



# CONSERVAÇÃO & SUSTENTABILIDADE: DESAFIOS TEÓRICOS



Criação Editora

**Adauto Ribeiro**  
**Mariana Pagotto**  
**Edilma de Jesus**  
Organizadores



**SERGIPE**  
GOVERNO DO ESTADO



## **CONSERVAÇÃO & SUSTENTABILIDADE: DESAFIOS TEÓRICOS**

### **Organizadores:**

Adauto Ribeiro

Mariana Pagotto

Edilma de Jesus

ISBN

978-85-60102-45-7 (impresso)

978-85-60102-39-6 (digital)

EDITORA CRIAÇÃO

CONSELHO EDITORIAL

Ana Maria de Menezes

Christina Bielinski Ramalho

Fábio Alves dos Santos

Jorge Carvalho do Nascimento

José Afonso do Nascimento

José Eduardo Franco

José Rodorval Ramalho

Justino Alves Lima

Luiz Eduardo Oliveira Menezes

Martin Hadsell do Nascimento

Rita de Cácia Santos Souza

CONSELHO CIENTÍFICO

Christane Ramos Donato (Bióloga, Desenvolv. e Meio Ambiente – UFS)

Fabiana Oliveira da Silva (Bióloga, Ecologia e Biomonitoramento – UFBA)

Genival Nunes da Silva (Biólogo, Saude e Meio Ambiente – UNIR)

Jailton Jesus da Costa (Geógrafo, (Geografia – UFS)

Juliano Ricardo Fabricante (Biólogo, Agronomia – UFPB )

Marcelo Steinmetz Soares (Biólogo – Ecologia – UFSCAR)

Ronaldo Gomes Alvin (Biólogo, Medio Ambiente – U. Salamanca)

Thiago Morato Carvalho (Geógrafo, Geomorfologia – UFG)

**Adauto Ribeiro**  
**Mariana Pagotto**  
**Edilma de Jesus**  
Organizadores

# **CONSERVAÇÃO & SUSTENTABILIDADE: DESAFIOS TEÓRICOS**



Criação Editora  
Aracaju | 2021

TODOS OS DIREITOS RESERVADOS AOS ORGANIZADORES

É proibido a reprodução total ou parcial, de qualquer forma ou por qualquer meio. A violação dos direitos de autor (Lei nº 9.610, de 19 de fevereiro de 1998.) é crime estabelecido pelo artigo 184 do código penal.

Este livro segue as normas do Acordo Ortográfico da Língua Portuguesa de 1990, adotado no Brasil em 2009

O rigor e a exatidão do conteúdo dos artigos publicados são da responsabilidade exclusiva dos seus autores. Os autores são responsáveis pela obtenção da autorização escrita para reprodução de materiais que tenham sido previamente publicados e que desejem que sejam reproduzidos neste livro.

As opiniões, hipóteses e conclusões ou recomendações expressas neste material são de responsabilidade do(s) autor(es) e não necessariamente refletem a visão dos órgãos de fomento.

Projeto Gráfico:  
Adilma Menezes

Logotipo:  
Douglas Dias Matos

Fotografia da Capa:  
Emanuel Rocha

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Tuxped Serviços Editoriais (São Paulo - SP)

Ficha catalográfica elaborada pelo bibliotecário Pedro Anizio Gomes - CRB-8 8846

R484c Ribeiro, Adauto (org.).

Conservação e Sustentabilidade: desafios teóricos / Organizadores: Adauto Ribeiro, Mariana Pagotto e Edilma de Jesus. -- 1. ed. -- Aracaju, SE : Criação Editora, 2021.

144 p., 21 cm.

Inclui bibliografia.

ISBN: 978-85-60102-39-6 (digital)

ISBN: 978-85-60102-45-7 (impresso)

1. Meio Ambiente. 2. Conservação. 3. Sustentabilidade. 4. Indicadores socioambientais. I. Título. II. Assunto. III. Organizadores.

CDD 577  
CDU 574.2

ÍNDICE PARA CATÁLOGO SISTEMÁTICO

1. Ecologia / Meio ambiente / Biodiversidade.

2. Meio ambiente e biodiversidade.

Obra financiada com os recursos da  
Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal  
de Nível Superior (CAPES)  
- Código de Financiamento 001, conforme  
Portaria nº 206/2018; ao CNPq e aos Recursos  
do Edital nº 11/2016 -  
PROEF/CAPES/FAPITEC/SE





## **AGRADECIMENTOS**

Os meus agradecimentos vão para os meus alunos de mestrado e doutorado que impulsionaram essa nossa simbiose produtiva, nunca deixei de fazer mesmo quando presente, frente a frente, onde conquistei a bolsa de pesquisador do CNPq por 10 anos. Hoje somamos uma centena de artigos e agora este livro. Lutamos com a falta de recursos, mas com muita criatividade fomos em frente e, sem esse comprometimento não teria acontecido.

Registro ainda aos meus colegas pesquisadores do BIOSE, pois esse é o primeiro livro do grupo de pesquisa e que espero ter mais, aos meus colegas do Laboratório de Ecologia da Conservação e Laboratório de Anatomia Vegetal e Dendroecologia e outros.

Agradecemos as três fontes de financiamentos do Mestrados e Doutorados da Rede Prodema: CAPES, CNPq e FAPITEC-SE.

Por fim, agradeço a Professora Maria José Nascimento Soares a eterna coordenadora do Prodema que sabe como distribuir e aceitar. Aos colegas professores do Prodema que participaram das bancas dos seminários, dissertações e teses em diversos momentos e na vida dos autores deste livro. Agradecemos aos que contribuíram direta e indiretamente na construção e formação dos pesquisadores com a preocupação com conservação e sustentabilidade.

Obrigado!

Adauto de Souza Ribeiro



## ORGANIZADORES

### **Adauto S. Ribeiro**

Biólogo (Unesp – Botucatu), Mestre em Ecologia (INPA, Manaus - AM), Doutorado em Energia Nuclear na Agricultura (CENA-USP Piracicaba). É Professor do Departamento de Ecologia da Universidade Federal de Sergipe – Brasil desde 1995 é professor permanente nos programa M.D. da Rede Prodema desde 2006 e Ecologia e Conservação desde 2008. É coordenador do grupo de pesquisa em Biodiversidade e Conservação da Fauna e Flora de Sergipe - BIOSE-CNPq desde 2006. Orientador com pesquisa nas áreas de botânica, ecologia de populações e ecossistêmicas. Atualmente vem desenvolvendo projetos de avaliação e valoração dos serviços ecossistêmicos em áreas protegidas.

E-mail: [adautoribeiro@academico.ufs.br](mailto:adautoribeiro@academico.ufs.br)

### **Mariana A. Pagotto**

Bióloga (UEM - Maringá, PR), Mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade (UFMT – Cuiabá, MT), Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA/UFS - São Cristóvão, SE), com doutorado-sanduiche (PDSE/CAPES) na Faculdade de Ciência e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Portugal. Realizou Pós-doutorado na Alemanha, financiado pela Capes, no Institut für Geographie, Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg, sobre isótopos estáveis em anéis de crescimento. Atualmente desenvolve pesquisa de Pós-doutorado financiado pelo CNPq (UFPE – Recife, PE) junto ao PELD-Catimbau: Perturbações antrópicas, mudanças climáticas e a biota futura da Caatinga – Fase III e contribui com pesquisas na área de dendroecologia no Laboratório de Anatomia Vegetal e Dendroecologia.

E-mail: [maripagotto07@gmail.com](mailto:maripagotto07@gmail.com)

### **Edilma Nunes de Jesus**

Bióloga (UNEB), especialista em Educação Ambiental, Mestre em Agroecossistemas e Doutora em Desenvolvimento e Meio Ambiente pela UFS. Desenvolve pesquisas na área de Restauração Ecológica e Ecologia da Paisagem.

E-mail: [edilmanunes@hotmail.com](mailto:edilmanunes@hotmail.com)

## AUTORES

### **Benjamin Leonardo A. White**

Biólogo, Mestre e Doutor em Desenvolvimento e Meio Ambiente pela Rede Prode-ma, com período Sandwich na Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro (Portu-gal) durante o Doutorado. Pós-doutorado (DCR) em Ciências Ambientais finalizado em 2018 com financiamento da FAPITEC e do CNPq. Tem experiência na área de Meio Ambiente, Ecologia, Monitoramento Climático e Incêndios Florestais. Atual-mente é professor efetivo do Instituto Federal Baiano.

E-mail: benjmk@hotmail.com

### **Claudio S. Lisi**

Biólogo, Professor da Universidade Federal de Sergipe, Departamento de Biologia. Credenciado no PPG-Ecologia e Conservação/ UFS e Orientador pontual no PPG-Recursos Florestais ESALQ/USP. Foi professor visitante da Universidad Nacional Agraria de La Molina no Peru (2005-2009). Graduação em Biologia pela Universida-de Metodista de Piracicaba (1989), mestrado e doutorado em Ciências Energia Nu-clear na Agricultura pelo CENA/USP (1995 e 2001), pós-doutorado no Departamento de Ciências Florestais - ESALQ/USP (2003-2006) e no Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, no Laboratório de Botânica Estrutural (2007-2009). Vínculo com o Laboratório de Dendrocronología do IANIGLA/CONICET, Argentina. Tem experiência nas áreas de Dendroecologia, Anatomia da Madeira e Anatomia Vegetal, Dendrologia, com temas relacionados a aplicações dos anéis de crescimen-to de espécies arbóreas tropicais, estoque de carbono, datação por Carbono 14 e estudos com isótopos estáveis.

E-mail: clcslisi@gmail.com

### **Cleberon C. X. de Albuquerque**

Arqueólogo e Preservador Patrimonial (UNIVASF), Especialista em Produção de Mídias para Educação Online (UFBA), Mestrando em Desenvolvimento e Meio Am-biente (UFS). Pesquisador associado do Grupo de Pesquisa BIOSE - Biodiversidade e Conservação da Fauna e Flora de Sergipe, da Universidade Federal de Sergipe. Atua em consultorias ambientais e culturais pelo país, atualmente realiza pesquisas em turismo, patrimônio e economia ecológica voltada para cultura.

E-mail: ccxalbuquerque@yahoo.com.br

**Eronides Soares Bravo Filho**

Biólogo e bacharel em Direito, Especialização em Educação Ambiental, Mestre e Doutor em Desenvolvimento e Meio Ambiente pela UFS, Professor de Biologia e Ciências Naturais nas redes Estadual e Municipal de Ensino no Estado de Sergipe.

E-mail: esbravof@gmail.com

**Francisco de Carvalho Nogueira Júnior**

Biólogo, Professor do Instituto Federal de Sergipe, atua na Graduação em Agroecologia e Curso Técnico em Agropecuária, Agroindústria e Informática. É Doutor em Desenvolvimento e Meio Ambiente pelo PRODEMA-UFS. Faz parte de diversos grupos de pesquisa como o Núcleo de Estudos Agroecológicos, Grupo de Estudos Interdisciplinares e da água e Agrobiodiversidade do IFSE, além do grupo Morfologia e Anatomia Vegetal no Nordeste - UFBA. Obteve o Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente pela UFS (2017). Possui Mestrado em Ecologia e Conservação da Caa-tinga pela Universidade Federal de Sergipe (2011). É graduado em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de Sergipe (2004). Tem experiência na área de Ecologia, com ênfase em estudos de distribuição espacial, cobertura foliar, dendrocronologia, dendroecologia, dendroclimatologia e botânica.

E-mail: fjbiologia@gmail.com

**Genésio Tâmara Ribeiro**

Engenheiro Florestal, Mestrado em Ciência Florestal e doutorado em Entomologia pela Universidade Federal de Viçosa. Professor associado da Universidade Federal de Sergipe. Tem experiência na área de Recursos Florestais e Engenharia Florestal, com ênfase em Recursos Florestais e Engenharia Florestal, atuando principalmente nos seguintes temas: plantações de Eucalytus, entomologia florestal, pragas florestais, prevenção e controle de incêndios florestais, meio ambiente e silvicultura.

E-mail: gribeiro@ufs.br

**José Paulo Santana**

Biólogo pela Universidade Federal de Sergipe (2017), atualmente está cursando mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente pela Universidade Federal de Sergipe. Tem desenvolvido pesquisas nas áreas de Botânica e Ecologia, com ênfase em Ecologia vegetal e Ecologia de Interações planta-animal, atuando nos principais temas: taxonomia vegetal, fenologia, fitossociologia, dispersão zoocórica. Profissionalmente, consultor ambiental desde 2017, atuando em avaliação de impactos ambientais, levantamento e caracterização da biota.

E-mail: psantana.santo@gmail.com

### **Luciana G.N. Gomes**

Bióloga, Doutora (2015) e Mestre (2005) em Ciências Ambientais pela Universidade Federal de Sergipe. Graduada em Ciências Biológicas Bacharelado em 2002 – UFS. Atua como Analista Ambiental desde 2005 coordenando projetos e estudos ambientais, estudos para licenciamento ambiental em Sergipe como consultoria desde 2007-Ambientec, PETROBRAS projeto “Agrofloresta, o sustento da vida.” e mais dois anos no projeto do CNPq “CARE e tecnologias sociais”. Coordenou programas de educação ambiental segundo as diretrizes da PNEA e IBAMA; Gestora do plano e da minuta de lei de gerenciamento costeiro (GERCO) de Sergipe.

E-mail: gomeslubio@gmail.com

### **Marcela Dórea Battesini**

Engenheira Florestal pela Universidade Federal de Sergipe (UFS) e Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente pelo Programa Regional de Desenvolvimento e Meio Ambiente PRODEMA/UFS. Já atuou na avaliação da qualidade dos recursos naturais, envolvendo estudo de áreas protegidas, recuperação de áreas degradadas, estudo dos solos, espécies florísticas, qualidade da água e por fim monitoramento e controle e poluição ambiental através de indicadores. Já lecionou em diversas matérias para cursos do Instituto Federal de Sergipe. Já atuou como consultora para empresa e como autônoma na área de licenciamento ambiental.

E-mail: marceladbattesini@yahoo.com.br

### **Marlúcia Cruz de Santana**

Bióloga, Mestre em Biologia pela Universidade Federal da Bahia e Doutorado em Produção Vegetal pela Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Atualmente é Professora Titular da Universidade Federal de Sergipe e Docente do PRODEMA/UFS. E-mail: marluciaufs@gmail.com

### **Milton M. Fernandes**

Engenharia Florestal pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (2002) e mestrado em Ciências Ambientais e Florestais pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro em recuperação de áreas degradadas, ciclagem de nutrientes e ecologia florestal (2005). Doutorado em Ciência do solo pela UFRRJ com ênfase em economia ecológica, pagamento por serviços ambientais e manejo bacias hidrográficas. Pós-doutorado em geoprocessamento e manejo de bacias. Tem experiência na área de Engenharia Florestal, com ênfase em Recuperação de áreas degradadas, ciclagem nutrientes, Ecologia florestal da Mata Atlântica e caatinga, hidrologia florestal, geoprocessamento, manejo de bacias, valoração de serviços ambientais.

Atualmente é professor da Universidade Federal de Sergipe no departamento de ciências florestais na área de dendrologia, ecologia florestal e manejo de fauna silvestre. Consultor *ad hoc* da CAPES e CNPq na área de conservação da natureza.

E-mail: miltonmf@gmail.com

### **Overland A. Costa**

Geógrafo (1983) pela Universidade Federal de Sergipe, Especialista em Hidrometeorologia (2001). Atualmente é Coordenador do Centro de Meteorologia de Sergipe: SEMARH - Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos. Atua em pesquisa e desenvolvimento nas linhas de Climatologia, Hidrometeorologia e Agrometeorologia. Previsão do tempo e prospecção climática e hidrometeorológica.

### **Paulo Augusto Almeida Santos**

Biólogo pela Universidade Federal de Sergipe, Mestre em Ecologia e Conservação e Doutor em Fisiologia Vegetal pela Universidade Federal de Lavras. Atualmente, professor de Fisiologia Vegetal do Departamento de Biologia da Universidade Federal de Sergipe.

E-mail: pauloprof@academico.ufs.br

### **Tulio Vinicius P. Dantas**

Biólogo pela Universidade Federal de Sergipe (2005), mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente pela Universidade Federal de Sergipe (2008) e doutorado em Botânica pela Universidade Federal Rural de Pernambuco (2013). Atualmente é consultor ambiental - Vittae Soluções Ambientais. Tem desenvolvido pesquisas nas áreas de Botânica e Ecologia, com ênfase em Ecologia Vegetal e Ecologia de Ecossistemas, atuando principalmente nos seguintes temas: isótopos de carbono, produção primária e decomposição vegetacional, distribuição espacial de espécies vegetais e solos oligotróficos. Profissionalmente, consultor ambiental desde 2007, atuando na gestão de unidades de conservação, avaliação impactos ambientais, levantando biotas locais.

E-mail: tuliovpd@hotmail.com

# BIOSE



GRUPO DE PESQUISA  
BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO DA FAUNA E FLORA DE SERGIPE  
— UFS —

<http://www.dgp.cnpq.br/dgp/espelhogrupo/26297>



## APRESENTAÇÃO

Prezados leitores, obrigado pelo interesse sobre o tema multidisciplinar e interdisciplinar que vamos abordar neste livro. É um prazer disponibilizar mais um livro produto dos grupos de pesquisas do Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA) da Universidade Federal de Sergipe (UFS) e da rede PRODEMA, que se notabiliza por ser um dos únicos cursos do Brasil com pesquisas multi e interdisciplinares voltado às questões socioambientais, adaptabilidade humana, ocupação humana nos ecossistemas semiarido e adjacentes, ética ambiental, economia e a sustentabilidade local.

O livro compõe-se de 9 capítulos e 15 autores tratando diversos pontos do estado de arte da ciência atual desde o status da conservação, restauração, serviços ecossistêmicos, povoamentos e assentamentos, respostas das plantas às mudanças climáticas, impactos ambientais, sociobiodiversidade todas as pesquisas desenvolvidas no laboratório de biologia da conservação e laboratório de anatomia vegetal e dendroecologia da UFS.

Este livro é produto do estado de arte das teses e dissertações desenvolvidas dentro do escopo dos problemas apresentados do Programa de Desenvolvimento e Meio Ambiente - Prodeema e, que passaram por várias etapas no crescimento e construção de modelos e estruturas de trabalho na solução de problemas teóricos. Podíamos ampliar este livro, todavia, em um ano pandêmico do Covid-19, dentro de nossas

trincheiras, lançamos um desafio e estamos apresentando o resultado desta façanha.

A Bióloga Edilma de Jesus e colaboradores contextualizaram acerca dos trabalhos de restauração ecológica, enfatizando a necessidade de ações de conservação aliadas à participação social e desenvolvimento local. O biólogo Eronides Bravo-Filho e colaboradores apresentaram a importância da família Cactaceae em nossos sistemas ecológicos do Estado de Sergipe com ênfase a uma espécie recém-descoberta, já ameaçada de extinção o *Melocactus sergipensis*, um trabalho excepcional mostrou que é possível preservar esta espécie *in loco* e *ex-situ*. O biólogo Paulo Santana e colaboradores buscaram uma saída mitigatória para preservação ambiental da Mata Atlântica, integrando a lógica financeira na valoração e estabelecimento do mercado de carbono para pagamento dos estoques de carbono na floresta como compensação de quem se preteriu a conservação da biodiversidade como um valor intrínseco de preservação. Para Cleberson Albuquerque o desafio da valoração de serviços culturais dos sítios arqueológicos é pouco abordado dentro uma lógica econômica capitalista e ecológica, tendo em vista os sítios arqueológicos serem um produto da ação do homem. Este ensaio busca discutir um pouco dessa lógica do capital e natureza como serviço cultural ecossistêmico. O Biólogo Francisco Nogueira-Junior e colaboradores discutem e analisam os complexos fatores climáticos que atuam no Nordeste, especialmente na zona semiárida e suas interações oceânica durante os 96 anos. O enfoque dado ao centro-sul de Sergipe constata que predominam características diferentes dos demais regimes climáticos do Nordeste. Benjamin White avaliou a incidência dos focos de calor e incêndios registrados no estado de Sergipe nos últimos 21 anos e com base em consulta à literatura e dados do INPE mostra que os focos e incêndios no estado estão declinando nos últimos 5 anos. O autor discute algumas causas e explicações para estes eventos estocásticos. Luciana Gomes buscou na literatura indicadores e modelos matemáticos de dispersão da *E. coli*, uma enterobactéria humana livre nos corpos d'água, todavia, constatou *in loco* que estas bactérias estão adsorvidas nos sedimentos alterando os indicadores de contaminação fecal. O estudo corrige este problema e o indicador. Mariana Pagotto e

Adauto Ribeiro abordam sobre a colonização do semiárido e os modelos de interação com as florestas tropicais secas, como a Caatinga. Os desmatamentos e as atividades agropecuárias ainda hoje geram muita pressão sobre o sistema, elevando os desafios para o desenvolvimento da sustentabilidade local. E por fim, Adauto Ribeiro e colaboradores propõem estratégias orientadas na busca de dados e informações para construir cenários favoráveis de projeção futura nos projetos de pesquisa do Prodem, cujos objetivos buscam avaliar como construir bons indicadores de sustentabilidade local nas três dimensões sociais, econômica e ambiental.

Esperamos que você leitor tenha o mesmo prazer que nós, organizadores e autores obtivemos ao ler cada linha, parágrafo, página e capítulo do livro que intitulamos conservação para sustentabilidade desafios teóricos e práticos.

Boa leitura!

**Adauto Ribeiro**

**Mariana Pagotto**

**Edilma de Jesus**





## SUMÁRIO

- 21 RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA & DESENVOLVIMENTO LOCAL: OPORTUNIDADES PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE**  
*Edilma Jesus*  
*Adauto Ribeiro*  
*Genésio Ribeiro*
- 33 STATUS DE CONSERVAÇÃO E IMPORTÂNCIA DA FAMÍLIA CACTACEAE, COM ÊNFASE NO GÊNERO MELOCACTUS**  
*Eronides Bravo Filho*  
*Marlucia Santana*  
*Paulo Almeida Santos*  
*Adauto Ribeiro*
- 45 SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS EM PERSPECTIVA DE CONSERVAÇÃO DOS REMANESCENTES DE MATA ATLÂNTICA**  
*José Paulo Santana*  
*Túlio Dantas*  
*Milton Marques*  
*Adauto Ribeiro*
- 59 PAGAMENTO DE SERVIÇOS AMBIENTAIS CULTURAIS EM SÍTIOS ARQUEOLÓGICOS: O CONTEXTO BRASILEIRO**  
*Cleber Carlos Xavier de Albuquerque*

- 67 O CLIMA E SUA SAZONALIDADE NO SEMIÁRIDO DO NORDESTE**  
*Francisco de Carvalho Nogueira Júnior*  
*Overland Costa*  
*Mariana Pagotto*  
*Claudio Lisi*  
*Adauto Ribeiro*
- 83 QUEIMADAS E INCÊNDIOS FLORESTAIS NO ESTADO DE SERGIPE, ESTADO DA ARTE**  
*Benjamin Leonardo Alves White*
- 97 RESTRIÇÕES PARA O USO DE *ESCHERICHIA COLI* COMO INDICADOR DE CONTAMINAÇÃO FECAL**  
*Luciana Gomes*
- 109 O SISTEMA SOCIOECOLÓGICO DA CAATINGA: DESAFIOS PARA A SUSTENTABILIDADE**  
*Mariana Pagotto*  
*Adauto Ribeiro*
- 125 INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE PARA TOMADA DE DECISÃO EM GESTÃO ADAPTATIVA**  
*Adauto Ribeiro*  
*Marcela Battesini*  
*Edilma Jesus*  
*Mariana Pagotto*



## RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA & DESENVOLVIMENTO LOCAL: OPORTUNIDADES PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

Edilma Jesus  
Adauto Ribeiro  
Genésio Ribeiro

A devastação de florestas em larga escala culmina na necessidade de ações intensivas, relacionadas aos trabalhos de restauração florestal. Nesse sentido, os processos de envolvimento e participação social são essenciais na busca por ações mais bem planejadas e integradas com as condições locais. Este capítulo apresenta uma contextualização geral acerca dos trabalhos de Restauração Ecológica, enfatizando a necessidade de ações de conservação aliadas à participação social e desenvolvimento local.

**Palavras-chave:** Restauração de áreas degradadas; Sustentabilidade local; Planejamento e gestão ambiental.

## 1. INTRODUÇÃO

A restauração ecológica como ciência interdisciplinar muito tem contribuído no planejamento de ações voltadas à sustentabilidade e conservação, e essa trajetória contempla grandes extensões de áreas a serem restauradas, nos vários biomas brasileiros.

A complexidade presente nos diversos cenários relacionados às práticas conservacionistas, remete a uma perspectiva de sustentabilidade ambiental que ultrapasse a visão de “mitigação da degradação” e considere prioritariamente a redução das desigualdades sociais, ao incluir a possibilidade de construção de processos emancipatórios relacionados principalmente, com o envolvimento e participação nas tomadas de decisão (SOUSA, 2011).

Os processos de mobilização, envolvimento e participação social nas ações de restauração florestal são essenciais, de forma a aproximar todo o arcabouço teórico-científico da vida das pessoas que mais conhecem as áreas a serem restauradas, e assim implantar ações mais efetivas e de acordo com as condições locais.

## 2. RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA: TÉCNICAS E POSSIBILIDADES

Embora a Restauração de Áreas Degradadas (RAD) seja uma prática bastante antiga, somente na década de 80 esforços foram somados as ações de replantio de florestas (RODRIGUES, 2013). Entretanto, neste período o foco das ações de recuperação era voltado para a proteção de algum recurso natural ou redução de impactos, buscando apenas o plantio florestal simplificado, sem critérios ecológicos envolvidos (BELLOTO et al., 2009).

No Brasil, as primeiras experiências de RAD datam de plantios em virtude da escassez de água durante o Período Imperial no Rio de Janeiro, quando o Imperador determinou a recomposição florística de florestas próximas a nascentes (KAGEYAMA; CASTRO, 1989). A partir desse período até os dias atuais, várias fases de estudos e construção de conhecimentos formaram a linha do tempo das pesquisas em RAD (Figura 1).

**Figura 1.** Fases das pesquisas em ecologia da restauração.

Independentemente de terminologia aplicada: Restauração, Recuperação, Reabilitação, etc., são vários os desafios das pesquisas em RAD. Destacando-se o uso de indicadores que possam avaliar o resultado da recuperação; o manejo adaptativo da área em processo de recuperação; funcionamento dos ecossistemas e serviços ambientais, com ênfase nas funções essenciais dos ecossistemas e não somente a sua estrutura; a variabilidade genética de populações viáveis e adaptadas a cada local de plantio; os fatores socio-econômicos e culturais nas relações das pessoas envolvidas nos trabalhos de RAD, etc. (DURIGAN; ENGEL, 2012).

Para Rodrigues et al. (2009) e Martins et al. (2012), mesmo após 30 anos de pesquisas e projetos implantados, o modelo mais utilizado é o plantio de espécies nativas de acordo com o grupo sucessional, aplicado em pequenas escalas. No entanto, a possibilidade de se trabalhar com escalas maiores e a participação de atores sociais representam opções para o atendimento a demandas ecológicas e socioeconômicas atuais.

Nesse sentido, atualmente a Ecologia de Paisagem tem se destacado em várias pesquisas como subsídio às práticas de RAD. Esse fato se dá em virtude de se perceber a necessidade de análises mais integradas com custos reduzidos, principalmente, no tocante ao trabalho de campo, bem como, a possibilidade de ações em grandes escalas e que trate a participação social como algo inerente à RAD, para que se possa estabelecer programas de recuperação mais bem sucedidos (METZGER; BRANCALION, 2013).

Além da seleção e priorização de áreas para a RAD é fundamental que as atividades de RAD sejam intensificadas, para isso podem ser pensados modelos alternativos como os Sistemas Agroflorestais (SAF's) com melhoria aos fluxos biológicos, produção de alimentos e aumento de renda. Além dessa alternativa, os créditos voltados à restauração, principalmente com a criação do Cadastro Ambiental Rural (CAR) e Programa de Regularização Ambiental (PRA) previstos na Lei 12.651/2012 poderão ser oportunidades de incentivos econômicos, incluindo a possibilidade de implantação dos Pagamentos por Serviços Ambientais (BRASIL, 2012; MELLO et al., 2014).

A participação social em RAD poderá ser um avanço nesse sentido, a partir da análise dos fatores que envolvem este tipo de atividade. Além disso, a disseminação e popularização da Ecologia da Restauração se tornará mais atuante com a implantação de modelos de plantios participativos, construindo novos saberes que serão agregados ao que já está solidificado nessa área (BRANCALION et al., 2014).

### 3. TÉCNICAS DE RAD: DO TRADICIONAL ÀS PRÁTICAS ALTERNATIVAS (NUCLEADORAS)

Segundo Martins (2012), o plantio de mudas de espécies arbóreas em área total ainda é o principal método de RAD aplicado no Brasil e, caso seja bem planejado e conduzido pode apresentar como resultado florestas de alta diversidade e funções ecológicas restabelecidas. No entanto, de acordo com Corbin e Holl (2012) e Reis et al. (2014) pesquisas recentes têm colocado em destaque, as estratégias voltadas as atividades de RAD que incluam os processos de dispersão, disponibilidade de recursos e resiliência como elementos que possam ser fortalecidos.

Diversas técnicas podem ser selecionadas para os trabalhos de RAD, esta escolha inclui desde aplicações mais tradicionais, com plantio de mudas que se assemelham às práticas de manejo comerciais, ou técnicas alternativas também conhecidas como técnicas nucleadoras. O favorecimento da diversidade local aliado à redução de custos caracteriza a nucleação como alternativa para situações onde existem fragmentos

no entorno das áreas degradadas, e condições de explorar essa proximidade (REIS et al., 2014).

As técnicas nucleadoras podem ser consideradas alternativas de RAD cujo princípio está em potencializar as interações entre as diversas formas de vida do meio, através da implantação de pequenos “núcleos de diversidade” favorecendo a sustentabilidade da área em recuperação. (BECHARA, 2006; BENTO et al., 2013; BOANARES; AZEVEDO, 2014; REIS et al., 2014; Quadro 1).

**Quadro 1.** Técnicas nucleadoras e suas possibilidades de aplicação

<b>Técnica</b>	<b>Descrição</b>
<b>Transposição da chuva de sementes</b>	Consiste na coleta mensal da chuva de sementes de fragmentos selecionados, para a introdução de espécies locais oriundas da flora local e de fragmentos do entorno.
<b>Transplante de plântulas</b>	É realizada com a repicagem de plântulas de espécies nativas localizadas sob as matrizes de espécies arbóreas, que são utilizadas nos projetos de restauração de matas ciliares da região e que geralmente não estão disponíveis em viveiros.
<b>Plantios em núcleos</b>	Também denominado de “plantio em grupos”, ou “núcleos de Anderson”, selecionam-se espécies nativas que apresentem forte interação com a fauna (espécies de frutos atrativos, que forneçam abrigo, etc.) para que sejam plantadas em grupos.
<b>Poleiros artificiais</b>	Implantam-se estruturas verticais que irão substituir a ausência de árvores na área, atuando como prováveis “poleiros” para atrair aves e morcegos que geralmente usam os poleiros para o descanso e forrageio.
<b>Transposição de galharia</b>	Esta técnica é realizada com o acúmulo de materiais: galhos, resíduos florestais, bagaço de cana, etc. com o objetivo de fornecer local para abrigo, reprodução ou proteção, favorecendo a presença da fauna na área, em geral de pequenos mamíferos que poderão vir dos remanescentes florestais vizinhos.
<b>Transposição de solo</b>	Pode ser aplicada com a remoção da camada superficial do solo de uma área de floresta bem representada, com banco de sementes denso e diversificado. O material retirado é disposto na área degradada, trazendo juntamente com um “novo” banco de sementes, material em decomposição rico em matéria orgânica e organismos vivos.

Além das técnicas citadas (Quadro 1), várias alternativas poderão ser adaptadas e/ou criadas para cada situação verificada, existe ainda a possibilidade de uso da técnica nucleadora sozinha ou concomitante

aos plantios tradicionais. Diante de todo o cenário apresentado é válido salientar que as técnicas de nucleação representam um novo paradigma da restauração ecológica, no sentido de fomentar elementos naturais, reduzindo a intervenção humana na trajetória sucessional (REIS et al., 2014).

De certo que, após as etapas de diagnóstico, planejamento e implantação das técnicas nucleadoras devem-se verificar continuamente as respostas da área em detrimento das ações aplicadas. Assim, a partir do monitoramento das áreas em processo de recuperação será comprovada a eficácia de todo trabalho desenvolvido, além da avaliação do que poderá ser melhorado em estratégias posteriores (MARTINS, 2012).

A caminhada de estudos da Restauração Ecológica é longa: fruto de extensas e valiosas pesquisas que buscaram apontar caminhos e ações mais assertivas. Entretanto, além de todo estudo técnico o desafio de envolver as comunidades locais permanece, principalmente pelo fato de que estes atores fazem parte de todo o contexto a ser restaurado. Nesse sentido, planejar e colocar em prática modelos, inclui a perspectiva de quem convive diretamente com os efeitos da degradação.

#### **4. CONECTANDO PESSOAS E FLORESTAS: AS AÇÕES DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA COMO ALTERNATIVAS DE DESENVOLVIMENTO LOCAL**

Além de se caracterizar como medida mitigadora em resposta a desenfreada degradação e perda de ecossistemas, a restauração ecológica integra inúmeros benefícios como a conservação da biodiversidade, sequestro de carbono, purificação da água, proteção do solo, incluindo as possibilidades de renda e desenvolvimento social (BRANCALION et al., 2016).

Logo, para se pensar em restauração ecológica como uma atividade que possa ser contextualizada aos atores sociais envolvidos, é fundamental unir essa prática às ideias e pressupostos do “desenvolvimento local”. Este pode ser conceituado como um processo endógeno, que envolve uma forte vertente da participação social, dinamismo

econômico e a melhoria da qualidade de vida (BUARQUE, 1999; KRONEMBERGER, 2011).

As comunidades do entorno dos locais degradados possuem uma relação direta com a paisagem, por meio do aporte de nutrientes que favorecem as atividades produtivas locais, manutenção da qualidade do solo e da água, redução do assoreamento, fonte de lazer, fornecimento de plantas utilizadas para fins medicinais, frutos para a população, entre outros (POESTER et al., 2012). Além disso, por fazerem parte de toda conjuntura local, o envolvimento e participação dos atores sociais nos trabalhos de Restauração de Áreas Degradadas é essencial, visto que, a tomada de decisão entre restaurar, conservar ou até mesmo manter o que foi desenvolvido nos projetos, são atitudes humanas.

De acordo com Kronemberger (2011), as ações conservacionistas deverão estar diretamente alinhadas às necessidades das comunidades envolvidas, pois, o melhor convívio e participação fortalece o exercício da cidadania, bem como, incentivam a cooperação e protagonismo comunitário, elementos de extrema relevância ao se buscar alternativas para problemas de cunho socioambiental.

Nesse sentido, a eficácia dos programas e projetos de restauração ecológica tem relação direta com o envolvimento dos atores sociais, promovendo atividades que visem contribuir para a redução da pobreza, ao mitigar a degradação local e estimular ações voltadas ao desenvolvimento socioeconômico, e que procurem conciliar a conservação da paisagem e dos sistemas naturais (SHENG et al., 2019).

Segundo Watanabe e Rodrigues (2011), os trabalhos de RAD dependem em grande parte da participação das comunidades locais, estas são corresponsáveis pelas etapas de plantio e cuidados com a área a ser restaurada. Portanto, é fundamental considerar a participação dos atores sociais e suas expectativas com relação aos trabalhos de recuperação de áreas degradadas. A participação direta das pessoas que convivem com as áreas a serem recuperadas é fundamental em todas as etapas das ações de restauração.

As ações de Restauração Ecológica podem ainda representar oportunidades que geram serviços e demandas de atividades econômicas.

Assim, os produtos oriundos dessas demandas, possuem valor de mercado agregado, de acordo com as empresas ou instituições que fazem uso de produtos e/ou serviços originados das florestas. Logo, nota-se que as atividades de restauração incentivam a geração de produtos (florestais e não-florestais) com potencial de renda e desenvolvem serviços diferenciados (BENINI et al., 2017). As florestas se constituem em sistemas que beneficiam as comunidades como um todo, e associar esses benefícios com os objetivos da conservação é de grande valia. Em larga escala, a restauração florestal poderá favorecer diretamente a subsistência local, agregando atividades já desenvolvidas pelos produtores rurais, melhorando as condições de produtividade de elementos vitais como o solo, a água, e toda a biodiversidade (ADAMS et al., 2016). Assim, é chegada a hora de mobilizar os segmentos envolvidos com a restauração: coletores de sementes, extrativistas, viveiristas, assistentes técnicos, produtores locais, etc. para que dessa forma sejam garantidos incentivos financeiros e recursos, tornando esse tipo de atividade viável economicamente e com possibilidades de retorno direto (BENINI; ADEODATO, 2017).

Por conseguinte, a participação desses atores poderá produzir novas formas de manejo ou outros tipos de exploração de produtos, como os denominados “produtos da sociobiodiversidade” historicamente utilizados pelas comunidades tradicionais e agricultores familiares. Trata-se de uma diversidade de práticas vinculadas aos conhecimentos tradicionais de extrema importância para a sobrevivência e cultura desses grupos, o que contribui diretamente para a segurança alimentar, conservação da biodiversidade além dos fatores econômicos envolvidos (DINIZ et al., 2014).

Desde 2013, o Ministério do Meio Ambiente já havia identificado a necessidade de restauração em 12 milhões de hectares no território nacional, o que poderia gerar entre 112.280 e 190.696 empregos, de acordo com o modelo de restauração a ser implantado (MMA, 2017).

O cumprimento dessa agenda traz conseqüentemente a oportunidade de integrar a conservação local aos usos produtivos da terra, numa escala mais ampla, que por si só é um desafio, no entanto, poderá for-

talecer iniciativas e configurar uma cadeia produtiva efetiva, alinhando setores envolvidos e fomentando políticas públicas (CHAZDON; URIARTE, 2016).

O desafio de “recobrir” o Brasil até 2030 aponta ainda a grande urgência de atender aos acordos climáticos, que diante do enorme passivo ambiental acumulado por décadas, volta-se para a inevitabilidade de implantar técnicas para a redução dos níveis de carbono na atmosfera. Tudo isso pauta-se também, na manutenção das reservas naturais, bem como, na restauração de ambientes já degradados (BENINI; ADEODATO, 2017).

Percebe-se nesse contexto que esses compromissos globais remetem a garantia de bem-estar humano, aliado às ações de conservação que extrapolem a visão fragmentada de “mitigar impacto ambiental” e que possam unir pessoas em um objetivo comum: melhorar as condições do meio, resgatando a biodiversidade e potencializando as atividades econômicas locais (REZENDE; SCARONI, 2017).

Assim, as ações de Restauração Florestal vão muito além do simples recobrimento do solo degradado, pois, envolvem toda uma complexidade voltada não apenas para o ambiente biofísico, mas, que conecta pessoas, conhecimentos locais e possibilidades de melhoria integrada.

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A Restauração Ecológica tem buscado tentativas de enfrentamento à degradação ambiental, que tem reduzido a biodiversidade em todo o planeta e em ritmo desenfreado. No entanto, embora tenhamos avançado em modelos que conseguem diagnosticar, testar ou prever condições do meio, ainda se faz necessário priorizar a perspectiva social nos planejamentos de RAD, e que estes atores sociais incluídos não sejam apenas expectadores, mas, tomadores de decisão e corresponsáveis pelas ações implantadas.

Nesse sentido, acredita-se que as atividades de Restauração Ecológica serão cada vez mais bem-sucedidas com base nas premissas do desenvolvimento local, este que é vinculado às experiências participativas

e construção da autonomia. Assim, o grande déficit de áreas a serem restauradas poderá trazer oportunidades e benefícios mútuos, traduzindo os princípios de sustentabilidade e consequentemente fomentando ações mais efetivas.

## REFERÊNCIAS

ADAMS, C.; RODRIGUES, S. T.; CALMON, M.; KUMAR, C. Impacts of large-scale forest restoration on socioeconomic status and local livelihoods: what we know and do not know. **Biotropica**, v.48, n.6, p.731-744, 2016.

BECHARA, F.C. Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga. **Tese de Doutorado em Recursos Florestais**. ESALQ-USP, Piracicaba-SP. 2006.

BELLOTTO, A.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Principais iniciativas de restauração florestal na mata atlântica, apresentadas sob a ótica da evolução dos conceitos e dos métodos aplicados. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEM, I. **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 2009. 256p.

BENINI, R. M; ADEODATO, S. **O desafio econômico de redescobrir o Brasil - Economia da restauração florestal**. São Paulo (SP): The Nature Conservancy, 2017. 136p.

BENTO, R. A.; VIEIRA, G.; PANHOCA, L. CARNEIRO, L. M.; GUERRA, C. M. S. Activity based costing of the nucleation techniques implemented in forest clearings due to oil exploration in the Central Amazon. **BASE – Revista de Administração e Contabilidade da Unisinos**. v. 10, n.2, p. 117-129, 2013.

BOANARES, D.; AZEVEDO, C. S. The use of nucleation techniques to restore the environment: a bibliometric analysis. **Natureza & Conservação**, v.1, n.2, p.93-98, 2014.

BRANCALION, P. H. S.; CARDOZO, I. V.; CAMATTA, A.; ARONSON, J. Cultural Ecosystem Services and Popular Perceptions of the Benefits of an Ecological Restoration Project in the Brazilian Atlantic Forest. **Restoration Ecology**. v. 22, n. 1, p. 65–71, 2014.

BRANCALINON, P. H. S.; SCHWEIZER, D.; GAUDARE, U.; MANGUEIRA, J. R.; LAMONATO, F.; FARAH, F. T. NAVE, A. G.; RODRIGUES, R. R. Balancing economic costs and ecological outcomes of passive and active restoration in agricultural landscapes: the case of Brazil. **Biotropica**, v.48, n.6, p.856-867, 2016.

BRASIL. **Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012.** Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm)>. Acesso em nov. de 2014.

BUARQUE, S. C. **Metodologia de planejamento do desenvolvimento local e municipal sustentável.** Material para orientação técnica e treinamento de multiplicadores e técnicos em planejamento local e municipal. Brasília: PCT – Projeto de Cooperação Técnica INCRA, 1999. 104p.

CHAZDON, R. L.; URIARTE, M. Natural regeneration in the context of large-scale forest and landscape restoration in the tropics. **Biotropica**, v.48, n.6, p.709-715, 2016.

CORBIN, J. D.; HOLL, K. D. Applied nucleation as a forest restoration strategy. **Forest Ecology and Management**. v. 265, n. 1, p. 37-46, 2012.

DINIZ, J. D. A. S.; BARBOSA-SILVA, D.; ROCHA, M. S.; COSTA, M. P. Conservação ambiental e aproveitamento econômico em áreas de Reserva Legal de agricultores familiares na região do cerrado, p. 244-268. In: SAMBUICHI, R. H. R. SILVA, A. P. M.; OLIVEIRA, M. A. C.; SAVIAN, M. **Políticas agroambientais e sustentabilidade: desafios, oportunidades e lições aprendidas.** Brasília: Ipea, 2014. 273 p.

DURIGAN, G.; ENGEL, V.L. Restauração de Ecossistemas no Brasil: onde estamos e para onde podemos ir? pp.1-23.293p. In: Martins, S.V. (ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados.** Editora UFV, Viçosa, 2012. 293p.

KAGEYAMA, P. Y.; CASTRO, C.F.A. Sucessão secundária, estrutura genética e plantação de espécies arbóreas nativas. **IPEF**. Piracicaba, v.41, n.42, p.83-93, 1989.

KRONEMBERGER, D. **Desenvolvimento local sustentável: uma abordagem prática.** São Paulo: SENAC, 2011. 277p.

MARTINS, S. V.; MIRANDA NETO, A. RIBEIRO, T. M. Uma abordagem sobre a diversidade e técnicas de restauração ecológica. In: **Restauração Ecológica de ecossistemas degradados.** 1.ed. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa (UFV), 2012. 293p.

MELLO, K.; PETRI, L.; LEITE, E. C.; TOPPA, R. H. Cenários ambientais para o ordenamento territorial de áreas de preservação permanente no município de Sorocaba, SP. **Revista Árvore**, v.38, n.2, p.309-317, 2014.

METZGER, J. P.; BRANCALION, P. H. S. Challenges and Opportunities in Applying a Landscape Ecology Perspective in Ecological Restoration: a Powerful Approach to Shape Neolandscapes. **Natureza & Conservação**. v. 11, n.2, p.103-107, 2013.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE-MMA. **Plano Nacional de recuperação da vegetação nativa**. Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Departamento de Conservação da Biodiversidade, Brasília, 2017, 76p.

POESTER, G. C.; CASTRO, D.; MELLO, R. S. P.; BERGAMIN, R. S.; ZANINI, K. J.; MÜLLER, S. C.; DIAS, A. S. **Práticas para restauração da mata ciliar**. Porto Alegre: Catarse – Coletivo de Comunicação, 2012. 60p.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; TRES, D. R.; TRENTIN, B. E. Nucleação: Concepção bio-cêntrica para a restauração ecológica. **Ciência Florestal**. v. 24, n. 2, p. 509-519, 2014.

REZENDE, C. L. SCARONI, F. R. Condicionantes sociais da restauração ecológica, p.64-73. In: BENINI, R. M; ADEODATO, S. **O desafio econômico de redescobrir o Brasil - Economia da restauração florestal**. São Paulo (SP): The Nature Conservancy, 2017, 136.p.

RODRIGUES, R. R.; LIMA, R. A. F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**. v. 1, n.142, p. 1242–1251, 2009.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Quando o melhor pode ser o pior: como pensar a biodiversidade na restauração ecológica. **Revista Caititu**, n. 1, p. 17–20, 2013.

SCHENG, W.; ZHEN, L.; XIAO, Y.; HU, Y. Ecological and socioeconomic effects of ecological restoration in China's Three Rivers Source Region. **Science of the Total Environment**, v. 1, n.650, p. 2307-2313, 2019.

SOUSA, M. A. Desenvolvimento humano no contexto do voluntariado: interfaces com a ética e a sustentabilidade. **Tese (Doutorado). Programa de Pós Graduação em Processos de Desenvolvimento humano e saúde**. Universidade de Brasília-UNB. 2011. 150p.

WATANABE, J.; RODRIGUES, C. J. Restauração florestal nas Áreas de Preservação Permanente do córrego do Galante (Monte Castelo e Tupi Paulista, SP) por meio de programa de fomento florestal. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**. v. 7, n. 2, p.432-439, 2011.



## STATUS DE CONSERVAÇÃO E IMPORTÂNCIA DA FAMÍLIA CACTACEAE, COM ÊNFASE NO GÊNERO *MELOCACTUS*

Eronides Bravo Filho  
Marlucia Santana  
Paulo Almeida Santos  
Adauto Ribeiro

O objetivo foi apresentar resultados de uma revisão sobre o status de conservação da família Cactaceae, com ênfase no gênero *Melocactus*, além de analisar a importância econômico-cultural e ecológica, possibilitando-se assim, a tomada de decisões para o desenvolvimento de estratégias de conservação. O procedimento metodológico utilizado foi pesquisa documental e bibliográfica. Os maiores desafios na atualidade para a conservação das Cactaceae no Brasil advêm, principalmente, da carência de informações referentes tanto a biodiversidade como da sua distribuição, fatos que limitam a criação de políticas pública para um melhor aproveitamento e conservação deste recurso vegetal.

**Palavras-Chave:** Conservação de *Melocactus*; Distribuição; Espécie endêmica.

## 1. INTRODUÇÃO

As Cactaceae são plantas xerófitas, perenes e ocorrem em uma ampla diversidade de clima, solo e ecossistemas, com maior ocorrência na Caatinga, Florestas Tropicais, Cerrado, Campos rupestres e Restingas. Família monofilética, distribuída em 127 gêneros e aproximadamente 1500 espécies. No APG IV 2016 (FREITAS et al., 2017), foi subdividida em quatro Subfamílias: *Maihuenoideae*, *Pereskeoideae*, *Leuenbergioideae*, *Opuntioideae* e *Cactoideae* e integra o segundo grupo botânico mais numeroso da região neotropical.

Grupo de plantas exaustivamente explorado em uma ampla variedade de usos, a exemplo da forragem, ornamentação, medicina tradicional, misticismo, na produção de alimentos, na fabricação de objetos e produtos cosméticos. Apesar dessa diversidade de possibilidades de aproveitamento, algumas dessas atividades são realizadas de forma extrativista e ilegal (LUCENA et al., 2015; MENEZES et al., 2015; BRAVO FILHO et al., 2018).

Não obstante a amplitude de aplicações, poucas espécies são cultivadas com a finalidade de suprir os seus usos, pois os espécimes são retirados diretamente da natureza sem levar em consideração sua resiliência. Acrescido a esses fatores, os habitats de ocorrência das cactáceas vêm sendo historicamente fragmentados, para a implantação de atividades agropastoris, assentamentos urbanos, extração de recursos naturais e o agronegócio (LVFB, 2013; MENEZES et al., 2015).

Deste modo, a carência de informações sobre as cactáceas, têm contribuído para limitar a criação de políticas públicas em defesa e melhor aproveitamento econômico-cultural deste grupo de plantas, que é símbolo cultural do Nordeste brasileiro (LUCENA et al., 2015; MENEZES et al., 2015; BRAVO FILHO et al., 2018).

Neste estudo, são apresentados os resultados de uma revisão sobre o status de conservação da família Cactaceae, no Brasil e no estado de Sergipe, com ênfase no gênero *Melocactus*, além de analisar a importância econômico-cultural e ecológica, possibilitando-se assim, a tomada de decisões para o desenvolvimento de estratégias de conservação.

## 2. OS CACTOS NO BRASIL

No Brasil, atualmente, ocorrem 39 gêneros dos quais 14 são endêmicos e mais de 260 espécies de *Cactaceae* descritas e destas 188 são endêmicas, número que corresponde, respectivamente, a 39% e 17,2% da diversidade mundial (CHAVES et al., 2015; MENEZES et al., 2015; TAYLOR et al., 2015; ZAPPI et al., 2016).

Essa quantidade segundo Taylor et al., (2015), faz do Brasil o terceiro maior centro em diversidade de *Cactaceae* do mundo, ocorrendo todas as subfamílias, com exceção da *Maihuenoideae* e *Leuenbergioideae*, ficando atrás do México e Sul dos Estados Unidos, que juntos detêm a maior diversidade mundial e como centro secundário de diversidade vem a região dos Andes que inclui Peru, Bolívia, nordeste do Chile e Argentina (LVFB; 2013; MENEZES et al., 2015; MARCHI, 2016).

As regiões fitogeográficas brasileiras são marcadas pelo alto grau de diversidade de *Cactaceae* endêmicas (LVFB, 2013). A Caatinga é o bioma brasileiro que abriga o maior número de endemismo no país, pois concentra 12 gêneros, 80 espécies e 30 subespécies; seguido pelo Cerrado que detém 11 gêneros 67 espécies e 28 subespécies; a Mata Atlântica com sete gêneros, 62 espécies e 25 subespécies; o Pampa com um gênero, 12 espécies e 10 subespécies; o Pantanal com um gênero, quatro espécies e uma subespécie; e a Amazônia com duas espécies (ZAPPI et al., 2016).

## 3. OS CACTOS NO ESTADO DE SERGIPE

O estado de Sergipe, situa-se na região Nordeste do Brasil, limita-se ao noroeste com o estado de Alagoas, a leste Oceano Atlântico e ao sul e oeste com o estado da Bahia. Neste estado, a vegetação Caatinga ocupa uma área de aproximadamente 10.395 km<sup>2</sup>, número que corresponde a 49% do estado (IBGE, 2017), local, onde ocorrem todas as subfamílias *Cactaceae*, com exceção da *Maihuenoideae* que é típica de locais de alta altitude como Andes argentino e Chile (BRAVO FILHO et al., 2019).

Atualmente, no território sergipano, encontram-se descritos 11 gêneros e 26 espécies, das quais uma é endêmica (*Melocactus sergipensis*) e seis exóticas cultivadas com maior frequência [*Epiphyllum oxypetalum*

(DC.) Haw., *Hylocereus undatus* (Haw.) Britton & Rose, *Opuntia dillenii* Haw., *Opuntia ficus-indica* (L.) Mill., *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck e *Opuntia* sp.], quantidade correspondente a 28,2% dos gêneros e 10% das espécies que ocorrem no Brasil (ZAPPI et al., 2016). A subfamília Pereskeoideae apresenta a menor diversidade de cactos do estado, contendo apenas uma espécie (*Pereskia aculeata* Mill.). Já a subfamília *Opuntioideae* possui três gêneros, seis espécies e uma subespécie descrita, números que correspondem respectivamente a 20% e 2% da diversidade mundial (ZAPPI et al., 2016; BRAVO FILHO et al., 2019).

Atualmente, tanto o Livro Vermelho da Flora do Brasil - LVB (2013), como o Ministério do Meio Ambiente - MMA (2014) citam 76 espécies de Cactaceae com status de Ameaçadas de Extinção. Destas, 10 pertencem ao gênero *Melocactus*, sendo que duas fazem parte da flora do estado de Sergipe, uma é o *M. violaceus* Pfeiff, espécie terrícola, nativa do estado e que ocorre no bioma Restinga, e encontra-se com o status de vulnerável (VU). A outra é o *M. sergipensis*, única espécie de Cactaceae endêmica do Estado, descoberta em 2014, em uma pequena mancha de Caatinga no município de Simão Dias por Bravo Filho, E. S. (ASE: 31075) e encontra-se com o status de Criticamente Ameaçado de Extinção (CR), segundo os critérios da IUCN e reconhecido pela CITES, (2016) - Convention on International trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (MMA, 2014; TAYLOR et al., 2014).

#### 4. O GÊNERO MELOCACTUS

O gênero *Melocactus* é popularmente conhecido por cabeça-de-frade, coroa-de-frade, aleija-cavalo, coroinha e tamborete-de-sogra (BRAVO FILHO et al., 2018). É composto por 38 espécies distribuídas desde a América Central, México, Caribe, Andes e no Brasil, onde ocorre no Norte (Amazônia e Roraima), Sudeste (Espírito Santo, Minas Gerais e Rio de Janeiro) e em todos estados do Nordeste. Das 23 espécies terrícolas e rupícolas que ocorrem no Brasil, 21 são endêmicas e distribuídas nos biomas de Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica e Amazônia, número que faz do Brasil o centro mundial em diversidade deste gênero (IUCN, 2016).

No estado de Sergipe ocorrem cinco espécies do gênero *Melocactus*, distribuídas no ecossistema Restinga, duas espécies (*M. violaceus* Pfeiff e o *M. violaceus* subsp. *margaritaceus* N.P. Taylor) e no bioma Caatinga, três espécies [*M. ernestii* Vaupel, *M. zehntneri* (Britton & Rose) Luetzelb. e o *M. sergipensis* N.P. Taylor & M.V. Meiado]. Destas, o *M. violaceus* Pfeiff, encontra-se listada desde 2008 pelo Ministério do Meio Ambiente com o status de vulnerável (VU), já o *M. sergipensis* é o único representante da família *Cactaceae* endêmica do estado de Sergipe e encontra-se criticamente ameaçada de extinção (CR), (TAYLOR et al., 2014; ZAPPI et al., 2016).

Em relação às outras duas espécies, o *M. zehntneri* apesar de possuir a maior distribuição no estado, ocorre em praticamente todo o Sertão sergipano e, não obstante, seu status de conservação ser pouco preocupante LC (IUCN, 2017), as populações que ocorrem em Sergipe encontram-se bastante degradadas ou perturbadas, salvo aquelas populações que ocorrem em reservas ambientais a exemplo da MONA Grota Angico em Poço Redondo, essa reserva tem como símbolo o *M. zehntneri* (BRAVO FILHO et al., 2018). Com relação ao *M. ernestii*, sua ocorrência no estado se deve apenas ao registro de duas exsiccatas no ASE (Herbário da UFS), contudo, até o momento não foi confirmada a ocorrência de populações (BRAVO FILHO et al., 2018).

Dentre as espécies que ocorrem no estado, o *M. zehntneri* possui a maior distribuição, ocorrendo em oito municípios, seguido pelo *M. violaceus* Pfeiff distribuído em seis municípios, posteriormente vem o *M. violaceus* subsp. *margaritaceus* em cinco municípios e por último os *M. sergipensis* e *M. ernestii* com ocorrência em um município cada (BRAVO FILHO et al., 2019).

O *Melocactus sergipensis* N. P. Taylor & M. V. Meiado, espécie ocorrente na região Sul do estado, no município de Simão Dias, Sergipe, Brasil. Até o momento apenas uma população de *M. sergipensis* foi registrada, crescendo sobre um afloramento rochoso graníticos, metamórficos e úmido, em uma área de ocupação de aproximadamente 1.000 m<sup>2</sup>, inserida em uma pequena mancha de Caatinga e em meio a uma plantação de milho localizada no Povoado Paracatu. Esta população encontra-se isolada entre estradas em um ambiente fortemente antropizado e de-

gradado pela atividade agrícola, restando apenas a vegetação nativa das localidades rochosas, visto ser imprópria para a introdução de tal atividade (TAYLOR et al., 2014; BRAVO FILHO et al., 2019).

*Melocactus zehntneri* (Britton & Rose) Luetzelb., apresenta-se distribuída em oito municípios, Canindé de São Francisco, Gararu, Macambira, Monte Alegre, Nossa Senhora da Glória, Porto da Folha, Poço Redondo e Poço Verde, a maioria pertencente ao alto sertão sergipano, com exceção dos municípios Macambira que pertence ao Agreste e Poço Verde que se encontra no Sul do estado.

Em virtude da alta degradação da Caatinga, causada, sobretudo pelo avanço de atividades agropastoris e para a produção de carvão, restam atualmente pequenas populações do *M. zehntneri* isoladas em locais próximos à gruta, pés-de-morros, e em algum as margens do Rio São Francisco e afluentes do Rio Vaza-Barris como o Jacoca. Essas populações ainda remanescem em virtudes destas localidades serem impróprios para a introdução de atividades agropastoris. Apesar de esta espécie ocorrer em Unidades de conservação como Monumento Natural (MONA) do Rio São Francisco, MONA Grotta do Angico localizadas e a União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (2014) registrar o *status* de conservação como pouco preocupante (LC).

Estes dados não corroboram com a realidade desta espécie no estado de Sergipe, pois, as populações são cada vez mais suprimidas por fatores como degradação da Caatinga e extração dos espécimes inteiros para produção de doces, forragem para ruminantes de pequeno porte, ornamentação e misticismo (BRAVO FILHO et al., 2018).

A ocorrência do *M. violaceus* subsp. *margaritaceus* foi registrado em cinco municípios do estado, no Leste em Itaporanga D' Ajuda, Japoatã e Santo Amaro das Brotas e no Agreste em Areia Branca e Itabaiana, em Restingas geralmente sobre areia branca e grossa em altitude acima de 126m (BRAVO FILHO et al., 2018).

Esta espécie apresenta a terceira maior distribuição no estado e apesar da crescente degradação nos habitats de Restinga e do extrativismo, grande parte de suas populações ocorrem em Unidades de Conservação de Proteção Integral (PARNA Serra de Itabaiana e REBIO de Santa Isabel) e em seus entornos.

O *Melocactus violaceus* Pfeiff., tem distribuição restrita ao Leste do Estado (litoral) ocorrendo nos municípios de Aracaju, Pirambu, Neópolis, Pacatuba e Estância. O município de Pacatuba é atualmente o maior sítio de ocorrência desta espécie, além de possuir o ecossistema menos degradado e perturbado pela ação antrópica no estado.

Apesar da crescente degradação da Restinga, causada principalmente pela expansão imobiliária e pela extração de areia, fato que coloca essa formação vegetal como a mais suprimida do país. Esta espécie, por crescer na REBIO de Santa Isabel e em seu entorno, teoricamente encontra-se protegida, entretanto, sofre ameaça pelo extrativismo ilegal, pelas atividades agrícolas e pela ocupação do solo.

O *Melocactus ernestii* Vaupel subsp. *ernestii* possui registro de ocorrência na região Sul do estado, no município de Tobias Barreto. Contudo, esta espécie não foi localizada e registrada por meio desta pesquisa. Desta forma, as informações referentes a esta espécie limitaram-se aos dados contidos no Herbário ASE (2014), da UFS.

## 5. IMPORTÂNCIA ECONÔMICO-CULTURAL E ECOLÓGICA DAS CACTACEAE

A importância das Cactaceae não se limita apenas ao Brasil, pois países como México, Cuba, Colômbia, Estados Unidos da América, Etiópia, África do Sul e Índia, têm desenvolvido trabalhos voltados para a importância econômico-cultural deste grupo de plantas (CHAVES et al., 2015; LUCENA et al., 2015).

As características peculiares pertencentes às Cactaceae como beleza, fazem com que essas plantas, sejam amplamente utilizadas na medicina tradicional por indígenas e curandeiros em rituais religiosos, na ornamentação (residências, praças e jardins), na fabricação de cosméticos, na construção de objetos para diversos fins, na alimentação de rebanhos, na gastronomia regional, na veterinária, como bioindicador das chuvas e como alucinógeno (LUCENA et al., 2015; MARCHI, 2016).

Os cactos desempenham um papel funcional no ambiente onde estão inseridos, agindo como espécies colonizadoras, fornecendo alimentos para uma grande diversidade de animais através de seus frutos,

caule e do néctar das flores (COELHO et al., 2015; LUCENA et al., 2015). O cladódio de várias Cactaceae a exemplo do mandacaru (*Cereus jama-caru* DC.), xique-xique [*Pilosocereus gounellei* (Weber) Byles & Rowley] e facheiro (*Pilosocereus pachycladus* Ritter.) é bastante utilizado por pássaros e várias espécies de vespas para construção de ninhos e colmeias (CORREIA et al., 2012; BRAVO FILHO et al., 2018).

As espécies do gênero *Melocactus*, por florescerem e frutificarem continuamente, têm sido fonte constante de alimento, contribuem de uma forma singular para a manutenção de vários animais nectários autóctones como os *Colibris* sp. (beija-flores), vespas e entre tantos outros que se alimentam dos seus frutos a exemplo dos lagartos *Tropidurus cocorobensis* e do *Cnemidophorus ocellifer* que exercem com as espécies do gênero *Melocactus* uma relação de duplo mutualismo, onde pela manhã, período que ocorre a liberação dos frutos, os lagartos se alimentam dos frutos e promovem assim a dispersão de sementes. À tarde período em que ocorre a antese, os lagartos absorvem o néctar das flores e promovem, desta forma, a polinização (BRAVO FILHO, 2018).

## 6. CENÁRIOS DE RISCOS E AMEAÇAS ÀS CACTÁCEAS NO BRASIL

Apesar de todos os benefícios proporcionados pelas Cactaceae, não são observados cultivo comercial com a finalidade de suprir os seus usos. Desta forma, os espécimes são removidos diretamente da natureza e sem levar em consideração o seu ritmo de resiliência. Fato preocupante, pois das 260 espécies que ocorrem no Brasil, 91 encontram-se listadas no Livro Vermelho da Flora Brasileira, classificadas como em risco de extinção e segundo IUCN (2016), atualmente 31% das espécies encontram-se ameaçadas de extinção, tornando esse grupo taxonômico o quinto mais ameaçado Brasil (LVFB, 2013; MARCHI, 2016). E destas, nove pertencem ao gênero *Melocactus*, número que corresponde a 40,9% da diversidade nativa brasileira (LVFB, 2013).

Biomass brasileiros como a Caatinga, Mata Atlântica e o Cerrado que são os mais importantes em diversidade de Cactaceae no país, encontram-se altamente suprimidos e alterados pela ação antrópica insustentável. A Caatinga, vegetação onde ocorre o maior número de cactos

em diversidade e endemismo, encontra-se fragmentada e as consequências desta ação é a redução e isolamento de várias espécies, fato que culmina em número ascendente de espécies desse bioma incluídas na lista das espécies ameaçadas de extinção (CRUZ, 2011; LVFB, 2013). No estado de Sergipe essa fragmentação é agravada por queimadas, desmatamentos para a introdução de atividades agrícolas, produção de lenha e carvão (FAPESP, 2013; LVFB, 2013).

A supressão da vegetação não é a única ameaça que circunda as Cactaceae, pois a redução no número dos espécimes é potencializada através da coleta extrativista para serem utilizados na ornamentação, na fabricação de doces, na utilização como forragem para ruminantes e como plantas medicinais (CRUZ, 2011; LUCENA et al., 2015; NETO et al., 2015; MARCHI, 2016) Figura 1.

**Figura 1.** Principais ações degradantes das espécies de Cactaceae em Sergipe.



Fonte: BRAVO FILHO, (2014-2016).

As imagens demonstram os principais fatores reducionais das populações de Cactaceae, a exemplo da fragmentação, isolamento e degradação populacional através da expansão imobiliária, extrações de recursos naturais (areia, pedras e lenha), introdução de atividades agropastoris e remoção da vegetação que ocorre através da ação do fogo.

## 7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As Cactaceae são amplamente utilizadas na medicina tradicional por indígenas e curandeiros em rituais religiosos, na ornamentação, fabricação de cosméticos, construção de objetos, alimentação de rebanhos, na gastronomia regional, veterinária, como bioindicador das chuvas e como alucinógeno.

A ausência de cultivo comercial com a finalidade de suprir os usos das Cactaceae, é um fato preocupante, pois das 260 espécies que ocorrem no Brasil, 91 encontram-se listadas no Livro Vermelho da Flora Brasileira, classificadas como em risco de extinção e destas, nove pertencem ao gênero *Melocactus*, número que corresponde a 40,9% da diversidade nativa do Brasil.

Portanto, os maiores desafios na atualidade para a conservação das Cactaceae no Brasil, advêm principalmente da carência de informações referentes tanto a biodiversidade como da sua distribuição, fatos que limitam a criação de políticas públicas para um melhor aproveitamento e conservação deste recurso vegetal.

## REFERÊNCIAS

Bravo Filho, E. S.; Santana, M. C.; Santos, P. A. A.; Ribeiro, A. S. Levantamento etnobotânico da família Cactaceae no estado de Sergipe. **Revista Fitos**, v. 12, n. 1, p. 41-53, 2018.

Bravo Filho, E. S.; Santana, M. C.; Santos, P. A. A.; Ribeiro, A. S. Germination and acclimatization of *Melocactus sergipensis* Taylor & Meiado. Iheringia, **Série Botânica**, v. 74, p. 1-5, 2019.

Bravo filho, E. S.; Santana, M. C.; Santos, P. A. A.; Ribeiro, A. S. *Melocactus* (Cactaceae) no estado de Sergipe (Brasil) e aspectos de sua conservação. **Revista Lilloa**, v. 55, n. 1, p. 16-25, 2018.

Cavalcante, A.; Teles, M.; Machado, M. **Cactos do semiárido do Brasil: Guia ilustrado**. Instituto Nacional do Semiárido (INSA), Campina Grande – PB, 2013.

Chaves, E. M.F.; Barros, R. F. M. Cactáceas: recurso alimentar emergencial no semiárido, nordeste do Brasil. **Gaia Scientia**. Edição especial Cactaceae, v. 9, n. 2, p. 129-135, 2015.

CITES, (2016). **Cactaceae checklist. Edição 2016**. Disponível em: [http:// assets.kew.org/files/CITES%20Cactaceae%20Checklist%20Third%20 Edition.pdf](http://assets.kew.org/files/CITES%20Cactaceae%20Checklist%20Third%20Edition.pdf). Acessado em: 23 de outubro de 2016.

Coelho, P. J. A.; Júnior, S. F. F.; Nascimento, E. Coleta e conservação *ex situ* de cactáceas nativas do estado do CEARÁ. **Gaia Scientia**, v. 9, n. 2, p. 183-192, 2015.

Correia, D.; Silva, I. C.; Nascimento, E. H. S.; Marais, J. P. S. **Produção de mudas de mandacaru**. Embrapa Fortaleza, Circular técnico, n. 39, p. 1-6, 2012.

ENCICLOPÉDIA BRITÂNICA, (2017). **Caryophyllales plant order**. Disponível em: <https://www.britannica.com/plant/Caryophyllales>. Acesso em: 10 jun. 2017.

Freitas, M. F.; Carrijo, T. T.; Luna, B. N. Sinopse dos gêneros de Primulaceae no Brasil. **Rodriguésia**, v. 68, n. 1, p. 129-142. 2017.

**Fundação de amparo à pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP)**. Apenas 7,5% da Caatinga está protegida. São Paulo, 2013.

**HERBÁRIO DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE (ASE) (2015) Rede Species Link**. Disponível em: <http://splink.cria.org.br/manager/detail?setlang=pt&resource=ASE>. Acessado em: 13 de abril de 2016.

IUCN (2016). **IUCN Red List Categories: Version 2016.2. Gland, Switzerland and Cambridge, UK**. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org/>. Acesso em: 26 out 2016.

IUCN (2016). **Red List of Threatened Species**. Version 2016-3. [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org). Acesso em: 01 fev. 2017.

**Livro vermelho da flora do Brasil (LVFB)**. Centro Nacional de Conservação da Flora (CNCFLORA): LVFB, 2013. 1. ed. Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2013.

Lucena, C. M.; Ribeiro, J. E.S.; Nunes, E. N.; Meiado, M. V.; Quirino, Z. G.M. Casas, A.; LUCENA, R. F.P. Distribuição local de *Cereus jamacaru* Dc. subsp. *jamacaru* e *Pilosocereus pachycladus* F. Ritter subsp. *pernambucoensis* (F. Ritter) Zappi (Cactaceae) e sua

relação com uma comunidade rural no município do Congo, Paraíba. **Gaia Scientia**, v. 9, n. 2, p. 97-103, 2015.

Marchi, M. N. G. **Aspectos fisiológicos, anatômicos e moleculares da propagação e conservação in vitro de espécies de cactos endêmicos da Bahia**. 2016. 14 f. Tese (Doutorado em Recursos Genéticos Vegetal), Universidade Estadual de Feira de Santana, Bahia, 2016.

Menezes, M. O.T.; Ribeiro-Silva, S. Cactáceas do Ceará, Brasil: prioridades para a conservação. **Gaia Scientia**, v. 9, n. 2, p. 67-76, 2015.

**MMA. Caatinga. Ministério do Meio Ambiente: MMA**, 2014. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/biomas/caatinga>. Acesso em: 29 abr. 2015.

Moraes, D. S. C. **Avaliação das atividades antioxidantes e citotóxicas de extratos ricos em polissacarídeos extraídos das hastes de mandacaru (Cereus jamacaru de candolle, Cactaceae)**. 2013. 16 f. Dissertação (Mestrado em Bioquímica), Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2016.

Neto, J. A. S.; Castro Filho, E. S.; Araújo, H. R. Potencial das cactáceas como alternativa alimentar para ruminantes no semiárido. **Nutritime Revista Eletrônica**, Viçosa, v.12, n.6, p. 4426-4434, 2015.

Taylor, N. P.; Meiado, M. V.; Bravo Filho, E.; Zappi, D. A new *Melocactus* from the Brazilian state of Sergipe. **Bradleya**, v.32, p.99-104, 2014.

Taylor, N.; Santos, M. R.; Larocca, J.; Zappi, Daniela. **Cactaceae in Lista de Espécies da Flora do Brasil**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB70>. Acesso em: 10 out. 2015.

Zappi, D.; Taylor, N.; Santos, M.R.; Larocca, J. 2016. **Cactaceae in Lista de Espécies da Flora do Brasil**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB70>>. Acesso em: 18 Jan. 2016.



## SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS EM PERSPECTIVA DE CONSERVAÇÃO DOS REMANESCENTES DE MATA ATLÂNTICA

José Paulo Santana  
Túlio Dantas  
Milton Marques  
Adauto Ribeiro

A Mata Atlântica destaca-se por possuir grande biodiversidade e por fornecer importantes serviços ecossistêmicos, mas apresenta um alto histórico de degradação. Além disso, existe certo grau de dificuldade para a preservação das áreas florestais, principalmente porque as medidas de proteção são reguladas pelas ações políticas influenciadas por diversas esferas econômicas. Na tentativa de atribuir valor à preservação ambiental, integrando-a a lógica financeira pelo estabelecimento do mercado de carbono, preteriu-se a conservação da biodiversidade como um valor intrínseco de preservação. Os estoques de carbono podem estar positivamente associados à biodiversidade em alguns ambientes, porém não é uma regra. Muitas vezes a relação é contrária, com ambientes de baixa biodiversidade apresentando maior capacidade de retenção e assimilação de carbono, fazendo com que muitos recursos do “mercado ambiental” sejam careados para iniciativas que não trazem benefícios para a preservação da biodiversidade. Este capítulo esclarece algumas destas contradições e discorre sobre as causas e consequências destas distorções.

**Palavras Chave:** Biodiversidade; Florestas Tropicais; Valoração; Capital natural.

## 1. A BIODIVERSIDADE COMO FUNÇÃO POTENCIALIZADORA DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

O Brasil ao mesmo tempo que se destaca como um país de grande biodiversidade, possui altas taxas de desmatamento, em consequência de seu modo de ocupação e modelo de desenvolvimento. Segundo Ribeiro et al., (2009), a Mata Atlântica conservava somente 14% de sua área original, mas atualizações feitas pelo SOS Mata Atlântica/INPE (2019), com dados de 2018, mostraram que houve uma redução para 12,4% em um intervalo de 10 anos. Esta redução foi influenciada por dois fatores principais: i) expansão da agropecuária e b) expansão urbana com diferentes formas de ocupação antrópica da Mata Atlântica nas cidades costeiras.

Mesmo passando por esses tensores (*drives forces*) ambientais negativos, a Mata Atlântica ainda é reconhecida como um *Hotspots* mundial em florestas (ZAPPI et al., 2015), além de também se destacar por ser um importante estoque de carbono em seus ambientes florestais (CARDOSO et al., 2015).

A biodiversidade parece promover o funcionamento e estabilidade do ecossistema e ajuda a manter a provisão de serviços ecossistêmicos. Os mecanismos até então descritos para esta relação entre biodiversidade e serviços ecossistêmicos podem ser agrupados como aqueles relacionados aos “efeitos de amostragem” (ou seja, onde o aumento da riqueza aumenta a probabilidade de ocorrência de espécies potencializadoras), e aqueles relacionados aos “efeitos de interação” (isto é, serviços ecossistêmicos surgem ou são potencializados por meio de interações entre espécies; WALL; NIELSEN, 2012).

Estima-se que os *Hotspots* de biodiversidade, apesar de representarem 2,3% da superfície da terra, sejam responsáveis por 35% dos serviços ecossistêmicos globais, assim como são também os mais ameaçados devido às grandes substituições de habitats (EMERTON; TERRAZAS, 2003). Recentes estudos têm avaliado a associação do controle e regulação climática com base nos estoques de carbono das florestas, discutindo-se a possibilidade de haver relação positiva entre diversidade e produtividade do ecossistema. Mesmo em sistemas complexos, surgem

estudos indicando que ambientes com maior riqueza da fauna e flora, contribuem para o equilíbrio da provisão dos serviços ecossistêmicos (KUBISZEWSKI et al., 2017; FELIPE-LUCIA, 2020).

Observações empíricas e experimentais têm dado pistas sobre o papel funcional da biodiversidade quando demonstraram haver menor perda funcional em canteiros com maior biodiversidade de plantas (TILMAN et al., 1997; ISBELL et al., 2011). Em contrapartida, outros estudos indicam não haver relação direta entre produtividade do ecossistema e biodiversidade (EMERTON; TERRAZAS, 2003).

Neste contexto de discussões e observações, como se comporta a Mata Atlântica? Quais são os elementos chaves para analisar a relação entre biodiversidade e a sua biomassa especialmente devido às dinâmicas e funções que as espécies deste bioma exercem?

O Brasil iniciou recentemente a implantação dos Pagamentos por Serviços Ambientais - PSA em suas florestas. Esse novo paradigma de dar valor aos serviços ecossistêmicos tem impasses com o modelo econômico vigente (MAY, 2010). A partir daí, esses pagamentos passaram a objetivar um desenvolvimento econômico com uma visão de economia ecológica, na tentativa de inserir uma forma controlada de utilização/exploração dos recursos limitantes (SACHS, 2008). O principal instrumento para avaliar o pagamento para o fundo está concentrado na capacidade de as florestas armazenarem carbono (FAO, 2006).

A necessidade de iniciativas que visem a mudança nos paradigmas sobre a valorização monetária dos serviços ecossistêmicos, visando a redução da emissão de carbono e do desmatamento (FAO, 2006), surge do fato de que a maioria dos bens e serviços ambientais providos ao homem pela natureza não é transacionada pelo mercado (MARQUES; COMUNE, 1997).

Estes mecanismos de valoração são importantes para destacar a preocupação com os serviços ecossistêmicos, considerando a atenção com a manutenção e proteção ambiental. Neste contexto, na Mata Atlântica vem sendo inserida aos projetos públicos ou privados de pagamentos por serviços ambientais (GUEDES; SEEHUSEN, 2011), sob a ótica econômica. A consolidação do entendimento da relação entre armazenamento de carbono e conservação da biodiversidade pode ser essencial para

gerar ganhos econômicos para as iniciativas de preservação e consequentemente reduzir as pressões econômicas sobre as florestas.

Visando a contribuição da preservação das florestas nativas na conservação dos serviços ecossistêmicos, torna importante analisar como a relação entre a biodiversidade e os estoques de carbono podem ser ferramentas fundamentais para a preservação e pagamentos por serviços ambientais e ecossistêmicos.

## 2. O VALOR DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

O processo de reconhecimento da Mata Atlântica, ou qualquer outra floresta, como geradora dos serviços fundamentais para a sobrevivência humana, começa a mudar o pretexto em que as áreas verdes não possuem rendimento lucrativo e, aqui, mais uma vez retornamos ao destaque de seu caráter de “capital natural” (BARBIER, 2011; TALLIS et al., 2011).

Entre as implicações com a redução das áreas florestais, destaca-se os efeitos negativos sobre a perda da biodiversidade e redução no potencial dos processos (funções) ecossistêmicos, como o sequestro e estoque de carbono (ENRÍQUEZ, 2010; FELIPE-LUCIA et al., 2020). Com base no paradigma econômico vigente, acredita-se que a ideia da improdutividade das florestas seria uma forma de distorção de seu caráter de “riqueza natural”. De forma que, os valores intrínsecos dos ecossistemas eram subestimados, e nem sempre tinha relação ou aspecto com os serviços ecossistêmicos prestados. Dessa forma, foi necessário atribuir valor de forma teológica e ética à conservação das florestas, pela dificuldade de estabelecer valor aos serviços com a visão econômica de mercado (SEEHUSEN; PREM, 2011).

Os serviços ecossistêmicos podem ser enquadrados em dois tipos principais de classificação econômica, (1) o valor intrínseco que considera as atribuições monetárias ligadas de “forma indissolúvel a um componente natural”, e (2) o valor instrumental que envolve a necessidade de uso momentânea, onde a valoração é aplicada no momento temporal do uso desse recurso (BURNEO, 2003).

Um aspecto importante sobre o valor da floresta está vinculado à força de produção e arrecadação monetária com o uso das terras. À medida que atividades como agricultura, agropecuária e outras com diferentes fins de uso da terra apresentaram lucros, essas atividades passaram a rivalizar com a ideia de conservação, e acabaram potencializando as ações de degradação. Dessa forma, a economia sempre exerceu fortes influências sobre as tomadas de decisão da preservação da biodiversidade, ou seja, à medida que demandas sobre o uso das terras desflorestadas aumentavam com base no custo-benefício da terra (PARKS et al., 2000), as áreas florestais reduziram drasticamente.

À medida que descobrimos que as florestas são as grandes responsáveis por promover e regular diversos aspectos entendidos como serviços ecossistêmicos, paralelamente percebe-se que possuem importante papel na manutenção ambiental e na qualidade da vida humana. Passam, então, a possuir uma conotação de “utilidade” econômica (SEEHUSEN; PREM, 2011), fortalecendo a importância das áreas que mantêm tais atributos, a exemplo da Mata Atlântica.

A sensibilização da relação positiva entre biodiversidade e a produção dos serviços ecossistemas (GAMFELDT et al., 2013; LIANG et al., 2017) é ferramenta importante para enfrentar as ameaças das perdas irreversíveis das espécies, tornando comum a afirmação que as espécies da flora e da fauna podem melhorar a função e os serviços dos ecossistemas (BROCKERHOFF, 2017).

A biodiversidade já é amplamente associada ao abastecimento de água, conservação e manutenção das nascentes (NÚÑEZ et al., 2006), provisão de alimentos e plantas medicinais (DAMANIA et al., 2005; NDANGALASI et al., 2007), entre outras infinitudes de benefícios, restando determinar sua função na regulação do clima pelo armazenamento do carbono na atmosfera (IPCC, 2007).

Em outros aspectos, o declínio na biodiversidade poderá acarretar na limitação da efetividade das funções nos ecossistemas (ISBELL et al., 2015), resultando na perda dos benefícios oferecidos pelos ecossistemas (JACTEL et al., 2017). Segundo Costanza et al. (2014), os ecossistemas globais contribuíram em 2011 com US \$125 trilhões/ano, enquanto o valor em 2007 foi de US \$145 trilhões/ano, declinando em cerca de 14%.

Cenários futuros indicam perdas mais substanciais, chegando a US \$51 trilhões/ano, ou em um contexto otimista, aumente cerca de US\$ 30 trilhões/ano (KUBISZEWSKI et al., 2017).

Embora a importância da floresta seja abertamente debatida, ainda temos dificuldade de ter a visão econômica dos serviços florestais, no entanto, é um desafio levar a discussão sobre a valoração da biodiversidade para além da produção de madeira e beleza natural (BROCKERHOFF et al., 2017).

### 3. O AVANÇO DAS POLÍTICAS DE INCENTIVOS PARA A CONSERVAÇÃO DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

As iniciativas econômicas do PSA, ainda necessitam de apoios de políticas públicas, principalmente para a criação de leis que viabilizem as premissas sobre o controle do uso da terra, o impacto diante na usurpação de bens e atributos ambientais ofertados e a valoração dos serviços ecossistêmicos na óptica econômica.

Especificamente, quanto à valoração dos serviços ecossistêmicos, os principais entraves são: (i) há dificuldade em mapear monetariamente, nos modelos econômicos vigentes, os serviços gerados pela biodiversidade (COSTANZA et al., 2014); (ii) dificuldade de apresentar a conversão sobre o valor de carbono perdido, levando em consideração a dinâmica da substituição da floresta; (iii) a resistência na adoção da ideia de “atitude que contraria a lógica do processo de acumulação de capital” (MAY, 2010).

A legislação ambiental brasileira atual aborda temas importantes que priorizam e aspiram ações de conservação, controle de poluentes, licenciamento, avaliação dos impactos. Em especial, pode-se citar algumas leis voltadas especificamente para atender as restrições de degradação nas áreas da Mata Atlântica:

- Política Nacional do Meio Ambiente (Lei nº 6.938/1981);
- Resolução CONAMA nº 01/1986;
- Resolução CONAMA nº 237/1997;
- O Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC (Lei nº 9.985/2000);

- Resolução CONAMA nº 388/2007;
- Novo Código Florestal (Lei nº 12.651/2012);
- Instrução Normativa ICMBio nº 3/2018);
- Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (Lei Federal nº 14.119/2021).

Atualmente, o reconhecimento da importância dos serviços ecossistêmicos para os compromissos voltados a redução do desmatamento visa, prioritariamente, as mudanças climáticas, sobretudo com redução de CO<sub>2</sub> atmosférico, e em menor grau a proteção do funcionamento dos serviços ecossistêmicos (SKUTSCH; VAN LAAKE, 2008; STOCKER, 2014).

Na discussão voltada a legislação de PSA, temos o surgimento da política nacional como parâmetro sistematizador das normas de PSA no Brasil, o que acaba por influenciar iniciativas voluntárias nas esferas estaduais. Em resposta a necessidade de implementação dessa nova política ambiental, no contexto nacional, apenas sete estados (Alagoas, Amapá, Ceará, Maranhão, Rio de Janeiro, Rio Grande do Norte, Rondônia, Sergipe), encontram-se em processo de aprovação ou formulação da lei de PSA estadual.

As estratégias nacionais, ainda são tímidas e derivadas de iniciativas voluntárias dos estados, com diversos problemas de implantação e estabelecimento de indicadores que melhor definam a destinação dos recursos (BRITO; MARQUES, 2016). A lei Federal (Lei nº 14.119/2021), que visa a implantação de pagamentos pelos serviços ambientais, ainda não foi aprovada, embora passos importantes já foram dados, o texto da lei engloba os ecossistemas; serviços ecossistêmicos; pagamentos, pagador e provedor por serviços ambientais” como sendo os elementos chaves a serem utilizados para os beneficiários.

#### 4. A COMPENSAÇÃO POR ESTOQUES DE CARBONO E OS RISCOS À PRESERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

Entre os variados elementos naturais avaliados dentro dos serviços ambientais, o estoque de carbono apresenta grande efeito positivos no combate ao desequilíbrio climático por gerar atribuição econômica para os provedores-recebedores (MURADIAN et al., 2010; CHAVE et al., 2005).

O estabelecimento no mercado de carbono com base nos estoques e assimilação de carbono cresceu como grande alternativa para proteção ambiental e até mesmo, para recuperação de áreas degradadas (FEARNSIDE; BARBOSA, 2003; SANTILLI et al., 2005; FEARNESIDE, 2018), com fortes influências políticas oriundas do Protocolo de Quioto.

Os instrumentos do mercado de carbono podem ter efeitos diretos ou indiretos na conservação da biodiversidade, sejam eles capazes de: evitar emissões (limites de carbono, comércio de emissões de carbono, impostos de carbono); ou aumentar o sequestro (créditos de carbono, compensação de carbono; ESSL et al., 2018). Apesar das diversas iniciativas e fundo voltados para o mercado de carbono, não houve uma integração com a conservação da biodiversidade, já que a biodiversidade é mais frequentemente considerada como um benefício auxiliar ou co-benefício (VAN OOSTERZEE, 2012). Os instrumentos do mercado de carbono podem ter impactos negativos sobre a biodiversidade, se forem concebidos sem essa consideração (ESSL et al., 2018).

Apesar da ocorrência de casos onde a relação é positiva, ecossistemas biodiversos não são necessariamente mais produtivos do que ecossistemas com poucas espécies. Muitos ecossistemas naturais com alta biomassa estão próximos a monoculturas de uma única espécie de planta. No entanto, alta diversidade também deve reduzir as instabilidades temporais causadas pela variação natural do clima, por distúrbios que matam organismos ou por outros fatores (HUSTON; MARLAND, 2012).

Para os ambientes onde não existe correlação entre e biomassa e diversidade, fazer o PSA com base nos estoques de carbono pode gerar uma predeterminação em proteger áreas de menor biodiversidade ou financiar iniciativas de reflorestamentos monotípicos, preterindo áreas com maiores riquezas ou restaurações mais complexas.

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nossos resultados reconciliam a discussão sobre o uso do estoque de carbono como meio de controle das mudanças climáticas, porém existe grandes críticas aos modelos que usam o carbono como base para a proteção da biodiversidade. É notório que a associação entre a baixa produtividade das plantas em locais com alta diversidade, possa distorcer a interpretação das dimensões de importância da biodiversidade, principalmente para as áreas florestais que apresentam algum nível de degradação e possuam espécies ameaçadas.

Neste sentido, a necessidade conjunta de proteção da biodiversidade e retenção de carbono nos faz repensar nos modelos que atribuem o pagamento por serviços ecossistêmicos, sugerindo uma reavaliação das diretrizes dos programas para que consigam proteger esses dois elementos. Entre variadas alternativas, podem ser citadas: (i) a pesquisa por ambientes em que haja uma relação positiva entre estoque de carbono e biodiversidade; (ii) melhoramento das metodologias de avaliação, destacando a necessidade de informações que consigam corresponder as demandas, e direcione as ações de implementação dos PSA, e reduza as lacunas do complexo funcionamento dos ecossistemas; (iii) adoção das recomendações descritas por ESSL et al., (2018) para garantir que os instrumentos do mercado de carbono sejam eficazes e proporcionem os benefícios mútuos para mitigação das mudanças climáticas e conservação da biodiversidade.

Neste sentido, consideramos a necessidade conjunta de proteção da biodiversidade e a retenção de carbono nos faz repensar nos modelos que atribuem o pagamento por serviços ecossistêmicos, sugerindo uma reavaliação das diretrizes dos programas para que consigam proteger esses dois elementos.

## REFERÊNCIAS

- BARBIER, E. B. **Capitalizing on nature: ecosystems as natural assets**. Cambridge University Press., pp. 6-301, 2011.
- BRITO, R. O.; MARQUES, C. F. **Pagamento por Serviços Ambientais: uma análise do ICMS Ecológico nos estados brasileiros**. Planejamento e Políticas Públicas, (49). 2016.
- BROCKERHOFF, E. G.; BARBARO, L.; CASTAGNEYROL, B.; FORRES-TER, D. I.; GARDINER, B.; GONZÁLEZ-OLABARRIA, J. R.; ... JACTEL, H. Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. **Biodivers Conserv**, v.26, p.3005–3035, 2017.
- BURNEO, D. Métodos de Valoração dos Ecossistemas Florestais. In: IZKO, X.; BURNEO, D. **Ferramentas para a Valoração e Manejo Florestal Sustentável dos Bosques Sul-Americanos**. UICN-Sur. pp.13-57, 2003.
- CARDOSO, D. J.; PARRON, L. M.; FRANCISCON, L. Carbono de Biomassa em floresta nativa e sistemas florestais como indicador de serviços ambientais. In: PARRON, L. M.; GARCIA, J. R.; OLIVEIRA, E. B.; Brown, G. G.; PRADO, R. B. **Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica. Embrapa Florestas-Livro científico**. Brasília, 2015. 370 p.
- CHAVE, J.; ANDALO, C.; BROWN, S.; CAIRNS, M. A.; CHAMBERS, J. Q.; EAMUS, D.; ... YAMAKURA, T. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, 145(1), 87-99. 2005.
- COSTANZA, R.; DE GROOT, R.; SUTTON, P.; VAN DER PLOEG, S.; ANDERSON, S. J.; KUBISZEWSKI, I.; ... TURNER, R. K. Changes in the global value of ecosystem services. **Global environmental change**, 26, 152- 158, 2014.
- DAMANIA, R.; MILNER-GULLAND, E. J.; CROOKES, D. J. **A bioeconomic analysis of bushmeat hunting**. Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences, 272, 259–66, 2005.
- EMERTON, L.; TERRAZAS, A. L. Antecedentes e perspectivas da valoração econômica para o manejo florestal sustentável. In: IZKO, X.; BURNEO, D. **Ferramentas para a Valoração e Manejo Florestal Sustentável dos Bosques Sul-Americanos**. UICN-Sur, pp.3-9, 2003.
- ENRÍQUEZ, M. A. Economia dos recursos naturais. In: MAY, P. H (org.). **Economia do meio ambiente: teoria e prática**. 2. ed. Rio de Janeiro: Else vier, pp. 49-78, 2010.

ESSL, F.; ERB, K. H.; GLATZEL, S.; PAUCHARD, A. Climate change, carbon market instruments, and biodiversity: focusing on synergies and avoiding pitfalls. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change**, v. 9, n.1, p. e486, 2018.

FAO - Food and Agricultural Organization. Global Forest Resources Assessment 2005, **Main Report: Progress Towards Sustainable Forest Management**. FAO Forestry Paper 147. FAO, Rome. 2006.

FEARNSIDE, P. M. Valoração do estoque de serviços ambientais como estratégia de desenvolvimento no Estado do Amazonas. **Inclusão Social** 12(1): 141-151, 2018.

FEARNSIDE, P. M.; BARBOSA, R. I. Avoided deforestation in Amazonia as a global warming mitigation measure: The case of Mato Grosso. **World Resource Review**, 15(3), 352-361, 2003.

FELIPE-LUCIA, M. R.; SOLIVERES, S.; PENONE, C.; FISCHER, M.; AMMER, C.; BOCH, S.; ... ALLAN, E. Land-use intensity alters networks between biodiversity, ecosystem functions, and services. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 117(45), 28140-28149, 2020.

GAMFELDT, L.; SNALL, T.; BAGCHI, R.; JONSSON, M.; GUSTAFSSON, L.; KJELLANDER, P.; ... MIKUSISKI, G. Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. **Nature communications**, 4(1), 1-8, 2013.

GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S. E. **Pagamentos por serviços ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios**. Brasília: MMA, 272, 2011.

HUSTON, M. A.; MARLAND, G. Carbon management and biodiversity. **Journal of environmental Management**, v. 67, n. 1, 77-86, 2003.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Climate change 2007: mitigation of climate change: Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**, Cambridge University Press, New York, 2007.

ISBELL, F.; CALCAGNO, V.; HECTOR, A.; CONNOLLY, J.; HARPOLE, W. S.; REICH, P. B.; ... WEIGELT, A. High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. **Nature**, v.477(7363), 199-202, 2011.

ISBELL, F.; CRAVEN, D.; CONNOLLY, J.; LOREAU, M.; SCHMID, B.; BEIERKUHNLEIN, C.; ... EBELING, A. Biodiversity increases the resistance of ecosystem productivity to climate extremes. **Nature**, 526(7574), 574-577, 2015.

JACTEL, H.; BAUHUS, J.; BOBERG, J.; BONAL, D.; CASTAGNEYROL, B.; GARDINER, B.; ... BROCKERHOFF, E. G. Tree diversity drives forest stand resistance to natural disturbances. **Current Forestry Reports**, 3(3), 223-243, 2017.

KUBISZEWSKI, I.; COSTANZA, R.; ANDERSON, S.; SUTTON, P. The future value of ecosystem services: global scenarios and national implications. **Ecosystem Services**, 26, 289-301, 2017.

LIANG, J.; ZHONG, M.; ZENG, G.; CHEN, G.; HUA, S.; LI, X.; ... GAO, X. Risk management for optimal land use planning integrating ecosystem services values: A case study in Changsha, Middle China. **Science of the Total Environment**, 579, 1675-1682, 2017.

MARQUES, J. F.; COMUNE, A. E. **A teoria neoclássica e a valoração ambiental**. Empresa Meio Ambiente-Capítulo em livro científico (ALICE). 1997.

MAY, P. (org). **Economia do meio ambiente: teoria e prática**. 2 ed. Elsevier Brasil, 2010.

MURADIAN, R.; CORBERA, E.; PASCUAL, U.; KOSOY, N.; MAY, P. H. Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. **Ecological Economics**, v.69(6), 1202-1208, 2010.

NDANGALASI, H. J.; BITARIHO, R.; DOVIE, D. B. K. Harvesting of nontimber forest products and implications for conservation in two montane forests of East Africa. **Biological Conservation**, 134, 242-50, 2007.

NÚÑEZ, D.; NAHUELHUAL, L.; OYARZÚN, C. Forests and water: The value of native temperate forests in supplying water for human consumption. **Ecological Economics**, 58(3), 606-616. 2006.

PARKS, P. J.; HARDIE, I. W.; TEDDER, C. A.; WEAR, D. N. Using resource economics to anticipate forest land use change in the US Mid-Atlantic region. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.63(1), 175-185. 2000.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? **Implications for conservation Biological Conservation**. v. 142(6), 1141-1153, 2009.

SACHS, J. **Common wealth: Economics for a crowded planet**. Penguin. 2008.

SANTILLI, M.; MOUTINHO, P.; SCHWARTZMAN, S.; NEPSTAD, D.; CURRAN, L.; NOBRE, C. Tropical deforestation and the Kyoto Protocol: An editorial essay. **Climatic Change**, v.71, 267-276, 2005.

SEEHUSEN, S. E.; PREM, I. Por que pagamentos por serviços ambientais? In: GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S. E. (Org.) **Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios**. Brasília: MMA, pp.15-45, 2011.

SKUTSCH, M.; VAN LAAKE, P. E. Redd as multilevel governance in - the - making. **Energy & environment**, v.19(6), 831-844, 2008.

SOS MATA ATLÂNTICA; INPE (INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS). **SOS Mata Atlântica e INPE divulgam dados do Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica**, no período de 2017 a 2018. 2019.

STOCKER, T. (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.

TALLIS, H.; RICKETTS, T. H.; DAILY, G. C.; POLASKY, S. **Natural capital: theory and practice of mapping ecosystem services**. Oxford University Press, 2011.

TILMAN, D.; KINZIG, A. P.; PACALA, S. (Eds.). **The functional consequences of biodiversity: Empirical progress and theoretical extensions (mpb-33) (Vol. 33)**. Princeton University Press, 2013.

VAN OOSTERZEE, P. The integration of biodiversity and climate change: a contextual assessment of the carbon farming initiative. **Ecological Management & Restoration**, v. 13, n. 3, p. 238-244, 2012.

WALL, D. H.; NIELSEN, U. N. Biodiversity and ecosystem services: is it the same below ground. **Nature Education Knowledge**, v.3 (12), 2012.

ZAPPI, D. C.; FILARDI, F. L. R.; LEITMAN, P.; SOUZA, V. C.; WALTER, B. M.; PIRANI, J. R.; ... FORZZA, R. C. **Growing knowledge: an overview of seed plant diversity in Brazil**. Rodriguésia, 66(4), 1085-1113, 2015.





## **PAGAMENTO DE SERVIÇOS AMBIENTAIS CULTURAIS EM SÍTIOS ARQUEOLÓGICOS: O CONTEXTO BRASILEIRO**

**Cleberon Carlos Xavier de Albuquerque**

Os impactos ambientais causados pela ação do homem em busca de riquezas vem sendo alvo de debate pela comunidade acadêmica, principalmente após grandes impactos ambientais recentes. Logo, buscou-se um meio de dar um retorno financeiro à preservação da natureza e ônus para quem a degrada. A destruição de sítios arqueológicos segue a mesma lógica, tendo em vista ser um produto da ação do homem enquanto ser natural, este ensaio busca discutir um pouco dessa lógica do capital e natureza.

**Palavras-chave:** Valoração; Serviços Ambientais; Arqueologia no Brasil.

## 1. INTRODUÇÃO

Qual a primeira coisa que vem a mente quando pensamos sobre arqueologia? Egito? Astecas? Grécia?

Não é um pensamento errado este, mas, quando tratamos de arqueologia como uma ciência, percebe-se que ela faz parte do rol de ciências que são capazes de serem estudadas dentro da área ambiental.

Mas por que ambiental? Bem, o homem é um animal, e como tal faz parte do meio ambiente, e por sermos o “bicho homem”, nós também produzimos um retorno ao meio ambiente, produzimos cultura, esta, sendo material ou não. Infelizmente, também produzimos danos ao meio ambiente que, nos ditames atuais do capitalismo, podem ser valorados e avaliados de modo que a sociedade ou detratores do meio ambiente possam obter uma perda material ou ganhos materiais substanciais de forma financeira por conta da preservação dessas características naturais do Homo sapiens.

Todos os animais causam algum tipo de impacto ao meio ambiente, mas, nós, como humanos causamos um tipo de impacto “especial”, em alguns casos, irreversível. Elisabeth Kolbert em seu livro “A sexta extinção” (2015) nos dá um pequeno panorama de como o *desenvolvimento* de nossa sociedade caminha para a destruição do ecossistema do planeta que nos deu origem.

O capitalismo crescente desde o século XIX, vem impondo severos danos ao meio ambiente, no qual grandes detentores de capital utilizam-se da natureza sem o devido cuidado. Tal mentalidade persiste ainda nos dias atuais, porém, com “freios” legais causados pelas atividades de ambientalistas e conscientização de governos para a causa ambiental.

Nosso planeta está em estado de sufoco por conta das atividades humanas, causando não só o efeito estufa, como também a dizimação de espécies de fauna e flora que sempre prestaram serviços ao ambiente como repositores de matéria orgânica ou “filtradores” de carbono, repondo o oxigênio na camada atmosférica.

Para tal, fora proposto uma “solução”, a criação de meios que o capital pudesse compensar a destruição à natureza conservando-a ou restaurando-a, uma das formas de conservação é por meio do Pagamento de Serviços Ambientais.

Podemos começar nossa explanação partindo do pressuposto do que seriam os pagamentos de serviços ambientais, tratando-se de

[...] uma transação voluntária na qual um serviço ambiental bem definido (ou um uso da terra que fornece esse serviço) está sendo “comprado” por (no mínimo) um comprador de serviços de um provedor de serviço (no mínimo um) se, e somente se, o prestador de serviços assegurar a prestação de serviços (condicionalidade). Pagiola e Platais (2007) adicionaram a importante qualificação definindo que os serviços alvo de programas de PSA são aqueles que fornecem benefícios indiretos: aqueles que representam externalidades a partir da perspectiva de seus fornecedores. (PAGIOLA, VON GLEHN, TAFFARELLO, 2013, p. 18)

Tendo isto em mente, podemos entender que os benefícios diretos obtidos através da valoração dos serviços ecossistêmicos, percebendo que a interferência humana direta na natureza pode ser minimizada e balanceada com ações de conservação desta, assim buscando a manutenção do meio natural.

Já que sabemos que o homem, a partir de suas ações causa impactos ao meio ambiente, que tais ações podem ser valoradas e financiadas - Reis (2018), afirma que Serviços Ecossistêmicos Culturais *podem ser entendidos como as contribuições diretas e indiretas dos ecossistemas para a cultura e as relações sociais de um determinado grupo social*. Também podendo ser interpretados como benefícios imateriais que a sociedade obtém a partir de ecossistemas.

## 2. ESTADO DA ARTE

No Brasil existe uma larga experiência em Pagamentos de Serviços Ambientais, sendo inicialmente as pesquisas e implantações focadas em programas de serviços locais de água, programas focados em serviços de carbono e programas estaduais e locais de PSA.

Os estudos de Pagamentos de Serviços Ambientais focados em cultura tratam basicamente de pesquisas focadas em turismo e ecoturismo em ambientes que demonstram potencial cultural, buscando um valor hedônico, um valor de existência, afinidade, de pertencimento.

Com tudo isso pode surgir a pergunta: cadê a arqueologia? isso pode ser aplicado aos sítios arqueológicos no Brasil? A resposta é depende, pois, seguindo a tendência da economia ecológica, ainda não há estudos suficientes para demonstrar piamente que a valoração ambiental de sítios arqueológicos no Brasil é uma realidade palpável, ou mesmo cálculos específicos para uma valoração deste tipo de serviço ecossistêmico são estabelecidos dentro da academia.

Uma prova de tal feito é, numa busca simples de bibliografias não encontram-se referências específicas para sítios arqueológicos na realidade brasileira. Até no livro, ótimo por sinal, que se apresenta como um compêndio de experiências de pagamentos de serviços ambientais no Brasil organizado por Pagiola, Von Glehn e Taffarello (2013), intitulado “Experiências de pagamentos por serviços ambientais no Brasil”, infelizmente não apresenta tal experiência em território tupiniquim.

O que geralmente ocorre é que entidades públicas podem atuar destruidores dos sítios arqueológicos, tal o último caso da Emissora Rede Record, que, fora autuada em 2020 (NOGUEIRA, 2020) em 2 milhões de reais por destruição de um sítio rupestre em Diamantina-MG. A matéria fala sobre destruição de uma pintura, mas, para profissionais da área, tal feito é a destruição do sítio em si, perde-se o contexto, perde-se a cultura material, e pouco sabe-se do processo e como fora feita a auditoria para averiguação de demais danos ao patrimônio arqueológico.

## 2.1 CUIDADO NUNCA É DEMAIS

Não só de muitas vivem os Pagamentos de Serviços Ambientais, e este nunca foi seu princípio, porém, infelizmente, como alertado por Superti e Aubertin (2015, p. 209), os *projetos de PSA no Brasil são utilizados mais como dispositivos de transferência de renda do que qualquer mercantilização do meio ambiente ou utilização real das ferramentas de mercado.*

A valoração pode auxiliar na salvaguarda do patrimônio ambiental nacional quando, ao financiar o dono da área privada que contenha sítios arqueológicos de modo a este não ter custos com atividades de monitoramento e conservação destes sítios, utilizando os ganhos dos pagamentos de serviços ambientais como fundo de proteção ambiental próprio. Tal pessoa pode também aproveitar o valor hedônico gerado pela preservação ambiental e cobrar por um ecoturismo focado em cultura material de sítios arqueológicos.

### 3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As atividades de valoração ambiental no Brasil tiveram sua maior atividade no século XXI (PAGIOLA et al., 2013), logo, sendo um ramo novo de pesquisa e com grande viés de crescimento, tendo em vista o grande potencial continental que nosso país detém. Sendo assim, não devemos esquecer a história e cultura deixada por nossos antepassados, buscando preservar sítios arqueológicos pré e históricos com o mesmo vigor que o tempo salvaguardou estes bens que ficaram para sociedades futuras. A intenção é usar o capital para o bem da natureza e seus serviços aos seres vivos e não o contrário.

### REFERÊNCIAS

- BENHAMOU, F. **L'économie de la culture**. 5. ed. Paris: La Découverte, 2004.
- BACHI, L. M. G. S. **Paisagem e Turismo: Mapeamento e Modelagem dos Serviços Ecosistêmicos Culturais do distrito de Monte Verde, em Camanducaia/MG**. 2018. Dissertação (Mestrado em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2018.
- BANDEIRA, A. M. Políticas públicas culturais e a proteção do patrimônio arqueológico no Brasil: perspectiva histórica. **Revista de Políticas Públicas**. São Luís, v. 22, n. 1 (Jan./Jun. 2018), p. 259-284. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.18764/2178-2865.v22n1p259-284>. Acesso em: 20 Fev. 2020.
- BRASIL. Ministério Público Federal. Câmara de Coordenação e Revisão, 4<sup>a</sup>. **Valoração de danos em matéria de meio ambiente e patrimônio cultural: Roteiros para vistoria expedida e perícia multidisciplinar em procedimentos do Ministério Público Federal. Série Manuais de Atuação**, 2. Brasília: MPF, 2014.

CHAN, K. M. A.; GOLDSTEIN, J.; SATTERFIELD, T.; HANNAHS, N.; KI-KILOI, K.; NAIDOO, R.; VADEBONCOEUR, N.; WOODSIDE, U. Cultural services and non-use values. In KAREIVA, P.; TALLIS, H.; RICKETTS, T. H.; DAILY, G. C.; POLASKY, S. **Natural Capital: Theory & Practice of Mapping Ecosystem Services**. Oxford: Oxford University Press, p. 206-228, 2011.

COSTANZA, R.; GROOT, R.; SUTTON, P. & VAN DER PLOEG, S.; ANDERSON, S.; FARBER, S.; TURNER, R. K. Changes in the global value of ecosystem services. **Global Environmental Change**. [s. l.], v. 26. p. 152-158. Abr. 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>. Acesso em: 04 ago. 2020.

KLAMER, A. (2014). The Values of Archaeological and Heritage Sites. **Public Archaeology**. [s. l.], v. 13, n. 1-3, p. 59-70, Dec 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1179/1465518714Z.00000000054>. Acesso em: 03 Jan. 2020.

KINGHORN, N.; WILLIS, K. Valuing the components of an archaeological site: An application of Choice Experiment to Vindolanda, Hadrian's Wall. **Journal of Cultural Heritage**. [s. l.], v. 9, p. 117-124, Jun. 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.culher.2007.05.006>. Acesso em: 03 Jan. 2020.

KOLBERT, E. **A sexta extinção: uma história não natural**. Rio de Janeiro: Intrínseca, 2015.

MADEIRA, A. M. **Percepção pública dos serviços de ecossistema prestados pelo montado, com ênfase nos serviços culturais**. 2016. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Gestão Ambiental) – Universidade de Lisboa, Lisboa, 2016.

MENDES, I. **Assessing the Values of Archaeological Heritage**. Working Papers Department of Economics 2016/02, ISEG - Lisbon School of Economics and Management, Department of Economics, Universidade de Lisboa.

MONZONI, M. **Diretrizes empresariais para a valoração não econômica de serviços ecossistêmicos culturais**. Versão 1.0. São Paulo: GVces, 2016.

NOGUEIRA, A. Rede Record é multada em R\$ 2 milhões por destruição de pintura rupestre em Minas Gerais. **Aventuras na História**. Publicado em 17/02/2020, às 08h00. Disponível em: <https://aventurasnahistoria.uol.com.br/noticias/historia-hoje/rede-record-e-multada-em-r-2-milhoes-por-destruicao-de-pintura-rupestre-em-minas-gerais.phtml>. Acesso: 20 Fev. 2021.

PETTIGREW R. M.; BALACHANDRAN S. (2011) The “Other” Meaning of Value in Archaeology: The Uncomfortable Topics of Money, Looting, and Artifacts of Questionable Origin. In: ROCKMAN M.; FLATMAN J. (eds) **Archaeology in Society**. Springer, New York, NY. [https://doi.org/10.1007/978-1-4419-9881-1\\_10](https://doi.org/10.1007/978-1-4419-9881-1_10). Acesso em: 20 Fev. 2020.

PAGIOLA, S.; VON GLEHN, H. C.; TAFFARELLO, Denise (orgs.). **Experiências de pagamentos por serviços ambientais no Brasil**. São Paulo: SMA/CBRN, 2013.

RIBEIRO, A. S. Serviços culturais e ecologia humana um contributo na valoração dos serviços ecossistêmicos. *In* ALVIM, Ronaldo Gomes, e MARQUES, Juracy (org.). **As Raízes da Ecologia Humana**. Paulo Afonso: SABEH, p. 154-173, 2017.

REIS, J. V. **Valoração dos serviços ambientais culturais das praias do Município de Tamandaré, litoral sul do Estado de Pernambuco, Brasil**. 2018. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2018.

SUPERTI, E.; AUBERTIN, C. Pagamentos por Serviços Ambientais na Amazônia: o desvio de um conceito – casos do Amapá e Acre. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**. Curitiba. v. 35, p. 209-224, dez. 2015.

SILVA, R. P. **O valor econômico do patrimônio cultural: o caso da fábrica Rheingantz na cidade do Rio Grande – RS**. 2012. Dissertação (Memória Social e Patrimônio Cultural) – Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2012.

TEIXEIRA, J. M.; HERNANDEZ, J. M. C. Valores de compra hedônico e utilitário: os antecedentes e as relações com os resultados do varejo. **Revista Eletrônica de Administração**. Porto Alegre, v. 18, n. 1, p. 130-160, Apr. 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-23112012000100005>. Acesso: 20 fev. 2021.

VECCHIATTI, K. Três fases rumo ao desenvolvimento sustentável: do reducionismo à valorização da cultura. **São Paulo em Perspectiva**. São Paulo, v. 18, n. 3, p. 90-95, 2004. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-88392004000300010>. Acesso: 01 Mar. 2020.





## O CLIMA E SUA SAZONALIDADE NO SEMIÁRIDO DO NORDESTE

Francisco de Carvalho Nogueira Júnior  
Overland Costa  
Mariana Pagotto  
Claudio Lisi  
Adauto Ribeiro

O Nordeste do Brasil apresenta grande variabilidade climática em relação a distribuição espacial das chuvas, e uma sazonalidade hídrica temporal marcante em toda a região. No presente artigo discutimos os complexos fatores climáticos que atuam no Nordeste, especialmente na zona semiárida, com enfoque para o centro-sul de Sergipe, onde predominam características peculiares em relação aos demais regimes climáticos do Estado.

**Palavras-chave:** Dinâmica climática; Regime pluviométrico; Temperatura; Serra dos Macacos.

## 1. INTRODUÇÃO

O clima de qualquer região é determinado em grande parte pela circulação geral da atmosfera (FERREIRA, 2005). Existem variações dos fluxos de calor e de vapor d'água da superfície do Oceano Pacífico Equatorial para a atmosfera que provocam mudanças na circulação atmosférica e na precipitação em escala global (GRIMM; TEDESCHI, 2004).

O Nordeste do Brasil (NEB) possui uma grande diversidade climática. Pode-se observar desde o clima semiárido com chuvas anuais abaixo de 500 mm no interior da região até o clima chuvoso encontrado na costa leste com totais anuais acima de 1500 mm. A distribuição espacial das chuvas na região é bastante complexa em função dos diversos sistemas de circulação atmosférica atuantes (FARIAS, 2008).

O NEB constitui uma região extremamente anômala quanto à distribuição de chuvas, em relação a outras regiões localizadas nas mesmas latitudes (como na Amazônia por exemplo; ALVES; REPELLI, 1992). O período mais chuvoso vai de abril a julho, com o pico de chuvas em maio (MOLION, 2000). Para Kousky (1979) o máximo de chuvas está ligado à maior atividade de circulação de brisa marítima que trazem bandas de nebulosidade para o continente, além da ação das frentes frias, ou seus remanescentes, as quais se propagam ao longo da costa. O máximo de chuvas também está possivelmente associado à máxima convergência dos ventos alísios com a brisa terrestre, as quais devem ser mais fortes durante as estações de outono e inverno, quando o contraste de temperatura entre a terra e o mar é maior.

Com o objetivo de melhor compreender a dinâmica climática típica do semiárido do NEB, onde predomina a vegetação de Caatinga, trazemos algumas indagações: é possível caracterizar o clima e compreender seu “comportamento” a partir de dados de temperatura e de precipitação? O clima no semiárido de Sergipe, especialmente o centro-sul, segue controles físicos particulares? Existe relação entre os efeitos topográficos (topografia local) e a dinâmica climática? É possível avaliar o regime pluviométrico no semiárido e estabelecer relações entre os fenômenos atmosféricos e sistemas sinóticos que atuam nos setores Norte e Leste do Nordeste do Brasil?

Esses são alguns questionamentos que pretendemos discutir, uma vez que a sazonalidade climática é comprovadamente demarcada no NEB, em especial na Serra dos Macacos, no município de Tobias Barreto, centro-sul de Sergipe, tanto para temperatura quanto para a precipitação.

## 2. ESTADO DA ARTE

Existem evidências observacionais, teóricas e modelos de circulação geral da atmosfera, indicando que as condições oceânicas e atmosféricas sobre a Bacia do Atlântico Tropical influem fortemente na variabilidade interanual do clima sobre as Américas e particularmente na América do Sul (NOBRE, 1996). É cada vez mais necessário estabelecer um melhor entendimento das conexões entre clima e tempo, tendo em vista que muitos processos de tomada de decisões na sociedade e muitos dos impactos da variabilidade climática são ligados aos eventos de tempo, especialmente eventos extremos de precipitação (GRIMM, 2004).

Do ponto de vista climático, a região Nordeste do Brasil é considerada semiárida por apresentar substanciais variações temporal e espacial de precipitação pluviométrica e elevadas temperaturas ao longo do ano (AZEVEDO, 1998), mesmo apresentando as máximas temperaturas registradas durante todo o ano com amplitudes térmicas máximas em torno de 6°C (FERREIRA, 2005).

Ferreira e Mello (2005) observaram que os principais mecanismos que atuam sobre o regime de chuvas no Nordeste são: 1) Eventos El Niño-Oscilação Sul; 2) Temperatura da superfície do mar na bacia do oceano Atlântico, Ventos Alísios, Pressão ao Nível do Mar; 3) Zona de Convergência Intertropical sobre o oceano Atlântico, 4) Frentes Frias e 5) Vórtices Ciclônicos de Altos Níveis. Além desses mecanismos podemos destacar também a atuação das linhas de Instabilidade e do efeito das brisas marítima e terrestre na precipitação.

Sabe-se hoje que a temperatura da superfície do mar é a principal variável oceânica capaz de afetar as condições atmosféricas em várias áreas do globo (ALVES et al., 1998). A Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) é o fator mais importante na determinação de quão abundan-

te ou deficiente serão as chuvas no setor norte do Nordeste do Brasil (FERREIRA, 2005). O ENOS (eventos El Niño e La Niña) e o Dipolo do Atlântico tropical afetam diretamente o posicionamento da ZCIT que, por sua vez, influencia a distribuição da pluviometria sobre a bacia do Atlântico e norte da América do Sul (LEUCENA et al., 2000).

Segundo Galvão (1999) no leste do nordeste do Brasil, as chuvas de outono e inverno (abril-julho) são responsáveis por 60% da precipitação média anual, enquanto que os meses mais secos são os de setembro a dezembro, que respondem por apenas 10% da precipitação anual. As frentes frias e os ventos que sopram de sudeste perpendicularmente à costa, quando convergem com a brisa terrestre que sopra do continente para o oceano, também são apontados como um dos principais mecanismos gerador de precipitação na região. O relevo da região provoca efeitos orográficos significativos sobre a distribuição espacial da precipitação, que se somam aos efeitos de circulação global (GALVÃO, 1999).

Para Grimm e Tedeschi (2004), os eventos no Atlântico têm correlação entre a temperatura da superfície do mar (TSM) e os eventos extremos de precipitação que ficam mais fortes junto à costa sudeste do litoral brasileiro devido ao aumento de nebulosidade associado com esses eventos extremos. Essa correlação intensifica-se na parte nordeste do Atlântico Sul, provavelmente devido à maior intensidade do anticiclone do Atlântico Sul associado a eventos extremos, o que produz resfriamento maior da TSM naquela região.

De acordo com Ferreira (2005), outro importante mecanismo causador de chuvas no NEB está ligado à penetração de frentes frias até as latitudes tropicais entre os meses de novembro e janeiro. Para Gan (1982) os Vórtices Ciclônicos de Altos Níveis (VCAN) que se formam no oceano Atlântico e penetram no NEB, principalmente entre os meses de novembro a março, com maior frequência entre os meses de janeiro a fevereiro, também afetam as precipitações nesta região.

Segundo Varejão-Silva (2001), no NEB os ventos alísios são persistentes e intensos durante todo o ano. Quase sempre as brisas contribuem apenas para mudar suavemente a direção e velocidade dos ventos alísios, onde dependendo da orientação da costa, a velocidade do vento, resultante da superposição alísio-brisa, pode ser maior ou

menor que a do alísio. Tanto a Brisa marítima para dentro do continente como a terrestre para dentro do mar podem afetar até 100 km (FERREIRA, 2005).

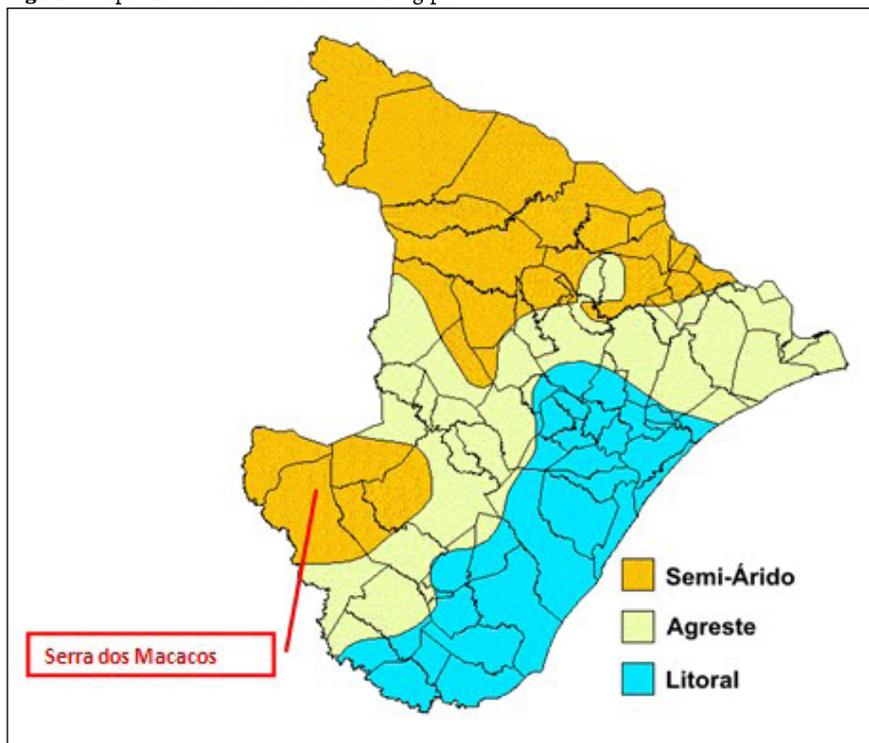
Fenômenos globais como El Niño e La Niña (ENOS) afetam consideravelmente os padrões meteorológicos de algumas regiões. O semiárido do Nordeste está entre as localidades mais atingidas pela ação destes fenômenos. Entretanto, esse efeito de grande escala não impede que fatores locais em muitas situações sejam responsáveis pela evolução de sistemas meteorológicos intensos (FARIAS, 2008).

Episódios de La Niña favorecem a precipitação acima da média climatológica em boa parte do Nordeste e principalmente no setor leste com o avanço das frentes frias no litoral da Bahia, Sergipe e Alagoas, e chuvas acima da média no semiárido nordestino. A chuva na região Nordeste é predominantemente de natureza convectiva, provém de sistemas isolados (organizados ou não) e mesmo em meses com precipitação acima da média, a distribuição da chuva no tempo é bastante irregular e ocorre normalmente em poucos dias do mês (FARIAS, 2008). Esta resposta deve-se a características específicas de cada sub-região, principalmente à sua posição geográfica, seu quadrimestre mais chuvoso e os principais sistemas atmosféricos responsáveis pelas chuvas sobre as mesmas (ALVES; REPELLI, 1992).

O Estado de Sergipe está localizado na faixa tropical e possui como característica climática a irregularidade espacial e temporal da distribuição da precipitação pluviométrica, sendo decrescente do Litoral em direção ao Semiárido. O período chuvoso como um todo se concentra entre os meses de abril a agosto, com o máximo concentrado nos meses de maio e junho (COSTA; SOUZA, 2004). O regime pluviométrico de Sergipe está associado às condições atmosféricas e sistemas sinóticos que atuam nos setores Norte e Leste do NEB. Em todo o território sergipano o clima obedece aos controles físicos comuns dos climas tropicais que incluem as correntes oceânicas ao longo de seu litoral (PINTO, 2001). A sazonalidade das chuvas (variabilidade intra-anual), como inconstância temporal, também é mais pronunciada com a continentalidade. A estação seca é mais severa à medida que se interioriza o território sergipano.

A Serra dos Macacos está localizada no município de Tobias Barreto e corresponde a região Semiárida do Estado de Sergipe (Figura 1). Está contida no domínio caatinga e situada na microrregião da Bacia do Rio Real.

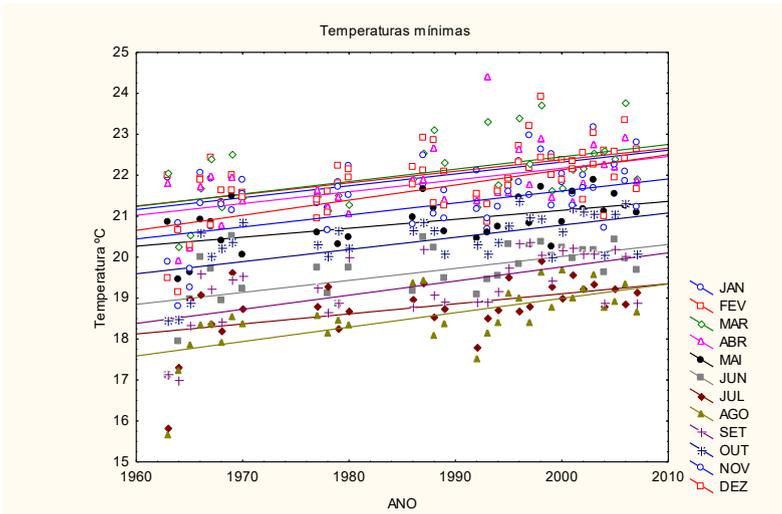
**Figura 1.** Tipos Climáticos do Estado de Sergipe.



Fonte: Adaptado de SEMARH-SE (Disponível em [www.semarh.se.gov.br](http://www.semarh.se.gov.br)).

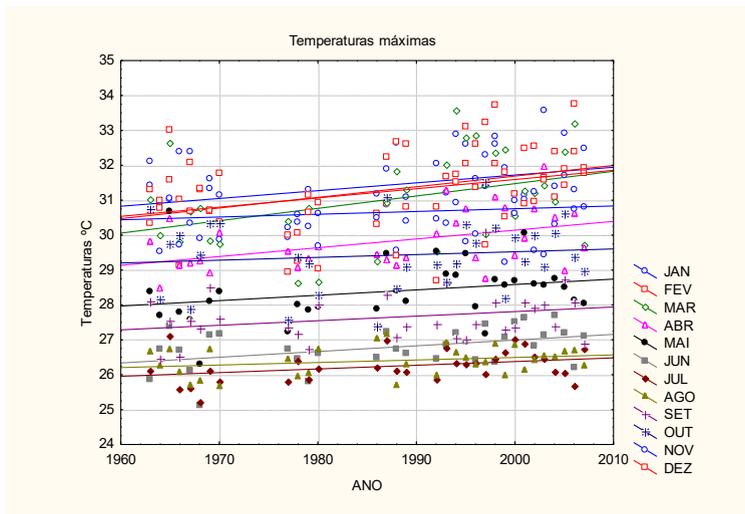
As elevadas temperaturas médias constituem uma das peculiaridades dos trópicos, porém o dado mais significativo é sua pequena variação anual (PINTO, 2001). Buscando melhor compreender essas questões analisaremos dados climáticos de temperatura e de chuva obtidos a partir do INMET/SEMARH-SE, dados esses que indicam variações significativas tanto para temperatura quanto para precipitação. Nas figuras 2 e 3 observamos as relações mínimas e máximas para a variável temperatura, o que contribui para uma melhor compreensão da sazonalidade climática da região.

**Figura 2.** Dispersão das temperaturas mínimas no período de 1963 a 2007 para a microrregião da Serra dos Macacos (INMET/SEMARH-SE). JAN:  $r = 0,5141$ ;  $p = 0,0026$ ; FEV:  $r = 0,5301$ ;  $p = 0,0018$ ; MAR:  $r = 0,5272$ ;  $p = 0,0019$ ; ABR:  $r = 0,5077$ ;  $p = 0,0030$ ; MAI:  $r = 0,5516$ ;  $p = 0,0011$ ; JUN:  $r = 0,5700$ ;  $p = 0,0007$ ; JUL:  $r = 0,4714$ ;  $p = 0,0065$ ; AGO:  $r = 0,6408$ ;  $p = 0,00008$ ; SET:  $r = 0,5953$ ;  $p = 0,0003$ ; ANO:OUT:  $r = 0,6043$ ;  $p = 0,0002$ ; ANO:NOV:  $r = 0,5587$ ;  $p = 0,0009$ ; ANO:DEZ:  $r = 0,6195$ ;  $p = 0,0002$ .

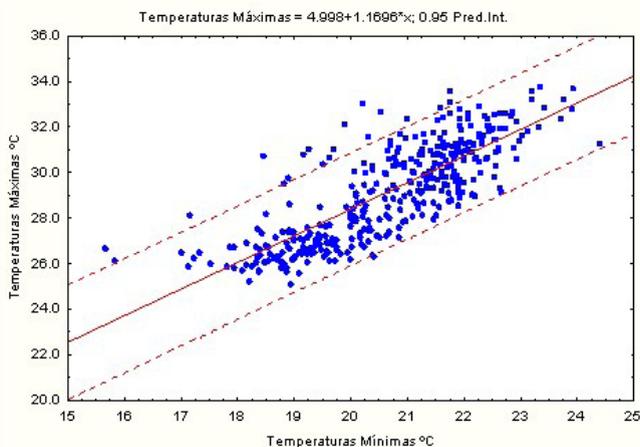


Esses dados de temperatura mostram que existem variações ao longo dos meses, sendo o mês de agosto o mais frio (Fig. 3) e o mês de janeiro o mais quente (Fig. 4). Também é possível notar que há uma tendência quanto ao aumento das temperaturas mínimas e máximas para o período analisado (1963-2007). Observa-se um maior ajuste nas temperaturas mínimas em relação à média (Fig. 4). As temperaturas mínimas, no entanto, apresentam maiores tendências de aproximação do que as temperaturas máximas (Fig. 5).

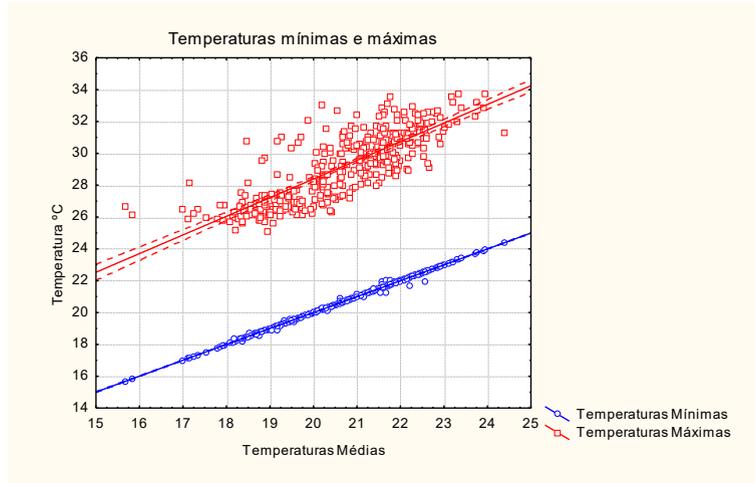
**Figura 3.** Dispersão das temperaturas máximas no período de 1963 a 2007 para a microrregião da Serra dos Macacos (INMET/SEMARH-SE). JAN r = 0,3141; p = 0,0800; FEV: r = 0,3223; p = 0,0720; MAR: r = 0,3913; p = 0,0268; ABR: r = 0,4432; p = 0,0111; MAI: r = 0,2614; p = 0,1484; JUN: r = 0,4170; p = 0,0176; JUL: r = 0,3395; p = 0,0573; AGO: r = 0,2584; p = 0,1532; SET: r = 0,2603; p = 0,1503; OUT: r = 0,1163; p = 0,5263; NOV: r = 0,1305; p = 0,4765; DEZ: r = 0,4567; p = 0,0086.



**Figura 4.** Regressão linear da distribuição entre temperaturas mínimas e máximas entre o período de 1963 a 2007 para a micro-região da Serra dos Macacos (INMET/SEMARH-SE). Estatística:  $r_2 = 0.6543$ ;  $r = 0.8089$ ,  $p = 00.0000$ ;  $y = 4.998 + 1.1696 \cdot x$ .

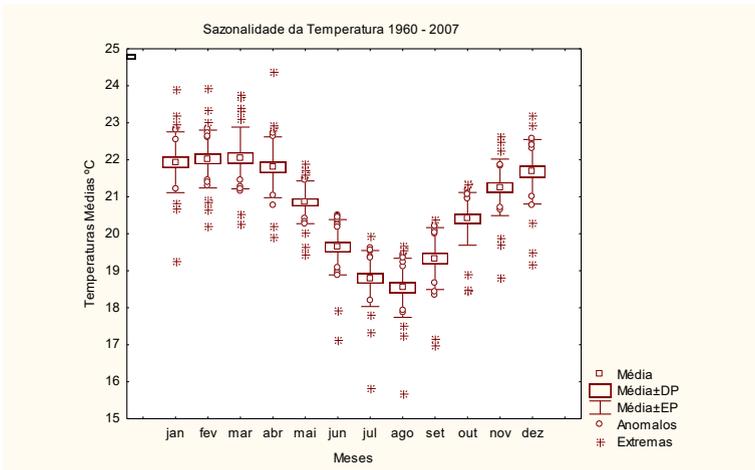


**Figura 5.** Relação entre as temperaturas mínimas e máximas em relação à média de temperaturas entre 1963 a 2007 (IN-MET/SEMARH-SE). Estatística: Temperaturas Médias-Mínimas:  $r^2 = 0.9977$ ;  $r = 0.9988$ ,  $p = 00.0000$ ;  $y = 0.0262 + 0.9987 * x$ . Temperaturas Médias-Máximas:  $r^2 = 0.6566$ ;  $r = 0.8103$ ,  $p = 00.0000$ ;  $y = 4.9591 + 1.1714 * x$ .



Desta forma, a temperatura na região da Serra dos Macacos demonstrou sazonalidade, sendo os períodos mais quentes os meses de dezembro a março, e os de menor temperatura ficando entre junho a setembro (Figura 6).

**Figura 6.** Sazonalidade nas condições climáticas em função das temperaturas médias verificadas no período de 1963 a 2007 na micro-região da Serra dos Macacos, em Tobias Barreto-SE (INMET/SEMARH-SE). Estatística da distribuição das temperaturas médias mensais Teste de independência entre as médias mensais Kruskal – Wallis  $H(11,384) < 286,686$ ;  $p = 00,000$ , Anova ( $F = 11.372$ )  $< 90,556$   $p = 00,000 = 11.372$ )  $< 90,556$   $p = 00,000$ .

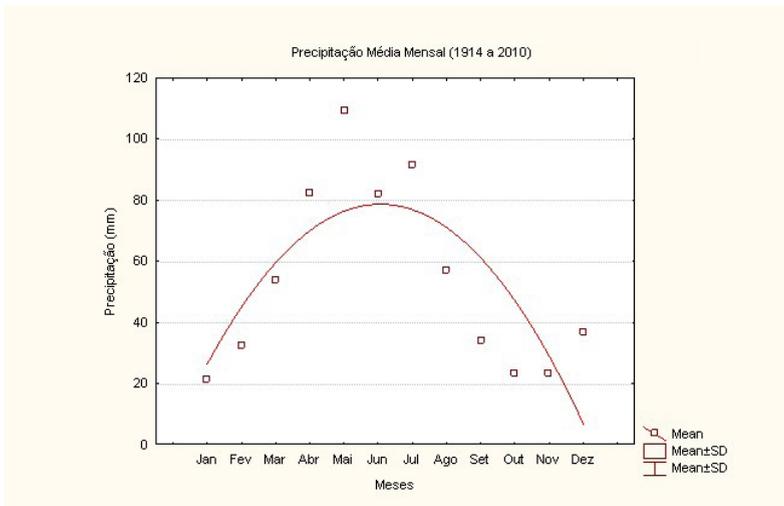


Constatamos que há sazonalidade nas temperaturas máximas, médias e mínimas. Também há forte relação entre as temperaturas mínimas e as temperaturas médias, sendo que a dispersão das temperaturas mínimas teve com correlação ( $r$ ) entre 0,41 a 0,64 das suas regressões, enquanto que as temperaturas máximas apresentaram correlação entre 0,39 a 0,45, sendo apenas os meses de março, abril, junho e dezembro significativos estatisticamente ( $p < 0.05$ ). O ajustamento entre as regressões provavelmente ocorre devido a estes meses serem de transições verânicas, como foi mencionado por Cavalcanti (2006) e Costa e Souza (2004).

A relação entre as temperaturas máximas e mínimas mostrou que há uma correlação de  $r = 0,85$  e  $r^2 = 0,65$ , o que significa que entre 15% a 35% dos eventos apresentam uma tendência fora da distribuição (95%). Assim a sazonalidade nas condições climáticas durante um ano, entre os meses de novembro a abril, as temperaturas médias variam de 21°C a 23°C, enquanto nos meses de junho a agosto as temperaturas médias variaram entre 18°C a 20°C. Todavia, podem apresentar temperaturas atingindo os 16°C.

A precipitação para a região da Serra dos Macacos, por sua vez, está sobre a égide do clima do tipo  $As'$ , classificação de Köppen (Aguiar Netto, 2006). Essa região possui índice pluviométrico médio de 850 mm e pode ser considerado como divisor de áreas comumente designadas de sertão e de agreste, enquanto que a média de 1500 mm de precipitação deve ser divisória para os climas da zona úmida da mata (Pinto, 2001). Na Serra dos Macacos o período trimestral mais chuvoso está compreendido em maio-junho-julho, com precipitação média trimestral de 91,20 mm, correspondendo a 43% das chuvas anuais. A menor concentração de chuvas está no trimestre de outubro-novembro-dezembro, com precipitação média trimestral de 24,02 mm (13% da precipitação anual) (Figura 7).

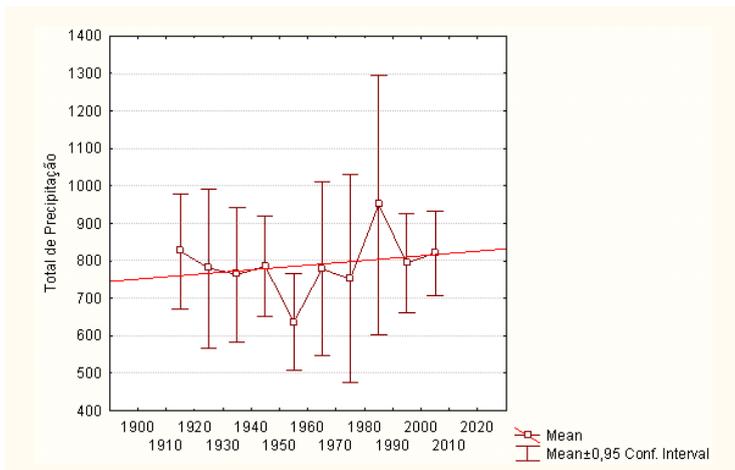
**Figura 7.** Distribuição das médias mensais de precipitação na Serra dos Macacos entre os anos de 1914 a 2010



Fonte: Estação Meteorológica da Samambaia a 9,5 km da Serra dos Macacos: SEMARH-SE. Teste de Kruskal-Wallis  $H(11,12) = 11$ ;  $p = 0,4433$ .

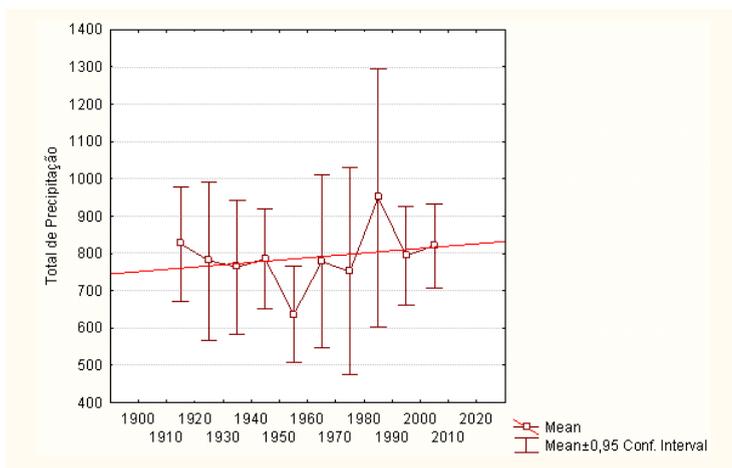
Em Sergipe, e também para a região da Serra dos Macacos, observamos peculiaridades que evidenciam fenômenos climáticos que interagem com as circulações atmosféricas, como as previstas em nível de meso escala, micro escala e que estão relacionadas ao relevo local (NOBREGA, 2000). Os dados de precipitação da região da Serra dos Macacos (Figura 8 e 9) demonstram que nos últimos 96 anos as anomalias ocorridas durante esse período não foram suficientes para afetar o conjunto de dados.

**Figura 8.** Distribuição do Total de Precipitação entre 1914 a 2010, representando a tendência de incremento de chuvas na microrregião a qual está inserida a Serra dos Macacos (Samambaia-SE).



Fonte: Estação Meteorológica da Samambaia, a 10 km da Serra dos Macacos: SEMARH-SE. Estatística: Teste Kruskal-Wallis H (11,97) e teste F (9,87) > 0,7293; p = 0,6809.

**Figura 9.** Dispersão da precipitação acumulada anual (mm) no povoado Samambaia (Tobias Barreto-SE) entre os períodos de 1914 a 2010.



Fonte: Estação Meteorológica da Samambaia: SEMARH-SE. Total de Precipitação  $r^2 = 0,0073$ ;  $r = 0,0853$ ;  $p = 0,4064$ .

Segundo Marengo (2007), a partir da década de 1970 o volume de chuvas tem sido menor em relação a outros períodos anteriores, com exceção especificamente do ano de 1985, que foi muito úmido. Esta variabilidade também tem sido observada nas vazões do rio São Francisco em Sobradinho, onde a tendência relativamente positiva desde 1931 contrasta com a tendência negativa observada a partir de 1979.

Esses dados sugerem que na Serra dos Macacos as condições climáticas de precipitação são semelhantes ao que está previsto para o Nordeste, porém reforça a influência dos fatores locais na determinação das condições climáticas. É possível que o aumento das temperaturas naquela região esteja afetando as taxas de precipitações locais. Segundo Marengo (2007), para o Nordeste, a tendência é de redução de chuvas acompanhada de aumento da temperatura para finais do século XXI.

### 3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A ZCIT afeta substancialmente a variabilidade climática da Região Nordeste do Brasil, assim como ocorrem anomalias climáticas afetadas pela ação dos eventos ENOS e do Dipolo do Atlântico Tropical, os quais atuam diretamente sobre a ZCIT. Quanto à pluviosidade, o clima no Nordeste apresenta substanciais variações temporais e espaciais de precipitação, com elevadas temperaturas ao longo do ano associadas às anomalias na TSM, que provocam variações nos índices pluviométricos em toda a região.

A amplitude térmica observada na região da Serra dos Macacos, que apresentou 9°C para uma série de cerca de 50 anos é, portanto, maior que o descrito para o NEB (6°C). A estação seca, por sua vez, é mais severa à medida que se interioriza o território sergipano. O período de maior precipitação para o Nordeste está compreendido entre os meses de abril-julho (60% das chuvas) enquanto que os meses mais secos ocorrem entre setembro a dezembro (10% das chuvas).

O clima no Estado de Sergipe, portanto obedece aos controles físicos comuns dos climas tropicais que incluem as correntes oceânicas ao longo de seu litoral e os efeitos topográficos minimizados pela topografia local. O regime pluviométrico está associado às condições

atmosféricas e aos sistemas sinóticos que atuam nos setores Norte e Leste do Nordeste do Brasil. A região de Tobias Barreto apresenta características próprias dos demais regimes da região do NEB.

Há sazonalidade climática na Serra dos Macacos, tanto do ponto de vista da temperatura (série de aproximadamente 50 anos), quanto da precipitação (série de 96 anos), marcando um período de estação seca que vai de novembro a fevereiro, e um período chuvoso que vai de abril a julho.

## REFERÊNCIAS

AGUIAR NETTO, A. de O.; MACHADO, R. BARRETO, M. C. de V. Diagnóstico do processo de Salino-Solidificação no perímetro irrigado Jabiberi-SE. **Revista Irriga**, Botucatu, Vol. 11; n. 4. p. 448-459. 2006.

ALVES, J. M. B.; REPELLI, C. A. A variabilidade pluviométrica no setor norte do Nordeste e os eventos El Niño-oscilação sul (ENOS). **Revista Brasileira de Meteorologia**; Vol. 7(2), 583-592. 1992.

ALVES, J. M. B.; SOUZA, E. B.; SILVA, R. A. Um estudo observacional da relação da temperatura com o vento junto a superfície da Bacia do Oceano Atlântico Tropical. **Atmosfera & Água**, Maceio - Alagoas, v. 4, p. 4-11. 1998.

AZEVEDO, P.V.; SILVA, B. B.; RODRIGUES, M. F. G., Previsão Estatística das Chuvas de Outono no Estado do Ceará. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 13, no. 1, 19-30. 1998.

CAVALCANTI, E. P.; SILVA, V. P. R.; SOUSA, F. A. S. Programa computacional para a estimativa da temperatura do ar para a Região Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.10, n.1, p.140-147. 2006.

COSTA, A. G.; COSTA, O. A. Método de classificação das anomalias de precipitação e monitoramento regional do Estado de Sergipe. In: XIII Congresso Brasileiro de Meteorologia, Fortaleza. v. 1. 2004.

ENOS. **Dados do INPE** acessados e 24 de janeiro de 2011. <http://enos.cptec.inpe.br/>.

FERREIRA, A. G.; MELLO, N. G. DA S. Principais sistemas atmosféricos atuantes sobre a região Nordeste do Brasil e a influência dos oceanos Pacífico e Atlântico no clima da região. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 1, n. 1, p.15-28, 2005.

FARIAS, W. R. G.; CORREIA, M. F. Descargas atmosféricas e interrupções de energia elétrica na área da CHESF: Relação com Variáveis atmosféricas em anos de El Niño e La Niña. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.23, n.3, 270-281. 2008.

GALVÃO, C. O. **Aplicabilidade em Recursos Hídricos da Previsão de Precipitação de Longo Prazo no Nordeste do Brasil**. Tese de Doutorado, Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Porto Alegre: UFRS. 1999.

GAN, M. A. **Um estudo observacional sobre as baixas frias da alta troposfera, nas latitudes subtropicais do Atlântico Sul e leste do Brasil**. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, SP. 1982.

GRIMM, A. M.; TEDESCHI, R. G. Influência de eventos El Niño e La Niña sobre a frequência de eventos extremos de precipitação no Brasil. **In: XIII Congresso Brasileiro de Meteorologia, 2004, Fortaleza**. Anais do XIII Congresso Brasileiro de Meteorologia. Fortaleza: Sociedade Brasileira de Meteorologia. 2004.

GRIMM, A. M.; FERRAZ, S. E. T.; CARDOSO, A. O. Influência de La Niña Sobre a Chuva no Nordeste Brasileiro. Anais do X Congresso Brasileiro de Meteorologia. **In: X Congresso Brasileiro de Meteorologia, 1998, Brasília**. 1998.

GRIMM, A. M.; FERRAZ, S. E. T.; CARDOSO, A. O. Influência de El Niño Sobre a Chuva no Nordeste Brasileiro. **In: X Congresso Brasileiro de Meteorologia, 1998, Brasília**. 1998.

KOUSKY, V. E. Frontal influences on Northeast Brazil. **Monthly Weather Review**, v. 107, n. 9, p.1140-1153, 1979.

LUCENA, D. B.; NOBREGA, R. S.; ARAUJO, J. A. P.; MELO, E. C. S.; PAIVA NETO, A. C.; SARAIVA, F. A. M.; SOUZA, W. M. O fenômeno El Niño e a Influência Conjunta do Dipolo do Atlântico no Estado do Ceará. **In: XI Congresso Brasileiro de Meteorologia, Rio de Janeiro**. 2000.

MARENGO, J. A.; VALVERDE, M. C. Caracterização do clima no Século XX e Cenário de Mudanças de clima para o Brasil no Século XXI usando os modelos do IPCC-AR4. **Revista Multiciência**. Campinas. Edição no. 8. Mudanças Climáticas. Maio. p. 5-28. 2007.

MOLION, L. C. B.; BERNARDO, S. O. Dinâmica das chuvas no Nordeste brasileiro. **In: XI congresso Brasileiro de Meteorologia, Rio de Janeiro**. SBMET. 2000.

NOBRE, P. A variabilidade interanual do atlântico tropical e sua influência no clima da américa do sul. **CLIMANÁLISE**. Boletim de monitoramento e análise climática. Edição Comemorativa de 10 anos. São José dos Campos (SP): Instituto de Pesquisas Espaciais/Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (Inpec/CPTEC). 1996.

NÓBREGA, R. S.; ARAÚJO, J. A. P. de; PAIVA NETO, A. C. de; MELO, E. C. S.; SOARES, D. B.; SARAIVA, F. A. M.; SOUZA, W. M.. O Fenômeno El-nino e a influência conjunta do dipolo do Atlântico no estado do Ceara. **In: XI Congresso Brasileiro de Meteorologia, Rio de Janeiro**. 2000.

PINTO, J. E. S. S. Estudos climatológicos em microbacias de clima semi-árido. In: 8°. ENCUESTRO DE GEÓGRAFOS DE AMÉRICA LATINA, SANTIAGO. CD-ROM. p. 373-382. 2001.

SEMARH-SE. **Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Sergipe.** (<http://www.semarh.se.gov.br/>) acessados entre janeiro e fevereiro de 2011.

VAREJÃO-SILVA, M. A. **Meteorologia e Climatologia.** PAX Gráfica e Editora Ltda, 2ª Edição, 532 p. 2001.



## QUEIMADAS E INCÊNDIOS FLORESTAIS NO ESTADO DE SERGIPE, ESTADO DA ARTE

Benjamin Leonardo Alves White

Desde a década de 1980 que satélites espaciais vêm sendo utilizados no monitoramento de queima de vegetação. No Brasil, o INPE gera e disponibiliza registros de focos de calor desde junho de 1998, dados esses que servem de subsídio para a determinação de padrões espaciais e temporais da ocorrência de fogo. Este artigo buscou avaliar os focos de calor registrados no estado de Sergipe com base em consulta à literatura e dados do INPE. Constatou-se que o número de focos registrados nos últimos 5 anos (2016-2020) foi inferior à média registrada para o período 1999-2015, sendo que tal redução ocorreu, principalmente, nos meses de janeiro, fevereiro e março. Com relação ao bioma de ocorrência, os dados mais recentes apontam 70% dos focos de calor em Mata Atlântica e 30% na Caatinga. Considerando que a constante análise da variação espaço/temporal do registro de incêndios e queimadas consiste em uma ferramenta essencial para a elaboração de planos de prevenção e manejo do fogo, os dados obtidos podem e devem ser utilizados pelas autoridades competentes a fim de minimizar os impactos ambientais negativos ocasionados pelo fogo.

**Palavras-chave:** Focos de Calor; Sensoriamento Remoto; Conservação Ambiental.

## 1. INTRODUÇÃO

As queimadas controladas e os incêndios florestais representam um sério problema ambiental, principalmente quando ocorrem em ecossistemas sensíveis ao fogo. Nesses ambientes, a fauna e a flora não estão adaptadas à sua ocorrência, sendo um elemento responsável pela redução da biodiversidade local. Exemplos de ecossistemas sensíveis ao fogo são as florestas tropicais brasileiras. Nelas, o registro de fogo vem se intensificando nos últimos anos em função do desmatamento, expansão agropecuária e demais interferências antrópicas, provocando danos ambientais de difícil recuperação. Além disso, o fogo é responsável pela liberação de gases do efeito estufa, causando assim alterações climáticas em escala global (SOARES; BATISTA, 2007; WHITE, 2018).

As primeiras publicações de estudos realizados no Brasil envolvendo a temática incêndios florestais datam da década de 1970, com destaque para os artigos do professor Ronaldo Viana Soares (UFPR). As primeiras publicações de estudos realizados em solo sergipano datam da década de 2010, realizados pelo professor Benjamin Leonardo Alves White (UFS – IFBaiano), com destaque para os estudos que avaliaram a ocorrência de incêndios florestais no Parque Nacional Serra de Itabaiana (WHITE; RIBEIRO, 2011; WHITE et al., 2013; WHITE et al., 2014), no Refúgio da Vida Selvagem Mata do Junco (WHITE et al., 2017; OLIVEIRA et al., 2018) e no estado de Sergipe como um todo (WHITE; WHITE, 2016).

Dentre as diversas áreas possíveis de serem estudadas dentro da temática incêndios florestais, uma que vem crescendo bastante nas últimas décadas é a avaliação do registro de focos de calor detectados através do sensoriamento remoto. A utilização de satélites espaciais para detectar focos de calor é uma tecnologia que começou a ser utilizada na década de 1980 e vem evoluindo bastante (WANG et al., 2012). Até alguns anos atrás, os satélites da série National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), Advanced Very High Resolution Radiometer (AVHRR), e o Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) eram os mais utilizados para esse fim. Atualmente, dois satélites equipados com sensores Visible Infrared Imaging Radiometer Suite (VIIRS): o Suomi NPP e NOAA-20 estão sendo os mais utilizados para detecção de focos

de calor em função de terem maiores resoluções e, conseqüentemente, maior capacidade de detecção (INPE, 2021; WHITE; WHITE, 2016).

O objetivo de se avaliar a detecção de focos de calor é conhecer quais as localidades e as épocas do ano que queimam com maior frequência. Conhecendo-se bem o regime do fogo na região, é possível delinear medidas de prevenção e combate que visem a redução no número de ocorrências de incêndios florestais e queimadas, reduzindo assim os impactos negativos provocados pelo fogo.

As imagens geradas pelos sensores termais e infravermelho instalados nos satélites utilizados na detecção de focos de calor são enviadas para o centro de controle onde são processadas através de algoritmos de detecção (BATISTA, 2004; WANG et al., 2012). No Brasil, o Centro de Pesquisa do Tempo e Estudos Climáticos (CPTEC) do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) gera e disponibiliza publicamente, via Internet, dados de focos de calor registrados por satélites e tratados por algoritmos que indicam apenas registros de fogo em vegetação (WHITE; WHITE, 2016; INPE, 2021). Ao todo, o INPE recebe imagens de nove satélites que possuem sensores ópticos operando na faixa termal média de 4 $\mu$ m. As imagens são recebidas e processadas na Divisão de Geração de Imagens (DGI) e na Divisão de Satélites e Sistemas Ambientais (DAS) (INPE, 2021).

Para compor séries temporais ao longo dos anos e assim permitir a análise de tendências nos números de focos de calor para mesmas regiões e entre regiões em períodos de interesse, o INPE utiliza o chamado “satélite de referência”. Mesmo indicando apenas uma fração do número real de focos de queima e incêndios florestais, os resultados do “satélite de referência” permitem analisar as tendências espaciais e temporais dos focos, já que usam o mesmo método de detecção e geram imagens em horários próximos ao longo dos anos (INPE, 2021). De junho de 1998 a julho de 2002 foi utilizado o NOAA-12 como satélite de referência, e, a partir de então até a presente data, o AQUA\_M-T.

O presente estudo tem por objetivo avaliar as publicações que analisam o registro de focos de calor no estado de Sergipe, além de fornecer dados atualizados referentes aos últimos anos, visando assim trazer uma nova perspectiva sobre como as queimadas e os incêndios florestais estão ocorrendo e sendo manejados no estado.

## 2. ESTADO DA ARTE

Dois trabalhos que avaliaram a detecção de focos de calor no estado de Sergipe, como um todo, foram selecionados para serem discutidos e atualizados neste estudo. O trabalho de White e White (2016) que utiliza os dados obtidos através dos satélites de referência do INPE (NOAA-12 e AQUA\_M-T), entre 1999 e 2015, a fim de estabelecer quais os municípios do estado que mais queimam; e, o trabalho de Ilha et al. (2017) que utiliza os dados de focos de calor registrados em Sergipe entre 2008 e 2015 pelo satélite AQUA\_M-T para determinar qual o bioma do estado que mais queima.

Durante o desenvolvimento deste estudo, serão apresentados os dados descritos em ambas as publicações e os mesmos serão atualizados, com base nos dados disponíveis até 31 de dezembro de 2020, com o objetivo de verificar se ocorreram mudanças nos padrões observados pelos autores de ambos os estudos. Todos os dados de focos de calor entre 2016 e 2020 foram obtidos do satélite de referência (AQUA\_M-T) tratados com uso do algoritmo *MODIS Collection 6* através do Programa Queimadas do INPE.

### 2.1 QUEIMADAS CONTROLADAS E INCÊNDIOS FLORESTAIS NO ESTADO DE SERGIPE, BRASIL, ENTRE 1999 E 2015 (WHITE; WHITE, 2016)

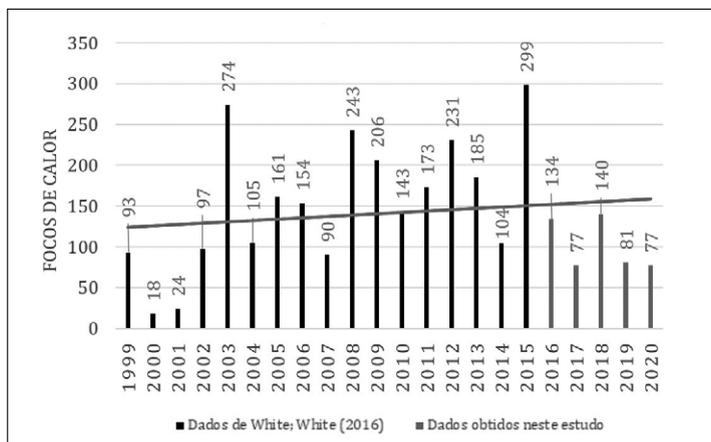
Dentre os diversos objetivos e resultados obtidos pelos autores do supracitado artigo, serão avaliados e atualizados neste estudo o número total de focos de calor detectados ao longo dos anos, a sazonalidade e a classificação da incidência de focos de calor para cada um dos 76 municípios.

Entre 1999 e 2015 os respectivos autores identificaram 2.600 focos de calor no estado de Sergipe, sendo o ano de 2000 com o menor número de focos e o ano de 2015 com o maior (WHITE; WHITE, 2016). De acordo com os mesmos autores, a linha de tendência linear indicava uma tendência significativa de alta no número de focos de calor durante os anos avaliados ( $r^2 = 0,33$ ;  $p = 0,015$ ).

Os dados obtidos através deste estudo (2016-2020) apontam uma redução no registros de focos de calor (Figura 1). Nos cinco anos avalia-

dos, foram registrados 509 focos, sendo que o maior registro ocorreu em 2018 e o menor em 2017 e 2020.

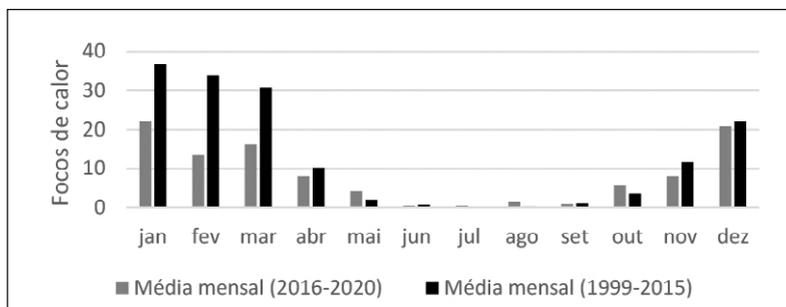
**Figura 1.** Registro de focos de calor com base nos satélites de referência do INPE entre 1999 e 2020. Os dados de 1999 a 2015 foram obtidos do estudo de White e White (2016), os dados de 2016 a 2020 foram obtidos através deste estudo com base em consulta ao banco de dados do Programa Queimadas do INPE. A linha cinza horizontal representa a linha de tendência linear englobando os dados de 1999 a 2020.



A média de focos de calor, que entre 1999 e 2015 foi de 153, foi de 101,8 nos últimos 5 anos. Isso fez com que o coeficiente de determinação ( $r^2$ ) da linha de tendência abaixasse ( $r^2_{\text{novo}} = 0,02$ ;  $p = 0,52$ ), indicando assim, a não mais existência de tendência significativa de alta no registro anual de focos de calor considerando o período 1999-2020. Em relação à sazonalidade do registro de focos de calor no estado de Sergipe, White e White (2016) definiram que os meses com maior ocorrência entre 1999 e 2015 foram, respectivamente, janeiro, fevereiro, março, dezembro, novembro e abril. Enquanto os meses com menor ocorrência foram, respectivamente, julho, agosto, junho, setembro, maio e outubro.

Entre os anos de 2016 e 2020, os meses com maior e menor ocorrência de focos de calor foram basicamente os mesmos. No entanto, conforme pode-se verificar na Figura 2, ocorreu uma redução significativa nos registros dos meses de janeiro, fevereiro e março ( $F = 0,46$ ;  $p = 0,50$ ).

**Figura 2.** Variação média mensal do registro de focos de calor pelo satélite AQUA\_M-T nos períodos de 1999 a 2015 (WHITE; WHITE, 2016) e entre 2016 e 2020.



É provável que esta redução nos últimos 5 anos esteja associada a eventos climáticos como o El Niño e La Niña, uma vez que diversos estudos já apontaram a relação entre os respectivos fenômenos e a variação interanual de registro de fogo (CHEN et al. 2011; JIMÉNEZ-MUÑOZ et al. 2016; WHITE, 2018). No entanto, é essencial que o monitoramento continue sendo realizado de forma contínua a fim de identificar mudanças consistentes nos padrões de ocorrência de fogo.

Utilizando os dados de média de focos de calor por ano e a área territorial de cada município, White e White (2016) elaboraram um sistema de classificação dividido em 5 classes que indica qual a incidência de focos de calor para uma determinada área (Tabela 1).

**Tabela 1.** Classes de incidência de focos de calor definidas por White e White (2016).

Classe de incidência de focos de calor	Número de focos de calor detectados por ano pelo satélite AQUA_M-T
Muito Baixa	Nenhum ou um foco de calor em uma área maior ou igual a 601 km <sup>2</sup> .
Baixa	Um foco de calor para uma área entre 301 - 600 km <sup>2</sup> .
Média	Um foco de calor para uma área entre 151 - 300 km <sup>2</sup> .
Alta	Um foco de calor para uma área entre 76 - 150 km <sup>2</sup> .
Muito Alta	Um foco de calor em uma área de 75 km <sup>2</sup> ou menor.

O respectivo sistema foi utilizado pelos mesmos autores para elaborar um mapa dos municípios com maior incidência de fogo em Sergipe. Neste estudo, os dados foram atualizados incluindo os focos de calor registrados entre 2016 e 2020 (Tabela 2). Além disso, um novo mapa foi construído indicando as distintas classes de incidência levando em consideração os registros do período de 1999 a 2020 (Figura 3).

**Tabela 2.** Lista dos municípios do estado de Sergipe; número total de focos de calor detectados entre 1999 e 2015; número total de focos de calor detectados entre 2016 e 2020; média anual de focos de calor entre 1999 e 2020; e, classificação de incidência de focos de calor para o período de 1999 a 2020 com base na classificação proposta por White e White (2016).

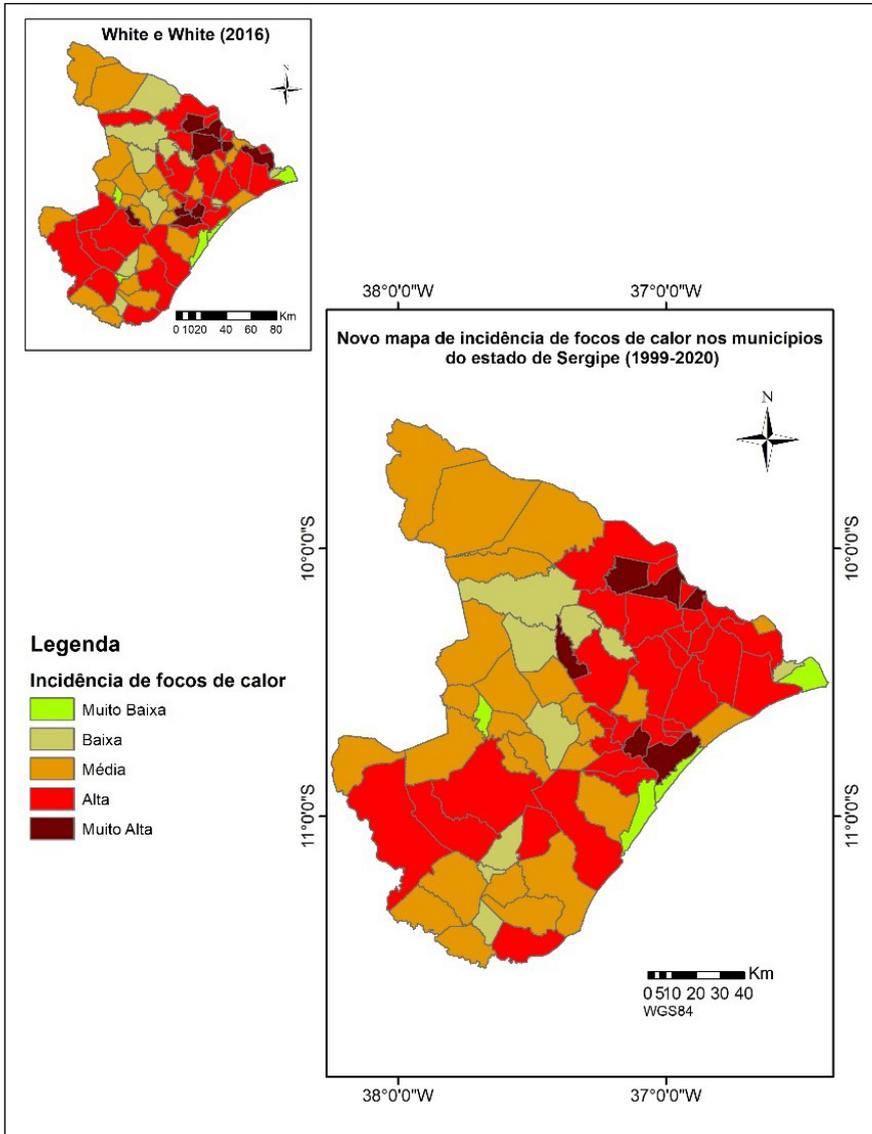
<b>Municípios</b>	<b>Total de focos (1999 – 2015)*</b>	<b>Total de focos (2016 – 2020)**</b>	<b>Média anual (1999-2020)**</b>	<b>Classificação com base na nova média (1999 – 2020)**</b>
Amparo de São Francisco	7	0	0,32	Alta
Aquidabã	85	3	4,00	Alta
Aracaju	4	0	0,18	Muito Baixa
Araúá	13	7	0,91	Média
Areia Branca	12	3	0,68	Média
Barra dos Coqueiros	1	0	0,05	Muito Baixa
Boquim	9	5	0,64	Baixa
Brejo Grande	3	1	0,18	Muito Baixa
Campo do Brito	17	2	0,86	Média
Canhoba	57	4	2,77	Muito Alta
Canindé de São Francisco	75	1	3,45	Média
Capela	72	35	4,86	Alta
Carira	54	0	2,45	Média
Carmópolis	2	10	0,55	Alta
Cedro de São João	19	4	1,05	Alta
Cristinápolis	26	1	1,23	Média
Cumbe	7	1	0,36	Baixa
Divina Pastora	18	7	1,14	Alta
Estância	78	14	4,18	Média
Feira Nova	10	0	0,45	Baixa
Frei Paulo	34	3	1,68	Média
Gararu	109	7	5,27	Alta
General Maynard	1	3	0,18	Alta
Gracho Cardoso	40	2	1,91	Alta
Ilha das Flores	3	0	0,14	Baixa
Indiaroba	38	9	2,14	Alta
Itabaiana	13	5	0,82	Baixa
Itabaianinha	56	8	2,91	Média
Itabi	47	8	2,50	Muito Alta
Itaporanga d`Ajuda	99	38	6,23	Alta
Japaratinga	59	25	3,82	Alta
Japoatã	74	15	4,05	Alta
Lagarto	130	28	7,18	Alta
Laranjeiras	39	8	2,14	Alta
Macambira	12	1	0,59	Média
Malhada dos Bois	11	0	0,50	Alta
Malhador	11	1	0,55	Média
Maruim	26	7	1,50	Muito Alta
Moita Bonita	9	1	0,45	Média
Monte Alegre de Sergipe	50	3	2,41	Média
Muribeca	5	12	0,77	Alta

<b>Municípios</b>	<b>Total de focos (1999 – 2015)*</b>	<b>Total de focos (2016 – 2020)**</b>	<b>Média anual (1999-2020)**</b>	<b>Classificação com base na nova média (1999 – 2020)**</b>
Neópolis	62	9	3,23	Alta
Nossa Senhora Aparecida	13	0	0,59	Baixa
Nossa Senhora da Glória	40	3	1,95	Baixa
Nossa Senhora das Dores	57	15	3,27	Alta
Nossa Senhora de Lourdes	13	1	0,64	Alta
Nossa Senhora do Socorro	20	6	1,18	Alta
Pacatuba	66	13	3,59	Alta
Pedra Mole	1	1	0,09	Muito Baixa
Pedrinhas	0	2	0,09	Baixa
Pinhão	13	4	0,77	Média
Pirambu	20	8	1,27	Média
Poço Redondo	97	1	4,45	Média
Poço Verde	17	16	1,50	Média
Porto da Folha	88	1	4,05	Média
Propriá	7	16	1,05	Alta
Riachão do Dantas	95	6	4,59	Alta
Riachuelo	18	2	0,91	Alta
Ribeirópolis	21	9	1,36	Média
Rosário do Catete	19	3	1,00	Alta
Salgado	15	5	0,91	Média
Santa Luzia do Itanhy	29	3	1,45	Média
Santa Rosa de Lima	11	3	0,64	Alta
Santana do São Francisco	9	16	1,14	Muito Alta
Santo Amaro das Brotas	29	11	1,82	Alta
São Cristóvão	42	6	2,18	Média
São Domingos	26	1	1,23	Alta
São Francisco	7	1	0,36	Média
São Miguel do Aleixo	26	23	2,23	Muito Alta
Simão Dias	40	5	2,05	Média
Siriri	20	0	0,91	Média
Telha	7	28	1,59	Muito Alta
Tobias Barreto	202	2	9,27	Alta
Tomar do Geru	28	3	1,41	Média
Umbaúba	6	1	0,32	Baixa

Nota: \* - Dados obtidos do trabalho de White e White (2016)

\*\* - Dados produzidos neste estudo com base na integração dos dados obtidos por White e White (2016) com o registro de focos de calor entre 2016 e 2020 pelo satélite AQUA\_M-T obtidos através do INPE (2021), e com base na área territorial dos municípios disponibilizada pelo IBGE (2010).

**Figura 3.** Mapas indicando a incidência de focos de calor nos municípios do estado de Sergipe. Na imagem menor e superior; o mapa desenvolvido por White e White (2016), na imagem maior e inferior, mapa desenvolvido através deste estudo com base na integração dos dados de White e White (2016) com os dados mais atualizados de registro de focos de calor entre 2016 e 2020 disponibilizados pelo INPE.



Elaboração: O autor.

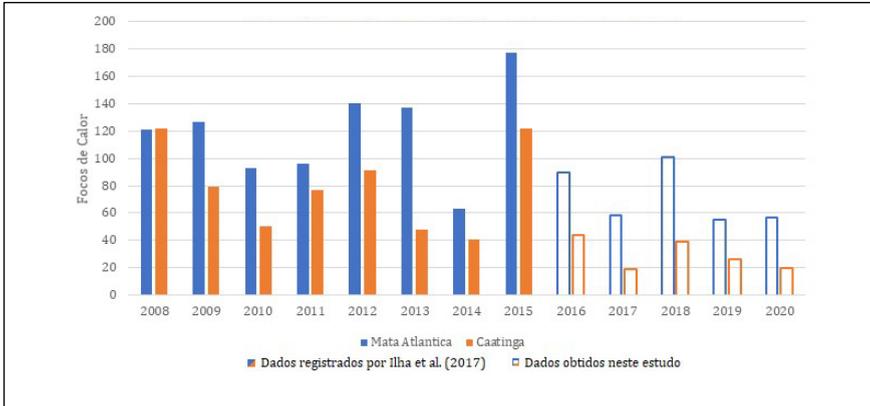
Com a classificação atualizada, 19 dos 75 municípios sofreram alterações com relação à classe de incidência, sendo que 10 deles passaram para classes de risco inferiores e 9 deles para classes de risco superiores. Apesar da localização dos registros de focos de calor ter variado nos últimos 5 anos, em comparação com os dados dos anos anteriores, percebe-se, através da atualização do mapa de White e White (2016) elaborado neste estudo (Figura 3), que as regiões com maior registro de focos de calor no estado continuam sendo o Baixo São Francisco, o Médio Sertão e a porção Norte da Grande Aracaju. Os dados obtidos seguem padrão similar ao encontrado por Ilha et al. (2017) que registraram uma elevada densidade de focos de calor no Centro-Sul Sergipano, na divisa entre o Leste Sergipano e a Grande Aracaju, no Baixo São Francisco e no Médio Sertão Sergipano.

## 2.2 USO DO FOGO EM SERGIPE E SUA DINÂMICA ESPACIAL E TEMPORAL ENTRE OS ANOS DE 2008 E 2015 (ILHA ET AL., 2017)

Um dos objetivos do estudo acima citado foi de identificar em quais biomas foram registrados os 1.584 focos de calor detectados pelo satélite de referência do INPE entre 2008 e 2015.

De acordo com os autores, 60% das ocorrências entre 2008 e 2015 foram registradas em bioma de Mata Atlântica e 40% em bioma de Caatinga (Figura 4). Os dados dos últimos 5 anos obtidos neste estudo foram similares, indicando 70% dos focos de calor em bioma de Mata Atlântica e 30% em bioma de Caatinga.

**Figura 4.** Registro de focos de calor pelo satélite AQUA\_M-T nos distintos biomas do estado de Sergipe.



Dados de 2008 a 2015 são baseados na publicação de Ilha et al. (2017), dados de 2016 a 2020 foram obtidos através deste estudo junto ao INPE (2021).

### 3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Conforme os dados apresentados neste estudo, percebe-se que o registro de focos de calor no estado de Sergipe sofreu variações espaciais e temporais nos últimos anos, quando comparado com os valores dos anos anteriores.

A baixa incidência de focos de calor nos últimos cinco anos interrompeu a tendência de alta que havia sido registrada entre 1999 e 2015. A queda nos registros foi verificada principalmente nos meses de janeiro, fevereiro e março, sendo que tal variação pode estar relacionada ao El Niño e La Niña.

Analisando a ocorrência dentro de cada um dos 75 municípios, é perceptível a variação espacial no registro dos focos de calor. Alguns municípios que queimaram muito entre 1999 e 2015 já não queimaram com muita frequência nos últimos 5 anos, enquanto outros que não tiveram um registro elevado no primeiro período, passaram a queimar com maior frequência no segundo. Entretanto, as variações não foram tão elevadas a ponto de mudar completamente o mapa do fogo no estado de Sergipe. Apenas 19 municípios sofreram mudanças na classificação de incidência de focos de calor com relação ao estudo de White e White (2016). O Baixo São Francisco, o Médio Sertão e a porção Norte

da Grande Aracaju, continuam sendo as regiões do estado com maiores registros de focos de calor.

Com relação ao bioma em que os focos de calor foram registrados, os dados dos últimos cinco anos estão de acordo com os dados registrados entre 2008 e 2015, indicando que, em Sergipe, a Mata Atlântica queima com mais frequência que a Caatinga.

A constante análise da variação espaço/temporal do registro de focos de calor consiste em uma ferramenta essencial para a elaboração de planos de prevenção e manejo do fogo que visem a redução dos seus impactos ambientais negativos. Políticas públicas de nível federal, estadual e municipal devem se basear nesses estudos para a criação de leis que visem a redução de queimadas e incêndios florestais em regiões e períodos específicos do ano.

## REFERÊNCIAS

BATISTA, A. C. Detecção de incêndios florestais por satélites. **Floresta**, Curitiba, v. 34, n. 2, p. 237-241, 2004.

CHEN, Y.; RANDERSON, J.T.; MORTON, D.C.; DEFRIES, R.S.; COLLATZ, G.J.; KASIBHATLA, P.S.; MARLIER, M. E. Forecasting fire season severity in South America using sea surface temperature anomalies. **Science**, v. 334, n. 6057, p. 787-791, 2011.

ILHA, D. B.; GALINA, A. B.; PAGOTTO, M. A. Uso do fogo em Sergipe e sua dinâmica espacial e temporal entre os anos de 2008 e 2015. In: XVIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. **Anais...** Santos: INPE, 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Cidades – Sergipe**. 2010. Disponível em: [http://www.cidades.ibge.gov.br/download/mapa\\_e\\_municipios.php?lang=&uf=se](http://www.cidades.ibge.gov.br/download/mapa_e_municipios.php?lang=&uf=se). Acesso em: 28 abr. 2016.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). **Portal do Monitoramento de Queimadas e Incêndios**. 2021. Disponível em: <http://www.inpe.br/queimadas>. Acesso em: 18 fev. 2021.

JIMÉNEZ-MUÑOZ, J.C.; MATTAR, C.; BARICHIVICH, J.; SANTAMARÍA-ARTIGAS, A.; TAKAHASHI, K.; MALHI, Y.; SOBRINO, J.A.; VAN DER SCHRIER, G. Record-breaking warming and extreme drought in the Amazon rainforest during the course of El Niño 2015–2016. **Scientific Reports**, v. 6, n. 1, p. 1-7, 2016.

OLIVEIRA, M. V. N.; WHITE, B. L. A.; RIBEIRO, G. T. Quantificação do material combustível em fragmento de Mata Atlântica no nordeste brasileiro. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 38, 2018.

SOARES, R. V.; BATISTA, A. C. **Incêndios Florestais: controle, efeitos e uso do fogo**. Curitiba: UFPR, 2007. 264 p.

WANG, S. D.; MIAO, L. L.; PENG, G. X. An Improved Algorithm for Forest Fire Detection Using HJ Data. **Procedia Environmental Sciences**, v. 13, p. 140- 150, 2012.

WHITE, B. L. A. Spatiotemporal variation in fire occurrence in the state of Amazonas, Brazil, between 2003 and 2016. **Acta Amazonica**, v. 48, n. 4, p. 358-367, 2018.

WHITE, B. L. A.; RIBEIRO, A. S. Análise da precipitação e sua influência na ocorrência de incêndios florestais no Parque Nacional Serra de Itabaiana, Sergipe, Brasil. **Ambi-Agua**, v. 6, n. 1, p. 148-156, 2011.

WHITE, B. L. A.; WHITE, L. A. S. Queimadas e incêndios florestais no estado de Sergipe, Brasil, entre 1999 e 2015. **Floresta**, v. 46, n. 4, p. 561-570, 2017.

WHITE, B. L. A.; RIBEIRO, A. S.; RIBEIRO, G. T.; SOUZA, R. M. Building fuel models and simulating their surface fire behavior in the “Serra de Itabaiana” National Park, Sergipe, Brazil. **Floresta**, v. 43, n. 1, p. 27-38, 2013.

WHITE, B. L. A.; RIBEIRO, A. D. S.; WHITE, L. A. S.; RIBEIRO, G. T. Caracterização do material combustível superficial no Parque Nacional Serra de Itabaiana-Sergipe, Brasil. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 3, 699-706, 2014.

WHITE, B. L. A.; OLIVEIRA, M. V. N.; RIBEIRO, G. T. Avaliação e simulação do comportamento do fogo em diferentes fitofisionomias de uma área de Mata Atlântica do Nordeste Brasileiro. **Floresta**, v. 47, n. 3, 2017.





## RESTRIÇÕES PARA O USO DE *ESCHERICHIA COLI* COMO INDICADOR DE CONTAMINAÇÃO FECAL

Luciana Gomes

A bactéria *Escherichia coli* é reconhecida internacionalmente como o único indicador ambiental exato para contaminação fecal. Nas décadas de 2000 e 2010, pesquisas constataram que essa bactéria não tem habitat exclusivamente intestinos, perdendo sua exatidão. Algumas questões importantes não foram respondidas, como quais tipos de solo e sob quais condições físicas, químicas e geológicas *E. coli* cresce no meio ambiente; como sua concentração nas margens de rios interfere na sua concentração na coluna d'água; porque a concentração é alta no solo das margens e sedimento dos rios em relação a coluna d'água; qual sua validade como indicador de contaminação fecal. Essa pesquisa objetivou responder essas questões, mais especificamente, (1) verificar a ocorrência e crescimento desta bactéria no solo das margens em rios tropicais no Brasil; (2) avaliar se faz parte da microbiota natural do solo; (3) estabelecer algumas de suas relações ecológicas; (4) identificar técnicas de potencializar seu uso como indicador de contaminação fecal. Foram utilizados modelos matemáticos para simulação da dispersão de *E. coli* na água considerando a ressuspensão de sedimentos e erosão das margens.

**Palavras-chave:** *E. coli*, solo da margem, argila, crescimento da população, modelos matemáticos

O indicador de contaminação fecal no meio ambiente é uma das ferramentas mais importantes para a saúde pública de qualquer sociedade. As águas superficiais e subterrâneas podem conter patógenos fecais perigosos, que não são detectados no meio ambiente com amostragem simples e testes laboratoriais viáveis (EDBERG et al., 2000; HEALTH CANADA, 2012). Mesmo durante surtos de doenças em uma determinada região, esses patógenos não são detectados no meio ambiente (HEALTH CANADA, 2012). Uma bactéria presente em grande quantidade nas fezes, de fácil detecção no meio ambiente, resistente aos fatores ambientais é um ótimo indicador fecal, e se seu habitat for exclusivamente intestino de mamíferos, torna-se um indicador mais exato. Existe apenas uma bactéria com essas características: *Escherichia coli*.

Em 1861 a morte do Príncipe da Inglaterra por febre tifoide motivou o Governo Britânico a gerir tratamento de esgoto e qualidade das águas. Estudaram formas de monitorar a qualidade da água. Em 1890 *E. coli* foi escolhida como o melhor indicador (EDBERG et al., 2000).

Contudo, naquela época não havia tecnologia para identificar e quantificar essa bactéria para ser um indicador ambiental. Eram necessários vários dias e grande número de culturas e de subculturas em ordem (EDBERG et al., 2000).

Por isso, por mais de um século, utilizou-se coliformes totais e termotolerantes como indicadores de contaminação fecal. Em 1970 foi desenvolvido teste para identificar espécies entre os coli formes totais e verificou-se que a maioria das bactérias não era *E. coli* (EDBERG et al., 2000).

Logo depois a U. S. EPA publicou que *E. coli* compreende 97% dos coliformes presentes nas fezes humanas e 90% a 100% dos coliformes nas fezes de oito espécies de animais domésticos, incluindo galinhas (DUFOUR, 1977). Assim, coliformes não podem ser utilizados como indicador de contaminação fecal. A detecção de sua presença no meio ambiente não está relacionada, mesmo em concentrações elevadas, à contaminação fecal.

Somente na década de 80, pesquisadores da U. S. EPA desenvolveram a tecnologia prática e de baixo custo para identificar *E. coli* de forma rotineira: substrato para cultura que somente é metabolizado por *E. coli* (AWA, 1998).

Com a nova tecnologia em mãos, a U. S. EPA correlacionou a presença de *E. coli* com a ocorrência de doenças gastrointestinais na costa leste dos Estados Unidos. Desde então, o Governo Federal dos EUA não considera coliformes fecais como indicador de contaminação fecal.

Fujioka (1989); Hardina e Fujioka (1991), pesquisadores do Governo do Estado Havaí, testaram os novos padrões dos EUA para qualidade de águas recreacionais e constataram que todas as amostras de todos os rios do Havaí estavam com concentrações de *E. coli* muito acima do padrão de qualidade estabelecido pelo governo. Concluíram que estes padrões não estavam adequados.

Roger Fujioka, juntamente com outros pesquisadores da Secretaria de Saúde do Estado do Havaí, passou a década de 90 estudando indicadores de contaminação fecal no Havaí e em Guam, ilhas tropicais, e em todas as publicações, afirmaram que *E. coli* não é um indicador de contaminação fecal em ilhas tropicais devido à sua elevada concentração em todos os corpos d'água recreacionais destas ilhas sem haver correlação com doenças causadas por patógenos fecais. (HARDINA E FUJIOKA, 1991; FUJIOKA et al., 1999).

Hardina e Fujioka (1991) fizeram o estudo de *E. coli* no solo das margens de um rio do Havaí e constataram uma elevada concentração desta bactéria na superfície do solo, em média de  $1,5 \times 10^6$  por 100 g de solo, semelhante ao detectado em margens de rios de Guam, em Fujioka (1999). Os autores afirmaram que o solo é a fonte de *E. coli* dos corpos de água nestas ilhas tropicais.

Como resposta aos pesquisadores do Estado do Havaí, Edberg et al., (2000), publicaram no ano seguinte, na mesma revista, o artigo: "*Escherichia coli*: como o melhor indicador biológico qualidade da água para consumo humano para proteção da saúde pública". Mostraram que não há nas fezes dos animais de sangue quente outro tipo de indicador de contaminação fecal eficiente além de *E. coli* e que esta não cresce de forma significativa no meio ambiente.

Este fato levou a novas pesquisas que comprovaram que há crescimento significativo de *E. coli* no meio ambiente.

Solo-Gabriele et al., (2000) fizeram uma importante descoberta ao investigar as fontes de entrada de *E. coli* em um rio do sul da Flórida,

suspeitando de fossas sépticas, efluentes sanitários de barcos, fezes de animais na microbacia hidrográfica, efluentes sanitários em afluentes, já que não havia efluente sanitário lançado diretamente nesse rio. Foram surpreendidos ao detectarem a principal fonte de entrada de *E. coli* no rio: elevada concentração no solo das margens e o crescimento da população neste habitat.

As pesquisas de Brennan et al., (2010) e Byappanahalli et al., (2012) sintetizam as confirmações de Fujioka em que a *E. coli* contida no sedimento do leito dos rios argilosos sobrevive e cresce livremente nas margens.

Os modelos matemáticos desenvolvidos para identificar a dispersão de bactérias em rios não levavam em consideração a adsorção destes organismos às partículas de sedimento e floculados em suspensão, no sedimento e no solo do leito do rio. Após importantes publicações no início da década de 2000, sobre a adsorção, sobrevivência e crescimento de *E. coli* no solo do leito e margens de rios, e de 2005 a 2013 foram publicadas importantes pesquisas sobre o erro de desconsiderar a adsorção de bactérias ao sedimento nos rios, que causa uma distorção da realidade e um grande risco para a saúde pública (JAMIESON et al., 2009; PANDEY et al., 2012).

Em 2002, este mesmo grupo de pesquisa realizou novos estudos na mesma área (DESMARAIS et al., 2002), intensificando a investigação da relação entre o tipo de margem, granulometria e matéria orgânica do solo com o crescimento de *E. coli* nas margens do rio sob influência da maré. *E. coli* e enterococci se multiplicaram livremente nas margens sob influência de maré sem relação com a concentração inicial de organismos, mas sim com a quantidade de sedimentos incubados.

Craig, Fallowfield e Cromar (2002) estudaram a persistência de *E. coli* no sedimento e na água em laboratório inoculando uma determinada concentração em amostras intactas de um estuário do sul da Austrália, medindo o decaimento ao longo de 30 dias. Os resultados mostraram persistência prolongada de *E. coli* no sedimento e não na água, sendo a suspensão deste na água a contaminação da coluna d'água. Sendo assim, os autores concluem que o uso de rios para recreação polui a coluna d'água aumentando significativamente o risco de contaminação e prejudica ou inviabiliza a utilização da água para outros fins.

Byappanahalli et al., (2006) investigaram se a ocorrência de *E. coli* em solos de uma floresta temperada era um indicador fecal estaria associado aos solos tropicais e subtropicais e tiveram resultados positivos e, logo depois, no mesmo ano, constataram a ocorrência e crescimento de *E. coli* em condições ambientais extremas de temperatura e umidade do solo norte temperado, expostos a ciclos de congelamento e descongelamento (Ishii et al., 2006). Os resultados mostraram que uma mesma população de *E. coli* permanece no solo temperado durante congelamento e torna a crescer.

Smith et al., (2008) fizeram pesquisa semelhante para consolidar estudos anteriores e afirmaram que o sedimento e solo são reservatórios de *E. coli* e que são suspensos pela agitação da água e enxurradas, passando *E. coli* para água.

Pesquisa semelhante foi realizada também por Phillip et al., (2009), que analisaram a qualidade da água do mesmo ponto amostral de um rio em momentos com e sem banhistas em lazer. Perceberam que os sedimentos em suspensão tornavam a água imprópria para banho, enquanto quando coletadas amostras da água sem a agitação causada por banhistas, as análises quantitativas de *E. coli* acusavam água própria para banho.

Este mesmo grupo de pesquisadores complementou a pesquisa em 2010 (ISHII et al., 2010) na mesma área de estudo marcando geneticamente as populações de *E. coli* para monitorá-las em campo. A temperatura e umidade do solo foram os fatores mais limitantes para as taxas de crescimento, menos a variação de nutrientes.

Na mesma época, na Irlanda, Brennan et al., (2010) observaram que em solos congelados o aumento da concentração *E. coli* aumentou com o aumento da temperatura do solo, estes resultados foram semelhantes ao de Ishii et al., (2010). Baseando-se nestes estudos sobre persistência e crescimento de *E. coli* em margens e sedimentos de rios, Orear e Dalman (2011) fizeram uma simples investigação científica que gerou uma importante conclusão e consolidou os estudos anteriores de Solo-Gabrielle et al., (2000), Desmarais et al., (2002), Craig et al., (2002; 2004), Byappanahalli, et al., (2006; 2010) Smith et al. (2008) e de Phillip et al., (2009).

Eles inocularam *E. coli* em vinte e quatro amostras de sedimento mais água esterilizados, e em mais vinte amostras somente de água, também esterilizada. Dessa forma puderam analisar a ligação direta e restrita da *E. coli* com sedimento sem intervenção de predação no decaimento. O resultado foi uma sobrevivência maior de *E. coli* nas amostras com sedimento.

Também fizeram o experimento *in vitro* que mostrou a adsorção completa de *E. coli* com sedimento na coluna d'água (turbidez). E fez a mesma comparação em um corpo hídrico com banhistas: mediu a concentração de *E. coli* na água após a suspensão de sedimentos e depois de horas sem suspensão, obtendo uma relação direta entre concentração de sólidos suspensos e concentração de *E. coli*.

Após uma década de estudos que confirmaram suas conclusões da década de 90, Roger Fujioka participou do grupo de pesquisa. Essas pesquisas confirmam a teoria e afirmações da equipe do Governo do Havaí do século passado, que passaram a década de 90 tentando convencer o governo dos Estados Unidos a considerar que os padrões de qualidade de águas estabelecidos pelo governo Federal através da U. S. EPA não serviam para as águas do Havaí porque *E. coli* era um organismo natural do meio ambiente.

Desta vez, identificaram crescimento *in vitro* de *E. coli* e *enterococci* em solos do Havaí esterilizado, inoculando uma parte de esgoto em nove partes de solo estéril. Espécies de *enterococci* intestinal *E. coli* cresceram 100 vezes em 4 dias com provas de atividades metabólicas. Concluíram que estes organismos são parte da microbiota natural do solo.

A naturalização de *E. coli* no meio ambiente descoberto por Desmarais et al., (2002) foram semelhantes aos resultados de Solo-Gabriele de (2000) importantes descobertas sobre o crescimento de *E. coli* nas margens de rios, identificando sua multiplicação no meio ambiente como fonte de contaminação das águas.

Em 2012 o Governo do Canadá publicou o Guia para Qualidade da Água Recreacional do Canadá, onde discute sua posição em relação à *Escherichia coli* como indicador de contaminação fecal. Considerando que esta bactéria como o indicador mais apropriado de contaminação fecal principalmente devido à correlação estatístico entre sua concen-

tração e o número de casos de doenças gastrointestinais em determinadas localidades e/ou região do Canadá. Em 2012 também foi publicada a última versão do guia internacional de métodos de análise da qualidade da água, *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* corrige a edição anterior (2006) para essa, muitos aprimoramentos e novos métodos foram desenvolvidos para quantificação rápida de *E. coli* em amostras de água e de sedimento.

A discussão no início da década de 2000 gerou a necessidade de alterar os modelos matemáticos de concentração de bactérias em corpos d'água no tempo e no espaço. A associação de microrganismos com partículas de sedimento se tornou um dos principais fatores de complicação para identificar a origem, transporte e destino dos micróbios em sistemas aquáticos. Os modelos utilizados ignoravam esses processos, uma que as bactérias sempre foram consideradas como indivíduos flutuantes livres (JAMIESON et al., 2004; BAI & LUNG, 2005).

Jamieson et al., (2005) e Bai e Lung (2005) deram início a discussão sobre a relação de *E. coli* com o solo ao introduzir nos modelos de transporte de bactérias em sedimentos dos rios, a influência da aderência de *E. coli* em partículas de sedimento. Rehmman e Soupir (2009) utilizaram o modelo de Jamieson et al., (2005) e incluíram em sua solução analítica a entrada de bactérias na coluna d'água a partir do solo da margem considerando a taxa de crescimento no solo.

Quando se trata de modelagem de transporte e destino de bactérias no rio, a adsorção das bactérias às partículas de sedimento muda a identificação da fonte, transporte, destino e taxa de decaimento dessa bactéria.

A adsorção bactéria – partículas do sedimento aumenta o tempo de vida da bactéria como explicou o modelo de (CRABILL et al., 1999) foi seguido por vários grupos de pesquisa (SOLO-GABRIELE, 2000; DESMARAIS, SOLO-GABRIELE e PALMER, 2002; CRAIG, FALLOWFIELD e CROMAR, 2002, 2004; ISHII et al., 2006; SMITH et al., 2008; PHILLIP et al., 2009; REHMANN e SOUPIR, 2009; ISHII et al., 2010; BRENNAN et al., 2010; OREAR e DALMAN, 2011; BYAPPANALLI et al., 2012).

As estruturas das fímbrias de *E. coli* representam que essa bactéria tem ligação com partícula do sedimento do tipo forte ou irreversível (AO et al., 2009; BAI e LUNG, 2005; JAMISON et al., 2005).

Rehmann e Soupir (2009) utilizam a equação de convecção-difusão para entender a relação da concentração de bactérias nas margens e no sedimento do leito do rio e relacionaram com a concentração de sedimentos e de bactérias na coluna d'água. Uma das variáveis do modelo é a taxa de adsorção de bactérias a partículas de sedimento suspenso na coluna d'água.

Utilizando-se do novo modelo matemático para dispersão de bactérias nos rios, de Rehmann e Soupir (2009), e das novas tecnologias de detecção rápida de *E. coli* no solo e na água, publicadas em 2012, em 2015 foi publicada a pesquisa de Gomes (2015), que comprovou que *E. coli* ocorre, sobrevive e tem crescimento nas margens argilosas de rios tropicais no Brasil, como uma bactéria natural da microbiota desse tipo de solo. Comprovou também que *E. coli* entra na coluna d'água através da erosão das margens e ressuspensão.

Os resultados dessa pesquisa comprovam que *E. coli* está aderida ao sedimento e não contamina a água na forma de corpo livre flutuante, mesmo com concentrações de 10<sup>4</sup> CFU/g de solo seco na margem do rio. Gomes (2015), Mortezaei et al., (2015), Byappar-nahalli et al. (2012), Orear e Dalman (2011), Ishii et al. (2010) e Brennan et al. (2010), sugerem que essa ligação/adesão de *E. coli* com sedimento ocorre por força física da superfície específica da argila com alta troca catiônica; e biológica pela forte adesão das fímbrias de *E. coli*, resultando uma adesão irreversível.

A partícula de argila tem propriedades de forte adsorção devido à alta carga eletrolítica nas superfícies de suas placas porque é formada por microplacas sobrepostas. Essa estrutura gera uma superfície específica da partícula de argila até 10.000 vezes maior do que do grão de areia ou silte, a depender do tipo de argila. A argila Montmorilonita-Esmectita tem a maior superfície específica dentre elas, 800 m<sup>2</sup>/g. Isso significa que 6g dessa argila tem uma superfície igual área de um campo oficial de futebol.

A pesquisa também mostrou que o crescimento de *E. coli* no solo varia diretamente proporcional com o teor de argila e a umidade do

solo. E a saturação de água no solo acelera o crescimento da população *E. coli*.

Por isso, Gomes (2015) conclui que o tipo de solo da margem e a concentração de sólidos suspensos na água são fatores limitantes para utilização de *E. coli* como indicador de contaminação fecal na água doce. Sua presença está associada ao sedimento suspenso na água, e tem origem do solo da margem, que contém, naturalmente, *E. coli*, sendo assim, um falso indicador de contaminação fecal quando há sólidos suspensos ou turbidez. Sendo assim, águas sem sedimentos suspensos e com presença de *E. coli*, podem indicar contaminação fecal.

Gomes (2015) alerta que a suspensão de sedimento na coluna d'água de rios, seja por fortes chuvas ou aumento da vazão, desmatamento das margens, banhistas, pode levar alta concentração de *E. coli* do solo para a coluna d'água, sendo assim, uma falsa indicação de contaminação fecal, como mostraram os resultados de sua pesquisa.

## REFERÊNCIAS

AO J.; NISHIDA, K. e SAKAMOTO, Y. Modelling sediment-associated *Escherichia coli* in a natural river: comparison of the reversible and irreversible adsorption. **Annual Journal of Hydraulic Engineering**, JSCE, 53, 187-192, 2009.

BRENNAN, F. P.; O'FLAHERTY, V.; KRAMERS G.; GRANT, J.; e RICHARDS K. G. Long-Term Persistence and Leaching of *Escherichia coli* in Temperate Maritime Soils. **Applied and Environmental Microbiology**, vol 78, n 5, 1449-1455. 2010.

BYAPPANAHALLI, M. N.; ROLL, B. M. e FUJIOKA, R. S. Evidence for occurrence, persistence and growth potencial *Escherichia coli* and Enterococci in Hawaii's soil environments. **Microbes and Environments**, v. 27, n° 2, 164-170, 2012.

BYAPPANAHALLI, M. N.; WHITMAN, R. L.; SHIVELY, D. A.; SADOWS-KY, M. J. e ISHII, S. Population structure, persistence, and seasonality of autochthonous *Escherichia coli* in temperate, coastal forest soil from a Great Lakes watershed. **Environ. Microbiol.** 8: 504-513. 2006.

CRAIG, D. L.; FALLOWFIELD, H. J. e CROMAR, N. J. Enumeration of faecal coliforms from recreational coastal sites: evaluation of techniques for the separation of bacteria from sediments. **Journal of Applied Microbiology.** 93, 557-565. 2002.

CRAIG, D. L.; FALLOWFIELD, H. J. e CROMAR, N. J. Use of microcosms to determine persistence of *Escherichia coli* in recreational coastal water and sediment and validation with in situ measurements. **Journal of Applied Microbiology**. v.96, p.922–930. 2004.

DESMARAIS, T. R., SOLO-GABRIELE, H. M. e PALMER C. J. Influence of soil on fecal indicator organisms in a tidally influenced subtropical environment. **Appl. Environ. Microbiol.** v.68: p1165–1172. 2002.

DUFOUR, P. *Escherichia coli*: The Fecal Coliform. Special Technical Publication 65, pp. 48-58. American Society for Testing and Materials. 1977. IN EDBERG, S. C.; RICE, E.W.; EDBERG, S. C.; RICE, E.W.; KARLIN, R.J. e ALLEN, M.J. *Escherichia coli*: the best biological drinking water indicator for public health protection. **Journal of Applied Microbiology**, 88, 1068-1168, 2000.

FUJIOKA, R. S; SIAN-DENTON, C.; BORJA, M; CASTRO, J. E MORPHEW K. Soil: the environmental source of *Escherichia coli* and Enterococci in Guam's streams. **Journal of Applied Microbiology**, v.85: p83-89, 1999.

FUJIOKA, R., ROLL, B. e BYAPPANAHALLI, M. Appropriate recreational water quality standards for Hawaii and other tropical regions based on concentrations of *Clostridium perfringens*. **Proceedings of Water Environment. Federation**, v4, p. 405-411, 1997.

GOMES, Luciana Godinho Nery. Dinâmica populacional de *Escherichia coli* em margens argilosas de rio tropical como habitat e a relação com sua concentração na água. 2015. 167 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2015

HARDINA, C. e FUJIOKA, R.S. Soil: the environmental source of *E. coli* and enterococci in Hawaii's streams. **Environmental Toxicology and Water Quality: an International Journal**, v.6: p.185-195, 1991.

HEALTH CANADA. **Guidance on Waterborne Bacterial Pathogens**. 56 p. 2012. Disponível em [http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt\\_formats/pdf/consult/\\_2012/bacterial-bacteries/bacterial-bacteries-eng.pdf](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/pdf/consult/_2012/bacterial-bacteries/bacterial-bacteries-eng.pdf)

ISHII, S.; KSOLL, W.B.; HICKS, R. E. e SADOWSKY, M. J. Presence and growth of naturalized *Escherichia coli* in temperate soils from Lake Superior watersheds. **Appl. Environ. Microbiol.** v.72: p612–621. 2006.

ISHII, S.; YAN, T; VU, H; HANSEN, D L; HICKS, R. E. e SADOWSKY, M. J. Factors Controlling Long-Term Survival and Growth of Naturalized *Escherichia coli* Populations in Temperate Field Soils. **Microbes Environmental**, v.25: p.8–14, 2010.

JAMIESON, R.; JOY, D. M.; LEE, H.; KOSTASCHUKD, R.; GORDONE, R. Transport and deposition of sediment-associated *Escherichia coli* in natural streams. **Water Research**, v.39, p.2665–2675, 2005.

MORTEZAEI, Narges et al. Structure and function of enterotoxigenic *Escherichia coli* fimbriae from differing assembly pathways. **Molecular microbiology**, v. 95, n. 1, p. 116-126, 2015.

ANDERSSON, M. e BULLITT, E. Structure and function of enterotoxigenic *Escherichia coli* fimbriae from differing assembly pathways. **Molecular Microbiology** v.95, n.1, p.116–126, 2015.

OREAR, R. W. e DALMAN, N. E. The Persistence of Riverbed Bacterial Stores and their Disruption by Human Recreation. **Proceedings of the Georgia Water Resources Conference**. University of Georgia. 2011.

PHILLIP D A, ANTOINE P, COOPER V, FRANCIS L, MANGAL E, SEEP- ERSAD N, RAGOO R, RAMSARAN S, SINGH I e RAMSUBHAG A. Impact of recreation on recreational water quality of a small tropical stream. **Journal of Environ. Monitoring**. v.11, n.6: p.1192-1198, 2009.

REHMANN, C. R. e SOUPIR, M. L. Importance of interactions between the water column and the sediment for microbial concentrations in streams. **Water Research**, v.43, p.4579 – 4589, 2009.

SMITH J, EDWARDS J, HILGER H e STECK T R. Sediment can be a reservoir for coliform bacteria released into streams. **J Gen Appl Microbiol**. Jun; v. 54, n;3: p.173-179. 2008.

SOLO-GABRIELE, H, M; WOLFERT, M. A.; DESMARAIS, T. R. e PALMER C. J. Sources of *Escherichia coli* in a Coastal Subtropical Environment. **Applied and Environmental Microbiology**, v.66: p.230-237, 2000.

U.S. EPA. **Ambient water quality criteria for bacteria**. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC. 1986. [Online] [http:// www.epa.gov/waterscience/ beaches/files/1986crit.pdf](http://www.epa.gov/waterscience/beaches/files/1986crit.pdf). Acesso em 2013.

U.S. EPA. **Implementation guidance for ambient water quality criteria for bacteria** (May 2002 draft). Office of Water, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC. 2002. Available: [www.epa.gov/ost/standards/bacteria/bacteria.pdf](http://www.epa.gov/ost/standards/bacteria/bacteria.pdf)

WHITEMAN, R. L.; SHIVELY, D. A.; PAWLIK, H.; NEVERS, M. B. e BYAPPANAHALLI, M. N. Occurrence of *Escherichia coli* and Enterococci in *Cladophora* (Chlorophyta) in Nearshore Water and Beach Sand of Lake Michigan. **Applied and Environmental Microbiology**, v.69, n.8, p.4714-4719, 2003.





## **O SISTEMA SOCIOECOLÓGICO DA CAATINGA: DESAFIOS PARA A SUSTENTABILIDADE**

**Mariana Pagotto**  
**Adauto Ribeiro**

Os recursos naturais da Caatinga vêm sendo sistematicamente explorados desde a era da colonização, sem nenhuma preocupação com a biodiversidade e com o sistema socioambiental implementado. Nesse capítulo discutimos sobre o modelo de desenvolvimento da Caatinga e como as pressões antrópicas com base no desmatamento e nas atividades agropecuárias elevaram os desafios para o desenvolvimento da sustentabilidade local. As ameaças à dinâmica da floresta seca nordestina agora dependem de políticas públicas de conservação e implementação de atividades econômicas sustentáveis que visem e reduzam a degradação e melhoria da qualidade de vida de seus habitantes.

**Palavras chaves:** Florestas secas; Assentamentos rurais; Manejo florestal.

## 1. INTRODUÇÃO

A Caatinga é uma formação florestal característica da região Nordeste do Brasil. Ocupa uma extensão de mais de 900 mil km<sup>2</sup>, o que representa 55% de todo o Nordeste e 11% da superfície do país (IBGE, 2019). A vegetação é em grande parte caducifólia e singularmente adaptada às condições de um clima semiárido, no qual predominam a forte insolação, temperaturas altas e a sazonalidade hídrica marcada pela escassez, irregularidade e concentração das precipitações entre três e quatro meses (SAMPAIO, 2010).

Historicamente a Caatinga tem sido habitada por populações rurais. O sistema socioecológico predominante é o agropastoril dependente dos recursos florestais, incluindo lenha, madeira, forragem para os animais e nutrientes para a produção agrícola (TABARELLI et al., 2018). Como consequência, a conversão de florestas em um sistema rural de base extrativista levou à destruição de mais de 60% da Caatinga (SILVA; BARBOSA, 2017).

Desde a década de 1980, a Caatinga no Estado de Sergipe tem sido submetida a um intenso processo de distribuição de terras, sendo considerada uma das localidades com a maior densidade de assentamentos de reforma agrária de todo o Nordeste (GARIGLIO, 2010). A exploração predominante é a pecuária e a agricultura de subsistência. Porém, a instabilidade em tais processos produtivos, devido as práticas agrícolas inadequadas e ao regime de precipitação altamente variável, tem contribuído para o extrativismo generalizado de inúmeros produtos e subprodutos vegetais, principalmente lenha e madeira, os quais são explorados de modo exacerbado durante as épocas de estiagens prolongadas.

Neste capítulo apresentamos uma síntese da literatura sobre a Caatinga e seus aspectos socioecológicos, com reflexões sobre a sustentabilidade do sistema no estado de Sergipe.

## 2. A CAATINGA NO CONTEXTO DAS FLORESTAS TROPICAIS SAZONALMENTE SECAS

A Caatinga é uma das seis grandes regiões ecológicas do Brasil e a única restrita aos territórios do país (IBGE, 2019). Em um contexto global, a Caatinga tem sido classificada como florestas secas (GENTRY, 1982), florestas tropicais secas (TDF; Miles et al., 2006; Pennington et al., 2018) ou florestas tropicais sazonalmente secas (SDTF; MOONEY et al., 1995; PENNINGTON et al., 2009; DRYFLOR, 2016). Em todos os casos, a classificação refere-se a um tipo peculiar de ecossistema em que os processos ecológicos são fortemente sazonais (PENNINGTON et al., 2009).

De modo geral, a vegetação apresenta peculiaridades fisionômicas, taxonômicas e estruturais, as quais naturalmente ocorrem em solos férteis e onde a precipitação local não ultrapassa 1600 mm anuais e com um período de 5 a 6 meses recebendo menos que 100 mm de chuvas (MOONEY et al., 1995). Esse tipo de vegetação apresenta distribuição ampla e fragmentada nas Américas, desde o México até a Argentina (LINARES PALOMINO et al., 2011), sendo a Caatinga considerada a mais rica em biodiversidade e a de maior área contínua (MILES et al., 2006; PENNINGTON et al., 2018).

A água tem um papel expressivo em tais florestas e uma pequena variação anual de 2 ou 3 meses no período seco pode alterar significativamente a composição e a estrutura da vegetação (MURPHY; LUGO, 1995). Por exemplo, em ambientes mais secos do Neotropico há grande variedades de Cactaceae, a vegetação tende a ser predominantemente decídua, coexistindo em diferentes proporções com as espécies perenes (LIMA et al., 2018).

Embora a vegetação da Caatinga seja fisionomicamente variável, predominam os mecanismos de sobrevivência relacionadas à deficiência hídrica como suculência, caules clorofilados, acúleos, espinhos, folhas pequenas, cutículas foliares espessas, mecanismos especiais de abertura e fechamento dos estômatos, troncos suberificados, raízes tuberosas, presença de herbáceas anuais e uma composição florística não uniforme (PRADO, 2008). Porém, o aspecto mais notável da vege-

tação é a caducifolia da maioria de suas árvores e arbustos durante a estação seca.

Em termos climáticos, a Caatinga está inserida na região semiárida do país, no qual dispõem de intensa luminosidade durante todo o ano e temperaturas médias entre 25° e 30°C com pouca variação espacial e temporal (SILVA et al., 2017). Por outro lado, a disponibilidade hídrica é limitante e variável no tempo e no espaço. A maior parte da precipitação concentra-se em três ou quatro meses consecutivos, com médias anuais entre 300 a 1200 mm (MARENGO et al., 2011). A média anual de chuvas diminui e o número de meses secos aumenta das bordas (mais úmido) para o centro (mais seco) da Caatinga, com algumas áreas experimentando de 7 a 10 meses de período seco (PRADO, 2003; MARENGO et al., 2011). As evapotranspirações potenciais, por sua vez, variam bem menos que as chuvas, situando-se entre 1500 e 2000 mm anuais, caracterizando a deficiência hídrica definidora de semiaridez climática da Caatinga (relação precipitação/evapotranspiração < 0,65 (SAMPALIO, 2010).

A Caatinga atualmente abriga mais de 28 milhões de pessoas, sendo boa parte da população rural de base extrativista, gerando forte pressão antrópica com modificações fitofisionômicas e estruturais no solo e na vegetação (SILVA et al., 2017). A alta densidade populacional associada a conversão de florestas para áreas agropastoris e a sobre-exploração de recursos para a produção de madeira, lenha e carvão têm sido identificados como um dos principais fatores de destruição e fragmentação dos ecossistemas tropicais secos (PENNINGTON et al., 2018). Estima-se que hoje, apenas 40% da área original são cobertos de vegetação nativa, ainda assim totalmente sobre-exploradas para extração de lenha e grande parte encontra-se em estágio de sucessão secundária (SAMPALIO, 2010).

Silva et al. (2017) destacam que predominam três tipos de impacto antrópico na Caatinga: (i) distúrbios agudos, onde há uma rápida conversão das áreas de vegetação nativa em paisagens antrópicas, com consequente perda e fragmentação de habitat e uma coleção de pequenos remanescentes imersos em uma matriz de habitat aberto; (ii) distúrbios crônicos, causados pela contínua superexploração da vegetação nativa, por meio da agricultura de corte e queima, coleta de lenha e pastagem

do gado e (iii) introdução de espécies de plantas e animais exóticos como estratégia para garantir a segurança alimentar da população rural, mas que trazem impactos negativos sob a biodiversidade.

Essa realidade tem sido favorecida pelas políticas governamentais que tomaram como base a percepção de que tais ambientes são irrelevantes para a conservação (SILVA et al., 2017). Além disso, desde o século XVI foi constituído um modelo de produção predatório, incorporando como as principais atividades econômicas a agricultura de corte e queima, seguida pela pecuária, que utiliza a floresta nativa da Caatinga como pastagem (SAMPAIO et al., 2017). A extração de madeira e lenha também constituem atividades marcantes na Caatinga. O Nordeste tem uma elevada dependência de lenha, tanto no setor doméstico quanto no industrial e, em torno de 80% da lenha e do carvão obtidos nessa região são provenientes da Caatinga (GIODA et al., 2019). A madeira, por sua vez, é utilizada para diversas finalidades, como construção de moradias, delimitação de território (cercas), móveis, postes de luz e outras estruturas tradicionalmente construídas com árvores lenhosas nativas, especialmente espécies de grande porte (ANTOGIOVANNI et al., 2020). Essas atividades são itinerantes e intensivas, com 90% da extração comercial e industrial de madeira ocorrendo de forma ilegal (GARIGLIO et al., 2010).

Considerando a extensão da Caatinga e sua importância econômico-ecológica, bem como o nível de alteração em que a floresta se encontra submetida, é preciso concentrar esforços para ampliar o conhecimento sobre a biodiversidade e os processos físicos, químicos, biológicos e sociais que afetam a dinâmica da floresta, para que se possa estabelecer políticas públicas de conservação e para que seus recursos possam ser geridos de maneira sustentável, reduzindo a degradação e melhorando a qualidade de vida de seus habitantes.

### 3. O SEMIÁRIDO DO ESTADO DE SERGIPE

A cobertura vegetal em Sergipe e de seus Municípios inseridos na Caatinga segue o padrão dos demais estados do Nordeste. Isto é, os remanescentes de floresta estão distribuídos em muitos fragmentos de diferentes tamanhos, com grande parte da cobertura vegetal em processo de recuperação após corte raso ou ainda sofrendo os efeitos da pecuária e do extrativismo (CASTELLETTI et al., 2004). Sergipe possui a menor área de Caatinga do semiárido nordestino (10.395 km<sup>2</sup>), mas corresponde a 47,48% de área total do Estado (SERGIPE, 2014). A floresta, entretanto, apresenta-se pouco preservada. Dos 13,03% que restam de cobertura de vegetação nativa em Sergipe, apenas 3,08% representam áreas de Caatinga, sendo 1,61% para Caatinga arbustiva, 2,10% para Caatinga arbustiva-arbórea e 0,09% para Caatinga arbórea, sendo representados basicamente por fragmentados isolados, fornecendo uma falsa ilusão de conservação (SERGIPE, 2014).

Grande parte das pessoas que vivem na Caatinga em Sergipe encontram-se no ambiente rural, mais especificamente em assentamentos de reforma agrária. O início da reforma agrária em Sergipe ocorreu em 1985 no semiárido, com aproximadamente 15 mil hectares de terras desapropriadas e quase 500 famílias assentadas em seis projetos de assentamento (SILVA; LOPES, 1996). Desde então, mais da metade dos assentamentos de reforma agrária estão localizados na região semiárida do Estado, nos municípios que integram a Caatinga. Teoricamente, os projetos de assentamentos inseridos na Caatinga podem contribuir com impactos socioeconômicos positivos para a população rural, a partir da implementação de diversas atividades econômicas, a profissionalização dos produtores rurais e as mudanças na economia local. Porém, na prática o que se observa é a carência de atividades que de fato geram produtividade e agricultores extremamente dependentes de recursos de programas sociais e do trabalho fora do próprio assentamento para complementar a renda familiar (PAGOTTO, 2015; GARLET et al., 2018). Também são evidentes as limitações sociais relacionadas à escolaridade, saneamento básico, assistência técnica, e a agricultura, com alta oscilação

na produtividade e alta dependência dos recursos externos (OLIVEIRA et al., 2013; PAGOTTO, 2015).

Além disso, graves impactos ambientais são observados. Particularmente em Sergipe, 68% dos assentamentos inseridos na Caatinga estão voltadas às práticas de agricultura itinerante, onde constam o desmatamento, a queimada desordenada e a formação de pastagem (SERGIPE, 2014). Com isso, as áreas rurais do Estado são marcadas pela degradação da cobertura florestal, com modificações do estrato herbáceo e arbustivo-arbóreo, disseminação de práticas agrícolas inadequadas e pastoreio excessivo, colocando em questão a própria capacidade de uso da terra (SERGIPE, 2014). Recentemente, Fernandes et al. (2015) realizaram uma análise temporal do uso e da cobertura da terra na região semiárida de Sergipe a partir de imagens Landsat. Os autores identificaram mudanças substanciais na vegetação da Caatinga, com diminuição de 22% da cobertura vegetal e aumento de áreas de pastagem (22%) e solo exposto (3%) entre os anos de 1992 e 2013. Resultado similar foi observado por Bitencourt et al. (2017) o qual relataram um decréscimo dos fragmentos de Caatinga arbórea e arbustiva e aumento das áreas de pasto entre os anos de 1980 e 2000.

Em toda a Caatinga observa-se que a base da economia é a agropecuária de sequeiro (com grandes riscos de colheita na época da seca) e em algumas áreas irrigada (com riscos de salinização do solo; MAIA et al., 2017). Os assentamentos de reforma agrária em Sergipe seguem estes mesmos modelos, onde a presença de um longo período seco agrava a situação econômica, sendo a estacionalidade da produção uma realidade comum neste sistema. Um exemplo é o assentamento Barra da Onça situado no semiárido de Sergipe, onde a bovinocultura do leite representa a principal fonte de renda dos assentados, em associação com as culturas de palma, milho e feijão, os quais são essenciais tanto para a alimentação das famílias como na sustentação das atividades agropecuárias (PAGOTTO, 2015). Em anos mais secos, a produção dessas culturas diminui para menos da metade ou atinge a perda total de produção. Para complementar a subsistência e a geração de renda, os assentados obtêm madeira e lenha, para uso próprio ou para a venda, a partir de processos extrativistas.

Entende-se, portanto, que os assentamentos inseridos na Caatinga do estado de Sergipe devem ser transformados em modelos socioecológicos sustentáveis, ou seja, que cumpram com a segurança alimentar, com a diversificação na produção e estabilidade econômica ao mesmo tempo que mantenham o equilíbrio socioambiental e a proteção dos recursos naturais.

#### **4. PLANOS DE MANEJO FLORESTAL: UMA ALTERNATIVA PARA PROMOÇÃO DE SISTEMAS SUSTENTÁVEIS NA CAATINGA**

A possibilidade de incorporação dos recursos florestais da Caatinga como oportunidade para conduzir processos de utilização sustentável é bem conhecida (GARIGLIO et al., 2010). Um exemplo é a incorporação de faixas florestais nas propriedades rurais para a produção de lenha, madeira e outros produtos (mel, fibras, frutos e ervas medicinais) que podem permitir a formação de receitas complementares à renda familiar, especialmente durante as estiagens e os períodos pré-safra (PAUPITZ, 2010). Estudos recentes indicam atividades não-madeireiras bastante promissoras que podem ser desenvolvidas na Caatinga de modo sustentável. Por exemplo, o uso da flora para fins farmacológicos, o desenvolvimento de biocombustíveis através de culturas oleaginosas, além da extração de óleos essenciais de espécies nativas para a indústria de cosméticos e preservação de alimentos (MAIA et al., 2017). Outro exemplo é a comercialização de frutos comestíveis e plantas medicinais, atividades que já vem sendo desenvolvidas em alguns assentamentos na Caatinga (GOMES et al., 2018). Para o desenvolvimento e manutenção dessas atividades é extremamente importante fomentar ações e políticas públicas que contribuam com o desenvolvimento de uma exploração florestal sustentável, de modo que a utilização dos recursos naturais não leve a um processo irreversível de degradação.

Neste âmbito, a política florestal brasileira declarou que a exploração florestal, seja para a produção madeireira ou outros subprodutos florestais, obrigatoriamente basear-se-á em florestas exploradas sob regime sustentável, através de Planos de Manejo Florestal Sustentável

(FERRAZ, 2011). O conceito de manejo consiste em planejar e executar atividades que assegurem a conservação e a utilização de uma floresta, de acordo com os objetivos a serem atingidos dentro de um contexto físico e social (FAO, 1992).

As primeiras idealizações de Planos de Manejo em áreas de Caatinga datam da década de 1980 no estado do Rio Grande do Norte, com a finalidade de satisfazer a demanda de carvão vegetal de uma fábrica de cimentos (RIEGELHAUPT et al., 2010). Com o passar dos anos, outros Planos de Manejo foram protocolados junto aos órgãos ambientais responsáveis. Em 2012, o Centro Nordestino de Informações sobre Plantas (CNIp) da Associação Plantas do Nordeste (APNE), registrou cerca de 700 Manejos Florestais Sustentáveis, sendo apenas 468 ativos, atingindo quase 340.000 hectares. O banco de informações foi atualizado em 2018 em todos os estados do Nordeste e observou-se uma diminuição de áreas manejadas, com 473 Planos de Manejo ativos cobrindo uma área de 283 mil ha. Até hoje, não há Planos de Manejo Florestal Sustentável no estado de Sergipe (CNIp, 2021).

A Rede de Manejo Florestal da Caatinga, pioneira em estudos sobre o manejo deste bioma, com mais de 20 anos de observação contínua, mostram que o manejo florestal é recomendado para os assentamentos de reforma agrária (GARIGLIO; BARCELLOS 2010; PAREYN, 2010). Segundo a APNE, a renda bruta que um agricultor obtém com o manejo florestal é de R\$ 127,00 por hectare por ano, mais de três vezes o que se obtém com a pecuária (R\$ 39,00) ou com a agricultura (R\$ 45,00). Além disso, destacam-se outras vantagens na implementação do manejo florestal em assentamentos (Silva et al., 2008): (i) o ordenamento do uso da terra no assentamento; (ii) o compromisso de proteger, de acordo com a lei, as áreas destinadas à conservação, como Áreas de Proteção Permanente e Reservas Legais que, em média, representam 30% da área total disponível e (iii) o compromisso de manter a cobertura florestal em outros 30% da área que será destinada ao manejo florestal produtivo. Em conjunto, 60% da área dos assentamentos tendem a ficar com cobertura florestal, contribuindo com a manutenção da biodiversidade, qualidade do solo e com a diversificação de atividades produtivas,

como extração de madeira, lenha, subprodutos vegetais, apicultura entre outros.

Por outro lado, nos assentamentos em que não há a presença do Plano de Manejo, os compromissos inexistem e nada garante a conservação da cobertura florestal (SILVA et al., 2008). A tendência será o desmatamento para a venda de lenha e carvão, seguida das plantações e pastagens, gerando consequências desastrosas para o ambiente e posteriormente para o próprio produtor. Esta é uma realidade que vem sendo observada no semiárido de Sergipe desde o início dos anos 1980, com diminuição das áreas de vegetação nativa, especialmente a Caatinga arbustiva, em função do seu porte lenhoso e consequente disponibilidade energética para a população rural. Além disso, o desmatamento da vegetação ocorre pela necessidade de novas áreas agrícolas em substituição àquelas já exauridas por técnicas de cultivo inadequadas.

No que concerne a vegetação manejada da Caatinga, pesquisas afirmam que grande parte das espécies arbóreas e arbustivas são utilizadas para fins energéticos, sendo que a lenha produzida por determinadas espécies (*e.g. Poincianella pyramidalis* - catingueira) é de alta qualidade e representa a fonte primária de energia para muitas famílias e para o setor comercial da região Nordeste (PAES et al., 2012; GIODA et al., 2019). No estado de Sergipe não há planos de manejo para o uso da lenha. Ainda assim, esta representa a principal matriz energética utilizada entre a população rural (SERGIPE, 2014). Uma pesquisa sobre o consumo de lenha pelas indústrias de cerâmica de Sergipe mostrou que 53% do material combustível utilizado é procedente de espécies nativas da Caatinga, tais como angico, catingueira, juazeiro, jurema, marmeleiro e sabiá (MACHADO et al., 2010). O mesmo estudo também citou as padarias e os pequenos produtores rurais como grandes consumidores de madeira, lenha e carvão provenientes da Caatinga.

Se por um lado o manejo florestal pode favorecer o adequado uso dos recursos vegetais para a produção de lenha a fim de suprir a demanda das famílias e do mercado, por outro, é importante reduzir o consumo de lenha e carvão da matriz energética e implementar fon-

tes alternativas como energia solar e eólica visando o desenvolvimento de um sistema socioeconômico mais sustentável na Caatinga (TABARELLI et al., 2018). Existem outros importantes usos não-energéticos dos recursos florestais dos quais sobressaem-se as demandas de estacas, varas, madeira para construções bem como raízes e cascas de espécies medicinais (SERGIPE, 2014) que poderiam ser implementadas em assentamentos rurais como atividades complementares para produção. Obviamente que, para cada ambiente existe uma atividade econômica adequada, devendo ser identificada através do conhecimento das relações que se processam nos sistemas socioambientais em função das suas demandas, potencialidades e vulnerabilidades.

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A floresta Caatinga, inteiramente situada no Nordeste do Brasil, está submetida a um clima tipicamente semiárido e possui rica diversidade de espécies quando comparada com as demais florestas secas do Neotrópico. Entretanto, a Caatinga vem sendo substituída por paisagens antrópicas, especialmente aquelas relacionadas à agricultura e pecuária de subsistência, levando à degradação do solo, da vegetação e a perda de biodiversidade.

Em Sergipe, onde predominam os assentamentos de reforma agrária, a agricultura de subsistência mostra-se altamente vulnerável às condições climáticas do semiárido, com demasiado grau de improdutividade nos anos secos. Esta condição contribui tanto para uma intensa dependência de recursos vindos programas sociais, como para a obtenção de recursos florestais oriundos de processos extrativista desordenados.

A inserção do Manejo Florestal em assentamentos pode ser uma solução para geração de renda e preservação das florestas. É necessário, contudo, maior conscientização sobre a conservação e o uso sustentável dos recursos naturais, além de políticas públicas que apoiem as práticas rurais alternativas. O Estado de Sergipe não possui nenhum plano de manejo em área de Caatinga, mas em outros Estados do Nordeste é possível observar que os Planos de Manejo Sustentáveis em assenta-

mentos contribuem para a diversificação das atividades econômicas, a manutenção da cobertura florestal e o desenvolvimento de sistemas socioambientais de menor degradação e mais adequados à realidade do semiárido.

## REFERÊNCIAS

ANTONGIOVANNI M.; VENTICINQUE E. M.; MATSUMOTO M. FONSECA C. R.. Chronic anthropogenic disturbance on Caatinga dry forest fragments. **Journal of Applied Ecology**, 00: 1–11, 2020

BITENCURTI D. P.; MELO F. P.; GOIS D. V. et al., Análise multitemporal do desmatamento nos municípios de Canindé de São Francisco e Poço Redondo, SE. **Geosul**, v. 32, n. 63, p 117-137, 2017

CASTELLETTI, C. H. M. et al., Quanto ainda resta da Caatinga? Uma estimativa preliminar. In: Silva, J. M. C.; Tabarelli, M.; Fonseca, M. T.; Lins, L. V. (orgs.). **Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação**. Brasília: MMA, p. 91-100, 2004

CNiP – Centro Nordestino de Informações sobre Plantas da Associação Plantas do Nordeste. **Planos de Manejo Florestal**. Disponível em [www.cnip.org.br/planos\\_manejo.html](http://www.cnip.org.br/planos_manejo.html). Acesso em 20 de fevereiro de 2021.

DRYFLOR, Banda-R K, Delgado-Salinas A, et al.. Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. **Science**, 23: 1383-1387, 2016.

FAO – Food and Agriculture Organization. **Committee on Forestry Development in the Tropics**, 10th Session, Roma, 1992.

FERNANDES M. R. M.; MATRICARDI E. A. T.; ALMEIDA A. Q.; FERNANDES M. M.. Mudanças do Uso e de Cobertura da Terra na Região Semiárida de Sergipe. **Floresta e Ambiente**, 22(4): 472-482, 2015.

FERRAZ, J. S. F. **Análise da vegetação de caatinga arbustivo-arbórea em Floresta, PE, como subsídio ao manejo florestal**. Tese de Doutorado. Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2011. 131p.

GARIGLIO M. A.; SAMPAIO E. V. S. B.; CESTARO L. A.; KAGEYAMA P. Y. (orgs.) **Uso Sustentável e Conservação dos Recursos Florestais da Caatinga**, Brasília: **Serviço Florestal Brasileiro**, 2010. 368p.

GARIGLIO, M. A.. A rede de manejo florestal da Caatinga. In: Gariglio, M. A.; Sampaio, E. V. S. B.; Cestaro, L. A.; Kageyama, P. Y. (orgs.) **Uso Sustentável e Conservação dos Recursos Florestais da Caatinga**. Brasília: **Serviço Florestal Brasileiro**, 2010. 368p.

GARIGLIO, M. A.; BARCELLOS, N. D. E. B. Manejo Florestal Sustentável em Assentamentos Rurais na Caatinga – Estudo de caso na Paraíba e Pernambuco. In: Gariglio M. A.; Sampaio E. V. S. B.; Cestaro L. A.; Kageyama P. Y. (orgs.) **Uso Sustentável e Conservação dos Recursos Florestais da Caatinga**. Brasília: **Serviço Florestal Brasileiro**, 2010. 368p.

GARLET A.; CANTO J. L.; OLIVEIRA P. R. S.; O manejo florestal comunitário da Caatinga em assentamentos rurais no Estado da Paraíba. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 2, p. 735-745, 2018.

GENTRY A. H. Neotropical Floristic Diversity: Phytogeographical Connections Between Central and South America, Pleistocene Climatic Fluctuations, or an Accident of the Andean Orogeny? **Annals of the Missouri Botanical Garden** 69: 557–593, 1982.

GIODA A. Características e procedência da lenha usada na cocção no Brasil. **Estudos Avançados**, 33 (95): 133-149. 2019.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Biomas e sistema costeiro-marinho do Brasil: compatível com a escala 1:250 000 / IBGE, Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. - Rio de Janeiro, 168 p. - **Relatórios metodológicos, ISSN 0101-2843**; v. 45, 2019.

LIMA N. E.; CARVALHO A. A; LIMA-RIBEIRO M. S.; MANFRIN M. H. Caracterização e história biogeográfica dos ecossistemas secos neotropicais. **Rodriguésia**, 69(4): 2209 2222, 2018

LINARES-PALOMINO R.; OLIVEIRA-FILHO A.T.; PENNINGTON R.T. Neotropical Seasonally Dry Forests: Diversity, Endemism, and Biogeography of Woody Plants. In: R. Dirzo et al. (eds.), **Seasonally Dry Tropical Forests: Ecology and Conservation**, Island Press, pp. 3–21, 2011.

MACHADO M. F.; GOMES L. J.; MELLO A. A. Caracterização do consumo de lenha pela atividade de cerâmica no Estado de Sergipe. **Floresta**, v. 40, n. 3, p. 507-514, 2010.

MAIA J. M.; SOUSA V. F. O.; LIRA E. H. A.; LUCENA A. M. A. Motivações socioeconômicas para a conservação e exploração sustentável do bioma Caatinga. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 41, p. 295-310, 2017.

MARENGO J. A.; ALVES L. M.; BESERRA E. A.; LACERDA F. F.; **Variabilidade e mudanças climáticas no semiárido brasileiro. Recursos hídricos em regiões áridas e semiáridas**: Instituto Nacional do Semiárido-INSA, Campina Grande, pp. 384-422, 2011.

MILES, L.; NEWTON, A. C.; DE FRIES, R. S. et al. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. **Journal of Biogeography**, v.33, p. 491-505, 2006.

MOONEY, H. A.; BULLOCK, S. H.; MEDINA, E. Introduction. In: Bullock, S. H.; Mooney, H. A.; Medina, E. (eds.) **Seasonally dry tropical forest**. Cambridge University Press. New York. 1995.

MURPHY, P.; LUGO, A.E. Dry forests of Central America and the Caribbean. In: **Seasonally Dry Tropical Forests**, Bullock, S.H., Mooney, H.A., and Medina, E., (eds), Cambridge University Press, Cambridge. 1995.

OLIVEIRA A. G.; OLIVEIRA V. S.; SANTOS G. R. A. et al. Diagnóstico socioeconômico da produção leiteira em três assentamentos de reforma agrária no semiárido do Estado de Sergipe, **Ciências Agrárias**, v. 34, n. 4, p. 1869-1878, 2013.

PAES, J. B.; LIMA, C. R.; OLIVEIRA, E.; CAVALCANTI, H.; SANTOS, M. Rendimento e caracterização do carvão vegetal de três espécies de ocorrência no semiárido brasileiro. **Ciência da Madeira**, v. 03, n. 01, p. 01-10, 2012.

PAGOTTO M.A.; **A Vegetação lenhosa da caatinga em assentamento do estado de Sergipe: aspectos fitossociológicos, anatômicos e dendrocronológicos**. Tese Doutorado. Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2015. 185p.

PAREYN F. G. C. Os recursos florestais nativos e a sua gestão no Estado de Pernambuco – o papel do manejo florestal sustentável. In: Gariglio M. A.; Sampaio E. V. S. B.; Cestaro L. A.; Kageyama P. Y. (orgs.) **Uso Sustentável e Conservação dos Recursos Florestais da Caatinga**, Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. 368p.

PAUPITZ, J. Elementos da estrutura fundiária e uso da terra no semi-árido brasileiro. In: Gariglio M. A.; Sampaio E. V. S. B.; Cestaro L. A.; Kageyama P. Y. (orgs.) **Uso Sustentável e Conservação dos Recursos Florestais da Caatinga**, Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. 368p.

PENNINGTON R.T.; LEHMANN C. E.R.; ROWLAND L. M., Tropical savannas and dry forests. **Current Biology** 28: R527-R548, 2018.

PENNINGTON, R.T.; LAVIN M.; OLIVEIRA-FILHO A. Woody Plant Diversity, Evolution, and Ecology in the Tropics: Perspectives from Seasonally Dry Tropical Forests. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40: 437-57, 2009.

PRADO, D. E.. As Caatingas da América do Sul. In: Leal, R. I.; Tabarelli, M.; Silva, J. M. C. (eds.). **Ecologia e conservação da Caatinga**. 3 ed. Recife: Universitária da UFPE, 2008. 822p.

RIEGELHAUPT E. M.; PAREYN F. G. C.; GARIGLIO M. A.. O manejo florestal como ferramenta para uso sustentável e conservação da Caatinga. In: Gariglio M. A.; Sampaio E. V. S. B.; Cestaro L. A.; Kageyama P. Y. (orgs). *Uso Sustentável e Conservação dos Recursos Florestais da Caatinga*, Brasília, DF: **Serviço Florestal Brasileiro**. 2010. 368p.

SAMPAIO E.V.S.B.; MENEZES R.S.C.; SAMPAIO Y.S.B.; FREITAS A.D.S.; In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (eds.) **Caatinga. The largest tropical dry forest region in South America**. Cham: Springer International Publishing, p. 413-428, 2017.

SAMPAIO EVSB, Caracterização do Bioma Caatinga-características e potencialidades. In: Gariglio et al., (orgs.) **Uso Sustentável e Conservação dos Recursos Florestais da Caatinga**, Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, pp. 29-42, 2010.

SERGIPE, Secretaria de Estado de Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos. **Diagnóstico Florestal de Sergipe**, 2014, 200p.

SILVA J. P. F.; Soares D. G.; Pareyn F. G. C.. Manejo Florestal da Caatinga: uma alternativa de desenvolvimento sustentável em projetos de assentamentos rurais do semi-árido em Pernambuco. In: **Estatística Florestal da Caatinga**. Ministério do Meio Ambiente, ano 1, vol. 1, 2008. 136p.

SILVA J.M.C.; E BARBOSA L.C.F. Impact of Human Activities on the Caatinga. In: Silva, J. M. C.; Leal, I. R.; Tabarelli, M. (eds.) **Caatinga. The largest tropical dry forest region in South America**. Cham: Springer International Publishing, p. 359-368, 2017.

SILVA R. M.; LOPES E. S. A.. **Conflitos de Terra e Reforma Agrária em Sergipe**. Aracaju: EDUFS, 1996, 176p.

SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. **Caatinga. The largest tropical dry forest region in South America**. Cahm: Springer International Publishing. 2017.

TABARELLI M.; LEAL I.R.; SCARANO F. R.; SILVA J. M. C., Caatinga: legado, trajetória e desafios rumo à sustentabilidade. **Ciência e Cultura**, v. 70, n. 4, p. 24-29, 2018.





## INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE PARA TOMADA DE DECISÃO EM GESTÃO ADAPTATIVA

Adauto Ribeiro  
Marcela Battesini  
Edilma Jesus  
Mariana Pagotto

A gestão de áreas de conservação tem os mesmos requisitos e atributos no planejamento e gestão ambiental. As tomadas de decisão dos gestores ambientais, no entanto, deparam constantemente com a falta de dados, informações e conhecimentos disponíveis. A ideia que se propõe e se pergunta é: quais são os cenários próximos e futuros que podem gerar casualidades favoráveis? Propomos neste capítulo compor estratégias para orientar na busca de dados e informações para construir indicadores nas dimensões sociais, econômica e ambiental rumo às metas da sustentabilidade propostas na ODM, ODS e agenda 21.

**Palavras-chaves:** Gestão ambiental; Áreas protegidas; tomadas de decisão; Cenários de incerteza; *Stakeholders*.

## 1. INTRODUÇÃO

A gestão ambiental trata sobre como administrar os recursos naturais, a partir de atividades econômicas e sociais racionais visando à sustentabilidade dos empreendimentos e do ambiente. Tanto a gestão ambiental quanto o desenvolvimento sustentável são temas que permeiam as esferas econômica, cultural e política, e que remetem à interface entre sociedade e os ecossistemas naturais e construídos. Nosso foco está voltado para a gestão da conservação e manutenção dos processos ecossistêmicos, poder público ou privado. E, um dos exercícios é a busca de indicadores de sustentabilidade econômicos, sociais e ambientais para uma gestão adaptativa.

Para tanto, é necessário construir e desconstruir o conceito de desenvolvimento sustentável. Sabemos que o capital natural deve ser protegido dos desejos humanos, uma vez que ainda há uma crença de que os recursos naturais disponíveis são ilimitados. Um dos pontos de vista sobre a gestão é a falta de acesso aos recursos naturais dadas as desigualdades sociais do seu entorno (PHILLIPPI JR., 2004). Nesse contexto faz-se necessário trabalhar com a economia do meio ambiente para traçar caminhos e metas entre a escassez e a riqueza dos recursos (MACEDO, 2013).

A ideia de sustentabilidade, no entanto, é paradigmática desde sua criação e proposição face ao conceito de desenvolvimento sustentável. Para Odum e Barrett (2007), o conceito de sustentabilidade está diretamente relacionado à capacidade de suporte do ambiente. Segundo Pereira, (2009) desde 1987 com o Relatório de Brundtland o termo “desenvolvimento sustentável” foi definido como um desenvolvimento que tem a finalidade de propiciar um benefício econômico, social e ambiental em longo prazo por levar em conta as necessidades atuais e das gerações futuras (MARQUES, 2009; BELLEN, 2006). Neste capítulo, apresentamos os principais conceitos relacionados à gestão ambiental e seus os instrumentos de avaliação na forma de indicadores ambientais.

## 2. A TOMADA DE DECISÃO NOS ESPAÇOS DE GESTÃO AMBIENTAL E SUA RELAÇÃO COM A SUSTENTABILIDADE

O uso inadequado do termo desenvolvimento sustentável em projetos e atitudes insustentáveis na prática, faz com que este perca a sua credibilidade perante a sociedade (MUELLER, 2005). Além do desgaste do termo, também existem problemas relacionados à sua aplicabilidade devido à falta de dados de qualidade coletados de forma contínua. Assim, os indicadores de sustentabilidade ambientais e sociais, como preconizava Brundtland, deram resultados com ideias amplas demais, cheia de contradições que desvincularam a economia do conceito de desenvolvimento sustentável (BELLEN, 2006).

A economia ecológica proposta por Alier e Jusmet (2000) assume que os custos privados e os custos sociais nem sempre coincidem, portanto, são totalmente aceitos pela teoria econômica. Entretanto as diferenças entre as abordagens são importantes. Quando há falhas não previstas, a teoria econômica geralmente se refere às externalidades negativas dos empreendimentos como uma falha de mercado. Mesmo as externalidades positivas são implícitas e, às vezes, sugerem que o mercado geralmente funciona levando a um resultado eficiente, embora existam algumas exceções. Kapp (1978) destacou que as externalidades não são falhas de mercado, mas sucessos na transferência de custos para terceiros. Ampliar os princípios para economia ecológica é necessário para que se possa atingir a um desenvolvimento efetivamente duradouro, onde se questione as bases de produção.

Há tentativas de conciliação e confrontos entre as linhas de pensamento da economia tradicional neoclássicaliberal e a economia ambiental versus a economia ecológica ou ecossistêmica (GEORGES CUROEGEN, 1976; DALY 2004; SACHS 2008; COSTANZA 2014).

Porém, os concorrentes convergem para a ideia de bem-estar humano, entre tantos pensadores divergem-se quanto ao crescimento econômico indeterminado e/ou que há limites no crescimento.

Segundo Neves et al., (2007), a estratégia de desconstruir e reconstruir o termo desenvolvimento sustentável só terá sentido se houver uma relação entre o processo de acumulação de bens e o consumo, atre-

lado ao grau de satisfação das necessidades humanas. Assim o grande objetivo a ser conquistado pela gestão ambiental é a busca de um sistema com equilíbrio entre o homem e o seu ambiente, seja natural ou urbano, e que nos leve ao verdadeiro desenvolvimento sustentável (PHILIPPI JR., 2004).

O pensamento da economia ecológica tem três dimensões: sustentabilidade ecológica, economia e social. No entanto, a economia ecológica abarca-se da economia neoclássica e adiciona o fator ambiental e a transcende ao incluir a avaliação física dos impactos ambientais causados pela economia humana e suas necessidades (ANDRADE, 2015).

Logo, os desafios da gestão ambiental têm como principal lacuna compreender como gerir os recursos naturais de forma ao obter máxima satisfação da sociedade, com o mínimo do uso dos recursos. Nessa linha, economistas desenvolveram modelos que auxiliam na compreensão dos fatores e dos mecanismos envolvidos na geração de riqueza e sua distribuição (PHILIPPI JR, 2004).

A gestão ambiental sustentável se insere como uma estratégia conectada aos paradigmas e metas explicitamente expostas nas metas da agenda 21, Objetivos de Desenvolvimento do Milênio (ODM 2015) e Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS 2030). Porém, a deterioração de 25% dos serviços ecossistêmicos nos sistemas naturais do mundo já é uma conta muito grande para recuperar e/ou restaurar, e esse apelo é insustentável diante dos déficits de pobreza e exclusão socioambiental. Assim como injustiças, a opressão, a escravidão e a dominação cultural e econômica põem em riscos a agenda e as metas do milênio (MEA, 2005; MARTÍNEZ-ALIER, 2012; COSTANZA et al., 2014).

Portanto, a economia ambiental desde 1980 alcançou avanços quanto à tentativa de frear o consumo acelerado e achar uma direção para a construção do desenvolvimento sustentável frente à uma sociedade consumista. Porém, uma economia que trata o capital natural com os mesmos paradigmas da economia neoclássica liberal, ou de mercado, tem encontrado resistências neste modelo. Assim, entraram em cena a tendência verde de valorar da natureza e a economia ecológica, buscando nos serviços ambientais os princípios de uma nova economia (WHATELY; HERCOWITZ, 2008).

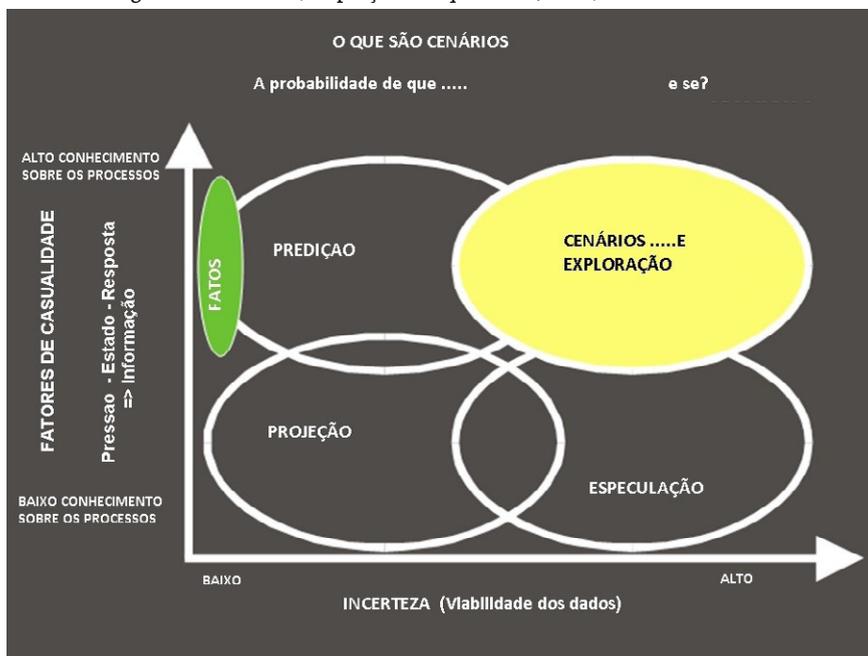
Por conseguinte, as estratégias de conservação, especificamente em áreas protegidas, se inserem nesse contexto ao buscar modelos de gestão ambiental integrada construída à luz de indicadores claros, precisos e que considerem as dimensões contidas na perspectiva de sustentabilidade.

### 3. GESTÃO AMBIENTAL ADAPTATIVA EM CENÁRIOS DE INCERTEZA

As estratégias de planejamento e gestão ambiental na criação de áreas de proteção estão bem consolidadas tanto na teoria como na prática. Os temas mais utilizados vão desde os diagnósticos da vegetação, fauna e populações humanas nativas e urbanas ou tradicionais do entorno, aos temas ambientais *strictu sensu* sobre a geologia, solo, clima, geomorfologia, recursos hídricos/bacia hidrográficas e finalmente a economia local (SANTOS, 2004). Porém, a construção dos indicadores de sustentabilidade na gestão ambiental sustentável é um desafio, pois após a criação das áreas protegidas confrontamos com a falta de dados e informações nas três dimensões, social, ambiental e econômica, para alcançar as metas da sustentabilidade (Figura 1).

As mudanças climáticas têm acelerado a busca do conhecimento sobre os processos ecossistêmicos e sua relação com a perda da biodiversidade (COSTANZA et al., 2014) e conseqüentemente há uma corrida para aumentar as áreas de preservação. Esse fato descreve uma nova tendência de gestão adaptativa, diante dos diversos cenários de incerteza devido à baixa disponibilidade de dados e informações sobre a qualidade dos ecossistemas a serem protegidos.

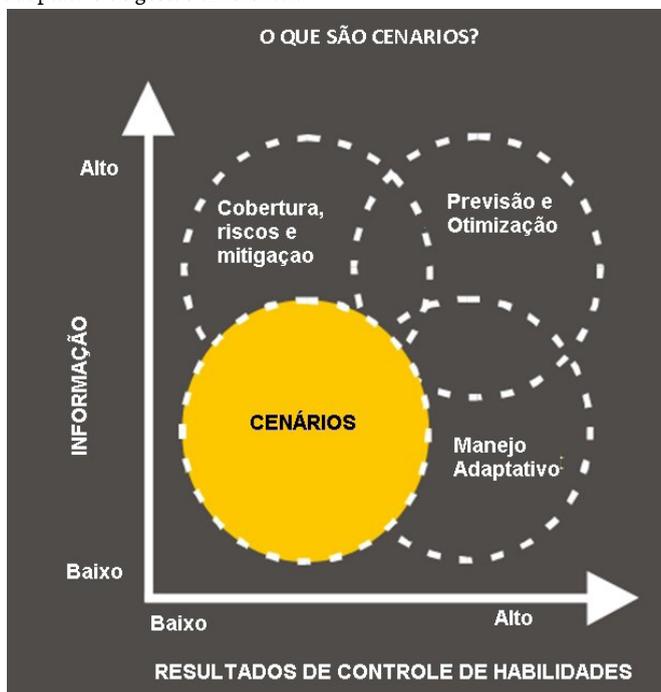
Figura 1. Probabilidade de incerteza na viabilidade dos dados na construção de cenários de incerteza na gestão ambiental (adaptação Marques et al., 2009).



Portanto, há um cenário de incertezas devido à disponibilidade de dados, além do desconhecimento acerca dos processos ecológicos, principalmente em ambientes perturbados. Contudo, mesmo a baixa disponibilidade de dados e baixo conhecimento sobre os processos ecossistêmicos geram indícios suficientes para gerar projeção de cenários, ainda que estes não possuam dados disponíveis em condições esperadas.

Enquanto as predições forem geradas com base em incertezas e baixa causalidade não teremos uma situação ideal. No entanto, se há alta incerteza de que dados são de baixa qualidade, mas pouco conhecimento dos processos ecossistêmico produz-se especulação. Outrossim, quando há alta incerteza de dados viáveis e alto conhecimento dos processos teremos expectativas de exploração e cenários possíveis, para que esta seja bem-sucedida (MARQUES et al. 2009) Figura 2.

**Figura 2.** Interações resultantes das informações de cenários para tomadas de decisão no modelo adaptativo de gestão ambiental.



Há interações e sobreposição de cenários entre o manejo adaptativo, provisão mecanismo de mitigação dependem da qualidade das informações. Essa é a pergunta principal: se a gestão ambiental tiver a capacidade de controlar resultados em níveis baixos estamos diante de projeção de cenários futuros. Porém se há alta qualidade de dados e informações partimos para fase de otimização e previsão. Então se existe qualidade mas com poucos dados e informações pode ocorrer probabilidade de cenários resultantes de informações fracas com resultados limitados. Assim, estamos tratando de uma gestão adaptativa com bons e péssimos resultados mesmo com informações fracas. Esta análise de resultados se assemelha a um empreendimento, ou gestão de uma área protegida com os resultados de uma sustentabilidade fraca

Consequentemente, os modelos de gestão adaptativa aplicados no tocante às áreas protegidas, terão como base métodos sistemáticos de

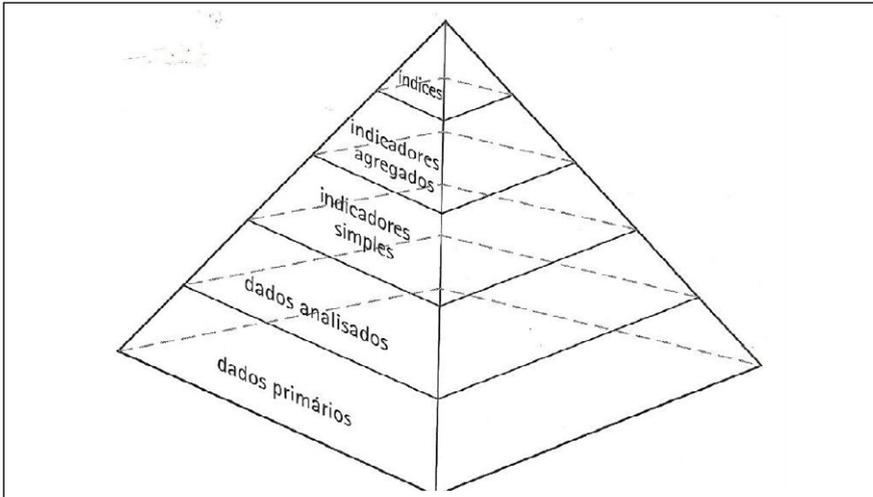
avaliação da efetividade, de forma a averiguar se os objetivos estabelecidos tiveram êxito, produzindo uma visão mais completa e que se relacione com os princípios da sustentabilidade (ARAÚJO JÚNIOR; AGRA-FILHO, 2015).

#### 4. ESTADO DA ARTE DOS INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE

Os indicadores de sustentabilidade são ferramentas em desenvolvimento que ajudam a diagnosticar as condições de uma região delimitada (bacia hidrográfica, área de proteção, área de recuperação, área de uso de comunidades tradicionais, áreas urbanas etc.) quando não se possui dados e informações suficientes. Dessa forma, na gestão adaptativa há necessidade de se traçar cenários para os tomadores de decisão e gestores, e isso envolve a opinião de *Stakeholders* locais e especialistas. Este modelo pode ainda funcionar como regulador nas três dimensões da sustentabilidade: social, ambiental e econômica (BRAGA, 2004; SANTOS, 2004; BELEN, 2006; FILETTO; MACEDO 2015).

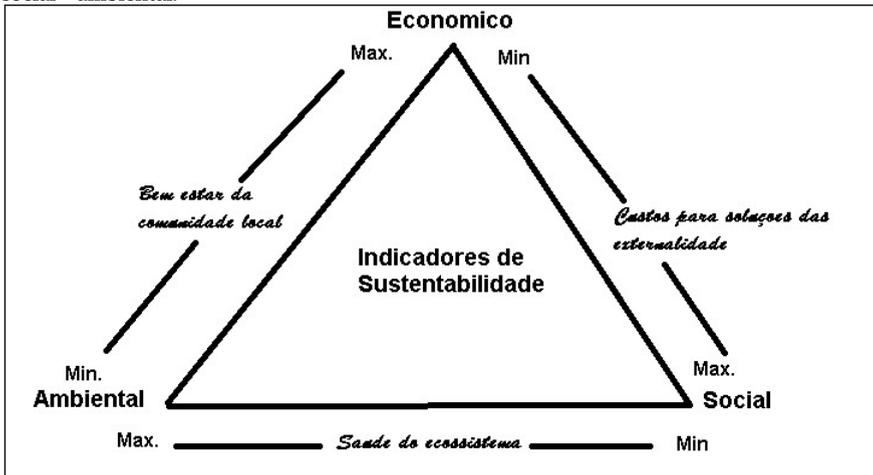
Santos (2004) e Carvalho et al., (2011) alegam que o que conduz o diagnóstico de sustentabilidade é a decisão do planejador ao selecionar os indicadores, os valores dos dados coletados e a relação que pode ser feito entre eles, e ainda a correlação entre os indicadores que formam os índices (Figura 3). É como ter diferentes níveis de informação dentro de uma pirâmide, onde em sua base estão centrados os dados que ao serem agregados, informam sobre os indicadores. Constituem-se níveis crescentes de informação, sendo que o ápice é a forma mais simples de representar o conjunto de dados complexos.

A escolha de metodologias e métodos exige, muitas vezes, a diferenciação de seus graus de importância ou a sua ponderação visando sinalizar quais são aqueles prioritários para alcance dos objetivos e critérios a serem estabelecidos no triângulo da sustentabilidade (Figura 4) com elevado grau de subjetividade é a etapa mais difícil juntamente com a ponderação e agregação dos dados.

**Figura 3.** Pirâmide de níveis de informações.

Fonte: Santos (2004).

Atores do cenário são pessoas envolvidas no contexto ou problemática que possuem naturalmente na sua cultura ideias ou valores que não são inatos, porém apreendidos e depois distribuídos. Estas devem ser levadas em consideração em um processo de tomada de decisão, inclusive como forma de respeito à comunidade local (BRAGHINI et al., 2009, MARQUES et al., 2009).

**Figura 4.** Triângulo dos indicadores de sustentabilidade para as três dimensões econômica – social – ambiental.

Quando e como utilizar métodos para ponderar e agregar os indicadores de sustentabilidade? Os métodos frequentemente usados apresentam problemas de ponderar e agregar valores aos índices alcançados, pois há benefícios e desvantagens qualitativamente. Jones et al. (2018) fazem avaliação de 9 métodos de ponderação e 3 métodos de agregação que nem sempre são discutidos na literatura. Os métodos de ponderação e agregação tem como base: a) objetivos da pesquisa, b) em escalas espaço-temporais e, c) perspectivas de sustentabilidade. Nem sempre seleção pesos aos atributos e seleção critérios preditivos ajudam na predição e exploração de práticas entre sustentabilidade fraca e forte.

Com este propósito apresentamos os indicadores SWOT, ISA, PEIR e DPSIR como os indicadores de sustentabilidade fraca e forte mais persistentes e duradouros na literatura.

#### 4.1 SWOT – OU FOFA

A sigla SWOT ou “FOFA” (*Strengths, Weakness, Opportunities and Threats*) é um indicador capaz de identificar, analisar e visualizar o cenário atual de um grupo ou comunidade e torná-lo organizado e fortalecido na gestão dos recursos naturais quando objetivo é valorar o capital natural da área preservada por exemplo. Após a construção da “FOFA”, tem-se um diagnóstico com os pontos fortes e fracos de sustentabilidade, e pode-se fazer as tomadas de decisão nas dimensões econômico, social, ambiental para o desenvolvimento equilibrado entre valores máximo e mínimos.

**Tabela 1.** Apresentação do “FOFA” como ferramenta de planejamento e gestão.

Indicador	Significado	Explicação	
F	Fortalezas	Fatores positivos	dentro do grupo
O	Oportunidades	Fatores positivos	fora do grupo
F	Fraquezas	Fatores negativos	dentro do grupo
A	Ameaças	Fatores negativos	fora do grupo

Neste diagnóstico, consideram-se os critérios e atributos agregados no triângulo da sustentabilidade no diagnóstico de áreas protegidas (Figura 4) contemplando os aspectos ambientais, econômicos, sociais, éticos e culturais para atingir o objetivo de elaborar indicadores de mensuração e avaliação do sistema de estudo (SICHE et. al, 2008).

#### 4.2 ISA - ESI

Consiste em avaliações monetárias do capital natural e do uso de recursos naturais e apresentar os impactos do *Environmental Sustainability Index* ou Índice de Sustentabilidade Ambiental nas três dimensões. Uma ressalva interessante para o uso do ISA é que os resultados são promissores pela possibilidade de integração de variáveis de distintas fontes, escalas e valores, através de procedimentos estatísticos e de tratamento digital da informação espacialmente georeferenciada, fornecendo mapas temáticos de grande valor para a tomada de decisão nas questões relativas aos recursos hídricos (BRAGA, 2003; SANTOS, 2004).

#### 4.3 PEIR – DPSIR

Um terço das áreas protegidas estão ameaçadas pela pressão humana (Jones et al., 2018). Os indicadores (PEIR) (*Pressure, State, Impact and Response*) combinam aspectos do ecossistema natural, atividade antrópicas, aspectos do sistema econômico dos serviços ecossistêmicos ou bens e a qualidade de vida humana *in loco*. Em alguns casos, também são levados em consideração aspectos dos sistemas político, cultural e institucional que é avaliado (DPSIR – *drivers, pressure, state, impact e response*). Neste caso os elementos de pressão são respostas econômicas dos empreendimentos às políticas implantadas. Os indicadores são, via de regra, modelos de interação das atividades antrópica/meio ambiente que podem ser classificados em três tipos principais: estado, pressão e resposta (POMPERMAYER; PAULA JUNIOR, 2007).

## 4.4 DPSIR

A fim de aperfeiçoar ainda mais o modelo DPSIR, a Conferência das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento Sustentável (UNCDS) inseriu os indicadores de força motriz (D), formando a estrutura do DPSIR (*Driving Force, Pressure, State, Impact and Response*). Com essa inserção existe a avaliação do poder institucional, que vem antes da pressão, de acordo com a resposta da sociedade. Assim, este modelo vem sendo aplicado pelos países que compõem a União Europeia, mais especificamente pelas agências ambientais que avaliam os recursos naturais com enfoque na água, objetivando equilibrar seu uso e interesse que giram entorno do recurso (SOARES et al., 2011; BELLEN, 2006). Autores apontaram um ponto fraco nesse modelo, pois os dados obtidos não possuem a mesma escala ou unidade de medida ou denominador comum. Para tanto o barômetro propõe uma escala de performance para combinar diferentes indicadores baseadas nos conceitos de bom, ótimo, ruim e péssimo, onde os indicadores podem ser encaixados nestas escalas (BELLEN, 2006; KRONEMBERBER, 2008).

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste capítulo demonstramos que existem vários modelos de gestão adaptativa propostos aos tomadores de decisão e aos *stakeholders* na construção dos diagnósticos e análise de dados. Além disso, existem ainda as informações e conhecimento na predição de cenários favoráveis da gestão ambiental. As interseções construídas nos cenários entre estado e resposta visam diminuir os conflitos de interesses sociais e econômico e dessa forma promover uma gestão ambiental integrada.

## REFERÊNCIAS

ALIER, J.M.; JUSMET, J.R. **Economia ecologica y politica ambiental**. Mexico, D.F.: PNUMA, 2000. 493p.

Andrade, D.C., Garcia, J.R., 2015. **Estimating the genuine progress indicator (GPI) for Brazil from 1970 to 2010**. Ecol. Econ. 118, 49–56.

ARAÚJO-JÚNIOR; AGRA FILHO. Estudo comparativo entre três diferentes métodos de avaliação da efetividade de gestão de áreas protegidas. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais (GESTA)**, v. 3, n. 1, p. 232-241, 2015.

BELLEN, H. M. V. **Indicadores de sustentabilidade: Uma análise comparativa**. Ed. FGV, 2ª. ed. Rio de Janeiro, 2006, 253p.

BRAGA, T. M.; FREITAS, A.P.G. de; DUARTE, G. de S.; CAREPA-SOUSA, J. Índices de sustentabilidade municipal: o desafio de mensurar. **Revista Nova Economia**, Belo Horizonte; v. 14, n. 2, 2004.

BRAGHINI, C. R.; GOMES, L. J.; RIBEIRO, A. DE SOUZA. Perspectivas de sustentabilidade ecológica do turismo em Xingó, SE/AL. **Revista Geográfica Acadêmica**, v. 3, p. 56-69, 2009.

CARVALHO, R. G.; KELTING, F. M. S.; SILVA, E. V. Indicadores socioeconômicos e gestão ambiental nos municípios da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró, RN. **Revista Sociedade e Natureza**, v. 23, n. 1, 2011, p.143-159.

COSTANZA, R. et al. **Changes in the global value of ecosystem services**. *Global Environmental Change*, v. 26, p. 152-158, 2014.

DALY, H.; J. FARLEY. **Economia ecológica, princípios e aplicações**. Ed. Inst. Piaget. 2004, 528p.

FILETTO, F., & MACEDO, R. L. G. Desenvolvimento de Indicadores de Sustentabilidade para o Ecoturismo em Unidades de Conservação. **Revista Brasileira de Ecoturismo (Rbecotur)**, v. 8, n. 1, p. 11-30, 2015.

GEORGESCU-ROEGEN, N. **Energy and Economics Myths, Energy and Economics Myths**, New York: Permagon Press, pp. 3-36, 1976.

JONES, K. R., VENTER, O., FULLER, R. A., ALLAN, J. R., MAXWELL, S. L., NEGRET, P. J., & WATSON, J. E. One-third of global protected land is under intense human pressure. **Science**, v. 360, n. 6390, p. 788-791. 2018.

KAPP, K. W. **The Social Costs of Business Enterprise**. Nottingham: Spokesman [ed. orig.: 1963], 1978.

KRONEMBERGER, D. M. P., CLEVELARIO JUNIOR, J.; NASCIMENTO, J. A. S. do; COLLARES, J. E. R.; SILVA, L. C. D. da. Desenvolvimento sustentável no Brasil: uma análise a partir da aplicação do barômetro da sustentabilidade. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 20, n.1, 2008, p. 25-50.

MACEDO, D. R. Influências ambientais em múltiplas escalas espaciais sobre assembleias aquáticas no cerrado. **Tese (Programa de Pós-graduação em Ecologia Conservação e Manejo de Vida Silvestre)** - Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte-MG, 2013, p.180.

MARQUES, J.C., A. BASSET, T. BREY, M. ELLIOT. **The ecological sustainability tri-gon – A proposed conceptual framework 4 for creating and testing management scenarios.** Marine Pollution Bulletin, 58: 1773- 1779. 2009.

MARTÍNEZ-ALIER. J. **EL ecologismo de los pobres: conflictos ambientales y lenguajes de valoración.** Ed.Contexto, São Paulo, 2 ed, 2012.

MUELLER, C. C. O Debate dos Economistas sobre a Sustentabilidade. **Rev. Est. econ.**, São Paulo, v. 35, n. 4, 2005, p. 687-713.

MEA. **Millenium Ecosystem Assessment**, 2005. Ecosystems and Human Wellbeing: Synthesis. Island Press, Washington. Disponível: <http://www.millenniumassessment.org/en/Synthesis.html>. Acesso: 01.fev. 2020.

NEVES, L. S.; KLEINMAYER, L. A. M.; TOCACHI, R. A transição do Desenvolvimento ao Desenvolvimento Sustentável. In: II Seminário de Sustentabilidade, 2007, **Anais...** Curitiba. II Seminário de Sustentabilidade, 2007.

ODUM, E. P.; BARRETT, G. W. **Fundamentos de ecologia.** São Paulo: Ed. Cengage Learning, 2007, 612p.

PEREIRA, J. V. I. Sustentabilidade: diferentes perspectivas, um objectivo comum. **Revista de Economia Global e Gestão**, Lisboa, v. 14, n. 1, 2009.

PHILIPPI JR, A.; ROMÉRO, M. A.; BRUNA; G. C. Uma introdução à questão ambiental. (Ed.). **Curso de gestão ambiental.** Barueri, São Paulo: Nisam; Manole Ltda, 2004. pp 3-16.

POMPERMAYER, R. D. S.; PAULA JR., DURVAL, R. D.; NETTO, O. D. M. C. Análise Multicritério como Instrumento de Gestão de Recursos Hídricos: O Caso das Bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiáí.” **Rev. Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 12, n. 3, p. 117-127, 2007.

SACHS, I. **Caminhos para o desenvolvimento sustentável.** Ed. Garamond. 3ª Ed. Rio de Janeiro, 2008.

SANTOS, R. F. **Planejamento ambiental: teoria e prática.** São Paulo: Oficina de textos, 2004.

SICHE, J.R. et al. Sustainability of nations by indices: Comparative study between environmental sustainability index, ecological footprint and the emergy performance indices. **Ecological Economics**, v. 66, n. 4, p. 628- 637, 2008.

SOARES, A. B.; SILVA FILHO, J. C. L. da; ABREU, M. C. S. de; SOARES, F. de A.; Revisando a estruturação do modelo DPSIR como base para um sistema de apoio à decisão para a sustentabilidade de bacias hidrográficas. **Rev. Agronegócios e Meio Ambiente**, v.4, n.3. p. 521-545., 2011.

WHATELY, M.; HERCOWITZ, M. **Serviços ambientais: conhecer, valorizar e cuidar: subsídios para a proteção dos mananciais de São Paulo**. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2008.





## ÍNDICE REMISSIVO

- Áreas degradadas 21, 22, 24, 27, 54,  
Áreas protegidas 125, 129, 131, 134, 135, 136  
Argila 99, 106, 107  
Assentamentos 111, 112, 116, 117, 118, 119, 120, 121, 122, 123,  
Biodiversidade 21, 26, 28, 29, 31, 32, 33, 43, 47, 48, 49, 50, 51, 52, 54, 55, 86,  
111, 113, 114, 115, 119, 121, 129  
Capital natural 47, 50, 126, 128, 134, 135  
Cenários de incerteza 125, 129, 130  
Crescimento da população 99, 102, 107  
Dinâmica climática 69, 71  
Distribuição 33, 37, 39, 43, 44, 70, 73, 77, 78, 79, 80, 112, 113, 128,  
E. coli 99, 100, 101, 102, 103, 104, 105, 106, 107, 108,  
Florestas secas 111, 113,  
Florestas Tropicais 34, 47, 86, 112, 113,  
Focos de Calor 85, 86, 87, 88, 89, 90, 91, 92, 93, 94, 95, 96,  
Gestão ambiental 21, 67, 125, 126, 127, 128, 129, 130, 131, 136, 137, 138,  
Manejo florestal 56, 111, 118, 119, 120, 121, 122, 123, 124,  
Modelos matemáticos 99, 102, 105,  
Planejamento  
Gestão ambiental 24, 125, 129,  
Regime pluviométrico 69, 70, 74, 82,  
Restauração 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31,  
Sensoriamento Remoto 85, 86, 96,

Serra dos Macacos 69, 71, 74, 76, 77, 78, 79, 80, 83,  
Serviços Ambientais 23, 24, 49, 50, 53, 54, 55, 56, 57, 59, 61, 63, 64, 65, 67,  
129, 139,  
Solo da margem 99, 105, 107,  
Stakeholders 125, 132, 136,  
Sustentabilidade local 21, 111,  
Temperatura 69, 70, 71, 72, 75, 76, 77, 78, 79, 81, 82, 83, 103, 112, 113,  
Tomadas de decisão 22, 51, 125, 131, 135,  
Valoração 47, 49, 51, 52, 56, 57, 58, 61, 63, 64, 65, 66, 67,





O estado de arte dos estudos de Conservação e Sustentabilidade nas Ciências Ambientais têm sido um desafio e tanto devido as engenhosidades das metodologias transversais. Assim, propomos um livro-coletânea de experiências e reflexões multi-interdisciplinares sobre conservação *strictu sensu*, restauração, ecologia da paisagem, gestão ambiental adaptativa, e que se estende até relações socioambientais locais à economia ecológica dos serviços ambientais. O livro Conservação e Sustentabilidade: desafios teóricos traz um pouco do que fizemos e propomos fazer no Programa de Mestrado e Doutorado do Prodepa – UFS nestes últimos 10 anos.

ISBN 978-856010245-7

