



UNIVERSIDADE  
ESTADUAL DE LONDRINA

---

ANDRÉIA AVIAN ESPINOZA

**INTEGRIDADE BIÓTICA E CULICIDEOFAUNA  
TERRESTRE NO NORTE DO PARANÁ**

---

Londrina  
2018

ANDRÉIA AVIAN ESPINOZA

**INTEGRIDADE BIÓTICA E CULICIDEOFAUNA TERRESTRE  
NO NORTE DO PARANÁ**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas (Biodiversidade e Conservação de Habitats Fragmentados).

Orientador: Prof. Dr. João Antônio Cyrino Zequi

Londrina  
2018

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de  
Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

Espinoza, Andréia Avian .

Integridade biótica e culicideofauna terrestre no Norte do Paraná / Andréia Avian Espinoza. -  
Londrina, 2018.  
114 f.

Orientador: João Antônio Cyrino Zequi.

Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de  
Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2018.  
Inclui bibliografia.

1. antropização - Tese. 2. culicideofauna - Tese. 3. entomofauna aquática - Tese. 4. vegetação  
marginal - Tese. I. Zequi, João Antônio Cyrino. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de  
Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. III. Título.

ANDRÉIA AVIAN ESPINOZA

**INTEGRIDADE BIÓTICA E CULICIDEOFAUNA TERRESTRE NO  
NORTE DO PARANÁ**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas (Biodiversidade e Conservação de Habitats Fragmentados).  
Orientador: Prof. Dr. João Antônio Cyrino Zequi

**BANCA EXAMINADORA**

---

Prof. Dr. Carlos Eduardo Alvarenga Julio  
Universidade Estadual de Londrina - UEL

---

Prof. Dr. José Lopes  
Universidade Estadual de Londrina - UEL

---

Dr. Mario Luis Oasi  
Universidade Estadual de Londrina - UEL

---

Dr. Mario Antonio Navarro da Silva  
Universidade Federal do Paraná - UFPR

Londrina, 22 de dezembro de 2018

À minha querida mãe, Dona Irma, e meus  
irmãos, Marcelo e Patrícia

*“You may say I’m a dreamer  
But I’m not the only one  
I hope some day you’ll join us  
And the world will be as one”*

*(John Lennon)*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à Deus pela natureza, pela benção do aprendizado, pelo dom da perseverança e pela graça das providências.

À minha família, em especial minha mãe Irma e meus irmãos, Marcelo e Patrícia, por me fazerem entender, todos os dias, o verdadeiro significado do amor fraternal, da presença constante (mesmo na distância física) e o que, verdadeiramente, é SER família.

Ao meu orientador, Prof. Dr. João Zequi, por me dizer “sim” no momento em que precisei de confiança, pela sua orientação e oportunidade na realização deste trabalho, pela amizade, respeito, compreensão, por partilhar do seu valioso conhecimento profissional e, acima de tudo, pela sua humanidade.

Ao meu querido companheiro de trabalhos em campo, José Goanas, não somente pelo suporte profissional durante a realização das coletas, mas principalmente por se mostrar amigo, conselheiro e “pai”, dividindo sua nobre experiência de vida durante estes 8 anos de estudos e amizade.

A toda equipe do Laboratório de Entomologia Geral e Médica pela companhia, pelas boas conversas, por dividir experiências e por me ajudarem (em campo e laboratório) sempre que necessário.

Ao meu professor e sempre orientador, Dr. José Lopes, por me dizer o primeiro “sim”, há oito anos, permitindo o início desta caminhada e por fazer parte da minha formação, sempre com muito profissionalismo e amizade, me oportunizando vivenciar de sua rica experiência profissional.

A todos os meus amigos que acompanharam esta longa jornada, em especial, meus queridos Paulo, Raquel e Daiana pela amizade sincera, pela compreensão nos momentos em que não pude ser tão presente e, principalmente, por serem parte essencial da minha “família londrinense”.

Às minhas amigas de longa data, Juliana Gallinari e Juliana Costa, pela lealdade, fraternidade, por se fazerem sempre presentes (mesmo na distância), e por saber que minha história até aqui não seria a mesma sem a presença de vocês em minha vida.

Aos membros da banca, Dr. Carlos Eduardo Alvarenga Júlio, Dr. José Lopes, Dr. Mário Luís Orsi e Dr. Mário Antônio Navarro-Silva pela disponibilidade em estarem conosco neste momento, participando nas correções deste trabalho, enriquecendo-o com suas sugestões e partilhando de seus conhecimentos.

À Universidade Estadual de Londrina, em especial ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas, pela oportunidade e suporte na realização desta tese e por toda minha formação acadêmica.

A todos os meus professores, desde a Educação Básica até o Ensino Superior, que contribuíram para minha formação, possibilitando que me tornasse a profissional que sou hoje.

Por fim, agradeço a todos aqueles que, de alguma forma, colaboraram para a realização deste trabalho e participaram de minha jornada até aqui.

À todos, meu muito obrigada!!!

ESPINOZA, Andréia Avian. **Integridade biótica e culicideofauna terrestre no norte do Paraná**. 2018. 114 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2018.

## RESUMO

A diversidade biológica resulta de eventos históricos e ecológicos, locais e regionais, sendo reduzida pela desestabilização do sistema ecológico devido a ação antrópica. O objetivo geral deste trabalho foi estudar a composição da culicideofauna (aquática e terrestre), de áreas urbana, periurbana e natural no norte do Paraná relacionando-a com a entomofauna aquática associada, para um diagnóstico ambiental e avaliação do estado de integridade das áreas estudadas. Foram estudadas 13 áreas com diferentes níveis de cobertura vegetal, distribuídas em três tipos de ambientes que diferem pela proximidade com as fontes poluidoras características dos núcleos urbanos: ambiente urbano, periurbano e natural. Nestas 13 áreas, foram demarcados 40 pontos (réplicas) de amostragem. Os trabalhos foram divididos em duas etapas, organizadas e descritas nos dois capítulos que compõem esta tese. Na primeira etapa, avaliou-se, através de diagnóstico ambiental, o grau de integridade em cursos d'água localizados nas 13 áreas de estudo, com base na composição da entomofauna aquática. Foi utilizada metodologia de coleta com Rede D e aplicado, em cada área, um Protocolo de Avaliação Rápida que se baseia nas características do hábitat e de conservação da vegetação marginal; também foram registradas as variáveis físico-químicas da água. Através da composição da entomofauna, foi possível calcular o índice biótico BMWP (Biological Monitoring Working Party System), para classificar a qualidade das águas, e os atributos ecológicos que descrevem a qualidade da matéria orgânica e as relações tróficas, baseando-se nos grupos funcionais de alimentação. Foram coletados um total de 1719 insetos, distribuídos em 26 famílias. Observou-se que áreas com maior cobertura vegetal e distantes dos núcleos urbanos possuem maior diversidade, riqueza, características físico-químicas da água satisfatórias e, conseqüentemente, melhores condições de conservação do ambiente, da qualidade da água e das relações tróficas. Quanto maior a exposição de um local às atividades antrópicas (desmatamento, alterações no cursos das águas, despejo de esgoto, entre outros) mais pobre, homogênea e desestruturada se torna a comunidade, piorando a qualidade das águas. Foi realizado um levantamento da entomofauna terrestre, com ênfase na culicideofauna adulta, com o objetivo de analisar a composição destas comunidades nas 13 áreas de estudo. Para captura dos insetos utilizou-se Aspirador de Nasci e armadilha luminosa do tipo CDC. Foram capturados um total 3475 insetos, dos quais 580 pertenciam à família Culicidae (Diptera). A culicideofauna foi mais diversa nas áreas de mata que possuíam alguma proximidade com as fontes de poluição de origem antrópica, e que não necessariamente tiveram os melhores desempenhos no diagnóstico ambiental. Tais áreas estavam colonizadas por espécies características de ambientes silvestres e espécies que tem algum valor epidemiológico, cuja ocorrência está relacionada à presença humana. Isso demonstra como a ação antrópica afeta mesmo as áreas supostamente protegidas por uma maior cobertura vegetal. Áreas sem vegetação e que tiveram desempenho ruim quanto à sua integridade, mostraram prevalência de mosquitos com alto grau de sinantropia e vetores de patógenos que, frequentemente, causam perturbações aos seres

humanos. Estes resultados sugerem que a ação humana altera as comunidades (aquáticas e terrestres), com consequências que vão além do comprometimento na qualidade dos recursos hídricos e a integridade das áreas naturais, mas também oferecendo riscos à saúde pública por abrir possibilidades à organismos com larga capacidade adaptativa à ambientes antropizados.

**Palavras-chave:** Antropização. Culicideofauna. Entomofauna aquática. Integridade ambiental. Vegetação marginal.

ESPINOZA, Andréia Avian. **Biotic integrity and terrestrial culicidofauna in the north of Paraná.** 2018. 114 pp. Thesis (Doctorate in Biological Sciences) - Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2018.

## ABSTRACT

Biological diversity results from historical and ecological events, local and regional, and is reduced by the destabilization of the ecological system due to anthropic action. The general objective of this work was to study the composition of the culicidofauna (aquatic and terrestrial), urban, periurban and natural areas in northern Paraná, relating it to the associated aquatic entomofauna, for an environmental diagnosis and evaluation of the integrity status of the studied areas. 13 areas with different vegetation cover levels were studied, distributed in three types of environments that differ by proximity to the polluting sources characteristic of the urban nuclei: urban, peri-urban and natural environment. In these 13 areas, 40 sampling points (replicates) were demarcated. The works were divided into two stages, organized and described in the two chapters that compose this thesis. In the first stage, the degree of integrity in water courses located in the 13 study areas, based on the composition of the aquatic entomofauna, was evaluated through an environmental diagnosis. We used a collection methodology with Network D and applied, in each area, a Rapid Assessment Protocol that is based on habitat characteristics and conservation of marginal vegetation; the physical-chemical variables of water were also recorded. Through the composition of the entomofauna, it was possible to calculate the biotic index BMWP (Biological Monitoring Working Party System), to classify the quality of the waters, and the ecological attributes that describe the quality of the organic matter and the trophic relations, being based on the functional groups feed. A total of 1719 insects were collected in 26 families. It was observed that areas with greater plant cover and distant from urban nuclei have greater diversity, richness, satisfactory physical-chemical characteristics of the water and, consequently, better conditions of conservation of the environment, water quality and trophic relations. The greater the exposure of a site to anthropogenic activities (deforestation, changes in water courses, sewage disposal, among others), the poorer, homogeneous and unstructured community becomes, worsening water quality. A survey of terrestrial entomofauna was carried out, with emphasis on adult culicidofauna, with the objective of analyzing the composition of these communities in the 13 study areas. In order to capture the insects, we used Nasci Vacuum Cleaner and CDC type light trap. A total of 3475 insects were captured, of which 580 belonged to the family Culicidae (Diptera). The culicidofauna was more diverse in forest areas that had some proximity to sources of pollution of anthropic origin, and that did not necessarily have the best performances in the environmental diagnosis. These areas were colonized by species characteristic of wild environments and species that have some epidemiological value, whose occurrence is related to human presence. This demonstrates how anthropogenic action affects even the areas supposedly protected by increased plant cover. Areas with no vegetation and poor performance in their integrity have shown prevalence of mosquitoes with a high degree of synanthropy and vectors of pathogens that often cause disruption in humans. These results suggest that human action alters communities (aquatic and terrestrial), with consequences that go beyond the commitment on the quality of

water resources and the integrity of the natural areas, but also offering risks to public health by opening possibilities to organisms with large capacity adaptive to anthropized environments.

**Key words:** Anthropization. Culicidae. Aquatic entomofauna. Environmental integrity. Marginal vegetation.

## SUMÁRIO

RESUMO GERAL .....	06
ABSTRACT.....	07
INTRODUÇÃO GERAL.....	10
REFERÊNCIAS .....	17

### **CAPÍTULO 1 – Insetos aquáticos como ferramentas para avaliação de Integridade biótica em cursos d’água no Norte do Paraná**

Abstract/Resumo .....	27
Introdução .....	28
Material e Métodos	
Área de estudo.....	30
Amostragem .....	34
Análise dos Dados .....	35
Resultados e Discussão	
Entomofauna aquática .....	37
Análise estatística dos dados bióticos .....	41
Análise estatística dos dados abióticos .....	43
Análise de Integridade biótica e dos grupos funcionais de alimentação .....	47
Conclusões .....	53
Referências.....	55

### **APÊNDICE**

Apêndice 1 - Abundância de outros macroinvertebrados .....	62
--	----

### **ANEXO**

Anexo 1 – Pontuação das famílias de macroinvertebrados para o Índice BMWP.....	63
Anexo 2 – Interpretação das somatórias para o Índice BMWP.....	64

**CAPÍTULO 2 – Culicidae fauna terrestre de ambientes urbano, periurbano e natural na região de Londrina, Norte do Paraná, associada a Integridade ambiental.**

Abstract/Resumo .....	66
1 Introdução .....	67
2 Material e Métodos	
2.1 Área de estudo.....	68
2.2 Diagnóstico ambiental.....	70
2.3 Amostragem da Entomofauna .....	70
2.4 Análise dos Dados .....	71
3 Resultados	
3.1 Diagnóstico ambiental.....	72
3.2 Entomofauna Associada .....	74
3.3 Culicidae fauna terrestre .....	80
4 Discussão	
4.1 Entomofauna associada .....	83
4.2 Culicidae fauna terrestre .....	84
5 Conclusão .....	89
Referências.....	91
<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>99</b>
<b>APÊNDICE</b>	
Apêndice 1 - Análise de Componentes Principais entre a entomofauna terrestre e metodologia de amostragem .....	101
Apêndice 2 - Abundância da entomofauna terrestre por método de amostragem (Cambé Nascente, Cambé Daher, Cambé Médio, Baroré, Água Fresca) .....	102
Apêndice 3 - Abundância da entomofauna terrestre por método de amostragem (Igapó I, II, III e IV) .....	104
Apêndice 4 - Abundância da entomofauna terrestre por método de amostragem (Jardim Botânico (Rio), Jardim Botânico (Lago), Mata dos Godoy, Saltinho) .....	106

Apêndice 5 - Abundância da Culicidaeofauna por método de amostragem (Cambé Nascente, Cambé Daher, Cambé Médio, Baroré, Água Fresca) .....	109
Apêndice 6 - Abundância da Culicidaeofauna por método de amostragem (Igapó I, II, III e IV) .....	110
Apêndice 7 - Abundância da Culicidaeofauna por método de amostragem (Jardim Botânico (Rio), Jardim Botânico (Lago), Mata dos Godoy, Saltinho) .....	111

**LISTA DE FIGURAS.....**

## INTRODUÇÃO GERAL

Insecta, maior grupo do reino Animal, apresenta mais de 1.000.000 de espécies descritas, com grande sucesso evolutivo devido as suas adaptações morfológicas e fisiológicas, oriundas das pressões do ambiente ao longo de milhões de anos. Esse processo também reflete a ampla distribuição geográfica dos insetos (Brusca et al. 2018) e sua importância na composição dos ecossistemas por desempenharem importantes papéis na regulação da biocenose.

Muitos insetos são utilizados como bioindicadores de qualidade de ambientes e podem apresentar sinantropismo aproximando-se de humanos e animais domésticos, ao exercer hematofagia e veiculação de patógenos, o que afeta a saúde pública; também podem ser oportunistas devido a ações antrópicas e se tornarem pragas agrícolas. Muitas espécies são polinizadores importantes, já outras são decompositoras de matéria orgânica que auxiliam na reciclagem de nutrientes, entre inúmeras outras funções.

Embora sejam animais primariamente terrestres, os insetos são secundariamente adaptados à vida nos ambientes aquáticos onde também tem sucesso, habitando diferentes estratos do ambiente aquático durante todo seu ciclo de vida ou parte dele, sempre associados aos mais diversos tipos de substratos (orgânicos e inorgânicos) (Goulart e Callisto 2003). Em locais bem preservados, os insetos são em geral bastante abundantes e diversos, ocupando todos os habitats disponíveis, além de desempenharem importante papel na cadeia trófica e no fluxo de energia, constituindo recurso alimentar para outros insetos, peixes e algumas aves insetívoras (Silva et al. 2009; Dar et al. 2017; Vaz et al. 2017). Em ambientes aquáticos continentais, os insetos interagem com os ecossistemas terrestres por meio de fatores relacionados às matas ciliares, o que ocasiona uma interdependência entre esses dois ambientes.

O dinâmico ecótono água-terra, localizado nas margens dos cursos d'água, funciona como um "escudo" para os rios diminuindo o rápido escoamento superficial proveniente das águas das chuvas nos terrenos adjacentes, retendo e preservando o solo das margens através dos sistemas radiculares das plantas (Barrella et al. 2000; Tundisi 2005), além de fornecer matéria orgânica que serve de alimento e abrigo para os organismos aquáticos. Ao ser decompostas, tal matéria orgânica disponibilizando nutrientes para os organismos, mantendo a biodiversidade e produtividade do sistema (Barrella et al., 2000). As matas ciliares, associadas a fatores como a geomorfologia do terreno também contribuem para formação dos diversos habitats, tais como remansos e áreas de corredeiras, aumentando

sua heterogeneidade e biodiversidade (Rincón 1999; Uieda e Castro 1999; Barrella et al. 2000).

Nos últimos anos, os ecossistemas aquáticos têm sido alterados por meio de ações, principalmente de origem antrópica, como construção de barragens, desmatamento e alteração das matas ciliares, contaminação por efluentes de esgoto ou agrotóxicos, entre outros fatores. Todas estas práticas levam a desestruturação das comunidades biológicas desses ambientes, o que tem contribuído para a perda da qualidade da água, bem como da biodiversidade aquática (Goulart e Callisto 2003). Esse impacto é definido na resolução CONAMA 001/86 como:

“Qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam: (I) a saúde, a segurança e o bem-estar da população; (II) as atividades sociais e econômicas; (III) a biota; (IV) as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente; (V) a qualidade dos recursos ambientais.”

A retirada da vegetação marginal por atividade agropecuária ou pela urbanização ocasiona o assoreamento das margens e, conseqüentemente, do leito, expondo o ambiente aquático diretamente à ação das águas das chuvas, que arrastam uma grande carga de detritos (animais, vegetais ou de origem antrópica) e poluentes (como pesticidas), afetando a qualidade das águas (Barrella et al. 2000; Tundisi 2005). São comuns rios e ribeirões que atravessam, na área urbana e rural, vários desses “cenários” de degradação ao longo de seus cursos.

As comunidades bentônicas desses ambientes, compostas principalmente por insetos aquáticos, podem ser consideradas sensíveis a essas modificações, uma vez que estão estreitamente associadas ao substrato e em contato direto com o sedimento (Tundisi 2005). Insetos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, por exemplo, têm sido adotados como referência para avaliação da qualidade de cursos d'água, em vários trabalhos de pesquisa, compondo o chamado índice EPT (Crisci-Bispo et al. 2007; Wright e Ryan 2016; Masese e Raburu 2017). As transformações químicas conseqüentes da deposição exageradas de resíduos afetam a atividade alimentar destes organismos, podendo inclusive limitar a sua presença e ação, justificando a sua freqüente utilização na avaliação da degradação ambiental (Queiroz et al., 2008).

Outras ordens de insetos e demais invertebrados bentônicos podem ser muito importantes na análise de ambientes, ajudando no monitoramento e nas condições ambientais adversas. Índices bióticos como IBF (Índice Biótico de Família) (Winget e

Mangun 1979) e BMWP (Biological Monitoring Working Party System) (Armitage et al. 1983) têm por objetivo avaliar as condições de integridade de ambientes aquáticos baseando-se na composição taxonômica de suas comunidades. Tais ferramentas atribuem pontuações às diversas famílias de invertebrados bentônicos de acordo com sua tolerância em ambientes poluídos, ajudando a classificar a qualidade das águas.

Além da composição taxonômica, alterações no ambiente também afetam a cadeia trófica e o fluxo de energia dos ecossistemas aquáticos. Segundo Gullan e Cranston (2017), ações antrópicas podem estar associadas às mudanças nas proporções de grupos tróficos ao longo de um curso d'água, tais como: a perda de pastadores pela retirada da vegetação ripária que, conseqüentemente, reduz a entrada de material alóctone; e o aumento no número de filtradores em trechos a jusante de represamentos, em função do maior aporte de partículas finas carregadas das águas paradas a montante.

Estudos associando insetos aquáticos à avaliação da integridade de ambientes é ampla em países europeus como Inglaterra e Espanha, além de outros países no mundo como Austrália, Índia, Canadá e Estados Unidos (Armitage et. al. 1983; Hilsenhoff 1987; Taylor e Bailey 1997; Binckley e Resetarits Jr. 2005; Jacobsen 2008; Brix et al. 2011; Robinson 2012; Anderson e Ferrington Jr. 2013; Hershkovitz e Gasith 2013; Conti et al. 2014; Buss et al. 2015; Dar et al. 2017; Everall et al. 2017).

No Brasil, que possui uma considerável rede hidrográfica, institutos de pesquisa e agências de proteção ao meio ambiente vêm, nos últimos vinte anos, desenvolvendo estudos sobre o uso de comunidades de macroinvertebrados bentônicos para avaliar as condições ambientais de rios e riachos, especialmente nas regiões Norte e Sudeste (Figueiredo-Barros et. al. 2002; Ribeiro e Uieda 2005; Monteiro et al. 2007; Crisci-Bispo et al. 2007; Pamplim e Rocha 2007; Santos 2014; Teixeira 2015; Rutkoski et al. 2015; Flor e Souto 2016; Silva et al. 2016; Vaz et al. 2017; Vilas-Boas e Camargo 2017).

Já na região Sul do país, trabalhos com esta temática são poucos e recentes. Remor et al. (2014) verificaram grande abundância e diversidade de organismos bioindicadores no rio das Pedras, oeste do estado do Paraná, cujas águas foram consideradas não poluídas conforme avaliação pelo índice BMWP. Ainda por este índice, Albertoni et al. (2017) registraram águas contaminadas e altos valores de organismos indicadores de ambientes alterados em um manancial urbano e de importância para cultivo de arroz, entre as cidades de Rio Grande e Pelotas, no Rio Grande do Sul.

Enquanto representantes de algumas ordens são considerados sensíveis ou intolerantes e exigem altas concentrações de oxigênio dissolvido na água, outros são bastante tolerantes a modificações ambientais (Goulart e Callisto 2003). Dentre os tolerantes, destacam-se dípteros da família Chironomidae e Culicidae.

Os culicídeos, popularmente conhecidos como mosquitos, estão distribuídos em praticamente todos os habitats, variando sua distribuição entre as diferentes regiões geográficas do mundo (tropicais, temperadas e nos árticos), ausentes apenas em algumas poucas ilhas da Antártica (Rueda 2008). É importante conhecer a dinâmica de microambientes e também a relação trófica entre eles para caracterizar potenciais criadouros de acordo com a qualidade ambiental dos microhabitats. As fases imaturas destes mosquitos são suscetíveis à pressão regulatória exercida pelas demais ordens dos insetos com os quais convivem nos ambientes aquáticos (Ferreira et al. 2007).

Ocupando um considerável espectro no ambiente aquático, a maioria das larvas de mosquitos se alimentam de matéria orgânica particulada em suspensão ou de microrganismos ali presentes (Harbach 2007), sendo classificados como organismos coletores-filtradores. Os grupos funcionais são sensíveis tanto à mudanças biológicas do rio quanto às alterações nos padrões ambientais provenientes de ação antrópica (Vannotte et al. 1980; Silveira 2004). Em ambientes de desmatamento, por exemplo, os organismos coletores-filtradores, como as larvas de muitas espécies de mosquitos, se favorecem em função do maior aporte de matéria orgânica em suspensão, sobressaindo-se em abundância, a exemplo de *Aedes* sp. Meigen, 1818 e *Culex* sp. Linnaeus, 1758 (Silveira 2004; Chaves et al. 2011).

Larvas de mosquitos também podem estar presentes na dieta de outros insetos aquáticos predadores, como a família Belostomatidae (Hemiptera: Heteroptera) (Consoli et al. 1989). Pereira e Melo (1998) observaram que *Belostoma anurum* Herrich-Schäffer, 1848 (Heteroptera: Belostomatidae) predou um maior número de *Culex quinquefasciatus* Say, 1823, comparado a outros tipos de presas. Os autores atribuem tal preferência por larvas de mosquitos ao fato de *B. anurum* ser um predador de tocaia, o que condiz com a maior mobilidade das larvas se comparadas a caramujos, por exemplo, passando um maior número de vezes próximo ao predador. Fischer et al. (2013), estudando a habilidade predatória de *Buenoa fuscipennis* Berg, 1879 (Heteroptera: Notonectidae) na Argentina, sugerem que tal espécie de hemíptero pode ser eficiente no controle de mosquitos.

Considerando sua ampla distribuição, os culicídeos também podem ser influenciados por fatores como luz, temperatura, salinidade, poluentes orgânicos e inorgânicos, onde estabelecem relações tanto com a vegetação aquática quanto ripária, (Consoli e Oliveira 1994). Buracos em árvores, internódios de bambus, cascas de árvores e até frutos caídos são utilizados por diversas espécies de mosquitos para sua reprodução (Consoli e Oliveira 1994; Forattini 2002; Zequi et al. 2005). Criadouros artificiais também são amplamente utilizados por larvas de culicídeos nas áreas urbanas, como garrafas, copos de plástico,

pneus, tampas, galões, materiais de construção, entre outros (Beserra et al. 2017; Montagner 2018).

No norte do Paraná, o solo basáltico, com afloramentos rochosos nos pontos mais altos, inclusive em margens de rios e riachos, pode propiciar a formação de depressões, por conta de seu desgaste, que retêm água das chuvas ou dos próprios cursos d'água (Lopes et al. 2002). Segundo Lopes et al. (2012), a destruição das vegetações marginais, alterando as condições ambientais dos rios e ribeirões, expõe as lages pedregosas e desgastadas, preenchendo suas depressões com água; assim, tais poças acabam servindo como criadouro para diversas espécies de culicídeos. Analisando buracos nas lages pedregosas da margem esquerda do Ribeirão Lageado Liso, na cidade de Sapopema (norte do Paraná), os autores observaram que fatores como incidência solar direta e presença de vegetação aquática ou semi-aquática foram determinantes na colonização daquele microhabitat.

As fêmeas da maioria das espécies de Culicidae são hematófagas alimentando-se de pássaros, mamíferos e outros vertebrados, habito alimentar que os tornam importante vetores de patógenos causadores de doenças (dengue, malária, febre do Nilo, Zika vírus, Chikungunya) (Montagner et al. 2018). Cerca de 466 espécies de culicídeos ocorrem no Brasil, destacando-se os gêneros *Anopheles* Meigen, 1818, *Aedes* Meigen, 1818, *Haemagogus* Linnaeus, 1758 e *Culex* Linnaeus, 1758, os quais estão envolvidos indiretamente com a morbidez e mortalidade entre humanos (Guedes, 2012; Medeiros-Souza et al. 2013). Os mosquitos se adaptam as condições ambientais e proliferam-se facilmente em novas áreas, o que resulta numa ampla distribuição dessas doenças por todo mundo, incluindo o Brasil (Rueda 2008; Vega-Rúa et al. 2014; Zara et al. 2016), com recorrentes epidemias todos os anos, levando à morte milhares de pessoas.

No Brasil, *Aedes aegypti* Linnaeus, 1762 é o principal vetor conhecido da dengue e febre amarela urbana (Forattini 2002; Montagner et al. 2018). Entretanto, pela dinâmica dos vetores, atualmente *Ae. aegypti* e *Ae. albopictus* Skuse, 1894 veiculam juntos, na área urbana, uma série de vírus causadores de doenças (tais como dengue, chikungunya, zika vírus e febre amarela) apresentando alta plasticidade genética tanto na veiculação dos patógenos como colonização de habitats (Martins et al. 2012; Vega-Rúa et al. 2014; Zara et al. 2016).

*Culex quinquefasciatus* é o vetor primário da filariose no Brasil, e embora a incidência deste nematóide tenha diminuído consideravelmente nos últimos anos, ainda é um problema em certas localidades na região Nordeste; é beneficiado pelas alterações antrópicas no ambiente peridomiciliar, sendo considerado altamente antropofílico e um dos mosquitos mais recorrentes dentro das casas, no Brasil (Consoli e Oliveira, 1994).

A perda de riqueza pela fragmentação do hábitat também ocorre entre os culicídeos adultos, que possuem capacidade de adaptação ao meio antrópico, sobressaindo-se muitas espécies, principalmente aquelas hematófagas e com alto grau de sinantropia em ambientes de baixa riqueza. Essas espécies também têm respostas rápidas às pressões evolutivas, como resistência a inseticidas (Chaves et al. 2011; Feitosa et al. 2017).

Na região norte do Paraná, a alta frequência de represamentos artificiais de rios e ribeirões, muitos deles de grande porte, também colaboram para a degradação do hábitat e seus eventuais desdobramentos. No lago Igapó, na cidade de Londrina, Lopes et al. (2002), encontraram alta densidade de Culicidae, sendo *Anopheles strodei* Root, 1926, vetor secundário para malária, a espécie mais abundante. Outra espécie relevante nesse trabalho foi *Cx. quinquefasciatus*. Os autores afirmavam que a alta densidade destes culicídeos merecem monitoramento contínuo do lago, pois pode afetar a qualidade de vida da população humana.

No sul do Paraná, Guedes e Navarro-Silva (2014), estudando a composição da comunidade de mosquitos na Reserva Natural Morro da Mina (Mata Atlântica), a qual se encontrava sob pressão de atividades humanas como o desmatamento e a exploração de recursos minerais, também registraram elevada abundância de gêneros como *Anopheles* e *Culex*. Segundo os autores, algumas espécies de mosquitos podem participar do processo de reemergência de patógenos transmitidos por vetores, o que está associado à fragmentação do hábitat, às mudanças climáticas e ambientais.

Considerando sua importância sanitária, sua estreita relação com o ambiente, o processo de urbanização e exploração ambiental que tem provocado várias mudanças em áreas originalmente cobertas por matas, estudos sobre a ecologia de mosquitos são importantes para a saúde pública (Müller et al. 2012).

São muitos os estudos que tratam da relação preservação/destruição e perda de diversidade biológica. Entretanto, poucos trabalhos buscam determinar como a fragmentação de habitats colabora para alterações na biologia de vetores, principalmente de mosquitos, fazendo uma correlação entre entomologia, epidemiologia e saúde pública (Guedes, 2012). Apesar de sua importância sanitária e grande quantidade de estudos, o conhecimento desta família ainda não é completo (Rueda, 2008, Harbach, 2009, Guedes, 2012; Montagner et al. 2018) na relação desses mosquitos com a integridade de ambiente e fauna aquática associada.

No norte do Paraná, são poucos os estudos que enfocam essa relação e precisam de atualização, já que é dinâmica a relação entre mudança do habitat, ação humana e culicídeos vetores de patógenos. O estudo poderá incrementar informações para possíveis alterações na biologia desses organismos, em face à degradação de ambientes, e que

podem estar contribuindo para aumento populacional de Culicidae, facilitando o entendimento de novas estratégias para vigilância e controle.

O objetivo geral deste trabalho foi estudar a composição da culicídiofauna (aquática e terrestre), de áreas urbana, periurbana e natural no norte do Paraná relacionando-a com a entomofauna aquática associada, para um diagnóstico ambiental e avaliação do estado de integridade das áreas estudadas.

## REFERÊNCIAS

- Albertoni, E.F., Palma-Silva, C., Trindade, C.R., Furlanetto, L.M. (2017). Water quality of the São Gonçalo channel, urban and agricultural water supply in southern Brazil. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, <http://dx.doi.org/10.1590/2318-0331.011716082>
- Anderson, A.M., & Ferrington Jr., L.C. (2013). Resistance and resilience of winter-emerging Chironomidae (Diptera) to a flood event: implications for Minnesota trout streams. *Hydrobiologia*, Netherlands, 707 (1), 59 – 71.
- Arduíno, M.B., & Ávila, G.O. (2015). Aspectos físico-químicos da água de criadouros de *Aedes aegypti* em ambiente urbano e as implicações para o controle da dengue. *Revista de Patologia Tropical*, 44 (1), 89-100.
- Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J.F., & Furse, M.T. (1983). The performance of a new biological water quality score based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17, 333-347.
- Barrella, W., Petrere Jr., M., Smith, W. S., & Montag, L. F. A. (2000). As relações entre as mata ciliares, os rios e os peixes. In: Rodrigues, R.R., & Leitão-Filho, H.F. (Eds) *Matas Ciliares: conservação e recuperação* 187 – 207. São Paulo: EDUSP.
- Beserra, E.B., Freitas, E.M., Souza, J.T., Fernandes, C.R.M., & Santos, K.D. (2009). Ciclo de vida de *Aedes (Stegomyia) aegypti* (Diptera, Culicidae) em águas com diferentes características. *Iheringia, Série Zoológica*, 99 (1) , 281 – 285.
- Beserra, J.M.T, Santana, I.N.S., Miranda, J.P., Tadei, W.P., & Pinheiro, V.C.S. (2017). Breeding Sites of *Aedes aegypti* (Linnaeus) (Diptera, Culicidae): Study about the containers in dry and rainy seasons in Dengue-endemic city. *Revista de Pesquisa em Saúde*, 18(2), 102-107.
- Binckley, C.A., & Resetarits Jr., W.J. (2005). Habitat selection determines abundance, richness and species composition of beetles in aquatic communities. *Biology Letters*, 1, 370 – 374.
- Brix, K.V., Deforest, D.K., & Adams, W.J. (2011). The sensitivity of aquatic insects to divalent metals: a comparative analysis of laboratory and field data. *Science of the Total Environment*, 409, 4187 – 4197.

Brusca, R.C., Moore, W., & Shuster, S.M. (2018). *Invertebrados*. 3ªed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan.

Buss, D.F., Carlisle, D.M., Choon, T.S., Culp, J., Harding, J.S., Keizer-Vlek, H.E., Robinson, W.A., Strachan, S., Thirion, C., & Hughes, R.M. (2015). Stream biomonitoring using macroinvertebrates around the globe: a comparison of large-scale programs. *Environmental Monitoring Assessment*, 187 (1), 2 – 21.

Chaves, L.F., Hamer, G.L., Walker, E.D., Brown, W.M., Ruiz, M.O., & Kitron, U.D. (2011). Climatic variability and heterogeneity impact urban mosquito diversity and vector abundance and infection. *Ecosphere*, <http://dx.doi.org/10.1890/ES11-00088.1>

Crisci-Bispo, V.L., Bispo, P.C., & Froehlich, C.G. (2007). Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in litter in a mountain stream of the Atlantic Rainforest from Southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24(3), 545 – 551.

Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. (1986). Resolução nº001/86: *Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para avaliação de impacto ambiental*. Ministério de Meio Ambiente.[http://www.mma.gov.br/port/conama/legislacao/CONAMA\\_RES\\_CONS\\_1986\\_001.pdf](http://www.mma.gov.br/port/conama/legislacao/CONAMA_RES_CONS_1986_001.pdf). Acesso em: 18 jan. 2018.

Consoli, R.A.G.B., Pereira, M.H., Melo, A.L., & Pereira, L.H. (1989). *Belostoma micantulum* Stål, 1858 (Hemiptera:Belostomatidae) as a predator of larvae and pupae of *Aedes fluviatilis* (Diptera: Culicidae) in laboratory conditions. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 84, 577-578.

Consoli, R.A.G.B., & Oliveira, R.L. (1994). Principais Mosquitos de importância sanitária no Brasil (online). Rio de Janeiro: Ed. FIOCRUZ, 1994. SciELO Books <<http://scielo.books.org>>.

Conti, L., Schmidt-Kloiber, A., Grenouillet, G., & Graf, W. (2014). A trait-based approach to assess the vulnerability of European aquatic insects to climate change. *Hydrobiologia*, 721, 297 – 315,.

Costa Neta, B.M. (2017). Eficiência de tecnologia LED (Light – Emitting Diode) na captura de mosquitos do gênero *Anopheles* (Diptera: Culicidae) vetores da malária. Dissertação. Pós-graduação em Ciências da Saúde – UFMA, São Luís.

Cummins, K. W., & Merritt, R. W. (1996). Ecology and distribution of aquatic insects. In: Merritt, R. W., & Cummins, K. W. (Eds.). *An introduction to the aquatic insects of North America*.(74-86) Dubuque: Kendall/Hunt.

Dar, S.H., Dar, F.A., Khan, A.A., Rashid, A., Teli, A.R., & Bashir, M. (2017). Biomonitoring with macrozoobenthos as a special tool to predict the water quality of Dal Lake Srinagar. *The Pharma Innovation Journal*, 6 (11), 734 – 744.

Everall, N.C., Johnson, M.F., Would, P., Farmer, A., Wilby, R.L., & Measham, N. (2017) Comparability of macroinvertebrate biomonitoring indices of river health derived from semi-quantitative and quantitative methodologies. *Ecological Indicators*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.03.040>.

Feitosa, J. G., Bastos, N.S., & Siqueira, P.K.J. (2017). Aplicação e avaliação do óleo de cravo-da-índia como medida de combate e controle frente à *Aedes aegypti*./Monografia. Pindamonhangaba-SP, FUNVIC Faculdade de Pindamonhangaba.

Ferreira, F.A.S., Sampaio, R.T.M., & Lopes, M.J.N. (2007). *Composição da entomofauna aquática não alvo proveniente de criadouros de vetores da malária ( Anopheles MEIGEN, 1818) nos arredores de Manaus/AM*. XVI Jornada Científica PIBIC/CNPq/FAPEAM/INPA, Manaus.

Figueiredo-Barros, M.P., Fonseca, J.J.L., Bozelli, R.L., & Esteves, F.A. (2002) Macroinvertebrados bentônicos como Bioindicadores de impacto e recuperação em um Igarapé sob influência de mineração de bauxita. In: *Simpósio Nacional sobre recuperação de áreas degradadas*.

Fischer, S., Zanotti, G., Castro, A., & Quiroga, L. (2013). Effect of habitat complexity on the predation of *Buenoa fuscipennis* (Heteroptera: Notonectidae) on mosquito immature stages and alternative prey. *Journal of Vector Ecology*, 38(2), 215 – 223.

Flor, T.R., & Souto, H.N. (2016). Biomonitoramento do Lago Poço Verde situado na região de Coromandel (MG), utilizando macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade da água. *Getec*, 5 (10), 12 – 30.

FORATTINI, O.P. (2002). *Culicidologia Médica: Identificação, Biologia, Epidemiologia*. Vol. 2, EDUSP: São Paulo.

Goulart, M.D.C., & Callisto, M. (2003). Bioindicadores de Qualidade de Água como Ferramenta

em Estudos de Impacto Ambiental. *Revista da FAPAM*, <http://www.icb.ufmg.br/big/beds/arquivos/goulartecallisto.pdf>.

Guedes, M.L.P. (2012). *Culicidae (Diptera) no Brasil: Relações entre diversidade, distribuição e enfermidades*. *Oecologia Australis*, 16(2), 283 – 296.

Guedes, M.L.P., & Navarro-Silva, M.A. (2014). Mosquito community composition in dynamic landscape from the atlantic Forest biome (Diptera, Culicidae). *Revista Brasileira de Entomologia*, 58 (1), 88 – 94.

Gulan, P.J., & Cranston, P.S. (2017). *Insetos: Fundamentos da Entomologia*. 5ªed. São Paulo: Ed. Roca.

Harbach, R.E. (2007). The Culicidae (Diptera): a review of taxonomy, classification and phylogeny. *Zootaxa*, 1668, 591 – 638.

Hershkovitz, Y., & Gasith, A. (2013). Resistance, resilience, and community dynamics in mediterranean-climate streams. *Hydrobiologia*, 719, 59 – 75.

Hilsenhoff, W. L. (1987). An improved biotic index of organic stream pollution. *The great lakes entomologist*. 20(1), 31-36.

Jacobsen, D. (2008). Low oxygen pressure as a driving factor for the altitudinal decline in taxon richness of stream macroinvertebrates. *Oecologia*, 154, 705 – 807.

Lopes, J., Zequi, J.A.C., Nunes, V., Oliveira, O., Oliveira-Neto, B.P.O., & Rodrigues, W. (2002). Immature Culicidae (Diptera) collected from the Igapó Lake located in the urban area of Londrina, Paraná, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 45, 465-471.

Lopes, J., Santos, F.P., Martins, E.A.C, Pereira, P.A.C, Oliveira, J.E., Oliveira, O., Oliveira-Neto, B.P., Nunes, V., & Zequi, J.A.C. (2012). Fauna Culicidae (Diptera) em depressões de rochas da margem de um ribeirão no Norte do Paraná. *Revista Brasileira de Zociências*, 14(1, 2, 3), 27 – 33.

Manrique-Saíde, P., Arisqueta-Chablé, C., Geded-Moreno, E., Herrera-Bojórquez, J., UC, V., Chablé-Santos, J., Che-Mendoza, A., Sánchez, E.C., Arredondo-Jiménez, J., & Medina-Barreiro, A. (2013). An assesment of the importance of subsurface catch basins for *Aedes aegypti* adult production during the dry season in a neighborhood of Merida, Mexico. *Journal American of Mosquito Control Association*, 29, 164 – 167.

Martins, V.E.P., Alencar, C.G., Kamimura, M.T., Araújo, F.M.C., Simone, S.G., Dutra, R.F., & Guedes, M.I.F. (2012). Occurrence of Natural vertical transmission of dengue-2 and dengue-3 viruses in *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus* in Fortaleza, Ceará, Brazil. *Plos One*, <http://journals.plos.org/plosone/article/asset?id=10.1371/journal.pone.0041386.PDF>

Maseke, F.O., & Raburu, P.O. (2017). Improving the performance of the EPT Index to accommodate multiple stressor in afrotopical streams. *African Journal of Aquatic Science*, 42 (3), 219 – 233.

Medeiros-Sousa, A.R., Ceretti-Junior, W., Urbinatti, P.R., Natal, D., Carvalho, G.C., Paula, M.B., Fernandes, A., Homem de Melo, M.H.S., Oliveira, R.C., Orico, L.D., Gonçalves, E.F.B., & Marrelli, M.T. (2013). Biodiversidade de mosquitos (Diptera: Culicidae) nos parques da cidade de São Paulo I. *Biota Neotropica*. 13(1), <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n1/pt/abstract?inventory+bn03813012013>

Miguel, R.B., Peiter, P.C., Albuquerque, H., Coura, J.R., Moza, P.G., Brasil, P., Suárez-Mutis, M.C., 2014. Malaria in the state of Rio de Janeiro, Brazil, an Atlantic Forest area: an assessment using the health surveillance service. *Mem Inst Oswaldo Cruz*, 109(5), 634-640.

Mondal, R.P., Chandra, G Bandyopadhyay, S., & Ghosh, A. (2017). Effect of temperature and search area on the functional response of *Anisops sardea* (Hemiptera: Notocnecidae) against *Anopheles stephensi* in laboratory bioassay. *Acta Tropica*, <https://doi.org/10.1016/j.actatropica.2016.11.034>

Montagner, F.R.G., Silva, O.S., & Jahnke, S.M. (2018). Mosquito species occurrence in association with landscape composition in green urban areas. *Brazilian Journal of Biology*, 78(2), 233-239.

Monteiro, I.M., Bernardi, L.F.O., Ramos, M., & Durães, P. (2007). Efeito do tipo de substrato na estrutura da comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, VIII, 2007, Caxambu, MG. Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil. Caxambú, MG.

Müller, G.A., Bona, A.C.D., Marcondes, C.B., & Navarro-Silva, M.A. (2012). Crepuscular activity of Culicids (Diptera, Culicidae) in the peridomicile and in there maining riparian forest in Tibagi river, State of Paraná, Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 56,111 – 114.

- Nalim, D. M., Galves Jr., W., Mendes, E. C., & Maroneze, D. M. Insetos Aquáticos. In: Bennemann, S. T., Shibatta, O. A., & Vieira, A. O. S. (Eds.) *A flora e a fauna do Ribeirão Varanal: um estudo da biodiversidade no Paraná* (111 – 138). Londrina: EDUEL.
- Pamplim, P.A.Z., & Rocha, O. (2007). Temporal and bathymetric distribution of benthic macroinvertebrates in the Ponte Nova Reservoir, Tietê river (São Paulo, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 19, 439-452.
- Pereira, M.H., & Melo, A.L. (1998). Influência do tipo de presa no desenvolvimento e na preferência alimentar de *Belostoma anurum* Herrich-Schaffer, 1848 e *B. plebejum* Stål, 1858 (Heteroptera, Belostomatidae). In: Nessimian, J. L., & Carvalho, A. L. *Ecologia de Insetos Aquáticos* (41 – 49). Rio de Janeiro: Séries Oecologia Brasiliensis.
- Pina-Costa, A., Brasil, P., Di Santi, S.M., Araújo, M.P., Suárez-Mutis, M.C., Santelli, A.C.F.S., Oliveira-Ferreira, J., Lourenço-de-Oliveira, R., Daniel-Ribeiro, C.T., 2014. Malaria in Brazil: what happens outside the Amazonian endemic region. *Mem Inst Oswaldo Cruz*, 109(5), 618-633.
- Pombo, A.P.M. (2016). *Aedes aegypti*: morfologia, morfometria do ovo, desenvolvimento embrionário e aspectos relacionados à vigilância entomológica no Município de São Paulo. Dissertação de Doutorado - Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, São Paulo.
- Queiroz, J.F., Silva, M.S.G.M., & Trivinho-Strixino, S. (2008). Ecossistemas Aquáticos e seu Manejo. In: *Organismos Bentônicos: biomonitoramento de qualidade de água* (8 – 25). Jaguariúna: Embrapa Meio-ambiente.
- Rawi, C.S.M., Al-Shami, S.A., Madrus, M.R., & Ahmad, A.H. (2013). Local effects of Forest fragmentation on diversity of aquatic insects in tropical Forest streams: implications for biological conservation. *Aquatic Ecology*, 47(1), 75 – 85.
- Remor, M.B., Hermoso, M., Sgarbi, L.F., Prestes, T.M.V., Câmara, C.D., & Model, K.J. (2014). Qualidade da água do rio das Pedras, oeste do Paraná, utilizando macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores. *Arquivos de Ciências Veterinárias e Zoológicas – UNIPAR*, 17(2), 121 – 129.
- Ribeiro, L.O., & Uieda, V.S. (2005). Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de um riacho de serra em Itatinga, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22 (3), 613-618.

Rincón, P. A. (1999). Uso do micro-habitat em peixes de riachos: métodos e perspectivas. In: Caramaschi, E.P., Mazzoni, R., & Peres-Neto, P. R. (Eds.) *Ecologia de Peixes de Riachos*. (23 – 90). Rio de Janeiro: Série Oecologia Brasiliensis,

Robinson, C.T. (2012). Long-term changes in community assembly, resistance, and resilience following experimental floods. *Ecological Applications*, Pasadena, 22(7), 1949 – 1961.

Rueda, L.M.(2008). Global diversity of mosquitoes (Insecta: Diptera: Culicidae) in freshwater. *Freshwater Animal Diversity Assessment*, 595, 477 – 487.

Santos, K. P. (2014). *Macroinvertebrados bentônicos e Parâmetros físico-químicos como indicadores da qualidade da água de microbacias utilizadas para o abastecimento público da região metropolitana de Goiânia*. Dissertação Apresentada ao Programa de Pós-graduação Stricto Sensu em Engenharia de Meio Ambiente, UFG, Goiânia.

Silva, F.L., Pauleto, G.M.,Talamoni, J.L.B., & Ruis, S.S. (2009). Categorização funcional trófica das comunidades de macroinvertebrados de dois reservatórios na região centro-oeste do estado de São Paulo, Brasil. *Acta Scientiarum*, Maringá, 31(1), 73-78.

Silva, A.P., Alves, W.S., Martins, A.J., Tadei, W.P., & Santos, J.M.M. (2014). Adaptação de um Bioensaio Simplificado para Avaliação do Status de Susceptibilidade em Larvas de *Anopheles darlingi* e *Anopheles marajoara* ao Piretroide Deltametrina. *Bioassay*, 9(4), 1 – 8.

Silva, K. W. S., Everton, N. S., & Melo, M. A. D. (2016). Aplicação dos índices biológicos Biological Monitoring Working Party e Average Score per Taxon para avaliar a qualidade de água do rio Ouricuri no Município de Capanema, Estado do Pará, Brasil. *Revista Pan-Amazônica de Saúde*, 7 (3), 13-22.

Silveira, M. P. (2004). *Aplicação do Biomonitoramento para Avaliação da Qualidade da água em rios*. Embrapa Meio Ambiente: Jaguariúna.

Taylor, B. R., & Bailey, R. C. (1997). Aquatic effects technology evaluation (AETE) program: Technical evaluation on methods for benthic invertebrate data analysis and interpretation. *Canada Centre of Mineral and Energy Technology*. [http://mend-nedem.org/wp-content/uploads/AETE\\_2.1.3.pdf](http://mend-nedem.org/wp-content/uploads/AETE_2.1.3.pdf).

Teixeira, A. L. (2015). *Relação entre a qualidade ambiental de mananciais de abastecimento da região sul-metropolitana de Goiânia e sua comunidade de macroinvertebrados aquáticos*.

Dissertação de Mestrado (Pós-Graduação Stricto Sensu em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Goiás, Goiânia, GO..

Tundisi, J. G. (2005). *Água no século XXI: Enfrentando a Escassez*. São Carlos, SP: RiMa Ed.

Uieda, V.S., & Castro, R. M. C. (1999) Coleta e Fixação de peixes de riachos. In: Caramaschi, E. P., Mazzoni, R., & Peres-Neto, P. R. *Ecologia de Peixes de Riachos*. (01 – 22). Rio de Janeiro: Série Oecologia Brasiliensis.

Valle, D., Belinato, T.A., & Martins, A.J. (2015). Controle químico de *Aedes aegypti*: resistência a inseticidas e alternativas. Valle, D., Pimenta, D.N., & Cunha, R.V. (Eds). *Dengue: teorias e práticas* (online). Rio de Janeiro: FIOCRUZ.

Vannotte, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W.L., Sedell, J.R., & Cushing, C.E. (1980). The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37, 130-137.

Varejão, J.B.M., Santos, C.B., Rezende, H.R., Bevilacqua, L.C., & Falqueto, A. (2005). Criadouros de *Aedes (Stegomyia) aegypti* (Linnaeus, 1762) em bromélias nativas na Cidade de Vitória, ES. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, 38, 238-240.

Vaz, A.A., Vaz, A.A., Pelizari, G.P., Biagioni, R.C., & Smith, W.S. (2017). A biota aquática em um riacho tropical e suas relações com fatores ambientais. *Biodiversidade Brasileira*, 7(1), 55 – 68.

Vega-Rúa, A., Zouache, K., Girod, R., Failloux, A.B., & Lourenço-de-Oliveira, R. (2014). High level of vector competence of *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus* from ten American countries as a crucial factor in the spread of Chikungunya virus. *Journal of Virology*, 88(11), 6294-6306.

Vilas Boas, A.H., & Camargo, F.V. (2017). Avaliação Rápida da qualidade da água utilizando invertebrados bentônicos, através dos índices bióticos BMWP' e ASPT no ribeirão São Bernardo, Piranguçu, Sul de Minas Gerais. *CES Revista*, 1(1), 7 – 25.

Walter Reed Biosystematics Unit - WRBU, 2018. *Mosquito Identification Resources*. <http://www.wrbu.org/>

Winget, R. N., & Mangun, F.A. (1979). Biotic Condition Index: *Integrated Biological, Physical and Chemical Stream Parameters for Management*. Utah: U.S. Forest Service Intermountain.

Wright, I.A., & RYAN, M.M. (2016). Impact of mining and industrial pollution on stream macroinvertebrates: Importance of taxonomic resolution, water geochemistry and EPT indices for impact detection. *Hydrobiologia*, 772(1), 103 – 115.

Zara, A.L.S.A., Santos, S.M., Oliveira, E.S.F., Carvalho, R.G., & Coelho, G.E. (2016). Estratégias de controle do *Aedes aegypti*: uma revisão. *Revista Epidemiologia Serviços de Saúde*, 25(2), 391-404.

Zequi, J.A.C., Lopes, J., Medri, I.M., 2005. Imaturos de Culicidae (Diptera) encontrados em recipientes instalados em mata residual no município de Londrina, Paraná, Brasil. *Rev. Bras. de Zool.*, 22, 656 – 661.

## **CAPÍTULO 1**

### **INTEGRIDADE BIÓTICA UTILIZANDO INSETOS AQUÁTICOS EM CURSOS D´AGUA NO NORTE DO PARANÁ**

Artigo a ser submetido ao periódico "Environmental Monitoring and Assessment" –  
(<https://link.springer.com/journal/10661>) – B2 – Fator de impacto 1,804

## **INTEGRIDADE BIÓTICA UTILIZANDO INSETOS AQUÁTICOS EM CURSOS D'ÁGUA NO NORTE DO PARANÁ**

**RESUMO** - Ecossistemas aquáticos foram alterados por meio de ações antrópicas, como construção de barragens, desmatamento e alteração de matas ciliares, contaminação por efluentes de esgoto, entre outros fatores que causam impactos nesses ambientes. Todas essas práticas levam à destruição de comunidades biológicas, à perda de qualidade da água e à biodiversidade aquática. O objetivo deste trabalho foi verificar o grau de preservação de cursos d'água com diferentes coberturas vegetais por meio da aplicação de um Protocolo de Avaliação Rápida de Habitat, Índice BMWP, descrição de grupos tróficos e análise de outras variáveis bióticas e abióticas, utilizando a composição da entomofauna aquática. Foram realizadas 200 amostras em 13 áreas diferentes, utilizando a rede D. Coletou-se 1719 insetos, distribuídos em 26 táxons, sendo as famílias Notonectidae (Hemiptera) e Chironomidae (Diptera) os táxons mais abundantes. As condições de preservação foram mais satisfatórias nas áreas com maior cobertura vegetal e no ambiente periurbano. A nascente do ribeirão Cambé, em ambiente urbano, apresentou o pior quadro de degradação do estudo. A análise da integridade biótica mostrou como as atividades antrópicas afetam os ambientes aquáticos, fragmentando os habitats, o que desestrutura a entomofauna aquática. Denota-se a importância dos fragmentos ambientais para o equilíbrio das comunidades e manutenção da biodiversidade e serviços naturais.

**Palavras-chave:** degradação ambiental, vegetação marginal, bioindicadores, BMWP, grupos tróficos.

## **BIOTETIC INTEGRITY USING AQUATIC INSECTS IN COURSES D'AGUA IN THE NORTH OF PARANÁ**

**ABSTRACT** – Aquatic ecosystems were altered by means of anthropic actions, such as dam construction, deforestation and alteration of riparian forests, contamination by sewage effluents, among other factors that cause impacts in these environments. All these practices lead to the destruction of biological communities, the loss of water quality and aquatic biodiversity. The objective of this work was to verify the degree of preservation of watercourses with different vegetation coverages by applying a Protocol of Rapid Assessment of Habitat, BMWP Index, description of trophic groups and analysis of other biotic and abiotic variables, using the composition of the aquatic entomofauna. A total of 200 samples were collected in 13 different areas using the D. network. 1719 insects were collected, distributed in 26 taxa, with the families Notonectidae (Hemiptera) and Chironomidae (Diptera) being the most abundant taxa. The preservation conditions were more satisfactory in areas with greater vegetation coverage and in the periurban environment. The source of the Cambé stream, in an urban environment, presented the worst picture of degradation of the study. The biotic integrity analysis showed how the anthropic activities affect the aquatic environments, fragmenting the habitats, which deconstructs the aquatic entomofauna. The importance of environmental fragments to the balance of communities and the maintenance of biodiversity and natural services is highlighted.

**Key words:** ambiental degradation, riparian forest, bioindicators, BMWP, functional feeding groups.

## **Introdução**

Os ambientes aquáticos continentais relacionam-se com os ecossistemas terrestres principalmente através das matas ciliares que funcionam como um “escudo” para os rios, diminuindo o rápido escoamento superficial das águas das chuvas nos terrenos adjacentes, retendo e preservando o solo das margens através dos sistemas radiculares das plantas (Barrella et al. 2000), além de ser fonte de alimento e abrigo para os organismos aquáticos na forma de matéria orgânica depositada. Tais atributos mantêm a biodiversidade e produtividade nestes ecossistemas.

Nos últimos anos, muitos dos ecossistemas aquáticos têm sido alterados por ações de origem antrópica, como a retirada da vegetação marginal que ocasiona o assoreamento do curso hídrico, expondo-o à ação das águas das chuvas com o arraste de grande carga de detritos (animais, vegetais ou de origem humana) e poluentes (como pesticidas), afetando diretamente a qualidade das águas (Barrella et al. 2000; Marmontel e Rodrigues 2015) e sua biodiversidade. Os represamentos, por sua vez, causam variações nas características físico-químicas dos rios, o que determina alterações na sucessão das comunidades bióticas (Matsumura-Tundisi 1999; Tundisi 2005). As águas residuárias (esgotos domésticos e industriais) e resíduos sólidos (lixo), fontes poluidoras comuns nos ambientes urbanos, também afetam os organismos mais sensíveis a modificações por estarem estreitamente associados ao substrato e em contato direto com o sedimento (Lorandi e Cançado 2002; Tundisi 2005).

Dentre os organismos componentes destas comunidades, destacam-se os insetos que têm grande sucesso e diversidade nos ambientes aquáticos, ocupando todos os habitats disponíveis, com papel de destaque no fluxo de energia, constituindo recurso alimentar para outros organismos (Cummins et al. 2005, Nalim et al. 2008; Silva et al. 2009a; Cordeiro et al. 2016).

Muitos insetos são considerados sentinelas para apontar ações antrópicas, já que são sensíveis às mudanças do ambiente. Alguns grupos têm sido adotados como referência para avaliação da qualidade de cursos d’água sendo largamente utilizados na análise de ambientes através da aplicação de índices bióticos, ajudando no monitoramento de condições ambientais adversas (Remor et al. 2014; Albertoni et al. 2017; Masese e Raburu 2017; Rak et al. 2017; Vilas Boas e Camargo 2017). Nesses índices, tais ordens recebem pontuações de acordo com sua tolerância em ambientes poluídos, classificando o rio de acordo com a qualidade da água, como é o caso do índice BMWP (Biological Monitoring Working Party System) (Armitage et. al. 1983). Quando ocorre deposição exagerada de resíduos no ambiente, as transformações químicas que ocorrem afetam a atividade

alimentar destes insetos, podendo inclusive limitar a sua presença e ação, justificando a sua utilização na avaliação da degradação ambiental (Queiroz et al. 2008).

Em contrapartida, alguns grupos de insetos são considerados resistentes a situações de estresse ambiental, como é o caso dos dípteros das famílias Chironomidae e Culicidae. Estes últimos podem ter sua riqueza afetada em habitats fragmentados, uma vez que tais mudanças no ecossistema selecionam insetos aptos ao meio antrópico que se sobressaem em abundância, a exemplo de algumas espécies de *Aedes* e *Culex*, de importância sanitária (Chaves et al. 2011).

Ações antrópicas também provocam mudanças nas proporções de grupos tróficos ao longo de um curso d'água, tais como: a perda de organismos aquáticos pastadores pela retirada da vegetação ripária e redução da entrada de material alóctone; e o aumento no número de filtradores em trechos a jusante de represamentos, em função do maior aporte de partículas finas carregadas das águas paradas a montante (Gullan e Cranston 2008).

O Brasil possui uma considerável rede hidrográfica que vem sendo alterada por diversas atividades (agropecuária, indústrias, represamento, lazer e recreação). No norte do estado do Paraná são poucos os trabalhos que enfocam a entomofauna aquática na perspectiva dos índices bióticos, embora seja esta uma região de intensa atividade agropecuária e urbanização.

O objetivo deste trabalho foi realizar um diagnóstico ambiental de cursos d'água com diferentes condições de mata ripária, distribuídos em áreas urbana, periurbana e preservada no Norte do Paraná, analisando a composição das comunidades de insetos aquáticos para aplicação de índices bióticos, descrição dos grupos tróficos e análise das demais variáveis bióticas e abióticas registradas nestas áreas. Também, inferir sobre os efeitos das atividades antrópicas nestes ecossistemas aquáticos e descrever o perfil ecológico de cada área e seu grau de integridade.

Para tanto, foram testadas as seguintes hipóteses:

1. A diversidade e riqueza da entomofauna aquática das áreas com maior cobertura vegetal, localizadas nos ambientes periurbano e natural são significativamente maiores que em ambiente urbano;
2. Há maior abundância de larvas de Culicidae nas áreas em ambiente urbano e com menor cobertura vegetal;
3. Os ambientes com diversidade e riqueza significativamente maiores possuem, também, maior variedade de grupos tróficos;
4. Os ambientes com maior cobertura vegetal, nos ambientes periurbano e natural, apresentam índices bióticos mais favoráveis que em ambientes com pouca ou nenhuma cobertura vegetal.

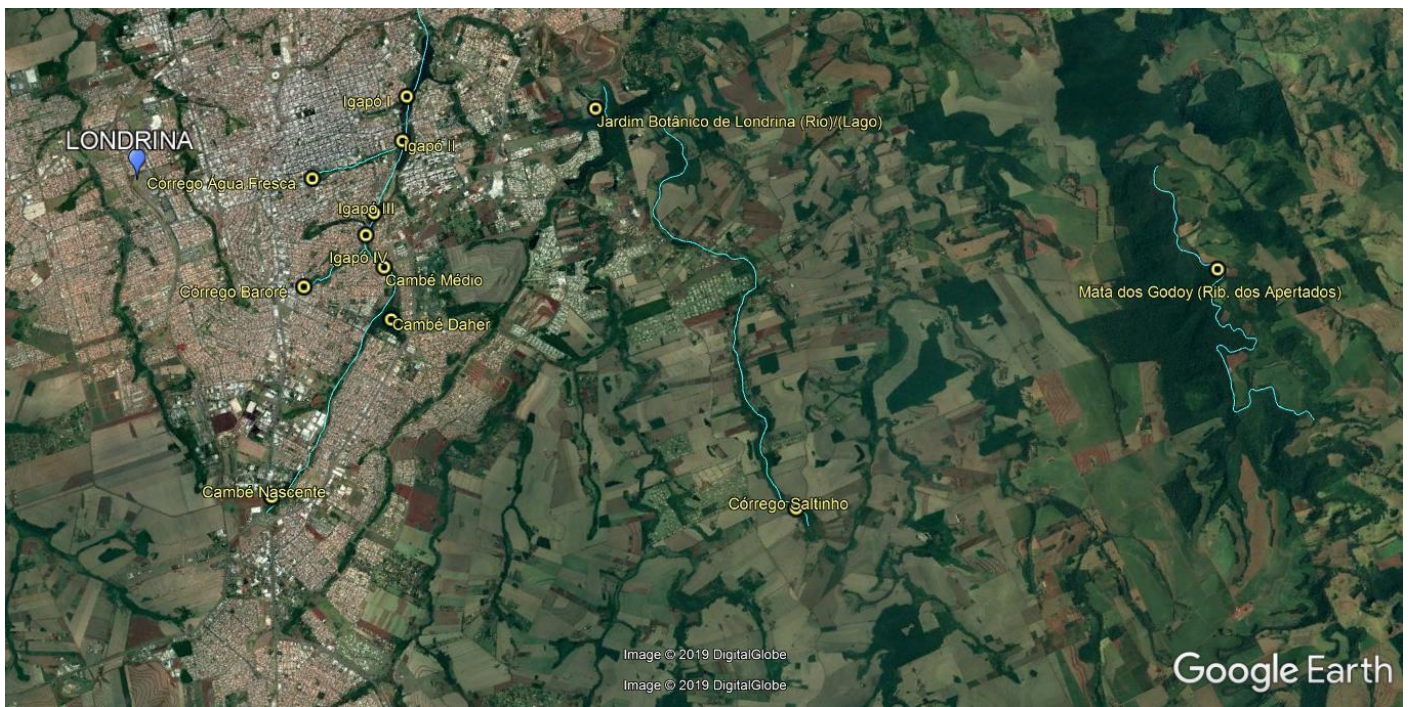
## Material e métodos

### Área de estudo

A pesquisa foi desenvolvida na cidade de Londrina, no norte do estado do Paraná. Nesta região, predomina a Formação Serra Geral, com idade jurássico-cretácea, pertencente ao grupo São Bento (Pinese 2002). A região tem clima subtropical úmido com verão quente (média anual de 21°C), sendo que esta estação concentra a maior parte das chuvas que ocorrem ao longo do ano (Cavaglione et al. 2000). A vegetação original da região caracteriza-se por Floresta Estacional Semidecidual pertencente ao bioma de Mata Atlântica, passando por um intenso processo de fragmentação no século XX até os dias de hoje, resultando numa paisagem composta por um mosaico de pequenos remanescentes, principalmente por ação das atividades agropecuárias na região (Maack 1981; Lopes 2002; Soares e Medri 2002).

No Brasil, não existem parâmetros quantitativos populacionais que permitem delimitar o que é uma área urbana, rural ou periurbana. Alguns trabalhos, baseados em dados demográficos e de perfis populacionais do próprio IBGE, tentam propor classificações entre o rural e o urbano nos municípios brasileiros (Girardi 2008; IBGE 2017). Baseando-se nessas discussões, o presente trabalho divide as áreas de estudo em três tipos de ambientes: ambiente urbano (áreas transformadas pela ação humana, sob intenso processo de urbanização, com evidente degradação ambiental, alteração do espaço físico e maior densidade populacional); ambiente periurbano (equivalente a uma área urbana isolada ou uma zona de transição entre a cidade e o campo, com residências secundárias e menor densidade populacional se comparada ao grande núcleo urbano, alguma valorização da natureza em áreas recreativas possuindo, entretanto, um certo dinamismo marcado pela proximidade com o ambiente urbano); ambiente natural, (área desabitada ou com baixa densidade populacional, pouca interferência das atividades humanas, com algum valor ecológico, podendo agregar tanto propriedades rurais como áreas florestais que permitem contato com a natureza).

As coletas foram realizadas em cursos d'água localizados nos ambientes urbano, periurbano e natural de Londrina, distribuídos em 13 áreas de estudo (fig. 1), descritas e denominadas conforme tabela 1. As imagens ilustrando as essas áreas de estudo encontram-se na "Lista de Figuras", no final deste trabalho.



**Fig. 1** Imagem de satélite ilustrando as 13 áreas de estudo amostradas entre os meses de janeiro à junho de 2017, e localizadas nos ambientes urbano, periurbano e natural na cidade de Londrina (Paraná, Brasil). Fonte: GOOGLE EARTH.

**Tabela 1** Caracterização, localização, número de réplicas e coordenadas geográficas das 13 áreas de estudo amostradas entre os meses de janeiro a junho de 2017, nos ambientes urbano, periurbano e natural na região de Londrina (Paraná, Brasil).

AMBIENTE			
ÁREA	/ N° RÉPLICAS	DESCRIÇÃO	COORDENADAS
Cambé Nascente	Urbano / 03	Nascente localizada entre as cidades de Londrina e Cambé, próximo ao entroncamento da BR-369 e PR-445; nascente canalizada, com áreas do canal concretadas, vegetação marginal comprometida; despejo de esgoto e lixo sólido.	S23°17'08.9" / W051°14'00.9"
Cambé Daher	Urbano / 03	Mata residual situada após à região de nascente do ribeirão Cambé, em área urbana e com vegetação alterada, mas que ainda comporta árvores nativas de grande porte. Presença de lixo sólido e residências próximas, com constante circulação de pessoas.	S23°19'05.9" / W051°12'23.4"
Cambé	Urbano / 04	Localizado próximo à Universidade Estadual	S23°19'09.2" / W051°11'50.2"

Médio		de Londrina, após a Mata Daher, apresenta grande quantidade de lixo sólido, constante circulação de pessoas e despejo de esgoto das residências próximas. Vegetação marginal reduzida e alterada.	
Baroré	Urbano / 03	Afluente da margem esquerda do ribeirão Cambé, localizado em área residencial (jardins “Tóquio” e “Universitário”), com pouca cobertura vegetal, presença de lixo sólido, evidências de despejo de esgoto, constante circulação de pessoas . Presença constante de transeuntes.	S23°19'09.2” / W051°11'01.7”
Água Fresca	Urbano / 03	Afluente da margem esquerda do ribeirão Cambé, localizado em área residencial (“Jardim Higienópolis”), com pouca cobertura vegetal. Presença de lixo sólido e circulação de pessoas. Evidências de despejo de esgoto.	S23°19'06.3” / W051°10'23.1”
Igapó I	Urbano / 03	Formado à partir da drenagem do ribeirão Cambé, com finalidades de lazer. Localizado entre os bairros residenciais “Bela Suíça” e “Nova Londres”. Margens desprovidas de vegetação e concretadas, constante circulação de pessoas e presença de lixo sólido. Evidências de despejo de esgoto.	S23°20'25.5” / W051°09'46.1”
Igapó II	Urbano / 03	Localizado entre os bairros “Lima Azevedo” e “Recanto Edy”, com margens também desprovidas de vegetação, presença constante circulação de pessoas e presença de lixo sólido. Evidências de despejo de esgoto.	S23°19'35.7” / W051°10'18.2”
Igapó III	Urbano / 03	Localizado no bairro residencial “Colina Verde”, possui pouca vegetação nas suas margens, presença de canos de esgoto e lixo sólido. Constante circulação de pessoas.	S23°19'18.2” / W051°10'57”
Igapó IV	Urbano / 02	Localizado no bairro residencial “Jardim Universitário”, possui margens desprovidas de vegetação, constante circulação de pessoas e presença de lixo sólido.	S23°19'09.2” / W051°11'01.7”

Evidências de despejo de esgoto.			
Jardim Botânico (Rio)	Periurbano / 03	Riacho de 1° ordem, denominado “Andorinha”, é coberto por considerável vegetação marginal. Ausência de lixo e sem evidências de despejo de esgoto. Pouca circulação de pessoas. Localizado no Jardim Botânico de Londrina, distante 5,6Km do centro da cidade	S23°21'57.7" / W051°10'31.5"
Jardim Botânico (Lago)	Periurbano / 02	Lago artificial formado à partir da drenagem e barragem de uma nascente, onde há livre circulação de visitantes, sem cobertura vegetal e margens concretadas. Ausência de lixo sólido. Não há evidências de despejo de esgoto. Localizado no Jardim Botânico de Londrina, distante 5,6Km do centro da cidade.	S23°21'52.3" / W051°10'33.1"
Mata dos Godoy	Natural / 04	Afluente do rio Tibagi denominado Ribeirão dos Apertados, localizado no Parque Estadual Mata dos Godoy, uma das últimas reservas de mata nativa no norte do Paraná, situado a 16 Km do centro de Londrina. Considerável cobertura vegetal, sem lixo sólido ou evidências de despejo de esgoto. Pouca circulação de pessoas.	S23°27'23.2" / W051°14'23.9"
Saltinho	Natural / 04	Localizado em propriedade rural, à cerca de 7Km do Parque Estadual Mata dos Godoy e à 8Km do centro de Londrina. Considerável cobertura vegetal, ausência de lixo sólido. Pouca circulação de pessoas.	S23°22'36.3" / W051°16'06.6"

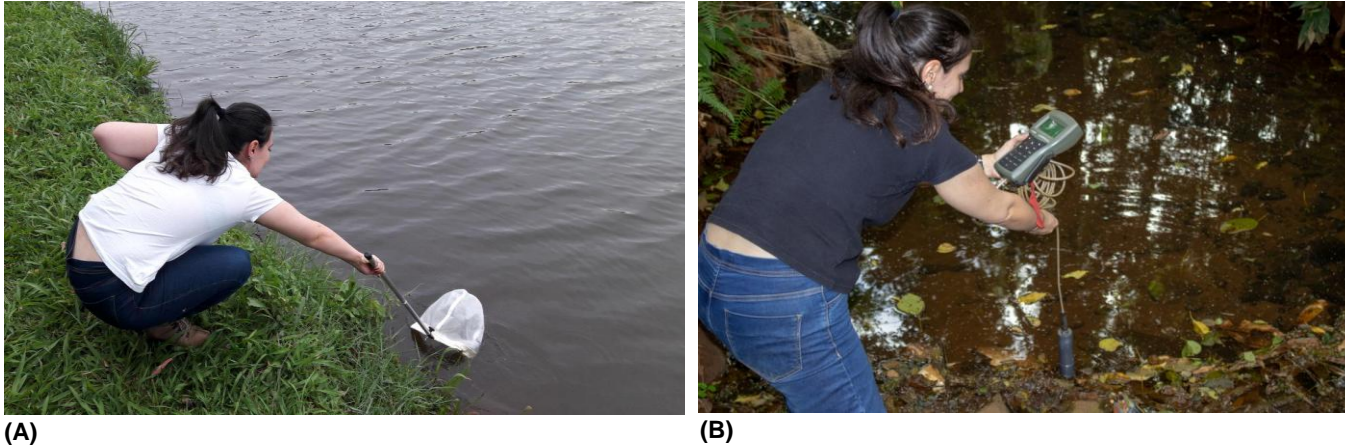
## Amostragem

A coleta da entomofauna aquática para o diagnóstico de integridade das áreas foi realizada entre os meses de janeiro nas 13 áreas selecionadas. Entre elas foram distribuídas 40 réplicas, 5 vezes amostradas durante os meses de janeiro e junho de 2017. Para demarcação destas 40 réplicas, foram preferencialmente observados biótopos que consistiam em áreas próximas às margens, com águas calmas e sombreadas.

Para captura da entomofauna, foi utilizada rede “D” (malha de nylon de 500µm), conforme Lopes e Lozovei (1995). Outros estudos também têm utilizado do mesmo tipo de metodologia para avaliação de integridade utilizando a entomofauna aquática (Foltz e Dodson 2009; Rawi et al. 2013; Favretto et al. 2014; Cordeiro et al. 2016). Em cada ponto, foram feitos 3 lances da rede D, lançada à 1 m da margem e arrastada de volta até a mesma, onde agitava-se as eventuais raízes da vegetação que ali houvessem com auxílio da própria rede (fig. 2A). As amostras retidas no fundo da malha foram coletadas, armazenadas em potes de 350 mL contendo água destilada e tampa ventilada para oxigenação natural, durante o transporte até o laboratório. No Laboratório de Entomologia Geral e Médica da Universidade Estadual de Londrina, as amostras foram triadas e realizada a identificação dos indivíduos coletados, com auxílio de chaves de identificação para macroinvertebrados bentônicos (Salles 2006 Lecci e Froehlich 2007, Mugnai et al. 2010). Os insetos foram conservados em álcool 90%, armazenados em frascos de vidro de 50 mL sendo, posteriormente, depositados no Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina (MZUEL).

Para também comparar os fatores abióticos do ambiente, foram registradas as variáveis físico-químicas (temperatura do ar e da água, condutividade elétrica, pH, porcentagem de oxigênio, oxigênio saturado, salinidade e TDS) de cada ambiente, com o auxílio de medidor multiparâmetro Hanna (HI 9828) (fig. 2B).

As coletas têm liberação permanente do SISBIO/IBAMA, sob o número 23093.



**Fig. 2** Trabalho de amostragem nas 13 áreas de estudo dos ambientes urbano, periurbano e natural na região de Londrina (Paraná, Brasil) entre os meses de janeiro à junho de 2017. (A) Coleta da entomofauna aquática em biótopos específicos, com auxílio da Rede D (malha de Nylon 500 $\mu$ m); (B) Medição das variáveis físico-químicas com auxílio do multiparâmetro Hanna (HI 9828)

#### Análise dos dados

A normalidade dos dados foi testada à partir do teste de Shapiro-Wilk e a análise de variância das amostras foi feita pelo teste de Kruskal – Wallis.

Afim de atestar a suficiência amostral, foi construída a Curva de Rarefação de espécies para a amostragem obtida e a riqueza de espécies foi estimada com ajuda dos índices extrapoladores (estimadores) não paramétricos Jackknife (I e II) e Chao (I e II).

Foram calculados também o Índice de diversidade de Shannon-Wiener, Riqueza de Margaleff, Equitabilidade e Dominância para análise quantitativa das amostras. A similaridade entre as diferentes áreas de estudo foi analisada pelo Dendograma de Similaridade de Bray-Curtis, que fez uma comparação par-a-par destas áreas baseando-se na abundância das amostras e na diversidade beta. Por fim, foi realizada Análise de Componentes Principais (ACP), cujo gráfico elucidava quais variáveis tiveram maior influência na explicação dos resultados obtidos em cada área amostrada. As análises foram realizadas com o auxílio do software Statistica (StatSoft 2005) 7.1 e Bioestat 5.3 (Ayres et al. 2007)

Para avaliar as condições físicas dos habitats nas áreas estudadas e descrever o perfil ecológico das mesmas, foi aplicado o Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) de diversidade de habitats em trechos de bacias hidrográficas, proposto por Callisto et al. (2002) e modificado do protocolo da Agência de Proteção Ambiental de Ohio (EUA) (EPA 1987). Tal protocolo avalia um conjunto de parâmetros que são descritos e pontuados com base na observação das condições do habitat. A somatória da pontuação de cada parâmetro avaliado fornece um valor que reflete o nível de preservação das condições

ecológicas de cada ambiente estudado (0 – 40 = Trechos “Impactados”; 41 – 60 = Trechos “Alterados”; > 61 = Trechos “Naturais”).

Os ambientes amostrados foram classificados conforme a qualidade da água e a integridade local, utilizando-se de análises de integridade através do índice BMWP (Biological Monitoring Working Party Index) (Armitage et al. 1983), que reflete bem a qualidade ambiental de cursos d’água, baseando-se na composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos (Guimarães et al 2009). O índice BMWP (Armitage et al. 1983) classifica as famílias de macroinvertebrados em 10 grupos, cada um dos quais recebe um valor preestabelecido de acordo com sua tolerância à poluição. Para o presente estudo, foi considerado a tabela de pontuação de grupos proposta por Brigante & Espindola (2003) (anexo 1) e a tabela de classificação da água (baseada na somatória das famílias à partir da tabela de pontuação), atualizada pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP 2003) (anexo 2) e adaptado de Alba-Tercedor e Sánchez-Ortega (1988).

Também foram identificados os grupos de alimentação funcional (Functional Feeding Groups ou FFG’s), afim de calcular os valores dos atributos ecológicos dos ecossistemas de rios e que se baseiam nas proporções entre os grupos tróficos, conforme proposto por Cummins et al. (2005). Os FFG’s foram identificados com auxílio da Chave para Grupos de Alimentação Funcional, preparada para a região da Floresta Atlântica do Paraná (Cummins et al. 2005), exigindo identificação a nível taxonômico de família. São quatro os atributos ecológicos calculados à partir da identificação dos FFG’s, conforme Cummins et al. (2005): relação Autotrofia/Heterotrofia (P/R) que define se o ambiente é autotrófico ou heterotrófico (isto é, a entrada de energia no sistema depende da matéria orgânica autóctone ou alóctone); relação entre Matéria Orgânica Particulada Grossa (CPOM) e Matéria Orgânica Particulada Fina (FPOM), que determina se há relação entre a zona ripária e o ecossistema aquático (CPOM/FPOM); a relação entre Matéria Orgânica Fina em Suspensão (TFPOM) e a Matéria Orgânica Fina Sedimentada (BFPOM), que define a qualidade da FPOM (TFPOM/BFPOM); e por fim, a Estabilidade do canal, que define se o mesmo tem condições de sustentar a comunidade, proporcionando variedade de ambientes para fixação dos organismos bentônicos.

A análise conjunta do PAR, variáveis abióticas e bióticas, índice BMWP e Atributos Ecológicos baseado nos grupos funcionais teve o intuito de descrever os perfis de conservação ecológica de cada área, contemplando seus aspectos físico-químicos, conservação do hábitat e a composição (taxonômica e trófica) de suas comunidades bentônicas

Embora este trabalho tenha ênfase no estudo dos insetos aquáticos, todos os demais macroinvertebrados bentônicos coletados nas amostragens foram contabilizados e

identificados à nível taxonômico de família, uma vez que alguns destes organismos compõem táxons utilizados no índice BMWP, bem como os grupos tróficos. Todas as análises estatísticas foram feitas considerando-se, apenas, a abundância total da entomofauna.

## **Resultados e discussão:**

### Abundância da entomofauna

Foram coletados 1835 espécimes, dos quais 1719 pertencem à Classe Insecta. Das 26 famílias de insetos registradas na amostragem, Notonectidae (Hemiptera) foi a família mais abundante com 745 indivíduos, seguida de Chironomidae (Diptera), com 672 exemplares (tabela 2). Juntas, tais famílias representam 77,2% do total de exemplares registrados em toda a amostra. Os valores de abundância para os táxons dos demais macroinvertebrados capturados na amostragem estão registrados no “Apêndice 1” deste capítulo. Em relação às áreas amostradas, “Cambé Nascente” apresentou os maiores valores de abundância (526 indivíduos), no qual a família Chironomidae (Diptera) representou 92,2% (507 indivíduos) do total de exemplares coletados nesta área. Cambé Médio foi a segunda área mais abundante, com 227 indivíduos coletados, dos quais 164 pertencem à família Notonectidae.

A curva de rarefação de espécies (fig. 3), em vermelho, demonstra a suficiência amostral das coletas. Os valores obtidos para os estimadores Chao I (26,2) e Chao II (26,7) mostram que a estimativa de espécies para a amostragem foi atingida. Embora Jackknife I (27,8) e Jackknife II (29,7) estimem algumas espécies a mais para a amostragem, esse número não foi alto.

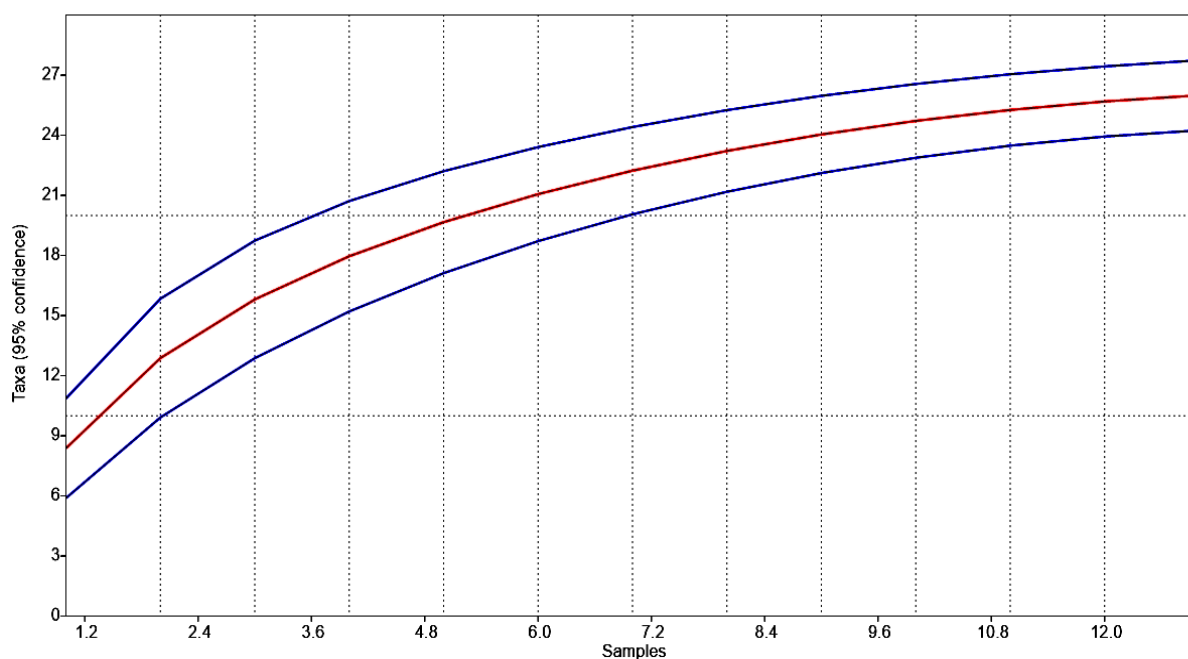
Os hemípteros da família Notonectidae (Heteroptera) são predadores que desempenham importante papel na estrutura de comunidades bentônicas de água doce e seu padrão de distribuição está associado a fatores bióticos e abióticos (Hampton et al. 2000; Foltz e Dodson 2009). Frequentemente são encontrados explorando a superfície da água, onde podem preda diversos outros organismos aquáticos, como é o caso das larvas de culicídeos (Jara et al. 2012; Fischer et al. 2013). Domingos e Arcifa (2017), em estudo no Lago Monte Alegre (estado de São Paulo), encontraram maiores densidades de notonectídeos na zona litorânea do lago.

**Tabela 2** Valores de abundância, Diversidade de Shannon-Wiener, Equitabilidade, Riqueza de Margaleff e Dominância para as famílias de insetos aquáticos amostrados durante os meses de janeiro a junho de 2017, nas 13 áreas de estudo dos ambientes urbano, periurbano e natural na região de Londrina (Paraná, Brasil).

ORDEM	FAMÍLIA	CAMBÉ NASCENTE	CAMBÉ DAHER	CAMBÉ MÉDIO	BARORÉ	ÁGUA FRESCA	IGAPÓ I	IGAPÓ II	IGAPÓ III	IGAPÓ IV	JARDIM	JARDIM	MATA	TOTAL	
											BOTÂNICO (RIO)	BOTÂNICO (LAGO)	DOS GODOY		
COLEOPTERA	Elmidae	1	5	0	0	2	0	0	0	0	7	0	1	5	21
	Hydrophilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	3
	Haliplidae	1	0	0	0	3	0	1	3	1	2	0	0	0	11
	Ptilodactilydae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	2
DIPTERA	Ceratopogonidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3
	Chironomidae	507	50	31	8	12	6	4	21	8	2	0	1	22	672
	Culicidae	5	3	0	0	2	0	1	0	0	0	0	2	2	15
	Psychodidae	2	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	5
	Syrphidae	0	0	0	0	3	0	0	1	0	0	0	0	0	4
	Tabanidae	6	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	9
EPHEMEROPTERA	Baetidae	0	2	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3	0	8
	Caenidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	2	0	5
	Leptohyphidae	0	8	3	5	0	0	0	0	0	5	0	0	0	21
	Leptophlebiidae	0	0	5	1	0	0	0	0	0	8	0	0	0	14
HEMIPTERA	Belostomatidae	0	0	4	0	1	0	1	5	4	2	4	0	3	24
	Nepidae	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	3
	Mesoveliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	3
	Notonectidae	0	0	164	11	0	16	186	97	127	12	122	4	6	745
	Veliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	25	0	45
ODONATA	Calopterygidae	0	5	9	1	1	0	2	11	3	1	0	4	0	37
	Gomphidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	1	0	6
	Coenagrionidae	3	3	6	4	0	1	7	2	0	0	0	0	5	31
	Libellulidae	1	1	4	0	1	0	1	0	0	1	0	2	2	13

TRICHOPTERA	Calamoceratidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	2	0	<b>10</b>
	Leptoceridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	<b>5</b>
	Hydroptilidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	<b>4</b>
<b>TOTAL ENTOMOFAUNA</b>		<b>526</b>	<b>78</b>	<b>227</b>	<b>30</b>	<b>28</b>	<b>23</b>	<b>205</b>	<b>142</b>	<b>143</b>	<b>88</b>	<b>129</b>	<b>51</b>	<b>49</b>	<b>1719</b>
OUTROS MACROINVERTEBRADOS*		24	6	24	5	4	6	15	5	9	2	3	4	9	116
<b>TOTAL</b>		<b>550</b>	<b>84</b>	<b>251</b>	<b>35</b>	<b>32</b>	<b>29</b>	<b>220</b>	<b>147</b>	<b>152</b>	<b>90</b>	<b>132</b>	<b>55</b>	<b>58</b>	<b>1835</b>
Diversidade de Shannon-Wiener (H')		<b>0,094</b>	<b>0,576</b>	<b>0,450</b>	<b>0,657</b>	<b>0,788</b>	<b>0,321</b>	<b>0,206</b>	<b>0,480</b>	<b>0,209</b>	<b>1,082</b>	<b>0,107</b>	<b>0,824</b>	<b>0,766</b>	
Equitabilidade (J')		<b>0,104</b>	<b>0,604</b>	<b>0,472</b>	<b>0,845</b>	<b>0,826</b>	<b>0,673</b>	<b>0,225</b>	<b>0,503</b>	<b>0,299</b>	<b>0,879</b>	<b>0,216</b>	<b>0,740</b>	<b>0,803</b>	
Riqueza de Margaleff (S)		<b>1,117</b>	<b>1,836</b>	<b>1,475</b>	<b>1,470</b>	<b>2,401</b>	<b>0,638</b>	<b>1,503</b>	<b>1,614</b>	<b>0,806</b>	<b>3,574</b>	<b>0,412</b>	<b>3,052</b>	<b>2,056</b>	
Dominância (D)		<b>0,929</b>	<b>0,433</b>	<b>0,544</b>	<b>0,253</b>	<b>0,232</b>	<b>0,553</b>	<b>0,825</b>	<b>0,496</b>	<b>0,793</b>	<b>0,108</b>	<b>0,895</b>	<b>0,267</b>	<b>0,248</b>	

\*Abundância total dos macroinvertebrados bentônicos amostrados com a rede D, juntamente com a entomofauna aquática.



**Fig. 3** Curva de Rarefação mostrando a suficiência amostral das coletas realizadas entre os meses de janeiro e junho de 2017, nas 13 áreas dos ambientes urbano, periurbano e natural na região de Londrina (Paraná, Brasil). A linha vermelha representa a suficiência da amostragem realizada, enquanto as linhas azuis indicam a Equitabilidade mínima (inferior) e a Equitabilidade máxima (superior).

No presente estudo, dada a metodologia de coleta e os critérios adotados para seleção dos biótopos de amostragem, os notonectídeos também foram coletados juntamente com os demais insetos, nas proximidades das margens, com águas mais calmas, explicando a maior abundância deste táxon. Áreas próximas às margens podem prover maior oferta de recursos alimentares e, conseqüentemente, de presas, muitas das quais podem acidentalmente cair na água, das áreas terrestres nos arredores, influenciando a preferência destes hemípteros pelas áreas próximas às margens (Domingos e Arcifa 2017). Águas mais lentas, nas proximidades da vegetação marginal (abrigo para presas) também provêm ambiente com maior estabilidade e oferta de alimento para estes organismos que tendem a se agrupar na superfície da água.

A família Chironomidae está entre os táxons considerados mais tolerantes, sendo encontrada tanto em águas limpas quanto contaminadas, além de sua ampla distribuição e resistência a perturbações no ambiente (Roque et al. 2004). Em Minas Gerais, estudos avaliando ambientes lóticos e lênticos e em diferentes estados de conservação através da aplicação do BMWP, também registraram maior abundância de quironomídeos, em especial nos ambientes com maior degradação (Flor e Souto 2016; Vilas-Boas e Camargo 2017).

Vaz et al. (2017) também observaram maior representatividade deste táxon em riacho de uma unidade de conservação, no estado de São Paulo. Chironomidae são considerados generalistas, sendo favorecidos em situações que diminuem a disponibilidade de alimento para a fauna aquática, como desmatamento e assoreamento, configurando um grupo taxonômico potencial para indicador de ambientes impactados (Barbour et al.1999, Egler 2002; Cordeiro et al. 2016).

Dentre todas as áreas amostradas, “Cambé Nascente” é visivelmente a mais impactada devido aos efeitos antrópicos em ambiente urbano. Trata-se de uma área desprotegida, com vegetação marginal comprometida, avançados processos erosivos em suas margens, grande quantidade de lixo sólido e exposta a desembocadura de esgotos provenientes de estabelecimentos no seu entorno e da estrada. Estudos em ambientes expostos às atividades urbanas, registraram maiores densidades de Chironomidae em trechos expostos à lançamentos de efluentes de esgoto e maior quantidade de matéria orgânica (König et al. 2008; Silva et al. 2008; Cordeiro et al. 2016).

#### Análise estatística dos dados bióticos

Os valores de diversidade, equitabilidade, riqueza e dominância obtidos em todas as áreas de estudo, encontram-se na tabela 2.

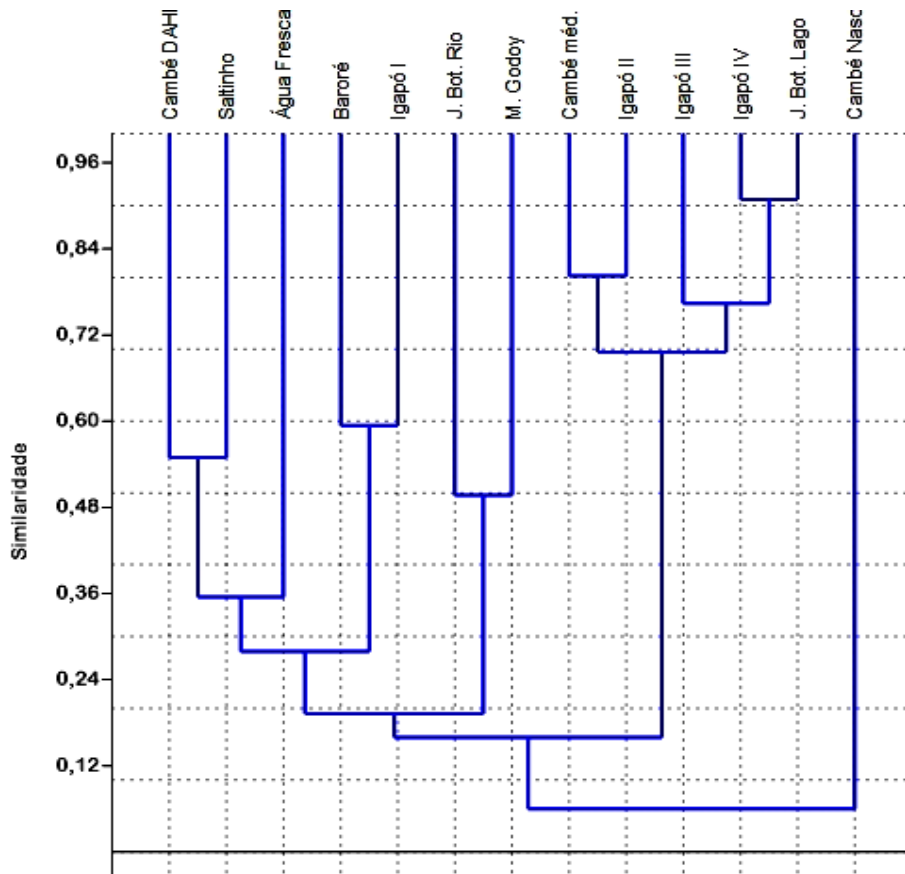
Não houve normalidade na distribuição dos dados ( $p=0,02$ ), conforme teste de Shapiro-Wilk. Comparando-se os ambientes pelo teste de Kruskal-Wallis, “Jardim Botânico (Rio)” e “Mata dos Godoy” foram as únicas áreas que diferiram significativamente em relação aos demais ambientes ( $p=0,0085$  e  $0,0073$ , respectivamente). Neste sentido, tais áreas apresentaram os maiores índices de Diversidade de Shannon-Wiener ( $H'_{JBR}=1,082$  e  $H'_{MG}=0,824$ , respectivamente) e de Riqueza ( $S_{JBR}=3,574$  e  $S_{MG}=3,052$ , respectivamente). Confirma-se a hipótese de que a diversidade e a riqueza das áreas com maior cobertura vegetal, localizadas nos ambientes periurbano e natural, seriam significativamente maiores que em ambiente urbano. Estudos em cursos d'água florestados ou em área de conservação também registraram altos valores de diversidade e ocorrência de táxons bioindicadores de boa qualidade da água, indicando o bom estado de conservação dos ambientes estudados (Santos 2014; Teixeira 2014; Vaz et al. 2017; Vilas Boas e Camargo 2017).

A maior diversidade e riqueza nas áreas “Jardim Botânico (Rio)” e “Mata dos Godoy” está correlacionada à presença de vegetação marginal que proporciona ambientes com heterogeneidade de microhábitats, pela alocação no rio de partes vegetais, os quais são utilizados pela comunidade bentônica como locais para esconderijo, fixação e obtenção de alimento. Tais fatores somados ao isolamento destas áreas em relação aos efeitos

antrópicos, favorecem o estabelecimento de táxons variados, a entrada de energia no ecossistema e maior complexidade da cadeia trófica, influenciando a presença de grupos mais sensíveis. A estabilidade das margens que a presença de vegetação confere impede processos como o desbarrancamento dos terrenos adjacentes, impedindo a deposição exacerbada de sedimentos que alteraria o leito do rio. Segundo Vaz et al. (2017), leitos com processos erosivos proporcionam baixa diversidade de habitats e só podem suportar uma baixa biodiversidade, uma vez que a instabilidade do substrato tem impacto adverso nos invertebrados.

“Cambé Nascente” e “Jardim Botânico (Lago)” apresentaram os maiores valores de dominância ( $D_{CN}=0,929$  e  $D_{JBL}=0,895$ , respectivamente) e menor equitabilidade ( $J'_{CN}=0,104$  e  $J'_{JBL}=0,216$ , respectivamente) (tab. 2); tais medidas estão diretamente associadas à diversidade e riqueza, podendo apontar graus de conservação em um dado ambiente. Flor e Souto (2016) também registraram dominância de indivíduos de um único táxon, resistentes à poluição em uma área de nascente usada para extração de água. Vilas Boas e Camargo (2017) também associam valores de diversidade, riqueza e equitabilidade como indicadores de poluição ou qualidade satisfatória da água. Embora localizada em ambiente periurbano, a baixa integridade registrada na área “Jardim Botânico (Lago)” decorre por ser um lago de origem artificial, não apresentando quaisquer tipos de vegetação em seu entorno e nenhuma diversidade de habitats que possa suportar a fixação de outros organismos bentônicos, o que justifica sua pobreza biótica ao não favorecer o estabelecimento de uma comunidade bentônica mais diversa.

Conforme análise pelo Dendograma de Similaridade de Bray-Curtis (fig. 4), ocorrem a formação de dois grupos: um composto apenas por “Cambé Nascente” e outro pelas demais áreas. Isso evidencia o grau de degradação desta área, mostrando os efeitos das ações antrópicas sobre sua comunidade e, conseqüentemente, a qualidade de suas águas. De acordo com Meyer et al. (2005), os cursos d'água urbanos se caracterizam principalmente pela alteração na morfologia e estabilidade do canal, riqueza biológica reduzida e dominância de táxons tolerantes.



**Fig. 4** Dendrograma de Similaridade de Bray-Curtis mostrando o grau de similaridade entre as 13 áreas de estudo nos ambientes urbano, periurbano e natural da região de Londrina (Paraná, Brasil) entre os meses de janeiro à junho de 2017.

Por ter registrado baixa abundância não houve diferença significativa entre as amostragens para a família Culicidae, rejeitando-se a hipótese de que haveria abundância significativamente maior de culicídeos nas áreas em ambiente urbano, com pouca cobertura vegetal. O maior número de Culicidae ocorreu no “Cambé Nascente”, onde o ribeirão mostrou-se com maior quantidade de poluentes.

#### Análise estatística dos dados abióticos

Pelo teste de Kruskal-Wallis, há diferença estatística ( $p=0,006$ ) entre as áreas para os dados de quantidade de oxigênio na água ( $\%O_2$  e  $O_2sat$ ), Condutividade e Sólidos Totais Dissolvidos (TDS) (tabela 3).

Nas condições naturais de um sistema aquático não poluído, a matéria orgânica de origem biológica (plantas mortas e restos de animais) é oxidada pelo oxigênio dissolvido na água (Fiorucci e Benedetti Filho 2005). Já em águas poluídas com compostos

biodegradáveis ou substâncias orgânicas provenientes de esgoto, há uma maior demanda de oxigênio, podendo levar à rápida depleção desse gás, uma vez que as bactérias presentes na água necessitam do mesmo para degradar tais compostos (Fiorucci e Benedetti Filho 2005; Sant'anna Junior 2010; Silva e Alberto 2013).

As menores médias de porcentagens de saturação de oxigênio foram registradas no Cambé Nascente, com 19,4% seguido de Jardim Botânico (Lago), com 21%. De acordo com Fiorucci e Benedetti Filho (2005), a água estagnada está frequentemente sem oxigênio devido à reação com a matéria orgânica e a ausência de fluxo rápido de água, que permitiria sua aeração. “Jardim Botânico (Lago)”, é um ambiente artificial, o que poderia justificar a baixa quantidade de oxigênio em suas águas. Por se encontrar dentro de uma área de conservação, é provável que não receba quaisquer tipos de efluentes.

**Tabela 3** Médias e valores mínimos e máximos registrados para as variáveis abióticas (físico-químicas), registradas entre os meses de janeiro a junho de 2017, nas 13 áreas de estudo dos ambientes urbano, periurbano e natural na região de Londrina (Paraná, Brasil).

AMBIENTES	T° água (°C)	T° Ar (°C)	%O <sub>2</sub>	O <sub>2</sub> saturado (ppm)	pH	Salinidade	Condutividade (µs/cm <sup>2</sup> )	Total de Sólidos Dissolvidos (TDS) (ppm)
CAMBÉ NASCENTE	21,6 (20,1-22,4)	20,4 (14,6-24)	19,4 (15,2-23,5)	1,6 (0,8-2,8)	6,4 (6,1-6,8)	0,05 (0,04-0,06)	105,6 (79-135)	53,4 (43-62)
CAMBÉ DAHER	21,5 (19-23,4)	21,6 (16,3-24,3)	33,5 (29,4-37,4)	2,8 (1,6-3,4)	6,7 (6-7,3)	0,05 (0,04-0,06)	95,1 (87-105)	51,2 (49,2-53,6)
CAMBÉ MÉDIO	23,5 (21,1-25)	26,9 (22,2-30,2)	31,5 (26-34,5)	2,5 (1,7-2,9)	7,2 (6,5-7,7)	0,09 (0,08-0,11)	169,8 (107-201)	79,8 (77-82,4)
BARORÉ	22,4 (20,9-24)	23,9 (17-28,7)	33,7 (22,8-45,6)	2,8 (1,9-3,7)	7 (6,9-7,1)	0,07 (0,06-0,08)	151,8 (143,6-160,6)	79,3 (76-82,6)
ÁGUA FRESCA	21,7 (20,7-22,8)	20,8 (18-22,3)	108,4 (107,9-108,8)	9,7 (7,5-11,8)	7,5 (6,9-7,9)	0,07 (0,04-0,06)	91,7 (90,4-92,2)	50,3 (48-53,4)
IGAPÓ I	26,1 (21,7-32,4)	23,5 (20,1-25)	36,1 (29,9-47)	2,7 (1,5-4,6)	6,8 (6,3-7,6)	0,05 (0,04-0,06)	113,1 (80,3-132,6)	55,4 (40,5-67,3)
IGAPÓ II	24,2 (20,6-28,9)	22,3 (19-25)	35,3 (28,9-43)	2,5 (1,7-3,2)	7 (6,9-7,1)	0,06 (0,04-0,07)	126,9 (112-144,3)	65 (48-74,6)
IGAPÓ III	24,8 (20,8-27)	21,7 (17-27)	32 (26,9-41,9)	2,5 (1,4-3,8)	6,8 (6,4-7,3)	0,06 (0,04-0,07)	142,8 (128,5-153,3)	67,9 (60-72,3)
IGAPÓ IV	25,4	21,3	32,4	2,5	6,8	0,07	155,8	76,9

	(20,7-30)	(15,4-32,4)	(24-40,5)	(1,2-3,4)	(6,6-7,1)	(0,07-0,08)	(150,4-159-3)	(71-83)
J. BOTÂNICO RIO	21,2 (19,2-23,2)	24,1 (18,7-30,5)	42,4 (33,4-49,5)	3,2 (2,8-3,6)	7,1 (6,9-7,4)	0,01 (0,01-0,02)	28,2 (27,4-28,8)	14,8 (13,8-15,4)
J. BOTÂNICO LAGO	24 (21,8-28,3)	24,5 (19,2-30,5)	21 (19,8-22,8)	1,7 (1,5-1,9)	6,9 (6,7-7,1)	0,02 (0,01-0,02)	49,3 (48-50,6)	24,4 (22,8-26)
MATA DOS GODOY	20,5 (18,7-23,9)	22,3 (20,8-24,7)	38,5 (32,7-43,1)	2,9 (1,7-4,1)	7,2 (6,7-7,7)	0,04 (0,03-0,05)	79,6 (66,8-92)	44,4 (40,8-50,6)
SALTINHO	20,9 (18,7-24,4)	21,3 (19,5-24,4)	28,4 (26,8-32)	2,5 (1,6-3,8)	6,5 (6,2-6,8)	0,02 (0,01-0,02)	47,3 (38,4-52)	25,3 (20,2-30,8)

“Cambé Nascente” tem seu canal bastante degradado com áreas erodidas, deposição de sedimentos e perda de microhábitats (rápidos e corredeiras), fatores estes que alteraram o fundo do rio, transformando seu leito original de águas lóticicas em um ambiente de águas mais lentas. Ainda neste trecho, o ribeirão Cambé recebe efluentes de esgoto de estabelecimentos vizinhos e também resíduos (combustível, óleo e outros poluentes) oriundos da estrada, uma vez que tal nascente se encontra no entroncamento de duas importantes rodovias (PR-445 e BR-369) na região metropolitana de Londrina e com grande fluxo de veículos. Rawi et al. (2013) associam mudanças nas taxas de oxigênio dissolvido ao aumento dos sedimentos em suspensão, advindos da erosão do solo. König et al. (2008) também constataram menores valores de porcentagem de oxigênio saturado no ponto onde o lançamento de resíduos era mais acentuado em trabalho na bacia hidrográfica do rio Tigre, no norte do Rio Grande do Sul. Os autores também registraram abundância de organismos tolerantes a condições adversas do ambiente, como é o caso dos quironomídeos, que corrobora com os resultados obtidos pelos autores citados.

Foram registrados altos valores de condutividade em “Cambé Nascente” com 105,6 $\mu$ s/cm, “Cambé Médio” com 169,8 $\mu$ s/cm, “Baroré” com 151,8 $\mu$ s/cm e nos lagos “Igapó I” com 113,1 $\mu$ s/cm, “Igapó II” com 126,9 $\mu$ s/cm, “Igapó III” com 142,8 $\mu$ s/cm e “Igapó IV” com 155,8 $\mu$ s/cm. Embora não existam padrões para condutividade na legislação nacional, Araújo e Oliveira (2013) sugerem que valores acima de 100 $\mu$ s/cm indicam ambientes impactados. Os mesmos autores encontraram valores superiores a 100  $\mu$ s/cm em trechos de córrego que recebiam efluentes de esgoto. Processos erosivos que carregam grande quantidade de material para o leito dos rios estão relacionados não só a altos valores de condutividade, mas também de TDS (Vaz et al. 2017). Essas partículas acabam sedimentando no fundo do leito, o que leva à homogeneização do hábitat e simplificação da

estrutura da comunidade, fato evidenciado pelos baixos índices de riqueza e diversidade nesses ambientes.

“Cambé Médio” é uma área com cobertura vegetal um pouco maior, se comparada a “Cambé Nascente”, mas com evidentes processos erosivos nas margens, grande quantidade de lixo sólido,. Os lagos do sistema Igapó estão com margens totalmente desprovidas de vegetação e com processos erosivos, avançado assoreamento dentro dos lagos, evidências de efluentes domésticos e presença de lixo sólido. O córrego Baroré também recebe efluentes domésticos e possui fortes evidências do processo erosivo nas margens. A presença de matéria orgânica em excesso e a alta condutividade condizem com a baixa riqueza e diversidade biológica registradas nestas áreas.

Marmontel e Rodrigues (2015) comparando a qualidade da água de córregos em diferentes condições de preservação, observaram que altos valores de condutividade registrados na nascente com maior degradação podem ter sido influenciados pela ação antrópica, neste caso pela utilização de resíduos de substâncias oriundas da atividade agrícola.

“Jardim Botânico (Rio)”, que possui melhores condições de preservação, registrou o menor valor de média para condutividade com  $28,2\mu\text{s}/\text{cm}$ , se aproximando dos valores registrados em microbacias florestadas e inferiores à  $20\mu\text{s}/\text{cm}$  (Arcova e Cicco 1999). Vaz et al. (2017) também registraram valores abaixo de  $100\mu\text{s}/\text{cm}$  em locais com alta diversidade e riqueza. A cobertura da terra e a conservação da vegetação podem ter influência sobre os valores de condutividade, mas outros fatores não detectáveis podem, também, influenciar tal parâmetro, como é o caso da geologia do local (Arcova e Cicco 1999; Marmontel e Rodrigues 2015).

A análise de Componentes Principais (ACP) (fig. 5) ilustra quais variáveis tiveram maior influência nos resultados para as áreas estudadas. Variáveis como Riqueza, Diversidade,  $\%O_2$  e  $O_2\text{sat}$  correlacionam-se à áreas como “Mata dos Godoy” (ambiente natural) e “Jardim Botânico (Rio)” (ambiente periurbano), mais distantes das fontes de poluição e com maior cobertura vegetal. Variáveis como TDS, Dominância e Condutividade têm maior influência sobre os resultados observados nas áreas expostas às fontes de poluição no ambiente urbano.

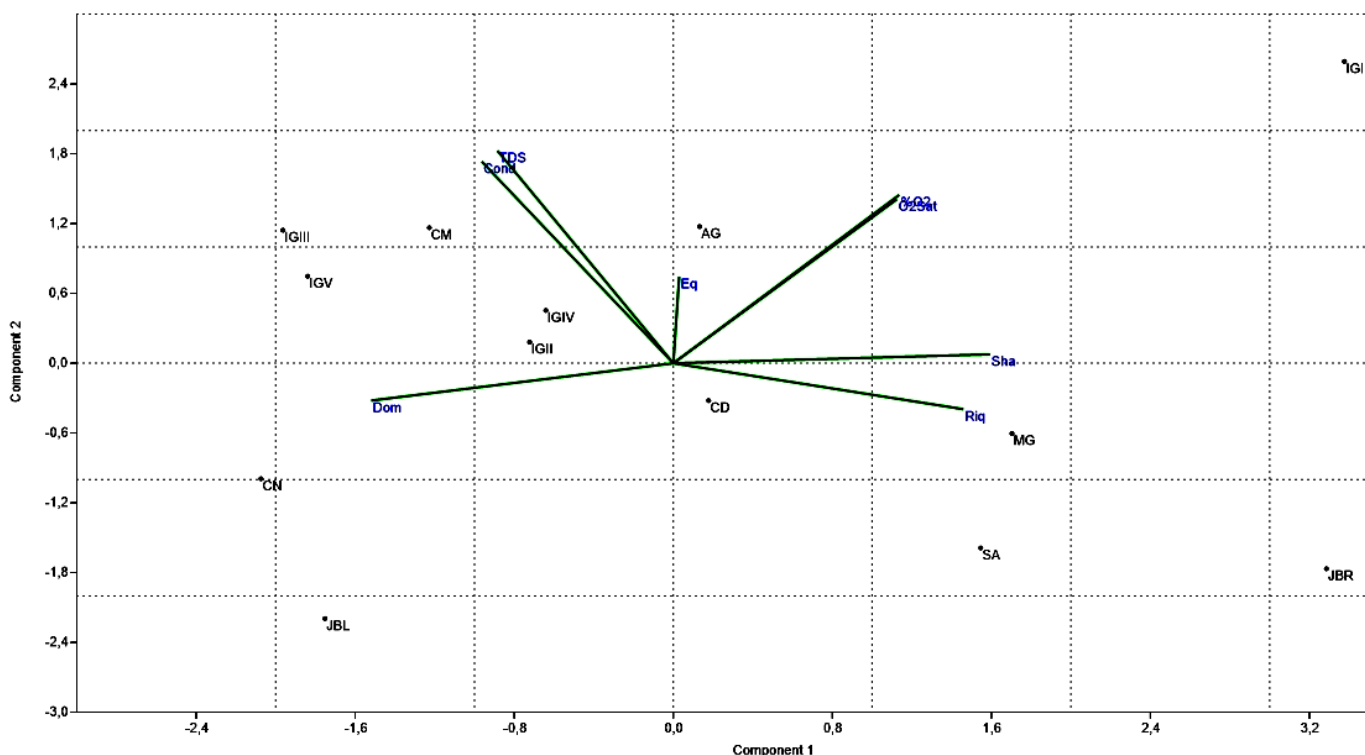


Fig. 5 Análise de Componentes Principais (ACP) mostrando a influência das variáveis em relação às 13 áreas de estudo, amostradas entre os meses de janeiro e junho de 2017, nos ambientes urbano, periurbano e natural na cidade de Londrina, Paraná, Brasil. (Variáveis: Sha= Diversidade de Shannon-Wiener, Riq= Riqueza de Margaleff, Eq= Equitabilidade, Dom= Dominância, %O<sub>2</sub>= Porcentagem de oxigênio dissolvido, O<sub>2</sub>sat= oxigênio saturado, TDS= Total de sólidos dissolvidos, Cond.= Condutividade; Áreas: CN= Cambé Nascente, CD= Cambé Daher, CM= Cambé Médio, BA= Baroré, AF= Água Fresca, IGI=, Igapó I, IGII= Igapó II, IGIII= Igapó III, IGIV= Igapó IV, JBR= Jardim Botânico (Rio), JBL= Jardim Botânico (Lago), MG= Mata dos Godoy, SA= Saltinho)

#### Análise da Integridade biótica e dos grupos funcionais de alimentação

Os resultados obtidos na aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida (PAR), do índice BMWP e dos Atributos ecológicos baseados em Grupos Funcionais de Alimentação estão relacionados na tabela 4.

As áreas com baixa integridade foram “Cambé Nascente”, “Baroré”, “Água fresca”, “Jardim Botânico (Lago)” e os quatro lagos do sistema “Igapó”. Estes foram caracterizados como trechos impactados, com águas “muito” ou “fortemente poluídas”, conforme BMWP. Também não foi possível estabelecer se há associação normal entre a vegetação ripária e a comunidade nem a qualidade da matéria orgânica fina pela ausência de organismos fragmentadores e domínio de poucos grupos tróficos nestas comunidades. O ambiente

heterotrófico em “Cambé Nascente”, por exemplo, é formado apenas por organismos coletores-juntadores (Chironomidae) e predadores, caracterizando uma cadeia trófica homogênea. Flor e Souto (2016) também observaram que o índice BMWP registrou qualidade crítica das águas em uma região de nascente com baixa riqueza de táxons. Os autores descreveram tal nascente como uma área sem qualquer proteção, com estruturas de cimento, canos e garrafas pets, evidenciando a atividade antrópica no local, cenário bastante semelhante ao observado na área “Cambé Nascente”.

Lopes et al. (2011) aplicando o Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) em balneários para fins recreativos em Minas Gerais, verificaram variação na classificação de trechos inseridos em uma mesma bacia hidrográfica. No mesmo trabalho, os balneários com maior grau de alteração antrópica foram aqueles em que ocorria acesso irrestrito ao público e fontes significativas de pressão ambiental (lançamento de esgoto e resíduos sólidos, remoção da vegetação marginal e, inclusive, uso dos entornos como estacionamento ou local para eventos), semelhante ao observado no sistema de lagos Igapó, em Londrina.

Os ambientes com maior integridade foram “Jardim Botânico (Rio)” e “Mata dos Godoy”, ambos apresentando maior variedade de grupos tróficos, o que confirma a hipótese de que os ambientes com diversidade e riqueza significativamente maiores teriam, também, maior variedade de grupos tróficos. “Jardim Botânico (Rio)” foi caracterizado como um ambiente natural, com qualidade da água duvidosa e questionável, ambiente heterotrófico, associação normal da zona ripária com a comunidade, boa qualidade da FPOM e canal estável. Mata dos Godoy também se caracterizou como trecho natural, porém com águas poluídas à poluição moderada, ambiente heterotrófico, associação normal entre a zona ripária e a comunidade, boa qualidade da matéria orgânica fina e canal estável.

O índice biótico BMWP registrado para estas duas áreas não confirma a hipótese de que os ambientes com maior cobertura vegetal, em ambiente periurbano e natural, apresentariam índices bióticos mais favoráveis que em ambientes com pouca ou nenhuma cobertura vegetal. A baixa abundância de organismos indicadores de boa qualidade poderia explicar a menor somatória de pontos para as mesmas áreas e, conseqüentemente, a classificação pouco satisfatória obtida no índice em questão. A presença de organismos como efemerópteros e tricópteros indica que estas áreas ainda mantêm características de ambientes silvestres para abrigar estes exemplares tipicamente sensíveis às perturbações do ambiente, mas já possuem interferência antrópica, suficiente para provocar mudanças na freqüência desses organismos, o que é refletida no índice BMWP. Isso pode estar decorrendo da possível falta de manejo em ambos os parques (Jardim Botânico e Mata dos Godoy) e exposição destes ambientes à presença de pessoas que eventualmente transitam por esses locais, seja para visitaçã, lazer ou pesca, em especial na Mata dos Godoy; isto é,

o isolamento destas áreas em relação aos efeitos da ação antrópica pode não estar sendo mais suficiente para protegê-las. Lopes et al. (2011) afirmam que o maior fluxo de pessoas pode causar impactos à vegetação marginal e perturbações ao hábitat. Ainda, na margem direita do ribeirão dos Apertados (“Mata dos Godoy”) existem pastagens que podem, com as águas das chuvas, carrear fezes e urinas animal, além de eventuais poluentes carreados de sua nascente na cidade de Arapongas, distante 22Km da área de amostragem.

Flor e Souto (2016) verificaram divergência entre o PAR e o índice BMWP, utilizando biomonitoramento de corpos d’água em Minas Gerais. Em um ambiente com grande riqueza de táxons e organismos bioindicadores de boa qualidade da água, os autores observaram que o PAR considerava o hábitat como sendo de excelente qualidade, enquanto o BMWP classificava as águas do mesmo local como sendo de qualidade duvidosa. Callisto et al. (2001) afirmam que a análise da composição da comunidade bentônica concomitante à aplicação do índice BMWP pode evidenciar sinais de perturbação nos ambientes.

A área “Saltinho”, embora seja uma área com boa cobertura vegetal no ambiente natural, considerado um Trecho Natural (conforme Callisto et al. 2002) e, portanto, distante das principais fontes de poluição encontradas nos núcleos urbanos, tal área apresentou águas poluídas e seus valores de diversidade e riqueza não configuraram entre os significativamente mais altos. “Saltinho” se encontra ao fundo de uma propriedade rural e sua nascente encontra-se sob despejo de efluentes de suinocultura e tanques de criação de peixes. Isso demonstra que áreas supostamente protegidas e distantes de centros urbanos, mas que estejam de alguma forma expostas a atividades de origem antrópica, sofrem com a desestruturação das suas comunidades em virtude das alterações advindas, neste caso, da poluição orgânica, ainda que possuam considerável vegetação marginal e hábitat aparentemente conservado. Tal fato evidencia a importância de fragmentos como o Parque Estadual Mata dos Godoy (onde se encontra a área “Mata dos Godoy”, distante cerca de 8km de “Saltinho”), enquanto área de proteção ambiental e conservação da biodiversidade (aquática e terrestre) na região de Londrina.

**Tabela 4** Diagnóstico ambiental das 13 áreas de estudo nos ambientes urbano, periurbano e natural na cidade de Londrina, Paraná, Brasil, através da aplicação do PAR (Protocolo de Avaliação Rápida), Índice BMWP (Biological Monitoring Working Party Index) e dos atributos ecológicos baseados nos Grupos Funcionais de Alimentação (FFG's, sigla em inglês – P/R = Relação Autotrofia/Heterotrofia; CPOM/FPOM = Relação Matéria Orgânica Particulada Grossa/Matéria Orgânica Particulada Fina; TFPOM/BFPOM = Relação Matéria Orgânica Particulada Fina em Transporte/Matéria Orgânica Particulada Fina Acumulada; Estabilidade do Canal), entre os meses de janeiro à junho de 2017.

Áreas	Índices Bióticos		Atributos FFG's (Cummins et al. 2005)			
	PAR (Callisto et al. 2002)	BMWP (Armitage et al. 1983)	P/R	CPOM/FPOM	TFPOM/BFPOM	Estabilidade
CAMBÉ NASCENTE	Trecho Impactado	Muito poluído	Heterotrófico	NC	NC	Instável
CAMBÉ DAHER	Trecho alterado	Poluído	Heterotrófico	NC	NC	Instável
CAMBÉ MÉDIO	Trecho Impactado	Poluído	Heterotrófico	NC	NC	Estável
BARORÉ	Trecho Impactado	Muito Poluído	Autotrófico	NC	NC	Instável
ÁGUA FRESCA	Trecho Impactado	Muito Poluído	Autotrófico	NC	NC	Instável
IGAPÓ I	Trecho Impactado	Muito poluído	Autotrófico	NC	NC	Instável
IGAPÓ II	Trecho Impactado	Muito Poluído	Autotrófico	NC	NC	Instável
IGAPÓ III	Trecho Impactado	Muito poluído	Heterotrófico	NC	NC	Instável
IGAPÓ IV	Trecho Impactado	Muito poluído	Heterotrófico	NC	NC	Instável
J. BOTÂNICO (RIO)	Trecho Natural	Duvidoso	Heterotrófico	Associação normal	Boa qualidade da FPOM	Estável
J. BOTÂNICO (LAGO)	Trecho Impactado	Fortemente poluídas	Heterotrófico	NC	NC	Instável
MATA DOS GODOY	Trecho Natural	Poluída	Heterotrófico	Associação normal	Boa qualidade da FPOM	Estável
SALTINHO	Trecho Natural	Muito Poluída	Heterotrófico	NC	NC	Instável

Na análise dos atributos ecológicos baseada nos FFG's, a relação entre Matéria orgânica grossa e Matéria Orgânica Fina (CPOM/FPOM) demonstra a disponibilidade de alimento para os organismos fragmentadores, que realizam o trabalho de transformar a CPOM (que, em sua maior parte, tem origem na vegetação ripária) em FPOM, disponibilizando-a para os organismos coletores (juntadores e filtradores). A impossibilidade de calcular esta proporção pela ausência dos organismos fragmentadores na maioria das áreas demonstra que a qualidade da vegetação ripária não é suficiente para sustentar a entrada deste tipo de matéria orgânica no ecossistema, nem sustentar a presença deste grupo trófico. A maior parte dos organismos fragmentadores são representados por algumas larvas da ordem Trichoptera (Leptoceridae e Calamoceratidae) e Plecoptera (Gripopterygidae), que exigem boa qualidade da água para sua sobrevivência e são considerados intolerantes às situações de degradação, cenário este encontrado em grande parte das áreas amostradas. A maior parte dos organismos fragmentadores tendem a ser encontrados em áreas de cabeceira (Vannote et al. 1980), o que não ocorre na área "Cambé Nascente".

Por sua vez, a relação entre Matéria Orgânica Fina em transporte e acumulada (TFPOM/BFPOM) determina a qualidade da matéria orgânica fina e a disponibilidade de fontes de partículas orgânicas para suportar a comunidade de filtradores; altos valores da relação TFPOM/BFPOM indicam boa qualidade da FPOM (Cummins et al. 2005). A TFPOM está associada à presença dos organismos coletores-filtradores e BFPOM, aos coletores-juntadores. Segundo Cummins et al. (2005), se a FPOM só se torna um recurso adequado após se acumular no sedimento (após se tornar BFPOM), logo a categoria dos coletores será dominada pelos juntadores.

Na maioria das áreas deste estudo, conforme tabela 4, a qualidade da TFPOM não pôde ser avaliada devido à escassez ou ausência de organismos coletores-filtradores, o que demonstra que a matéria orgânica já está depositada no fundo. Logo, tais áreas não possuem FPOM de qualidade devido à baixa associação do ecossistema com a zona ripária (conforme demonstrado anteriormente na relação CPOM/FPOM), que muitas vezes está comprometida ou não existe nas áreas deste estudo, tornando as cadeias tróficas mais homogêneas nos ecossistemas aquáticos. Os perfis ecológicos de baixa integridade nestas áreas estão associados aos altos valores de dominância em detrimento dos valores de diversidade e riqueza, conforme discutido anteriormente e observado em áreas como o "Cambé Nascente". A maior parte dos sedimentos e matéria orgânica que entra nos ambientes em que não há boa integridade provavelmente advém: das áreas do entorno, em consequência dos

processos erosivos nas margens; dos esgotos que desembocam nestes locais; e/ou da entrada do sol no ambiente, no caso dos ambientes classificados como autotróficos. Neste último caso, como a FPOM em suspensão é baixa, significa que a mesma já está sedimentada no fundo, o que permite a maior entrada de sol, levando à autotrofia do local, formação de algas nas rochas e, conseqüentemente, estabelecimento de organismos raspadores

A integridade da vegetação marginal e o maior isolamento de áreas como o “Jardim Botânico (Rio)” e “Mata dos Godoy” possibilitou perfis ecológicos com boa integridade desses locais, com heterogeneidade nas suas cadeias tróficas, o que está associado aos altos valores de diversidade, riqueza e equitabilidade registrados nestas áreas, além dos seus valores satisfatórios de porcentagem de oxigênio e condutividade.

A tabela 5 resume a caracterização dos perfis ecológicos e integridade das áreas de estudo, após realização do diagnóstico ambiental, conforme proposto no início do trabalho.

**Tabela 5** Descrição dos perfis ecológicos obtidos na análise de integridade realizada nas 13 áreas de estudo, nos ambientes urbano, periurbano e natural da cidade de Londrina (Paraná, Brasil), entre os meses de janeiro à junho de 2017.

ÁREA	AMBIENTE	ANÁLISE DE INTEGRIDADE/PERFIL ECOLÓGICO (Conforme Callisto et al., 2002, Armitage et al., 1983 e Cummins et al., 2005)
CAMBÉ NASCENTE	Urbano	Trecho impactado, águas muito poluídas, ambiente heterotrófico, canal instável, sem associação entre a zona ripária e o ecossistema aquático,
CAMBÉ DAHER	Urbano	Trecho alterado, com águas poluídas, ambiente heterotrófico, canal instável, sem associação entre a zona ripária e o ecossistema aquático
CAMBÉ MÉDIO	Urbano	Trecho impactado, com águas poluídas, ambiente heterotrófico, canal estável, sem associação entre a zona ripária e o ecossistema aquático
BARORÉ	Urbano	Trecho impactado, com águas muito poluídas, ambiente autotrófico, canal estável, sem associação entre a zona ripária e o ecossistema aquático
ÁGUA FRESCA	Urbano	Trecho impactado, com águas muito poluídas, ambiente autotrófico, canal estável, sem associação entre a zona ripária e o ecossistema aquático
IGAPÓ I	Urbano	Trecho impactado, com águas muito poluídas, ambiente autotrófico, canal estável, sem associação entre a zona ripária e o

		ecossistema aquático
IGAPÓ II	Urbano	Trecho impactado, com águas muito poluídas, ambiente autotrófico, canal estável, sem associação entre a zona ripária e o ecossistema aquático
IGAPÓ III	Urbano	Trecho impactado, com águas muito poluídas, ambiente autotrófico, canal instável, sem associação entre a zona ripária e o ecossistema aquático
IGAPÓ IV	Urbano	Trecho impactado, com águas muito poluídas, ambiente autotrófico, canal instável, sem associação entre a zona ripária e o ecossistema aquático
J. BOTÂNICO (RIO)	Periurbano	Trecho Natural, com qualidade das águas duvidosa, ambiente heterotrófico, canal estável e associação normal entre a zona ripária e o ecossistema aquático
J. BOTÂNICO (LAGO)	Periurbano	Trecho Impactado, com águas muito poluídas, ambiente autotrófico, canal instável, sem associação entre a zona ripária e o ecossistema aquático
MATA DOS GODOY	Natural	Trecho Natural, com águas poluídas, ambiente heterotrófico, canal estável, associação normal entre a zona ripária e o ecossistema aquático, boa qualidade da matéria orgânica fina
SALTINHO	Natural	Trecho Natural, com águas muito poluídas, ambiente heterotrófico, canal instável, sem associação entre a zona ripária e o ecossistema aquático

## Conclusão

Este trabalho evidencia a importância dos fragmentos de mata e isolamento das atividades antrópicas para manutenção da biodiversidade e proteção dos recursos hídricos. Ambientes com cobertura vegetal e distantes das fontes de poluição de origem antrópica (“Jardim Botânico (Rio)” e “Mata dos Godoy”, no ambiente periurbano e natural), tendem a manter a heterogeneidade do hábitat, características físico-químicas estáveis e em níveis satisfatórios para a maior parte da entomofauna aquática, mesmo para os organismos mais exigentes. Assim, a comunidade se mantém estável e biodiversa, garantindo a normalidade na ciclagem da matéria orgânica nas cadeias tróficas e, conseqüentemente, a qualidade da água. Entretanto, por estarem expostas à eventual presença humana, algumas destas áreas não apresentaram águas de qualidade tão satisfatória, pelo índice BMWP. Tal índice mostrou-se sensível mesmo às pequenas perturbações.

Áreas distantes dos núcleos urbanos e com boa cobertura vegetal, mas que estão sob pressão de algum tipo de atividade antrópica, apresentaram quadro de integridade pouco satisfatório, com baixa diversidade, desestruturação de suas relações tróficas e baixa qualidade das águas. Saltinho, localizado em propriedade

rural e no ambiente natural, apresentou tal perfil por estar exposto à poluição orgânica (rejeitos de suinocultura e tanques de criação de peixes) que compromete a diversidade, ainda que o hábitat, em si, esteja protegido pela cobertura vegetal.

Áreas próximas das fontes de poluição, nos ambientes urbanos, e com vegetação comprometida, apresentaram maior homogeneização do hábitat e da comunidade, domínio de táxons tolerantes e perda na qualidade de suas águas, como demonstrado pelo índice BMWP e variáveis abióticas. Este perfil ficou claramente exposto em “Cambé Nascente”, local que, visualmente, apresenta o quadro mais crítico de degradação.

O impacto das atividades antrópicas afeta os ambientes aquáticos, suas comunidades e, conseqüentemente, a qualidade das águas. Estas ações levam primeiramente ao processo de simplificação do hábitat (alteração das características naturais) seguido das alterações físico-químicas das águas (excesso de matéria orgânica). Como resposta, ocorre a homogeneização não somente do hábitat (deposição de sedimentos), mas também da comunidade aquática que sofre queda na sua biodiversidade pela perda, principalmente, de táxons mais exigentes e explosão populacional de poucos táxons tolerantes. Logo, o ciclo da matéria orgânica dentro das cadeias alimentares é comprometido, bem como a qualidade das águas, levando o rio à alteração do seu perfil ecológico original.

Os resultados obtidos no presente trabalho relacionam a funcionalidade da integração de fatores abióticos e bióticos com os ambientes e graus de ações antrópicas diversas para um diagnóstico ambiental preciso e que deve ser dinâmico, possibilitando entender o ambiente de forma global para ações mitigatórias.

## Referências

- Alba-Tercedor, J., & Sánchez-Ortega, A. (1988). Um método rápido y simple para evaluar La calidad biológica de las águas corrientes basado em el de Hellawell (1978). *Limnética*, 4(1), 51 – 56.
- Albertoni, E.F., Palma-Silva, C., Trindade, C.R., & Furnaletto, L.M. (2017). Water quality of the São Gonçalo channel, urban and agricultural water supply in southern, Brazil. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, <http://dx.doi.org/10.1590/2318-0331.011716082>.
- Araújo, M.C., & Oliveira, M.B.M. (2013). Monitoramento da qualidade das águas de um riacho da Universidade Federal de Pernambuco, Brasil. *Ambiente e Água – Na Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 8(3), 246 – 257.
- Arcova, F.C.S., & Cicco, V. (1999). Qualidade da água de microbacia com diferentes usos do solo na região de Cunha, Estado de São Paulo. *Scientia Forestalis*, 56, 125 – 134.
- Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J.f., & Furse, M.T. (1983). The performance of a new biological water quality score based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17: 333-347.
- Ayres, M., Ayres, Jr. M., Ayres, D.L., & Santos, A.A.S. (2007). *BioEstat – Aplicações estatísticas nas areas das Ciências Bio-médicas*. Belém, Pará.
- Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder, B.D., & Stribling, J.B. (1999). *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. EPA 841-B-99-002. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency - Office of Water.
- Barrella, W., Petre Jr., M., Smith, W. S., & Montag, L. F. A. (2000). As relações entre as mata ciliares, os rios e os peixes. In: Rodrigues, R.R., Leitão-Filho, H.F. (Eds.) *Matas Ciliares: conservação e recuperação* (9187 – 207). São Paulo: EDUSP.
- Beserra, E.B., Freitas, E.M., Souza, J.T., Fernandes, C.R.M., & Santos, K.D. (2009). Ciclo de vida de *Aedes (Stegomyia) aegypti* (Diptera, Culicidae) em águas com diferentes características. *Iheringia, Série Zoológica*, 99 (3), 281 – 285.
- Brigante, J., & Espíndola, E. L. G. (2003). *Limnologia fluvial: um estudo no rio Mogi-Guaçu*. São Carlos: RIMA.
- Callisto, M., Moretti, M., & Goulart, M. (2001). Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Belo Horizonte, 6(1), 71 – 82.

- Callisto, M., Ferreira, W.R., Moreno, P., Goulart, M., & Petrucio, M. (2002). Aplicação de um Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Hábitats em atividades de ensino e pesquisa (MG – RJ). *Acta Limnologica Brasiliensis*, 14(1), 91-98.
- Carvalho, G. C., Ceretti-Junior, W., Barrio-Nuevo, K.M., Wilk-da-Silva, R., Christe, R.O., De Paula, M.B., Vendrami, D.P., Multini, L.C., Evangelista, E., Camargo, A.A., Souza, L.F., Wilke, A.B.B., Medeiros-Sousa, A.R., & Marrelli, M.T. (2017). Composition and diversity of mosquitos (Diptera: Culicidae) in urban parks in the South region of the city of São Paulo, Brazil. *Biota Neotroica*, <http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2016-0274>.
- Cavaglione, J.H., Kiihl, L.R.B., Caramori, P.H., & Oliveira, D. (2000). *Cartas Climáticas do Estado do Paraná*. Instituto Agronômico do Paraná, Londrina.
- Chaves, L.F., Hamer, G.L., Walker, E.D., Brown, W.M., Ruiz, M.O., & Kitron, U.D. (2011). Climatic variability and heterogeneity impact urban mosquito diversity and vector abundance and infection. *Ecosphere*, 2 (6), 1 – 21.
- Cordeiro, G.G.; Guedes, N.M.; Kisaka, T.B.; & Nardoto, G.B. (2016). Avaliação rápida da integridade ecológica em riachos urbanos na bacia do rio Corumbá no Centro-oeste do Brasil. *Ambiente e Água*, 11(3), 702 – 710.
- Cummins, K.W., Merritt, R.W., & Andrade, P.C.N. (2005). The use of invertebrate functional groups characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brasil. *Studies in Neotropical Fauna Environmental*, 40(1), 69-89.
- Di Giovanni, M.V., Goretti, E., & Tamanti, V. (1996). Macroinvertebrates in Montegoglio reservoir, central Italy. *Hydrobiologia*, 321 (1), 17 – 28.
- Domingos, A.R., & Arcifa, M.S. (2017) Distribution and fluctuation of backswimmers (Notonectidae) in a tropical shallow lake and predation on microcrustaceans. *Brazilian Journal of Biology*, 17(1), 108 – 117.
- Egler, M. (2002). *Utilizando a Comunidade de macroinvertebrados bentônicos na avaliação da degradação de ecossistemas de rios em áreas agrícolas*. Escola Nacional de Saúde Pública (Mestrado em Ciências), Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro.
- EPA - Environmental Protection Agency. (1987). *Biological criteria for the protection of aquatic life*. Division of Water Quality Monitoring and Assessment:Ed. Columbus.
- Favretto, M.A., Orlandin, E., Santos, E.B., & Provisan, M. 2014. Insetos aquáticos em um lago artificial no sul do Brasil. *Biota Amazônica*, <http://dx.doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v4n2p113-116>.

- Fiorucci, A.R., & Benedetti Filho, E. (2005) A importância do Oxigênio dissolvido em ecossistemas aquáticos. *Química Nova na Escola*, 22(1), 10 – 16.
- Fischer, S., Zanotti, G., Castro, A., & Quiroga, L. (2013). Effect of habitat complexity on the predation of *Buenoa fuscipennis* (Heteroptera: Notonectidae) on mosquito immature stages and alternative prey. *Journal of Vector Ecology*, 38(2), 215 – 223.
- Flor, T.R.; & Souto, H.N. (2016). Biomonitoramento do Lago Poço Verde situado na região de Coromandel (MG), utilizando macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade da água. *Getec*, 5 (10), 12 – 30.
- Foltz, S.J., & Dodson, S.I. (2009). Aquatic Hemiptera community structure in storm water retention ponds: a watershed land cover approach. *Hydrobiologia*, 621(1), 49 – 62.
- Girardi, E.P., 2008. *O rural e o urbano: É possível uma tipologia?*. UNESP, presidente Prudente. <http://www.fct.unesp.br/nera/atlas>.
- Guimarães, R.M., Facure, K.G., Pavanin, L.A., & Jacobucci, G. B. (2009). Water quality characterization of urban streams using benthic macroinvertebrate community metrics. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 21(2), 217 - 226.
- Gulan, P.J., & Cranston, P.S. (2008). *Os Insetos: Um resumo de Entomologia*. 3ªed. São Paulo: Ed. Roca.
- Gutiérrez, Y.; Ramos, G.S.; Tomé, H.V.V.; Oliveira, E.E.; & Salaro, A.L. (2017). BTi-based insecticide enhances the predatory abilities of the backswimmer *Buenoa tarsalis* (Hemiptera: Notonectidae). *Ecotoxicology*, <https://doi.org/10.1007/s10646-017-1840-1>.
- Hampton, S.E., Gilbert, J.J., & Burns, C.W. (2000). Direct and indirect effects of juvenile *Buenoa macrotibialis* (Hemiptera: Notonectidae) on the zooplankton of a shallow pond. *Limnology and Oceanography*, 45(4), 1006 – 1012.
- Instituto Ambiental do Paraná – IAP. (2003). *Avaliação da Qualidade da água através dos Macroinvertebrados bentônicos – Índice BMWP*. Seção de Limnologia, Curitiba. <http://www.meioambiente.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=91>. Acesso em: 28 fev. 2018.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatísticas – IBGE, 2017. Classificação e caracterização dos espaços rurais e urbanos do Brasil: uma primeira aproximação. IBGE, Coordenação de Geografia – Rio de Janeiro. <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv100643.pdf>

Jara, F.G., Perotti, M.G., & Diéguez, M.C. (2012). Distribution of backswimmers in shallow ponds of Patagonia and their predatory role on a common tadpole-copepod assemblage. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 46(4), 459 – 473.

König, R., Suzin, C.R.H., Restello, R.M., & Hepp, L.U. (2008). Qualidade das águas de riachos da região norte do Rio Grande do Sul (Brasil) através de variáveis físicas, químicas e biológicas. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 3(1), 84 – 93.

Lecci, L.S.; Froehlich, C.G. (2007). Ordem Plecoptera Burmeister 1839 (Arthropoda: Insecta). In: Froehlich, C.G.: Guia on-line: *Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo*. <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>.

Lopes, J., & Lozovei, A.L. (1995). Ecologia de mosquitos (Diptera: Culicidae) em criadouros naturais e artificiais de area rural do Norte do Estado do Paraná, Brasil – I – Coletas ao longo do leito de ribeirão. *Revista de Saúde Pública*, 29(3), 183 – 191.

Lopes, J. (2002). Mosquitos (Diptera: Culicidae) da região do baixo Tibagi e suas adaptações a ambientes antropogênicos: causas e conseqüências. In: Medri, M.E.; Bianchini, E.; Shibatta, O.A.; Pimenta, J.A. (Eds) *A bacia do rio Tibagi*. (327 – 351). Londrina: EDUEL.

Lopes, F.W., Carvalho, A., & Magalhães, A.P. (2011). Levantamento e avaliação dos impactos ambientais em areas de uso recreacional das águas na bacia do Alto Rio das Velhas. *Caderno Virtual de Turismo*, Rio de Janeiro, 11(2), 177 – 190.

Lorandi, R., & Cançado, C.J. (2002). Parâmetros Físicos para Gerenciamento de Bacias Hidrográficas. In Schiavetti, A. & A.F.M. Camargo (eds), *Conceitos de Bacias Hidrográficas: Teorias e Aplicações*. (37 – 65) Ilhéus: Ed. Editus.

Maack, R. (1981). *Geografia física do estado do Paraná*. 2º ed. J. Olympio/Secretaria de Cultura e do Esporte do Governo do Estado do Paraná, Rio de Janeiro/Curitiba.

Marmontel, C.V.F., & Rodrigues, V.A. (2015). Parâmetros indicativos para a qualidade da água em nascentes com diferentes coberturas de terra e conservação da mata ciliar. *Floresta e Ambiente*, <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.082014>.

Masese, F.O., & Raburu, P.O. (2017). Improving the performance of EPT Index to accommodate multiple stressors in Afrotropical streams. *African Journal of Aquatic Science*, <http://dx.doi.org/10.2989/16085914.2017.1392282>

Matsumura-Tundisi, T. (1999). Diversidade de Zooplâncton em represas do Brasil. In: Henry, R. (Ed.) *Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais* (41-54). Botucatu: FUNDIBIO- FAPESP.

- Meyer, J.L. Paul, M.J., & Taulbee, W.K. (2005). Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3), 602 – 612.
- Mugnai, R., Oliveira, R.B., Carvalho, A. L., & Baptista, D.F.(2008). Adaptation of the Índice Biotico Esteso (IBE) for water quality assessment in rivers of Serra do Mar, Rio de Janeiro State, Brazil. *Tropical Zoology*, 21 (1), 57 – 74.
- Nalim, D.M., Galves Jr., W., Mender, E. C., & Maroneze, D. M. (2008). Insetos Aquáticos. In: Benneman, S.T., Shibatta, O. A., & Vieira, A. O. S. (Eds.) *A flora e a fauna do Ribeirão Varanal: um estudo da biodiversidade no Paraná* (111 – 138). Londrina: EDUEL.
- Oliveira, L. G., Bispo, P. C., & N. C. Sá. (1997). Ecologia de comunidades de insetos bentônicos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), em córregos do Parque Ecológico de Goiânia, Goiás, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 14(4), 867 – 876.
- Pinese J.P.P. (2002). Síntese geológica da bacia do rio Tibagi. In Medri M.E., Bianchini E., Shibatta A.O., & Pimenta, J.A. *A bacia do rio Tibagi*. (21 – 38). Londrina: EDUEL.
- Queiroz, J.F., Silva, M.S.G.M., & Trivinho-Strixino, S. (2008). Ecossistemas Aquáticos e seu Manejo. In Queiroz, J.F., Silva, M.S.G.M., & Trivinho-Strixino, S. (Eds). *Organismos Bentônicos: biomonitoramento de qualidade de água* (8 – 25). Jaguariúna: Embrapa Meio-ambiente.
- Rak, .E., Omar, S.A.S., & Kutty, A.A. (2017). Influence of habitat characteristics on the assemblage and distribution of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT) at selected recreational rivers in Kelantan, Malaysia. *Journal of Fundamental and Applied Sciences*. <http://dx.doi.org/10.4314/jfas.v9i7s.5>.
- Rawi, C.S.M., Al-Shami, S.A., Madrus, M.R., & Ahmad, A.H. (2013). Local effects of Forest fragmentation on diversity of aquatic insects in tropical Forest streams: implications for biological conservation. *Aquatic Ecology*, 47(1), 75 – 85.
- Remor, M.B., Hermoso, M., Sgarbi, L.F., Prestes, T.M.V., Câmara, C.D., Model, K.J. (2014). Qualidade da água do Rio das Pedras, oeste do Paraná, utilizando macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores. *Arquivos de Ciências Veterinárias e Zoológicas*, 17(2), 121-129.
- Rodrigues, V.A. (2006). Recuperação de nascentes em microbacias da cuesta de Botucatu. In: Rodrigues, V.A., & Bucci, L.A. (Eds.) *Manejo de microbacias hidrográficas: experiências nacionais e internacionais*, Botucatu: FEPAF.

Roque F.O., Correa, L.C.S., Trivinho-Strixino, S., & Strixino, G. (2004). A review of Chironomidae studies in lentic systems in the state of São Paulo – Brasil. *Biota Neotropica*, 4(1), 1-19.

Salles, F.F. (2006). *A ordem Ephemeroptera no Brasil (Insecta): taxonomia e diversidade*. Tese de Doutorado em Entomologia – Universidade federal de Viçosa.

Sant'anna Junior, G.L. (2010). *Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações*. Rio de Janeiro: Interciência.

Santos, K. P. (2014). *Macroinvertebrados bentônicos e Parâmetros físico-químicos como indicadores da qualidade da água de microbacias utilizadas para o abastecimento público da região metropolitana de Goiânia*. Programa de Pós-graduação Stricto Sensu em Engenharia de Meio Ambiente - UFG, Goiânia.

Santos, I.M., & Calado, D. (2014). Captura de mosquitos antropofílicos (Diptera, Culicidae) em uma área urbana da região oeste da Bahia, Brasil. *Iheringia*, 104 (1), 32 – 38.

Schäfer, A. (1984). *Fundamentos de ecologia e biogeografia de águas continentais*. Porto Alegre: Ed. da UFRGS.

Silva, F.L., Ruiz, S.S., Moreira, D.C., & Bochini, G.L. (2008). Composição e Diversidade de Imaturos de Chironomidae (Insecta, Diptera) no Ribeirão dos Peixes, Dois Córregos, SP. *Revista Brasileira de Biociências*, 6, 341-346.

Silva, F.L., Pauleto, G.M., Talamoni, J.L.B., & Ruis, S.S. (2009a). Categorização funcional trófica das comunidades de macroinvertebrados de dois reservatórios na região centro-oeste do estado de São Paulo, Brasil. *Acta Scientiarum*, Maringá, 31(1), 73-78.

Silva, F.H., Favero, S., Sabino, J., & Garnés, S.J.A. (2009b). Distribuição da entomofauna associada às macrófitas aquáticas na vazante do rio Correntoso, Pantanal Negro, estado do Mato Grosso do Sul, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 31 (2), 127 – 134.

Silva, S.M., & Alberto, A. (2013). Saturação de Oxigênio dissolvido na água do rio Jaguari e em córregos afluentes. *Gestão em Foco*, 9(7), 1 – 10.

Soares, F.S., Medril, M.E. (2002) Alguns aspectos da colonização da bacia do rio Tibagi. In: Medri, M.E.; Bianchini, E.; Shibatta, O.A.; Pimenta, J.A. (Eds) *A bacia do rio Tibagi* (pg. 69 – 79). Londrina: EDUEL.

StatSoft, Inc. (2005). *STATISTICA* (Data analysis software system), version 7.1. [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com).

Teixeira, A. L. (2015). *Relação entre a qualidade ambiental de mananciais de abastecimento da região sul-metropolitana de Goiânia e sua comunidade de macroinvertebrados aquáticos*. Pós-Graduação Stricto Sensu em Engenharia Ambiental - UFG, Goiânia.

Tundisi, J. G. (2005). *Água no século XXI: Enfrentando a Escassez*. São Carlos: RiMa Ed.

Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W.L., Sedell, J.R., & Cushing, C.E. (1980). The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(1), 130-137.

Vaz, A.A., Vaz, A.A., Pelizari, G.P., Biagioni, R.C., & Smith, W.S. (2017). A biota aquática em um riacho tropical e suas relações com fatores ambientais. *Biodiversidade Brasileira*, 7(1), 55 – 68.

Vilas Boas, A.H., & Camargo, F.V. (2017). Avaliação Rápida da qualidade da água utilizando invertebrados bentônicos, através dos índices bióticos BMWP' e ASPT no ribeirão São Bernardo, Piranguçu, Sul de Minas Gerais. *CES Revista*, 1(1), 7 – 25.

## APÊNDICE

**Apêndice 1** Abundância, por famílias, dos demais macroinvertebrados amostrados na rede D, juntamente com a entomofauna aquática, entre os meses de janeiro a junho de 2017, nas 13 áreas de estudo dos ambientes urbano, periurbano e natural na região de Londrina (Paraná, Brasil).

ORDEM	FAMÍLIA	CAMBÉ NASCENTE	CAMBÉ DAHER	CAMBÉ MÉDIO	BARORÉ	ÁGUA FRESCA	IGAPÓ I	IGAPÓ II	IGAPÓ III	IGAPÓ IV	JARDIM BOTÂNICO (RIO)	JARDIM BOTÂNICO (LAGO)	MATA DOS GODOY	SALTINHO	TOTAL
ANNELIDA		19	0	0	0	4	0	0	0	2	1	0	0	0	<b>26</b>
MOLLUSCA	Thiaridae	1	0	17	0	0	0	5	1	0	0	0	0	0	<b>24</b>
	Hydrobiidae	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	<b>3</b>
	Physidae	0	6	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	6	<b>15</b>
	Planorbidae	0	0	3	1	0	6	7	3	4	1	3	0	0	<b>28</b>
NEMATODA		4	0	4	0	0	0	3	0	2	0	0	1	3	<b>17</b>
CRUSTACEA	Amphipoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	<b>3</b>
<b>TOTAL</b>		<b>24</b>	<b>6</b>	<b>24</b>	<b>5</b>	<b>4</b>	<b>6</b>	<b>15</b>	<b>5</b>	<b>9</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>9</b>	<b>116</b>

## ANEXOS

**Anexo 1** Pontuação das famílias de macroinvertebrados bentônicos para cálculo do Índice BMWP, baseado em Brigante e Espíndola (2003).

FAMÍLIAS	PONTUAÇÃO
Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Potamanthidae, Ephemeridae (Efemerópteros); Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae, Chloroperlidae (Plecópteros); Aphelocheiridae, Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae (Tricópteros); Athericidae, Blephariceridae (Dípteros).	10
Astacidae (Crustáceos); Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegastridae, Aeshnidae, Corduliidae, Libellulidae (Odonatas); Psychomyiidae, Philopotamidae, Glossosomatidae (Tricópteros).	8
Ephemerellidae (Efemerópteros); Nemouridae (Plecópteros); Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephilidae (Tricópteros).	7
Neritidae, Viviparidae, Ancylidae, Unionidae, Corophiidae, Gammaridae (Moluscos); Hydroptilidae, (Tricópteros); Platycnemididae, Coenagrionidae (Odonatas).	6
Oligoneuridae (Efemerópteros); Dryopidae, Elmidae, Helophoridae, Hydrochidae, Hydraenidae, Clambidae (Coleópteros); Hydropsychidae (Tricópteros); Tipulidae, Simuliidae, (Dípteros); Planariidae, Dendrocoelidae, Dugesiidae (Turbelárias)	5
Baetidae, Caenidae (Efemerópteros); Haliplidae, Curculionidae, Chrysomelidae (Coleópteros); Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Dolichopodidae, Dixidae, Ceratopogonidae, Psychodidae, Anthomyidae, Limoniidae (Dípteros); Sialidae (Megalópteros); Piscicolidae (Hirudíneas); Hidracarina (Ácaros).	4
Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Pleidae, Notonectidae, Corixidae (Hemípteros); Helodidae, Hydrophilidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae (Coleópteros); Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Bithyniidae, Bythinellidae, Sphaeriidae (Moluscos); Glossiphoniidae, Hirudidae, Erpobdellidae (Hirudíneas); Asellidae, Ostracoda (Crustáceos).	3
Chironomidae, Culicidae, Muscidae, Thaumaleidae, Ephyridae (Dípteros).	2
Subclasse Oligochaeta (Todas as famílias).	1

**Anexo 2** Valores e respectivos significados para interpretação das somatórias obtidas no Índice BMWP, conforme definido pelo IAP (2003), adaptado de Alba-Tercedor e Sánchez-Ortega (1988).

<b>Classe</b>	<b>Qualidade</b>	<b>Valor</b>	<b>Significado</b>	<b>Cor</b>
I	Ótima	>150	águas muito limpas (águas pristinas)	Lilás
II	Boa	121- 150	águas limpas, não poluídas ou sistema perspectivamente não alterado	azul escuro
III	Aceitável	101- 120	águas muito poucos poluídas, ou sistema já com um pouco de alteração	azul claro
IV	Duvidosa	61- 100	são evidentes efeitos moderados de poluição	Verde
V	Poluída	36- 60	águas contaminadas ou poluídas (sistema alterado)	Amarelo
VI	muito poluída	16- 35	águas muito poluídas (sistema muito alterado)	Laranja
VII	fortemente poluída	<16	águas fortemente poluídas (sistema fortemente alterado)	Vermelho

## **CAPÍTULO 2**

**Culicideofauna terrestre de ambientes urbano, periurbano e natural na região de Londrina, Norte do Paraná, associada a integridade ambiental.**

Artigo a ser submetido ao periódico “Acta Tropica” –  
(<https://www.journals.elsevier.com/acta-tropica>) – A1 - Fator de Impacto 2.52

## **CULICIDEOFAUNA TERRESTRE DE AMBIENTES URBANOS, PERIURBANO E NATURAL NA REGIÃO DE LONDRINA, NORTE DO PARANÁ, ASSOCIADA A INTEGRIDADE AMBIENTAL.**

**RESUMO** - Os mosquitos (Diptera: Culicidae) são componentes de ecossistemas aquáticos e terrestres, com importância ecológica e sanitária e capacidade de adaptação a ambientes antropogênicos, sendo encontrados em ambientes de baixa riqueza. Considerando o processo de urbanização e exploração ambiental que tem provocado diversas mudanças em áreas originalmente cobertas por florestas, o objetivo deste trabalho foi verificar a relação entre a diversidade da culicidofauna adulta e o grau de integridade ambiental dos cursos d'água, com diferentes níveis de cobertura vegetal, localizada em 13 áreas nos ambientes urbano, periurbano e natural de Londrina. A culicidofauna foi amostrada com o auxílio de "Aspirador de Nasci" e armadilhas tipo "CDC". Um total de 3475 indivíduos foi coletado, dos quais 580 pertenciam à família Culicidae e distribuídos em 16 espécies, com predominância de *Microculex* sp. Áreas de floresta dentro do ambiente urbano ou sob pressão de atividades antrópicas apresentaram maior diversidade e riqueza, podendo favorecer o estabelecimento de espécies de valor epidemiológico. Também foram encontradas espécies altamente sinantrópicas, como *Culex quinquefasciatus*, *Aedes aegypti* e *Aedes albopictus*, associadas a áreas em ambiente urbano e com baixa integridade. Considerando a grande capacidade adaptativa dessas espécies, estudos contínuos são necessários para aumentar as informações sobre possíveis mudanças na biologia desses vetores, bem como novas estratégias de controle dessas populações, que em geral têm sua disseminação associada à perda progressiva da integridade ambiental.

**Palavras-chave:** integridade, culicidofauna, sinantropia, mata residual, antropização.

## **CULICIDEOFAUNA TERRESTRIAL OF URBAN, PERIURBAN AND NATURAL ENVIRONMENTS IN THE REGION OF LONDRINA, NORTH OF PARANÁ, ASSOCIATED WITH ENVIRONMENTAL INTEGRITY.**

**ABSTRACT** - Mosquitoes (Diptera: Culicidae) are components of aquatic and terrestrial ecosystems, with ecological and sanitary importance and adaptability to anthropogenic environments, being found in environments of low wealth. Considering the process of urbanization and environmental exploration that has caused several changes in areas originally covered by forests, the objective of this work was to verify the relationship between the diversity of adult culicidofauna and the degree of environmental integrity of the watercourses, with different levels of vegetation cover, located in 13 areas in the urban, periurban and natural environments of Londrina. The culicidofauna was sampled with the aid of Nasci Vacuum Cleaner and CDC light trap. A total of 3475 individuals were collected, of which 580 belonged to the Culicidae family and were distributed in 16 species, with predominance of *Microculex* sp. Forest areas within the urban environment or under pressure of anthropic activities presented greater diversity and wealth, and may favor the establishment of species of epidemiological value. Highly synanthropic species such as *Culex quinquefasciatus*, *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus* were also found, associated to areas in an urban environment and with low integrity. Considering the great adaptive capacity of these species, continuous studies are necessary to increase the information about possible changes in the biology of these vectors, as well as new strategies to control

these populations, which in general have their dissemination associated to the progressive loss of environmental integrity.

**Key words:** integrity, culicidofauna, synanthropy, residual forest, anthropization

## 1. Introdução

Culicidae (Diptera) são componentes dos ecossistemas aquáticos e terrestres, apresentando importância ecológica e sanitária. Abundantes e diversos, ocorrem em praticamente todos os habitats possíveis, compreendendo cerca de 3.610 espécies distribuídas em 175 gêneros, sendo que 31% desta diversidade ocorre nas regiões Neotropicais (Guedes, 2012; WRBU, 2018). São insetos holometábolos, e necessitam do ambiente aquático lêntico para o desenvolvimento de seus imaturos.

Durante o estágio larval, ocupam um considerável espectro nos ambientes aquáticos, e em geral se alimentam de matéria orgânica particulada em suspensão, sendo classificados como organismos coletores-filtradores (Cummins e Merritt, 1996; Harbach, 2007). Em eventuais perturbações no ambiente, como os desmatamentos, organismos coletores-filtradores se tornam mais abundantes em função do maior aporte de matéria orgânica em suspensão, em detrimento de outros organismos sensíveis à essas mudanças (Silveira, 2004). Quando adultos, seu hábito hematófago incomoda vertebrados em geral podendo veicular patógenos causadores de doenças para os seres humanos como malária, dengue, Zika vírus e Chikungunya, febre amarela e filariose (Montagner, 2018) entre outras arboviroses.

No ambiente terrestre, a perda de riqueza pela fragmentação do hábitat também ocorre entre os culicídeos; entretanto, muitas espécies desta família apresenta capacidade de adaptação ao meio antrópico, sobressaindo-se em ambientes de baixa riqueza, além de apresentarem outras respostas às pressões evolutivas, como resistência a inseticidas (Chaves et al., 2011). *Aedes aegypti* Linnaeus, 1762, por exemplo, adaptou-se preferencialmente a ambientes de água limpa com nutrientes, mas também em locais com baixos níveis de oxigênio e elevado grau de matéria orgânica (Varejão et al 2005; Beserra et al 2009; Feitosa et al. 2017).

Entre os anos de 2014 e 2015, o Brasil vivenciou um surto de casos de microcefalia e outras alterações neurológicas associadas à infecção pelo vírus Zika, transmitido principalmente por *Ae. aegypti*, tornando-se um fato de emergência em saúde pública e interesse internacional (Albuquerque et al. 2018). Em dezembro de 2016, o país registrou um de seus maiores surtos de transmissão de Febre-amarela silvestre, principalmente na região Sudeste; considerando-se que as áreas mais atingidas são próximas a grandes centros urbanos densamente povoados e com infestação de *Ae. aegypti*, isso reacendeu a

preocupação das autoridades em relação à área de circulação viral (Cavalcanti e Taui, 2017). Desequilíbrios ambientais causados pelo aquecimento global e por desastres ambientais, como o rompimento da barragem de Mariana (Minas Gerais), podem ser responsáveis, entre outros fatores, pelo aumento nos casos de febre amarela (Takata, 2017)

É importante considerar não só a importância sanitária dos mosquitos e sua estreita relação com o ambiente, mas também o processo de urbanização e exploração ambiental que tem provocado várias mudanças em áreas originalmente cobertas por matas, a exemplo da região sul do Brasil, conforme relatado em diversos trabalhos (Lopes et al., 2002; Zequi et al., 2005; Guedes e Navarro-Silva, 2014; Ronchi, 2015; Orlandin et al., 2017). Devido a dinâmica existente entre esses insetos e modificações das paisagens vegetais com ações antrópicas, estudos sobre a ecologia de mosquitos são importantes para a saúde pública (Müller et al., 2012).

No norte do Paraná, estudos realizados relacionando Culicidae a integridade ambiental são poucos e precisam ser atualizados devido a mudanças nessas paisagens naturais causadas por ações antrópicas.

O objetivo deste trabalho foi verificar a relação entre a diversificação da culicideofauna adulta (com ênfase na ocorrência de espécies sinantrópicas) e o grau de integridade ambiental das margens de cursos d'água, com diferentes níveis de cobertura vegetal, localizados em áreas do ambiente urbano, periurbano e natural de Londrina-PR. Em função das metodologias de coleta que possibilitaram a captura de outras famílias de insetos associados, também foi realizada uma análise secundária com estes organismos, embora a ênfase deste trabalho seja dada aos culicídeos. Para tanto, foram testadas as seguintes hipóteses:

1. A entomofauna terrestre associada é mais diversa nas áreas dos ambientes periurbano e natural;
2. A culicideofauna terrestre possui maior diversidade e riqueza nas áreas dos ambientes periurbano e natural, com maior cobertura vegetal.

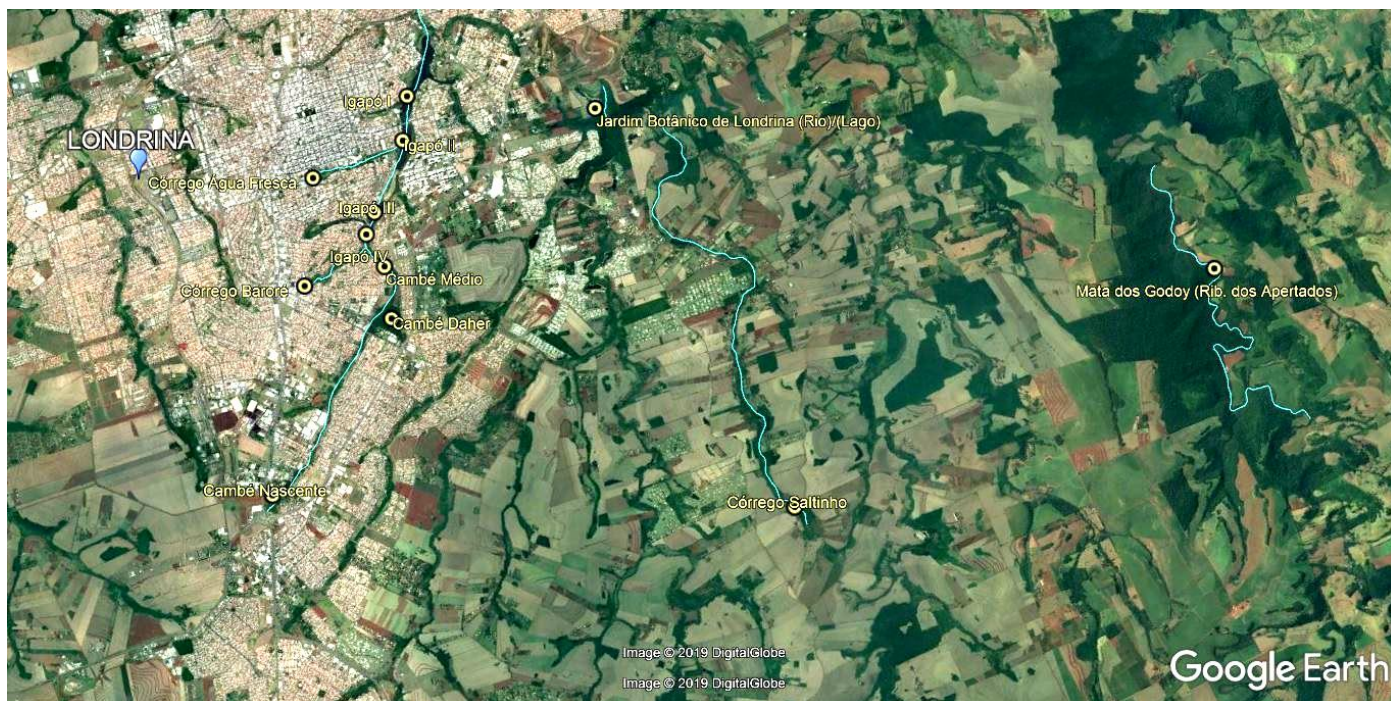
## **2. Material e Métodos**

### *2.1. Área de estudo*

A pesquisa foi desenvolvida em cursos hídricos da cidade de Londrina, localizada no norte do estado do Paraná. Nesta região, predomina a Formação Serra Geral, com idade jurássico-cretácea, pertencente ao grupo São Bento (Pinese 2002). A região tem clima subtropical úmido com verão quente (média anual de 21°C), concentrando a maior parte das chuvas que ocorrem ao longo do ano (Cavaglione et al. 2000). A vegetação original da

região caracteriza-se por Floresta Estacional Semidecidual pertencente ao bioma de Mata Atlântica, passando por um intenso processo de fragmentação no século XX até os dias de hoje, resultando numa paisagem composta por um mosaico de pequenos remanescentes, principalmente por ação das atividades agropecuárias na região (Maack 1981; Lopes 2002; Soares e Medri 2002).

Ao todo foram definidas 13 “áreas” de estudo (fig. 1). As imagens caracterizando as áreas estão no item “Lista de Figuras” no final deste trabalho. As 13 áreas estão distribuídas em três tipos de ambientes distintos com relação à sua proximidade da área urbana: ambiente urbano (áreas transformadas pela ação humana, sob intenso processo de urbanização, com evidente degradação ambiental, alteração do espaço físico e maior densidade populacional); ambiente periurbano (equivalente a uma área urbana isolada ou uma zona de transição entre a cidade e o campo, com residências secundárias e menor densidade populacional se comparada ao grande núcleo urbano, alguma valorização da natureza em áreas recreativas, possuindo, entretanto, um certo dinamismo marcado pela proximidade com o ambiente urbano); ambiente natural (área desabitada ou com baixa densidade populacional, com pouca interferência das atividades humanas, com valor ecológico, podendo agregar tanto propriedades rurais como áreas florestais que permitem contato com a natureza).



**Fig. 2.** Imagem de satélite ilustrando as 13 áreas de estudo amostradas entre os meses de janeiro à maio de 2018, e localizadas nos ambientes urbano, periurbano e natural na cidade de Londrina (Paraná, Brasil). Fonte: GOOGLE EARTH

## 2.2. *Diagnóstico ambiental*

A análise de integridade foi feita à partir do levantamento da entomofauna aquática e da conservação de sua vegetação marginal, nos cursos d'água presentes em cada área.

A coleta da entomofauna aquática foi realizada entre os meses de janeiro nas 13 áreas selecionadas, com auxílio de rede "D", com malha de nylon de 500µm (Lopes e Lozovei, 1995; Lopes et al., 2002; Foltz e Dodson, 2009; Rawi et al., 2013). Entre elas foram distribuídas 40 réplicas, 5 vezes amostradas durante os meses de janeiro e junho de 2017. Para demarcação das réplicas, foram preferencialmente observados biótopos que consistiam em áreas próximas às margens, com águas calmas e sombreadas. À partir dos dados da entomofauna aquática, além dos valores de diversidade e riqueza, foram considerados as seguintes ferramentas de avaliação para realização do diagnóstico das áreas: aplicação do Índice BMWP (Biological Monitoring Working Party System) (Armitage et al. 1983), que permite a classificação do grau de poluição das águas (Armitage et al. 1983); cálculo dos atributos ecológicos baseados em grupos tróficos (Cummins et al., 2005), que permitem aferir sobre o grau de integridade do ecossistema, relacionado à sua cadeia trófica; e aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) (Callisto et al., 2002) que permite a classificação das áreas em diferentes graus de conservação (Trecho "Natural", "Alterado" e "Impactado") à partir da análise da vegetação marginal e da heterogeneidade do ambiente aquático. Este diagnóstico teve o intuito de constatar o perfil ecológico das áreas de estudo, permitindo inferir acerca do grau de integridade das mesmas.

## 2.3 *Amostragem da entomofauna terrestre:*

Para amostragem da entomofauna terrestre, ocorrida entre os meses de janeiro à maio de 2018, foram instaladas armadilhas luminosas do tipo Communicable Diseases Center "CDC" (Urbinatti et al., 2001; Chaves et al., 2011; Fischer et al., 2013) (fig. 2A) nas proximidades dos mesmos pontos de amostragem da entomofauna aquática para o trabalho de diagnóstico ambiental. As armadilhas foram instaladas em locais longe da luz artificial, suspensas a 1,55m de altura, permanecendo instaladas durante três horas, entre as 17:30h e 20:30h, abrangendo o período crepuscular. Ao todo foram realizadas duas coletas de 3 horas, com 3 armadilhas instaladas em cada área, totalizando um esforço amostral de 18 horas por área. A metodologia utilizando armadilha de "CDC" também foi empregada em estudos realizados por Taípe-Lagos e Natal (2003), Montes (2005), Chaves et al. (2011), Santos e Calado (2014), Hesson et al. (2015) que compreende o período de tempo necessário para contemplar o crepúsculo vespertino e noturno. No mesmo local da instalação da armadilha CDC, foi feita a aspiração dos adultos, com auxílio de aspirador de

Nasci (fig. 2B), em todas as coletas. Tendo como centro o ponto de instalação da armadilha, o aspirador foi utilizado em um raio de 5m, durante 5 minutos (crepúsculo), elevando-o desde o chão até cerca de 1 metro na vegetação existente. Metodologias semelhantes utilizando aspirador de Nasci e armadilha CDC também foram realizadas em áreas metropolitanas preservadas parques urbanos na cidade de São Paulo por Taípe-Lagos e Natal (2003), Cardoso et al. (2010) e Carvalho et al. (2017).

Os exemplares coletados foram transferidos para um frasco contendo algodão embebido em Éter etílico (99,8% P.A.). Em seguida, os exemplares foram cuidadosamente sugados com auxílio de Aspirador Entomológico e transferidos para frascos de vidro devidamente vedados e etiquetados.

Os insetos adultos coletados foram identificados até nível taxonômico de família com auxílio das chaves de identificação de Filgueira (2009) e Leite e Sá (2010). Os representantes da família Culicidae foram identificados até gênero, espécie e morfo-espécie, com auxílio das chaves de identificação de Consoli e Oliveira (1994), Forattini (2002), Segura e Castro (2007) e WRBU (2018).

As coletas têm liberação permanente do SISBIO/IBAMA, sob o número 23093



Fig. 2. Métodos de coleta utilizados para amostragem da enomofauna terrestres nas 13 áreas estudadas, nos ambientes urbano, periurbano e natural na cidade de Londrina, Paraná, Brasil. (A) = método da aspiração realizado com auxílio do “Aspirador de Nasci”; (B) = método de coleta com armadilha luminosa do

#### 2.4. Análise dos dados

Foram aplicados teste de Shapiro-Wilk para verificar a normalidade dos dados e teste de Kruskal – Wallis para análise de variância entre as amostras. Para suficiência

amostral, foi construída a Curva de Rarefação de espécies para a amostragem obtida, e a riqueza de espécies foi estimada com ajuda dos Índices extrapoladores (estimadores) não paramétricos Jackknife (I e II) e Chao (I e II).

Para a análise da entomofauna associada, foram calculados o índice de diversidade de Shannon-Wiener, Riqueza de Margaleff e Equitabilidade. Para comparação da entomofauna entre as áreas, foi construído o dendograma de Similaridade de Bray-Curtis. Foi feita uma análise de componentes principais (ACP) para análise geral dos resultados obtidos em cada área.

Na análise quantitativa da culicídi fauna terrestre também foram calculados o índice de diversidade de Shannon-Wiener, Riqueza de Margaleff e Equitabilidade. Também foi feita a Análise de Componentes Principais (ACP), para observação geral dos resultados em cada área e sua eventual correlação com as espécies de culicídeos coletadas.

Para calcular o grau de sinantropia dos culicídeos, foi utilizado o Índice de Nuorteva (1963). O índice tem a fórmula:  $IS = 2a + b - 2c/2$ , onde: a = porcentagem de uma espécie *x* amostrada na zona urbana; b = porcentagem da espécie *x* na zona rural; c = porcentagem da espécie *x* na mata. Para este estudo foram feitas algumas adaptações, sendo: a = porcentagem da espécie *x* no ambiente urbano [todas as áreas do ambiente urbano, conforme tabela 1]; b = porcentagem da espécie *x* no ambiente periurbano [Jardim Botânico (Rio) e Jardim Botânico (Lago)]; c = porcentagem da espécie *x* no ambiente natural [Mata dos Godoy e Saltinho]. Esse índice tem valores que variam de + 100 a - 100, com valores positivos revelando grau de sinantropia elevado e valores negativos mostrando situação contrária.

As análises estatísticas foram realizadas com o auxílio do software Statistica 7.1 e Bioestat 5.3.

### **3. Resultados**

#### *3.1. Diagnóstico ambiental*

Os resultados do diagnóstico ambiental descrevendo os perfis de integridade nas áreas de estudo estão registrados na tabela 1. As áreas com maior cobertura vegetal e menos expostas às fontes de poluição (“Jardim Botânico (Rio)” - ambiente periurbano e “Mata dos Godoy” – ambiente natural) registraram maior integridade. As áreas no ambiente urbano apresentaram perfil de integridade comprometido, com baixa qualidade de suas águas.

Tabela 1

Resultado do diagnóstico ambiental e análise de integridade realizado, nas 13 áreas de estudo distribuídas nos ambientes urbano, periurbano e natural da cidade de Londrina, Paraná, Brasil. Para análise de integridade das áreas foram aplicados o PAR (Callisto et al. 2002), Índice BMWP (Armitage et al., 1983) e Análise de atributos ecológicos à partir de grupos funcionais (Cummins et al., 2005).

ÁREA	AMBIENTE	COORDENADAS	ANÁLISE DE INTEGRIDADE (Conforme Callisto et al., 2002, Armitage et al., 1983 e Cummins et al., 2005)
CAMBÉ NASCENTE	Urbano	S23°17'08.9" / W051°14'00.9"	Trecho impactado, águas muito poluídas, ambiente heterotrófico, canal instável, sem associação entre a zona ripária e o ecossistema aquático,
CAMBÉ DAHER	Urbano	S23°19'05.9" / W051°12'23.4"	Trecho alterado, com águas poluídas, ambiente heterotrófico, canal instável, sem associação entre a zona ripária e o ecossistema aquático
CAMBÉ MÉDIO	Urbano	S23°19'09.2" / W051°11'50.2"	Trecho impactado, com águas poluídas, ambiente heterotrófico, canal estável, sem associação entre a zona ripária e o ecossistema aquático
BARORÉ	Urbano	S23°19'09.2" / W051°11'01.7"	Trecho impactado, com águas muito poluídas, ambiente autotrófico, canal estável, sem associação entre a zona ripária e o ecossistema aquático
ÁGUA FRESCA	Urbano	S23°19'06.3" / W051°10'23.1"	Trecho impactado, com águas muito poluídas, ambiente autotrófico, canal estável, sem associação entre a zona ripária e o ecossistema aquático
IGAPÓ I	Urbano	S23°20'25.5" / W051°09'46.1"	Trecho impactado, com águas muito poluídas, ambiente autotrófico, canal estável, sem associação entre a zona ripária e o ecossistema aquático
IGAPÓ II	Urbano	S23°19'35.7" / W051°10'18.2"	Trecho impactado, com águas muito poluídas, ambiente autotrófico, canal estável, sem associação entre a zona ripária e o ecossistema aquático
IGAPÓ III	Urbano	S23°19'18.2" / W051°10'57"	Trecho impactado, com águas muito poluídas, ambiente autotrófico, canal instável, sem associação entre a zona ripária e o ecossistema aquático
IGAPÓ IV	Urbano	S23°19'09.2" / W051°11'01.7"	Trecho impactado, com águas muito poluídas, ambiente autotrófico, canal instável, sem associação entre a zona ripária e o ecossistema aquático
J. BOTÂNICO	Periurbano	S23°21'57.7" / W051°10'31.5"	Trecho Natural, com qualidade das águas

(RIO)			duvidosa, ambiente heterotrófico, canal estável e associação normal entre a zona ripária e o ecossistema aquático
J. BOTÂNICO (LAGO)	Periurbano	S23°21'52.3" / W051°10'33.1"	Trecho Impactado, com águas muito poluídas, ambiente autotrófico, canal instável, sem associação entre a zona ripária e o ecossistema aquático
MATA DOS GODOY	Natural	S23°27'23.2" / W051°14'23.9"	Trecho Natural, com águas poluídas, ambiente heterotrófico, canal estável, associação não normal entre a zona ripária e o ecossistema aquático, mas boa qualidade da matéria orgânica fina
SALTINHO	Natural	S23°22'36.3" / W051°16'06.6"	Trecho Natural, Com águas muito poluídas, ambiente heterotrófico, canal instável, sem associação entre a zona ripária e o ecossistema aquático

### 3.2. Entomofauna associada

Foram coletados um total de 3.475 indivíduos, distribuídos em 7 ordens e 51 famílias, sendo Chironomidae (Diptera) a mais abundante, com 695 indivíduos (19,9%) seguida de Culicidae (Diptera), com 580 indivíduos (16,7%) (tabela 2). Ambos os táxons foram amostrados em todas as áreas de estudo. Os valores obtidos para os estimadores Chao I (56), Chao II (56,2), Jackknife I (55,3) e Jackknife II (57,4) mostram que, apesar de estimarem algumas espécies a mais para os fragmentos, esse número não foi alto. A curva de rarefação de espécies (em vermelho) está representada na figura 3, sendo possível observar a suficiência amostral.

A Análise de Componentes Principais (ACP) (apêndice 1) mostra que a aspiração foi o método com maior influência sobre os dados, na maior parte das áreas estudadas, sendo que os componentes 1 e 2 explicam, respectivamente, 55% e 44% dos resultados.

Os maiores valores de abundância registrados para a Aspiração foram no “Cambé Daher” (334 indivíduos) que, juntamente com “Saltinho”, apresentaram Índices de diversidade de Shannon-Wiener significativamente maiores que as demais áreas ( $H'_{CD}=1,106$  e  $H'_{SA}=1,134$ , respectivamente) (tabela 1). Estas mesmas áreas também obtiveram valores maiores de Equitabilidade de Pielou's ( $J'_{CD}=0,825$  e  $J'_{SA}= 0,857$ , respectivamente) e Riqueza de Margaleff ( $S_{CD}=4,671$  e  $S_{SA}=4,142$ , respectivamente). Assim, não foi possível confirmar a hipótese de que a entomofauna terrestre seria mais diversa em áreas dos ambientes periurbano e natural. Os resultados detalhados da coleta da entomofauna geral para Aspiração e armadilha de CDC, em cada área amostrada, encontram-se nos apêndices 2, 3 e 4, ao final deste trabalho

Tabela 2

Valores de abundância, Diversidade, Equabilidade, Riqueza e composição (Ordens e Famílias) da entomofauna associada e amostrada com os métodos de "Aspiração" e armadilha do tipo "CDC", nas áreas 13 áreas de estudo distribuídas nos ambientes urbano, periurbano e natural da cidade de Londrina (Paraná, Brasil), entre os meses de janeiro a maio de 2018.

ORDEM	FAMÍLIA	ÁREAS													TOTAL	
		CAMBÉ NASCENTE	CAMBÉ DAHER	CAMBÉ MÉDIO	BARORÉ	ÁGUA FRESCA	IGAPÓ I	IGAPÓ II	IGAPÓ III	IGAPÓ IV	JARDIM BOTÂNICO (RIO)	JARDIM BOTÂNICO (LAGO)	MATA DO GODOY	SALTINHO		
Coleoptera	Bruchidae	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	3
	Carabidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
	Cicindelidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
	Elmidae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	Lagriidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
	Scolytidae	2	0	4	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	7
Diptera	Agromyzidae	1	3	4	0	6	0	1	0	0	0	3	0	6	24	
	Asilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	9	0	2	12	
	Bibionidae	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	5	
	Calliphoridae	1	0	0	0	0	0	1	3	0	0	1	0	0	6	
	Cecidomyiidae	27	57	44	6	280	10	7	16	9	26	32	42	16	572	
	Ceratopogonidae	0	0	0	0	2	0	0	0	0	13	0	0	0	15	
	Chironomidae	24	20	51	43	58	24	108	120	52	93	85	7	10	695	
	Chloropidae	7	44	18	5	4	1	1	1	0	4	7	13	0	105	
	Culicidae	16	14	12	46	8	9	51	186	217	1	18	0	2	580	
	Dolichopodidae	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	3	
	Drosophilidae	11	87	23	3	42	13	14	1	17	59	22	89	15	396	
	Lonchaeidae	7	7	7	8	9	2	19	0	1	1	4	39	5	109	
	Muscidae	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
	Mycetophilidae	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	3	
Otitidae	0	3	1	1	1	7	0	0	0	2	2	0	0	17		

	Psychodidae	1	8	11	3	20	2	9	0	0	3	0	6	3	<b>66</b>
	Sciaridae	1	25	0	2	4	1	4	1	2	19	17	2	24	<b>102</b>
	Simuliidae	6	11	13	13	17	2	14	15	25	4	11	2	2	<b>135</b>
	Syrphidae	0	1	0	0	2	3	0	0	0	1	0	0	0	<b>7</b>
	Tachinidae	0	5	0	0	2	3	0	0	0	3	7	8	2	<b>30</b>
	Tephritidae	0	7	0	2	0	1	0	0	0	0	1	0	0	<b>11</b>
	Tipulidae	3	14	3	0	4	0	0	1	0	3	1	3	6	<b>38</b>
Hemiptera	Cicadellydae	9	40	1	5	20	7	10	2	2	2	8	7	7	<b>120</b>
	Coreidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	<b>1</b>
	Largidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
	Lygaeidae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
	Membracidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
	Miridae	0	2	0	9	5	0	2	2	0	1	2	0	0	<b>23</b>
	Reduviidae	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	<b>3</b>
Hymenoptera	Braconidae	1	4	13	5	5	0	2	0	0	9	4	15	9	<b>67</b>
	Eulophidae	2	1	3	0	0	3	1	0	0	2	1	0	2	<b>15</b>
	Evanidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	<b>1</b>
	Formicidae	18	39	6	57	30	27	9	3	9	16	21	18	9	<b>262</b>
	Ichneumonidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	<b>3</b>
	Pteromalidae	0	1	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	1	<b>5</b>
	Siricidae	0	1	0	0	0	2	0	0	0	1	1	0	0	<b>5</b>
	Vespididae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	<b>3</b>
Lepidoptera	Noctuidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	<b>1</b>
	Pterophoridae	3	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	<b>8</b>
	Pyralidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
	Tineidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
Orthoptera	Gryllidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	<b>2</b>
	Tetrigidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>

Neuroptera	Chrysopidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
	Hemerobiidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2
<b>TOTAL</b>		<b>141</b>	<b>401</b>	<b>217</b>	<b>211</b>	<b>526</b>	<b>125</b>	<b>254</b>	<b>352</b>	<b>335</b>	<b>269</b>	<b>265</b>	<b>255</b>	<b>125</b>	<b>3475</b>
<b>Diversidade de Shannon-Wiener (H')</b>		<b>1,044</b>	<b>1,106</b>	<b>1,021</b>	<b>0,919</b>	<b>0,799</b>	<b>1,089</b>	<b>0,823</b>	<b>0,522</b>	<b>0,523</b>	<b>0,991</b>	<b>1,064</b>	<b>0,887</b>	<b>1,134</b>	<b>--</b>
<b>Equabilidade de Piello (J')</b>		<b>0,765</b>	<b>0,825</b>	<b>0,813</b>	<b>0,732</b>	<b>0,779</b>	<b>0,823</b>	<b>0,675</b>	<b>0,468</b>	<b>0,523</b>	<b>0,675</b>	<b>0,735</b>	<b>0,743</b>	<b>0,857</b>	<b>--</b>
<b>Riqueza de Margaleff (S)</b>		<b>3,637</b>	<b>4,671</b>	<b>3,160</b>	<b>3,176</b>	<b>3,671</b>	<b>3,142</b>	<b>2,889</b>	<b>2,047</b>	<b>1,548</b>	<b>4,111</b>	<b>4,839</b>	<b>2,707</b>	<b>4,142</b>	<b>--</b>

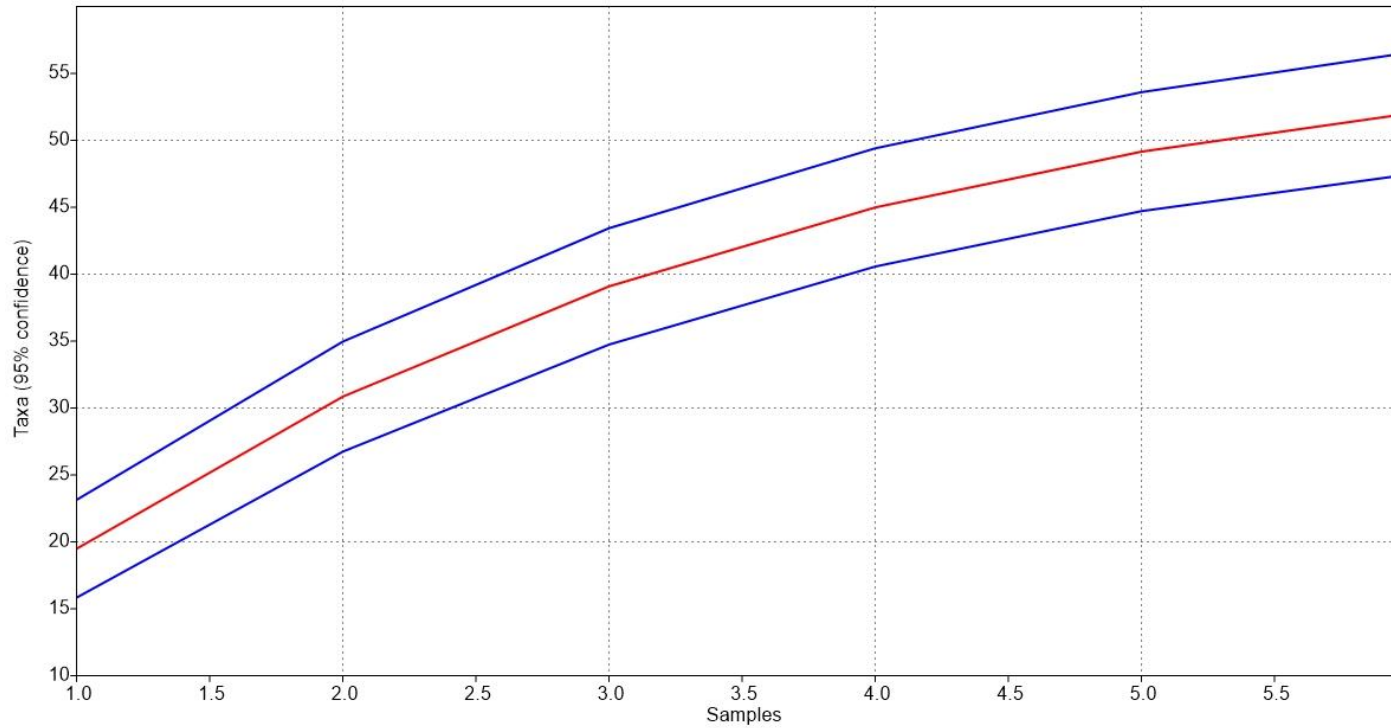


Fig. 3. Curva de Rarefação da amostragem total realizada nas 13 áreas de estudo, entre os meses de janeiro a maio de 2018. A linha vermelha representa o a acumulação de táxons durante as amostragens. As linhas azuis representam a Equitabilidade máxima (linha superior) e mínima (linha inferior).

O dendograma de similaridade de Bray Curtis (fig. 4), evidencia a formação de dois grupos, um constituído apenas por Igapó III e IV, que obtiveram baixos valores de diversidade de Shannon-Wiener, e outro formado pelas demais áreas (com valores de diversidade maiores ou intermediários). Vale ressaltar a relação entre as áreas “Cambé Daher” e “Mata dos Godoy” que, apesar de não terem registrado valores de diversidade muito próximos para a entomofauna terrestre, obtiveram alta similaridade entre si.

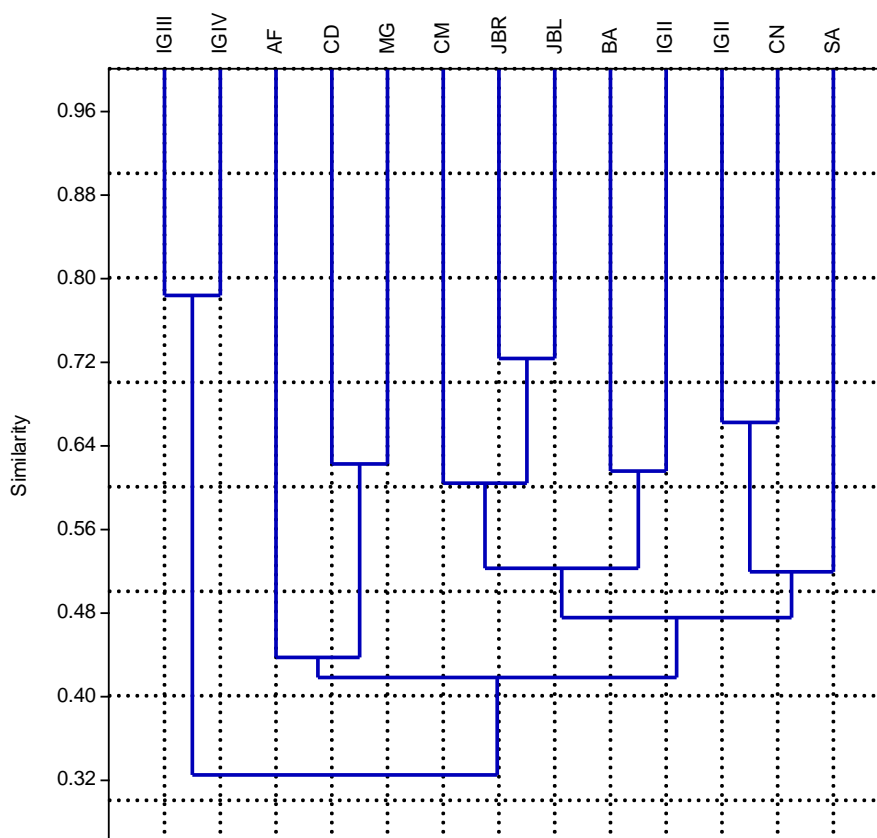


Fig. 4. Dendrograma de Similaridade de Bray-Curtis demonstrando o grau de similaridade entre as 13 áreas de estudo distribuídas nos ambientes urbano (CN = Cambé Nascente; CD = Cambé Daher; CM = Cambé Médio; BA = Baroré; AF = Água Fresca; IGI = Igapó I; IGII = Igapó II; IGIII = Igapó III; IGIV = Igapó IV), periurbano (JBR = Jardim Botânico (Rio); JBL = Jardim Botânico Lago) e natural (MG = Mata dos Godoy; SA = Saltinho) na cidade de Londrina (Paraná, Brasil), entre os meses de janeiro a maio de 2018.

### 3.3. Culicidaeofauna terrestre

Foram coletados 580 culicídeos (tabela 3) distribuídos em 16 espécies e 8 gêneros, sendo *Microculex* spp. Theobald, 1907 o táxon mais abundante, com 420 indivíduos (72,4%). A área que apresentou maior abundância de culicídeos foi “Igapó IV”, com 33,8% do total da amostra e onde *Microculex* spp. registrou sua maior abundância. Registrou-se também a presença de mosquitos considerados altamente sinantrópicos como *Aedes albopictus* Skuse, 1894 (5,86%), *Aedes aegypti* Linnaeus, 1762 e *Culex quinquefasciatus* Say, 1823 (com 2,76% cada). Os resultados detalhados da culicidaeofauna terrestre para a Aspiração e armadilha de CDC, em cada área amostrada, encontram-se nos apêndices 5, 6 e 7 deste trabalho.

As áreas que tiveram Índice de Diversidade de Shannon-Wiener significativamente maiores foram “Cambé Daher” e “Saltinho” ( $H'_{CD}=0,802$  e  $H'_{SA}=0,761$ , respectivamente), também apresentando maiores valores de Equitabilidade de Pielou's ( $J'_{CD}=0,948$  e  $J'_{SA}=0,978$ , respectivamente) e Riqueza de Margaleff ( $S_{CD}=2,076$  e  $S_{SA}=1,669$ , respectivamente) (tabela 3). Dessa forma, não foi possível confirmar a hipótese de que a culicidaeofauna terrestre seria mais diversa somente nas áreas dos ambientes periurbano e natural, com maior cobertura vegetal, uma vez que o maior valor de índice de diversidade foi registrado para “Cambé Daher”, um fragmento de mata localizado no ambiente urbano. Pode-se afirmar que, mesmo em ambiente urbano, este fragmento de mata foi o suficiente para uma boa diversidade de culicídeos, disponibilizando áreas sombreadas, alimento e locais para procriação.

A análise de componentes principais (ACP) (fig. 5) formou dois grupos distintos de áreas cujo os resultados estão associados a dois grupos de espécies. Um grupo, formado por “Cambé Daher”, “Mata dos Godoy”, “Saltinho” e “Jardim Botânico (Rio)”, relacionam-se principalmente a táxons como *Wyeomyia galvaoi* Correa & Ramalho, 1956, *Mansonia* sp. Blanchard, 1901 e *Uranotaenia pulcherrima* Lynch Arribálzaga, 1891. Já o outro grupo, formado pelas demais áreas, relacionam-se a espécies como *Cx. quinquefasciatus*, *Ae. aegypti* e *Microculex* spp. O Índice de Sinantropia (tabela 3), proposto por Nortueva (1963), revelou *Ae. aegypti*, *Microculex* spp. e *Cx. quinquefasciatus* com máximo grau de sinantropia, associados apenas a áreas no ambiente urbano, conforme evidenciado pela ACP.

Tabela 3

Valores de abundância, composição, Diversidade, Equabilidade, Riqueza e índice de Nuorteva (1963) registrados para a culicídiofauna terrestre amostrada nas 13 áreas de estudo nos ambientes urbano, periurbano e natural na cidade de Londrina (Paraná, Brasil), entre os meses de janeiro a maio de 2018.

GÊNERO	ESPÉCIE	ÁREA														TOTAL	ÍNDICE DE NUORTEVA
		CAMBÉ NASCENTE	CAMBÉ DAHER	CAMBÉ MÉDIO	BARORÉ	ÁGUA FRESCA	IGAPÓ I	IGAPÓ II	IGAPÓ III	IGAPÓ IV	JARDIM BOTÂNICO (RIO)	JARDIM BOTÂNICO (LAGO)	MATA DOS GODOY	SALTINHO			
Aedes	<i>Ae. aegypti</i>	3	1	4	4	3	0	0	1	2	0	0	0	0	18	+100	
	<i>Ae. albopictus</i>	5	5	5	1	0	1	0	4	0	2	4	4	3	34	+61,9	
	<i>Ae. terrens</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	+100	
Anopheles	<i>An. triannulatus</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	+100	
Culex	<i>Cx. coronator</i>	2	0	0	0	2	2	3	0	0	2	0	0	5	16	+31,2	
	<i>Cx. saltanensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	5	-100	
	<i>Cx. eduardoi</i>	0	2	1	0	0	3	2	3	0	0	0	5	0	16	+37,4	
	<i>Cx. quinquefasciatus</i>	0	0	0	4	4	0	0	5	3	0	0	0	0	16	+100	
	<i>Microculex spp.</i>	0	1	0	34	25	22	42	75	191	0	30	0	0	420	+96,4	
Deinocerits	<i>Deinocerits sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	+50	
Mansonia	<i>Mansonia sp.</i>	0	3	3	0	0	0	0	0	0	3	0	2	5	16	-6,2	
	<i>Ma. titilans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	6	0	14	-14,2	
Ochlerotatus	<i>Och. condolecens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	+50	
Uranotaenia	<i>Ur. Geometrica</i>	0	0	0	0	1	0	2	1	0	3	0	0	0	7	+100	
	<i>Ur. pulcherrima</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4	-100	
Wyeomyia	<i>Wy. galvaoi</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	5	+40	
<b>TOTAL</b>		<b>10</b>	<b>19</b>	<b>13</b>	<b>43</b>	<b>35</b>	<b>28</b>	<b>49</b>	<b>89</b>	<b>196</b>	<b>16</b>	<b>42</b>	<b>19</b>	<b>21</b>	<b>580</b>	<b>--</b>	
<b>DIVERSIDADE DE SHANNON-WIENER (H')</b>		<b>0,447</b>	<b>0,802</b>	<b>0,549</b>	<b>0,325</b>	<b>0,418</b>	<b>0,319</b>	<b>0,245</b>	<b>0,287</b>	<b>0,059</b>	<b>0,616</b>	<b>0,242</b>	<b>0,676</b>	<b>0,761</b>	<b>--</b>	<b>--</b>	
<b>EQUABILIDADE (J')</b>		<b>0,937</b>	<b>0,948</b>	<b>0,913</b>	<b>0,541</b>	<b>0,598</b>	<b>0,531</b>	<b>0,407</b>	<b>0,368</b>	<b>0,123</b>	<b>0,881</b>	<b>0,506</b>	<b>0,966</b>	<b>0,978</b>	<b>--</b>	<b>--</b>	
<b>RIQUEZA DE MARGALEFF (S)</b>		<b>0,868</b>	<b>2,076</b>	<b>1,170</b>	<b>0,793</b>	<b>1,125</b>	<b>0,902</b>	<b>0,771</b>	<b>1,114</b>	<b>0,378</b>	<b>1,335</b>	<b>0,558</b>	<b>1,294</b>	<b>1,669</b>	<b>--</b>	<b>--</b>	

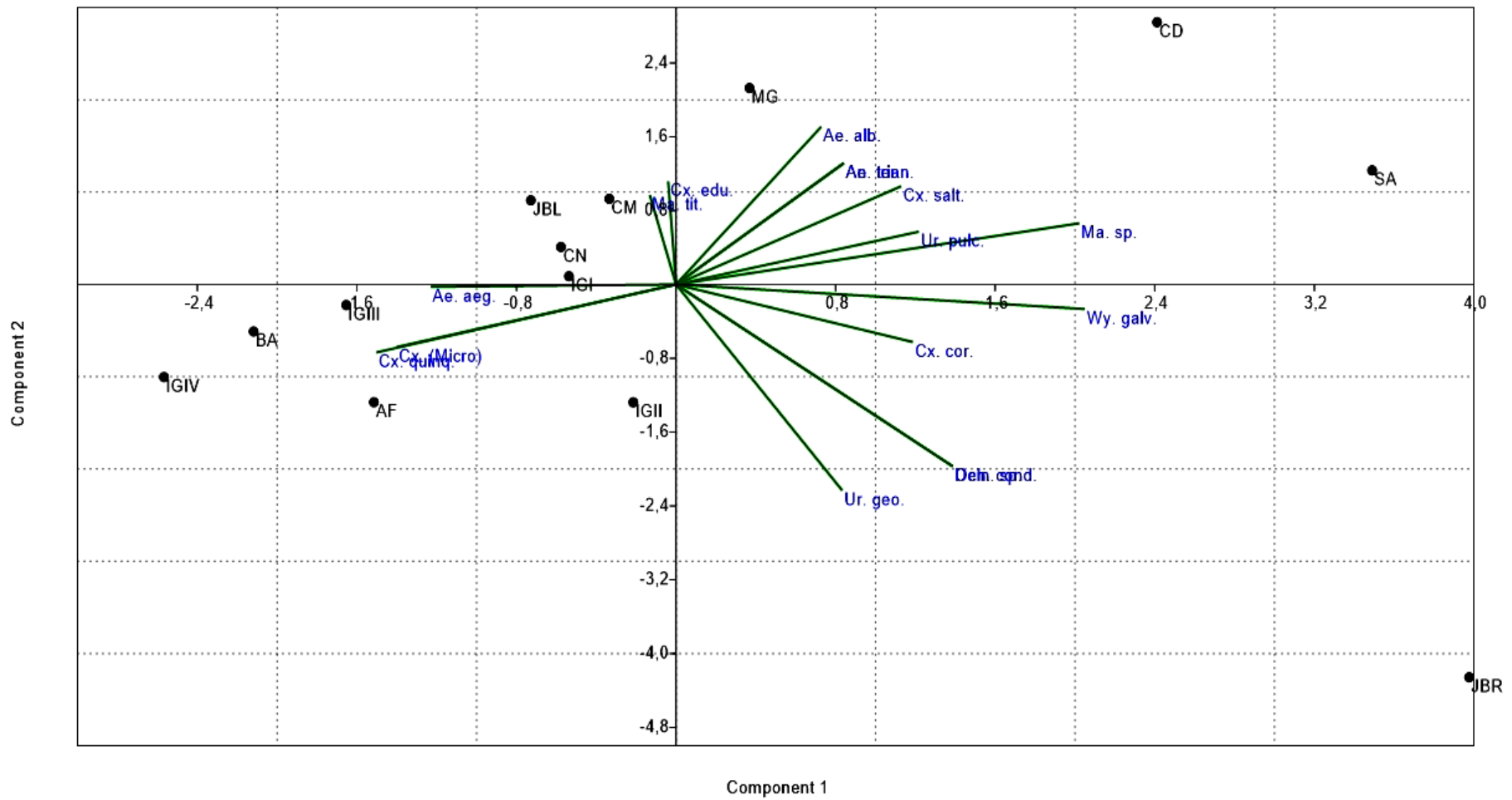


Fig. 5. Análise de Componentes Principais (PCA) obtida a partir da amostragem da culicídeo fauna terrestres mostrando as espécies e sua influência nos resultados obtidos para as 13 áreas de estudo nos ambientes urbano, periurbano e natural na cidade de Londrina (Paraná, Brasil), entre os meses de janeiro a maio de 2018.

## 4. Discussão

### 4.1. *Entomofauna associada*

Para o entendimento da biodiversidade em um dado ecossistema, é essencial inventariar e monitorar a variedade de insetos e possíveis alterações em sua abundância (Alves et al., 2017). Dorval et al. (2010), trabalhando com armadilhas luminosas na região noroeste do Mato Grosso, afirmam que, em ambientes terrestres, os insetos podem tornar-se indicadores ecológicos para avaliação de impactos que venham a ocorrer em um região.

A família Chironomidae (Diptera), que teve maior abundância no presente estudo (juntamente com Culicidae), é composta por insetos abundantes e cosmopolitas (Sanseverino et al., 2009), adaptando-se a quaisquer condições de preservação e favorecidos em ambientes mais degradados, sob forte pressão das fontes poluidoras, como em regiões urbanas. No trabalho com a entomofauna aquática, observou-se que os quironomídeos estiveram entre os táxons mais abundantes e, na entomofauna terrestre, foram capturados em praticamente todas as áreas de estudo. Sua abundância e distribuição no presente trabalho reforçam seu papel generalista e dominante não só nas comunidades aquáticas, mas também terrestres. Por encontrarem nos corpos d'água seu ambiente de procriação, o processo de degradação dos ecossistemas aquáticos que impulsiona o estabelecimento de Chironomidae como táxon dominante nas cadeias tróficas, acaba influenciando a composição das comunidades terrestres arredores, ao completarem seu estágio larval e passando à forma adulta.

A entomofauna terrestre, como um todo, pode depender não somente da proteção conferida em áreas de vegetação, mas também pela heterogeneidade do espaço em que se encontram. A similaridade encontrada entre “Cambé Daher”, no ambiente urbano, e “Mata dos Godoy”, no ambiente natural, revela a importância dos fragmentos ambientais para a comunidade. De acordo com as análises de integridade da pesquisa realizada em ambiente aquático, a “Mata dos Godoy” foi classificada como um “Trecho natural” pela conservação da sua vegetação, propiciando alta diversidade da entomofauna aquática, o que destaca sua importância enquanto fragmento florestal preservado para manutenção da biodiversidade na região de Londrina. Embora “Cambé Daher” tenha sido classificado como um “Trecho alterado” na análise dos cursos d'água, sua alta diversidade e riqueza para a entomofauna terrestre demonstram que a presença e a manutenção de fragmentos florestais garantem a preservação de alguma biodiversidade, mesmo estando sob pressão das fontes poluidoras de origem urbana.

Embora esteja no ambiente urbano, “Cambé Daher” encontra-se distante do centro da cidade o que, somado à presença da vegetação nesta área, contribuiu para sua maior riqueza da entomofauna, conferindo heterogeneidade e certa proteção neste ambiente. Carvalho et al. (2017), afirmam que tais fragmentos podem desempenhar um papel importante na manutenção da riqueza de espécies de mosquitos, configurando como “ilhas” de biodiversidade dentro da paisagem urbana. A heterogeneidade estrutural em um bioma possibilita um aumento na diversificação dos recursos no hábitat, permitindo coexistência de maior número de espécies (Jamoneau et al., 2011; Guedes, 2012)

#### 4.2. *Culicidaeofauna terrestre*

A Análise de Componentes Principais (ACP) permite um olhar amplo sobre a amostragem obtida, no que diz respeito ao seu aspecto qualitativo (composição taxonômica) e sua eventual influência nos resultados observados para as áreas de estudo possibilitando, neste caso, extrapolar conclusões ou estabelecer “links” entre as espécies predominantes de um local e seu perfil ecológico (grau de integridade). Logo, a formação de dois grandes grupos revela que os resultados obtidos para as áreas com maior cobertura vegetal, nos três ambientes considerados, tiveram maior influência de espécies de mosquitos, em geral, associados a ambientes silvestres ou áreas mais íntegras. Ao contrário, o outro grupo, formado por áreas do ambiente urbano ou com pouca cobertura vegetal [como Jardim Botânico (Lago), no ambiente periurbano], associa-se em geral às espécies consideradas antropofílicas.

O grupo formado pelas áreas com maior cobertura vegetal [“Mata dos Godoy”, “Saltinho” – ambiente natural; “Jardim Botânico (Rio)” - ambiente periurbano; “Cambé Daher” – ambiente urbano] e associadas a espécies com hábitos silvestres mostra a importância dos fragmentos de mata, em especial as matas ciliares, para a diversificação da culicidofauna em contraponto à dominância de poucas espécies com alto valor sinantrópico.

Os organismos da tribo Sabethini (como o gênero *Wyeomia* Theobald, 1901) são considerados indicadores de ambientes com características silvestres ou que sofreram alteração antrópica não acentuada, apresentando difícil adaptação às alterações no ambiente (Dorvillé, 1996; Forattini, 2002; Montes, 2005). No presente estudo, *Wyeomia galvaoi* foi registrado, ainda que em baixa frequência, apenas em ambientes com alguma cobertura vegetal, como “Jardim Botânico (Rio)”. No estudo de diagnóstico ambiental realizado, essa área foi caracterizada como um “Trecho Natural”, apresentando-se como um local de boa integridade dada conservação de sua cobertura vegetal, que possibilita a

manutenção da riqueza nas comunidades aquáticas e conseqüente qualidade de suas águas.

Santos e Calado (2014), analisando a culicídi fauna de área urbana do município de Barreiras, na Bahia, também registraram ocorrência de *Wyeomia* sp. e *Uranotaenia* sp. nas áreas mais próximas às margens do Rio Grande. Os autores justificam a ocorrência dessas espécies de hábito silvestre pela proximidade da área amostrada entre os ambientes urbano-rural-silvestre. *Uranotaenia pulcherrima* foi registrada para “Saltinho” que, embora considerado “Trecho natural” pela sua considerável cobertura vegetal, não registrou boa integridade na análise de suas comunidades aquáticas, devido ao lançamento de efluentes de suinocultura e tanques de tilápia nos trechos próximos à sua nascente. Mesmo assim, a presença de sua larga faixa de mata ciliar ainda preserva condições para diversificação da sua comunidade terrestre, inclusive a culicídi fauna. A culicídi fauna inclui espécies de valor epidemiológico como *Aedes albopictus*, *Culex saltanensis* Dyar, 1928 e *Mansonia* sp. Logo, a presença humana e a proximidade de fontes poluidoras de origem antrópica, podem estar favorecendo a diversificação desta comunidade mas com espécies transmissoras de patógenos. Também, a presença de plantas aquáticas que ocorrem em alguns trechos do rio podem relacionar-se à ocorrência de *Mansonia* sp., cujas formas imaturas podem utilizar-se de macrófitas.

“Cambé Daher” que, embora tenha sido classificado como um Trecho Alterado, não obtendo avaliação de integridade tão satisfatória no diagnóstico ambiental, alcançou os maiores índices de riqueza e diversidade para a culicídi fauna. Este pequeno fragmento caracteriza-se por um trecho de mata ciliar residual, acompanhando as margens do ribeirão Cambé, imediatamente após seu trecho de nascente. Os resultados sugerem a influência das áreas de mata no aumento da diversidade e da riqueza, como já mencionado anteriormente para a entomofauna terrestre, ainda que inseridas em meio a um ambiente urbano. Nesse contexto de proximidade com o ambiente urbano há registros de espécies que apresentam comportamento silvestre que pode estar em baixa população com aquelas que tem hábitos comportamentais de estarem próximas a populações e perto de matas nativas e ou secundárias, a exemplo de *Ae. albopictus* (Forattini, 2002). Esse fato pode ter contribuído para o maior índice de riqueza e diversidade da culicídi fauna local.

A maior disponibilidade de alimento para culicídeos nestas áreas pode estar relacionada a eventual circulação de humanos e certa proximidade com domicílios. Por ser uma área de mata, pode ser refúgio para outros animais como lagartos, aves e pequenos mamíferos. Ainda, por estar em uma área residencial, podem ser encontrados objetos descartados dentro destas pequenas reservas, além dos criadouros que ali já ocorrem naturalmente (Zequi et al., 2005). Tais fatores, associados à manutenção de características

silvestres pela presença da vegetação, criam ambiente favorável não somente para espécies com certo grau de sinantropia (como *Culex eduardoi* Casal & Garcia, 1968 e *Mansonia* sp.), mas também culicídeos igualmente associados a ambientes silvestres e antrópicos (como *Ae. albopictus*) e aqueles associados apenas a ambientes íntegros e de floresta (como *Wyeomia galvaoi*). Zequi et al. (2005), trabalhando com diferentes criadouros na mata Daher, também registraram espécies sinantrópicas e com valor epidemiológico como *Ae. albopictus*, *Ae. aegypti* e *Cx. eduardoi*.

Carvalho et al. (2017) afirmam que tais áreas devem ser incluídas nos programas de controle de mosquitos por propiciarem condições para criação de vetores e consequente disseminação de doenças. Os autores registraram considerável abundância de culicídeos como *Ae. albopictus* em fragmentos de Mata Atlântica na cidade de São Paulo, corroborando com os resultados deste trabalho para “Cambé Daher”.

Segundo Zequi et al. (2005), se não monitorados, tais ambientes podem tornar-se locais de descarte de lixos, pneus e outros objetos que propiciam o acúmulo de água, tornando-se criadouros artificiais para espécies oportunistas de culicídeos. Segundo os mesmos autores, a Mata Daher, ainda que pequena, pode configurar um refúgio para espécies como *Ae. aegypti* (apesar de sua baixa frequência dado seu hábito urbano), fazendo-se necessário que as campanhas de controle deste mosquito considerem esse tipo de habitat.

A presença de culicídeos da tribo Mansoniini podem indicar alto grau de antropização (Dorvillé, 1996). Santos e Calado (2014) observaram representantes do gênero *Mansonia*, como *Mansonia titillans* Walker, 1848, ocorrendo próximo a áreas de mata ciliar, corroborando com os resultados encontrados para “Jardim Botânico (Lago)”. Segundo os autores, áreas próximas a margens de rios podem contribuir para maior diversidade de espécies de mosquitos nos ambientes urbanos. Carvalho et al. (2017), também observaram exemplares de *Mansonia* sp. em remanescentes de Mata Atlântica de parques urbanos, na cidade de São Paulo. A ACP revela a proximidade de “Jardim Botânico (Lago)”, em ambiente periurbano (considerada área de baixa integridade e Trecho impactado) associada ao segundo grupo, formado pelas demais áreas urbanas. Estas também obtiveram baixo desempenho na análise de integridade de suas comunidades aquáticas e qualidade de suas águas, relacionando-se, na ACP, às espécies com alto Índice de Sinantropia de Nuorteva (1963), conforme tabela 3.

*Microculex* spp. foi o táxon mais representativo neste estudo, sendo coletado na aspiração, em áreas abertas ou com vegetação esparsa, presença de gramíneas e sem cobertura vegetal, como “Baroré”, “Água Fresca” e os lagos “Igapó”. As espécies de *Microculex* spp. são associadas à ocorrência de Bromélias e se alimentam do sangue de

animais pecilotérmicos, sendo raramente associados à presença humana (Consoli e Oliveira, 1994; Müller e Marcondes, 2007). Cardoso et al. (2010), trabalhando em uma área de ecótono no município de Maquiné, estado do Rio Grande do Sul, também capturaram a maior parte dos exemplares de *Microculex* spp. na metodologia de aspiração, entretanto a maior ocorrência desse subgênero se deu na área de mata, diferentemente do observado no presente estudo em que *Microculex* spp. foi registrado principalmente nas áreas de ambiente urbano.

De modo geral, a maior parte dos trabalhos que mencionam *Microculex* spp. abordam seu estágio larval em levantamentos populacionais de culicídeos utilizando bromélias como potenciais criadouros, onde tal subgênero tende a ser dominante (Silva et al., 2004; Müller e Marcondes, 2006, 2007; Cardoso et al., 2015). São poucos os trabalhos que abordem o levantamento populacional deste grupo do ponto de vista ecológico ou da sua biologia. Lourenço-de-Oliveira et al. (1986) avaliando a preferência de culicídeos por diferentes criadouros em área de planície, no Rio de Janeiro, observaram *Microculex* spp. restritos apenas a criadouros naturais, especialmente bromélias. Já Silva et al. (2004), registraram *Microculex* spp. ocorrendo não somente em bromélias, mas também em ocos de bambus artificialmente cortados e que, conforme classificação proposta por Forattini (1962), configuram em criadouros artificiais de caráter transitório, uma vez que se originam da ação direta do homem. Isso pode demonstrar alguma adaptação deste grupo como forma de resistência em ambientes sob algum processo de antropização. Marques e Forattini (2008), comparando criadouros de culicídeos em ambiente urbano, periurbano e de mata primária no litoral de São Paulo, registraram dominância de *Microculex* spp., ocorrendo, em sua maioria, no ambiente urbano. Os autores afirmam que, embora este subgênero esteja associado comumente à criadouros naturais, sua ocorrência em bromélias no ambiente urbano sugere capacidade de adaptação ao ambiente antropizado. As bromélias são plantas comuns nos ambientes urbanos, podendo ser encontradas não somente nas casas, mas também nos espaços públicos (praças, parques etc).

Os exemplares identificados neste trabalho como *Microculex* spp. possuíam características que não coincidiam com as chaves de identificação, dificultando seu reconhecimento a nível mais específico. Problema semelhante foi encontrado por Marques e Forattini (2008), sendo necessários maiores estudos para melhor identificar sua posição taxonômica, uma vez que representam o táxon dominante em toda a amostragem, no presente trabalho.

Observa-se a presença de espécies sinantrópicas e com importância epidemiológica no presente estudo, como as supracitadas (tabela 3). Tais espécies também estão associadas a mudanças em sua biologia decorrentes de processos de intervenção humana

nos ambientes naturais (Taípe-Lagos e Natal, 2003) e estiveram presentes com relativa abundância nas amostragens associadas às áreas de baixa integridade, em especial no ambiente urbano.

Em trabalho realizado no Lago Igapó com larvas de culicídeos, Lopes et al. (2002) registram prevalência do gênero *Anopheles*, que não foi registrado no presente trabalho nas coletas da entomofauna aquática e na amostragem da entomofauna terrestre. Ressalta-se o registro de adultos de *Culex eduardoi*, *Cx. coronator* Dyar & Knab, 1906 e *Cx. quinquefasciatus* no presente estudo e de larvas destas mesmas espécies por Lopes et al. (2002). Isso significa que tais espécies ainda estão presentes nas áreas do Lago Igapó mas, atualmente, podem estar explorando outros criadouros, que não os naturais, para sua procriação. É notável a presença freqüente de lixo sólido nestas áreas e que poderiam representar alternativas de criadouros para estas larvas. *Culex coronator* tem sido associado com o arbovírus da encefalite de Saint Louis, na região amazônica, com papel importante na manutenção do seu ciclo (Cardoso et al., 2010).

*Cx. quinquefasciatus* é outra espécie de importância por ser vetor arbovírus da encefalite de Saint Louis, da filariose brancoftiana e do vírus Oropouche, apresentando alto grau de sinantropia e hábito peridomiciliar (Montes, 2005; Barbosa et al., 2009; Borges, 2014; Carvalho et al., 2017). As características desta espécie, somadas ao seu alto índice de sinantropia (tabela 3), evidenciam sua presença associada a ambientes de baixa integridade, sob pressão das fontes poluidoras tipicamente urbanas, classificadas anteriormente como “Trechos impactados” e de baixa integridade, conforme tabela 1. Borges (2014), avaliando a infestação de mosquitos nas cidades de Pratápolis, no estado de Minas Gerais, verificou a prevalência de *Cx. quinquefasciatus* em toda a área urbana, mas especialmente em residências localizadas nas proximidades do rio Palmeiras, corroborando com o presente trabalho.

A capacidade de adaptação também é um fator importante mesmo para espécies que são introduzidas como *Aedes aegypti* e *Ae. albopictus*, originárias da África e Ásia respectivamente, que passaram a freqüentar o ambiente urbano (Guedes, 2012) e apresentam alto grau de sinantropia. Tais espécies são adaptadas a se desenvolver em recipientes com água acumulada, indicando adiantado processo de adaptação ao ambiente antrópico e conseqüente domiciliação, o que explica sua baixa freqüência em criadouros naturais (Lopes e Lozovei, 1995).

Arduíno e Ávila (2015), avaliando os aspectos físico-químicos da água em criadouros de *Ae. aegypti* em ambiente urbano, sugerem que a espécie possui habilidade de criar-se em diversas condições abióticas resultantes de atividades impostas pelo homem, como no presente trabalho onde tal espécie foi registrada apenas em áreas do ambiente urbano. Tal

fato pode estar favorecendo seu aparecimento apenas nestes locais, deslocando a espécie de áreas com características ambientais mais preservadas ou íntegras.

Também é importante destacar a ampla distribuição de *Ae. albopictus*. O registro desta espécie nos três ambientes considerados, reflete sua capacidade de adaptação a diferentes ambientes, mostrando a transposição antrópica da espécie da área natural, para a periurbana e urbana, o que representa impacto à saúde pública por exercer papel vetorial de diversas arboviroses, podendo se infectar por mais de 20 vírus em laboratórios (Vega-Rua et al, 2014). Zequi et al. (2005), trabalhando com diferentes criadouros na Mata Daher, em Londrina, registrou ampla colonização de diferentes tipos de criadouros por larvas de *Ae. albopictus* o que pode ser justificado pela sua capacidade de colonizar ambientes silvestres e antrópicos, fazendo postura tanto em criadouros naturais quanto artificiais.

Tendo em vista a grande capacidade adaptativa das espécies de Culicidae levantadas, estudos contínuos são necessários para incrementar informações acerca de eventuais mudanças na biologia desses vetores (alterações nos horários de atividade, comportamento reprodutivo ou mesmo resistência a inseticidas), além do desenvolvimento de novas estratégias de monitoramento e controle dessas populações (Guedes, 2012), que em geral têm sua disseminação associada à progressiva perda de integridade dos ambientes.

## 5. Conclusão

Áreas de mata preservada guardam condições ambientais favoráveis e heterogeneidade de habitats, permitindo o estabelecimento de comunidades mais diversas, conforme observado para a entomofauna terrestre, nas áreas dos ambientes periurbano e natural. No caso da culicidofauna, a integridade de áreas com maior cobertura vegetal e distantes dos núcleos urbanos (longe das fontes poluidoras) possibilitam a ocorrência de espécies com hábitos silvestres, As melhores condições ecológicas nessas áreas garantem a não simplificação da comunidade e, conseqüentemente, impedem o domínio (em freqüência e abundância) de poucas espécies. Áreas com fragmentos de mata localizados em ambiente natural podem sofrer com a antropização (como nas propriedades rurais), ocorrendo mudanças na composição de sua culicidofauna, com perda de espécies indicadoras de integridade. A comunidade pode, então, incrementar-se com espécies de mosquitos oportunistas, incluindo aqueles com algum valor epidemiológico (como em “Saltinho”), ainda que guardem altos valores de diversidade, inclusive para a entomofauna como um todo.

Fato semelhante observa-se no ambiente urbano, onde áreas de fragmentos também colaboram para maior diversificação das comunidades, como observado em “Cambé Daher”. Por configurarem locais para descarte de lixo e presença humana, possibilitam a procriação de espécies altamente sinantrópicas que tornam a culicídiofauna diversa em mosquitos de hábitos silvestres e os sinantrópicos. Essas áreas podem tornar-se um problema para a saúde pública se não preservadas de maneira adequada. Se preservadas, protegidas do descarte de lixo, das águas residuais e de outras fontes poluidoras, podem oferecer local de refúgio para a ocorrência de táxons com hábitos silvestres e menos comuns (tanto aquáticos quanto terrestres), dentro do ambiente urbano, além de propiciarem melhor qualidade das águas que eventualmente percorram seus limites.

Observa-se que a perda da integridade que afeta os recursos hídricos e altera a paisagem do seu entorno (comum de áreas tipicamente urbanas) favorecem a simplificação das comunidades aquáticas e terrestres, pela maior disponibilidade de criadouros (lixo sólido, águas residuais) e redução da vegetação. A pressão direta das fontes poluidoras e atividades antrópicas estão relacionadas ao favorecimento de espécies sianantrópicas, sendo muitas delas veiculadoras de patógenos, como muitos culicídeos que, somado a isso, possuem alta capacidade adaptativa a atividades de origem antrópica.

## Referências

- Albuquerque, M.F.P.M., Souza, W.V., Araújo, T.V.B., Braga, M.C., Miranda-Filho, D.B., Ximenes, R.A.A., Melo Filho, D.A., Brito, C.A.A., Valongueiro, S., Melo, A.P.L., Brandão-Filho, S.P., Martelli, C.M.T., 2018. Epidemia de microcefalia e vírus Zika: a construção do conhecimento em epidemiologia. *Cad. Saúde Pública*, doi: 10.1590/0102-311X00069018.
- Alves, A.E.O., Andrade, A.R., Lima, C.T., Santos, G.P., Santos, M.E.F., Tavares, M.A., Dantas, J.O., 2017. Levantamento preliminar da entomofauna e grau de conservação de uma remanscente de Mata Atlântica, Laranjeiras, Sergipe. *Agroflorest. News*. <http://www.seer.ufs.br/index.php/AGRO>
- Arduíno, M.B., Ávila, G.O., 2015 Aspectos físico-químicos da água de criadouros de *Aedes aegypti* em ambiente urbano e as implicações para o controle da dengue. *Rev. Patol. Trop.*, 44, 89-100.
- Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J.f., Furse, M.T., 1983. The performance of a new biological water quality score based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17, 333-347.
- Barbosa, M.G.V., Fé, N.F., Jesus, R.D.B., Rodriguez, I.C., Monteiro, W.M., Mourão, M.P.G., Guerra, J.A.O., 2009. *Aedes aegypti* e fauna associada em área rural de Manaus, na Amazônia brasileira. *Rev. Soc. Bras. de Med. Trop.*, 42, 213 – 216.
- Beserra, E.B., Freitas, E.M., Souza, J.T., Fernandes, C.R.M., & Santos, K.D., 2009. Ciclo de vida de *Aedes (Stegomyia) aegypti* (Diptera, Culicidae) em águas com diferentes características. *Iheringia, Série Zoológica*, 99, 281 – 285.
- Borges, V.A.R., 2014. Avaliação da infestação do mosquito *Culex quinquefasciatus* no entorno do rio Palmeiras, no município de Pratápolis (MG). *Cienc. Et Prax.*, 7, 31 – 34.
- Cajaíba, R.L., Silva, B.W., 2017. Levantamento de entomofauna em arborização urbana no município de Uruará, Pará, norte do Brasil. *Biota Amazon*. 7, 69 – 73.
- Callisto, M., Ferreira, W.R., Moreno, P., Goulart, M., & Petrucio, M., 2002. Aplicação de um Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Hábitats em atividades de ensino e pesquisa (MG – RJ). *Acta Limnol Brasil*, 14, 91-98.

Cardoso, J.C., Paula, M.B., Fernandes, A., Santos, E., Almeida, M.A.B., Fonseca, D.F., Sallum, M.A.M., 2010. Novos registros e potencial epidemiológico de algumas espécies de mosquitos (Diptera, Culicidae), no Estado do Rio grande do Sul. *Rev. Soc. Bras. Med. Trop.*, 43, 552 – 556.

Cardoso, C.A.A., Lourenço-de-Oliveira, R., Codeço, C.T., Motta, M.A., 2015. Mosquitoes in Bromeliads t Ground Level of the Brazilian Atlantic Forest: the relationship between mosquito fauna, water volume and plant type. *Ann. Entoml. Soc. Am.*, 108, 449 – 458.

Carvalho, G. C., Ceretti-Junior, W., Barrio-Nuevo, K.M., Wilk-da-Silva, R., Christe, R.O., De Paula, M.B., Vendrami, D.P., Multini, L.C., Evangelista, E., Camargo, A.A., Souza, L.F., Wilke, A.B.B., Medeiros-Sousa, A.R., Marrelli, M.T. , 2017. Composition and diversity of mosquitos (Diptera: Culicidae) in urban parks in the South region of the city of São Paulo, Brazil. *Biota Neotrop.*, <http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2016-0274>.

Cavaglione, J.H., Kiihl, L.R.B., Caramori, P.H., Oliveira, D., 2000. *Cartas Climáticas do Estado do Paraná*. Instituto Agronômico do Paraná, Londrina.

Cavalcante, K.R., Tauil, P.L., 2017. Risco de reintrodução da febre amarela urbana no Brasil *Epidemiol. Serv. Saude*, Brasília, 26(3), 617-620.

Chaves, L.F., Hamer, G.L., Walker, E.D., Brown, W.M., Ruiz, M.O., Kitron, U.D., 2011. Climatic variability and heterogeneity impact urban mosquito diversity and vector abundance and infection. *Ecosphere*, 2, 1 – 21.

Consoli, R.A.G.B., Pereira, M.H.; Melo, A.L., Pereira, L.H., 1989 *Belostoma micantulum* Stål, 1858 (Hemiptera: Belostomatidae) as a predator of larvae and pupae of *Aedes fluviatilis* (Diptera: Culicidae) in laboratory conditions. *Mem do Inst Oswaldo Cruz*, 84, 577-578.

Consoli, R.A.G.B.; Oliveira, R.L., 1994. *Principais mosquitos de importância sanitária no Brasil*. Editora FIOCRUZ: Rio de Janeiro.

Costa Neta, B.M., 2017. Eficiência de tecnologia LED (Light – Emitting Diode) na captura de mosquitos do gênero *Anopheles* (Diptera: Culicidae) vetores da malária. Dissertação. Pós-graduação em Ciências da Saúde – UFMA, São Luís.

Cummins, K. W., Merritt, R. W., 1996 Ecology and distribution of aquatic insects. In: MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. (Ed.). *An introduction to the aquatic insects of North America*. (74-86). Kendall/Hunt: Dubuque

- Cummins, K.W., Merritt, R.W., Andrade, P.C.N., 2005. The use of invertebrate functional groups characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brasil. *Stud Neot Fauna Environm*, 40, 69-89.
- Dorval, A., Peres Filho, O., Melo e Sousa, R.A.T.; Ferreira, M.N., 2010. Diversidade da entomofauna coletada com armadilhas luminosas na região noroeste do estado do Mato Grosso. *Multitemas*. 38, 121 – 143.
- Dorvillé, L.F.M., 1996. Mosquitoes as bioindicators of Forest degradation in southeastern Brazil, a statistical evaluation of published data in the literature. *Stud. Neotrop Environ.*, 31, 68 – 78.
- Feitosa, J. G., Bastos, N.S., & Siqueira, P.K.J. (2017). Aplicação e avaliação do óleo de cravo-da-índia como medida de combate e controle frente à *Aedes aegypti*./Monografia. Pindamonhangaba-SP, FUNVIC Faculdade de Pindamonhangaba.
- Ferreira, F.A.S. Samapaio, R.T.M., Lopes, M.J.N., 2007. *Composição da entomofauna aquática não alvo proveniente de criadouros de vetores da malária ( Anopheles MEIGEN, 1818) nos arredores de Manaus/AM*. XVI Jornada Científica PIBIC/CNPq/FAPEAM/INPA, Manaus.
- Filgueira, M., 2009. Chave para as principais famílias de Diptera. Disponível em <http://marcosfilgueira.wikidot.com/chave-para-as-principais-familias-de-diptera>. Acesso em 22 jan 2018.
- Fischer, S., Zanotti, G., Castro, A., Quiroga, L., 2013. Effect of habitat complexity on the predation of *Buenoa fuscipennis* (Heteroptera: Notonectidae) on mosquito immature stages and alternative prey. *Journ Vector Ecol*, 38, 215 – 223.
- Foltz, S.J., Dodson, S.I., 2009. Aquatic Hemiptera community structure in storm water retention ponds: a watershed land cover approach. *Hydrobiologia*, 621, 49 – 62.
- Forattini, O. P., 1962. *Entomologia Médica*. 1º Ed. USP: São Paulo.
- Forattini, O.P., 2002. *Culicidologia Médica: Identificação, Biologia, Epidemiologia*, 2º Ed., EDUSP: São Paulo.

Gomes, A.C., Natal, D., Paula, M.B., Urbinatti, P.R., Mucci, L.F., Bitencourt, M.D., 2007. Riqueza e abundância de Culicidae (Diptera) em área impactada, mata Grosso do Sul, Brasil. *Rev. Saúde Públ.*, 41, 661 – 664.

Guedes, M.L.P., 2012. Culicidae (Diptera) no Brasil: Relações entre diversidade, distribuição e enfermidades. *Oecol. Aust.*, 16, 283 – 296.

Guedes, M.L.P., Navarro-Silva, M.A., 2014. Mosquito community composition in dynamic landscape from the Atlantic Forest biome (Diptera, Culicidae). *Rev. Bras. Entomol.*, 58, 88 – 94.

Gutiérrez, Y., Ramos, G.S., Tomé, H.V.V., Oliveira, E.E., Salaro, A.L., 2017. BTi-based insecticide enhances the predatory abilities of the backswimmer *Buenoatarsalis* (Hemiptera: Notonectidae). *Ecotoxicology*, <https://doi.org/10.1007/s10646-017-1840-1>.

Harbach, R.E., 2007. The Culicidae (Diptera): a review of taxonomy, classification and phylogeny. *Zootaxa*, 1668, 591 – 638.

Hesson, J.C., Ignell, R., Hill, S.R., Östman, Ö, Lundström, J.O., 2015. Trapping biases of *Culex torrentium* and *Culex pipiens* revealed by comparison of captures in CDC traps, ovitraps and gravid traps. *Journ. Vec. Ecol.*, 40, 158 – 163.

Jamoneau, A., Chabrierie, O, Closset-Kopp, D., Demococq, g., 2011. Fragmentation alters beta-diversity patterns of habitat specialists within metacommunities. *Ecography*, 34, 1 – 10.

Leite, G.L.D., Sá, V.G.M., 2010. Apostila: Taxonomia, Nomenclatura e Identificação de Espécies. Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Agrárias, Montes Claros, MG.

Lopes, J., Lozovei, A.L., 1995. Ecologia de mosquitos (Diptera: Culicidae) em criadouros naturais e artificiais de área rural do Norte do Estado do Paraná, Brasil – I – Coletas ao longo do leito de ribeirão. *Rev. de Saúde Pub.*, 29, 183 – 191.

Lopes, J., 2002. Mosquitos (Diptera: Culicidae) da região do baixo Tibagi e suas adaptações a ambientes antropogênicos: causas e consequências. In: Medri, M.E.; Bianchini, E.; Shibatta, O.A.; Pimenta, J.A. (Eds) *A bacia do rio Tibagi*. (327 – 351) Ed. EDUEL: Londrina (pg.).

Lopes, J., Zequi, J.A.C., Nunes, V., Oliveira, O., Oliveira-Neto, B.P.O., Rodrigues, W., 2002. Immature Culicidae (Diptera) collected from the Igapó Lake located in the urban area of Londrina, Paraná, Brazil. *Braz. Arch. Biol. and Techn.*, 45, 465-471.

Lopes, J., Santos, F.P., Martins, E.A.C., Pereira, P.A.C., Oliveira, J.E., Oliveira, O., Oliveira-Neto, B.P., Nunes, V., Zequi, J.A.C., 2012. Fauna Culicidae (Diptera) em depressões de rochas da margem de um ribeirão no Norte do Paraná. *Rev. Bras. Zoocienc.*, 14, 27 – 33.

Lourenço-de-Oliveira, R., Heyden, R., Silva, T.F., 1986. Alguns aspectos da ecologia dos mosquitos (Diptera, Culicidae) de uma área de planície (Granjas Calábria), em Jacarepaguá, Rio de Janeiro. - V. Criadouros. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz*, 81, 265 – 271.

Maack, R. (1981). *Geografia física do estado do Paraná*. 2º ed. J. Olympio/Secretaria de Cultura e do Esporte do Governo do Estado do Paraná, Rio de Janeiro/Curitiba.

Manrique-Saíde, P., Arisqueta-Chablé, C., Geded-Moreno, E., Herrera-Bojórquez, J., UC, V., Chablé-Santos, J., Che-Mendoza, A., Sánchez, E.C., Arredondo-Jiménez, J., Medina-Barreiro, A., 2013. An assesment of the importance of subsurface catch basins for *Aedes aegypti* adult production during the dry season in a neighborhood of Merida, Mexico. *Journ. Americ. Mosq. Contr. Assoc.*, 29, 164 – 167.

Marques, G.R.A.M., Forattini, O.P., 2008. Culicídeos em Bromélias: diversidade de fauna segundo influência antrópica, litoral de São Paulo. *Rev. Saúde Públ.*, 42, 979 – 985.

Marques, G.R.A.M., Santos, R.L.C., Forattini, O.P., 2001. *Aedes albopictus* em bromélias de ambiente antrópico no Estado de São Paulo, Brasil. *Rev Saúde Públ.*, 35, 243 – 248.

Miguel, R.B., Peiter, P.C., Albuquerque, H., Coura, J.R., Moza, P.G., Brasil, P., Suárez-Mutis, M.C., 2014. Malaria in the state of Rio de Janeiro, Brazil, an Atlantic Forest area: an assessment using the health surveillance service. *Mem Inst Oswaldo Cruz*, 109(5), 634-640.

Mondal, R.P., Chandra, G., Bandyopadhyay, S., Ghosh, A., 2017. Effect of temperature and search área on the functional response of *Anisops sardea* (Hemiptera: Notocnecidae) against *Anopheles stephensi* in laboratory bioassay. *Acta Trop*, <https://doi.org/10.1016/j.actatropica.2016.11.034>.

Montagner, F.R.G., Silva, O.S., Jahnke, S.M., 2018. Mosquito species occurrence in association with landscape composition in green urban áreas. *Brazilian Journal of Biology*, 78(2), 233-239.

- Montes, J., 2005. Fauna de Culicidae da Serra da Cantareira, São Paulo, Brasil. *Rev. Saúde Pú.b.*, 39, 578 – 584.
- Müller, G.A., Marcondes, C.B., 2006. Bromeliad-associated mosquitoes from Atlantic forest in Santa Catarina Island, southern Brazil (Diptera, Culicidae), with new records for the State of Santa Catarina. *Iheringia*, 96, 315 – 319.
- Müller, G.A., Marcondes, C.B., 2007. Immature mosquitos (Diptera: Culicidae) on the bromeliad *Nidularium innocentii* in ombrophilous dense Forest of santa Catarina Island, Florianópolis, Santa Catarina State, Southern Brazil. *Rev. Biot.*, 20, 27 – 31.
- Müller, G.A., Bona, A.C.D., Marcondes, C.B., Navarro-Silva, M.A., 2012. Crepuscular activity of Culicids (Diptera, Culicidae) in the peridomicile and in there maining riparian forest in Tibagi river, State of Paraná, Brazil. *Rev Bras Entomol.*, 56,111 – 114.
- Nuorteva, P., 1963. Synanthropy of blowflies (Dipt.,Calliphoridae) in Finland. *Annal. Entomolog. Fen.* 29, 1 - 49.
- Oliveira, M.G., 2000. *Bromélias no Paisagismo, Saúde Pública e Meio Ambiente*. USP, São Paulo, 13, 73 – 95.
- Orlandin, E., Santos, E.B., Piovesan, M., Favretto, M.A., Schneeberger, A.H., Souza, V.O., Müller, G.A., Wagner, G., 2017. Mosquitoes (Diptera: Culicidae) from crepuscular period in an Atlantic Forest area in Southern Brazil. *Braz Journ Biol.*, 77, 60 – 67.
- Pereira, M.H., Melo, A.L., 1998. Influência do tipo de presa no desenvolvimento e na preferência alimentar de *Belostoma anurum* Herrich-Schaffer, 1848 e *B. plebejum* Stäl, 1858 (Heteroptera, Belostomatidae). In: Nessimian, J. L., Carvalho, A. L. (Eds) *Ecologia de Insetos Aquáticos*. (41 – 49). Séries Oecologia Brasiliensis: Rio de Janeiro.
- Pina-Costa, A., Brasil, P., Di Santi, S.M., Araújo, M.P., Suárez-Mutis, M.C., Santelli, A.C.F.S., Oliveira-Ferreira, J., Lourenço-de-Oliveira, R., Daniel-Ribeiro, C.T., 2014. Malaria in Brazil: what happens outside the Amazonian endemic region. *Mem Inst Oswaldo Cruz*, 109(5), 618-633.
- Pinese J.P.P., 2002. Síntese geológica da bacia do rio Tibagi. In Medri M.E., Bianchini E., Shibatta A.O., Pimenta, J.A. *A bacia do rio Tibagi*. (21 – 38). Londrina: EDUEL.

Pombo, A.P.M. (2016). *Aedes aegypti*: morfologia, morfometria do ovo, desenvolvimento embrionário e aspectos relacionados à vigilância entomológica no Município de São Paulo. Dissertação de Doutorado - Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, São Paulo.

Rawi, C.S.M., Al-Shami, S.A., Madrus, M.R., Ahmad, A.H., 2013. Local effects of Forest fragmentation on diversity of aquatic insects in tropical Forest streams: implications for biological conservation. *Aquatic Ecol*, 47, 75 – 85.

Ronchi, A.C.M., 2015. *Variabilidade de populações de Aedes (Stegomyia) albopictus (Skuse, 1984) (Diptera: Culicidae) de diferentes áreas urbanas*. Dissertação de Mestrado em Ciências Biológicas – Universidade Federal do Paraná.

Rueda, L.M., 2008. Global diversity of mosquitoes (Insecta: Diptera: Culicidae) in freshwater. *Fresh Anim Divers Assessm*, 595, 477 – 487.

Sanseverino, A.M., Henriques-Oliveira, A.L., Nessimian, J.L., Messias, M.C., Silva-da-Silva, L.R., Sodré, V.M., Lobo-Rodrigues, J.J., 2009. Chironomidae (Insecta:Diptera) no estado do Rio de Janeiro, Brasil: situa o atual, lista de espécies e novos registros. *Arq. Mus. Nac.* 67, 337 – 348.

Santos, I.M., Calado, D., 2014. Captura de mosquitos antropofílicos (Diptera, Culicidae) em uma área urbana na região oeste da Bahia, Brasil. *Iheringia*, 104, 32 – 38.

Santos, E.B., Orlandin, E., Piovesan, M., Favretto, M.A., 2016. Nota sobre os mosquitos (Diptera: Culicidae) de um fragmento florestal urbano de Joaçaba, Santa Catarina, Brasil. *Entomotropica*. 31, 91 – 94.

Segura, M.N.O., Castro, F.C., 2007. *Atlas de Culicídeos na Amazônia Brasileira – Características específicas de insetos hematófagos da família Culicidae*. Instituto Evandro Chagas, Belém, PA.

Silva, AM., Nunes, V., Lopes, J., 2004. Culicídeos associados a entrenós de bambu e bromélias, com ênfase em *Aedes (Stegomyia) albopictus* (Diptera, Culicidae) na Mata Atlântica, Paraná, Brasil. *Iheringia*, 94, 63 – 66.

Silveira, M. P., 2004. *Aplica o do Biomonitoramento para Avalia o da Qualidade da água em rios*. Embrapa Meio Ambiente: Jaguariúna.

Soares, F.S., Medril, M.E., 2002. Alguns aspectos da colonização da bacia do rio Tibagi. In: Medri, M.E.; Bianchini, E.; Shibatta, O.A.; Pimenta, J.A. (Eds) *A bacia do rio Tibagi* (69 – 79). Edeal: Londrina.

Taípe-Lagos, C.B., Natal, D., 2003. Abundância de culicídeos em área metropolitana preservada e suas implicações epidemiológicas. *Rev. Saúde Públ.* 37, 275 – 279.

Takata, R., 2017. Novas técnicas contra uma antiga ameaça. *Cienc. Cult.* 69(2), 9 – 11.

Urbiniatti, P.R., Sendacz, S., Natal, D., 2001. Imaturos de mosquitos (Diptera: Culicidae) em parque de área metropolitana aberto à visitação pública. *Rev Saúde Públ*, 35, 461 – 466.

Varejão, J.B.M., Santos, C.B., Rezende, H.R., Bevilacqua, L.C., Falqueto, A., 2005. Criadouros de *Aedes (Stegomyia) aegypti* (Linnaeus, 1762) em bromélias nativas na Cidade de Vitória, ES. *Rev Soc Bras Med Trop*, 38, 238 – 240.

Vega-Rúa, A., Zouache, K., Girod, R., Failloux, A.B., Lourenço-de-Oliveira, R., 2014. High level of vector competence of *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus* from ten American countries as a crucial factor in the spread of Chikungunya virus. *Journ Virol*, 88(11), 6294-6306

Walter Reed Biosystematics Unit - WRBU, 2018. *Mosquito Identification Resources*. <http://www.wrbu.org/>

Zara, A.L.S.A., Santos, S.M., Oliveira, E.S.F., Carvalho, R.G., & Coelho, G.E. (2016). Estratégias de controle do *Aedes aegypti*: uma revisão. *Revista Epidemiologia Serviços de Saúde*, 25(2), 391-404.

Zequi, J.A.C., Lopes, J., Medri, I.M., 2005. Imaturos de Culicidae (Diptera) encontrados em recipientes instalados em mata residual no município de Londrina, Paraná, Brasil. *Rev. Bras. de Zool.*, 22, 656 – 661.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo se faz importante pela escassez de trabalhos que relacionam a entomofauna aquática, a degradação dos recursos hídricos, o biomonitoramento e a ocorrência de mosquitos de valor epidemiológico, na região da cidade de Londrina. Sendo uma região com intenso processo de urbanização, nos últimos anos, e de importância nas atividades agropecuárias, é necessário considerar a rica e importante malha hidrográfica que permeia a região e, na qual, a maioria dos corpos d'água se encontram sob situações semelhantes de degradação, conforme observado em algumas das áreas estudadas. Pode-se esperar que muito da riqueza taxonômica destes ambientes já tenha sido perdida, com perturbações estruturais para as comunidades aquáticas, em consequência do processo de urbanização não planejado e o avanço da presença humana (seja pela agropecuária, seja para fins recreativos) sobre as áreas ainda isoladas. Sendo Londrina uma cidade com grande quantidade de ribeirões e córregos que nascem e correm dentro de seus limites, em diversas bacias hidrográficas (Cafezal, Lindóia, Jacutinga, Limoeiro), sugere-se a continuação dos estudos de monitoramento aquático, com a utilização de organismos bentônicos, atrelado às análises físico-químicas das águas e a descrição da estrutura trófica das comunidades, fatores que refletem claramente as perturbações do ambiente.

A colonização humana afeta as comunidades não só aquáticas, mas também terrestres. Para a culicídeo-fauna terrestre, por exemplo, a intensa atividade antrópica tende a favorecer também certas espécies com caráter adaptativo a estes ambientes. Neste sentido, é necessário considerar a larga capacidade de adaptação a ambientes antropizados por parte de alguns mosquitos, em especial os vetores de patógenos, demonstrando sua habilidade de ocupação a diferentes criadouros, bem como sua afinidade cada vez maior a ambientes urbanizados ou com presença acentuada de humanos e outros animais. Tal fato se torna mais preocupante quando espécies altamente sinantrópicas, como *Aedes aegypti* que deixou de ser associada apenas à veiculação do vírus da Dengue, torna-se protagonista na veiculação de diversas outras epidemias (vírus Zika, Chykungunia). Isso denota as dificuldades e, ao mesmo tempo, a urgência no controle destes organismos no ambiente urbano que, nos últimos anos, vêm tornando-se importantes no contexto da saúde pública mundial.

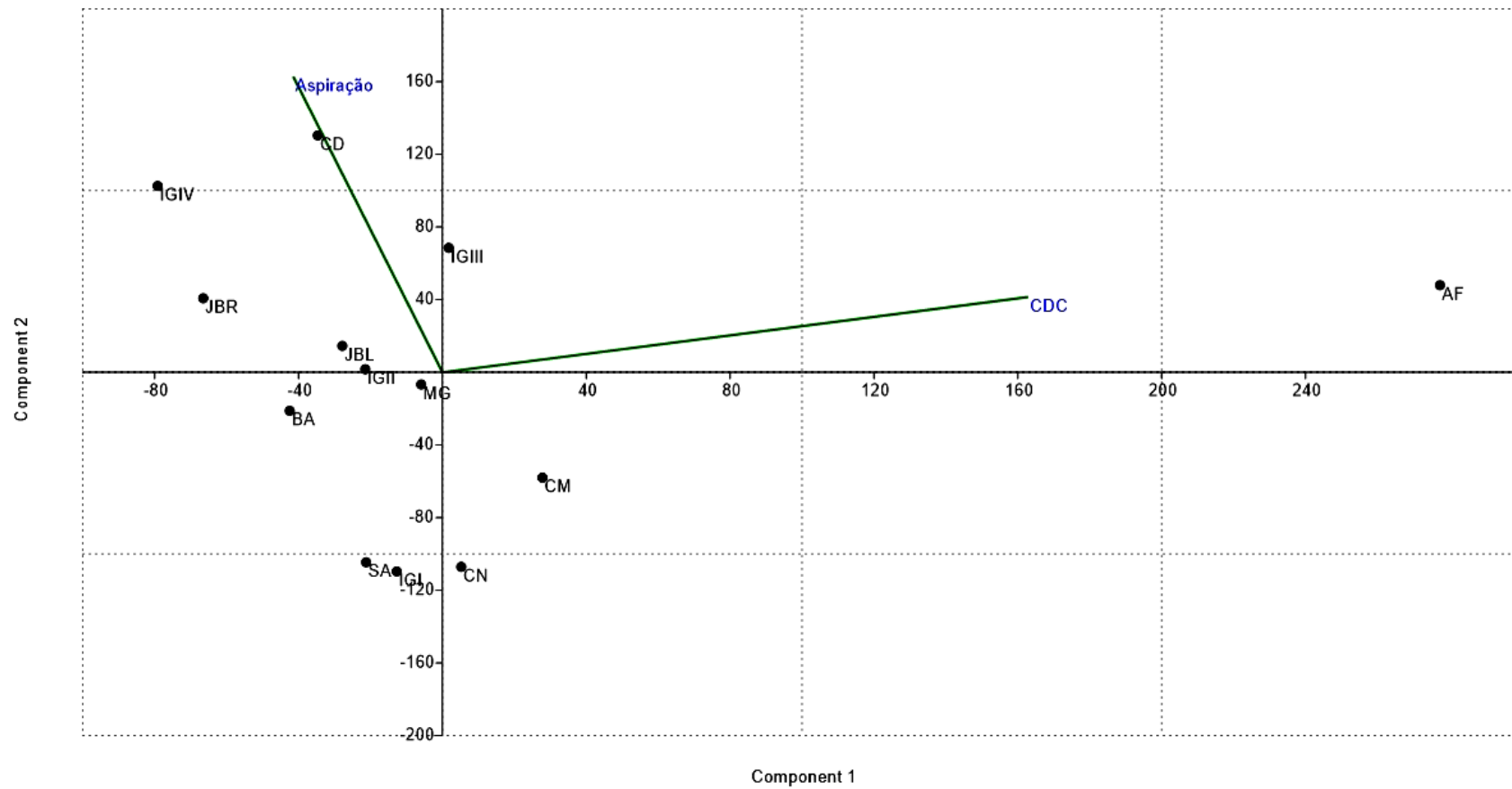
A presença de espécies de culicídeos indicadores de ambientes degradados e a ausência de espécies consideradas de hábito silvestre, em especial nas áreas do ambiente urbano e com pouca cobertura vegetal demonstram os desdobramentos das ações antrópicas por estarem em concordância com o observado nos trabalhos de diagnóstica da integridade ambiental utilizando a entomofauna aquática. Somado a isso, em geral, as

idades se desenvolvem carentes de saneamento, educação e saúde, favorecendo condições para o estabelecimento de culicídeos com importância em saúde pública

Locais com fragmentos de mata, ainda que em ambiente urbano, favorecem a fauna de culicídeos com relativa riqueza, demonstrando a importância dos fragmentos de vegetação para as comunidades terrestres. Estas matas residuais dentro de cidades muitas vezes estão associadas à córregos urbanos. Em geral, estes ambientes popularmente conhecidos como “fundos de vale”, são próximos a áreas residenciais, com circulação de pessoas e, por vezes, associados às áreas periféricas das cidades, com algum grau de carência social. Logo, quando usadas indevidamente pelo homem, tais áreas podem servir de local para descarte de objetos que acumulem água, o que faz necessário incluí-las nos programas de vigilância e combate a mosquitos transmissores de doenças. Dessa forma, os estudos para controle de vetores devem considerar não somente a proximidade entre ambientes urbanos e aqueles que guardam alguma característica silvestre, mas também a eventual carência de serviços básicos à população como saneamento e drenagem, gerando potenciais criadouros que favorecem a procriação de mosquitos, mesmo na estação seca, envolvendo facilmente seres humanos em ciclos de doenças infecciosas e parasitárias.

## APÊNDICE

Apêndice 1. Análise de Componentes Principais (ACP) com base nos dados de abundância da entomofauna terrestre mostrando a maior influência dos dados coletados no método da Aspiração sobre as amostras coletadas nas 13 áreas de estudo distribuídas no ambiente ambiente urbano, periurbano e natural da cidade de Londrina, Paraná, Brasil.



Apêndice 2. Valores detalhados da abundância e composição taxonômica da entomofauna terrestre amostrada nas áreas de estudo do ambiente urbano para a metodologia de Aspiração (Aspirador de Nasci) e armadilha do tipo "CDC", na cidade de Londrina (Paraná, Brasil), entre os meses de janeiro e maio de 2018.

ORDEM	FAMÍLIA	ÁREAS										SUBTOTAL	
		CAMBÉ NASCENTE		CAMBÉ DAHER		CAMBÉ MÉDIO		BARORÉ		ÁGUA FRESCA			
		Aspiração	CDC	Aspiração	CDC	Aspiração	CDC	Aspiração	CDC	Aspiração	CDC		
Coleoptera	Bruchidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>
	Carabidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>
	Cicindelidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>
	Elmidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	<b>1</b>
	Lagriidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>
	Scolytidae	0	2	0	0	0	4	0	0	0	0	0	<b>6</b>
Diptera	Agromyzidae	1	0	3	0	2	2	0	0	6	0	0	<b>14</b>
	Asilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>
	Bibionidae	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>
	Calliphoridae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
	Cecidomyiidae	11	16	32	25	18	26	4	2	18	262	0	<b>414</b>
	Ceratopogonidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	<b>2</b>
	Chironomidae	11	13	19	1	39	12	40	3	13	45	0	<b>196</b>
	Chloropidae	7	0	44	0	18	0	4	1	2	2	0	<b>78</b>
	Culicidae	13	3	9	5	4	8	40	6	4	4	0	<b>96</b>
	Dolichopodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	<b>3</b>
	Drosophilidae	11	0	87	0	23	0	3	0	41	1	0	<b>166</b>
	Lonchaeidae	7	0	7	0	7	0	7	1	9	0	0	<b>38</b>
	Muscidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	<b>2</b>
	Mycetophilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	<b>1</b>
	Otitidae	0	0	3	0	1	0	1	0	1	0	0	<b>6</b>
	Psychodidae	0	1	2	6	0	11	0	3	3	17	0	<b>43</b>
Sciaridae	1	0	25	0	0	0	2	0	4	0	0	<b>32</b>	
Simuliidae	0	6	3	8	0	13	12	1	10	7	0	<b>60</b>	

	Syrphidae	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	<b>3</b>
	Tachinidae	0	0	5	0	0	0	0	0	2	0	<b>7</b>
	Tephritidae	0	0	7	0	0	0	2	0	0	0	<b>9</b>
	Tipulidae	2	1	4	10	1	2	0	0	0	4	<b>24</b>
Hemiptera	Cicadellydae	8	1	29	11	0	1	4	1	17	3	<b>75</b>
	Coreidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>
	Largidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
	Lygaeidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	<b>1</b>
	Membracidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>
	Miridae	0	0	2	0	0	0	9	0	5	0	<b>16</b>
	Reduviidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>
Hymenoptera	Braconidae	1	0	4	0	13	0	3	2	5	0	<b>28</b>
	Eulophidae	2	0	1	0	3	0	0	0	0	0	<b>6</b>
	Evaniidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>
	Formicidae	18	0	39	0	6	0	57	0	30	0	<b>150</b>
	Ichneumonidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
	Pteromalidae	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	<b>2</b>
	Siricidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
	Vespidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>
Lepidoptera	Noctuidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>
	Pterophoridae	0	3	0	0	0	2	0	0	0	0	<b>5</b>
	Pyralidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
	Tineidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
Orthoptera	Gryllidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
	Tetrigidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
Neuroptera	Chrysopidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>
	Hemerobiidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<b>TOTAL</b>		<b>94</b>	<b>47</b>	<b>334</b>	<b>67</b>	<b>136</b>	<b>81</b>	<b>189</b>	<b>22</b>	<b>177</b>	<b>349</b>	<b>1495</b>

Apêndice 3. Valores detalhados da abundância e composição taxonômica da entomofauna terrestre amostrada nas áreas de estudo do ambiente urbano para a metodologia de Aspiração (Aspirador de Nasci) e armadilha do tipo "CDC", na cidade de Londrina (Paraná, Brasil), entre os meses de janeiro a maio de 2018.

ORDEM	FAMÍLIA	ÁREAS								SUBTOTAL
		IGAPÓ I		IGAPÓ II		IGAPÓ III		IGAPÓ IV		
		Aspiração	CDC	Aspiração	CDC	Aspiração	CDC	Aspiração	CDC	
Coleoptera	Bruchidae	3	0	0	0	0	0	0	0	3
	Carabidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Cicindelidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Elmidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Lagriidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Scolytidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	Agromyzidae	0	0	1	0	0	0	0	0	1
	Asilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Bibionidae	0	0	0	0	0	0	1	0	1
	Calliphoridae	0	0	1	0	3	0	0	0	4
	Cecidomyiidae	3	7	2	5	0	16	6	3	42
	Ceratopogonidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Chironomidae	16	8	99	9	102	18	49	3	304
	Chloropidae	1	0	1	0	0	1	0	0	3
	Culicidae	2	7	27	24	145	41	215	2	463
	Dolichopodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Drosophilidae	13	0	14	0	1	0	17	0	45
	Lonchaeidae	2	0	19	0	0	0	1	0	22
	Muscidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Mycetophilidae	1	1	0	0	0	0	0	0	2
	Otitidae	7	0	0	0	0	0	0	0	7
	Psychodidae	0	2	5	4	0	0	0	0	11
Sciaridae	0	1	2	2	1	0	2	0	8	
Simuliidae	2	0	11	3	7	8	18	7	56	

	Syrphidae	3	0	0	0	0	0	0	0	3
	Tachinidae	3	0	0	0	0	0	0	0	3
	Tephritidae	1	0	0	0	0	0	0	0	1
	Tipulidae	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Hemiptera	Cicadellydae	5	2	9	1	2	0	0	2	21
	Coreidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Largidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Lygaeidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Membracidae	1	0	0	0	0	0	0	0	1
	Miridae	0	0	2	0	1	1	0	0	4
	Reduviidae	2	0	0	0	0	0	0	0	2
Hymenoptera	Braconidae	0	0	2	0	0	0	0	0	2
	Eulophidae	2	1	1	0	0	0	0	0	4
	Evanidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Formicidae	27	0	9	0	3	0	9	0	48
	Ichneumonidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Pteromalidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Siricidae	2	0	0	0	0	0	0	0	2
	Vespidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lepidoptera	Noctuidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Pterophoridae	0	0	0	0	0	1	0	0	1
	Pyralidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Tineidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Orthoptera	Gryllidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Tetrigidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Neuroptera	Chrysopidae	0	0	1	0	0	0	0	0	1
	Hemerobiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>TOTAL</b>		<b>96</b>	<b>29</b>	<b>206</b>	<b>48</b>	<b>265</b>	<b>87</b>	<b>318</b>	<b>17</b>	<b>1066</b>

Apêndice 4. Valores detalhados da abundância e composição taxonômica da entomofauna terrestre amostrada nas áreas de estudo dos ambientes periurbano (Jardim Botânico (Rio) e (Lago)) e natural (Mata dos Godoy e Saltinho) para a metodologia de Aspiração (Aspirador de Nasci) e armadilha do tipo "CDC", na cidade de Londrina (Paraná, Brasil) entre os meses de janeiro a maio de 2018.

ÁREAS											
ORDEM	FAMÍLIA	JARDIM BOTÂNICO (RIO)		JARDIM BOTÂNICO LAGO)		MATA DO GODOY		SALTINHO		SUBTOTAL	TOTAL
		Aspiração	CDC	Aspiração	CDC	Aspiração	CDC	Aspiração	CDC		
Coleoptera	Bruchidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
	Carabidae	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1
	Cicindelidae	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
	Elmidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	Lagriidae	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
	Scolytidae	0	1	0	0	0	0	0	0	1	7
Diptera	Agromyzidae	0	0	3	0	0	0	6	0	9	24
	Asilidae	0	1	9	0	0	0	1	1	12	12
	Bibionidae	0	0	0	0	2	0	0	0	2	5
	Calliphoridae	0	0	1	0	0	0	0	0	1	6
	Cecidomyiidae	22	4	12	20	3	39	12	4	116	572
	Ceratopogonidae	13	0	0	0	0	0	0	0	13	15
	Chironomidae	89	4	76	9	4	3	8	2	195	695
	Chloropidae	4	0	6	1	12	1	0	0	24	105
	Culicidae	1	0	14	4	0	0	0	2	21	580
	Dolichopodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
	Drosophilidae	58	1	21	1	89	0	15	0	185	396
	Lonchaeidae	1	0	4	0	39	0	5	0	49	109
	Muscidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
	Mycetophilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
	Otitidae	2	0	2	0	0	0	0	0	4	17
	Psychodidae	3	0	0	0	0	6	0	3	12	66
Sciaridae	19	0	17	0	2	0	24	0	62	102	

	Simuliidae	3	1	6	5	0	2	0	2	<b>19</b>	<b>135</b>
	Syrphidae	1	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>	<b>7</b>
	Tachinidae	3	0	7	0	8	0	1	1	<b>20</b>	<b>30</b>
	Tephritidae	0	0	1	0	0	0	0	0	<b>1</b>	<b>11</b>
	Tipulidae	3	0	1	0	2	1	3	3	<b>13</b>	<b>38</b>
Hemiptera	Cicadellydae	1	1	6	2	0	7	5	2	<b>24</b>	<b>120</b>
	Coreidae	0	0	1	0	0	0	0	0	<b>1</b>	<b>1</b>
	Largidae	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>	<b>1</b>
	Lygaeidae	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>	<b>1</b>
	Membracidae	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>	<b>1</b>
	Miridae	1	0	2	0	0	0	0	0	<b>3</b>	<b>23</b>
	Reduviidae	0	0	1	0	0	0	0	0	<b>1</b>	<b>3</b>
Hymenoptera	Braconidae	9	0	4	0	15	0	9	0	<b>37</b>	<b>67</b>
	Eulophidae	2	0	1	0	0	0	2	0	<b>5</b>	<b>15</b>
	Evaniidae	0	0	0	0	0	0	1	0	<b>1</b>	<b>1</b>
	Formicidae	16	0	21	0	18	0	9	0	<b>64</b>	<b>262</b>
	Ichneumonidae	0	0	2	0	0	0	0	0	<b>2</b>	<b>3</b>
	Pteromalidae	2	0	0	0	0	0	1	0	<b>3</b>	<b>5</b>
	Siricidae	1	0	1	0	0	0	0	0	<b>2</b>	<b>5</b>
	Vespidae	1	1	0	1	0	0	0	0	<b>3</b>	<b>3</b>
Lepidoptera	Noctuidae	0	0	0	1	0	0	0	0	<b>1</b>	<b>1</b>
	Pterophoridae	0	0	0	0	0	1	0	1	<b>2</b>	<b>8</b>
	Pyralidae	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>	<b>1</b>
	Tineidae	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>	<b>1</b>
Orthoptera	Gryllidae	0	0	1	0	0	0	0	0	<b>1</b>	<b>2</b>
	Tetrigidae	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>	<b>1</b>
Neuroptera	Chrysopidae	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>	<b>1</b>
	Hemerobiidae	0	0	0	0	0	1	0	0	<b>1</b>	<b>2</b>

<b>TOTAL</b>	<b>255</b>	<b>14</b>	<b>220</b>	<b>45</b>	<b>194</b>	<b>61</b>	<b>103</b>	<b>22</b>	<b>914</b>	<b>3475</b>
--------------	------------	-----------	------------	-----------	------------	-----------	------------	-----------	------------	-------------

Apêndice 5. Valores detalhados da abundância e composição taxonômica da culicídiofauna terrestre amostrada nas áreas de estudo do ambiente urbano para a metodologia de Aspiração (Aspirador de Nasci) e armadilha do tipo "CDC", na cidade de Londrina (Paraná, Brasil), entre os meses de janeiro e maio de 2018.

GÊNERO	ESPÉCIE	ÁREA										SUBTOTAL
		CAMBÉ NASCENTE		CAMBÉ DAHER		CAMBÉ MÉDIO		BARORÉ		ÁGUA FRESCA		
		Asp	CDC	Asp	CDC	Asp	CDC	Asp	CDC	Asp	CDC	
Aedes	<i>Ae. aegypti</i>	0	3	0	1	0	4	0	4	0	3	<b>15</b>
	<i>Ae. albopictus</i>	0	5	0	5	0	5	0	1	0	0	<b>16</b>
	<i>Ae. terrens</i>	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	<b>3</b>
Anopheles	<i>An. triannulatus</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>
Culex	<i>Cx. coronator</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	<b>4</b>
	<i>Cx. saltanensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>
	<i>Cx. eduardoi</i>	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	<b>3</b>
	<i>Cx. quinquefasciatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	4	2	2	<b>8</b>
	<i>Microculex sp.</i>	0	0	1	0	0	0	32	2	23	2	<b>60</b>
Deinocerits	<i>Deinocerits sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>
Mansonia	<i>Mansonia sp.</i>	0	0	3	0	3	0	0	0	0	0	<b>6</b>
	<i>Ma. titilans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>
Ochlerotatus	<i>Och. condolecens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>
Uranotaenia	<i>Ur. Geometrica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	<b>1</b>
	<i>Ur. pulcherrima</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>
Wyeomyia	<i>Wy. galvaei</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<b>TOTAL</b>		<b>2</b>	<b>8</b>	<b>4</b>	<b>15</b>	<b>3</b>	<b>10</b>	<b>32</b>	<b>11</b>	<b>26</b>	<b>9</b>	<b>120</b>

Apêndice 6. Valores detalhados da abundância e composição taxonômica da culicídeo-fauna terrestre amostrada nas áreas de estudo do ambiente urbano para a metodologia de Aspiração (Aspirador de Nasci) e armadilha do tipo "CDC", na cidade de Londrina (Paraná, Brasil), entre os meses de janeiro e maio de 2018.

GÊNERO	ESPÉCIE	ÁREA								SUBTOTAL
		IGAPÓ I		IGAPÓ II		IGAPÓ III		IGAPÓ IV		
		Asp	CDC	Asp	CDC	Asp	CDC	Asp	CDC	
Aedes	<i>Ae. aegypti</i>	0	0	0	0	0	1	0	2	<b>3</b>
	<i>Ae. albopictus</i>	0	1	0	0	0	4	0	0	<b>5</b>
	<i>Ae. terrens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>
Anopheles	<i>An. triannulatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>
Culex	<i>Cx. coronator</i>	0	2	0	3	0	0	0	0	<b>5</b>
	<i>Cx. saltanensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>
	<i>Cx. eduardoi</i>	0	3	0	2	0	3	0	0	<b>8</b>
	<i>Cx. quinquefasciatus</i>	0	0	0	0	0	5	0	3	<b>8</b>
	<i>Microculex sp.</i>	18	4	28	14	75	0	184	7	<b>330</b>
Deinocerits	<i>Deinocerits sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>
Mansonia	<i>Mansonia sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>
	<i>Ma. titilans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>
Ochlerotatus	<i>Och. condolecens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>
Uranotaenia	<i>Ur. geometrica</i>	0	0	2	0	1	0	0	0	<b>3</b>
	<i>Ur. pulcherrima</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>
Wyeomyia	<i>Wy. galvaei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>
<b>TOTAL</b>		<b>18</b>	<b>10</b>	<b>30</b>	<b>19</b>	<b>76</b>	<b>13</b>	<b>184</b>	<b>12</b>	<b>362</b>

Apêndice 7. Valores detalhados da abundância e composição taxonômica da culicídeo-fauna terrestre amostrada nas áreas de estudo dos ambientes periurbano (Jardim Botânico (Rio) e (Lago)) e natural (Mata dos Godoy e Saltinho) para a metodologia de Aspiração (Aspirador de Nasci) e armadilha do tipo "CDC", na cidade de Londrina (Paraná, Brasil), entre os meses de janeiro e maio de 2018.

GÊNERO	ESPÉCIE	ÁREA								SUBTOTAL	TOTAL
		J. BOTÂNICO (RIO)		J. BOTÂNICO (LAGO)		M. GODOY		SALTINHO			
		Asp	CDC	Asp	CDC	Asp	CDC	Asp	CDC		
<i>Aedes</i>	<i>Ae. aegypti</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18
	<i>Ae. albopictus</i>	0	2	0	4	0	4	0	3	13	34
	<i>Ae. terrens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Anopheles</i>	<i>An. triannulatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Culex</i>	<i>Cx. coronator</i>	0	2	0	0	0	0	0	5	7	16
	<i>Cx. saltanensis</i>	0	0	0	0	0	2	0	3	5	5
	<i>Cx. eduardoi</i>	0	0	0	0	0	5	0	0	5	16
	<i>Cx. quinquefasciatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16
	<i>Microculex spp.</i>	0	0	30	0	0	0	0	0	30	420
<i>Deinocerits</i>	<i>Deinocerits sp.</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	2	2
<i>Mansonia</i>	<i>Mansonia sp.</i>	3	0	0	0	2	0	5	0	10	16
	<i>Ma. titilans</i>	0	0	0	0	6	0	0	0	6	14
<i>Ochlerotatus</i>	<i>Och. condolecens</i>	2	0	0	2	0	0	0	0	4	2
<i>Uranotaenia</i>	<i>Ur. Geometrica</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	3	7
	<i>Ur. pulcherrima</i>	0	0	0	0	0	0	0	4	4	4
<i>Wyeomyia</i>	<i>Wy. galvai</i>	2	0	0	0	0	0	0	1	3	5
<b>TOTAL</b>		<b>9</b>	<b>7</b>	<b>30</b>	<b>6</b>	<b>8</b>	<b>11</b>	<b>5</b>	<b>16</b>	<b>92</b>	<b>580</b>

## LISTA DE FIGURAS



(A)



(B)



(C)



(D)



(E)

Figura 1. Imagens das áreas de estudo no ambiente urbano na cidade de Londrina (Paraná, Brasil), amostradas entre os meses de janeiro à junho de 2017 e janeiro a maio de 2018 (A = Cambé Nascente, B = Cambé Daher, C = Cambé Médio, D = Baroré, E = Água Fresca)



(A)



(B)

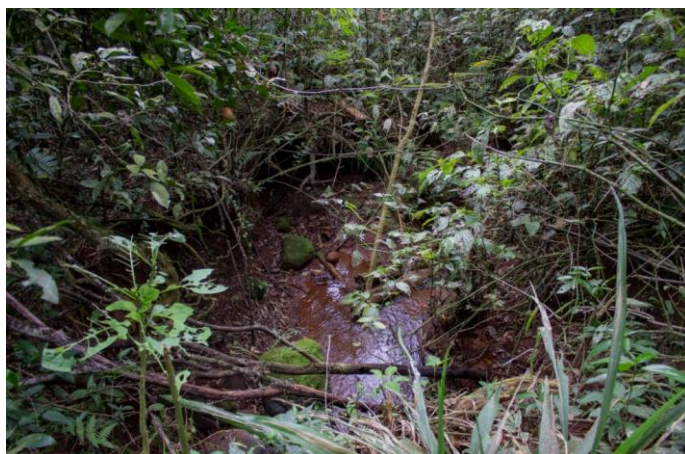


(C)

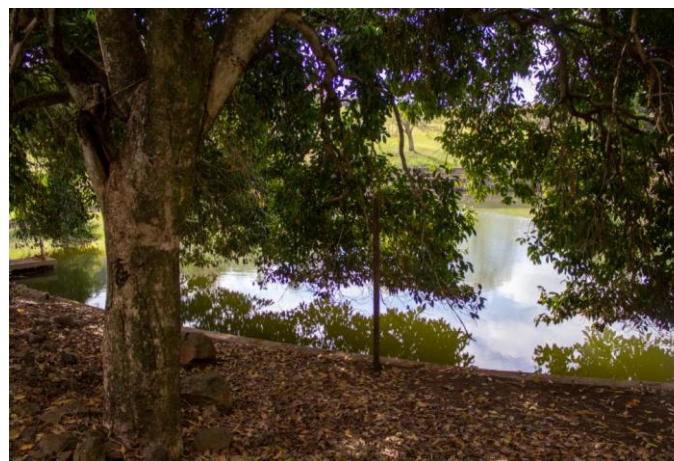


(D)

Figura 2. Imagens das áreas de estudo no ambiente urbano na cidade de Londrina (Paraná, Brasil), amostradas entre os meses de janeiro à junho de 2017 e janeiro a maio de 2018 (A = Igapó I, B = Igapó II, C = Igapó III, D = Igapó IV)



(A)



(B)



(C)



(D)

Figura 3. Imagens das áreas de estudo nos periurbano e natural na cidade de Londrina (Paraná, Brasil), amostradas entre os meses de janeiro à junho de 2017 e janeiro a maio de 2018 (A = Jardim Botânico (Rio), B = Jardim Botânico (Lago) – ambiente periurbano; C = Mata dos Godoy, D = Saltinho – ambiente urbano)