



CIÊNCIAS AMBIENTAIS

DIAGNÓSTICOS AMBIENTAIS

Organizadores

Carmino Hayashi

Diego De Souza Sardinha

Paulo Augusto Zaitune Pamplin

1ª Edição

ORGANIZADORES

CARMINO HAYASHI
DIEGO DE SOUZA SARDINHA
PAULO AUGUSTO ZAITUNE PAMPLIN

EDITOR

CARMINO HAYASHI

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
(Câmara Brasileira do Livro, SP, Brasil)

Ciências ambientais : diagnósticos ambientais
[livro eletrônico] / organizadores Carmino
Hayashi, Diego de Souza Sardinha, Paulo Augusto
Zaitune Pamplin. -- 1. ed. -- Ribeirão Preto, SP :
Carmino Hayashi, 2020.
PDF

Vários autores.
Bibliografia.
ISBN 978-65-00-08205-0

1. Ciência ambiental 2. Educação ambiental
3. Impacto ambiental 4. Meio ambiente - Proteção
5. Política ambiental I. Hayashi, Carmino.
II. Sardinha, Diego de Souza. III. Pamplin, Paulo
Augusto Zaitune.

20-42982

CDD-363.7

Índices para catálogo sistemático:

1. Ciência ambiental 363.7

Cibele Maria Dias - Bibliotecária - CRB-8/9427

Imagem de capa

Pixabay



Alfenas/ MG
Agosto/2020

PREFÁCIO

CIÊNCIAS AMBIENTAIS: DIAGNÓSTICOS AMBIENTAIS

Uma das áreas científicas que apresenta um dos maiores vieses de interdisciplinaridade, as Ciências Ambientais vêm se fortalecendo de forma rápida, uma vez que contempla a integração dos diversos saberes, abarcando toda a sua diversidade e complexidade, inferindo que as particularidades das diferentes áreas devem ser compreendidas de forma integrada com outras áreas correlatas.

Neste sentido, em meados da década de 50 e início de 60, acadêmicos e gestores públicos apontavam a necessidade da criação de novos instrumentos utilizados no licenciamento ambiental de atividades e empreendimentos na América do Norte, Austrália e Europa. O detalhamento desse processo, demonstrou que ele pudesse ter aceitação e representatividade social transformando-se em um instrumento do processo de tomada de decisões no licenciamento ambiental.

Essa avaliação deveria conter características técnicas regulamentadas pelo poder público e ser traduzida em um documento público acessível a sociedade interessada no processo de licenciamento ambiental. Em 1981, o Brasil definiu a Política Nacional do Meio Ambiente, Lei Federal 6.938, de 31 de agosto de 1981, nessa lei, a Avaliação de Impactos Ambientais e o Licenciamento de Atividades Efetiva ou Potencialmente Poluidoras foram dois dos instrumentos criados para que fossem atingidos os objetivos dessa política.

Após cinco anos, o Conselho Nacional do Meio Ambiente, por meio da Resolução CONAMA Nº 001, de 23 de janeiro de 1986, definiu como ser feita a Avaliação de Impactos Ambientais. Em seu Artigo 6º a Resolução define que a primeira etapa de uma avaliação de impacto ambiental deve ser iniciada pelo “*diagnóstico ambiental da área de influência do projeto completando a descrição e análise dos recursos ambientais e suas interações, tal como existem, de modo a caracterizar a situação ambiental da área, antes da implantação do projeto*”.

O diagnóstico ambiental pode ser considerado com um levantamento da situação existente dos meios físico (rocha, solo, águas, ar e clima), biológico (ecossistemas aquáticos, terrestres, marinhos e interfaces) e socioeconômico (uso e ocupação da terra e usos dos recursos do meio físico e biológico para o desenvolvimento socioeconômico). Ou seja, o diagnóstico ambiental

trata-se de um estudo que analisa os recursos ambientais e suas interações pelo qual se parte para um prognóstico, isto é, uma identificação preliminar dos impactos ambientais, que por sua vez possam gerar informações pertinentes ao meio estudado visando futuros programas e/ou projetos de mitigação.

O diagnóstico ambiental pode ser elaborado a partir de duas fontes: tomada de dados em campo, dados atuais levantados com metodologias apropriadas e passíveis de serem avaliados; tomada de dados secundários como séries históricas de dados meteorológicos, hidrológicos, levantamentos de órgãos governamentais, bibliotecas, museus, dentre outros.

Este é o pano de fundo que determina um dos eixos principais no desenvolvimento de um estudo de impacto ambiental, que propicia a integração dos processos do meio físico e biológico, com os processos das culturas desenvolvidas pela humanidade em seus hábitos sociais, na construção territorial e no desenvolvimento econômico. As atividades de uma sociedade podem manter o equilíbrio e/ou desestabilizar os processos naturais ocasionando perda da qualidade ambiental, social e econômica.

Diante desta conjuntura, dezenas de professores, pesquisadores científicos e alunos de pós-graduações, envolvidos nas áreas de Ciências Ambientais, especialmente em Diagnósticos Ambientais, associados a diversos outros pesquisadores em áreas e linhas de pesquisas congêneres, na qualidade de consultores e revisores uniram esforços de forma colaborativa para a consecução desta obra *Ciências Ambientais – diagnósticos ambientais* (volume II).

Ainda, dentro da área de Ciências Ambientais, considerando-se as suas diversas subdivisões, e na medida de enquadrar todos os trabalhos apresentados espontaneamente, havemos por bem organizar mais dois outros volumes, intitulados como *Ciências Ambientais – recursos hídricos* (volume I) e *Ciências Ambientais – gestão e educação ambiental* (volume III).

Por fim, na certeza de termos envidados nossos melhores esforços na finalização destes três volumes com abordagens na área de Ciências Ambientais, deixamos aqui registrados os nossos agradecimentos a todos os colaboradores, entre os quais, autores, coautores, revisores, e todos os demais que de uma forma ou outra colaboraram para a consecução destas obras.

**Diego de Souza Sardinha; Carmino Hayashi
& Paulo Augusto Zaitune Pamplin**

SUMÁRIO

Geodiversidade da caldeira vulcânica de Poços de Caldas (MG), Brasil: planejamento para a exploração geoturística	07
<i>Diego de Souza Sardinha & Letícia Hirata Godoy</i>	
Erosão hídrica na sustentabilidade agrícola dos solos do sul de Minas Gerais	23
<i>Lucas Emanuel Servidoni; Joaquim Ernesto Bernardes Ayer; Marx Leandro Naves Silva & Ronaldo Luiz Mincato</i>	
Uso de sensores embarcados em veículo aéreo não tripulado no monitoramento da vegetação, do solo e das águas interiores	41
<i>Filipe Castro Felix; Luis Felipe Pigatto Miranda Silva; Diogo Olivetti; Marx Leandro Naves Silva; Henrique Llacer Roig & Ronaldo Luiz Mincato</i>	
Impactos ambientais decorrentes da construção de barragens de Usinas Hidrelétricas: reflexões e desdobramentos físico-naturais	64
<i>Jane Piton Serra & Thomaz Alvisi de Oliveira</i>	
Modelagem dinâmica de sistemas ambientais	84
<i>Júlio Cesar de Souza Inácio Gonçalves; Pedro de Souza Lopes Silva; Thiago Vinicius Ribeiro Soeira & Cristiano Poletto</i>	
Uso de inferência geográfica aplicada ao diagnóstico ambiental como subsídio para a tomada de decisão	102
<i>Marcos Roberto Martines; Reinaldo Paul Pérez Machado; Rogério Hartung Toppa</i>	
A contribuição de Anders Fredrik Regnell ao conhecimento da flora do sul de Minas Gerais	126
<i>Luciana Botezelli; Eric Arruda Williams; João Paulo de Lima Braga & Maria Elisa Diniz Bucci</i>	
Novas Perspectivas: a bacia hidrográfica e o ambiente fluvial como elemento estruturante	146
<i>Francisco José Cardoso; Laura Machado de Mello Bueno</i>	
Proposta metodológica para classificação de impacto ambiental em APP's ciliares	172
<i>Danilo Augusto Toledo Costa; Diego de Souza Sardinha; Leopoldo Uberto Ribeiro Junior</i>	
Impactos de grandes empreendimentos sobre a ictiofauna na Amazônia Legal	187
<i>Hugmar Pains da Silva; Rianne Caroline de Oliveira; Paulo Cesar Vênere & Izaías Médice Fernandes</i>	

Vilas e condomínios sustentáveis	201
<i>Daniele Ornaghi Sant 'Anna & Luciana Botezelli</i>	
Conforto térmico em edificações	215
<i>Luiz Felipe Silva</i>	
Conforto acústico em edificações	229
<i>Luiz Felipe Silva</i>	
A importância da sistemática para as ciências ambientais.....	244
<i>Renata Sebastiani; Cintia Vieira da Silva; Érica Pereira da Costa; Fátima Otavina de Souza Buturi & Zedenil Rodrigues Mendes</i>	
Homenagens	269
Revisão geral e Conselho Editorial	270
Resumo do Curriculum vitae dos Organizadores	271
Resumo do Curriculum vitae dos Autores e Coautores	273
Resumo do Curriculum vitae dos Revisores	283

GEODIVERSIDADE DA CALDEIRA VULCÂNICA DE POÇOS DE CALDAS (MG), BRASIL: PLANEJAMENTO PARA A EXPLORAÇÃO GEOTURÍSTICA

Diego de Souza Sardinha & Letícia Hirata Godoy

INTRODUÇÃO

O turismo pode ser uma ferramenta de condução de conhecimentos bem como uma fonte geradora de bens econômicos, se bem desenvolvido e estruturado. Esse meio de uso do território, para ser bem sucedido, deve levar em consideração vários aspectos distintos, tais como os ambientais, sociais e econômicos. Moreira (2008) analisou que dentre as modalidades do turismo, vem ganhando notoriedade o geoturismo, sendo praticado em locais com atrativos geológicos ou geomorfológicos e resultando em benefícios sociais e culturais através do fornecimento de serviços de interpretação desses ambientes.

O patrimônio geológico é definido como o conjunto de geossítios de uma determinada região, ou seja, um conjunto de locais delimitados geograficamente, onde ocorre um ou mais elementos da geodiversidade com singular valor do ponto de vista científico, pedagógico, cultural e turístico (Brilha, 2005; Viana & Nascimento, 2009; CPRM, 2015). Segundo Machado e Silva (2010), o conhecimento da geodiversidade nos leva a identificar, de maneira mais segura, as aptidões e restrições de uso do meio físico de uma área, bem como os impactos advindos de seu uso inadequado.

A geoconservação tem como objetivo conservar a diversidade natural de significativos aspectos e processos geológicos, geomorfológicos e de solos, garantindo a manutenção da história de sua evolução (Gray, 2004). Além disso, deve ser impulsionada pela necessidade de se conservar a geodiversidade, dado o seu valor e as suas ameaças reais devido à falta de proteção e gestão (Jorge e Guerra, 2016). Segundo Brilha (2005), os desafios da geoconservação, incluem o envolvimento da comunidade, a definição de uma estratégia de geoconservação, integrando a parte científica de divulgação e geoturismo, a integração de políticas de conservação da natureza, ordenamento do território, educação e envolvimento de empresas.

O Brasil, por sua geodiversidade, possui inúmeras feições geológicas distintas, que podem ser utilizadas com fins turísticos. O inventário da geodiversidade de um local, e a seleção de

sítios representativos da sua história geológica, são os primeiros passos para a determinação do patrimônio geológico, que por sua vez formará a base para a geoconservação e o geoturismo (Nascimento et al. 2007).

A Caldeira Vulcânica de Poços de Caldas está localizada na região Sul do Estado de Minas Gerais, e apresenta grande potencialidade geoturística, pois, localiza-se num contexto geológico e geomorfológico muito diversificado. A região reserva paisagens formadas por rios, cachoeiras, planaltos, montanhas, campos e vales onde também se destacam fontes hidrotermais e nascentes de aporte nacional, dispondo de um potencial turístico voltado a outras modalidades, como de aventura e ecoturismo.

Com isso, este trabalho consiste em realizar um inventário e selecionar potenciais atrativos geoturísticos dos geossítios localizados na região da Caldeira Vulcânica de Poços de Caldas (MG), Brasil. Os conhecimentos gerados podem fornecer subsídios para o planejamento da exploração geoturística, garantindo a manutenção da história evolutiva deste importante patrimônio geológico localizado no estado de Minas Gerais.

TURISMO E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

As Nações Unidas definem o turismo como sendo o conjunto de atividades praticadas por pessoas durante um período contínuo (que não deve ser superior a um ano) de viagem e permanência em locais os quais estejam fora de seus ambientes habituais, pelos motivos mais diversos, como lazer (Castellano et al. 2007). O Dicionário da Língua Portuguesa define turismo como sendo a ação de fazer viagens para recreação, e atividade econômica relacionada com viagens organizadas, geralmente voltadas para o lazer (Ferreira, 2014).

Para Oliveira (2007), o turismo pode ser apontado como uma fonte de renda considerável aos municípios uma vez que é uma atividade econômica que envolve múltiplos componentes da sociedade, tais como transportes, lojas, serviços, restaurantes, sendo desta forma, considerado a maior fonte geradora de empregos, se visto em sua globalidade de funções.

Em um panorama projetado-se para 2030 uma taxa de crescimento anual de 4,6% ao ano de turistas que visitarão o continente Sul Americano (WTO, 2017). Segundo Rossi (2019), o Brasil já apresentou números positivos no final de 2018, como o incremento de 1,86% nos gastos dos estrangeiros que visitaram o Brasil, de janeiro a dezembro de 2018, onde os turistas internacionais injetaram US\$ 5,92 bilhões na economia brasileira, frente aos US\$ 5,81 bilhões registrados no mesmo período de 2017.

Com o crescimento das atividades turísticas, podem-se ter as seguintes consequências, segundo Oliveira, (2007): crescimento demográfico acelerado e descontrolado com diversos problemas sociais associados; aumento dos índices de violência, prostituição e tráfico de drogas; ascensão da especulação imobiliária e inflação; ocupação desordenada e sem infra estrutura adequada dos espaços urbanos.

Segundo Ruschmann, (1997) para um desenvolvimento turístico equilibrado é essencial seu planejamento, que contemplará uma relação harmônica entre os recursos físicos, culturais e sociais da região em que se concentra e, assim, diminuindo os riscos de que a própria atividade turística destrua as bases que propriamente a mantém.

Archer et al. (2002) inferiram que a demanda sobre os recursos já escassos nas regiões em que ocorrem atividades turísticas são cada vez mais crescentes. Também constataram que impactos são inerentes às práticas turísticas, sendo necessários um planejamento e gerenciamento adequados a fim de minimizar os impactos negativos oriundos dessa atividade. Já os estudos de Camargo et al. (2011) constataram que uma prática turística eficiente é viabilizada pela interação entre o poder público, comunidade local e os proprietários/empresários atuantes no local.

Casimiro Filho, (2002) relatou vários pontos importantes em relação ao turismo e suas conseqüências econômicas a sociedade: o turismo como um dos grandes geradores de receitas, uma vez que movimenta os mais diversos ramos de atividades (hotéis, restaurantes, transportes, serviços); geração de empregos diretos e indiretos é outro ponto de grande relevância, fator que faz com que o turismo movimente a economia do local onde ocorre; o turismo como atenuante das disparidades econômicas e sociais entre diversas regiões, pois é uma alternativa capaz de gerar e sustentar o desenvolvimento econômico de uma determinada região.

GEOTURISMO E GEOPARQUE

A segmentação do turismo é uma concepção estratégica que viabiliza o melhor desenvolvimento dessa atividade, pois consegue atrair diferentes perfis de visitantes e segmentos. Segundo Bento e Rodrigues (2011), Um dos segmentos turísticos que mais tem tido destaque é o turismo de natureza, o qual engloba o ecoturismo, o turismo de aventura e o geoturismo, sendo ele baseado na visitação de áreas que relatam a evolução geológica do Planeta Terra. A maior procura pelo turismo em áreas naturais, como foi evidenciado por Bento e Rodrigues (2010), se dá principalmente pela piora da qualidade de vida em ambientes urbanos e uma maior busca pelo contato com áreas naturais, que representam maior segurança e condições mais saudáveis.

O geoturismo pode ser definido como o segmento de atividades turísticas com o uso de informações e atrativos geológicos, ou seja, no patrimônio geológico do local (Silva, 2008). O patrimônio geológico, por sua vez, pode ser entendido como o conjunto entre diversos tipos de atrativos, tal qual o geomorfológico, o paleontológico, o mineral e o petrológico (Araújo, 2005). Geoturismo é a atividade do turismo com conotação geológica, ou seja, visitas organizadas e orientadas a locais onde ocorrem recursos do meio físico geológico, que testemunham uma fase do passado, ou histórias de origem e evolução do Planeta Terra. Também se inclui, nesse contexto, o conhecimento científico sobre a gênese da paisagem, os processos envolvidos, e os testemunhos registrados em rochas, solos e relevos (Silva e Perinotto, 2007).

Com isso, se enquadram nos atrativos geoturísticos, as seguintes formações, segundo Bento e Rodrigues (2011): rochas, ilhas, praias, falésias, mananciais, grutas, cavernas, lagos, lagoas, rios, quedas d'água, planícies, dunas, canyons, montanhas, chapadas, crateras, águas termais e minerais e gêiseres. Uma ressalva importante consiste em tratar a prática geoturística como um novo segmento do turismo, pois, contém características e objetivos específicos, porém ainda é tido como um segmento do ecoturismo (Moreira, 2008).

Tendo em vista o crescimento da procura pelas atividades relacionadas ao turismo de aventura, natural e geoturismo, a Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura definiu um geoparque como sendo uma área de patrimônio geológico de importância internacional e que devem utilizar de suas características únicas para programas de conscientização, sensibilização e educação acerca dos processos geológicos e da dinâmica do planeta Terra (UNESCO, 2015a). Atualmente, a popularização dos geoparques se deve a junção entre conservação, desenvolvimento sustentável e participação da comunidade em relação aos projetos envolvidos.

Com isso, um Geoparque pode ser considerado como uma área que contenha um patrimônio geológico e que, através do uso do geoturismo, gere economias para o local em que esteja situado, ou seja, um desenvolvimento sustentável com o uso do ambiente como gerador de conhecimento e fonte de educação. A criação de um geoparque, junto à UNESCO, é uma ação conjunta entre instituições de pesquisas, organizações não-governamentais, prefeituras e demais órgãos administrativos.

O primeiro geoparque brasileiro aprovado foi o Geoparque do Araripe, no Sertão do Ceará em 2006, que participa, da Rede Internacional de Geoparques. Uma característica necessária para a caracterização e posterior criação oficial de um geoparque é a formulação de projetos educacionais, criação de museus, vários locais de visitação (geossítios) e ampla produção de folhetos, publicações, materiais didáticos e documentários (UNESCO, 2015b). Os geoparques apresentam condições extremamente favoráveis para promover a educação relacionando Geociências e Meio Ambiente.

A Rede Global de Geoparques (GGN – Global Geoparks Network), foi criada a nível mundial, com o intuito de uma constante troca de informações, relatando situações e experiências sobre as melhores práticas e projetos relacionados à Geoparques. Atualmente, a Rede conta com a participação de 41 países, cada um contendo um ou mais geoparques associados, resultando em 147 geoparques cadastrados no total (GCN, 2019). Para disseminar o assunto, o Serviço Geológico do Brasil (CPRM, 2015) criou o Projeto Geoparques do Brasil, com o intuito de pesquisar e identificar novos parques geológicos no país.

CALDEIRA VULCÂNICA DE POÇOS DE CALDAS (MG), BRASIL

A Caldeira Vulcânica de Poços de Caldas está localizada na região Sul do estado de Minas Gerais (**Figura 1**), abrangendo os municípios de Águas da Prata (SP), Andradas, Caldas (MG) e Poços de Caldas (MG). A área está inserida no contexto da Província Mantiqueira, e as rochas

do embasamento (Pré-Cambriano) são denominadas de Complexo Guaxupé definida por (Wernick e Artur, 1983), e compreende rochas gnáissicas, migmatíticas, anfibolíticas a granulíticas de idade de (630 Ma a 610 Ma) (CPRM, 1979). Na região oeste de Poços de Caldas, entre o bairro Cascata, São Roque da Fartura e São Sebastião da Grama, Morales (1988) também descreveu a ocorrência de gnaisses granulíticos de granulação média a grossa e gnaisses oclares.

Na borda sul-oriental, o maciço de Poços de Caldas invade uma interessante ocorrência de rochas sieníticas subalcalinas a levemente alcalinas, o chamado maciço sienítico de Pedra Branca (Ulbrich, 1984). O Sienito Pedra Branca é um maciço intrusivo neoproterozóico (610 Ma) que ocorre em uma área de relevo destacado (Janasi, 1996). Segundo Janasi (1992), o maciço Pedra Branca sustenta uma serra que atinge cotas de até 1700 metros, cujas rochas sieníticas possuem feldspatos alcalinos tabulares com elevadas proporções de finas lamelas (**Figuras 1 e 2**).

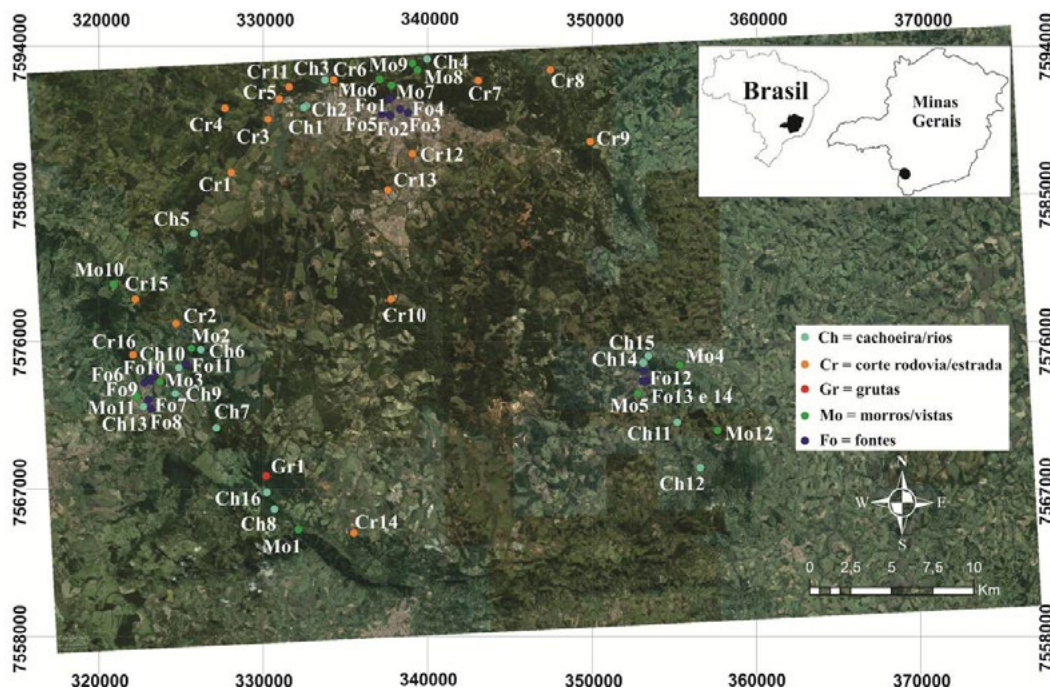


Figura 1. Mapa de localização da caldeira vulcânica de Poços de Caldas (MG) com os atrativos geoturísticos avaliados neste trabalho. Cachoeira/rios = Ch; Cortes de rodovia/estradas = Cra; Morros/vistas = Mo; Grutas = Gr; Fontes = Fo. Fonte da imagem, Google Earth, 2014.

As rochas sedimentares existentes em Águas da Prata, Poços de Caldas e sul de Minas Gerais são as da Formação Aquidauana (Soares e Landim, 1973). Segundo Morales (1988), dentro dos limites do maciço alcalino de Poços de Caldas ocorrem arenitos da Formação Botucatu, sobrepondo no local os sedimentos da Formação Aquidauana, sendo que, na região entre Poços de Caldas e São Roque da Fartura existem pacotes de sedimentos clásticos, conglomeráticos na base e finos no topo (**Figura 2**).

A intrusão alcalina que deu origem a Caldeira Vulcânica de Poços de Caldas, segundo Schorscher e Shea (1992), surgiu a partir da abertura continental entre 145 a 125 Ma e o magmatismo alcalino na crosta continental ocorreu entre 140 a 50 Ma se estendendo para as ilhas oceânicas da costa brasileira. As idades da intrusão alcalina variam entre aproximadamente 53 a 84 Ma (Ulbrich et al. 2002). De acordo com Ellert (1959), a litologia é formada por rochas alcalinas efusivas, tufos, rochas piroclásticas e fonólitos, rochas hipoabissais tinguaítos, e, rochas plutônicas que correspondem aos foiaítos, lujauritos e chibinitos (**Figura 2**).

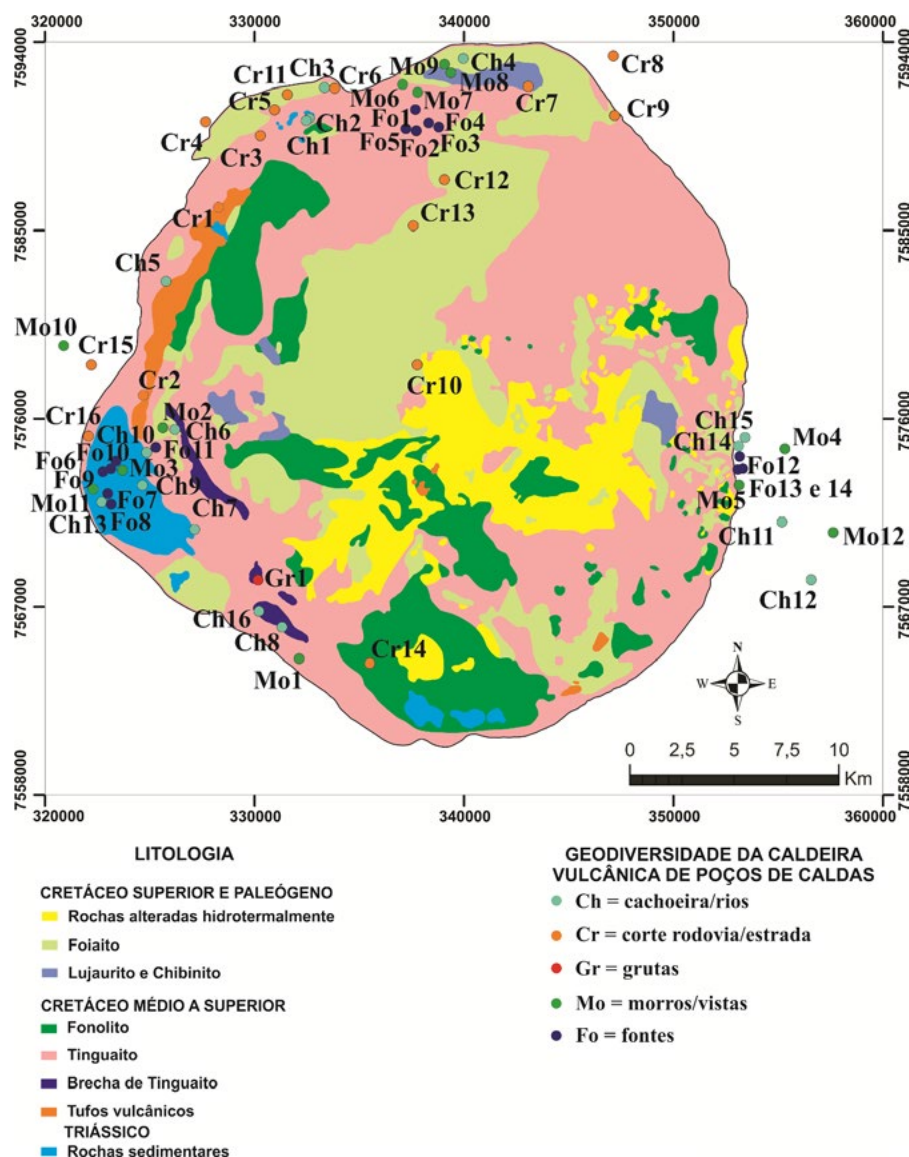


Figura 2. Mapa geológico da caldeira vulcânica de Poços de Caldas (MG) com os atrativos geoturísticos avaliados neste trabalho. Cachoeira/rios = Ch; Cortes de rodovia/estradas = Cra; Morros/vistas = Mo; Grutas = Gr; Fontes = Fo. Segundo informações de (Ellert, 1959; Chapman et al., 1991; Schorscher & Shea, 1992).

Segundo Chapman et al. (1991) blocos, brechas e tufos que afloram no Vale do Quartel são resultados de restos preservados do vulcanismo inicial que representam juntamente com fonólitos amigdalóides, uma parte da antiga superestrutura da Caldeira de Poços de Caldas. No entanto Ulbrich et al. (2002) descrevem que os depósitos do Vale do Quartel representam, pelo menos em parte, o produto de eventos piroclásticos mais jovens, combinados com a erupção superficial de lavas (**Figura 2**).

Os fonólitos são rochas com textura porfirítica ou afanítica, e tinguaítos, rochas com texturas granulares ou sacaróides (Almeida Filho e Paradella, 1976). Os foiaítos são rochas de granulação grosseira a média, preferencialmente, enquanto que os lujauritos e chibinitos são caracterizados por granulação grossa e ricos em eudialita, ambos são diferenciados apenas pela textura, pois os minerais presentes no lujaurito apresentam-se alongados e orientados paralelamente (Almeida Filho e Paradella, 1976).

A região de Poços de Caldas situa-se na província geomorfológica denominada Planalto Sul de Minas que é subdividido em três unidades: a Superfície do Alto Rio Grande, o Planalto de São Pedro de Caldas e o Planalto de Poços de Caldas (CPRM, 1979). Segundo Christofolletti (1973), o Planalto de Poços de Caldas se formou com uma intensa atividade vulcânica que provocou diversas alterações no terreno, soerguimento com posterior abatimento, originando uma caldeira na borda ocidental da Serra da Mantiqueira. As zonas que abrangem o Planalto de Poços de Caldas podem ser divididas em Planalto do Maciço Cristalino, Serra e/ou Dique Anelar e Planalto do Maciço Alcalino Interno (Zaine et al. 2008).

O clima da região, segundo a classificação de Koppen (1948), é mesotérmico (C), caracterizando-se por apresentar pequenas variações térmicas e pluviométricas. Na região da caldeira, predominam dois subtipos, Cwb (clima úmido com inverno seco e verão brando), e Cwa (mesotérmico de inverno seco, com verões quentes e estação chuvosa no verão) (Setzer, 1956). A cobertura vegetal da região da Caldeira Vulcânica possui uma diversidade variada, e caracteriza-se por contatos transicionais da floresta estacional semidecidual à floresta ombrófila mista, com a ocorrência de cerrado gramíneo lenhoso e, em áreas restritas, florestas estacionais (IBAMA, 1990).

Cambissolos háplicos, Neossolos Litólicos e Regolíticos, além de porções representativas de Argissolos Amarelos e Latossolos Vermelhos são comumente encontrados na região do Planalto de Poços de Caldas. Nas bordas do Dique Anelar há diversos afloramentos de depósitos coluvionares, enquanto nas várzeas das principais drenagens é comum encontrar Gleissolos, Organossolos e depósitos aluvionares. Segundo Moraes e Jiménez-Rueda (2008), existem também materiais regolíticos alóctones, apresentando um relevo recente de cascalhos e concreções.

GEODIVERSIDADE DA CALDEIRA VULCÂNICA DE POÇOS DE CALDAS (MG), BRASIL

As rochas do Complexo Guaxupé descritas neste estudo e que afloram no Planalto do Maciço Cristalino, na borda nordeste (Cr8) está localizado a 986 metros de altitude, onde é possível identificar um manto de alteração, em corte de estrada, de aproximadamente 2,5 m de altura por 5,0 m de comprimento, com matriz argilosa a muito argilosa de coloração avermelhada e estrutura sub arredondada, que suporta raízes, seixos de tinguaito, chibinito, bauxita e laterita, transportados do Dique Anelar e depositados sobre este manto de alteração, cuja base é formada por gnaisses alterados a pouco alterados com tendência marcante de grãos de quartzo em cima dos primas de solos.

Em Cr4, localizado na estrada vicinal de São Sebastião da Gramma a 1052 metros de altitude, encontram-se gnaisses granulíticos bandados com bandas escuras e claras alternadas. As rochas apresentam regularidade na espessura bandas, com predomínio de porções mais claras, cinzentas e às vezes róseas. Neste local, também afloram gnaisses granulíticos sistematicamente invadidos por rochas ígneas discordantes da foliação principal, talvez posteriores, relacionados ao soerguimento da Caldeira Vulcânica (**Figura 3a**). Nas margens da estrada vicinal, próximo a Fazenda Irarema e ao atrativo Cr4, também é possível observar afloramentos com fraturamentos intensos, verticais e horizontais, desenvolvendo brechas além de cataclasitos quartzo feldspáticos de granulometria fina.

Na borda sul-oriental em uma área de relevo destacado, as cachoeiras Antônio Monteiro (Ch11 – **Figura 3b**) e Duendes (Ch12) são formados por cristais tabulares de feldspatos alcalinos (ortoclásio, albita) e menores quantidades de plagioclásio (oligoclásio), piroxênios (augita, egirina-augita, egirina), anfibólio (hornblenda) e biotita, que dão uma coloração marrom-arroxeadada, preta e rósea com textura inequigranular média a grossa. Ambas as quedas possuem a mesma direção de quebra, sentido NW-SE, diversos blocos e matacões, marmitas, solos rasos e ricos em fragmentos de feldspato também podem ser observados neste atrativo.

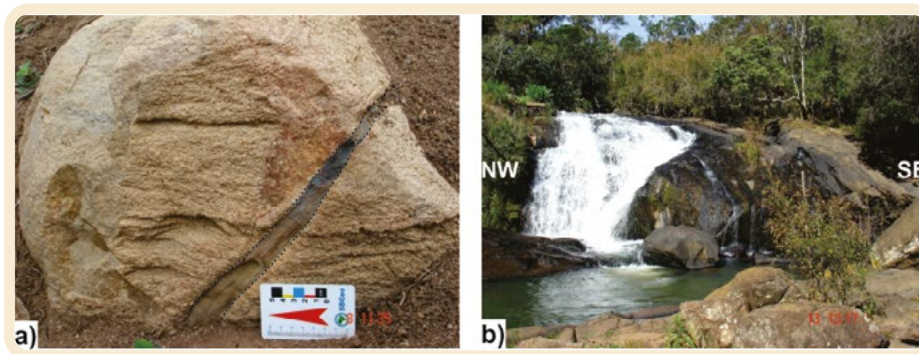




Figura 3. **a)** Atrativo Cr4 - Gnaisses granulíticos invadidos por rochas ígneas discordantes da foliação principal. **b)** Atrativo Ch11 - Cachoeira Antonio Monteiro com queda de aproximadamente quatro metros. **c)** Atrativo Mo4 - Morro do Coração com vista para o planalto de São Pedro de Caldas. **d)** Atrativo Ch2 - Cachoeira Veu das Noivas, arenitos com estratificação plano-paralela e estratos inclinados. **e)** Atrativo Ch5 - Cachoeira Marco Divisório formada por brechas vulcânicas. **f)** Atrativo Mo1 - Pico do Gavião com vista ao maciço alcalino interno. **g)** Atrativo Mo7 - Morro do Cristo de Poços de Caldas com vista ao maciço alcalino interno. **h)** Atrativo Mo 9 - Morro do Dedo formado por sienitos com vista ao embasamento cristalino.

O atrativo Bacião (Ch14) trata-se de uma piscina natural, no Rio Verde, com uma pequena queda de água e diversos blocos, matacões e marmitas. No atrativo Areião (Ch15) há um depósito de sedimentos e seixos de tamanhos variados, formando uma pequena praia nas margens do rio. Estes processos estão relacionados à erosão (*cut bank*) e deposição (*point bar*) em um meandro do Rio Verde.

O morro do Coração (Mo4), localizado a 1476 metros de altitude, possui afloramentos de rochas formadas por cristais tabulares idiomórficos, de coloração marrom-arroxeadas, preta e rósea com

textura média a grossa. A vista do local é propícia para observar o planalto de São Pedro de Caldas, escarpas com feições tipo facetas trapezoidais, cristas que se destacam dos relevos mamelonares rebaixados e de topos convexos, assim como a ocorrência de matacões nas encostas dos relevos (**Figura 3c**).

No morro do Galo (Mo5) observa-se um vale em U aberto, com uma colina ao meio dividindo a drenagem do Rio Verde, e, ao fundo a Serra da Pedra Branca (Mo12), onde se encontram as principais nascentes desta bacia hidrográfica. A serra possui uma forma alongada, com topos agudos de onde também é possível observar o planalto de São Pedro de Caldas. Na base da Serra da Pedra Branca (Mo12) há um campo de *boulders* com aparência de um depósito de tálus, bem orientados no sentido E-W.

As rochas sedimentares que afloram na área de estudo se encontram distribuídas em contato com o embasamento, São Roque da Fartura, sentido borda leste da Bacia Sedimentar do Paraná em Águas da Prata, e, em contato com magmas alcalinos em Poços de Caldas. A cachoeira Lua de Mel (Ch1), com queda de aproximadamente 1,5 metros e direção E-W, apresenta grande quantidade de blocos de arenitos silicificados, provavelmente afetados por metamorfismo de contato, conforme identificados em campo.

Na cachoeira Vêu das Noivas (Ch2) de aproximadamente 5,0 metros de queda, também afloram arenitos silicificados, com grau elevado de dureza e fraturas verticais e horizontais. A estratificação desses arenitos é predominantemente maciça e plano-paralela com camadas centimétricas. Estas rochas sedimentares encontram-se, na maioria das vezes, com estratos inclinados, e mergulhos variáveis, quase nunca superiores a 30° (**Figura 3d**).

Localizada na região sudoeste da Caldeira Vulcânica, a cachoeira Cascatinha (Ch9 – Figura 2), conta com duas quedas, a primeira de aproximadamente 3,0 metros e a segunda com aproximadamente 15,0 metros, com grandes e profundas marmitas e blocos de arenitos. No atrativo piscina do Boi (Ch13), é possível observar arenitos maciços com estruturas sedimentares preservadas, estratificações cruzadas, planos curvos e com aspecto acanalado.

O Morro do Cristo de Águas da Prata (Mo11) fornece a vista de um vale em U fechado, a Garganta do Diabo (Mo3), ambos formados por arenitos interestratificados. As rochas são maciças, com estratificação plano-paralela às vezes cruzada, espessuras desde milimétricas até centimétricas. Os siltitos destacam-se pela cor avermelhada-arroxeadada, enquanto os arenitos são esbranquiçados ou amarelados e raramente avermelhados.

Na estrada vicinal Águas da Prata a São Roque da Fartura (Cr15), ao longo do trecho do Dique Anelar, observa-se grande quantidade de seixos rolados da Serra do Mirante (Mo10), formando extensos depósitos de colúvios. A Serra do Mirante (Mo10) possui forma de mesa, trata-se de um remanescente de uma antiga superfície cujos terrenos ao redor foram escavados e erodidos. No atrativo é possível encontrar lentes de arenito com uma granulometria fina, coloração creme e estrutura maciça. Neste mesmo ponto, encontra-se arenitos médios a grossos e conglomerados com a presença de seixos angulosos a sub angulosos que variam desde milimétricos até centimétricos de composição variada.

Os tufos vulcânicos e brechas que afloram no Planalto do Maciço Alcalino Interno da Caldeira, apresentam feições associadas a eventos piroclásticos, como em Cr1, formada por partículas muito finas a vítreas. Neste local, também é possível identificar brechas caóticas maciças, com fragmentos angulosos de tamanhos extremamente variados, envolvidas por uma matriz cinza fina. No afloramento Cr2, corte de rodovia da BR 267 é possível identificar brechas e falhas horizontais, com fragmentos angulares a sub angulares (vítreos a cristalinos), rodeados concentricamente por material muito fino de coloração cinza. Este mesmo litotipo aflora na cachoeira Marco Divisório (Ch5) com aproximadamente 30,0 metros de queda e direção NE-SW (**Figura 3e**).

A Gruta do Índio (Gr1), esta situada na cidade de Águas da Prata (SP), mais precisamente na estrada vicinal para Andradas (MG). Na estrada de acesso ao atrativo, observam-se contatos entre blocos muito duros e alterados, de coloração avermelhada e rósea com rochas maciças de coloração cinza escura. As rochas aparecerem ora porosas, ora muito maciças com marmitas de tamanhos variados.

As Cachoeiras Índia (Ch8) e Ponte de Pedra (Ch16), possuem as mesmas características dos afloramentos encontrados na Gruta do Índio (Gr1). A Cachoeira da Índia possui uma queda de aproximadamente 5,0 metros e direção NW-SE. A Ponte de Pedra constituída, provavelmente por brecha vulcânica erodida pela força das águas do Rio da Prata, forma uma ponte natural. Os locais apresentam grandes quantidades de marmitas, além de blocos e seixos rolados.

As rochas alcalinas, tinguaito, correspondem à maior parte das rochas expostas no Complexo Alcalino de Poços de Caldas (**Figura 2**), ocorrem na maioria dos afloramentos, com coloração acinzentada, sendo observáveis amígdalas e vênulas em algumas amostras, conforme observações de campo. Como destaque, a cachoeira Coqueiro Torto (Ch7) possui duas quedas, a primeira com aproximadamente 3,0 metros, onde se encontra o coqueiro torto e a segunda queda com 20,0 metros de altura e direção NE-SW.

A cachoeira Paiol (Ch10) possui uma queda de aproximadamente 2,0 metros, com planos de quebra direção NE-SW, próxima ao contato entre rochas sedimentares e ígneas alcalinas (Tinguaito). Os afloramentos Cr5 e Cr14 apresentam tinguaitos (coloração acinzentada com vênulas) e fonólitos (coloração cinza escura e textura inequigranular), ambos alterando para um solo de coloração cinza-arroxeadada e manchas limonitizadas de cor laranja.

Os pontos Pico do Gavião (Mo1), Rampa de Vão Livre (Mo6) e Cristo de Poços de Caldas (Mo7) representam feições geomorfológicas da paisagem. Nos pontos Mo1 (**Figura 3f**) e Mo7 (**Figura 3g**) é possível observar todo o dique anelar da Caldeira Vulcânica e o Planalto do Maciço Alcalino Interno. Além disso, nos pontos Mo6 e Mo1 também há vista para as feições geomorfológicas do Planalto Sul de Minas, Complexo Guaxupé e a Depressão Periférica Paulista na Bacia Sedimentar do Paraná, respectivamente.

No Dique Anelar, borda nordeste da Caldeira Vulcânica, a cachoeira das Antas (Ch3) possui uma queda de aproximadamente 40,0 metros com trilha que leva às ruínas de uma casa da

antiga usina hidroelétrica. A cachoeira Sete Quedas (Ch6) de aproximadamente 15,0 metros está localizada na borda sudoeste da Caldeira Vulcânica. A cachoeira Pedra Balão (Ch4) com aproximadamente 10,0 metros de altura e uma direção S-N, é constituída de foiaítos maciços de coloração acinzentada, textura inequigranular e cristais brancos e pretos que correspondem a feldspatos e piroxênio/anfibólio/mica, respectivamente.

No afloramento de cortes de estradas, Cascata das Antas (Cr6), Alcifrino Leite Miranda (Cr7), BR267 (Cr9), BR146 (Cr10), Campestrinho (Cr11), Avenida Vereador Edmundo Cardilo (Cr12) e Rodovia Geraldo Martins Costa (Cr13) é possível observar afloramentos acinzentados a cinza esverdeados de nefelina sienitos com textura inequigranular, granulação fina a grossa podendo ser porfíricos e com cristais tabulares de K-feldspatos. Estas rochas, quando alteradas, apresentam aspecto argiloso devido à intensa caulinição de K-feldspatos. Nestes afloramentos, destaca-se o ponto Cr12, onde ocorrem sienitos, com diques pegmatíticos.

O Morro do Grito (Mo2), localizado na borda sudoeste do Dique Anelar, é formado por sienitos maciços com grãos finos a médios. A paisagem contempla um vale em V fechado do canal fluvial do Córrego do Quartel que verte sentido Águas da Prata. A Pedra Balão (Mo8) é formada por um campo de *boulders* alinhados em uma faixa de direção SW-NE. Os blocos são formados por rochas alcalinas lujaunitos/chibinitos composto por feldspatos alcalinos que dão uma textura inequigranular porfírica grossa. Marmitas e esfoliações esferoidais também fazem parte do conjunto de *boulders*. O afloramento foi formado, provavelmente, por erosão diferencial através do desgaste desigual dos corpos rochosos, sendo os menos resistentes deprimidos e os mais resistentes realçados na topografia.

Próximo a Pedra Balão, encontra-se o Dedo de Deus (Mo9), formado por sienito com abundante nefelina, feldspato potássico e hornblenda em contato com os lujaunitos/chibinitos. O visual também possibilita identificar os processos da dinâmica superficial, onde blocos alterados do Dique Anelar formam um depósito de tálus na encosta do morro, sentido Planalto do Maciço Cristalino (**Figura 3h**).

PLANEJAMENTO PARA A EXPLORAÇÃO GEOTURÍSTICA

A região da Caldeira Vulcânica de Poços de Caldas possui inúmeros locais a serem explorados de forma sustentável, porém, o que falta para que essas ações se concretizem são o conhecimento científico e o planejamento. O conhecimento sobre as características da região são visivelmente desconhecidos pelos tomadores de decisão, impedindo medidas voltadas ao uso sustentável desses locais. Um planejamento adequado deve ser aplicado no sentido de não expor os atrativos naturais a questões de degradação, levando em conta o equilíbrio entre intensidade e tipologia da atividade, respeitando a capacidade de suporte e a fragilidade do meio, além de uma

estrutura segura e com condições ideais (lixeiras, banheiros, bebedouros, bancos, etc.) para que a atividade turística seja agradável.

Medidas como a preparação de guias, geração de folhetos, cartilhas e placas explicativas sobre as condições geológicas do atrativo em visita já traz um enorme salto para a efetiva aplicação da atividade geoturística na região. Com isso, pode-se vislumbrar um novo perfil de visitante, interessados em adquirir conhecimentos científicos e com responsabilidade para não comprometer os locais que visita, uma vez que a consciência conservacionista, naturalmente é aplicada ao longo das visitas.

Sendo assim é possível conciliar os fatores econômicos, sociais, educacionais e ambientais em uma única atividade, trazendo vantagens para o governo local, os moradores através da geração de empregos e apresentando uma imagem de responsabilidade socioambiental dos municípios que fazem parte da Caldeira Vulcânica.

A exploração do turismo pela atividade geoturística na região, pode trazer consigo inúmeros benefícios como a movimentação da economia, geração de empregos e visão socioambiental da região. O conhecimento ambiental adquirido pelos usuários desse serviço também podem acarretar em mudanças nos hábitos de vida e melhoria da qualidade ambiental das águas, ar e solos. Espera-se que mais estudos sejam realizados a fim de demonstrar o potencial que esse novo ramo de atividade pode gerar para os municípios da Caldeira Vulcânica, pois as possibilidades de exploração sustentável são imensas.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA FILHO, R.; PARADELLA, W. R. **Estudo do maciço alcalino de Poços de Caldas através de imagens landsat com ênfase em mineralizações radioativas**. INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Relatório 1112-TPT/065, São José dos Campos, 130p., 1977.
- ARAÚJO, E.L.S. **Geoturismo: conceptualização, implementação e exemplo de aplicação ao vale do rio Douro no sector Porto-Pinhão**. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Escola de Ciências, Universidade de Minho, Minho, 219 p., 2005.
- BENTO, L.C.M.; RODRIGUES, S.C. Geoturismo e geomorfossítios: refletindo sobre o potencial turístico de quedas d'água: um estudo de caso do município de Indianópolis/MG. **Revista Geografia Acadêmica**. v. 4, nº 02., p. 96-104. 2010.
- BRILHA, J. B. R. 2005. **Património Geológico e geoconservação: a conservação da natureza na sua vertente geológica**. Braga, Portugal: Editora Palimage, 190p.
- CAMARGO, L.J.J.; CAMARGO, C.M.J.; RONDON, E.V.; QUEIROZ, H.P.B.; SANTOS, S.R. dos; FAVERO, S.; MERCANTE, M. A. Análise da sustentabilidade do turismo ecológico no município de Bonito, Mato Grosso do Sul, na promoção do desenvolvimento regional. **Revista Sustentabilidade e Natureza**. v. 23, nº 01., p. 65-75, 2011.
- CASIMIRO FILHO, F. **Contribuições do turismo à economia brasileira**. Tese de doutorado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 220p., 2002.
- CASTELLANO, E.G.; FIGUEIREDO, R.A.; CARVALHO, C.L. **(Eco)Turismo e educação ambiental: Diálogo e Prática Interdisciplinar**. São Carlos, 1ª ed., Editora RiMa, 332p., 2007.
- CHAPMAN, N. A., MCKINLEY, I.G., SHEA, M. E., & SMELLIE, J. A. T. **The Poços de Caldas project: summary and implications for radioactive waste management**. Uppsala: SKB-Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co, v.1, 36p., 1991.
- CHRISTOFOLETTI, A. A unidade morfoestrutural do Planalto de Poços de Caldas. **Notícias Geomorfológicas**, Campinas, v.13, n.26, p.77-85, 1973.
- CPRM. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. **Projeto Sapucaí: relatório final**. Escala 1:250.000. Editora do Departamento Nacional de Produção Mineral, São Paulo, 5 volumes, 289 p., 1979.
- CPRM. Serviço Geológico do Brasil. **Projeto Geoparques**. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/publique/cgi/cgilua.exe/sys/start.htm?sid=134>. Acesso em 13 de maio de 2015.
- ELLERT, R. Contribuição à geologia do maciço alcalino de Poços de Caldas. **Boletim Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras USP**, São Paulo, v. 237, n. 18, p. 5-63, 1959.
- FERREIRA, A.B.H. **Dicionário Aurélio da Língua Portuguesa**. Curitiba, 5ª ed., Editora Positivo, 208p., 2014.
- GCN. **Global Geoparks Network**. Disponível em: <http://www.globalgeopark.org/index.htm>. Acesso em 02 de março de 2019.
- GOOGLE EARTH PRO. **Imagens de satélite**. Recuperado em 16 de setembro de 2014, de <https://earth.google.com/>
- GRAY, M. **Geodiversity: valuing and conserving abiotic nature**. 1. ed. West Sussex, England: Editora John Wiley & Sons Ltd, 434p., 2004.

- IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Manual de Recuperação pelas Áreas Degradadas pela Mineração: técnicas de revegetação**. Brasília: Ibama, v.1, 96p., 1990.
- JANASI, V.A. Os sienitos potássicos neoproterozóicos do maciço Pedra Branca, SW de Minas Gerais: geologia, petrografia e geoquímica. In: Congresso Brasileiro de Geologia 39. **Anais...** Salvador: Congresso Brasileiro de Geologia, v.1, p. 453-455, 1996.
- JORGE, M. C. O.; GUERRA, A. J. T. Geodiversidade, Geoturismo e Geoconservação: Conceitos, Teorias e Métodos. **Espaço Aberto**, 6(1): 151-174, 2016.
- KOPPEN, W. **Climatologia**. México: Fundo de Cultura Econômica, 478p., 1948.
- MACHADO, M. F., SILVA, S. F. **Geodiversidade do estado de Minas Gerais**. 1. ed. Belo Horizonte: Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais, 131 p., 2010.
- MORAES, F. T.; JIMÉNEZ-RUEDA, J. R. Fisiografia da região do planalto de Poços de Caldas, MG/SP. **Revista Brasileira de Geociências**, v.38, n.1, p. 196-208, 2008.
- MORALES, N. **Evolução lito-estrutural das rochas pré-cambrianas da região de São João da Boa Vista**. São Paulo, Dissertação (mestrado) - Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo, 157p., 1988.
- MOREIRA, J.C. **Patrimônio geológico em unidades de conservação: atividades interpretativas, educativas e geoturísticas**. Tese de Doutorado em Geografia. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 374p., 2008.
- NASCIMENTO, N.A.L.; AZEVEDO, U.R.; NETO, V.M. Geoturismo: um novo segmento do turismo. **PUC Minas - Revista de Turismo**. v. 2, n° 03, p. 01-24, 2007.
- OLIVEIRA, E.S. Impactos socioambientais e econômicos do turismo e as suas repercussões no desenvolvimento local: o caso do município de Itacaré – Bahia. **Revista Internacional de Desenvolvimento Local**. v. 8, n° 02, p. 193-202, 2007.
- ROSSI, M. **Este deve ser um ano de crescimento para o Turismo no Brasil**. Feira Internacional de Turismo, Gramado. Disponível em: <https://www.revistaeventos.com.br/Artigo/2019-deve-ser-um-ano-de-crescimento-para-o-Turismo-no-Brasil/47231>. Acesso em 13 de maio de 2018.
- RUSCHMANN, D. **Turismo e Planejamento Sustentável**. Campinas, 16ª ed., Editora Papirus, 199p., 2012.
- SCHORSCHER, H. D.; SHEA, M. E. The regional geology of the Poços de Caldas alkaline complex: mineralogy and geochemistry of selected nepheline syenites and phonolites. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 45, p. 25-51, 1992.
- SETZER, J. A natureza e as possibilidades do solo no vale do Rio Pardo entre os municípios de Caconde, SP e Poços de Caldas, MG. **Revista Brasileira de Geografia**, Rio de Janeiro, v.18, n.3, p.3-37, 1956.
- SILVA, J.R.B.; PERINOTTO, J.A.J. O geoturismo na geodiversidade de Paraguaçu Paulista como modelo de geoconservação das estâncias. **Revista Global Tourism**, v. 3, n° 02, p.01-40, 2007.
- SOARES, P.C.; LANDIM, P.M.B. Aspectos regionais da estratigrafia da Bacia do Paraná no seu flanco nordeste. CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA 27, **Anais...** Aracaju, Sociedade Brasileira de Geologia, p. 243-256, 1973.
- ULBRICH, H.H.G.J.; VLACH, S.R.F.; ULBRICH, M.N.C.; KAWASHITA, K., Penecontemporaneous syenite phonolitic and basic-ultrabasic-carbonatite rocks at the Poços de Caldas Alkaline Massif, SE Brazil: geological and geochronological evidence. **Revista Brasileira de Geociências**, pp. 15-26, 2002.
- UNESCO. Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura. **Global Geoparks**. Disponível em: <http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/earth-sciences/global-geoparks/>. Acesso em 23 de março de 2015b.

UNESCO. **What is a global geopark?** Disponível em: <http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/eartciences/global-geoparks/some-questions-about-geoparks/what-is-a-global-geopark/>. Acesso em 13 de maio de 2015a.

VIANA, F.C.; NASCIMENTO, M.A.L. O turismo de natureza como atrativo turístico do município de Portalegre, Rio Grande do Norte. Campinas, SeTur / SBE. **Pesquisas em Turismo e Paisagens Cársticas**, v. 2, nº 1, p. 79-96, 2009.

WERNICK, E.; ARTUR, A.C. Evolução policíclica de terrenos arqueanos no leste do Estado de São Paulo e sul de Minas Gerais. In: SIMPÓSIO DE GEOLOGIA DE MINAS GERAIS 2, 1983. **Anais...**Belo Horizonte, Sociedade Brasileira de Geologia, p. 51-61.

WTO. World Tourism Organization. **Tourism Highlights 2017 Edition**. Reino Unido, 16p., 2017.

ZAINE, J.E.; CERRI, L.E.S.; SCALVI, H.A.; MANZANO, J.C.; POYAY, W.R.H.; HIRATA, M.T.; SANTANA, G.C.P.; TINÓS, T.M. **Estudo de caracterização geológico geotécnica aplicado ao planejamento rural e urbano do município de Poços de Caldas, MG**. Rio Claro, SP: Fundação de Apoio à Pesquisa, Ensino e Extensão - FUNEP, 54p., 2008.

EROSÃO HÍDRICA NA SUSTENTABILIDADE AGRÍCOLA DOS SOLOS DO SUL DE MINAS GERAIS

Lucas Emanuel Servidoni; Joaquim Ernesto Bernardes Ayer; Marx Leandro Naves Silva
& Ronaldo Luiz Mincato

INTRODUÇÃO

O solo é um recurso natural fundamental para a manutenção e reprodução da vida e conservar seus atributos naturais é essencial para manter a qualidade e a capacidade do solo de operar em equilíbrio entre as taxas de pedogênese e morfogênese. Segundo Karlen et al. (1997), a qualidade do solo pode ser definida como a capacidade ecossistêmica dos solos em prover nutrientes, estruturas favoráveis e dar suporte ao crescimento e fixação vegetal e animal, além de moradias aos homens e manter as interações indispensáveis ao equilíbrio dos ciclos biogeoquímicos fechados, como da água e do ar, e abertos, como o hidrossedimentológico.

Das terras agricultáveis do planeta 1/3 estão degradadas. Esse fato compromete a sustentabilidade agrícola, pois, em geral, as práticas de manejo convencionais adotadas na produção não contemplam aspectos conservacionistas. Após exaurir as áreas de solos férteis, são buscadas novas áreas, abandonando as anteriores sem qualquer recuperação do solo. Todavia, os avanços das técnicas de melhoramento genético das sementes, o desenvolvimento da agricultura de precisão e dos procedimentos irrigação e de fertilização por gotejamento dos solos promoveram aumento da produtividade agrícola (FAO, 2019).

O sul de Minas Gerais é responsável por 1/4 da produção de café do Brasil e pertence a maior bacia leiteira do país, além de outros cultivos agrícolas, como cana-de-açúcar, milho, eucalipto, feijão, batata e mandioca. Tal produção tem importante contribuição para o Produto Interno Bruto da agropecuária do estado e importância estratégica para o desenvolvimento econômico e social da Região Sudeste e do Brasil (CEPEA, 2018).

Segundo o Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada (CEPEA), o Produto Interno Bruto do agronegócio mineiro atingiu o valor de R\$ 192,394 bilhões de reais em 2017. Deste valor, R\$ 100,935 bilhões, ou 52,46%, resultam da agricultura e R\$ 91,459 bilhões, ou 47,54%, da agropecuária. Tais valores correspondem a 13,59% do PIB do agronegócio do país,

que evidencia a relevância de Minas Gerais na produção de riqueza na agropecuária nacional. Deste valor, cerca de 11% são procedentes das atividades agropecuárias no sul de Minas Gerais, com participação significativa da cultura do café, principal cultura da região. A produção de café em Minas Gerais representou 54,36% da produção brasileira, seguida por 38,88% de alho, 33,55% de sorgo e 27,17% de batata.

O sul de Minas Gerais é caracterizado também pela adoção de manejos convencionais como aragem, gradagem e escarificação do solo, plantio mecanizado e lotação contínua na pecuária, que resultam em elevadas taxas de perdas de solo. O sul de Minas Gerais possui cerca de 4,0% da cobertura vegetal nativa (Scolforo et al. 2008; Ribeiro et al. 2016). Um valor muito abaixo do que o sugerido pela SOS Mata Atlântica e o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (SOS Mata Atlântica & INPE, 2013) para assegurar a prestação de serviços ambientais e ecossistêmicos. Tais características aliadas à ausência de práticas de manejos conservacionistas aceleram a degradação dos solos e podem acarretar perdas de solo acima do Limite de Tolerância de Perda de Solo – TPS (Bertol e Almeida, 2000; Bertoni e Lombardi Neto, 2012; Ayer et al. 2015).

O processo de intemperismo é parte do ciclo hidrossedimentológico e responsável pela formação de solos, entretanto, com o aumento das taxas de erosão, como consequência do manejo convencional, não conservacionista, ocorre um aumento da produção e transporte de sedimentos. Estas, quando ultrapassam os limites de TPS afetam o equilíbrio natural entre as taxas de pedogênese e morfogênese afetando de forma negativa os ecossistemas (Brady e Weil, 2013). Como impactos negativos da erosão é possível destacar a perda da capacidade produtiva dos solos, com prejuízos para produtores rurais, a deposição de sedimentos causando o assoreamento de corpos d'água, comprometendo o abastecimento de água, os projetos de irrigação e reduzindo a capacidade de produção de energia hidrelétrica (Brady e Weil, 2013).

Segundo a Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO, 2019), o uso e a gestão do solo são considerados sustentáveis se não comprometerem as funções ecossistêmicas e ambientais do solo. Dessa forma, os limites de tolerância de perdas de solo (TPS) não devem prejudicar serviços ambientais como a provisão de alimentos e sustentação da vida para atual e futuras gerações.

O impacto da erosão hídrica sobre os serviços ecossistêmicos do solo é classificado em três classes segundo a FAO (2019): serviços de suporte, serviços de regulação e serviços de provisão. Os serviços de suporte são as atividades desempenhadas pelo solo que permitem a produção e reprodução dos outros serviços ecossistêmicos. É o serviço prestado para germinação de sementes, crescimento de raízes e fornecimento de nutrientes, tal como, sua reciclagem e absorção de matéria orgânica. Por outro lado, os benefícios obtidos a partir dos serviços de regulação dos processos ecossistêmicos são a regularização da qualidade da água e da quantidade e fluxo de água no solo. Os serviços de provisão, por sua vez, afetam diretamente a vida humana, pois são responsáveis pelo fornecimento de alimentos para uso humano e animal. Os prejuízos dos serviços ambientais

e ecossistêmicos desencadeados por perdas de solo por erosão consistem na degradação da água, perdas de nutrientes e de matéria orgânica do solo podendo alcançar níveis que comprometem a segurança alimentar e nutricional (Servidoni et al. 2016).

No Brasil, os estudos relacionados à erosão hídrica começaram no final da década de 1940, porém os estudos sistemáticos de quantificação da erosão tiveram início por volta de 1970 e a maior parte da produção científica, na forma de artigos científicos, foi publicada a partir de 1990 (Barreto et al. 2008). Os estudos pioneiros foram desenvolvidos no Instituto Agrônomo de Campinas (IAC). Então, a partir de 1970, estimuladas pelas políticas de expansão das fronteiras agrícolas, as pesquisas na área de desenvolvimento tecnológico na ciência dos solos aumentaram consideravelmente, essencialmente para dar suporte a expansão agrícola (Rodrigues e Miziara, 2008; Bezerra e Clepes Junior, 2004).

MODELOS DE ESTIMATIVA DA EROSÃO HÍDRICA

Atualmente, diversas equações e modelos avaliam os fatores que influenciam as perdas de solo pela erosão hídrica ou por outros agentes erosivos (Svorin, 2003; Jetten et al. 2003; Merritt et al. 2003; Aksoy e Kavvas, 2005; Peeters et al. 2006; Mello et al. 2008; Ouyang et al. 2010). Porém a Equação Universal de Perdas de Solo Revisada, do inglês *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE) de Renard et al. (1997), modificada da Equação Universal de Perdas de Solo, do inglês *Universal Soil Loss Equation* (USLE) de Wischmeier e Smith (1978), ainda é a que possui um arcabouço teórico mais simples e dinâmico, por superar em parte as restrições climáticas e geográficas e ter aplicação simples quando comparada a modelos físicos e conceituais (Aksoy e Kavvas, 2005), além de ser o modelo mais estudado e aplicado pelos pesquisadores brasileiros como demonstram Barreto et al. (2008). A formulação da USLE / RUSLE é composta por seis fatores conforme expresso na equação 1.

(1)

$$R = R * K * L * S * C * P$$

Onde: “A” é a perda de solo ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); “R” a erosividade da chuva ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); “K” a erodibilidade do solo ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$); “L” e “S” o fator topográfico, pela relação entre a declividade e o comprimento de rampa (adimensionais); e “C” e “P”, respectivamente, os fatores cobertura e manejo dos solos e a vigência de práticas conservacionistas (adimensionais).

Os fatores R, K, L e S são condicionados por fatores naturais e C e P pela ação antrópica, que unidos formam método de avaliação da suscetibilidade à erosão hídrica (Wischmeier e Smith, 1978).

A RUSLE permite a previsão, de médio e longo prazo, da erosão do solo, baseada em séries históricas de dados coletados e amostrados. Deste modo, possibilita estratificar o ambiente a

partir de suas características naturais, apontando usos e manejos mais adequados, sugerindo o emprego de medidas conservacionistas para mitigação da erosão (Larson et al. 1997; Laflen e Moldenhauer, 2003; Bertoni e Lombardi Neto, 2012).

A aplicação da RUSLE é baseada na integração de dados já existentes (pedologia, geomorfologia, geologia etc.), com análises de campo e laboratoriais. Atualmente, os Sistemas de Informação Geográfica (SIG) e de Sensoriamento Remoto (SR) têm contribuído para as análises de erosão, facilitando a manipulação dos dados, produzindo análises mais eficazes da evolução dos usos e manejos dos solos, modelos topográficos mais acurados e precisos, além de associar diferentes variáveis ambientais para produção de mapas de estratificação ambiental, com vantagens de economia de custos e tempo.

O Método da Erosão Potencial, do inglês *Erosion Potential Method* (EPM), é amplamente utilizado no leste europeu, na Itália, no oriente médio e no norte da África. Desenvolvido por Gavrilovic (1988), o EPM utiliza tabelas detalhadas de índices que representam fatores que simulam os processos de erosão hídrica, apoiado por estudos de campo, analíticos e laboratoriais.

O objetivo do EPM consiste em estimar a produção e transporte anual de sedimentos, as formas e intensidade da erosão por meio da análise das características físico-geográficas e hidrológicas de bacias hidrográficas.

As variáveis para estimativa das perdas de solo e produção de sedimentos no EPM incluem características físicas, climáticas, topográficas e uma matriz de características hidrológicas. Os cálculos dos parâmetros utilizados no EPM são realizados de forma automática no aplicativo *Intensity of Erosion and Outflow* (IntErO), que é uma ferramenta que colabora com a entrada e saída de dados nas estimativas das perdas de solos, permitindo maior precisão, rapidez, reduzindo erros e economizando recursos.

APLICAÇÕES DE MODELOS NA ESTIMATIVA E CONTROLE DA EROSÃO HÍDRICA PARA PROMOÇÃO DA SUSTENTABILIDADE AGRÍCOLA

A partir de 2012 o Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal de Alfenas – MG se aliou ao Programa de Pós-graduação em Ciências do Solo do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras para contribuir com as avaliações das perdas de solo no sul de Minas Gerais, com vistas a promover o uso sustentável dos solos. Dessa forma, vários trabalhos foram executados com aplicação de tecnologias ambientais no planejamento e gestão agrícola visando o equilíbrio sustentável entre produção agrícola, desenvolvimento socioeconômico e conservação dos recursos naturais. Assim, foram estimadas as perdas de solos por erosão hídrica que é o principal fator responsável pelos prejuízos socioeconômicos e ambientais em regiões tropicais, como no estudo de caso realizado nas sub-bacias hidrográficas Córrego da Laje, Córrego Pedra Branca e Ribeirão Caçús, todas com predomínio

de Latossolos Vermelhos distróficos visando avaliar a sustentabilidade agrícola da região sul do Estado de Minas Gerais – Região Sudeste do Brasil.

Os Latossolos são os solos mais abundantes e representativos em todas as regiões do Brasil, sendo inclusive mais abundantes na Região Sudeste do que nas demais regiões geográficas do país (Lespch, 2011). Dentre os solos tropicais, apesar da baixa fertilidade natural são os mais amplamente utilizados na produção agropecuária. No Brasil, as perdas de solos devido à erosão hídrica com cultivos temporários são estimadas em 616,5 milhões Mg ano^{-1} , com custos de 1,3 bilhão de dólares por ano (Dechen et al. 2015). Todavia, quando se considera cultivos temporários e permanentes as perdas de solos são da ordem de 822,7 milhões de toneladas por ano, gerando uma perda financeira estimada em 6,6 bilhões de reais por ano (Hernani et al. 2002).

O Brasil produz, por ano, milhões de toneladas de commodities advindas da agropecuária, sendo um expressivo exportador no mercado internacional. Os trabalhos de Carvalho et al. (2004) estimam que para cada 1 kg de grãos cultivados seja gerados 10 kg de sedimentos e utilizados 1.000 litros de água. Além das perdas de milhões de toneladas de solos, merecem destaque as perdas de água, que impactam diretamente o abastecimento de água e o fornecimento de energia para a população, indústria e agropecuária.

A erosão é parte natural do ciclo hidrossedimentológico, ou seja, é o processo natural de desenvolvimento da paisagem. Entretanto, quando a erosão supera o valor de pedogênese a erosão natural do solo aumenta. Para avaliar essa relação, foi proposto, inicialmente, por Smith (1941) o conceito de limite de tolerância de perdas de solo (TPS) por erosão. Segundo este autor, a taxa máxima de perdas de solo permitida seria a que garantisse a manutenção da fertilidade do solo ao longo do tempo. O objetivo era incorporar conceitos de conservação do solo para manter indefinidamente a fertilidade e a capacidade produtiva (Smith, 1941)

A TPS por erosão é definida como limite de perda de solo que não compromete a produtividade das culturas agrícolas e também considera as taxas de erosão para avaliar a degradação do solo a partir da modificação de sua profundidade (Wischmeier e Smith, 1978). Todavia, os resultados da TPS só podem ser considerados a curto prazo e não podem ser considerados definitivos, pois as perdas são acumulativas e mesmo abaixo do limite da TPS pode levar ao esgotamento da capacidade produtiva do solo. Por isso, mesmo as áreas abaixo dos limites da TPS devem ser objeto de medidas mitigadoras para redução das taxas de erosão para valores próximos aos das matas nativas, visando garantir a sustentabilidade da produção agrícola da área (FAO e ITPS, 2015)

Os limites da TPS podem ser calculados por três métodos: Método I (Lombardi Neto e Bertoni, 1975), Método II (Galindo e Margolis, 1989) e Método III (Bertol e Almeida, 2000). Os três métodos utilizam a profundidade efetiva do solo e a relação textural entre os horizontes B e A como variáveis decisivas na estimativa da tolerância de perdas de solo por erosão hídrica. As equações para cálculo da tolerância de perda de solo são expressas na Tabela 1.

Tabela 1. Equações para cálculo de tolerância de limite de perda de solo por erosão hídrica.

Método	Equação	Referências
I	$T = h \cdot r \cdot 1000 \cdot 1$	Lombardi Neto & Bertoni (1975)
II	$T = h \cdot r_a$	Galindo & Margolis (1989)
III	$T = h \cdot r_a \cdot m \cdot p \cdot 1000 \cdot 1$	Bertol & Almeida (2000)

Legendas: T: tolerância de perda de solo ($\text{mm} \cdot \text{ano}^{-1}$); h: profundidade efetiva do solo (mm), limitada a 1000 mm; r: quociente que expressa o efeito da relação textural entre os horizontes B e A na ponderação das perdas de solo ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$); r_a : relação que expressa, conjuntamente, o efeito da relação textural entre os horizontes B e A e do teor de argila do horizonte A; m: fator que expressa o efeito da matéria orgânica na camada de 0-20 cm do solo; p: fator que expressa o efeito da permeabilidade do solo; 1.000: constante que expressa o período de tempo necessário para desgastar uma camada de solo de 1.000 mm de espessura, desconsiderando a formação do solo nesse período. Fonte: Bertol & Almeida, (2000).

Avaliando as perdas de solo em cultivos de café em Latossolos na sub-bacia hidrográfica do Córrego da Laje, Município de Alfenas, MG, Mendes Jr et al. (2018), a partir do método III de Bertol e Almeida (2000), constataram que apenas 7,35% da área estudada estava com perdas de solo acima do limite da TPS. Os valores limites da TPS foram de 5,19, 5,69 e 5,90 $\text{Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ para Latossolos em relevo plano, suave ondulado e ondulado. Muito abaixo dos resultados obtidos a partir do método I de Lombardi Neto e Bertoni (1975) para Latossolos do Estado de São Paulo, que variaram de 9,60 a 15,00 $\text{Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$. Isto ilustra o caráter mais conservador, ou seja, mais restritivo e protetor dos solos dos limites da TPS obtidos pelo método III, de Bertol e Almeida (2000) e revela, também, a eficiência das práticas de manejo conservacionistas aplicadas às culturas agrícolas estudadas por Mendes Jr et al. (2018).

O limite de TPS pode, assim, ser utilizado como um parâmetro para avaliar a sustentabilidade agrícola dos solos. Quando aliado a técnicas de modelagem de dados ambientais é possível localizar e calcular a porcentagem das áreas com perdas de solo acima do limite da TPS, como apontado tanto por Tavares et al. (2019), como por Mendes Jr et al. (2018) na Figura 1D. A estimativa das perdas do solo pela RUSLE apontou que as principais causas de perdas de solo pela erosão hídrica são os solos expostos, em geral nas vias de acesso, principalmente aquelas nas maiores declividades (Tavares et al. 2019).

Os estudos realizados na sub-bacia hidrográfica do Córrego da Laje por Mendes Jr et al. (2018), utilizando a RUSLE, e Tavares et al. (2019), utilizando EPM, constataram que a ausência de práticas conservacionistas aumenta as perdas de solo para taxas muito superiores aos limites da TPS, comprometendo a sustentabilidade ambiental e socioeconômica das áreas destinadas às atividades agrícolas. Da mesma forma, áreas de relevos íngremes com uso consolidado e ausência de práticas conservacionistas podem contribuir para um aumento nas perdas de solo acima do limite da TPS estabelecido para os Latossolos da área de estudo, de tal modo, que a manutenção e recomposição das Áreas de Preservação Permanente (APP) e

Reserva Legal (RL) são essenciais para mitigar as perdas de solo e evitar o assoreamento dos corpos d'água (Batista et al. 2019).

Os estudos de Mendes Jr et al. (2018) e Tavares et al. (2019) definiram áreas prioritárias para implantação de medidas mitigadoras dos processos erosivos e indicaram os locais que devido ao uso inadequado e sem práticas conservacionistas do solo estão sofrendo intensa pressão e degradação ambiental (Figura 1) e que necessita de adequação do uso da terra, visando a redução das perdas econômicas e ambientais na produção agrícola.

Os resultados das pesquisas realizadas com simulações utilizando modelos preditivos da erosão hídrica elucidam que, quando utilizados adequadamente, mesmo considerando as limitações quantitativas dessas estimativas, dispõem menos recursos e o tempo necessários para identificar áreas com perdas de solo acima do limite da TPS e das causas que elevam as perdas de solos e permitem planejar ações para mitigar essas perdas e promover a sustentabilidade agrícola.

Apesar dessas limitações quantitativas dos modelos de predição e da necessidade de calibração dos dados de erosão eles são úteis. Pois, Amorim et al. (2010) revelam que os erros obtidos na modelagem da erosão são menores para as áreas com as maiores perdas de solo, o que justifica o uso de técnicas de modelagem para identificar as áreas emergenciais para adoção de técnicas conservacionistas para redução da erosão a taxas mínimas, conforme recomendado pela FAO (2019).

A comparação das taxas de erosão hídrica em Latossolos Vermelhos obtidas pela RUSLE e pela EPM (Tavares et al. 2019) na sub-bacia hidrográfica do Córrego da Laje. No EPM as taxas de perdas de solo estimadas variaram entre 0,01 e 5,50 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ e na RUSLE entre 0,05 e 18,64 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. As taxas médias, as perdas no EPM foram de 1,46 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ e na RUSLE de 1,57 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, valores bem abaixo dos limites de TPS, que variaram de 5,19 a 5,90 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Entretanto, em ambas as áreas a magnitude das perdas de solo coincidiram, o que justifica a aplicação desses modelos preditivos em solos tropicais.

O EPM não apresentou áreas com taxas de erosão acima do limite da TPS, porém indicaram áreas prioritárias para controle das taxas de erosão que coincidem com as áreas indicadas pela RUSLE. As perdas de solo para áreas cultivadas com eucalipto e solo exposto foram, respectivamente, 6,05 e 18,64 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ na RUSLE e 3,77 e 5,50 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ no EPM (Tavares et al. 2017; 2019). Neste caso, a vantagem de adotar o EPM em relação à RUSLE é a rapidez e os menores custos de obtenção das variáveis de entrada.

Em outra área, os trabalhos de Ayer et al. (2015) na Sub-bacia hidrográfica do Córrego do Pedra Branca, que atravessa a área urbana da sede do Município de Alfenas, indicaram perda de solo de 23.688 Mg ano⁻¹, com 30% da sub-bacia com perdas acima do limite da TPS. Os usos da terra que mais contribuíram para as perdas de solo, nessa sub-bacia, foram a batata, o eucalipto e áreas de solos expostos, com taxas médias de perda de solo de, 56,17, 30,68 e 77,36 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ respectivamente (Figura 2).

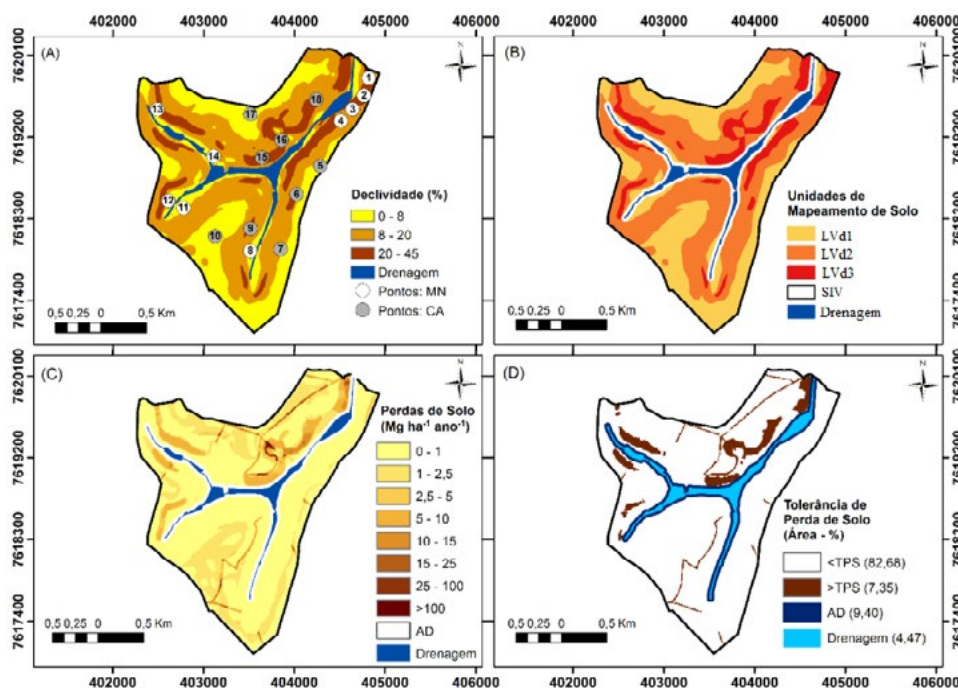


Figura 1. Mapas das perdas de solo por erosão hídrica na sub-bacia hidrográfica do Córrego da Laje, Alfenas – Minas Gerais. (A) Mapa de Declividade com os locais de coleta de solos em mata nativa (MN) e café (CA). (B) Mapa Digital de Solos contendo as seguintes unidades de mapeamento: Latossolo Vermelho Distrófico em relevo plano a suave ondulado (LVd1), ondulado (LVd2) e forte ondulado (LVd3); Solos Indiscriminados de Várzea (SIV). (C) Mapa da classificação das perdas de solo por erosão hídrica utilizando a RUSLE. (D) Mapa da porcentagem das áreas abaixo e acima do limite de Tolerância de Perda de Solo (TPS) com base nas perdas variando de 5,19 a 5,90 $\text{Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$. Nota: área de deposição de sedimentos (AD). Fonte: Mendes Jr et al. (2018).

A partir deste cenário sem manejo conservacionista para a sustentabilidade dos solos, Ayer et al. (2015) simularam as taxas de erosão hídrica que seriam obtidas se o sistema de manejo fosse conservacionista e avaliaram a eficiência de técnicas de combate à erosão acelerada e de melhoria dos atributos físicos dos solos. A aplicação de manejos conservacionistas na sub-bacia reduziria a taxa média de erosão de 8,40 $\text{Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ para 2,84 $\text{Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ e diminuiria a área acima do limite da TPS de 34,80% para 4,00%, uma redução de 914 para 106 ha (Figura 2).

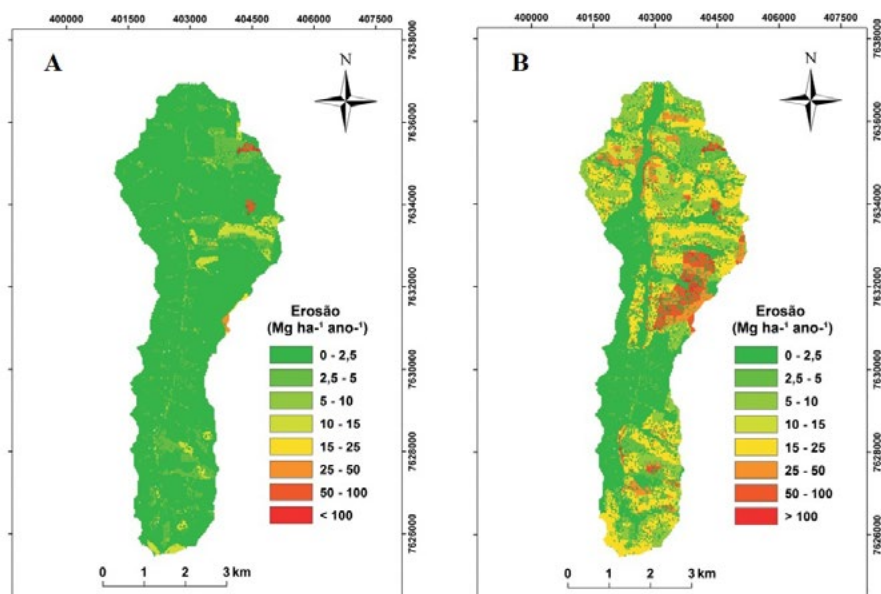


Figura 2. Mapas das perdas de solo por erosão hídrica na sub-bacia hidrográfica do Pedra Branca, Alfenas – Minas Gerais. (A) Mapa da erosão sob manejo conservacionista; (B) Mapa da erosão sob manejo convencional. Fonte: Ayer et al. (2015).

Os resultados de Ayer et al. (2015) apontaram ainda que a simulação com manejo sob plantio direto foi o mais efetivo na redução da erosão e que, outros sistemas de manejo também poderiam ser eficientes. Dentre eles, foram destacados a colheita de cana-de-açúcar sem queimadas, o arruamento de 3 x 1 m nos cafezais, o plantio em curvas de nível, o terraceamento e o rodízio de pastagens. As áreas que se mantiveram acima do limite da TPS na simulação de manejos conservacionista foram as de solos expostos, cultivos de café, de cana-de-açúcar e de batata em relevo ondulado.

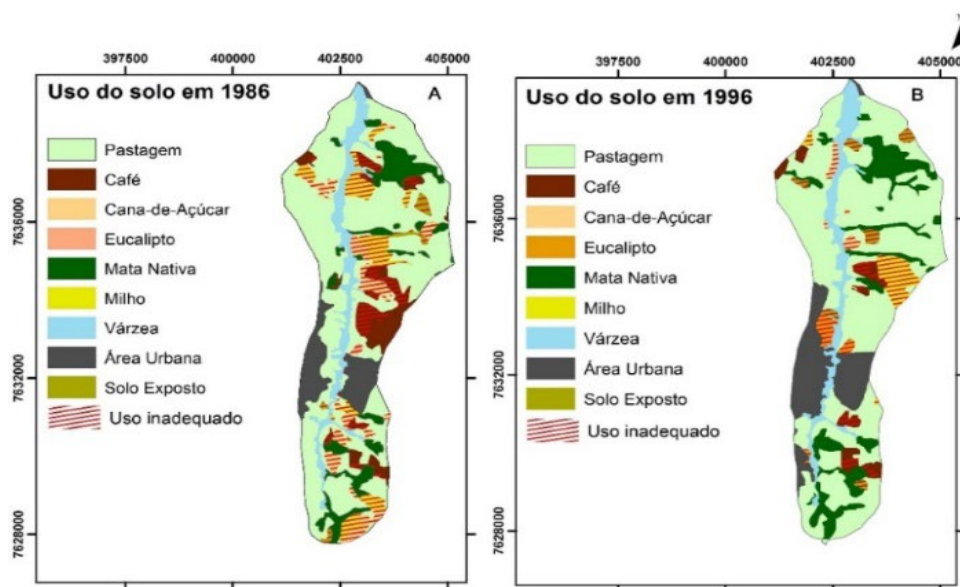
A adoção da simulação da erosão hídrica em cenários conservacionistas permite monitorar constantemente a resposta do ambiente as práticas adotadas na agropecuária. Ou seja, Ayer et al. (2015) demonstraram que a aplicação de manejos conservacionistas é uma alternativa viável e eficaz que concilia a produção agrícola e a preservação ambiental, permitindo elaborar planos de adequação das áreas vulneráveis a, respectiva, classe de capacidade de uso reduzindo drasticamente os prejuízos ambientais e socioeconômicos (Servidoni et al. 2016).

A partir das características da paisagem, como o relevo, os atributos do solo, a geologia e o clima é possível definir a capacidade de uso do solo (Lepsch et al. 2015), o que contribui para elaboração de estratégias que conciliem a aptidão agrícola com as práticas e técnicas de manejos conservacionistas das terras, mirando a preservação dos recursos naturais. Portanto, ao conciliar a produção agrícola com manejos conservacionistas, o produtor rural promove de forma direta e indireta a conservação dos serviços ambientais e ecossistêmicos e assegura o equilíbrio hidrológico, a fertilidade e estabilidade dos solos, a boa qualidade das águas e os serviços de polinização de plantas pela fauna silvestre (Parron et al. 2015).

As sete classes de capacidade de uso do solo variam deste a primeira, de terras cultiváveis sem problemas especiais de conservação, indicadas para empreendimentos rurais complexos e altamente produtivos, até a sétima de terras impróprias para cultivos, pastagens ou reflorestamento, que podem servir apenas como abrigo e proteção da fauna e flora silvestre, como ambiente para recreação ou para fins de armazenamento de água (Lepsch et al. 2015). Após a definição das classes de capacidade de uso, são identificados fatores limitantes gerais e específicos, que definem as subclasses de capacidade de uso das terras. Definida a capacidade de uso das terras é possível apontar áreas em discordância com a classificação técnica, que permite adotar medidas para adequar o uso do solo a sua respectiva classe de capacidade de uso reduzindo os impactos ambientais associados ao uso excessivo dos recursos naturais.

O mapeamento da adequação do uso do solo em trabalho executado por Servidoni et al. (2016) na Sub-bacia hidrográfica do Córrego Pedra Branca permitiu acompanhar a evolução das áreas com uso e ocupação acima da capacidade natural. As áreas inadequadas foram mapeadas para os anos de 1986, 1996, 2006 e 2016 (Figura 3). Os autores identificaram a necessidade da adoção de medidas de manejo para adequação do uso do solo, dentre elas a restauração de fragmentos de mata nativa para consolidação APP e RL e assegurar a prestação de serviços ambientais e ecossistêmicos.

A aplicação de manejos conservacionistas e técnicas agroecológicas para conservação da biodiversidade é uma alternativa para alcançar a sustentabilidade agrícola. Para tanto, é necessário articular os diversos setores da sociedade para que ocorra a substituição do modelo convencional de produção do agronegócio para modelos sustentáveis, como os Sistemas Agroflorestais. O Sistema Agroflorestal é a melhor alternativa para o contexto sul mineiro, com a vegetação nativa reduzida e fragmentada. Ao mesmo tempo que produzem para o comércio, os produtores reestabeleceriam fragmentos florestais dos biomas Mata Atlântica e Cerrado e os seus serviços ambientais e ecossistêmicos.



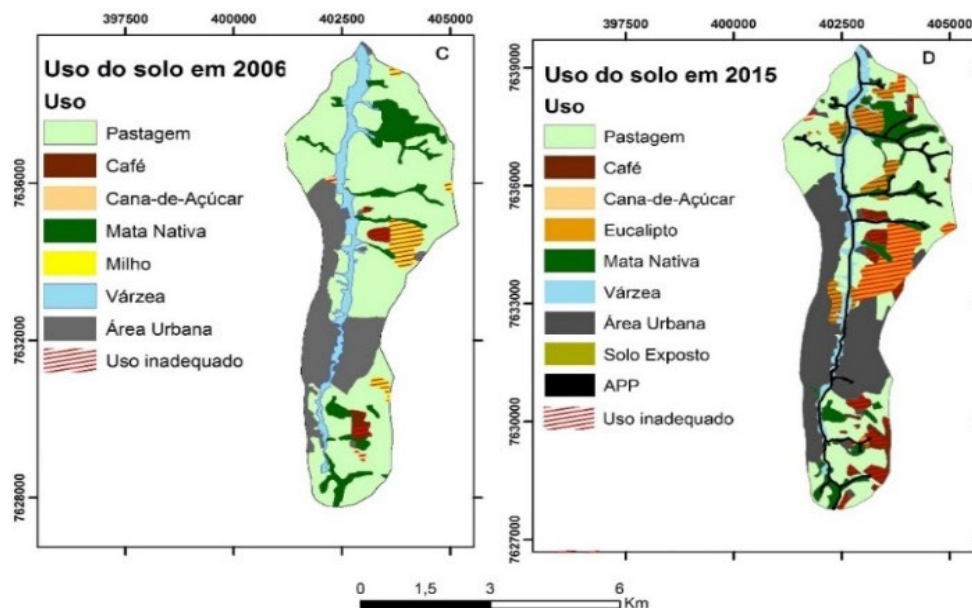


Figura 3. Mapas da evolução espaço-temporal da adequação de uso das terras na sub-bacia hidrográfica do Córrego Pedra Branca, Alfenas – Minas Gerais. As hachuras em vermelho representam as áreas onde o uso está inadequado a sua classe de capacidade de uso. (A) uso do solo e áreas com plantio inadequado em 1986. (B) uso do solo e áreas com plantio inadequado em 1996. (C) uso do solo e áreas com plantio inadequado em 2006. (D) uso do solo e áreas com plantio inadequado em 2015. Fonte: Servidoni et al. (2016).

A compreensão e a identificação dos processos desencadeados pela erosão hídrica são baseadas em técnicas de coleta e interpretação de dados de sensoriamento remoto e *in loco*. De tal modo, análises temporais do uso do solo permitem aferir a evolução espaço-temporal da produção de sedimentos de propriedades rurais e bacias hidrográficas, isto permite correlacionar as perdas de solo às características biofisiográficas, permitindo inferir relações de causa e efeito e com os limites da TPS e a dinâmica hidrossedimentológica. Portanto, permite avaliar os avanços das perdas de solo e assim planejar e aplicar ações de contenção e recuperação dos impactos da erosão hídrica (Olivetti et al. 2015).

A partir dos prejuízos de bilhões de reais anuais com as perdas de solo, nutrientes, matéria orgânica e impactos ambientais associados à produção agrícola (Pruski, 2006; Dechen et al. 2015; Hernani et al. 2002), a avaliação da erosão hídrica nos diferentes usos e manejos da terra são fundamentais para o planejamento do uso e da conservação dos solos e das águas. Assim, a análise espaço-temporal da erosão hídrica é uma ferramenta útil na definição de áreas vulneráveis às perdas de solo, considerando a escala espacial e temporal, que possibilita inclusive simular cenários dos riscos associados ao uso da terra (Ayer et al. 2015; Olivetti et al. 2015).

O crescente aumento da demanda por produtos agrícolas é uma das principais razões para mudanças na cobertura da terra o que pode causar a intensificação dos processos erosivos. Por-

tanto, estudos de avaliação espaço-temporal da erosão hídrica (Olivetti et al. 2015) servem para modelar as mudanças e suas consequências na produção e transporte de sedimentos a médio e longo prazo, o que permite a partir da medição das perdas passadas e presentes, fazer projeções futuras, colaborando decisivamente para o eficaz monitoramento ambiental de propriedades rurais, bacias hidrográficas e unidades de conservação e proteção ambiental.

Neste contexto, o trabalho de Olivetti et al. (2015) avaliou as mudanças no uso da terra de 1986 a 2011 na erosão hídrica pela RUSLE, na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Caçús, na borda da área urbana do Município de Alfenas, MG, e comparou com os limites da TPS, que possibilitaram uma avaliação consistente da erosão hídrica dos Latossolos vermelhos distróficos, característicos do sul do Estado de Minas Gerais.

Para o mapeamento temporal do uso do solo (Figura 4), Olivetti et al. (2015) utilizaram imagens do Satélite Landsat TM-5, e, por meio dos *softwares* ArcGIS 10.1 e ENVI 4.5, fizeram a correção geométrica das cenas no World Geodetic System de 1984 (WGS - 84). Posteriormente, para classificação do uso da terra adotaram técnicas de interpretação visual com base na refletância dos objetos, textura, padrões de feições e contexto. Em seguida os resultados foram validados em campo.

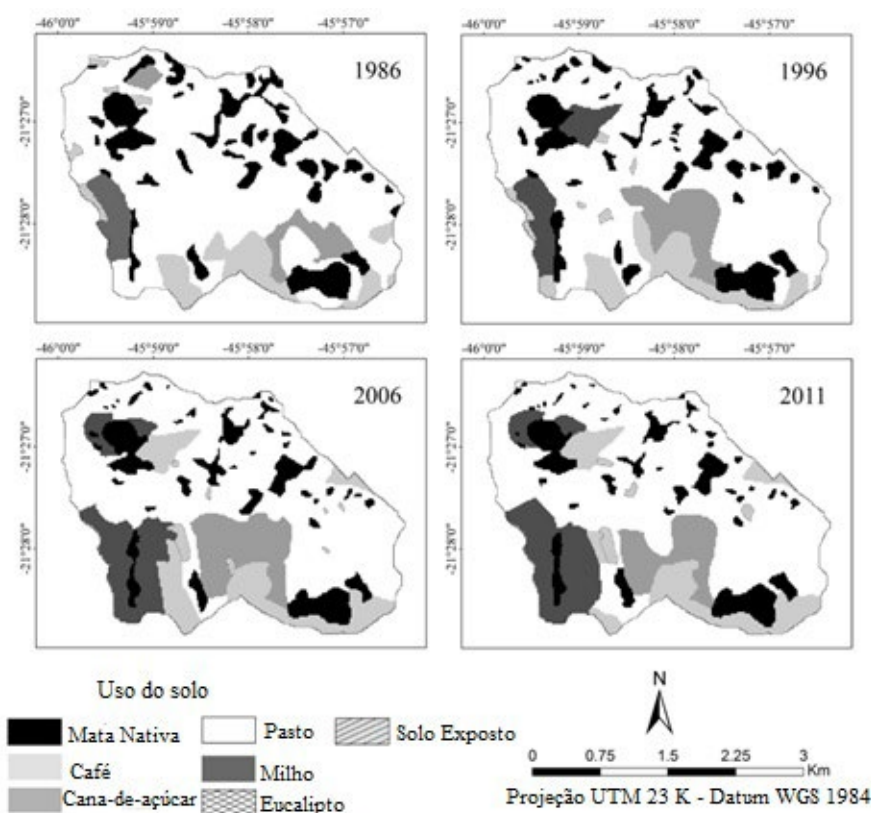


Figura 4. Mapas da evolução espaço-temporal do uso da terra na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Caçús, Alfenas – Minas Gerais no período de 1986 a 2011. Fonte: Adaptado de Olivetti et al. (2015).

A estimativa da erosão hídrica apontou que a porcentagem de áreas com as classes leve, leve/moderada e moderada diminuíram e as áreas com classes moderada/alta, alta e muito alta aumentaram em pequena extensão. Os valores médios de perda de solo foram de 2,41, 2,47, 2,65 e 2,65 $\text{Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$, respectivamente, para 1986, 1996, 2006 e 2011 (Figura 5). Após teste t de student, constataram que não houve diferença entre os valores ($p=0,18$) no período. Assim, não foram as mudanças de uso da terra que degradaram os recursos hídricos e os solos, mas sim a ausência de manejo conservacionista.

O conjunto de dados demonstra que as porcentagens da área que excedem os limites TPS (Figura 6) em 1986, 1996, 2006 e 2011 foram, respectivamente, 7,9, 8,1, 8,3 e 8,4%. De acordo Olivetti et al. (2015), o aumento foi considerado inexpressivo, confirmando que não houve degradação dos solos e das águas, devido às mudanças no uso da terra. Todavia, os valores ilustram que a área degradada é consistentemente alta durante todo período, devido à ausência histórica de manejos conservacionistas.

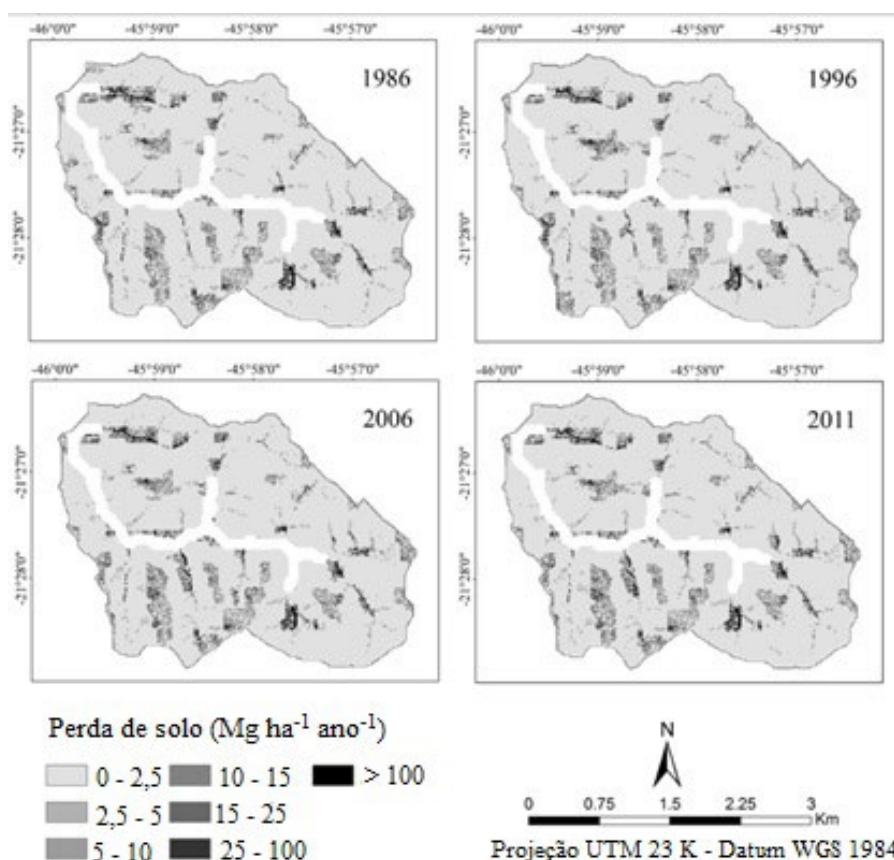


Figura 5. Mapas espaço-temporal das perdas de solo por erosão hídrica nos anos de 1986, 1996, 2006, 2011 na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Caçús, Alfenas – Minas Gerais. Fonte: Adaptado de Olivetti et al. (2015).

Estudos sobre a evolução temporal das perdas de solo para avaliar a variação em função das mudanças do uso e ocupação das terras e das técnicas de manejo adotadas contribuem para a compreensão de como mudanças no uso do solo afetam a produção de sedimentos. A proposta quando correlacionada com outras variáveis como percentagem de cobertura vegetal nativa restaurada pode servir como indicador da efetividade da redução das taxas de perdas de solo pela erosão hídrica, colaborando assim, para modelos de produção agrícolas socioeconomicamente rentáveis e ambientalmente sustentáveis.

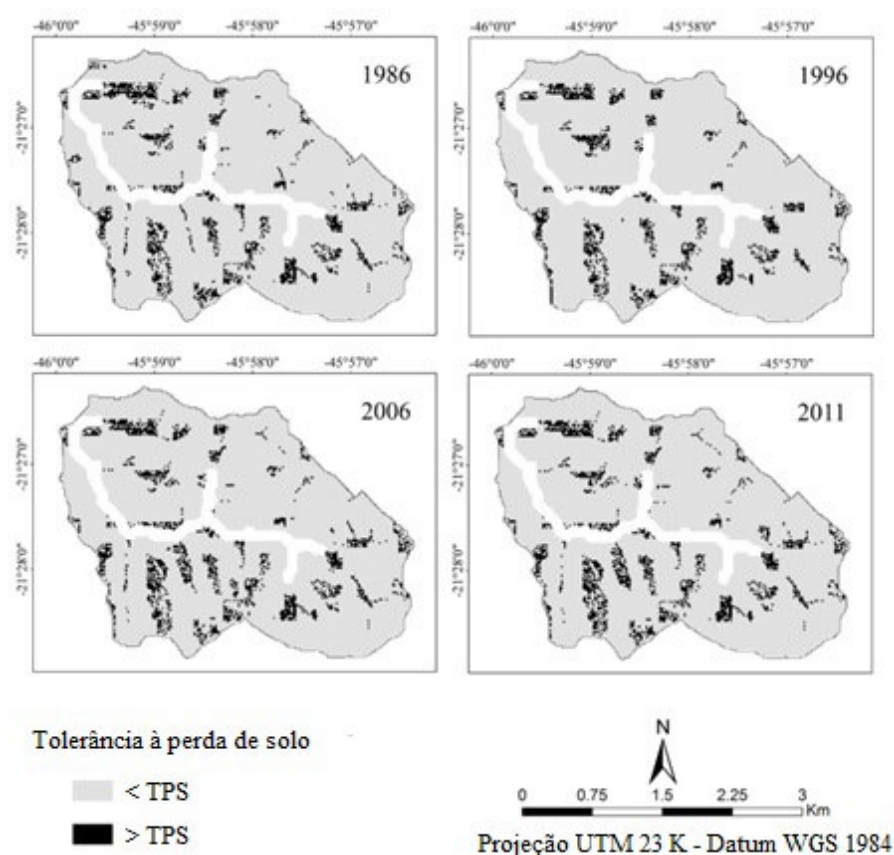


Figura 6. Mapas da tolerância à perda de solo por erosão hídrica estimada para o período de 1986 a 2011 para a sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Caçús, Alfenas – Minas Gerais. Fonte: Adaptado de Olivetti et al. (2015).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os estudos realizados em sub-bacias hidrográficas de referência do sul de Minas Gerais possibilitaram identificar áreas degradadas e suscetíveis à degradação, que podem ser combatidas com a adoção de práticas de manejo conservacionistas específicas para controle da erosão hídrica, que podem ser de vários tipos, como: a) as práticas conservacionistas vegetativas, que envolvem florestamento e reflorestamento; manejo rotativo de pastagens, evitando a lotação contínua; plantações de cobertura; plantio direto; plantio em nível; cordões de vegetação permanente; alternância de capinas; ceifa do mato; cobertura morta; faixa de bordadura e quebra-ventos; b) práticas conservacionistas edáficas, como uso do solo de acordo com sua capacidade; adubação verde; eliminação e controle das queimadas; calagem; fertilização química e adubação orgânica e c) práticas conservacionistas mecânicas, como distribuição dos arruamentos e carregadores de forma conforme a topografia; preparo do solo e plantio em contorno; sulcos e camalhões em pastagens; canais divergentes; canais escoadouros; patamares; banquetas individuais e terraços.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001. À CAPES pela bolsa de Doutorado no Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal de Alfenas - MG e no Programa de Pós-graduação em Geociências da Universidade Estadual de Campinas. Ao Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras pelo apoio técnico e operacional para tratamento e análise de amostras de solo e discussão dos resultados.

REFERÊNCIAS

- AMORIM, R.S.S.; SILVA, D.D.; PRUSKI, F.F.; MATOS, A.T. Avaliação do desempenho dos modelos de predição da erosão hídrica USLE, RUSLE e WEPP para diferentes condições edafoclimáticas do Brasil. **Jaboticabal, Engenharia Agrícola**, v. 30, n. 6, p. 1046-1059, 2010.
- AKSOY, H.; KAVVAS, M.L. A review of hill slope and watershed scale erosion and sediment transport models. **Catena**, v.64, n.1, p.247-271, 2005.
- AYER, J.B.E.; OLIVETTI, D.; MINCATO, R.L.; SILVA, M.L.N. Erosão Hídrica em Latossolos Vermelhos distróficos. Goiânia, **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v.45, n.2, p.180-191, 2015.
- BARRETTO, A.G.O.P.; BARROS, M.G.E.; SPAROVEK, G. Bibliometria, História e Geografia da Pesquisa Brasileira em Erosão Acelerada do Solo. Viçosa, **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, n.6, p.2443-2460, 2008.
- BATISTA, P.V.G.; DAVIES, J.; SILVA, M.L.N.; QUINTON, J.N. On the evaluation of soil erosion models: Are we doing enough? **Earth-Science Review**, V. 197, n.1, p. 001-017, 2019.
- BRADY, N.C.; WEIL, R.R. **Elementos da Natureza e Propriedades dos solos**. Porto Alegre: Bookman, 2013, 716p.
- BELTOLI, I.; ALMEIDA, A. Tolerância de perda de solo por erosão para os principais solos do estado de Santa Catarina. Viçosa, **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v.24, n.3, p. 657-668, 2000.
- BERTONI, J. LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 8ª ed. São Paulo: Ícone, 2012, 355p.
- BEZERRA, L.M.C.; CLEPS JUNIOR, J. O desenvolvimento agrícola da região centro-oeste e as transformações no espaço agrário do estado de Goiás. Uberlândia, **Caminhos de Geografia**, v.2, n.12, p. 29-49, 2004.
- CARVALHO, M.P.; FREDDI, O.S.; JÚNIOR, V.V. Critérios de classificação de chuva individual erosiva para o Estado de São Paulo. Maringá, **Acta Scientiarum Agronomy**, v.26, n.2, p.175-183, 2004.
- CENTRO DE ESTUDOS AVANÇADOS EM ECONOMIA APLICADA, CEPEA. **PIB do agronegócio de Minas Gerais**. ESALQ – USP – 2018, 7p.
- DECHEN, S. C. F.; TELLES, T.S.; GUIMARÃES, M.F.; DE MARIA, I.C. Perdas e custos associados à erosão hídrica em função de taxas de cobertura do solo. **Bragantia**, v.74, n.2, p. 224 – 233, 2015.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, FAO. **Soil erosion: the greatest challenge to sustainable soil management**. Roma: Global soil partnership, 2019, 100p.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS AND INTERGOVERNMENTAL TECHNICAL PANEL ON SOILS - FAO, ITPS. **Status of the world's soil resources (SWSR) - technical summary**. Rome: FAO, ITPS; 2015.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas dos Municípios da Mata Atlântica – período 2011-2012**. São José dos Campos, 2013.
- GALINDO, I.C.L.; MARGOLIS, E. Tolerância de perdas por erosão para solos do estado de Pernambuco. Campinas: **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v.13, n.1 p.095-100, 1989.
- GAVRILOVIC, Z. Use of an Empirical Method (Erosion Potential Method) for Calculating Sediment Production and Transportation in Unstudied or Torrential Streams. In: International Conference on River Regime Hydraulics Research Limited, **Anais...** Wallingford, Oxon UK. p. 411-422, 1988.

- HERNANI, L.C.; FREITAS, P.L.; DENARDIN, J.E.; KOCHHAM, R.A.; DE-MARIA, I.C.; LANDERS, J.N. A erosão e seu impacto. In: MANZATTO, C.V.; FREITAS JÚNIOR, E.; PERES, J.R.R. **Uso agrícola dos solos brasileiros**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002. v. 5, p. 47-60.
- JETTEN V.; GOVERS G.; HESSEL R. Erosion models: quality of spatial predictions. Berlin, **Hydrological Processes**, v.17, n.5, p. 887-900, 2003.
- KARLEN, D.L.; MAUSBACH, M.J.; DORAN, J.W.; CLINE, R.G.; HARRIS, R.F.; SCHUMMAN, G.E. Soil quality: A concept, definition, and framework for evaluation. Madison, **Soil Science Society of America Journal**, v.61, n.1, p.004-010, 1997.
- LAFLEN, J.M.; MOLDENHAUSER, W.C. **Pioneering Soil Erosion Prediction: The USLE Story**. Beijing, World Association of Soil and Water Conservation, 2003, 54p.
- LARSON, W.E.; LINDSTRON, M.J.E.; SCHUMACHER, T.E. The role of severe storms in soil erosion: a problem needing consideration. Ankeny, **Journal of Soil and Water Conservation**, vol. 52, n.2, p. 90-95, 1997.
- LEPSCH, I.F.; ESPINDOLA, C.R.; FILHO, O.J.V.; HERNANI, L.C.; SIQUEIRA, D.S. **Manual para levantamento utilitário e classificação de terras no sistema de capacidade de uso**. Campinas: Empresa de Pesquisa Agropecuária, 2015, 170p.
- LEPSCH, I. **19 Lições de Pedologia**. São Paulo: Oficina de Textos. 2011. 456p.
- LOMBARDI NETO, F.; BERTONI, J. **Tolerância de perdas de terra para solos do Estado de São Paulo**. Campinas: Boletim Técnico, n.28, 1975, 12p.
- MELLO, C.R.; VIOLA, M.R.; NORTON, L.D; SILVA, A.M.; WEIMAR, F.A. Development and application of a simple hydrologic model simulation for a Brazilian headwater basin. Amsterdam, **Catena**, v. 75, n.1, p. 235-247, 2008.
- MENDES JR, H.; TAVARES, A.S.; SANTOS, W.J.R.; SILVA, M.L.N.; SANTOS, B.R.; MINCATO, R.L. Water Erosion in Oxisols under Coffee Cultivation. Viçosa, **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.42, n.1, p.001-014, 2018.
- MERRIT, W.S.; LETCHER, R.A.; JAKERMAN, A.J. A review of erosion and sediment transport models. Amsterdam: **Environmental Modelling & Software**, v.18, n.8-9, p. 761-799, 2003.
- OLIVETTI, D.; MINCATO, R.L.; AYER, J.E.B.; SILVA, M. L.N.; CURTI, N. Spatial and Temporal Modeling of Water Erosion in Dystrophic Red Latosol Used For Farming and Cattle Raising Activities in a Sub-Basin in the South of Minas Gerais. Lavras, **Ciência Agrotecnologia**, v.39, n.1, p.58-67, 2015.
- OUYANG, T.W.W.; SKIDMORE, A.K.; HAO, F.; WANG, T. Soil erosion dynamics response to landscape pattern. Amsterdã: **Science of the Total Environment**, v.408, n.6, p.1358-1366, 2010.
- PARRON, L.M.; GÁRCIA, J.R.; DE OLIVEIRA, E.B.; BROWN, G.; PRADO, R.B. **Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica**. Brasília: Empresa de Pesquisa Agropecuária, 2015, 372p.
- PEETERS, I.; ROMMENS, T.; VERSTRAETEN, G.; GOVERS, G.; ROMPAEY, A.V.; POESEN, J.; OOST, K.V. Reconstructing ancient topography through erosion modeling. Amsterdam, **Geomorphology**, v.78, n.3, p.250-264, 2006.
- PRUSKI, F.F. **Conservação de solo e água: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 2006, 240p.
- RENARD, K.G.; FOSTER, G.R.; WEESIES, G.A.; MCCOOL, D.K.; YODER, D.C. **Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)**. Washington: United States Department of Agriculture, v.703, 1997. 384p.

- RIBEIRO, A.S.; MINCATO, R.L.; CURT, N.; KAWAKUBO, F.S. Vulnerabilidade ambiental à erosão hídrica em uma sub-bacia hidrográfica pelo processo analítico hierárquico. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.9, n.1, p.16-31, 2016.
- RODRIGUES, D.M.T.; MIZIARA, F. Expansão da fronteira agrícola: a intensificação da pecuária bovina no estado de Goiás. Brasília, **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v.38, n.1, p. 14-20, 2008.
- SCOLFORO, J.R.S.; MELLO, J.M.; SILVA, C.P.C. **Inventário Florestal de Minas Gerais: Floresta Estacional Semidecidual e Ombrófila – Florística, Estrutura, Diversidade, Similaridade, Distribuição diamétrica e de altura, Volumetria e Tendências de crescimento e Áreas aptas para manejo florestal**. Lavras: Universidade Federal de Lavras, 2008, 1029p.
- SERVIDONI, L.E.; AYER, J.E.B.; SILVA, M.L.N.; SPALEVIC, V.; MINCATO, R.L. Land use capacity and environment services. Recife, **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.9, n.6, p. 1712-1724, 2016.
- SMITH, D.D. Interpretation of soil conservation data for field use. Pavia, **Agriculture Engineering**, v.22, n. 5, p.173-175, 1941.
- SVORIN, J. A test of three soil erosion models incorporated into a geographical information system. Londres: **Hydrological Processes**, v.17, n.5, p.967-977, 2003.
- TAVARES, A.S.; SPALEVIC, V.; AVANZI, J.C.; NOGUEIRA, D.A.; SILVA, M.L.N.; MINCATO, R.L. Modeling of water erosion by the erosion potential method in a pilot subbasin in southern Minas Gerais. **Semina: Ciências Agrárias**, v.40, n.2, p. 555-572, 2019.
- TAVARES, A.S.; JÚNIOR, H.M.; SPALEVIC, V.; MINCATO, R.L. Modelos de Erosão Hídrica e Tolerância das Perdas de Solo em Latossolos Distróficos no Sul de Minas Gerais. São Paulo, **Revista do Departamento de Geografia USP**. Volume Especial, p.268- 277, 2017.
- WISCHMEIER, W.H; SMITH, D.D. **Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning. Supersedes Agriculture Handbook**. United States department of Agriculture. Washington, 1978, 58p.

USO DE SENSORES EMBARCADOS EM VEÍCULO AÉREO NÃO TRIPULADO NO MONITORAMENTO DA VEGETAÇÃO, DO SOLO E DAS ÁGUAS INTERIORES

Filipe Castro Felix; Luis Felipe Pigatto Miranda Silva; Diogo Olivetti; Marx Leandro
Naves Silva; Henrique Llacer Roig & Ronaldo Luiz Mincato

INTRODUÇÃO

A intensificação dos processos de transformação da paisagem a partir da segunda metade do século XX aumentou as pressões sobre os recursos naturais, com registro de diversos desastres ambientais de elevada magnitude (Magris et al. 2018). Em contrapartida, os avanços tecnológicos e científicos neste período tornaram possível o desenvolvimento e aperfeiçoamento das técnicas em Sensoriamento Remoto, que permitiram a melhor compreensão dos sistemas naturais com resoluções espaciais, temporais e espectrais condizentes às necessidades requeridas.

Neste cenário, a popularização das aeronaves remotamente pilotadas (RPA - *Remotely-Piloted Aircraft*), denominadas DRONES, VANT (Veículos Aéreos Não Tripulados) ou *Unmanned Aerial Vehicles* (UAV), dinamizou o imageamento aéreo, pois permitiu a flexibilização do uso de dados adquiridos por sensores aerotransportados com redução de custos e elevada precisão espacial (Salamí et al. 2014). Tal fato, é justificado principalmente pelos avanços nas técnicas de fotogrametria e algoritmos de “*Structure from Motion*” (SfM), que viabilizaram a reconstrução de geometrias tridimensionais a partir da sobreposição de múltiplas imagens capturadas por câmeras não-métricas portáteis (Snavely, 2011; Westboy et al. 2012; Gupta et al. 2013).

Além disso, atualmente são encontrados diversos tipos, tamanhos e modelos de VANT, o que facilitou a incorporação de novas tecnologias (Pádua et al. 2017). Assim, de maneira geral, estas aeronaves que são categorizadas entre asa fixa, multirrotores e híbridos, se diferenciam não só em relação à classificação, mas também em autonomia de voo e sensores a serem embarcados (Watts et al. 2012; Paneque-Galvez et al. 2014); que, por sua vez, podem ser tanto as câmeras convencionais como outros sensores mais robustos,

que permitem o registro da radiância de diferentes bandas do espectro eletromagnético (Simard et al. 2011).

As vantagens dos VANT são a capacidade de gerar imagens com alta taxa de revisita, a resolução espacial em escala micrométrica, a capacidade de sobrevoar regiões em baixas altitudes e a segurança oferecida ao piloto e a terceiros (Rasi, 2005), que são características que os tornam menos onerosos e com resultados superiores aos obtidos pelas demais plataformas, como os satélites (Horcher e Visser, 2004; Whitehead e Hugenholtz, 2014). Contudo, mesmo com os benefícios apresentados, a inserção dessas aeronaves no espaço aéreo ainda não é uma unanimidade, devido à ausência de uma normatização internacional. Porém, no Brasil, desde 2017 está regulamentada a aeronavegabilidade dos VANT, devido à grande ampliação do uso desses equipamentos e do número de usuários (Nackaerts, 2010; ANAC, 2018), mas como observado na Figura 1, em alguns países estas plataformas chegaram a ser banidas.

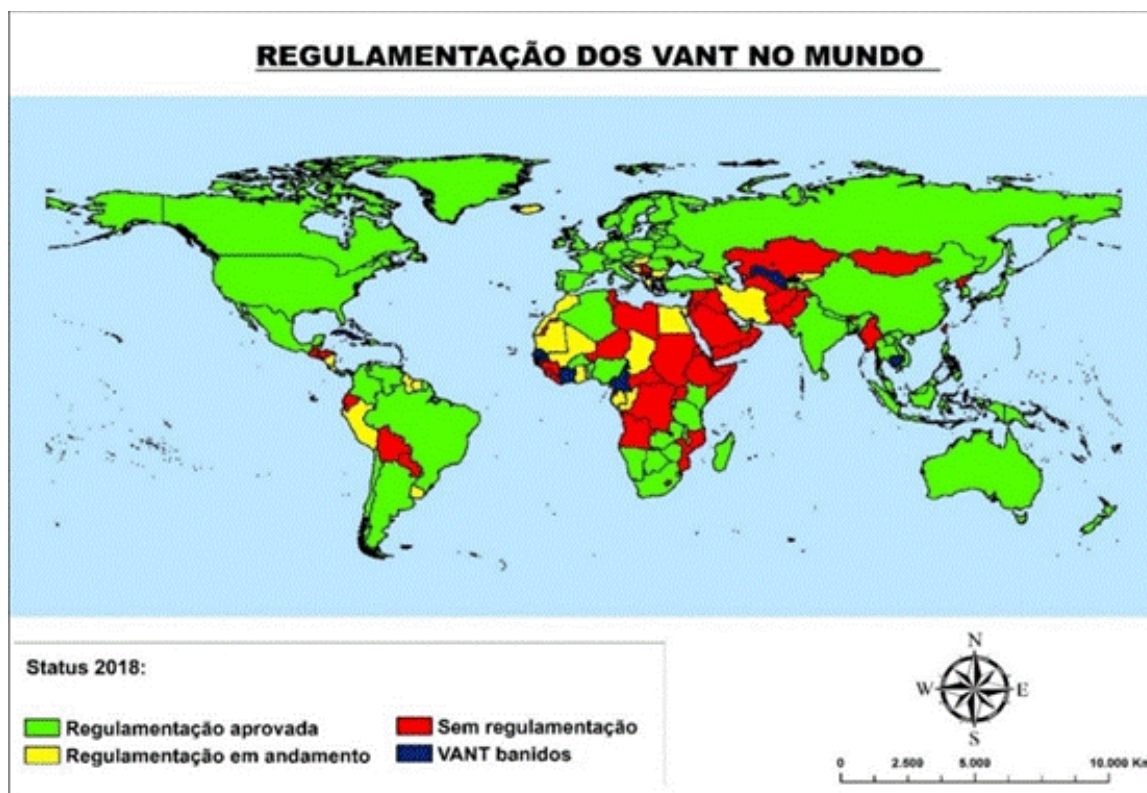


Figura 1. Situação global de regulamentação dos VANT em 2018; com a indicação dos países que aprovaram o uso destas plataformas (verde), que estão em processo de regulamentação (amarelo), que ainda não regulamentaram a sua utilização (vermelho) e onde os mesmos foram banidos (azul). Fonte: Do autor. Adaptado de Legifrance, 2012; Espanha, 2014; Schreiber e Ostiari, 2014; Austrália, 2015; Canadá, 2015; Chile, 2015; Reino Unido, 2015; Stöcker et al. 2017; África do Sul, 2018; ANAC, 2018; CAA, 2018; Colômbia, 2018; Japão 2018; Melo, 2018; Uruguai, 2018.

Isto, está diretamente relacionado à flexibilidade dessas aeronaves, pois as mesmas atendem a variados nichos e mercados (Hardin e Jackson, 2005) e neste sentido cumpre ressaltar as crescentes aplicações não científicas delas, que representam ameaças potenciais aos cidadãos, já que podem ser empregadas no transporte de armas aos presídios, pirataria ou ainda em tentativas de assassinato (Schreiber; Ostiari, 2014).

Em contrapartida, nas finalidades científicas as principais aplicações destas aeronaves estão relacionadas ao setor agroambiental (Koh, 2017), que são frentes carentes de produtos com escalas espaço-temporais maiores (Burkhard e Maes, 2017), que é uma barreira superada pelos VANT, que são capazes de cumprir missões em condições adversas e assim elevar a taxa de amostragem em uma determinada área de interesse (Watts et al. 2012). Os destaques da sua utilização neste setor são na avaliação da estrutura da vegetação, na identificação e monitoramento de clareiras naturais, no monitoramento da produção agrícola por índices de vegetação (Ferrier e Drielsma, 2010; Franke et al. 2012; Jorge et al. 2014), no cálculo de volumes para mineração (Gao, 2017; Suh e Choi, 2017), erosão (D'oleire-Oltmanns et al. 2012), no monitoramento de fauna e de populações de plantas (Jones et al. 2006; Chabot e Bird, 2012) e no mapeamento de mudanças de usos do solo (Rango et al. 2009).

Tais abordagens confirmam o potencial destas plataformas, reafirmando a sua importância como uma alternativa de baixo custo à obtenção de produtos de elevada precisão. Ainda, estes resultados são determinantes à consolidação delas nos variados cenários beneficiados, afinal os mesmos podem subsidiar a formulação de políticas públicas adequadas à tecnologia, visto que a complexidade e a capacidade operacional dos VANT ainda representam ameaças aos cidadãos e aos demais objetos do espaço aéreo, já que os impactos sociais da utilização dessas plataformas persistem como alguns dos principais fatores que influenciam a sua efetividade (Sandbrook, 2015; Stöcker et al. 2017).

Diante disso, o objetivo principal deste trabalho será demonstrar as aplicações destas aeronaves em 3 contextos distintos: (1) agrícola, apresentando como plataformas comerciais embarcadas com sensores de menor sensibilidade podem oferecer resultados relevantes no monitoramento de *Coffea* spp.; (2) ecossistêmicos, expondo como a utilização dos VANT como ferramenta complementar aos métodos convencionais de campo pode refletir em melhorias na caracterização de sistemas naturais e na manutenção da resiliência ecossistêmica; e (3) hídricos, demonstrando como sensores e aeronaves mais robustas podem fortalecer os estudos de conservação e subsidiar programas de monitoramento das águas interiores. Assim, espera-se não só apresentar as vantagens de emprego destas plataformas em diferentes contextos e escalas de trabalho, mas também fortalecer o desenvolvimento de métodos e aperfeiçoamento das aplicações futuras dos VANT em diferentes cenários.

PLATAFORMAS, PLANEJAMENTO DOS VOOS E PROCESSAMENTO DOS AEROLEVANTAMENTOS

Os estudos (1) e (2) foram conduzidos a partir de um modelo multirrotor DJI *Phantom 3 – Professional*, embarcado com sensores RGB Sony EXMOR ½.3 e um sensor infravermelho, MAPIR Survey 2. Para planejamento e execução dos voos foi utilizado o aplicativo Pix4DCapture, com altura de 60 m e sobreposição frontal e lateral de 80%. No caso do monitoramento da lavoura de *Coffea* spp., os mapeamentos foram conduzidos dentro de um *grid* de 100 x 50 m, enquanto nos estudos dos fragmentos florestais o *grid* foi de 50 x 50 m. O processamento destas imagens foi baseado em Dandois e Ellis (2013) e realizado a partir do *software* Agisoft Photoscan 1.2.7.

Já em relação aos estudos hídricos (3), as plataformas utilizadas foram: (1) VANT multirrotor, modelo DJI *Phantom 4*, embarcado com sensor multiespectral Parrot Sequoia, que possui quatro bandas: no espectro do verde (530 a 570 nm), vermelho (640 a 680 nm), *Red-edge* (730 a 740 nm) e infravermelho próximo (770 a 810 nm); e (2) VANT multirrotor DJI *Matrice 600*, embarcado o mesmo sensor multiespectral e também um sensor hiperespectral, *Headwall Nano-Hyperspec*, que é composto por 276 bandas.

O voos conduzidos com a plataforma (1) foram planejados e executados pelo aplicativo *Drone Deploy*, sendo mantida uma altura de 120 m e sobreposição frontal de 85% e lateral de 65%, de modo a garantir qualidade na geração do ortomosaico. Já em relação à plataforma (2), os aerolevantamentos foram configurados pelo aplicativo DJI *Ground Station Pro* e foi mantida uma altura de 250 m e sobreposição frontal de 85% e lateral de 65%.

As imagens obtidas nestes aerolevantamentos foram processadas pelo *software* Pix4DMapper para geração dos ortomosaico e seguiram as recomendações do fabricante (Pix4D S.A.).

AGRICULTURA DE PRECISÃO

Nos estudos agrícolas, os VANT garantem não só o monitoramento dos estágios fenológicos, mas também a identificação e o combate à espécies invasoras (Torres-Sánchez et al 2014), as detecções de patógenos (Maes e Steppe, 2019), de indivíduos com estresse hídrico (Zarco-Tejada et al. 2012; Hoffman et al. 2016; Park et al. 2017) ou ainda podem subsidiar estimativas de rendimento (Andrade et al. 2019; Maes e Steppe, 2019). Culturas como o arroz, o feijão, o trigo, a cana-de-açúcar e o tomate já apresentaram resultados positivos na integração destas novas tecnologias às práticas tradicionais de cultivo (Swain et al. 2010; Rissini et al. 2015). Esta tendência, chamada por alguns autores de Agricultura Digital (Massruhá e Leite, 2016), tem se firmado no mercado devido à redução dos custos de produção e melhoria nas colheitas, com a vantagem de

ser uma alternativa viável no cenário agrícola heterogêneo, composto, em geral, por pequenos e médios produtores familiares.

Para exemplificar a aplicação dos VANT na agricultura de precisão foi selecionada uma área composta por uma cultura de referência nacional: o café (*Coffea* spp.), que está localizada no município de Lavras, MG (21° 13, 749' S, 44° 57, 844' O), e encontra-se sobre Latossolo Vermelho Distroférrico (FELIX, 2019).

Nesta abordagem, foram conduzidas análises sazonais da umidade e temperatura superficial (0 - 20 cm) da lavoura ao longo de 2017, conduzindo os voos com o VANT nos mesmos dias das coletas em campo. Para tanto foram coletadas de maneira aleatória 30 amostras de solo, 10 em cada estação climática, exceto no verão, que foi o período de colheita da cultura. Assim, a umidade padrão foi obtida pelo método gravimétrico (Hillel, 1998) e a temperatura do solo a partir de um sensor de reflectometria no domínio do tempo (*Time Domain Reflectometry*, TDR – 5 TM, Decagon devices), que é uma técnica indireta de estimativa do conteúdo de água no solo (θ) em função da constante dielétrica (K_a) (Pereira et al. 2006) (Tabela 1).

O objetivo principal foi avaliar a capacidade dos sensores embarcados no VANT na avaliação do comportamento sazonal da cultura diante da disponibilidade de água superficial do solo. Para isso, foram aplicados 3 índices de vegetação (IVs): *Excess Green* (Woebbecke et al. 1995) (Equação 1), *Excess Red Minus Green* (Meyer e Neto, 2008) (Equação 2) e *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI) (Rouse et al. 1974) (Equação 3); que foram obtidos a partir do *software* ArcGIS 10.4.1.

Tabela 1. Datas de amostragem e execução dos voos, assim como os valores médios e o desvio padrão da umidade e temperatura do solo em *Coffea* spp.

Estação climática	Data de amostragem	U	T
		%	° C
Coffea spp.			
Outono	02/05/2017	32,08 (1,89)	22,05 (1,06)
Inverno	24/08/2017	24,99 (2,36)	23,69 (2,46)
Primavera	23/11/2017	32,11 (2,63)	24,74 (1,73)

U: umidade do solo; T: temperatura.

$$Ex\ G = 2 \times Green - Red - Blue \quad (1)$$

$$ExRmG = (2 \times Green - Red - Blue) - (1,4 \times Red - Green) \quad (2)$$

$$NDVI = \frac{NIR - Red}{NIR + Red} \quad (3)$$

O valor médio de cada índice de vegetação foi extraído por um polígono delimitado de acordo com os pontos georreferenciados das coletas de solo, isto é, foi delimitado com base no escopo da amostragem de campo. Assim, considerando o número de pixels contidos no polígono, foram obtidos os valores máximos, médios, mínimos, a soma e o desvio padrão de cada IV. O valor utilizado para o estudo foram as médias de cada IV (Tabela 2 e 3).

Tabela 2. Quantificação dos pixels utilizados para extração do valor médio de cada índice de vegetação por estação climática.

Cobertura	Pixels		
	DJI Phantom 3 - Professional		
	Outono	Inverno	Primavera
<i>Coffea spp.</i>	3.398.032	3.976.194	3.749.065

Para normalização destes IVs foram identificados e selecionados alvos comuns entre todos os vãos, que, por sua vez, não deveriam apresentar variação de reflectância. Portanto, foram selecionadas amostras de solo exposto, asfalto e telhados, que foram representadas por uma geometria circular de tamanhos variados. Após a detecção delas, foram determinados os valores médios de cada uma com a mesma metodologia adotada na extração dos valores médios do IVs, submetendo estes valores à regressão linear. Desta forma, as equações foram aplicadas nos ortomosaicos para calibração final.

Tabela 3. Valores médios de cada índice de vegetação utilizado no estudo de *Coffea spp.*

Estação climática	Índices de Vegetação		
	ExG	ExRmG	NDVI
Outono	-5,62	-51,77	-0,0052
Inverno	-12,71	-156,52	-0,0003
Primavera	28,80	-51,20	-0,0004

ExG: Excess Green; ExRmG: Excess Red Minus Green; NDVI: Normalized Difference Vegetation Index.

Os resultados demonstraram elevada associação entre a resposta espectral dos indivíduos de *Coffea spp.* e a disponibilidade de umidade, em que o índice de melhor correlação foi Excess Red minus Green ($R^2 = 1$), seguido pelo Excess Green ($R^2 = 0,40$) e o NDVI ($R^2 = 0,26$) (Figura 2).

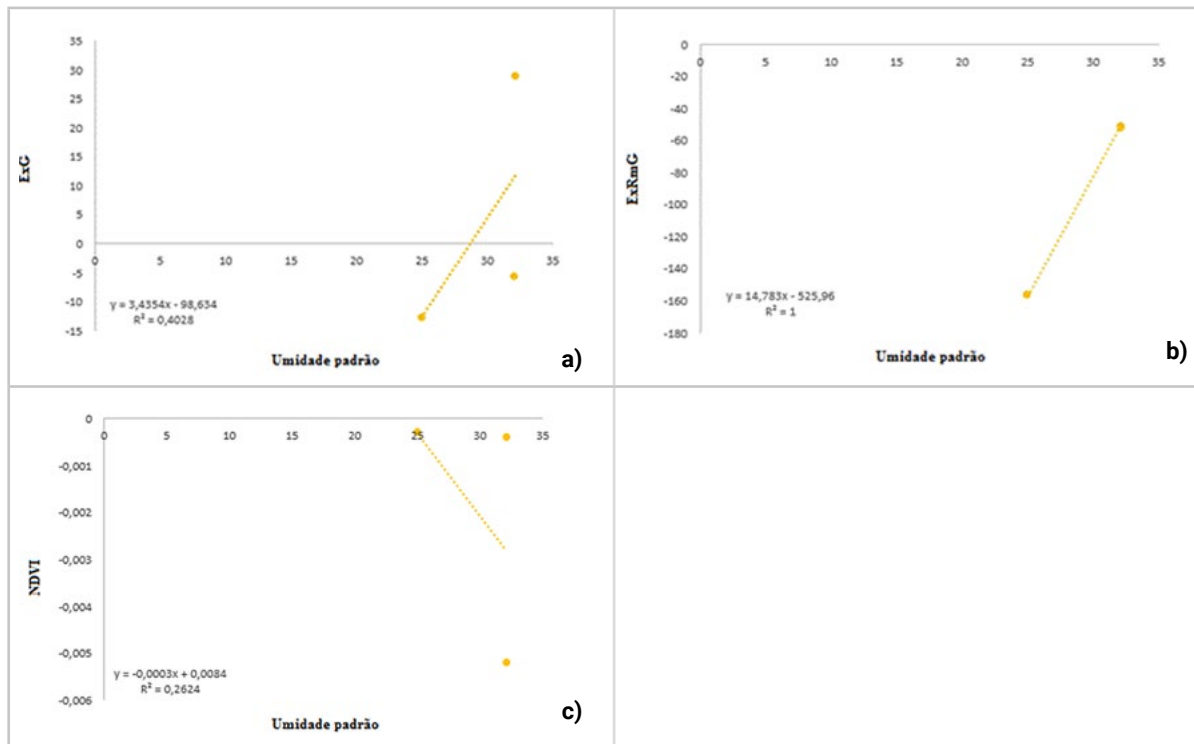


Figura 2. Correlação entre os índices de vegetação e a umidade da camada superficial dos solos no cafeeiro. Co: *Coffea* spp.: (a) *Excess Green*; (b) *Excess Red minus Green* e (c) *Normalized Difference Vegetation Index*.

Este resultado foi relevante diante das atuais mudanças climáticas e das necessidades de aumento da produção. Pois, a utilização deste mapeamento permite interferências pontuais, como em indivíduos com maior deficiência hídrica durante os períodos de escassez. Estudos recentes, em cafezais adjacentes ao estudado, confirmaram que a redução das chuvas afeta a dinâmica das lavouras, com redução da área foliar e maior queda das folhas (Santos, 2019). Portanto, esta metodologia pode facilitar o manejo destas áreas, já que a partir dela tanto a detecção quanto o acompanhamento das áreas afetadas pode ser realizada de forma mais precisa e com economia de tempo e de trabalhos de campo.

Outro ponto relevante foi o de que estes resultados confirmaram a capacidade de sensores de menor sensibilidade embarcados em aeronaves de baixo custo apresentarem resultados satisfatórios em relação a outras pesquisas com ferramentas mais robustas (Carter, 1993; Jeger e Pautasso, 2008; Khanal et al. 2017).

Desta forma, foi possível confirmar que esta tecnologia é acessível aos diferentes tipos de produtores e pode ter impactos positivos em áreas reduzidas e com produtores de menor poder aquisitivo, como a região sul do Estado de Minas Gerais, que é um antigo parque cafeeiro que mantém práticas de cultivo tradicionais, sendo poucas as áreas mecanizadas (Silva e Alves, 2013), o que amplia o impacto positivo desta abordagem.

ESTUDOS FLORESTAIS E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

As florestas cobrem um terço da superfície terrestre e são essenciais à vida, aos ecossistemas terrestres e à estabilização das paisagens (Burkhard e Maes, 2017; Metzger, 2000), já que oferecem diversos serviços ecossistêmicos, dos quais um dos principais é a ciclagem de nutrientes, que é essencial para manutenção da produtividade dos ecossistemas, principalmente nas regiões tropicais. Contudo, o mapeamento desses serviços é um desafio, pois necessita de levantamentos de campo para auxiliar na compreensão da estrutura, da composição e da dinâmica dos remanescentes florestais (Burkhard e Maes, 2017; Wallace et al. 2016).

O uso de VANT para tais finalidades visou avaliar a efetividade do modelo DJI *Phantom 3 – Professional* no estudo de padrões morfológicos e da composição de dois fragmentos florestais, situados em Lavras, sul de Minas Gerais, que são localmente denominados Matinha (21° 13,703' S, 44° 58,232' O) e Cerradinho (21° 13,536' S, 44° 58,998' O). A área em que se encontram tais remanescentes é caracterizada pela transição entre os biomas Mata Atlântica e Cerrado e são pertencentes ao domínio Mata Atlântica (Oliveira-Filho e Fontes 2000).

O remanescente Matinha é o maior deles, com 5,72 ha e também é o que detém índice de diversidade mais elevado (*Shannon* - $H' = 3,917$). No total, são encontradas 19 famílias, 31 espécies e 27 gêneros neste fragmento, que é um dos principais remanescentes locais, com diversos estudos de caracterização (Teixeira et al. 2002; Pereira et al. 2010). O Cerradinho, em contrapartida, além do tamanho menor, de 2,81 ha, detém 19 famílias, 38 espécies e 38 gêneros ($H' = 3,289$), com indivíduos como a *Bowdichia virgiloides* (Sucupira-preto), *Dalbergia miscolodium* (Caviúna do cerrado) e a *Qualea grandiflora* (Pau preto) de ocorrência exclusiva.

Clareiras naturais

A formação das clareiras naturais é considerada um mecanismo de manutenção da diversidade de árvores das florestas tropicais, já que exercem pressões seletivas em diversos atributos destas populações e suas histórias de vida (Foster, 1986). O estudo do tema por Sensoriamento Remoto convencional é limitado pela resolução espacial oferecida pelas plataformas, que é uma desvantagem superada pelos VANT, que permitem o monitoramento destes processos em escala de detalhe (Getzin et al. 2014).

Os estudos nos fragmentos Matinha e Cerradinho confirmaram que os ortomosaicos e as nuvens de pontos permitem individualizar as copas das árvores e detectar as clareiras naturais (Figura 3). Neste sentido, a delimitação destas áreas não foi baseada em algoritmos para a segmentação e/ou classificação das imagens, sendo determinadas apenas pela interpretação dos ortomosaicos, mas cumpre ressaltar que a partir de metodologias como a de Wallace et al. 2016,

torna-se possível a individualização destas áreas e a aplicação de abordagens temporais para avaliação dos padrões desses atributos.

Como não foram utilizados pontos de controle em campo para calibração posicional destes ortomosaicos, devido às dificuldades de inserção deles dentro das áreas de interesse, não foi possível a obtenção de medidas precisas da altura do dossel. No entanto, o sensor RGB apresentou boa profundidade nas coberturas nativas quando as nuvens densas de pontos foram analisadas no *software* Cloudcompare (Figura 4).

Esta abordagem, visou apenas a detecção da profundidade alcançada pelo sensor nesses remanescentes, mas mesmo que de forma visual, permitiu o acesso de informações estruturais destas áreas que são relevantes à compreensão da morfologia dos mesmos, como o seu perfil, que é uma forma de avaliar a distribuição do dossel assim como a regeneração natural ao longo do tempo (Chapin III et al. 2002; Settele et al. 2015).

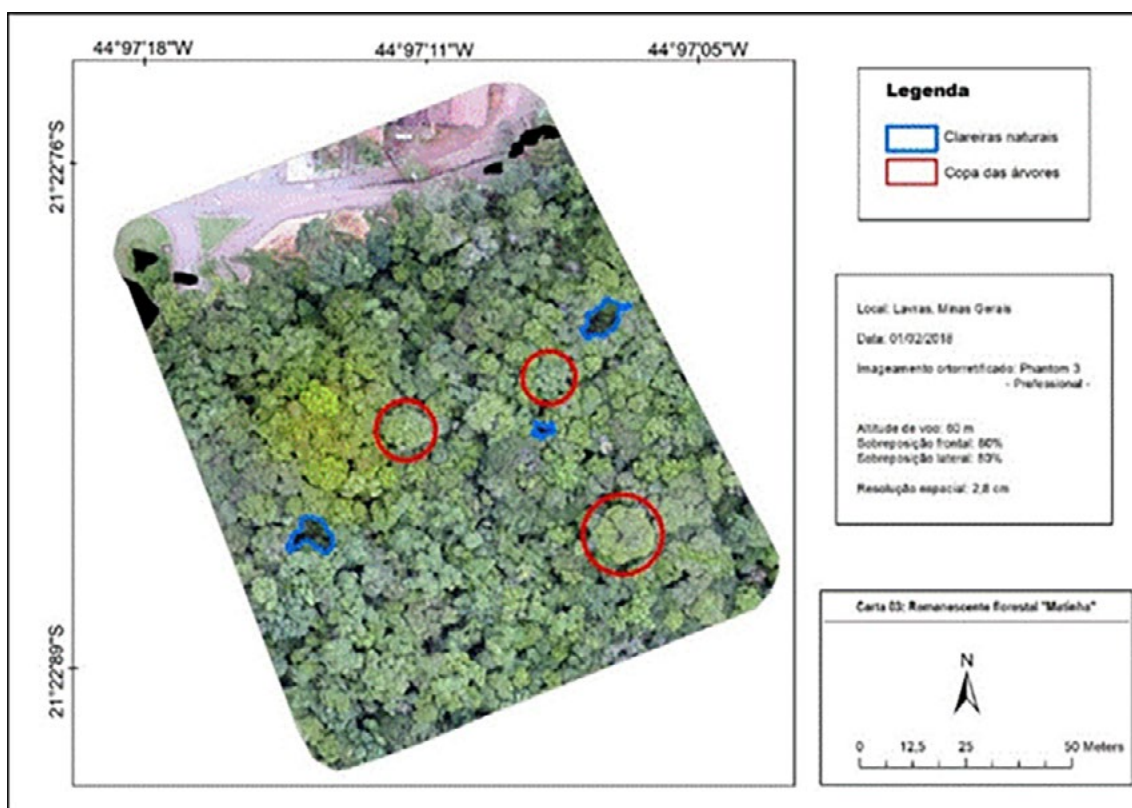


Figura 3. Ortomosaico do remanescente Matinha: em vermelho indicadas as copas das árvores e em azul a localização das clareiras naturais.

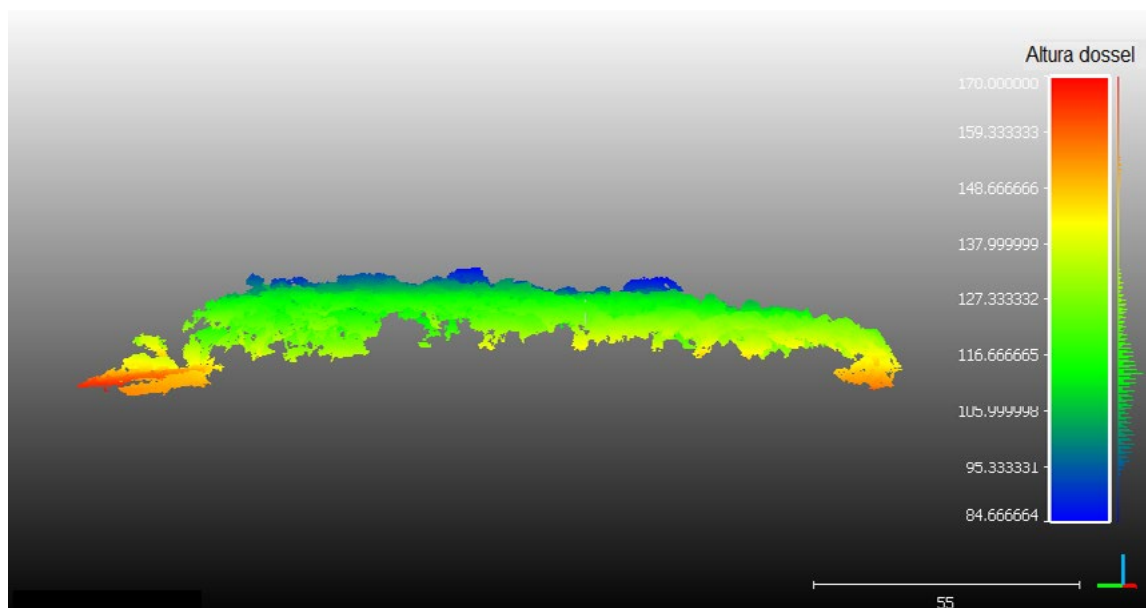


Figura 4. Perfil do remanescente Cerradinho a partir de uma nuvem de 5.576.694 pontos, demonstrando a profundidade do sensor RGB (*software Cloudcompare*). Na legenda à direita da figura os valores da escala de cores confirmam a incerteza em relação à altura do dossel, que não estão calibrados devido a não utilização de pontos de controle em campo.

Os resultados das interpretações realizadas são importantes por demonstrarem que os equipamentos comerciais de baixo custo podem subsidiar estudos ecológicos e das dinâmicas florestais, pois as clareiras, por exemplo, influenciam a composição, a distribuição e a riqueza de espécies, sendo uma das responsáveis pela regeneração natural (Burton et al. 2014; Pearson et al. 2003) e assim, ao utilizar desses produtos obtidos por VANT de maneira integrada aos métodos de campo, pode-se monitorar tais processos com a precisão exigida em tais abordagens.

Assim, esta configuração metodológica para mapeamento de remanescentes florestais pode auxiliar no manejo sustentável e na garantia da estabilidade ecológica destas áreas, e se conduzidos estudos específicos para avaliação destes atributos podem ser obtidos resultados relevantes como os já demonstrados em outros estudos, como de Getzin et al. (2014) e Chianucci et al. (2016), que avaliaram florestas europeias com tecnologias mais avançadas do que as empregadas neste estudo.

Pindaíba (*Xylopia brasiliensis*)

A partir da combinação dos ortomosaicos com o inventário florestal da Matinha, uma das espécies de interesse é a *Xylopia brasiliensis* (Pindaíba). A seleção desta espécie no estudo foi pela sua representatividade no fragmento, que seguido pelo fato de estudos sobre a avifauna da região indicarem a influência da mesma na ocorrência da *Aratinga leucophthalmus* (Maritaca) (D'Angelo Neto et al. 1998; Lombardi et al. 2012; Vasconcelos et al. 2008), ilustram a importância do estudo como exemplo de pesquisa da interação animal - planta (Figura 5).

A Maritaca é uma ave que, embora não esteja ameaçada de extinção, é afetada pelo tráfico internacional, com perdas expressivas no número de indivíduos. Nos meses de setembro e outubro, que é a época de frutificação da Pindaíba (D'Angelo Neto et al. 1998; Lorenzi, 1992), a ocorrência da ave é maior, o que justifica a importância da mesma na dispersão de sementes, principalmente neste caso, já que as sementes da *Xylopia brasiliensis* são recalcitrantes e necessitam de escarificações mecânicas para a germinação (Pereira et al. 2010).



Figura 5. *Xylopia brasiliensis* (Pindaíba) e *Aratinga leucophthalmus* (Maritaca). Fonte: Adaptado de <https://www.arvores.brasil.com.br> e Wagner Machado Carlos Lemes (Acessado em 20 de outubro de 2018).

Portanto, a possibilidade oferecida pelo VANT, nesta situação, é o monitoramento individualizado destas árvores do fragmento Matinha, que poderá colaborar, futuramente, à detecção de outros indivíduos em uma escala maior da paisagem, caracterizando assim uma alternativa para a conservação das duas espécies. No momento, com os resultados obtidos, ainda não foi possível a detecção exata da Pindaíba nos ortomosaicos, em contrapartida, a localização da mesma em campo, por GPS (*Global Positioning System*; modelo: GARMIN eTrex Vista H), mesmo considerando os possíveis erros de localização destes pontos, foi factível, ainda assim, delimitar a área de ocorrência da espécie (Figura 6), que pode facilitar ações de manejo no fragmento e no seus entornos, que são formados por áreas de *Pinus* spp. e pastagem, com grande fluxo de pessoas e veículos.

No Brasil, são poucas as iniciativas de estudos florestais e ecológicos com VANT, mas dentre elas, uma que já apresentou resultados expressivos é a de conservação do Muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*) em Minas Gerais. A partir da integração metodológica, de uso do VANT com as técnicas tradicionais de campo, já foram identificadas mais de 11 famílias e 300 indivíduos, que foi possível apenas devido à capacidade de sobrevoar áreas de difícil acesso por estas plataformas, já que os grupos do Muriqui estavam isolados na mata, em áreas inacessíveis por terra (Lisboa, 2018).

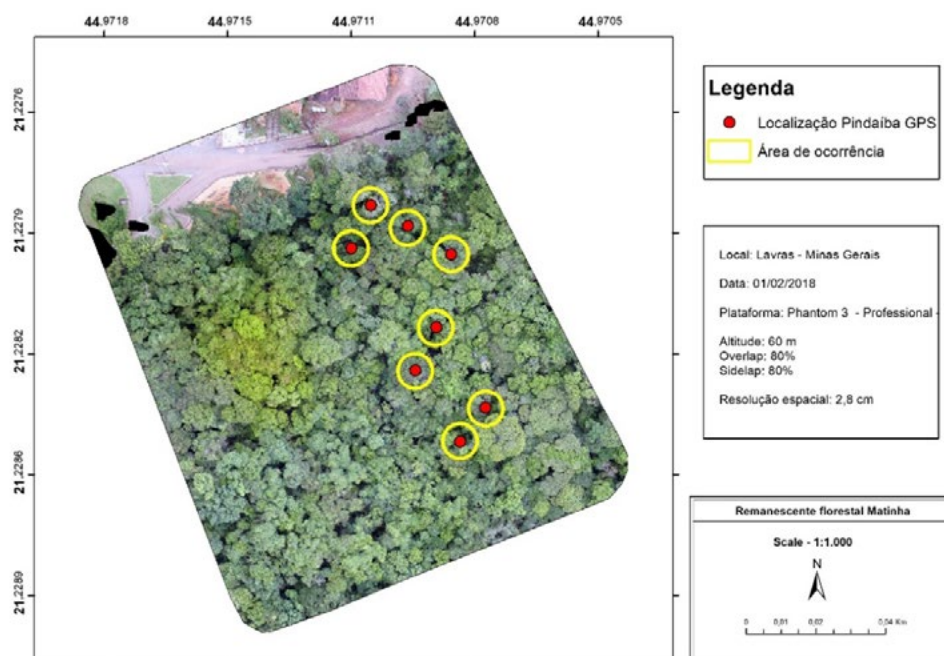


Figura 6. Ortomosaico da Matinha, com indicação do ponto em GPS da *Xylopia brasiliensis* e possível localização da espécie.

Outro exemplo é o do Parque Nacional (Parna) do Pau Brasil, em Porto Seguro (Bahia), que utiliza um VANT embarcado com câmera filmadora para monitoramento das áreas da unidade, a fim de fiscalizar crimes ambientais, a zona de amortecimento, focos de incêndios e queimadas e também na vigilância de áreas mais vulneráveis à caçadores (ICMBio, 2013).

ESTUDOS HIDROSSEDIMENTOLÓGICOS

Neste tópico, é abordada a utilização dos VANT embarcados com sensores multi e hiperespectrais nos estudos da qualidade das águas interiores, tal como rios e reservatórios de pequeno e médio porte, em vista o grande impacto que tais assuntos geraram recentemente, após o rompimento de barragens de rejeitos, como as de Mariana e Brumadinho em Minas Gerais. Estas tragédias, além das irreparáveis perdas de vidas humanas, foram responsáveis pelo comprometimento de diversos corpos d'água situados nas principais bacias hidrográficas brasileiras, como a do Rio São Francisco e do Rio Doce.

Outra frente de estudos, nesta temática, é a de modelagem e monitoramento de processos erosivos. Contudo, no Brasil, ainda são escassas as pesquisas voltadas a aplicação destas tecnologias em tais finalidades. Assim, cabe salientar aqui os estudos de Marzolf e Poesen (2009), D'Oleire-Oltmanns et al. (2012), Niethammer et al. (2012) Lucieer et al. (2014) e Tarolli (2014), que apresentaram resultados relevantes no monitoramento multitemporal de ravinas e voçorocas, por exemplo, a partir de Modelos Digitais de Elevação (MDE) em alta resolução obtidos por aerolevantamentos com VANT. Portanto, ressalta-se que explorar o potencial destes resultados pode

ser uma alternativa para o desenvolvimento e adequação de metodologias ao cenário brasileiro, que detém características morfoclimáticas mais complexas do que as regiões onde tais estudos foram realizados, principalmente pelo caráter imperioso que estas questões envolvem.

Além disso, os produtos provenientes dos aerolevantamentos não tripulados também podem fortalecer a detecção e espacialização de eventos erosivos a partir de modelos como a RUSLE (*Revised Universal Soil Loss Equation*) (Renard et al. 1997) e o SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) (Arnold et al. 1998), afinal com o mapeamento do uso e ocupação do solo e utilização dos MDE em escala de detalhe, torna-se possível detectar e mitigar tais problemas com maior precisão e exatidão.

Águas interiores

A utilização dos VANT e sensores de pequeno porte possibilita integrar diversos estudos hidrológicos, especialmente os relacionados à qualidade e ao volume dos corpos d'água. A alta taxa de revisita, aliada ao baixo custo, permite o imageamento pontual nos períodos chuvosos (Watts et al. 2012), justamente quando a produção, o transporte e a deposição de sedimentos são mais intensos. Desta forma, é possível a análise de processos de eutrofização e de transporte e carreamento de sedimentos a partir do monitoramento de alguns componentes da água que são opticamente ativos, tais como os organismos clorofilados microscópicos (Fitoplâncton); detritos minerais e orgânicos (tripton) e a matéria orgânica dissolvida (Kirk, 2011).

Esses componentes interagem com a radiação eletromagnética na coluna d'água, com absorção e espalhamento da mesma, que são detectadas pelos sensores. Os parâmetros mais comumente utilizados para estimativa desses componentes são a Clorofila-*a* (Chl-*a*), os Sólidos Suspensos Totais (TSS) e a Matéria Orgânica Colorida Dissolvida (CDOM) (Mishra et al. 2017; Gholizadeh et al. 2016; Olmanson et al. 2015; Mathews, 2011).

Neste panorama, o crescente desenvolvimento de VANT e de câmeras de câmeras ópticas de pequeno formato, multi e hiperespectrais, suprimam as limitações de resolução espacial, temporal e espectral dos satélites, o que culminou no adensamento das redes de monitoramento dos corpos hídricos (Kislik; Dronova; Kelly, 2018). Estudos como o de Kageyama et al. (2016) e Su (2017), são exemplos da aplicação destas tecnologias para o análise da distribuição de TSS, de carbono orgânico dissolvido, de ficocianina e da claridade da água e Chl-*a* em reservatórios.

As pesquisas desenvolvidas com esta abordagem visam o monitoramento da entrada de fluxo de sedimentos em reservatórios hídricos. Para isso, pesquisadores do grupo AQUASENSE (<http://aquasense.igd.unb.br/>) realizaram aerolevantamentos durante os períodos chuvosos e de seca, na confluência do Rio Areias com o reservatório do Corumbá IV, no Estado de Goiás (16° 73'S, 48° 21'O). A normalização dos ortomosaicos dessa área foi realizada a partir do processamento no software Pix4DMapper, onde foram calculados os valores de reflectância por dados de radiação das bandas da câmera e do sensor de irradiância. Neste processo, foram consideradas todas as imagens que cobrem um pixel específico, atribuindo um maior peso às imagens em que o pixel é mais centralizado (Pix4D S.A.).

Juntamente com os aerolevantamentos, dados *in situ* de TSS também foram obtidos. Para tanto, amostras de água foram coletadas a partir de um barco, com os pontos identificados com GPS. Posteriormente, as amostras foram filtradas em laboratório, em membrana de celulose com porosidade de 0,45 μm . As concentrações de TSS foram obtidas conforme a metodologia descrita em Greenberg et al. (2012). O mapeamento desse componente foi feito pela relação empírica entre os valores de pixel obtidos pela câmera Sequoia e as concentrações de TSS. Assim, foi usada a banda do infravermelho próximo, pois foi estaticamente mais robusta para a criação do modelo empírico (Figura 7).

Diante dos resultados, o modelo de regressão “TSS: $720,8 \times \text{Infravermelho} - 16,7$ ” foi aplicado para o mapeamento temporal de TSS da área de estudo (Figura 8). As distintas concentrações de TSS durante os períodos de cheia (02/03/2018), transição cheia e seca (29/03/2018) e seca (18/05/2018) foram obtidas. A câmera aerotransportada pelo VANT confirmou a importância desta configuração tecnológica para os estudos em reservatórios, pois foi capaz de monitorar a distribuição espacial deste parâmetro em condições não condizentes ao imageamento orbital por satélites, visto que em 18/05/2018, por exemplo, o registro do Sentinel-2 teve interferência de nuvens que geram efeitos significativos no sombreamento da área de estudo.

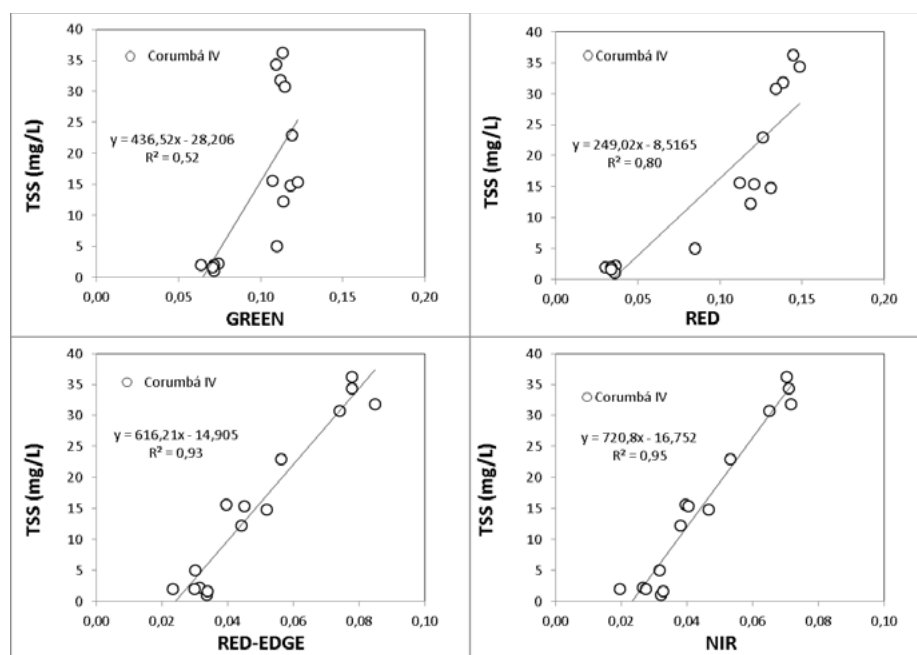


Figura 7. Gráfico de dispersão entre os valores de reflectância de superfície das bandas da câmera Parrot Sequoia com as concentrações de TSS.

A relevância destas pesquisas é ainda maior ao considerarmos os desastres recentes no Brasil, principalmente em Minas Gerais, que enfrenta problemas em relação ao rompimento de barragens e alta carga de rejeitos que está atingindo as bacias hidrográficas brasileiras (Magris et al. 2018). Neste aspecto, também foram realizados voos para o monitoramento de sedimentos do Rio Paraopeba, após o rompimento da barragem de rejeitos da mina Córrego do Feijão, em Brumadinho – MG.

Os aerolevantamentos tripulados e não tripulados avaliaram desde a área de confluência do Rio Paraopeba com os rejeitos ($20^{\circ} 9,561' S$, $44^{\circ} 9,498' O$) até os reservatórios hídricos de Retiro Baixo ($19^{\circ} 0,745' S$, $44^{\circ} 44,393' O$) e de Três Marias ($19^{\circ} 57,995' S$, $44^{\circ} 16,809' O$).

Os resultados das composições em RGB cor real confirmaram o potencial de aplicação destas tecnologias no monitoramento destes eventos (Figuras 9, 10 e 11), que mostra a importância do levantamento destas informações para o planejamento de ações pontuais e à curto prazo nas áreas afetadas pelo desastre; onde o uso das plataformas remotamente pilotadas também pode auxiliar na identificação e resgate de vítimas.

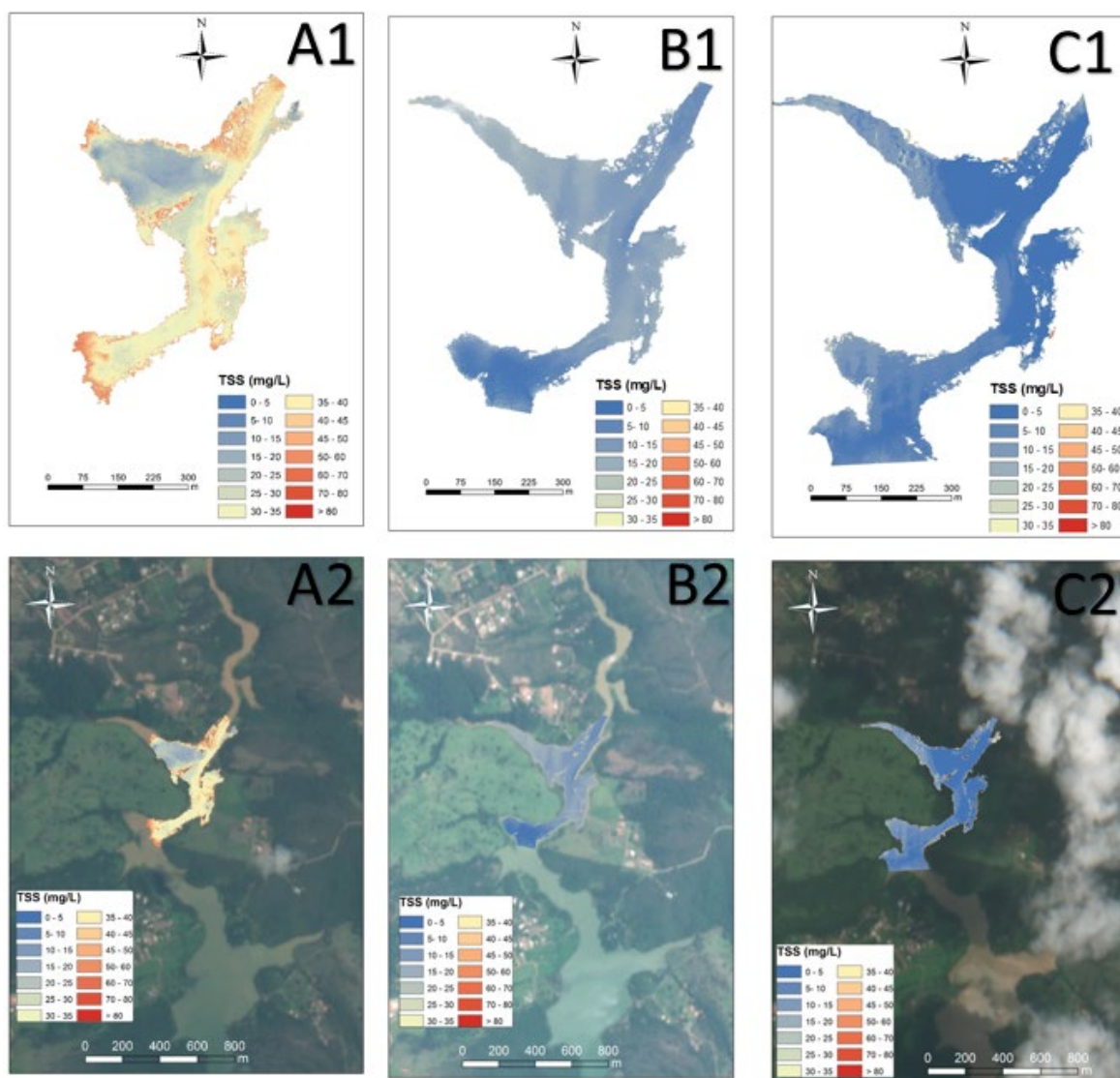


Figura 8. Mapa temporal da distribuição de TSS na confluência do Rio Areias com o reservatório do Corumbá IV. As figuras A1 e A2 são da data de 02/03/2018, porém na A2 o mapa é sobreposto numa imagem Sentinel-2 MSI em cor real e em data concomitante ao aerolevantamento. O mesmo caso ocorre para as figuras B e C, das datas de 29/03 e 18/05, respectivamente.

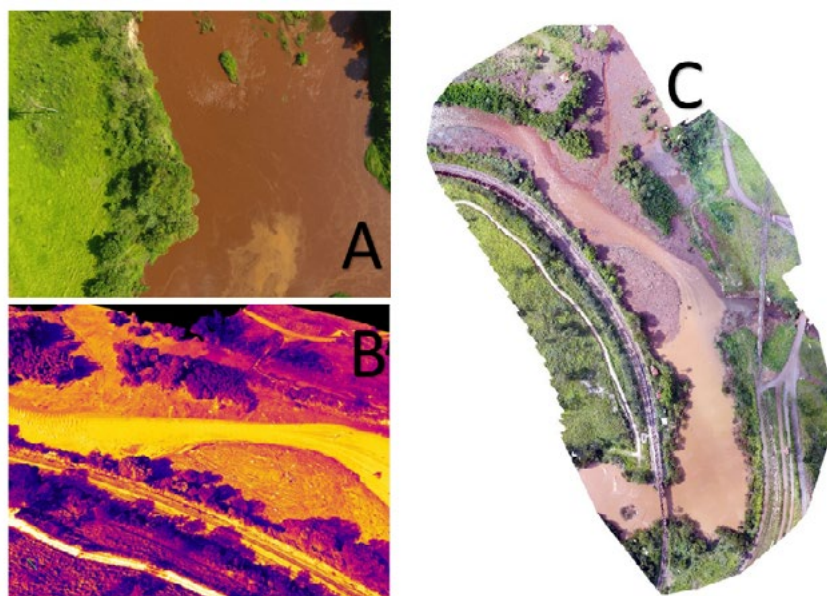


Figura 9. Produtos obtidos pelos aerolevantamentos com VANT e câmera RGB sobre o Rio Paraopeba em Brumadinho-MG. Imagem com resolução espacial de 3 cm que detalha os sedimentos com diferentes características provenientes da mistura da lama de rejeitos com carga de sedimentos já existente no Rio (A). Nuvem densa de pontos (B) e ortomosaico em RGB sobre a área de confluência do Rio Paraopeba com a lama de rejeitos (C).

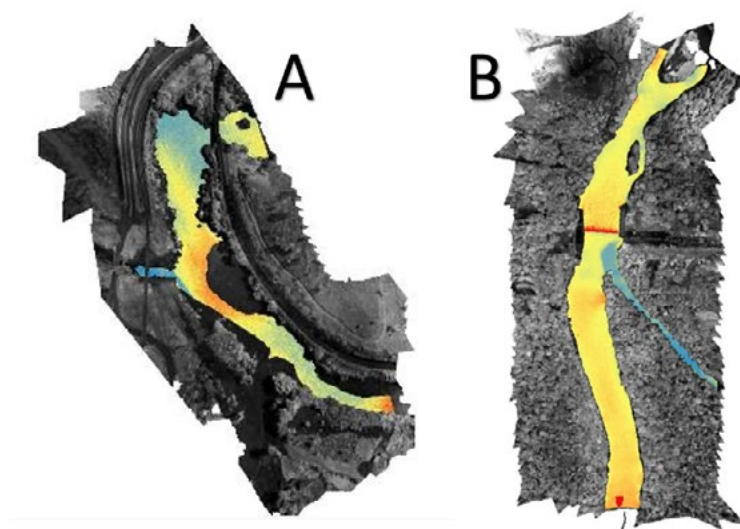


Figura 10. Ortomosaicos da banda do infravermelho próximo da câmera Parrot Sequoia, que destaca a variabilidade espacial das concentrações de sedimentos: na zona de confluência do Rio Paraopeba com a lama de rejeitos (A) e da confluência do Rio Paraopeba com o Rio Betim, que possui uma alta carga de matéria orgânica e coloração diferente do Rio Paraopeba, no município de Juatuba-MG (B).

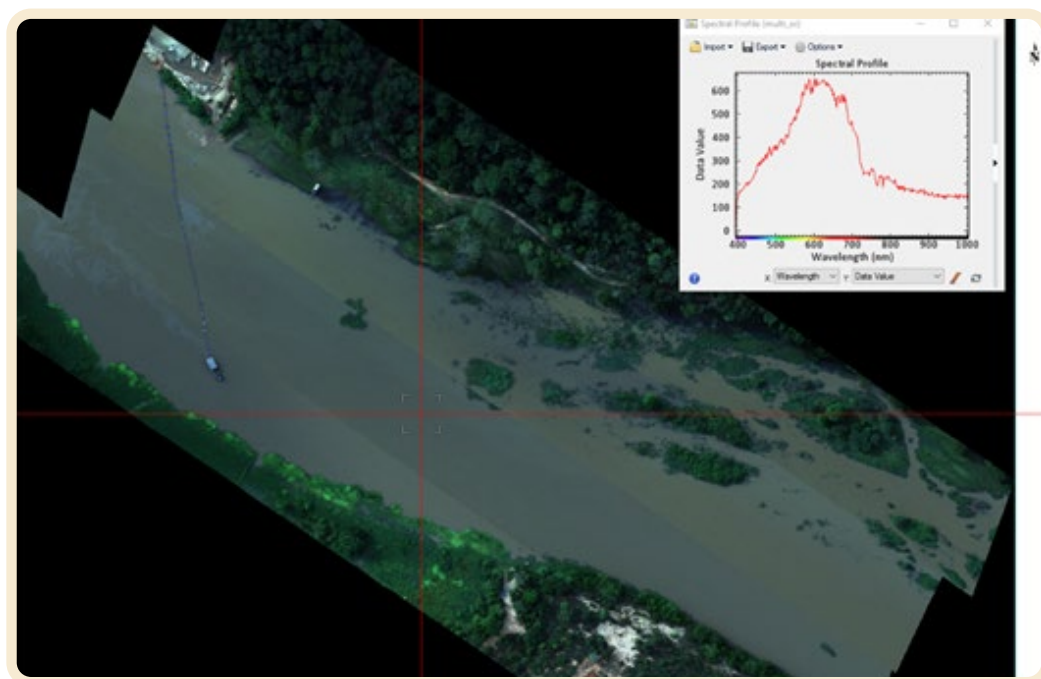


Figura 11. Ortomosaico obtido pela câmera hiperespectral *Headwall Nano-Hyperspec*, composta por 276 bandas e embarcada em VANT multirrotor DJI Matrice 600. Neste aerolevantamento sobre o Rio Paraopeba, próximo ao Reservatório de Retiro Baixo, em Felixlândia - MG, destaca-se o espectro das 276 bandas sobre um ponto central do Rio.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados apresentados nas 3 abordagens de utilização dos VANT deste capítulo confirmam o potencial de emprego dessas plataformas em diferentes contextos agroambientais, demonstrando como os modelos comerciais e os sensores podem ser relevantes à conservação dos recursos naturais, resiliência ecossistêmica e à produtividade de culturas agrícolas, como o café.

Neste sentido, reafirma-se que as novas plataformas aerotransportadas não tripuladas oferecem grande projeção em diversos mercados e nichos relacionados e a sua inserção tem um impacto significativo no desenvolvimento de pesquisas e em mapeamentos de diversos cultivares, podendo subsidiar o aumento da produtividade aliada à conservação dos recursos naturais. Sem dúvida, o desenvolvimento da tecnologia persistirá ainda por um período considerável, exigindo cada vez menos conhecimento técnico dos operadores, devido à tendência de automação das rotinas. Assim, a facilidade na obtenção e no processamento dos dados pode garantir e facilitar as tomadas de decisão em curto prazo, podendo evitar prejuízos socioeconômicos e ambientais e proporcionar a adoção de medidas de manutenção e de melhoria da qualidade ambiental dos sistemas naturais.

Portanto, continuar a explorar o potencial dessa plataforma e sensores é uma forma de aperfeiçoar a automação das rotinas na agricultura de precisão, em recursos hídricos e em abordagens ecossistêmicas, principalmente no Brasil, que enfrenta dificuldades nos estudos remotos devido à grande extensão territorial e à diversidade edafoclimática.

REFERÊNCIAS

- ÁFRICA DO SUL. SOUTH AFRICAN CIVIL AVIATION AUTHORITY – SACAA. **Remotely piloted aircraft systems**. Disponível em: <http://www.caa.co.za/Pages/RPAS/Remotely%20Piloted%20Aircraft%20Systems.aspx>. Acesso em: 29 de setembro de 2018.
- ANAC 2018 - <http://www.anac.gov.br/noticias/regulamentacao-da-anac-sobre-drones-completa-um-ano-em-vigor> - acesso em 07 de setembro de 2018.
- ANDRADE, R. G.; HOTT, M. C.; et al. Uso de veículo aéreo não tripulado (VANT) como plataforma para monitoramento da produção agropecuária: estudo de caso para o milho forrageiro. **Embrapa Gado de Leite-Documentos (INFOTECA-E)**, 2019.
- ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R.; et al. Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development 1. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, Malden, v. 34, n.1, p.73-89, 1998.
- AUSTRÁLIA. CIVIL AVIATION SAFETY AUTHORITY. **Flying drones/remotely piloted aircraft in Australia. 2018**. Disponível em: <https://www.casa.gov.au/aircraft/landing-page/flying-drones-australia>. Acesso em: 29 de setembro de 2018.
- BURKHARD, Benjamin; MAES, Joachim. **Mapping ecosystem services**. Advanced Books, Sofia, v. 1, p. e12837, 2017.
- BURTON, J. I.; GANIO, L. M.; et al. Multi-scale spatial controls of understory vegetation in Douglas-fir–western hemlock forests of western Oregon, USA. **Ecosphere**, v. 5, n. 12, p. 1-34, 2014.
- CARTER, G. A. Responses of leaf spectral reflectance to plant stress. **American Journal of Botany**, Saint Louis, v. 80, n. 3, p. 239-243, 1993.
- CANADÁ. TRANSPORT CANADA: **Flying an unmanned aircraft recreationally**. Quebec, 2015. Disponível em: http://www.tc.gc.ca/eng/civilaviation/standards/general-recavi-uav-2265.htm?WT.mc_id=1zfjhj#safety. Acesso em 14 julho de 2018.
- CHABOT, D.; BIRD, D.M. Evaluation of an off-the-shelf unmanned aircraft system for surveying flocks of geese. **Waterbirds**, v. 35, n. 1, p. 170-174, 2012.
- CHAPIN III, F. S.; MATSON, P. A.; et al. **Principles of terrestrial ecosystem ecology**. New York: Springer, 2002. 392p.
- CHIANUCCI, F.; DISPERATI, L.; et al. Estimation of canopy attributes in beech forests using true colour digital images from a small fixed-wing UAV. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, Amsterdam, v. 47, p. 60-68, 2016.
- CHILE, **Reglas Del Aire, DAN91. Santiago, 2015**. Disponível em: https://www.dgac.gob.cl/portalweb/rest-portalweb/jcr/repository/collaboration/sites%20content/live/dgac/categories/normativas/normasDAN/documents/DAN_91-20150920.pdf. Acesso em: 29 de julho de 2018.
- CIVIL AVIATION AUTHORITY - CAA. (2012, Aout 10). **CAP 722: Unmanned Aircraft System Operations in UK Airspace - Guidance**. Disponível em: <http://www.caa.co.uk/application.aspx?catid=33&pagetype=65&appid=11&mode=detail&id=45>. Acesso em: 08 de setembro de 2018.
- COLÔMBIA. AERONAUTICA CIVIL DE COLOMBIA. **Reglamentacion aéros no tripulados – UAVs Operation**. Bogotá, 2015. Disponível em: <http://www.aerocivil.gov.co/AAeronautica/Rrglamentacion/CINAeronauticas/Biblioteca%20Conceptos%20Interpretativos/AEREOS%20NO%20TRIPULADOS-UA-VS-OPERACION.pdf>. Acesso em: 08 de setembro de 2018.

- DANDOIS, J.P.; ELLIS, E.C. High spatial resolution three-dimensional mapping of vegetation spectral dynamics using computer vision. **Remote Sensing of Environment**, v. 136, p. 259–276, 2013.
- D'ANGELO NETO, S. D. A.; VENTURIN, N.; et al. Avifauna de quatro fisionomias florestais de pequeno tamanho (5-8 ha) no campus da UFLA. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 58, n. 3, p. 463-472, 1998.
- D'OLEIRE-OLTMANN, S.; MARZOLFF, I.; et al. Unmanned aerial vehicle (UAV) for monitoring soil erosion in Morocco. **Remote Sensing**, Basel, v. 4, n. 11, p. 3390-3416, 2012.
- ESPANHA. **Real Decreto-ley 8/2014, de 4 de julio, de aprobación de medidas urgentes para el crecimiento, la competitividad y la eficiencia. Sección 6º. Artigo 50. Madri, 2014.** Disponível em: http://www.fomento.es/NR/rdonlyres/86D0572B-5FDF-4994-9E66-12903CFE963FA1D/125965/RDley_8_2014.pdf. Acesso em: 19 de setembro 2018.
- FELIX, Filipe C. **Comportamento sazonal de coberturas vegetais a partir de imagens de sensores embarcados em veículo aéreo não tripulado.** 152 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais-Tecnologias Ambientais Aplicadas) – Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Universidade Federal de Alfenas, Alfenas, 2019.
- FERRIER, S.; DRIELSMA, M. Synthesis of pattern and process in biodiversity conservation assessment: a flexible whole-landscape modelling framework. **Diversity and Distributions**, v. 16, n. 3, p. 386-402, 2010.
- FINN, R. L.; WRIGHT, D. Unmanned aircraft systems: Surveillance, ethics and privacy in civil applications. **Computer Law & Security Review**, Amsterdam, 28: 184–194. 2012.
- FOSTER, J. R.; REINERS, W. A. Size distribution and expansion of canopy gaps in a northern Appalachian spruce-fir forest. **Vegetation**, New York, v. 68, n. 2, p. 109-114, 1986.
- FRANKE, J.; KEUCK, V.; et al. Assessment of grassland use intensity by remote sensing to support conservation schemes. **Journal for Nature Conservation**, v. 20, n. 3, p. 125-134, 2012.
- GAO, Y. Investigation and dynamic analysis of the long runout catastrophic landslide at the Shenzhen landfill on December 20, 2015, in Guangdong, China. **Environmental Earth Sciences**, v. 76, n. 1, p. 13, 2017.
- GETZIN, S.; NUSKE, R.; et al. Using unmanned aerial vehicles (UAV) to quantify spatial gap patterns in forests. **Remote Sensing**, Basel, v. 6, n. 8, p. 6988-7004, 2014.
- GHOLIZADEH, M.; MELESSE, A.; et al. A comprehensive review on water quality parameters estimation using remote sensing techniques. **Sensors**, Basel, v. 16, n. 8, 1298, p. 1-43, 2016.
- GREENBERG, A.E.; CLESCERI, L.S.; et al. **Standard method for the examination of water and wastewater.** 22nd ed., Washington, D. C.: APHA-AWWA-WEF, 2012.
- GUPTA, S. G.; GHONGE, M. M.; et al. Review of Unmanned Aircraft System. International **Journal of Advanced Research in Computer Engineering & Technology**, v. 2, n. 4, p. 2278–1323, 2013.
- HARDIN, P. J.; JACKSON, M. W. An unmanned aerial vehicle for rangeland photography. **Rangeland Ecology & Management**, v. 58, n. 4, p. 439-442, 2005.
- HILLEL, Daniel. **Environmental Soil Physics: Fundamentals, Applications, and Environmental Considerations.** Academic Press, Waltham, 1998.
- HOFFMANN, H.; JENSEN, R.; et al. Crop water stress maps for an entire growing season from visible and thermal UAV imagery. **Biogeosciences**, v. 13, p. 6545-6563, 2016.
- HORCHER, A.; VISSER, R.J. Unmanned Aerial Vehicles: Applications for Natural Resource Management and Monitoring. In: *Proceedings of the Council on Forest Engineering*. Proceedings 2004: Machines and People, The Interface. **Anais...** Hot Springs, AR, USA, 27–30 April 2004.

- ICMBio - INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. **Avião não tripulado vigiará Parque do Pau-Brasil**. 2013. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/ultimas-noticias/20-geral/3892-parque-na-bahia-usara-vant-para-vigiar-area>. Acessado em 10 de dezembro de 2018.
- JAPÃO. MLIT. **Japan's safety rules on Unmanned Aircraft (UA)/Drone**. Disponível em: <http://www.mlit.go.jp/en/koku/uas.html>. Acesso em: 02 de agosto de 2018.
- JAGER, M. J.; PAUTASSO, M. Plant disease and global change—the importance of long-term data sets. **New Phytologist**, Lancaster, v. 177, n. 1, p. 8-11, 2008.
- JORGE, L. A. C.; BRANDÃO, Z. N.; et al. Insights and recommendations of use of UAV platforms in precision agriculture in Brazil. In: **SPIE Remote Sensing. International Society for Optics and Photonics**, p. 911-923, 2014.
- JONES, G.P.; PEARLSTINE, L.G.; et al. An assessment of small unmanned aerial vehicles for wildlife research. **Wildl. Soc. Bull.** V. 34, p. 750–758, 2006.
- KAGEYAMA, Y.; TAKAHASHI, J.; et al. Analysis of water quality in Miharu dam reservoir, Japan, using UAV data. **IEEE Transactions on Electrical and Electronic Engineering**, Chiyoda-Ku, v. 11, p. S183–S185, 2016.
- KHANAL, S.; FULTON, J.; et al. An overview of current and potential applications of thermal remote sensing in precision agriculture. **Computers and Electronics in Agriculture**, Amsterdam, v. 139, p. 22-32, 2017.
- KIRK, J.T.O. **Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems**. 3rd ed. New York: Cambridge University Press, 2011.
- KISLIK, C.; DRONOVA, I.; et al. UAVs in Support of Algal Bloom Research: A Review of Current Applications and Future Opportunities. **Drones**, [s. l.], v. 2, n. 4, p. 35, 2018.
- KOH, L. P.; WICH, S. A. Dawn of drone ecology: low-cost autonomous aerial vehicles for conservation. **Tropical Conservation Science**, v. 5, n. 2, p. 121-132, 2012.
- LEGIFRANCE. (2012). **Arrêté du 11 avril 2012 relatif à la conception des aéronefs civils qui circulent sans aucune personne à bord, aux conditions de leur emploi et sur les capacités requises des personnes qui les utilisent**. Disponível em: <http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000025834953>. Acesso em: 15 de dezembro de 2017.
- LISBOA, C. 2018. **Programa de conservação usa drone para estudar os muriquis-do-norte**. Disponível em: <https://www.oeco.org.br/reportagens/programa-de-conservacao-usa-drone-para-estudar-os-muriquis-do-norte/>. Acessado em: 15 de setembro de 2018.
- LOMBARDI, V. T.; SANTOS, K. K.; et al. Registros notáveis de aves para o sul do estado de Minas Gerais, Brasil. **Cotinga**, Bedfordshire, v. 34, n. 1012, p. 32-45, 2012.
- LORENZI, Harri. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa: Editora Plantarum, 1992, 352p.
- LOUHAICHI, M.; BORMAN, M. M.; et al. Spatially located platform and aerial photography for documentation of grazing impacts on wheat. **Geocarto International**, Hong Kong, v. 16, n. 1, p. 65-70, 2001.
- LUCIEER, A.; JONG, S. M.; et al. Mapping landslide displacements using Structure from Motion (SfM) and image correlation of multi-temporal UAV photography. **Progress in Physical Geography**, London, v. 38, n. 1, p. 97-116, 2014.
- MAES, W. H.; STEPPE, K. Perspectives for remote sensing with unmanned aerial vehicles in precision agriculture. **Trends in plant science**, Cambridge, v. 24, n. 2, p. 152-164, 2019.
- MAGRIS, R. A.; ANDRELLO, M.; et al. Biologically representative and well-connected marine reserves enhance biodiversity persistence in conservation planning. **Conservation Letters**, Hoboken, v. 11, n. 4, p. e12439, 2018.

- MARZOLFF, I.; POESEN, J. The potential of 3D gully monitoring with GIS using high-resolution aerial photography and a digital photogrammetry system. **Geomorphology**, Amsterdam, v. 111, n. 1-2, p. 48-60, 2009.
- MASSRUHÁ, S. M. F. S.; DE ANDRADE LEITE, M. A. Agricultura digital. **Revista Eletrônica Competências Digitais para Agricultura Familiar**, Tupã, v. 2, n. 1, p. 72-88, 2016.
- MATTHEWS, M. W. A. current review of empirical procedures of remote sensing in inland and near-coastal transitional waters. **International Journal of Remote Sensing**, London, v. 32, n. 21, p. 6855–6899, 2011.
- MELO, B. **Drones – Regulamentação e perspectivas, um novo capítulo na Aviação Civil**. 2018. Disponível em: <http://tmlaw.com.br/es/noticias/drones-regulamentacao-perspectivas-novo-capitulo-aviacao-civil>. Acesso em: 25 de março de 2018.
- MERINO, L., F. CABALLERO, J. R.; et al. “An Unmanned Aircraft System for Automatic Forest Fire Monitoring and Measurement.” **Journal of Intelligent & Robotic Systems**. Switzerland, 65 (1–4), p. 533–548, 2012.
- METZGER, J. P. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. **Ecological applications**, Hoboken, v.10, p. 1147-1161, 2000.
- MEYER, G. E.; NETO, J. C. Verification of color vegetation indices for automated crop imaging applications. **Computers and electronics in agriculture**, Amsterdam, v. 63, n. 2, p. 282-293, 2008.
- MISHRA, D. R; OGASHAWARA, I.; et al. A. **Bio-Optical Modeling and Remote Sensing of Inland Waters**. Cambridge: Elsevier. 2017. 332 p.
- NACKAERTS, K. Evaluation of a lightweight UAS-prototype for hyperspectral imaging. International Archives of Photogrammetry, **Remote Sensing and Spatial Information Sciences**, v. 38, n. Part 1, 2010.
- NIETHAMMER, U., JAMES, M.R.; et al. UAV-based remote sensing of the Super-Sauze landslide: Evaluation and Results. **Engineering Geology**, Heidelberg, v. 128, p. 2-11, 2012.
- OLMANSON, L. G.; BREZONIK, P. L. et al. Remote sensing for regional lake water quality assessment: capabilities and limitations of current and upcoming satellite systems. In: **Handbook of Environmental Chemistry** (pp. 111-140; Vol. 33). New York: Springer. 2015.
- PÁDUA, L.; VANKO, J.; et al. UAS, sensors, and data processing in agroforestry: a review towards practical applications. **International journal of remote sensing**, v. 38, n. 8-10, p. 2349-2391, 2017.
- PANEQUE-GÁLVEZ, J.; MCCALL, M.; et al. Small drones for community-based forest monitoring: An assessment of their feasibility and potential in tropical areas. **Forests**, Basel, v.5, 1481–1507, 2014.
- PARK, S.; RYU, D.; et al. Adaptive estimation of crop water stress in nectarine and peach orchards using high-resolution imagery from an unmanned aerial vehicle (UAV). **Remote Sensing**, v. 9, n. 8, p. 828, 2017.
- PEARSON, T. R. H.; BURSLEM, D. F. R. P.; et al. Interactions of gap size and herbivory on establishment, growth, and survival of three species of neotropical pioneer trees. **Journal of Ecology**, v.91, p. 785–796. 2003.
- PEREIRA, S.; OLIVEIRA FILHO, D.; et al. Reflectometria no domínio do tempo na determinação do conteúdo de água no solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 2, p. 306-314, 2006.
- PEREIRA, I. M.; VAN den BERG, E.; et al. Evaluation and proposal of connectivity of remnant fragments in the campus of Universidade Federal de Lavras, Minas Gerais. **Cerne**, Lavras, v. 16, n. 3, p. 305-321, 2010.
- PONZONI, Flávio J.; SHIMABUKURO, Yosio E. **Sensoriamento remoto no estudo da vegetação**. São José dos Campos: A. Silva Vieira Ed., 2010, 136 p.
- RANGO, A.; LALIBERTE, A.; et al. Unmanned aerial vehicle-based remote sensing for rangeland assessment, monitoring, and management. **Journal of Applied Remote Sensing**, v. 3, p. 1–15, 2009.

- RASI, J. R. **Desenvolvimento de um veículo aéreo não tripulado para aplicação em pulverização agrícola**. 70 f. Especialização (Pós-Graduação em Engenharia Rural), Universidade Federal de Pelotas, Rio Grande do Sul, 2008.
- REINO UNIDO. CIVIL AVIATION AUTHORITY. **Unmanned Aircraft and Aircraft Systems**. Londres, 2015. Disponível em: <http://www.caa.co.uk/default.aspx?CATID=1995>. Acesso em: 13 de julho de 2018.
- RENARD, K. G.; FOSTER, G.R.; et al. **Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)**. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook, v. 703, 1997.
- RISSINI, A. L. L.; KAWAKAMI, J.; et al. M. Índice de vegetação por diferença normalizada e produtividade de cultivares de trigo submetidas a doses de nitrogênio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 39, n. 6, 2015.
- ROUSE, J. W.; HASS, J. A.; et al. **Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation**. NASA/GSFCT Type III Final. Report, Greenbelt, MD, USA. 1974.
- SALAMÍ, E.; BARRADO, C.; et al. UAV flight experiments applied to the remote sensing of vegetated areas. **Remote Sensing**, Basel, v. 6, p. 11.051-11.081, 2014.
- SANDBROOK, C. The social implications of using drones for biodiversity conservation. **Ambio**, Stockholm, v. 44, n. 4, p. 636-647, 2015.
- SANTOS, G. 2019. **Pesquisa da UFPA comprova que a redução da chuva pode afetar as folhas de cafeeiros**. Disponível em: <https://ufpa.br/noticias/pesquisa/12851-pesquisa-da-ufpa-comprova-que-a-reducao-da-chuva-pode-afetar-as-folhas-de-cafeeiros>. Acessado: 19 de Abril de 2019.
- SCHREIBER, L; OSTIARI, E. 2014. **Game of drones: do civilian applications harbour opportunities for sustainable development?** Disponível em: http://www.mirova.com/Content/Documents/Mirova/publications/va/studies/MIROVA_Study_game_of_drones_EN. Pdf. Acesso em: 10 jun. 2018.
- SETTELE, J.; SCHOLLES, R.; et al. Terrestrial and inland water systems. In: **Climate Change 2014 Impacts, Adaptation and Vulnerability: Part A: Global and Sectoral Aspects**. Cambridge: Cambridge University Press, 2015.
- SILVA, Fábio M. S.; ALVES, Marcelo C. **Cafecultura de precisão**. Lavras: Editora UFPA, 2013.
- SIMARD, M.; PINTO, N.; et al. Mapping forest canopy height globally with spaceborne Lidar. **Journal of Geophysical Research**, v. 116, n. G4, 2011.
- SNARELY, N. Scene Reconstruction and Visualization from Internet Photo Collections: A Survey. **IPSJ Transactions on Computer Vision and Applications**, v. 3, p. 44–66, 2011.
- STÖCKER, C.; BENNETT, R.; et al. Review of the current state of UAV regulations. **Remote sensing**, Basel, v. 9, n. 5, p. 459, 2017.
- SUH, J.; CHOI, Y. Mapping hazardous mining-induced sinkhole subsidence using unmanned aerial vehicle (drone) photogrammetry. **Environmental Earth Sciences**, v. 76, n. 4, p. 144, 2017.
- SU, T.C. A study of a matching pixel by pixel (MPP) algorithm to establish an empirical model of water quality mapping, as based on unmanned aerial vehicle (UAV) images. **International journal of applied earth observation and geoinformation**, Amsterdam, v. 58, p. 213–224, 2017.
- SWAIN, K. C.; THOMSON, S. J.; et al. Adoption of an unmanned helicopter for low-altitude remote sensing to estimate yield and total biomass of a rice crop. **Transactions of the ASAE (American Society of Agricultural Engineers)**, Saint Joseph, v. 53, n. 1, p. 21-27, 2010.
- TAROLLI, P. High-resolution topography for understanding Earth surface processes: Opportunities and challenges. **Geomorphology**, Amsterdam, v. 216, p. 295-312, 2014.

- TEIXEIRA, H. C. D.; FIGUEIRA, M. D.; et al. Variação temporal de nutrientes na serapilheira de um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, MG. **Cerne**, Lavras, v. 8, n. 2, 2002.
- TORRES SÁNCHEZ, J.; LÓPEZ-GRANADOS, F.; et al. Configuration and specifications of an unmanned aerial vehicle (UAV) for early site specific weed management. **PLoS One**, v. 8, e58210, 2013.
- URUGUAI. **Dirección Nacional De Aviación Civil E Infraestructura Aeronáutica – DINACIA. Diario Oficial N° 29.039 de 4 de Setiembre de 2014 (ordenamiento básico DRONES, UAV, etc)**. Acesso em 10 de agosto de 2018.
- VASCONCELOS, M. F.; D'ANGELO NETO, S. D. A.; et al. Avifauna de Lavras e municípios adjacentes, sul de Minas Gerais, e comentários sobre sua conservação. **Unimontes Científica**, Montes Claros, v. 4, n. 2, p. 153-165, 2008.
- VERMEULEN, C.; LEJEUNE, P.; et al. Unmanned aerial survey of elephants. **PloS one**, San Francisco, v.8: e54700, 2013.
- WALLACE, L.; LUCIEER, A.; et al. Assessment of forest structure using two UAV techniques: A comparison of airborne laser scanning and structure from motion (SfM) point clouds. **Forests**, Basel, v.7 (3), p. 62, 2016.
- WATTS, A. C.; AMBROSIA, V. G.; et al. Unmanned aircraft systems in remote sensing and scientific research: Classification and considerations of use. **Remote Sensing**, Basel, v. 4, n. 6, p. 1671 – 1692, 2012.
- WESTOBY, M. J.; BRASINGTON, J.; et al. “Structure-from-Motion” photogrammetry: A low-cost, effective tool for geoscience applications. **Geomorphology**, v. 179, p. 300-314, 2012.
- WHITEHEAD, K., HUGENHOLTZ, C.H., 2014. Remote sensing of the environment with small unmanned aircraft systems (UASs), part 1: a review of progress and challenges. **Journal of Unmanned Vehicle Systems**, v. 2, n. 3, p. 69-85, 2014.
- WOEBBECKE, D. M.; MEYER, G. E.; et al. Color indices for weed identification under various soil, residue, and lighting conditions. **Transactions of the ASAE**, Saint Joseph, v. 38, n. 1, p. 259-269, 1995.
- ZARCO-TEJADA, P. J.; GONZÁLEZ-DUGO, V.; et al. Fluorescence, temperature and narrow-band indices acquired from a UAV platform for water stress detection using a micro-hyperspectral imager and a thermal camera. **Remote sensing of environment**, v. 117, p. 322-337, 2012.

IMPACTOS AMBIENTAIS DECORRENTES DA CONSTRUÇÃO DE BARRAGENS DE USINAS HIDRELÉTRICAS: REFLEXÕES E DESDOBRAMENTOS FÍSICO-NATURAIS

Jane Piton Serra & Thomaz Alvisi de Oliveira

INTRODUÇÃO

A passagem do nomadismo para o sedentarismo, com o consequente arranjo civilizatório e a organização em sociedade, marca um momento importante na história. É quando a demanda por estoques de energia se faz necessária para a manutenção de rotinas produtivas e sociais. Habitar diferentes regiões da superfície do planeta em zonas climáticas distintas umas das outras, onde temperatura e precipitação são muito divergentes quanto à intensidade, periodicidade e constância, impõe necessidades energéticas adicionais para as primeiras civilizações.

Há cinco milênios os povos do Oriente Médio utilizavam o betume para calefação, aquecimento e iluminação de ambientes e residências. Posteriormente, o uso da força eólica deu condições para que as primeiras embarcações cruzassem os oceanos dinamizando a atividade comercial e a troca cultural entre os povos. Nas regiões onde os fluxos dos canais fluviais eram constantes os rios foram domesticados pela conversão da energia potencial gravitacional da massa d'água em energia mecânica para a movimentação de moinhos, aproveitando-se dos desníveis altimétricos presentes ao longo dos perfis fluviais, por exemplo.

Atualmente requer-se uma quantidade cada vez maior de energia e dentre as diferentes fontes disponíveis, os combustíveis fósseis, fontes não renováveis, estão entre os mais prejudiciais ao ambiente, respondendo por parcela significativa da emissão de gases poluentes e contribuindo substancialmente para o agravamento de processos atmosféricos como o efeito estufa e a inversão térmica. Lovelock (2006) comenta a respeito informando que as concentrações pré-industriais de dióxido de carbono eram de 280 partes por milhão (ppm), valor muito abaixo dos 368 ppm referentes aos primeiros anos do século XXI. Sobre o assunto, vale destacar a definição do autor (op. cit):

Nas profundezas da era do gelo, o CO₂ estava presente em 180 partes por milhão (ppm) e a temperatura média global era 5 °C mais baixa do que agora. No início do período quente atual, a abundância de CO₂ era de 280 ppm, de modo que a adição de 100 ppm de CO₂ corresponde a um aumento de cerca de 2 °C. (LOVELOCK, 2006, p. 168)

Marques (2016) destacou a crescente emissão de CO₂ per capita na atmosfera nos últimos 60 anos, relatando que:

Malgrado o aumento populacional explosivo de 1950 a 2010, as emissões atmosféricas de CO₂ per capita não cessaram de crescer ano após ano no período: em 1950 elas foram de 0,64 milhão de toneladas; em 2001, de 1,12; em 2010, de 1,33 milhão de toneladas, sempre per capita. Em média, cada indivíduo do planeta emitiu em 2010 mais do dobro de CO₂ que um indivíduo em 1950. (MARQUES, 2016, p. 313)

Por outro lado, energias reconhecidamente tidas como renováveis, nem sempre estão isentas dos impactos ambientais advindos do seu uso. Um exemplo é a utilização da hidreletricidade que, tal como afirma Kehew (2006) em análise à matriz energética dos Estados Unidos, apresenta efeitos ambientais negativos oriundos do represamento de grandes rios e por isso poderá não apresentar um crescimento significativo nas próximas décadas.

Com o domínio e o aprimoramento de técnicas capazes de “ajustar” as condições do meio físico-natural visando adequá-lo para o suprimento energético, o homem impõe a esse mesmo meio a necessidade de reorganizar fluxos de matéria pré-estabelecidos na natureza, onde os arranjos espaciais que determinam as características das paisagens estão intimamente relacionados às entradas (*inputs*) e saídas (*outputs*) de energia e matéria dos sistemas que conferem funcionamento processual a elas.

No que tange à construção de barragens hidrelétricas, paisagens são alteradas pela sobreposição de uma massa d’água a uma superfície onde outrora atuavam processos característicos e organizados em função de uma lógica de distribuição de energia diferenciada, típica de ambientes terrestres. É importante ressaltar que tais alterações se desdobram em tempos distintos, sendo algumas delas imediatas, e outras mais lentas. A visualização dessas alterações está na dependência da escala de análise pretendida, de modo que, pode-se afirmar que algumas delas só serão percebidas ao nível de detalhe como, por exemplo, a modificação nas comunidades biológicas. Outras estarão mais facilmente perceptíveis “aos olhos” em níveis escalares mais amplos, tais como a colmatação (elevação) e a erosão derivadas da modificação dos níveis de base originais, ou seja, existentes anteriormente à instalação de barramentos.

Nessa perspectiva, propõe-se aqui uma discussão sobre os impactos decorrentes da instalação de barragens de empreendimentos hidrelétricos e os desdobramentos no âmbito dos sistemas físico-naturais, em especial na reorganização de variáveis e processos geomorfológicos bem como nas características físicas do ambiente aquático e em suas comunidades biológicas.

HIDRELETRICIDADE: ENERGIA LIMPA?

A energia gerada nas usinas hidrelétricas foi, por mais de um século, considerada energia limpa devido a não emissão de gases de efeito estufa. Hoje porém, estudos mostram que os custos ambientais e sociais da implantação desses empreendimentos são consideravelmente altos e apesar da eficiência energética, esse sistema está longe de gerar uma energia socioambientalmente responsável. Alguns trabalhos colocam inclusive que as barragens geram quantidades vultosas de gases poluentes (especialmente em florestas tropicais), a depender da sua localização geográfica, do tempo em operação, das entradas externas de nutrientes e carbono e das características hidrológicas e morfológicas do reservatório, tais como a capacidade de armazenamento, o fluxo de vazão direcionado aos canais de drenagem, o tempo de reposição da água nos sistemas, a área, a profundidade, as flutuações do nível da água e também a localização das turbinas e vertedouros (Fearnside, 2015 a e b).

As comunidades nacional e internacional reconhecem que os impactos causados pela instalação de sistemas de geração de energia hidrelétrica são vastos e atingem uma ampla gama de aspectos sociais, econômicos e ambientais. Bermann (2007) destacou os principais problemas causados por esses empreendimentos no aspecto ambiental:

1. alteração do regime hidrológico dos rios, com o comprometimento dos processos e atividades locais a jusante do reservatório;
2. comprometimento da qualidade das águas, em razão do caráter lântico do reservatório, dificultando a decomposição dos rejeitos e efluentes;
3. assoreamento dos reservatórios, em virtude do descontrole no padrão de ocupação territorial nas cabeceiras, submetidos a processos de desmatamento e retirada da mata ciliar;
4. emissão de gases de efeito estufa, particularmente o metano, decorrente da decomposição da cobertura vegetal submersa em definitivo;
5. aumento do volume de água no reservatório formado, com consequente sobrepressão sobre o solo e subsolo pelo peso da massa de água represada, em áreas com condições geológicas desfavoráveis (por exemplo, terrenos cársticos), provocando sismos induzidos;
6. problemas de saúde pública, pela formação dos remansos nos reservatórios e a decorrente proliferação de vetores transmissores de doenças endêmicas;
7. dificuldades para assegurar o uso múltiplo das águas, em razão do caráter histórico de priorização da geração elétrica em detrimento dos outros possíveis usos como irrigação, lazer, piscicultura, entre outros.

Da mesma forma, Batista et al. (2012) elucidam que a instalação de usinas hidrelétricas modifica o escoamento dos rios em superfície e em profundidade, comprometendo também o curso natural dos canais fluviais e seus leitos, além de contribuir para a supres-

são de fitofisnomias nativas e descaracterização da ictiofauna presente. Os autores (op. cit) dão destaque ainda à alteração do regime de evaporação e precipitação das áreas circunvizinhas e a necessidade de deslocamento das populações ribeirinhas, como processos relacionados ao represamento da massa d'água, não se mostrando assim como uma boa alternativa ecológica.

Bosshard (2014) elencou informações referentes aos impactos negativos da construção de barragens hidrelétricas, dos quais são destaque: a) as alterações impostas à paisagem; b) a vida útil reduzida dos reservatórios tendo em foco o alto custo para suas construções; c) e os transtornos gerados quando da necessidade de remoção da população para outras áreas.

Atreladas a essas questões, somam-se outras, como chama a atenção Fearnside (2015 a), quando divulga que a instalação de barragens impacta também os povos indígenas, pela perda na diversidade de espécies da ictiofauna, resultado direto da diminuição dos recursos dos rios e alteração de seus habitats. O mesmo autor (op cit.) aponta ainda para os problemas relacionados aos impactos sobre as comunidades humanas situadas à jusante e à montante dessas estruturas, que perdem a subsistência baseada na pesca e na agricultura de várzea e sofrem com o represamento de áreas que outrora sustentavam propriedades produtivas. Specian et al. (2019) trabalharam essas questões no âmbito da instalação de centrais hidrelétricas no estado de Goiás, denunciando que os impactos decorrentes desses empreendimentos se estendem por sobre o ambiente físico e social, inclusive com danos às estruturas culturais tidas como patrimônios imateriais.

Informações apresentadas pela International Rivers (2019) revelaram que em 2015 havia mais de 57.000 barragens construídas no mundo, “impactando” mais da metade dos rios de grande porte do planeta e alterando a qualidade das águas doces desses rios para condições muito piores àquelas verificadas anteriormente à existência dos empreendimentos.

Em geral, a matriz energética advinda do uso hídrico têm significância nas áreas onde as características geológicas e topomorfológicas estão em consonância com o volume de água ofertado pelas drenagens, o que faz dessas áreas ambientes propícios para a construção de usinas hidrelétricas de grande, médio ou pequeno porte.

Dados disponibilizados pelo SEDAC (2019) por meio do Global Water System Project (GWSP) sobre a localização de reservatórios e barragens em todo o mundo dão destaque para algumas regiões onde a presença dessas estruturas com capacidade de armazenamento superior a 0,1 km³ tem relevância (Figura 1).

As potencialidades regionais para geração de energia a partir da matriz hídrica, tal como pode ser observado na Figura 1, relacionam-se a quantidade significativa de rios com volume caudal expressivo e inseridos em ambientes onde as configurações lito-estruturais, morfológicas e morfométricas oferecem segurança à implantação desses empreendimentos e consequentemente aos processos necessários para a movimentação das turbinas de geração.

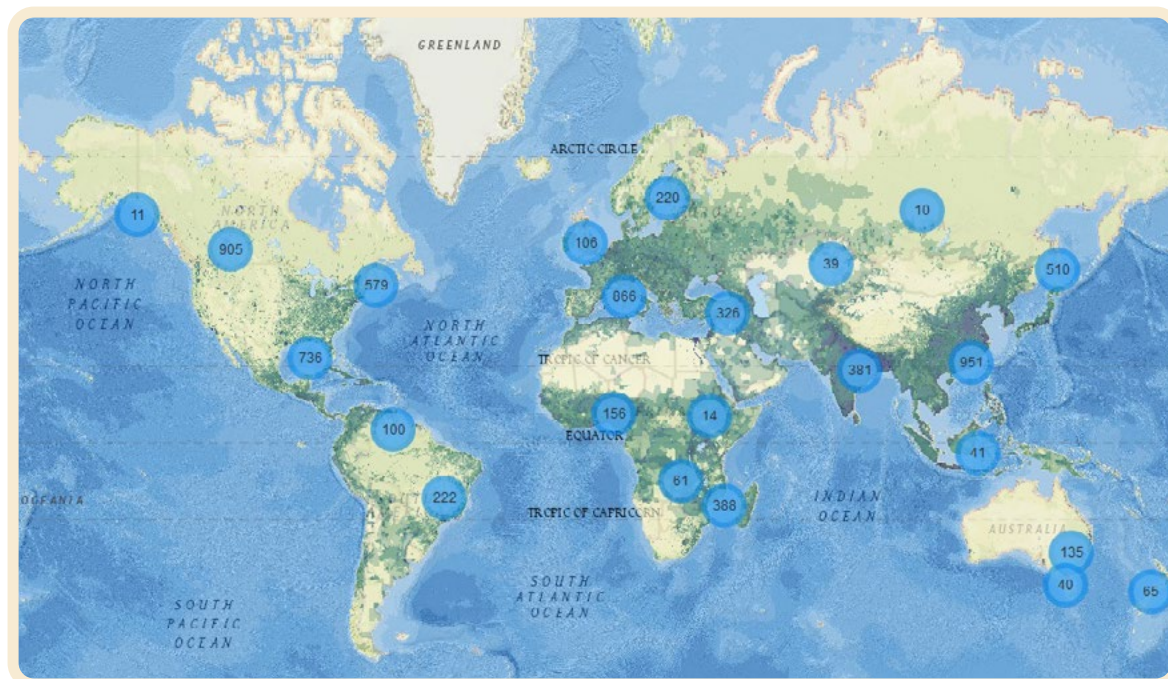


Figura 1. Distribuição espacial e quantificação das barragens e reservatórios no mundo com destaque para Estados Unidos e Canadá, Sudeste Asiático e Índia, Europa, África Subsaariana e Brasil. Fonte: Socioeconomic Data and Applications Center-SEDAC/National Aeronautics and Space Administration - NASA, 2019.

CONTEXTUALIZANDO HIDRELÉTRICAS: O BRASIL

A barragem de rios para formar grandes reservatórios para a geração de energia hidrelétrica tem alterado a hidrologia de muitos rios sul-americanos, existindo nessa região bacias hidrográficas importantes com poucos trechos sem barragens instaladas, como nas bacias dos rios da Prata, São Francisco e Tocantins (Barleta et al. 2010).

No Brasil, a matriz energética é predominantemente baseada em fontes renováveis, sendo que a produção hidrelétrica corresponde a pouco mais de 60% do total da energia gerada no país. De acordo com a ANEEL (2019) estão presentes 1.347 barragens de usinas hidrelétricas em operação e outras 145 encontram-se em construção ou estão previstas. A produção de energia hidrelétrica brasileira é realizada por três tipos principais de empreendimentos: Usinas Hidrelétricas (UHEs), Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs) e Centrais Geradoras de Hidroeletricidade (CGHs). Cada um deles tem um potencial diferenciado de produção de energia e consequentemente impacta diferentes extensões de área em seu entorno. Segundo a ABRAPCH (Associação Brasileira de PCHs e CGHs), as PCHs são usinas hidrelétricas de tamanho e potência relativamente reduzidos, tendo entre 5 e 30 megawatts (MW) de potência; já as CGHs são

ainda menores, tanto em tamanho quanto em potência, com capacidade para gerar até 5 MW de energia.

Dentre as regiões brasileiras, a sul e sudeste foram durante muitos anos aquelas de maior interesse para a instalação de usinas hidrelétricas, compreendendo a maior parte dos empreendimentos. Entretanto, o crescimento populacional do país nas últimas décadas demandou aumento na produção de energia e consequentemente, na expansão das usinas hidrelétricas para outras regiões. Nesse interim, as regiões Norte e Centro-Oeste (Barleta et al. 2010), principalmente as áreas inseridas no domínio Amazônico, passaram a figurar como as mais favoráveis a esse tipo de empreendimento devido às características de descarga dos canais de drenagem, representadas por vazões iguais ou superiores a Q95, ou seja, quando em 95% do tempo considerado os rios mantêm vazões mínimas para o abastecimento dos reservatórios.

Bermann (2007) registrou que o potencial hidrelétrico instalado no país representava cerca de 28,4% do total da capacidade, o que mostra que o Brasil ainda teria muito de seu território para ser ocupado por esse tipo de empreendimento. O autor também destacou que cerca de 50% do potencial hidrelétrico a ser utilizado encontra-se na região amazônica (especialmente bacias dos rios Tocantins, Araguaia, Xingu e Tapajós) e outros 29% estariam nas bacias dos rios Paraná e Uruguai.

Em trabalho que pauta o histórico, as tendências e as perspectivas no planejamento espacial de usinas hidrelétricas, Moretto et al. (2012) discutem a antiga e a atual fronteira amazônica e, concordando com Bermann (2007), alertam para o fato da ampla disponibilidade hidrelétrica da região Amazônica, e para a aptidão dessa mesma região estar dissonante com as vulnerabilidades socioambientais existentes, no caso da implementação de empreendimentos hidrelétricos de grande porte.

De acordo com Fearnside (2015 a) estariam planejadas para a Amazônia cerca de 79 barragens com capacidade para recobrir 10 milhões de hectares, o que corresponderia a cerca de 2% da Amazônia Legal e 3% da Amazônia brasileira. A Amazônia brasileira tem um grande potencial para geração hidrelétrica devido ao volume de água disponível na calha das drenagens e às quedas topográficas significativas ao longo dos cursos afluentes do rio Amazonas, quando “descem” em direção à grande planície partindo do Escudo Brasileiro (na parte sul da região) ou do Escudo Guianenses (no lado norte) (Fearnside, 2015 a).

Segundo dados da Agência Nacional de Energia Elétrica-ANEEL (2019) estão em operação hoje no Brasil 705 CGHs, 425 PCHs e 217 UHEs. Em construção encontram-se 4 CGHs, 28 PCHs e 3 UHEs. Além disso, já estão previstas a construção de mais 2 CGHs, 101 PCHs e 7 UHEs. A Tabela 1 desdobra as informações acima informando a contribuição da matriz energética hídrica em porcentagem e em relação a toda matriz energética nacional, nos empreendimentos em operação e a previsão de contribuição para os empreendimentos em construção e os futuros (Tabela 1).

Uma análise breve sobre os dados apresentados na Tabela 1, permite observar um declínio em investimentos de grande porte e uma tendência a investimentos voltados à instalação de pequeno porte.

OS FLUXOS DE MATÉRIA E ENERGIA E A DIALÉTICA DAS PAISAGENS

A paisagem é o desdobramento material, e espacial, dos fluxos de energia que circulam nos sistemas ambientais. Tal como apresentado por Christofolletti (1999): “os sistemas ambientais representam entidades organizadas na superfície terrestre, de modo que a espacialidade se torna uma das suas características inerentes. A organização desses sistemas vincula-se com a estruturação e funcionamento de (e entre) os seus elementos, assim como resulta da dinâmica evolutiva” (CHRISTOFOLETTI, 1999, pág. 35)

Tabela 1. Panorama dos empreendimentos hidrelétricos no Brasil em operação, em construção e previstos. Fonte: ANEEL, 2019.

EMPREENHIMENTOS HIDRELÉTRICOS		
Em Operação		
Tipo	Quantidade	Energia Gerada (%)
CGH	705	0,43
PCH	425	3,15
UHE	217	60,25
Em construção		
Tipo	Quantidade	Energia a ser gerada (%)
CGH	4	0,11
PCH	28	4,35
UHE	3	7,27
Construção prevista		
Tipo	Quantidade	Energia a ser gerada (%)
CGH	2	0,04
PCH	101	10,65
UHE	7	5,1

CGH = Central Geradora Hidrelétrica; PCH=Pequena Central Hidrelétrica; UHE= Usina hidrelétrica.

Para Christofolletti (1999), dada a variedade dos elementos componentes e dos fluxos interativos entre eles, os sistemas ambientais representam sistemas complexos espaciais, ou, geocomplexos. Os geocomplexos derivam da relação sociedade x natureza onde a entrada de

energia é comandada em grande medida, pela temperatura e pela precipitação, as quais permitem a movimentação da matéria nesses sistemas. A união de geocomplexos configura paisagens com abrangências escalares variadas. Impressas na superfície da Terra como mosaicos, se alteram espaço-temporalmente e são o resultado da integração dos elementos físico-naturais com os elementos socioculturais (Figura 2).

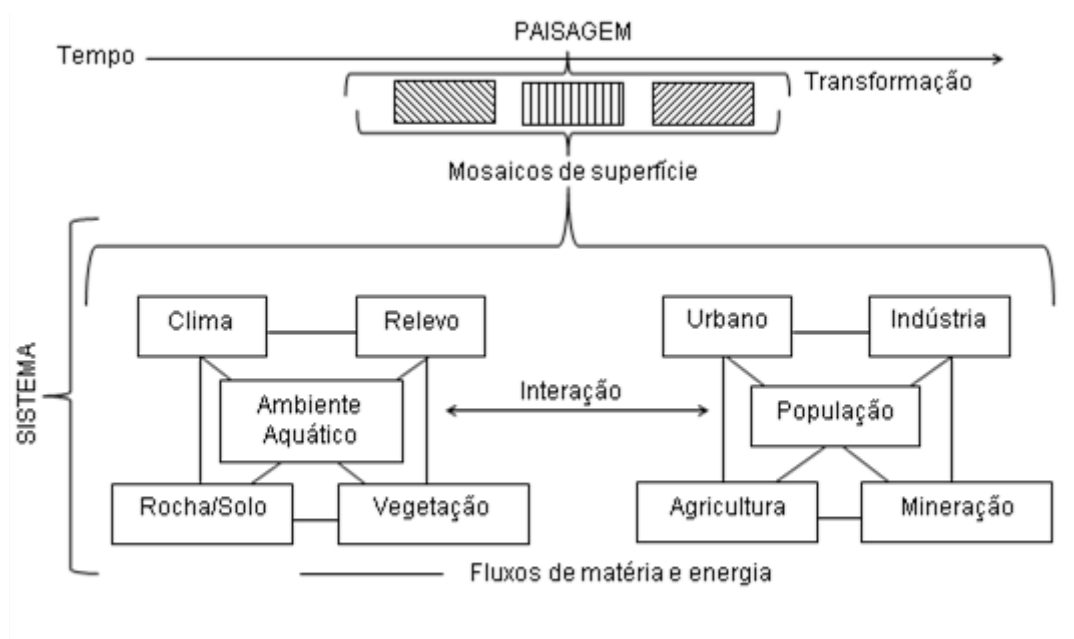


Figura 2. Expressão da paisagem diante dos mosaicos criados à superfície, geocomplexos derivados das relações sistêmicas entre sociedade e natureza, por meio de fluxos de energia e matéria.

Reorganizado de: OLIVEIRA, T. A. (2013).

Diversas são as contribuições metodológicas significativas para o trato com as paisagens, onde a abordagem holística é aquela que mostra melhores e mais abrangentes possibilidades a esse tipo de análise, uma vez que considera o todo em função das relações entre as partes. Assim, qualquer alteração em um dos elementos componentes da paisagem, impõe-se a necessidade de reorganização dos fluxos de energia e matéria pré-estabelecidos entre eles, culminando consequentemente, em reconfiguração paisagística.

As alterações processadas na paisagem decorrentes da implantação de empreendimentos hidrelétricos têm no sistema geomorfológico a atuação de importantes agentes de transformação que, representados pelos processos de erosão e sedimentação, exemplificam a reorganização dos fluxos de energia e matéria em uma unidade sistêmica.

O barramento de um rio para o represamento da água transforma todo o regime de correntezas e de fluxo das águas, além de reorganizar a deposição de sedimentos e a distribuição de nutrientes e oxigênio. Outra alteração importante envolve a retirada da vegetação

ciliar, que além de funcionar como um filtro para a entrada de sedimentos provenientes do escoamento superficial para os corpos d'água, fornece também alimento alóctone para a biota aquática.

Tal como comentado por Charlton (2008), uma vez que a via principal do transporte sedimentar, representada pelo leito do canal é seccionada ou desviada para a locação do eixo do barramento, inicia-se um processo de readequação sistêmica a partir da redistribuição de fluxos de energia e matéria. Os ambientes fluviais cuja evolução ajusta-se ao fluxo hídrico sazonal controlado pela variável climática de precipitação e pelas contribuições tributárias normais, têm quebrada a dinâmica de seu curso fluvial pela locação de um eixo de barragem (barramento) seccionando o canal. Nesse contexto, com a redução da distância e da amplitude altimétrica entre nascente e o eixo da barragem, à montante do barramento são gerados processos-respostas e os principais desdobramentos se fazem por meio das alterações nos regimes de fluxo dos canais de drenagem e no transporte e deposição de sedimentos (Figura 3).

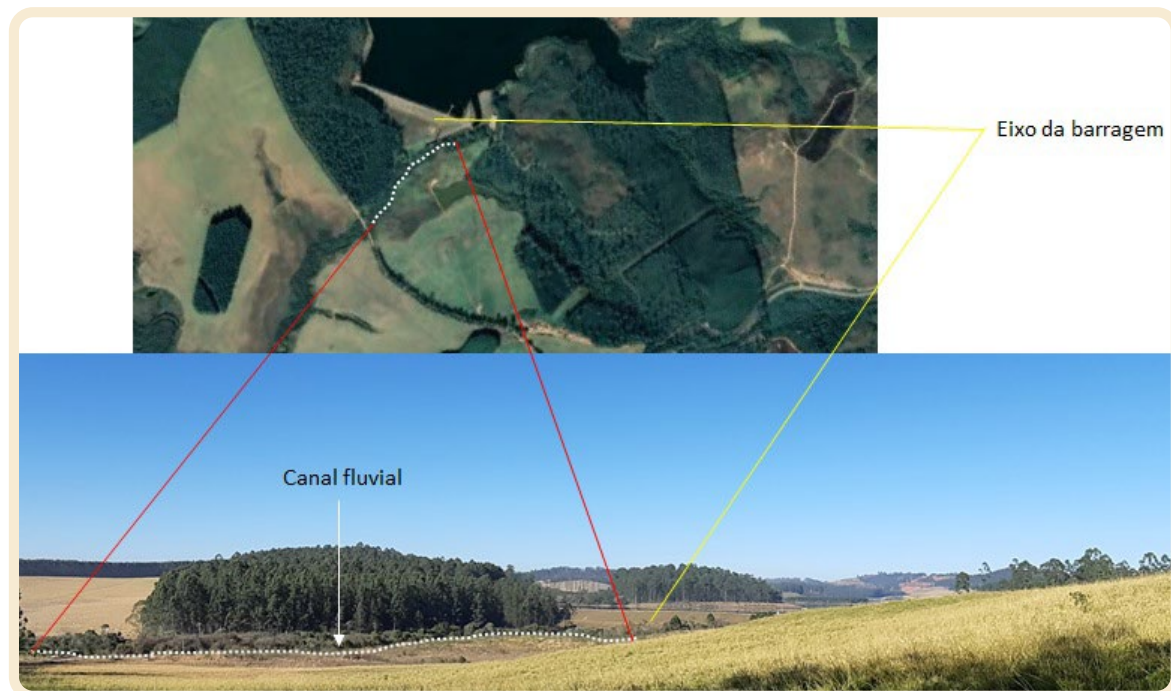


Figura 3. Interposição do eixo da barragem da represa Lindolpho Pio da Silva Dias (represa do Cipó) junto ao curso do rio das Antas, Poços de Caldas-MG. Fonte: Autores, 2019.

A reorganização desses fluxos pode ser percebida na paisagem quando a análise escalar passa a ser processada com detalhamento maior. Assim, são evidenciadas por exemplo, pela acumulação de material sedimentar junto às margens, caracterizando lentos processos de assoreamento seguidos pela colonização de gramíneas que, ao se estabelecerem, ocupam a área

anteriormente ocupada pela lâmina d'água (Figura 4). Processos de acumulação (sedimentação) de matéria num sistema são inversamente proporcionais à quantidade de energia disponível para o transporte. Sendo assim, na medida em que a energia diminui os processos de sedimentação são potencializados.

Nas porções à jusante, o controle de vazão exercido pela barragem reduz os picos de cheias podendo comprometer a distribuição sazonal dos fluxos fluviais com consequente reorganização do padrão natural do canal. O ponto de interseção entre o perfil original e a base do eixo do barramento, fomenta a incisão vertical por degradação (erosão), principalmente quando da liberação de volumes expressivos de água, podendo também oferecer riscos de alagamento às áreas ocupadas no caso de barragens de grande porte situadas na linha de deslocamento do fluxo.



Figura 4. Área de acumulação junto às margens do represamento Lindolpho Pio da Silva Dias (represa do Cipó), Poços de Caldas-MG, destacando o avanço do material sedimentar e a colonização por gramíneas. Fonte: autores, 2019.

A compreensão da atuação dos dois processos, de acumulação e erosão, no âmbito da locação dos barramentos de reservatórios são visíveis na paisagem (Figura 5).

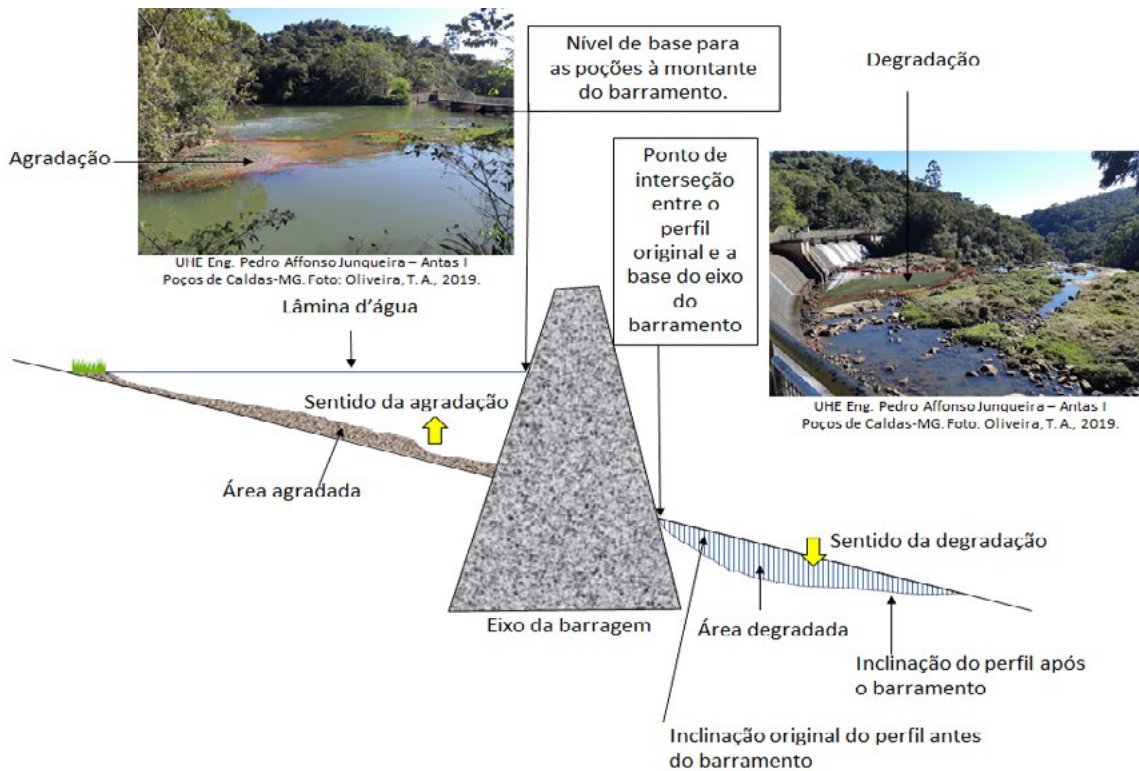


Figura 5. Processos de agradação e degradação decorrentes da intersecção de um eixo de barramento ao longo de uma seção fluvial. Elaboração: autores, 2019. Modelo: CHARLTON, 2008.

Assim como as alterações nos fluxos de matéria e energia fomentadas pela instalação de usinas hidrelétricas reorganizam os processos desencadeados em superfície e promovem alterações dinâmicas na paisagem, o fazem também com o ambiente aquático criado quando do recobrimento da superfície pela massa d'água contida no reservatório e com os ambientes locados à jusante por conta das modificações nos regimes de vazão dos canais.

A TRANSFORMAÇÃO DE AMBIENTES AQUÁTICOS.

Para além dos aspectos já discutidos, no que tange às modificações diretas nos cursos d'água, a construção de usinas hidrelétricas leva também a alterações dos parâmetros físicos, químicos e biológicos das águas que, aliados à diminuição da vazão, influenciam na sobrevivência e manutenção das comunidades aquáticas e exercem pressão sobre as populações ribeirinhas locadas à jusante do barramento, principalmente quando vinculadas a corpos fluviais com expressivo volume de água.

Especificamente sobre o controle de vazão dos canais Martins et al. (2011), relatam que a construção do reservatório de Sobradinho, no rio São Francisco teve papel determinante no

regime de fluxo de vazão do seu baixo curso. Segundo os autores, essa influência pode ter efeitos negativos, especialmente em períodos de seca, quando a água precisa ser armazenada para a produção de energia, diminuindo a vazão do canal e elevando o risco de não atendimento das demais demandas necessárias à população. Os autores colocam ainda que a população foi extremamente prejudicada pela construção dos reservatórios de Sobradinho e de Xingó, pois essas obras modificaram características da água do rio, como níveis de nutrientes no sedimento e turbidez, além disso, os solos de várzea, que eram aproveitados sazonalmente pelos ribeirinhos para o cultivo do arroz, tiveram reduzidos os níveis de nutrientes em virtude da não ocorrência das grandes cheias.

O estabelecimento de grandes usinas hidrelétricas na bacia do alto rio Paraná também tem influenciado o regime de vazão dos rios, especialmente nos períodos de seca, essa variação tem sido considerada como um dos principais fatores determinantes para a redução da diversidade de peixes e invertebrados pois impacta diretamente nos níveis de nutrientes na planície de inundação (Agostinho e Gomes, 1997; Barletta et al. 2010; Martins et al. 2011). O impacto da diminuição das cheias é mais acentuado em rios que apresentam lagoas marginais, que funcionam como berçário para várias espécies. Martins et al. (2011) relatam que as lagoas marginais das regiões afetadas pela usina de Sobradinho tiveram o ciclo de cheia anual interrompido comprometendo a reprodução das espécies de peixes que utilizam esses locais para reprodução.

As alterações antrópicas no ambiente aquático resultam, via de regra, em uma queda acentuada da biodiversidade aquática, em função da desestruturação do ambiente físico, químico e alterações na dinâmica e estrutura das comunidades biológicas (Callisto et al. 2004) assim, a avaliação dos efeitos dos impactos antropogênicos nas comunidades biológicas e nos ecossistemas tem importância central para a conservação (Teresa e Casatti, 2012). As comunidades aquáticas refletem não apenas alterações momentâneas do ambiente e são também eficientes na detecção não pontual. Por apresentarem respostas às alterações ambientais, alguns grupos biológicos têm sido utilizados nos estudos de impactos em ambientes aquáticos, como plâncton, perifíton, macrofitas e em especial peixes e insetos (Cortezzi et al. 2009; Martins et al. 2014; Nogueira et al. 2011; Silva, 2006).

As modificações antrópicas do ambiente aquático influenciam a comunidade de insetos de forma rápida e, muitas vezes, drástica (Martins et al. 2014). A redução do fluxo de água causado pela construção de barragens afeta de forma bastante acentuada a comunidade de insetos aquáticos, podendo diminuir a abundância, densidade, riqueza e diversidade, além de impactar na distribuição destes organismos tanto à montante quanto à jusante da barragem pois o barramento provoca a diminuição do carreamento dos espécimes para jusante, que é a principal forma de colonização utilizada por invertebrados aquáticos (Martins et al. 2014).

A diminuição do fluxo também leva ao aquecimento da água, que interfere nos processos reprodutivos dos insetos (Martins et al. 2014). Insetos aquático são de extrema importância para

a manutenção dos ambientes aquáticos por fazerem parte de vários níveis da teia alimentar, muitas vezes servindo de alimento para peixes e outros organismos, por auxiliarem na fragmentação da matéria orgânica e consequentemente colaborarem para a ciclagem de nutrientes e também por fornecerem ao ambiente terrestre indivíduos adultos que atuarão na polinização e alimentação de animais terrestres insetívoros (Casatti, 2010; Nogueira et al. 2011; Silva, 2006). Tal fato nos leva a concluir que o impacto em um rio derivado do controle da vazão efetuada nos reservatórios impacta toda a biota que nele habita, e de forma sistêmica, toda a rede de interações ecológicas existentes nesses ambientes.

Dentre os grupos biológicos aquáticos, o mais bem estudado nesse contexto (porém com informações ainda incipientes) é o dos peixes, provavelmente devido ao interesse que esse grupo desperta por ser uma importante fonte alimentar, de sobrevivência e econômica.

Agostinho et al. (2009), estudaram os efeitos para a ictiofauna da instalação de uma usina hidrelétrica na bacia do rio Tocantins. Segundo os autores, o crescimento do número de usinas e das modificações provocadas por elas é muito acelerado, porém, em contraposição, o conhecimento ecológico sobre o sistema decorre em um ritmo muito mais lento. Muitas espécies da bacia do rio Tocantins são endêmicas e outras ainda não são conhecidas pela ciência, sendo que boa parte dos ambientes da bacia não foram sequer amostrados ainda (Brito et al. 2009), fato também registrado para várias outras bacias da região Neotropical (Vari e Malabarba, 1998; Langeani et al. 2007; Agostinho et al. 2009) e bastante preocupante em razão dos ambientes ameaçados, porém com ictiofauna ainda pouco conhecida.

As barreiras físicas criadas para a locomoção dos peixes e outros organismos que se deslocam ao longo do corpo d'água, impedindo a dispersão dos indivíduos, isolando geograficamente as populações e quebrando a sequência de deslocamentos e estímulos necessários à reprodução para a ictiofauna que realiza piracema é outro problema inserido no contexto da implantação de reservatórios, sendo a construção de usinas hidrelétricas em grandes rios brasileiros indicada como a principal fonte de perturbações para a fauna de peixes (Agostinho et al. 2005; Barletta et al. 2010).

Uma das estratégias encontradas para mitigar esse problema são os mecanismos de transposição, escadas ou elevadores, por exemplo, que simulam as condições que os peixes enfrentam no ambiente natural. A instalação desses mecanismos é complexa e necessita de um minucioso planejamento prévio, de modo a se estabelecer quais espécies serão atendidas e a partir disso definir as características do mecanismo. A eficiência dessas estratégias, porém, é discutível (Agostinho et al. 2007 b; Lopes et al. 2007; Pompeu e Martinez, 2007; Antonio et al. 2007; Makrakis et al. 2007).

Alguns autores vão além, e mostram que adicionalmente às dificuldades acarretadas para a migração, provocadas pelo represamento do rio, um dos maiores problemas para a ictiofauna em relação a construção de barragens é a instalação sucessiva desses empreendimentos na mesma bacia. Vidotto e Carvalho (2007) relatam que o canal principal do rio Tietê apresenta uma cascata

de seis reservatórios de produção de hidreletricidade. Agostinho et al. (2009) apresentam uma sequência de mais de 9 barragens (já instaladas ou em construção) tanto para as bacias do rio Tocantins quanto Araguaia (Figura 6).

Calheiros et al. (2009) registram esse fato para as bacias que abastecem o Pantanal Mato-Grossense: “A maioria das usinas e PCHs no Mato Grosso não tem passagens para peixes, impossibilitando a movimentação deles. Entretanto, mesmo que isso mude nas próximas barragens construídas, é preciso considerar que muitas das usinas planejadas ou em construção no Estado de MT são ou serão feitas com reservatórios em cascata e, portanto, mesmo com mecanismos de transposição, os peixes dificilmente poderão vencer cinco ou mais barragens em cadeia. Deve-se, então, questionar ou desencorajar a construção de reservatórios em cadeia que sejam muito próximos e acabem por gerar uma área alagada contínua muito extensa, impossibilitando sua transposição” (CALHEIROS, et al. 2009, pág. 13).

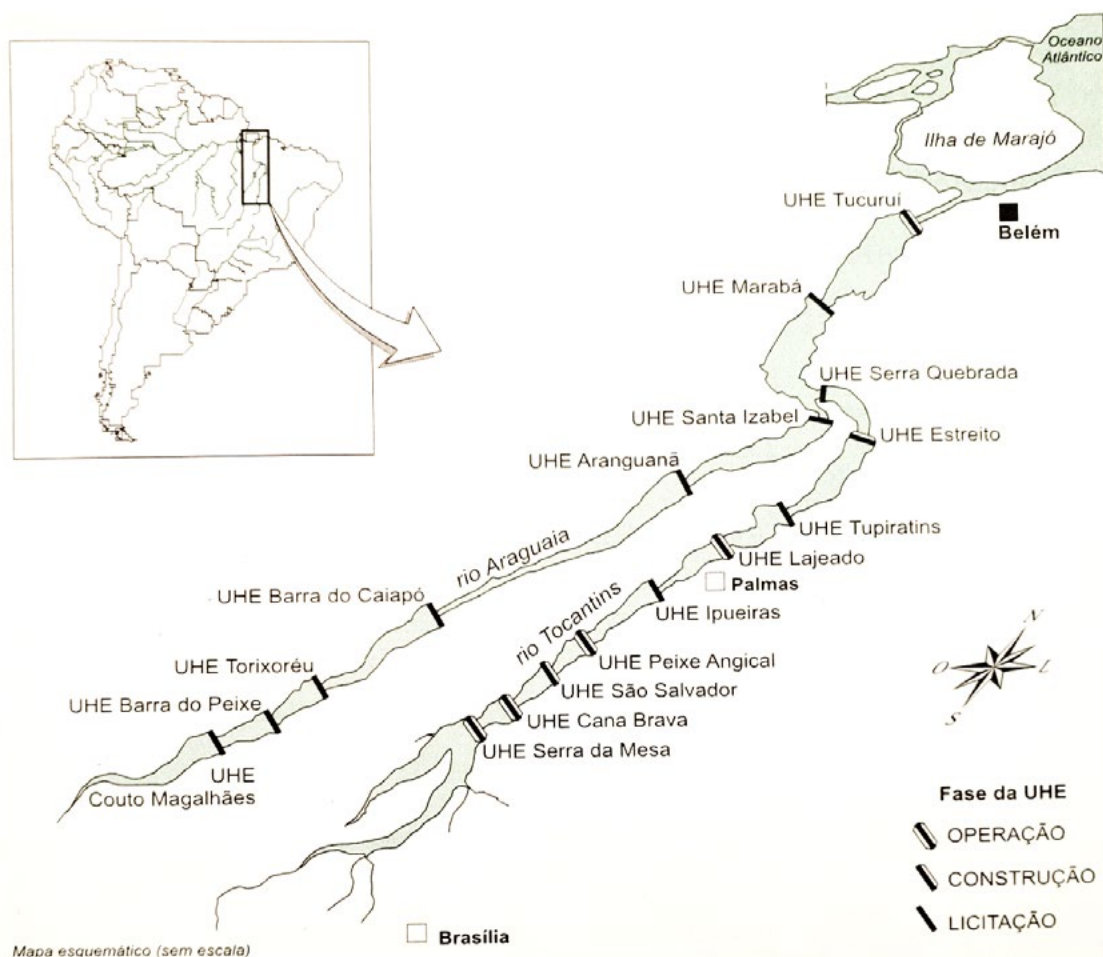


Figura 6. Hidrelétricas em operação e planejadas para a bacia Tocantins-Araguaia exemplificando a construção sucessiva de barragens na mesma bacia hidrográfica. Fonte: Agostinho et al. 2009.

Calheiros et al. (2009) discutem a instalação de várias unidades de produção de energia hidrelétrica (majoritariamente PCHs) na bacia do Alto rio Paraguai e seu potencial em afetar a região do Pantanal Mato-Grossense. Os autores apresentam vários problemas causados pelas PCHs já instaladas e projetam os danos que novas unidades poderiam acarretar: a) para a conservação da fauna de peixes, especialmente das espécies migratórias, é necessário restaurar/recuperar a conectividade entre o canal dos rios e suas áreas de inundação; b) estudos eco-hidrológicas em cada rio são necessários para avaliar as vazões mais favoráveis, o período de duração de cheias, o período para dar início à migração, à desova e, portanto, assegurar a sobrevivência dos alevinos (peixes jovens); c) o manejo dos reservatórios necessita incorporar a manipulação do habitat da fauna de peixes em sua abordagem, especialmente no que se refere a áreas de desova, de proteção e alimentação; d) o enfoque atual do manejo dos recursos pesqueiros em reservatórios, como passagem para peixes (escadas, por exemplo), repovoamento e controle de pesca, necessita ser rediscutido uma vez que apresentam, em geral, baixa eficiência na resolução dos problemas, além disso, ações de monitoramento são fundamentais.

Em relação à riqueza de espécies de peixes no ambiente antes e após a instalação de barragens, o padrão de ocorrência é de aumento no número de espécies nos primeiros anos após o barramento (Brito et al. 2009; Pelicice et al. 2009; Petrere Jr. 1996; Agostinho et al. 2007a), provavelmente devido à formação do reservatório homogeneizar os habitats e consequentemente aumentar a diversidade local alfa (Brito et al. 2009).

Durante os primeiros anos após a construção da barragem, há uma elevação na concentração de nutrientes e matéria orgânica no corpo d'água devido ao alagamento da biomassa vegetal, o que eleva a produtividade do ambiente e consequentemente intensifica a produtividade pesqueira (Pelicice et al. 2009). Ao longo dos anos, porém, os estudos mostram que a riqueza de espécies de peixes declina intensamente, pois o consumo da matéria alagada acarreta a diminuição da produtividade como um todo (Pelicice et al. 2009).

Dentro desse escopo ocorre, de forma mais acentuada, o desaparecimento de espécies migradoras (Petrere Jr. 1996; Agostinho et al. 2007a), que passam a ter baixa eficiência reprodutiva por não conseguirem completar seu ciclo de reprodução. Sob a ótica sistêmica, é de se considerar que num primeiro momento há um ganho significativo na quantidade de energia no sistema, contida na biomassa inundada disponível como alimento à ictiofauna. Tal fato reverbera em aumento no quantitativo de espécies do reservatório. Com o passar dos anos porém, o consumo gradativo da biomassa acarreta diminuição de energia disponível no sistema e consequentemente na redução do número de espécies, inclusive com a extinção local de algumas delas, traduzindo-se em declínio biológico.

A construção de barragens também altera os padrões espaço/temporais de captura, a composição e distribuição das espécies, a estrutura das assembleias de peixes, com as zonas internas ao represamento sendo as mais afetadas e os padrões reprodutivos, com maior impacto nas espécies migradoras (Pelicice et al. 2009; Marques et al. 2009; Medeiros et al. 2009; Neuberger et al. 2009).

A alteração da comunidade íctica é bastante considerável pois o barramento transforma o sistema lótico em lêntico, com mudanças drásticas na disponibilidade de microhabitats e nos parâmetros da água (a água se torna mais ácida e com menos oxigênio). Assim, a resposta da ictiofauna imediatamente após a instalação da barragem é diferente daquela após vários anos de funcionamento do empreendimento.

Pode-se considerar que, de maneira sistêmica, a comunidade de peixes que se estabelece nos reservatórios após os anos iniciais da instalação deriva da reorganização dos processos ecológicos da comunidade que já existia no local e da sua capacidade de reagir às grandes mudanças advindas da instalação do empreendimento. As principais alterações que ocorrem na composição das comunidades estão associadas com a proliferação excessiva de espécies oportunistas, que se adaptam bem a essas mudanças e à diminuição ou extinção local de espécies com grandes exigências ambientais ou que não conseguem completar seu ciclo de vida no novo ambiente (como as migratórias) (Petrere Jr. 1996; Agostinho et al. 2007a; Vidotto e Carvalho, 2007; Gonçalves e Braga, 2008).

Gonçalves & Braga (2008), avaliando a ictiofauna de um reservatório já bem estabelecido (cerca de 13 anos de implantação na data do levantamento) encontraram a predominância de espécies r-estrategistas, de menor porte e ciclo de vida curto na represa da UHE Mogi Guaçu. Os autores colocam que o caráter oportunista dessas espécies favorece seu estabelecimento em ambientes alterados, caracterizando comunidades moderadamente perturbadas, típicas de reservatórios.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A abordagem holística quando orientada à análise dos desdobramentos advindos do *input* antrópico em determinada unidade sistêmica permite a compreensão do direcionamento dos fluxos de matéria e energia que se distribuem e se reorganizam nessa unidade e com isso, permite entender também quais são os produtos gerados nessa dinâmica.

No caso específico dos reservatórios de usinas hidrelétricas, ao que se refere aos ambientes de superfície, nosso recorte pautou e exemplificou o engendramento de processos predominantemente geomorfológicos, pautando os ajustes de fluxos de energia nas porções de montante e jusante do barramento, com reflexos nas alterações de fluxos de matérias, também nessas duas áreas. Ao que tange aos ambientes lóticos e lênticos, representados pelas águas dos canais de drenagem e dos reservatórios respectivamente, o olhar sistêmico foi direcionado a entender a relação entre as transformações desses ambientes, diante de um *input* inicial e as respostas biológicas dela decorrentes, principalmente da comunidade íctica.

Porém, é importante ressaltar que as considerações e reflexões aqui apresentadas e atentas aos impactos direcionados aos sistemas ambientais diante da instalação de reservatórios de usinas hidrelétricas, de forma alguma dão por encerradas as reflexões cabíveis a essa temática.

Nos cabe esclarecer que o aprofundamento sobre o tema é necessário e urgente, uma vez que envolve, tal como já comentado, uma gama de situações, tais como: a supressão de superfícies com diferentes tipos de usos, muitas vezes ocupadas por comunidades que retiram seu sustento dessas áreas; perdas de solo fértil e diminuição da riqueza biológica, principalmente de fitofisionomias endêmicas; supressão de patrimônios naturais e de sítios paleontológicos; introdução de espécies predadoras com perda em população ou extinção local de espécies autóctones; reorganização do regime de circulação atmosférica local com reflexos nas variáveis de temperatura e precipitação, a depender do tamanho da área inundada dentre outras.

Cabe também ressaltar que os processos de alteração da paisagem e dos ambientes naturais como um todo, seja pela instalação de empreendimentos de geração de energia hidrelétrica ou outras modificações humanas, tem ocorrido em velocidade maior do que a capacidade científica de conhecer a diversidade e os processos e interações que ocorrem nos meios bióticos e abióticos. Dessa forma é essencial a continuidade de estudos que nos mostrem não apenas como a natureza reage à interferência humana mas que nos indiquem também caminhos para a recuperação e preservação dos ambientes naturais.

REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PCHs E CGHs. Disponível em: <<https://abrapch.org.br/>>. Acesso em 15 junho de 2019.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA - ANEEL. **Banco de Informações de Geração-BIG: capacidade de geração do Brasil**. Disponível em: <<http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/capacidadebrasil.cfm>>. Acesso em 21 de julho de 2019.
- AGOSTINHO, Carlos S.; AKAMA, Alberto; LUCINDA, Paulo H.F. Inserção da UHE Peixe Angical na bacia Araguaia-Tocantins e metodologia de amostragem. In: AGOSTINHO, Carlos S.; PELICICE, Fernando M.; MARQUES, Elineide E. (Org.). **Reservatório de Peixe Angical - Bases Ecológicas para o Manejo da Ictiofauna**. São Carlos: RiMa, 2009. p. 5-13.
- AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. Manejo e Monitoramento de Recursos Pesqueiros: perspectivas ecológicas para o reservatório de segredo. In: AGOSTINHO, Angelo A.; GOMES, Luiz C. (Org.). **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo**. Maringá: Eduem, 1997. p. 319-364.
- AGOSTINHO, Angelo A.; GOMES, Luiz C.; PELICICE, Fernando M. **Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil**. Maringá: Eduem, 2007. 501p. a
- AGOSTINHO, A.A.; MARQUES, E.E.; AGOSTINHO, C.S.; ALMEIDA, D.A.; OLIVEIRA, R.J.; MELO, J.R.B. Fish Ladder of Lajeado Dam: migrations on one-way routes? **Neotropical Ichthyology**, v.5, n. 2, p. 121-130, 2007. b
- AGOSTINHO, A.A.; THOMAZ, S.M.; GOMES, L.C. Conservation of the Biodiversity of Brazil's Inland Waters. **Conservation Biology**, v. 19, n.3, p. 646-652, 2005.
- ANTONIO, R.R.; AGOSTINHO, A.A.; PELICICE, F.M.; BAILLY, D.; OKADA, E.K.; DIAS, J.H.P. Blockage of Migration Routes by Dam Construction: can migratory fish find alternative routes? **Neotropical Ichthyology**, v.5, n. 2, p. 185-196, 2007.
- BARLETTA, M.; JAUREGUIZAR, A.J.; BAIGUNS, C.; FONTOURA, N.F.; AGOSTINHO, A.A.; ALMEIDA-VAL, V.M.F.; TORRES, R.A.; JIMENES-SEGURA, L.F.; GIARRIZZO, T.; FABRÉ, N.N.; BATISTA, V.S.; LASSO, C.; TAPHORN, D.C.; COSTA, M.F.; CHAVES, P.T.; VIEIRA, J.P.; CORRÊA, M.F.M. Fish and Aquatic Conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical system. **Journal of Fish Biology**, v.76, p. 2118-2176, 2010.
- BATISTA, B.M.F.; SÁNCHEZ, D.C.M.; SILVA, J.V.; MARTINEZ, D.T.; PASA, M.C. Revisão dos Impactos Ambientais Gerados na Fase de Instalação das Hidrelétricas: uma Análise da Sub-Bacia do Alto Juruena - MT. **Biodiversidade**, v.11, n.1, p.69-85, 2012.
- BERMANN, C. Impasses e Controvérsias da Hidreletricidade. **Estudos Avançados**, v.21, n.59, p.139-153, 2007.
- BOSSHARD, P. **10 Things You Should Know About Dams**. Disponível em: <https://www.internationalrivers.org/node/8326>. Acesso em: 26 de junho 2019.
- BRITO, Anderson S.; PELICICE, Fernando M.; LUCINDA, Paulo H.F.; AGOSTINHO, Carlos S. Diversidade de peixes na área de influência da barragem de Peixe Angical, antes e após a formação do reservatório. In: AGOSTINHO, Carlos S.; PELICICE, Fernando M.; MARQUES, Elineide E. (Org.). **Reservatório de Peixe Angical - Bases Ecológicas para o Manejo da Ictiofauna**. São Carlos: RiMa, 2009. p. 15-27.
- CALHEIROS, Débora F.; ARNDT, Elisabeth; RODRIGUEZ, Enrique O.; SILVA, Márcia C.A. **Influências de Usinas Hidrelétricas no Funcionamento Hidro Ecológico do Pantanal Mato-Grossense - Recomendações**. Documentos, Embrapa Pantanal, Corumbá - MS, 2009. 21p.

- CALLISTO, Marcos; GONÇALVES, José F.; MORENO, Pablo. Invertebrados Aquáticos como Bioindicadores. In: GOULART, Eugênio M.A. (Org.). **Navegando o Rio das Velhas das Minas aos Gerais**. Belo Horizonte, UFMG, 2004, p.1-12.
- CASATTI, L. Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre a Ictiofauna. **Biota Neotropica**, v.10, n.4, p. 31-34, 2010.
- CHARLTON, Ro. **Fundamentals of fluvial Geomorphology**. New York: Routledge, 2008. 234p.
- CHRISTOFOLETTI, Antônio. **Modelagem de sistemas ambientais**. São Paulo: Blucher, 1999. 236p.
- CORTEZZI, S.S.; BISPO, P.C.; PACIENCIA, G.; LEITE, R. Influência da ação antrópica sobre a fauna de macroinvertebrados aquáticos em riachos de uma região de cerrado do sudoeste do Estado de São Paulo. **Iheringia, Série Zoologia**, v.99, n.1, p.36-43, 2009.
- FEARNSIDE, Philip M. Desenvolvimento Hidrelétrico na Amazônia. In: FEARNSIDE, Philip M. (Org.). **Hidrelétricas na Amazônia: impactos ambientais e sociais na tomada de decisões sobre grandes obras**. Manaus, Editora INPA, 2015, p. 9-34. a
- FEARNSIDE, Philip M. Emissões de Gases de Efeito Estufa de um Reservatório Hidrelétrico (a Represa de Tucuruí) e suas Implicações para a Política Energética. In: FEARNSIDE, Philip M. (Org.). **Hidrelétricas na Amazônia: impactos ambientais e sociais na tomada de decisões sobre grandes obras**. Manaus, Editora INPA, 2015, p. 75-93. b.
- GONÇALVES, C.S.; BRAGA, F.M.S. Diversidade e Ocorrência de Peixes na Área de Influência da UHE Mogi Guaçu e Lagoas Marginais, Bacia do Alto rio Paraná, São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, v.8, n.2, p.103-114, 2008.
- INTERNATIONAL RIVERS. **Problems whit big dams**. Disponível em: <<https://www.internationalrivers.org/problems-with-big-dams>>. Acesso em: 21/07/2019.
- KEHEW, Allan. **Geology for Engineers & Environmental Scientists**. New Jersey: Pearson, 2006. 696p.
- LANGEANI, F.; CASTRO, R.M.C.; OYAKAWA, O.T.; SHIBATTA, O.A.; PAVANELLI, C.S.; CASATTI, L. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 3, p. 181-197, 2007.
- LOPES, C.M.; ALMEIDA, F.S.; ORSI, M.L.; BRITTO, S.G.C.; SIROL, R.N.; SODRÉ, L.M.K. Fish Passage Ladders from Canoas Complex - Paranapanema River: evaluation of genetic structure maintenance of *Salminus brasiliensis* (Telostei: Characiformes). **Neotropical Ichthyology**, v.5, n. 2, p. 185-196, 2007.
- LOVELOCK, James. **Gaia: cura para um planeta doente**. São Paulo: Cultrix, 2006. 192 p. Tradução de: Aleph Teruya Eichenberg / Newton Roberval Eichenberg.
- MAKAKRIS, S.; GOMES, L.C.; MAKRAKIS, M.C.; FERNENDEZ, D.R.; PAVANELLI, C.S. The canal da Piracema ar Itaipu Dam as a Fish Pass System. **Neotropical Ichthyology**, v.5, n. 2, p. 185-196, 2007.
- MARQUES, Elineide E.; SILVA, Ronaldo M.; SILVA, Deivid S. Variações Espaciais na Estrutura das Populações de Peixes Antes e Após a Formação do Reservatório de Peixe Angical. In: AGOSTINHO, Carlos S.; PELICICE, Fernando M.; MARQUES, Elineide E. (Org.). **Reservatório de Peixe Angical - Bases Ecológicas para o Manejo da Ictiofauna**. São Carlos: RiMa, 2009. p. 51-58.
- MARQUES, Luiz. **Capitalismo e Colapso Ambiental**. 2 a edição. Campinas: Editora da Unicamp, 2016. 711 p.
- MARTINS, D.M.; CHAGAS, R.M.; MELO-NETO, J.O.; MÉLLO JR., A.V. Impactos da construção da usina hidrelétrica de Sobradinho no regime de vazões no Baixo São Francisco. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.15, n.9, p.1054-1061, 2011.

- MARTINS, Renato T.; OLIVEIRA, Vivian C.; SALCEDO, Ana K.M. Uso de Insetos Aquáticos na Avaliação de Impactos Antrópicos em Ecossistemas Aquáticos. In: HAMANA, Neusa; NESSIMIAN, Jorge; QUERINO, Ranyse B. (Org.). **Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus, Editora INPA, 2014. p. 117-129.
- MEDEIROS, Estevão R.; NEUBERGER, Andréa L.; AGOSTINHO, Carlos S. Variações Sazonais na Atividade Reprodutiva de Peixes na Área de Influência do Reservatório de Peixe Angical. In: AGOSTINHO, Carlos S.; PELICICE, Fernando M.; MARQUES, Elineide E. (Org.). **Reservatório de Peixe Angical - Bases Ecológicas para o Manejo da Ictiofauna**. São Carlos: RiMa, 2009. p. 69-76.
- MORETTO, E. M.; GOMES, C.S.; ROQUETTI, D.R.; JORDÃO, C.O. Histórico, tendências e perspectivas no planejamento espacial de usinas hidrelétricas brasileiras: a antiga e atual fronteira amazônica. **Revista Ambiente & Sociedade**, v. XV, n. 3, p. 141-164, 2012.
- NEUBERGER, Andréa L.; MARQUES, Elineide E.; AGOSTINHO, Carlos S.; PELICICE, Fernando M. Variações Espaciais na Atividade Reprodutiva de Peixes na Área de Influência do Reservatório de Peixe Angical. In: AGOSTINHO, Carlos S.; PELICICE, Fernando M.; MARQUES, Elineide E. (Org.). **Reservatório de Peixe Angical - Bases Ecológicas para o Manejo da Ictiofauna**. São Carlos: RiMa, 2009. p. 59-68.
- NOGUEIRA, D.S.; CABETTE, H.S.; JÜEN, L. Estrutura e Composição da Comunidade de Trichoptera (Insecta) de Rios e Áreas Alagadas da Bacia do Rio Suiá-Miçú, Mato Grosso, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, v.101, n.3, p.173-180, 2011.
- PELICICE, Fernando M.; AKAMA, Aalberto; OLIVEIRA, Rafael J. SILVA, Deivid S. Padrões Espaciais e Temporais na Distribuição da Ictiofauna, antes e após a formação do reservatório de Peixe Angical. In: AGOSTINHO, Carlos S.; PELICICE, Fernando M.; MARQUES, Elineide E. (Org.). **Reservatório de Peixe Angical - Bases Ecológicas para o Manejo da Ictiofauna**. São Carlos: RiMa, 2009. p. 29-39.
- PETREIRE Jr., M. Fisheries in Large Tropical Reservoirs in South America. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 2, p. 111-133, 1996.
- POMPEU, P.S.; MARTINEZ, C.B. Efficiency and Selectivity of a Trap and Truck Fish Passage System in Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v.5, n. 2, p. 185-196, 2007.
- SEDAC-Socioeconomic Data and Applications Center. **SEDAC Hazards Mapper**. Disponível em: <<https://sedac.ciesin.columbia.edu/mapping/hazards/#>>. Acesso em: 08 de julho de 2019.
- SILVA, Luana F. **Estrutura da Comunidade de Insetos Aquáticos em Igarapés na Amazônia Central, com Diferentes Graus de Preservação da Cobertura Vegetal e Apresentação de Chave de Identificação para Gêneros de Larvas da Ordem Odonata**. Dissertação de Mestrado, Manaus, INPA/UFAM, 2006, 98p.
- SPECIAN, V; SOARES, F. U.; SILVA, S. C. Remanescentes de cerrados, Povos, Tradições e a Ameaça das barragens de PCHs. **Estudos Geográficos**, v. 17, n. 1, p. 258-269, 2019.
- TERESA, F.B.; CASATTI, L. Influence of Forest Cover and Mesohabitat Types on Functional and Taxonomic Diversity of Fish Communities in Neotropical Lowland Streams. **Ecology of Freshwater Fish**, p. 1-10, 2012.
- VARI, Richard P. & MALABARBA, Luiz R. Neotropical Ichthyology: An Overview. In: MALABARBA, Luiz R.; REIS, Roberto E.; VARI, Richard P.; LUCENA, Zilda M.S.; LUCENA, Carlos A.S. (Eds.). **Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes**. Porto Alegre: EDIPUCRS, 1998, p.1-11.
- VIDOTTO, A.P.; CARVALHO, E.D. Composition and Structure of Fish Community in a Stretch of the Santa Bárbara River Influenced by Nova Avanhandava Reservoir (low Tietê River, São Paulo State, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.19, n.2, p.233-245, 2007.

MODELAGEM DINÂMICA DE SISTEMAS AMBIENTAIS

**Júlio Cesar de Souza Inácio Gonçalves; Pedro de Souza Lopes Silva;
Thiago Vinicius Ribeiro Soeira & Cristiano Poletto**

INTRODUÇÃO

Sabe-se que os seres humanos possuem a capacidade de formar teorias para explicar tudo o que acontece no mundo, as quais são conhecidas como modelos mentais. Frequentemente, isto acontece de maneira instantânea e, raramente, há a percepção clara de que o fazem. Apesar de serem extremamente inteligentes, dificuldades no que tange a problemas mais sérios são comuns como, por exemplo, envolvendo o meio ambiente. Desde um problema localizado, como a poluição atmosférica urbana, até problemas mais globais, como o acúmulo de gases de efeito estufa, nesse caso os modelos mentais parecem não serem capazes de resolvê-los. Muitas vezes as pessoas ficam divididas entre explicações múltiplas e conflitantes sobre um determinado tema, o que gera dúvidas e incertezas e, no momento de uma tomada de decisão importante, utilizam de seus modelos mentais, muitas vezes limitados, o que pode gerar complicações e agravos na situação (Ford, 2010).

Um modelo é uma representação de um determinado sistema real. Tendo em vista as várias dificuldades de se trabalhar com o sistema real, um modelo pode ser empregado para substituir este sistema, facilitando o trabalho dos usuários. Os projetos desenvolvidos por arquitetos e engenheiros na construção de obras, rodovias e foguetes espaciais, assim como os gráficos utilizados por economistas, são exemplos da utilização de modelos. A aplicação de modelos permite aos usuários aprenderem algo novo sobre o sistema que está sendo representado.

Os modelos podem apresentar comportamentos inesperados, especialmente quando se espera que um modelo leve a respostas comprovadas. Neste sentido, é interessante que o usuário se prepare e se atente para possíveis imprevistos, que são fundamentais neste processo, pois possibilitam melhor entendimento sobre determinados assuntos. Lee (1993) enfatiza a importância de resultados imprevistos devido à sua utilidade em discussões em grupos sobre o manejo de grandes ecossistemas: “O que torna um ecossistema “grande” não é o uso em terrenos, mas o uso interdependente; o grande ecossistema é socialmente construído. Os rios

alimentam peixes e plantas, campos e cidades, fornecem transporte para o comércio e, às vezes, hidreletricidade para a indústria. Múltiplas utilizações de um rio ou outro ecossistema de grande porte requerem a troca de qualidades que são difíceis de comparar, pois são controlados ou beneficiados por pessoas diferentes. As construções sociais podem ser difíceis de alterar, e os limites entre requerentes concorrentes e um recurso natural muitas vezes produzem um impasse em vez de solução de problemas. Mas uma abordagem adaptativa pode afrouxar o impasse com resultados surpreendentes. O dinamismo social da aprendizagem pode reduzir o impasse socialmente construído.”

A modelagem dinâmica de sistemas pode estimular o aprendizado sobre os sistemas interconectados de grande escala, principalmente quando a modelagem atua para um grupo de pessoas com interesses, especialidades e perspectivas diferentes. Novos *insights* sobre a interação dos seres humanos com a natureza podem diminuir os impasses e prepara o terreno para a aplicação de novas políticas de controle e gerenciamento dos recursos naturais.

Portanto, a premissa deste capítulo é que os modelos de simulação auxiliam o desenvolvimento de habilidades nos usuários no que tange ao gerenciamento de sistemas ambientais. O primeiro passo é construir o modelo matemático para armazenar as principais interrelações no sistema e, em seguida, os experimentos são conduzidos com o modelo. Ao verificar os resultados e as razões do comportamento do sistema, é possível ampliar a compreensão acerca do gerenciamento de sistemas ambientais.

A experimentação dos modelos é uma atividade de aprendizagem que obtém resultados de forma exploratória. O fato de experimentar várias simulações utilizando uma abordagem clara e explícita sobre as suposições adotadas no modelo é a melhor maneira de aprender sobre as tendências simuladas do sistema. Com isso, outros usuários poderão analisar as suposições e entender as conclusões dos experimentos. Além disso, a modelagem seguida de uma abordagem disciplinada permite que outras pessoas desafiem o modelo adicionando suposições mais realistas, conduzindo novos experimentos e obtendo novas percepções sobre o comportamento do sistema.

Nesse intuito, abordar-se-á alguns modelos em sistemas ambientais envolvendo a aplicação prática. Estes modelos fazem uso de equações matemáticas para representar as interconexões de um sistema, de modo que os modelos serão “simulados” no computador. Os cálculos matemáticos serão realizados pelo computador e cabe aos usuários pensar sobre a melhor maneira de construir o modelo que descreverá o sistema. Um modelo bem construído possibilita a realização de experimentos, que serão testados, observados os resultados e testados novamente. Com a prática e experimentação, os usuários irão melhorar a compreensão dos caminhos naturais que o sistema ambiental dispõe, reconhecendo, assim, até que ponto este caminho poderia ser aprimorado.

Conceito e Definição de Dinâmica de Sistemas

Os conceitos presentes neste capítulo não são novos. Eles são retirados da área da dinâmica de sistema, originado na década de 1960 por Jay Forrester e seu grupo de colegas do Instituto de Tecnologia de Massachusetts. Forrester (1968) conduziu estudos para explicar o rápido crescimento populacional seguido de um declínio observado em grandes cidades dos Estados Unidos, tais como Boston, Chicago e Manhattan. Seus estudos puderam comprovar que as cidades cresciam rapidamente em condições favoráveis, mas à medida que as áreas disponíveis eram ocupadas, a cidade iniciava um período de estagnação caracterizado pelo envelhecimento das moradias e declínio das indústrias.

Foi identificado que durante esta fase a cidade sofria um declínio na população.

Então, Forrester (1968) aplicou a dinâmica de sistemas para lidar com os desafios da revitalização das cidades em processo de envelhecimento. Com o uso da modelagem dinâmica de sistemas, ele descobriu que aumentar as construções familiares poderia levar a uma maior estagnação nas cidades, pois as indústrias teriam menos espaço disponíveis. Ao experimentar um programa de demolição removendo uma fração da habitação em bairros da periferia, o resultado geral foi positivo. A demolição destas moradias criava espaço para novas indústrias, o que permitia renovar e melhorar a proporção de áreas industriais e, conseqüentemente, trabalhadores dentro do ambiente urbano.

A recomendação de Forrester em 1968 não foi bem acatada, pois era contrária ao pensamento convencional da maioria dos planejadores da época. Contudo, o autor reforçou que todos os modelos são imperfeitos devido a sua simplificação do sistema real, mas apesar disso, ele identificou a necessidade de refletir sobre a mesma, uma vez que a maneira normal do pensar humano sobre os sistemas complexos é limitada e equivocada. Mais que isso, o autor reforçou que, os modelos que levam a resultados contraintuitivos, são ainda melhores, pois levam os planejadores a reexaminarem sua compreensão intuitiva.

A modelagem dinâmica de sistemas é definida como uma metodologia que estuda e gerencia sistemas complexos ao longo do tempo. Este método emprega a modelagem computacional e o foco da atenção está nas informações que dão origem ao comportamento dinâmico através dos diagramas de causa e efeito. Estes modelos diferem dos modelos de previsão, os quais são empregados para prever o valor de uma variável em um determinado tempo. O que difere este modelo dos modelos de dinâmica de sistemas é que a sua utilização não consegue prever e simular o comportamento dos ecossistemas, os quais estão sujeitos a perturbações aleatórias. No entanto, a modelagem dinâmica de sistemas possibilita que o usuário compreenda a estrutura básica de um sistema, de modo a entender o comportamento que ele pode produzir a partir das perturbações sofridas.

O COMPORTAMENTO DINÂMICO

Na dinâmica de sistemas, a chave para o entendimento é adquirida através da utilização de modelos estoque-taxa. Os resultados são apresentados em gráficos contendo a variável em análise em função do tempo. Oscilações, crescimentos e decaimentos são algumas das formas que os padrões dinâmicos podem assumir. A Figura 1 apresenta seis formas de padrões dinâmicos que podem ocorrer na modelagem de sistemas descritas por Ford (2010).

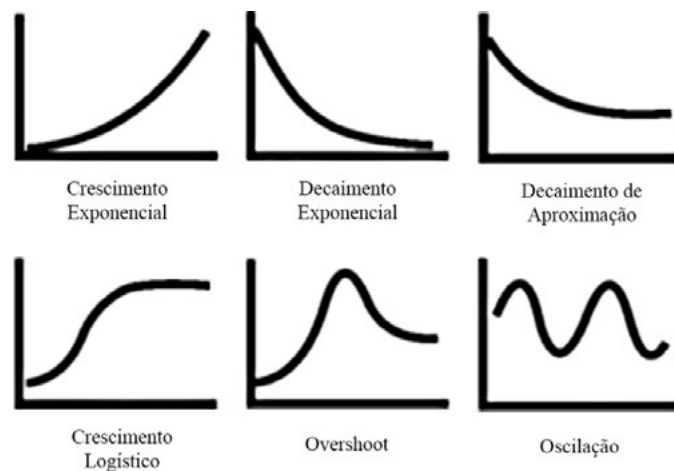


Figura 1. Padrões dinâmicos que ocorrem na modelagem de sistemas. Fonte: Adaptado de Ford (2010).

O primeiro gráfico apresenta o comportamento de *Crescimento Exponencial*, uma das formas mais significativas na dinâmica de sistemas ambientais. Nota-se um rápido crescimento do sistema, que duplica seu tamanho rapidamente no intervalo de tempo conhecido por tempo de duplicação. Já o segundo gráfico, denominado *Decaimento Exponencial*, possui comportamento inverso ao crescimento exponencial. O sistema reduz seu valor pela metade no intervalo de tempo conhecido por tempo de meia-vida. Em seguida, o gráfico de *Exponencial de Aproximação* assemelha-se ao anterior, entretanto, o sistema tende a um valor constante positivo. Isto ocorre devido às taxas que são capazes de neutralizar o efeito do decaimento, aproximando o sistema de seu equilíbrio.

O quarto gráfico apresenta o comportamento de *Crescimento Logístico*, que se assemelha inicialmente ao crescimento exponencial, porém sofre limitações no sistema em determinado momento devido à, por exemplo, degradação do *habitat*, falta de nutrientes ou condições climáticas desfavoráveis e, com isso, o sistema atinge equilíbrio.

O comportamento do penúltimo gráfico, conhecido por *Overshoot*, é um fenômeno que ocorre quando os recursos limitantes não são acomodados de maneira suave pelo sistema, assim como no Crescimento Logístico.

Atrasos na reação aos limites ou danificação dos recursos durante um intenso período de crescimento podem levar a este tipo de comportamento. O último gráfico apresenta o comportamento de *Oscilações*, que pode ocorrer tanto de maneira repetitiva e estável, garantindo longevidade do sistema quanto de maneira aleatória e instável, ameaçando a sua sustentabilidade. Esta figura apresenta oscilações que se amenizam ao longo do tempo, mas as oscilações podem assumir diversas formas, as quais podem surgir devido a simples atrasos no sistema.

Passos para elaboração da modelagem de sistemas

Um projeto de modelagem envolve algumas etapas principais, as quais foram descritas por Cavana & Maani (2000), porém adaptadas para o escopo deste capítulo. Entretanto, é importante destacar que estas etapas são apenas diretrizes a serem seguidas, pois a sequência de cada uma depende das questões e dos problemas que deram início à investigação do sistema. Sendo assim, a sua complexidade é que irá determinar a realização ou não das etapas descritas nesta seção.

A modelagem é um processo iterativo de tentativas e erros: os modelos são construídos, testados e analisados de maneira sequencial e a compreensão de cada passo permite aos usuários aumentar gradativamente a complexidade do sistema, adicionando novos parâmetros e interconexões para sua representação. O primeiro passo necessita da identificação do problema e dos objetivos a serem atingidos, reconhecendo os limites do estudo e do sistema. Estes objetivos devem ser claros e estar em consonância com todas as partes interessadas na resolução do problema. Neste aspecto, é necessário realizar a coleta de informações pertinentes e de dados preliminares, assim como: reportagens, registros históricos e estatísticos, documentos legais, estudos prévios e entrevistas com as partes interessadas, o que facilitará a validação do modelo a ser construído nas etapas posteriores.

O segundo passo de um projeto de modelagem é estabelecer um modelo de referência, podendo ser representado por um gráfico contendo a principal variável em análise em função do tempo. A forma geral do gráfico é muito importante nesta etapa, pois torna facultativa a atribuição numérica para a principal variável, uma vez que esta depende da disponibilidade de dados e, além disso, pode assumir uma das seis formas presentes na Figura 1. O intervalo de tempo no eixo horizontal do modelo de referência é chamado de “horizonte de tempo”, e por ele é possível decidir o que incluir ou excluir do modelo a ser construído. Por exemplo, modelos construídos com horizonte de tempo de 100 anos ou mais poderão ter os efeitos causados por variações diárias ou mensais desprezados.

Na próxima etapa, deve ser elaborado o modelo de referência da maneira mais simples possível. O usuário deve elaborar o modelo, testar e colocar em prática sua reflexão acerca dos resultados obtidos para, então, passar para um modelo mais complexo, pois, um

modelo perfeito logo de início é o pior caminho a ser seguido. Aprender o máximo com modelos simples, antes de deixá-los mais completos, permite aos usuários obter maiores progressos a longo prazo, compreendendo melhor o comportamento do sistema, seus potenciais e limites.

Vensim, Stella, Powersim, entre outros, são os softwares de simulação computacional que possibilitam a construção de modelos baseados nos princípios de Forrester (1968). Porém, antes de iniciar, o usuário necessita informar a unidade de tempo (por exemplo, horas, dias, anos), o horizonte de simulação e o intervalo, comumente conhecido como “passo de tempo” (por exemplo, 0,1; 0,5; 1,0), para que seja possível simular o modelo em função do tempo, gerando condições de estado estacionário.

Os modelos de dinâmica de sistemas são elaborados através de uma representação visual estruturada e simplificada conhecida por diagramas de estoque e taxa, além das variáveis auxiliares e conectores. O estoque, representado por um retângulo, configura-se o estado do sistema. Já as taxas são representadas por uma válvula e um par de linhas. A taxa apontada para dentro do estoque é chamada de “taxa de entrada”, enquanto que a taxa apontada para fora se chama “taxa de saída” e ambas caracterizam ações que alteram o sistema em função do tempo. Caso as taxas sejam pequenas, os estoques serão pouco afetados, ou seja, pouca mudança terá o estado do sistema, ao passo que, grandes taxas tendem a causar variações relevantes. Além disso, os estoques acumulam o efeito das taxas e podem permanecer invariáveis por um determinado período em que não haja mais taxas agindo sobre ele.

Na elaboração do modelo, deve-se criar o estoque, e, inserir as taxas de entradas e saídas que modificam o estado do sistema. Diante disso, devem ser introduzidas as variáveis auxiliares e conectores, que dão forma ao sistema. A Figura 2 apresenta um exemplo do diagrama de estoque e taxa, com variáveis auxiliares e conectores. Todas as conexões entre os três tipos são aceitas na elaboração dos modelos de dinâmica de sistemas: estoque-estoque, estoque-taxa, estoque-variável, taxa-taxa, taxa-variável e variável-variável. Neste exemplo, a Taxa de Entrada depende do Estoque e da Variável Auxiliar 1, que por sua vez, depende da Variável Auxiliar 2, já o Estoque depende da Variável Auxiliar 3.

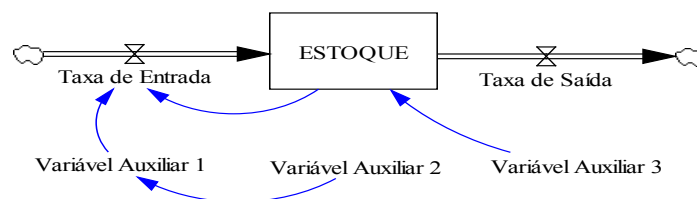


Figura 2. Exemplo de diagrama de estoque e taxa.

Após a elaboração do modelo tem-se a etapa de validação, a qual consiste em simular e verificar sua compatibilidade com o modelo de referência. Essa etapa é muito importante, uma vez que a comparação do modelo simulado com o de referência permitirá a continuidade das próximas etapas. Caso haja disparidade entre os modelos, o usuário deve retornar para as etapas anteriores e revisar as hipóteses adotadas e a reestruturação de seu modelo.

A modelagem dinâmica de sistemas pode nos ajudar a analisar sistemas complexos, dando ênfase no papel do *feedback* de informação que podem ser expressados através dos diagramas de *loop* causal, em relações de causa e efeito com diagrama de cadeia fechada, positivo ou negativo. A característica do *feedback positivo* é de amplificar o efeito das ações externas ao sistema, já o *negativo* tem, por sua vez, a função de amenizar o efeito destas ações. Sendo assim, é atribuído o sinal positivo “+” para os conectores que relacionam duas variáveis diretamente proporcionais e o sinal negativo “-” para os conectores que relacionam duas variáveis indiretamente proporcionais. Quando houver dificuldade em definir a função do *loop* é necessário contar o número de sinais negativos ao seu redor. O *feedback negativo* possui números ímpares de sinais negativos e o *feedback positivo* possui números pares.

O domínio de um *feedback positivo* sobre um *feedback negativo* pode ocasionar o comportamento de crescimento exponencial (Figura 1), por exemplo. Sendo assim, os diagramas de *loop* causal ajudam a identificar os principais *feedbacks* do modelo, servindo como uma ferramenta de compreensão e não como uma ferramenta analítica. Caso o modelo de referência possua comportamento de crescimento exponencial, é esperado pelo menos um *feedback positivo*.

MODELAGEM DINÂMICA DE SISTEMAS AMBIENTAIS APLICADA EM LAGO HIPOTÉTICO

Para facilitar o entendimento sobre a construção de modelos, a partir do diagrama de estoque e taxa, é apresentado a seguir um modelo simples que representa as variações no volume de um lago durante o período de doze meses, dado pela Equação 1.

(1)

$$\frac{\partial V}{\partial t} = \text{afuentes} + \text{precipitação} - \text{evaporação} - \text{outras saídas}$$

Neste exemplo, serão consideradas duas taxas de entrada e duas taxas de saída, respectivamente, que variam o volume do lago (estoque) as quais são: a taxa de afluentes, taxa de precipitação, taxa de evaporação e outras saídas. É importante ressaltar que as taxas de precipitação e de evaporação são governadas pelos seus respectivos coeficientes. O coeficiente de precipitação varia ao longo do tempo (meses), de acordo com a Tabela 1, e o coeficiente de evaporação permanece constante em 100 milímetros por mês durante todo o período de

simulação. A taxa afluyente varia com a captação para abastecimento, retirando 250.000 metros cúbicos dos 1.660.000 metros cúbicos que escoam superficialmente no lago por mês. A taxa de outras saídas também possui valor constante de 1.660.000 metros cúbicos por mês. O lago possui um formato retangular, com profundidade de 9,3 metros e volume inicial de 100.000.000 metros cúbicos. A Figura 3 apresenta o diagrama de estoque e taxa construído no software Vensim PLE.

Tabela 1. Coeficiente de precipitação.

Mês	Precipitação (milímetros)
00	200
01	160
02	140
03	120
04	110
05	90
06	80
07	80
08	90
09	110
10	130
11	160
12	200

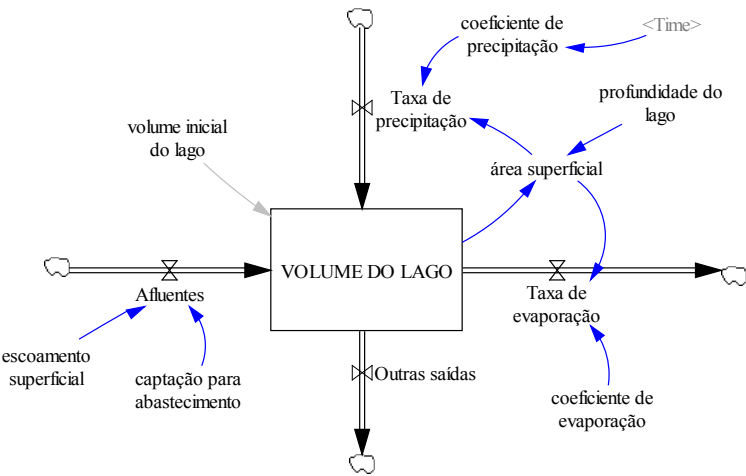


Figura 3. Diagrama de estoque e taxa para o volume de um lago.

Tendo em vista as considerações feitas anteriormente, é possível simular este modelo e visualizar a variação do volume do lago durante o período de um ano, dado pela Figura 4. Observa-se que o volume do lago varia entre aproximadamente 101 e 99 milhões de metros cúbicos, tendo um maior volume no primeiro semestre e menor no segundo semestre.

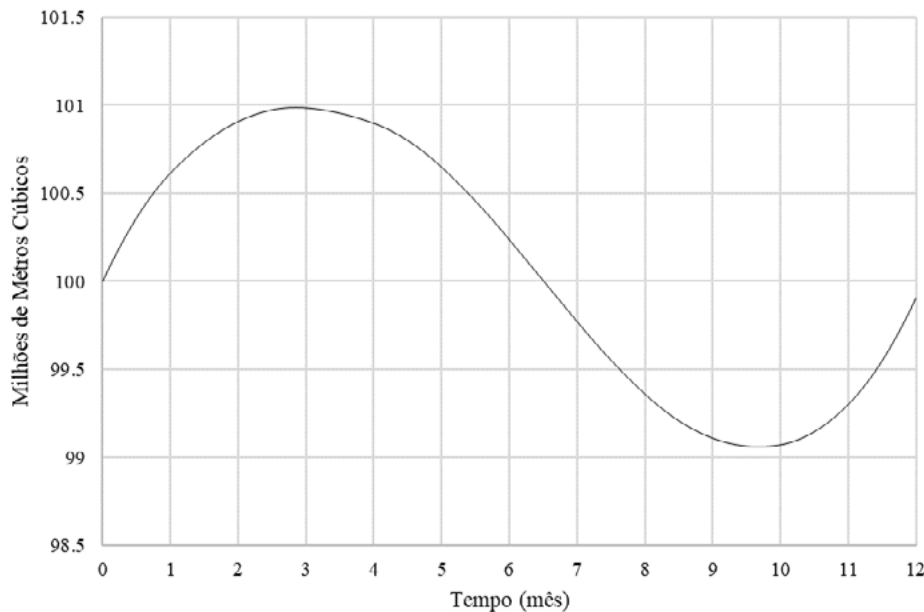


Figura 4. Variação do volume do lago ao longo de doze meses.

A Figura 5 ilustra o diagrama de loop causal para o exemplo do lago hipotético. Logo de início é possível identificar um feedback positivo e um feedback negativo atuando sobre o modelo. Um aumento na taxa de precipitação, por exemplo, pelo aumento do coeficiente de precipitação, aumenta o volume do lago. Com isso, aumenta-se também a área superficial, ocasionando um aumento ainda maior da taxa de precipitação, pois o lago receberá maior volume de chuva, *feedback positivo*. Porém, o aumento no volume do lago e na sua área superficial promove o aumento da taxa de evaporação (maior área para evaporar água) e, se a taxa de evaporação aumenta, o volume do lago reduz, *feedback negativo*.

Este diagrama ajuda a compreender o porquê da variação do volume do lago observado na Figura 4. Com uma maior taxa de precipitação ao longo dos primeiros meses, dado pelos altos valores de coeficiente de precipitação (Tabela 1), o volume do lago tem um rápido aumento, porém o cenário começa a se inverter com a diminuição desta taxa. Observa-se, também, o efeito cumulativo do modelo, visto que os meses de menores volumes de água não são os mesmos de menores coeficientes de precipitação, caracterizando um atraso na resposta do sistema.

Ainda neste exemplo, o que aconteceria:

- com o volume do lago supondo um aumento ou uma diminuição no coeficiente de evaporação?
- caso a captação para abastecimento fosse dobrada?
- Ou pior, como seria o comportamento do lago caso houvesse um aumento no coeficiente de evaporação junto à duplicação da captação para abastecimento?

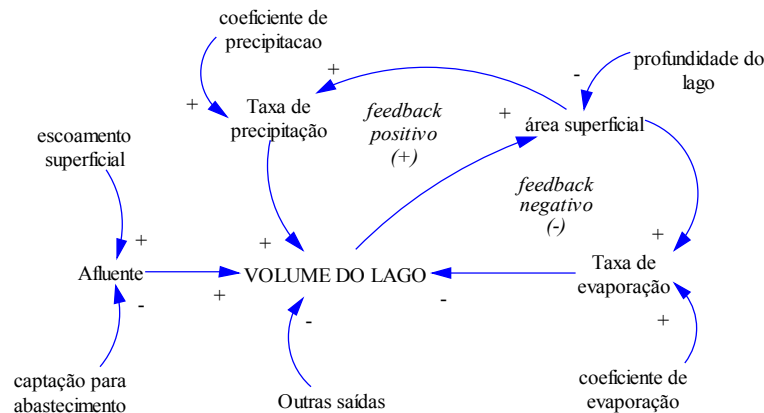


Figura 5. Diagrama de loop causal para o exemplo do lago.

Todas essas perguntas podem ser respondidas através da modelagem dinâmica de sistemas. Após a simulação do modelo e comparação com o modelo de referência, é possível realizar diversas análises de sensibilidade, criando cenários temáticos ou futuros na identificação das principais variáveis que impactam significativamente as estratégias, políticas ou tomadas de decisões. A elaboração de cenários otimistas e cenários pessimistas contribuem para a avaliação do desempenho das políticas e estratégias adotadas, permitindo atingir os objetivos comuns das partes interessadas na investigação.

A implementação de políticas é o principal objetivo da modelagem pragmática. Isto é, a utilidade do modelo é garantida se o processo de modelagem levar a um melhor entendimento das políticas que podem melhorar o comportamento do sistema (Ford, 2010). A Figura 6 apresenta a variação do volume do lago ao longo de doze meses para o modelo de referência e para os cenários:

1. Redução em 50% no coeficiente de evaporação;
2. Aumento em 50% no coeficiente de evaporação;
3. Valor da captação para abastecimento dobrado;
4. Aumento em 50% no coeficiente de evaporação e valor da captação para abastecimento dobrado.

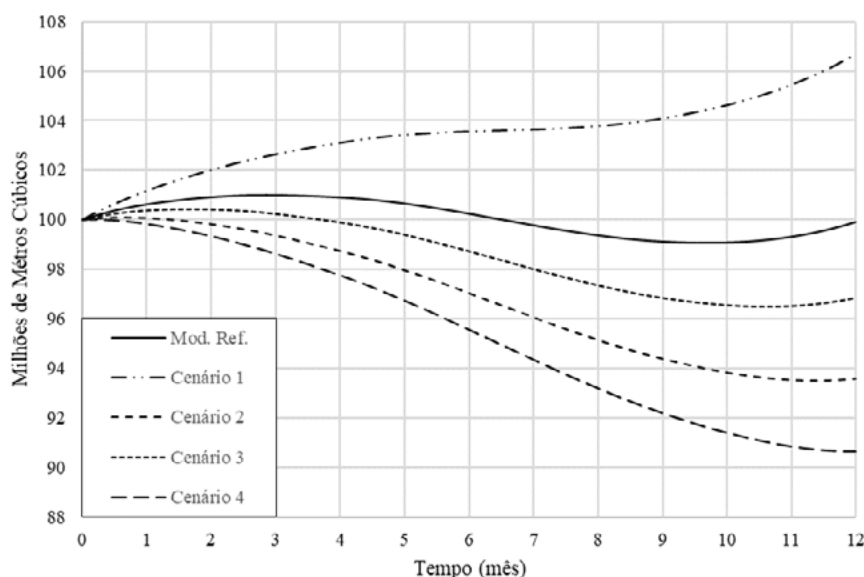


Figura 6. Variação do volume do lago ao longo de doze meses do modelo de referência e dos cenários: 1 - Redução em 50% no coeficiente de evaporação; 2 - Aumento em 50% no coeficiente de evaporação; 3- Valor da captação para abastecimento dobrado, e 4 - Aumento em 50% no coeficiente de evaporação e valor da captação para abastecimento dobrado.

A redução no coeficiente de evaporação (Cenário 1) promoveu um aumento ainda maior no volume do reservatório, já o aumento (Cenário 2) acarretou redução do volume. Se o modelo fosse criado para estudar o possível aumento no volume do lago, uma política de controle poderia ser estudada para avaliar o efeito da dessalinização, que interfere diretamente na taxa de evaporação. O aumento na densidade de sólidos dissolvidos pode reduzir o volume de água. Por outro lado, águas altamente salinas tendem a evaporar mais lentamente devido à redução da diferença na pressão de vapor entre a superfície da água e o ar.

Dobrando o valor de captação para abastecimento (Cenário 3), nota-se, também, a redução no volume do lago, de menor intensidade se comparado com o Cenário 2. Na prática, essa variável pode estar relacionada com o desenvolvimento de novas tecnologias de tratamento e reuso. Além disso, percebe-se que a atuação da evaporação no modelo é mais pronunciada, ou seja, é mais sensível que a captação para abastecimento. Esta é uma das principais informações que se pode ter no processo de análise de sensibilidade. O Cenário 4 é o mais pessimista, tendo a maior redução de volume. O modelo apresenta queda constante no volume até próximo dos últimos meses, em que se iniciou um período de estabilização.

Diversos outros cenários podem ser explorados, como, por exemplo: modificá-lo para ajustar a um formato mais realista; ter o coeficiente de evaporação variando ao longo dos meses, assim como feito com o coeficiente de precipitação; adicionar o efeito da salinidade na taxa de evaporação; entre outros. Há, também, a possibilidade de trabalhar com o horizonte de tempo, que pode ser aumentada para dois, cinco ou quantos anos ao interesse do usuário.

MODELAGEM DINÂMICA DE SISTEMAS AMBIENTAIS APLICADA EM ESTUDO DE AUTODEPURAÇÃO

O aumento da demanda por água, devido às diversas atividades humanas e industriais, acaba por provocar grande geração de resíduos, muitas vezes destinados *in natura* aos corpos hídricos através dos esgotos sanitários e industriais. Esta conduta causa mudanças nas composições físico-químicas e nas características naturais dos corpos d'água. Uma das principais alterações ocasionadas, é o do consumo de oxigênio dissolvido (OD), parâmetro fundamental para garantir a manutenção e qualidade da biodiversidade local. Este consumo ocorre devido às atividades bacterianas de decomposição que promovem a estabilização da matéria orgânica (MO) recebida e, para isso, consomem oxigênio por meio da respiração. Porém, o alto consumo de oxigênio dissolvido provoca diversas implicações do ponto de vista ambiental, tornando-se um dos principais problemas de poluição hídrica (Teles e Silveira, 2006; Hespanhol, 2009; Ricciardone et al. 2016).

De acordo com Von Sperling (2005), a atividade bacteriana está ligada ao fenômeno de autodepuração, que busca reestabelecer o equilíbrio do meio aquático através de mecanismos essencialmente naturais, diante das possíveis perturbações e despejos de materiais orgânicos. O comportamento do OD é resultado de dois mecanismos principais: o consumo de oxigênio pelas bactérias em função da degradação da MO e a reaeração natural do curso d'água, que consiste na transferência de oxigênio da atmosfera para os corpos hídricos.

Sendo assim, os corpos hídricos são capazes de recuperar as suas condições naturais dependendo das suas características e do aporte de MO recebido. Estudando a capacidade natural que os cursos d'água possuem de depurar a MO lançada, Harold Warner Streeter e Earle Bernard Phelps foram os primeiros a propor uma forma inicial de modelo em 1925, sendo este baseado em dados obtidos entre 1914 e 1915, do processo de oxidação e reaeração do Rio Ohio, nos Estados Unidos. Através do modelo de Streeter-Phelps, foi possível empregar o OD para determinar o grau de poluição e a capacidade de autodepuração dos corpos hídricos, expressos em concentrações quantificáveis e capazes de serem modelados matematicamente (Streeter e Phelps, 1925; Von Sperling, 2005).

Basicamente, este modelo compõe-se de duas equações diferenciais ordinárias: a Equação 2 que modela a oxidação do material biodegradável, conhecida por equação de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), e a Equação 3, que modela o fluxo de oxigênio proveniente da reaeração atmosférica, conhecida por equação de reaeração.

(2)

$$\frac{\partial L}{\partial t} = -K_1 L$$

(3)

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -K_1 L + K_2 (C_s - C)$$

Onde: L = concentração de DBO; coeficiente de degradação; C = concentração de OD; coeficiente de reaeração; concentração de saturação de OD.

Neste sentido, a modelagem dinâmica de sistemas ambientais pode ser empregada no modelo de Streeter-Phelps para representar o comportamento dinâmico da autodepuração de lagos, rios e cursos d'água a partir de alterações nas características de seu ambiente. O modelo construído para representar este problema é constituído de algumas variáveis auxiliares, tais como: volume do lago, concentração de DBO e OD, massa de DBO e OD, coeficiente de degradação e de reaeração, concentração de saturação de OD, além das taxas de degradação da matéria orgânica, desoxigenação e de reaeração. A modelagem da demanda bioquímica de oxigênio e do oxigênio dissolvido são concebidas pelos estoques, que representam o fenômeno de autodepuração.

O modelo de referência é apresentado na Figura 7, contendo o perfil da DBO e do OD ao longo do tempo. Como pode ser observado, a MO lançada de uma só vez em um determinado lago contribui para a redução de OD, que se recupera a partir de um dado momento. O nível mais alto de MO é identificado logo após o seu lançamento sendo, em seguida, estabilizado aos poucos pelas bactérias decompositoras.

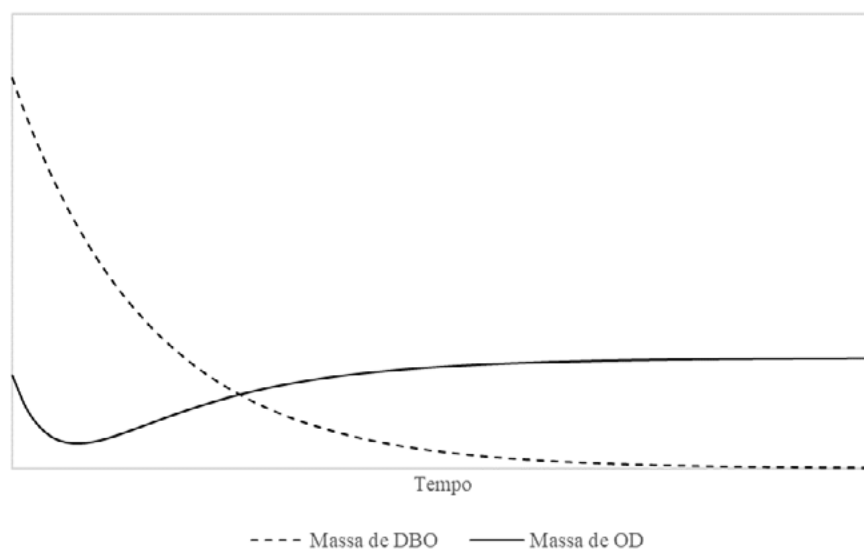


Figura 7. Modelo de referência para o estudo de autodepuração de corpos hídricos.

As simulações para o modelo de autodepuração são realizadas utilizando-se das características presentes na Tabela 2, as quais servem de base para a construção do modelo. No entanto, assim como no exemplo anterior do lago hipotético, são adotados valores meramente representativos. A Figura 8 apresenta o modelo simplificado que relaciona a demanda bioquímica de oxigênio e o oxigênio dissolvido em um lago hipotético de volume constante, com horizonte temporal determinado em dias, devido à rapidez que o processo de autodepuração possui para que haja um lançamento único de matéria orgânica.

Tabela 2. Variáveis auxiliares para o modelo de autodepuração.

Variável Auxiliar		
L inicial	30	g.m^{-3}
C inicial	7.2	g.m^{-3}
Volume do lago	1×10^8	m^3
K_1	0.4	dia^{-1}
K_2	1.2	dia^{-1}
Cs	8.5	g.m^{-3}

Na modelagem da DBO e OD, a relação entre as suas concentrações iniciais e o volume do lago fornece suas respectivas massas iniciais, variáveis auxiliares utilizadas para dar início às simulações. A concentração de DBO é obtida através da relação entre a massa de DBO e o volume do lago e, é empregada juntamente com o coeficiente de degradação e o volume do lago para determinar a taxa de degradação de matéria orgânica. Esta taxa representa o consumo de oxigênio dissolvido e, por sua vez, a taxa de desoxigenação. Já a taxa de reaeração, responsável pela introdução do oxigênio atmosférico no corpo hídrico, depende das variáveis auxiliares de concentração de OD, volume do lago, concentração de saturação de OD e coeficiente de reaeração.

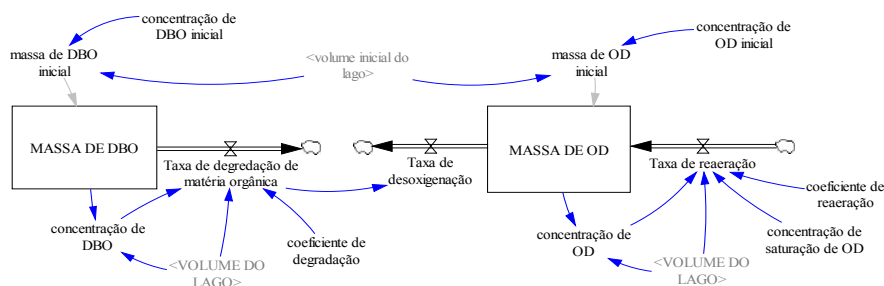


Figura 8. Diagrama de estoque e taxa para simulação de autodepuração.

A Figura 9 ilustra o diagrama de loop causal para a modelagem de DBO e OD do lago hipotético. Nesta figura é possível identificar as relações de causa e efeito do sistema ambiental dinâmico modelado. Por exemplo, o aumento da massa de DBO dado pelo despejo de MO aumenta a concentração de DBO que, por sua vez, aumenta a taxa de degradação de matéria orgânica, porém o aumento desta taxa reduz a massa de DBO, obtendo-se, assim, o feedback negativo para a modelagem da DBO. Além disso, o aumento na taxa de reaeração proveniente da interação ar-água promove o aumento na massa de OD, que aumenta a concentração de OD presente no lago, porém o aumento desta concentração auxilia na redução da própria taxa de reaeração, uma vez que esta depende da concentração de saturação de OD (limite de saturação), obtendo-se, assim, o feedback negativo para a modelagem do OD.

Após a construção e validação do modelo por comparação com o modelo de referência (Figura 7), deve ser realizada a análise de políticas e simulações de cenários para compreender o comportamento do fenômeno de autodepuração em função da modelagem da demanda bioquímica de oxigênio e do oxigênio dissolvido. Neste sentido, os seguintes cenários são elaborados e apresentados na Figura 10:

1. Variação do coeficiente de degradação.
 - a) Aumento em 30%.
 - b) Redução em 30%.
2. Variação do coeficiente de reaeração.
 - a) Aumento em 30%.
 - b) Redução em 30%.
3. Variação na concentração de saturação de OD.
 - a) Aumento em 25%.
 - b) Redução em 25%.

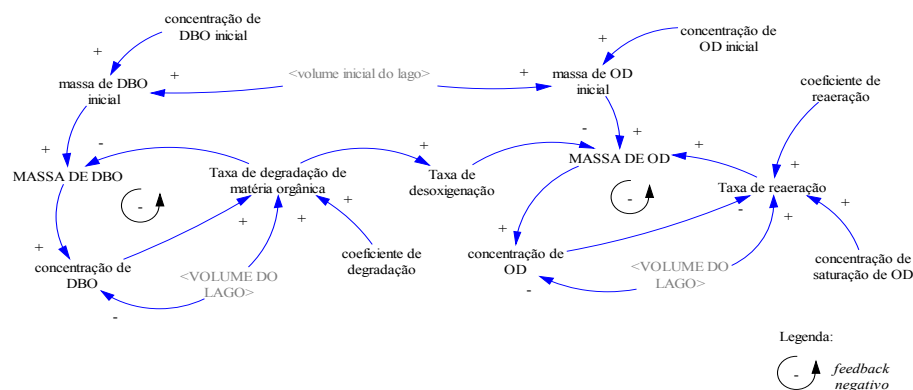


Figura 9. Diagrama de loop causal para o modelo de autodepuração.

Observa-se na Figura 10.1 que o coeficiente de degradação foi responsável por alterar o comportamento da DBO e de OD no sistema. Além disso, o aumento em 30% é responsável por acelerar a degradação da MO, consumindo OD a uma taxa maior. Já a redução em 30% apresenta comportamento oposto, ou seja, este cenário promove desaceleração da degradação da MO com menor consumo de OD.

A Figura 10.2 apresenta o resultado da variação no coeficiente de reaeração. Pode-se observar que as variações não interferem no comportamento da DBO, mas no comportamento do OD. Além disso, o aumento em 30% é responsável por reduzir a demanda de OD do corpo hídrico, por outro lado, o maior consumo de OD é observado quando o coeficiente de reaeração é reduzido em 30%. Este resultado reforça a importância da reaeração do oxigênio em corpos hídricos para o fenômeno de autodepuração.

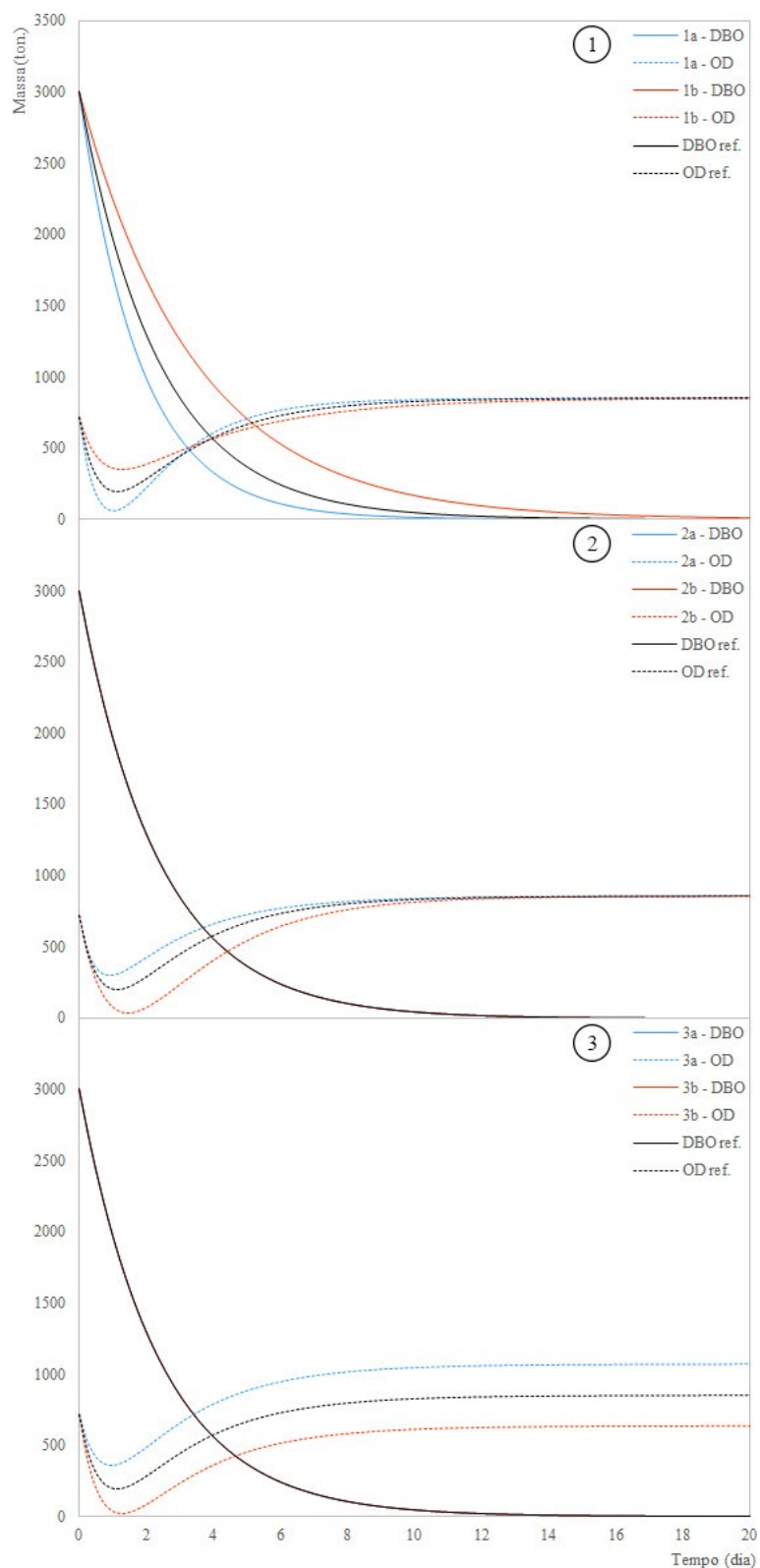


Figura 10. Perfis de autodepuração para os cenários com variação em: 1 – 30% no coeficiente de degradação; 2 – 30% no coeficiente de reaeração; 3 – 25% na concentração de saturação de OD. Para todos os cenários, aumento e redução em A e B, respectivamente. Modelo de referência incluso nos cenários.

Por fim, a variação na concentração de saturação de OD é apresentado na Figura 10.3. As variações não causam mudanças no comportamento da DBO, somente nas concentrações de OD. O aumento em 25% reduz a demanda por oxigênio e aumenta a quantidade de OD em equilíbrio no sistema. Já a redução em 25%, além de aumentar a demanda por oxigênio também diminuiu a quantidade presente em equilíbrio. Portanto, este parâmetro demonstra ser o mais sensível, uma vez que 25% de redução é suficiente para consumir quase a totalidade de OD, ao passo que os outros parâmetros necessitam de maior variação (30%) para atingir o mesmo comportamento.

Sendo assim, é possível identificar que, de maneira geral, corpos hídricos com altos coeficientes de degradação e reaeração possuem maior capacidade para autodepuração, uma vez que a degradação e a reposição de oxigênio são mais aceleradas. Por outro lado, corpos hídricos com coeficientes menores não podem receber grande quantidade de matéria orgânica, necessitando de maiores atenções e cuidados nas políticas públicas, que devem considerar as particularidades de cada sistema ambiental.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A modelagem dinâmica de sistemas ambientais é uma metodologia empregada para estudar e gerenciar sistemas complexos que mudam com o tempo. Mudanças climáticas, disposição de resíduos sólidos, despejos de efluentes em corpos hídricos, entre outros, são exemplos de dinâmicas interdisciplinares complexas que interconectam os sistemas ambientais, sociais e econômicos, desafiando a compreensão humana. Antecipar as consequências de políticas públicas para tratar destas particularidades, é uma tarefa difícil, especialmente entre as ações tomadas e as reações causadas no sistema. Além disso, o entendimento humano acerca do comportamento do sistema ambiental é limitado pela complexidade dos diversos processos que o controlam.

O direcionamento, aqui adotado, abordou a modelagem dinâmica de sistemas ambientais pela perspectiva de feedbacks utilizando simulações em modelos estoque-taxa, empregados para descrever como os estoques, as taxas e as variáveis presentes no sistema se inter-relacionam no padrão dinâmico do sistema ambiental. Assim, as constatações fornecidas através desta ferramenta proporcionam aos usuários condições de desenvolver estratégias e políticas que podem auxiliar na solução de problemas complexos como, a mitigação do impacto proveniente do despejo de matéria orgânica nos corpos hídricos, assunto exemplificado neste capítulo.

Diante da limitada habilidade cognitiva humana, é de se esperar que ocorram algumas surpresas nas simulações. De fato, as simulações podem resultar em comportamentos opostos aos esperados. Neste sentido, políticas consideradas para tornar o sistema melhor podem piorá-lo ainda mais e, em certos casos, políticas que supostamente favorecem ou desfavorecem alguns setores, na verdade, podem oferecer resultados vantajosos a longo prazo. Entretanto, estes resultados podem ser o grande diferencial para melhorar o entendimento sobre os sistemas ambientais, contribuindo para as transformações de pensamento e prática de todos os envolvidos neste processo.

REFERÊNCIAS

- CAVANA, R. Y.; MAANI, K. E. A Methodological Framework for Systems Thinking and Modelling (ST&M) Interventions. In: International Conference on Systems Thinking in Management, 2000, Geelong/Australia. **Anais...** Geelong: ICSTM2000, 2000.
- FORD, A. **Modeling the environment**. 2. Ed. Washington: Island Press, 2010.
- FORRESTER, J. **Urban dynamics**. Waltham, MA. Pegasus Communications, 1968.
- HESPAÑHOL, Katia M. H. **Monitoramento e Diagnóstico da Qualidade da Água do Ribeirão Moranguinho**. 2009. 153 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) – Pós-graduação em Engenharia Urbana, Universidade Estadual de Maringá, Maringá. 2009.
- LEE, K. **Compass and gyroscope: Integrating science and politics for the environment**. Washington, DC: Island Press, 1993.
- RICCIARDONE, P.; PEREIRA, O. dos S.; et al. Avaliação da Capacidade de Autodepuração do Rio das Mortes no Município de Vassouras/RJ. **Revista Eletrônica Teccen**, v. 4, n. 3, p. 63-76, 2016.
- SPERLING, M. Von. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental UFMG, 2005.
- STREETTER, H. W.; PHELPS, E. B. **A Study of the Pollution and Natural Purification of the Ohio River**. Washington: United States Public Health Service, 1925.
- TELES, R. B.; SILVEIRA, A. Autodepuração de Escoamentos Naturais de Água: Estudo De Caso: de Modelagem Matemática em um Trecho do Ribeirão Preto, Ribeirão Preto-SP. In: XXX Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária y Ambiental, 2006, Punta del Este/Uruguai. **Anais...** Uruguai: AIDIS, 2006.

USO DE INFERÊNCIA GEOGRÁFICA APLICADA AO DIAGNÓSTICO AMBIENTAL COMO SUBSÍDIO PARA A TOMADA DE DECISÃO

Marcos Roberto Martines; Reinaldo Paul Pérez Machado
& Rogério Hartung Toppa

INFERÊNCIA GEOGRÁFICA: CONCEITOS E APLICAÇÃO

Dentro da temática de estudos destinados ao Planejamento Ambiental e das diversas fases que compõe o processo de planejamento, destaca-se o diagnóstico ambiental como uma fase fundamental para a compreensão das dinâmicas e relações ambientais em um determinado território. Neste sentido, o conceito de inferência geográfica pode auxiliar na compreensão dessas dinâmicas, pois permite a adição de novas informações espaciais com base em dados pré-existent. Esses dados espaciais são expressos por meio de mapas temáticos que representam elementos que compõem a paisagem. Isso significa um incremento semântico importante no processo de tomada de decisão.

Para elaborar um diagnóstico ambiental é preciso sistematizar as variáveis que serão avaliadas com base nos objetivos do processo de planejamento, sempre considerando que esse processo limita-se a uma determinada área associada ao escopo do estudo (p.ex. planos de manejo de Unidades de Conservação, Planos Diretores Municipais, Planos de Bacia, Zoneamentos Ecológicos-Econômicos) e, portanto, estabelecendo uma base de procedimentos para que os produtos do diagnóstico ambiental estejam contemplados por uma visão integrada das condições físicas, bióticas e socioeconômicas vigentes em um determinado espaço-tempo (Santos, 2007; Becker e Egler, 1997; Câmara et al. 2001).

Essas condições são percebidas, em cada ocasião, como instâncias pertencentes a um conjunto estruturado e dinâmico de objetos e atributos ambientais, e neste quadro integrado convergem fatores causais e aleatórios que são registrados como dados associados a uma situação ambiental de estudo, com a finalidade de elaborar um modelo da paisagem (Xavier, 2001).

A maioria dos projetos de Planejamento Ambiental é realizada por meio de um sistema para processamento de dados espaciais denominado Sistema de Informação Geográfica (SIG), que tem como proposta principal a combinação de dados espaciais para descrever e analisar

interações com a finalidade de realizar previsões por meio de modelos, e ainda, fornecer apoio nas tomadas de decisões por especialistas (Monteiro et al. 2004). Isso demonstra o potencial dos SIG's como arcabouço teórico, metodológico e técnico, como um ambiente apropriado para o desenvolvimento de estudos dessa natureza.

Existem diversos métodos de inferência geográfica (termo também conhecido como inferência espacial) que auxiliam na integração dos dados ambientais no SIG (Martines, 2005), o que possibilita um olhar integrado dos elementos da paisagem, sendo isso um dos grandes desafios para o estabelecimento de um diagnóstico ambiental efetivo para o processo de planejamento e tomada de decisão.

As especificidades de cada método possibilitam a geração de novos dados espaciais, ou seja, o resultado da análise espacial é uma nova informação espacial, baseada na combinação de diferentes fontes do diagnóstico, destacando-se o potencial de integração dos dados obtidos nessa etapa do planejamento.

Entre os métodos de combinação de dados temáticos qualitativos, destacamos o método Booleano, sendo que esse método expressa-se espacialmente em forma de polígonos que representam classes (favoráveis e não favoráveis). Outros métodos como a Média Ponderada, Lógica Fuzzy, Modelo Bayesiano e inferência por Redes Neurais, realizam combinações com dados em formato numérico, embora eles espacialmente representem dados numéricos, e suas combinações são representadas na forma de mapas temáticos (Câmara et al. 2001).

Neste capítulo, apresentamos um instrumental básico para a formulação de um diagnóstico ambiental fundamentado no conceito de inferência geográfica. Para isso, nós descrevemos uma proposta metodológica, procedimentos e técnicas que podem ser replicadas em outros estudos dessa natureza.

HIERARCHICAL ANALYTICAL PROCESS

Dentre os diferentes métodos de inferência geográfica disponíveis, nós apresentamos neste capítulo o método Booleano Ponderativo em associação com o Analytical Hierarchical Process – AHP (Processo Analítico Hierárquico) (Satty, 1977), com a finalidade de gerar um modelo sintético da paisagem. O método Booleano Ponderativo é baseado na combinação de dados na forma numérica e possibilita a aplicação de diferentes pesos a cada variável, e tem sua potencialidade expressa na síntese dos dados. Esse modelo síntese é representado através de um mapa temático no qual é possível identificar diferentes níveis de criticidade.

O método AHP aplica o conceito de importância relativa a um conjunto de variáveis, complementando os métodos de inferência geográfica, pois parte da ideia do conceito de hierarquização de significância e permite definir uma valoração numérica entre as variáveis analisadas, possibilitando um incremento avaliativo ao modelo Booleano Ponderativo.

Para a exemplificação de elaboração de um modelo sintético no diagnóstico ambiental, propomos um estudo de caso em que utilizamos como base as variáveis ambientais do município de Itirapina – São Paulo, uma importante região para a conservação do Cerrado Paulista.

O modelo sintético apresenta as áreas do município categorizadas em diferentes níveis de fragilidade em relação aos processos de erosão hídrica laminar. O processo de erosão expressa-se pela retirada de material particulado, transporte e deposição de sedimentos através da evolução da ação do *splash*, a formação de poças, que tem por consequência a formação de microrravinas e ravinas, em função do escoamento da água na superfície em lençol (Guerra Silva e Botelho, 2009). A remoção de camadas dos solos pelas águas pluviais caracteriza-se por dois grandes grupos de ações, em função da intensidade de carregamento de partículas e incisão no solo, sendo a erosão em lençol, quando a perda de solo pela erosão se dá em camadas relativamente finas e homogêneas, esse processo é chamado de escoamento laminar; e a erosão linear, que ocorre na medida em que a água se concentra em determinados pontos da vertente devido às depressões do terreno, a partir da formação de pequenos sulcos e ravinas que podem alcançar um estágio mais avançado chamado de voçorocas (Braun, 1961). Assim, a erosão hídrica laminar foi utilizada como indicador de fragilidade para classificar a criticidade ambiental da paisagem do município.

Queremos destacar que o presente capítulo não pretende aprofundar uma discussão sobre processos erosivos, tão pouco como elaborar uma Carta de Suscetibilidade à Erosão ou Risco à Erosão, pois existe uma vasta bibliografia que trata desse assunto, na qual se aplicam diversos métodos e técnicas para obtenção de tais produtos cartográficos. Neste trabalho, a erosão aparece como um fator de convergência para a elaboração do modelo numérico de classes temáticas, que subsidiará a aplicação do método de inferência geográfica proposto para a geração de um modelo sintético de análise ambiental.

PROPOSTA METODOLÓGICA APLICADA EM SIG PARA DIAGNÓSTICOS AMBIENTAIS

Um das primeiras questões colocadas quando se propõe realizar um estudo de caso científico, é a definição da metodologia que será adotada. Ross (1990) esclarece que podemos comparar a metodologia como sendo a “espinha dorsal” de qualquer pesquisa, e que para sua aplicação é necessário o domínio dos conhecimentos teóricos e conceituais. Existem diversas Ciências que já possuem metodologias consagradas, mas no caso de estudos destinados a questão ambiental e de planejamento ambiental ainda não existe um consenso. Santos (2007) apresenta diversas alternativas metodológicas para o desenvolvimento de pesquisas no âmbito do planejamento ambiental, mas como neste estudo a proposta é utilizar o arcabouço dos SIG’s aplicado aos diagnósticos ambientais, nós adaptamos a proposta metodológica apresentada por Xavier (2001).

A proposta de Xavier (2001) divide o processo metodológico em duas grandes etapas: (i) os procedimentos referentes à etapa do diagnóstico ambiental, compreendendo a definição de situações existentes e/ou de possível ocorrência; (ii) e os procedimentos de prognose, nos quais são realizadas previsões e simulações ambientais relativas aos problemas ambientais. Neste estudo apresentaremos uma adaptação da fase de diagnóstico ambiental que foi dividida em dois grupos: os Levantamentos Ambientais e as Prospecções Ambientais (**Figura 1**).

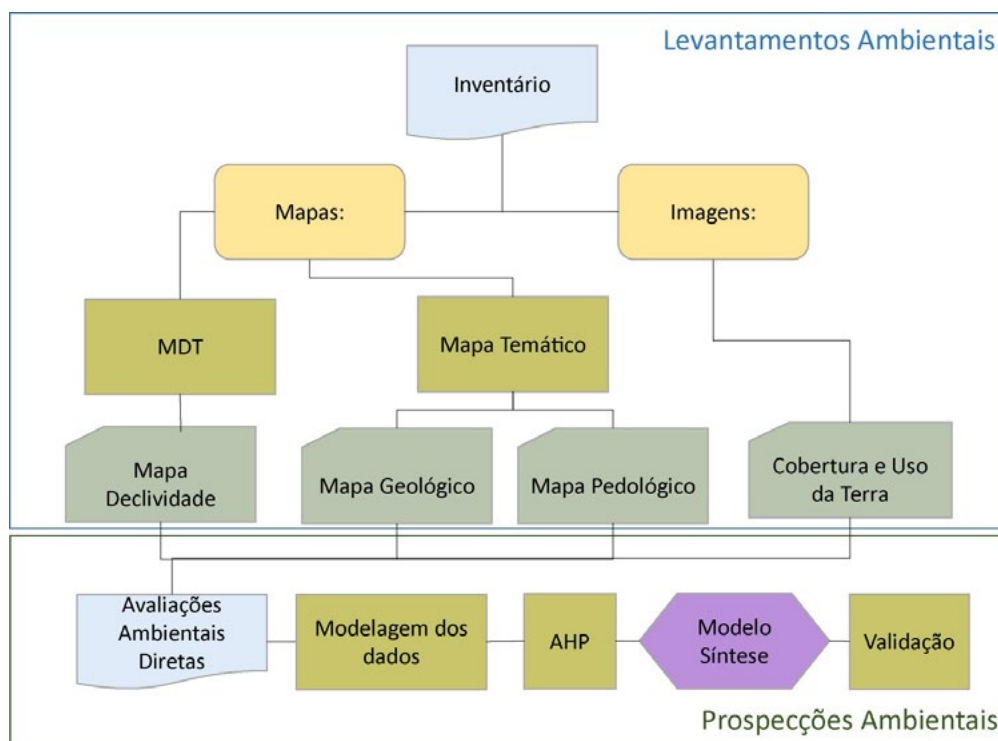


Figura 1. Diagrama conceitual da proposta metodológica da pesquisa para a fase do diagnóstico ambiental. Fonte: adaptado de Xavier (2001)

Levantamentos Ambientais

Abrange o cômputo das áreas de incidência de eventos e entidades (unidades espaciais de análise), o acompanhamento da evolução de ocorrências territoriais e o uso da base de dados como instrumento de identificação e de aprendizagem quanto à ocorrência da associação dos eventos e entidades e características ambientais (Xavier, 2001).

Inventário

Na fase o inventario são formuladas as questões básicas para o desenvolvimento efetivo de um diagnóstico ambiental, como, por exemplo: Quais os elementos da paisagem são significativos

e serão estudados? Quais são as variáveis fundamentais para a elaboração de indicadores satisfatórios no estudo? Qual será a escala de análise? Quais serão as principais fontes? (Santos, 2007). As respostas desses questionamentos serão a referência semântica para o desenho do Banco de Dados Geográfico (BDG) e de como os dados coletados dessas diversas fontes e formatos serão incorporadas na linguagem computacional.

Podemos sintetizar o inventário como o arcabouço físico e lógico representativo de uma realidade ambiental, compreendendo as variações identificadas dentro do território de análise, sendo um modelo digital do ambiente no qual é possível gerar classificações mapeadas, acompanhamento evolutivo de fenômenos, zoneamento e inferências (Xavier, 2001).

Prospecções Ambientais

As prospecções podem gerar avaliações ambientais, realizadas com base na utilização de procedimentos matemáticos na definição da área de ocorrência de um conjunto de características ambientais de interesse. O uso de uma escala ordinal, aferida com base nos dados originais de forma independente da escala de medição utilizada anteriormente, se for nominal, por exemplo, permite a elaboração de um universo classificatório com eixos ordenados, possibilitando a hierarquização de categorias de cada variável ambiental presente (Xavier, 2001). Esse procedimento, desenvolvido em ambiente SIG, utilizando estruturas lógicas de análise como a lógica booleana, pode gerar uma avaliação ambiental para a área de estudo, sendo que essas avaliações podem ser classificadas como diretas.

ESTUDO DE CASO: CARACTERÍSTICAS GERAIS DA ÁREA DE ESTUDO

A área selecionada como estudo de caso foi o município de Itirapina – SP, que está inserido nos limites de duas Áreas de Proteção Ambiental (APAs) (**Figura 2**). Na região há predominância da atividade agrícola com plantações de cana-de-açúcar (cultura temporária), seguida da citricultura e da cafeicultura (cultura permanente). A cultura do milho e do arroz está presente principalmente nas pequenas propriedades, e ainda há ocorrência de reflorestamento (pinos e eucalipto) vinculado a indústria de celulose (Reis e Zanchetta, 2006).

A escolha deste padrão de ocupação, com um mosaico de diversos usos da terra, subsidiou para que o nosso trabalho pudesse propiciar uma análise mais rica em função da presença de diversos agentes modificantes da paisagem, além de se tratar de uma importante região para a conservação do Cerrado paulista, com importantes remanescentes como, por exemplo, os localizados nas Estações Ecológica e Experimental de Itirapina.

O relevo da região apresenta dois tipos de modalidades dominantes: Morros Alongados e Espigões, onde são predominantes os interflúvios, topos achatados e vertentes ravinadas,

apresentando em seu conjunto uma drenagem de média densidade (Ab'Saber, 1954). Além disso, situa-se no contato da Depressão Periférica paulista e pode ser caracterizada por apresentar um relevo deprimido entre as escarpas mais avançadas da zona de Cuestas (delimitam a borda oriental dos derrames basálticos) e o Planalto Cristalino Atlântico (que é uma das unidades morfológicas características do Estado de São Paulo), isso define morfologicamente a região de Itirapina como sendo um compartimento interplanáltico bem definido no conjunto da Depressão Periférica (Penteado, 1968).

Entretanto, Christofolletti (1968) esclarece que não há entre a Depressão Periférica e as Cuestas Basálticas, uma exata correspondência entre limites geológicos e geomorfológicos, onde o entalhamento é mais profundo, formaram-se relevos de morros como os relevos mistos do tipo morros de topos achatados (Christofolletti, 1968).

Para o Instituto de Pesquisas Tecnológicas, (1981) a área está localizada no contexto de litologias da Bacia Sedimentar do Paraná onde as litologias presentes são de idades Paleozóicas e Cenozóicas, representadas pelo Grupo São Bento (Formação Serra Geral, Formação Pirambóia e Formação Botucatu) e Grupo Bauru (Formação itaqueri), além de coberturas Cenozóicas, areias e cascalhos.

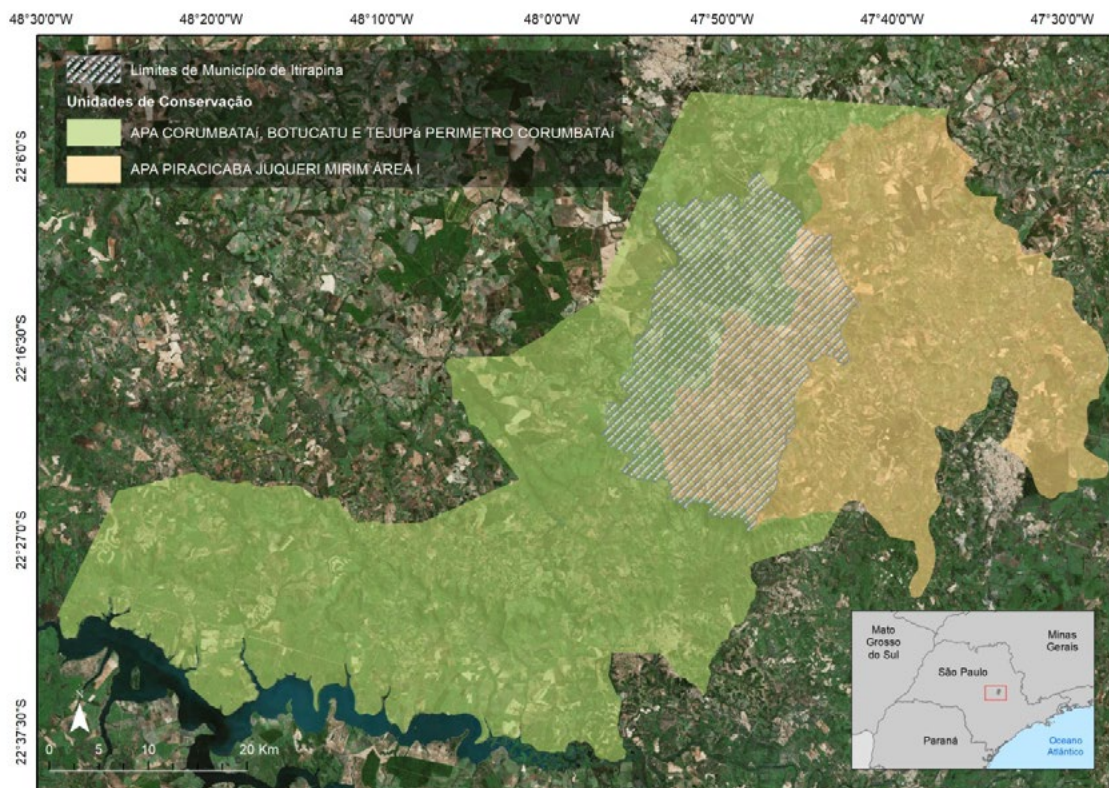


Figura 2. Localização do município de Itirapina dentro da APA Piracicaba – Juqueri-Mirim e no Perímetro da APA Corumbataí.

ELABORAÇÃO DO BANCO DE DADOS GEOGRÁFICOS (BDG) E A MODELAGEM DOS DADOS

Dentro do contexto do presente trabalho, o primeiro passo para a utilização do SIG é a definição das variáveis ambientais e as prováveis modelagens dos dados geográficos que serão necessárias para a criação do BDG. Elaborar a modelagem é fundamental para possibilitar que as variáveis ambientais selecionadas sejam modeladas computacionalmente por meio de software em ambiente SIG.

Neste sentido, deve-se interpretar as variáveis ambientais e definir qual é o melhor modelo computacional, e assim possibilitando a incorporação no BDG. Dentro dessa perspectiva, o **Quadro 1** apresenta as diferentes categorias de modelagem computacional disponíveis para a interpretação das variáveis ambientais.

Com base nestes pressupostos foi elaborado o BDG do Município de Itirapina, no qual foram definidas diversas categorias de diferentes modelos de dados. Nestas categorias estão contidos os diversos planos de informação (PI's), também conhecidos como *layers*, *coverages* ou níveis temáticos. Neste estudo, adotaremos o tratamento de PI. Desse modo, foram interpretadas as variáveis ambientais e definidos os modelos de dados para o BDG de Itirapina, a escala e a fonte dos dados utilizados (**Tabela 1**).

Quadro 1. Estrutura de Modelagem de variáveis ambientais para elaboração de um Banco de Dados Geográficos (BDG). Fonte: Spring, 1996

Modelo	Característica
Imagem	Categoria do modelo Imagem refere-se a dados provenientes de sensoriamento remoto em formato raster ou matricial.
Numérico	Categoria do modelo Numérico refere-se a dados que possuem uma variação contínua de seus valores numéricos em função de sua posição na superfície. Exemplos: altimetria, pH do solo, magnetometria, temperatura de superfície etc.
Temático	Categoria do modelo Temático refere-se a dados que classificam uma posição geográfica quanto a um determinado tema. Exemplos: pedologia, fitofisionomia etc.
Classe	Para as categorias de dados do modelo temático é necessário definir as Classes Temáticas , as quais são especializações da categoria. Tomando-se como exemplo a pedologia, cada tipo de solo constituirá as classes. Exemplos: latossolo roxo, argissolo e litossolo.
Objeto	Categoria de dados do modelo Objeto refere-se à especialização de um tipo de objeto geográfico. Exemplos: municípios, logradouros, propriedades etc.
Cadastral	Categoria do modelo Cadastral refere-se aos mapas que contêm a representação de determinado tipo de objeto. Exemplos: Divisão política é a categoria cadastral que conterá o mapa com as representações dos limites municípios.
Rede	Categoria do modelo Rede refere-se aos dados geográficos que possuem relações de fluxo e conexão entre os inúmeros elementos que se deseja representar e monitorar. Exemplos: rede de energia elétrica, esgoto, água, drenagem, telefonia etc.
Não espacial	Categoria do modelo Não Espacial refere-se aos dados que não possuem representação espacial. Exemplos: os dados de cadastros rurais e urbanos.

Tabela 1. Descrição dos Modelos de Dados e Categorias.

Categoria	Modelo	Escala	Fonte
Declividade	Numérico	1:50.000	IBGE, 1971 e 1979
Geologia	Temático	1:100.000	IGCSP, 1964
Pedologia	Temático	1:100.000	IAC, 1981
Hidrografia	Cadastral	1:50.000	IBGE, 1971 e 1979
Limite	Temático	1:50.000	IBGE, 1971 e 1979
Cobertura e Uso da Terra	Temático	1:65.000	Imagens do satélite Landsat

Outro importante aspecto quando se estrutura um BDG é a escala em que os dados serão interpretados e analisados. Isso é fundamental para a definição de quais variáveis ambientais serão utilizadas no diagnóstico ambiental e qual será a fonte dos dados. Neste estudo, a escala de análise definida foi 1:100.000, sendo que essa é considerada uma escala média e compatível para um diagnóstico ambiental municipal (Santos, 2007).

Com a escala definida, todas as variáveis ambientais utilizadas foram organizadas de forma a serem compatíveis com essa a escala. Recomenda-se utilizar variáveis que estejam expressas em escalas iguais ou maiores do que a definição da escala do estudo, a fim de evitar interpretações equivocadas da realidade.

PROCEDIMENTOS PARA OBTENÇÃO DOS PLANOS DE INFORMAÇÃO

Para a realização do procedimento de entrada dos dados no SIG, é necessário avaliar qual a melhor forma de inserção. Ou seja, se a origem dos dados for secundária, como um mapa geológico em formato analógico, deve-se estabelecer um método apropriado para que esse dado possa ser incorporado no BDG. Nesse contexto, demonstraremos como se precedeu para a organização dos PIs que foram considerados neste diagnóstico, sistematizados em variáveis do meio físico e cobertura e uso da terra.

Planos de Informação do meio físico

Foram utilizadas três variáveis ambientais referentes ao meio físico: Declividade, Pedologia e Geologia. Para a organização do plano de informação referente à Declividade foram utilizados quatro mapas topográficos do IBGE, em formato analógico (1:50.000), que compõe a área de cobertura do município. Esses mapas foram digitalizados (passagem do modelo analógico para o digital), georreferenciados (passagem do modelo cartesiano para o modelo geográfico) e vetorizados (transformação da imagem com classes temáticas para o modelo vetorial com tabela de

atributos), considerando as isolinhas de 20 metros, com topologia X,Y,Z (longitude, latitude e cotas altimétricas). Posteriormente, o PI foi organizado com a elaboração de um mosaico baseado nos quatro arquivos, sendo cada um desses arquivos referentes a cada carta topográfica. O resultado foi a organização de um único mapa topográfico digital abrangendo a área total do município (**Figura 3A**).

Com o uso desses dados foi realizada uma modelagem da superfície (Modelo Digital do Terreno - MDT). O MDT busca representar as superfícies por meio de uma estrutura matemática matricial (Teixeira et al. 1992). O processo de geração de um modelo de grade ou MDT compreende a construção de uma malha regular ou irregular, e também da definição de funções interpolantes locais, sendo que essas funções são definidas para cada elemento da malha (Câmara et al., 2001).

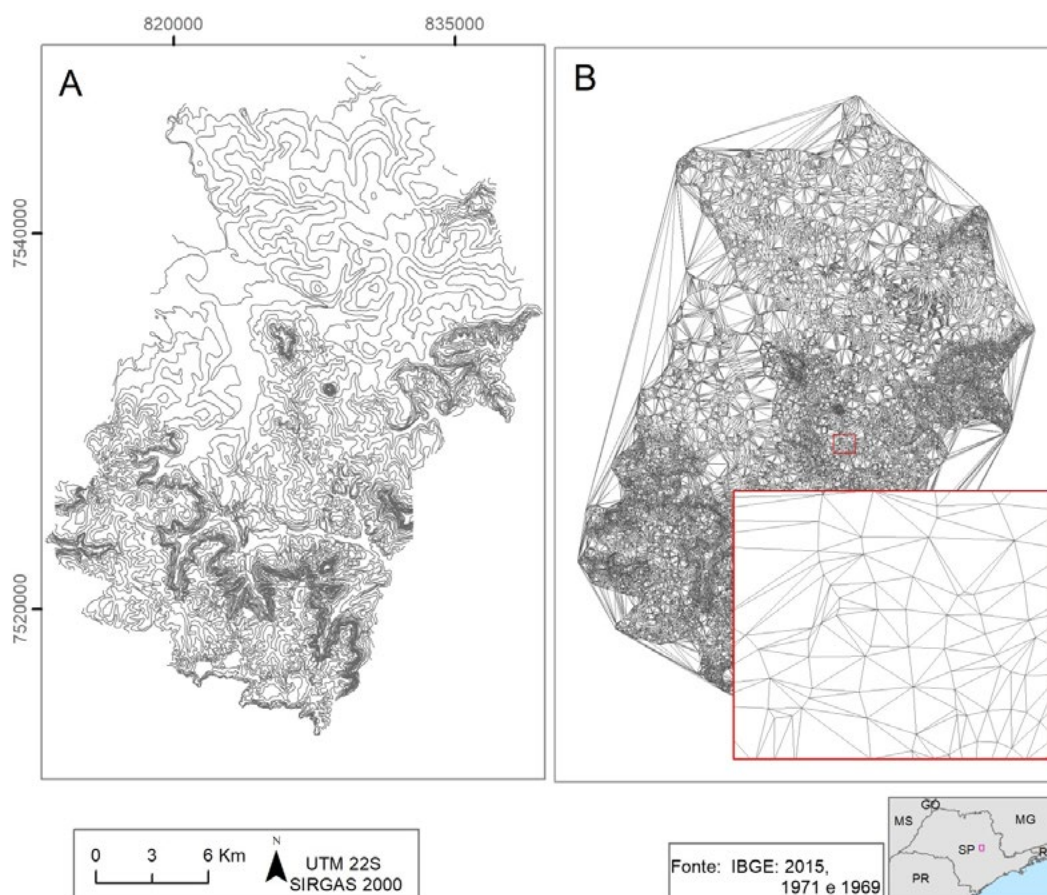


Figura 3. A - Mapa Topográfico do Município de Itirapina; **B -** Grade Irregular Triangular do Município de Itirapina.

Em grades triangulares (própria do modelo de dados gráficos vetoriais), para cada elemento básico (triângulos) se define uma função interpolante que é válida nos pontos internos ao elemento, considerando as arestas dos triângulos, esta modelagem permite que as informações

morfológicas importantes como as discontinuidades representadas por feições lineares de relevo (crista) e drenagem (vales), sejam consideradas durante a geração da grade triangular, possibilitando assim, modelar a superfície do terreno preservando as feições geomórficas da superfície (Felgueiras, 2001)

Para a obtenção da variável de declividades da área de estudo, procedeu-se inicialmente a elaboração da MDT do Município de Itirapina pela geração da grade triangular ou *Triangulated Irregular Network* - TIN - (**Figura 3B**). A partir da elaboração do MDT foi possível gerar um produto significativo para a modelagem ambiental, e a aplicação desse procedimento resultou no mapa com as classes de declividade do município.

O mapa de declividade é expresso em classes com agrupamentos de intervalos que variam em função do objetivo do trabalho. Neste estudo nós adaptamos as classes de intervalos propostas de Ross (1990, 1994 e 1996) que são utilizadas em trabalhos destinados ao planejamento e fragilidade ambiental (**Figura 4A**). Os PI's Pedologia e Geologia foram organizados com o uso de mapas analógicos do Instituto Geográfico e Cartográfico de São Paulo - (IGCSP, 1964) e do Instituto Agrônomo de Campinas - (IAC, 1981), respectivamente. Com isso, os mapas foram digitalizados, georreferenciados e vetorizados, possibilitando assim estabelecer as classes temáticas que estão contidas dentro dos limites do município de Itirapina (**Figuras 4B e 4C**).

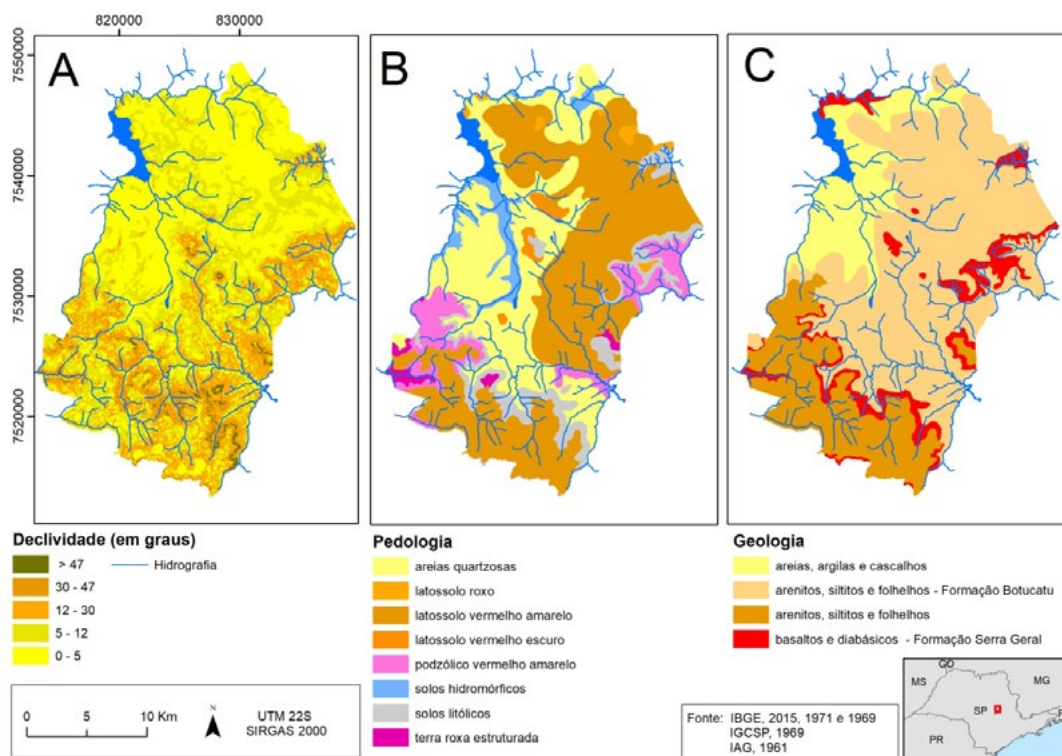


Figura 4. Planos de Informação do Meio Físico (A – Mapa de Declividade, B – Mapa de Pedologia e C – Mapa de Geologia).

Plano de Informação Cobertura e Uso da Terra

A variável ambiental referente à cobertura e uso da terra foi organizada com base em métodos do Sensoriamento Remoto (SR) (Novo, 1988). Dentro dos SIG's estão incorporados conhecimentos de diversas Ciências e entre elas as do SR. Foi selecionada uma imagem de satélite do LandSat 7 sensor ETM+, bandas ETM/3, ETM/4 e ETM/5, do dia 23/20/ 2001 em órbita 220 ponto 073. Estas imagens foram importadas ao BDG, no qual se processou a correção geométrica e a elaboração de uma imagem sintética, em composição colorida (RGB), com as bandas 3 (filtro azul), 4 (filtro verde) e 5 (filtro vermelho).

Para tipificar os diferentes tipos de cobertura e usos da terra utilizou-se o método de Classificação Supervisionada (disponível no software Spring), que envolve os procedimentos de segmentação da imagem, que agrupa polígonos em função da similaridade dos valores de área e da seleção de amostras para treinamento que são selecionadas em função do conhecimento da área de estudo (Jensen; Epiphanyo, 2011). O **Quadro 2** apresenta as classes de cobertura e uso da terra definidas no treinamento e a suas descrições.

Quadro 2. Classes definidas para o Plano de Informação Cobertura e Uso da Terra

Classes	Descrição
Agricultura em ciclo curto	Cana-de-açúcar ou Milho
Agricultura em ciclo longo	Café ou Laranja
Campo antrópico	Gramíneas com baixo pisoteio
Capoeira	Formações arbustivas espaçadas
Mata	Remanescentes florestais
Reflorestamento	Eucaliptos ou Pinos
Solo Exposto	Solo aparentemente sem cobertura vegetal
Área Urbana	Cidade e pequenos núcleos populacionais

Com as amostras de treinamento definidas, foi aplicado o algoritmo de classificação Bhattacharya, que mede a distância média entre as distribuições de probabilidades de classes espectrais (Mather, 1993). Ele tem a finalidade de atribuir aos pixels (menor unidade de uma imagem) um rótulo em função das classes que foram definidas no treinamento. Este procedimento tem como resultado uma imagem classificada. Após a classificação supervisionada foi realizada a edição poligonal. O resultado passou por um pós-processamento de simplificação usando um limiar de área de polígonos (p.ex. exclusão de polígonos $\leq 1.000 \text{ m}^2$), e como produto final obteve-se o mapa de cobertura e uso da terra (**Figura 5A**).

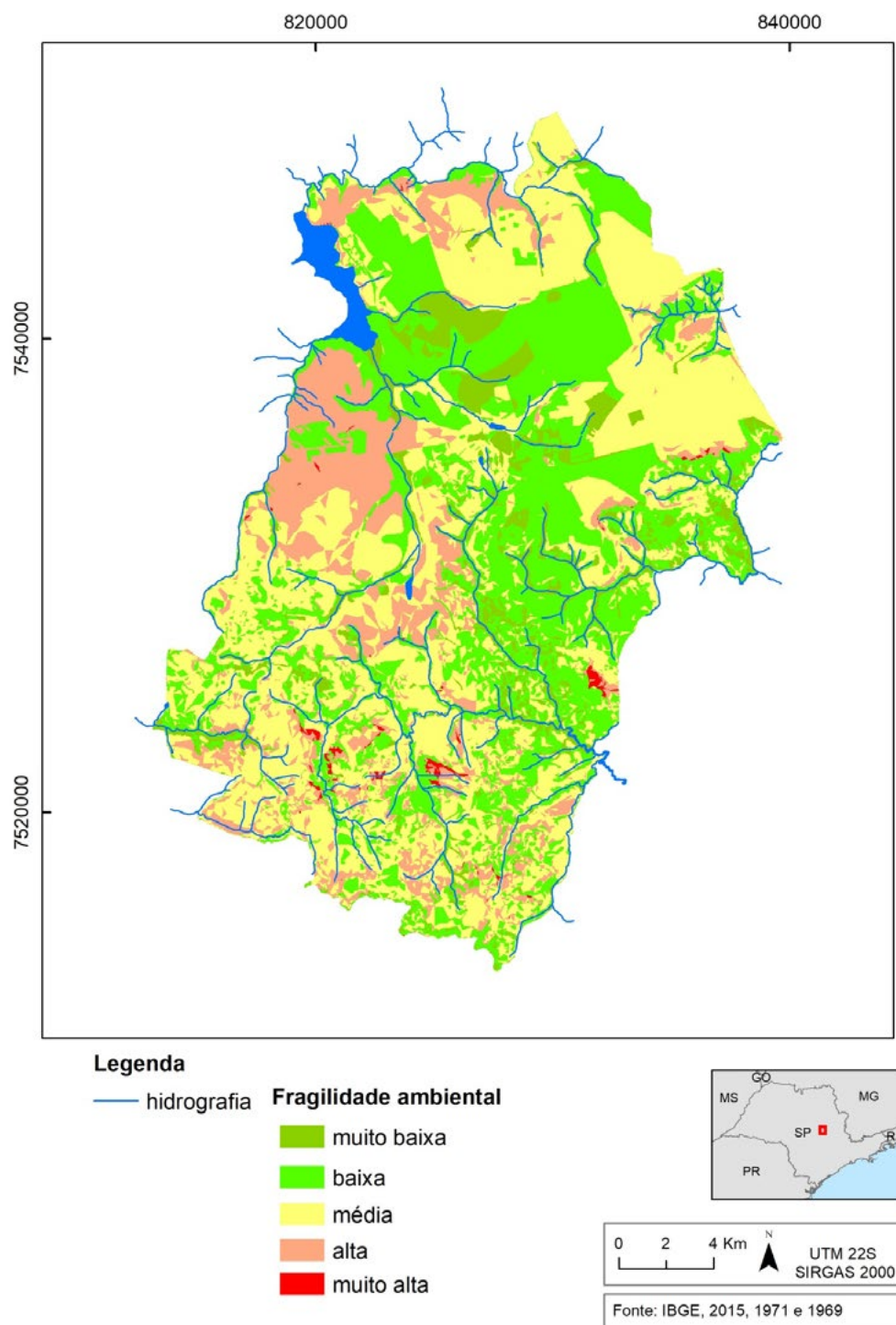


Figura 5. Mapa de cobertura e uso da terra do município de Itirapina - SP

PADRONIZAÇÃO DOS MAPAS TEMÁTICOS E ÁLGEBRA DE MAPAS

Para a aplicação do conceito de inferência geográfica foi necessário transformar todos os PIs vetoriais em PIs matriciais, com a finalidade de associar as células das matrizes a valores. Isso permitiu a efetuação da álgebra entre os mapas, por meio de operações aritméticas, tendo com resultado a integração desses dados em um modelo de síntese.

Tomlin (1990) definiu o termo “álgebra de mapas” como o conjunto de procedimentos de análise espacial em Geoprocessamento que produz novos dados, com base em funções de manipulação aplicadas a um ou mais mapas, e ainda, caracterizou o processo de análise espacial como um conjunto de operações matemáticas sobre mapas em analogia aos ambientes de álgebra e estatística tradicional. Os mapas são tratados como variáveis individuais, e as funções definidas sobre estas variáveis são aplicadas de forma homogênea a todos os pontos do mapa.

Para executar uma álgebra de mapas é necessário que todos os PIs sejam modelos numéricos. Portanto, é necessário transformar os PIs temáticos vetoriais, nos quais seus atributos são expressos em qualidades (classes dos temas) e transformá-los (padronização) em valores (números). A **Figura 6** ilustra como esse processo de padronização ocorre - no exemplo a definição numérica para classe é aplicada a um mapa de solos, no qual os valores propostos para as classes são: Le = 0,60; Li = 0,20; Ls = 0,35; Aq = 0,10.

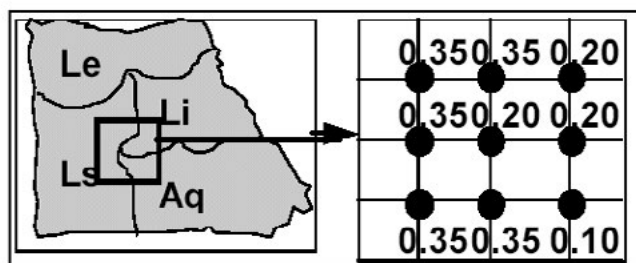


Figura 6. Exemplo de Padronização de Mapa Temático (Vetor) para Mapa Numérico (Matriz).
Fonte: Spring, 1996

Uma das questões centrais na aplicação da álgebra de mapas é a avaliação a ser realizada para a definição das classes temáticas (qualitativos) em valores (quantitativos). É preciso estabelecer um valor adequado para cada dado qualitativo em função do objetivo que pretende ser alcançado. Essa avaliação é importante, pois implica diretamente nos resultados finais e nas possíveis tomadas de decisões. Neste sentido, a participação direta do pesquisador na padronização do modelo é fundamental para a obtenção de um bom produto que irá expressar o fenômeno estudado.

Nós adotamos uma metodologia empírica de avaliação, consultando especialistas para a determinação de um *ranking* (valor numérico ordenado) atribuído as variáveis que compõem os Mapas Temáticos - esta atribuição numérica foi estabelecida para definir o panorama ambiental do município de Itirapina, apontando áreas em fragilidade à erosão hídrica laminar.

Assim, foram distribuídos questionários entre diversos pesquisadores selecionados, preferencialmente, que trabalham com linhas de pesquisas direcionadas a área ambiental. Participaram dessa pesquisa professores da Universidade de São Paulo (USP), Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Universidade Estadual Paulista (UNESP) Rio Claro e Presidente Prudente, Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ), Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) e Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS).

Os 15 pesquisadores participantes preencheram um questionário com tabelas que continham as variáveis de cada um dos temas selecionados. Cada avaliador julgou as variáveis em função do objetivo proposto e atribuiu um *ranking* no intervalo estabelecido de 1 a 5, sendo o valor 1 para a variável mais estável e o valor 5 para a variável mais instável. De acordo com as respostas dos questionários, os *rankings* foram alocados em tabela única e adotou-se média aritmética simples como referência de cada classe temática. A **Tabela 2** apresenta os resultados consolidados para a valoração de cada variável ambiental para o presente estudo de caso.

Definida a mensuração das variáveis ambientais, procedeu-se a transformação dos PIs em matrizes (modelos numéricos). O **Quadro 3** apresenta as variáveis ambientais que foram incorporadas no BDG, sendo que nem todas as variáveis são modelos vetoriais, assim, os modelos numéricos foram reclassificados e os modelos vetoriais foram transformados em matrizes. Para a criação desses modelos numéricos foi necessário definir o tamanho de cada célula ou *pixel*, essa definição chama-se resolução espacial. Neste estudo foi definido um *pixel* de 30 x 30 metros, sendo que esse valor justifica-se para estar em concordância com o tamanho do *pixel* da imagem do sensor ETM+ e foi utilizada para a elaboração do mapa de cobertura e uso da terra.

Com os modelos gerados, foi possível aplicar uma álgebra de mapas que teve como resultado um modelo sintético, entretanto, foi fundamental distinguir as variáveis em graus de importância, afinal não seria correto considerar que um tipo de litologia tem o mesmo impacto em uma vertente que um tipo de manejo. Neste sentido, foi necessário diferenciar os temas em função da contribuição que tem para o objeto de estudo. Nesse caso, o próximo tópico tem por finalidade descrever o método *Analytical Hierarchical Process* (AHP) para gerar essas diferenciações através de pesos.

Tabela 2. Avaliação qualitativa/quantitativa das variáveis ambientais. Fonte: Martines (2005).

Tema	Sigla	Valor	Tema	Sigla	Valor
Solos	terra roxa estrutura	1,33	Geologia	intrusivas basálticas	1,28
	latossolo roxo	2,08		arenitos e arenitos conglomeráticos	3,63
	latossolo vermelho escuro	2,33		arenitos, siltitos e folhelhos	3,75
	solos hidromórficos	2,58		areias, argilhas e cascalhos	5,00
	latossolo vermelho amarelo	3,00	Usos	Mata	1,00
	podzólico vermelho amarelo	3,83		Reflorestamento	2,21
	solos litólicos	4,17		Capoeira	2,29
	Areia quartzosa	5,00		Campo antrópico	3,29
Declividades	0 a 5	1,11		Cultivos de Ciclo Longo	3,43
	5 a 12	2,11		Cultivos de Ciclo Curto	4,29
	12 a 20	3,22		Solo Exposto	5,00
	30 a 47	4,22			
	47 a 90	5,00			

Quadro 3. Padronização dos Mapas para o Modelo Numérico

Variável Ambiental	Tipo	Padronização
Geologia	Vetor	Numérico
Pedologia	Vetor	Numérico
Cobertura e Uso da Terra	Vetor	Numérico
Declividade	Numérico	Numérico

O MÉTODO AHP

O AHP (Saaty, 1977) é um método com base matemática que permite organizar e avaliar a importância relativa entre critérios e medir a consistência dos julgamentos. Requer a estruturação de um modelo hierárquico, o qual geralmente é composto por meta, critérios e uma avaliação de comparação pareada por importância relativa, preferências ou probabilidade, entre dois critérios com relação ao critério no nível superior.

Neste procedimento, os diferentes fatores que influenciam a tomada de decisão são comparados dois a dois, e um critério de importância relativa é atribuído ao relacionamento entre estes fatores conforme uma escala pré-definida, ou seja, os objetos são comparados em pares, levando um, depois o outro e, então, levando de novo o primeiro e segundo, e assim por diante, até que se forme um julgamento quanto ao peso relativo de cada par de objetos (Martines, 2005).

Para a elaboração da hierarquização dos critérios selecionados, foi avaliada a importância das variáveis com base na experiência dos especialistas envolvidos no presente trabalho, atribuindo-se a

elas diferentes níveis de importância em relação a sua prioridade, sendo que quanto maior o nível, maior é a prioridade, ordenando os indicadores em relação a sua importância. Foi estabelecida a seguinte hierarquia de importância das variáveis utilizadas na análise para o mapeamento ambiental do município de Itirapina, com destaque às áreas de fragilidade ambiental à erosão (**Figura 7**).



Figura 7. Hierarquização da intensidade de importância dos temas para a análise de fragilidade ambiental.

Com base nessa hierarquização dos critérios procedeu-se a importância relativa de cada tema e suas variáveis. Essa relação foi utilizada como dado de entrada em uma matriz de comparação pareada e parte da ideia de comparação qualitativa, gerando um valor quantitativo para os julgamentos aplicados (Martines, 2005). Dessa forma foi estabelecida uma matriz de comparações par a par entre cada variável. As comparações pareadas são expressas por valores numéricos, de acordo com a escala fundamental estabelecida por Saaty (1977), na qual os valores variam de 1 a 9 (**Tabela 3**).

Tabela 3. Escala fundamental de AHP (Analytic Hierarchy Process). Fonte: Saaty (1977); Martines (2005).

Intensidade de importância	Definição de Importância	Explicação
1	Igual	Ambos os fatores contribuem igualmente ao objetivo
3	Moderada	Um fator é ligeiramente mais importante que o outro
5	Forte ou essencial	Um fator é claramente mais importante que o outro
7	Muito forte	Um elemento é fortemente favorecido e sua dominância é demonstrada na prática
9	Extrema	A evidência que diferencia os fatores é da maior ordem possível
2, 4, 6, 8	Valores intermediários entre julgamentos	Usado quando o ajuste é necessário

Com o subsídio da escala fundamental e das considerações da hierarquização da intensidade de importância das variáveis, foi estabelecida a matriz de comparações pareadas diretas e reversas (**Tabela 4**). Para isso, deve ser realizada a gradação de intensidade (**Tabela 3**) balizada pela hierarquia definida (**Figura 7**). Como exemplo tomamos o caso da variável A linha, B coluna na **Tabela 4**, atribui-se o valor 2, pois correlaciona-se a hierarquia (**Figura 7**) e a escala fundamental (**Tabela 3**). Ou seja, a relação entre a variável A (cobertura e uso da terra), considerada dentro do nível 1 da hierarquização dos temas, e a variável B (pedologia), considerada dentro do nível 2, apresentam um valor intermediários entre os julgamentos visto que ambas as variáveis possuem alta intensidade de importância na análise.

Para o cálculo do peso do AHP, inicialmente foi realizado o somatório de cada coluna referente às variáveis da matriz pareada (**Tabela 4**), gerando o vetor coluna pareada (p.ex. o vetor coluna pareada da variável A (somatório) é 2,166667). Para gerar a matriz normalizada (**Tabela 5**), divide-se o vetor coluna pareada pelo valor correspondente em cada célula referente às variáveis da matriz pareada (**Tabela 4**; p.ex. o valor 1 da variável A dividido 2,166667 vetor coluna pareada da variável A é 0,461538). O resultado dessa razão se refere ao valor normalizado para cada variável apresentado na matriz normalizada (**Tabela 5**).

Tabela 4. Matriz de Comparação Pareada (A – Cobertura e Uso da Terra, B – Pedologia, C- Declividade e D – Geologia).

Variáveis	A	B	C	D
A	1,00000	2,00000	2,00000	6,00000
B	0,50000	1,00000	1,00000	3,00000
C	0,50000	1,00000	1,00000	3,00000
D	0,166667	0,333333	0,333333	1,00000
Vetor coluna pareada =	2,166667	4,333333	4,333333	13,00000

Tabela 5. Matriz de comparação normalizada (A – Cobertura e Uso da Terra, B – Pedologia, C- Declividade e D – Geologia).

Variáveis	A	B	C	D
A	0,461538	0,461538	0,461538	0,461538
B	0,230769	0,230769	0,230769	0,230769
C	0,230769	0,230769	0,230769	0,230769
D	0,076923	0,076923	0,076923	0,076923

Após a normalização foi realizado o somatório dos valores das linhas da matriz normalizada para cada variável (vetor linha). O somatório do vetor linha gera o valor referente ao vetor coluna normalizado. O vetor prioridade (pesos estimados) foi obtido por meio da razão entre os vetores linha e vetor coluna normalizado (**Tabela 6**).

Tabela 6. Determinação dos valores dos Vetores Prioridade das variáveis (A – Cobertura e Uso da Terra, B – Pedologia, C- Declividade e D – Geologia)

Variáveis	A ... D	Vetor Linha		Vetor prioridade
A	Somatório dos valores da linha A da Matriz Normalizada (Tabela 5) $0,4629 + 0,4618 + 0,4618 + 0,4615 =$	1,846154	Vetor Linha / Vetor Coluna Normalizado =	0,461538
B		0,923077		0,230769
C		0,923077		0,230769
D		0,307692		0,076923
Somatório do Vetor Linha =		Vetor Coluna Normalizado 4		

Obtidos os pesos estimados (vetor prioridade), foi possível calcular a consistência dos julgamentos aplicados sobre as variáveis estabelecidas na matriz pareada. Um exemplo para a inconsistência no AHP pode ser interpretado da seguinte forma: considerando que $A > B > C$, seria inconsistente julgar que $C > A$.

Para calcular a consistência, inicialmente multiplica-se a matriz pareada pelo vetor prioridade para gerar a matriz de consistência. Na matriz de consistência, somam-se os valores de cada variável para a obtenção do vetor de consistência da variável (*novo vetor*) (**Tabela 7**).

Tabela 7. Etapa de elaboração da matriz de consistência para obtenção do novo vetor para o cálculo do auto vetor (A – Cobertura e Uso da Terra, B – Pedologia, C- Declividades e D – Geologia).

Matriz de consistência				Novo Vetor
A	B	C	D	
0,461538	0,461538	0,461538	0,461538	1,846154
0,230769	0,230769	0,230769	0,230769	0,923077
0,230769	0,230769	0,076923	0,230769	0,769231
0,076923	0,076923	0,076923	0,076923	0,307692

Com base no novo vetor e no vetor prioridade foi obtido o auto vetor (). Para a obtenção do aplicou-se a **fórmula (1)**:

(1)

$$\frac{1}{n} \left(\sum \frac{\text{Novo Vetor}}{\text{Vetor Prioridade}} \right) = \text{Auto Vetor} (\lambda_{\max})$$

Para o cálculo do Índice de Consistência (IC) aplicou-se a **fórmula (2)**. O resultado do IC, segundo Saaty (1990), deve estar dentro do intervalo de $[0 - 1]$, o que significa que os resultados dos julgamentos são adequados.

(2)

$$IC = \frac{\lambda_{\max} - n}{n - 1}$$

Neste trabalho o cálculo do IC foi de 0,05, indicando que os pesos estimados são consistentes. Portanto, pode-se elaborar a equação algébrica entre os mapas (**Fórmula 3**).

(3)

$$MR = 0,461538 (MCUT) + 0,230769 (MP) + 0,230769 (MD) + 0,076923 (MG)$$

Sendo que: MR = Modelo numérico resultante; MCUT = Modelo numérico da Cobertura e Uso da Terra; MP = Modelo numérico da Pedologia; MD = Modelo numérico da Declividade; MG = Modelo numérico da Geologia.

Como resultado foi obtido um modelo numérico sintético por meio da aplicação do conceito de inferência geográfica. Esse modelo pode ser representado através de um mapa temático com classes. A definição das classes gera um incremento semântico ao produto, agregando valor na perspectiva da interpretação dos resultados.

Para definir as classes aplicou-se o método de Sturges (1926) (**Fórmula 4**), que possibilitou a estimação de quantas classes são representativas de uma distribuição, e como resultado foi obtido a indicação de cinco classes.

(4)

$$K = 1 + 3,322(\log n)$$

Sendo que: K = número de classes; n = número total de informações.

Com o número de classes definido, foram calculados os intervalos para cada classe dentro da distribuição dos dados (resultado da álgebra de mapas), pelo método de Jenks, (1967) - *Natural Breaks Optimization*. Esse método procura as grandes lacunas no universo dos dados, ou pausas naturais, quebras de classe que classificam os dados maximizando a diferença entre classes e minimizando as diferenças dentro das classes (**Figura 9**).

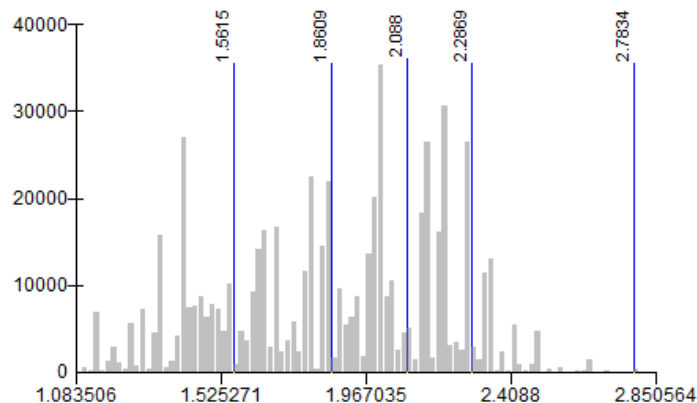


Figura 9. Histograma da distribuição de frequência do modelo numérico da fragilidade ambiental e a definição dos intervalos de classe por *Natural Breaks Optimization*.

Com os intervalos definidos os limites numéricos das classes foram substituídos por indicadores qualitativos, a fim de facilitar a interpretação dos resultados. As classes foram categorizadas como: muito alta, alta, média, baixa e muito baixa fragilidade ambiental (**Figura 10**).

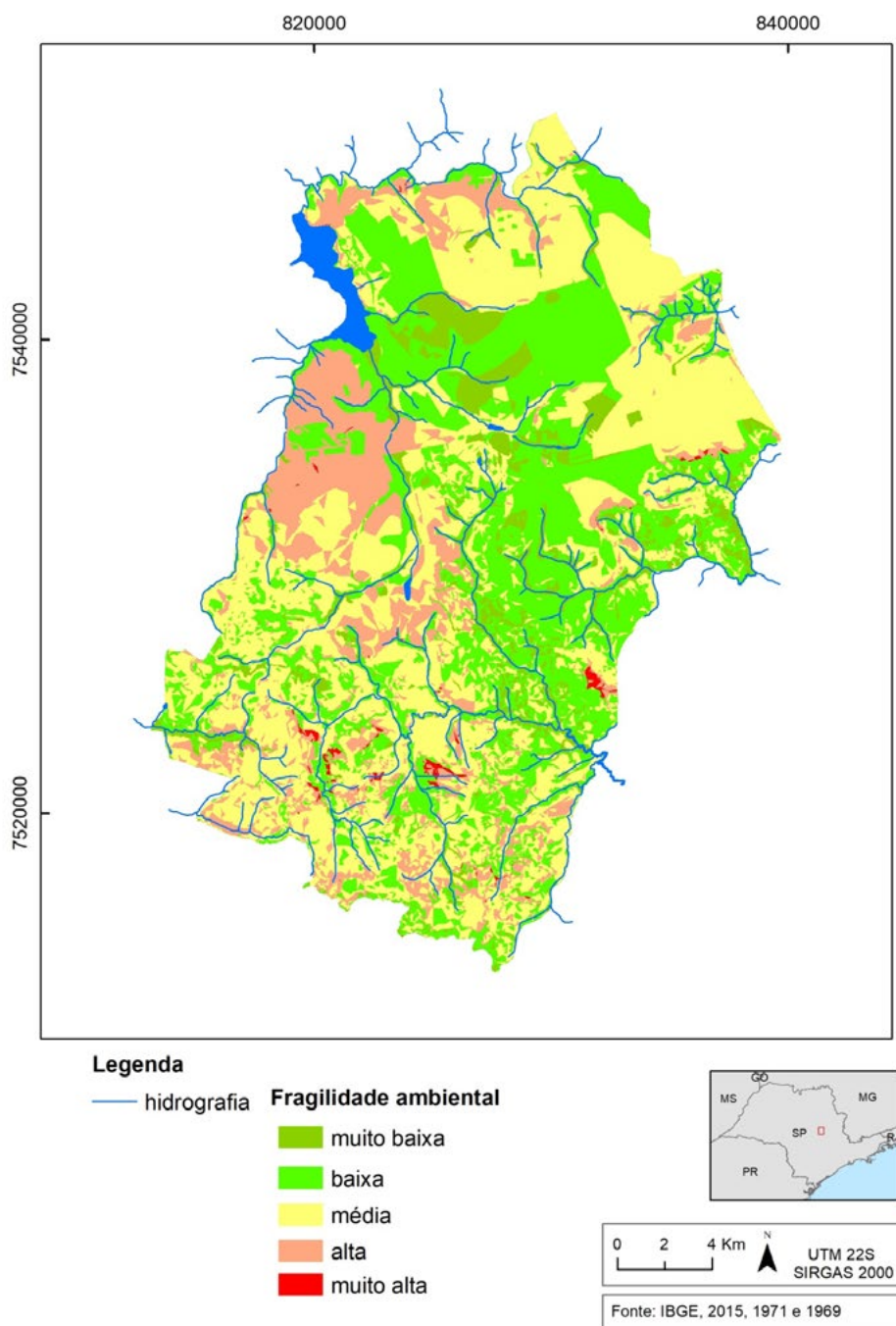


Figura 10. Modelo numérico sintético expresso no mapa temático em classes de fragilidade ambiental para o município de Itirapina.

VALIDAÇÃO DOS RESULTADOS

O propósito da validação dos resultados é definir um método capaz de garantir que o procedimento aplicado possa fornecer subsídios para a tomada de decisão em certo grau de confiança. Para isso, é fundamental buscar processos pelos quais definam critérios capazes de inferir sobre a acuracidade da análise e interpretações realizadas.

Neste estudo nós utilizamos o método estatístico para medir o resultado do diagnóstico ambiental gerado por meio do mapa de fragilidade expresso em classes temáticas. O teste teve o propósito de evidenciar o quanto as classes definidas através do método de *Natural Breaks Optimization* foram eficientes, com a finalidade de garantir que essas classes representem uma unidade em si e sejam diferentes entre elas.

Resumindo, temos como resultado do método aplicado, um modelo numérico que representa uma criticidade ambiental e a esses valores foi atribuída uma qualidade, expressada em classes. Portanto, pode-se interpretar que temos uma variável preditora que é categórica (classes de fragilidade) e uma variável resposta contínua (resultado da álgebra dos mapas expresso em números). Neste cenário, recomenda-se aplicar um teste de ANOVA - análise de variância (Fisher, 1918) que utiliza as variâncias para determinar se as médias são diferentes entre os grupos categorizados. Esse método funciona por meio da comparação da variância entre as médias de grupos *versus* a variância dentro dos grupos como uma maneira de determinar se os grupos são todos partes de uma população maior ou de populações distintas com características diferentes. Para isso, foi utilizada a razão-F de Fischer para estimar valores p (o valor de p é uma probabilidade que mede a evidência contra a hipótese nula; um valor de p menor fornece uma evidência mais forte contra a hipótese nula). Para a utilização da ANOVA deve-se se atentar para que os dados satisfaçam a condição de normalidade dos dados (Gotelli e Ellison, 2016).

Dentre os diversos testes de normalidade disponíveis nos pacotes estatísticos, utilizamos o teste shapiro-wilk, (Shapiro e Wilk, 1965) que tem como objetivo fornecer uma estatística de teste para avaliar se a distribuição tem um comportamento normal. Para isso calcula-se o valor de p (p -value), e quando esse valor for maior que 0,05 ($p > 0,05$) a hipótese é nula é aceita (os dados seguem uma distribuição normal). Aplicado o teste ao conjunto dos dados obteve-se p (p -value) = 0,9864. A **Figura 11** apresenta o histograma dos dados com a curva da distribuição normal.

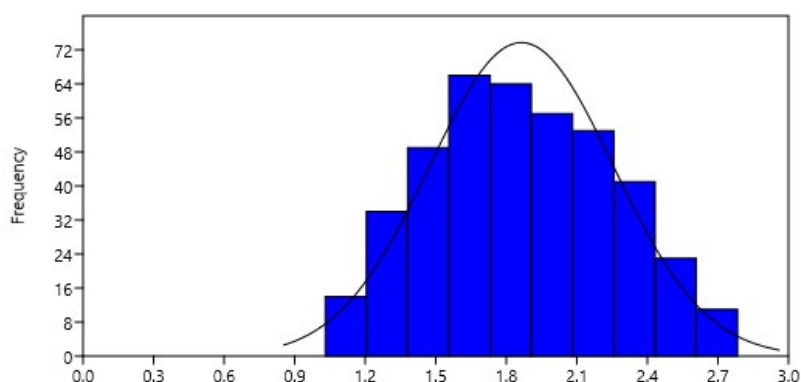


Figura 11. Histograma da distribuição dos valores da aplicação da álgebra de mapas e a curva de normalidade.

Dessa forma a distribuição foi considerada normal e satisfaz a prerrogativa para a aplicação da ANOVA. Assim, o cálculo estimou a razão- $F = 1355$ (deve ser maior que 1) e o $p=1.129E-233$. Neste caso, a interpretação é que os conjuntos das classes definidos representam conjuntos distintos e, portanto, válidos para uma tomada de decisão como unidades distintas.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente capítulo apresentou uma aplicação do conceito de inferência geográfica, associado à Análise Hierárquica de Processos (AHP), fundamentada em uma metodologia de integração de mapas que produzem um modelo para a representação da fragilidade ambiental do município estudado. Dentro da perspectiva do Planejamento Ambiental e no âmbito do diagnóstico ambiental os procedimentos aqui apresentados e os produtos para exemplificar essa aplicação, representam uma importante contribuição no entendimento das dinâmicas e relações ambientais possibilitando o incremento semântico no processo de tomada de decisão.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, C. D., OLIVEIRA, J. D., & PRADO, H. D. **Levantamento pedológico semidetalhado do estado de São Paulo: quadrícula de Brotas 1**. Mapa de solos. Instituto Agronômico de Campinas, Campinas (1981).
- BECKER, B. K., & EGLER, C. A. Detalhamento da metodologia para execução do zoneamento ecológico-econômico pelos Estados da Amazônia Legal. In **Detalhamento da metodologia para execução do zoneamento ecológico-econômico pelos estados da Amazônia Legal**. MMA. (1997).
- BISTRICHI, C.A; CARNEIRO, C.D.R; DANTAS, A.S.L.; PONÇANO, W.L.; CAMPANHA, G.A.C.; NAGATA, N.; ALMEIDA, M.A.; STEIN, D.P.; MELO, M.S.; CREMONINI, O.A. **Mapa geológico do Estado de São Paulo**. Escala 1:500.000. São Paulo, SICCT. v.l, 126p., (1981).
- BRAUN, W. A. G. Contribuição ao estudo da erosão no Brasil e seu controle. **Revista Brasileira de Geografia**, Rio de Janeiro, v. 23, p. 591-642. (1961)
- CÂMARA, G., DAVIS, C., & MONTEIRO, A. M. V. **Introdução à ciência da geoinformação**. (2001).
- CHRISTOFOLETTI, A. Ação do escoamento superficial das águas pluviais na serra de Santana. In: **Boletim Paulista de Geografia**, São Paulo, S. Paulo. (1968)
- FELGUEIRAS, C. A. **Modelagem Numérica de Terreno**. INPE-8081-PRE/3896. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. (2001)
- FISHER, R. The Correlation Between Relatives on the Supposition of Mendelian Inheritance. In: **Philosophical Transactions of the Royal Society of Edinburgh**, vol. 52, n. 2, p. 399-433, (1918).
- GOTELLI, N. J., & ELLISON, A. M. **Princípios de estatística em ecologia**. Artmed Editora. (2016).
- GUERRA, A. T., DA SILVA, A. S., & BOTELHO, R. G. M. **Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações**. Bertrand Brasil. (2009).
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Secretaria de Planejamento da Presidência da República – Carta do Brasil – **Quadrícula de Botucatu e Pardinho**. Escala 1:50.000, 1973.
- IPT INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS, **Mapa Geomorfológico do estado de São Paulo**. IPT (Série Monografia, 6). 2v. Escala 1:500.000. (1981).
- JENKS, G.F. The Data Model Concept in Statistical Mapping. **International Yearbook of Cartography** 7: 186–190. (1967).
- JENSEN, J. R., & EPIPHANIO, J. C. N. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres**. Parêntese. (2011).
- MARTINES, R.M Geográficas: **O Processo Analítico Hierárquico e o Modelo Booleano Ponderativo, aplicado no diagnóstico ambiental do município de Iitrapina**. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. 2005.
- MATHER, P. M. **Geographical information handling-research and applications**. John Wiley and Sons Ltd. (1993).
- MONTEIRO, A. M. V., CÂMARA, G., CARVALHO, M. S., & DRUCK, S. **Análise espacial de dados geográficos**. Brasília: Embrapa. (2004).
- NOVO, E.M.L.M. **Sensoriamento Remoto: Princípios e Aplicações**. São Paulo, Edgard Blücher Ltda. 308p., (1988)

- PENTEADO, M.M. **Geomorfologia do setor centro-oeste da depressão periférica paulista**. Tese (doutoramento) geografia física – UNESP - Rio Claro, 1968.
- REIS, C. M.; ZANCHETTA, D. **Plano de manejo integrado das Unidades de Itirapina**. Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo. (2006).
- ROSS, J. L. S. **Geomorfologia Ambiente e Planejamento**. São Paulo: Contexto. (1990).
- ROSS, J. L. S. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais antropizados. **Revista do departamento de geografia**, 8, 63-74. (1994).
- ROSS, J. L. S. **Geomorfologia aplicada aos EIAS-RIMAS**. Geomorfologia e meio ambiente. (2000).
- SAATY, T.L. A scaling method for priorities in hierarchical structures. **Journal of Mathematical Psychology**, San Diego, v 15, p. 234-281. (1997)
- SANTOS, R. F. **Planejamento Ambiental: teoria e prática**. ed.Oficina de Textos–São Paulo, v. 184, 2007.
- SHAPIRO, S.; WILK, M.. An Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples).In **Biometrika**, vol. 52, n. 3-4, p. 591-611, 1965.
- SPRING: **Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modelling** Camara G, Souza RCM, Freitas UM, Garrido J Computers & Graphics, 20: (3) 395-403, May-Jun 1996.
- STURGES, H. A. The choice of a class interval. **Journal of the american statistical association**, v. 21, n. 153, p. 65-66, 1926.
- TEIXEIRA, A. D. A., MORETTI, E., & CHRISTOFOLETTI, A. **Introdução aos sistemas de informação geográfica**. Rio Claro: edição do autor. (1992).
- TOMLIN, D. **Geographic information systems and Cartographic Modeling**. Prentice Hall, New York, 1990.
- XAVIER-DA-SILVA, J. **Geoprocessamento para análise ambiental**. Rio de Janeiro, 8249-2072. (2001).

A CONTRIBUIÇÃO DE ANDERS FREDRIK REGNELL AO CONHECIMENTO DA FLORA DO SUL DE MINAS GERAIS

Luciana Botezelli; Eric Arruda Williams; João Paulo de Lima Braga
& Maria Elisa Diniz Bucci

REGNELL E A PROVÍNCIA DE CALDAS

Regnell constitui figura de importância para o conhecimento da flora do planalto de Poços de Caldas. Sua passagem por esta região resultou em grande avanço no conhecimento da flora local. As informações que seguem foram adaptadas da obra de Concha-Quezada (2012), um dos poucos trabalhos que descrevem a passagem de Anders Fredrik Regnell pelo sul de Minas Gerais. Segundo Concha-Quezada, (2012):

Em uma época em que os Campos e as Florestas do sul do estado de Minas Gerais começavam a sofrer com a urbanização e as demais consequências do domínio humano, em 1837 - na Suécia - um jovem chamado Anders Fredrik Regnell recebia o diploma de médico. Que relação poderia ter os Campos e as Florestas do sul de Minas Gerais e um médico sueco? Com certeza a salvação e o conhecimento;

Em 1839, o recém diplomado médico Regnell começou a sofrer de sérios problemas pulmonares, o que causava hemorragias e tosse convulsivas, provavelmente por conta de uma tuberculose. Desenganado por seus colegas médicos e por ele mesmo, só encontrara uma saída: viver em um local onde o clima fosse mais conveniente, acreditando que poderia encontrar a cura de sua enfermidade ou pelo menos prolongar um pouco mais sua vida;

Uma possível solução para a melhoria de seu estado de saúde veio através de um amigo, o médico Otto Wilhelm Åberg, este havia recebido um convite de Lourenço Westin então cônsul geral da Suécia e Noruega no Brasil. O cônsul possuía uma propriedade no sul do estado de Minas Gerais, mais precisamente onde hoje é o município de Poço Fundo, e precisaria do auxílio de um médico, pois possuía a intenção de fundar uma colônia sueca na província de Caldas. Além de seu interesse na colônia, que nunca se concretizou, o outro motivo que o moveu foi o fato de sua esposa estar doente;

Sabendo das necessidades de Regnell, Otto Åberg se dispôs a ceder o convite ao colega, pois tinha informações que o clima do local de destino era justamente o que acreditavam que poderia

amenizar o sofrimento do amigo. Diante da gravidade de sua condição física e crendo que a solução para a sua enfermidade poderia estar neste local, Regnell aceitou imediatamente o convite. Em setembro de 1840, inicia sua jornada rumo à província de Caldas, um local completamente desconhecido, mas que era sua única esperança. A embarcação partiria do porto de Helsingor na Dinamarca rumo ao Brasil, porém durante sua viagem à Dinamarca Regnell piorou e suas crises pulmonares quase o levaram à morte;

Ao chegar ao porto, se não fosse por interferência dos amigos que o acompanhavam, ele não teria embarcado, pois o capitão da embarcação se negava a aceitá-lo como passageiro diante de sua condição de saúde. O navio ainda permaneceu por alguns dias no porto. E, já embarcado, Regnell se recuperou um pouco da crise pulmonar. Diante da falta de certeza do que estava por vir e já possuindo condições de segurar uma pena, resolveu não deixar nenhuma pendência na Suécia. Escreveu então ao amigo Issac Gustaf Classon, uma autorização, nesta constava que no caso de sua morte durante a viagem, todo o dinheiro que possuía deveria ser doado à sua prima e amiga de infância Carolina *Charlotta Brattström*, a qual era viúva e possuía quatro filhos para cuidar;

Desta forma, aos 33 anos de idade, Regnell partiu rumo ao Brasil. Ele nunca mais veria sua terra natal. Durante a travessia do Atlântico, Regnell teve considerável melhora em suas condições de saúde. O destino da embarcação era o porto do Rio de Janeiro, capital do Império do Brasil. Para exercer sua profissão no Brasil, era obrigatório que prestasse um exame na Faculdade de Medicina do Rio de Janeiro, para tanto, permaneceu neste local durante alguns meses preparando-se para a avaliação. Durante os intervalos de estudos realizava outra de suas paixões além da medicina: a botânica; conforme ele mesmo declarou a Issac Classon em uma carta: “Os arredores do Rio de Janeiro são encantadores. As excursões são sempre muito estimulantes, coletado cada vez mais plantas... o local mais interessante é uma montanha chamada Corcovado...”;

Deslumbrado com a natureza brasileira e já se sentimento renovado, solicitou ao amigo que guardasse consigo a carta testamento até que recebesse novas ordens de sua parte. No ano de 1841, foi aprovado no exame na Faculdade de Medicina do Rio de Janeiro. Sua performance na avaliação impressionou a todos, o que lhe rendeu um convite para trabalhar naquela instituição; Regnell recusou, pois tinha um compromisso com a Província de Caldas;

O médico e botânico chega ao povoado de Caldas, atualmente município de Caldas, em abril de 1841 e se estabelece em uma propriedade na rua Conde d’Eu e ali iniciou suas atividades em medicina e botânica. Em um dos cômodos da casa implantou um herbário, onde armazenava as plantas que coletava e posteriormente enviava à Suécia e ao Museu Nacional do Rio de Janeiro. Sua intenção era levar ao conhecimento da Europa a exuberante diversidade da flora do Brasil e enriquecer o conhecimento sobre a botânica através da possível descrição de novas espécies. Tão logo se tornou conhecido no meio científico, sendo assim, recebeu vários hóspedes ilustres em sua casa em Caldas que o ajudaram em seu herbário, como Johan Fredrik Widgren, teólogo e naturalista, Salomon Eberhard Henachen, médico; Carl Wilhelm Hjalmar Mosén, botânico; Johan Albert Constantin Löfgren, futuro diretor do Jardim Botânico do Rio de Janeiro

e João Barbosa Rodrigues, botânico e, também, futuro diretor do Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Assim sendo, pode-se dizer que Regnell foi salvo pela natureza da província de Caldas e a tornou conhecida no meio botânico mundial. Ele faleceu em 1884 aos 77 anos de idade.

Conforme levantamentos realizados no Jardim Botânico de Poços de Caldas e consultas a outros herbários, os esforços de Regnell em tornar conhecida a flora da província de Caldas rendeu inúmeras coletas botânicas e novas espécies descritas.

A VEGETAÇÃO DO PLANALTO DE POÇOS DE CALDAS

Conhecidos por sua elevada taxa de endemismo (Martinelli, 1996) e por serem frágeis a impactos antrópicos (Vasconcelos, 2014), os campos de altitude são formações vegetais que precisam ser conservadas, protegidas e devidamente estudadas, uma vez que possuem espécies que correm risco de extinção.

Conforme a Nota Explicativa do Mapa da Área de Aplicação da Lei nº 11.428 de 2006, os campos de altitude possuem vegetação herbácea ou herbácea/arbustiva, sendo característicos de regiões de clima temperado, tropical ou subtropical, ocorrendo em locais com altitudes elevadas, como, por exemplo, serras, planaltos e ambientes montanos (faixas de altitude: de 600 a 2.000 m nas latitudes entre 5° N e 16° S; de 500 a 1.500 m nas latitudes entre 16° S e 24° S; e de 400 a 1.000 m nas latitudes acima de 24° S) e alto montanos (altitudes maiores que os limites estabelecidos para o ambiente montano) (IBGE, 2012). Nesse contexto, os campos de altitude estão localizados tanto na região do Planalto Sul-Brasileiro quanto em altas altitudes do sudeste brasileiro, entre 1600 e 1800 m, sendo diferenciados em campo limpo (com predominância de gramíneas e ciperáceas, sendo possível, ainda, encontrar herbáceas pertencentes a várias outras famílias) e campo sujo (além de ocorrer gramíneas e herbáceas, também ocorrem espécies arbustivas e gravatás) (MMA, 2009).

Ainda assim, é importante destacar que, apesar de muitas vezes serem tratados como sinônimos, os campos de altitude diferem dos campos rupestres. O primeiro está localizado predominantemente na Mata Atlântica, ocorrendo sobre rochas graníticas de geoforma mais arredondada ou em rochas intrusivas ácidas, enquanto os campos rupestres ocorrem em sua maioria associados ao cerrado, mas também a outras formações, como a caatinga (Giuliette et al. 2000), em rochas como os quartzitos e arenitos, estando “em feições mais tabulares compostas por pontões e grandes blocos rochosos desagregados” (CAIAFA e SILVA, 2005).

Em relação a sua alta taxa de endemismo, pode-se dizer que é trivial a existência de algumas condições particulares para garantir a existência de tantas espécies endêmicas, já que, por estarem localizados em locais de alta altitude, estão submetidas a características físicas e biológicas específicas desses locais, como, por exemplo, condições de clima (umidade, temperatura, luminosidade) e solo (formas de relevo, afloramentos rochosos) (ALVES et al. 2016).

Nesse contexto, realizou-se um levantamento a fim de apresentar as espécies ameaçadas de extinção do planalto de Poços de Caldas e na Serra de Caldas, através da consulta de materiais depositados no Herbário Andres Fredrik Regnell (AFR) – localizado na Fundação Jardim Botânico de Poços de Caldas. Os municípios de Caldas e Poços de Caldas, estão localizados na mesorregião sul/sudoeste de Minas Gerais, fazendo divisa tanto com o estado de São Paulo quanto com municípios mineiros (Figura 1).

Sabe-se que 67% do município de Caldas possui relevo ondulado e 30% montanhosos, possuindo altitudes que variam de 960 m a 1.790 m, na Serra de Pedra Branca (PMC, s/d). Assim como Caldas, o relevo de Poços de Caldas vai desde paisagem planáltica com morros e taludes até planaltos com diferentes altitudes, fazendo que a altitude do município varie de 800 m até mais que 1.401 m (MORAES e JIMÉNEZ-RUEDA, 2008). Além disso, o município está localizado em um complexo alcalino, contendo rochas vulcânicas e plutônicas alcalinas em sua extensão (SCHORSCHER e SHEA, 1992). Os campos de altitude são encontrados em locais com predominância de rochas ígneas ou metamórficas, sendo caracterizada por morros, rampas e superfícies íngremes e estando localizados em localidades com altitudes superiores a 1.500 m (SAFFORD, 1999). Dessa forma, nota-se que a localização de tais municípios favorece o surgimento de campos de altitude em sua extensão.

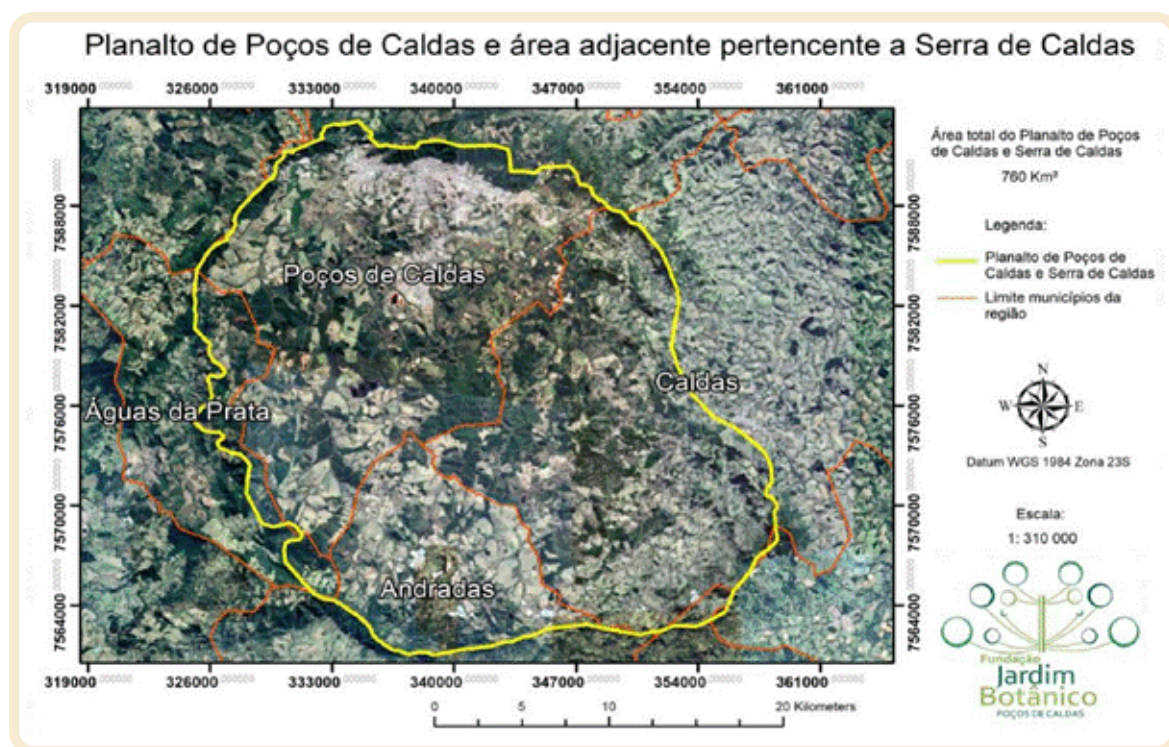


Figura 1 – Localização dos municípios de Caldas e Poços de Caldas, Minas Gerais. Fonte: FJBPC (2020).

O planalto de Poços de Caldas está inserido no domínio da Mata Atlântica, que é considerada um *hotspot* mundial, ou seja, uma área extremamente diversificada, acredita-se que abrigue de 1 a 8% da biodiversidade mundial, porém, com alto grau de vulnerabilidade (MMA, 2000). Na região podem ser observadas formações florestais, campos de altitude e afloramentos rochosos. As formações florestais podem ser classificadas como Floresta Estacional Semidecidual Montana (IBGE, 2012). Pelo porte e facilidade de sua caracterização, quase sempre são corretamente demarcadas e respeitadas em projetos de empreendimentos. Pereira e Fontes (2010) apresentaram a análise paisagística do Parque Municipal da Serra de São Domingos (PMSSD), em Poços de Caldas, estando presentes as seguintes fitofisionomias: floresta ombrófila aluvial, floresta ombrófila montana, floresta ombrófila altomontana (nanoflorestas nebulares) e campos de altitude. O PMSSD margeia a região central do município, abriga fauna diversificada e dezenas de nascentes.

No planalto, as áreas onde ocorrem a fitofisionomia savana gramíneo-lenhosa (campos de altitude) cobriam grande parte da região e historicamente vem sendo substituídas pelas mais diversas atividades, desde a introdução de gramíneas exóticas em áreas destinadas à pecuária, passando pelo plantio de florestas plantadas (principalmente o gênero *Eucalyptus*), supressão por projetos de mineração e ampliação do perímetro urbano nas últimas décadas.

Pertencente ao bioma Mata Atlântica, os campos de altitude estão sujeitos aos regramentos legais que protegem esse meio, sendo necessária a participação da sociedade civil e comunidades acadêmicas, visando contribuir para que não haja uma exploração predatória nesses ambientes (VASCONCELOS, 2014). Conforme Safford (1999) destacou, os campos de altitude são formados, principalmente, por alguns gêneros de Poaceae (*Cortaderia*, *Calamagrostis*, *Andropogon*, *Chusquea* (este último pertencente a sub-família Bambusoideae)), arbustos (especialmente gêneros *Baccharis*, *Vernonia*, *Tibouchina*, *Leandra* e tribo Eupatorieae) e árvores (principalmente dos gêneros *Escallonia*, *Weinmannia*, *Rapanea*, *Symplocos*, *Maytenus*, *Roupala*).

De acordo com o levantamento realizado acerca de registros e levando em consideração a classificação de acordo com a categoria de “avaliação de risco de extinção” proposto pela União Internacional para a Conservação da Natureza – IUCN (Figura 2), encontraram-se diversas espécies ameaçadas de extinção nos domínios do Planalto de Poços de Caldas e Serra de Caldas, estando enquadradas nas categorias: vulnerável, em perigo e, até mesmo, criticamente em perigo (Tabela 1, Figuras 3 a 19).

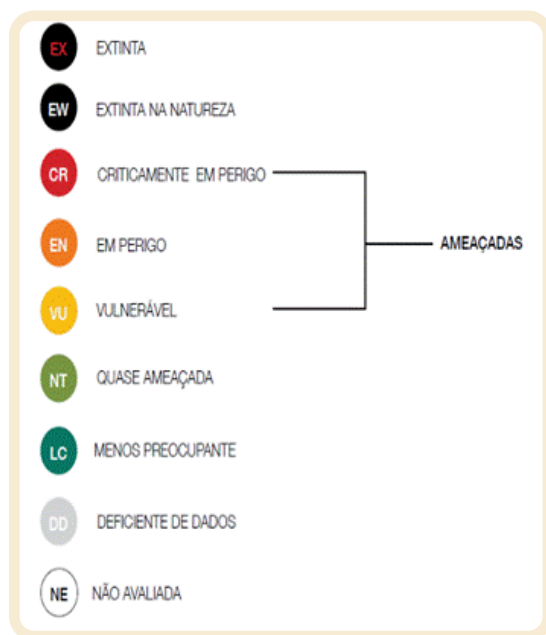


Figura 2 – Categorias de risco de extinção das espécies estabelecidas pela IUCN. Fonte: JBRJ (2020).

Tabela 1 - Registros de espécies ameaçadas de extinção que ocorrem no Planalto de Poços de Caldas e na Serra de Caldas, em Minas Gerais, Brasil. Sendo AFR a sigla do herbário Anders Fredrik Regnell, situado na Fundação Jardim Botânico de Poços de Caldas, MG. Classificação segundo sistema APG (APG IV, 2016). Consultas realizadas via *site* Flora do Brasil (FLORA DO BRASIL 2020 em construção, 2020), classificação de ameaças de acordo com sistema da IUCN, onde CR: criticamente em perigo; EM: em perigo; VU: vulnerável.

Família	Nome científico	Nome popular	Categoria	Ocorrência	Registro
AMARYLLIDACEAE	<i>Habranthus irwinianus</i> Ravenna	-		Planalto de Poços de Caldas	Acervo AFR
	<i>Hippeastrum morelianum</i> Lem.	-		Serra de Caldas	Acervo AFR
	<i>Hippeastrum psittacinum</i> Herb.	-		Serra de Caldas	Outros acervos
ANEMACEAE	<i>Anemia blechnoides</i> Smith	-		Planalto de Poços de Caldas	Outros acervos
ANNONACEAE	<i>Annona parviflora</i> (A. St.-Hil.) H. Rainer	-		Planalto de Poços de Caldas	Outros acervos
APOCYNACEAE	<i>Matelea glaziovii</i> (E. Fourn.) Morillo	-		Serra de Caldas	Outros acervos
ARAUCARIACEAE	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	araucária, pinheiro-do-Paraná		Planalto de Poços de Caldas	Acervo AFR
ARECACEAE	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	juçara, palmito doce, palmito juçara		Planalto de Poços de Caldas	Outros acervos

Família	Nome científico	Nome popular	Categoria	Ocorrência	Registro
ASTERACEAE	<i>Baccharis lychnophora</i> Gardner	-		Planalto de Poços de Caldas	Outros acervos
	<i>Hoehnephytum almasense</i> D. J. N. Hind	-		Planalto de Poços de Caldas	Outros acervos
BIGNONIACEAE	<i>Anemopaegma arvense</i> (Vell.) Steffeld ex de Souza	alecrim-do- campo, catuaba do campo, catuaba		Planalto de Poços de Caldas	Acervo AFR
	<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.	ipê branco, ipê bucho de carneiro		Serra de Caldas	Outros acervos
DICKSONIACEAE	<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook.	samambaiaçu, samambaiaçu imperial, xaxim		Serra de Caldas	Acervo AFR
DRYOPTERIDACEAE	<i>Elaphoglossum acrocarpum</i> (Mart.) T. Moore	-		Serra de Caldas	Acervo AFR
FABACEAE	<i>Mimosa paucifolia</i> Benth.	-		Planalto de Poços de Caldas	Outros acervos
	<i>Mimosa thomista</i> Barneby	-		Planalto de Poços de Caldas	Outros acervos
GESNERIACEAE	<i>Sinningia rupicola</i> (Mart.) Wiehler	-	EN	Serra de Caldas	Outros acervos
	<i>Sinningia striata</i> (Fritsch) Chautems	-	VU	Serra de Caldas	Acervo AFR
HYPERICACEAE	<i>Hypericum mutilum</i> L.	-	VU	Serra de Caldas	Outros acervos
LAURACEAE	<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	canela sassafrás	EN	Serra de Caldas	Acervo AFR
LYCOPODIACEAE	<i>Phlegmariurus regnellii</i> (Maxon) B.Øllg.	-	CR	Serra de Caldas	Outros acervos
LYTHRACEAE	<i>Diplusodon villosissimus</i> Pohl	-	VU	Planalto de Poços de Caldas	Outros acervos
MELIACEAE	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	cedro rosa, cedrinho	VU	Planalto de Poços de Caldas	Outros acervos
	<i>Cedrela odorata</i> L.	cedro, cedro branco, cedro do brejo, cedro vermelho	VU	Planalto de Poços de Caldas	Acervo AFR
MYRTACEAE	<i>Eugenia bunchosiifolia</i> Nied.	-	VU	Serra de Caldas	Outros acervos
	<i>Myrcia diaphana</i> (O. Berg) N. Silveira	-	VU	Planalto de Poços de Caldas	Outros acervos

Família	Nome científico	Nome popular	Categoria	Ocorrência	Registro
ORCHIDACEAE	<i>Brachystele camporum</i> (Lindl.) Schltr.	-	VU	Planalto de Poços de Caldas	Outros acervos
	<i>Cattleya tigrina</i> A.Rich.	-	VU	Planalto de Poços de Caldas	Outros acervos
	<i>Cattleya walkeriana</i> Gardner	catleia	VU	Serra de Caldas	Outros acervos
	<i>Epidendrum henschenii</i> Barb. Rodr.	-	EN	Planalto de Poços de Caldas	Outros acervos
ORCHIDACEAE	<i>Grandiphyllum divaricatum</i> (Lindl.) Docha Neto	orelha de burro, chitão, chita-graúda	VU	Planalto de Poços de Caldas	Outros acervos
	<i>Isabelia virginalis</i> Barb. Rodr.	-	VU	Serra de Caldas	Acervo AFR
	<i>Octomeria geraensis</i> Barb. Rodr.	-	VU	Serra de Caldas	Outros acervos
	<i>Octomeria wawrae</i> Rchb.f. ex Wawra	-	EN	Serra de Caldas	Outros acervos
OROBANCHACEAE	<i>Agalinis ramulifera</i> Barringer	-	EN	Serra de Caldas	Outros acervos
POACEAE	<i>Anthaenantiopsis fiebrigii</i> Parodi	-	CR	Planalto de Poços de Caldas	Acervo AFR
	<i>Chusquea tenuiglumis</i> Döll	-	CR	Planalto de Poços de Caldas	Acervo AFR
	<i>Merostachys scandens</i> Send.	taquara	CR	Planalto de Poços de Caldas	Outros acervos
PTERIDACEAE	<i>Cheilanthes regnelliana</i> Mett.	-	EN	Serra de Caldas	Outros acervos
RUBIACEAE	<i>Rudgea corymbulosa</i> Benth.	-	EN	Planalto de Poços de Caldas	Outros acervos
SAPOTACEAE	<i>Pouteria pachycalyx</i> T. D. Penn.	-	VU	Serra de Caldas	Outros acervos
VIOLACEAE	<i>Viola gracillima</i> A. St.-Hil.	-	EN	Serra de Caldas	Outros acervos

Realizou-se, também, um levantamento utilizando quatro bancos de dados (REFLORA, *SpeciesLink*, *JSTOR*, *Smithsonian*), contabilizando uma grande variedade de registros de *typus* armazenados em acervos distintos pelo mundo. O Refflora, banco de dados do Jardim Botânico do Rio de Janeiro, contabilizou 1.632; o *SpeciesLink*, desenvolvido com o auxílio de algumas instituições brasileiras (FAPESP, GBIF, JRS Foundation, MCTI, CNPq, FINEP, RNP e CRIA), possui 685 dados. Já o *JSTOR* (banco de dados de espécies dos Estados Unidos) e o *Smithsonian* (complexo de museus dos Estados Unidos) registraram 849 e 348 registros, respectivamente.

Verificou-se em todos os bancos de dados a predominância de coletas realizadas por Anders Fredrik Regnell, contabilizando um total 1.184 registros apenas no Refflora, representando uma parcela de 72,5% de dados registrados nesse banco de dados em específico. Considerando que Regnell chegou a Caldas/MG em 1840, e colecionou plantas até sua morte, em 1884, isto corrobora a informação de Lindberg (2011) quanto ao acervo vasto de espécies por ele coletadas.



Figura 3 – Família Amaryllidaceae – *Hippeastrum* sp. – amarilís. Fotografia de Ederson Godoy (direitos autorais, contato fotografoedersongodoy@gmail.com).



Figura 4 - Família Araucariaceae - *Araucaria angustifolia* - araucária, pinheiro do Paraná. Fotografia de Ederson Godoy (direitos autorais, contato fotografoedersongodoy@gmail.com).



Figura 5 – Família Arecaceae – *Euterpe edulis* – açara, palmito doce, palmito juçara. Fotografia de Ederson Godoy (direitos autorais, contato fotografoedersongodoy@gmail.com).



Figura 6 – Família Arecaceae - Frutos de *Euterpe edulis* como alimento para fauna - açara, palmito-doce, palmito-juçara. Fotografia de Ederson Godoy (direitos autorais, contato fotografoedersongodoy@gmail.com).



Figura 7 – Família Bignoniaceae - *Anemopaegna arvense* – alecrim-do-campo, catuaba do campo, catuaba. Fotografia de Ederson Godoy (direitos autorais, contato fotografoedersongodoy@gmail.com).



Figura 8 – Família Dicksoniaceae – *Dicksonia sellowiana* – samambaiçu, samambaiçu imperial, xaxim. Fotografia de Ederson Godoy (direitos autorais, contato fotografoedersongodoy@gmail.com).



Figura 9 – Família Gesneriaceae – *Sinningia striata*. Fotografia de Ederson Godoy (direitos autorais, contato fotografoedersongodoy@gmail.com).



Figura 10 – Família Lauraceae - Inflorescências de *Ocotea odorifera* - canela sassafrás. Fotografia de Ederson Godoy (direitos autorais, contato fotografoedersongodoy@gmail.com).



Figura 11 – Família Lauraceae - Frutos de *Ocotea odorifera* - canela sassafrás. Fotografia de Ederson Godoy (direitos autorais, contato fotografoedersongodoy@gmail.com).



Figura 12 – Família Lycopodiaceae – *Phlegmariurus regnellii*. Fotografia de Ederson Godoy (direitos autorais, contato fotografoedersongodoy@gmail.com).



Figura 13 – Família Meliaceae - Frutos e sementes de *Cedrela odorata* - cedro, cedro branco, cedro do brejo, cedro vermelho. Fotografia de Ederson Godoy (direitos autorais, contato fotografoedersongodoy@gmail.com).



Figura 14 – Família Meliaceae - *Cedrela fissilis* com frutos – cedro rosa, cedrinho. Fotografia de Ederson Godoy (direitos autorais, contato fotografoedersongodoy@gmail.com).



Figura 15 – Família Orchidaceae – *Cattleya walkeriana* – catleia. Fotografia de Ederson Godoy (direitos autorais, contato fotografoedersongodoy@gmail.com).



Figura 16 – Família Orchidaceae – *Isabelia virginalis*. Fotografia de Ederson Godoy (direitos autorais, contato fotografoedersongodoy@gmail.com).



Figura 17 – Família Poaceae – *Anthaenantiopsis fiebrigii*. Fotografia de Ederson Godoy (direitos autorais, contato fotografoedersongodoy@gmail.com).



Figura 18 – Família Poaceae - Espiguetas de *Anthaenantiopsis fiebrigii*. Fotografia de Ederson Godoy (direitos autorais, contato fotografoedersongodoy@gmail.com).



Figura 19 – Família Pteridaceae – *Cheilanthes regnelliana*. Fotografia de Ederson Godoy (direitos autorais, contato fotografoedersongodoy@gmail.com).

Os herbários, além de abrigar exemplares de espécies, são capazes de manter suas coleções conservadas por um longo período de tempo, sendo essenciais para a realização de pesquisas na área. Nesse contexto, há tempos Forero (1975) afirma não só a importância dos herbários para realizar o registro das espécies, como, também, a importância dos países da América Latina manterem esse tipo de instalação em sua área nacional. Em Poços de Caldas, conta-se com o herbário AFR, nas dependências da Fundação Jardim Botânico de Poços de Caldas.

Por ter uma elevada taxa de endemismo e sabendo da importância de abrigar exsicatas dessas espécies, verifica-se a importância desse tipo de registro para a conservação e preservação dos campos de altitude. Faz-se importante a realização de novos trabalhos na área a fim de tomar conhecimento acerca da biodiversidade e da ecologia da área e, assim, protegê-los e manejá-los de forma adequada

CONSERVAÇÃO DA FLORA NO PLANALTO DE POÇOS DE CALDAS

Perturbações geradas pela crescente ocupação humana têm acelerado a degradação dos ecossistemas. No último século, muitas espécies sofreram uma drástica redução no número e tamanho de suas populações levando à perda de genes adaptados a ambientes específicos, gerando um risco real de erosão genética e, até mesmo, de extinção de espécies, especialmente nos biomas tropicais (PINTO et al. 2004).

Raven (2004) estimou que, caso providências não fossem tomadas, dois terços da flora estarão extintos até o final deste século e mesmo contendo-se os fatores de degradação não se garante

a sobrevivência de espécies que já se encontram sob ameaça, isso devido ao reduzido número de indivíduos, a baixa variabilidade genética e a vulnerabilidade de alguns habitats.

Uma forma de assegurar a conservação da biodiversidade é a criação de unidades de conservação. Tal atitude pode ser considerada uma ação de conservação *in situ*, sendo a modalidade de conservação considerada a ideal, já que preserva não somente a população, mas também o potencial evolutivo e as interações com o ambiente de origem (SEBBENN, 2003).

No município de Poços de Caldas, o Parque Natural Municipal da Serra de São Domingos é um exemplo, porém, o mesmo é composto quase que totalmente por formações florestais. A composição florística deste foi apresentada por Pereira e Fontes (2010) no Plano de Manejo desta unidade de conservação. Existem também algumas Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN), mas que também contemplam formações florestais. Considerando a singularidade e vulnerabilidade dos remanescentes de campo de altitude, se faz necessário a criação de novas unidades de conservação visando a proteção destes ambientes.

Sempre que os habitats naturais das espécies não são mais capazes de sustentar a população, medidas devem ser adotadas. Uma delas é a conservação genética *ex situ*, que objetiva a manutenção da variabilidade genética fora do seu ambiente natural para uso atual ou futuro (SEBBENN e ETTORI, 2001).

Estabelecida pela Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) em seu artigo 9º, a conservação genética *ex situ* pode ser entendida como “a conservação de componentes da diversidade biológica fora de seus habitats naturais”. Desta forma, compreende diversas ações nas quais organismos e material genético são retirados e mantidos fora de seu ambiente natural com diferentes objetivos, como, por exemplo, a criação e manejo de bancos de germoplasma e coleções vivas (GASTAL e SARAGOUSSI, 2008).

A conservação *ex situ* deve ser pensada como um complemento das ações de conservação *in situ*, devendo ser utilizada quando esta é insuficiente ou impraticável (GRAUDAL et al. 1997). Pode ser praticada em ambientes naturais com relações ecológicas comprometidas por ações antrópicas ou por outros fatores, promovendo assim maior garantia da sobrevivência das populações (PINTO et al. 2004; SEGARRA-MORAGUES et al. 2005).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A paisagem conhecida por Anders Fredrik no planalto de Poços de Caldas e Serra de Caldas foi bastante alterada devido a diversas atividades antrópicas desenvolvidas na região. A crescente expansão da agricultura em larga escala com a substituição das técnicas tradicionais por um modelo mais intensivo de produção, tem levado a uma grande perda de biodiversidade local. Em áreas que antes ocorriam até 71 espécies de gramíneas nativas (Pereira, 1986) vem ocorrendo a introdução de gramíneas e florestas plantadas de espécies exóticas.

Em estudo realizado pela Fundação Jardim Botânico de Poços de Caldas (Williams e Braga, 2016) foram identificadas no Planalto de Poços de Caldas pelo menos 13 espécies consideradas ameaçadas de extinção classificadas em vulneráveis, em perigo e criticamente em perigo segundo a Portaria MMA Nº 443, de 17 de dezembro de 2014. Com um aumento do esforço amostral ocorrido nos últimos anos esse número saltou para 42; isso mostra a importância da região na conservação da biodiversidade e amplia a responsabilidade dos atores envolvidos em criar condições para que tal patrimônio não se perca.

Na lista da flora da região, disponibilizada no *site* da Fundação Jardim Botânico de Poços de Caldas (Lopes et al. 2018), pode-se observar que 29 espécies ocorrem em afloramentos rochosos, 829 em formações campestres, 1308 em formações florestais e 495 são consideradas generalistas. Das 2661 espécies catalogadas, 42 estão sob alguma categoria de ameaça.

Destas 42 espécies consideradas ameaçadas de extinção, 19 delas foram encontradas em campo. Com isso, pode-se concluir que é necessário um maior investimento em estudos de campo a fim de encontrar populações destas espécies, visando a conservação dos remanescentes de vegetação e aumentando material disponível a pesquisa e técnicas de cultivo.

O investimento em pesquisa sobre estas espécies e suas formas de propagação, assim como a necessidade de conservação dos habitats, tem caráter urgente como forma de garantir a sobrevivência destas a longo prazo. Tanto quanto, faz-se necessário a geração e disponibilização de informações técnicas que amparem o estabelecimento de normativas legais que protejam adequada e eficientemente estas formações vegetais remanescentes.

REFERÊNCIAS

- ALVES, R. G.; ZAÚ, A. S.; OLIVEIRA, R. R. de. Flora dos campos de altitude em quatro áreas do Maciço do Itatiaia, nos estados do Rio de Janeiro e Minas Gerais, Brasil. **Pesquisas - Botânica**, São Leopoldo, n. 69, p.109-140, 2016. Disponível em: <http://www.anchietano.unisinos.br/publicacoes/botanica/botanica69/004.pdf>. Acesso em 04 set. 2019.
- APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, 181, p.1-20, 2016
- CAIAFA, A. N.; SILVA, A. F. da. Composição florística e espectro biológico de um campo de altitude no parque estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais - Brasil. **Rodriguésia**, [s.l.], v. 56, n. 87, p.163-173, maio 2005. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/rod/v56n87/2175-7860-rod-56-87-0163.pdf>. Acesso em 01 set. 2019.
- CONCHA-QUEZADA, H. **Anders Fredrik Regnell (1807-1884) Médico, botanista y mecenas em Suecia y Brasil**. Chile, Santiago: RIL editores, 2012, 226p.
- FJBPC. Fundação Jardim Botânico de Poços de Caldas. **Planalto de Poços de Caldas e área adjacente pertencente a Serra de Caldas**. Disponível em: https://drive.google.com/open?id=1nNhbwbCPgHyDxopTf79pzRKN_owPQJH4. Acesso em mar. 2020.
- FLORA DO BRASIL 2020 em construção**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 15 abr. 2020
- FORERO, E. La importancia de los herbarios nacionales de America Latina para las investigaciones botanicas modernas. **Taxon**, [s.l.], v. 24, n. 1, p.133-138, fev. 1975. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2307/1219011>. Acesso em 04 set. 2019.
- GASTAL, M. L.; SARAGOUSSI, M. Os instrumentos para a conservação da biodiversidade. In: Bensusan, N. **Seria melhor mandar ladrilhar?** Biodiversidade: como, para que e por que. Brasília, Distrito Federal, p. 43-62, 2008.
- GIULIETTI, A. M.; HARLEY, R. M.; QUEIROZ, L. P.; WANDERLEY, M. G. L.; PIRANI, J. R. Caracterização e endemismos nos Campos Rupestres da Cadeia do Espinhaço. Tópicos Atuais em Botânica. In: XLI Congresso Nacional de Botânica. **Anais...** Brasília, Distrito Federal. 2000. p. 311-318.
- GRAUDAL, L. O. V.; KJAER, E. D.; THOMSEN, A.; LARSEN, B. **Planning National Programmes for Conservation of Forest Genetic Resources**. Danida Forest Seed Center. Technical Note. Vol. 48. 1997. 58p.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2. ed. IBGE, Rio de Janeiro. 2012. 145p.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Nota explicativa do mapa da área de aplicação da Lei nº 11.428, de 2006: Lei da Mata Atlântica**. Rio de Janeiro, 2008. Atualização em 2012. Disponível em: http://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/estudos_ambientais/biomas/mapas/lei11428_mata_atlantica.pdf. Acesso em 03 set. 2019.
- JBRJ. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. **Núcleo Lista Vermelha**. 2020. Disponível em: <http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/projetos/lista-vermelha>. Acesso em 08 abr. 2020.
- LINDBERG, B. S. **Anders Fredrik Regnell: Läkare, botanist och donator**. Uppsala Universitet: Acta Universitatis Upsaliensis, 2011.

- LOPES, M. F. M.; BRAGA, J. P. L.; CLÁUDIO, F. P.; KONOPCYK, R. M. G.; SILVA, D. B. B.; WILLIAMS, E. A. 2018. Lista da Flora do Planalto de Poços de Caldas e Serra de Caldas. Disponível em: <http://jardimbotanico.pocosdecaldas.mg.gov.br/node/1294>. Acesso: 20 mar. 2020.
- MARTINELLI, G. **Campos de altitude**. Rio de Janeiro: Index. 1996.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos**. Conservation International do Brasil/Fundação SOS Mata Atlântica/Fundação Biodiversitas/Instituto de Pesquisas Ecológicas/ Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo SEMAD/Instituto Estadual de Florestas-MG, Brasília, 2000. 45 p.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Campos Sulinos**. Brasília: MMA. 2009. Disponível em: <http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br/arquivos/Livros/CamposSulinos.pdf>. Acesso em 04 set. 2019.
- MORAES, F. T.; JIMÉNEZ-RUEDA, J. R. Fisiografia da região do planalto de Poços de Caldas, MG/SP. **Revista Brasileira de Geociências**, [s.l.], v. 1, n. 38, p.196-208, mar. 2008. Disponível em: <http://www.ppegeo.igc.usp.br/index.php/rbg/article/viewFile/7577/7004>. Acesso em 12 set. 2019.
- PEREIRA, J.A.A.; FONTES, M.A.L. (orgs.). **Plano de Manejo do Parque Municipal da Serra de São Domingos**. Vol II, Encarte 3. Lavras: UFLA, 2010.
- PINTO, S. I. C.; SOUZA, A. M.; CARVALHO, D. Variabilidade genética por isoenzimas em populações de *Copaifera langsdorffii* Desf. em dois fragmentos de mata ciliar. **Scientia Forestalis**. v. 65, p.40-48, 2004.
- PMC. Prefeitura Municipal de Caldas. **Caldas, entre montanhas um coração mineiro**. Disponível em: <https://caldas.mg.gov.br/caldas-entre-montanhas-um-coracao-mineiro/>. Acesso em 04 ago 2019.
- RAVEN, P. H. **Taxonomy**: where are we now? Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B, v. 359, n. 1444, p.729-730, 2004.
- SAFFORD, H. D. Brazilian Paramos I. An introduction to the physical environment and vegetation of the campos de altitude. **Journal of Biogeography**, [s.l.], v. 26, n. 4, p.693-712, jul. 1999. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1046/j.1365-2699.1999.00313.x>. Acesso em 04 set. 2019.
- SCHORSCHER, H. D.; SHEA, M. E. The regional geology of the Poços de Caldas alkaline complex: mineralogy and geochemistry of selected nepheline syenites and phonolites. **Journal of Geochemical Exploration**, [s.l.], v. 45, n. 1-3, p.25-51, nov. 1992. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S037567429290121N?via%3Dihub>. Acesso em 04 set. 2019.
- SEBBENN, A. M. Tamanho amostral para conservação ex situ de espécies arbóreas com sistema misto de reprodução. **Revista do Instituto Florestal**, v. 15, p.109-124, 2003.
- SEBBENN, A. M.; ETTORI, L. de C. Conservação genética ex situ de *Esenbeckia leiocarpa*, *Myracrodruon urundeuva* e *Peltophorum dubium* em teste de progênies misto. **Revista do Instituto Florestal de São Paulo**. v. 13, n. 2, p.201-211, 2001.
- VASCONCELOS, V. V. Campos de altitude, campos rupestres e aplicação da Lei da Mata Atlântica: estudo prospectivo para o estado de Minas Gerais. **Boletim de Geografia**, [s.l.], v. 32, n. 2, p.110-133, 3 dez. 2014. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/277669939_Campos_de_Altitude_Campos_Rupestres_e_Aplicacao_da_Lei_da_Mata_Atlantica_estudo_prospectivo_para_o_Estado_de_Minas_Gerais. Acesso em 01 set. 2019.
- WILLIAMS, E. A.; BRAGA, J. P. L. (coords.) **Plantas ameaçadas de extinção**: Planalto de Poços de Caldas. Fundação Jardim Botânico de Poços de Caldas. 1º ed. Poços de Caldas, MG: FJBPC, 2016. 58p.

NOVAS PERSPECTIVAS: A BACIA HIDROGRÁFICA E O AMBIENTE FLUVIAL COMO ELEMENTO ESTRUTURANTE

Francisco José Cardoso & Laura Machado de Mello Bueno

INTRODUÇÃO

O urbanismo contemporâneo tem apresentado reflexões e produzido propostas de planejamento e projetos de intervenção que procuram estabelecer novos paradigmas na forma de tratamento dos ambientes fluviais urbanos.

Na história das cidades é recorrente o tratamento inadequado dos cursos d'água. "O crescimento da população das cidades e o maior volume e toxicidade dos resíduos gerados ampliaram o desrespeito e trouxeram a morte para muitos rios em todo o planeta" (MORETTI, 2000a).

A revolução industrial é marcante na história, alterando os padrões demográficos, econômicos e a forma de produção, que repercute na relação da sociedade com os cursos d'água. As condições de salubridade das cidades eram péssimas, com altos índices de mortalidade e a resposta pautando-se em obras com preocupação sanitária.

Muitos cursos d'água são retificados, canalizados e tamponados, construindo em suas margens vias sanitárias. São intervenções que buscam aumentar a velocidade d'água e atender a demanda de circulação, sem levar em consideração a dinâmica ambiental dos cursos d'água. "A ruptura da interação natural entre o rio e a baixada ocasiona o empobrecimento dos ecossistemas com perda da biodiversidade biótica" (BINDER, 1988)

A visão sanitarista trouxe diversos problemas que não foram possíveis de prever na época, mas que posteriormente são questionados com o avanço do movimento ambientalista. A mentalidade ecológica tem-se disseminado na sociedade, buscando uma nova consciência; temas como desenvolvimento sustentável, equilíbrio ecológico, biodiversidade, proteção e recuperação ambiental são cada vez mais discutidos.

As áreas técnico-científicas têm uma vasta produção teórica e prática relacionada direta ou indiretamente com a questão ambiental dos ambientes fluviais. A base teórica, metodológica e tecnológica oferece condições de repensar o modelo técnico-científico. Mesmo com a dificuldade de superar a cultura dominante, há experiências de projetos de intervenção em ambientes fluviais que estabelecem uma relação mais harmônica nas questões urbanas com as ambientais,

respeitando a dinâmica ambiental e incorporando o ambiente fluvial na morfologia e na paisagem urbana.

Neste capítulo serão apresentados exemplos de ações que incorporam a bacia hidrográfica como unidade de planejamento e o ambiente fluvial como elemento estruturante do espaço urbano, levando em consideração a relação integrada entre os aspectos ambientais e urbanos.

A pesquisa foi realizada a partir do levantamento, na internet, da produção prática e teórica de ações do urbanismo contemporâneo, com enfoque ecológico-ambiental que procura enfrentar os desafios impostos pela crise ambiental e as recentes transformações físico-espaciais e socioeconômicas. Foram selecionados autores que apresentam esta abordagem, destacando-se (CARDOSO, 2017).

Primeiramente será apresentado a revisão bibliográfica da evolução do paradigma ambiental, selecionando autores que apresentam a reflexão e a proposição de novos paradigmas para intervenções em ambientes fluviais, pautando principalmente por questões ecológicas. Na sequência serão apresentadas experiências que trazem importantes contribuições para repensarmos o planejamento e as intervenções em ambientes fluviais urbanos.

AÇÕES EM AMBIENTES FLUVIAIS: EVOLUÇÃO DO PARADIGMA ECOLÓGICO-AMBIENTAL

Os conflitos entre a preservação e o desenvolvimento urbano estão presentes na cidade contemporânea, convivendo com problemas advindos da ação humana que podem levar a uma visão negativa do futuro. Os efeitos do aquecimento global já são sentidos no nível global e local com a ocorrência de eventos extremos - secas e tempestades, que tendem no futuro a acontecer com maior frequência e intensidade.

Devido à crescente imprevisibilidade de rastreamento de tempestades globais, nenhum bairro ou empreendimento novo ou existente pode prescindir de uma estratégia para lidar com eventuais vendavais extremos, não importa em que lugar do mundo eles sejam construídos. (ROAF et al. 2009).

A sociedade precisa repensar o seu modelo de desenvolvimento com base no consumo. A taxa de crescimento demográfico e o crescimento desmedido da ocupação urbana são insustentáveis e levarão ao esgotamento dos recursos naturais, principalmente da água. Odum (2001) afirma que o homem tem um alto grau de dominância, com papel relevante nos ciclos biogeoquímicos, mas não possui um controle absoluto e sua ação pode comprometer as comunidades biotas e os ecossistemas em detrimento da cultura humana.

Os impactos desse processo são heterogêneos. De acordo com Bueno e Cardoso (2016), no período de seca, diversas cidades no mundo encontram dificuldades no abastecimento de água e um elevado gasto de energia para atender seu crescente consumo, principalmente pela

atividade industrial e agrícola. De acordo com os autores, a crise hídrica ocorrida, entre 2012 e 2015, na região sudeste do Brasil, era previsível, pois o volume de água estocado foi reduzindo a cada ano. Assim, as companhias de saneamento poderiam ter adotado posturas mais transparentes, medidas preventivas e a conscientização para diminuição do consumo, o que se contrapõe ao discurso de que esse fenômeno não era esperado, e a solução passa por grandes obras e a elevação da tarifa.

No outro extremo, haverá a concentração espacial e temporal dos altos níveis pluviométricos, com chuvas mais intensas e frequentes. O mais grave é que as cidades não estão preparadas para enfrentar essas transformações, podendo aumentar as enchentes, os desmoronamentos e os deslizamentos. Em cidades de países com alta desigualdade social e precariedade habitacional a situação é agravada pela falta de acesso ao saneamento básico que ocasiona o lançamento de esgotos domésticos diretamente na rede hidrográfica, bem como a presença de assentamentos próximos, ocasionando um alto custo econômico e social a ações de recuperação da qualidade das águas. Nestas situações, conforme Furigo et al. (2018):

A efetiva melhoria da qualidade dos rios urbanos depende de um conjunto de fatores, sendo a universalização do atendimento dos serviços de coleta e tratamento de esgotos um dos principais. Quando se fala universalização, deve ser considerado o funcionamento de um sistema que garanta não apenas a existência de redes de coleta, mas também de ligações domiciliares e de coletores tronco que levem esses esgotos para as estações de tratamento. Outra questão importante diz respeito à poluição difusa, uma vez que o sistema convencional de tratamento de água não retira os metais pesados e outras substâncias contaminantes e que estão presentes nas superfícies dos edifícios e das ruas e que são carregadas pelas chuvas para os corpos d'água.

Odum (2001) coloca que as pessoas vivem em áreas, tempos e meios diferentes, onde a cultura popular tende a ser mais constante e a cultura tecnológica, apoiada em uma cultura independente do ambiente, resulta em alterações mais intensas.

O problema é o predomínio da cultura tecnológica que, de acordo com Lefebvre (1999), no mundo contemporâneo, trouxe uma implosão e explosão da cidade industrial, impondo a problemática urbana em escala mundial. Esse processo apresenta uma contradição intrínseca do desenvolvimento e do crescimento ante a preservação, a conservação e a recuperação ambiental.

Nesse aspecto, Asher (2010) coloca que a modernização é paradoxal, pois quanto mais se desenvolve a tecnologia e o conhecimento, somados à circulação acelerada de informações, mais riscos são assumidos e as incertezas aumentam com as dificuldades de adotar novas formas de regulação.

A questão que se coloca é se é possível reverter esta situação e qual a forma de ação? Diversas propostas foram desenvolvidas com objetivo de enfrentamento da crise ambientais, apresentando diferentes princípios, conceitos e formas de ação.

Roaf et al. (2009) destacam que a mudança é possível, porém exige uma transformação radical na nossa postura ambiental, pois será necessária muita disposição para encarar o alto custo e os transtornos para adaptar as edificações e cidades para sobreviver no século XXI.

De acordo com Steinberger (2001) a resposta a essa problemática apresenta duas posturas. De um lado, a ideia de desenvolvimento sustentável, onde empresas e instituições governamentais e intragovernamentais apresentam estratégias compatíveis com o desenvolvimento industrial, mantendo o princípio de exploração de recursos ambientais da sociedade capitalista. De forma antagônica, estão os movimentos ecológicos contrários ao modelo capitalista, que consideram impossível a relação equilibrada entre economia, sociedade e meio ambiente, defendendo modos não predatórios de produção. Acseirad (2010) denomina estes dois sentidos distintos, respectivamente, como: utilitário e contracultural.

Travassos (2010) e Mello (2014) afirmam que é necessária a articulação ambiental para a construção de uma nova abordagem, integrando a visão ambientalista (meio físico e biótico) com a visão urbanística (arquitetura, engenharia, saneamento e paisagismo).

Franco (1997) acrescenta que, em resposta à crise de consciência humana, surge a visão holística, que se desenvolve a partir da concepção sistêmica com a qual os fenômenos e eventos se dão de maneira inter-relacionada e interdependente.

A partir do pensamento ecossistêmico, os princípios que norteiam a relação entre a sociedade e a natureza são revistos, adotando-se atitudes mais preventivas no lugar da exploração sistemática dos recursos. Odum (2001) afirma que é necessário o ordenamento total do ecossistema conforme os limites dos recursos e o suporte dos espaços locais, aceitando a regulação cultural e natural e reconhecendo que a cidade depende do espaço rural verde e desestimulando o crescimento urbano.

Em relação aos ambientes fluviais, Kausahl e Belt (2012) destacam que atualmente há uma crítica em relação à concepção sanitarista, que foi dominante antes do século 21, sendo substituída pela cidade sustentável, que leva em consideração os ciclos biogeoquímicos (carbono, nutrientes e metais) e as peculiaridades do ecossistema urbano, produzindo intervenções com múltiplas funções e desenho urbano de qualidade.

De acordo com Odum (2001), o comprometimento dos recursos aquáticos está associado ao mau ordenamento da bacia hidrográfica, sendo importante considerar a dinâmica ambiental e urbana de toda a sua área de escoamento ou de recepção como unidade ecossistêmica, e não apenas a massa de água.

Botelho e Silva (2007) ressaltam que as bacias hidrográficas estão diretamente relacionadas com o ciclo hidrológico e são reconhecidas como uma unidade espacial da geografia física desde o final da década de 60. No final do século XX, é difundida por diversas áreas do conhecimento a adoção da Bacia Hidrográfica como uma célula básica de análise ambiental e a sua importância para conhecer e avaliar diversos componentes e processos que nela ocorrem.

Kausahl e Belt (2012) acrescentam que devem também ser consideradas as interações entre as bacias hidrográficas, pois obras de terraplanagem e infraestrutura podem alterar os fluxos naturais, conectando diferentes bacias hidrográficas.

Além de realizar a transposição de água de uma bacia para outra, a irrigação, geração de energia e abastecimento podem diminuir a vazão dos rios e alterar as cheias sazonais. Essas mudanças

causam impacto sobre os ecossistemas dependentes das áreas de inundação. A alteração da quantidade de água, no tempo entre as vazões mínimas do período de estiagem e as vazões máximas do período de cheia, leva a um desequilíbrio ambiental com a perda de espécies nativas e a invasão de exóticas.

De acordo com Collischoni et al. (2005), para responder a essa questão, foi criado o Manejo Ecologicamente Sustentável da Água – Mesa, é uma metodologia colaborativa e adaptativa, sendo organizada em seis passos com o objetivo de manter, nos períodos de estiagem, vazões ecológicas que permitam a manutenção de ecossistemas (Tabela 1).

Tabela 01 - Passos da metodologia MESA - Manejo Ecologicamente Sustentável da Água. Fonte: adaptação de COLLISCHONI et al., 2005

Passos	Características
1. Estimar regime hidrológico fundamental	Quantificar objetivos ecológicos das vazões ou níveis d'água; Vazões de base entre o período úmido e o seco; Cheias normais (anuais) e cheias extraordinárias; Vazões mínimas extraordinárias; Taxa de variação da vazão ao longo do tempo; Variabilidade interanual de todos os itens anteriores.
2. Estimar necessidades humanas	Simulação hidrológica do quanto a influência humana modifica o regime hidrológico atual e futuro.
3. Avaliação conflitos hidrograma a ecológico e necessidades humanas	Verificar a incompatibilidade entre o hidrograma fundamental (passo 1) e as necessidades humanas (passo 2) dentro de um ano, assim como a variação sazonal interanual.
4. Colaboração em busca de soluções	Diálogo com atores diversos para eliminar e minimizar incompatibilidades e definir necessidades expressas em objetivos e metas quantificáveis.
5. Realização, experimento e manejo	Realização de simulações através de experimentos de manejo para minimizar as incertezas em caso de conflito e verificar a viabilidade dos objetivos e metas; As variáveis a serem monitoradas devem refletir a integridade ecológica e permitir o teste das hipóteses desenvolvidas nos passos anteriores; Indicadores a serem considerados: a própria vazão do rio em diferentes locais, características geomorfológicas do rio, população de espécies-chave da vegetação e estrutura dessa população na mata ciliar ou área inundável, distribuição espacial das espécies de peixes considerando faixas de tamanho ou maturidade, diversidade de invertebrados bentônicos, parâmetros de qualidade de água comumente medidos (pH, OD, amônia e temperatura); Cada um dos indicadores dever ter uma faixa de variação esperada, ou tolerável.
6. Desenvolver programa de manejo adaptativo – "fazendo e apreendendo"	Implementação do Plano de Manejo adaptativo que, para ser ecologicamente sustentável, deve ser permanentemente subsidiado pelo monitoramento hidrológico e ecológico e pela repetição e extensão de experimentos, para contemplar novas situações de conflito ou novas incertezas.

Andrade e Blumewschén (2014) acrescentam que o MESA busca o gerenciamento de uma maneira que possa atender às necessidades de uso da água pelo homem ao mesmo tempo em que mantém a integridade dos ecossistemas. Essa metodologia estabelece cenários hidrológicos (hidrograma ecológico), que podem contribuir para a avaliação da eficiência das medidas de drenagem urbana, bem como para os projetos de parques lineares e regularização fundiária sustentável.

As funções biogeoquímicas, a conectividade hidrológica e as interações entre os fluxos naturais e artificiais devem ser consideradas juntamente com a compreensão dos impactos e mudanças de uso do solo. Somente desta forma será possível superar o paradigma sanitarista e promover a reabilitação urbana, juntamente com a restauração de ecossistemas. O planejamento e o desenho urbano devem passar por um *upgrade* incluindo a modelagem e o monitoramento das funções ecossistêmicas e fluxo de materiais, acompanhando os impactos em decorrência do transporte longitudinal e transformações biogeoquímicas em ecossistemas a jusante (KAUSAHL e BELT, 2012).

O planejamento deve ser multiescalar. Na escala regional, segundo Travassos (2010), ocorre a coordenação das intervenções, a minoração das inundações e a mobilidade urbana; enquanto na escala local, a definição dos espaços públicos, a ampliação das áreas verdes e de lazer, as conexões locais e culturais, a urbanização de ocupações precárias e a gestão do uso e ocupação do solo. Kausahl e Belt (2012) completam que, na escala macro, devem ser estabelecidas as ações a médio e longo prazo de controle do uso da terra, expansão urbana e mudanças na infraestrutura (processos condutores) e da poluição urbana, enquanto, na escala micro, ressaltam a importância de incorporar, juntamente com as questões ambientais, o design urbano nas intervenções em córregos urbanos.

Uma estratégia efetiva, em relação ao planejamento local, é a elaboração de Planos de Gestão no âmbito da microbacia urbana, o que pode proporcionar a obtenção de resultados em curto prazo. Nessas áreas, a qualidade da água é, em geral, melhor, necessitando de menos obras para sua recuperação, e as bacias de contribuição hidrográfica dos córregos, com menor dimensão, ocupam, na maioria das situações, áreas em apenas um município, facilitando a ação da gestão pública municipal e o envolvimento da comunidade. Além do que “... não adianta realizar ações de recuperação em rios maiores, enquanto os pequenos cursos d’água continuam poluídos” (MORETTI, 2000b).

As intervenções em ambientes fluviais devem adotar uma linguagem estética, com soluções espaciais e formais que considerem a relação entre a dinâmica ambiental e a urbana. Mello (2014) ressalta a necessidade de manutenção dos processos naturais de erosão e inundações adjacentes, que significam a garantia da estabilidade das bordas, a receptação e contenção de sedimentos, a infiltração natural, a retenção na microbacia e a migração lateral de água, fundamentais para a manutenção da biodiversidade.

Nesse aspecto, Barbosa (2011) acrescenta que, para a valorização ecológica dos cursos d’água, é necessário estabelecer a continuidade da sua corrente, a reconstituição das estruturas morfológicas típicas do leito e das margens, o reestabelecimento das zonas ripárias e das nascentes e a promoção de biotas espaciais, a partir da aplicação de técnicas de engenharia ambiental.

A aplicação, onde for possível, de técnicas de engenharia ambiental, no lugar de obras hidráulicas de engenharia tradicionais, pode contribuir para restabelecer os processos naturais

em ambientes fluviais e minimizar os impactos ambientais em ambientes fluviais urbanos. De acordo com Selles (2001), as técnicas da engenharia ambiental têm por princípio: “o uso de materiais simples, como madeira e pedras, utilizados de forma mais natural, a interdisciplinaridade e o concurso da experiência de profissionais qualificados para o trato dos ambientes naturais”.

De acordo com Mello (2014) a partir de Holanda (2010), nas intervenções urbanas, a questão ambiental deve ser somada à urbanidade, que diz respeito ao modo como a configuração espacial qualifica o corpo d’água na paisagem urbana, promovendo o convívio social e a relação da população com a água, incluindo aspectos funcionais, utilitários, econômicos, sociológicos, topoceptivos, bioclimáticos, simbólicos, estéticos e afetivos. Áreas centrais, de domínio público, acessíveis física e visualmente e com destinação de uso aberto, conferem maior urbanidade aos espaços à beira d’água e do seu entorno.

O urbanismo contemporâneo tem apresentado reflexões e produzido propostas de planejamento e projetos de intervenção que procuram estabelecer novos paradigmas na forma de tratamento dos ambientes fluviais urbanos.

No Brasil foi criado em 2003 o Ministério das Cidades¹, que investiu em planos nacionais e locais visando a Drenagem Urbana Sustentável e cursos de formação de técnicos municipais. Os novos paradigmas foram incorporados na legislação federal de saneamento (lei federal 11445/2017 e decreto 7217/2010) passando-se a adotar o termo manejo das águas pluviais, em concepção mais abrangente que o termo drenagem urbana. Desde então órgãos estaduais e municípios vem incorporando essa renovação do conhecimento as práticas sobre as águas na cidade.

De acordo com Travassos (2010), a mudança de paradigma em curso, que ocorre inclusive no Brasil, estabelece uma nova forma de tratamento dos rios e córregos urbanos, adotando uma postura que procura diminuir a infraestrutura cinza e as conexões motorizadas, ou seja, as canalizações e avenidas de fundo de vale, por ações que buscam estabelecer uma relação mais harmônica com as quais o curso d’água faça parte da paisagem na sua forma mais orgânica. Os planos de drenagem, por exemplo, passam a considerar que há um grau de incerteza no regime fluvial e que as medidas estruturais são insuficientes, sendo necessário olhar para a bacia de contribuição com ações na macro e microescala.

Há diversos exemplos de políticas, programas, planejamento e projetos que incorporam a bacia hidrográfica como unidade de planejamento e o ambiente fluvial como elemento estruturante do espaço urbano, levando em consideração a relação integrada entre os aspectos ambientais e urbanos.

A seguir, serão apresentadas algumas experiências relacionadas com a escala de planejamento e projetos de intervenção em ambientes fluviais urbanos. Destacam-se o programa *Water Sensity Urban Design* e o *Best Management Practice*, a renaturalização de cursos d’água e o programa Drenurbs, no qual são aplicadas diversas destas soluções, dentro de micro-bacias em regiões periféricas da metrópole belohorizontina.

¹ Essas ações foram apoiadas tecnicamente pela consultoria do Prof. Dr. Carlos Tucci da UFRGS ao Ministério das Cidades. (TUCCI, 2005) As competências do Ministério das Cidades foram transferidas para o Ministério da Integração Nacional em 1/1/2019.

Water Sensitive Design Urban (WSUD)

O termo *Water Sensitive Urban Design*, desenho urbano sensível a água, surgiu na Austrália Ocidental, em 1994 para descrever uma nova abordagem para o planejamento e *design* urbano. Posteriormente o WSUD foi incorporado pela ação intragovernamental denominada *National Water Initiative* (NWI), que é uma estratégia abrangente com objetivo de melhorar a gestão da água em todo país (BMTWBM, 2009).

O WSUD foi criado para enfrentar a crise hídrica australiana decorrente das situações extremas de estiagem e da poluição dos corpos d'água. O programa, desenvolvido de forma participativa, apresenta tecnologias voltadas para a melhoria da qualidade da água ou a restauração da captação natural com o objetivo de aumentar a sua quantidade, evitando-se os impactos negativos do desenvolvimento urbano convencional. É um projeto integrado ao ciclo urbano da água, englobando diversos sistemas, tais como: o abastecimento de água, as águas residuais, a gestão de águas pluviais e subterrâneas, o desenho urbano e a proteção ambiental.

O desenho para a água procura aprimorar as experiências visuais, sociais, culturais e ecológicas na paisagem urbana, criando e mantendo espaços com o objetivo de proteger valores ambientais e proporcionar qualidade de recreação e oportunidades sociais. As águas pluviais, o sistema de abastecimento de água e as águas residuais são concebidos de forma integrada, em uma concepção com características naturais.

Nessa mesma linha estão o *Low impact development* (LID) dos Estados Unidos da América, o *Sustainable Urban Drainage Systems* (SUDS) do Reino Unido e o projeto *Sustainable Water Management Improves Tomorrow Cities' Health* (SWITCH).

O projeto SWITCH² é um consórcio formado por 32 instituições de 15 países, do qual fazem parte a prefeitura de Belo Horizonte e a Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG. Esse projeto é liderado pelo *Institute for Water Education* da UNESCO, lançado em 2004 pela União Europeia, para pesquisa e desenvolvimento, aplicação de ações de gestão e tecnológicas relacionadas com o manejo de águas urbanas.

A prefeitura de Belo Horizonte assinou protocolo de adesão em 2006, desenvolvendo: atividades de planejamento e gestão integrada de águas urbanas, gestão de risco de inundações e planos de prevenção de risco, desenvolvimento de indicadores de qualidade e sustentabilidade, aplicação e avaliação do desempenho de técnicas não convencionais de drenagem urbana, modelagem hidrológica, difusão de conhecimento e formação e treinamento de grupos interessados em participar. Como resultado, foram realizados mais de 43 experimentos de compensação a impermeabilização do solo urbano (coletores de águas pluviais, *wetlands*, poço de infiltração e trincheira de infiltração aberta ou sob a sarjeta ou calçada).

2 De acordo com informações disponíveis em: <http://portalpbh.pbh.gov.br/pbh/ecp/contents.do?evento=conteudo&idConteudo=31509&chPlc=31509&viewbusca=s>. [Acesso em 04/11/2016.]

Dentro do programa WSUD, há inúmeras experiências. Na cidade de Melbourne³, o planejamento e gestão levam em consideração o ciclo total da água no espaço urbano de forma interdependente. As ações procuram harmonizar o movimento, armazenamento, tratamento, distribuição, utilização, reutilização e descarte da água com as atividades de organizações, grupos e pessoas. Para minimizar os impactos da urbanização, são desenvolvidas infraestruturas de baixo custo com características naturais, a recuperação de corpos d'água urbanos e a constituição de lugares mais verdes e saudáveis, criando lugares habitáveis de valor para a comunidade. Dentre as ações foram desenvolvidas ferramentas de planejamento e desenho relacionados com a rede pública de espaços abertos, *layout* de habitação, disposição de estradas e desenho urbano de ruas e medidas estruturais e não estruturais para realizar as funções de prevenção, recolhimento, tratamento, transporte, armazenamento e reutilização de água.

A rede de espaços livres públicos é constituída por corredores de drenagem multiusos em áreas residenciais, integrados com corredores de conservação, sistemas de gestão de águas pluviais e áreas de recreação, proporcionando benefícios sociais e econômicos. Essa ação é estratégica para atender as demandas sociais e ambientais advindas do crescimento demográfico e espacial das cidades. (Figura 01)

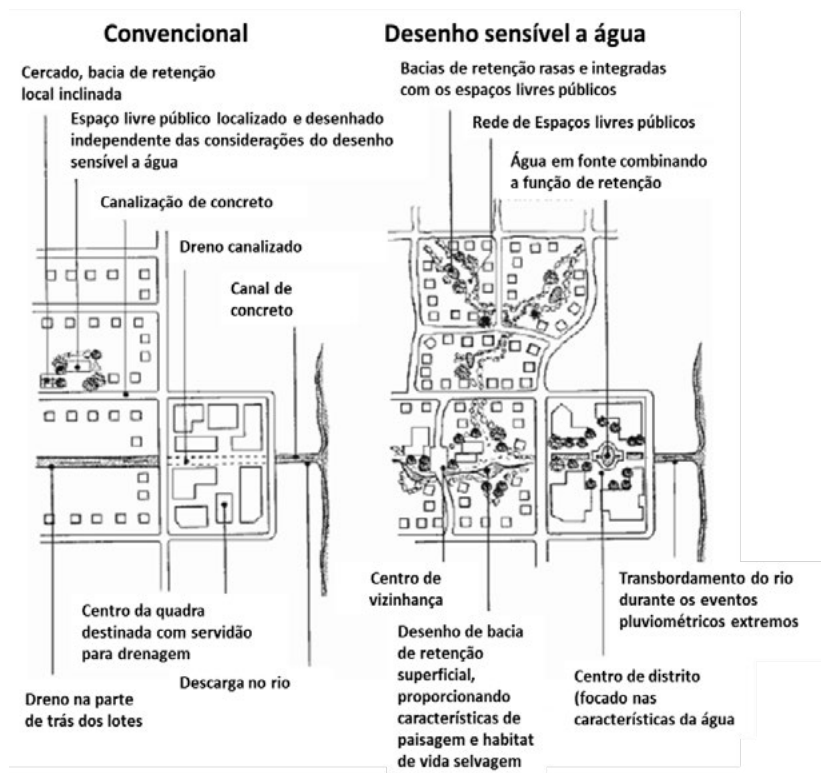


Figura 01 - Comparação de projeto convencional e aplicando o WSUD. Fonte: JSCWSC, 2009.

³ Disponível em: <http://www.melbournewater.com.au/> [Acesso em 04/11/2016.]

O tratamento paisagístico das áreas livres e das valas tem uma dupla função, atendendo as questões hidrológicas (controle do fluxo e qualidade da água pluvial) e melhorando a percepção da população com o *design* urbano sensível à água. (Figura 02).

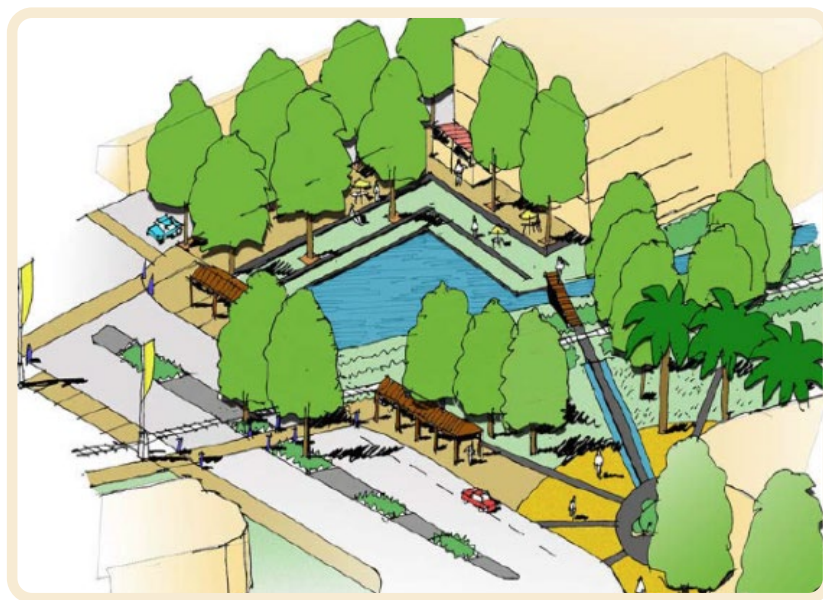


Figura 02 - Áreas livres públicas WSUD. Fonte: MBWCP, 2006.

O *layout* de habitação sensível à água trabalha integrando as edificações com o sistema de drenagem e com os espaços públicos abertos. As habitações incluem formas mais compactas e redução das áreas impermeáveis, implantadas de forma integrada com os corredores abertos naturais (Figura 03).



Figura 03 - Layout de habitações de acordo WSUD. Fonte WHELANS et al. (2006) in: JSCWSC, 2009.

A disposição das estradas sensíveis à água é concebida de acordo com a topografia do local, incorporando recursos naturais. A implantação preferencial é próxima a espaços públicos abertos, o que facilita a instalação de sistema de drenagem alternativo (armazenamento temporário, infiltração), e apresenta maior comodidade visual e possibilidade de uso recreativo (Figura 04).

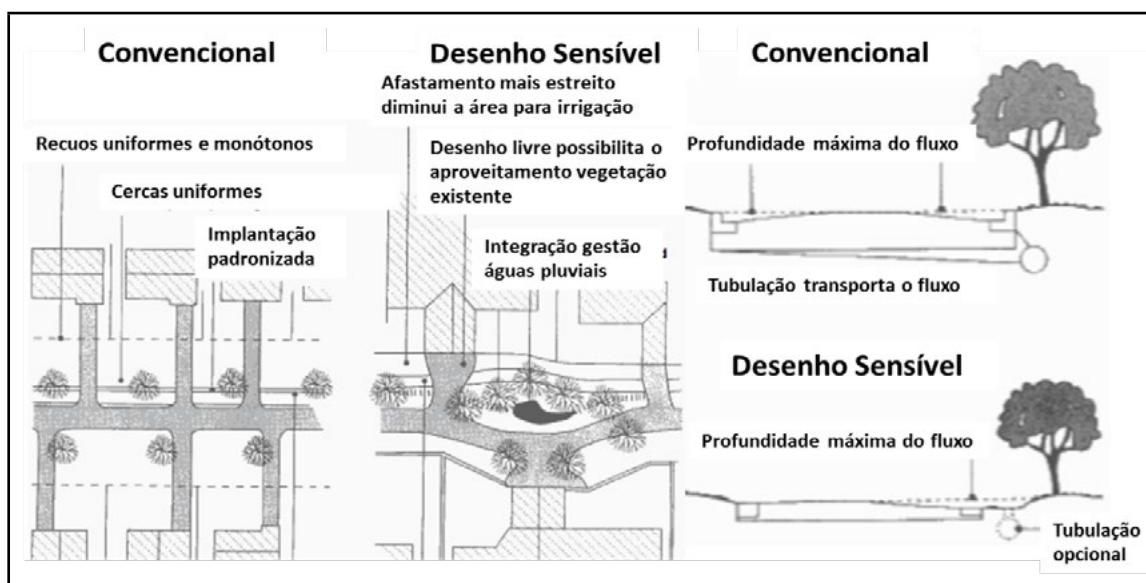


Figura 04 - Sistema convencional e WSUD. Fonte: Victorian Stormwater Committee, 1999) in JSCWSC, 2009

As ruas sensíveis à água apresentam uma configuração com qualidade paisagística que integra as necessidades de circulação de veículos e pedestres com a gestão das águas pluviais. O afastamento é reduzido, reconfigurando a geometria da via e instalando sistemas de retenção, infiltração e reserva de águas pluviais, com um desenho com maior valor funcional e estético em relação ao afastamento tradicional homogêneo e com maior proporção (Figura 05).

As medidas estruturais e não estruturais para realizar as funções de prevenção, recolhimento, tratamento, transporte, armazenamento e reutilização de água estão subdivididas em técnicas de redução da demanda e técnicas de gestão de água potável.

A redução da demanda de água potável tem como principais objetivos diminuir o consumo de água potável e a vazão de pico. Nessa linha de ação, as principais técnicas são: uso de aparelhos eficientes (vaso sanitário), acessórios de água eficientes (chuveiros, torneiras, *sprinklers*, outros), tanques de água pluvial, rede de água reciclada, coleta e reuso de águas pluviais, tratamento e reutilização de águas cinzas, paisagismo com menor consumo de água, programas de educação de uso da água e armazenamento de água de chuva ou residuais em aquíferos adequados e reutilizá-la como não potável.

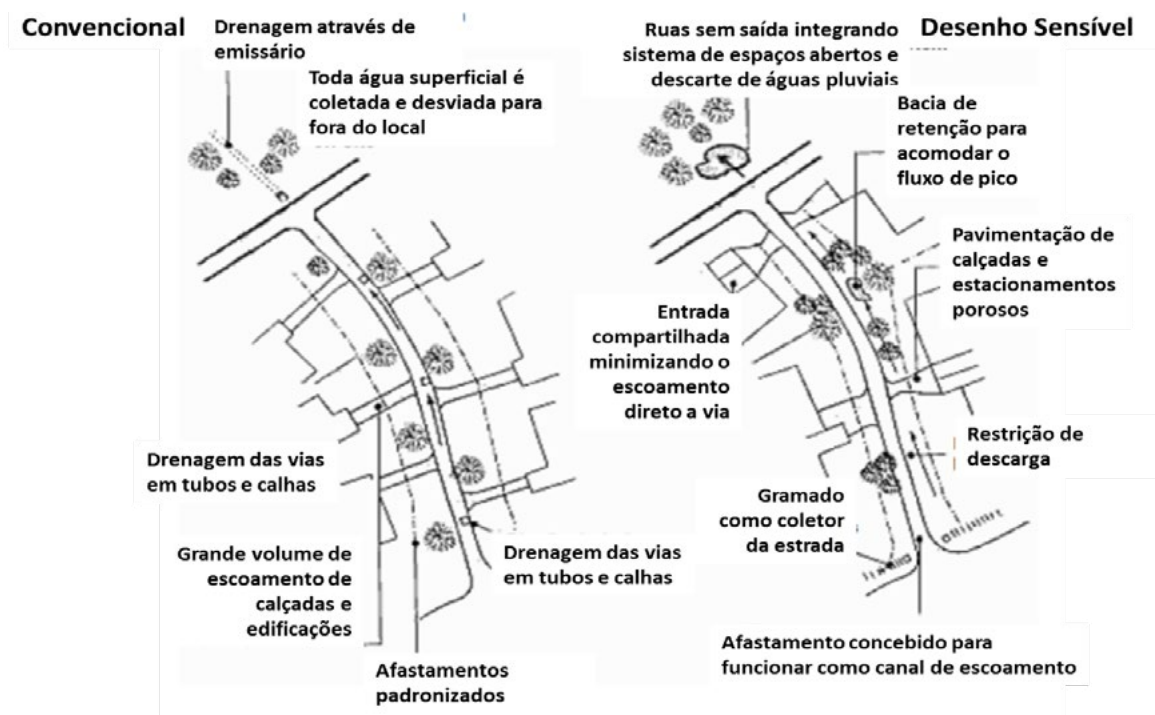


Figura 05 - Sistema convencional e WSUD. Fonte: Victorian Stormwater Committee, 1999) in JSCWSC, 2009.

A gestão das águas pluviais tem como principais objetivos o controle do seu fluxo (com redução da vazão de pico) e de seus sedimentos. As principais técnicas são: bacias de sedimentação, valas e faixas de amortecimento, valas de biorretenção, bacias de biorretenção, filtros de areia, zonas úmidas artificiais (*wetlands* construídas), represas, sistemas de infiltração, armazenamento e recuperação do aquífero (infiltração artificial de água), pavimentos permeáveis, bacias de retenção, telhados verdes e cobertura jardim, reabilitação dos córregos e da vegetação riparia e programa de educação para melhoria da qualidade das águas pluviais (Figura 06).

Water Sensitive Urban Design é um programa abrangente que estabelece um novo paradigma de desenho para aproveitar o potencial da água de chuva para superar a escassez de água, melhorar sua qualidade, reduzir as temperaturas urbanas e transformar e valorizar os cursos d'água, aproveitando o seu potencial paisagístico e de navegabilidade.



Figura 06 - Técnicas de gestão de águas pluviais. Fonte: JSCWSC, 2009

Best Management Practices (BMPS)

As melhores práticas de gestão são uma forma de divulgação da *Environmental Protection Agency* (EPA), identificando e tornando disponíveis diferentes técnicas que podem ser utilizadas por governos locais, projetistas, construtores e proprietários de imóveis. De acordo com Coxe e Hedrich (2007), as BMPs são selecionadas não somente por representar a melhor tecnologia disponível, mas também por fazer sentido em termos ambientais e econômicos, fornecendo o melhor custo benefício possível.

De acordo com Farr (2013), *Best Management Practices* (BMPs) “... se referem às práticas consideradas eficazes para atingir um resultado específico desejado na proteção da água, do ar e do solo e no controle da liberação de toxinas”.

As BMPs, portanto, podem se referir a diversas áreas de ação. Em relação às águas urbanas, as BMPs têm por objetivo medidas de controle para mitigar alterações na qualidade e na quantidade de água decorrente de alterações no uso do solo, principalmente o aumento das áreas impermeáveis.

Waterman (2011) acrescenta que as BMPs são uma denominação para drenagem sustentável nos Estados Unidos, referindo-se à gestão segura e efetiva da água da chuva e da superfície dos corpos d'água para retê-la, diminuindo o fluxo na época de chuvas fortes e aumentando o escoamento nos períodos de estiagem.

As BMPs são, portanto, um conjunto planejado de ações implementadas na bacia, com o objetivo de atenuar os impactos da urbanização, buscando reduzir a quantidade de água lançada no corpo receptor através da infiltração, e também melhorias na qualidade dessas águas.

Waterman (2011) aponta que a drenagem sustentável utiliza uma variedade de técnicas, como as coberturas verdes e os diversos tipos de áreas com vegetação. As plantas têm o benefício adicional de despoluir as águas pluviais. Os sistemas de drenagem sustentável tendem a substituir os sistemas de esgoto tradicional, uma tarefa que exigirá cada vez mais o trabalho dos paisagistas.

De acordo com a *Environmental Protection Agency* (EPA)⁴, as BMPs partem da premissa de que a chuva deve ser tratada onde cai, podendo ser classificada de acordo com a escala e tipo em: *POINT BMPs*, *LINEAR BMPs* e *AREA BMPs*.

Point BMPs, são práticas que capturam a drenagem a montante, em um local específico e podem utilizar uma combinação de retenção, infiltração, evaporação, decantação e transformação para gerenciar o fluxo e remover poluentes. Os principais exemplos são: *Constructed Wetland*, *Infiltration Basin*, *Bioretention Sand Filter (surface)*, *Rain Barrel*, *Cistern*, *Wet Pond* e *Dry Pond*.

Linear BMPs são formas lineares estreitas localizadas ao lado de córregos para fornecer filtragem e escoamento, absorção de nutrientes e benefícios auxiliares de sombreamento dos córregos, *habitat* dos animais selvagens e valor estético, tendo como exemplo *Grassed Swale*, *Infiltration Trench*, *Vegetated Filter Strip* e *Sand Filter (non-surface)*.

Area BMPs são práticas de gestão da terra que afetam a área impermeável, a cobertura do solo e a entrada de poluentes, tendo como exemplo *Green Roof* e *Porous Pavement*.

A ferramenta BMP apresenta semelhança com o WSDU em relação à utilização de tecnologias de baixo impacto que aumentam a qualidade e a quantidade d'água, em concepções que procuram reestabelecer a dinâmica natural do movimento superficial e subterrâneo d'água. As técnicas utilizadas apresentam uma concepção estética com elementos que se integram e qualificam a paisagem, levando em consideração questões pedológicas, geofísicas, hídricas e sanitárias.

4 Disponível em: <https://www.epa.gov/water-research/best-management-practices-bmps-siting-tool>

RENATURALIZAÇÃO DE CURSOS D'ÁGUAS

A renaturalização, segundo Weber (2001), “objetiva recuperar os rios e córregos de modo a regenerar a biota natural. Propõe-se ainda preservar as áreas naturais de inundação e impedir qualquer uso que inviabilize tais funções”. Binder (1998) afirma que “os cursos d’água podem ser considerados como sistemas naturais quando não poluídos, e quando tiverem a capacidade natural de modificar seu leito e seu curso sem interferências antrópicas”.

Toda atividade humana, como observado por Lyle (1996), produz impacto ambiental, mesmo que não seja necessariamente degenerativa. Ainda, segundo o autor, algumas alterações podem inclusive aumentar a capacidade regenerativa de uma bacia que se processa constantemente. “A regenerative water system fosters the ongoing renewal of life as well as the ongoing renewal of the water resource.”⁵

Segundo Binder (1998), para realizar a renaturalização de cursos d’água, é importante considerar os seguintes aspectos:

- acesso à água;
- ampliação do leito do rio;
- recuperação da continuidade do curso d’água;
- aplicação de técnicas da engenharia ambiental;
- o reestabelecimento de faixas marginais de proteção e da mata ciliar;
- a reconstituição de estruturas morfológicas típicas no leito e nas margens como depósitos de seixos rolados;
- a promoção de biotas especiais;
- a propiciação de elementos favoráveis ao lazer.

O restabelecimento da dinâmica natural do curso d’água pressupõe a existência de áreas disponíveis para evitar prejuízos e riscos para terceiros. A demanda deve ser calculada com base na dinâmica do leito do rio, na vazão d’água, no perfil longitudinal do canal, na geomorfologia da região, no tipo de solo, no tipo de cobertura do solo, e nas condições de uso e na ocupação das margens e demais áreas da bacia de contribuição.

Existem situações em que a faixa disponível é estreita. Em áreas urbanas consolidadas, é comum a existência de margens densamente ocupadas com longos trechos dos rios retificados, havendo dificuldade de remover a ocupação. Nesses locais, onde a urbanização provocou mudanças drásticas no ambiente fluvial, talvez não seja possível a sua recuperação ampla e sejam necessárias obras para mitigação dos impactos decorrentes da urbanização, sendo possível melhorar a qualidade ambiental, mesmo que parcialmente (Figura 07).

5 Um sistema de água regenerativo nutre a renovação contínua da vida bem como a renovação contínua do recurso hídrico.

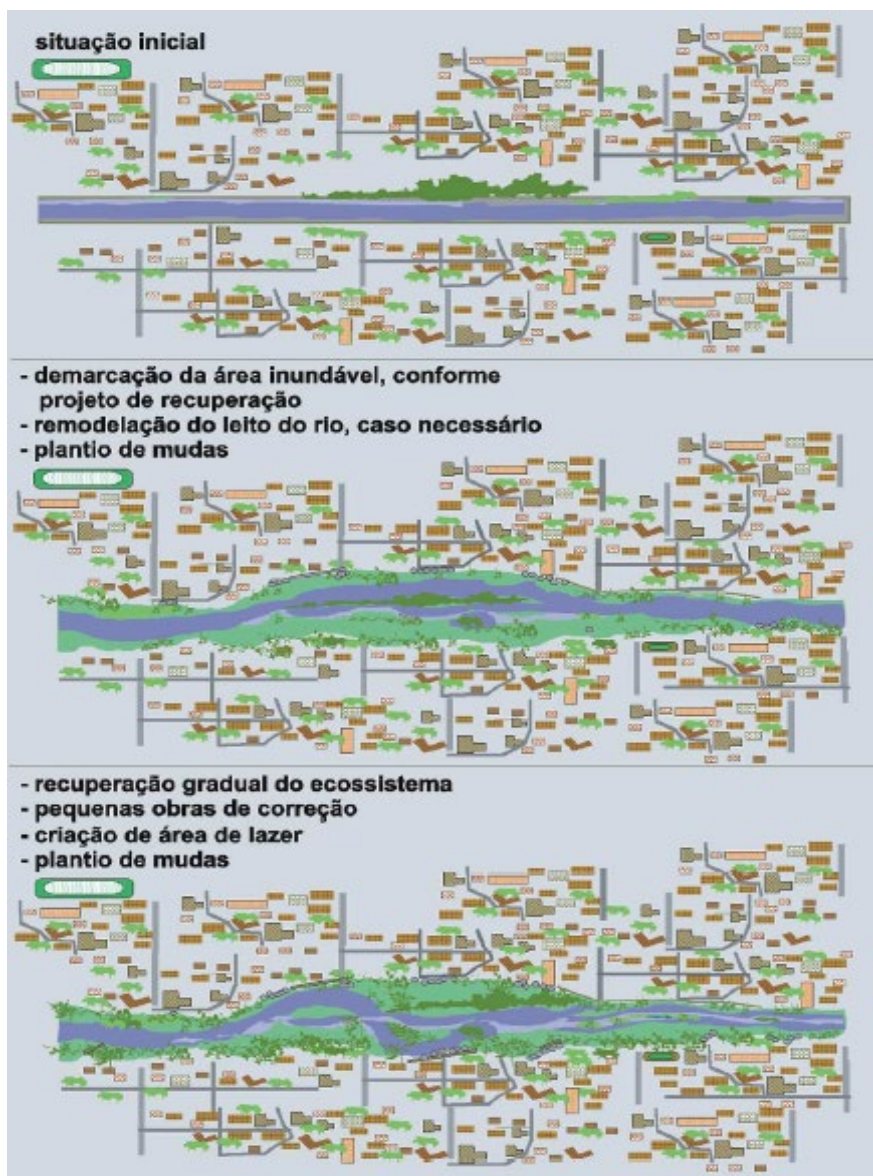


Figura 07 - Etapas de renaturalização de um curso d'água. Fonte: COSTA, 2001, p.140.

Weber (2001) observa que os planos de preservar, conservar e renaturalizar o leito dos rios, as zonas marginais e as baixadas inundáveis têm objetivos ambientais sem, contudo, colocar em risco as zonas urbanas, as vias de transporte, ou trazer desvantagens à população e aos proprietários das áreas vizinhas.

Mesmo em situações desfavoráveis, há possibilidades de melhorias ambientais que, muitas vezes, também favorecem as condições de vida da população ribeirinha. Em áreas onde existe limitação de espaço livre disponível, a solução ideal talvez não seja possível, porém soluções adaptadas devem ser buscadas, por exemplo, a recuperação de apenas uma das margens (Figura 08).

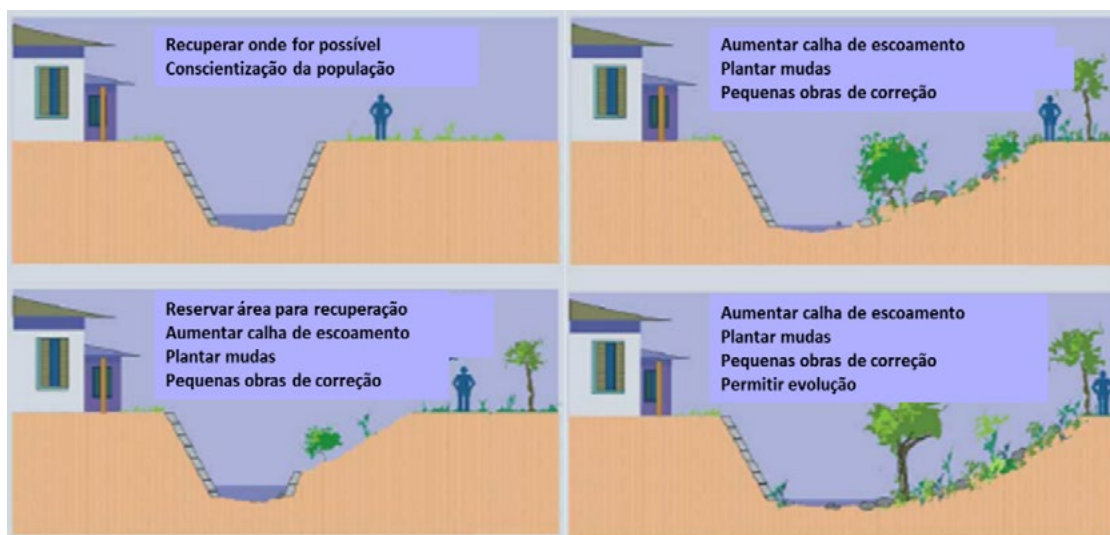


Figura 08 - Soluções em áreas com limitação de espaço livre disponível. Fonte: COSTA, 2001, p.143.

O sucesso da renaturalização depende da conscientização da população, que tem de compreender e aceitar as intervenções e as restrições a serem estabelecidas ao uso e à ocupação do solo urbano. Associações de pescadores e agricultores, associações de bairro e demais grupos ou indivíduos que forem afetados pelas propostas devem ser informados e ouvidos durante todo o processo. As perspectivas dependem da possibilidade de evitar prejuízos para a população e oferecer compensações por eventuais desvantagens para certos usos.

Outro aspecto que deve ser levado em consideração é o conflito entre o uso para recreação e lazer e os interesses de proteção ambiental. O uso intenso pode alterar as condições de *habitat* natural, perturbando os locais de nidificação. Nesses casos, é importante o controle do número de visitantes, conforme a capacidade de suporte do ambiente, e a conscientização evitando destruição de biotas mais sensíveis.

Macedo et al. (2011) ressaltam que existem poucos trabalhos de renaturalização em áreas urbanas, onde os cursos d'água são profundamente modificados e impedem a abordagem puristas, sendo impossível, portanto inadequado nesse sentido falar em restauro ecológico de rios urbanos.

Travassos (2010), questiona o uso do termo renaturalização, argumentando não ser possível definir as características originais em um ecossistema que não é estático. A autora propõe a utilização dos conceitos de recuperação, reabilitação ou melhoria ambiental, evitando confusões conceituais.

Realmente, não é possível pensar em recuperação ambiental de rios urbanos somente a partir de aspectos ecológicos, mas é necessário trabalhar a interação com aspectos antrópicos. A renaturalização de rios urbanos não pode significar a volta a uma paisagem original não influenciada pelo homem. De acordo com Binder (1988), a renaturalização é possível para restauro ecológico de rios urbanos, porém corresponde ao desenvolvimento sustentável dos cursos d'água e da paisagem em conformidade com as necessidades contemporâneas.

Assim, renaturalização não significa o retorno a uma paisagem natural, mas a utilização de técnicas que procuram reestabelecer os ciclos biogeoquímicos, podendo inclusive incluir elementos artificiais. As intervenções alcançam a reabilitação de suas funções e não a recuperação de uma condição natural, visto que a ideia de natureza é simbólica. A paisagem é um elemento secundário, o sentido principal é reestabelecer os ciclos naturais no ambiente urbano.

PROGRAMA DE RECUPERAÇÃO AMBIENTAL DOS FUNDOS DE VALE E DOS CÓRREGOS EM LEITO NATURAL DE BELO HORIZONTE-MG, BRASIL – DRENURBS

Em Belo Horizonte, capital do Estado de Minas Gerais, Brasil, a infraestrutura e o tratamento dado aos cursos d'água para amenizar os riscos e efeitos da urbanização foram historicamente estabelecidos com base na concepção hidrossanitária da engenharia tradicional. O sistema de esgotos domésticos e a rede de drenagem (pluvial e fluvial) foram construídos juntos, em sistemas unitários. Córregos foram canalizados e diversas galerias pluviais foram construídas como solução para os problemas de salubridade, sendo inclusive visto única resposta para os problemas e solicitados pela população (BARBOSA, 2011).

Belo Horizonte foi projetada pelo Eng. Arão Reis, no final do século XIX, para ser a capital política e administrativa do Estado de Minas Gerais. Cercada pela Serra do Cipó, apresentando uma morfologia com morros e baixadas, o projeto possui um rigor geométrico que não leva em consideração o povoado pré-existente, as linhas de drenagem e as matas ciliares. A adoção da canalização como solução deu-se a partir da década de 1930, primeiramente com o Ribeirão Arrudas e na sequência com os córregos Acaba Mundo, da Serra e Leitão. (Figuras 09a, 09b, 09c e 09d).

Figura 09a - Ribeirão Arrudas.

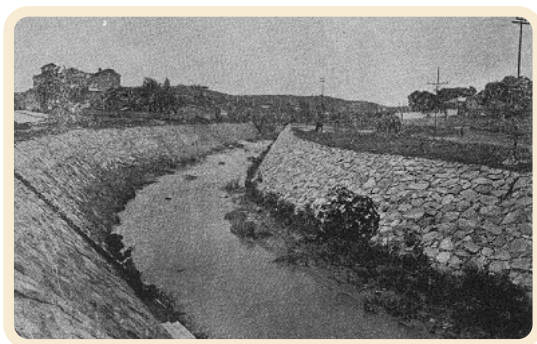


Figura 09b - Córrego da Serra.



Figura 09c - Córrego Acaba Mundo.**Figura 09d** - Córrego Leitão.**Figura 09** – Canalização de cursos d'água em Belo Horizonte-MG. Fonte Borsagli (2010)

Além desse aspecto morfológico, a impermeabilização do solo com o crescimento da cidade tornou as calhas calculadas em períodos anteriores subdimensionadas, não suportando as cargas pluviais de montante e acarretando em maior frequência de enchentes. Este quadro é intensificado com o fechamento de vários canais a partir da década de 1960 para dar espaço à circulação de automóveis (Figura 10). A situação é agravada pelas ocupações irregulares e pela carência de equipamentos e infraestrutura urbana.

O Programa DRENURBS tem como objetivo geral a melhoria da qualidade de vida da população do Município de Belo Horizonte, por meio do controle e recuperação dos recursos hídricos naturais, buscando a valorização das águas existentes no meio urbano (PREFEITURA MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE, 2010b)

**Figura 10** - Cobertura do Córrego do Leitão na década de 1970. Fonte Borsagli (2010).

O PDDU (1999/2000) estabelece novas tecnologias para obras de drenagem na Capital, desencadeando a criação do DRENURBS, Programa de Recuperação Ambiental dos Fundos de Vale e dos Córregos em Leito Natural de Belo Horizonte, cujo Termo de Referência data de março de 2001 (PREFEITURA MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE, 2010a). São im-

plementados novos paradigmas e métodos de engenharia urbana para revitalização das áreas urbanas, incluindo:

- integração do planejamento da drenagem com os planos de redes de infraestrutura viária, de saneamento e com elementos do ambiente natural, tais como mata ciliar;
- conhecimento atualizado do sistema, através de diagnóstico geral e atualizado;
- não transferência de impactos entre bacias, evitando as ocorrências de jusante;
- revalorização e incorporação paisagística dos cursos d'água, como elementos do tecido urbano.

A unidade de Gestão do Programa (UGP) ficou sob coordenação da Secretaria Municipal de Coordenação de Política Urbana (SCOMURB). Participa também da execução do programa a Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA), como organismo co-executor e três unidades técnicas vinculadas as seguintes instâncias da administração municipal: Secretaria Municipal de Estrutura Urbana (SMEU), Companhia Urbanizadora de Belo Horizonte (URBEL) e Secretaria de Meio Ambiente (SMMA).

No programa Drenurbs foi criada uma hierarquização das bacias hidrográficas a serem beneficiadas para execução das medidas previstas, que foram executadas com financiamento parcial do Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID). Foram selecionadas inicialmente 10 sub-bacias, 47 bacias elementares e um total de 95 córregos. Desses, foram caracterizadas as bacias elementares e selecionadas 8 bacias para serem abrangidas pelo programa. A primeira etapa teve um custo de US\$ 75,5 milhões, financiado pelo BID com 40% de contrapartida local. (PREFEITURA MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE, 2010b)

Os critérios para seleção foram os seguintes: densidade populacional; custo/habitante; taxa de impermeabilização; índices de cobertura de esgotamento sanitário; índices de coleta de lixo; incidências de IPTU; Ocorrência de enchentes; Ocorrências de erosões; Doenças de veiculação hídrica; taxa de ocupação da APP; situações de salubridade ambiental; necessidade de remoção e reassentamento e interferências em outras obras.

O córrego Nossa Senhora da Piedade foi uma das áreas selecionadas devido a necessidade de saneamento, recebendo um parque onde antes havia ocupações irregulares. A intervenção faz parte de uma série de ações, que inclui o planejamento na escala da bacia hidrográfica, desapropriações e remoções de famílias, intervenções físicas pontuais e obras de infraestrutura de saneamento. Os principais objetivos são o manejo da drenagem, a recuperação ambiental e a oferta de opções de lazer e recreação para os moradores da região (Figura 11).

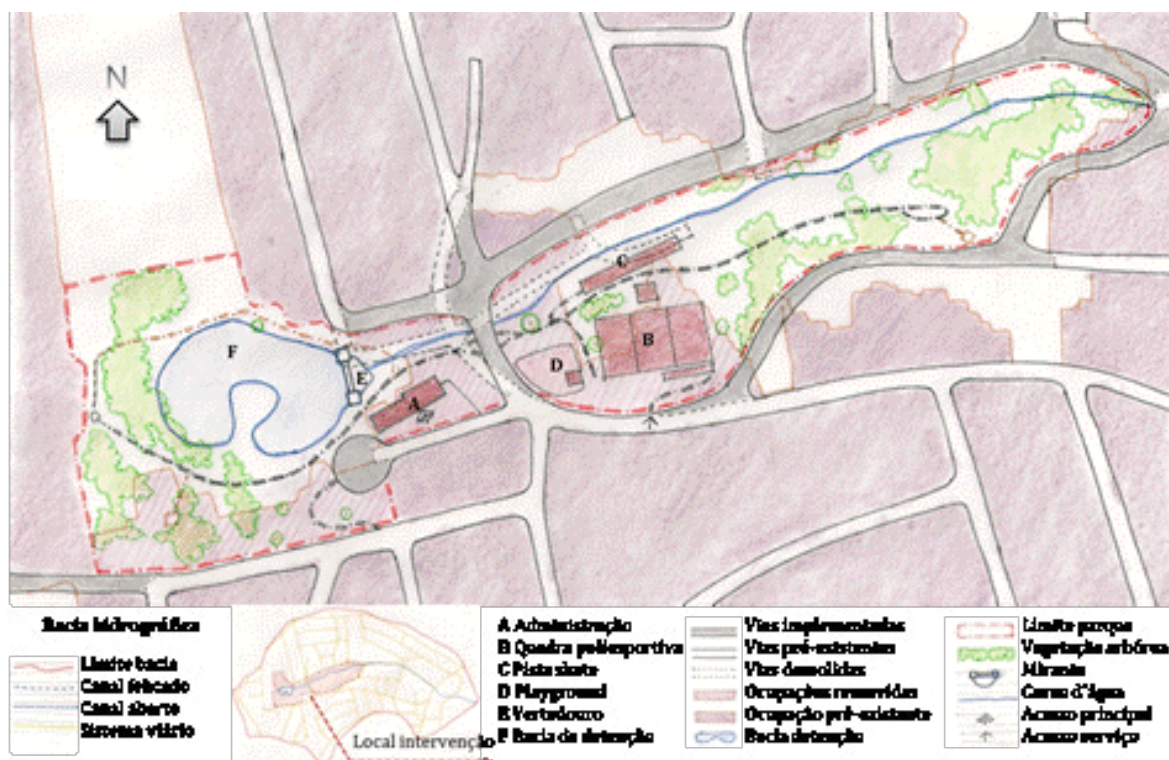


Figura 11 - Implantação do parque Nossa Senhora da Piedade. Fonte: Autor (2016).

A ação de maior visibilidade é a construção do parque urbano Nossa Senhora da Piedade, projetado pelos arquitetos Eduardo Beggiato e Edwides Leal, do escritório B&L Arquitetura, com sede em Belo Horizonte. A implantação do parque visa a recuperação da nascente, contenção das margens do córrego Nossa Senhora da Piedade, recomposição de taludes e principalmente a criação de um espaço verde livre público. (Figura 12a e 12b).

Figura 12a - Pista de caminhada dentro do parque com a ponte em arco ao fundo



Figura 12b - Vertedouro do lago com quedas de água sucessivas



Figura 12 – Implantação de parque para a recuperação de nascente, contenção das margens do córrego Nossa Senhora da Piedade, recomposição de taludes e criação de um espaço verde. Fonte: Bueno, 2016.

Este projeto faz parte de um plano de recuperação de nascentes e trechos iniciais de cursos d'água, com objetivo de melhorar o sistema de drenagem, saneamento e a qualidade ambiental, proporcionando espaços de lazer e recreação para a população do entorno, em uma região de baixa renda, na região periférica de umas das principais metrópoles brasileiras. A solução apresentada é de um parque urbano com uma estética semelhante ao pictórico.

O programa Drenurbs de Belo Horizonte é resultado de um longo processo iniciado na década de 1990, com a criação do projeto Manuelzão, que reforça a necessidade de planos em escalas mais abrangentes e que a recuperação é processual. É necessário um grande esforço, com ações continuadas, para a reversão do quadro de degradação e tratamento inadequado dos ambientes fluviais demanda um grande esforço

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Experiências contemporâneas demonstram que, a partir desses conceitos, é possível colocar em prática a recomposição da dinâmica natural de rios urbanos com criatividade e adaptação a cada situação específica, mesmo com todas as restrições e dificuldades.

Mais recentemente, a comunidade Europeia lançou, em 2006, o site do programa *Urban River Basin Enhancement Methods – Urbem*, que tem por objetivo fornecer novas ferramentas, técnicas e procedimentos para melhorar os cursos d'água urbanos. Essa iniciativa traz importantes contribuições para a valorização e a reabilitação dos cursos d'água urbanos em diversas escalas, tendo como diferencial a abordagem de aspectos sociais e estéticos.

As novas abordagens demonstram que houve um importante progresso teórico-conceitual, metodológico e instrumental na forma de analisar e tratar os ambientes fluviais. As propostas de planejamento e os projetos de intervenção têm incorporado o conhecimento de diversas áreas do conhecimento, com destaque para a ecologia da paisagem e a infraestrutura verde, que incorporam no planejamento o conhecimento da biologia e da ecologia.

Travassos (2010) aponta que Japão, Estados Unidos, Canadá, Grã-Bretanha, França, Alemanha e Áustria são destaques na implementação de projetos que valorizam a água a partir de novos paradigmas. A cidade tem uma natureza própria, modificando as condições naturais e possuindo uma dinâmica socioeconômica que exige soluções mais complexas para atender os aspectos ambientais e urbanos. Segundo Travassos (2010), as cidades são grandes ecossistemas artificiais e necessitam de uso de tecnologia apropriada.

De acordo com Mello (2014), as intervenções devem integrar aspectos do meio físico-ambientais e urbanísticos, podendo analisar a qualidade dos projetos a partir do seu desempenho ambiental e da sua urbanidade. A dinâmica natural do curso d'água deve ser respeitada, levando em consideração os processos erosivos e a inundação das margens, com intervenções que promovam: a proteção da biodiversidade, a receptação e contenção de sedimentos, a garantia

da flutuação natural dos níveis d'água, a estabilização das bordas e a migração lateral da água. A configuração espacial urbana deve promover: a qualificação do ambiente fluvial na paisagem urbana, a promoção do convívio social e a relação de identidade e pertencimento do homem com o corpo d'água.

As propostas de renaturalização e de drenagem sustentável demonstram a incorporação da discussão ambiental de forma mais ampla na elaboração de políticas e ações de planejamento e gestão urbana. Destaca-se neste arcabouço teórico e prático a importância de compreender a dinâmica ambiental no âmbito da bacia hidrográfica, adotando-a como unidade de planejamento e gestão de forma a considerar o ciclo d'água. Esta postura contrapõe-se ao paradigma hidrosanitário e viário, dominante a partir da revolução industrial, que resultou na artificialização e desqualificação paisagística e morfológica de diversos cursos d'água urbanos.

As experiências apresentadas possuem aspectos em comum e distinções em relação ao seus objetivos e as ações praticadas. Em comum tem-se preocupação com a qualidade e a quantidade d'água no meio urbano, a abordagem a partir da escala da bacia hidrográfica e a recuperação dos cursos d'águas.

O Drenurbs, implementado em Belo Horizonte-MG, apresenta preocupação com o saneamento e a questão social, problemas recorrentes nas cidades brasileiras. É uma ação que demonstra que é possível superar as limitações políticas, econômicas, sociais e técnicas, desenvolvendo propostas a curto, médio e longo prazo, com adoção de conceitos e adequados a realidade local e propostas de intervenções com custo relativamente baixo.

O objetivo é recuperar cursos d'águas partindo da região de nascente, sendo selecionadas áreas carentes onde as intervenções teriam maior impacto social e na melhoria ambiental e urbana. Dentre as ações destaca-se recuperação de cursos d'água, a construção de redes de infraestrutura (drenagem, abastecimento de água, sistema de esgotamento sanitário e sistema viário) e a constituição de áreas livres públicas para lazer e recreação da população.

As propostas apresentam estratégia e ações relacionadas com a escala macro e meso (sistema urbano), sendo que as soluções internacionais avançam mais em relação a escala micro (bairro, rua, calçada e infraestrutura), com maior desenvolvimento de soluções de design sustentável. Belo Horizonte poderia ter avançado mais em relação a adoção de conceitos da ecologia da paisagem do design sustentável, configurando corredores ecológicos e adotando tecnologias mais desenvolvidas quanto ao design sustentável. Porém são significativos os avanços alcançados, principalmente levando em consideração as dificuldades técnico-políticas, as restrições orçamentárias e a dimensão dos seus problemas urbanos e ambientais das cidades brasileiras.

É inegável a importância da água e a necessidade de mudança de paradigma nas intervenções urbanas, principalmente levando-se em consideração que a cidade possui uma racionalidade própria, que é resultante justamente desta interação entre a dinâmica ambiental e urbana. A intervenção deve contemplar e/ou articular as escalas do planejamento regional e urbano com as intervenções pontuais no ambiente fluvial. Os conceitos da ecologia da paisagem e da

infraestrutura verde. O diferencial dos projetos de intervenções em ambientes fluviais urbanos é valorizar a água como elemento estético e incorporá-lo como elemento da morfologia e da paisagem urbana, a partir da compreensão da sua bacia hidrográfica e da relação com escalas maiores e menores.

As ações podem priorizar as microbacias que, em comparação com as bacias maiores, possibilitam a obtenção de resultados em prazos menores e facilitam os trabalhos de educação ambiental. Essa é uma estratégia que pode agilizar o processo de melhoria da qualidade ambiental e paisagística dos ambientes fluviais, contribuindo, inclusive, para preparar os agentes envolvidos para participar e atuar junto aos comitês de bacias.

REFERÊNCIAS

- ANDRADE, Liza Souza de; BLUMENSCHIEIN, Raquel Naves. Metodologia de Elaboração de Hidrograma Ecológico: um parâmetro para gestão sustentável de APPs urbanas nas margens dos cursos d'água. In: II Seminário Nacional sobre Áreas de Preservação Permanente em Meio Urbano: Abordagens, Conflitos e Perspectivas nas Cidades Brasileira. **Anais...**2, 2012, Natal-RN. Disponível em: <http://unuhostedagem.com.br/revista/rbeur/index.php/APP/article/view/4088> Acesso em 12 dez 2014.
- ASHER, François. **Os novos princípios do urbanismo**. São Paulo: Romano Guerra, 2010.
- AROEIRA, Ricardo. Recuperação Ambiental de Bacias Hidrográficas, Belo Horizonte. In: MACHADO, Antônio Gonzaga da Matta et al. **Revitalização de Rios no Mundo: América, Europa e Ásia**. Belo Horizonte: Instituto Guacicy, 2010. p.221-240.
- BARBOSA, Bernardo Monteiro. **Novos conceitos de engenharia urbana: a experiência do Programa DRENURBS no Córrego Primeiro de Maio, em Belo Horizonte**. 152f. Dissertação (Mestrado em Construção Civil) Programa de Pós-Graduação em Construção Civil da Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011. Disponível em: <<http://www.bibliotecadigital.ufmg.br/dspace/handle/1843/IS-MS-8PXMJW?show=full>>. Acesso em 05/04/2016.
- BINDER, W. **Rios e córregos, preservar – conservar – renaturalizar**. A Recuperação de rios e limites da engenharia ambiental. Rio de Janeiro: SEMADS, 1988.
- BOTELHO, R.G.M.; SILVA, A. S. da. Bacia hidrográfica e qualidade ambiental. In: VITTE, A.C.; GUERRA, A. J. T. Bertrand. **Reflexões sobre a geografia física no Brasil** (org.). Rio de Janeiro: Bertrand, 2007. p. 153-192.
- BUENO, Laura Machado de Mello; CARDOSO, Francisco José. Impactos no direito de acesso à água no sudeste brasileiro devido à crise hídrica e ao empresariamento do setor de saneamento: qual direção para mais sustentabilidade? IV ENANPARQ. **Anais...**4, 2016, Porto Alegre: Associação Nacional de Pesquisa e Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo, 2016. Disponível em: <<https://enanparq2016.files.wordpress.com/2016/09/s04-03-bueno-l-cardoso-f.pdf>>. Acesso em 28/11/2016.
- BMTWBM. **Evaluating Options for Water Sensitive Urban Design: A National Guide**. Australia: **Joint Steering Committee for Water Sensitive Cities, 2009**. Disponível em: <<https://www.environment.gov.au/system/files/resources/1873905a-f5b7-4e3c-8f45-0259a32a94b1/files/wsud-guidelines.pdf>>. Acesso em: 02/02/2017.
- CARDOSO, Francisco José. **Ambientes Fluviais Urbanos: Novos Paradigmas de Projeto, 2017**. 370f. Tese (Doutorado em Urbanismo) – Programa de Pós-Graduação em Urbanismo, Pontifícia Universidade Católica de Campinas, 2017.
- COLLISCHONI, W.; AGRA, S.G.; FREITAS, G.K.; PRIANTE, G.; TASSI, R.; SOUZA, C.F. Em busca do Hidrograma Ecológico. XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 30, 2005, **Anais...**João Pessoa-PE, 2005.1 CD-ROM.
- COXE, Hugh M.; HEDRICH, Mark F. **Manual of Best Management Practices For Maine Agriculture** Maine Department of Agriculture, Food & Rural Resources Division of Animal Health & Industry January, 2007. Disponível em : <https://www1.maine.gov/dacf/php/nutrient_management/documents/BMP-Manual-Final-January-2007.pdf>. Acesso em 05/03/2016.
- FARR, Douglas. **Urbanismo Sustentável. Desenho Urbano com a natureza**. Porto Alegre: Bookman, 2013.
- FRANCO, Maria de Assunção Ribeiro. **Desenho ambiental: uma introdução da paisagem com o paradigma ecológico**. São Paulo: Anhablume, 1997.

- FURIGO, Renata F. R.; FERRARA, Luciana N.; SAMORA, Patrícia R. e MORETTI, Ricardo de Souza. Universalização do Saneamento: possibilidades para superar o déficit dos assentamentos precários urbanos. **Anais... III URB Favelas. III Seminário Nacional sobre Urbanização de Favelas.** 21 e 23 novembro de 2018. Salvador.
- HOLANDA, Frederico Rosa Borges de. **Urbanidade: Arquitetônica e Social.** ENANPARQ, 1, Rio de Janeiro: Associação Nacional de Pesquisa e Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo, 2010. Disponível em: <http://www.anparq.org.br/dvd-enanparq/simposios/163/163-307-1-SP.pdf>, Acesso em 25/03/2015.
- KAUSAHL, Syray S.; BELT, Kenneth T.. **The urban watershed continuum: evolving spatial and temporal dimensions.** Urban Ecosystems, EUA, V.15, p. 409-435, 2012.
- LEFEBVRE, Henri. **A revolução urbana.** Belo Horizonte: Ed. UFMG, 1999. p.15-50.
- LYLE, John Tillman. **Regenerative design for sustainable development.** Estados Unidos: John Wiley & Sons, 1996. p.147-185.
- MACEDO, Diego Rodrigues; CALLISTO, Marcos; JR MAGALHÃES, Antônio Pereira. Restauração de Cursos d'água em Áreas Urbanizadas: Perspectivas para a Realidade Brasileira. **RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre-RS, v.16, n.3, 127-139, 2011.
- MELLO, Sandra. Espaço Urbanos em Beira d'Água: princípios de planejamento e intervenção. In: SCHULT, S; BOHN, N. (org). **As múltiplas dimensões das áreas de preservação permanente.** Blumenau: EDIFURB, 2014.
- MORETTI, Ricardo de Souza. Terrenos de fundo de vale: conflitos e propostas. **téchne.** São Paulo: PINI, 9 (48): 64-67, 2000a.
- MORETTI, Ricardo de Souza. Urbanização em áreas de interesse ambiental. **Oculum. Campinas**, n.1, p. 99-116, 2000b. Disponível em: <http://periodicos.puc-campinas.edu.br/seer/index.php/oculum/article/view/1749/1690>. Acesso em 05/03/2014.
- ODUM, Eugene P. **Fundamentos de Ecologia.** 6 ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian: 2001.
- PREFEITURA DE BELO HORIZONTE. **Programa de Recuperação Ambiental dos Fundos de Vale e dos Córregos em Leito Natural de Belo Horizonte** - Memória Técnica Básica: Relatório Semestral 2º Semestre de 2009. DRENURBS/BID. Belo Horizonte: PBH, 2010b. (v. 2)
- PREFEITURA DE BELO HORIZONTE. **Plano Municipal de Saneamento de Belo Horizonte 2008/2011, atualização 2010.** Belo Horizonte: Prefeitura Municipal de Belo Horizonte, 2010a. Disponível em: http://www.pbh.gov.br/comunicacao/pdfs/politicaurbana/plano_municipal_saneamento/PMS2008_texto.pdf Acesso em 02/03/2016.
- ROAF, Sue; CRICHTON, David; NICOL, Fergus. **A adaptação de Edificações e Cidades às Mudanças Climáticas: Um guia de sobrevivência para o século XXI.** Porto Alegre: Boockman, 2009.
- SELLES, Ignez Muchelin. **Revitalização de rios, orientação técnica.** Rio de Janeiro: PLANÁGUASEMADS/GTZ, 2001.
- STEINBERGER, Marília A. (RE)construção de mitos: sobre a (in)sustentabilidade do (no) espaço urbano. **Revista Brasileira de Estudos Urbanos e Regionais**, Recife-PE, V.3, n.4, p. 9-32, 2001.
- TRAVASSOS, Luciana R. F. C.. **Novos Paradigmas para a intervenção em fundos de vale urbanos na cidade de São Paulo.** 2010, 243f. Tese (Doutorado em Ciência Ambiental) Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.
- TUCCI, C. E. M. **Programa de drenagem sustentável: apoio ao desenvolvimento do manejo das águas pluviais urbanas – Versão 2.0.** Brasília: Ministério das Cidades, 2005.
- WATERMAN, Tim. **Fundamentos do paisagismo.** Porto Alegre, Bookman. 2011, p.71
- WEBER, William. **Ambiente das Águas no Estado do Rio de Janeiro.** Rio de Janeiro: SEMADS, 2001.

PROPOSTA METODOLÓGICA PARA CLASSIFICAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL EM APP'S CILIARES

Danilo Augusto Toledo Costa; Diego de Souza Sardinha
& Leopoldo Uberto Ribeiro Junior

INTRODUÇÃO

A necessidade de se preservar áreas com interesse ambiental, fez com que o Código Florestal Brasileiro definisse áreas localizadas às margens de cursos d'água como Áreas de Preservação Permanente (APP's) de matas ciliares. As APP's, segundo BRASIL (2012) são consideradas áreas protegidas, cobertas ou não por vegetação nativa, com função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico da fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas.

As APP's devem manter o equilíbrio ambiental em escala local e regional, proteger a água e o solo, diminuir o assoreamento dos rios, atuar como filtro de poluentes, corredores ecológicos, barreiras naturais e manutenção da qualidade e quantidade da água, e devem ser vistas como dependentes entre si, por isso, preservadas de maneira permanente (Borges, 2011; Bilac e Alves, 2014; Girardi, 2016).

As cidades foram formadas e se industrializaram às margens dos rios, eliminando todo tipo de vegetação ciliar. O processo de eliminação das matas ciliares resultou em um conjunto de problemas ambientais, extinção de espécies da fauna e flora, mudanças climáticas locais, erosão, eutrofização e assoreamento, gerando problemas de ordem social, econômica e ambiental (Ferreira et al. 2004; Almeida et al. 2011; Matiello et al. 2015; Costa et al. 2018; Duarte et al. 2018).

O aumento do desmatamento, principalmente nas matas ciliares, resulta em parte, em problemas relacionados à escassez de água, favorecimento da erosão das margens dos rios e contribuição para a redução na capacidade de infiltração. Com isso, torna-se necessária a elaboração de projetos que contemplem a conservação e recuperação das matas ciliares a fim de conservar os recursos hídricos e manter sua qualidade dentro dos limites permitidos pela lei (Cerqueira et al. 2013).

O diagnóstico através de multicritérios com a classificação de impactos em APP's pode constituir uma importante ferramenta para avaliar a qualidade ambiental de matas ciliares. Neste sentido, este capítulo propõe uma metodologia qualitativa e quantitativa para classificação de impactos ambientais em APP's de matas ciliares, por meio de aspectos visuais e de fácil análise em campo. A metodologia proposta procura retratar a qualidade ambiental, baseada nas características físicas do solo, flora e fauna, através de ensaios de rápida avaliação e de baixo custo que possam subsidiar medidas mitigadoras nestes importantes ecossistemas.

CLASSIFICAÇÃO COM ASPECTOS DAS CONDIÇÕES FÍSICAS E ECOSSISTÊMICAS (Cfe)

Neste aspecto, buscou-se avaliar as características físicas da área de estudo, estrutura da mata ciliar, cobertura vegetal, largura desde a margem do corpo hídrico, enquadramento nos padrões estipulados pelo código florestal e localização da área em relação a possíveis impactos antrópicos. A avaliação do índice de circularidade, efeito de borda e índice de exposição antrópica deve ser calculado com o auxílio de ferramentas de geoprocessamento, como o software gratuito Google Earth.

O índice de Circularidade (IC) deve ser calculado a partir da análise da forma de cada um dos fragmentos de remanescentes florestais estudados, considerando as características de circularidade e alongamento (Equação 1), segundo metodologia de Viana e Pinheiro (1998).

$$(1) \\ IC = \frac{(2\sqrt{\pi A})}{P} \cdot 10$$

Onde: IC = índice de circularidade; A = área do fragmento (m²); P = perímetro do fragmento (m); $\pi = 3,14$.

Os valores de IC possuem intervalo entre 1 e 10 e classificação com escala de 1 a 5 ($\geq 9,50 = 1$; $\geq 8,50$ a $9,49 = 2$; $\geq 7,0$ a $8,49 = 3$; $\geq 5,00$ a $6,99 = 4$; $\leq 4,99 = 5$). Segundo Viana e Pinheiro (1998), quando o índice é menor que 6, os fragmentos são considerados muito alongados; entre 6 e 8 alongados, e, maiores que 8, arredondados. Fragmentos muito alongados são mais vulneráveis aos efeitos de borda, sendo prejudiciais à conservação ambiental.

Para a determinação do Índice de Efeito de Borda (IEB), deve ser adotada a metodologia de Lourenço et al. (2014). O IEB é calculado a partir de aspectos com pesos distintos (valor referente ao U_i), de acordo com o grau de importância e/ou prejuízo para os fragmentos dos remanescentes florestais em matas ciliares (**Tabela 1**).

Tabela 1. Valores de U_i atribuídos aos aspectos considerados. Fonte: Modificado de Lourenço et al. (2014).

Uso do Solo	Valores
Mata/ Rio	0,01
Solo exposto	0,25
Pastagem	0,50
Residencial	0,75
Industrial e monocultura	1,00

A somatória dos aspectos atribuídos ao tipo de uso de solo, ponderada pelo perímetro do entorno dos fragmentos dos remanescentes florestais em matas ciliares (Índice de Efeito de Borda = IEB), deve ser calculada segundo a Equação (2).

(2)

$$IEB = \sum \frac{(U_i P_i)}{P}$$

Onde: IEB = índice de efeito de borda; U_i = valor do peso atribuído ao tipo de uso de solo; P_i = perímetro de divisa do uso do solo com o fragmento ou até o limite da área legal (m); P = perímetro total do fragmento (m).

Os valores de IEB possuem intervalo de 0 a 1 e são classificados segundo faixas de restrição, conforme Lourenço et al. (2014): baixa pressão antrópica ($< 0,6$ = fragmentos dos remanescentes florestais utilizados para a manutenção e conservação); média pressão antrópica ($0,6$ a $0,8$ = rodeados por solos expostos e pastagens); alta pressão antrópica ($> 0,8$ = sensíveis aos efeitos de borda e com uso de entorno predominantemente de edificações urbanas, comerciais ou edificações industriais e áreas agrícolas). Neste sentido, as notas adotadas são: $\leq 0,49 = 1$; $\geq 0,50$ a $0,60 = 2$; $\geq 0,61$ a $0,70 = 3$; $\geq 0,71$ a $0,80 = 4$; $\geq 0,81 = 5$.

O indicador de exposição antrópica (IEA) é a média ponderada dos índices de circularidade (IC) e efeito de borda (IEB), calculados segundo Equação (3). Os valores de IEA variam de 0 a 1, sendo: 1, o pior cenário de exposição aos efeitos das atividades antrópicas sobre o fragmento; 0, o cenário de menor pressão antrópica ($\leq 0,29 = 1$; $\geq 0,30$ a $4,99 = 2$; $\geq 0,50$ a $6,99 = 3$; $\geq 0,70$ a $0,75 = 4$; $\geq 0,76 = 5$).

(3)

$$IEA = \frac{(1 - IC) + (2IEB)}{3}$$

Onde: IEA = indicador de exposição antrópica; IC = índice de circularidade; IEB = índice de efeito de borda.

O comprimento da faixa de área ocupada nas matas ciliares deve ser realizado com o auxílio de uma fita métrica, desde a margem regular do corpo d'água até a borda do fragmento florestal. Com isso, a cobertura vegetal é classificada de acordo com os padrões estabelecidos pelo código florestal (BRASIL, 2012) e com escala de 1 a 5 (≥ 95 a $100\% = 1$; ≥ 75 a $94\% = 2$; ≥ 51 a $74\% = 3$; ≥ 1 a $50\% = 4$; $< 1 = 5$).

CLASSIFICAÇÃO COM ASPECTOS DA CONDIÇÃO DO SOLO (*C_{so}*)

A análise para a caracterização do solo deve ser realizada em diferentes pontos dentro da área de estudo, levando em conta vulnerabilidade à erosão, compactação do solo, disponibilidade de matéria orgânica, vulnerabilidade à contaminação, presença de agregados, consistência e altura da serrapilheira.

Para vulnerabilidade à erosão, deve ser analisada a vegetação nas margens do corpo hídrico (vegetação com grande concentração de espécies arbustivas e arbóreas = 1; vegetação arbustiva = 2; vegetação com dominância de espécies herbáceas = 3, presença de ervas rasteiras = 4; vegetação ausente = 5).

O nível de compactação do solo deve ser analisado através de um arame galvanizado com 25 cm de comprimento e 2 mm de diâmetro, conforme metodologia utilizada por Altieri e Nicholls (2002), Nicholls et al. (2004) e Machado e Vidal (2006). O arame deve ser pressionado a fim de se determinar, por meio da sua curvatura, a penetração no solo (solo fofo com o arame penetrando com facilidade em uma profundidade ≥ 9 cm = 1; solo moderadamente fofo permitindo a penetração do arame por aproximadamente 7 a 8 cm = 2; solo medianamente compactado apresentando pouca resistência sem encurvar o arame e penetrando de 4 a 6 cm = 3; solo compactado, arame se encurva e precisa de força para penetrar entre 1 a 3 cm = 4; solo muito compactado, arame apresenta muita curvatura e não penetra no solo = 5).

A disponibilidade de matéria orgânica presente no solo deve ser avaliada através da metodologia de Casalinho (2003). Para isso, deve ser adicionada uma amostra de solo até a metade de um copo plástico descartável de 150 ml com 10 ml de água oxigenada volume 30, a fim de verificar e ponderar (efervescência rápida em todo copo, alterando o volume da amostra de solo = 1; média quantidade de matéria orgânica, efervescência média em todo copo, porém, sem modificar o volume do solo = 2; pouca matéria orgânica, efervescência parcial sem modificar o volume de solo = 3; muito pouca matéria orgânica, demora para apresentar efervescência na parte basal do copo = 4; sem efervescência, baixa ou nenhuma matéria orgânica distribuída no solo = 5).

O nível de vulnerabilidade à contaminação do solo deve considerar a distância de uma possível fonte poluidora que possa vir a interferir na qualidade do solo, seja por resíduos químicos, físicos ou biológicos (distância ≥ 86 metros = 1; ≥ 61 a 85 m = 2; ≥ 36 a 60 metros = 3; ≥ 21 a 35 metros = 4; ≤ 20 metros = 5).

Para análise da presença de agregados no solo, deve-se utilizar uma amostra de solo com aproximadamente 15 cm de espessura retirada a 30 cm de profundidade, segundo metodologia de Penning et al. (2015). A amostra deve ser separada em seus agregados naturais e os torrões manipulados, reduzindo os agregados para aproximadamente 1,5 a 2,0 cm de diâmetro. As notas da avaliação estão diretamente relacionadas com os torrões amostrados (esfarelam ou desfazem facilmente = 1; podem ser esfarelados e/ou quebrados com os dedos = 2; se quebram ou esfarelam ao fechar das mãos = 3; necessitam de muita força para serem quebrados e esfarelados = 4; não se quebram = 5).

A consistência do solo deve ser avaliada pela textura com base na sensação tátil através de uma amostra de solo manuseada entre os dedos, de acordo com Penning et al. (2015). A **Tabela 2** apresenta a classificação da qualidade do solo (muito plástico, cilindros se formam e são recurvados ou comprimidos, sem sinais de ruptura = 1; plástico, cilindros se formam e apresentam poucos sinais de ruptura ao serem recurvados ou comprimidos = 2; ligeiramente plástico, cilindros se formam, contudo, se rompem quando recurvados ou comprimidos = 3; não plástico, não forma cilindro com a massa do solo molhado = 4; sem consistência, solo continua extremamente áspero e arenoso, mesmo após molhado = 5).

Tabela 2. Classificação da qualidade do solo. Fonte: Elaborado pelo autor modificado de Penning et al. (2015).

Escore visual	Classe Textural
Bom a moderadamente bom	Franco Argilosiltosa
Moderado	Franco Argilosiltosa / Franco Arenosa
Moderadamente pobre	Argilosiltosa / Argila
Pobre	Areia Franca / Areia

A serrapilheira deve ser avaliada pela altura, com o uso de uma régua (≥ 10 cm = 1; ≥ 8 a 9 cm = 2; ≥ 5 a 7 cm = 3; ≥ 1 a 3 cm = 4; < 1 = 5). Como não há estudos referentes ao tamanho e/ou espessura de serrapilheira em áreas de matas ciliares, os resultados devem ser comparados com os de matéria orgânica por efervescência, visto que a decomposição da serrapilheira é uma grande fonte de matéria orgânica para o solo.

CLASSIFICAÇÃO COM OS ASPECTOS DA CONDIÇÃO DA FAUNA (Cfa)

A caracterização da fauna é um dos aspectos mais difíceis para a classificação de impacto ambiental em APP's de matas ciliares. Esta análise demanda um tempo maior de observação e conhecimentos sobre o tipo de fauna local. Neste sentido, deve ser considerado qualquer indício de fauna no local.

Para análise da quantidade de artrópodes na serrapilheira, devem ser adotados os valores de indivíduos encontrados em uma área de regeneração, conforme metodologia de Baungrat et al. (2016). A metodologia deve ser realizada através de uma busca ativa, contabilizando os artrópodes presentes (≥ 36 indivíduos = 1; ≥ 21 a 35 indivíduos = 2; ≥ 11 a 20 indivíduos = 3; ≥ 2 a 10 indivíduos = 4; > 1 indivíduo = 5).

A diversidade e/ou tipo da macrofauna (≥ 10 animais = 1; ≥ 7 a 9 espécies = 2; ≥ 4 a 6 espécies = 3; ≥ 1 a 3 espécies = 4; ausente = 5), deve ser avaliada através da caminhada por um transecto estabelecido no fragmento florestal, por método indireto (pegada, pelos, fezes,

penas, etc.) ou diretos, quando é possível a observação do animal em campo (anfíbios, répteis, aves e mamíferos).

A qualidade de fauna vertebrada (macrofauna) observada no entorno da mata ciliar deve ser caracterizada segundo parâmetros qualitativos, pelo número de classes de vertebrados (mamífero, ave, anfíbio, réptil), ou seja: ≥ 4 tipos de classes de vertebrados = 1; 3 classes = 2; 2 classes = 3; 1 classe = 4; ausência de animais = 5

CLASSIFICAÇÃO COM ASPECTOS DA CONDIÇÃO DA FLORA (Cfl)

Para a caracterização da flora, primeiramente deve ser analisada a altura das espécies arbóreas, quantificada a partir da porcentagem de árvores que apresentam tamanho igual ou superior a 1,5 metros de altura ($\geq 90\% = 1$; ≥ 71 a $89\% = 2$; ≥ 36 a $70\% = 3$; ≥ 1 a $35\% = 4$; ausência de espécies maiores que 1,5 = 5).

As plantas daninhas (aquelas que se sobrepõem sob o crescimento de outras espécies), ou, oportunistas que ocorrem de forma espalhada nos fragmentos florestais, devem ser quantificadas: ausente ou sem representatividade = 1; presença não apresenta efeito ou interferência sobre outras espécies vegetais = 2; protegem o solo de intemperismo direto = 3; são dominantes e interferem no crescimento de outras espécies = 4; apenas plantas daninhas estão presentes = 5.

Para classificar o número de espécies regenerantes deve ser utilizada a metodologia modificada da Resolução SMA Nº 32 do Estado de São Paulo (São Paulo, 2014). Os valores estabelecidos devem representar todas as espécies visualizadas na área de estudo e não apenas espécies nativas que apresentem altura superior a 30 cm (≥ 50 indivíduos = 1; ≥ 31 a 50 indivíduos = 2; ≥ 21 a 30 indivíduos = 3; ≥ 11 a 20 indivíduos = 4; 0 a 10 indivíduos = 5).

A avaliação da cobertura vegetal deverá ser realizada de acordo com a metodologia de Melo et al. (2010). Nesta metodologia deve ser esticada uma trena no solo com uma extensão de 15 metros em sentido oblíquo, de forma que a leitura não seja influenciada pelo arranjo das árvores. Posteriormente deve ser medido o comprimento de cada copa que sobrepõe a trena, comparando com valores padrões. O valor percentual de cobertura em cada medida deve ser obtido pela Equação (4), sendo: $\geq 81\%$ de cobertura vegetal = 1; ≥ 61 a 80% de cobertura vegetal = 2; ≥ 41 a 60% de cobertura vegetal = 3; 1 a 40% de cobertura vegetal = 4; ausência de cobertura vegetal = 5.

(4)

$$C = 100 \frac{\sum P_i}{15}$$

Onde: C% = cobertura percentual de copas; P_i = projeção da copa do indivíduo i na trena (m).

PROPOSTA DE CLASSIFICAÇÃO SOB DIFERENTES ASPECTOS AVALIATIVOS

Como o trabalho proposto tem um caráter multicriterial sob diferentes aspectos avaliativos, elaborou-se um questionário através do Google Forms para realização de uma pesquisa, visando à priorização de graus de importância entre os aspectos que devem ser avaliados em campo.

O questionário, elaborado com sete perguntas, constitui-se de um breve resumo dos interesses da pesquisa, sendo a primeira relacionada com a formação do profissional entrevistado. A opinião do entrevistado quanto ao nível de importância de cada método de avaliação em campo e/ou aspecto avaliado (físicos, ecossistêmicos, solo, fauna e flora), foram elaborados como múltipla escolha em escala crescente entre 1 a 5, sendo 1 menor e 5 maior importância. A sexta questão elaborada é aberta à opinião crítica ou sugestão do entrevistado, e a sétima, para demonstrar se há interferência por parte do entrevistador (**Tabela 3**).

O questionário (**Tabela 3**) foi enviado para 111 profissionais, doutores ou especialistas que trabalham na área ambiental, mas, com diferentes formações profissionais (ecólogos, engenheiros, biólogos, agrônomos, geólogos, geógrafos, etc). Os pesos (P) foram calculados através da Equação 5, levando em consideração a nota de cada questionário respondido.

Tabela 3. Questionários para priorização de importância dos métodos de avaliação em campo (aspectos).

1. Formação Acadêmica e titulação máxima:		
2. Aspecto	Condições físicas e ecossistêmicas (Cfe): Índice de circularidade; Índice de efeito de borda; Índice de exposição antrópica; Comprimento da mata ciliar a partir da margem do rio.	() Peso 1
		() Peso 2
		() Peso 3
		() Peso 4
		() Peso 5
3. Aspecto	Condições do solo (Cso): Vulnerabilidade à erosão; Compactação dos solos; Disponibilidade de matéria orgânica; Vulnerabilidade à contaminação do solo; Presença de agregados; Consistência do solo e Altura da Serrapilheira.	() Peso 1
		() Peso 2
		() Peso 3
		() Peso 4
		() Peso 5
4. Aspecto	Condições da Fauna (Cfa): Artrópodes da serrapilheira; Macrofauna do entorno e Qualidade de fauna vertebrada do entorno.	() Peso 1
		() Peso 2
		() Peso 3
		() Peso 4
		() Peso 5

5. Aspecto	Condições da Flora (<i>Cfl</i>): Espécies arbóreas maiores que 1,5 m de altura; Presença de plantas daninhas ou pioneiras; Número de espécies regenerantes e Análise da Cobertura Vegetal.	()	Peso 1
		()	Peso 2
		()	Peso 3
		()	Peso 4
		()	Peso 5
6. Comentários: espaço disponível para questionamentos ou sugestões.			
7. O senhor (a) sentiu-se influenciado por alguma questão para atribuir os pesos?		()	Sim
		()	Não

Para melhor compreensão dos resultados realizou-se a linearização dos pesos (PL) pela (Equação 6), a fim de estabelecer pesos fixos em um valor variável de 0 a 1 para cada aspecto abordado. A linearização dos pesos seguiu a escala de 0,01 a 1,0 sendo 0,01 de menor e 1,0 de maior importância.

$$(5) \quad P = \frac{\sum N}{\sum \max p.}$$

$$(6) \quad PL = \frac{P}{\sum P}$$

Onde: P = Peso; N= Nota dada por cada entrevistado; maxp = valor máximo possível se todos dessem nota máxima para o aspecto; PL = Peso linearizado.

A partir do envio dos 111 questionários, obteve-se uma resposta de 30 questionários devidamente preenchidos e/ou aproximadamente de 27% do total enviado. Deste montante, 80% foram respondidos por profissionais com nível de formação doutor e, 20%, por mestres ou especialistas da área ambiental (Figura 1a). As formações foram de diferentes áreas, sendo que biólogos e ecólogos representam 47%; 30% são profissionais com formação em áreas de exatas como engenharia hídrica, ambiental, geológica, agrônoma e florestal; 20% geógrafos ou geólogos; 3,33% profissionais da área de direito/jurídica (Figura 1b).

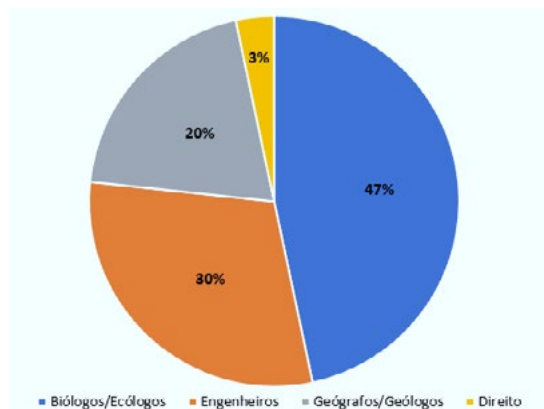
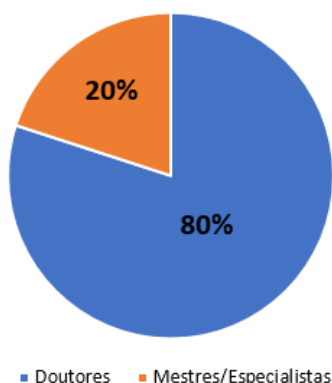


Figura 1. (a) Porcentagem de questionários respondidos por nível de formação. (b) Porcentagem de questionários respondidos por formação acadêmica.

Nos questionários, cada entrevistado atribui peso de 1 a 5 para cada aspecto com a condição do que deve ser avaliado para a classificação de impacto ambiental em APP's de matas ciliares. Com isso, foi possível calcular o peso (*P*) dos aspectos com as condições físicas e ecossistêmicas, solo, fauna e flora (**Tabela 4**).

Tabela 4. Valor do peso final para cada aspecto avaliado.

Aspecto	Peso	Peso final linearizado (PL)
Condições físicas e ecossistêmicas (<i>Cfe</i>)	0,833	0,249
Condição do solo (<i>Cso</i>)	0,893	0,267
Condição da fauna (<i>Cfa</i>)	0,726	0,217
Condição da flora (<i>Cfl</i>)	0,893	0,267

Após a seleção dos aspectos com as condições físicas e ecossistêmicas, solo, fauna e flora (métodos de avaliação em campo), foi elaborada uma planilha visando a classificação de impacto ambiental em APP's de matas ciliares (Quadro 1). A planilha foi estruturada com base em notas referentes ao nível de conservação, sendo divididas entre 1 a 5, sendo 1 menor grau e 5 maior grau de impacto ambiental. A planilha também conta com o cálculo da média de todos os aspectos avaliados, ou seja, cálculo final em nível de impacto ambiental em porcentagem (Equação 7).

$$(7)$$

$$NF = \left(\frac{(Cfe + Cso + Cfa + Cfl)}{4} \right) \cdot 100$$

Onde: *NF* = Nota Final; *Cfe* = Aspecto das condições físicas e ecossistêmicas; *Cso* = Aspecto das condições do solo; *Cfa* = Aspecto das condições da fauna; *Cfl* = Aspecto das condições da flora.

A escala final do nível de impacto pode variar de acordo com as porcentagens das notas, como proposto por Kepner e Tregoe (1981), sendo estas divididas em 5 níveis de escala crescente, nível 1 menor e nível 5 maior impacto (**Tabela 5**).

DISCUSSÕES REFERENTES À PROPOSTA METODOLÓGICA PARA CLASSIFICAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL EM APP'S DE MATAS CILIARES

As matas ciliares são importantes mediadoras de serviços ecossistêmicos e, com isso, a manutenção destes ecossistemas torna-se importante para a conservação da biodiversidade e manutenção dos recursos hídricos de uma bacia hidrográfica. Neste sentido, uma proposta metodológica para classificação de impacto ambiental em APP's de matas ciliares é de fundamental importância, além

disso, há diversos métodos para medir os serviços ecossistêmicos, desde testes simples através de sistemas de pontuação e avaliações rápidas, até mesmo medidas complexas específicas de campo.

Tabela 5. Intervalos de valores e classificação de impactos em matas ciliares. **Fonte:** Proposto por Kepner & Tregoe (1981), adaptado pelo autor.

Porcentagem de notas	Nível de impacto	Descrição da área e os impactos presentes
1% – 20 %	Nível 1	Sem impacto: a área se encontra em estado natural e/ou com impactos mínimos, podendo se regenerar sem intervenção com o passar do tempo
21 – 40 %	Nível 2	Pouco impacto: a área se encontra com poucos impactos, sendo importante um projeto de mitigação, pois a situação pode piorar a longo prazo
41 – 60 %	Nível 3	Médio impacto: a área se encontra com impactos que devem ser solucionados com projetos de intervenção, pois a situação pode piorar a médio prazo
61 – 80 %	Nível 4	Alto impacto: a área se encontra com diversos impactos que devem ser solucionados com projetos de intervenção em caráter de urgência, a situação pode piorar a curto prazo
81 – 100 %	Nível 5	Muito alto impacto: a área se encontra totalmente impactada, necessitando de um projeto de intervenção imediato, a situação pode piorar rapidamente

Um diagnóstico através de planilhas de rápida avaliação, abordando uma análise da vegetação ciliar, como o PAR (Protocolo de Avaliação Rápida de Rios) foi desenvolvido por Callisto et al. (2002) que aborda a ocupação das margens, cobertura vegetal no leito, presença de mata ciliar, estabilidade e extensão da mata ciliar. Na bacia hidrográfica do Rio do Imbé (RJ), Bersot et al. (2015) aplicaram o PAR e identificaram uma mata ciliar em APP's com menos de 50% de vegetação nativa e largura menor que 6 metros. Na avaliação dos problemas ambientais no Rio Munim (MA), utilizaram o Protocolo de Avaliação da Integridade Física do Ambiente (PAIFA), Ribeiro e Nunes (2017) constataram desrespeito aos limites das APP's em matas ciliares com a presença de construções e pontos de poluição.

Estudos realizados por Silva et al. (2017) apontaram o conflito do uso e da ocupação do solo nas APP's de matas ciliares do Córrego dos Bois (MG), classificando a presença de pasto como principal atividade antrópica nas áreas legalmente protegidas. Machado et al. (2018) avaliaram o impacto nas matas ciliares de nascentes de várias bacias hidrográficas do Brasil, sendo que a supressão da vegetação, processos erosivos, presença de animais e resíduos sólidos foram alguns dos impactos identificados nas nascentes estudadas.

Quanto ao questionário enviado para o e-mail particular dos pesquisadores, segundo Malhotra (2006), as pesquisas realizadas com auxílio da internet estão ficando cada vez mais populares, principalmente devido às vantagens como a capacidade de atingir populações específicas com tempo e local mais acessíveis. Por outro lado, as desvantagens das pesquisas *on-line* estão relacionadas com a baixa taxa de resposta, segundo Vieira et al. (2010). Abreu et al. (2013), tiveram 112 formulários respondidos de 2.189 encaminhados, retorno de aproximadamente 5%. Cintra et al. (2016) enviou questionário para 78 empresas, obtendo um retorno de 11,53 %.

Ribeiro e Nunes (2017) obtiveram retorno de 41% dos questionados enviados. Neste estudo, de 111 questionários enviados, apenas 30 foram retornados e/ou 27%.

O conteúdo da proposta foi realizado após revisão exaustiva da literatura referente às APP's de matas ciliares, com aspectos e condições importantes que devem ser avaliadas em campo, utilizando metodologias de análise simples e de fácil compreensão. Rogers e Shoemaker (1971) afirmam que o tempo para que uma inovação passe a ser utilizada, será determinada pelo conhecimento acerca desta inovação, aceite, adoção e disseminação.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A elaboração da presente proposta e definição dos parâmetros estudados através da adaptação de metodologias já existentes podem ser importantes para um diagnóstico ambiental eficaz na avaliação de impacto ambiental em APP's de matas ciliares. O recolhimento da opinião de profissionais da área ambiental ajuda a compor esta proposta, contribuindo para uma maior confiança nos resultados apresentados. No entanto, para a maior perspicácia dos resultados de cada aspecto avaliado, há uma relação de dependência com a subjetividade dos avaliadores e do número de repetições aplicadas em cada área. Não há um número mínimo, área e/ou distância, porém, quanto maior o critério e a quantidade de pontos avaliados, maior deve ser a credibilidade dos resultados alcançados. Assim, esta proposta apesar de subjetiva pode ser utilizada como um diagnóstico rápido e simples sobre o grau de impacto ambiental nas APP's de matas ciliares, mensurando as relações existentes e abordando estudos de ordem ecológica, socioterritorial e política.

Quadro 1. Planilha de Avaliação de Impacto em APP's de Matas Ciliares.

Nome do avaliador:				Data:		
Coordenada: Latitude		Longitude				
ASPECTO	CARACTE- RÍSTICAS	NOTA				Nota x Peso
Condições físicas e ecossistêmicas (Cfe)	Índice de circularidade	9,50 á 10	1	5,00 á 6,99	4	$Cfe = \left(\frac{\sum notas}{20} \right) \times 0,24$
		8,50 á 9,49	2	< 4,99	5	
		7,00 á 8,49	3			
	Índice de efeito de borda	< 0,49	1	0,71 á 0,80	4	
		0,50 á 0,60	2	0,81 á 1,00	5	
		0,61 á 0,70	3			
	Índice de exposição antrópico	≥ 0,29	1	0,70 á 0,85	4	
		0,30 á 4,99	2	0,86 á 1,00	5	
		0,50 á 6,99	3			
	Faixa de área ocupada	95 á 100	1	1 a 50	4	
		75 á 94	2	< 1	5	
		51 á 74	3			

Nome do avaliador:				Data:		
Coordenada: Latitude		Longitude				
ASPECTO	CARACTERÍSTICAS	NOTA				Nota x Peso
Condição do solo (Cso)	Vulnerabilidade a erosão	Arbóreas e Arbustivas	1	Ervas	4	$Cso = \left(\frac{\sum notas}{35} \right) \times 0,27$
		Arbustivas	2	Ausente	5	
		Herbáceas	3			
	Compactação dos solos	≥ 9 cm	1	1 a 3 cm	4	
		7 a 8 cm	2	Não penetra	5	
		4 a 6 cm	3			
	Disponibilidade de matéria orgânica	Eferescência total modificando o volume	1	Eferescência na parte basal	4	
		Eferescência total modificando parcialmente o volume	2	Sem eferescência	5	
		Eferescência parcial sem modificar o volume	3			
	Vulnerabilidade a contaminação do solo	≥ 86 (m)	1	21 a 35 (m)	4	
		61 a 85 (m)	2	≥ 20 (m)	5	
		36 a 60 (m)	3			
	Presença de agregados	Desfaz ao toque	1	Quebra com força	4	
		Quebra com os dedos	2	Não quebra	5	
		Quebra com um aperto	3			
	Consistência do solo	Muito plástico	1	Não plástico	4	
		Plástico	2	Sem consistência	5	
		Ligeiramente plástico	3			
	Altura da serapilheira	≥ 10 (cm)	1	1 a 4 (cm)	4	
		8 a 9 (cm)	2	> 1	5	
		5 a 7 (cm)	3			
Condição da fauna (Cfa)	Artrópodes da serapilheira	≤ 36	1	2 ou 10	4	$Cfa = \left(\frac{\sum notas}{15} \right) \times 0,22$
		21 a 35	2	> 1	5	
		11 ou 20	3			
	Macrofauna do entorno	≤ 10	1	1 a 3	4	
		7 a 9	2	Ausente	5	
		4 a 6	3			
	Qualidade de fauna vertebrada do entorno	≤ 4	1	≤ 1	4	
		≤ 3	2	Ausente	5	
		≤ 2	3			

Nome do avaliador:				Data:		
Coordenada: Latitude		Longitude				
ASPECTO	CARACTE- RÍSTICAS	NOTA				Nota x Peso
Condição da flora (Cfl)	Espécies arbóreas maiores que 1,5 m de altura	≤ 90	1	1 a 35	4	$Cfl = \left(\frac{\sum notas}{20} \right) \times 0,27$
		71 a 89	2	Ausente	5	
		36 a 70	3			
	Presença de plantas daninhas	Ausente ou sem representatividade	1	São dominantes e interferem no crescimento de outras espécies	4	
		Não apresenta danos interferência sobre outras espécies vegetais	2	Apenas de plantas daninhas estão presentes	5	
		Protegem o solo de intemperismo direto	3			
	Número de espécies regenerantes	≥ 50	1	11 a 20	4	
		31 a 50	2	0 a 10	5	
		21 a 30	3			
	Cobertura Vegetal	81 á 100	1	1 á 40	4	
		61 á 80	2	Ausente	5	
		41 á 60	3			

REFERÊNCIAS

- ABREU, M.C.S.; CASTRO, F.C.; LAZARO, J.C. Avaliação da influência dos stakeholders na proatividade ambiental de empresas brasileiras. **Revista de Contabilidade e Organizações**, n. 17, p. 23-35, 2013.
- ALMEIDA, C.A.S.; BURLAMAQUI, C.C.B.; ARAUJO, F.S.; LUCENA JÚNIOR, J.J.G.; ALMEIDA, J.R. Avaliação de impacto ambiental em uma mata ciliar na cidade de Manaus. **Revista Internacional de Ciencias**, v. 1, n°. 01, p.1-16, 2011.
- ALTIERI, M.A.; NICHOLLS, C.I. Un método agroecológico rápido para la evaluación de la sostenibilidad de cafetales. **Manejo integrado de plagas y Agroecología**, v. 64, n°. 01, p. 7-2, 2002.
- BAUNGRAT, M.Q.; STRÜCKER, G.K.; BREITENBACH, D.; ALBRECHT, B.; FERREIRA, F.W. Fauna de artrópodes em serapilheira no mato do Silva-Chiapetta/RS. In: Salão do Conhecimento. **Anais...XXIV Seminário de Iniciação Científica**, Unijui, 5p., 2016.
- BERSOT, M.R.O.B; MENEZES, J.M.; ANDRADE, S.F.D.E. Aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida de Rios (PAR) na bacia hidrográfica do Rio Imbé-RJ. **Ambiência** Guarapuava (PR), v. 11, n°. 02, p. 277-294, 2015.
- BILAC, R.P.R.; ALVES, M.A. Crescimento urbano nas áreas de preservação permanente (APPs): um estudo de caso do leito do rio Apodi/Mossoró na zona urbana de Pau dos Ferros-RN. **Revista Geotemas**, v. 4, n°. 02, p. 79-95, 2014.
- BORGES, L.A.C.; REZENDE, J.L.P.; PEREIRA, J.A.A.; COELHO JÚNIOR, J.M.; BARROS, D.A. Áreas de Preservação Permanente na legislação ambiental brasileira. **Ciência Rural**, v. 41, n°. 07, p. 1202-1210, 2011.
- BRASIL. Lei n. 12.651, de 25 de maio de 2012. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm . Acesso em 09 de Junho de 2018.
- CALLISTO, M.; FERREIRA, W.R.; MORENO, P.; GOULART, M.; PETRUCIO, M. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 14, n°. 1, p. 91-98, 2002.
- CASALINHO, H.D. **Qualidade do solo como indicador de sustentabilidade de agroecossistemas**. Tese (Doutorado em Agronomia). Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas. Pelotas, 187 p., 2003.
- CERQUEIRA, C.C.A.X.; CASTILHO, P.S.; CARNELOSSI, R.A.; SILVA, T.R.A.X. Diagnóstico ambiental como proposta de instrumento de Plano de Bacia em Áreas degradadas na Amazônia: estudo de caso Chácara Bela Vista-RO. **Revista Brasileira de Ciências da Amazônia**, v. 2, n°. 01, p. 45-56, 2013.
- CINTRA, R.F.; OGUIDO, W.S.; CARVALHO, A.O.; AMÂNCIO-VIEIRA, S.F. Análise do grau de orientação para os *stakeholders* das empresas de capital aberto da região sul do brasil. *Agora: Revista de Divulgação Científica*, v. 21, n°. 02, p. 55-75, 2016.
- COSTA, D.A.T.; GUIÇARDI, A.C.F. SARDINHA, D.S.; MINCATO, R.L. Qualidade ambiental de sub-bacia hidrográfica urbana: um estudo de caso de Alfenas – MG. **Ciência e Natura**, v. 40, n°. 20, p. 1-14, 2018.
- DUARTE, M.B.C.P.; SANTOS, M.T.P.; FALCÃO, N.A.M.; SANTOS, A.C.M. O trabalho de campo na recuperação da mata ciliar do riacho gulandim. **Anais...I Colóquio Internacional de Educação Geográfica e do IV Seminário Ensinar Geografia na Contemporaneidade**, v. 1, n°. 01, p. 345-356, 2018.
- FERREIRA, A.D.C.; DIAS, C.H.T. Situação atual da mata ciliar do ribeirão São Bartolomeu em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v. 28, n°. 04, p.617-623, 2004.

- GIRARDI, G.W. **Avaliação da restauração da mata ciliar de uma propriedade rural no município de Nova Veneza, Sul de Santa Catarina, Brasil.** Trabalho de Conclusão do Curso de Ciências Biológicas da Universidade do Extremo Sul Catarinense – UNESC. Criciúma, 56p., 2016.
- KEPNER, C.H.; TREGOE, B.B. **O administrador racional.** São Paulo, Editora Atlas, 2° ed., 222p., 1981.
- LOURENÇO, R.W.; SILVA, D.C.C.; SALES, J.C.A. Elaboração de uma metodologia de avaliação de fragmentos de remanescentes florestais como ferramenta de gestão e planejamento ambiental. **Ambiência**, v. 10, n° 03, p. 685-698, 2014.
- MACHADO, C.T.T.; VIDAL, M.C. **Avaliação participativa do manejo de agroecossistemas e capacitação em agroecologia utilizando indicadores de sustentabilidade de determinação rápida e fácil.** Embrapa Cerrados. Documentos, Planaltina, 2° ed., 44p., 2006.
- MACHADO, L.C.; SELVA, V.S.F.; SANTOS, S.M. Proposta metodológica interdisciplinar como ferramenta para o potencial de conservação de nascentes. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 3, n.° 01, p. 08-23, 2018.
- MALHOTRA, N. **Pesquisa de marketing: uma orientação aplicada.** Porto Alegre, Editora Bookman, 4° ed., 720p., 2006.
- MATIELLO H. N; SANTANA, R.C; COLOMBO, J.N. Evolução da recuperação de um trecho de mata ciliar do Rio Santa Maria do Rio Doce com potencial uso agroecológico. **Cadernos de Agroecologia**, v. 10, n.° 03, p. 01-14, 2015.
- MELO, A.C.G.; REIS, C.M.; RESENDE, R.U. **Guia para Monitoramento de Reflorestamentos para Restauração. Circular técnica – Projeto Mata Ciliar.** Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. São Paulo, n.° 01, 10p., 2010.
- NICHOLLS, C.I.; ALTIERI, M.A.; DEZANET, A.; LANA, M.; FEISTAUER, D.; OURIQUES, M. A rapid, farmer-friendly agroecological method to estimate soil quality and crop health in vineyard systems. **Biodynamics**, v. 20, n°. 05, p. 33-40, 2004.
- PENNING, L.H.; LIMA, C.L.R.; TUCHTENHAGEN. I.C.; SILVA, M.F.M.M.; PILLON, C.M.; NUNES, M.C.M. **Avaliação visual para o monitoramento da qualidade estrutural do solo: VESS e VSA.** Embrapa, Pelotas, 1° ed., 41p, 2015.
- RIBEIRO, M.F.R.; NUNES, J.L.S. **Comparação de dois métodos de análise de impacto ambiental no rio munim.** Boletim do Laboratório de Hidrobiologia, v. 27, n°. 01, p. 19-24, 2017.
- ROGERS, E.M.; SHOEMAKER, F.F. **Communication of Innovations: a cross-cultural approach.** Front Cover, editora Free Press, 1° ed., 476p., 1971.
- SÃO PAULO. Resolução SMA N° 32 de 03/04/2014. Estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre restauração ecológica no Estado de São Paulo, e dá providências correlatas. 2014. Disponível em: <http://www.iniciativaverde.org.br/upfiles/arquivos/resolucao/Resolucao-SMA-32-2014-Restauracao-Ecologica.pdf>. Acesso em 28 de Junho de 2018.
- SILVA, M.S.; BUENO, I.T.; ACERBI JÚNIOR. F.W.; BORGES, L.A.C.; CALEGARIO, N. Avaliação da cobertura do solo como indicador de recursos hídricos: um caso de estudo na subbacia do Córrego dos Bois, Minas Gerais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n°. 03, p. 445-452, 2017.
- VIANA, V.M.; PINHEIRO, L.A.F.V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série técnica IPEF**, v. 12, n°. 32, p. 25-42, 1998.
- VIEIRA, H.C.; CASTRO, A.E.; SCHUCH JÚNIOR, V.F. O uso de questionários via e-mail em pesquisas acadêmicas sob a ótica dos respondentes. **Anais...XIII SEMEAD Seminários em administração.** São Paulo, PPGA- FEA-USP, p. 01-13, 2010.

IMPACTOS DE GRANDES EMPREENDIMENTOS SOBRE A ICTIOFAUNA NA AMAZÔNIA LEGAL

Hugmar Pains da Silva; Rianne Caroline de Oliveira;
Paulo Cesar Vênere & Izaias Médice Fernandes

INTRODUÇÃO

Quando se fala em Amazônia, a primeira imagem que vem na memória se refere à presença de grandes florestas e grandes rios, povoados por uma enorme diversidade de espécies, muitas das quais ainda desconhecidas pela ciência. Entretanto, esse cenário vem mudando rapidamente desde o século passado, como decorrência da utilização de práticas insustentáveis, que são crescentes na Amazônia legal e, apesar de existirem evidências de que esses problemas são prejudiciais à natureza e ao homem (como se pudéssemos separá-los), pouco é feito em termos de efetividade na aplicação da legislação ambiental existente. Como ficou evidente neste último ano, o número de incêndios na Amazônia bateu recordes indesejados e, infelizmente, as mudanças que vem sendo propostas na legislação ambiental brasileira vem sinalizando para um futuro bastante desanimador. A título de ilustração, no ano de 2019, o número de queimadas na Amazônia cresceu 82% em relação ao mesmo período de 2018, e é o maior desde 2010 (Ilhéu, 2019).

Questões sobre como assegurar um futuro adequado para as próximas gerações “ecologicamente correto, economicamente viável, socialmente justo e culturalmente aceito”, têm sido amplamente debatidas nas mais diversas esferas da sociedade. Infelizmente, não há pragmatismo nas atitudes voltadas para a conservação e preservação dos recursos naturais.

A ictiofauna é um dos grupos biológicos mais impactados pelos empreendimentos voltados para a geração de energia hidrelétrica. As construções de grandes barragens limitam os deslocamentos dos peixes para suas áreas de reprodução, bloqueando rotas migratórias estabelecidas há milhares, ou mesmo milhões de anos. Além disso, o desflorestamento para produção agropecuária em ampla escala acelera o assoreamento dos rios, alterando a ciclagem de nutrientes importantes no meio aquático e a poluição, que vem com o uso de agrotóxicos e dos efluentes oriundos de mineradoras se acumulam (bioacumulação) em peixes, principalmente carnívoros. A vulnerabilidade dos sistemas aquáticos amazônicos é grande, tanto pelo descaso legislativo e político no país, quanto pela falta de fiscalização e do cumprimento das leis já existentes o que

torna manutenção das comunidades aquáticas um grande desafio. Dessa forma, procurou-se neste capítulo discutir algumas ameaças de grandes empreendimentos na Amazônia legal, frente aos problemas que enfrentamos na atualidade, a fim de sugerir medidas mitigatórias para a mitigação dos efeitos adversos de tais impactos.

AMAZÔNIA LEGAL

A Amazônia Continental abrange nove países sul-americanos: Brasil, Bolívia, Peru, Equador, Colômbia, Venezuela, República da Guiana, Suriname e Guiana Francesa (SUDAM, 2019). No Brasil, após a criação da Superintendência do Desenvolvimento da Amazônia (SUDAM), pela Lei 5.173 de 27.10.1966, para os efeitos legais, a Amazônia brasileira foi considerada como pertencente aos estados do Acre, Pará e Amazonas, pelos Territórios Federais do Amapá, Roraima e Rondônia (hoje estados brasileiros), e ainda pelas áreas do Estado de Mato Grosso a norte do paralelo de 16°, do Estado de Goiás a norte do paralelo de 13° e do Estado do Maranhão a oeste do meridiano de 44°. Como decorrência dessa lei, foi também elaborado o “Plano de Valorização Econômica da Amazônia” cujo objetivo central era o de promover o desenvolvimento autossustentado da economia e o bem-estar social da região amazônica, de forma harmônica e integrada na economia nacional. O plano de que tratou dessa lei, hoje abrange aproximadamente 59% do território nacional, representados por 10 estados: Acre, Amapá, Amazonas, Mato Grosso, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins, Maranhão e Goiás (IBGE, 2003).

A vegetação da Amazônia é formada essencialmente por floresta tropical ombrófila densa, floresta ombrófila aberta e campinarana (Velloso et al. 1991), mas também apresenta outras fitofisionomias, tais como floresta estacional semidecidual e decidual, savanas, savana-estépica, e diversos ecótonos. Apesar da exuberância que caracteriza essa enorme floresta, os solos nos quais está fixada são relativamente pobres em nutrientes. Possuem uma fina camada de nutrientes que se forma a partir da decomposição de folhas, frutos e animais mortos. Esta camada é rica em húmus, matéria orgânica muito importante para algumas espécies de plantas da região sendo a responsável por sustentar a exuberância da floresta Amazônica. Decorre disso que, em áreas desmatadas, as fortes chuvas “lavam” o solo, causando o processo conhecido como lixiviação, que deixa os solos amazônicos ainda mais pobres e destruindo de maneira severa muitas áreas antes florestadas (IBGE, 2003; Freitas, 2020).

A rede hidrográfica da Amazônia Legal é a maior do país, e é composta por igarapés, rios, lagos perenes e temporários, lagoas, dentre outros sistemas de menor expressão. Além da grande quantidade de recursos hídricos superficiais, quatro importantes aquíferos são encontrados somente na bacia Amazônica: Boa Vista, Alter do Chão, Solimões e Parecis (MMA, 2006). As bacias hidrográficas presentes nesta região são a bacia Amazônica e a

bacia do Tocantins-Araguaia. A bacia Amazônica, por sua vez, ocupa sozinha 40% do território brasileiro. Os principais tributários da margem direita do rio Amazonas são os rios Javari, Juruá, Jutai, Purús, Madeira, Tapajós e Xingu. Pela margem esquerda, encontram-se os rios Iça, Japurá, Negro, Uatumã, Nhamundá, Trombetas e Jari, como seus principais afluentes (MMA, 2006).

Abell et al. (2008) divide as ecorregiões hidrográficas do mundo, mostrando que a região Neotropical, sobretudo a região Amazônica, possui uma das maiores riquezas da ictiofauna mundial. Os autores apresentam mapas temáticos em valores de riqueza, endemismo, porcentagem de endemismo e número de espécies por área, divididos em categorias. É possível visualizar que os rios Madeira e a bacia do Tocantins-Araguaia são os que apresentam as maiores riquezas e taxas de endemidade (Abell et al. 2008). Somente para o rio Madeira, já foram amostradas aproximadamente 1000 espécies de peixes (Queiroz et al. 2013). No total, existem hoje na Amazônia 2716 espécies válidas de peixes, das quais 1696 são endêmicas dessa bacia (Dagosta e De Pinna, 2019).

GRANDES EMPREENDIMENTOS E SEUS IMPACTOS SOBRE A ICTIOFAUNA

Estradas

Dentre os enfrentamentos que a Amazônia Brasileira tem se deparado, as grandes estradas, com certeza, representam um dos mais graves e, graças à falta de conhecimento e de planejamento adequado, os impactos gerados por elas têm sido totalmente negligenciados nas mais diversas esferas. Inicialmente podemos destacar a “Rodovia” Transamazônica, que foi criada sem planejamento e construída a toque de caixa durante a ditadura militar, no sentido de atender a famosa frase cotidianamente veiculada na mídia dos anos 70 “ocupar para não perder”. Além dessa, uma outra frase de impacto que merece destaque, e que demonstrou também o despreparo da nação para esse avanço, foi aquela pronunciada pelo General Emílio Garrastazu Médici que, preocupado com as repetidas secas no Nordeste, vislumbrou que estaria na abertura da Transamazônica a solução para esse flagelo que assolava a população do interior do nordeste do Brasil. Essa segunda frase famosa afirmava que a solução para esse grave problema seria “levar homens sem-terra para uma terra sem homens” e o caminho para isso seria a construção dessa extensa estrada, a BR-230, mais conhecida pelo nome de Transamazônica (Pedro Neto, 2012) que, até os dias de hoje, permanece inacabada.

Além dos inevitáveis impactos sociais, com abandono de centenas de famílias deixadas à própria sorte, em regiões tão longínquas e insalubres, deve-se ter em mente que o avanço desse grande empreendimento trouxe consigo grandes impactos ao meio ambiente. A abertura re-

pentina desse grande caminho no meio da floresta, abriu possibilidades de avanço e ocupação desordenada, abertura de estradas vicinais que foram acompanhadas pelo desmatamento desenfreado e sem grandes perspectivas pois, de que adiantaria o desenvolvimento, por exemplo da agricultura ou pecuária nessas regiões, sem que existisse uma perspectiva de escoamento? Dessa forma, a criação dessa “rodovia” não atingiu praticamente nenhum dos objetivos propagandeados para sua abertura.

Essa situação vivenciada com a construção da transamazônica não é muito diferente do que ocorreu com a BR-319 (Manaus-Porto Velho). Essa rodovia também surgiu das demandas econômicas, políticas e sociais do governo militar. Sua inauguração se deu em março de 1976, entretanto até hoje é caracterizada pela presença de vários trechos praticamente intrafegáveis nas épocas de chuvas na região. A BR-319 surgiu como a principal ligação por terra entre Manaus (AM) e Porto Velho (RO), porém, ainda são intensos os debates sobre o custo benefício de tal empreendimento, uma vez que são ainda incertos os possíveis impactos que uma estrada desse porte poderá trazer a floresta que a margeia, especialmente quando já se tem o exemplo dos impactos advindos da construção da Transamazônica.

De acordo com Furtado (2018), viajar pela estrada entre Humaitá e Manaus é uma grande aventura devido à presença de erosões, lama no período de chuva ou poeira no período de seca. A situação encontrada nessa obra é complexa e de difícil resolução a curto ou médio prazo. Uma vez que, qualquer investimento que venha a ser feito, certamente trará consigo impactos ambientais severos que necessitam de avaliações detalhadas no sentido de se elaborarem propostas de medidas mitigatórias que visem a amortização dos possíveis efeitos negativos sobre fauna, flora e, especialmente sobre as pessoas que vivem nessa região, sejam elas os migrantes, impulsionados pela possibilidade de conseguir, enfim, um pedaço de terra ou, especialmente os nativos, que ficam à mercê da ocupação desordenada de tão importante área de região amazônica. Geralmente essas comunidades nativas têm sido relegadas a um segundo plano!

Outra rodovia importante, implementada já no final do governo militar foi a BR 364 que teve seu trecho Cuiabá-Porto Velho pavimentada em 1982 e o trecho Porto Velho - Rio Branco em 1985. Essa rodovia tinha como objetivo beneficiar o desenvolvimento local através da melhora no acesso e redução no custo de transporte. Entretanto, ao mesmo tempo que essa rodovia contribui para o desenvolvimento de atividades agrícolas e de mineração, dos estados de Mato Grosso, Rondônia e Acre, aumentou também a pressão sobre a floresta, rios e povos indígenas e comunidades tradicionais (Redwood, 2012).

Assim como as demais rodovias, a BR-174, entre Manaus e Boa Vista, foi construída na década de 70, tinha como objetivo ligar o estado de Roraima ao restante do Brasil (Pinheiro et al. 2011). Talvez essa seja uma das rodovias com as menores taxas de desmatamento na região amazônica, e isso se deve a dois principais motivos: a presença de terras indígenas e unidades de conservação ao longo de quase toda sua extensão e a falta de conexão terrestre entre Manaus e o restante do país, o que atrai poucos imigrantes para a região.

Atualmente, uma das rodovias mais debatidas tem sido a BR-163, mais conhecida como a rodovia Cuiabá-Santarém. Da mesma forma que as duas apresentadas anteriormente, a BR-163 teve seu início em 1973 como parte do Plano de Integração Nacional (PIN) do Governo Militar. A construção dessa rodovia teve grande impacto sobre a região, com o aumento do desmatamento ao longo de todo seu trecho (Fearnside, 2007). Apesar da sua construção ter iniciado na década de 70 a rodovia até hoje não foi pavimentada, e sua pavimentação pode significar o aumento do desmatamento na região, assim como, assoreamento dos corpos de água e altas taxas de animais atropelados, devido à grande fluxo de veículos, principalmente caminhão.

Se por um lado havia a necessidade de se avançar Brasil adentro, pode-se supor que esse avanço poderia ter sido de forma menos traumática. Obviamente, o avanço gerado com a abertura dessa estrada criou as condições para uma revolução verde no estado de Mato Grosso. De acordo com informações recolhidas na página “Rota do Oeste” (<http://www.rotadooeste.com.br/pt-br/rodovia/historia-da-rodovia>), foi durante a construção da BR-163 que muitas cidades foram fundadas às margens da rodovia, como são os casos de Lucas do Rio Verde (que foi um antigo acampamento para os trabalhadores), Sinop, Peixoto de Azevedo, entre outros municípios que representam hoje importantes cidades do centro-oeste brasileiro. Da mesma forma que ocorreu com as demais grandes rodovias, pelas severas condições apresentadas pela região amazônica, é evidente que as situações enfrentadas pelos desbravadores foram também bastante críticas, envolvendo desde doenças tropicais, isolamento e até mesmo o contato com povos indígenas que habitavam a região. Essas situações foram bastante traumáticas, e acabaram por levar muitos trabalhadores a obtido durante sua construção (Rota do Oeste, 2019).

Analisar os efeitos de todos esses empreendimentos não é objeto desse texto. Pretendemos apenas chamar a atenção para o tema e não podemos nos furtar de comentar que não se sabe nem mesmo a intensidade dos impactos advindos da implantação dessas “rodovias” nessas áreas da floresta amazônica. As possibilidades de incursões pelos rincões mais longínquos, cria as condições ideais para ocupações, sem qualquer tipo de fiscalização. Infelizmente, quando esses impactos são detectados, geralmente é tarde para a implementação de medidas mitigatórias eficientes, que consigam reverter os problemas gerados nessas áreas. Em relação aos aspectos biológicos, merece destaque o fato de que o desmatamento sem controle, seguido de queimadas, leva a mudanças importantes na qualidade do ambiente, causando impactos severos em corpos de água. Em consequência, a ictiofauna é negativamente afetada, uma vez que grande parte da diversidade de peixes da bacia Amazônica está concentrada em corpos d’água menores, como são, por exemplo, os infindáveis formadores dos rios Tapajós, Xingu, Tocantins e Araguaia (entre outros), que drenam do planalto central onde está concentrada a maior produção de grãos em território brasileiro.

Mineradoras

A Política Nacional de Segurança de Barragens (PNSB) foi criada pela Lei Federal nº 12.334/10, com intuito de que barragens com relevância para a segurança pública, seja por danos ao meio ambiente ou às pessoas, fossem fiscalizados pela Agência Nacional de Mineração (ANM). Um dos riscos que a mineração proporciona à ictiofauna é a destruição completa dos habitats e contaminação dos ambientes aquáticos caso ocorra o rompimento de uma barragem de rejeito, como foi o caso ocorrido, por exemplo, em Brumadinho (MG), em janeiro de 2019.

Para entender os riscos, são analisadas as classes das barragens de acordo com a categoria do risco e o dano potencial (Tabela 1) (ANM, 2019). As barragens que apresentam maior risco e maior dano potencial são apresentadas como pertencentes à Classe A, enquanto as barragens com menor risco e menor dano potencial são apresentadas como Classe E. Conforme dados da ANM (2019), os estados da Amazônia Legal que apresentam barragens de rejeitos de mineração dentro da PNSB são: Amazonas, Amapá, Mato Grosso, Pará, Rondônia e Tocantins, e nenhum apresenta barragem Classe A (Tabela 2). Existem outras 344 barragens não inseridas na PNSB distribuídas em todo o país.

Tabela 1. Classes das barragens conforme a ANM.

Categoria de risco	Dano potencial		
	Alto	Médio	Baixo
Alto	A	B	C
Médio	B	C	D
Baixo	B	C	E

Tabela 2. Quantidade de barragens nos estados da Amazônia Legal conforme a ANM. Classes das barragens conforme ANM (ver Tabela 1): A, a categoria de risco e o dano potencial são altos; B, a categoria de risco é média ou baixa e o dano potencial é médio; C, a categoria de risco e o dano potencial são médios ou baixos; D, a categoria de risco é média e o dano potencial é baixo; E a categoria de risco e o dano potencial são baixos.

Estado	Classes das barragens					
	A	B	C	D	E	Total
Amazonas	-	1	7	-	-	8
Amapá	-	2	2	-	1	5
Mato Grosso	-	8	17	5	6	36
Pará	-	22	46	-	1	69
Rondônia	-	4	9	-	-	13
Tocantins	-	1	-	-	-	1

Além das barragens de rejeitos, mineradoras de ouro mecanizadas, semi-mecanizadas e manuais, nas quais o mercúrio é utilizado para sua amalgamação, ocorre a liberação desse metal pesado e outros contaminantes como o arsênio, para o ambiente aquático. O mercúrio, sobretudo em sua forma metilada (com ligação covalente a um radical orgânico $-CH_3$) pode se combinar tanto nos tecidos musculares (Bastos et al. 2008), nervoso (Bastos et al. 2015), entre outros. No rio Madeira, onde o garimpo de ouro vem sendo realizado há décadas, o mercúrio tem sido amplamente utilizado, especialmente pela mineração semi-mecanizada e manual.

O mercúrio é aproximadamente 13 vezes mais denso que a água, concentrando-se em regiões bentônicas e bioacumulando principalmente em espécies de peixes com hábito alimentar detritívoro. Foram amostrados peixes da região para mensurar o efeito bioacumulativo do mercúrio [limite permitido $=0,50mg.kg^{-1}$], estabelecido internacionalmente (WHO, 1990 cit in Bastos et al. 2008)]. As espécies estudadas foram divididas em classes de alimentação, o que permitiu verificar que os peixes predadores (piscívoros e carnívoros) foram os que apresentaram os valores mais extremos em relação aos limites permitidos pela legislação, confirmando que esses metais pesados acumulados nos tecidos do peixe aumentam em concentração nos níveis tróficos mais elevados (biomagnificam). Entretanto, vale salientar que o mercúrio em áreas com grandes planícies de inundação, como a região Amazônica são oriundos principalmente de fontes naturais e que apenas 3% do mercúrio presente nos horizontes superficiais do solo tem origem antrópica (Brito et al., 2017).

Usinas hidrelétricas (UHEs)

Com o crescimento populacional e econômico, ocorreu também um aumento na demanda energética, consequentemente houve um aumento no número de empreendimentos hidrelétricos. Atualmente, das 217 UHEs (>30 MW) em operação no Brasil, 30 estão situadas na Amazônia Legal, uma hidrelétrica se encontra em fase de construção no estado do Mato Grosso e mais duas ainda não foram iniciadas no mesmo estado (ANEEL, 2019).

A utilização do potencial hidrelétrico tem um papel importante no balanço energético brasileiro. Entretanto, a expansão na construção de usinas hidrelétricas na Amazônia ocorreu principalmente na década de 70, durante o governo militar, influenciada pela dependência crítica do consumo de energia oriunda da importação de petróleo.

Diante disso, a partir dessa década, verifica-se a substituição do petróleo pela energia hidrelétrica. Grandes usinas hidrelétricas passaram então a ser a “menina dos olhos” do governo que gerou um grande aumento nos investimentos voltados para a construção de grandes barragens. Dentre essas, a UHE Tucuruí representa a maior das obras relacionadas à geração de energia hidrelétrica já construída inteiramente dentro do território nacional. Devido a sua grande importância, era de se esperar que a experiência acumulada poderia contribuir para o estabelecimento

de uma abordagem adequada para a gestão ambiental dos futuros projetos (MONOSOWISKI, 1998), entretanto isso não aconteceu.

Merece destaque o fato de que, na época, a imprensa deu muita atenção aos impactos advindos do enchimento do grande reservatório de Tucuruí, que exigiu a realocação de cidades inteiras que foram submersas pelas águas do rio Tocantins. Todavia, grandes problemas afetaram severamente às populações a jusante, que tiveram sérios problemas decorrentes das mudanças nos ciclos de cheia e seca do rio Tocantins, alterando de forma definitiva alguns aspectos de sua vida cotidiana.

Apesar do impacto gerado por Tucuruí, no Pará, Balbina no Amazonas e Samuel em Rondônia, grandes hidrelétricas continuam sendo construídas na Amazônia, como é o caso de Belo Monte, no rio Xingu, Santo Antônio e Jirau, no rio Madeira, Teles Pires no rio Teles Pires, e Estreito no rio Tocantins. A construção de grandes reservatórios, normalmente necessita de grande volume de recursos econômicos e tempo, em relação às demandas energéticas atuais. Desse modo, alternativas energéticas que demandam menos tempo para sua operação, ainda mais nos países em desenvolvimento (Ansar et al. 2014), como é o caso do Brasil, são mais viáveis. Uma alternativa que o Brasil utiliza é a construção de Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs, <30 MW). Apesar de mais baratas e levar menos tempo para ser construídas, as PCHs, assim como as Usinas Hidrelétricas (UHEs), também apresentam, porém em menor escala.

As barragens com grandes reservatórios acumulam matéria orgânica que posteriormente se decompõe e liberam gases do efeito estufa (Fearnside, 2014). Além disso, interrompem o fluxo de matéria em direção a jusante e limitam, principalmente, a migração de espécies de peixes que precisam se reproduzir a montante (AGOSTINHO et al. 2012). Em um estudo realizado nas imediações da UHE Samuel, rio Jamari, Rondônia, concluiu que houve mudanças na composição e estrutura da ictiofauna em relação aos períodos pré e pós enchimento do reservatório (Santos, 1995). Essas mudanças impactam não só os organismos aquáticos, criando modificações nas teias alimentares (Melo et al. 2019), como também os moradores ribeirinhos que se sustentam através da pesca.

Conforme comenta Doria et al. (2012), a pesca é uma atividade importante para manutenção da economia das comunidades locais. No rio Madeira, a pesca artesanal de pequena escala é a principal forma de pesca comercial; entretanto, é comum pescadores serem excluídos no momento das decisões dos programas de construção de hidrelétricas (Doria et al. 2018), que afetam diretamente os estoques pesqueiros.

Tabela 3. Usinas hidrelétricas em operação na Amazônia Legal. Fonte: Agência Nacional de Energia Elétrica.

Nome do empreendimento	Potência (kW)	Rio	Operação	Proprietário	Município
Jirau	3.750.000,00	Madeira	06/09/2013	ENERGIA SUSTENTÁVEL DO BRASIL S.A. (09.029.666/0001-47)	Porto Velho(RO)
Rondon II	73.500,00	Comemoração	31/03/2011	ELETROGOES S/A (32.923.187/0001-91)	Pimenta Bueno(RO)
Samuel	216.750,00	Jamari	17/07/1989	CENTRAIS ELÉTRICAS DO NORTE DO BRASIL S/A ELETRONORTE (00.357.038/0001-16)	Porto Velho(RO)
Santo Antônio	3.568.000,00	Madeira	30/03/2012	SANTO ANTÔNIO ENERGIA S.A. (09.391.823/0001-60)	Porto Velho(RO)
Balbina	249.750,00	Uatumã	20/02/1989	AMAZONAS GERAÇÃO E TRANSMISSÃO DE ENERGIA S.A (17.957.780/0001-65)	Presidente Figueiredo(AM)
Pitinga	24.960,00	Pitinga	01/01/1986	Mineração Taboca S/A (34.019.992/0001-10)	Presidente Figueiredo(AM)
Cachoeira Caldeirão	219.000,00	Araguari	05/05/2016	EMPRESA DE ENERGIA CACHOEIRA CALDEIRÃO S.A. (17.200.920/0001-56)	Ferreira Gomes(AP), Porto Grande(AP)
Coaracy Nunes	78.000,00	Araguari	30/12/1975	CENTRAIS ELÉTRICAS DO NORTE DO BRASIL S/A ELETRONORTE (00.357.038/0001-16)	Ferreira Gomes(AP), Macapá(AP)
Ferreira Gomes	252.000,00	Araguari	04/11/2014	FERREIRA GOMES ENERGIA S.A. (12.489.315/0001-23)	Ferreira Gomes(AP)
Santo Antônio do Jari	392.950,00	Jari	17/09/2014	ECE PARTICIPAÇÕES S.A (09.333.996/0001-21)	Almeirim(PA), Laranjal do Jari(AP)
Belo Monte	11.233.100,00	Xingu	20/04/2016	NORTE ENERGIA S/A (12.300.288/0001-07)	Altamira(PA), Vitória do Xingu(PA)
Curuá-Una	42.800,00	Curuá-Una	01/01/1977	CENTRAIS ELÉTRICAS DO NORTE DO BRASIL S/A ELETRONORTE (00.357.038/0001-16)	Santarém(PA)
São Manoel	700.000,00	Teles Pires	28/12/2017	EMPRESA DE ENERGIA SÃO MANOEL S.A. (18.494.537/0001-10)	Jacareacanga(PA), Paranaíta(MT)
Teles Pires	1.819.800,00	Teles Pires	07/11/2015	COMPANHIA HIDRELÉTRICA TELES PIRES (12.810.896/0001-53)	Jacareacanga(PA), Paranaíta(MT)
Tucuruí	8.535.000,00	Tocantins	30/12/1984	CENTRAIS ELÉTRICAS DO NORTE DO BRASIL S/A ELETRONORTE (00.357.038/0001-16)	Tucuruí(PA)
Aripuanã	800,00	Aripuanã		Juruena Energia S.A (07.283.842/0001-47)	Aripuanã(MT)
Colider	300.000,00	Teles Pires	09/03/2019	COPEL GERAÇÃO E TRANSMISSÃO S.A. (04.370.282/0001-70)	Nova Canaã do Norte(MT)

Nome do empreendimento	Potência (kW)	Rio	Operação	Proprietário	Município
Dardanelos	261.000,00	Aripuanã	09/08/2011	ENERGÉTICA ÁGUAS DA PEDRA S.A. (08.768.414/0001-77)	Aripuanã(MT)
Guaporé	120.000,00	Guaporé	08/04/2003	Mineração Santa Elina Indústria e Comércio S.A (47.419.874/0001-41), TANGARÁ ENERGIA S/A (03.573.381/0001-96)	Pontes e Lacerda(MT)
Itiquira (Casas de Forças I e II)	157.370,00	Itiquira	06/11/2002	ITIQUEIRA ENERGÉTICA S.A (00.185.041/0001-08)	Itiquira(MT)
Jauru	121.500,00	Jauru	06/06/2003	Cinco Estrelas Agropecuária e Participações Ltda (01.360.601/0001-78), Queiroz Galvão Energética S.A. (03.299.819/0001-90)	Indiavaí(MT), Jauru(MT)
Juba I	42.000,00	Juba	10/11/1995	ITAMARATI NORTE S/A AGROPECUÁRIA (03.532.447/0001-08)	Barra do Bugres(MT), Tangará da Serra(MT)
Juba II	42.000,00	Juba	16/08/1995	ITAMARATI NORTE S/A AGROPECUÁRIA (03.532.447/0001-08)	Barra do Bugres(MT), Tangará da Serra(MT)
Manso	210.000,00	Manso	29/11/2000	FURNAS-CENTRAIS ELÉTRICAS S.A. (23.274.194/0001-19), Produtores Energéticos de Manso S.A (02.291.077/0001-93)	Chapada dos Guimarães(MT), Rosário Oeste(MT)
Ponte de Pedra	176.100,00	Correntes	19/07/2005	ENGIE BRASIL ENERGIA S.A. (02.474.103/0001-19)	Itiquira(MT), Sonora(MS)
Salto Apiacás	45.000,00	Apiacás	17/09/2016	Enel Green Power Salto Apiacás S.A (17.832.065/0001-04)	Alta Floresta(MT)
Estreito	1.087.000,00	Tocantins	29/04/2011	COMPANHIA ENERGÉTICA ESTREITO (08.976.022/0001-01), Estreito Energia S.A. (07.089.298/0001-05), ESTREITO PARTICIPAÇÕES S.A. (22.686.355/0001-19), VALE S.A. (33.592.510/0001-54)	Aguariópolis(TO), Estreito(MA)
Luís Eduardo Magalhães (Lajeado)	902.500,00	Tocantins	01/12/2001	CEB Lajeado S.A (03.677.638/0001-50), INVESTCO SA (00.644.907/0001-93), LAJEADO ENERGIA S/A (03.460.864/0001-84), PAULISTA LAJEADO ENERGIA S/A (03.491.603/0001-21)	Miracema do Tocantins(TO), Palmas(TO)
Peixe Angical	498.750,00	Tocantins	27/06/2006	ENERPEIXE S.A. (04.426.411/0001-02)	Peixe(TO), São Salvador do Tocantins(TO)
São Salvador	243.200,00	Tocantins	06/08/2009	ENGIE BRASIL ENERGIA S.A. (02.474.103/0001-19)	Paraná(TO), São Salvador do Tocantins(TO)

Agricultura e Pecuária

Grandes áreas vêm sendo desmatada na Amazônia, isso ocorre devido às políticas que favorecem grandes latifundiários, além da reformulação do código florestal, que afrouxou os requisitos de proteção das florestas ripárias. Juntamente, a deliberada utilização de agrotóxicos, muitos que são proibidos em diversos outros países, aumenta a poluição nos ambientes terrestre e aquático. Também, os agrotóxicos acumulam ao longo da cadeia trófica ou nos alimentos e ameaçam a saúde do consumidor e a manutenção da diversidade biológica e consequentemente dos serviços ambientais prestados por essas espécies. Com tantas desvantagens, por que o desmatamento e o uso de pesticidas nas plantações continuam?

As “commodities” são mercadorias com características padronizadas e baixa transformação industrial, cuja competição se estabelece em preços e não na diferenciação do produto (Lamoso, 2018), por exemplo, minério ou produtos agrícolas, como os grãos. As principais commodities agrícolas são o milho (*Zea mays*), boi, soja (*Glycine max*) e café (*Coffea* sp.), bases importantes para a economia brasileira por gerar renda e riquezas para alguns setores do país. Visto que é necessário um extenso espaço para sua produção, o desmatamento ampliou-se ao longo dos últimos 30 anos. O Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) apresenta anualmente através do Projeto de Monitoramento da Floresta Amazônica por Satélite (PRODES), dados sobre o desmatamento por corte raso na Amazônia legal. As taxas anuais, alcançaram seus maiores índices nos anos de 1995 e 2004 e permaneceram estável entre 2009 e 2018, entretanto essa taxa apresentou um leve aumento em 2019, atingindo 9762 km² desmatados, valor maior do que no alcançado nos anos anteriores (INPE, 2019).

Em todos os estados da Amazônia Legal ocorrem desmatamentos anualmente. O desmatamento por corte raso, ocorre principalmente para a introdução de pastagem e criação de gado e para a agricultura. Enquanto nos estados de Rondônia, Acre, Pará, Amapá, Tocantins, Mato Grosso e Goiás o desmatamento ocorreu principalmente para a produção de grãos, nos estados do Amazonas, Roraima e Maranhão áreas de florestas primárias foram substituídas principalmente por vegetação secundária. No Amazonas, por exemplo, a extração de madeira é a principal causa da transformação de florestas primárias em secundárias (IBGE, 2003).

O desmatamento tem sérias consequências para os ambientes aquáticos: aumenta os riscos de erosão e consequentemente o assoreamento de corpos de água, principalmente de pequeno porte, além de aumentar a lixiviação dos nutrientes, que são incorporados pelo ambiente aquático gerando desequilíbrio entre a comunidade de organismos desses ambientes. As alterações causadas pela entrada de sedimentos e nutrientes, diminui a disponibilidade de habitat o que pode causar a redução no tamanho das populações de organismos aquáticos e possível extinção de espécies (Fearnside, 2005). Conforme o autor, o desmatamento, também afeta a produção de chuvas, causando alteração no regime hidrológico. Outra consequência é perda de estoques de carbono presentes na biomassa e no solo (Fearnside, 2018), uma vez liberado para a atmos-

fera esse carbono pode contribuir com mudanças no clima global. Conjuntamente, três fatores podem impactar o ciclo hidrológico amazônico: desmatamento, mudanças climáticas e uso indiscriminado do fogo, o que pode resultar, ao longo do tempo, em formação de ambientes próximos de savanas, em regiões onde florestas são encontradas.

A Amazônia localiza-se sobre um solo relativamente pobre (IBGE, 2003), em que a floresta se sustenta, sendo responsável pelo próprio aporte de nutrientes que são inseridos novamente no sistema por meio da decomposição da matéria orgânica produzida pela floresta. Outro fator importante é que a Amazônia produz aproximadamente metade das chuvas que caem sobre a própria floresta (Lovejoy e Nobre, 2018). Com 1.000.000 km², sua área desmatada, cerca de 20% de toda a floresta, a Amazônia encontra-se próxima de atingir o limite irreversível, também denominado “ponto de inflexão irreversível”. Caso ele valor alcance 40%, teremos um cenário devastador, reduzindo consideravelmente a existência de florestas tropicais (Nobre et al. 2016; Lovejoy e Nobre, 2018).

Aliado ao desmatamento, está o uso exacerbado de agrotóxicos nas atividades agrícolas. Desde o lançamento do livro “Primavera Silenciosa” de Rachel Carson (1962), muitos estudos foram realizados na tentativa de quantificar o efeito ou os impactos gerados pelo uso excessivo de pesticidas (Alavanja et al. 2004; Peres et al. 2007; Carneiro, 2015). Mesmo sabendo de todos os riscos ao ambiente e à saúde humana, o Ministério da Agricultura liberou em julho de 2019, no Brasil, mais 51 agrotóxicos, totalizando 262. Muitos deles têm na sua composição química compostos de classificação toxicológica I (altamente tóxicos), por exemplo, 2,4-D, atrazina, bifentrina, hexazinona, dentre outros, proibidos em muitos países da União Europeia.

PERSPECTIVAS FUTURAS

Além das hidrelétricas, mineração, estradas e o desmatamento, recentemente a construção de linhas de transmissões que conduzem a energia produzida na região Norte, para os grandes centros comerciais no Sul e Sudeste brasileiro e interliga o sistema nacional e projetos futuros de ferrovias, como a Ferrogrão entre Sinop (MT) e Miritituba (PA), irão intensificar a pressão e os impactos sobre os organismos aquáticos, principalmente os peixes. Apesar dos empreendimentos serem lineares, é necessária a remoção de toda a vegetação onde eles serão instalados, assim como a construção de pontes sobre os corpos de água, no caso das ferrovias.

Uma forma de reduzir o impacto ambiental desses empreendimentos é a realização do Estudo de Impacto Ambiental (EIA), que tem por objetivo quantificar e qualificar os efeitos negativos que a implantação desses empreendimentos apresentará sobre o meio físico e biótico. Entretanto, na contramão da redução dos impactos, está a discussão no congresso brasileiro da flexibilização da legislação ambiental e o sucateamento dos órgãos de fiscalização pelo atual governo. Dessa forma, o futuro da biodiversidade existente na Amazônia ainda é incerto, uma vez que faltam investimentos em pesquisas que permitam identificar e monitorar a diversidade biológica (fauna e flora) dessa região.

REFERÊNCIAS

- ABELL, R.; THIEME, M.L.; REVENGA, C.; BRYER, M.; KOTTELAT, M.; BOGUTSKAYA, N.; ... STIAS-SNY, M.L. Fresh water ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for fresh water biodiversity conservation. **BioScience**, v. 58, n. 5, p. 403-414, 2008.
- AGOSTINHO, A.A.; AGOSTINHO, C.S.; PELICICE, F.M.; MARQUES, E.E. Fish Ladders: safe Fish passage or hotspot for predation? **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 4, p. 687-696, 2012.
- ALAVANJA, M.C., HOPPIN, J.A., & KAMEL, F. Health effects of chronic pesticide exposure: cancer and neurotoxicity. **Annu. Rev. Public Health**, v. 25, p. 155-197, 2004
- ANEEL (Agência Nacional de Energia Elétrica). **Capacidade de Geração do Brasil**. Disponível em: <http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/capacidadebrasil.cfm>. Acesso em: 15 jul. 2019.
- ANM, Agência Nacional de Mineração. **Cadastro Nacional de Barragens de Mineração**. Disponível em: <http://www.anm.gov.br/assuntos/barragens/pasta-cadastro-nacional-de-barragens-de-mineracao/cadastro-nacional-de-barragens-de-mineracao>. Acesso em: 29 jul. 2019.
- ANSAR, A., FLYVBJERG, B., BUDZIER, A., & LUNN, D. Should we build more large dams? The actual costs of hydropower megaproject development. **Energy Policy**, v. 69, p. 43-56, 2014.
- BASTOS, W.R., DÓREA, J.G., BERNARDI, J.V.E., LAUTHARTTE, L.C., MUSSY, M.H., HAUSER, M., MALM, O. Mercury in muscle and brain of catfish from the Madeira river, Amazon, Brazil. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 118, p. 90-97, 2015.
- BASTOS, W.R., REBELO, M.D.F., FONSECA, M.D.F., ALMEIDA, R.D., & MALM, O. A description of mercury in fishes from the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. **Acta Amazonica**, v. 38, n. 3, p. 431-438, 2008.
- BRITO, B. C., FORSBERG, B. R., KASPER, D., AMARAL, J. H., DE VASCONCELOS, M. R., DE SOUSA, O. P., BASTOS, W. R. (2017). The influence of inundation and lake morphometry on the dynamics of mercury in the water and plankton in an Amazon floodplain lake. **Hydrobiologia**, 790(1), 35-48.
- CARNEIRO, F.F. **Dossiê ABRASCO: um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde**. EPSJV/Expressão Popular, 2015.
- DORIA, C.R.C., ATHAYDE, S., MARQUES, E.E., LIMA, M.A.L., DUTKA-GIANELLI, J., RUFFINO, M.L., KAPLAN, D., FREITAS, C.E.C., ISAAC, V.N. The invisibility of fisheries in the process of hydropower development across the Amazon. **Ambio**, v. 47, n. 4, p. 453-465, 2018.
- DORIA, C.R.C., RUFFINO, M.L., HIJAZI, N.C., & CRUZ, R.L.D. A pesca comercial na bacia do rio Madeira no estado de Rondônia, Amazônia brasileira. **Acta Amazon**. v. 42, n. 1, p. 29-40, 2012.
- FEARNSIDE, P.M. Brazil's Amazonian forest carbon: the key to Southern Amazonia's significance for global climate. **Regional Environmental Change**, v. 18, p. 47-61, 2018.
- FEARNSIDE, P.M. Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e consequências. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 113-123, 2005.
- FEARNSIDE, P.M. Impacts of Brazil's Madeira River dams: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. **Environmental Science & Policy**, v. 38, p. 164-172, 2014.
- FREITAS, E. de. **“O solo da Amazônia é pobre em nutrientes”**; Brasil Escola. Disponível em: <https://brasilecola.uol.com.br/brasil/o-solo-amazonia-pobre-nutrientes.htm>. Acesso em 03 de março de 2020.

- FURTADO, L. BR-319: **A história e a realidade da rodovia que liga o Amazonas ao Brasil**. Portal Amazonia. Disponível em: <http://portalamazonia.com/noticias/br-319-a-historia-e-a-realidade-em-que-se-encontra-a-rodovia-que-liga-o-amazonas-ao-brasil>. Acessado em 01/10/2019,2018.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Geoestatísticas de Recursos Naturais da Amazônia Legal**. Estudos e Pesquisas Informação Geográfica número 8, 2003. 245p. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv49694.pdf>. Acesso em: 25 jul. 2019.
- INPE, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Coordenação geral de observação da Terra. **Programa de monitoramento da Amazônia e demais biomas**. Desmatamento – Amazônia Legal – Disponível em: <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/downloads/>. Acesso em: 25 jul. 2019.
- LAMOSO, L. P. Spatial productivity and commodity, Mato Grosso do sul-Brazil. **Mercator** (Fortaleza), 17, (2018).
- LOVEJOY, T.E.; NOBRE, C. Amazon tipping point. **Science Advances**, vol. 4, no. 2, eaat2340. 2018. Disponível em: <https://advances.sciencemag.org/content/4/2/eaat2340/tab-pdf>. Acesso em: 24 jul. 2019.
- MELO, T., TORRENTE-VILARA, G., RÖPKE, C. P. Flipped reductarianism: A vegan fish subordinated to carnivory by suppression of the flooded forest in the Amazon. **Forest Ecology and management**, 435, 138-143. (2019).
- MMA, Ministério do Meio Ambiente. **Caderno da Região Hidrográfica Amazônica**. Secretaria de Recursos Hídricos, Brasília, 2006. 124p. Disponível em: https://www.mma.gov.br/estruturas/161/_publicacao/161_publicacao03032011024915.pdf. Acesso em: 26 jul. 2019.
- NETTO, J. P. **Conheça a história da rodovia Transamazônica**. Brasília, Disponível em: <https://aventurasnahistoria.uol.com.br/noticias/acervo/conheca-historia-rodovia-transamazonica-699860.phtml>, 2018.
- NOBRE, C.A., SAMPAIO, G., BORMA, L.S., CASTILLA-RUBIO, J.C., SILVA, J.S., CARDOSO, M. Land-use and climate change risks in the Amazon and then of a novel sustainable development paradigm. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 113, n. 39, p. 10759-10768, 2016.
- PERES, F., MOREIRA, J.C., & CLAUDIO, L. Os impactos dos agrotóxicos sobre a saúde e o ambiente. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 12, n. 1, p. 4-5, 2007.
- PINHEIRO, E. S., RODRIGUES, E. P., & DE OLIVEIRA, M. S. (2011). Uso De Geotecnologias para o Mapeamento das Alterações na Paisagem da Rodovia Br-174. **Revista Geográfica Acadêmica**, 5(2), 17-29.
- QUEIROZ, L.J.; TORRENTE-VILARA, G.; OHARA, W.M.; PIRES, T.H.S.; ZUANON, J.; DORIA, C.R.C. **Peixes do rio Madeira**. São Paulo: Dialeto Latin American Documentary, 2013. v. 1, 399p.
- REDWOOD, J. **Managing the environmental and social impacts of major IDB-financed road improvement projects in the Brazilian Amazon: The case of BR-364 in Acre**. Inter-American Development Bank. (2012).
- ROTA DO OESTE. **BR-163, a Rodovia da Integração**. Disponível em <http://www.rotadooeste.com.br/pt-br/rodovia/historia-da-rodovia>. Acessado em 10/10/2019.
- SANTOS, G.M. Impactos da hidrelétrica Samuel sobre as comunidades de peixes do rio Jamari (Rondônia, Brasil). **Acta Amazonica**, v. 25, n. 3/4, p. 247-280, 1995.
- SUDAM, Superintendência do Desenvolvimento da Amazônia. **Legislação da Amazônia**. Disponível em: <http://www.sudam.gov.br/index.php/institucional?id=86>. Acesso em: 20 jul. 2019.
- ILHÉU, T. **As leis que protegem (e outras que ameaçam) a preservação da Amazônia**. Disponível em <https://guiadoestudante.abril.com.br/estudo/as-leis-que-protegem-e-outras-que-ameacam-a-preservacao-da-amazonia/>. Publicado em 29/08/2019. Acessado em 03/03/2020.
- WHO, World Health Organization. **Environmental Health Criteria**, vol.101: Methylmercury. Geneva, Switzerland: WHO/IPCS. 1990. Disponível em: https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/38082/9241571012_eng.pdf;jsessionid=32D093A3FC9D42065A1CF240E5CDA8DE?sequence=1. Acesso em: 30 jul. 2019.

VILAS E CONDOMÍNIOS SUSTENTÁVEIS

Daniele Ornaghi Sant'Anna & Luciana Botezelli

INTRODUÇÃO

Entre a macro escala do planejamento urbano e a micro escala do edifício, algumas escalas intermediárias podem ser fundamentais para atingir a sustentabilidade do espaço construído: o bairro, a vila e o condomínio (Figura 1). As relações sociais se apresentam de maneira menos fragmentada do que ocorre nas cidades, em especial nas grandes metrópoles, no espaço coletivo da vila, do bairro.

O interessante da iniciativa tipo vila e condomínio é que existe um maior envolvimento social de moradores e frequentadores na gestão desses espaços e, muitas vezes, até mesmo de sua construção.

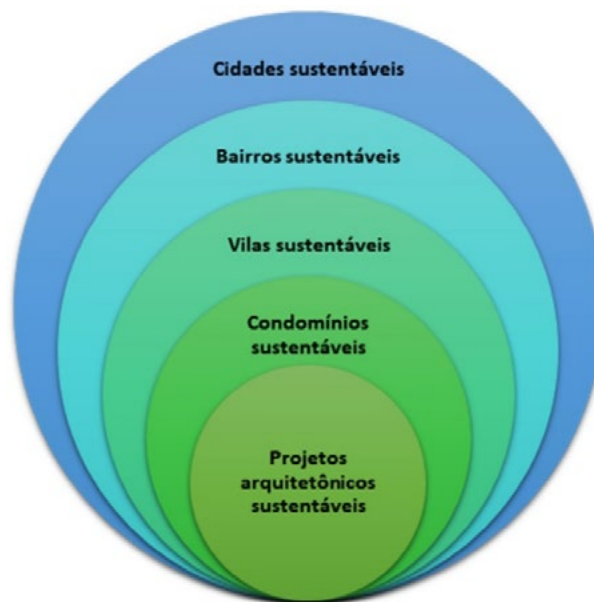


Figura 1. Da escala macro para a micro: de cidades à projetos que envolvem a sustentabilidade.
Fonte: Autoras (2018).

Segundo Keeler e Burke (2010), o aumento da preocupação com o meio ambiente despenhou nas últimas duas décadas, bem como a preocupação em elaborar políticas públicas relativas

ao planejamento de cidades e suas atividades, tais como os incentivos fiscais para ecoturismo e descontos de IPTU para construções sustentáveis. Ainda, segundo os autores supracitados, o mesmo ocorreu em relação à conscientização de grupos sociais sobre a insustentabilidade da segregação espacial típica do planejamento urbano clássico, no qual não se preza por um zoneamento misto (de atividades e classes sociais), o que inviabiliza seu alento em termos econômicos, sociais e ambientais.

Como exemplo, zoneamentos muito rígidos (como zonas exclusivas muito extensas) e cidades dormitório contribuem para a degradação ambiental, uma vez que aumentam o deslocamento da população para os grandes centros e consequentemente contribuem para emissão de carbono, além do desperdício de horas em trânsito.

Segundo Choay (2005) a ideia de setorização rígida foi apresentada pelo arquiteto Tony Garnier em 1904, quando os problemas da revolução industrial já eram bastante visíveis: proximidade de bairros pobres às zonas industriais (que acarretavam em problemas de saúde para os moradores), inchaço populacional de áreas urbanas, saneamento insuficiente, poluição e sofisticação, que nesta época era tomada como o afastamento de elementos naturais, feito a vegetação.

Trata-se de uma proposta para a cidade que buscava uma organização de atividade, ainda que despontasse de modo primitivo, para solucionar tais dificuldades. Isso também se pode observar na concepção de cidade jardim de Ebenezer Howard (1898), projetada para 32 mil indivíduos - o que o autor considerava como população ideal. Um cinturão verde abraçava a cidade, composta por áreas industriais em sua região central e bairros residenciais no anel mais externo.

Sua intenção não era criar um subúrbio jardim, mas uma entidade cidade-campo em combinação permanente com dimensões controladas de 2.400 hectares para 32.000 pessoas, sendo 2.000 hectares para a área rural de 2000 habitantes e 400 hectares para a parte urbana de 30.000 habitantes, divididas em 6 partes ou bairros com 5.000 habitantes (ANDRADE, 2003).

Este modelo procurava maior conexão entre cidade-campo, além de diretrizes de planejamento urbano para evitar inchaço das grandes cidades: núcleos de diferentes cidades seriam interligados por um sistema de transporte público eficiente. O automóvel já fora inventado nesta altura da história, mas sua popularização se consolidou mesmo a partir da segunda metade do século XX.

O pensamento de Howard é pertinente com as atuais preocupações de integração entre cidade-campo e como uma estratégia de planejamento regional para evitar o fluxo migratório em direção às grandes cidades: cidades auto-organizadas interligadas por um sistema de transporte público eficiente seriam formadas juntamente com o estabelecimento de indústrias e cinturões agrícolas, que absorveriam os resíduos sólidos urbanos (ANDRADE, 2003).

Outras variações de cidade-jardins foram propostas, mas como a dinâmica do automóvel não foi incorporada, esses projetos se tornaram bastante ineficazes. A solução norte americana

para este problema foi expandir suas áreas urbanas para os subúrbios. Os habitantes destas áreas percorriam grandes distâncias para trabalhar no centro da cidade, onde o uso do solo se tornou predominantemente comercial/empresarial. De qualquer forma, esse desejo e fascinação por ambientes mais bucólicos persistem no imaginário dos moradores, explicando em parte a fascinação por condomínios mais afastados, em áreas menos urbanizadas.

Keeler e Burke (2010) caracterizam a expansão convencional ou dispersão urbana como sendo um padrão de desenvolvimento que estimula a separação rígida de uso do solo, desenvolvimento urbano de baixa densidade e uso de automóveis como meio de transporte predominante.

Isso dificulta a interação entre membros da comunidade e torna o espaço urbano nas grandes cidades algo bastante impessoal. As propostas mais recentes enfatizam a descentralização e o uso misto, favorecendo o desenvolvimento local.

Em termos de abordagem de desenvolvimento urbano sustentável pode-se mencionar três principais correntes: Cidades corrigidas, Cidades redesenhadas e Cidades autônomas que, de acordo com Pessoa; Fraga e Ferreira (2017), já foram reconhecidas por Haughton (1997).

Muitos planos foram influenciados pelo desenho das cidades-jardim, baseados em anéis e modelos de circulação radiais convergindo para área central – e como exemplo brasileiro o grande plano de avenidas de Prestes Maia em 1930, para a capital paulistana.

Como a indústria automobilística se instalou no Brasil em meados dos anos de 1950, predominantemente com a instalação de empresas multinacionais, e com isto, uma forte propaganda que estimulava todo cidadão a adquirir um veículo próprio foi efetivada. Neste sentido, planos do início do século XX se tornaram obsoletos.

Este trabalho visa apresentar alguns aspectos gerais associados à sustentabilidade, mais especificamente às vilas e condomínios sustentáveis.

GRUPOS HUMANOS: ESCALA REGIONAL OU LOCAL?

O resgate da escala do bairro, da vila e do condomínio pode trazer aos grupos sociais humanos uma proximidade com a natureza primordial inerente. De acordo com Wilson (2013), os *Homo sapiens* são criaturas eussociais, cujos grupos humanos são formados de alianças altamente flexíveis (baseados na cooperação de indivíduos), que não ocorrem apenas entre os membros da família, mas entre as famílias, sexos, classes e tribos – grupos estes que se conhecem mutuamente e são capazes de distribuir propriedade e *status* na esfera pessoal.

É possível que a espécie esteja a caminho da eussocialidade, sendo que esta ocorreria segundo Wilson (2013), quando há um “ninho” a ser defendido, além da divisão e especialização de tarefas. Ao observar o estado atual das cidades, com a preferência da população em residir e desenvolver suas atividades nos ambientes urbanos, essa hipótese parece bastante plausível.

O inchaço das megalópoles modernas pode ser bastante similar aos cupinzeiros e formigueiros, constituída por milhares de indivíduos.

Essa discussão desponta nos anos 70, com um novo ramo do conhecimento: a sociobiologia, que consiste em estudo sistemático da base biológica de todo o comportamento social (WILSON, 1971), além de chancelada na atualidade pela teoria da emergência e sistemas complexos. A urbe, tal qual um sistema dissipativo, só existe despendendo energia e interagindo com o mundo exterior, a cidade difere do campo que a rodeia e uma vez suprimidas as raízes dessa individualização mantida com as adjacências, a cidade desapareceria (PRIGOGINE, 2002).

Embora essa afirmação possa soar estranha ao público mais leigo— uma comparação social entre mamíferos e insetos — as similaridades de organização hierárquica e sistemas de infraestrutura são assombrosas. A menção a presença dos insetos sociais (principalmente abelhas e formigas) nos textos de pensadores como Aristóteles, Hobbes, Marx, Bergson, Lévi-Strauss, entre outros (FERREIRA, 2017) demonstram o fascínio e permitem analogias à nossa sociedade, em vários âmbitos ; as formigas, por exemplo, desenvolveram agricultura e pecuária: escravizam pulgões para se alimentar de uma secreção glandular que estes produzem, além de promoverem guerras a outras espécies. Em termos de planejamento urbano, são capazes de modificar o ambiente construindo verdadeiras cidades divididas em câmaras e setorizadas de maneira hierárquica muito requintadas e com formas variadas (TSCHINKEL, 2004).

Neste sentido, apenas os seres humanos geraram sociedades de um grau de complexidade que se aproxima da dos insetos sociais e invertebrados coloniais, sendo que nos últimos milênios, as sociedades humanas até começaram a exceder, em número de indivíduos e grau de complexidade, as sociedades de formigas, cupins e corais (BOYD, 1998).

Por outro lado, a ocorrência de violência e mesmo de repúdio ao estilo de vida das metrópoles que ocorrem em grandes adensamentos urbanos, são indícios de fase intermediária. Da sociedade de caçadores coletores nômades do paleolítico, à organização tribal típica do neolítico até a sociedade industrial, à ascensão dos espaços urbanos em relação aos rurais (observados caricatamente nas grandes metrópoles atuais): percebe-se que os indivíduos humanos nunca foram solitários, desenvolveram linguagem para comunicação mútua, juntos caçaram e se estabeleceram em abrigos próximos uns aos outros, visando o bem estar comum.

Ainda se observam manifestações de egoísmo em grandes agrupamentos humanos, onde desenvolver a personalidade nos relacionamentos é difícil (como por exemplo, em grandes cidades, que apresentam maiores índices de criminalidade e agressões), bem como enxergar de modo coletivo a degradação ambiental oriundas do crescimento urbano desordenado e do descomediamento no uso dos recursos naturais.

Na escala da metrópole (ou da região metropolitana), é fácil perder de vista esses problemas, difícil é abandonar hábitos nocivos, arraigados, e vislumbrar um futuro mais sustentável e limpo.

Sendo assim, não existe sustentabilidade nas cidades, visto a necessidade de importação de produtos, a dependência por mananciais afastados, o estabelecimento de relações com outras comunidades (SANT'ANNA, 2015). Neste sentido, no que se refere à sustentabilidade, este tipo de organização espacial – o da vila – se apresenta como alternativa mais viável para se consolidar práticas sustentáveis. Não por outro motivo, constituiu a primeira tentativa de ambiente construído sustentável. A escala da vila possibilita interação entre seus habitantes, pois não se restringe ao uso residencial e envolve a todos tanto na construção quanto na manutenção do espaço.

O PONTO DE PARTIDA DA SUSTENTABILIDADE

Os Estados Unidos experimentavam na segunda metade do século XX, um crescimento econômico baseado na sociedade de consumo, apoiado em uma linha de produção crescente ignorando o impacto causado no meio ambiente, como a crescente geração de resíduos e poluição.

O movimento de contracultura (consolidado) surge entre os jovens da época, amparado em contestações sobre o *modus operandi* da sociedade vigente. Alguns desses jovens foram além das contendas e resolveram se afastar do estilo de vida consumista e adaptar suas atividades habituais – morar, trabalhar e recrear – em espaços comunitários menos agressivos ao ambiente natural. Surgiam então os primeiros núcleos, ou vilas, com aspirações a sustentabilidade. Os pioneiros em sitiar uma comunidade sustentável em conformações de vilas foram os adeptos da permacultura.

Para Keeler e Burke (2010), comunidades sustentáveis são cidades, grandes ou pequenas, e bairros construídos para atender às necessidades presentes - utilizando seus recursos naturais para esta finalidade - sem comprometer os princípios de equidade, ecologia e economia – que constituem o conceito de três “Es”.

O conceito de permacultura se estabeleceu em conceitos e experiências promovidas pelo australiano Bill Mollison, no final dos anos 1970. Em 1978, David Holmgren (aluno de Mollison), cunhou a palavra permacultura (uma aliteração de agricultura e permanente) para descrever uma evolução do sistema integrado, de espécies vegetais e animais contínuas úteis aos seres humanos. Também em 1978, Mollison publicou seu primeiro livro chamado Permacultura.

Mollison (2001) lança os três princípios da ética da permacultura, aqui resumidos: (i) cuidado com as pessoas: qualidade de vida e satisfação das necessidades pessoais, mas, ao mesmo tempo, sem danificar o ambiente, garantindo o bem-estar do indivíduo e também às comunidades, supondo que a sustentabilidade se torna possível quando as pessoas estão reunidas; (ii) cuidado com a terra: manter e cuidar da terra, não danificar seus sistemas naturais e usar métodos menos impactantes sobre o meio; (iii) limites populacionais e de consumo: planejamento familiar e evitar os excessos consumistas.

A dificuldade em se implantar programas tanto de permacultura quanto de qualquer prática sustentável reside nos hábitos arraigados e dificuldades técnicas dos indivíduos. Exemplificando de maneira simplificada: é muito mais fácil ir ao supermercado mais próximo do que cultivar a própria comida. A agricultura urbana é uma ideia repaginada, com origem na permacultura.

Como as pessoas focam no presente, não há pensamento estratégico ou a longo prazo que mude seus hábitos perniciosos. Também colabora com a manutenção do consumo de recursos e degradação ambiental um sistema de produção inadequado em termos de sustentabilidade. As restrições temporais do cotidiano no modo de vida dominante atualmente, corroboram para a não valorização do investimento de tempo em trabalhar os aspectos ligados à melhoria da qualidade de vida, alimentação e prática de exercícios.

A publicação Indicadores de Desenvolvimento Sustentável (IDS) (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2015) fornece um panorama importante quanto à sustentabilidade nas dimensões ambiental, social e econômica no Brasil, estando disponíveis várias edições com acumulação de dados, evidenciando tendências quanto a manutenção ou não dos recursos naturais a longo prazo.

BAIRROS SUSTENTÁVEIS

Antes de discorrer sobre bairros sustentáveis, é necessário contextualizar as bases para essas propostas. Nesse sentido, esses bairros tem fundamentação no planejamento urbano sustentável.

Com base em Keeler e Burke (2010), o planejamento sustentável em urbanismo foi iniciado no final dos anos 90 pela Expansão Urbana Inteligente (do inglês *Smart Growth*), embasado na trindade EPA: Equidade social, Prosperidade econômica e Preservação Ambiental. Em linhas gerais, a expansão urbana inteligente defendia: (i) Criação de cidades compactas; (ii) Criação de edificações compactas; (iii) Ampla gama de opções de moradia; (iv) Ampla gama de opções de transporte; (v) Criação de “sentido de lugar”; (vi) Parcerias com a iniciativa privada; (vii) Promoção de uso misto do solo; (viii) Preservação de áreas rurais, espaços abertos, de interesse paisagístico e áreas ambientalmente sensíveis.

Tão logo foi concebido, a Expansão Urbana Inteligente sofreu uma série de contestações por parte do Novo Urbanismo, especialmente em relação à dispersão das atividades pelo espaço urbano, que poderia acarretar em deslocamentos desnecessários, especialmente de veículos.

O Novo Urbanismo - modelo também proposto na década de 1990 - instaura as escalas territoriais: regional, bairro e edifício. De acordo com Sarmiento (2003), este movimento pode ser percebido tanto pela dimensão estética (resgate da rua e da arquitetura cívica) como rejeição da ideia de subúrbio: em essência transformaria grandes cidades se desenvolvendo descontroladamente em uma espécie de conjunto de vilas urbanas interligadas.

Para essa vertente urbanística, os bairros sustentáveis são ligados por meio de transporte intermodal, unidos por corredores urbanos. Também priorizavam o pedestre, sugeriam a descentralização de atividades institucionais, comerciais e socioculturais (uso misto) em bairros compactos, bem como uso de ciclovias.

De acordo com Keeler e Burke (2010), no Novo Urbanismo são treze os preceitos para afigurar um bairro sustentável: 1. Possuir centro discernível (centro de bairro); 2. Comércio na periferia do bairro atende a demanda da população; 3. Moradores se encontram à 5 minutos a pé deste centro; 4. Escolas próximas; 5. Pequenos parques infantis acessíveis a todas as moradias; 6. Há grande variedade de tipos habitacionais, adequadas para todos os indivíduos e família; 7. Pequena edificação de apoio nas casas, para trabalho ou aluguel; 8. Ruas de bairro formam uma rede de opções de rota; 9. Ruas estreitas e sombreadas reduzem a velocidade dos veículos; 10. Estacionamento nos fundos das edificações; 11. Edificações centrais (institucionais) do bairro próximas a rua; 12. Esquinas preferencialmente com edifícios de uso coletivo; 13. Gestão e manutenção do espaço por meio de associação de moradores, com tributação pelo poder público.

ECOVILAS: VILAS SUSTENTÁVEIS

De acordo com Joseph e Bates (2003) as ecovilas são construídas combinando três dimensões: social, ecológica e espiritual. Entretanto, nem todas têm por intuito abarcar esses três conceitos.

Vilas sustentáveis ou ecológicas (ou simplesmente ecovilas) são os termos mais atuais para designar comunidades sustentáveis. Possuem escala menor que a do bairro e maior que a de um condomínio vertical, ou seja, adota-se a escala do quarteirão, da vizinhança.

Conceitualmente, vilas sustentáveis devem observar os seguintes aspectos:

- I. Assentamento menos invasivo: menor movimentação de terra, afastamento de corpos de água e preservação de áreas de várzea, mitigar a remoção de árvores/massa vegetal, reduzir área impermeabilidade, abrandar impactos na fauna e flora, melhor acessibilidade;
- II. Adequação climática do espaço construído: projetar com conforto ambiental de acordo com a atividade a ser desempenhada nos espaços interiores e exteriores;
- III. Eliminar/mitigar fontes poluidoras decorrentes da atividade antrópica: utilizar biodigestores para o esgoto e lixo doméstico, promover a reciclagem de materiais e objetos, diminuir da poluição luminosa (bastante perniciososa aos animais, seres humanos inclusos, pois desarranjam o ciclo circadiano).
- IV. Uso de fontes de energia limpa eólica e solar, conservação de energia.
- V. Utilização inteligente dos recursos hídricos, aproveitamento de águas de chuva e de neve, reuso de águas cinzas.

VI. Agricultura de subsistência, pecuária de subsistência.

VII. (vii) Paisagismo: uso de espécies nativas.

Como exemplo de ecovila que envolve demandas sociais e ecológicas, pode-se citar o projeto *Earthship Village Ecologies* (EVE) do grupo Earthship (Figura 2), já pioneiro na criação de projetos arquitetônicos sustentáveis, o grupo incorpora nas unidades habitacionais reuso de águas cinzas e pluviais (para rega, vasos sanitários ou algum uso compatível), tratamento de águas negras e massa térmica.



Figura 2. Edificação do projeto EVE, do Earthship Biotecture. Fonte: Earthship Biotecture, 2014. Disponível em: <https://www.earthshipglobal.com/earthship-images/sa1h06x8r4qmgdnxkok1i4ngitc1m3>. Acesso em out. 2018.

Liderado pelo arquiteto Michael Reynolds, busca o desenvolvimento de um protótipo de casa totalmente sustentável e pegada de carbono zero. A equipe Earthship Biotecture concretiza edifícios que produzem sua própria eletricidade e água; contém e trata seu próprio esgoto; aquece e arrefece-se sem combustível e produz uma quantidade significativa de produtos alimentares (Earthship Biotecture, 2014).

De acordo com o Earthship Biotecture (2014), as edificações são construídas com pelo menos 45% de materiais reciclados (descartes como latinhas, *pets* e pneus) e com uma pegada de carbono negativo (segundo o grupo, os materiais reutilizados não demandam gastos energéticos).

A iniciativa do projeto de uma vila veio após a concepção dos modelos construtivos individuais. Segundo Earthship Biotecture (2014), foi observada certa eficiência em pequenos grupos que mobilizam sustento coletivo (após atingir o sustento individual), decorrentes de uma necessidade social. Essa necessidade social é, de fato, inerente aos seres humanos.

As observações do Earthship Biotecture estão mais voltadas à realidade norte americana, sendo que a crítica mais tenaz do grupo consiste na barreira cultural que impede ações conjuntas sustentáveis, decorrente de uma “teia” de regras, códigos e regulamentos voltados para a segurança e o bem-estar das pessoas individualmente, mas que são obsoletas e inaplicáveis no sentido coletivo.

O grupo tentou por anos, até que obtiveram a aprovação de uma legislação no Novo México que autoriza testes de desenvolvimento sustentável em localidades, permitindo a implantação de comunidades que vivessem fora dos parâmetros da vida convencional em conceitos, códigos e regulamentos. O projeto EVE (Figura 3) está distribuído em uma propriedade de dois hectares no Taos, Novo México, contendo três edifícios no terreno, com um grupo de moradores de 25 indivíduos.



Figura 3. Vista de uma edificação do projeto EVE. Fonte: Earthship Biotecture, 2014. Disponível em: <https://www.earthshipglobal.com/earthship-images/>. Acesso em 07 de agosto de 2018.

O grupo também tem uma visão bastante crítica e radical sobre a sociedade de consumo: (...) A pessoa que alimenta sua família, se mantém viva e tem um abrigo, não deve estar sujeito à economia. Devemos ter aldeias verdadeiramente sustentáveis que proporcionam uma vida independente da economia. E que melhor maneira de criá-los do que com um edifício protótipo independente de serviços públicos, onde se produz alimento, feito de materiais reciclados e bastante fácil para construir, sendo que pessoas não qualificadas podem fazê-lo? (EARTHSHIP BIOTECHTURE, 2014).

Outro ponto é a redução de carbono: a crítica proveniente do Earthship vem da importação/exportação de materiais e alimentos (que por vezes cruzam distâncias continentais). No

Brasil, há iniciativas comunitárias no que tange as vilas sustentáveis, mais ainda pouco consolidadas. Apareceram de forma ainda incipiente em meados dos anos 2000, de acordo com Bissolotti, Santiago e De Oliveira (2006).

CERTIFICAÇÃO AMBIENTAL PARA BAIRROS: UMA TENDÊNCIA?

Há tempos a certificação ambiental, etiquetagem verde ou selos afins são conferidos a edificações sustentáveis. Sem adentrar os aspectos negativos deste tipo de certificação, pode haver uma resposta positiva no âmbito de disseminação de práticas sustentáveis, tanto na construção civil quanto em assentamentos humanos.

Atualmente, existem insígnies certificações para bairros e vilas. É o caso do *Leadership in Energy and Environmental Design – Neighborhood Development* ou LEED ND, aferida pela Green Building Council (US GBC). Esta ferramenta está fundamentada em preceitos de ambas vertentes urbanísticas pós-modernas: *Smart Growth* e Novo Urbanismo.

O LEED Neighborhood é uma certificação americana, já consagrada pelos selos a nível de edifícios. Para os bairros, os macro critérios utilizados para certificação são: localização e conexão; padrão e projeto do bairro; infraestrutura e prédios verdes; inovação e *design*; e um último referente à prioridade regional. Assim como o selo anterior, o LEED prevê critérios de forma ampla, deixando uma abertura para a adequação ao local (GREEN BUILDING COUNCIL BRASIL, 2014).

A certificação utiliza um método de pontuação, sendo o maior peso atribuído a Padrão e *design* do bairro, seguido por Infraestrutura e edifícios verdes e localização e conexão inteligente. Permite vários níveis de certificação: certificado prata, ouro e platina. (GREEN BUILDING COUNCIL BRASIL, 2014). Os requisitos para a obtenção de créditos estão explicitados na Tabela 1.

A certificação AQUA (Alta Qualidade Ambiental) da Fundação Vanzolini (associada à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo) também apresenta uma alternativa para bairros sustentáveis (Tabela 2). De acordo com Fundação Vanzolini (2011), o selo para bairros e loteamentos é dividido em três grandes categorias: Integração e coerência do bairro; Recursos naturais, Qualidade ambiental e sanitária do bairro e, ainda, Vida social e dinâmicas econômicas.

Diferente do sistema LEED, não há pontuação para essa certificação. Este selo é baseado em desempenho, em níveis: bom, superior e excelente. Para obter a certificação, o mínimo a ser atingido é possuir quatro categorias em nível excelente e cinco em nível superior (MORAES, 2013).

Tabela 1. Requisitos para a categoria LEED ND: macrocritérios e critérios.

Macro critério	Critério
Localização e conectividade inteligente	Este macro critério se refere primeiramente a adequação do bairro as variáveis ambientais específicas dos locais avaliados. Prevê conservação e preservação de habitats, corpos d'água e planícies inundadas. Além disso, avalia locais com baixa dependência de automóveis, que necessitem de menor deslocamento entre casa e trabalho e estimulem transporte a pé e de bicicleta. A conservação a longo prazo também é um elemento considerado.
Padrão e Design do Bairro	O bairro deve ser desenhado para ter ruas que incentivem deslocamentos a pé, fácil acesso a locais públicos, privados, e de recreação e deslocamento facilitado. Os centros devem ter funções mistas, e o bairro deve prever produção local de alimentos. Além disso, a comunidade deve se envolver com o local, participando ativamente em sua construção e manutenção.
Infraestrutura e edifícios verdes	Para esse critério são necessárias certificações de prédios, com eficiência energética e no uso inteligente de água. Além disso, o reuso de prédios antigos, a destinação de resíduos, a orientação para o Sol, a eficiência energética e o uso de energia renováveis, a preservação de valores históricos e a redução da poluição são parte dos critérios de avaliação dessa categoria.
Inovação e processo de planificação	Investimento em inovação em performance e profissionais LEED trabalhando.
Prioridade Regional	Reservado a estimular estratégias aderentes a características locais, de cunho ambiental, social, saúde, entre outras.

Fonte: Green Building Council Brasil (2014).

Tabela 2. Requisitos para a categoria AQUA Bairros: macrocritérios e critérios.

Macro Critério	Critério
Integração e a coerência do bairro	Território e contexto local
	Densidade
	Mobilidade e acessibilidade
	Patrimônio, paisagem e identidade
	Adaptabilidade e potencial evolutivo
Recursos naturais, qualidade ambiental e sanitária do bairro	Água, energia e clima
	Materiais e equipamentos urbanos
	Resíduos
	Ecossistemas e biodiversidade
	Riscos naturais, tecnológicos e saúde
Vida social e dinâmicas econômicas	Economia do projeto
	Funções e pluralidade
	Ambientes e espaços públicos
	Inserção e formação
	Atratividade, dinâmicas econômicas e estruturas de formação locais

Fonte: Fundação Vanzolini (2011).

CONDOMÍNIOS SUSTENTÁVEIS

Além das vilas sustentáveis ou ecovilas, estão surgindo no mercado imobiliário os condomínios sustentáveis. É necessária muita cautela para que se atribua a condição de sustentável a um condomínio. Muitos destes se autodenominam sustentáveis porque adotam uma ou outra medida mitigadora de impacto ambiental, como coleta seletiva de lixo, muitas vezes por questão de *marketing*.

É interessante que haja uma regulamentação para que esses termos (ecológico, sustentável, verde, entre outros) só possam ser empregados nos produtos - no caso condomínios - quando atenderem pré-requisitos, como ocorre nas certificações ambientais.

Entre as diversas correntes de desenvolvimento urbano sustentáveis nota-se que a questão das vilas e condomínios tendem à corrente das Cidades redesenhadas e, em alguns pontos, às Cidades autônomas. Segundo Pessoa et al. (2017), este último modelo tem entre seus caracteres identitários a percepção solidária do entorno, a regionalização e a realocização, já o das Cidades redesenhadas tende à compacidade, mudanças estruturais nas edificações e uso de tecnologias poupadoras.

CONCLUSÕES

Percebe-se que a tendência à descentralização do urbanismo contemporâneo é coerente com os projetos de bairros e vilas sustentáveis. Desaconselha-se o uso de automóveis, bem como percorrer grandes distâncias para trabalhar, morar e recrear. A compactação das edificações e das cidades, a criação de novas centralidades (locais, de bairro), a agricultura urbana e o uso de tecnologias limpas e sustentáveis são seus principais propósitos.

REFERÊNCIAS

- ANDRADE, L. M.S. O conceito de Cidades-Jardins: uma adaptação para as cidades sustentáveis. **Vitruvius/Arquitextos**, v. 42, 2003.
- BISSOLOTI, P.M.A.; SANTIAGO, A.G.; OLIVEIRA, R. Avaliação de desempenho da sustentabilidade nas ecovilas. **Paisagem e Ambiente**, n. 22, p. 164-171, 2006.
- BOYD, R. **The evolution of human ultra-sociality**. 1998.
- CHOAY, F. **O urbanismo: utopias e realidades: uma antologia**. 6. ed. São Paulo: Perspectiva, 2005. 350 p.
- EARTHSHIP BIOTECHTURE. **Earthship Village Ecologies**. Taos, Novo México, EUA. Michael Reynolds, <https://www.earthshipglobal.com/>. 2014. Disponível em: < <http://earthship.com/Designs/earthship-village-ecologies>>. Acesso em 22 de jul de 2018.
- FERREIRA, H. Antes do Pós-humano: insetos sociais, mamíferos superiores e a (re)construção de fronteiras entre os humanos e os animais na modernidade. **Ilha Desterro**, Florianópolis, v. 70, n. 2, p. 15-27, Aug. 2017. Available from <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2175-80262017000200015&lng=en&nrm=i-so>. access on 05 May 2020. <https://doi.org/10.5007/2175-8026.2017v70n2p15>.
- FUNDAÇÃO VANZOLINI. **Bairros e loteamentos - Q A B – Qualidade Ambiental do Bairro Parte I**. São Paulo, <http://vanzolini.org.br>. 2011. Disponível em: <http://vanzolini.org.br/aqua/wp-content/uploads/sites/9/2016/12/Guia_AQUA-Bairros_e_loteamentos-V0-M.pdf>. Acesso em 10 set 2018.
- GREEN BUILDING COUNCIL BRASIL. **Leed for Neighborhood**. Brasil, <http://www.gbcbrazil.org.br/leed-neighborhood.php>, 2014. Disponível em: < <http://www.gbcbrazil.org.br/?p=leed-for-neighborhood-development>>. Acesso em 22 de jul de 2017.
- HAUGHTON, G. Developing sustainable urban development models. **Cities**, v. 14, n. 4, 1997, p. 189–195.
- HOWARD, E. **Cidades-Jardins de amanhã**. São Paulo: Hucitec, 1996.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Indicadores de desenvolvimento sustentável**. Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. Coordenação de Geografia. Rio de Janeiro: IBGE, 2015. 352p.
- JOSEPH, L.; BATES, A. What is an ecovillage? **Communities Magazine**, vol. 117, p.1-4. 2003.
- KELLER, M.; BURKE, B. **Fundamentos de projetos de edificações sustentáveis**. Porto Alegre: Editora Bookman, 2010. 362p.
- MORAES, T. P. D. **Desenvolvimento de Bairros Sustentáveis**. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), 2013. 53p. Disponível em: < <http://monografias.poli.ufrj.br/monografias/monopoli10008103.pdf>>. Acesso em 10 set de 2018.
- MOLLISON, B. **Permaculture: a designers' manual**. Tagari Publication, Tyalgum, Australia: 2001.
- PESSOA, P.P.; FRAGA, R.G.; FERREIRA, T.L. Cidades sustentáveis e os modelos de desenvolvimento urbano. **REDE, Revista Eletrônica do PRODEMA**, v.11, n.2, p.26-37, 2017.
- PRIGOGINE, I. **As leis do caos**. São Paulo: Editora UNESP, 2002.
- ROGERS, R.; GUMUCHDJIAN, P. **Cidades para um pequeno planeta**. Barcelona: Gustavo Gili, 2001.

SANT'ANNA, D. O. **Qualidade ambiental interna e satisfação dos usuários de agências bancárias certificadas verdes e similares convencionais em São Paulo**. 2015. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

SARMENTO, J. Variações sobre o Urbanismo Pós-moderno. **Revista da Faculdade de Letras: Geografia**, Porto, v.19, I série, p.255-265. 2003. Disponível em: <<http://ler.letras.up.pt/uploads/ficheiros/327.pdf>>. Acesso em 20 de ago de 2018.

TSCHINKEL, W. R. The nest architecture of the Florida harvester ant, *Pogonomyrmex badius*. **Journal of Insect Science**, v. 4, n. 1, p. 21, 2004.

USP - UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO. **Plano Prestes Maia**. São Paulo, www.usp.br, 2014. Disponível em: <http://www.usp.br/fau/docentes/deprojeto/e_nobre/AUP274/cidade_industrial.htm>. Acesso em: 22 de outubro de 2017.

WILSON, E.O. **A conquista social da Terra**. São Paulo: Companhia das Letras, 2013. 392p.

CONFORTO TÉRMICO EM EDIFICAÇÕES

Luiz Felipe Silva

Este capítulo busca abordar as questões sobre conforto térmico em edificações, de forma introdutória, à luz de normativas consolidadas no campo. Trata-se de uma temática de relevo, na medida em que procura oferecer discussões a respeito de oferecer um ambiente construído dotado do adequado conforto térmico para o seu fim.

Interessante é, inicialmente, tratar da definição que cerca o termo conforto térmico. Hensen (1990) o define como o estado no qual não há impulsos para corrigir o ambiente pelo comportamento. Já a *American Society of Heating, Refrigeration, Air-Conditioning Engineers* (ASHRAE) estabelece como a condição da mente na qual a satisfação é expressa com o ambiente térmico. Percebe-se deste modo, que na construção do termo há questões culturais, diferenças pessoais além de fatores organizacionais e sociais. Verifica-se, portanto que conforto não representa uma condição de estado, mas preferencialmente uma condição da mente, revelando que a apreciação do conforto se reveste de um processo cognitivo a partir da influência de variáveis.

Há diferenças particulares na expressão do conforto térmico. Sujeitos de uma mesma cultura, pareados por outras variáveis como sexo e idade, expostos a um mesmo ambiente, podem manifestar opiniões distintas. O desconforto térmico é classificado como uma condição subjetiva, enquanto que a sensação térmica, uma sensação objetiva. Uma complexidade de respostas de natureza subjetiva a diversas interações de variáveis encerra o domínio do conforto térmico, não havendo uma norma ou um padrão absoluto para este parâmetro.

Quatro variáveis físicas (temperatura do ar, velocidade do ar, umidade relativa, temperatura média radiante) e duas variáveis de ordem pessoal (isolamento do vestuário e nível de atividade) se constituíram como os seis fatores que modelam o conforto térmico, de acordo com Macpherson, em 1926. Conforto térmico, em uma edificação, determina de modo relevante, o consumo de energia no ambiente construído, desempenhando desse modo um papel expressivo no cenário da sustentabilidade. Além disso, conforto térmico representa um parâmetro expressivo em ambientes de trabalho, desde que influencia na saúde e na produtividade.

Há, de acordo com Nicol e Humphreys (2002), fundamentalmente três razões para a compreensão da relevância do conforto térmico em edificações:

1. fornecer uma condição adequada às pessoas que ocupam a edificação,
2. controlar o consumo de energia e
3. sugerir e estabelecer padrões.

No mesmo eixo de entendimento acerca do papel que ocupa a questão de conforto térmico, Raw e Oseland apud Taleghani et al. (2013) estabelecem seis objetivos para o desenvolvimento de pesquisas na área:

1. controle sobre o ambiente interno ocupado por pessoas;
2. melhoria da qualidade de ar interior;
3. busca de economia de energia;
4. redução dos fatores de risco no ambiente pela baixa de produção de CO₂;
5. estudo da eficiência do trabalho e
6. definição de recomendações racionais e viáveis com o fim de dar melhor contorno às normas.

Com o propósito de alcançar esta sustentabilidade em ambientes internos, reduzindo o consumo de energia, várias abordagens acerca de conforto térmico têm sido observadas na literatura. As pesquisas conduzidas compreendem modelos matemáticos têm sido estabelecidos, construção de índices, experimentos em câmaras climáticas e estudos de campo. Propostas de métodos de avaliação e padrões normativos têm sido os objetivos mais predominantes nestes estudos. Os achados mais importantes serviram para a redação de normas internacionais e nacionais, buscando associação entre critérios de conforto e questões de saúde, como os relacionados à síndrome do edifício doente (*Sick-Building syndrome*).

Análises teóricas e modelos matemáticos, como o de Fanger (1972), conduzidos normalmente na América do Norte e norte da Europa, em regiões climáticas de média latitude, servem como referência para a elaboração de normas internacionais como as da ISO e da ASHRAE.

Há basicamente duas abordagens para avaliação de conforto térmico, com seus limites e potencialidades: a chamada racional ou de balanço de calor e a adaptativa.

A primeira emprega dados de câmaras climáticas, enquanto que a segunda lança mão de estudos de campo de pessoas em edificações.

A troca de calor entre o homem e o ambiente, objetivando a manutenção do equilíbrio térmico foi estudada por Fanger (1972), com a proposição da Equação 1.

(1)

$$S = M \pm W \pm R \pm C \pm K - E - RES$$

Onde: S = estoque de calor, M = Metabolismo, W = Trabalho externo, R = troca de calor por radiação, C = troca de calor por convecção, K = troca de calor por condução, E = troca de calor por evaporação, RES = troca de calor por respiração.

No tocante à primeira abordagem, dois parâmetros, desenvolvidos a partir das pesquisas de Fanger (1972), de largo uso são importantes: Voto Médio Previsto (PMV) e Porcentagem de In-

satisfeitos (PPD). O PMV varia de + 3, uma situação ambiental classificada como muito quente até - 3, como muito frio. O ambiente neutro se encontraria no valor zero. Quanto à porcentagem de insatisfeitos, pelo modelo, sempre haverá uma porcentagem residual de insatisfeitos, de 5%. A Equação 2 estabelece o modo de cálculo do PMV.

(2)

$$PMV = [0,303e^{(-0,036M)} + 0,028L]$$

Onde: M = Atividade desenvolvida pelo sujeito, L = carga térmica no corpo, definida como a diferença entre a produção interna de calor e a perda de calor para o ambiente de uma pessoa hipoteticamente mantida em valores de conforto de temperatura da pele (Tsk) e perda de calor evaporativa por suor (Eswr) no nível de atividade M.

Em uma série de medidas realizadas em uma sala de controle de tráfego aéreo pelo autor, com o fim de avaliar o conforto térmico, os seguintes valores foram encontrados, como exposto pela Tabela 1.

Tabela 1. Valores de Temperatura do ar (Ta), Temperatura de Globo (Tg), Velocidade do ar (Va), Umidade Relativa (%Rel), PMV e PPD em sala de controle de tráfego aéreo.

	Ta(°C)	Tg(°C)	Va (m/s)	UR (%)	PMV	PPD
Média	23,7	23,9	0,05	58,9	-0,29	6,76
Máximo	23,8	23,9	0,23	59,2	-0,22	8,29
Mínimo	23,6	23,8	0	58,6	-0,40	6,02

Pode ser verificado pela Tabela 1, que as condições de conforto térmico existentes na sala naquela ocasião podem ser classificadas como adequadas, pois os valores de PMV se aproximam da neutralidade e há uma porcentagem desprezível de insatisfeitos.

Ainda se norteando aos trabalhos desenvolvidos por Fanger (1972) neste cenário, parâmetros expressivos foram definidos por exercer influência na definição de conforto térmico:

1. Metabolismo representa todas as reações químicas que ocorrem nos organismos vivos. Também está associado à atividade exercida ou à sua quantidade expressa em Watt.
2. A quantidade correspondente ao vestuário resistente, que naturalmente influencia no conforto. Tal parâmetro é expresso em Clo, cuja faixa de valores vai de zero, correspondente ao corpo nu, até os valores de 3 ou 4, correspondentes à vestimenta pesada. Desse modo, 1 Clo é equivalente a 0,155 °C/W.
3. Uma umidade relativa ideal na faixa de 30% e 70%.
4. A velocidade do ar desempenha um efeito térmico, desde que ela contribui para a perda de calor por convecção. A unidade utilizada é normalmente m/s. Salienta-se que a presença de movimento de ar importante em ambientes frios pode trazer grande transtorno. Também flutuações bruscas de velocidade não são recomendadas.

5. Uma das variáveis mais significativas no contexto é a temperatura do ar, que envolve o corpo humano, seja expressa em Celsius ou Fahrenheit.
6. A radiação representa outra fonte de percepção de calor. Assim, a temperatura média radiante pode exercer um papel importante.

Tais estudos empreendidos por Fanger (1972) serviram de base fundamental para as normas que tratam do tema, como a ISO 7730 (1984) e a ASHRAE 55-1992.

No que concerne ao modelo adaptativo, em contraposição ao proposto por Fanger (1972), que decorre de estudos em campo, a finalidade é a de investigar a aceitabilidade real do ambiente térmico, que está associado com as expectativas e os comportamentos dos ocupantes. De acordo com Dear (2004), apud Djongyang et al. (2010), três categorias no contexto deste modelo podem ser estabelecidas: adaptação comportamental, adaptação fisiológica e adaptação psicológica.

Pesquisas em campo têm sido estimuladas, com o propósito de alcançar resultados mais compatíveis à realidade do ambiente térmico, procurando ainda complementar ensaios laboratoriais (DJONGYANG et al. 2010).

As Figuras 1 e 2 apresentam o modo pelo qual as temperaturas de conforto se ajustam à temperatura média externa em edifícios com condicionamento de ar e sem este recurso, conforme trabalhos conduzidos por Humphreys apud Taleghani et al. (2013). Conforme o pesquisador, em edifícios naturalmente ventilados, a temperatura de conforto recomendada deve obedecer à Equação 3, construída a partir da associação linear constatada.

(3)

$$T_{co} = a \times T_{ext} + b$$

Onde: T_{co} = temperatura de conforto ($^{\circ}\text{C}$), T_{ext} = temperatura externa, ($^{\circ}\text{C}$), a e b = constantes.

Posteriormente Nicol e Humphreys (2002) e McCartney et al. (2002) puderam observar que uma temperatura média móvel externa, ponderada exponencialmente, oferece uma predição mais adequada para o conforto, como na Equação 4.

(4)

$$\theta_{rm} = (1 - \alpha) \cdot \theta_{ed-1} + \alpha \cdot \theta_{rm-1}$$

Onde: α é uma constante, entre 0 e 1, θ_{rm} = média móvel da temperatura do dia atual, $\theta_{rm} - 1$, média móvel da temperatura do dia anterior, $\theta_{ed} - 1$ = temperatura média externa do dia anterior, $\theta_{ed} - 2$ = temperatura média externa de dois dias atrás e assim por diante.

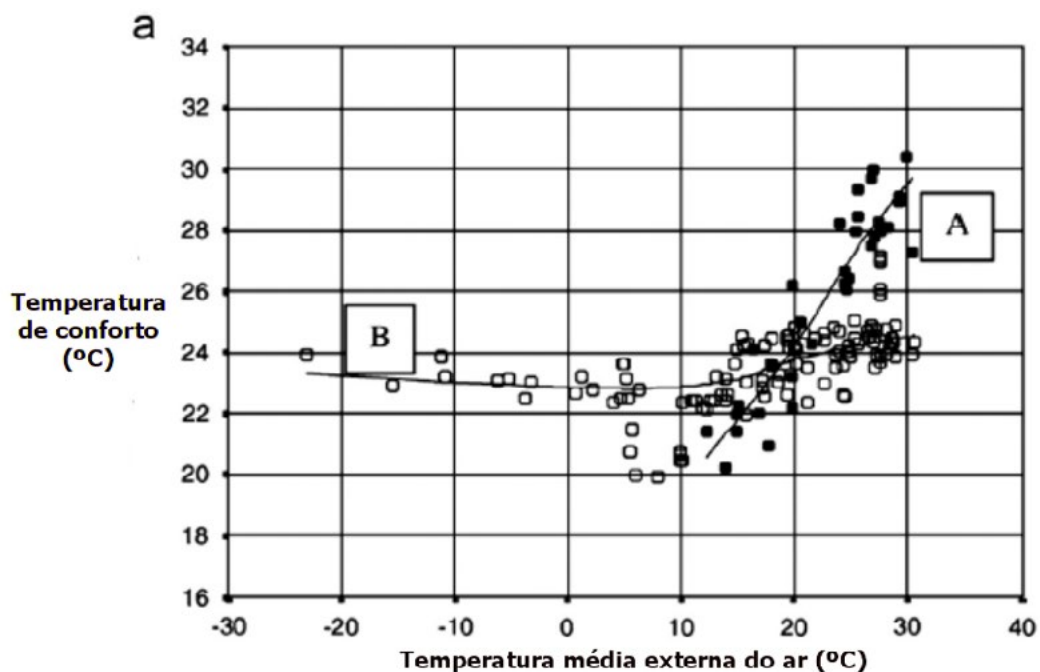


Figura 1. Temperatura de conforto em função da temperatura externa em edifícios com ventilação natural (A) e dotados de sistema de condicionamento de ar (B), segundo ASHRAE (1990)

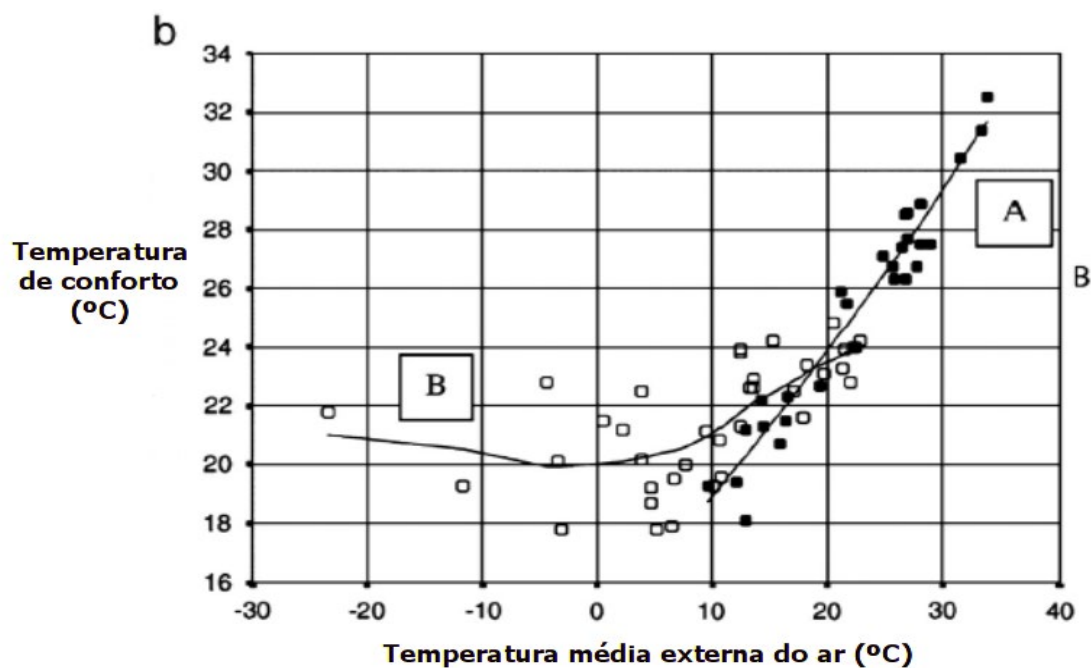


Figura 2. Temperatura de conforto em função da temperatura externa em edifícios com ventilação natural (A) e dotados de sistema de condicionamento de ar (B), segundo Humphreys (1970).

A norma ASHRAE (2010) apresenta o propósito de delinear as combinações dos parâmetros de um ambiente térmico interno e os de caráter pessoal, que devem produzir condições adequadas à maioria dos ocupantes. A entidade promoveu um estudo amplo em vários países com o fim de determinar valores de temperatura de conforto, a partir de diversos estudos de campo. A resposta térmica dos ocupantes em edificações dotadas de ventilação natural depende fortemente da temperatura externa. A resposta de ocupantes em ambientes dotados de condicionamento de ar tende a ser diferente.

A ASHRAE (2010), desse modo, propôs um método para a determinação de condições térmicas aceitáveis em espaços naturalmente ventilados. Estes devem ser configurados de modo a serem equipados com janelas operáveis e não possuir nenhum mecanismo de sistema de resfriamento. Resultado de mais de 21000 medidas conduzidas ao longo do mundo, basicamente em ambientes de escritório, a Equação 5. De acordo com os estudos realizados. A Equação 5 é aplicada para o verão, quando a faixa de temperatura externa oscila entre 5 e 32 °C.

(5)

$$T_{co} = 0,31 \times T_{ref} + 17,8^{\circ}\text{C}$$

Onde: T_{co} = temperatura de conforto, T_{ref} = temperatura média externa do ar prevalecente, considerando o período compreendido entre 7 e 30 dias antes da análise (ASHRAE, 2010).

Já a norma EN15251 (CEN, 2007) define como devem ser a entrada de parâmetros ambientais para edificações não industriais, como residências, apartamentos, ambientes educacionais etc. Os padrões estabelecidos por este documento normativo se baseiam em estudos empreendidos na Europa em vários países.

Fundamentando-se nesta pesquisa de largo alcance, o Comitê Europeu de Normalização (CEN) publicou a norma EN15251 (CEN, 2007), na qual está definida a Equação 6, voltada para edificações naturalmente ventiladas.

(6)

$$T_{co} = 0,33 \times T_{rm7} + 18,8^{\circ}\text{C}$$

Onde: T_{rm7} = a média móvel ponderada exponencialmente da temperatura externa diária dos últimos sete dias.

A norma recomenda o valor de 0,8 para α , presente na Equação 4, produzindo assim a Equação 7 para o cálculo de T_{rm7} .

(7)

$$T_{rm7} = \frac{(T_{-1} + 0,8T_{-2} + 0,6T_{-3} + 0,5T_{-4} + 0,4T_{-5} + 0,3T_{-6} + 0,2T_{-7})}{3,8}$$

Neste projeto, conduzido pela Comunidade Europeia, diferentes algoritmos foram construídos, como pode ser observado na Quadro 1. No tocante ao cenário de normalizações acerca do tema, podem ser citadas duas normas essenciais elaboradas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT): a NBR 15220-2 (ABNT, 2005) e a série contemplada pela NBR 15575-1 (ABNT, 2013). A primeira contempla as zonas bioclimáticas brasileiras, como exposto na Figura 3.

Neste documento também é possível a obtenção das zonas bioclimáticas dos municípios, as tabelas correspondentes às características térmicas de paredes e de coberturas, as tabelas relativas às aberturas e a especificação das paredes e aberturas. No Quadro 2 estão expostas as principais normas de referência para a temática, tratadas neste capítulo.

Quadro 1. Algoritmos de conforto adaptativo para determinados países europeus, segundo EN15251 (CEN, 2007).

País	Algoritmo de controle adaptativo	
	$T_{rm} \leq 10\text{ °C}$	$T_{rm} > 10\text{ °C}$
Todos	22,88 °C	$0,302 \times T_{rm} + 19,39$
França	$0,049 \times T_{rm} + 22,85$	$0,206 \times T_{rm} + 21,42$
Grécia	Não disponível	$0,205 \times T_{rm} + 21,69$
Portugal	$0,381 \times T_{rm} + 18,12$	$0,381 \times T_{rm} + 18,12$
Suécia	$0,051 \times T_{rm} + 22,83$	$0,051 \times T_{rm} + 22,83$
Reino Unido	$0,104 \times T_{rm} + 22,85$	$0,168 \times T_{rm} + 21,63$

Quadro 2. Normas da ABNT sobre desempenho em edificações, abordadas neste capítulo, que contemplam questões de conforto térmico.

Código	Título
ABNT NBR 15220-2:2005	Desempenho térmico de edificações Parte 2: Método de cálculo da transmitância térmica, da capacidade térmica, do atraso térmico e do fator solar de elementos e componentes de edificações
ABNT NBR 15220-32:2005	Desempenho térmico de edificações Parte 3: Zoneamento bioclimático brasileiro e diretrizes construtivas para habitações unifamiliares de interesse social
ABNT NBR 15575-1:2013	Edificações habitacionais – Desempenho Parte 1: Requisitos gerais
ABNT NBR 15575-2:2013	Edificações habitacionais – Desempenho Parte 2: Requisitos para os sistemas estruturais
ABNT NBR 15575-3:2013	Edificações habitacionais – Desempenho Parte 3: Requisitos para os sistemas de pisos
ABNT NBR 15575-4:2013	Edificações habitacionais – Desempenho Parte 4: Requisitos para os sistemas de vedações verticais internas e externas – SVVIE
ABNT NBR 15575-5:2013	Edificações habitacionais – Desempenho Parte 5: Requisitos para os sistemas de coberturas

A NBR1575-1 (ABNT, 2013a), que trata, entre diversos aspectos construtivos da edificação, de desempenho térmico, não aborda sistemas de condicionamento artificial. Os critérios de desempenho confeccionados no documento se fundamentam sob condições naturais de ventilação, insolação entre outras. Para a aplicação da norma citada, o sindicato da indústria da construção civil do Estado do Rio de Janeiro publicou um material extremamente didático que auxilia em muito a utilização do documento (CBIC, 2013).

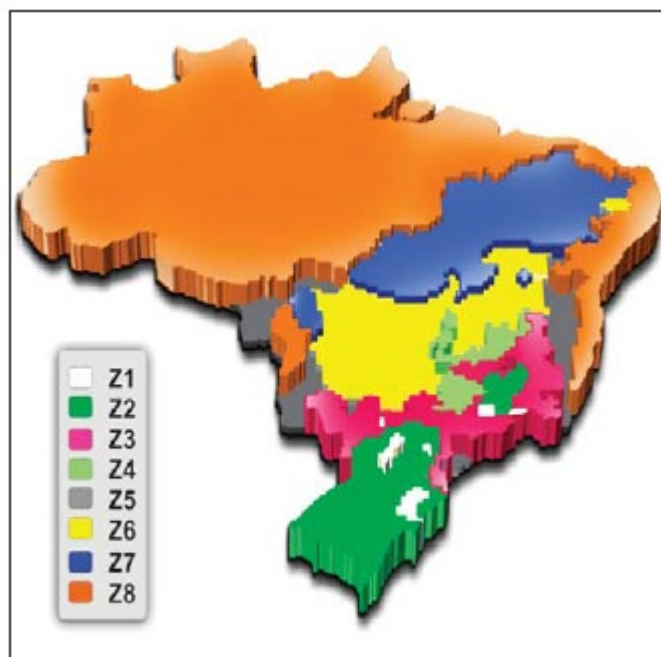


Figura 3. Zoneamento bioclimático brasileiro, segundo NBR 15.220-3 (ABNT, 2005b).

O Quadro 3 apresenta os critérios definidos para atender às características de desempenho térmico para vedações. Os seguintes parâmetros são empregados na definição dos critérios:

- Transmitância térmica (U): transmissão de calor em unidade de tempo e através de uma área unitária de um elemento ou componente construtivo, cujo cálculo é elaborado de acordo com a NBR 15220-2,
- Capacidade térmica (CT): quantidade de calor necessária para variar em uma unidade a temperatura de um sistema em $\text{kJ}/(\text{m}^2\text{K})$, conforme indicações de cálculo definidas pela NBR 15220-2, subseção 4.3,
- α : absorvância à radiação solar da superfície externa, que representa o quociente entre a capacidade térmica de um elemento e sua área,
- FV: Fator de ventilação.

A Figura 4 apresenta o esquema de construção da cobertura para entendimento do uso do Fator de Ventilação (FV).

Quadro 3. Desempenho térmico de paredes externas, internas e cobertura, segundo zonas climáticas

Zonas Bioclimáticas	Paredes externas		Paredes internas	Cobertura
	Transmitância térmica (U) [W/(m²K)]	Capacidade térmica (CT) [kJ/m²K]	Capacidade térmica (CT) [kJ/m²K]	Transmitância térmica (U) [W/(m²K)]
1	U ≤ 2,5	CT ≥ 130	CT ≥ 130	U ≤ 2,30
2				U ≤ 2,30 se α ≤ 0,6 ou U ≤ 1,5 se α > 0,6
3				
4				
5				
6	U ≤ 3,7 se α < 0,6 ou U ≤ 2,5 se α ≥ 0,6		U ≤ 2,30 se α ≤ 0,4 ou U ≤ 1,5 FV se α > 0,4	
7				
8	Sem exigências	Sem exigências	U ≤ 2,30 FV se α ≤ 0,4 ou U ≤ 1,5 FV se α > 0,4	

Fonte: NBR15220-2 (ABNT, 2013); NBR15575-4 (ABNT, 2013c); NBR1575-5 (ABNT, 2013d)



Figura 4. Desenho esquemático de cobertura para cálculo do Fator de Ventilação. Fonte: NBR 15575-5 (2013).

Por sua vez, o Quadro 4 expõe as características do desempenho térmico conforme a distribuição das zonas bioclimáticas. No Quadro 5 são expostos alguns exemplos de paredes e as respectivas características físicas e térmicas, segundo NBR 15220-3 (ABNT, 2005), a partir de catálogo confeccionado por Morishita et al. (2010). Exemplos de tipos de telhado, com as características térmicas, são apresentados no Quadro 6.

Os valores máximos indicados para temperatura no inverno e no verão, conforme distribuição das zonas bioclimáticas brasileiras, estão no Quadro 7. Entende-se como área efetiva de ventilação, a correspondente à superfície da janela que favorece a livre circulação do ar, tirantes as referentes aos perfis, vidros ou outros elementos que possam servir como empecilhos (Quadro 8).

Quadro 4. Desempenho térmico de paredes internas e externas de acordo com a distribuição por zonas bioclimáticas.

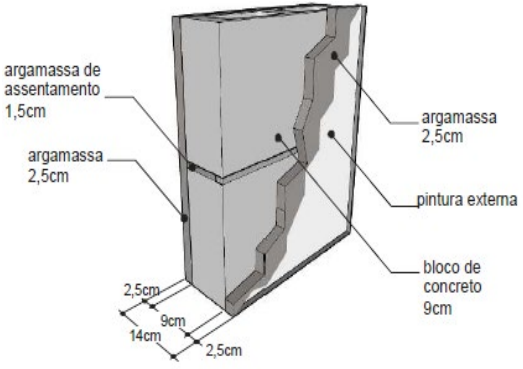
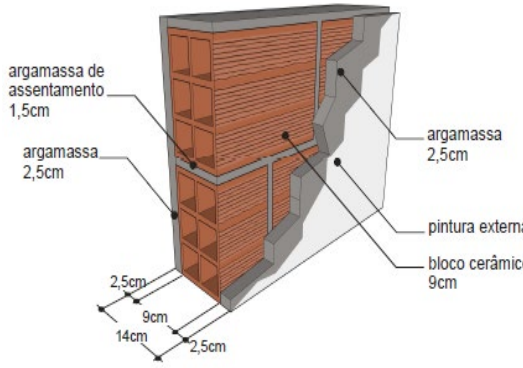
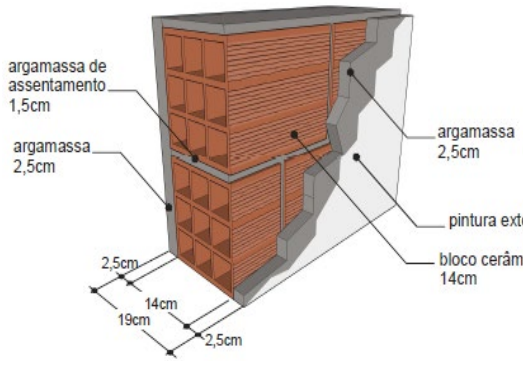
Zonas bioclimáticas	Paredes externas	Paredes internas
	Transmitância térmica (U) + capacidade térmica (CT)	Capacidade térmica (CT)
1	Paredes que atendam aos critérios da Tabela 2 para qualquer cor, como exemplo: Parede Tipo k.	Paredes que atendam aos critérios da Tabela 2 para qualquer cor, como exemplo: Parede Tipo k.
2		
3	Paredes que atendam aos critérios da Tabela 2 para cores claras (absortância $\alpha < 0,6$) (branca, amarela, verde clara, cinza clara). Como exemplo: Paredes Tipos a, b, c, d, e, f, g, o e para Paredes que atendam aos critérios da Tabela 2 com cores escuras (absortância $\alpha \geq 0,6$). Como exemplo: Parede Tipo k.	Paredes que atendam aos critérios da Tabela 2 para cores claras (absortância $\alpha < 0,6$) (branca, amarela, verde clara, cinza clara). Como exemplo: Paredes Tipos a, b, c, d, e, f, g, o e para Paredes que atendam aos critérios da Tabela 2 com cores escuras (absortância $\alpha \geq 0,6$). Como exemplo: Parede Tipo k.
4		
5		
6		
7		
8	Paredes que atendam aos critérios da Tabela 2. Como exemplo, paredes tipo a, b, c, d, e, f, g, h, i, j, o, como caiação, argamassa de revestimento ou pintura de cor clara e parede Tipo k, l, m, n, com argamassa de revestimento ou pintura de cor escura.	Sem exigências.

Fonte: NBR15220-2 (ABNT, 2005b); NBR15575-4 (ABNT, 2013c); NBR1575-5 (ABNT, 2013d).

A NBR 15575 (2013) estabelece os procedimentos para condução de avaliação térmica, que podem ser realizados pelas seguintes formas:

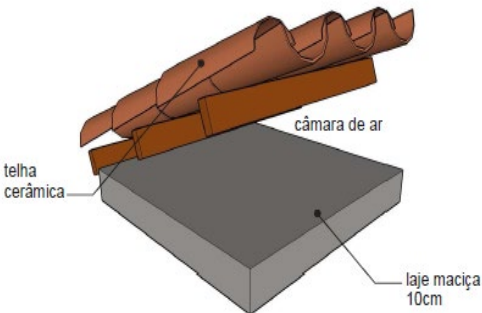
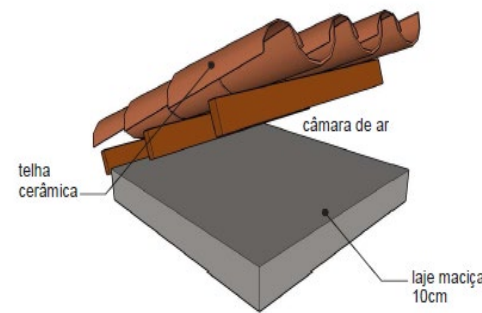
- Procedimento 1 A – Simplificado (normativo), cujo propósito é o de avaliar os critérios para envelopamento da obra, fundamentada na transmitância térmica (U) e capacidade térmica (CT) das paredes de fachada e das coberturas;
- Procedimento 1 B – Simulação por software Energy Plus (normativo), nas situações em que os valores de transmitância térmica ou capacidade térmica forem inadequados, conforme os critérios definidos nas NBR 15575 – 4 (ABNT, 2013c) e NBR 15575-5 (ABNT, 2013d);
- Procedimento 2 _ Medição in loco (Informativo, Anexo A da NBR 15575-1 (ABNT, 2013a), que possui característica meramente informativa e apresenta obstáculos importantes de ordem prática para a sua execução.

Quadro 5. Exemplos de paredes tipos *a*, *g* e *k* com descrição física e valores da Transmitância (*U*), Capacidade térmica (*CT*), Absortância (α) e Fator de Carga Solar (*FCS*).

Parede tipo		Descrição das propriedades térmicas															
a		Argamassa interna (2,5 cm). Bloco de concreto (9,0 x 19,0 x 39,0 cm). Argamassa externa (2,5 cm). Pintura externa (α). <table border="1"> <thead> <tr> <th>U</th><th>CT</th><th>α</th></tr> <tr> <th>[W/(m²K)]</th><th>[kJ/m²K]</th><th></th></tr> </thead> <tbody> <tr> <td></td><td></td><td>0,2</td></tr> <tr> <td>2,86</td><td>203</td><td>0,4</td></tr> <tr> <td></td><td></td><td>0,8</td></tr> </tbody> </table>	U	CT	α	[W/(m²K)]	[kJ/m²K]				0,2	2,86	203	0,4			0,8
U	CT	α															
[W/(m²K)]	[kJ/m²K]																
		0,2															
2,86	203	0,4															
		0,8															
g		Argamassa interna (2,5 cm). Bloco cerâmico (9,0 x 14,0 x 24,0 cm). Argamassa externa (2,5 cm). Pintura externa (α). <table border="1"> <thead> <tr> <th>U</th><th>CT</th><th>α</th></tr> <tr> <th>[W/(m²K)]</th><th>[kJ/m²K]</th><th></th></tr> </thead> <tbody> <tr> <td></td><td></td><td>0,2</td></tr> <tr> <td>2,59</td><td>145</td><td>0,4</td></tr> <tr> <td></td><td></td><td>0,8</td></tr> </tbody> </table>	U	CT	α	[W/(m²K)]	[kJ/m²K]				0,2	2,59	145	0,4			0,8
U	CT	α															
[W/(m²K)]	[kJ/m²K]																
		0,2															
2,59	145	0,4															
		0,8															
k		Argamassa interna (2,5 cm). Bloco cerâmico (9,0 x 14,0 x 29,0 cm). Argamassa externa (2,5 cm). Pintura externa (α). <table border="1"> <thead> <tr> <th>U</th><th>CT</th><th>α</th></tr> <tr> <th>[W/(m²K)]</th><th>[kJ/m²K]</th><th></th></tr> </thead> <tbody> <tr> <td></td><td></td><td>0,2</td></tr> <tr> <td>1,98</td><td>156</td><td>0,4</td></tr> <tr> <td></td><td></td><td>0,8</td></tr> </tbody> </table>	U	CT	α	[W/(m²K)]	[kJ/m²K]				0,2	1,98	156	0,4			0,8
U	CT	α															
[W/(m²K)]	[kJ/m²K]																
		0,2															
1,98	156	0,4															
		0,8															

Fonte: NBR 15220-3 (ABNT, 2005)

Quadro 6. Exemplos de cobertura tipo *a* e *g* com descrição física e valores da Transmitância (U), Capacidade térmica (CT), Absortância (α) e Fator de Carga Solar (FCS).

Cobertura tipo		Descrição das propriedades térmicas															
a		Laje maciça (10,0 cm). Câmara de ar (> 5 cm). Telha cerâmica <table border="1"> <thead> <tr> <th>U</th><th>CT</th><th>α</th></tr> <tr> <th>[W/(m²K)]</th><th>[kJ/m²K]</th><th></th></tr> </thead> <tbody> <tr> <td></td><td></td><td>0,2</td></tr> <tr> <td>2,05</td><td>238,5</td><td>0,4</td></tr> <tr> <td></td><td></td><td>0,8</td></tr> </tbody> </table>	U	CT	α	[W/(m²K)]	[kJ/m²K]				0,2	2,05	238,5	0,4			0,8
U	CT	α															
[W/(m²K)]	[kJ/m²K]																
		0,2															
2,05	238,5	0,4															
		0,8															
g		Laje maciça (10,0 cm) Câmara de ar (> 5 cm) Telha cerâmica <table border="1"> <thead> <tr> <th>U</th><th>CT</th><th>α</th></tr> <tr> <th>[W/(m²K)]</th><th>[kJ/m²K]</th><th></th></tr> </thead> <tbody> <tr> <td></td><td></td><td>0,2</td></tr> <tr> <td>2,05</td><td>238,5</td><td>0,4</td></tr> <tr> <td></td><td></td><td>0,8</td></tr> </tbody> </table>	U	CT	α	[W/(m²K)]	[kJ/m²K]				0,2	2,05	238,5	0,4			0,8
U	CT	α															
[W/(m²K)]	[kJ/m²K]																
		0,2															
2,05	238,5	0,4															
		0,8															

Quadro 7. Valores máximos para temperatura no verão de acordo com as zonas bioclimáticas e níveis de desempenho.

Nível de desempenho		Critério	
		Zonas 1 a 7	Zona 8
Mínimo (M)	Verão	$T_{i,máx} \leq T_{e, máx}$	$T_{i,máx} \leq T_{e, máx}$
	Inverno	$T_{i,máx} \geq (T_{e, máx} + 3 \text{ °C})$	Sem exigências.
Intermediário (I)	Verão	$T_{i,máx} \leq (T_{e, máx} - 2 \text{ °C})$	$T_{i,máx} \leq (T_{e, máx} - 1 \text{ °C})$
	Inverno	$T_{i,máx} \geq (T_{e, máx} + 5 \text{ °C})$	Sem exigências.
Superior (S)	Verão	$T_{i,máx} \leq (T_{e, máx} - 4 \text{ °C})$	$T_{i,máx} \leq (T_{e, máx} - 2 \text{ °C})$
	Inverno	$T_{i,máx} \geq (T_{e, máx} + 7 \text{ °C})$	Sem exigências.

Quadro 8. Área efetiva da abertura de ventilação de acordo com o nível mínimo de desempenho e as zonas bioclimáticas.

Nível de desempenho	Critério	
	Zonas 1 a 7	Zona 8
Mínimo (M)	$A \geq 7\%$ da área do piso	$A \geq 12\%$ da área do piso, para a região Norte. $A \geq 8\%$ da área do piso, para as regiões Nordeste e Sudeste.

O fluxograma exposto na Figura 5 aborda os procedimentos mencionados.

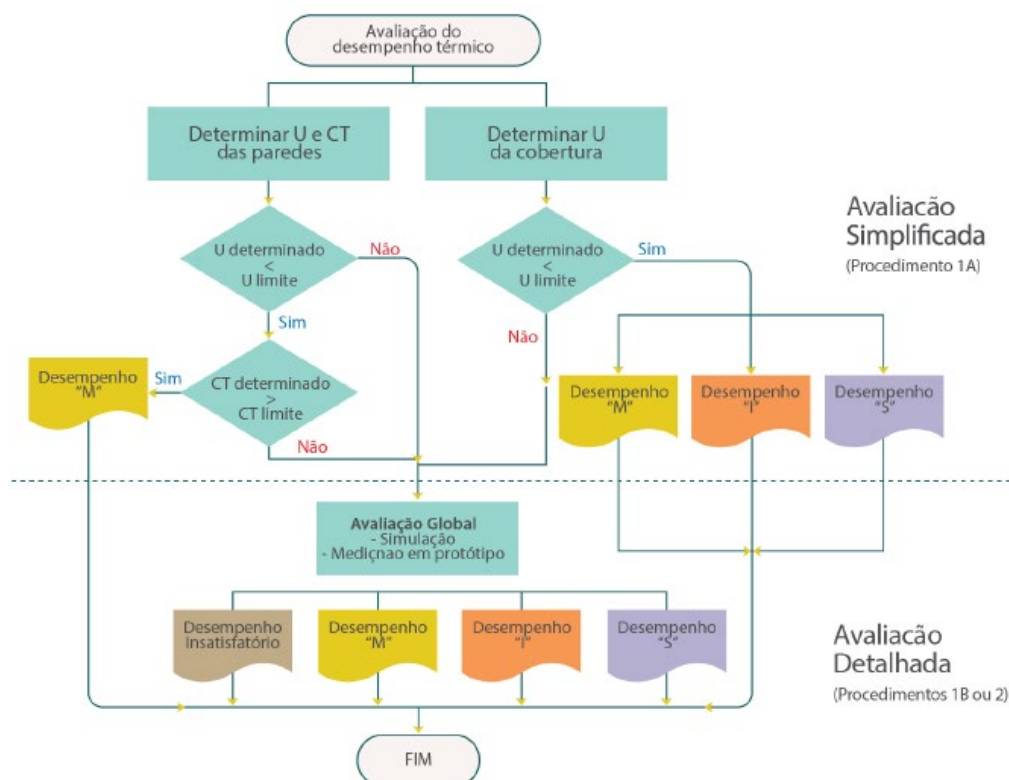


Figura 5: Avaliação simplificada e detalhada do desempenho térmico, segundo NBR 15575-1 (ABNT, 2013a). Fonte: CBIC (2013).

CONSIDERAÇÕES FINAIS:

O conteúdo apresentado neste capítulo, dada a sua grandeza e complexidade, naturalmente não se esgota nele, o qual serve como direcionamento para oferecer ao ambiente construído a qualidade compatível no que tange aos parâmetros de conforto térmico. Ademais, verifica-se que os instrumentos normativos atuais se comportam como importantes subsídios para atender a este propósito.

REFERÊNCIAS

- ASHRAE, ASHRAE standard 55-2010. In: **Thermal environmental conditions for human occupancy**. ASHRAE Atlanta, GA; 2010.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15220-2: Desempenho Térmico de Edificações - Parte 2: Método de cálculo da transmitância térmica, da capacidade térmica, do atraso térmico e do fator solar de elementos e componentes de edificações**. Rio de Janeiro, 2005a, 34 p.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15220-3: Desempenho Térmico de Edificações - Parte 2: Desempenho térmico de edificações. Parte 3: Zoneamento bioclimático brasileiro e diretrizes construtivas para habitações unifamiliares de interesse social**, 2005b, 30 p.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15575-1: Edificações habitacionais — Desempenho - Parte 1: Requisitos gerais**, Rio de Janeiro, 2013a, 71p.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15575-3: Edificações habitacionais — Desempenho Parte 3: Requisitos para os sistemas de pisos**, Rio de Janeiro, 2013b, 42p.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15575-4: Edificações habitacionais — Desempenho - Parte 4: Requisitos para os sistemas de vedações verticais internas e externas — SVVIE**, Rio de Janeiro, 2013c, 63p.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15575-5: Edificações habitacionais — Desempenho - Parte 5: Requisitos para os sistemas de coberturas**, Rio de Janeiro, 2013d, 73p.
- CBIC – Câmara Brasileira da Indústria da Construção. **Desempenho de edificações habitacionais: guia orientativo para atendimento à norma ABNT NBR 15575/2013**. Fortaleza: Gadioli Cipolla Comunicação, 2ª Ed. 2013, 308 p. Disponível em: <https://site.abece.com.br/download/pdf/130626CBICGuiaNBR2EdicaoVersaoWeb.pdf>. Acesso em: 13 mar. 2020.
- CEN – EUROPEAN COMMITTEE OF STANDARDIZATION - - CEN Standard EN 15251. In: **Indoor environmental input parameters for design and assessment of energy performance of buildings addressing indoor air quality, thermal environment, lighting and acoustics**. CEN: Brussels; 2007.
- DJONGYANG, N.; RENE, T.; NJOMO, D. Thermal comfort: A review paper. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. v. 14, p. 2626 – 2640, 2010.
- Fanger P. O. **Thermal Comfort**, McGraw-Hill Book Company 1972.
- HENSEN, J. L. M. Literature review on thermal comfort in transient conditions. **Building and Environment**. v. 25, n.4, p. 309-316, 1990.
- McCartney, K.J.F.; Nicol, J.F. Developing an adaptive control algorithm for Europe. **Energy and Buildings**. v. 34, n.6, p.623–35, 2002.
- Morishita, C.; Sorgato, M.J.; Versage, R. Triana, M.A.; Marinovski, D.L.; Lamberts, R. **Catálogo de propriedades térmicas de paredes e coberturas**. Laboratório de Eficiência Energética em Edificações. Florianópolis, novembro de 2010.
- Nicol, J.F.; Humphreys, M. A. Adaptive thermal comfort and sustainable thermal standards for buildings. **Energy and Buildings**. v.34, n.6, p.563–72, 2002.
- Taleghani, M.; Tenpierik, M.; Kurvers, S. van den Dobbelsteen, A. A review into thermal comfort in buildings. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. v.26, p.201–215, 2013.

CONFORTO ACÚSTICO EM EDIFICAÇÕES

Luiz Felipe Silva

INTRODUÇÃO

Este capítulo busca discutir os fundamentos de conforto acústico em edificações, em determinados recintos em que este parâmetro é relevante para que aquele espaço cumpra o fim ao qual foi proposto.

Os atuais padrões de desenvolvimento urbano, associados com modos de transporte, rodoviário e aéreo, por exemplo, e outras fontes, têm gerado um cenário de elevada exposição ao ruído nas comunidades, em especial em aglomerados urbanos de maior porte. A exposição excessiva ao ruído tem provocado, segundo a literatura, efeitos diversos e deletérios, suficientemente comprovados, à saúde, tais como: hipertensão; doença isquêmica do coração; incômodo; queda de desempenho e perturbações no sono.

No que tange a este último aspecto, sono, podem ser citadas as alterações no padrão, nos estágios de sono, no despertar, na qualidade subjetiva, na frequência cardíaca e no humor no dia seguinte (PASSCHIER-VERMEER e PASSCHIER, 2000). Estudos têm se dedicado a estudar a exposição em escolas e as repercussões sobre o desempenho de escolares, como exemplo de aplicação dos conceitos (ZANNIN e MARCON, 2007). Verifica-se, portanto, que o conforto acústico representa um parâmetro importante para contribuir para a qualidade de vida, oferecendo assim níveis de exposição adequado e compatíveis às atividades do cotidiano.

PROPAGAÇÃO EM ESPAÇOS FECHADOS

A discussão sobre este tópico torna-se interessante à medida que a emissão de ruído para o exterior da edificação está relacionada com as suas características internas. Quando uma fonte de ruído é acionada no interior de um ambiente fechado, como uma oficina, um galpão, os problemas em relação aos expostos se complicam. A complicação é devido ao fato que, como já dito anteriormente, o nível de pressão sonora em cada ponto do ambiente será determinado não somente pela energia irradiada diretamente pela fonte, mas também pela contribuição da energia refletida sobre as superfícies que delimitam o ambiente (energia reverberada).

A contribuição da energia refletida será, normalmente, mais relevante à medida em que a superfície for reflexiva acusticamente. Ao contrário, obviamente, quanto mais acusticamente absorventes

forem as superfícies, tanto menor será a influência da contribuição da energia refletida. As propriedades acústicas das superfícies podem ser expressas em termos de coeficiente de absorção médio.

Pensando, por exemplo, em um ambiente de área interna total S , delimitado por seis superfícies de área S_1 a S_6 , cada uma caracterizada por um próprio coeficiente de absorção α_1 a α_6 , o coeficiente de absorção médio (α_m) será simplesmente, segundo Equação 1.

$$(1)$$
$$\alpha_m = \frac{\sum_{i=1}^6 \alpha_i S_i}{S}$$

Onde: α_m é o coeficiente de absorção médio; α_i é o coeficiente de absorção correspondente à superfície S_i (m^2).

Desse modo se pode deduzir outra quantidade, a constante do ambiente R , que está extremamente associada com a energia reverberada no ambiente, conforme Equação 2.

$$(2)$$
$$R = \frac{S \times \alpha_m}{1 - \alpha_m} (m^2)$$

Onde: R é a constante do ambiente (m^2); S , a superfície total do ambiente (m^2) e α_m o coeficiente de absorção médio.

O nível de pressão sonora a uma distância r de uma fonte operante em um espaço fechado, caracterizado por certa constante R , associada à qualidade acústica do recinto, será então fornecido pela Equação 3.

$$(3)$$
$$L_p = L_w + 10 \log \left(\frac{Q_\theta}{4\pi r^2} + \frac{4}{R} \right) (dB)$$

Onde: L_p é o nível de pressão sonora (dB) em determinada distância r (m) da fonte; L_w , a potência da fonte sonora (dB); R , a constante do ambiente e Q_θ , o fator de diretividade da fonte, igual ao anti-logaritmo do índice de diretividade inicialmente introduzido, conforme Equação 4.

$$(4)$$
$$ID_\theta = 10 \log Q_\theta$$

É necessário notar que em um ambiente fechado, o índice de diretividade que aparece na relação anterior é determinado não somente pela característica intrínseca da fonte, mas também

pela colocação desta em respeito à superfície que delimita o ambiente. Exemplificando, uma fonte onidirecional terá um índice de diretividade igual a: 0 dB ($Q = 1$) se funciona distante de todas as superfícies, 3 dB ($Q = 2$) se funciona apoiada sobre o solo, 6 dB ($Q = 4$) se funciona em proximidade do canto formado por duas paredes, 9 dB ($Q = 8$) se funciona em proximidade de um canto formado por três paredes.

Para um dado valor da constante R , existe sempre uma distância da fonte além da qual o nível permanece praticamente constante. Isto significa que além de tais distâncias críticas, a energia reverberada é a prevalecente, e a relação se reduz simplesmente a (Equação 5).

(5)

$$L_p = L_w + 10 \log \left(\frac{4}{R} \right) (dB)$$

Onde: L_p é o nível de pressão sonora (dB); L_w , a potência da fonte sonora (dB) e R (m^2), a constante do ambiente.

COEFICIENTE DE ABSORÇÃO E TEMPO DE REVERBERAÇÃO

O coeficiente de absorção acústica α de um material é definido como a fração de energia incidente sobre a superfície do material que é absorvida. A dinâmica desta relação pode ser mais bem entendida pela observação da Figura 1. O valor do coeficiente de absorção α pode variar de 0 a 1. No primeiro caso ($\alpha = 0$) toda a energia incidente é refletida pela superfície. No segundo caso ($\alpha = 1$) toda a energia incidente é absorvida.

O coeficiente de absorção varia em função da frequência (em geral cresce com ela) e assume valores muito elevados nos materiais de tipo fibroso e poroso (lã de vidro ou de rocha, espuma de poliuretano, aglomerados de fibra de madeira e de fibra têxtil, rebocos plásticos de várias naturezas).

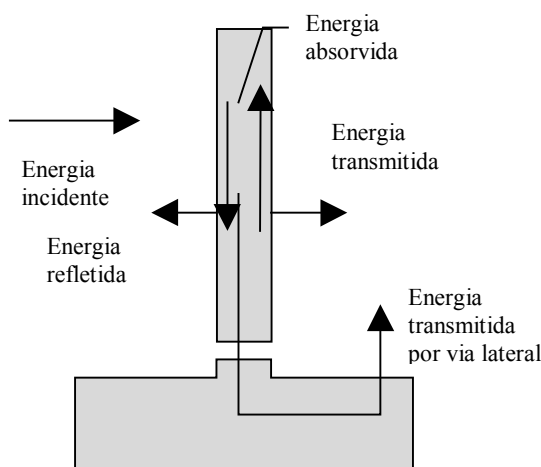


Figura 1. Distribuição da energia incidente sobre uma divisória (Fonte: Autor).

Como observado anteriormente, as características acústicas do ambiente fechado podem ser definidas pelo coeficiente de absorção médio α_m das superfícies que o delimitam. Do ponto de vista qualitativo, as características de absorção podem ser definidas segundo a Tabela 1.

Tabela 1. Valores médios de absorção, segundo características básicas de um ambiente.

Características básicas do ambiente	Valor médio da absorção (α_m)
Quase vazio com superfícies lisas	$\alpha_m = 0,05$
Mesmo ambiente parcialmente ocupado	$\alpha_m = 0,1$
Densamente ocupado por máquinas ou móveis	$\alpha_m = 0,2$

Um parâmetro diretamente associado ao coeficiente de absorção médio é o denominado tempo de reverberação T_R (em segundos), definido pela seguinte relação (conhecida como fórmula de *Sabine*), conforme Equação 6.

$$(6) \quad T_R = 0,16 \times \frac{V}{\alpha_m \times S} (s)$$

Onde: V é o volume do ambiente em m^3 , o produto $\alpha_m \cdot S$, a superfície de absorção equivalente, em que α_m é uma grandeza adimensional, expressa em m^2 .

O significado convencional do tempo de reverberação é o seguinte: se a fonte sonora na sala é bruscamente desligada, o som na sala continua a reverberar, com alguma energia acústica absorvida em cada reflexão, até o nível de intensidade sonora decair a um valor igual ao nível de intensidade da sala. O tempo requerido para o nível de intensidade sonora decair 60 dB é denominado o tempo de reverberação da sala (conhecido também por T_{60}).

O tempo de reverberação é o parâmetro mais importante usado para considerar as qualidades acústicas de um ambiente. O tempo de reverberação será menor (ambiente pouco reverberante) quanto maior for o coeficiente de absorção médio, por outro lado, quanto maior o tempo de reverberação (ambiente muito reverberante) menor será o coeficiente de absorção médio.

Para salas de música, o TR deve ser longo, da ordem de 1,8 a 2,0 s, enquanto que para inteligibilidade da fala, como em salas de aula, deve estar na faixa de 0,4 a 0,6 s. Na Figura 2 é possível verificar valores de TR adequados para usos do ambiente de acordo com o volume, tendo como referência a frequência de 500 Hz.

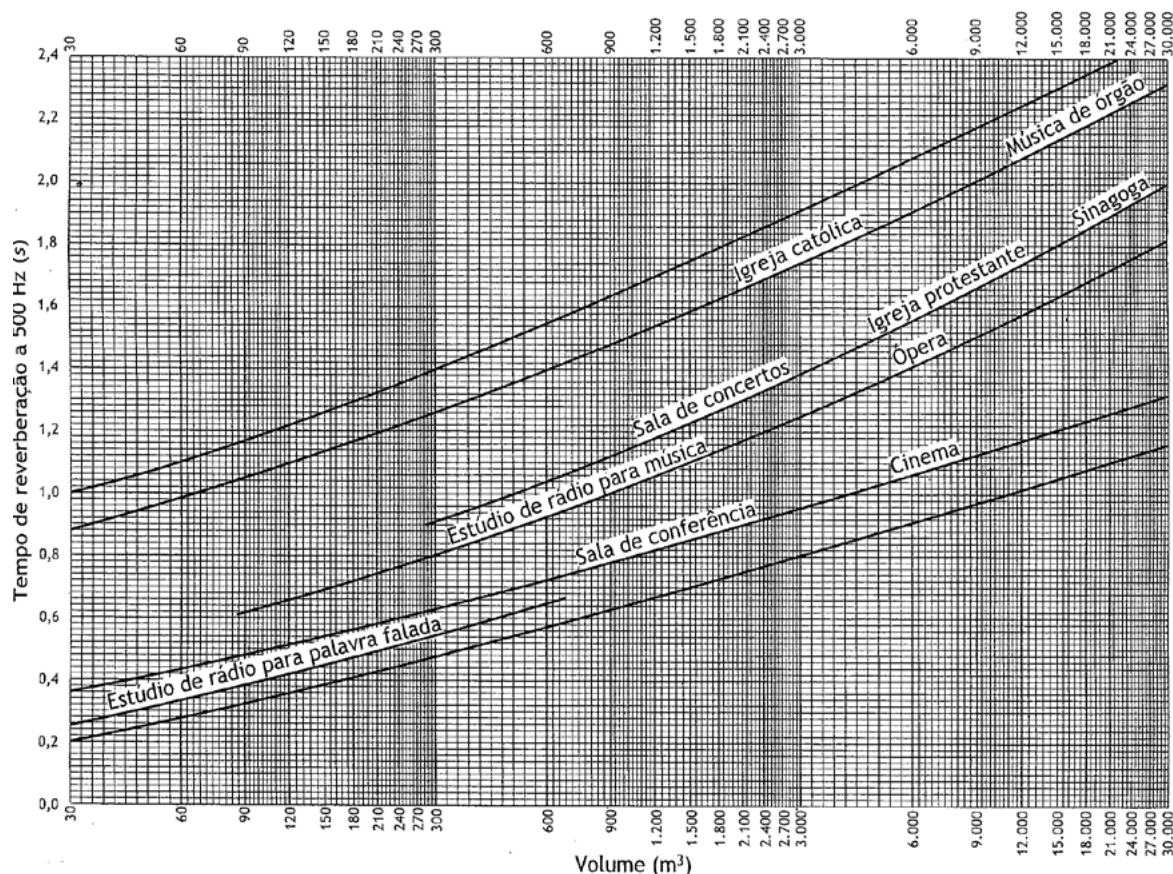


Figura 2. Valores de Tempo de Reverberação - TR (s), para vários ambientes, de acordo com o volume (m³), em referência à frequência de 500 Hz (Fonte: BISTAFA, 2006).

PERDA NA TRANSMISSÃO (PT) SONORA DE DIVISÓRIAS

O poder de isolamento sonoro se expressa em dB e representa a capacidade de uma divisória, colocada entre dois ambientes, de atenuar a propagação sonora entre eles.

Para materiais homogêneos (painéis em cimento, gesso, madeira, chapa de ferro, chumbo, etc.) a Perda na Transmissão sonora varia em função da massa e da frequência. Desprezando os efeitos da ressonância natural e de coincidência, que dependem da característica intrínseca de cada divisória e do material que é constituído, o poder de isolamento sonoro aumenta de 6 dB para cada duplicação da massa por unidade de superfície e mantendo a massa, para cada duplicação de frequência. Isto pode ser expresso pela seguinte relação, que permite prever exatamente a Perda na Transmissão sonora (PT) de uma divisória homogênea, de massa por unidade de superfície M (em Kg/m^2) à frequência f , conforme a Equação 7.

(7)

$$PT = 20 \log(M.f) - 47(dB)$$

Onde: M (kg/m²) é a massa de unidade de superfície e f(Hz), a frequência

Para materiais não homogêneos (estruturas estratificadas) a lei da massa não é mais válida e, acima de determinada frequência, que depende das características elásticas dos materiais componentes e do espaço existente entre eles, se tem geralmente um poder de isolamento sensivelmente maior daquele previsto para um material homogêneo de mesma massa.

Como observado, a aplicação da lei da massa na prática tem suas limitações na região delimitada pelas altas frequências, em razão do fenômeno da coincidência. Tal fenômeno ocorre quando a o comprimento de onda do som projetado é o mesmo das ondas de flexão da partição. Esta característica favorece a transmissão sonora sem atenuação na partição, tornando-a “transparente”. A frequência mais baixa na qual o fenômeno da coincidência ocorre é observada quando as ondas sonoras incidentes “arranham” a superfície, ou seja, paralelas com ela. Neste caso, a denominação recebida é de frequência crítica.

De maneira análoga ao cálculo do coeficiente de absorção, pode-se definir um poder de isolamento médio. O interesse deste conceito está ligado à necessidade de definir a propriedade isolante de estruturas compostas por elementos de características diversas. Por exemplo, pode ser necessário conhecer o poder de isolamento médio de uma parede, sobre a qual estão presentes portas e janelas, cada uma com um poder de isolamento diferente.

Indicando, como foi visto, com PT, o poder de isolamento sonoro, pode-se calcular uma nova quantidade, dada pela Equação 8.

(8)

$$\frac{1}{\tau} = 10^{\frac{PT}{10}}$$

Onde: τ é o coeficiente de transmissão e PT, a perda na transmissão.

Caso τ_1, τ_2, τ_n são os coeficientes de transmissão dos diversos componentes, e S_1, S_2, S_n , as respectivas áreas (e S a área total) pode-se calcular, pela Equação 9.

(9)

$$\tau_m = \frac{\sum_{i=1}^n \tau_i S_i}{S}$$

Onde: τ_i é o coeficiente de transmissão da superfície S_i e S, a superfície total.

Desse modo, a Perda na Transmissão média (PTm), é expressa pela Equação 10.

(10)

$$PT_m = 10 \log \left(\frac{1}{\tau_m} \right) \text{ dB}$$

Onde: τ_m é o coeficiente médio de transmissão.

Valores de Perda na Transmissão (PT) em dB, para diversos materiais, conforme a espessura e a frequência crítica podem ser observados na Figura 3. A frequência crítica é aquela de menor valor do som incidente que projeta de forma rasante sobre o painel, com o mesmo comprimento de onda de flexão do painel atingido (BISTAFA, 2006). Na prática é habitual o uso de paredes duplas, com o fim de se elevar o valor de PT e contornar os problemas associados à utilização de painéis homogêneos. Na Figura 4, há exemplos de configurações de paredes duplas e os respectivos valores de PT (BISTAFA, 2006).

Para a temática de conforto acústico, é também aplicada a norma NBR15575 (ABNT, 2013), a qual aborda os seguintes conceitos de relevo, compreendendo os métodos de verificação e a simbologia utilizada. Verificação em campo do som transmitido por via aérea:

- Método de engenharia : Determina, em campo, de maneira rigorosa, o isolamento global ao som da vedação externa, obtendo-se a seguinte grandeza:
- $D_{nT,w}$ - diferença padronizada de nível ponderada (*weighted standardized level difference*).

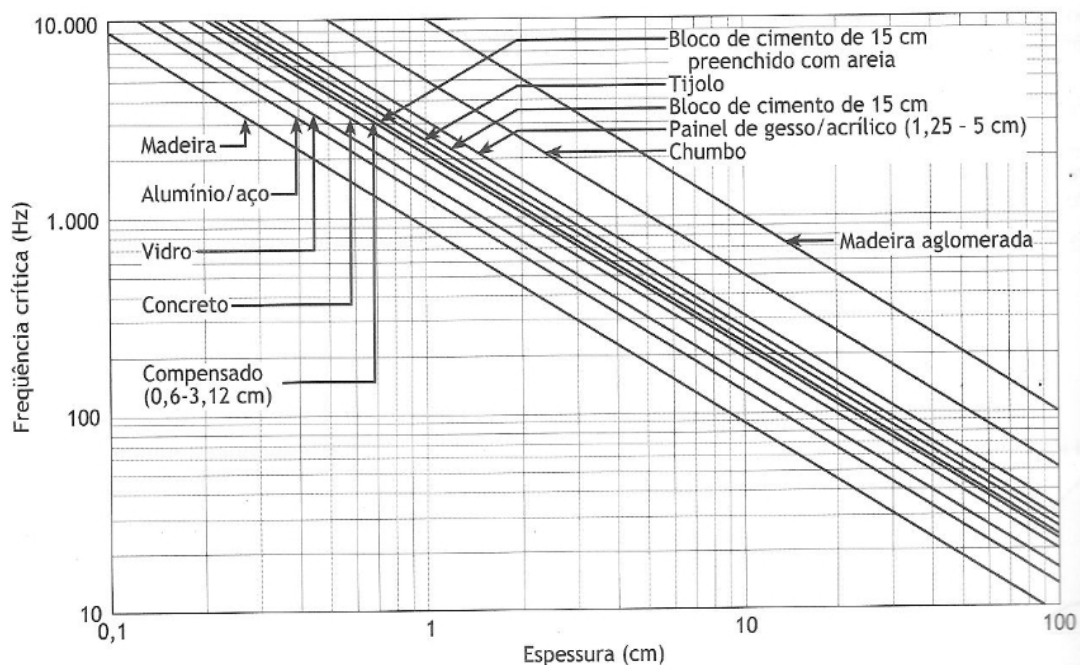


Figura 3. Perdas de transmissão de alguns materiais de construção segundo a espessura (cm) e a frequência crítica (Hz) (Fonte: BISTAFA, 2006).

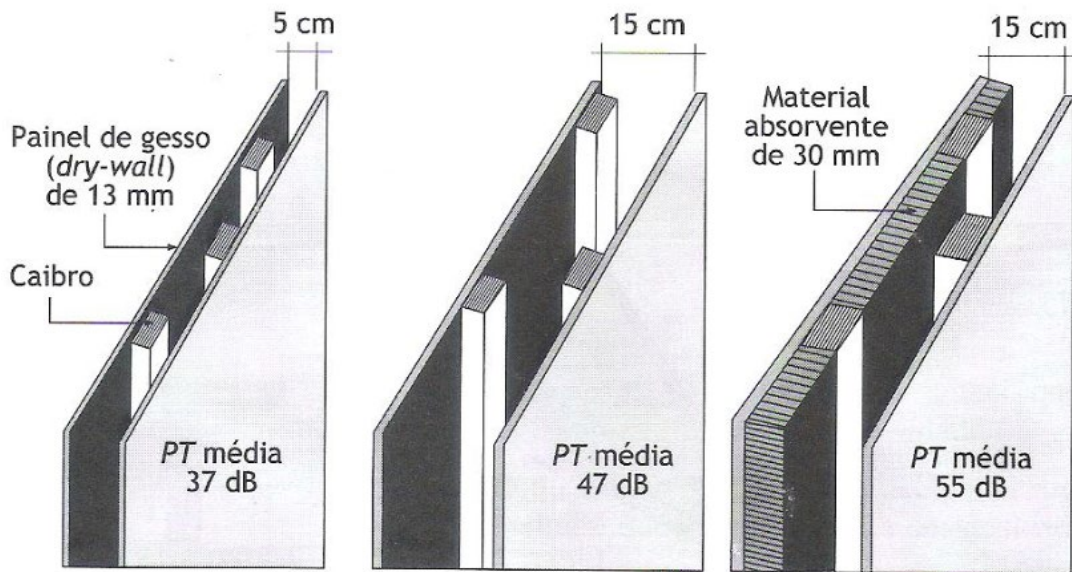


Figura 4. Exemplos de painéis duplos e os valores de PT associados (Fonte: BISTAFA, 2006).

- Método simplificado : Realiza estimativa do isolamento sonoro global da vedação externa, obtendo-se a seguinte grandeza:
- $D_{2m,nT,w}$ – diferença padronizada de nível ponderada a 2m (*weighted standardized level difference at 2m*), sendo as medidas tomadas a 2 m do elemento que se está analisando.
- Método de precisão em ensaio de laboratório : Determina com precisão a isolação sonora de componentes e elementos construtivos (paredes, janelas, portas e outros). Os ensaios são conduzidos em câmaras acústicas reverberantes, de acordo com a ISO 717-1(2013), entre as bandas de um terço de oitavas de 100 a 3150 Hz, obtendo-se a seguinte grandeza:
- R_w – índice de redução sonora ponderado (*weighted sound reduction index*).
- Método simplificado: Determina o índice de redução sonora por meio de medição em campo, obtendo-se a seguinte grandeza:
- $R'w$ – índice de redução sonora ponderado aparente (*apparent weighted sound reduction index*).

Com o fim de oferecer melhor compreensão sobre a simbologia usada, por exemplo, o valor R estabelecido pela norma NBR 15575 (ABNT, 2013) se equivale à Perda na Transmissão (PT) como pode ser observado pela Figura 5.

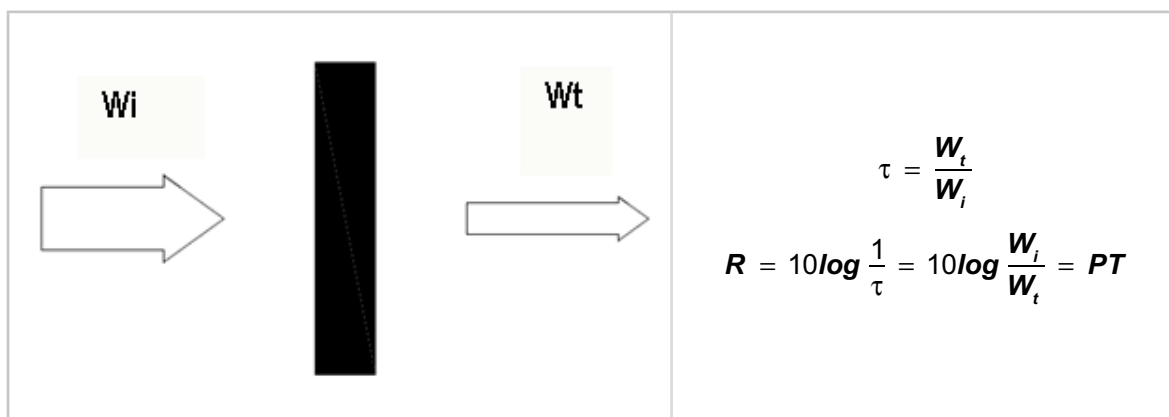
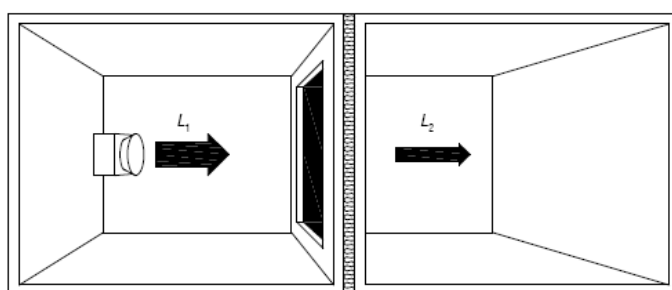


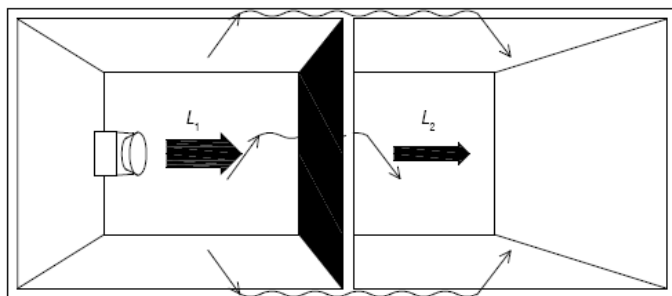
Figura 5. Mecanismos da Perda na Transmissão em partições e simbologias empregadas (Fonte: REMES, 2015).

Na Figura 6 são apresentados esquemas que ilustram os meios de obtenção dos dois índices de redução sonora, denotando as diferenças básicas de laboratório e de campo, onde “S” representa a área da partição sendo testada, em m², “A”, o valor da absorção da sala de recepção em m²Sabine; L₂ e L₁ são os níveis sonoros na sala de emissão e recepção, respectivamente.



Medição em laboratório

$$R = L_1 - L_2 + 10 \lg \frac{S}{A}$$



Medição em campo

$$R' = L_1 - L_2 + 10 \lg \frac{S}{A}$$

Figura 6. Medições dos índices de redução sonora R e R' (Fonte: REMES, 2015).

Segundo a norma brasileira, o sistema de vedação vertical interna deve atender às recomendações apresentadas na Tabela 2, segundo NBR 15575-4 (ABNT, 2013), que representa um avanço significativo na indústria da construção, uma vez que ela indica desempenhos técnicos,

que as edificações devem, possuir, no sentido de oferecer um ambiente construído de qualidade em vários aspectos, como a questão de acústica tratada neste capítulo.

Tabela 2. Exemplos de isolamento sonora de paredes entre ambientes – ensaios de campo

Elemento	$D_{n,T,w}$ dB	Nível de desempenho
Parede entre unidades habitacionais autônomas (parede de geminação), nas situações onde não haja ambiente dormitório.	40 a 44	M
	45 a 49	I
	≥ 50	S
Parede entre unidades habitacionais autônomas (parede de geminação), no caso de pelo menos um dos ambientes ser dormitório.	45 a 49	M
	50 a 55	I
	≥ 56	S
Parede cega de dormitórios entre uma unidade habitacional e áreas comuns de trânsito eventual, tais como corredores e escadarias dos pavimentos.	30 a 34	M
	35 a 39	I
	≥ 40	S

M: Mínimo; I: Intermediário; S: Superior.

A Tabela 3 auxilia no entendimento do valor oferecido pelo parâmetro $D_{n,T,w}$ para isolamento sonoro em dB.

Tabela 3. Influência de $D_{n,T,w}$ sobre a inteligibilidade da fala, para ruído no ambiente interno em torno de 35 a 40 dB.

Inteligibilidade de fala alta no recinto adjacente	Isolamento sonoro $D_{n,T,w}$ (dB)
Claramente audível: ouve e entende	35
Audível: ouve, entende com dificuldade.	40
Audível: não entende	45
Não audível	≥ 50

Fonte: AAAC (2010)

No caso de ensaios em laboratórios, o documento normativo da ABNT define os valores de isolamento sonora, de acordo com a Tabela 4. Para fachadas e coberturas, compreendendo ambos os métodos, os valores podem ser verificados na Tabela 5 (NBR 15575-4, 2013). No que se refere aos tipos de parede e suas características construtivas, os valores definidos pela norma se encontram na Tabela 6 (ABNT, 2013).

Tabela 4. Exemplos de isolamento sonora de paredes entre ambientes – ensaios de laboratório.

Elemento	R _w dB	Nível de desempenho
Parede entre unidades habitacionais autônomas (parede de geminação), nas situações onde não haja ambiente dormitório.	45 a 49	M
	50 a 54	I
	≥ 55	S
Parede entre unidades habitacionais autônomas (parede de geminação), no caso de pelo menos um dos ambientes ser dormitório.	50 a 54	M
	55 a 59	I
	≥ 60	S
Parede cega de dormitórios entre uma unidade habitacional e áreas comuns de trânsito eventual, tais como corredores e escadarias dos pavimentos.	45 a 49	M
	50 a 54	I
	≥ 55	S

Os valores máximos do nível sonoro equivalente ($L_{Aeq, nT}$), que deve ser medido em dormitórios, segundo a NBR 10575-1(2013) devem ser menores ou iguais a 30, 34 e 37 dB(A), para os níveis de desempenho mínimo, intermediário e superior, respectivamente. Além da isolamento ao som aéreo, o isolamento de ruídos de impacto produzidos pelo caminhar, queda de objetos e outros deve ser observado, em situações de coberturas acessíveis localizadas sobre unidades autônomas, e entrepisos que separam unidades autônomas. A norma ISO 140-7, sobre a qual a ABNT se fundamentou e faz referência, estabelece o método de avaliação, no qual os impactos são produzidos por equipamento padrão (Figura 6). Os resultados expressos em dB, expressam o seguinte parâmetro: $L'_{nT,w}$ - nível de pressão sonora de impacto padronizado ponderado (*weighted standardized impact sound pressure level*).

Tabela 5. Isolamento sonora das fachadas e da cobertura – ensaios de campo e de laboratório (NBR 15575-4, 2013).

Classe de ruído	Localização da habitação	D _{2m,nT,w} dB	R _w dB	Nível de desempenho
I	Habitação localizada distante de fontes de ruído intenso de quaisquer naturezas.	≥ 20	≥ 25	M
		≥ 25	≥ 30	I
		≥ 30	≥ 35	S
II	Habitação localizada em áreas sujeitas a situações de ruído não enquadráveis nas Classes I e III	≥ 25	≥ 30	M
		≥ 30	≥ 35	I
		≥ 35	≥ 40	S
III	Habitação sujeita a ruído intenso de meios de transporte e de outras naturezas, desde que esteja de acordo com a legislação.	≥ 30	≥ 35	M
		≥ 35	≥ 40	I
		≥ 40	≥ 45	S

Tabela 6. Tipos de parede e respectivas características com valores de isolamento em dB(A).

Tipo de parede	Largura do bloco/tijolo (cm)	Revestimento	Massa aproximada (kg.m ⁻²)	Rw [dB(A)]
Blocos vazados de concreto	9	Argamassa 1,5 cm em cada face	180	41
	11,5		210	42
	14		230	45
Blocos vazados de cerâmica	9	Argamassa 1,5 cm em cada face	120	38
	11,5		150	40
	14		180	42
Blocos maciços de barro cozido	11	Argamassa de 2 cm em cada face	260	45
	15		320	47
	11 + 11*		450	52
Paredes maciças de concreto armado	5	Sem revestimento	120	38
	10		240	45
	12		290	47
Drywall	2 chapas + lã de vidro	Sem revestimento	22	41
	4 chapas		44	45
	2 chapas + lã de vidro		46	49

* Parede dupla, 11 + 11 cm, espaço interno de 4 cm preenchido com manta de lã de rocha kg.m⁻³.

**Figura 6.** Máquina empregada para avaliação do isolamento de ruído de impacto (Fonte: SINDUSCON-RIO, 2013).

Na Figura 6 há o esquema de montagem de conjunto piso-laje, com o propósito de oferecer um isolamento mais adequado, com a aplicação de materiais resilientes, isolantes e evitando que haja transmissão de vibração entre os elementos (BISTAFA, 2006).

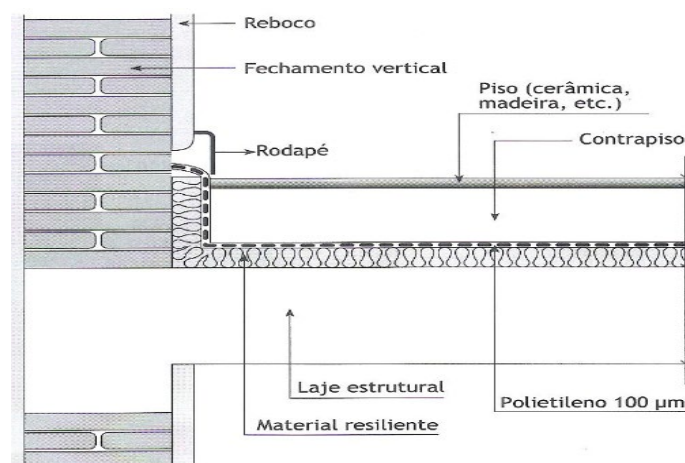


Figura 6. Exemplo de esquema de configuração conjunto piso-laje, adequada do ponto de vista acústico. Fonte: BISTAFA, (2006).

Para sistema de piso separando unidades habitacionais autônomas de áreas, em que uma delas se constitua como um dormitório a NBR 15575-3 (2013) estabelece como valor mínimo de isolamento de som aéreo ($D_{nT,w}$) a faixa de 45 a 49 dB. Para ruído de impacto, ainda para unidades habitacionais, como exemplo, a isolação oferecida mínima ($L'_{nT,w}$), como critério de desempenho, deve ser de 66 a 80 dB.

Cotana e Goretti (2010) propõem metodologia de classificação acústica de edificações, fundamentados na construção de índice de Desempenho Acústico (DA) ou em inglês, *Acoustic Performance* (AP) index. O desempenho acústico congrega sete parâmetros de bem-estar acústico em interiores, para cada parâmetro avaliado, a saber: $R'w$; $D_{2m,nT,w}$; $L'_{n,w}$; L_{ASmax} (Nível Sonoro máximo, ponderado na escala A, na constante Slow) e L_{Aeq} (Nível Sonoro Equivalente, ponderado na escala A).

A partir dos valores foi estabelecida uma matriz para definição da de classe e escore, se referenciando no modelo experimental de certificação de edifícios BGP (*Building Global Performance*), como pode ser observado na Tabela 7.

Tabela 7. Escala de valores de requisitos acústicos para edificações residenciais, conforme BGP.

Parâmetros	Classe/Escore						
	G/1	F/2	E/3	D/4	C/5	B/6	A/7
$R'w$ (dB)	≤ 44	45 – 47	48 – 49	50	51 – 52	53 – 55	≥ 56
$D_{2m,nT,w}$ (dB)	≤ 33	34 – 36	37 – 39	40	41	42	≥ 43
$L'_{n,w}$ (dB)	≥ 68	66 – 67	64 – 65	63	59 – 62	55 – 58	≤ 54
L_{ASmax} [dB(A)]	≥ 42	39 – 41	36 – 38	35	32 – 34	29 – 31	≤ 28
L_{Aeq} [dB(A)]	≥ 38	37	36	35	31 – 34	27 – 30	≤ 26

As medições conduzidas em campo devem ser comparadas com os valores das classes estabelecidos na Tabela 8, com o fim de determinar cada parâmetro acústico de um escore variando de um a sete. Desse modo, o Índice de Desempenho Acústico (IDA) da edificação avaliada corresponde à média ponderada dos escores obtidos para cada fator, obedecendo aos pesos expostos na Tabela 8. Com o cálculo da média ponderada, obtém-se o valor do IDA para classificação da edificação, conforme Tabela 9.

Tabela 8. Pesos normalizados para os parâmetros acústicos segundo BGP.

Parâmetros	Ponderação
R'w (dB)	0,20
D _{2m,nT,w} (dB)	0,25
L'n,w (dB)	0,20
L _{ASmax} [dB(A)]	0,20
L _{Aeq} [dB(A)]	0,15
IDA	1,00

Tabela 9. Escala de valores padronizados para o Índice de Desempenho Acústico de edificações residenciais, conforme BGP.

Parâmetro	Classe/Escore						
	G	F	E	D	C	B	A
IDA	< 1,5	≥ 1,5 < 2,5	≥ 2,5 < 3,5	≥ 3,5 < 4,5	≥ 4,5 < 5,5	≥ 5,5 < 6,5	≥ 6,5

No índice final de desempenho da edificação, de acordo com os critérios da BGP, a intervenção acústica ocupa o segundo lugar em peso e custo relativo, com valores de 19% e 10%, respectivamente, permanecendo atrás somente do item correspondente à eficiência energética, isolamento térmico e microclima.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O capítulo contemplou uma abordagem introdutória sobre o tema de conforto acústico em edificações, que ainda é pouco valorizado no âmbito da construção civil. Observa-se que há uma estrutura normativa interessante, que pode contribuir de modo significativo para a qualidade do ambiente construído e assim oferecer a devida compatibilidade ao seu uso.

REFERÊNCIAS

- AAAC- ASSOCIATION OF AUSTRALIAN ACOUSTICAL CONSULTANTS, “**Guideline for Apartment and Townhouse Acoustic Rating**”, 2010.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS-ABNT. **NBR 15575-4: Edificações habitacionais — Desempenho** - Parte 4: Requisitos para os sistemas de vedações verticais internas e externas — SVVIE, Rio de Janeiro, 2013.
- BISTAFÁ, S. R. **Acústica aplicada ao controle de ruído**. São Paulo: Edgard Blucher, 2006.
- COTANA, F.; GORETTI, M. **Acoustic Classification of Buildings: Impact of Acoustic Performances of a High Energy-Efficient Building on Quality and Sustainability Indicators**. Proceedings of 20th International Congress on Acoustics, ICA 2010. 23-27 August 2010, Sydney, Australia.
- ISO - INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 717-1:2013 Acoustics -- Rating of sound insulation in buildings and of building elements -- Part 1: Airborne sound insulation**. Geneva, Switzerland; 2013.
- PASSCHIER-VERMEER, W.; PASSCHIER, W.F. Noise Exposure and Public Health. **Environmental Health Perspectives**, v. 108, Supplement 1, p. 123 – 131, 2000
- REMES, M. **Acoustic Design. Lecture 2 – Airborne sound insulation**. Helimak Acoustics, 2015. Disponível em: https://mycourses.aalto.fi/pluginfile.php/133451/mod_resource/content/1/Lecture%20Airborne%20sound%20insulation_2015.pdf. Acesso em: 09 mar. 2020.
- SINDUSCON-RIO. Sindicato da Indústria da Construção Civil no Estado do Rio de Janeiro. Desempenho de edificações habitacionais. **Guia orientativo para atendimento à norma ABNT NBR15575 (2013)**. Rio de Janeiro, 2013.
- ZANNIN, P. H. T.; MARCON, C. R. Objective and subjective evaluation of the acoustic comfort in classrooms. **Applied Ergonomics**, v. 38, n. 5, p. 675 – 680, 2007.

A IMPORTÂNCIA DA SISTEMÁTICA PARA AS CIÊNCIAS AMBIENTAIS

**Renata Sebastiani; Cintia Vieira da Silva; Érica Pereira da Costa;
Fátima Otavina de Souza Buturi & Zedenil Rodrigues Mendes**

INTRODUÇÃO

Muitos pesquisadores das Ciências Ambientais estudam diretamente os seres vivos, que por sua vez são reconhecidos com base em toda as suas características acessíveis, junto com outros seres vivos semelhantes, formando espécies (Amorim, 2002). Estima-se atualmente que existam entre 10 e 14 milhões de espécies no planeta, mas dentre essas foram reconhecidas apenas cerca de dois milhões (Miller e Spoolman, 2015). Para as pessoas que não estão diretamente ligadas à área biológica, é difícil visualizar a extensão dessa diversidade. Como organizar toda as informações sobre os seres vivos? Como entender a grande diversidade biológica do planeta? Como é possível diferenciar, dentre todos os seres vivos, aquele pequeno grupo de seres que é o objeto de estudo de um cientista ambiental durante o desenvolvimento de um determinado projeto de pesquisa? Para melhor acesso à essas informações, é fundamental a sistematização dos dados referentes à diversidade biológica, sendo essa a principal função da Sistemática.

A diversidade biológica é objeto de estudo da Sistemática, que tem como metas descrever essa diversidade, a ordenação sobre seu conhecimento, compreender os processos responsáveis pela sua geração e apresentar um sistema de referência que contenha suas informações (Amorim, 2002). Tal diversidade biológica deve ser considerada em nível de espécie, de variação genética e de comunidades. A diversidade em nível de espécie inclui todos os organismos do planeta, incluindo também a variação genética entre as espécies e a variação entre as comunidades biológicas nas quais as espécies vivem e interagem em diferentes níveis (Primack e Rodrigues, 2001).

O conhecimento da diversidade biológica parece ser tão antigo quanto o próprio conhecimento humano. Um dos exemplos mais antigos da humanidade em relação aos nomes para os organismos aparece no livro do Gênesis, que se refere à origem das espécies por um processo de criação e relata a atribuição de nomes às espécies de animais (Amorim, 2002). Desde os primórdios, o ser humano já classificava plantas e animais de acordo com suas características morfológicas visíveis (De-Lamonica-Freire, 2008), utilizando uma pequena fração dessa biodi-

versidade para a sua alimentação e proteção, por meio de atividades agropecuárias, pesqueiras e florestais (Vanin, 2002).

Para alguns especialistas, Taxonomia é sinônimo de Sistemática. Para outros, porém, a Sistemática envolve, além da Taxonomia, o estudo das relações de parentesco entre as espécies. Portanto, o objetivo de quem trabalha com Sistemática é não apenas descrever a diversidade existente e elaborar um sistema geral de referência, mas também contribuir para a compreensão dessa diversidade. Espera-se que as classificações resultantes possibilitem a previsão das características dos organismos atuais, além de recuperar as informações indexadas, bem como possibilitar a inclusão de novas espécies no sistema, à medida que elas sejam descobertas e descritas (Vanin, 2002).

Até a metade do século XX, alguns talvez vissem a Sistemática como uma área maçante da Biologia que se ocupa em mudar continuamente os nomes de grupos de organismos, à medida que gerações de especialistas se sucedem, com o objetivo precípua de atrapalhar pesquisadores de todas as áreas e importunar alunos de todos os níveis (Amorim, 2002). No entanto, como veremos neste capítulo, a Sistemática é importante para muitas áreas do conhecimento, envolvendo principalmente a conservação da biodiversidade e o bem-estar da humanidade.

Como definição universal, a Sistemática é a ciência que inclui a Taxonomia tradicional (Simpson, 2010). O nome Taxonomia vem de *táxon*, que em latim significa um grupo de seres pertencentes a uma escala, nível ou *ranking* (Simpson, 2010), com base em características em comum. A Taxonomia inclui a descrição, a nomenclatura, a identificação e a classificação dos seres vivos. Na verdade, esses componentes não se limitam à Sistemática, mas são também a base de todas as áreas do conhecimento nas quais entidades são descritas, identificadas, nomeadas e classificadas, sendo habilidades dos seres humanos e até mesmo de alguns outros animais (Simpson, 2010).

A descrição é o conjunto de características ou atributos típicos de um táxon (Simpson, 2010). Exemplos de características que compõem uma descrição podem ser a cor das pétalas ou formato de folhas nas plantas ou número de patas ou nadadeiras em animais. A identificação é o processo de associação de um táxon desconhecido a um táxon já reconhecido, através da comparação dos caracteres já descritos para outros táxons relacionados (Simpson, 2010). A identificação realiza-se após profunda análise dos elementos disponíveis para depois nomear-se uma espécie, um gênero, uma família e assim por diante (De-Lamonica-Freire, 2008).

A nomenclatura é a nomeação de um táxon com base em um sistema de regras pré-estabelecidas (Simpson, 2010). Nesse caso, o táxon recebe um nome científico tendo como critério um Código Internacional aceito e constantemente revisado por todos os especialistas da área de estudo a que pertence o táxon. Por exemplo: se uma nova espécie de planta for descoberta, ela deverá receber um nome científico de acordo com as regras do Código Internacional de Nomenclatura Botânica. Por fim, a classificação é a organização ou inserção de um táxon em um tipo de ordem. O principal objetivo da classificação é prover um sistema de catalogação e relação entre diferentes

táxons em níveis hierárquicos que auxiliem no reconhecimento das principais características de um determinado táxon (Simpson, 2010). Assim, por exemplo, é possível reconhecer algumas das principais características dos mamíferos (como presença de glândulas mamárias e pelos) no grupo dos primatas, uma vez que hierarquicamente os primatas formam um grupo menor dentro do grupo dos mamíferos, assim como os roedores e os marsupiais (Simpson, 2010).

A Sistemática é importante na organização das informações sobre toda a diversidade biológica presente no planeta. Todos os estudos envolvendo seres vivos dependem de um estudo taxonômico correto, que requer uma descrição, identificação, nomenclatura e classificação (Simpson, 2010). Assim, um pesquisador que deseja estudar o comportamento de uma determinada espécie de aranha só poderá fazê-lo se souber quem é essa espécie de aranha e quais são suas principais características.

A definição de uma espécie é realizada pela Sistemática, ramo da ciência complexo, pois requer conhecimentos não somente morfológicos, mas anatômicos, fisiológicos, ecológicos, biogeográficos, genéticos, entre outros. Uma espécie pode apresentar diversas variedades, que podem ser distintas morfológicamente ou serem tão semelhantes que podem ser considerados uma única espécie; existem ainda as consideradas híbridas, formas intermediárias que confundem as diferenças entre elas. Uma grande dificuldade é que muitos espécimes ainda não foram estudados e consequentemente a sua preservação torna-se ainda mais difícil de ser realizada (Primack e Rodrigues, 2001).

A dificuldade de distinguir claramente uma espécie de outra deve-se principalmente por suas características morfológicas e pela classificação com os nomes científicos corretos; essa dificuldade é ainda maior em países com alta diversidade biológica como o Brasil, por exemplo. A criação de leis precisas e eficazes para proteger as espécies depende também da sua classificação correta e ainda teremos muito trabalho para classificar e catalogar as espécies do mundo todo. A preocupação atual é que muitas espécies podem ser extintas antes mesmo de serem descritas por profissionais capacitados, por isso a formação de novos sistematas é fundamental para a preservação das espécies (Primack e Rodrigues, 2001).

As pesquisas envolvendo a Sistemática requerem a documentação por meio de coleções biológicas associadas aos bancos de dados sobre o local de ocorrência e principais características dos seres vivos. Um importante tipo de coleção biológica é o herbário, onde são armazenadas amostras de plantas adequadamente preparadas e identificadas. (Simpson, 2010). No século XX, avanços na Biologia forneceram novas ferramentas aos sistematas e as filogenias podem basear-se em padrões de desenvolvimento de larvas ou na sequência de aminoácidos ou de nucleotídeos presentes nos ácidos nucléicos, bem como estruturas celulares examinadas em microscópios eletrônicos (Margulis e Schwartz, 2001).

É importante salientar que os processos que envolvem a Taxonomia – que por sua vez compõe a Sistemática – envolvem diretamente o uso das características semelhantes presentes nos seres vivos. Desde os filósofos da Grécia Antiga, passando pelos naturalistas da Idade Média,

as classificações biológicas foram baseadas em estruturas visíveis dos organismos vivos (Margulis e Schwartz, 2001). A forma de se encarar essas semelhanças gerou diferentes tipos de Escolas de Sistemática (Amorim, 2002) ao longo da história do estudo dos seres vivos.

A Escola Lineana, também chamada de Tradicional, Essencialista ou Tipológica, baseava-se na lógica aristotélica, que considerava a imutabilidade dos seres (Amorim, 2002). Com base no essencialismo, acreditava-se que era possível descobrir a ‘verdadeira natureza’ dos objetos. O principal critério para a classificação era a ordem divina (principalmente na Idade Média), agrupando os seres em arquétipos, restando ao naturalista o uso da intuição para discriminar caracteres ‘essenciais’ para a criação de agrupamentos de seres vivos, sempre com base em semelhanças estruturais escolhidas de forma subjetiva (Amorim, 2002).

Sistemas de classificação construídos com base em grau de semelhança são conhecidos pelo menos desde Aristóteles (384-332 a.C.). Aristóteles dividiu os seres em três reinos, Animal, Vegetal e Mineral, estabelecendo um sistema de classificação com base no grau de semelhança a partir da ontogenia essencialista: existem essências que podem ou não serem compartilhadas (Amorim, 2002). A classificação dos animais desenvolvida por Aristóteles seguia um sistema lógico preciso (Amorim, 2002), baseada no essencialismo; por sua vez, Theophrastus (372-287 a.C.), aluno de Aristóteles, realizou muitos estudos envolvendo os vegetais, diferenciando-os principalmente quanto ao hábito, sem no entanto reconhecer parentescos ou realizar comparações entre grupos (Martins, 2015). Aristóteles não se limitou a descrever os animais e suas partes, buscava também compreender a causa ou motivo pelo qual os animais possuíam tais estruturas por ele observadas, atitude essa que não se restringiu ao estudo dos seres vivos, mas também a todos os outros objetos de estudo de Aristóteles (Martins, 2015).

Para Aristóteles, no caso dos seres vivos, a causa das transformações comum a todos esses seres seria um tipo de calor vital. Assim, esse calor vital seria um dos elementos mais básicos dos seres vivos, mas não sua causa primária e sim como um efeito de uma causa mais profunda, imperceptível: a alma ou essência da vida (Martins, 2015). Apesar de Aristóteles não ter elaborado uma classificação detalhada dos seres vivos, apenas dividindo-os em grandes grupos, parte dessas informações obtidas e de seus métodos utilizados foi usada por naturalistas até o final do século XVIII, como Carolus Linnaeus (1707-1778) (Martins, 2015).

Linnaeus propôs uma classificação científica dos seres vivos baseada fundamentalmente em caracteres morfoanatômicos a partir da lógica de Aristóteles (Schneider, 2007). Com Linnaeus surge um sistema consistente de classificação, no qual as espécies são designadas por binômios latinos ou latinizados e agrupadas em Classe (Amorim, 2002).

A partir do final do século XVIII e início do século XIX, particularmente com Jean-Batiste P.A.M. de Lamarck (1744-1829), aparece claramente o conceito de que as espécies poderiam não ser entidades imutáveis, questionando pressupostos platônicos e aristotélicos quanto à ontogenia das espécies (Amorim, 2002). Assim, nesse período, surgiram novas técnicas e visões da natureza que nortearam os estudos dos seres vivos, coincidindo com o desenvolvimento dos

microscópios e com a Teoria da Evolução (Martins, 2015). Esse movimento ensejou o surgimento da Escola Evolutiva.

A Escola Evolutiva ou Gradista baseou-se na Teoria Sintética da Evolução (processo lento, gradual e progressivo) e nos posteriores estudos da Genética de Populações, na qual a natureza das mudanças e dos grupos são analisados de forma subjetiva já que, apesar de incluir Ecologia e o uso dos fósseis, não apresentou metodologia adequada para incorporação dos dados (Amorim, 2002).

De acordo com a Escola Evolutiva, descendentes mais próximos devem ser mais semelhantes entre si em relação aos descendentes mais afastados, considerando que quanto maior a diferença genética, maior a diferença fenotípica. No entanto, o recente uso de dados moleculares comprova que semelhanças fenotípicas nem sempre refletem a semelhança genética. Por isso, observa-se que a metodologia proposta pela Escola Evolutiva não é capaz de diferenciar os tipos de semelhanças Amorim (2002), que são atribuídas à uma ancestralidade direta.

A fim de minimizar a subjetividade na classificação dos seres vivos surge a Escola Fenética ou Numérica que, apesar de não questionar a Teoria da Evolução, exclui a informação filogenética como processo classificatório, já que é desconhecida em sua totalidade. Assim, a classificação proposta é uma ciência empírica baseada na similaridade máxima ou global, que utiliza todos os tipos de semelhanças que fornecem caracteres com o mesmo peso e a mesma importância (Amorim, 2002).

A Escola Fenética propôs metodologia objetiva, baseada em procedimentos quantitativos, fundamentados pela semelhança global e que garanta a repetição dos resultados, sendo os dados organizados em matrizes numéricas com a ajuda de computadores. Essa metodologia dispensa conhecimento prévio sobre o grupo de estudo e não se refere à espécie, mas sim a unidades taxonômicas operacionais - OTU (Amorim, 2002).

A Teoria da Evolução proposta no século XIX permitiu uma compreensão mais clara da origem da diversidade biológica, mas só passou a interferir na construção de classificações biológicas a partir da década de 1960, com os estudos de Emil H.W. Hennig (1913-1973) (Amorim, 2002). Dessa forma, apesar da divulgação das ideias sobre evolução publicadas por Charles Darwin (1809-1882) a partir de 1859, os sistemas filogenéticos só ganharam nova dimensão a partir da Escola Filogenética, que se tornou atualmente a ferramenta mais adequada para a classificação dos seres vivos (Souza e Lorenzi, 2008).

A Escola Filogenética ou Cladística propõe uma classificação baseada na história evolutiva e em hipóteses filogenéticas, passíveis de testes a partir de análises de organismos vivos e fósseis, tendo como base o critério de agrupamento de seres vivos integrantes de uma mesma linhagem - monofiletismo (Amorim, 2002).

A Escola Filogenética possui uma metodologia sólida e consistente com a teoria da Evolução (Amorim, 2002), ao contrário do que foi proposto pelas outras escolas acima citadas. A Escola Filogenética, a partir dos estudos de Hennig, permitiu a reconstrução da história das relações filogenéticas entre as espécies, escapando de uma abordagem essencialista. A Escola Filogenética permitiu transpor para a Sistemática a visão de que os organismos estão em contínua modifica-

ção. Segundo Hennig, a estrutura das classificações deve refletir de maneira precisa e inequívoca o conhecimento disponível sobre as relações de parentesco entre os táxons (Amorim, 2002).

A Escola Filogenética está baseada no princípio da evolução, cuja maior premissa é a de que existe uma filogenia dos seres vivos, sendo a função da Sistemática descobri-la (Simpson, 2010). Evolução pode ser entendida como o conjunto de mudanças ocorridas nos seres acumuladas ao longo dos milhares de anos, transmitidas aos seus descendentes através do material genético durante a reprodução sexuada (Simpson, 2010). Por sua vez, a filogenia é o uso da distância evolutiva como principal critério para a classificação dos organismos (Souza e Lorenzi, 2008). É possível afirmar que atualmente a sistematização das informações sobre os seres vivos é feita com base na Escola Filogenética, sendo chamada de Sistemática Filogenética.

Como vimos até aqui, a Sistemática faz parte da história da Ciência e tem profunda relação com a manutenção do conhecimento sobre a diversidade biológica ou biodiversidade. A seguir, serão apresentadas as principais situações na qual a Sistemática se mostra como importante, tanto para a conservação da biodiversidade como para a humanidade.

SISTEMÁTICA E CONSERVAÇÃO

A Sistemática fornece bases científicas para a definição e distinção de espécies, o que é muito importante para a Biologia da Conservação, já que permite indicar quais espécies podem ser consideradas raras ou ameaçadas e que requerem proteção. Assim, a delimitação de espécies pode influenciar decisões ligadas ao manejo e conservação da diversidade biológica, principalmente na escolha de áreas prioritárias (Simpson, 2010).

Conservar a biodiversidade no planeta é um grande desafio na atualidade, principalmente se o genoma for a principal base para um desenvolvimento sustentável. É cada vez mais difícil conciliar o crescimento populacional humano e a preservação das demais espécies, pois os ambientes naturais são degradados principalmente para a construção de novas habitações e exploração de culturas agrícolas (Townsend et al. 2010; Cox e Moore, 2011).

Biologia da Conservação é uma ciência multidisciplinar que engloba além da Sistemática, a Ecologia, a Genética, a Biogeografia, entre outras áreas. A Biologia da Conservação foi desenvolvida como uma resposta à acelerada diminuição da biodiversidade e tem como objetivo entender as consequências da ação humana e desenvolver abordagens práticas para evitar extinções de espécies e, quando possível, reintegrá-las ao seu ambiente natural (Primack e Rodrigues, 2001; Piratelli et al. 2013).

Para garantir a preservação das espécies animais e vegetais e garantir suas interações é preciso primeiramente documentar as espécies que ocorrem em um determinado ambiente; avaliar os impactos ambientais que afetam a biodiversidade; e identificar as prioridades e planejar ações (Primack, 2006).

Segundo a WWF (2019), a missão da conservação é “Conter a degradação do meio ambiente e construir um futuro no qual o homem viva em harmonia com a natureza por meio da conservação da diversidade biológica mundial; garantir a sustentabilidade dos recursos naturais renováveis, e promover a redução da poluição e do desperdício”.

Para conservar um organismo devemos mantê-lo em seu ambiente natural e, para isso, devem ser criadas estratégias para protegê-lo efetivamente, como a criação de áreas protegidas legalmente. As Unidades de Conservação são áreas protegidas legalmente, definidas como “áreas de terra e/ou mar dedicadas à proteção e manutenção da diversidade biológica e de seus recursos naturais e culturais associados”. Um dos problemas envolvidos na delimitação de Unidades de Conservação está em sua área total, pois quanto menor for a área ou quanto mais isolada ela estiver, menor será a sua diversidade biológica. Uma reserva de grande tamanho que abriga um número elevado de espécies apresenta um limite físico e depois nenhuma outra espécie poderá ser adicionada, porém os custos de manutenção são caros e ocorre falta de fiscalização por falta de recursos ou de pessoal (Primack, 2002).

As Unidades de Conservação podem ser classificadas em duas categorias, as de proteção integral, que são áreas que visam à conservação, incentivando pesquisas científicas, atividades de ecoturismo e educação ambiental, não sendo permitidas atividades extrativistas, incluindo Estações Ecológicas, Reservas Biológicas, Parques e Refúgios de Vida Silvestre; e as de uso sustentável que são áreas onde já existiam comunidades tradicionais que utilizavam historicamente os recursos naturais; assim temos Áreas de Proteção Ambiental, Florestas Nacionais, Reservas Extrativistas, Reservas de Desenvolvimento Sustentável e Reservas Particulares do Patrimônio Natural (SNUC, 2000).

Segundo Primack e Rodrigues (2001), algumas questões a serem levadas em consideração para a criação de Unidades de Conservação são além do tamanho da área, a sua conectividade e formato dessas áreas protegidas, considerando os grupos biológicos envolvidos, o efeito de borda e os corredores ecológicos. Para esse projeto ser realmente consolidado deve ser criado um plano de manejo por profissionais como sistematas, botânicos, ecólogos, zoólogos, geólogos, geógrafos, entre outros.

Para que uma espécie animal possa ser reintroduzida em áreas naturais, são necessários muitos anos de estudo e pesquisa interdisciplinar realizados com seriedade para garantir que a realidade da soltura seja igual ou próxima do esperado. Todo esse trabalho deve ser feito com profissionais de diversas áreas de conhecimento em parceria com órgãos governamentais e com apoio da sociedade civil. Na área de Sistemática, a contribuição de diversos profissionais favorece o sucesso da soltura quanto mais diversa for a equipe envolvida. Sistematas botânicos podem reconhecer a vegetação ideal para a sobrevivência de um herbívoro, enquanto sistematas ornitólogos podem identificar, ainda que só tenham o registro do canto, se aves poderão encontrar um ambiente favorável à reprodução com a presença de outros indivíduos da mesma espécie e se outras aves competidoras de espaço ou predadoras poderão controlar ou prejudicar a sobrevivência da ave reintroduzida.

Ao se resgatar animais do tráfico, por exemplo, esses devem passar por uma avaliação cautelosa por biólogos e veterinários os quais, além de realizarem testes para verificar o estado de saúde dos animais, investigam sua ocorrência natural. Não é tão simples a soltura de animais em ambientes naturais não nativos, ainda que esses ambientes tenham sido criados com a intenção de servirem como santuários de vida selvagem. Espécies de aves, anfíbios, répteis e mamíferos podem se tornar um perigo para outras espécies e uma soltura inadequada, ainda que feita com boa intenção, pode se tornar um desastre com proporções irremediáveis.

Uma renomada equipe do Grupo de Estudos sobre Destinação de Aves Silvestres da Sociedade Brasileira de Ornitologia, elaborou um fluxograma de decisões, visando a preservação de espécies de aves e ecossistemas nos quais as solturas podem ser feitas (Efe et al. 2006). Os autores desse grupo se basearam nas afirmações de outros estudos que afirmam que aves soltas em ambientes não nativos, fora da distribuição geográfica natural, podem não sobreviver ou causar a extinção de espécies que não estão adaptadas à competição das aves introduzidas ou aptas a escapar da predação de aves de rapina.

A Sistemática e seus profissionais, juntamente com uma equipe multidisciplinar e com a participação da sociedade civil são, portanto, de grande importância para a reintrodução e revigoramento de espécies. Para algumas pessoas não treinadas no campo da Sistemática, incluindo profissionais da Biologia ou Medicina Veterinária, dois animais de espécies diferentes podem apresentar inúmeras semelhanças morfológicas e comportamentais que os fazem parecer uma única espécie e serem erroneamente identificados. Apenas sistematas podem afirmar com maior grau de certeza o nome de uma espécie e informar o local mais apropriado para a soltura de animais provenientes do tráfico ou resgatados após o sofrimento de algum trauma físico.

Mesmo os sistematas de animais, que se especializam em determinados grupos dependem do conhecimento de outros sistematas como os especialistas em espécies botânicas. Após o reconhecimento e determinação de uma espécie resgatada, imagine que o ambiente natural desse animal tenha sido totalmente devastado por um incêndio. Se o objetivo for promover a soltura dessa espécie em outra área distante da natural, ainda que tenha alta semelhança fitofisionômica, ou seja, uma área com vegetação muito parecida, é preciso certificar-se de que essa espécie encontre o alimento necessário para seu desenvolvimento e que se mantenha em uma densidade populacional adequada de modo a não interferir na comunidade na qual está sendo inserida.

Estudos descritivos, como os inventários de biodiversidade em áreas naturais, são extremamente úteis para os planejamentos de conservação de espécies e de recepção de animais de programas de reintrodução. Nesses inventários é possível saber, com certo grau de segurança, quais espécies vegetais estão presentes e em qual abundância e frequência podem ser encontradas na área a ser utilizada como refúgio da vida silvestre ou santuário de animais em risco de extinção(?). É necessário saber se uma espécie de planta que seja essencial na nutrição de um herbívoro está presente na área onde esses animais serão soltos e se quantidade e frequência do alimento serão suficientes para o crescimento da população que se pretende salvar. Da mesma

forma, é necessário saber se as presas consumidas por um predador se encontram nessa área. Se isso não for verificado, corre-se o risco de promover uma reintrodução inadequada pois os animais sairão das áreas nas quais foram soltos em busca de seus alimentos, novamente se expondo a risco.

Os olhos treinados dos sistematas podem detectar problemas ambientais quando observam a ocorrência de espécies exóticas invasoras. Em 2016, o Ministério do Meio Ambiente lançou uma publicação que auxilia a identificação dessas espécies, apresentando características morfológicas básicas e fotografias, mas admitem a dificuldade de identificação de espécies que podem pertencer a complexos de espécies ou confundidas com espécies não preocupantes do ponto de vista ecológico pela alta quantidade de características semelhantes (Latini et al. 2016). Na dúvida, somente sistematas poderão afirmar com maior grau de certeza o nome da espécie capturada e estudada em qualquer tipo de pesquisa científica. Somente com o auxílio de sistematas é possível dar maior confiabilidade em inventários de biodiversidade e recomenda-se que esses profissionais sejam consultados para confirmação das espécies antes do envio de artigos para publicações científicas.

SISTEMÁTICA E SAÚDE HUMANA

Unidades de Conservação têm sido cada vez mais ameaçadas e pouco a pouco seus territórios estão sofrendo com algum tipo de prejuízo, como queimadas naturais ou criminosas e invasões imobiliárias por falta de fiscalização ou monitoramento. Segundo Lima et al. (2005) esses fatores, juntamente com a expansão agrícola, têm contribuído para a degradação dos ecossistemas e no mesmo estudo puderam constatar que o planejamento é parte fundamental para a criação de Unidades de Conservação. Sem proteção adequada e muitas vezes sem recursos públicos ou até pela falta de funcionários, a caça indiscriminada de animais silvestres foge do controle colocando em risco a biodiversidade. E o que ocorre nos casos em que animais silvestres aparecem no ambiente urbano? Geralmente sofrem atropelamentos, descargas elétricas ao se pendurarem em uma fiação de alta tensão ou são vítimas do medo da população, a qual não foi devidamente orientada a conviver com esses animais ou manter uma distância que respeite a segurança tanto da vida animal quanto da humana.

Uma das reações mais comuns que ouvimos por parte da sociedade que é surpreendida com a presença de um animal selvagem próximo de casas é ligar para o corpo de bombeiros ou instituições de acolhimento da vida selvagem local. Após o socorro e resgate do animal em questão, ele é encaminhado aos centros de tratamento e proteção, como os hospitais veterinários de jardins zoológicos ou mantenedores de vida silvestre. Atualmente esses centros não têm mais a função de exploração e lucro como ocorria no passado, mas se mantêm com a finalidade de promover o bem-estar de animais em risco de extinção (?) e se preocupam em promover

programas de reprodução em cativeiro e reintrodução de espécies na natureza, além de preparar as pessoas que habitam próximo de áreas naturais para uma convivência harmoniosa com espécies nativas.

Ao chegar a um hospital veterinário de instituições que cuidam da vida selvagem, o trabalho da Sistemática já se mostra importante para a preservação da espécie animal e da população da área de onde o animal foi resgatado. A coleta de amostras de sangue e de artrópodes como carrapatos e pulgas pode auxiliar na detecção e prevenção de doenças e elaboração de planos de manejo dessas espécies para que a saúde humana e de animais domésticos ou de criação não corram riscos provenientes de zoonoses.

O caso de capivaras merece atenção especial, por serem animais hospedeiros de carrapatos que transmitem a febre maculosa em seres humanos. No estudo realizado por Pereira e Eston (2007) foi proposto que as capivaras sejam retiradas do Parque Estadual Alberto Löfgren por ser um local de lazer e alta visitação pública. Nesse caso, foi sugerido que os animais fossem transferidos para Unidades de Conservação de Proteção Integral, onde a presença humana não é permitida. Mas para que essa decisão seja tomada, é preciso identificar se os espécimes ocorrentes em áreas de visitação pública são efetivamente hospedeiros dos carrapatos que transmitem a bactéria *Rickettsia rickettsii* (Wolbach) Brumpt, (1922), causadora da doença.

O grupo animal dos ácaros é um dos mais biodiversos do planeta. No Brasil, reconhecemos até o momento mais de 60 espécies desse minúsculo animal que, a olho nu, não pode ser diferenciado (Dantas-Torres et al. 2009). Apenas profissionais da Sistemática podem, com ajuda de estereoscópios e microscópios, identificar se os carrapatos coletados de um animal pertencem a família Ixodidae e ao gênero *Amblyomma* Koch (1844), que incluem as principais espécies transmissoras da bactéria que causa a Febre Maculosa (Brites-Neto et al. 2018).

Outras situações que envolvem riscos à saúde humana, como no caso de picadas por animais peçonhentos, devem contar com auxílio de sistematas habilitados para promoverem conscientização da presença desses animais e do importante papel ecológico que eles desempenham. Por exemplo: serpentes controlam populações de ratos que podem devastar lavouras e por isso, não devem ser eliminadas. Para tanto, deve haver um importante planejamento de Educação Ambiental, principalmente de pessoas que convivem em ambientes rurais ou próximos de áreas naturais e até mesmo de profissionais da saúde que se especializam no socorro às vítimas picadas por aranhas, escorpiões e serpentes.

Os sistematas têm desempenhado um papel importante na educação da população em geral ao promoverem a divulgação sobre formas de identificar espécies peçonhentas, que são animais capazes de inocular veneno perfurando a pele das pessoas. Mas, ainda que os programas de educação sejam amplamente divulgados, a identificação nem sempre é feita de forma rápida, pois ao apressar-se no resgate à vítima, muitas vezes os animais peçonhentos são esquecidos ou mal observados. Quando a vítima chega ao hospital especializado para receber o tratamento por meio de soros e outras medicações, os profissionais contam com descrições pobres em detalhes.

Diante desse problema, médicos acabam optando por tratamentos generalistas, que funcionam para uma ampla variedade de espécies.

Se por um lado a Sistemática pode contribuir para a diminuição de acidentes com animais, por outro revela-se promissora e necessária no controle de doenças humanas causadas por microorganismos. Nos últimos anos, temos observado um aumento nos índices de doenças emergentes e reemergentes no Brasil e no mundo. Entendem-se como doença emergente, aquela que apareceu pela primeira vez, amplificada em incidência ou área geográfica (Paz et al. 2009; WHO, 2010). São exemplos de doenças emergentes a Síndrome Respiratória Aguda Grave (SARS-coronavírus); a Ebóla, que é transmitida por fluídos biológicos do homem e animais infectados, como primatas e morcegos frugívoros; e a Zika, causadora da microcefalia e da Síndrome de Guillain-Barré e transmitida pelo mosquito *Aedes aegypti* Linnaeus (1762).

Já as doenças reemergentes, compreendem aquelas patologias que apresentam uma mudança no comportamento epidemiológico, anteriormente controladas, mas que voltaram a causar ameaça à saúde humana (Paz et al. 2009). São exemplos de doenças reemergentes a Malária, a Dengue e o Sarampo. Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS) e a Organização Panamericana de Saúde (OPAS), boa parte (senão a totalidade) dessas doenças são evitáveis ou controladas através da implementação de procedimentos sanitários, como a vacinação (WHO, 2010). Uma vacina é considerada eficiente quando apresenta uma formulação segura e custo baixo, estimula o sistema imunológico, é biologicamente estável e administrada de maneira simples.

Apesar do impacto positivo dos esquemas de vacinação no controle de doenças, o ressurgimento de doenças patogênicas em várias partes do mundo, demonstrou a importância de identificar novas soluções para o controle e prevenção (Concha et al. 2017). Segundo vários autores, para surgir ou ressurgir uma doença e ocorrer falhas nos esquemas de vacinação, são necessários vários fatores, que vão desde alterações demográficas e ecológicas, estado geral do hospedeiro (genética, estado imunológico, idade) até o fenômeno de recombinação genética do agente causador, no caso, um vírus ou uma bactéria (Berns e Rager, 2000; Alcaïs et al. 2009; Nii-Trebi, 2017).

Nesse contexto, a Sistemática Filogenética pode ajudar na análise sobre a evolução e semelhança entre doenças e o agente causador (vírus e bactérias), e até prever como será a resposta imunológica do hospedeiro. A filogenética viral, também conhecida como filogenética molecular, é a área da ciência que analisa as árvores genealógicas dos vírus com base em sequências do genoma desses microrganismos. Cada organismo apresenta combinações de nucleotídeos A, T, C e G (adenina, timina, citosina e guanina, respectivamente) que faz dele uma espécie única ou semelhante a outra, sendo possível construir uma filogenia com base nas similaridades (semelhanças) ou dissimilaridades (divergentes).

De um modo geral, a análise filogenética de sequências nucleotídicas de um vírus compreende a reconstrução de uma árvore ou diagrama onde as sequências compreendem os táxons e os nucleotídeos são os caracteres. As sequências são obtidas de vírus em cultura ou

de amostras biológicas clínicas ou do ambiente, amplificadas por reação de polimerase em cadeia (PCR) e o genoma de DNA ou RNA dos microrganismos são sequenciados. Uma vez que essas sequências são obtidas, é possível reconstruir a história evolutiva de uma epidemia, a Taxonomia e a evolução de um vírus, e estabelecer programas de monitoramento e vigilância durante campanhas de vacinação.

Um exemplo da aplicação da filogenética molecular, é o estudo sobre o vírus da dengue: a análise da sequência viral e a construção filogenética estimaram o surgimento do microrganismo por volta de 1890, e sua disseminação e diversidade atual são compatíveis com o aumento populacional, urbanização e movimentação humana (Araujo et al. 2009)

Os estudos em filogenética molecular, compreendem duas etapas importantes (Hillis et al. 1996): a) Escolha da região do genoma a ser estudado e sua possível aplicação, por exemplo, se queremos avaliar uma região de fácil reconhecimento pelas células do sistema imune, como uma proteína viral externa ou uma região codificadora de enzimas para a replicação dos microrganismos e que podem ser alvo de novos medicamentos, uma vez feita essa escolha; o material genético é amplificado, sequenciado e suas sequências são analisadas; e b) Alinhamento das sequências obtidas no material genético. Nessa etapa é importante determinar quais nucleotídeos nos microrganismos de estudo são homólogos ou não ao material genético do microrganismo ancestral, utilizando-se programas de análise computacional específicos. A esse tipo de análise, denominamos inferência. As inferências filogenéticas são extremamente úteis, pois permitem o estudo de características epidemiológicas importantes, permitindo a descoberta de novas variantes e comparação com as variantes existentes.

Processo semelhante pode ser observado para a produção de vacinas, sendo o melhor exemplo a produção da vacina contra o vírus *influenza*. A vacina contra esse microrganismo precisa ser redesenhada regularmente por causa da quantidade de alterações genéticas do vírus na população e os métodos filogenéticos auxiliam na análise da diversidade genética e na predição de mudanças evolutivas (Toussaint et al. 2008). Dessa forma, cada vacina aplicada anualmente na população necessita de seis meses prévios de avaliações genéticas e filogenéticas para sua produção, objetivando a produção de uma vacina mais eficaz (Ojosnegros e Beerenwinkel, 2010; Agor e Ozaltin, 2018).

Atualmente, a utilização da filogenética tem sido ampliada: com o auxílio de métodos filogenéticos, hoje, é possível entender porque idosos apresentam queda na imunidade, são mais sensíveis a infecções bacterianas e respondem menos às vacinas (Bourcy et al. 2016); ou promover campanha de controle epidêmico de infecções existentes como por exemplo, para o vírus da Hepatite C (Bukh, 2016).

O papel mais impactante da Sistemática como ferramenta de informação e auxílio à saúde humana e ambiental pode ser observado na mais recente pandemia resultante de uma Síndrome Respiratória Aguda (SARS) do século XXI causada por um novo coronavírus. A Síndrome Respiratória Aguda grave do tipo 2 (COVID-19) é uma patologia causada por um novo coronavírus

da classe β (SARS-CoV-2), de origem zoonótica e representa uma Emergência em Saúde Pública de Interesse Internacional, pois representa implicações sérias a saúde das pessoas e ao sistema médico, estimando-se que mais de 693 mil pessoas foram infectadas no mundo todo entre dezembro de 2019 a março de 2020 (WHO, 2019).

De forma geral, os coronavírus são vírus com material genético de RNA e são divididos em 03 grupos, com base nas análises filogenéticas e critérios antigênicos em: a) α -CoVs (alfa-CoVs), responsável por transtornos gastrointestinais em humanos, cães, porcos e gatos; b) β -CoVs (beta-CoronaVírus), incluindo coronavirus de morcego (BCoV), o vírus causador da síndrome respiratória aguda grave (SARS) e vírus da Síndrome Respiratória do Oriente Médio (MERS); c) γ -CoVs (gama-CoVs), vírus que infecta aves (Schoeman et al. 2019)

Como exposto anteriormente, a filogenética molecular tem como um dos objetivos determinar a história de um agente patogênico e até prever mudanças evolutivas, que podem auxiliar na produção de vacinas e no caso do novo β coronavírus, demonstrou um papel fundamental para entendimento sobre o novo microrganismo. A doença COVID-19 e seu agente causador SARS-CoV-2, provocaram muitos questionamentos na comunidade científica e principalmente na população, sobre o modo de ação e principalmente sobre sua origem, levantando-se a hipótese de que o vírus talvez tenha sido sintetizado em laboratório, o que foi prontamente negado devido a velocidade propagação e ligação específica e eficiente em células humanas, sugerindo que, um processo de seleção natural seja o mais provável (Wan et al. 2020; Sheahan et al. 2008).

Alguns estudos já haviam relacionado o coronavírus encontrado em morcegos com o coronavírus humano (SARS-Cov) que provocou um surto em 2002 e para o qual foi levantada a hipótese sobre a presença de um hospedeiro intermediário para o vírus no processo de transmissão entre o morcego e o homem (Drosten et al. 2003; Zhong et al. 2003; Wang et al. 2005; Zaki et al. 2012).

Para responder estas questões, nos estudos que se seguiram, foram coletadas as sequências genômicas dos grupos β -CoVs presentes em bancos de dados e comparadas ao material genético obtido de pacientes que desenvolveram a doença, para estabelecer as relações filogenéticas. Os resultados obtidos mostraram que o genoma do novo Coronavirus é diferente de qualquer outro Coronavírus humano identificado anteriormente, mas está intimamente relacionado ao vírus encontrado em morcegos, formando um único clado (Clempu et al. 2020; Cui et al. 2020; Li et al. 2020).

Clados são grupos que partilham um ancestral comum exclusivo em uma árvore filogenética. É como analisar um ramo isolado em uma árvore e identificar de onde partiu este ramo. Esta ideia foi confirmada na análise molecular (comparando a sequência de aminoácidos do genoma dos vírus estudados), que demonstra que o SARS-CoV2 é só um “pouquinho” diferente dos outros coronavírus, o que chamamos de baixa diversidade genética, reforçando ideia de um ancestral comum e recente (Tang et al. 2006; Li et al. 2020; Ceraolo e Giorgi, 2020).

A segunda dúvida aparece no grupo de perguntas frequentemente feitas aos estudiosos: “como um vírus de origem animal foi capaz de causar uma pandemia de proporções inimagináveis?”;

“É possível que durante a infecção zoonótica o microrganismo tenha sofrido alteração em seu genoma para se adaptar melhor a um novo hospedeiro (homem)?”; “Há um hospedeiro animal intermediário que, de certa forma, facilitou este processo de adaptação e o “salto” do microrganismo entre as espécies?”. Novamente, a filogenética molecular ajuda a elucidar a questão sobre a transmissão dinâmica e a história evolutiva do vírus, comparando as sequências genômicas dos coronavírus encontrados em humanos infectados, morcegos e outros animais.

Observou-se que o vírus causador da COVID-19, apresenta uma alteração em aminoácidos, uma mutação, em uma região específica do genoma similar àquela encontrada no pangolim malaio (*Manis javanica* Desmarest, 1822), um animal importado ilegalmente e em vias de extinção (Wang et al. 2020). A análise demonstra que a similaridade é de 85-92% nas duas espécies e permite que o microrganismo se ligue a um receptor específico nas células favorecendo a sua multiplicação. Entretanto, não se descarta a possibilidade de que outros mamíferos também sejam hospedeiros do SARS-CoV-2, porque a similaridade não foi de 100% (Letko et al. 2020; Wan et al. 2020).

Os dados apresentados sugerem e reforçam a ideia que o manejo de animais silvestres que são portadores naturais de alguns microrganismos requer cautela, pois a epidemiologia, a infecciosidade interespecífica e a transmissibilidade necessitam de mais estudos. Além disto, a sobrevivência das espécies portadoras de coronavírus em seu ambiente natural é de grande importância para o entendimento da história natural do microrganismo e prevenção para o risco de transmissões zoonóticas no futuro, uma vez que os dados sugerem que os pangolins podem ser espécies importantes na comunidade ecológica do novo coronavírus (Tsan-Yuk Lam et al. 2020).

As alterações em aminoácidos específicos que foram observadas nas análises filogenéticas entre os coronavírus identificados anteriormente e o novo coronavírus, abrem a possibilidade de estudos com fortes implicações para o desenvolvimento de novos medicamentos e vacinas (Ceraolo e Giorgi, 2020).

SISTEMÁTICA E ALIMENTAÇÃO HUMANA

Em ecossistemas agroecológicos, assim como nos naturais, a identificação correta de espécies animais exige cautela e muita responsabilidade. Em plantações de frutos por exemplo, ecólogos que estudam polinização procuram, com auxílio de sistematas botânicos e sistematas entomólogos, identificar a quantidade de espécies responsáveis por polinizar as flores que darão origem aos frutos que consumimos. O café que tomamos todos os dias, o suco de laranja, as fatias refrescantes de melancia, a vitamina de abacate e diversas outras frutas que nos alimentam só chegam à nossa mesa graças aos serviços ambientais realizados gratuitamente pelos polinizadores.

Com os atuais riscos causados por agrotóxicos e modificações no clima, as abelhas, que estão entre os insetos mais sensíveis a esses fatores, estão em um grau de ameaça que pode com-

prometer a produtividade rural e consequentemente a economia e o bem-estar social em diversos países que dependem desses e outros insetos para polinizar plantações.

Entre as diversas espécies de abelhas, quais são efetivamente polinizadoras das plantações de interesse econômico e quais insetos seriam os potenciais substitutos no caso de extinção de um polinizador importante? Estudos de Ecologia de Polinização, que responderiam e trariam soluções a essas perguntas, ainda são escassos para determinar a importância econômica de cada inseto, e há necessidade urgente de ampliar todos os estudos que correlacionam a importância de insetos e a produtividade agrícola.

Mesmo uma única variedade de fruto pode necessitar de polinizadores diferentes dependendo do local ou do modo de cultivo. Em uma plantação de manga (*Mangifera indica* L.) no nordeste brasileiro, abelhas da espécie *Apis mellifera* Linnaeus (1758) se mostraram os principais polinizadores das flores desse fruto com uma porcentagem de visitação de 45% em cultivo convencional e 70% em cultivo orgânico. No cultivo convencional, a segunda espécie mais importante na polinização em número de visitas foi a mosca *Belvosia bicincta* Robineau-Desvoidy (1830), enquanto no cultivo orgânico essa espécie de mosca não apresentou importância significativa, sendo substituída por outra espécie de mosca, *Musca domestica* Linnaeus (1758) (Kiill e Siqueira, 2014). Tal fato demonstra a importância do registro do maior número possível de espécies ocorrentes em plantas alimentícias em diversas localidades, assim como o estudo da resistência desses insetos em relação ao uso de fertilizantes e defensivos agrícolas, além de entendermos a relação desses polinizadores com artrópodes predadores que controlam pragas.

SISTEMÁTICA E COMUNIDADES TRADICIONAIS

A classificação dos seres vivos faz parte da natureza humana e contribui não só para a conservação da biodiversidade, mas também para a conservação de culturas que vivem próximas da natureza. Comunidades tradicionais também sistematizam seus saberes, transmitidos de geração em geração, muitas vezes apenas pela linguagem falada, sem registros escritos.

Segundo Toledo e Barrera-Bassols (2009), na mente do produtor tradicional, por exemplo, há uma espécie de catálogo contendo conhecimentos detalhados de caráter taxonômico sobre plantas, animais, fungos e até tipo de solos, rochas, processos biológicos ou geofísicos. Essa área do conhecimento é chamada de Enotaxonomia e refere-se especialmente aos aspectos estruturais, objetos ou componentes da natureza e sua classificação. Para Toledo e Barrera-Bassols (2009), as crenças e o conhecimento das comunidades estão intimamente associados, tendo inclusive impacto no seu sistema de classificação biológica.

Em uma comunidade tradicional, o reconhecimento dos seres vivos em seu entorno é importante para a produção e obtenção de alimento, mas também é fundamental para a manutenção da saúde. Muitas comunidades tradicionais fazem amplo uso de plantas medicinais,

tanto em seus rituais como para o tratamento de diversas doenças. O reconhecimento de quais plantas podem ser utilizadas está relacionado tanto aos aspectos culturais como às descrições das principais características morfológicas que permitem o correto reconhecimento da planta que será utilizada. O papel sagrado de algumas plantas é um real motivo para a conservação, tanto da espécie vegetal em questão como dos aspectos culturais a elas relacionados.

Um exemplo é o uso de plantas para fins medicinais e ritualísticos em comunidades tradicionais de matriz africana. As lideranças dessas comunidades reúnem um conjunto de informações que vão desde a morfologia da planta, época de colheita e até usos, todos referentes a uma espécie de planta, distinguindo-a das demais. Benite et al. (2019) traz como exemplos os usos da arruda (*Ruta graveolens* L., Rutaceae), alecrim (*Rosmarinus officinalis* L., Lamiaceae) e ao algodoeiro (*Gossypium barbadense* L., Malvaceae), entre outras. Cada uma dessas plantas é reconhecida no meio acadêmico pelo nome científico da espécie e da família (que estão em parênteses), escritos conforme o Código Internacional de Nomenclatura Botânica. Já as comunidades as conhecem simplesmente como arruda, alecrim e algodoeiro. As informações acessadas pela comunidade acadêmica não são necessariamente as mesmas acumuladas pelas comunidades tradicionais, mas em ambos os casos é possível afirmar que há sistematização de informações essenciais para o estudo, a conservação e a utilização dessas plantas.

Dentre as comunidades tradicionais mais representativas no Brasil destacam-se as comunidades indígenas. Apesar dos problemas enfrentados pelas comunidades indígenas, assim como por todas as outras comunidades tradicionais no Brasil, a Fundação Nacional do Índio (FUNAI, 2019) revela que atualmente ainda existem no território brasileiro 305 etnias, que por sua vez mantêm preservadas 274 línguas indígenas diferentes. Essas comunidades transmitem de geração em geração toda a sua cultura nessas línguas, envolvendo inclusive o uso de recursos naturais para sua sobrevivência, como pesca, caça, tinturas corporais e o uso de plantas medicinais.

Em 2014 uma equipe de estudantes indígenas e professores da Universidade Federal de São Carlos *campus* Araras (Alexandre Colato, Paulo Cezar de Faria, Renata Sebastiani, Roberta Cornélio Nocelli, Silvano T'Serenio e Tomaizinho Wauíwe) reconheceram seis tipos diferentes de plantas utilizadas para a confecção de arco e flecha pela etnia Xavante, artefato utilizado para pesca e caça. Essas plantas são reconhecidas e colhidas pelos integrantes dessa etnia na floresta e recebem um nome atribuído por eles, que não corresponde necessariamente a uma espécie descrita no meio acadêmico. Por exemplo: o pó seco usado como veneno na ponta da flecha é extraído da raiz de plantas lenhosas chamadas *wetsumnhiptsada* e corresponde a um conjunto de espécies botânicas que podem ser usadas para essa finalidade.

Bueno et al. (2005) realizaram um estudo etnobotânico com a população indígena Kaiowá/Guarani na Reserva de Caarapó (Mato Grosso do Sul, Brasil) e reconheceram o uso de 34 espécies vegetais de uso medicinal por essa comunidade. A maioria dessas espécies tem um nome popular em português e um nome na língua falada pelos indígenas da etnia Guarani, além do nome científico reconhecido no meio acadêmico.

Assim, a Sistemática é importante para o resgate das informações sobre o uso da biodiversidade já conhecida e utilizada pelas comunidades tradicionais, contribuindo também para a manutenção da cultura desses povos. Por outro lado, é necessário reconhecer que a sistematização das informações feita por essas comunidades é extremamente útil para sua sobrevivência e para a conservação da biodiversidade, o que deve ser levado em consideração por políticas de conservação dentro e fora do Brasil.

SISTEMÁTICA E PLANTAS MEDICINAIS

O uso de plantas pelo homem é tão antigo que se confunde com a própria história do homem, sendo que desde os primórdios da humanidade as plantas são empregadas na alimentação, na construção de objetos e moradias, no vestuário e muitas especialmente como remédios no tratamento das mais diversas enfermidades. Os primeiros registros de pólen de plantas medicinais em sítios arqueológicos do paleolítico e os relatos escritos mais organizados foram localizados na Índia, na China e no Egito e são datados de milhares de anos antes da civilização cristã (Saad et al. 2018).

Com a urbanização e a industrialização, o uso de plantas medicinais passou a ser visto como sinônimo de atraso tecnológico, especialmente no Brasil, sendo que esse pensamento perdurou ao longo de todo o século XX e só a partir das novas tendências mundiais voltadas à preocupação com conservação da biodiversidade é que foram resgatados os estudos de plantas medicinais e pesquisas com fitoterápicos no Brasil (Matos e Lorenzi, 2008).

Por isso, todo o conhecimento empírico sobre o uso e efeito terapêuticos das plantas difundidos por gerações desde os tempos mais remotos até os dias atuais, fomenta o uso de plantas medicinais às práticas generalizadas na medicina popular (Alves et al. 2007), sendo, portanto, de grande interesse por parte da Ciência, em especial à Farmacologia, Fitoterapia e Etnobotânica. Nesse contexto, é de suma importância o papel do sistemata botânico, uma vez que por meio da identificação correta das plantas poderá investir em estudos que comprovem ou não a eficiência terapêutica de determinadas plantas tradicionalmente utilizadas.

Um exemplo clássico da importância da Sistemática na identificação correta de plantas medicinais refere-se às plantas popularmente conhecidas como ervas cidreiras, pertencentes a pelo menos três espécies de famílias distintas: *Cymbopogon citratus* (DC.) Stapf (Poaceae), *Lippia alba* (Mill.) N.E. Br. ex Britton & P. Wilson (Verbenaceae) e *Melissa officinalis* L. (Lamiaceae). Essas três espécies são popularmente reconhecidas por esse nome popular, inclusive com indicação semelhante, principalmente como calmante.

Por outro lado, mesmo que as pesquisas e investimentos nessa área ainda sejam irrelevantes no Brasil quando comparados à grande diversidade florística e potencial fitoterápico, não podemos deixar de reconhecer a relevância do conhecimento empírico, uma vez que dependendo do

local e do grau de acesso aos recursos de determinadas comunidades, o conhecimento e uso de plantas medicinais resume-se na única forma de tratamento terapêutico disponível (Alves et al. 2007), demonstrando assim, a importância em se conhecer melhor as espécies de plantas, seu uso e os efeitos terapêuticos apresentados.

SISTEMÁTICA E RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS

As comunidades biológicas que levaram milhares de anos para serem formadas em diferentes ambientes, estão sendo devastadas pela ação humana. Esse processo coloca inúmeras espécies animais e vegetais na lista de espécies ameaçadas de extinção e em casos mais graves chegando a vias de fato. Os principais motivos para esse processo se dá em consequência de caças predatórias, incêndios criminosos, construção de hidrelétricas, introdução de espécies exóticas que aumentam a competição ou a predação, mudanças climáticas, redução e fragmentação de áreas naturais, comércio ilegal da biodiversidade ou biopirataria, desertificação, agricultura e pecuária, eutrofização (crescimento exponencial de algas por aumento de nutrientes em corpos d'água), dentre outros (Primack e Rodrigues, 2001; Fearnside, 2003; Machado et al. 2006; Araujo et al. 2010; Townsend et al. 2010).

Nos ambientes naturais, por exemplo, a degradação física causada pela agricultura gera não só a desertificação e desgaste do solo, como mudanças nas descargas dos rios, como represamento de água para geração de energia hidrelétrica ou sua remoção para a irrigação de lavouras. A degradação química pode apresentar muitas causas diferentes, como a utilização de pesticidas aplicados diretamente no solo, que são transmitidos de forma direta ou indireta para os seres vivos através das teias alimentares. O uso excessivo de fertilizantes nitrogenados lançados diretamente no solo que escoam para lagos, rios e oceanos, alteram a diversidade aquática, gerando desequilíbrio ambiental e perda da diversidade. Muitos poluentes podem ser transmitidos através da atmosfera, como as chuvas ácidas, que podem matar árvores e gerar a extinção de peixes em lagos, por exemplo. Há ainda a queima de combustíveis fósseis que aumentam a concentração de dióxido de carbono na atmosfera, gerando mudanças climáticas por todo o planeta (Townsend et al. 2010).

É importante ressaltar que ao longo da vida no planeta sempre houve eventos de estabilidades e de grandes extinções; o tempo evolutivo de cada espécie é fundamental e diferencia as extinções de origem natural daquelas decorrentes pela ação humana (Piratelli et al. 2013). Historicamente, a biodiversidade sofreu muitos impactos ambientais, principalmente com as mudanças climáticas acontecendo de forma acelerada, mas sem perda significativa de diversidade de espécies. O grande problema é que os habitats no passado estavam preservados e atualmente estão fragmentados (isolados), criando barreiras biogeográficas; e os sucessos evolutivos das espécies animais e vegetais que ocorreram no passado, poderão não ser mais repetidas (Cox e Moore, 2011).

Os custos econômicos e sociais das perdas ambientais só são sentidos quando os recursos deixam de existir e as pessoas passam a pagar por produtos que antes gratuitamente obtinham da natureza. Por isso, quando os recursos naturais são desvalorizados, também aumentam os custos econômicos e sociais, como tratamentos de saúde gerados pela poluição, empobrecimento do solo, contaminação de rios e oceanos, entre outros (Motta et al. 1994). A perda continuada de florestas tropicais prejudica a capacidade dos ecossistemas terrestres de ajudar a regular o fluxo dos rios, e como consequência disso, o desmatamento de matas ciliares aumenta o fluxo de água nas enchentes e diminui o fluxo da água em períodos secos (Townsend et al. 2010). Em um ecossistema existe uma complexa conectividade entre os fatores abióticos e os fatores bióticos, e por isso, quando ocorre a modificação de um ambiente para aprimorar um serviço, a produção agrícola, por exemplo, afeta diretamente outros recursos naturais que ocorrem no mesmo espaço físico.

Para analisar a taxa de extinção da biodiversidade pela ação humana é preciso fazer uma análise minuciosa sobre todas as espécies que ocorrem no mundo, conhecer a taxa de extinção que estão sendo atingidas e comparar com as taxas de extinção em períodos anteriores à evolução da espécie humana (Townsend et al. 2010). Para calcular os danos ao meio ambiente é realizada a avaliação do impacto ambiental que leva em consideração os efeitos no presente e no futuro, analisando além das espécies ameaçadas, a qualidade dos recursos naturais como a água e solo (Primack e Rodrigues, 2001).

Diante de tantos impactos ambientais, resta garantir a utilização dos recursos naturais em longo prazo através da conservação dos ambientes naturais desenvolvendo estratégias para protegê-los, como a criação de Unidades de Conservação que tem como objetivo proteger a biodiversidade de uma determinada área, assim como seus recursos naturais e culturais associados. Essas áreas conservadas devem ter conectividade para garantir a união de áreas fragmentadas através de corredores ecológicos, para que as espécies da fauna e flora possam circular livremente, se reproduzindo e garantindo a perpetuação de gerações futuras e evitando os isolamentos biogeográficos.

A Restauração de Áreas Degradadas é o ramo da ciência que se dedica a manejar a recuperação e integridade ecológica dos ecossistemas, incluindo um número mínimo espécies e da sua variabilidade na estrutura e no funcionamento dos processos ecológicos, econômicos e sociais. Para assegurar a efetiva restauração deve-se ter claros objetivos como: conhecer as principais características do ecossistema a ser restaurado; identificar as barreiras ecológicas que impedem ou dificultam a regeneração natural, diminuindo assim a resiliência (capacidade de recuperação) do ambiente; e a integração entre restauração ecológica e o desenvolvimento econômico (Kageyama et al. 2003).

A única forma de minimizar problemas de eutrofização nas águas de rios, represas e oceanos é por meio de manejo cuidadoso das áreas de captação terrestre, e assim evitar o escoamento de nutrientes; e por meio de tratamento de resíduos para remover nutrientes antes que possa ser descartado nas águas. A conservação da vegetação em áreas de mananciais ou em matas ciliares ao longo das margens dos cursos d'água é importante, pois microrganismos e plantas removem parte dos nutrientes dissolvidos promovendo uma filtragem no solo (Townsend et al. 2010).

As interações das plantas com bactérias e fungos são muito importantes, para a recuperação ou restauração de ambientes degradados, pois podem ser utilizadas bactérias nitrificadoras associadas às raízes de plantas leguminosas. A introdução desse grupo de plantas garante que outras interações possam também acontecer (Kageyama et al. 2003). Um dos exemplos mais conhecidos é a micorriza, a associação mutualística entre fungos e as raízes de plantas leguminosas.

A recuperação do solo depende da sua capacidade de sustentar o crescimento de vegetais e de outros organismos. A introdução de espécies nativas variadas como ervas, arbustos, árvores em reflorestamentos proporcionam vários efeitos sobre os atributos químicos, físicos e biológicos do solo enriquecendo-o com minerais através da ciclagem de nutrientes (Araujo et al. 2010). Esses fatores são essenciais para a preservação do ambiente natural ou para a recuperação de um ambiente degradado, evitando assim impactos ambientais como erosão, desertificação, assoreamento de rios etc.

Para a recuperação de áreas degradadas prioriza-se a utilização de espécies nativas do local, pois o objetivo é tornar o ambiente o mais semelhante possível ao anteriormente existente. Por isso a Sistemática é uma importante ferramenta para selecionar as melhores espécies que devem ocorrer nesse ambiente, favorecendo as interações entre espécies diferentes como animais que buscam frutos e sementes para a sua alimentação e também abrigos; e espécies vegetais que dependem desses animais para garantir a polinização de suas flores e dispersão de suas sementes restaurando, assim, o equilíbrio gerado pelas complexas teias alimentares.

SISTEMÁTICA E EDUCAÇÃO

Mesmo antes do surgimento do conceito de Educação Ambiental, as ideias de uma educação conservacionista sempre enfatizaram o manejo dos recursos naturais. O principal foco da Educação Ambiental é as Ciências Biológicas e a convicção do potencial tecnológico para solucionar os problemas gerados em esfera global, indicando como causas a falta de conhecimentos e de comportamentos adequados da população (Philippi e Pelicioni, 2014), sendo que essas lacunas existem até hoje.

A degradação ambiental em escala mundial, observada nos dias de hoje, indica a importância da Educação Ambiental para a formação científica e cidadã consciente (Berezuk e Moreira, 2014) em um mundo cada vez mais globalizado. Por ter um caráter interdisciplinar, a Educação Ambiental, utiliza-se dos diversos conceitos e técnicas de diferentes disciplinas, como a Ecologia, a Geografia, a História, a Psicologia, a Sociologia (Philippi e Pelicioni, 2014) e até mesmo a Sistemática para embasar seu conhecimento e aplicá-lo aos diversos processos de aprendizagem.

Por tratar-se de uma Ciência de interdisciplinaridade, a Educação Ambiental juntamente com a Sistemática pode ser uma importante ferramenta para o conhecimento, divulgação e proteção da biodiversidade, uma vez que pode trabalhar com diferentes técnicas metodológicas para a sensibilização da sociedade.

No que se refere ao Ensino de Ciências e Biologia, é importante destacar que a forma como a Sistemática é tratada nesses níveis tem uma relação direta com o interesse dos alunos quanto à conservação da biodiversidade. Os seres vivos ainda são apresentados aos estudantes da Educação Básica principalmente com base no sistema de classificação proposto pela Escola Lineana, com uma abordagem filogenética incipiente. Segundo Bozzini et al. (2018), a apresentação de linhagens pode favorecer a compreensão da diversificação dos seres vivos como um evento dinâmico ao longo da história do planeta, em substituição à apresentação dos grupos de seres delimitados somente por caracteres morfoanatômicos, sem uma abordagem filogenética. Assim, o reconhecimento de linhagens pode contribuir para um ensino menos teórico e repetitivo e mais questionador e dinâmico.

O estudo dos seres vivos com a base na abordagem filogenética possibilita a superação das concepções reducionistas de ensinar esses conteúdos, considerando a integração de definições, conceitos, fenômenos e suas explicações com processos de produção, construção e avaliação de novos conhecimentos científicos (Bozzini et al. 2018). A melhor compreensão dos seres vivos é muito bem-vinda, tanto no ensino de Ciências e Biologia como em outros segmentos da sociedade, uma vez que aumenta as possibilidades de conservação da biodiversidade. Conhecer a biodiversidade pode propiciar aos diferentes segmentos da sociedade a sensação de pertencimento em relação à natureza e o consequente comprometimento com a conservação dos seres vivos.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Se por um lado a Sistemática é uma ciência desafiadora e que exige paciência e dedicação, por outro mostra-se fundamental para auxiliar na documentação e conservação da biodiversidade, frente ao trágico cenário de perda de espécies pela perda de habitats, especialmente pelo desmatamento (Simpson, 2010). Um dos aspectos amplamente ressaltados sobre o aquecimento global é o seu impacto sobre a diversidade biológica. Além da ameaça sobre as áreas ricas em biodiversidade no planeta, há também a ameaça da perda de conhecimento com a crescente desvalorização da Sistemática nos diferentes níveis da sociedade, inclusive acadêmica (De-Lamonica-Freire, 2008). O Brasil é um dos países com maior diversidade biológica, com cerca de 20% das espécies do planeta, e a tarefa de sistematizar o conhecimento sobre a maioria dessas espécies ainda está por ser feita.

A Sistemática está também, a serviço da humanidade, uma vez que os nomes dos organismos e as informações associadas podem ter importância para diversos setores da sociedade, que dependem das identificações corretas dos seres vivos que fornecem recursos naturais, evitando gastos e danos desnecessários, tanto à humanidade como à diversidade biológica. Assim, é importante que o meio acadêmico e a sociedade de forma geral estimulem a formação de sistemas, em benefício da conservação de todas as espécies do planeta, incluindo a espécie humana!

REFERÊNCIAS

- AGOR, J.K.; OZALTIN, O.Y. Models for predicting the evolution of influenza to inform vaccine strain selection. **Human Vaccines & Immunotherapeutics**, v. 14, n. 3, p. 678-683, 2018.
- ALCAÏS, A.; ABEL, L.; CASANOVA, J. L. Human genetics of infectious diseases: Between proof of principle and paradigm. **Journal of Clinical Investigation**, v. 119, n. 9, p. 2506-2514, 2009.
- AMORIM, Dalton S. Fundamentos de Sistemática **Filogenética**. Ribeirão Preto: Editora Holos, 2002.
- ARAÚJO, J.M.; NOGUEIRA, R.M.; SCHATZMAYR, H.G.; ZANOTTO, P.M.; BELLO, G. Phylogeography and evolutionary history of dengue vírus type 3. **Infection, Genetics and Evolution**, v. 9, n. 4, p. 716-25, 2009.
- ARAÚJO, G.H.S.; ALMEIDA, J.R.; GUERRA, A.J.T. **Gestão de áreas degradadas**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2010.
- ALVES, R.R.N.; SILVA, A.A.G.; SOUTO, W.M.S.; BARBOZA, R.R.D. Utilização e comércio de plantas medicinais em Campina Grande, PB, Brasil. **Revista Eletrônica de Farmácia**, v. 4, n. 2, p. 175-198, 2007.
- BENITE, A.M.C.; FAUSTINO, G.A.A.; SILVA, J.P.; BENITE, C.R.M. Dai-me agô (licença) para falar de saberes tradicionais de matriz africana no ensino de Química. **Química Nova**, v. 15, p. 1-10, 2019.
- BEREZUK, P.A.; MOREIRA, A.L.O.R. A educação ambiental na universidade: analisando um curso de Ciências Biológicas, Maringá. **Acta Scientiarum. Human and Social Sciences**, v. 36, n. 2, p. 189-197, 2014.
- BERNS, D. S.; RAGER, B. Emerging infectious diseases: a cause for concern. **The Israel Medical Association journal: IMAJ**, v. 2, n. 12, p. 919-23, 2000.
- BOURCY, C.F.A.; ANGEL, C.J.L.; VOLLMERS, C.; DEKKER, C.; DAVISH, M.M.; QUAKE, S.R. Phylogenetic analysis of the human antibody repertoire reveals quantitative signatures of immune senescence and aging. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 114, n. 5, p. 1105-1110, 2017.
- BOZZINI, Isabela C.T.; CALZOLARI NETO, Anselmo J.; SEBASTIANI, Renata. O papel dos conhecimentos específicos de Botânica na proposta de reformulação curricular de um curso de Licenciatura em Ciências Biológicas. **Anais...VII Enebio**. 03 a 06 de setembro de 2018. p. 2384-2392.
- BRITES-NETO, J.; BRASIL, J.; TAKEDA, G.A.C.G.; GUILLEN, A.C.; LABRUNA, M.B.; PINTER, A. Diferenciação morfométrica entre larvas de *Amblyomma sculptum* Berlese, 1888 e *Amblyomma dubitatum* Neumann, 1899. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 70, n. 5, p. 1521-1528, 2018.
- BUENO, N.R.; CASTILHO, R.O.; COSTA, R.B.; POTT, A.; POTT, V.J.; SCHEIDT, G.N.; BATISTA, M.S. Medicinal plants used by the Kaiowá and Guarani indigenous populations in the Caarapó Reserve, Mato Grosso do Sul, Brazil. **Acta botanica brasílica**, v. 19, n. 1, p. 39-44, 2005.
- BUKH, J. The history of hepatitis C virus (HCV): Basic research reveals unique features in phylogeny, evolution and the viral life cycle with new perspectives for epidemic control. **Journal of Hepatology**, v. 65, p. S2-S21, 2016.
- CERAULO, Carmine; Giorgi, Federico.M. Genomic variance of the 2019-nCoV coronavirus. **Med Virol.**; v 92, p522-528, 2020.
- CLEMPUT, S.; WIM, D.; FONSECA, V.; KARIM, W. A.; GIOVANETTI, M.; ALCANTARA, L.C.; DEFORCHE, K.; OLIVEIRA, T. Genome Detective Coronavirus Typing Tool for rapid identification and characterization of novel coronavirus genomes. **Bioinformatics** (Oxford, England). 2020.

- CONCHA, C.; CAÑAS, R.; MACUER, J.; TORRES, M.J.; HERRADA, A.A.; JAMETT, F.; IBAÑEZ, C. Disease Prevention: An Opportunity to Expand Edible Plant-Based Vaccines? **Vaccines**, v. 5, n. 2, p. 8-23, 2017.
- COX, C. B.; MOORE, P. D. **Biogeografia: uma abordagem ecológica e evolucionária**. Rio de Janeiro: LTC, 2011.
- CUI, Jie; Fang, Li; Zheng- Li, Shi. Origin and evolution of pathogenic coronaviruses. **Nat. Rev. Microb.**, V 17, P181-192, 2019.
- DANTAS-TORRES, F.; ONOFRIO, V.C.; BARROS-BATTESTI, D.M. The ticks (Acari: Ixodida: Argasidae, Ixodidae) of Brazil. **Systematic and Applied Acarology**, v. 14, n. 1, p. 30-46, 2009.
- DE-LAMONICA-FREIRE, E.M. Taxonomia: a importância de uma especialidade. **O biólogo**. CRBio 01, Jan-Fev-Mar., p. 21, 2008.
- DROSTEN C, GÜNTHER S, PREISER W, et al. Identification of a novel coronavirus in patients with severe acute respiratory syndrome. **N Engl J Med**. 348(20): 1967-1976, 2003.
- EFE, M.A.; MARTINS-FERREIRA, C.; OLMOS, F.; MOHR, L.V.; SILVEIRA, L.F. Diretrizes da Sociedade Brasileira de Ornitologia para a destinação de aves silvestres provenientes do tráfico e cativeiro. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 14, n. 1, p. 67-72, 2006.
- FEARNSIDE, Philip M. **A floresta amazônica nas mudanças globais**. Manaus: INPA, 2003.
- FUNAI (Fundação Nacional do Índio) Disponível em www.funai.gov.br, acessado em 16 de agosto de 2019.
- HILLIS, David M., MORITZ, Craig; MABLE, Barbara K. **Molecular Systematics**. Sunderland, MA, USA: Sinauer Associates, Inc. ,1996.
- KAGEYAMA, Paulo Y.; OLIVEIRA, Renata E.; MORAES, Luiz F.D.; ENGEL, Vera L.; MENDES, Flávio B.G. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, 2003.
- KILL, Lucia H.P.; SIQUEIRA, Katia M.M. Manejo de polinizadores em *Mangifera indica* L. (Anacardiaceae) no Vale do Submédio Rio São Francisco. In: Yamamoto, M., Oliveira, P.E., & Gaglianone, M.C. (orgs.). **Uso sustentável e restauração da diversidade dos polinizadores autóctones na agricultura e nos ecossistemas relacionados: Planos de Manejo**. Rio de Janeiro, RJ: Funbio, 2014. p. 11-32.
- LAM, T-T; Ho-Hin Shum, M., Zhu, H-C, Tong, Y-G, Ni, X-B, Liao, Y-S, Wei Wei, Cheung, W.Y-M, Li, W.J, Feng Li, L., Leung, G. M., Holmes, E. C., Hu, Y-L.; Guan, Y. Identifying SARS-CoV-2 related coronaviruses in Malayan pangolins. **Nature**, 2020.
- LATINI, Anderson O.; RESENDE, Daniela C.; POMBO, Vivian B.; CORADIN, Lidio (Org.). **Espécies exóticas invasoras de águas continentais no Brasil**. Série Biodiversidade, 39. Brasília, DF: MMA, 2016.
- LETKO M, Munster V. Functional assessment of cell entry and receptor usage for lineage B _-coronaviruses, including 2019-nCoV. **Nat Microbiol.**, v5, p562–569 2020.
- LI, X., Zai, J., Zhao, Q., Nie, Q., Li, Y., Foley, B.T., Chaillon, A., Evolutionary history, potential intermediate animal host, and cross-species analyses of SARS-CoV-2. **J.Med. Virol.**, 2020.
- LIMA, G. S.; RIBEIRO, G. A.; GONÇALVES, W. Avaliação da efetividade de manejo das unidades de conservação de proteção integral em Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 29, n. 4, p. 647-653, 2005.
- LORENZI, Harry; MATOS, Francisco J.A. **Plantas medicinais no Brasil: nativas e exóticas**. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2002.
- MACHADO, M.; VARGAS, V.; BARROS, R.C. Extinções em massa e a crise atual da biodiversidade: lições do tempo profundo. **Diálogo**, v. 9, p. 37-68, 2006.

- MARGULIS, Lynn; SCHWARTZ, Karlene V. **Cinco Reinos. Um guia ilustrado dos filós da vida na Terra**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2001.
- MARTINS, Roberto A. **Aristóteles e o estudo dos seres vivos**. São Paulo: Livraria da Física Editorial, 2015.
- MILLER, G.Tyler; SPOOLMAN, Scott E. **Ciência Ambiental**. São Paulo: Cengage Learning, 2015.
- MOTTA, R.S.; MENDES, A.P.R.; MENDES, F.E.; YOUNG, C.E.F. Perdas e serviços ambientais do recurso água para uso doméstico. **Pesquisa e Planejamento Econômico**, v. 24, p. 35-72, 1994.
- NII-TREBI, N.I. Emerging and Neglected Infectious Diseases: Insights, Advances, and Challenges. **BioMed Research International**, 5245021, 2017.
- OJOSNEGROS, S.; BEERENWINKEL, N. Models of RNA virus evolution and their roles in vaccine design. **Immunome Research**, Supp 12, p. S5, 2010.
- PAZ Z.F.A. & BERCINI, A.M. **Emerging and Reemerging Diseases in the Context of Public Health**. Disponível em <http://www.boletimdasau.de.rs.gov.br/conteudo/1441/doenças-emergentes-e-reemergentes-no-contexto-da-saude-publica>. 2009.
- PEREIRA, H.F.A.; ESTON, M.R. Biologia e manejo de capivaras (*Hydrochoerus hydrochaeris*) no Parque Estadual Alberto Löfgren, São Paulo, Brasil. **Revista do Instituto Florestal**, v. 19, n. 1, p. 55-64, 2007.
- PHILIPPI-JR, Arlindo & PELICIONI, Maria C. (eds.). **Educação Ambiental e Sustentabilidade**, coleção ambiental, v.14. Barueri: Manole, 2014.
- PIRATELLI, Augusto J.; FAVORETTO, Gabriela R.; BELLEMO, Adriana C. Biologia da Conservação: uma ciência multidisciplinar. In: Piratelli, J.; Francisco, M.R. **Conservação da biodiversidade: dos conceitos às ações**. Rio de Janeiro: Technical Books. 2013.
- PRIMACK, Richard B. **Essentials of Conservation biology**. Sunderland: Sinauer Associates, 2002.
- PRIMACK, Richard B. **Essentials of Conservation biology**. Sunderland: Sinauer Associates, 2008.
- PRIMACK, Richard B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Londrina: Ed. Planta, 2001.
- SAAD, Gláucia A.; LÉDA, Paulo H.O.; SÁ, Ivone M.; SEIXLACK, Antonio C. **Fitoterapia Contemporânea - Tradição e Ciência na Prática Clínica**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. 2018.
- SCHNEIDER, Horacio. **Métodos de análise filogenética – um guia prático**. Ribeirão Preto: Ed. Holos. 2007.
- Schoeman Dewald, Fielding, Burtram C. Coronavirus envelope protein: current knowledge. **Virol J.** 16(1):69, 2019.
- SHEAHAN, T; Rockx, B; Donaldson, E; Sims, A; Pickles, R; Corti, D; Baric, R. Mechanisms of zoonotic severe acute respiratory syndrome coronavirus host range expansion in human airway epithelium. **J. Virol.**, v 82, p2274–2285, 2008
- SIMPSON, Michael G. **Plant Systematics**. USA: Ed. Academic Press. Elsevier, 2010.
- SNUC (Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza). Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000; decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002. 2ª ed. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. 2002.
- SOUZA, Vinícius C.; LORENZI, Harry. **Botânica sistemática. Guia ilustrado para identificação das famílias de Fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado em APG III**. Nova Odessa: Editora Plantarum, 2008.
- TANG X.C., Zhang J.X., Zhang S.Y., Wang P, Fan XH, Li LF, Li G, Dong BQ, Liu W; Cheung CL, Xu KM, Song WJ, Vijaykrishna D, Poon LL, Peiris JS, Smith GJ, Chen H, Guan Y. Prevalence and genetic diversity of coronaviruses in bats from China. **J Virol.**, v. 80, p7481-90, 2006.

- TOLEDO, V.M.; BARRERA-BASSOLS, N. A etnoecologia: uma ciência pós-normal que estuda as sabedorias tradicionais. **Desenvolvimento do Meio Ambiente**, v. 20, p. 31-45, 2009.
- TOWNSEND, Colin R., BEGON, Michael; HARPER, John L. **Fundamentos de Ecologia**. Porto Alegre: Art-med. 2010.
- TOUSSAINT, N.C.; DÖNNES, P.; KOHLBACHER, O. A mathematical framework for the selection of an optimal set of peptides for epitope-based vaccines. **PLOS Computational Biology**, v. 4, n. 12, p. e1000246, 2008.
- VANIN, S.A. A importância da sistemática. **Vetores e Pragas**, Rio de Janeiro, v. 11, p. 35-40, 2002.
- WHO (World Health Organization). Emerging diseases. <https://www.who.int/> 2010.
- WWF (World Wide Fund For Nature). Missão global. Disponível em: https://www.wwf.org.br/wwf_brasil/wwf_mundo/. Acesso em 01 ago. 2019.
- WHO (World Health Organization). Coronavirus disease 2019 (COVID-19) Situation Report–70 <https://www.who.int/> 2020. Disponível em: https://www.who.int/docs/default-source/coronaviruse/situation-reports/20200330-sitrep-70-covid-19.pdf?sfvrsn=7e0fe3f8_2. Acesso em 31 de mar. 2020
- WAN, Y; Shang, J; Graham, R; Baric, R.S; Fang, L. Receptor Recognition by the Novel Coronavirus from Wuhan: an Analysis Based on Decade-Long Structural Studies of SARS Coronavirus. **J. Virol**, v.4, n7, p e00127-20, 2020.
- SHEAHAN, T; Rockx, B; Donaldson, E; Sims, A; Pickles, R; Corti, D; Baric, R. Mechanisms of zoonotic severe acute respiratory syndrome coronavirus host range expansion in human airway epithelium. **J. Virol.**, v 82, p2274–2285, 2008.
- DROSTEN C, Günther S, Preiser W, et al. Identification of a novel coronavirus associated with severe acute respiratory syndrome. **N Engl J Med.**, v 348, p1967-1976, 2003.
- ZAKI, A. M., van Boheemen, S., Bestebroer, T. M., Osterhaus, A. D. & Fouchier, R. A. Isolation of a novel coronavirus from a man with pneumonia in Saudi Arabia. **N. Engl. J. Med.**, v 367, 1814–1820, 2012.
- ZHONG N.S, Zheng B.J, Li YM, Poon L.I, Xie Z.H, Chan K.H, Xie J.P; Liu, X.Q; Xu, J; Li D.X, Yuen, K.Y; Peiris, Guan, Y. Epidemiology and cause of severe acute respiratory syndrome (SARS) in Guangdong, People's Republic of China. **Lancet**, v 362:1353–1358, 2003

HOMENAGENS

***In memoriam, aos eméritos cientistas
que contribuíram enormemente para
o desenvolvimento da Educação, Ciência e
Tecnologia em nosso país***

Prof. Dr. Aziz Nacib Ab'Sáber (USP)

Prof. Dr. Edmir Daniel Carvalho (UNESP)

Prof.^a. Dra. Eucléia Primo Betioli Contel (USP)

Prof. Dr. Keshiyu Nakatani (UEM)

Prof. Dr. Manuel Pereira de Godoy (EEBP/SUDEPE)

Prof. Dr. Newton Castagnolli (UNESP)

Prof. Dr. Rodolpho T. W. Gaspar von Ihering (EEBP/MA)

Prof.^a. Dra. Yoko Terada (UEM)

***Da mesma forma, esta obra é dedicada para aqueles professores
cientistas que ainda muito contribuem, por meio de seus exemplos,
para que continuemos a nossa luta por um mundo melhor***

Prof. Dr. Fausto Foresti (UNESP)

Prof. Dr. Hitoshi Nomura (USP)

Prof. Dr. Luiz Antonio Carlos Bertollo (UFSCar)

Prof. Dr. Noriyoshi Yamaguti (USP)

Prof. Dr. Osmar Sinelli (USP)

Prof. Dr. Shigueo Watanabe (USP)

REVISÃO GERAL

Carmino Hayashi
Diego de Souza Sardinha
Letícia Hirata Godoy
Luciana Botezelli
Paulo Augusto Zaitune Pamplin

CONSELHO EDITORIAL

Afonso Pelli
Antonio Donizetti Gonçalves de Souza
Carmino Hayashi
Diego de Souza Sardinha
Francisco José Cardoso
Geovany Jessé Alexandre da Silva
Letícia Hirata Godoy
Luciana Botezelli
Luiz Eduardo Panisset Travassos
Marcelo Mattos Pedreira
Maria Margarida da Rocha Fiuza de Melo
Mireile Reis dos Santos
Nívea Adriana Dias Pons
Paulo Augusto Zaitune Pamplin
Waterloo Pereira Filho

RESUMO DO CURRICULUM VITAE DOS ORGANIZADORES

CARMINO HAYASHI

Possui Licenciatura Plena em Ciências Biológicas (USP), Mestrado em Zootecnia (UNESP) e Doutorado em Ciências (UFSCar). Bacharel em Administração Pública (UFSJ) e graduado em Gestão Empresarial (FATEC). Especialista em Design Instrucional para EaD (UNIFEI), Planejamento, Implementação e Gestão da EaD (UFF), Gestão Pública Municipal (UFSJ) e Mídias na Educação (UFSJ). Publicou em parceria inúmeros artigos científicos, capítulos de livros, textos em jornais, trabalhos em congressos, além da organização de livros. Orientou centenas de alunos (estagiários, graduação, pós-graduação e pós-doutorado). Participou em várias bancas examinadoras de graduação e pós-graduação, concursos e processos seletivos. Foi Professor Titular na Universidade Estadual de Maringá, onde exerceu cargos de Diretoria, Chefia e Conselhos, além da docência em cursos de graduações e pós-graduações. Foi pesquisador científico do CNPq e PVNS - CAPES/MEC na UFTM. Atualmente é Professor Visitante no ICN/PPGCA/UNIFAL, assim como no PPGSGA/UFSCar, além de Consultor em vários Institutos, Fundações e em revistas científicas nacionais e internacionais. As principais linhas de ensino, pesquisa e extensão são relacionadas as áreas de Gestão, Políticas Públicas, Sustentabilidade Ambiental e Novas Tecnologias Educacionais.

E-mail: hayashi@terra.com.br

DIEGO DE SOUZA SARDINHA

Engenheiro Ambiental pelo Instituto de Ensino Superior COC de Ribeirão Preto (SP), Mestre e Doutor em Geologia Regional pelo Instituto de Geociências e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho em Rio Claro (SP). Professor da Universidade Brasil, ministrando aulas nos cursos de Engenharia Ambiental e Agrônômica entre 2008 e 2010. Professor da Universidade Federal do Triângulo Mineiro, ministrando aulas nos cursos de Engenharia entre 2010 e 2012. Atualmente é Professor Associado da Universidade Federal de Alfenas (UNIFAL) e lotado no Instituto de Ciência e Tecnologia (ICT) de Poços de Caldas (MG), onde ministra aulas no curso de Engenharia Ambiental e desenvolve pesquisas com ênfase em processos geoquímicos superficiais, atuando principalmente em hidrogeoquímica de bacias hidrográficas (interação água-rocha-solo). Trabalha em estudos de intemperismo e evolução do relevo, aportes atmosféricos e contribuições geogênicas / antropogênicas, principalmente os relacionados a bacias de drenagem como unidade de estudo.

E-mail: diego.sardinha@unifal-mg.edu.br

LUCIANA BOTEZELLI

Graduada em Engenharia Florestal pela Universidade Federal de Lavras (UFLA), especialização em Ecoturismo e Planejamento de Atividades em Áreas Naturais, mestre e doutora em Ciências, também pela UFLA. Tem experiência em magistério no ensino médio, pré-vestibular e superior; participações em projetos e consultorias. Como funcionária pública, atuou junto ao Instituto Estadual de Florestas (IEF), Programa Pro-Acesso e no quadro permanente da Universidade Federal de Itajubá, MG, como professora e coordenadora do curso de Engenharia Ambiental. Atualmente é docente da Universidade Federal de Alfenas, *campus* Poços de Caldas. Participou dos programas de Especialização em *Design* Instrucional para EaD Virtual: tecnologias, e Especialização em Meio Ambiente e Recursos Hídricos (CEMARH). Em programas *stricto sensu* co-orienta no Programa de Pós-graduação em Meio Ambiente e Recursos Hídricos (PosMARH) e no Programa Desenvolvimento, Tecnologias e Sociedade (DTecS), ambos da Universidade Federal de Itajubá (UNIFEI); membra do Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais (PPGCA) da Universidade Federal de Alfenas (UNIFAL). Atua como editora científica da Revista *Regnellea Scientia*, parceria entre a Universidade Federal de Alfenas e a Fundação Jardim Botânico de Poços de Caldas.

E-mail: luciana.botezelli@gmail.com

PAULO AUGUSTO ZAITUNE PAMPLIN

Possui graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de São Carlos (1995), mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental pela Universidade de São Paulo(1999) e doutorado em Ecologia e Recursos Naturais pela Universidade Federal de São Carlos(2004). Foi Professor da Universidade Federal do Piauí - campus Bom Jesus (20006-2008) sendo vinculado ao Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente e Sociedade TROPEN/PRODEMA. Desde 2009 é Professor da Universidade Federal de Alfenas - campus Poços de Caldas (2009-), vinculado ao Programa de Ciências Ambientais Tem experiência na área de Ecologia, com ênfase em Ecologia de Ecossistemas. Atuando principalmente nos seguintes temas: comunidade bentônica, eutrofização, reservatórios, espécies indicadoras de poluição.

E-mail: paulo.pamplin@gmail.com

RESUMO DO CURRICULUM VITAE DOS AUTORES E COAUTORES

Cintia Vieira da Silva

Professora e coordenadora do curso de Ciências Biológicas na Universidade Cidade de São Paulo. Graduada em Ciências Biológicas na Universidade de Santo Amaro (UNISA), Mestre e Doutora em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente pelo Instituto de Botânica (IBt). Atua na área de Botânica e Ecologia de Ecossistemas.

E-mail: cintia.silva@unicid.edu.br

Cristiano Poletto

Professor Associado – Universidade Federal do Rio Grande do Sul). Graduado em Engenharia Civil, especialização em Engenharia de Segurança do Trabalho pela Universidade Estadual de Maringá, Mestrado em Engenharia Civil com ênfase em Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul com sanduíche na United States Geological Survey (USGS) de Atlanta - EUA e Pós-Doutorado pela Coventry University da Inglaterra. Atua nos seguintes temas: qualidade da água, recursos hídricos, sedimentos fluviais, qualidade.

E-mail: cristiano.poletto@ufrgs.br

Daniele Ornaghi Sant'Anna

Professora Adjunta na UNIFEI – Universidade Federal de Itajubá. Graduado em Arquitetura e Urbanismo pela UNIMARCO, especialista em Conforto Ambiental e Conservação de Energia pela USP, com mestrado e doutorado pela Faculdade de Arquitetura e Urbanismo na Universidade de São Paulo (FAU/USP), atuando na área de Planejamento Urbano, Conforto Ambiental e Tecnologia da Arquitetura e Urbanismo.

E-mail: ornaghi@gmail.com

Danilo Augusto Toledo Costa

Possui graduação em Ciências Biológicas na Fundação de Ensino e Pesquisa de Itajubá (FEPI) e Mestrado em Ciências Ambientais pela Universidade Federal de Alfenas (Unifal). Atua na linha de pesquisa Tecnologias Ambientais Aplicadas, com trabalhos envolvendo ecologia ambiental, interação sociedade e meio ambiente e impacto ambiental.

E-mail: danilo_cibio@icloud.com

Diego de Souza Sardinha

Engenheiro Ambiental (COC), Mestre e Doutor em Geologia Regional (Unesp). Professor da Universidade Federal de Alfenas (Unifal), lotado no Instituto de Ciência e Tecnologia (ICT) de Poços de Caldas (MG) onde desenvolve pesquisa com ênfase em processos geoquímicos superficiais, atuando principalmente em hidrogeoquímica de bacias hidrográficas (interação água-rocha-solo). Trabalha em estudos de intemperismo e evolução do relevo, aportes atmosféricos e contribuições geogênicas / antropogênicas, principalmente os relacionados a bacias de drenagem como unidade de estudo.

E-mail: diegosouzasardinha@gmail.com

Diogo Olivetti

Doutor em Geociências Aplicadas e Geodinâmica (Geoprocessamento e Análise Ambiental), pela Universidade de Brasília. Bacharel em Geografia e Mestre em Ecologia e Tecnologia Ambiental, ambos pela Universidade Federal de Alfenas. Atua no levantamento e integração de dados ambientais com técnicas de Geoprocessamento, aplicações de técnicas de Sensoriamento Remoto no monitoramento da qualidade de águas continentais sobre diferentes plataformas, com destaque para as plataformas aerotransportadas por Aeronaves Remotamente Pilotadas (RPA/VANT/Drone).

E-mail: di_olivetti@hotmail.com

Eric Arruda William

Biólogo. Graduado em Ciências Biológicas Licenciatura e Bacharelado. Mestrado em Biodiversidade em Unidades de Conservação pela Escola Nacional de Botânica Tropical - ENBT, RJ. Atuando na área da biologia da conservação, taxonomia vegetal, ornitologia e etnobiologia.

E-mail: eriwilliams15@gmail.com

Érica Pereira da Costa

Biologista no Laboratório de Patologia Molecular do Instituto do Câncer do Estado de São Paulo (ICESP). Bacharel em Ciências Biológicas pela UNISANTA, com mestrado em Imunologia e doutorado em Biologia Celular e Tecidual pela USP, professora titular na Universidade Paulista (UNIP), atuando na área de imunologia, histologia, bioética e biossegurança.

E-mail: erica.costa@hc.fm.usp.br

Fátima Otavina de Souza-Buturi

Professor Adjunto II na Universidade São Judas Tadeu (USJT) e Pesquisadora Associada no Instituto de Botânica (IBt). Bacharel em Ciências Biológicas pela USJT, mestrado pelo Instituto de Botânica e doutorado em Biologia Vegetal pela UNICAMP. Tem experiência em docência, educação ambiental, editoração científica e em Taxonomia e florística de Angiospermas, especialmente da família Asteraceae.

E-mail: fatimaosouza@yahoo.com.br

Filipe Castro Felix

Doutorando em Agricultura Tropical e Subtropical (Gestão de Recursos Agroambientais), Instituto Agrônomo de Campinas – IAC. Graduado em Ciências Biológicas e Mestre em Ciências Ambientais (Tecnologias Ambientais Aplicadas), pela Universidade Federal de Alfenas (UNIFAL - MG). Atua no monitoramento de dinâmicas ecossistêmicas a partir de Sensoriamento Remoto, com destaque ao uso de sensores embarcados em aeronaves remotamente pilotadas (VANT).

E-mail: filipecfelix@gmail.com

Francisco José Cardoso

Professor no Instituto de Ciência e Tecnologia, Campus Poços de Caldas da Universidade Federal de Alfenas-UNIFAL-MG. Doutor em Urbanismo pela Pontifícia Universidade Católica de Campinas (PUCCAMP), Mestre em Urbanismo pela Pontifícia Universidade Católica de Campinas (PUCCAMP), Especialista em Planejamento Municipal pela Universidade Federal de Viçosa (UFV), Especialista em Planejamento Moderno e Contemporâneo pela Pontifícia Universidade Católica de Campinas (PUCCAMP) e graduado em Arquitetura e Urbanismo pela Universidade de Alfenas (UNIFENAS). Experiência profissional na área de Planejamento Urbano e projetos de Arquitetura e Urbanismo.

E-mail: francisco.cardoso@unifal-mg.edu.br

Henrique Llacer Roig

Professor Adjunto III do Instituto de Geociências, Universidade de Brasília – IG/UnB. Pós-doutorado pelo Géosciences Environnement Toulouse- GET, com graduação em Geologia pela UERJ (1988), mestrado em Metalogenia pela UNICAMP (1993) e doutorado em Geologia pela UnB (2004). Membro permanente do Programa de Pós-graduação em Geociências Aplicada e Geodinâmica do IG/UnB, o qual foi coordenador entre 2009 e 2010. Atua na área de

Geotecnologia e Meio Ambiente com o desenvolvimento de modelos matemáticos aplicado ao entendimento da morfologia urbana, serviços ecossistêmicos e recursos hídricos.

E-mail: roig@unb.br

Hugmar Pains da Silva

Bolsista de Desenvolvimento Científico Regional C - CNPq. Pesquisador associado a Universidade Federal de Mato Grosso. Graduado em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual de Mato Grosso - UNEMAT, Mestre em Ciências Ambientais pela Universidade Estadual de Mato Grosso – Unemat e Doutor em Biologia das Interações Orgânicas pela Universidade Estadual de Maringá. Tem experiência em Ecologia e Taxonomia dos grupos recentes, com ênfase no estudo de peixes.

E-mail: painsbio@gmail.com

Izaías Médice Fernandes

Professor Adjunto da Universidade Federal de Rondônia, Campus Universitário de Rolim de Moura. Graduado em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual de Mato Grosso - UNEMAT, Mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade pela Universidade Federal de Mato Grosso - UFMT e Doutor em Biologia de Água Doce Pesca Interior pelo Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA. Tem experiência na área de Ecologia, com ênfase em Ecologia de comunidades e Ecologia de organismos aquáticos.

E-mail: biomedice@gmail.com

Jane Piton Serra Sanches

Docente do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais - IFSULDEMINAS, Poços de Caldas. Graduada em Ciências Biológicas pelo Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho - IBILCE-UNESP - São José do Rio Preto, onde também obteve o título de Mestre e Doutora em Biologia Animal. Atua nas áreas de Zoologia, Taxonomia dos Grupos Recentes, Ictiologia, Conservação de Espécies Ameaçadas e Educação Profissional e Tecnológica.

E-mail: jane.sanches@ifsuldeminas.edu.br

João Paulo de Lima Braga

Engenheiro Agrônomo na Fundação Jardim Botânico de Poços de Caldas). Graduado em Engenharia Agrônoma pela Universidade de São Paulo (ESALQ - USP), mestre em “Biodiversidade em unidades de conservação” pela Escola Nacional de Botânica Tropical (ENBT - RJ).

Atuando nas áreas de conservação da biodiversidade e botânica com ênfase nos campos de altitude e espécies ameaçadas de extinção na região do Planalto de Poços de Caldas - MG.

E-mail: braga.joao@gmail.com

Joaquim Ernesto Bernardes Ayer

Professor no Centro Universitário de Paulínia – UNIFACP. Geógrafo Bacharelado pela Universidade Federal de Alfenas - UNIFAL. Mestre em Ecologia e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal de Alfenas – UNIFAL. Doutorando no Instituto de Geociências da Universidade Estadual de Campinas. Bolsista na Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA atuando na área de avaliação, modelagem e análise espacial.

E-mail: joaquimeba@gmail.com

Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves

Professor Adjunto IV – Universidade Federal do Triângulo Mineiro. Graduado em Engenharia Ambiental pelo Instituto de Ensino Superior COC, com mestrado e doutorado em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC) da Universidade de São Paulo. Atua na área de reaeração superficial, qualidade das águas superficiais, cavitação hidrodinâmica, e modelagem física e matemática de processos ambientais.

E-mail: julio.goncalves@uftm.edu

Laura Machado de Mello Bueno

Professora da Faculdade de Arquitetura e Urbanismo e do Programa de Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo da PUC Campinas, que atualmente coordena. Arquiteta urbanista, mestre e doutora pela FAU USP. Tem experiência profissional e de pesquisa em planejamento e projeto urbano-ambiental e habitacional, com ênfase em assentamentos precários. É líder do Grupo de Pesquisa Políticas Territoriais e A água no Meio Urbano. Bolsista Produtividade do CNPq.

E-mail: laurab@puc-campinas.edu.br

Leopoldo Uberto Ribeiro Junior

Doutor em Recursos Hídricos pela Universidade Estadual de Campinas, possui mestrado em Engenharia da Energia e graduação em Engenharia Hídrica pela Universidade Federal de Itajubá. Possui experiência como gerente de projetos e meio ambiente da área de energia renovável, com destaque para área de Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCH) e energia eólica, com ênfase na identificação de potenciais, desenvolvimento de estudos de Inventário, Projeto Básico e Licenciamento Ambiental.

Letícia Hirata Godoy

Possui graduação em Geologia, mestrado em Geologia Regional e doutorado em Geociências e Meio Ambiente pelo Instituto de Geociências e Ciências Exatas da UNESP. Tem experiência na área de Geociências com ênfase em Geoquímica, atuando principalmente nos seguintes temas: geoquímica de superfície, ambiental e isotópica. Atualmente é consultora na área de geoquímica e meio ambiente.

E-mail: leticiahirata@gmail.com

Lucas Emanuel Servidoni

Geógrafo Bacharelado pela Universidade Federal de Alfenas – MG. Mestre em Ciências Ambientais pela Universidade Federal Alfenas – UNIFAL –MG. Doutorando em Ciências Ambientais pela Universidade Federal de Alfenas – UNIFAL-MG. Atuou como analista de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto no Laboratório de Estudos e Projetos em Manejo Florestal inserido no Departamento de Ciências Florestais da Universidade Federal de Lavras. Trabalhou como professor de Geografia em colégios do ensino médio e preparatório para vestibular.

E-mail: les.servidoni@gmail.com

Luciana Botezelli

Professora no Instituto de Ciência e Tecnologia / Universidade Federal de Alfenas - Poços de Caldas. Graduada em Engenharia Florestal, especialização em Ecoturismo e Planejamento de Atividades em Áreas Naturais, mestrado e doutorado em Engenharia Florestal (Manejo Ambiental). Atuando nas áreas de conservação da natureza, ambiente e sustentabilidade, planejamento urbano, sementes florestais, Unidades de Conservação e seus aspectos socioambientais, educação ambiental.

E-mail: luciana.botezelli@gmail.com

Luis Felipe Pigatto Miranda Silva

Possui bacharelado em Geografia pela Universidade Federal de Alfenas - UNIFAL-MG (2012), atuou em consultorias no processo de elaboração de outorgas de uso da água junto ao DAEE-SP (2017), e atualmente é mestrando no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais pela Universidade Federal de Alfenas - MG; desenvolve projeto de pesquisa na área de tecnologias ambientais aplicadas, no monitoramento a partir do uso de drones em sistemas agroambientais.

E-mail: lfpmgeo@gmail.com

Luiz Felipe Silva

Professor Associado na Universidade Federal de Itajubá – UNIFEI. Graduado em Engenharia Mecânica pela Universidade de Mogi das Cruzes (UMC), com Mestrado e Doutorado pela Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo (USP), com atuação na área de Epidemiologia, Saúde Coletiva e do Trabalhador.

E-mail: lfelipe@unifei.edu.br

Marcos Roberto Martines

Professor Adjunto IV do Departamento de Geografia, Turismo e Humanidades da Universidade Federal de São Carlos. Bacharel e Licenciado em Geografia pela Universidade de São Paulo. Mestre em Ciências pela pelo Programa de Geografia Humana da Universidade de São Paulo e Doutor em Ciências pelo Programa de Geografia Física da Universidade de São Paulo. Atuo principalmente na temática socio/ambiental dentro do Núcleo de Estudos em Ecologia da Paisagem e Conservação (NEEPC) da UFSCar Sorocaba (<http://www2.sorocaba.ufscar.br/needc/>).

E-mail: mmartines@ufscar.br

Maria Elisa Diniz Bucci

Mestranda em Meio Ambiente e Recursos Hídricos no Instituto de Recursos Naturais na UNIFEI - Universidade Feral de Itajubá. Graduada em Bacharelado Interdisciplinar em Ciência e Tecnologia (2016) e Engenharia Ambiental na UNIFAL - Universidade Federal de Alfenas (2019). Atuando nas áreas de ciências ambientais, planejamento urbano, saúde coletiva, conservação da natureza, ambiente e sustentabilidade.

E-mail: maelisadiniz@gmail.com

Marx Leandro Naves Silva

Professor Titular do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras. Engenheiro Agrônomo pela Universidade Federal de Lavras – UFLA (1991), Mestrado e Doutorado em Agronomia (Ciência do Solo) pela UFLA (1997) e Pós-Doutorado pela Lancaster University - Lancaster Environment Centre, UK (2019). Foi Pesquisador II da EMBRAPA/CNPQ (1994 a 1997). Pesquisador Bolsista em Produtividade Científica - 1D no CNPq (desde 1998), em conservação do solo.

E-mail: marx@ufla.br

Paulo Cesar Vênere

Professor Titular da Universidade Federal de Mato Grosso. Graduado em Ciências Biológicas pela UFSCar, SP (1986), com mestrado e doutorado na mesma Instituição, PPG em Ecologia e Recursos Naturais e Genética e Evolução) respectivamente. Professore permanente do PPG em Ecologia e Conservação da Biodiversidade e do PPG Zoologia, ambos da Universidade Federal de Mato Grosso. Atualmente vem desenvolvendo trabalhos voltados para a ictiofauna neotropical, com enfoque nos estudos que se utilizam de marcadores cromossômicos e moleculares em peixes de água doce como bolsista de Produtividade em Pesquisa do CNPq - Nível 1D.

E-mail: pvenere@uol.com.br

Pedro de Souza Lopes Silva

Engenheiro Ambiental. Graduado em Engenharia Ambiental pela UFTM, com mestrado e Ciência e Tecnologia Ambiental pela UFTM. Atua como Engenheiro Ambiental Pleno na Mosaic Fertilizantes P&K (third party - Naturália) na área de Licenças Ambientais.

E-mail: pedro.s.ls@hotmail.com

Reinaldo Paul Pérez Machado

Professor Titular no Departamento de Geografia, Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo. Graduado em Geografia - Universidad de La Habana (1981), pós-graduação no International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences - ITC da Holanda (1990), doutorado em Geografia Humana (2001), Livre Docência (2012) e Professor Titular (2018) pela Universidade de São Paulo. Atuando principalmente nos seguintes temas: geoprocessamento, cartografia digital, sistemas de informações geográficas, análise espacial, sensoriamento remoto e as aplicações das Tecnologias da Informação Geográfica nos temas sociais

Renata Sebastiani

Professora Adjunta IV na Universidade Federal de São Carlos. Licenciada e Bacharel em Ciências Biológicas pela Universidade Presbiteriana Mackenzie, Mestre em Ciências na área de Botânica pela Universidade de São Paulo e Doutora em Diversidade Vegetal e Meio Ambiente pelo Instituto de Botânica (IBt). É sistemata e tem experiência nas áreas de Sistemática Vegetal, Ensino de Ciências e Conservação da Biodiversidade e Comunidades Tradicionais.

E-mail: renatasebatiani2014@gmail.com, sebastiani@ufscar.br

Rianne Caroline de Oliveira

Doutoranda no PEA-UEM - Universidade Estadual de Maringá. Graduada em Ciências Biológicas pela UEM e mestre em Ecologia e Limnologia pela UEM, é doutoranda no Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA) na Universidade Estadual de Maringá (UEM), atuando na área de zoologia e ictiologia, com ênfase em neuroanatomia, filogenia e taxonomia.

E-mail: rianne.oliveira@gmail.com

Rogério Hartung Toppa

Professor Associado do Departamento de Ciências Ambientais do Campus Sorocaba da Universidade Federal de São Carlos. Bacharel em Ciências Biológicas pela UFSCar. Mestre em Ecologia e Doutor em Ciências pelo Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da UFSCar. Desenvolvo minhas atividades de pesquisa nas linhas de Ecologia da Paisagem, Biologia da Conservação e Planejamento Ambiental junto ao Núcleo de Estudos em Ecologia da Paisagem e Conservação (NEEPC) da UFSCar Sorocaba.

E-mail: toppa@ufscar.br, <http://www2.sorocaba.ufscar.br/needpc/>

Ronaldo Luiz Mincato

Professor Associado II do Instituto de Ciências da Natureza, Universidade Federal de Alfenas – UNIFAL-MG. Graduado em Geologia pela UNISINOS, com mestrado, especialização e doutorado pelo Instituto de Geociências da UNICAMP. Docente permanente dos programas de pós-graduação em Ciências Ambientais e em Geografia da UNIFAL-MG. Atua na área de conservação do solo e da água, no mapeamento da uso e cobertura do solo por sensores embarcados em veículos aéreos não tripulados e no uso de resíduos orgânicos para melhoria da fertilidade dos solos.

E-mail: ronaldomincato@gmail.com

Thiago Vinicius Ribeiro Soeira

Engenheiro Ambiental graduado na UFTM - Universidade Federal do Triângulo Mineiro. Mestrando no Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental pela UFTM, desenvolvendo pesquisas na área de Tecnologia de Prevenção e Dinâmica dos Fluidos Computacional, com foco no tratamento de águas e remoção de poluentes emergentes via cavitação hidrodinâmica.

E-mail: tvribeiro88@hotmail.com

Thomaz Alvisi de Oliveira

Docente do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais - IFSULDEMINAS/ Poços de Caldas. Graduado em Geografia pelo Instituto de Geociências e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho - IGCE-UNESP/Rio Claro, onde também obteve o título de Mestre em Geociências e Meio Ambiente e Doutor em Geografia. Atua em Geociências, com ênfase em Geografia Física, principalmente nos seguintes temas: geomorfologia, cartografia e planejamento da paisagem e sistemas ambientais.

E-mail: thomaz.oliveira@ifsuldeminas.edu.br

Zedenil Rodrigues Mendes

Professor Titular na FMU – Faculdades Metropolitanas Unidas. Graduado em Ciências Biológicas pela UNIP, com mestrado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente pelo Instituto de Botânica de São Paulo e doutorando em Ciências Ambientais pela UFSCar. Atua na área de botânica, aracnologia, interação planta-animal e biodiversidade em projetos de infraestrutura e transporte.

E-mail: zedenil@yahoo.com.br

RESUMO DO CURRICULUM VITAE DOS REVISORES

Ademir Roberto Ruschel

Pesquisador Embrapa Amazônia Oriental. Graduado em Ciências Agrárias e mestrado Recursos Genéticos Vegetais pela UFSC e doutorado em Biologia pela Uni-Münster, Alemanha (Westfälische Wilhelms-Universität Münster - Institut für Biologie und Biotechnologie der Pflanzen). Atua na área de manejo, restauração e conservação florestas tropicais e professor colaborador na pós-graduação no curso de Ciências Florestais da UFRA.

E-mail: ademir.ruschel@embrapa.br

Afonso Pelli

Professor Titular da Universidade Federal do Triângulo Mineiro. Graduado em Ciências Biológicas pela UFMG, com mestrado pela Universidade Federal de Minas Gerais em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre e doutorado em Aquicultura pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. Tem experiência na área de Ecologia, atuando principalmente nos temas: ecologia aplicada, entomologia e saúde, biologia e cultivo semi-intensivo de peixes.

E-mail: afonso.pelli@uftm.edu.br

Ana Lúcia Soares Machado

Prof. no Instituto Federal do Amazonas – IFAM. Graduada Cienc. Biológicas, mestrado UFAM- em Ciências Ambientais e Sustentabilidade na Amazônia; doutorado pela UnB - CDS em Desenvolvimento Sustentável. Atua na área Ed. Ambiental, Gestão Ambiental, Logística Reversa e Res. Sólidos.

E-mail: ana.machado@ifam.edu.br

Antonio Donizetti Gonçalves de Souza

Professor Associado da UNIFAL-MG – Universidade Federal de Alfenas. Graduado em Ciências Biológicas pela FFCLRP (USP), mestrado em Ciência e Engenharia Ambiental (USP) e doutorado em Ecologia e Recursos Naturais (UFSCar). Foi pesquisador da Agência Estadual de Meio Ambiente de Pernambuco e Assessor Técnico Secretaria Estadual de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul. Tem experiência na área de monitoramento da qualidade da água e instrumentos de gerenciamento de recursos hídricos.

E-mail: adonizetti@unifal-mg.edu.br

Antonio José Teixeira Guerra

Bacharel em Geografia e MSc em Geomorfologia pela UFRJ. PhD em Geomorfologia pela Universidade de Londres, Pós-doutorado em Erosão dos Solos pela Universidade de Oxford e pela Universidade de Wolverhampton (Inglaterra). Professor Titular do Departamento de Geografia, da UFRJ, onde coordena o LAGESOLOS (Laboratório de Geomorfologia Ambiental e Degradação dos Solos), Pesquisador 1A do CNPq.

E-mail: antoniotguerra@gmail.com

Antônio Pereira Júnior

Professor assistente IV, Universidade do Estado do Pará. Departamento de Engenharia Ambiental. Coordenador do Laboratório de Engenharia Ambiental, Campus VI, Paragominas, Pará, atua nas áreas de Ecossistemas Aquáticos, Avaliação de Impactos ambientais, Microbiologia e Biologia Ambiental, Sociologia Ambiental e Recuperação de Áreas Degradadas.

E-mail: antonio.junior@uepa.br

Ary Teixeira de Oliveira Filho

Engenheiro Florestal pela UFV, Mestre e Doutor em Ecologia pela UNICAMP, com estágios pós-doutorais no Royal Botanic Garden Edinburgh, Royal Botanic Garden Kew and in The New York Botanical Garden. É Professor Titular do Depto de Botânica do ICB/UFMG e Pesquisador Nível 1A do CNPq. Ex-Coordenador do PPG em Engenharia Florestal da UFLA e autor do livro “Catálogo das Árvores de Minas Gerais” e do banco de dados “NeoTropTree”, publicou 39 capítulos de livros, 158 artigos em periódicos científicos, tendo orientado 22 teses, 49 dissertações e dezenas de bolsistas de IC, AP e TCC. Atua principalmente nas áreas de Fito-geografia e Ecologia da Vegetação.

E-mail: ary.oliveira.filho@gmail.com

Barbara Chaves Aguiar Barbosa

Professora EBTTC do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Maranhão. Graduada em Tecnologia e Gestão Ambiental pelo IFCE, com mestrado em Gestão Ambiental pelo IFCE e doutorado em Recursos Hídricos pela Universidade Federal do Ceará. Atua principalmente nas áreas de tratamento de efluentes, saneamento básico e qualidade de águas.

E-mail: barbara.barbosa@ifma.edu.br

Carlos Elias de Souza Braga

Professor Assistente IV na UEPA – Universidade do Estado do Pará. Graduado em Ciências Biológicas pela UFPA, com mestrado e doutorado em Ciências Biológicas/Entomologia pelo INPA, atuando na área de zoologia, entomologia, taxonomia, ecologia, ciências ambientais e ensino de ciências e biologia.

E-mail: bragaelias@yahoo.com.br

Carmino Hayashi

Professor Visitante Sênior na UNIFAL – ICN/PPGCA/Universidade Federal de Alfenas. Graduado em Ciências Biológicas pela USP, graduado em Administração Pública (UFSJ) e em Gestão Empresarial (FATEC/SP) com mestrado pela UNESP e doutorado em Ciências/Ecologia e Recursos Naturais pela UFSCar. Professor Titular (aposentado) na Universidade Estadual de Maringá (UEM), atuando na área de limnologia, ictiologia, cultivos de organismos aquáticos, políticas públicas, gestão e sustentabilidade ambiental.

E-mail: hayashi@terra.com.br

Carolina Aparecida Ferreira

Graduada em Administração pela PUC/MG, com mestrado em Ciências Ambientais (PPGCA/UNIFAL e Doutoranda no PPGCA/UNIFAL.

E-mail: carolina.ferreira85@outlook.com

César Augusto Moreira

Professor Adjunto na UNESP – Universidade Estadual Paulista, Campus de Rio Claro – SP. Graduado em Geologia, com mestrado e doutorado em Geociências e Meio Ambiente pela UNESP, livre docente em Pesquisa Mineral. Atuou como geólogo na Yamana Gold e como Professor Adjunto na Universidade Federal do Pampa - UNIPAMPA. Atua em geologia e geofísica aplicada em pesquisa mineral, hidrogeologia, geotecnia e estudos ambientais (diagnóstico de áreas contaminadas).

E-mail: moreirac@rc.unesp.br

Diego de Souza Sardinha

Engenheiro Ambiental (COC), Mestre e Doutor em Geologia Regional (UNESP). Professor da Universidade Federal de Alfenas (UNIFAL), lotado no Instituto de Ciência e Tecnologia

(ICT) de Poços de Caldas (MG) onde desenvolve pesquisa com ênfase em processos geoquímicos superficiais, atuando principalmente em hidrogeoquímica de bacias hidrográficas (interação água-rocha-solo). Trabalha em estudos de intemperismo e evolução do relevo, aportes atmosféricos e contribuições geogênicas / antropogênicas, principalmente os relacionados a bacias de drenagem como unidade de estudo.

E-mail: diego.sardinha@unifal-mg.edu.br

Eduardo Meireles

Doutor em Engenharia Urbana pela UFSCar. Foi Consultor no SEBRAE-SP (2005-2009) e Professor no Centro Estadual de Educação Tecnológica Paula Souza. Professor da Universidade do Estado de Minas Gerais /UEMG, e membro permanente do Mestrado Profissional em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente da UEMG e Coordenador do mestrado em Propriedade Intelectual e Transferência de Tecnologia para Inovação/Rede PROFNIT/UEMG. Atua nas áreas, Urbanismo, Planejamento Urbano e Regional e Engenharia Urbana e Gestão da Tecnologia e Inovação. Realizou estágio pós-doutoral no Instituto de Economia da UNICAMP, com pesquisas dirigidas a financeirização da moradia no pós-crise global de 2008.

E-mail: eduardo.meireles@uemg.br

Fábio Marcelo Breunig

Professor Associado na Universidade Federal de Santa Maria – Campus de Frederico Westphalen. Graduado em Geografia pela UFSM, com mestrado e doutorado pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Em 2015 realizou pós-doutorado relacionando sensoriamento remoto com parâmetros da água e em 2019 trabalhou com sensoriamento remoto aplicado na agricultura de precisão. Atua na área de sensoriamento remoto aplicado a vegetação, solos, água, modelagem BRDF, modelos de transferência radiativa, análise de erros em dados espacial. É pesquisador de produtividade do CNPQ desde 2014.

E-mail: breunig@gmail.com).

Fabília Araujo Silva

Graduada em Ciências Biológicas pela UNIFAL e em Direito pela UNIFENAS, com especialização em Direito da Seguridade Social. Advogada. Mestranda no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPGCA/UNIFAL).

E-mail: advocaciafabricia@gmail.com

Francisco da Silva Costa

Docente do departamento de Geografia da Universidade do Minho (Portugal) desde 1998. Possui o doutoramento em Geografia - Especialização “Geografia Física e Estudos Ambientais e tem produzido uma extensa produção científica relacionada com o planeamento de recursos hídricos e a gestão da água, os riscos hidrológicos, a restauração de rios e o património hidráulico. Foi professor convidado na Universidade de Limoges e recentemente em Paris VII (França).
E-mail: costafs@geografia.uminho.pt

Francisco José Cardoso

Professor no Instituto de Ciência e Tecnologia, Campus Poços de Caldas da Universidade Federal de Alfenas-UNIFAL. Mestre e Doutor em Urbanismo pela Pontifícia Universidade Católica de Campinas (PUC-CAMP), Especialista em Planejamento Municipal pela Universidade Federal de Viçosa (UFV), Especialista em Planejamento Moderno e Contemporâneo pela PUC-CAMP e graduado em Arquitetura e Urbanismo pela Universidade de Alfenas (UNIFENAS). Experiência profissional na área de Planejamento Urbano e projetos de Arquitetura e Urbanismo.
E-mail: francisco.cardoso@unifal-mg.edu.br

Geovany Jessé Alexandre da Silva

Pós-Doutor em Arquitetura e Urbanismo, FA/ULisboa, Portugal, 2015-2016; Doutor em Arquitetura e Urbanismo, FAU/UnB, Brasília, DF, Brasil, 2008-2011, Mestre em Geografia, UFMT/MT, Cuiabá, MT (2006-2007); Arquiteto e Urbanista, FAU/UFU (1998-2002). Professor Adjunto IV, FAU/UFPB (2012 em diante); PPGAU (Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo), PPGECA (Engenharia Civil e Ambiental), líder do grupo DIAPROJ (Desempenho e Inovação Aplicados ao Projeto), UFPB; Professor, Universidades Estaduais e Federais (2006-2011); Arquiteto e Urbanista em Uberlândia/MG e Cuiabá/MT (2000-2006). Pesquisador, CNPq/UFPB, LAURBE (Laboratório do Ambiente Urbano e Edificado) e Líder do Grupo de Pesquisa DIAPROJ (Desempenho e Inovação Aplicados ao Projeto), UFPB (2012 em diante).
E-mail: galexarq@gmail.com

Guilherme Rossi Gorni

Professor Adjunto e Coordenador do Centro de Estudos ambientais da Universidade de Araraquara (CEAM - UNIARA). Graduado em Ciências Biológicas pela Universidade de Araraquara, tem Mestrado em Ciências Biológicas (Comportamento e Biologia Animal) pela UFJF,

Doutorado em Ciências Biológicas (Zoologia) pela UNESP-Rio Claro, e Pós-Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela EESC - USP. Tem experiência nas áreas de Zoologia aplicada e Ecologia, com ênfase no monitoramento/ saneamento de ecossistemas aquáticos utilizando comunidades de Oligochaeta, Ecotoxicologia e análise de interações tróficas.

E-mail: grgorni@gmail.com

Hugo Alves Soares Loureiro

Pesquisador Associado ao Laboratório de Geomorfologia Ambiental e Degradação dos Solos (LAGESOLOS) da UFRJ – Universidade Federal do Rio de Janeiro. Bacharel em Geografia pela UFRJ, Licenciado em Geografia pela AVM/UCAM, com mestrado e doutorado em Geografia/ Planejamento e Gestão Ambiental pelo PPGG-UFRJ, atuando nas áreas de geomorfologia, pedologia, recuperação de áreas degradadas por erosão, e unidades de conservação.

E-mail: hugogeogr@gmail.com

Idelvone Mendes Ferreira

Geógrafo pela Universidade Federal de Goiás (1986), Mestre em Pedologia pelo Instituto de Geociências da UFBA (1996). Doutor em Geografia pelo Instituto de Geociências e Ciências Exatas da UNESP-Rio Claro (2003). Professor Associado do Instituto de Geografia e do Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal de Goiás/Universidade Federal de Catalão. Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Geografia-IGEO-UFG/ UFCAT. Coordenador do Núcleo de Estudos e Pesquisas Socioambientais (NEPSA-UFCAT/ CNPq). Pesquisas nas áreas de Pedologia, Biogeografia e Recursos socioambientais do Cerrado.

E-mail: idelvoneufg@gmail.com

João Batista Pereira Cabral

Professor Associado III da Universidade Federal de Jataí, Docente do curso de graduação e pós-graduação em Geografia da UFJ/UFG, Coordenador do laboratório de Geociências Aplicadas - UFJ, bolsista produtividade do CNPq nível 2, Graduado em Geografia - licenciatura pela Faculdade Imaculada Conceição - RS, Especialista em Sensoriamento Remoto pelo INPE, Mestre em Geociências e meio ambiente pela UNESP-Rio Claro, Doutor em Geologia Ambiental (UFPR), Pós-Doutor em Geografia (UFSM). Linhas de pesquisa, Qualidade das águas, hidrosedimentologia, Geotecnologias aplicadas ao estudo de sistemas aquáticos e terrestres, Estudo de metais pesados na água, solos e sedimentos, Sedimentação em reservatórios.

E-mail: jbcabral2000@yahoo.com.br, jbcabral2000@pq.cnpq.br

João Paulo Moraes Rabelo

Graduado em Licenciatura em Ciências Biológicas pelo Instituto Federal de Ciência e Tecnologia do Sul de Minas – Campus Machado-MG. Especialista em Gestão Ambiental e Desenvolvimento Sustentável pela Faculdade Nova Imigrante (FAVENI). Mestrando no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais na Universidade Federal de Alfenas (UNIFAL-MG). Atuando nas áreas de Políticas Públicas Ambientais; Recursos Hídricos; Gestão Ambiental; Educação Ambiental.

E-mail: joaopaulomoraesrabelo@gmail.com

Luiz Eduardo Panisset Travassos

Professor Permanente do PPG em Geografia da Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais. Pesquisador visitante do Karst Research Institute (Eslovênia) e Professor visitante da Nova Gorica University (Eslovênia). Graduado em Geografia pela PUC-Minas, com mestrado e doutorado em Geografia pela PUC Minas, Doutorado em Carstologia pela Universidade de Nova Gorica (Eslovênia) e Pós-Doutorado no Karst Research Institute (Eslovênia). Bolsista de Produtividade em Pesquisa do CNPq (PQ-2). Atua na área de geografia, geomorfologia, geopatrimônio e carstologia.

E-mail: luizepanisset@gmail.com

Luiz Roberto Calado

Pos-doc em finanças, pela universidade de Berkeley- CA, mestre em Administração de Empresas e economista (FEA-USP). Professor do mestrado profissional da Faculdade ALFA e da FGV. Atuou em projetos em entidades como CDP, CVM, BMF&Bovespa, ABRASCA, API-MEC, MCTI, MDIC APEX, WWF. É diretor no IBEF SP - Instituto Brasileiro de Executivos de Finanças e CFO da Magrass Franchising.

E-mail: luizcalado@gmail.com

Marcel Fantin

Professor no Instituto de Arquitetura e Urbanismo da Universidade de São Paulo (curso de graduação e no PPGAU-IAU). Graduado em Direito e mestre em Planejamento Urbano e Regional pela UNIVAP; Doutor em Geociências pela Unicamp. É coordenador do Grupo de Pesquisa PEx-URB e membro do LMI-SAGEMM (laboratório misto internacional. Social activities, gender, markets and mobilities from below). Atua em pesquisas e projetos de extensão nas áreas de planejamento urbano, ambiental e regional.

E-mail: mfantin@sc.usp.br

Marcelo Mattos Pedreira

Professor Titular na Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri – UFVJM. Graduado em Oceanologia pela Universidade Federal do Rio Grande - FURG, com mestrado em Oceanografia Biológica pelo Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo - USP, doutorado em Aquicultura pelo Centro de Aquicultura da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita” - CAUNESP e pós-doutorado na School of Fisheries, Aquaculture and Aquatic Sciences da Universidade de Auburn, atuando na área de aquicultura, biologia e ecologia de organismos aquáticos.

E-mail: marcelomattospedreira@gmail.com

Márcia Aparecida da Silva Pimentel

Professora Associada IV da UFPA – Universidade Federal do Pará. Graduada em Geografia pela Universidade de São Paulo, com mestrado e doutorado em Geografia Física (USP). Atua na área de biogeografia, percepção e planejamento da paisagem, geografia (socio) ambiental.

E-mail: mapimentel@ufpa.br

Marcus Vinicius Freire Andrade

Professor Efetivo no IFCE – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará. Tecnólogo em Gestão Ambiental, com mestrado em Tecnologia Ambiental pelo IFCE e doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela USP. Atua na área de biotecnologia, limnologia, microbiologia ambiental e tratamento de águas residuárias.

E-mail: marcus.andrade@ifce.edu.br

Maria do Carmo Oliveira Jorge

É pesquisadora associada do LAGESOLOS (Laboratório de Geomorfologia Ambiental e Degradação dos Solos) da Universidade Federal do Rio de Janeiro. Possui graduação em Geografia pela UFPR (1999), mestrado em Geografia pela UNESP (2004) e doutorado em Programa de Pós-graduação em Geografia pela UFRJ (2017), e atualmente é Bolsista de Pós-doutorado Nota 10 - FAPERJ, com o projeto Estratégias de geoconservação em trilhas situadas no sul do município de Ubatuba – SP. Tem experiência na área de Geografia, com ênfase em Geomorfologia, atuando principalmente nos seguintes temas: geomorfologia, degradação dos solos, geoturismo, geodiversidade e geoconservação.

E-mail: carmenjorgerc@gmail.com

Maria Margarida da Rocha Fiuza de Melo

Profissional Associado no Instituto de Botânica, São Paulo, SP. Graduada em Agronomia pela Escola de Agronomia da Amazônia; Mestrado e Doutorado em Ecologia pela Universidade de São Paulo. Tem experiência na área de Ecologia, com ênfase em Ecologia de Ecossistemas Terrestres. Atua principalmente nos seguintes temas: Fitossociologia, Demografia de árvores, Inventários florísticos e Taxonomia de Fanerógamas.

E-mail: margaridafuizademelo@gmail.com

Mireile Reis dos Santos

É Doutora em Ciências/Ecologia e Recursos Naturais (UFSCAR), Mestre em Ecologia e Tecnologia Ambiental (UNIFAL), especialista em Gestão Ambiental (FINOM) e graduada em Licenciatura em Ciências Biológicas (CES-JF). Coordena pesquisas de ecologia geral com enfoque em insetos aquáticos e anuros, e na área de educação. Já atuou em projetos de consultoria ambiental e licenciamento Ambiental, participando da Criação de Unidades de Conservação e Estudos de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto Ambiental (EIA/RIMA). Atua no mestrado há quinze anos e desde 2011 é professora com dedicação exclusiva do IFSULDEMINAS - Poços de Caldas, nos cursos da área ambiental.

E-mail: mireile.santos@ifsuldeminas.edu.br

Murilo de Souza Ferreira

Doutorando em Ciências (área de concentração: Hidráulica e Saneamento) pela Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo (EESC - USP). Graduado em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal do Triângulo Mineiro (UFTM). Mestrado em Ciências (área de concentração: Hidráulica e Saneamento). Atua nas áreas de transferência de massa de oxigênio e emissões de dióxido de carbono e metano em ecossistemas aquáticos, com ênfase nos seguintes temas: reaeração superficial; substâncias surfactantes; traçador gasoso; sonda solúvel flutuante e câmara flutuante.

E-mail: sfmurilo1@gmail.com

Naiara Diniz Garcia

Advogada especialista em Processo Civil e Direito Civil, especialista em Ciências Penais, mestra em Constitucionalismo e Democracia pela Faculdade de Direito do Sul de Minas, doutoranda em Ciências Ambientais pela Universidade Federal de Alfenas.

E-mail: naidiniz@hotmail.com

Newton La Scala Jr.

Bacharel em Física (1986) com Mestrado (1989) e Doutorado (1994) em Física Aplicada pela Universidade de São Paulo, estágios durante o Doutorado e Pós-Doutorado em instituições de pesquisa da Inglaterra, França e E.U.A. Atualmente, é Professor Titular da Universidade Estadual Paulista (UNESP). Suas pesquisas focam na relação entre mudanças climáticas e agricultura, na caracterização da emissão de CO₂ do solo, e no balanço de gases de efeito estufa em áreas agrícolas.

E-mail: lascal@fcav.unesp.br

Nívea Adriana Dias Pons

Professora Associada no Instituto de Recursos Naturais na UNIFEI – Universidade Federal de Itajubá. Graduada em Engenharia Civil pela UFSM, com mestrado em Engenharia Urbana pela UFSCar e doutorado em Geotecnia pela EESC/USP, atua na área de geotecnia ambiental, geoprocessamento e planejamento territorial.

E-mail: npons@unifei.edu.br

Priscila Bezerra de Souza

Graduada em Ciências Biológicas pela UFMS, mestrado e doutorado em Botânica pela UFV. Atualmente é professora da Universidade Federal do Tocantins, campus de Gurupi, orientadora e docente dos cursos de Engenharia Florestal e Licenciatura em Biologia EaD além de orientar no Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais e Ambientais - UFT. Pesquisa e orienta nas áreas de ecologia de ecossistemas e de comunidades com foco em ecologia funcional, estrutura de comunidades e biodiversidade além da germinação e produção de mudas florestais com potencial madeireiro e/ou não madeireiro. Os principais objetos de estudo são florestas, savanas e campos neotropicais. É líder do grupo de pesquisa Serviços de Ecossistemas Florestais do CNPq.

E-mail: priscilaft@uft.edu.br

Ricardo Vicente Ferreira

Professor Associado da UFTM - Universidade Federal do Triângulo Mineiro. Graduado em Geografia pela USP, com doutorado em Geografia Física pela USP. Atua na área de cartografia e geoprocessamento aplicado aos estudos socioeconômicos, ambientais e à saúde.

E-mail: ricardo.ferreira@uftm.edu.br

Simone Sehnem

Professora na Mestrado e Doutorado em Administração na UNOESC e na UNISUL. Graduada em Agronegócios pela UNOESC, graduada em Administração pela UNOESC, Mestre em Administração pela UFSC, Doutorado em Administração pela UNIVALI, Pós-Doutorado em Administração pela FGV com período de coleta de dados na Escócia e Inglaterra. Atua na área de Sustentabilidade, Inovação e Economia Circular.

E-mail: simonesehnem_adm@yahoo.com.br

Vanessa Colombo Corbi

Possui graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de São Carlos, assim como mestrado, doutorado e pós-doutorado por esta mesma universidade. Atua como coordenadora e tutora nas áreas de Gestão Ambiental, Ecologia, Meio Ambiente e Sustentabilidade na Universidade de Araraquara e como Pesquisadora Colaboradora no Departamento de Hidráulica e Saneamento na Escola de Engenharia de São Carlos- USP. Tem experiência na área de Bioquímica e Ecologia, com ênfase em Fisiologia de Microalgas.

E-mail: vanessacolombo25@yahoo.com.br

Waterloo Pereira Filho

Professor Titular na UFSM – Universidade Federal de Santa Maria. Graduado em Geografia Bacharelado pela UFSM, com mestrado pelo INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - em Sensoriamento Remoto, doutorado em Geografia pela USP – Universidade de São Paulo - e pós-doutorado pela UVIC – Universidade de Vitoria - Canada. Atua nas áreas de Sensoriamento Remoto, Geotecnologias, Limnologia e uso da terra.

E-mail: waterloo@ufsm.br