



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE**  
**DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA**



**IZA MAYRA CASTRO VENTURA**

Influência do gradiente de urbanização sobre as comunidades de odonatos (Insecta: Odonata) em lagoas de Aracaju, Sergipe

SÃO CRISTÓVÃO  
2023.2



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE**  
**DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA**



**IZA MAYRA CASTRO VENTURA**

**Influência do gradiente de urbanização sobre as comunidades de odonatos (Insecta: Odonata) em lagoas de Aracaju, Sergipe**

**Orientador: Prof. Dr. Jean Carlos Santos**

Monografia apresentada ao Departamento de Ecologia da Universidade Federal de Sergipe como parte dos requisitos para obtenção do título de Bacharel em Ecologia

**SÃO CRISTÓVÃO**  
2023.2

## AGRADECIMENTOS

Na jornada da vida, aprendi que nunca caminhamos sozinhos. São nas pessoas especiais que cruzam nosso caminho, que encontramos força, apoio e inspiração para seguir em frente.

Agradeço primeiramente à Deus, por ter me dado forças para superar todos os obstáculos que surgiram durante essa jornada.

À minha família, em especial aos meus pais, Hilda e Robson, e meu irmão Wesley. A distância física foi desafiadora (talvez a parte mais difícil), mas o apoio e o amor incondicional de vocês foi o que me sustentou. Cada lágrima derramada longe de casa foi um lembrete constante de que todo esforço será recompensado. Obrigada por serem minha fonte de força e inspiração. Amo vocês!

Ao meu tio Marquinhos, que nos deixou durante essa trajetória, mas que em vida me prestou apoio assim que me mudei para São Cristóvão.

À Universidade Federal de Sergipe pelo ensino gratuito e de qualidade. À equipe LEBIO pelos momentos de conversas e trocas de conhecimento. À Mirelly e Emanuel pelo auxílio nas coletas. Ao Prof. Jean Carlos pela orientação e por disponibilizar seu carro para me acompanhar no campo piloto quando a UFS passou por problemas no custeio do transporte. Aos motoristas da UFS por nos levarem para as coletas em segurança.

Agradeço profundamente ao Bruno pelo auxílio nas coletas, na identificação dos espécimes e apoio em todas as etapas. Além do companheirismo, paciência nos dias em que eu estava insuportável e por me lembrar sempre que sou capaz. Sua presença, incentivo e suporte foram fundamentais para o sucesso desse trabalho. Se hoje eu consegui, devo meu maior agradecimento a você! Obrigada por tanto!

À todos os professores que cruzaram o meu caminho, em especial à Prof. Ana Paula Albano Araújo por ter me apresentado à Iniciação Científica e me orientado no meu primeiro projeto de pesquisa. À Prof. Adriana Bocchiglieri pela recomendação e torcida ao me indicar para a vaga de estágio supervisionado. À Prof. Bianca Ambrogi por todo suporte durante a graduação e pelo fornecimento de materiais possibilitando a ministração da minha primeira oficina fora da UFS. Obrigada pela confiança depositada em mim e pelo incentivo.

Aos meus colegas de turma (2019): Stefany, Emanuel, Geovanna, Brenna, Jackeline, Rafael, Mylena, Carlos, Ricardo, Kamilla e Yuri. Agradeço pelos momentos sinceros de descontração e risadas que compartilhamos ao longo dessa jornada. Obrigada por tornarem essa experiência mais leve e memorável.

À Laís, que esteve ao meu lado desde o início da graduação, compartilhando não apenas

o fardo dos trabalhos e projetos acadêmicos, mas também oferecendo um apoio inestimável em nível emocional. Obrigada pela amizade sincera e por ser uma parte tão significativa dessa jornada.

À Amanda e Josy pela agradável convivência, companheirismo e colaboração durante o ano que passamos juntas no LABINTERA. Vocês foram essenciais na minha adaptação à vida universitária.

Agradeço à Ambientec por proporcionar uma experiência de estágio enriquecedora ao longo do último ano, e a todas as pessoas maravilhosas que tive o prazer de conhecer e que tornaram minha experiência ainda mais gratificante, em especial Mayara, Guilherme, Dani e Hosana.

Enfim, à todos que contribuíram direta ou indiretamente para a minha formação.

Muito obrigada!

## SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO</b> .....	7
<b>OBJETIVOS</b> .....	10
<i>Objetivo Geral:</i> .....	10
<i>Objetivos Específicos:</i> .....	10
<i>Hipóteses:</i> .....	11
<b>METODOLOGIA</b> .....	11
<i>Área de estudo</i> .....	11
<i>Delineamento Amostral</i> .....	13
<i>Coleta de Dados</i> .....	16
<i>Variáveis físico-químicas e espaciais</i> .....	18
<i>Análises estatísticas</i> .....	18
<b>RESULTADOS</b> .....	19
<i>Comunidade de libélulas nas lagoas</i> .....	19
<i>Efeitos da sazonalidade</i> .....	28
<i>Efeitos da urbanização sobre as libélulas</i> .....	32
<b>DISCUSSÃO</b> .....	35
<b>CONCLUSÃO</b> .....	40

## RESUMO

A perda de habitat devido à urbanização é uma das principais causas do declínio da biodiversidade. Lagoas urbanas são consideradas importantes habitats pela sua capacidade de abrigar uma vasta diversidade de espécies, no entanto, sofrem grande pressão antrópica. Diante disso, o objetivo do estudo foi analisar como o gradiente de urbanização afeta a abundância, riqueza e diversidade das espécies de libélulas em lagoas urbanas de Aracaju, Sergipe. Para isso, 16 lagoas urbanas foram amostradas no período seco e chuvoso. As seguintes variáveis foram mensuradas: oxigênio dissolvido, pH, temperatura da água, pressão da água, condutividade elétrica, totais de sólidos dissolvidos, salinidade e potencial de redução, além da distância das lagoas e o centro da cidade, distância das lagoas e os principais rios (Rio Poxim, Rio Sergipe, Rio Vaza Barris), e distância média entre as lagoas. No total, foram coletados 342 espécimes, pertencente às subordens Anisoptera e Zygoptera, distribuídos em quatro famílias, 17 gêneros, 31 espécies. Entre estes, houve um novo registro para o estado de Sergipe: *Homeoura chelifera*. Anisoptera foi a subordem mais rica com 23 spp. e Zygoptera foi a mais abundante com 198 indivíduos. Houve influência da sazonalidade na composição de espécies. Dentre as variáveis físico-químicas, a pressão da água foi a única que mostrou relação positiva com a riqueza e diversidade de libélulas. Além disso, a “distância do centro da cidade” influenciou negativamente a diversidade e a conectividade entre as lagoas; a riqueza e a diversidade foram influenciadas positivamente pela proximidade entre as lagoas e pela proximidade do Rio Vaza Barris, e negativamente pela proximidade do Rio Sergipe. Este estudo trata-se da primeira amostragem de libélulas em uma área urbana do Nordeste. A crescente urbanização do litoral sergipano, suprimiu as lagoas nas áreas centrais de Aracaju. As lagoas remanescentes, que são mais periféricas e estão mais próximas entre elas, abrigam maior diversidade por estarem em áreas menos urbanizadas, mesmo assim, ainda sofrem com grandes pressões antrópicas. Portanto, acreditamos que a proximidade de áreas urbanizadas e a degradação ambiental, incluindo poluição e redução da vegetação ripária, podem ser fatores que afetam as comunidades de odonatos nas lagoas de Aracaju. Finalmente, destacamos a importância de estratégias de conservação para as lagoas urbanas da região metropolitana de Aracaju como forma de mitigar os efeitos negativos da urbanização sobre a biodiversidade.

**Palavras-chave:** Anisoptera; Antropização; Libélulas; Donzelinhas; Zygoptera.

## INTRODUÇÃO

Devido ao surgimento de novas atividades econômicas, provimento e distribuição de trabalho, o mundo vem se tornando cada vez mais urbanizado (Tucci, 2010). O conceito de urbanização é amplo, mas de acordo com Tucci (2010), a urbanização pode ser definida como “um processo de desenvolvimento econômico e social resultado da transformação de uma economia rural para uma economia de serviços concentrada em áreas urbanas”. Agregando a tal definição, Alves (2016) pontua a urbanização como o crescimento mais rápido das populações urbanas em relação às rurais. Nesse processo, as atividades primárias, como a agropecuária, são substituídas por atividades secundárias e terciárias como indústrias e serviços. A necessidade de mão-de-obra no estabelecimento de cidades está intimamente associada a intensos fluxos migratórios ao longo da história humana, na maioria das vezes, sendo induzida por motivos religiosos, ecológicos ou militares (Matos, 2012). Esta onda de migração provocou um considerável crescimento populacional nas zonas em processo de urbanização, acentuando as modificações nos ambientes naturais.

Um dos principais impulsionadores do declínio da biodiversidade no mundo é a perda de habitat (Sampaio, 2007; Pardini; Nichols; Püttker, 2017; Souza, 2020), com uma parte substancial disso devido à urbanização (Viviani; Rocha; Hagen, 2010; Carvalho, 2013; Sacco et al., 2015). Em ambientes terrestres, os efeitos da urbanização estão ligados a diversos fatores, como: o aumento da temperatura do solo devido à diminuição de áreas verdes (Feitosa et al., 2011; Ribas et al., 2020), compactação durante a construção de rodovias, erosão devido à retirada da mata ciliar e construção de aterros, poluição por contaminantes (Pedron et al., 2004) e redução da abundância de insetos pela iluminação urbana (Boyes et al., 2021; Carannante et al., 2021). A perda, fragmentação e degradação do habitat decorrentes das mudanças no uso da terra e outras modificações antropogênicas na paisagem, afetam um maior número de espécies quando comparados à outros fatores como sobre-exploração, espécies invasoras e poluição, especialmente para ambientes terrestres e sua flora associada (Corlett, 2016).

Em ambientes aquáticos, as consequências da urbanização também são notáveis. As atividades antrópicas são diretamente responsáveis pela perda da qualidade da água (Tucci, 2010). Rios, lagos e lagoas são contaminados pelo despejo de efluentes sem tratamento prévio (Tucci, 2010) gerando a insuficiência de fontes limpas para fornecimento de água (Queiroz; Silva; Trivinho-Strixino, 2008). Além disso, a drenagem de fertilizantes agrícolas, águas pluviais das cidades e produtos químicos residenciais como detergentes, causam a eutrofização,

que é caracterizada pelo aumento excessivo de nutrientes na água, um dos problemas mais frequentemente observados em corpos d'água superficiais (Zhu; Zhang; Zhao, 2008; Smith; Schindler, 2009). Tais impactos somados aos problemas de assoreamento, construção de barragens e muitos outros ocasionam a perda da biodiversidade em ecossistemas aquáticos (Agostinho; Thomaz; Gomes, 2005).

Modificações nos habitats afetam de formas distintas os diferentes grupos biológicos, podendo promover não só efeitos negativos, como também positivos (Fahrig, 2017). Diante da perda ou fragmentação de habitat, a abundância de uma gama de espécies diminui, por outro lado, outras não sofrem efeito significativo, ou até mesmo aumentam suas populações em paisagens alteradas (Quinn; Harrison, 1988; Pardini et al., 2010). Espécies especialistas ou menos tolerantes à mudanças ambientais tendem a diminuir suas populações diante de um distúrbio, sendo substituídas por espécies mais tolerantes e generalistas, capazes de explorar e se adaptar a novos ambientes (Banks-Leite et al., 2014). Dessa forma, grupos com estreita amplitude à respeito de um ou mais fatores ecológicos e baixa tolerância à alterações ambientais são desfavorecidos, tendo o seu potencial de sobrevivência e perpetuação ameaçados diante de conversões de habitat. Além de modificações na estrutura das comunidades (Veras, 2017), já foram relatadas mudanças na dinâmica funcional de espécies em ambientes impactados (Machado, 2019), enfatizando a influência da antropização sobre a biota.

Dentre os ambientes aquáticos continentais que mais sofrem pressão antrópica, encontram-se as águas superficiais, que podem ser classificadas como lóticicas ou lênticas (CONAMA, 2005). A respeito da definição de águas lóticicas, estas correspondem à massas de águas correntes, como rios e riachos. Por outro lado, as águas lênticas correspondem as massas de águas estacionárias, com pouco fluxo, como açudes, lagos e lagoas, estas, sendo permanentes ou temporárias (CONAMA, 2005).

Os corpos d'água urbanos, em especial as lagoas, são classificadas como ambientes lênticos (CONAMA, 2005). Apesar da sua dimensão reduzida quando comparadas a outros ambientes aquáticos, são consideradas importantes habitats devido à sua capacidade de suportar uma vasta diversidade de espécies (Williams et al., 2003). Esses habitats constituem uma grande variedade de condições bióticas e abióticas, promovendo uma maior diversidade em nível de paisagem, do que ambientes mais homogêneos (Hassall, 2014). Além disso, as lagoas, mesmo que encontrem-se inadequadas para reprodução, podem funcionar como “trampolins” facilitando a movimentação de determinadas espécies em uma matriz terrestre, assegurando a conectividade entre áreas habitáveis (Santoul et al., 2009; Hassall, 2014), sendo fundamentais para a dispersão, migração e troca genética. A importância das lagoas vai além da manutenção

da biodiversidade, uma vez que estão ligadas a realização de serviços ecossistêmicos, como o sequestro de carbono devido a sua alta produtividade, capacidade de coletar água da chuva amenizando os riscos de enchentes, redução da temperatura urbana, recarga de águas subterrâneas, entre outros (Boyer; Polasky, 2004; EPCN, 2008; Moore; Hunt, 2012; Ceréghino et al., 2014). Além dos serviços ecossistêmicos, culturalmente, os corpos d'água urbanos são muito admirados pela sua estética. Isso se dá pela possibilidade de realização de atividades recreativas ao ar livre promovendo a manutenção do bem-estar através da conexão com a natureza (Manuel, 2003; Qiu; Lindberg; Nielsen, 2013).

Historicamente, as áreas urbanas são consideradas locais com uma baixa biodiversidade, porém, nos últimos anos vêm surgindo cada vez mais evidências de que regiões urbanas e suburbanas podem abrigar uma biodiversidade relativamente alta (Alvey, 2006). A mudança de sistemas socioeconômicos para sistemas socioambientais, vivenciada pelos centros urbanos, com interações complexas entre bem-estar humano e serviços ecossistêmicos, é estudada dentro da ecologia urbana (Wu, 2014). Conhecer a diversidade de organismos em um ecossistema é essencial para compreender padrões e influência de fatores locais e regionais sobre a organização das comunidades, além de servir como base para conservação, recuperação de ambientes degradados e otimização de atividades de exploração (Ward; Tockner; Schiemer, 1999). Na ecologia, a busca pela compreensão dos padrões de abundância e distribuição dos organismos auxiliam na caracterização da diversidade biológica em um determinado espaço e tempo (Weber; Hintermann; Zangger, 2004). Apesar dos recentes avanços nos estudos voltados aos padrões de diversidade e mecanismos que explicam a distribuição dos organismos em geral, ainda há muito caminho a percorrer na busca pelo entendimento do funcionamento das comunidades de insetos. Por vezes, esse conhecimento é retardado pela falta de informações biológicas e consequentemente ecológicas das espécies (Cardoso et al., 2011).

Odonata corresponde a uma das ordens de Insecta mais antigas do mundo (Brusca; Brusca, 2007), popularmente conhecidos por libélulas, lava-bunda, zigue-zigue e cachimbau (Brasil; Vilela, 2019; Farias et al., 2023). As libélulas possuem 6.406 espécies distribuídas em 694 gêneros, 48 famílias (Paulson et al., 2023) e três subordens: Anisoptera, Zygoptera e Anisozygoptera, sendo a última limitada à Ásia (Marco Jr.; Vianna, 2005). No Brasil, a fauna estimada é de cerca de 884 espécies (IUCN, 2023). Os representantes dessa ordem estão presentes em todos os continentes com exceção da Antártida (Von Ellenrieder, 2009; Rodrigues; Roque, 2017) e estão associados a ambientes de água doce, porém, algumas espécies possuem adaptações que as fazem tolerar condições salobras (Kalkman et al., 2008). Estes organismos são predadores sedentos e generalistas, com fase larval aquática e adulta terrestre-

aérea (Côrtes et al., 2011). Insetos como dípteros, borboletas, mariposas, pequenos peixes, girinos e até mesmo outras libélulas fazem parte da sua dieta (Corbet, 1980; Suhling et al., 2015; Souza et al., 2022).

Além de sua importância trófica, tratam-se de bioindicadores de qualidade dos ecossistemas terrestres e aquáticos tornando-se uma ótima ferramenta de monitoramento ambiental (Oliveira-Junior et al., 2015; Miguel et al., 2017). A distribuição, composição e riqueza tanto dos indivíduos imaturos quanto dos adultos são influenciadas pelo grau de conservação do ambiente, estipulado pela presença e níveis de contaminantes na água, oxigênio dissolvido, temperatura do ar, além do tamanho e profundidade do habitat (Remsburg; Turner, 2009; Carvalho et al., 2013; Juen et al., 2014; Oliveira-Junior et al., 2015). Regiões tropicais sustentam uma vasta diversidade de odonatos (Orr, 2006) devido aos diferentes tipos de ecossistemas, tais como riachos, rios, lagos e lagoas, bem como troncos de árvores e bromélias (Kalkman et al., 2008).

Apesar dos estudos com libélulas no Brasil se ampliarem nos últimos anos, o conhecimento sobre a sua diversidade e ecologia tem crescido em ritmo lento dada a extensão territorial do país. De todo território brasileiro, aproximadamente 30% apresenta dados sobre a riqueza de libélulas, em sua maioria na região Sudeste (Marco Jr.; Vianna, 2005). Menos de 10% dos dados de estudos com libélulas no Brasil são provenientes da região Nordeste e a maioria são dados resultantes de coletas avulsas (Marco Jr.; Vianna, 2005; Miguel et al. 2017). Observa-se também uma grande lacuna de conhecimento relacionado a ambientes lênticos quando comparados a ambientes lóticos (Marco Jr et al., 2015; Borges et al., 2021). Diante disso, o objetivo do presente estudo foi analisar como as variáveis físico-químicas e espaciais, como medidas de urbanização, afetam a abundância, riqueza e diversidade de espécies de libélulas.

## **OBJETIVOS**

### *Objetivo Geral:*

Analisar como as variáveis físico-químicas e espaciais afetam a abundância, riqueza e diversidade de espécies de libélulas em lagoas urbanas de Aracaju, Sergipe.

### *Objetivos Específicos:*

- a. Inventariar a diversidade de libélulas em lagoas urbanas de Aracaju, Sergipe;

- b. Identificar os espécimes coletados ao menor nível taxonômico possível;
- c. Comparar a diversidade de libélulas em lagoas urbanas em períodos distintos.
- d. Obter variáveis físico-químicas e espaciais das lagoas.
- e. Avaliar a influência das variáveis físico-químicas e espaciais na riqueza, abundância e diversidade de libélulas.
- f. Fornecer informações ecológicas que poderão subsidiar políticas públicas que visem a conservação de lagoas urbanas e das espécies de libélulas associadas.

#### *Hipóteses:*

- I. Variáveis físico-químicas e espaciais como medidas de urbanização, exercem influência negativa sobre a riqueza e abundância de libélulas, resultando em menor riqueza, diversidade e densidade populacional.
- II. Espera-se que a diversidade de anisópteros seja maior em relação a zygópteros devido à resistência de suas larvas a alterações ambientais e maior capacidade dispersiva dos adultos, o que os tornam generalistas, capazes de explorar ambientes em condições distintas.

## **METODOLOGIA**

### *Área de estudo*

O município de Aracaju, capital de Sergipe, faz parte da região metropolitana de Aracaju, juntamente aos municípios de Nossa Senhora do Socorro, Barra dos Coqueiros e São Cristóvão (Souza, 2009). Tal junção ocorreu devido ao processo de urbanização e expansão dos conjuntos habitacionais, que deram origem a núcleos isolados da sede, deslocando a cidade para os municípios vizinhos (Souza, 2009). Dessa forma, muitas áreas naturais foram tomadas pela urbanização.

Aracaju está situada na porção leste do estado de Sergipe, possuindo uma área territorial de 182 Km<sup>2</sup> sendo 85 Km<sup>2</sup> de área urbanizada (IBGE, 2019), e uma população estimada de 672.614 habitantes (IBGE, 2022) (Fig. 1). Estabelecida praticamente em uma planície litorânea, sua paisagem natural é composta por dunas, estuários, inúmeras lagoas, lagunas, áreas alagadiças, canais naturais, rios, praias, além de ecossistemas de manguezais e restingas, pertencentes ao bioma Mata Atlântica (ARACAJU, 2000). Por motivos comerciais, a

implantação de Aracaju ocorreu estrategicamente às margens do Rio Sergipe. Sua área original era formada por lagoas, pântanos e muitas áreas úmidas, sendo necessário o aterro de grande parte delas para a construção da cidade (Nogueira, 2004). Por ter sido projetada, diferente de qualquer outra cidade colonial, foi concebida como capital do estado, completando atualmente 168 anos (Nogueira, 2004).

Apesar da cidade de Aracaju ter sido projetada sob uma configuração urbana pré-existente, seu crescimento posterior não seguiu regras pré concebidas. Prédios públicos foram construídos em locais escolhidos pelos próprios construtores, além da disseminação de ruas e becos irregulares, que inicialmente sumiram por motivos de obras de escavação e aterro, mas ressurgiram em diversos outros locais (Nogueira, 2004). Após a década de 1960, o processo de ocupação alcançou as regiões atualmente conhecidas como Atalaia e Coroa do Meio (França, 2011). Porém, todo o resto da extensão da costa permeneceu praticamente desabitada por anos. Em regiões mais distantes da orla ainda podiam ser encontrados pequenos povoados habitados por populações tradicionais ligadas à pesca e agricultura (França, 2011).

Somente em meados da década de 1980 a Lei Municipal nº 873/82 demarcou a Zona de Expansão de Aracaju (Mota; Souza, 2021). A localidade é composta por lagoas e ambientes alagadiços em abundância, muito importantes para a drenagem natural e manutenção dos serviços ecossistêmicos (ARACAJU, 2000). Antes marcada por um “vazio urbano”, atualmente a Zona de Expansão vive alta especulação imobiliária. Isso se dá principalmente pelo crescimento urbano de Aracaju, forte interesse do setor imobiliário na implantação de condomínios, além da inserção de conjuntos habitacionais por parte do governo através de políticas públicas (França, 2011).

Aracaju é um exemplo de deteriorização de habitat, uma vez que houve aterramento de boa parte das áreas úmidas e supressão da vegetação para o estabelecimento de construções civis sem o devido cuidado, ocasionando inundações, erosão, formação de regiões alagadas facilitando a proliferação de vetores de doenças, poluição de corpos hídricos entre outros (Santos, 2011; Fonseca et al., 2013). Diante disso, os ecossistemas aquáticos são significativamente afetados pela expansão acelerada dos núcleos urbanos (Tucci, 2005). Tais ambientes experimentam uma sobrecarga, tornando-se vulneráveis diante das atividades antrópicas.

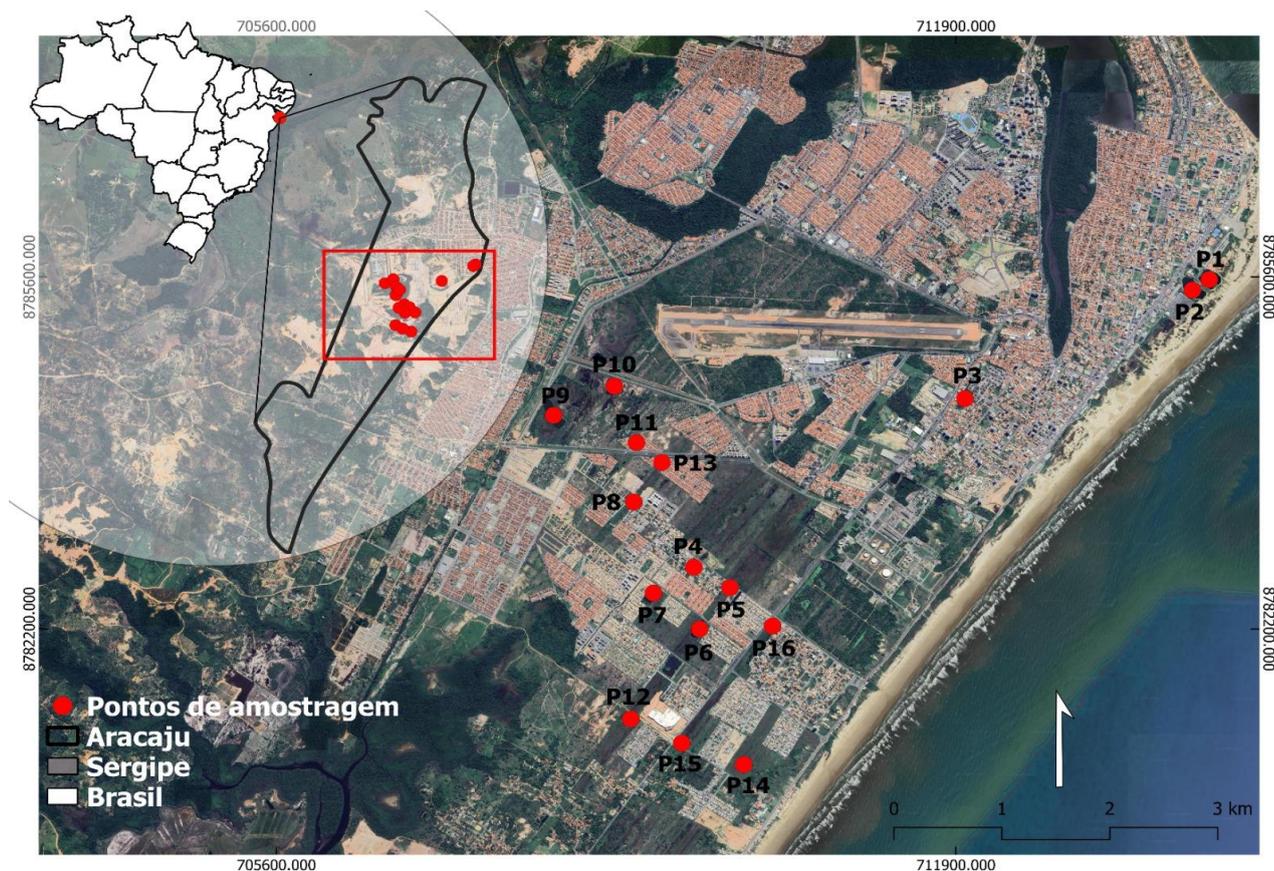


Figura 1: Mapa do município de Aracaju, Sergipe, Brasil, com destaque para os pontos amostrais onde ocorreram as coletas dos odonatos. Informações detalhadas sobre os locais de coleta são apresentadas na Tabela 1.

#### *Delineamento Amostral*

As amostragens de espécies de odonatos adultos ocorreram na estação seca (Março – Abril) e logo após o término da estação chuvosa (Outubro – Novembro), com duas amostragens para cada lagoa. Foram selecionadas 16 lagoas urbanas nas delimitações de Aracaju, com distância de pelo menos 100m entre si (Fig.1, 2 e 3; Tab. 1). A seleção foi feita através de imagens de satélite, levando em consideração os limites do município e o acesso, uma vez que muitas lagoas estão inseridas em propriedades privadas ou áreas inacessíveis. A maioria das lagoas selecionadas encontram-se na Zona de Expansão, devido à abundância e acessibilidade (Fig. 1; Tab. 1).

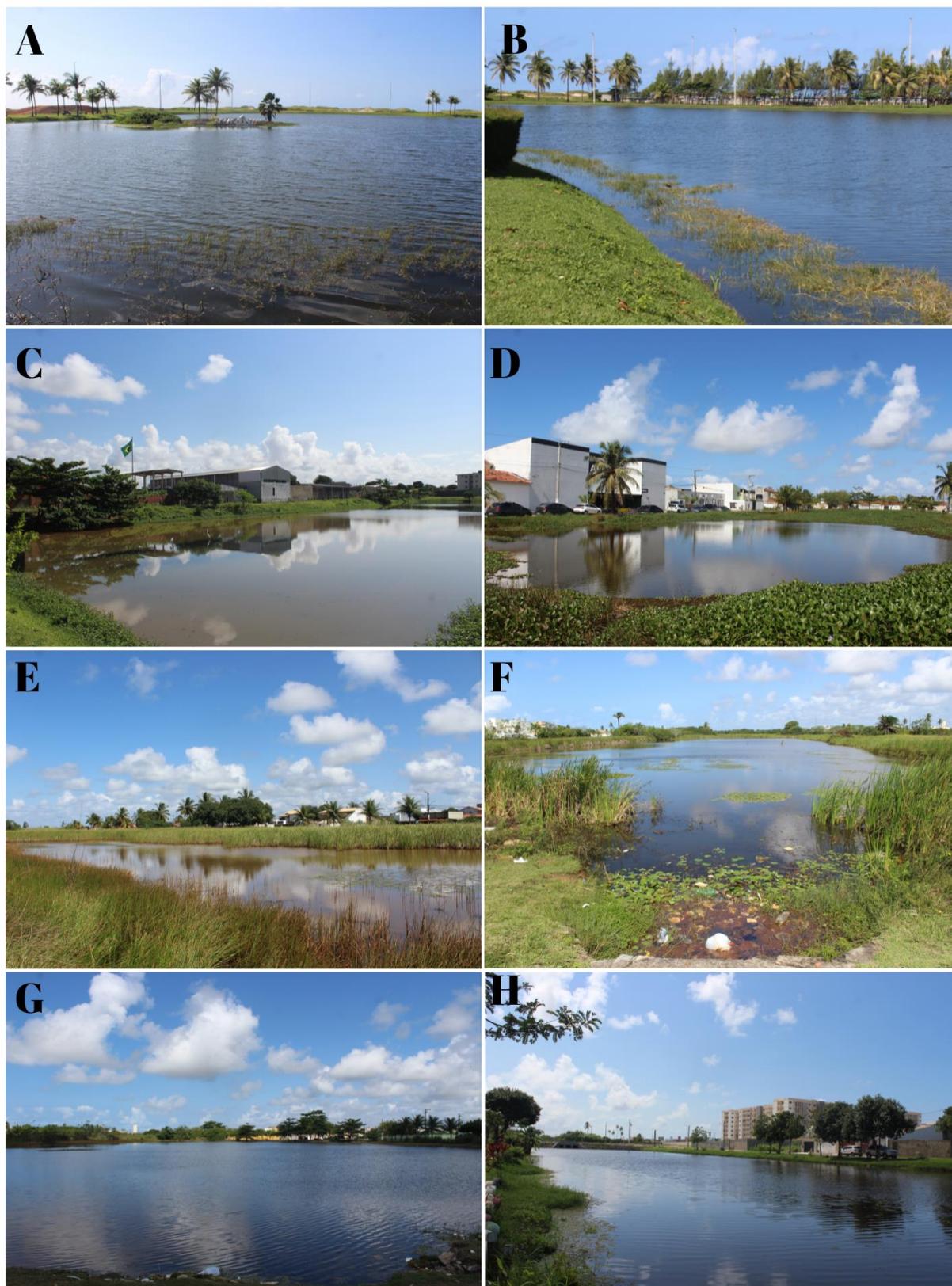


Figura 2: Pontos amostrais em lagoas urbanas de Aracaju, Sergipe, Brasil. (A – P1; B – P2; C – P3; D – P4; E – P5; F – P6; G – P7; H – P8). Fonte: Iza Ventura (2023).

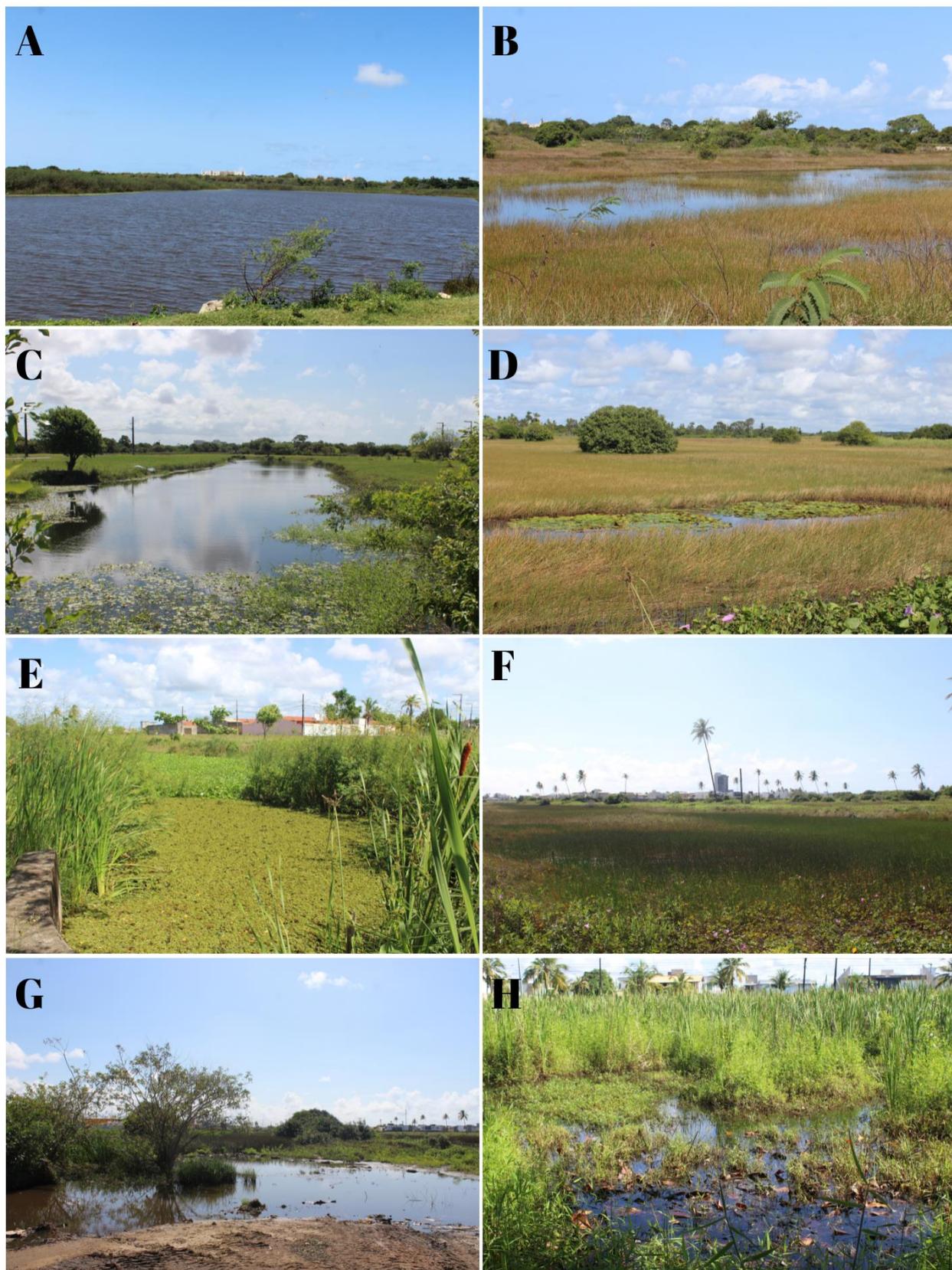


Figura 3: Pontos amostrais em lagoas urbanas de Aracaju, Sergipe, Brasil. (A – P9; B – P10; C – P11; D – P12; E – P13; F – P14; G – P15; H – P16). Fonte: Iza Ventura (2023).

### *Coleta de Dados*

As libélulas foram coletadas através de busca ativa nas margens das lagoas no período da manhã (07:00h às 12:00h) em dias ensolarados durante 30min/lagoa. Foi utilizado o método adaptado a partir do descrito por Cezário et al., (2021) para os odonatos adultos: duas pessoas com rede entomológica (com 45 cm de diâmetro e 90 cm de comprimento) em mãos. Tradicionalmente a amostragem é realizada em um percurso de 100m, mas muitas lagoas possuem um perímetro inferior. Afim de padronizar as amostragens, independentemente do tamanho da lagoa, optou-se pela amostragem por tempo.

Os espécimes coletados foram transportados em envelopes de seda para que os caracteres morfológicos das espécies pudessem ser preservados. Em laboratório, os insetos foram resfriados a -15°C por três horas, imersos em acetona entre 8 e 16 horas, dependendo do seu tamanho para a conservação da cor e dissolução da gordura. Em seguida, os espécimes foram expostos a temperatura ambiente até total secagem, possibilitando assim o armazenamento e conservação da coloração a longo prazo.

O material coletados foi identificado a nível de espécie utilizando as chaves de Garrison et al., (2006; 2010). Todos os espécimes foram depositados na Coleção de Odonatos do Laboratório de Ecologia e Biodiversidade (LEBIO) do Departamento de Ecologia da Universidade Federal de Sergipe (UFS), São Cristóvão, Sergipe, Brasil.

Tabela 1: Informações detalhadas dos locais de coleta dos odonatos e variáveis espaciais: Ponto Amostral, Latitude, Longitude, Perímetro, Área, Distância do Centro da Cidade , Distância do Rio Poxim, Distância do Rio Varza Barris e Distância do Rio Sergipe.

<b>Ponto Amostral</b>	<b>Latitude</b>	<b>Longitude</b>	<b>Perímetro (m)</b>	<b>Área (m<sup>2</sup>)</b>	<b>Distância C. (Km)</b>	<b>Distância R. P. (Km)</b>	<b>Distância R. V. B. (Km)</b>	<b>Distância R. S. (Km)</b>
P1	10°58'46.69"S	37°2'21.48"W	632,10	23.437,62	7.456	4.709	9.340	2.652
P2	10°58'50.02"S	37°2'26.57"W	698,85	24.995,96	7.351	4.612	9.176	2.698
P3	10°59'24.54"S	37°3'35.79"W	883,97	12.925,74	8.554	3.862	6.916	3.758
P4	11°0'18.08"S	37°4'58.27"W	331,84	3.184,83	10.743	5.046	3.863	6.422
P5	11°0'24.37"S	37°4'47.12"W	960,10	25.841,91	10.994	5.269	3.994	6.467
P6	11°0'37.44"S	37°4'56.34"W	527,25	11.827,22	11.293	5.634	3.623	6.901
P7	11° 0'26.19"S	37°5'10.54"W	511,13	13.729,75	11.141	5.356	3.392	6.846
P8	10°59'57.65"S	37°5'16.73"W	299,25	3.919,81	10.449	4.529	3.811	6.277
P9	10°59'30.57"S	37° 5'41.33"W	837,24	31.835,86	10.003	3.997	4.056	6.246
P10	10°59'21.32"S	37°5'22.88"W	1.192,61	15.817,53	9.479	3.520	4.571	5.664
P11	10°59'39.00"S	37°5'16.00"W	317,43	2.238,64	9.845	3.969	4.258	5.861
P12	11°1'5.81"S	37° 5'17.16"W	1.626,78	34.323,82	12.439	6.646	2.675	8.042
P13	10°59'45.19"S	37°5'8.21"W	283,05	1.834,62	9.981	4.102	4.271	5.834
P14	11°1'20.20"S	37°4'34.01"W	1.534,50	116.721,16	12.328	6.871	3.726	7.811
P15	11°1'13.31"S	37°5'1.55"W	2.407,47	49.129,43	12.082	6.451	3.389	7.592
P16	11°0'36.34"S	37°4'34.09"W	864,48	12.884,98	11.304	5.645	4.180	6.637

### *Variáveis físico-químicas e espaciais*

Foram medidos o tamanho da área do espelho d'água e perímetro de cada lagoa, utilizando a margem como limite, a partir de imagens de satélite. As imagens foram analisadas e marcadas através do Google Earth Pro (Versão 7.3). Em cada lagoa foi definido um ponto em sua margem, onde ocorreram as medidas das variáveis físico-químicas. As medidas foram feitas entre 07:00h e 12:00h. Para caracterizar as variáveis foi utilizada uma sonda multiparâmetros Hanna HI 98194. As seguintes variáveis foram mensuradas: Oxigênio dissolvido (OD); Oxigênio dissolvido em porcentagem (OD%); Potencial Hidrogeniônico (pH); Potencial Hidrogeniônico em milivolts (pHmv); Temperatura da água (TA); Pressão da água (PA); Condutividade Elétrica (CE); Totais de sólidos dissolvidos (TSD); Salinidade (SAL); Potencial de redução (PR). Além disso, foram medidas as variáveis espaciais: Distância das lagoas até o centro comercial da cidade; distância das lagoas até o Rio Poxim; distância das lagoas até o Rio Sergipe; distância das lagoas até o Rio Vaza Barris e distância média entre as lagoas.

### *Análises estatísticas*

Para estimar a riqueza de libélulas e avaliar a eficiência do esforço amostral realizado, foram feitas curvas de interpolação e extrapolação para todos os pontos amostrais a partir do pacote iNEXT (Hsieh et al., 2016). Estas curvas (número de Hill  $q = 0$ ) foram baseadas na abundância e os intervalos de confiança (95%) foram determinados a partir de 1.000 bootstraps (Chao et al., 2014, Hsieh et al., 2016). O índice de diversidade de Shannon-Wiener foi obtido para medir a diversidade das comunidades usando a fórmula:

$$H' = - \sum_{i=1}^s (p_i \cdot \ln \cdot p_i)$$

Foi traçada a distribuição da abundância de todas as espécies. A composição de espécies entre as duas campanhas foi comparada por meio da Análise de Variância Permutacional Multivariada (PERMANOVA). A influência das variáveis físico-químicas das lagoas sobre a riqueza e diversidade de libélulas foi analisada através de uma Correlação de Spearman. Para verificar a relação das variáveis espaciais da matriz urbana com a riqueza e diversidade foi realizada uma regressão linear.

As curvas de interpolação e extrapolação e a distribuição da abundância foram realizadas no software “R” (R Core Team, 2023). A correlação de Spearman, regressão simples

e PERMANOVA foram realizadas no PrismPad 9.

## **RESULTADOS**

### *Comunidade de libélulas nas lagoas*

Foram coletados 342 espécimes, pertencente a subordem Anisoptera e Zygoptera, distribuídos em quatro famílias, 17 gêneros e 31 espécies (Tab. 3), uma média de 7,06 espécies e 21,37 espécimes por lagoa. A precisão da identificação das espécies a nível específico atingiu, aproximadamente, 93% de acurácia, com apenas duas espécies identificadas a nível de gênero (Tab. 3). Através da extrapolação, a curva sugere a possibilidade de existir ainda mais espécies não amostradas, as quais poderiam ser encontradas com um esforço adicional de amostragem (Fig. 6). Nesse estudo foram encontradas 31 spp. (91,17%), porém, a estimativa é de 34 spp. (Fig. 6).

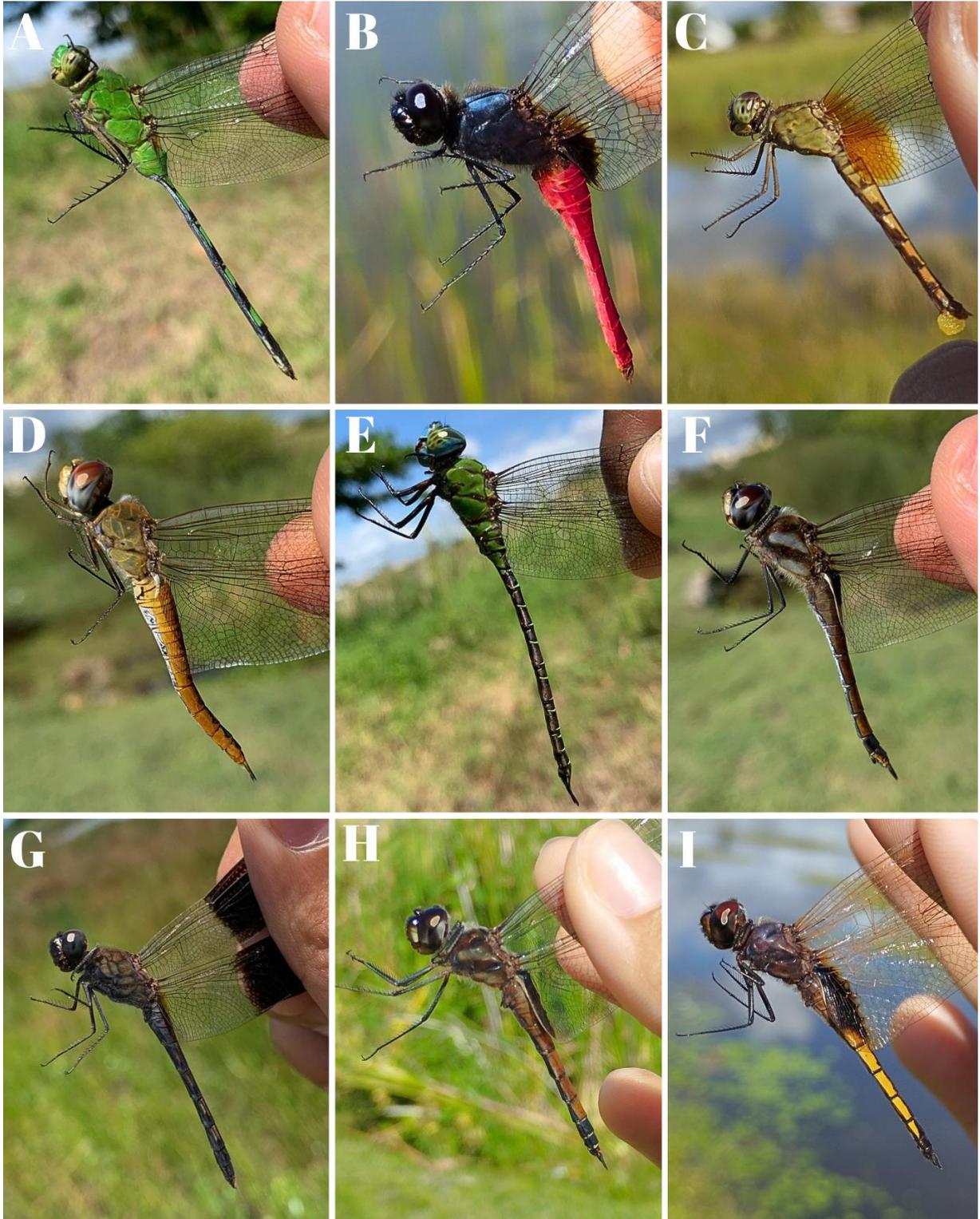


Figura 4: Espécies de libélulas (Odonata) da subordem Anisoptera coletadas em lagoas urbanas de Aracaju, Sergipe, Brasil. (A – *Erythemis vesiculosa*; B – *Erythemis peruviana*; C – *Erythrodiplax basalis*; D – *Pantala flavescens*; E – *Coryphaeschna adnexa*; F – *Tramea cophysa* (fêmea); G – *Erythrodiplax umbrata*; H - *Tramea cophysa* (macho); I – *Brachymesia herbida*. Fonte: A, C, E, F e G – Bruno Farias; B, D, H e I Iza Ventura (2023).

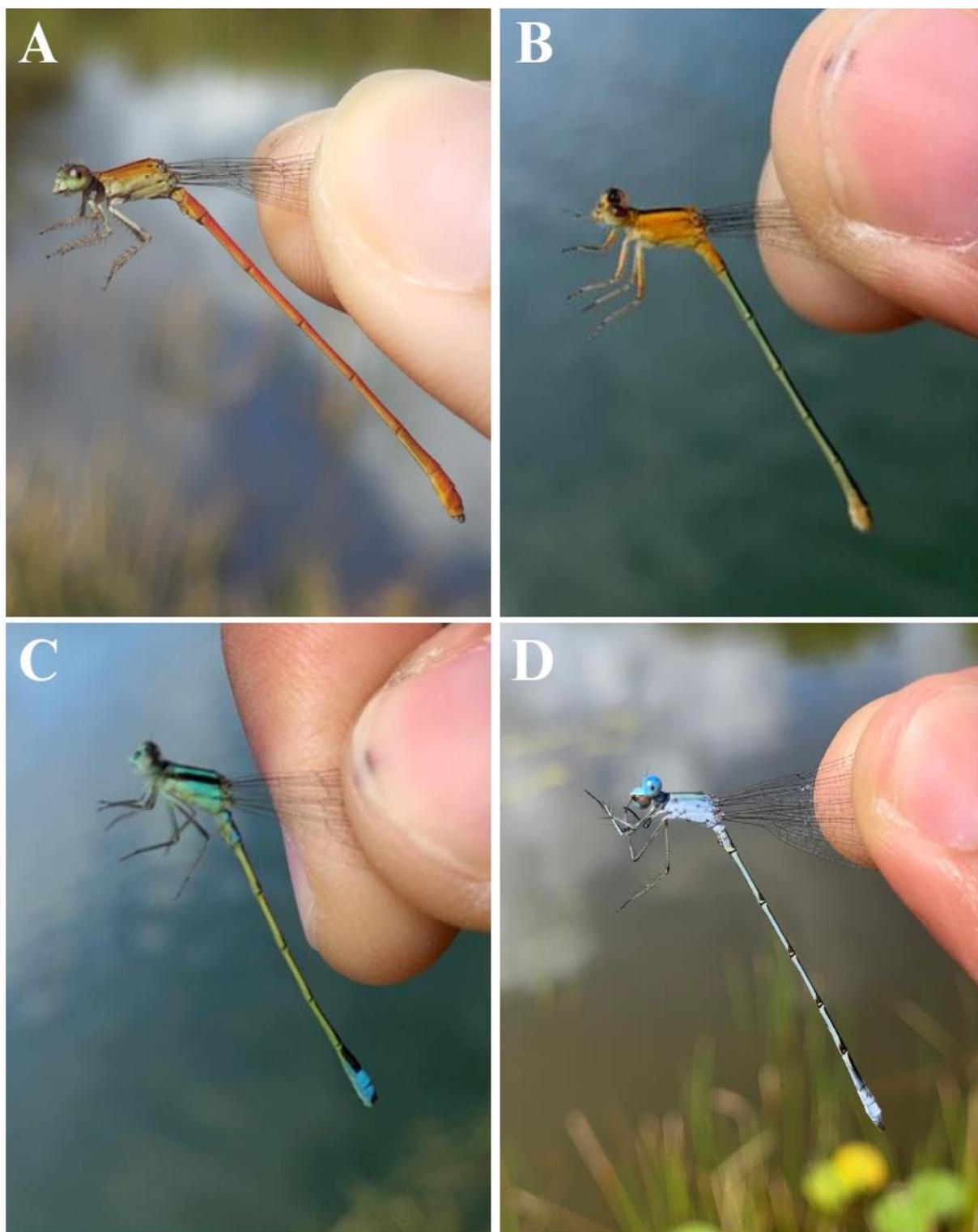


Figura 5: Espécies de libélulas (Odonata) da subordem Zygoptera coletadas em lagoas urbanas de Aracaju, Sergipe, Brasil. (A – *Telebasis corallina*; B - *Ischnura fluviatilis* (fêmea); C - *Ischnura fluviatilis* (macho); D – *Lestes forficula*. A – Iza Ventura; B, C e D, – Bruno Farias (2023).

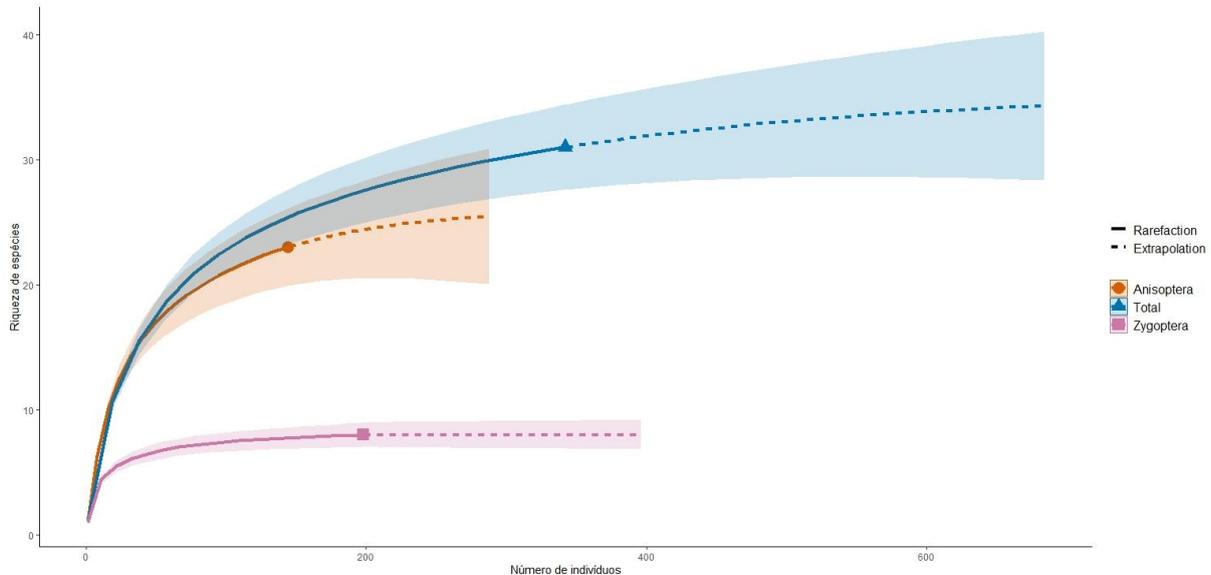


Figura 6: Curva de rarefação com 95% de intervalo de confiança para espécies de libélulas (Odonata) amostradas em lagoas urbanas no município de Aracaju. A linha sólida representa a interpolação do número de espécies observadas e a linha tracejada mostra a extrapolação do que é esperado com um esforço adicional de coleta.

Anisoptera apresentou uma riqueza de 23 spp. e uma abundância de 144 indivíduos amostrados, correspondendo a 74% da riqueza total e 42% da abundância total (Tab. 3). Ao considerar o esforço amostral realizado, embora satisfatório, não foi capaz de abranger toda a diversidade de espécies, visto que a riqueza encontrada foi de 23 spp. (95,83%) e a estimada pela curva de rarefação para Anisoptera é de 25 spp. (Fig. 6). Apenas duas famílias foram coletadas para essa subordem, são elas: Libellulidae (22 spp., N=143 indivíduos, abreviado como “ind.” a partir daqui) e Aeshnidae (1 spp., N=1 ind.). Os gêneros mais representativos foram: *Erythemis* (5 spp.), *Erythrodiplax* (5 spp.) e *Micrathyria* (3 spp.). As espécies mais abundantes foram: *Erythrodiplax paraguayensis* Forster, 1905 (N=23 ind.), *Erythrodiplax umbrata* Linnaeus, 1758 (N=17 ind.) e *Micrathyria spuria* Selys in Therese, 1900 (N=13 ind.). Em relação à frequência, *Erythrodiplax paraguayensis* e *Erythrodiplax umbrata* foram observadas em oito das 16 lagoas, sendo assim, as mais amplamente distribuídas e frequentemente observadas entre os Anisopteros, seguida de *Micrathyria spuria* distribuída em sete lagoas. *Coryphaeschna adnexa* Hagen, 1861, *Brachymesia furcata* Hagen, 1861, *Erythemis* sp., *Erythrodiplax* sp., *Nephepeltia flavifrons* Karsch, 1889, *Pantala flavescens* Fabricius, 1798, *Perithemis tenera* Say, 1840 e *Tramea cophysa* Hagen, 1867 apresentaram ocorrência em apenas uma das 16 lagoas. Algumas espécies como *Coryphaeschna adnexa*, *Erythemis* sp., *Erythrodiplax* sp. e *Perithemis tenera* foram representadas nessa amostragem por apenas um indivíduo cada (N = 1 ind.) (chamada em inglês por *singletons*). *Brachymesia furcata*,

*Erythemis credula* Hagen, 1861, *Pantala flavescens* e *Tramea cophysa* foram representadas por dois indivíduos (N=2 ind.) (chamada em inglês por *doubletons*) (Tab. 3). Ambas as espécies, *singletons* e *doubletons*, podem ser consideradas raras em relação a comunidade amostrada.

Para a subordem Zygoptera, foram coletados 198 ind., distribuídos em oito espécies (Tab. 3), representando 57% e 25% da abundância e riqueza total, respectivamente. Nesse caso, a riqueza foi adequadamente representada, uma vez que a curva de rarefação tendeu à estabilização atingindo um platô, indicando que o número de espécies adicionais amostradas se torna mínimo ou quase constante à medida que novas coletas são realizadas (Fig. 6). As espécies de zigópteros também foram dispostas apenas em duas famílias: Coenagrionidae (7 spp., N=192 ind.) e Lestidae (1 spp., N=6 ind.). Os gêneros com um maior número de espécies foi *Telebasis* e *Ischnura*, duas espécies para cada. *Lestes*, *Nehalennia*, *Acanthagrion* e *Homeoura* apresentaram apenas uma espécie cada. As espécies com maior abundância foram: *Ischnura capreolus* Hagen, 1861 (N=88 ind.), *Ischnura fluviatilis* Selys, 1876 (N=37 ind.) e *Telebasis corallina* Selys, 1876 (N=30 ind.) (Fig. 7). *Ischnura capreolus* foi a espécie mais frequente, coletada em 13 das 16 lagoas. As espécies mais raras de zigópteros foram *Nehalennia minuta* Selys in Sagra, 1857 (N=4 ind.) e *Acanthagrion minutum* Leonard, 1977 (N=1 ind.), ambas ocorrendo em apenas uma lagoa (Tab. 3). A espécie *Homeoura chelifera* Selys, 1876 representa um novo registro para o estado de Sergipe.

Na lagoa P13 foram coletados 40 indivíduos, sendo a mais abundante entre todas (Tab. 2). Tal ponto é caracterizado pela presença de densa vegetação ao entorno, além de plantas aquáticas recobrando a lagoa quase em sua totalidade (Fig. 3 - E). A lagoa P6 apresentou maior riqueza com 12 spp., seguido da lagoa P12 com 10 spp. (Tab. 2). A primeira, apresenta vegetação no entorno, marcada pela presença de resíduos sólidos em sua margem (Fig. 2 - F). A segunda, apresenta densa vegetação ao entorno com plantas aquáticas recobrando boa parte da superfície da lagoa (Fig. 3 - D).

Tabela 2: Riqueza de espécies e abundância de libélulas (Insecta: Odonata) nas lagoas urbanas de Aracaju, Sergipe.

Lagoa	Riqueza	Riqueza%	Abundância	Abundância%
P1	3	9,6	25	7,3
P2	3	9,6	18	5,2
P3	6	19,3	23	6,7
P4	8	25,8	17	4,9
P5	9	29	18	5,2

<b>P6</b>	12	38,7	22	6,4
<b>P7</b>	9	29	25	7,3
<b>P8</b>	8	25,8	13	3,8
<b>P9</b>	7	22,5	13	3,8
<b>P10</b>	8	25,8	21	6,1
<b>P11</b>	9	29	33	9,6
<b>P12</b>	10	32,2	38	11,1
<b>P13</b>	8	25,8	40	11,6
<b>P14</b>	5	16,1	13	3,8
<b>P15</b>	4	12,9	13	3,8
<b>P16</b>	5	16,1	10	2,9
<b>Total</b>	31	100%	342	100%

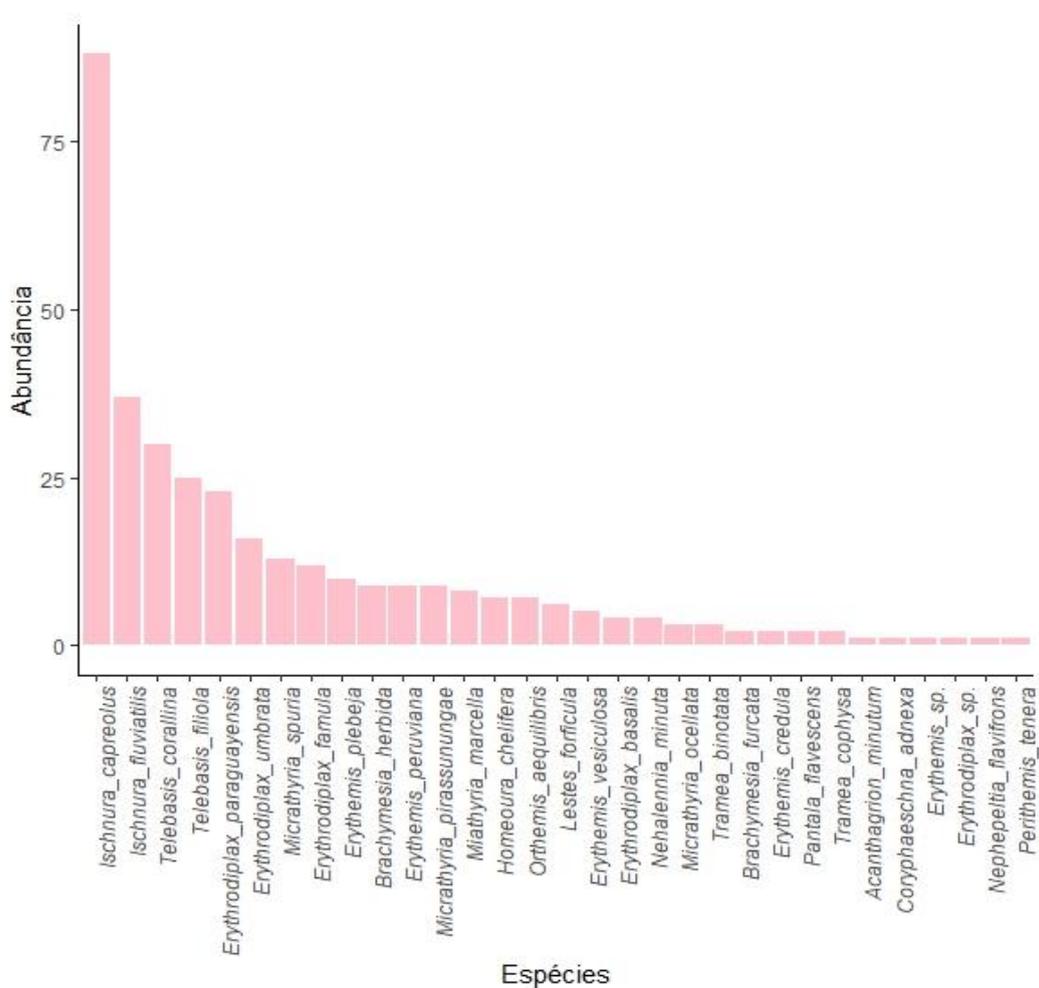


Figura 7: Curva de abundância de libélulas (Insecta: Odonata) amostradas em lagoas urbanas de Aracaju, Sergipe, Brasil.

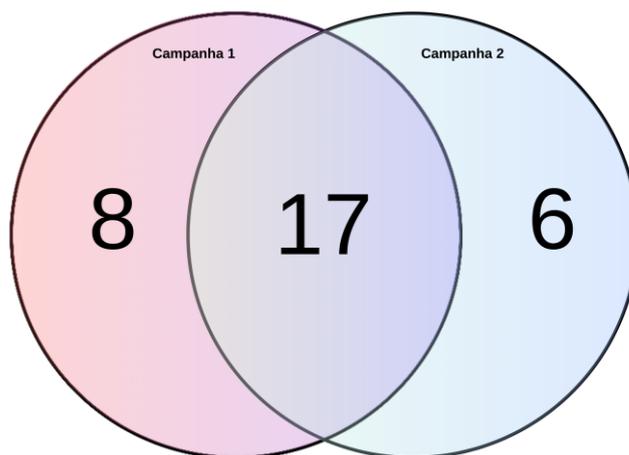


Figura 8: Número de espécies de libélulas registradas nas lagoas urbanas de Aracaju, Sergipe, para a campanha 1 (período seco); campanha 2 (período chuvoso) e presentes nas duas campanhas.

Tabela 3: Lista de espécies de libélulas (Odonata) em lagoas urbanas de Aracaju, Sergipe, Brasil. Informações sobre o Status da Lista Vermelha Internacional de Espécies Ameaçadas feito pela União Internacional para a Conservação da Natureza (Internacional Union for Conservation of Nature) e o Status do Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade (SALVE) feito pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). Locais de ocorrência seguindo a numeração disposta na Tabela 1; número de indivíduos (N) e porcentagem (%).

Taxons	Ponto Amostral (geral)	Ponto Amostral Estação Seca	Ponto Amostral Estação Chuvosa	N	%
<b>ANISOPTERA</b>					
<b>Aeshnidae</b>					
<i>Coryphaeschna adnexa</i> (Hagen, 1861) +	16	16	-	1	0,29
<b>Libellulidae</b>					
<i>Brachymesia furcata</i> (Hagen, 1861) +	4	-	4	2	0,58
<i>Brachymesia herbida</i> (Gundlach, 1889) +	3, 6, 8, 9, 11	9	3, 6, 8, 11	9	2,63
<i>Erythemis credula</i> (Hagen, 1861) +	5, 12	-	5, 12	2	0,58
<i>Erythemis peruviana</i> (Rambus, 1842) +	4, 7, 9, 13, 16	7, 9, 13, 16	4, 13	9	2,63
<i>Erythemis plebeja</i> (Burmeister, 1939) +	8, 13, 16	13, 16	8, 16	10	2,92
<i>Erythemis</i> sp. ++	13	13	-	1	0,29
<i>Erythemis vesiculosa</i> (Fabricius, 1775) +	15, 16	15, 16	16	5	1,46
<i>Erythrodiplax</i> sp. ++	12	-	12	1	0,29
<i>Erythrodiplax basalis</i> (Kirby, 1897) +	5, 6, 12	-	5, 6, 12	4	1,17
<i>Erythrodiplax famula</i> (Erichson in Schomburgk, 1848) +	5, 6, 9, 13, 15	5, 9, 13, 15	6	12	3,51
<i>Erythrodiplax paraguayensis</i> (Forster, 1905) +	1, 5, 7, 10, 11, 12, 13, 14	1, 5, 7, 12, 13	5, 7, 10, 11, 14	23	6,73
<i>Erythrodiplax umbrata</i> (Linnaeus, 1758) +	6, 8, 9, 10, 11, 13, 14, 15	6, 8, 9, 11, 13, 14, 15	10, 14	16	4,68
<i>Miathyria marcella</i> (Sely in Sagra, 1857) +	2, 3, 6, 8	3, 6, 8	2, 8	8	2,34
<i>Micrathyria</i> cf. <i>pirassunungae</i> (Santos, 1953) +	4, 5, 6, 7, 12	5, 6, 7, 12	4	9	2,63
<i>Micrathyria ocellata</i> (Martin, 1897) +	10, 14	10, 14	-	3	0,88
<i>Micrathyria spuria</i> (Selys in Therese, 1900) +	4, 5, 6, 7, 9, 10, 11	5, 7	4, 5, 6, 9, 10, 11	13	3,80
<i>Nephepeltia flavifrons</i> (Karsch, 1889) +	12	12	-	1	0,29
<i>Orthemis aequilibris</i> (Calvert, 1909) +	3, 8, 11, 16	3	3, 8, 11, 16	7	2,05
<i>Pantala flavescens</i> (Fabricius, 1798) +	6	6	-	2	0,58
<i>Perithemis tenera</i> (Say, 1840) +	8	-	8	1	0,29
<i>Tramea binotata</i> (Rambur, 1842) +	10, 11	10	10, 11	3	0,88

<i>Tramea cophysa</i> (Hagen, 1867) +	6	6		2	0,58
<b>ZYGOPTERA</b>					
<b>Coenagrionidae</b>					
<i>Acanthagrion minutum</i> (Leonard, 1977) +	10	10	-	1	0,29
<i>Homeoura chelifera</i> (Selys, 1876) * +	4, 6, 7, 8	-	4, 6, 7, 8	7	2,05
<i>Ischnura capreolus</i> (Hagen, 1861) +	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 9, 10, 11, 12, 13, 15	1, 2, 3, 4, 5, 10, 11, 12, 13	1, 2, 3, 4, 6, 7, 9, 10, 11, 12, 13, 15	88	25,73
<i>Ischnura fluviatilis</i> (Selys, 1876) +	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9	1, 2	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9	37	10,82
<i>Nehalennia minuta</i> (Selys in Sagra, 1857) +	12	12	-	4	1,17
<i>Telebasis corallina</i> (Selys, 1876) +	4, 5, 7, 10, 11, 12, 14	4, 5, 7, 10, 12, 14	5, 11	30	8,74
<i>Telebasis filiola</i> (Perty, 1834) +	3, 11, 13	3, 11	13	25	7,31
<b>Lestidae</b>					
<i>Lestes forficula</i> (Rambur, 1842) +	7, 12, 14	7, 14	7, 12	6	1,75
<b>4 famílias, 17 gêneros, 31 espécies, 342 espécimes</b>					

+ Menos preocupante (Least Concern - LC);

++ Não avaliado;

\* Novo registro para o estado de Sergipe

### *Efeitos da sazonalidade*

Em relação a sazonalidade, a Análise de Variância Permutacional Multivariada (PERMANOVA) identificou uma diferença na composição de espécies entre as campanhas, indicando variação sazonal das comunidades de libélulas entre as estações seca (campanha I) e chuvosa (campanha II) ( $p < 0.05$ ) (Fig. 9).

Oito das 31 espécies foram observadas apenas na estação seca: *Coryphaeschna adnexa*, *Erythemis* sp., *Micrathyria ocellata* Calvert, 1909, *Nephepeltia flavifrons*, *Pantala flavescens*, *Tramea cophysa*, *Acanthagrion minutum* e *Nehalania minuta*. Seis espécies foram observadas apenas no final da estação chuvosa: *Brachymesia furcata*, *Erythemis crédula* Hagen, 1861, *Erythrodiplax* sp., *Erythrodiplax basalis* Kirby, 1897, *Perithemis tenera* e *Homeoura chelifera*. 17 espécies foram observadas em ambas as estações: *Telebasis filiola* Perty, 1834, *Ischnura fluviatilis*, *Ischnura capreolus*, *Orthemis aequilibris* Calvert, 1909, *Brachymesia herbida* Gundlach, 1889, *Lestes forficula* Rambur, 1842, *Erythemis peruviana* Rambur, 1942, *Erythemis plebeja* Burmeister, 1839, *Erythemis vesiculosa* Fabricius, 1775, *Erythrodiplax famula* Erichson in Schomburgk, 1848, *Erythrodiplax paraguayensis*, *Erythrodiplax umbrata* Linnaeus, 1758, *Miathyria marcella* Selys in Sagra, 1857, *Micrathyria pirassunungae* Santos, 1953, *Micrathyria spuria*, *Telebasis corallina* Selys, 1876 e *Tramea binotata* Rambur, 1842 (Fig. 8; Tab. 3).



*Correlação entre variáveis físico-químicas das lagoas e riqueza/diversidade de libélulas*

A área e o perímetro das lagoas variaram entre 1.834,62 m (P13) a 116.721,16 m (P14) e 283,05 m (P13) a 2.407,47 m (P15), respectivamente (Tab. 5). O oxigênio dissolvido variou entre 0.69 ppm e 6.53 ppm, sendo P12, a lagoa com maior nível de OD e P1 com o menor. A lagoa P3 apresentou o pH mais ácido entre os pontos (pH = 6.85) e o P9 o mais básico (pH = 8.73). A lagoa P8 registrou a maior temperatura da água (T = 33,67 °C), por sua vez, a lagoa P13 apresentou a menor (T = 27,42 °C). O ponto com a maior condutividade elétrica e maior taxa de sólidos dissolvidos foi o P2 (CE = 1776  $\mu$ S/cm; TSD = 888) e o P13 apresentou os menores valores para estas variáveis (CE = 43  $\mu$ S/cm; TSD = 21.5 ppm). A menor pressão da água foi registrada na lagoa P15 (P = 999.3 mbar) e a maior, na lagoa P6 (P = 1003.3 mbar). O menor nível de salinidade foi registrado na lagoa P13 (SAL = 0.02 ppt) e o maior, na lagoa P2 (SAL = 0.82 ppt). Por fim, a lagoa com maior nível de potencial de redução foi a P3 (PR = 181.9 mV) e a menor, P2 (PR = 46.9 mV) (Tab. 5). Média e desvio-padrão de todas as variáveis são apresentadas na Tabela 5. As variáveis ambientais supracitadas acima foram correlacionadas com a riqueza e diversidade. Os resultados mostraram que houve correlação apenas entre a pressão da água com a riqueza ( $r = 0,71$ ;  $p < 0,01$ ) e diversidade ( $r = 0,81$ ;  $p < 0,01$ ) de libélulas nas lagoas (Fig. 10A e 10B; Tab. 4).

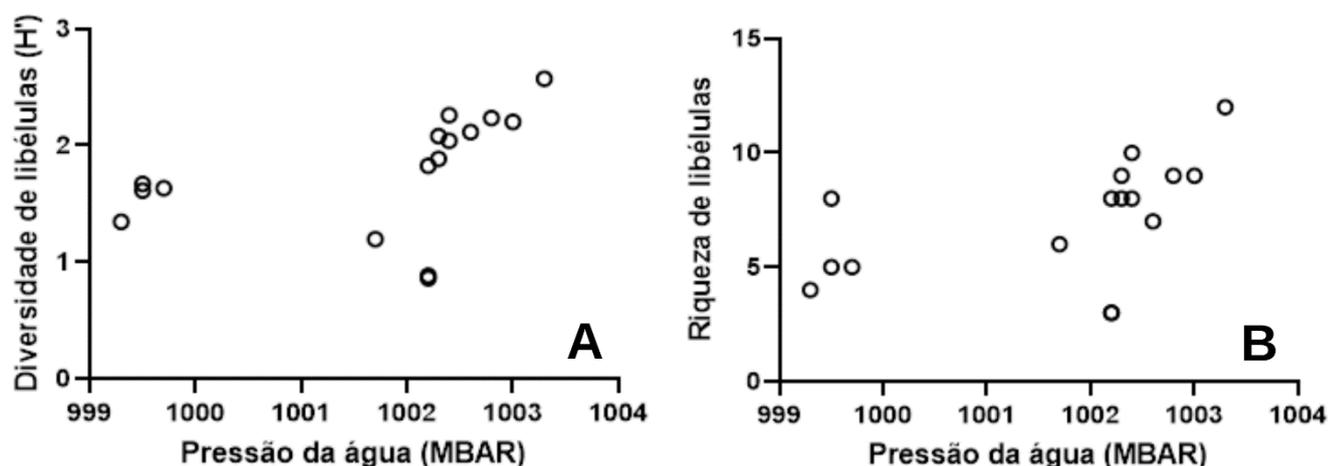


Figura 10: Correlação da diversidade e riqueza de libélulas com a pressão da água nas lagoas urbanas de Aracaju, Sergipe.

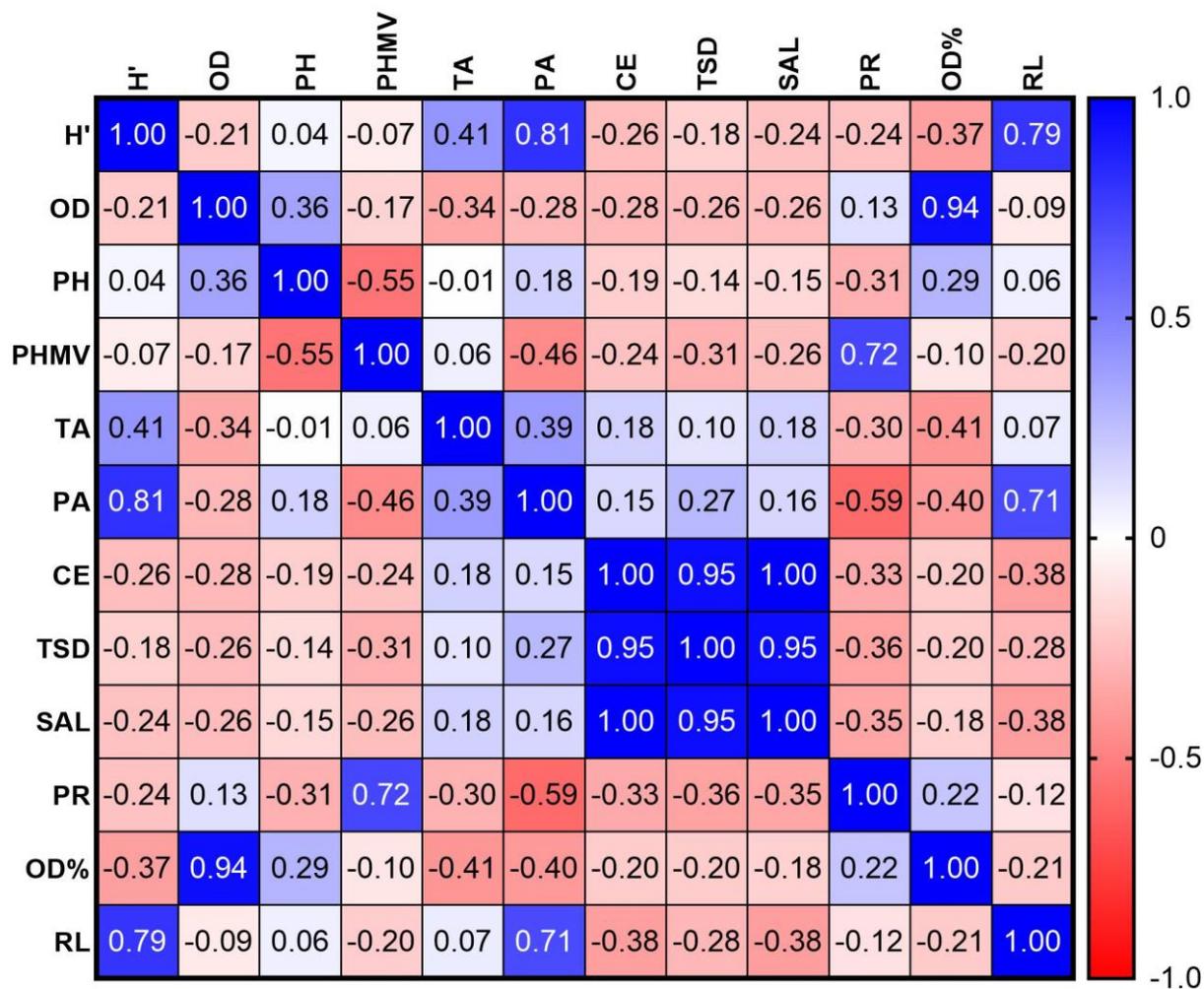


Figura 11: Valores de  $r$  para teste de correlação de Spearman (variáveis físico-químicas *versus* riqueza e diversidade). (H') – Diversidade; (OD) – Oxigênio Dissolvido; (PH) – Potencial hidrogeniônico; (PHMV) – Potencial hidrogeniônico em milivolts; (TA) – Temperatura da água; (PA) – Pressão da água; (CE) – Condutividade elétrica; (TSD) – Totais de sólidos dissolvidos; (SAL) – Salinidade; (PR) – Potencial de redução; (OD%) – Oxigênio dissolvido em porcentagem; (RL) – Riqueza total.

Tabela 4: Valores de  $p$  para teste de correlação de Spearman (variáveis físico-químicas *versus* riqueza e diversidade). (H') – Diversidade; (OD) – Oxigênio Dissolvido; (PH) – Potencial hidrogeniônico; (PHMV) – Potencial hidrogeniônico em milivolts; (TA) – Temperatura da água; (PA) – Pressão da água; (CE) – Condutividade elétrica; (TSD) – Totais de sólidos dissolvidos; (SAL) – Salinidade; (PR) – Potencial de redução; (OD%) – Oxigênio dissolvido em porcentagem; (RL) – Riqueza total.

	H'	OD	PH	PHMV	TA	PA	CE	TSD	SAL	PR	OD%	RL
H'		0,443	0,891	0,790	0,112	0,000	0,326	0,512	0,365	0,362	0,15	0,00
OD	0,443		0,176	0,528	0,192	0,287	0,299	0,321	0,327	0,642	0,00	0,75
PH	0,891	0,176		0,031	0,987	0,505	0,477	0,609	0,573	0,236	0,27	0,82
PHMV	0,790	0,528	0,031		0,824	0,076	0,362	0,240	0,332	0,002	0,71	0,46
TA	0,112	0,192	0,987	0,824		0,134	0,505	0,705	0,503	0,250	0,11	0,79
PA	0,000	0,287	0,505	0,076	0,134		0,586	0,303	0,551	0,019	0,13	0,00
CE	0,326	0,299	0,477	0,362	0,505	0,586		0,000	0,000	0,205	0,45	0,15
TSD	0,512	0,321	0,609	0,240	0,705	0,303	0,000		0,000	0,166	0,45	0,28
SAL	0,365	0,327	0,573	0,332	0,503	0,551	0,000	0,000		0,184	0,49	0,14
PR	0,362	0,642	0,236	0,002	0,250	0,019	0,205	0,166	0,184		0,40	0,66
OD%	0,155	0,000	0,273	0,711	0,112	0,129	0,450	0,450	0,492	0,402		0,43

Tabela 5: Média das variáveis físico-químicas coletadas nas lagoas urbanas de Aracaju, Sergipe, Brasil. (PA) – Ponto Amostral; (OD) – Oxigênio dissolvido; (pH) – Potencial hidrogeniônico; (TA) – Temperatura da água; (PA) – Pressão da água; (CE) – Condutividade elétrica; (TSD) – Totais de sólidos dissolvidos; (SAL) – Salinidade; (PR) – Potencial de redução.

PA	OD (ppm)	OD (%)	pH	pH (mV)	TA (C°)	PA (mbar)	CE $\mu$ S/cm	TSD (ppm)	SAL	PR
P1	0,69	9,20	7,55	-30,80	29,81	1.002,20	1.181,50	590,50	0,58	46,70
P2	5,87	78,05	7,51	-30,80	29,66	1.002,20	1.776,00	888	0,89	46,90
P3	1,93	25,90	6,08	119,90	30,62	1.001,70	619,00	310,00	0,26	181,90
P4	1,11	15,05	6,89	37,30	32,39	1.002,30	131,50	65,50	0,06	116,30
P5	0,04	0,65	6,74	30,00	29,39	1.002,80	651,00	325,50	0,31	129,40
P6	1,11	5,14	7,02	25,20	30,81	1.003,30	473,50	236,50	0,22	80,80
P7	1,47	20,15	7,16	31,20	31,47	1.003,00	881,00	440,50	0,42	72,70
P8	4,32	25,40	7,89	30,50	33,67	1.002,40	169,50	85,00	0,08	100,70
P9	3,89	54,09	8,73	30,60	33,09	1.002,60	557,00	278,50	0,26	122,20
P10	4,89	66,65	7,32	22,70	30,35	1.002,20	491,50	245,50	0,23	143,20
P11	4,72	64,30	8,28	10,90	30,40	1.002,30	59,00	29,50	0,02	115,20
P12	6,53	84,35	7,34	15,70	28,20	1.002,40	250,00	125,00	0,12	121,10
P13	4,01	51,50	8,59	37,90	27,42	999,50	43,00	21,50	0,02	157,70
P14	5,31	69,20	7,26	42,70	27,81	999,70	270,50	135,50	0,13	150,30
P15	3,56	50,34	6,69	60,80	32,26	999,30	747,00	173,50	0,36	149,60
P16	4,24	56,60	6,53	85,30	28,54	999,50	128,50	74,50	0,06	132,70
Média $\pm$	3,95	50,92	7,29	30,55	30,375	1.002,25	482,5	205	0,225	121,65
DP	2,011208	27,49366	0,735879	36,79777	1,870833	1,370097	464,0244	230,5119	0,23134	38,78816

### *Efeitos da urbanização sobre as libélulas*

Foi identificada uma influência da distância do centro da cidade na diversidade de

libélulas ( $r^2 = 0,3791$ ;  $p = 0,0111$ ) (Fig. 12 – A) e na distância média entre as lagoas ( $r^2 = 0,5912$ ;  $p = 0,0005$ ) (Fig. 12 – B). Quanto mais distante do centro, maior a diversidade de libélulas e mais próximas as lagoas estão entre si. Porém não foi observada influência da distância do centro da cidade sobre a riqueza ( $p = 0,0881$ ), abundância ( $p = 0,7132$ ), área do espelho d'água ( $p = 0,9876$ ) e perímetro da lagoa ( $p = 0,2472$ ). A distância média entre as lagoas apresentou influência negativa sobre a diversidade ( $r^2 = 0,6466$ ;  $p = 0,0002$ ) (Fig. 12 – C) e riqueza ( $r^2 = 0,467$ ;  $p = 0,0035$ ) (Fig. 12 – D), ou seja, quanto mais distante as lagoas estão entre si, menor é a diversidade de riqueza de libélulas. No entanto, a distância média entre as lagoas não influenciou a abundância ( $p = 0,9178$ ). A distância das lagoas em relação ao Rio Poxim não influenciou a diversidade ( $p = 0,6571$ ), riqueza ( $p = 0,9228$ ), nem abundância ( $p = 0,5188$ ). Já o Rio Sergipe influenciou negativamente a riqueza ( $r^2 = 0,2645$ ;  $p = 0,0416$ ) (Fig. 13 – B) e a diversidade ( $r^2 = 0,4804$ ;  $p = 0,0029$ ) (Fig. 13 – A), mas não influenciou a abundância de libélulas ( $p = 0,7988$ ). Por outro lado, a riqueza ( $r^2 = 0,4311$ ;  $p = 0,0057$ ) e diversidade ( $r^2 = 0,6395$ ;  $p = 0,0002$ ) de libélulas aumentaram com a proximidade do Rio Vaza Barris (Fig. 13 – C e D), mesmo não sendo observado para a abundância ( $p = 0,9689$ ). A área de espelho d'água não influenciou na riqueza ( $p = 0,5146$ ), abundância ( $p = 0,6333$ ) ou diversidade de libélulas ( $p = 0,2821$ ); bem como o perímetro não mostrou influência na riqueza ( $p = 0,6351$ ), abundância ( $p = 0,8113$ ) e diversidade ( $p = 0,6058$ ).

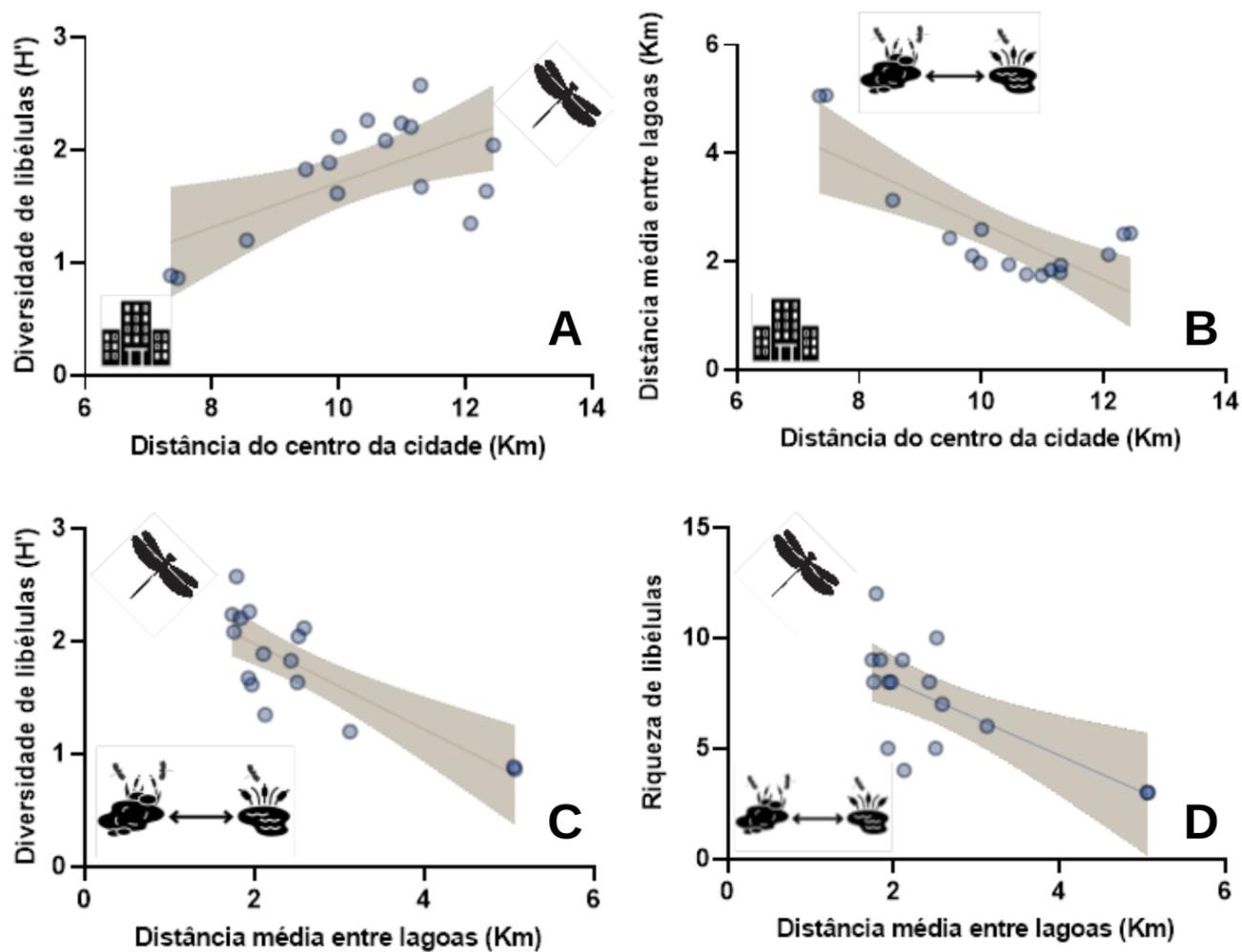


Figura 12: Relação de variáveis espaciais com a riqueza e diversidade de libélulas nas lagoas urbanas de Aracaju, Sergipe. A – Distância do centro da cidade *versus* diversidade; B – Distância do centro da cidade *versus* distância média entre lagoas; C – Distância média entre lagoas *versus* diversidade; D – Distância média entre lagoas *versus* riqueza.

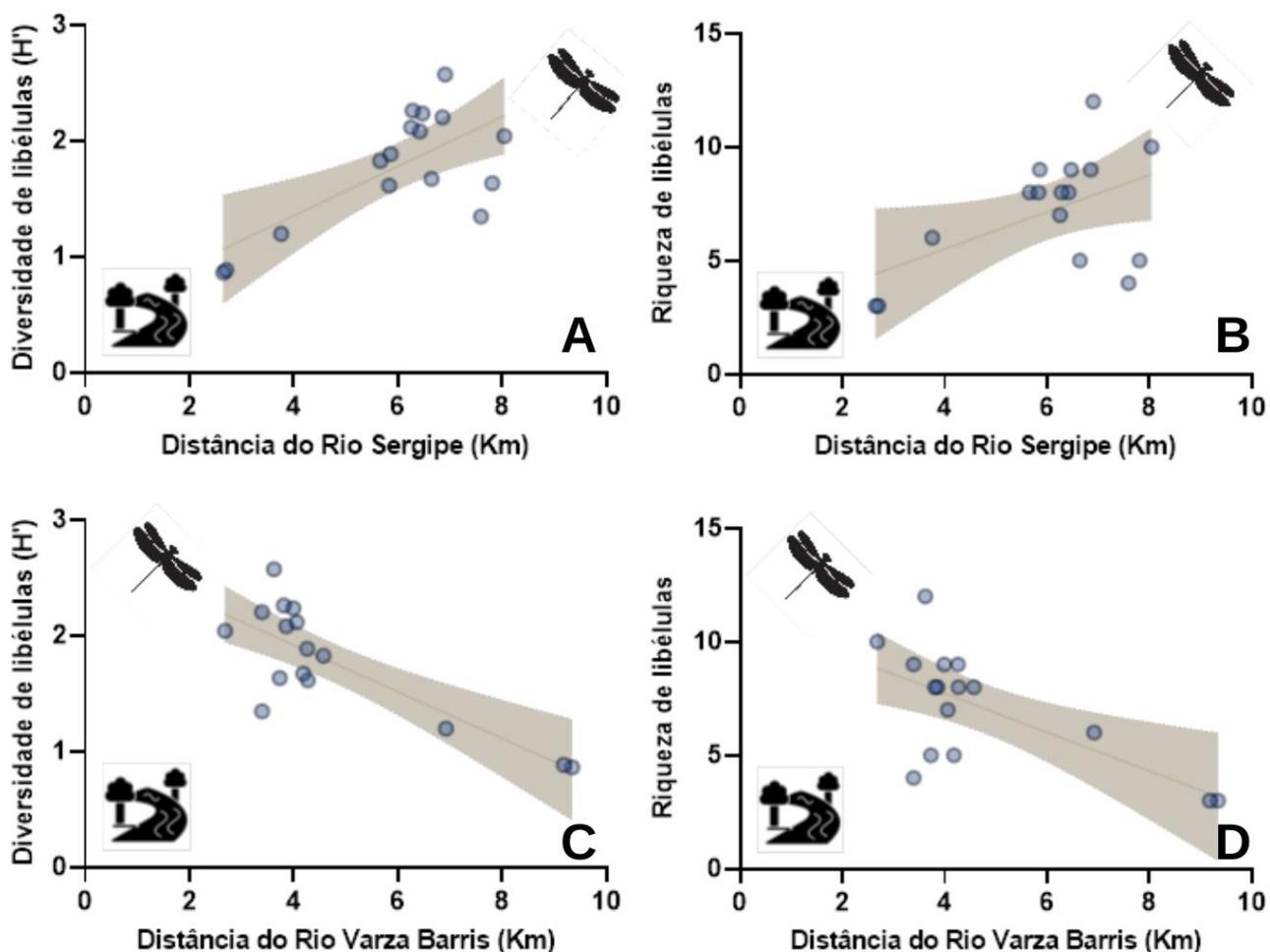


Figura 13: Relação de variáveis espaciais com a riqueza e diversidade de libélulas nas lagoas urbanas de Aracaju, Sergipe. A – Distância do rio Sergipe *versus* diversidade; B – Distância do Rio Sergipe *versus* riqueza; C – Distância do Rio Vaza Barris *versus* diversidade; D – Distância do Rio Vaza Barris *versus* riqueza.

## DISCUSSÃO

O presente estudo trata-se da primeira amostragem de espécies de libélulas em uma área urbana do Nordeste, destacando a espécie *Homeoura chelifera* (Zygoptera: Coenagrionidae) como um novo registro para o estado de Sergipe. O levantamento de fauna, especialmente da fauna aquática, é uma importante ferramenta na compreensão das comunidades, e pode auxiliar na conservação de sistemas aquáticos (Peiró; Alves, 2004). Áreas naturais costumam ser prioritárias e recebem mais ênfase quando se trata de levantamento faunístico, devido à prioridade de conservação (Marco Jr.; Vianna, 2005), em comparação as áreas degradadas, como por exemplo, os ambientes urbanos.

Nossos resultados mostraram um número de espécies de libélulas urbanas condizente com outros estudos: Jeanmougin et al. (2014) 17 espécies; Johansson et al. (2019) 31 espécies; Ramos, Lozano e Muzón (2017) 20 espécies. Por mais que boa parte das pesquisas encarem os ambientes urbanos como inapropriados para sustentação de uma alta biodiversidade, atualmente existem evidências de que muitas espécies não sinantrópicas são resilientes e capazes de se manterem e de desenvolverem nesses habitats (Plummer et al., 2023).

A subordem Anisoptera foi a mais rica, corroborando com a nossa hipótese. Alguns estudos (Juen et al., 2014; Ramos; Lozano; Muzón, 2017), ao investigarem áreas com diferentes graus de perturbação identificaram um padrão semelhante ao encontrado aqui. Ambientes degradados apresentaram maior riqueza de anisópteros, indicando que, apesar de alterados, esses ambientes ainda conseguem suportar uma quantidade relativamente alta de espécies. A prevalência da subordem em ambientes urbanizados pode ser explicada pela tolerância das larvas à mudanças na qualidade da água e à alta capacidade dispersiva dos adultos (Marco Jr. et al., 2015). Os anisópteros são mais robustos e possuem termoregulação mais eficiente que os zygópteros, portanto, são mais hábeis em vôo, o que os tornam mais generalistas, permitindo melhor exploração e adaptação a ambientes distintos (Nagy et al., 2019). Além disso, a redução das matas ciliares permitem maior entrada de luz, elevando a temperatura. Levando em consideração que alguns anisópteros precisam aquecer seus corpos por meio da exposição solar para início de suas atividades (Corbet; May; 2008), tais alterações em áreas urbanas criam habitats propícios para essa subordem. Libellulidae, segunda família mais abundante e a primeira mais rica nos nossos pontos amostrais, ocupa a mesma posição em lagoas urbanas do Acre, município do Rio Branco (Lima; Almeida; Vicente, 2021). A maior riqueza da família pode ser explicada pela ecologia das espécies e características do ambiente, como já mencionado. Algumas espécies, especialmente os gêneros *Erythrodiplax* e *Micrathyria* são generalistas e têm preferência por áreas abertas (Venâncio et al., 2021).

Em corpos d'água lênticos urbanizados no município do Acre (Lima; Almeida; Vicente, 2021) e no litoral do Rio Grande do Sul (Sganzerla et al., 2021), foi evidenciada a predominância numérica de zygópteros, apesar de uma menor riqueza de espécies em comparação aos anisópteros. Esses achados estão em concordância com nossos resultados. Provavelmente o ciclo de vida de alguns zygópteros é mais curto, ocorrendo rápida reprodução e desenvolvimento. Além disso, grande contribuição da abundância de zygópteros decorreu do período chuvoso, indicando que a sazonalidade pode estar influenciando a abundância desse grupo. O maior número de indivíduos da família Coenagrionidae aqui observado, também foi notado no trabalho de Sganzerla e colaboradores (2021) para as lagoas urbanas do Rio Grande

do Sul. A espécie mais abundante, *Ischnura capreolus* (Zygoptera: Coenagrionidae), é típica e comumente encontrada em ambientes lênticos (Franco; Takeda, 2002). Além disso, *Telebasis corallina* (Zygoptera: Coenagrionidae) e *Erythemis credula* (Anisoptera: Libellulidae) são espécies associadas a ambientes urbanizados (Sganzerla et al. 2021). Nas lagoas aqui estudadas, houve predominância de espécies generalistas, ou seja, que são capazes de reproduzir em habitats de baixa e alta qualidade (Suhonen et al., 2013). Isso pode ser reflexo da ausência de condições adequadas para aquelas espécies especialistas de habitat, uma vez que as especialistas requerem habitats mais específicos e menos perturbados em comparação com espécies de odonatos generalistas (Suhonen et al., 2013).

A influência da sazonalidade na composição das espécies, observada no presente trabalho, já foi observada por outros autores em trabalhos com macroinvertebrados aquáticos (Fulan; Henry, 2007), inclusive, larvas de odonatos (Pio; Santiago; Copatti, 2020; Lima; Almeida; Vicente, 2021) e adultos (Corbet, 1980; Jaworski; Hilszczanski, 2013; Palacino-Rodriguez et al., 2020). De maneira geral, a sazonalidade, refletida por mudanças na temperatura, precipitação e umidade, afetam a fauna e flora local, modificando a densidade de macrófitas aquáticas, influenciando na composição de diversos insetos aquáticos e terrestres, alterando a disponibilidade de alimento e abrigo para os odonatos (Palacino-Rodriguez et al., 2020; Lima; Almeida; Vicente, 2021). Ao final do período chuvoso, foi observado um maior número de zygópteros em detrimento ao período seco. Isso pode indicar o efeito da sazonalidade sobre algumas espécies da subordem. Nesse período, as lagoas ainda estavam sob influência das chuvas, apresentando maior densidade de macrófitas e vegetação ripária. O comportamento de empoleirar é comum entre os zygópteros, uma vez que possuem limitações de dispersão devido à características morfológicas e ecológicas (Juen et al., 2014). Dessa forma, a influência do período chuvoso e a maior presença de macrófitas e vegetação ripária, podem explicar a maior abundância do grupo nesse período.

As comunidades de adultos e larvas de Odonata podem ser moduladas por mudanças nas condições ambientais, como Ph da água, oxigênio dissolvido, presença de vegetação marginal, temperatura do ar, vazão da água, umidade relativa do ar, entre outros (Corbet, 1999; Remsburg; Turner, 2009; Juen, 2011; Monteiro-Junior; Juen; Hamada. 2014). Nenhuma das variáveis aqui testadas apresentou relação com riqueza e diversidade de libélulas, com exceção da pressão da água, que não é muito discutida e utilizada em estudos de avaliação de qualidade da água. Segundo Corbet (1999), a elevada pressão da água em ambientes de considerável profundidade tem um impacto direto no sistema traqueal das larvas de libélulas, diminuindo as trocas gasosas, o que poderia exercer efeito negativo. Nossos resultados mostraram uma relação

positiva entre pressão da água, riqueza e diversidade de libélulas nas lagoas urbanas de Aracaju. Esse padrão já foi observado por Fulan, Henry e Davanso (2011), mostrando um efeito positivo nos gêneros *Telebasis* e *Erythemis* em larvas. Para além das variáveis físico-químicas, alguns aspectos potencialmente influentes não foram mensurados. Praticamente todas os nossos pontos amostrais apresentavam resíduos sólidos, despejo de esgoto e diminuição da vegetação ripária devido à urbanização no entorno, fatores estes que interferem no desenvolvimento e permanência das espécies de odonatos.

A média de oxigênio dissolvido encontrado nas lagoas urbanas de Aracaju foi de 3mg/L, considerada estressante para a maioria dos organismos. Apesar disso, essa variável não mostrou nenhuma relação com a riqueza e diversidade de odonatos adultos. Contrapondo nossos resultados, os estudos de Cunha, Fulan e Dos Santos (2013) e Apodaca e Chapman (2004) mostraram influência das flutuações nos níveis de oxigênio na distribuição e abundância de odonatos. Apesar de ser utilizado indivíduos em estágio larval, diferente dos adultos amostrados aqui neste estudo, a influencia no desenvolvimento das larvas pode afetar a riqueza e abundância dos adultos. Apesar de não termos observado influência significativa da temperatura da água nas comunidades de odonatos adultos, no estudo de Olive (2017), realizado em Roraima, essa variável influenciou negativamente a abundância de zygópteros em estágio larval. Ainda, de acordo com este estudo, em lagos com maior temperatura, a comunidade foi estruturada, principalmente, pelo gênero *Ischnura*. Isto não foi observado aqui para nosso estudo, tendo em vista que a espécie mais abundante (*I. capreolus*) ocorreu em praticamente todos os pontos, com exceção do P8, que apresentou uma das temperaturas médias mais altas e P14 com uma das temperaturas mais baixas.

Villalobos-Jiménez, Dunn e Hassall (2016) notaram que a diversidade de odonatos, geralmente, é menor em núcleos urbanos do que nas áreas circundantes, o que corrobora com os resultados encontrando em nosso estudo. Tanto a riqueza quanto a diversidade de libélulas aumentaram com o distanciamento do centro de Aracaju. Além disso, observamos que quanto mais distante do centro, mais próximas as lagoas estão entre si, e quanto maior a proximidade entre as lagoas, maior a riqueza e diversidade de libélulas. Ou seja, existem poucas lagoas nas áreas mais urbanizadas e encontram-se distantes umas das outras. Além disso, a proximidade entre as lagoas provavelmente auxilia na manutenção das metacomunidades desses locais, criando conexão entre as espécies nas lagoas (Leibold et al., 2004). Nas regiões mais distantes do centro, há mais lagoas e elas sustentam uma maior riqueza e diversidade de odonatos. Paisagens fragmentadas, como os remascentes naturais em áreas urbanas, na maioria das vezes não oferecem corredores suficientes que facilitem a dispersão de odonatos, dificultando

a conectividade dos indivíduos dentro das cidades (Watts et al., 2004; Sato et al., 2008). O isolamento espacial de comunidades influencia a riqueza e diversidade em habitats, podendo reduzir a taxa de colonização de novas espécies e indivíduos na área (Gillung, 2011). Nesse caso, a matriz urbanizada pode estar atuando como barreira geográfica para as espécies de libélulas. Ambientes lênticos em geral, como as lagoas aqui estudadas, são exemplos claros para compreender os mecanismos que envolvem riqueza, diversidade e distribuição de organismos.

Quando comparamos os dados em relação aos dois grande rios que influenciam na paisagem de Aracaju, vimos que o Rio Sergipe cruza a região mais antropizada da cidade, havendo uma diminuição da riqueza e diversidade de libélulas nas lagoas próximas ao rio; por sua vez, o Rio Varza Barris, encontra-se longe do centro da cidade, uma área menos urbanizada. Diante disso, a riqueza e diversidade de libélulas aumentou à medida que as lagoas encontravam-se próximas a esse rio, enfatizando o efeito da urbanização sobre as comunidades de libélulas de Aracaju.

O rápido desenvolvimento urbano ao longo das áreas costeiras tem sido acompanhado por uma série de mudanças significativas nesses ecossistemas, como a conversão de áreas naturais em espaços urbanos, poluição e pressão para o desenvolvimeto turístico, levando à destruição de habitats críticos para uma variedade de espécies (Defeo et al., 2021). Essas mudanças drásticas no ambiente costeiro têm ramificações significativas para os ecossistemas de lagoas urbanas adjacentes, ampliando os desafios enfrentados por esses importantes habitats aquáticos. Na área de estudo, várias lagoas foram modificadas, poluídas e até aterradas, devido aos avanços da urbanização e especulação imobiliária de forma geral na região metropolitana de Aracaju. As lagoas são reconhecidamente importantes por promover e preservar a biodiversidade (Biggs; Von Fumetti; Kelly-Queen, 2017), e a alta biodiversidade nesses habitats é resultado das diferenças nas condições ambientais e micro habitats formados. Outro fator precisamente interligado é a paisagem ao redor dessas lagoas, uma vez que, são também utilizadas por estes organismos. A degradação e perda desses habitats, implica na perda de biodiversidade, mesmo que sejam em condições de antropização como áreas urbanas (Florencio et al., 2014; Hill et al., 2016). Para além disso, há perda também de serviços ecossistêmicos, como por exemplo o controle populacional de mosquitos provido pelos Odonata, que são eficazes predadores (Suhling et al., 2015; Samanmali et al., 2018; Choo et al., 2021; Vatandoost, 2021; Priyadarshana; Slade, 2023). Isso reflete a negligência das políticas públicas e a incapacidade de planejar ecologicamente as áreas urbanas, além do descaso em manter, restaurar e preservar esses importantes ecossistemas.

Medidas simples de restauração em lagoas já são capazes de promover efeitos positivos, não apenas para as espécies de libélulas, como em outras espécies aquáticas e terrestres associadas a esses habitats (Janssen et al., 2018). Nesse sentido, a criação de corredores ecológicos (zonas úmidas e lagoas artificiais) surgem como estratégias fundamentais para garantir o fluxo gênico entre as comunidades (Brand; Nodgrass, 2009; Clifford; Hefferman, 2018). Para a Zona de Expansão, onde estão localizadas a maior parte das lagoas em Aracaju, o planejamento urbano deve ser realizado levando em consideração as lagoas já existentes: estabelecer zonas de proteção e preservação ao redor das lagoas, onde atividades de construção são restritas para evitar a degradação do habitat; promover a recuperação e a expansão da vegetação ripária, extremamente importante para odonatos adultos (Remsburg e Turner, 2009); realizar monitoramentos regulares da qualidade da água das lagoas para detectar sinais de poluição permitindo a tomada de medidas corretivas oportunas (Lawson, 2011); estabelecer programas regulares de manutenção e limpeza das lagoas para remover resíduos sólidos e outras fontes de poluição que possam afetar a saúde dos ecossistemas e por fim envolver a comunidade em um programa de conscientização e educação ambiental sobre a importância das lagoas urbanas incentivando práticas de uso responsável e conservação dos recursos naturais. Portanto, o conhecimento da fauna remanescente de insetos aquáticos em áreas urbanas fornece subsídios para conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos, considerando que os insetos aquáticos podem atuar no controle biológico, ciclagem de nutrientes melhorando a qualidade do solo, polinização além de servirem como bioindicadores de qualidade ambiental (Desuó et al., 2010). Infelizmente, o município de Aracaju é muito negligenciado em termos de políticas ambientais voltadas à conservação das lagoas. O aterramento, somado a ausência de drenagem e precariedade de esgotamentos sanitários, além do não cumprimento de normas e leis, acabam refletindo na saúde dos corpos d'água urbanos, em especial, das lagoas, uma vez que se fazem presentes em diversos locais do município (França, 2011).

## CONCLUSÃO

Este estudo fornece uma contribuição significativa para a compreensão da fauna de odonatos em ambientes urbanos, particularmente em Aracaju, Sergipe, destacando a espécie *H. chelifera* como um novo registro para o estado.

Apesar da boa amostragem, para um melhor panorama da diversidade de odonatos das lagoas urbanas de Aracaju, seria necessária a realização de um inventário mais complexo, com mais réplicas temporais (por exemplo, coletas mensais), uma vez que algumas espécies de

odonatos podem sofrer influência da sazonalidade, refletindo em mudanças na comunidade ao longo do tempo. Além disso, muitas espécies de anisópteros, no momento da coleta, sobrevoavam as regiões centrais das lagoas, impossibilitando ou dificultando sua captura.

Nossos resultado mostram a importância das lagoas urbanas como habitats valiosos, capazes de sustentar uma rica diversidade de espécies de odonatos, mesmo em áreas altamente antropizadas. No entanto, está claro que o aumento da urbanização em Aracaju pode reduzir a riqueza e diversidade de odonatos. Padrões interessantes foram observados, como a maior riqueza de anisópteros e abundância de zygópteros, além da influência da sazonalidade e das condições ambientais na composição e abundância de espécies.

Por fim, é evidente a necessidade de medidas efetivas de conservação e manejo das lagoas urbanas, especialmente diante das ameaças crescentes decorrentes da urbanização desordenada e da negligência das políticas públicas, a fim de promover a conservação das lagoas e na preservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos por elas fornecidos.

## REFERÊNCIAS

- Agostinho, Â. A., Thomaz, S. M., & Gomes, L. C. (2005). Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. *Megadiversidade*, *1*(1), 70-78.
- Alves, L. R. (2016). Região, urbanização e polarização. In P. H. Eberhardt, J. Ferrera de Lima, & C. A. Piacenti (Eds.), *Economia & desenvolvimento regional* (pp. 41-45). Foz do Iguaçu: Editora Parque Itaipu.
- Alvey, A. A. (2006). Promoting and preserving biodiversity in the urban forest. *Urban forestry & urban greening*, *5*(4), 195-201. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.09.003>
- Apodaca, C. K., & Chapman, L. J. (2004). Adult Zygoptera of Kibale National Park, Uganda: habitat associations and seasonal occurrence. *Odonatologica*, *33*(2), 129-146.
- Banks-Leite, C. *et al.*, (2014). Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. *Science*, *345*(6200), 1041-1045. <https://doi.org/10.1126/science.1255768>
- Biggs, J., Von Fumetti, S., & Kelly-Quinn, M. (2017). The importance of small waterbodies for biodiversity and ecosystem services: implications for policy makers. *Hydrobiologia*, *793*, 3-39. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-3007-0>
- Borges, L. R. *et al.*, (2021). Habitat integrity drives Odonata diversity in Eucalyptus-dominated landscape. *Environmental Monitoring and Assessment*, *193*, 1-14. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08740-1>

- Boyer, T., & Polasky, S. (2004). Valuing urban wetlands: a review of non-market valuation studies. *Wetlands*, 24(4), 744-755. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2004\)024\[0744:VUWARO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2004)024[0744:VUWARO]2.0.CO;2)
- Boyes, D. H., *et al.*, (2021). Street lighting has detrimental impacts on local insect populations. *Science Advances*, 7(35) eabi8322. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abi8322>
- Brand, A. B., & Snodgrass, J. W. (2009). Value of artificial habitats for amphibian reproduction in altered landscapes. *Conservation Biology*, 24(1), 295-301. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01301.x>
- Brasil, L. S., & Vilela, D. S. (2019). Peculiaridades regionais na percepção de brasileiros sobre libélulas: nomenclatura popular e conservação. *Hetaerina*, 1(1), 15-20.
- Brusca, R. C., & Brusca, G. J. (2007). *Invertebrados*. 2ª edição. Ed. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro, 968 p.
- Carannante, D., *et al.*, (2021). LED lighting threatens adult aquatic insects: Impact magnitude and distance thresholds. *Ecological Solutions and Evidence*, 2(2), e12053. <https://doi.org/10.1002/2688-8319.12053>
- Cardoso, P., *et al.*, (2011). The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. *Biological conservation*, 144(11), 2647-2655. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.07.024>
- Carvalho, F. G. D., *et al.*, (2013). Effects of marginal vegetation removal on Odonata communities. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 25(1), 10-18. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2013005000013>
- Carvalho, V. F. D. (2013). Avaliação dos impactos da urbanização sobre as comunidades de macroalgas bentônicas no litoral do Espírito Santo, Brasil. Dissertação (Mestrado em Botânica), Universidade Federal Rural de Pernambuco, Pernambuco.
- Céréghino, R., *et al.*, (2014). The ecological role of ponds in a changing world. *Hydrobiologia*, 723, 1-6. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1719-y>
- Cezário R.R. *et al.* (2021). Sampling Methods for Dragonflies and Damselflies. In: Santos J.C., Fernandes G.W. (eds) *Measuring Arthropod Biodiversity*. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-53226-0\\_9](https://doi.org/10.1007/978-3-030-53226-0_9)
- Chao, A., *et al.*, (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological monographs*, 84(1), 45-67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>
- Choo, M. Z., *et al.*, (2021). Predation of mosquitos by odonates in a tropical urban environment: insights from functional response and field mesocosm experiments. *Biological Control*, 161,

104702. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2021.104702>
- Clifford, C. C., & Heffernan, J. B. (2018). Artificial aquatic ecosystems. *Water*, *10*(8), 1096-1126. <https://doi.org/10.3390/w10081096>
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. (2005). Resolução CONAMA n.357, de 17 de março de 2005. *Brasília*, 1-23.
- Corbet, P. S. (1980). Biology of Odonata. *Annual Review of Entomology*, *25*(1), 189-217. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.25.010180.001201>
- Corbet, P. S. (1999). *Dragonflies: behaviour and ecology of Odonata*. Harley Books, (pp. xxxii+829).
- Corbet, P. S., & May, M. L. (2008). Fliers and perchers among Odonata: dichotomy or multidimensional continuum? A provisional reappraisal. *International Journal of Odonatology*, *11*(2), 155-171. <https://doi.org/10.1080/13887890.2008.9748320>
- Corlett, R. T. (2016). Plant diversity in a changing world: status, trends, and conservation needs. *Plant diversity*, *38*(1), 10-16. <https://doi.org/10.1016/j.pld.2016.01.001>
- Côrtes, L. G., *et al.*, (2011). Fogo em Veredas: Avaliação de impactos sobre comunidades de Odonata (Insecta). *Biodiversidade Brasileira*, *1*(2), 128-145.
- Cunha, R. D. C., Fulan, J. Â., & dos Santos, L. R. (2014). Influência das características físicas e químicas da água na distribuição espacial de larvas de Odonata associadas à *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms no Rio Uruapiara, afluente do Rio Madeira/AM. *Estudos de Biologia*, *36*(86), 36-42. <https://doi.org/10.7213/estud.biol.36.086.AO04>
- Defeo, O., *et al.*, (2021). Sandy beach social–ecological systems at risk: regime shifts, collapses, and governance challenges. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *19*(10), 564-573. <https://doi.org/10.1002/fee.2406>
- Desuó, I. C., *et al.*, (2010). Insetos e suas relações com o homem. In L. Gomes (Eds.), *Entomologia Forense: novas tendências e tecnologias nas ciências criminais* (pp. 87-121). Rio de Janeiro (RJ): Technical Books Editora.
- EPCN – European Pond Conservation Network. (2008). The Pond Manifesto. *EPCN*, 1-20.
- Fahrig, L. (2017). Ecological responses to habitat fragmentation per se. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, *48*, 1-23. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022612>
- Farias, A. B. S., *et al.*, (2023). Lista preliminar e novos registros de Libélulas e Donzelinhas (Insecta: Odonata) para o Sul do estado de Alagoas, Brasil. *Hetaerina*, *5*(1), 17-28.
- Feitosa, S. M. R., *et al.*, (2011). Consequências da urbanização na vegetação e na temperatura da superfície de Teresina-Piauí. *Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana*, *6*(2), 58-75. <http://dx.doi.org/10.5380/revsbau.v6i2.66395>

- Florencio, M., *et al.*, (2014). Biodiversity patterns in a macroinvertebrate community of a temporary pond network. *Insect Conservation and Diversity*, 7(1), 4-21. <https://doi.org/10.1111/icad.12029>
- Fonseca, V., Soares, A. C. G. M., & dos Santos Correia, M. (2013). Políticas públicas e direitos humanos: impactos provocados pela ocupação irregular na zona de expansão de Aracaju, Estado de Sergipe. *Interfaces Científicas-Humanas e Sociais*, 1(2), 81-87. <https://doi.org/10.17564/2316-3801.2013v1n2p81-87>
- França, S. L. A. (2011). A produção do espaço na zona de expansão de Aracaju/SE: dispersão urbana, condomínios fechados e políticas públicas. Dissertação (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo), Universidade Federal Fluminense, Rio de Janeiro.
- Franco, M. F., & Takeda, A. M. (2002). Spatial and temporal variation of Odonata larvae associated with macrophytes in two floodplain lakes from the upper Paraná River, Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Science*, 24(2), 345-351. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v24i0.2282>
- Fulan, J. Â., & Henry, R. (2007). Distribuição temporal de imaturos de Odonata (Insecta) associados a *Eichhornia azurea* (Kunth) na lagoa do Camargo, rio Paranapanema, São Paulo. *Revista Brasileira de Entomologia*, 51(2), 224-227. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262007000200013>
- Fulan, J. Â., Henry, R., & Davanso, R. C. S. (2011). Effects of daily changes in environmental factors on the abundance and richness of Odonata. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 23(1), 23-29. <https://doi.org/10.4322/actalb.2011.015>
- Garrison, R. W., von Ellenrieder, N., & Louton, J. A. (2006). *Dragonfly genera of the New World: an illustrated and annotated key to the Anisoptera*. The Johns Hopkins University Press, 384 p.
- Garrison, R. W., Von Ellenrieder, N., & Louton, J. A. (2010). *Damselfly Genera of the New World, an Illustrated and Annotated Key to the Zygoptera*. The Johns Hopkins University Press, 490 p.
- Gillung, J. P. (2011). Biogeography: the history of life on Earth. *Revista da Biologia*, 7(1), 1-5. <https://doi.org/10.7594/revbio.07.01>
- Hassall, C. (2014). The ecology and biodiversity of urban ponds. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 1(2), 187-206. <https://doi.org/10.1002/wat2.1014>
- Hill, M. J., *et al.*, (2016). Urban ponds as an aquatic biodiversity resource in modified landscapes. *Global change biology*, 23(3), 986-999. <https://doi.org/10.1111/gcb.13401>
- Hsieh, T. C., Ma, K., & Chao, A. (2016). iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in ecology and evolution*, 7(12), 1451-1456.

<https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>

- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2019). Cidades e Estados. Aracaju: IBGE.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2022). Censo Brasileiro de 2019. Aracaju: IBGE.
- ICMBio – Instituto Chico Mendes de Biodiversidade. (2024). Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade – SALVE. Disponível em: <https://salve.icmbio.gov.br/>. (Acessado em: 15/02/2024).
- IUCN - International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. (2023). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2023-2. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org>. (Acessado em: 15/12/2023).
- Janssen, A., *et al.*, (2018). Simple pond restoration measures increase dragonfly (Insecta: Odonata) diversity. *Biodiversity and Conservation*, 27(9), 2311-2328. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1539-5>
- Jaworski, T. & Hilszczański, J. (2013). The Effect of Temperature and Humidity Changes on Insects Development and Their Impact on Forest Ecosystems in the Context of Expected Climate Change. *Forest Research Papers*, 74(4), 345-355. <https://doi.org/10.2478/frp-2013-0033>
- Jeanmougin, M., *et al.*, (2014). Fine-scale urbanization affects Odonata species diversity in ponds of a megacity (Paris, France). *Acta oecologica*, 59, 26-34. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2014.05.008>
- Johansson, F., *et al.*, (2019). Environmental variables drive differences in the beta diversity of dragonfly assemblages among urban stormwater ponds. *Ecological Indicators*, 106, 105529. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105529>
- Juen, L. (2011). Grandes rios e a distribuição de Odonata na Amazônia: similaridade de composição, limitação à dispersão e endemismo. Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução), Universidade Federal de Goiás, Goiás.
- Juen, L., *et al.*, (2014). Composição e riqueza de Odonata (Insecta) em riachos com diferentes níveis de conservação em um ecótono Cerrado-Floresta Amazônica. *Acta Amazonica*, 44, 223-233. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672014000200008>
- Kalkman, V. J., *et al.*, (2008). Global diversity of dragonflies (Odonata) in freshwater. In Balian, E.V., Lévêque, C., Segers, H., Martens, K. (eds). *Freshwater Animal Diversity Assessment* (pp. 351-363). *Developments in Hydrobiology*, 198. Springer, Dordrecht. [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8259-7\\_38](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8259-7_38)
- Lawson, E. O. (2011). Physico-chemical parameters and heavy metal contents of water from the

- Mangrove Swamps of Lagos Lagoon, Lagos, Nigeria. *Advances in biological research*, 5(1), 8-21.
- Leibold, M. A., *et al.*, (2004). The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology letters*, 7(7), 601-613. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x>
- Lima, D. V. M., Almeida, M. D. F. T., & Vicente, J. X. (2021). Efeitos da sazonalidade sobre a composição e riqueza de larvas de odonatas em lagos urbanos, Rio Branco (AC), Brasil. *Multidisciplinary Sciences Reports*, 1(1), 1-16. <https://doi.org/10.54038/ms.v1i1.5>
- Machado, N. R. (2019). Influência do uso do solo sobre a estrutura e diversidade funcional de insetos aquáticos em riachos neotropicais. Dissertação (Mestrado em Aquicultura e Desenvolvimento Sustentável), Universidade Federal do Paraná, Paraná.
- Manuel, P. M. (2003). Cultural perceptions of small urban wetlands: cases from the Halifax regional municipality, Nova Scotia, Canada. *Wetlands*, 23(4), 921-940. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2003\)023\[0921:CPOSUW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2003)023[0921:CPOSUW]2.0.CO;2)
- Marco Jr, P., & Vianna, D. M. (2005). Distribuição do esforço de coleta de Odonata no Brasil—subsídios para escolha de áreas prioritárias para levantamentos faunísticos. *Lundiana: International Journal of Biodiversity*, 6(sup.), 13-26. <https://doi.org/10.35699/2675-5327.2005.22111>
- Marco Jr, P., Batista, J. D., & Cabette, H. S. R. (2015). Community assembly of adult odonates in tropical streams: an ecophysiological hypothesis. *PloS one*, 10(4), e0123023. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0123023>
- Matos, R. (2012). Migração e urbanização no Brasil. *Revista Geografias*, 8(1), 7-23. <https://doi.org/10.35699/2237-549X..13326>
- Miguel, T. B., *et al.*, (2017). A scientometric study of the order Odonata with special attention to Brazil. *International Journal of Odonatology*, 20(1), 27-42. <https://doi.org/10.1080/13887890.2017.1286267>
- Monteiro-Júnior, C. D. S., Juen, L., & Hamada, N. (2014). Effects of urbanization on stream habitats and associated adult dragonfly and damselfly communities in central Brazilian Amazonia. *Landscape and Urban Planning*, 127, 28-40. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.03.006>
- Moore, T. L., & Hunt, W. F. (2012). Ecosystem service provision by stormwater wetlands and ponds—a means for evaluation?. *Water research*, 46(20), 6811-6823. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.11.026>
- Mota, L. S. O., & Souza, R. M. (2021). Cenários ambientais prospectivos para a gestão da

- paisagem costeira urbana em Aracaju/SE. *Sociedade & Natureza*, 33, e56305. <https://doi.org/10.14393/SN-v33-2021-56305>
- Nagy, H. B., *et al.*, (2019). Landscape-scale terrestrial factors are also vital in shaping Odonata assemblages of watercourses. *Scientific reports*, 9(1), 18196. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-54628-7>
- Nogueira, A. D. (2004). Análise sintático-espacial das transformações urbanas de Aracaju (1855-2003). Tese (Doutorado em Arquitetura e Urbanismo), Universidade Federal da Bahia, Bahia.
- Olive, E. L. (2017). Efeito da distância geográfica e das variáveis aquáticas sobre a comunidade de Odonata (ninfas) de lagos na savana de Roraima, Brasil. Dissertação (Mestrado em Entomologia), Instituto Nacional de Pesquisas na Amazônia, Amazonas.
- Oliveira-Junior, J. M. B., *et al.*, (2015). Neotropical dragonflies (Insecta: Odonata) as indicators of ecological condition of small streams in the eastern Amazon. *Austral Ecology*, 40(6), 733-744. <https://doi.org/10.1111/aec.12242>
- Orr, A. G. (2006). Odonata in Bornean tropical rain forest formations: diversity, endemism and implications for conservation management. In A. Cordero-Rivera (Ed.), *Forest and Dragonflies*. (pp. 51-78). Fourth WDA International Symposium of Odonatology, Pontevedra (Spain), Sofia-Moscow: Pensoft Publishers.
- Palacino-Rodríguez, F., *et al.*, (2020). Effects of seasonality and environmental change on an Andean damselfly *Mesamphiagrion laterale* (Odonata: Coenagrionidae). *Journal of Insect Conservation*, 24(3), 499-511. <https://doi.org/10.1007/s10841-020-00237-z>
- Pardini, R., *et al.*, (2010). Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PloS One*, 5(10), e13666. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013666>
- Pardini, R., Nichols, E., & Püttker, T. (2017). Biodiversity response to habitat loss and fragmentation. *Encyclopedia of the Anthropocene*, 3, 229-239. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.09824-9>
- Paulson, D., *et al.*, (2023). World Odonata List. OdonataCentral, University of Alabama. Disponível em: <https://www.odonatacentral.org/app/#/wol/>. (Acessado em: 15/12/2023).
- Pedron, F. D. A., *et al.*, (2004). Solos urbanos. *Ciência Rural*, 34(5), 1647-1653. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782004000500053>
- Peiró, D. F., & Alves, R. G. (2004). Levantamento preliminar da entomofauna associada a macrófitas aquáticas da região litoral de ambientes lênticos. *Revista Brasileira Multidisciplinar*, 8(2), 177-188. <https://doi.org/10.25061/2527-2675/ReBraM/2004.v8i2.317>
- Pio, J. F., Santiago, E. D. F., & Copatti, C. E. (2020). Composition and diversity of benthic

- macroinvertebrates in a Brazilian Cerrado stream. *Iheringia. Série Zoologia*, 110, e2020016. <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2020016>
- Plummer, K. E., *et al.*, (2024). Trends in butterfly populations in UK gardens—New evidence from citizen science monitoring. *Insect Conservation and Diversity*, 17(2), 345-357. <https://doi.org/10.1111/icad.12645>
- Prefeitura Municipal de Aracaju. (2000). Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano de Aracaju – Diagnóstico Municipal: Capítulo VII – Aspectos Ambientais. *Estado de Sergipe: Prefeitura Municipal de Aracaju: SEPLAN*, 1-36.
- Priyadarshana, T. S., & Slade, E. M. (2023). A meta-analysis reveals that dragonflies and damselflies can provide effective biological control of mosquitoes. *Journal of Animal Ecology*, 92(8), 1589-1600. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13965>
- Qiu, L., Lindberg, S., & Nielsen, A. B. (2013). Is biodiversity attractive?—On-site perception of recreational and biodiversity values in urban green space. *Landscape and Urban Planning*, 119, 136-146. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.07.007>
- Queiroz, J. F., Moura e Silva, M. S. G., & Trivinho-Strixino, S. (2008). *Organismos bentônicos: biomonitoramento de qualidade de águas*. Jaguariúna (SP), Brazil: Embrapa Meio Ambiente, 91 p.
- Quinn, J. F., & Harrison, S. P. (1988). Effects of habitat fragmentation and isolation on species richness: evidence from biogeographic patterns. *Oecologia*, 75, 132-140. <https://doi.org/10.1007/BF00378826>
- R Core Team. (2023). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Ramos, L. S., Lozano, F., & Muzon, J. (2017). Odonata diversity and synanthropy in urban areas: a case study in Avellaneda City, Buenos Aires, Argentina. *Neotropical Entomology*, 46(2), 144-150. <https://doi.org/10.1007/s13744-016-0443-5>
- Rensburg, A. J., & Turner, M. G. (2009). Aquatic and terrestrial drivers of dragonfly (Odonata) assemblages within and among north-temperate lakes. *Journal of the North American Benthological Society*, 28(1), 44-56. <https://doi.org/10.1899/08-004.1>
- Ribas, C., *et al.*, (2020). Por que cuidar da floresta?. Manaus: Editora INPA, 22 p.
- Rodrigues, M. E., & Roque, F. D. O. (2017). Checklist de Odonata do Estado de Mato Grosso do Sul, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, 107(suppl), e2017117. <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2017117>
- Sacco, A. G., *et al.*, (2015). Perda de diversidade taxonômica e funcional de aves em área urbana no sul do Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, 105(3), 276-287. <https://doi.org/10.1590/1678->

476620151053276287

- Samanmali, C., *et al.*, (2018). Larvicidal potential of five selected dragonfly nymphs in Sri Lanka over *Aedes aegypti* (Linnaeus) larvae under laboratory settings. *BioMed Research International*, 2018, 1-10. <https://doi.org/10.1155/2018/8759459>
- Sampaio, R. (2007). Efeitos a longo prazo da perda de habitat e da caça sobre mamíferos de médio e grande porte na Amazônia Central. Dissertação (Mestrado em Biologia Tropical e Recursos Naturais), Universidade Federal do Amazonas e Instituto Nacional de Pesquisas do Amazônia, Amazonas.
- Santos, M. (2011). Os Impactos Socioambientais Gerados Na Ocupação Urbana do Bairro Jardins. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente), Universidade Federal de Sergipe, Sergipe.
- Santoul, F., *et al.*, (2010). Gravel pits support waterbird diversity in an urban landscape. *Pond Conservation in Europe*, 210, 263-270. [https://doi.org/10.1007/978-90-481-9088-1\\_22](https://doi.org/10.1007/978-90-481-9088-1_22)
- Sato, M., *et al.*, (2008). Population genetic differentiation in three sympatric damselfly species in a highly fragmented urban landscape (Zygoptera: Coenagrionidae). *Odonatologica*, 37(2), 131-144.
- Sganzerla, C., *et al.*, (2021). Effects of urbanization on the fauna of Odonata on the coast of southern Brazil. *Biota Neotropica*, 21(1), e20201122. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2020-1122>
- Smith, V. H., & Schindler, D. W. (2009). Eutrophication science: where do we go from here?. *Trends in ecology & evolution*, 24(4), 201-207. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.11.009>
- Souza, I. A. (2020). Efeitos da Perda de Habitat Sobre Populações de Pequenos Mamíferos no Cerrado. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação), Universidade Estadual de Mato Grosso, Mato Grosso.
- Souza, M. M., *et al.*, (2022). Depredación de *Allopodagrion contortum* (Hagen en Selys, 1862) por *Heliocharis amazona* Selys 1853 (Odonata) en un ambiente de Cerrado, Minas Gerais, Brasil. *Hetaerina*, 3(5), 12-15.
- Suhling, F., *et al.*, (2015). Order Odonata. In *Thorp and Covich's freshwater invertebrates* (pp. 893-932). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385026-3.00035-8>
- Suhonen, J., *et al.*, (2014). Risk of local extinction of Odonata freshwater habitat generalists and specialists. *Conservation Biology*, 28(3), 783-789. <https://doi.org/10.1111/cobi.12231>
- Tucci, C. E. (2005). *Gestão de águas pluviais urbanas* (Vol. 1). Ministério das Cidades - Global Water Partnership - World Bank - Unesco 2005, 192 p.

- Tucci, C. E. (2010). Urbanização e recursos hídricos. In C. E. M. Bicudo, J. C. Tundisi, & M. C. B. Scheuenstuhl (Eds.), *Águas do Brasil: Análises Estratégicas* (pp. 113-128). São Paulo, Instituto de Botânica.
- Vatandoost, H. (2021). Dragonflies as an important aquatic predator insect and their potential for control of vectors of different diseases. *Journal of Marine Science*, 3(3), 13-20. <https://doi.org/10.30564/jms.v3i3.3121>
- Venâncio, H., *et al.*, (2021). Dragonflies and Damselflies in a region of the Triângulo Mineiro, Minas Gerais: checklist and taxonomic additions. *Biota Neotropica*, 21(3), e20201182. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2020-1182>
- Veras, D. S. (2017). Efeito da perda de integridade de habitat de riachos sobre as assembleias de Odonata (Insecta) na zona ecotonal do leste do Maranhão. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade, Ambiente e Saúde), Universidade Estadual do Maranhão, Maranhão.
- Villalobos-Jimenez, G., Dunn, A., & Hassall, C. (2016). Dragonflies and damselflies (Odonata) in urban ecosystems: a review. *European Journal of Entomology*, 113, 217-232. <https://doi.org/10.14411/eje.2016.027>
- Viviani, V. R., Rocha, M. Y., & Hagen, O. (2010). Fauna de besouros bioluminescentes (Coleoptera: Elateroidea: Lampyridae; Phengodidae, Elateridae) nos municípios de Campinas, Sorocaba-Votorantim e Rio Claro-Limeira (SP, Brasil): biodiversidade e influência da urbanização. *Biota Neotropica*, 10(2), 103-116. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032010000200013>
- Von Ellenrieder, N. (2009). Databasing dragonflies: state of knowledge in the Neotropical region. The Worldwide Dragonfly Association, *Agrion*, 13(2), 58-72.
- Ward, J. V., Tockner, K., & Schiemer, F. (1999). Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity1. *Regulated Rivers: Research & Management*, 15(1-3), 125-139. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199901/06\)15:1/3<125::AID-RRR523>3.0.CO;2-E](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199901/06)15:1/3<125::AID-RRR523>3.0.CO;2-E)
- Watts, P. C., *et al.*, (2004). Molecular and ecological evidence for small-scale isolation by distance in an endangered damselfly, *Coenagrion mercuriale*. *Molecular Ecology*, 13(10), 2931-2945. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2004.02300.x>
- Weber, D., Hintermann, U., & Zangger, A. (2004). Scale and trends in species richness: considerations for monitoring biological diversity for political purposes. *Global Ecology and Biogeography*, 13(2), 97-104. <https://doi.org/10.1111/j.1466-882X.2004.00078.x>
- Williams, P., *et al.*, (2003). Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation*, 115(2), 329-341. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00153-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00153-8)

- Wu, J. (2014). Urban ecology and sustainability: The state-of-the-science and future directions. *Landscape and urban planning*, *125*, 209-221. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.018>
- Zhu, Y. P., Zhang, H. P., Chen, L., & Zhao, J. F. (2008). Influence of the South–North Water Diversion Project and the mitigation projects on the water quality of Han River. *Science of the Total Environment*, *406*(1-2), 57-68. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.08.008>