



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
Campus de São José do Rio Preto

Fausto Erritto Barbo

Biogeografia Histórica e Conservação das Serpentes na
Floresta Pluvial Atlântica Costeira do Brasil

São José do Rio Preto
2012

Fausto Erritto Barbo

Biogeografia Histórica e Conservação das Serpentes da Floresta Pluvial
Atlântica Costeira do Brasil

Tese apresentada ao Programa de Pós
Graduação em Biologia Animal do Instituto
de Biociências, Letras e Ciências Exatas, da
Universidade Estadual Paulista “Júlio de
Mesquita Filho”, *campus* de São José do
Rio Preto, para a obtenção do título de
Doutor em Biologia Animal.

Orientador: Profº. Drº. Ricardo Jannini Sawaya

São José do Rio Preto – SP
2012

Barbo, Fausto Erritto.

Biogeografia histórica e conservação das serpentes da floresta pluvial atlântica costeira do Brasil / Fausto Erritto Barbo. -- São José do Rio Preto, 2013

173 f. : il., tabs.

Orientador: Ricardo Jannini Sawaya

Tese (doutorado) – Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas

1. Ecologia animal. 2. Cobra – Distribuição geográfica. 3. Cobra - Mata Atlântica. 4. Conservação biológica. I. Sawaya, Ricardo Jannini. II. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas. III. Título.

CDU – 598.12

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca do IBILCE
UNESP - Campus de São José do Rio Preto

Fausto Erritto Barbo

Biogeografia Histórica e Conservação das Serpentes na Floresta Pluvial
Atlântica Costeira do Brasil

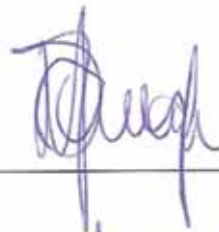
Data da Defesa: 16 de fevereiro de 2012

Parecer: (X) Aprovado

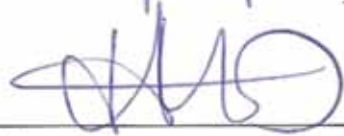
() Reprovado

TITULARES:

Prof. Dr. Ricardo Jannini Sawaya (Orientador)
Universidade Federal de São Paulo



Prof Dr. Hussam El-Dine Zaher
Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo



Prof. Dr. Sílvio Shigueo Nihei
Universidade de São Paulo



Prof. Dr. Cristiano Nogueira
Universidade de Brasília



Prof. Dr. Otavio Augusto Vuolo Marques
Instituto Butantan



São José do Rio Preto
2012

DEDICATÓRIA



Dedico esse trabalho aos remanescentes do bioma mais bonito do mundo e sua rica e fantástica fauna de serpentes. Não cheguei em 1500 para contemplar mais de sua quase total magnitude e beleza mas, ainda assim, cheguei a tempo!

AGRADECIMENTOS

Dentre todas as coisas para se fazer em uma tese, como escrever resultados e discussões, mapas, apêndices, etc., etc.... uma das mais difíceis certamente é a parte cabível aos agradecimentos.

Pelo péssimo hábito de deixar coisas pra última hora e depois ter que passar as madrugadas em claro tentando remendar o que não foi feito antes, e com mais tempo, eu posso ter esquecido de mencionar pessoas que mereceram ser agradecidas. Desde já me desculpo e espero que compreendam como funciona a cabeça de um “quase doutor”, às vésperas de entregar sua tese, a indicação de banca, prestações de contas, relatórios, etc.. Prometo que essa será a última vez que isso vai acontecer (claro, até parece!).

Quem já passou por isso sabe que existe uma vida meio insalubre permeando o dia-a-dia de um aluno de pós, em especial de doutorado. A procrastinação se faz presente a todo momento, ao ponto de nos pegarmos renomeando cada uma das 300 fotos daquela viagem para Queimada Grande de 2004, ou retocando um mapa que nem faz parte de trabalho nenhum. Nos preocupamos com qualquer coisa que não seja tese... perdemos ela de vista... mas, na reta final, não temos hora certa para dormir, nem para comer, apenas distinguimos o claro e o escuro dos dias, e quando sofremos acidentalmente um corte pelo corpo, sangramos café!!... nas últimas semanas voltamos a estágios ferais, com direito a grunhidos e ataques repentinos. Você se olha no espelho e percebe que a barba cresceu absurdamente, e o cabelo então... E quem liga pra isso? Somos “roots”, não é verdade? Biologia na veia!

Após remar em círculos no meio do oceano por algum tempo, finalmente achamos a direção, e de repente o cronômetro dispara!! Oow Maan!! Os meses se passaram em alguns dias... e a tão sonhada data de depósito de tese está chegando. E você redescobre a vida depois disso! Ela ainda existia!

Deixando de lado as delongas (já basta a tese em si!), espero me lembrar de todos que ajudaram com qualquer tipo de coisa, como informações de distribuição, bibliografia, coordenadas geográficas, *shapefiles*, café, água, cerveja, e se por acaso esqueci de alguém, por favor, não se sinta excluído e nem menosprezado, pois ultimamente, quase sempre eu tenho me esquecido de mim mesmo.

Em primeiro lugar, gostaria de agradecer à minha família. Falar de família é sempre complicado, pois o discurso sempre soa meio piegas, mas é a sinceridade aflorando: Agradeço aos meus queridos pais, Ricardo “bigode” e Marcia, por todo o amor, dedicação,

carinho, apoio moral, logístico, financeiro e por tudo o que é possível e impossível de se fazer e se sacrificar para ter os filhos sempre encaminhados nos estudos, ensinando a ética e a honestidade. Foram, e sempre serão a maior escola da minha vida; ao meu irmão Heitor, pela amizade e companheirismo desde sempre, sempre juntos, não importa se fazendo coisas certas, erradas, ou ambas ao mesmo tempo.

Ao meu avô, Seu Antonio. Pescador, carpinteiro, contador de histórias (a maioria delas mentira!), mágico, jogador de baralho, tocador de violão, enfim, figura raríssima! Obrigado pelo apoio e incentivo de sempre, mesmo não entendendo direito como que eu ainda não tenho emprego, ou que ainda não fui “efetivado no Butantan”. Meus tios, Ézio (churrasqueiro, não menos figura) e Marcia, e meus primos Diego e Amanda, pela torcida e apoio, sempre. Família pequena tem suas vantagens, pois cabem todos na mesma mesa! Mas o barulho dessa italianada toda berrando e gesticulando ao mesmo tempo, se assemelha ao de uma família grande!

À minha esposa Marília, pelo amor, amizade e compreensão, pelo apoio, pela paciência (e haaaja...), pela falta dela também, e pela companhia. Perdoe meu mau-humor... Aos meus sogros, Celso e Maria do Carmo, pelo incentivo e pela torcida. Ao Gaspar, the black cat, pela companhia, muitas vezes relutante e sonolenta ao longo das madrugadas, e ao longo do dia também, mas sempre ali presente observando tudo, às vezes atrás do monitor, ou pisoteando o teclado e ajudando a escrever a tese!

Ao meu grande amigo, que também é orientador, Ricardo J. Sawaya, pela amizade ao longo desses anos, desde antes do mestrado. Apesar dos meus apuros nessa reta final e me sentir meio perdido em muitas ocasiões, agradeço pelo sistema de orientação da “criação solta”, pois me obrigou a sempre correr atrás dos objetivos e a estudar na marra. Foram anos muito agradáveis de convívio, viagens de campo, botecos, congressos no Brasil e no exterior, além das frutíferas discussões biogeográficas, viperídeas e de história natural humana, entre uma Serra Malte e outra. Espero trabalhar com você por muitos anos, mas dessa vez como colegas! Ainda temos que conferir as jararacas pelas coleções do mundo! Prepare-se!

Ao pessoal do Museu de Zoologia da USP, o agradabilíssimo MZUSP, minha nova casa, não tenho palavras... Obrigado por me receberem tão bem e de braços abertos, com amizade e o companheirismo diário: Hussam Zaher, Carolina Castro-Melo, D. Ambrosina “Zina”, Francisco “Chico”, Giovanna Montingelli, Ricardo Fuentes “Gringo”, Felipe Grazziotin, Roberta Graboski “Beta Loca”, Maurício Forlani “Mau”, Pedro Bernardo “Pedrão”, Juan Camilo, Vivian Trevine (já fez o café?? Faz direito!!), Paola Sanchez, Matheus Pires, Hana Suzuki, Leonardo Oliveira “ZL” (“miliano”, véio!*), Will Matiazzi e

Flávio Molina. (*) expressão do dialeto ZL, algo como “muito tempo, meu”. Valeram todas as hamburgadas, cervejadas, vinhos e cuscuzes marroquinos, etc.. E a nova geração de biólogos recém formados: Marcela, Priscila, Renata, Yolanda e Diego.

Sou eternamente grato, sempre, a inúmeras pessoas do Instituto Butantan, principalmente da Herpetologia-Coleção (saúdosa!), e do LEEV, que me acompanharam por quase uma década, e até a metade do doutorado: Otávio, Selma, Hebert, Darina, D. Vera, D. Maria, Valdir, Joãozinho, Antonio Carlos “garotinho”, Graça, Kiko, Mariza, Regina, e Myriam; aos eternos “estagiários”, assim como eu: Murilo Guimarães “mumuca”, Donizete Pereira “doni”, ao saudoso Fernando M. Couto “vagaba” (*in memorian*), Rafael Bovo, Antonio “Totô”, Rodrigo Scartozzoni “laranja”, Lilian Parpinelli, Livia Santos, Rogério Zacariotti, Karina Kasperoviczus, Henrique Braz, Cristian Gomes, Thaís Guedes “Caatinga”, Thaís Condez, Dani Gennari, Letícia Sueiro, Greyce, Fernandão, Xandão, e Pará. Saudades das harmônicas batucadas de balde do nosso samba “Fundo de Coleção”.

Aos amigos do IB-USP pela força, pelas discussões e risadas: Marcio Martins, Marília Gaiarsa, Laura Alencar, Victor Vetorazzo.

Ao nosso time de bravos herpetólogos do PHSP: Murilo Guimarães “mumuca”, Sérgio Serrano “Coy”, Amom Mendes, Thiago Pires, Thiago Oliveira, Décio, Léo Malagoli (onde é o baaaar?).

Aos amigos remanescentes de longa data da graduação, que ainda tenho a sorte de ver de vez em quando. Tempos bons que não voltam mais... obrigado pela força e pela amizade: Bianca, Maitê, Mayumi “palha”, Priscila, Vanessa, Fúlvio, Cesão, Igor e Rodrigo “cabeça”.

Ao pessoal do IBILCE, na calorosa São José do Rio Preto (e bota calor!), pelos poucos, mas sempre ótimos momentos que passei por lá, pela hospedagem, cervejas, etc.: Michel Garey, Nandão, Crasso, Vitor Mendonça “Vitão”, Fernando Zieri “Negão”, Natália “Martini”, Dioguinho, Ferzinha, Ferzona e Daia.

Sou imensamente grato à Renato Bérnils, que salvou minha pele depois do incêndio através do “empréstimo” de sua riquíssima base de dados, indispensáveis para a complementação de dados e conclusão dessa tese, e também a Felipe Curcio pelas informações das localidades das novas de *Tropidophis*.

À galera do futebol de segunda e quinta, que ajudaram demais a manter a sanidade mental, com um futebol gentil e sem confusões. Futebol tiozão bem trabalhado, inspirado na seleção de 82, com toque de bola inteligente e refinado, e gols de craques! Momentos muito divertidos com esse pessoal. Agora com a tese entregue, eu tô de volta, e já marquei um amistoso com o Barça! Deixa eles com a gente! Ronaaldo!

E por falar em futebol, vejo algumas pessoas agradecendo aos seus clubes, porém, times sem expressão. Dessa vez, farei uma homenagem digna, a um verdadeiro campeão: o Sport Club Corinthians Paulista, pelos seus 100 anos de glórias, alegrias, e pela sua história em si, pois a história de um grande clube não é escrita apenas por títulos, apesar de termos muitos, “... *ser corinthiano é ir além, de ser ou não ser o primeiro, ser corinthiano é ser também, um pouco mais brasileiro...*” (Toquinho).

Não poderia deixar de agradecer à genialidade de Steve Jobs (1955-2011), que, somado à “raspinha” da minha reserva técnica, transformou os últimos seis meses dessa tese muito menos estressantes e muito mais objetivos! Se não fosse ele, acho que estaria formatando meu antigo computador nesse momento, para poder continuar escrevendo.

À FAPESP (Proc. 2008/50068-2), sempre, pelo apoio financeiro! O que seria de nossas pobres vidas de biólogos sem ela...

Enfim, meus sinceros agradecimentos a todos!

“DESAGRADECIMENTO”

Infelizmente nem tudo é festa, e nem tudo é alegria... Deixo aqui a minha manifestação de repúdio, indignação e luto, ao trágico fato ocorrido no dia 15 de maio de 2010. Nesse dia, um sábado, a Coleção Herpetológica Alphonse Richard Hoge, PATRIMÔNIO MUNDIAL DA CIÊNCIA, base para conhecimentos passados, atuais e futuros em diversas áreas, e lotada a mais de 100 anos no Instituto Butantan, teve 90% do seu acervo destruído durante um incêndio.

A negligência e irresponsabilidade de alguns, destruiu para sempre a maior e mais rica coleção de serpentes da região Neotropical do mundo, um tesouro científico insubstituível. Mas, quando achamos que a justiça será “justa”, com o perdão do trocadilho, o sensacionalismo abominável e desnecessário de alguns canais de nossa mídia medíocre e manipuladora, somado à falta de caráter e coragem de outros em assumir as próprias cagadas, passa a mão na cabeça dos hipócritas e aponta o dedo para colegas inocentes, sem se preocupar com as consequências das infundadas acusações e ignorando inclusive laudos periciais e científicos, que diziam exatamente o contrário. Afinal, precisavam de nomes.

Na minha opinião, isso é no mínimo, nojento e inescrupuloso. Perdoem-me pelas palavras ríspidas e grosseiras, mas acredito que tenho a liberdade para desabafar sobre esse assunto, afinal de contas, assim como outros bravos estagiários e pesquisadores, arrisquei minha própria vida em meio a toneladas de cacos de vidros pelo chão, cobras carbonizadas e o eminente risco de desabamento, para tentar salvar os espécimes-tipo e qualquer coisa que ainda era identificável e aproveitável. Fiz com muito orgulho e faria tudo outra vez! Aos amigos Otávio Marques e Selma Almeida-Santos, a paciência é a maior virtude dos sábios! Tenham a certeza de que a verdade virá à tona, e a justiça “justa” será cumprida.

Escolha um trabalho que ame e não terás
que trabalhar um único dia em sua vida.

Confúcio

RESUMO GERAL

A biogeografia tem como objetivo principal identificar os padrões de distribuição das espécies e propor hipóteses sobre os processos que resultaram nesses padrões. Os padrões de distribuição de espécies não são aleatórios e resultam de eventos históricos. A congruência entre esses padrões de distribuição, ou seja, a sobreposição de distribuição entre dois ou mais táxons, delimitam uma área de endemismo, que é fundamental para a formulação de hipóteses de biogeografia histórica. Áreas de endemismo na Mata Atlântica já foram delimitadas em estudos anteriores, porém nenhum estudo foi desenvolvido com serpentes para essa finalidade. Nesse estudo, foram identificadas 83 espécies endêmicas de serpentes para a Mata Atlântica, e a partir da análise de parcimônia de Endemicidade (PAE) e de endemismo (NDM/VNDM), quatro áreas de endemismo foram propostas: *Alagoas*, *Sul da Bahia*, *Serra do Mar* e *Araucária*. A partir da sobreposição de distribuição de serpentes e outros táxons endêmicos, foram definidas outras quatro áreas de endemismo: *Ilha dos Alcatrazes*, *Ilha da Queimada Grande*, *Ilha de São Sebastião* e *Brejos de Altitude* do nordeste. Essas oito áreas de endemismo foram analisadas em relação aos remanescentes de vegetação e área protegida por unidades de conservação. As espécies que delimitam as áreas de endemismo foram avaliadas em relação a ameaças de extinção de acordo com critérios propostos pela IUCN. Quatro espécies foram consideradas como “Criticamente Ameaçadas”, cinco “Em Perigo”, nove “Vulneráveis”, e sete “quase ameaçadas” de extinção. Essas áreas de endemismo devem ser consideradas como prioritárias para conservação pois representam unidades evolutivas únicas e abrigam serpentes endêmicas e ameaçados de extinção.

Palavras-chave: Biogeografia, Mata Atlântica, serpentes, áreas de endemismo, Conservação

GENERAL ABSTRACT

Biogeography aims mainly to identify patterns of species distribution and to propose hypothesis about the process that have shaped those patterns. The distribution patterns are not random and are a result of historical events. The congruence among those distribution patterns, ie the distribution overlap of two or more endemic taxa, delimits an area of endemism, fundamental for formulation of hypothesis in historical biogeography. Areas of endemism in the Atlantic Forest have already been delimited in previous studies. However, there are no studies on snakes for this purpose. In the present study, 83 endemic snake species were identified in the Atlantic Forest. From Parsimony Analysis of Endemicity (PAE) and Endemism analysis (NDM/VNDM), four areas of endemism were proposed: *Alagoas*, *Sul da Bahia*, *Serra do Mar*, and *Araucária*. From the distribution overlap of snakes and other endemic taxa, additional four areas of endemism were defined: *Ilha dos Alcatrazes*, *Ilha da Queimada Grande*, *Ilha de São Sebastião*, and Northeastern *Brejos de Altitude*. These eight areas of endemism were analyzed in order to quantify the vegetation remnants and protected areas in conservation units. The species delimiting areas of endemism were evaluated in the threat of extinction, according to the IUCN criteria. Four species were considered as “Critically Endangered”, five were “Endangered”, nine “Vulnerable”, and seven as “Near Threatened”. Those areas of endemism must be considered as priorities for conservation as they correspond to unique evolutionary unities and harbor endemic and threatened taxa.

Key-words: Biogeography, Atlantic Forest, snakes, areas of endemism, Conservation

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1 – Áreas De Endemismo de serpentes na Mata Atlântica do Brasil

Figura 1	Principais blocos de vegetação da Mata Atlântica do Brasil (Fonte: <i>Terrestrial Ecoregions of the World</i> – OLSON et al., 2001; <i>Ecological Systems of Latin America and The Caribbean: a Working Classification of Terrestrial Systems</i> – JOSSE et al., 2003).	13
Figura 2	Ecorregiões resultantes das subdivisões dos três principais blocos de vegetação da Mata Atlântica (Fonte: <i>Terrestrial Ecoregions of the World</i> – OLSON et al., 2001; e <i>Ecological Systems of Latin America and The Caribbean: a Working Classification of Terrestrial Systems</i> – JOSSE et al., 2003).	14
Figura 3	Limites da Mata Atlântica, registros de distribuição de espécies de serpentes endêmicas do bioma e quadrículas de 1° X 1° e 2° X 2°, utilizadas na análise PAE e NDM/VNDM.	18
Figura 4	Parte da árvore de consenso estrito da análise PAE para quadrículas de 1° X 1°, onde aparecem agrupamentos sustentados por ao menos duas espécies endêmicas (<i>Alagoas</i> e <i>Sul da Bahia</i>). Círculos cheios: sinapomorfias; círculos vazios: homoplasias e/ou reversões. Os números acima dos ramos representam as espécies, e estão descritos na Tabela 1.	27
Figura 5	Árvore de consenso estrito da análise PAE para quadrículas de 2° X 2°, onde aparecem agrupamentos sustentados por ao menos duas espécies. Círculos cheios: sinapomorfias; círculos vazios: homoplasias e/ou reversões. Os números acima dos ramos representam as espécies, e estão descritos na Tabela 1.	28
Figura 6A	Áreas de endemismo <i>Alagoas</i> e <i>Sul da Bahia</i> reveladas com a análise PAE utilizando quadrículas de 1° X 1°, sustentadas por, ao menos, duas espécies endêmicas.	29
Figura 6B	Áreas de endemismo <i>Alagoas</i> , <i>Sul da Bahia</i> , <i>Serra do Mar</i> e <i>Araucária</i> reveladas com a análise PAE utilizando quadrículas de 2° X 2°, sustentadas por, ao menos, duas espécies endêmicas.	30
Figura 7a–g	Áreas de endemismo (em vermelho) resultantes da análise do NDM/VNDM, utilizando quadrículas de 1° X 1°.	33-34
Figura 8a–f	Áreas de endemismo de serpentes na Mata Atlântica resultantes da análise de consenso estrito do NDM/VNDM utilizando as áreas obtidas da análise de quadrículas de 1° X 1°.	35-36

Figura 9a–s	Áreas de endemismo (em vermelho) resultantes da análise do NDM/VNDM, utilizando quadrículas de 2° X 2°.	39-43
Figura 10a–j	Áreas de endemismo resultantes da análise de consenso estrito do NDM/VNDM utilizando as áreas obtidas da análise de quadrículas de 2° X 2°.	44-46
Figura 11	Área de endemismo <i>Alagoas</i> , detectada com a análise PAE e quadrículas de 1° X 1° e 2° X 2°, e com a análise NDM/VNDM e quadrículas de 1° X 1°, e distribuição de suas espécies endêmicas: <i>Atractus caete</i> , <i>A. maculatus</i> , <i>Bothrops muriciensis</i> , <i>Dendrophidion atlantica</i> , e <i>Echinanthera cephalomaculata</i> .	48
Figura 12	Área de endemismo <i>Sul da Bahia</i> , detectada com a análise PAE utilizando quadrículas de 1°X1° e 2°X2° graus, e com a análise NDM/VNDM, utilizando quadrículas de 1°X1° grau, e a distribuição de suas espécies endêmicas <i>Atractus guentheri</i> , <i>Bothrops pirajai</i> , <i>Tropidophis</i> sp.1.	50
Figura 13	Área de endemismo <i>Serra do Mar</i> , detectada com a análise PAE utilizando quadrículas de 2°X2° graus, e com a análise NDM/VNDM, utilizando quadrículas de 1°X1° e 2°X2° graus, e a distribuição de suas espécies endêmicas <i>Atractus francoi</i> , <i>A. serranus</i> , <i>Bothrops fonsecai</i> , <i>Corallus cropanii</i> , <i>Erythrolamprus atraventer</i> , <i>Mussurana montana</i> , <i>Pseudoboa serrana</i> e <i>Thamnodynastes longicaudus</i>	52
Figura 14	Área de endemismo <i>Serra do Mar</i> , detectada com a análise PAE utilizando quadrículas de 2°X2° graus, e com a análise NDM/VNDM, utilizando quadrículas de 1°X1° e 2°X2° graus, e a distribuição de suas espécies endêmicas <i>Bothrops cotiara</i> , <i>Calamodontophis ronaldoi</i> , <i>Clelia hussami</i> , <i>Philodryas arnaldoi</i> , <i>Pseudoboa haasi</i> e <i>Xenodon guentheri</i> .	54
Figura 15	Áreas de endemismo de serpentes propostas para a Mata Atlântica do Brasil, através de análises utilizando métodos numéricos (PAE e NDM/VNDM) e critérios combinados. Linha completa: Núcleo de Congruência; linha tracejada: Região Máxima de Endemismo	56

CAPÍTULO 2 – Conservação e áreas de endemismo das serpentes da Mata Atlântica do Brasil

Figura 1	Principais blocos de vegetação da Mata Atlântica do Brasil (Fonte: <i>Terrestrial Ecoregions of the World</i> – OLSON et al., 2001; <i>Ecological Systems of Latin America and The Caribbean: a Working Classification of Terrestrial Systems</i> – JOSSE et al., 2003).	78
----------	--	----

Figura 2	Ecorregiões resultantes das subdivisões dos três principais blocos de vegetação da Mata Atlântica (Fonte: <i>Terrestrial Ecorregions of the World</i> – OLSON et al., 2001; e <i>Ecological Systems of Latin America and The Caribbean: a Working Classification of Terrestrial Systems</i> – JOSSE et al., 2003).	83
Figura 3	Registros das espécies endêmicas de serpentes e remanescentes florestais (em verde), áreas antropizadas (em cinza) e unidades de conservação (área reticulada) da área de endemismo <i>Sul da Bahia</i> .	88
Figura 4	Remanescentes florestais (em verde), áreas antropizadas (em cinza) e unidades de conservação (área reticulada) da área de endemismo <i>Serra do Mar</i> , e registros das espécies endêmicas de serpentes. Linha sólida = Núcleo de Congruência (NC); linha tracejada = Região Máxima de Endemismo (RME).	92
Figura 5	Remanescentes florestais (em verde), áreas antropizadas (em cinza) e unidades de conservação (área reticulada) da área de endemismo <i>Araucária</i> , e registros das espécies endêmicas de serpentes. Linha sólida=Núcleo de Congruência (NC); linha tracejada=Região Máxima de Endemismo (RME).	95
Figura 6	Localização da Ilha dos Alcatrazes no litoral norte do estado de São Paulo, área de ocorrência da espécie endêmica <i>Bothrops alcatraz</i> . Verde = Mata Atlântica; Cinza = áreas urbanizadas.	97
Figura 7	Localização da Ilha da Queimada Grande no litoral sul do estado de São Paulo, área de ocorrência da espécie endêmica <i>Bothrops insularis</i> . Verde = Remanescentes de Mata Atlântica.	98
Figura 8	Arquipélago de Ilhabela, destacando a Ilha de São Sebastião, a Ilha de Búzios e a Ilha da Vitória, localizados no litoral norte de São Paulo. Na Ilha de São Sebastião ocorre a serpente endêmica, <i>Liotyphlops caissara</i> . As ilhas de Vitória e Búzios abrigam formas ainda não descritas, <i>Bothrops</i> sp.1 e <i>B.</i> sp. 2, respectivamente. Verde = Remanescentes de Mata Atlântica; Cinza = áreas urbanizadas.	99
Figura 9	Remanescentes dos Brejos de Altitude nordestinos, inseridos no semiárido da Caatinga e isolados de outras formações de Mata Atlântica da costa do nordeste.	100

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1 – Áreas De Endemismo de serpentes na Mata Atlântica do Brasil		Pag.
Tabela 1	Espécies endêmicas da Mata Atlântica, obtidas a partir da sobreposição de registros de ocorrência nas superfícies do <i>Terrestrial Ecoregions of The World</i> (OLSON <i>et al.</i> , 2001) e do <i>Ecological Systems of Latin America and Caribbean</i> (JOSSE <i>et al.</i> , 2003). Os números correspondem à identificação das espécies na análise PAE e os hifens correspondem às espécies não utilizadas nas análises.	23-26
Tabela 2	Consenso estrito das áreas de endemismo identificadas na análise NDM/VNDM com quadrículas 1° X 1°, e espécies endêmicas e respectivos índices de endemismo (entre parênteses).	32
Tabela 3	Consenso estrito das áreas de endemismo identificadas na análise NDM/VNDM com quadrículas 2° X 2°, as espécies endêmicas e seus respectivos índices de endemismo (entre parênteses).	37-38
CAPÍTULO 2 – Conservação e Áreas de Endemismo das Serpentes da Mata Atlântica do Brasil		
Tabela 1	Áreas de Endemismo de serpentes da Mata Atlântica, áreas dos Núcleos de Congruências (NC) e as Regiões Máximas de Endemismo (RME), áreas remanescentes de vegetação (IBGE, 2008), Unidades de Conservação (UCs), soma da área total protegida por UCs, e espécies endêmicas. Siglas: APA = Área de Proteção Ambiental; ARIE = Área de Relevante Interesse Ecológico; EE = Estação Ecológica; FN = Floresta Nacional; PE = Parque Estadual; PN = Parque Nacional; RB = Reserva Biológica; REx = Reserva Extrativista; RI = Reserva Indígena; RVS = Refúgio de Vida Silvestre.	84-85
Tabela 2	Serpentes ameaçadas de extinção segundo a Lista Brasileira a lista da <i>International Union for Conservation of Nature and Natural Resources</i> (IUCN) e propostas neste estudo (indicadas por *). Categorias da IUCN: CR = criticamente em perigo; EN = em perigo; VU = Vulnerável; NT = quase ameaçada; DD = deficiente em dados. A categoria <i>Least Concern</i> é aplicada para espécies que não se enquadram em nenhuma das categorias anteriores, geralmente usada para táxons com distribuições mais amplas.	86

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	1
LITERATURA CITADA.....	4
Capítulo 1 – Áreas de Endemismo de serpentes da Mata Atlântica do Brasil.....	6
RESUMO.....	7
ABSTRACT.....	8
1. INTRODUÇÃO.....	9
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	10
2.1 Área de Estudo.....	10
2.2 Coleta de dados.....	15
2.3 Lacunas de Amostragem.....	15
2.4 Espécies selecionadas para a análise.....	15
2.5 Delimitação das Áreas de Endemismo.....	17
2.5.1 Análise de Parcimônia de Endemicidade (PAE)	18
2.5.2 NDM/VNDM.....	19
2.5.3 Critérios Combinados.....	20
3. RESULTADOS.....	22
3.1 Análise de Parcimônia de Endemicidade (PAE).....	22
3.2 NDM/VNDM.....	31
3.3 Delimitação das Áreas de Endemismo.....	47
<i>Alagoas</i>	47
<i>Sul da Bahia</i>	49
<i>Serra do Mar</i>	51
<i>Araucária</i>	53
4. DISCUSSÃO.....	57
5. CONCLUSÕES.....	63
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	64

Capítulo 2- Conservação e Áreas de Endemismo das Serpentes da Mata Atlântica do Brasil.....

RESUMO.....	73
ABSTRACT.....	74
1. INTRODUÇÃO.....	75
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	79
3. RESULTADOS	80
<i>Alagoas</i>	81
<i>Sul da Bahia</i>	87
<i>Serra do Mar</i>	89
<i>Araucária</i>	93
<i>Ilha dos Alcatrazes</i>	96
<i>Ilha da Queimada Grande</i>	96
<i>Ilha de São Sebastião</i>	99
<i>Brejos de Altitude</i>	100
4. DISCUSSÃO.....	101
5 CONCLUSÕES.....	107
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	109
ANEXO 1 – A new and threatened insular species of lancehead from southeastern Brazil.....	116
ANEXO 2 – 1. Categorias de ameaça – IUCN e 2. – Critérios para Categorias de Ameaça.....	146

INTRODUÇÃO GERAL

Os organismos apresentam de forma geral padrões particulares em relação à distribuição geográfica, que não ocorrem ao acaso. Algum evento em algum período do passado dividiu uma população ancestral em pelo menos duas, e cada uma delas se diferenciou por processos inerentes à elas e às áreas nas quais ocorrem, permanecendo isoladas até os dias de hoje. Quando existem repetições desses padrões observados em vários táxons, podemos interpretar que o mesmo evento atuou sobre duas ou mais espécies, delimitando então uma área de endemismo. As dimensões dessas áreas podem ser muito discrepantes de acordo com o táxon em questão. Por exemplo, insetos delimitam áreas muito menores em relação a grandes mamíferos, a não ser que ambos sejam espécies endêmicas da mesma ilha.

A delimitação de áreas de endemismo é o ponto inicial de estudos de biogeografia. Existem diversas propostas na literatura para delimitação de tais áreas, cada uma delas com diferentes definições, mas a maioria utiliza o critério básico, que é a sobreposição de duas ou mais espécies endêmicas. Entretanto, a necessidade de sobreposição de distribuição congruente de espécies é uma das exigências mais discutidas, pois nem sempre as espécies são completamente simpátricas, havendo pontos de incongruências ou ainda sobreposição marginal, podendo ocorrer ainda áreas apenas adjacentes. Com o objetivo de minimizar esses problemas, ROSEN (1988) sugeriu análises utilizando um algoritmo de parcimônia, a *Parsimony Analysis of Endemicity* ou PAE. Esse método é utilizado para agrupar áreas de acordo com o compartilhamento de suas espécies. Um complemento a esse método foi sugerido por MORRONE (1994), que indica o uso de quadrículas com tamanho definido pelo usuário sobre um mapa. Da mesma forma, as quadrículas são agrupadas de acordo com a presença ou ausência de espécies, e considera-se como área de endemismo aquela que apresenta quadrículas que compartilham duas ou mais espécies endêmicas. Outra análise, proposta por SZUMIK, et al. (2002) também utiliza quadrículas de presença e ausência de espécies, mas flexibiliza um pouco a análise e atribui pontos para espécies que ocorrem próximas a determinada área. Ambas as análises vêm sendo bastante utilizadas para diversos táxons e constituem ferramentas muito úteis para essa finalidade, resultando em informações de grande interesse para a Biogeografia.

A Mata Atlântica é uma região bem definida na América do Sul, compreendendo basicamente três tipos de formação vegetal: a Floresta Pluvial Atlântica Costeira, a Floresta Atlântica Semi-descídua, e a Floresta Ombrófila Mista ou Floresta de Araucária. Muitos

estudos já foram realizados com diversos táxons de Mata Atlântica com o objetivo de delimitar áreas de endemismo.

MÜLLER (1973) propõe centros de dispersão, a partir da sobreposição da distribuição de grupos de anfíbios e répteis. Foram propostas nesse trabalho, duas áreas maiores, denominadas “Paraná” e “Serra do Mar”. A área “Serra do Mar” foi subdividida em três blocos, nomeados de “Pernambuco”, desde o estado de Pernambuco até a Baía de Todos os Santos; a área “Bahia” foi definida desde a Baía de Todos os Santos até o estado do Espírito Santo; e a área “Paulista” foi delimitada desde o estado do Rio de Janeiro, passando por toda a Serra do Mar, até o estado de Santa Catarina.

PRANCE (1982) utilizou plantas lenhosas e propôs centros de endemismo para a Mata Atlântica, divididos em três regiões, nomeadas “Pernambuco”, “Bahia” e “Rio-Espírito Santo”. A primeira está localizada no nordeste do Brasil, na região costeira dos estados de Alagoas, Pernambuco e Paraíba. “Bahia” apresenta seus limites desde a Baía de Todos os Santos até a margem esquerda do Rio Doce, no estado do Espírito Santo, e a terceira, “Rio - Espírito Santo”, está delimitada desde a margem direita do Rio Doce, até o litoral norte do estado de São Paulo.

AMORIM; PIRES, (1996) dividiram a Mata Atlântica em seis áreas de endemismo, utilizando primatas (Callitrichidae) e dípteros Ditomyiidae e Sciaridae. Essas divisões apresentam grande extensão, muitas vezes extrapolando os limites da Floresta Atlântica (*sensu* OLSON, *et al.*, 2001; JOSSE *et al.* 2003). As áreas são: 1) Nordeste; 2) uma área muito extensa abrangendo Minas Gerais e parte do Brasil central, o interior e o litoral da Bahia, desde a Baía de Todos os Santos até o rio Pardo; 3) uma área que se estende desde a margem direita do Rio Jequitinhonha até a margem esquerda do Rio Doce; 4) Espírito Santo, desde o Rio Doce até o norte do estado do Rio de Janeiro; 5) uma área desde a foz do rio Paraíba do Sul até o estado de São Paulo; e 6) uma área que abrange a Bacia do Paraná e a região sul do Brasil.

COSTA *et al.* (2000) delimitou três áreas de endemismo na Mata Atlântica utilizando grupos de mamíferos. Esse foi um dos primeiros trabalhos realizados na Mata Atlântica que utilizaram métodos de parcimônia, como a Análise de Parcimônia de Endemicidade com quadrículas. As quadrículas utilizadas foram de 275 km², pouco maiores que 2°. As áreas propostas foram nomeadas “Pernambuco”, “SE coast” e “Paulista”. “Pernambuco” se estende desde o estado do Rio Grande do Norte, até o Rio São Francisco; “SE coast” se estende desde a Baía de Todos os Santos, até aproximadamente a metade da costa do estado de São Paulo; e “Paulista”, desde a costa do estado de São Paulo e Paraná, até o Rio Paraná.

SILVA *et al.* (2004) realizaram uma análise PAE de quadrículas para aves passeriformes da Mata Atlântica, e propuseram quatro áreas de endemismo: “Pernambuco”, “Central Bahia”, “Coastal Bahia” e “Serra do Mar”. A área “Pernambuco” se estende pelas florestas costeiras dos estados da Paraíba, Pernambuco e Alagoas. “Central Bahia” e “Coastal Bahia” ocorrem paralelas, a primeira no interior do estado da Bahia e a segunda no litoral, e “Serra do Mar”, estendendo-se desde o Rio Doce até o estado de Santa Catarina.

DaSILVA; PINTO-DA-ROCHA, (2010) realizaram um estudo bastante detalhado com os opiliões Gonileptidae, utilizando análises PAE e NDM/VNDM. Foram propostas 12 áreas de endemismo, distribuídas desde a região nordeste, até o sul do Brasil, denominadas: “Pernambuco”, “Bahia”, “Espírito Santo”, “Serra do Espinhaço”, “Serra dos Órgãos”, “Serra da Mantiqueira”, “Serra da Bocaina”, “Litoral norte de São Paulo e sul do Rio de Janeiro”, “Serra do Mar de São Paulo”, “Sul de São Paulo”, “Paraná” e “Santa Catarina”.

As serpentes da Mata Atlântica têm sido amplamente estudadas nos últimos anos, porém, grande parte desses trabalhos abordaram a história natural de espécies únicas (autoecologia) ou de comunidades. Assim, há uma grande carência de estudos sobre padrões de distribuição geográfica e biogeografia de serpentes deste bioma. Esses estudos permitem reconhecer os padrões de distribuição das espécies a partir de registros de coleções científicas e inferir os processos históricos responsáveis pela distribuição atual das serpentes na Mata Atlântica.

Considerando a América do Sul, a Mata Atlântica pode ser caracterizada como uma grande ilha, pois está isolada de outros grandes blocos de floresta sul-americanos, como florestas amazônica e andinas, principalmente pelos corredores de formações abertas que compreendem a Caatinga, o Cerrado e o Chaco (Ab’Saber, 1977). Devido a esse isolamento, a Mata Atlântica abriga uma biota singular com muitos gêneros e espécies endêmicos desta formação (Myers *et al.*, 2000). Esse bioma é considerado um dos mais ameaçados do mundo, devido à situação remanescente de sua cobertura vegetal, estimada em aproximadamente 12% da cobertura original. Diante da necessidade de explorar essas carências de estudos com Biogeografia de serpentes, no Capítulo 1 desse trabalho propomos a delimitação de áreas de endemismo ao longo da Mata Atlântica, utilizando registros de coleções científicas e as análises de parcimônia PAE e NDM/VNDM, além do uso de critérios combinados propostos para serem utilizados em conjunto durante a delimitação de áreas de endemismo. No Capítulo 2, propomos áreas de endemismo adicionais e quantificamos a cobertura vegetal remanescente de cada uma delas e o grau de proteção unidades de conservação, para avaliar o status de conservação de cada espécie endêmica de cada área de endemismo a partir dos critérios da IUCN (IUCN 2011).

LITERATURA CITADA

AB'SABER, A. N. Os domínios morfoclimáticos na América do Sul. **Geomorfologia**, 52, 1–23, 1977.

AMORIM, D. S.; PIRES, M. R. S. Neotropical Biogeography and a Method of Maximum biodiversity estimation. P. 326. In: BICUDO, C. E. M.; MENEZES, N. A. (eds.) **Biodiversity in Brazil. A first approach**. CNPq, 1996.

COSTA, L. P. et al. Biogeography of South America Forest mammals: endemism and diversity in the Atlantic Forest. **Biotropica**, 32 (4b): 872-881, 2000.

DASILVA, M. B.; PINTO-DA-ROCHA, R. História Biogeográfica da Mata Atlântica: Opiliões (Arachnida) como Modelo para sua Inferência. Pp.221-238. In: CARVALHO, C. J. B; ALMEIDA, E.A.B. (Eds). **Biogeografia da América do Sul: Padrões e Processos**. Editora Roca, São Paulo, Pp. 306, 2010.

JOSSE, C., et al. **Ecological Systems of Latin America and the Caribbean: A Working Classification of Terrestrial Systems**. NatureServe, Arlington, VA, 2003.

MORRONE, J. J. On the identification of areas of endemism. **Systematic Biology**, 43, 438–441, 1994.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** 403: 853–858, 2000.

MÜLLER, P. The dispersal centers of terrestrial vertebrates in Neotropical realm: a study in the evolution of the Neotropical biota and its native landscapes. **Biogeographica** 2. Dr. W. Junk Publishers, The Hague, The Netherlands, 1973.

OLSON, D. M. et al. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. **BioScience** 51 (11), 933–938, 2001.

PRANCE, G. T. Forest refuges: evidence from woody angiosperms. In: PRANCE, G. T. (ed.) **Biological diversification in the tropics**. Pp. 137-158. Columbia University Press, New York, 1982.

ROSEN, B. R. From fossils to earth history: applied historical biogeography. In: MYERS, A.A.; GILLER, P. S. (Eds.) **Analytical biogeography: an integrated approach to the study of animal and plant distributions**, pp. 437–481. Chapman and Hall, London, 1988.

SILVA, J. M. C.; SOUSA, M. C.; CASTELLETTI, C. H. M. Areas of endemismo for passerine birds in the Atlantic forest, South America. **Global Ecology and Biogeography** 13:85–92, 2004.

SZUMIK, C. A. et al. An optimality criterion to determine areas of endemismo. **Systematic Biology**, 51(5): 806–816, 2002.

CAPÍTULO 1

ÁREAS DE ENDEMISMO DE SERPENTES NA MATA ATLÂNTICA DO BRASIL

RESUMO

A biogeografia tem como objetivo central analisar os padrões atuais de distribuição dos táxons e interpretá-los através de processos históricos e atuais. Esses processos podem incluir modificações climáticas e geomorfológicas, responsáveis pelas mudanças nas biotas associadas a áreas geográficas. As distribuições geográficas congruentes e exclusivas de pelo menos duas espécies em uma mesma área definem uma área de endemismo. Essas áreas representam as menores unidades em biogeografia histórica e são geralmente resultantes de eventos históricos únicos, abrigando biotas exclusivas. A Mata Atlântica pode ser definida como uma grande área de endemismo em relação às demais formações vegetais, florestais ou abertas, devido ao elevado endemismo de espécies de diversos grupos de organismos. Para delimitar as áreas de endemismo das serpentes de Mata Atlântica, foram sobrepostos 19.827 registros de distribuição de 236 espécies, conferidos em coleções e complementados com dados da literatura, sobre uma superfície de vegetação do bioma. Essa sobreposição indicou a ocorrência de 83 espécies de serpentes endêmicas de Mata Atlântica. Dessas, 63 foram selecionadas para uma Análise de Parcimônia de Endemicidade (PAE) e 66 para uma análise de Endemismo (NDM/VNDM), para a detecção de áreas de endemismo em duas escalas correspondentes a quadrículas de 1º e 2º. A combinação dos dois métodos indicou a existência de quatro áreas de endemismo ao longo da Mata Atlântica, duas na região nordeste, uma na região sudeste e uma na região sul, aqui denominadas *Alagoas*, *Sul da Bahia*, *Serra do Mar*, e *Araucária*. Essas áreas corroboram estudos realizados com outros táxons endêmicos de Mata Atlântica, como plantas lenhosas, aves, anfíbios, répteis, mamíferos, borboletas e opiliões. Os resultados desse estudo demonstram ainda que as serpentes representam um modelo interessante para estudos em biogeografia histórica, e a partir da complementação de dados a partir de revisões taxonômicas e de sistemática filogenética, será possível propor hipóteses acerca da diversificação das espécies de serpentes e das relações históricas entre as áreas de endemismo da Mata Atlântica.

ABSTRACT

The main goal of Biogeography is to analyze the present patterns of distribution of taxa and interpret them by actual and historical processes. Those processes may include climatic and geomorphological changes responsible to changes in biotas of geographical areas. The congruent and exclusive geographic distribution of at least two species in the same area defines an area of endemism. Those areas represent the smaller unities in historical biogeography and are generally related to unique historical events, harboring exclusive biotas. The Atlantic Forest can be defined as a great area of endemism when compared to other vegetational formations, open or forested, due to its high endemism of diverse groups of organisms. We overlapped 19.827 locality records from 236 snake species obtained from scientific collections complemented with literature to a vegetational shape file of the Atlantic Forest in order to delimit areas of endemism. This overlap indicated the occurrence of 83 endemic snake species from the Atlantic Forest. From these, 63 were selected for a Parsimony Analysis of Endemicity (PAE), and 66 for an Analysis of Endemism (NDM/VNDM), aiming to detect endemism areas in two different scales, correspondent to quadrangles of 1° and 2°. The combination of both methods indicated four areas of endemism throughout the Atlantic Forest, two of them in the northeastern, one in the southeastern, and one in the southern region, herein named *Alagoas*, *Sul da Bahia*, *Serra do Mar*, and *Araucária*. Those areas corroborated previous studies with other endemic taxa in the Atlantic Forest, as woody plants, birds, amphibians, reptiles, mammals, butterflies, and harvestmen. Our results also demonstrate that snakes represent an interesting model for studies in historical biogeography, and when additional data from taxonomic revisions and phylogenetic systematics would be available it will be possible to formulate hypothesis concerning the diversification of snake species and historical relationships among areas of endemism of the Atlantic Forest.

1. INTRODUÇÃO

A biogeografia enfoca a descrição dos padrões de distribuição atual das espécies e organismos para explicar e compreender os processos responsáveis por essa distribuição (PLATNICK; NELSON, 1978; NELSON; PLATNICK, 1981; HUMPHRIES; PARENTI, 1999; MORRONE, 2009). O termo ‘endemismo’ tem sido amplamente utilizado como critério para a escolha de áreas para conservação, e pode ser definido no contexto da biogeografia como a ocorrência exclusiva de ao menos duas espécies com distribuição congruente em uma mesma área e somente nessa área (PLATNICK, 1991; MORRONE, 1994). As áreas de endemismo devem ser consideradas de grande importância pois representam a menor unidade geográfica em análises de biogeografia histórica, constituindo a base para a formulação de hipóteses evolutivas e geomorfológicas (CRACRAFT, 1985, 1994; MORRONE, 1994; MORRONE; CRISCI, 1995). Além disso, possuem biotas únicas e, portanto, devem ser consideradas prioritárias para conservação (TERBORGH; WINTER, 1982; FJELDSÅ, 1993; LADLE; WHITTAKER, 2011).

Nos últimos anos, métodos que utilizam análises de parcimônia para a detecção de áreas de endemismo vem sendo amplamente utilizados (e.g. Silva et al., 2004; DaSILVA; PINTO-DA-ROCHA, 2010). Entre estes, se destaca a Análise de Parcimônia de Endemicidade (PAE – *Parsimony Analysis of Endemicity*), desenvolvida por ROSEN (1988) com o objetivo de detectar endemismos entre grupos fósseis. Esse método agrupa áreas de suas espécies compartilhadas, resultando em árvores cujo consenso estrito revela áreas de endemismo, definidos a partir de clados sustentados por ao menos duas sinapomorfias, ou nesse caso, espécies endêmicas (ver abaixo em Material e Métodos). A análise PAE pode ser executada utilizando-se localidades de coleta, áreas de endemismo previamente estabelecidas (e.g. MORRONE, 2001) ou ainda quadrículas (MORRONE, 1994). A análise PAE utilizando quadrículas vem sendo amplamente utilizada nos últimos anos (e. g. SILVA et al., 2004; DASILVA; PINTO-DA-ROCHA, 2010) e pode ter seus tamanhos definidos arbitrariamente, de acordo com a escala de trabalho e o grupo de organismo a ser estudado.

SZUMIK et al. (2002) desenvolveram o método de análise NDM/VNDM (eNDeMism – ver abaixo em Material e Métodos), que considera não só a presença da espécie na quadrícula, como a ocorrência da espécie marginalmente à área, ou ainda em apenas parte das quadrículas. Esse método flexibiliza a análise e considera as espécies que estão ao redor da quadrícula, ao contrário da PAE que considera como endêmicas as espécies que ocorrem

estritamente no interior da quadrícula.

A delimitação áreas de endemismo e os estudos baseados em padrões de distribuição de espécies da Região Neotropical têm sido alvo de muitos estudos nas últimas décadas. (MÜLLER, 1973; PRANCE, 1982; AMORIM; PIRES, 1996; COSTA ET AL., 2000; SILVA ET AL., 2004; NIHEI; CARVALHO, 2005; HUBERT; RENNO, 2006; DaSILVA; PINTO-DA-ROCHA, 2010). No Brasil, a Amazônia e a Mata Atlântica são os biomas mais representados em estudos de biogeografia histórica, e fornecem uma quantidade satisfatória de dados de distribuição geográfica, áreas de endemismo e riqueza de espécies (COSTA *et al.*, 2000; RACHELI; RACHELI, 2004; HUBERT; RENNO, 2006).

Para a Mata Atlântica, foram realizados estudos com diversos táxons, como répteis e anfíbios (MÜLLER, 1973), plantas lenhosas (PRANCE, 1982), primatas e dípteros (AMORIM; PIRES, 1996), mamíferos (COSTA et al., 2000), aves (SILVA et al. 2004), opiliões (DASILVA; PINTO-DA-ROCHA, 2010). Esses diversos estudos propõem áreas de endemismo para a Mata Atlântica a partir de diferentes abordagens.

Com exceção de MÜLLER (1973), que utilizou répteis, entre outros grupos, para delimitar suas áreas de endemismo, nenhum outro trabalho desse tipo foi realizado com serpentes. Dessa forma, propomos nesse estudo o uso de informações de distribuição geográfica de serpentes para a delimitação de áreas de endemismo, a partir de métodos de análise de parcimônia mencionados acima e amplamente utilizados.

Frente a necessidade de estudos relacionados à biogeografia de serpentes e a escassez de trabalhos que descrevam padrões de distribuição para esse grupo, nossos objetivos nesse trabalho são: 1) identificar as espécies de serpentes endêmicas da Mata Atlântica a partir do mapeamento dos registros de distribuição geográfica; 2) propor áreas de endemismo de serpentes da Mata Atlântica a partir de métodos de parcimônia; 3) comparar as áreas de endemismo resultantes com as propostas de estudos realizados com outros táxons endêmicos da Mata Atlântica.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de Estudo

A Mata Atlântica é um bioma bem definido na América do Sul, embora seja composta por tipos de vegetação bastante diversificados, mas pode ser dividida de maneira geral em

três grandes formações: florestas ombrófilas densas, florestas estacionais, e florestas ombrófilas mistas (RESERVA DA BIOSFERA DA MATA ATLÂNTICA, 1996).

A Floresta Ombrófila Densa é predominante na região costeira, com elevações desde o nível do mar até mais ou menos 1000 m de altitude (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000). Apresenta uma estação quente e úmida bem definida, entre os meses de outubro e março (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000). As Florestas Estacionais se estendem sobre os planaltos continentais, acima dos 600 m de altitude, e apresentam uma estação seca e fria bem definida, entre os meses de abril e setembro (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000). A Floresta Ombrófila Mista é caracterizada pela presença do “Pinheiro-do-Paraná” *Araucaria angustifolia* e ocorre em maior densidade em praticamente toda região sul do Brasil, desde o norte do estado Rio Grande do Sul, principalmente nos estados de Santa Catarina e Paraná (HUECK, 1972). No estado de São Paulo, ocorre de maneira bastante pontual na divisa com o Paraná, e de forma mais concentrada na região da Serra da Mantiqueira e Serra da Bocaina, com altitudes superiores a 1000 m, entre os estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais (HUECK, 1953; REITZ, *et al.*, 1983).

AB’SABER (1977) considera a Mata Atlântica como uma ilha, já que está isolada de outras formações vegetais florestais como a Amazônia, pela diagonal aberta e semi-aberta composta pelo Chaco, Cerrado e Caatinga. A definição de Mata Atlântica proposta por JOSSE *et al.* (2003) é corroborada em outros estudos, como o das províncias biogeográficas propostas por MORRONE (2001), que divide esse mesmo bioma em três províncias: *Brazilian Atlantic Forest*, *Paraná Forest* e *Araucaria angustifolia forest*. Esta condição insular, além de algumas características exclusivas como a elevada pluviosidade, permitiu a ocorrência de muitas espécies endêmicas (MYERS *et al.*, 2000). Sua distribuição é descrita desde a costa do estado do Rio Grande do Norte, até o nordeste do estado do Rio Grande do Sul, entre os paralelos 5°S e 25°S e os meridianos 35°O e 55°O, mas também ocorre na forma enclaves em outros biomas, como os brejos nordestinos ou brejos de altitude, compostos por manchas de florestas no semiárido da Caatinga.

A Floresta Ombrófila Densa se estende ao longo da costa do Brasil, em três grandes blocos (Fig. 1). O primeiro bloco ocorre desde o estado do Rio Grande do Sul até o norte do Rio de Janeiro, próximo à região dos Campos dos Goytacazes, onde é interrompido pelo avanço da Floresta Semidecidual (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000), que alcança a costa e é cortada pelo Rio Paraíba do Sul. Essa transição abrupta pode ser explicada pelo clima costeiro seco e frio, originado das correntes oceânicas provenientes da região de Cabo Frio (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000). O segundo bloco reaparece logo acima dessa área de

transição, já no estado do Espírito Santo, e se estende até o nordeste do estado da Bahia, onde novamente é interrompido, desta vez pelo Rio São Francisco, acompanhado pelo avanço da Caatinga à costa. O terceiro bloco reaparece acima da margem esquerda do Rio São Francisco, mas bastante fragmentado na costa dos estados de Alagoas, Pernambuco e Paraíba (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000) (Fig. 1).

Originalmente, a Mata Atlântica cobria uma área de aproximadamente 1.1 milhão de quilômetros quadrados, que correspondia a 12% de todo o território nacional (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 1993) e atualmente é um dos biomas mais ameaçados do mundo (MYERS *et al.*, 2000; ver Capítulo 2). Embora bastante complexa, a definição de Mata Atlântica pode ser caracterizada em pelo menos 10 ecorregiões (OLSON *et al.*, 2001): Florestas Mistas de Araucária, Florestas Costeiras da Bahia, Florestas Interioranas da Bahia, Brejos de Altitude Nordestinos, Cerrados de Campos Rupestres, Florestas úmidas do Alto Paraná, Florestas Costeiras de Pernambuco, Florestas Interioranas de Pernambuco, Restingas Atlânticas Costeiras e Florestas Costeiras da Serra do Mar (Fig. 2).

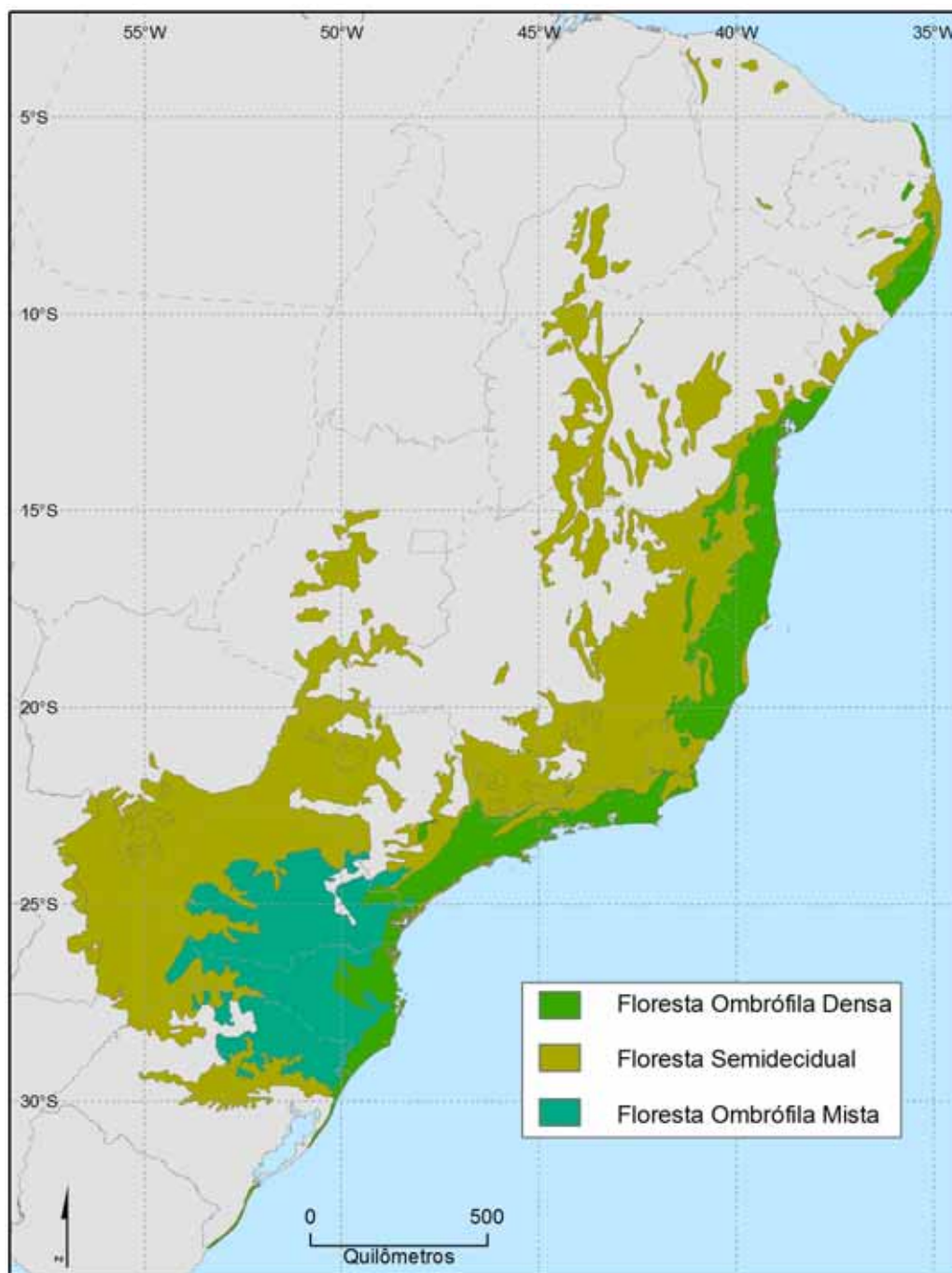


Figura 1. Principais blocos de vegetação da Mata Atlântica do Brasil (Fonte: *Terrestrial Ecoregions of the World* – OLSON et al., 2001; *Ecological Systems of Latin America and The Caribbean: a Working Classification of Terrestrial Systems* – JOSSE et al., 2003).

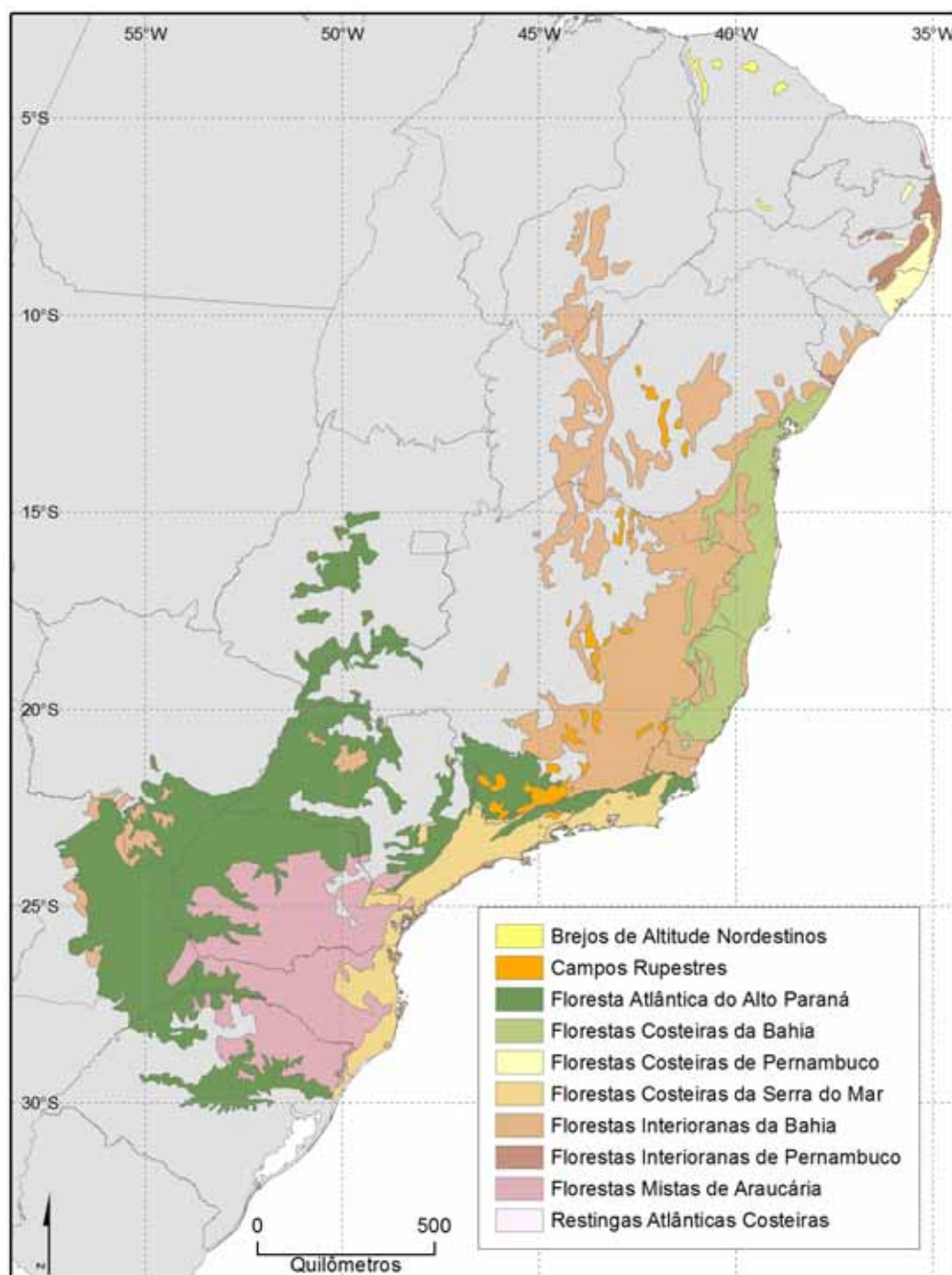


Figura 2. Ecorregiões resultantes das subdivisões dos três principais blocos de vegetação da Mata Atlântica (Fonte: *Terrestrial Ecoregions of the World* – OLSON et al., 2001; e *Ecological Systems of Latin America and The Caribbean: a Working Classification of Terrestrial Systems* – JOSSE et al., 2003).

2.2. Coleta de dados

A distribuição das serpentes foi caracterizada através dos registros das duas maiores coleções herpetológicas do Brasil: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo e Instituto Butantan. Uma pequena parte dos exemplares apresentou informações de distribuição mais precisas, com coordenadas geográficas de fazendas, vilas, ou obtidas durante expedições científicas, enquanto que a maioria se limitou apenas ao município de coleta. Esses municípios foram georreferenciados a partir de um *gazeteer* de municípios do Brasil, compilado de uma base de dados disponível no sítio do IBGE (<http://geoftp.ibge.gov.br>).

Um fato interessante e bastante recorrente, observado principalmente na coleção do Instituto Butantan, foi o grande número de procedências para as quais as localidades eram limitadas ao nome de uma estação ferroviária, conforme também observado por BÉRNILS (2009). Isso se deve ao fato de que durante as décadas anteriores a 1980, muitas serpentes eram trazidas de várias cidades e estados para São Paulo através de cortesias oferecidas pelas empresas ferroviárias, que passavam pelas estações das cidades recolhendo esses espécimes coletados pelos moradores. A maioria dessas estações foi desativada há mais de 30 anos e, portanto, para resgatar o nome das cidades na qual a estação se localizava e obter a coordenada geográfica do município correspondente, foi utilizado o sítio <http://www.estacoesferroviarias.com.br>.

2.3 Lacunas de amostragem

Em maio de 2010, um incêndio destruiu praticamente toda a coleção de serpentes do Instituto Butantan, e uma porção significativa dos exemplares que seriam conferidos foi perdida. Assim, a base de dados foi complementada com 1130 registros obtidos da literatura, principalmente de *vouchers* de trabalhos taxonômicos ou de revisões de determinados grupos, além de alguns trabalhos de ecologia e história natural que utilizaram espécies que não apresentavam problemas taxonômicos.

2.4. Espécies selecionadas para a análise

Para a escolha das espécies utilizadas nesse estudo, foram mapeados 19.827 registros de ocorrência de 236 espécies de serpentes sul-americanas, conferidas nas coleções do Instituto

Butantan (IBSP) e do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP), complementadas com aproximadamente com os registros obtidos da literatura.

Esses registros foram georreferenciados e sobrepostos a superfícies definidas como Mata Atlântica com o programa ArcGis 9.3. Essa definição de Mata Atlântica representa a soma de duas outras propostas: *Ecological Systems of Latin America and Caribbean* (JOSSE *et al.*, 2003), e do *Terrestrial Ecoregions of the World: a New Map of Life on Earth* (OLSON *et al.*, 2001). Dessa forma, as espécies que se distribuíram exclusivamente nessas áreas foram consideradas endêmicas deste bioma e a partir dessa etapa selecionadas para as análises de delimitação das áreas de endemismo.

Para a obtenção das áreas de endemismo, não foram utilizadas as espécies endêmicas que apresentaram áreas de distribuição sem nenhuma sobreposição com outras espécies, por não apresentarem nenhum padrão de congruência biogeográfica, fundamental para a delimitação de áreas de endemismo. Da mesma forma, as espécies que forneceram registros incompletos de distribuição não foram incluídas, como *Coronelaps lepidus* e *Elapomorphus wuchereri*.

A nomenclatura dos grandes grupos seguiu a proposta de ZAHER *et al.* (2009) para as famílias Dipsadidae e Colubridae. Utilizou-se também algumas mudanças taxonômicas ao nível genérico propostas recentemente. Para as serpentes tradicionalmente tratadas como *Liophis*, utilizou-se a proposta de FORLANI *et al.* (2010) que trata da prioridade de *Erythrolamprus* Boie 1826 sobre *Liophis* Wagler 1830. ZAHER *et al.* (2009) propõem os gêneros *Caaeteboia* e *Mussurana* para alocar os táxons *Liophis amarali* e *Clelia montana*, respectivamente. FERRAREZZI, (1993) realizou um estudo de sistemática filogenética de Elapomorphini, e propôs algumas mudanças no grupo, dentre elas a designação de um novo gênero para alocar a espécie *Calamaria lepida* [= *Elapomorphus lepidus*]. Contudo, recentemente LEMA; HOFSTADLER-DEIQUES (2010) após revisão do grupo, propõem *Coronelaps* para essa finalidade.

Para a família Viperidae, foi utilizada a proposta de WÜSTER *et al.* (2002), que mantém o gênero *Bothrops* para alocar as espécies *Bothrops alcatraz*, *B. insularis*, *B. jararaca*, *B. sp.1* e *B. sp.2*, ao invés de *Bothropoides* proposta por FENWICK, *et al.* (2009). Da mesma forma, optamos pela proposta de CARRASCO *et al.* (2010) mantendo os táxons *Lachesis cotiara* e *Bothrops fonscai* no gênero *Bothrops* ao invés de *Rhinocerophis* proposto por FENWICK *et al.* (2009). Para a família Leptotyphlopidae, foi utilizada a proposta de HEDGES (2011), que designou um novo gênero, *Trilepida*, para alocar as espécies do gênero *Tricheilostoma* Jan, 1860.

As espécies com problemas taxonômicos também não foram incluídas na análise, como

por exemplo *Thamnodynastes* cf. *nattereri*, que provavelmente constitui um complexo de espécies, e as subespécies de *Erythrolamprus aesculapii*. *Erythrolamprus aesculapii venustissimus* até recentemente era designado erroneamente para as espécies de coloração em díades, típicas de áreas abertas, como o Cerrado. CURCIO (2009) revisou as subespécies de *Erythrolamprus aesculapii* e determinou que na verdade o táxon ora atribuído à *E. a. venustissimus* se trata de uma espécie ainda não descrita, e que esse epíteto estaria disponível para o táxon com coloração em mônades, esse sim típico da Mata Atlântica, e atribuído a *E. a. monozona* (*nomem nudum*). Devido ao fato de se diferenciarem basicamente por coloração, e por existirem áreas de simpatria entre esses táxons, inclusive com espécimes de coloração intermediária, essa espécie foi excluída das análises.

As serpentes endêmicas de ilhas, *Bothrops alcatraz*, *B. insularis* e *Liotyphlops caissara*, não foram utilizadas na análise, pois sua distribuição não se sobrepõe à de outras espécies endêmicas para a formação de áreas de endemismo (ver abaixo o Critério 1 em Critérios Combinados). Contudo, no Capítulo 2 são propostos alguns argumentos para o reconhecimento de ilhas como áreas de endemismo com enfoque conservacionista. Além dessas espécies insulares, estão duas populações não descritas de jararacas, endêmicas das ilhas de Vitória e Búzios e pertencentes ao grupo *Bothrops jararaca*, tratadas aqui como *B. sp.1* (Anexo 1), e *B. sp.2*.

2.5. Delimitação das Áreas de Endemismo

Foram construídas e sobrepostas ao mapa de distribuição, quadrículas de 1° e 2° de latitude e longitude (Fig. 3). O uso de duas escalas diferentes de quadrículas foi empregado para comparar a acurácia do método na detecção de padrões de endemismo e para examinar o efeito da escala de estudo sobre os padrões encontrados.

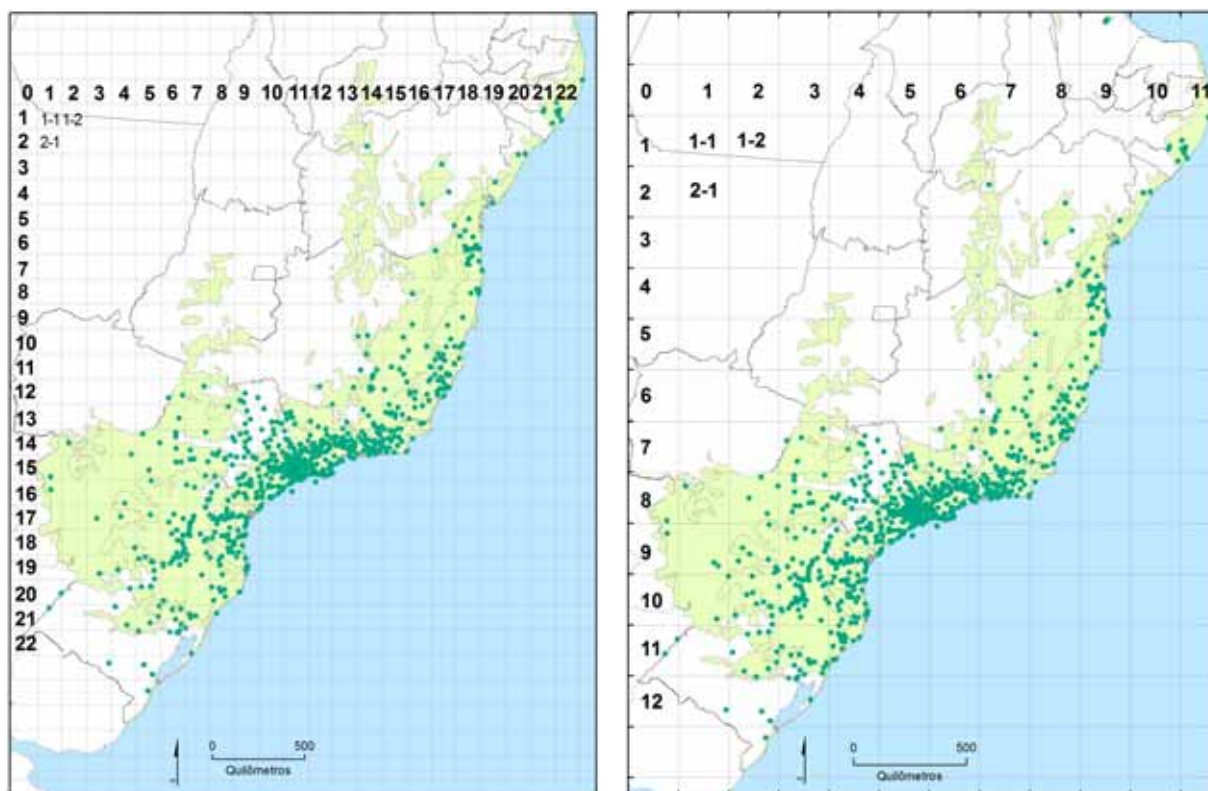


Figura 3. Limites da Mata Atlântica, registros de distribuição de espécies de serpentes endêmicas do bioma e quadrículas de 1° X 1° e 2° X 2°, utilizadas na análise PAE e NDM/VNDM.

2.5.1. Análise de Parcimônia de Endemicidade – PAE

A PAE é uma ferramenta bastante utilizada em estudos de biogeografia histórica que permite detectar os padrões naturais de distribuição dos organismos (ROSEN, 1988; ROSEN; SMITH, 1988). Esse método classifica localidades (análogas à taxons) de acordo com o compartilhamento de táxons (análogos aos caracteres), utilizando um algoritmo de parcimônia (ROSEN, 1988).

Embora a PAE seja uma ferramenta amplamente utilizada, deve-se ter cautela para não empregá-la na tentativa de detectar processos, pois ela não leva em consideração as relações filogenéticas dos táxons nas análises (BROOKS; VAN VELLER, 2003). Mesmo assim, é uma ferramenta interessante para um reconhecimento inicial de áreas de endemismo, especialmente quando as relações filogenéticas do grupo de estudo não são ainda bem estabelecidas e/ou ainda são objeto de debate (NIHEI, 2006).

A delimitação de áreas de endemismo com a PAE utilizando quadrículas como unidades operacionais foi proposta por MORRONE (1994). Para selecionar as áreas de endemismo resultantes dessa análise, deve-se levar em conta apenas as quadrículas, ou grupos de quadrículas, sustentados por pelo menos duas espécies exclusivas (sinapomorfias).

Para a análise PAE desse estudo, foram construídas duas matrizes, uma para cada tamanho da quadrícula, nas quais as quadrículas foram tratadas como táxons (linhas), e as espécies como caracteres (colunas) dessas quadrículas. A presença de cada espécie nas quadrículas foi codificada como '1' e a ausência como '0'. Uma quadrícula hipotética codificada como '0' para todas as espécies foi adicionada à matriz para enraizar a árvore (cf. ROSEN, 1988). A análise foi realizada no programa Nona 2.0 (GOLOBOFF, 1999), em conjunto com o programa Winclada 1.00.08 (NIXON, 2002). Os parâmetros utilizados para a análise foram o algoritmo heurístico "TBR" (*tree bisection and reconnection*), "hold 1000" (*maximum trees to keep*); mult*100 (*number of replications*); hold/10 (*start trees per rep.*), e utilizado o cladograma de consenso estrito.

2.5.2. NDM/VNDM

O NDM/VNDM (eNDeMism/visualizador do NDM) é um método numérico utilizado para determinação de áreas de endemismo elaborado por SZUMIK et al. (2002) e complementado por SZUMIK; GOLOBOFF (2004). Diferente da Análise de Parcimônia de Endemicidade (PAE), que considera como área de endemismo apenas a sobreposição exclusiva e estrita de duas ou mais espécies, o NDM/VNDM flexibiliza essa restrição, contabilizando pontos para as quadrículas através do ajuste de espécies. Se a espécie está presente em duas quadrículas, soma um ponto, porém se estiver presente nas duas, mas ocorrer também fora delas, a área perde pontos. O mesmo ocorre se ela estiver em apenas parte das quadrículas. Para ser considerada área de endemismo, o grupo de quadrículas deve somar ao menos dois pontos, ou apresentar pelo menos duas espécies perfeitamente congruentes, ou mais de duas espécies que sobrepostas somem dois pontos.

Os autores criaram uma regra de interpolação, o "*evenness rule*" para regular o quanto as espécies se ajustam às quadrículas. O "*evenness rule*" considera que uma espécie que está ausente em uma quadrícula, mas está presente nas quadrículas ao redor desta, pode ser considerada presente. A pontuação ou *score* dos grupos de quadrículas pode aumentar se a espécie estiver presente em várias quadrículas dentro da área "X", ou diminuir se ela estiver

presente fora da área. O índice de endemidade para a área é calculado através da somatória dos *scores* de ajustes para cada espécie, através da fórmula:

$$X = \sum E_e$$

onde E_e é o score de endemidade individual de espécies e :

$$E_e = \frac{p + (iF_i)}{S + \frac{o}{F_o}}$$

onde p = número de quadrículas de X na qual a espécie e está presente; i = número de quadrículas na qual a espécie não está presente, mas onde tem a presença inferida pela “*evennes rule*”; S = número de quadrículas na área “ X ”; e o = número de quadrículas adjacentes à área “ X ”.

As buscas por áreas de endemismo foram executadas, considerando os agrupamentos de quadrículas que possuíam ao menos duas espécies endêmicas, e a soma dos *scores* de endemismo iguais ou superiores a 2. Devido ao fato de que as delimitações das várias áreas se sobrepõem, foi feita uma análise de consenso estrito, com pelo menos 50% das espécies endêmicas compartilhadas visando condensar as informações de áreas que compartilham espécies endêmicas.

2.5.3. Critérios Combinados

DaSILVA; PINTO-DA-ROCHA (2010) propuseram seis critérios combinados a partir de uma compilação de discussões teóricas e metodológicas obtidas da literatura, que devem ser analisados simultaneamente aos métodos numéricos, durante a determinação de áreas de endemismo:

- Critério 1: é o critério básico para a delimitação de áreas de endemismo previamente discutido por PLATNICK (1991) e MORRONE (1994). Trata da “congruência de distribuição de ao menos duas espécies”. A concordância de distribuição de duas espécies é considerada suficiente para a delimitação de áreas de endemismo, apesar de algumas espécies poderem apresentar sobreposição parcial de suas áreas.
- Critério 2: propõe um “núcleo de congruência e simpatria parcial”, que classifica as espécies em três níveis de endemismo: espécies parcialmente simpátricas resultam em problemas durante a definição correta dos limites de uma área de endemismo.

Dessa forma, DaSILVA; PINTO-DA-ROCHA (2010) propõem a delimitação de um “Núcleo de Congruência” (NC), aplicado para as áreas que apresentam distribuição restrita e congruente de pelo menos duas espécies (como define o Critério 1). Porém, mesmo restritas a um NC, algumas espécies podem apresentar padrões de distribuição exclusivos, ou seja, com pequenas incongruências comparadas a outras espécies, ou então extrapolando os limites do NC. Portanto, esses autores propõem a “Região Máxima de Endemismo” (RME), para classificar as áreas cuja distribuição das espécies está restrita ao NC, mas os limites de distribuição são um pouco maiores que o NC. Os terceiro nível de endemismo é composto por espécies que apresentam ampla distribuição geográfica, nomeadas como “espécies amplilocadas”, cujos limites de distribuição são muito extensos, abrangendo mais de um NC.

- Critério 3: a “congruência geral de distribuição diferente do endemismo específico”, define que a congruência de distribuição de espécies pode se dar em níveis diferentes, e que ao menor nível, é evidência para área de endemismo. A simpatria entre espécies amplilocadas, por exemplo, não deve ser utilizada na delimitação de uma área de endemismo, pois estas estão presentes em NCs de mais de uma área. O padrão que inclui duas áreas menores não pode ser definido como área de endemismo, mas podem indicar hipóteses de relacionamento entre essas áreas menores.
- Critério 4: proposto por Linder (2001) *apud* Da Silva; Pinto-da-Rocha (2010), recomenda que “áreas de endemismo devem ser exclusivas”, sem sobreposição com outras áreas de endemismo. Pelo fato de serem resultantes de eventos evolutivos únicos, mesmo havendo sobreposição marginal de áreas de distribuição, os NCs não podem se sobrepor.
- Critério 5: define que “espécies que não se enquadram em nenhum núcleo de congruência, podem representar outras áreas de endemismo”. Espécies cujos limites de distribuição não se sobrepõem a nenhum outro, ou que apresentam distribuição próxima a algum NC, mas não em seu interior, podem indicar um provável endemismo, confirmado com dados de distribuição adicionais. Uma evidência para a delimitação dessa área seria a existência de espécies-irmãs em áreas de endemismo próximas, por exemplo, uma espécie insular que não se enquadrava em um NC, mas que possui uma espécie-irmã no continente, essa sim dentro de um NC.
- Critério 6: enfoca as “evidências geográficas”, na delimitação das áreas, principalmente evidência topográfica. As espécies que não apresentam sobreposição

nas áreas de distribuição, mas são endêmicas da mesma unidade topográfica, podem fazer parte da mesma área de endemismo. DaSILVA; PINTO-DA-ROCHA (2010) reforçam que essas evidências apontadas no sexto critério são mais precisas do que os limites resultantes das quadrículas das análises de parcimônia.

No presente estudo, os critérios combinados foram utilizados em algumas situações, por exemplo, na delimitação das áreas de endemismo propostas nesse capítulo empregou-se os critérios 1 e 2; em áreas que o NDM/VNDM detectou, mas que se sobrepunham a outras áreas de endemismo, de acordo com o critério 4, ou então, eram delimitadas pela sobreposição de espécies amplilocadas e, portanto, não poderiam ser consideradas como áreas de endemismo de acordo com o critério 3. O critério 6, por sua vez, foi aplicado para espécies que não delimitaram diretamente alguma área, mas eram endêmicas da mesma unidade topográfica de outras espécies (e.g. *Corallus cropanii*).

3. RESULTADOS

Após a sobreposição dos 19.827 registros de serpentes com os mapas de vegetação, 83 espécies apresentaram área de distribuição exclusiva na Mata Atlântica e, portanto, foram consideradas endêmicas dessa formação (Tabela 1).

3.1. Análise de Parcimônia de Endemicidade – PAE

A análise PAE encontrou 1000 árvores para as duas escalas de análise. Esse número é o máximo de árvores possíveis de acordo com os critérios de procura previamente estabelecidos, indicando que poderiam existir mais árvores. Na análise com escala de 1° X 1°, a árvore de consenso estrito apresentou 629 passos, IC = 0,10 e IR = 0,46 (fig. 4), enquanto com a escala de 2° X 2°, o consenso estrito apresentou 282 passos, IC = 0,22, e IR = 0,44 (fig. 5). As árvores de consenso estrito resultantes das análises com tamanhos de quadrículas de 1° X 1° e 2° X 2° revelaram duas e quatro áreas de endemismo, respectivamente (figs 6A e B), sustentadas por duas ou mais espécies exclusivas.

Tabela 1. Espécies endêmicas da Mata Atlântica, obtidas a partir da sobreposição de registros de ocorrência nas superfícies do *Terrestrial Ecorregions of The World* (OLSON *et al.*, 2001) e do *Ecological Systems of Latin America and Caribbean* (JOSSE *et al.*, 2003). Os números correspondem à identificação das espécies na análise PAE e os hífens correspondem às espécies não utilizadas nas análises.

Espécie	Autor	PAE
Família Tropidophiidae		
<i>Tropidophis paucisquamis</i>	(Müller, 1901)	62
<i>Tropidophis</i> sp. 1		63
<i>Tropidophis</i> sp. 2		64
Família Boidae		
<i>Corallus cropanii</i>	(Hoge, 1953)	21
Família Anomalepididae		
<i>Liotyphlops caissara</i>	Centeno, Sawaya & Germano, 2010	-
<i>Liotyphlops trafti</i>	Freire, Caramaschi & Argolo, 2007	39
Família Leptotyphlopidae		
<i>Trilepida salgueiroi</i>	(Amaral, 1955)	38
Família Dipsadidae		
<i>Atractus caete</i>	Passos, Fernandes, Bérnills & Moura-Leite, 2010	1
<i>Atractus francoi</i>	Passos, Fernandes, Bérnills & Moura-Leite, 2010	2
<i>Atractus guentheri</i>	(Wucherer, 1861)	3
<i>Atractus maculatus</i>	(Günther, 1858)	4
<i>Atractus paraguayensis</i>	Werner, 1924	-
<i>Atractus potschi</i>	Fernandes, 1995	5
<i>Atractus reticulatus</i>	(Boulenger, 1885)	6
<i>Atractus ronnie</i>	Passos, Fernandes & Borges-Nojosa, 2007	-

Contin. Tabela 1.

Espécie	Autor	PAE
<i>Atractus serranus</i>	Amaral, 1930	7
<i>Atractus thalesdelemai</i>	Passos, Fernandes & Zanella, 2005	-
<i>Atractus trihedrurus</i>	Amaral, 1926	8
<i>Atractus zebrinus</i>	(Jan, 1862)	9
<i>Caeteboia amarali</i>	(Wettstein, 1930)	-
<i>Calamodontophis ronaldoi</i>	Franco, Cintra & Lema, 2006	16
<i>Clelia hussami</i>	Morato, Franco & Sanches, 2003	20
<i>Clelia aff. rustica</i>		-
<i>Coronelaps lepidus</i>	(Reinhardt, 1861)	-
<i>Dipsas albifrons</i>	(Sauvage, 1884)	23
<i>Dipsas alternans</i>	(Fischer, 1885)	24
<i>Dipsas indica petersi</i>	Hoge, 1975	25
<i>Dipsas sazimai</i>	Fernandes, Marques & Argolo, 2010	26
<i>Ditaxodon taeniatus</i>	(Peters, 1868)	27
<i>Echinanthera amoena</i>	(Jan, 1863)	28
<i>Echinanthera cephalomaculata</i>	Di-Bernardo, 1994	29
<i>Echinanthera cephalostriata</i>	Di-Bernardo, 1996	30
<i>Echinanthera cyanopleura</i>	(Cope, 1885)	31
<i>Echinanthera melanostigma</i>	(Wagler, 1824)	32
<i>Echinanthera undulata</i>	(Wied, 1824)	33
<i>Elapomorphus quinquilineatus</i>	(Raddi, 1820)	34
<i>Elapomorphus wuchereri</i>	Günther, 1861	-
<i>Erythrolamprus atraventer</i>	(Dixon & Thomas, 1985)	35
<i>Erythrolamprus poecilogyrus</i>	(Wied-Neuwied, 1825)	36
<i>Erythrolamprus venustissimus</i>	(Wied, 1821)	-
<i>Helicops carinicaudus</i>	(Wied-Neuwied, 1825)	37
<i>Mussurana montana</i>	(Franco, Marques & Puorto, 1997)	43
<i>Oxyrhopus clathratus</i>	Duméril, Bibrón & Duméril, 1854	44
<i>Phalotris nigrilatus</i>	Ferrarezzi, 1993	-

Contin. Tabela 1.

Espécie	Autor	PAE
<i>Phalotris reticulatus</i>	Peters, 1860	45
<i>Philodryas arnaldoi</i>	(Amaral, 1932)	46
<i>Pseudoboa haasi</i>	Boettger, 1905	47
<i>Pseudoboa serrana</i>	Morato, Moura-Leite, Prudente & Bérnils, 1995	48
<i>Psychopsis flavovirgatus</i>	Gomes, 1915	50
<i>Sibynomorphus neuwiedi</i>	(Ihering, 1911)	51
<i>Siphlophis longicaudatus</i>	(Andersson, 1907)	52
<i>Siphlophis pulcher</i>	(Raddi, 1820)	53
<i>Sordellina punctata</i>	(Peters, 1880)	54
<i>Taeniophallus affinis</i>	(Günther, 1858)	55
<i>Taeniophallus bilineatus</i>	(Fischer, 1885)	56
<i>Taeniophallus persimilis</i>	(Cope, 1869)	57
<i>Thamnodynastes longicaudus</i>	Franco, Ferreira, Marques & Sazima, 2003	58
<i>Thamnodynastes cf. nattereri</i>	(Mikan, 1828)	-
<i>Tomodon dorsatus</i>	Duméril, Bibrón & Duméril, 1854	59
<i>Tropidodryas serra</i>	(Schlegel, 1837)	60
<i>Tropidodryas striaticeps</i>	(Cope, 1869)	61
<i>Xenodon guentheri</i>	Boulenger, 1894	65
<i>Xenodon neuwiedi</i>	Günther, 1863	66
Família Colubridae		
<i>Chironius bicarinatus</i>	(Wied, 1820)	-
<i>Chironius foveatus</i>	Bailey, 1955	17
<i>Chironius fuscus</i>	(Linnaeus, 1758)	18
<i>Chironius laeviscolis</i>	(Wied, 1824)	19
<i>Dendrophidion atlantica</i>	Freire, Caramaschi & Gonçalves, 2010	22
<i>Pseustes sulphureus poecilostoma</i>	(Wied, 1824)	49

Contin. Tabela 1.

Espécie	Autor	PAE
Família Elapidae		
<i>Micrurus corallinus</i>	(Merrem, 1820)	40
<i>Micrurus decoratus</i>	(Jan, 1858)	41
<i>Micrurus ibiboboca</i>	(Merrem, 1820)	42
Família Viperidae		
<i>Bothrops alcatraz</i>	Marques, Martins & Sazima, 2002	-
<i>Bothrops cotiara</i>	(Gomes, 1913)	10
<i>Bothrops fonsesai</i>	Hoge & Belluomini, 1959	11
<i>Bothrops insularis</i>	(Amaral, 1921)	-
<i>Bothrops jararaca</i>	(Wied, 1824)	12
<i>Bothrops jararacussu</i>	Lacerda, 1884	13
<i>Bothrops muriciensis</i>	Ferrarezzi & Freire, 2001	14
<i>Bothrops pirajai</i>	Amaral, 1923	15
<i>Bothrops</i> sp. 1		-
<i>Bothrops</i> sp. 2		-

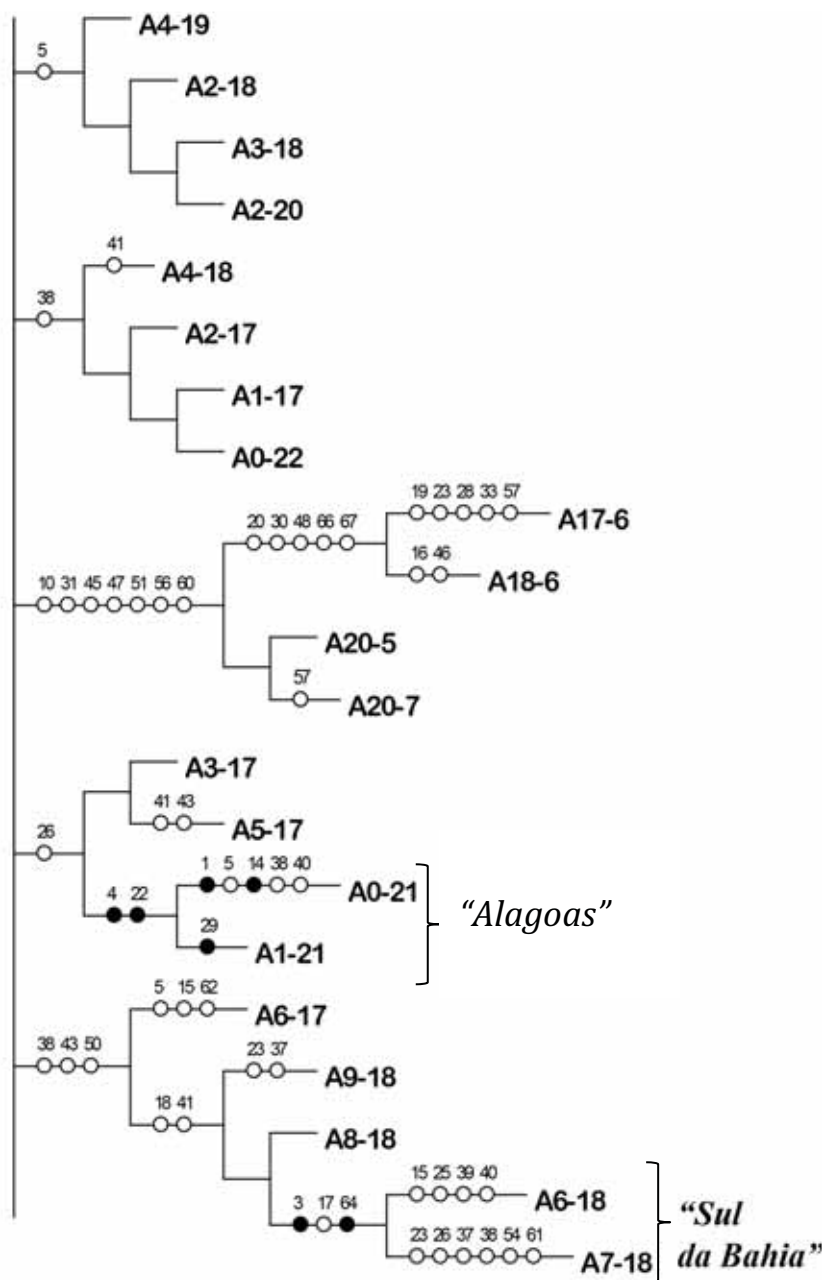


Figura 4. Parte da árvore de consenso estrito da análise PAE para quadrículas de 1° X 1°, onde aparecem agrupamentos sustentados por ao menos duas espécies endêmicas (*Alagoas* e *Sul da Bahia*). Círculos cheios: sinapomorfias; círculos vazios: homoplasias e/ou reversões. Os números acima dos ramos representam as espécies, e estão descritos na Tabela 1.

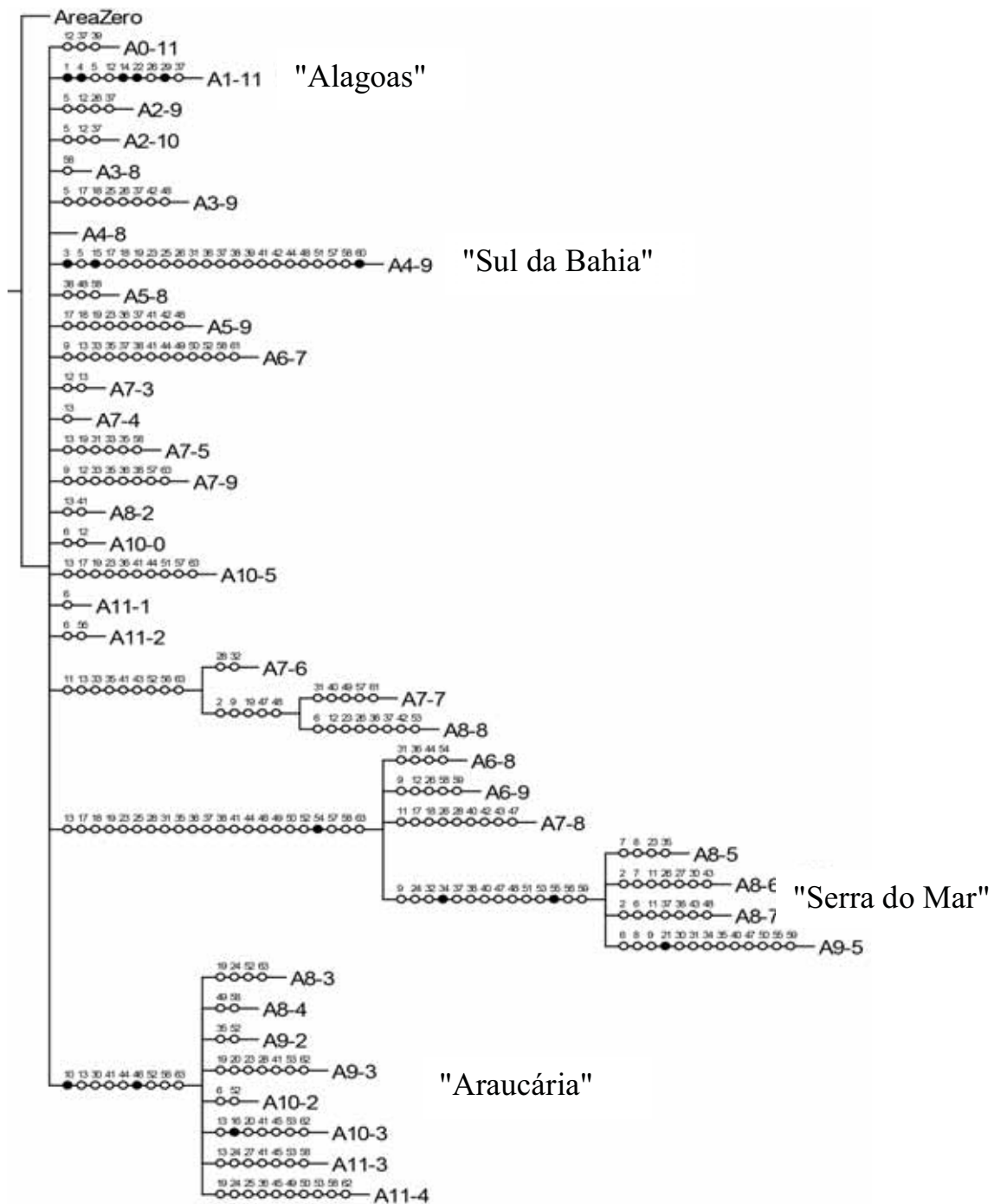


Figura 5. Árvore de consenso estrito da análise PAE para quadrículas de 2° X 2°, onde aparecem agrupamentos sustentados por ao menos duas espécies. Círculos cheios: sinapomorfias; círculos vazios: homoplasias e/ou reversões. Os números acima dos ramos representam as espécies, e estão descritos na Tabela 1.

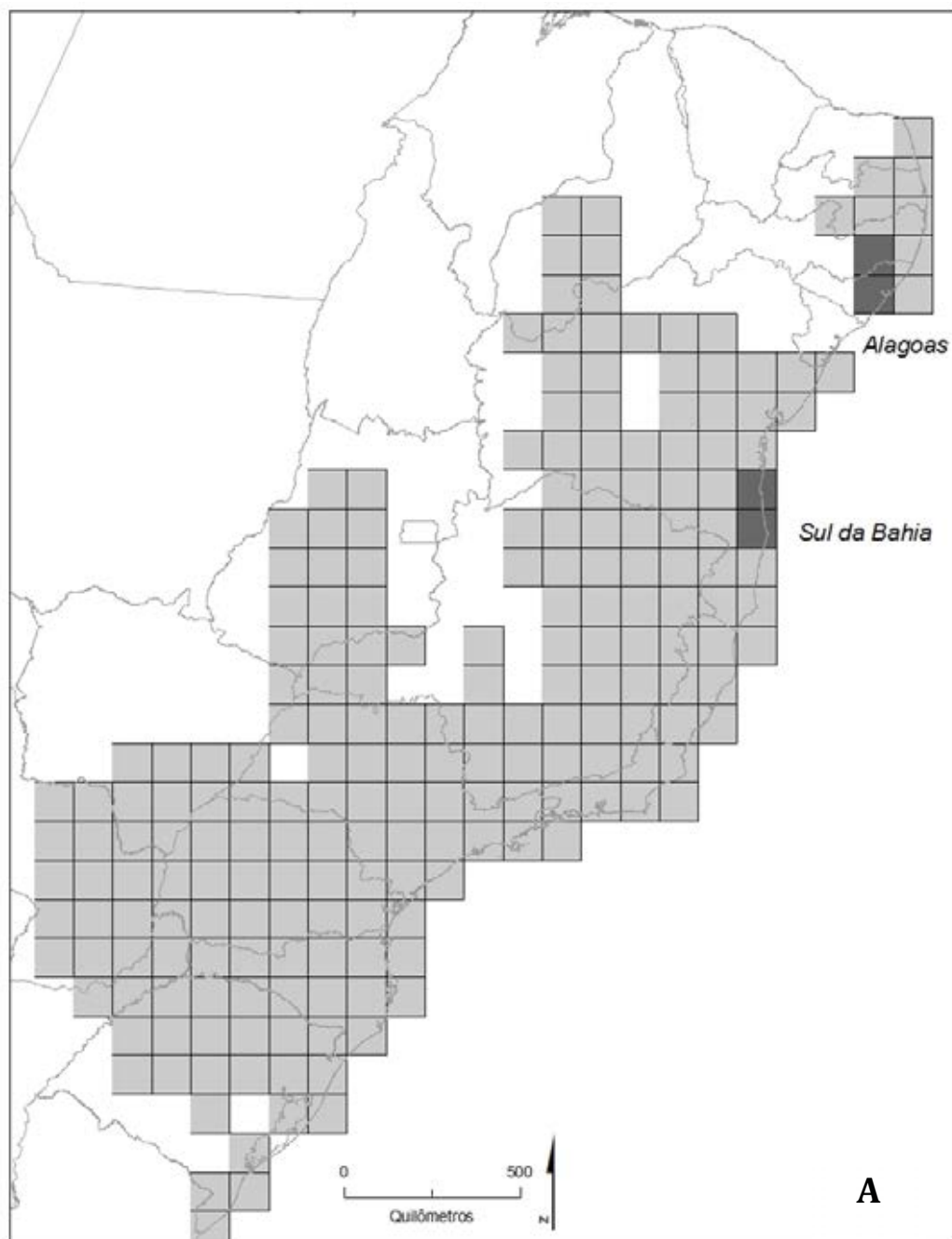


Figura 6A. Áreas de endemismo *Alagoas* e *Sul da Bahia* reveladas com a análise PAE utilizando quadrículas de 1° X 1°, sustentadas por, ao menos, duas espécies endêmicas.

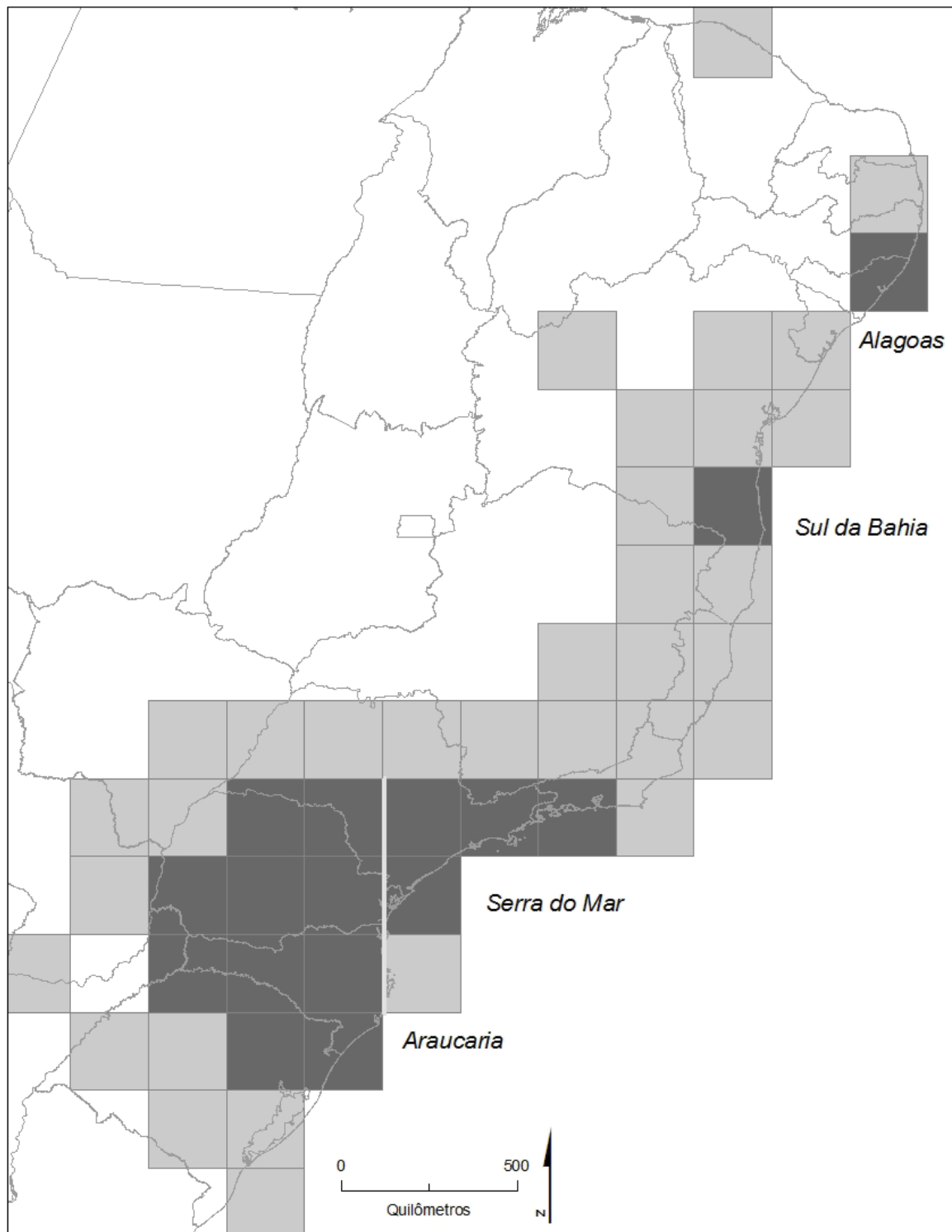


Figura 6B. Áreas de endemismo *Alagoas*, *Sul da Bahia*, *Serra do Mar* e *Araucária* reveladas com a análise PAE utilizando quadrículas de 2° X 2°, sustentadas por, ao menos, duas espécies endêmicas.

3.2. NDM/VNDM

A análise utilizando quadrículas de 1° X 1° identificou sete áreas de endemismo, com índices de endemismo variando entre 2,0 e 3,4 (figs. 7a–g). O consenso resultou em seis áreas (Tabela 2; Figs. 8a–f), das quais quatro corroboraram as obtidas pela análise PAE de 1° X 1° e 2° X 2° (figs. 8a–b, 8e–f), enquanto que as outras duas apresentaram áreas bastante extensas, formadas por espécies com distribuições amplas

As quadrículas 2°X2° revelaram 19 áreas, com índices de endemismo variando entre 2,5 e 8,3 (Figs 9a–s). O consenso desses 19 agrupamentos resultou em 10 áreas (Tabela 3; Fig. 10a–j), das quais apenas duas corroboraram parcialmente àquelas obtidas pela análise PAE utilizando quadrículas 2°X2° (figs. 10f–g).

Tabela 2. Consenso estrito das áreas de endemismo identificadas na análise NDM/VNDM com quadrículas 1° X 1°, e espécies endêmicas e respectivos índices de endemismo (entre parênteses).

Consenso estrito das áreas de endemismo (<i>sets</i> agrupadas)	Áreas de endemismo congruentes detectadas pela análise PAE	espécies endêmicas e os índices de endemismo
0	Araucária	<i>Clelia hussami</i> (0.700); <i>Philodryas arnaldoi</i> (0.688); <i>Xenodon guentheri</i> (0.833);
1 (<i>sets</i> 1 e 6)	Serra do Mar	<i>Atractus francoi</i> (0.000-0.636); <i>Bothrops fonsecai</i> (0.727-0.729); <i>Erythrolamprus atraventer</i> (0.000-0.625); <i>Mussurana montana</i> (0.582-0.590); <i>Pseudoboa serrana</i> (0.691-0.875); <i>Thamnodynastes longicaudus</i> (0.000-0.625);
2 (<i>set</i> 2)	Serra do Mar (parte)	<i>Atractus zebrinus</i> (0.616); <i>Micrurus corallinus</i> (0.512); <i>Taeniophallus persimilis</i> (0.666); <i>Tropidophis paucisquamis</i> (0.875).
3 (<i>set</i> 3)	Serra do Mar + Sul da Bahia	<i>Chironius foveatus</i> (0.750); <i>C. fuscus</i> (0.750); <i>Helicops carinicaudus</i> (0.636); <i>Tropidodryas serra</i> (0.828)
4 (<i>set</i> 4)	Alagoas	<i>Atractus maculatus</i> (1.000); <i>Dendrophidion atlantica</i> (1.000)
5 (<i>set</i> 5)	Sul da Bahia	<i>Atractus guentheri</i> (0.833); <i>Bothrops pirajai</i> (0.833); <i>Tropidophis</i> sp. 1 (0.833)

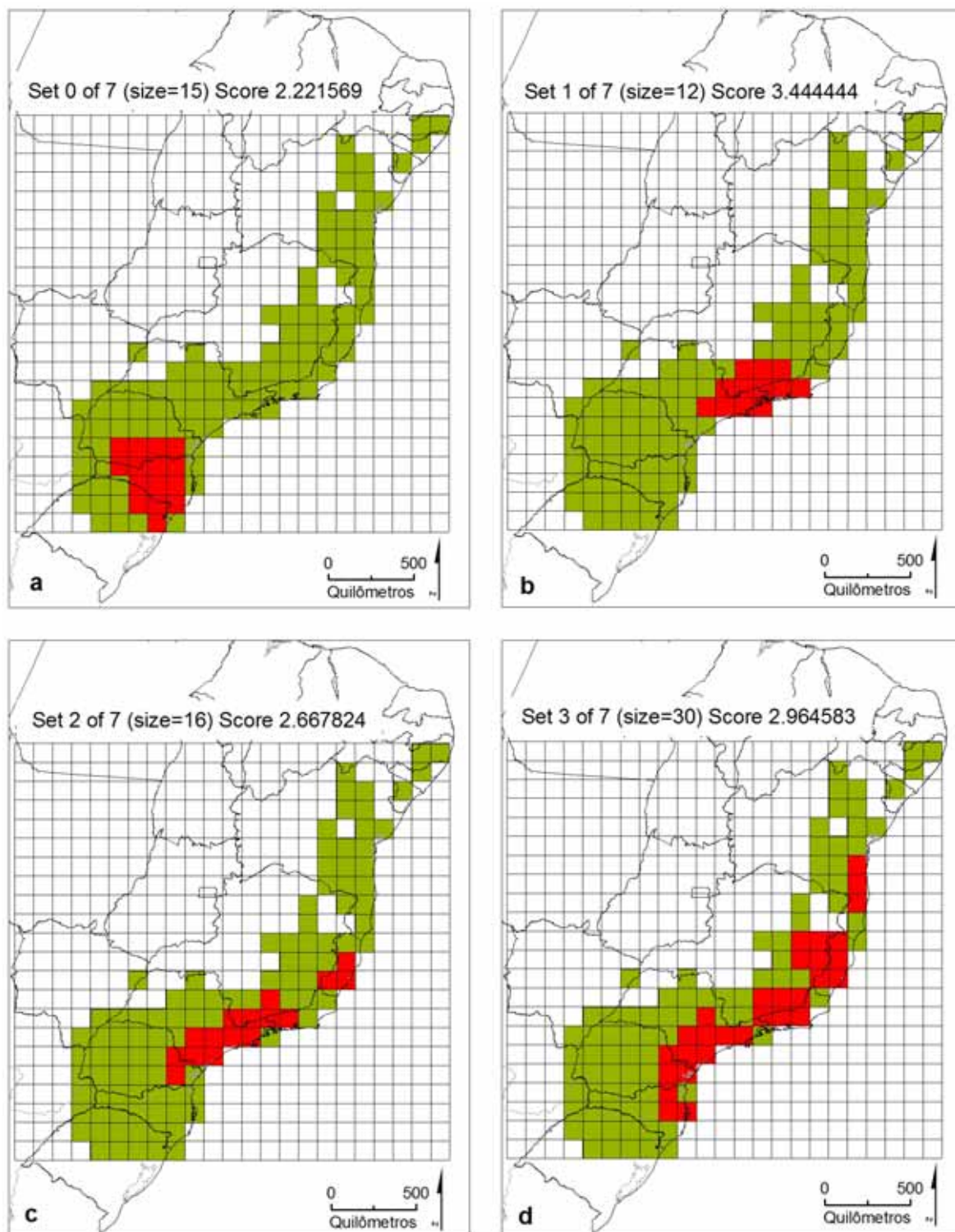
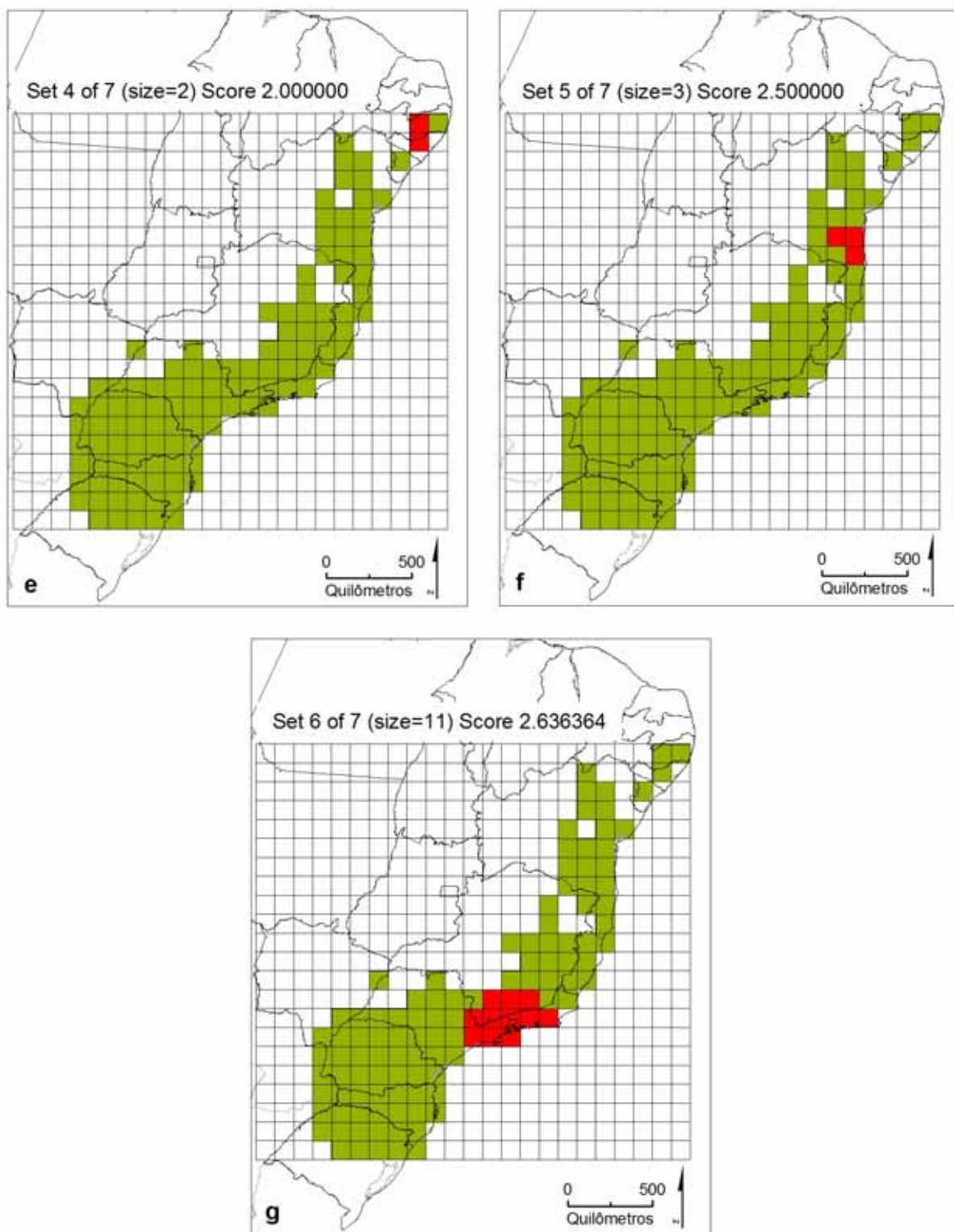


Figura 7a–d. Áreas de endemismo (em vermelho) resultantes da análise do NDM/VNDM, utilizando quadriculas de 1° X 1°.



(contin.) Figura 7 e–g. Áreas de endemismo (em vermelho) resultantes da análise do NDM/VNDM, utilizando quadrículas de $1^{\circ} \times 1^{\circ}$.

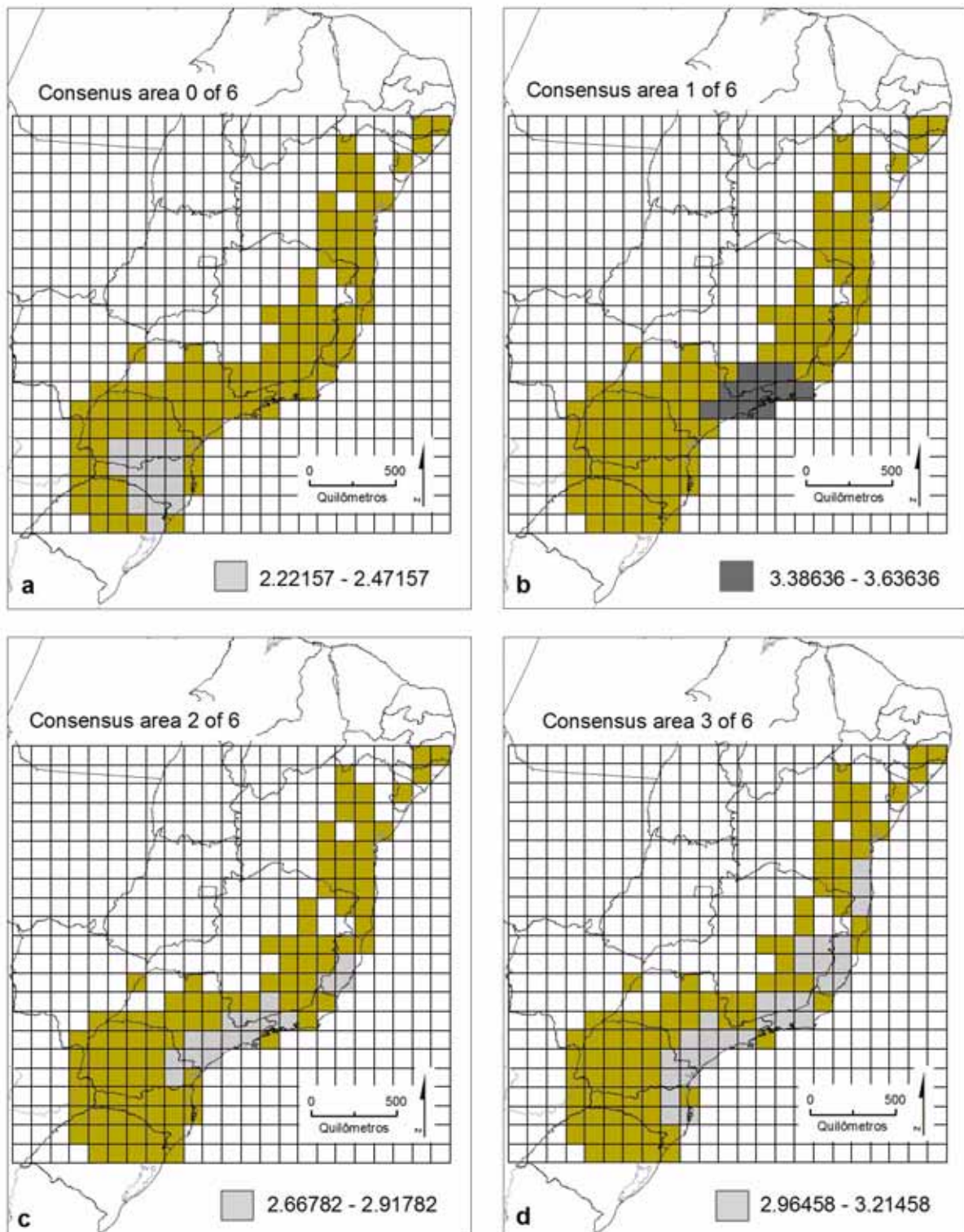
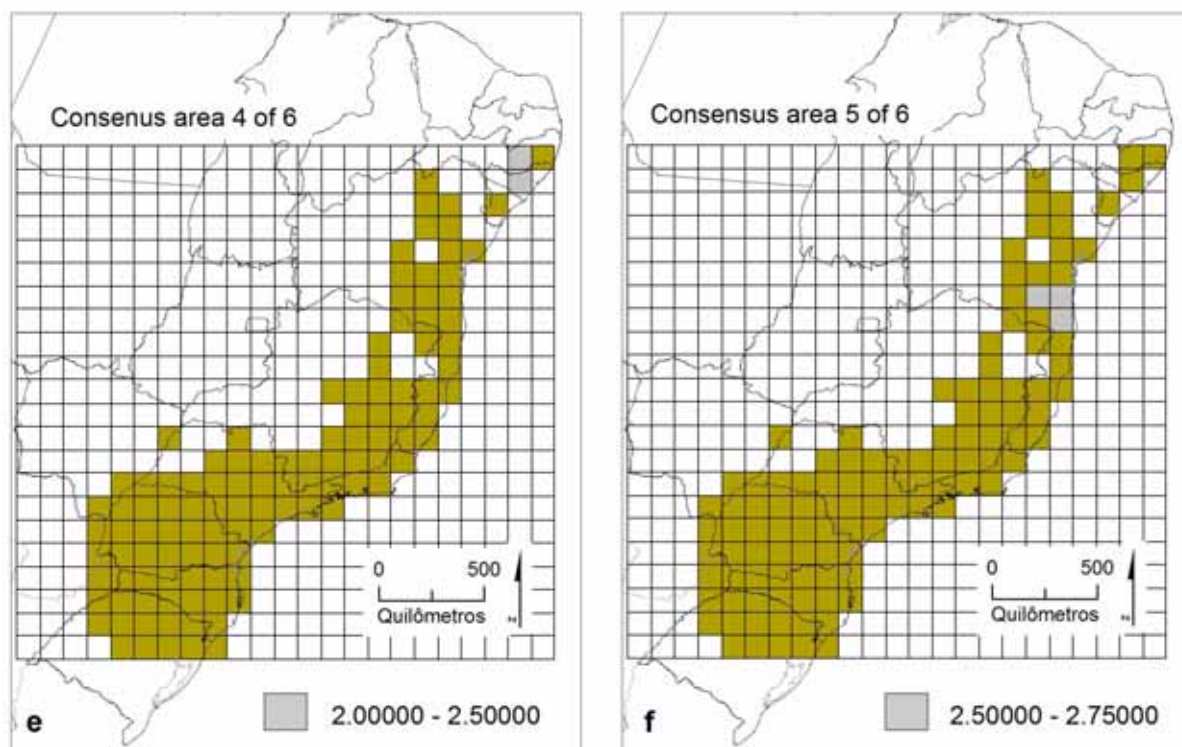


Figura 8a–d. Áreas de endemismo de serpentes na Mata Atlântica resultantes da análise de consenso estrito do NDM/VNDM utilizando as áreas obtidas da análise de quadrículas de 1° X 1°.



(contin.) Figura 8e–f. Áreas de endemismo de serpentes na Mata Atlântica resultantes da análise de consenso estrito do NDM/VNDM utilizando as áreas obtidas da análise de quadrículas de 1° X 1°.

Tabela 3. Consenso estrito das áreas de endemismo identificadas na análise NDM/VNDM com quadrículas 2° X 2°, as espécies endêmicas e seus respectivos índices de endemismo (entre parênteses).

Consenso estrito das áreas de endemismo (entre parênteses).		espécies endêmicas (índice de endemismo)
endemismo (áreas agrupadas)	congruência com as áreas de endemismo detectadas pela análise PAE	
0 (0, 3, 5 e 15)	Serra do Mar + Araucária (parte)	<i>Atractus zebrinus</i> (0.500-0.786); <i>Dipsas alternans</i> (0.070-0.364); <i>Echinanthera amoena</i> (0.528-0.800); <i>Echinanthera cephalostriata</i> (0.396-0.514); <i>E. undulata</i> (0.000-0.792); <i>Elapomorphus quinquelineatus</i> (0.250-0.655); <i>Erythrolamprus poecilogyrus</i> (0.250-0.655); <i>Micrurus decoratus</i> (0.660-0.808); <i>Philodryas arnaldoi</i> (0.000-0.556); <i>Ptychophis flavovirgatus</i> (0.209-0.278); <i>Sibynomorphus neuwiedi</i> (0.278-0.709); <i>Siphophis longicaudatus</i> (0.236-0.627); <i>Sordellina punctata</i> (0.000-0.625); <i>Taeniophallus affinis</i> (0.160-0.615); <i>T. bilineatus</i> (0.000-0.583); <i>T. persimilis</i> (0.625-0.769); <i>Tropidophis paucisquamis</i> (0.444-0.700); <i>Xenodon neuwiedii</i> (0.000-0.255)
1 (1 e 10)	Serra do Mar (parte) + Sul da Bahia	<i>Echinanthera melanostigma</i> (0.000-0.146); <i>Trilepida salgueiroi</i> (0.731-0.773); <i>Micrurus ibiboboca</i> (0.769-0.818); <i>Pseustes poeciloostoma</i> (0.808-0.864)
2 (2)	Serra do Mar + Araucária + Sul da Bahia (parte)	<i>Bothrops jararacussu</i> (0.466); <i>Chironius laevicollis</i> (0.665); <i>Dipsas albifrons</i> (0.528); <i>D. alternans</i> (0.773); <i>Echinanthera amoena</i> (0.705); <i>Micrurus corallinus</i> (0.682); <i>Taeniophallus affinis</i> (0.864); <i>Xenodon neuwiedii</i> (0.886)
3 (4 e 13)	Araucária (parte) + Serra do Mar + Sul da Bahia	<i>Chironius foveatus</i> (0.582-0.800); <i>C. fuscus</i> (0.663-0.750); <i>C. laevicollis</i> (0.425-0.771); <i>Dipsas albifrons</i> (0.663-0.750); <i>D. indica petersi</i> (0.688-0.775); <i>Helicops carinicaudus</i> (0.688-0.775); <i>Micrurus corallinus</i> (0.304-0.450); <i>Oxyrhopus clathratus</i> (0.439-0.450); <i>Siphophis pulcher</i> (0.000-0.706); <i>Tropidodryas serra</i> (0.663-0.750); <i>T. striaticeps</i> (0.294-0.600)
4 (6)	Araucária (parte) + Serra do Mar (parte)	<i>Atractus trihedrurus</i> (0.667); <i>Echinanthera undulata</i> (0.600); <i>Phalotris reticulatus</i> (0.708); <i>Ptychophis flavovirgatus</i> (0.350); <i>Sordellina punctata</i> (0.792); <i>Taeniophallus bilineatus</i> (0.733)

Contin. Tabela 3.

Consenso estrito das áreas de endemismo (áreas agrupadas)	congruência com as áreas de endemismo detectadas pela análise PAE	espécies endêmicas (índice de endemismo)
5 (7, 12 e 18)	Serra do Mar + Araucária (parte)	<i>Atractus francoi</i> (0.000-0.750); <i>A. serranus</i> (0.000-0.700); <i>A. zebrinus</i> (0.000-0.500); <i>Bothrops fonselai</i> (0.000-0.857); <i>Echinanthera amoena</i> (0.000-0.150); <i>E. undulata</i> (0.367-0.458); <i>Erythrolamprus atraventer</i> (0.714-0.800); <i>Micrurus decoratus</i> (0.229-0.500); <i>Mussurana montana</i> (0.000-0.857); <i>Pseudoboa serrana</i> (0.625-0.857); <i>Taeniophallus persimilis</i> (0.208-0.450); <i>Thamnodynastes longicaudus</i> (0.714-0.800); <i>Tropidophis paucisquamis</i> (0.188-0.600)
6 (8, 14 e 16)	Araucária	<i>Atractus trihedrurus</i> (0.000-0.700); <i>Bothrops cotiara</i> (0.500-1.000); <i>Calamodontophis ronaldoi</i> (0.600-0.625); <i>Clelia hussami</i> (0.000-0.625); <i>Phalotris reticulatus</i> (0.000-0.544); <i>Philodryas arnaldoi</i> (0.750-0.813); <i>Pseudoboa haasi</i> (0.500-1.000); <i>Sordellina punctata</i> (0.000-0.622); <i>Xenodon guentheri</i> (0.750-0.813)
7 (9)	Serra do Mar (parte)	<i>Atractus francoi</i> (0.750); <i>Bothrops fonselai</i> (0.917); <i>Mussurana montana</i> (0.917) <i>Pseudoboa serrana</i> (0.500); <i>Tropidophis</i> sp. 2 (0.667)
8 (11)	Araucária + Serra do Mar + Sul da Bahia	<i>Chironius laevicollis</i> (0.891); <i>Dipsas albifrons</i> (0.717); <i>Micrurus corallinus</i> (0.913); <i>Oxyrhopus clathratus</i> (0.913)
9 (17)	Serra do Mar + Araucária	<i>Atractus reticulatus</i> (0.607); <i>Echinanthera cyanopleura</i> (0.875); <i>Ptychophis flavovirgatus</i> (0.800); <i>Tomodons dorsatus</i> (0.925); <i>Xenodon neuwiedii</i> (0.375)

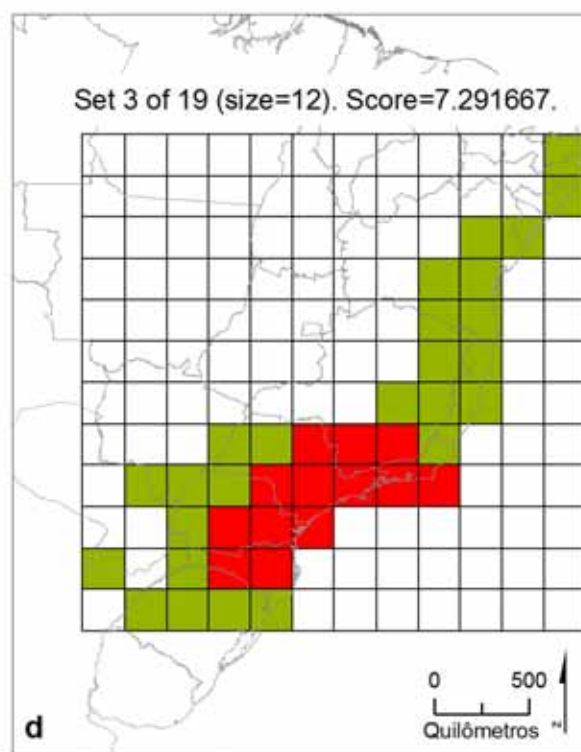
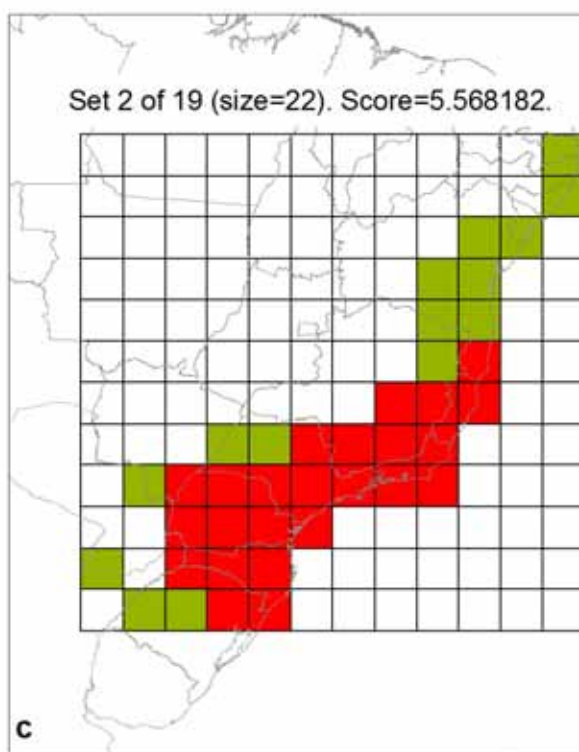
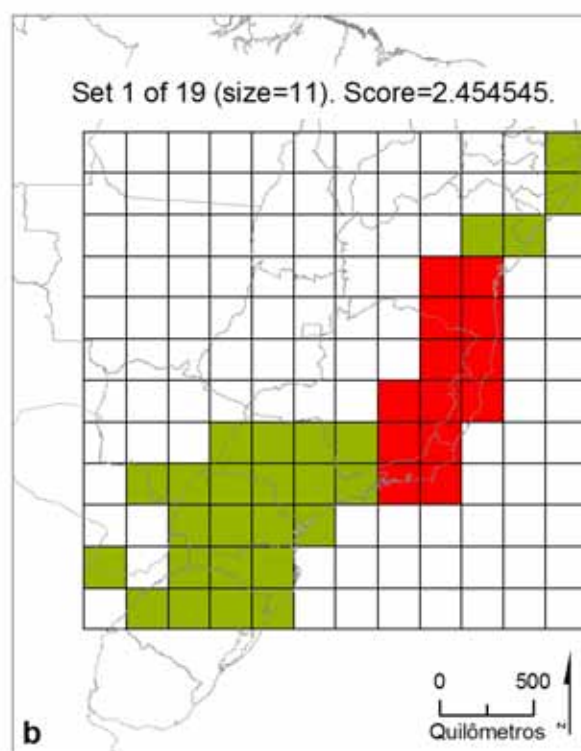
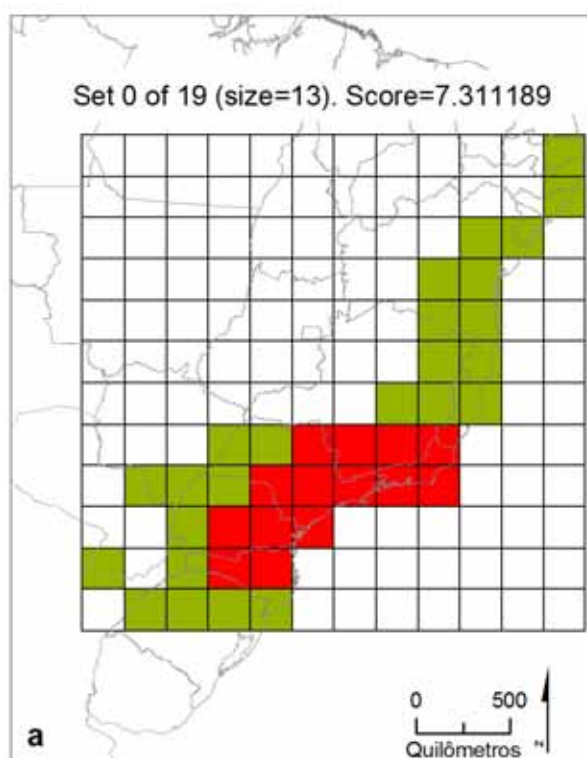
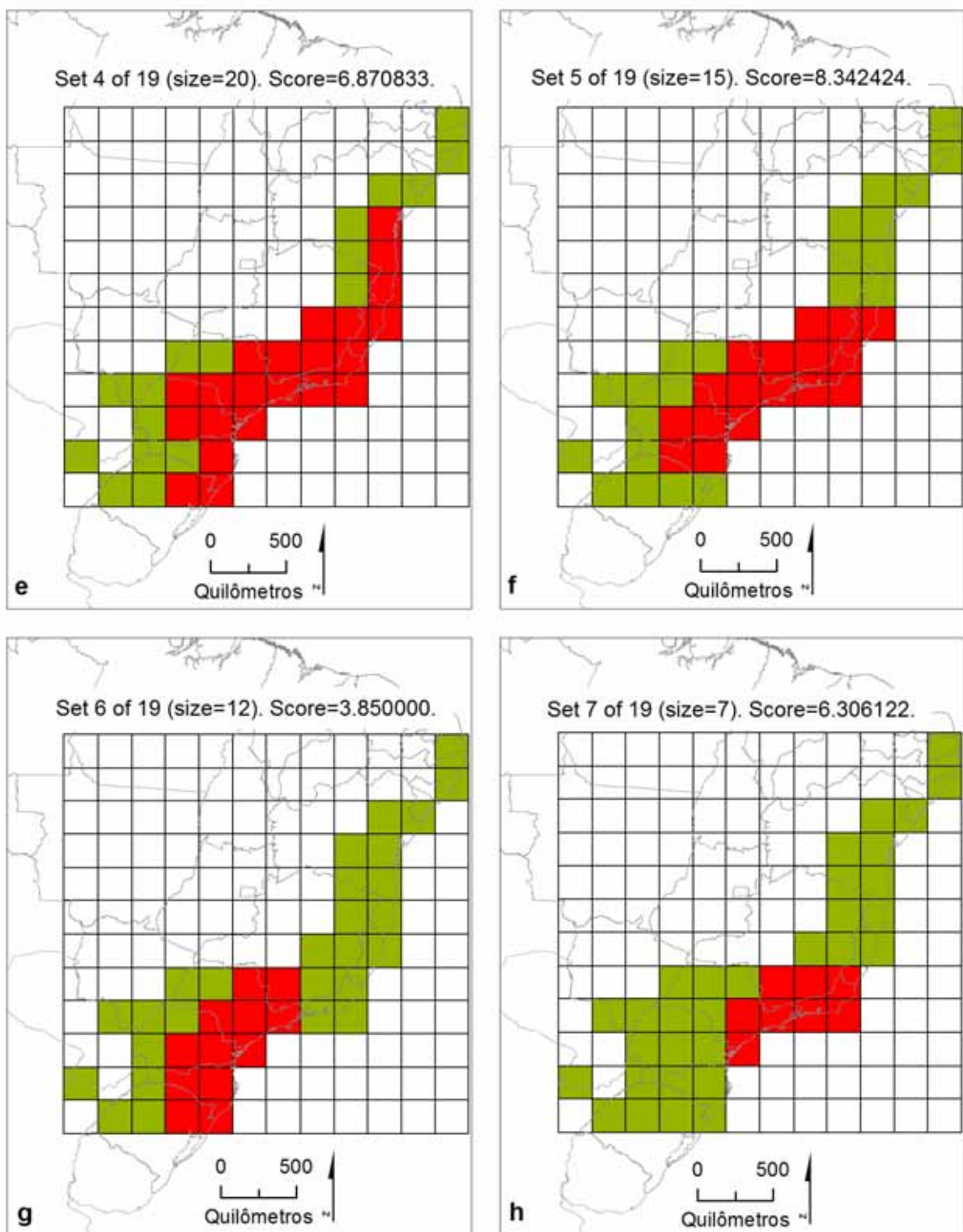
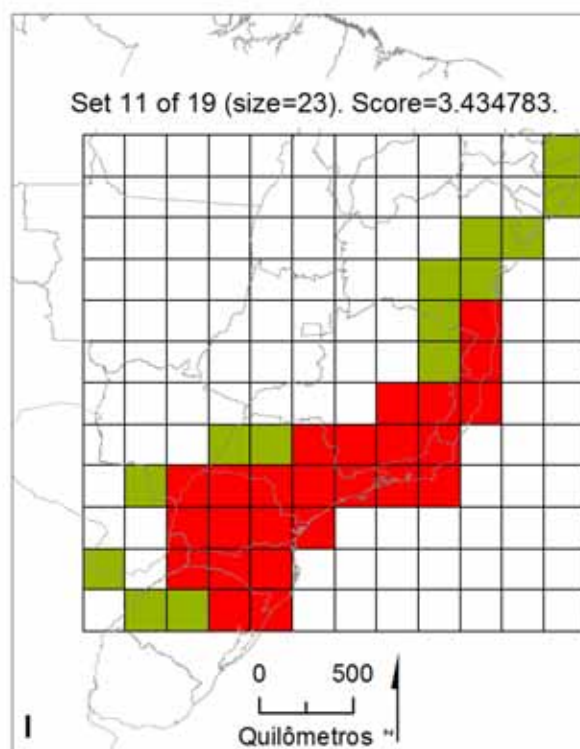
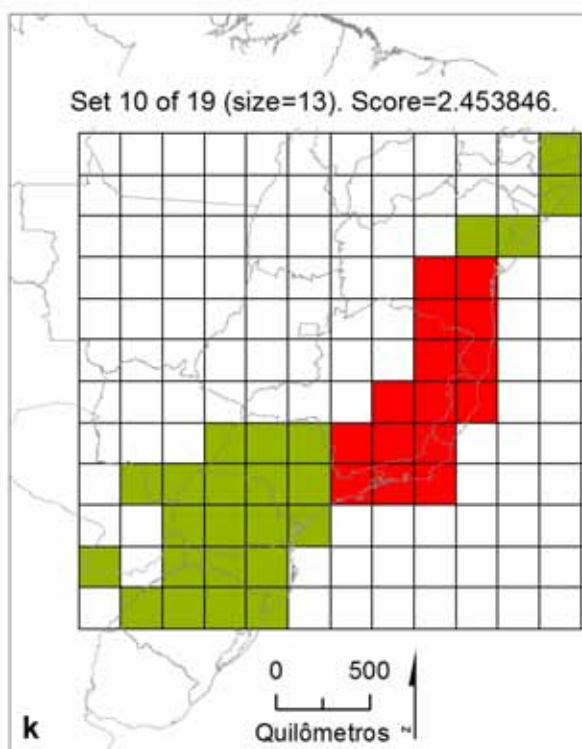
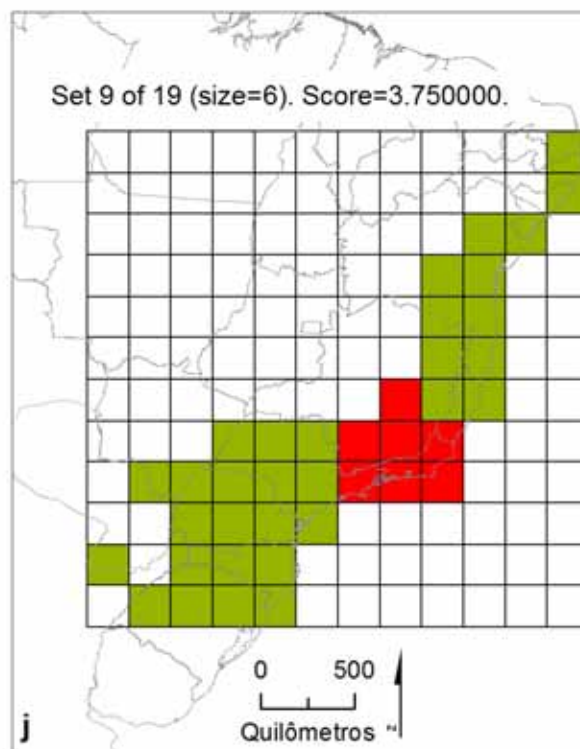
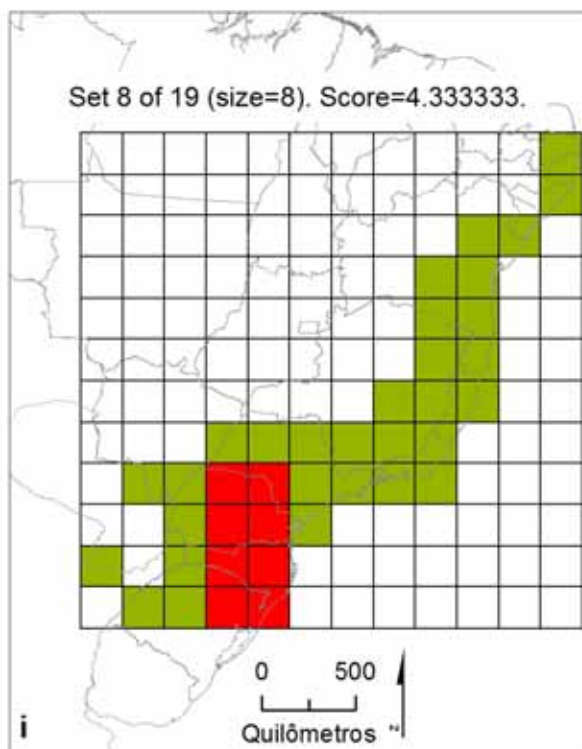


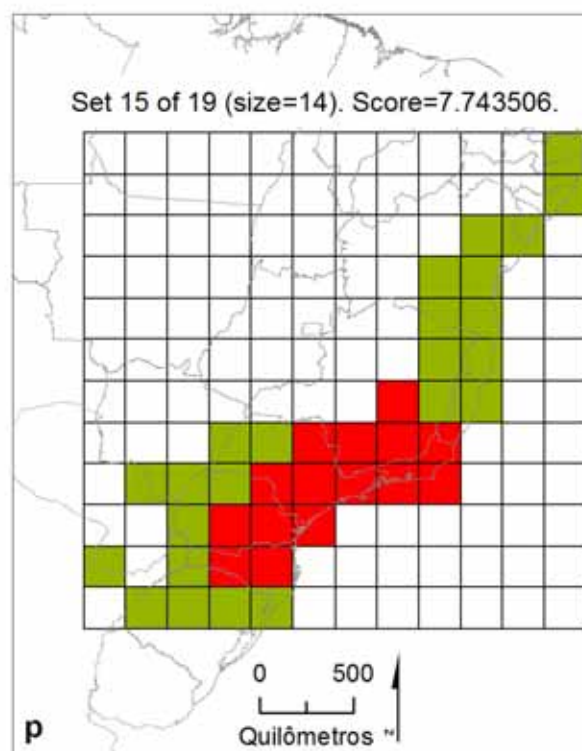
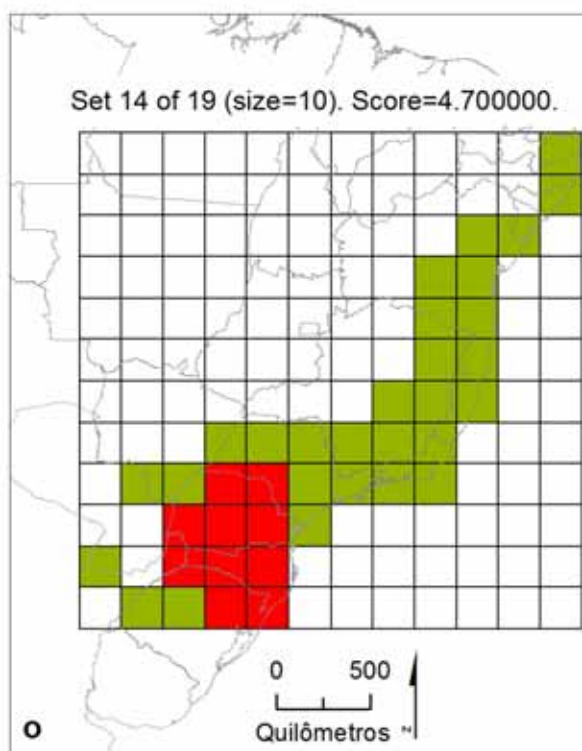
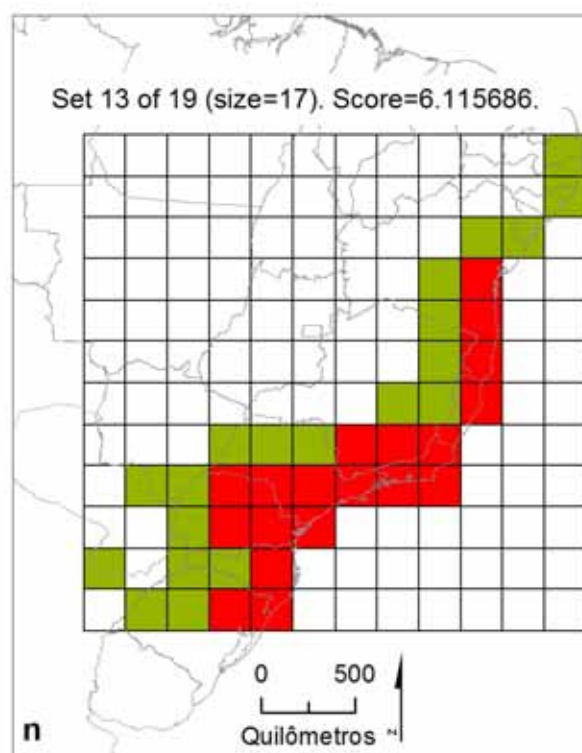
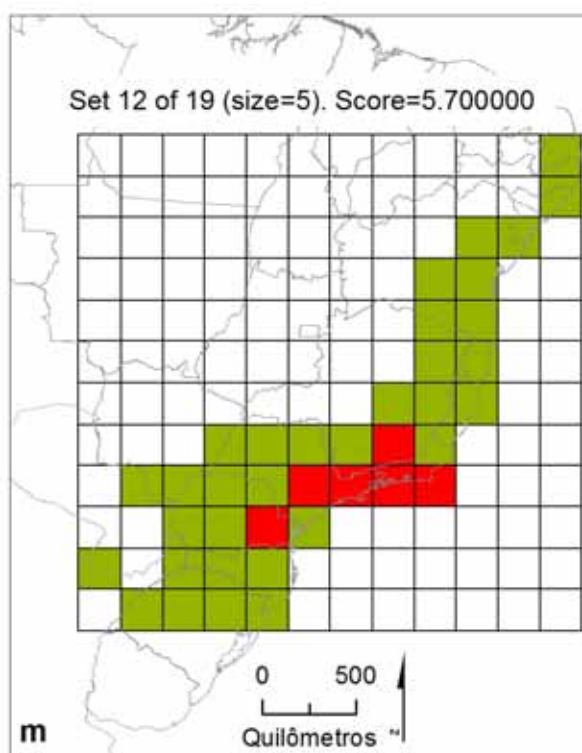
Figura 9a–d. Áreas de endemismo (em vermelho) resultantes da análise do NDM/VNDM, utilizando quadrículas de 2° X 2°.



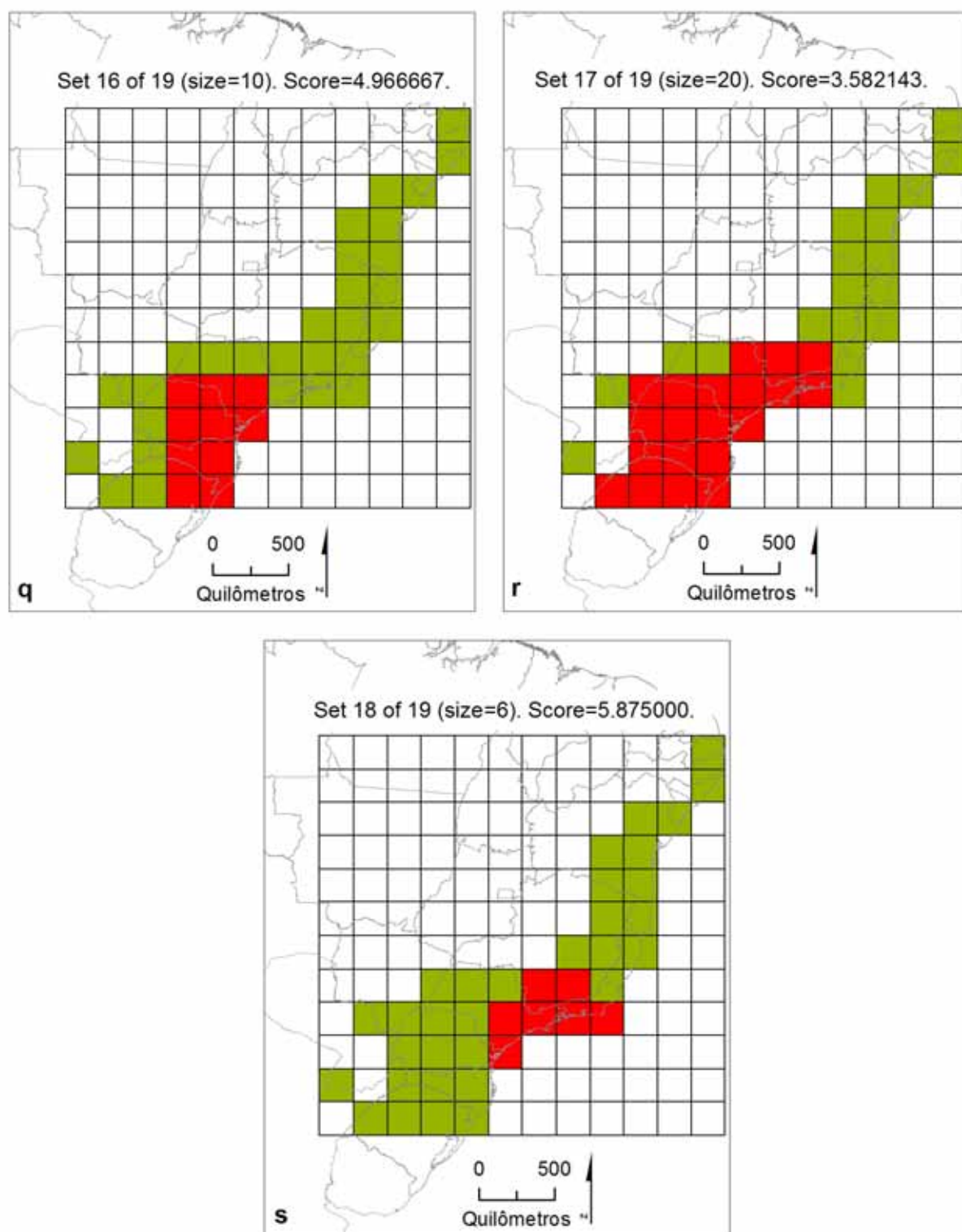
(contin.) Figura 9. e-h. Áreas de endemismo (em vermelho) resultantes da análise do NDM/VNDM, utilizando quadrículas de 2° X 2° graus.



(contin.) Figura 9i-l. Áreas de endemismo (em vermelho) resultantes da análise do NDM/VNDM, utilizando quadrículas de 2° X 2°.



(contin.) Figura 9m-p. Áreas de endemismo (em vermelho) resultantes da análise do NDM/VNDM, utilizando quadrículas de 2° X 2°.



(contin.) Figura 9q-s. Áreas de endemismo (em vermelho) resultantes da análise do NDM/VNDM, utilizando quadrículas de 2° X 2°.

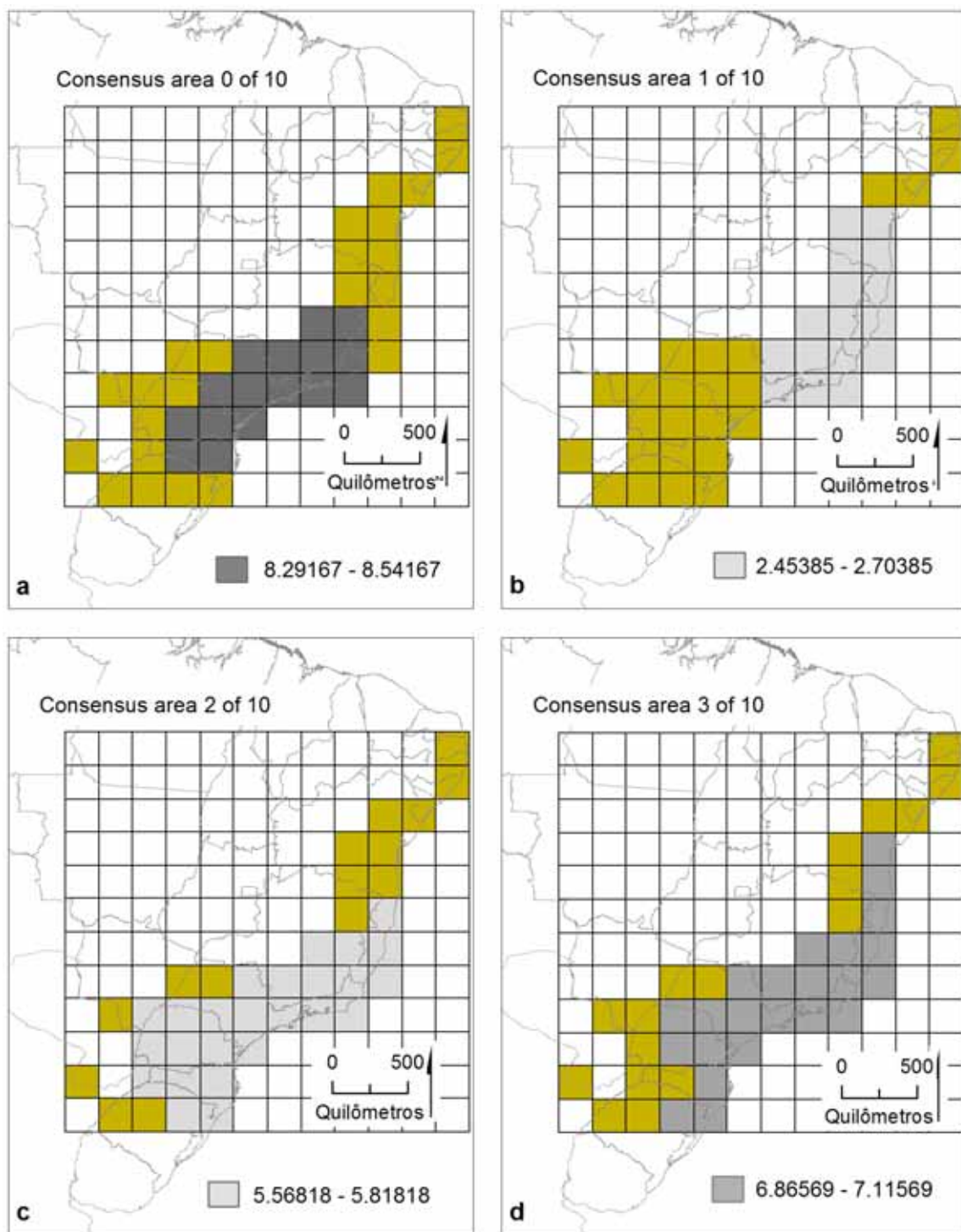
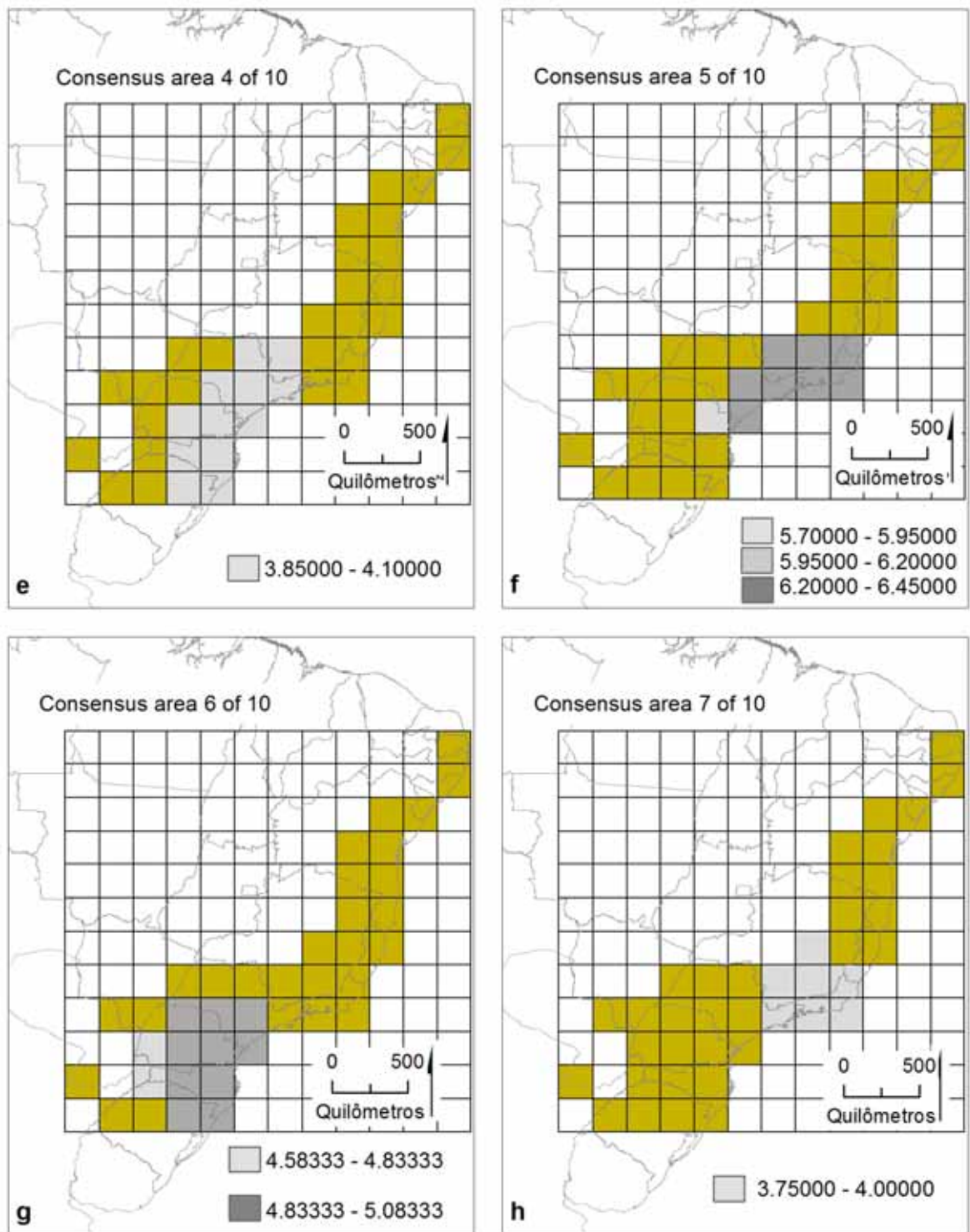
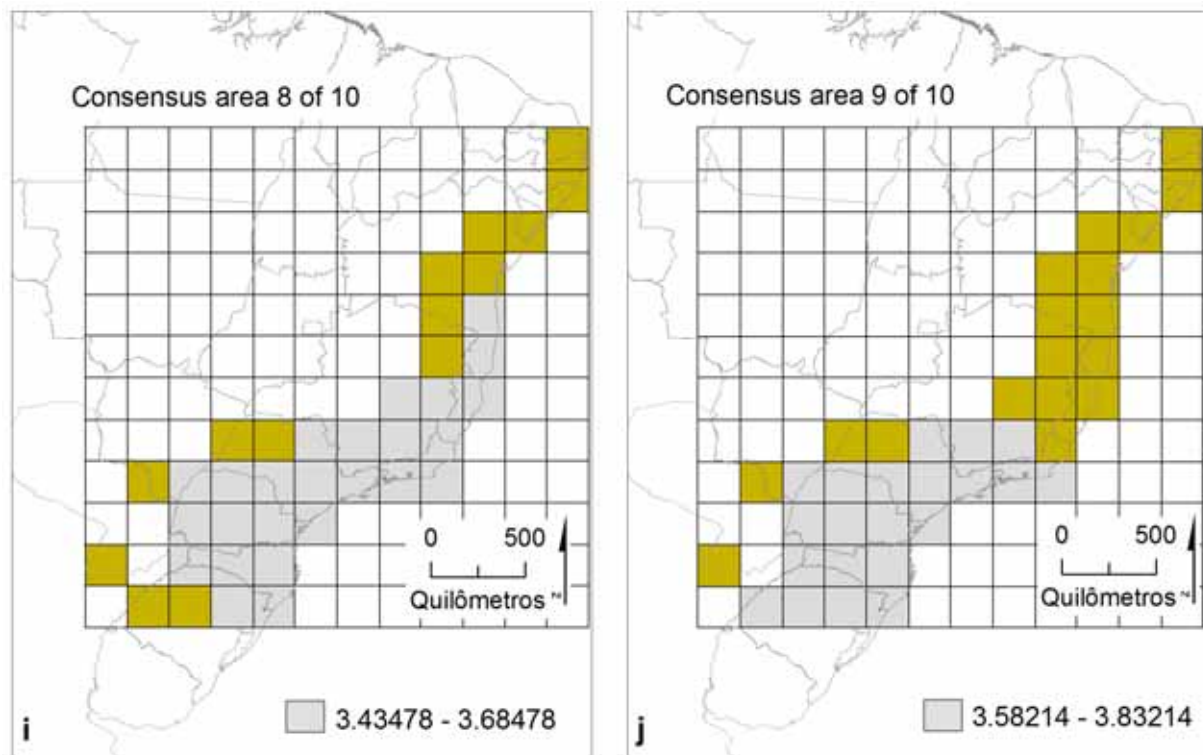


Figura 10a–d. Áreas de endemismo resultantes da análise de consenso estrito do NDM/VNDM utilizando as áreas obtidas da análise de quadrículas de 2° X 2°.



(contin.) Figura 10e-h. Áreas de endemismo resultantes da análise de consenso estrito do NDM/VNDM utilizando as áreas obtidas da análise de quadriculas de 2° X 2°.



(contin.) Figura 10i-j. Áreas de endemismo resultantes da análise de consenso estrito do NDM/VNDM utilizando as áreas obtidas da análise de quadrículas de 2° X 2°.

3.3 Áreas de Endemismo

As áreas de endemismo detectadas através da combinação das análises PAE e NDM e uso dos Critérios Combinados foram ilustradas em mapas e estão detalhadas abaixo, em relação às espécies endêmicas, localização, e aspectos geomorfológicos e climáticos (figs. 11–15).

– *Alagoas* (fig. 11 e 15).

Essa área foi detectada nas duas escalas de quadrículas na análise PAE (figs. 6A e B), porém somente com quadrículas 1° X 1° (fig 7e) na análise do NDM. Na escala 1° X 1°, duas quadrículas foram agrupadas, sustentadas pela distribuição exclusiva de *Atractus caete* e *Dendrophidion atlantica*. Além dessas duas espécies, *Atractus maculatus*, *Bothrops muriciensis* e *Echinanthera cephalomaculata* corresponderam a autapomorfias de uma das duas quadrículas agrupadas. Na análise PAE com tamanhos de quadrículas de 2° X 2° essa área foi representada por apenas uma quadrícula, sustentada pelas cinco espécies endêmicas mencionadas acima (fig. 6B).

Essa área já foi descrita anteriormente na literatura para diversos táxons animais e vegetais, como anfíbios, répteis, aves e mamíferos (MÜLLER, 1973), plantas lenhosas (PRANCE, 1982), primatas e dípteros (AMORIM; PIRES, 1996), mamíferos (COSTA *et al.*, 2000), aves (BIRD LIFE INTERNATIONAL, 2003; SILVA *et al.*, 2004), e opiliões (DaSILVA; PINTO-DA-ROCHA, 2010), porém com limites mais ou menos congruentes. Para serpentes, essa área foi relativamente limitada, se estendendo desde a costa, na divisa entre os estados de Alagoas e Pernambuco, até aproximadamente 100 km para o interior, entre os paralelos 8° e 10°S e meridianos 35° e 37°O. A vegetação é classificada como Florestas Costeiras de Pernambuco e Florestas Interiores de Pernambuco (WWF, 2006), e o Núcleo de Congruência (NC) se estende entre o rio Ipojuca, ao norte, o rio Ipanema à oeste, e o rio São Francisco ao sul.

As altitudes variam desde o nível do mar até aproximadamente 450 m. As temperaturas mínimas e máximas variam entre 20 a 30°C ao longo do ano, respectivamente, e a pluviosidade mensal varia entre 40 e 200 mm, com média anual de 1.240 mm, e máximas de precipitação observada nos meses de maio a agosto. O relevo é formado pelo Planalto do Borborema, pela Depressão Sertaneja e de Paranaguá, e pelos Tabuleiros Costeiros.

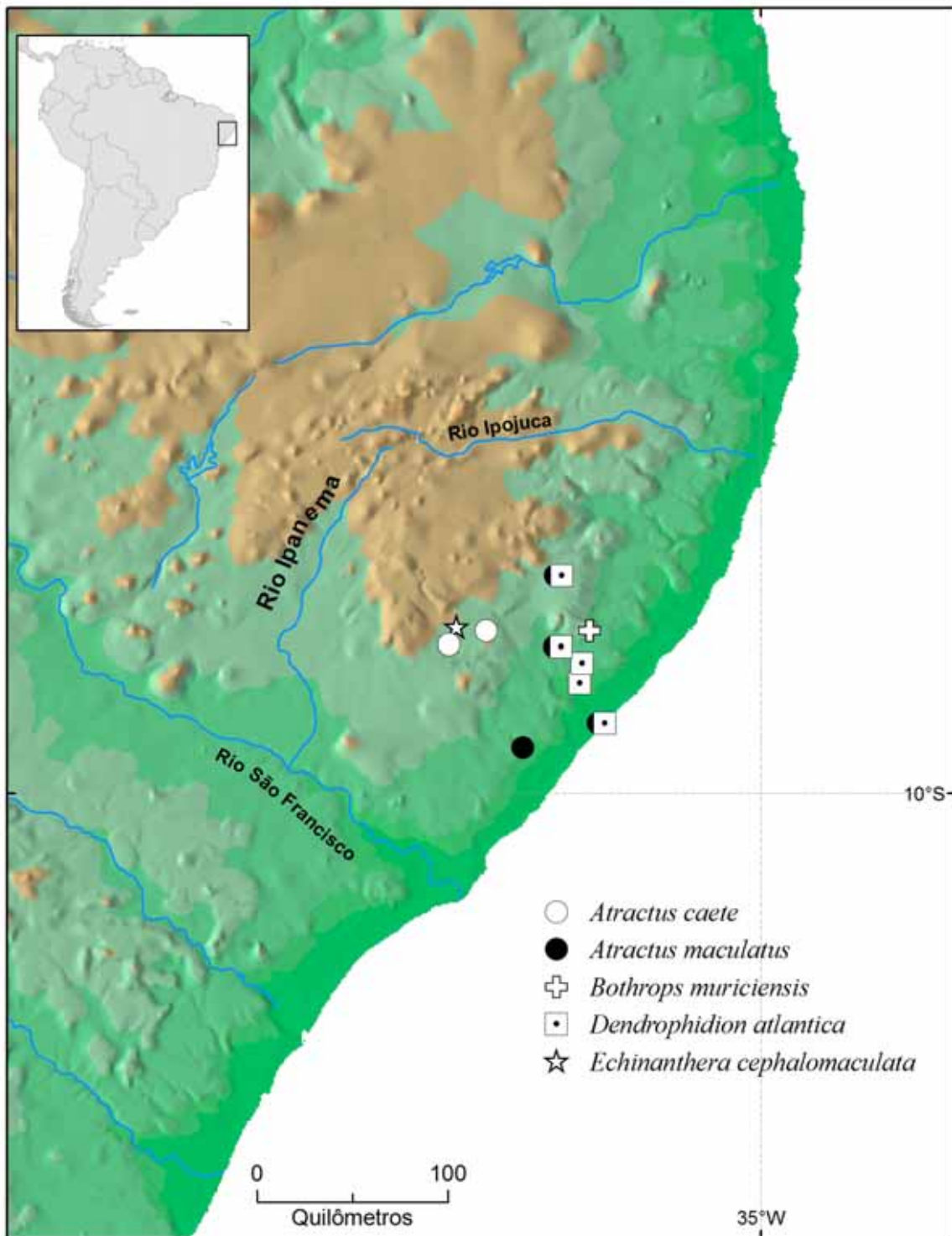


Figura 11. Área de endemismo Alagoas, detectada com a análise PAE e quadrículas de $1^{\circ} \times 1^{\circ}$ e $2^{\circ} \times 2^{\circ}$, e com a análise NDM/VNDM e quadrículas de $1^{\circ} \times 1^{\circ}$, e distribuição de suas espécies endêmicas: *Atractus caete*, *A. maculatus*, *Bothrops muriciensis*, *Dendrophidion atlantica*, e *Echinanthera cephalomaculata*.

– *Sul da Bahia* (fig. 12 e 15)

Essa área foi detectada pelas duas escalas de quadrículas na análise PAE (figs. 6A–B), mas somente com as quadrículas de 1° X 1° (figs. 7f e 8f) com o NDM/VNDM.

Na análise PAE com escala de 1° X 1°, foram agrupadas duas quadrículas sustentadas pela presença exclusiva de *Atractus guentheri* e de *Tropidophis* sp.1, enquanto que na escala 2° X 2° apenas uma quadrícula foi detectada, desta vez com a sobreposição de três espécies exclusivas: *Atractus guentheri*, *Bothrops pirajai* e *Tropidophis* sp.1 (figs. 6A e B). Assim como *Alagoas*, essa área também é corroborada parcialmente com outros táxons animais e vegetais (MÜLLER, 1973; PRANCE, 1982; COSTA *et al.*, 2000; SILVA *et al.*, 2004; DaSILVA; PINTO-DA-ROCHA, 2008).

Essa área se localiza entre os paralelos 14°e 16°S e os meridianos 39° a 42°O. A vegetação é classificada como Florestas Costeiras da Bahia (WWF, 2006), e o NC está localizado entre o rio de Contas ao norte, e os rios Pardo e Jequitinhonha ao sul. As altitudes variam entre o nível do mar e 950 m. As temperaturas mínimas e máximas variam entre 15° e 27°C ao longo do ano, respectivamente, e a média anual de pluviosidade é de 1.300 mm. As máximas de pluviosidade são observadas entre os meses de novembro e janeiro para as áreas de maior altitude, e entre novembro, dezembro e maio, para as áreas de menor altitude. O relevo é formado pelos Morros do Rio de Contas/Cristas e Colinas Pré-Litorâneas, pela Depressão do Rio Jequitinhonha e pelos Tabuleiros Costeiros.



Figura 12. Área de endemismo *Sul da Bahia*, detectada com a análise PAE utilizando quadrículas de 1°X1° e 2°X2° graus, e com a análise NDM/VNDM, utilizando quadrículas de 1°X1° grau, e a distribuição de suas espécies endêmicas *Atractus guentheri*, *Bothrops pirajai*, *Tropidophis sp.1*.

– *Serra do Mar* (Fig. 13 e 15)

Foi delimitada pelas análises PAE e NDM e também com o uso dos Critérios Combinados (DaSILVA; PINTO-DA-ROCHA, 2010). Na análise PAE, apenas a escala 2° X 2° agrupou três quadrículas, sustentadas por duas sinapomorfias, *Erythrolamprus atraventer* e *Thamnodynastes longicaudus* (fig. 6B). Na análise NDM/VNDM, essa área foi detectada utilizando as duas escalas de quadrículas. Na escala de 1° X 1°, essa área foi detectada em dois conjuntos (*sets* 1 e 6 – figs. 7b e 7g), e o consenso (Fig. 8b) indicou seis espécies endêmicas, *Atractus francoi*, *Bothrops fonsecai*, *E. atraventer*, *Mussurana montana*, *Pseudoboa serrana* e *T. longicaudus* (Tabela 2). Na escala de 2° X 2°, o consenso estrito revelou dois conjuntos com delimitações muito semelhantes entre si (5 e 7 – Figs. 10f e 10h), que quando somados, são sustentados por 14 espécies endêmicas (Tabela 3). Quando analisado em relação ao segundo critério dos Critérios Combinados, quatro espécies formam o NC (*A. francoi*, *A. serranus*, *E. atraventer* e *T. longicaudus*), além de outras três espécies endêmicas, *B. fonsecai*, *M. montana*, e *P. serrana*, que ocorrem no NC mas extrapolam seus limites de distribuição e constituem a Região Máxima de Endemismo (RME) (Fig. 13 e 15). *Corallus cropanii*, serpente rara e endêmica de uma localidade no sul do estado de São Paulo, não apresentou congruência de distribuição com nenhuma das espécies endêmicas citadas acima, sendo apenas reconhecida como autapomorfia de *Serra do Mar* na análise PAE. Dessa forma optamos pelo uso do sexto critério dos Critérios Combinados e incluímos essa espécie como pertencente à essa área de endemismo.

Essa área está localizada entre os paralelos 22° e 25°S e entre os meridianos 42° e 49°O, sobre as áreas altas da Serra de Paranapiacaba, no estado de São Paulo, o vale do Rio Paraíba do Sul e uma porção da Serra da Mantiqueira do sul de Minas Gerais, englobando a Serra dos Órgãos no estado do Rio de Janeiro. A vegetação é composta principalmente pelas Florestas Atlânticas do Alto Paraná e pelas Florestas Costeiras da Serra do Mar, com a presença menos significativa de remanescentes de Floresta Mista de Araucária no limite sul (WWF, 2006). Dois rios importantes estão localizados de forma mais ou menos congruentes com os limites da área: o Paraíba do Sul ao leste, e o Ribeira do Iguape ao sul. As altitudes variam entre o nível do mar até aproximadamente 2.500 m, no Pico das Agulhas Negras, sul do estado do Rio de Janeiro. As variações de temperaturas mínimas e máximas variam entre 16° e 19°C nas porções mais elevadas, com as mínimas no inverno em torno de 2°C, e a constante presença de geadas. Nas baixadas, as temperaturas são mais constantes, variando entre 17° e 25°C.

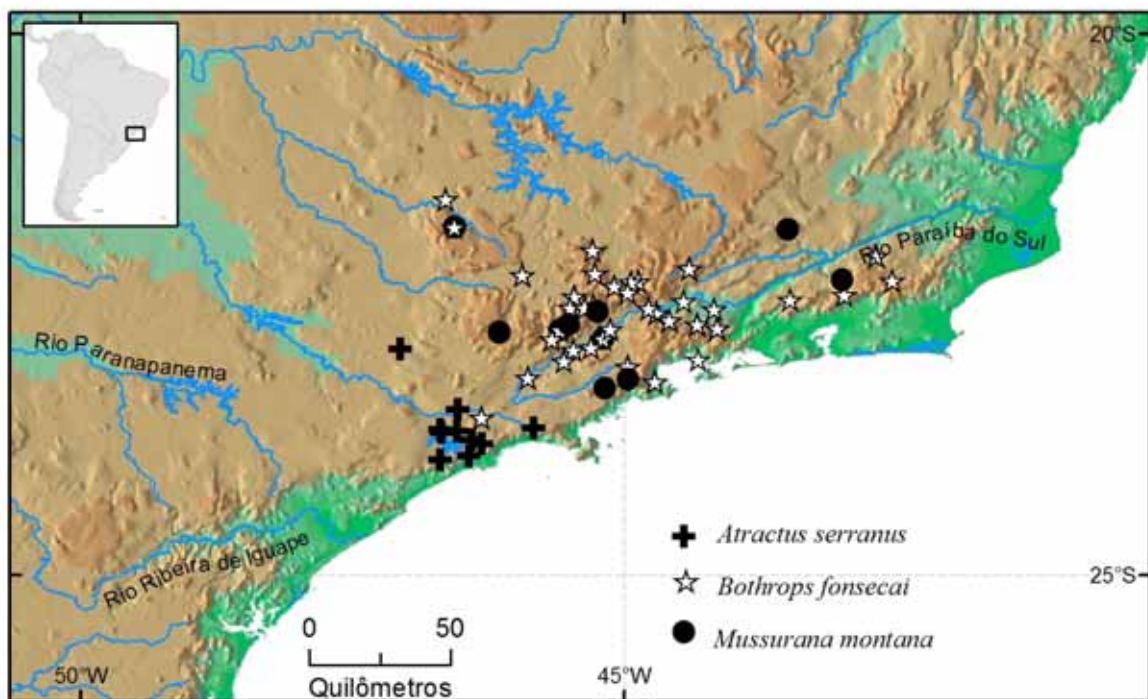
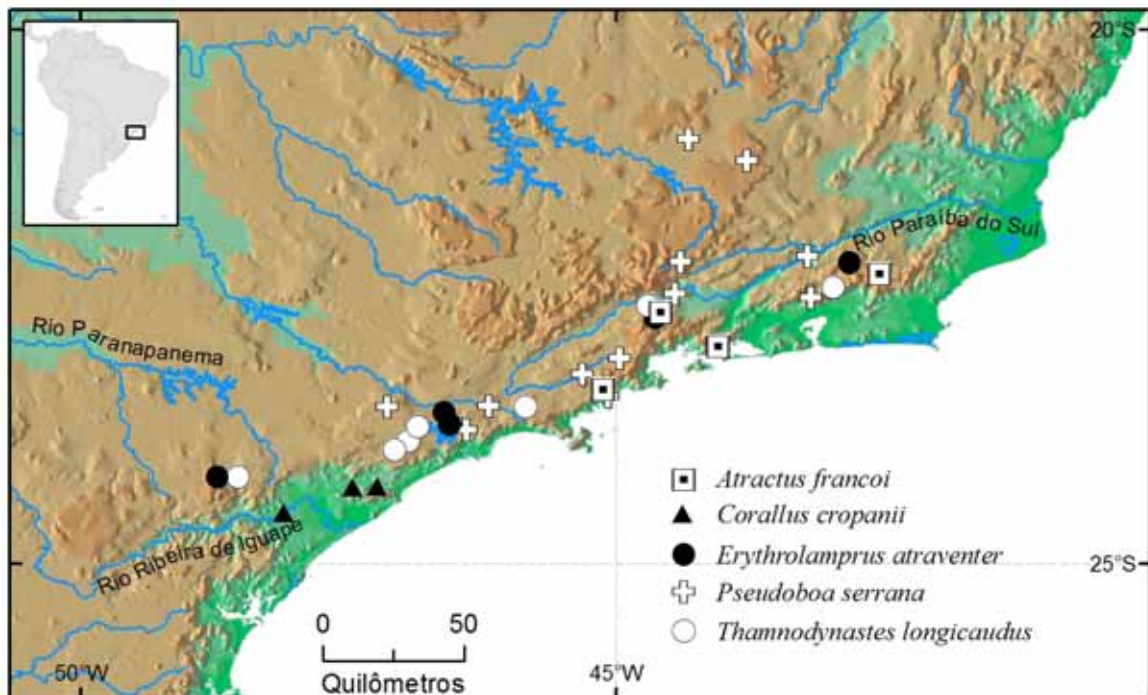


Figura 13. Área de endemismo Serra do Mar, detectada com a análise PAE utilizando quadrículas de 2°X2° graus, e com a análise NDM/VNDM, utilizando quadrículas de 1°X1° e 2°X2° graus, e a distribuição de suas espécies endêmicas *Atractus francoi*, *A. serranus*, *Bothrops fonsecai*, *Corallus cropanii*, *Erythrolamprus atraventer*, *Mussurana montana*, *Pseudoboa serrana* e *Thamnodynastes longicaudus*.

A variação pluviométrica anual varia entre 3.500 mm, no município de Bertioga e 1.150 mm no interior do estado de São Paulo, com as máximas observadas entre os meses de outubro e março. O relevo é composto predominantemente pelas Escarpas da Serra do Mar. Outras formações de relevo que podem ser importantes são a Depressão Periférica Paulista, o Patamar da Bacia Oriental do Paraná, o Planalto de Piracicaba, as Escarpas da Serra da Mantiqueira, a Depressão do Rio Paraíba do Sul e as Planícies Marinhas. O Planalto Central da Bacia do Paraná, Planalto do Rio Grande e Planalto de Poços de Caldas são registrados apenas marginalmente a área.

– *Araucária* (fig. 14 e 15)

A área de endemismo *Araucária* foi detectada por ambos os métodos numéricos. Na análise PAE, foi detectada apenas com as quadrículas de 2° X 2°, sustentada por duas espécies endêmicas, *Bothrops cotiara* e *Pseudoboa haasi* (fig. 6B). Utilizando o NDM/VNDM, essa área foi detectada em ambas as escalas. Com quadrículas de 1° X 1°, 15 quadrículas foram agrupadas através da pontuação de três espécies endêmicas, *Clelia hussami*, *Philodryas arnaldoi* e *Xenodon guentheri* (Tabela 2, Fig. 8a). Com quadrículas 2° X 2°, essa área foi detectada em três conjuntos (*sets* 8, 14 e 16 – figs. 8i, 8o e 8q), e o consenso estrito revelou uma área sustentada por seis espécies endêmicas, *B. cotiara*, *Calamodontophis ronaldoi*, *Clelia hussami*, *Philodryas arnaldoi*, *Pseudoboa haasi* e *X. guentheri* (Tabela 3; fig. 10g). A partir do segundo critério dos Critérios Combinados (DaSILVA E PINTO-DA-ROCHA, 2010), a distribuição congruente de *C. hussami*, *P. arnaldoi* e *X. guentheri* definem um NC, enquanto *B. cotiara* e *P. haasi*, além de ocorrerem dentro do NC, extrapolam os limites do NC, constituindo a Região Máxima de Endemismo. Além disso, *B. cotiara* e *P. haasi* não podem formar um NC, pois seus limites norte de distribuição encostam marginalmente ao limite sul do NC da área de endemismo *Serra do Mar*, ao contrário do definido pelo quarto critério (DaSILVA; PINTO-DA-ROCHA, 2010), que recomenda que as áreas de endemismo sejam exclusivas e os NCs não devem se sobrepor aos NCs de outras áreas.

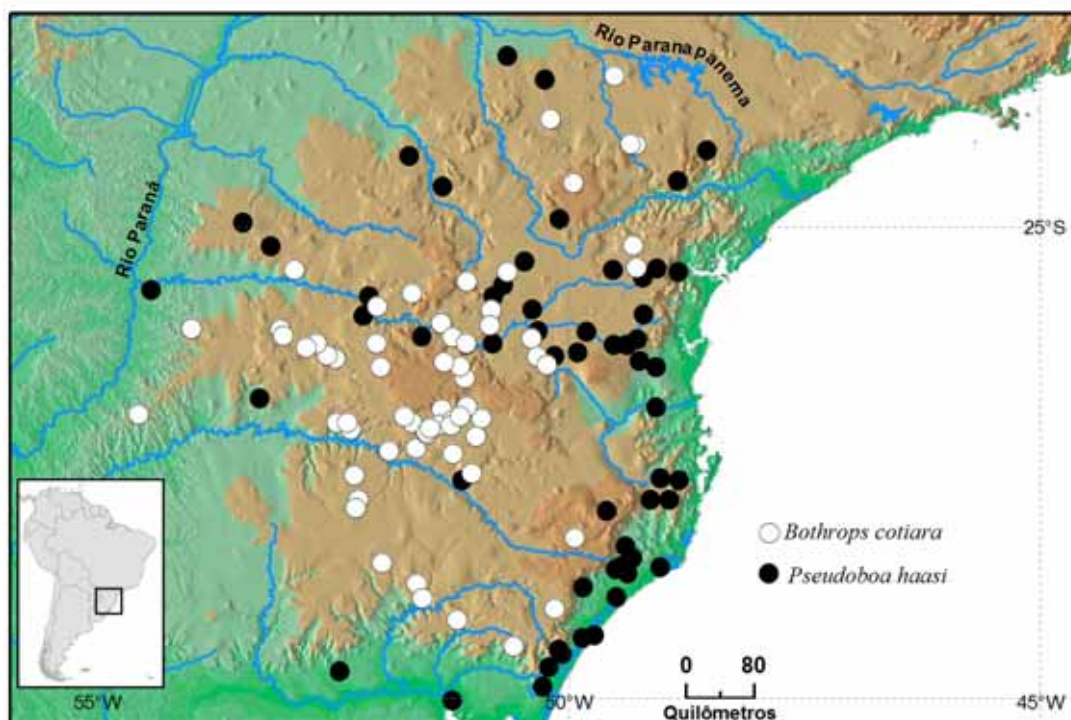
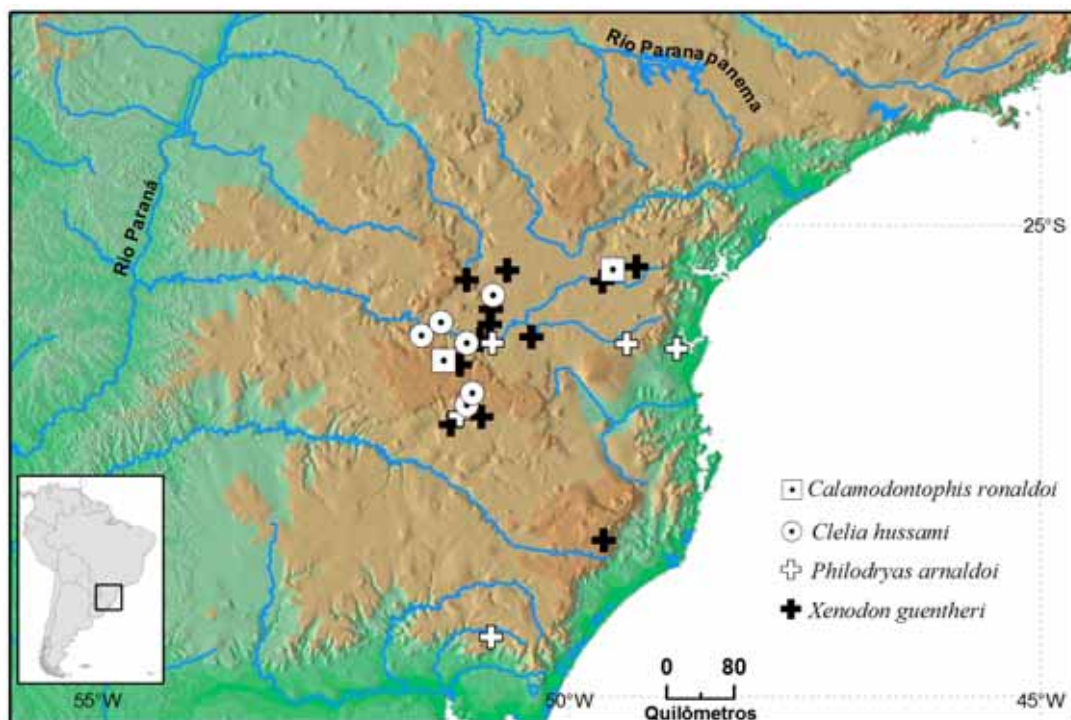


Figura 14. Área de endemismo *Araucária*, detectada com a análise PAE utilizando quadriculas de 2°X2° graus, e com a análise NDM/VNDM, utilizando quadriculas de 1°X1° e 2°X2° graus, e a distribuição de suas espécies endêmicas *Bothrops cotiara*, *Calamodontophis ronaldoi*, *Clelia hussami*, *Philodryas arnaldoi*, *Pseudoboa haasi* e *Xenodon guentheri*.

O NC de *Araucária* está localizado entre os paralelos 25° e 30°S e os meridianos 49° e 52°O. A vegetação é formada predominantemente pelas Florestas Mistas dominadas por *Araucaria angustifolia*, alcançando aproximadamente 350 km para o interior; pelas Florestas Costeiras da Serra do Mar, ao longo da costa, e pelas Florestas Atlânticas do Alto Paraná nos limites norte e sul. O Vale do Rio Paranapanema, localizado no sul do estado de São Paulo, parece delimitar o limite norte dessa área. As altitudes variam entre o nível do mar e 1.500 m, na Serra de São Joaquim, estado de Santa Catarina. Os intervalos anuais de temperaturas máximas e mínimas na área variam entre 7°C e 17°C, onde são observadas temperaturas abaixo de 0°C no inverno. Por volta de 850 m de altitude, as temperaturas anuais variam entre 12°C e 25°C. Os máximas e mínimas de pluviosidade anuais variam entre 1.700 e 2.000 mm nas áreas de elevadas e baixas altitudes, respectivamente, com máximas observadas em janeiro, junho e outubro. O relevo, à noroeste da área, é composto pelo Planalto Central da Bacia do Paraná; à nordeste pelo Patamar Oriental da Bacia do Paraná, Planalto de Paranapiacaba, Escarpas da Serra do Mar, e Planícies Marinhas e Lacustres. À leste, pelas Serras do Leste Catarinense; ao sul pela Depressão Gaúcha Central; e a porção central pelo Planalto das Araucárias.

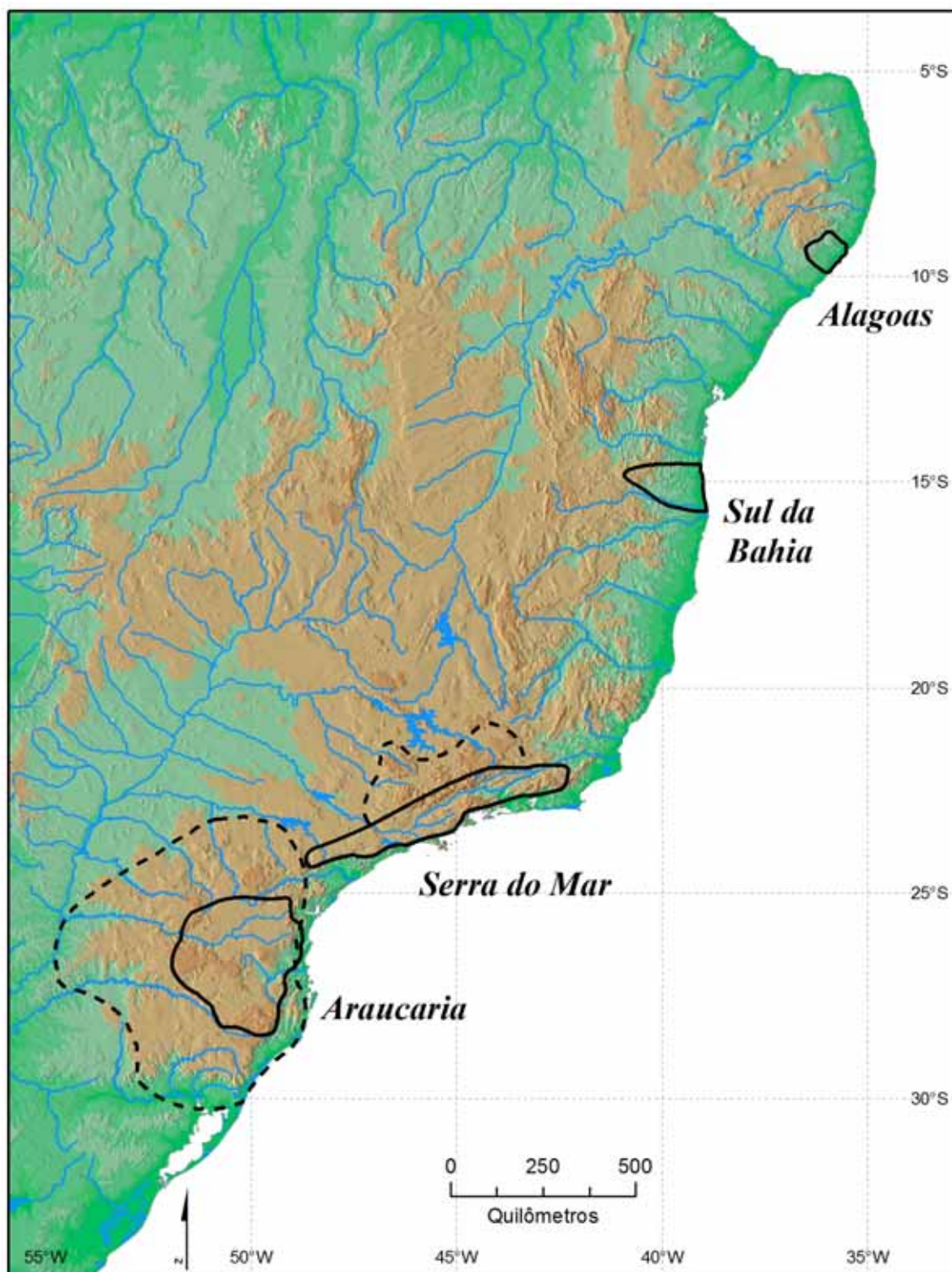


Figura 15. Áreas de endemismo de serpentes propostas para a Mata Atlântica do Brasil, através de análises utilizando métodos numéricos (PAE e NDM/VNDM) e critérios combinados. Linha completa: Núcleo de Congruência; linha tracejada: Região Máxima de Endemismo.

4. DISCUSSÃO

Apesar de representar o primeiro estudo utilizando a distribuição de serpentes com o objetivo de detectar áreas de endemismo, as áreas aqui delimitadas apresentaram em geral limites bastante congruentes com áreas de endemismo propostas em estudos anteriores, sugerindo que provavelmente diversos grupos animais e vegetais compartilham eventos biogeográficos em comum na Mata Atlântica.

MÜLLER (1973), utilizando anfíbios, répteis, aves e mamíferos, propôs três ‘sub-centros’ de endemismo, *Pernambuco*, *Bahia* e *Paulista*, ao longo da costa do Brasil. Porém, apenas *Bahia* apresentou limites congruentes com a área proposta nesse estudo, correspondente à área *Sul da Bahia*. O sub-centro *Pernambuco* engloba áreas que ultrapassam ambas as margens do Rio São Francisco, sobrepondo-se à *Alagoas* desse estudo apenas em uma pequena área acima da margem esquerda do rio. O sub-centro *Paulista* proposto por MÜLLER (1973) se sobrepõe ao NC de *Serra do Mar*, mas avança até o litoral dos estados do Paraná e Santa Catarina, corroborando parcialmente algumas áreas propostas pelo NDM/VNDM neste estudo (ver figs. 9a, 9d e 10a).

PRANCE (1982) propôs três áreas de endemismo para plantas lenhosas, das quais *Pernambuco* e *Bahia*, foram parcialmente congruentes com as áreas *Alagoas* e *Sul da Bahia*, respectivamente, identificadas nesse estudo, exceto pela extensão. PRANCE (1982) nomeou sua terceira área como *Rio de Janeiro*, cujo limite sul se sobrepôs parcialmente com o limite norte da área *Serra do Mar* proposta neste estudo.

SILVA *et al.* (2004) também delimitaram quatro áreas de endemismo para aves ao longo da Mata Atlântica, e as nomearam como *Pernambuco*, *Central Bahia*, *Coastal Bahia*, e *Serra do Mar*. Exceto para *Central Bahia*, essas áreas apresentaram limites bastante similares com os encontrados neste estudo. Os limites das áreas de endemismo de SILVA *et al.* (2004) foram propostos de acordo com a porcentagem de sobreposição entre as espécies de aves, escalonadas em intervalos de: <25, 50, 75 e 100% de sobreposição. A área *Pernambuco* (SILVA *et al.* 2004) foi totalmente congruente com *Alagoas* apenas em uma região delimitada pela sobreposição de 75% das espécies de aves. *Coastal Bahia* e *Serra do Mar* (SILVA *et al.* 2004) apresentaram maior área de extensão do que as áreas *Sul da Bahia* e *Serra do Mar* propostas aqui. O limite norte de *Coastal Bahia* foi traçado pouco acima do Rio de Contas, próximo à Bahia de Todos os Santos, enquanto que *Serra do Mar* se estendeu desde a margem direita do Rio Doce até Florianópolis, corroborando as figs. 9p e 10a.

SILVA; CASTELLETTI (2005) propuseram cinco áreas de endemismo baseadas na

distribuição de aves, borboletas e primatas: as Florestas Úmidas do Nordeste (*Northeastern Humid forests*) incluindo os *Brejos Nordestinos*, *Diamantina*, *Bahia*, *Pernambuco*, e as Montanhas Costeiras da Serra do Mar (*Coastal Highlands of Serra do Mar*). Todas essas áreas apresentaram seus limites muito mais extensos do que as áreas propostas neste estudo.

DaSILVA; PINTO-DA-ROCHA (2010) propuseram 12 áreas de endemismo para opiliões ao longo da Mata Atlântica, utilizando métodos numéricos combinados como PAE, NDM/VNDM, e também propuseram a utilização dos seis critérios combinados para complementar os métodos numéricos. No nordeste do Brasil, eles encontraram duas áreas de endemismo, denominadas *Pernambuco* e *Bahia*, com limites muito similares aos propostos aqui. Apesar de ambas as áreas se sobreporem uma com a outra extensivamente, *Pernambuco* difere de *Alagoas* pelo seu limite norte, que ultrapassa o Rio Ipojuca, alcançando o estado do Rio Grande do Norte. O limite ao sul também é mais extenso, ultrapassando o Rio São Francisco.

A área de endemismo *Bahia* proposta por DaSILVA; PINTO-DA-ROCHA (2010) também é mais extensa, apresentando a RME até a Bahia de Todos os Santos, e ao sul alcançando o Vale do Rio Doce, enquanto *Sul da Bahia* desse estudo está limitada entre o vale do Rio de Contas ao norte, e os rios Pardo e Jequitinhonha ao sul, limitada à oeste pelo Planalto dos Geraizinhos e pela Cadeia de Montanhas da Serra do Espinhaço. *Espírito Santo* e *Serra do Espinhaço* de DaSILVA; PINTO-DA-ROCHA (2010) não foram detectadas no presente estudo, apesar de a fig. 11b indicar uma sobreposição de *Micrurus ibiboboca* e *Trilepida salgueiroi*.

Essa sobreposição, porém, apresentou limites que se sobrepunham tanto a *Serra do Mar*, quanto a *Sul da Bahia* e, portanto, não foi possível defini-la como área de endemismo, de acordo com o critério 4 (DaSILVA; PINTO-DA-ROCHA, 2010). Contudo, a partir da complementação de registros de distribuição de espécies, principalmente na região nordeste do Brasil, novas áreas de endemismo poderiam ser delimitadas. Da mesma forma, outras regiões que não delimitaram áreas de endemismo, por exemplo o Espírito Santo e a faixa litorânea compreendida entre a margem esquerda do Rio de Contas até a margem direita do Rio São Francisco, poderiam ser preenchidas com novos dados de distribuição de espécies, e constituírem novas áreas de endemismo. As outras oito áreas remanescentes propostas por esses autores são muito menos extensas e estão distribuídas ao longo das áreas de endemismo identificadas aqui como *Serra do Mar* (= Serra dos Órgãos, Mantiqueira, Litoral Norte de São Paulo e Sul de Rio de Janeiro, Bocaina, e Serra do Mar de São Paulo) e *Araucária* (= Sul de São Paulo, Paraná, and Santa Catarina).

As barreiras naturais responsáveis pela divisão de áreas ancestrais podem ser invisíveis, como barreiras climáticas, ou visíveis, representadas pelo soerguimento de montanhas, o aparecimento de um vale moldado por um grande rio, o desvio de um curso de rio ou ainda a mudança abrupta de formações vegetais. Muitos autores demonstraram na literatura a relevância de grandes vales de rios como barreiras naturais, como o vale do rio Doce, proposto por DaSILVA; PINTO-DA-ROCHA (2010) para opiliões, AMORIM; PIRES (1996) para primatas e dípteros, PRANCE (1982) para plantas lenhosas, e por PELLEGRINO *et al.* (2005) para lagartos. Os métodos utilizados nesse estudo para a detecção de áreas de endemismo não encontraram nenhuma evidência que indicasse o vale do Rio Doce em particular como uma barreira importante para serpentes. Porém, as quatro áreas propostas aqui apresentam seus limites contornados por vales de grandes rios. Em *Alagoas*, três rios circundam os limites da área, Ipojuca a oeste, Ipanema ao norte, e São Francisco ao sul. O rio São Francisco parece ser uma barreira bastante importante para a região, dividindo a Mata Atlântica Costeira entre os estados de Alagoas e Sergipe, região onde o bioma da Caatinga alcança o mar. Em áreas mais interioranas do Brasil, cortadas pelo vale do Rio São Francisco, há exemplos de estudos que demonstram a importância biogeográfica desse rio sobre a fauna de répteis (ver RODRIGUES, 1993, 1996, RODRIGUES; JUNCÁ, 2002). A área de endemismo *Sul da Bahia* está localizada entre dois vales, do Rio de Contas, ao norte, e dos rios Pardo/Jequitinhonha, ao sul. O Rio de Contas é relatado como o limite norte de distribuição de *Micrurus ibiboboca* (M. Pires, com. pess.) e *Trilepida salgueiroi* (Passos, *et al.* 2005).

O NC da área de endemismo *Serra do Mar*, proposto neste estudo, inclui as áreas mais altas das serras costeiras do estado de São Paulo, desde a Serra de Paranapiacaba ao sul até a Serra dos Órgãos ao norte, no estado do Rio de Janeiro. A porção sul dessa área está restrita à margem esquerda do rio Ribeira de Iguape, corroborando o estudo de DaSILVA; PINTO-DA-ROCHA (2010), que propõe este rio como barreira para opiliões. Embora estudos anteriores indiquem que o limite sul da Serra do Mar estenda seus limites mais ao sul, até os estados de Santa Catarina (Müller, 1973) ou mesmo Rio Grande do Sul (Silva; Castelletti, 2005), os resultados deste estudo apontam o sul do estado de São Paulo como limite da área de endemismo *Serra do Mar*. No limite norte da *Serra do Mar*, o vale do rio Paraíba do Sul como barreira biogeográfica corrobora os estudos anteriores de MÜLLER (1973), AMORIM; PIRES (1996), SILVA; CASTELLETTI (2005), PELLEGRINO *et al.* (2005), e DaSILVA; PINTO-DA-ROCHA (2010). Próximo de sua foz, entre os estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo, o rio Paraíba do Sul acompanha o avanço da Floresta Semidecidual até o mar,

dividindo a Floresta Ombrófila Densa. Entretanto, PRANCE (1982) não encontrou evidências que corroborassem essa região como barreira para as plantas lenhosas. Com a utilização de métodos biogeográficos mais atuais, e o acréscimo de novos dados de distribuição de espécies de plantas lenhosas, esse grupo poderia fornecer respostas interessantes para endemismos nessa região.

A área de endemismo *Araucária* apresentou o limite norte da RME restrita à margem esquerda do vale do rio Paranapanema, e à margem direita do vale do rio Ribeira de Iguape. Estudos filogeográficos apontaram para o vale do rio Paranapanema como uma possível barreira natural, que divide uma população de *Bothrops jararaca* amplamente distribuída na região sudeste, em dois clados fortemente estruturados (GRAZZIOTIN et al., 2006). Outro estudo, com filogeografia de *Rhinella crucifer*, um anuro endêmico da Mata Atlântica e amplamente distribuído, também apontaram para uma divergência genética entre duas populações nessa região (THOMÉ et al., 2010).

As RMEs, conforme DaSILVA; PINTO-DA-ROCHA (2010) podem representar tanto áreas de expansão de distribuição de espécies, provavelmente como observado em *Bothrops cotiara* e *Pseudoboa haasi*, quanto novas áreas de endemismo para as espécies que apresentam seus limites de distribuição em seu interior, mas fora do NC. Para compor uma área de endemismo, essas espécies que apresentam distribuição dentro da RME, porém fora de algum NC, necessitam de outra espécie endêmica sobrepondo seus limites de distribuição.

Muitas espécies de serpentes apresentaram área de distribuição extensa ao longo da Mata Atlântica, enquanto algumas foram bastante restritas, limitando-se a poucos quilômetros quadrados em alguns casos, como em ilhas. Espécies com distribuição restrita, sem sobreposição com outras espécies, podem representar outras áreas de endemismo, de acordo com o quinto critério proposto por DaSILVA; PINTO-DA-ROCHA (2010); *Phalotris nigrilatus*, por exemplo é uma espécie rara e endêmica do Paraguai (Ferrarezzi, 1993; Cacciali et al., 2007), conhecida apenas por três exemplares de uma área de transição entre o Chaco Úmido e a Mata Atlântica (*sensu* ENPAB, 2003). Outra espécie rara é *Corallus cropanii*, endêmica de quatro localidades nas baixadas da Serra de Paranapiacaba, ao sul do estado de São Paulo, no vale do rio Ribeira de Iguape. Essa espécie não apresentou sobreposição direta com nenhuma outra espécie endêmica da área *Serra do Mar* ou com alguma outra espécie endêmica. Entretanto, a “evidência geográfica independente”, discutida no sexto critério (DaSILVA; PINTO-DA-ROCHA, 2010), indica que essa espécie pode ser indicada como endêmica da área de endemismo *Serra do Mar*, uma vez que ocupa a mesma unidade topográfica das outras espécies consideradas endêmicas pelos métodos numéricos,

mesmo se concentrando em uma pequena área.

Algumas hipóteses podem ser propostas para explicar o fato dessa espécie não possuir sobreposição direta com outra serpente endêmica, dentre elas: 1) ausência de conhecimento da distribuição real desse táxon, que poderia ter seus limites de distribuição ampliados com a intensificação de amostragens; 2) ausência de conhecimento da distribuição da outra espécie que poderia ocorrer em simpatria com esta; ou 3) *C. cropanii* é uma espécie rara e apresenta baixa densidade populacional. É possível essa espécie esteja sofrendo um processo de extinção natural, e a outra espécie endêmica dessa região que provavelmente se sobrepunha à ela no passado, e permitia a delimitação de outra área de endemismo, se extinguiu.

As duas primeiras hipóteses são pouco prováveis, já que existe nas coleções um conhecimento relativamente satisfatório da composição de espécies dessa região e várias expedições foram feitas durante mais de 50 anos em busca dessa espécie e somente cinco exemplares foram registrados, todos eles coletados por moradores locais.

As espécies de endêmicas de ilhas não foram incluídas nas análises, pois não sobrepõem sua distribuição com espécies continentais e, portanto, não podem compor áreas de endemismo continentais, de acordo com o critério 1 (DaSILVA; PINTO-DA-ROCHA, 2010). Apesar dessa ausência de sobreposição de distribuição, as ilhas podem ser consideradas como áreas de endemismo naturais de acordo com o critério 5. Além disso, outros táxons insulares endêmicos sobrepõem-se com essas espécies, e compartilham os mesmos processos históricos que resultaram em sua diferenciação ou especiação.

Bothrops alcatraz, por exemplo, é endêmica da Ilha dos Alcatrazes, no litoral norte de São Paulo (ver Capítulo 2), e não apresenta sobreposição com outra espécie de serpente endêmica; porém se sobrepõe à distribuição de dois anuros endêmicos, *Scinax alcatraz* e *Cycloramphus faustoi*. Situação semelhante pode ser observada em outras duas ilhas da Mata Atlântica do sudeste do Brasil: a Ilha da Queimada Grande, onde outra espécie de serpente endêmica, *B. insularis*, sobrepõe sua distribuição com a de outro anuro também endêmico, *Scinax peixotoi*; e a Ilha de São Sebastião, onde *Liotyphlops caissara* parece ser endêmica e simpátrica com pelo menos duas espécies novas de anuros (R. SAWAYA, comunicação pessoal).

A ilha de São Sebastião é um local relativamente bem amostrado em relação à herpetofauna apesar de sua grande riqueza. Apenas recentemente *L. caissara* foi descoberta (CENTENO, *et al.* 2010) e já foi detectado um número considerável de anuros ainda não descritos, endêmicos da ilha, ou seja, com a intensificação de amostragens deve ser possível detectar novos táxons em outras ilhas. Isso tem sido demonstrado na prática através de

análises mais detalhadas de morfologia das populações do grupo *Bothrops jararaca* endêmicas das ilhas de Vitória e Búzios, localizadas no litoral norte de São Paulo, no mesmo arquipélago da Ilha de São Sebastião. As análises indicaram que esses táxons são distintos da população de *B. jararaca* continental, e entre si, e foram tratadas aqui como *Bothrops* sp.1¹, *B. sp.2*.

Ao longo do continente, algumas localidades podem se comportar como ilhas. Os brejos de altitude do nordeste são caracterizadas como relictos de Mata Atlântica em meio ao semi-árido da Caatinga. *Atractus ronnie* é conhecida dessas localidades, (PASSOS, *et al.* 2007; PASSOS *et al.* 2010) e simpátrica a outras espécies típicas de áreas florestadas, como *Chironius bicarinatus*, *Imantodes cenchoa* e *Pseustes sulphureus* (BORGES-NOJOSA *et al.*, 2006). Porém, essas áreas não foram reconhecidas nesse estudo como áreas de endemismo, pois não foram registradas duas espécies endêmicas de serpentes co-ocorrendo.

De forma diferente das espécies de distribuição restrita, as espécies amplamente distribuídas, ou amplilocadas (*ver* DaSILVA; PINTO-DA-ROCHA, 2010), maioria nesse estudo, não auxiliam na detecção de áreas de endemismo, pois se sobrepõem aos NCs de mais de uma área de endemismo. Isso ocorre porque provavelmente essas espécies não se modificaram com o surgimento de barreiras entre os NCs, e mantiveram o fluxo gênico.

Phalotris reticulatus e *Ptychophis flavovirgatus* apresentam distribuição disjunta, com representantes ocorrendo na Floresta Mista de Araucária no sul do Brasil, e também em relictos dessa mesma formação localizados na Serra da Mantiqueira, entre o estados de Minas Gerais, São Paulo e Rio de Janeiro. Não existem evidências morfológicas para considerar essas populações como distintas uma das outra, mas se considerarmos os eventos históricos de separação entre essas áreas, por volta de três milhões de anos, e a congruência observada em distribuições parapátricas de outras espécies relacionadas (e.g. *Bothrops cotiara* na Floresta Mista de Araucária e *B. fonscai* na Serra da Mantiqueira), *Phalotris reticulatus* e *Ptychophis flavovirgatus* podem ser modelos de estudo evolutivos e taxonômicos de grande interesse.

As áreas de endemismo propostas neste trabalho devem ser resultantes de processos históricos únicos pois são corroboradas por diversos estudos realizados com táxons diversos. da intensificação de estudos sobre a sistemática de grupos monofiléticos de serpentes endêmicas da Mata Atlântica, atualmente bastante escassos, será possível o teste de hipóteses relativas aos processos responsáveis pela diversificação dessas espécies nesse bioma.

¹ A descrição dessa espécie está no Anexo 1.

5 CONCLUSÕES

- i. Foram propostas quatro áreas de endemismo para a Mata Atlântica, duas delas na região nordeste (*Alagoas* e *Sul da Bahia*), uma na região sudeste (*Serra do Mar*) e outra na região sul do Brasil (*Araucária*), a partir da distribuição das serpentes endêmicas deste bioma.
- i. As áreas de endemismo para serpentes propostas aqui apresentaram geralmente congruências com as áreas obtidas em estudos realizados com outros táxons, como aves, mamíferos, plantas lenhosas e borboletas.
- ii. As quadrículas na escala de 1° X 1° foram menos eficientes na detecção de áreas de endemismo em relação às de 2° X 2° na análise PAE. Na análise NDM, ambas as escalas foram eficientes.
- iii. As análises PAE e NDM são ferramentas bastante úteis na delimitação de áreas de endemismo de serpentes, especialmente quando combinadas entre si e com os critérios adicionais.
- iv. A Mata Atlântica possui um elevado número de espécies endêmicas com diversos padrões de distribuição, desde espécies com ocorrência restrita, até espécies que ocorrem em toda a área.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AB'SABER, A. N. Os domínios morfoclimáticos na América do Sul. **Geomorfologia**, 52, 1–23, 1977.

AMORIM, D. S.; PIRES, M. R. S. Neotropical Biogeography and a Method of Maximum biodiversity estimation. P. 326. *In* BICUDO, C.E.M.; MENEZES, N.A. (eds.) **Biodiversity in Brazil. A first approach**. CNPq, 1996.

BÉRNILS, R. S. **Composição e padrões de distribuição de Cenophidia (Squamata, Serpentes) das Serras Atlânticas e Planaltos do Sudeste da América do Sul**. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 808 p., 2009.

BIRD LIFE INTERNATIONAL. **BirdLife's on line World Bird Database: the site for bird conservation**. Version 2.0. Cambridge, UK: BirdLife International, 2003.

BORGES-NOJOSA, D. M. et al. Reptilia, Colubridae, *Pseustes sulphureus*: distribution extension, new state record. **Checklist** 2 (3): 79-81, 2006.

BROOKS, D. R.; VAN VELLER, M. G. P. Critique of parsimony analysis of endemism as a method of historical biogeography. **Journal of Biogeography**, 30: 819-825, 2003.

CACCIALI, P.; CARREIRA, S.; SCOTT, N. Redescription of *Phalotris nigrilatus* Ferrarezzi, 1993 (Serpentes: Colubridae: Xenodontinae). **Herpetologica**, 63 (4): 552-559, 2007.

CARRASCO, P. A.; LEYNAUD, G. C.; SCROCCHI, G. J. Redescription of the southernmost snake species *Bothrops ammodontoides* (Serpentes: Viperidae: Crotalinae). **Amphibia-Reptilia** 31:323-338, 2010.

CENTENO, F. C.; SAWAYA, R. J.; GERMANO, V. J. A new species of *Liotyphlops* (Serpentes: Anomalepididae) from the Atlantic Coastal Forest in Southeastern Brazil. **Herpetologica** 66, (1): 86–91, 2010.

COSTA, L. P. et al. Biogeography of South America Forest mammals: endemism and diversity in the Atlantic Forest. **Biotropica**, 32 (4b): 872-881, 2000.

CRACRAFT, J. Historical biogeography and patterns of differentiation within the southamerican avifauna: areas of endemism. **American Ornithological Union Ornithology Monographs**, 49–84, 1985.

CRACRAFT, J. Species diversity, biogeography and the evolution of biotas. **American Zoologist**, 34, 33–47, 1994.

CURCIO, F. F. **Revisão Taxonômica e variação geográfica do gênero Erythrolamprus Boie (Serpentes, Xenodontinae)**. 2008. Tese (Doutorado), Departamento de Zoologia, Universidade de São Paulo, 2008.

DASILVA, M. B. **Biogeografia de opiliões Gonyleptidae na Mata Atlântica, com revisão sistemática de Hernandariinae (Arachnida, Opiliones)**. 2008 Tese de Doutorado, Departamento de Zoologia, Universidade de São Paulo, 366 p, 2008.

DASILVA, M. B.; PINTO-DA-ROCHA, R. História Biogeográfica da Mata Atlântica: Opiliões (Arachnida) como Modelo para sua Inferência. Pp.221-238. In: **Biogeografia da América do Sul: Padrões e Processos**. C.J.B de Carvalho; E.A.B. de Almeida (eds). Editora Roca, São Paulo, Pp. 306, 2010.

ENPAB. **Estrategia Nacional y Plan de acción para la conservación de la biodiversidad del Paraguay**. GEF, SEAM, PNUD, Asunción, Paraguay, 2003.

FENWICK, A. M. et al. Morphological and molecular evidence for phylogeny and classification of South American pitvipers, genera *Bothrops*, *Bothriopsis*, and *Bothrocophias* (Serpentes: Viperidae). **Zoological Journal of the Linnean Society**, 156: 617-640, 2009.

FERRAREZZI, H. **Sistemática de Elapomorphus, Phalotris e Apostolepis (Serpentes: Colubridae: Xenodontinae)**. São Paulo, Dissertação (Mestrado), Departamento de Zoologia, Universidade de São Paulo, 277p., 1993

FERRAREZZI, H. Nota sobre o gênero *Phalotris* com revisão do grupo *nasutus* e descrição de três novas espécies (Serpentes, Colubridae, Xenodontinae). **Memórias do Instituto Butantan** 55:21–38, 1994 [1993].

FJELDSÅ, J. The avifauna of the *Polylepis* woodlands of the Andean highlands: the efficiency of basing conservation priorities on patterns of endemism. **Bird Conservation International**, 3, 37–55, 1993.

FORLANI, M. C. et al. Herpetofauna do Parque Estadual Carlos Botelho, São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, 10(3). Disponível em: URL: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v10n3/pt/abstract?inventory+bn00210032010>>. Acesso em 10 nov. 2010.

GOLOBOFF, P. **Nona**, v. **2.0**. Publicado pelo autor, Tucumán, Argentina, 1999.

GRAZZIOTIN, F. G. et al. Phylogeography of the *Bothrops jararaca* complex (Serpentes: Viperidae): past fragmentation and island. colonization in the Brazilian Atlantic Forest. **Molecular Ecology**, 15:3969–3982, 2006.

HAROLD, A. S.; MOOI, R. D. Areas of endemism: definition and recognition criteria. **Systematic Biology** 43: 261-266, 1994.

HUBERT, N.; RENNO, J. F. Historical biogeography of South American freshwater fishes. **Journal of Biogeography** 33:1414–1436, 2006.

HUECK, K. Distribuição e habitat natural do Pinheiro do Paraná (*Araucaria angustifolia*). **Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade de São Paulo, Botânica**, 10 (156):5-24, 1953.

HUECK, K. **As florestas da América do Sul: ecologia, composição e importância econômica**. São Paulo: Polígono, 1972.

HUMPHRIES, C. J.; PARENTI, L. R. **Cladistic Biogeography – Interpreting Patterns of Plant and Animal Distributions**. 2 ed. Oxford University Press. 187.p, 1999.

JOSSE, C. et al. **Ecological Systems of Latin America and the Caribbean: A Working Classification of Terrestrial Systems**. NatureServe, Arlington, VA, 2003.

LEMA, T.; HOFSTADLER-DEIQUES, C. Description of a new genus for allocation of *Elapomorphus lepidus* and the status of *Elapomorphus wuchereri* (Serpentes: Dipsadidae: Xenodontinae: Elapomorphini). **Neotropical Biology and Conservation** 5 (2):113-119, 2010.

LINDER, H. P. On areas of endemism, with an example from the African Restionaceae. **Systematic Biology**, 50 (60):892–912, 2001.

MORRONE, J. J. On the identification of areas of endemism. **Systematic Biology**, 43, 438–441, 1994.

MORRONE, J. J. **Biogeografía de América Latina y el Caribe**. Manuales y Tesis SEA, 3, Zaragoza, 2001.

MORRONE, J. J. **Evolutionary Biogeography: an integrative approach with case studies**. New York: Columbia University Press, 2009.

MORRONE, J. J.; CRISCI, J. V. Historical biogeography: introduction to methods. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 26, 373–401, 1995.

MÜLLER, P. The dispersal centers of terrestrial vertebrates in Neotropical realm: a study in the evolution of the Neotropical biota and its native landscapes. **Biogeographica** 2. Dr. W. Junk Publishers, The Hague, The Netherlands, 1973.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** 403: 853–858, 2000.

NELSON, G.; PLATNICK, N. **Systematics and Biogeography; Cladistics and Vicariance**. Columbia University Press, New York, Guildford, Surrey, 1981.

NIHEI, S. S. Misconceptions about Parsimony Analysis of Endemicity. **Journal of Biogeography** 33, 2099–2106, 2006.

NIHEI, S. S.; CARVALHO, C. J. B. Distributional patterns of the Neotropical fly genus *Polietina* Schnabl & Dziedzicki (Diptera, Muscidae): a phylogeny-supported analysis using panbiogeographic tools. **Papéis Avulsos de Zoologia** 45(25):313–326, 2005.

NIXON, K. C. **Winclada (Beta) ver. 1.00.08**. Publicado pelo autor, Ithaca, New York, USA, 2002.

OLIVEIRA-FILHO, A.; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among atlantic forests on southeastern Brazil, and the influence of climate. **Biotropica** 32: 903–913, 2000.

OLSON, D.M. et al. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. **BioScience** 51 (11), 933-938, 2001.

PASSOS, P.; CARAMASCHI, U.; PINTO, R. R. Rediscovery and redescription of *Leptotyphlops salgueiroi* Amaral, 1954 (Squamata, Serpentes, Leptotyphlopidae). **Boletim do Museu Nacional**, Nova Série (Zoologia) 520, 1–10, 2005.

PASSOS, P.; FERNANDES, D.S.; BORGES-NOJOSA, D.M. A new species of *Atractus* (Serpentes: Dipsadinae) from a relictual forest in northeastern Brazil. **Copeia** 4, 788-797, 2007.

PASSOS, P. et al. Taxonomic revision of the Brazilian Atlantic Forest *Atractus* (Reptilia: Serpentes: Dipsadidae). **Zootaxa** 2363:1–63, 2010.

PELLEGRINO, K. C. M. et al. Phylogeography and species limits in the *Gymnodactylus darwini* complex (Gekkonidae, Squamata): genetic structure coincides with rivers systems in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Journal of the Linnean Society**, 85:13–26, 2005.

PLATNICK, N. I. On areas of endemismo. **Australian Systematic Botany**, 4:11–12, 1991.

PLATNICK, N. I.; NELSON, G.A. A method for historical biogeography. **Systematic Zoology**, 27:1–16, 1978.

PRANCE, G. T. Forest refuges: evidence from woody angiosperms. In: Prance G.T. (ed) **Biological diversification in the tropics**. Pp. 137-158. Columbia University Press, New York, 1982.

RACHELI, L.; RACHELI, T. Patterns of Amazonian area relationships based on raw distributions of papilionid butterflies (Lepidoptera: Papilioninae). **Biological Journal of the Linnean Society** 82:345–357, 2004.

REITZ, R.; KLEIN, R. M.; REIS, A. Projeto madeira do Rio Grande do Sul. **Sellowia**, 34–35:1–525, 1983.

RESERVA DA BIOSFERA DA MATA ATLÂNTICA. **Plano de Ação para a Mata Atlântica – Roteiro para conservação de sua biodiversidade**, São Paulo–SP, CNRBMA, SMA-SP, Fundação Florestal do Estado de São Paulo, 1996.

RODRIGUES, M. T. Herpetofauna das dunas interiores do Rio São Francisco: Bahia: Brazil. V. Duas novas espécies de *Apostolepis* (Ophidia: Colubridae). **Memórias do Instituto Butantan** 54, (2):53–59, 1993 [1992].

RODRIGUES, M.T. Lizards, snakes and amphisbaenians from the Quaternary sand dunes of the middle Rio São Francisco, Bahia, Brazil. **Journal of Herpetology** 30: 513–523, 1996.

RODRIGUES, M. T.; JUNCÁ, F. A. Herpetofauna of the Quaternary sand dunes of the middle São Francisco: Bahia: Brazil. VII. *Typhlops amoipira*, sp. n., a possible relative of *Typhlops yonenagae* (Serpentes, Typhlopidae). **Papéis Avulsos de Zoologia** 42: 325–333, 2002.

ROSEN, B. R. From fossils to earth history: applied historical biogeography. In: MYERS, A. A.; GILLER, P. S. (Eds). **Analytical biogeography: an integrated approach to the study of animal and plant distributions**, pp. 437–481. Chapman and Hall, London, 1988.

ROSEN, B. R.; SMITH, A. B. Tectonics from fossils? Analysis of reef-coral and sea-urchin distributions from Late Cretaceous to Recent, using a new method. In: AUDLEY-CHARLES, M. G.; HALLAM, A. (Eds). **Gondwana and Tethys**. Geol. Soc. Special Publ. n° 37. Oxford University Press, Oxford. Pp. 275-306, 1988.

SILVA, J. M. C.; CASTELLETTI, C. H. M. Estado da biodiversidade da Mata Atlântica brasileira. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. (Eds) **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, Belo Horizonte: Conservação Internacional, p. 43–59, 2005.

SILVA, J. M. C., SOUSA, M. C.; CASTELLETTI, C. H. M. Areas of endemism for passerine birds in the Atlantic forest, South America. **Global Ecology and Biogeography** 13:85–92, 2004.

SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados do domínio da Mata Atlântica**. Fundação SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São Paulo, Brasil, 1993.

SZUMIK, C. A. et al. An optimality criterion to determine areas of endemismo. **Systematic Biology**, 51(5): 806–816, 2002.

SZUMIK, C. A.; GOLOBOFF, P. Areas of Endemism: improved optimality criteria. **Systematic Biology**, 53(6): 968-977, 2004.

TERBORGH, J.; WINTER, B. Evolutionary circumstances of species with small ranges. In: PRANCE, G. T. (Ed.). **Biology diversification in the tropics**. pp. 587–600. Columbia University Press, New York, 1982.

THOMÉ, M. T. C. et al. Phylogeography of endemism toads and post-Pliocene persistence of the Brazilian Atlantic Forest. **Molecular Phylogenetics and Evolution** 55:1018-1031, 2010.

WÜSTER, W. et al. Origins and evolution of the South American pitviper fauna: evidence from mitochondrial DNA sequence analysis, Pp. 111-128. In: SCHUETT, G.; HÖGGREN, M.; GREENE, H. W. (Eds.). **Biology of the Vipers**. Eagle Mountain Publishing, LC, Eagle Mountain, Utah, USA, 2002.

WWF http://www.wwf.org.br/natureza_brasileira/biomas/bioma_mata_atl/index.cfm.
acessado em 13/11/2007, 2006.

ZAHER, H. et al. Molecular phylogeny of advanced snakes (Serpentes, Caenophidia) with an emphasis on South American Xenodontines: a revised classification and descriptions of new taxa. **Papéis Avulsos de Zoologia**, 49 (11):115-153, 2009.

CAPÍTULO 2

CONSERVAÇÃO E ÁREAS DE ENDEMISMO DAS SERPENTES DA MATA ATLÂNTICA DO BRASIL

RESUMO

Os Programas de conservação de espécies tiveram início no século XIX, mas ganharam notoriedade após a metade do século XX, quando o conhecimento científico das interações entre o homem e a natureza resultaram na disciplina conhecida hoje como Biologia da Conservação. Atualmente, muitas áreas se encontram severamente fragmentadas pela ação antrópica e suas espécies endêmicas estão ameaçadas de extinção. Entre essas áreas está a Mata Atlântica, reconhecida como um *hotspot* de biodiversidade devido ao seu elevado grau de endemismo de espécies e o alto grau de ameaça pela alteração de habitat. Áreas de endemismo representam a menor unidade em biogeografia histórica, e são geralmente resultantes de eventos históricos únicos, sendo definidas pela presença de duas ou mais espécies endêmicas. A partir de áreas de endemismo de serpentes definidas previamente na Mata Atlântica e a proposição de áreas de endemismo adicionais, avaliamos status de conservação de espécies endêmicas de serpentes em relação à presença de remanescentes florestais e de unidades de conservação e utilizando critérios da IUCN. Além das quatro áreas de endemismo de serpentes identificadas previamente na Mata Atlântica, são propostas mais quatro áreas de endemismo adicionais a partir da sobreposição exclusiva de serpentes e outros táxons endêmicos, das quais três são ilhas continentais. Entre as espécies endêmicas, quatro foram consideradas como “criticamente ameaçadas” de extinção, cinco “em perigo”, nove “vulneráveis” e sete “quase ameaçadas”. É recomendada a implementação de projetos de conservação aplicados diretamente a áreas de endemismo para conservar não somente espécies de serpentes de distribuição restrita, mas também eventos evolutivos únicos.

ABSTRACT

Programs of species conservation have started at the 19th century, but they became notorious after the middle of the 20th century, when the scientific knowledge about the interactions between humans and nature resulted in the discipline presently known as Conservation Biology. Many areas are severely disturbed by the human action nowadays, and their endemic species are threatened. The Atlantic Forest is among those areas, and is recognized as a hotspot of biodiversity due to its high level of endemism and threat caused by habitat alteration. Endemism areas correspond to the smallest unit in historical biogeography, and are generally resultant from unique historical events, being defined by the presence of two or more endemic species. We evaluate the conservation status of endemic snake species relative to the presence of forest remnants and conservation units, in previously defined endemism areas, and using IUCN criteria. Besides this four endemism areas previously defined for the Atlantic Forest, we propose here four additional areas of endemism identified by the exclusive overlapping of snakes and other endemic taxa, of which three are continental islands. Among the endemic species, four of them were considered “Critically endangered”, five “Endangered”, nine “Vulnerable”, and seven “Near Threatened”. We recommend the implementation of conservation projects directly applied to areas of endemism in order to conserve not only snake species of snakes with restricted distribution, but also unique evolutionary events.

1. INTRODUÇÃO

Os primeiros esforços conservacionistas tiveram início na segunda metade do século XIX com o objetivo de controlar as alterações na paisagem, e tiveram grande apoio da elite social, principalmente na costa leste norte-americana e na Europa ocidental (JEPSON; WHITTAKER, 2002). Durante o século XX esses esforços se intensificaram, porém a grande preocupação por parte dessa elite ainda estava em preservar apenas as áreas naturais com valor estético e beleza cênica, além de uma série de animais, como aves (JEPSON; WHITTAKER, 2002). Com o passar do tempo, os grupos de conservação da natureza passaram a ter objetivos mais determinados, com ações direcionadas para a prevenção de extinções de espécies em particular (JEPSON; WHITTAKER, 2002). A maior notoriedade do movimento conservacionista se deu durante a segunda metade do século XX, com o aumento do conhecimento científico sobre a interação do homem com a natureza (FRANK, *et al.* 1999, ADAMS, 2004), incrementando o ramo da pesquisa que atualmente é aplicada na tomada de decisões para a conservação da biodiversidade, chamada de “biologia da conservação”.

A biologia da conservação pode ser definida como a aplicação dos conhecimentos obtidos da biologia de populações, taxonomia e genética, durante a implementação de medidas de conservação da biodiversidade (WHITTAKER; LADLE, 2011), tema que vêm sendo muito debatido nos últimos anos (MYERS *et al.*, 2000, JEPSON; WHITTAKER, 2002). A biologia da conservação teve seu maior impulso nos anos 70 e início dos anos 80, quando foi formalizada como uma disciplina secundária, conquistando espaço em jornais e revistas científicas (SOULÉ, 1986, PRIMACK, 2002), resultando na fundação em 1986 da Sociedade para a Biologia da Conservação. A biologia da conservação é uma área que pode atuar em conjunto com muitas outras disciplinas, como antropologia, biogeografia, economia ambiental, ética ambiental, leis ambientais, dentre outras (PRIMACK, 2002). A inclusão de disciplinas sócio-ambientais é uma forma de trazer esses problemas para a atuação junto a população. WHITTAKER; LADLE (2011) afirmam que a biogeografia deve ser considerada uma ferramenta central no planejamento da conservação.

Atualmente, devido ao constante crescimento da população mundial, e a necessidade de ascensão econômica empregada de forma pouco ou nada sustentável, a supressão de habitat tem sido um dos principais vilões da preservação da biodiversidade e também do pouco que ainda resta dos ecossistemas naturais. A rápida e implacável supressão de vegetação dos

ecossistemas naturais na região Neotropical, mais precisamente no Brasil, a partir da expansão agropecuária e imobiliária, vem modificando de forma irreversível o perfil das nossas florestas, além das áreas abertas no interior do país.

Em um dos mais clássicos e importantes estudos sobre preservação e *status* da conservação da biodiversidade mundial, MYERS *et al.*, (2000) propõem 25 áreas, nomeadas *hotspots*, qualificadas a partir de dois critérios quantitativos estritos: devem abrigar, ao menos, 1.500 espécies endêmicas de plantas vasculares, e possuir 30% ou menos de sua vegetação original. Essas áreas juntas abrigam 44% de todas as plantas vasculares e 35% de todos os quatro grupos de vertebrados do mundo, incluindo mamíferos, aves, répteis e anfíbios. Dessas 25 áreas, 17 correspondem a florestas tropicais, as quais vêm sofrendo alterações constantes na paisagem, colocando as espécies sob algum tipo de ameaça de extinção (PIMM; RAVEN, 2000). Recentemente, WILLIAMS *et al.* (2011) elevaram para 35 o número de *hotspots*, a partir dos mesmos critérios de qualificação utilizados por MYERS *et al.* (2000).

PIMM; RAVEN, (2000) afirmaram que se todas as áreas que englobam remanescentes *hotspots* fossem rapidamente preservados, ainda assim 18% das espécies seriam eventualmente extintas nas próximas décadas. Se as perdas de ambiente continuassem no mesmo ritmo em que se encontravam, sem medidas para sua contenção, esse número aumentaria para 40% na década atual (PIMM; RAVEN, 2000).

A Mata Atlântica é uma das maiores e mais diversificadas florestas tropicais do planeta (MITTERMEIER *et al.*, 2005) e é um dos *hotspots* de biodiversidade propostos por MYERS *et al.*, (2000). Anteriormente, essa área cobria cerca de 1.500.000 km² da costa do Brasil, leste do Paraguai e nordeste da Argentina (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2003), mas atualmente restam cerca de 12% da vegetação original (RIBEIRO *et al.* 2009) (fig. 1). Esses remanescentes de Mata Atlântica ainda abrigam cerca de 20.000 espécies de plantas, 260 de mamíferos, 940 de aves e 470 de anfíbios, com uma taxa de endemismo de aproximadamente 3% para as aves e 44% para as plantas (MITTERMEIER *et al.*, 2005).

A fragmentação da Mata Atlântica tem sido o foco de diversos estudos e todos reforçam ideias como a necessidade de se preservar inclusive os pequenos fragmentos florestais, manter a conexão entre esses fragmentos através de corredores de vegetação, e abordam também o controle do efeito de borda, que é um problema importante para pequenos fragmentos (STRIER 2000; MACHADO; FONSECA 2000; TABANEZ; VIANA 2000; BROWN; FREITAS 2000). Frente a isso, o fato das serpentes endêmicas serem mais dependentes de estruturas florestais, a quantificação da cobertura de vegetação ainda

existente seria um bom indicador ou parâmetro para ser usado na avaliação do *status* de conservação das áreas de endemismo e de suas serpentes endêmicas.

Já há um número considerável de estudos que reconheceram áreas de endemismo na Mata Atlântica, a partir de informações de distribuição de táxons diversos de invertebrados, como borboletas, moscas e opiliões, vertebrados, incluindo aves, répteis, anfíbios e primatas, e plantas (MÜLLER, 1973; PRANCE 1982; SILVA *et al.*, 2004; SILVA; CASTELLETTI, 2005; DaSILVA; PINTO-DA-ROCHA, 2010). Os limites dessas áreas de endemismo de diferentes estudos são bastante congruentes entre si, o que pode indicar uma história evolutiva comum. Entretanto, nenhum desses estudos fez uma avaliação que combinasse os dados de áreas de endemismo com o *status* de conservação das mesmas e de suas espécies. Áreas de endemismo devem ser indicadas como prioritárias para conservação pois representam as menores unidades em biogeografia, e são resultantes de eventos históricos únicos, contendo biotas exclusivas (HAROLD; MOOI, 1994, TERBORGH; WINTER, 1982; FJELDSÅ, 1993). Também correspondem à base para a formulação de hipóteses geomorfológicas e evolutivas (CRACRAFT, 1985, 1994; MORRONE, 1994; MORRONE; CRISCI, 1995).

Apesar da necessidade da utilização de informações sobre processos evolutivos na elaboração de estratégias de conservação, poucos estudos levam em consideração quais são esses processos (CRANDALL *et al.*, 2000), entre os quais podemos destacar a distribuição da variabilidade genética e a variação adaptativa entre as populações, como seleção natural, fluxo gênico, deriva genética e hibridização. Além dos critérios mencionados acima, é necessário conhecer a área de distribuição dos organismos para entender como e porque eles se distribuem dessa maneira, sendo esse o objetivo primordial da biogeografia da conservação e a base para qualquer tipo de análise. WHITTAKER, *et al.* (2005) a define como a aplicação dos conhecimentos teóricos e práticos de biogeografia em problemas relacionados à conservação da biodiversidade.

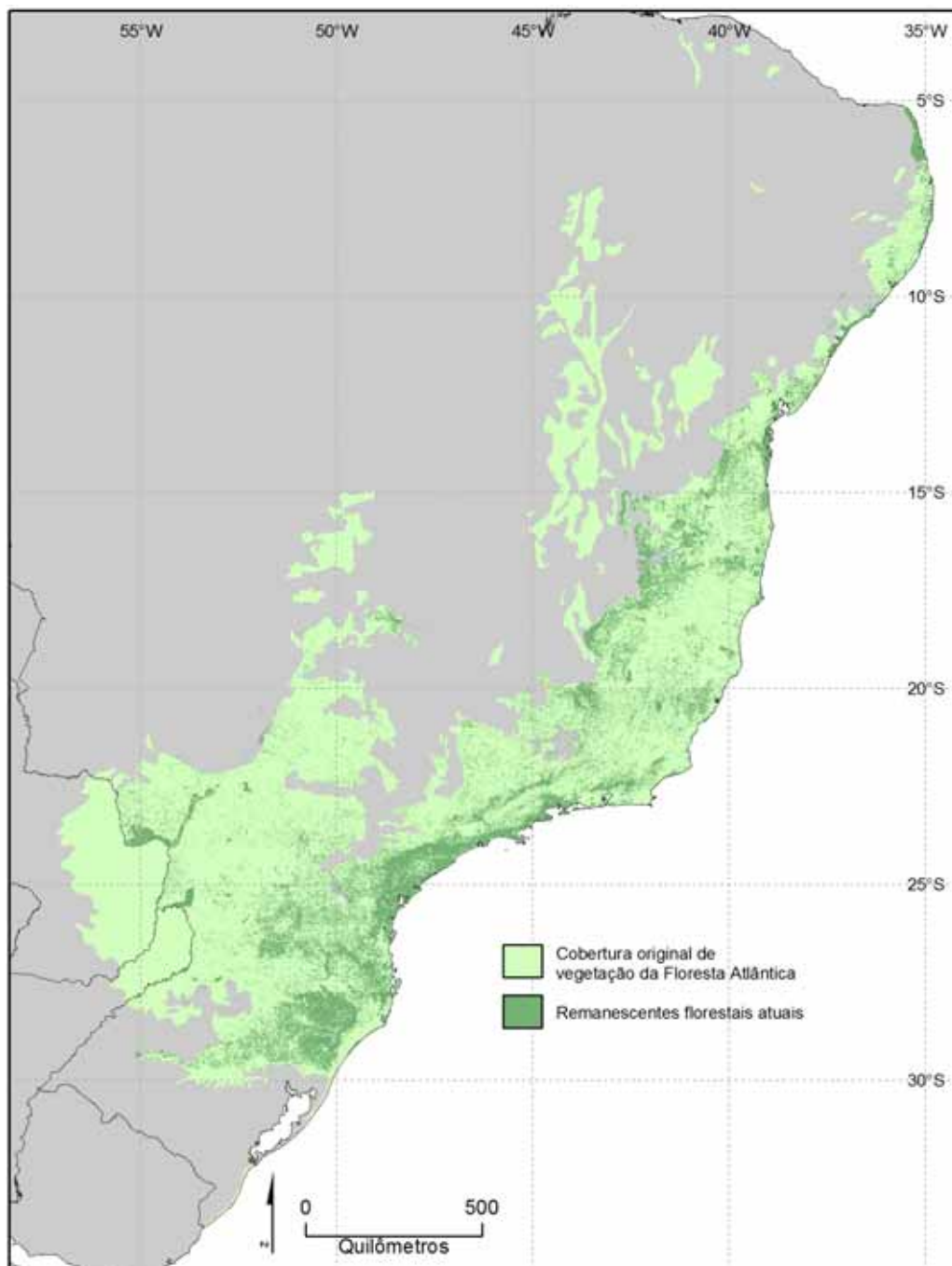


Figura1. Cobertura da vegetação original da Mata Atlântica na América do Sul (verde claro), destacando os remanescentes florestais atuais (verde escuro).

As ilhas representam áreas de endemismo naturais pois normalmente abrigam vários táxons endêmicos, mesmo não sendo identificadas como tal em análises específicas que procurem identificar áreas de endemismo de serpentes (veja acima, Capítulo 1). Além disso, considerando-se as ilhas pertencentes à Mata Atlântica do Brasil, praticamente nada se conhece a respeito das variações morfológicas e moleculares de suas populações para a maioria dos grupos, entretanto, a ocorrência dessas populações disjuntas nas ilhas resultam de eventos vicariantes, e mesmo morfológicamente semelhantes, essas populações são endêmicas dessas áreas. Da mesma forma, as manchas ou relictos disjuntos de floresta estacional semidecidual montana (IBGE 1985), conhecidas como Brejos de Altitude, ou Brejos Nordestinos, constituem um tipo de vegetação integrante da Mata Atlântica brasileira (Velooso et al., 1991), e também possuem algumas espécies endêmicas. Além disso, são áreas extremamente vulneráveis e devem receber especial atenção em programas de conservação.

A partir das quatro áreas de endemismo reconhecidas para as serpentes na Mata Atlântica (veja acima no cap.1), nossos objetivos nesse trabalho são: 1) avaliar a densidade de cobertura de vegetação remanescente das áreas de endemismo de serpentes da Mata Atlântica, e o quanto dessa cobertura está incluída em áreas de preservação (unidades de conservação estaduais e federais); 2) descrever e propor novas áreas de endemismo a partir da co-ocorrência entre serpentes e outros táxons endêmicos; e 3) avaliar o status de conservação de serpentes endêmicas que delimitam as áreas de endemismo, e propor, quando necessário, a inclusão ou recategorização em listas de espécies ameaçadas, utilizando os critérios propostos pela IUCN.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Foram propostas quatro áreas de endemismo para serpentes da Mata Atlântica a partir de análises de métodos numéricos, como Análise de Parcimônia de Endemicidade (PAE – ROSEN, 1988) utilizando quadrículas (MORRONE, 1994), análise NDM/VNDM (eNDeMismo – SZUMIK et al., 2002), e Critérios Combinados (DaSILVA; PINTO-DA-ROCHA, 2010) (veja acima, Capítulo 1). Além destas, os brejos de altitude e as ilhas, não utilizadas nas análises do capítulo 1, foram avaliadas em relação ao status de conservação de suas espécies endêmicas, bem como à possibilidade de formar áreas de endemismo quando sobrepostas a outros táxons endêmicos, de outros grupos que não serpentes.

Portanto, procurando evitar conclusões mais especulativas do que sustentadas, proponho como áreas de endemismo somente as ilhas que apresentam espécies de serpentes diagnosticáveis e reconhecidamente endêmicas, além de também apresentarem congruência de distribuição com algum outro táxon reconhecidamente endêmico.

As áreas obtidas nos dois capítulos foram trabalhadas com o Sistema de Informação Geográfica (SIG) no programa ArcView 9.3, e sobrepostas a *shapefiles* de coberturas de remanescentes florestais e áreas antropizadas obtidos no sítio do IBGE (<http://mapas.ibge.gov.br>). Também foram utilizadas superfícies de unidades de conservação obtidos do Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira – PROBIO (Ministério do Meio Ambiente, 2007). Foram recortadas as superfícies de cobertura vegetal remanescentes de cada área de endemismo para calcular determinar sua área em Km², bem como das unidades de conservação que estão inseridas nessas áreas.

Para avaliar o status de conservação das espécies, e a vulnerabilidade dessas populações à extinção, foi utilizada a lista de espécies ameaçadas da *International Union for Conservation of Nature and Natural Resources* — IUCN (IUCN, 2011). Nessa lista, além da categoria em que as espécies se enquadram, são mencionados os critérios que levaram a essa inclusão (Anexo 2), e, quando necessário, esses critérios foram revistos para proposta de recategorização de algumas espécies.

3. RESULTADOS

As áreas de endemismo *Alagoas* e *Sul da Bahia* (figuras 2 e 3) apresentam sua cobertura vegetal bastante fragmentada (Tabela 1), resultantes de desmatamentos contínuos ao longo do século XX, tanto para exploração agropecuária quanto imobiliária. Em *Alagoas*, cerca da metade dos remanescentes florestais se encontram dentro de unidades de conservação, enquanto no *Sul da Bahia*, esses remanescentes protegidos somam cerca de 20% (Tabela 1). As áreas de endemismo *Serra do Mar* e *Araucária* (figuras 4 e 5) são mais extensas e contém remanescentes florestais maiores. *Serra do Mar* apresenta pouco mais da metade de seus remanescentes de florestas protegidos em unidades de conservação, provavelmente pela maior atenção dada pelos órgãos ambientais estaduais para as florestas de encosta. Em compensação, *Araucária* apresenta a maior área e o maior número de remanescentes, porém, pouco mais de 18 % está inserido em unidades de conservação (Tabela 1).

Alagoas

A área de endemismo *Alagoas* ocupa apenas uma faixa de Mata Atlântica muito estreita no nordeste do Brasil e é delimitada pela sobreposição exclusiva de distribuição de *Atractus caete*, *A. maculatus*, *Bothrops muriciensis*, *Dendrophidion atlantica* e *Echinanthera cephalomaculata* (Figura 2, veja também no capítulo 1). Apresenta uma área de 7.464 km², dos quais 2.156 km² correspondem a remanescentes de Mata Atlântica (Tabela 1). É uma das áreas mais ameaçadas, com pouco mais da metade de seus remanescentes florestais (1.270 km²) sob proteção de seis unidades de conservação, correspondentes a quatro Áreas de Proteção Ambiental, uma Estação Ecológica e uma Reserva Biológica. Mesmo sendo uma área bastante restrita e composta por espécies raras e pouco representadas em coleções, nenhuma das espécies endêmicas de *Alagoas* se encontra na lista da IUCN (IUCN, 2011).

A partir dos critérios propostos pela IUCN para a categorização de ameaças (Anexo 2), seria possível a seguinte categorização dessas espécies (Tabela 2):

- *Atractus caete*: conhecida apenas de duas localidades próximas entre si, compostas pela floresta pluvial submontana, entre 300 e 500 m de altitude (Passos et al. 2010). Considerando que possa ocorrer apenas nos fragmentos florestais da área de endemismo (área < 5.000 km²), essa espécie pode ser inserida na categoria “EN” (em perigo), pelos critérios B1ab(iii).
- *Atractus maculatus*: ocorre nas áreas baixas de florestas montanas e submontanas, entre 0 e 500 m (PASSOS et al., 2010). A espécie foi registrada em pontos distantes entre si, indicando que sua área de ocorrência pode ser maior ou pelo menos igual à área de endemismo (≤ 7.000 km²) e, portanto, pode ser inserida na categoria “VU” (vulnerável), pelos critérios B1ab(iii).
- *Bothrops muriciensis*: conhecida por apenas dois exemplares de uma única localidade, com área menor que 100 km² e bastante fragmentada. Essa espécie pode ser inserida na categoria “CR” (criticamente ameaçada), pelos critérios B1ab(i,ii,iii).

- *Dendrophidion atlantica*: descrita para cinco localidades, e ocupa uma área que pode ser igual ou maior à área de endemismo ($\leq 7.000 \text{ km}^2$), porém apenas em fragmentos florestais, que correspondem a cerca de 2.150 km^2 . Portanto, essa espécie pode ser inserida na categoria “VU”, através dos critérios B1ab(i,ii,iii).
- *Echinanthera cephalomaculata*: conhecida apenas para a localidade tipo, que constitui um fragmento de floresta com aproximadamente 100 km^2 . Dessa forma, essa espécie pode ser inserida na categoria de “CR” (criticamente ameaçada), de acordo com os critérios B1ab(iii).

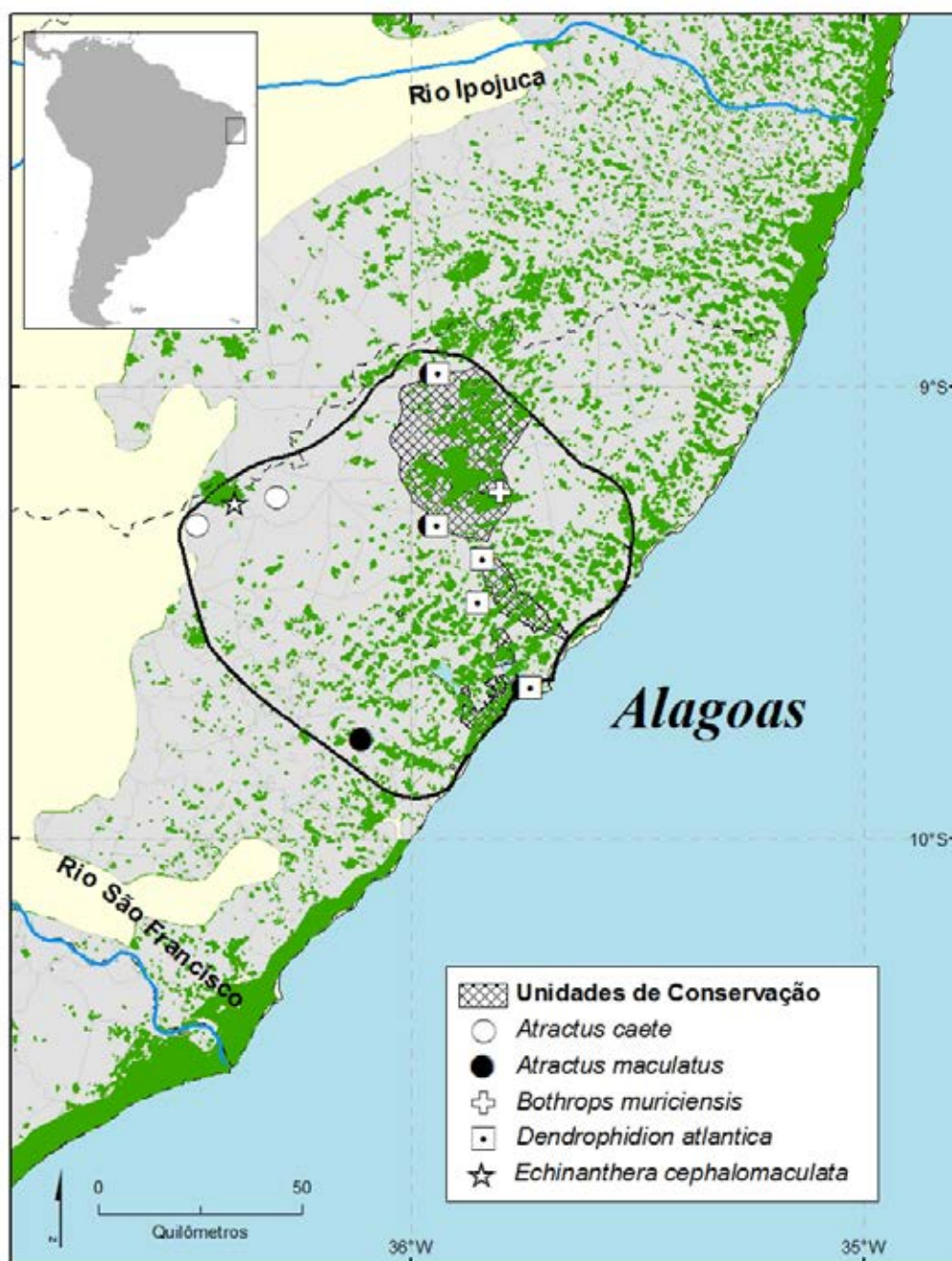


Figura 2. Registros das espécies endêmicas de serpentes e remanescentes florestais (em verde), áreas antropizadas (em cinza) e unidades de conservação (área reticulada) da área de endemismo *Alagoas*.

Tabela 1. Áreas de Endemismo de serpentes da Mata Atlântica, áreas dos Núcleos de Congruências (NC) e as Regiões Máximas de Endemismo (RME), áreas remanescentes de vegetação (IBGE, 2008), Unidades de Conservação (UCs), soma da área total protegida por UCs, e espécies endêmicas. Siglas: APA = Área de Proteção Ambiental; ARIE = Área de Relevante Interesse Ecológico; EE = Estação Ecológica; FN = Floresta Nacional; PE = Parque Estadual; PN = Parque Nacional; RB = Reserva Biológica; REx = Reserva Extrativista; RI = Reserva Indígena; RVS = Refúgio de Vida Silvestre.

Área de Endemismo	Área (Km2)	Remanescentes de Mata Atlântica (Km2)	Unidades de Conservação (UCs)	Áreas das UCs (Km2)	Espécies endêmicas
<i>Alagoas</i>	7.464	2.156	APA de Murici, APA de Pratagy, APA Catolé e Fernão Velho, APA Santa Rita, EE Murici, RB Pedra Talhada	1.277,1	<i>Atractus caete</i> , <i>A. maculatus</i> , <i>Bothrops muriciensis</i> , <i>Dendrophidion atlantica</i> e <i>Echinanthera cephalomaculata</i>
<i>Sul da Bahia</i>	19.002	5.375	APA da Costa de Itacaré/Serra Grande, APA da Lagoa Encantada, PE Serra do Conduru, RB e RVS de Una, REx Canavieiras, RI Caramuru/Parguassu	1.072,7	<i>Atractus guentheri</i> , <i>Bothrops pirajai</i> e <i>Tropidophis</i> sp.1
<i>Serra do Mar</i>	61.276 (NC) 46.104 (RME)	25.376,1 (NC) 6.281 (RME)	APA Cambreúva, APA Fernão Dias, APA Sapucaí-Mirim, APA Piracicaba-Juqueri-Mirim, APA Serra São José, APA Represa Bairro da Usina, APA Jundiá, APA Serra da Mantiqueira, APA do Frade, APA do Jacarandá, APA Campos do Jordão, APA Haras de São Bernardo, APA Tamoios, APA da Serra do Mar, APA Cajamar, APA Várzea do Tietê, APA Parque e Fazenda do Carmo, APA Mata do Iguatemi, APA de Petrópolis, APA de Mangaratiba, APA da Bacia do Rio São João/Mico-Leão-Dourado, PN da Serra dos Órgãos, PN Serra da Bocaina, PN do Itatiaia, PE Carlos Botelho, PE Intervalles, PE Fontes do Ipiranga, PE da Cantareira, PE Jurupará, PE Jaraguá, PE Serra do Mar, PE Turístico do Alto do Ribeira	13.882,5 (NC) 4.291,5 (RME)	<i>Atractus francoi</i> , <i>A. serranus</i> , <i>Bothrops fonsceai</i> , <i>Clelia aff. rustica</i> , <i>Corallus cropanii</i> , <i>Erythrolamprus atraventer</i> , <i>Mussurana montana</i> , <i>Pseudoboa serrana</i> , <i>Thamnodynastes longicaudus</i>

Cont. Tabela 1.

Área de Endemismo	Área (Km2)	Remanescentes de Mata Atlântica (Km2)	Unidades de Conservação (UCs)	Áreas das UCs (Km2)	Espécies endêmicas
<i>Araucária</i>	84.748 (NC)	44.944 (NC)	APA do Rio Pequeno, APA Corumbataí-Botucatu-Tejupá, APA da Baleia Franca, APA da Escarpa Devoniana, APA Serra da Esperança, APA da Serra do Mar, APA de Guaraqueçaba, APA do Passaúna, APA do Rio Iraí, APA do Piraquara, PN do Iguaçu, ARIE Serra das Abelhas, EE da Mata Preta, EE Aracuri-Esmeralda, FN Acungui, FN Caçador, FN Canela, FN Chapecó, FN Ibiarama, FN Irati, FN Passo Fundo, FN Pirai do Sul, FN São Francisco de Paula, FN Três Barras, PN Serra do Itajaí, PN das Araucárias, PN de Aparados da Serra, PN de São Joaquim, PN da Serra Geral, RVS Ilha dos Lobos	5.310,2 (NC)	<i>Bothrops cotiara</i> , <i>Calamodontophis ronaldi</i> , <i>Clelia hussami</i> , <i>Philodryas arnaldi</i> , <i>Pseudoboa haasi</i> , <i>Xenodon guentheri</i>
	333.605 (RME)	87.777 (RME)		16.108,7 (RME)	

Tabela 2. Serpentes ameaçadas de extinção segundo a Lista Brasileira a lista da *International Union for Conservation of Nature and Natural Resources* (IUCN) e propostas neste estudo (indicadas por *). Categorias da IUCN: CR = criticamente em perigo; EN = em perigo; VU = Vulnerável; NT = quase ameaçada; DD = deficiente em dados. A categoria *Least Concern* é aplicada para espécies que não se enquadraram em nenhuma das categorias anteriores, geralmente usada para táxons com distribuições mais amplas.

Táxon	Área de endemismo	Lista da IUCN	Critério IUCN
<i>Atractus caete</i>	<i>Alagoas</i>	*EN	*B1ab(iii)
<i>Atractus maculatus</i>	<i>Alagoas</i>	*VU	*B1ab(iii)
<i>Bothrops muriciensis</i>	<i>Alagoas</i>	*CR	*B1ab(i,ii,iii)
<i>Dendrophidion atlantica</i>	<i>Alagoas</i>	*VU	*B1ab(i,ii,iii)
<i>Echinanthera cephalomaculata</i>	<i>Alagoas</i>	*CR	*B1ab(iii)
<i>Atractus guentheri</i>	<i>Sul da Bahia</i>	*VU	*B1ab(iii)
<i>Bothrops pirajai</i>	<i>Sul da Bahia</i>	VU [*VU]	A1c [*B1ab(iii)]
<i>Tropidophis</i> sp.1	<i>Sul da Bahia</i>	*EN	*B1ab(iii)
<i>Atractus francoi</i>	<i>Serra do Mar</i>	*VU	*B1ab(iii)
<i>Atractus serranus</i>	<i>Serra do Mar</i>	*VU	*B1ab(ii,iii)
<i>Bothrops fonsceai</i>	<i>Serra do Mar</i>	*NT	-
<i>Clelia</i> aff. <i>rustica</i>	<i>Serra do Mar</i>	*VU	*B1ab(ii,iii)
<i>Corallus cropanii</i>	<i>Serra do Mar</i>	EN	*B1ab(ii,iii)
<i>Erythrolamprus atraventer</i>	<i>Serra do Mar</i>	VU [*NT]	B1ab(i,ii,iii)
<i>Mussurana montana</i>	<i>Serra do Mar</i>	*VU	B1+2c [*-]
<i>Pseudoboa serrana</i>	<i>Serra do Mar</i>	*NT	*B1ab(iii)
<i>Thamnodynastes longicaudus</i>	<i>Serra do Mar</i>	*NT	-
<i>Bothrops cotiara</i>	<i>Araucária</i>	*NT ou VU	-
<i>Calamodontophis ronaldi</i>	<i>Araucária</i>	EN	*B1ab(iii)
<i>Clelia hussami</i>	<i>Araucária</i>	DD [*VU]	B1+2c
<i>Philodryas arnaldi</i>	<i>Araucária</i>	*NT	*B1ab(iii)
<i>Pseudoboa haasi</i>	<i>Araucária</i>	*NT	-
<i>Xenodon guentheri</i>	<i>Araucária</i>	Least Concern	-
<i>Bothrops alcatraz</i>	<i>Araucária</i>	*NT	-
<i>Bothrops insularis</i>	<i>Ilha dos Alcatrazes</i>	CR	B1ab(iii)+2ab(iii)
<i>Liotyphlops caissara</i>	<i>Ilha da Queimada Grande</i>	CR	B1ab(iii)+2ab(iii)
<i>Atractus ronnie</i>	<i>Ilha de São Sebastião</i>	*NT	-
	<i>Brejos de Altitude</i>	*EN	B1ab(ii,iii)

Sul da Bahia

A área de endemismo *Sul da Bahia* foi delimitada nesse estudo através da sobreposição congruente de distribuição de *Atractus guentheri*, *Bothrops pirajai*, e *Tropidophis* sp.1. Essa área possui cerca de 19.000 km², dos quais cerca de 5.380 km² correspondem a remanescentes florestais (Tabela 1). Desses remanescentes, cerca de 1.070 km² estão protegidos em seis unidades de conservação: duas Áreas de Proteção Permanente, um Parque Estadual, uma Reserva Biológica e Refúgio de Vida Silvestre, uma Reserva Extrativista, e uma Reserva Indígena (Fig. 3; Tabela 1).

Das espécies endêmicas, apenas *B. pirajai* consta na lista de espécies ameaçadas da IUCN, na categoria Vulnerável, pelos critérios A1c (ARGOLO, 2000).

- *Atractus guentheri*: conhecido apenas em sete localidades ao redor da localidade-tipo que somam 8.000 km². É restrita a remanescentes de florestas baixas (0 a 300 m de altitude). Essa espécie pode ser inserida na categoria “VU” (vulnerável), pelos critérios B1ab(iii).
- *Bothrops pirajai*: consta na lista de espécies ameaçadas da IUCN na categoria “VU” (vulnerável) (ARGOLO, 2000). Devido à rápida degradação do habitat no qual se distribui, seria possível recategorizá-la utilizando as informações de qualidade do habitat propostas pela IUCN a partir de 2001. Pelo fato de ocorrer em uma área com menos de 20.000km² essa espécie permanece na categoria “VU” (vulnerável), porém com os critérios B1ab(iii).
- *Tropidophis* sp. 1: espécie em fase de descrição, conhecida apenas para duas localidades, ocupando uma área inferior a 5.000 km². Apenas dois indivíduos são registrados em coleções. O gênero *Tropidophis* parece ser dependente de uma estrutura florestal preservada e com umidade alta (observação pessoal para *T. paucisquamis*). Além disso, pelo elevado grau de degradação de habitat observado na área *Sul da Bahia* e pela raridade em coleções, seria possível a categorização dessa espécie para “EN” (em perigo), segundo os critérios B1ab(iii).



Figura 3. Registros das espécies endêmicas de serpentes e remanescentes florestais (em verde), áreas antropizadas (em cinza) e unidades de conservação (área reticulada) da área de endemismo *Sul da Bahia*.

Serra do Mar

A área de endemismo *Serra do Mar* foi delimitada através da sobreposição exclusiva de nove espécies endêmicas, *Atractus francoi*, *A. serranus*, *Bothrops fonsecai*, *Clelia aff. rustica*, *Corallus cropanii*, *Erythrolamprus atraventer*, *Mussurana montana*, *Pseudoboa serrana* e *Thamnodynastes longicaudus*. Apresenta uma área de 107.380 km², da qual 61.276 km² correspondem ao Núcleo de Congruência (NC), e 46.104 km² à Região Máxima de Endemismo (RME). Dentro dos limites do NC, cerca de 25.380 km² correspondem à remanescentes florestais, dos quais 13.800 km² estão protegidos em unidades de conservação. A RME possui aproximadamente 6.300 km² de remanescentes florestais, dos quais cerca de 4.300 km² correspondem a unidades de conservação. Todos esses remanescentes protegidos, incluídos no NC e na RME, estão divididos em 31 unidades de conservação, como 21 Áreas de Proteção Ambiental, seis Parques Estaduais, e três Parques Nacionais (Fig. 4; Tabela 1).

É uma das áreas de endemismo mais protegidas entre as quatro, pois apresenta o maior número de unidades de conservação com a maior área protegida. Das espécies endêmicas, apenas *E. atraventer* e *C. cropanii* estão na lista da IUCN, nas categorias de “VU” (B1+2c), e “EN” [B1ab (i,ii,iii)], respectivamente (MARTINS, 2000; MARQUES, 2010; Tabela 2). Aplicando os critérios da IUCN, cada uma das espécies poderia ser recategorizada da seguinte forma:

- *Atractus francoi*: foi recentemente descrita como endêmica das serras da Bocaina e dos Órgãos, na divisa entre os estados de São Paulo e Rio de Janeiro (PASSOS *et al.*, 2010). Não possui muitos exemplares em coleções e se distribui por uma área de aproximadamente 20.000 km². Pelo fato das áreas onde ocorre serem bastante alteradas pela ação antrópica, pode estar ameaçada de extinção na categoria “VU” (vulnerável) utilizando os critérios B1ab(iii).
- *Atractus serranus*: endêmica de uma área de pouco mais de 12.000km², entre as serras do Mar e de Paranapiacaba. É uma espécie relativamente bem amostrada em coleções, mas provém de localidades que se encontram alteradas pela urbanização, como por exemplo a cidade de São Paulo. Pode ser inserida na categoria “VU” (vulnerável), pelos critérios B1ab(ii,iii).

- *Bothrops fonsecai*: endêmica de uma área que abrange aproximadamente 120.000 km², nas porções mais altas das serras entre os estados de São Paulo, Minas Gerais, e Rio de Janeiro. Essa área de ocupação é maior que o mínimo recomendável (20.000 km² – ver Anexo 2) para sua inclusão na categoria “VU” (vulnerável), utilizando dados de distribuição geográfica. Portanto, essa espécie pode ser considerada como “NT” (“quase ameaçada”) na lista da IUCN, pois poderia passar a categorias mais elevadas como “VU” e “EN” em um curto intervalo de tempo. Na lista de espécies ameaçadas para o estado de São Paulo, essa espécie consta como “VU” B1ab(ii,iii) (MARQUES *et al.*, 2009; Tabela 1).
- *Clelia* aff. *rustica*²: endêmica de uma localidade florestal de altitude da Serra da Bocaina, no estado de São Paulo. Sua área de distribuição apresenta alterações de habitat e é fragmentada em função de pastagens e urbanização. Pode ser considerada “VU” pela lista da IUCN, com os critérios B1ab(ii,iii). Na lista de espécies ameaçadas do estado de São Paulo, essa espécie também consta como “VU” B1ab(ii,iii) (MARQUES *et al.*, 2009; Tabela 1).
- *Corallus cropanii*: endêmica do sul do estado de São Paulo e registrada para apenas quatro localidades (Miracatu, Pedro de Toledo, Sete Barras e Eldorado). Encontra-se na lista da IUCN como “EN” B1ab(i,ii,iii) (“Em Perigo”; MARQUES, 2010). Várias expedições de coleta foram empregados por mais de 50 anos e não obtiveram êxito em sua coleta. Essa espécie provavelmente apresenta uma densidade populacional muito baixa na natureza, e pode estar sofrendo um processo de extinção, que pode ser antecipado com a degradação de seu habitat. Na lista de espécies ameaçadas do estado de São Paulo, essa espécie consta como “EN” B1ab(iii).
- *Erythrolamprus atraventer*: ocorre em uma área de aproximadamente 60.000 km² ao longo da *Serra do Mar*, desde a Serra de Paranapiacaba até a Serra dos Órgãos. É pouco representada em coleções, e já constava na lista de espécies ameaçadas da IUCN na categoria de “VU”, com os critérios B1+2c (MARTINS 2000). Após a mudança dos critérios da IUCN em 2001, em relação a informações sobre a

² *Clelia* aff. *rustica* é conhecida por dois exemplares provenientes de São José do Barreiro, uma localidade da Serra da Bocaina, mas não foi utilizada para as análises do capítulo 1. Encontra-se em fase de descrição.

qualidade do habitat, essa espécie pôde ser reavaliada, e percebeu-se que sua área de ocorrência foi ampliada a partir de registros em coleções, permitindo então sua retirada da categoria “VU” (vulnerável) e a inclusão em “NT” (quase ameaçada) (Tabela 1).

- *Mussurana montana*: endêmica das áreas altas acima dos 900 m no sul do estado de Minas Gerais e da serra da Mantiqueira no estado de São Paulo, distribuída em uma área de aproximadamente 16.000 km². Devido à baixa qualidade do habitat dessas áreas, essa espécie pode ser categorizada na lista da IUCN como “VU” (vulnerável), nos critérios B1ab(iii). Na lista de espécies ameaçadas do estado de São Paulo, essa espécie é considerada como “VU” B1ab(ii,iii) (Marques et al. 2009; Tabela 1).
- *Pseudoboa serrana*: ocorre nas regiões florestadas das serras de São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro, em uma área total de aproximadamente 65.000 km². É uma espécie bem representada em coleções, ocorre em áreas com alteração antrópica e não consta em nenhuma lista de espécies ameaçadas. Contudo, a avaliação dos critérios da IUCN não forneceu evidências para que essa espécie fosse considerada “VU” ou “EN”. Dessa forma, pode ser considerada como “NT” (não ameaçada) (Anexo 2).
- *Thamnodynastes longicaudus*: simpátrica à *E. atraventer*. Se distribui por uma área ampla, de aproximadamente 60.000 km², mas apresenta poucos registros em coleções. Pelo fato de ocorrer em áreas com constantes alterações de habitat, poderia ser incluída na categoria de “NT” (quase ameaçada).

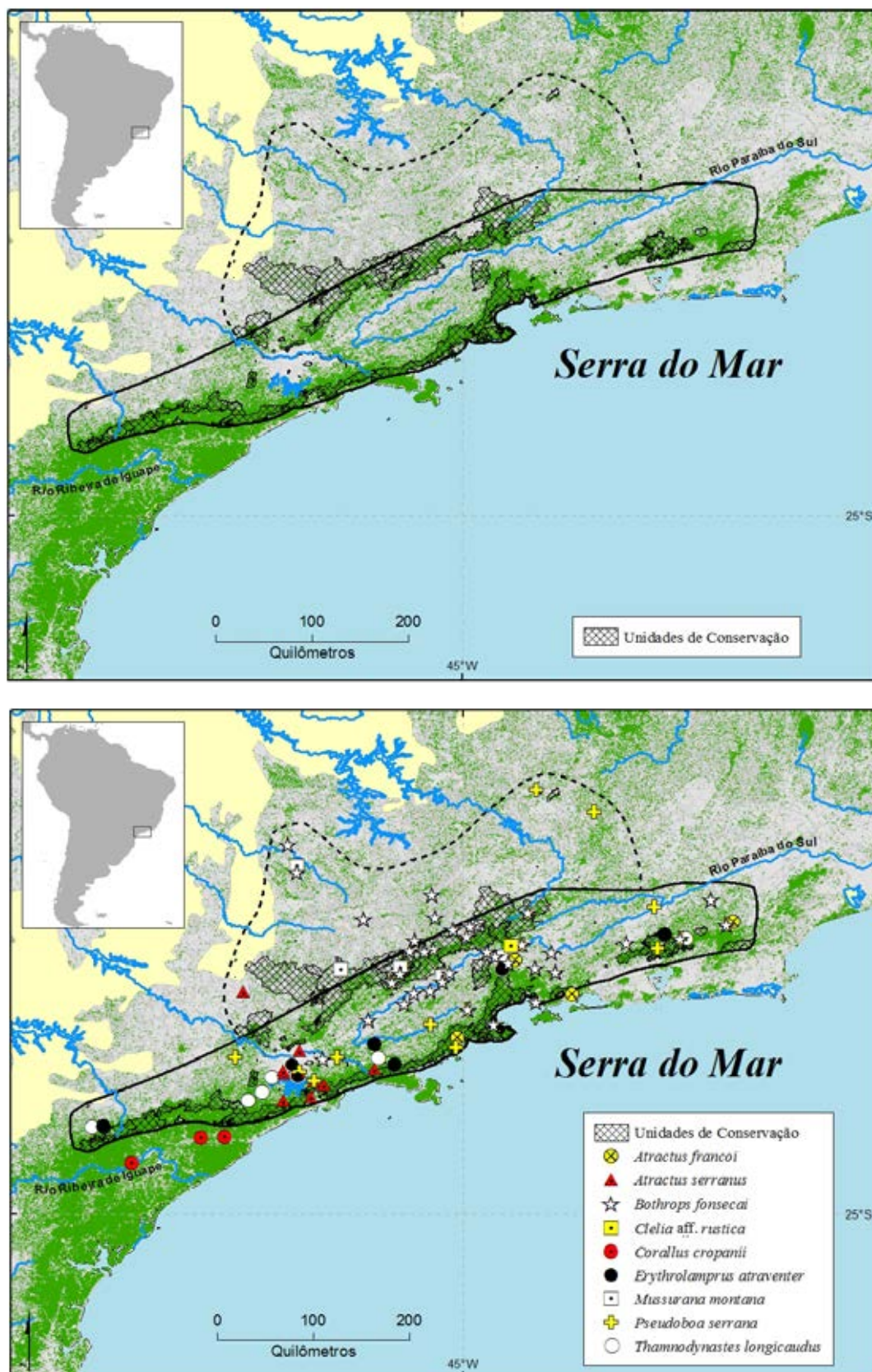


Figura 4. Remanescentes florestais (em verde), áreas antropizadas (em cinza) e unidades de conservação (área reticulada) da área de endemismo *Serra do Mar*, e registros das espécies endêmicas de serpentes. Linha sólida = Núcleo de Congruência (NC); linha tracejada = Região Máxima de Endemismo (RME).

Araucária

Essa área de endemismo é definida pela sobreposição de distribuição de seis espécies endêmicas, *Bothrops cotiara*, *Calamodontophis ronaldoi*, *Clelia hussami*, *Philodryas arnaldoi*, *Pseudoboa haasi* e *Xenodon guentheri*. A área possui 418.353 km², dos quais 84.748 km² são delimitados pelo NC, e 333.605 km² pela RME. O NC possui aproximadamente 44.940 km² de remanescentes florestais, com aproximadamente 5.300 km² protegidos por unidades de conservação, enquanto a RME apresenta uma área de 87.777 km², com 16.100 km² em unidades de conservação. As 30 unidades de conservação são divididas em 10 Áreas de Proteção Ambiental, uma Área de Relevante Interesse Ecológico, duas Estações Ecológicas, 10 Florestas Nacionais, cinco Parques Nacionais, e um Refúgio de Vida Silvestre (Fig. 5; Tabela 1).

Entre as espécies endêmicas, *Calamodontophis ronaldoi*, *Clelia hussami* e *Pseudoboa haasi* estão na lista de espécies ameaçadas da IUCN (MOURA-LEITE, *et al.*, 2000; MORATO, 2010; MARTINS *et al.*, 2010) (Tabela 2). Mas aplicando os critérios da IUCN, as espécies poderiam ser recategorizadas como descrito a seguir.

- *Bothrops cotiara*: ocorre em uma ampla área de florestas de Araucária (aprox. 334.000 km²) mas que vem sofrendo severas alterações de habitat causada principalmente por ação antrópica. Atualmente, cerca de 16.100 km² são protegidos por unidades de conservação, que podem garantir de alguma forma a preservação dessa espécie. Se for levada em consideração a possibilidade dessa espécie só ocorrer nessas unidades, poderia ser considerada “VU” a partir dos critérios B1ab(iii). Porém, se ainda ocorrer amplamente fora das unidades, pode ser categorizada como “NT” (quase ameaçada). Na lista de espécies ameaçadas do estado de São Paulo, essa espécie consta como “EN” (em perigo) B1ab(iii) (Marques et al. 2009).
- *Calamodontophis ronaldoi*: conhecida de apenas duas localidades do estado do Paraná. Essa espécie poderia ser considerada ameaçada pois a qualidade de seu habitat vem sofrendo constantes alterações, além da espécie não ter sido registrada na última década. Consta na lista da IUCN na categoria “EN”, a partir dos critérios B1+2c (MOURA-LEITE *et al.*, 2000).

- *Clelia hussami*: apresenta distribuição bastante restrita (ca. 15.000 km²), entre os estados de Paraná e Santa Catarina. É considerada pela lista da IUCN como “DD” (Morato, 2010). Após a avaliação de sua distribuição nesse estudo seria possível recategorizá-la como “VU”, a partir dos critérios B1ab(iii).
- *Philodryas arnaldoi*: apresenta distribuição ampla na área *Araucária* (ca. 74.000 km²) e ocorre em áreas de vegetação relativamente bem preservada. Poderia ser inserida na categoria “NT” (quase ameaçada), pois está susceptível a alterações repentinas na qualidade do habitat e pode se tornar “vulnerável” ou “em perigo” em um curto período de tempo.
- *Pseudoboa haasi*: assim como *B. cotiara*, ocorre em uma área ampla pelas florestas de *Araucária*, mas pode estar ameaçada pela destruição do habitat causado pela ação antrópica. Essa espécie já consta na lista da IUCN, na categoria “Least Concern” (MARTINS, *et al.* 2010).
- *Xenodon guentheri*: ocorre em florestas de *Araucária* entre os estados de Paraná e Santa Catarina e se distribui em uma área de aproximadamente 85.000 km². A vegetação dessa área vem sofrendo alterações causadas pela ação antrópica e essa espécie pode estar ameaçada pela diminuição do habitat. Pelo fato de ocorrer em uma área relativamente ampla e estar registrada em unidades de conservação, essa espécie pode ser inserida na lista da IUCN, na categoria de “NT” (quase ameaçada), pois pode se tornar “vulnerável” ou “em perigo” em um período curto de tempo.

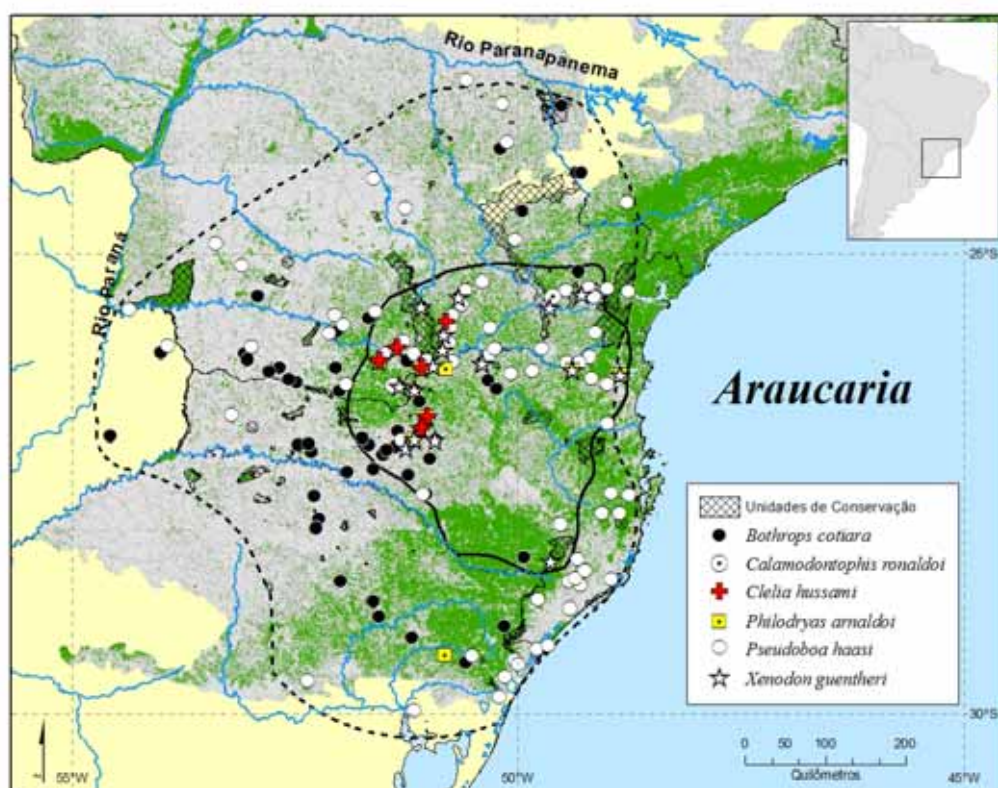


Figura 5. Remanescentes florestais (em verde), áreas antropizadas (em cinza) e unidades de conservação (área reticulada) da área de endemismo *Araucária*, e registros das espécies endêmicas de serpentes. Linha sólida=Núcleo de Congruência (NC); linha tracejada=Região Máxima de Endemismo (RME).

3.1 Espécies endêmicas de ilhas

Do total de registros observados em coleções e literatura, cinco ilhas apresentaram espécies de serpentes endêmicas: Ilha dos Alcatrazes, Ilha da Queimada Grande, Ilha de São Sebastião, Ilha da Vitória e Ilha de Búzios, todas localizadas na costa do estado de São Paulo. Além de serpentes endêmicas, somente as três primeiras ilhas abrigam outro táxon endêmico, critério básico para delimitação de área de endemismo (HAROLD; MOOI, 1994).

Ilha dos Alcatrazes

Localiza-se no litoral norte do estado de São Paulo, a aproximadamente 30 km ao sul da Ilha de São Sebastião e 46 km da costa de São Paulo, com área de cerca de 1,7 km² (Fig. 6). As espécies endêmicas que podem ser utilizadas como critério de definição dessa área de endemismo são representadas pela serpente *Bothrops alcatraz* e dois anuros *Scinax alcatraz* e *Cycloramphus faustoi*. *Bothrops alcatraz* encontra-se na lista da IUCN, na categoria “Criticamente em Perigo”, pelos critérios B1ab(iii)+2ab(iii) (MARQUES *et al.* 2004; Tabela 2).

Ilha da Queimada Grande

A ilha da Queimada Grande está localizada no litoral sul do estado de São Paulo, a cerca de 35 km da costa, com uma área de 0,87 km² (Fig. 7). Possui uma espécie de serpente endêmica, *Bothrops insularis*, e uma de um anuro, *Scinax peixotoi*. *Bothrops insularis* está na lista da IUCN, na categoria de “Criticamente em Perigo”, a partir dos critérios B1ab(iii)+2ab(iii) (MARQUES *et al.* 2004; Tabela 2).

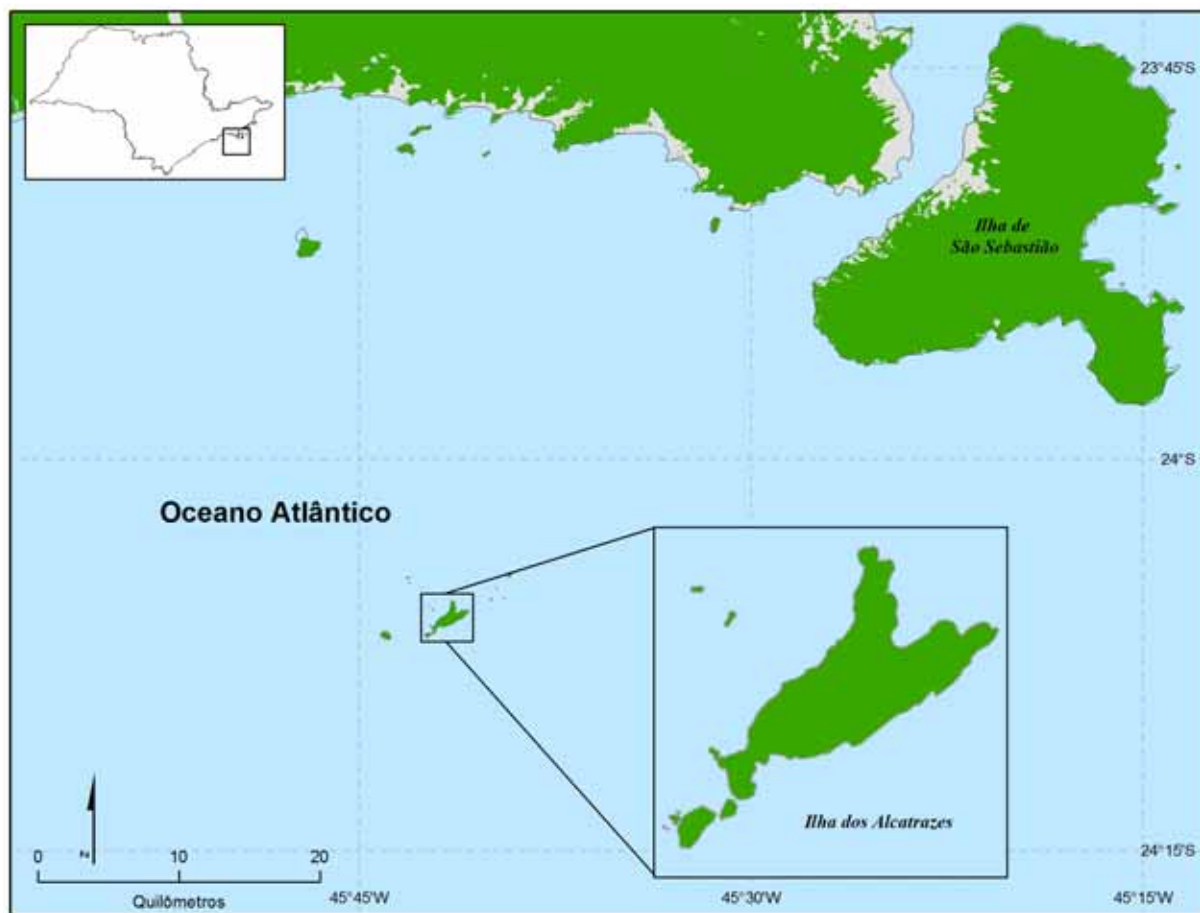


Figura 6. Localização da Ilha dos Alcatrazes no litoral norte do estado de São Paulo, área de ocorrência da espécie endêmica *Bothrops alcatraz*. Verde = Mata Atlântica; Cinza = áreas urbanizadas.

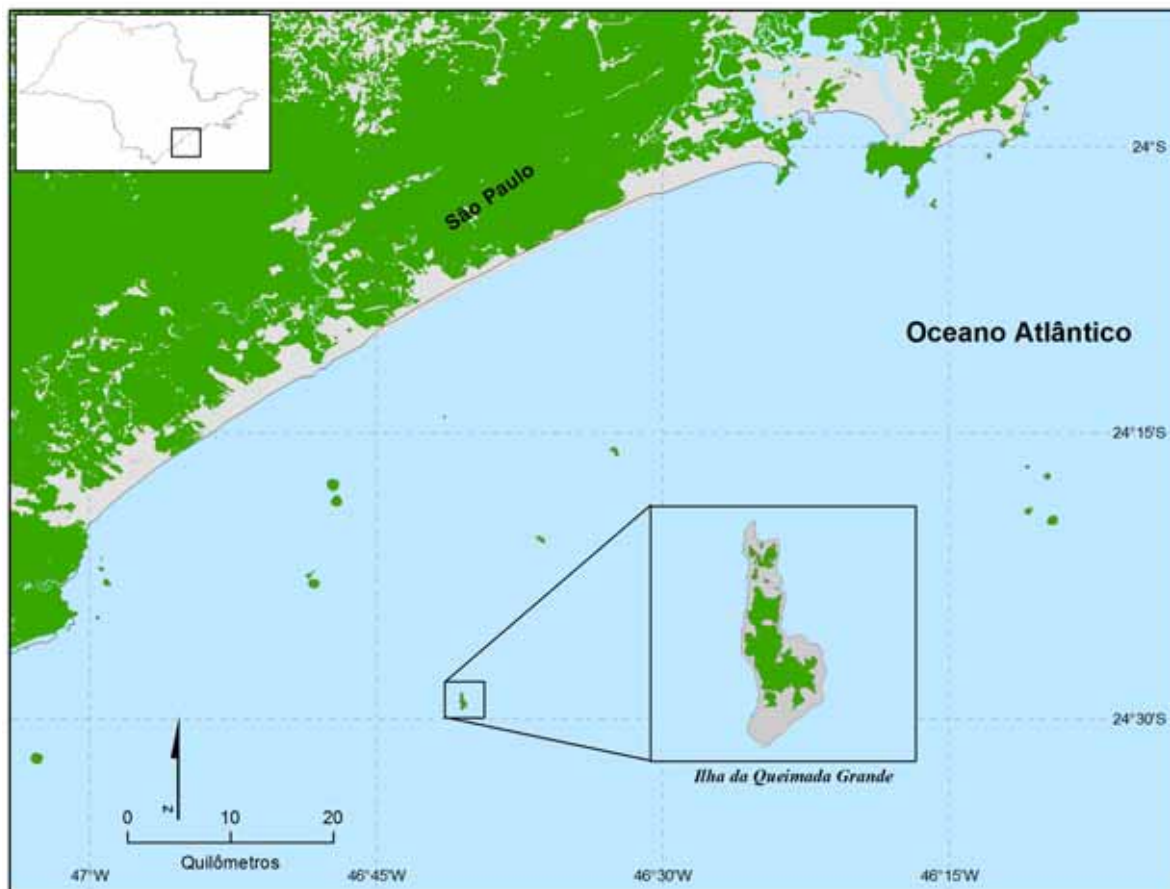


Figura 7. Localização da Ilha da Queimada Grande no litoral sul do estado de São Paulo, área de ocorrência da espécie endêmica *Bothrops insularis*. Verde = Remanescentes de Mata Atlântica.

Ilha de São Sebastião

A ilha de São Sebastião está localizada no litoral norte do estado de São Paulo, isolada do continente apenas pelo canal de São Sebastião, com aproximadamente dois quilômetros de largura (Fig.8). É a maior ilha marítima do Brasil, apresentando uma área de 336 km², ocupada pelo município de Ilhabela. De sua área total, 315,27 km² (cerca de 94 %) correspondem a remanescentes de Mata Atlântica, totalmente inseridos no Parque Estadual de Ilhabela (PEIB). Possui uma serpente endêmica, *Liotyphlops caissara*, além de um anfíbio gimnofiono, *Siphonops insulanus*, e provavelmente mais duas espécies de anfíbios anuros (R. Sawaya, com. pess.). *Liotyphlops caissara* poderia ser incluída na categoria “NT” (quase ameaçada) a partir dos critérios da IUCN. Apesar de ocorrer em uma área inferior a 500 km², é protegida por uma unidade de preservação com proteção integral.

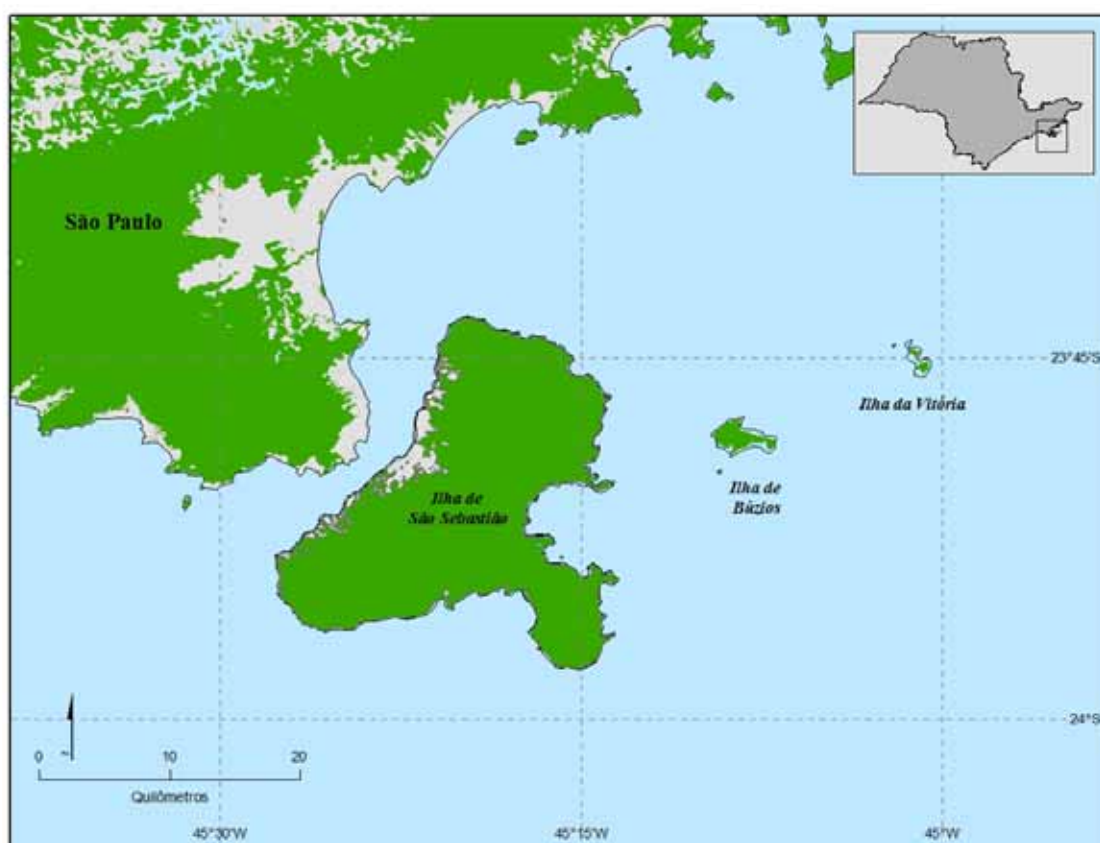


Figura 8. Arquipélago de Ilhabela, destacando a Ilha de São Sebastião, a Ilha de Búzios e a Ilha da Vitória, localizados no litoral norte de São Paulo. Na Ilha de São Sebastião ocorre a serpente endêmica, *Liotyphlops caissara*. As ilhas de Vitória e Búzios abrigam formas ainda não descritas, *Bothrops* sp.1 e *B.* sp. 2, respectivamente. Verde = Remanescentes de Mata Atlântica; Cinza = áreas urbanizadas.

Brejos de altitude

De acordo com VASCONCELOS-SOBRINHO (1971) *apud* TABARELLI; SANTOS (2004), são conhecidos atualmente 43 brejos de altitude nordestinos, distribuídos em quatro estados: Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco, que correspondiam a uma área de aproximadamente 18.500 km², e representam cerca de ¼ da área de distribuição original da Mata Atlântica nordestina. Desde o século XIX, os Brejos de Altitude (Fig. 9) têm sido convertidos em áreas para plantio de lavouras de subsistência (LINS, 1989) resultando na fragmentação de habitat. Atualmente, restam menos de 3.000 km² da vegetação original de brejos, e o pouco que resta desses remanescentes ainda é substituído por áreas para a agricultura (VIANA *et al.* 1997). Essas áreas também sofrem com o manejo sem planejamento e a caça de subsistência (ALMEIDA *et al.*, 1995), o que as torna um dos ecossistemas mais ameaçados da Mata Atlântica do nordeste.

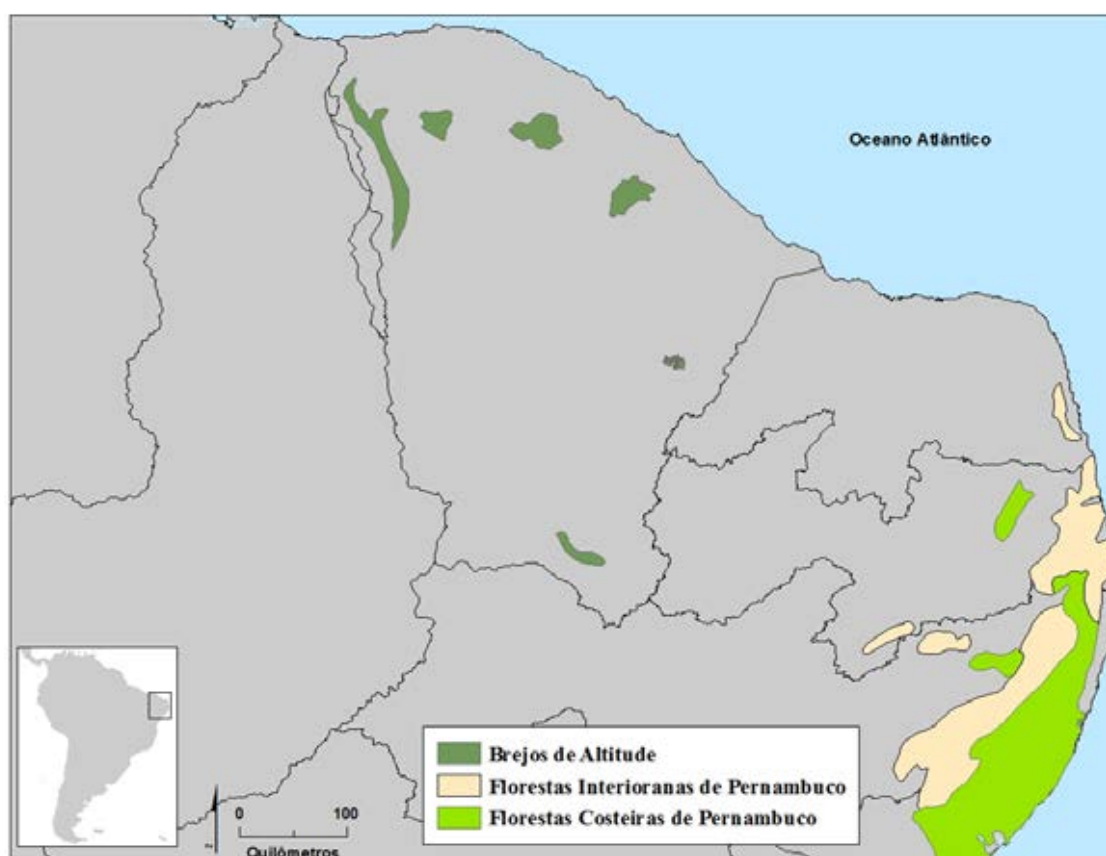


Figura 9. Remanescentes dos Brejos de Altitude nordestinos, inseridos no semiárido da Caatinga e isolados de outras formações de Mata Atlântica da costa do nordeste.

Nesse estudo, apenas uma espécie de serpente, *Atractus ronnie*, foi considerada endêmica dessa formação, registrada em três localidades (Serra do Baturité, Araripe e Ibiapaba). Essa espécie não foi incluída nas análises PAE e NDM/VNDM pois não apresentava sobreposição com qualquer outra espécie endêmica que possibilitasse a delimitação de uma área de endemismo. Mas assim como as ilhas, os brejos de altitude devem ser considerados como áreas de endemismo, pois abrigam outros répteis e anfíbios endêmicos, como o lagarto *Leposoma baturitensis* (RODRIGUES; BORGES, 1997) e o anfíbio anuro *Adelophryne baturitensis* (HOOGMOED *et al.*, 1994), e merecem atenção especial para esforços de conservação, uma vez que ainda sofrem com a alteração do habitat. Pelo fato de apresentar distribuição restrita a fragmentos de florestas que totalizam uma área de aproximadamente 3.000 km², além de ser rara e pouco representada em coleções, *Atractus ronnie* poderia ser incluído na lista de espécies ameaçadas, na categoria de “EN” (em perigo), pelos critérios B1ab(ii,iii).

4. DISCUSSÃO

Os programas de conservação na maioria das vezes não dispõem de recursos suficientes que permitam a escolha de um grande número de áreas para conservar, o que restringe as opções de áreas a serem preservadas. Qual seria a melhor opção, ou quais seriam os melhores critérios adotados para essa escolha, que ao mesmo tempo maximizem os investimentos e minimizem a perda de espécies? O uso das ferramentas da Biogeografia na detecção de áreas de endemismo correspondem a uma alternativa de baixo custo, pois as informações sobre a biodiversidade podem ser obtidas a partir de dados já disponíveis, por exemplo, de registros de coleções. Porém, o levantamento de dados e o tratamento das informações é uma tarefa extremamente meticulosa e exige uma quantidade de tempo muito grande.

Critérios que determinam o valor das áreas, a partir de parâmetros como riqueza, número de espécies ameaçadas, espécies endêmicas, ou ainda maior diversidade de grupos, são amplamente utilizados pelos conservacionistas. A escolha de áreas que abrigam maior diversidade filogenética também pode ser uma forma de maximizar a conservação (FAITH, 1994; WILLIAMS *et al.* 1994), mas por outro lado, a falta de informações sobre as relações filogenéticas entre as espécies dificulta ou impede o uso desse recurso para muitos grupos de vertebrados atualmente.

Em 2007, o Ministério do Meio Ambiente publicou o mapa “Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade Brasileira”. Esse trabalho aponta diversas áreas bastante fragmentadas nos diferentes biomas do Brasil, classificadas como ‘Alta’ e ‘Extremamente Alta’, tanto pela importância biológica quanto pela importância na conservação. As áreas correspondentes à Mata Atlântica nesse trabalho apresentaram bastante congruência com as áreas de endemismo de serpentes, e reforça a necessidade de um planejamento para conservação dessas áreas.

A fragmentação de um ambiente pode implicar em vários fatores, entre eles a perda de habitat, redução do tamanho da área, aumento da distância entre as áreas remanescentes, bem como o aumento do efeito de borda (FLATHER; BEVERS 2002). A longo prazo, essa atividade pode resultar na subdivisão de populações, redução de sua viabilidade e a vulnerabilidade à extinção (COLLINGE, 1996; KELLMAN, 1996). Devido a constante fragmentação de habitat, algumas espécies de serpentes endêmicas da Mata Atlântica encontram-se em listas brasileiras de espécies ameaçadas de extinção e também em listas mundiais, como a *International Union for Conservation of Nature and Natural Resources* (IUCN). Por outro lado, outras espécies que também ocorrem em florestas sob forte pressão antrópica e, de certa forma, também estão ameaçadas pela perda de habitat, não estão inseridas nessas listas em função da falta de informações sobre alguns aspectos como dinâmica populacional e distribuição geográfica. Muitas espécies são raras em coleções e portanto, não fornecem sequer informações básicas sobre sua história natural. Dessa forma, a carência de informações mais detalhadas sobre os táxons faz com este seja incluído na categoria “DD” (deficiente em dados), o que não é útil para qualquer planejamento em conservação, já que esse táxon provavelmente não fornecerá dados mais detalhados.

As áreas de endemismo são em geral resultantes de processos históricos e evolutivos únicos e deveriam ser consideradas como prioritárias para conservação, pois maximizaria a proteção de várias espécies endêmicas simultaneamente, ameaçadas ou não, reduzindo os custos e aspectos burocráticos exigidos quando de projetos que visam a conservação uma espécie individualmente. Tal estratégia também abrangeria as espécies mais raras que ocorrem dentro de uma área já delimitada (e.g. *Atractus serranus*, *Calamodontophis ronaldoi* e *Echivanthera cephalomaculata*), pois mesmo não existindo dados completos sobre distribuição geográfica dessas espécies, sua extinção poderia representar a perda irreparável de uma unidade evolutiva única. Além disso, possibilitaria a intensificação de estudos sobre a dinâmica populacional, contribuindo para o conhecimento do táxon.

A necessidade e urgência na preservação de remanescentes florestais fragmentados e dispersos é mais crítica nas áreas de endemismo *Alagoas* e *Sul da Bahia*, que representam ambientes bastante distintos de outras formações florestais atlânticas localizadas na região sudeste. Do total de espécies endêmicas dessas áreas, quatro são consideradas “vulneráveis”, duas “em perigo”, e duas como “criticamente ameaçada”. Todas essas espécies são pouco representadas em coleções, sugerindo que podem ser raras também na natureza.

As áreas *Serra do Mar* e *Araucária* apresentaram as maiores áreas e o maior número de espécies endêmicas. Pelo fato de se localizar na região sudeste do Brasil, a área *Serra do Mar* contempla a maior parte das aplicações de recursos para pesquisa e o maior número de projetos efetivos para conservação, e apresenta parte relativamente grande de sua área inserida em unidades de conservação, garantindo a proteção de pouco mais da metade das áreas de remanescentes florestais. Mesmo assim, nesse estudo quatro espécies foram consideradas “quase ameaçadas”, uma “em perigo”, e quatro “vulneráveis”, o que reflete a urgência de estudos mais detalhados mesmo nessas áreas mais conhecidas, assim como na implementação de projetos de conservação. A área *Araucária* é representada em sua maioria pelas florestas de *Araucaria angustifolia* e é uma das áreas de endemismo menos protegidas proporcionalmente em relação ao tamanho de sua área. Entre suas seis espécies endêmicas, nesse estudo três foram consideradas “quase ameaçadas”, uma “vulnerável”, e uma “em perigo”. *Bothrops cotiara* poderia ser categorizada como “quase ameaçada” pela sua ampla distribuição na região sul do Brasil. Entretanto, é uma espécie típica de Floresta Ombrófila Mista, que se encontra bastante fragmentada, e dessa forma, *B. cotiara* poderia ser considerada “vulnerável”.

É necessário sempre salientar que registros de coleções representam uma linha do tempo, e as condições de distribuição dessas espécies podem ser bem diferentes atualmente, e provavelmente muito mais reduzidas do que o que é obtido em mapas. Ou seja, estamos avaliando a somatória de toda a história de coleta de dados de distribuição destes táxons ao longo do tempo. Há ainda a hipótese de que as espécies mais raras, cujos poucos registros remontam a áreas onde hoje estão localizadas cidades ou áreas que já perderam a maior parte de sua cobertura vegetal, já se encontrem extintas na natureza, o que torna os esforços de conservação inócuos para esses táxons.

As ilhas oceânicas costeiras foram isoladas e reconectadas algumas vezes durante as várias oscilações do nível do mar ocorridas no Pleistoceno (MARTIN et al, 1986). As hipóteses apontam que a última vez em que essas áreas estiveram conectadas com o continente foi entre 10.000 e 15.000 anos atrás (SOUZA et al., 2005), período em que o nível

do mar estava cerca de 100 m mais baixo do que nos dias atuais. Durante esse período, as espécies ancestrais de serpentes que apresentavam distribuição ampla ao longo do continente, podem ter dispersado para essas ilhas após a subida do nível do mar, ou então, parcelas pequenas dessas populações se mantiveram isoladas nessas porções de terra, o que parece ser a hipótese mais provável para explicar o modo de especiação nesse grupo de vertebrados. Após esse evento vicariante então, essas populações se diferenciaram através de diferentes pressões ecológicas de cada ilha, o que pode ter sido acelerado por processos como deriva genética. Assim, cada uma dessas espécies ou populações representa eventos evolutivos únicos, além de habitarem ambientes extremamente frágeis e reduzidos que tem sido alvo constante de perturbações antrópicas. Esses dois fatores reforçam a necessidade urgente de ações de manejo que garanta a conservação dessas espécies e de seus habitats naturais.

Na maioria das ilhas do litoral de São Paulo, existem registros de populações de serpentes, lagartos, anfisbenas e anfíbios anuros (observação pessoal). Na Ilha dos Alcatrazes, além de *Bothrops alcatraz*, são registradas duas anfisbenas, *Amphisbaena hogei* e *Leposternon microcephalum*, e outras três serpentes, *Dipsas albifrons*, *Micrurus* cf. *corallinus*, e *Siphlophis pulcher*. Todas essas espécies são registradas também no continente. Durante uma expedição em outubro de 2010, *Siphlophis pulcher* foi coletada na ilha após quase 60 anos sem registros. A Ilha dos Alcatrazes está inserida no arquipélago que leva o mesmo nome, e faz parte da Estação Ecológica Tupinambás, que inclui mais uma porção de ilhas, ilhotes, parciais e lajes que se distribuem pelo litoral norte do estado de São Paulo. Infelizmente, de todas as ilhas que compõem esse arquipélago, apenas a Ilha dos Alcatrazes não é contemplada pela fiscalização da Estação Ecológica mas sim pela Marinha do Brasil. Isso acontece porque desde a metade do século XX, a ilha é utilizada por esse distinto órgão como alvo para exercícios militares de bombardeios com canhões, que já causaram alguns incêndios (MARQUES *et al.* 2009). O último incêndio, ocorrido em 2004, consumiu cerca de 25% da vegetação e alcançou a borda de um riacho temporário, único local reprodutivo de uma espécie do anfíbio anuro endêmico *Cycloramphus faustoi* (ver BRASILEIRO *et al.* 2007). Portanto, essa área deve ser considerada como prioritária para conservação pois todas as suas espécies correm o risco de desaparecer por eventos causados por ação antrópica.

Da mesma forma, a Ilha da Queimada Grande possui uma serpente endêmica, *B. insularis*, uma serpente e uma anfisbena não endêmicas, *Dipsas albifrons* e *Leposternon microcephalum*. Até recentemente, uma subespécie era designada para *Dipsas albifrons* (*D. a. cavalheiroi*) e poderia ser mais um motivo para a ilha ser considerada como uma área de endemismo. Após uma revisão taxonômica utilizando dados morfológicos (PASSOS, *et al.*

2005), esse táxon foi sinonimizado à *D. albifrons*, que ocorre amplamente pelo continente e outras ilhas. Apesar de ser abundante na ilha, a população de *B. insularis* é estimada em pouco mais de 1.300 indivíduos (MARTINS et al. 2008.). Ao longo de várias décadas de pesquisa de forma esporádica na ilha desde o início do século XX, e mais intensiva nos últimos anos, foi sugerida uma diminuição na taxa de encontros de serpentes na última década. Esses indícios de declínio na população podem ser causados por captura ilegal de espécimes para biopirataria (MARTINS, et al. 2008), entre outros motivos. Portanto, assim como a Ilha dos Alcatrazes, essa ilha deve ser considerada como prioritária para conservação.

O Arquipélago de Ilhabela está localizado no litoral norte do estado de São Paulo e é composto por três ilhas, Ilha da Vitória, Ilha de Búzios e Ilha de São Sebastião, onde está localizada a sede do município de Ilhabela. Recentemente foram diagnosticadas duas espécies endêmicas do gênero *Bothrops*, ainda não descritas, nas ilhas de Vitória e Búzios (BARBO et al., [no prelo]; SAWAYA et al., 2011). A Ilha da Vitória possui uma população endêmica de serpente do grupo *Bothrops jararaca*, tratada aqui como *Bothrops* sp. 1 (BARBO, et al. no prelo, veja Apêndice 1). Essa ilha possui uma área de aproximadamente 2,2 km², e está localizada a cerca de 30 km da costa e a 23 km da Ilha de São Sebastião. Até o momento, não há informações sobre a existência de outra serpente endêmica na ilha, mas é bem provável que com a intensificação de amostragens, tanto de serpentes quanto de anuros e lagartos, novas espécies possam ser descobertas e essa ilha possa ser reconhecida como uma área de endemismo pelo critério básico de definição (HAROLD; MOOI, 1994; PLATINICK, 1991; MORRONE, 1994). De forma diferente das Ilhas de Alcatrazes e Queimada Grande, a Ilha da Vitória abriga famílias caiçaras tradicionais que além da pesca, utilizam a parte terrestre da ilha para culturas agrícolas. Há inclusive o registro de uma queimada recente, que consumiu uma parte da vegetação da ilha (observação pessoal).

Na Ilha de Búzios, outra população endêmica de serpente do grupo *B. jararaca* foi diagnosticada e tratada aqui como *Bothrops* sp. 2 (SAWAYA, et al. 2011). Essa ilha possui 7,397 km² de área e está distante da costa cerca de 35 km e da Ilha de São Sebastião, cerca de XX km. Não há informações sobre a existência de outra espécie endêmica de serpente na ilha. Essa ilha também abriga famílias caiçaras, que utilizam as terras para cultura agrícola, e é mais urbanizada do que a Ilha da Vitória, com pequenas ruas, igrejas e escolas (observação pessoal). Pelo crescente número de moradores e residências nessas duas ilhas, as populações de *Bothrops* sp.1 e *B. sp. 2* correm o risco de desaparecer ou declinar significativamente antes que esforços efetivos de conservação possam ser executados.

A Ilha de São Sebastião, por outro lado, pode ser considerada como uma área de endemismo em relação à herpetofauna e outros grupos de vertebrados. A serpente *Liotyphlops caissara*, provavelmente endêmica da ilha, foi recentemente descoberta e descrita. O que definiria essa ilha como área de endemismo é a existência de pelo menos mais duas espécies endêmicas de anuros em fase de descrição (R. J. Sawaya, com. pess.).

As variações climáticas ocorridas no pleistoceno permitiram que a Mata Atlântica se distribuisse onde hoje são os domínios da Caatinga, e podem ter dado origem aos brejos de altitude nordestinos. Após os períodos interglaciais, a retração das florestas e a expansão das áreas abertas resultaram no surgimento dessas ilhas de Mata Atlântica em locais com microclima favorável (ANDRADE-LIMA 1982), o que deve ter propiciado a ocorrência de *Atractus ronnie*, além de outras espécies endêmicas de lagartos e anfíbios anuros. O cenário atual dos brejos de altitude é caracterizado pela perda de habitat, fragmentação, caça e perda da diversidade biológica causada pela extinção de espécies. Parte desse problema está relacionado ao desaparecimento de grandes vertebrados frugívoros, responsáveis pela dispersão de sementes e manutenção da dinâmica florestal (SILVA; TABARELLI, 2000), que teriam sido extintos localmente pela perda de habitat e pela caça. Os brejos de altitude do nordeste poderão desaparecer completamente rapidamente, como em uma década, se não forem aplicadas políticas de conservação eficientes, ou seja, medidas capazes de reduzir a probabilidade de extinção de espécies com base no conhecimento da diversidade biológica atual.

Alguns padrões disjuntos de distribuição de serpentes, também podem ser resultantes dessas retrações de florestas e expansões de áreas abertas, e vice-versa, ocorridas no final do período Quaternário. Três espécies de serpentes, *Bothrops bilineata*, *Lachesis muta* e *Siphlophis compressus*, que ocorrem nas florestas da Amazônia e da Mata Atlântica apresentam esse tipo de distribuição. Apesar de não apresentarem evidências morfológicas e moleculares para seu reconhecimento ao nível de espécie, essas espécies podem ser consideradas como populações relictuais na Mata Atlântica, pois ocorrem isoladas em uma faixa muito estreita desde o nordeste do Brasil, até o norte do estado do Rio de Janeiro. Assim, merecem atenção especial para conservação por representarem populações com histórias evolutivas únicas e serem exclusivas de áreas bastante fragmentadas e ameaçadas pela ação antrópica.

As áreas de endemismo propostas aqui são resultantes de eventos históricos ocorridos durante a evolução da Mata Atlântica, e podem ser utilizadas para comparações com outros táxons na busca de congruências históricas. A conservação dessas áreas é de grande

importância e permite uma aplicabilidade muito mais efetiva, ao contrário de se investir esforços e recursos em uma única espécie-alvo, que talvez não garanta a preservação do habitat como um todo. Portanto, ao conservar a área de endemismo não estaríamos conservando somente espécies, mas sim todo um conjunto resultante de eventos históricos e evolutivos.

5 CONCLUSÕES

- i. As áreas de endemismo propostas e analisadas nesse estudo são compostas em sua maioria por áreas bastante alteradas pela ação antrópica e os fragmentos de remanescentes florestais em geral se apresentam pequenos, desconexos, e pouco protegidos por unidades de conservação.
- ii. As áreas *Alagoas* e *Sul da Bahia* apresentam as menores áreas de endemismo e os remanescentes florestais mais fragmentados.
- iii. *Serra do Mar* e *Araucária* possuem as maiores áreas de endemismo, porém *Serra do Mar* apresenta unidades de conservação com áreas maiores.
- iv. As espécies endêmicas consideradas como “Em Perigo” e “Vulneráveis” estão muito próximas de passarem à condição de “Criticamente Ameaçadas” pois seus habitats estão sendo explorados e suprimidos de maneira irreversível por lavouras e urbanização.
- v. As ilhas representam um ambiente muito frágil e se encontram criticamente ameaçadas pela ação antrópica e pela modificação da paisagem.
- vi. As ilhas de Alcatrazes e Queimada Grande estão criticamente ameaçadas pelas alterações no habitat e necessitam urgentemente de planejamentos em conservação efetivos e fiscalização integral. Mais séria é a situação da Ilha de Alcatrazes, a qual corre o risco de ser completamente incendiada pelos bombardeios efetuados pela Marinha do Brasil.

- vii. Em relação ao que se considera atualmente na lista da IUCN e os dados obtidos no presente trabalho, duas espécies entrariam na categoria “Criticamente Ameaçadas”: *Bothrops muriciensis* e *Echinanthera cephalomaculata*.
- viii. Os brejos de altitude nordestinos compõem uma das áreas mais ameaçadas da Mata Atlântica e podem desaparecer em questão de poucas décadas devido a ação antrópica.
- ix. As espécies endêmicas dos brejos nordestinos podem ser consideradas como “EN” (em perigo) devido pouca representatividade e a rápida fragmentação do habitat.
- x. A preservação de áreas de endemismo permite uma ação mais efetiva no planejamento de medidas de conservação, pois contempla conjuntos de espécies endêmicas.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAMS, W. **Against extinction: the past and future of conservation**. Earthscan, London, 2004.

ALMEIDA, R. T.; PIMENTEL, D. S.; SILVA, E. M. C. The red-handed howling monkey in the State of Pernambuco, North-east Brazil. **Neotropical Primates** 3:174-176, 1995.

ANDRADE-LIMA, D. Present day forest refuges in Northeastern Brazil. Pp. 245-254. In: PRANCE, G. T. (Ed.) **Biological Diversification in the Tropics**. Columbia University Press, New York, 1982.

ARGOLO, A. J. S. *Bothrops pirajai*. In: IUCN 2011. **IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 15 January 2012, 2000.

BARBO, F. E. et al. A new and threatened insular species of lancehead from southeastern Brazil. **Herpetologica** No prelo.

BRASILEIRO, C.A. et al. A new and threatened island-dwelling species of *Cycloramphus* (Anura: Cycloramphidae) from southeastern Brazil. **Herpetologica**, 63(4):501–510, 2007.

BROWN Jr., K. S.; FREITAS, A. V. L.. Atlantic forest butterflies: indicators for landscape conservation. **Biotropica** 32(4b): 934-956, 2000.

COLLINGE, S. K. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. **Landscape and Urban Planning** 36, 59–77, 1996.

CRACRAFT, J. Historical biogeography and patterns of differentiation within the South American avifauna: areas of endemism. American Ornithological **Union Ornithology Monographs**, 49–84, 1985.

CRACRAFT, J. Species diversity, biogeography and the evolution of biotas. **American Zoologist**, 34, 33–47, 1994.

CRANDALL, K. A., et al. Considering evolutionary processes in conservation biology. **Trends in Ecology and Evolution** 15:290–295, 2000.

DASILVA, M. B.; PINTO-DA-ROCHA, R. História Biogeográfica da Mata Atlântica: Opiliões (Arachnida) como Modelo para sua Inferência. Pp.221-238. In: CARVALHO, C. J. B.; ALMEIDA, E. A. B. (Eds.). **Biogeografia da América do Sul: Padrões e Processos**. Editora Roca, São Paulo, Pp. 306, 2010.

FAITH, D. P. Phylogenetic diversity: a general framework for the prediction of feature diversity. In: FORLEY, P. L.; et al. (Eds.) **Systematics and Conservation Evaluation**, pp. 251–268, Oxford University Press, 1994.

FLATHER, C. H.; BEVERS, M. Patchy reaction-diffusion and population abundance: the relative importance of habitat amount and arrangement. **American Naturalist** 159, 40–56, 2002.

FJELDSÅ, J. 1993. The avifauna of the Polylepis woodlands of the Andean highlands: the efficiency of basing conservation priorities on patterns of endemism. *Bird Conservation International*, 3, 37–55.

FRANK, D. J. et al. The rationalization and organisation of nature in world culture. In: BOLI, J.; THOMAS, G. M. (Eds.). **Constructing world culture: international non-government organisations since 1875**. pp. 81–96. Stanford University Press, Stanford, CA, 1999.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. Atlantic forest hotspots status: an overview. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. (Eds.). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. pp. 3–11. Center for Applied Biodiversity Science e Island Press, Washington, D.C, 2003.

HAROLD, A. S.; MOOI, R. D. Areas of endemism: definition and recognition criteria. **Systematic Biology** 43: 261-266, 1994.

HOOGMOED, M. S., BORGES, D. M.; CASCON, P. Three new species of the genus *Adelophryne* (Amphibia: Anura: Leptodactylidae) from Northeastern Brazil, with remarks on the other species of the genus. **Zoologische Mededelingen** 68: 271–300, 1994.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA **Atlas nacional do Brasil: região Nordeste**. IBGE, Rio de Janeiro, 1985.

IUCN **IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2**. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 15 January 2012, 2011.

JEPSON, P.; WHITTAKER, R. J. Histories of protected areas: internationalisation of conservationist values and their adoption in the Netherlands Indies (Indonesia). **Environment and History**, 8:129–172, 2002.

KELLMAN, M. Redefining roles – plant community reorganization and species preservation in fragmented systems. **Global Ecology and Biogeography Letters** 5, 111–6, 1986.

LINS, R. C. **As áreas de exceção do agreste de Pernambuco**. Sudene, Recife, 1989.

MACHADO, R. B.; FONSECA, G. A. B. The avifauna of Rio Doce Valley, southeastern Brazil, a highly fragmented area. **Biotropica** 32:914–924, 2000.

MARQUES, O. A. V. *Corallus cropanii*. In: IUCN 2011. **IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>. 2010, Downloaded on 15 January 2012.

MARQUES, O. A. V.; MARTINS, M.; SAZIMA, I. *Bothropoides alcatraz*. In: IUCN 2011. **IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org> 2004, Downloaded on 15 January 2012.

MARQUES O.A.V., et al. Répteis. In: Bressan, P. M., Kierulff, M. C. M., Suguieda, A. M. (Orgs.) **Fauna Ameaçada de Extinção no Estado de São Paulo: Vertebrados**. São Paulo: Fundação Parque Zoológico de São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 2009.

MARTIN, L. et al. **Fundamentos e reconstrução de antigos níveis marinhos do Quaternário**. Boletim do Instituto de Geociências, Publicação Especial 4:1–161, 1986.

MARTINS, M. *Liophis atraventer*. In: IUCN 2011. **IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>, 2000, Downloaded on 15 January 2012.

MARTINS, M.; ALENCAR, L. R. V.; GAIARSA, M. P. 2010. *Pseudoboa haasi*. In: IUCN 2011. **IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>. 2010, Downloaded on 15 January 2012.

MARTINS, M.; MARQUES, O. A. V.; SAWAYA, R. J. A first estimate of the population size of the critically endangered lancehead, *Bothrops insularis*. **South American Journal of Herpetology** 3, 2:168–174, 2008.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira Atualização - Portaria MMA nº9, de 23 de janeiro de 2007**. / Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. – Brasília: MMA, 2007.

MITTERMEIER R. A. et al. **Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered ecoregions**. CEMEX, Mexico City, Mexico, 2005.

MORATO, S. A. A. *Clelia hussami*. In: IUCN 2011. **IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>. 2010, Downloaded on 15 January 2012.

MORRONE, J. J. On the identification of areas of endemism. **Systematic Biology**, 43, 438–441, 1994.

MORRONE, J. J.; CRISCI, J. V. Historical biogeography: introduction to methods. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 26, 373–401, 1995.

MOURA-LEITE, J. C., BÉRNILS, R. S.; MORATO, S. A. A. *Calamodontophis ronaldoi*. In: IUCN 2011. **IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>. 2000, Downloaded on 15 January 2012.

MÜLLER, P. The dispersal centers of terrestrial vertebrates in Neotropical realm: a study in the evolution of the Neotropical biota and its native landscapes. **Biogeographica** 2. Dr. W. Junk Publishers, The Hague, The Netherlands, 1973.

MYERS, N., et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** 403, 853–858, 2000.

PASSOS, P.; FERNANDES, R.; PORTO, M. Geographical variation and taxonomy of the snail-eating snake *Dipsas albifrons* (Sauvage, 1884), with comments on the systematic status of *Dipsas albifrons cavalleiroi* Hoge, 1950 (Serpentes: Colubridae: Dipsadinae). **Zootaxa** 1013:19–34, 2005.

PASSOS, P. et al. Taxonomic revision of the Brazilian Atlantic Forest *Atractus* (Reptilia: Serpentes: Dipsadidae). **Zootaxa** 2363:1–63, 2000.

PIMM, S. L.; RAVEN, P. Extinction by numbers. **Nature** 403: 843–845, 2000.

PLATNICK, N. On areas of endemism. **Australian Systematic Botany** 4:11–12, 1991

PRANCE, G. T. Forest refuges: evidence from woody angiosperms. In: Prance G.T. (ed.). **Biological diversification in the tropics**. Pp. 137-158. Columbia University Press, New York 1982.

PRIMACK, R. B. **Essentials of conservation biology**, 3rd edn. Sinauer Press, Inc., Sunderland, MA, 2002.

RIBEIRO, M.C. et al. Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation** 142, 1141–1153, 2009.

RODRIGUES, M. T.; BORGES, D. M. A new species of *Leposoma* (Squamata: Gymnophthalmidae) from a relictual forest in semiarid Northeastern Brazil. **Herpetologica** 53:1–6, 1997.

SAWAYA, R. J. et al. Outra nova espécie insular do grupo *Bothrops jararaca* (Serpentes, Viperidae) do sudeste do Brasil. In: IX Congresso Latino Americano de Herpetologia – VI Congresso Brasileiro de Herpetologia, 2011, Curitiba, **Resumos do IX Congresso Latino Americano de Herpetologia – VI Congresso Brasileiro de Herpetologia**.

SILVA, J. M. C.; SOUSA, M. C.; CASTELLETTI, C. H. M. Areas of endemismo for passerine birds in the Atlantic forest, South America. **Global Ecology and Biogeography** 13:85–92, 2004.

SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature** 404:72-74, 2000.

SOULÉ, M. E. **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sinauer Press, Inc., Sunderland, MA, 1986.

SOUZA, C. R. G. et al. **Quaternário do Brasil**. Holos Editora. Ribeirão Preto, São Paulo, Brazil, 2005.

STRIER, K. B. Population viabilities and conservation implications for Muriquis (*Brachyteles aracnoides*) in Brazil's Atlantic Forest. **Biotropica** 32: 903–913, 2000.

TABANEZ, A. A. J.; VIANA, V. M. Patch structure within Brazilian Atlantic Forest fragments and implications for conservation. **Biotropica** 32: 925–933, 2000.

TABARELLI, M.; SANTOS, A. M. M. Uma breve descrição sobre a história natural dos brejos nordestinos. In: PÔRTO, K. C., CABRAL, J. J. P.; TABARELLI, M. (Eds.). **Brejos de Altitude em Pernambuco e Paraíba. História Natural, Ecologia e Conservação**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente. p.17–24, 2004.

TERBORGH, J.; WINTER, B. Evolutionary circumstances of species with small ranges. In: Prance, G.T. (Ed.). **Biology diversification in the tropics**. pp. 587–600. Columbia University Press, New York, 1982.

VASCONCELOS-SOBRINHO, J. **As regiões naturais do Nordeste, o meio e a civilização.** Conselho de Desenvolvimento de Pernambuco, Recife, 1971.

VELOSO, H. P., RANGEL-FILHO, A. L. R. ; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal.** IBGE, Rio de Janeiro, 1991.

VIANA, V. M., TABANEZ, A. J.; BATISTA, J. L. Dynamics and restoration of forest fragments in the brazilian Atlantic moist forest. Pp. 351-365. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD Jr., R. O. (Eds.). **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities.** The University of Chicago Press, Chicago, 1997.

WHITTAKER, R. J.; LADLE, R. J. 2011. The roots of conservation biogeography. Pp. 3–12. In: LADLE, R. J.; WHITTAKER, R. J. (Eds.) **Conservation Biogeography.** Blackwell Publishing Ltd, Pp. 349, 2011.

WHITTAKER, R. J. et al. Conservation Biogeography: assessment and prospect. **Diversity and Distributions**, 11: 3–23, 2005.

WILLIAMS, P. H., GASTON, K. J. ; HUMPHRIES, C. J. Do conservationists and molecular biologists value differences between organisms in the same way? **Biodiversity Letters** 2, 67–78, 1994.

WILLIAMS, K. J. et al. Forests of East Australia: the 35th biodiversity hotspot. In: ZACHOS, F.E.; HABEL, J.C. (Eds.) **Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas.** Springer, Heidelberg, 2011.

ANEXO — 1

A NEW AND THREATENED INSULAR SPECIES OF LANCEHEAD FROM
SOUTHEASTERN BRAZIL*

* Artigo aceito para publicação na *Herpetologica*

A NEW AND THREATENED INSULAR SPECIES OF LANCEHEAD FROM
SOUTHEASTERN BRAZIL

FAUSTO E. BARBO^{1,2,7}, FELIPE G. GRAZZIOTIN^{2,3}, IVAN SAZIMA⁴, MARCIO MARTINS⁵, AND
RICARDO J. SAWAYA⁶

¹*Programa de Pós-graduação em Biologia Animal, Universidade Estadual Paulista "Júlio de
Mesquita Filho" (UNESP), 15054-000, São José do Rio Preto, SP, Brazil*

²*Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo (MZUSP), P.B. 42494, 04218-970 São
Paulo, SP, Brazil*

³*Programa de Pós-graduação em Zoologia, Universidade Estadual Paulista "Júlio de
Mesquita Filho" (UNESP), 13506-970 Rio Claro, SP, Brazil.*

⁴*Museu de Zoologia, Universidade Estadual de Campinas, 13083-970 Campinas, SP, Brazil
(retired and associated as researcher).*

⁵*Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 05508-090
São Paulo, SP, Brazil.*

⁶ *Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Paulo
(UNIFESP), 09972-270 Diadema, SP, Brazil.*

⁷ Correspondance author: faustobarbo@gmail.com

ABSTRACT: A new species of *Bothrops* from Vitória Island, off the coast of São Paulo, southeastern Brazil, is described here. The new species differs from the mainland coastal populations of *B. jararaca* mostly by its smaller and stouter body, number and form of scales, and hemipenial morphology. From *Bothrops insularis* and *B. alcatraz*, related species endemic to islands in southeastern Brazil, *Bothrops “espécie nova”* sp. nov. differs mainly by its body form and number of scales. The new species has the most common mitochondrial haplotype for mainland populations of *B. jararaca*, which is also found in *B. alcatraz*. Mitochondrial genealogy corroborates the hypothesis of a recent speciation for the new species, showing its nested condition within the northern clade of *B. jararaca*. The events of isolation of insular species of *Bothrops* from continental ancestor populations are probably related to the same vicariant process, the oscillations of sea level during the Pleistocene. The new species feeds on small hylid frogs, and attains sexual maturity at 388 mm SVL (males) and 692 mm SVL (females). *Bothrops “espécie nova”* sp. nov. is endemic to Vitória Island, and should be listed as critically endangered as its extent of occurrence is less than 100 km², it is known from a single area (an island), and there is a projected continuing decline in the quality of its habitat due to increasing human settlement.

Key words: Atlantic Forest; *Bothrops jararaca* group; *Bothrops “espécie nova”* sp. nov.; evolution; island endemics; Quaternary; taxonomy

THE GENUS *Bothrops* contains about 50 species distributed in Central and South America (Campbell and Lamar, 1989, 2004; Salomão et al., 1997, 1999), of which six species groups are formally recognized: *B. alternatus*, *B. atrox*, *B. jararaca*, *B. jararacussu*, *B. neuwiedi*, and *B. taeniatus* groups (Campbell and Lamar, 2004). The *Bothrops jararaca* species group has a widespread distribution in Brazil, from the coastal portion of southern Bahia to northern Rio Grande do Sul, reaching inland mainly in São Paulo and Minas Gerais (Grazziotin et al., 2006; Marques et al., 2002). Its distribution is highly congruent with the Atlantic Forest biome of Brazil (Campbell and Lamar, 2004). Species within the *B. jararaca* group also occur on some continental islands (Cicchi et al., 2007; Duarte et al., 1995; Marques et al., 2002).

Some island populations of *B. jararaca* seem to be very similar to mainland populations (see Grazziotin et al., 2006; Marques et al., 2002), although a few insular forms are diagnosable. Since these populations may represent isolated evolutionary units (there is no evidence of gene flow to these islands), they should be recognized as full species. Presently, the *B. jararaca* group comprises the following species: the widespread mainland *B. jararaca* (Campbell and Lamar, 2004; Grazziotin et al., 2006; Salomão et al., 1997), which is probably a complex of species (see Grazziotin et al., 2006), and three island endemics off São Paulo coast: *B. insularis* from Queimada Grande Island, *B. alcatraz* from Alcatrazes Island, and a new species from Vitória Island described herein. We maintain here the generic name *Bothrops* for the *B. jararaca* group (cf. Wüster et al., 2002), instead of the recent rearrangements within this genus by Fenwick et al. (2009), awaiting additional systematic studies on this complex snake group.

MATERIALS AND METHODS

We examined 30 specimens of the new species housed in the reptile collections of the Instituto Butantan (IBSP), the Museu de Zoologia da Universidade de Campinas (ZUEC), and the Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP), besides 210 specimens ascribed to *B. jararaca* from adjacent mainland populations of the São Paulo coast (Fig. 1, Appendix).

We measured snout–vent length (SVL), tail length (TL) and total length (TTL = SVL + TL) to the nearest mm with a flexible rule. Head length (HL; snout to extreme posterior portion of mandible) and eye diameter (ED) were measured with a caliper to the nearest 0.1 mm. To compare HL between species, we used the ratio of HL and the trunk length (TR = SVL – HL). Statistical tests were performed with Statistica 5 and Statistica 6 (Statsoft, 1995, 2001). We tested for differences in SVL between species with a Student’s *t*-test, and for differences in relative lengths of tail and head, to determine sexual dimorphism, using analyses of covariance (ANCOVA), in which SVL and TR were the covariates, respectively (Zar, 1996).

Description and scale counts follow Campbell (1985). Ventral scale was the first scale wider than long. We counted anterior cephalic scales (between posterior edge of supraocular scales to posterior edge of intercanthal scales, Fig. 2), intercanthal scales (between posterior edge of intercanthal scales to snout), and intersupraocular scales (line of scales in the middle, between supraoculars). The following lateral head scales were also counted: interoculabial scales (between top of 4th and 5th supralabial scales and circumorbital scales), circumorbital scales (scales contacting eye), pre and postfoveal scales, temporal scales, and supra and infralabial scales. Information on prey type and reproduction were drawn from preserved specimens.

DNA was extracted using standard method for DNA extraction (Sambrook and Russell, 2001) based on enzymatic digestion (Proteinase K) and deproteinization

(Phenol:Chloroform). We amplified approximately 700 base pairs for the mitochondrial gene, cytochrome b (*cytb*) using primers and protocol described by Pook et al. (2000). PCR product was purified enzymatically and sequence was processed using DYEnamic ET Dye Terminator Cycle Sequencing Kit (GE Healthcare) in a MegaBACE 1000 automated sequencer (GE Healthcare) following manufacturer's protocols.

The quality of both strands was accessed and assembled using the program Geneious 5.4 (www.geneious.com). We included our sequence in the molecular matrix used by Graziotin et al. (2006) and aligned our sequence using profile alignment as implemented in Clustal X v2 (Larkin et al., 2007). Our analysis of haplotype relationship was based on a probabilistic approach. We used a maximum likelihood method implemented in PAUP* (Swofford, 2002) as used by Graziotin et al. (2006).

RESULTS

Bothrops "espécie nova" sp. nov.

(Figs. 2, 3 and 5, Table 1)

Bothrops jararaca, Cicchi et al. 2007: 227-240 (in part.).

Holotype.—IBSP 78572, male, from Vitória Island (23° 44' 21" to 23° 45' 40" S, 45° 01' 25" to 45° 00' 27" W; datum = WGS 84, Figs. 1 and 4), Ilhabela Archipelago, São Paulo, southeastern Brazil, 11 August 2010, collected by F. C. Centeno and T. H. Condez.

Paratypes.—Twenty specimens from the type locality: IBSP 18866–67, males; IBSP 18868, female; IBSP 18870–71, females; IBSP 18872–73, males; IBSP 18874–75, females; IBSP 18876–77, males; IBSP 18879–81, females; IBSP 18882, male, and ZUEC 3551 female, March 1960, collected by A. R. Hoge (Instituto Butantan expedition); MZUSP 3949 female, MZUSP 3951 male; MZUSP 3952 female, and ZUEC 3550 male, 14–28 March 1964, collected by the Departamento de Zoologia (DZ) expedition.

Referred specimens.—Ten specimens from the type locality: IBSP 18878 (flattened specimen), March 1960, Instituto Butantan expedition coll.; MZUSP 5577–85 (juveniles), April 1964, Departamento de Zoologia (DZ) expedition coll.

Diagnosis.—The new species is similar to *Bothrops jararaca* (Fig. 5, Table 1), being distinguished from this latter species by the following combination of characters (*B. jararaca* in parentheses): smaller adult size in males: mean SVL = 380.9 mm $\pm$ 54.8, range = 266–475 mm, n = 10 (versus mean SVL = 760 mm $\pm$ 87.6, n = 46, range = 635–1000 mm); smaller adult size in females: mean SVL = 425.5 mm $\pm$ 124.5, range = 388–692 mm, n = 11 (versus mean SVL = 1011.4 mm $\pm$ 102.9, range = 897–1257 mm, n = 29). Difference in male and female SVL between *B. “espécie nova”* sp. nov. and *B. jararaca* is highly significant (t = -13.08, P < 0.001, in males; t = -15.17, P < 0.001, in females); few and large scales at the intersupraocular row: mean = 4.7 scales; range = 3–6 scales (versus mean = 7 scales; range 5–9 scales); lower number of ventral scales in males: 182–190 (versus 200–211); lower number of ventral scales in females: 185–192 (versus 190–218); lower numbers of subcaudals scales in males: 54–61 (versus 62–72); lower number of anterior cephalic scales, generally rounded and with no or feeble keels: = 32; range = 20–44 (versus mean = 44; range 27–61, generally elongate and distinctly keeled). The hemipenis of *B. “espécie nova”* sp. nov. (Fig. 6A) has few diminute ossified spines bordering calyces and they are restricted to basal region of *capitulum* (versus many small ossified spines reaching the medial region of *capitulum*, Fig. 6B); intersulcar region nude (versus intrasulcar region with small ossified spines). *Bothrops “espécie nova”* sp. nov. is additionally distinguished from *B. jararaca* by absence of diminute ossified spines along *sulcus spermaticus* to base of calyces.

From *B. alcatraz*, another small, island-dwelling species, *B. “espécie nova”* sp. nov. can be distinguished by lower number of intersupraocular scales: 3–6 (versus 6–8 scales); higher number of ventral scales in males: 182–190 (versus 173–182); higher number of ventral

scales in females: 185–192 (versus 175–186); higher number of subcaudal scales in males: 54–61 (versus 47–54); relative longer tail in males: 0.171 ± 0.014 (versus 0.0161 ± 0.009) and in females: 0.141 ± 0.0166 (versus 0.138 ± 0.011); relative longer head in males: 0.058 ± 0.0038 (versus 0.0053 ± 0.0003) and females: 0.0651 ± 0.008 (versus 0.0055 ± 0.0003). *Bothrops “espécie nova”* sp. nov. is distinguished from *B. insularis*, a larger island-dwelling species of the *B. jararaca* group, mainly by color pattern (pale or yellowish in *B. insularis*), lower number of intersupraocular scales: 3–6 (versus 7–9), lower number of anterior cephalic scales: 20–44 (versus 47–64), and smaller adult size in both sexes. The new species overlaps in number of ventral scales with *B. insularis*: 182–190 (versus 171–188) in males: 185–192 (versus 176–195) in females, and subcaudal scales: 54–61 (versus 55–65) in males, 48–54 (versus 48–59) in females.

Regarding haplotype genealogy, *Bothrops “espécie nova”* sp. nov. is nested within the northern clade of *Bothrops jararaca* group *sensu* Grazziotin et al. (2006) (Fig. 7). The new species has the most common *cytb* haplotype within the northern clade of *B. jararaca* group, sharing the same sequence with populations from Alcatrazes Island, northern São Paulo, and the continental coastal slope to lowland (Fig. 7).

Description of holotype.—Adult male (Figs. 2, 3, and 5), preserved in ethanol with right hemipenis partially everted; SVL 391 mm; TL 65 mm (7% of total length); head length 20.4 mm; head width 15.5 mm; mass 27 g (preserved). Rostral scute 2.7 mm wide and 3 mm high; nasals divided anterior and posterior to nostril; loreal single; 0/0 prefoveals; 1/2 post-foveals; prelacunal fused with second supralabial in both sides of head; 2/2 preoculars; 2/2 postoculars; 8/8 supralabials; 3/4 interoculabials; 6/5 circumorbitals; 6/6 temporals; 11/11 infralabials, with first pair contacting posteriorly; mental longer than broad, contacting anteriorly first three infralabial on each side; five gulars between chin shield and first ventral scale; five rows of gulars separating first ventral scales from infralabials; 2/2 canthals; 7

175 posterior intercanthals; 3 intersupraoculars (middle scale larger than longer); 39 cephalic
176 scales (scales above top of head + intercanthals scales) with no or feeble keels; 23/23/19
177 dorsals; 186 ventrals; cloacal scute single; 56 divided subcaudals. Posterior cephalic scales
178 longer than wide and strongly keeled; intersupralabials scales rounded, smooth and weakly
179 keeled; temporal scales keeled; internasals, canthals and supraoculars smooth.

180 Ground body color brownish on dorsal surface; 10/9 lateral trapezoidal markings
181 (“saddles”) dark brown with well-defined borders, weakly white-edged, opposite and
182 alternate to each other. Dorsum of head grayish brown, with seven distinctive small blotches
183 disposed between occipital-temporal portion and neck. Postorbital stripe extends from behind
184 eye to below angle of jaw. Tail brownish dorsally with small dark brown lateral blotches;
185 subcaudals speckled on anterior portion and cream colored posteriorly. Venter speckled
186 irregularly light-yellowish and grayish, covering anal scute and reaching all subcaudal scales.
187 Color of holotype while alive as in figure 5.

188 *Variation*.—Dorsum brownish, brownish gray, grayish or dark-olive brown in
189 preservative; lateral trapezoidal markings (“saddles”) disposed opposite each other, partly or
190 completely alternate, varying from dark brown with or without well-defined weakly white-
191 edge. Five specimens (IBSP 18870, IBSP 18874, IBSP 18875, IBSP 78572, and ZUEC
192 3551) with dark-brown blotches between occipital-temporal region and neck.

193 *Hemipenis*.—Bilobed, subcylindrical, bicalyculate and bicapitate; *sulcus spermaticus*
194 extending to tip of each lobe (Fig. 6A). Intrasulcar region (*sensu* Zaher, 1999) without
195 ossified spines; *sulcus spermaticus* bordered by very few small ossified spines from crotch
196 up to calyces restricting in basal portion of *capitulum*.

197 *Sexual dimorphism*.—Adult males with proportionally longer tail than females ($F_{1,18} =$
198 8.88, $P = 0.009$). Females with proportionally longer head than males ($F_{1,18} = 4.58$, $P = 0.04$).

Etymology.—The specific epithet “*espécie nova* [...]”. We suggest the common name “Vitória’s lancehead” for the new species.

Distribution.—The new species is known only from the type locality, Vitória Island (23°44’44’21" to 23°45’40" S and 45°01’01’25" to 45°00’27" W), Ilhabela Archipelago. In this archipelago, Vitória is the easternmost island, located at ca. 23 km eastwards from São Sebastião Island, and ca. 30 km southeast from Ubatuba, northern coast of São Paulo (Fig. 1 and 4A), southeastern Brazil. Vitória Island has about 220 ha, with maximum elevation of ca. 200 m a.s.l., the predominant vegetation being Atlantic Forest (Fig. 4B).

Natural History.—The holotype of *Bothrops “espécie nova”* sp. nov. was found active at night moving on the ground (T. H. Condez, personal communication). Three adult individuals of the new species (IBSP 18871, IBSP 18877, and IBSP 18880) had small hylid frogs in the gut. All examined specimens ($n = 30$) of the new species that still retained their color pattern had dark tail tip, which is clearly seen in live specimens (Fig. 5). Four preserved individuals (IBSP 18867, IBSP 18875, IBSP 18878 and IBSP 18882) out of 21 (19%) had injuries and mutilations on the tail. The smallest female with follicles or embryos in the oviduct measures 692 mm SVL (K. Kasperoviczus personal communication), and the smallest mature male (with opaque efferent ducts and enlarged testes) measures 388 mm SVL.

DISCUSSION

Three insular species of the *Bothrops jararaca* group are known to date: *B. alcatraz*, *B. insularis*, and *B. “espécie nova”* sp. nov., all of them closely related to the adjacent mainland *B. jararaca* populations (Marques et al., 2002; present study). Our molecular results corroborate the expectation of a rapid differentiation process for *B. “espécie nova”* sp. nov.

As showed by Grazziotin et al. (2006), the haplotype phylogeny of *cytb* indicates the paraphyletic condition of mainland *B. jararaca* regarding insular species of *B. jararaca* group. Actually, a gene genealogy pattern as found here is the most expected outcome when differentiation involves small populations isolated from a larger ancestral one, as usually occurs in island colonization (Avice 2000; Funk and Omland, 2003). These situations are even more likely if the mainland population is very large, has geographic structure, or a short time has passed since isolation (Johnson et al., 2002). All these features are very likely to be present in the process of insularization experienced by the insular species of the *B. jararaca* group.

Therefore, our definition of species is not based on reciprocal monophyly of haplotype genealogies. As also argued by Kizirian and Donnelly (2004) the application of reciprocal monophyly criterion cannot embrace all recognized biological diversity, since only after sufficient haplotype extinction species will be recovered as monophyletic with respect to each other and genealogies will mirror species tree (see also Edwards [2008] for a discussion about “species trees vs. genes trees” issue). Consequently, we based the description of *B. “espécie nova”* sp. nov. on morphological characters and use the mitochondrial genealogy to infer the underlying speciation process. Thus, we emphasize the limited occurrence of the new species on a relatively small and isolated island, and the exclusive phenotypic characters, which allowed us to distinguish it from other congeners. Additionally, we assume that the new species represents a lineage that has been evolving separately from other continental mainland and insular *B. jararaca* populations, and has its own evolutionary history, as also inferred for the related island species, *B. alcatraz* and *B. insularis*.

Currently, the *B. jararaca* group comprises at least four species, of which three are island species. Plausibly, the isolation of each island species from the continental ancestor population occurred at approximately the same time and was caused by the same or similar

vicariant process. The oscillations of the sea level during the Pleistocene (Martin et al., 1986), of which the last known uplift of the sea level occurred around the end of the last glaciations period, between 20 to 11 k.y.a. (Rodrigues, 1990), is the most accepted hypothesis, and can explain the isolation and evolutionary history of these island species (see also Marques et al., 2002).

Bothrops “espécie nova” sp. nov. plausibly shares several ecological attributes with *B. jararaca* continental populations, such as forest-dwelling habit and foraging mostly at night and on the ground (Sazima, 1992). The stouter and shorter body of the new species is shared with *B. alcatraz*, another relatively small, island-dwelling species of the *B. jararaca* group (Marques et al., 2002). It is tempting to speculate that these two small species traded size for robustness.

Frogs are the most common prey found in the gut of mainland *B. jararaca* juveniles (Hartmann, et al., 2003; Marques and Sazima, 2004), which may catch this prey type with caudal luring (Sazima, 1991, 2006), a behavior recently described for juvenile *B. insularis* as well (Andrade et al., 2010). Most mainland *B. jararaca* juveniles have a whitish or yellowish tail tip that contrasts with the darker background body color (Sazima, 1991, 2006), whereas the island-dwelling *B. insularis* display a brownish tail tip that contrasts with the lighter background color (Andrade et al., 2010). *Bothrops jararaca* juveniles that have brownish tail tips also lure frogs successfully (Sazima, 1991, 1992). The specimens of the new species that had injuries or mutilation on the tail, in addition to frogs found in the gut, seem to lend support to the idea that *Bothrops “espécie nova”* sp. nov. lures prey with a dark-brown tail tip, as recently suggested for both juveniles and adults of the dark-tailed, island-dwelling *B. insularis* (Andrade et al., 2010; see also Martins et al., 2002).

Although nested within the *B. jararaca* northern clade, no examined individual of *B. “espécie nova”* sp. nov. or *B. alcatraz* (which also feeds on ectothermic prey) had light-

colored tail tip, as recorded for *B. jararaca* juveniles (Sazima, 1991, 1992). We speculate that the absence of yellowish or whitish tail tip in both Alcatrazes' and Vitória's lanceheads may be explained by a few individuals of the ancestor population having a dark-brown tail tip, this character becoming fixed in both of these island-dwelling species, similarly to the "hemiclitoris" found in all females of *B. insularis* and rarely in females of the mainland *B. jararaca* (our personal observation)

Sexual maturity of *B. "espécie nova"* sp. nov. is attained at a relatively small size (males 388 mm SVL, females, 692 mm SVL), as also found for the island-dwelling *B. alcatraz*, whose males attain sexual maturity at 365 mm SVL, and females at 477 mm SVL (Marques et al., 2002). Mainland *B. jararaca* attains sexual maturity at about 650 mm SVL in males, and 750 mm SVL in females (Janeiro-Cinquini et al., 1993; Sazima, 1992). For *B. insularis*, the smallest mature female is 505 mm SVL (K. Kasperoviczus personal communication). Thus, *B. "espécie nova"* sp. nov. may be a second instance of a paedomorphic species within the *B. jararaca* group, as already suggested for *B. alcatraz* (Marques et al., 2002).

The new species should be included in national and global red lists as critically endangered (CR B1a,b[iii], following IUCN, 2001) as its extent of occurrence (ca. 2.2 km²) is less than 100 km², it is known from a single location ("an area in which a single threatening event can rapidly affect all individuals of the taxon present"; IUCN, 2001), and there is a projected continuing decline in the quality of its habitat due to increasing human settlement. The two other island-dwelling species of the *B. jararaca* group, *Bothrops alcatraz* and *B. insularis*, also are critically endangered in the Brazilian and the global red lists (Machado et al., 2006; Marques et al., 2004a,b).

Acknowledgments.—We are grateful to F. Centeno and T. Condez for collected material and for photographs of a live specimen of the new species, and of the island. V. Germano for

help in the laboratory; J. C. Arredondo and L. Oliveira for help with hemipenes photos and collecting data; K. Kasperoviczus for data on reproduction of insular species of *Bothrops*; H. Zaher and C. Mello for help and access to the MZUSP specimens; O. A. V. Marques for valuable suggestions about insular species of *Bothrops*; R. Nunes for data on mainland *B. jararaca* populations. FEB and FGG thank the FAPESP for scholarships (procs. 08/50068-2 and 07/52781-5 respectively). RJS and MM thank the CNPq for research fellowships. RJS thanks the FAPESP for grants under the project “Diversidade, Distribuição e Conservação da Herpetofauna do Estado de São Paulo” (08/54472-2), and INCTTOX PROGRAM of CNPq and FAPESP. MM thanks FAPESP for a research grant (10/50146-3). IS thanks the CNPq for earlier financial support. Permit for collection of the holotype was provided by the Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) under number 14858-2 to RJS and FEB.

LITERATURE CITED

- AMARAL, A. 1921. Contribuição para o conhecimento dos ophidios do Brasil. Parte I. Quatro novas espécies de serpentes brasileiras. Anexos das Memórias do Instituto Butantan 1:1–37.
- ANDRADE, D. V., O. A. V. MARQUES, R. S. B. GAVIRA, F. E. BARBO, R. L. ZACARIOTTI, AND I. SAZIMA. 2010. Tail luring by the golden lancehead (*Bothrops insularis*), an island endemic from south-eastern Brazil. *South American Journal of Herpetology* 5(3):175–180.
- AVISE, L. C. 2000. *Phylogeography: The History and Formation of Species*. Harvard University press, Cambridge, Massachusetts, USA.
- CAMPBELL, J. A. 1985. A new species of highland pitviper of the genus *Bothrops* from southern Mexico. *Journal of Herpetology* 19:48–54.

- 324 CAMPBELL, J. A., AND W. W. LAMAR. 1989. The venomous reptiles of Latin America.
325 Cornell University Press, NY, Ithaca, USA.
- 326 CAMPBELL J. A., AND W. W. LAMAR. 2004. The venomous reptiles of the Western
327 Hemisphere. Comstock Publishing Associates, NY, Ithaca, USA.
- 328 CICCHI, P. J. P., M. A. SENA, D. M. PECCININI-SEALE, AND M. R. DUARTE. 2007. Snakes from
329 coastal islands of State of São Paulo, Southeastern Brazil. *Biota Neotropica* 17(2):227–
330 240.
- 331 DUARTE, M. R., G. PUERTO, AND F. L. FRANCO. 1995. A biological survey of the pitviper
332 *Bothrops insularis* Amaral (Serpentes, Viperidae): an endemic and threatened offshore
333 island snake of southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 30:1–
334 13.
- 335 EDWARDS, S. V. 2008. Is a new and general theory of molecular systematics emerging?
336 *Evolution* 6(1):1–19.
- 337 FENWICK, A. M., R. L. GUTBERLET JR., J. A. EVANS, AND C. L. PARKINSON. 2009.
338 Morphological and molecular evidence for phylogeny and classification of South
339 American pitvipers, genera *Bothrops*, *Bothriopsis*, and *Bothrocophias* (Serpentes:
340 Viperidae). *Zoological Journal of the Linnean Society* 156:617–640.
- 341 FUNK, D. J., AND K. E. OMLAND. 2003. Species-Level paraphyly and polyphyly: frequency,
342 causes, and consequences, with insights from animal mitochondrial DNA. *Annual*
343 *Review of Ecology and Systematics* 34:397–423.
- 344 GRAZZIOTIN, F. G., M. MONZEL, S. ECHEVERRIGARAY, AND S. L. BONATTO. 2006.
345 Phylogeography of the *Bothrops jararaca* complex (Serpentes: Viperidae): past
346 fragmentation and island colonization in the Brazilian Atlantic Forest. *Molecular Ecology*
347 1–14.

348 HARTMANN, P. A., M. T. HARTMANN, AND L. O. M. GIASSON. 2003. Uso do hábitat e
 349 alimentação em juvenis de *Bothrops jararaca* (Serpentes, Viperidae) na Mata Atlântica
 350 do sudeste do Brasil. *Phyllomedusa* 2(1):35–41.

351 IUCN. 2001. IUCN Red List Categories and Criteria : Version 3.1. IUCN Species Survival
 352 Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

353 JANEIRO-CINQUINI, T. R. F., F. F. LEINZ, AND E. C. FARIAS. 1993. Ovarian cycle of the
 354 *Bothrops jararaca*. *Memórias do Instituto Butantan* 55:33–36.

355 JOHNSON K. P., F. R. ADLER, J. L. CHERRY. 2000. Genetic and phylogenetic consequences of
 356 island biogeography. *Evolution* 54:387–396.

357 KIZIRIAN, D., AND M. A. DONNELLY. 2007. The criterion of reciprocal monophyly and
 358 classification of nested diversity at the species level. *Molecular, Phylogenetics and*
 359 *Evolution* 32:1072–1076.

360 LARKIN M. A, G. BLACKSHIELDS, N. P. BROWN, R. CHENNA, P. A. MCGETTIGAN, H.
 361 MCWILLIAM, F. VALENTIN, I. M. WALLACE, A. WILM, R. LOPEZ, J. D. THOMPSON, T. J.
 362 GIBSON, AND D. G. HIGGINS. 2007. Clustal W and clustal X version 2.0. *Bioinformatics*
 363 23:2947–2948.

364 MACHADO, A. B. M, C. S. MARTINS, AND G. M. DRUMMOND (EDS.). 2005. Lista da Fauna
 365 Brasileira Ameaçada de Extinção: Incluindo as Espécies Quase Ameaçadas e Deficientes
 366 em Dados. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas.

367 MARQUES, O. A. V., AND I. SAZIMA. 2004. História natural dos répteis da Estação Ecológica
 368 Juréia-Itatins, Pp. 257–277. *In* O. A. V. Marques, and W. Duleba (Eds.), Estação
 369 Ecológica Juréia-Itatins: Ambiente Físico, Flora e Fauna. Holos Editora, Ribeirão Preto.

370 MARQUES, O. A. V., M. MARTINS, AND I. SAZIMA. 2002. A new species of pitviper from
 371 Brazil, with comments on evolutionary biology and conservation of the *Bothrops*
 372 *jararaca* group. *Herpetologica* 58(3):303–312.

373 MARQUES, O. A. V., M. MARTINS, AND I. SAZIMA. 2004a. *Bothropoides alcatraz*. In IUCN
374 Red List of Threatened Species. Version 2011.1. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on
375 31 July 2011.

376 MARQUES, O. A. V., M. MARTINS, AND I. SAZIMA. 2004b. *Bothropoides insularis*. In IUCN
377 Red List of Threatened Species. Version 2011.1. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on
378 31 July 2011.

379 MARTIN, L., N. A. MÖRNER, J. M. FLEXOR, AND K. SUGUIO. 1986. Fundamentos e
380 reconstrução de antigos níveis marinhos do Quaternário. Boletim do Instituto de
381 Geociências, Publicação Especial 4:1–161.

382 MARTINS, M., O. A. V. MARQUES, AND I. SAZIMA. 2002. Ecological and phylogenetic
383 correlates of feeding habits in Neotropical pitvipers of the genus *Bothrops*. In G. Schuett,
384 M. Höggren, and H. W. Greene (Eds.), *Biology of the Vipers*. Eagle Mountain
385 Publishing, LC, Eagle Mountain, Utah, USA.

386 POOK, C. E., W. WÜSTER, AND R. S. THORPE. 2000. Historical biogeography of the western
387 rattlesnake (Serpentes: Viperidae: *Crotalus viridis*), inferred from mitochondrial DNA
388 sequence information. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 15:269–282.

389 RODRIGUES, M.T. 1990. Os lagartos da Mata Atlântica distribuição atual e pretérita e suas
390 implicações para estudos futuros. Pp. 404–410. In II Simpósio sobre ecossistemas da
391 costa sul brasileira: estrutura, manejo e função. Academia de Ciências do Estado de São
392 Paulo, São Paulo, Brazil.

393 SALOMÃO, M. G., W. WÜSTER, R. S. THORPE, AND BBBSP (Butantan-British *Bothrops*
394 Systematics Project). 1997. DNA evolution of South American pit vipers of the genus
395 *Bothrops*. Pp. 89–98. In R.S. Thorpe, W. Wüster, and A. Malhotra (Eds.), *Venomous*
396 *Snakes: Ecology, Evolution and Snakebite*. Claredon Press, Oxford, UK.

397 SALOMÃO, M. G., W. WÜSTER, R. S. THORPE, AND BBBSP (Butantan-British *Bothrops*
398 Systematics Project). 1999. MtDNA phylogeny of Neotropical pitvipers of the genus
399 *Bothrops* (Squamata: Serpentes: Viperidae). Kaupia: Darmstädter Beiträge zur
400 Naturgeschichte 8:127–134.

401 SAMBROOK J., AND D. W. RUSSELL. 2001. Molecular Cloning: A laboratory manual. 3rd ed.,
402 Cold Spring Harbor Laboratory Press, New York, USA.

403 SAZIMA, I. 1991. Caudal luring in two Neotropical pitvipers, *Bothrops jararaca* and *B.*
404 *jararacussu*. Copeia (1991):245–248.

405 SAZIMA, I. 1992. Natural history of the jararaca pitviper, *Bothrops jararaca*, in southeastern
406 Brazil. Pp. 199–216. In J. A. Campbell, and E. D. Brodie (Eds.), Biology of Pitvipers.
407 Selva, Tyler, Texas, USA.

408 SAZIMA, I. 2006. Theatrical frogs and crafty snakes: predation of visually-displaying frogs by
409 tail-luring and ambushing pitvipers. Aqua, International Journal of Ichthyology 11:117–
410 124.

411 STATSOFT 1995. Statistica for Windows, Release 5.0. Tulsa: Statsoft, Inc.

412 STATSOFT 2001. Statistica for Windows, Release 6.0. Tulsa: Statsoft, Inc.

413 SWOFFORD, D. L. 2002. PAUP*. Phylogenetic Analysis Using Parsimony (*and Other
414 Methods), Version 4. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.

415 WÜSTER W, M. G. SALOMÃO, J. A. QUIJADA-MASCAREÑAS, R. S. THORPE, AND BBBSP. 2002.
416 Origins and evolution of the South American pitviper fauna: evidence from mitochondrial
417 DNA sequence analysis, Pp. 111–128. In G. Schuett, M. Höggren, and H. W. Greene
418 (Eds.), Biology of the Vipers. Eagle Mountain Publishing, LC, Eagle Mountain, Utah,
419 USA.

420 ZAHER, H. 1999. Hemipenial morphology of the South American xenodontine snakes, with a
421 proposal for a monophyletic Xenodontinae and a reappraisal of colubroid hemipenes.
422 Bulletin of the American Museum of Natural History 240:1–168.

423 ZAR, J.H. 1996. Biostatistical Analysis. Prentice-Hall Inc., New Jersey, USA.

424

425 APPENDIX

426 *Species Examined*

427 *Bothrops alcatraz*.— **São Paulo state:** São Sebastião: Ilha dos Alcatrazes (IBSP 13031,
428 13126, 13183, 55578, 56133).

429 *Bothrops insularis*.—**São Paulo state:** Itanhaém, Ilha da Queimada Grande (IBSP 667–68,
430 1254, 1884, 1918, 1928, 1953, 1971, 1984, 1992).

431 *Bothrops jararaca*.—**São Paulo state:** Bertioga (IBSP 64230–31), Cananéia (IBSP 16601,
432 19548, 22261, 23018), Capão Bonito (ZUEC 2039), Caraguatatuba (IBSP 26730–35),
433 Cubatão (IBSP 11966, 18674, 21670, 62072, 67182), Cunha (ZUEC 1564), Guapiara
434 (IBSP 64461), Guarujá (IBSP 55524, 55863, 55864, 64763–64), Iguape (IBSP 1076,
435 24692, 55196, 56259, 57800, 57802, 57805, 57808, 57811, 57817, 57840–41, 57856,
436 57888, 57896–97, 57903–04, 57908, 57927–28, 57940–41, 57967, 57989, 57995,
437 58001, 58009, 58035, 58086, 58108, 58129–30, 58132, 58134, 58145, 58156, 58166–
438 67, 58264–65, 61815, 64090, 64462, 64683, 66473, 66665, 66768), Ilhabela (IBSP
439 75975–90), Itanhaém (IBSP 11177–78, 11557, 11760–61, 12606, 18548, 18723,
440 18918, 19935–36, 20879–82, 53102, 56360, 56475, 60669–70, 61821, 66582, 66746),
441 Itariri (IBSP 1105), Miracatu (IBSP 28965, 28969, 55993, 56835, 57704), Mongaguá
442 (IBSP 56997–57004, 57247, 61945, 62889), Pedro de Toledo (IBSP 18777, 18917,
443 18933, 18957–58, 24065–66, 61383, 61407, 67281), Peruíbe (IBSP 12581, 19036,
444 20727, 55195, 57790, 57792, 57866, 57869, 57871, 57880, 57882, 57920, 57942,

445 57945, 57948–49, 57953, 58002, 58014, 58077, 58088, 58090, 64658, 66918), Registro
446 (IBSP 18281, 23321–23, 53916, 61205–07), Ribeirão Branco (ZUEC 1746, 1770),
447 Santo André, district of Paranapiacaba (ZUEC 862), Santos (IBSP 10459, 18848,
448 19501, 21684–88, 61373), São José do Barreiro (ZUEC 861), São Sebastião (MZUSP
449 1403–04, 2267), São Sebastião, Maresias beach (MZUSP 12351), São Sebastião,
450 Juquehy beach (MZUSP 12737, 12819), São Sebastião, Barra do Una (MZUSP 13167),
451 São Sebastião, Engenho beach (MZUSP 15137), São Vicente (IBSP 14547, 15840,
452 18722, 57403), Sete Barras (IBSP 56005–07), Ubatuba (IBSP 69042, 69047–48,
453 69055–57, 69060–62, 69064, ZUEC 1052 [hemipenis]
454

TABLE 1.—Comparison of selected characters of *B. “espécie nova”* sp. nov., *B. alcatraz*, mainland specimens of *B. jararaca*, and *B. insularis*.

Measurements in mm, number of specimens in parentheses.

	<i>B. “espécie nova”</i> sp. nov.	<i>B. alcatraz</i> ^a	<i>B. jararaca</i>	<i>B. insularis</i> ^b
Snout–vent length males	266–475 (9)	365–462 (10)	635–1000 (15)	393–788 (94)
Snout–vent length females	388–692 (11)	365–505 (14)	897–1257 (24)	332–882 (106)
Ventrals males	182–190 (10)	173–182 (10)	200–211 (15)	171–188 (94)
Ventrals females	185–192 (11)	175–186 (14)	190–218 (20)	176–195 (106)
Subcaudals males	54–61 (8)	47–54 (10)	62–72 (15)	55–65 (94)
Subcaudals females	48–54 (10)	45–52 (14)	53–68 (19)	48–59 (106)
Mid-body scale rows	22–25 (17)	22–26 (24)	21–27 (34)	23–25 (200)
Intersupraocular row	3–6 (21)	6–8 (24)	5–9 (34)	7–9 (203)
Anterior cephalics	20–44 (20)	31–48 (24)	27–61 (16)	47–64 (10)
Infralabials	10/10 (5); 10/11 (3); 11/10 (4); 11/11 (5); 11/12 (2); 12/11 (1)	10/10 (19); 10/11 (4); 9/10 (1)	10/10 (6); 10/11 (5); 9/11 (1); 11/11 (15); 11/12 (14); 12/12 (2); 12/10 (1)	10/11 (1); 11/10 (3); 11/11 (6)

^a Data from Marques et al. 2002; ^b Amaral (1921)

459 FIGURE CAPTIONS:

460

461 FIG. 1.—Coastal region of São Paulo, showing mainland and island localities of examined
462 specimens. 1 – São José do Barreiro; 2 – Cunha; 3 – Ubatuba; 4 – Vitória Island; 5 – Buzios
463 Island; 6 – São Sebastião Island; 7 – Alcatrazes Island; 8 – Caraguatatuba; 9 – São Sebastião;
464 10 – Bertioga; 11 – Guarujá; 12 – Santos; 13 – Santo André; 14 – Cubatão; 15 – São Vicente;
465 16 – Mongaguá; 17 – Itanhaém; 18 – Queimada Grande Island; 19 – Peruíbe; 20 – Itariri; 21
466 – Pedro de Toledo; 22 – Miracatu; 23 – Iguape; 24 – Cananéia; 25 – Registro; 26 – Sete
467 Barras; 27 – Capão Bonito; 28 – Ribeirão Grande; 29 – Guapiara; 30 – Ribeirão Branco.

468

469 FIG. 2.—Lateral, dorsal and ventral views of the head of the holotype of *Bothrops “espécie*
470 *nova”* sp. nov. (IBSP 78572). Note the diagnostic [unique] large scale on dorsal side of head,
471 between supraoculars. Line = 5 mm.

472

473 FIG. 3.—*Bothrops “espécie nova”* sp. nov. (holotype, IBSP 78572): Dorsal and ventral
474 views. SVL = 391 mm, TL = 65 mm. Photo by Fausto E. Barbo.

475

476 FIG. 4.—Vitória Island: adjacent islands and coastal mainland (A) and the Atlantic Forest (B)
477 that covers most of the island. Photo by Fernanda Centeno.

478

479 FIG. 5.—*Bothrops “espécie nova”* sp. nov., adult male photographed alive (holotype IBSP
480 78572). Photo by Fernanda Centeno.

481

482 FIG. 6.—Hemipenes in sulcate views: (A) *Bothrops “espécie nova”* sp. nov. (paratype
483 MZUSP 3952); arrows in upper right inset show the small ossified spines only in basal

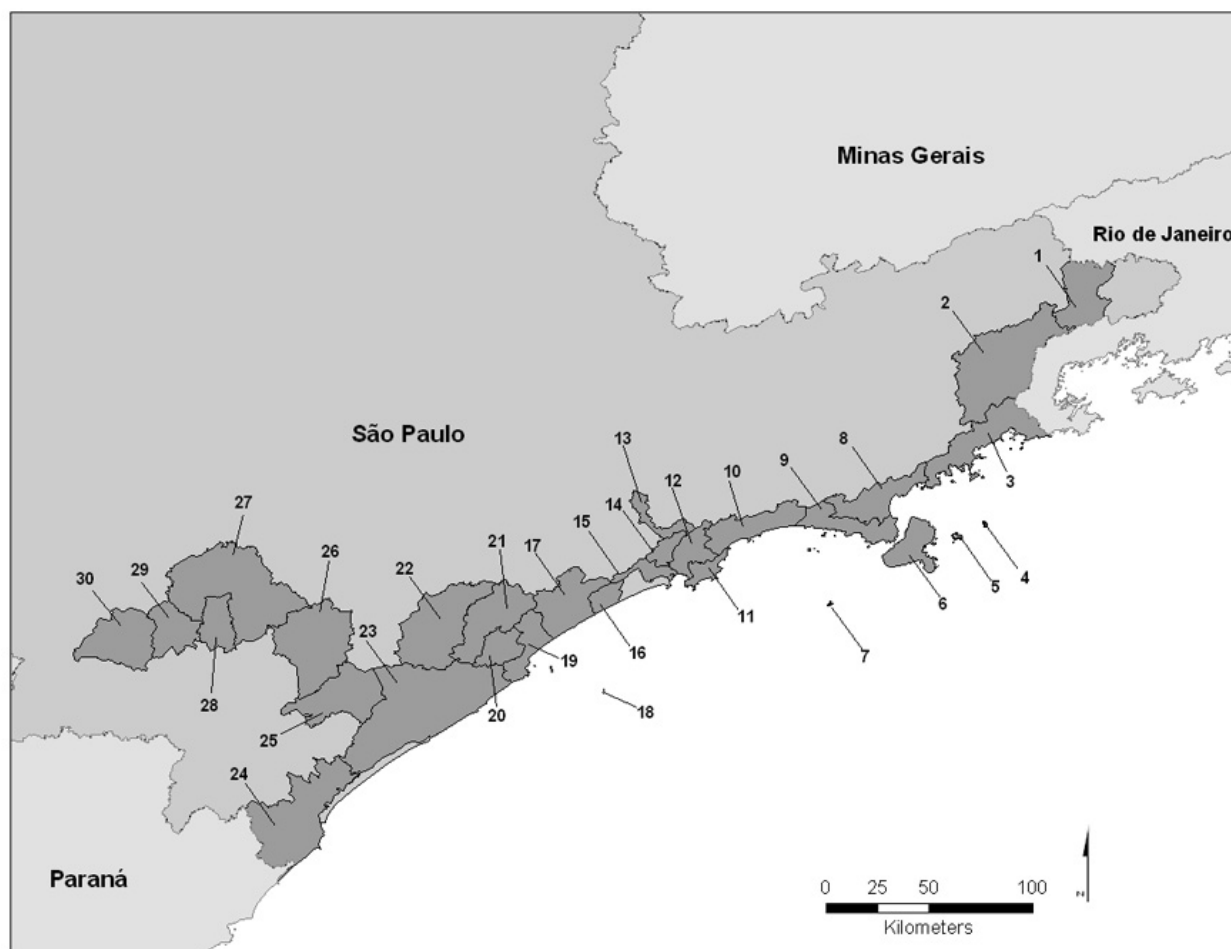
484 portion of *capitulum*; lower right inset show absence of spines in intrasulcar region; (B)
485 *Bothrops jararaca*, (ZUEC 1052) from Ubatuba; arrows in upper right inset show the small
486 ossified spines at the medial portion of *capitulum*; in lower right inset arrows show small
487 ossified spines at intrasulcar region. Line = 5 mm.

488

489 FIG. 7.—Mitochondrial genealogy based on 172 sequences of cytochrome b for *Bothrops*
490 *jararaca* group. Triangle indicates sequences for *B. alcatraz*; diamond indicates sequence for
491 *B. “espécie nova”* sp. nov.; circles indicates sequences for *B. insularis*; names without shapes
492 are sequences of continental populations of *B. jararaca*. Acronyms for Brazilian states in
493 figure are represented as follows: SP = São Paulo; RJ = Rio de Janeiro; MG = Minas Gerais;
494 ES = Espírito Santo; and PR = Paraná. Some sequences are grouped and represented as solid
495 triangles keeping the proportion of sequence frequencies.

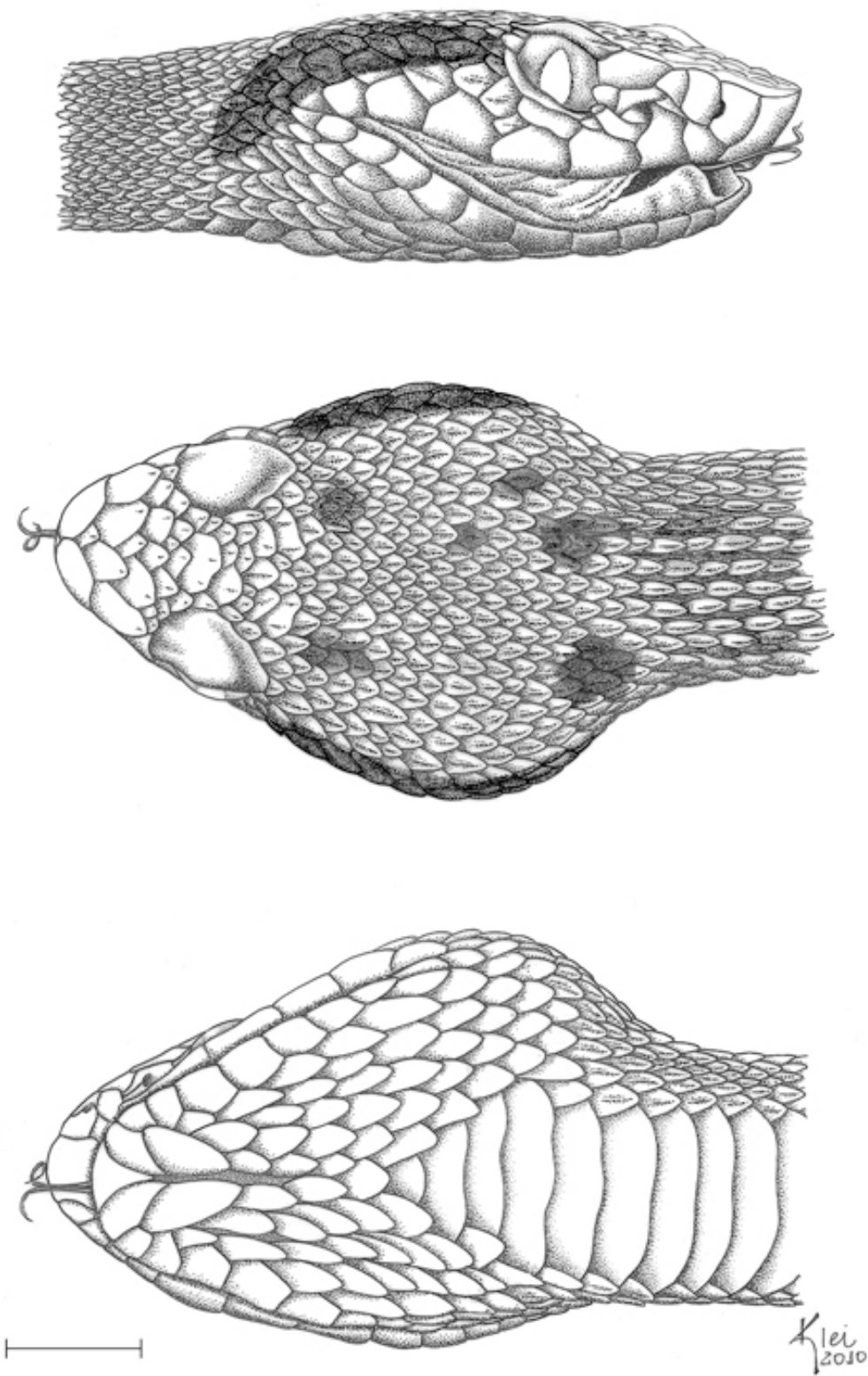
496

497 Figure 1



498

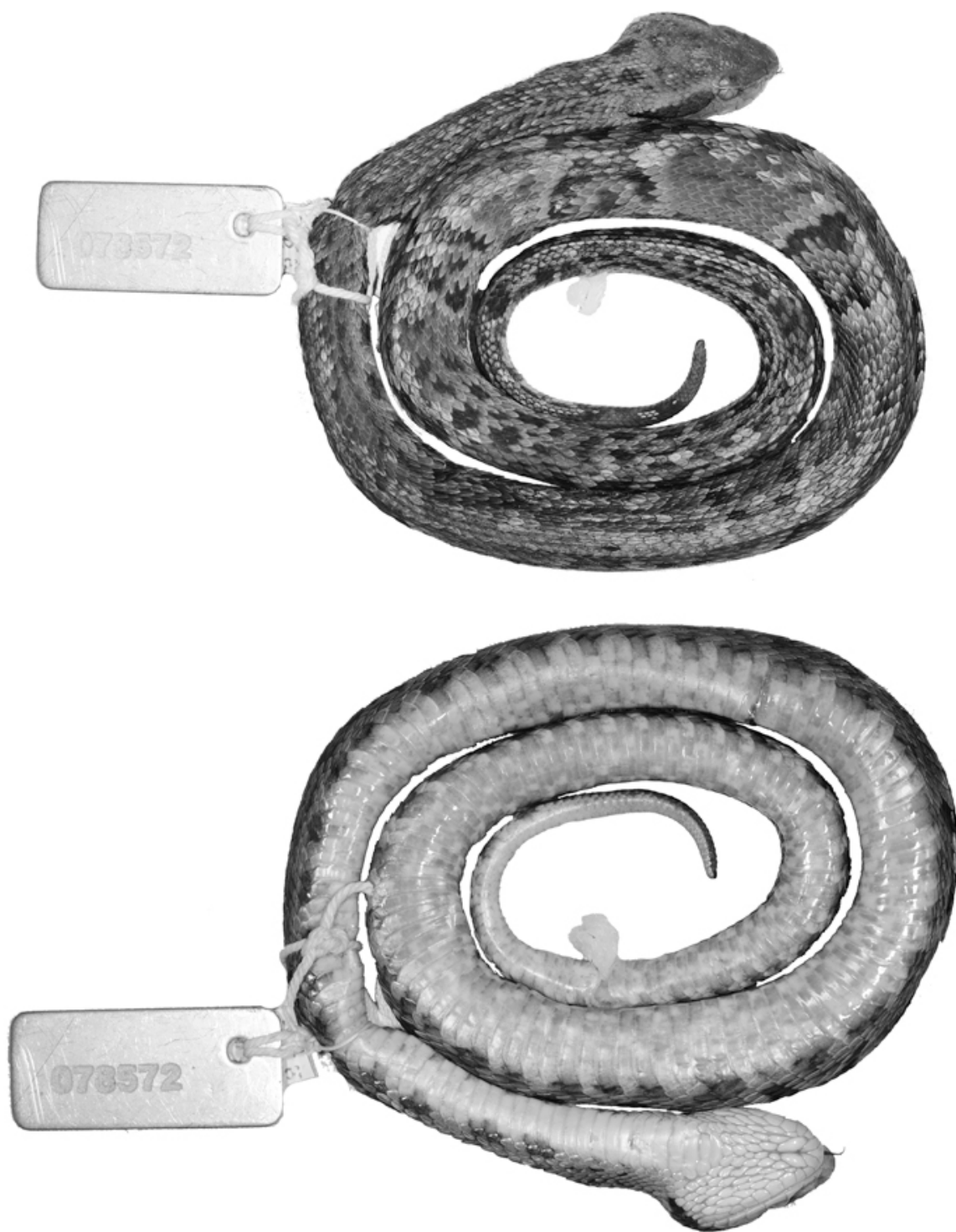
499



501

502

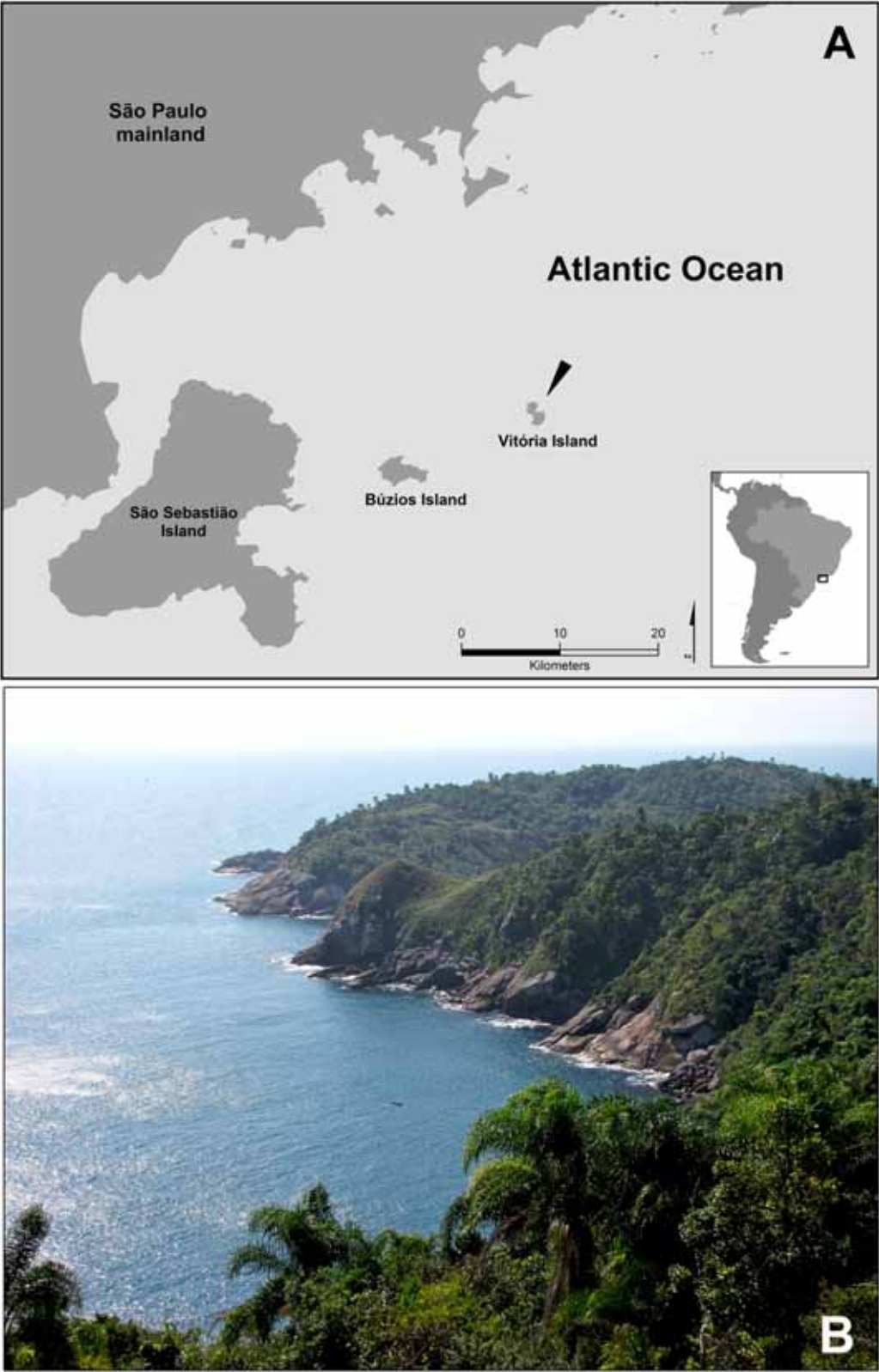
503 Figure 3



504

505

506 Figure 4



507

508

509 Figure 5

510



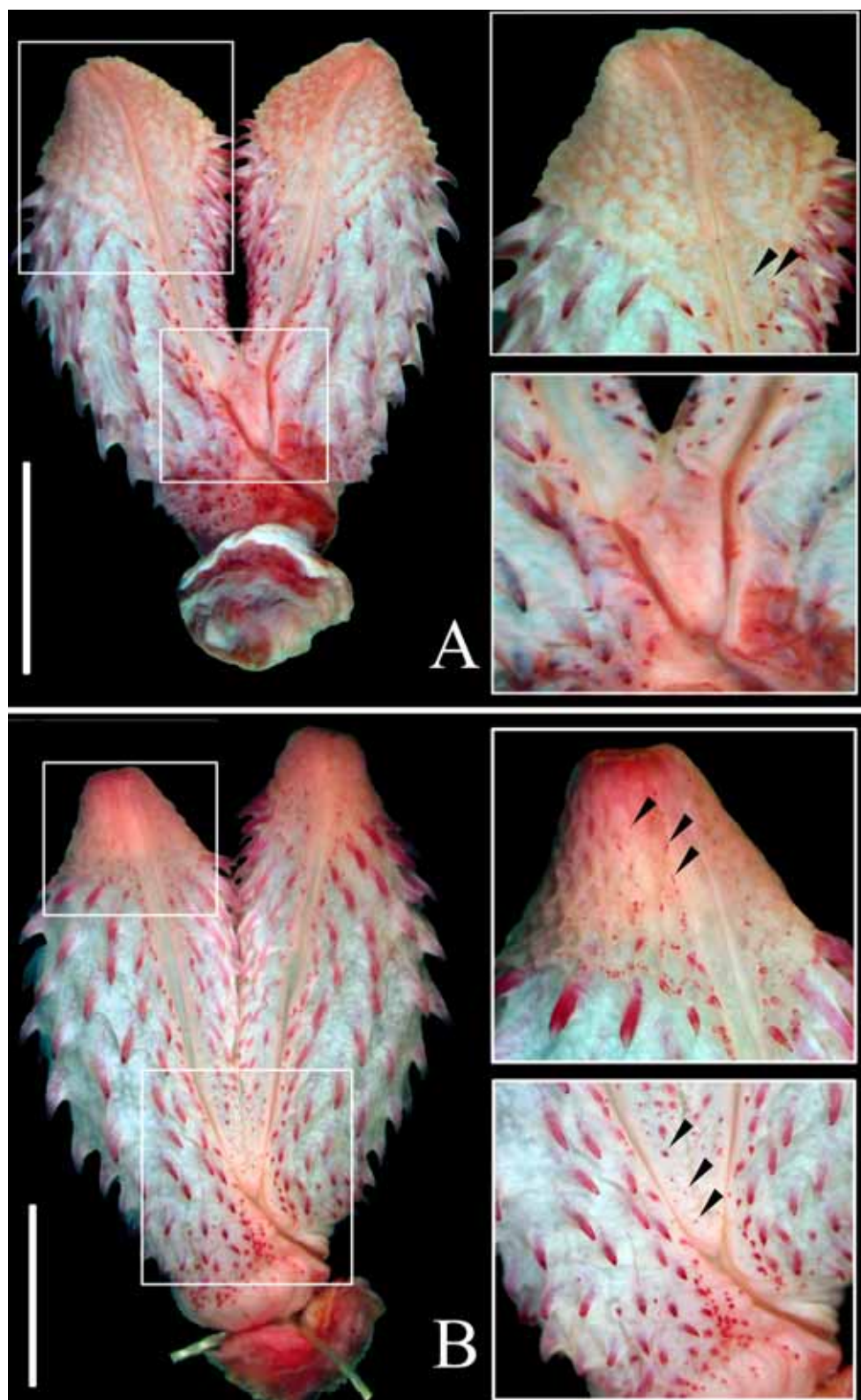
511

512

513

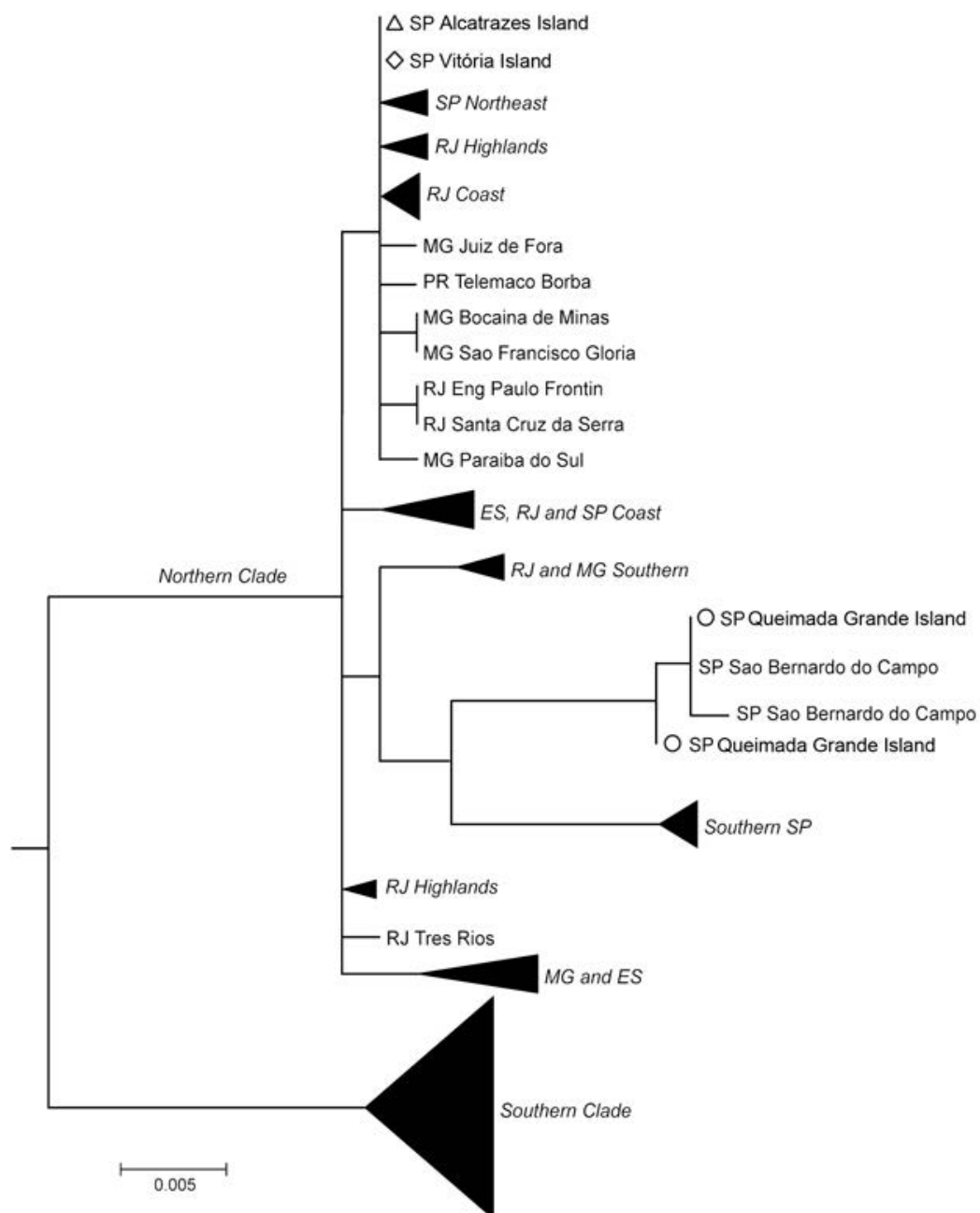
514 Figure 6

515



516

517



ANEXO — 2

1. Categorias de ameaça – IUCN

2. Critérios para as Categorias de ameaça – IUCN

1. CATEGORIES

EXTINCT (EX):

A taxon is Extinct when there is no reasonable doubt that the last individual has died. A taxon is presumed Extinct when exhaustive surveys in known and/or expected habitat, at appropriate times (diurnal, seasonal, annual), throughout its historic range have failed to record an individual. Surveys should be over a time frame appropriate to the taxon's life cycle and life form.

EXTINCT IN THE WILD (EW):

A taxon is Extinct in the Wild when it is known only to survive in cultivation, in captivity or as a naturalized population (or populations) well outside the past range. A taxon is presumed Extinct in the Wild when exhaustive surveys in known and/or expected habitat, at appropriate times (diurnal, seasonal, annual), throughout its historic range have failed to record an individual. Surveys should be over a time frame appropriate to the taxon's life cycle and life form.

CRITICALLY ENDANGERED (CR):

A taxon is Critically Endangered when the best available evidence indicates that it meets any of the criteria A to E for Critically Endangered (see Section V), and it is therefore considered to be facing an extremely high risk of extinction in the wild.

ENDANGERED (EN):

A taxon is Endangered when the best available evidence indicates that it meets any of the criteria A to E for Endangered (see Section V), and it is therefore considered to be facing a very high risk of extinction in the wild.

VULNERABLE (VU):

A taxon is Vulnerable when the best available evidence indicates that it meets any of the criteria A to E for Vulnerable (see Section V), and it is therefore considered to be facing a high risk of extinction in the wild.

NEAR THREATENED (NT):

A taxon is Near Threatened when it has been evaluated against the criteria but does not qualify for Critically Endangered, Endangered or Vulnerable now, but is close to qualifying for or is likely to qualify for a threatened category in the near future.

LEAST CONCERN (LC):

A taxon is Least Concern when it has been evaluated against the criteria and does not qualify for Critically Endangered, Endangered, Vulnerable or Near Threatened. Widespread and abundant taxa are included in this category.

DATA DEFICIENT (DD):

A taxon is Data Deficient when there is inadequate information to make a direct, or indirect, assessment of its risk of extinction based on its distribution and/or population status. A taxon in this category may be well studied, and its biology well known, but appropriate data on abundance and/or distribution are lacking. Data Deficient is therefore not a category of threat. Listing of taxa in this category indicates that more information is required and acknowledges the possibility that future research will show that threatened classification is appropriate. It is important to make positive use of whatever data are available. In many cases great care should be exercised in choosing between DD and a threatened status. If the range of a taxon is suspected to be relatively circumscribed, and a considerable period of time has elapsed since the last record of the taxon, threatened status may well be justified.

NOT EVALUATED (NE):

A taxon is Not Evaluated when it has not yet been evaluated against the criteria.

2. CRITÉRIOS PARA AS CATEGORIAS DE AMEAÇA CR, EN E VU*

Versão 3.1 (fevereiro de 2001)

*Traduzido por Marcio Martins

CRITICAMENTE EM PERIGO (CR)

Um táxon está Criticamente em Perigo quando a melhor evidência disponível indica que ele se enquadra em qualquer um dos seguintes critérios (A a E), e é assim considerado como enfrentando um risco extremamente alto de extinção na natureza:

A. Redução no tamanho da população baseada em qualquer dos seguintes:

1. Uma redução no tamanho da população observada, estimada, inferida ou suspeita de $\geq 90\%$ durante os últimos 10 anos ou três gerações, qualquer que seja o mais longo, onde as causas da redução sejam claramente reversíveis E entendidas E cessadas, baseada (e especificada) em qualquer um dos seguintes:

- a) observação direta
- b) um índice de abundância apropriado para o táxon
- c) um declínio na área de ocupação, na extensão de ocorrência e/ou na qualidade do hábitat
- d) níveis reais ou potenciais de exploração
- e) efeitos de táxons introduzidos, hibridação, patógenos, poluentes, competidores ou parasitas.

2. Uma redução no tamanho da população observada, estimada, inferida ou suspeita de $\geq 80\%$ durante os próximos 10 anos ou três gerações, qualquer que seja o mais longo, onde as causas da redução podem não ter cessado OU podem não ser entendidas OU podem não ser reversíveis, baseada (e especificada) em qualquer um itens (a) a (e) de 1A (acima).

3. Uma redução no tamanho da população de $\geq 80\%$, projetada ou suspeita para os próximos 10 anos ou três gerações, qualquer que seja o mais longo, baseada (e especificada) em qualquer um itens (b) a (e) de 1A (acima).

4. Uma redução no tamanho da população observada, estimada, inferida ou suspeita de $\geq 80\%$ durante quaisquer 10 anos ou três gerações, qualquer que seja o mais longo (até um máximo de 100 anos no futuro), onde o período de tempo deve incluir tanto o passado como o futuro, e onde a redução ou suas causas podem não ter cessado OU podem não ser entendidas OU podem não ser reversíveis, baseada (e especificada) em qualquer um itens (a) a (e) de 1A (acima).

B. Distribuição geográfica na forma de B1 (extensão de ocorrência) OU B2 (área de ocupação) OU ambas:

1. Extensão de ocorrência estimada em menos de 100 km^2 E estimativas indicando pelo menos dois de a-c:

a. Severamente fragmentada ou conhecido de uma única localidade.

b. Declínio contínuo observado, inferido ou projetado em qualquer dos seguintes:

- i) extensão de ocorrência
- ii) área de ocupação
- iii) área, extensão e ou qualidade do hábitat
- iv) número de localidades ou subpopulações
- v) número de indivíduos maduros.

c. Flutuações extremas em qualquer dos seguintes:

- i) extensão de ocorrência
- ii) área de ocupação
- iii) número de localidades ou subpopulações
- iv) número de indivíduos maduros.

2. Área de ocupação estimada em menos de 10 km², e estimativas que indiquem pelo menos dois de a-c:

a. Severamente fragmentada ou conhecido de uma única localidade.

b. Declínio contínuo observado, inferido ou projetado em qualquer dos seguintes:

- i) extensão de ocorrência
- ii) área de ocupação
- iii) área, extensão e ou qualidade do hábitat
- iv) número de localidades ou subpopulações
- v) número de indivíduos maduros.

c. Flutuações extremas em qualquer dos seguintes:

- i) extensão de ocorrência
- ii) área de ocupação
- iii) número de localidades ou subpopulações
- iv) número de indivíduos maduros.

C. Tamanho da população estimado em menos de 250 indivíduos maduros e qualquer dos seguintes:

1. Um declínio contínuo estimado em pelo menos 25% no período de três anos ou de uma geração, qualquer que seja o mais longo (até um máximo de 100 anos no futuro), OU

2. Um declínio contínuo, observado, projetado ou inferido, no número de indivíduos maduros e pelo menos um dos seguintes:

a) Estrutura da população numa das formas seguintes:

- i) estima-se que nenhuma subpopulação contém mais de 50 indivíduos maduros OU
- ii) pelo menos 90% dos indivíduos maduros estão em uma única subpopulação.

b) Flutuações extremas no número de indivíduos maduros

D. População estimada em menos de 50 indivíduos maduros.

E. Análise quantitativa mostrando que a probabilidade de extinção na natureza é de pelo menos 50% em 10 anos ou em três gerações, qualquer que seja o mais longo (até um máximo de 100 anos no futuro).

EM PERIGO (EN)

Um táxon está Em Perigo quando a melhor evidência disponível indica que ele se enquadra em qualquer um dos seguintes critérios (A a E), e é assim considerado como enfrentando um risco muito alto de extinção na natureza:

A. Redução no tamanho da população baseada em qualquer dos seguintes:

1. Uma redução no tamanho da população observada, estimada, inferida ou suspeita de $\geq 70\%$ durante os últimos 10 anos ou três gerações, qualquer que seja o mais longo, onde as causas da redução sejam claramente reversíveis E entendidas E cessadas, baseada (e especificada) em qualquer um dos seguintes:

- a) observação direta
- b) um índice de abundância apropriado para o táxon
- c) um declínio na área de ocupação, na extensão de ocorrência e/ou na qualidade do hábitat
- d) níveis reais ou potenciais de exploração
- e) efeitos de táxons introduzidos, hibridação, patógenos, poluentes, competidores ou parasitas.

2. Uma redução no tamanho da população observada, estimada, inferida ou suspeita de $\geq 50\%$ durante os próximos 10 anos ou três gerações, qualquer que seja o mais longo, onde as causas da redução podem não ter cessado OU podem não ser entendidas OU podem não ser reversíveis, baseada (e especificada) em qualquer um itens (a) a (e) de 1A (acima).

3. Uma redução no tamanho da população de $\geq 50\%$, projetada ou suspeita para os próximos 10 anos ou três gerações, qualquer que seja o mais longo, baseada (e especificada) em qualquer um itens (b) a (e) de 1A (acima).

4. Uma redução no tamanho da população observada, estimada, inferida ou suspeita de $\geq 50\%$ durante quaisquer 10 anos ou três gerações, qualquer que seja o mais longo (até um máximo de 100 anos no futuro), onde o período de tempo deve incluir tanto o passado como o futuro, e onde a redução ou suas causas podem não ter cessado OU podem não ser entendidas OU podem não ser reversíveis, baseada (e especificada) em qualquer um itens (a) a (e) de 1A (acima).

B. Distribuição geográfica na forma de B1 (extensão de ocorrência) OU B2 (área de ocupação) OU ambas:

1. Extensão de ocorrência estimada em menos de 5.000 km² E estimativas indicando pelo menos dois de a-c:

a. Severamente fragmentada ou conhecido em não mais que cinco localidades.

b. Declínio contínuo observado, inferido ou projetado em qualquer dos seguintes:

- i) extensão de ocorrência
- ii) área de ocupação
- iii) área, extensão e ou qualidade do hábitat
- iv) número de localidades ou subpopulações
- v) número de indivíduos maduros.

c. Flutuações extremas em qualquer dos seguintes:

- i) extensão de ocorrência
- ii) área de ocupação
- iii) número de localidades ou subpopulações
- iv) número de indivíduos maduros.

2. Área de ocupação estimada em menos de 500 km², e estimativas que indiquem pelo menos dois de a-c:

a. Severamente fragmentada ou conhecido em não mais que cinco localidades.

b. Declínio contínuo observado, inferido ou projetado em qualquer dos seguintes:

- i) extensão de ocorrência
- ii) área de ocupação
- iii) área, extensão e ou qualidade do hábitat
- iv) número de localidades ou subpopulações
- v) número de indivíduos maduros.

c. Flutuações extremas em qualquer dos seguintes:

- i) extensão de ocorrência
- ii) área de ocupação
- iii) número de localidades ou subpopulações
- iv) número de indivíduos maduros.

C. Tamanho da população estimado em menos de 2.500 indivíduos maduros e qualquer dos seguintes:

1. Um declínio contínuo estimado em pelo menos 20% no período de cinco anos ou de duas gerações, qualquer que seja o mais longo (até um máximo de 100 anos no futuro), OU

2. Um declínio contínuo, observado, projetado ou inferido, no número de indivíduos maduros e pelo menos um dos seguintes:

- a) Estrutura da população numa das formas seguintes:
 - i) estima-se que nenhuma subpopulação contém mais de 250 indivíduos maduros OU
 - ii) pelo menos 95% dos indivíduos maduros estão em uma única subpopulação.

b) Flutuações extremas no número de indivíduos maduros

D. População estimada em menos de 250 indivíduos maduros.

E. Análise quantitativa mostrando que a probabilidade de extinção na natureza é de pelo menos 20% em 20 anos ou em cinco gerações, qualquer que seja o mais longo (até um máximo de 100 anos no futuro).

VULNERÁVEL (VU)

Um táxon está Vulnerável quando a melhor evidência disponível indica que ele se enquadra em qualquer um dos seguintes critérios (A a E), e é assim considerado como enfrentando um risco alto de extinção na natureza:

A. Redução no tamanho da população baseada em qualquer dos seguintes:

1. Uma redução no tamanho da população observada, estimada, inferida ou suspeita de $\geq 50\%$ durante os últimos 10 anos ou três gerações, qualquer que seja o mais longo, onde as causas da redução sejam claramente reversíveis E entendidas E cessadas, baseada (e especificada) em qualquer um dos seguintes:

- a) observação direta
- b) um índice de abundância apropriado para o táxon
- c) um declínio na área de ocupação, na extensão de ocorrência e/ou na qualidade do hábitat
- d) níveis reais ou potenciais de exploração
- e) efeitos de táxons introduzidos, hibridação, patógenos, poluentes, competidores ou parasitas.

2. Uma redução no tamanho da população observada, estimada, inferida ou suspeita de $\geq 30\%$ durante os próximos 10 anos ou três gerações, qualquer que seja o mais longo, onde as causas da redução podem não ter cessado OU podem não ser entendidas OU podem não ser reversíveis, baseada (e especificada) em qualquer um itens (a) a (e) de 1A (acima).

3. Uma redução no tamanho da população de $\geq 30\%$, projetada ou suspeita para os próximos 10 anos ou três gerações, qualquer que seja o mais longo, baseada (e especificada) em qualquer um itens (b) a (e) de 1A (acima).

4. Uma redução no tamanho da população observada, estimada, inferida ou suspeita de $\geq 30\%$ durante quaisquer 10 anos ou três gerações, qualquer que seja o mais longo (até um máximo de 100 anos no futuro), onde o período de tempo deve incluir tanto o passado como o futuro, e onde a redução ou suas causas podem não ter cessado OU podem não ser entendidas OU podem não ser reversíveis, baseada (e especificada) em qualquer um itens (a) a (e) de 1A (acima).

B. Distribuição geográfica na forma de B1 (extensão de ocorrência) OU B2 (área de ocupação) OU ambas:

1. Extensão de ocorrência estimada em menos de 20.000 km² E estimativas indicando pelo menos dois de a-c:

a. Severamente fragmentada ou conhecido em não mais que dez localidades.

b. Declínio contínuo observado, inferido ou projetado em qualquer dos seguintes:

- i) extensão de ocorrência
- ii) área de ocupação
- iii) área, extensão e ou qualidade do hábitat
- iv) número de localidades ou subpopulações
- v) número de indivíduos maduros.

c. Flutuações extremas em qualquer dos seguintes:

- i) extensão de ocorrência
- ii) área de ocupação
- iii) número de localidades ou subpopulações
- iv) número de indivíduos maduros.

2. Área de ocupação estimada em menos de 2.000 km², e estimativas que indiquem pelo menos dois de a-c:

a. Severamente fragmentada ou conhecido em não mais que dez localidades.

b. Declínio contínuo observado, inferido ou projetado em qualquer dos seguintes:

- i) extensão de ocorrência
- ii) área de ocupação
- iii) área, extensão e ou qualidade do hábitat
- iv) número de localidades ou subpopulações
- v) número de indivíduos maduros.

c. Flutuações extremas em qualquer dos seguintes:

- i) extensão de ocorrência
- ii) área de ocupação
- iii) número de localidades ou subpopulações
- iv) número de indivíduos maduros.

C. Tamanho da população estimado em menos de 10.000 indivíduos maduros e qualquer dos seguintes:

1. Um declínio contínuo estimado em pelo menos 10% no período de cinco anos ou de duas gerações, qualquer que seja o mais longo (até um máximo de 100 anos no futuro), OU

2. Um declínio contínuo, observado, projetado ou inferido, no número de indivíduos maduros e pelo menos um dos seguintes:

a) Estrutura da população numa das formas seguintes:

i) estima-se que nenhuma subpopulação contém mais de 1.000 indivíduos maduros OU

ii) todos os indivíduos maduros estão em uma única subpopulação.

b) Flutuações extremas no número de indivíduos maduros

D. População muito pequena ou restrita, numa das seguintes formas:

1. Estimada em menos de 1.000 indivíduos maduros.

2. População com área de ocupação (tipicamente menos de 20 km²) ou número de localidades (tipicamente cinco ou menos) de modo que ela esteja sujeita aos efeitos de atividade humana ou eventos estocásticos em período de tempo muito curto em futuro incerto, e é portanto capaz de se tornar Criticamente em Perigo ou até Extinta em um período curto de tempo.

E. Análise quantitativa mostrando que a probabilidade de extinção na natureza é de pelo menos 10% em 100 anos.