UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS - UFAM
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - ICB
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA – PPGZOOL

# HOMOGENEIZAÇÃO DE FAUNA E URBANIZAÇÃO EM REGIÕES TROPICAIS: ASSEMBLEIAS DE ANUROS DE DUAS PEQUENAS CIDADES AMAZÔNICAS

JOANA CAROLINE FREITAS DOS SANTOS

Manaus, Amazonas
Novembro/2023

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS - UFAM**
**INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - ICB**
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA – PPGZOOL**

# HOMOGENEIZAÇÃO DE FAUNA E URBANIZAÇÃO EM REGIÕES TROPICAIS: ASSEMBLEIAS DE ANUROS DE DUAS PEQUENAS CIDADES AMAZÔNICAS

**Discente: Joana Caroline Freitas dos Santos**
**Orientador: Prof. Dr. Sérgio Henrique Borges**
**Coorientador: Prof. Dr. Marcelo Gordo**

Plano de Dissertação apresentado à Universidade Federal do Amazonas como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre pelo Programa de Pós-Graduação em Zoologia.

**Manaus, Amazonas**
**Novembro/2023**

Ficha Catalográfica

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

S237h

Santos, Joana Caroline Freitas dos
Homogeneização de fauna e urbanização em regiões tropicais : assembleias de anuros de duas pequenas cidades amazônicas / Joana Caroline Freitas dos Santos . 2023
38 f.: il. color; 31 cm.

Orientador: Sérgio Henrique Borges
Coorientador: Marcelo Gordo
Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Universidade Federal do Amazonas.

1. Anfíbios. 2. Antropização. 3. Biodiversidade. 4. Conservação. I. Borges, Sérgio Henrique. II. Universidade Federal do Amazonas III. Título

# DEDICATÓRIA

Aos meus amados pais (Cherles Freitas e José Santos) por todo apoio e incentivo. E principalmente em memória do meu amado irmão, Thiago Rafael, cuja presença e apoio permanecerão eternamente em meu coração.

# AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a Deus, por guiar cada passo do meu caminho, abençoando minhas escolhas e permitindo-me aprender a cada desafio. Expresso meus mais profundos agradecimentos aos meus amados pais, cujo apoio incondicional e a oportunidade de realizar meus sonhos mais preciosos moldaram grande parte da minha vida. Seu abraço nos momentos mais difíceis é minha fortaleza, e sem vocês, nada disso seria possível. Espero retribuir para todo o sempre o amor e carinho que generosamente me oferecem diariamente.

E não posso deixar de expressar minha profunda gratidão aos meus fiéis companheiros de quatro patas – Linda, Clara, Bolinha e Floquinho. Seu amor incondicional e desinteressado trouxe luz aos meus dias, oferecendo conforto e alegria sem nada pedir em troca.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Sérgio Henrique Borges, que me guiou desde a graduação, sou imensamente grata por seu apoio e incentivo. Agradeço também ao coorientador, Prof. Dr. Marcelo Gordo, por sua valiosa contribuição em momentos cruciais deste trabalho.

Ao Programa de Pós-Graduação em Zoologia da Universidade Federal do Amazonas, meu sincero agradecimento pelo suporte acadêmico e pela oportunidade de aprimorar meus conhecimentos. Em especial, sou grata à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas – FAPEAM e ao Programa de Apoio à Pós-Graduação Stricto Sensu – POSGRAD – Edição 2021-2022, pelo apoio financeiro concedido por meio da bolsa de estudos, essencial para a realização deste trabalho.

Agradeço aos professores do PPGZOOL, cujo conhecimento compartilhado foi fundamental para minha formação, em especial ao Prof. Dr. Fabrício Baccaro, pelo auxílio nas análises do "R", e ao Gil, por sua prontidão em auxiliar nas questões burocráticas. Obrigada!

Aos amigos de longa data, Caio Coutinho e William Oliveira, por estarem sempre ao meu lado, incentivando-me e tornando essa caminhada mais leve. À minha parceira de mestrado, Mylena Kaizer, pelo companheirismo inigualável. E, claro, à minha amiga-irmã Mahima Hemnani, cuja amizade e conselhos foram fundamentais para minha trajetória. Obrigada por tudo (e muitas rupias também!).

Por fim, a todos que, de alguma forma, contribuíram para a concretização deste sonho, minha sincera gratidão.

**EPÍGRAFE**

*"A persistência é o caminho do êxito"*

**Charles Chaplin**

**SUMÁRIO**

**LISTA DE FIGURAS** ..... vii
**LISTA DE TABELAS** ..... vii
**TÍTULO** ..... viii
**RESUMO** ..... ix
**ABSTRACT** ..... x
**INTRODUÇÃO** ..... 11
**MATERIAL E MÉTODOS** ..... 14
**Área de Estudo** ..... 14
**Base de Dados** ..... 16
**Análise de Dados** ..... 16
**RESULTADOS** ..... 20
**Assembleia de Anuros** ..... 20
**Diversidade Taxonômica** ..... 21
**Diversidade Filogenética** ..... 23
**Diversidade Funcional** ..... 25
**DISCUSSÃO** ..... 26
**CONCLUSÃO** ..... 29
**REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS** ..... 30
**APÊNDICES**..... 35

## LISTA DE FIGURAS

**FIGURA 1.** Localização geográfica das cidades de Tabatinga e Itacoatiara, Estado do Amazonas, Brasil..... 15
**FIGURA 2.** Comparativo das Características de Uso do Solo nas cidades de Tabatinga e Itacoatiara..... 15
**FIGURA 3.** Comparações entre médias da riqueza, abundância e equitabilidade de espécies de anfíbios entre os hábitats estudados das cidades de Itacoatiara e Tabatinga..... 22
**FIGURA 4.** Escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) baseado em dados de todas as espécies (A) e espécies mais frequentes (B) de anuros nas cidades de Itacoatiara e Tabatinga, Amazonas, Brasil. Bolinhas cinzas= transectos urbanos; bolinhas verdes= transectos rurais..... 23
**FIGURA 5.** Árvore filogenética mostrando a relação genética entre anuros amostrados nas cidades de Tabatinga de Itacoatiara..... 24
**FIGURA 6.** Distinção taxonômica entre ambientes urbanos e rurais de cada cidade.. 25
**FIGURA 7.** Diversidade dos traços funcionais de anuros nas cidades de Itacoatiara e Tabatinga, Amazonas, Brasil. Barra cinzas= ambiente urbano; Barra verdes= ambiente rural..... 26
**FIGURA 8.** Índice de dispersão funcional (FDis) das assembleias de anuros..... 26

## LISTA DE TABELAS

**Tabela 1.** Caracterização dos traços funcionais obtidos das espécies de anuros registrados nas cidades amazônicas..... 19
**Tabela 2.** Abundância, riqueza e distribuição de anuros nos transectos urbanos e rurais nas cidades de Itacoatiara e Tabatinga, Amazonas, Brasil. DR = distribuição restrita; DA = distribuição ampla..... 21
**Tabela 3.** Detalhe taxonômico de Anuros nas Cidades de Tabatinga e Itacoatiara.... 24

# HOMOGENEIZAÇÃO DE FAUNA E URBANIZAÇÃO EM REGIÕES TROPICAIS: ASSEMBLEIAS DE ANUROS DE DUAS PEQUENAS CIDADES AMAZÔNICAS

Joana Caroline Freitas dos Santos[1], Marcelo Gordo[1,2], Marcelo Menin[2] (*in memorian*), Rafaela Fernanda Batista Ferreira[3], Izomar Barbosa Melo[3], Gustavo Yomar Hattori[3], Bruno Sampaio Sant´anna[3], Wesley Valteran dos Santos[4], Fabiano Waldez Silva Guimarães[5] & Sérgio Henrique Borges[1,2]

[1]Programa de Pós-Graduação em Zoologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas, Brasil

[2]Universidade Federal do Amazonas, Departamento de Biologia Manaus, Amazonas, Brasil

[3]Universidade Federal do Amazonas, Instituto de Ciências Exatas e Tecnologia (ICET), Itacoatiara, Amazonas, Brasil

[4]Universidade do Estado do Amazonas, Centro de Estudos Superiores de Tabatinga, Tabatinga, Amazonas, Brasil

[5]Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Amazonas, Tabatinga, Amazonas, Brasil

* Esta dissertação foi redigida no formato de manuscrito preparado segundo as normas do periódico científico Acta Amazônica

**RESUMO:**

A urbanização é uma importante causa da homogeneização biótica em cidades ao redor do mundo. A relação entre homogeneização de fauna e urbanização, entretanto, ainda não foi devidamente investigada em cidades amazônicas. Neste estudo analisamos os efeitos da urbanização nas assembleias de anuros nos municípios de Tabatinga e Itacoatiara, na Amazônia brasileira, utilizando as dimensões taxonômicas, filogenéticas e funcionais da homogeneização biótica. A riqueza de espécies de anuros foi similar entre os ambientes urbanos dos dois municípios, mas menor que os ambientes rurais de cada cidade. No entanto, quando a alfa diversidade é mensurada através do índice de Fisher, a diversidade local de anuros em Itacoatiara foi maior do que a de Tabatinga. Este resultado sugere que não esteja ocorrendo um processo de homogeneização na alfa diversidade nas cidades analisadas. A composição de espécies de anuros dos ambientes urbanos foi bastante distinta entre os dois municípios, sugerindo que a homogeneização taxonômica também não esteja afetando as assembleias de anuros. A distinção taxonômica (um substituto para diversidade filogenética) foi similar entre os ambientes urbanos das duas cidades, indicando que a perda de espécies observada em cada cidade não comprometeu a estrutura evolutiva das assembleias de anuros. Alguns traços funcionais foram filtrados pela urbanização nos dois municípios estudados. Além disso, a dispersão funcional foi similar nas assembleias de anuros urbanos das duas cidades sugerindo um processo de homogeneização funcional. Em contraste, as dimensões taxonômica e filogenética da homogeneização biótica indicam certo grau de resiliência das assembleias de anuros nas duas cidades e demonstram a complexidade nas respostas da biodiversidade ao processo de urbanização. As assembleias de anuros dos ambientes urbanos estudados, mesmo que empobrecidas, ainda são representativas das regiões biogeográficas onde estas cidades estão localizadas. Isso indica que a conservação de biodiversidade em ambientes urbanos degradados ainda pode ser relevante. Estudos que utilizem a abordagem integrativa da homogeneização de fauna devem ser incentivados em outros contextos urbanos na Amazônia e podem ter importantes implicações para a conservação da biodiversidade regional.

**Palavras-chave:** Anfíbios, antropização, biodiversidade, conservação.

**ABSTRACT:**

Urbanization is an important cause of biotic homogenization in cities around the world. The relationship between faunal homogenization and urbanization, however, has not yet been properly investigated in Amazonian cities. In this study, we analyzed the effects of urbanization on anuran assemblages in the municipalities of Tabatinga and Itacoatiara, in the Brazilian Amazon, using the taxonomic, phylogenetic and functional dimensions of biotic homogenization. The anuran species richness was similar between the urban environments of the two municipalities, but lower than the rural environments of each city. However, when alpha diversity is measured thorugh the Fisher index, the local anuran species diversity in Itacoatiara was greater than that of Tabatinga. This result suggests that a process of homogenization in alpha diversity is not occurring. The composition of anuran species in urban habitats was quite different between the two municipalities, suggesting that taxonomic homogenization is also not affecting anuran assemblages. The taxonomic distinction (a proxy for phylogenetic diversity) was similar between the urban habitats of the two cities, indicating that the loss of species in each city did not compromise the evolutionary structure of urban anuran assemblages. Some functional traits were filtered by urbanization in a similar way in the two municipalities studied. Furthermore, functional dispersion was similar in the urban anuran assemblages of both cities, suggesting a process of functional homogenization. In contrast, the taxonomic and phylogenetic dimensions of biotic homogenization indicate a certain degree of resilience of anuran assemblages in both cities and demonstrate the complexity in the responses of biodiversity to the urbanization process. The anuran assemblages in the studied urban habitats, although impoverished in number of species, are still representative of the biogeographic regions where these cities are located. This indicates that biodiversity conservation in degraded urban environments may still be relevant. Studies that use the fauna an integrative homogenization approach should be encouraged in other urban contexts in the Amazon and may have important implications for the conservation of regional biodiversity.

**Keywords:** Amphibians, anthropization, biodiversity, conservation.

## INTRODUÇÃO

A homogeneização biótica é um processo no qual as assembleias biológicas se tornam mais semelhantes entre si ao longo do tempo (Mckinney, 2006; Olden e Rooney, 2006). Esse processo é complexo e não pode ser totalmente compreendido a partir de uma única perspectiva, pois envolve componentes taxonômicos, filogenéticos e funcionais (Olden *et al.*, 2018). Na homogeneização taxonômica, as composições de espécies das amostras analisadas vão se tornando mais similares entre si levando a uma diminuição da beta diversidade regional (Olden e Rooney, 2006). A homogeneização filogenética ocorre quando as assembleias são dominadas por espécies de linhagens evolutivas proximamente aparentadas (Winter *et al.*, 2009). E, um aumento na abundância de espécies que apresentam os mesmos traços funcionais leva à homogeneização funcional das assembleias (Olden e Rooney, 2006; Petsch, 2016).

A urbanização tem sido frequentemente apontada como uma importante causa da homogeneização biótica (Mckinney, 2006; Olden e Rooney, 2006). O processo de urbanização leva a mudanças drásticas na paisagem, incluindo modificações do solo, perda e fragmentação dos hábitats e mudanças climáticas (Pickett *et al.*, 2011; Sousa e Garey 2019; Marzluff *et al.*, 2001). Estes efeitos deverão ser ampliados no futuro, uma vez que áreas ocupadas por cidades vêm crescendo, em média, duas vezes mais rápido que as populações urbanas (Seto *et al.*, 2012). A fauna e flora do planeta deverão ser profundamente afetadas pelo crescimento global das cidades e estima-se que mais de 30 mil espécies de vertebrados perderão partes substanciais de seus hábitats naturais devido à urbanização (Simkin et al. 2022).

O crescimento das cidades tem levado a homogeneização biótica das assembleias que ocupam o espaço urbano (McKinney 2002; Moraes & Recchia, 2011). De fato, a intensificação da urbanização leva a diminuição da diversidade de espécies nativas e ao aumento da diversidade e abundância de espécies não nativas e de ampla distribuição geográfica (McKinney 2002; Olden *et al.*, 2004). Deste modo, cidades distantes entre si e localizadas em diferentes bioregiões, tendem a compartilhar uma parte substancial de suas espécies de animais e plantas (McKinney, 2002; Olden *et al.*, 2004).

As assembleias biológicas, no entanto, podem variar amplamente entre cidades em função dos diferentes níveis de perturbação dos ambientes, do tamanho das áreas urbanizadas e da composição de espécies registradas antes da urbanização (Willis, 2000; McDonald *et al.*, 2019). Além disso, os biomas onde as cidades estão inseridas e a

distribuição de ambientes naturais e semi-naturais dentro das cidades também influenciam a biodiversidade urbana (Beninde *et al.*, 2015). Apesar destas variações nos contextos de onde as cidades se localizam, a maior parte das generalizações sobre os efeitos da urbanização sobre a biodiversidade é baseada em estudos realizados em cidades norte-americanas e europeias (Aronson *et al.*, 2017, McDonald *et al.*, 2019; Padilla e Sutherland, 2019). Esta concentração de estudos em cidades de ecossistemas temperados limita nosso entendimento sobre as respostas da biodiversidade ao processo de urbanização nas regiões tropicais do planeta, caracterizadas pela alta riqueza de espécies.

Estudos sobre os efeitos da homogeneização em diversos ecossistemas são amplamente afetados pelo viés geográfico mencionado acima (Olden *et al.*, 2018). Além disso, as análises de homogeneização biótica têm se concentrado em explorar a faceta taxonômica, explorando com menos frequência as dimensões filogenéticas e funcionais deste fenômeno (Cavender-bares *et al.*, 2009; De Bello 2010; Swenson, 2013; Cadotte *et al.*, 2019; Doxa *et al.*, 2020). Por último, os estudos de homogeneização biótica têm se concentrado em plantas e peixes de água doce com vertebrados terrestres e invertebrados sendo menos frequentemente investigados (Olden *et al.*, 2018). Desde modo, é necessário diversificar o escopo geográfico, taxonômico e analítico dos estudos para ampliar nossa compreensão da homogeneização biótica em vários contextos ecológicos, incluindo os ecossistemas urbanos.

Nesse sentido, os anuros (sapos, rãs e pererecas) possuem características fisiológicas e ecológicas que os tornam particularmente suscetíveis à urbanização, em especial a dependência de ambientes aquáticos ou úmidos para completar seu ciclo de vida (Duellman, e Trueb, 1994). A eliminação parcial ou completa da vegetação natural e a grande extensão de superfícies impermeáveis nas cidades modificam drasticamente as características abióticas do ambiente, em especial a temperatura e a umidade (Corrêa *et al.*, 2016). Anuros são particularmente sensíveis às mudanças de temperatura e umidade em seus habitats, o que podem afetar a diversidade e composição de espécies, além de atuar na seleção de determinados traços funcionais (Konowalik *et al.*, 2020; Torralvo e*t al.*, 2022).

Nenhuma parte do planeta abriga mais espécies de anuros do que a Amazônia, em especial nas regiões a oeste da bacia (Godinho *et al.*, 2018). Alguns autores apontam que a riqueza de espécies de anuros pode chegar a mais de 800 espécies, o que representaria cerca 12% da diversidade global do grupo (Vacher *et al.*, 2020,

https://amphibiaweb.org). Como as ricas assembleias de anuros amazônicos reagem ao processo de urbanização na Amazônia ainda é escassamente investigado, apesar de alguns avanços recentes (Tsuji-Nishikido e Menin 2011; Menin *et al.*, 2019; Santos, 2020).

Embora a Amazônia seja famosa pelas vastas extensões de florestas, um conjunto variado de cidades também é encontrado na região (Santos, 2012; Figueiredo & Ravena, 2014). A urbanização na Amazônia está se ampliando em número de municípios, densidade populacional e área urbanizada (Chein & Procópio 2022). Dados da plataforma Mapbiomas (https://plataforma.brasil.mapbiomas.org), apontam que as áreas urbanizadas mais do que duplicaram nas últimas décadas. Certamente, a intensificação da urbanização leva a alterações dos ecossistemas naturais da região incluindo perda e modificação de hábitats, mas seus efeitos sobre a biodiversidade regional ainda são pouco compreendidos.

Neste contexto, a proposta deste estudo é utilizar o marco conceitual da homogeneização biótica para analisar o impacto da urbanização sobre as assembleias de anuros em duas cidades amazônicas. Nosso estudo se baseia em comparações das assembleias de anuros que ocupam os ambientes urbanos e rurais das duas cidades utilizando medidas de diversidade taxonômica, filogenética e funcional. As premissas estabelecidas para nosso estudo são:

1. Caso as assembleias de anuros das duas cidades estejam passando por um processo de homogeneização taxonômica espera-se que a diversidade local (alfa) seja similar entre as duas cidades, uma vez que as mesmas apresentam áreas urbanizadas similares. Em termos de beta diversidade, espera-se que a composição de espécies dos ambientes urbanos das duas cidades seja mais similar entre si do que com as suas respectivas áreas rurais. Isto porque a homogeneização biótica prevê que os filtros ambientais selecionam espécies de ampla distribuição geográfica que deveriam dominar as assembleias de anuros nas duas cidades.
2. Em termos de homogeneização filogenética, espera-se que a perda de espécies promovida pela urbanização seja seletiva e favoreça espécies com maior afinidade filogenética entre si levando a uma menor diversidade filogenética nas áreas urbanizadas das duas cidades comparada com os seus respectivos ambientes rurais. Por outro lado, é esperado que a diversidade filogenética dos anuros seja similar nas duas cidades, caso a homogeneização filogenética esteja ocorrendo.

3. A urbanização deverá atuar como um filtro ambiental favorecendo determinados traços funcionais que irão predominar nas assembleias dos ambientes urbanos das duas cidades. Caso a homogeneização funcional esteja ocorrendo, espera-se que os mesmos traços funcionais estejam sendo filtrados em ambas as cidades. Hipotetizamos ainda que o espaço funcional das assembleias que ocupam os ambientes urbanizados seja menor dos que nos ambientes rurais, mas semelhante entre as áreas urbanizadas das duas cidades, indicando um processo de homogeneização funcional.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de Estudo

O estudo foi conduzido em Itacoatiara e Tabatinga, duas cidades da Amazônia brasileira localizadas no Estado do Amazonas e separadas por mais de mil quilômetros de distância (Figura 1). Tabatinga se localiza na divisa entre Brasil, Colômbia e Peru e o município abrange uma área total de 3260 km² (https://cidades.ibge.gov.br). Apesar da grande extensão do município, a área urbanizada de Tabatinga é de somente 17.02 km² com uma população de 66.764 habitantes em 2022 (https://cidades.ibge.gov.br). A cidade de Itacoatiara se localiza no médio Rio Amazonas e engloba uma área de 8892 km² (https://cidades.ibge.gov.br). A área urbanizada de Itacoatiara é similar à de Tabatinga cobrindo 19.87 km² com uma população de 103.598 em 2022 (https://cidades.ibge.gov.br).

Segundo dados do Mapbiomas (https://plataforma.brasil.mapbiomas.org), a área urbanizada dos dois municípios praticamente duplicou nas últimas três décadas. Os padrões de uso da terra e distribuição de ambientes naturais são bastante diferenciados nos dois municípios (Figura 2). Itacoatiara, por estar localizada no médio Rio Amazonas, apresenta uma proporção substancial de seu território ocupado por corpos de água e vegetação alagável, especialmente florestas e campos de várzea. Em contraste, outros tipos de florestas (especialmente florestas de terra firme) dominam as paisagens de Tabatinga. Áreas ocupadas por atividades agrícola e pecuária ocupam uma porção diminuta dos dois municípios, ainda que muito maior em Itacoatiara.

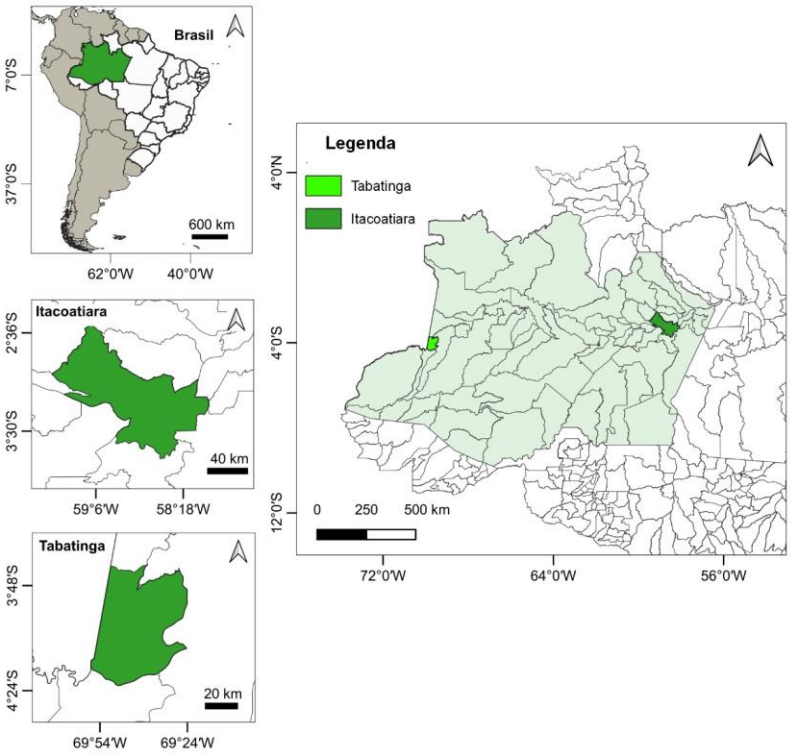


**Figura 1.** Localização geográfica das cidades de Tabatinga e Itacoatiara, Estado do Amazonas, Brasil.

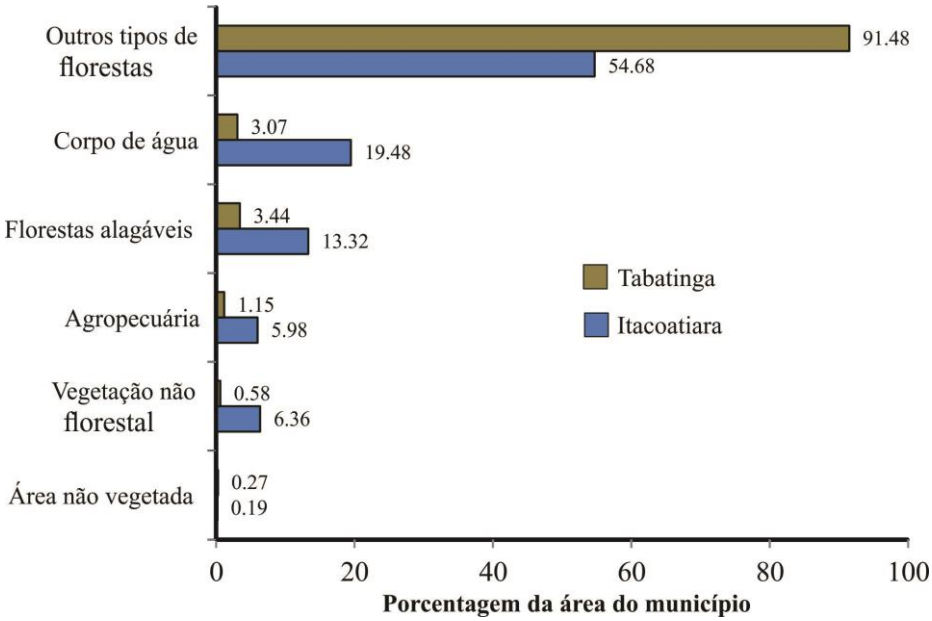


**Figura 2.** Comparativo das características de uso do solo nas cidades de Tabatinga e Itacoatiara.

**Bases de Dados**

Em Tabatinga, as amostragens de anuros foram realizadas em 15 transectos lineares de 300 metros cada, sendo dez transectos em ambientes urbanos e cinco em ambientes rurais (Santos, 2020). Os transectos foram estabelecidos ao longo de ruas e estradas rurais do município e cada transecto foi amostrado quatro vezes entre abril e setembro de 2019, na transição entre os períodos chuvoso e seco. Os anfíbios foram registrados através de censos audiovisuais conduzidos por duas a três pessoas entre 18:00 e 22:00 horas. O esforço total de amostragem foi de cerca de 428 horas (Santos, 2020).

A coleta de dados em Itacoatiara também contou com amostragens em 15 sítios, sendo dez localizados na zona urbana e cinco na zona rural (Menin *et al.*, 2019). No caso de Itacoatiara não foram estabelecidos transectos de tamanho padronizado, mas a duração de cada censo foi de 4 horas (entre 19h e 22h), um esforço similar ao empregado em Tabatinga. No ambiente urbano de Itacoatiara, os censos se concentraram em terrenos abandonados ao longo das ruas e locais próximos de residências humanas (Menin *et al.*, 2019). As amostragens foram realizadas no período de janeiro a abril de 2012 na área urbana e de dezembro de 2012 a maio de 2013 na área rural. As amostragens foram por três pessoas e cada sítio de amostragem na área urbana foi visitado duas vezes, enquanto os sítios rurais foram visitados quatro vezes. O esforço total de amostragem foi de 360 horas (Menin *et al.*, 2019).

Em ambas as cidades foram coletados exemplares de cada uma das espécies registradas durante os censos que foram identificados e depositados na Coleção Zoológica Prof. Paulo Bührnheim da Universidade Federal do Amazonas (UFAM).

**Análise de Dados**

As amostragens das assembleias de anuros das duas cidades foram conduzidas por dois grupos distintos de pesquisadores, em anos e períodos diferentes o que pode prejudicar as comparações entre os estudos. No entanto, os censos foram conduzidos aplicando-se métodos similares e as amostragens foram realizadas em períodos chuvosos nas duas cidades, ampliando as chances de boas amostragens de anuros. Além disso, as análises utilizadas para quantificar a homogeneização biótica foram baseadas em dados de presença ou ausência ou abundâncias relativas e são poucos afetadas por diferenças nos esforços de amostragem (ver abaixo).

Cada transecto ou sítio de amostragem foi considerado como uma unidade de amostragem e os dados quantitativos utilizados nas análises foram baseados no número

máximo de indivíduos de cada espécie registrado nos censos individuais nas duas cidades. Para as análises foram utilizados índices que exploram os diferentes componentes da homogeneização biótica (i.e. taxonômica, filogenética e funcional) descritos com maior detalhe a seguir:

*Homogeneização taxonômica*: Para quantificar a alfa diversidade nas assembleias de anuros utilizamos três medidas: i) número de espécies por censo, ii) índice alfa de Fisher e iii) índice de Pielou (Magurran, 2004). Comparamos os valores destes índices entre os transectos urbanos e rurais através de testes Mann Whitney. O índice alfa de Fisher apresenta vantagens em relação a outras métricas de diversidade já que é pouco afetado pelo tamanho das amostras e pelas espécies mais abundantes (Taylor *et al.*, 1976). Os cálculos do índice alfa de Fisher foram baseados na seguinte equação:

$$\mathbf{S= a \times \ln (1+n/a)},$$

onde S é o número de espécies, n é o número de indivíduos e *a* representa o índice alfa de Fisher.

Para avaliar a equitabilidade na distribuição dos indivíduos entre as espécies utilizamos o índice de Pielou que varia de 0 a 1 sendo que valores mais próximos de 1 indicam uma distribuição mais equitativa dos indivíduos entre as espécies (Magurran, 2004). O índice de Pielou é baseado na seguinte equação:

$$\mathbf{J = H'/\ln(S)},$$

onde H' é o valor do índice de diversidade de Shannon e S é o número de espécies na amostra.

Os padrões de beta diversidade entre os ambientes e cidades foram quantificados em análises de ordenação do tipo escalonamento não-métrico multidimensional (NMDS) utilizando dados de presença ou ausência. Nas ordenações usamos o índice de Simpson como medida de dissimilaridade entre os transectos. O índice de Simpson é calculado através da seguinte fórmula:

$$\mathbf{\beta\ sim = 1 – (a/a + min\ (b,c)},$$

onde a é o número total de espécies na amostra, b é o número de espécies presente somente na amostra b e c é o número de espécies presentes somente na amostra c.

Testamos a hipótese de diferenças na composição de espécies nas assembleias de anuros entre os ambientes (rural e urbano) e cidades (Itacoatiara e Tabatinga) através análises de similaridade de dois modos (two-way ANOSIM) (Clarke & Warwick, 1998).

*Homogeneização filogenética*: As métricas de diversidade filogenética devem ser baseadas em hipóteses de relações de parentesco evolutivo entre as espécies das assembleias amostradas. No entanto, estas hipóteses nem sempre estão disponíveis como no caso dos anuros estudados. Uma solução alternativa é adotar a estrutura taxonômica das assembleias como substituto das relações de parentesco (Heino et al., 2015). Neste estudo, a diversidade filogenética das assembleias de anuros foi quantificada através do índice de distinção taxonômica ($Delta^{+}$) que mede a distância taxonômica que separa todos os pares de espécies de uma amostra ao longo de uma árvore taxonômica (Clarke & Warwick, 1998). O índice de distinção taxonômica pode ser interpretado como a distância média entre duas espécies escolhidas ao acaso na amostra (Clarke & Warwick, 1998).

O índice de distinção taxonômica apresenta a vantagem de ser pouco afetado por variações nos esforços de amostragem entre as unidades de estudo (Clarke & Warwick, 1998; Magurran, 2004). Este índice considera dados de presença ou ausência e foi aplicado às assembleias de anuros usando os "rankings" taxonômicos de Ordem, Família, Subfamília, Gênero e Espécie extraídos de Segalla (2021). No cálculo desta métrica foi utilizado o programa Primer-E utilizando a seguinte equação:

$$\mathbf{Delta + = (\sum\sum_{i<j} w_{ij})/(m(m-1)/2),}$$

Onde m é o número de espécies e $W_{ij}$ é o peso (*path length*) dado a uma relação taxonômica entre as espécies i e j.

*Homogeneização funcional*: Para as análises de diversidade funcional coletamos dados de traços funcionais categóricos e contínuos que supostamente seriam filtrados pela urbanização (Tabela 1). Foram coletadas informação de 21 traços funcionais obtidos da literatura (Oliveira *et al.*, 2017) e mensurados diretamente de 227 exemplares de 40 espécies depositados da Coleção Zoológica Paulo Burnhein (CZPB/UFAM).

**Tabela 1.** Caracterização dos traços funcionais obtidos das espécies de anuros registrados nas cidades amazônicas.

| Tipo de traço | Descrição | Codificação |
|---|---|---|
| Hábitats utilizados | Ambientes florestais | Proporção (0 a 1) de uso[1] |
| | Ambientes não florestais | Proporção (0 a 1) de uso[1] |
| Uso de microhábitats | Ambiente fossorial | Proporção (0 a 1) de uso[1] |
| | Ambiente terrestre | Proporção (0 a 1) de uso[1] |
| | Ambiente aquático | Proporção (0 a 1) de uso[1] |
| | Ambiente arborícola | Proporção (0 a 1) de uso[1] |
| Período de atividade | Diurno | Proporção (0 a 1) de uso[1] |
| | Noturno | Proporção (0 a 1) de uso[1] |
| | Crepuscular | Proporção (0 a 1) de uso[1] |
| Reprodução | Tamanho máximo da ninhada (ovos ou girinos) | Número absoluto[2] |
| Medidas morfométricas[3] | Comprimento rosto-anal (mm) | Mensuração direta |
| | Largura da cabeça/boca (mm) | Mensuração direta |
| | Diâmetro do olho (mm) | Mensuração direta |
| | Distância inter-orbital (mm) | Mensuração direta |
| | Comprimento da mão (mm) | Mensuração direta |
| | Comprimento do antebraço (mm) | Mensuração direta |
| | Comprimento da tíbia (mm) | Mensuração direta |
| | Comprimento da coxa (mm) | Mensuração direta |
| | Comprimento do pé (mm) | Mensuração direta |
| | Presença de disco digital | Presença ou ausência |
| | Membrana intergital (pé) | Proporção (0 a 1) |

**1)** A proporção de uso de hábitats e microhábitats e de atividades foi estimada por Marcelo Gordo. **2)** A maior parte dos dados foi obtida de Oliveira et al. (2017) complementada com outras referências específicas. **3)** As medidas morfométricas foram obtidas de exemplares depositados na Coleção Zoológica Paulo Burnhein (CZPB/UFAM) usando como referência Watters et al. (2016).

Os espécimes de anuros foram medidos por JCFS e a maioria das medidas foi obtida de 3 a 6 exemplares por espécies. Não conseguimos obter medidas de somente duas espécies e decidimos excluí-las das análises funcionais por serem raras nas amostras. As informações de história natural relacionadas ao uso de hábitats, microhábitats e período de atividade de cada espécie foram estimadas por um dos autores (MG) que possui ampla experiência de campo com as espécies amostradas. Os dados funcionais utilizados nas análises estão disponíveis no apêndice 1.

Utilizamos duas abordagens para avaliar a homogeneização funcional. Inicialmente calculamos o valor médio dos traços funcionais (CWM de *community weight mean*) para traços individuais selecionados e comparamos o valor do CWM entre os ambientes urbanizados e rurais através de um teste U de Mann Whitney. Caso esteja ocorrendo homogeneização nas assembleias, esperamos encontrar diferenças significativas nos mesmos traços entre os ambientes urbanizados e rurais em cada uma das cidades. O CWM é calculado através da equação:

$$\boldsymbol{CWM = \sum P_i \times X_i,}$$

Onde $P_i$ é a proporção da espécie i e $X_i$ é o valor do traço funcional da espécie i

Complementando as análises de traços individuais estimamos o espaço funcional das assembleias de anuros usando o índice de dispersão funcional (Fdis). O Fdis é calculado pela distância média de cada espécies ao centroide do espaço funcional e leva em consideração a abundância relativa das espécies (Laliberté & Legendre, 2010, Kuebbing *et al.*, 2018). Deste modo, espécies abundantes com traços funcionais muito diferenciados tendem a ampliar o espaço funcional da assembleia analisada. A dispersão funcional é calculada através da fórmula (Laliberté & Legendre, 2010):

$$\mathbf{FDis} = \sum aj*zj / \sum aj$$

Onde aj é a abundância da espécie j e zj é a distância da espécie j ao centroide do espaço funcional.

## RESULTADOS

### Assembleias de Anuros

Nas duas cidades foram amostrados 2.332 indivíduos de 42 espécies de anuros (Apêndice 2). Destacam-se a família Hylidae com 25 espécies (69,4% da diversidade total) e Leptodactylidae com oito espécies (22,2%). Espécies da família Phyllomedusidae foram registradas exclusivamente em Tabatinga com a maioria dos indivíduos encontrados em ambientes rurais. Em contraste, espécies das famílias Microhylidae e Pipidae foram registradas exclusivamente em Itacoatiara, tanto nos ambientes rurais quanto urbanos (Apêndice 2).

O número total de indivíduos amostrados foi maior em Tabatinga do que em Itacoatiara, o que deve ser um reflexo do maior esforço de amostragem naquela cidade

(Tabela 2). O número de espécies dos ambientes urbanos foi menor do que o encontrado nos hábitats rurais das duas cidades (Tabela 2). Ao todo, 14 espécies de anuros (33% da fauna total de anuros) foram registradas nas regiões dos dois municípios sendo tratada aqui como de ampla distribuição. Em contraste, 13 espécies foram registradas exclusivamente na região do município de Tabatinga, enquanto outras 15 espécies foram registradas somente em Itacoatiara. Nenhuma destas espécies exclusivas de anuros foi registrada somente nos ambientes urbanos de cada cidade, com exceção de *Dendropsophus triangulum* encontrada somente nos hábitats urbanos de Tabatinga (Apêndice 2). Isto indica que as assembleias de anuros dos ambientes urbanos de cada cidade formam um subconjunto da fauna de anuros dos ambientes rurais.

**Tabela 2.** Abundância, riqueza e distribuição de anuros nos transectos urbanos e rurais nas cidades de Itacoatiara e Tabatinga, Amazonas, Brasil. DR = distribuição restrita; DA = distribuição ampla.

| **Diversidade** | **Itacoatiara** | | | **Tabatinga** | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | **Rural** | **Urbano** | **Total** | **Rural** | **Urbano** | **Total** |
| No de espécies | 29 | 19 | 29 | 25 | 17 | 27 |
| N espécies (DA) | 14 (48%) | 10 (34%) | 14 | 14 (52%) | 11 (41%) | 14 |
| N espécies (DR) | 15 (52%) | 9 (31%) | 15 | 11 (41%) | 6 (22%) | 13 |
| N de indivíduos | 471 | 425 | 896 | 566 | 870 | 1436 |
| N indivíduos (DA) | 200 (22%) | 177 (20%) | 377 | 420 (29%) | 765 (53%) | 1185 |
| N indivíduos (DR) | 271 (30%) | 248 (28%) | 519 | 146 (10%) | 105 (7%) | 251 |

Os ambientes urbanos e rurais de Itacoatiara compartilham 66% das espécies de anuros, enquanto quem em Tabatinga esta similaridade é um pouco menor (56%). Os ambientes rurais das duas cidades compartilham somente 35% das espécies de anuros. Esta similaridade composicional é ainda menor nos ambientes urbanos das duas cidades que compartilham somente 29% das espécies.

**Diversidade Taxonômica**

Os ambientes urbanos de ambas as cidades apresentaram menor riqueza média de espécies quando comparadas com suas respectivas áreas rurais (U = 2.5, $P = 0.002$ para Itacoatiara e U = 0.5, $P < 0.001$, Figura 3). Além disso, o número de espécies de anuros foi similar entre os ambientes urbanos das duas cidades (U = 40.5, $P = 0.48$), ainda que

os ambientes rurais de Tabatinga tenham apresentado um número de espécies mais elevado do que os ambientes rurais de Itacoatiara (Figura 3).

Quando a alfa diversidade é quantificada através do índice alfa de Fisher não foram observadas diferenças significativas na diversidade de anuros nos ambientes urbanos de Itacoatiara quando comparados com os ambientes rurais da mesma cidade (U = 20, *P* = 0.59, Figura 3). O mesmo não acontece no caso de Tabatinga onde diversidade alfa de Fisher dos ambientes urbanos foi muito inferior ao dos ambientes rurais (U = 0, P < 0.001, Figura 3). Além disso, a diversidade alfa dos ambientes urbanos de Tabatinga foi substancialmente menor do que os ambientes urbanos de Itacoatiara (U = 15, *P* = 0.007, Figura 3).

Em Itacoatiara não foram observadas diferenças na distribuição dos indivíduos entre as espécies (equitabilidade) entre os ambientes urbanos e rurais (U = 21, P = 0.68, Figura 3). Em contraste, a equitabilidade entre as espécies foi maior nos ambientes rurais de Tabatinga comparada com os ambientes urbanos da mesma cidade (U = 1, P = 0.001, Figura 3). Além disso, a equitabilidade foi significativamente maior nos ambientes urbanos de Itacoatiara comparada aos mesmos ambientes em Tabatinga (U = 23, *P* = 0.04) cujas assembleias tendem a ser dominada numericamente por poucas espécies (Figura 3).

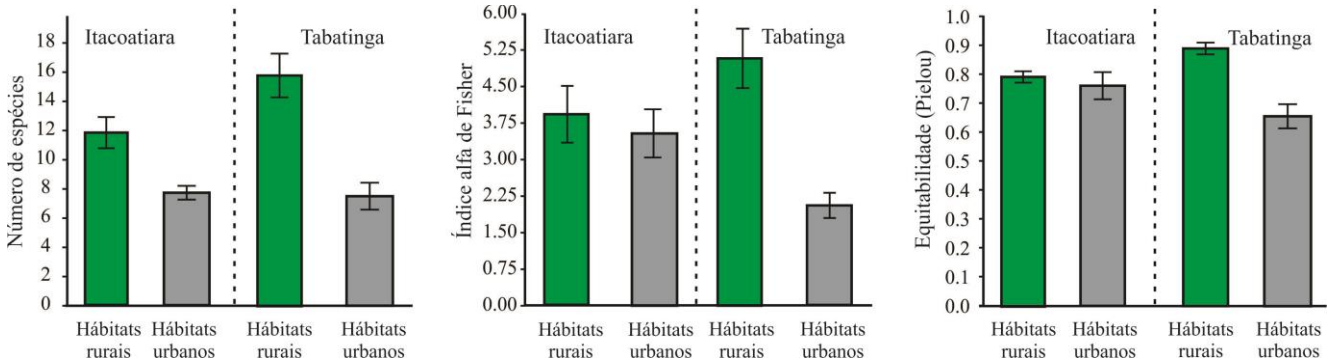


**Figura 3.** Comparações entre riqueza de espécies, alfa diversidade e equitabilidade nas assembleis de anuros das cidades de Itacoatiara e Tabatinga. Barras indicam médias e traços erros-padrão.

As assembleias de anuros dos ambientes amostrados nas duas cidades são bastante distintas em suas composições de espécies levando em consideração todas as espécies ou somente as mais frequentemente amostradas (ANOSIM, Fator cidade, R = 0.84 e R = 0.845, P < 0.001, 9999 permutações, Figura 4). Não foi observado, no entanto,

diferenças na composição de espécies entre os ambientes rurais e urbanos de cada cidade (ANOSIM, Fator ambiente, R = - 0.043 e - 0.084, P = 0.68 e P = 0.83, 9999 permutações, Figura 4), indicando que as assembleias de anuros dos ambientes urbanos formam um subconjunto com menor riqueza de espécies daquela encontrada nos ambientes rurais de cada cidade.

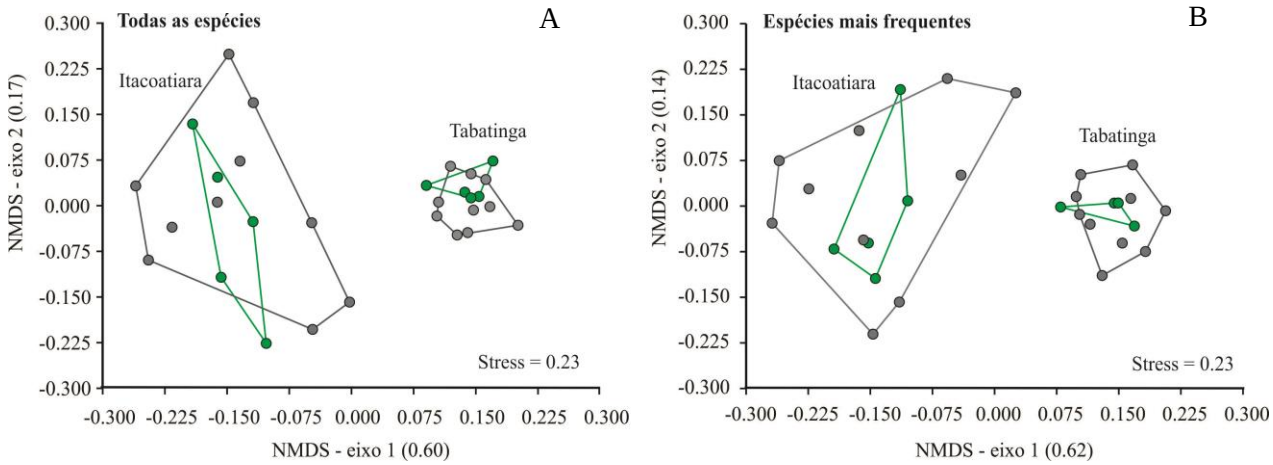


**Figura 4.** Escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) baseado em dados de todas as espécies (A) e das espécies mais frequentes (B) de anuros nas cidades de Itacoatiara e Tabatinga, Amazonas, Brasil. Círculos cinzas representam transectos urbanos e verdes os transectos rurais.

**Diversidade Filogenética**

A estrutura taxonômica das assembleias de anuros de ambas as cidades inclui 42 espécies distribuídas em 14 gêneros, 10 subfamílias e 6 famílias (Figura 5). Apesar dos ambientes urbanos de Itacoatiara e Tabatinga terem perdido 10 e 8 espécies quando comparados com suas respectivas contrapartidas rurais, somente um gênero em cada cidade foi perdido (Tabela 3). O número de subfamílias e famílias permaneceu idêntico entre os ambientes amostrados de cada cidade (Tabela 3).

Os valores de distinção taxonômica (Delta +) não foram diferentes entre ambientes urbanos e rurais de cada cidade (U = 19, P = 0.51 para Itacoatiara e U = 17.5, P = 0.38 para Tabatinga) incluindo todas as espécies ou somente as mais frequentes (Figura 6). Além disso, a distinção taxonômica foi similar entre os ambientes urbanos das duas cidades (U= 33, P = 0.21, Figura 6). Estes resultados sugerem que a perda de espécies observada em cada cidade não comprometeu a estrutura evolutiva das assembleias de anuros das duas cidades.

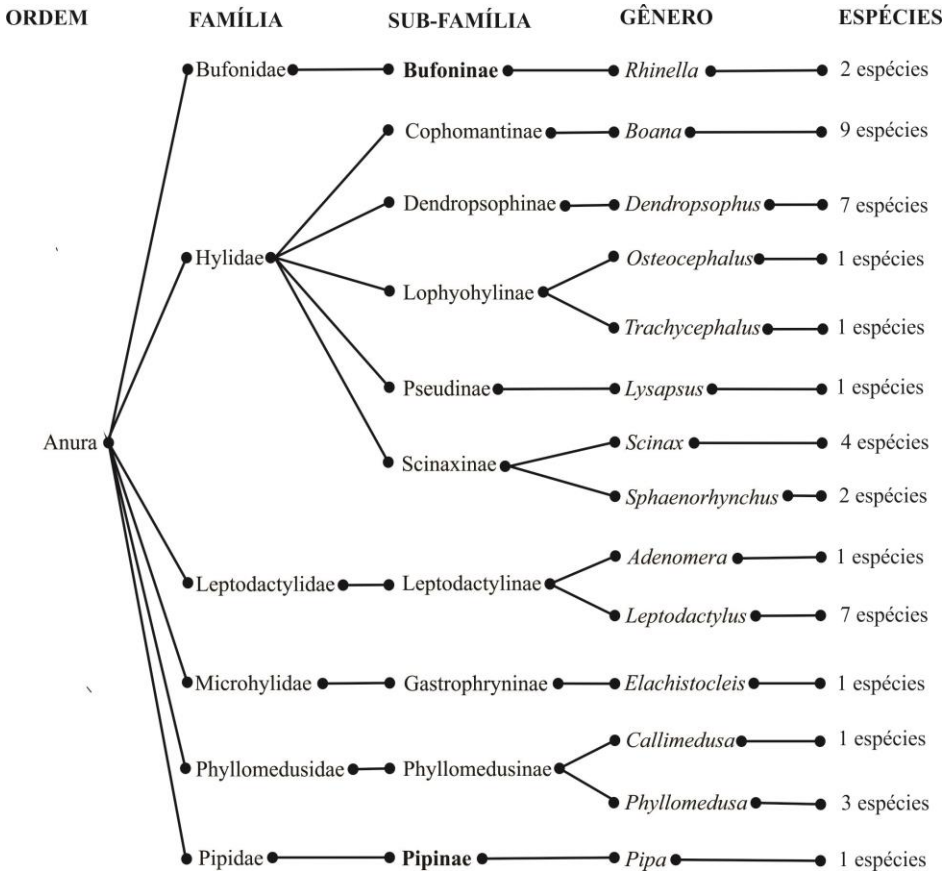


**Figura 5.** Árvore taxonômica mostrando as relações entre anuros amostrados nas cidades de Tabatinga de Itacoatiara.

**Tabela 3.** Detalhe taxonômico de Anuros nas Cidades de Tabatinga e Itacoatiara.

| Resolução taxonômica | Itacoatiara (rural) | Itacoatiara (urbano) | Tabatinga (rural) | Tabatinga (urbano) |
|---|---|---|---|---|
| Espécie | 29 | 19 | 25 | 17 |
| Gênero | 12 | 11 | 10 | 9 |
| Subfamília | 9 | 9 | 7 | 7 |
| Família | 5 | 5 | 4 | 4 |

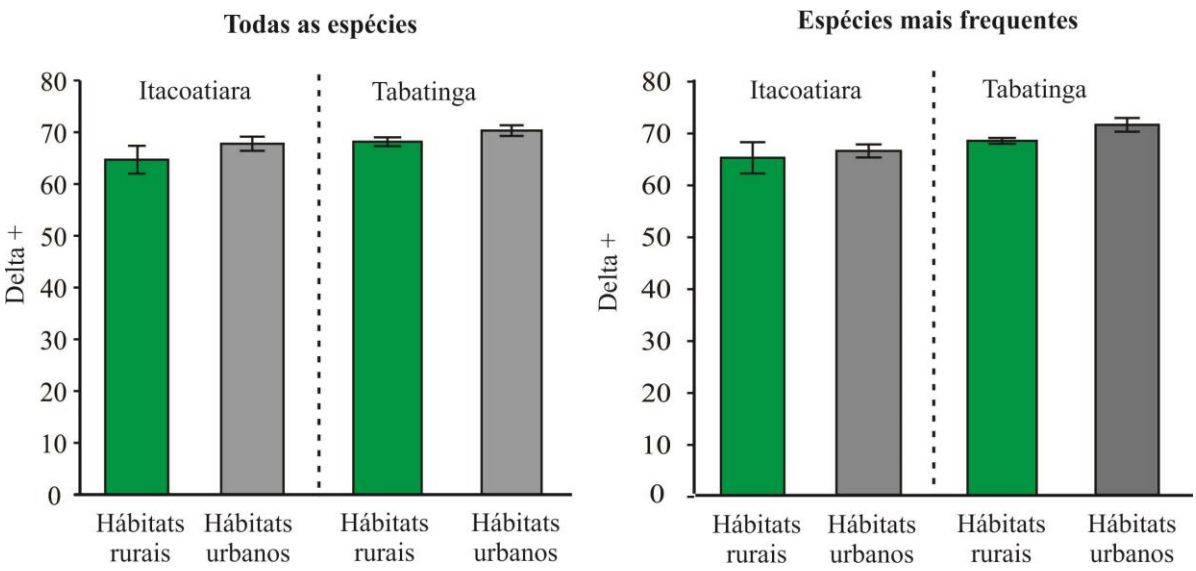


**Figura 6.** Distinção taxonômica entre ambientes urbanos e rurais de cada cidade.

**Diversidade Funcional**

Alguns traços funcionais foram filtrados pela urbanização de modo consistente nas duas cidades. Anuros terrestres e que apresentaram preferência por hábitats não florestais foram favorecidos nos hábitats urbanos das duas cidades (Figura 7). Em contraste, a presença de discos digitais foi um traço funcional mais frequente nos ambientes rurais das duas cidades.

Outros traços funcionais, no entanto, não foram filtrados de modo similar nas duas cidades. O traço período de atividade diurno foi mais frequente nos ambientes urbanos de Tabatinga, mas não apresentou diferenças significativas entre os ambientes rurais e urbanos de Itacoatiara (Figura 7). Espécies com maior comprimento rostro-cloacal foram favorecidas nos ambientes urbanos de Itacoatiara, enquanto em Tabatinga espécies maiores foram mais abundantes nos ambientes rurais (Figura 7). O comprimento das coxas foi um traço funcional filtrado nos ambientes urbanos de Tabatinga, mas não apresentou diferenças entre os ambientes rurais e urbanos de Itacoatiara (Figura 7). Espécies com olhos maiores foram favorecidas nos ambientes urbanos de Itacoatiara, mas em Tabatinga este traço foi mais frequente nos anuros que ocupam ambientes rurais.

O espaço funcional das assembleias urbanas mostrou-se consistentemente menor em comparação com o das assembleias rurais (Figura 8). Além disso, o tamanho do espaço funcional não apresentou diferenças significativas na comparação das assembleias urbanas de ambas as cidades (Figura 8).

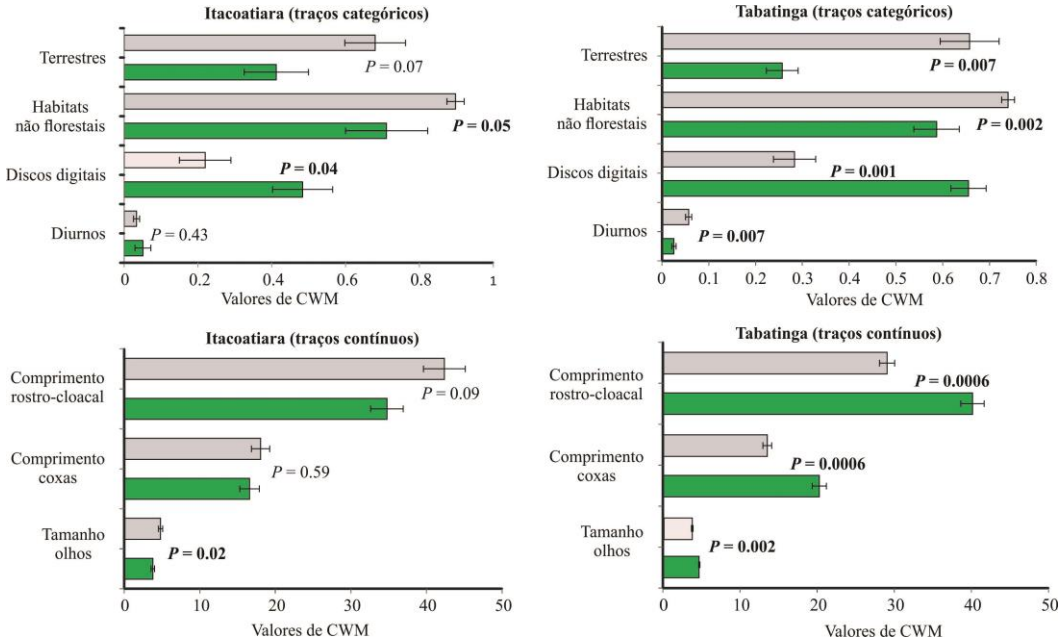


**Figura 7.** Diversidade dos traços funcionais de anuros nas cidades de Itacoatiara e Tabatinga, Amazonas, Brasil. Barra cinzas= ambiente urbano; Barra verdes= ambiente rural.

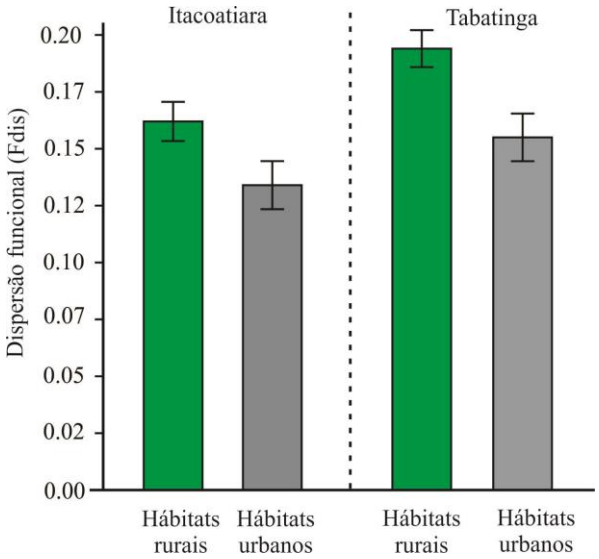


**Figura 8.** Índice de dispersão funcional (FDis) das assembleias de anuros.

## DISCUSSÃO

Nossas predições relativas à homogeneização taxonômica das assembleias de anuros foram parcialmente suportadas pelos resultados obtidos. Considerando-se a homogeneização de alfa diversidade, os ambientes urbanos de ambas as cidades

revelaram menor riqueza média de espécies em comparação com as áreas rurais, um resultados alinhado com a literatura que indica um declínio da diversidade de anuros ao longo do gradiente rural-urbano (Gibbs, 1998; Hoamn *et al.*, 2004). Um resultado ainda mais importante é que o número de espécies foi similar nos ambientes urbanos das duas cidades que possuem áreas urbanizadas semelhantes. Alguns estudos indicam que cidades de tamanhos semelhantes tendem apresentar um número de espécies também semelhante (McKinney 2008), indicando uma possível homogeneização da alfa diversidade.

No entanto, a aplicação do índice alfa de Fisher indicou que a diversidade alfa de anuros nos ambientes urbanos de Itacoatiara é maior do que nos mesmos ambientes de Tabatinga. Importante ressaltar que o índice alfa de Fisher leva em consideração a abundância relativa e é menos afetado por diferenças de esforços de amostragem (Magurran 2004). Este é um aspecto relevante neste estudo já que o esforço de amostragem não foi similar em cada sítio de amostragem (ver métodos). Este resultado indica que utilizar a riqueza de espécies como uma métrica de alfa diversidade pode levar a uma interpretação equivocada de homogeneidade taxonômica da alfa diversidade.

As comparações de alfa diversidade sugerem que a abundância relativa das espécies parece ser bem distinta entre as cidades estudadas. Em um cenário de homogeneização taxonômica seria esperado que a abundância de anuros se concentrasse em poucas espécies (menor equitabilidade) nos ambientes urbano das duas cidades quando comparadas com os seus respectivos ambientes rurais. Isso de fato aconteceu em Tabatinga, mas não em Itacoatiara, onde não foram observadas diferenças na equitabilidade entre os ambientes urbanos e rurais.

Essa diferença pode estar associada a fatores locais como diversidade de habitats disponíveis. Em Tabatinga, a presença de habitats rurais mais diversificados pode ter favorecido uma distribuição mais equitativa dos indivíduos entre as espécies que podem ocupar nichos ecológicos mais variados. Em contrapartida, os ambientes urbanos podem oferecer menor diversidade de habitats, o que pode resultar em uma dominância maior de indivíduos. Por outro lado, Itacoatiara é um município com abundância de corpos de água, vegetação alagável e vegetação natural mais aberta. É possível que tais ambientes estejam presentes mesmo dentro do perímetro urbano do município favorecendo a diversidade de anuros que apresentariam abundâncias relativas mais similares aos encontrados nos ambientes rurais, mesmo que haja perda de espécies.

Nossos resultados também respaldam a previsão de que as assembleias de anuros dos ambientes urbanos de ambas as cidades formam um subconjunto menor da fauna de anuros dos ambientes rurais. No entanto, se a homogeneização biótica estivesse afetando as assembleias de anuros, a urbanização teria favorecido o aumento de espécies generalistas e de ampla distribuição nos dois municípios (McKinney, 2002; Olden et al., 2004). No entanto, as análises de beta diversidade indicaram que as assembleias de anuros dos ambientes urbanos são muito distintas nos dois municípios e refletem a composição de espécies de cada região.

Os municípios estudados estão sobrepostos a duas bioregiões distintas delimitadas através da distribuição geográfica de anuros (Godinho et al. 2018). As assembleias de anuros dos ambientes urbanos dos dois municípios refletem esta divisão biogeográfica refutando a ideia de que as duas cidades hospedam assembleias homogêneas dominadas por espécies de ampla distribuição. É importante enfatizar, no entanto, que espécies de distribuição ampla perfazem uma parte substancial da fauna de anuros dos ambientes urbanos de Itacoatiara (53% das espécies) e de Tabatinga (65%). Deste modo, a homogeneização composicional das assembleias de anuros das duas cidades poderá ocorrer no futuro, caso estas espécies se tornem ainda mais dominantes nas assembleias.

Em termos de homogeneização filogenética nossas predições indicavam que a urbanização favoreceria espécies com maior afinidade filogenética acarretando uma perda de diversidade filogenética nos ambientes urbanos dos dois municípios. No entanto, as análises de distinção taxonômica, utilizadas aqui como um substituto da diversidade filogenética, indicaram que a perda de espécies nas áreas urbanas não comprometeu a estrutura evolutiva das assembleias de anuros. Isso sugere que as espécies que sobreviveram à urbanização abrigam uma diversidade filogenética mesmo após uma forte pressão de distúrbio ambiental. Nesse caso, as espécies adaptadas às condições urbanas específicas conseguiram prosperar (Knapp et al., 2008) e estas adaptações não se limitaram a poucas linhagens evolutivas como antecipamos. De fato, diferentes grupos filogenéticos aparentemente tiveram sucesso em colonizar os ambientes urbanos das duas cidades.

Os resultados mais consistentes de homogeneização biótica de nosso estudo são aqueles providenciados pelas análises de diversidade funcional. A urbanização atuou como filtro ambiental selecionando os mesmos traços funcionais, especialmente traços ecológicos, mesmo que a composição de espécies de anuros tenha sido diferenciada

entre os municípios estudados. Por exemplo, anuros terrestres e que preferem hábitats não florestais são favorecidos nas áreas urbanas. A predominância destes traços funcionais deve estar ligada à maior capacidade das espécies que possuem estes traços em explorar os escassos recursos disponíveis nas paisagens urbanas. Essas adaptações funcionais podem estar relacionadas à disponibilidade e características de habitats, como corpos d'água artificiais, que oferecem condições mais favoráveis para os anuros terrestres (Menin et al., 2019). Por outro, os traços funcionais relacionados à morfologia das espécies apresentaram respostas diferenciadas à urbanização indicando que condições ecológicas específicas de cada município e de cada conjunto de espécies podem ter atuado na filtragem de determinados traços funcionais.

Por fim, a análise de dispersão funcional (FDis) revelou certa similaridade nos traços funcionais das espécies nas áreas urbanas, apontando para redundância funcional. Essa uniformidade sugere uma resposta adaptativa comum das espécies urbanas destacando a influência do ambiente urbano na configuração dessas assembleias. Esses padrões podem ser atribuídos à perda e fragmentação de hábitat promovidos pela urbanização que teria como consequência a limitação do espaço funcional das assembleias estudas (McKinney 2008). A redução do espaço funcional observada nas áreas urbanas dos dois municípios evidencia uma resposta comum à perda de habitat e às pressões ambientais associadas à urbanização, o que poderia ser interpretada como homogeneização funcional das assembleias de anuros.

Uma das limitações de nosso estudo é ter sido realizado em somente duas cidades, o que limita aplicação dos resultados obtidos a outros contextos urbanos na Amazônia. É importante enfatizar, no entanto, que Tabatinga e Itacoatiara são cidades de porte pequeno a médio e localizadas ao longo de rios, uma característica compartilhada com várias cidades da Amazônia. Estudos que utilizem a abordagem da homogeneização de fauna para avaliar a biodiversidade das cidades amazônicas devem ser incentivados em outros contextos como de cidades maiores (e.g. Manaus e Belém) e aquelas localizadas ao longo de estradas. Estudos como estes seriam estratégicos para avaliar como a homogeneização de fauna está ocorrendo nas cidades do bioma com a maior diversidade de anuros do planeta.

## CONCLUSÃO

A pressão da urbanização sobre a biodiversidade tende a intensificar-se em todo planeta. No entanto, as respostas da biodiversidade à urbanização são ainda pouco

compreendidas nas regiões tropicais em geral e nas cidades amazônicas em particular. Nosso estudo é pioneiro na investigação da relação entre homogeneização de fauna e urbanização em cidades amazônicas usando uma abordagem integrativa. Nossos resultados sugerem que a homogeneização biótica na dimensão funcional esteja ocorrendo nas assembleias de anuros em ambientes urbanos. Contudo, é importante notar que as dimensões taxonômica e filogenética da homogeneização biótica indicam certo grau de resiliência das assembleias de anuros nas duas cidades, evidenciando a complexidade nas respostas da biodiversidade ao processo de urbanização. As assembleias de anuros dos ambientes urbanos estudados, mesmo que empobrecidas, ainda são representativas das regiões biogeográficas onde as mesmas estão localizadas. Isso indica que a conservação de biodiversidade em ambientes urbanos degradados ainda pode ser relevante. Neste aspecto é importante estabelecer estratégias de conservação que prezem pela preservação de áreas naturais dentro das cidades amazônicas, bem como a gestão sustentável dos espaços urbanos para a manutenção da diversidade de espécies. É necessário ainda intensificar estudos sobre a fauna urbana na Amazônia de modo a estabelecer bases científicas para a conservação do rico acervo da região mais biodiversa do planeta.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS


Aronson, M.F. et al. (2017). Biodiversity in the city: key challenges for urban green space management. Frontiers in Ecology and the Environment, 15(4), 189-196.

Beninde, J., Veith, M., & Hochkirch, A. (2015). Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. Ecology Letters, 18(6), 581-592.

Cadotte, M. W. et al. (2019). Do traits and phylogeny support congruent community diversity patterns and assembly inferences? Journal of Ecology, 107(5), 2065-2077.

Cavender-Bares, J., Kozak, K. H., Fine, P. V., & Kembel, S. W. (2009). The merging of community ecology and phylogenetic biology. Ecology letters, 12(7), 693-715.Clarke, K. R., & Gorley, R. N. (2006). PRIMER. Plymouth: PRIMER-e.

Chein, F. & Procópio I.V. 2022. As Cidades na Amazônia Legal: Diagnóstico, Desafios e Oportunidades para Urbanização Sustentável. Amazonia 2030, Centro de Empreendedorismo da Amazônia.

Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (1998). A taxonomic distinctness index and its statistical properties. Journal of Applied Ecology, 35(4), 523-531.

Corrêa, P. B. et al. (2016). Estudo do Fenômeno da Ilha de Calor na Cidade de Manaus/AM: Um Estudo a Partir de Dados de Sensoriamento Remoto, Modelagem e Estações Meteorológicas. Revista Brasileira De Meteorologia, 31, 167-176.

De Bello, F. et al. (2010). Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. Biodiversity and Conservation, 19(10), 2873-2893.

Doxa, A., Devictor, V., Baumel, A., Pavon, D., Medail, F., & Leriche, A. (2020). Beyond taxonomic diversity: Revealing spatial mismatches in phylogenetic and functional diversity facets in Mediterranean tree communities in southern France. Forest Ecology and Management, 474, 118318.

Duellman, W. E., & Trueb, L. (1994). Biology of amphibians. JHU press.

Figueiredo, S. L., & Ravena, N. (2014). Cidades, fronteiras e diversidades na Amazônia. Revista Brasileira de Estudos Urbanos e Regionais, 16(2), 241-241.

Gibbs, J. P. (1998). Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient. Landscape Ecology, 13, 263–268.

Godinho, M. B. D. C., & Da Silva, F. R. (2018). The influence of riverine barriers, climate, and topography on the biogeographic regionalization of Amazonian anurans. Scientific Reports, 8(1), 3427.

Heino, J., Melo, A. S., Siqueira, T., Soininen, J., Valanko, S., & Bini, L. M. (2015). Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. Freshwater Biology, 60(5), 845-869.

Hoamn, R. N., Windmiller, B. S., & Reed, J. (2000). Critical thresholds associated with habitat loss for two vernal pool-breeding amphibians. Ecology Applications, 14, 1547–1553.

Knapp, S., Kühn, I., Schweiger, O., & Klotz, S. (2008). Challenging urban species diversity: Contrasting phylogenetic patterns across plant functional groups in Germany. Ecology Letters, 11, 1054–1064. doi:10.1111/j.1461-0248.2008.01217.x.

Konowalik, A., Najbar, A., Konowalik, K., Dylewski, Ł., Frydlewicz, M., Kisiel, P., ... & Kolenda, K. (2020). Amphibians in an urban environment: a case study from a central European city (Wrocław, Poland). Urban Ecosystems, 23, 235-243.

Kuebbing SE, Maynard DS, Bradford MA. 2018. Linking functional diversity and ecosystem processes: A framework for using functional diversity metrics to predict

the ecosystem impact of functionally unique species. Journal of Ecology 106: 687–698.

Laliberté, E., & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. Ecology, 91(1), 299-305.

Magurran, A. E. (2004). Measuring biological diversity. Blackwell, Oxford.

Marzluff, J. M., Bowman, R., & Donnelly, R. (2001). A historical perspective on urban bird research: trends, terms, and approaches. Avian ecology and conservation in an urbanizing world, 1-17.

McDonald, R.I., Mansur, A.V., Ascensão, F., Colbert, M., Crossman, K., Elmqvist, T., …Ziter, C. (2019). Research gaps in knowledge of the impact of urban growth on biodiversity. Nature Sustainability, 3(1), 16–24. doi:10.1038/s41893-019-0436-6.

McKinney, M. L. (2002). Urbanization, biodiversity, and conservation: the impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating a highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems. Bioscience, 52(10), 883-890.

McKinney, M. L. (2008). Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. Urban Ecosystems, 11(2), 161-176.

McKinney, M.L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. Biological Conservation, 127(3), 247–260. doi:10.1016/j.biocon.2005.09.005.

Menin, M., Ferreira, R.F.B., Melo, I.B., Gordo, M., Hattori, G.Y., Sant'anna, B.S. (2019). Anuran Diversity In Urban And Rural Zones Of The Itacoatiara municipality, central Amazonia, Brazil. Acta Amazonica, 49(2), 122–130. doi:10.1590/1809-4392201800284.

Moraes, R. L., & Recchia, M. D. P. (2011). Amphisbaena mertensi (NCN). Habitat. Herpetological Review, 42(3), 426.

Olden, J. D., & Rooney, T. P. (2006). On defining and quantifying biotic homogenization. Global Ecology and Biogeography, 15(2), 113-120.

Olden, J. D., Comte, L., & Giam, X. (2018). The Homogocene: A research prospectus for the study of biotic homogenisation. NeoBiota, 37, 23-36.

Olden, J. D., Poff, N. L., Douglas, M. R., Douglas, M. E., & Fausch, K. D. (2004). Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. Trends in Ecology & Evolution, 19(1), 18-24.

Oliveira, B. F. et al. (2017). AmphiBIO, a global database for amphibian ecological traits. Sci. Data. 4:170123 doi: 10.1038/sdata.2017.123.

Padilla, B. J., & Sutherland, C. (2019). A framework for transparent quantification of urban landscape gradients. Landscape Ecology, 34(6), 1219-1229.

Petsch, D. K. (2016). Causes and consequences of biotic homogenization in freshwater ecosystems. International Review of Hydrobiology, 101(3–4), 113–122.

Pickett, S. T. et al. (2011). Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress. Journal of Environmental Management, 92(3), 331-362.

Santos, W. V. (2020). Efeitos do gradiente de urbanização sobre assembleias de anfíbios no extremo oeste da Amazônia brasileira. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Zoologia, Universidade Federal do Amazonas (UFAM).

Segalla, M. V. et al. (2021). List of Brazilian amphibians. Herpetologia Brasileira, 10(1), 121-216.

Seto, K. C., Güneralp, B., & Hutyra, L. R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. Proceedings of the National Academy of Sciences, 109(40), 16083-16088.

Simkin, R. D., Seto, K. C., McDonald, R. I., & Jetz, W. (2022). Biodiversity impacts and conservation implications of urban land expansion projected to 2050. Proceedings of the National Academy of Sciences, 119(12), e2117297119.

Sousa, L. J. G. D., & Garey, M. V. (2019). O papel do ambiente e do espaço na estruturação das comunidades de anuros em ambientes urbanos.

Swenson, N. G. (2013). The assembly of tropical tree communities–the advances and shortcomings of phylogenetic and functional trait analyses. Ecography, 36(3), 264-276.

Taylor, L. R., Kempton, R. A., & Woiwod, I. P. (1976). Diversity statistics and the log-series model. Journal of Animal Ecology, 45, 255-272.

Torralvo, K., de Fraga, R., Lima, A. P., Dayrell, J., & Magnusson, W. E. (2022). Environmental filtering and deforestation shape frog assemblages in Amazonia: An empirical approach assessing species abundances and functional traits. Biotropica, 54(1), 226-238.

Tsuji-Nishikido, B. M., & Menin, M. (2011). Distribution of frogs in riparian areas of an urban forest fragment in Central Amazonia. Biota Neotropica, 11, 63–70.

Vacher, J. P., Chave, J., Ficetola, F. G., Sommeria-Klein, G., Tao, S., Thébaud, C., ... & Fouquet, A. (2020). Large-scale DNA-based survey of frogs in Amazonia suggests a

vast underestimation of species richness and endemism. Journal of Biogeography, 47(8), 1781-1791.

Watters, J. L., Cummings, S. T., Flanagan, R. L., & Siler, C. D. (2016). Review of morphometric measurements used in anuran species descriptions and recommendations for a standardized approach. Zootaxa, 4072(4), 477-495.

Willis, E. O. (2000). Ranking urban avifauna (AVES) by number of locations per species in São Paulo, Brazil. Iheringia, Série Zoologia, 88(11), 39-146.

Winter, M. et al. (2009). Plant extinctions and introductions lead to phylogenetic and taxonomic homogenization of the European flora. Proceedings of the National Academy of Sciences, 106(51), 21721-21725.

# APÊNDICES

**Apêndice 1.** Traços funcionais das espécies de anuros analisados neste estudo

| Espécies | Florestal | Não florestal | Fos | Ter | Aqu | Arb | Diu | Noc | Crep | Tamanho máximo ninhada | Comprimento rosto-cloacal (mm) | Largura da cabeça/boca (mm) | Diametro do olho (mm) | Distância interorbital (mm) | Comprimento da mão (mm) | Comprimento do antebraço (mm) | Comprimento da Tibia (mm) | Comprimento da coxa (mm) | Comprimento do pé (mm) | Presença de disco digital | Membrana intergital (pé) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Adenomera hylaedactyla* | 0.3 | 0.7 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0.1 | 0.2 | 0.7 | 15 | 22.64 | 6.74 | 2.94 | 2.64 | 4.96 | 4.71 | 10.47 | 9.78 | 11.85 | 0 | 0 |
| *Boana boans* | 0.9 | 0.1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 3000 | 102.38 | 35.29 | 9.03 | 12.81 | 28.78 | 20.80 | 54.40 | 58.88 | 43.90 | 1 | 0.75 |
| *Boana cinerascens* | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 400 | 31.54 | 11.17 | 3.14 | 4.88 | 9.21 | 7.24 | 16.15 | 16.50 | 12.54 | 1 | 0.5 |
| *Boana crepitans* | 0.1 | 0.9 | 0 | 0.2 | 0 | 0.8 | 0 | 1 | 0 | 2561 | 30.70 | 10.20 | 4.21 | 3.76 | 8.13 | 7.37 | 16.36 | 15.72 | 11.38 | 1 | 0.75 |
| *Boana fasciata* | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 298 | 34.56 | 11.20 | 4.06 | 3.53 | 9.14 | 7.77 | 20.10 | 20.04 | 12.55 | 1 | 0 |
| *Boana geographica* | 0.8 | 0.2 | 0 | 0.1 | 0 | 0.9 | 0 | 1 | 0 | 2500 | 46.91 | 16.36 | 5.43 | 5.45 | 12.95 | 9.50 | 23.57 | 24.62 | 16.68 | 1 | 0.75 |
| *Boana lanciformis* | 0.4 | 0.6 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0.9 | 0.1 | 2500 | 60.13 | 18.58 | 6.42 | 6.33 | 16.60 | 13.71 | 29.13 | 33.89 | 24.57 | 1 | 0.75 |
| *Boana punctata* | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 310 | 32.19 | 10.81 | 3.76 | 4.43 | 11.67 | 6.22 | 14.98 | 16.35 | 13.53 | 1 | 0.5 |
| *Boana raniceps* | 0.1 | 0.9 | 0 | 0.1 | 0 | 0.9 | 0 | 1 | 0 | 3349 | 53.77 | 16.29 | 5.49 | 6.71 | 15.12 | 9.53 | 30.10 | 25.89 | 23.02 | 1 | 0.75 |
| *Boana wavrini* | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0.9 | 0.1 | 3000 | 99.71 | 31.88 | 8.46 | 10.69 | 27.59 | 18.76 | 51.08 | 54.14 | 35.55 | 1 | 0.75 |
| *Callimedusa tomopterna* | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 70 | 46.63 | 14.38 | 5.22 | 4.17 | 12.37 | 12.62 | 23.04 | 24.16 | 16.96 | 1 | 0.5 |
| *Dendropsophus leucophyllatus* | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 769 | 25.62 | 8.88 | 4.17 | 4.47 | 7.39 | 6.18 | 13.76 | 12.52 | 12.60 | 1 | 0.5 |
| *Dendropsophus marmoratus* | 0.8 | 0.2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1580 | 37.11 | 11.58 | 4.62 | 3.65 | 12.05 | 7.30 | 19.15 | 19.83 | 16.79 | 1 | 0.25 |
| *Dendropsophus minutus* | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 250 | 20.50 | 6.96 | 4.64 | 3.05 | 6.37 | 4.53 | 11.54 | 11.09 | 9.25 | 1 | 0.75 |
| *Dendropsophus nanus* | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 462 | 15.87 | 5.29 | 2.02 | 1.77 | 3.71 | 3.96 | 8.21 | 8.16 | 5.67 | 0 | 0.25 |
| *Dendropsophus rossalleni* | 0.95 | 0.05 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 162 | 22.93 | 7.30 | 3.25 | 2.80 | 6.16 | 4.40 | 9.98 | 11.98 | 9.63 | 1 | 0.25 |
| *Dendropsophus triangulum* | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 769 | 22.66 | 7.10 | 2.76 | 3.31 | 7.44 | 5.37 | 12.11 | 12.28 | 9.76 | 1 | 0.5 |
| *Dendropsophus walfordi* | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 462 | 18.54 | 5.40 | 1.79 | 2.43 | 5.06 | 3.83 | 9.20 | 7.93 | 6.82 | 0 | 0.25 |
| *Elachistocleis helianneae* | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 32 | 18.06 | 5.26 | 1.22 | 2.36 | 2.57 | 2.28 | 7.00 | 5.84 | 7.58 | 0 | 0 |

| Espécies | Florestal | Não florestal | Fos | Ter | Aqu | Arb | Diu | Noc | Crep | Tamanho máximo ninhada | Comprimento rosto-cloacal (mm) | Largura da cabeça/boca (mm) | Diametro do olho (mm) | Distância interorbital (mm) | Comprimento da mão (mm) | Comprimento do antebraço (mm) | Comprimento da Tibia (mm) | Comprimento da coxa (mm) | Comprimento do pé (mm) | Presença de disco digital | Membrana intergital (pé) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Leptodactylus fuscus* | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0.1 | 0.1 | 0.8 | 250 | 41.05 | 14.34 | 4.78 | 4.27 | 8.24 | 8.52 | 21.79 | 19.28 | 20.40 | 0 | 0 |
| *Leptodactylus longirostris* | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0.1 | 0.1 | 0.8 | 248 | 29.93 | 9.15 | 3.36 | 2.96 | 6.38 | 6.05 | 15.04 | 12.87 | 15.08 | 0 | 0 |
| *Leptodactylus macrosternum* | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 5515 | 59.40 | 16.91 | 5.18 | 6.56 | 11.56 | 10.11 | 28.33 | 25.95 | 25.45 | 0 | 0.5 |
| *Leptodactylus pentadactylus* | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 4099 | 62.91 | 22.04 | 7.56 | 8.46 | 15.49 | 13.88 | 30.23 | 28.50 | 29.76 | 1 | 0.5 |
| *Leptodactylus petersii* | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0.1 | 0.8 | 0.1 | 1500 | 32.86 | 10.72 | 4.08 | 4.04 | 9.68 | 5.99 | 14.83 | 15.40 | 15.93 | 0 | 0.5 |
| *Leptodactylus podicipinus* | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0.1 | 0.8 | 0.1 | 1500 | 25.96 | 8.58 | 2.50 | 2.95 | 6.29 | 5.65 | 10.88 | 10.11 | 11.99 | 0 | 0 |
| *Lysapsus bolivianus* | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0.3 | 0.6 | 0.1 | 182 | 17.95 | 5.68 | 1.97 | 1.75 | 6.43 | 4.30 | 11.32 | 10.74 | 9.31 | 1 | 0.75 |
| *Osteocephalus taurinus* | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 2000 | 79.15 | 26.08 | 8.20 | 11.81 | 24.48 | 16.15 | 43.99 | 42.29 | 32.64 | 1 | 0.75 |
| *Phyllomedusa bicolor* | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 600 | 98.96 | 36.44 | 7.97 | 11.48 | 32.00 | 29.07 | 43.57 | 46.45 | 37.43 | 1 | 0 |
| *Phyllomedusa vaillantii* | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 600 | 62.73 | 20.86 | 5.59 | 7.87 | 15.36 | 20.27 | 26.43 | 28.11 | 18.38 | 1 | 0 |
| *Pipa pipa* | 0.5 | 0.5 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0.4 | 0.6 | 0 | 80 | 85.91 | 32.54 | 2.18 | 15.22 | 17.05 | 17.42 | 31.03 | 36.22 | 26.70 | 0 | 1 |
| *Rhinella major* | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 983 | 54.13 | 17.72 | 7.29 | 4.03 | 12.50 | 12.21 | 18.92 | 19.74 | 18.49 | 0 | 0.25 |
| *Rhinella margaritifera* | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0.5 | 0.5 | 0 | 720 | 39.83 | 15.36 | 4.69 | 5.16 | 9.30 | 10.88 | 15.59 | 16.53 | 12.81 | 1 | 0.25 |
| *Rhinella marina* | 0.5 | 0.5 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 17000 | 66.89 | 23.62 | 7.48 | 6.79 | 16.20 | 19.18 | 27.40 | 29.23 | 25.95 | 0 | 0.25 |
| *Scinax boesemani* | 0.2 | 0.8 | 0 | 0.2 | 0 | 0.8 | 0 | 1 | 0 | 600 | 29.61 | 9.92 | 3.38 | 3.36 | 7.67 | 6.46 | 15.09 | 14.61 | 11.34 | 1 | 0.75 |
| *Scinax garbei* | 0.8 | 0.2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0.9 | 0.1 | 550 | 38.45 | 12.86 | 4.72 | 4.46 | 11.01 | 7.66 | 22.10 | 20.61 | 17.00 | 1 | 0.5 |
| *Scinax nebulosus* | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0.9 | 0.1 | 575 | 24.68 | 7.93 | 3.21 | 3.10 | 7.11 | 5.63 | 14.23 | 12.39 | 9.97 | 1 | 0.25 |
| *Scinax ruber* | 0.1 | 0.9 | 0 | 0.1 | 0 | 0.9 | 0 | 1 | 0 | 600 | 31.46 | 10.33 | 4.47 | 3.65 | 9.30 | 7.04 | 17.30 | 16.22 | 14.65 | 1 | 0.75 |
| *Sphaenorhynchus dorisae* | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 326 | 25.40 | 7.45 | 2.46 | 3.80 | 7.38 | 5.57 | 11.20 | 13.53 | 10.14 | 1 | 0.5 |
| *Sphaenorhynchus lacteus* | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 478 | 31.09 | 9.35 | 3.48 | 4.61 | 8.68 | 5.99 | 14.04 | 13.74 | 13.19 | 1 | 0.75 |
| *Trachycephalus typhonius* | 0.3 | 0.7 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1820 | 63.27 | 20.51 | 6.49 | 6.09 | 19.05 | 13.44 | 30.76 | 31.32 | 23.48 | 1 | 0.5 |

**Apêndice 2.** Lista das espécies e número de indivíduos registrados de anuros das duas cidades analisadas neste estudo. Os números entre parênteses indicam o número de transectos.

| Família/Espécie | Itacoatiara | | Tabatinga | |
|---|---|---|---|---|
| | Rural (5) | Urbano (10) | Rural (5) | Urbano (10) |
| **Bufonidae** | | | | |
| *Rhinella major* | 21 | 108 | 0 | 0 |
| *Rhinella margaritifera* | 0 | 0 | 14 | 0 |
| *Rhinella marina* | 10 | 16 | 40 | 69 |
| **Hylidae/ Cophomantinae** | | | | |
| *Callimedusa tomopterna* | 2 | 0 | 17 | 0 |
| *Boana cinerascens* | 5 | 0 | 33 | 2 |
| *Boana crepitans* | 0 | 0 | 7 | 0 |
| *Boana fasciata* | 14 | 0 | 0 | 0 |
| *Boana geographica* | 49 | 0 | 18 | 4 |
| *Boana lanciformis* | 1 | 7 | 64 | 24 |
| *Boana punctata* | 1 | 7 | 4 | 0 |
| *Boana raniceps* | 17 | 9 | 0 | 0 |
| *Boana wavrini* | 4 | 0 | 0 | 0 |
| **Hylidae/Dendropsophinae** | | | | |
| *Dendropsophus leucophyllatus* | 3 | 53 | 49 | 37 |
| *Dendropsophus marmoratus* | 0 | 0 | 11 | 0 |
| *Dendropsophus minutus* | 0 | 0 | 2 | 4 |
| *Dendropsophus nanus* | 0 | 0 | 60 | 84 |
| *Dendropsophus rossalleni* | 3 | 2 | 0 | 0 |
| *Dendropsophus triangulum* | 0 | 0 | 0 | 1 |
| *Dendropsophus walfordi* | 84 | 42 | 0 | 0 |
| **Hylidae/Pseudinae** | | | | |
| *Lysapsus bolivianus* | 52 | 3 | 0 | 0 |
| **Hylidae/Lophyohylinae** | | | | |
| *Osteocephalus taurinus* | 1 | 0 | 0 | 0 |
| *Trachycephalus typhonius* | 1 | 12 | 29 | 26 |
| **Hylidae/Scinaxinae** | | | | |
| *Scinax boesemani* | 22 | 0 | 0 | 0 |
| *Scinax garbei* | 1 | 0 | 0 | 0 |
| *Scinax nebulosus* | 0 | 0 | 10 | 0 |
| *Scinax ruber* | 41 | 4 | 79 | 157 |

| Família/Espécie | Itacoatiara | | Tabatinga | |
|---|---|---|---|---|
| | Rural (5) | Urbano (10) | Rural (5) | Urbano (10) |
| *Sphaenorhynchus dorisae* | 1 | 3 | 5 | 0 |
| *Sphaenorhynchus lacteus* | 0 | 0 | 0 | 12 |
| **Leptodactylidae/Leptodactylinae** | | | | |
| *Adenomera hylaedactyla* | 1 | 5 | 54 | 410 |
| *Leptodactylus fuscus* | 6 | 40 | 0 | 0 |
| *Leptodactylus guianensis* | 0 | 0 | 6 | 3 |
| *Leptodactylus longirostris* | 8 | 0 | 0 | 0 |
| *Leptodactylus macrosternum* | 32 | 29 | 0 | 0 |
| *Leptodactylus pentadactylus* | 3 | 0 | 1 | 11 |
| *Leptodactylus petersii* | 17 | 8 | 25 | 16 |
| *Leptodactylus podicipinus* | 65 | 62 | 2 | 9 |
| **Microhylidae/Gastrophryninae** | | | | |
| *Elachistocleis helianneae* | 5 | 13 | 0 | 0 |
| **Phyllomedusidae/Phyllomedusinae** | | | | |
| *Callimedusa tomopterna* | 0 | 0 | 5 | 0 |
| *Phyllomedusa bicolor* | 0 | 0 | 12 | 0 |
| *Phyllomedusa tarsius* | 0 | 0 | 15 | 0 |
| *Phyllomedusa vaillantii* | 0 | 0 | 4 | 1 |
| **Pipidae** | | | | |
| *Pipa pipa* | 1 | 2 | 0 | 0 |
| **Abundância total** | **471** | **425** | **566** | **870** |
| **Riqueza total** | **29** | **19** | **25** | **17** |