

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

**Abordagens metodológicas para
avaliar risco de extinção de espécies de
Brachyteles (Primates: Atelidae)**

Arthur Machado Gonçalves

Vitória, ES
Abril, 2015

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

**Abordagens metodológicas para
avaliar risco de extinção de espécies de
Brachyteles (Primates: Atelidae)**

Arthur Machado Gonçalves

Orientador: Sérgio Lucena Mendes

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biologia Animal) da Universidade Federal do Espírito Santo como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Biologia Animal.

**Vitória, ES
Abril, 2015**

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)
(Biblioteca Central da Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

G635a Gonçalves, Arthur Machado, 1989-
Abordagens metodológicas para avaliar risco de extinção de espécies de *Brachyteles* (Primates: Atelidae) / Arthur Machado Gonçalves. – 2015.
44 f. : il.

Orientador: Sérgio Lucena Mendes.
Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) – Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Humanas e Naturais.

1. Zoogeografia. 2. Sistemas de informação geográfica. 3. Florestas tropicais. 4. Biologia de conservação. 5. Primata. 6. Extinção (Biologia). I. Mendes, Sérgio Lucena, 1960-. II. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro de Ciências Humanas e Naturais. III. Título.

CDU: 57

Agradecimentos

Agradeço ao meu orientador Prof. Sérgio Lucena Mendes. O que me ensinou nesses cinco anos e meio de laboratório foi importante para que conseguisse chegar até o fim desta dissertação. Obrigado pelas reuniões, conversas, conselhos, broncas, pela paciência e por compartilhar seu tempo e conhecimento comigo.

Agradeço aos colegas do Laboratório de Biologia da Conservação de Vertebrados que foram meus contemporâneos desde setembro de 2009, mesmo aos que já saíram. Aprendi muito (principalmente com Bertha Nicolaevsky, Luana Centoducatte e Dani Moreira), me diverti muito, fiz amigos e viajei para campos, eventos, aulas e lazer com vocês.

Agradeço aos professores do Programa de Biologia Animal da UFES. Contribuíram muito para meu crescimento acadêmico e pessoal. Obrigado pelas disciplinas e pelas palavras de incentivo.

Agradeço aos meus colegas do curso de Ciências Biológicas. Agradeço aos meus colegas de turma do mestrado e colegas do PPGBAN. Entre eles, agradeço especialmente a meus amigos Jardel Seibert e Andre(zão) Lanna, com quem trabalhei mais de perto. Ensinarão-me muito e permitiram que eu contribuísse com seus trabalhos. Agradeço a Joana Zorzal (Jhow) pela amizade, por “aguentar” nós três no laboratório com muita paciência e por todas as contribuições ao meu trabalho.

Agradeço à minha família que se orgulha do fato de eu ser biólogo, principalmente ao meu pai (Bento), Mãe (Luzia) e irmão (Natan). Todo o apoio de vocês é muito importante para mim em todas as áreas da vida.

Agradeço a todos os meus amigos, principalmente aos da Terceira Igreja Batista em Jacaraípe e do grupo “Proibidão”. Todo o apoio de vocês foi importante. Agradeço à Mel (Melissa Pereira), pelo apoio, incentivo e por sempre ouvir com atenção (e ainda achar legal!) quando eu falava de biologia.

Agradeço à CAPES pela bolsa de mestrado.

Sumário

1. Introdução	10
2. Métodos	14
2.1 Bancos de dados.....	14
2.2 Parâmetros da UICN.....	14
2.2.1 Estimativas de Extensão de Ocorrência.....	16
2.2.2 Estimativas de Área de Ocupação.....	17
2.2.3 Estimativas de Subpopulações.....	18
2.2.4 Análises com a ferramenta GeoCAT.....	18
2.3 Processamentos dos dados e análises espaciais.....	19
3. Resultados	20
3.1 Bancos de dados e Mínimo Polígono Convexo.....	20
3.2 Parâmetros da UICN.....	21
3.2.3 Análises com a ferramenta GeoCAT.....	21
3.2.2 Estimativas de e Subpopulações.....	26
3.2.1 Estimativas de Extensão de Ocorrência - α -hull e Subpopulações.....	30
4. Discussão	32
5. Conclusões	38
6. Referências Bibliográficas	39

Lista de Tabelas

Tabela 1. Categorização segundo o critério B.....	17
Tabela 2. Valores das áreas de Extensão de Ocorrência de <i>B. hypoxanthus</i> e <i>B. arachnoides</i> , as categorias da Lista vermelha correspondentes e a contagem de Subpopulações, resultantes da metodologia de MPC (Mínimo Polígono Convexo) e α -hull.....	22
Tabela 3. Valores das áreas de AOO de <i>B. hypoxanthus</i> e <i>B. arachnoides</i> , as categorias da Lista vermelha correspondentes e a contagem de Subpopulações, resultantes da metodologia de adjacência de <i>grids</i>	27
Tabela 4. Valores das áreas de AOO de <i>B. hypoxanthus</i> e <i>B. arachnoides</i> , as categorias da Lista vermelha correspondentes e a contagem de Subpopulações, resultantes da metodologia de <i>buffer</i> circular.....	29
Tabela 5. Valores das áreas de EOO e dos diferentes tamanhos de células para AOO de <i>B. hypoxanthus</i> e das categorias da lista vermelha para os resultados de cada parâmetro, segundo a ferramenta GeoCAT.....	31
Tabela 6. Valores das áreas de EOO e dos diferentes tamanhos de células para AOO de <i>B. arachnoides</i> e das categorias da lista vermelha para os resultados de cada parâmetro, segundo a ferramenta GeoCAT.....	31
Tabela 7. Contagem de Subpopulações segundo os <i>grids</i> gerados na ferramenta GeoCAT.....	31

Lista de Figuras

Figura 1. Categorias da UICN, com destaque para as categorias sob Criticamente em perigo, Em perigo e Vulnerável.....	15
Figura 2. Abordagens utilizadas para os cálculos dos parâmetros Área de Ocupação e Subpopulações.....	19
Figura 3. Localidades de ocorrência, distribuição proposta pela UICN e Mínimo Polígono Convexo, para <i>B. hypoxanthus</i>	20
Figura 4. Localidades de ocorrência, distribuição proposta pela UICN e Mínimo Polígono Convexo, para <i>B. arachnoides</i>	21
Figura 5. Polígonos gerados através do método de α -hull para estimativa de EOO e Subpopulações de <i>B. hypoxanthus</i> , usando $\alpha = 1$	22
Figura 6. Polígonos gerados através do método de α -hull para estimativa de EOO e Subpopulações de <i>B. hypoxanthus</i> , usando $\alpha=2$ (a) ou 3 e para estimativa de EOO usando $\alpha=4$ (b).....	23
Figura 7. Polígonos gerados através do método de α -hull para estimativa de EOO de <i>B. hypoxanthus</i> , usando $\alpha=5$ (a) e $\alpha=6$ (b).....	24
Figura 8. Polígonos gerados através do método de α -hull para estimativa de EOO e Subpopulações de <i>B. arachnoides</i> , usando $\alpha=1$ (a) e $\alpha=2$ (b).....	25
Figura 9. Polígono gerado através do método de α -hull para estimativa de EOO e Subpopulações de <i>B. arachnoides</i> , usando $\alpha=3$	26
Figura 10. Estimativas de AOO em diferentes escalas utilizando o método de <i>grids</i> para <i>B. hypoxanthus</i>	27
Figura 11. Estimativas de AOO em diferentes escalas utilizando o método de <i>grids</i> para <i>B. arachnoides</i>	28
Figura 12. Estimativas de AOO em diferentes escalas utilizando o método de <i>buffer</i> circular para <i>B. hypoxanthus</i>	29
Figura 13. Estimativas de AOO em diferentes escalas utilizando o método de <i>buffer</i> circular para <i>B. arachnoides</i> (b).....	30

Lista de siglas

AOO Área de Ocupação

EOO Extensão de Ocorrência

GeoCAT Geospatial Conservation Assessment Tool (Ferramenta geoespacial de análises de conservação)

IBGE Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

UICN União Internacional para Conservação da Natureza

INPE Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

MPC Mínimo Polígono Convexo

PARNA Parque Nacional

SIG Sistema de Informação Geográfica

Resumo

A distribuição geográfica de um táxon é limitada por aspectos ecológicos e históricos. Muitas atividades humanas têm causado modificações na cobertura vegetal, o que leva à fragmentação e perda do habitat. Isso tem levado à extinção local de populações de várias espécies, alterando sua distribuição geográfica. Entre elas estão as duas espécies do gênero *Brachyteles* (os muriquis), que são primatas endêmicos de um dos biomas mais afetados por esses processos, a Mata Atlântica. A União Internacional para a Conservação da Natureza (UICN) é uma organização que busca conservar a biodiversidade. Entre outros critérios, utiliza o conhecimento sobre as distribuições geográficas restritas das espécies para classificá-las em categorias de ameaça de extinção, nas chamadas listas vermelhas. Para isso, utiliza parâmetros espaciais, cujos resultados indicam o risco de extinção de determinado táxon em relação à sua distribuição geográfica. Muitas vezes os cálculos desses parâmetros são realizados de maneira subjetiva, de maneira que é importante a busca de métodos que tornem as classificações mais objetivas, precisas e replicáveis. Nesse contexto, o presente trabalho testou diferentes métodos de cálculos de três parâmetros relacionados à distribuição geográfica de *B. hypoxanthus* e *B. arachnoides*. Tratam-se de espécies ameaçadas de extinção, com localidades de ocorrência bem conhecidas, que foram profundamente afetadas pela degradação da Mata Atlântica. Assim, podem ser consideradas bons modelos para essas análises. Foi construído um banco de dados de localidades de ocorrência atuais das duas espécies. Por meio de abordagens de Sistemas de Informação Geográfica (SIG), foram estimadas a Extensão de Ocorrência (EOO) através de Mínimo Polígono Convexo e α -hull e Área de Ocupação (AOO) e Subpopulações por meio de métodos de *grids*, *buffers* circulares e α -hull, em diferentes escalas espaciais. Os resultados dos cálculos desses parâmetros foram comparados para identificar as abordagens e escalas mais adequadas para a avaliação de risco de extinção. Esses resultados indicam que as listas de localidades e os mapas de distribuição disponibilizados pela UICN precisam ser atualizados. Além disso, sugerem que α -hull é uma abordagem vantajosa para EOO e o método de *buffers* é mais adequado para os parâmetros de AOO e Subpopulações, quando utiliza escalas espaciais menores. Também foi utilizada a ferramenta GeoCAT, para as duas espécies. Essa ferramenta, por realizar análises de EOO e AOO instantâneas e por seus resultados serem semelhantes aos de outras análises, serve como uma abordagem preliminar de risco de extinção baseado no critério de distribuição geográfica.

Palavras chave: UICN, *Brachyteles*, distribuição geográfica, SIG

Abstract

The geographical distribution of a taxon is limited by ecological and historical aspects. Many human activities have caused changes in vegetation cover, leading to fragmentation and loss of habitat. This has led to local extinction of populations of various species by altering their geographical distribution. Among them are the two species of the genus *Brachyteles* (muriquis), which are endemic primates of the Atlantic Forest, one of the most affected biomes by these processes. The International Union for Conservation of Nature (IUCN) is an organization that seeks to conserve biodiversity. Among other criteria, it uses the knowledge of the restricted geographic distributions of species to rank them in threatened categories, the so-called red lists. It uses spatial parameters that indicate the risk of extinction of a particular taxon in relation to their geographical distribution. Often the calculations of these parameters are subjective and it is necessary the search of methods that make the assessments more objective, accurate, and replicable. In this context, we tested different calculation methods of three parameters related to the geographical distribution of *B. hypoxanthus* and *B. arachnoids*. They are threatened species with well-known occurrence localities and were deeply affected by the Atlantic Forest fragmentation. Thus, they are potentially a good model for these analyses. We built a database of current occurrence localities of both species. Through Geographic Information Systems (GIS) approaches, we estimated the Extent of Occurrence (EOO) using Minimum Convex Polygons and α -hull, and Area of Occupancy (AOO) and subpopulations using *grids*, circular *buffers* and α -hull methods, in different special scales. The results were compared to identify the most appropriate approaches and scales for the assessment of extinction risk. The analyses indicate that the list of localities and maps of IUCN should be updated. Moreover, they suggest that α -hull is an advantageous approach to EOO and the *buffer* method is the most suitable parameter for AOO and subpopulations, when smaller spatial scales are used. The GeoCAT tool can be used as a preliminary extinction risk assessment based on the geographical distribution criteria for being able to perform instant EOO and AOO analyses, and their results are similar to those of other approaches.

Keywords: IUCN, *Brachyteles*, Geographical distribution, GIS

1. Introdução

A distribuição geográfica de um táxon pode ser compreendida como o espaço que ele ocupa no ambiente num dado momento (Cerqueira, 1995) e varia em extensão e forma (Borregaard *et al.*, 2009). Ela é limitada pela resposta do táxon a diversos fatores, que fazem do ambiente um mosaico de locais favoráveis à sua sobrevivência circundados de regiões de baixa adequabilidade. Esses fatores podem ser bióticos (interações positivas ou negativas com outras espécies) ou abióticos (aspectos climáticos, ambiente físico, condições edáficas). Eles interagem dinamicamente e em diferentes intensidades e escalas (Soberón & Peterson, 2005; Thielges *et al.*, 2011).

Aspectos históricos também definem a presença ou ausência de determinado táxon em uma área. Determinadas regiões podem reunir os fatores ecológicos necessários à sua sobrevivência, mas não são ocupadas pela espécie (Cerqueira, 1995; Peterson, 2003; Soberón & Peterson, 2005). Isso pode ocorrer devido a alguns fatores: a espécie não dispersou para a área (há uma barreira geográfica ou ecológica para dispersão ou tempo insuficiente para dispersão), ou porque a espécie foi extinta daquela região (e.g. pela alteração antrópica do habitat, presença de um competidor ou ausência de alimento) (Pearson, 2007).

No nível da paisagem (escala local) a distribuição é influenciada principalmente por variações na disponibilidade e qualidade do habitat e aspectos topográficos (Borregaard *et al.*, 2009). Através da modificação da cobertura vegetal, muitas atividades humanas têm causado perda considerável de diversidade global e local de fauna e flora. As principais consequências dessa modificação são a fragmentação do habitat e o isolamento de populações (Linderman *et al.*, 2005;). Esses fatores provocam a redução da área de ocorrência de muitas espécies, incluindo a de mamíferos de médio e grande porte (Redford, 1992; Ceballos & Ehrlich, 2002; Morrison *et al.*, 2007; Galletti & Dirzo, 2013). Outro processo relacionado às alterações antrópicas é a defaunação, em que ocorrem perda e ausência de animais de grande e médio porte em áreas de florestas nativas aparentemente intactas, causando o que se conhece por “florestas vazias” (Redford, 1992; Ceballos & Ehrlich, 2002; Galletti & Dirzo, 2013).

A conservação da biodiversidade é o principal objetivo da UICN (União Internacional para a Conservação da Natureza). No âmbito da UICN existe o sistema da Lista Vermelha de espécies ameaçadas, que é gerido pelo Global Species Programme e Species Survival Commission (SSC). São usados cinco critérios (A, B, C, D e E), ligados a aspectos de distribuição e tamanho populacional, para classificar os táxons em categorias de risco de extinção. A avaliação de um determinado táxon

leva em conta o resultado da estimativa de 12 parâmetros populacionais, espaciais (distribuição geográfica) e de ciclo de vida, que se relacionam com pelo menos um dos cinco critérios. As avaliações com base nesse sistema ocorrem em *workshops* com a colaboração de cientistas e membros de organizações governamentais e não governamentais (IUCN, 2014). Esse sistema de classificação é amplamente usado e aceito como o mais objetivo para identificar, analisar e monitorar o risco de extinção de espécies (Willis *et al.*, 2003; Rodrigues *et al.*, 2006; Vié *et al.*, 2008; IUCN, 2014). O critério B, mais especificamente, utiliza aspectos espaciais para classificar os táxons e permite identificar aqueles cujo risco de extinção aumenta devido a distribuições geográficas restritas e severamente fragmentadas, passando por declínio contínuo e/ou com flutuações extremas (no presente ou futuro próximo). Os parâmetros que se relacionam diretamente a esse critério são a Extensão de Ocorrência (EOO), área de Ocupação (AOO), Subpopulações e fragmentação do habitat (IUCN, 2014).

Análises de estimativa de distribuições geográficas podem utilizar ferramentas como sistemas de informações geográficas (SIGs). São sistemas computacionais de armazenamento e manipulação de dados da paisagem e uso do solo (Tomlinson, 1968). Pode-se medir e representar fenômenos geográficos (i.e. espaciais) e transformar essas representações em outras formas (Chrisman, 1999). O uso sistematizado de SIGs permite avaliações espaciais mais rápidas, precisas e replicáveis. Existem diversas formas de estimativa para cálculo dos parâmetros do critério B (Edelsbrunner *et al.*, 1983; Willis *et al.*, 2003; Moat 2007; Rivers *et al.*, 2010; Bachman *et al.*, 2011; IUCN, 2014). O uso de medidas de extensão geográfica tem crescido e os problemas na quantificação de EOO e AOO tem se tornado mais aparentes e novas limitações tem surgido (Gaston, 2009). Cada método apresenta aspectos positivos e negativos e a identificação dos mais precisos pode contribuir com classificações futuras.

Os processos de perda de área de distribuição (Morrison *et al.*, 2007) e defaunação têm ocorrido em todo o planeta (Redford, 1992; Ceballos & Ehrlich, 2002; Galletti & Dirzo, 2013), inclusive na Mata Atlântica brasileira, considerada como um *hotspot* de biodiversidade (Galindo-Leal & Câmara, 2005). A Mata Atlântica se estende por 17 estados brasileiros e partes da Argentina e Paraguai. Sua extensão original é estimada em 1.300.000 km² no Brasil, mas hoje cobre apenas 12.5% da área original (SOS Mata Atlântica & INPE 2013). Ela está entre os ecossistemas mais ameaçados e devastados do planeta (Galindo-Leal & Câmara, 2005).

A Mata Atlântica já foi um grande ecossistema contínuo, mas hoje sua fauna e flora estão dispersas por milhares de fragmentos florestais com diversos tamanhos e

graus de conexão (Jacobsen, 2005). As razões que levaram a essa fragmentação foram os sucessivos ciclos econômicos, como a agropecuária e silvicultura, e expansão da população humana (Young, 2005). Essa perda e fragmentação do habitat têm levado a uma extinção em massa de espécies (Brooks & Rylands, 2005; Silva & Castelleti, 2005).

Entre as várias espécies ameaçadas de extinção, estão os muriquis (gênero *Brachyteles*), que são endêmicos da Mata Atlântica brasileira. No passado, sua distribuição chegou a se estender do norte do estado do Paraná até o sudeste do estado da Bahia (Aguirre, 1971; Martuscelli *et al.*, 1994; Mendes *et al.*, 2005a). Entretanto, sua extensão geográfica foi reduzida a pequenos fragmentos e, semelhante a outras espécies, sofreram extinção regional (Ceballos & Ehrlich (2002).

O muriqui-do-norte, *B. hypoxanthus* (Kuhl, 1820) é categorizado como “Críticamente em perigo” pela lista vermelha da UICN (Mendes *et al.*, 2008a). Segundo as estimativas mais recentes (Jerusalinsky *et al.*, 2011) estão presentes em 14 localidades nos estados do Espírito Santo, Rio de Janeiro, e Minas Gerais . Apresenta um padrão de pigmentação da face e presença de um polegar vestigial nas mãos (Lemos de Sá *et al.*, 1990; Rylands *et al.*, 1995). O muriqui-do-sul, *B. arachnoides* (É. Geoffroy, 1806) é categorizado como “Em perigo” pela lista vermelha da UICN (Mendes *et al.*, 2008b). Segundo as estimativas mais recentes (Jerusalinsky *et al.*, 2011) estão presentes em 15 localidades nos estados do Rio de Janeiro, São Paulo e Paraná. Diferencia-se do muriqui-do-norte por apresentar a face negra e ausência dos polegares (Lemos de Sá *et al.*, 1990; Rylands, 1995). Muriquis são espécies neotropicais ameaçadas, relativamente bem estudadas, e com as localidades de ocorrência bem conhecidas, conforme se pode observar em Aguirre (1971), Melo & Dias (2005), Mendes *et al* (2005); Strier *et al* (2005) e Jerusalinsky *et al* (2011). Um estudo criterioso com base no que se conhece sobre eles permite uma classificação mais precisa e menos subjetiva. Sua situação de ameaça se deve ao fato de terem sido profundamente afetadas pela fragmentação da Mata atlântica (Mendes *et al.*, 2008 a, b). Por esses motivos, podem ser considerados modelos bem indicados para estudos dessa natureza. Entender de que forma aspectos como alterações no habitat aumentam o risco de extinção de espécies é particularmente importante para a conservação das próprias espécies e dos ambientes que ocupam. Além disso, os *workshops* para criação de listas vermelhas ocorrem em um espaço de tempo curto, avaliam o risco de extinção de muitos táxons e os mapas acabam sendo produzidos com muita subjetividade (Mendes, com. pess.). No entanto, o presente trabalho propõe

uma análise detalhada e mais profunda de apenas duas espécies, apenas sob parâmetros espaciais.

Nesse contexto, o objetivo desta dissertação foi testar diferentes metodologias de parâmetros espaciais para classificação de espécies na Lista Vermelha, usando as duas espécies de *Brachyteles*. Isso que permite identificar as abordagens mais adequadas para muriquis e extrapolar para outras espécies com situação semelhantes. Foram usados registros de ocorrência atual das duas espécies de *Brachyteles* e diferentes abordagens para calcular os parâmetros de distribuição geográfica em diferentes escalas.

2. Métodos

2.1 Localidades de ocorrência

As localidades de ocorrência de *B. hypoxanthus* e *B. arachnoides* foram compiladas através da base de dados do Laboratório de Biologia da Conservação de Vertebrados da Universidade Federal do Espírito Santo. Tais dados foram obtidos de literatura especializada (Aguirre, 1971, *Neotropical Primates, Primate Conservation*, museus, bancos de dados *on-line*, tais como Manis (*Mammal Assessment Networked System*), GBIF (*Global Biodiversity Information Facility*) e *Species Link*. Também foram consultados bancos de teses, dissertações e/ou periódicos. Além disso, foram incluídas informações do Projeto Muriqui - ES, que monitora populações de muriqui-do-norte desde 2001 (Mendes *et al.*, 2005b), na região centro-serrana do estado do Espírito Santo.

Os registros foram adicionados a planilhas eletrônicas em que estão contidas informações sobre os indivíduos ou grupos encontrados de ambas as espécies e georreferenciados para as localidades em que foram encontrados. As ocorrências foram projetadas graficamente junto a dados da malha municipal brasileira utilizando-se uma plataforma SIG (Sistema de Informações Geográficas) para visualização e para que se possa conferir se os pontos de ocorrência estão conforme as informações dos registros.

Em casos de localidades não georreferenciadas, foram consultados o IBGE, *gazetteers* ou publicações quaisquer que contenham dados sobre essas localidades. As localidades utilizadas foram aquelas que atenderam a uma classificação de confirmação, isto é, evidências diretas da presença de muriquis, como visualizações feitas pelos autores, fotos, vocalizações, peles e ossos. As análises foram realizadas apenas com registros onde a espécie ainda ocorre. Foi tomado como fontes de registros recentes o Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Muriquis (Jerusalinsky *et al.*, 2011), que agrupa os registros de diversos autores, Mittermeier (1987), Martuscelli *et al* (1994), Auricchio & da Silva (2000), Mendes *et al* (2005) e Vieira & Mendes (2005).

2.2 Parâmetros da UICN

A UICN possui um sistema de classificação de espécies em risco de extinção, que trabalha na produção de listas de espécies ameaçadas desde 1954, chamadas listas vermelhas. Esse sistema permite identificar e monitorar o status de ameaça de táxons de animais, plantas e fungos. A versão usada atualmente (3.1) é de 2001 e foi atualizada em 2012 (IUCN, 2012).

Essa classificação provê um sistema aplicável por pessoas diferentes em locais e momentos diferentes, melhora a objetividade de como avaliar fatores diferentes que afetam o risco de extinção, facilita a comparação entre táxons e dá um melhor entendimento de como as espécies são classificadas a quem usa as listas de espécies ameaçadas (IUCN, 2012).

A classificação é feita segundo a aplicação de cinco critérios que se relacionam com o tamanho populacional e distribuição geográfica do táxon avaliado:

- A) Declínio populacional (passado, presente ou futuro)
- B) Área de Distribuição
- C) Pequeno tamanho e declínio populacional
- D) População muito pequena ou restrita
- E) Análise quantitativa de risco de extinção (por exemplo: Análises de Viabilidade Populacional)

Cada táxon deve ser avaliado de acordo com o maior número de critérios possível, sendo classificado segundo aquele em que estiver com o *status* de ameaça mais crítico. Existem nove categorias (Figura 1) nas quais as espécies podem constar, sendo que são consideradas como ameaçadas em três delas (IUCN, 2012).

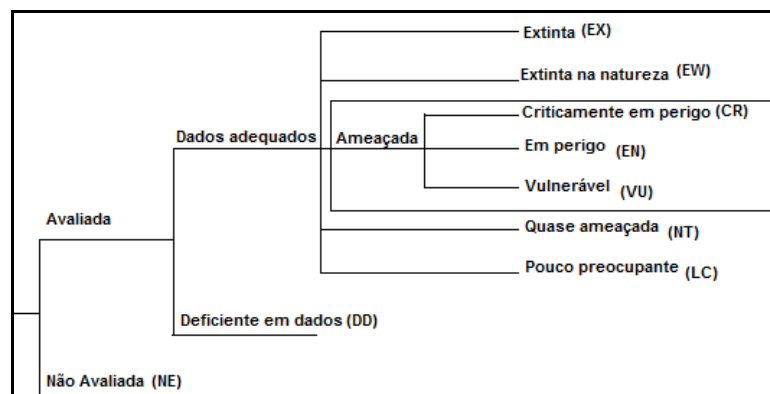


Figura 1. Categorias da UICN, com destaque para as categorias Criticamente em perigo, Em perigo e Vulnerável (Fonte: IUCN, 2012- modificado).

A categoria “Não Avaliada” significa que o táxon ainda não passou por processo de avaliação. “Deficiente em Dados” significa que não há informações diretas ou indiretas suficientes para definir seu nível de ameaça. Isso pode acontecer por procedência desconhecida, poucos espécimes coletados ou incerteza taxonômica. No caso dessa categoria, podem-se listar os possíveis resultados, se considerados apenas os poucos dados (IUCN, 2012).

Quando há dados adequados para a classificação, são sete as possíveis categorias. Se um táxon aparenta ter desaparecido de seu habitat conhecido e/ou esperado e sua presença não for registrada após sucessivas buscas em períodos

apropriados, ele é classificado como “Extinto”, mas se existirem indivíduos somente em cativeiro, o táxon é considerado “Extinto na natureza”. Para um táxon ser considerado ameaçado, é preciso que as melhores evidências disponíveis indiquem que se cumpre qualquer um dos critérios de A a E para “Vulnerável” (risco elevado de extinção), “Em perigo” (risco muito elevado) ou “ criticamente em perigo” (risco extremamente elevado) (IUCN, 2012).

A categoria “Quase ameaçada” significa que o táxon deve estar próximo de ser classificado sob a categoria “Vulnerável” e é preciso indicar a qual dos cinco critérios se aproximou. Se um táxon, após ser avaliado, não se qualificar como nenhuma das três categorias para ameaçada ou “Quase Ameaçada”, ele é enquadrado na categoria “Pouco Preocupante” (IUCN, 2012).

A classificação depende de resultados dos cálculos de determinados parâmetros que se relacionam com um ou mais critérios: Tamanho das populações, número de Subpopulações, quantidade de indivíduos maduros, tempo de geração, redução e/ou declínio contínuo nas populações, flutuações populacionais ou de área de distribuição, fragmentação do habitat, Extensão de Ocorrência, Área de Ocupação, localizações e análises quantitativas (IUCN, 2012).

Para o presente estudo, foram usados parâmetros que se relacionam com o critério B, que engloba populações com distribuições restritas e severamente fragmentadas, passando por declínio contínuo e/ou com flutuações extremas.

A Tabela 1 mostra a categorização no critério B (Distribuição geográfica), segundo os resultados dos parâmetros que se relacionam com ele.

2.2.1 Estimativas de Extensão de Ocorrência

Extensão de Ocorrência (EOO) é a área contida no menor limite contínuo imaginário que pode ser desenhado para englobar todos os pontos de ocorrência conhecidos, inferidos e projetados de um táxon, excluindo casos de indivíduos vagantes. A ideia por trás desse parâmetro é medir o grau de risco dos fatores de ameaça espacialmente dispostos ao longo da distribuição geográfica do táxon. Pode excluir descontinuidades e disjunções ao longo da distribuição, ainda que isso seja desencorajado (IUCN, 2014). A EOO foi estimada de acordo com dois métodos, sugeridos pela UICN. O primeiro foi o Polígono Convexo Mínimo, que é o menor polígono no qual nenhum ângulo interno exceda 180 graus e que contenha todas as localidades de ocorrência. O segundo foi o α -hull (Edelsbrunner *et al.*, 1983; Burgman e Fox, 2003), uma generalização do Polígono Convexo Mínimo, que o divide em polígonos menores e minimiza o viés causado pelo arranjo espacial do habitat.

Primeiro, foi feita uma triangulação de *Delaunay* com os pontos de ocorrência do táxon. As localidades foram unidas através de linhas, que não interceptam os pontos. Depois, foi calculada a média do comprimento das linhas. Após isso, foram excluídas as linhas que ultrapassem o produto da média do comprimento das linhas com um múltiplo α . Os triângulos restantes têm suas áreas somadas. Se atribuirmos um valor para $\alpha = 2$, por exemplo, seriam excluídas as linhas com valor de duas vezes a média do comprimento das linhas. Os valores de α usados para *B. hypoxanthus* foram 1, 2, 3, 4, 5 e 6, e para *B. arachnoides* foram 1, 2 e 3.

Tabela 1. Categorização segundo o critério B (Fonte: IUCN, 2012- modificado).

Subcritérios	Criticamente em perigo	Em perigo	Vulnerável
B1. EOO	< 100 km ²	< 5.000 km ²	< 20.000 km ²
B2. AOO	< 10 km ²	< 500 km ²	< 2000 km ²
E pelo menos 2 entre as 3:			
a) Severamente fragmentado OU N° de localidades	=1	≤ 5	≤ 10
b) Declínio continuado observado, estimado, inferido ou projetado em qualquer um destes:	(i) EOO (ii) AOO (iii) área, extensão E/OU qualidade do habitat (iv) N° de localizações ou Subpopulações (v) N° de indivíduos maduros	(i) EOO (ii) AOO	
c) Flutuações extremas em qualquer um destes:	(i) EOO (ii) AOO (iii) N° de localizações ou Subpopulações (iv) N° de indivíduos maduros	(i) EOO (ii) AOO	

2.2.2 Estimativas de Área de Ocupação

Área de Ocupação (AOO) é definida como a área dentro da EOO que é efetivamente ocupada pelo táxon, excluindo casos de indivíduos vagantes. Justifica-se seu cálculo pelo fato de que a EOO pode conter habitats não favoráveis ou desocupados e o táxon não ocupa toda a sua extensão (IUCN, 2012).

O primeiro método usado foi o de *grids* (quadrículas ou células), recomendado pela UICN para esse parâmetro. Consiste na sobreposição de uma grade de células quadradas uniformes sobre a extensão geográfica do táxon e o cálculo da área total de células ocupadas: área da célula x n° de células ocupadas. Foram usadas células

de 2 km x 2 km (IUCN, 2014), 10 km x 10 km (usada em avaliações do Missouri Botanical Garden) e a “escala móvel” (do inglês *sliding scale*), (Willis *et al.*, 2003; Moat 2007) (Figura 2). Essa escala utiliza uma célula de 1/10 da distância máxima entre duas localidades da espécie. No caso, 83,2 km para *B. hypoxanthus* e 83.8 km para *B. arachnoides*.

Também foi usada a Proximidade média de *Rapoport* (Rapoport, 1982), em que a escala é igual à média do comprimento da menor distância entre as localidades. Os valores utilizados foram 20,02 km para *B. hypoxanthus* e 46,8 km para *B. arachnoides*.

A abordagem de *buffer* circular também foi usada, adaptada dos cálculos para Subpopulações utilizados por Rivers *et al.*, (2010). Consiste no posicionamento de um limite circular de determinado raio ao redor de cada localidade de ocorrência do táxon. Os raios utilizados foram 5,64 km, 10 km e 1/10 da distância máxima entre duas localidades da espécie. Também foi usada a Proximidade média de *Rapoport*, em que e o raio do *buffer* é igual à média do comprimento das distâncias. Os mapas de AOO foram sobrepostos aos dados de remanescentes florestais da SOS Mata Atlântica (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2013). Foram consideradas abordagens mais adequadas as que incluíram regiões com possibilidade de ocupação (presença de mata). A inclusão de regiões extensas com baixa possibilidade de ocupação pelas espécies (ausência de mata) foi considerada um aspecto negativo para as abordagens.

2.2.3 Estimativas de Subpopulações

Subpopulações são definidas como grupos de uma população, distintos geograficamente ou de outra forma, entre os quais há poucas trocas demográficas ou genéticas (tipicamente um migrante ou gameta bem sucedido por ano ou menos) (IUCN, 2014). Além das abordagens que foram usadas para estimar a AOO - Adjacência de *Grid*, *Buffer Circular* e *Proximidade de Rapoport* - foi utilizado o método de *α -hull* com valores de α iguais a 1, 2 e 3. Nesses métodos, uma subpopulação corresponde a células adjacentes ocupadas, *buffers* que se sobrepõe ou linhas não deletadas formando triângulos (Figura 2).

2.2.4 Análises com a ferramenta GeoCAT

Geospatial Conservation Assessment Tool (<http://geocat.kew.org/>) é uma ferramenta desenvolvida para realizar avaliações baseadas nos critérios de distribuição geográfica da lista vermelha da UICN. Foi desenvolvida pela unidade de

sistemas de informações geográficas da instituição inglesa *Royal Botanical Gardens*, Kew. Usando um ambiente SIG baseado no Google Maps, possibilita a inclusão de camadas com informações como áreas protegidas e cobertura vegetal (Bachman *et al.*, 2011). Usando essa ferramenta, foram estimadas a EOO e a AOO das duas espécies de muriquis, e as categorias da UICN resultantes. Além disso, foi possível verificar a sensibilidade da categorização de uma espécie à mudança na escala da célula de cálculo da Área de Ocupação.

Os dados de ocorrência foram adicionados à plataforma da ferramenta no formato .csv. A Extensão de Ocorrência de cada espécie foi calculada usando o polígono convexo mínimo e a Área de Ocupação de cada espécie foi calculada usando o método de *grid* de células uniforme com resoluções entre 0,1 e 16 km. A colocação das grades de células de diferentes escalas seguiu as indicações da IUCN (2012), ou seja, a colocação que gere os menores valores de área para cada escala.

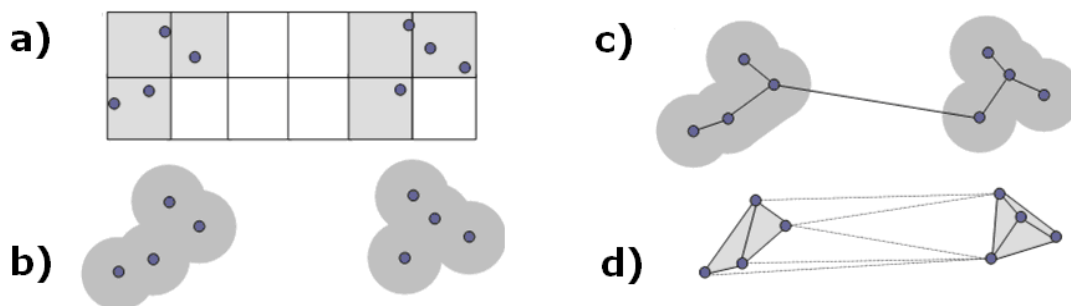


Figura 2. Abordagens utilizadas para os cálculos dos parâmetros: Área de Ocupação e Subpopulações. A) Adjacência de *grids*; b) *Buffer* circular; c) Proximidade de *Rapoport* e d) α -*hull*, todos formando duas Subpopulações, em cinza (Fonte: Rivers *et al.*, 2010- modificado).

2.3 Processamentos dos dados e análises espaciais

As análises dos parâmetros espaciais foram desenvolvidas em ambiente de Sistema de Informação Geográfica. Todos os mapas foram produzidos usando-se o sistema de referências SAD 69, com exceção dos mapas para o método de *grids* (Figura 10, Figura 11), produzidos na projeção de Albers.

3. Resultados

3.1 Localidades de ocorrência e Mínimo polígono convexo

Com a compilação das localidades de ocorrência foi formado um banco de dados de presença atual com 32 localidades de *B. hypoxanthus* e 19 de *B. arachnoides*. A Figura 3 mostra a disposição das localidades de ocorrência e os resultados das estimativas de Mínimo Polígono Convexo comparados às distribuições propostas pela UICN para *B. hypoxanthus* e a Figura 4, para *B. arachnoides*.

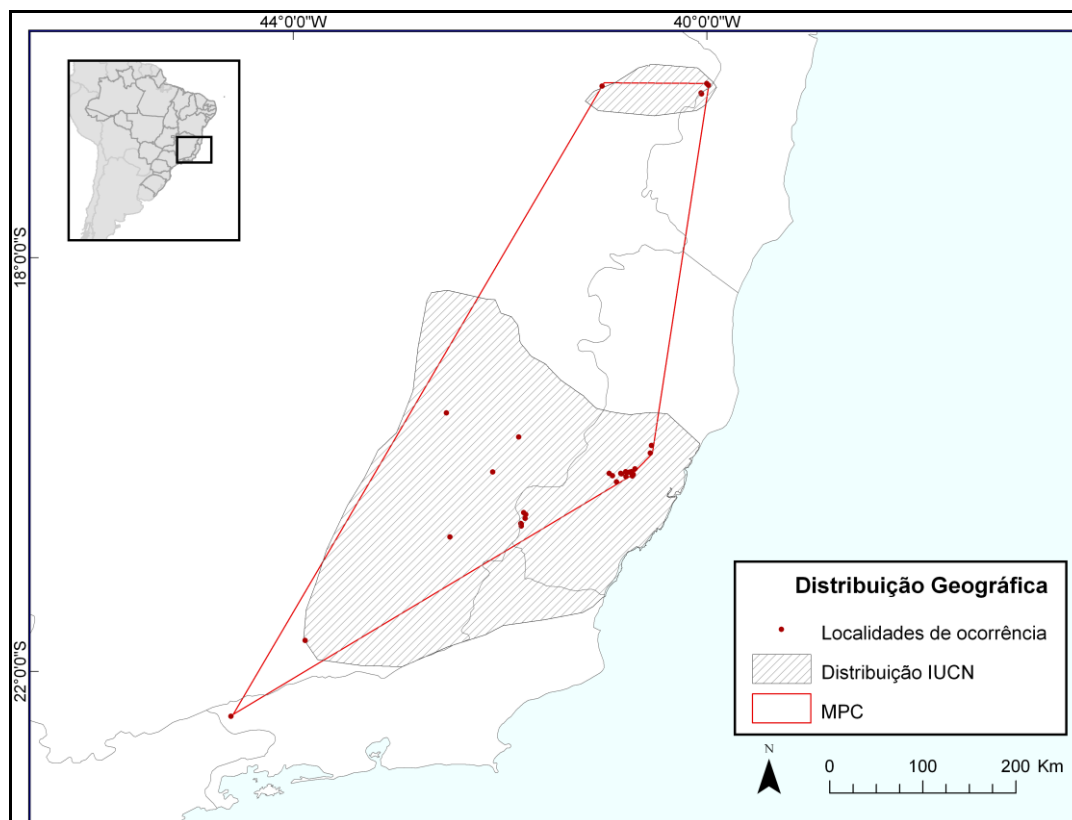


Figura 3. Localidades de ocorrência, distribuição proposta pela UICN (Mendes *et al.*, 2008a) e resultado do Mínimo Polígono Convexo (MPC), para *B. hypoxanthus*.

Para *B. hypoxanthus* a localidade no Parque Nacional do Itatiaia (RJ/MG) não consta no mapa da UICN (Mendes *et al.*, 2008a). Houve uma diferença de quase 17 mil km² (Tabela 2) entre as áreas de distribuição da UICN e do MPC, devido à inclusão dessa localidade e de uma grande área de descontinuidade que abrange partes do norte do Espírito Santo, Leste de Minas Gerais e Sudoeste da Bahia (Figura 3).

Para *B. arachnoides* três localidades não constam no mapa da UICN: Parque Estadual Três Picos/Reserva Ecológica Guapiaçu (RJ), Parque Estadual Desengano (RJ) e Fazenda Barreiro Rico (SP) (Figura 4). A diferença entre as áreas foi de quase 4 mil km² (Tabela 2).

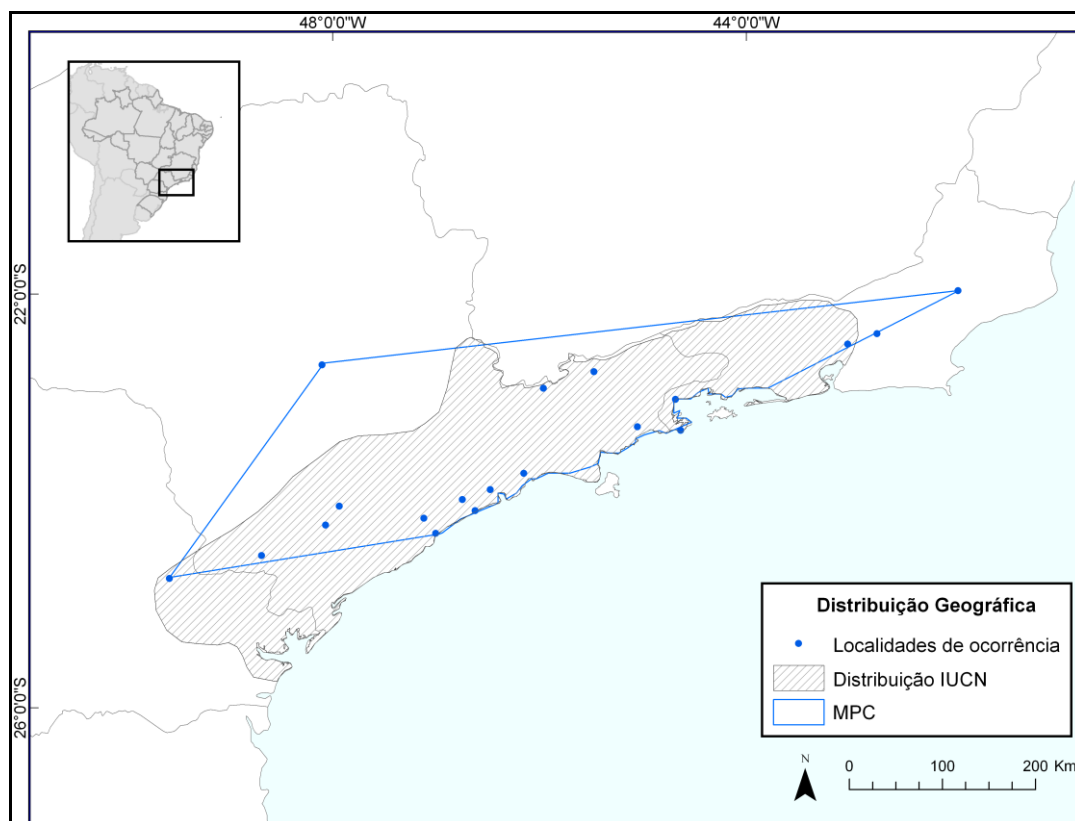


Figura 4. Localidades de ocorrência, distribuição proposta pela UICN (Mendes *et al.*, 2008b) e resultado do Mínimo Polígono Convexo (MPC), para *B. arachnoides*.

3.2 Parâmetros da UICN

3.2.1 Estimativas de Extensão de Ocorrência - α -hull e Subpopulações

A Tabela 2 mostra valores das áreas para os métodos de Mínimo Polígono Convexo e α -hull para as duas espécies. As Figuras 5, 6 e 7 mostram os resultados dos mapas de α -hull para *B. hypoxanthus*. Para valores de α até 4, nem todos os pontos foram conectados pelos polígonos da triangulação e as distribuições resultantes apresentaram disjunções. Os polígonos resultantes para $\alpha = 2$ e $\alpha = 3$ foram iguais, sendo que a diferença foi apenas em uma linha, não formando novos polígonos pelas triangulações (Figura 6a, Tabela 2). Para $\alpha = 5$ e $\alpha = 6$, os mapas e as áreas resultantes foram muito próximos (Figura 7, Tabela 2).

A Figura 8 e a Figura 9 mostram os resultados dos mapas de α -hull para *B. arachnoides*. Os valores de α utilizados para estimar a contagem de Subpopulações resultaram em números reduzidos (≤ 3) para ambas as espécies, e, que em alguns casos, não conectaram todos os pontos.

Tabela 2. Valores das áreas de Extensão de Ocorrência de *B. hypoxanthus*, e *B. arachnoides*, categorias da Lista vermelha correspondentes e contagem de Subpopulações resultantes da metodologia de MPC (Mínimo Polígono Convexo) e α -hull. LC: Pouco Preocupante. VU: Vulnerável. Áreas em Km².

Método	<i>B. hypoxanthus</i>			<i>B. arachnoides</i>		
	Área	Categoria	Subpopulações	Área	Categoria	Subpopulações
UICN	96.030	LC	-	83.660	LC	-
MPC	112.938	LC	-	87.117	LC	-
α =1	5.975	VU	3	13.970	VU	2
α =2	16.615	VU	2	65.049	LC	1
α =3	16.615	VU	2	74.013	LC	1
α =4	29.214	LC	-	-	-	-
α =5	98.415	LC	-	-	-	-
α =6	101.676	LC	-	-	-	-

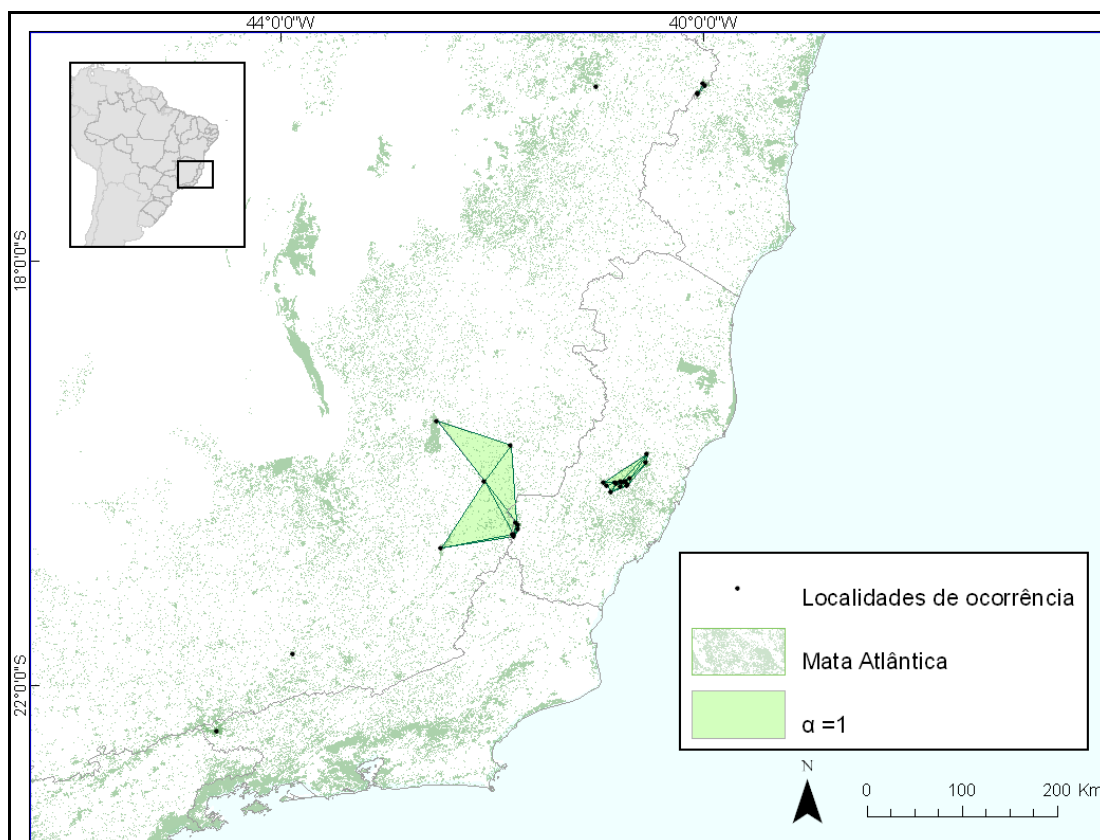
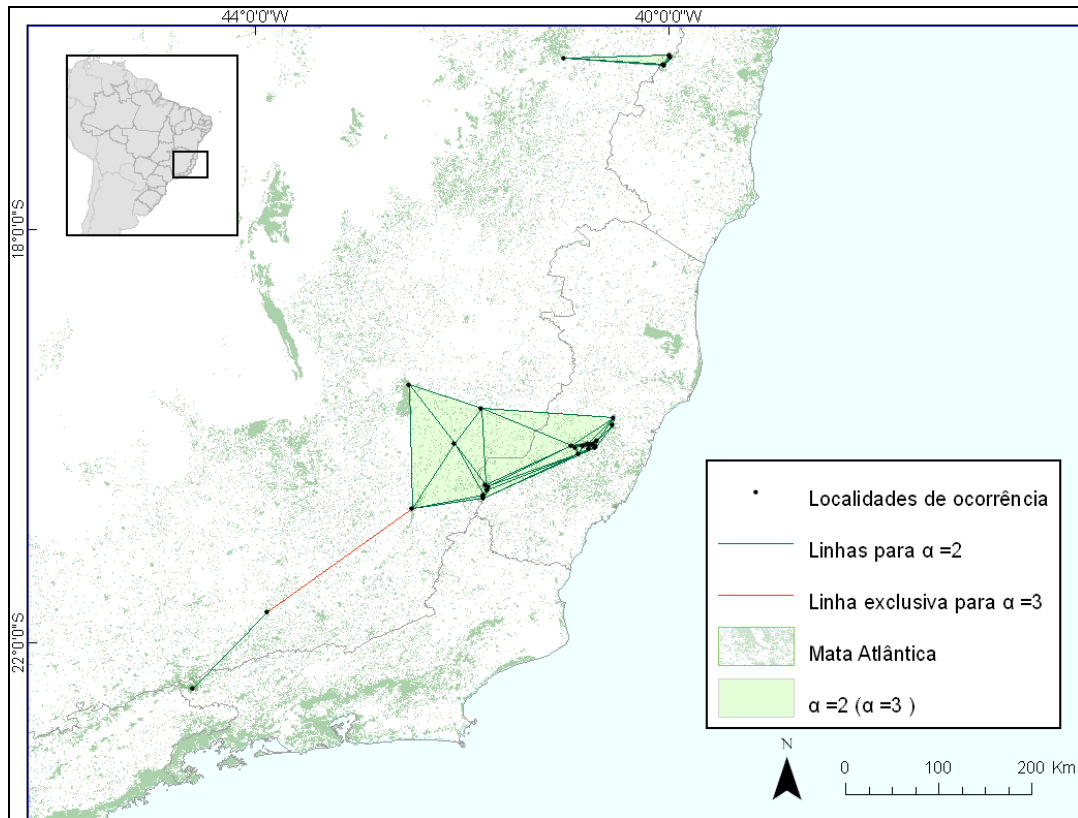
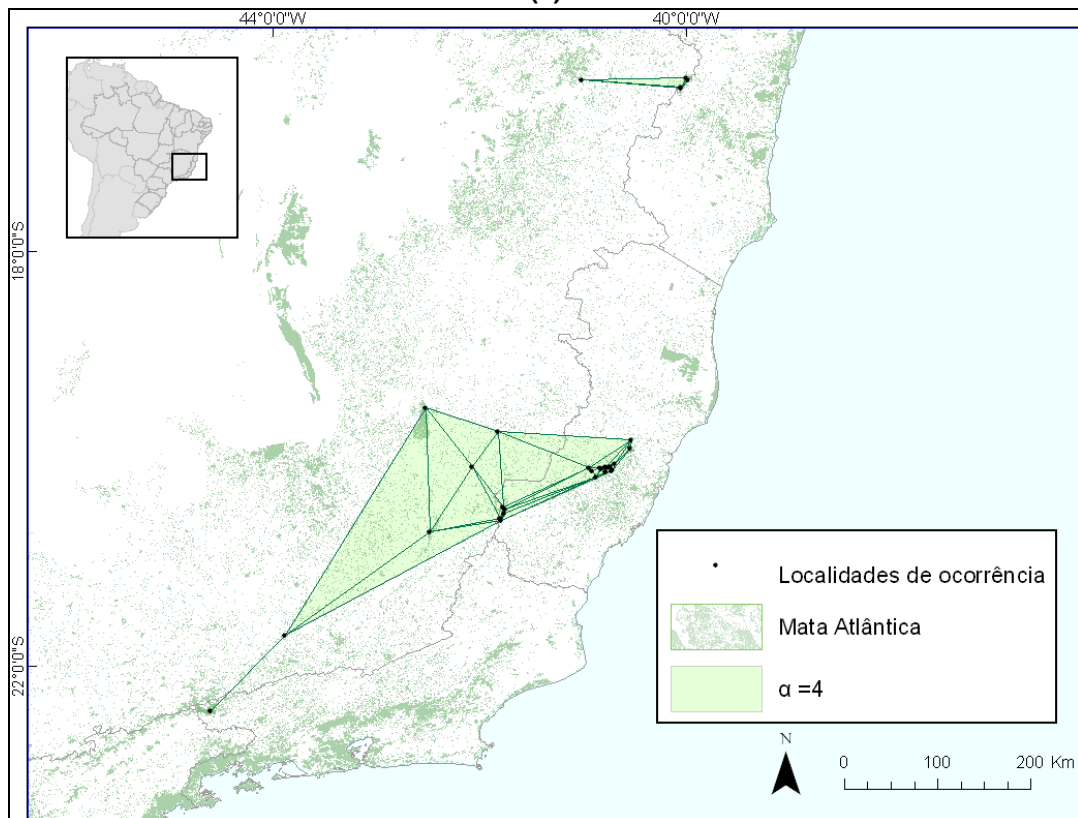


Figura 5. Polígonos gerados através do método de α -hull para estimativa de EOO e Subpopulações de *B. hypoxanthus*, usando-se α =1.

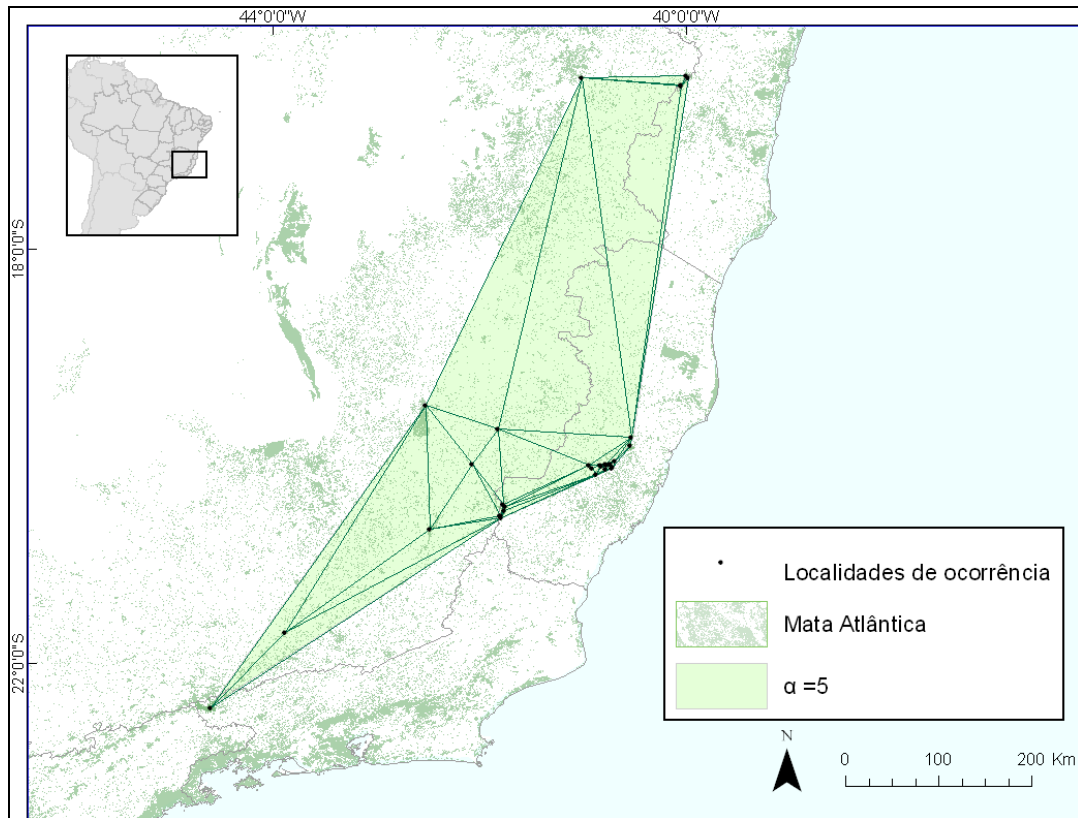


(a)

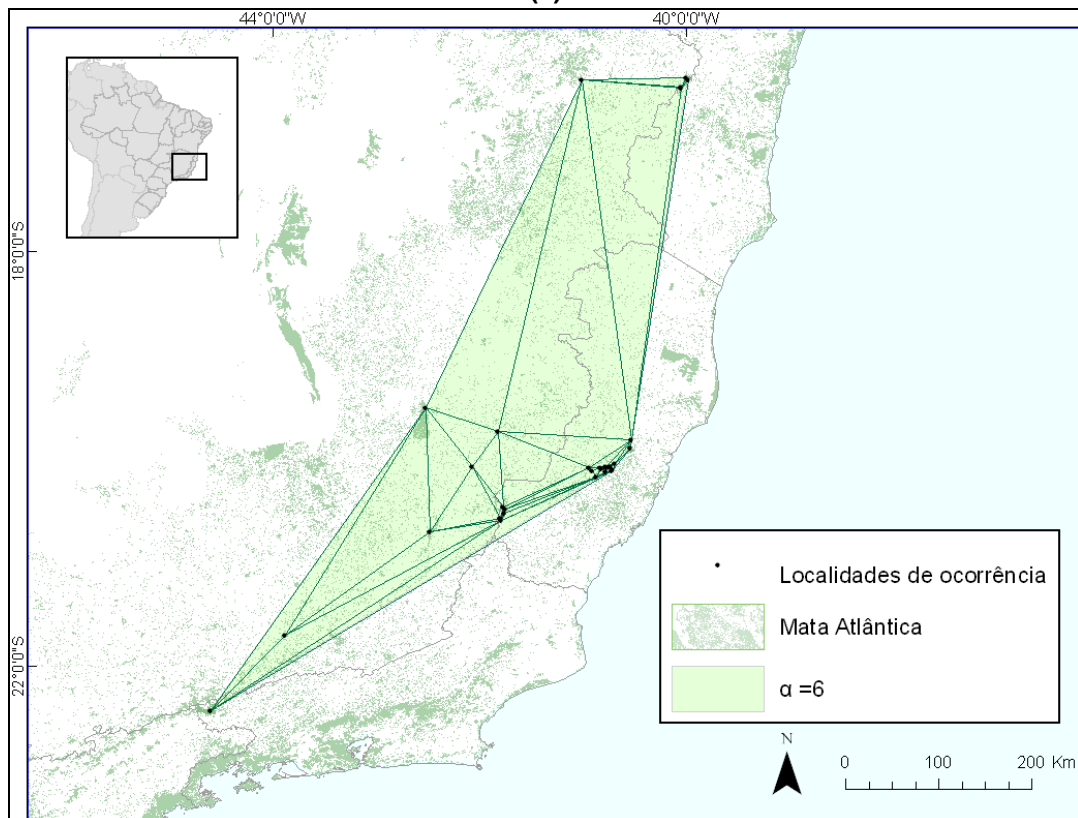


(b)

Figura 6. Polígonos gerados através do método de α -hull para estimativa de EOO e Subpopulações de *B. hypoxanthus* usando-se: (a) $\alpha=2$ (mesmo resultado para $\alpha=3$); (b) $\alpha=4$ para estimativa de EOO.

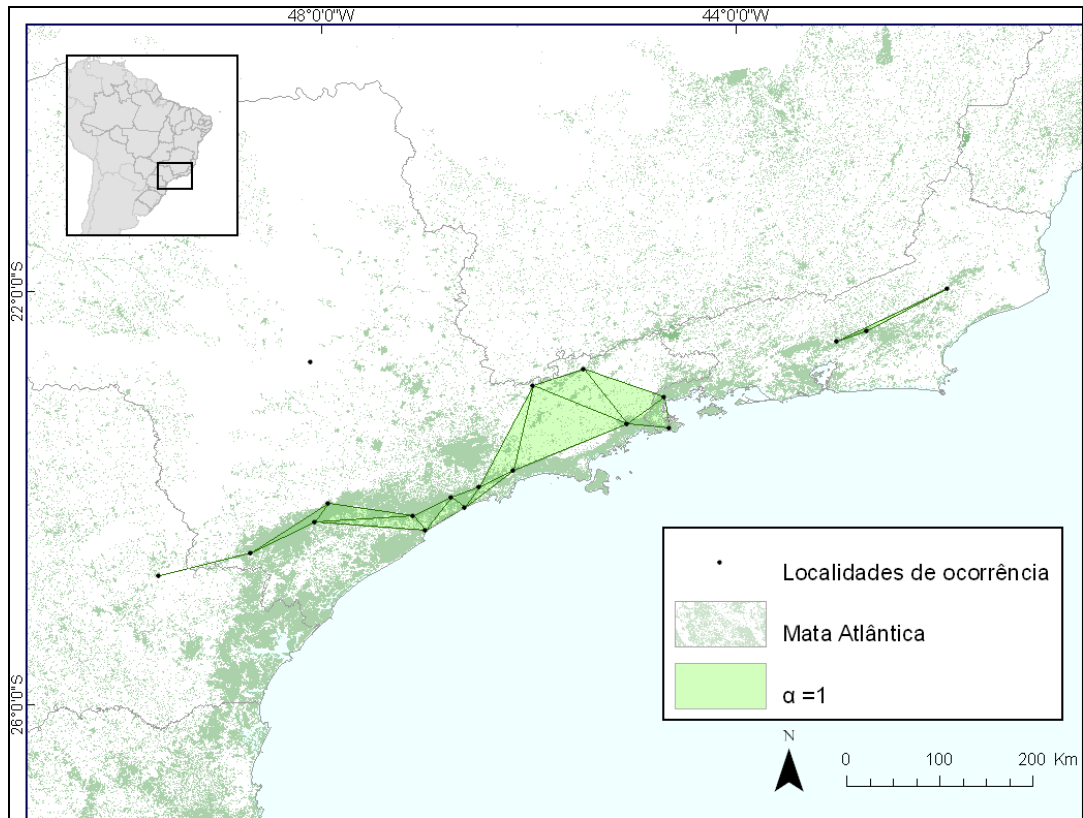


(a)

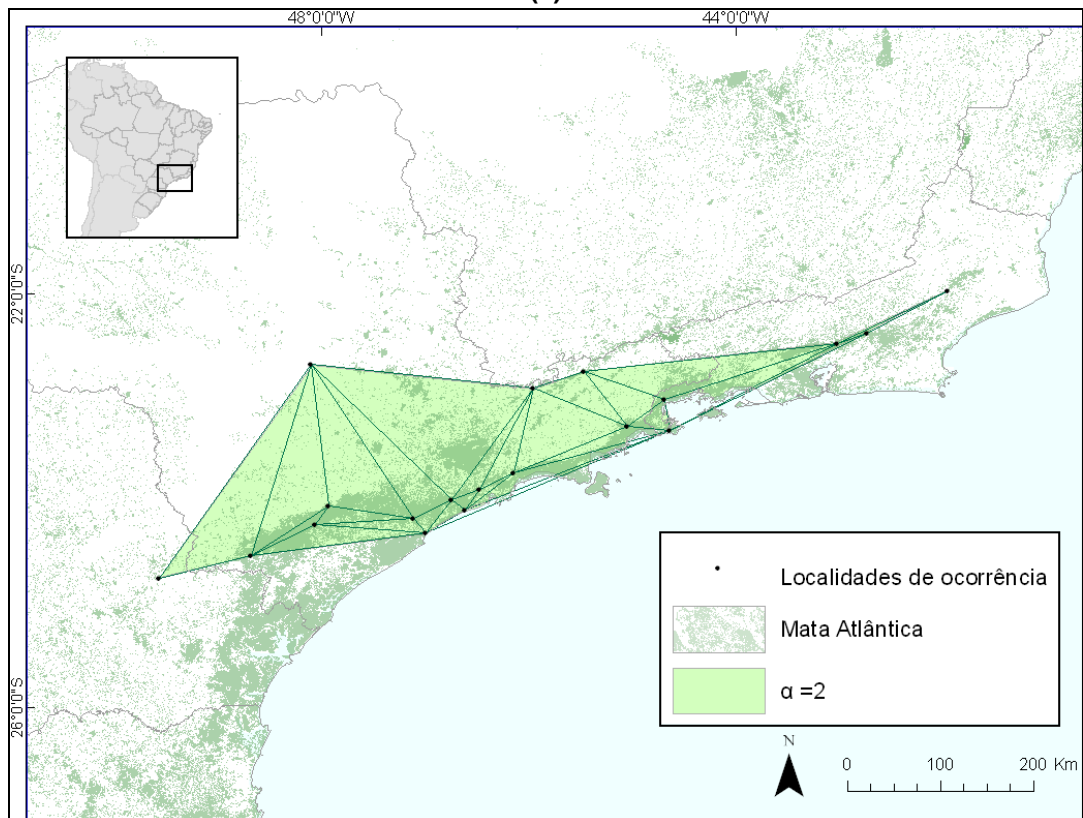


(b)

Figura 7. Polígonos gerados através do método de α -hull para estimativa de EOO de *B. hypoxanthus*, usando-se: (a) $\alpha=5$; (b) $\alpha=6$.



(a)



(b)

Figura 8. Polígonos gerados através do método de α -hull para estimativa de EOO e Subpopulações de *B. arachnoides*, usando-se: (a) $\alpha=1$; (b) $\alpha=2$.

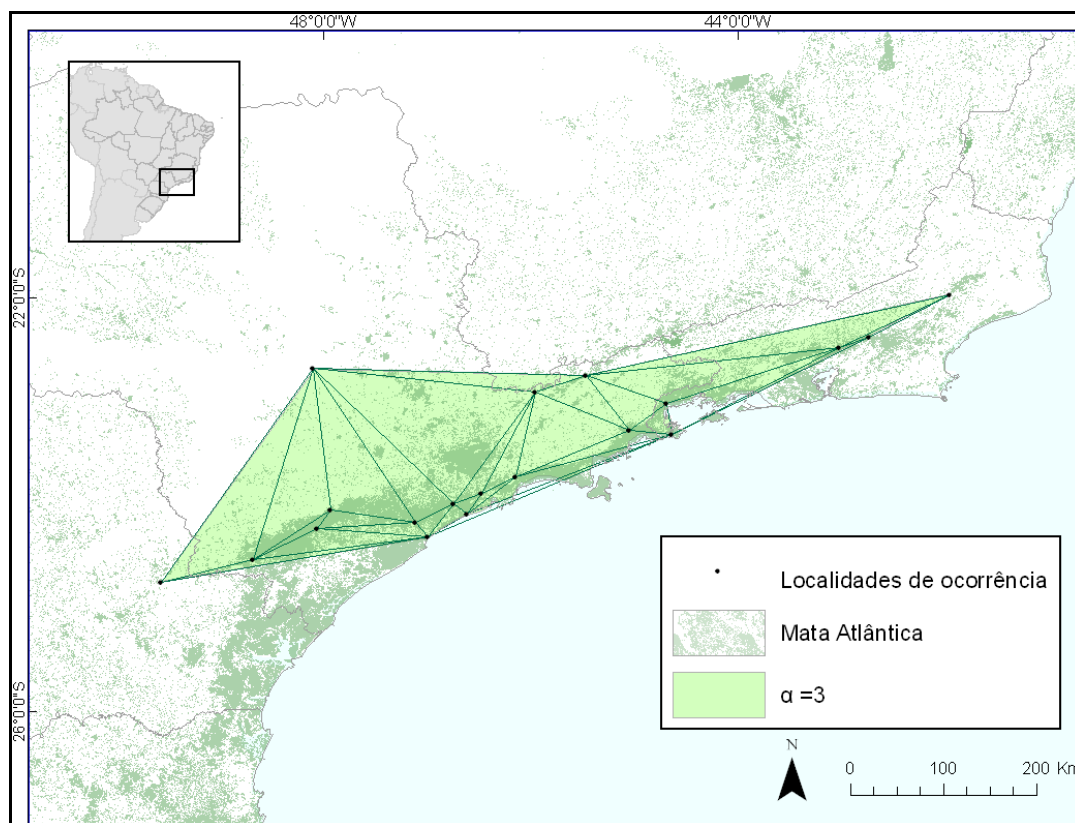


Figura 9. Polígono gerado através do método de α -hull para estimativa de EOO e Subpopulações de *B. arachnoides*, usando-se $\alpha=3$.

3.2.2 Estimativas de Área de Ocupação e Subpopulações

a) Adjacência de *Grids* (células)

As escalas para estimativa de AOO através de adjacência de *grids* permitiram a classificação das espécies como “ameaçadas” somente nas escalas de 2 x 2 km e 10 x 10 km, sendo “Pouco Preocupante” para Rapoport e Escala móvel. Para *B. arachnoides*, essas mesmas escalas geraram o mesmo número de Subpopulações. No caso de *B. hypoxanthus*, a escala de 10 x 10 km e Rapoport mantiveram as mesmas Subpopulações (Tabela 3), que podem ser verificadas também no mapa (Figura 10).

Os valores das áreas com categorias correspondentes e Subpopulações para o método de Adjacência de *Grids* estão na Tabela 3 e os mapas resultantes desse método estão na Figura 10 (*B. hypoxanthus*) e na Figura 11 (*B. arachnoides*).

Tabela 3: Valores das áreas de AOO de *B. hypoxanthus* e *B. arachnoides*, categorias da Lista vermelha correspondentes e contagem de Subpopulações, resultantes do método de adjacência de *grids*. Áreas em km².

AOO de <i>B. hypoxanthus</i>		
Escala	Área (Categoria UICN)	Subpopulações
2 x 2 km	120 (Em perigo)	22
10 x 10 km	2.000 (Vulnerável)	11
Rapoport (20,02)	6.012 (Pouco preocupante)	11
Móvel (83,2 km)	71.887 (Pouco preocupante)	3
AOO de <i>B. arachnoides</i>		
Escala	Área (Categoria UICN)	Subpopulações
2 x 2 km	73,7 (Em perigo)	19
10 x 10 km	1.795,4 (Vulnerável)	19
Rapoport (46,8 km)	25.941,7 (Pouco preocupante)	10
Móvel (83,8 km)	68.629,2 (Pouco preocupante)	6

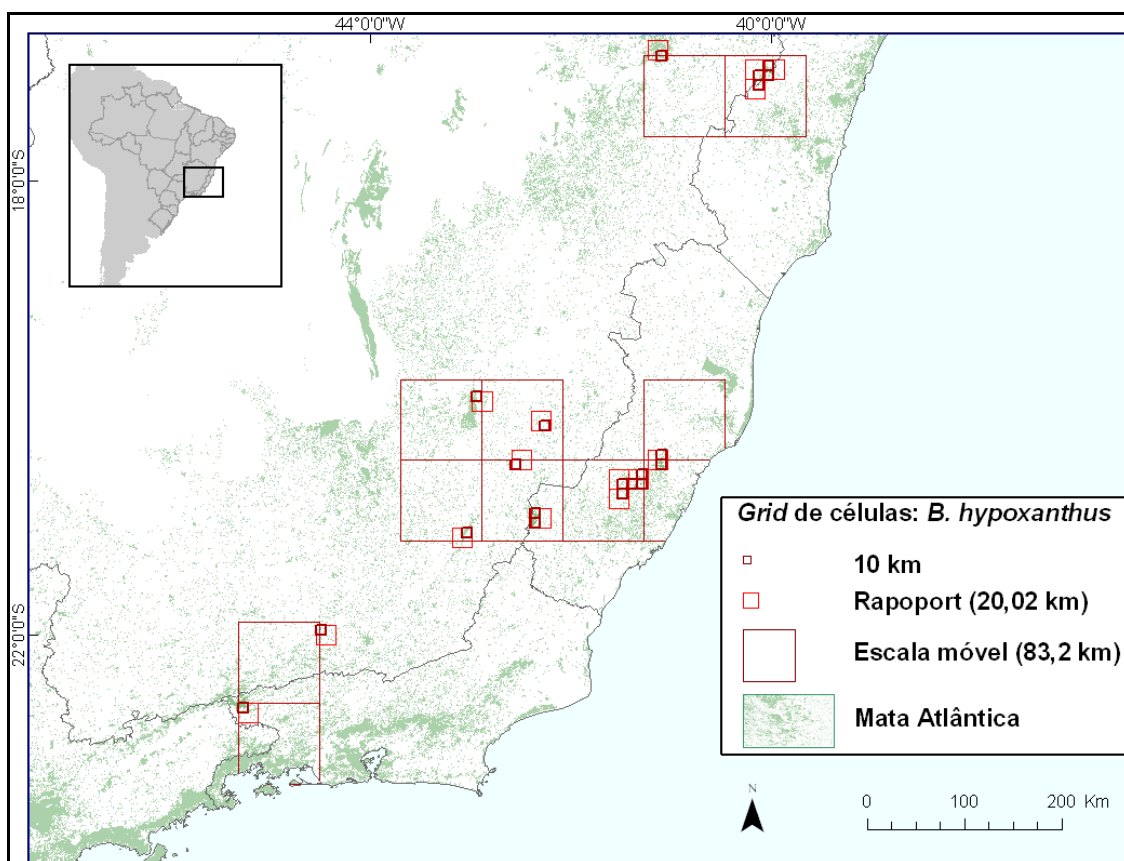


Figura 10. Estimativas de AOO em diferentes escalas utilizando o método de *grids* para *B. hypoxanthus*.

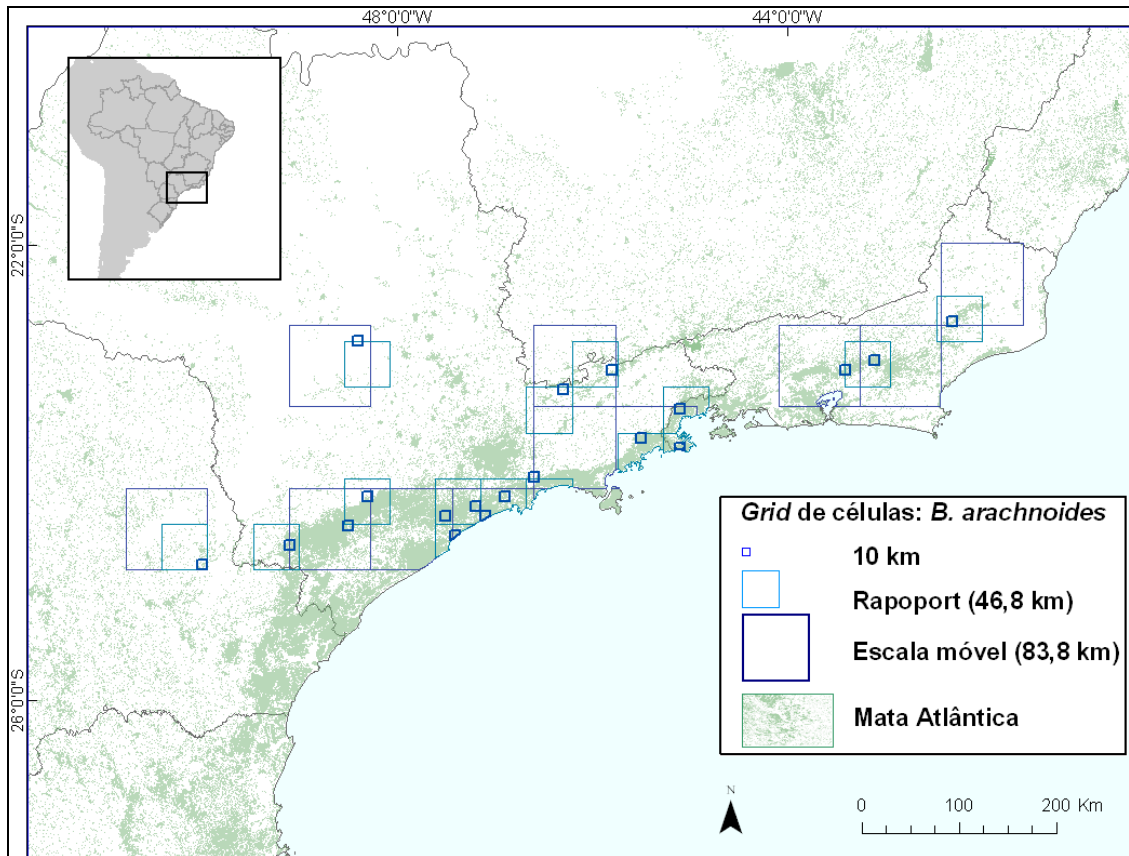


Figura 11. Estimativas de AOO em diferentes escalas utilizando o método de *grids* para *B. arachnoides*

b) *Buffers* Circulares

As escalas para estimativa de AOO através de *buffers* circulares variaram pouco em relação às categorias resultantes. Somente a menor escala (raio de 5,64 km) gerou valores de áreas que indicam a classificação sob a categoria “Vulnerável”, ou seja, entre 500 e 2.000 km² (Tabela 1). Os demais raios utilizados geraram valores de áreas que indicam à classificação sob a categoria “Pouco preocupante”, ou seja, maior que 2.000 km² (Tabela 4).

Nas escalas de 5,64 km, 10 km e Rapoport para *B. hypoxanthus*, a contagem de Subpopulações teve pouca diferença, em contraste com a escala móvel, onde a contagem ficou bastante reduzida. Para *B. arachnoides*, houve pouca diferença entre as duas menores escalas para AOO e Subpopulações, em comparação com as duas maiores (Tabela 4).

Os valores das áreas com categorias correspondentes e Subpopulações para o método de *buffers* circulares estão na Tabela 3 e os mapas resultantes desse método estão na Figura 12 (*B. hypoxanthus*) e na Figura 13 (*B. arachnoides*).

Tabela 4: Valores das áreas de AOO de *B. hypoxanthus* e *B. arachnoides*, categorias da Lista vermelha correspondentes e contagem de Subpopulações, resultantes do método de *buffer* circular. Áreas em km².

AOO de <i>B. hypoxanthus</i>		
Escala	Área (Categoria UICN)	Subpopulações
5,64 km	1.969,1 (Vulnerável)	11
10 km	4.981,7 (Pouco Preocupante)	11
Rapoport (20,02 km)	16.404 (Pouco Preocupante)	10
Escala móvel (83,2 km)	155.254,8 (Pouco Preocupante)	3
AOO de <i>B. arachnoides</i>		
Escala	Área (Categoria UICN)	Subpopulações
5,64 km	1.795 (Vulnerável)	19
10 km	5.512,4 (Pouco Preocupante)	18
Rapoport (46,8 km)	76.056,9 (Pouco Preocupante)	5
Escala móvel (83,8 km)	158.292,4 (Pouco Preocupante)	2

Na Figura 12 pode-se notar que algumas Subpopulações de *B. hypoxanthus* se mantêm, independente das mudanças no raio do *buffer*, mesmo nas menores escalas: a região do Alto Cariri (nordeste Minas Gerais), a região centro-serrana do Espírito Santo e o PARNA Caparaó. No caso de *B. arachnoides*, o mesmo não acontece em todas as escalas (Figura 13)

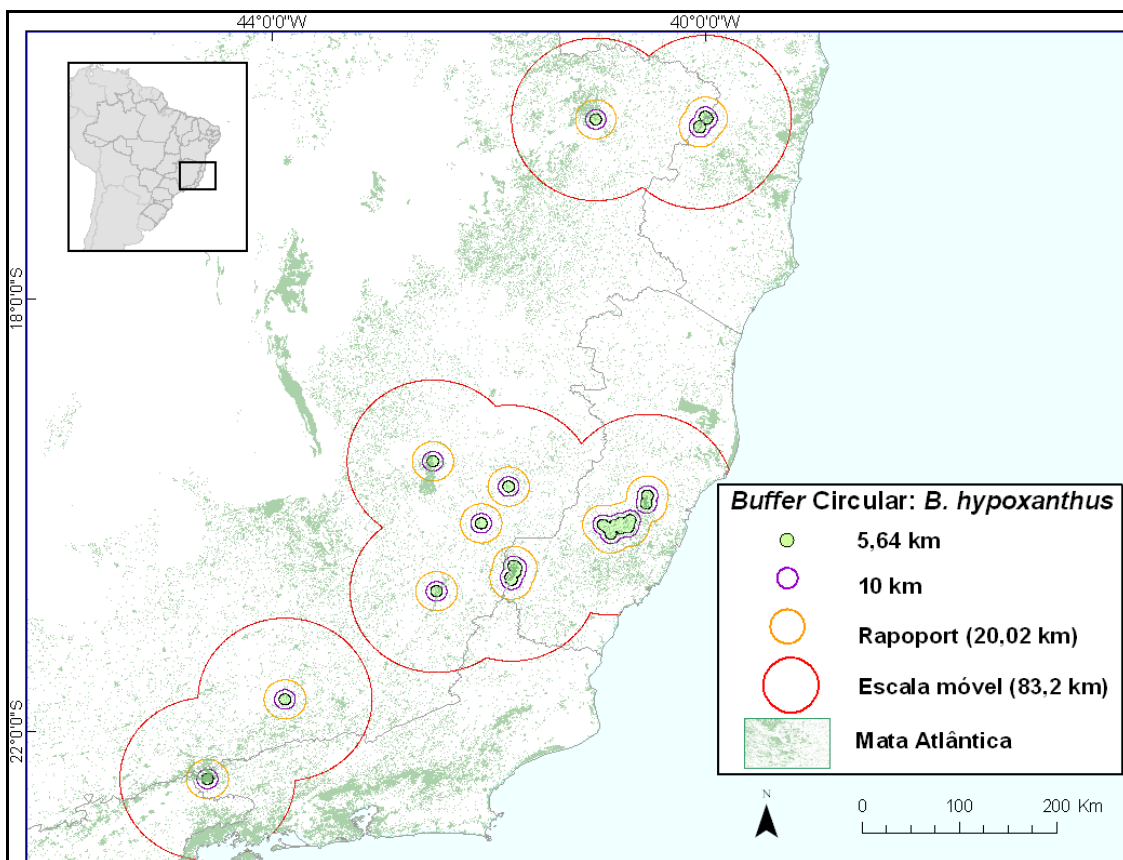


Figura 12. Estimativas de AOO em diferentes escalas utilizando o método de *buffer* circular para *B. hypoxanthus*.

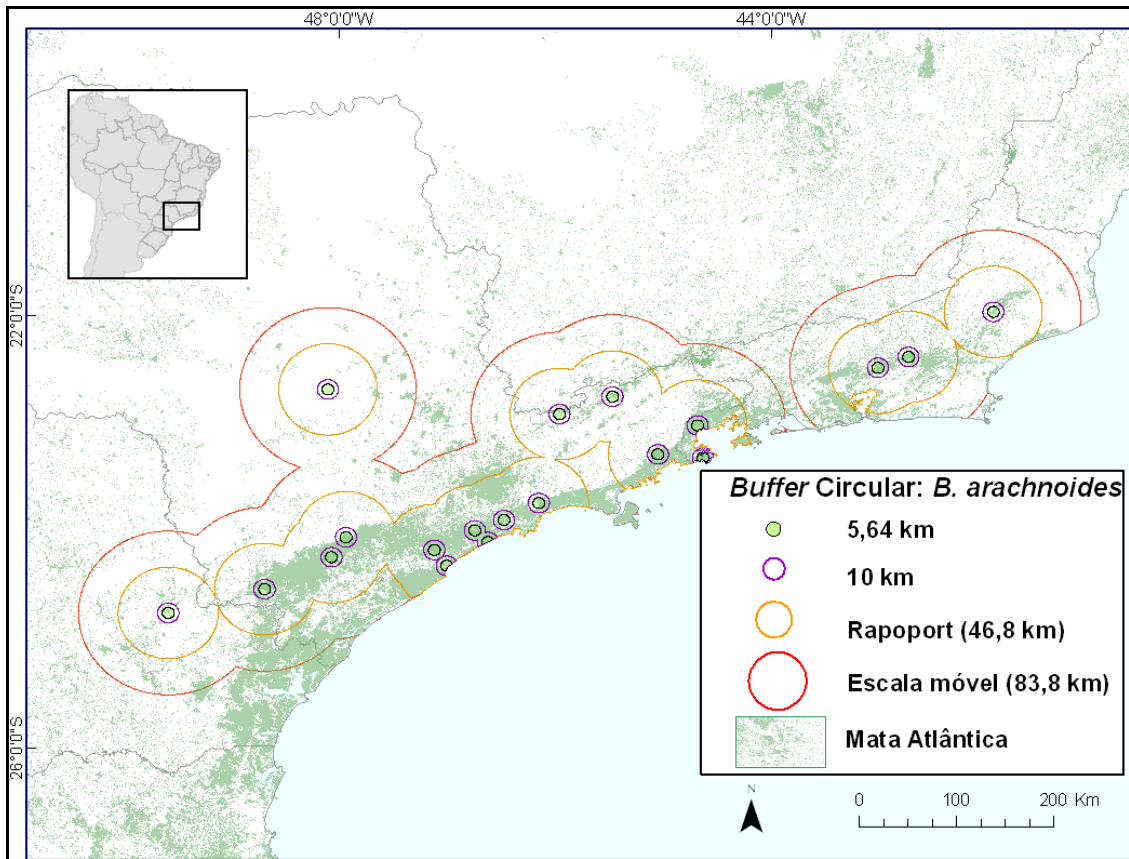


Figura 13. Estimativas de AOO em diferentes escalas utilizando o método de *buffer* circular para *B. arachnoides*.

3.2.3 Análises com a ferramenta GeoCAT

As extensões de ocorrência geradas através da ferramenta GeoCAT e do mínimo polígono convexo em ambiente SIG (Tabela 2) foram muito próximos. Os valores de mudança na escala que geram troca de categoria também foram bem próximos entre as espécies (Tabelas 5 e 6). A Tabela 5 mostra os valores das áreas de EOO e AOO, seguidos das categorias resultantes para cada um, segundo a ferramenta GeoCAT, para *B. hypoxanthus* e a Tabela 6 para *B. arachnoides*

A Tabela 7 apresenta os valores das áreas e contagem de Subpopulações para as células de 2 x 2 km e 10 x 10 km nessa ferramenta. Os valores das áreas e contagem de Subpopulações para os métodos de *grids* e GeoCAT foram muito semelhantes nessas escalas para ambas as espécies, e conseqüentemente, as categorias geradas foram as mesmas.

Tabela 5. Valores das áreas de EOO e dos diferentes tamanhos de células para AOO de *B. hypoxanthus* e categorias da lista vermelha para os resultados de cada parâmetro, segundo a ferramenta GeoCAT.

Parâmetro	Área (km²)	Categoria UICN
EOO	114.000	Pouco Preocupante
AOO (células 0,1 - 0,5 km)	0,3 – 8	Criticamente em Perigo
AOO (células 0,6 km - 4 km)	11,1 – 416	Em Perigo
AOO (células 5 - 10 km)	578 - 1.600	Vulnerável
AOO (células 11 - 16 km)	2.420 - 4.096	Quase Ameaçada
AOO (células > 17 km)	>4.913	Pouco Preocupante

Tabela 6. Valores das áreas de EOO e dos diferentes tamanhos de células para AOO de *B. arachnoides* e categorias da lista vermelha para os resultados de cada parâmetro, segundo a ferramenta GeoCAT.

Parâmetro	Área (km²)	Categoria UICN
EOO	90.200	Pouco Preocupante
AOO (células 0,1 - 0,7 Km)	0,2 - 9,31	Criticamente em Perigo
AOO (células 0,8 - 5 km)	12,1 – 475	Em Perigo
AOO (células 6 - 10 km)	684 - 1.900	Vulnerável
AOO (células 11 - 15 km)	2.299 - 4.275	Quase Ameaçada
AOO (células > 16 km)	>4.864	Pouco Preocupante

Tabela 7. AOO e contagem de Subpopulações segundo os *grids* gerados na ferramenta GeoCAT para as escalas de 2 x 2 km e 10 x 10 km. Áreas em km².

<i>B. hypoxanthus</i>	Área (Categoria UICN)	Subpopulações
<i>Grid</i> 2 x 2 km	116 (Em perigo)	25
<i>Grid</i> 10 x 10 km	1.600 (Vulnerável)	12
<i>B. arachnoides</i>	Área (Categoria UICN)	Subpopulações
<i>Grid</i> 2 x 2 km	76 (Criticamente em perigo)	19
<i>Grid</i> 10 x 10 km	1.900 (Vulnerável)	19

4. Discussão

A construção do banco de dados com localidades de ocorrência trouxe diferenças do número de localidades atuais das duas espécies em relação à literatura. Para *B. hypoxanthus*, foram consideradas 13 localidades nas áreas em Santa Maria de Jetibá (ES) e seis no Parque Nacional do Caparaó (ES/MG) (Mendes *et al.*, 2005) e foi incluída a localidade em Alto Santo Antônio - Santa Teresa (ES) (Vieira & Mendes, 2005). Jerusalinsky *et al.*, (2011) consideram apenas uma localidade para Santa Maria de Jetibá e uma para o Caparaó e não listam a localidade em Alto Santo Antônio. Para *B. arachnoides*, foi considerada uma localidade para cada um dos cinco núcleos do Parque Estadual da Serra do Mar com registro de muriquis (Mittermeier, 1987; Martuscelli *et al.*, 1994; Auricchio & da Silva, 2000), enquanto Jerusalinsky *et al.* (2011) contam as cinco como apenas uma localidade.

As avaliações da UICN (Mendes *et al.*, 2008 a, b) apresentam divergências entre a lista de localidades e os mapas propostos. O Parque Nacional do Itatiaia está na lista de localidades da UICN para as duas espécies, mas essa região não se encontra no mapa proposto para *B. hypoxanthus* (Figura 3). Aguirre (1971) registrou a presença de muriquis no Parque. Nessa época, o gênero era considerado monotípico e válida a espécie *Brachyteles arachnoides*. Lemos de Sá *et al.* (1990) e Rylands *et al.* (1995) consideraram válidas duas espécies de *Brachyteles* (*B. arachnoides* e *B. hypoxanthus*), o que tem sido aceito pela comunidade científica desde então. A publicação das avaliações das duas espécies na UICN ocorreu em 2008 (Mendes *et al.*, 2008 a, b). Entretanto, Cunha *et al.* (2009) indicam que a espécie que ocorre no PARNA Itatiaia é *B. hypoxanthus*, após a publicação da avaliação das duas espécies na UICN. Logo, isso indica que as avaliações da UICN precisam ser atualizadas.

A inclusão dessa localidade permite a proposta de expandir o mapa de distribuição da UICN de *B. hypoxanthus* na UICN para o sul, sendo o único registro dessa espécie no estado do Rio de Janeiro (Cunha *et al.*, 2009; Jerusalinsky *et al.*, 2011). A inclusão das localidades de *B. arachnoides* no Parque Estadual Três Picos / Reserva Ecológica Guapiaçu (RJ) e Parque Estadual do Desengano (Aguirre, 1971; Cunha *et al.*, 2009) permite a proposta de expandir o mapa de distribuição da UICN para nordeste. A inclusão da Fazenda Barreiro Rico, que consta na descrição de localidades (Aguirre, 1971; Milton & de Lucca, 1984; Martins 2005, 2006, Mendes *et al.*, 2008a) (Figura 4), permite a proposta de expandir o mapa de distribuição para noroeste.

O Mínimo Polígono Convexo é frequentemente usado para estimar distribuições geográficas. Entretanto, seu uso apresenta limitações por poder incluir regiões muito grandes de descontinuidade. A metodologia de α -hull ajuda a minimizar essa situação, pois prevê maneiras explícitas para excluir descontinuidades (Burgman & Fox, 2003; Gastón e Fuller, 2009), mas uma das dificuldades é o valor de α a ser usado. Embora não existam indicações claras de qual valor escolher, usamos o menor valor de α que englobe todos os pontos de ocorrência de cada espécie para definir a EOO com base nessa abordagem. Essa é uma estratégia conservadora, já que exclui apenas algumas áreas de descontinuidade e ainda atende às especificações do parâmetro EOO, de permitir medir o risco de extinção ao longo da distribuição do táxon (Gastón & Fuller, 2009; IUCN 2014).

O valor escolhido de α para *B. hypoxanthus* foi 5, gerando uma área de distribuição de 98.415 km² (Figura 7a; Tabela 2). A área se aproxima à da UICN, mas, diferente desta, inclui uma região sem registros para a espécie, no nordeste de Minas Gerais, sul da Bahia e norte do Espírito Santo (Figura 3). O valor escolhido para *B. arachnoides* foi 2, gerando uma área de distribuição de 65.049 km² (Figura 8b; Tabela 2), consideravelmente menor que a área do MPC e da UICN e que se restringe às localidades de ocorrência atual da espécie.

As áreas geradas com esses valores de α e MPC resultam na mesma categoria que as dos mapas da UICN, “Pouco Preocupante” (Tabela 2). Isso indica um baixo risco de extinção (IUCN, 2012) em nível de extensão geográfica das distribuições. Entretanto, os valores de AOO e estimativas de Subpopulações indicaram resultados bem divergentes (Tabela 3, Tabela 4), com dificuldades na escolha das escalas e dos valores de α . Definir esses aspectos é importante para analisar diferentes fatores de risco de extinção (Hartley & Kunin, 2003). A análise dessa variedade de abordagens permite identificar as vantagens e desvantagens de cada uma.

A inclusão dos remanescentes florestais é importante em análises de AOO para os muriquis. Semelhante a outras espécies, seu habitat passou por uma extrema fragmentação e muitas populações passaram por isolamento efetivo ou desapareceram de localidades em que ocorriam anteriormente (Ricketts, 2001; Ceballos e Ehrlich, 2002; Mendes *et al.*, 2005; Cunha *et al.*, 2009). Esses fatores, somados à caça, provavelmente causaram o processo de defaunação (Redford, 1992; Mendes *et al.*, 2005; Galleti & Dirzo, 2013), em áreas de ocorrência dos muriquis, por exemplo, em formações florestais contínuas como a Serra do Mar (Jerusalinsky *et al.*, 2011).

Em muitos casos foram estimadas Subpopulações (Figura 5, Figura 6, Figura 8, Figura 9, Figura 10, Figura 11) em que possivelmente existam trocas genéticas e/ou demográficas (IUCN, 2012) devido à proximidade dos grupos e conexão estrutural e funcional dos fragmentos ocupados entre si e outros blocos de mata. Considerando aspectos da heterogeneidade da matriz é possível que indivíduos possam migrar entre os fragmentos em muitas localidades, ainda mais com a restauração do habitat (Rickets, 2001; Mendes *et al.*, 2005; Vieira & Mendes, 2005; Koehler *et al.*, 2005; Talebi & Soares, 2005). Também é possível que outros grupos sejam encontrados em algumas das localidades pela disponibilidade de habitat, até porque há relatos (a serem confirmados) da presença de miquis nessas áreas (Mendes *et al.*, 2005; Garcia, 2005; Koehler *et al.*, 2005).

Outro aspecto que enriqueceu as análises dos parâmetros foi a adaptação, para o cálculo da AOO, de abordagens já conhecidas para outros parâmetros (Edelsbrunner *et al.*, 1983; Willis *et al.*, 2003; Moat 2007; Rivers *et al.*, 2010; Bachman *et al.*, 2011; IUCN, 2014): o método de *buffers* e *a-hull* (usados para Subpopulações), a proximidade de Rapoport para o método de *grids* (usado somente para estimar Subpopulações usando *buffers*) e a ferramenta GeoCAT para EOO e AOO, certamente pela primeira vez para *Brachyteles*. Considerar fatores como a disponibilidade do habitat e adicionar metodologias para cálculo dos parâmetros facilita a escolha de abordagens e escalas mais precisas para estimar o risco de extinção de espécies

O método de adjacência de *grids*, recomendado pela IUCN (2012) apresenta como vantagens a facilidade de se gerar AOO e contagem de Subpopulações, inclusive devido à variedade de ferramentas para estimativas desses parâmetros. A IUCN (2012) recomenda a escala 2 x 2 km. Para as duas espécies, essa escala causa um número elevado de Subpopulações, bem semelhante ao número de localidades, e com áreas muito restritas (Tabela 3). Isso também foi observado no trabalho de Rivers *et al.* (2010) para essa escala, que argumenta que a contagem de Subpopulações é fortemente correlacionada ao número de pontos.

Para *B. hypoxanthus*, a escala de 2 x 2 km gera uma AOO de 120 km² (Em perigo) (Tabela 3). A área estimada é muito pequena em comparação com soma das áreas dos fragmentos efetivamente ocupados, que é de aproximadamente 1.870 km² (Jerusalinsky *et al.*, 2011). No caso de *B. arachnoides* a escala de 2 x 2 km gera uma AOO de 73,7 km² (Em perigo) (Tabela 3), o que também não corresponde à área efetivamente ocupada, pois subestima a área de mata com possibilidade de ocupação (Figura 11).

A escala de 10 x 10 km (Tabela 3; Figura 10, b) se aproximou mais da área florestal ocupada por *B. hypoxanthus* e a categoria “Vulnerável” também foi atingida. O número de Subpopulações ficou mais próximo de 14, diferindo apenas por agrupar as quatro localidades da região do Alto Cariri, no limite entre Bahia e Minas Gerais na mesma subpopulação. Para *B. arachnoides*, as escalas de 2 x 2 km e 10 x 10 km resultaram no mesmo número de Subpopulações, 19, igual ao número de pontos. Isso se deve ao fato das localidades dessa espécie estarem distribuídas de forma mais espalhada dentro de sua EOO. Isso configura o que Moat (2007) identifica como “esparsamente ocupada”, ou seja, todas as células estão isoladas.

O método de *buffers* tem a vantagem de se relacionar melhor com a ideia de estimar o quanto os indivíduos do táxon podem migrar no ambiente. Como nos outros métodos, não há um método objetivo para a escolha da escala. A escala mais adequada seria aquela onde o raio corresponde à distância máxima de dispersão da espécie (Rivers *et al.*, 2010). As escalas fixas (5,64 e 10 km) agruparam praticamente as mesmas Subpopulações (Figura 11 a, b).

Para *B. hypoxanthus*, a contagem de Subpopulações foi próxima de 14 (Tabela 3) e agrupou as populações da região centro-serrana do Espírito Santo onde possivelmente ocorram trocas genéticas ou demográficas. No caso de *B. arachnoides*, as duas escalas configuram um quadro de distribuição “esparsamente ocupada” (Moat, 2007), como ocorreu para o método de *grids*. Esses aspectos representam bem a estruturação espacial dos grupos conhecidos, e indicam que essas escalas mais restritivas são propícias para a classificação de muriquis.

A proximidade de Rapoport é uma abordagem dependente da densidade de pontos. Sua principal vantagem é ser uma escala derivada de características espaciais do próprio táxon. Esse aspecto se reforça pela diferença de valores entre as espécies, que refletiu a diferença entre o número e disposição espacial das localidades. Para *B. hypoxanthus* foi usado um raio menor (20,02 km), que agrupou praticamente as mesmas Subpopulações que as escalas anteriores. A diferença foi o agrupamento das localidades da região centro-serrana do Espírito Santo como a mesma subpopulação. Pela proximidade e estado dos remanescentes florestais da região (Figura 12), isso seria potencialmente possível. Mesmo que tenha triplicado a área em relação ao raio de 10 km, a categoria alcançada foi a mesma, “Pouco preocupante” (Tabela 3).

Para *B. arachnoides*, o raio de 46,8 km foi duas vezes maior que para *B. hypoxanthus*, refletindo a distância geográfica entre as localidades. A AOO estimada se mostrou distante da realidade e o número de Subpopulações caiu muito em relação ao raio de 10 km. Mesmo assim, o agrupamento das Subpopulações sustenta uma

possibilidade de troca genética ou demográfica entre grupos, principalmente entre as localidades da Serra do Mar em São Paulo entre si e as do estado do Rio de Janeiro entre si. A chance de isso ocorrer aumenta pelo fato de estarem em blocos florestais estruturalmente contínuos e se houver grupos da espécie ainda não conhecidos.

A escala móvel de 1/10 da distância máxima entre localidades apresenta a vantagem de ser espécie-específica, e independente do número de localidades (Rivers *et al.*, 2010). Entretanto, quando utilizada nos métodos de *buffer* e *grids* para *Brachyteles*, incluiu grandes áreas de pouca adequabilidade ambiental (Figuras 10 e 11). Pode-se notar que dentro de suas delimitações, a área de remanescentes florestais é pequena em relação à desmatada. Assim, a definição de área potencial efetivamente ocupada não foi cumprida. Isso aconteceu porque a escala para as duas espécies foi grande, logo as áreas e Subpopulações resultantes (Tabelas 3 e 4) ficaram próximas das de EOO (Tabela 2). Dessa forma, essa escala se mostra pouco adequada por subestimar a contagem de Subpopulações e superestimar a AOO.

Ao se confrontar os métodos de *grids* e *buffers*, para escolher qual o mais adequado para avaliações da lista vermelha, alguns aspectos podem ser considerados. Rivers *et al* (2010) recomenda o uso de *buffers*, em vez de *grids*. Isso porque esse último se mostra muito dependente da colocação da grade de células e do tamanho da célula (Willis *et al.*, 2003) e porque dois pontos mais distantes podem ser agrupados na mesma subpopulação em detrimento de dois mais próximos entre si.

O método de *buffers* não apresenta esses problemas e depende apenas da escala usada. Por outro lado, no caso de *Brachyteles*, o método de *buffers* apresentou desvantagens de apresentar maiores áreas (Tabelas 3 e 4; Figuras 10 e 11). Isso ocorreu principalmente nas escalas maiores (Rapoport e escala móvel). Isso traz novamente a situação de subestimação da contagem de Subpopulações e superestimação de área não adequada ao táxon.

Contudo, um ponto de convergência pode ser considerado. A escala de 10 km para *grids* e a escala de 5,64 km para *buffers* apresentam áreas muito semelhantes e resultados iguais em termos de Subpopulações e categoria da lista vermelha (Tabelas 3 e 4). Rivers *et al* (2010) demonstrou resultados semelhantes. Essas escalas são de fato equivalentes já que uma célula de 10 x 10 km tem a mesma área (100 km²) de um *buffer* de raio 5,64 km. Logo, para as espécies de miquis, indica-se que se use um *buffer* de 5,64 km, pois evita os problemas gerados pelo método de *grids*.

Os resultados para a abordagem de *α -hull* para AOO e Subpopulações apresentaram isolamento de Subpopulações (Figuras 5, 6a, 8 e 9). Nos três valores em que foi testada para *B. hypoxanthus* e para $\alpha=1$ para *B. arachnoides*, algumas

localidades foram excluídas do polígono. Ao se considerar que essas localidades não conectadas como Subpopulações isoladas, as exigências desses parâmetros se cumprem. Valores menores de α tendem a manter as linhas menores entre as localidades, refletindo a dependência dessa abordagem à quantidade, densidade e proximidade das localidades. Outra vantagem pode se considerar, na realização de uma avaliação conjunta de EOO e AOO por meio dessa abordagem, mantendo a relação EOO/AOO. Por outro lado, cria-se a necessidade de se definir um valor para essa variável para cada um dos parâmetros.

A ferramenta GeoCAT resultou em áreas de EOO, AOO e contagem de Subpopulações muito próximos aos de MPC e adjacência de *grid*, para as duas espécies (Tabela 2, Tabela 3, Tabela 7). As poucas diferenças se devem à colocação da grade de células e consideração de algumas áreas claramente inadequadas pela ferramenta. As limitações da GeoCAT para EOO são as mesmas apresentadas pelo MPC. Entretanto, a ferramenta apresenta as vantagens ser de uso livre e cumpre sua proposta de permitir uma análise geoespacial rápida e que facilita o processo de classificação de táxons nas categorias da Lista Vermelha (Bachman *et al.*, 2011). A ferramenta possibilita a escolha do tamanho da célula do *grid* para AOO e apresenta instantaneamente as áreas, números de Subpopulações e as categorias geradas. A análise desses resultados (Tabela 5, Tabela 6) permite entender que os parâmetros são sensíveis à escolha da escala, e que há uma arbitrariedade envolvida nessa escolha.

Conforme Callmander *et al.* (2007), aspectos da EOO influenciam a AOO. A seleção do tamanho da célula depende da forma, tamanho e homogeneidade da distribuição da espécie. Assim, não há uma única e melhor abordagem para calcular a área de ocorrência, mostrando que o método escolhido influencia as avaliações de ameaça.

5. Conclusões

As avaliações do risco de extinção de espécies com base nos parâmetros de distribuição geográfica carecem de objetividade e podem ser aprimoradas. Abordagens sistematizadas, como as de SIG, ajudam nesse processo, no sentido de tornar as avaliações mais objetivas e replicáveis. Os mapas de distribuição e lista de localidades disponibilizadas nas avaliações da UICN para as duas espécies de *Brachyteles* precisam ser atualizados. O uso e adaptações de métodos para o cálculo dos parâmetros espaciais permitem encontrar qual deles é o mais adequado para o táxon estudado, sendo que a principal dificuldade é a escolha da escala. A inclusão de dados dos remanescentes florestais em análises espaciais para muriquis (e espécies que passaram por processos semelhantes) auxilia a definir o método e a escala a serem usados. Nesse sentido, as abordagens cujos mapas cobriram grandes áreas de ausência de cobertura de mata podem ser consideradas desvantajosas.

A abordagem de α -hull é uma generalização que ajuda a minimizar os problemas de viés do Polígono Convexo Mínimo. Como não há indicações na literatura para se definir o valor de α , propomos o uso do menor valor de α que englobe todos os pontos de ocorrência do táxon. Em relação à Área de Ocupação, as abordagens com escalas mais restritivas aparentam ser mais adequadas. Recomendamos o método de buffers de 5,64 km para estimar esses parâmetros para as espécies de muriquis. A abordagem de α -hull também pode ser usada para AOO e Subpopulações, desde que haja uma forma precisa de escolha para o valor de α .

O uso da ferramenta GeoCAT provê uma avaliação de EOO e AOO rápida e simplificada. Como GeoCAT permite escolher o tamanho do *grid* para AOO e incluir outras camadas com informações do terreno, a avaliação pode ser feita na escala mais apropriada para o táxon em questão, ao considerarmos a cobertura vegetal para escolha da escala. Por outro lado, apresenta as limitações do mínimo polígono convexo para EOO e do método de *grids* para AOO. Portanto, deve ser usada com cautela, servindo satisfatoriamente como uma abordagem preliminar.

Muriquis são espécies endêmicas da Mata Atlântica e foram profundamente afetados pela redução e fragmentação do seu habitat. Os resultados obtidos podem ser usados para avaliações de risco de extinção de outros táxons que também foram afetados por processos como a defaunação, a redução e a fragmentação do habitat.

6. Referências bibliográficas

- Aguirre, A. C. 1971. **O mono *Brachyteles arachnoides*** (É. Geoffroy). Situação atual da espécie no Brasil. Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro. 53p.
- Auricchio, P. & Silva, M. A. F. 2000. Nova ocorrência de *Brachyteles arachnoides* no Parque Estadual da Serra do Mar, São Paulo, Brasil. **Neotropical Primates** 8 (1): 30–31.
- Bachman S, Moat J., Hill, A.W., de la Torre J. & Scott, B. 2011. Supporting Red List threat assessments with GeoCAT: geospatial conservation assessment tool. In: Smith, V. & Penev, L. editors. **E-Infrastructures for data publishing in biodiversity science**. Sofia: ZooKeys 150: 117–126.
- Brooks, T. & Rylands, A. B. 2005. Espécies no limiar da extinção: vertebrados terrestres criticamente em perigo. In: Galindo-Leal C., Câmara, I. G. editores. **Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas**. Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica & Conservação Internacional. pp. 358–359.
- Borregaard, M. K., Hendrichsen, D. K. & Nachman, G. N. 2009. Spatial distribution. In: Jørgense, S. E. & Farth, B. D. editors. Population Dynamics. **Encyclopedia of Ecology** 4. Oxford: Elsevier. pp. 3304–3310.
- Burgman M. A. & Fox J. C. 2003. Bias in species range estimates from minimum convex polygons: implications for conservation and options for improved planning. **Animal Conservation** 6:19–28.
- Callmander, M. W., Schatz, G. E., Lowry II, P. P., Laivao, M. O. Raharimampionona, J., Andriambololonera, S., Raminosoa, T. & Consiglio, T. K. 2007. Identification of priority areas for plant conservation in Madagascar using Red List criteria: rare and threatened Pandanaceae indicate sites in need of protection. **Oryx** 41: 168–176.
- Ceballos, G. & Ehrlich, P. R. 2002. Mammal population losses and the extinction crisis. **Science** 296: 904–907.

- Cerqueira, R. 1995. Determinação de distribuições potenciais de espécies. In: Peres-Neto, P. R., Valentin, J. L., & Fernandez, F. A. S., editores. **Tópicos em tratamentos de dados biológicos**. Programa de Pós Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Chrisman, N. R. 1999. What Does GIS Mean? **Transactions in GIS** 3(2): 175–186.
- Cunha, A. A., Grelle, C. E. V. & Boubli, J. P. 2009. Distribution, population size and conservation of the endemic muriquis (*Brachyteles* spp.) of the Brazilian Atlantic Forest. **Oryx** 43(2): 254–257.
- Edelsbrunner H., Kirkpatrick D. & Seidel R. 1983. On the shape of a set of points in the plane. **IEEE Transactions on Informatic Theory** 29: 551–559.
- Fundação SOS Mata Atlântica/ INPE. 2013. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica**– Período de 2011-2012. Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo.
- Galetti, M. & Dirzo, R. 2013. Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. **Biological Conservation** 163:1–6.
- Galindo-Leal C. & Câmara, I. G. 2005. Status do hotspot Mata Atlântica: uma síntese. In: Galindo-Leal C., Câmara, I. G. editores. **Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas**. Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica & Conservação Internacional. pp. 3–11.
- Garcia, V. L. A. 2005. Status of the muriqui (*Brachyteles*) populations remaining in the state of Rio de Janeiro, Brazil: Projeto Muriqui-Rio. **Neotropical Primates** 13 (supplement): 73–78.
- Gastón K. J. & Fuller R. A. 2009. The sizes of species' geographic ranges. **Journal of Applied Ecology** 46:1–9.
- Hartley S. & Kunin W. E. 2003. Scale dependency of rarity, extinction risk, and conservation priority. **Conservation Biology** 17:1559–1570

IUCN. 2012. IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN. iv + 32pp.

IUCN Standards and Petitions Subcommittee. 2014. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 11. Prepared by the Standards and Petitions Subcommittee. Downloadable from: <http://www.IUCNredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>

Jacobsen, T. R. 2005. Dinâmica da perda da biodiversidade: uma introdução às questões trinacionais. In: Galindo-Leal C., Câmara, I. G. editores. **Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas**. Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica & Conservação Internacional. pp.355–357.

Jerusalinsky, L., Talebi, M. & Melo, F. R. (orgs.). 2011. Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Muriquis. ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade). 144p.

Lemos de Sá, R. M., Pope, T. R., Glander, K. E., Struhsaker, T. T. & Fonseca, G. A. da. 1990. A pilot study of genetic and morphological variation in the murequi (*Brachyteles arachnoides*). *Primate Conservation* 11: 26–30.

Linderman, M. A., AN, L., Bearer, S., He, G., Ouyang, Z. & Liu, J. 2005. Modeling the spatio-temporal dynamics and interactions of households, landscapes, and giant panda habitat. **Ecological Modelling**, 183: 47–65.

Koehler, A. B., Pereira, L. C. M., Patricia A. Nicola, P. A., Ângelo, A. C. & Weber, K. S. 2005. The southern murequi, *Brachyteles arachnoides*, in the State of Paraná: current distribution, ecology, and the basis for a conservation strategy. **Neotropical Primates** 13 (supplement): 67–72.

- Martins, M. M. 2005. Density of primates in four semi-deciduous forest fragments of São Paulo, Brazil. **Biodiversity and Conservation** 14(10): 2321–2329.
- Martins, M. M. 2006. Comparative seed dispersal effectiveness of sympatric *Alouatta guariba* and *Brachyteles arachnoides* in Southeastern Brazil. **Biotropica** 38(1): 57–63.
- Martuscelli, P., Petroni, L. M. & Olmos, F. 1994. Fourteen new localities for the miqui *Brachyteles arachnoides*. **Neotropical Primates**, 2 (2): 12–15.
- Melo, F. R., Dias, L. G. 2005. Miqui populations reported in the literature over the last 40 years. **Neotropical Primates** 13 (supplement): 19–24.
- Mendes, S. L., Melo, F. R., Boubli, J. P. Dias L. G. Strier, K. B. Pinto, L. P. S., Fagundes, V., Consenza, B. & De Marco Jr, P. 2005a. Directives for the conservation of the northern miqui, *Brachyteles hypoxanthus* (Primates, Atelidae). **Neotropical Primates** 13 (supplement): 7–18.
- Mendes, S.L., Santos, R. R. & Carmo, L.P. 2005b. Conserving the Northern Miqui in Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo. **Neotropical Primates**. **Neotropical Primates** 13 (supplement): 31–35.
- Mendes, S. L., de Oliveira, M. M., Mittermeier, R. A. & Rylands, A. B. 2008a. *Brachyteles arachnoides*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <www.IUCNredlist.org>. Downloaded on **30 December 2014**.
- Mendes, S. L., de Oliveira, M. M., Mittermeier, R. A. & Rylands, A. B. 2008b. *Brachyteles hypoxanthus*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <www.IUCNredlist.org>. Downloaded on **30 December 2014**.
- Milton, K. & de Lucca, C. 1984. Population estimate for *Brachyteles* at Fazenda Barreiro Rico. **IUCN/SSC Primate Specialist Group Newsletter** 4: 27–28.
- Mittermeier, R. A., Valle, C. M. C., Alves, M. C., Santos, I. B., Pinto, C. A. M., Strier, K. B., Young, A. L., Veado, E. M., Constable, I. D., Paccagnella, S. G. & Sá, R.

- M. L. 1987. Current distribution of murequi in the Atlantic forest region of eastern Brazil. **Primate Conservation** (8):143–149.
- Moat, J. 2007. Conservation assessment tools extension for ArcView 3.x, version 1.2. **GIS Unit, Royal Botanic Gardens, Kew, UK**. Available at: <http://www.rbgekew.org.uk/gis/cats>
- Morrisson, W.S., Dinerstein, E., Wilcove, D.S. & Lamoreux, J. F. 2007. Persistence of large mammal faunas as indicators of global human impacts. **Journal of mammalogy**, 88(6):1363–1380.
- Pearson, R. G. 2007. Species' Distribution Modeling for Conservation Educators and Practitioners. Synthesis. **American Museum of Natural History**, New York.
- Peterson, A. T. 2003. Predicting the geography of species' invasions via ecological niche modeling. **Quarterly Review of Biology** 78: 419–433.
- Pissinatti, A. Managements of Muriquis (*BRACHYTELES*, PRIMATES) in captivity. 2005. **Neotropical Primates** 13 (supplement): 93–99.
- Rapoport, E. H. 1982. Areography: geographical strategies of species. Fundacion Bariloche, **Pergamon Press**, Oxford.
- Redford, K. H., 1992. The empty forest. **Bioscience** 42, 412–422.
- Ricketts, T. H. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. **The American Naturalist** 158: 87–99.
- Rivers, M. C., Bachman, S. P., Meagher, T. R., Nic Lughadha, E. & Brummitt, N. A. 2010. Subpopulations, locations and fragmentation: applying IUCN red list criteria to herbarium specimen data. **Biodiversity and Conservation** 19(7): 2071–2085.
- Rodrigues, A. S. L., Pilgrim, J. D., Lamoreux, J. F., Hoffmann, M., & Brooks, T. M. 2006. The value of the IUCN Red List for conservation. **Trends in ecology & evolution** 21(2):71–76.

- Rylands, A. B., Mittermeier, R. A. & Rodriguez-Luna, E. 1995. A species list for the New World primates (Platyrrhini): distribution by country, endemism, and conservation status according to the Mace-Land system. *Neotropical Primates* 3 (supplement): 113–160
- Silva, J. M. C. & Castelleti, C. H. M. 2005. Estado da biodiversidade da Mata Atlântica brasileira. In: Galindo-Leal C., Câmara, I. G. editores. **Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas**. Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica & Conservação Internacional. pp. 43–59.
- Soberón, J. & Peterson, A. T. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics* 2: 1–10.
- Strier, K. B., Pinto, L. P. S., Paglia, A., Boubli, J. P., Mendes, S. L., Marini-Filho, O. J. & Rylands, A. B. 2005. The ecology and conservation of the muriqui (*Brachyteles*): reports from 2002–2005. Introduction. *Neotropical Primates* 13 (supplement): 3–5.
- Talebi, M. & Soares, P. 2005. Conservation research on the southern muriqui (*Brachyteles arachnoides*) in São Paulo, Brazil. *Neotropical Primates* 13 (supplement): 53–59.
- Thieltges, D. W., Hof, C., Borregaard M. K., Dehling D. M., Brändle, M., Brandl R., Poulin & R. 2011. Range size patterns in European freshwater trematodes. *Ecography* 34: 982–989.
- Tomlinson, R. F. 1968. A Geographic Information System for Regional Planning. In: **Land Evaluation**. Stewart, G. A. (Ed.). 200–10. Melbourne: Macmillan.
- Vié, J.-C., Hilton-Taylor, C., Pollock, C., Ragle, J., Smart, J., Stuart, S. N. & Tong, R. 2008. The IUCN Red List: a key conservation tool. In: Vié, J.-C., Hilton-Taylor, C., & Stuart, S. N. (eds). *The 2008 Review of The IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN Gland, Switzerland.

- Vieira, L. A. & Mendes, S. L. 2005. Presence of the muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*) in a rural property in the vicinity of the Augusto Ruschi Biological Reserve, Santa Teresa, Espírito Santo. *Neotropical Primates* 13 (supplement): 37–39.
- Willis F., Moat J. & Paton A. 2003. Defining a role for herbarium data in Red List assessments: a case study of *Plectranthus* from eastern and southern tropical Africa. ***Biodiversity & Conservation*** 12:1537–1552.
- Young, C. E. F. Causas socioeconômicas do desmatamento na Mata Atlântica brasileira. In: Galindo-Leal C., Câmara, I. G. editores. **Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas**. Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica & Conservação Internacional. pp. 103–118.