

UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS - UFAM  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - ICB  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DIVERSIDADE BIOLÓGICA – PPGDB

**Distribuição de aves de sub-bosque em zonas ripárias e não ripárias em uma floresta urbana na Amazônia central**

Urânia Cavalcante Ferreira

**Manaus, Amazonas**

**Janeiro /2015**

UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS - UFAM  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - ICB  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DIVERSIDADE BIOLÓGICA – PPGDB

**Distribuição de aves de sub-bosque em zonas ripárias e não-ripárias em uma floresta urbana na Amazônia central**

Aluna: Urânia Cavalcante Ferreira

Orientador (a): Prof. Dra. Cintia Cornelius

Dissertação apresentada à Universidade Federal do Amazonas como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre pelo Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica.

**Manaus, Amazonas**

**Janeiro / 2015**

## Ficha Catalográfica

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

F383d Ferreira, Urânia Cavalcante  
Distribuição de aves de sub-bosque em zonas ripárias e não ripárias em uma floresta urbana na Amazônia central / Urânia Cavalcante Ferreira. 2015  
39 f.: il. color; 31 cm.

Orientadora: Cintia Cornelius  
Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica) - Universidade Federal do Amazonas.

1. aves de sub-bosque. 2. floresta urbana. 3. homogenização. 4. zonas ripárias. 5. zonas não ripárias. I. Cornelius, Cintia II. Universidade Federal do Amazonas III. Título

## DEDICATÓRIA

Ao meu pai Ulisses (*in memoriam*) por me ensinar valores que jamais esquecerei. Sei o quanto ficaria orgulhoso de me ver subindo mais um degrau na vida. Sinto um vazio aqui dentro após sua partida!

À minha mãe Marlene, a quem amo! Pela mulher de fibra que és e por doar tudo de si aos filhos.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, sempre! Em especial, agradeço minha mãe Marlene e meu saudoso pai Ulisses. Sem dúvida essas são as duas pessoas a quem eu mais devo tudo nesta vida. Eles sabem o quanto foi difícil toda a trajetória até aqui. Dedicaram tudo que podiam a mim e meus irmãos. Gostaria de terminar mais esta etapa da minha vida acadêmica podendo falar tudo pessoalmente aos dois. Infelizmente, não poderei falar isso ao meu pai. Sua perda foi muito difícil nesta reta final.

Agradeço aos meus irmãos, que assim como meus pais, acompanham cada passo meu ao longo de toda minha jornada. Agradeço especial minha irmã Úrsula que se dispunha todos os dias de campo a me conduzir cedo da matina nos campos!

Aos meus amigos, em especial à Beatriz Sousa, Welliton Martins, Carine Dantas, Rodrigo Melo que durante todo esse período de convivência me ajudaram muito! Foi muito importante a colaboração de vocês, especialmente durante os dias de campos, quando o cansaço batia e não tinha mais ninguém que pudesse me acompanhar. Não posso deixar de registrar aqui muitos outros amigos que também me auxiliaram indo a campo junto comigo (Sérgio, João Sousa, Andrezza, Machado, Antônio, Fernando, Aída, Laynara, Érica, Mari, Renata, João Capurucho, Rafael) e tantos outros.

Aos professores Marina Anciães e Mário Cohn-Haft que também me deram a honra de participar dos meus campos! Ao professor Renato Cintra que sempre esteve disponível para qualquer dúvida. Meus sinceros agradecimentos.

Aos amigos que de alguma forma torceram por mim, acompanharam meus dias mais tensos.

À UFAM, pela infra-estrutura, professores e funcionários e à FAPEAM pela concessão da minha bolsa de mestrado

Ao Programa de Pós Graduação em Diversidade Biológica, em especial à coordenação na pessoa da professora Gracimar Pacheco, por todo o apoio em todos os momentos necessários.

À minha orientadora Cíntia Cornelius que me aceitou prontamente como sua aluna, mesmo ciente de que estudar aves seria algo completamente inédito pra mim. Agradeço a orientação durante todo o curso até os momentos finais e mais críticos.

Ao Serviço de Segurança da UFAM que muitas vezes me acompanhou nas entradas em campo.

À todos que fizeram parte dessa jornada e que foi uma experiência de vida, além de muito aprendizado!

## RESUMO

A descrição de padrões de distribuição de espécies e os mecanismos que os geram são essenciais para entender as relações entre os organismos e os gradientes ambientais. Zonas ripárias se distinguem de zonas-não ripárias pela topografia, regimes hidrológicos, tipos de solo e comunidades de plantas e animais. Em florestas primárias na Amazônia central existem assembleias de aves diferenciadas entre as zonas ripárias e não ripárias. No entanto, efeitos negativos como os produzidos por perturbações antrópicas interferem diretamente sobre a riqueza e abundância de aves em florestas, principalmente através de mudanças em alguns componentes da vegetação, afetando a disponibilidade de recursos alimentares e as condições microclimáticas. Um padrão frequentemente observado em zonas com influência urbana é a homogeneização das comunidades resultando em uma comunidade composta por espécies principalmente generalistas após a extinção das espécies especialistas. Assim, é importante conhecer se em uma floresta com forte influência da urbanização as assembleias de espécies de aves respondem à variação ambiental gerada pela proximidade de igarapés como observado em florestas não-perturbadas e se o efeito de borda gerado pelo processo de urbanização afeta negativamente a distribuição dessas aves localmente. Este estudo foi realizado em uma floresta urbana de aproximadamente 600 hectares na cidade de Manaus (AM) na qual se encontra o campus da Universidade Federal do Amazonas - UFAM. A floresta que compreende o campus universitário é circundada por bairros residenciais, avenidas e áreas urbanas de diferentes usos. Para caracterizar a avifauna de sub-bosque nas zonas ripárias e não-ripárias utilizamos a técnica de captura-recaptura com o uso de redes de neblina. Selecionamos 20 sítios de amostragem, sendo 10 sítios ripários e 10 sítios não ripários. Em cada sítio utilizamos uma linha de rede (120m) ativadas durante dois dias consecutivos das 06:30h às 11:30h no período de julho a novembro de 2013. Identificamos, medimos, pesamos e anilhamos todas as aves capturadas, exceto beija-flores. No total, capturamos 27 espécies de 12 famílias com um total de 118 indivíduos dos quais 9,3% foram recapturas. A abundância foi similar nos sítios ripários e não ripários ( $T = -0.17$ ,  $df = 9$ ,  $p = 0,86$ ) assim como riqueza também não variou entre sítios ripários e não ripários ( $T = -0.2641$ ,  $df = 9$ ,  $p = 0,79$ ). Também verificamos que a composição quantitativa da assembleia de aves não se diferenciou nas zonas ripárias e não ripárias. Contudo, quando incluímos o efeito da distância à borda nos modelos os resultados mostraram um padrão diferente. O melhor modelo para explicar a variação da biomassa de aves, foi aquele que considerou uma interação entre o efeito da distância à borda como o efeito do ambiente (ripário ou não ripário) ( $AIC_w = 0,716$ ). Assim, de acordo com este modelo observamos uma relação positiva entre a biomassa de aves e a distância à borda nas áreas ripárias sendo que o padrão inverso foi observado para as áreas não ripárias. Com relação a similaridade entre as áreas ripárias e não ripárias, observamos um padrão de aumento da similaridade entre pares de sítios ripários e não ripários com a diminuição da distância a borda, ou seja, aqueles pares de sítios que estão mais próximos a borda são mais similares entre si do que os sítios que estão no interior da floresta. Concluimos que o efeito de borda gerado pela influencia negativa da matriz urbana para o interior da floresta é o fator determinante no aumento da similaridade entre as zonas ripárias e não ripárias, acarretando assim ao processo de homogeneização de comunidades.

**Palavras-chaves:** aves de sub-bosque, floresta urbana, homogeneização de comunidades, zonas não-ripárias zonas ripárias

## ABSTRACT

Description of distribution patterns of species and the mechanisms that generate them are essential to understanding the relationships between organisms and environmental gradients. Riparian zones are distinguished from non-riparian zones by topography, hydrological regimes, soil types and plant and animal communities. In central Amazônia, distinctive bird assemblages have been described in riparian and non-riparian zones. Negative effects as those produced by human disturbance interfere directly on the richness and abundance of birds in forests, mainly through changes in some components of vegetation, affecting the availability of food resources and microclimate conditions. A pattern often observed in areas with urban influence is the homogenization of communities resulting in communities of mostly generalist species after the extinction of specialist species. Thus, it is important to know if in a forest with a strong influence of urbanization, bird assemblages respond to environmental variation generated by the proximity to water courses, as observed in undisturbed forests. It is also important to know if edge effects generated by the urbanization process negatively affect the distribution of these bird communities locally. This study was conducted in an urban forest of about 600 hectares in the city of Manaus (AM) in which the campus of the Federal University of Amazonas - UFAM is found. The forest includes the university campus and is surrounded by residential neighborhoods, streets and urban areas with different uses. To characterize the avifauna of the understory in riparian and non-riparian zones we used the capture-recapture technique and mist-nets. We selected 20 sampling sites, with 10 riparian sites and 10 non-riparian sites. At each site we used a mist-net line (120m) activated for two consecutive days from 06:30h to 11:30h from July to November 2013. Birds were identified, measured, weighed and banded, except humming birds. We captured 27 species of 12 families with a total of 118 individuals of which 9.3% were recaptures. We found a similar total abundance ( $T = -0.17$ ,  $df = 9$ ,  $p = 0.86$ ) and species richness ( $T = -0.2641$ ,  $df = 9$ ,  $p = 0.79$ ) in riparian and non-riparian sites. We also found that quantitative composition of bird assemblages was not different between riparian and non-riparian sites. However, when the effect of distance to the edge was included into the models we found a different pattern. The best model to explain the variation of biomass of birds, was the one with an interaction between the effect of the distance to the edge and the effect of environment (riparian and non-riparian) ( $AIC_{weight} = 0.716$ ). Thus, according to this model there was a positive relationship between the bird biomass and the distance to the edge in riparian zones while the opposite pattern was observed in non-riparian zones. Regarding similarity between riparian and non-riparian zones, we observed a pattern of increasing similarity between pairs of riparian sites and non-riparian sites with decreasing distance to the forest edge, that is, pairs of riparian / non-riparian sites that are closer to the forest edge are more similar to each other than sites that are in the interior of the forest. We conclude that the edge effect generated by the negative influence of the urban matrix into the forest is the determining factor in increasing the similarity between riparian and non-riparian zones, thus leading to a community homogenization process.

**Keywords:** avifauna, understory, urban forest, riparian zones, non-riparian zones

## SUMÁRIO

<b>RESUMO</b> .....	iv
<b>ABSTRACT</b> .....	v
<b>LISTA DE FIGURAS</b> .....	vii
<b>LISTA DE TABELAS</b> .....	viii

### **CAPÍTULO I: Distribuição de aves de sub-bosque em zonas ripárias e não ripárias em uma floresta urbana na Amazônia central**

1. INTRODUÇÃO .....	10
2. OBJETIVOS.....	14
<b>2.1 Objetivo geral</b> .....	14
<b>2.2 Perguntas</b> .....	14
<b>2.3 Hipóteses</b> .....	14
<b>2.4 Previsões</b> .....	14
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	16
<b>3.1 Área de estudo</b> .....	16
<b>3.2 Coleta de dados e delineamento amostral</b> .....	16
<b>3.3 Análise dos dados</b> .....	19
4. RESULTADOS .....	23
5. DISCUSSÃO.....	32
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	36
7. REFERÊNCIAS .....	37

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Imagem de satélite do campus da Universidade Federal do Amazonas. Representação dos igarapés (linhas irregulares) e sítios ripários (pontos em amarelo) e sítios não ripários (pontos em vermelho). Adaptação: Tsuji-Nishikido e Menin (2011).....	18
<b>Figura 2.</b> Mapa representativo contendo o buffer de todos os cursos d' água e nascentes de igarapés no fragmento florestal da UFAM. As linhas irregulares representam os igarapés ou cursos d' água; os círculos sobrepostos representam os buffers modelando 150 m ao redor de todos os cursos d' água; os pares de pontos circulados representam os sítios ripários e não ripários distribuídos ao longo do fragmento.....	19
<b>Figura 3.</b> Abundância de aves de sub-bosque nos sítios ripários e não ripários no fragmento florestal urbano da UFAM.....	25
<b>Figura 4.</b> Riqueza de aves nos sítios ripários e não ripários no fragmento florestal urbano da UFAM.....	25
<b>Figura 5.</b> Representação multivariada da composição das assembleias de espécies de aves de sub-bosque em relação aos sítios ripários e não ripários no fragmento florestal urbano da UFAM.....	26
<b>Figura 6.</b> Riqueza de aves de sub-bosque em relação a distância a borda e o ambiente.....	29
<b>Figura 7.</b> Abundância total de aves em relação a distância à borda e o ambiente.....	29
<b>Figura 8.</b> Biomassa total das aves de sub-bosque em relação a distância a borda das zonas ripárias e não ripárias.....	30
<b>Figura 9.</b> Dissimilaridade da assembleia de aves de sub-bosque entre os sítios ripários e não ripários em relação à distância da borda da floresta.....	31

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Modelos utilizados para avaliar a relação da distância a borda e os ambientes estudados sobre a abundância.....	21
<b>Tabela 2.</b> Modelos utilizados para avaliar a relação da distância a borda e os ambientes estudados sobre a riqueza.....	22
<b>Tabela 3.</b> Modelos utilizados para avaliar a relação da distância a borda e os ambientes estudados sobre a biomassa.....	22
<b>Tabela 4.</b> Espécies capturadas e número de indivíduos por espécie (excluindo as recapturas) em zonas ripárias e não ripárias no fragmento florestal urbano da UFAM.....	23
<b>Tabela 5.</b> Total de indivíduos capturados por transecto (excluindo as recapturas) nos sítios ripários e não ripários no fragmento florestal urbano da UFAM.....	24
<b>Tabela 6.</b> Valores dos modelos utilizados para determinar a relação entre a abundância e a distância a borda e os ambientes estudados.....	27
<b>Tabela 7.</b> Valores dos modelos utilizados para determinar a relação entre a riqueza e a distância a borda e os ambientes estudados.....	28
<b>Tabela 8.</b> Valores dos modelos utilizados para determinar a relação entre a biomassa e a distância a borda e os ambientes estudados.....	28
<b>Tabela 9.</b> Valores de similaridade (Bray-Curtis) para cada par de transectos.....	30

## 1. INTRODUÇÃO

A maioria das espécies de aves na floresta amazônica é residente e sedentária (Stouffer e Bierregaard 1995, Cohn – Haft *et al.* 1997) fazendo com que elas aprendam mais sobre o ambiente conforme variações locais ocorram na estrutura da floresta, podendo assim, ajustar o uso do micro-habitat. MacArthur e MacArthur (1961) ao formularem a teoria sobre a distribuição de aves em função dos estratos verticais da vegetação demonstraram que, de modo geral, aves apresentam alta especificidade de habitat em escala de microambientes dentro de uma floresta. Essa especificidade do uso do espaço em nível de espécie (Tuomisto *et al.* 1995, Jankowski *et al.* 2009) pode gerar diferentes assembleias de espécies dentro de uma dada comunidade em virtude da heterogeneidade ambiental (Keller *et al.* 2009). Assim, a relação entre a estrutura da vegetação e a diversidade de espécies, pode ser fator consequente da disponibilidade de diferentes microambientes (MacArthur e MacArthur 1961).

Cada vez mais tem sido reconhecida a importância da compreensão das variações no uso do habitat tanto dentro como entre espécies, e, que mudanças ocorridas ao longo do tempo e do espaço, provavelmente se devam a movimentos individuais e dispersão populacional, mas também à mudanças na estrutura do habitat (Karr e Freemark 1983, Cintra e Sanaiotti 2005, Cintra *et al.* 2006, Banks-Leite e Cintra 2008). Assim, em grande escala, a descrição de padrões de distribuição de espécies e os mecanismos que os geram são essenciais para entender as relações entre os organismos e os gradientes ambientais (Tuomisto e Reikolainen 1997). Em escalas menores, a seleção de habitat por aves bem como a composição da comunidade podem ser afetadas pela variação em muitos componentes da estrutura da floresta como abertura de clareiras, altura das árvores, quantidade de serrapilheira, abundância de árvores, presença de ambientes aquáticos, entre outros (Terbogh 1985, Cintra 1997, Cintra *et al.* 2006).

Florestas ripárias ou zonas ripárias dentro das florestas se distinguem de zonas não-riparias pela topografia, regimes hidrológicos, tipos de solo e comunidades de plantas (Bianchini *et al.* 2001, Shirley 2005). Estudos têm documentado diferenças entre a abundância e composição de espécies de aves de floresta em zonas ripárias e não-riparias (Bub *et al.* 2004, Palmer e Benett 2006, Bueno *et al.* 2012). Os gradientes de vegetação produzidos pelas zonas ripárias explicam em grande parte a variação local na abundância e composição de comunidades de aves, levando a um aumento regional da diversidade de aves (Bianchini *et al.* 2001, Shirley 2005, Cintra e Naka 2012). De

modo geral, as zonas ripárias aumentam a diversidade regional ao sustentar assembleias com espécies diferentes, mas não por terem uma maior riqueza de espécies que as zonas não-riparias (Sabo *et al.* 2005).

Por outro lado, as zonas ripárias podem apresentar alta produtividade com alta quantidade e maior estabilidade do suprimento de recursos. Por exemplo, em alguns casos, apresentam uma maior diversidade e abundância de plantas com flores e frutos, devido maior disponibilidade de água e nutrientes (Catterall *et al.* 2006). A vegetação mais densa também favorece populações de insetos, ocasionando atração para aves insetívoras (Chan *et al.* 2008). Deste modo, as zonas ripárias ao oferecerem uma grande quantidade de recursos e condições microclimáticas diferenciadas, podem funcionar como refúgios com habitats de boa qualidade, especialmente quando as zonas não ripárias apresentam condições adversas. Por exemplo, a degradação ambiental gerada por ações antrópicas pode ser mais acentuada em zonas não ripárias que nas zonas ripárias, pois as zonas ripárias geralmente são de mais difícil acesso e estão protegidas por lei.

Recentemente Bueno *et al.* (2012) demonstraram que a largura de uma zona ripária estimada para aves de sub-bosque em uma floresta tropical sem perturbação antrópica, chega até mais de 140 m quando é considerada a composição qualitativa da comunidade, ilustrando a necessidade da conservação de zonas ripárias largas. Perturbações antrópicas produzem fortes efeitos negativos na estrutura da floresta, tais como redução da densidade de árvores, volume do folhiço, número de árvores mortas, quantidade de serrapilheira e aumento de aberturas de clareiras (Nepstad *et al.* 1999). As perturbações antrópicas também podem ter um forte impacto na integridade das zonas ripárias ao poluir os cursos de água (Catterall *et al.* 2006). Além disso, as atividades antrópicas que causam processos de fragmentação mudam os ambientes nas bordas do fragmento florestal, e também podem causar alterações em alguns componentes ecológicos, afetando consequentemente a biodiversidade (Laurance e Vasconcelos 2009). Assim, é possível esperar um gradiente de qualidade das zonas ripárias, por exemplo, em relação a proximidade às zonas urbanizadas. Portanto, mudanças na riqueza e abundância de aves em florestas perturbadas se devam principalmente a mudanças em alguns componentes da vegetação que poderiam afetar a disponibilidade de recursos alimentares e condições microclimáticas da floresta (Jonhs 1991, Guilherme e Cintra 2001, Barlow *et al.* 2006).

Muitos processos ecológicos como sucesso reprodutivo, taxa de colonização e dispersão podem ser afetados pela antropização (Laurance e Vasconcelos 2009). Um padrão frequentemente observado em zonas com influência urbana é a homogeneização das comunidades (Blair 2001). A modificação dos microambientes causa muitas vezes a extinção de espécies especialistas resultando em uma comunidade composta por espécies principalmente generalistas e, muitas vezes, substituída por outras não-nativas (Devictor *et al.* 2007). O processo de homogeneização das comunidades causado pela urbanização coloca em risco os ecossistemas locais e sua singularidade biológica (Blair 2001).

Muitas espécies de aves insetívoras terrestres requerem microambientes específicos que são perdidos em florestas perturbadas ou em regeneração (Stratford e Stouffer 2013). Em paisagens modificadas pelo homem, a perda de espécies de aves geralmente tem relação com mudanças na composição da estrutura da vegetação nos fragmentos remanescentes e sob influência da matriz, isto é, a área de não-habitat que circunda os fragmentos (Stouffer e Bierregaard, 1995, Stratford e Stouffer, 2013). O estudo de Borges e Guilherme (2000) sobre a comunidade de aves em um fragmento florestal urbano em Manaus sugeriu que as aves de sub-bosque foram as mais afetadas pelo processo de perda de habitat. Sendo assim, é importante conhecer se em uma floresta com forte influência urbana as assembleias de espécies de aves associadas às zonas ripárias se mantêm e/ou se diferenciam das assembleias associadas às zonas não-riparárias, como também determinar o possível efeito da matriz urbana circundante sobre a relação de uso de habitats ripários e não ripários pelas aves.

Neste estudo pretende-se investigar o uso do espaço por aves de sub-bosque com relação às zonas-riparárias e não-riparárias em um fragmento de floresta imerso em uma matriz urbana para compreender como as aves respondem à variação ambiental gerada pela presença de igarapés em uma floresta com forte influência antrópica. Se as zonas ripárias oferecem zonas com melhor qualidade de habitat em fragmentos urbanos esperamos que as zonas ripárias apresentem maior abundância de indivíduos e maior riqueza de espécies. No entanto esta relação dependerá da distância à borda da floresta. Por outro lado, se existe uma homogeneização da comunidade pelo efeito da urbanização, espera-se que em geral não existam comunidades diferenciadas em zonas ripárias e não ripárias, no entanto, esta relação também dependerá da distância a borda das zonas ripárias. Assim, quanto mais próxima a zona ripária da borda da floresta, ou

seja, em maior contato com a matriz urbana, mais similares serão as assembleias de aves entre as zonas ripárias e não ripárias. A compreensão dos efeitos da urbanização sobre a biodiversidade é fundamental para elaboração de medidas de conservação. Portanto, este estudo contribuirá para entender o valor das zonas-riparias em florestas urbanas tanto para a manutenção da diversidade local como para a importância de preservação de microambientes como corredores ecológicos.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivos geral**

Investigar o efeito da matriz urbana sobre a distribuição de aves de sub-bosque em zonas ripárias e não-ripárias em uma floresta urbana na cidade de Manaus, Amazonas

Embasando-se neste contexto, os objetivos específicos foram convertidos nas seguintes perguntas:

### **2.2 Perguntas**

- 1) Como é a distribuição da riqueza e abundância de aves de sub-bosque em relação às zonas ripárias e não-ripárias em uma floresta urbana?
- 2) Qual é a composição das espécies de aves em zonas ripárias e não-ripárias?
- 3) Qual é a influência da matriz urbana sobre o uso das zonas ripárias e não-ripárias por aves de sub-bosque?

### **2.3 Hipóteses**

- 1) Em uma floresta urbana as zonas ripárias são habitats de melhor qualidade, por uma maior abundância e constância de recursos, que as zonas não ripárias.
- 2) Em uma floresta urbana, a composição de espécies de aves de sub-bosque em zonas ripárias e não ripárias será pouco diferenciada como consequência do processo de homogenização.
- 3) O efeito de borda dado pela influencia da urbanização para o interior da floresta afetará negativamente o padrão de uso das zonas ripárias pelas aves.

### **2.4 Previsões**

Se em uma floresta urbana a abundância e constância de recursos é maior nas zonas ripárias espera-se que:

1) A abundância e riqueza de aves de sub-bosque será maior nas zonas ripárias que nas zonas não-riparias

Se existe um efeito de homogenização da fauna, espera-se que:

2) A composição das assembleias de aves de sub-bosque não será diferente entre zonas ripárias e não-riparias

Se a urbanização através de um efeito de borda, afeta a estrutura e qualidade das zonas ripárias espera-se que:

3.1) Zonas ripárias mais próximas às bordas da floresta terão menor riqueza e abundância de aves de sub-bosque

3.2) Zonas ripárias mais próximas às bordas da floresta serão mais similares (em abundância e composição) às zonas não-riparias quando comparadas as zonas ripárias no interior da floresta.

### **3. MATERIAL E MÉTODOS**

#### **3.1 Área de estudo**

Este estudo foi realizado em uma floresta urbana da cidade de Manaus dentro do campus da Universidade Federal do Amazonas – UFAM (03°04'34"S, 59°57'30"W). A paisagem local é formada por uma matriz urbana com alguns fragmentos florestais pequenos dispersos em que a floresta da UFAM é um dos maiores fragmentos da cidade e um dos maiores fragmentos de floresta em perímetro urbano do país (Borges e Guilherme, 2000). A floresta da UFAM tem uma área de 591 hectares, dentre os quais 7,8% representam as zonas edificadas, estradas e estacionamentos e 92% representam os diferentes tipos de cobertura vegetal, com predominância de floresta primária com uma pequena proporção de áreas com florestas secundárias (Marcon *et al.* 2012). A área abriga uma importante parcela de biodiversidade da região urbana tanto de espécies animais como vegetais, além da presença de várias nascentes e igarapés (riachos).

A floresta que compreende o campus universitário está totalmente rodeada por bairros, grandes avenidas e zonas urbanas de diferentes usos (e.g. residencial, comercial e industrial). Nas últimas décadas a área tem sofrido grandes pressões antrópicas como invasão de território, retirada da cobertura vegetal e poluição de seus igarapés, especialmente nas zonas mais próximas aos bairros circundantes. Assim, esta área tem-se tornado um fragmento cada vez mais influenciado pelas pressões da área urbana circundante.

#### **3.2 Coleta de dados e delineamento amostral**

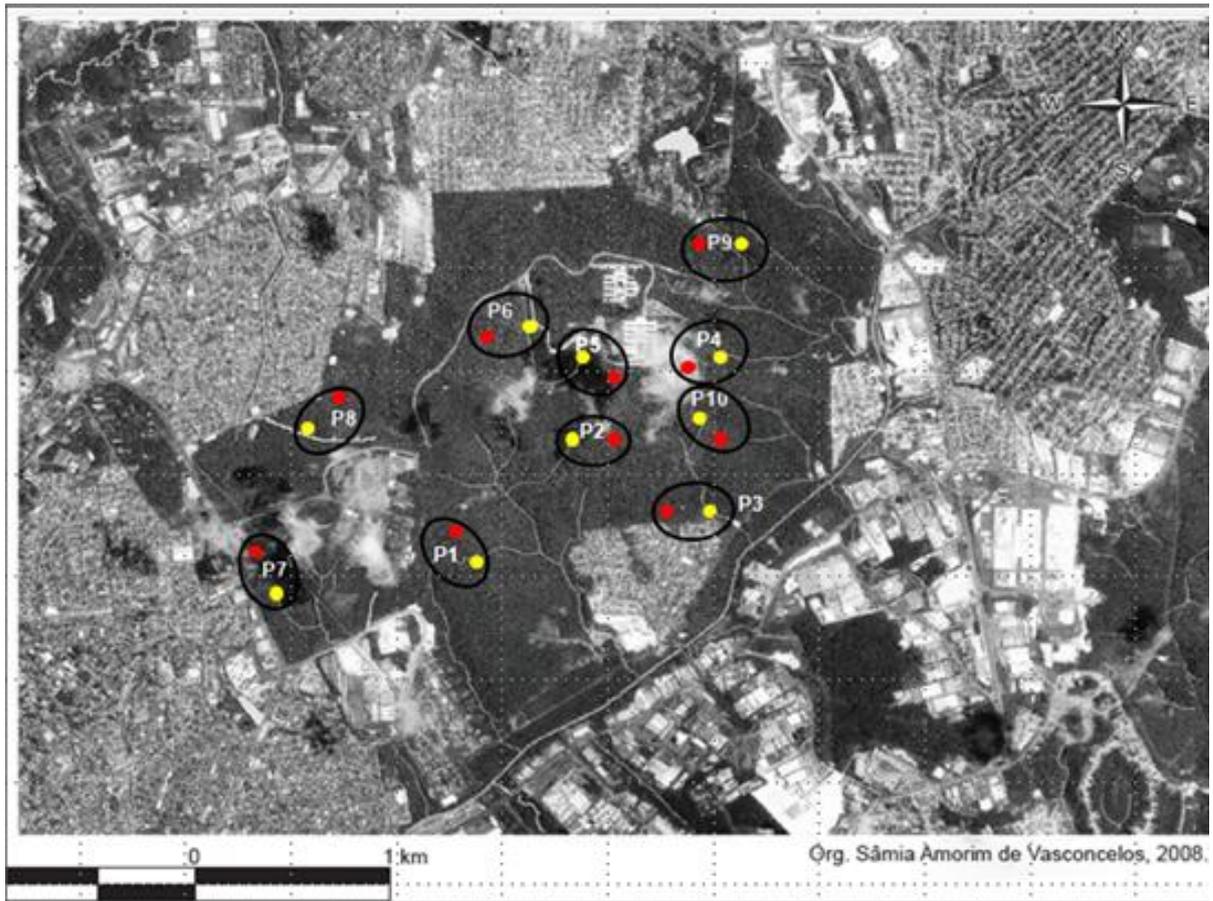
Para caracterizar a avifauna de sub-bosque da área utilizamos a técnica de captura-recaptura com o uso de redes de neblina. As redes foram dispostas em parcelas que seguem o padrão do Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio) existentes no fragmento florestal da UFAM (Figura 1). A amostragem ocorreu entre julho e novembro de 2013 totalizando três períodos de amostragem.

Para quantificar a utilização do espaço por aves de sub-bosque nas zonas ripárias e não-ripárias amostramos 20 sítios, 10 ripários e 10 não-ripário. Os sítios ripários foram estabelecidos em algumas parcelas já existentes que seguem o padrão do PPBio.

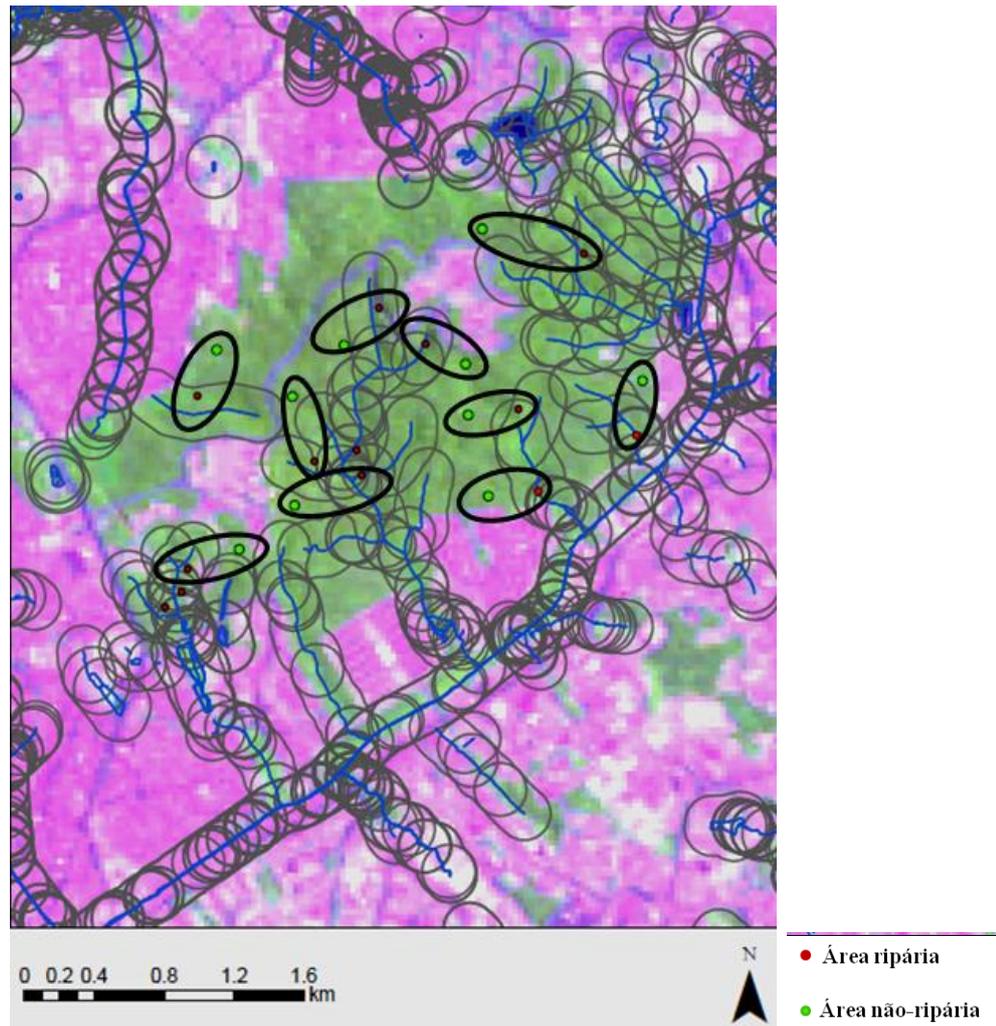
Os sítios não ripários foram definidos utilizando o critério de largura de mínima de uma zona ripária estabelecido por Bueno *et al.* (2012) com base no estudo com aves de sub-bosque na Reserva Ducke, uma floresta com baixa perturbação antrópica nas proximidades de Manaus. De acordo com este critério, neste estudo definimos como zona não-ripária aquela que tivesse distância mínima 150 m de qualquer igarapé.

Para identificar os sítios não ripários utilizamos um mapa categórico com todos os igarapés e nascentes existentes no fragmento da UFAM (Figura 2). Utilizamos um programa de geoprocessamento (ArcGis 10.1) e modelamos um buffer de 150 m ao redor de todos os cursos d'água, podendo assim identificar todas as áreas além de 150 m de qualquer igarapé. Logo, os sítios não ripários foram estabelecidos paralelamente aos sítios ripários formando pares e seguindo este critério de distância. Em cada sítio utilizamos uma linha de redes que correspondia a um total de 120 m formada por 10 redes de 12 metros de comprimento por 2 metros de altura e malha de 36 milímetros. Em um período de amostragem, cada linha de rede era monitorada por 2 dias consecutivos, permanecendo abertas das 06:30h às 11:30h e revisadas a cada uma hora. As amostragens das 20 linhas de redes (10 em zona ripária e 10 em zona não-ripária) foram realizadas em 3 períodos de amostragem. Cada período teve duração de 20 dias, com intervalo de 15 dias entre um ciclo e outro totalizando um esforço de aproximadamente 6000 horas-rede.

As aves capturadas eram retiradas das redes, colocadas cuidadosamente em uma sacola de algodão e levadas até o acampamento montado em campo. Essas aves eram então identificadas através do guia de campo Aves da Amazônia Brasileira (Sigrist 2008), e, aquelas que não conseguimos identificar a priori foram fotografadas e confirmadas com ajuda de especialistas da área. Após a captura nas redes, realizamos medidas morfobiométricas (peso, comprimento do cúlmen, asas, cauda, tarso) para cada ave individualmente. Após esse procedimento as aves foram marcadas com anilhas metálicas codificadas conforme o padrão CEMAVE (Centro Nacional de Pesquisa para Conservação de Aves Silvestres), exceto os beija-flores, a qual fizemos apenas um pequeno corte nas pontas de suas asas direitas para identificar possíveis recapturas durante o período de amostragem. Através do anilhamento das aves foi possível recapturar indivíduos e, com isso, estimar a riqueza e abundância em zonas ripárias e não-ripárias.



**Figura 1:** Imagem de satélite do campus da Universidade Federal do Amazonas. Representação dos igarapés (linhas irregulares) e sítios ripários (pontos em amarelo) e sítios não ripários (pontos em vermelho). Adaptação: Tsuji-Nishikido e Menin (2011).



**Figura 2:** Mapa categórico contendo o buffer de todos os cursos d' água e nascentes de igarapés no fragmento florestal da UFAM. As linhas irregulares representam os igarapés ou cursos d'água; os círculos sobrepostos representam os buffers modelando 150 m ao redor de todos os cursos d'água; os pares de pontos circulosados representam os sítios ripários e não ripários distribuídos ao longo do fragmento. As cores verde e lilás representam respectivamente, a área de floresta do campus universitário e a área da matriz circundante.

### 3.3 Análise dos dados

Calculamos a abundância total contabilizando o número total de indivíduos por transecto ao longo de todo período de amostragem. Do mesmo modo, calculamos a riqueza contabilizando o número de espécies em cada transecto, durante todo o período amostrado. Utilizamos o teste de T pareado para comparar a abundância total e a riqueza de aves de sub-bosque entre os pares de sítios ripários e não ripários. Para validar a significância estatística deste teste utilizamos um  $\alpha = 0,05$ .

Para descrever e comparar a composição de aves de sub-bosque nos ambientes estudados aplicamos uma Análise Multivariada utilizando o método NMDS - Nonmetric Multidimensional Scaling (McGarigal *et al.* 2000). Essa análise permite utilizar todas as variáveis simultaneamente na interpretação teórica do conjunto de dados obtidos. Para realizar a análise de NMDS construímos uma matriz de dissimilaridade entre cada sitio de amostragem utilizando o índice quantitativo de Bray-Curtis. O índice de Bray-Curtis é definido por:

$$B = \frac{\sum |x_{ij} - x_{ik}|}{\sum (x_{ij} + x_{ik})}$$

Onde:  $X_{ij}$ ,  $x_{ik}$  = abundância de espécies em cada área (j, k)

Para estimar o efeito da matriz urbana sobre o uso das zonas ripárias e não ripárias utilizamos modelos lineares generalizados (GLM) e seleção de modelos para determinar a relação entre as variáveis respostas (abundância, riqueza e biomassa) e variáveis preditoras (distância a borda mais próxima e ambiente – ripário ou não ripário). Para a maioria das análises utilizamos distribuição Gaussiana, exceto nos modelos com riqueza de espécies como variável resposta para os quais utilizamos distribuição de Poisson. Como uma segunda forma de avaliar o efeito da qualidade de habitat sobre a abundância, calculamos a variável resposta biomassa, que consiste no número de indivíduos (abundância) multiplicado pelo peso médio de cada espécie aferido em campo. A avaliação de biomassa foi um critério importante para complementar as análises de abundância, visto que, para cada sítio estudado a biomassa total dos indivíduos poderia ter um valor diferente e isso serviria com uma informação adicional para quantificar melhor a abundância. Por exemplo, em termos de uso de recursos é diferente um sitio contendo 10 pombos e um beija-flor do que o contrário. Ambos teriam 11 indivíduos, mas o valor de biomassa e o uso de recursos seria muito diferente.

Para determinar qual é o melhor modelo que se ajusta aos dados, utilizamos a abordagem de seleção de modelos (Burnham e Anderson 2002). Para cada modelo contrastado calculamos o critério de informação de Akaike ( $AIC_c$ ) e seu peso ( $w$ ) que oferece uma medida relativa de ajuste de um modelo sobre o outro. O  $AIC_c$  compara os

diferentes modelos e o modelo com o menor valor indica o modelo que melhor se ajusta aos dados. Assim, entre os modelos contrastados, o melhor modelo foi aquele que apresentou o menor valor de  $AIC_c$  e o peso ( $w$ ) mais próximo de 1. Foram considerados modelos igualmente plausíveis todos os modelos com  $\Delta AIC_c < 2$  (Burnham e Anderson 2002). Para cada variável resposta construímos e contrastamos cinco modelos incluindo o efeito independente de cada variável explanatória, os modelos aditivos e as interações, assim como um modelo constante (*i.e.*, a variável resposta não é função de nenhuma das variáveis explanatórias) (Tabelas 1 – 3).

Para avaliar o efeito da matriz urbana sobre a composição da assembleia de aves de sub-bosque em relação à distância à borda utilizamos o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis calculado entre cada par de sítio ripário e não-ripário. Este índice foi utilizado para quantificar a dissimilaridade composicional entre os pares de sítios ripários e não ripários. Logo utilizamos um modelo linear (lm) com a dissimilaridade entre sítios como variável resposta e a distância à borda do par de sítios como variável preditora para determinar se o grau de dissimilaridade é afetado pela distância a borda. Em consequência de estarmos utilizando pares de sítios e não somente os sítios individualmente, nossa amostra ficou reduzida pela metade, de 20 sítios para 10 sítios. Em virtude disso, para esta análise utilizamos um  $\alpha = 0,1$  para evitar um erro tipo 1.

O programa estatístico R version 3.0.3 (R Development Core Team 2013), foi utilizado para todas as análises estatísticas desse estudo.

**Tabela 1:** Modelos utilizados para avaliar a relação da distância a borda e os ambientes (ripário e não ripário) estudados sobre a abundância

<b>Modelos</b>	
m1	Abundância ~ Distância
m1.2	Abundância ~ Distância + Ambiente
m1.3	Abundância ~ Distância * Ambiente
m1.4	Abundância ~ Ambiente
m0.1	Abundância ~1

**Tabela 2:** Modelos utilizados para avaliar a relação da distância a borda e os ambientes (ripário ou não ripário) estudados sobre a riqueza

<b>Modelos</b>	
m2	Riqueza ~ Distância
m2.2	Riqueza ~ Distância + Ambiente
m2.3	Riqueza ~ Distância * Ambiente
m2.4	Riqueza ~ Ambiente
m0.2	Riqueza ~1

**Tabela 3:** Modelos utilizados para avaliar a relação da distância a borda e os ambientes (ripário ou não ripário) estudados sobre a biomassa

<b>Modelos</b>	
m3	Biomassa ~ Distância
m3.2	Biomassa ~ Distância + Ambiente
m3.3	Biomassa ~ Distância * Ambiente
m3.4	Biomassa ~ Ambiente
m0.3	Biomassa ~1

#### 4. RESULTADOS

Durante o período de amostragem capturamos um total de 27 espécies de aves pertencentes a 12 famílias, totalizando 118 indivíduos, excluindo as recapturas (Tabela 4). A taxa de recaptura foi de apenas 9,3 % (11 indivíduos). Nos sítios ripários capturamos 61 indivíduos, enquanto nos sítios não ripários capturamos 57 indivíduos (Tabela 4). O número médio de indivíduos capturadas por transecto (sem considerar as recapturas) foi similar entre os sítios ripários ( $6,1 \pm 2,6$ ) e sítios não ripários ( $5,7 \pm 7,3$ ) (Tabela 5). Das 27 espécies de aves capturadas, cinco foram capturadas apenas uma vez, inclusive uma espécie de gavião (*Rupornis magnirostris*) pouco comum de área de sub-bosque (Tabela 4).

#### Riqueza e abundância de aves de sub-bosque nas zonas ripárias e não-ripárias

O número total de indivíduos (abundância), sem considerar as recapturas, foi similar nos sítios ripários e não ripários ( $T = -0.17$ ;  $df = 9$ ;  $p = 0,86$ ) (Figura 3). A riqueza total (número de espécies) por transecto também não variou entre sítios ripários e não ripários ( $T = -0.2641$ ;  $df = 9$ ;  $p = 0,79$ ) (Figura 4).

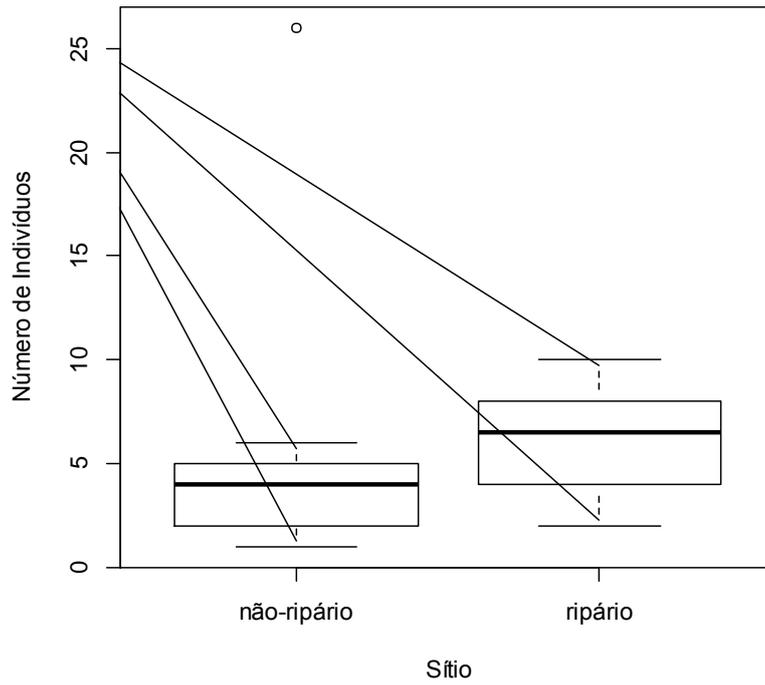
**Tabela 4:** Espécies capturadas e número de indivíduos por espécie (excluindo as recapturas) em zonas ripárias e não ripárias no fragmento florestal urbano da UFAM.

Família / Espécie	Sítio ripário	Sítio não- ripário
	Nº indivíduos	Nº indivíduos
ACCIPITRIDAE		
<i>Rupornis magnirostris</i>	0	1
ALCEDINIDAE		
<i>Chloroceryle aenea</i>	1	0
BUCCONIDAE		
<i>Bucco tamatia</i>	0	1
<i>Monasa atra</i>	2	1
COLUMBIDAE		
<i>Geotrygon montana</i>	8	5
<i>Leptotila rufaxila</i>	2	2
DENDROCOLAPTIDAE		
<i>Dendrocincla fuliginosa</i>	12	12
<i>Dendrocincla merula</i>	0	1

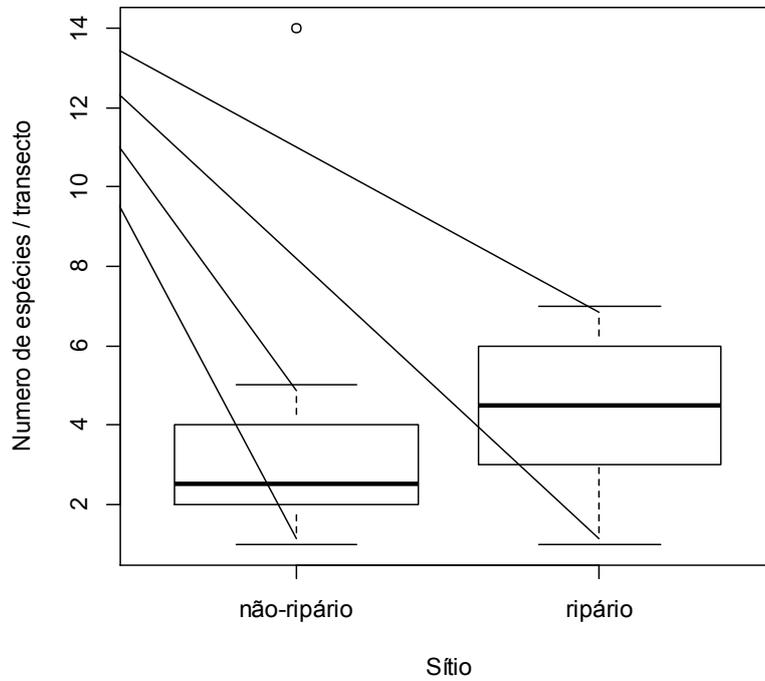
<i>Glyphorynchus spirurus</i>	6	5
<i>Xyphorynchus pardalotus</i>	1	3
<i>Xyphorynchus picus</i>	0	2
<b>PICIDAE</b>		
<i>Veniliornis cassini</i>	1	1
<b>THRAUPIDAE</b>		
<i>Tachyphonus surinamus</i>	2	2
<i>Tangara episcopus</i>	0	3
<b>TROCHILIDAE</b>		
<i>Amazilia fimbriata</i>	2	0
<i>Phaetornis ruber</i>	2	1
<i>Glaucis hirsutus</i>	1	0
<i>Thalurania furcata</i>	1	0
<b>TROGLODITIDAE</b>		
<i>Troglodytes musculus</i>	2	1
<i>Pheugopedius coraya</i>	3	2
<b>TURDIDAE</b>		
<i>Turdus leucomelas</i>	3	7
<b>TYRANNIDAE</b>		
<i>Attila spadiceus</i>	1	1
<i>Mionectes macconnelli</i>	11	0
<i>Myiarchus ferox</i>	0	1
<i>Myiodinastes maculatus</i>	0	1
<b>VIREONIDAE</b>		
<i>Vireo olivaceus</i>	0	3
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	0	1
<b>Total</b>	<b>61</b>	<b>57</b>

**Tabela 5:** Total de indivíduos capturados por transecto (excluindo as recapturas) nos sítios ripários e não-ripários no fragmento florestal urbano da UFAM.

<b>Transecto</b>	<b>Sítio ripário</b>	<b>Sítio não-ripário</b>
	<b>Nº indivíduos</b>	<b>Nº indivíduos</b>
1	6	5
2	7	1
3	5	3
4	10	1
5	4	6
6	2	5
7	9	26
8	8	4
9	3	4
10	7	2
<b>Total</b>	<b>61</b>	<b>57</b>



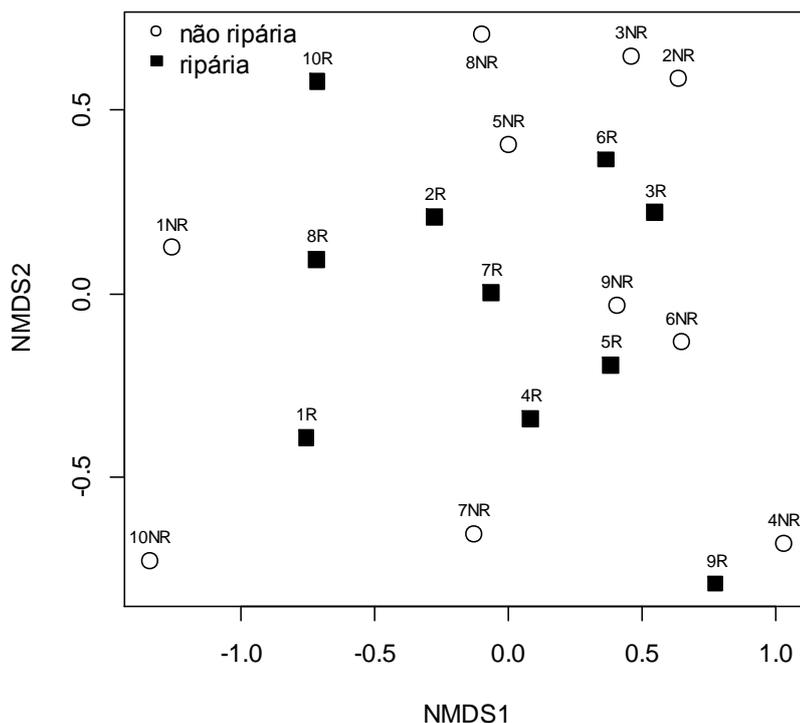
**Figura 3:** Abundância de aves de sub-bosque nos sítios ripários e não ripários no fragmento florestal urbano da UFAM.



**Figura 4:** Riqueza de aves nos sítios ripários e não ripários no fragmento florestal urbano da UFAM

## Composição da assembleia de aves em zonas ripárias e não-ripárias

A composição quantitativa de aves, representada pelo eixo NMDS, mostrou que não existe diferenciação quanto às zonas ripárias e não ripárias no fragmento da UFAM (Figura 5).



**Figura 5:** Representação multivariada da composição das assembleias de espécies de aves de sub-bosque em relação aos sítios ripários e não ripários no fragmento florestal urbano da UFAM. Os números do lado dos símbolos no gráfico indicam o código do sítio, onde R= ripária e NR= não-ripária.

## Influência da matriz urbana sobre o uso das zonas ripárias e não-ripárias por aves de sub-bosque

Ao analisarmos a variação da riqueza e abundância nas zonas ripárias e não-ripárias considerando um segundo efeito que é a distância à borda não encontramos um efeito destas variáveis sobre a riqueza (Figura 6) e abundância (Figura 7). Embora o melhor modelo selecionado tenha sido o modelo que considera uma interação entre o efeito do ambiente e a distância a borda, em ambos os casos o modelo constante também foi selecionado dentre os modelos plausíveis (com  $\Delta AIC < 2$ ) (Tabelas 6 e 7). Isto indica

que a variação da riqueza e abundância de espécies pode ser também explicada por um modelo mais simples (i.e., o de não efeito). Portanto a variação na riqueza e abundância de aves de sub-bosque não é função dessas variáveis.

Os dados de biomassa (Figura 8) ajudam na melhor compreensão sobre a distribuição das aves no fragmento estudado. Neste caso o melhor modelo foi aquele que apresenta uma interação entre o efeito dos ambientes e a distância à borda (AICc = 49,2; peso = 0,716) e neste caso o modelo constante não estava entre os possíveis modelos (Tabela 8).

Ao avaliarmos a relação dos índices de similaridade de cada par de sítios (Tabela 9) verificamos que os pares de sítios mais distantes da borda, ou seja, aqueles que estão no interior da floresta são mais dissimilares entre si do que os sítios que estão mais próximos da borda (Figura 9). Os pares de sítios que estão na borda da floresta, do contrário, são mais similares entre si ( $R^2 = 0,2227$ ;  $p = 0,095$ ).

**Tabela 6.** Resultado da seleção de modelos utilizados para determinar a relação entre a abundância e a distância a borda e os ambientes estudados.

<b>Modelos</b>	<b>AICc</b>	<b><math>\Delta</math>AICc</b>	<b>df</b>	<b>w</b>	
<b>m1.3</b>	<b>Abundância ~ Distância * Ambiente</b>	<b>49,2</b>	<b>0,0</b>	<b>5</b>	<b>0,459</b>
<b>m0.1</b>	<b>Abundância ~1</b>	<b>50,1</b>	<b>0,9</b>	<b>2</b>	<b>0,297</b>
m1.4	Abundância ~ Ambiente	51,2	2,0	3	0,167
m1.2	Abundância ~ Distância + Ambiente	52,8	3,6	4	0,076
m1	Abundância ~ Distância	133,7	84,5	2	< 0,001

AICc, critério de informação de Akaike ajustado para amostras pequenas;  $\Delta$ AICc, ajuste do AICc em relação ao modelo de topo; df, número de parâmetros; w, peso do modelo normalizado. Os modelos com  $\Delta$ AICc < 2 estão destacado em negrito e em ordem crescente.

**Tabela 7.** Resultado da seleção de modelos utilizados para determinar a relação entre riqueza e distância a borda e os ambientes estudados

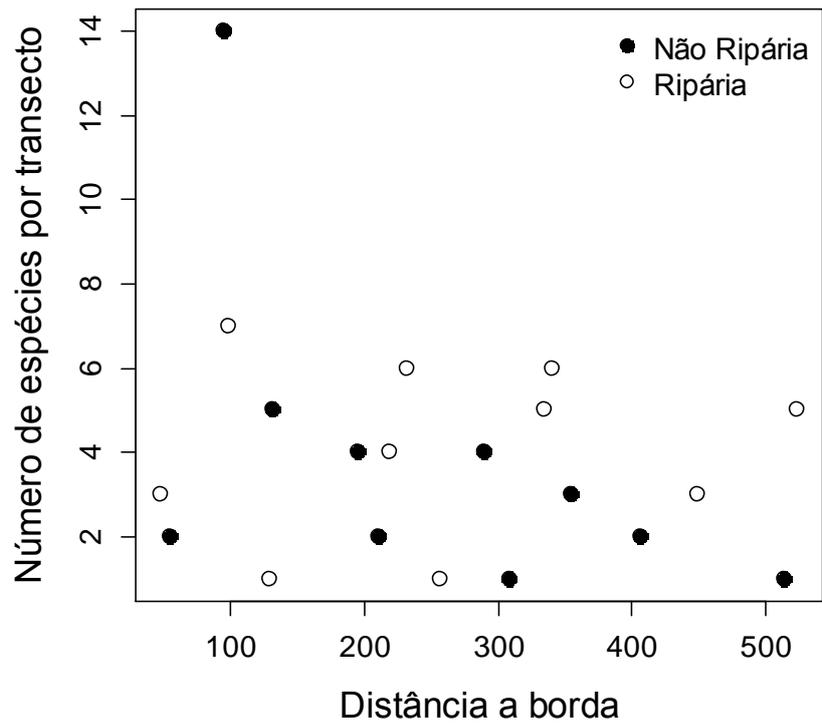
<b>Modelos</b>	<b>AICc</b>	<b><math>\Delta</math>AICc</b>	<b>df</b>	<b>w</b>
<b>m2.3</b> <b>Riqueza ~ Distância * Riqueza</b>	<b>98,0</b>	<b>0,0</b>	<b>4</b>	<b>0,431</b>
<b>m2</b> <b>Riqueza ~ Distância</b>	<b>99,0</b>	<b>1,0</b>	<b>2</b>	<b>0,255</b>
<b>m0.2</b> <b>Riqueza ~1</b>	<b>99,6</b>	<b>1,7</b>	<b>1</b>	<b>0,189</b>
m2.2        Riqueza ~ Distância + Ambiente	101,7	3,7	3	0,068
m2.4        Riqueza ~ Ambiente	102,0	4,0	2	0,058

AICc, critério de informação de Akaike ajustado para amostras pequenas;  $\Delta$ AICc, ajuste do AICc em relação ao modelo de topo; df, número de parâmetros; w, peso do modelo normalizado. Os modelos com  $\Delta$ AICc < 2 estão destacado em negrito e em ordem crescente.

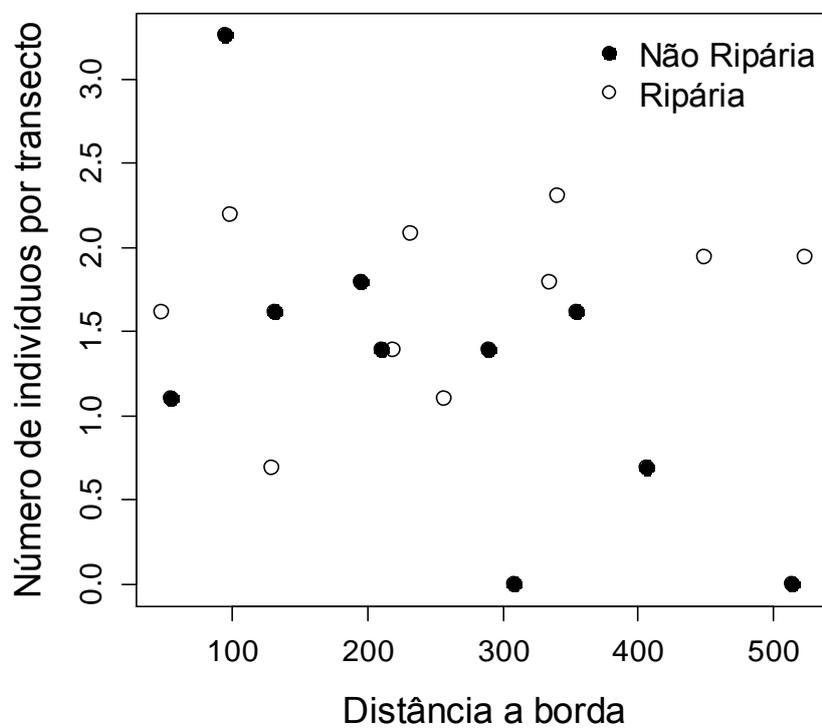
**Tabela 8.** Resultado da seleção de modelos utilizados para determinar a relação entre biomassa e distância a borda e os ambientes estudados

<b>Modelos</b>	<b>AICc</b>	<b><math>\Delta</math>AICc</b>	<b>df</b>	<b>w</b>
<b>m3.3</b> <b>Biomassa ~ Distância * Riqueza</b>	<b>49,2</b>	<b>0,0</b>	<b>5</b>	<b>0,716</b>
m0.3        Biomassa ~1	52,6	3,3	2	0,135
m3         Biomassa ~ Distância	53,4	4,2	3	0,090
m3.4        Biomassa ~ Ambiente	55,1	5,9	3	0,038
m3.2        Biomassa ~ Distância + Ambiente	56,3	7,0	4	0,021

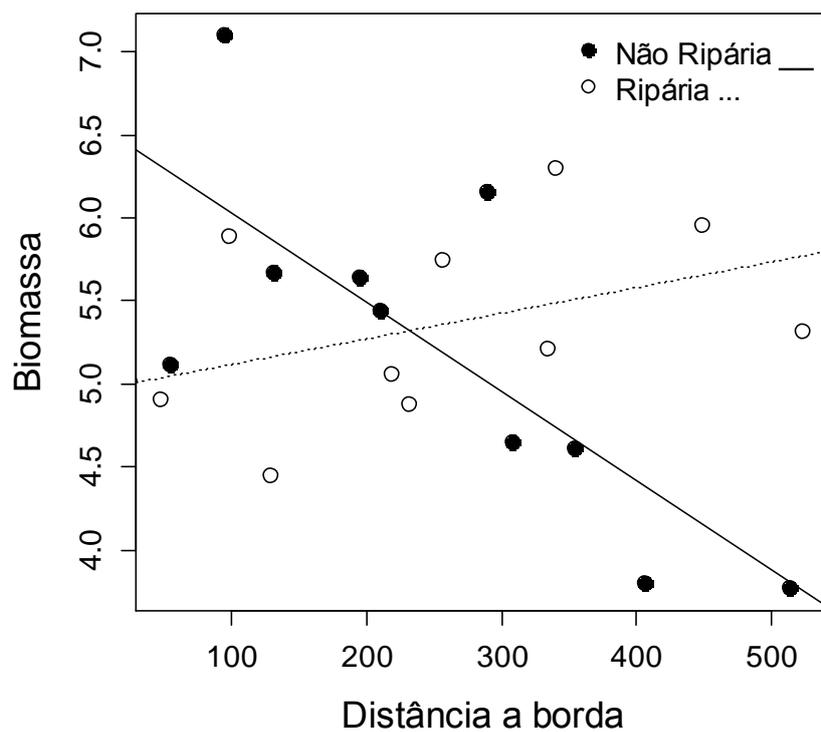
AICc, critério de informação de Akaike ajustado para amostras pequenas;  $\Delta$ AICc, ajuste do AICc em relação ao modelo de topo; df, número de parâmetros; w, peso do modelo normalizado. Os modelos com  $\Delta$ AICc < 2 estão destacado em negrito e em ordem crescente.



**Figura 6:** Riqueza de aves de sub-bosque em relação a distância a borda e o ambiente.



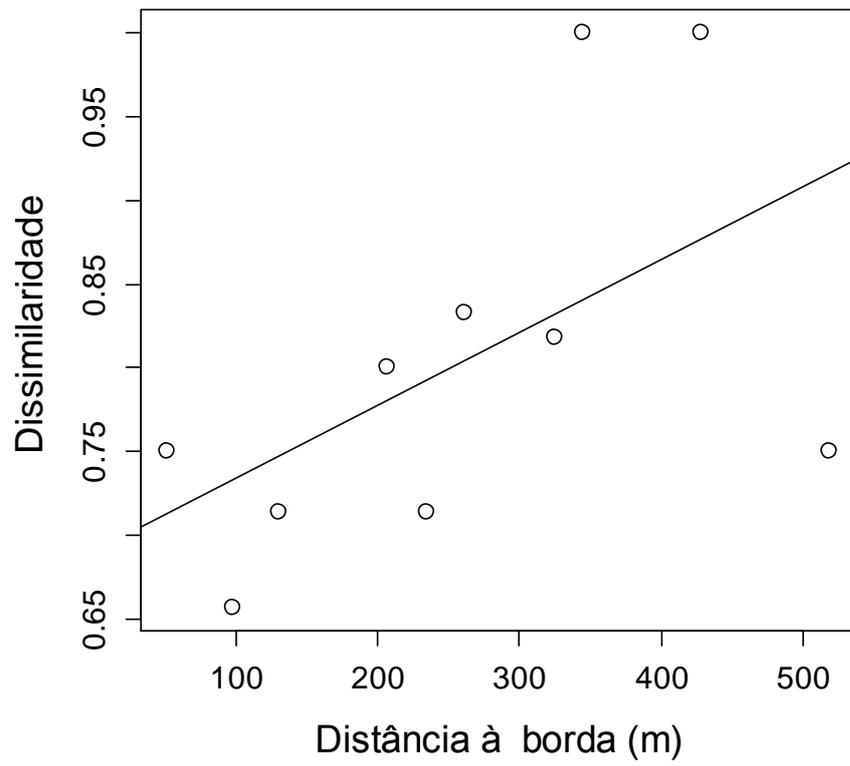
**Figura 7:** Abundância total de aves em relação a distância a borda e o ambiente



**Figura 8:** Biomassa total das aves de sub-bosque em relação a distância a borda das zonas ripárias e não-ripárias

**Tabela 9:** Valores de similaridade (Bray-Curtis) para cada par de transectos

Transecto (ripário e não- ripário)	Valor Índice Bray-Curtis
1	1
2	0,75
3	0,75
4	0,818
5	0,8
6	0,714
7	0,657
8	0,833
9	0,714
10	1



**Figura 9:** Dissimilaridade da assembleia de aves de sub-bosque entre os sítios ripários e não ripários em relação à distância da borda da floresta

## 5. DISCUSSÃO

Na floresta urbana estudada podemos comprovar a hipótese de homogeneização descrita por Blair (2001). Esta homogeneização se caracterizou pela falta de diferenciação na composição das assembleias de aves entre as zonas ripárias e não-ripárias, e foi gerada pelo efeito negativo da matriz urbana sobre a distribuição das espécies de aves de sub-bosque mediado por um efeito de borda. Assim, este efeito não ocorre de forma generalizada na floresta, o efeito da homogeneização é muito mais evidente em zonas ripárias e não-ripárias que estão mais próximas à borda da floresta.

Os resultados apresentados sugerem que as zonas ripárias em florestas urbanas acabam perdendo sua singularidade biológica, tão característica em florestas preservadas (Bueno *et al.* 2012). Esse processo corrobora com a ideia descrita por Mckinney (2006) onde ele chama atenção para o fato da urbanização ser uns dos principais fatores que levam à homogeneização. Esta alteração da composição da comunidade é, especialmente gerada pela perda de espécies especialistas devido os microambientes se tornarem menos diferentes à medida que elementos estruturais vão se perdendo pelo processo de perturbação ambiental causado pela urbanização.

Como esperado pelo efeito da homogeneização, não encontramos diferenças na riqueza de aves entre zonas ripárias e não ripárias, o mesmo foi observado por Bueno *et al.* (2012). Isto pode sugerir que, além do processo de extinção local de espécies especialistas (McArthur *et al.* 1972), está ocorrendo também a substituição por espécies generalistas (Devictor *et al.* 2007) que em muitos casos são espécies que também utilizam a matriz urbana como parte do seu habitat. Nossos resultados mostram que estas espécies generalistas estão usando principalmente as áreas mais próximas às bordas.

Um exemplo é *Tangara episcopus* o sanhaço azul, uma espécie que é frequentemente encontrada em praças e jardins da cidade e, que em nossa área de estudo foi encontrada somente nos sítios mais próximos à borda. Outro fato interessante é o caso de um sítio não-ripário, um dos mais próximos à borda, que apresentou uma alta riqueza, diferenciando do padrão de riqueza de espécies dos outros sítios (i.e., um *outlier*). Neste sítio, tivemos a ocorrência de sete espécies (*Bucco tamatia*, *Cyclarhis gujanensis*, *Myiarchus ferox*, *Myiodinastes maculatus*, *Tangara episcopus*, *Vireo*

*olivaceus*, *Xyphorhynchus picus*) que não foram registradas nos outros sítios nenhuma vez. Essas espécies utilizam ambientes florestais variados, muitas delas são comuns em jardins, florestas secundárias e também em áreas de florestas alagadas (várzeas ou igapós) que circundam a cidade. Assim, por serem generalistas, podem apresentar maior capacidade de adaptação em ambientes antropizados (Devictor *et al.* 2007), e portanto, são as que utilizam melhor os ambientes de transição como as bordas.

Borges e Guilherme (2000) realizaram um estudo de curto prazo no mesmo fragmento urbano de nosso estudo e também mostraram uma depauperização da riqueza de aves de sub-bosque naquela área. Naquele estudo, 44 espécies foram registradas em pontos de escuta mas apenas duas espécies de aves de sub-bosque foram capturadas com redes no período de dois dias. No entanto, no mesmo período, 25 espécies de aves foram capturadas na Reserva Ducke, uma floresta primária contínua próxima a Manaus. Em nosso estudo, capturamos 27 espécies de aves ao longo de três meses de amostragem, um esforço de captura bem maior ao de Borges e Guilherme (2000). Entretanto, mesmo com um esforço muito maior esse número ainda é muito similar ao que foi registrado na floresta contínua com um esforço amostral bem mais baixo. Portanto, nosso estudo com maior esforço amostral, corrobora que o maior fragmento urbano da cidade de Manaus apresenta uma assembleia de espécies muito empobrecida quando comparada a florestas contínuas preservadas próximas a Manaus.

Há algum tempo, estudos têm mostrado que para alguns grupos específicos de aves, como insetívoros de sub-bosque, seguidores de formigas e de bandos mistos, a fragmentação ocasiona redução da população, até mesmo a sua extinção local em fragmentos de 1 a 10 hectares (Stouffer e Bierngaard, 1995, Stratford e Stouffer 2013). O fragmento urbano estudado é bem maior (591 ha), mas ainda assim tem apresentado uma alta taxa de extinção local de espécies. Os fragmentos de floresta em ambientes urbanos estão inseridos em uma matriz muito contrastante e muitas vezes são matrizes quase impermeáveis à dispersão (Tremblay e St. Clair 2011) impossibilitando a recolonização de espécies extintas localmente. Assim, por se tratar de um fragmento relativamente grande, seria possível a recolonização de algumas dessas aves mediante a existência de corredores ecológicos. Na cidade de Manaus as florestas ao longo dos igarapés podem funcionar como corredores, mas muitas vezes não apresentam o nível necessário de proteção necessária para aumentar a conectividade entre fragmentos. Este

fator, sem dúvida, acentuou ainda mais a perda de espécies especialistas no fragmento da UFAM (Borges e Guilherme 2000) e continua até o presente estudo.

É importante ressaltar que apesar de não existir diferenciação das zonas ripárias quanto a riqueza e abundância, nosso estudo mostra que as zonas ripárias no interior da floresta tem um papel importante porque são capazes de sustentar uma biomassa de aves maior. O incremento da biomassa de aves nas zonas ripárias conforme a distância à borda aumenta, sustenta o fato de que essas áreas são imprescindíveis num contexto urbano, sugerindo que são áreas de maior qualidade de hábitat do que as zonas não-riparárias no interior da floresta. O maior valor de biomassa de aves nas zonas ripárias no interior da floresta pode ser explicado pelas condições microclimáticas mais favoráveis e maior quantidade e estabilidade de recursos (Catteral *et al.* 2006) quando comparada às zonas não ripárias que apresentam habitats mais degradados e com maior influência da matriz. Algumas espécies como *Amazilia fimbriata*, *Chloroceryle aenea*, *Geotrygon Montana*, *Glaucis hisurtus*, *Thalurania furcata* e *Mionectes macconnelli* ocorreram predominantemente nas zonas ripárias do interior da floresta.

Por outro lado, as zonas não-riparárias apresentaram o padrão inverso, com uma biomassa maior próximo as bordas que no interior, sugerindo que são as zonas não-riparárias as que são preferencialmente colonizadas pelas espécies generalistas da matriz. Como evidenciado pela alta abundância de *Tangara episcopus* e *Vireo olivaceus* que somente ocorreram nos sítios não ripários próximos à borda. *Turdus leucomelas*, o sabiá, também foi uma espécie que ocorreu de forma abundante principalmente nos sítios não ripários próximos à borda.

A composição da assembleia de aves de sub-bosque em zonas ripárias e não ripárias na floresta urbana estudada não foi diferente quando analisada em um contexto geral. Isto sugere, que conforme esperávamos, as zonas ripárias e não-riparárias dentro da floresta da UFAM não se diferenciam entre si como ocorre em florestas contínuas e preservadas. Bueno *et al.* (2012) ao avaliarem a distribuição de aves de sub-bosque na Reserva Ducke verificaram uma quebra significativa na mudança da composição qualitativa e quantitativa em zonas ripárias a partir dos 150 metros do igarapé. Possivelmente, em um contexto urbano onde se insere a floresta da UFAM, esse padrão é modificado por fatores exógenos e pela influência da matriz. A matriz adjacente à floresta da UFAM apresenta características muito diferentes do habitat, e essas

características afetam negativamente criando um efeito de borda, além da introdução de espécies de fora para dentro do fragmento. Nossos resultados mostram que as zonas ripárias e não-ripárias em termos de composição são similares corroborando nossa hipótese de homogenização.

No entanto, ao analisarmos o efeito da distância a borda sobre a similaridade entre zonas ripárias e não ripárias, nossos resultados apresentaram implicações que sugerem que as zonas ripárias localizadas mais para o interior da floresta estariam se comportando de forma mais similar ao reportado por Bueno *et al.* (2012) em uma floresta preservada. Portanto, haveria um gradiente da borda ao interior da floresta com uma redução do processo de homogenização para o interior da floresta. Isto também leva a inferir que as zonas ripárias do interior da floresta não estão sendo colonizadas por espécies generalistas, já que a biomassa nestas zonas ripárias pode ser atribuída a espécies que são de floresta, apresentando-se assim maior dentro da floresta do que nas proximidades da borda. Os indivíduos que estão nas zonas ripárias são mais característicos de floresta e seriam afetados pela proximidade da borda. Em contrapartida, as zonas não-ripárias estão sendo colonizadas por espécies de fora (Devictor *et al.* 2007), fazendo com que a biomassa nessas áreas aumente com a proximidade da borda e diminua para o interior da floresta. Diante desses resultados, concluímos que é possível que se cumpra a nossa hipótese de que zonas ripárias sejam de melhor qualidade que as zonas não-ripárias (Catteral *et al.* 2006, Chan *et al.* 2008), porém somente nas áreas com menos influência da matriz pois, quanto mais próximas da borda as zonas ripárias perdem sua singularidade e biomassa de aves. Portanto, concluímos que o efeito da homogenização é um processo que ocorre ao longo de um gradiente de intensidade tornando-se mais evidente nas bordas. .

## **6. CONSIDERAÇÕES FINAIS**

O efeito de borda gerado pelo processo de urbanização é o fator determinante sobre a falta de diferenciação entre as zonas ripárias e não ripárias, acarretando assim ao processo de homogeneização de comunidades. Assim, o forte efeito que a matriz urbana produz sobre a floresta faz com que a composição de aves de sub-bosque não se diferencie entre as zonas ripárias e não ripárias, especialmente quando as zonas ripárias estão próximas aos bairros e zonas urbanizadas em geral.

Nossos resultados apontam para a necessidade de considerar vários aspectos da qualidade do hábitat, principalmente a manutenção da heterogeneidade natural e integridade das zonas ripárias dentro da floresta, especialmente naquelas onde o efeito de borda é mais intenso. Isso tem fortes implicações para a funcionalidade de corredores ecológicos, que necessitam ser grande o suficiente para garantir a qualidade de habitat e por tanto a dispersão das espécies de floresta entre um fragmento e outro. Este é um fator determinante para a manutenção da assembleia de aves de sub-bosque no fragmento da UFAM, especialmente para espécies com menor capacidade de persistência em ambientes perturbados.

## 7. REFERÊNCIAS

- Banks-Leite, C.; Cintra, R. 2008. The heterogeneity of amazonian treefall gaps and bird community composition. *Ecotropica* 14 (1): 1-13.
- Barlow, J.; Peres, C. A.; Henriques, L. M. P.; Stouffer, P. C.; Wunderle, J. M. 2006. The responses of understory birds to Forest fragmentation, logging and wildfires: an Amazonian synthesis. *Biological Conservation*, 128: 182-192.
- Bianchini, E.; Pimenta, J.A.; Dos Santos, F.A.M. 2001. Spatial and temporal variation in the canopy cover in a tropical semideciduous forest. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 44 (3): 269-276.
- Blair, R. B. 2001. Creating a Homogeneous Avifauna. In: *Avian ecology and conservation in an urbanizing world*. Kluwer Academic Publishers, Marzluff, J.M.; Bowman, R.; Donnelly, R. (eds.), 459–486.
- Borges, S. H.; Guilherme, E. 2000. Comunidade de aves em um fragmento florestal urbano em Manaus, Amazonas, Brasil. *Ararajuba* 8 (1) 17-23.
- Bub, B. R.; Flaspohler, D. J.; Huckins, C. J. F. 2004. Riparian and upland breeding-bird assemblages along headwater streams in Michigan's Upper Peninsula. *Journal of Wildlife Management* 68:383–392.
- Bueno, A. S.; Bruno, R. S.; Pimentel, T. P.; Sanaiotti, T. M.; Magnusson, W. E. 2012. The width of riparian habitats for understory birds in an Amazonian forest. *Ecological Applications*, 22 (2): 722–734.
- Burnham, K.P. e Anderson, D.R. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach, 2 ed. Springer, New York.
- Catterall, C. P.; Lynch, R. J.; Jansen, A. 2006. Riparian wildlife and habitats. In: *Principles for riparian lands management*, chapter 8, 141-158.
- Chan, E. K. W.; Yu, Y. T.; Zhang, Y.; Dudgeon, D. 2008. Distribution patterns of birds and insect prey in a tropical riparian forest. *Biotropica* 40:623–629.
- Cintra, R. 1997. Spatial Distribution and foraging tactics of tyrant flycatchers in two habitats in the Brazilian Amazon. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 32: 17-27.
- Cintra, R.; Sanaiotti, T. 2005. Fire effects on the composition of a bird community in an Amazonian savanna (Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 65: 683-695.
- Cintra, R.; Maruoka, A. E.; Naka, L. N. 2006. Abundance of two *Dendrocincla* woodcreepers (Aves: Dendrocolaptidae) in relation to forest structure in Central Amazonia. *Acta Amazonica*, 36(2): 209 – 220.

- Cintra, R.; Naka, L. N. 2012. Spatial variation in bird community composition in relation to topographic gradient and forest heterogeneity in a central Amazonian rainforest. *International Journal of Ecology*. 2012: 1-25.
- Cohn-Haft, M.; Whittaker, A.; Stouffer, P. C. 1997. A new look at the "species-poor" central Amazon: the avifauna north of Manaus, Brazil. *Ornithological monographs* 48: 205-235.
- Devictor, V.; Romain, J.; Couvet, D.; Lee, A.; Jiguet, F. 2007. Functional homogenization effect of urbanization on bird communities. *Conservation Biology*, 21(3), 741–751.
- Guilherme, E.; Cintra, R. 2001. Effects of intensity and age of selective logging and tree girdling on understory BIRD community composition in central Amazonia, Brazil. *Ecotropica* 7: 77-92.
- Jankowski, J. E.; Ciecka A. L., Meyer N. Y., Rabenold K. N. 2009. Beta diversity along environmental gradients: implications of habitat specialization in tropical montane landscapes. *Journal of Animal Ecology* 78: 315–327.
- Johns, A. D. 1991. Responses of Amazonian rain forest birds to habitat modification. *Journal of Tropical Ecology*, 7: 417-437.
- Karr, J. R.; Freemark, K. E. 1983. Habitat selection and environmental gradients: dynamics in the "stable" tropics. *Ecology* 64(6):1481-1494.
- Keller, A.; Rödel, M. O.; Linsenmair, K. E.; Grafe, T. U. 2009. The importance of environmental heterogeneity for species diversity and assemblage structure in Bornean stream frogs. *Journal of Animal Ecology* 78: 305–314.
- Laurance, W. F.; Vasconcelos, H. L. 2009. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. *Oecologia Brasiliensis* 13(3): 434-451.
- MacArthur, R. H.; MacArthur, J. W. 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42: 594–598.
- MacArthur, R. H., J. M. Diamond, J. R. Karr. 1972. Density compensation in island faunas. *Ecological Society of America*, vol. 53, No. 2, pp 330-342.
- Marcon, J. L.; Menin, M.; Araújo, M. G. P.; Hrbek, T. 2012. *Biodiversidade Amazônica: caracterização, ecologia e conservação*. Manaus: Edua. 372p.
- McGarigal, K.; Cushman, S.; Stafford, S. 2000. *Multivariate statistics for wildlife and ecology research*. Springer. 283 p.
- McKinney, M. L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127: 247 - 260.

- Nepstad, D. C.; Veríssimo, A.; Alencar, A.; Nobre, C.; Lima, E.; Lefreve, P.; *et al.* 1999. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature* 398: 505-508.
- Palmer, G. C.; Bennett, A. F. 2006. Riparian zones provide for distinct bird assemblages in forest mosaics of south-east Australia. *Biological Conservation* 130: 447–457.
- Sabo, J.L.; Sponseller, R.; Dixon, M.; Gade, K.; Harms, T.; Heffernan, J.; Jani, A.; Katz, G.; Soykan, C.; Watts, J.; Welter, J. 2005. Riparian zones increase regional species richness by harboring different, not more, species. *Ecology*, 86 (1):56-62.
- Shirley, S.M. 2005. Habitat use by riparian and upland birds in old-growth coastal British Columbia rainforest. *Willson Bulletin* 117 (3): 245-257.
- Sigrist, T. 2008. Guia de Campo das Aves da Amazônia Brasileira. 2008. Editora AvisBrasilis. 1a Edição. São Paulo.
- Stouffer, P.C.; Bierregaard, R.O. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology* 76 (8): 2429-2495.
- Stratford, J. A.; Stouffer, P.C. 2013. Microhabitat associations of terrestrial insectivorous birds in Amazonian rainforest and second growth forests. *Journal of Field Ornithology* 84(1):1–12.
- Terborgh, J. 1985. Habitat selection in Amazonian birds. *In*: M. L. Cody. (Ed). *Habitat selection in birds*. Academic Press Inc. New York. 331-340.
- Tremblay, M. A.; St. Clair, C. 2011. Permeability of a heterogeneous urban landscape to the movements of forest songbirds. *Journal of Applied Ecology*, 48: 679 – 688.
- Tsuji-Nishikido, B.M.; Menin, M. 2011. Distribution of frogs in riparian areas of an urban forest fragment in Central Amazonia. *Biota Neotropica* 11(2): 063-070.
- Tuomisto, H.; Ruokolainen, K.; Kalliola, R.; Linna, H.; Danjoy, W.; Rodriguez, T. 1995. Dissecting Amazonian biodiversity. *Science* 269: 63–66.
- Tuomisto, H. E Ruokolainen, K. 1997. The role of ecological knowledge in explaining biogeography and biodiversity in Amazonia. *Biodiversity and Conservation* 6: 347-357.