



UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E  
BIOMONITORAMENTO

MESTRADO PROFISSIONAL EM ECOLOGIA APLICADA A  
GESTÃO AMBIENTAL

JOSIANO CORDEIRO TOREZANI

**USO DA ANÁLISE DE PAISAGEM NO CADASTRAMENTO DE  
ÁREAS DE SOLTURA DE ANIMAIS SILVESTRES DO IBAMA**

Salvador  
2017

JOSIANO CORDEIRO TOREZANI

**USO DA ANÁLISE DE PAISAGEM NO CADASTRAMENTO DE  
ÁREAS DE SOLTURA DE ANIMAIS SILVESTRES DO IBAMA**

Dissertação apresentada ao  
Mestrado Profissional em  
Ecologia Aplicada à Gestão  
Ambiental no curso de Pós-  
Graduação em Ecologia e  
Biomonitoramento da  
Universidade Federal da Bahia,  
como pré-requisito para a  
obtenção do título de Mestre.

Orientadora: Dra. Elaine  
Cristina Cambui Barbosa

Salvador  
2017

Modelo de ficha catalográfica fornecido pelo Sistema Universitário de Bibliotecas da UFBA para ser confeccionada pelo autor

Torezani, Josiano Cordeiro  
USO DA ANÁLISE DE PAISAGEM NO CADASTRAMENTO DE ÁREAS DE  
SOLTURA DE ANIMAIS SILVESTRES DO IBAMA / Josiano Cordeiro  
Torezani. -- Salvador, 2017.  
81 f. : il

Orientadora: Elaine Cristina Cambui Barbosa.  
Dissertação (Mestrado - Mestrado Profissional em Ecologia  
Aplicada à Gestão Ambiental) -- Universidade Federal da Bahia,  
Universidade Federal da Bahia, 2017.

1. Centro de triagem de animais silvestres (CETAS). 2.  
Áreas de soltura de animais silvestres (ASAS). 3. Ecologia de  
paisagem. 4. Mapiomas. 5. Cadastro de ASAS do IBAMA. I.  
Barbosa, Elaine Cristina Cambui. II. Título.

JOSIANO CORDEIRO TOREZANI

**USO DA ANÁLISE DE PAISAGEM NO CADASTRAMENTO DE  
ÁREAS DE SOLTURA DE ANIMAIS SILVESTRES DO IBAMA**

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, 28 de setembro de 2017.

-----  
Prof. Dr. Gilson Correia de Carvalho  
Coordenador do Mestrado Profissional em Ecologia  
Aplicada à Gestão Ambiental

Banca Examinadora:

-----  
Dra. Elaine Cristina Cambui Barbosa  
Universidade Federal da Bahia  
Orientadora

-----  
Dr. Rodrigo Nogueira de Vasconcelos  
Universidade Estadual de Feira de Santana

-----  
MSc Fernanda de Azevedo Liborio  
CETAS Salvador - IBAMA - BA

**Dedico a Deus, por me  
permitir passar pelas  
provas da vida.**

## AGRADECIMENTOS

A Deus por minha vida.

Aos meus mentores espirituais, pelo direcionamento e proteção a todo instante.

Aos meus irmãos que me ensinam tanto através das problemas na convivência dia após dia.

Aos animais silvestres.

Ao Programa de Mestrado Profissional em Ecologia Aplicada a Gestão Ambiental.

A minha orientadora Dra. Elaine Cambui, que desde o início se mostrou disposta a me auxiliar mesmo antes de ser minha orientadora. O acaso não existe, e quando as coisas deram errado de um lado, foi justamente para direcionar essa pessoa incrível para me guiar em meu trabalho final.

Ao Dr. Rodrigo Nogueira Vasconcelos pelo auxílio no direcionamento da pesquisa.

Aos professores do Mestrado Profissional que nos passaram seus conhecimentos e oportunidades incríveis de aprendizado.

Aos meus colegas de Mestrado...não tinha como escolher pessoas melhores. Foram momentos de interação sempre com respeito, dedicação e alegria.

Aos meus colegas do IBAMA/BA pela colaboração e desempenho nas ações diárias.

Aos companheiros do CETAS Salvador, pela auxílio e empenho nas tarefas diárias.

Ao pessoal da Fazenda API, em especial a família Mariani pelo empenho em prol da conservação ambiental. Em especial a Sr.<sup>a</sup> Estela, ao Sr. Marcos e ao Sr. Eduardo.

Ao meu amigo Gerson de Ribeira do Pombal, que me mostrou o quanto podemos fazer pela nossa natureza. Saiba que meu interesse por áreas de soltura começou com a sua ajuda e dedicação para com os animais silvestres. Sua história de ex-

caçador e agora protetor dos animais nos dá esperanças de um mundo melhor.

Aos irmãos do Centro Espírita Estrela Guia de Itapuã, que me apoiaram com conselhos incríveis.

A minha amiga, mestre e eterna chefe Conceição. Seus ensinamentos e experiência no IBAMA me guiarão sempre. A Fernanda pelo exemplo de dedicação e amor pela vida dos animais.

Aos meus pais que me educaram com muito amor! A minha irmã pelo exemplo de garra e superação. Ao meu afilhado pelo seu companheirismo. Aos meus cunhados pelo respeito e camaradagem.

Aos meus filhos kauá, Puff (*in memorian*), Miumiu, e Duas Meias, pelos pedidos de carinho que amenizavam a minha ansiedade.

E por fim...a minha linda esposa Gizelle, por me amar e ser a minha luz! Desde a época de namoro você foi minha parceira que me acompanhou em vários momentos felizes e principalmente nos difíceis. Seu valor é incalculável, assim como o meu amor por você!

## TEXTO DE APRESENTAÇÃO

A retirada de milhões de animais e plantas dos seus ambientes naturais, através da biopirataria, representa uma das principais causas da redução da biodiversidade no planeta. Esta atividade antrópica compromete diferentes processos ecológicos como polinização, dispersão de sementes, dentre outros. Embora exista uma legislação ambiental específica para a biopirataria, os resultados dos esforços legais para garantir a preservação e conservação ambiental ainda estão aquém do que é necessário para a manutenção da biodiversidade. As apreensões de animais silvestres ainda são comuns em todos os estados do nosso país, fato que demonstra o quanto ainda o hábito de ter animais silvestres em cativeiro está enraizado na população brasileira. As etapas para o controle do tráfico de animais são: fiscalização, apreensão, tratamento e triagem nos CETAS, soltura ou destinação para cativeiro legal.

Para a soltura dos animais silvestres, é importante haver locais propícios para a segurança e o estabelecimento deles, e para isso a escolha de Áreas de 'Soltura (ASAS) e o seu direcionamento a que tipos de animais que ela pode comportar é uma etapa fundamental a qual poderá garantir o sucesso da soltura de animais sobreexplorados e até mesmo das reintroduções de espécies ameaçadas de extinção. Sendo assim, o presente estudo pretende propor uma reformulação dos procedimentos de cadastramento de área de soltura com a inclusão de uma análise espacial mais detalhada, oriunda da Ecologia da Paisagem. Para isso realizamos uma análise espacial com uso de métricas descritoras da estrutura espacial da paisagem de uma área de soltura de animais silvestres (ASAS) localizado no município de Catu/BA e posteriormente avaliamos quais espécies seriam mais indicadas para soltura nesta região. Assim através da Ecologia da paisagem, o uso e

estudo das métricas para a análise da paisagem de áreas de soltura, quando relacionados a características biológicas da espécie a ser solta, poderão orientar se a área em questão possui ou não requisitos para a sobrevivência dos espécimes. O presente trabalho terá seu segundo capítulo submetido para publicação na revista Ambiente & Sociedade.

## **LISTA DE FIGURAS - CAPÍTULO 1**

Figura 1.....	14
Figura 2.....	16
Figura 3.....	19
Figura 4.....	35

## **LISTA DE FIGURAS - CAPÍTULO 2**

Figura 1.....	55
Figura 2.....	58
Figura 3.....	59
Figura 4.....	59
Figura 5.....	60

## **LISTA DE QUADROS - CAPÍTULO 2**

Quadro 1.....	54
Quadro 2.....	56
Quadro 3.....	57
Quadro 4.....	60

## **LISTA DE APÊNDICES – CAPÍTULO 2**

Apêndice A.....	79
Apêndice B.....	80

## SUMÁRIO

I - APRESENTAÇÃO.....	07
II - CAPÍTULO 1 – FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	11
1.1 Tráfico de animais silvestres no Brasil.....	11
1.2 CETAS – Aspectos legais .....	13
1.3 CETAS – Aspectos funcionais.....	17
1.4 Soltura de animais silvestres.....	22
1.5 A análise da paisagem e sua importância para a seleção de áreas de soltura de animais silvestres.....	28
1.6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	36
III - CAPÍTULO 2 – ANÁLISE ESPACIAL NO CADASTRAMENTO DE ÁREA DE SOLTURA DE ANIMAIS SILVESTRES (ASAS) DO IBAMA.....	49
1. INTRODUÇÃO.....	50
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	53
2.1 Área de estudo.....	53
2.2 Delineamento amostral.....	54
2.3 Análise espacial das escalas.....	56
3. RESULTADOS.....	56
4. DISCUSSÃO.....	61
5. CONCLUSÃO.....	69
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	69

## II - CAPÍTULO 1 – FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

### 1.1 Tráfico de animais silvestres no Brasil.

A exploração da Biodiversidade do Brasil data desde a sua colonização (Sick, 1997; Novaes & Souza, 2013), e a forma como ela foi e ainda é realizada acaba por conduzir ao cenário de extinção local ou até total de espécies de nossa fauna e flora (Rigueira et al. 2013; Souto et al. 2017). Isso porque com a colonização ela deixou de ser totalmente de subsistência e passou a ser comercial, tornando-se profissional com o seu desenvolvimento no final do século XIX. (RENCTAS, 2001; Alves et al. 2012).

Devido a sobre-exploração dos recursos faunísticos, a partir de 1934 ocorreram expressivas mudanças no ordenamento jurídico que representaram iniciativas de proteção à fauna no Brasil (Nassaro, 2013). Posteriormente, em 1967, é promulgada a Lei de Proteção à Fauna, de nº 5.197, onde os animais silvestres, tornaram-se propriedade do Estado, ficando proibidos sua caça, captura, comércio, ou manutenção sob a posse particular. Como nessa época não deram alternativas econômicas aos vendedores de animais silvestres, a lei tornou essas pessoas comerciantes ilegais de animais silvestres, o que deu origem ao tráfico de animais silvestres brasileiros (RENCTAS, 2001, Cavalcanti, 2011). Complementando, a Constituição Federal de 1988, com a Lei de Crimes Ambientais – Lei nº 9.605 de 1998, mais o Decreto nº 6.514 de 2008, os animais pertencentes à fauna silvestre brasileira passaram a contar com importantes instrumentos jurídicos para a sua proteção, onde estabeleceram parâmetros necessários para o aprimoramento das políticas públicas de meio ambiente (Carneiro et al. 2009).

O crescimento populacional e a globalização levaram a uma aumento da comercialização internacional de animais

silvestres e isso ocorreu em países desenvolvidos, emergentes e em desenvolvimento (Nijman, 2010), sendo que a maioria dos animais traficados são oriundos de países com baixo desenvolvimento econômico e ricos em biodiversidade (Regueira & Bernard, 2012). É uma atividade que visa somente o lucro, onde a comercialização passa pelas etapas de captura na natureza, transporte e venda ao consumidor final (Araujo et al. 2010; Nijman, 2010). Hernandez & Carvalho (2006) ressaltam que essa atividade predatória se utiliza de meios tecnológicos que possibilitam constantes trocas de informações sobre rotas, animais mais cotados no mercado negro, novos meios de fraude e vias de corrupção. Como essa atividade ilegal é altamente lucrativa, ela é considerada a terceira maior atividade ilícita rentável do mundo, e estaria atrás apenas do tráfico de drogas e de armas (RENCTAS, 2001). O transporte é feito de forma a maximizar a quantidade e sem se importar com o bem estar, o que ocasiona a morte de uma grande parte dos animais (Regueira & Bernard, 2012).

Segundo o I RELATÓRIO NACIONAL SOBRE GESTÃO E USO SUSTENTÁVEL DA FAUNA SILVESTRE (RENCTAS, 2016), calcula-se que cerca de 38 milhões de espécimes animais sejam retirados anualmente dos ecossistemas brasileiros para serem vendidos no Brasil ou no exterior. Não só ocorrem danos ao meio ambiente como também a própria economia (Gray et al. 2017), pois se esse comércio fosse realizado de forma legal, ou seja, com animais procedentes de criadouros autorizados por órgão ambiental competente, o país arrecadaria uma quantia considerável de impostos (Destro et al. 2012; Silva e Bernard, 2015). Outro aspecto ligado a economia diz respeito a falta de controle sanitário, a qual pode representar riscos para a saúde pública e disseminar doenças e zoonoses para os rebanhos de produção, ou seja, mais prejuízos para a sociedade (Nunes, 2010; Regueira & Bernard, 2012).

A retirada dos espécimes do ambiente silvestre interfere na cadeia trófica causando assim impactos diretos em outras espécies de animais ou vegetais (Primack & Rodrigues, 2001). Essa captura ilegal pode aumentar a ocorrência de doenças, a perda de dispersores de sementes, de polinizadores, redução da variabilidade genética e conseqüentemente a extinção de espécies (Sick 1997; RENCTAS, 2016; Souto et al. 2017).

## 1.2 Centro de Triagem de Animais Silvestres (CETAS) / IBAMA – Aspectos legais.

Mesmo o Brasil possuindo uma legislação ambiental, seu cumprimento é por muitas vezes contrário ao propósito da proteção ambiental (Novaes & Souza, 2013; Valera, 2014), pois muitas das decisões dos técnicos dos órgãos ambientais não contemplam estudos científicos, visto que a legislação não considera vários aspectos ecológicos (Rigueira et al. 2013 a).

Cabe ressaltar que o combate ao tráfico de animais silvestres é fragilizado uma vez que as punições dadas aos infratores podem ser brandas, perdoadas ou convertidas em prestação de serviços comunitários (Silva & Bernard, 2015), já que no entendimento da legislação, os crimes contra a fauna são considerados de baixo potencial ofensivo (Cavalheiro et al. 2010). Existem as multas de valor elevado, porém assim como as outras, ocorre o agravante de que somente 1% delas são pagas (Silva & Bernard, 2015). Um aspecto importante é a forma como a população vê a questão da posse ou criação ilegal de animais silvestres, onde essa atividade ainda não é vista como um problema ético (Alves et al. 2012). As estratégias para a redução do tráfico de animais devem abordar não apenas informações zoológicas e ecológicas, mas também econômicas e culturais (Souza & Alves, 2014), através de inclusão da temática ambiental nos programas de educação; criação de formas alternativas de renda para famílias que

sobrevivem desta atividade e o aumento do número de criadores comerciais, que poderão fornecer animais de forma legal para o mercado (Souza et al. 2014), além do fortalecimento das instituições e uma rígida fiscalização e punição dos infratores (Avelar et al. 2015; Silva & Bernard, 2015).

A sobreexploração de animais silvestres, que é a segunda causa de redução populacional de várias espécies nativas (Hernandez & Carvalho, 2006; Rocha, 1995), direciona as ações dos agentes fiscalizadores que, em cumprimento da legislação para o combate desses ilícitos, apreendem grandes quantidades dos espécimes traficados (Figura 1) ou apenas de posse ilegal, ou seja, quando apreendidas em residências, os quais são, em sua maioria, encaminhados aos CETAS (Avelar et al. 2015).



Figura 1 – Apreensão e chegada de muitos animais silvestres ao CETAS Salvador/BA (Foto: Josiano Cordeiro Toretzani).

Apesar de existirem centros para recebimento de animais silvestres desde a década de 1980 (Vilela, 2012), somente em 2005 foi criado um programa para integrar, estruturar e ampliar a rede de centros de triagem do Governo Federal, denominando-se Projeto CETAS Brasil, uma iniciativa do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) para adequar os centros de reabilitação e soltura de animais silvestres. Porém essa iniciativa não conseguiu avançar muito pois não conseguiu expandir o número de CETAS nos estados, dentre outros problemas (Freitas et al. 2015; RENCTAS, 2016).

Nos últimos anos a Diretoria de Uso Sustentável da Biodiversidade e Florestas do IBAMA (DBFLO), vem estruturando e readequando os CETAS do IBAMA através de reformas das instalações e aquisição de equipamentos, mas muito ainda deve ser feito para os CETAS operarem adequadamente, pois são necessários ter diariamente profissionais especializados como tratadores, biólogos, veterinários e zootecnistas, e possuir recintos estruturados para abrigar simultaneamente grandes quantidades de diversas espécies de mamíferos, aves e répteis (Marini & Marinho filho, 2006; Cavalcanti, 2011). Cabe ressaltar que devido à ausência de Centros de Reabilitação de Animais Silvestres (CRAS) especializados nos estados, os CETAS procuraram ampliar viveiros (Figura 2) com características e capacidade que permitam uma melhor reabilitação dos animais, facilitando assim as ações de soltura (Calazans, 2015). Um aspecto importante sobre o potencial dos CETAS é a possibilidade de pesquisa e extensão para a formação e capacitação de profissionais na área de silvestres, seja através de estagiários, pesquisadores e principalmente professores, pois estes poderiam dar suas aulas práticas nas dependências do CETAS, desde que ele seja estruturado para tal atividade (Branco & Ribeiro, 2011).



Figura 2 – Recinto do CETAS Salvador/BA para treinamento e reabilitação de vôo (Foto: Josiano Cordeiro Torezani).

A Lei Complementar nº 140, de 8 de dezembro de 2011 versa sobre a cooperação entre a União, os Estados, o Distrito Federal e os Municípios nas ações administrativas decorrentes do exercício da competência comum relativas à proteção das paisagens naturais notáveis, à proteção do meio ambiente, ao combate à poluição em qualquer de suas formas e à preservação das florestas, da fauna e da flora (Guerra, 2012). Com a publicação da Lei supracitada, a diretoria do IBAMA emitiu pareceres técnicos informando da necessidade da realização de Acordos de Cooperação Técnica (ACT) com os entes federativos estaduais ou municipais para a operacionalização dos CETAS. O IBAMA arca com as despesas referentes a maioria dos seus CETAS, porém, boa parte dos animais apreendidos são oriundos de fiscalizações desses entes federativos, uma vez que eles não possuem seus próprios CETAS (Vilela, 2012). Com o ACT, os custos poderão ser divididos e os órgãos estaduais e municipais participarão da manutenção do CETAS, podendo assim cumprir a lei de crimes ambientais (Lei nº 9.605/98) que determina, em seu art. 25, §2º, que, até que os animais apreendidos sejam libertados em

seu habitat, ou entregues a jardins zoológicos, fundações ou entidades assemelhadas, o órgão/entidade que apreendeu o animal deverá zelar para que eles sejam mantidos em condições adequadas de acondicionamento e transporte que garantam o seu bem-estar físico (Brasil, 1998; RENCTAS, 2016). É fundamental que as capitais de Estado e as principais cidades do País, criem políticas públicas e assumam a gestão da fauna silvestre nativa de seu território, criando serviços voltados ao manejo de animais silvestres resgatados, apreendidos ou entregues espontaneamente (Branco, 2008; Silva & Bernard, 2015).

Somente em 2008 os CETAS foram institucionalmente criados por meio da INSTRUÇÃO NORMATIVA IBAMA nº 169, de 20 de fevereiro de 2008 (revogada), que normatizou as categorias de uso e manejo da fauna silvestre em cativeiro em território brasileiro (Vilela, 2012). E considerando a necessidade de padronizar o funcionamento dos Centros de Triagem de Animais Silvestres do IBAMA foi promulgada a INSTRUÇÃO NORMATIVA IBAMA Nº 23, DE 31 DE DEZEMBRO DE 2014 (IN Nº IBAMA 23/2014) que definiu as diretrizes e os procedimentos para o recebimento, funcionamento e a destinação de animais silvestres nos CETAS do IBAMA.

### 1.3 Centro de Triagem de Animais Silvestres (CETAS) / IBAMA – Aspectos funcionais.

Esses centros são unidades responsáveis pelo manejo de fauna silvestre e tem a finalidade de prestar serviço de: recepção, identificação, marcação, triagem, avaliação, recuperação, reabilitação e destinação de animais silvestres provenientes de ação fiscalizatória, resgates ou entrega voluntária de particulares; e poder realizar e subsidiar pesquisas científicas, ensino e extensão (Brasil, 2014). Por registrarem todos os animais, os CETAS ainda são

considerados importantes para as ações de combate ao tráfico e também de controle epidemiológico, pois podem fornecer informações relativas as origens dos animais (Branco, 2008; Destro et al. 2012).

Além da situação de apreensão, os animais recebidos nos CETAS ainda podem ser provenientes de ações de resgate e também de entrega espontânea, conforme a Figura 3 (Pagano et al. 2009; RENCTAS, 2016). As ações de resgate se caracterizam quando o animal silvestre é encontrado ferido ou fora de seu ambiente natural principalmente devido as perturbações antrópicas nas manchas de habitat que causam movimentações irregulares desses animais (Marini & Marinho filho, 2006; Branco & Ribeiro, 2011; Vilela, 2012). A entrega espontânea se caracteriza quando o cidadão decide entregar ao órgão ambiental competente, o animal que mantinha sob sua a posse ilegal, originária de compra ilícita, ou mesmo que o tenha encontrado ferido / perdido no ambiente (Pagano et al. 2009; Brasil, 2014). Os motivos dessa entrega espontânea são vários, como por exemplo:

- Conscientização de ocorrência de seu crime - onde o cidadão decide entregar para evitar as complicações advindas de uma possível ação fiscalizatória, que seriam a multa administrativa e o processo judicial (Souza et al. 2014);
- Perda de interesse - ocorre quando a pessoa já não se importa mais com o animal, quando ele fica velho ou grande, ou ainda quando a pessoa decide mudar de residência (Vilela, 2012).
- Risco de acidentes ou doenças - para evitar ou cessar os acidentes por ataques, as pessoas decidem entregar o animal que elas criam. Alguns deles podem causar sérios ferimentos, como pequenos felinos, canídeos, primatas e também as aves como as da ordem Psitaciformes (Ramos & Ramos, 2002; Moura et al. 2012).

- Doença ou lesões no animal silvestre - a pessoa decide entregá-lo por não ter condições financeiras ou não querer arcar com as despesas médico-veterinárias cobradas nas clínicas (Souza et al. 2014).

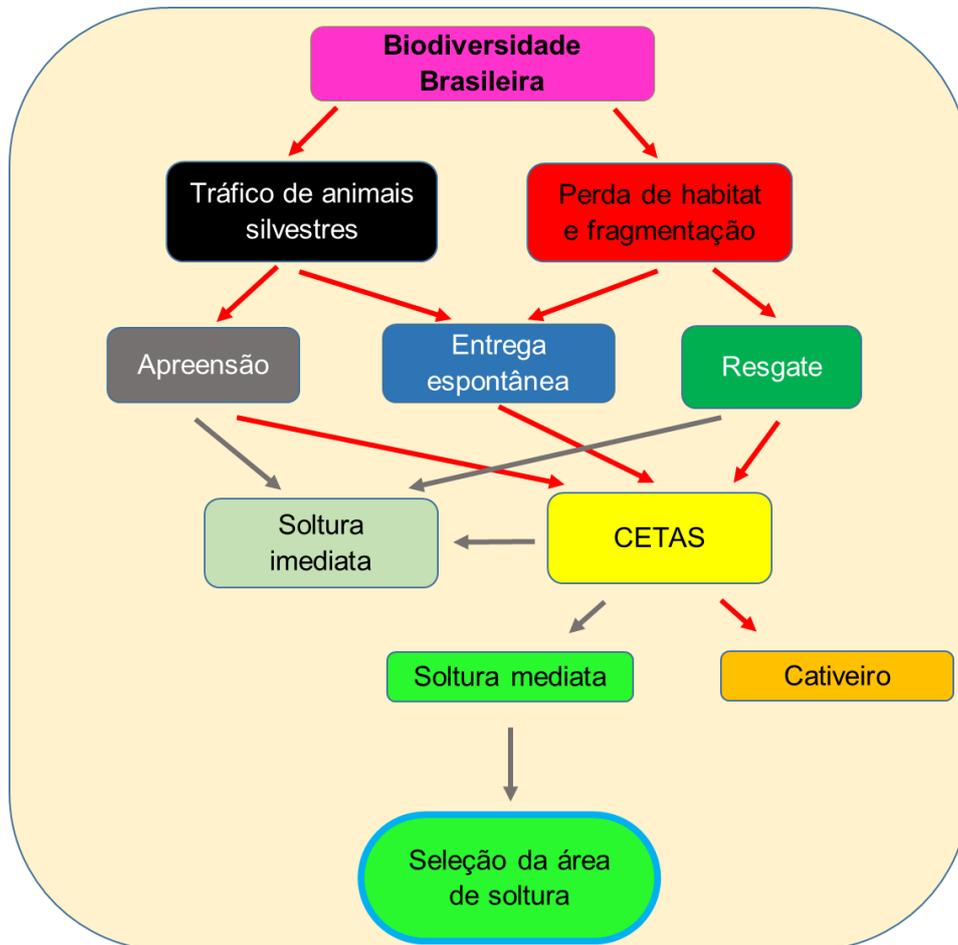


Figura 3 – Fluxograma de origem e destinação dos animais recebidos nos CETAS conforme a IN N° IBAMA 23/2014.

Vilela, (2012) aponta que em países como Austrália, Estados Unidos, Canadá, e África do sul, o formato de gestão e operacionalização para reabilitação de animais não é exclusividade do poder público, pois essa atividade é realizada por pessoas físicas ou Organizações não governamentais, sendo que recebem aproximadamente menos de 100 animais por ano. Enquanto isso, no Brasil, durante o período de 2008 a 2010 foram recebidos 234.595 animais com média anual geral de 2.323 animais por unidade de CETAS. Segundo o autor, o

número de animais recebidos nos CETAS vem aumentando anualmente, e ele sugere que uma alternativa para contornar esta situação e promover uma maior capilaridade no atendimento seria a implantação de um sistema de reabilitadores voluntários no Brasil, semelhante ao dos demais países onde, após cadastro simplificado e avaliação técnica dos recursos humanos e infraestrutura disponível, os interessados poderiam ser habilitados para cuidar de vários tipos de animais. Essas unidades distribuídas pelo país, reduziriam os custos com deslocamento, os riscos de transmissão de doenças de uma região para outra e o estresse dos animais.

Conforme a IN Nº IBAMA 23/2014 (Brasil, 2014), em sua seção V, no Art. 14, após o recebimento dos espécimes da fauna silvestre no CETAS, eles serão objeto das seguintes modalidades preferenciais de destinação:

- Soltura - podendo ser imediata (animais recém capturados), ou mediata. Quando for mediata, ela poderá ser classificada como: experimental, para revigoramento populacional; e para reintrodução.
- Cativeiro (Zoológicos, criadouros; mantenedores de fauna, e depósito doméstico provisório).
- Para fins de pesquisa, educação ou treinamento.

Os CETAS priorizam as solturas (Magroski et al. 2017), mas quando os animais não tem condições para isso, eles podem ser encaminhados para o cativeiro, como zoológicos, criadouros conservacionistas, criadouros de pesquisa, criadouros comerciais, e mantenedores de fauna (Bastos et al. 2008). O problema é que essas instituições já não comportam as espécies que são mais comuns onde, esses animais acabam ficando depositados no CETAS por longos tempos, gerando situações de superlotação devido a estrutura física limitada dos recintos e que com essa dificuldade de destinação terminam por irem ao óbito (Cavalcanti, 2011). Tal situação é preocupante

ao se considerar que o número de animais apreendidos é ínfimo, uma vez que os CETAS recebem por ano cerca de 1% do total de animais comercializados ilegalmente (Cavalcanti, 2011; Destro et al, 2012; RENCTAS, 2016).

Para estas espécies que não há destinação e/ou as que são consideradas comuns (excedentes) a Sociedade Brasileira de Ornitologia (SBO) publicou diretrizes para a destinação de aves silvestres provenientes do tráfico e cativeiro, onde foi indicada a eutanásia para esses animais (Efe et al. 2006). Para Cavalcanti, (2011) a reintrodução dos animais considerados “excedentes” deve ser levada em consideração antes da decisão da eutanásia, uma vez que constituem a maioria dos espécimes que anualmente são depositados nos CETAS, sendo que através de pesquisas científicas e em diferentes áreas de atuação, como medicina veterinária, zootecnia e biologia poderão desvendar várias questões sobre reintroduções. Assim com o estabelecimento de metodologias adequadas, essas solturas servirão de modelo e reduzirão os riscos de falhas nos projetos das espécies criticamente ameaçadas (Hirzel et al. 2014; Gray et al. 2017).

Segundo Cavalcanti (2011) e Vilela (2012) a eutanásia seria indicada para a destinação de indivíduos com fins de pesquisas científicas, e para os animais que apresentem estado clínico debilitado. Cavalcanti (2011) ainda relata que é frequente a entrada de espécimes que não podem ter a soltura como destinação pois possuem algum problema de saúde, como por exemplo, tem algum membro amputado, e em razão também da dificuldade de se destinar esses animais para algum criadouro ou zoológico, a eutanásia seria uma opção. Outra alternativa seria de se utilizar esses animais em programas de educação ambiental, o que seria uma ação muito louvável para eles e transformadora para a sociedade. Logo pode-se pensar em ter uma ala exclusiva no CETAS, com recintos para esses animais, uma vez que com a publicação da IN N° IBAMA

23/2014, o CETAS do IBAMA dentre as suas atividades, poderão receber visitas de cunho educacional, e com isso auxiliar na conscientização das pessoas acerca do problema da posse ilegal e do tráfico de animais silvestres, além de tratar preservação dos animais e principalmente dos seus habitats, pois caso contrário não teremos sequer espaço para soltá-los (Morita, 2009; Avelar et al. 2015).

#### 1.4 Soltura de animais silvestres.

A União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN) define “translocação” como o movimento, mediado por seres humanos, de organismos vivos de uma área, para a soltura em outra (IUCN, 2013). A Translocação para fins de conservação é o movimento intencional e soltura de um organismo vivo, onde o objetivo principal é contribuir para a sua conservação, sendo que isso geralmente inclui o melhoramento do estado de conservação das espécies em foco localmente ou globalmente e/ou a restauração das funções e processos naturais de ecossistemas (Seddon et al. 2014). Logo, a questão da soltura de espécies originárias dos CETAS e consideradas excedentes não estaria configurada nesta definição com o intuito conservacionista. Porém, se continuar a sobreexploração de espécies consideradas comuns será uma questão de tempo elas serem incluídas nas listas de espécies ameaçadas de extinção (Cavalcanti, 2011; Souza & Vilela, 2013; Souza et al. 2014).

A redução ou a extinção populacional de espécies animais em seu habitats é conhecido pelo termo defaunação (Redford, 1992) e ela pode ser causada de modo direto através da caça ou captura de animais, e pelo modo indireto que seria principalmente através das atividades humanas ligadas a empreendimentos e que causam impactos ambientais como a perda e/ou fragmentação dos habitats naturais (Vilela, et al.

2016; Gray et al. 2017). Com a constante e excessiva caça/captura ilegal de animais já ocorreram extinções locais de espécies não consideradas ameaçadas de extinção (Fernandes-Ferreira et al. 2012), assim muitos ambientes podem estar perdendo funções ecossistêmicas que antes eram reguladas por esses animais (Redford,1992).

Em oposição a esse processo de defaunação surgiu a refaunação, a qual a translocação visa melhorar o status das espécies focais através do reforço, reintrodução ou colonização assistida, onde o objetivo é restaurar funções ou processos naturais do ecossistema (Seddon et al, 2014). Logo, as solturas oriundas dos CETAS podem ter uma importante contribuição para solucionar o problema da defaunação (Cheyne, 2006). Entretanto esta ação deve ser criteriosa a fim de se evitar ou minimizar fatores de risco para os animais que serão soltos, para os animais residentes do local de soltura, e para o próprio ecossistema local (Cavalcanti, 2011; RENCTAS, 2016; Magroski et al. 2017).

Esses fatores de risco correspondem a análises de aspectos sanitários, comportamentais e genéticos dos animais, assim como se faz necessário estudos sobre a caracterização da área de soltura e o monitoramento pós-soltura que levará em conta registros sobre reprodução, flutuação da população solta e os efeitos sobre o ecossistema (Wanjtal & Silveira, 2000; Marini & Marinho filho, 2006; Rantanen et al. 2010; Brasil, 2014). Além disso, é fundamental se identificar e eliminar as causas dos declínios populacionais antes de se realizar a soltura dos animais silvestres, a fim de que o trabalho não seja em vão (Cheyne, 2006; Bamberra & Ribeiro 2009).

Como as espécies oriundas dos CETAS passaram parte de sua vida ou até mesmo a vida toda em cativeiro, para a escolha da área de soltura, a não existência de habitats de igual qualidade aos de animais de vida livre não deve impedir os projetos de translocação, pois os membros de algumas

espécies podem se adaptar bem a ambientes alterados, uma vez que conviveram fora de seu habitat natural (Marini & Marinho filho, 2006; Bernardo et al. 2011). Logo, realizar criteriosamente a soltura de animais silvestres em locais que garanta um mínimo de habitat apropriado a espécie, pode propiciar a queda do risco de insucesso na soltura (Rantanen et al. 2010) uma vez que poderá reduzir a competição intra e interespecífica das espécies soltas com as espécies residentes, diferentemente caso fossem soltas em paisagens dominadas por florestas em bom estado de conservação (Rodrigues, 2006).

As fontes de animais a serem soltos podem ser de apreensões e entregas espontâneas, programas de reintrodução de animais nascidos em cativeiro, e de animais resgatados nas áreas urbanas (Cheyne, 2006). Diante disso, as formas de translocação possuirão características diferentes e, portanto, as metodologias deverão ser compatíveis de acordo com a origem dos animais (Marini & Marinho filho, 2006).

A realização de trabalhos de reabilitação e soltura envolvem muitos custos e, principalmente, técnicos capacitados para tal. Porém esses técnicos enfrentam muitos problemas não só das ações de soltura, mas do próprio funcionamento do CETAS, o que dificulta o cumprimento ou a elaboração de protocolos (Branco & Ribeiro, 2011; Cavalcanti, 2011; Kuhnen & Kanaan, 2014). Diante disso, ainda existe uma escassez de dados sistematizados sobre solturas de animais silvestres no Brasil (IBAMA, 2012). Mesmo assim, são realizadas pesquisas nos CETAS e que são direcionadas a várias questões biológicas como por exemplo bioacústica (Capelli, 2014), comportamento (Prudente, 2014; Winandy, 2014), saúde (Nunes et al. 2010; Liborio, 2014; Almeida et al. 2016), morfologia (Firmino et al, 2013), tráfico de animais (Destro et al. 2012) e reabilitação / soltura (Barros e Silva et al. 2008; Alves et al. 2011; Cavalcanti, 2011). As pesquisas

com os animais oriundos dos CETAS podem fornecer várias respostas sobre a biologia das espécies, sendo que quanto maior for a interação entre os técnicos do CETAS e a academia científica, mais trabalhos experimentais no campo da biologia da reintrodução poderão ser realizados, e com isso muitas lacunas científicas serão preenchidas, incluindo a elaboração de protocolos de reabilitação e soltura que conseqüentemente proporcionarão melhores resultados em futuras solturas de animais dos CETAS ou até reintroduções de espécies ameaçadas (Cavalcanti, 2011; Magroski et al. 2017).

Após as etapas como identificação, tratamento, reabilitação e exames laboratoriais dos animais no CETAS, para a etapa da devolução dos animais ao ambiente será fundamental a seleção de áreas de soltura, que deverão considerar as características do local relacionadas ao animal que será solto, os fatores de risco, e a capacidade de suporte do ambiente (Cheyne, 2006; Bass, 2016).

Além disso, é necessária a inserção de trabalhos de etnobiologia e educação ambiental (Souto et al. 2017), uma vez que as comunidades humanas, dentro ou no entorno de uma área de soltura, têm interesses em qualquer translocação, onde isso influenciará a médio e a longo prazo na mitigação dos possíveis impactos negativos no projeto de soltura, principalmente no combate à intensa captura de animais para manutenção em cativeiro ou abate através da caça, no qual para reduzir ou acabar com essas ações nocivas, é fundamental haver periodicamente ações fiscalizatórias no entorno da área de soltura, já que elas serão muito visadas devido a quantidade e variedade de animais que serão libertados (Cavalcanti, 2011, IUCN, 2013).

Como forma de garantir uma maior segurança nos procedimentos de soltura de animais silvestres, a Superintendência do IBAMA em São Paulo estabeleceu critérios para o cadastramento de áreas de soltura e monitoramento

(ASM) em propriedades de pessoas físicas ou jurídicas (IBAMA, 2006), as quais estão sujeitas ao cumprimento de normas sanitárias, implantação de infraestruturas, manejo clínico e comportamental dos animais, com respectivo controle em fichas, diferentes protocolos de metodologias a serem aplicadas a cada classe de animais, bem como acompanhamento por técnico comprovadamente capacitado (RENCTAS, 2016).

São poucas as áreas de soltura cadastradas no país, sendo que esse modo de operação se destacou no estado de São Paulo (IBAMA, 2012; RENCTAS, 2016), uma vez que a manutenção dos animais por esses proprietários envolvem altos custos, e eles não recebem nenhum retorno financeiro pelo trabalho desempenhando. É importante a criação de políticas públicas e linhas de financiamento que incentivem a criação e fortalecimento das ASAS, pois essas instituições / pessoas fazem esse serviço ao meio ambiente apenas por um dever cívico e/ou ecológico (Kuhnen & Kanaan, 2014; RENCTAS, 2016).

Para viabilizar o cadastramento de áreas de soltura de animais silvestres (ASAS) a IN N<sup>o</sup> IBAMA 23/2014 (Brasil, 2014) estabeleceu regras mais simples no que tange a responsabilidade do proprietário, a qual se dará principalmente através da implantação do viveiro de aclimatação, alimentação e acompanhamento dos animais. Assim a maior parte dos trabalhos onerosos como exames e a própria reabilitação fica sendo mesmo no próprio CETAS. Em seu capítulo III, dentre outras coisas, ela cita para composição do processo de cadastramento de uma ASAS o seguinte:

- Mapa contendo a delimitação da área da propriedade e de suas áreas de reserva legal e preservação permanente, bem como a delimitação de áreas com algum regime de proteção ambiental que eventualmente perpassem a

propriedade, com informação sobre os respectivos tamanhos em hectares;

- Confirmação das coordenadas geográficas de localização da área;
- Descrição geral da área, que contemple informações como o tamanho da propriedade, caracterização fitofisionômica da vegetação e de seu estado de conservação, caracterização das áreas de uso e ocupação do solo, existência de nascentes e corpos d'água, entre outras;
- Obtenção de registros fotográficos da área, sendo recomendável a obtenção de fotos do acesso ao local, da sede da propriedade, das áreas de reserva legal e de preservação permanente, das áreas onde há uso ou ocupação do solo, entre outras;
- Avaliação técnica quanto à conectividade da área em relação a corredores de ligação entre remanescentes de vegetação nativa e indicação das espécies para as quais a área é adequada; e
- Indicação de espécies passíveis de serem soltas nessa área.

Esse cadastro é realizado no Sistema Compartilhado de Informações Ambientais (SISCOM) do IBAMA, onde conforme o Figura 4, são inseridos os dados da propriedade preenchidos de forma categórica (Metzger, 2004), e anexadas imagens de satélite, fotografias e mapa ou croqui de acesso do local (Brasil, 2014).

Embora existam indicações da importância da análise da estrutura espacial da área de soltura, não existe uma metodologia qualitativa e quantitativa que padronize a avaliação dos técnicos para a análise das ASAS, podendo isso gerar subjetividade no atual cadastramento. Além disso, a IN IBAMA 23/2014 ainda requer a indicação de quais animais poderão ser soltos no local, porém não indica também nenhuma

metodologia para tal. Uma vez que os animais são encontrados e permeiam por diversos tipos de ambiente é importante analisar os espaço no contexto da paisagem, a qual deverá conter os requisitos básicos para os animais a serem soltos (Bennett & Saunders, 2010).

#### 1.5 A análise da paisagem e sua importância para a seleção de áreas de soltura de animais silvestres.

A paisagem representa um mosaico heterogêneo de diferentes tipos de unidades que interagem entre si (Metzger, 2001). O desenvolvimento ou formação da paisagem é o resultado da interação entre a função, e a mudança da estrutura dos ecossistemas heterogêneos (Forman & Godron, 1986). A função na paisagem são as interações ou fluxos entre os habitats e as espécies presentes na região. A mudança é entendida como a alteração na função e na estrutura do conjunto de habitats distribuídos no espaço ao longo do tempo.

A estrutura espacial corresponde aos padrões espaciais de uma certa região e caracteriza a distribuição, forma e quantidade de habitats numa paisagem. Esta estrutura é formada por três elementos, sendo eles a matriz, a mancha e o corredor, onde o estudo da relação espacial entre estes elementos constitui um tema central de pesquisa na Ecologia da Paisagem.

Mancha é uma área homogênea em determinada escala de uma unidade da paisagem, que se distingue das unidades vizinhas e têm extensões espaciais reduzidas e não-lineares, onde além do tamanho da área, a dinâmica dos fragmentos florestais correlaciona-se com sua forma, grau de isolamento, tipo de vizinhança e histórico de perturbação, interferindo na composição, bem como na sobrevivência biológica (Metzger, 2001, Fahrig, 2003; David et al. 2017).

Corredor é uma área homogênea em determinada escala de uma unidade da paisagem, que se distingue das unidades vizinhas e que apresenta disposição espacial linear, ou seja, seria a ligação entre dois fragmentos anteriormente conectados. Os corredores tem sido muito estudados nos últimos anos, pois eles tem grande importância por melhorar fluxos biológicos (Metzger, 2001; Naxara, 2008; Uezu et al. 2008).

E a matriz, sob a perspectiva da ecologia, é a unidade não-habitat natural da paisagem que controla e se destaca em maior proporção na dinâmica da paisagem (Metzger, 2001). Segundo Uezu et al. (2008), a matriz pode ter diferentes funções ecológicas, influenciando os efeitos de borda, regulando a ampliação dos distúrbios, servindo como habitat secundário e, principalmente, influenciando a conectividade da paisagem, pois ela pode atuar como uma barreira ao movimento de indivíduos entre os fragmentos de vegetação nativa, restringindo as populações locais aos limites do mancha e aumentando o efeito de isolamento.

No modelo mancha-corredor-matriz (Boscolo et al. 2016), a conectividade é uma variável que pode ser medida usando um conjunto de índices espaciais, como o grau de isolamento ou de conectividade das manchas (Forero-Medina & Vieira, 2007), os quais influenciam a capacidade do fluxo biológico entre as unidades de uma paisagem (Metzger, 2001). A determinação do grau de isolamento infere sobre a distância de um único fragmento usando medidas de distância entre fragmentos, ou mede o isolamento médio das manchas de habitat na paisagem (Metzger, 2004). Já a conectividade, ela se apresenta podendo ser estrutural ou funcional, onde na conectividade estrutural a função da configuração espacial dos remanescentes de habitat é influenciada pela distância entre manchas, pela permeabilidade da matriz de ambientes alterados do entorno e pela presença e densidade de corredores; e na conectividade

funcional, que considera a interação organismo-paisagem, pois além dos aspectos estruturais, ela depende também das características biológicas das espécies, como por exemplo, a capacidade que determinada espécie tem de movimentar-se ou ocupar habitats alterados (Forero-Medina & Vieira, 2007; Naxara, 2008). A conectividade da paisagem pode ser aumentada pela presença de pequenas áreas de vegetação nativa ou exótica (Barbosa et al. 2017), que estão imersas na matriz, sendo chamadas de “stepping stones” ou “trampolins ecológicos”, onde sua principal função é ajudar as espécies a alcançar manchas diferentes, diminuindo a distância que um indivíduo tem que atravessar de uma vez pela matriz (Uezu et al. 2008).

Os organismos podem enxergar a paisagem em várias escalas espaciais (McGarigal, 2016), e como eles se comportam de acordo com as suas capacidades de se movimentarem entre as manchas florestais, atravessando ou não os diversos tipos de ambientes que estão presentes na matriz (Uezu et al. 2008; Barbosa et al. 2017), as avaliações multi-escalares da composição e configuração das classes na paisagem resultam em uma melhor compreensão de sua estrutura quando relacionadas aos aspectos ecológicos que influenciam a incidência e a persistência das espécies (Boscolo & Metzger, 2009; McGarigal, 2016).

A quantificação do padrão estrutural de uma paisagem pode ser realizada através de métricas da paisagem. Conforme Metzger, (2004), as métricas são agrupadas em duas categorias: os índices de composição e os de disposição.

Os parâmetros de composição constituem as unidades que estão presentes na paisagem, sendo que as mais importantes estão relacionadas com a riqueza de unidades de paisagem e com a proporção de área ocupada por cada uma delas na paisagem. Esses dois parâmetros podem ser utilizados para avaliação da heterogeneidade da paisagem, resultando nos

dados de equabilidade e dominância da paisagem. Os parâmetros de disposição vão quantificar o arranjo espacial dessas unidades: índices de área, de forma, de borda, de área núcleo, de isolamento e conectividade, de contraste, de contágio, e de diversidade, os quais compõem o mosaico de paisagem (Metzger, 2004; Périgo et al. 2005; Vidolin et al. 2011).

Dentre os parâmetros de disposição, as métricas de área quantificam a composição da paisagem e fornecem informações importantes sobre a dinâmica de populações, quando analisadas sob a ótica do limiar de fragmentação relativo à espécie (Vidolin, 2008; Metzger, 2010). A métrica de forma descreve a configuração da paisagem, onde variadas formas de manchas podem ser encontradas na paisagem como as formas curvadas, as compactas, alongadas, e as arredondadas, sendo esta a última a forma mais desejável, pois minimiza o efeito de borda. (Vidolin, 2008), este que é estimado através da métrica de borda e que resulta na proporção da mancha submetida ao efeito de borda (Metzger, 2004). Já as métricas de área núcleo, são consideradas medidas da qualidade de habitats, uma vez que indicam o quanto existe realmente de área efetiva de uma mancha, após descontar-se o efeito de borda (Vidolin, 2008).

Segundo Vidolin, (2008), as métricas de conectividade e isolamento resultam na distância entre as manchas vizinhas mais próximas, indicando o grau de isolamento da paisagem, e conseqüentemente a existência ou necessidade de implantação de elementos de conexão, tais como os corredores ecológicos e trampolins. As métricas de contágio e de contraste relacionadas ao grau de isolamento, fornecem informações sobre a extensão na qual as manchas ou classes estão agregadas ou dispersas em uma paisagem, assim como quantificam a distribuição espacial de um tipo de mancha ou classe na paisagem. E as métricas de diversidade fornecem

dados sobre a riqueza, densidade, heterogeneidade, e outros aspectos relacionados as manchas na paisagem.

A análise espacial de paisagens naturais visa compreender dois importantes processos antrópicos que afetam a manutenção de populações biológicas que é a perda e a fragmentação de habitats (Metzger, 2001, Fahrig, 2003; David et al. 2017). (Viana, 1995; Fahrig, 2003; Bennett & Saunders, 2010; Saito et al. 2016; Haddad et al. 2017; Fahrig, 2017).

A perda de habitat caracteriza-se pela redução do tamanho da mancha de habitat silvestre existente em uma paisagem, e posteriormente a introdução de novas formas de uso da terra para substituir a vegetação perdida (Fahrig, 2003; Boscolo et al. 2016), Já fragmentação, que por definição é a quebra de uma mancha contínua de habitat, em diferentes partes e tamanhos, originando um novo arranjo espacial (Fahrig, 2003; Naxara, 2008; Fahrig, 2017). Em um estudo de meta-análise, Fahrig, (2017) investigou os efeitos da fragmentação e encontrou que há mais efeitos positivos do que negativos, sendo que dentre os efeitos positivos, destacou-se a maior riqueza de espécies numa paisagem com várias pequenas manchas do que na paisagem com uma única mancha grande, possivelmente pelo aumento principalmente de espécies generalistas. Entretanto, os efeitos nas escalas temporais podem ainda não estar atuando nas áreas fragmentadas estudadas, sendo que para essas pequenas manchas manterem a biodiversidade, elas deverão estar conectadas (Martensen, 2008; Metzger, 2010).

Mesmo assim, o processo de fragmentação pode causar efeitos negativos para a biodiversidade, os quais serão influenciados pelo tamanho das manchas de habitat, a sua quantidade e configuração na paisagem, e o tipo de matriz circundante (Pardini et al. 2009; Haddad et al. 2017). Os impactos da fragmentação sobre a persistência das espécies podem ser sentidos imediatamente a depender das

características biológicas das espécies como por exemplo pequena área de vida e baixa dispersão, assim como possivelmente numa longa escala temporal, devido as respostas tardias das variáveis biológicas frente as modificações da paisagem (Metzger et al. 2009; Haddad et al. 2015). Sendo assim, ultrapassando a capacidade de resiliência ecológica da área impactada, o ecossistema poderá não reestabelecer mais seu equilíbrio, modificando suas características estruturais e espaciais de modo a resultar em perda de biodiversidade (Peterson & Holling, 1998).

Conforme Haddad et al. (2015), uma consequência da fragmentação é que mais de 70% das florestas no planeta estão a 1 km de uma borda da floresta, logo a maioria delas estão próximas à atividades humanas, gerando impactos em vários níveis da organização ecológica. Dentre esses impactos, destaca-se o efeito de borda, o qual se caracteriza por um gradiente natural de limites entre dois habitats, e que pode levar a alterações microclimáticas na região da borda, causando ressecamento do solo, predominância de espécies generalistas, invasão de espécies exóticas ou domésticas, e redução da altura do dossel, os quais todos, ao longo do tempo, irão acarretar a perda de biodiversidade, sendo que quanto menor for a mancha, ou mais alongada, mais fortemente os efeitos de borda irão impactar sobre ela. (Viana & Pinheiro, 1998; Périco et al. 2005; Galetti et al. 2010).

Na colonização do Brasil, a exploração de suas riquezas naturais concentrou-se principalmente no bioma da Mata Atlântica, através da extração de madeira, de lavra do ouro, desmatamento para plantio de culturas como cana-de-açúcar e café, implantação da pecuária, e estabelecimento dos centros urbanos (Dean, 1995). Atualmente, a maior parte dos remanescentes florestais da Mata Atlântica estão localizados em paisagens alteradas por atividades humanas, e em áreas privadas, protegidas na legislação na forma de Reserva Legal

(RL), Área de Preservação Permanente (APP) e Reservas Particular de Patrimônio Natural (RPPN) onde eles se apresentam impactados negativamente, isolados, pouco estudados e conseqüentemente pouco protegidos (Viana, 1995; Galetti et al. 2010; Nossack et al. 2014).

Um estudo que corrobora isso, é o de Ribeiro et al. (2009), que avaliando a fragmentação dos remanescentes de Mata Atlântica, revelaram uma grave situação onde: mais de 80% dos fragmentos são inferiores a 50 hectares; a distância média entre os fragmentos é superior a 1.440 metros; as reservas naturais protegidas representam 9% da floresta remanescente, sendo apenas 1% em florestas originais; entretanto, as estimativas de cobertura da Mata Atlântica existente eram mais elevadas do que as anteriores (7-8%), variando de 11,4% para 16%.

Logo, uma mancha florestal à primeira vista pode parecer adequada para a soltura de determinada espécie de animal silvestre (Cheyne, 2006), porém de acordo com o seu tamanho, forma, grau de conectividade, e da capacidade de permeabilidade da matriz do animal a ser solto, ela talvez não seja adequada pois pode estar isolada de outras manchas florestais (Boscolo & Metzger, 2011; Boscolo et al. 2016), reduzindo assim as chances de sobrevivência da espécie no local da soltura, já que a concorrência inter e intra-específica para os recursos pode ser acentuada, assim como pode ocorrer a diminuição da variabilidade genética da população no fragmento (Cheyne, 2006; Barbosa et al. 2017).

Atualmente o protocolo para cadastramento de ASAS no IBAMA é realizado de forma categórica (Figura 4), desconsiderando análises estruturais e funcionais mais minuciosas, o que leva a uma baixa qualidade de informações a serem disponibilizadas para os técnicos. Se no cadastramento houver a análise da estrutura da paisagem, dentro de uma escala espacial, e relaciona-la com a biologia

de uma espécie a ser reintroduzida ou translocada, poderemos inferir se o ambiente está apto a sua sobrevivência no local (Vidolin et al. 2011a; Hirzel et al. 2014; Magroski et al. 2017).

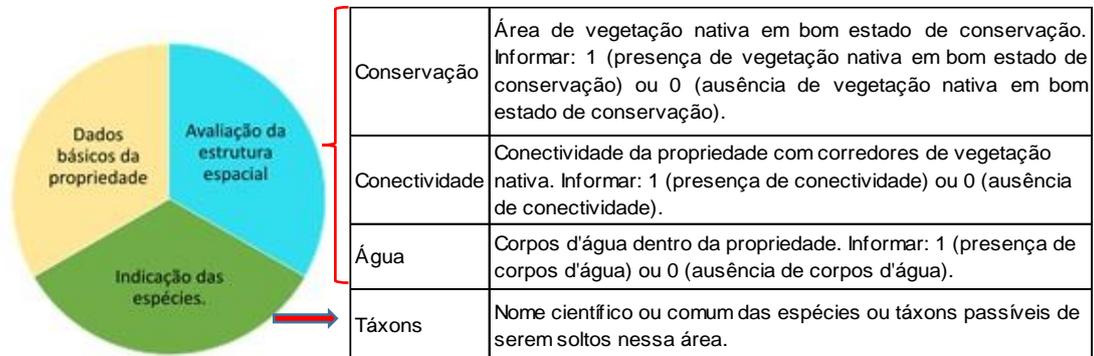


Figura 4 – Forma atual do cadastro de ASAS do IBAMA conforme a IN N° IBAMA 23/2014.

Vasconcellos et al. (2011) através de sistemas de informações geográficas (SIG), produziram um mapa de oportunidades com área de 464.16 ha, 13 classes de vegetação, intervalos de altitude e classes de declividades, visando a identificação da qualidade ambiental de habitats de mamíferos de grande e médio porte, para que pudessem ser identificados habitats propícios a solturas de espécies desses grupos de animais. Tal pesquisa já proporciona muito mais informações aos técnicos, uma vez que a paisagem será avaliada de modo qualitativo e quantitativo, porém essa análise ainda pode ser mais descritiva como por exemplo a caracterização da conectividade entre as manchas,

O cadastramento de áreas de soltura de animais silvestres e, posteriormente, a determinação de quais espécies são indicadas para a região necessitam de uma melhor metodologia do que a descrita na IN N° IBAMA 23/2014 (Brasil, 2014). Assim, através da análise de paisagem, os dados da estrutura da área de soltura e suas adjacências adquirem maior robustez, sendo que ao serem comparados com as informações de área de vida do animal a ser solto, poderemos saber se os atributos ecológicos necessários a manutenção da espécie serão

suficientes de modo a garantir maior chance de sua sobrevivência no ambiente (Cheyne, 2006; Bernardo et al. 2011). Portanto, a utilização das ferramentas computacionais para estudos de análise de paisagem (Vidolin et al. 2011) pode ser uma metodologia adequada para uma primeira análise de determinada área de soltura de animais silvestres, reduzindo o tempo de avaliação, e direcionando com mais precisão os parâmetros a serem analisados pelos gestores ambientais, quando nas avaliações in loco.

## 1.6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Almeida, D. S., dos Santos, A. C., da Silva, C. L. R., Oriá, A. P., Oliveira, A. V. D., Libório, F. A., & Pinna, M. H. (2016). Indícios de exposição a leptospiros em primatas neotropicais resgatados do comércio ilegal e de um Zoológico da Bahia. *Pesquisa Veterinária Brasileira*, 36(9), 864-868.
- Alves, C. E. F., Carneiro, C. M. C., & Vidotto, V. T. (2011). Reintrodução na natureza do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) após osteossíntese de rádio e ulna. *Estudos de Biologia* (Curitiba), 39-43.
- Alves, R. R. N., Lima, J. R. F., & Araujo, H. F. P. (2012). The live bird trade in Brazil and its conservation implications: an overview. *Bird Conservation International*, 23(1), 53-65.
- Araujo, A. C. B., Behr, E. R., Longhi, S. J., Kanieski, M. R., & de Tarso Menezes, P. (2010). Diagnóstico sobre a avifauna apreendida e entregue espontaneamente na Região Central do Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências*, 8(3).
- Avelar, E. R.; Silva, R.; Baptista, Lopes A. M. (2015). Ameaças à Sobrevivência de Animais Silvestres no estado de Goiás. *UNICIÊNCIAS*, v. 19, n. 2.
- Bambirra, S. A., & Ribeiro A. O. (2009). Tendências nos

- programas de reintrodução de espécies de animais silvestres no Brasil. *Bioikos* 23:103-110.
- Barbosa, K. V. C, Knogge, C., Develey, P. F., Jenkins, C. N., & Uezu, A. (2017). Use of small Atlantic Forest fragments by birds in Southeast Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15(1), 42-46.
- Barros e Silva, T. C., Rodrigues, M. F., Valença, Y. M., Quirino, A. A., Melo, L. C. O., Oliveira, M. A. B. (2008). Reabilitação e soltura de um grupo de saguí-do-nordeste: uma proposta de protocolo. In I conferência Brasileira de Enriquecimento Ambiental. *Anais da I Conferência Brasileira de Enriquecimento Ambiental. São Paulo- SP.*
- Bass. N. S. (2016). Proposta de protocolo de avaliação de áreas para soltura de passeriformes silvestres. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências, Departamento de Ecologia. Porto Alegre.
- Bastos, L. F., Luz, V. L. F., dos Reis, I. J., & Souza, V. L. (2008). Apreensão de espécimes da fauna silvestre em Goiás—situação e destinação. *Revista de Biologia Neotropical*, 5(2), 51-63.
- Bennett, A. F., & Saunders, D. A. (2010). Habitat fragmentation and landscape change. *Conservation biology for all*, 93, 1544-1550.
- Bernardo, C. S., Lloyd, H., Bayly, N., & Galetti, M. (2011). Modelling post-release survival of reintroduced Red-billed Curassows *Crax blumenbachii*. *Ibis*, 153(3), 562-572.
- Boscolo, D., & Metzger, J. P. (2011). Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. *Ecography*, 34(6), 1018-1029.
- Boscolo, D., Ferreira, P. A., & Lopes, L. E. (2016). Da Matriz a Matiz-Em busca de uma abordagem funcional para a ecologia de paisagens. *Filos e História da Biol*, 11, 157-187.
- Branco, A.M. (2008). Políticas públicas e serviços públicos de

gestão e manejo da fauna silvestre nativa resgatada: Estudo de Caso: Prefeitura da Cidade de São Paulo. 2008. 122f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo.

Branco, A. M., & Ribeiro, H. (2011). Descentralização da gestão e manejo da fauna silvestre: o caso da divisão técnica de medicina veterinária e manejo da fauna silvestre do município de São Paulo. *InterfacEHS-Revista de Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade*, 6(1).

Brasil. Lei n. 9.605 de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Brasília, DF.

\_\_\_\_\_ Lei Complementar nº. 140/2011. Fixa normas, nos termos dos incisos III, VI e VII do caput e do parágrafo único do art. 23 da Constituição Federal, para a cooperação entre a União, os Estados, o Distrito Federal e os Municípios nas ações administrativas decorrentes do exercício da competência comum relativas à proteção das paisagens naturais notáveis, à proteção do meio ambiente, ao combate à poluição em qualquer de suas formas e à preservação das florestas, da fauna e da flora; e altera a Lei no 6.938, de 31 de agosto de 1981.

\_\_\_\_\_ Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Instrução Normativa Nº23, de 31 de dezembro de 2014. DOU, Brasília, DF, Seção I. doi:10.1007/s13398-014-0173-7.2.

\_\_\_\_\_ Sistema Compartilhado de Informações Ambientais (SISCOM) do IBAMA. Acessado em 18 de junho de 2017. Disponível em <http://siscom.ibama.gov.br/casv/file-models/>

Calazans, J. F. (2015). Integrando pesquisa e aplicação na reabilitação dos voos de papagaios-verdadeiros (*Amazona aestiva*) no CETAS Salvador. Universidade Federal da

Bahia. Instituto de Biologia. Núcleo de Etologia e Evolução. Salvador.

- Capelli, D. S. (2014). Plasticidade vocal em *Eupsittula aurea* (Aves: Psittacidae): convergência acústica no chamado de voo e estabelecimento de relações sociais. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biologia da Universidade Federal da Bahia. Departamento de Zoologia. Programa de Pós-graduação em Diversidade Animal. Salvador-BA.
- Carneiro, L. R. A., J. M. Tostes, & A. R. G. Faria. (2009). A educação ambiental como ferramenta contra os maus-tratos e o tráfico de animais silvestres. *Revista Eletrônica do Mestrado em Educação Ambiental* 23: 394-412.
- Cavalcanti, T. A. (2011). Reintrodução de aves oriundas do comércio ilegal no Brasil: estudo de caso com *Sporophila albogularis*, *Sporophila nigricollis* e *Sicalis flaveola* em uma área de caatinga. 84 f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa.
- Cavalheiro, L. N., dos Santos Filho, L. A., Hoffmam, F., & da Silva Câmara, F. (2010). Aplicando sanções ambientais: Para uma análise das implicações trazidas pela Lei 9.605/98 quanto à transação penal e suspensão condicional do processo da Lei 9.099/95. *Revista eletrônica do Curso de Direito da UFSM*, 5(1).
- Cheyne, S. M. (2006). Wildlife reintroduction: considerations of habitat quality at the release site. *BMC ecology*, 6(1), 5.
- David, H. C., da Silva, G. F., Pezzopane, J. E. E. M., Netto, S. P. E., Pimentel, L. B., de Araújo, E. J. E. G., & Pelissari, A. L. (2017). Quantification and conservation status of forest fragments in part of Brazilian Atlantic Forest. *African Journal of Agricultural Research*, 12(9), 740-749.
- Dean, W. (1995). *With Broadax and Firebrand: The Destruction of the Brazilian Atlantic Forest*. Berkeley and Los Angeles: University of California Press. 482 p.
- Destro, G.F.G. et al. (2012). Efforts to Combat Wild Animals

- Trafficking in Brazil. *In: LAMEED, G. A. (Ed.) In: Biodiversity enrichment in a diverse world.*
- Efe, M. A., C. Martins-Ferreira, F. Olmos, L. V. Mohr, & L. F. Silveira. (2006). Diretrizes da Sociedade Brasileira de Ornitologia para a destinação de aves silvestres provenientes do tráfico e cativo. *Revista Brasileira de Ornitologia* 14: 67-72.
- Fahrig L, (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic*, 34:487-515.
- Fahrig, L. (2017). Ecological responses to habitat fragmentation per se. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48(1).
- Fernandes-Ferreira, H., Mendonça, S. V., Albano, C., Ferreira, F. S., & Alves, R. R. N. (2012). Hunting, use and conservation of birds in Northeast Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 21(1), 221-244.
- Firmino, M. O, Siqueira, R. A. S., de Lima Luna, A. C., Cavalcante, T. A., & Guerra, R. R. (2013). Caracterização biométrica externa, avaliação corpórea e caracterização histológica do trato gastrintestinal de gaviões-carijó (*Rupornis magnirostris*) apreendidos pelo CETAS/IBAMA na Paraíba. *Biotemas*, 27(1), 101-108.
- Forero-Medina, G.; Vieira, M. V. (2007) Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. *Oecologia Brasiliensis*, v. 11, n. 4, p. 493-502.
- Forman, R.T.T. & Godron, M. 1986. *Landscape Ecology*. Wiley & Sons, New York.
- Freitas, A. C. P.; Oviedo-Pastrana, M. E.; Vilela, et al. (2015) Diagnóstico de animais ilegais recebidos no centro de triagem de animais silvestres de Belo Horizonte, estado de Minas Gerais, no ano de 2011. *Ciência Rural*, v. 45, n. 1, p. 163-170.
- Galetti, M., Pardini, R., Duarte, J. M. B., Silva, V. M. F. D.,

- Rossi, A., & Peres, C. A. (2010). Forest legislative changes and their impacts on mammal ecology and diversity in Brazil. *Biota Neotropica*, 10(4), 47-52.
- Gray, T. N., Marx, N., Khem, V., Lague, D., Nijman, V., & Gauntlett, S. (2017). Holistic management of live animals confiscated from illegal wildlife trade. *Journal of Applied Ecology*.
- Guerra, S. (2012). Competência ambiental à luz da Lei Complementar n. 140/2011. *Nomos*, v. 32, n. 1.
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., ... & Cook, W. M. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1(2), e1500052.
- Haddad, N. M., Gonzalez, A., Brudvig, L. A., Burt, M. A., Levey, D. J., & Damschen, E. I. (2017). Experimental evidence does not support the Habitat Amount Hypothesis. *Ecography*, 40(1), 48-55.
- Hernandez, E. F. T.; Carvalho, M. S. de (2006). O tráfico de animais silvestres no Estado do Paraná. *Acta Sci. Human Sci. Maringá*, v. 28, n. 2, p. 257-266.
- Hirzel, A. H., Posse, B., Oggier, P. A., Crettenand, Y., Glenz, C., & Arlettaz, R. (2004). Ecological requirements of reintroduced species and the implications for release policy: the case of the bearded vulture. *Journal of Applied Ecology*, 41(6), 1103-1116.
- IBAMA, (2006). Relatório de atividades Áreas de Soltura e Monitoramento I Encontro de ASM Áreas de Soltura e Monitoramento de Animais Silvestres do Estado de São Paulo. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, São Paulo.
- IBAMA, (2012). Relatório de Atividades dos Centros de Triagem e Áreas de Soltura e Monitoramento de Animais Silvestres. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – São Paulo.

- IUCN/SSC, (2013). Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission, viiii + 57 pp.
- Kuhnen, V. V., & Kanaan, V. T. (2014). Wildlife trade in Brazil: A closer look at wild pets welfare issues. *Brazilian Journal of Biology*, 74(1), 124-127.
- Liborio, F. A. (2014). Estudo dos primatas ex situ no estado da bahia e diagnóstico de infecção por *Anaplasma spp.*, *Ehrlichia spp.* e *Trypanosoma cruzi*. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal nos Trópicos) – Escola de Medicina Veterinária e Zootecnia, Universidade Federal da Bahia, Salvador-BA.
- Magroski, L. M., Pessoa, A. N., Lucena, W. G., Loures-Ribeiro, A., & Araújo, C. B. (2017). Where to release birds seized from illegal traffic? The value of vocal analyses and ecological niche modeling. *Perspectives in Ecology and Conservation*.
- Marini, M. A. & Marinho Filho, J. S. (2006). Translocação de Aves e Mamíferos: Teoria e Prática no Brasil. In: ROCHA, C. F. D. et al. *Biologia da Conservação: Essências*. São Carlos: Ed. Rima.
- Martensen, A. C., Pimentel, R. G., & Metzger, J. P. (2008). Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. *Biological Conservation*, 141(9), 2184-2192.
- Metzger, J. P. (2001). O que é ecologia da paisagem? *Biota Neotropica* 1: 1-9.
- Metzger, J.P. (2004). Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. Pp. 423-453. In: L. Cullen Jr., R. Rudran & C. Valladares-Padua, (eds.), *Métodos de estudos em biologia da conservação & manejo da vida silvestre*. Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Metzger, J. P., Martensen, A. C., Dixo, M., Bernacci, L. C.,

- Ribeiro, M. C., Teixeira, A. M. G., & Pardini, R. (2009). Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological conservation*, 142(6), 1166-1177.
- Metzger, J.P. (2010). O Código Florestal tem base científica? *Nat. & Conserv.* 8:1-5.
- Morita, C. H. C. (2009). "Caracterização da fauna recebida e avaliação dos procedimentos em Centros de Triagem de Animais Silvestres (CETAS)." Rio Claro, São Paulo. 70-f.
- Moura, S. G., Pessoa, F. B., Oliveira, F. F., Lustosa, A. H. M., & Soares, C. B. (2012). Animais silvestres recebidos pelo centro de triagem do IBAMA no Piauí no ano de 2011. *Enciclopédia Biosfera*, Goiânia, v.8, n.15, p. 1752.
- Nassar, A. L. F. (2013). Policiamento ambiental: políticas públicas e tráfico de animais silvestres (oeste do estado de São Paulo, 1998 a 2012).
- Naxara, L. R. C. (2008). Importância dos corredores ripários para a fauna-pequenos mamíferos em manchas de floresta, matriz do entorno e elementos lineares em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica (Doctoral dissertation, Universidade de São Paulo).
- Nijman, V. (2010). An overview of international wildlife trade from Southeast Asia. *Biodiversity and conservation*, 19(4), 1101-1114.
- Nossack, F. Á., Zimback, C. R. L., da Silva, R. F. B., & da Conceição Sartori, A. A. (2014). Aplicação de análise multicriterial para determinação de áreas prioritárias à recomposição florestal. *Irriga*, 19(4), 612.
- Novaes, R. L. M., & de Souza, R. F. (2013). Legalizing environmental exploitation in Brazil: the retreat of public policies for biodiversity protection. *Tropical Conservation Science*, 6(4), 477-483.
- Nunes, O. C., Oliveira, E. D., Laborda, S. S., Hohlenwerger, J. C., Neto, M. M., & Franke, C. R. (2010). Isolamento e

identificação de cepas de *Salmonella spp* de jabutis-piranga oriundos do tráfico de animais silvestres. *Ciência Animal Brasileira*, 11(1), 168-173.

- Pagano, I. S. A., de Sousa, A. E. B. A., Wagner, P. G. C., Ramos, R. T. C., (2009). Aves depositadas no Centro de Triagem de Animais Silvestres do IBAMA na Paraíba: uma amostra do tráfico de aves silvestres no Estado. *Ornithologia* 3,132–144.
- Pardini, R., Faria, D., Accacio, G. M., Laps, R. R., Mariano-Neto, E., Paciencia, M. L., ... & Baumgarten, J. (2009). The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biological Conservation*, 142(6), 1178-1190.
- Périco. E., Cemin, G., Lima, D., Rempel, C. (2005). "Efeitos da fragmentação de habitats sobre comunidades animais: utilização de sistemas de informação geográfica e de métricas de paisagem para seleção de áreas adequadas a testes". In: *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Goiânia, Brasil, INPE.
- Peterson, G. D., C. R. Allen, and C. S. Holling. (1998). Ecological resilience, biodiversity, and scale. *Ecosystems* 1:6–18.
- Primack, R. B. & Rodrigues, E. (2001). *Biologia da Conservação*, Londrina: Editora Vida, Robbins, S. L. & Contran, R. S. (2010). *Patologia: Bases Patológicas das Doenças*. 8 ed., Rio de Janeiro: Elsevier.
- Prudente, C. O. (2014). A intensidade do treinamento antipredatório aumenta o aprendizado em *Eupsittula aurea* (Gmelin 1789) (Psittacidae, Aves)? Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biologia da Universidade Federal da Bahia. Departamento de Zoologia. Programa de Pós-graduação em Diversidade Animal. Salvador-BA.
- Ramos, P. M., & Ramos, P. S. (2002). Acidentes humanos com

macacos em relação a tratamentos profiláticos para a raiva, no município de São Paulo, Brasil. *Rev. Soc. Bras. Med. Trop*, 35(6), 575-577.

- Rantanen, E. M., Buner, F., Riordan, P., Sotherton, N., & Macdonald, D. W. (2010). Habitat preferences and survival in wildlife reintroductions: an ecological trap in reintroduced grey partridges. *Journal of applied ecology*, 47(6), 1357-1364.
- Redford, K. H. (1992). The empty forest. *Bio Science*, v. 42, n. 6, p. 412-422.
- Regueira, R. F. S., & Bernard, E. (2012). Wildlife sinks: Quantifying the impact of illegal bird trade in street markets in Brazil. *Biological Conservation*, 149(1), 16-22.
- RENTAS. (2001) (Rede Nacional de Combate ao Tráfico de Animais Silvestres). 1º Relatório Nacional sobre o Tráfico da Fauna Silvestre. Brasília, DF.
- RENTAS. (2016) (Rede Nacional de Combate ao Tráfico de Animais Silvestres). Relatório Nacional sobre o Tráfico de Fauna Silvestre. Brasília, DF.
- Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J., & Hirota, M. M. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological conservation*, 142(6), 1141-1153.
- Rigueira, D. M. G., da Rocha, P. L. B., & Mariano-Neto, E. (2013). Forest cover, extinction thresholds and time lags in woody plants (Myrtaceae) in the Brazilian Atlantic Forest: resources for conservation. *Biodiversity and conservation*, 22(13-14), 3141-3163.
- Rigueira, D. M. G., Coutinho, S. L., Pinto-Leite, C. M., Sarno, V. L. C., Estavillo, C., Campos, S., & Chastinet, A. (2013 a). Perda de habitat, leis ambientais e conhecimento científico: proposta de critérios para a avaliação dos pedidos de supressão de vegetação. *Revista CAITITU-*

- aproximando pesquisa ecológica e aplicação*, 1(1), 21-42.
- Rocha, F. M. D. (1995). Tráfico de animais silvestres. *WWF. Documento para discussão*.
- Rodrigues, M. (2006). Hidrelétricas, ecologia comportamental, resgate de fauna: uma falácia. *Natureza & Conservação* 4: 29-38.
- Saito, N. S., Moreira, M. A., Santos, A. R. D., Eugenio, F. C., & Figueiredo, Á. C. (2016). Landscape Geotechnology and Ecology in Monitoring Forest Fragmentation. *Floresta e Ambiente*, 23(2), 201-210.
- Seddon, P. J., Griffiths, C. J., Soorae, P. S., & Armstrong, D. P. (2014). Reversing defaunation: restoring species in a changing world. *Science*, 345(6195), 406-412.
- Sick, H. 1997. *Ornitologia brasileira*. Nova Fronteira. Rio de Janeiro.
- Silva, E. M. & Bernard, E. (2015). Inefficiency in the fight against wildlife crime in Brazil. *Fauna & Flora International, Oryx*, p. 1-6, jan.
- Souto, W. M. S., Torres, M. A. R., Sousa, B. F. C. F., Lima, K. G. G. C., Vieira, L. T. S., Pereira, G. A., ... & Pralon, B. G. N. (2017). Singing for Cages: The Use and Trade of Passeriformes as Wild Pets in an Economic Center of the Amazon—NE Brazil Route. *Tropical Conservation Science*, 10, 1940082917689898.
- Souza, J. B., & Alves, R. R. N. (2014). Hunting and wildlife use in an Atlantic Forest remnant of northeastern Brazil. *Tropical Conservation Science*, 7(1), 145-160.
- Souza, T. S., & Vilela, D. A. R. (2013). Espécies ameaçadas de extinção vítimas do tráfico e criação ilegal de animais silvestres. *Atualidades Ornitológicas*, 176, 64-68.
- Souza, T. O.; Vilela, D. A. R.; Câmara, B. G. O. (2014). Pressões sobre a avifauna brasileira: aves recebidas pelo CETAS/IBAMA, *Ornithologia*, Belo Horizonte, v. 7, n. 1, p.1-11.

- Uezu, A., Beyer, D. D., & Metzger, J. P. (2008). Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region?. *Biodiversity and Conservation*, 17(8), 1907-1922.
- Valera, C. A. (2014). "A Lei Federal N° 12.651/12-Novo Código (Anti) Florestal-um atentado à sustentabilidade e à agricultura familiar/Federal Law 12.651/12-New (Anti) Forest Code—a crime against sustainability and family agriculture." *Campo-Território: Revista de Geografia Agrária*. 9.18.
- Vasconcellos, M. K., de Almeida Magalhães, A. F., Garcia, R. J. F., Suenaga, K., & Bitencourt, M. D. (2011). Identificação da qualidade ambiental de habitats de mamíferos de grande e médio porte-mapa de oportunidades/caracterização ambiental. INPE. Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Curitiba, PR, Brasil.
- Viana, V. M. (1995). Conservação da biodiversidade de fragmentos de florestas tropicais em paisagens intensivamente cultivadas. *Conservation International do Brasil, Universidade Federal de Minas Gerais, University of Florida. Abordagens interdisciplinares para a conservação da biodiversidade e dinâmica do uso da terra no novo mundo. CI Brasil, UFMG, UFL, Belo Horizonte, Gainesville*, 135-154.
- Viana, V. M., & Pinheiro, L. A. F. V. (1998). Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. *Série técnica IPEF*, 12(32), 25-42.
- Vidolin, G.P. (2008). Análise da estrutura da paisagem como subsídio para o planejamento estratégico de conservação da anta (*Tapirus terrestris* Linnaeus, 1758) e do queixada (*Tayassu pecari* Link, 1795) em remanescentes da Floresta com Araucária. Curitiba, 2008. 136p. Tese (Doutorado em Conservação da Natureza) – Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Curso de Engenharia

Florestal.

- Vidolin, G. P., Biondi, D., & Wandembruck, A. (2011). Análise da estrutura da paisagem de um remanescente de floresta com Araucária, Paraná, Brasil. *Revista Árvore*, 35(3).
- Vidolin, G. P., Batista, D. B., & Wandembruck, A. (2011a). Landscape valuation based on the ecological requirements of '*Tayassu pecari*' AND '*Tapirus terrestris*'- A forest with araucaria, in Paraná State, Brazil. *Ciência Florestal*, 21(3), 509-519.
- Vilela, D.A.R. (2012) Diagnóstico de situação dos animais silvestres recebidos nos CETAS brasileiros e *Chlamydophila psittaci* em papagaios (*Amazona aestiva*) no CETAS de Belo Horizonte, MG. Tese (Doutorado). Escola de Veterinária, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- Vilela, D. A. D. R., Barreto, C., & Oliveira, D. M. P. D. (2016). Principais ameaças e medidas de salvaguarda aos animais silvestres. *MPMG Jurídico: Revista do Ministério Público do estado de Minas Gerais*.
- Wanjtal, A.; Silveira, L. F. (2000) A soltura de aves contribui para a sua conservação? *Atualidades Ornitológicas*, n.98, Nov/Dez.
- Winandy, G. (2014). A flexibilidade comportamental não é explicada pela personalidade em *Sicalis flaveola* (Linnaeus, 1766) (Passeriformes, Aves): potenciais diferenças entre espécies? Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biologia da Universidade Federal da Bahia. Departamento de Zoologia. Programa de Pós-graduação em Diversidade Animal. Salvador-BA.

### **III - CAPÍTULO 2: ANÁLISE ESPACIAL NO CADASTRAMENTO DE ÁREA DE SOLTURA DE ANIMAIS SILVESTRES (ASAS) DO IBAMA**

Autores:

Josiano Cordeiro Torezani

Mestrado Profissional em Ecologia Aplicada a Gestão Ambiental. Universidade Federal da Bahia, Salvador - BA 40110-100, Brazil.

Elaine Cristina Barbosa Cambui

Doutorado Multi-Institucional e Multidisciplinar em Difusão do Conhecimento, Universidade Federal da Bahia, Salvador - BA 40110-100, Brazil.

**Título: ANÁLISE ESPACIAL NO CADASTRAMENTO DE ÁREA DE SOLTURA DE ANIMAIS SILVESTRES (ASAS) DO IBAMA**

#### **RESUMO**

O tráfico de animais silvestres é uma das principais causas da degradação da biodiversidade. As apreensões desses animais ainda são comuns em todos os estados do Brasil. Dos animais depositados nos CETAS, grande parte é destinado a soltura, porém, pouco se sabe se a configuração espacial da paisagem referentes as áreas de soltura é adequada para manutenção das espécies. Sendo assim, o presente estudo realizou uma análise espacial de uma ASAS com uso de métricas da paisagem, resultando na classe agropecuária como matriz, e caracterizando a paisagem como fragmentada, porém com relevante conectividade entre as manchas de habitat. A partir dos resultados foi possível perceber a importância da análise da configuração espacial para determinação das espécies que serão liberadas na áreas. Em seguida propomos uma reformulação dos procedimentos de cadastramento e

monitoramento de áreas de soltura com a inclusão da análise espacial da paisagem e áreas do entorno.

Palavras-chave: CETAS, área de soltura, e Mapbiomas.

## **ABSTRACT**

Trafficking in wild animals is one of the main causes of biodiversity degradation. Seizures of these animals are still common in all Brazilian states. Of the animals deposited in the CETAS, much is destined for release, however, little is known if the spatial configuration of the landscape referring to the areas of release is adequate for the maintenance of the species. Thus, the present study performed a spatial analysis of an ASAS with the use of landscape metrics, resulting in the agricultural class as a matrix, and characterizing the landscape as fragmented, but with relevant connectivity between habitat spots. From the results it was possible to perceive the importance of the analysis of the spatial configuration to determine the species that will be released in the areas. Next we propose a reformulation of the registration and monitoring procedures of areas of release with the inclusion of the spatial analysis of the landscape and surrounding areas.

Keywords: CETAS, release area, and Mapbiomas.

## **1. INTRODUÇÃO**

O tráfico de animais silvestres é considerado como uma das principais causas de perda de biodiversidade (Vilela, 2012) através de extinção de espécies ao longo do tempo (Pereira & Brito, 2005) e comprometimento de diferentes processos ecológicos como polinização, e dispersão de sementes (Sick, 1997; Galetti & Dirzo, 2013). É fomentado principalmente pela compra e posse ilegal para criação doméstica (Alves et al. 2012; Souto et al, 2017), trazendo prejuízos financeiros ao país (Regueira & Bernard, 2012), já que nesse comércio não há

arrecadação de impostos, e nem postos de trabalhos formais devido aos animais não serem procedentes de criadouros comerciais legais (Destro et al. 2012; Souto et al, 2017). Além disso, devido a falta de controle sanitário, o tráfico representa riscos à saúde pública, através das zoonoses ou da disseminação de doenças para a agropecuária (Nunes, 2010; Pardini et al. 2010; Regueira & Bernard, 2012).

O tráfico de animais silvestres vem crescendo e movimentando no planeta cerca de US \$ 20 bilhões /ano (Kurland et al. 2017), sendo que a maioria dos animais traficados são oriundos de países com baixo desenvolvimento econômico e ricos em biodiversidade (Nijman, 2010; Regueira & Bernard, 2012). No Brasil, calcula-se que cerca de 38 milhões de espécimes da fauna sejam retirados anualmente dos ecossistemas brasileiros para serem vendidos internamente ou no exterior, movimentando cerca de US \$ 630 mil / ano (Regueira & Bernard, 2012; RENCTAS, 2016). Esse não cumprimento da legislação ambiental (Novaes & Souza, 2013), reflete a percepção da sociedade de não compreender a questão da posse ilegal de animais silvestres como um problema ético (Alves et al. 2012).

Os animais procedentes de apreensões, assim como resgate e entregas espontâneas são encaminhados aos Centros de Triagem de Animais Silvestres (CETAS) (Pagano et al. 2009; Avelar et al. 2015). Eles passam por reabilitação, sendo a maioria destinada para a soltura no ambiente natural (Vilela, 2012; Magroski et al. 2017). Uma soltura sem critérios envolve riscos como a não adaptação e morte dos animais após a soltura, a transmissão de patógenos para as populações de vida livre, e introduções de espécies exóticas (Marini & Marinho filho, 2006). Em vista disso é indicado a eutanásia de parte desses animais de forma a evitar impactos negativos sobre a biodiversidade *in situ* (Efe et al. 2006).

Porém, quando criteriosa, a soltura de animais silvestres pode atuar no processo de refaunação (Cheyne, 2006; Seddon et al, 2014). E diante da sobreexploração de animais silvestres (Fernandes-Ferreira et al. 2012) muitos ambientes podem estar vivenciando o processo da defaunação, sofrendo com as alterações nos processos ecossistêmicos que antes eram reguladas por esses animais (Galetti & Dirzo, 2013; Vilela, et al. 2016). A soltura deve considerar os riscos e as análises como os aspectos sanitários, comportamentais, da distribuição geográfica dos animais, da caracterização da área de soltura e do monitoramento pós-soltura (Cheyne, 2006; Marini & Marinho filho, 2006).

Atualmente a Instrução Normativa do IBAMA Nº 23/2014, regimenta o cadastro de área de soltura de animais silvestres (ASAS) dos CETAS/IBAMA, onde os dados desse cadastro são inseridos forma categórica (IBAMA, 2014). Ela desconsidera na paisagem da área de soltura análises estruturais e funcionais mais minuciosas (Apêndice A), levando a uma baixa qualidade de informações a serem disponibilizadas para os técnicos. Além disso, a IN IBAMA 23/2014 ainda requer a indicação de quais animais poderão ser soltos no local, porém não indica também nenhuma metodologia para tal.

A presença e quantidade de manchas de florestais, de corpos d'água, de áreas antropizadas como as pastagens, monoculturas, silvicultura e territórios urbanos, são fatores importantes para a manutenção das espécies de animais a serem soltos (IBAMA, 2012) e conseqüentemente para o cadastro das ASAS (IBAMA, 2014). Tal fato deve-se a maneira que os organismos enxergam a paisagem através de várias escalas (McGarigal, 2016), e como eles se comportam de acordo com as suas capacidades de se movimentarem entre as manchas florestais, atravessando ou não os diversos tipos de ambientes que estão presentes na matriz (Uezu et al. 2008; Barbosa et al. 2017). Logo, avaliações multi-escalares da

composição e configuração dessas classes na paisagem resultam em uma melhor compreensão de sua estrutura quando relacionadas aos aspectos ecológicos que influenciam a incidência e a persistência das espécies a serem soltas (Boscolo & Metzger, 2009; McGarigal, 2016).

Sendo assim, o objetivo deste estudo foi analisar espacialmente a paisagem de uma ASAS e posteriormente propor a reformulação do cadastramento das ASAS do IBAMA.

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1 – Área de estudo**

O trabalho foi desenvolvido numa área total de 125.490,00 hectares a partir da ASAS - Fazenda API, localizada no município de Catu - Bahia, sob as coordenadas 12°23'14.44 S e 38°28'24.01 W e altitude de 103 metros. A Fazenda possui 1650 ha, destacando-se a área de pasto que é utilizada para a criação de gado com fins de melhoramento genético. A propriedade possui a área de reserva legal a qual apresenta vegetação em estágio médio de regeneração, porém com fragmentos isolados, área de preservação permanente (APP) e corpos d'água como açudes e córregos.

Ela está distante aproximadamente a 9 km lineares da cidade de Catu, localizada nas coordenadas 12°22'17.6 S e 38°23'06.5 W. Catu tem uma temperatura média de 29°C, seu clima é tropical classificado como As. Possui pluviosidade média anual de 1525 mm, sendo que o período chuvoso ocorre entre os meses de abril e julho. A vegetação da região é do tipo Floresta Atlântica Ombrófila Densa, ocupando 22,84 % do território do município, enquanto que formações Naturais não Florestais ocupam 0,01 %, áreas de uso agropecuário 76,35%, áreas urbanizadas ou não vegetadas 0,7%, corpos d'água

0,03%, e área não observada equivalente a 0,07% (Mapbiomas, 2017).

## 2.2 – Delineamento amostral.

Utilizamos a classificação de imagens de satélite produzida pelo Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil (MapBiomas) para o ano de 2016, gerado pela coleção 2 que cobriu o período de 2000-2016. Ele utiliza imagem de satélite Landsat com resolução espacial de 30m x 30m para cada pixel (MapBiomas, 2017).

A partir da classificação inicial do Mapbiomas, agrupamos as classes silvicultura, pastagem e agricultura unicamente na classe agropecuária, de modo a facilitar a avaliação dos resultados. Para isso, utilizamos o programa Quantum GIS (QGIS), versão 2.10.1 (QGISBRASIL, 2016) para a reclassificação do mapa vetorial de uso e ocupação do solo. Deste modo, obtivemos seis classes para o bioma da Mata Atlântica na paisagem estudada (Quadro 1).

Quadro 1 – Descrição das classes da paisagem estudada.

CLASSES	DESCRIÇÃO	
FLORESTA	Floresta densa	Floresta Ombrófila Densa, Aberta e Mista e Floresta Estacional, Semi-Decidual e Formação Pioneira Arbórea.
	Floresta aberta	Formação Estacional Decidual, Savanas, Savanas-Estépicas, Florestadas e Arborizadas.
VEGETAÇÃO NÃO FLORESTAL	Vegetação campestre	Savanas e Savanas-Estépicas Parque e Gramíneo-Lenhosa, Estepe e Pioneiras Arbustivas e Herbáceas.
	Áreas úmidas naturais não florestais	Áreas úmidas de planície, sujeitas a inundações periódicas ou permanentes, localizadas ao longo dos cursos de água e em áreas de depressões que acumulam água e marismas.
AGROPECUÁRIA	Agricultura	Áreas identificadas como de cultivo agrícola mas sem especificação de tipo de cultivo.
	Pastagem	Áreas de pastagens, naturais ou plantadas, vinculadas a atividade agropecuária.
	Silvicultura	Espécies arbóreas plantadas para fins comerciais (ex. eucalipto, pinus, araucária).
ÁREA NÃO VEGETADA	Infraestrutura urbana	Infraestrutura Urbana como estradas, vias e construções.
ÁGUA	—	Rios, lagos, represas, reservatórios e outros corpos d'água.
NÃO OBSERVADO	—	Áreas não classificadas.

O presente estudo analisou a paisagem através da seleção de 10 dez escalas espaciais, mantendo nelas a mesma

resolução dos pixels e com raio concêntrico de 2 km de extensão para cada uma, a partir das coordenadas 12°22'43.19" S e 38°28'38.71" W da área de soltura (Figura 1). Definimos a menor escala (2km) de acordo com a área de vida dos animais comuns no CETAS / IBAMA de Salvador/BA (Silva, 2015). A escala máxima (20 km) foi devido a sua localização próxima ao ecótono entre os biomas da Mata Atlântica e o da Caatinga. O território da ASAS Fazenda API está localizado na escala de 4 km. Convertemos a medida em metros do mapa de uso e ocupação do solo (Figura 1) para a medida em quilômetros no decorrer do texto.

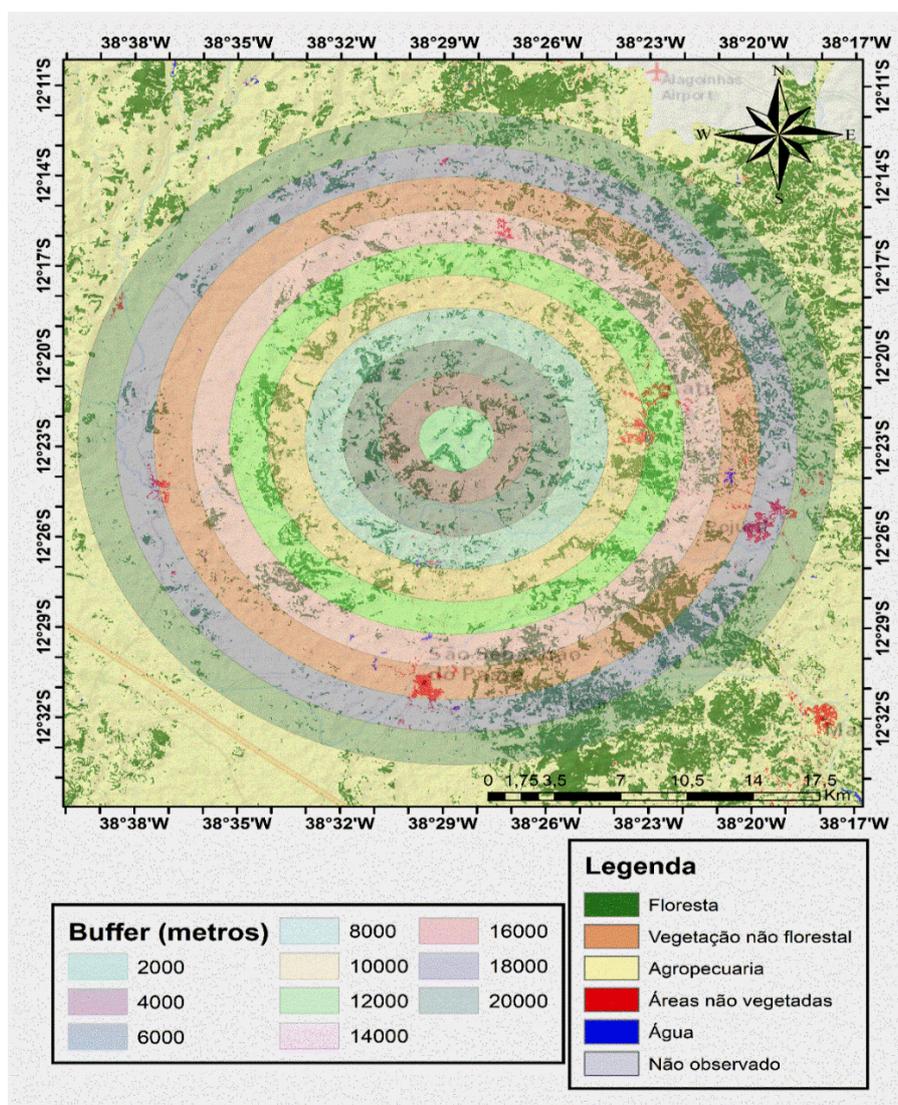


Figura 1 – Mapa de uso e cobertura do solo com as escalas na paisagem a partir da ASAS - Fazenda API, Catu/BA.

### 2.3 - Análise espacial das escalas.

A quantificação da estrutura espacial da paisagem foi realizada através do programa FRAGSTATS v.4.2 (Mcgarigal et al, 2012). Seleccionamos cinco métricas para quantificar e analisar a composição e disposição das estruturas da paisagem de cada escala (Quadro 2).

Quadro 2 - Métricas seleccionadas e suas respectivas descrições (Mcgarigal et al, 2012).

Métricas de composição		
<b>PLAND</b>	Percentage of landscape	A <b>porcentagem das classes na paisagem</b> quantifica a abundância proporcional de cada tipo de mancha na paisagem.
<b>CA</b>	Class area	O tamanho (hectare) da <b>área da classe</b> é uma medida da composição da paisagem, onde especificamente, quanto da paisagem é constituído por um tipo de mancha específica.
Métricas de disposição		
<b>NP</b>	Number of Patches	É o <b>número de manchas</b> existente na paisagem analisada. Caracteriza a heterogeneidade ou a homogeneidade da paisagem.
<b>LPI</b>	Largest patch index	O <b>índice de maior mancha</b> calcula a porcentagem na paisagem ocupada pela maior mancha da classe.
<b>ENN</b>	Euclidean nearest-neighbor distance	A <b>distância euclidiana da mancha vizinha mais próximo de borda a borda</b> avalia o isolamento entre as manchas (metro).

Posteriormente os resultados da métrica LPI foram transformados em hectares para melhor avaliação do tamanho da maior mancha de habitat em cada escala.

### 3. RESULTADOS.

A composição total das classes da paisagem analisadas equivale a 125.490 ha. A classe com mais representatividade na paisagem é a “agropecuária”, seguido pelas classes “floresta”, “área não vegetada”, “água”, “não observado”, e

“vegetação não florestal” respectivamente. Houve um aumento da proporção de todas as classes na medida que se aumentaram as escalas, onde independente delas, a classe “agropecuária” com cerca de 83% foi a dominante na paisagem, sendo seguida pela classe “floresta” com cerca de 15%. Em comparação a essas duas classes anteriores, as demais classes pouco se destacaram, alternando nas escalas a ordem de maior representatividade entre elas. Na escala da ASAS - Fazenda API (4km), verificou-se praticamente a mesma distribuição quantitativa das classes. (Quadro 3 e Figura 2).

Quadro 3 – CA – Área das classes nas escalas (ha).

ESCALA	CLASSES						TOTAL
	FLORESTA	VEGETAÇÃO NÃO FLORESTAL	AGROPECUÁRIA	ÁREA NÃO VEGETADA	ÁGUA	NÃO OBSERVADO	
2 km	197,64	0,00	1.049,76	0,00	3,15	1,08	1.251,63
4 km	846,81	0,63	4.166,46	0,90	3,96	8,10	5.026,86
6 km	1.662,66	0,63	9.600,48	6,03	5,04	17,37	11.292,21
8 km	2.621,25	1,62	17.394,75	37,26	9,54	19,98	20.084,40
10 km	4.521,42	3,33	26.657,37	145,53	12,42	27,00	31.367,07
12 km	7.187,58	4,41	37.631,52	304,65	18,63	35,82	45.182,61
14 km	10.014,21	6,57	50.993,55	383,67	38,88	38,61	61.475,49
16 km	13.153,41	11,97	66.399,39	633,69	78,93	46,35	80.323,74
18 km	16.666,83	15,30	83.889,99	922,68	86,94	52,74	101.634,48
20 km	20.945,43	29,79	103.316,40	1.038,06	92,16	67,86	125.489,70

Além da quantidade da classe “floresta” na paisagem, outra classe fundamental a ser considerada é a “água”, uma vez que a presença de corpos d’água na paisagem é importante para a manutenção de muitas espécies. Logo, verificamos que essa classe esteve presente e crescente em todas as escalas de nosso estudo (Figura 2).

Áreas urbanizadas representadas pela classe “área não vegetada” foram pouco representativas, mesmo quando houve um aumento a partir da escala de 10 km a qual é justificada pela localização da cidade de Catu e posteriormente nas demais escalas por outras cidades vizinhas (Figuras 1 e 2).

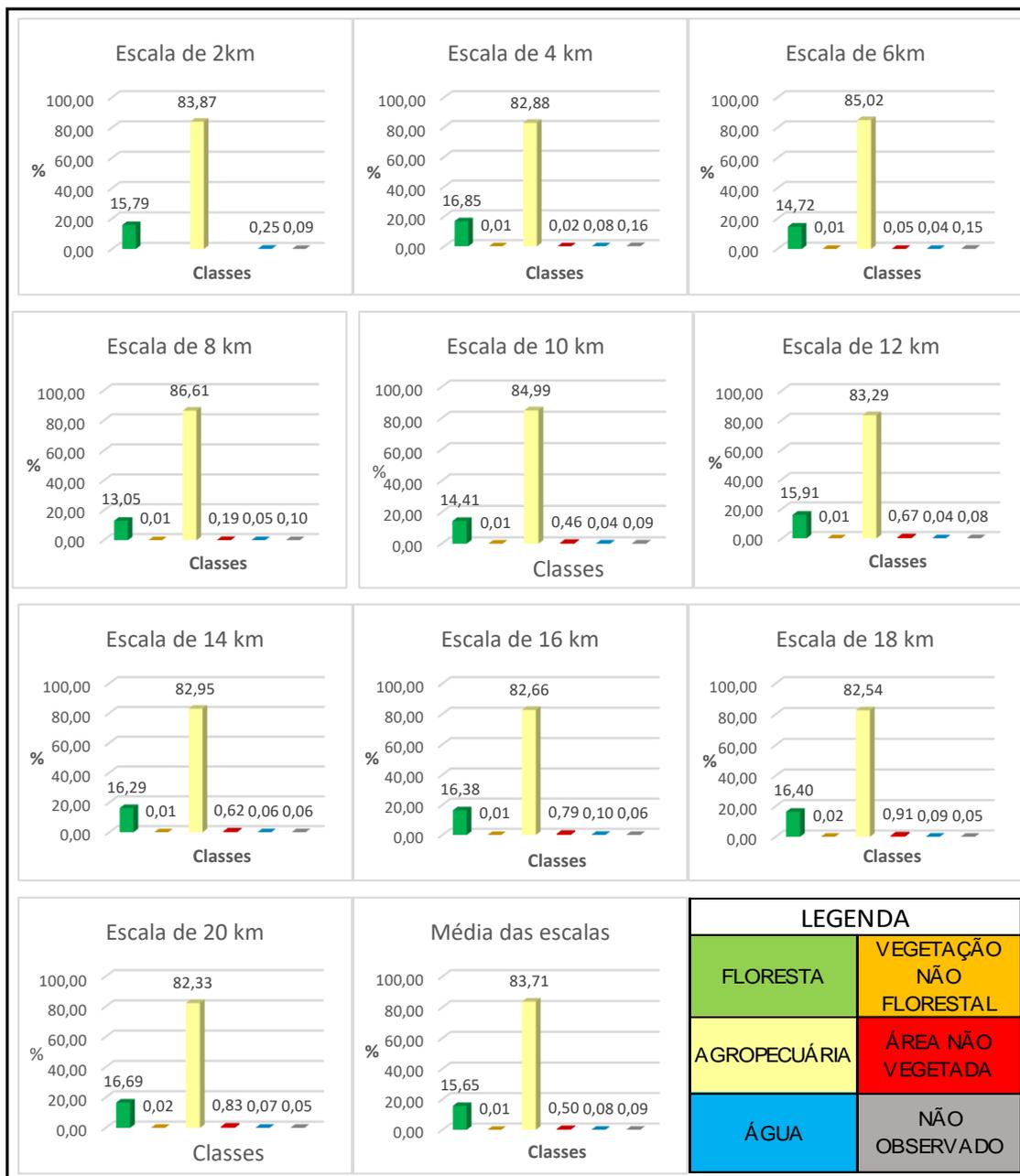


Figura 2 – Métrica - PLAND – Proporção das classes na paisagem com destaque para a dominância da classe agropecuária.

A paisagem total apresenta o número de 10526 manchas florestais, enquanto que na escala da ASAS - Fazenda API foram identificadas 356 manchas de habitat. Além disso, observamos que o número de manchas de habitat florestal da paisagem aumenta gradativamente na medida que se aumenta as escalas espaciais, caracterizando a fragmentação das manchas de habitat na paisagem analisada (Figura 3).

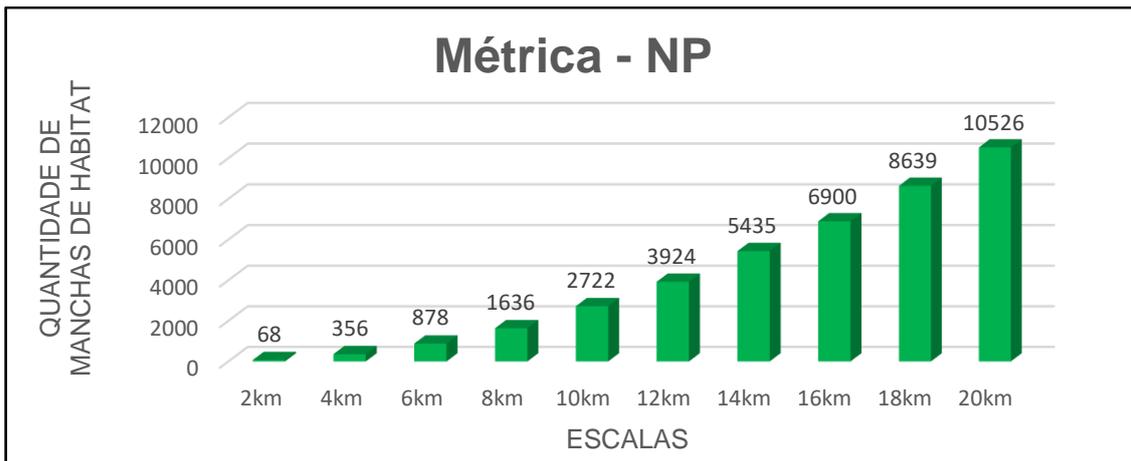


Figura 3 - Número de manchas de habitat.

A maior mancha de habitat florestal ocupa apenas 1,25% de toda a paisagem avaliada. Mesmo considerando uma escala menor como a da ASAS - Fazenda API (4km), a maior mancha de habitat florestal ocupa somente 3,33%, corroborando que em toda a paisagem as manchas florestais estão fragmentadas e em pequenos tamanhos (Figura 4).



Figura 4 - Índice da maior mancha de habitat apresentando baixa representatividade.

Mesmo com o LPI sendo considerado baixo, verifica-se que com exceção da escala de 2 km, em todas as outras escalas as maiores manchas possuem mais de 20 ha de extensão, sendo que a partir da escala de 12 km, a paisagem apresenta

manchas com mais de 55 ha, chegando até a 261 ha na escala de 20 km (Quadro 4).

Quadro 4 – Tamanho das maior mancha florestal em cada escala.

ESCALA	FLORESTA		
	CA - hectare	LPI - %	LPI - hectare
2 km	197,64	7,67	15,16
4 km	846,81	3,33	28,20
6 km	1.662,66	1,48	24,65
8 km	2.621,25	0,83	21,85
10 km	4.521,42	0,55	24,73
12 km	7.187,58	0,77	55,24
14 km	10.014,21	0,56	56,56
16 km	13.153,41	0,84	111,04
18 km	16.666,83	0,90	149,45
20 km	20.945,43	1,25	261,78

Quanto ao isolamento (ENN) verificamos que a paisagem possui uma distância média de 65 m entre as manchas florestais. A escala da ASAS Fazenda - API apresenta as manchas de habitat distantes cerca de 63 m, sendo o menor valor de ENN para toda a paisagem. Destaca-se ainda o aumento da distância das manchas de habitat florestal ocorrendo entre as escalas de 6 km e 10 km, onde registramos 68 m para a escala de 8 km como a maior distância de toda a paisagem (Figura 5).

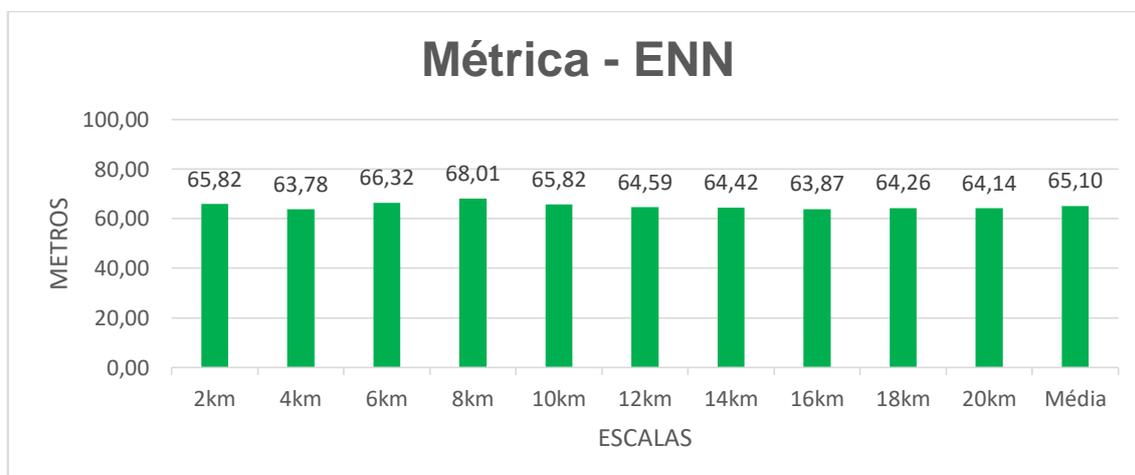


Figura 5 - Distância média entre as manchas de habitat.

No geral, a paisagem estudada se apresenta de forma heterogênea, já que ela apresenta várias classes que se mantém basicamente na mesma configuração ao longo das escalas espaciais, sendo a matriz composta pela classe agropecuária (Figura 2). As manchas de habitat florestal estão fragmentadas (Figura 3), com suas áreas reduzidas (Figura 4) e distantes em média a 65 m umas das outras. De acordo com essa configuração, as manchas de habitat florestal possivelmente estão impactadas pelo efeito de borda.

#### **4. DISCUSSÃO**

O combate contra o tráfico de animais silvestres deve ser voltado para a prevenção no sentido de se evitar a retirada de animais silvestres dos seus habitats naturais, assim como inserir ações de educação ambiental contínuas nas comunidades (Alves et al. 2012). A redução da captura desses animais, além do benefício da conservação das espécies, refletirá também na redução de gastos financeiros com a manutenção e reabilitação dos animais nos CETAS, assim como com a queda do número de processos administrativos/ judiciais, que tomam tempo e recursos financeiros, e arrecadam muito pouco do valor das multas aplicadas aos infratores ambientais (Silva & Bernard, 2015).

A maioria dos animais de origem do tráfico não estão ameaçadas de extinção e são considerados como espécies ainda comuns (Vilela, 2012). Logo se os CETAS seguirem a sugestão da eutanásia de seus animais considerados comuns (Efe et al. 2006), isso poderá contribuir para o declínio das populações naturais dessas espécies, já que as capturas ilegais ainda continuam acontecendo e motivando fiscalizações (Cavalcanti, 2011). Os CETAS são importantes para auxiliar no combate ao tráfico de animais silvestres (Destro et al. 2012), porém eles devem se estruturar de modo a prover melhores

resultados quanto a reabilitação e soltura dos animais, garantindo assim maior segurança dessas ações quanto ao risco de transmissão de doenças aos animais de vida livre, ou o próprio insucesso na soltura através de uma não adaptação dos animais soltos (Cavalcanti, 2011; RENCTAS, 2016).

As áreas de soltura de animais são importantes para a readaptação dos animais reabilitados (IBAMA, 2012), e a atual forma de cadastro de ASAS do IBAMA (IBAMA, 2014) fornece informações de forma simples e pouco exploratória para o técnico que tem que tomar a decisão se o ambiente em questão possui requisitos para determinada espécie. Os dados categóricos do cadastro apenas citam por exemplo o tamanho da propriedade, a fitofisionomia, se as manchas florestais possuem conectividade estrutural, se a vegetação nativa está bem conservada, se possui corpos d'água, e também a descrição do uso e ocupação do solo entre outros (Apêndice A). Todas essas informações não demonstram como essa estrutura está disposta na paisagem, ou seja, não quantificam as classes estruturais presentes na ASAS, assim como no seu entorno.

A análise da paisagem para cadastro de ASAS, através do presente estudo forneceu informações importantes, descrevendo a estrutura espacial de forma mais detalhada do que a forma atual do cadastro (Apêndice A). As estratégias de soltura de animais silvestres dependem da seleção de uma área adequada que possa assegurar a sobrevivência das espécies (Rocha-Mendes et al. 2006), uma vez que elas podem ser afetadas quanto aos efeitos da fragmentação na paisagem, já que as manchas de habitat podem estar com o seu tamanho e quantidade reduzidos, ocorrendo mudanças severas no clima dos seus microhabitats, reduzindo a disponibilidade de recursos alimentares florestais, e com um grau de isolamento que impossibilite ou dificulte o deslocamento dos espécimes

entre as manchas, podendo aumentar a predação sobre elas (Swift & Hannon, 2010; Boscolo & Metzger, 2011).

Com base nos resultados, as métricas podem auxiliar na avaliação se a paisagem é adequada para determinada espécie, onde a métrica que calcula a porcentagem das classes na paisagem (PLAND) nos possibilita compreender se a quantidade de cobertura florestal na paisagem é suficiente para o estabelecimento da espécie avaliada, uma vez que a proporção de manchas de habitat na paisagem é considerada como um importante fator para a manutenção da biodiversidade (Boscolo & Metzger, 2009; Fahrig, 2013; Rattis, 2016). Além disso, através da interpretação das outras métricas, a configuração de forma fragmentada das manchas de habitat florestal, em tamanhos pequenos, e distantes em média a 65 metros possui grande importância, já que esses tamanhos possibilitam a manutenção de pequenas populações a longo prazo (Uezu et al. 2008; Barbosa et al. 2017; Fahrig, 2017).

A caracterização das escalas como uma paisagem heterogênea nos permite inferir que essa ASAS é indicada inicialmente para táxons especialistas em áreas abertas (Estavillo et al. 2013) e táxons generalistas quanto ao habitat (Pardini et al. 2010), visto que essa configuração pode beneficiar essas espécies uma vez que elas exploram bem as bordas das manchas florestais, assim como estão menos presentes no interior de florestas densas (Gimenes & Anjos, 2003; Pardini et al. 2009; Estavillo et al. 2013).

Para táxons especialistas em áreas abertas, a configuração da paisagem da ASAS Fazenda – API pode apresentar os requisitos básicos para estabelecimento dessas espécies, como área de forrageamento em pastagens por exemplo (Silva, 2009; Estavillo et al. 2013). Já os táxons generalistas quanto ao habitat, as manchas de habitat possuem uma distância média que as permite permear a matriz, através de trampolins ecológicos e com isso manter o fluxo gênico na

paisagem (Uezu et al. 2008; Boscolo & Metzger, 2011). Essas espécies respondem bem aos efeitos da fragmentação nas paisagens (Estavillo et al. 2013) sobrevivendo nos ambientes alterados, desde que haja o mínimo de requisitos ambientais adequados a sua biologia, como por exemplo a disponibilidade de alimento (Silva, 2009) e local de abrigo e fuga (Mota et al, 2012), os quais estão presentes nos arredores das florestas das paisagem heterogêneas (Andrén, 1994).

Porém, para táxons especialistas, a paisagem pode se apresentar de modo adversa, pois as manchas de habitat podem ser influenciadas pela sua alta fragmentação, através dos impactos negativos do efeito de borda (Périco et al. 2005; Galetti et al. 2010). Além disso, o percentual em torno de 16% de habitat florestal na paisagem da ASAS pode ser insuficiente para algumas dessas espécies, impedindo o estabelecimento delas, uma vez que estudos tem apontado para um limiar de fragmentação em torno de 30% de cobertura florestal na paisagem (Andrén, 1994; Pardini et al. 2010; Estavillo et al. 2013). Abaixo disso, a configuração da paisagem influenciará a manutenção das espécies, onde à medida que a proporção de manchas de habitat diminuem na paisagem, a área e os efeitos de isolamento começam a atuar sobre o tamanho populacional (Andrén, 1994; Metzger, 2010; Pardini et al. 2010), visto que as características dessas espécies podem estar condicionadas a baixas taxas de crescimento populacional (Miranda et al. 2014), pequena ou moderada capacidade de vagilidade e dispersão (Condez, 2008), grandes áreas de vida (Morato et al. 2013), assim como requisitos alimentares exclusivos (Uezu, 2006).

Devido à ausência de padrões gerais, a melhor forma de se avaliar os impactos da fragmentação sobre a biodiversidade é considerando o conhecimento ecológico das espécies estudadas (Swift & Hannon, 2010; Zimbres, 2010). Da mesma maneira a realização de estudos multi-escalares, resulta em

melhores previsões do que modelos de escala única, pois diferentes aspectos da estrutura da paisagem estão relacionados a diferentes processos ecológicos que influenciam as espécies, já que elas compreendem o ambiente sob a ótica de várias escalas (Boscolo & Metzger, 2009; McGarigal, 2016). Logo, a avaliação da relação paisagem/espécie pode auxiliar na definição de quais espécies, estariam aptas a serem soltas na área de soltura (Vasconcellos et al. 2011; Bass, 2016).

Como exemplos disso, espécies que são comuns no CETAS de Salvador/Bahia/Brasil, conforme Silva, (2015), teriam a seguinte avaliação quanto a indicação para a ASAS Fazenda - API:

- O baiano (*Sporophila nigricollis*, Vieillot, 1823) ocorre em quase todo o Brasil, habitando áreas semiabertas, com campos de cultura e capinzais altos e realizando migrações em busca de alimento (Sick, 1997; Silva, 2009). É considerada uma espécie especialista em área aberta (Sick, 1997), relacionando seus hábitos granívoros e campestres a ambientes alterados, pois é beneficiada por áreas com a presença de gramíneas forrageiras exóticas, as quais são comuns nas áreas de pastagens (Silva, 2009). De acordo com os resultados desse estudo, a paisagem inteira estaria apta a receber espécimes de *Sporophila nigricollis*, pois o ambiente apresentaria uma configuração estrutural favorável a sua manutenção, já que a espécie possui alta capacidade de dispersão na paisagem.
- O jabuti (*Chelonoidis carbonaria*, Spix, 1824) ocorre em quase todo o Brasil, possuindo hábito onívoro e sendo considerado generalista quanto ao ambiente, pois são bons exploradores de solo e da serapilheira, habitando preferencialmente campos abertos, mas ocorrendo também no interior de florestas (Vogt et al. 2015). Borini et al. (2014) pesquisaram sobre área de uso de espécimes que foram soltos e monitorados por radiotelemetria, onde encontraram a área de

vida de até 7,75 ha, o que corrobora o estudo de Jerolimski, (2005) que estabeleceu a área de vida da espécie entre 2,5 - 167,7 ha. Considerando o maior valor de área de vida para *Chelonoidis carbonaria*, sua área de vida ainda estaria na escala de 2 km, e conforme seu comportamento exploratório no ambiente, a soltura nessa área seria possível, já que a ASAS possui manchas de habitat que superam o necessário para a espécie (Quadro 3), e mesmo assim com distâncias que não impediriam a dispersão dos espécimes para outras manchas de habitat (Figura 5).

- A jaguatirica (*Leopardus pardalis*, Linnaeus, 1758) ocorre em quase todo o Brasil e possui alta plasticidade em sua área de vida, variando de 1,3 a 90,5 km<sup>2</sup>, habitando preferencialmente paisagens com maior quantidade de manchas florestais, podendo permear por ambientes antropizados, como áreas agrícolas e pastagens (Oliveira et al. 2013). A área de vida média é de 20 km<sup>2</sup>, sendo sua distribuição associada a presença de cobertura vegetal arbórea densa (Lopes & Mantovani, 2005), o que a caracteriza como uma especialista em relação ao habitat (Fornitano, 2015). Logo, as manchas de habitat tem grande importância para a manutenção das jaguatiricas, pois caso contrário, a espécie desaparece (Oliveira et al. 2013). Na escala da paisagem do presente estudo, a média da área de vida dessa espécie estaria dentro da escala de 2 km, onde a porcentagem de floresta é considerada pequena (15,79%), e a maior área de vida (90 km<sup>2</sup>) estaria dentro da escala de 6 km, onde a porcentagem de floresta é menor ainda (14,72%). Mesmo sendo a segunda classe dominante da paisagem em ambas as escalas, essa classe se apresenta fragmentada, porém conectada (Figura 5) e com a maior mancha de habitat ocupando somente 7,67% (15,16 ha) para a escala de 2 km e 1,48% para a de 6 km (24,65 ha) (Figura 4 e Quadro 4). Considerando essa estrutura da paisagem e as características

de *Leopardus pardalis*, a ASAS Fazenda Api, pode ser adequada a esse tipo de animal, pois a espécie pode ocupar e se dispersar pelas manchas florestais, interpretando-as como um único habitat pertencente a todo o seu território.

Outras informações são fundamentais para uma melhor seleção de ASAS, sendo que elas dependem de um estudo in loco. Porém, de posse dos dados da análise da paisagem, esses estudos podem ser realizados de forma mais direcionada (Vasconcellos et al. 2011). A importância de se escolher paisagens que garantam o mínimo de habitat adequado é que se for abaixo disso as espécies podem não se estabelecer na área, sendo que outros fatores são importantes para a decisão sobre a escolha da área de soltura adequada, pois além do padrão espacial que atua na relações de cada habitat das espécies, é necessário identificar o histórico de perturbação da área (Metzger, 2007), pois em paisagens fragmentadas, as espécies estão muito mais suscetíveis a caça/captura por infratores ambientais devido ao deslocamento pela matriz, e consequente maior exposição no ambiente (Chiarello, 1999; Thornton et al. 2011).

Estudos de área de vida, assim como os de limiares de biodiversidade são fundamentais para uma melhor avaliação dos táxons que podem ser indicados para as ASAS (Pardini et al. 2010; Thornton et al. 2011). Além disso, fatores como a liberação ecológica podem beneficiar outras espécies de modo a aumentar a sua população na região (Zimbres, 2010), evidenciando que é fundamental haver um controle das espécies a serem soltas na ASAS, respeitando a capacidade de suporte do ambiente, e selecionando as que foram extintas localmente para atuarem no controle populacional de outras espécies (Rocha-Mendes et al. 2006). Paralelamente é importante promover ações de restauração na estrutura das manchas de habitat na paisagem, para que no futuro possibilitem a soltura de outros táxons especialistas (Lopes e

Mantovani, 2005). Essas ações de restauração ambiental devem priorizar o aumento da proporção das manchas florestais na paisagem, seja conectando estruturalmente as manchas de habitat (Boscolo et al. 2016; Barbosa et al. 2017) ou aumentando a sua área e de preferência no formato circular (Vidolin et al. 2011), o que diminuiria mais ainda a distância entre as manchas, assim como os impactos negativos do efeito de borda (Galetti et al. 2010).

É relevante observar a extensão das escalas na paisagem, onde para este estudo adotamos o limite de 20 km respeitando o ecótono próximo a essa escala, em vista da área de ocorrência das espécies no Bioma da Mata Atlântica (Marini & Marinho filho 2006). Quanto as métricas, existem outras que fornecem informações como por exemplo o índice de forma das manchas florestais, de borda, de área núcleo, de contraste, de contágio, e de diversidade, os quais compõem o mosaico de paisagem (Metzger, 2004; Périgo et al. 2005; Vidolin et al. 2011). Contudo, o presente estudo selecionou as métricas de modo avaliar a ASAS – Fazenda API de forma objetiva, visando servir de base para adequações futuras da metodologia de cadastro das ASAS, onde propomos no Apêndice B, o novo modelo de cadastro de ASAS do IBAMA.

## **5. CONCLUSÃO**

A análise da estrutura da paisagem da ASAS Fazenda API e em diferentes escalas pode direcionar as avaliações de soltura para diferentes espécies, pois a interpretação biológica dos resultados computacionais permite inferir se ela possui requisitos mínimos a sobrevivência das espécies.

Além disso, esse estudo demonstra que é importante avaliar a área no contexto da paisagem, uma vez que os organismos enxergam o ambiente em várias escalas (McGarigal, 2016), visto que a ASAS é apenas um ponto de

segurança e apoio para o retorno dos animais ao ambiente, porém ela não impede a dispersão para fora da sua circunscrição territorial, sendo por isso importante conhecer os aspectos estruturais da paisagem vizinha a ASAS (IBAMA, 2012).

É fundamental conhecer a biologia das espécies de modo que as informações possam ajudar no combate aos ilícitos ambientais contra elas (Schunck et al. 2011), assim como prover melhores resultados nas ações de soltura (Cheyne, 2006; Cavalcanti, 2011). Outro fator que influencia o sucesso das solturas é a realização de ações educativas nas ASAS, para que a comunidade possa se tornar parceira das atividades desenvolvidas nesses trabalhos (IBAMA, 2012) e é, claro, um planejamento e execução de atividades fiscalizatórias nas comunidades e cidades vizinhas a área de soltura (Cavalcanti, 2011).

Esperamos que este trabalho sirva de base para a reformulação da metodologia para o cadastramento de ASAS, onde através de informações robustas produzidas pela análise da paisagem, melhores resultados podem ser alcançados através das solturas de animais silvestres, promovendo assim a refaunação em vários ambientes degradados (Cheyne, 2006) e conseqüentemente a restauração das manchas de habitat as quais são primordiais para os serviços ecossistêmicos (Rigueira et al. 2013).

## **6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- Alves, R. R. N., Lima, J. R. F., & Araujo, H. F. P. (2012). The live bird trade in Brazil and its conservation implications: an overview. *Bird Conservation International*, 23(1), 53-65.
- Andrén, H. (1994). Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 355-366.

- Avelar, E. R.; Silva, R.; Baptista, Lopes A. M. (2015). Ameaças à Sobrevivência de Animais Silvestres no estado de Goiás. *UNICIÊNCIAS*, v. 19, n. 2.
- Barbosa, K. V. C, Knogge, C., Develey, P. F., Jenkins, C. N., & Uezu, A. (2017). Use of small Atlantic Forest fragments by birds in Southeast Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15(1), 42-46.
- Bass, N. S. (2016). Proposta de protocolo de avaliação de áreas para soltura de passeriformes silvestres. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto De Biociências, Departamento De Ecologia. Porto Alegre.
- Borini, J. F., Petrucci, B. B., Krohling, W., Rossi Júnior, J. L., Santos, M. R. D., & Ferreira Júnior, P. D. (2014). Site fidelity and movement of *Chelonoidis carbonaria* (Spix, 1824)(Testudinidae) in cocoa plantations in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 74(3), S135-S141.
- Boscolo, D., & Metzger, J. P. (2009). Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales?. *Landscape Ecology*, 24(7), 907-918.
- Boscolo, D., & Paul Metzger, J. (2011). Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. *Ecography*, 34(6), 1018-1029.
- Boscolo, D., Ferreira, P. A., & Lopes, L. E. (2016). Da Matriz a Matiz-Em busca de uma abordagem funcional para a ecologia de paisagens. *Filos e História da Biol*, 11, 157-187.
- Cavalcanti, T. A. (2011). Reintrodução de aves oriundas do comércio ilegal no Brasil: estudo de caso com *Sporophila albogularis*, *Sporophila nigricollis* e *Sicalis flaveola* em uma área de caatinga. 84 f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa.
- Cheyne, S. M. (2006). Wildlife reintroduction: considerations of habitat quality at the release site. *BMC ecology*, 6(1), 5.
- Chiarello, A. G. (1999). Effects of fragmentation of the Atlantic

forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation*, 89(1), 71-82.

Condez, T.H. (2008). Efeitos da fragmentação da floresta na diversidade e abundancia de anfíbios anuros e lagartos de serapilheira em uma paisagem do Planalto Atlântico de São Paulo. 190 f. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia) - Instituto Butantan, São Paulo.

Destro, G.F.G. et al. (2012). Efforts to Combat Wild Animals Trafficking in Brazil. In: LAMEED, G. A. (Ed.) In: Biodiversity enrichment in a diverse world.

Efe, M. A., C. Martins-Ferreira, F. Olmos, L. V. Mohr, & L. F. Silveira. (2006). Diretrizes da Sociedade Brasileira de Ornitologia para a destinação de aves silvestres provenientes do tráfico e cativeiro. *Revista Brasileira de Ornitologia* 14: 67-72.

Estavillo, C., Pardini, R., & da Rocha, P. L. B. (2013). Forest loss and the biodiversity threshold: an evaluation considering species habitat requirements and the use of matrix habitats. *PloS one*, 8(12), e82369.

Fahrig, L. (2013). Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*, 40, 1649–1663.

Fahrig, L. (2017). Ecological responses to habitat fragmentation per se. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48(1).

Fernandes-Ferreira, H., Mendonça, S. V., Albano, C., Ferreira, F. S., & Alves, R. R. N. (2012). Hunting, use and conservation of birds in Northeast Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 21(1), 221-244.

Fornitano, L. (2015). Taxa de ocupação da jaguatirica (*Leopardus pardalis*) e segregação espacial e temporal de felídeos na região norte e nordeste do Estado de São Paulo.

Galetti, M., Pardini, R., Duarte, J. M. B., Silva, V. M. F. D.,

- Rossi, A., & Peres, C. A. (2010). Forest legislative changes and their impacts on mammal ecology and diversity in Brazil. *Biota Neotropica*, 10(4), 47-52.
- Galetti, M., & Dirzo, R. (2013). Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. *Biological Conservation*, 163, 1-6.
- Gimenes, M. R., & dos Anjos, L. (2003). Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves-DOI: 10.4025/actascibiolsci. v25i2. 2030. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 25(2), 391-402.
- IBAMA, (2012). Relatório de Atividades dos Centros de Triagem e Áreas de Soltura e Monitoramento de Animais Silvestres. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – São Paulo.
- IBAMA, (2014). Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Instrução Normativa No23, de 31 de dezembro de 2014. DOU, Brasília, DF, Seção I. doi:10.1007/s13398-014-0173-7.2.
- Jerozolimski, A., 2005. Ecologia de populações silvestres dos jabutis *Geochelone denticulata* e *G. carbonaria* (Cryptodira: Testudinidae) no território da aldeia A'Ukre, TI Kayapó, sul do Pará. São Paulo: Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. 242 p. PhD Thesis in Ecology.
- Kurland, J., Pires, S. F., McFann, S. C., & Moreto, W. D. (2017). Wildlife crime: a conceptual integration, literature review, and methodological critique. *Crime Science*, 6(1), 4.
- Lopes, A. L. D. B. & Mantovani, J. E. (2005) Determinação da área de vida e do uso de habitats pela jaguatirica (*Felis pardalis*) na região nordeste do estado de São Paulo. Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, v. XII, p. 3129-3135. ISSN 8517000188.
- McGarigal, K., SA Cushman, and Ene. 2012. FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Computer software program produced by

the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>

- McGarigal, K., Wan, H. Y., Zeller, K. A., Timm, B. C., & Cushman, S. A. (2016). Multi-scale habitat selection modeling: a review and outlook. *Landscape ecology*, 31(6), 1161-1175.
- Magroski, L. M., Pessoa, A. N., Lucena, W. G., Loures-Ribeiro, A., & Araújo, C. B. (2017). Where to release birds seized from illegal traffic? The value of vocal analyses and ecological niche modeling. *Perspectives in Ecology and Conservation*.
- MapBiomas, 2017. Relatório final da coleção 2 do Bioma Mata Atlântica. Disponível em: <http://mapbiomas.org>
- Marini, M. A. & Marinho Filho, J. S. (2006). Translocação de Aves e Mamíferos: Teoria e Prática no Brasil. In: Rocha, C. F. D. et al. *Biologia da Conservação: Essências*. São Carlos: Ed. Rima.
- Metzger, J.P. (2004). Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. Pp. 423-453. In: L. Cullen Jr., R. Rudran & C. Valladares-Padua, (eds.), *Métodos de estudos em biologia da conservação & manejo da vida silvestre*. Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Metzger, J. P., Fonseca, M. A., Filho, F. J. B. D. O., & Martensen, A. C. (2007). O uso de modelos em ecologia de paisagens. *Megadiversidade*, 64.
- Metzger, J.P. (2010). O Código Florestal tem base científica? *Nat. & Conserv.* 8:1-5.
- Miranda, F. R., Chiarello, A. G., Röhe, F., Braga, F. G., Mourão, G. M., & Miranda, G. H. B. (2014). Avaliação do risco de extinção de *Myrmecophaga tridactyla*, (Linnaeus, 1758) no Brasil. *Avaliação do Risco de Extinção dos Xenartros Brasileiros*.

- Morato, R. G., de Mello Beisiegel, B., Ramalho, E. E., de Campos, C. B., & Boulhosa, R. L. P. (2013). Avaliação do risco de extinção da onça-pintada *Panthera onca* (Linnaeus, 1758) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, (1), 122-132.
- Mota, J. V. L., Carvalho, A. A. F., & Tinoco, M. S. (2012). Composição da avifauna e sua relação com áreas manejadas na restinga da Reserva Imbassaí, Litoral Norte da Bahia, Brasil. *Ornithologia*, 5(1), 6-18.
- Novaes, R. L. M., & de Souza, R. F. (2013). Legalizing environmental exploitation in Brazil: the retreat of public policies for biodiversity protection. *Tropical Conservation Science*, 6(4), 477-483.
- Nunes, O. C., Oliveira, E. D., Laborda, S. S., Hohlenwerger, J. C., Neto, M. M., & Franke, C. R. (2010). Isolamento e identificação de cepas de *Salmonella spp* de jabutis-piranga oriundos do tráfico de animais silvestres. *Ciência Animal Brasileira*, 11(1), 168-173.
- Oliveira, T. G., Almeida, L. B., & Campos, C. B. (2013). Avaliação do risco de extinção da jaguatirica *Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, (1), 66-75.
- Pagano, I. S. A., de Sousa, A. E. B. A., Wagner, P. G. C., Ramos, R. T. C., (2009). Aves depositadas no Centro de Triagem de Animais Silvestres do IBAMA na Paraíba: uma amostra do tráfico de aves silvestres no Estado. *Ornithologia* 3,132–144.
- Pardini, R., Faria, D., Accacio, G. M., Laps, R. R., Mariano-Neto, E., Paciencia, M. L., ... & Baumgarten, J. (2009). The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biological Conservation*, 142(6), 1178-1190.
- Pardini, R., de Arruda Bueno, A., Gardner, T. A., Prado, P. I.,

- & Metzger, J. P. (2010). Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PloS one*, 5(10), e13666.
- Pereira, G. A., & Brito, M. T. (2005). Diversidade de aves silvestres brasileiras comercializadas nas feiras livres da Região Metropolitana do Recife, Pernambuco. *Atualidades ornitológicas*, 126, 14.
- Périco, E., Cemin, G., Lima, D., Rempel, C. (2005). "Efeitos da fragmentação de habitats sobre comunidades animais: utilização de sistemas de informação geográfica e de métricas de paisagem para seleção de áreas adequadas a testes". In: *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Goiânia, Brasil, INPE.
- QGISBRASIL (2016). Comunidade QGISBrasil. Disponível em: <http://qgisbrasil.org/>. Acesso em: 14 julho de 2017.
- Rattis, L. (2016). On the habitat and landscapes= the effect of scale and data on species response. (Tese de doutorado). Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas. Campinas SP.
- Regueira, R. F. S., & Bernard, E. (2012). Wildlife sinks: Quantifying the impact of illegal bird trade in street markets in Brazil. *Biological Conservation*, 149(1), 16-22.
- RENTAS. (2016) (Rede Nacional de Combate ao Tráfico de Animais Silvestres). Relatório Nacional sobre o Tráfico de Fauna Silvestre. Brasília, DF.
- Rigueira, D. M. G., Coutinho, S. L., Pinto-Leite, C. M., Sarno, V. L. C., Estavillo, C., Campos, S., & Chastinet, A. (2013). Perda de habitat, leis ambientais e conhecimento científico: proposta de critérios para a avaliação dos pedidos de supressão de vegetação. *Revista CAITITU- aproximando pesquisa ecológica e aplicação*, 1(1), 21-42.
- Rocha-Mendes, F.; Napoli, R.P.; Mikich, S.B. Manejo, reabilitação e soltura de mamíferos selvagens. *Arq. Ciênc. Vet. Zool. Unipar*, Umuarama, v. 9, n. 2, p.105-109, 2006.

- Seddon, P. J., Griffiths, C. J., Soorae, P. S., & Armstrong, D. P. (2014). Reversing defaunation: restoring species in a changing world. *Science*, 345(6195), 406-412.
- Schunck, F., Somenzari, M., Lugarini, C., & Soares, E. S. (2011). Plano de ação nacional para a conservação dos papagaios da Mata Atlântica. ICMBio/MMA Série Especial (20).
- Sick, H. 1997. Ornitologia brasileira. Nova Fronteira. Rio de Janeiro.
- Silva, D. B. L. (2009). Caracterização de nicho de *Sporophila spp.* (aves: Emberizidae) e sua relação com a estrutura de microhabitat em áreas de vereda de Uberlândia, MG. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais. Uberlândia-MG.
- Silva, E. M. & Bernard, E. (2015). Inefficiency in the fight against wildlife crime in Brazil. *Fauna & Flora International, Oryx*, p. 1-6, jan.
- Silva, N. S. (2015). Espécimes recebidos no Centro De Triagem de Animais Silvestres de Salvador/BA durante os anos de 2012 a 2014. Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Escola de Medicina Veterinária e Zootecnia, Universidade Federal da Bahia, Salvador, Bahia.
- Souto, W. M. S., Torres, M. A. R., Sousa, B. F. C. F., Lima, K. G. G. C., Vieira, L. T. S., Pereira, G. A., ... & Pralon, B. G. N. (2017). Singing for Cages: The Use and Trade of Passeriformes as Wild Pets in an Economic Center of the Amazon—NE Brazil Route. *Tropical Conservation Science*, 10, 1940082917689898.
- Swift, T. L., & Hannon, S. J. (2010). Critical thresholds associated with habitat loss: a review of the concepts, evidence, and applications. *Biological reviews*, 85(1), 35-53.
- Thornton, D. H., Branch, L. C. & Sunkist, M. E. (2011). The

relative influence of habitat loss and fragmentation: do tropical mammals meet the temperate paradigm? *Ecological Applications*. 21:2324–2333.

- Uezu, A. (2006). Composição e estrutura da comunidade de aves na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. 202 p.
- Uezu, A., Beyer, D. D., & Metzger, J. P. (2008). Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? *Biodiversity and Conservation*, 17(8), 1907-1922.
- Vasconcellos, M. K., de Almeida Magalhães, A. F., Garcia, R. J. F., Suenaga, K., & Bitencourt, M. D. (2011). Identificação da qualidade ambiental de habitats de mamíferos de grande e médio porte-mapa de oportunidades/caracterização ambiental. INPE. Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Curitiba, PR, Brasil.
- Vidolin, G. P., Biondi, D., & Wandembruck, A. (2011). Análise da estrutura da paisagem de um remanescente de floresta com Araucária, Paraná, Brasil. *Revista Árvore*, 35(3).
- Vilela, D.A.R. (2012) Diagnóstico de situação dos animais silvestres recebidos nos CETAS brasileiros e *Chlamydophila psittaci* em papagaios (*Amazona aestiva*) no CETAS de Belo Horizonte, MG. Tese (Doutorado). Escola de Veterinária, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- Vilela, D. A. D. R., Barreto, C., & Oliveira, D. M. P. D. (2016). Principais ameaças e medidas de salvaguarda aos animais silvestres. *MPMG Jurídico: Revista do Ministério Público do estado de Minas Gerais*.
- Vogt, R. C., C. K. Fagundes, Y. S. L. Bataus, R. A. M. Balestra, F. R. W. Batista, V. M. Uhlig, A. L. Silveira, A. Bager, A. M. Batistella, F. L. Souza, G. M., Drummond, I. J. Reis, R. Bernhard, S. H. S. T. Mendonça and V. L. F. Luz, 2015:

Avaliação do risco de extinção de *Chelonoidis carbonaria* (Spix, 1824) no Brasil. Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira. ICMBIO, Brasília.

Zimbres, B.Q.C. 2010. Efeito da fragmentação sobre a comunidade de tatus e tamanduás (Mammalia: Xenarthra) no Cerrado brasileiro: uma abordagem da ecologia de paisagens. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de Brasília, Brasília.

Apêndice A - Composição do cadastro atual de ASAS do IBAMA.

<b>Área de Soltura de Animais Silvestres - ASAS</b>	
Processo	Número do processo de cadastro da área de soltura no Ibama.
Nome	Nome da propriedade cadastrada como área de soltura.
Endereço	Endereço completo da propriedade cadastrada.
UF	Unidade da federação da propriedade cadastrada (caso esteja localizada em mais de uma UF, informar a que abriga a maior parte da área de soltura).
Município	Município da propriedade cadastrada (caso esteja localizada em mais de um município, informar o que abriga a maior parte da área).
Proprietário	Nome completo do proprietário.
CPF	Cadastro de Pessoa Física do proprietário.
Telefone	Telefone do proprietário incluindo a Discagem Direta a Distância, no formato: (DDD) 0000-0000.
E-mail	Correio eletrônico do proprietário.
Total da área	Tamanho da propriedade em hectare.
Área da arl e app	Tamanho das áreas de reserva legal e de proteção permanente da propriedade em hectare (arl_app = Reserva legal + APP).
Bioma	Bioma onde se localiza a propriedade conforme classificação do IBGE.
Fitofisionomia	Caracterização fitofisionômica da vegetação onde se localiza a propriedade conforme classificação do IBGE (caso esteja localizada em mais de uma fitofisionomia, informar todas).
Conservação	Área de vegetação nativa em bom estado de conservação. Informar: 1 (presença de vegetação nativa em bom estado de conservação) ou 0 (ausência de vegetação nativa em bom estado de conservação).
Conectividade	Conectividade da propriedade com corredores de vegetação nativa. Informar: 1 (presença de conectividade) ou 0 (ausência de conectividade).
UC	Presença de UC federal, estadual ou municipal a menos de 10 km da propriedade. Informar: 1 (presença de UC nas proximidades) ou 0 (ausência de UC nas proximidades).
Água	Corpos d'água dentro da propriedade. Informar: 1 (presença de corpos d'água) ou 0 (ausência de corpos d'água).
Atividade	Principal atividade econômica da propriedade (por exemplo, agricultura, pecuária, pesca, extrativismo, criação de animais, silvicultura, extração de minérios, turismo, conservação).
Documentos	Documento de comprovação de propriedade ou posse no processo de cadastro da propriedade. Informar: 1 (presença do documento) ou 0 (ausência do documento).
Mapa	Mapa ou croqui de acesso no processo de cadastro da propriedade. Informar: 1 (presença de mapa ou croqui) ou 0 (ausência de mapa e croqui).
Carta de intenção	Carta de intenção e compromisso no processo de cadastro da propriedade. Informar 1 (presença de carta) ou 0 (ausência de carta).
Termo reabilitador	Termo de compromisso de reabilitador no processo de cadastro da propriedade. Informar 1 (presença do termo de compromisso) ou 0 (ausência do termo de compromisso).
Viveiros	Número de viveiros de ambientação pré-soltura na propriedade.
Distância	Distância do CETAS do IBAMA mais próximo para a propriedade em quilômetros.
Tempo	Tempo de viagem de carro do CETAS do IBAMA mais próximo para a propriedade em horas no formato HH:MM.
Data da vistoria	Data da vistoria para efetivar o cadastro no formato AAAA-MM-DD.
Táxons	Nome científico ou comum das espécies ou táxons passíveis de serem soltos nessa área.

Apêndice B - Nova proposta para o cadastro de ASAS do IBAMA.

<b>Cadastro de Área de Soltura de Animais Silvestres (ASAS)</b>	
<b>ETAPA 1 - DADOS BÁSICOS DA PROPRIEDADE</b>	<p>Número do processo de cadastro da área de soltura no IBAMA.</p> <p>Nome da propriedade cadastrada como área de soltura.</p> <p>Endereço completo da propriedade cadastrada.</p> <p>Unidade da federação da propriedade cadastrada (caso esteja localizada em mais de uma UF, informar a que abriga a maior parte da área de soltura).</p> <p>Município da propriedade cadastrada (caso esteja localizada em mais de um município, informar o que abriga a maior parte da área).</p> <p>Nome completo e número do Cadastro de Pessoa Física do proprietário.</p> <p>Contato do proprietário (e-mail / telefone).</p> <p>Bioma e fitofisionomia onde se localiza a propriedade conforme classificação do IBGE.</p> <p>Presença de UC federal, estadual ou municipal a menos de 10 km da propriedade.</p> <p>Tamanho da área da propriedade.</p> <p>Tamanho das áreas de reserva legal e de proteção permanente da propriedade em hectare (<math>arl\_app = \text{Reserva legal} + \text{APP}</math>).</p> <p>Principal atividade econômica da propriedade.</p> <p>Documento de comprovação de propriedade ou posse no processo de cadastro da propriedade.</p> <p>Mapa ou croqui de acesso no processo de cadastro da propriedade.</p> <p>Carta de intenção e compromisso no processo de cadastro da propriedade.</p> <p>Termo de compromisso de reabilitador no processo de cadastro da propriedade.</p> <p>Número de viveiros de ambientação pré-soltura na propriedade.</p> <p>Distância (km) e tempo (HH:MM) de viagem de carro do CETAS do IBAMA mais próximo para a propriedade.</p> <p>Avaliação da área de vegetação nativa em bom estado de conservação.</p>
<b>ETAPA 2 - ANÁLISE ESPACIAL DA PAISAGEM</b>	<p>Definição das escalas de acordo com o limite do bioma e da área de vida das espécies do CETAS regional.</p> <p>Tamanho e percentual do uso e ocupação do solo nas escalas selecionadas (classes vegetacionais, corpos d'água, áreas urbanas, e áreas agrícolas).</p> <p>Número de manchas de habitat florestal nas escalas selecionadas.</p> <p>Representatividade da maior mancha de habitat florestal em cada escala.</p> <p>Distância média entre as manchas de habitat nas escalas da paisagem (conectividade estrutural).</p>
<b>ETAPA 3 - INDICAÇÃO DAS ESPÉCIES</b>	<p>Análise dos dados básicos da propriedade (Visita técnica), e interpretação dos resultados da análise da paisagem quanto as características biológicas das espécies: tipo de habitat; tamanho da área de vida, capacidade de vagilidade e dispersão (conectividade funcional), disponibilidade de recursos alimentares, e histórico de pressão de caça/captura.</p>

## Condições para submissão (Revista Ambiente e Sociedade)

1. O **manuscrito** deve ser estruturado da seguinte forma: Título, Resumos, Palavras-chave, *Abstract*, *Key-words*, introdução, desenvolvimento do texto, referências. Notas de rodapé e/ou de fim de página são opcionais.
2. Para a avaliação, o texto pode ser redigido nos idiomas: **português, espanhol ou inglês**.
3. O documento deve ser submetido em formato **doc. ou docx**. Fonte **Arial 12** e **espaçamento 1,5** (um e meio) entre linhas. Todas as folhas do manuscrito devem trazer o seu **número sequencial de página**.
4. O texto deverá apresentar **resumo, abstract, resumen e referências**. O arquivo todo do manuscrito deverá ter o **mínimo de 35.000 e máximo de 50.000 caracteres**, considerados os espaços. **Título do artigo** deve ter, no máximo, 15 palavras. O **Resumo, abstract e resumen**, devem conter cada, de 100 a 150 palavras. Não deve ser redigido em primeira pessoa e deve incluir tema geral, problema de pesquisa, objetivos, métodos e principais conclusões.
5. As **Palavras-chave, keyword e palabra clave** devem ser no mínimo 3 e no máximo 5, nas três línguas.
6. **Agradecimentos** (opcionais) devem ser citados em nota de rodapé junto ao título. Eles não podem conter referências, diretas ou indiretas, à autoria.
7. **Elementos gráficos (Tabelas, quadros, gráficos, figuras, fotos, desenhos e mapas)**. São permitidos apenas o total de cinco elementos ao todo, numerados em algarismos arábicos na sequência em que aparecerem no texto. Observar as normas da ABNT para referências e inserção de legendas e fontes em cada elemento. Devem estar em formato original que permita edição, no corpo do texto. **Imagens** coloridas e em preto e branco, digitalizadas eletronicamente em .jpg com resolução a partir de 300 dpi, apresentadas em dimensões que permitam a sua ampliação ou redução mantendo a legibilidade.
8. As **citações no corpo do texto e as referências** deverão obedecer as normas da ABNT para autores nacionais e Vancouver para autores estrangeiros. Consulte um guia rápido, caso tenha dúvidas no link: [http://www.bvs-sp.fsp.usp.br:8080/html/pt/paginas/guia/i\\_cap\\_08.htm](http://www.bvs-sp.fsp.usp.br:8080/html/pt/paginas/guia/i_cap_08.htm)
9. **Avaliação cega**: Ao submeter o artigo pelo sistema eletrônico, o autor deve suprimir todas as identificações de autoria (diretas e indiretas) do texto que seguirá para as avaliações cegas de avaliadores externos. As informações autorais ficarão registradas no sistema. Ao salvar o documento, retire o nome do proprietário do Word, de modo que não conste a identificação do autor.