



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA - UFBA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E BIOMONITORAMENTO
MESTRADO PROFISSIONAL EM ECOLOGIA APLICADA À GESTÃO
AMBIENTAL**

CARLOS FELIPE SILVA SANTOS

**AVALIAÇÃO DA EFETIVIDADE ECOLÓGICA DAS ÁREAS
PROTEGIDAS PELA PERSPECTIVA DO CONTEXTO ESPACIAL:
IMPLICAÇÕES NA MATA ATLÂNTICA.**

**ECOLOGICAL EFFECTIVENESS EVALUATION OF THE PROTECTED
AREAS BY THE PERSPECTIVE OF SPATIAL CONTEXT:
IMPLICATIONS IN THE ATLANTIC FOREST.**

Salvador
2017

CARLOS FELIPE SILVA SANTOS

**AVALIAÇÃO DA EFETIVIDADE ECOLÓGICA DAS ÁREAS
PROTEGIDAS PELA PERSPECTIVA DO CONTEXTO ESPACIAL:
IMPLICAÇÕES NA MATA ATLÂNTICA.**

**ECOLOGICAL EFFECTIVENESS EVALUATION OF THE PROTECTED
AREAS BY THE PERSPECTIVE OF SPATIAL CONTEXT:
IMPLICATIONS IN THE ATLANTIC FOREST.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento, da Universidade Federal da Bahia; como requisito para obtenção do título de mestre,

Orientador: Prof. Dr. Danilo Boscolo.
Coorientadora: Prof. Dra Elaine Cambuí.

Salvador
2017

Ficha Catalográfica

C284 Santos, Carlos Felipe Silva
AVALIAÇÃO DA EFETIVIDADE ECOLÓGICA DAS ÁREAS PROTEGIDAS PELA
PERSPECTIVA DO CONTEXTO ESPACIAL: IMPLICAÇÕES NA MATA
ATLÂNTICA. / Carlos Felipe Silva Santos. -- Salvador, 2017.
69 f.

Orientador: Danilo Boscolo.
Coorientadora: Elaine Cambuí.
Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-Graduação em Ecologia
e Biomonitoramento) - Instituto de Biologia,
Universidade Federal da Bahia, 2017.

1. Áreas Protegidas. 2. Efetividade Ecológica. 3.
Ecologia da Paisagem. 4. Entorno. I.
Boscolo, Danilo. II. Cambuí, Elaine. III. Título.

CARLOS FELIPE SILVA SANTOS

**AVALIAÇÃO DA EFETIVIDADE ECOLÓGICA DAS ÁREAS
PROTEGIDAS PELA PERSPECTIVA DO CONTEXTO ESPACIAL:
IMPLICAÇÕES NA MATA ATLÂNTICA.**

Esta Dissertação foi julgada adequada para obtenção do título de Mestre, e aprovada em sua forma final pelo Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento.

Salvador, de de 2017

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Danilo Boscolo
Orientador

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento da UFBA, por possibilitar uma convivência enriquecedora entre professores e alunos.

Ao Instituto Chico Mendes, pela oportunidade e tempo proporcionado para a realização desta formação.

Ao professor Danilo Boscolo, pelas dicas e atenção na orientação, sem as quais não daria forma e conteúdo a este trabalho.

À professora Elaine Cambuí pelo incentivo e idéias que culminaram com a realização deste trabalho, além da incessante prestatividade e paciência.

À minha família, pela eterna confiança fornecida no que eu pretendo realizar.

Obrigado!

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO.....	7
CAPÍTULO I – FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	9
1 INTRODUÇÃO.....	9
1.1 IMPORTÂNCIA DAS ÁREAS PROTEGIDAS.....	9
1.2 INFLUÊNCIAS ECOLÓGICAS ADVINDAS DA ZONA DO ENTORNO.	11
1.3 METODOLOGIAS DE AVALIAÇÃO DE UCs.....	16
1.4 GESTÃO DE “ILHAS” X GESTÃO INTEGRADA DE PAISAGENS.	18
2 CONCLUSÃO.....	22
3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	25
CAPÍTULO II – UMA PROPOSTA METODOLÓGICA PARA AVALIAÇÃO DA EFETIVIDADE ECOLÓGICA DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NA MATA ATLÂNTICA BASEADA NA ECOLOGIA DA PAISAGEM: O ESTUDO DE CASO DO MOSAICO DO EXTREMO SUL DA BAHIA.....	32
RESUMO.....	33
1 INTRODUÇÃO.....	34
2 MÉTODOS.....	38
2.1 PROPOSTA METODOLÓGICA.....	38
2.2 APLICAÇÃO / ESTUDO DE CASO NO MOSAICO DO EXTREMO SUL DA BAHIA, BRASIL.....	44
3 RESULTADOS.....	50
4 DISCUSSÃO / CONCLUSÃO.....	57
5 MATERIAL SUPLEMENTAR.....	62
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	63
RESUMO.....	68
ABSTRACT.....	69

**The goal of parks is to contribute as much as possible to the range of choices
available to the children of the future.
They cannot choose the impossible or dream the unimaginable.**

Hales (1989).

APRESENTAÇÃO.

Diante de uma demanda histórica pelo crescimento econômico no litoral brasileiro, a Mata Atlântica tornou-se essencialmente um bioma com habitats naturais reduzidos e altamente fragmentados. Este processo de conversão dos ambientes naturais em diferentes tipos de usos de solo representa uma das principais causas de perda de sua biodiversidade.

Uma das estratégias mundiais de conservação de habitats naturais é a implantação de áreas legalmente protegidas. No Brasil, as áreas protegidas podem ser classificadas, quanto à tipologia, como: Áreas de Preservação Permanente, Reservas Legais, Terras Indígenas, Territórios Remanescentes de Comunidades de Quilombos, Unidades de Conservação, Reserva da Biosfera, Sítios Ramsar, Sítios do Patrimônio Natural, dentre outros. Em âmbito mundial, as áreas protegidas são definidas, basicamente, como territórios instituídos e geridos para proteger a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos associados, representando o conceito de Unidades de Conservação (UCs) proposto pelo arcabouço legal brasileiro. Estas unidades de paisagem podem fornecer uma gama de garantia de benefícios sociais, econômicos e ecológicos, que precisam ser constantemente avaliados, a fim de justificar a não utilização destes espaços em outros usos do solo. Na Mata Atlântica, em torno de 10% das áreas naturais são abrangidas por unidades de conservação.

Atualmente, muitas UCs se constituem de pequenas manchas isoladas de ambientes naturais, que sofrem com intensa pressão antrópica, exigindo uma análise e manejo na perspectiva de paisagens, visando reduzir as pressões das atividades do entorno. Dentre as principais consequências das atividades antrópicas podemos destacar a perda e fragmentação dos habitats de paisagens circundantes às áreas protegidas, sendo que estes efeitos, geralmente, são desprezados na avaliação ecológica das unidades de conservação. Neste sentido, a Ecologia da Paisagem tem um importante papel na elucidação dos efeitos de processos naturais e antrópicos na geração de diferentes distribuições espaciais, auxiliando o planejamento territorial, no intuito de maximizar a efetividade das UCs na manutenção da biodiversidade alvo.

O objetivo deste estudo é sugerir parâmetros da Ecologia da Paisagem capazes de avaliar a efetividade ecológica de Unidades de Conservação pela análise espacial da área de entorno e ilustrar seu uso na gestão de unidades de conservação na Mata Atlântica. Essa dissertação está estruturada em dois capítulos, sendo que o primeiro consistiu no levantamento bibliográfico sobre os principais temas relacionados e necessários ao entendimento da influência ecológica do entorno sobre as UCs, e o segundo capítulo compreendeu a apresentação e a aplicação de uma proposta metodológica capaz de avaliar a ameaça da perda e fragmentação de habitats do entorno das áreas protegidas (sendo aqui tratadas como UCs), através de indicadores de planejamento baseados na Ecologia da Paisagem.

CAPÍTULO I – FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.

1 INTRODUÇÃO.

1.1 IMPORTÂNCIA DAS ÁREAS PROTEGIDAS.

No campo da Ecologia da Paisagem, a perda de habitats pode ser definida como a diminuição da mancha de habitat enquanto que a fragmentação é a transformação de uma área de habitat em manchas menores, isoladas e envoltas por uma matriz de não-habitat (WILCOVE et al., 1986). Estes dois processos, oriundos de diversas ações antrópicas, são os maiores responsáveis pelos declínios populacionais, em virtude das mudanças estruturais provocadas na qualidade e na configuração espacial das manchas de habitat (FAHRIG, 2013).

A implantação de territórios legalmente protegidos representa uma das principais estratégias (*in situ*) para atenuar os processos de perda e fragmentação de habitats (DEFRIES et al., 2005). O sistema mundial de áreas protegidas tem crescido exponencialmente, principalmente nos países em desenvolvimento (NAUGHTON-TREVES et al., 2005). Em torno de 12,5% dos solos no planeta (WATSON et al., 2014) satisfazem a definição mundial de Área Protegida; “Um espaço geográfico claramente definido, reconhecido, dedicado e gerido por meios legais ou efetivos, para alcançar à longo prazo a conservação da natureza com serviços ecossistêmicos associados e valores culturais.” (IUCN, 2008), que representa as Unidades de Conservação (UCs) na legislação brasileira (SNUC, 2000).

No Brasil, 18% do território continental é protegido por unidades de conservação (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2017), que permitem o uso direto de recursos naturais (uso sustentável) ou que concedem apenas o uso indireto (proteção integral; SNUC, 2000), atingindo a meta de 17% estabelecida pelas partes da Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB, 2010). No entanto, a distribuição de áreas protegidas terrestres por bioma é desigual; a maior parte se concentra na Amazônia (27,8%), em contraponto a 10,1% na Mata Atlântica, 8,6% no Cerrado,

7,7% na Caatinga, 4,6% no Pantanal e 2,7% no Pampa (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2017).

Com o intuito de regulamentar o estabelecimento de áreas protegidas, os países passaram a organizar seus próprios sistemas de unidades de conservação. No Brasil, a lei nº 9.985/2000 (SNUC) determina os critérios para criação, implantação e gestão de áreas protegidas. Esta norma informa inclusive os objetivos a serem atingidos:

Contribuir para a conservação das variedades de espécies biológicas e dos recursos genéticos no território nacional e nas águas jurisdicionais;
Proteger as espécies ameaçadas de extinção;
Contribuir para a preservação e a restauração da diversidade de ecossistemas naturais;
Promover o desenvolvimento sustentável a partir dos recursos naturais;
Promover a utilização dos princípios e práticas de conservação da natureza no processo de desenvolvimento;
Proteger paisagens naturais e pouco alteradas de notável beleza cênica;
Proteger as características relevantes de natureza geológica, morfológica, geomorfológica, espeleológica, arqueológica, paleontológica e cultural;
Recuperar ou restaurar ecossistemas degradados;
Proporcionar meio e incentivos para atividades de pesquisa científica, estudos e monitoramento ambiental;
Valorizar econômica e socialmente a diversidade biológica;
Favorecer condições e promover a educação e a interpretação ambiental e a recreação em contato com a natureza; e
Proteger os recursos naturais necessários à subsistência de populações tradicionais, respeitando e valorizando seu conhecimento e sua cultura e promovendo-as social e economicamente. (BRASIL, 2000)

A avaliação do cumprimento destes objetivos é essencial para justificar à sociedade a criação de áreas legalmente protegidas, evitando os chamados “parques de papel” (HOCKINGS; PHILLIPS, 1999). A avaliação da efetividade de unidades de conservação é tão imprescindível que se tornou uma recomendação internacional através do Programa de Trabalho para Áreas Protegidas, elaborado pela Convenção sobre a Biodiversidade Biológica (2004).

Nota-se que nem sempre os objetivos relacionados nos sistemas de unidades de conservação (vide SNUC) envolvem aspectos puramente ecológicos, isto é, que tratam diretamente da conservação da biodiversidade em seus vários níveis de organização (diversidade genética, biológica, ecossistemas). Boa parte dos objetivos se refere a serviços gerados para atender exclusivamente aos interesses humanos nos seus aspectos sociais (e.g. recreação, educação) e/ou econômicos (e.g.

turismo, exploração madeireira), seguindo uma tendência mundial de novos propósitos a serem atingidos pelas áreas protegidas, relacionados ao fornecimento de serviços ecossistêmicos (WATSON et al., 2014).

A manutenção dos processos ecológicos necessários para conservar a biodiversidade alvo (efetividade ecológica), portanto, não é a única dimensão importante para julgar o significado e o valor das áreas protegidas (CHAPE et al, 2005). Todavia, a conservação da biodiversidade deve ser considerada um objetivo prioritário na criação e no manejo de UCs, devendo ser sistematicamente analisado, pois se trata de propósito comum e primordial de todas elas (IUCN, 2008). Um conjunto ecologicamente efetivo de áreas protegidas, na escala individual, de conjunto e de rede, é um importante, senão essencial, ponto de partida de estratégias regionais e globais para a manutenção da biodiversidade, através da garantia de refúgios naturais estáveis (GASTON et al., 2006).

1.2 INFLUÊNCIAS ECOLÓGICAS ADVINDAS DA ZONA DO ENTORNO.

Se pelo aspecto legal, a zona do entorno das UCs pode ser entendida como uma área que está sujeita a normas específicas, a fim de amortecer atividades humanas que causem impactos prejudiciais às UCs (BRASIL, 2000; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2010), no campo da Ecologia, entende-se como sendo as áreas alcançáveis fora dos limites legais que formam um ecossistema mais amplo definido pelo alcance de determinadas espécies, marcos hidrológicos ou outro atributo ecológico (DEFRIES et al., 2007). Neste sentido, estabelecer limites para o entorno de uma área protegida é uma tarefa que dependerá do fator escolhido por parte do observador. A explicação para a ocorrência de espécies na Mata Atlântica, por exemplo, pode ser dada por diferentes escalas de padrões de paisagem ou até mesmo por múltiplas escalas, que depende da espécie selecionada (BOSCOLO; METZGER, 2009; FAHRIG, 2013). Os trabalhos que envolvem discussões sobre perda de cobertura florestal no entorno de áreas protegidas tropicais têm definido distâncias limítrofes variadas, tais como; 03 km (LAURANCE et al., 2012), 10 km (MAS, 2005), 50 km (DEFRIES et al, 2005). A definição de escala em problemas

ambientais é difícil porque os processos ecológicos são difíceis de serem mapeados espacialmente (HAILA, 2002).

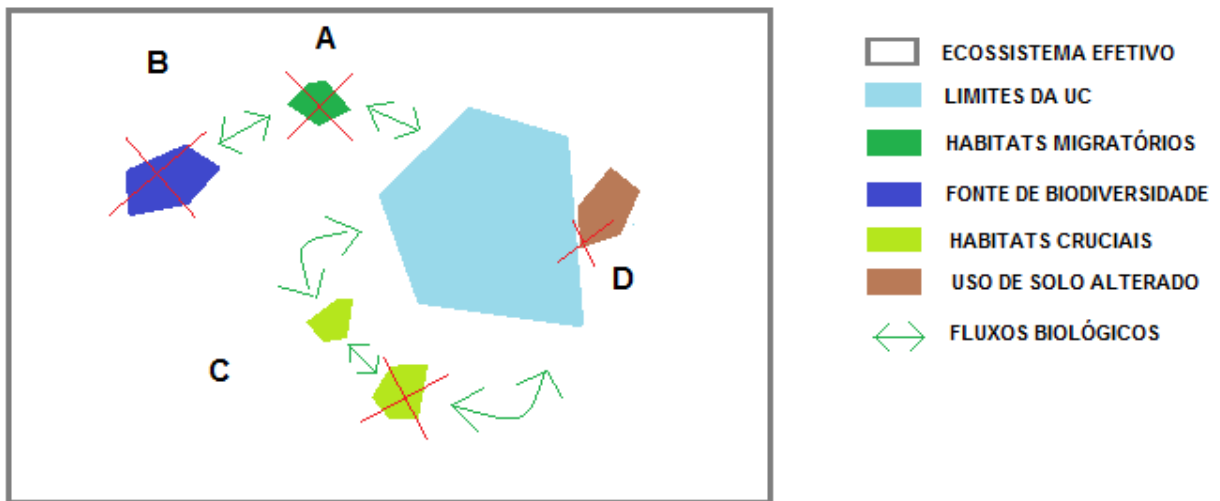
Muitos trabalhos têm demonstrado a ocorrência de maior biodiversidade e menores taxas de desmatamento em espaços legalmente protegidos do que em seu entorno (BRUNER et al., 2001; MAS, 2005; VERBURG et al., 2006; DEFRIES et al., 2005; TREVES et al., 2005, LAURANCE et al., 2012; COETZEE et al., 2014). Geldmann et al. (2013), no entanto, em seu levantamento sobre os trabalhos realizados sobre a avaliação da efetividade ecológica de áreas protegidas, não comprovaram a capacidade destas em frearem o declínio das populações e sobre quais condições, apesar das UCs conseguirem evitar a redução de cobertura florestal dentro dos seus limites.

Contudo, estudos associando as consequências dos distúrbios que ocorrem na zona do entorno para as áreas protegidas, incluindo a perda e fragmentação de habitats, ainda são raros. Laurance et al. (2012) realizaram uma pesquisa envolvendo 60 áreas protegidas de florestas tropicais que relacionou a alteração, nos últimos 30 anos, da abundância de animais e plantas destes territórios com alguns potenciais fatores de alteração ambiental, dentro da unidade e no seu entorno (3 km). Eles perceberam uma forte relação entre a presença destes fatores na zona do entorno (incluindo principalmente alterações da cobertura florestal natural) com a diminuição da abundância de espécies registradas, independentemente do tamanho e da categoria de proteção das UCs.

Um passo fundamental para avançar nos estudos sobre a importância da zona do entorno é determinar quais mecanismos ecológicos são atingidos pelas mudanças do seu uso de solo e que podem influenciar a biodiversidade da área protegida legalmente. Mudanças do uso do solo no entorno podem reduzir o tamanho funcional dos ecossistemas, alterar os fluxos biológicos e gerar efeitos de borda nas UCs (Figura 01), basicamente, através da redução de habitats (fontes de biodiversidade, de dispersão, migratórios, específicos ou efêmeros) e ao aumento de distúrbios causados por atividades humanas (HANSEN; DEFRIES, 2007). Os habitats existentes no entorno viabilizam o fluxo biológico das espécies alvo de conservação, podendo formar corredores ecológicos com outras unidades de conservação ou outras áreas fonte de biodiversidade. Além disso, estas áreas podem possuir habitats que mantêm diversos processos ecológicos importantes no

ciclo de vida dos organismos como alimentação, abrigo, reprodução, que maximizam o tamanho funcional dos ecossistemas das UCs. O tamanho relativo (habitats dentro e no entorno da UC somados) e a posição de uma área protegida dentro de um ecossistema maior pode ser mais relevante que o tamanho absoluto na capacidade de uma área protegida ser efetiva ecologicamente (DEFRIES et al., 2007).

Figura 01 - Modelo conceitual de impactos da mudança do uso do solo do entorno no funcionamento do ecossistema efetivo contemplado pelas espécies que ocorrem nas UCs, levantados por Hansen e DeFries (2007).



Mudanças do uso do solo no entorno de UCs podem destruir habitats que possibilitam a migração de espécies (A), que sirvam como fontes de biodiversidade (B), que sejam habitats importantes para alguma etapa do ciclo de vida das espécies (C) ou causar efeitos negativos de borda (D).

Fonte: Adaptado de Hansen e DeFries (2007)

A efetividade ecológica de uma rede de unidades de conservação está atrelada a manutenção da diversidade em seus variados níveis de organização (e.g. genética, espécies, paisagem). Ela deve ser capaz, inclusive, de fornecer resiliência às populações diante de mudanças ambientais e eventos estocásticos (GASTON et al., 2006).

Quando os habitats do entorno são destruídos e fragmentados, a relação espécie-área é prejudicada, os processos migratórios são interrompidos, passa a existir um desequilíbrio na dinâmica populacional (mais eventos de extinção do que de colonização) e a estrutura trófica das comunidades que ocorrem nas áreas protegidas é perturbada (HANSEN; DEFRIES; 2007). O ecossistema sofrerá com a erosão genética e a ocorrência de extinções estocásticas e locais de espécies nativas presentes nas UCs, de maneira correspondente, ao que ocorre em

paisagens com habitats reduzidos e fragmentados em geral (METZGER; DECAMPS, 1997; FAHRIG, 2001, 2013).

O uso da Ecologia de Paisagens permite a integração da heterogeneidade espacial e do conceito de escala na análise ecológica, tornando possíveis trabalhos aplicados à resolução de problemas ambientais que envolvam perda e fragmentação de habitats, e conservação de espécies e ecossistemas (METZGER, 2001). Três grupos de parâmetros da estrutura da paisagem (i- área e isolamento dos fragmentos, ii- conectividade dos habitats, iii- complexidade do mosaico da paisagem) podem ser utilizados para analisar as consequências da perda e fragmentação de habitats na zona do entorno sobre os processos ecológicos que determinam a biodiversidade local das UCs (METZGER, 1999).

É possível, assim, aplicar o conhecimento já adquirido pela Ecologia da Paisagem no tocante aos habitats fragmentados, para paisagens contempladas por unidades de conservação, relacionando os parâmetros da paisagem recomendados por Metzger (1999) aos principais impactos nos processos ecológicos existentes entre áreas protegidas e entorno (Quadro 01).

Quadro 01 - Parâmetros da Ecologia da Paisagem a serem avaliados para o estudo sobre a efetividade ecológica de UCs, diante de entorno ameaçado pela perda e fragmentação de habitats.

Tipos de habitats	Efeitos da perda e fragmentação de habitats no entorno sobre a UC	Parâmetros da Ecologia da Paisagem a serem monitorados no entorno
Fonte de biodiversidade (provedores de eventos de colonização nas UCs)	Erosão genética, isolamento reprodutivo	Número de paisagens consideradas fontes de biodiversidade.
Dispersão, migratórios	Fluxos biológicos / Corredores ecológicos interrompidos (inclusive com outras UCs).	Conectividade / Identificação de paisagens chave na região.
Específicos (e.g. alimentação, descanso)	Redução de habitats funcionais. Diminuição do ecossistema efetivo.	Percentual de Cobertura Florestal / Isolamento de fragmentos.
Em geral.	Aumento do efeito de borda, aumento de distúrbios.	Percentual de Cobertura Florestal em áreas justapostas às UCs.

Fonte: Próprio autor.

Nota:

*Os parâmetros foram obtidos a partir de fatores espaciais importantes (complexidade, área, isolamento e conectividade) a serem analisados na estrutura da paisagem, levantados por Metzger (1999), e que são capazes de mensurar os efeitos da mudança do uso do solo do entorno, sugeridos por Hansen e DeFries (2007), sobre às UCs.

Área e isolamento de fragmentos explicam boa parte da riqueza de espécies, no entanto, ao se atingir um limiar por volta de 30% de proporção de habitat na paisagem, a biodiversidade torna-se sensível à distribuição dos fragmentos (ANDRÉN, 1994; FAHRIG, 2003). Neste limite, o grau de conectividade da paisagem torna-se mais importante. O conceito de conectividade é muitas vezes confundido com distância entre fragmentos, porém envolve todo o processo de facilitar ou impedir o fluxo biológico entre estes (TAYLOR et al., 1993), abrangendo, inclusive, a análise da resistência com que as matrizes dificultam a movimentação dos indivíduos entre os fragmentos (permeabilidade) e a presença de corredores ecológicos. A conectividade funcional está firmada na interação entre organismos e elementos da paisagem, ou seja, não está somente associada à distribuição espacial do mosaico paisagístico (continuidade estrutural), mas também, à habilidade de dispersão de cada organismo e ao uso dos habitats existentes na matriz (WITH; KING, 1999). Em alguns casos, não existe uma diferença clara entre manchas e matriz, o uso desta pode ser, inclusive, uma vantagem de sobrevivência para algumas espécies. Assim, o grau de conectividade entre fragmentos (a probabilidade dos organismos se deslocarem entre manchas florestais, atravessando a matriz) deve levar em consideração a capacidade de deslocamento das espécies (METZGER, 1999).

A análise da conectividade é um dos aspectos mais importantes para avaliar a viabilidade das populações que ocorrem dentro das UCs diante de um entorno com perda e fragmentação de habitats, como o que ocorre na Mata Atlântica (MARTENSEN et al., 2008; UEZU et al., 2005; MARTENSEN et al., 2012). O maior grau de conectividade entre paisagens pertencentes à área protegida e seu entorno favorece a ocorrência de eventos de colonização nos fragmentos pertencentes à reserva, além de evitar o endocruzamento e a erosão genética da biodiversidade local, conforme modelos sugeridos para o estudo de paisagens fragmentadas (FAHRIG; PALOHEIMO, 1988; GIBBS, 2001). Ademais, pesquisas relacionadas aos efeitos da perda de conectividade de paisagens indicaram redução de serviços ecossistêmicos locais, principalmente alusivos à polinização e ao controle de pragas (MITCHELL et al., 2013). A conectividade de paisagens se tornou um conceito espacial fundamental para suportar qualquer planejamento de uso do solo e

estratégias de conservação, incluindo o conceito de redes ecológicas (VAN LIER, 1998).

Desta forma, um dos desafios para avaliar a efetividade ecológica das UCs em regiões que sofrem com a perda e a fragmentação de habitats é identificar as paisagens chave que funcionam como corredores ou carreadores de fluxos biológicos permitindo o acesso de espécies nativas presentes na UC a outras fontes de biodiversidade, levando em consideração dados biológicos destas espécies, como a capacidade de deslocamento em áreas não-habitat, como também, a qualidade do habitat e as condições físicas para a ocorrência de espécies focais (DA SILVA LINS et al., 2017).

A degradação ambiental que ocorre em volta de uma área protegida pode afetar a biodiversidade de diversas maneiras como, também, aumentando o efeito de borda (LAURANCE et al., 2012). Este efeito se refere a áreas onde a intensidade dos fluxos biológicos entre unidades da paisagem se modifica de forma abrupta. As consequências geralmente são negativas para as espécies nativas, favorecendo a ocorrência de espécies exóticas invasoras e outras perturbações (METZGER, 1999).

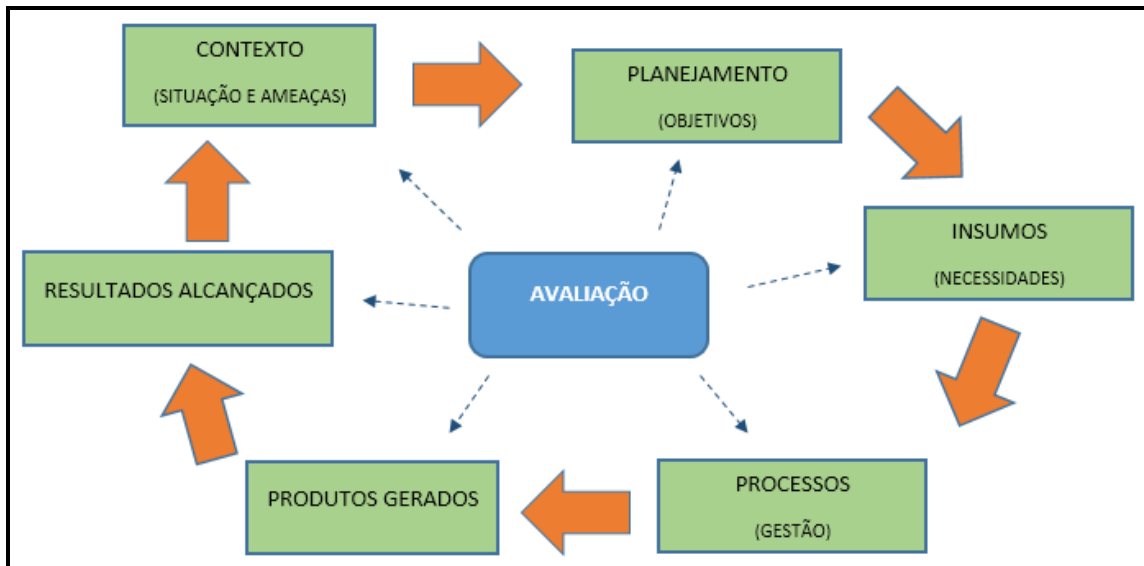
1.3 METODOLOGIAS DE AVALIAÇÃO DE UCs.

Diante da importância da sociedade verificar o cumprimento dos mais variados objetivos em que as áreas protegidas se propõem atingir e sobre quais circunstâncias, inúmeras metodologias de avaliação de efetividade de áreas protegidas foram criadas (STOLL-KLEEMANN, 2010).

As metodologias mais usadas internacionalmente (STOLL-KLEEMANN, 2010; LEVERINGTON, 2008); RAPPAM - Rapid Assessment and Prioritization of Protected Area Management (ERVIN, 2003); METT - Management Effectiveness Tracking Tool (STOLTON *et al*, 2007) e EoH - UNESCO's Enhancing our Heritage (HOCKINGS et al., 2008) seguem os seis macro indicadores determinados pela plataforma de desenvolvimento de metodologias de avaliação (Figura 02) criada pela IUCN-WCPA (HOCKINGS et al., 2006). Esta metodologia é baseada na concepção da melhoria dos aspectos de manejo para atingir a efetividade da UC, em que todos os insumos

e processos do manejo devem gerar produtos para alcançar os resultados desejados, levando-se em conta o contexto e o planejamento sofrido pela UC.

Figura 02 – Modelo conceitual de desenvolvimento de metodologias de avaliação de UCs, proposto pela IUCN-WCPA.



Fonte: Adaptado de HOCKINGS et al. (2006)

Percebe-se que este modelo leva em consideração, obrigatoriamente, o levantamento das principais ameaças mapeadas em indicadores de planejamento, para uma correta avaliação da efetividade de UCs. Deste modo, espera-se que a perda e fragmentação do entorno de áreas protegidas seja uma das ameaças ressaltadas para verificação do cumprimento dos objetivos relacionados à manutenção da biodiversidade e dos processos ecológicos associados à implantação de uma UC ou sistema de UCs. Qualquer avaliação deveria considerar os usos do solo do entorno de uma área protegida, o isolamento e a conectividade com outras áreas naturais (HOCKINS et al., 2006).

No entanto, em resultado sobre a efetividade de áreas protegidas em todo o mundo (*“Global Study”*; LEVERINGTON et al., 2010) não relataram, explicitamente, menção sobre perda e fragmentação de habitats no entorno entre as ameaças informadas pelos avaliadores, da mesma maneira que Dudley et al. (2007). Caberia saber se esta ameaça foi aglutinada pelo item “Modificação de sistemas naturais” e “Conversão de habitats” em ambos os levantamentos, respectivamente. Nota-se, portanto, que a percepção das ameaças que atingem às UCs, pelos gestores, se restringe àquelas que ocorrem dentro dos seus limites legais.

Além disso, em amplo trabalho investigatório sobre metodologias de avaliação de efetividade de UCs (LEVERINGTON et al., 2008), das 42 abordadas, apenas 07 apresentavam, de algum modo, a conectividade como um indicador de planejamento, e somente 04 apontavam a mudança do uso do solo do entorno como tal.

A *RAPPAM*, metodologia aplicada nas unidades de conservação brasileiras, foi a única que exibiu, de alguma forma, estes dois aspectos (uso do solo do entorno e conectividade) como indicadores a serem avaliados obrigatoriamente. Todavia, os indicadores sugeridos nesta metodologia “O uso da terra do entorno propicia o manejo efetivo da UC” e “A UC é ligada a outra unidade de conservação ou a outra área protegida” são evasivos. Como não existem protocolos de preenchimento desta avaliação, um grau elevado de subjetividade é usado pelos gestores das UCs ao responderem os questionários aplicados. Nos resultados encontrados na Mata Atlântica, no ciclo de avaliação do ano de 2010, 34,5% dos gestores consideraram que a referente UC federal possuía um entorno com uso do solo compatível e 64,8% declararam que a unidade mantinha conectividade com outras áreas protegidas (ICMBIO; WWF-BRASIL, 2011).

Um manejo efetivo de áreas protegidas depende da definição dos valores de biodiversidade de interesse, da identificação de paisagens que representam fortes interações ecológicas entre área protegida e seu entorno, e da análise do uso do solo da região (DEFRIES et al., 2007). Portanto, um planejamento adequado de UCs deveria necessariamente envolver estes fatores como indicadores. A ausência de abordagens mais amplas e objetivas como esta reforçam os resultados encontrados por Carranza et al. (2014) relativos à falta de relação entre a pontuação encontrada na aplicação de metodologias e os resultados de conservação esperados.

1.4 GESTÃO DE “ILHAS” X GESTÃO INTEGRADA DE PAISAGENS.

Para maximizar a efetividade das UCs, uma importante etapa é a gestão adequada destas áreas (HOCKINGS et al., 2006). Atualmente, a gestão das áreas protegidas é, em geral, direcionada ao alcance de metas de implementação (produtos gerados; e.g. criação de plano de manejo e de conselho gestor) para

dentro dos limites legais da unidade, haja vista o enfoque dado ao planejamento interno pelas avaliações de manejo de UCs (LEVERINGTON et al., 2010). Nesta perspectiva simplista, os objetivos de criação da unidade deveriam ser mantidos apenas com o manejo adequado da área, desprezando o planejamento regional do uso do solo e a relação com as comunidades vizinhas. Esta é a visão predominante na gestão de áreas protegidas na Mata Atlântica, confundindo efetividade com níveis de implementação (SCHIAVETTI et al., 2008).

Assim, a gestão acaba sendo voltada quase exclusivamente para a proteção interna do território, com o intuito de que nenhum fator externo influencie negativamente a qualidade do habitat (gestão de “ilhas”; WELLS et al., 1992). Isto acaba por ignorar as mudanças do uso do solo do entorno como uma ameaça importante para a manutenção da biodiversidade focal. Ao analisar uma unidade de conservação como uma mancha isolada e não considerar as influências do seu entorno, informações que podem inferir o acesso a habitats críticos, o tamanho das populações e a exposição a efeitos de borda e pressões humanas (e. g. incêndios, espécies exóticas, caça), que envolvem a biodiversidade a ser protegida, são desprezadas (DEFRIES et al., 2005).

Áreas protegidas geralmente estão localizadas em solos de baixa produtividade (e.g. agrícola, mineral) que desencorajam o uso humano, não sendo resultado de uma seleção criteriosa (MARGULES; PRESSEY, 2000). Desta maneira, comunidade de plantas e outros recursos críticos para as populações não estão necessariamente representados nos locais escolhidos para implantação de UCs, o que aumenta a possibilidade de espécies animais buscarem fontes de água, comida e reprodução fora dos limites protegidos legalmente (DEFRIES et al., 2007). Na Mata Atlântica, alguns trabalhos demonstram que a implantação de unidades de conservação não é o bastante para proteger espécies focais nativas, ressaltando a importância de pequenos fragmentos, não abrangidos por áreas protegidas, para a manutenção da biodiversidade.

Castilho et al. (2015) avaliaram a conectividade entre paisagens relacionadas a movimentação de espécies de grandes carnívoros na Mata Atlântica, e demonstraram que a capacidade das áreas protegidas implantadas na região protegerem seus habitats é limitada. As matas ciliares representaram as áreas prioritárias para manter a conectividade e conseqüente conservação dessas

populações. Brito (2008) avaliou a probabilidade das áreas protegidas da Mata Atlântica conservarem populações viáveis do primata endêmico *Brachyteles hypoxanthus*, das 42 áreas protegidas situadas na áreas de distribuição geográfica da espécie, apenas 05 foram consideradas capazes de conservar populações viáveis para as próximas 50 gerações (as demais provavelmente sofrerão com a degradação genética, estocasticismo demográfico e/ou extinção de populações). Já quanto a capacidade das áreas protegidas do estado do Rio de Janeiro conservarem o marsupial *Micoureus travassosi*, Brito e De Viveiros Grelle (2004) avaliaram, que apesar do sistema de áreas protegidas provavelmente conseguir manter populações viáveis desta espécie pelos próximos 100 anos, 11 das 21 reservas estudadas provavelmente sofrerão com a estocasticidade demográfica e genética.

Além disso, maiores taxas de diversidade beta para pequenos mamíferos foram encontradas em pequenos e isolados fragmentos em comparação a fragmentos maiores e mais conectados, na Mata Atlântica (PARDINI et al., 2005). Pires et al. (2002) comprovaram a possibilidade de algumas espécies de pequenos mamíferos persistirem em fragmentos reduzidos através da capacidade destes em se moverem por matrizes de pastagens formando metapopulações. Inevitavelmente, pequenos fragmentos serão os últimos refúgios para muitas espécies da Mata Atlântica (TURNER et al., 1996).

A realização de objetivos da conservação por parte das UCs requer, portanto, estratégias de gestão na perspectiva das paisagens circundantes, incluindo áreas destinadas à produção e proteção (MARGULES; PRESSEY, 2000). O modelo atual, de gestão de “ilhas”, portanto, é limitado quando se incorpora a ideia de que a biodiversidade não é estática no tempo e no espaço, mas produzida e mantida por processos naturais que são influenciados por alterações antrópicas do uso do solo que são cada vez mais diversas e velozes (PRESSEY et al., 2007). A gestão de áreas protegidas, portanto, deverá ter um papel mais ativo no contexto regional, sendo capaz de antever e reverter decisões antagônicas aos seus objetivos. A efetividade ecológica de áreas protegidas estará inevitavelmente ligada ao desenvolvimento do entorno que lidará, inclusive, com as pressões da mudança climática (GASTON et al., 2006).

A gestão de UCs deveria, também, considerar a manutenção das possibilidades de fluxos biológicos entre reservas vizinhas, a fim de evitar a perda

progressiva da sua diversidade e maximizar as oportunidades de colonização a partir da vizinhança (GASTON, PRESSEY; MARGULES, 2002). Caso contrário, um único evento de perturbação poderia levar uma espécie a extinção local (METZGER; CASATTI, 2006). A gestão de unidades de conservação deve passar, gradativamente, de uma gestão de “ilhas” para uma gestão de rede de unidades baseada em princípios da ecologia da paisagem (METZGER, 2001; GUTZWILLER, 2002).

No Brasil, existem dois instrumentos legais de gestão e ordenamento territorial entre unidades de conservação, estabelecidos no SNUC (BRASIL, 2000): (1) os corredores ecológicos que visam manter os ecossistemas responsáveis pelo fluxo gênico, movimento e dispersão das espécies entre áreas protegidas e (2) os mosaicos que estabelecem a gestão integrada e participativa de unidades de conservação próximas, justapostas ou sobrepostas, compatibilizando a biodiversidade, a sociodiversidade e o desenvolvimento sustentável no contexto regional. Tratam-se de dois conceitos que essencialmente fomentam a gestão integrada de paisagens que envolvem o entorno de áreas protegidas. Todavia, apenas 14 mosaicos foram oficialmente criados até o momento, sendo 07 localizados na Mata Atlântica. Além disso, somente 02 corredores ecológicos conseguiram ser formalmente estabelecidos, nenhum na Mata Atlântica (ICMBio, 2017).

2 CONCLUSÃO.

A expansão urbana e da fronteira agrícola tem transformado áreas florestadas naturais em fragmentos pequenos, isolados, desconectados e imersas em matrizes antropizadas. A Mata Atlântica, um dos maiores “hotspots” de biodiversidade do mundo, mostra este processo de forma emblemática (LEAL; CÂMARA, 2003). Perto de grandes centros urbanos, e devido a um histórico de desmatamento, para produção de matéria prima desde o período colonial (DEAN, 1995; YOUNG, 2006) este bioma possui apenas 11.4% a 16% da cobertura florestal original, 80% dos fragmentos tem menos que 50 hectares e a distância média entre eles são de apenas 1.440 metros (RIBEIRO et al., 2009).

A gestão de unidades de conservação da Mata Atlântica tem uma tarefa árdua, em tentar manter a biodiversidade e processos ecológicos, como também, fornecer serviços ecossistêmicos que a sociedade espera, num bioma cada vez mais ameaçado pela perda e fragmentação de habitats naturais. Estes objetivos somente serão viáveis, caso envolvam todas as partes envolvidas num planejamento que aborde não só as UCs como seu entorno.

Sugerimos que a identificação de habitats que promovam a conectividade funcional entre UC e entorno, e a análise do uso do solo das paisagens circundantes são formas objetivas de avaliar a efetividade ecológica de áreas protegidas, pois conseguem responder questões relativas ao grau de isolamento, conectividade, e perda e fragmentação de habitats do entorno. Estes fatores deveriam servir como indicadores de planejamento em qualquer metodologia de avaliação de UCs. Para isso, um inventário com dados biológicos das espécies que ocorrem nas UCs torna-se relevante pois possibilitaria análises geoespaciais calibradas com informações ecológicas, tornando-as mais fidedignas a cada realidade local.

Contudo, foi evidenciado que as metodologias aplicadas, atualmente, para verificação da efetividade de áreas protegidas, em geral, não contemplam indicadores de conectividade funcional e análise do uso do solo do entorno. Mais intrigante ainda, é que os gestores de UCs parecem não considerar os efeitos da perda e fragmentação de habitats naturais do entorno como uma ameaça importante à efetividade ecológica dessas áreas.

É preciso que o conhecimento científico adquirido com o avanço dos estudos da Ecologia da Paisagem seja amplamente difundido entre todas as partes interessadas na gestão de UCs, para que a avaliação da efetividade ecológica e, como consequência, o manejo sejam corretamente realizados.

Existe uma preocupação exaustiva com as ameaças dentro dos limites das áreas protegidas, que dificulta a ponderação das influências ecológicas da zona do entorno e, por fim, prejudica o diagnóstico da sua efetividade (DEFRIES et al, 2007). Neste sentido, o uso do Planejamento de Conservação Sistemático (MARGULES; PRESSEY, 2000) nos ajuda a mover de decisões “*ad-hoc*” para um processo de decisão amplo e quantitativo, identificando as prioridades de conservação que permitam mensurar objetivos explícitos (CABEZA et al., 2010). Este planejamento auxilia a observação mais abrangente de todos os fatores da paisagem que agem sobre um fragmento de habitat. Trata-se de analisar, por exemplo, uma unidade de conservação como mais um componente na paisagem em que está imersa. Esse exame mais amplo possibilita a avaliação mais clara das pressões (englobando as sociais, políticas e econômicas) e possibilidades (cenários) que atuam sobre as UC. O cumprimento dos objetivos do SNUC carece de estratégias de conservação regionais.

A percepção da influência ecológica do entorno sobre as UCs na Mata Atlântica torna-se fundamental. É preciso não só levar em consideração estes aspectos nas ferramentas de gestão já disponíveis no SNUC; plano de manejo, conselhos gestores, criação de zonas de amortecimento, como principalmente, no planejamento territorial, através do aumento do número de mosaicos e implementação de corredores ecológicos entre UCs neste bioma, sempre com a participação efetiva das comunidades envolvidas, nos moldes de Projetos Integrados de Desenvolvimento e Conservação – ICDPs (WELLS, 1992).

Oportunidades de planejamento envolvendo diversos atores da sociedade devem gerar resultados positivos ao manter a biodiversidade e permitir diferentes usos do solo, além dos limites de áreas protegidas na Mata Atlântica. Isto irá exigir a participação dos gestores de UCs em discussões sobre o planejamento territorial regional, como por exemplo, nos Colegiados Territoriais de Desenvolvimento Sustentável (Codeter's) criados no estado da Bahia. Este desafio demandará estratégias amplas de conservação de habitats, quais sejam; ordenamento de

reservas legais, criação de novas áreas protegidas, implementação de trilhas turísticas de longo curso, restauração ecológica, educação ambiental e pagamento por serviços ambientais, na tentativa de compatibilizar interesses antagônicos. Porém, é preciso ressaltar que estratégias regionais só conseguirão ser efetivas quando atitudes locais forem tomadas.

Medidas de conservação não podem estar limitadas a áreas protegidas, sem alinhamento a um planejamento ambiental regional. Pelo contrário, a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica depende de iniciativas que possibilitem a conectividade de habitats, incluindo não apenas reservas, mas outras áreas fonte de biodiversidade e até mesmo fragmentos pequenos e isolados. Para isso, um importante desafio é garantir a redução das taxas de desmatamentos atuais, apenas no período de 2015-2016, 29.075 ha de remanescentes florestais foram desmatados (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2017).

Mecanismos legais específicos para proteger a Mata Atlântica existem, como a lei nº 11.428/2006 (“Lei da Mata Atlântica”) que proíbe a supressão de vegetação quando a mesma: “[...] formar corredores entre remanescentes de vegetação primária ou secundária em estágio avançado de regeneração; ou proteger o entorno das unidades de conservação [...]”, além de fomentar projetos de conservação e restauração em áreas do entorno de UCs.

Para atingir um cenário exequível de gestão de paisagens integradas, e potencializar a efetividade ecológica das áreas protegidas, o conhecimento científico na Ecologia da Paisagem deve construir respostas objetivas sobre questões relativas ao modo de identificar ligações chave nas paisagens e como atenuar efeitos de diferentes usos do solo sobre a biodiversidade que seja alvo da conservação.

3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDREN, Henrik. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, p. 355-366, 1994.

BOSCOLO, D.; METZGER, J. P. Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? **Landscape Ecology**, v. 24, n. 7, p. 907–918, 2009.

BRASIL, Presidência da República. **Lei 9.985 de 18 de julho de 2000**. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências, Brasília, DF, 2000. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9985.htm>. Acesso em: 20 ago. 2016

BRITO, Daniel; GRELLE, Carlos Eduardo V.; BOUBLI, Jean Philippe. Is the Atlantic Forest protected area network efficient in maintaining viable populations of *Brachyteles hypoxanthus*?. **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 13, p. 3255-3268, 2008.

BRITO, Daniel; DE VIVEIROS GRELLE, Carlos Eduardo. Effectiveness of a reserve network for the conservation of the endemic marsupial *Micoureus travassosi* in Atlantic Forest remnants in southeastern Brazil. **Biodiversity & Conservation**, v. 13, n. 13, p. 2519-2536, 2004.

BRUNER, Aaron G. et al. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. **Science**, v. 291, n. 5501, p. 125-128, 2001.

CABEZA, M. et al. Conservation planning with insects at three different spatial scales. **Ecography**, v. 33, n. 1, p. 54–63, 2010.

CARRANZA, Tharsila et al. Mismatches between conservation outcomes and management evaluation in protected areas: a case study in the Brazilian Cerrado. **Biological Conservation**, v. 173, p. 10-16, 2014.

CASTILHO, Camila S. et al. Evaluating landscape connectivity for *Puma concolor* and *Panthera onca* among Atlantic Forest protected areas. **Environmental management**, v. 55, n. 6, p. 1377-1389, 2015.

CHAPE, Stuart et al. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 360, n. 1454, p. 443-455, 2005.

COETZEE, Bernard WT et al. Local scale comparisons of biodiversity as a test for global protected area ecological performance: a meta-analysis. **PLoS One**, v. 9, n. 8, p. e105824, 2014.

DA SILVA LINS, Daniela Barbosa et al. Keystone Species, Forest and Landscape: A Model to Select Protected Areas. **Environmental Management**, p. 1-17, 2017.

DEAN, Warren. **With broadax and firebrand: the destruction of the Brazilian Atlantic Forest**. Univ of California Press, 1997.

DEFRIES, Ruth et al. Increasing isolation of protected areas in tropical forests over the past twenty years. **Ecological applications**, v. 15, n. 1, p. 19-26, 2005.

DEFRIES, Ruth et al. Land use change around protected areas: management to balance human needs and ecological function. **Ecological Applications**, v. 17, n. 4, p. 1031-1038, 2007.

DUDLEY, Nigel et al. **Tracking progress in managing protected areas around the world: an analysis of two applications of the management effectiveness tracking tool developed by WWF and the World Bank**. WWF International, 2007.

ERVIN, J. WWF- **Metodologia para Avaliação Rápida e a Priorização do Manejo de Unidades de Conservação (RAPPAM)**. p. 70, 2003.

FAHRIG, L. How much habitat is enough?. **Biological conservation**, v. 100, n. 1, p. 65-74, 2001.

FAHRIG, Lenore. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, v. 34, n. 1, p. 487-515, 2003.

FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: The habitat amount hypothesis. **Journal of Biogeography**, v. 40, n. 9, p. 1649–1663, 2013.

FAHRIG, L., PALOHEIMO, J. . Determinants of local population size in patchy habitats. **Theoretical Population Biology**, 34: 194-213. 1988.

GASTON, K. J. *et al.* The ecological effectiveness of protected areas: The United Kingdom. **Biological Conservation**, v. 132, n. 1, p. 76–87, 2006.

GASTON, K. J.; PRESSEY, R. L.; MARGULES, Christopher R. Persistence and vulnerability: retaining biodiversity in the landscape and in protected areas. **Journal of biosciences**, v. 27, n. 4, p. 361-384, 2002.

GELDMANN, J. *et al.* Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. **Biological Conservation**, v. 161, p. 230–238, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2013.02.018>>.

GIBBS, J.P. . Demography versus habitat fragmentation as determinants of genetic variation in wild populations. **Biological Conservation**, 100: 15-20. 2001.

GUTZWILLER, Kevin J. Applying landscape ecology in biological conservation: principles, constraints, and prospects. In: **Applying Landscape Ecology in Biological Conservation**. Springer New York. p. 481-495.2002.

HAILA, Yrjö. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. **Ecological applications**, v. 12, n. 2, p. 321-334, 2002.

HANSEN, Andrew J.; DEFRIES, Ruth. Ecological mechanisms linking protected areas to surrounding lands. **Ecological Applications**, v. 17, n. 4, p. 974-988, 2007.

HOCKINGS, M. *et al.* **Evaluating Effectiveness A framework for assessing management effectiveness of protected areas**. 2 Edition. [S.l: s.n.], 2006.

Disponível em:

<<http://books.google.com/books?hl=en&lr=&id=fbJkqFX69ooC&oi=fnd&pg=PR7&dq=Evaluating+Effectiveness+A+framework+for+assessing+management+effectiveness+of+protected+areas&ots=TgFsyznT6&sig=krPtMPmdh8iIUHIIaWmTloM3ow>>. Acesso em: 22 ago. 2016.

HOCKINGS, Marc *et al.* Enhancing our Heritage Toolkit. In: **Assesing Management Effectiveness of Natural World Heritage Sites**. UNESCO Paris, France, 2008.

ICMBIO. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Mosaicos reconhecidos oficialmente**. Disponível em:

<<http://www.icmbio.gov.br/portal/mosaicosecorredoresecologicos/moscaicos-reconhecidos-oficialmente>>. Acesso em: 09 de ago. 2017.

ICMBIO; WWF-BRASIL. **Efetividade de gestão as unidades de conservação federais: Avaliação comparada das aplicações do método Rappam nas unidades de conservação federais**, nos ciclos 2005-06 e 2010. p. 134, 2011.

IUCN. DUDLEY, Nigel (Ed.). **Guidelines for applying protected area management categories**. IUCN, 2008.

LAURANCE, William F. et al. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. **Nature**, v. 489, n. 7415, p. 290-294, 2012.

LEAL, Carlos Galindo; CÂMARA, Ibsen. The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook. **Island Press**, 2003.

LEVERINGTON, Fiona; HOCKINGS, Marc; COSTA, Katia Lemos. **Management effectiveness evaluation in protected areas: a global study**. World Commission on Protected Areas, 2008.

LEVERINGTON, Fiona et al. A global analysis of protected area management effectiveness. **Environmental management**, v. 46, n. 5, p. 685-698, 2010.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 243–53, 2000.

MARTENSEN, Alexandre C.; et al. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 141, n. 9, p. 2184-2192, 2008.

MARTENSEN, Alexandre Camargo et al. Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. **Conservation Biology**, v. 26, n. 6, p. 1100-1111, 2012.

MAS, J. F. Assessing protected area effectiveness using surrounding (buffer) areas environmentally similar to the target area. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 105, n. 1–3, p. 69–80, 2005.

METZGER, J.P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 71 p. 445- 463, 1999.

METZGER, J.P. O que é Ecologia de Paisagens? **Biota Neotrópica**. v. 1, n 1/2., 2001.

METZGER, J. P.; CASATTI, L. Do diagnóstico à conservação da biodiversidade: o estado da arte do programa BIOTA / FAPESP. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 2, p. 1–23, 2006. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1676-06032006000200002&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt>. Acesso em: 10 Dez de 2016.

METZGER, Jean-Paul; DÉCAMPS, Henri. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. **Acta Oecologica**, v. 18, n. 1, p. 1-12, 1997.

MITCHELL, Matthew GE; BENNETT, Elena M.; GONZALEZ, Andrew. Linking landscape connectivity and ecosystem service provision: current knowledge and research gaps. **Ecosystems**, v. 16, n. 5, p. 894-908, 2013.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente - **Resolução nº 428** - Dispõe, no âmbito do licenciamento ambiental sobre a autorização do órgão responsável pela administração da Unidade de Conservação(UC), Brasília, DF, Brasil. 2010. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=64>>. Acesso em: 17 ago. 2016.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Unidades de Conservação por Biomas**. 2017. Disponível em <http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80112/CNUC_FEV17%20-%20C_Bio.pdf>. Acesso em: 05 Ago 2017.

NAUGHTON-TREVES, L.; HOLLAND, M. B.; BRANDON, K. THE ROLE OF PROTECTED AREAS IN CONSERVING BIODIVERSITY AND SUSTAINING LOCAL Livelihoods. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 30, n. 1, p. 219–252, 2005. Disponível em: <<http://www.annualreviews.org/doi/abs/10.1146/annurev.energy.30.050504.164507>>. Acesso em: 04 Set 2016

PARDINI, Renata et al. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological conservation**, v. 124, n. 2, p. 253-266, 2005.

PIRES, alexandra s. et al. Frequency of movements of small mammals among atlantic coastal forest fragments in brazil. **Biological conservation**, v. 108, N. 2, P. 229-237, 2002.

PRESSEY, R. L. et al. Conservation planning in a changing world. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 22, n. 11, p. 583–592, 2007.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>>. Acesso em: 14 Set 2016

SCHIAVETTI, Alexandre et al. Implementação das unidades de conservação do corredor central da Mata Atlântica no estado da Bahia: desafios e limites. **Revista Árvore**, v. 36, n. 4, p. 611-623, 2012.

STOLL-KLEEMANN, S. Evaluation of management effectiveness in protected areas: Methodologies and results. 2010. **Basic and Applied Ecology**, v. 11, n. 5, p. 377–382, 2010.

STOLTON, S., et al. Management effectiveness tracking tool: Reporting progress at protected area sites (2nd edition). 2007.

TAYLOR, P. D. et al. Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. **Nordic Society Oikos**, v. 68, n. 3, p. 571–573, 1993.

TURNER, Ian M.; CORLETT, Richard T. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 11, n. 8, p. 330-333, 1996.

VAN LIER, Hubert N. Sustainable land use planning. **Landscape and Urban planning**, v. 41, p. 79-82, 1998.

VERBURG, P. H. *et al.* Analysis of the effects of land use change on protected areas in the Philippines. **Applied Geography**, v. 26, n. 2, p. 153–173, 2006. VREUGDENHI, D. Protected areas system planning and monitoring. [S.l.: s.n.], [S.d.].

UEZU, Alexandre; *et al.* Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation**, v. 123, n. 4, p. 507-519, 2005.

WILCOVE, David S.; MCLELLAN, Charles H.; DOBSON, Andrew P. Habitat fragmentation in the temperate zone. **Conservation biology**, v. 6, p. 237-256, 1986.

WATSON, James EM et al. The performance and potential of protected areas. **Nature**, v. 515, n. 7525, p. 67-73, 2014.

WELLS, Michael et al. **People and parks: linking protected area management with local communities**. World Bank, 1992.

WITH, K.A.; KING, A.W. Dispersal Success On Fractal Landscapes: A Consequence Of Lacunarity Tresholds. **Landscape Ecology**, 14(1):73-82. DOI 10.1023/A:1008030215600. 1999.

YOUNG, Carlos Eduardo Frickmann. Desmatamento e desemprego rural na Mata Atlântica. **Floresta e Ambiente**, v. 13, n. 2, p. 75-88, 2006.

CAPÍTULO II – UMA PROPOSTA METODOLÓGICA PARA AVALIAÇÃO DA EFETIVIDADE ECOLÓGICA DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NA MATA ATLÂNTICA BASEADA NA ECOLOGIA DA PAISAGEM: O ESTUDO DE CASO DO MOSAICO DO EXTREMO SUL DA BAHIA.

Carlos Felipe Silva Santos, Elaine Cambuí, Danilo Boscolo

RESUMO

A capacidade das áreas protegidas conservarem a biodiversidade a que se propõe é limitada em virtude da perda e fragmentação de habitats nas paisagens do seu entorno. Nós propomos uma metodologia para avaliação da efetividade ecológica numa perspectiva espacialmente explícita para unidades de conservação que sofrem com esta ameaça, como as localizadas na Mata Atlântica. O protocolo proposto envolve duas etapas de análise: 1) a utilização de métricas da paisagem selecionadas para avaliar o nível de perda e fragmentação de habitats que compõe o ecossistema efetivo da área protegida e a proximidade de perturbações advindas de atividades humanas e; 2) a priorização das paisagens do entorno para a conservação da biodiversidade, baseada em índices de conectividade ecologicamente calibrados e com o suporte da teoria dos grafos. A metodologia foi aplicada num estudo de caso envolvendo UCs do Mosaico do Extremo Sul da Bahia. Os indicadores de avaliação sugeridos podem ser adotados pelos gestores de unidades de conservação. Os resultados encontrados estimulam o uso do protocolo como ferramenta capaz de reduzir a subjetividade na avaliação da efetividade ecológica e aumentar a eficiência na seleção de medidas de conservação apropriadas dentro de um planejamento de paisagens integradas.

Palavras Chaves: Áreas protegidas, Efetividade Ecológica, Ecologia da Paisagem, Entorno.

1 INTRODUÇÃO.

A perda e fragmentação de habitats provocam alterações na qualidade e na configuração espacial das manchas de habitat, reduzindo a biodiversidade no planeta, nos seus variados níveis de organização: genético, espécies e ecossistemas (FAHRIG, 2013). O estabelecimento de Áreas Protegidas (Unidades de Conservação; UCs) é uma medida para frear este ciclo causador de eventos estocásticos de extinção de espécies (DEFRIES et al., 2005). Estas áreas legalmente protegidas são os pilares da conservação no mundo e precisam ter sua efetividade constantemente avaliada (LEVERINGTON et al., 2010, CDB, 2010). Objetivos sociais e econômicos ligados ao bem-estar humano estão associados às UCs, porém a conservação da biodiversidade (efetividade ecológica) é o papel intrínseco de todas elas (IUCN, 2008; GASTON et al., 2006).

Para avaliar a efetividade das áreas protegidas, inúmeras metodologias foram propostas, tentando, principalmente, verificar a relação da gestão realizada nestes territórios, com os objetivos a serem atingidos (STOLL-KLEEMANN, 2010). No entanto, pouco se tem discutido sobre os efeitos da perda e fragmentação de habitats sobre paisagens conservadas próximas, como as que englobam áreas protegidas (HANSEN; DEFRIES, 2007), de modo a tratá-los como uma ameaça importante a ser avaliada pelos gestores de UCs. Oportunidades de manejo ecologicamente efetivo em áreas protegidas também dependem da identificação de paisagens chave na região, aquelas com fortes interações ecológicas com as paisagens que envolvem as UCs e com outras paisagens fonte de biodiversidade do entorno (DEFRIES et al., 2007). Portanto, entender os distúrbios ecológicos causados pelas mudanças do uso do solo do entorno sobre as unidades de conservação é fundamental para avaliar a capacidade destas em manterem a biodiversidade local (HANSEN; DEFRIES, 2007).

As principais consequências da perda de cobertura florestal em paisagens do entorno das UCs estão relacionadas à redução de habitats para as espécies alvo de proteção destas áreas e pelo aumento da proximidade de atividades humanas nas áreas protegidas (HANSEN; DEFRIES, 2007). Diversos habitats funcionais para a biodiversidade alvo de proteção das UCs podem diminuir com o desmatamento em paisagens circundantes. As espécies que ocorrem nas UCs não restringem seu ciclo

de vida aos limites territoriais legais estabelecidos, elas podem utilizar habitats próximos, por exemplo, para abrigo, reprodução, alimentação, dessedentação, formando o ecossistema efetivo destes organismos (DEFRIES et al., 2007). Algumas paisagens no entorno podem conter habitats que abrigam considerável biodiversidade, evitando o isolamento de populações nas UCs (DEFRIES et al., 2005). Outras paisagens podem abrigar habitats usados para as espécies se dispersarem ou migrarem para outras áreas fontes de biodiversidade, estabelecendo fluxos biológicos e corredores ecológicos (GASTON et al., 2006). Ademais, a redução de cobertura florestal justaposta aos fragmentos interiores às UCs pode causar efeitos de borda negativos como a redução de habitats para espécies especialistas e a atração de espécies exóticas (METZGER, 1999; LAURANCE et al., 2012).

A perda de habitats circundantes às UCs causa, assim, prejuízo na estrutura trófica e nas dinâmicas populacionais das espécies a serem protegidas, acarretando, por fim, redução da biodiversidade, mesmo com alto grau de cobertura florestal dentro destas áreas (HANSEN; DEFRIES, 2007). Esta é uma das razões reveladas para o aumento das chamadas “Florestas Vazias” – florestas com diminuta riqueza faunística (REDFORD, 1992) e, no mesmo sentido, da redução da riqueza de espécies dentro das áreas protegidas tropicais (LAURANCE, 2012). O tamanho deste impacto depende da resposta de cada espécie à perda e à fragmentação de habitats que resulta, por sua vez, de suas características biológicas, como história de vida, por exemplo (METZGER, 2006). Para analisar a perda de biodiversidade em paisagens que sofrem com a diminuição e a fragmentação de habitats, de forma menos dependente de dados biológicos específicos, os conceitos de limiares ecológicos e de conectividade de paisagens tornam-se essenciais.

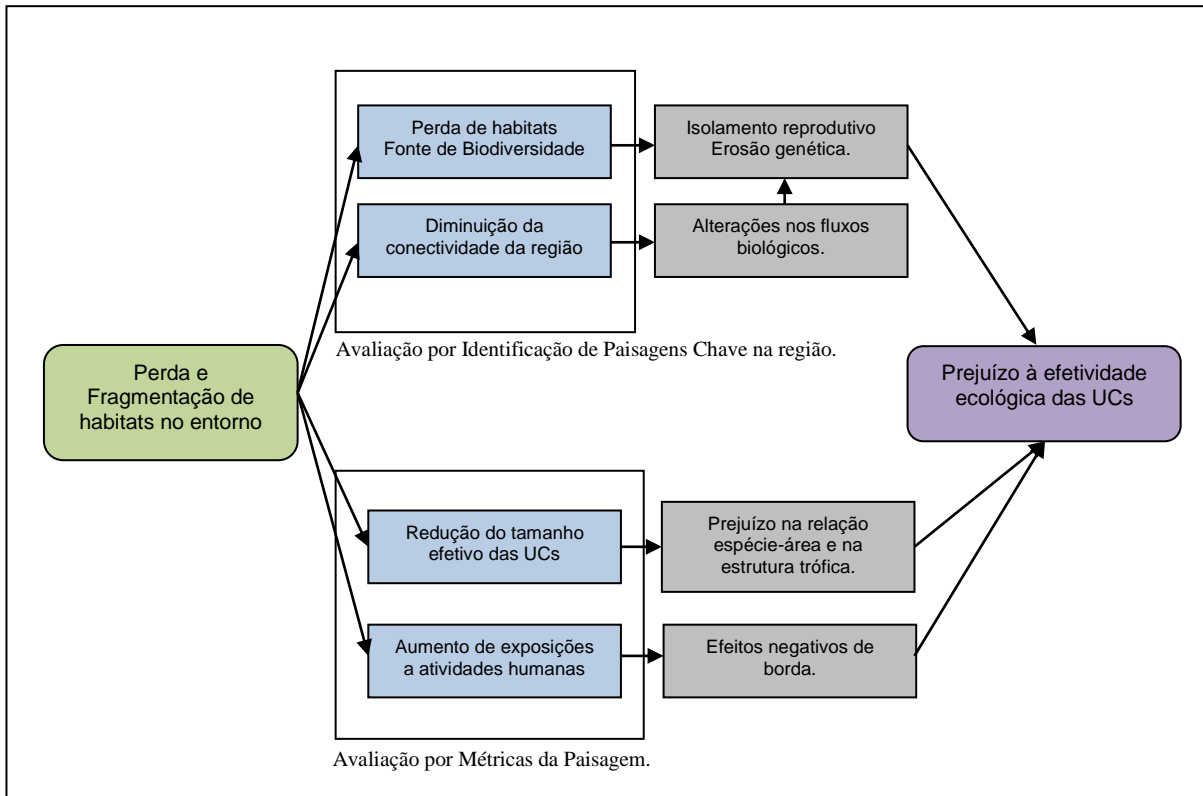
Boa parte do conhecimento adquirido através da investigação da perda e fragmentação de habitats na manutenção da biodiversidade é específico para as espécies e/ou paisagens dos estudos de caso apresentados (LINDENMAYER et al., 2008). Como é impossível estudar todas as espécies em todas as paisagens (THOMAS et al., 2004), a busca por padrões abrangentes na paisagem que expliquem a redução da riqueza e abundância de espécies são necessárias. Limiares ecológicos sugerem a capacidade de uma paisagem suportar a ocorrência de espécies em virtude do tamanho e quantidade de fragmentos florestais, que

podem ser estimados por métricas da paisagem (ANDRÉN, 1994; FAHRIG, 2003). Isto tem ajudado a entender como paisagens com fragmentos florestais pequenos e isolados perdem a capacidade de manter sua diversidade biológica original (METZGER et al., 2009).

Cada vez mais utilizado, em virtude da predominância de habitats reduzidos e fragmentados, o estudo da conectividade - a capacidade da paisagem em facilitar os fluxos biológicos (TAYLOR et al., 1993), tem ganhado mais importância. Passou-se a reconhecer que estes fluxos estão distribuídos em redes de habitats envoltas por matrizes heterogêneas compostas por diferentes tipos de unidades de paisagem (e.g. urbanas, agrícolas, rodovia) e são dependentes das características de cada espécie, como a capacidade de dispersão na matriz ou o uso de corredores ou trampolins ecológicos (METZGER, 1999; BOSCOLO et al., 2008). A conectividade, assim, representa um atributo da paisagem, e não apenas a distância entre fragmentos florestais (TISCHENDORF; FAHRIG, 2001).

A Ecologia da Paisagem compreende o estudo das consequências da distribuição espacial de unidades de paisagem sobre os processos ecológicos atuantes (METZGER, 2001). Esta ciência desenvolveu parâmetros que podem ser utilizados para avaliar a efetividade ecológica de áreas protegidas, em regiões ameaçadas pela perda e fragmentação de habitats (Figura 01).

Figura 01 - Fatores importantes, baseados em Hansen e Defries (2007), que podem ser inferidos por dois grupos de parâmetros da Ecologia da Paisagem: 1) Métricas da Paisagem e; 2) Identificação de Paisagens Chave, para a avaliação da efetividade ecológica de UCs, a partir da análise espacial do seu entorno.



Fonte: Próprio autor.

Nós fornecemos uma proposta metodológica objetiva para avaliar o grau de ameaça da perda e fragmentação de habitats do entorno para a efetividade ecológica das UCs, pela perspectiva da Ecologia da Paisagem, utilizando os parâmetros (Figura 01) aqui identificados: i) Perda de paisagens fonte de biodiversidade no entorno, ii) Diminuição da conectividade da região, iii) redução do tamanho efetivo das UCs e; iv) aumento da proximidade de atividades humanas nas UCs. O protocolo proposto foi aplicado num estudo de caso na Mata Atlântica, destacando áreas protegidas do Mosaico do Extremo Sul da Bahia, e gerou diretrizes para identificação de áreas prioritárias para conservação e proposição de medidas de conservação, no âmbito da gestão integrada de paisagens, nesta região.

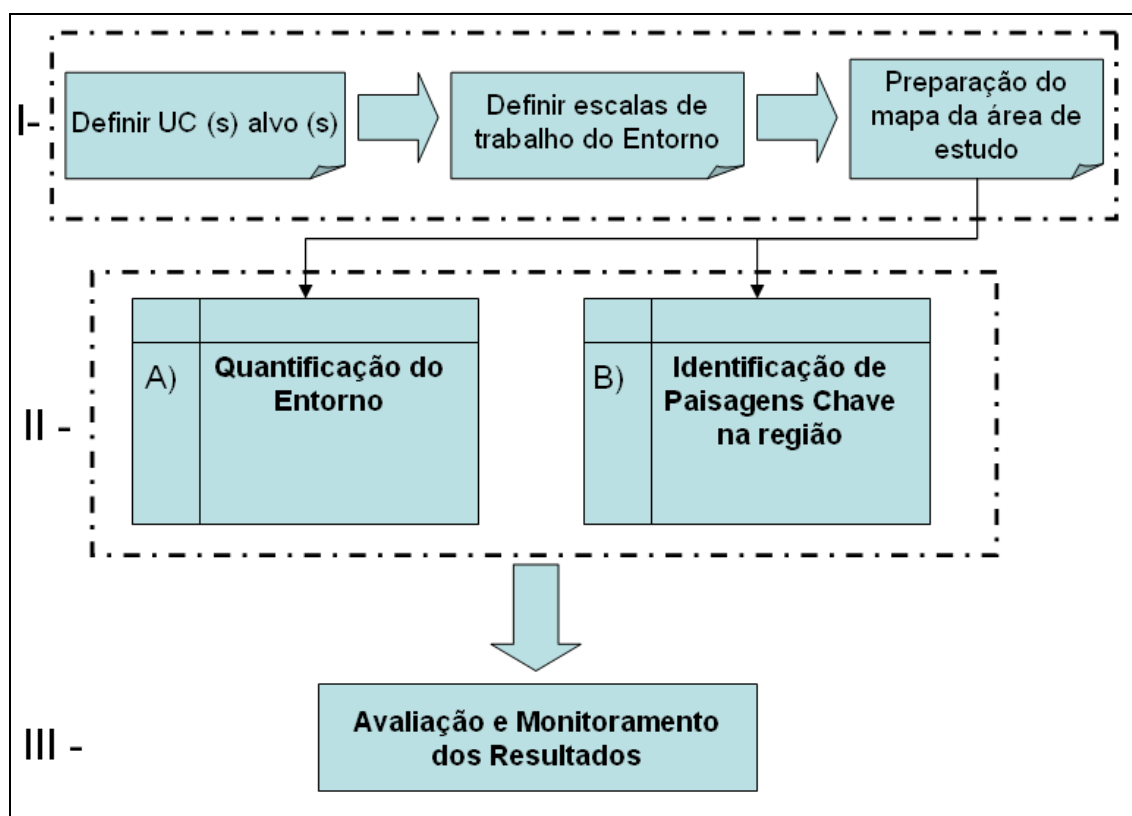
2 MÉTODOS.

2.1 PROPOSTA METODOLÓGICA.

O roteiro metodológico, ora apresentado, para avaliar a efetividade ecológica de áreas protegidas é baseado em três fases principais (Figura 02). A primeira se refere à definição das UCs, seu entorno e das escalas de trabalho. É sugerido englobar o maior número possível de áreas protegidas, pois a avaliação será integrada e servirá para todas estas, cada UC não precisará necessariamente realizar um estudo próprio. O tamanho da região (definição do entorno) pode ser baseado no alcance máximo de dispersão de espécies locais ou outro atributo ecológico regional (DEFRIES et al., 2007). A escala local (o limite de cada paisagem) dependerá do tamanho da região definida e da capacidade média de dispersão de espécies selecionadas (TAMBOSI et al., 2014). Em seguida, deve-se realizar um mapeamento da área que atenda as demandas da investigação: atenda aos limites definidos; possua resolução adequada às escalas escolhidas e represente a classificação habitat e não-habitat através dos usos do solo.

A segunda fase trata da investigação dos processos ecológicos, atingidos pela perda e fragmentação de habitats nas paisagens circundantes, que influenciam a manutenção da biodiversidade dentro das UCs, a ser realizada em duas etapas. A primeira etapa (A) aborda a análise quantitativa da estrutura espacial da paisagem com a finalidade de analisar a perda e fragmentação e habitats numa escala regional em diferentes níveis: dentro da UC, na zona tampão (uma faixa específica justaposta à UC) e no entorno, através de métricas da paisagem selecionadas. A segunda etapa (B) é composta por uma abordagem espacialmente explícita baseada em índices de conectividade de paisagens, no intuito de identificar as paisagens chave para a conectividade funcional da região.

Figura 02 - Fases principais do protocolo proposto para avaliação ecológica de áreas protegidas pela perspectiva da Ecologia da Paisagem



I- Aborda a definição e preparação do mapeamento da área de estudo. II- Trata da análise da perda e fragmentação da região. III- Envolve a avaliação dos resultados alcançados. Veja o texto para detalhes de cada fase.

Fonte: Próprio autor.

A) Quantificação espacial da área do entorno.

A quantificação espacial da paisagem é realizada através de métricas da paisagem, sendo estas associadas à composição ou à estrutura física de seus elementos (MCGARIGAL; MARKS, 1995). As métricas indicam a estrutura espacial da paisagem, que por sua vez, pode afetar a manutenção de determinadas espécies nesta paisagem (e.g. aves de sub-bosque na Mata Atlântica; BANKS-LEITE et al., 2011). Existe uma diversidade de métricas da paisagem constantemente usadas em trabalhos sobre perda e fragmentação de habitats, no entanto, elas devem ser cuidadosamente selecionadas, para que se consiga apresentar de forma clara o grau de ameaça destes processos, e evitar a redundância de informações, pois muitas apresentam poder de explicação similar (LUSTIG et al., 2015).

Na presente proposta metodológica, recomenda-se utilizar a quantidade e percentual de cobertura florestal (PFOREST), o tamanho e número de fragmentos

(NP). A métrica PFOREST sugere o grau de perda de habitats para as espécies da região. Altos valores de NP em conjunto com a predominância de fragmentos florestais de tamanho reduzido, ressaltam condições de paisagens fragmentadas (BOTEQUILHA LEITÃO; AHERN, 2002). As métricas foram utilizadas em diferentes escalas de gestão: I - dentro dos limites legais das áreas protegidas; II - na zona tampão; III - apenas no entorno das UCs; e IV - em toda a região selecionada, pois trazem informações que permitem o monitoramento do grau de perda e fragmentação de dois tipos de habitats cruciais (que afastam efeitos de borda e que mantém o tamanho efetivo da UC) às espécies que ocorrem nas áreas protegidas.

No intuito de avaliar a contribuição das paisagens do entorno para a efetividade da área protegida, e possibilitar a comparação com outras UCs, foi proposta uma classificação objetiva (Tabela 01), que mensura a manutenção de dois fatores importantes; na zona tampão (minimizar efeitos de borda e perturbações advindas da proximidade de atividades humanas) e no entorno como um todo (conservar o tamanho efetivo da UC), baseada nos resultados da métrica PFOREST.

A classificação “Alta” dos dois indicadores (o uso do solo na zona tampão e no entorno) foi baseada no percentual de cobertura florestal mínimo indicado pela teoria da percolação (na regra ortogonal e diagonal) que representa paisagens suficientes para manter fluxos biológicos, independentemente da distribuição espacial dos fragmentos (40%; STAUFFER, 1985). Foi considerada a classificação “Baixa” para indicadores com resultados inferiores a 20% de cobertura florestal – limite recomendado por Martensen (2008), para apontar paisagens de baixa resiliência com alto grau de isolamento entre os fragmentos, que favorecem os eventos de extinção de espécies. Para indicadores com resultado do PFOREST entre 20% e 40%, adotou-se a classificação “Média”.

Tabela 01 - Classificação sugerida para verificar se o uso do solo da zona tampão e do entorno ajudam a efetividade ecológica da área protegida, ao evitar a presença de efeitos de borda e a proximidade de atividades humanas, assim como, conservarem habitats importantes para espécies presentes nas UCs.

Limites de Cobertura Florestal	Classificação
< 20%	BAIXA
<40%	MÉDIA
>=40%	ALTA

Fonte: Próprio autor.

B) Identificação de paisagens chave no entorno das UCs;

Essa fase deve ser composta por duas sub-etapas, uma análise local - para indicar o grau de conectividade de cada paisagem da região (levando-se em conta apenas os fragmentos contidos na referida paisagem), e, posteriormente, uma análise regional para identificação das paisagens no entorno que mais contribuem para a conectividade das áreas protegidas em relação a toda a região, numa abordagem multiescalar, adaptada do método proposto por Tambosi et al. (2014) - que sugeriram paisagens prioritárias para a restauração ecológica em toda a Mata Atlântica.

Sub-etapa 01 (local);

Toda a região selecionada é dividida espacialmente em *grids* hexagonais com o mesmo tamanho definido para as paisagens (cada *grid* representa uma paisagem). O uso de *grids* permite modularizar o contexto espacial regional em paisagens locais, viabilizando a análise computacional. A escolha pela forma hexagonal se dá pelos seus atributos geométricos que permitem o alinhamento dos *grids* em três eixos (ao invés de dois, no caso de *grids* retangulares), o que facilita a visualização de dados em padrões não ortogonais. Trabalhos que envolvam conectividade devem preferencialmente ser realizados através de *grids* hexagonais, pois os deslocamentos realizados pelos organismos são aleatórios (BIRCH et al., 2007).

Cada hexágono, que representa uma paisagem, é avaliado quanto ao seu grau de conectividade através do índice probabilístico “ecologicamente calibrado” *Probability of Connectivity (PC)* (1). Este índice é baseado no conceito de disponibilidade de habitats, probabilidade de dispersão de espécies entre fragmentos e na teoria dos grafos (SAURA; HORTAL, 2007). Um grafo (rede de habitats, neste modelo) é um conjunto de nós e arestas, em que os nós são elementos individuais da rede e as arestas representam a relação (conectividade) entre eles. Arestas podem ser binárias (conectadas ou não) ou probabilísticas, assim, concebem a existência de níveis de conectividade (MINOR; URBAN, 2008). Consideramos, aqui, a área dos fragmentos como atributo dos nós e as conexões entre eles (arestas) representando a probabilidade de uma dada espécie atravessar uma determinada distância da matriz. O PC é obtido através de:

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j p_{ij}^*}{A_L^2} \quad (1)$$

onde a representa o valor dos atributos dos nós i e j , p é definido como o produto máximo das probabilidades de todas as possíveis ligações entre os fragmentos i e j , e A_L representa o tamanho da área total da paisagem. Neste trabalho, utilizou-se apenas o numerador da equação, por se tratar de valores maiores do que o índice geral, facilitando operações matemáticas (quantidade menor de casas decimais).

Sub-etapa 02 (regional);

Neste momento, consideramos toda a região como um grafo, sendo cada paisagem (hexágono) um nó, e seu atributo, o índice PC encontrado na etapa anterior. Cada paisagem é considerada conectada apenas às paisagens adjacentes, utilizamos, desta forma, o índice *Integral Index of Connectivity* (IIC) também baseado na teoria dos grafos, porém binário (BODIN; SAURA, 2010).

Através de operações computacionais de retiradas de nós, usando o software livre *Conefor 2.6*, pode-se analisar o grau de importância de cada paisagem para a conectividade funcional de toda a região, baseada em duas frações que compõe o índice IIC. A probabilidade da existência de fluxo biológico entre paisagens da região (*flux*), que leva em conta os atributos (o índice de conectividade PC encontrado e o percentual de cobertura florestal) de uma determinada paisagem e de suas paisagens adjacentes. A outra variável representa a capacidade de uma dada paisagem se conectar a outras paisagens, mantendo a conectividade de toda a região (*connector*) – a alteração da cobertura florestal desta paisagem poderia gerar aumento ou redução da movimentação de espécies em toda a região, ou seja, esta variável depende da posição da paisagem (nó) na região (grafo; SAURA; RUBIO, 2010). A combinação destas duas variáveis resulta no grau de prioridade de cada paisagem em manter corredores ecológicos (fluxos de organismos entre áreas fonte de biodiversidade) ou, ainda, gargalos ecológicos (um único corredor ecológico capaz de manter a conectividade entre diferentes paisagens).

Para efeitos de aferição e comparação do grau de conectividade funcional das áreas protegidas, sugerimos uma classificação apoiada na importância das paisagens que compõe um possível corredor ecológico identificado, após a

aplicação do protocolo (Tabela 02). Os corredores ecológicos possivelmente identificados podem envolver paisagens fontes de biodiversidade, mesmo que não protegidas por unidades de conservação.

Tabela 02 - Classificação sugerida para verificar o grau de conectividade das áreas protegidas, baseada no número e características dos corredores ecológicos identificados.

Corredor ecológico identificado	Classificação
Pelo menos um corredor, composto por paisagens classificadas como de alta importância para conservação.	ALTA
Pelo menos um corredor, composto por paisagens classificadas como de média importância para conservação.	MÉDIA
Demais	BAIXA

Fonte: Próprio autor.

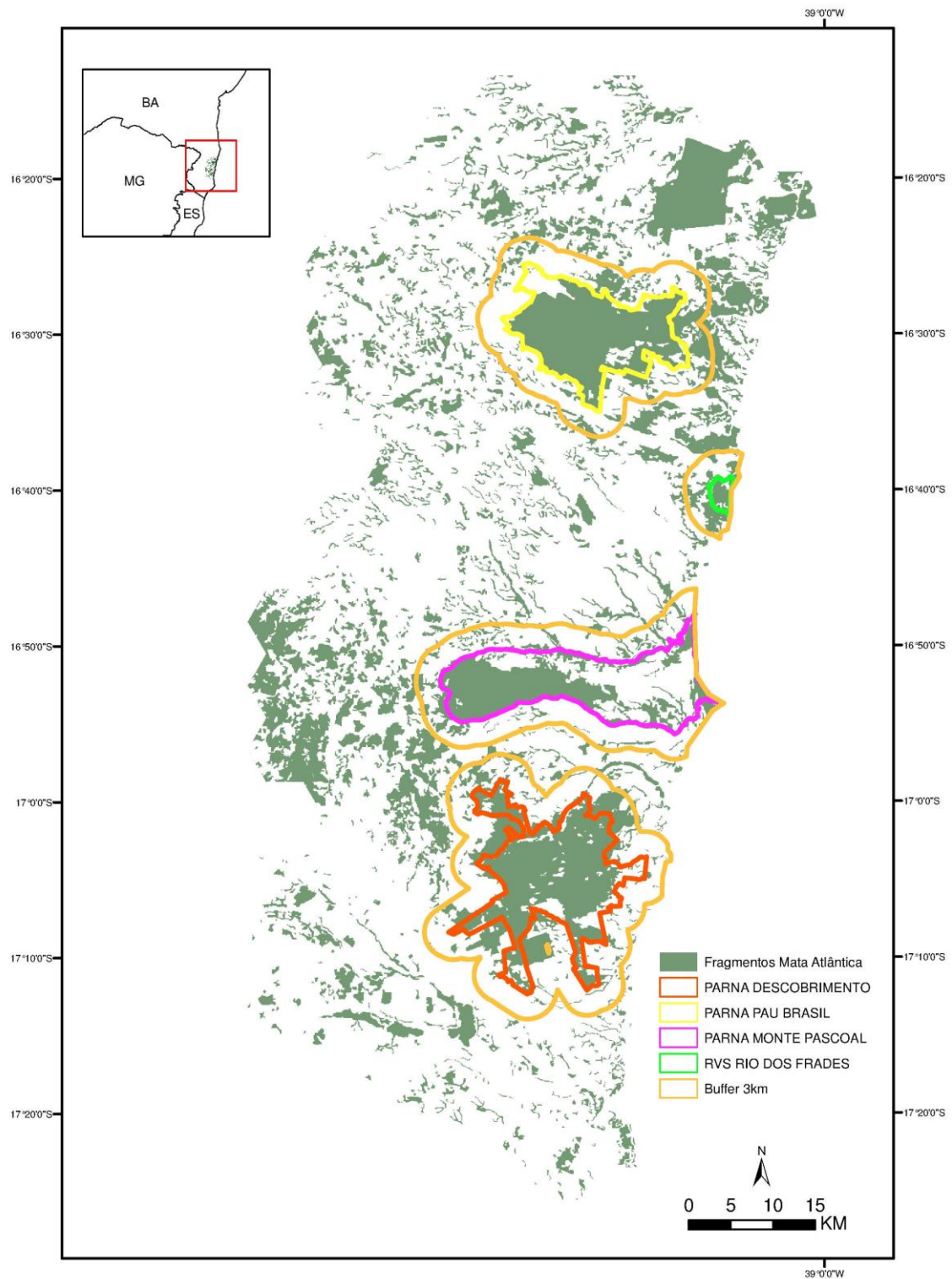
A última fase do protocolo trata da análise e do monitoramento dos resultados encontrados. A avaliação dos mesmos deve gerar uma estimativa do grau de perda e fragmentação de habitats do entorno, assim como, da conectividade de toda a região.

2.2 APLICAÇÃO / ESTUDO DE CASO NO MOSAICO DO EXTREMO SUL DA BAHIA, BRASIL.

Fase I - Definir UC(s) alvo.

O estudo de caso se deu na região sul da Bahia (Figura 03), avaliando a efetividade ecológica de quatro unidades de conservação federais de Proteção Integral (**Parque Nacional Pau Brasil, Parque Nacional Monte Pascoal, Parque Nacional Descobrimento, Refúgio de Vida Silvestre Rio dos Frades**), que compõem o Mosaico de UCs do Extremo Sul da Bahia (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2010), pertencentes aos municípios de Santa Cruz de Cabrália, Porto Seguro (ambos inclusos no Território de Identidade Costa do Descobrimento), Itamaraju, Prado, Alcobaça (Território de Identidade Extremo Sul da Bahia).

Figura 03 Localização das UCs, alvo da avaliação do presente estudo de caso, e região do entorno, no Mosaico do Extremo Sul da Bahia, Brasil.



Fonte: Próprio autor.

O clima da região, conforme classificação de Köppen é o Tropical Chuvoso Florestal. Trata-se de região de ocorrência da Floresta Ombrófila Densa e ecossistemas associados (e.g. restingas, manguezais), inclusa no bioma da Mata Atlântica considerado um dos 25 *hotspots* do mundo (MYERS et al., 2000), por apresentar altos valores de biodiversidade e endemismo. Notadamente, nesta região, a Mata de Tabuleiro (uma variação da Floresta Ombrófila Densa) apresenta uma das suas maiores representações, e é reconhecida pela sua grande diversidade de espécies (PEIXOTO; GENTRY, 1990).

Estima-se que o sul da Bahia possua apenas 5% da cobertura florestal original da Mata Atlântica (SAATCHI et al., 2001). O uso do solo destinado à pastagem representa quase metade da área. A região do extremo sul da Bahia já passou por diversos ciclos de exploração (madeireiro, cacau, pecuária extensiva) e atualmente passa pela expansão da monocultura do eucalipto. Os fragmentos remanescentes de floresta encontram-se em estado inicial e intermediário de sucessão, apresentando principalmente tamanhos reduzidos, mais de 80% dos fragmentos tem menos de 50 ha (LANDAU, 2003; RIBEIRO et al., 2009).

Na Mata Atlântica, diante de uma elevada e recorrente taxa anual de desmatamento, média de 19.519,50 ha no período de 2008 a 2016 (SOS MATA ATLANTICA; INPE, 2017), as áreas protegidas tendem a abrigar os grandes fragmentos florestais remanescentes, compondo as últimas paisagens conservadas neste bioma - apenas 0.1% dos fragmentos possuem mais de 5.000 ha (RIBEIRO et al., 2009).

As UCs selecionadas são consideradas zonas núcleo da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica (UNESCO, 2008) e formam as maiores coberturas florestais contínuas do chamado Corredor Central da Mata Atlântica, não legalmente instituído, contudo, com medidas articuladas de conservação implementadas (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE et al., 2006).

Fase I - Definir escalas de trabalho e preparar o mapeamento.

Para este trabalho foi utilizado o mapa de cobertura florestal, já classificado, fornecido pela SOS Mata Atlântica e INPE (2015) - veja em material suplementar para detalhes de restrição.

Definidas as quatro áreas protegidas (Parna Descobrimento, Parna Pau Brasil, Parna Monte Pascoal e RVS Rio dos Frades) foi preciso definir o tamanho da região (incluindo todo o entorno das áreas protegidas) e a escala de trabalho local (por paisagem). DEFRIES et al. (2007) sugeriram que o entorno de áreas protegidas pode ser definido levando em consideração atributos ecológicos das espécies ali presentes. O escasso conhecimento científico de dados biológicos impede de se apontar um perfil ecológico único (uma espécie que possa representar uma gama de outras, que não possuem informações ecológicas conhecidas) para toda a Mata Atlântica (CROUZEILLES et al., 2010). Abordagens de uso de múltiplas espécies guarda-chuva foram criadas e parecem ser uma estratégia viável quando inexistem dados biológicos locais (LAMBECK, 1997; SANDERSON et al., 2002). A ideia é montar um modelo de espécie altamente exigente ambientalmente, para cada caso de estudo, que incorpore requisitos ecológicos (e.g. requerimento de área, capacidade de dispersão) de espécies guarda-chuva conhecidas e que permitam, assim, delinear condições mínimas para a persistência do maior número de outras espécies locais (METZGER, 2006).

Em escala regional, no presente caso, entendemos que, pelo princípio da precaução, a influência em paisagens num raio de até 17 km das UCs alvo – distância capaz de englobar 03 paisagens circundantes em todas as direções, conforme proposto por Tambosi *et al* (2014) em relação às sub-regiões biogeográficas estudadas, seria também pertinente a este trabalho. O valor máximo de deslocamento de um organismo numa matriz na Mata Atlântica, sem uso de trampolins ecológicos (13 km), encontrado por Crouzelles *et al* 2010, foi alcançado por abelhas (TONHASCA JR et al., 2003). Possivelmente, mais estudos sobre grandes mamíferos, por exemplo, ampliariam os valores máximos de dispersão de organismos encontrados para a Mata Atlântica (CROUZEILLES et al., 2010), o que tornou viável extrapolar o raio de influência para 17 km. Ademais, neste limite regional adotado, todas as áreas protegidas do mosaico foram englobadas.

Na escala por paisagem, propomos uma abordagem multiescalar (BOSCOLO; METZGER, 2009; PASCHER et al., 2013) baseada em diferentes distâncias de

deslocamentos de espécies numa matriz, visando envolver o maior número de organismos de sensibilidade intermediária a perda e a fragmentação de habitats. Adotamos valores médios (50, 200 e 500 metros) próximos ao encontrados em estudos de dispersão de aves e pequenos mamíferos (incluindo morcegos) na Mata Atlântica (e.g. LIRA et al., 2007; BOSCOLO et al., 2008; MENEZES JR et al., 2008).

Jackson e Fahrig (2012) estimaram que o efeito de escala de uma espécie pode ser representado por uma paisagem com raio de 4 a 9 vezes a distância média da dispersão da mesma, ou seja, neste caso, poderia variar até 6.360 hectares. Foi estabelecida, assim, uma área de 5.000 hectares como um valor limite pertinente para a escala de trabalho por paisagem (local).

Fase II – a) Quantificar espacialmente o entorno.

Extraímos, então, com suporte do *software* QGIS versão 2.18.5, valores das métricas de paisagem selecionadas em quatro níveis: dentro dos limites legais das UCs; na zona tampão destas - consideramos 3 km de distância, em virtude do limite territorial máximo em que a gestão da UC tem influência direta legal (zona de amortecimento; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2010); apenas no recorte do entorno das UCs; e em toda a região selecionada (UCs e entorno).

Fase II – b) Identificar as paisagens chave para a conectividade na região.

Após toda a região ser espacialmente dividida por paisagens, representadas por *grids* hexagonais de 5.000 ha, foi calculado o índice PC para cada paisagem (hexágono), através do *software* Conefor versão 2.6, adotando uma probabilidade de 50% para as espécies atravessarem uma dada matriz, por considerarmos as distâncias de deslocamento, aqui definidas, como valores medianos (SAURA; HORTAL, 2007).

Em seguida, realizou-se a identificação das paisagens fonte de biodiversidade (aquelas em que uma espécie pode atravessar a paisagem independente da sua capacidade de deslocamento na matriz) baseada em duas regras de percolação na matriz (STAUFFER, 1985). Paisagens com cobertura florestal maior que 60%

(considerando a regra de conexões ortogonais apenas) e paisagens com percentuais de cobertura maior que 40% e índice de conectividade PC maior que a mediana desta faixa (considerando a regra de percolação diagonal da matriz).

Através do processamento, pelo *software* Conefor, de experimentos de retirada de nós, foi encontrada a importância de cada paisagem para a conectividade funcional da região. Duas frações de composição do índice de conectividade IIC; *flux* (probabilidade de gerar fluxo biológico) e *connector* (probabilidade de gerar conectividade para a região) foram utilizadas. O resultado de cada variável foi normalizado em valores de 0 a 1, e somados para cada paisagem, gerando a variável que representa seu grau de importância. Todas as paisagens da região foram, assim, classificadas (para cada distância de dispersão definida e numa abordagem multiescalar) quanto ao seu grau de importância para a manutenção de corredores ecológicos em 05 níveis: Baixa, Média-Baixa, Média, Média-Alta, Alta.

Fase III – a) Avaliar e monitorar os resultados encontrados.

Procurou-se considerar as informações advindas da aplicação do protocolo proposto, no intuito de avaliar a efetividade ecológica das 04 UCs selecionadas, permitindo, inclusive, comparações temporais, ou mesmo, com outras áreas protegidas.

3 RESULTADOS.

Quantificação do entorno.

A Tabela 03 demonstra o grau de ameaça da perda e fragmentação de habitats do entorno para as quatro áreas protegidas selecionadas, através de métricas de paisagem perante as diferentes escalas de abordagem selecionadas. Levando-se em conta o valor encontrado (23,73%) para a métrica PFOREST – correspondente a uma classificação sugerida “Média” de contribuição à efetividade ecológica das UCs (Tabela 01), e o alto valor para NP (1485) no entorno das áreas protegidas, a perda e fragmentação de habitats nesta região pode ser considerada uma ameaça ao papel de manutenção da biodiversidade por parte destas quatro UCs.

Em virtude da presença dos 03 parques nacionais analisados, o percentual de 29,25% de cobertura florestal remanescente encontrado para toda a região é maior que os 17,7% apontado por Ribeiro et al (2009) para a sub-região biogeográfica da Bahia e os 13,8% indicado por SOS Mata Atlântica; INPE (2015) para este estado. Se considerarmos apenas o entorno (retirando os fragmentos interiores aos limites das 04 UCs analisadas), ainda assim, apesar de reduzido, o PFOREST encontrado de 23,73% reforça a ideia de que esta região possui um nível de conservação acima da média esperada para o estado da Bahia.

O padrão de fragmentação (distribuição dos fragmentos de acordo com seu tamanho) da região segue um crescimento exponencial negativo (curva tipo “J invertido”), o mesmo encontrado por Ribeiro et al (2009) para toda a Mata Atlântica (Figura 04). O resultado (87,17% dos fragmentos florestais têm até 100 ha) demonstra o elevado grau de fragmentação do entorno das 04 áreas protegidas alvo do estudo.

As zonas tampão, localizadas numa faixa de 3 km das UCs, demonstraram condições diferentes para evitar a proximidade de atividades humanas e efeitos de borda nos fragmentos localizados dentro dos limites protegidos. Foram notadas variações nos níveis de cobertura florestal destas zonas (de 18,98% a 38,15%), portanto, de uma classificação sugerida de “Baixa” a “Média” para contribuição à efetividade ecológica da UC (Tabela 01), a depender da área protegida analisada.

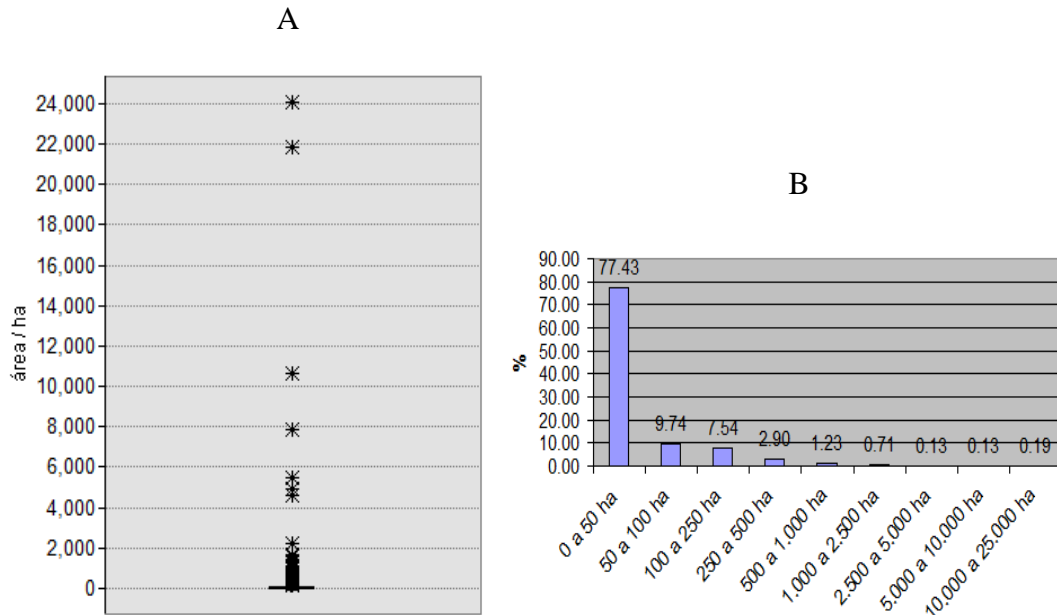
Tabela 03 - Parâmetros estruturais da paisagem encontrados para as diferentes escalas de planejamento abordadas.

ESCALA	Área Total (ha)	Cobertura Florestal (ha)	PFOREST		NP
Região	584.405,00	170.965,16	29,25%		1551
Entorno (excluindo as UCs)	519.687,62	123.346,15	23,73%		1485
Zona Tampão (borda das UCs a uma distância de 3 km)	91.323,54	22.084,80	RVS Rio dos Frades	38,15%	259
			Parna Pau brasil	26,78%	
			Parna Monte Pascoal	18,98%	
			Parna Descobrimento	24,16%	
UCs (apenas)	64.717,38	47.618,99	73,58%		66

Fonte: Próprio autor.

Os Parques Nacionais (Descobrimento, Pau Brasil e Monte Pascoal) protegem (em ordem decrescente) os 03 maiores fragmentos (Figura 04-A), e juntos, representam 33% do total de remanescentes florestais da região. O elevado percentual de cobertura florestal (73,58%) dentro dos limites legais das 04 áreas protegidas reforça a importância destes territórios ao conservar os remanescentes grandes fragmentos florestais (>10.000 ha) da região.

Figura 04 – Padrão de fragmentação encontrado na região de estudo envolvendo as quatro UCs selecionadas.



A- Distribuição dos fragmentos por tamanho. B- Proporção de fragmentos por classes de tamanho. Dados demonstram o mesmo padrão de fragmentação encontrado em toda a Floresta Atlântica Tropical, conforme Ribeiro *et al* (2009).

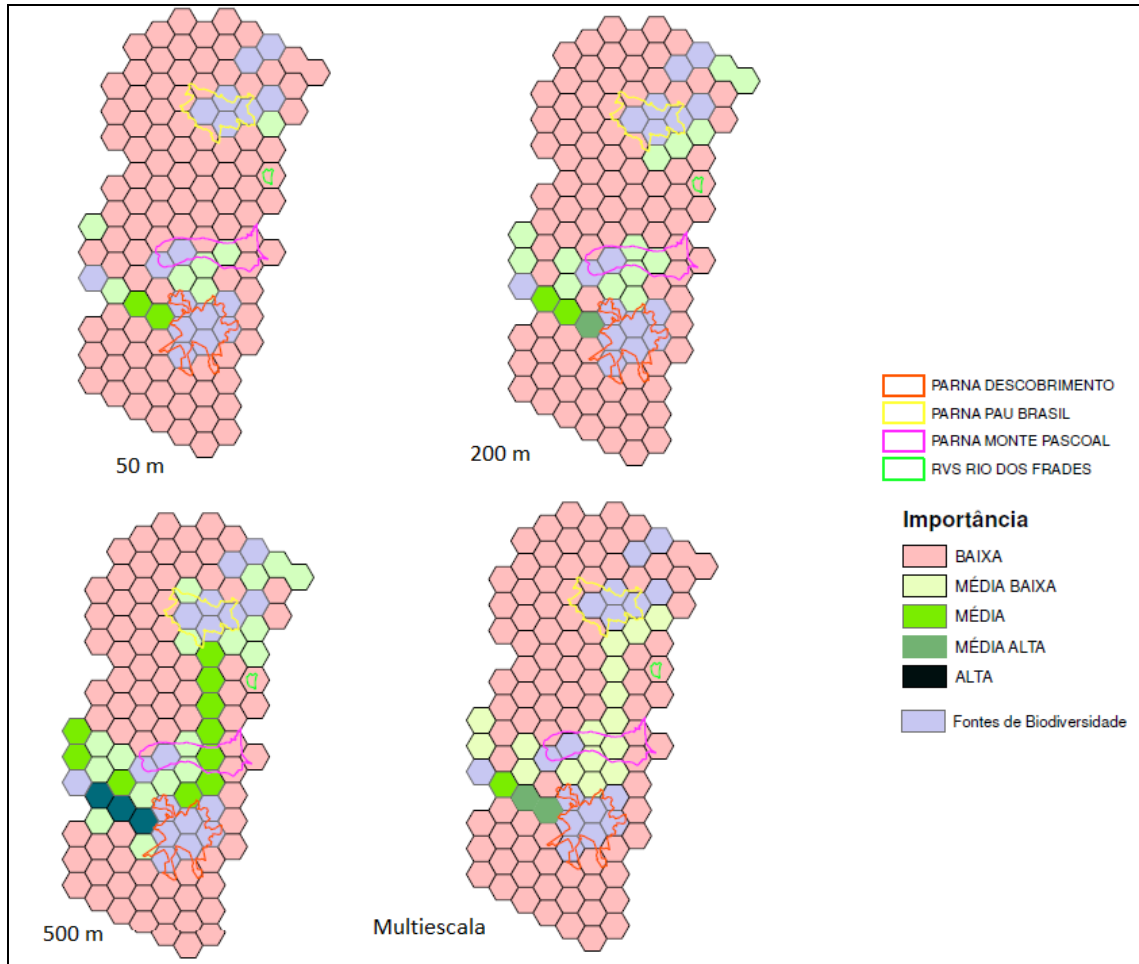
Fonte: Próprio autor.

Levando em consideração a classificação sugerida no roteiro metodológico (Tabela 01), os resultados indicam que tanto no âmbito apenas da zona tampão das UCs, como em todo o entorno, o uso do solo possui um nível intermediário de contribuição para assegurar os processos ecológicos importantes para a conservação da biodiversidade por parte das áreas protegidas (exceto para o Parna Monte Pascoal, no tocante à contribuição da zona tampão, que obteve um grau “Baixo”). O grau de cobertura florestal (classificação “Média”) na zona tampão do Parna do Descobrimento, Parna Pau Brasil e RVS Rio dos Frades evita, parcialmente, a ocorrência de efeitos de borda e a presença de atividades humanas. Ao mesmo tempo, o nível de cobertura florestal de todo o entorno (classificação “Média”) sugerem que as UCs apresentam um tamanho efetivo já reduzido – muitos habitats cruciais (fontes de biodiversidade, de dispersão, migratórios, específicos ou efêmeros), para as espécies que ocorrem dentro das UCs, já podem ter sido eliminados ou diminuídos.

Identificação de paisagens chave.

No tocante à análise da conectividade da região, a Figura 05 demonstra a variação da importância de cada paisagem em virtude das diferentes distâncias de dispersão trabalhadas. A conectividade funcional fornecida pela região é diferente para cada espécie. Quanto maior a capacidade da espécie se deslocar numa matriz, maior a importância indicada para cada paisagem. Caso adotássemos apenas o poder de dispersão de 50 ou de 200 metros, nenhum corredor ecológico seria identificado (subestimaríamos a importância de algumas paisagens para espécies com capacidades de dispersão maiores). Por outro lado, se considerássemos, somente, o maior poder de dispersão (500 m), poderíamos superestimar a relevância de paisagens que, na verdade, só são utilizadas por espécies com alto grau de dispersão. A abordagem multiescalar conseguiu ponderar as 03 capacidades de dispersão de espécies consideradas e gerou um modelo multiperfil capaz de calibrar o índice PC utilizado neste trabalho.

Figura 05 - Modelos espacialmente explícitos baseados em paisagens hexagonais, representando o grau de importância de cada paisagem para a conectividade da região, em relação a diferentes capacidades de dispersão e uma abordagem multiescalar



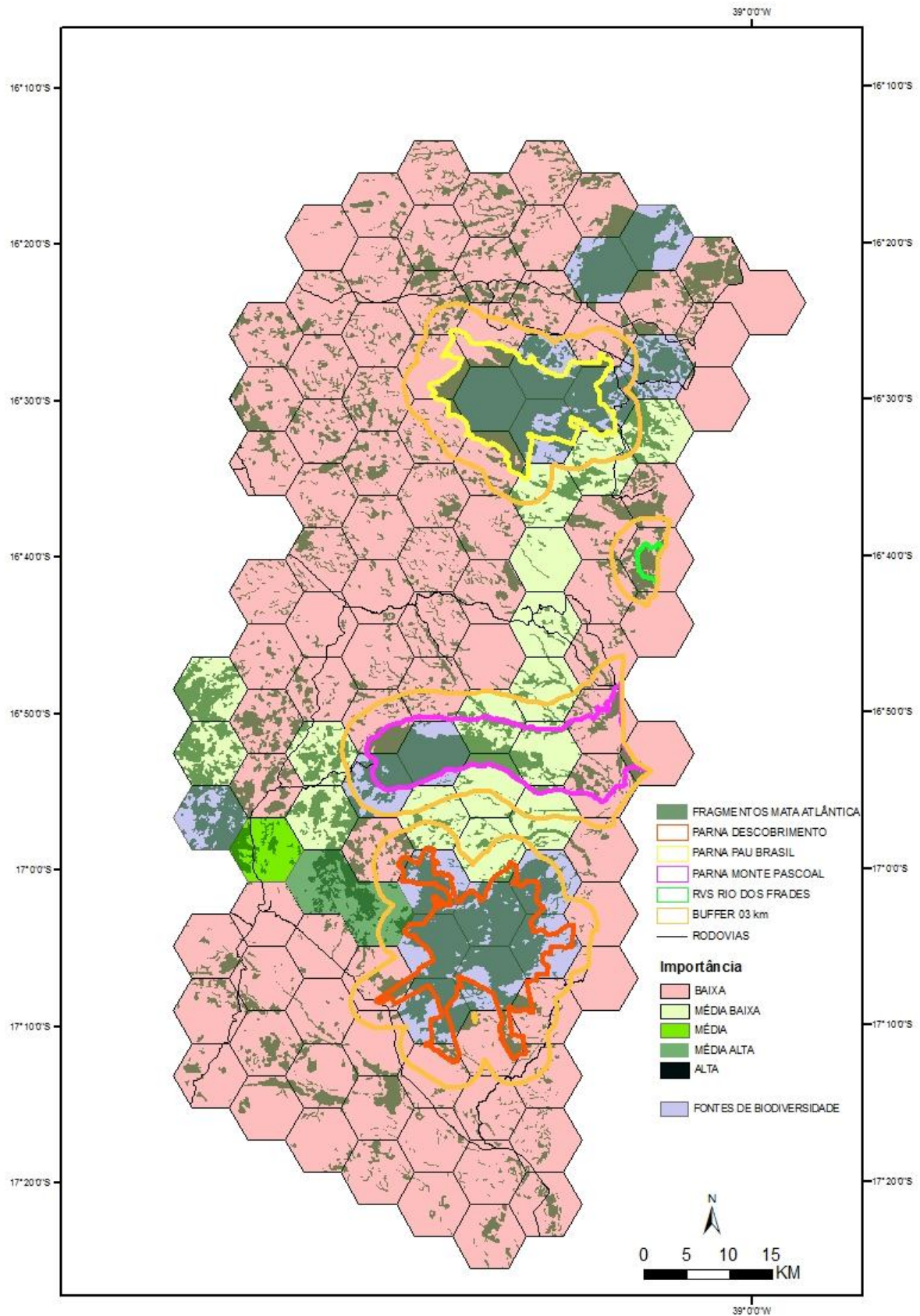
Fonte: Próprio autor.

Num total de 121 paisagens, foram definidas 14 delas como fonte de biodiversidade, das quais, apenas 04 não fazem interposição com as áreas protegidas alvo da avaliação. Caso aumente o isolamento de áreas protegidas para outras fontes de colonização, os processos demográficos de extinção se tornarão predominantes (PICKETT; THOMPSON, 1978). Este resultado ressalta a importância destas UCs em manter as últimas paisagens capazes de manter os eventos de colonização nas populações da região.

O mapeamento resultante do protocolo proposto (Figura 06) revelou 03 corredores ecológicos, com paisagens classificadas como de importância “Média-baixa”, para a conectividade entre o Parna Descobrimto e o Parna Monte Pascoal. Entre o Parna Monte Pascoal e o Parna Pau brasil apenas 01 corredor ecológico foi

identificado com paisagens de importância “Média-baixa”. No tocante à RVS Rio dos Frades, todas as paisagens justapostas foram classificadas como “Baixa”, ou seja, nenhum corredor ecológico foi identificado. Assim, a classificação sugerida para avaliar o grau de conectividade funcional entre as áreas protegidas (Tabela 02) indicou um nível médio de conectividade funcional para os três parques nacionais e baixo para a RVS Rio dos Frades.

Figura 06 - Mapeamento final da área de estudo, com os limites das UCs, imersa no modelo de paisagens hexagonais prioritárias para manutenção da biodiversidade regional, numa abordagem multiescalar.



Fonte: Próprio autor.

4 DISCUSSÃO / CONCLUSÃO.

A execução do protocolo proposto demonstrou ser rápido e flexível para avaliação da efetividade ecológica de unidades de conservação tendo em vista os 03 indicadores de planejamento recomendados (Tabela 04), podendo ser executado mesmo com poucos dados biológicos à disposição. A disponibilidade de mapeamentos e programas gratuitos, o uso de técnicas de geoprocessamento aliado à expansão do conhecimento advindo da Ecologia de Paisagens permite a aplicação deste protocolo de maneira célere, não custosa e relativamente fácil. A metodologia proposta também pode ser adaptada a diferentes situações, já que pode ser calibrada com outros dados biológicos e utilizados diferentes limites para a escala regional ou local.

A definição dos limites regional e local é uma importante etapa da metodologia proposta. Limites muito pequenos podem subdimensionar as ameaças (perda e fragmentação de habitats do entorno), pois poderão não envolver paisagens importantes. Limites muito amplos podem tornar a gestão e o planejamento inviável, na prática, por incluir uma grande quantidade de paisagens e por consequência, atores sociais envolvidos.

No estudo de caso apresentado, a seleção de áreas protegidas justapostas pertencentes a um mesmo mosaico se mostrou eficiente, pois uma única execução do protocolo conseguiu mensurar os indicadores para todas elas (Tabela 04). Esta abordagem integrada surge como um possível modelo a ser replicado em outras regiões, pois evita que cada UC realize uma avaliação individual.

Tabela 04 - Indicadores criados para avaliar a efetividade ecológica de áreas protegidas pela perspectiva da distribuição espacial do entorno e classificação final resultante do estudo de caso apresentado.

Âmbito	Princípio	Indicador	Classificação	
Conservação da Biodiversidade	As paisagens do entorno contribuem para a efetividade ecológica das áreas protegidas	O uso do solo na zona tampão contribui para evitar efeitos de borda nos fragmentos interiores aos limites legais da UC e a proximidade de atividades humanas.	RVS Rios dos frades	Média
			Parna Pau brasil	Média
			Parna Monte Pascoal	Baixa
			Parna Descobrimento	Média
		O uso do solo no entorno contribui para manter habitats que compõe o tamanho efetivo da área protegida.	Média	
		As paisagens do entorno contribuem com a conectividade funcional entre a área protegida e outras áreas fontes de biodiversidade.	RVS Rios dos frades	Baixa
			Parna Pau brasil	Média
			Parna Monte Pascoal	Média
			Parna Descobrimento	Média

Fonte: Próprio autor.

As metodologias de avaliação de efetividade ecológica utilizadas nas diferentes esferas de gestão da conservação da biodiversidade na Mata Atlântica (UC, mosaico, corredor, reserva da biosfera) ainda possuem alto grau de subjetividade, baseadas em questionários, sem orientações padronizadas de preenchimento (e.g. RAPPAM - ERVIN, 2003; Gestão integrada de áreas protegidas - WWF BRASIL, 2015). O protocolo, aqui proposto, pode tornar estas metodologias mais objetivas na análise das consequências da perda e fragmentação de habitats circundantes para

as UCs, por fornecer indicadores de planejamento explícitos e recomendar um roteiro padrão para avaliá-los e, assim, ser capaz de gerar resultados uniformizados e com efeito comparativo.

A identificação de paisagens prioritárias para conservação no entorno de UCs pode subsidiar os gestores na demarcação de limites legais de Mosaicos, Zonas de Amortecimento e Corredores Ecológicos (BRASIL, 2000), ao invés de decisões tomadas exclusivamente pela conectividade estrutural da paisagem. Paisagens importantes para a formação de corredores ecológicos deveriam ser abrangidas por, pelo menos, uma destas esferas de gestão.

Medidas de conservação (Tabela 05) específicas para cada grau de importância funcional da paisagem, inferido pela aplicação do protocolo proposto, podem ser recomendadas diante do contexto espacial existente, contribuindo para uma gestão integrada e eficiente de paisagens.

Tabela 05 - Tabela ilustrativa de medidas de gestão a serem recomendadas para cada tipo de paisagem, em virtude de sua classificação e do contexto regional.

Tipos de Paisagem	Medidas de Conservação recomendadas
Paisagens classificadas como de importância média e justapostas a paisagens fontes de biodiversidade.	- Alvos prioritários para ações de restauração ecológica, por possuírem as condições ideais em termos de custo/benefício (paisagens com média resiliência; TAMBOSI et al, 2014).
Paisagens com baixa classificação e justapostas às UCs.	- Podem ter sua importância incrementada com o manejo da terra associado a sistemas agroflorestais (SAFs), aumentando a similaridade da matriz existente com a cobertura florestal da UC. (METZGER, 2006)
Paisagens que compõe um possível corredor ecológico	- Trechos de rodovia nestas paisagens podem ser priorizados para receber programas de monitoramento de fauna. - Ações prioritárias de fiscalização contra o desmatamento ilegal e/ou caça podem ser também indicadas.
Paisagens fonte de biodiversidade	- Territórios prioritários para implantação de novas áreas protegidas. (HANSEN; DEFRIES, 2007)
Paisagens classificadas como de importância “Baixa”	- Podem servir como regiões de alternativa locacional para empreendimentos a serem instalados no entorno de UCs.

Fonte: Próprio autor.

A priorização de paisagens, resultante da execução da proposta metodológica, pode ser modificada em virtude da continuidade do processo de perda e fragmentação dos habitats da região, por isso a avaliação da efetividade ecológica das áreas protegidas deve, periodicamente, ser refeita quando da análise da efetividade completa (que envolvem outros objetivos a serem atingidos) da UC. Neste momento, poderão ser realizados comparativos com anos anteriores, ou com outras áreas, no intuito de monitorar os resultados encontrados. A efetividade ecológica das áreas protegidas poderá, assim, ser analisada e monitorada com indicadores objetivos de planejamento territorial (Tabela 04).

O mapeamento resultante da execução do protocolo revelou paisagens prioritárias para a conectividade entre as áreas protegidas e outras áreas importantes para a biodiversidade (Figura 07). A probabilidade da ocorrência de corredores ecológicos e a localização das paisagens fonte de biodiversidade fornecem informações para inferir a importância funcional de cada paisagem para a manutenção da biodiversidade na região. No entanto, posteriormente, fatores locais devem ser considerados pelos gestores, como, por exemplo, a presença de ecossistemas especiais como ecótonos ou ocorrências de espécies ameaçadas de extinção, que podem modificar a importância de cada paisagem para a conservação da biodiversidade.

O uso de índices de conectividade ecologicamente calibrados (PC e IIC) permitiram, com suporte da teoria dos grafos, avaliar o grau de conectividade das paisagens, utilizando a estratégia de multiperfis (METZGER, 2006) diante da falta de dados biológicos de espécies guarda-chuva da região, considerando áreas florestadas (habitats) e não-florestadas (não-habitats). Caso estes índices fossem combinados com índices de integridade de habitats, passariam a ponderar, também, o efeito de cada tipo de matriz sob a conectividade das paisagens.

A aplicação da proposta metodológica reforçou a importância da gestão integrada por paisagens. Cada paisagem do entorno tem características específicas que devem ser levadas em consideração para melhorar a sua contribuição para a efetividade ecológica das UCs. Apenas proteger os limites legais impostos pelas UCs não são suficientes para maximizar a efetividade ecológica destes territórios (MARGULES; PRESSEY, 2000). Diante do avanço da perda e fragmentação de habitats no entorno de áreas protegidas (LAURANCE et al., 2012), os sistemas de

unidades de conservação deverão ser geridos de forma integrada com paisagens mais amplas (CDB, 2010), mesmo enfrentando as dificuldades sociais, econômicas e políticas advindas da relação com diversos atores da sociedade.

Um formato de gestão pertinente a perspectiva aqui abordada (de mosaicos) são os chamados Núcleos de Gestão Integrada (NGIs; ICMBIO, 2016). Neste modelo, as unidades de conservação abrangidas seriam geridas numa perspectiva regional, a partir de um planejamento territorial integrado com o seu entorno, além disso, os recursos existentes das unidades sofreriam uma otimização gerencial, através do ganho de escala. O protocolo ora apresentado vai ao encontro deste tipo de gestão de paisagens integradas que envolvam áreas protegidas, pois gera subsídios (avaliação do grau de ameaça da perda e fragmentação de habitats do entorno e priorização de paisagens para manutenção da biodiversidade) para tomadas de decisão mais eficientes relativas à adoção de medidas de conservação em regiões particularmente ameaçadas, como as situadas na Mata Atlântica.

5 MATERIAL SUPLEMENTAR.

O mapa já classificado (essencialmente habitat e não-habitat) do estado da Bahia foi baixado gratuitamente no portal da SOS Mata Atlântica <<http://mapas.sosma.org.br>>. A classificação foi feita baseada na interpretação visual de imagens orbitais do sensor OLI/LANDSAT 8. O atlas gerado identificou, por um método conservador, formações florestais naturais, primárias ou secundárias, em estágio inicial, médio e avançado de regeneração. Conforme relatório técnico apresentado, o mapa é formado por remanescentes florestais da Mata Atlântica no período de 2013-2014, incluindo ecossistemas associados a este bioma (e.g. manguezais, restingas). A área mínima do mapeamento, assumida a escala 1:50.000, foi de 3 hectares, assim, alguma cobertura florestal neste limite foi desconsiderada, o que aumentaria a conectividade funcional da região.

No tocante ao cálculo do índice PC, paisagens com apenas um fragmento impossibilitaram a execução do *software* Conefor, assim, para 03 paisagens encontradas com esta característica, o cálculo foi realizado com a junção de uma paisagem adjacente às mesmas.

Todos os dados deste trabalho estão disponíveis e podem ser obtidos consultando os autores.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDREN, Henrik. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, p. 355-366, 1994.

BANKS LEITE, Cristina, *et al.* Comparing species and measures of landscape structure as indicators of conservation importance. **Journal of Applied Ecology**, p. 706-714, 2011.

BIRCH, C. P. D.; *et al.* Rectangular and hexagonal grids used for observation, experiment and simulation in ecology. **Ecological Modelling**, v. 206, n. 3–4, p. 347–359, 2007.

BODIN, Örjan; SAURA, Santiago. Ranking individual habitat patches as connectivity providers: integrating network analysis and patch removal experiments. **Ecological Modelling**, v. 221, n. 19, p. 2393-2405, 2010.

BOSCOLO, D *et al.* Importance of Interhabitat Gaps and Stepping- Stones for Lesser Woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. **Biotropica**, v. 40, n. 3, p. 273-276, 2008.

BOSCOLO, D.; METZGER, J. P. Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? **Landscape Ecology**, v. 24, n. 7, p. 907–918, 2009.

BOTEQUILHA LEITÃO, A.; AHERN, J. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. **Landscape and Urban Planning**. [S.l: s.n.], 2002.

BRASIL, Presidência da República. **Lei 9.985 de 18 de julho de 2000**. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências, Brasília, DF, 2000.

CDB. **Convention on Biological Diversity**. 2010. Disponível em: < <https://www.cbd.int/sp/targets/> > Acesso em: 15 jun. 2017.

CLEWELL, Andre F.; ARONSON, James. Ecological restoration: principles, values, and structure of an emerging profession. **Island Press**, 2013.

CROUZEILLES, R.; LORINI, M. L.; GRELLE, C. E. V. Deslocamento na matriz para espécies da mata atlântica e a dificuldade da construção de perfis ecológicos. **Oecologia Australis**, v. 14, n. 4, p. 875–903, 2010.

DEFRIES, Ruth *et al.* Increasing isolation of protected areas in tropical forests over the past twenty years. **Ecological applications**, v. 15, n. 1, p. 19-26, 2005.

- DEFRIES, Ruth et al. Land use change around protected areas: management to balance human needs and ecological function. **Ecological Applications**, v. 17, n. 4, p. 1031-1038, 2007.
- ERVIN, J. WWF- **Metodologia para Avaliação Rápida e a Priorização do Manejo de Unidades de Conservação (RAPPAM)**. p. 70, 2003.
- FAHRIG, Lenore. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, v. 34, n. 1, p. 487-515, 2003.
- FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: The habitat amount hypothesis. **Journal of Biogeography**, v. 40, n. 9, p. 1649–1663, 2013.
- FAHRIG, L. On the use of connectivity measures in spatial ecology . A reply. **Oikos**, v. 1, n. 95, p. 1992–1995, 2001.
- GASTON, K. J. *et al.* The ecological effectiveness of protected areas: The United Kingdom. **Biological Conservation**, v. 132, n. 1, p. 76–87, 2006.
- HANSEN, Andrew J.; DEFRIES, Ruth. Ecological mechanisms linking protected areas to surrounding lands. **Ecological Applications**, v. 17, n. 4, p. 974-988, 2007.
- ICMBIO. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Boletim de Serviço nº 26 de 11 de Maio de 2016. **Estabelece procedimentos para a organização das unidades de conservação federais em agrupamentos gerenciais e define proposta prioritárias para o Biênio 2016-2017**. 2016.
- JACKSON, H. B.; FAHRIG, L. What size is a biologically relevant landscape? **Landscape Ecology**, v. 27, n. 7, p. 929–941, 2012.
- LAMBECK, Robert J. Focal species: a multi - species umbrella for nature conservation. **Conservation biology**, v. 11, n. 4, p. 849-856, 1997.
- LANDAU, Elena Charlotte. **Padrões de ocupação espacial da paisagem na Mata Atlântica do sudeste da Bahia, Brasil**. Corredor de Biodiversidade da Mata Atlântica do sul da Bahia. CD-ROM, IESB/CI/CABS/UFMG/UNICAMP, Ilhéus, 2003.
- LAURANCE, William F. et al. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. **Nature**, v. 489, n. 7415, p. 290-294, 2012.
- LEVERINGTON, F. et al. **Management effectiveness evaluation in protected areas – a global study**. Second edition 2010. *Environmental management*, v. 46, n. 5, p. 685–98, 2010. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20859627>>. Acesso em : 05 mai 2017.
- LINDENMAYER, David et al. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. **Ecology letters**, v. 11, n. 1, p. 78-91, 2008.

LIRA, Paula Koeler et al. Use of a fragmented landscape by three species of opossum in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 23, n. 04, p. 427-435, 2007.

LUSTIG, A. et al. Towards more predictable and consistent landscape metrics across spatial scales. **Ecological Indicators**, v. 57, p. 11–21, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.03.042>>. Acesso em: 10 ago 2017.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 243–53, 2000.

MARTENSEN, A. C. **Conservação de aves de sub-bosque em paisagens fragmentadas: Importância da cobertura e da configuração do habitat**. Tese de Mestrado. Dissertação. São Paulo: Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. 2008.

MCGARIGAL, Kevin; MARKS, Barbara J. **Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995.

MENEZES JR, Luis Fernando et al. Movement of *Artibeus lituratus* (Olfers, 1818)(Mammalia, Chiroptera) between island and continent on State of Rio de Janeiro, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 2, p. 0-0, 2008.

METZGER, J.P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 71 p. 445- 463, 1999.

METZGER, J.P.. O código florestal tem base científica? **Natureza & Conservação** (8):1-5. 2010.

METZGER, J.P. O que é Ecologia de Paisagens? **Biota Neotrópica**. v. 1, n 1/2., 2001.

METZGER, Jean Paul. Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. **Natureza & Conservação**, v. 4, n. 2, p. 11-23, 2006.

METZGER, J. P.; CASATTI, L. Do diagnóstico à conservação da biodiversidade: o estado da arte do programa BIOTA / FAPESP. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 2, p. 1–23, 2006. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1676-06032006000200002&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt>. Acesso em 20 mai 2016.

METZGER, Jean Paul et al. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological conservation**, v. 142, n. 6, p. 1166-1177, 2009.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente - **Resolução nº 428** - Dispõe, no âmbito do licenciamento ambiental sobre a autorização do órgão responsável pela administração da Unidade de Conservação(UC), Brasília, DF, Brasil. 2010. Disponível em

<<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=64>>. Acesso em: 17 ago. 2016.

MINOR, E. S.; URBAN, D. L. A graph-theory framework for evaluating landscape connectivity and conservation planning. **Conservation Biology**, v. 22, n. 2, p. 297–307, 2008.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE; et al. **O Corredor Central da Mata Atlântica. Uma nova escala de conservação da biodiversidade**. [S.l: s.n.], 2006.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - **Portaria nº 492** - Reconhecer o Mosaico do Extremo Sul da Bahia, abrangendo as seguintes áreas e suas respectivas zonas de amortecimento, localizadas no Estado da Bahia. Ministério do Meio ambiente do Brasil (MMA), Brasília, DF, Brasil. 2010 Disponível em <<http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/mosaicos/portaria-mapas.pdf>>. Acesso em: 17 jun 2017.

MYERS, Norman et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

PASHER, J. et al. Optimizing landscape selection for estimating relative effects of landscape variables on ecological responses. **Landscape Ecology**, v. 28, n. 3, p. 371–383, 2013.

PEIXOTO, A. L.; GENTRY, A. Diversidade e composição florística da mata de tabuleiro na Reserva Florestal de Linhares (Espírito Santo, Brasil). **Revista brasileira de botânica**, v. 13, n. 1, p. 19-25, 1990.

RIBEIRO, M. C. *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>>. Acesso em: 17 mar 2017.

REDFORD, K. The empty forest. **BioScience**, v. 42, n. 6, p. 412–422, 1992. Disponível em: <http://vm005.jbrj.gov.br/enbt/mestrado_profissional/seminario/7_Redford_1992.pdf>. Acesso em: 10 jun 2017.

SANDERSON, Eric W. et al. A conceptual model for conservation planning based on landscape species requirements. **Landscape and urban planning**, v. 58, n. 1, p. 41-56, 2002.

SAURA, S.; PASCUAL-HORTAL, L. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. **Landscape and Urban Planning**, v. 83, n. 2–3, p. 91–103, 2007.

SAURA, Santiago; RUBIO, Lidón. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. **Ecography**, v. 33, n. 3, p. 523-537, 2010.

- SAATCHI, S. et al. Examining fragmentation and loss of primary forest in the southern Bahian Atlantic forest of Brazil with radar imagery. **Conservation Biology**, v. 15, n. 4, p. 867-875, 2001.
- SAURA, S.; RUBIO, L. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. **Ecography**, v. 33, n. 3, p. 523–537, 2010.
- SOS MATA ATLÂNTICA E INPE. **Atlas dos Remanescentes florestais da Mata Atlântica**. São Paulo. Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto de Pesquisas Espaciais, p. 1–61, 2015.
- SOS MATA ATLÂNTICA E INPE. **Atlas dos Remanescentes florestais da Mata Atlântica**. São Paulo. Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto de Pesquisas Espaciais, p. 1–69, 2017.
- STAUFFER, D. **Introduction to percolation theory**. Taylor and Francis, London. 1985.
- TAMBOSI, Leandro R. et al. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. **Restoration Ecology**, v. 22, n. 2, p. 169-177, 2014.
- TAYLOR, P. D. et al. Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. **Nordic Society Oikos**, v. 68, n. 3, p. 571–573, 1993.
- THOMAS, Chris D. et al. Extinction risk from climate change. **Nature**, v. 427, n. 6970, p. 145-148, 2004.
- TISCHENDORF, L, FAHRIG, L. On the use of connectivity measures in spatial ecology . A reply. **Oikos**, v. 1, n. 95, p. 1992–1995, 2001.
- TONHASCA JR, Athayde; ALBUQUERQUE, Gilberto S.; BLACKMER, Jacquelyn L. Dispersal of euglossine bees between fragments of the Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 19, n. 01, p. 99-102, 2003.
- UNESCO. **Revisão da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica**. Fase IV, 2008. Acesso em <http://www.rbma.org.br/rbma/rbma_fase_vi_04_form.asp>. Acesso em: 16 jun 2017.
- WWF-BRASIL. **Gestão Integrada de Áreas Protegidas: Uma análise de efetividade de mosaicos** - Gisela Herrmann e Cláudia Costa. 80 p. Brasília-DF, 2015:

RESUMO

Tendo em vista que a perda e a fragmentação de habitats são a maior ameaça a manutenção da biodiversidade no planeta, e a implantação de áreas protegidas é a maior estratégia de conservação praticada, o presente trabalho procurou sistematizar a avaliação da efetividade ecológica destas unidades especiais a partir das conseqüências advindas daquele processo nefasto que é notabilizado na Mata Atlântica. Inicialmente, no capítulo 1, levantaram-se as principais informações encontradas na literatura sobre os mecanismos ecológicos envolvidos na relação área protegida - entorno. Verificou-se que a redução de habitats cruciais para manutenção da biodiversidade encontrada nas unidades de conservação é a principal conseqüência gerada pela perda e fragmentação de habitats no entorno. Estes habitats cruciais podem estar relacionados ao tamanho do ecossistema efetivo das espécies que ocorrem nas UCs, à presença de paisagens fonte de biodiversidade, à proteção a efeitos de borda das reservas ou à capacidade de gerar conectividade para toda região. A Ecologia da Paisagem possibilitou gerar indicadores de planejamento eficientes para a avaliação da efetividade ecológica de UCs por esta perspectiva. Todavia, poucas metodologias consideram explicitamente, de alguma forma, estes tipos de indicadores. O segundo capítulo apresenta uma proposta metodológica flexível que possibilita a avaliação da efetividade ecológica de áreas protegidas através de métricas da paisagem e identificação de paisagens chave na região do entorno, com uso de índices de conectividade baseado na teoria dos grafos e informações biológicas multiescalares de dispersão de espécies. Através de um estudo de caso apresentado no Mosaico do Extremo Sul da Bahia, foi evidenciado que este protocolo permitiu gerar informações com celeridade e úteis para estimar o grau de ameaça de áreas protegidas à perda e à fragmentação de habitats no entorno. Ademais, este protocolo indicou, em escala regional, uma priorização de paisagens que possibilita contribuir com uma gestão mais eficiente, focada no objetivo de conservação da biodiversidade, por parte das áreas protegidas na Mata Atlântica. Foi reforçada a idéia de que a gestão de áreas protegidas neste bioma deverá estar imersa nos conceitos advindos do Planejamento de Conservação Sistemático, salientando a relação das mudanças do uso do solo no entorno com a efetividade ecológica destas unidades de paisagem especiais.

Palavras Chaves: Áreas Protegidas, Efetividade Ecológica, Ecologia da Paisagem, Entorno.

ABSTRACT

Considering that the loss and fragmentation of habitats are the greatest threats to the maintenance of biodiversity on the planet, and the implementation of Protected Areas (PAs) is the largest conservation strategy used, the present work sought to systematize the assessment of the ecological effectiveness of these special units due to the consequences of the loss and fragmentation processes that is notable in the Atlantic Forest. Initially, in chapter 1, a bibliographic survey was made about the ecological mechanisms involved in the protected area environment relationship. It was verified that the reduction of habitats is crucial for the maintenance of the biodiversity found in the protected areas and it is the main consequence generated by the loss and fragmentation of habitats in the surroundings. These crucial habitats may be related to the effective ecosystem size for the species occurring in the PAs; to the presence of source landscapes of biodiversity; to the protection of edge effects of reserves; or to the ability to generate connectivity for the whole region. Landscape Ecology allowed us to generate efficient planning indicators for the evaluation of the ecological effectiveness of PAs from regional perspective. However, few methodologies explicitly consider these types of indicators. The second chapter presents a flexible methodological approach that allows the evaluation of the ecological effectiveness of protected areas through landscape metrics and identification of key landscapes in the surrounding region, using connectivity indexes based on graph theory and multiscale biological dispersal information of species. Through a case study presented in the Mosaic of the Extreme South of Bahia, it was evidenced that this protocol allowed to generate information quickly and useful to estimate the degree of threat of protected areas to the loss and the fragmentation of habitats in the surroundings. In addition, this protocol indicated, on a regional scale, a prioritization of landscapes that makes it possible to contribute to a more efficient management, focused on the objective of biodiversity conservation, by protected areas in the Atlantic Forest. We also note that the management of protected areas in this biome should be immersed in the concepts derived from Systematic Conservation Planning, highlighting the relationship of changes in land use around the ecological effectiveness of these special landscape units.

Key Words: Protected Areas, Ecological Effectiveness, Landscape Ecology, Surroundings.