

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE

INFLUÊNCIA DA EXTENSÃO, DO GRÃO E DO TIPO DE DADO SOBRE A
SELEÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA A CONSERVAÇÃO

ADRIANA ALMEIDA DE LIMA

NATAL - RN
2015

ADRIANA ALMEIDA DE LIMA

INFLUÊNCIA DA EXTENSÃO, DO GRÃO E DO TIPO DE DADO SOBRE A
SELEÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA A CONSERVAÇÃO

Monografia apresentada, como pré-requisito para a conclusão do curso de graduação em Ecologia pela Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Míriam Plaza Pinto

NATAL – RN
2015

ADRIANA ALMEIDA DE LIMA

INFLUÊNCIA DA EXTENSÃO, DO GRÃO E DO TIPO DE DADO SOBRE A
SELEÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA A CONSERVAÇÃO.

Monografia apresentada, como pré-requisito para a conclusão do curso de graduação em Ecologia pela Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

Natal, 09 de Dezembro de 2015.

BANCA AVALIADORA

Prof^a. Dr^a. Adriana Rosa Carvalho
Departamento de Ecologia – UFRN

Prof. Dr. Eduardo Martins Venticinque
Departamento de Ecologia – UFRN

Prof^a. Dr^a. Adriana Monteiro de Almeida
Departamento de Ecologia – UFRN
(suplente)

AGRADECIMENTOS

Agradeço Aquele o qual a Sua existência ultrapassa todo o entendimento humano, tão poderoso ao ponto de compartilhar conosco uma pequena fração de sua sabedoria. Sou grata ao “nome que é sobre todo o nome”, “que, sendo em forma de Deus, não teve por usurpação ser igual a Deus”, antes me amou. Aquele que esta em mim, me ensinando todas as coisas. Ao Pai, ao Filho e ao Espírito Santo, sou eternamente grata.

A esta universidade, a todo o corpo docente do curso de ecologia, bem como a todos os professores de outros departamentos que contribuíram com a formação do conhecimento que hoje possuo.

A minha orientadora, Míriam Plaza Pinto, aceitando-me orientar ainda no meu terceiro período da graduação; por todas as oportunidades e responsabilidades a mim concebidas; pelo apoio, incentivo, dedicação, paciência e carinho; e pela ajuda e cuidado na elaboração deste trabalho de conclusão de curso.

Ao amigo Luan Caio, por toda a contribuição durante a compilação dos dados da literatura.

Ao amigo Paulo Ivo, pelo cuidado na releitura do texto e por todas as observações.

Aos meus pais, em especial a minha mãe, por todo o amor, carinho, dedicação, amizade, compreensão, incentivo e apoio incondicional.

Aos meus familiares e aos amigos, que tiveram que desfrutar da minha ausência em muitas ocasiões em que aulas, trabalhos e eventos da universidade impediram de estarmos juntos.

E a todos os amigos ecólogos e futuros ecólogos que tive oportunidade de conhecer e conviver durante todo o período da graduação.

SUMÁRIO

1	RESUMO	6
2	ABSTRACT	7
3	INTRODUÇÃO	8
4	MATERIAIS E MÉTODOS	12
4.1	Dados	12
4.2	Seleção de Redes de Áreas Prioritárias	14
4.3	Análises	15
5	RESULTADOS	17
5.1	Insubstituibilidade das Unidades de Planejamento	17
5.2	Similaridade das Unidades de Planejamento	23
6	DISCUSSÃO	26
7	REFERÊNCIAS	31
8	ANEXO	35

1 RESUMO

A escolha do tipo de dado, da extensão e da resolução de análise durante o planejamento sistemático de conservação, pode contribuir com diferentes efeitos sobre os resultados gerados na seleção de redes de áreas a serem potencialmente protegidas. Nosso objetivo é avaliar o efeito da escala geopolítica, do tipo de dado e do tamanho da unidade de planejamento sobre redes selecionadas para primatas endêmicos da Mata Atlântica usando métodos quantitativos. Para isso compilamos registro de ocorrência dos primatas em periódicos e revistas especializadas e utilizamos as distribuições da IUCN. Construimos sobre a Mata Atlântica três grades com diferentes tamanhos de unidades de planejamento. Realizamos doze abordagens que compararam o tipo de dado (ocorrência e distribuição) em duas extensões (estado ou bioma) separadamente para três diferentes resoluções (1° , $0,5^\circ$ e $0,25^\circ$). Avaliamos o padrão de insubstituibilidade das unidades de planejamento em todas as abordagens e estimamos a similaridade entre as redes selecionadas em cada abordagem através do índice de similaridade de Jaccard e análise de variância fatorial por permutação. Observamos que quando consideramos diferentes tipos de dados para diferentes tamanhos de resoluções nas abordagens em nível de bioma o número de quadrículas insubstituíveis é menor, do que para a extensão que consideramos os estados, utilizando uma menor porcentagem da grade para representar todos os primatas. Em nossa análise de similaridade observamos que quando as extensões e o tipo de dado são iguais as redes selecionadas são mais similares e a utilização de dados de ocorrência parece influenciar mais na inflexibilidade das redes selecionadas.

Palavras-chave: Planejamento de conservação, macroecologia, biologia da conservação.

2 ABSTRACT

The choice of data type, extension and analysis resolution during the systematic conservation planning, can contribute to several different effects on results generated in the selection of area networks to be potentially protected. Our objective is to evaluate the effect of geopolitical scale, the data type and the size of the planning unit on selected networks for endemic primates of Atlantic Forest using quantitative methods. For that we compiled primates record of the occurrence in periodicals and journals and used the IUCN distributions. We built on the Atlantic Forest three grids with different sizes of planning units. We conducted twelve approaches comparing the data type (occurrence and distribution) in two extension (state or biome) separately for three different resolutions (1 °, 0.5 ° and 0.25 °). We evaluated the irreplaceability pattern of the planning units in all approaches and estimate the similarity between the selected networks in each approach through the Jaccard index of similarity and analysis of factorial variance for permutation. We observed that when we consider different types of data for different sizes resolutions on approaches, in the biome level, the number of irreplaceable squares is lower than for the length that considered the states, using a smaller percentage of grid to represent all primates. Our analysis similarity observed that when the extensions and the data type are equal the selected networks are more similar, and the use of occurrence data seems to most influences the inflexibility of the selected network.

Keywords: Conservation planning, macroecology, conservation biology.

3 INTRODUÇÃO

Áreas protegidas são criadas como estratégia de conservação na tentativa de se representar parte da biodiversidade encontrada no planeta (Chape *et al.* 2005). Ao longo do tempo, essas áreas foram estabelecidas levando-se em conta interesses políticos e econômicos, muitas vezes de forma oportunista (Pressey *et al.* 1993) sem considerar critérios ecológicos e biológicos. Por isso, nem sempre as redes de áreas protegidas são eficientes na representação da biodiversidade (Diniz-Filho *et al.* 2008; Margules & Pressey 2000). Dentro deste contexto, surge o Planejamento Sistemático de Conservação (PSC), uma abordagem que busca incorporar informações biológicas espacializadas e que tem como objetivo representar componentes da biodiversidade de maneira mais eficiente, possibilitando também a consideração de interesses científicos, políticos e econômicos. Esse tipo de planejamento possibilita flexibilidade e negociações no processo de tomada de decisões, pois oferece um leque de redes de áreas alternativas que podem ser potencialmente protegidas (Harris *et al.* 2014). A seleção de áreas importantes para conservação é um aspecto central do planejamento sistemático de conservação. Os métodos utilizados para isso têm como cerne o princípio da complementaridade (Margules & Pressey 2000). Este princípio leva à seleção de áreas mais diferentes entre si em termos de composição de espécies, mas que, quando somadas, representam toda a diversidade do sistema. Desta forma, a complementaridade está menos relacionada com a riqueza e mais com a diversidade beta (Margules & Sarkar 2007). Comumente, podem haver várias soluções alternativas possíveis para representar os alvos da biodiversidade e atingir as metas estabelecidas (e.g. a representação de cada espécie em pelo menos duas áreas diferentes), o que confere flexibilidade à tomada de decisão. Medidas de insubstituibilidade, a probabilidade de que seja necessário proteger determinada unidade de planejamento para alcançar um conjunto de objetivos (Pressey *et al.* 1994), são utilizadas para medir a importância das áreas, ou o quanto elas são insubstituíveis para garantir a representação dos alvos e alcance das metas.

No planejamento sistemático a escala de análise utilizada pode ser entendida de duas maneiras: escala que se refere à extensão da área de estudo (por exemplo, continentes, nações, estados ou municípios) e escala referente à unidade de pareamento dos dados utilizada, chamadas de grão ou unidade de planejamento. Os exercícios de seleção de áreas prioritárias para a conservação são feitos em diferentes extensões espaciais (Whittaker *et al.* 2005), desde escalas globais e continentais (e.g. Balmford *et*

al. 2001) até escalas mais locais como estados (e.g. Polasky *et al.* 2001) ou bacias (e.g. Couto *et al.* 2010). As unidades geopolíticas são comumente utilizadas em planejamentos de conservação. No entanto, esses limites raramente são coerentes com as distribuições das espécies, uma vez que essas têm sua ocorrência limitada por barreiras biológicas e não por dimensões impostas pelos humanos. Muitas vezes suas distribuições transcendem fronteiras geopolíticas pré-estabelecidas como, por exemplo, limites estaduais e nacionais (Erasmus *et al.* 1999). Quando o planejamento de conservação leva em consideração as fronteiras geopolíticas, algumas espécies que têm distribuição que transcende esses limites poderão apresentar uma pequena parcela de sua distribuição em outra unidade geopolítica, que não é aquela onde sua distribuição é amplamente distribuída. Efeitos conhecidos como “falsas raridades” surgem quando uma espécie é aparentemente rara porque consideramos apenas uma pequena parte da sua distribuição. Essa falsa raridade pode aumentar o custo da rede de áreas selecionadas na medida em que as unidades com espécies que apresentam “falsa raridade” são selecionadas separadamente em cada estado. Por outro lado, as tomadas de decisões são realizadas dentro desses limites geopolíticos. Utilizar diferentes escalas espaciais permite encontrar diferentes soluções nas redes de áreas prioritárias, e muitas vezes áreas consideradas importantes em nível regional podem não ter a mesma importância quando utilizamos uma escala mais local (Erasmus *et al.* 1999).

Os esquemas de priorização das áreas de conservação vêm sendo realizados utilizando-se diferentes unidades de planejamento. O tamanho dos grãos varia muito, como por exemplo, ~ 10.000 km² (Pinto *et al.* 2014), ~ 2.500 km² (Araújo *et al.* 2007), ~ 900 km² (Lennon *et al.* 2001) e 100 km² (Trindade-Filho *et al.* 2012). São utilizadas unidades de planejamento com formato regular, como quadrículas (e.g. Araújo 2004, Sánchez-Fernández & Abellán 2015) e hexágonos (e.g. Becker *et al.* 2010), ou irregular, como unidades hidrográficas (e.g. Couto *et al.* 2010) ou unidades geopolíticas (Schartz *et al.* 2014). Grãos maiores contribuem para a seleção de um menor número de unidades de planejamento que individualmente apresentam maior área, e grão menores levam à seleção de um maior número de quadrículas (Margules & Sarkar 2007). Na utilização de um tamanho de grão muito pequeno, assumimos uma precisão às informações (dados) daquela unidade que, muitas vezes, pode não ser coerente com a precisão do dado utilizado. Portanto, o tipo de dado também influencia nessa escolha.

Em função da escassez de informações espaciais para alguns grupos taxonômicos e na tentativa de se estimar as similaridades e/ou dissimilaridades

existentes entre unidades de planejamento, são adotados grupos indicadores (também chamados substitutos – “surrogates”) para a diversidade (Margules & Pressey 2000), muitas vezes utilizando espécies endêmicas. Esses grupos também são considerados no processo de estabelecimento de áreas prioritárias em diferentes escalas espaciais (Myers *et al.* 2000). Devido à falta de informações sobre abrangência de algumas espécies, são adotadas alternativas para se chegar a essas possíveis distribuições. A partir de registros de presença da espécie em vários locais e da análise de informações das condições ambientais são realizadas extrapolações para áreas que possivelmente aquela mesma espécie possa ocorrer, ou seja, para locais semelhantes aos locais de registro. O grande problema na utilização de dados de distribuição por extrapolação é que podem ocorrer superestimativas da área real de ocorrência de espécies (Hurlbert & Jetz 2007). Por outro lado, dados de ocorrência, embora apontem o real local onde a espécie foi encontrada podem ser tendenciosos (Pinto & Grelle 2011, Margule & Austin 1994), pois existem áreas que não são bem estudadas. Desta forma, deve haver um balanço na escolha de dados de ocorrência e distribuição nos processos de priorização espacial que envolve superestimação ou subestimação de abrangência geográfica.

A Mata Atlântica é considerada um *hotspot* de biodiversidade devido ao seu grande número de espécies endêmicas e por ter perdido mais de 70% da sua cobertura original (Myers *et al.* 2000). Este bioma possui cerca de setenta áreas protegidas que somadas são equivalentes a apenas 2,4% dessa cobertura (Cabral & Brito 2013). O bioma da Mata Atlântica encontra-se altamente fragmentado, consequência principalmente da construção das cidades durante o processo de colonização do Brasil e ao cultivo da cana-de-açúcar (Pereira & Alves 2007). Isso contribuiu para a perda de habitat de muitas espécies, passando a mantê-las isoladas em fragmentos bem pequenos. As áreas protegidas nesse bioma são pequenas e apenas 0,9% são da categoria proteção integral que é mais restritiva (Cabral & Brito 2013). A perda e fragmentação de habitats, as pressões de caça e outros fatores ameaçam diversas espécies (IUCN 2015), especialmente aquelas endêmicas deste bioma por apresentarem distribuições restritas.

Existem 20 espécies de primatas endêmicos da Mata Atlântica e dois gêneros endêmicos deste bioma (Mendes *et al.* 2014). Dentre esses primatas, três estão quase ameaçadas (*Callicebus nigrifrons*, *Callithrix kuhli* e *Sapajus nigritus*), quatro são classificadas como vulneráveis (*Alouatta belzebul*, *Callicebus melanochir*, *Callicebus personatus* e *Callithrix aurita*), sete encontram-se ameaçadas de extinção (*Brachyteles arachnoides*, *Callicebus coimbrai*, *Callithrix flaviceps*, *Leontopithecus chrysomelas*,

Leontopithecus chrysopygus, *Leontopithecus rosalia* e *Sapajus robustus*) e cinco estão criticamente ameaçadas (*Brachyteles hypoxanthus*, *Callicebus barbarabrownae*, *Leontopithecus caissara*, *Sapajus flavius* e *Sapajus xanthosternos*) (IUCN 2015). Diante do contexto apresentado, o objetivo principal deste estudo foi avaliar o efeito da escala geopolítica, do tipo de dado e do tamanho da unidade de planejamento sobre redes selecionadas para primatas endêmicos da Mata Atlântica usando métodos quantitativos que usam o princípio da complementaridade. Esperamos que: a) redes selecionadas na extensão da Mata Atlântica tenham menor número de áreas, do que redes selecionadas na extensão de estados, onde são considerados os limites geopolíticos, uma vez que falsas raridades podem aumentar o número de unidades selecionadas; b) a utilização de dados de distribuição diminua o número de áreas selecionadas nas redes e aumente a flexibilidade (diminua a insubstituibilidade), uma vez que estes são mais espacialmente distribuídos do que dados de ocorrência; c) o tamanho da unidade de planejamento influencie o número de áreas selecionadas e a insubstituibilidade seja maior em redes selecionadas usando unidades de planejamento menores, em função da menor sobreposição esperada das abrangências das espécies em escalas menores; d) o tipo de dado e extensões usadas influenciem na localização espacial das áreas selecionadas, uma vez que redes que utilizem tipos de dados e extensões diferentes tendem a ser menos similares entre si do que redes selecionadas a partir do mesmo tipo de dado e/ou para a mesma extensão, e que e) redes que utilizem unidades de planejamento pequenas sejam mais similares entre si por serem menos flexíveis pelo mesmo motivo apresentado em c).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Dados

Compilamos registros de ocorrência das espécies de primatas endêmicos da Mata Atlântica, através de artigos científicos indexados no portal Web of Science¹ e SciELO² e publicados nos periódicos especializados Neotropical Primates³ e Checklist⁴ (estes últimos não indexados), publicados de janeiro de 2000 a dezembro de 2013. Nas buscas no portal Web of Science e no SciELO utilizamos sempre como palavra-chave o nome do gênero (*Alouatta*, *Brachyteles*, *Callicebus*, *Callithrix* e *Leontopithecus*). Especificamente para o gênero *Sapajus* utilizamos as palavras-chave *Cebus* e *Sapajus*, considerando a recente atualização taxonômica para divisão de *Cebus* em dois gêneros (Alfaro *et al.* 2012). Esses dados de registros de ocorrência foram checados com relação à localização espacial utilizando um *software* para Sistemas de Informações Geográficas (SIG). Registros localizados dentro da distribuição geográfica predita para cada espécie (IUCN 2015) foram considerados válidos. Registros de ocorrência localizados fora da distribuição geográfica predita para a espécie (IUCN 2015) foram considerados válidos apenas se:

- a) referia-se a um local de ocorrência para a espécie relatada em mais de uma publicação com pelo menos um registro direto (captura ou visualização) cujo objeto principal do estudo era o primata (e não outros organismos, como algum parasita, por exemplo);
- b) os autores relataram explicitamente que aquele local de ocorrência caracterizava uma expansão da distribuição geográfica da espécie;
- c) a referência geográfica (coordenadas de latitude e longitude) parecia correta, ou seja, se era coerente com localizações geográficas de mesmos nomes relatados em outros artigos, em páginas eletrônicas de órgãos oficiais ambientais do governo (ICMBio, por exemplo) ou organizações não-governamentais.

Também foi realizada a checagem e reclassificação taxonômica dos registros de ocorrências de todas as espécies, quando necessário, seguindo IUCN (2015) e Rylands & Mittermeier (2009).

¹ webofknowledge.com

² www.scielo.org

³ www.primate-sg.org/neotropical_primates

⁴ www.checklist.org.br

Os dados de distribuição de todas as espécies de primatas endêmicos da Mata Atlântica foram adquiridos através da International Union for Conservation of Nature⁵.

Três grades com diferentes tamanhos de unidades de planejamento foram construídas sobre a Mata Atlântica a partir do mapa da área de aplicação da Lei da Mata Atlântica disponível no site do Ministério do Meio Ambiente: uma grade com 236 quadrículas de 1° de latitude/longitude, outra com 754 quadrículas de 0,5° de latitude/longitude e, por fim, uma com 2512 quadrículas de 0,25° de latitude/longitude. As quadrículas compõem nossa unidade de pareamento dos dados. Também foram montadas grades separadamente para a área de Mata Atlântica de cada estado (por exemplo, Figura 1) a partir do mapa dos limites estaduais brasileiros que também está disponível no site do MMA⁶. Quando uma quadrícula compartilhava um ou mais estados, atribuímos pertencente a essa quadrícula o estado que possuía uma maior área dentro da quadrícula. Os dados de ocorrência e distribuição dos primatas foram organizados sobre todas as grades.

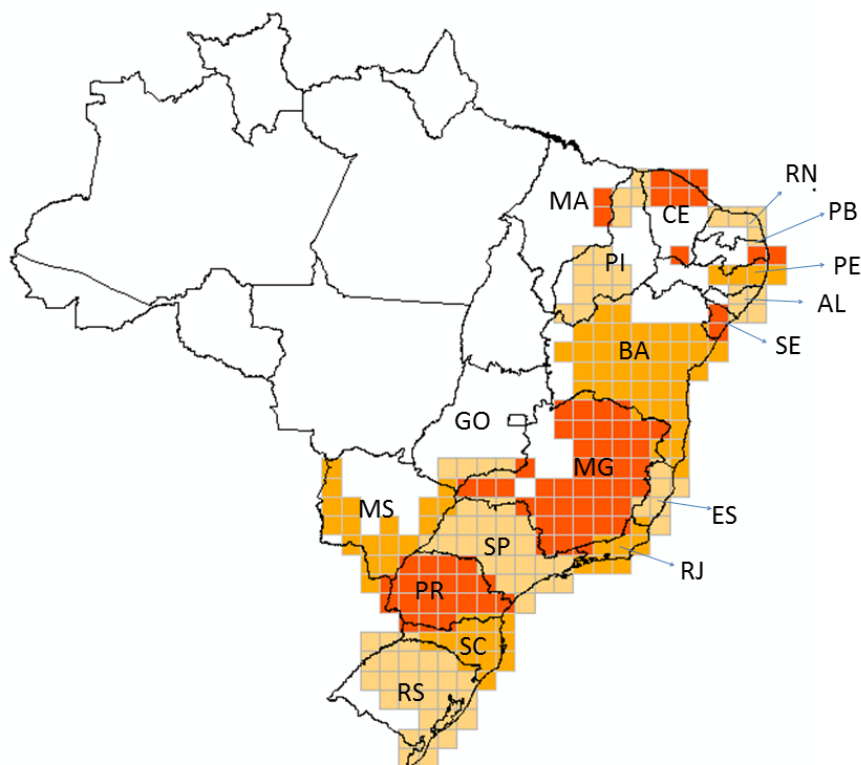


Figura 1. Grade com grão de resolução igual a 1° lat./long. levando em considerando os limites estaduais.

⁵ www.iucnredlist.org

⁶ www.mma.gov.br

4.2 Seleção de Redes de Áreas Prioritárias

Selecionamos redes de áreas prioritárias utilizando o algoritmo *simulated annealing* implementado através do software MARXAN (Game & Grantham 2008; Ball *et al.* 2009). Este algoritmo é não-sequencial e encontra soluções comparando conjuntos inteiros de áreas. Primeiramente, ele seleciona uma rede aleatória de células e a cada iteração muda o sistema também aleatoriamente, adicionando, excluindo e/ou trocando células (Possingham *et al.* 2000). Eventuais mudanças na rede são avaliadas através de uma função de custo (que deve ser minimizado), cujo valor aumenta a cada quadrícula adicional selecionada e/ou a cada espécie que deixa de ser representada. Isso induz a uma solução que represente todas as espécies em um menor conjunto possível de áreas. Dessa forma, o conceito de complementaridade está embutido neste algoritmo. O MARXAN é o software mais utilizado como ferramenta de apoio às tomadas de decisões no planejamento sistemático de conservação durante o processo de seleção de áreas para conservação (Ball & Possingham 2000).

Nossos alvos de representação foram todas as espécies de primatas endêmicas da Mata Atlântica: *Alouatta guariba*, *Alouatta belzebul*, *Brachyteles arachnoides*, *Brachyteles hypoxanthus*, *Callicebus barbarabrownae*, *Callicebus coimbrai*, *Callicebus melanochir*, *Callicebus nigrifrons*, *Callicebus personatus*, *Callithrix aurita*, *Callithrix flaviceps*, *Callithrix geoffroyi*, *Callithrix kuhli*, *Leontopithecus caissara*, *Leontopithecus chrysomelas*, *Leontopithecus chrysopygus*, *Leontopithecus rosalia*, *Sapajus flavius*, *Sapajus nigritus*, *Sapajus robustus* e *Sapajus xanthosternos*. Neste trabalho a nossa meta foi garantir a representação de cada espécie no mínimo em uma quadrícula da rede, para isso atribuímos um custo maior para os nossos alvos (no Marxan: $spf = 2$) do que para as unidades de planejamento (no Marxan: $cost = 1$).

Selecionamos redes de áreas prioritárias para representação dessas espécies usando 12 abordagens (Figura 2). Por exemplo, uma das abordagens foi feita na escala de Mata Atlântica, usando dados de ocorrência organizados em unidades de planejamento de 1° latitude/longitude. Foram feitas 100, 200 e 300 rodadas (dependendo da necessidade) com 10.000.000 iterações para cada abordagem. Mantivemos as 100 (cem) primeiras soluções que apresentaram o menor número de unidades de planejamento representando todas as espécies de cada abordagem.

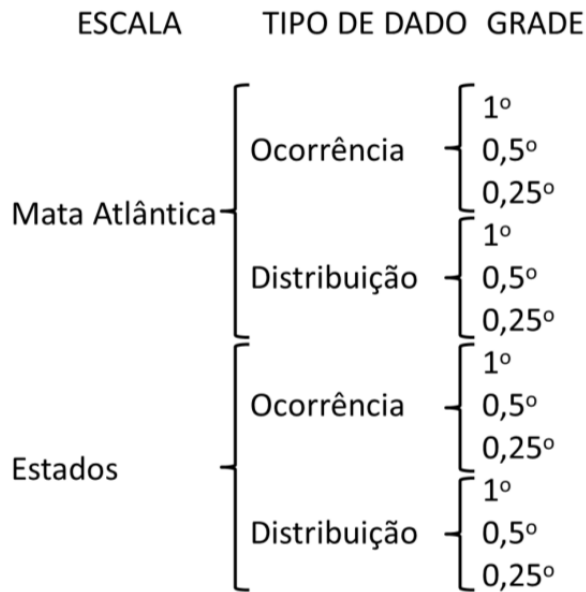


Figura 2 . Diferentes abordagens usadas para selecionar áreas para representação dos primatas, em que consideramos duas extensões espaciais (ESCALA), sendo uma para todo o bioma (Mata Atlântica) e outra considerando os limites estaduais (Estados); combinadas com tipo de dado, de ocorrência ou de distribuição (TIPO DE DADO), e tamanho das nossas unidades de planejamento com diferentes resoluções de grão (1°, 0,5° e 0,25°; GRADE). Por exemplo, uma das abordagens foi feita na escala de Mata Atlântica, usando dados de ocorrência organizados em unidades de planejamento de 1° latitude/longitude.

4.3 Análises

Para cada abordagem, calculamos os valores de insubstituibilidade para cada célula a partir das 100 soluções. A insubstituibilidade pode ser definida como a probabilidade de que seja necessário proteger determinada célula para alcançar um conjunto de objetivos (Pressey *et al.* 1994). Utilizamos a frequência de cada quadrícula nas redes selecionadas como medida de insubstituibilidade (Ferrier *et al.* 2000). A utilização dessa medida pode ser justificada, pois pode existir mais de uma solução possível, especialmente quando tratamos as áreas (unidades de análise) como tendo o mesmo custo. Assim, dentro das 100 soluções, a insubstituibilidade mínima será igual a 0 e a máxima a 100% (Diniz-Filho *et al.* 2008).

O índice de similaridade de Jaccard é amplamente utilizado como medida de similaridade, ele foi desenvolvido objetivando a comparação entre dois conjuntos, assim podemos comparar o número de espécies em um conjunto de áreas diferentes baseado na diversidade total de todo o conjunto (Gotelli & Chao 2013). Usamos o índice de similaridade de Jaccard para comparar as redes selecionadas em uma mesma abordagem e entre abordagens diferentes. Desta forma, na comparação entre duas redes de reservas,

quanto maior for o valor de Jaccard, mais parecidas são as duas redes (possuindo várias quadrículas em comum).

Índice de similaridade de Jaccard:

$$C_J = \frac{a}{a + b + c}$$

Onde:

- a) Número de quadrículas selecionadas em comum nas duas redes;
- b) Número de quadrículas selecionadas apenas na rede 1;
- c) Número de quadrículas selecionadas apenas na rede 2.

As redes das diferentes abordagens foram comparadas com relação ao número de quadrículas. Para avaliar se o padrão de insubstituibilidade muda dependendo do tipo de abordagem, a insubstituibilidade obtida nas diferentes abordagens foi comparada através de interpretação visual dos gráficos. Além disso, usamos análise de variância de duas vias por permutação para investigar se os valores de Jaccard (comparações das redes par a par) diferem dependendo da extensão usada e do tipo de dado usado. As análises foram feitas separadamente para os resultados obtidos usando unidades de planejamento de 1°, 0,5° e 0,25° latitude/longitude, através do *software* R 3.2.0.

5 RESULTADOS

Em nosso banco de dados registramos 1387 ocorrências de primatas endêmicos da Mata Atlântica, que no total representaram 21 espécies agrupadas em seis gêneros pertencentes a quatro famílias.

As redes de áreas prioritárias obtidas utilizando o *simulated annealing* mostraram qual o número mínimo de quadrículas necessárias para representar todas as espécies em um menor número de unidades de planejamento. Assim, para garantir a representação de todas as espécies na a grade de 1°, usando dados de distribuição na extensão de toda a Mata Atlântica, foram necessárias seis quadrículas. Nesse mesmo tamanho de grão para todo o bioma, quando utilizamos os dados de ocorrência foram selecionadas sete quadrículas, uma a mais do que quando utilizamos dados de distribuição. Considerando as divisões geopolíticas e assim realizando a seleção de áreas separadamente para cada estado, para a grade de 1°, 25 quadrículas foram selecionadas usando dados de distribuição e 24 utilizando dados de ocorrência. Para a grade 0,5°, com os dados de distribuição, sete quadrículas foram selecionadas para todo o bioma da Mata Atlântica e 28 para a abordagem por estado. Foi necessário um maior número de quadrículas quando para essa mesma grade, utilizamos dados de ocorrência, oito para a Mata Atlântica e 32 para estados. Na grade de 0,25° foram selecionadas sete quadrículas para representar todas as espécies pelo menos uma vez quando utilizarmos uma abordagem apenas para a Mata Atlântica com dados de distribuição. Quando utilizarmos dados de ocorrência foram necessárias nove quadrículas. Quando a nossa abordagem considerou os limites geopolíticos, foram selecionadas 26 quadrículas utilizando dados de distribuição e 34 quadrículas quando utilizamos dados de ocorrência (Tabela 1).

5.1 Insubstituibilidade das Unidades de Planejamento

Algumas quadrículas sempre foram selecionadas em todas as 100 soluções (Figura 3). Essas quadrículas foram consideradas insubstituíveis, pois são indispensáveis para satisfazer a nossa meta estabelecida de representar cada espécie pelo menos uma vez. Observamos que quando utilizamos os diferentes tipos de dados para os diferentes tamanhos de grãos (1°, 0,5° e 0,25°) nas abordagens em nível de bioma, considerando toda a Mata Atlântica, o número de quadrículas insubstituíveis foi menor, e foi necessário utilizar uma menor porcentagem da grade para representar todos os primatas (Tabela 1). As redes selecionadas nas abordagens realizadas considerando

limites geopolíticos utilizaram uma maior porcentagem da grade para o cumprimento da meta resultando em um maior número de áreas (Tabela 1). Todas as abordagens apresentaram muitos valores baixos de insubstituibilidade entre as comparações e alguns poucos valores altos compartilhados, para as três grades.

Tabela 1. Número de quadrículas selecionadas em redes mínimas (REDE), número de quadrículas selecionadas pelo menos uma vez nas 100 melhores soluções (N), número de quadrículas com insubstituibilidade igual a 100% (IRRE) nas 100 melhores soluções, proporção da área da grade selecionada em redes mínimas (%) e número total de quadrículas em cada grade (Total), quando utilizamos dados de distribuição (D) ou dados de ocorrência (O), para as abordagens em nível de bioma (Mata Atlântica) e separadamente por estados e diferentes resoluções de grão (1°, 0,5° e 0,25°) para selecionar redes de áreas prioritárias que representem todos os primatas endêmicos da Mata Atlântica.

	ESTADO						MATA ATLÂNTICA					
	1°		0,5°		0,25°		1°		0,5°		0,25°	
	D	O	D	O	D	O	D	O	D	O	D	O
REDE	25	24	28	32	26	34	6	7	7	8	7	9
N	74	47	172	114	354	143	34	18	123	40	205	70
IRRE 100	10	15	7	18	5	15	1	2	0	2	0	3
%	10,5	10,1	3,7	4,2	1,0	1,4	2,5	3,0	0,9	1,1	0,3	0,4
TOTAL	237	237	755	755	2512	2512	237	237	755	755	2512	2512

A comparação dos valores de insubstituibilidade entre as redes mínimas para diferentes extensões, tipo de dado e grão, resultou em seis abordagens em cada grade, totalizando dezoito comparações. Nestas comparações foram atribuídos códigos para o tipo de dado utilizado (D = distribuição; O = ocorrência), para o grão (1 = 1 grau; 05 = 0,5 graus; 025 = 0,25 graus) e para o tipo de extensão empregada (MA = Mata Atlântica; ES = estado).

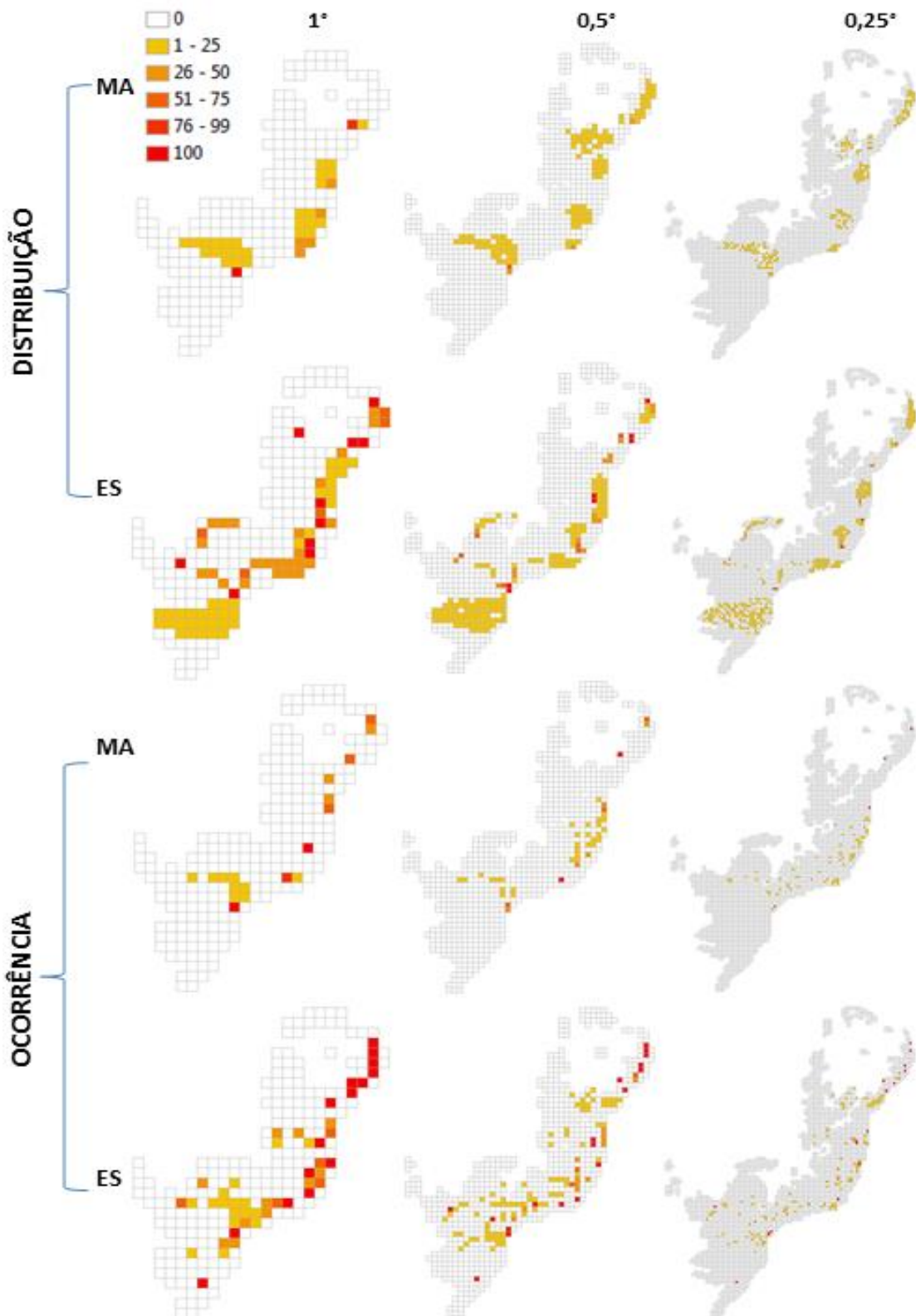


Figura 3. Insubstituibilidade das quadrículas em cada uma das grades (1° , $0,5^\circ$ e $0,25^\circ$), utilizando dados de distribuição e dados de ocorrência, para as extensões Mata Atlântica (MA) ou estados (ES) obtidas a partir de redes de áreas prioritárias selecionadas para representar todos os primatas endêmicos da Mata Atlântica.

Na figura 4 observamos que várias quadrículas apresentaram valores baixos de insubstituibilidade para D1MA quando comparados com D1ES, O1MA e O1ES, insubstituibilidade foi maior. Muitas quadrículas apresentaram altos valores de insubstituibilidade para O1ES e baixos para O1MA. Algumas poucas quadrículas apresentaram altos valores de insubstituibilidade independente da abordagem utilizada. Não houve padrão nas comparações entre D1ES com O1ES e O1MA, as quadrículas aqui apresentaram altos e baixos valores de insubstituibilidade para as duas abordagens. A maioria das quadrículas com altos valores de insubstituibilidade em D1ES foi diferente daquelas com altos valores de insubstituibilidade em O1ES.

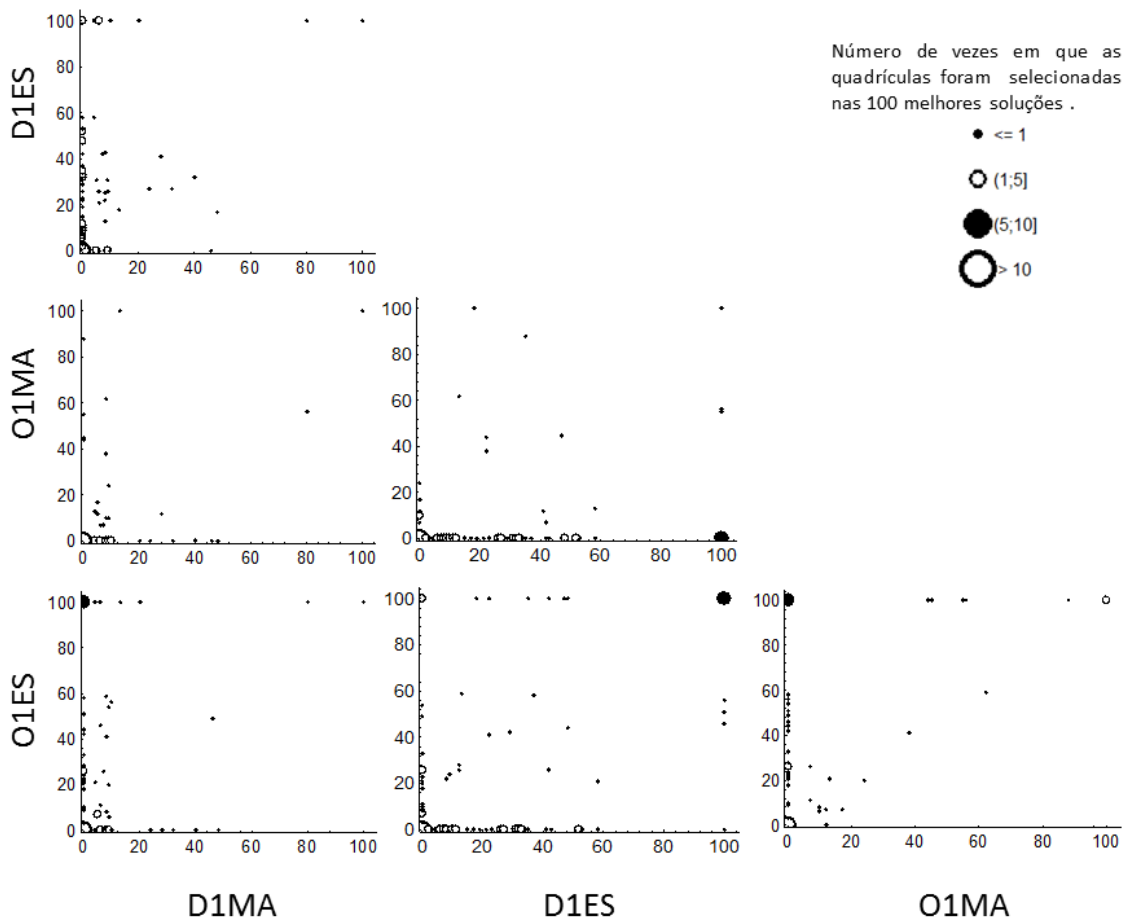


Figura 4. Relações entre os valores de insubstituibilidade das quadrículas na grade de 1^o obtidos em cada abordagem (N= 237), feita em diferentes combinações de tipo de dado (distribuição – D; ocorrência - O) e extensão (Mata Atlântica - MA; Estados - ES) obtidas a partir de redes de áreas prioritárias selecionadas para representar todos os primatas endêmicos da Mata Atlântica. Por exemplo, D1MA é a insubstituibilidade das quadrículas utilizando dados de distribuição na grade de 1^o para a Mata Atlântica.

Quando utilizamos um grão um pouco mais fino, o padrão observado na escala de 1° ficou mais evidente. Para as comparações na grade de 0,5° (Figura 5) observamos baixos valores de insubstituibilidade em D05MA quando comparados com D05ES, O05MA e O05ES. O oposto não foi percebido, nenhuma quadrícula foi altamente insubstituível em D05MA e apresentou baixa insubstituibilidade nas demais abordagens. Nas comparações entre D05ES e O05ES e entre D05ES e O05MA não percebemos relações claras entre os valores de insubstituibilidade.

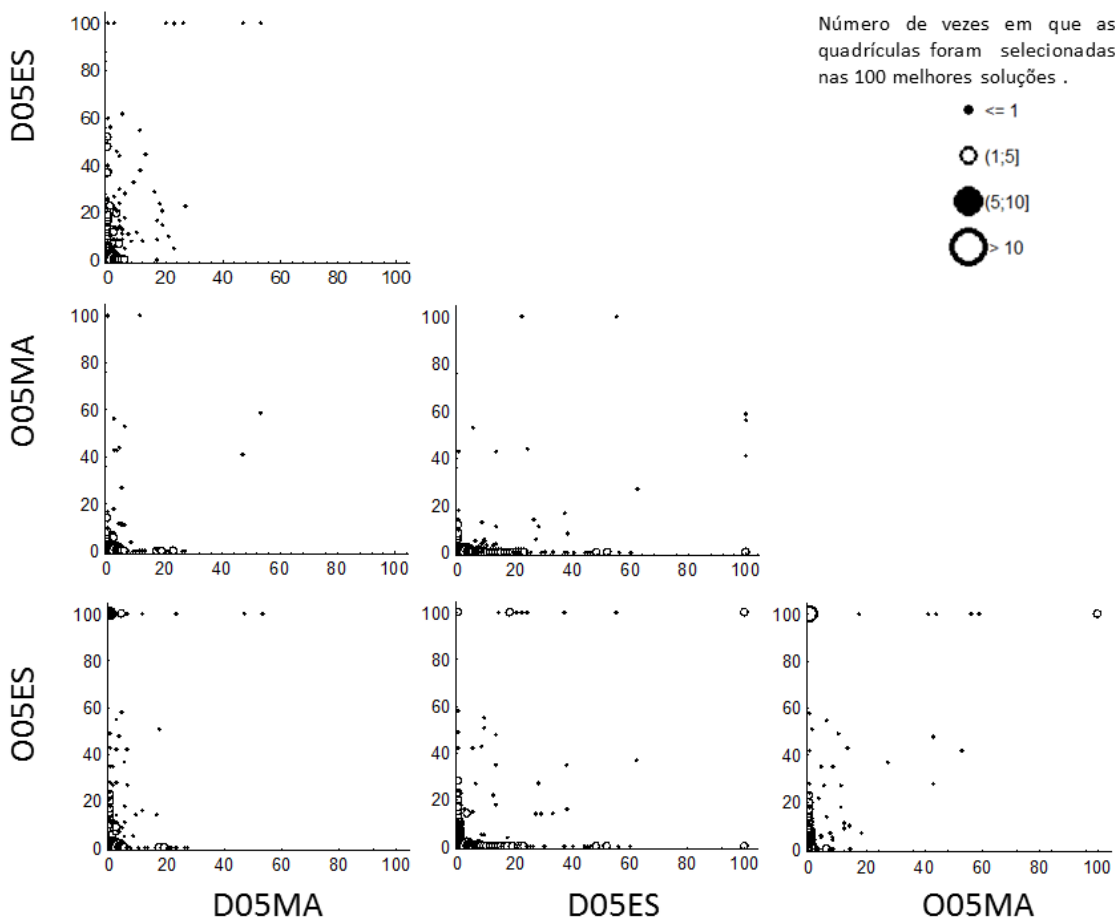


Figura 5. Relações entre os valores de insubstituibilidade das quadrículas na grade de 0,5° obtidos em cada abordagem (N= 755), feita em diferentes combinações de tipo de dado (distribuição – D; ocorrência - O) e extensão (Mata Atlântica - MA; Estados - ES) obtidas a partir de redes de áreas prioritárias selecionadas para representar todos os primatas endêmicos da Mata Atlântica. Por exemplo, D05MA é a insubstituibilidade das quadrículas utilizando dados de distribuição na grade de 0,5° para a Mata Atlântica.

Agora comum tipo de grão ainda mais fino, percebemos novamente que abordagens onde observamos altos valores de insubstituibilidade em O025ES, O025MA e D025ES apresentaram baixos valores insubstituibilidade quando comparados com D025MA. O padrão observado nas demais abordagens continuou não sendo percebido para as comparações entre D025ES e O025ES. Já quando D025ES foi comparado com O025MA observamos que muitos valores de insubstituibilidade apresentaram valores baixos para ambas as comparações. Muitos valores foram altos para O025ES enquanto apresentaram baixas insubstituibilidade em O025MA (Figura 6).

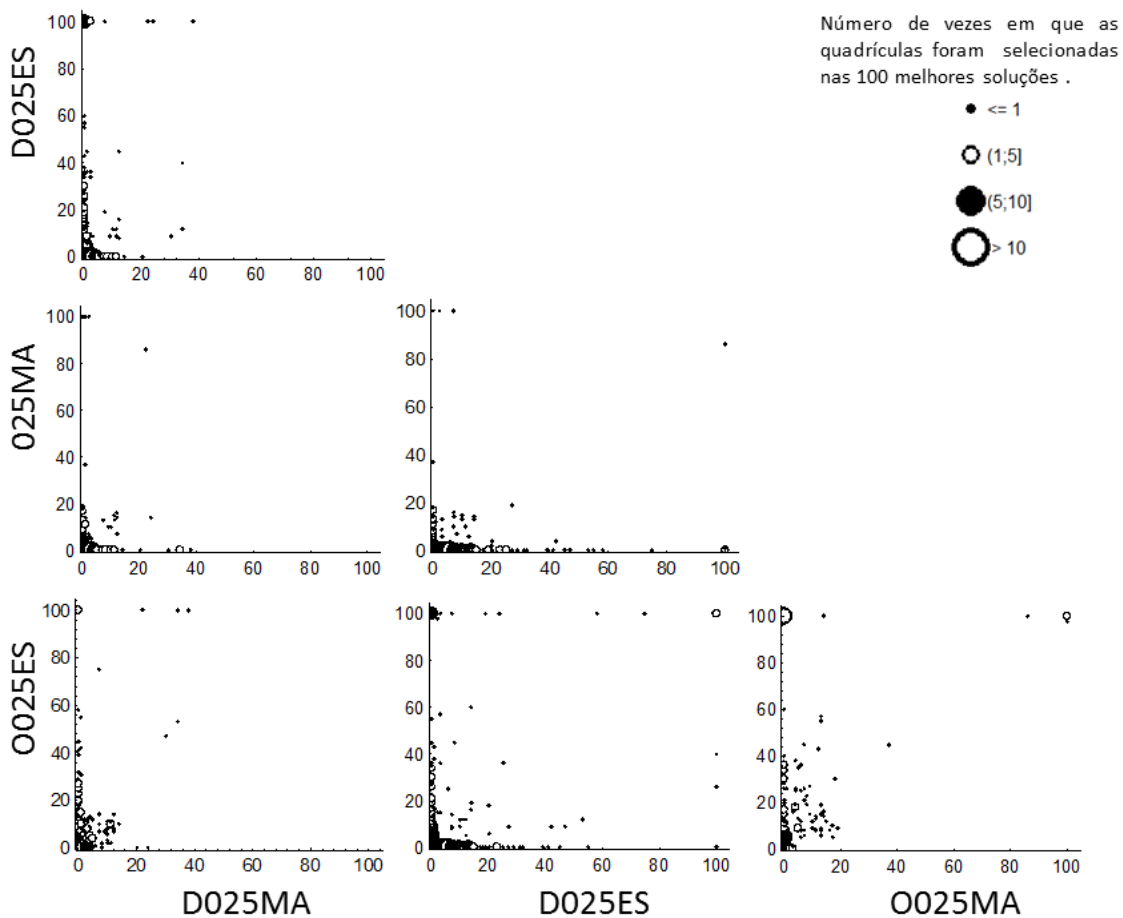


Figura 6. Relações entre os valores de insubstituibilidade das quadrículas na grade de $0,25^\circ$ obtidos em cada abordagem ($N= 2512$), feita em diferentes combinações de tipo de dado (distribuição – D; ocorrência - O) e extensão (Mata Atlântica - MA; Estados - ES) obtidas a partir de redes de áreas prioritárias selecionadas para representar todos os primatas endêmicos da Mata Atlântica. Por exemplo, D025MA é a insubstituibilidade das quadrículas utilizando dados de distribuição na grade de $0,25^\circ$ para a Mata Atlântica.

5.2 Similaridade das Unidades de Planejamento

A similaridade entre as redes selecionadas (medida pelo índice de Jaccard) é diferente dependendo da extensão usada e do tipo de dado usado (ANOVA fatorial por permutação, Tabela 3). Houve interação entre o tipo de dado e a extensão para todos os grãos avaliados (1°: $F_{4,49491} = 3572,00$, $p < 0,01$; 0,5°: $F_{4,49491} = 9077,56$, $p < 0,01$ e 0,25°: $F_{4,49491} = 12288,42$, $p < 0,01$).

Tabela 3. ANOVA fatorial por permutação para as comparações dos índices de similaridade de Jaccard entre as redes selecionadas para representar todos os primatas endêmicos da Mata Atlântica nos três diferentes tamanhos de unidades de planejamento (1°, 0,5° e 0,25° grau). Para as seleções em cada tamanho de grão, investigamos se os valores de Jaccard (comparações de redes par-a-par) diferiam com relação à extensão usada, ao tipo de dado usado e se houve interação entre esses fatores.

	COMPONENTE	Gl	F	p
1°				
	Dado	2	44533,00	<0,01
	Extensão	2	46619,00	<0,01
	Interação	4	3572,00	<0,01
0,5°				
	Dado	2	74616,39	<0,01
	Extensão	2	52925,06	<0,01
	Interação	4	9077,56	<0,01
0,25°				
	Dado	2	126280,10	<0,01
	Extensão	2	51001,22	<0,01
	Interação	4	12288,42	<0,01

As comparações que utilizaram apenas extensões estaduais (ES*ES) apresentaram redes mais similares entre si do que as comparações realizadas entre as redes selecionadas na extensão da Mata Atlântica (MA*MA) (Figura 7). Independente do tipo de dado, as comparações entre redes selecionadas na extensão de estado (ES*ES) na grade de 1° (Figura 7a) apresentou maior índice de Jaccard do que as comparações entre redes selecionadas na extensão da Mata Atlântica (MA*MA) e esta do que as comparações entre redes selecionadas em extensões diferentes (ES*MA). Comparações entre redes obtidas utilizando tipos de dados diferentes (D*O) apresentaram menores índices de Jaccard do que comparações que utilizaram mesmo tipo de dado, independente da extensão utilizada. Sempre que utilizamos a mesma extensão e o mesmo tipo de dado, as quadrículas selecionadas foram mais semelhantes

apresentando maiores índices de Jaccard do que quando utilizamos mesmo tipo de dado para extensões diferentes.

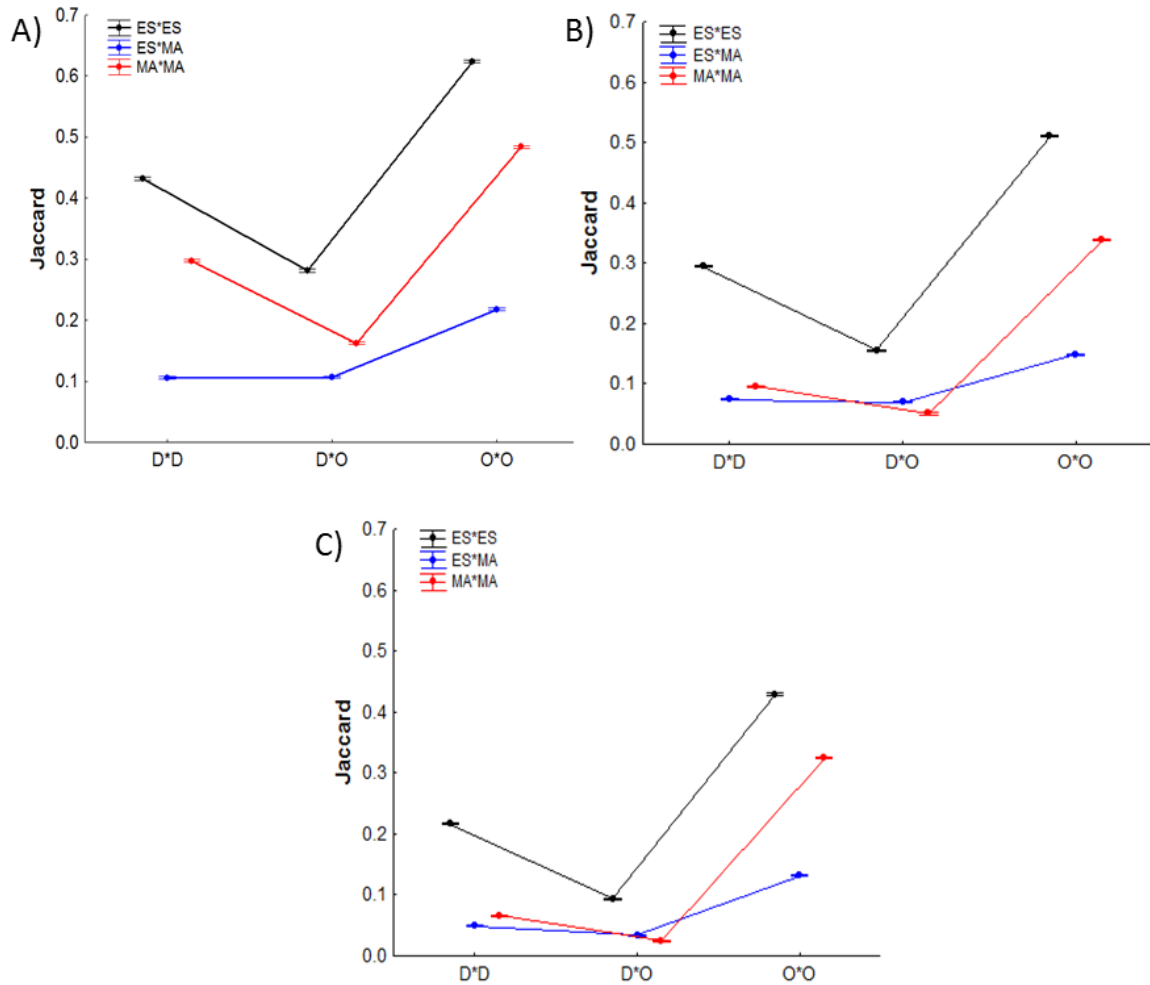


Figura 7. Índices de Jaccard obtidos a partir das comparações par-a-par entre redes selecionadas para representar todos os primatas endêmicos da Mata Atlântica usando unidades de planejamento de 1° latitude/longitude (A), 0,5° latitude/longitude (B) e 0,25° latitude/longitude (C). Observe que temos valores de Jaccard para comparações entre redes utilizando diferentes tipos de dado (distribuição e ocorrência) e em diferentes extensões espaciais (estados e Mata Atlântica). Os pontos representam as médias e as barras verticais representam os intervalos de confiança de 95%. Média e desvio padrão dos valores Jaccard das diferentes comparações para grão igual a 1° latitude/longitude em A: $\bar{Y}_{D-D} = 0,28 \pm 0,16$; $\bar{Y}_{D-O} = 0,16 \pm 0,09$; $\bar{Y}_{O-O} = 0,44 \pm 0,19$; $\bar{Y}_{MA-MA} = 0,31 \pm 0,19$; $\bar{Y}_{ES-MA} = 0,13 \pm 0,06$; $\bar{Y}_{ES-ES} = 0,44 \pm 0,16$; 0,5° latitude/longitude em B: $\bar{Y}_{D-D} = 0,15 \pm 0,11$; $\bar{Y}_{D-O} = 0,09 \pm 0,06$; $\bar{Y}_{O-O} = 0,33 \pm 0,17$; $\bar{Y}_{MA-MA} = 0,16 \pm 0,15$; $\bar{Y}_{ES-MA} = 0,09 \pm 0,05$; $\bar{Y}_{ES-ES} = 0,32 \pm 0,15$; e 0,25° latitude/longitude em C: $\bar{Y}_{D-D} = 0,11 \pm 0,14$; $\bar{Y}_{D-O} = 0,05 \pm 0,04$; $\bar{Y}_{O-O} = 0,29 \pm 0,14$; $\bar{Y}_{MA-MA} = 0,14 \pm 0,15$; $\bar{Y}_{ES-MA} = 0,06 \pm 0,05$; $\bar{Y}_{ES-ES} = 0,25 \pm 0,14$.

As comparações entre redes selecionadas na extensão estadual (ES*ES) também apresentaram maiores índices de Jaccard, quando usamos unidades de planejamento de 0,5° (Figura 7b), do que aqueles obtidos para comparações entre redes selecionadas na extensão da Mata Atlântica (MA*MA) e para comparações entre redes selecionadas na escala do estado com redes selecionadas na escala da Mata Atlântica (ES*MA). No entanto, comparações entre redes na extensão da Mata Atlântica (MA*MA) só tiveram valores de Jaccard maiores do que as comparações entre redes na extensão estado e Mata Atlântica (ES*MA) quando utilizamos dados de ocorrência (O*O). Nesse caso, não houve diferença entre utilizar apenas dados de distribuição (D*D) e diferentes tipos de dado (D*O) (ver os testes a posteriori no Apêndice1). Quando utilizamos extensões diferentes ES*MA e tipos de dados diferentes D*O observamos índices maiores do que quando utilizamos extensões só em nível de bioma para esse mesmo tipo de dado. Em unidade de planejamento de 0,5° quando utilizamos dados de distribuição para seleção de redes em extensões diferentes encontramos menores valores de Jaccard nas comparações entre redes do que quando utilizamos dados de ocorrência. Nas comparações entre redes selecionadas usando dados de ocorrência observamos que os valores de Jaccard são mais diferentes quando comparamos redes em diferentes extensões do que quando fazemos essa mesma comparação entre redes selecionadas usando dados de distribuição ou usando dados de distribuição e ocorrência.

O mesmo comportamento observado na grade de 0,5° também foi observado em unidade de planejamento de tamanho igual a 0,25° (Figura 7c), no entanto, os valores de índices de Jaccard para essa grade foram menores do que os encontrados para a grade de 0,5°.

6 DISCUSSÃO

As redes que levaram em consideração os limites entre estados selecionaram um maior número de quadrículas do que as redes selecionadas a partir do bioma da Mata Atlântica. Independente do tipo de dado, o número de quadrículas selecionadas pelo menos uma vez nas 100 soluções, foi maior quando consideramos as fronteiras estaduais do que quando levamos em consideração toda a Mata Atlântica. Semelhantemente, observamos que o número de quadrículas 100% insubstituíveis, aquelas que sempre foram selecionadas em todas as 100 soluções, foi maior nas abordagens para estado do que naquelas para a Mata Atlântica. Além disso, observamos que abordagens que consideraram os limites estaduais tiveram muitas áreas com altos valores de insubstituibilidade se comparadas com os valores de insubstituibilidade dessas mesmas áreas na extensão da Mata Atlântica. Isso acontece por causa das “falsas raridades”, em que mais áreas serão necessárias para se alcançar a meta desejada. Espécies que possuem distribuições marginais em alguns estados, mas são amplamente distribuídas, acabam sendo selecionadas como raras onde a sua distribuição abrange uma pequena área próxima ao limite do estado. Espécies que são ditas como raras, ocorrendo em poucas quadrículas, acabam restringindo a flexibilidade das redes (Pinto *et al.* 2014). Dessa maneira, a flexibilidade do sistema de redes de reservas aumenta quando a insubstituibilidade das quadrículas diminui (Diniz-Filho *et al.* 2008). Métodos de seleção baseados em complementaridade possuem uma forte ligação com as espécies raras (Rodrigues & Gaston 2002), o que acaba influenciando na escolha de áreas onde essas espécies são representadas.

Nossos resultados indicaram que quando utilizamos dados de distribuição selecionamos um menor número de quadrículas nas redes do que quando utilizamos os dados de ocorrência para representar todos os primatas que consideramos como endêmicos da Mata Atlântica. Ao utilizar dados de distribuição, o número de quadrículas totalmente insubstituíveis foi menor do que quando usamos dados de ocorrência; nas duas escalas. Observamos ainda que a utilização de dados de distribuição aumenta o número de quadrículas com valor de insubstituibilidade maior ou igual a 1 (o que indica que essas quadrículas foram selecionadas pelo menos uma vez nas 100 soluções) quando comparamos com quadrículas selecionadas utilizando dados de ocorrência, independente da escala utilizada, o que indica maior flexibilidade da rede usando dados de distribuição; quando consideramos os limites estaduais esse aumento foi ainda maior. Com as comparações entre as insubstituibilidades percebemos que

utilizar dados de ocorrência aumenta o número de quadrículas com alta insubstituibilidade e que essas quadrículas não apresentam alta insubstituibilidade em abordagens onde utilizamos dados de distribuição, principalmente quando comparamos o dado de ocorrência na escala de estado com o dado de distribuição na escala de bioma. Isso pode ocorrer porque os dados de distribuição são extrapolações, assim mais quadrículas diferentes podem ser selecionadas em toda a rede, uma vez que os dados estão mais espacialmente distribuídos. Entretanto, a utilização desse tipo de dado aumenta as chances de ocorrer erro de comissão ao indicar falsa ocorrência de uma determinada espécie em um determinado local (Rondinini *et al.* 2006). Esses tipos de erros podem prejudicar o planejamento de conservação uma vez que geram cenários de grandes incertezas, onde podemos provocar “extinção por exagero” ao proteger uma área em que a espécie não ocorre (Lemes *et al.* 2011). Quando utilizamos dados de ocorrência obtivemos um menor número de quadrículas com valor de insubstituibilidade maior ou igual a 1 e isso ocorreu porque esse tipo de dado é pontual. Por isso muitas vezes são selecionadas as mesmas quadrículas em redes alternativas, pois essas estão restritas por poucos registros de localização de alguma espécie. Além disso, também acontece de muitas localizações georreferenciadas caírem em uma mesma quadrícula, uma vez que os dados de ocorrência não estarão bem distribuídos no espaço. Assim, redes selecionadas usando dados de distribuição são mais flexíveis do que redes selecionadas usando dados de ocorrência. Dados de ocorrência são bastante enviesados para áreas em que foram realizados mais estudos (Rondinini *et al.* 2006). Quando usamos esse tipo de dado, assumimos a ausência de informação ou a ausência da espécie naquela área. Isso leva a erros de omissão (Rondonini *et al.* 2006). Por outro lado, a seleção de locais utilizando dados de ocorrência garante áreas onde sabidamente a(s) espécie(s) ocorrem.

Em nosso trabalho observamos que grãos mais finos acabam selecionando um maior número de quadrículas nas redes para representação de todas as espécies, em comparação a grãos com resoluções mais grosseiras. O número de quadrículas selecionadas pelo menos uma vez em todas as 100 soluções também aumenta quando a resolução diminui. Porém, o número de quadrículas totalmente insubstituíveis acaba diminuindo, quando utilizamos dados de distribuição e aumentando, quando utilizamos dados de ocorrência, quando a resolução do grão diminui. Assim, quando utilizamos quadrículas menores acabamos por ocupar uma menor proporção de toda a grade, independente da extensão, para chegar a uma solução mínima que representasse todos

os nossos alvos. Isso acontece porque resoluções mais grosseiras selecionam maiores áreas, o que é um artefato do tamanho da unidade de planejamento. Quando refinamos o grão, qualquer análise fica mais susceptível a erros de georreferenciamento, uma vez que não teremos resolução suficiente para garantir que um dado é pertencente de fato àquela unidade. Atribuímos assim, uma precisão aos dados que na maioria das vezes eles não possuem (Rondinini *et al.* 2006). Além disso, o tamanho da unidade de planejamento (grão) deve concordar com o tipo de dado que será utilizado. O uso de unidades de planejamento muito grandes em análises de lacunas, quando dados da biodiversidade – especialmente registros de ocorrência - são pareados com dados de reservas existentes para verificar a representação (Rodrigues *et al.* 2004), pode levar à falsas conclusões de que uma espécie está adequadamente representada em uma unidade. Isso aconteceria, por exemplo, se um registro dessa espécie ocorre na mesma unidade de planejamento que uma unidade de conservação, mesmo que estes estejam geograficamente separados. Nessas abordagens, uma forma de tentar reduzir erros de comissão é diminuir o tamanho do grão quando utilizamos dados de ocorrência (Pinto *et al.* 2014). Na seleção de áreas para conservação, estudos em amplas extensões espaciais geralmente utilizam grãos maiores (Abellán & Sánchez-Fernández 2015; Brooks *et al.* 2001; Balmford *et al.* 2001) e indicam regiões importantes para a conservação, onde estudos em escalas mais finas devem ser feitos. Além disso, grãos maiores conferem maior concordância entre a diversidade beta (Abellán & Sánchez-Fernández 2015) de diferentes grupos taxonômicos, facilitando o uso de grupos indicadores. Por possuírem uma menor precisão, grãos maiores, também ajudam a evitar problemas de superestimação (Hurlbert & Jetz 2007), por exemplo, quando os dados utilizados são de distribuição.

Em nossa análise de similaridade das redes de unidades de planejamento nas diferentes escalas e para os diferentes tipos de dados, vimos que quando usamos extensões diferentes e quando utilizamos tipos de dados diferentes, as redes selecionadas são espacialmente mais diferentes entre si, apresentando menor coeficiente de Jaccard. Utilizar extensões diferentes para analisar a similaridade entre as redes acaba resultando em redes mais dessemelhantes, uma vez que para redes que levam em consideração os limites estaduais o número de áreas selecionadas é bem maior. Também existe a consequência das falsas raridades, e a localização espacial das quadrículas selecionadas são distintas daquelas de redes selecionadas na escala de bioma. Observamos que redes selecionadas utilizando dados de ocorrência dentro da mesma

extensão são mais semelhantes entre si do que redes selecionadas usando dados de distribuição. Isso ocorre porque redes selecionadas através de dados de ocorrência são menos flexíveis, uma vez que os dados pontuais acabam levando à seleção de redes alternativas parecidas. Isso não acontece quando utilizamos dados de distribuição, uma vez que extrapolações estão mais distribuídas espacialmente e por isso conjuntos de áreas diferentes podem ser selecionados alcançando a mesma meta de representação estabelecida. Quando refinamos a escala, para grãos de 0,25°, percebemos que o tipo de dado utilizado passa a ser mais influente do que a extensão, uma vez que a magnitude da diferença entre as médias dos diferentes tipos de dado é maior tornando as redes selecionadas menos flexíveis principalmente quando utilizamos dados de ocorrência. Veja, por exemplo, redes selecionadas na extensão de estado usando dados de ocorrência são mais similares entre si ($\bar{Y}O*O ES*ES = 0,43$) do que usando dados de distribuição ($\bar{Y}D*D ES*ES = 0,22$). Quando comparamos esses valores, temos uma diferença entre médias de 0,21. As redes selecionadas usando dados de ocorrência na escala de estado são mais similares entre si ($\bar{Y}O*O ES*ES = 0,43$) do que redes selecionadas usando dados de ocorrência na escala de Mata Atlântica ($\bar{Y}O*O MA*MA = 0,33$). Entretanto, a magnitude dessas diferenças de abordagens em extensões diferentes (0,10) foi menor do que aquela usando dados diferentes.

Nesse estudo a meta de conservação foi bastante conservadora, uma vez que apenas uma representação dos nossos alvos já seria suficiente para satisfazê-la. Assim, em abordagens mais conservadoras, quando consideramos dados de ocorrência, devemos utilizar metas também conservadoras como as utilizadas nesse estudo. Porém, em abordagens menos conservadoras, quando dados de distribuição são utilizados, podemos aumentar a meta de representação dos alvos. Além disso, podemos combinar abordagens que utilizem esses dois tipos de dado, a meta de representação pode ser combinada com o tipo de dado. Por exemplo, podemos atribuir metas de representação igual a 1 para dados de ocorrência, por serem mais conservadores, e uma maior meta de conservação, igual a 3, por exemplo, para dados de distribuição. Nesse caso teremos metas maiores e diferentes, tentando garantir persistência dos alvos de conservação ao longo do tempo. Dessa forma, é importante considerar a influência do tipo de dado sobre os resultados de qualquer estudo (Barbosa *et al.* 2012), sabendo ainda que estes devem concordar com o tamanho da unidade de planejamento. Por fim, concluímos que abordagens que consideraram os limites estaduais tornam as redes de reservas mais inflexíveis por serem influenciadas pelas “falsas raridades”. Além disso, dados de

ocorrência também contribuem para a inflexibilidade das redes mesmo que a seleção ocorra dentro de uma mesma extensão e que o tipo de dado será mais influente que a extensão quanto menor for o tamanho do grão utilizado.

7 REFERÊNCIAS

- Abellán, P. & Sánchez-Fernández, D. 2015. A gap analysis comparing the effectiveness of Natura 2000 and national protected area networks in representing European amphibians and reptiles. *Biodiversity and Conservation* 24: 1377-1390.
- Alfaro, J.W.L.; Silva Jr., J.S. & Rylands, A.B. 2012. How different are robust and gracile capuchin monkeys? An argument for the use of *Sapajus* and *Cebus*. *American Journal of Primatology* 74: 273-286.
- Araújo, M.B. 2004. Matching species with reserves - uncertainties from using data at different resolutions. *Biological Conservation* 118: 533-538.
- Araújo, M.B.; Lobo, J.M. & Moreno, J.C. 2007. The effectiveness of Iberian protected areas in conserving terrestrial biodiversity. *Conservation Biology* 21(6): 1423-1432.
- Ball, I. & Possingham, H. P. 2000. Marxan (v1.8.2) Marine Reserve Design using Spatially Explicit Annealing. University of Queensland, Brisbane, Australia. 69 pp.
- Ball, I. R., H. P. Possingham & M. Watts. 2009. Marxan and relatives: software for spatial conservation prioritisation. Pp. 185-195 in A. Moilanen, K. A. Wilson and H. P. Possingham, eds. *Spatial conservation prioritisation: quantitative methods and computational tools*. Oxford Univ. Press, Oxford, U.K.
- Balmford, A.; Moore, J.L.; Books, T.; Burgess, N.; Hansen, L.A.; Williams, P. & Rahbek, C. 2001. Conservation conflicts across Africa. *Science* 291: 2616-2619.
- Barbosa, A. M.; Estrada, A.; Márquez, A.L.; Purvis, A. & Orme, C.D.L. 2012. Atlas versus range maps: robustness of chorological relationships to distribution data types in European mammals. *Journal of Biogeography*. 39: 1391-1400.
- Becker, C.G.; Loyola, R.D.; Haddad, C.F.B. & Zamudio, K.R. 2010. Integrating species life-history traits and patterns of deforestation in amphibian conservation planning. *Diversity and Distributions* 16:10-19.
- Brooks, T.; Balmford, A.; Burgess, N.; Fjeldsa, J.; Hansen, L. A.; Moore, J.; Rahbek, C. & Williams, P. 2001. Toward a blueprint for conservation in Africa. *BioScience* 51(8): 613-624.
- Cabral, R. & Brito, D. 2013. Temporal and spatial investments in the protected area network of a megadiverse country. *Zoologia* 30(2): 177-181.
- Chape, S.; J. Harrison; M. Spalding & I. Lysenko. 2005. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity

- targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society, Biological Sciences* 360: 443-455.
- Couto, M.S.D.S.; Ferreira, L.G.; Hall, B.R.; Silva, G.J.P. & Garcia, F.N. 2010. Identificação de áreas prioritárias para conservação da biodiversidade e paisagens no estado de Goiás: métodos e cenários no contexto da bacia hidrográfica. *Revista Brasileira de Cartografia* 62(02): 125 -135.
- Diniz-Filho, J.A.F.; Bini, L.M.; Pinto, M.P.; Terribile, L.C.; de Oliveira, G.; Vieira, C.M.; Blamires, D.; Barreto, B. de S.; Carvalho, P.; Fernando, T.; Rangel, L.V.B.; Tôrres, N. M. & Bastos, R. P. 2008. Conservation planning: a macroecological approach using the endemic terrestrial vertebrates of the Brazilian Cerrado. *Fauna & Flora International, Oryx* 42(4): 567-577.
- Erasmus, B.F.N.; Freitag, S.; Gaston, K.J.; Erasmus, B.H. & van Jaarsveld, A.S. 1999. Scale and conservation planning in the real world. *Proceedings of the Royal Society of London Series B* 266: 315-319.
- Ferrier, S.; Pressey, R.L.; Barrett, T.W. 2000. A new predictor of irreplaceability of areas for achieving a conservation goal, its application to real-world planning, and a research agenda for further refinement. *Biological Conservation* 93: 303-325.
- Game, E.T. & Grantham, H.S. 2008. *Marxan User Manual: For Marxan version 1.8.10*. University of Queensland, St. Lucia, Queensland, Australia, and Pacific Marine Analysis and Research Association, Vancouver, British Columbia, Canada.
- Gotelli, N. J. & Chao, A. 2013. Measuring and Estimating Species Richness, Species Diversity, and Biotic Similarity from Sampling Data. *Encyclopedia of Biodiversity* 5:194-211.
- Harris, L.R.; Watts, M.E.; Nel, R.; Schoeman, D.S. & Possingham, H.P. 2014. Using multivariate statistics to explore trade-offs among spatial planning scenarios. *Journal of Applied Ecology* 51: 1504-1514.
- Hurlbert, A.H. & Jetz, W. 2007. Species richness, hotspots, and the scale dependence of range maps in ecology and conservation. *PNAS* 104(33): 13384-13389.
- IUCN 2015. *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015-3*. <<http://www.iucnredlist.org>>. Downloaded on 9 September 2015.
- Lemes, P.; Faleiro, F.A.M.V.; Tessarolo, G. & Loyola, R.D. 2011. Refinando dados espaciais para a conservação da biodiversidade. *Natureza & Conservação* 9(2): 240-243.

- Lennon, J.J.; Koleff, P.; Greenwood, J.J.D. & Gaston, K.J. 2001. The geographical structure of British bird distributions: diversity, spatial turnover and scale. *Journal of Animal Ecology* 70: 966-979.
- Margule, C.R. & Austin, M.P. 1994. Biological models for monitoring species decline: the construction and use of data bases. *Philosophical Transactions: Biological Sciences* 344: 69-75.
- Margules, C.R. & Pressey, R.L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.
- Margules, C.R. & Sarkar, S. 2007. *Systematic Conservation Planning*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Mendes, S.L.; Silva, M.P.; Oliveira, M.Z.T. & Strier, K. B. O Muriqui - Símbolo da Mata Atlântica. 2ª edição. Vitória, ES. Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica, Publicação do programa difusão da biodiversidade. 2014.
- Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.
- Pereira, M.d.S. & Alves R.R.d.N. 2007. Composição florística de um remanescente de Mata Atlântica na área de proteção ambiental Barra do Rio Mamanguape, Paraíba, Brasil. *Revista de Biologia e Ciências da Terra* 7(1): 1-10.
- Pinto, M.P. & Grelle, C.E.V. 2011. Minimizing conservation conflict for endemic primate species in Atlantic forest and uncovering knowledge bias. *Environmental Conservation* 39 (1): 30-37.
- Pinto, M.P.; Silva-Júnior, J.d.S.e.; Lima, A.A.d. & Grelle, C.E.V. 2014. Multi-Scales analysis of primate diversity and protected areas at a megadiverse region. *PLoS ONE* 9(8): e105205.
- Polasky, S.; Csuti, B.; Vossler, C.A. & Meyer, S.M. 2001. A comparison of taxonomic distinctness versus richness as criteria for setting conservation priorities for North American birds. *Biological Conservation* 97: 99-105.
- Possingham, H.; Ball, I.; Andelman, S. 2000. Mathematical methods for identifying representative reserve networks. In: Ferson, S.; Burgman, M. (eds.) *Quantitative methods for conservation biology*. Springer: New York. Pp. 291-306.
- Pressey, R.L.; Humphries, C.J.; Margules, C.R.; Vane-Wright, R. I. & Williams, P.H. 1993. Beyond Opportunism: Key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology & Evolution* 8:124-128.

- Pressey, R.L.; Johnson, I.R. & Wilson, P.D. 1994. Shades of irreplaceability: towards a measure of the contribution of sites to a reservation goal. *Biodiversity and Conservation* 3: 242-262.
- Rodrigues, A.S.L & Gaston, K.J. 2002. Rarity and conservation planning across geopolitical units. *Conservation Biology* 16(3): 674-682.
- Rodrigues, A.S.L.; Andelman, S.J.; Bakarr, M.I.; Boitani, L.; Brooks, T.M.; Cowling, R.M.; Fishpool, L.D.C.; Fonseca, G.A.B.; Gaston, K.J.; Holfmann, M.; Long, J.S.; Marquet, P.A.; Pilgrim, J.D.; Pressey, R.L.; Schipper, J.; Sechrest, W.; Stuart, S.N.; Underhill, L.G.; Waller, R.W.; Watts, M.E.J. & Yan, X. 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428: 640-643.
- Rondonini, C.; Wilson, K.A.; Boitani, L.; Grantham, H & Possingham, H.P. 2006. Tradeoffs of different types of species occurrence data for use in systematic conservation planning. *Ecology Letters* 9: 1136-1145.
- Rylands, A.B. & Mittermeier, R.A. The diversity of the New World primates (Platyrrhini): An annotated taxonomy. En: Garber PA, Estrada A, Bicca-Marques JC, Heymann EW, Strier KB, editors. *South American Primates: Comparative Perspectives in the Study of Behavior, Ecology, and Conservation*. New York: Springer; 2009. p. 23-54.
- Sánchez-Fernández, D. & Abellán, P. 2015. Using null models to identify under-represented species in protected areas: A case study using European amphibians and reptiles. *Biological Conservation* 184: 290-299.
- Schatz, B.; Gauthier, P.; Debussche, M. & Thompson, J.D. 2014. A decision toll for listing species for protection on different geographic scales and administrative levels. *Journal for Nature Conservation* 22: 75-83.
- Trindade-Filho, J.; Carvalho, A.d.R.; Brito, D. & Loyola R.D. 2012. How does the inclusion of data deficient species change conservation priorities for amphibians in the Atlantic Forest?. *Biodiversity and Conservation* 21: 2709-2718.
- Whittaker, R.J.; Araújo, M.B.; Jepson, P.; Ladle, R.J.; Watson, J.E.M. & Willis, K.J. 2005. Conservation biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distributions* 11: 3-23.

8 ANEXO

Testes Tukey a posteriori para a diferença entre grupos obtidos a partir da análise de variância paramétrica (ver Figura 7) sobre os índices de Jaccard obtidos a partir das comparações par-a-par entre redes selecionadas para representar todos os primatas endêmicos da Mata Atlântica usando unidades de planejamento de 1° latitude/longitude (A), 0,5° latitude/longitude (B) e 0,25° latitude/longitude (C). Observe que temos valores de Jaccard para comparações entre redes utilizando diferentes tipos de dado (distribuição e ocorrência) e em diferentes extensões espaciais (estados e Mata Atlântica).

(A) 1°

		D*D	D*D	D*D	D*O	D*O	D*O	O*O	O*O	O*O
		ES*ES	ES*MA	MA*MA	ES*ES	ES*MA	MA*MA	ES*ES	ES*MA	MA*MA
D*D	ES*ES	-								
D*D	ES*MA	<0,01	-							
D*D	MA*MA	<0,01	<0,01	-						
D*O	ES*ES	<0,01	<0,01	<0,01	-					
D*O	ES*MA	<0,01	0,99	<0,01	<0,01	-				
D*O	MA*MA	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-			
O*O	ES*ES	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-		
O*O	ES*MA	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-	
O*O	MA*MA	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-

(B) 0,5°

		D*D	D*D	D*D	D*O	D*O	D*O	O*O	O*O	O*O
		ES*ES	ES*MA	MA*MA	ES*ES	ES*MA	MA*MA	ES*ES	ES*MA	MA*MA
D*D	ES*ES	-								
D*D	ES*MA	<0,01	-							
D*D	MA*MA	<0,01	<0,01	-						
D*O	ES*ES	<0,01	<0,01	<0,01	-					
D*O	ES*MA	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-				
D*O	MA*MA	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-			
O*O	ES*ES	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-		
O*O	ES*MA	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-	
O*O	MA*MA	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-

(C) 0,25°

	D*D	D*D	D*D	D*O	D*O	D*O	O*O	O*O	O*O
	ES*ES	ES*MA	MA*MA	ES*ES	ES*MA	MA*MA	ES*ES	ES*MA	MA*MA
D*D ES*ES	-								
D*D ES*MA	<0,01	-							
D*D MA*MA	<0,01	<0,01	-						
D*O ES*ES	<0,01	<0,01	<0,01	-					
D*O ES*MA	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-				
D*O MA*MA	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-			
O*O ES*ES	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-		
O*O ES*MA	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-	
O*O MA*MA	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-