças do clima apresentará diminuição de produtividade média na bacia, com valor total de 0,48 e 0,58 t ha⁻¹ nos períodos de 2021-30 e 2031-40, respectivamente, porém com distribuição de produtividade dos municípios semelhantes em todos os períodos, embora um grande número de municípios seja afetado pelas mudanças de clima, levando a produtividades individuais atípicas que distorcem a realidade na região da BESF.

5.2. Pecuária: produtividade das pastagens e rebanhos

As pastagens apresentaram tendência a aumento na produtividade de biomassa no período de 2031-40, com mediana indicando produtividade de 11.159,31 kg ha⁻¹, com pequena redução no período de 2041-50 nas áreas da BESF. A maior variabilidade na produtividade de biomassa das pastagens é observada no período de 2021-30, porém, apresentando a menor mediana entre os períodos (8.527,83 kg ha⁻¹) (Figura 10).

Figura 10: Biomassa das pastagens em diferentes períodos de mudanças climáticas, considerando todos os municípios da BESF.



Nas figuras 11 e 12 são apresentados os dados de produtividade das culturas de brachiaria e panicum, respectivamente. As imagens evidenciam que o aumento na produtividade das duas gramíneas ocorrerá de forma mais pronunciada nas porções oeste das sub-bacias Alto e Médio São Francisco, ou seja, áreas do bioma Cerrado dos estados de Minas Gerais e Bahia.

Figura 11: Variação da produtividade para a cultura do brachiara a bacia estendida do Rio São Francisco, para quatro períodos compreendidos entre os anos 2011 e 2050.

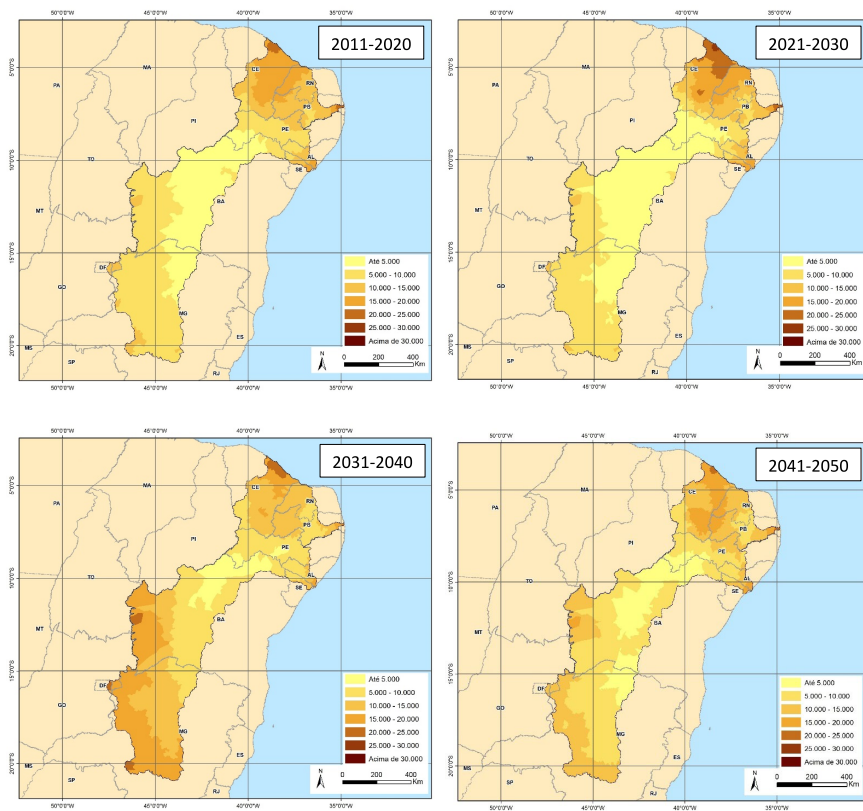
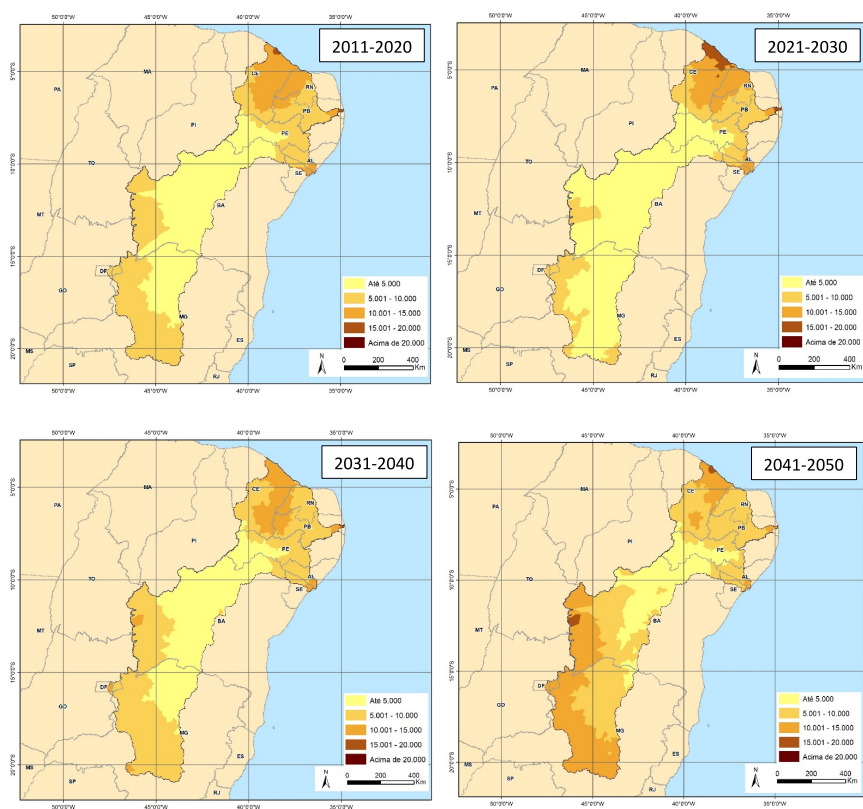


Figura 12: Variação da produtividade para a cultura do panicum a bacia estendida do Rio São Francisco, para quatro períodos compreendidos entre os anos 2011 e 2050.



Cabe ressaltar, que apesar dos cenários futuros apontarem para o aumento da pluviosidade, o que foi determinante para aumentar a produtividade das pastagens, a perspectiva é que cresça também a frequência e intensidade de eventos extremos, como por exemplo, secas mais prolongadas, veranicos e mesmo chuvas intensas (MYHRE et al.; 2019; CARVALHO et al., 2020; GAUPP, 2020), o que pode impactar o rendimento das pastagens e as atividades pecuárias em determinados períodos na BESF.

Com as alterações na biomassa das pastagens na região da BESF simulada em diferentes cenários de mudanças do clima, estimou-se que no período 2041-50 o rebanho será de 36,7 milhões de cabeças, um aumento de 24,6% em relação a 2017 (Tabela 9). Os maiores aumentos foram observados para os bovinos de corte (+36,8%), bovinos de leite (+33,0%) e bubalinos (+33,3%), enquanto ovinos, caprinos e equinos terão os rebanhos aumentados em 6,1, 10,4 e 19,7%, respectivamente (Tabela 9).

Tabela 9: Projeção da população animal em cenários climáticos futuros na Bacia Estendida do Rio São Francisco para os períodos de 2021-30, 2031-40 e 2041-50.

Rebanho	2017	2021-30	2031-40	2041-50
	Número de animais (em milhões de cabeças)			
Bovinos de corte	14,69	14,99	21,56	20,10
Bovinos de leite	2,15	2,38	2,97	2,86
Caprinos	5,36	4,76	6,09	5,92
Ovinos	6,51	6,00	7,07	6,91
Equinos	0,71	0,65	0,90	0,85
Bubalinos	0,03	0,03	0,05	0,04
Total	29,45	28,80	38,64	36,69

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise do conjunto de dados obtidos para o período atual (2005-2017) permitiu identificar tendências importantes na BESF. No que se refere a pecuária, os resultados deixam claro que houve um aumento do rendimento de várias espécies, indicando que mesmo diante das limitações de clima, solo e socioeconômicas que caracterizam a região, os produtores conseguiram melhorar os

indicadores de produtividade. Exemplos evidentes desta mudança são: i) o aumento de 65,5% no rebanho de vacas de alta produtividade; ii) o aumento de 46,4% na criação de aves; e iii) o aumento de aproximadamente 38% na criação de suínos de forma industrial em detrimento da criação de subsistência. Houve ainda o aumento de 50,6% no rebanho de ovinos, enquanto os rebanhos de bovinos de corte e caprino se mantiveram estáveis no período estudado.

Na agricultura, considerando as seis culturas contempladas neste trabalho, os resultados evidenciam ainda de forma mais clara os ganhos de produtividade na BESF, visto que a área colhida com estas culturas cresceu somente 2,9%, enquanto a produção aumentou 40,5% em 12 anos. O destaque negativo vem da cultura da mandioca, a qual apresentou reduções significativas tanto na área colhida (-57,2%), quanto na produtividade (-22,5%).

De uma forma geral, estes resultados demonstram os caminhos traçados pela pecuária e agricultura na BESF, optando claramente pelo aumento dos rendimentos das atividades, o que obviamente é benéfico do ponto de vista socioeconômico e ambiental. No que se refere ao meio ambiente, vale destacar que ganhos de produtividade como o observado na BESF reduzem a pressão sobre os recursos hídricos e desmatamento de novas áreas, assim como, diminuem as emissões relativas de GEE.

Por fim, os resultados dos cenários de mudanças climáticas apontam para uma tendência de aumento na produção de biomassa das pastagens o que irá permitir o aumento da atividade pecuária. O mesmo devendo ocorrer com os cultivos agrícolas, visto que os resultados indicam incrementos na produtividade média das culturas contempladas neste estudo. Entretanto, há de se levar em consideração a perspectiva de aumento também da frequência e intensidade dos eventos extremos, os quais podem atenuar os teóricos ganhos de produtividade e produção agropecuária, e impactar negativamente as seguranças hídrica, energética e alimentar na BESF.

7. REFERÊNCIAS

- AFFHOLDER, F.; G.C. RODRIGUES; E.D. ASSAD. Modelo Agroclimático para avaliação do comportamento do milho na região dos cerrados. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 32, n.10, 993-1002. 1997.
- AMARAL, G. F.; GUIMARÃES, D. D. Panoramas setoriais 2030: Agropecuária. Banco Nacional de Desenvolvimento – BNDES, 2017.
- ARAÚJO, P. H. C.; SILVA, F. F.; GOMES, M. F. M.; FÉRES, J. G.; BRAGA, M. J. Uma análise do impacto das mudanças climáticas na produtividade agrícola da região Nordeste do Brasil. *Revista Economia*. v. 45, n. 3, p. 46-57, 2014.
- BUENO, L. F; GALBIATTI, J. A; BORGES, M. J. Monitoramento de variáveis de qualidade de água no horto Ouro Verde - Conchal - SP. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v. 25, n. 3, p. 742-748, 2005.
- CARVALHO, A. L.; SANTOS, D. V.; MARENGO, J. A.; COUTINHO, S. M. V.; MAIA, S. M. F. Impactos da ocorrência de eventos climáticos extremos na produção agrícola brasileira. *Sustainability in Debate*. Brasília, v. 11, n. 3, p. 211-224, 2020.
- CBHSF. Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco. Resumo executivo do plano de recursos hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco 2016-2025. Alagoas, 2016. 300 p.
- CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. Acompanhamento da safra brasileira de cana-de-açúcar. – v.5 – Safra 2018/19 – n.1. Brasília, 2018.
- DOORENBOS, J.; KASSAN, A.H. **Efeitos da água no rendimento das culturas**. Roma: FAO, 1994. 212 p. (Estudos FAO: Irrigação e Drenagem, 33).
- DOORENBOS, J.; KASSAM, A. H. Yield response to water. FAO irrigation and drainage, paper 33. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, p. 193, 1979.
- EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Visão 2030: o futuro da agricultura brasileira. Brasília, DF: Embrapa, 2018. 212 p.
- FOREST, F.; KALMS, J.M. Influence du regime d'alimentation en eau sur production du riz pluvial e simulation du bilan hydrique. *L'Agronomie Tropicale*, v.39, n.1, p. 42-50, 1984.
- GAUPP, F. Extreme events in a globalized food system. *One Earth*. v. 2, p. 518-521, 2020.

- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Índices agropecuários: 1996-2003. **Estudos e pesquisa: informação econômica**, v.3, p. 68, 2004.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo agropecuário: Brasil, Grandes Regiões e Unidades Federativas. Rio de Janeiro. p. 777, 2006.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa Pecuária Municipal. SIDRA, 2005-2017. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/ppm/tabelas>. Acesso em: 26 ago. 2019a.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Produção Agrícola Municipal. SIDRA, 2005-2017. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pam/tabelas>. Acesso em: 26 ago. 2019b.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Produção Agrícola Municipal. SIDRA, 2005-2017. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pam/tabelas>. Acesso em: 16 mar. 2020.
- IRGA - Instituto Rio Grandense do Arroz. Setor de Política Setorial. Porto Alegre, 2018.
- MAGALHÃES, A. R. Vida e seca no Brasil. In: NYS, E. D.; ENGLE, N. L.; MAGALHÃES, A. R. (Ed), Secas no Brasil: política e gestões proativas. Centro de Gestão e Estudos Estratégicos. Banco Mundial. Brasília, p. 292, 2016.
- MARENGO, J. A.; TORRES, R. R.; ALVES, L. M. Droughth in Northeast Brasil – past, presente and future. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 20, p. 1-12, 2016.
- MARTINS, E. S. P. R.; MAGALHÃES, A. R. A seca de 2012-2015 no Nordeste e seus impactos. **Parcerias Estratégicas**. Brasília-DF, v. 20, n. 41, p. 107-128, 2015.
- MARENGO, J. A.; CUNHA, A. P.; ALVES, L. M. A seca de 2012-15 no semiárido do Nordeste do Brasil no contexto histórico. **Climanásile**, v. 90, n. 2, p. 49-54, 2016b.
- MARENGO, J. A.; ALVES, L. M.; ALVALA, R. C. S.; CUNHA, A. P.; BRITO, S.; MORAES, O. L. L. Climatic characteristics of the 2010-2016 drought in the semiarid Northeast Brazil region. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**. v. 90, p. 1973-1985, 2018.

- MCTI. Modelagem climática e vulnerabilidades Setoriais à mudança do clima no Brasil / Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, 2016. 590p.
- MYHRE, G.; ALTERSKJAER, K.; STJERN, C. W.; HODNEBROG, Ø.; MARELLE, L. SAMSET, B. H.; SILLMANN, J.; SCHALLER, N.; FISHER, E.; SCHULZ, M.; STOHL, A. Frequency of extreme precipitation increases extensively with event rareness under global warming. **Scientific Reports**. v. 9, 2019.
- MCTI. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações. Quarta Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima. Relatório de Referência: Setor Agropecuária. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, 2020.
- PEREIRA, A. R., ANGELOCCI, L. R., SENTELHAS, P. C. Agrometeorologia – fundamentos e aplicações práticas. Guaíba: Agropecuária, 2002. 478p.
- STEVANOVIĆ, M.; POPP, A.; LOTZE-CAMPEN, H.; DIETRICH, J. P.; MÜLLER, C.; BONDSCH, M.; SCHMITZ, C.; BODIRSKY, B. L.; HUMPENÖDER, F.; WEINDL, I. The impact of high-end climate change on agricultural welfare. **Science Advances**. v. 2, n. 8, p. 1-9, 2016.
- THORNTHWAITE, C. W. An approach toward a rational classification of climate. *Geographical Review*. v. 38, n. 1, p. 55-94, 1948.
- VILAÇA, M. F.; GOMES, I.; MACHADO, M. L.; VIEIRA, E. L.; SIMÃO, M. L. R. Bacia Hidrográfica como Unidade de Planejamento e Gestão: O Estudo de Caso do Ribeirão Conquista no Município de Itaguara – MG. Minas Gerais, 2008, 19p.
- XAVIER, A. C.; KING, C. W.; SCANLON, B. R. Daily gridded meteorological variables in Brazil (1980-2013). **International Journal of Climatology**. v. 36, p. 2644-2659, 2015.
- XAVIER, A X; KING, C.W; SCANLON, B.R. An update of Xavier, King and Scanlon (2016) daily precipitation gridded data set for the Brazil. In: ANAIS DO Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2017. Anais eletrônicos. Campinas, Galoá, 2017. Disponível em: <<https://proceedings.science/sbsr/papers/an-update-of-xavier--king-and-scanlon--2016--daily-precipitation-gridded-data-set-for-the-brazil>> Acesso em: 14 jul. 2021.

EMISSÕES DE GASES DO EFEITO ESTUFA NO SETOR AGROPECUÁRIO EM DIFERENTES CENÁRIOS DE MUDANÇAS DO CLIMA NA BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO

Saniel Carlos dos Santos

Vanessa Puglieiro Silva

Eduardo Delgado Assad

Stoécio Malta Ferreira Maia

1. INTRODUÇÃO

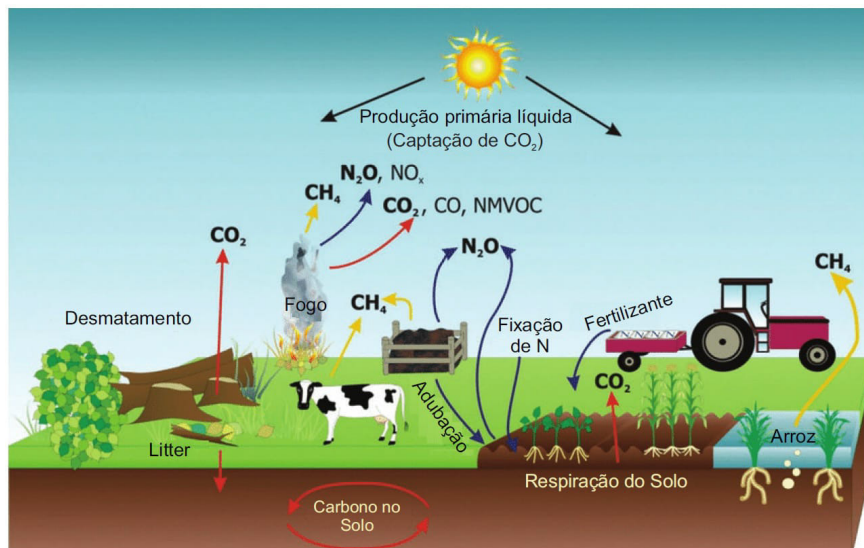
O aumento das emissões de gases do efeito estufa (GEE) para a atmosfera, desde o início da era industrial, por influências antrópicas tem provocado mudanças no clima, consequência do aquecimento global. Conforme exposto no Sexto Relatório de Avaliação do IPCC (IPCC, 2021), a influência humana no clima tem sido a causa dominante do aquecimento observado, com a temperatura da superfície global no período de 2011-2020 apresentando um aumento de 1,09 °C em relação ao período de 1850-1900, sendo que o aumento médio na superfície terrestre foi de 1,59 °C. O aquecimento global pode alcançar os 2,0 °C durante o século XXI, se não houver profundas reduções nas emissões de GEE nas próximas décadas. Os impactos causados pelas alterações climáticas são principalmente, o aumento de temperatura, elevação dos níveis dos oceanos, ilhas de calor,

inundações, mudanças nos regimes pluviométricos, escassez de água e alimentos, acidificação dos oceanos e eventos climáticos extremos (IPCC, 2014; PBMC, 2016).

Os principais gases que contribuem para o efeito estufa são o dióxido de carbono (CO_2), o metano (CH_4) e o óxido nitroso (N_2O). A emissão destes gases provém principalmente de atividades associadas ao uso de combustíveis fósseis, a agropecuária e da mudança de uso da terra (CARVALHO et al., 2010; SIGNOR et al., 2014). No Brasil, as emissões de GEE vêm crescendo continuamente desde 1990 e totalizaram 1.467 Tg CO_2eq no ano de 2016, um aumento de 19,4% em relação às emissões de 2010, sendo o setor da agropecuária responsável por 33,2% do total das emissões em 2016 (MCTI, 2020a).

A agricultura e a pecuária são atividades de grande importância no Brasil, ocupando também um lugar de destaque no mundo quanto à produção desses setores. No entanto, essas atividades geram emissões de GEE que resultam de diversos processos, dentre os quais se destacam a fermentação entérica (CH_4), manejo de dejetos animais (CH_4 e N_2O), cultivo de arroz (CH_4), queima de resíduos agrícolas (CH_4 e N_2O) e emissões de N_2O provenientes de solos agrícolas (MCTI, 2020a), conforme pode ser observado na Figura 1.

Figura 1: Emissões de GEE no setor agropecuária. Adaptado de Follet et al. (2011).



Fato inquestionável e desafiante para o desenvolvimento brasileiro é a necessidade de manter o crescimento agropecuário para atender às demandas atuais e futuras de suprimento alimentar e, ao mesmo tempo, com a premissa de que o impacto do crescimento da produção não contribua negativamente para a elevação dos níveis atuais de emissões (IPEA, 2012; MAPA, 2012). Cenários negativos são apontados por alguns modelos para as condições climáticas brasileiras, indicando possíveis reduções na disponibilidade de água e aumento da temperatura em determinadas regiões. Além da insegurança hídrica, poderá colocar em risco a segurança alimentar da população brasileira, em virtude de a agricultura sofrer impacto com o aumento das temperaturas atmosféricas, afetando o atual mapa agrícola, além de gerar resultados negativos na balança de pagamentos com a redução de produtos destinados à exportação (PINTO et al., 2008). Em virtude de possíveis cenários negativos,

o Brasil assumiu compromissos de redução de emissões durante a COP-15, instituindo a Política Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC), por meio da Lei nº 12.187, no qual está previsto o estabelecimento de Planos Setoriais de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de Baixa Emissão de Carbono em vários setores da economia, entre os quais o da agropecuária (BRASIL, 2009).

Região estratégica e de grande importância socioeconômica, a Bacia Estendida do Rio São Francisco (BESF) tem reforçado sua participação na atividade agropecuária brasileira, gerando emprego e renda, promovendo a ampliação das áreas cultivadas, bem como o crescimento do efetivo animal, devido ao aumento da demanda alimentar e de matéria-prima. Com isso, é de fundamental importância estudos que identifiquem as estimativas de emissões de GEE devido aos impactos causados pelos sistemas de manejo agropecuários, fornecendo informações importantes que podem auxiliar nas políticas públicas de gerenciamento de recursos mais racionais e eficientes no uso da terra.

Portanto, o objetivo deste capítulo é apresentar as estimativas das emissões de gases do efeito estufa (GEE) para o setor agropecuário no período de 2005 a 2017, assim como, em cenários futuros de mudanças climáticas na BESF, para os períodos de 2021-2030, 2031-2040 e 2041-2050.

2. ESTIMATIVAS DAS EMISSÕES DE GASES DO EFEITO ESTUFA NA AGROPECUÁRIA NA BESF

2.1. Emissões no período referência (2005–2017)

As estimativas para o Setor Agropecuário na BESF para o período de 2005 a 2017 foram baseadas nas metodologias empregadas no Guia para Inventários Nacionais de Gases do Efeito Estufa do

Painel Internacional sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2006) e nos Relatórios Referências da Quarta Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (MCTI, 2020a). No quadro 1 é apresentado um resumo das fontes de emissão de GEE, gases emitidos por cada fonte, dados de atividade usados nas estimativas de cada fonte, e a fonte destes dados. Maiores detalhes sobre as metodologias de cálculo, bem como, a parte conceitual das emissões de cada fonte, podem ser obtidos no trabalho de Santos (2021) e nos Relatórios de Referência do MCTI (MCTI, 2020).

Quadro 1: Resumo das fontes de emissão de GEE, tipo de gás, dados de atividade e fontes dos dados

Fonte de emissão	Gases	Dados de atividade	Fonte dos dados
Cultivo de arroz	CH ₄	Período de cultivo, tipo de manejo e área colhida de arroz.	<ul style="list-style-type: none"> - Embrapa Arroz e Feijão (2018). - Produção Agrícola Municipal (PAM do IBGE (IBGE, 2019b). - MCTI (2020b).
Fermentação entérica	CH ₄	<ul style="list-style-type: none"> - Rebanhos por categoria (bovinos de corte e leite, bubalinos, caprinos e ovinos, aves, equinos e suínos). 	<ul style="list-style-type: none"> - Produção da Pecuária Municipal (PPM) (IBGE, 2019a). - CENSO Agropecuário de 2006 (IBGE, 2006). -MCTI (2020c).
Manejo de dejetos	CH ₄ , N ₂ O	<ul style="list-style-type: none"> - Rebanhos por categoria. - Percentual de utilização dos tipos de tratamento de dejetos - Condições climáticas. 	<ul style="list-style-type: none"> - Produção da Pecuária Municipal (PPM) (IBGE, 2019a). - MCTI (2020d). - IPCC (2006).
Solos agrícolas: fertilizantes sintéticos (F _{SN}), adubos orgânicos (F _{ON}), deposição de dejetos animais sem manejo (F _{FRP}) e incorporação no solo de resíduos de colheita (F _{CR}).	N ₂ O	<ul style="list-style-type: none"> - Consumo estadual de fertilizantes sintéticos. - Rebanhos por categoria. - Produção de etanol e açúcar. - Produção das culturas de arroz, cana-de-açúcar, feijão, mandioca, milho e soja. 	<ul style="list-style-type: none"> - Anuário Estatístico – Setor de Fertilizantes da Associação Nacional para Difusão de Adubos (ANDA, 2016). - MCTI (2020e). - União da Indústria de Cana-de-açúcar (UNICA, 2019). - Produção da Agrícola Municipal (PPM) (IBGE, 2019b).

Fonte de emissão	Gases	Dados de atividade	Fonte dos dados
Emissões indiretas (nitrogênio volatilizado e lixiviado)	N ₂ O	- Mesmos usados para os "Solos agrícolas".	- MCTI (2020e). - IPCC (2006).
Queima de resíduos da cana-de-açúcar	CH ₄ , N ₂ O	- Área colhida, proporção da área com colheita mecanizada e proporção da área colhida com queima. - Produtividade - Relação palhicho/ colmo.	- Produção da Agrícola Municipal (PPM) (IBGE, 2019b). - CONAB (2018). - MCTI (2020f). - IPCC (2006).
Calagem e aplicação de ureia	CO ₂	- Consumo estadual de calcário. - Consumo estadual de uréia.	- Associação Brasileira dos Produtores de Calcário (ABRACAL, 2018) - Anuário Estatístico – Setor de Fertilizantes da Associação Nacional para Difusão de Adubos (ANDA, 2016). - MCTI (2020e).

2.2. Emissões em cenários climáticos futuros

Foram realizadas também as estimativas de emissões para de cenários futuros, levando em conta os efeitos das mudanças do clima. Utilizou-se as RCPs (*Representative Concentration Pathway*) 4.5 e 8.5 simuladas pelo modelo climático ETA-HadGEM2-ES CMIP5 para os períodos de 2021-2030, 2031-2040 e 2041-2050 para estimar os impactos na produtividade agrícola das culturas e na produção das pastagens na BESF nos períodos (2021-2030, 2031-2040 e 2041-2050). As simulações de produtividade agrícola contemplaram as culturas do: arroz, cana-de-açúcar, feijão, mandioca, milho e soja. Já para as estimativas populacionais dos rebanhos presentes na BESF foram contempladas as seguintes categorias: bovinos (leite e corte), bubalinos, caprinos, equinos e ovinos. As estimativas para o Setor Agropecuário na BESF para os cenários futuros foram baseadas nas metodologias empregadas no Guia para Inventários

Nacionais de Gases do Efeito Estufa do Painel Internacional sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2006) e os relatórios referências da Quarta Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (MCTI, 2020a).

Para determinação das áreas colhidas, se admitiu que não haverá alteração nas áreas cultivadas com as principais culturas presentes na BESF, fixando a área total colhida de cada cultura que foi registrada no ano de 2017 para os períodos futuros, ou seja, apenas a produção e consequente produtividade agrícola das culturas foram afetadas pelas simulações dos cenários de mudanças climáticas futuras. Desta forma, adotou-se a mesma quantidade na aplicação de calcário e fertilizante sintético para a demanda futura desses produtos na agropecuária da BESF.

Todas as estimativas das emissões foram feitas por tipo de gás, mas também expressa em CO₂ equivalente. A conversão foi feita considerando o Potencial de Aquecimento Global (*Global Warming Potential* – GWP) para um horizonte de 100 anos do Segundo Relatório de Avaliação (SAR) do IPCC (IPCC, 1995), atualmente utilizada para inventários nacionais. Assim, adotou-se os valores de GWP de 21 e 310, respectivamente, para CH₄ e N₂O.

3. RESULTADOS

Na tabela 1 são apresentados os resultados gerais em CO₂ eq. no período 2005 a 2017 para o setor Agropecuário na BESF. As emissões do setor agropecuária totalizaram 36.946,26 Gg CO₂eq em 2017, um acréscimo de 2,89%, se comparado com 2005. É possível identificar que o subsetor Fermentação Entérica foi o mais representativo (58,77%), contribuindo com uma emissão estimada em 21.714,63 Gg CO₂eq em 2017, seguido pelos subsetores Solos Manejados e Manejo de Dejetos que apresentaram

emissões de 11.231,30 e 1.959,21 Gg CO₂eq, respectivamente, semelhantemente o que ocorre em todo o território nacional. Os outros subsetores contribuíram com o restante das emissões em 2017, totalizando 2.041,12 Gg CO₂eq (Tabela 1).

A BESF corresponde por aproximadamente 9,9% do território nacional, e as emissões de GEE do setor Agropecuária no seu território em 2017, correspondem a 7,6% das emissões nacionais estimadas para 2016 (MCTI, 2020) (Tabela 1). Analisando os resultados de cada subsetor, observa-se que as emissões na BESF correspondem entre 7,3 e 10,0% das emissões brasileiras no setor Agropecuária em 2016, ou seja, as emissões estão em consonância com a proporção territorial da BESF no Brasil. A exceção é somente as emissões do cultivo do arroz, visto que, as emissões da BESF representam somente 0,94% das emissões nacionais (Tabela 1), o que se deve ao fato das emissões do cultivo do arroz ocorrerem predominantemente nos estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, os maiores produtores do país. Cabe destacar, que as emissões na BESF não contemplaram todas as culturas agrícolas, o que reduz suas emissões, sobretudo as provenientes dos resíduos das culturas anuais, que são enquadradas no subsetor Solos Manejados.

Tabela 1: Emissões do setor Agropecuária na Bacia Estendida do Rio São Francisco, em CO₂ eq, por subsetor de 2005 e 2017.

Setor/Subsetor	2005	2017	Variação (2005 - 2017)	Contribuição nas emissões em 2017	Contribuição nas emissões nacionais*
	(Gg CO ₂ eq.)		(%)		
Agropecuária	35.907,40	36.946,26	2,89	100,00	7,6
Fermentação Entérica	23.126,46	21.714,63	-6,10	58,77	7,7
Solos Manejados	9.458,10	11.231,30	18,75	30,40	7,3
Manejo de Dejetos	1.750,07	1.959,21	11,95	5,30	8,6
Uso de Calcário	720,62	1.531,48	112,52	4,15	9,6
Aplicação de Ureia	240,28	390,29	62,43	1,06	10,0
Cultivo de Arroz	529,41	78,54	-85,16	0,21	0,94
Queima de Resíduos Agrícolas	82,46	40,81	-50,51	0,11	8,0

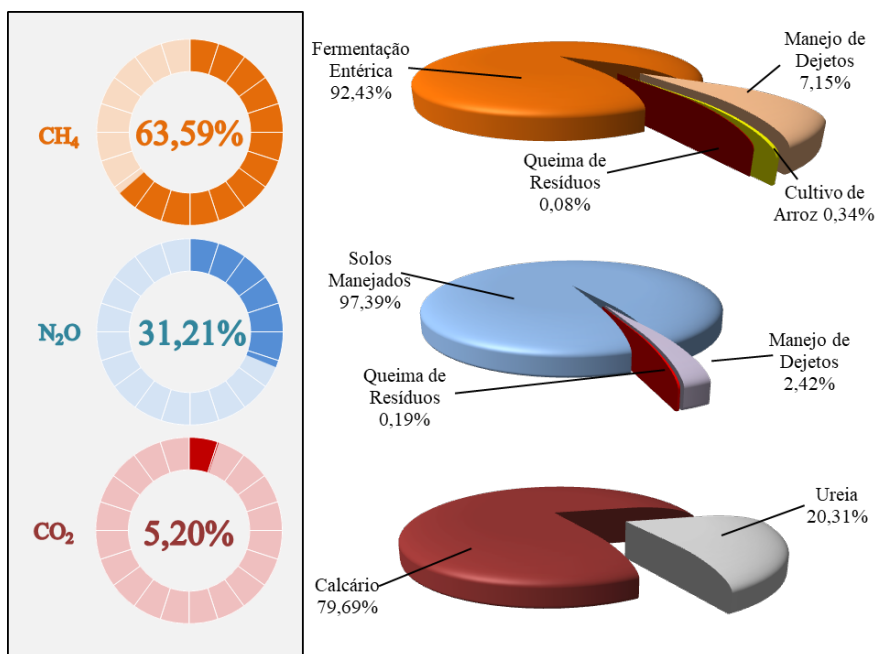
* Dados do Setor Agropecuária do Quarto Inventário Nacional de Emissão de Gases do Efeito Estufa (MCTI, 2020) para o ano de 2016.

Os acréscimos de emissões nesse setor ao longo dos anos acompanham o aumento da produção agropecuária, principalmente pelo crescimento da produção agrícola das principais culturas e pelo aumento da quantidade de animais na região da bacia. Sendo a agropecuária um setor pujante no cenário econômico nacional, contribuindo positivamente na balança comercial brasileira.

De acordo com a Figura 2, o principal gás emitido pela agropecuária é o metano (CH₄), com emissão total de 1.118,69 Gg de CH₄ em 2017, redução de 6,80%, se comparado com as emissões de 2005. Essas emissões são oriundas principalmente dos processos de fermentação entérica animal (92,43%), pelo manejo de dejetos (7,15%), pelo cultivo de arroz (0,34%), além da queima de resíduos

agrícolas provenientes da cana-de-açúcar (0,08%). As emissões de óxido nitroso (N_2O) representam 31,21% das emissões do setor, que tiveram como principal fonte os solos manejados. O dióxido de carbono (CO_2) contabilizou 5,20% das emissões totais do setor, gerada majoritariamente pelo uso de calcário como corretivo agrícola.

Figura 2: Emissões de gases do efeito estufa do setor Agropecuária na Bacia Estendida do Rio São Francisco, desagregados por subsetor em 2017.

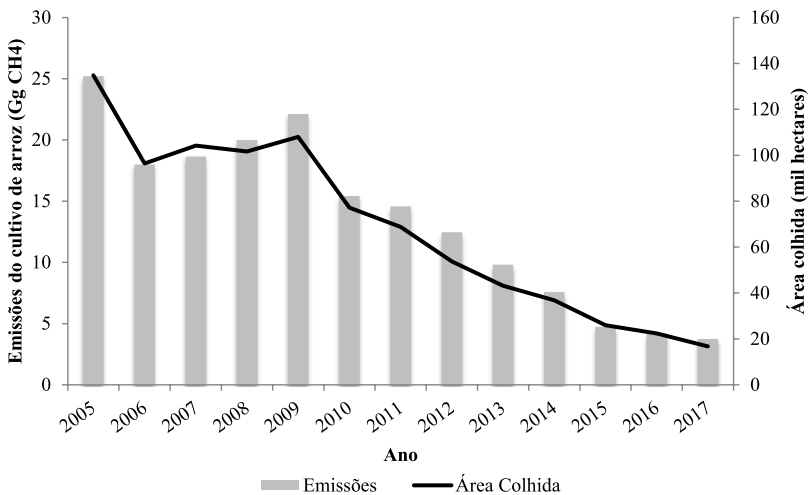


3.1. Emissões de metano no cultivo de arroz

As emissões de metano provenientes do subsetor cultivo de arroz foram estimadas em 3,74 Gg de CH₄ em 2017 (Figura 3), contribuindo com 0,21% das emissões do setor agropecuária em termos de CO₂eq. Esse subsetor ao longo dos anos tem apresentado

expressivas reduções nas emissões de metano na região da bacia, visto que em 2017 houve uma redução de 85,16% comparada com o ano de 2005, reflexo principalmente da diminuição da área total cultivada com arroz irrigado. Em relação aos regimes hídricos no cultivo de arroz destaca-se a influência do regime irrigado por inundação contínua, o qual foi responsável por 98,4% das emissões em 2017, enquanto o regime irrigado por inundação intermitente com aeração múltipla respondeu somente por 1,6%.

Figura 3: Evolução das emissões de metano (Gg CH₄) e área colhida (mil ha) pelo cultivo de arroz na Bacia Estendida do Rio São Francisco, de 2005 a 2017.



3.2. Emissões de metano na fermentação entérica e manejo de dejetos de animais

Em 2017, as emissões da fermentação entérica representaram 92,43% das emissões totais de metano e os sistemas de manejo de dejetos animais corresponderam por 7,15% do total de metano

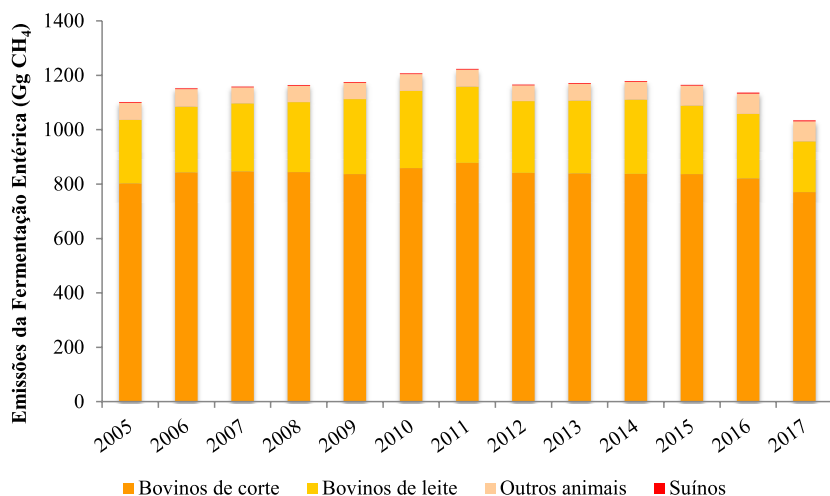
emitido pela agropecuária. Esse setor reduziu suas emissões de metano em 5,05% durante a série histórica compreendida entre 2005 e 2017 (Tabela 2).

Tabela 2: Estimativa de emissões de metano (CH₄) por fermentação entérica e manejo de dejetos provenientes da pecuária na região da BESF, para os anos de 2005, 2011 e 2017.

Setor/Subsetor	2005	2011	2017	Variação 2005 - 2017	Contribuição 2017
	(Gg CH ₄)			(%)	
Fermentação Entérica	1.101,26	1.223,61	1.034,03	-6,10	92,43
Manejo de Dejetos	71,97	80,00	80,01	11,17	7,15
Total	1.173,23	1.303,61	1.114,04	-5,05	99,58

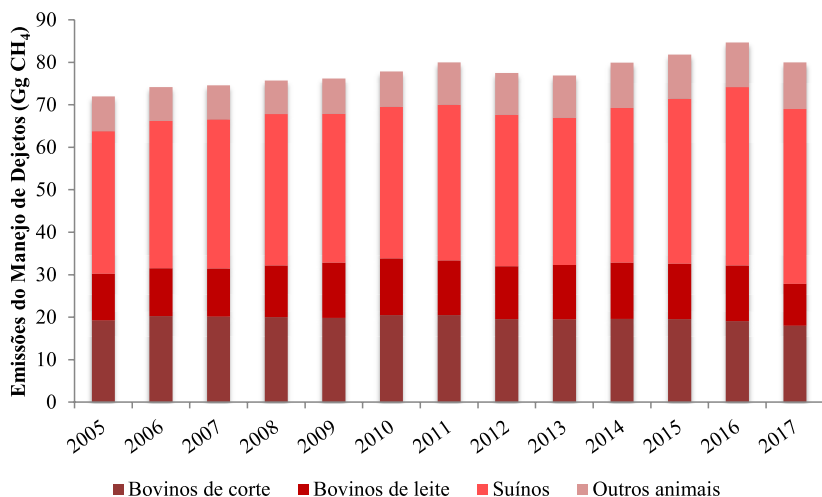
Em termos de emissões por espécie, nota-se que a categoria de bovinos (corte e leite) foi a mais representativa no ano de 2017, contribuindo com 957,05 Gg CH₄ das emissões de metano (Figura 4), participação de 92,56% nas emissões do subsetor fermentação entérica, sendo os bovinos de corte responsáveis por 74,53% das emissões e os bovinos de leite contribuindo com 18,02%, representação semelhante quanto as categorias animais no território nacional. Analisando a série histórica, observa-se que em 2017 houve uma diminuição das emissões da categoria de bovinos em 7,62% quando comparado a 2005, influenciada pela população bovina que apresentou redução durante esse período. As outras categorias animais contribuíram com menor quantidade de metano emitido em 2017, representando 7,44% das emissões da fermentação entérica.

Figura 4: Emissões da fermentação entérica (CH_4) na Bacia Estendida do Rio São Francisco, desagregadas por categoria animal, de 2005 a 2017.



O metano é o principal gás emitido pelo subsetor manejo de dejetos, que está relacionado com o processo de decomposição dos dejetos animais sob condições anaeróbicas. Na figura 5 é possível observar que em 2017 as emissões de metano pelo manejo de dejetos na BESF diminuíram em relação ao ano anterior, no entanto, totalizaram 80,01 Gg CH_4 , enquanto em 2005 foram emitidos 71,97 Gg CH_4 , um aumento de 11,17%. Contabilizando apenas as emissões de metano, o subsetor de manejo de dejetos correspondeu em 2017, por 4,55% das emissões totais do setor Agropecuária na BESF em CO_2eq . Em termos de participação nas emissões de metano provenientes dos sistemas de manejo de dejetos, se observa que as categorias animais de produção que mais contribuíram ao longo dos anos foram os suínos e bovinos, com uma representatividade em 2017 de 86,28% das emissões desse subsetor.

Figura 5: Emissões do manejo de dejetos (CH_4) na Bacia Estendida do Rio São Francisco, desagregadas por categoria animal, de 2005 a 2017.

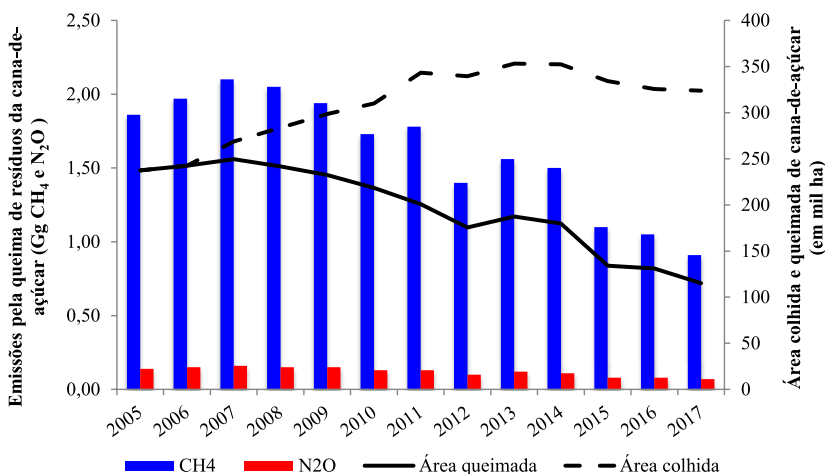


3.3. Queima de resíduos agrícolas da cana-de-açúcar

Durante o processo de queima de resíduos, há emissão de dióxido de carbono (CO_2), no entanto, este gás é reabsorvido por meio do processo de fotossíntese, fazendo parte do ciclo biológico com a atmosfera (IPCC, 2006; PACKER et al., 2015; MCTI, 2016). Dessa forma, apenas as emissões de CH_4 e N_2O , que são dependentes da quantidade de biomassa e condições de queima são levadas em consideração.

Para o subsetor queima de resíduos agrícolas da cana-de-açúcar, estimou-se as emissões de 0,91 Gg CH_4 e 0,07 Gg N_2O (Figura 6), contribuição de 0,11% nas emissões do setor agropecuária em 2017 (em CO_2eq), redução de 50,51 % se comparado com as emissões de 2005, apesar do aumento da área colhida dessa cultura ao longo dos anos (Figura 6).

Figura 6: Emissões pela queima de resíduos agrícolas da cana-de-açúcar (CH_4 e N_2O) na Bacia Estendida do Rio São Francisco, de 2005 a 2017.



As reduções nas emissões de CH_4 e N_2O pela queima de resíduos da cana-de-açúcar se devem principalmente ao processo de transição gradativo que vem ocorrendo em todo território nacional, com colheita manual, que faz uso do fogo, para o sistema de colheita mecanizada. Essa transição de sistema de colheita na região da bacia pode ser observada na Figura 5, em que no ano de 2005 a área com queima e colheita manual era estimada em 237,36 mil ha, com redução gradativa ao longo dos anos, a qual em 2017 apresentou uma área de 115,11 mil ha.

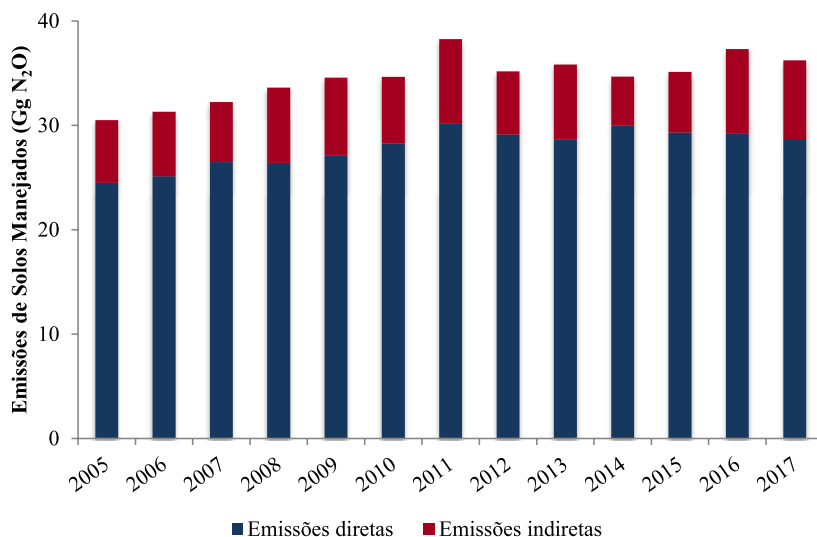
3.4. Emissões de óxido nitroso de solos agrícolas e manejo de dejetos

Este subsetor compreende as emissões diretas e indiretas de óxido nitroso (N_2O), decorrentes da aplicação de fertilizantes nitrogenados sintéticos e orgânicos, deposição de dejetos animais não manejados diretamente no solo e deposição e incorporação de resíduos da colheita dos cultivos.

As emissões do subsetor solos agrícolas manejados na BESF totalizaram 36,23 Gg N₂O em 2017, enquanto no ano de 2005 houve emissão de 30,51 Gg N₂O (Figura 7), um aumento de 18,75% neste período. As emissões diretas foram responsáveis pela maior parcela das emissões desse subsetor, totalizando 28,70 Gg N₂O em 2017, um aumento de 17,10% quando comparado a 2005. Já as emissões indiretas de N₂O, que ocorrem após a deposição do nitrogênio volatilizado e lixiviado, contribuíram com valor total de 7,53 Gg N₂O em 2017, acréscimo de 25,50% em relação a 2005, apesar da oscilação da quantidade emitida ao longo dos anos.

O aumento das emissões de N₂O em solos agrícolas manejados na região da BESF durante a série histórica é decorrente principalmente do aumento no número de animais, da área cultivada e da utilização de insumos agrícolas como adubos, fertilizantes sintéticos e corretivos. Nota-se que com a utilização de práticas de manejo mais eficientes, como o uso de insumos agrícolas, houve um acréscimo considerável na produtividade das principais culturas da região, aumentando ainda mais a demanda por insumos agrícolas como fertilizantes nitrogenados e corretivos.

Figura 7: Emissões diretas e indiretas de solos manejados (N_2O) na Bacia Estendida do Rio São Francisco, desagregadas por categoria animal, de 2005 a 2017.



Das emissões diretas, a categoria deposição de dejetos animal, seguindo a tendência histórica foi responsável pela maior emissão de N_2O , contribuindo com 16,71 Gg N_2O em 2017, uma pequena redução de 0,77% em relação ao ano de 2005 (Tabela 3). Essa contribuição da deposição de dejetos animal está relacionada à população de animais presentes na BESF, principalmente da categoria de bovinos. A segunda maior fonte de emissão foram os fertilizantes sintéticos, com 6,88 Gg N_2O , seguidos dos resíduos agrícolas de colheita com contribuição de 3,85 Gg N_2O e dos adubos orgânicos com emissão de 1,26 Gg N_2O , aumento de 55,30%, 75,80% e 20% em relação a 2005, respectivamente (Tabela 4). As emissões indiretas, que ocorrem após a deposição do nitrogênio volatilizado e lixiviado, oriundos das fontes de N, corresponderam a 7,53 Gg N_2O das emissões em 2017, sendo a deposição de dejetos animais

a principal fonte de contribuição das emissões de óxido nitroso indiretamente, responsável pela emissão de 3,81 Gg N₂O (Tabela 3).

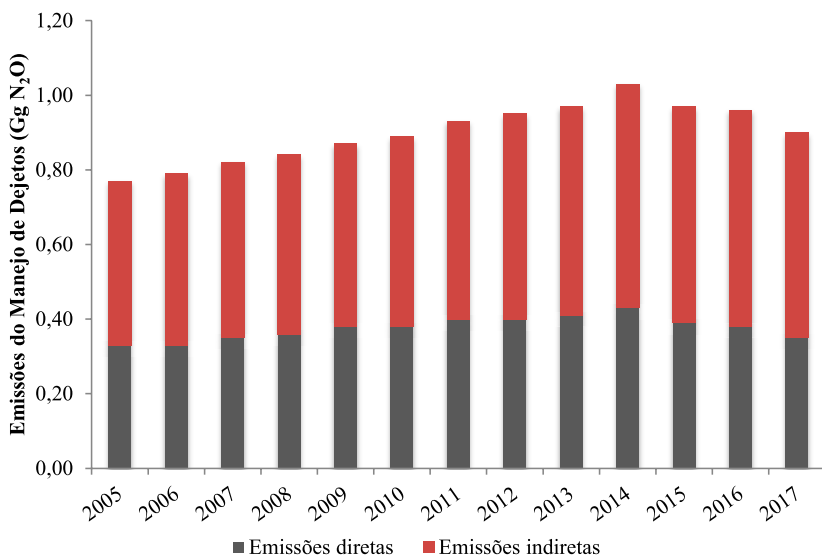
Tabela 3: Emissões de óxido nitroso (N₂O) por solos agrícolas manejados na Bacia Estendida do Rio São Francisco, para os anos de 2005, 2011 e 2017.

Subsetor/Categoria	2005	2011	2017	Varição 2005-2017
	(Gg N ₂ O)			(%)
Solos manejados	30,51	38,26	36,23	18,75
Emissões diretas	24,51	30,15	28,7	17,1
Fertilizantes sintéticos	4,43	5,94	6,88	55,3
Adbos orgânicos	1,05	1,33	1,26	20
Deposição de dejetos	16,84	19,55	16,71	-0,77
Resíduos agrícolas	2,19	3,33	3,85	75,8
Emissões indiretas	6,00	8,11	7,53	25,5
Fertilizantes sintéticos	1,73	2,34	2,41	39,31
Adbos orgânicos	0,32	0,45	0,44	37,5
Deposição de dejetos	3,52	4,58	3,81	8,24
Resíduos agrícolas	0,43	0,74	0,87	102,33

Na figura 8 é possível observar que as emissões de N₂O pelo manejo de dejetos totalizaram 0,90 Gg N₂O em 2017, à medida que em 2005 contribuía com 0,77 Gg N₂O, apresentando dessa forma um incremento de 16,88% durante esse período. Nota-se que as emissões indiretas foram as mais participativas ao longo dos anos, emitindo em 2017 um total de 0,55 Gg N₂O, o que representa 61,11% das emissões totais pelo manejo de dejetos animais,

originados da amônia volatilizada dos sistemas de manejo utilizados. Parte dos dejetos encaminhados a sistemas de manejo apresentam elevados índices de volatilização de amônia, que após sua deposição nos solos, produzirá N_2O (MCTI, 2020d).

Figura 8: Emissões diretas e indiretas do manejo de dejetos (N_2O) na Bacia Estendida do Rio São Francisco, por categoria animal, de 2005 a 2017.



A categoria animal de aves correspondeu com maior parcela no total de emissões diretas e indiretas de N_2O em 2017. Nesse mesmo ano, a categoria de aves apresentou emissão total de 0,38 Gg N_2O , enquanto que em 2005 essa categoria era a segunda maior fonte de emissões diretas e indiretas N_2O pelo manejo de dejetos, com produção de 0,26 Gg, uma variação de 46,15% entre os anos de 2005 a 2017. Já o rebanho bovino (corte e leite) apresentou redução das emissões de N_2O pelo manejo de dejetos durante a série histórica, principalmente pelas vacas leiteiras, que está relacionada

com o aumento do rebanho de alta produção de leite, com tendência de melhoria dos rebanhos e a consequente mudança nos sistemas de produção.

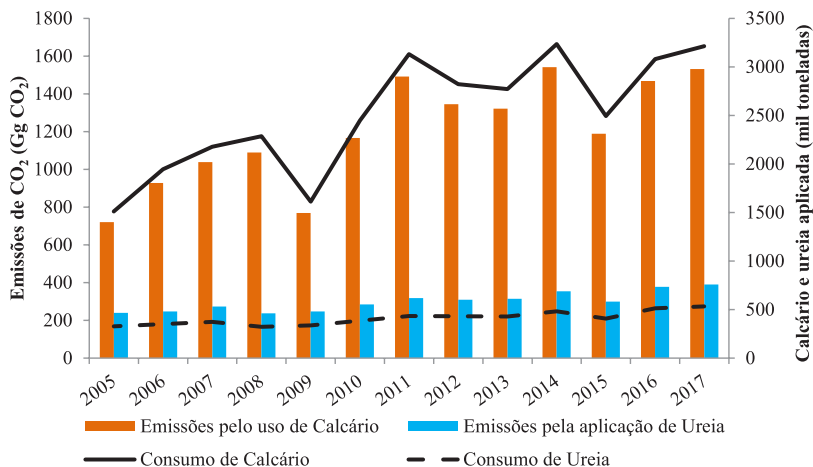
3.5. Emissões de dióxido de carbono pela calagem e aplicação de ureia

As emissões de dióxido de carbono (CO_2) pela aplicação de calcário e ureia foram crescentes ao longo dos anos, evidenciando a evolução da agricultura na região pela utilização de manejos mais eficientes e sua tecnificação, com as emissões influenciadas diretamente pelo aumento do consumo dos insumos agrícolas.

As emissões de CO_2 pelo uso de calcário totalizaram 1531,48 Gg CO_2 em 2017, enquanto em 2005 as emissões totalizaram 720,62 Gg CO_2 (Figura 8). As emissões de calcário demonstraram aumento ao longo dos anos, associadas principalmente pelo aumento do consumo de calcário como corretivo agrícola.

As emissões de CO_2 pela aplicação de ureia em 2017 totalizaram 390,29 Gg de CO_2 , cerca de 10,0% das emissões brasileiras por este subsetor, à medida que em 2005 as emissões totalizaram 240,28 (Gg CO_2) (Figura 8). Ao analisar a série histórica entre 2005 e 2017, é possível notar que com o aumento do consumo de ureia causado pelo incremento tecnológico da agricultura a um reflexo na crescente emissão de CO_2 . A ureia possui carbono em sua constituição e, quando aplicada no solo, passa pelo processo de hidrólise pela uréase, gerando amônia, H_2O e CO_2 para a atmosfera, podendo a amônia formada pela uréase ser perdida por volatilização.

Figura 8: Emissões de CO₂ pelo uso de calcário e aplicação de ureia em solos na BESF, para o período de 2005 a 2017.



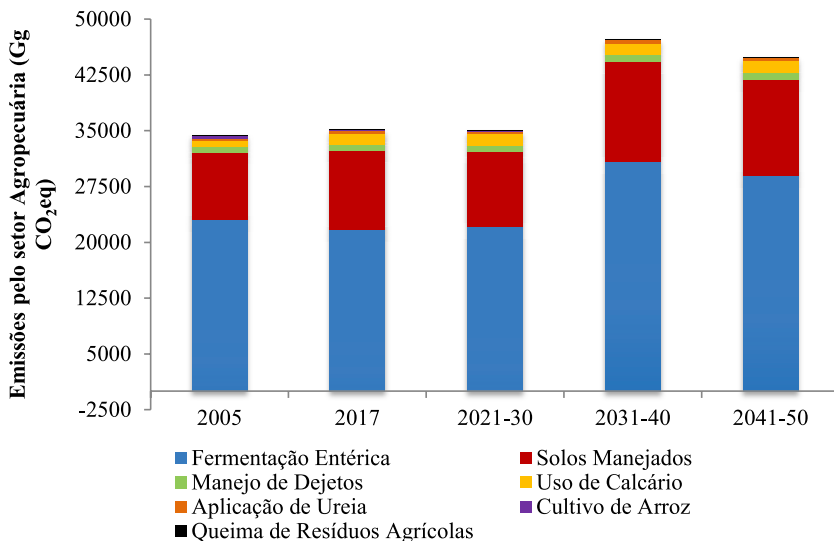
3.6. Emissões de gases do efeito estufa em cenários climáticos futuros

Com as alterações na temperatura projetadas em diferentes cenários de mudanças do clima e se nenhuma medida adicional de mitigação for adotada, estima-se que as emissões serão mais acentuadas ao longo dos anos em razão do crescimento da atividade agropecuária.

Na Figura 9 é possível observar que as mudanças climáticas afetam diretamente as emissões de gases do efeito estufa na atividade agropecuária na BESF em cenários futuros, com tendência de aumento nas emissões a partir do período de 2021-30 (35.029,09 Gg CO₂eq), alcançando o pico das emissões na década de 2031-40 (47.301,24 Gg CO₂eq), com pequena redução em 2041-50, com a estimativa de emissão de 44.906,98 Gg CO₂eq. Quando comparado ao ano de 2017, nota-se que haverá um aumento nas emissões de 27,85%, admitindo de forma bastante conservadora que não

haverá aumento da demanda de fertilizantes sintéticos e corretivos agrícolas, resultado esse que poderia ser ainda maior com o uso desses insumos essenciais para uma melhor produtividade das culturas agrícolas e pastagens para os rebanhos animais.

Figura 9: Emissões do setor Agropecuária na BESF, em CO₂eq, no período de base (2005 e 2017) e cenários futuros (2021-30, 2031-40 e 2041-50).



O subsetor fermentação entérica continuará ao longo dos anos sendo o principal contribuinte nas emissões de gases do efeito estufa no setor agropecuário da BESF, afetado principalmente pelo aumento da população de ruminantes diante dos cenários futuros,

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Constatou-se que no período de 2005 a 2017 as emissões de GEE no setor agropecuária da BESF se mantiveram basicamente estáveis, visto que houve um aumento de somente 2,89%. Esta

estabilidade retrata na prática uma redução das atividades pecuárias, com diminuição de algumas classes de bovino de corte, mas principalmente a redução de vacas de leite de baixa produção; e o aumento das atividades agrícolas, seja por meio do aumento da área colhida, em especial, de cana-de-açúcar e soja, mas sobretudo devido ao aumento do consumo de calcário e fertilizantes nitrogenados.

O principal gás emitido do setor agropecuária na BESF foi o metano, produzindo 1.118,69 Gg de CH₄ em 2017, oriundas principalmente da atividade pecuária, sendo a categoria animal de bovinos responsável pela maior parcela emitida desse gás. Já as emissões de N₂O que representa 31,21% das emissões totais de GEE em 2017, apresentou maior contribuição do subsetor solos agrícolas manejados.

Diante das mudanças do clima, os resultados apontam para um aumento substancial nas emissões de GEE em cenários futuros para o setor agropecuária na BESF. Este aumento nas emissões deriva do aumento das atividades agropecuárias na região. Conforme pode ser visto no capítulo de indicadores, os cenários futuros indicam que haverá ganhos de produtividade na maioria das culturas agrícolas (tratadas neste estudo), bem como, aumento na produtividade das pastagens, o que resultou no aumento dos rebanhos. Cabe ressaltar, que se adotou um cenário conservador para as emissões futuras provenientes de calagem e adubação nitrogenada.

Desta forma, os resultados obtidos podem contribuir com a BESF de diferentes maneiras. Primeiro, considerando as emissões de GEE atuais (2005 a 2017), pode se identificar as principais fontes de emissão e a suas dinâmicas, o que é importante para se definir quais setores são mais importantes diante de políticas de mitigação ou adaptação as mudanças do clima. Segundo estes resultados demonstram o aumento das emissões de GEE de determinadas fontes, em especial o uso de calcário e fertilizantes nitrogenados, o que

obviamente é essencial para promover o aumento da produtividade no setor, mas também é um alerta indicando que maior atenção deve ser dada ao manejo mais racional desses insumos, assim como, alternativas de manejo ou produtos devem ser incentivadas. Por fim, as projeções de emissões baseadas em cenários futuros de mudança do clima, refletem tendências dos modelos que indicam aumento médio da pluviosidade na região, o que contribui para os aumentos nas produtividades. Porém, estes dados devem ser analisados com cautela, visto que os modelos climáticos também apotam para ocorrência mais frequente de secas como também, aumento da irregularidade das chuvas, o que pode comprometer a produção agrícola e pecuária na BESF.

5. REFERÊNCIAS

- ABRACAL. Associação Brasileira dos Produtores de Calcário Agrícola. CALCÁRIO AGRÍCOLA – BRASIL. 2018.
- ANDA. Anuário Estatístico do Setor de Fertilizantes 1990-2016. São Paulo: ANDA, 2018.
- BRASIL. Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009 (Lei Ordinária). Institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 29 dez. 2009. Seção Extra, p. 109, Coluna 2. 2009.
- CARVALHO, J. L. N.; AVANZI, J. C.; SILVA, M. L. N.; MELLO, C. R.; CERRI, C. E. P. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**. v. 34, p. 277-289, 2010.
- CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. Acompanhamento da safra brasileira de cana-de-açúcar. – v. 5 – Safra 2018/19 – n.1. Brasília, 2018.
- EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Dados conjunturais da produção de arroz (*Oryza sativa* L.) no Brasil (1986 a 2018): área, produção e rendimento. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão, 2018. Disponível em: <http://www.cnpaf.embrapa.br/socioeconomia/index.htm>. Acesso em: 01 fev 2020.

FOLLETT, R.; MOONEY, S.; MORGAN, J.; PAUSTIAN, K.; ALLEN JR, L. H.; ARCHIBEQUE, E.; BAKER, J. M.; DEL GROSSO, E. J.; DERNER, J.; DIJKSTRA, F.; FRANZLUEBBERS, A. J.; JANZEN; H.; KURKALOVA, L. A.; MCCARL, B. A.; OGLE, S.; PARTON, W. J.; PETERSON, J. M.; RICE, C. W.; ROBERTSON, G. P.; SCHOENEBERGER, M.; WEST, O. T.; WILLIAMS, J. Carbon sequestration and greenhouse gas fluxes in agriculture: challenges and opportunities. Council for Agricultural Science and Tecnology (CAST), Ames, Iowa, USA, 2011. 117p.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo agropecuário: Brasil, Grandes Regiões e Unidades Federativas. Rio de Janeiro. p. 777, 2006.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa Pecuária Municipal. SIDRA, 2005-2017. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/ppm/tabelas>. Acesso em: 26 ago. 2019a.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Produção Agrícola Municipal. SIDRA, 2005-2017. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pam/tabelas>. Acesso em: 26 ago. 2019b.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 1995: The Science Change. Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. [HOUGHTON, J. T., MEIRA FILHO, L. G., CALLANDER, B. A., HARRIS, N, KATTENGERG, A., MASKELL, K. (Eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 573 pp. 1995.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Agriculture, Forestry and Other Land Use. In: EGGLESTON, S., BUENDIA, L., MIWA, K., NGARA, T., TANABE, K., (Ed.). Hayama: Intergovernmental Panel on Climate Change/IGES, 2006. v.4.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J. B. R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press. In Press. 2021.

IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change

- [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 2014. 151 pp.
- IPEA. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. A sustentabilidade ambiental da agropecuária brasileira: impactos, políticas públicas e desafios [SAMBUI-CHI, R. H. R.; OLIVEIRA, M. A. C.; SILVA, A. P. M.; LUEDEMANN, G.]. Rio de Janeiro, 2012. 52 p.
- MAPA. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Plano setorial de mitigação e de adaptação às mudanças climáticas para a consolidação de uma economia de baixa emissão de carbono na agricultura: plano ABC (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono). Brasília, 2012. 173 p.
- MCTI. MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA, INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES. Terceira Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima - Volume III. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, 2016.
- MCTI. MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA, INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES. Quarta Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima - Volume IV. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, 2020a.
- MCTI. MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA, INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES. Quarta Comunicação Nacional e Relatórios de Atualização Bienal do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima - Volume IV. Relatório de Referência: Setor Agropecuária - Subsetor Cultivo de Arroz. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, 2020b.
- MCTI. MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA, INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES. Quarta Comunicação Nacional e Relatórios de Atualização Bienal do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima - Volume IV. Relatório de Referência: Setor Agropecuária - Subsetor Fermentação Entérica. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, 2020c.
- MCTI. MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA, INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES. Quarta Comunicação Nacional e Relatórios de Atualização Bienal do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima - Volume IV. Relatório de Referência: Setor Agropecuária - Subsetor

- Manejo de Dejetos. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, 2020d.
- MCTI. MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA, INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES. Quarta Comunicação Nacional e Relatórios de Atualização Bienal do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima - Volume IV. Relatório de Referência: Setor Agropecuária – Subsetores Solos Manejados, Uso de Calcário e Aplicação de Ureia. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, 2020e.
- MCTI. MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA, INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES. Quarta Comunicação Nacional e Relatórios de Atualização Bienal do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima - Volume IV. Relatório de Referência: Setor Agropecuária – Subsetor Queima de Resíduos Agrícolas. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, 2020f.
- PACKER, A. P. C.; VILELA, V. A. A.; DEGASPARI, I. A. M.; RAMOS, N. P. Relatório de referência: Emissões de Gases de Efeito Estufa na Queima de Resíduos Agrícolas. Ministério da Ciência e Tecnologia, 2015.
- PBMC, 2016: Mudanças Climáticas e Cidades. Relatório Especial do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas [Ribeiro, S.K.; Santos, A.S. (Eds.)]. PBMC, COPPE – UFRJ. Rio de Janeiro, Brasil. 116p.
- PINTO, H. S.; ASSAD, E. D.; ZULLO JUNIOR, J; EVANGELISTA, S. R. M.; OTAVIAN, A. D.; ÁVILA, A. M. H.; EVANGELISTA, B. A.; MARIN, F. R.; MACEDO JUNIOR, C.; PELLEGRINO, G. Q.; COLTRI, P. P.; CORAL, G. Aquecimento global e a nova geografia da produção agrícola no Brasil. Brasília: Embaixada Britânica; Campinas: Embrapa/Unicamp, 2008. 84 p.
- SANTOS, S. C. Emissões de gases do efeito estufa e estoque de carbono no solo em cenários de mudanças climáticas e uso da terra na Bacia Estendida do Rio São Francisco. Dissertação (Mestrado em Agronomia - Produção Vegetal). Universidade Federal de Alagoas, Rio Largo, 2021, 177 p.
- UNICA. União da Indústria de Cana-de-açúcar. Acompanhamento de safra. UnicaData. 2019.

MUDANÇAS NOS ESTOQUES DE CARBONO ORGÂNICO DO SOLO NA BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO

Saniel Carlos dos Santos

Higor Costa de Brito

Iana Alexandra Alves Rufino

Stoécio Malta Ferreira Maia

1. INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas globais provocadas pelo aumento da concentração de gases do efeito estufa na atmosfera resultante das atividades humanas culminaram no interesse de desenvolver métodos para mitigar as emissões de GEEs (Gases do Efeito Estufa). Grandes reservatórios e fluxos de carbono com a atmosfera são encontrados nos ecossistemas terrestres, os quais desempenham papel fundamental no sistema climático da Terra (CIAIS et al., 2013). Os solos, no entanto, podem atuar como fontes e sumidouros de carbono, dependendo do manejo, dos níveis de entrada de biomassa e das condições e mudanças climáticas (BAKER, 2007; ZOMER et al, 2017). Os solos possuem o maior reservatório de C dos ecossistemas terrestres estimadas em cerca de 2500 Gt de C, com capacidade de armazenamento considerada 3,3 vezes maior quando comparado com o estoque na atmosfera e 4,5 vezes maior que a quantidade presente na biomassa vegetal (LAL, 2004; LAL, 2010; FAO, 2015).

Estimativas em todo o território brasileiro para diferentes camadas mostraram estoques de carbono orgânico no solo em torno de $36,4 \pm 3,4$ Pg C em uma profundidade de 0 - 30 cm do solo (BERNOUX et al. 2002); quando considerada a camada de 0 - 100 cm estima-se que os solos brasileiros apresentam estoques que variam de 64,6 a 78 Pg C (SCHROEDER; WINJUM, 1995; BATJES, 2005; GOMES et al., 2019). Na região semiárida do Nordeste, Sampaio; Costa (2011) estimaram o estoque de C na camada de 0 - 100 cm de 8,8 Pg C. Já nas camadas de 0 - 20 e de 20 - 100, os estoques foram estimados em 2,8 Pg C e 6,0 Pg C, respectivamente. Já em estudo conduzido por Gomes et al. (2019) mostram estoques de C no solo de 4,88, 17,07 e 11,49 Pg C, para os biomas Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica, respectivamente.

O carbono orgânico do solo (COS) é um indicador primário da saúde do solo e desempenha um papel crítico na produção de alimentos, balanço de gases de efeito estufa e mitigação e adaptação às mudanças climáticas (LORENZ; LAL, 2016). A quantidade armazenada de carbono orgânico do solo depende da taxa de deposição de resíduos e sua taxa de decomposição (SANTOS et al., 2019), refletindo no equilíbrio dinâmico entre as taxas de entrada e saída de matéria orgânica no solo, que sofre alterações por diversos fatores como clima, tipos e manejos do solo, vegetação original e ações antropogênicas (ASSAD et al., 2013; PAUSTIAN et al., 2016; LAL, 2018; ALIDOUST et al., 2018; VITHARANA; MISHRA; MAPA, 2019).

Mudanças no uso do solo alteram a quantidade e distribuição da matéria orgânica no perfil do solo fazendo com que a quantidade de C inserida no sistema seja, comumente, menor que a de saída (CERRI; FEIGL; CERRI, 2008). A matéria orgânica do solo derivada do uso da terra original irá se decompor gradualmente e será substituída em uma maior ou menor taxa pela matéria orgânica do solo derivada do novo uso da terra (SANTOS et al, 2019). Com a

atividade agropecuária, o solo tem seus níveis de matéria orgânica alterados, de maneira geral, emitindo carbono, na forma de CO₂, quando está sob degradação e sequestrando carbono quando manejados de forma conservacionista (SEEG, 2018). Sistemas de manejo com potencial para promover o sequestro de carbono e avaliar os relevantes impactos causados pelas mudanças de uso da terra tendo em vista o conhecimento dos diferentes sistemas tornam-se imprescindíveis para estudos da dinâmica do carbono no solo em diferentes regiões.

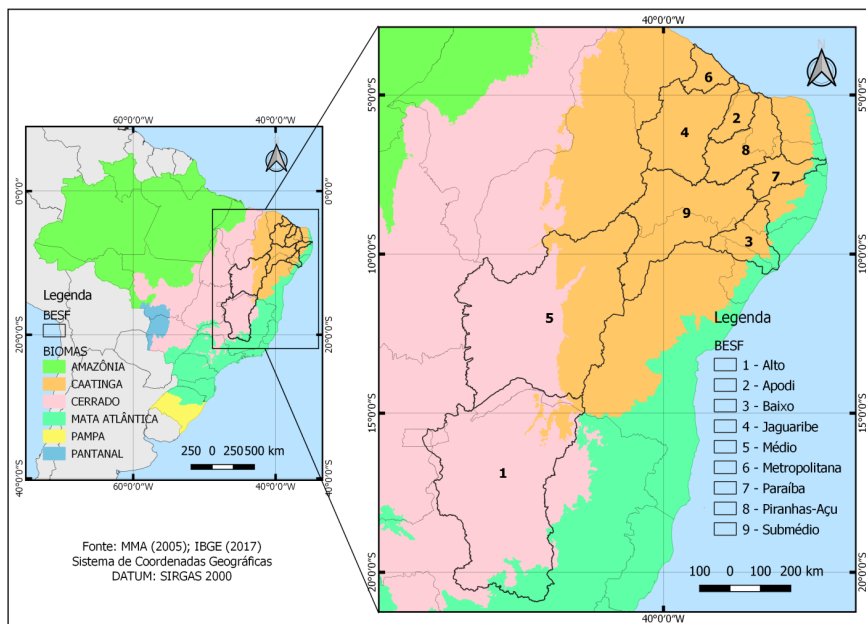
A Bacia Estendida do Rio São Francisco (BESF), oficialmente denominada de Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional, abrange em seu território os biomas Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica, apresentando grande importância ecológica, social e econômica. A combinação desses diferentes ambientes com grande biodiversidade criam condições locais únicas, levando ao aumento ou diminuição dos estoques de carbono do solo. As mudanças decorrentes das conversões de diferentes usos da terra podem refletir no equilíbrio dinâmico entre as entradas e saídas de carbono, alterando o estoque no solo. Com isso, a BESF pode representar um importante reservatório de CO₂ atmosférico, com significativa participação no sequestro de C brasileiro, com provável redução nas emissões de gases de efeito estufa.

Neste sentido, este capítulo apresenta um esforço de uma análise cruzada de séries temporais de dados de uso do solo e informações agropecuárias na estimativa de mudanças, uma vez que a partir das mudanças de categorias de uso e cobertura do solo podem ser estimadas as mudanças nos estoques de carbono do solo. Tais mudanças podem ser acarretadas por diferentes sistemas de manejo observados entre os anos de 1985 e 2017 nos diferentes biomas que integram a BESF.

2. A BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO

A Bacia Estendida do Rio São Francisco (BESF), compreende aproximadamente 841.600 km² de área de drenagem. A área da bacia se distribui nos Estados de Minas Gerais, Bahia, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, Goiás, Tocantins, Paraíba, Rio Grande do Norte, Ceará e o Distrito Federal, abrangendo 984 municípios. A BESF é formada por nove sub-bacias: Alto, Médio, Submédio, Baixo, Paraíba, Jaguaribe, Piranhas-Açu, Apodi e Metropolitano que deságuam no rio São Francisco e recebem água através do projeto de transposição (Figura 1).

Figura 1: Biomas brasileiros e sub-bacias hidrográficas que formam a BESF.



O território da BESF possui três grandes biomas de extrema importância ecológica, socioeconômica e cultural, sendo eles: Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica (Figura 1), ocupando cerca de

67,6%, 27,6% e 4,8% da superfície total da bacia, respectivamente. A Caatinga ocupa uma superfície predominantemente coincidente com a região do Semiárido brasileiro (MMA, 2011). Esse bioma encontra-se nas regiões do Alto, Médio, Submédio, Baixo e em toda a região da transposição do rio São Francisco. O Cerrado está presente em boa parte da bacia, compreendendo quase toda a região do Alto e Médio São Francisco. É neste bioma que se encontram as nascentes da maioria dos cursos d'água que integram a Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (CBHSF, 2016). Quanto à Mata Atlântica, seus remanescentes ocorrem nas regiões do Alto e Baixo São Francisco, além de uma pequena porção que cobre a região da sub-bacia do rio Paraíba, a qual faz parte da região de transposição do São Francisco.

3. DINÂMICA DO USO DA TERRA

Dados espaciais sobre Uso e Cobertura do Solo (Land Use and Land Cover - LULC) são fundamentais as estimativas de estoque de carbono. Desde o lançamento do primeiro satélite de recursos terrestres, o Landsat 1, grandes avanços em pesquisas relacionadas ao meio ambiente e recursos naturais foram constatadas. Após a disponibilidade do uso de imagens de satélites, os estudos ambientais deram um salto enorme em termos de qualidade, agilidade e número de informações (JENSEN, 2009).

Neste contexto, o Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo do Brasil (Mapbiomas¹), lançado em julho de 2015, teve o objetivo de contribuir para o entendimento da dinâmica do uso e da cobertura da terra no Brasil e baseia-se no processamento digital de imagens Landsat (família de satélites americanos com mais de quatro décadas de observação terrestre) para mais de três décadas de informações observadas. A iniciativa é multi-institucional e

1 mapbiomas.org

envolve universidades, organizações não governamentais e empresas de tecnologia, que promove o mapeamento anual de cobertura e uso da terra do Brasil nas últimas três décadas. Neste contexto, os dados de cobertura e uso do solo da BESF, neste capítulo, foram obtidos dos mapas da coleção 3.1 do Mapbiomas que cobrem o período de 1985 a 2017. As classificações de cobertura e uso do solo do MapBiomas são baseadas em mosaicos Landsat (resolução espacial de 30 metros).

Para viabilizar a estimativa do estoque de C, o intervalo temporal de 20 anos foi escolhido em função dos fatores de emissão das pastagens e sistemas agrícolas empregados, organizando as séries temporais considerando os anos de 1985 a 2005 e 1997 a 2017. Com o intuito de simplificar o processamento e análise dos resultados, as 28 classes de LULC do Mapbiomas foram agrupadas em 11 grandes classes, conforme apresentado na Figura 2.

O pré-processamento dos dados ocorreu a partir da tabulação cruzada entre as classes do MapBiomas e o carbono no solo. Para simplificar e viabilizar o processamento, tendo em vista a extensão territorial da BESF, inicialmente o shapefile contendo os dados de carbono foi dissolvido, para unificar as áreas que possuíam o mesmo valor de carbono no software QGIS.

Uma vez dissolvido, o shapefile foi rasterizado por sub-bacia, onde foram obtidos 9 rasters (um para cada sub-bacia). Sequencialmente, a tabulação entre os rasters (de carbono e do Mapbiomas) foi realizada com o auxílio da linguagem de programação R (RCORE TEAM, 2013), dessa forma, foi possível quantificar a relação (por sub-bacia e por bioma) dos estoques de carbono do solo em cada classe de LULC.

Figura 2: Nova classificação a partir do agrupamento de classes de LULC do Mapbiomas.



4. MÉTODO PARA A ESTIMATIVA DAS ALTERAÇÕES DE C NO SOLO

As estimativas das alterações nos estoques de C foram realizadas considerando a associação entre a região da BESF e as classes agregadas por sistema de uso e manejo do solo; baseadas na metodologia descrita pelo IPCC (2006). De acordo com esta metodologia, em solos minerais as alterações nos estoques de C são estimadas usando a Equação 1:

$$\Delta C = \frac{\sum_{h=1}^H (COS_f(h) - COS_i(h))}{10^6 \times T} \quad (1)$$

Onde:

H: número de associações entre a região da BESF e tipos de solos por sistema de uso e manejo do solo;

$COS_{f(h)}$: estoque de carbono orgânico do solo (Mg C) no sistema h no último ano do período do inventário;

$COS_{i(h)}$: estoque de carbono orgânico do solo (Mg C) no sistema h no primeiro ano do período do inventário;

10^6 : converter de Mg C para Tg C;

T: número de anos do período do inventário para obter a taxa anual de acúmulo ou perda de C.

Enquanto os estoques de C na camada superficial de 0 - 30 cm foram estimados utilizando a equação 2:

$$COS(h) = \sum_{e,m} (C_{REF_{e,m}} \times F_{LU_{e,m}} \times F_{MG_{e,m}} \times F_{I_{e,m}} \times A_{e,m}) \quad (2)$$

Onde:

e: representa as associações entre a região da BESF e tipos de solos;

m: sistemas de manejo presentes na região de estudo;

C_{REF} : estoque de C do solo sob vegetação nativa (Mg C ha⁻¹);

F_{LU} : fator de mudança de estoque para os sistemas de uso da terra;

F_{MG} : fator de mudança de estoque para as práticas de manejo;

F_I : fator de mudança de estoque para o input de matéria orgânica;

A: área (ha) de uma determinada categoria de uso da terra e prática de manejo.

5. ESTOQUES DE C DE REFERÊNCIA (C_{REF})

Os valores de estoque de carbono orgânico de referência são os mesmos utilizados nos Terceiro e Quarto Inventários Nacionais de Emissão de GEE (MCTI, 2015; 2020). A estimativa seguiu a metodologia proposta por Bernoux et al. (2002) e consistiu nas seguintes etapas: (a) adaptação do mapa de solos do Brasil (EMBRAPA, 2003) em escala 1:5.000.000;

(b) adaptação do mapa de vegetação do Brasil (IBGE, 2004) em escala 1:5.000.000; e

(c) geração do mapa de associação solo-vegetação (Figura 3)

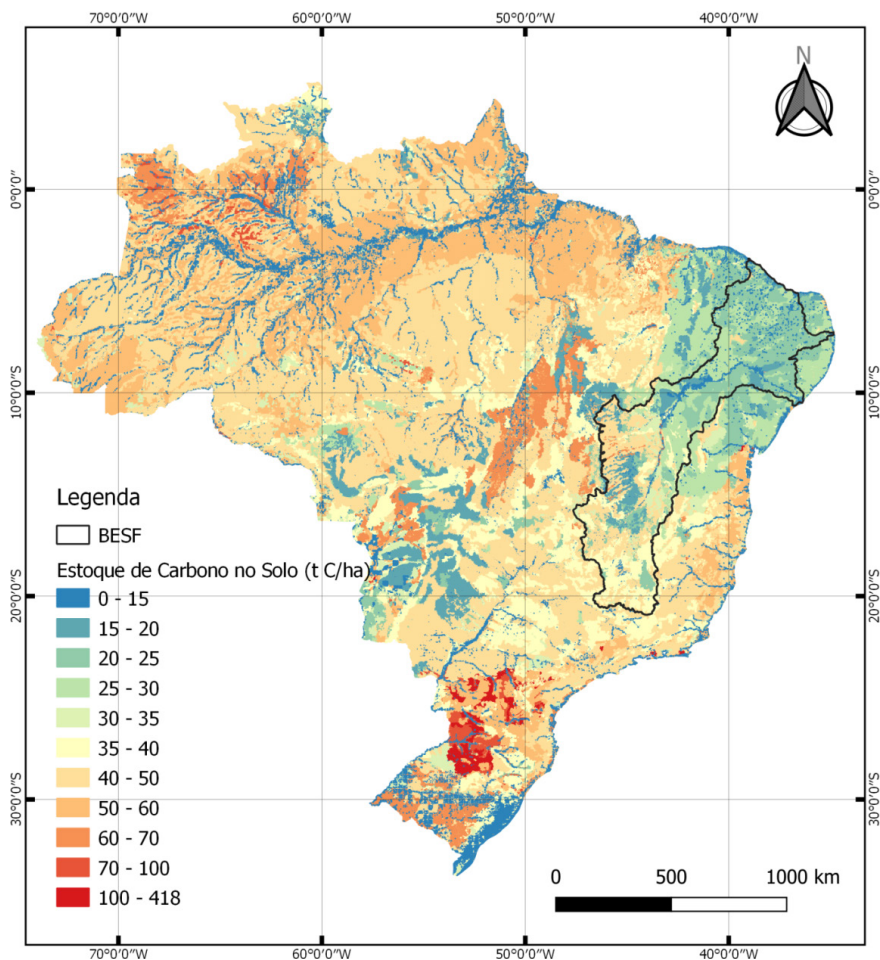
6. FATORES DE MUDANÇA DE CARBONO NO SOLO

Os fatores de mudança de carbono no solo para as diferentes classes de uso da terra foram obtidos por intermédio de fontes de informação técnica e científica no período avaliado (Tabela 1).

Tabela 1: Fatores de alteração de carbono orgânico do solo em função da mudança de uso da terra e sistema de cultivo.

Uso do solo	Biomassas			Referências
	Cerrado	Caatinga	Mata Atlântica	
Pastagens naturais	1,00	1,00	1,00	MCTI, 2020 MEDEIROS et al., 2021
Pastagem em boas condições	1,11	1,00	1,11	
Pastagem em más condições	0,94	0,75	0,94	
Agricultura cultivo convencional	0,90	0,83	0,86	MEDEIROS et al., 2020; MCTI, 2020
Agricultura plantio direto	1,22	1,09	1,13	
Culturas perenes	0,98	0,71	0,98	MCTI, 2020
Cana-de-açúcar com queima	0,74	0,74	0,74	MELLO et al., 2014
Cana-de-açúcar sem queima	1,24	1,24	1,24	CERRI et al. 2011

Figura 3: Mapa dos estoques de carbono do solo (0-30 cm) em solos do Brasil sob vegetação nativa (C de referência).



Fonte: Adaptado de Bernoux et al., 2022.

7. MUDANÇAS NO USO DA TERRA NA BESF

De maneira geral, observa-se que em 1985 a área com vegetação nativa ocupava 65,5% da área total da BESF, sendo a principal classe de uso da terra. A área utilizada para agricultura representava 20,7% e o uso do solo com pastagens ocupava cerca de 11,7% da

área total da BESF. O uso de pastagens em boas condições ocupava uma área de 4,1 milhões de hectares e cerca de 151,7 mil hectares ocupados por pastagens em más condições. Vale ressaltar que a área ocupada com pastagens naturais na BESF em 1985 equivalia a 5,4 milhões de hectares. A agricultura, era a segunda principal classe de uso da terra da BESF com aproximadamente 17,4 milhões de hectares, destacando-se a agricultura com cultivo convencional, ocupando cerca de 14,8 milhões de hectares da área total da BESF (Tabela 2).

Em 2017, a principal categoria de uso e cobertura da terra observado na BESF continuou sendo a vegetação nativa, ocupando área de 49,5 milhões de hectares, o que representa 58,9% da área total. Logo, percebe-se que entre 1985 e 2017 houve uma redução de 6,6% da vegetação nativa na BESF, o que corresponde a 5,7 milhões de hectares (Tabela 2). Atividades antrópicas e corpos hídricos ocuparam 41,1% da área total, destacando-se como principal classe de ocupação da terra por atividade antrópica a agricultura, a qual ocupava cerca de 18,6 milhões de hectares, equivalente a 22,2% da área total. Vale destacar o aumento substancial das áreas de agricultura com sistema de plantio direto, culturas perenes e a conversão das áreas de cana-de-açúcar com colheita manual (com queima) para colheita mecanizada (sem queima).

Tabela 2: Área (mil ha) das categorias de uso da terra da BESF nos anos de 1985 e 2017.

Uso da terra	1985	2017
	Área (10 ³ ha)	
Vegetação nativa	55.246,64	49.539,35
Pastagens naturais	5.494,44	7.864,09
Pastagens em boas condições	4.126,69	5.018,45
Pastagens em más condições	151,78	1.901,10
Agricultura (PD)	376,89	3.106,15
Agricultura (CC)	14.865,54	12.633,78
Cultura perene	546,63	14.22,76
Cana-de-açúcar (CQ)	1.655,50	886,07
Cana-de-açúcar (SQ)	0,00	618,02
Solo exposto	439,57	314,02
Área edificada	170,72	194,76
Corpo hídrico	1.094,88	671,25
PD: plantio direto; CC: cultivo convencional.		
CQ: com queima; SQ: Sem queima.		

A adoção de sistema de plantio direto que consiste em processos tecnológicos que mobilizam o solo apenas na linha ou cova de semeadura, mantendo uma cobertura permanente desse solo apresentou em 2017 uma área equivalente a 3,1 milhões de hectares, aumento de 2,7 milhões de hectares quando comparado ao ano de 1985. Em contrapartida, o sistema de cultivo convencional na agricultura registrou redução significativa na ocupação de área dessa atividade, passando de 14,8 milhões de hectares em 1985 para 12,6

milhões de hectares em 2017, diminuição que pode ser respaldada pela adoção de práticas conservacionistas como o plantio direto. O cultivo de cana-de-açúcar com utilização de colheita mecanizada (sem queima) em 2017 ocupava uma área de 618,02 mil hectares, evidenciando a conversão das áreas de colheita manual com queima para mecanizada (Tabela 2).

A Figura 4 apresenta as estimativas das áreas das categorias de uso e cobertura da terra considerando os diferentes biomas que constituem a BESF. O bioma Caatinga abrange uma área total de 56,8 milhões de hectares do território da BESF. Esse bioma tem registrado ao longo dos anos redução na área de vegetação nativa devido ao desmatamento e a implantação de atividades antrópicas, principalmente pelo uso de pastagens. Pode-se observar a diminuição da área de vegetação nativa, em que no ano de 1985 ocupava uma área de 37,3 milhões de hectares, passando a cobrir em 2017 uma área de 33,8 milhões de hectares, o que significa uma redução de 9,35% da área ocupada, ou seja, 3,4 milhões de hectares em 32 anos.

Quanto ao uso antrópico, observa-se que o uso de pastagens no bioma Caatinga ocupava uma área total de aproximadamente 5,6 milhões de hectares no ano de 1985, mas em 2017 já correspondeu a 9,2 milhões de hectares. A área com agricultura presente no bioma Caatinga no ano de 2017 foi de 13,0 milhões de hectares o que corresponde a 22,9% desse bioma. Entre 1985 e 2017 pode-se observar que de maneira geral houve aumento de somente 82,73 mil hectares da área destinada à agricultura.

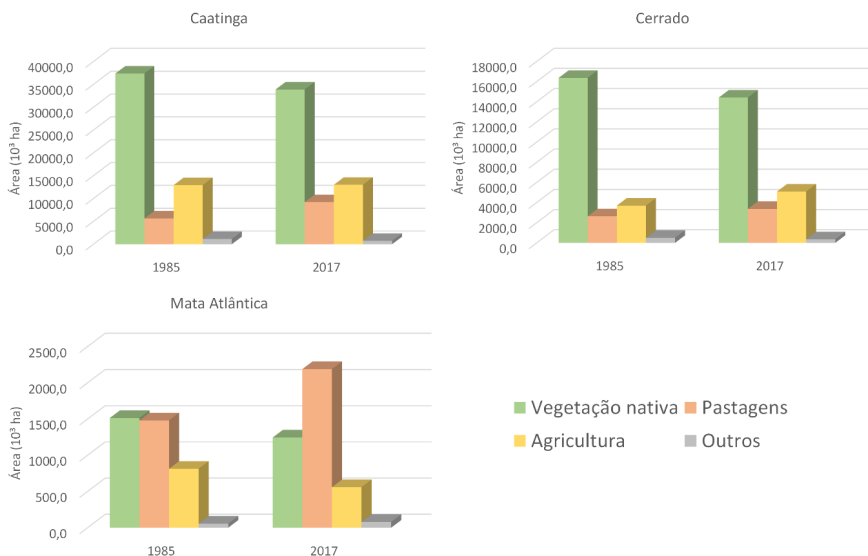
No bioma Cerrado nota-se a redução na área de vegetação nativa, que em 1985 ocupava 16,3 milhões de hectares, passando a ocupar em 2017 uma área de 14,4 milhões de hectares, redução de 1,9 milhão de hectares em 32 anos, evidenciando que 62,1%

da área do bioma Cerrado da BESF estava ocupada por vegetação nativa em 2017 (Figura 4).

Em 2017, a área ocupada por pastagens no bioma Cerrado da BESF totalizava aproximadamente 3,3 milhões de hectares, aumento de 731,36 mil hectares quando comparado a 1985 (Tabela 2). Já o uso do solo com agricultura no Cerrado representa a segunda principal categoria, ocupando uma área de aproximadamente 5,0 milhões de hectares em 2017, o que corresponde a 21,9% da área total do Cerrado da BESF (Tabela 2). De maneira geral, nota-se que entre 1985 e 2017 houve aumento de 1,3 milhões de hectares em áreas ocupadas pela agricultura, consequência da conversão de áreas de vegetação nativa para uso antrópico.

Á área total coberta pelo bioma Mata Atlântica na BESF em 2017 foi estimada em 4,0 milhões de hectares. Com a ocorrência de desmatamento ao longo do tempo em todo o território da BESF houve uma redução progressiva na área de vegetação nativa. Considerando os anos inicial e final (1985 a 2017), a classe vegetação nativa registrou área ocupada de 1,5 e 1,2 milhão de hectares, respectivamente, o que significa uma redução de 269,28 mil hectares em 32 anos, notando-se que em 2017 apenas 30% do bioma Mata Atlântica na BESF era composto por vegetação nativa (Tabela 2). As áreas classificadas como pastagens aumentaram entre 1985 e 2017, passando de 1,4 milhão de hectares para 2,1 milhões de hectares (Tabela 2). De maneira geral, a categoria de uso agricultura, presente no bioma Mata Atlântica registrou redução significativa da área ocupada entre 1985 e 2017, sendo convertidas em outros usos antrópicos (Figura 4). Dos anos iniciais ao final pode-se observar que houve redução de 254,25 mil hectares da área destinada à agricultura.

Figura 4: Classificação de áreas (em mil ha) por bioma de acordo com a classe de LULC.



8. MUDANÇAS NOS ESTOQUES DE CARBONO ORGÂNICO DO SOLO (COS)

Os resultados das mudanças nos estoques de COS no período de 1985 a 2017 por sub-bacias e biomas, respectivamente, se encontram nas Tabelas 3 e 4. De forma geral, a mudança nos estoques de carbono orgânico do solo na BESF durante todo período analisado, resultaram em um aumento de $0,72 \text{ Mt C ano}^{-1}$, com taxa média de $0,12 \text{ t C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Tabela 3). Esse aumento no estoque de C do solo na BESF está associado ao aumento das áreas de plantio direto, de pastagens em boas condições e do aumento das áreas com colheita mecanizada (sem queima) de cana-de-açúcar (Tabela 2).

Entre as sub-bacias que compreendem a BESF, verifica-se que houve incremento no estoque de carbono do solo ao longo dos anos de 1985 a 2017 na maior parte das sub-bacias (sete das nove). A sub-bacia Médio São Francisco, a qual é composta pelos biomas

Caatinga e Cerrado, registrou o maior ganho de C durante os 32 anos analisados, resultando em um aumento de $0,54 \text{ Mt C ha}^{-1}$, com taxa média de $0,78 \text{ t C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Tabela 3). Esse aumento considerável no estoque de carbono deve-se, principalmente, à adoção do sistema de plantio direto e da conversão dos sistemas de cultivo de cana-de-açúcar com colheita manual para mecanizada. Em 1985 não havia área sob plantio direto nesta sub-bacia, enquanto em 2017 estima-se 2,24 milhões de hectares. Com o cultivo de cana-de-açúcar, a área com colheita mecanizada sai de zero em 1985 para 214 mil hectares em 2017. As sub-bacias Piranhas-Açu e Jaguaribe, também apresentaram ganhos substanciais de C do solo, sendo que nestas, os principais responsáveis foram o aumento da área de cana-de-açúcar com colheita mecanizada e pastagem bem manejada.

Tabela 3: Estimativas das mudanças nos estoques de Carbono e mudanças de área por sub-bacia que compreendem a Bacia Estendida do Rio São Francisco, durante o período de 1985 a 2017.

Uso da terra	Área (10^3 ha)*	Mudança de estoque de C (Mt C)	Mudança de Estoque de C por ano (Mt C ano^{-1})	Mudança de estoque de C por hectare ano ($\text{t C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$)
Alto SF	364,45	1,22	0,04	0,10
Médio SF	2427,99	17,35	0,54	0,22
Submédio SF	1149,49	-2,18	-0,07	-0,06
Baixo SF	336,64	0,09	0,00	0,01
Metropolitana	155,43	-0,20	-0,01	-0,04
Jaguaribe	1001,50	2,40	0,08	0,08
Piranhas-Açu	334,29	2,98	0,09	0,28
Apodi	430,42	0,46	0,01	0,03
Paraíba	32,73	0,82	0,03	0,78
BESF	6232,93	22,94	0,72	0,12
* Refere-se à área antropizada				

Já as sub-bacias Submédio SF e Metropolitana apresentaram perdas de COS com taxas de 0,06 e 0,04 t C ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente; o que equivale a 2,38 Mt de COS perdido em todo o período (Tabela 3). Na Submédio a perde de C do solo deveu-se majoritariamente ao aumento do pasto classificado como em “más condições”, que representava somente 42 mil hectares em 1985, e em 2017 a área foi estimada em 450,5 mil hectares. Na sub-bacia Metropolitana houve também aumento da pastagem degradada, mas se destacou o aumento da área de cultivo agrícola convencional em detrimento do sistema de plantio direto.

Os resultados das mudanças nos estoques de carbono orgânico do solo na BESF durante o período de 1985 a 2017 em relação aos diferentes biomas que a constituem são apresentados na Tabela 4. A BESF tem como bioma predominante a Caatinga, o qual apresentou perdas no estoque de carbono no solo entre os anos de 1985 e 2017 estimada em 0,04 Mt C ano⁻¹ e taxa média de perda equivalente a 0,01 t C ha⁻¹ ano⁻¹ (Tabela 4). Já no Cerrado, as mudanças de uso e cobertura da terra e sistemas de manejo provocaram os maiores ganhos de carbono do solo entre os biomas que compreende a BESF, sendo estimado um ganho equivalente a 0,57 Mt C ano⁻¹, com mudanças médias de 0,27 t C ha⁻¹ ano⁻¹ (Tabela 4). Por fim, o bioma Mata Atlântica que tem menor representatividade territorial na BESF, também apresentou ganho de C do solo entre 1985 e 2017. Estima-se que ao longo dos 32 anos analisados esse bioma obteve ganhos de 0,19 Mt C ano⁻¹ com as maiores taxas médias anuais entre os biomas, o equivalente a 0,42 t C ha⁻¹ ano⁻¹ (Tabela 4).

Tabela 5: Estimativas das mudanças nos estoques de Carbono e de área por biomas que compreendem a Bacia Estendida do Rio São Francisco, durante o período de 1985 a 2017.

Biomass	Área (10 ³ ha)	Mudança de estoque de C (Mt C)	Mudança de Estoque de C por ano (Mt C ano ⁻¹)	Mudança de estoque de C por hectare ano (t C ha ⁻¹ ano ⁻¹)
Cerrado	2125,08	18,29	0,57	0,27
Caatinga	3654,20	-1,38	-0,04	-0,01
Mata Atlântica	453,64	6,03	0,19	0,42
BESF	6232,93	22,94	0,72	0,12

9. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os dados obtidos representam importantes resultados tanto sobre a dinâmica de uso da terra na BESF, quanto aos impactos desta dinâmica nos estoques de COS, e conseqüentemente a emissão ou remoção de CO₂ atmosférico. No que se refere as mudanças no uso da terra, é válido ressaltar a redução de 10,3% na cobertura vegetal natural da BESF, sendo que avaliando os dados por bioma, observou-se que a Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica perderam neste período, respectivamente, 9,3, 11,9 e 17,8% de suas vegetações nativas. Considerando toda a BESF, a área de pastagem aumentou 51,2% entre 1985 e 2017, enquanto a agricultura com culturas anuais o aumento foi somente de 3,2%, e houve ainda o aumento de 260% da área com culturas perenes.

No entanto, a dinâmica de mudança de uso do solo foi diferente entre os biomas. Por exemplo, na Caatinga a pastagem aumentou 63%, mas a área com culturas anuais permaneceu basicamente inalterada; já no Cerrado se constatou aumentos de 28 e 37,7% nas áreas de pastagem e culturais anuais, respectivamente; enquanto na Mata Atlântica, a área com pasto aumentou 48%, mas o cultivo

de culturas anuais diminuiu 31,2%. Outros dados que merecem destaque e possuem relação direta com a dinâmica do COS são os resultados sobre os diferentes sistemas de manejo agrícola e a condição das pastagens. Sobre este aspecto, verificou-se que a área com pastagens degradadas (más condições) aumentou 12,5 vezes, ou seja, passou de 151 mil hectares em 1985 para 1,9 milhões em 2017. Felizmente, o pasto bem manejado também aumentou 22%. Outras mudanças positivas foram os aumentos das áreas sob plantio direto, a qual cresceu 8,2 vezes, e da cana-de-açúcar com colheita mecanizada que em 2017 respondeu por 41% da área total com cana-de-açúcar na BESF, enquanto em 1985, toda a área era colhida no sistema manual com queima.

De uma forma geral, o ganho de COS observado na BESF (Tabela 4) é resultado da adoção do sistema de plantio direto, aumento da área de pasto bem manejado, e da conversão do sistema de colheita de cana-de-açúcar com queima para o sistema mecanizado (sem queima). Práticas estas que foram suficientes para compensar as perdas de COS geradas pela ainda extensa área de cultivo convencional, e aumento das áreas de pasto mal manejado.

Assim, estes resultados evidenciam a necessidade de se incentivar a adoção destas práticas ou sistemas conservacionistas, sobretudo, na região semiárida da BESF, a qual é reconhecida mais susceptível as perdas de carbono do solo. Isto fica evidente nos dados dos fatores de mudança de C do solo (Tabela 1), onde se verifica, por exemplo que pastagens mal manejadas/degradadas no semiárido, em média reduzem os estoques de SOC em 25% (Medeiros et al., 2021), enquanto nos outros biomas a redução é de apenas 6% (Maia et al., 2009, MCTI, 2020). O cultivo convencional, no semiárido leva a 17% de perda de COS, enquanto no Cerrado e Mata Atlântica, as perdas são de 10 e 14%, respectivamente (Medeiros et al., 2020, MCTI, 2020).

Neste contexto, o desafio é difundir na Caatinga sistemas e práticas de manejo do solo, tais como, sistemas agroflorestais (Maia et al., 2007; Nogueira, 2009), consórcio de culturas (Maia et al., 2019), que permitam elevar ou ao menos manter o carbono e matéria orgânica do solo. Tal desafio, no entanto, terá que lidar com a grande vulnerabilidade relacionada as condições de clima e solo da região, mas também, com a estrutura fundiária e limitações quanto ao nível educacional da população rural e a dificuldade de acesso a tecnologias e assistência técnica apropriada.

Por fim, é fundamental destacar que os resultados apresentados neste capítulo tratam exclusivamente do C do solo, os quais são obviamente positivos, visto que se constatou o acúmulo de COS no período estudado. Porém, é preciso considerar as emissões de GEE devido ao desmatamento das vegetações nativas, assim como, das diversas fontes do setor agropecuária que foram apresentadas no capítulo de emissões. Quanto as emissões provenientes do desmatamento das áreas de vegetação nativa, de acordo com dados do Quarto Inventário Nacional de Gases do Efeito Estufa (MCTI, 2020), um hectare de vegetação nativa contém estoques de carbono (aéreo e subterrâneo) que variam entre 92,7 e 174,1 t ha⁻¹ na Mata Atlântica, 33,4 e 36,5 t ha⁻¹ no Cerrado, e 15,4 e 36,5 t ha⁻¹ na Caatinga. Logo, os ganhos via carbono do solo, confirmam a efetividade da adoção de práticas e sistemas conservacionistas de manejo dos solos, mas não podem ser entendidos como um incentivo ao avanço do desmatamento.

10. REFERÊNCIAS

- ALIDOUST, E.; AFYUNI, M; HAJABBASI, M. A.; MOSADDEGHI, M. R. Soil carbon sequestration potencial as affected by physical and climatic factors under diferente land uses in a semiarid region. *Catena*. v. 171, p. 62-71, 2018.
- ASSAD, E. D.; PINTO, H. S.; MARTINS, S. C.; GROppo, J. D.; SALGADO, P. R.; EVANGELISTA, B.; VASCONCELLOS, E.; SANO, E. E.; PAVÃO, E.; LUNA,

- R.; CAMARGO, P. B.; MARTINELLI, L. A. Changes in soil carbon stocks in Brazil due to land use: paired site comparisons and a regional pasture soil survey. **Biogeosciences**. v. 10, p. 6141-6160, 2013.
- BAKER, J. M.; OCHSNER, T. E.; VENTEREA, R. T.; GRIFFIS, T. J. Tillage and soil carbono sequestration – What do we really know? **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 118, p. 1-5, 2007.
- BERNOUX, M., CARVALHO, M. C. S.; VOLKOFF, B., CERRI, C.C. Brazil's soil carbon stocks. **Soil Science Society of America Journal**. v. 66, p. 888-896, 2002.
- CBHSF, Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco. Resumo Executivo do Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco 2016-2025. Alagoas, 2016. 300p.
- CERRI, C. E. P.; FEIGL, B.; CERRI, C. C. Dinâmica da matéria orgânica do solo na Amazônia. In: SANTOS, G. de A.; SILVA, L. S. da; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. de O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 325-358.
- CERRI, C. C.; GALDOS, M. V.; MAIA, S. M. F.; BERNOUX, M.; FEIGL, B. J.; POWLSON, D.; CERRI, C. E. P. Effect of sugarcane harvesting systems on soil carbon stocks in Brazil: an examination of existing data. **European Journal of Soil Science**. v. 62, p. 23-28, 2011.
- CIAIS, P., SABINE, C.; BALA, G.; BOPP, L.; BROVKIN, V.; CANADELL, J.; CHHABRA, A.; DEFRIES, R.; GALLOWAY, J.; HEIMANN, M.; JONES, C.; LE QUÉRÉ, C.; MYNENI, R.B.; PIAO, S.; THORNTON, P. Carbon and Other Biogeochemical Cycles. In: **Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change** [STOCKER, T.F.; QIN, D.; PLATTNER, G.K.; TIGNOR, M.; ALLEN, S.K.; BOSCHUNG, J.; NAUELS, A.; XIA, Y.; BEX, V.; MIDGLEY, P.M. (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2013.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Brasília: EMBRAPA Produção de Informação; Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 2003.

- FAO, ITPS. Status of the World's Soil Resources (SWSR) - Main Report. 1-648 (Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils, 2015.
- GOMES, L. C.; FARIA, M. R.; SOUZA, E.; VELOSO, G. V.; SCHAEFER, C. E. G.R.; FERNANDES FILHO, E. I. Modelling and mapping soil organic carbon stocks in Brazil. **Geoderma**. v. 340, p. 337-350, 2019.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Mapas de biomas e vegetação do Brasil. Brasília-DF: 2004. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/21052004biomashtml.shtm>.
- IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Agriculture, Forestry and Other Land Use. In: EGGLESTON, S., BUENDIA, L., MIWA, K., NGARA, T., TANABE, K., (Ed.). Hayama: Intergovernmental Panel on Climate Change/IGES, 2006. v.4.
- LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. **Science**. v. 304, p. 1623-1627, 2004.
- LAL, R. Managing Soils and Ecosystems for Mitigating Anthropogenic Carbon Emissions and Advancing Global Food Security. **BioScience**. v. 60, p. 708-721, 2010.
- LAL, R.. Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. **Global Change Biology**, v. 24, p. 3285-3301, 2018.
- MAIA, S. M. F.; XAVIER, F. A. S.; OLIVEIRA, T. S.; MENDONÇA, E. S.; ARAÚJO FILHO, J. A. Organic carbon pools in a Luvisol under agroforestry and conventional farming systems in the semi-arid region of Ceará, Brazil. **Agroforestry Systems**. v. 71, p. 127-138, 2007.
- MAIA, S.M.F.; OGLE, S.M.; CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C. Effect of grassland management on soil carbon sequestration in Rondônia and Mato Grosso states, Brazil. **Geoderma**. v. 149, p. 84-91, 2009.
- MAIA, S. M. F.; OTUTUMI, A. T.; MENDONÇA, E. S.; NEVES, J. C. L.; OLIVEIRA, T. S. Combined effect of intercropping and minimum tillage on soil carbon sequestration and organic matter pools in the semiarid region of Brazil. **Soil Research**. v. 57, p. 266-275, 2019.
- MCTI. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Terceiro Inventário Brasileiro de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa.

- Relatório de Referência – Setor Uso da Terra, Mudança do Uso da Terra e Florestas. Brasília, 2015. 343 p.
- MCTI. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações. Quarta Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima - Volume IV. Relatório de Referência: Setor uso da terra, mudança do uso da terra e floresta. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, 2020.
- MEDEIROS, A. S.; MAIA, S. M. F.; SANTOS, T. C.; GOMES, T. C. A. Soil carbon losses in conventional farming systems due to land-use change in the Brazilian semi-arid region. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. v. 287, 2020.
- MEDEIROS, A. S.; MAIA, S. M. F.; SANTOS, T. C.; GOMES, T. C. A. Losses and gains of soil organic carbon in grasslands in the Brazilian semi-arid region. **Scientia Agricola**. v. 78, n. 3, 2021.
- MELLO, F. F. F.; CERRI, C. E. P.; DAVIES, C. A.; HOLBROOK, N. M.; PAUSTIAN, K.; MAIA, S. M. F.; GALDOS, M. V.; BERNOUX, M.; CERRI, C. C. Payback time for soil carbon and sugar-cane ethanol. **Nature Climate Change**. 4, p. 605-609, 2014.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente. Subsídios para a Elaboração do Plano de Ação para a Prevenção e Controle do Desmatamento na Caatinga. Brasília, 2011.
- NOGUEIRA, R. S. Distribuição espacial de carbono, nutrientes e solo em Luvisolos sob sistemas agrícolas tradicionais e agrofloretais no município de Sobral-CE. Dissertação (Mestrado em Agronomia: Solos e Nutrição de Plantas). Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2009, 156 p.
- PAUSTIAN, K.; LENMANN, J.; OGLE, S.; REAY, D.; ROBERTSON, P.; SMITH, P. Climate-smart soils. **Nature**. v. 532, 2016.
- R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>. 2013.
- SAMPAIO, E. V. S. B.; COSTA, T. L. Estoques e fluxos de carbono no semi-árido Nordeste: estimativas preliminares. **Revista Brasileira de Geografia Física**. v. 6, p. 1275-1291, 2011.

- SANTOS, C. A.; REZENDE, C. P.; PINHEIRO, E. F. M.; PEREIRA, J. M.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Changes in soil carbon stocks after land-use change from native vegetation to pastures in the Atlantic forest region of Brazil. **Geoderma**. v. 337, p. 394-401, 2019.
- SCHROEDER, P. E.; WINJUM, J. K. Assessing Brazil's carbon budget: I. biotic carbon pools. **Forest Ecology and Management**. v. 75, 77-86, 1995.
- SEEG - Sistema de Estimativas de Emissões de Gases de Efeito Estufa. Emissões do setor agropecuária: período 1970-2016. Documento de análise. p. 93, 2018.
- VITHARANA, U. W. A.; MISHRA, U.; MAPA, R. B. National soil organic carbon estimates can improve global estimates. **Geoderma**. v. 337, p. 55-64, 2019.
- ZOMER, R. J.; BOSSIO, D. A.; SOMMER, R.; VERCHOT, L. V. Global sequestration potential of increased organic carbon in cropland soils. **Scientific Reports**. v. 7, 2017.

ESTRATÉGIAS DE MITIGAÇÃO DE EMISSÕES DE GE NA BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO

Stoécio Malta Ferreira Maia

Saniel Carlos dos Santos

Eduardo Delgado Assad

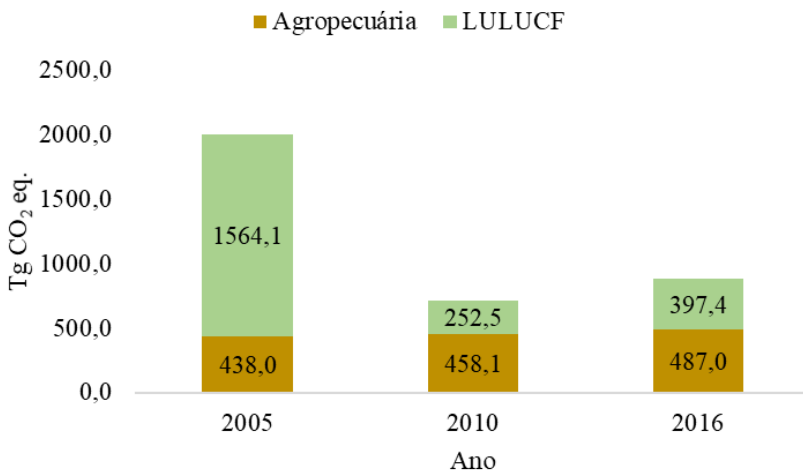
1. EMISSÕES DE GASES DO EFEITO ESTUFA

De acordo com o 4º Inventário Nacional de Emissão de Gases do Efeito Estufa (MCTI, 2020a), os setores da Agropecuária e Uso e Mudança de Uso da Terra (LULUCF) emitiram em 2016, respectivamente, 487 e 397,4 Tg de CO₂ equivalente (Figura 1). O setor LULUCF após reduzir drasticamente suas emissões de gases de efeito estufa (GEE) entre 2005 e 2010, registrou um aumento de 57,3% entre 2010 e 2016. Já o setor Agropecuária, teve suas emissões de GEE aumentadas em 4,6 e 6,3%, respectivamente, entre 2005-2010 e 2010-2016.

Apesar de representarem as principais fontes de emissão de GEE no Brasil, visto que respondem por 60,2% das emissões nacionais, estes setores apresentam também as principais vias de mitigação de emissão de GEE, o que se reflete claramente nas ações que compuseram o Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura (Plano ABC) (BRASIL, 2012), e posteriormente na metas estabelecidas na Contribuição Nacionalmente Determinada (NDCs). Dentre as ações do Plano

ABC para o período 2012-2020, pode se destacar: i) recuperação de 15 milhões de hectares de pastagens degradadas; ii) adoção de 8 milhões de hectares de sistema de plantio direto; iii) ampliar o uso da fixação biológica em 5,5 milhões de hectares; iv) ampliar o uso de tecnologias para tratamento de 4,4 milhões de m³ de dejetos de animais para geração de energia e produção de composto orgânico; e v) expandir a área de Florestas plantadas em 3,0 milhões de hectares. Adicionalmente, a NDC brasileira estipulou a restauração ou reflorestamento de mais 12 milhões de hectares e a recuperação de mais 15 milhões de hectares de pastagens degradadas.

Figura 1: Emissões brasileiras de GEE dos setores Agropecuária e LULUCF.

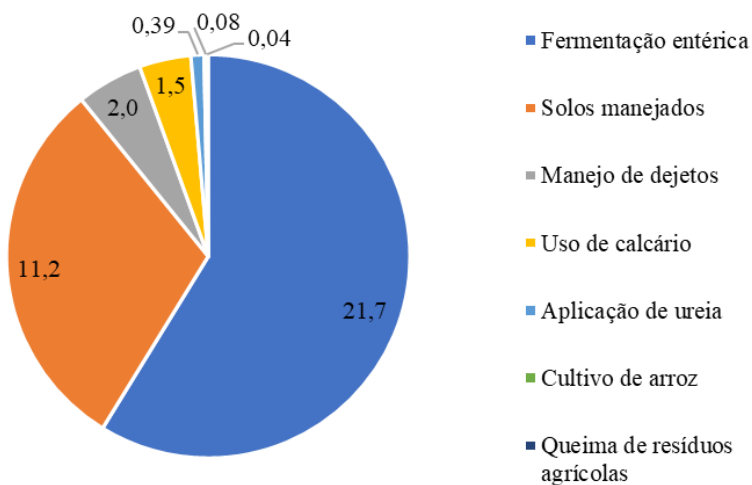


Fonte: Adaptado de MCTI (2020).

Na BESF, as emissões de GEE do setor Agropecuária foram estimadas e são apresentadas no capítulo de emissões, e detalhadas no trabalho de Santos (2021). Resumidamente, o setor Agropecuária emitiu em 2017 o total de 36,9 Tg de CO₂ eq., com destaque para a fermentação entérica (21,7 Tg CO₂ eq.) e solos manejados (11,2 Tg CO₂ eq.) (Figura 2). O subsetor “Solos manejados” contém as

emissões de N_2O provenientes do uso de fertilizantes nitrogenados (2,9 Tg de CO_2 eq.) que somadas as emissões de CO_2 provenientes do uso da uréia (0,39 Tg de CO_2 eq.) e do calcário (1,5 Tg de CO_2 eq.), mais o manejo de dejetos (2,0 Tg de CO_2 eq.), somam 6,8 Tg de CO_2 eq., e representam, portanto, atividades nas quais estratégias de mitigação como as citadas acima podem ser implementadas.

Figura 2: Emissões de GEE do setor Agropecuária na BESF no ano de 2017.



Fonte: capítulo de emissões.

Outro componente essencial relacionado a emissão ou remoção de GEE, é o carbono do solo. Os solos desempenham um papel central no ciclo global do carbono), uma vez que representam o maior compartimento terrestre, contendo cerca de três vezes mais C do que a atmosfera e cerca de duas vezes a quantidade armazenada na biomassa (Lal, 2008), e pode ser uma fonte ou sumidouro de CO_2 atmosférico, dependendo de sistema de preparo e cultivo [8, 9]. Nos sistemas convencionais de cultivo, tem sido amplamente documentado que este tipo de manejo do solo pode causar perdas de

carbono orgânico do solo (COS) que variam de 6 a 59%, dependendo de aspectos como tipo de solo, clima e manejo (Ogle et al., 2005; Guo e Gifford, 2002; Medeiros et al., 2020). Da mesma forma, quando degradadas ou mal manejadas, as pastagens podem resultar em perdas COS entre 5 e 30% dependendo do nível de degradação (IPCC, 2006). Inversamente, sistemas conservacionistas de uso do solo, como o plantio direto, os sistemas integrados de produção (ILP, ILPF, SAFs), e pastagens bem manejadas, podem promover o acúmulo do COS variando entre 4 e 22% (Maia et al., 2013; Santos, 2019).

Na BESF, avaliando o período de 1985 a 2017 (capítulo anterior), observou-se que o solo funcionou com um sumidouro de CO₂, visto que neste período houve um acúmulo total de 22,9 Tg de C. Este ganho de COS se deveu principalmente, aos aumentos das áreas sob plantio direto e pastagem bem manejada, e ainda a conversão do sistema de cana colhida manualmente com queima para cana colhida de forma mecanizada (sem queima).

2. ESTRATÉGIAS DE MITIGAÇÃO NA BESF

A partir dos resultados obtidos sobre as emissões de GEE (Capítulo de emissões) e, principalmente, sobre as mudanças nos estoques de COS (capítulo anterior), foram delineados cenários de mitigação das emissões de GEE na BESF. Os cenários se basearam na adoção de sistemas agropecuários que reconhecidamente apresentam potencial para sequestrar CO₂ atmosférico por meio do acúmulo de COS. Assim, foram escolhidas três estratégias (Figura 3):

- Recuperação de pastagens degradadas, a qual possui o potencial de acumular COS a uma taxa média de **0,42 Mg ha⁻¹ ano⁻¹** (Oliveira, 2018).
- Conversão de sistema convencional de cultivo para o sistema de plantio direto, a qual possui o potencial de acumular COS a uma taxa média de **0,48 Mg ha⁻¹ ano⁻¹** (Maia et al., 2013).

- Conversão de sistema de colheita manual com queima da cana-de-açúcar para o sistema com colheita mecanizada, a qual possui o potencial de acumular COS a uma taxa média de $1,5 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Cerri et al., 2011).

Figura 3: Ilustração das diferentes estratégias de mitigação de emissão de GEE passíveis de serem adotadas na BESF.



Pasto degradado



Pasto recuperado



Cultivo convencional



Plantio direto



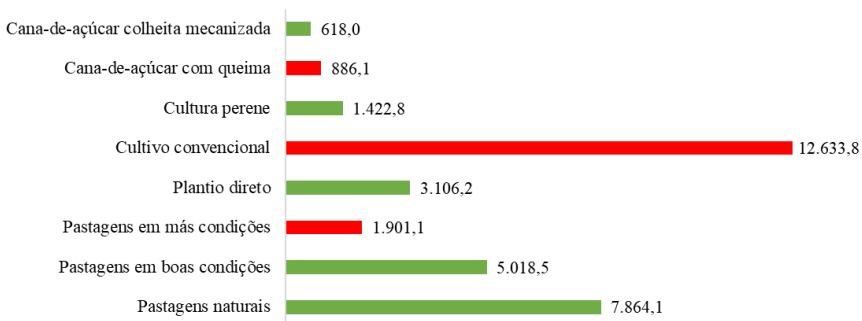
Cana-de-açúcar com queima



Cana-de-açúcar colheita mecanizada

Entre 1985 e 2017 houve um aumento substancial da adoção destas três estratégias na BESF, conforme pode ser visto no Capítulo anterior. Entretanto, ainda existem grandes áreas que podem ser convertidas para sistemas conservacionistas de uso do solo. Na figura 4, observa-se que em 2017 a área de cana-de-açúcar colhida manualmente com queima era de 886,1 mil hectares; o sistema de cultivo convencional ocupava uma área de 12,6 milhões de hectares; enquanto a área com pastagem degradada era de 1,9 milhões de hectares.

Figura 4: Áreas (mil hectares) dos diferentes sistemas de uso do solo na BESF em 2017.



Assim, considerando este contexto, foram definidos cenários com o intuito de avaliar o potencial da adoção destas estratégias em mitigar as emissões de GEE na BESF. Os cenários são descritos no Quadro 1.

Quadro 1: Cenários de mitigação das emissões de GEE na BESF

Estratégia de mitigação	Cenário 1	Cenário 2
Recuperação de pastagem degradada.	Recuperação de 50% da área de pasto degradado.	Recuperação de 100% da área de pasto degradado.
Conversão de cultivo convencional para sistema de plantio direto.	Conversão de 2,6 milhões de hectares de cultivo convencional para plantio direto no Cerrado.	Conversão de 50% da área de cultivo convencional para plantio direto.
Conversão de cana com queima para cana com colheita mecanizada.	Conversão de 50% da área com queima para cana com colheita mecanizada.	Conversão de 100% da área com queima para cana com colheita mecanizada.

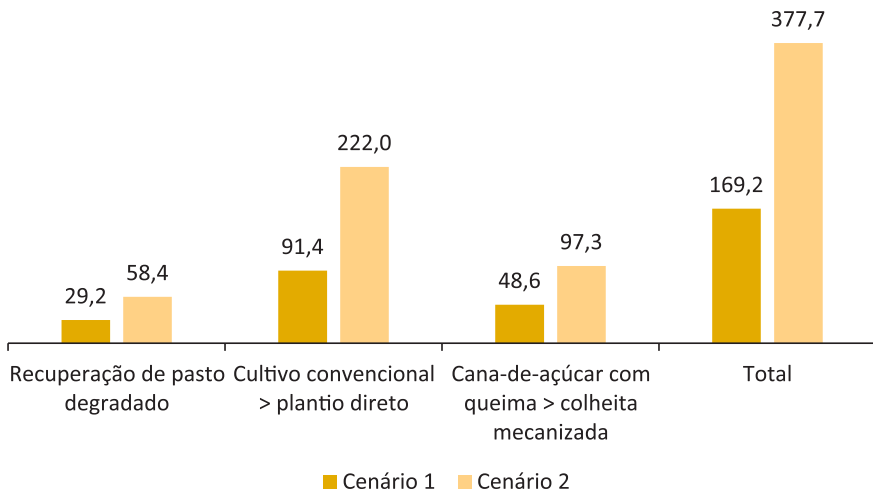
No Cenário 1 para a conversão de cultivo convencional para plantio direto, assumiu-se que toda a área sob cultivo convencional localizada no bioma Cerrado é passível de ser convertida para o sistema de plantio direto.

Considerando os parâmetros descritos acima (áreas e taxas de acúmulo de COS), foi estimado o potencial total de sequestro de CO₂. Para tal, levou-se em conta o período de 20 anos, o qual é adotado pelo IPCC (2006) como sendo o tempo médio para que o COS atinja um novo estado de equilíbrio dinâmico após determinada mudança de uso ou manejo do solo.

Os resultados (Figura 5) mostram que o Cenário 1 pode gerar a mitigação de 169,2 Tg de CO₂, enquanto o Cenário 2 o potencial é de mitigar 377,7 Tg de CO₂. Estes valores seriam suficientes para compensar as emissões de GEE no setor agropecuário da BESF, respectivamente, por 4,6 e 10,2 anos. O Cenário 2 pode ser considerado como **útopico**, visto que existem limitações que precisam ser superadas para sua implementação, tais como, condições de relevo e clima, tamanho das propriedades e condição financeira dos produtores para implantar o sistema de plantio direto; relevo

e custos para adotar a colheita mecanizada de cana-de-açúcar; e limitações de clima, solo e tecnologia para recuperar toda a área de pastagem, sobretudo, no bioma Caatinga. Já o Cenário 1 é mais factível de ser adotado, e pode servir para orientar e subsidiar a formulação de políticas públicas de mitigação e adaptação as emissões de GEE e mudanças do clima direcionadas a BESF.

Figura 5: Estimativa de potencial de sequestro de CO₂ (Tg) em diferentes estratégias e cenários na BESF.



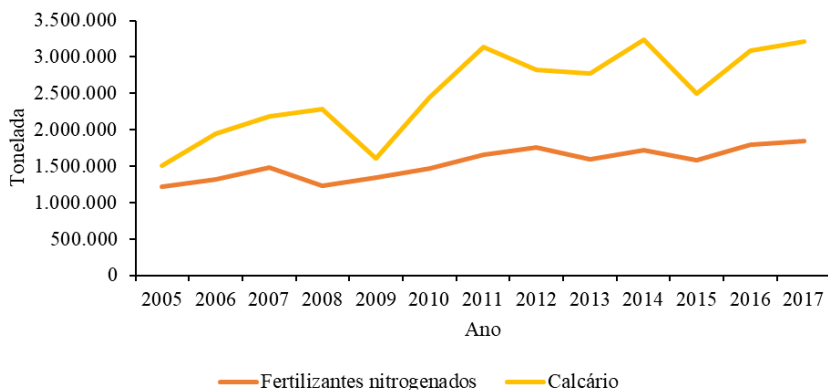
Além de adotar sistemas de uso que possuem potencial para acumular COS, outras ações podem ser avaliadas para mitigar emissões de GEE na BESF. Em consonância com as ações do Plano ABC e das NDCs brasileiras, as seguintes estratégias devem ser consideradas:

- Reflorestar parte de áreas degradadas;
- Incentivar o uso da fixação biológica de nitrogênio;
- Incentivar o uso de tecnologias de tratamento de dejetos de animais.

Conforme mostrado na figura 4, a BESF possui aproximadamente 1,9 milhões de hectares de pasto degradado, e parte disso poderia ser usada para reflorestamento, ou mesmo sistemas integrados de produção, como a integração pecuária-floresta.

Além da adoção da fixação biológica de nitrogênio, é necessário considerar o consumo de fertilizantes nitrogenados sintéticos e calcário na BESF. De acordo com a figura 6, observa-se que o consumo destes insumos aumentou a taxas anuais de 3,95% e 8,65%, respectivamente, no período de 2005 a 2017. Já as áreas sob pastagem, culturas anuais/semi-perene (cana-de-açúcar), e culturas perenes, aumentaram, respectivamente, 1,6%, 0,06% e 5,0% anualmente no período de 1985 a 2017 (Capítulo referente aos estoques de carbono). Estes dados indicam que o aumento no consumo de fertilizantes nitrogenados e calcário se deve, sobretudo, ao aumento da área com culturas perenes que passou de 546,6 mil hectares em 1985 para 1,42 milhões de hectares em 2017. Mesmo assim, **é preciso avaliar se tal aumento é simplesmente um reflexo de avanços tecnológicos** e aumento da área de produção na região, e vem sendo feito de forma racional, ou se o consumo destes insumos vem sendo realizado acima das recomendações técnicas.

Figura 6: Consumo de fertilizantes nitrogenados e calcário entre 2005 e 2017 na BESF.



No que se refere ao tratamento dos dejetos dos animais, o Relatório Referência do subsetor Manejo de Dejetos da 4ª Comunicação Nacional (MCTI, 2020b) mostrou que nos estados que compõem a BESF, para os rebanhos bovinos (corte e leite) e suínos de subsistência, ainda predomina amplamente o manejo dos dejetos diretamente no pasto. Apenas na produção de suínos de forma industrial a o predomínio do sistema “*Liquid/ Slurry/ with natural crust cover*” e no estado de Minas Gerais há também a adoção do sistema “*Anaerobic Digester*”. Fica evidente portanto, que incentivar a adoção de sistemas de tratamento de dejetos com menor emissão relativa de GEE e que possibilitem a geração de energia é uma estratégia importante para mitigar as emissões de GEE no Brasil e na BESF.

3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados mostram que apesar do significativo aumento de sistemas conservacionistas na BESF, tais como, plantio direto, pastagens bem manejadas e colheita mecanizada de cana-de-açúcar, ainda existem uma série de possibilidades e desafios no caminho para aumentar a mitigação das emissões de GEE. Conforme mostrado anteriormente, é necessário investir na fixação biológica de nitrogênio, mas também avaliar se o uso de insumos como calcário e fertilizantes nitrogenados está sendo feito de forma racional. Da mesma forma, no manejo de dejetos ainda predomina o descarte direto no pasto, logo, é enorme o potencial para adoção de sistemas de tratamento que possuam menores emissões de GEE e que permitam a geração de energia.

Por fim, há o grande desafio de sequestrar CO₂ atmosférico por meio do carbono do solo em determinadas condições na BESF. Neste caso, merece destaque o bioma Caatinga visto que a região semiárida é reconhecidamente mais susceptível as perdas de carbono do solo.

Isto fica evidente nos dados dos fatores de mudança de C do solo, onde se verifica, por exemplo que pastagens mal manejadas/degradadas no semiárido, em média reduzem os estoques de COS em 25%, enquanto nos outros biomas a redução é de apenas 6%. O cultivo convencional, no semiárido leva a 17% de perda de COS, enquanto no Cerrado e Mata Atlântica, as perdas são de 10 e 14%, respectivamente (capítulo de mudança nos estoques de carbono). Logo, o desafio é difundir na Caatinga sistemas e práticas de manejo do solo, com potencial para elevar ou manter o carbono e matéria orgânica do solo.

4. REFERÊNCIAS

- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura: Plano ABC (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono) / Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Ministério do Desenvolvimento Agrário, Coordenação da Casa Civil da Presidência da República. – Brasília: MAPA/ACS, 2012. 173 p.
- CERRI, C. C.; GALDOS, M. V.; MAIA, S. M. F.; BERNOUX, M.; FEIGL, B. J.; POWLSON, D.; CERRI, C. E. P. Effect of sugarcane harvesting systems on soil carbon stocks in Brazil: an examination of existing data. **European Journal of Soil Science**. v. 62, p. 23-28, 2011.
- GUO LB, GIFFORD RM. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. **Glob Change Biol**. 2002;8(4): 345–360. doi:10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x.
- IPCC. Intergovernmental panel on climate change guidelines for national greenhouse gas inventories. In: Eggleston S, Buendia L, Miwa K, Ngara T, Tanabe K, editors. Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU). Vol. 4. Hayama: Institute for Global Environmental Strategies; 2006. <http://www.ipccnggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>.
- LAL R. Carbon sequestration. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci*. 2008;363(1492):815–830. doi:10.1098/rstb. 2007.2185.

- OGLE SM, BREIDT FJ, PAUSTIAN K. Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. *Biogeochemistry*. 2005;72(1):87–121. doi:10.1007/s10533-004-0360-2.
- OLIVEIRA, Daniele Costa de. **Potencial de sequestro de carbono no solo e dinâmica da matéria orgânica em pastagens degradadas no Brasil**. 2018. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2018.
- MAIA SMF, CARVALHO JLN, CERRI CEP, et al. Contrasting approaches for estimating soil carbon changes in amazon and cerrado biomes. *Soil Tillage Res*. 2013; 133:75–84. doi:10.1016/j.still.2013.06.002.
- MCTI. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações. Quarta Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima - Volume IV. Relatório de Referência: Manejo de Dejetos. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, 2020b.
- MEDEIROS AS, MAIA SMF, SANTOS TC, et al. Soil carbon losses in conventional farming systems due to landuse change in the brazilian semi-arid region. *Agric Ecosyst Environ*. 2020;287:1–9.
- SANTOS, Thiago Cândido dos. **Impactos das mudanças de uso da terra e manejo nos estoques de carbono do solo em diferentes biomas brasileiros**. 2019. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Produção Vegetal) – Universidade Federal de Alagoas, Rio Largo, 2019.
- SANTOS, Saniel Carlos dos. **Emissões de gases do efeito estufa e estoque de carbono no solo em cenários de mudanças climáticas e uso da terra na bacia estendida do rio São Francisco**. 2021. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Produção Vegetal) – Universidade Federal de Alagoas, Rio Largo, 2021.

PERDAS DA PRODUÇÃO AGRÍCOLA E EVENTOS CLIMÁTICOS EXTREMOS NA BASE ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO

Saniel Carlos dos Santos

André Luiz de Carvalho

Eduardo Delgado Assad

Stoécio Malta Ferreira Maia

1. CONTEXTUALIZAÇÃO

O Brasil possui problemas estruturais, principalmente pela falta de infraestrutura logística de transporte e armazenamento de alimentos, e pela enorme distância entre os municípios, comunidades e centros consumidores (Arruda, 2017). Esses fatores contribuem substancialmente com os altos índices de perdas de alimentos (refere-se à alimentos derramados, espalhados, estragados e perdidos, ou quando há perda de qualidade e valor durante seu processo produtivo), impactando a disponibilidade e acessibilidade aos alimentos pela população. Estima-se que as perdas de alimentos ao longo das cadeias de produção e abastecimento variam entre 10 e 30%, chegando a 40% em alguns casos (IPEA, 2018). Outro grave problema é o elevado nível de desperdício de alimentos que ocorrem no final da cadeia alimentar (varejo e consumo) no país. Estima-se que 41,6 kg por pessoa a cada ano são desperdiçados no Brasil, sendo do total de alimentos desperdiçados, os mais

representativos o arroz (22%), carne bovina (20%), feijão (16%) e frango (15%) (EMBRAPA, 2018). Assim, a conscientização sobre a perda e desperdício de alimentos pela população é importante para a redução da fome (Costa et al., 2015), sendo uma questão essencial na manutenção da segurança alimentar, assim como, na preservação dos recursos naturais e na economia do país.

Além destes problemas estruturais, as mudanças do clima poderão agravar essa situação de insegurança alimentar, representando desafios adicionais à produção agropecuária brasileira, devido ao aumento da temperatura e mudanças no regime de chuvas e disponibilidade hídrica que poderão provocar perdas significativas nas safras de grãos e alterar a geografia da produção agrícola brasileira (Rossato et al., 2017; Cunha et al., 2013). Estudos indicam que as alterações do clima estão se intensificando e podem ser verificadas pelas ocorrências de eventos extremos (seca, inundações, geadas, etc.) mais intensos e frequentes (Silva e França, 2018; Blank, 2015; Salati et al., 2011). Com isso, a produção de alimentos é afetada, visto que os principais sistemas de produção agropecuária dependem amplamente das condições climáticas, gerando implicações à segurança alimentar. De acordo com Marengo et al. (2016a), a região nordeste do Brasil teve perdas de aproximadamente seis bilhões de dólares entre 2010 e 2015 devido aos efeitos das secas na produção agropecuária. Carvalho et al. (2020), demonstraram que secas e estiagens atingiram a região nordeste de forma mais intensa nos anos 2010, 2012, 2014 e 2017, ocasionando reduções na pluviometria que variaram entre 15,0 e 70%. Portanto, as mudanças no clima podem impactar negativamente a produção de alimentos no Brasil, gerando riscos à segurança alimentar. Assim, este capítulo teve como objetivo avaliar as perdas de produção agrícola do plantio à pré-colheita na Bacia Estendida do Rio São Francisco (BESF) no período 2005 a 2017, e correlacionar estes dados com eventos extremos de seca e estiagem.

2. EVENTOS EXTREMOS E PRINCIPAIS TENDÊNCIAS OBSERVADAS

A Quarta Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (MCTI, 2020), reportou as principais tendências observadas para o clima e eventos extremos no Brasil no período de 1980 e 2018, das quais, vale destacar os seguintes resultados:

- Temperaturas mínimas e máximas apresentaram tendência de aquecimento, da ordem de 0,5°C por década em praticamente todas as regiões do país e em todas as estações do ano.
- Incremento superior a 30% no número de dias com temperatura máxima extrema (TX90p – número de dias com temperatura acima do percentil 90). Destaque para áreas da porção central, regiões Norte e norte do Nordeste, por apresentar aumentos expressivos em todas as escalas temporais, principalmente durante as estações de inverno (junho/julho/agosto) e primavera (setembro/outubro/novembro), nas quais a tendência de aumento chega a ser superior a 90%.
- A tendência da precipitação anual, evidencia grande variabilidade espacial. Nota-se aumento da precipitação anual, principalmente no extremo norte da região Norte, centro-leste do Nordeste e na região Sul do país. A região Nordeste se destaca com uma redução de até 5 mm/década, ou seja, de até 20 mm ao longo das décadas analisadas na média anual para a estação de outono (março/abril/maio), e incremento levemente positivo (inferior a 3 mm/década) durante o verão (DJF) e o inverno (JJA).
- Em relação aos eventos de dias secos consecutivos (número máximo de dias secos consecutivos, com precipitação < 1 mm), observa-se uma tendência de aumento principalmente nas

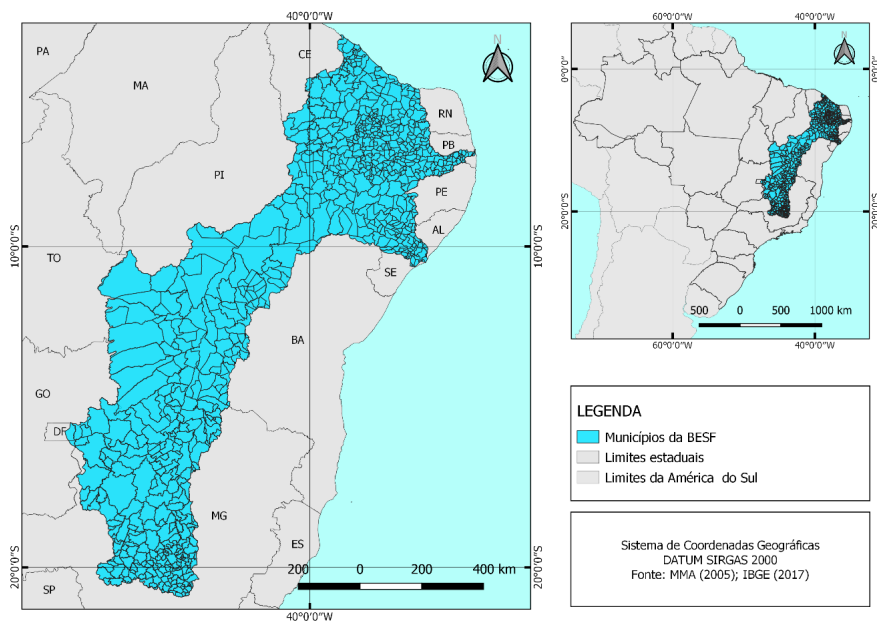
estações de inverno e primavera na faixa sul da região Norte, norte e oeste da região Nordeste e regiões Centro-Oeste e Sudeste do país, indicando uma possível intensificação da estação seca nessas áreas. O acréscimo acentuado na tendência dos eventos de dias secos consecutivos também é evidente no campo anual para essas áreas, e para a região Nordeste como um todo.

Adicionalmente, Carvalho et al. (2020), destacaram as ocorrências de secas em todas as regiões do país, com destaque para os anos 2010, 2014 e 2017 quando a precipitação apresentou redução entre 30,0 e 60,0% na região Centro-Oeste e 15,0 e 70,0 % na região Nordeste. Considerando que os biomas Caatinga e Cerrado representam, respectivamente, 67,6 e 27,6% da BESF, a ocorrência destes eventos extremos pode impactar substancialmente os diversos setores socioeconômicos, dificultando a segurança alimentar da região.

3. PERDAS DA CADEIA PRODUTIVA DA AGRICULTURA NA BESF

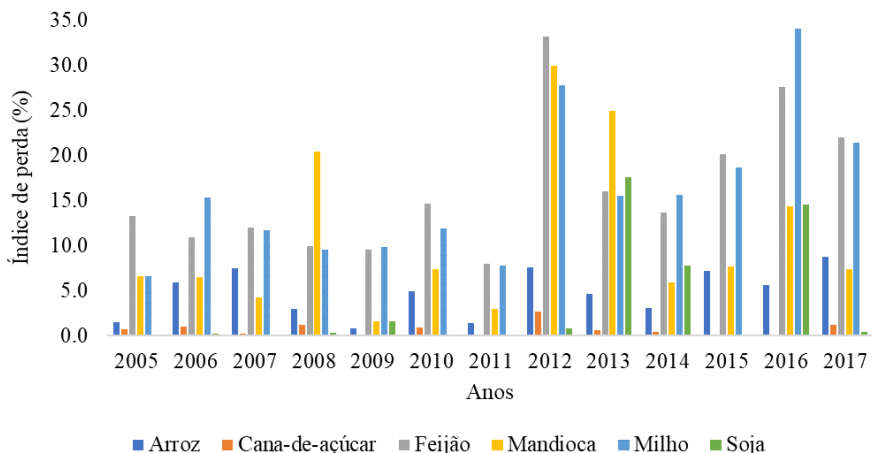
As perdas de produção agrícola do plantio à pré-colheita ocorrem desde o período da semeadura até o momento imediato que antecede o início da colheita. Para quantificar as perdas de produção utilizou-se o modelo de cálculo de índice de perdas, conforme metodologia empregada pelo IBGE (IBGE, 2004). As variáveis utilizadas no cálculo do índice de perdas agrícolas foram à área plantada, área colhida, produção e rendimento médio das culturas (arroz, cana-de-açúcar, feijão, mandioca, milho e soja) disponibilizados no Sistema IBGE de Recuperação Automática (SIDRA), por meio da pesquisa Produção Agrícola Municipal (PAM) (IBGE, 2020), entre os anos de 2005 e 2017, a nível municipal e estadual contemplando toda a BESF (Figura 1).

Figura 1: Localização da Bacia Estendida do Rio São Francisco (BESF).



Na figura 2 são apresentados os resultados dos índices de perdas do plantio até a pré-colheita das principais culturas presentes na BESF entre 2005 e 2017. Os resultados evidenciam que os índices de perda podem alcançar níveis próximos e acima de 30%, conforme ocorreu nas culturas de feijão, mandioca e milho, o que obviamente impacta significativamente toda a cadeia produtiva. Observou-se também, que os anos de 2012, e 2015 a 2017 foram os mais críticos para quase todas as culturas. O ano de 2012 houve perdas elevadas em todas as culturas (exceto na soja), enquanto o período entre 2015 e 2017 foi marcado por perdas significativas, como por exemplo, no arroz, feijão e milho. Entre as culturas avaliadas, a cana-de-açúcar foi a que se mostrou menos susceptível as perdas até a pré-colheita.

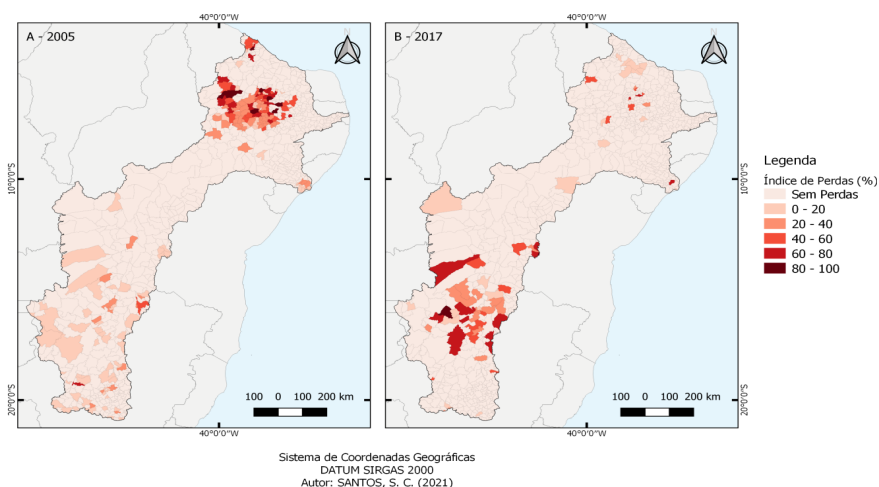
Figura 2: Índices de perdas do plantio até a pré-colheita das principais culturas presentes na BESF entre 2005 e 2017.



Nas figuras 3 a 8 são mostrados os resultados dos índices de perda por município nos anos de 2005 e 2017. A apresentação destes dados, tem o intuito de evidenciar os seguintes aspectos: i) as perdas em determinados municípios podem alcançar entre 80-100%, ou seja, muito mais elevadas do que os dados médios dispostos na figura 2; e ii) as perdas apresentam grande variabilidade espacial, visto que ocorrem em diferentes regiões da BESF, em função da cultura e do ano.

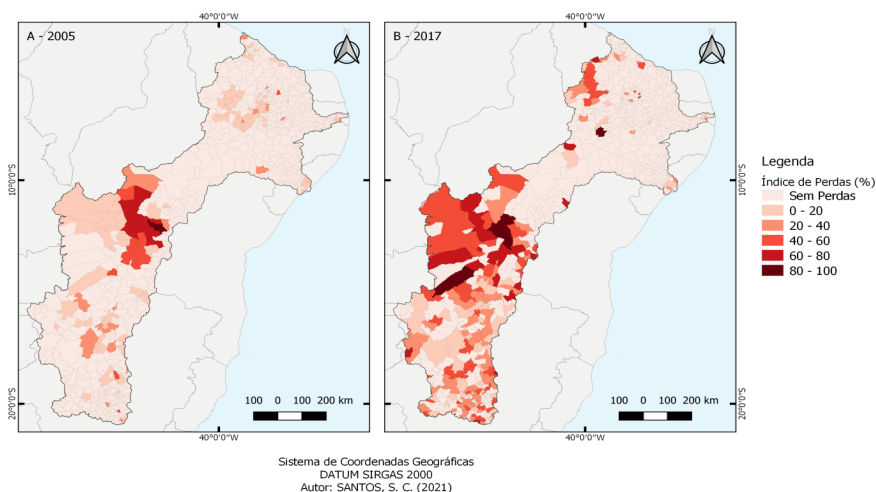
Para o arroz (Figura 3), observa-se que as perdas em 2005 foram mais severas nos municípios localizados na região da transposição do Rio São Francisco, principalmente nas sub-bacias do Jaguaribe, Piranhas-Açu e Apodi, com índices de perdas do plantio à pré-colheita chegando a 94,58%. Em 2017, os municípios localizados na região do Alto do Rio São Francisco apresentaram as maiores perdas do plantio até a pré-colheita, chegando a elevado índice de perdas de 88,8%.

Figura 3: Índice de perdas agrícolas (%) do plantio à pré-colheita da cultura do arroz nos anos 2005 (A) e 2017 (B) nos municípios que compõem a Bacia Estendida do Rio São Francisco.



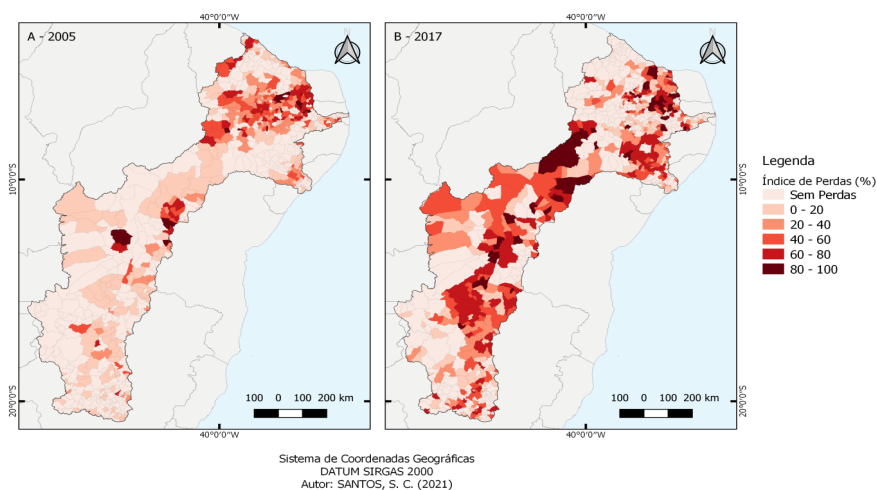
Já na cana-de-açúcar (Figura 4), chama a atenção os altos índices de perda em determinados municípios, visto que, nos dados médios (Figura 2), as perdas são baixas. Quando se observa os anos inicial e final da avaliação, é notável o aumento no número de municípios produtores de cana-de-açúcar com altos índices de perdas do plantio à pré-colheita, localizada entre o Alto e Médio São Francisco (Figura 3).

Figura 4: Índice de perdas agrícolas (%) do plantio à pré-colheita da cultura da cana-de-açúcar nos anos 2005 (A) e 2017 (B) nos municípios que compõem a Bacia Estendida do Rio São Francisco.



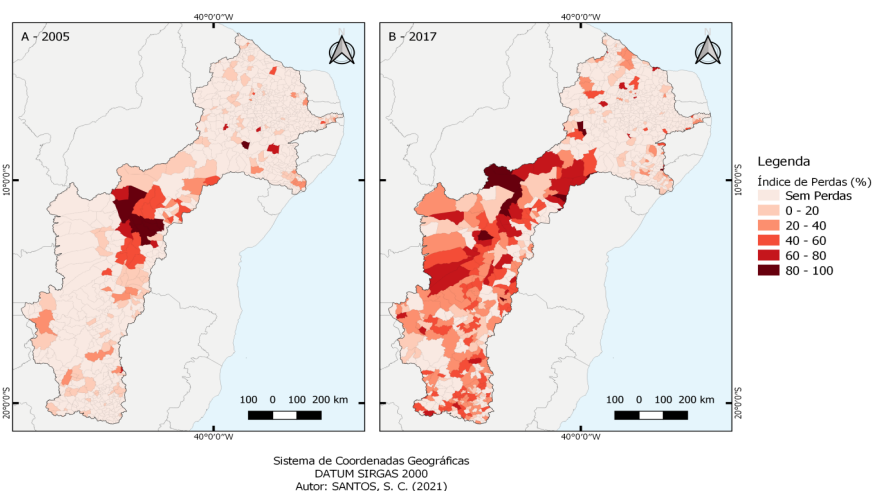
Em relação aos municípios produtores de feijão da BESF, observa que houve perdas registradas em até 95,99% em 2017, além da redução da área de cultivo (Figura 5). Essas perdas apresentadas em 2017 ocorreram em quase toda a extensão da bacia, atingindo um maior número de municípios quando comparadas ao ano de 2005.

Figura 5: Índice de perdas agrícolas (%) do plantio à pré-colheita do feijão nos anos 2005 (A) e 2017 (B) nos municípios que compõem a Bacia Estendida do Rio São Francisco.



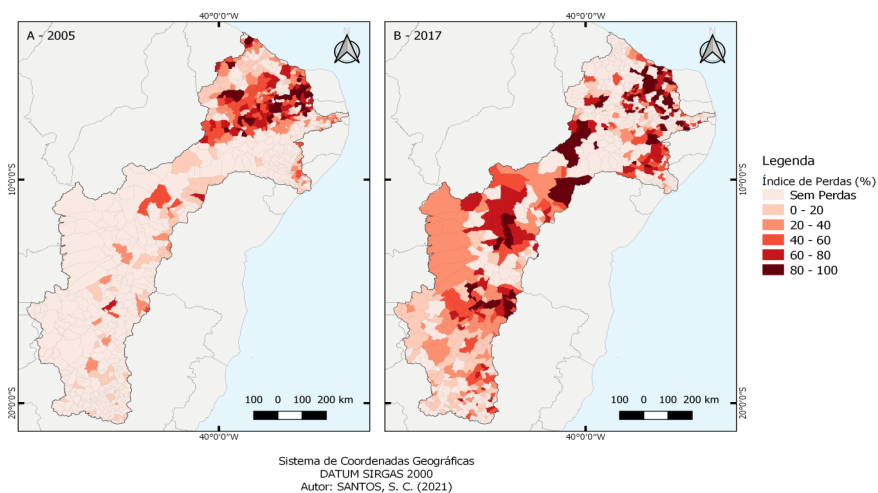
A cultura da mandioca sofreu uma grande redução na produção realizada de 2005 a 2017, com perdas em grande parte dos municípios localizados na região de estudo. Índices de perdas da semeadura até antes de iniciar a colheita em 2017 (Figura 6) chegaram a obter valores entre 80% e 95,46%.

Figura 6: Índice de perdas agrícolas (%) do plantio à pré-colheita da mandioca nos anos 2005 (A) e 2017 (B) nos municípios que compõem a Bacia Estendida do Rio São Francisco.



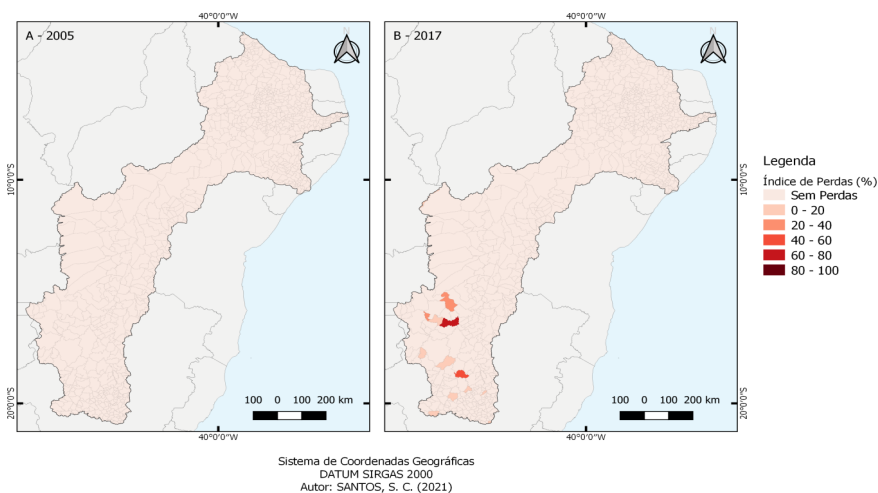
Na Figura 7, observa-se que na safra de milho de 2005 os municípios circunscritos na região da transposição do Rio São Francisco foram os mais afetados da bacia, chegando a índices de perdas de 97,50%. No entanto, com a ocorrência mais intensa de mudanças nos regimes de temperatura e precipitação na área da bacia durante esse período, as perdas na produção de milho atingiram grande parte dos municípios localizados na área da BESF, como pode ser verificado na safra de 2017, com áreas apresentando 98,71% de perdas na produção.

Figura 7: Índice de perdas agrícolas (%) do plantio à pré-colheita do milho nos anos 2005 (A) e 2017 (B) nos municípios que compõem a Bacia Estendida do Rio São Francisco.



No ano de 2005, nota-se que não houve perdas significativas na produção de soja nos municípios produtores circunscritos na área da bacia. Visto que no ano de 2017 foi registrada perda de 30,33 mil toneladas de grãos com poucos municípios sendo afetados com perdas expressivas (Figura 8), ainda que essa cultura esteja em processo de expansão de área com a conversão de outras culturas agrícolas em soja.

Figura 8: Índice de perdas agrícolas (%) do plantio à pré-colheita da soja nos anos 2005 (A) e 2017 (B) nos municípios que compõem a Bacia Estendida do Rio São Francisco.



Historicamente, as secas têm tido grande influência em todos os aspectos da vida no Nordeste, com maior intensidade na região do Semiárido. Entre 2010 e 2015 o Nordeste enfrentou um período de chuvas irregulares, com anomalias de precipitação variando de 300 a 400 mm ano⁻¹ abaixo do normal em toda a região no ano de 2012, sendo os setores mais vulneráveis a agricultura e o abastecimento de água para a população, o que acabou afetando quase 9 milhões de pessoas (MARENGO et al., 2016b; MAGALHÃES, 2016; MARENGO et al., 2018).

As anomalias climáticas afetam a atividade agropecuária, devido principalmente às alterações dos regimes das chuvas e aumento de temperatura, o que foi observado com as culturas analisadas na região da BESF, que apresentaram maiores índices de perdas principalmente no período de ocorrência de eventos climáticos extremos no Nordeste, como a seca, o que corrobora com resultados semelhantes encontrados em estudos realizados por Martins;

Magalhães (2015) e Carvalho et al. (2020), que registraram perdas na produção de culturas agrícolas no mesmo período de ocorrência de eventos extremos de variabilidade climática, compreendidos entre os anos de 2012 e 2015. O desafio de promover a segurança alimentar no Brasil têm se tornado mais difícil, visto que os eventos extremos de variabilidade climática na produção de alimentos têm afetado a produção agrícola com consequências na oferta, custos e preços (CARVALHO et al, 2020).

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar dos ganhos de produtividade mostrados no capítulo de indicadores, os resultados também evidenciaram que a BESF é altamente susceptível a eventos climáticos extremos, em especial secas e estiagens. Os anos de 2012 e o período entre 2015 e 2017 mostram os maiores índices de perdas na produção das culturas, sendo que estes anos coincidem com períodos de seca ou escassez de água, em especial na região nordeste do Brasil. A ocorrência destes eventos impacta diretamente três aspectos: i) causam perdas econômicas para os produtores agropecuários; ii) tais perdas por sua vez, refletem na necessidade de ampliação das políticas de apoio aos agropecuaristas (plano safra, seguro rural, crédito rural etc.); e iii) representam um desafio adicional a segurança alimentar e nutricional na região, visto que, perdas na produção agrícola influenciam diretamente os preços aos consumidores. Portanto, considerando os estudos de projeções que apontam que os eventos extremos irão se tornar mais frequentes e mais intensos, os resultados aqui obtidos evidenciam a importância e necessidade dos agentes governamentais e os setores produtivos, destinarem maior atenção a políticas e iniciativas de adaptação as mudanças do clima com o intuito de desenvolver e adotar sistemas produtivos mais resilientes.

5. REFERÊNCIAS

- ARRUDA, M. C. F. Avaliação dos indicadores da política de pesca do programa zona franca verde: perspectivas econômicas e ambientais 2017. 82 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Universidade Federal do Amazonas, Manaus. 2017.
- BLANK, D. M. P. O contexto das mudanças climáticas e as suas vítimas. Mercator (Online), v. 14, p. 157-172, 2015.
- BRASIL. Ministério da Integração Nacional. Relatório de Impacto Ambiental – RIMA: Projeto de integração do Rio São Francisco com bacias hidrográficas do Nordeste Setentrional. Brasília, 2004. Disponível em: <<http://antigo.mdr.gov.br/images/stories/ProjetoRioSaoFrancisco/ArquivosPDF/documentostecnicos/RIMAJULHO2004.pdf>>, acesso em: 24 jan. 2021.
- CARVALHO, O. As secas e seus impactos. In: ANA. Agência Nacional das Águas (ed). A questão da água no Nordeste. Brasília, DF. p. 436, 2012.
- CARVALHO, A. L.; SANTOS, D. V.; MARENGO, J. A.; COUTINHO, S. M. V.; MAIA, S. M. F. Impactos da ocorrência de eventos climáticos extremos na produção agrícola brasileira. **Sustainability in Debate**. Brasília, v. 11, n. 3, p. 211-224, 2020.
- COSTA, C. C.; GUILHOTO, J. J. M.; BURNQUIST, H. L. Impactos socioeconômicos de reduções nas perdas pós-colheita de produtos agrícolas no Brasil. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, Piracicaba - SP, v. 53, n. 03, p. 395-408, 2015.
- CUNHA, D. A.; COELHO, A. B.; FÉRES, J. G.; BRAGA, M. J.; SOUZA, E. C. Irrigação como estratégia de adaptação de pequenos agricultores às mudanças climáticas: aspectos econômicos. **Revista de Economia e Sociologia Rural** (Impresso), v. 51, p. 369-386, 2013.
- EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Visão 2030: o futuro da agricultura brasileira. Brasília, DF: Embrapa, 2018. 212 p.
- EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/37863018/pesquisa-revela-que-familia-brasileira-desperdica-128-quilos-de-comida-por-ano>. Acesso em 30 de novembro 2018b.

- EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Dados conjunturais da produção de arroz (*Oryza sativa* L.) no Brasil (1986 a 2018): área, produção e rendimento. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão, 2018. Disponível em: <http://www.cnpaf.embrapa.br/socioeconomia/index.htm>. Acesso em: 01 fev 2020.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Índices agropecuários: 1996-2003. **Estudos e pesquisa: informação econômica**, v.3, p. 68, 2004.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Produção Agrícola Municipal. SIDRA, 2005-2017. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pam/tabelas>. Acesso em: 16 mar. 2020.
- IPEA. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. Agenda 2030. ODS – Metas Nacionais dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável Proposta de adequação. Disponível em: <http://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/8636/1/Agenda%202030%20ODS%20Metas%20Nac%20dos%20Obj%20de%20Desenv%20Susten%202018.pdf>. Acesso em 30 de novembro de 2018.
- MAGALHÃES, A. R. Vida e seca no Brasil. In: NYS, E. D.; ENGLE, N. L.; MAGALHÃES, A. R. (Ed), Secas no Brasil: política e gestões proativas. Centro de Gestão e Estudos Estratégicos. Banco Mundial. Brasília, p. 292, 2016.
- MARENGO, J. A.; TORRES, R. R.; ALVES, L. M. Drought in Northeast Brazil – past, presente and future. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 20, p. 1-12, 2016a.
- MARENGO, J. A.; CUNHA, A. P.; ALVES, L. M. A seca de 2012-15 no semiárido do Nordeste do Brasil no contexto histórico. **Climanásile**, v. 90, n. 2, p. 49-54, 2016b.
- MARENGO, J. A.; ALVES, L. M.; ALVALA, R. C. S.; CUNHA, A. P.; BRITO, S.; MORAES, O. L. L. Climatic characteristics of the 2010-2016 drought in the semiarid Northeast Brazil region. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**. v. 90, p. 1973-1985, 2018.
- MARTINS, E. S. P. R.; MAGALHÃES, A. R. A seca de 2012-2015 no Nordeste e seus impactos. **Parcerias Estratégicas**. Brasília-DF, v. 20, n. 41, p. 107-128, 2015.
- MCTI. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações. Quarta Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança

do Clima. Relatório de Referência: Setor Agropecuária. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, 2020.

ROSSATO, L.; ALVALÁ, R. C. S.; MARENGO, J. A.; ZERI, M.; CUNHA, A. P. M. A.; PIRES, L. B. M.; BARBOSA, H. A. Impact of Soil Moisture on Crop Yields over Brazilian Semiarid. FRONTIERS IN ENVIRONMENTAL SCIENCE, v. 5, p. 1-16, 2017.

SALATI, E.; SANTOS, A. A.; NOBRE, C. As mudanças climáticas globais e seus efeitos nos ecossistemas brasileiros. Disponível em: <<http://www.comciencia.br/reportagens/clima/clima14.htm#2>>. Acesso em: maio, 2011.

SILVA, V. P.; FRANÇA, G. L. S. Percepções de mudanças do clima, impactos e adaptação para sertanejos do semiárido. Revista Brasileira de Climatologia, Ano 14, Vol. 22, p. 229-248, 2018.

GERENCIAMENTO DE RECURSOS NATURAIS NA PERSPECTIVA DA ABORDAGEM NEXO: O CASO DO SÍTIO BROTANDO A EMANCIPAÇÃO, CEARÁ, BRASIL.

*Bárbara Viana Bezerra Nobre
Samíria Maria Oliveira da Silva*

1. INTRODUÇÃO

A demanda global por água, energia e alimentos vem seguindo um rápido crescimento, caracterizado por intensa urbanização, explosão demográfica e grande disparidade geográfica. Conforme citado em Marques (2016, p. 134), “entre 1990 e 2010, a população passou de 5,3 para 6,8 bilhões de pessoas, um crescimento de menos de 20%, ao passo que o consumo humano de água aumentou 100%”.

Poluição e depleção de fontes de água potável juntamente à degradação e desertificação dos solos ocorrem paralelamente. Conquanto, são as mudanças climáticas um ponto chave dos impactos a médio e longo prazos. O Relatório do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas de 2013 (IPCC, 2013) revela que todas as projeções baseadas em modelos climáticos indicam um aumento da temperatura e diminuição da precipitação. No Brasil, as regiões mais afetadas seriam a Amazônia e o Nordeste, que já apresentam alto grau de vulnerabilidade tanto na componente social quanto em termos de biodiversidade.

De acordo com a abordagem NEXO, para suprir a demanda da crescente população mundial, especialmente em países em desenvolvimento, é necessário considerar a água, a energia e a produção de alimentos de maneira integrada, pois cada um desses domínios influencia os demais. Esta abordagem busca considerar essas conexões de forma ampla e complexa, analisando os impactos sociais, econômicos e ambientais envolvidos quando se trata de planejamento, inovação tecnológica e formulação de políticas públicas. Ela propicia o desenvolvimento de métodos de avaliação, planejamento e monitoramento, técnicas de modelagem e análise de risco a nível local, regional e global.

Conforme Zhang et al. (2018), essa abordagem enxerga a segurança alimentar, energética e hídrica como três pilares imprescindíveis à reprodução humana e interconectados de forma que, sob certas circunstâncias, devam ser planejados e geridos de forma integrada.

Em relação ao nível local, uma das dificuldades de aplicação é a indisponibilidade de dados. Dessa forma, o presente estudo procurou fazer um levantamento sobre as características naturais do local e a demanda hídrica, energética e alimentar da Comunidade Mangabeira, pertencente à área de fronteira do Sítio Brotando a Emancipação, objeto da análise.

A proposta é desenvolver um modelo NEXO local para o gerenciamento eficaz e sustentável dos recursos naturais nesse sítio, uma área de 65,5 ha localizada no distrito de Jacarecoara, cidade litorânea de Cascavel, Ceará, Brasil. Para isso, foram identificadas as demandas hídrica, energética e alimentares locais por meio da aplicação de questionários em campo que embasaram propostas alternativas para o abastecimento de água, saneamento básico e produção de energia locais bem como produção agrícola sustentável. Foi realizada uma discussão sobre as interligações dos elementos

propostos no modelo no contexto do antropoceno. Além disso, os procedimentos metodológicos foram construídos visando adaptabilidade e replicação do estudo para outras áreas com características semelhantes no intuito do modelo NEXO local ser uma ferramenta para planejamento e gestão de recursos.

2. INTERLIGAÇÕES DOS ELEMENTOS DO NEXO NO ANTROPOCENO

Da perspectiva da abordagem NEXO, a disponibilidade dos recursos naturais torna-se intrinsecamente ligada aos serviços ecossistêmicos existentes de maneira essencial para uma gestão que leva em consideração não só as interligações imediatas e funcionais entre os diferentes elementos que compõem o sistema de produção, mas também todas as dimensões da sustentabilidade.

A autopurificação por mineralização de compostos orgânicos, a retenção e reciclagem de nutrientes como N e P que direcionam-se a rios e lagos, o sequestro de carbono, a observação da capacidade de resposta a eventos extremos como secas e inundações, a manutenção da qualidade da água para seus múltiplos usos e reusos, a regulação da umidade, a produção de biomassa e seu aproveitamento em biogás, assim como o tratamento de outros resíduos são algumas das considerações presentes na inclusão dos movimentos ecossistêmicos nas interligações consideradas no modelo proposto.

A alocação equitativa dos recursos hídricos decerto integra todo um leque de conhecimentos a respeito dos serviços ecossistêmicos fornecidos por lagos, rios, aquíferos, áreas úmidas, regime de precipitação, interações tróficas e ciclo hidrológico, posto que o fornecimento de água em termos quantitativos e qualitativos é decisivo para a manutenção e gerenciamento devidos dos processos que se desenrolam entre os setores, como ficou perceptível pela Tabela 2 (página 968).

Destarte, em relação à governança relacionada à gestão hídrica, uma abordagem NEXO que inclua os aspectos ecossistêmicos, como a adotada, acaba por considerar inevitavelmente os possíveis impactos locais em sistemas mais amplos, como a bacia hidrográfica da região em que os processos estão inseridos, como os volumes de entrada e cargas de nutrientes das águas residuárias, as dinâmicas das comunidades animais e vegetais, os ciclos biogeoquímicos, incluindo a avaliação dos usos do solo e suas interações com infraestruturas de produção de energia dentro da dinâmica das mudanças climáticas.

Quando se considera os impactos ambientais promovidos pelo modelo produtivo globalizado da economia de mercado atual, definidos como “externalidades”, fica colocada, geralmente de forma prosaica, a indagação de “quem pagará os custos”.

No quadro de referência do antropoceno, onde:

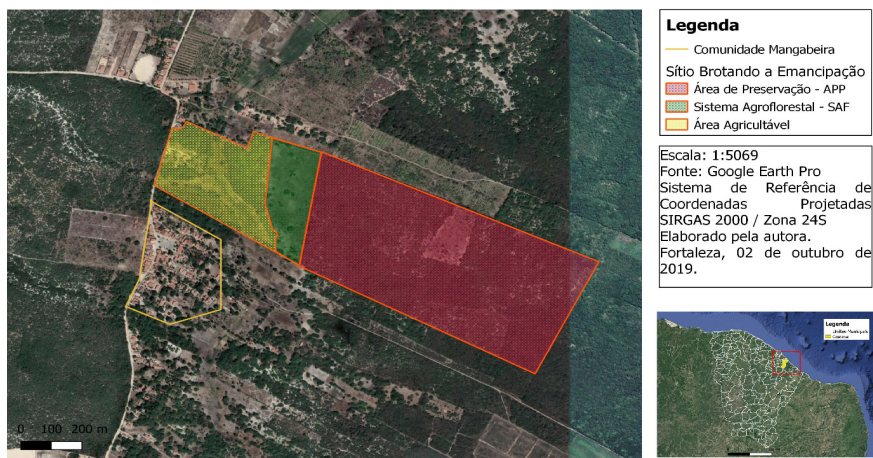
a atividade humana já transformou entre um terço e metade da superfície terrestre; a maior parte dos rios foi represada ou desviada; as fábricas de fertilizantes produzem mais nitrogênio do que é gerado naturalmente por todos os ecossistemas terrestres; a atividade pesqueira retira mais de um terço da produção primária das águas litorâneas dos oceanos; os seres humanos utilizam mais da metade do escoamento de água doce do mundo (KUNH, 2010, citado em KOLBERT, 2015, p. 117)

ao ponto em que até a composição da atmosfera foi alterada, a abordagem NEXO toma fôlego para contribuir com as mudanças de paradigma necessárias na promoção de sustentabilidade e resiliência na relação entre as sociedades humanas e o meio ambiente.

3. HISTÓRIA DO SÍTIO BROTANDO A EMANCIPAÇÃO

O estudo foi desenvolvido para o Sítio Brotando a Emancipação que se localiza no município de Cascavel, estado do Ceará, Brasil (Figura 1). Possuindo 65 hectares, foi adquirido em 2014 mediante iniciativa do Grupo Crítica Radical com o objetivo de romper com a “produção de mercadorias” e estabelecer “novas relações sociais não mediadas pelo trabalho”.

Figura 1: Mapa do Sítio Brotando a Emancipação em Cascavel, Ceará.



Fonte: Autora (2019).

O Sítio Brotando a Emancipação é um espaço para experimentação de novas propostas de produção e distribuição de alimentos, gestão de recursos e construção da “sociedade da emancipação humana e ambiental”.

O Grupo Crítica Radical, fundador do sítio, começou sua formação em 1973, quando, em plena ditadura militar, Rosa da Fonseca saía da prisão e se integraria aos companheiros Jorge Paiva, Célia Zanetti e Maria Luíza Fontenele. Desde então, passariam a

contribuir com diversos movimentos sociais, como o Movimento Feminino Pela Anistia, Movimento Sindical, Movimento Estudantil, Movimento pelas Diretas Já, dentre outros.

A sua infraestrutura física no que tange os recursos hídricos caracteriza-se por uma caixa d'água de 15m de altura e capacidade de 60m³ de água, um poço e um riacho intermitente. O poço é utilizado para a irrigação das hortas e para lavagem de roupas. Em relação ao uso e ocupação do solo, o Sítio compõe-se de 3 áreas: Área de Preservação Permanente (APP), Sistema Agroflorestal (SAF) e Área Agricultável.

Existe uma casa, com 3 quartos e 1 banheiro, localizada na área agricultável. A energia é fornecida pela Companhia Energética do Ceará (ENEL), e custa em média R\$ 300,00 mensais, o que corresponde a cerca de 725 kWh, tomando como base o preço médio do kWh de R\$ 0,4137 tarifado de acordo com a classificação de residência rural.

4. METODOLOGIA

Pretendendo uma proposta de gerenciamento eficaz e sustentável dos recursos naturais locais do Sítio *Brotando a Emancipação* baseado no modelo NEXO (água-energia-alimento), primeiramente foram obtidas informações sobre as características do solo do sítio e das demandas hídrica e energética da comunidade Mangabeira, com a qual este faz fronteira. Os procedimentos metodológicos foram realizados conforme caracterizado na Figura 2.

Figura 2: Formulação da estratégia metodológica utilizada.



Fonte: Autora (2020).

4.1. Levantamento de Dados

A comunidade Mangabeira será considerada como usuária do espaço para os fins propostos neste estudo. Em relação a esta região do município de Cascavel, as informações são praticamente inexistentes.

Para o conhecimento e compreensão dos hábitos alimentares dos habitantes da comunidade, os aspectos sociais e o acesso à água potável, foi aplicado um questionário semiestruturado visando a elaboração de um perfil aproximado para ser utilizado como base para o cálculo do consumo de água, de energia elétrica,

da alimentação, do esgotamento sanitário e também de possíveis melhorias desejadas pelos moradores do local. O questionário se constituiu de 15 perguntas, distribuídas entre os seguintes itens: alimentação, saúde, saneamento básico e consumo de energia e água.

As entrevistas foram feitas com base no método “Snowball”. Ele foi escolhido em virtude da imprecisão do número total de atores do estudo, da dificuldade de acesso à população e do levantamento ser utilizado apenas para fins exploratórios.

Nesse estudo, foi considerado que quando a pessoa indicada pelo entrevistado não se encontrava disponível, a entrevista era aplicada na casa vizinha.

Conforme Vinuto (2014), uma limitação no uso da amostragem em bola de neve é o possível inconveniente de acessar apenas argumentações semelhantes, já que os indivíduos necessariamente indicarão pessoas de sua rede pessoal. Porém, o peso dessa limitação pode ser reduzido obtendo sementes oriundas de redes diversas, aumentando a possibilidade de acessar redes diferentes e, conseqüentemente, narrativas mais plurais.

Para reduzir o viés gerado por essa limitação foram esclarecidos os objetivos da pesquisa a todos os participantes antes da entrevista, além de ressaltar o perfil de entrevistado a que se está procurando.

Para compreender a hidrografia, relevo e usos do solo na área de estudo, foram realizados levantamentos com base em dados disponibilizados pelo Google Earth, Projeto MapBiomass, Companhia de Recursos Hídricos do Ceará (COGERH) e TOPODATA.

4.2. Qualidade do Solo

O solo característico da cidade de Cascavel, que engloba tanto a propriedade quanto a Comunidade Mangabeira, é do tipo Areias Quartzosas Distróficas (EMBRAPA, 2015), classificado de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos.

Para uma maior precisão da qualidade do solo, foram feitas análises em laboratório de forma a verificar a necessidade de uso de adubos, fertilizantes, tratamentos de recuperação de áreas degradadas ou outras melhorias. A análise do solo foi realizada no Laboratório de Solos e Água do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Ceará (UFC), o qual possui convênio com a Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME).

A coleta das amostras de solo consistiu na divisão do terreno, sem contar com a Área de Preservação Permanente (APP), em 4 regiões de onde se retirou 10 amostras de solo de cada uma na profundidade de 0-20cm, retiradas com ajuda de uma enxada e colocadas em garrafas PET previamente higienizadas.

A análise física consistiu na obtenção da composição granulométrica do solo, o grau de floculação, densidade e umidade. A análise química tratou da composição do complexo sortivo das amostras, pH, saturação por bases, acidez, porcentagem de saturação por alumínio, salinidade e capacidade de troca catiônica. O preparo das amostras e as análises em laboratório seguiram os métodos descritos no Manual de Métodos de Análise de Solo da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 2011).

4.3. Demanda do consumo de energia e de água

A demanda por energia elétrica (equação 1) foi realizada de forma a se obter o consumo médio da Comunidade Mangabeira. Ela foi estimada considerando o número de residências, a média de moradores por domicílio e o consumo médio residencial obtido do Anuário Estatístico de Pesquisa Energética (EPE, 2019).

$$D_e = D \times C_{mr} \text{ (Eq. 1)}$$

Em que:

D_e = Demanda energética;

D = quantidade de domicílios;

C_{mr} = Consumo médio residencial.

A demanda por água foi estimada a partir da quantidade de moradores da comunidade. A média de moradores por domicílio foi obtido através do levantamento de campo. Está expressa na equação 2:

$$D_h = D \times \left(\frac{N^{\circ}\text{residentes}}{\text{Domicílio}} \right) \times C_{pc} \text{ (Eq. 2)}$$

Em que:

D_h = Demanda hídrica;

D = Número de Domicílios;

C_{pc} = Consumo per capita.

O consumo per capita foi obtido do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2019).

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1. Levantamento de Dados em Campo

A pesquisa em campo foi realizada entre os dias 02 e 07 de fevereiro de 2020 e os indivíduos entrevistados eram tidos como os responsáveis pelo grupo familiar, apresentando todos idade superior a 18 anos. Foi realizada uma apresentação inicial da pesquisa e da área de estudo com acesso livre para participação.

Foram aplicados 40 questionários e a partir desses foram levantadas informações sobre os hábitos alimentares dos moradores da comunidade, as demandas hídrica e energética e sobre o esgotamento sanitário das residências.

5.2. Demanda Hídrica e esgotamento sanitário

Na Comunidade Mangabeira, o abastecimento de água é realizado através do Sistema Integrado de Saneamento Rural (SISAR), pertencente ao Programa São José. Este projeto foi criado em 1996 no intuito de facilitar o desenvolvimento e manutenção dos sistemas geridos pela Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE) de forma autossustentável. Atualmente, está presente em 152 municípios do Ceará, atendendo cerca de 700 mil pessoas, constituindo 185 mil ligações de água (SISAR, 2020).

De acordo com os números fornecidos pelo site oficial do projeto¹, a tarifa de consumo cobrada em 2019 na unidade do SISAR Fortaleza (valendo para o município de Cascavel e localidades) era de R\$ 13,50 por 10.000 litros de água consumidos. Nenhum domicílio representado na pesquisa apresenta poço e apenas 2 entrevistados afirmaram possuir cacimba sem o uso de motor.

O valor fixo cobrado na comunidade, no qual estão inclusas as taxas referentes à energia, operador do sistema e administrativa, é de aproximadamente R\$ 12,00².

Em relação ao esgotamento sanitário do povoado, este é feito majoritariamente através de fossa séptica, conforme constatado em 100% das respostas das entrevistas.

De acordo com informações da ONU³, são necessários cerca de 110 litros de água ao dia para o consumo individual de forma a que todas as necessidades básicas sejam atendidas. Segundo dados

1 Disponível em <http://www.sisar.org.br/institucional/unidades-de-negocio/>. Acesso em 10 mar. 2020.

2 De acordo com os números fornecidos pelo site oficial do projeto, a tarifa de consumo cobrada em 2019 na unidade do Sisar Fortaleza (valendo para o município de Cascavel e localidades) era de R\$ 13,50 por 10.000 litros de água consumidos. Disponível em <http://www.sisar.org.br/institucional/unidades-de-negocio/>. Acesso em 20 mar. 2020.

3 Disponível em: <http://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaold=595>. Acesso em 25 mar. 2020.

levantados em 2018 pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), o consumo per capita no Brasil corresponde a 154 litros por pessoa ao dia, tendo como ano base 2018, enquanto no estado do Ceará é de 125 litros.

Para fins de cálculo da demanda hídrica foi considerada a média brasileira fornecida pelo SNIS, de forma a que todas as necessidades dos moradores sejam atendidas satisfatoriamente. Portanto, de acordo com a Equação 2, e considerando uma média de 4 habitantes por domicílio, a demanda hídrica foi estimada em $90,55\text{m}^3\text{ dia}^{-1}$.

Observa-se que a caixa d'água existente no Sítio, com 60m^3 de capacidade, não atende à demanda calculada. Tomando apenas essa fonte por base, o consumo médio per capita dessa Comunidade seria de $102,04\text{ L (hab.dia)}^{-1}$, abaixo da recomendação descrita pela ONU, ressaltando a necessidade de outras fontes de abastecimento para o atendimento dessa população. Caso fosse considerada a demanda temporária, dos fins de semana e eventos promovidos no local, esse valor seria menor ainda.

5.3. Demanda Energética

A quantidade de kWh consumidos pelos atores do estudo foi obtida por meio das contas de energia elétrica informadas por eles. Em média, verificou-se um gasto de R\$ 74,05.

De acordo com a Empresa de Pesquisa Energética (EPE), prestadora de serviços ao Ministério de Minas e Energia, em seu Anuário Estatístico de Pesquisa Energética 2019, o consumo médio residencial no estado do Ceará é de 129,5 kWh, enquanto o consumo per capita anual em 2018 foi de 1.237 kWh por habitante.

Dessa forma, tomando como referência o consumo médio residencial na Comunidade da Mangabeira, somada ao consumo mensal do sítio, de 725 kWh, temos que a demanda energética mensal é de aproximadamente 27 MWh (Equação 1). Se se levasse

em consideração a média nacional, a demanda energética da comunidade e do sítio seria de 19,8 MWh.

Tomando por base apenas a demanda da comunidade, temos um consumo residencial médio mensal de 178,99 kWh, isto é, acima da média estadual, o que pode ser reduzido e complementado com outras fontes renováveis de energia.

5.4. modelo NEXO local

Conforme levantamento da demanda hídrica e energética da Comunidade Mangabeira, bem como do resultado da análise de solo foram propostas alternativas para a gestão e produção no Sítio Brotando a Emancipação.

O resultado da análise do solo está apresentado na Tabela 1. Pelos resultados pode-se considerar o solo como tendo um pH neutro, baixos teores de matéria orgânica, baixa acidez potencial ($H^+ + Al^{3+}$), alta saturação por bases (V%) além de baixos teores de fósforo, cálcio, alumínio, magnésio e potássio. A textura é predominantemente arenosa, com alta porosidade e permeabilidade, facilitando a aeração das raízes e dificultando o encharcamento. A desvantagem é a falta de capacidade de retenção de muita água, podendo ocorrer falta de umidade.

Tabela 1: ANÁLISE DE SOLO DO SÍTIO BROTANDO A EMANCIPAÇÃO (15/07/2019).

Resultados da Análise de Solo										
		Horizonte		Composição Granulométrica (g km ⁻¹)					Classificação	
Amostra	Símbolo	Prof. (cm)	Areia Grossa	Areia Fina	Silte	Argila	Argila Natural	Textural		
408	-	0 - 20	725	183	62	31	11	Areia		
Grau de Floculação		Densidade (g cm ⁻³)		Umidade (g 100g ⁻¹)			pH		C.E.	
(g 100g ⁻¹)		Global	Partícula	0,033 MPa	1,5 MPa	Água útil	Água	KCl	dS m ⁻¹	
64		1,46	2,69	-	-	-	8,2	-	0,06	
Complexo Sortivo (cmolc/kg)										
Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	H ⁺ + Al ³⁺	Al ³⁺	S	T	V (%)	m (%)	VST
0,80	0,40	0,17	0,04	0,66	0,10	1,4	2,1	68	7	8
C (g kg ⁻¹)		N (g kg ⁻¹)		C/N			MO (g kg ⁻¹)		P Assimilável (mg kg ⁻¹)	
1,91		0,19		10			3,31		2	

Fonte: LEÃO (2018).

Os resultados mostram que o solo não necessita de correção de acidez e que não há saturação por alumínio (m%), substância tóxica para as plantas. Ademais, não há problemas de salinidade pois os teores encontram-se abaixo do nível considerado crítico. Por outro lado, existe baixa concentração de nutrientes e matéria orgânica, tornando necessária a aplicação de fertilizantes naturais, restos vegetais, adubos orgânicos (bagaços de cana, de coco e esterco de animais) de forma a repor os elementos em falta.

Segundo Leão (2018), para a utilização sustentável do solo arenoso na agricultura, deve-se adotar técnicas de conservação como práticas de manejo sustentáveis, com utilização de plantio direto, integração lavoura-pecuária, rotação de culturas, adubação verde e cuidados na manutenção da umidade do solo.

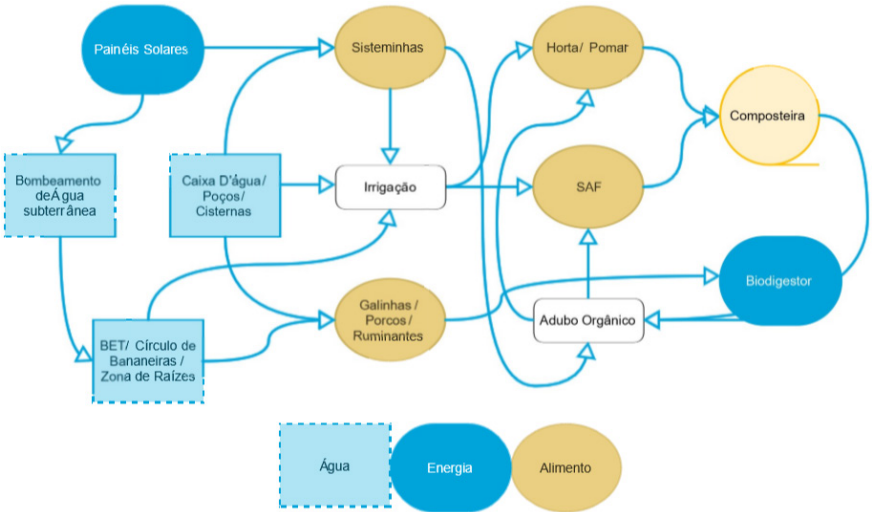
Conforme caracterizado na aplicação dos questionários, os alimentos mais consumidos pelos moradores da Comunidade

Mangabeira são frango, carne, arroz, feijão, farinha e ovos. Em relação ao que produziram para a melhora da alimentação, os entrevistados mencionaram os produtos do roçado (milho, mandioca, batata, feijão), além de peixes, frutas e verduras.

Com base nesses levantamentos e de forma a alcançar a variedade de alimentos capazes de satisfazer as recomendações nutricionais e energéticas da Organização Mundial da Saúde (OMS), assim como os propósitos dos moradores, foram elencadas algumas alternativas de produção que foram descritas na sequência dessa seção.

Além disso, enfatizando as interconexões existentes entre as demandas sociais e ecológicas no tocante ao suprimento de água, geração de energia e produção de alimentos em escala local, a rede desenvolvida com base na abordagem NEXO procura abranger os multiníveis das proposições alternativas e suas restrições de maneira multifuncional. A Figura 5 buscou caracterizar essas interconexões.

Figura 5: Interconexões entre os elementos constituintes do modelo NEXO do Sítio Brotando a Emancipação.



Fonte: Autora (2020). *SAF: Sistema Agroflorestal.

Em relação às entradas e saídas de cada elemento, verificou-se que todos os elementos são dependentes de fornecimento de água com exceção dos painéis solares (Tabela 2). Este fornecimento depende de sistemas de reservatórios para coleta da água da chuva considerando que no estado do Ceará tem-se precipitações concentradas no primeiro semestre do ano.

Tabela 2: ENTRADAS E SAÍDAS DOS ELEMENTOS CONSTITUINTES DO MODELO NEXO NO SÍTIO BROTANDO A EMANCIPAÇÃO.

Entradas	Água	Água				Água	Água	Águas Residuárias (Negra e Cinza)	
	Alevinos		Água	Água	Água				
	Ração	Fertilizante Orgânico				Pasto	Resíduos Animais	Plantas Evapotranspiradoras e Filtrantes	Energia Solar
	Cal + Gesso		Resíduos Vegetais	Resíduos Vegetais	Resíduos Vegetais e Animais				
	Energia Elétrica e Solar	Energia Solar				Energia Solar	Energia Elétrica	Energia Solar	
Elementos	SISTEMINHA	HORTA / SAF	COMPOSTEIRA	GALINHEIRO	PORCOS	RUMINANTES	BIODIGESTOR	BET / CÍRCULO DE BANANEIRAS / ZONA DE RAÍZES	PAINEIS SOLARES
Saídas	Peixes	Ervas	Fertilizante Orgânico	Galinhas / Frango de Corte	Carne de Porco	Carne Bovina	Biogás	Água de reúso	
	Fertilizante orgânico	Vegetais		Ovos	Banha	Leite			Energia Elétrica
		Frutas	*Tratamento de Resíduos vegetais	Resíduos Animais	Resíduos Animais	Resíduos Animais	*Tratamento de Resíduos Animais	Tratamento de águas residuárias*	
		Resíduos Vegetais							

Fonte: Autora (2020).

Dessa forma, sugere-se o tratamento e a reutilização das águas residuárias de forma que não haja desperdício, bem como a realização do tratamento dos resíduos vegetais e animais para a sustentabilidade a longo prazo da produção.

A geração de energia de forma limpa (solar, biomassa, hidroeletricidade), o reúso de água (via tratamento das águas cinza), o tratamento dos resíduos, a busca por não geração de lixo e o aproveitamento dos serviços ecossistêmicos do local, como

polinização, recuperação de áreas degradadas a partir da sucessão natural e reposição de nutrientes no solo, o manejo sustentável do extrativismo vegetal e a regulação do clima pelas massas de água naturais são constituintes e resultantes das interconexões que compõem este modelo NEXO local.

5.4.1. Sisteminha

O sisteminha é fruto da busca de soluções factíveis para a garantia da soberania alimentar e atendimento às recomendações nutricionais da OMS e da diversificação da produção de alimentos nas pequenas propriedades rurais de regiões com pouca disponibilidade hídrica, nas quais encontram-se milhares de brasileiros em situação de extrema pobreza.

Seu elemento central consiste em uma técnica simplificada de piscicultura de produtividade artesanal para consumo. Essa técnica utiliza um reator aeróbio e faz recirculação da água em um tanque que pode ser de plástico, papelão, taipa, alvenaria ou placa de cimento, permitindo a criação de peixes e a eliminação dos resíduos metabólicos com elevado rigor zootécnico. Sua construção é simples e de baixo custo, podendo ser replicada pela população em geral conforme pode ser visto em Guilherme (2005).

Esse modelo visa o aproveitamento dos resíduos produzidos pelos peixes, ricos em nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e outros que dependem da composição das rações utilizadas. A cada 90 dias ou 50 kg de ração industrial para os peixes, são disponibilizados cerca de 2,4 kg de N, 0,35 kg de P e 0,30 kg de K. A tilápia (tipo de peixe que melhor se desenvolveu no sisteminha para a região Nordeste) acumula 16% de proteína em sua carne, consumindo 5,6 g de N kg⁻¹, 3,4 g de P kg⁻¹ e 3,8 g de K kg⁻¹. O que sobra deve ser direcionado para as culturas vegetais, o que supre parcialmente a demanda por esses nutrientes no solo

do Sítio (faltando o alumínio). A água do tanque também pode ser utilizada para aquaponia.

O gasto de energia com o tanque dos peixes no sisteminha se resume às motobombas responsáveis pelo bombeamento da água e aeração. São necessárias duas do modelo SB 2000, de 30W cada para o tanque tradicional de 4,40m de diâmetro. Para tanques maiores, bombas de potências mais elevadas são requeridas.

O custo para a implementação de um sisteminha tradicional com placas de concreto corresponde a aproximadamente R\$ 1.532,58, considerando valores de referência do ano de 2019.

5.4.2. Permacultura

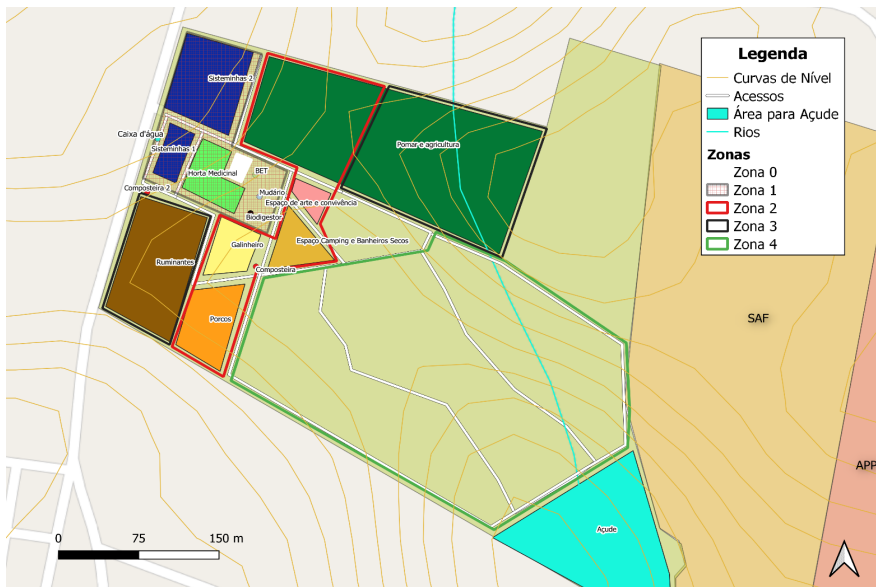
Os princípios de design estrutural de um sistema de produção permanente devem cumprir com alguns quesitos, como a localização de cada elemento do sistema (habitação, área agricultável, criação de animais, produção de energia, tratamento da água, utilização de luz e aeração naturais, tratamento de resíduos) dentro de um zoneamento de forma a facilitar que cada um execute múltiplas funções, incorporando um planejamento energético eficiente com uso predominante de recursos biológicos, além da reciclagem local de energias, formação de sistemas intensivos em pequena escala, aceleração da sucessão natural, policultura, diversidade de espécies e utilização de padrões e bordas naturais (HOLMGREN, 2007).

Ao posicionarmos um determinado elemento em relação a outro, devemos considerar os princípios ecológicos para a otimização das interações de benefício mútuo, aumentando a resistência do sistema e diminuindo a quantidade de energia gasta em sua manutenção. Foi com base nessa perspectiva que se propôs um design estrutural do sítio, de forma que cada elemento potencialize e seja apoiado pelos demais. No zoneamento, os componentes serão posicionados de acordo com um planejamento energético eficiente e as zonas serão

influenciadas por fatores como o tamanho e formato do terreno, os acessos, a inclinação, características do solo, padrões locais de ventilação e consideração das estruturas existentes.

A permacultura propõe que as divisões das zonas sejam de acordo com a intensidade das atividades em cada área, bem como a interconexão entre os elementos. O zoneamento proposto neste estudo está exposto na Figura 6. Frise-se que esta proposta ainda não leva em consideração toda a extensão do terreno, pois, aproveitando as estruturas já existentes, almeja-se propor intervenções factíveis considerando os aspectos éticos, financeiros e de capacidade de mão de obra disponível. Posteriormente as zonas podem ser ampliadas e adaptadas. A APP será considerada como Zona 5, pois permanecerá intocada.

Figura 6: Zoneamento proposto para o Sítio Brotando a Emancipação.



Fonte: Autora (2020).

Considerando a predominância dos ventos da região na direção leste, com velocidade média de 28 km h^{-1} , classificadas como brisas, e incidência solar intensa durante todo o ano, objetivou-se planejar a criação de animais paralelamente à localização da casa, para que odores não incomodassem os habitantes e já que não existem outras habitações próximas nessa direção. Para o galinheiro e criação de porcos, é interessante a existência de estruturas cobertas para que os animais possam se proteger do sol. Foi reservada uma área considerável para pastagens e criação de ruminantes.

Os nutrientes produzidos nos Sisteminhas 2 (Figura 6) localizados mais ao norte do terreno, podem ser destinados à irrigação e adubação de plantações. As composteiras e minhocário (Figura 6) foram localizadas próximo dos tanques dos peixes, da casa, bem como da criação dos animais pois isso minimiza a energia de deslocamento de destinação dos resíduos que irão alimentá-los. O mudário (casa de mudas e sementes) também foi localizado perto da casa e próximo às composteiras, já que utilizará o adubo provindo das mesmas. Todos esses elementos localizam-se na Zona 1.

O biodigestor, que alimentará a casa e outras instalações, também ficou localizado na Zona 1, sendo oportuno mencionar que esse processo de digestão anaeróbia através de bactérias metanogênicas não produz fortes odores, não atrai moscas nem contém ovos de parasitas. A Bacia de Evapotranspiração (BET) localiza-se ao lado da casa, para onde são destinadas às águas negras.

A caixa d'água localizou-se no ponto mais alto do terreno e ao lado dos sisteminhas, de forma a poder se formular um sistema de irrigação eficiente que utilize essa energia potencial gravitacional ao máximo para reposição da água e que abranja as áreas das hortas, dos pomares, do plantio de frutíferas e outras zonas agricultáveis. Também foi proposto que na área onde se localiza o ponto mais baixo do terreno fosse construída uma barragem para ampliar a segurança hídrica local.

Em relação à área destinada ao Sistema Agroflorestal (SAF), esta foi historicamente utilizada para a pecuária, conforme informações levantadas em campo. Por conseguinte, é necessário previamente a aplicação de métodos de recuperação de áreas degradadas, de forma a descompactar o solo e enriquecê-lo com nutrientes. Algumas técnicas eficientes são o reflorestamento baseado na sucessão ecológica com plantas nativas, reproduzindo padrões naturais junto com o plantio de matrizes na linha frontal dos ventos.

Na área reservada a acampamento (Figura 6), podem ser construídos banheiros secos com chuveiros e um círculo de bananeiras ou uma zona de raízes para o tratamento das águas cinzas.

5.4.3. Produção de biogás e biofertilizantes

As vantagens de se produzir biogás são várias. Desde a pegada negativa de carbono, pois é retirado CO₂ do meio ambiente contribuindo com a redução de gases de efeito estufa, até a reciclagem dos resíduos agropecuários e obtenção de biofertilizantes. O recurso pode ser armazenado e utilizado conforme a necessidade, diferente de energias como solar e eólica, que, na falta de baterias, dependem da incidência da luz solar e dos ventos para seu fornecimento.

O sisteminha proporciona a produção de biogás através do processo de biodigestão de dejetos de aves, porcos e ruminantes. Fora da estratégia desenvolvida pelo sisteminha e de forma independente, a Embrapa disponibiliza cartilhas voltadas ao dimensionamento de biodigestores de dejetos de suínos, bovinos e aves considerando capacidades de armazenamento de volumes diferentes, de acordo com a realidade dos produtores em cada estado.

Além dos biofertilizantes obtidos através do processo de produção de biogás, tem-se os biofertilizantes provindos das composteiras e, em menor proporção, do minhocário. A compostagem visa estabilizar e descontaminar, química e biologicamente, os materiais e

resíduos provenientes da produção agropecuária para que possam ser aplicados na agricultura.

A duração da compostagem varia em função das características dos resíduos vegetais utilizados, da temperatura da biomassa e da forma de utilização do adubo produzido, geralmente entre 60 e 120 dias. Durante o processo, a biomassa deve ser umedecida. Não há necessidade de adição de inoculantes ou qualquer outro elemento químico.

5.4.4. Energia solar

No intuito de se complementar o suprimento energético na Comunidade da Mangabeira no que este ultrapassa a média nacional, juntamente à demanda corrente do sítio (cerca de 7,2 MWh), de forma econômica, tecnicamente viável além de ecologicamente responsável, é proposto o uso de energias alternativas, mais especificamente a energia solar, pois a disposição de grandes porções de espaços e superfícies livres combinada à forte incidência solar na região do Equador durante todo o ano torna esse tipo de produção de energia bastante eficiente. Sugere-se o sistema do tipo geração distribuída (conectado à rede elétrica), para que possa enviar para a rede eventuais excessos ou ser compensado em momentos de escassez.

Outra possibilidade é parte dessa energia ser destinada ao bombeamento da água subterrânea para abastecimento da comunidade, já realizado através do Projeto Sisar, e que apresenta vantagens como fácil implantação, operação e manutenção, já dispendo de toda infraestrutura necessária. Além disso, a água subterrânea geralmente é um manancial melhor protegido de agentes poluidores que afetam a qualidade da água.

Adotando placas com capacidade de produção de 35 kWh, com potência de 265 Wp e medindo 99cm x 165cm, por serem as mais

comuns no mercado no Ceará (FOTAIC, 2020), seriam necessárias 206 placas, podendo ser acopladas em painéis, para o fornecimento de 7,2 MWh. A potência final do conjunto será de 54,6 kWp e um espaço ocupado de 370,80m² (levando em consideração o espaço de 1,80m² por placa acrescentado dos parafusos e cabos).

Levando em conta a variação do preço de acordo com a potência do sistema, temos um valor de R\$ 6,86 por Wp (FOTAIC, 2020), correspondendo a um custo total para o sistema completo, fora a instalação, de R\$ 374.487,40.

6. CONCLUSÃO

“Embora o mundo não se altere com uma mudança de paradigma, o cientista passa a trabalhar num mundo diferente depois que isso acontece” (KUNH, 2010, citado em KOLBERT, 2015, p. 103).

O estudo buscou contribuir com o desenvolvimento e aplicabilidade da abordagem NEXO a nível local, considerando sua complexidade, profundidade e interdisciplinaridade. Conclui-se que para a efetiva implementação do NEXO como metodologia e prática intersetorial no enfrentamento dos desafios contemporâneos deve-se contar com inovação, não só técnica, mas também de cunho social e filosófico, colaboração, abordagens múltiplas e definição de objetivos compatíveis com a capacidade de renovação dos recursos utilizados.

Em relação aos elementos e interconexões observados, encontram-se dificuldades em termos de análise e sistematização de dados. Parte-se de uma proposta inicial baseada nas características climáticas, ecológicas, hídricas e físico-químicas do local para que se possa fazer um levantamento posterior da resposta de cada zona em relação aos elementos que a constituem. Por exemplo, é necessário

sistematizar as produções das hortas, pomares, área agricultável, dos peixes, da quantidade de adubo orgânico produzido, carnes, leite, ovos e consumos de energia, água e distribuição de alimentos.

Também se considera necessário um monitoramento da qualidade do solo, de forma a se analisar a qualidade do adubo aplicado e técnicas de recuperação de solos, bem como análise da água, já que, para além das fronteiras do sítio, ocorrem grandes viveiros de camarão e outras práticas agrícolas e de aquicultura que podem influenciar na qualidade da água subterrânea e nos ecossistemas da região. De toda forma, a proposta de construção de uma barragem (Figura 6) demanda outros tipos de estudos complementares em relação à hidrografia local.

A proposta de um modelo NEXO local apresentada aqui levou em consideração a possibilidade de readaptações e rearranjos dos elementos, acompanhando a evolução da implementação de cada um deles de acordo com as capacidades técnica e financeira dos participantes do projeto.

Tendo em vista que não só crises econômicas, mas também crises ecológicas e de saúde pública fazem parte do horizonte do moderno sistema capitalista globalizado, a busca por novos paradigmas ganha relevância não só estratégica como de cunho moral, a nível mesmo de sobrevivência. A concepção de uma gestão, planejamento, produção e acesso a bens e serviços essenciais integrada e holística é indispensável para uma reprodução social responsável, sustentável e coerente com os limites impostos pela finitude dos recursos naturais.

Em tempos de pandemia, certas rupturas antiglobalizantes podem marcar um período nascente e localizado entre dois momentos de um continuum, um em declínio e outro em que precisamos reinventar novas formas de sociabilidade, gerando sem parâmetros de mudanças. A prática que se deseja colocar em marcha

no Sítio Brotando a Emancipação é, reiteradamente, a emancipação do sujeito da mercadoria como pré-requisito para aqueles que descobriram que aprender a viver não é aprender a sobreviver.

7. REFERÊNCIAS

ARAÚJO, A. P. C. Produção de Biogás a partir de Resíduos Orgânicos Utilizando Biodigestor Anaeróbio. Trabalho de conclusão de curso (graduação). Universidade Federal de Uberlândia, Faculdade de Engenharia Química, Curso. Uberlândia, MG, 2017.

AGENDA 2030. Transformando Nosso Mundo: A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável. Objetivos do desenvolvimento sustentável. Organização das Nações Unidas Brasil. Rio de Janeiro, 2015. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/pos2015/agenda2030/> Acesso em 30 set. 2019.

BALDIN, N., & MUNHOZ, E. M. B. (2011). Snowball (Bola de Neve): uma técnica metodológica para pesquisa em educação ambiental comunitária. *X Congresso Nacional de Educação (EDUCERE) - I Seminário Internacional de Representações Sociais, Subjetividade e Educação (SIRSSE)*, 1, 329–341. http://educere.bruc.com.br/CD2011/pdf/4398_2342.pdf

BOITRAGO, S. A., Santos, S. S., Ramos, M. A. C., Ribeiro, A. H. G. Captação De Água Por Sistema Fotovoltaico Para Consumo Humano Na Localidade Rural Ilha Caiapós, São Romão - Minas Gerais. REEC - Revista Eletrônica de Engenharia Civil, v. 12, 2179-0612, 2016. DOI: <https://10.5216/reec.v12i2.37490>.

BRASIL. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Topodata: banco de dados geomorfométricos do Brasil. Variáveis geomorfométricas locais. São José dos Campos, 2008. Disponível em: <http://www.dsr.inpe.br/topodata/> Acesso em 20 mar. 2020.

CIDADES, IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Ceará » Cascavel. 2019. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ce/cascavel/panorama> Acesso em: 02 out. 2019.

COGERH, Atlas Eletrônico dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará. 2019. Disponível em: <http://atlas.srh.ce.gov.br/infra-estrutura/acudes/index.php?status=1> Acesso em 12 de out. 2019.

- COGERH. Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos. Base – Google Earth. 2019. Disponível em: <http://portal.cogerh.com.br/base-google-earth/> Acesso em 15 de mar. 2020.
- EMBRAPA. Projeto de Biodigestor e Estimativa de Produção de Biogás em Sistema de Produção. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 2005. Comunicado Técnico, 417. Concórdia, SC. Disponível em: <https://www.embrapa.br/gado-de-leite/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1025416/dejetos-bovinos-para-producao-de-biogas-e-biofertilizante-por-biodigestao-anaerobica> Acesso em 02 abr. 2020.
- EMBRAPA. Manual de Métodos de Análise de Solos. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 2ª ed. Rio de Janeiro, RJ, 2011.
- EMBRAPA. Produção de fertilizante orgânico de origem 100% vegetal por meio da compostagem. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Brasília, DF, 2011. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/1865056/artigo-producao-de-fertilizante-organico-de-origem-100-vegetal-por-meio-da-compostagem> Acesso em 15 abr. 2020.
- EMBRAPA. Classes de solo. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Fortaleza, CE. 2015. Disponível em: http://www2.ipece.ce.gov.br/atlas/capitulo1/12/pdf/1_1_15_classes_solos.pdf Acesso em: 30 out. 2019.
- ENEL. Taxas, Tarifas e Impostos. Ente nazionale per l'energia elettrica. 2019. Disponível em: https://www.enel.com.br/pt-ceara/Tarifas_Enel.html Acesso em 25 mar. 2020.
- EPE.. Anuário Estatístico de Energia Elétrica 2019: Ano Base 2018. Rio de Janeiro, RJ, 2019. Empresa de Pesquisa Energética – EPE. Disponível em: <http://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/anuario-estatistico-de-energia-eletrica> Acesso em 25 mar. 2020.
- FOTAIC. Manual da Energia Solar: TUDO QUE VOCÊ PRECISA SABER ANTES DE COMPRAR SEU KIT SOLAR. Fortaleza, Ceará. 2020. Disponível em: <https://www.fotaic.com.br/blog> Acesso em 10 abr. 2020.
- GUILHERME, L. C. Estudos reprodutivos, citogenéticos na população de *Rhamdia quelen* (pisces, Rhamdiidae) do Rio Uberabinha no município de Uberlândia - MG e desenvolvimento de sistema artesanal de recirculação d'água para criação de peixes. Tese (doutorado) – Universidade Federal de Uberlândia, Programa de Pós-Graduação em Genética e Bioquímica, Uberlândia, MG, 2005.

- GUILHERME, L. C.; OLIVEIRA, V. Q.; SOBREIRA, R. S. Sisteminha Embrapa - UFU - FAPEMIG: Sistema Integrado de Produção de Alimentos - Módulo1: tanque de peixes. Teresina: Embrapa Meio-Norte, 2019.
- IPCC. Alterações Climáticas 2013 – A base científica. Contribuição do Grupo de Trabalho I para o quinto relatório de avaliação do painel intergovernamental sobre alterações climáticas Instituto Português do Mar e da Atmosfera. Ministério da Educação e Ciência. Lisboa, Portugal, 2013. ISBN: 116p. 978-972-9083-15-0. Disponível em: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/ar5_wg1_spmportuguese.pdf Acesso em: 15 de jan. 2020.
- IPC. Curso de Design em Permacultura. Instituto de Permacultura e Ecovilas do Ceará. Eusébio, CE, 2016.
- JR., J.; SANTOS, T. Aproveitamento De Resíduos Da Indústria Avícola Para Produção De Biogás. Simpósio sobre Resíduos da Produção Avícola, 27-43. Concórdia, SC, 2000.
- KOLBERT, E. A sexta extinção: uma história não natural. 1ª ed. Rio de Janeiro: Intrínseca, 2015.
- LEÃO, M. D. M. Diversidade da entomofauna edáfica no “Sítio Brotando a Emancipação/Cascavel-CE”, em diferentes coberturas vegetais e períodos sazonais. Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Curso de Agronomia. Fortaleza, CE, 2018.
- MACEDO, F. J. Dimensionamento de Biodigestores para Tratamento de Dejetos da Produção Suína. Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. Florianópolis, SC, 2013.
- MAPBIOMAS, Coleções 2014, 2015, 2016, 2017 e 2018. Transição do Uso e Ocupação do Solo. Disponível em: <http://plataforma.mapbiomas.org/map#transitions> Acesso em 17 set. 2019.
- MARQUES, L. C. *Capitalismo e colapso ambiental*. 2ª ed. Campinas, SP: Editora da Unicamp, 2016.
- MOLLISON, B.; SLAY, R. M. Introdução à Permacultura. Brasília: MA/SDR/PNFC, 1998.
- MOTA, M. Introdução à Engenharia Ambiental. 6ª ed. ABES, Rio de Janeiro, 2016.

SISAR. Instituto SISAR. Projeto São José – Sistema Integrado de Saneamento Rural. 2020. Disponível em: <http://www.sisar.org.br/> Acesso em 15 mar. 2020.

SNIS. Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto 2018. Brasília, 2019. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnostico-anual-agua-e-esgotos/diagnostico-dos-servicos-de-agua-e-esgotos-2018> Acesso em 20 mar. 2020.

VINUTO, J. A amostragem em bola de neve na pesquisa qualitativa: um debate em aberto. *Temáticas*, Campinas, 22, (44): 203-220. 2014

ZHANG, C., CHEN, X., LI, Y., DING, W., & FU, G. Water-energy-food nexus: Concepts, questions and methodologies. *Journal of Cleaner Production*, 195, 625–639, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.194>