

UNIVERSIDADE VILA VELHA - ES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE ECOSISTEMAS

AVES EM FRAGMENTOS URBANOS E LIÇÕES PARA MANEJO DE
ÁREAS VERDES URBANAS

ALINY OLIVEIRA BARCELOS

VILA VELHA
AGOSTO/2013

UNIVERSIDADE VILA VELHA - ES

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE ECOSISTEMAS

**AVES EM FRAGMENTOS URBANOS E LIÇÕES PARA MANEJO DE
ÁREAS VERDES URBANAS**

Dissertação apresentada à Universidade Vila Velha, como pré-requisito do Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ecossistemas, para a obtenção do grau de Mestre em Ecologia.

ALINY OLIVEIRA BARCELOS

VILA VELHA

AGOSTO/2013

Catálogo na publicação elaborada pela Biblioteca Central / UVV-ES

B242a Barcelos, Aliny Oliveira.

Aves em fragmentos urbanos e lições para manejo de áreas verdes urbanas. / Aliny Oliveira Barcelos. – 2013.

37 f. : il.

Orientador: James Joseph Roper.

Dissertação (mestrado em Ecologia de Ecossistemas) – Universidade Vila Velha, 2013.

Inclui bibliografias.

1. Aves – Mata Atlântica. 2. Pássaros - Reprodução. 3. Aves - Biogeografia. 4. Aves - Urbanização. 5. Aves – Habitat (Ecologia). I. Roper, James Joseph. II. Universidade Vila Velha. III. Título.

CDD 598

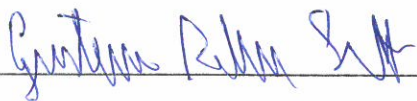
ALINY OLIVEIRA BARCELOS

**AVES EM FRAGMENTOS URBANOS E LIÇÕES PARA MANEJO DE
ÁREAS VERDES URBANAS**

Dissertação apresentada à Universidade Vila Velha, como pré-requisito do Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ecossistemas, para a obtenção do grau de Mestre em Ecologia.

Aprovada em 30 de Agosto de 2013,

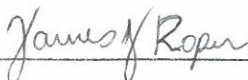
Banca Examinadora:



Dr. Gustavo Rocha Leite – UFES



Dr^a. Ana Carolina Srbek de Araújo – UVV



Dr. James Joseph Roper – UVV

Orientador

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 Imagem aérea de Google Earth das cidades Vila Velha e Vitória, ilustrando a localização dos fragmentos selecionados para contagem e observação de aves. 30
- Figura 2 Curva de acúmulo de espécies por esforço amostral. A) Por coletor, e B) por rarefação. 31
- Figura 3 Estimativa Chao de riqueza por tamanho e distância ao fragmento maior mostrando que riqueza independe de tamanho e distância. 32
- Figura 4 Número de espécies (logaritimizado) e razão das espécies compartilhadas em pares de fragmentos por ordem de tamanho. 33
- Figura 5 Proporção de espécies compartilhadas em relação a distância a fonte potencial e entre fragmentos a partir da fonte. 34
- Figura 6 Similaridade relacionados a (A) diferença das distâncias entre os fragmentos até a fonte mostrando que fragmentos próximos são mais semelhantes; (B) diferença nos tamanhos dos fragmentos onde fragmentos de tamanhos diferentes são menos similares. 35
- Figura 7 Cluster comparando os fragmentos (1 – Prainha, 2 – Praça, 3 – Maruípe, 4 – Convento, 5 – Morro, 6 – Marinha, 7 – manteigueira, 8 – UFES, 9 – Fonte, 10 – Nova Esperança, 11 – restinga, 12 – floresta). em relação a similaridade, (A) hipotético e (B) observado . 36

LISTA DE TABELA

Tabela 1 Fragmentos urbanos, tamanhos (ha), distâncias e possível fonte, com número de espécies observadas (e número total de indivíduos) e estimadas por Chao.

RESUMO

BARCELOS, Aliny Oliveira, M.Sc., Universidade Vila Velha – ES, Agosto de 2013.
Aves em fragmentos urbanos e lições para manejo de áreas verdes urbanas.
Orientador: James Joseph Roper.

Urbanização, como outros processos antrópicos, frequentemente causa fragmentação e redução do habitat disponível que resulta tipicamente na redução da riqueza. A fragmentação pode resultar em uma paisagem em mosaico com diferentes graus de isolamento e tamanho fazendo com que as comunidades esperadas em fragmentos menores sejam subgrupos das espécies de fragmentos maiores (aninhamento), mas outros efeitos associados a urbanização podem interferir. Por isso, entender como os efeitos antrópicos influenciam as comunidades é de suma importância tanto para entender a biodiversidade em áreas urbanas como para propor planos de manejo. O objetivo do presente trabalho é procurar entender as consequências da fragmentação urbana nas assembleias de aves resultando nos fragmentos. Partimos da premissa que as áreas tiveram uma origem em comum Mata Atlântica (ou floresta ou restinga), e a teoria de biogeografia de ilhas. Contamos aves em 10 fragmentos que diferiam em tamanho (0,1 a 5330 ha) e distâncias (<0,09 a 20 km) e usando rarefação estimamos a riqueza em cada, e com análise de similaridade testamos associações de tamanho, distância e similaridade nos fragmentos. A riqueza não teve relação direta com o tamanho do fragmento e o aninhamento foi baixo mostrando que outros fatores influenciaram a riqueza, como a urbanização que leva a diminuição do aninhamento. Entender como os processos de urbanização influenciam nas comunidades de aves é de suma importância, e a conectividade entre os fragmentos permite a persistência deste, além, de fornecer um ambiente saudável para os habitantes.

Palavras – chaves: Aninhamento, metacomunidade, biogeografia de ilhas, urbanização, fragmentação.

ABSTRACT

BARCELOS, Aliny Oliveira, M.Sc., Universidade Vila Velha – ES, Agosto de 2013.
Birds in urban fragments and lessons for the management of urban green areas. Orientador: James Joseph Roper.

Urbanization, and other anthropic processes often causes fragmentation and reduced available habitat which typically results in the reduction of wealth. Fragmentation can result in a mosaic landscape with different degrees of isolation and size making the expected communities in smaller fragments are subsets of species of larger fragments (nesting), but other effects associated with urbanization can interfere. Therefore, understanding how anthropogenic effects influence the communities is of paramount importance both for understanding the biodiversity in urban areas both for propose management plans. The objective of this work is to try to understand the consequences of urban fragmentation in the assemblies of birds resulting in fragments. We assume that the areas had a common origin Mata Atlântica (or forest or sandbank), and the theory of island biogeography. We counted birds in 10 fragments that differed in size (from 0,1 to 5330 ha) and distances (<0,09 to 20 km) and using rarefaction estimate the wealth each, and with similarity analysis tested associations of size, distance and similarity us fragments. The wealth was not related directly to the size of the fragment and nesting was down showing that other factors influenced the wealth, as urbanization leads to decreased nesting. Understand how the processes of urbanization influence on bird communities is of paramount importance, and connectivity between fragments allows the persistence of this, in addition, to provide a healthy environment for the inhabitants.

Key – words: Nesting, metacommunity, island biogeography, urbanization, fragmentation.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	v
LISTA DE TABELAS.....	vi
RESUMO.....	vii
ABSTRACT.....	viii
1.Introdução.....	10
2.Métodos.....	14
2.1 Área de estudo.....	14
2.2 Contagem das aves.....	14
2.3 Análise.....	14
3.Resultados.....	17
4.Discussão.....	20
5.Referência.....	25
6.Anexo.....	30

1. INTRODUÇÃO

A urbanização, como vários efeitos antrópicos, pode causar prejuízos para a biodiversidade. Uma vez que a diversidade é o resultado de processos de, longo prazo sobre, extinção, colonização especiação e mudanças geológicas (Lomolino 2000, Brown 2001), e de curto prazo, a urbanização que pode interromper estes processos, causando mudanças grandes, e tipicamente associadas com a redução da biodiversidade. Padrões e processos relacionados com a distribuição das espécies e suas interações interespecífica com as comunidades caracterizam uma metacomunidade, ou seja, são um conjunto de espécies que ocupa uma área grande, mas, em escala menor, cada região dentro da área grande pode ter um subconjunto dessas espécies que se interagem entre si (Leibold et al. 2004). Assim, as abordagens de metacomunidades nos explicam como comunidades locais que sofriam com extinções estocásticas de algumas populações, em escalas regionais, permanecem com a mesma riqueza de espécies, pois devido as suas interações entre as comunidades consequentes de fontes corredores de dispersão protegidos, permitindo assim a manutenção da biodiversidade (Guichard et al. 2004, Leibold et al. 2004).

Os ambientes são heterogêneos e diferem na sua extensão geográfica, produtividade, estabilidade espacial e temporal, mas mesmo assim a abundância das espécies de aves tem sido explicada pelas suas características intrínsecas, como os locais que as aves ocupam e as influências que as atividades humanas têm sobre as populações (Blackburn & Gaston 2002). As mudanças antrópicas podem ser consideradas um “experimento quasi-natural”, em que estamos causando consequências acidentais pelo mero fato de estarmos expandindo as cidades. Dada esta situação, podemos testar algumas destas ideias, devido à fragmentação de habitats e aos variados tamanhos dos fragmentos que resultam.

Em áreas urbanas, a abundância e a distribuição das aves estão relacionadas com desenvolvimento urbano, composição e diversidade da vegetação remanescente nessas paisagens (Chace & Walsh 2006, McCaffrey & Mannan 2012). As características do habitat são importantes na determinação da composição das comunidades de aves em áreas urbanas, variando em diferentes escalas espaciais (Daniels & Kirkpatrick 2006, Pennington & Blair 2011). Atributos em grande escala podem determinar quais espécies ocorreram nas paisagens da cidade (Clergeau et al. 2001), porém as características locais são de fundamental importância para determinar qual espécie conseguirá persistir naquela paisagem (Clergeau et al. 2001, Daniels & Kirkpatrick 2006).

As comunidades que ocorrem em fragmentos pequenos podem ser subconjuntos das espécies presentes nas comunidades de fragmentos maiores e mais ricos na paisagem levando a comunidades perfeitamente aninhadas (Patterson 1986). Também, o padrão de aninhamento indica um processo de perda não aleatória de espécies (Baselga 2010), no qual espécies de grande porte e predadores grandes tendem a ser as espécies que desaparecem mais rapidamente. Evolutivamente, o tamanho da ilha e o grau de isolamento podem ter papéis importantes no balanço entre imigração e extinção (MacArthur & Wilson 1967, Begon et al. 2007, Wang et al. 2010). E, embora a fragmentação do habitat não esteja diretamente relacionada com aninhamento, há uma tendência de um padrão aninhado, pois a fragmentação resulta em uma paisagem em mosaico com diferentes tamanhos e graus de isolamento (Ulrich et al. 2009). Mas, no curto prazo, pode ser que a fragmentação ocorra tão rapidamente, devido a urbanização, que os indivíduos não têm tempo de imigrar para recomposição das comunidades originais, acarretando a perda de espécies.

O perfeito aninhamento que pressupõe que todas as comunidades de fragmentos menores são subconjuntos de espécies presentes em fragmentos maiores raramente é observado na natureza, porém seu grau pode ser quantificado e avaliado estatisticamente por meio de simulações com base em modelos nulos (Jonsson 2001, Ulrich & Gotelli 2007, Ulrich et al. 2009). Essas análises têm o potencial de identificar mecanismos que estruturam as comunidades e determinar se as espécies que se encontram em sistemas isolados e fragmentados estão se movendo em direção a extinção ou colonização (Wright & Reeves 1992, Azeria & Kolasa 2008, Ulrich et al. 2009).

As espécies que persistem depois da fragmentação de habitat nos permite entender os mecanismos que influenciam o aninhamento e como eles se diferenciam nos grupos taxonômicos, tendo importantes aplicações para a conservação uma vez que podem ser utilizados para direcionar esforços na conservação e manutenção de áreas verdes (Wang et al. 2010). Os mecanismos que influenciam o aninhamento em aves são, a área da ilha, a especificidade do habitat e a exigência da área os quais estão correlacionados (Wang et al. 2010).

Os mecanismos de seleção de habitat e as escalas em que essa seleção está ocorrendo merecem atenção. Estes propiciam entender os diferentes padrões de ocorrência das espécies, que podem ter uma influência relativa da escala local dos recursos no habitat, em comparação com as características da paisagem, em escala de habitat (Johnson 1980, Donovan & Flather 2002). Com isso, compreender os fatores que

influenciam o aninhamento pode fornecer informações sobre como conviver com organismos em áreas urbanas, contribuindo para sua conservação (Fischer & Lindenmayer 2005). Para testar os efeitos da urbanização sobre a vida selvagem, as aves são bons modelos (Kluza et al. 2000, Reynaud & Thioulouse 2000, Green & Baker 2003, Lim & Sodhi 2004), pois são de fácil visualização e dispersão (se comparado com muitos outros grupos de vertebrados), além de poderem ser sensíveis às alterações ambientais (Furness et al. 1993). A conservação em áreas urbanas é um desafio atual, pois a maioria das paisagens está composta por propriedades privadas, exigindo o envolvimento dos proprietários, grupos de moradores e urbanistas, dependendo da escala de conservação (Donnelly & Marzluff 2006, Hostetler & Holling 2000).

Hoje, em regiões urbanas, a fragmentação de habitat e outras mudanças nas escalas local e regional influenciam as comunidades e as espécies membros, porém, quais espécies e como estão sendo influenciadas pela urbanização ainda são aspectos desconhecidos (Palomino & Carrascal 2006). Por isso, entender como a biodiversidade varia ao longo do espaço em áreas urbanas é de suma importância para entender e prever como os efeitos antrópicos podem influenciar as comunidades e também como manejar as áreas verdes dentro de áreas urbanas para mantê-las com uma biota o mais natural possível (Marzluff 2005, Cavia et al. 2009, Mokany et al. 2011).

Uma abordagem mais criteriosa seria analisar a colonização e a extinção das espécies e relacionar com a mudança na vegetação resultante da urbanização (Marzluff 2005), confrontando essa abordagem com comunidades aninhadas (Lomolino 1996). Além disso, entender como a natureza reage à urbanização permite planejar as áreas verdes para favorecer comunidades relativamente naturais de espécies, especialmente de aves. Nesse estudo testamos aninhamento de comunidades em habitat urbano fragmentado e analisamos fatores que explicam a composição de espécies nestes fragmentos. Usamos a teoria de biogeografia de ilhas para melhor entender como as espécies de aves se distribuem sobre os espaços verdes na área urbana de Vitória e Vila Velha.

Para entender como a fragmentação de áreas verdes naturais influencia a comunidade de aves presentes nestas áreas, fizemos uma análise de diversidade e aninhamento para as áreas verdes urbanas estudadas e assumimos que todos os fragmentos tinham a mesma origem (Mata Atlântica, seja floresta ou restinga). A partir desta premissa, testamos algumas hipóteses para explicar os conjuntos de aves nestas áreas verdes. Especificamente, testamos: 1) aninhamento, que deve explicar a presença

de uma grande parte das espécies, se o processo for simplesmente fragmentação, sem mudanças de outros aspectos que poderiam ter causado extinção ou imigração. 2) Biogeografia de ilhas, testando a área e a distância de fontes possíveis de colonização, onde riqueza está correlacionada com a área e inversamente correlacionada com a distância devido à imigração e extinção. 3) Origens, para inferir se a floresta ou a restinga foram a fonte de colonização das espécies, comparando cada fragmento urbano e o conjunto de fragmentos urbanos, com a similaridade das espécies conhecidas para as matas ou restingas bem-preservedas locais. A partir destas informações, queremos oferecer recomendações para como manejar estas áreas verdes para o benefício da comunidade de aves e da comunidade de pessoas que moram nas cidades, cuja qualidade de vida seria melhor por estarem em contato com a natureza.

2. MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A Região Metropolitana da Grande Vitória (20°19'09"S, 40°20'50"W) inclui os municípios de Vitória (população ~328.000) e Vila Velha (população ~ 415.000), no estado do Espírito Santo, região sudeste do Brasil. O clima é tropical com temperatura que varia entre 20 – 34°C e precipitação entre 400 – 600 mm (no verão). Originalmente, toda a região foi de Mata Atlântica e provavelmente uma combinação de floresta e restinga, e agora, a grande parte da mata nativa foi devastada para ceder lugar à urbanização podendo inferir que todas as áreas baixas, perto do nível do mar, foram de restinga, e quando mais altas, de florestas. Usamos 16 áreas verdes desta região metropolitana, sendo 12 delas com formação rochosa considerada de habitat florestal que correspondem aos maiores fragmentos (13 a 5330 ha) e quatro com habitat de restinga por serem baixos e planos variando entre 0,1 – 5,8 ha, e as distâncias entre esses habitat variam entre < 0,09 a 20 km em distâncias retas entre elas. Para estimar as distâncias entre fragmentos, área dos fragmentos e distâncias à fonte usamos as ferramentas de Google Earth.

2.2 Contagem das aves

A contagem de aves foi efetuada em transectos dentro destas áreas e cada área verde foi visitada para contar as aves encontradas (Ralph et al 1996). As áreas foram visitadas todos os dias uma hora depois do amanhecer a cada mês, de fevereiro à junho de 2013. Utilizamos dois tipos de métodos de contagem de aves dependendo da paisagem. Em praças e áreas verdes pequenas, que permitem a visualização da área na íntegra em pouco tempo, a contagem foi por meio de buscas exaustivas das aves (Palomino & Carrascal 2006, Carbo-Ramírez & Zuria 2011). Já em áreas maiores, aves foram encontradas e contadas em transectos com pontos de observação. Nestes transectos, os pontos foram separados por 30 metros, é as contagens feitas por 15 minutos (adaptado de Carbo-Ramírez & Zuria 2011). Ao ver um indivíduo, anotamos a espécie, o sexo, o local e horário observado. Os fragmentos de maiores tamanho geográfico foram considerados possíveis fontes para os demais fragmentos.

2.3 Análise

De acordo com a teoria da Biogeografia de Ilhas a riqueza deve estar correlacionada com o tamanho do fragmento (positivamente) e distância do fragmento de fontes potenciais (negativamente). 1) Para testar essa ideia, e considerando que as

amostragens não são contagens totais e temos que estimar a riqueza nas áreas grandes, primeiramente, estimamos a riqueza de cada fragmento para testar se tamanho e riqueza são fortemente correlacionados, que é esperado se o processo de fragmentação está simplesmente associado com perdas das espécies em áreas menores. Assim, usamos curvas de rarefação observada e estimada através do estimador não-paramétrico de riqueza Chao por esforço amostral para estimar a riqueza de cada fragmento (Chao et al. 2009), ambos calculados através do Programa R versão 3.01 (R Core Team 2013) com o pacote BiodiversityR (Kindt 2013). Em seguida, foram feitas regressões lineares múltiplas para relacionar riqueza com área e distância estimados pelo Google Earth e imageJ.

Partindo do pressuposto que se o único processo de modificar a qualidade dos habitats nas áreas verdes fosse redução de área, fragmentos pequenos devem estar bem aninhados dentro de fragmentos maiores. Se uma ideia alternativa está correta, que agora, processos de isolamento e área são mais importantes, as ideias de biogeografia de ilhas devem ser corretas. Se sim, distância das fontes e tamanhos dos fragmentos devem ser mais importantes para explicar a riqueza nos fragmentos. 2) Para testar estas ideias, primeiro, simplesmente calculamos qual proporção das espécies em fragmentos menores está incluída em fragmentos maiores (aninhamento perfeito gera a proporção de 1). Próximo, assumimos que similaridade maior que 50% indica aninhamento importante onde os vestígios da comunidade antes da fragmentação ainda existem. Assim, estimamos aninhamento como a similaridade (1 menos o índice Jaccard que calcula dissimilaridade). E, supondo que fragmentos maiores devem ter maior qualidade, simplesmente por tamanho, esperamos que quando comparados, fragmentos grandes têm maior similaridade do que fragmentos menores, ou fragmentos grandes comparados com fragmentos menores, ou fragmentos pequenos com outros pequenos (correlação positiva). Alternativamente, pode ser que fragmentos do mesmo tamanho têm as mesmas espécies, e assim, usando diferenças entre tamanhos de pares de fragmentos, esperamos que quanto menos diferente os tamanhos, maior a similaridade (correlação negativa). Finalmente, a falta de correlação indica que a fragmentação ou urbanização tinham os seus efeitos mais fortes que estes processos biológicos, descaracterizando as assembleias de aves, usamos diferença de tamanho de cada par de fragmentos, e testamos a correlação negativa entre a diferença de tamanho e similaridade.

Desde que os fragmentos foram originalmente parte da mesma formação, começaram com as mesmas comunidades. Se ainda têm vestígios das suas comunidades originais, os fragmentos urbanos devem ter uma comunidade, porém

reduzida, em comum e assim, a similaridade e aninhamento serão altos. Se os efeitos antrópicos e de fragmentação foram grandes, pode ser que descaracterizaram as comunidades e não têm tantas espécies em comum, e similaridade e aninhamento seriam baixos. 3) Para testar estas possibilidades, foram feitas comparações pela similaridade das espécies encontradas nos fragmentos que eram compartilhadas com a floresta e com restinga.

3. RESULTADOS

Dez dos 16 fragmentos planejados foram possíveis de usar. Os outros seis tinham uma variedade de problemas, desde falta de acesso devido a urbanização e degradação que acarretaram apenas em uma formação rochosa desprovida de vegetação, desconfiabilidade na segurança devido ao fato de muitos fragmentos estarem inseridos em morros povoados e fragmentos inexistentes por terem cedido, com o passar dos tempos, lugar às cidades, não existindo mais o fragmento de acordo com a imagem de satélite (Figura 1).

Em total, 1671 indivíduos foram contados e o maior número de indivíduos contados foi no fragmento com 5,8 ha (336 indivíduos) e a espécie mais comum foi a *Columba livia* (194 indivíduos). Um total de 22 espécies foram representadas por apenas um indivíduo, e claro, por isso, foram encontradas em somente um fragmento. O maior número de espécies foi registrado no fragmento com 5330 ha ($n = 46$), considerada a possível fonte. Nestes 10 fragmentos a riqueza variou de 14 – 46 espécies, e a riqueza total observada foi de 80 espécies. A curva de acúmulo de espécies por esforço amostral sugere que o esforço foi suficiente para caracterizar o número de espécies por local, menos no fragmento maior, um fragmento grande que provavelmente tem uma comunidade menos urbanizada (Tabela 1, Figura 2A). Para os mesmos fragmentos, a riqueza estimada Chao variou de 15 – 129 espécies tendo a riqueza total estimada de 102 espécies. A curva de rarefação por esforço amostral dos mesmos dados (Figura 2B) concorda que o esforço amostral foi suficiente, e também, com exceção de Nova Esperança.

O fragmento de maior tamanho com 5330 ha e distante 12820 metros do maior fragmento urbano com 883 ha obteve uma riqueza estimada Chao de 129 espécies, já o fragmento de menor tamanho com 0,1 ha e distante 3630 metros do fragmento maior urbano com 883 ha registrou uma riqueza estimada de 23 espécies. No entanto, os fragmentos pequenos como 1,3 ha (distante 1694 metros) e 5,8 ha (distante 1141 metros) apresentaram uma riqueza estimada de 25 e 34 espécies, respectivamente, diferindo de fragmentos grandes com 62 ha (distante 4359 metros) e 71 ha (distante 2359 metros) que obtiveram uma riqueza estimada de 22 e 15 espécies, respectivamente (Figura 3), indicando assim que não houve uma correlação, pois fragmentos que acreditava-se ter uma riqueza elevada devido ao grande tamanho não foi encontrada, podendo dizer que riqueza independe do tamanho. A distância não apresentou correlação, pois o maior fragmento urbano com 883 ha obteve uma riqueza esperada de 18.5 espécies enquanto o fragmento de 87 ha distante 1462 metros do maior fragmento urbano obteve uma riqueza

esperada de 49 espécies, assim como, o fragmento de 41 ha e distante 3788 metros encontrou uma riqueza esperada de 32 espécies (Figura 3) mostrando que mesmo em fragmentos distantes do maior fragmento urbano apresentaram uma riqueza elevada indicando que não houve dependência de riqueza com tamanho podendo estar associada a outros fatores que descaracterizaram as assembleias durante a urbanização.

Para o aninhamento ocorrer, cada fragmento menor deve estar compartilhando todas suas espécies com o próximo fragmento maior. No entanto, o número de espécies não está fortemente correlacionado com tamanho do fragmento onde a medida que a riqueza aumenta nos fragmentos, o número de espécies compartilhadas diminui assim a proporção de espécies compartilhadas está negativamente correlacionada com o tamanho tendo 60% o máximo de espécies compartilhadas (Figura 4) mostrando que os fragmentos não estão bem aninhados com o tamanho dos fragmentos.

Para distância, esperávamos encontrar uma correlação negativa entre espécies compartilhadas e distância a fonte, no entanto, a proporção de espécies compartilhadas não mostrou ter dependência com distância a fonte e ainda, a proximidade dos fragmentos não foi um determinante de aninhamento, pois fragmentos próximos não mantiveram uma proporção de espécies compartilhadas, como era esperado (Figura 5) mostrando assim a falta de aninhamento entre os fragmentos.

O aninhamento por similaridade mostrou que a distâncias dos fragmentos à fonte apresentou uma correlação negativa ($r^2 = 0,22$, $p < 0,0002$), ou seja, fragmentos mais próximos apresentaram maior semelhança compartilhando 50% das espécies (Figura 6A) refutando assim a hipótese alternativa de que similaridade não está relacionado com distância à fonte. Em relação ao tamanho dos fragmentos, houve uma forte correlação negativa entre tamanho e similaridade ($r^2 = 0,41$, $p < 0,0001$) onde quanto maior a diferença de tamanho dos fragmentos menor a similaridade (Figura 6B) corroborando com a hipótese alternativa de que a similaridade está indiretamente relacionada ao tamanho. Já a similaridade relacionado a distância entre os fragmentos controlados pelo tamanho apresentou uma correlação negativa ($r^2 = 0,10$, $p < 0,0167$, Figura 6C).

A restinga e floresta compartilham muitas espécies e a ideia de que os fragmentos tiveram uma origem em comum mostrou que 65% das espécies são compartilhadas com a floresta e 61% com a restinga, porém sua similaridade é baixa. No entanto, o fragmento de 5,8 ha compartilha 67% das espécies com o fragmento de 144

ha, fragmento esse próximo a ele, e apresentaram elevada similaridade, já com a restinga compartilha 73% e 76% com a floresta, assim como a possível fonte que compartilha de 59% das espécies com a restinga e 61% com a floresta indicando a dificuldade em explicar a origem biológica dos fragmentos. Com isso, esperavamos ver o conjunto de fragmentos aninhados (Figura 7A), porém, o que foi observado é que os fragmentos não foram aninhados em relação a tamanho e distância (Figura 7B).

4. DISCUSSÃO

Os processos de urbanização levam ao desaparecimento dos fragmentos ou degradação destes ficando apenas a formação rochosa nos centros urbanos, além deste, a expansão da urbanização leva os cidadãos a utilizarem esses fragmentos para moradia retirando quase ou toda a mata ali presente, sendo esses os possíveis processos que inviabilizaram 6 dos 16 fragmentos planejados para o estudo.

A abundância de aves está relacionado com espécies urbanas que podem atingir grandes densidades locais por estarem associadas com ambientes urbanos (Marzluff 2001, Palomino & Carrascal 2006, MacGregor-Fors 2009), como é o caso da *Columba livia*, *Pitangus sulphuratus*, *Coereba flaveola*, *Columbina talpacoti*, *Troglodytes musculus*, *Sicalis flaveola*, *Tyrannus melancholicus* e *Passer domesticus* que somados corresponderam à 72% da abundância total encontrada no presente estudo. No entanto, os ambientes urbanos não são ideais para a maioria das espécies, pois apenas uma pequena riqueza foi encontrada em grande abundância, mas uma grande proporção de espécies podem ser encontrado nesses ambientes, porém em pequenas densidades onde a explicação proposta por alguns autores é de que esses ambientes fornecem recursos ricos em energia, mas estão distribuídos de forma irregular e em pequenas quantidades não podendo suportar populações elevadas (Palomino e Carrascal 2006), e ainda, apesar da riqueza e abundância depender de fatores como tamanho da área, estrutura da vegetação e perturbação humana, essas áreas podem sustentar uma diversidade de aves (Fernández-Juricic & Jokimäki 2001), como foi o caso do fragmento com 5.8 ha no presente estudo que apesar de pequeno foi registrado uma elevada riqueza indicando não existir relação entre tamanho da área e riqueza, mas sabemos que essa relação existe como foi encontrado por Ricklefs & Lovette (1999) estudando diferentes grupos taxonômicos em pequenas ilhas, levando a pensar que para o presente estudo a área da ilha não foi o único fator a interferir na riqueza de espécies.

Independente do tamanho do fragmento disponível, ele deve ser maximizado dentro dos centros urbanos para favorecer comunidades ricas e abundantes de aves, pois mesmo que a urbanização diminua a riqueza de espécies (Marzluff et al 2001, Chace & Walsh 2006, Cavia et al. 2009, Ortega-Álvarez & MacGregor-Fors 2009) alguns estudos mostram que essas riquezas podem atingir picos em ambientes urbanizados (Gómez-Aiza & Zuria 2010). A relação direta de riqueza e tamanho do fragmento pode ser considerado quase uma lei ecológica (Williamson 1981, Rosenzweig 1995), no entanto, existe relação de tamanho e riqueza, porém, outros fatores também estão associados como condições

ambientais do fragmento, disponibilidade de recurso e capacidade de colonização, pois fragmentos maiores apresentam um maior esforço dos indivíduos em se dispersar e como comportam uma maior quantidade de populações demandam uma maior capacidade desses indivíduos se manterem no local, assim estudos têm mostrado que a área e a diversidade do habitat estão correlacionados para determinar a riqueza de espécies (Ricklefs & Lovette 1999).

Surpreendentemente, o aninhamento e similaridade destes fragmentos ilustram que os efeitos antrópicos descaracterizaram as assembleias de aves em todos os fragmentos urbanos contrastando com outros estudos que relataram encontrar comunidades aninhadas em estruturas antropizadas de habitats isolados e fragmentados (Kadmon 1995, Azeria & Kolasa 2008, Louzada et al. 2010, Sasaki et al. 2012) diferenciando da ideia de que a fragmentação acarreta um declive nas diversidades locais e regionais (Ricklefs 1987). A consequência da urbanização é claramente mais do que um processo simples de fragmentação de habitat. O aninhamento baixo encontrado no estudo indica que as espécies compartilhadas podem ser por acaso ao em vez de partilhar uma história em comum, nas áreas urbanas. Um exemplo comum de ave que não compartilha de uma história em comum com os fragmentos estudados é a noivinha-branca (*Xolmis velatus*) que é uma espécie migratória típica de áreas campestres que foi frequentemente registrada nas praças e parques nos centros urbanos, porém não tiveram origem em floresta e restinga. Além desta, existem outras espécies que foram introduzidas no passado e atualmente estão adaptadas de tal forma que conseguiram se distribuir e estar presente até em fragmentos mais distantes dos centros urbanos como a *Columba livia* que foi registrada no fragmento considerado fonte no trabalho (MacGregor-Fors & Schondube 2011).

A falta de aninhamento relacionado com o tamanho do fragmento contrasta com a correlação positiva entre aninhamento e área encontrado em outros estudos e consistentes com a extinção diferencial que assume que o desaparecimento de espécies dos locais segue uma tendência previsível dependendo da capacidade de suporte da área, considerado este o fator impulsionar do aninhamento (Lomolino 1996, Wang et al. 2010). Outros fatores podem explicar padrões de aninhamento como amostragem passiva onde o efeito das áreas grandes é generalizado sendo caracterizados por espécies que são tipicamente abundantes, mas que estão distribuídas de forma desigual (Ulrich & Gotelli 2007, Ulrich et al. 2009), colonização seletiva que surge quando os fragmentos estão isolados dependendo da capacidade das espécies de colonizar locais distantes

(Kadmon 1995), habitats aninhados que está associado com heterogeneidade que comporta espécies generalistas e especialistas (Honnay et al. 1999) e tolerâncias ambientais seletivas que comportam menos espécies, mas que podem formar subgrupos aninhados (Driscoll 2008). No entanto, os fragmentos estudados indicam que a falta de aninhamento não pode ser explicada pela colonização seletiva e amostragem passiva porque o aninhamento não teve correlação com o isolamento da área mencionado em outros estudos que está relacionado com a capacidade de dispersão das aves que diluem o efeito da colonização gerando aninhamento e reduzindo a extinção (Yiming et al. 1998, Fleishman et al. 2002), e nos fragmentos menores a curva de acúmulo de espécies chegou a um platô e nos fragmentos maiores não, indicando que mesmo que exista uma generalização das amostras por parte dos fragmentos maiores a falta de aninhamento persistiria corroborando com Wang e colaboradores (2010) que encontraram que a amostragem passiva não determinou aninhamento, porém contrasta com outros estudos que mostraram que o aninhamento pode surgir de amostras aleatórias de espécies que diferem em sua abundância (Worthen et al. 1998, Higgins et al. 2006).

A origem biológica das aves nos fragmentos é difícil de estimar devido aos câmbios que ocorreram durante o processo de urbanização. Sugerimos que a maioria dos fragmentos em terras baixas da planície foram originalmente de restinga, e em terras mais altas de floresta, mas, os rastros destas origens tem sumido durante o percorrer da urbanização fazendo com que esses habitats tão diferentes fitofisionomicamente compartilhassem muitas espécies em comum. Assim, outros processos influenciaram a perda de espécies, como por exemplo, espécies invasivas e perda variável de habitat, fazendo com que os fragmentos observados no trabalho não estivessem aninhados com base na distância e tamanho dos fragmentos.

Uma vez que entendemos que as áreas verdes suportam aves, mas, um conjunto bem diferente do que esperaríamos naturalmente, e pelos mapas que ilustram a distribuição das áreas verdes, podemos oferecer algumas soluções para recuperar aves naturais (Kluza et al. 2000, Fernández-Juricic 2004, Lim & Sodhi 2004). A primeira seria melhorar as áreas verdes existentes por plantio de espécies nativas dos habitats originais (restinga nas áreas baixas, floresta nos morros). Depois, ou concomitantemente, a preparação de corredores ecológicos que conecte estas áreas verdes. Estes corredores podem ser pelo plantio de espécies nativas ao longo dos canais, ruas, e avenidas, para gerar uma copa contínua que irá favorecer a riqueza de espécies fornecendo oportunidades de nidificação e alimentação (Palomino & Carrascal 2006). Assim, as aves

podem se manter dentro das copas das plantas, e viajando assim, chegar nas áreas verdes (Fernández-Juricic & Jokimäki 2001, Shanahan 2011). Deve favorecer o plantio de jardins nas casas privadas, simplesmente adicionando uma árvore em cada quintal disponível, o que faria um ambiente mais propício para aves. Também, quando possível, aumentar as áreas verdes que agora já são contidas nos parques e praças nos centros urbanos. Este aumento, combinado com o melhoramento já mencionado, serão importantes para favorecer a colonização e manutenção de comunidades nativas e ricas (Park & Lee 2000, Fernández-Juricic 2004, Murgui 2007, Carbó-Ramírez & Zuria 2011).

Os resultados deste melhoramento dos fragmentos urbanos são vários. Primeiro, as assembleias de aves teriam maior similaridade e conseqüentemente mais aninhados, refletindo os processos naturais que esperávamos encontrar neste estudo. Estas comunidades naturais vão ampliar e informar a interesse dos cidadãos e melhorar a qualidade de vida deles no processo. Com a maior riqueza de aves, ajuda a controlar os insetos como pernilongos e baratas, que sempre estão associados com áreas urbanas. Ao mesmo tempo, recuperando as áreas verdes vão permitir aos cidadãos aprender e conhecer de novo a natureza que era parte desta região originalmente, e que, por efeito do rápido crescimento urbano, foi destruída, e mesmo que esses fragmentos não estejam tão conservados sua conectividade pode manter metacomunidades a longo prazo (Binzenhöfer et al. 2008).

A urbanização continuará crescendo ao longo do tempo, logo providências devem ser tomadas em termos de paisagem nessas áreas urbanas para favorecer as comunidades de aves, e ainda, a matriz que rodeia esses fragmentos devem ser considerados permitindo a conectividade entre os fragmentos fornecendo assim um ambiente favorável para a vida selvagem e saudável para os habitantes humanos (Fuller et al. 2009, Carbó-Ramírez & Zuria 2011, MacGregor-Fors & Schondube 2011). É claro que a urbanização descarateriza a biota original dos fragmentos e áreas verdes. Isso é um resultado desafortunante, porque as pessoas quem moram nas cidades, especialmente as mais pobres, podem ter as suas únicas interações com a natureza por meio destas aves, e vão crescer achando que são nativas e que a riqueza é baixa. Isso no Brasil, onde a diversidade de aves não tem igual no mundo. Mas, recuperar as assembleias naturais de aves não deve ser caro nem difícil, e os benefícios seriam imensuráveis. Os cidadãos vão se aproximar mais com a natureza e a riqueza das espécies adicionaria à riqueza da qualidade de vida. Simplesmente o manejo que inclui plantio de espécies nativas, em corredores e em áreas já verdes. As aves mesmos,

segundo a teoria de biogeografia de ilhas, devem colonizar estas áreas por suas próprias contas, e assim enriquecer a cidade empobrecida de natureza.

5. REFERÊNCIAS

- Azeria, E. T., & J. Kolasa. 2008. Nestedness, niche metrics and temporal dynamics of a metacommunity in a dynamic natural model system. *Oikos* 117:1006–1019.
- Baselga, A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19:134–143.
- Begon, M., C.R. Townsend & J. L. Harper. 2007. *Ecologia de Indivíduos a Ecosistemas*. 4ªed, Artmed, Porto Alegre.
- Binzenhöfer, B., R. Biedermann, J. Settele, & B. Schröder. 2008. Connectivity compensates for low habitat quality and small patch size in the butterfly *Cupido minimus*. *Ecological Research*. 23:259-269.
- Blackburn, T. M., & K. J. Gaston. 2002. Extrinsic factors and the population sizes of threatened birds. *Ecology letters* 5:568-576.
- Brown, J. H. 2001. Toward a general theory of biodiversity. *Evolution* 55(10):2137-2138.
- Carbo-Ramírez, P., & I. Zuria. 2011. The value of small urban greenspaces for birds in a Mexican city. *Landscape and urban planning* 100:213-222.
- Cavia, R., G. R. Cueto, & O. V. Suárez. 2009. Changes in rodent communities according to the landscape structure in na urban ecosystem. *Landscape and urban planning* 90:11-19.
- Chace, J. F., & J. J. Walsh. 2006. Urban effects on native avifauna: A review. *Landscape and Urban Planning* 74:46–69.
- Chao, A., Colwell, R.K., Lin, C., & Gotelli, N.J. 2009. Sufficient sampling for asymptotic minimum species richness estimators. *Ecology*, 90(4):1125–1133.
- Clergeau, P., J. Jokimäki, & J. P. L. Savard. 2001. Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes. *Journal of Applied Ecology* 38:1122–1134.
- Daniels, G. D., & J. B. Kirkpatrick. 2006. Does variation in garden characteristics influence the conservation of birds in suburbia. *Biological Conservation* 133:326–335.
- Driscoll, D. A. 2008. Te frequency of metapopulations, meta- communities and nestedness in a fragmented landscape. *Oikos* 117:297–309.
- Donnelly, R., & J. M. Marzluff. 2006. Relative importance of habitat quantity, structure, and spatial pattern to birds in urbanizing environments. *Urban Ecosystems* 9:99–107.
- Donovan, T. M., & C. H. Flather. 2002. Relationships among North American songbird trends, habitat fragmentation, and landscape occupancy. *Ecological Applications* 12(2):364-374.

- Fleishman, E., C. Betrus, R. B Blair, M. R. Nally, & D. Murphy .2002. Nestedness analysis and conservation planning: the importance of place, environment, and life history across taxonomic groups. *Oecologia* 133:78–89.
- Fernández-Juricic, E., 2004. Spatial and temporal analysis of the distribution of forest specialists in an urban-fragmented landscape (Madrid: Spain): implications for local and regional bird conservation. *Landscape and Urban Planning* 69:17–32.
- Fernández-Juricic, E., & J. Jokimäki. 2001. Ahabitat island approach to conserving birds in urban landscapes: case studies from southern and northern Europe. *Biodiversity and Conservation* 10:2023–2043.
- Fischer, J., & D. B. Lindenmayer. 2005. Nestedness in fragmented landscapes: a case study on birds, arboreal marsupials and lizards. *Journal of Biogeography* 32:1737–1750.
- Fuller, R. A., K. N. Irvine, P. Devine-Wright, P. H. Warren, & K. J. Gaston. 2007. Psychological benefits of greenspace increase with biodiversity. *Biology Letters* 3:390–394.
- Furness, R. W., J. J. D. Greenwood, & P. J. Jarvis. 1993. Can birds be used to monitor the environment? Pages 1-41 *in* *Birds as Monitors of Environmental Change* (R. W. Furness and J. J. D. Greenwood, Eds.). Chapman & Hall, London.
- Guichard, F., S. A. Levin, A. Hastings & D. Siegel. 2004 Toward a dynamic metacommunity approach to marine reserve theory. *BioScience* 54:1003-1011.
- Gómez-Aíza, L., & I. Zuria. 2010. Aves visitantes a las flores del maguey (*Agave salmiana*) en una zona urbana del centro de México (Birdvisitationto maguey flowers (*Agave salmiana*) in anurbanarea of central Mexico). *Ornitol. Neotrop.* 21:17–30.
- Green, D. M., & M. G. Baker. 2003. Urbanization impacts on habitat and bird communities in a Sonoran desert ecosystem. *Landscape and Urban Planning* 63:225–239.
- Higgins, C. L., M. R. Willig, and R. E. Strauss .2006. The role of stochastic processes in producing nested patterns of species distributions. *Oikos* 114:159–167.
- Honnay, O., M. Hermy, and P. Coppin. 1999. Nested plant communities in deciduous forest fragments: species relaxation or nested habitats? *Oikos* 84:119–129.
- Hostetler, M. E., & C. S. Holling. 2000. Detecting the scales at which birds respond to landscape structure in urban landscapes. *Urban Ecosystems* 4:25–54.
- Johnson, D. H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61:65-71.

- Jonsson, B. G. 2001. A null model for randomization tests of nestedness in species assemblages. *Oecologia* 127:309–313.
- Kadmon, R. 1995. Nested species subsets and geographic isolation: a case study. *Ecology* 76:458–465.
- Kindt, R. 2013. Package 'BiodiversityR'.
- Kluza, D. A., C. R. Griffin, and R. M. DeGraaf. 2000. Housing developments in rural New England: effects on forest birds. *Animal Conservation* 3:15–26.
- Leibold, M. A., M. Holyoak, J. M. Chase, M. F. Hoopes, R. D. Holt, J. B. Shurin, R. Law, D. Tilman, M. Loreau, & A. Gonzalez. 2004. The metacommunity concept: a framework for multiscale community ecology. *Ecology Letters* 7:601-613.
- Lim, H. C., & N. S. Sodhi. 2004. Responses of avian guilds to urbanization in a tropical city. *Landscape and Urban Planning* 66:199–215.
- Lomolino, M.V. 1996. Investigating causality of nestedness of insular communities: Selective immigrations or extinctions. *Journal of Biogeography* 23:699–703.
- Lomolino, M.V. 2000. A call for a new paradigm of island biogeography. *Global Ecology and Biogeography* 9:1-6.
- Louzada, J., T. Gardner, C. A. Peres, & J. Barlow. 2010. A multi-taxa assessment of nestedness patterns across a multiple-use Amazonian forest landscape. *Biological Conservation* 143(5): 1102-1109.
- MacArthur, R. H., & E. O. Wilson. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton, NJ: Princeton University Press.
- MacGregor-Fors, I. 2008. Relation between habitat attributes and bird richness in a western Mexico suburb. *Landscape and Urban Planning* 84:92–98.
- MacGregor-Fors, I., & J. E. Schondube. 2011. Gray vs. green urbanization: Relative importance of urban features for urban bird communities. *Basic and Applied Ecology* 12:372-381.
- Marzluff, J.M. 2001. Worldwide urbanization and its effects on birds. In: Marzluff, J.M., Bowman, R., Donnelly, R. (Eds.), *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*. Kluwer Academic Publishers, Norwell, pp. 19–48.
- Marzluff, J. M. 2005. Island biogeography for an urbanizing world: how extinction and colonization may determine biological diversity in human-dominated landscapes. *Urban Ecosystems* 8:157-177.
- Marzluff, J.M., R. Bowman, R. Donnelly. 2001. A historical perspective on urban bird research: trends, terms and approaches. In: Marzluff, J.M., Bowman, R., Donnelly,

- R. (Eds.), *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*. Kluwer Academic Publishers, Boston, pp. 1–17.
- McCaffrey, R. E., & R. W. Mannan. 2012. How scale influences birds' responses to habitat features in urban residential areas. *Landscape and urban planning* 105:274-280.
- Mokany, K., T. D. Harwood, J. M. Overton, G. M. Barker, & S. Ferrier. 2011. Combining α - and β -diversity models to fill gaps in our knowledge of biodiversity. *Ecology letters* 14(10):1043-1051.
- Murgui, E., 2007. Effects of seasonality on the species–area relationship: a case study with birds in urban parks. *Global Ecology and Biogeography* 16:319–329.
- Ortega-Álvarez, R., & I. MacGregor-Fors. 2009. Living in the big city: effects of urban land-use on bird community structure, diversity, and composition. *Landscape and Urban Planning* 90:189–195.
- Palomino, D., & L. M. Carrascal. 2006. Urban influence on birds at a regional scale: A case study with the avifauna of northern Madrid province. *Landscape and Urban planning* 77:276-290.
- Park, C. R., & W. S. Lee. 2000. Relationship between species composition and area in breeding birds of urban woods in Seoul, Korea. *Landscape and Urban Planning* 51:29–36.
- Patterson, B. D. 1986. Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagos. *Biological Journal of the Linnean Society* 28:65-82.
- Pennington, D. N., & R. B. Blair. 2011. Habitat selection of breeding riparian birds within an urban environment: Untangling the relative importance of biophysical elements and spatial scale. *Diversity and Distributions* 17:506–518.
- R Core Team. 2012. A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- Ralph, C. J., G. R. Geupel, P. Pyle, T. E. Martin, & D. F. DeSante. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-159. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department.
- Reynaud, P. A., & J. Thioulouse. 2000. Identification of birds as biological markers along a neotropical urban-rural gradient (Cayenne, French Guiana), using co-inertia analysis. *Journal of Environmental Management* 59:121–140.
- Ricklefs, R. E. 1987. Community diversity: Relative roles of local and regional processes. *Science* 235:167-171.

- Ricklefs, R. E., & I. J. Lovette. 1999. The role of island area *per se* and habitat diversity in the species-area relationships of four Lesser Antillean faunal groups. *Journal of Animal Ecology*, 68:1142–1160.
- Rosenzweig, M.L. 1995. *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Shanahan, D. F., C. Miller, H. P. Possingham, & R. A. Fuller. 2011. The influence of patch area and connectivity on avian communities in urban revegetation. *Biological Conservation* 144:722-729.
- Sasaki, T., M. Katabuchi, C. Kamiyama, M. Shimazaki, T. Nakashizuka, & K. Hikosaka. 2012. Nestedness and niche-based species loss in moorland plant communities. *Oikos* 121:1783-1790.
- Ulrich, W., & N. J. Gotelli. 2007. Null model analysis of species nestedness patterns. *Ecology* 88:1824–1831.
- Ulrich, W., M. Almeida-Neto, & N. J. Gotelli. 2009. A consumer's guide to nestedness analysis. *Oikos* 118:3–17.
- Wang, Y., Y. Bao, M. Yu, G. Xu, & P. Ding. 2010. Nestedness for different reasons: the distributions of birds, lizards and small mammals on islands of an inundated lake. *Diversity and Distributions* 16:862-873.
- Williamson, M. 1981. *Island Populations*. Oxford University Press, Oxford.
- Wright, D. H., & J. H. Reeves 1992. On the meaning and measurement of nestedness of species assemblages. *Oecologia* 92:416–428.
- Worthen, W. B., M. T Jones, & R. M. Jetton .1998. Community structure and environmental stress: desiccation promotes nestedness in mycophagous fly communities. *Oikos* 81:45–54.
- Yiming, L., J. Niemela, & L. Dianmo .1998. Nested distribution of amphibians in the Zhoushan archipelago, China: can selective extinction cause nested subsets of species? *Oecologia* 113:557–564.

6. ANEXOS

Figura 1

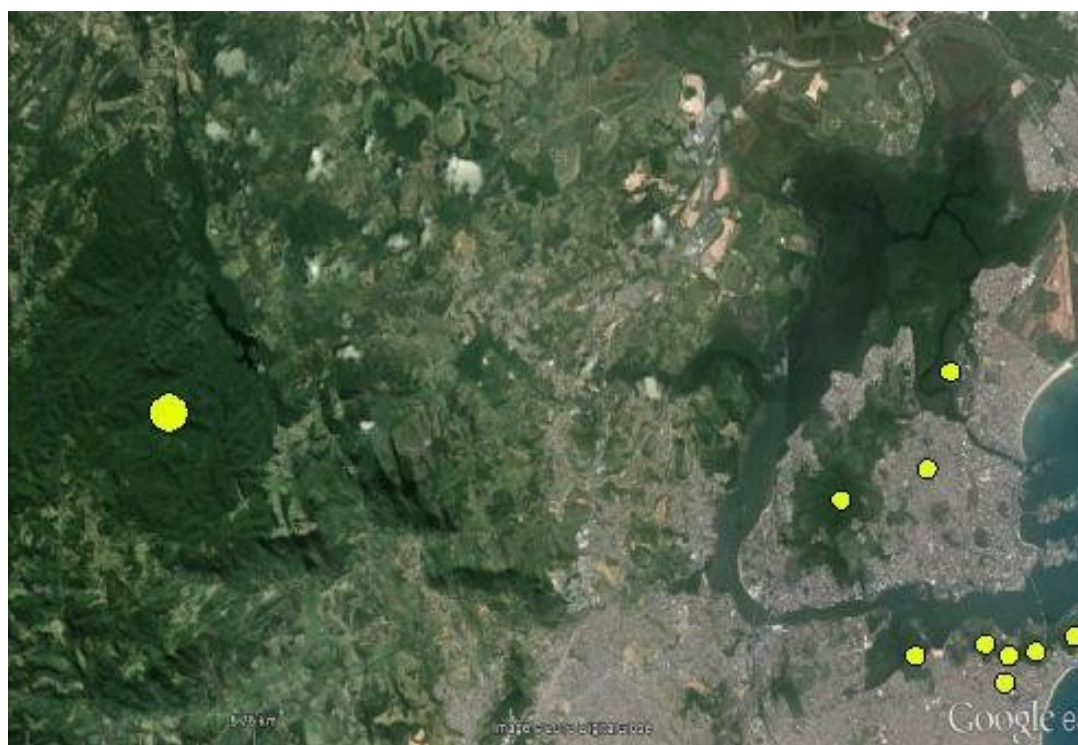


Figura 2

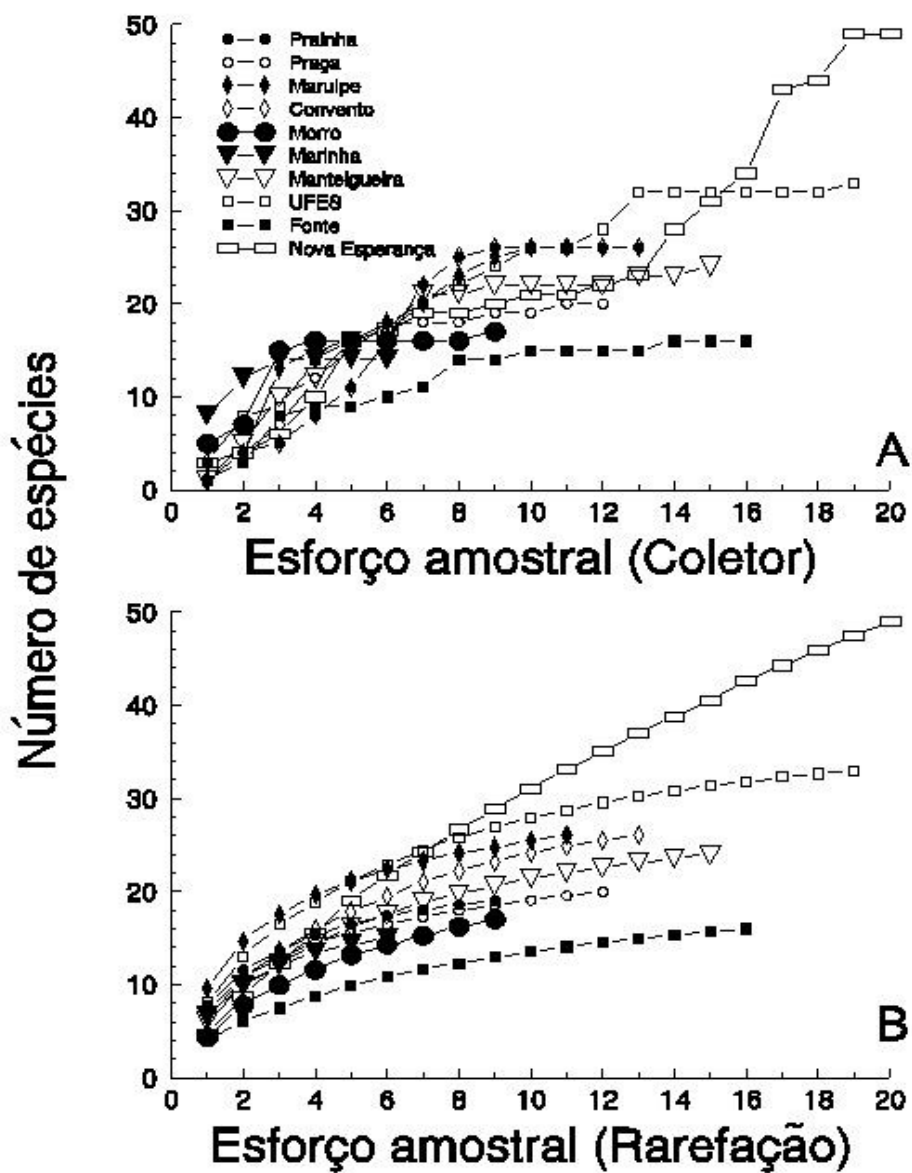


Figura 3

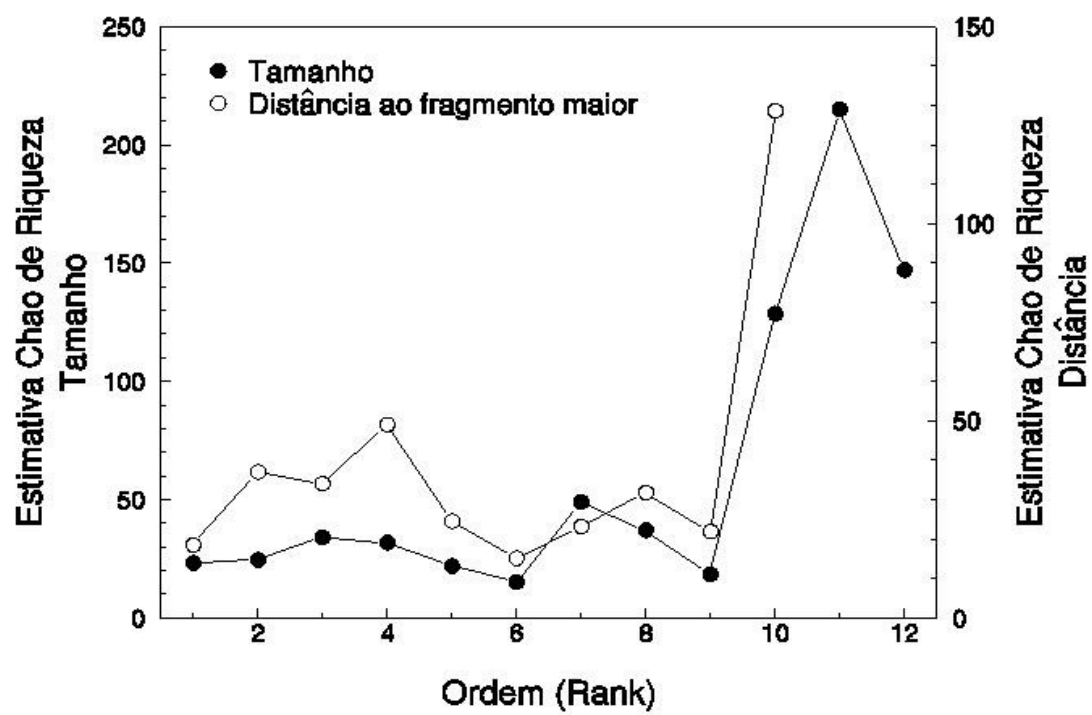


Figura 4

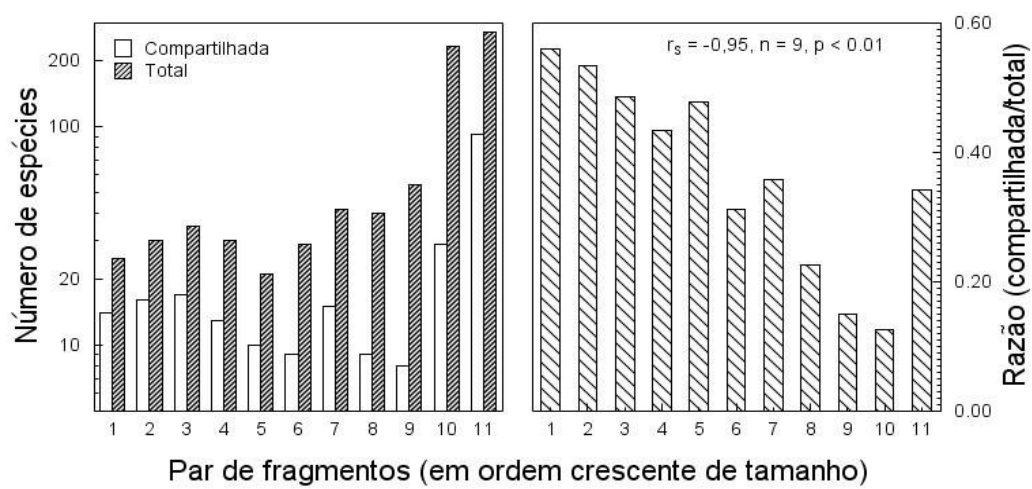


Figura 5

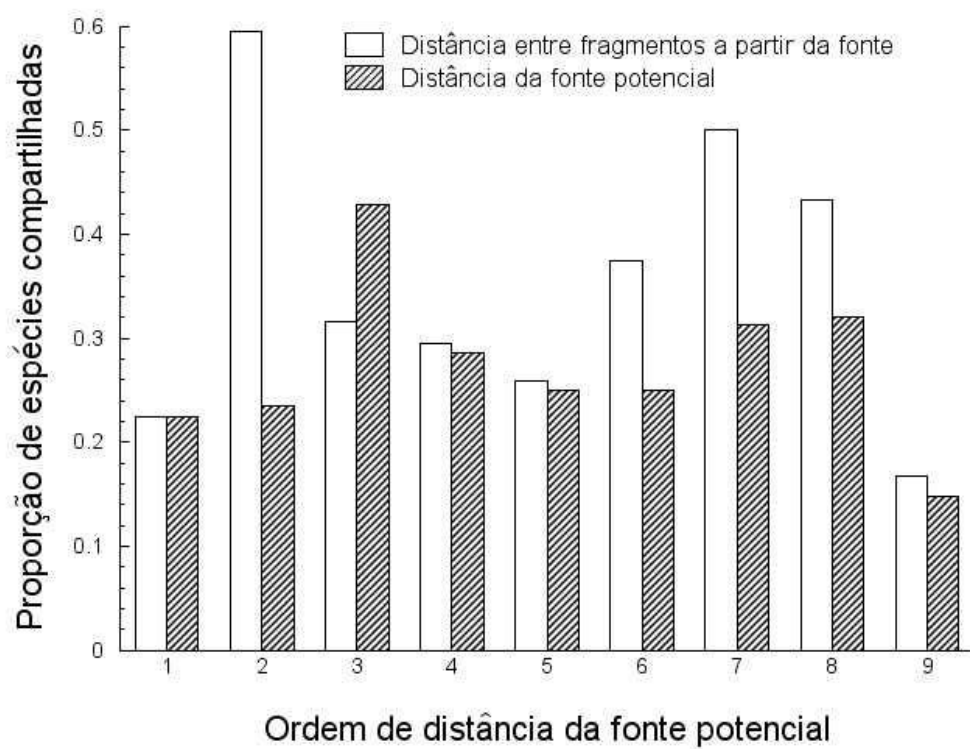


Figura 6

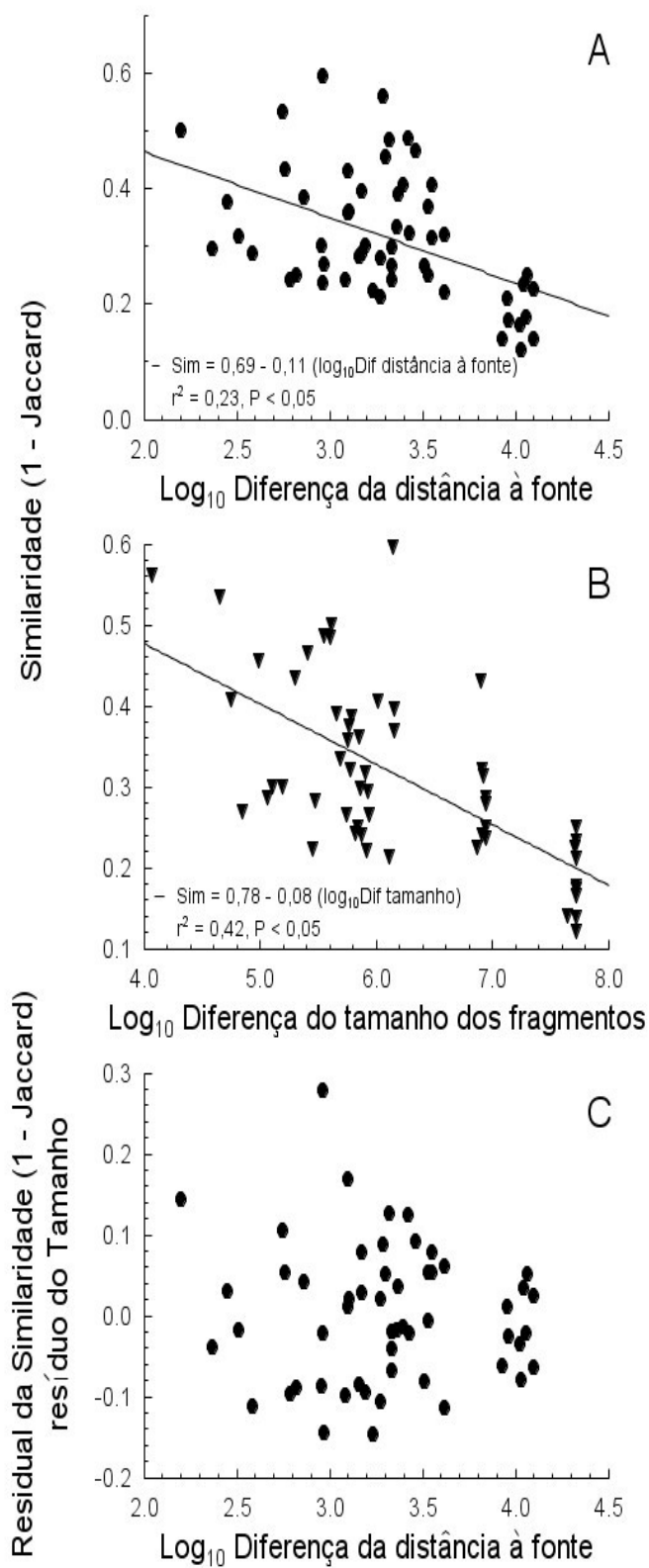


Figura 7

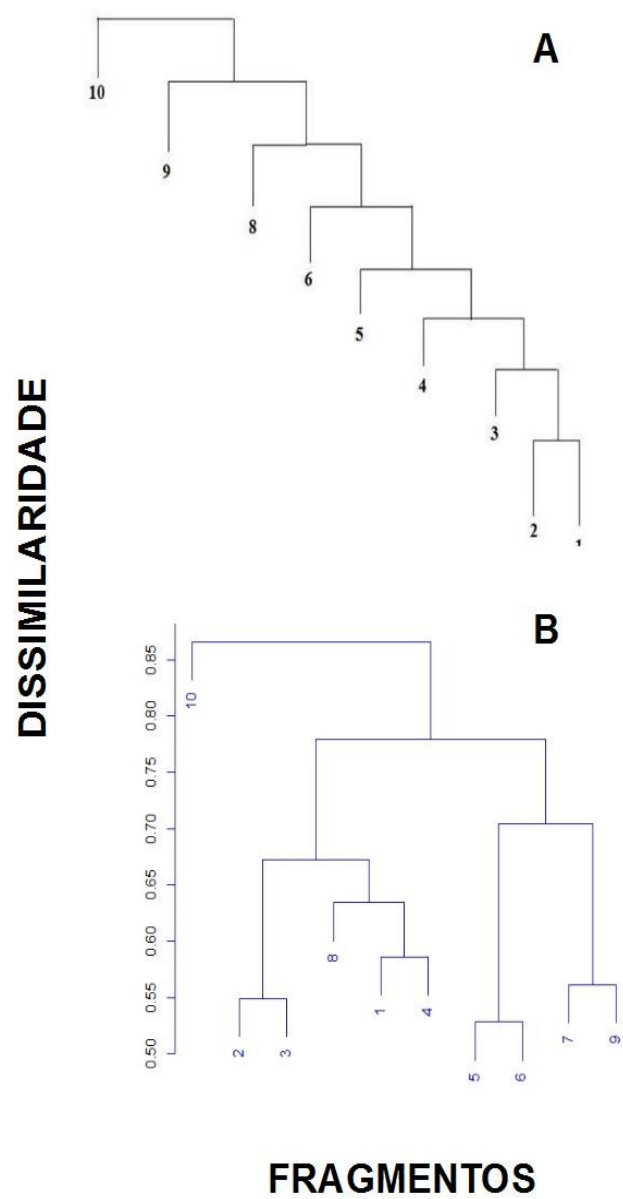


Tabela 1

Fonte	Tamanho (ha)	Distância da fonte (m)	Número de espécies	
			Observado	Estimado (Chao)
Prainha	0,1	3630	19	23
Praça	1,3	1694	20	25
Maruípe	5,8	1141	26	34
Convento	41,0	3788	26	32
Morro	62,0	4359	17	22
Marinha	71,0	2359	14	15
Manteigueira	87,0	1462	24	49
UFES	144,0	216	33	37
Fonte	883,0	0	16	19
Nova Esperança	5330,0	12820	46	129