Universidade de São Paulo
Faculdade de Saúde Pública

**Estudo dos padrões de diversidade de mosquitos
(Diptera: Culicidae) em parques urbanos da cidade
de São Paulo, SP.**

Antônio Ralph Medeiros de Sousa

**Dissertação apresentada ao programa de
Pós-Graduação em Saúde Pública para
obtenção do título de Mestre em Ciências.**

Área de Concentração: Epidemiologia
Orientador: Prof. Dr. Mauro Toledo Marrelli

São Paulo

2014

**Estudo dos padrões de diversidade de mosquitos
(Diptera: Culicidae) em parques urbanos da cidade
de São Paulo, SP.**

Antônio Ralph Medeiros de Sousa

**Dissertação apresentada ao programa de
Pós-Graduação em Saúde Pública para
obtenção do título de Mestre em Ciências.**

**Área de Concentração: Epidemiologia
Orientador: Prof. Dr. Mauro Toledo Marrelli**

São Paulo

2014

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto na sua forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano da tese/dissertação.

“... Ora, enquanto que o nosso planeta, obedecendo à lei fixa da gravitação, continua a girar na sua órbita, uma quantidade infinita de belas e admiráveis formas, saídas de um começo tão simples, não têm cessado de se desenvolver e desenvolvem-se ainda!”

Charles Darwin

AGRADECIMENTOS

Gostaria de expressar aqui os meus mais sinceros agradecimentos a todos aqueles que, de alguma forma, contribuíram ou contribuem com minha formação, que hoje transpõe mais um desafio e chega ao final de mais uma fase.

Ao meu orientador, Prof. Mauro Toledo Marrelli, por ter me aceitado como seu aluno de mestrado, me fornecendo todo apoio e respaldo durante este período, por sua amizade e preocupação com minha formação acadêmica e por toda confiança que depositou em mim para desenvolvimento deste trabalho.

Ao Dr. Walter Ceretti Junior, por sua amizade e indispensável orientação e auxílio às minhas atividades, fornecendo sempre com presteza todo o seu conhecimento e experiência.

Ao Dr. Paulo Roberto Urbinatti, pelos ensinamentos transmitidos em campo e em laboratório e por toda a amizade.

Ao Prof. Dr. Delsio Natal, por todo conhecimento transmitido em suas aulas e conversas informais e por todo apoio e orientação.

Aos excelentes taxonomistas Márcia Bicudo de Paula e Aristides Fernandez, pela indispensável e precisa identificação dos espécimes coletados em campo, pelas horas de ensinamento e orientação na identificação de culicídeos e pela paciência e disposição em tirar todas as minhas dúvidas.

A todos os técnicos do setor de fauna do Departamento de Parques e Áreas Verdes (DEPAVE) e do Laboratório de Fauna Sinantrópica do Centro de Controle de Zoonoses da cidade de São Paulo (Labfauna/CCZ), cujo apoio nas coletas de campo e identificação dos mosquitos foi imprescindível para o andamento e conclusão desta e de outras pesquisas do projeto.

À Dra. Regiane Maria Tironi de Menezes e ao Dr. Gabriel Zorello Laporta, pelas correções, sugestões e conselhos que nortearam o desenvolvimento deste trabalho após o exame de qualificação.

Aos amigos do laboratório e agregados, Gabriela, Daniel, André, Márcio, Rafael, Laura, Frederico, Marco, Cláudia, Natasha e Nanda, por todo apoio prestado, pelo companheirismo e inúmeros momentos de descontração.

Enfim, a toda equipe da entomologia, por terem me propiciado esta fantástica experiência de aprendizado e de crescimento profissional e pessoal.

À Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pelo financiamento do projeto “Biodiversidade de mosquitos (Diptera: Culicidae) nos parques municipais da cidade de São Paulo” (Programa BIOTA - nº 2010/51230-8), cujos recursos permitiram o desenvolvimento do presente trabalho.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), por ter financiado minha bolsa de estudos durante este período.

Aos meus queridos irmãos, José Wellington e Francisco Charles, e à minha batalhadora mãe, Conceição, sem os quais eu jamais teria chegado aqui.

A toda minha Família, pelo apoio e compreensão.

À minha querida Tânia, que está sempre ao meu lado, apoiando e me dando forças em todos os momentos.

A todos estes minha sincera gratidão!

RESUMO

Medeiros-Sousa A.R. Estudo dos padrões de diversidade de mosquitos (Diptera: Culicidae) em parques urbanos da cidade de São Paulo, SP. [Dissertação (Mestrado em Saúde Pública)]. São Paulo: Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo; 2014.

Na medida em que o homem altera processos ecológicos e pressiona os ambientes naturais, cresce também o risco de contato com agentes patogênicos provenientes desses meios, muitos dos quais podem ser veiculados por mosquitos. A cidade de São Paulo possui uma centena de parques públicos que preservam remanescentes da flora e fauna e são utilizados pela população como espaços de lazer. Pouco se sabe sobre os padrões de diversidade de culicídeos que habitam estas áreas e tal ausência de dados inviabiliza predições e inferências sobre processos ecológicos atuantes ou riscos epidemiológicos inerentes. Este trabalho teve como objetivo descrever e analisar os padrões de diversidade das assembleias de culicídeos em parques urbanos da cidade. Mosquitos adultos e Imaturos foram coletados entre 2011/2012 e 2012/2013 em dez parques urbanos da cidade: Alfredo Volpi, Anhanguera, Burle Marx, Carmo, Chico Mendes, Ibirapuera, Piqueri, Previdência, Santo Dias e Sangrilá. Ao todo foram realizadas doze coletas em cada parque ao longo de um ano. Após identificação das espécies foram calculados riqueza, abundância e índices de diversidade por coleta em cada parque. Testes estatísticos foram aplicados para verificar diferenças significantes entre os parques e períodos do ano em relação aos parâmetros de diversidade mensurados. Verificou-se a similaridade na composição de espécies para os parques e tipos de criadouros e foram testadas associações entre parâmetros ambientais em relação à diversidade alfa e beta. Ao longo do estudo foram coletadas 81 espécies/táxons nos dez parques pesquisados. As espécies mais comuns e abundantes foram *Ae. albopictus*, *Ae. scapularis*, *Ae. fluviatilis*, *Cx. quinquefasciatus* e *Cx. nigripalpus*, todas de interesse epidemiológico. O Anhanguera apresentou a maior riqueza e o Shangrilá a maior diversidade. Ibirapuera e Alfredo Volpi apresentaram a menor riqueza e diversidade respectivamente. As assembleias mostraram variações nos padrões de diversidade na comparação entre os meses mais quentes e chuvosos em relação aos meses mais frios e secos. Foi demonstrado que diferenças ambientais entre os parques podem influenciar a riqueza e composição de espécies. O Processo de seleção mostrou ser um importante fator-chave na formação dos padrões de riqueza e composição de culicídeos dos parques. Aparentemente, a perda de espécies pode promover uma homogeneização na composição de culicídeos ao longo dos parques, onde poucas espécies resilientes permanecem no ambiente e destas a maioria apresenta importância médico-epidemiológica. O contato entre mosquitos vetores, animais reservatórios e a população que utiliza os parques pode promover epizootias e o estabelecimento de ciclos de transmissão em nosso meio, recomenda-se constante vigilância epidemiológica.

Palavras-chaves: parques urbanos, culicídeos, diversidade, cidade de São Paulo.

ABSTRACT

Medeiros-Sousa A.R. Study of diversity patterns of mosquitoes (Diptera: Culicidae) in urban parks in the city of São Paulo. [Master thesis (Public health)]. São Paulo. Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo; 2014.

Human activities and population growth leads to fragmentation and isolation of natural environments, triggering key alterations on organisms' diversity in these locations. To the extent that man interferes with ecological processes and natural environments, increases the risk of contact with pathogens from those places, many of which can be transmitted by mosquitoes. The city of Sao Paulo has a hundred public parks that preserve remnants of flora and fauna and are used by the population as recreational spaces. Little is known about culicid diversity patterns within these areas and this lack of data precludes predictions and inferences about ecological processes and risks of vector-borne diseases. This study aimed to describe and analyze the diversity patterns of culicids assemblages in urban parks of the city. Immature and adult mosquitoes were collected between 2011/2012 and 2012/2013 in ten urban parks: Alfredo Volpi, Anhanguera, Burle Marx, Carmo, Chico Mendes, Ibirapuera, Piqueri, Previdência, Santo Dias and Sangrila. Altogether twelve samplings were performed at each park throughout a year. After species identification were calculated richness, abundance and Shannon e Simpson index for each park and replica. Statistical tests were applied to verify significant differences between parks and seasons of the year in relation to diversity parameters. Similarity were calculated for species composition between parks and type of breeding sites and associations between environmental parameters were tested for alpha and beta diversity. Over the study 81 species / taxa were collected in all the ten parks surveyed. The most common and abundant species were *Ae. albopictus*, *Ae. scapularis*, *Ae. fluviatilis*, *Cx. quinquefasciatus* and *Cx. nigripalpus*, epidemiologically important vectors. The Anhanguera was the richest park in species and the Shangrilá park showed the highest diversity. Ibirapuera and Alfredo Volpi showed the lowest richness and diversity respectively. The assemblages showed variations in the comparison between the warmer and rainier months compared to colder and drier ones. We found that environmental differences between parks can influence the species richness and composition. The Selection process proved to be an important key factor in shaping patterns of richness and culicids composition in parks of the city. Apparently, the decrease in the amount of species can promote a homogenization in culicids composition over urban parks, where few resilient species remain in the environment and the majority of these have medical and epidemiological importance. The interaction between vector mosquitoes, reservoirs and people can promote epizootic events and the establishment of transmission cycles in urban environments, it is recommended constant epidemiological surveillance.

Key Words: Urban parks, culicids, diversity, city of São Paulo.

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO.....	13
1.1 PARQUES URBANOS.....	13
1.1.1 Os parques urbanos ao longo do tempo.....	13
1.1.2 A cidade de São Paulo e os seus parques urbanos.....	14
1.2 BIODIVERSIDADE.....	15
1.2.1 A biodiversidade no planeta.....	15
1.2.2 Comunidades biológicas.....	17
1.2.3 Mensuração da diversidade.....	18
1.2.4 Alterações na biodiversidade e risco de doenças infecciosas.....	19
1.3 CULICÍDEOS.....	21
1.3.1 A diversidade de culicídeos e sua importância epidemiológica.....	21
1.3.2 A fauna de culicídeos do Brasil.....	22
1.3.3 Diversidade de culicídeos na cidade de São Paulo.....	24
1.4 JUSTIFICATIVA.....	25
2. OBJETIVOS.....	26
2.1 Geral.....	26
2.2 Específicos.....	26
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	27
3.1 Seleção e caracterização das áreas de estudo.....	27
3.2 Coleta e identificação dos espécimes.....	29
3.3 Análise dos resultados.....	32
4. RESULTADOS.....	38
5. DISCUSSÃO.....	66
6. CONCLUSÕES.....	81
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	83
ANEXOS	
Anexo I– Imagem de satélite mostrando o parque Alfredo Volpi e seu entorno.....	93

Anexo II– Imagem de satélite mostrando o parque Anhanguera e seu entorno.....	93
Anexo III– Imagem de satélite mostrando o parque Burle marx e seu entorno.....	94
Anexo IV– Imagem de satélite mostrando o parque Carmo e seu entorno.....	94
Anexo V– Imagem de satélite mostrando o parque Chico Mendes e seu entorno.....	95
Anexo VI– Imagem de satélite mostrando o parque Ibirapuera e seu entorno.....	95
Anexo VII– Imagem de satélite mostrando o parque Piqueri e seu entorno.....	96
Anexo VIII– Imagem de satélite mostrando o parque Previdência e seu entorno.....	96
Anexo IX– Imagem de satélite mostrando o parque Santo Dias e seu entorno.....	97
Anexo X– Imagem de satélite mostrando o parque Shangrilá e seu entorno.....	97
CURRÍCULO LATTES.....	98

LISTA DE TABELAS E QUADROS

Tabela 1. Esforço amostral empreendido por: coleta, parque (soma de doze coletas) e total (soma para todos os parques).....	31
Tabela 2. Espécies de culicídeos e número de indivíduos coletados em dez parques urbanos da cidade de São Paulo entre o período de fevereiro de 2011 a julho de 2013.....	39
Tabela 3. Matriz de valores de p(igual) para comparações par-a-par (<i>post-hoc</i>), com base na Diferença Honestamente Significativa (DHS) de Tukey, em relação à riqueza detectada de culicídeos em dez parques urbanos de São Paulo.....	43
Tabela 4. Matriz de valores de p(igual) para comparações par-a-par (<i>post-hoc</i>) de Mann-Whitney em relação à abundância de culicídeos em dez parques urbanos de São Paulo.....	45
Tabela 5. Valores de p(igual) para comparações par-a-par (<i>post-hoc</i>), com base na Diferença Honestamente Significativa (DHS) de Tukey, em relação ao índice de diversidade de Shannon para culicídeos em dez parques urbanos de São Paulo.....	47
Tabela 6. Valores de p(igual) para comparações par-a-par (<i>post-hoc</i>), com base na Diferença Honestamente Significativa (DHS) de Tukey, em relação ao índice de diversidade de Simpson para culicídeos em dez parques urbanos de São Paulo.....	49
Tabela 7. Valores atribuídos/observados/mensurados (à esquerda) e padronizados (à direita) para cinco variáveis ambientais de cada parque estudado.....	53
Tabela 8. Coeficientes dos componentes principais (pesos) para cada variável.....	53
Tabela 9. Escores dos dois primeiros componentes para os parques estudados.....	54
Tabela 10. Índices de diversidade de Shannon e Simpson (1-D) para os parques estudados, obtidos a partir do valor médio de 100 randomizações simuladas para 221 indivíduos de cada parque (apenas culicídeos coletados na forma adulta).....	55
Tabela 11. Coeficientes de correlação de Pearson (r) e probabilidade (p) de <i>não</i> correlação entre as variáveis Axis 1 e Axis 2 em relação a os índices de Shannon e Simpson (1-D) (estimado para o valor médio de indivíduos adultos coletados em cada amostragem = 221), abundância (total de mosquitos adultos coletados em cada parque) e riqueza acumulada (número total de espécies por parque).....	55
Tabela 12. Quantidade de imaturos de culicídeos coletados em dez parques urbanos da cidade de São Paulo de acordo com a espécie e o tipo de criadouro.....	57

Tabela 13. Número de espécies de culicídeos encontradas por tipo de criadouro (em vegetais, no solo ou artificiais) para cada parque urbano estudado.....	59
--	----

Quadro 1. Resumo de informações sobre as características dos 10 parques estudados (agrupados por região da Cidade).....	28
--	----

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Parques públicos e áreas de proteção situadas na cidade de São Paulo indicando a localização dos dez parques trabalhados durante os períodos de março de 2011 a fevereiro de 2012 (Alfredo Volpi, Anhanguera 1º ano, Carmo, Chico Mendes, Ibirapuera, Santo Dias e Shangrilá) e agosto de 2012 a julho de 2013 (Burle Marx, Piqueri, Previdência e Anhanguera 2º ano).....	27
---	----

Figura 2. Técnicas utilizadas para a coleta de adultos (A, B e C) e imaturos (D, E e F) de culicídeos em parques urbanos da cidade de São Paulo. A = aspirador entomológico, B= armadilha de Shannon, C= armadilha automática CDC com isca de CO ₂ , D = bomba de sucção inserida no fitotelmo de bromélia, E = concha entomológica, F= bomba de sucção inserida no colmo exposto de bambu.....	31
---	----

Figura 3. Curvas de acumulo de espécies por amostras (IC 95%) e estimativas de riqueza total (J1 = <i>Jackknife</i> de 1ª ordem com IC 95%; J2 = <i>Jackknife</i> de 2ª ordem) para coletas de culicídeos realizadas em dez parques urbanos da cidade de São Paulo, entre o período de março de 2011 e julho de 2013.....	41
--	----

Figura 4. Gráfico box plot apresentando a variação da riqueza observada (detectada em cada réplica) de culicídeos em 10 parques urbanos da cidade de São Paulo.....	43
--	----

Figura 5. Gráfico box plot apresentando a variação da abundância de culicídeos em 10 parques urbanos da cidade de São Paulo.....	45
---	----

Figura 6. Gráfico box plot apresentando a variação do índice de diversidade de Shannon para culicídeos em 10 parques urbanos da cidade de São Paulo.....	47
---	----

Figura 7. Gráfico box plot apresentando a variação do índice de diversidade de Simpson (1-D) para culicídeos em 10 parques urbanos da cidade de São Paulo.....	49
---	----

Figura 8. Gráfico box plot apresentando a variação da riqueza observada de culicídeos por período do ano em relação a dados obtidos de 10 parques urbanos da cidade de São Paulo.....	51
--	----

Figura 9. Gráfico box plot apresentando a variação da abundância de culicídeos por período do ano em relação a dados obtidos de 10 parques urbanos da cidade de São Paulo.....	51
---	----

Figura 10. Gráfico box plot apresentando a variação do índice de diversidade de Shannon por período do ano em relação a dados obtidos de 10 parques urbanos da cidade de São Paulo.....	52
Figura 11. Gráfico box plot apresentando a variação do índice de diversidade de Simpson por período do ano em relação a dados obtidos de 10 parques urbanos da cidade de São Paulo.....	52
Figura 12. Gráfico de dispersão para os dois primeiros componentes (Axis 1 e Axis 2), mostrando a localização de cada parque de acordo com os escores atribuídos.....	54
Figura 13. Agrupamento hierárquico (com base na UPGMA) para tipos de criadouros em relação às espécies de culicídeos coletadas nos parques urbanos estudados, utilizando como métrica o índice de similaridade qualitativo de Sorensen.....	58
Figura 14. Agrupamento <i>Neighbour joining</i> pelo índice de similaridade qualitativo de Sorensen, para tipos de criadouros em relação às espécies de culicídeos coletadas em parques urbanos da cidade de São Paulo.....	58
Figura 15. Relação entre Axis 1 e número de espécies de culicídeos coletadas em criadouros vegetais nos parques urbanos estudados.....	60
Figura 16. Relação entre Axis 1 e número de espécies de culicídeos coletadas em criadouros de solo nos parques urbanos estudados da cidade de São Paulo.....	60
Figura 17. Dendrogramas de agrupamento por <i>Neighbour joining</i> . A – Distância Euclidiana baseada na distância em quilômetros aproximados em linha reta entre todos os pares de parques; B – Distância Euclidiana baseada nos escores de Axis 1 e Axis 2 para os parques; C – Índice de similaridade qualitativo de Sorensen para espécies culicídeos encontradas em cada parque. Para as três análises o Parque Ibirapuera foi utilizado como grupo externo.....	62
Figura 18. Relação entre a distância geográfica entre os parques (mensurada em quilômetros em linha reta) e os índices de dissimilaridade de Sorensen, rotatividade e aninhamento para a composição de culicídeos entre os parques urbanos estudado...	63
Figura 19. Relação entre axis 1 e 2 (distância Euclidiana baseada nos escores) e os índices de dissimilaridade de Sorensen, rotatividade e aninhamento para a composição de culicídeos entre os parques urbanos estudados.....	64
Figura 20. Agrupamento bifatorial (<i>Two-way clustering</i>) entre parques urbanos de São Paulo e espécies de culicídeos coletadas.....	65

1. INTRODUÇÃO

1.1 PARQUES URBANOS

1.1.1 Os parques urbanos ao longo do tempo

Os primeiros parques urbanos surgiram no final do século XVIII na Inglaterra, como produto da Revolução Industrial, a partir da necessidade de dotar as cidades de espaços adequados para atender a uma nova demanda social por áreas de lazer que pudessem satisfazer o tempo de ócio e, ao mesmo tempo, contrapor-se ao ambiente urbano edificado (Macedo & Sakata, 2003). Porém, é a partir da segunda metade do século XIX que ocorre o pleno desenvolvimento dos parques como elemento relevante da paisagem urbana, influenciado pela reforma urbana de Paris (1853-1970), promovida por Georges Eugène-Hausmann, e pelo movimento dos parques americanos (Park Movement) liderado por Frederick Law Olmstead que, dentre seus numerosos projetos, concebeu o Central Park em Nova Iorque no ano de 1858 (Schuyler, 1986; Scalise, 2002).

No Brasil, os parques urbanos surgem no século XIX, com uma origem diferente dos parques europeus, pois a princípio não visavam atender as necessidades das massas urbanas, uma vez que nenhuma cidade brasileira tinha o porte das grandes cidades europeias, sobretudo em termos de população e área, mas foram criados como figura complementar ao cenário das elites emergentes que controlavam a nação e buscavam uma conformação urbana compatível aos modelos ingleses e franceses (Macedo & Sakata, 2003; Limnios & Furlan, 2013). Os primeiros parques urbanos brasileiros originaram-se dos jardins botânicos que, instalados nas principais aglomerações urbanas a partir do final do século XVIII, funcionavam como centros da flora tropical visando um intercâmbio de plantas úteis à economia portuguesa. No decorrer do século XIX, diminuiu-se o interesse pela pesquisa e muitos desses centros foram transformados em parques urbanos, a exemplo do Jardim Botânico do Rio de Janeiro e o Jardim da Luz em São Paulo. Embora fossem espaços públicos quanto a sua localização, os parques serviam como ponto de encontro da aristocracia e a maior parte da população não tinha acesso a esses espaços (Macedo & Sakata, 2003; Limnios & Furlan, 2013).

Ao longo do século XX, abandona-se o modelo de parque idealizado em bairros burgueses e na exibição social e começam a surgir espaços verdes democráticos, utilizados por todas as classes sociais (Scalise, 2002). O parque moderno permite à população o lazer, a prática de atividades físicas, o contato com a natureza e a redução do estresse ambiental e social dos grandes centros urbanos, mas também possui funções estratégicas para a preservação de mananciais e remanescentes da flora e fauna (Macedo & Sakata, 2003; Limnios & Furlan, 2013).

1.1.2 A cidade de São Paulo e os seus parques urbanos

São Paulo (23.54° W 46.63° S) é a maior e mais populosa cidade da América do Sul, com uma população atualmente estimada em 11,2 milhões de habitantes, sendo 20,7 milhões em toda a região metropolitana (IBGE, 2014).

A cidade está inserida na região de Mata Atlântica do sudeste brasileiro e, segundo Usteri (1911), originalmente apresentava-se recoberta basicamente por vegetação de várzea, campos e florestas. A partir da década de 1930, São Paulo ganha importantes intervenções urbanísticas e, na década seguinte, consolida-se como uma importante metrópole industrial, recebendo muitos brasileiros de outros estados em função da necessidade de mão de obra (ISA, 2008; São Paulo, 2014a). Com a intensificação do processo de urbanização e as altas taxas de crescimento populacional, ocorre também a descentralização da cidade e o deslocamento e assentamento dos mais pobres em áreas periféricas, promovendo, gradualmente, a supressão da cobertura vegetal existente (ISA, 2008; São Paulo, 2014a).

Atualmente, as áreas verdes remanescentes da cidade de São Paulo estão situadas, grande parte, dentro de parques públicos e unidades de conservação. A cidade possui no momento 103 parques municipais (urbanos e lineares), seis parques naturais, duas Áreas de Proteção Ambiental (APA's) e uma Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN). Além destas, mais doze parques e unidades de conservação situadas dentro dos limites da cidade são administrados pelo Estado e uma RPPN pelo governo federal (São Paulo, 2014b).

O surgimento e implantação de parques urbanos em São Paulo podem ser classificados em três movimentos. O primeiro, ao longo do século XIX e início do

século XX, com parques inspirados nos moldes europeus, principalmente nos franceses, sendo criados como local de cultura e encontro da sociedade paulistana. Neste movimento, surgem parques como o Jardim da luz, Tenente Siqueira Campos e Ibirapuera (considerado último grande parque criado dentro desta perspectiva). O segundo movimento detectado ocorre quando a cidade já havia sofrido intensas transformações fisionômicas e demográficas transformando-se numa metrópole, com a criação de parques a partir da alienação ou compra de fazendas e chácaras particulares. Esse é o caso de parques como o Piqueri, Carmo e Anhanguera. O último e atual movimento concentra um esforço das políticas públicas para ampliar o número de parques, ocorrendo a criação de novas áreas com base no Plano Diretor Estratégico da cidade, com os objetivos de atender às necessidades e melhorar a qualidade de vida da população, em especial nas periferias, evitar riscos socioambientais decorrentes da ocupação irregular de margens de represas e córregos e preservar a biodiversidade remanescente. Exemplos de parques criados com essas finalidades são o Santo Dias, Shangrilá e os parques lineares (Klias, 1993; ISA, 2008; Limnios & Furlan, 2013).

1.2 BIODIVERSIDADE

1.2.1 A biodiversidade no planeta

O termo “diversidade biológica” e sua expressão sinônima “biodiversidade” são definidos pela Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) como “a variabilidade entre organismos vivos de todas as origens, compreendendo, dentre outros, os ecossistemas terrestres, marinhos e outros ecossistemas aquáticos e os complexos ecológicos de que fazem parte, compreendendo ainda a diversidade dentro de espécies, entre espécies e de ecossistemas” (Outlook *et al.*, 2010). O conceito de biodiversidade tem envolvido importantes discussões políticas e éticas nas últimas décadas, indo além de seu significado puramente biológico. O conflito entre desenvolvimento econômico e a preservação de espécies e seus habitats busca soluções na ideia de “desenvolvimento sustentável”, que visa encontrar, para a presente e futuras gerações, mecanismos que satisfaçam às necessidades humanas de

recursos e emprego e minimizem os impactos sobre a diversidade biológica (Primack & Rodrigues 2001; Elliott, 2012).

Cerca de 1,25 milhão de espécies já foram descritas e estão catalogadas em bancos de dados, mas estimativa recente sugere que existam por volta de 8,7 milhões de espécies no planeta ($EP \pm 1,3$ milhões) entre eucariotos e procariotos. De acordo com esta estimativa, apenas 14% das espécies terrestres e 9% das espécies marinhas foram descritas em mais de 250 anos, desde que o sueco Carl Von Linné (1707-1778) publicou o seu “*Systema Naturae*”, contendo o sistema de classificação das espécies utilizado até hoje por taxonomistas (Mora *et al.*, 2011).

A rapidez com que as espécies vêm se extinguindo do planeta é preocupante, nos conduzindo a um sexto período de extinção em massa (Leakey & Lewin, 1995; Barnosky *et al.*, 2011). Calcula-se que as taxas de extinção possam estar ocorrendo a uma velocidade centena ou milhares de vezes maiores do que a taxa natural baseada em registros fósseis. Por consequência, muitas espécies podem se extinguir antes mesmo de serem descobertas e estudadas. Tal prognóstico tem sido associado principalmente às alterações ambientais provocadas pelas atividades humanas, como a fragmentação e destruição de habitats, caça e pesca predatórias, uso indiscriminado de pesticidas, introdução de espécies exóticas, espalhamento de patógenos e alteração do clima global (Dirzo & Raven, 2003; Barnosky *et al.*, 2011).

As alterações na diversidade biológica (que inclui, além de extinções, mudanças na abundância, composição e interação entre espécies) podem alterar processos e reduzir a capacidade de resiliência de ecossistemas, influenciando negativamente o fornecimento de bens e serviços ecossistêmicos à população humana, tais como: regulação do clima regional, manutenção de fontes hídricas, controle natural de pragas e patógenos, fontes alimentares, recursos genéticos ou medicinais e combustíveis e matéria prima, trazendo importantes impactos econômicos, sociais e culturais (Chappin III *et al.*, 2000; Cardinale *et al.*, 2012; Pereira *et al.*, 2012).

1.2.2 Comunidades biológicas

Comunidades são grupos de populações de espécies que ocorrem em um dado lugar e tempo específicos. As espécies em uma comunidade podem interagir, basicamente, por meio de competição, predação, parasitismo e mutualismo. Tais relações, associadas a fatores abióticos, podem ser benéficas ou prejudiciais em diferentes graus para as espécies envolvidas (Begon *et al.*, 2006). As comunidades também variam em suas dimensões podendo ser tratadas em escala tão pequena quanto a de um fitotelmo de bromélia ou grande como a de um bioma inteiro, a depender da questão proposta para o estudo (Magurran, 2004; Begon *et al.*, 2006).

Ao se estudar a ecologia de uma comunidade, busca-se compreender os padrões de riqueza, abundância e composição de espécies, e os processos subjacentes a estes padrões (Vellend, 2010; Morin, 2011). Embora muitas teorias tenham sido propostas para explicar os padrões encontrados, atualmente se tem demonstrado que quatro diferentes processos, agindo em distintas combinações, são responsáveis pela criação e manutenção das comunidades, são eles: seleção (diferença determinística de aptidão entre indivíduos de distintas espécies), especiação (criação de novas espécies), deriva (mudanças aleatórias na abundância relativa das espécies) e dispersão (movimentação de organismos através do espaço) (Vellend, 2010).

A dificuldade em se encontrarem os limites espaciais que configuram uma comunidade faz com que, muitas vezes, estes sejam definidos arbitrariamente pelo pesquisador (Magurran, 2004). A definição ou limitação do objeto de estudo em uma comunidade também é uma questão importante, uma vez que é muito difícil ou quase impossível conhecer toda a gama de organismos que a compõe. Ecólogos costumam empregar alguns termos para definir e limitar os grupos que serão estudados, os mais comuns são “guilda” e “assembleia”. O primeiro define espécies que partilham de um ou mais recursos em uma comunidade. Por sua vez, o termo “assembleia” (muitas vezes utilizado como sinônimo de comunidade) consiste em grupos de espécies filogeneticamente relacionadas em uma comunidade (Fauth *et al.*, 1996; Magurran, 2004).

1.2.3 Mensuração da diversidade

A diversidade biológica em uma comunidade pode ser mensurada a partir de dois parâmetros básicos: o primeiro é o número de espécies encontradas na unidade de estudo, conhecido como “riqueza”, o segundo é a variabilidade das abundâncias das espécies, chamado de “uniformidade”. Os famosos índices de diversidade, como os de Shannon, Simpson, Berger Parker e muitos outros, são obtidos a partir de expressões matemáticas que combinam e atribuem diferentes pesos a estes dois parâmetros (Magurran, 2004; Melo, 2008).

Riqueza e uniformidade demonstradas isoladamente ou combinadas em índices de diversidade fornecem indicadores para comparar padrões e inferir sobre processos que ocorrem em comunidades de diferentes locais ou em uma mesma comunidade através do tempo. Quanto maior a área explorada, ou quanto mais se coleta, maior também será a riqueza encontrada. Portanto, ao se comparar comunidades, é importante que os procedimentos de amostragem sejam padronizados em pontos como: protocolo de coleta (baseado em indivíduos ou em amostras), esforço amostral (tamanho amostral aplicado às comunidades em estudo), número de amostras (réplicas), unidades de abundância (número de indivíduos, biomassa ou cobertura) e técnicas de amostragem (Pielou, 1975; Gotelli & Colwell, 2001; Magurran, 2004).

Em uma paisagem heterogênea, considera-se que exista um variável número de comunidades. Para se abranger as mudanças da biodiversidade nas diferentes formações ou ambientes contidos em uma paisagem, separa-se a diversidade nos componentes “alfa” e “beta”. A diversidade alfa representa a diversidade em uma comunidade particular considerada homogênea (ou espacialmente definida). Diversidade beta representa o grau de intercâmbio ou substituição na composição de espécies entre comunidades (ou unidades espacialmente definidas) de uma paisagem (Whittaker, 1972; Moreno, 2001; Magurran, 2004). Índices como o β_w de Whittaker (1960) e os índices de similaridade/dissimilaridade de Jaccard (1908) e Sorensen (1948) são alguns, dentre os vários existentes, para mensuração da diversidade beta.

Com exceção das medidas que incorporam informações filogenéticas e funcionais (Cianciaruso *et al.*, 2009), medidas tradicionais de diversidade seguem os

pressupostos de que todas as espécies e todos os indivíduos dentro de cada espécie são iguais e possuem a mesma importância na comunidade. Espécies de maior valor para conservação ou com maior importância para a manutenção de processos na comunidade são equivalentes às demais, assim como são considerados equivalentes indivíduos de uma mesma espécie com diferentes características (tamanho, biomassa, comportamento, etc.) (Magurran, 2004).

1.2.4 Alterações na biodiversidade e risco de doenças infecciosas

Pesquisas têm buscado compreender como as alterações da biodiversidade em diferentes cenários podem afetar a transmissão e emergência de doenças infecciosas. Sabe-se que a biodiversidade pode atuar de duas maneiras neste contexto: se por um lado os ambientes naturais com alta diversidade de espécies podem servir como fonte para a emergência de patógenos, por outro, a perda de biodiversidade tem sido frequentemente relacionada com o aumento do risco e incidência de doenças infecciosas, incluindo algumas de importância médica (Ostfeld & Kessing, 2000, Dobson *et al.*, 2006; Kessing *et al.*, 2006, 2010).

O conceito de “efeito de diluição” tem sido empregado para definir situações onde a adição de uma ou mais espécies de hospedeiros menos competentes em uma comunidade diminui (diluí) a presença e persistência de um patógeno no ambiente (Norman *et al.*, 1999; Schmidt & Ostfeld, 2001; Kessing *et al.*, 2006). Isto acontece quando um evento de transmissão ocorre de indivíduos infectados para hospedeiros suscetíveis menos competentes para amplificar e transmitir novamente o patógeno. Este mecanismo pode promover uma redução do encontro entre patógenos e seus hospedeiros mais competentes e, por consequência, reduzir a taxa reprodutiva básica (R_0) para novas infecções (Kessing *et al.*, 2006). Indiretamente, os ciclos de transmissão também podem ser negativamente impactados quando populações de indivíduos suscetíveis ou vetores são reduzidos por interações do tipo predador-presa ou competição com outras espécies da comunidade (Kessing *et al.*, 2006; Holt & Roy, 2007; Ostfeld & Kessing, 2012).

O “efeito de diluição” deriva de ideias mais antigas, como a rotação de culturas utilizada na agricultura (Elton, 1958) e a “zooprofilaxia” (Service, 1991). O último

termo refere-se ao uso de animais não-humanos para desviar as refeições de vetores que, de outra forma, se alimentariam em humanos. Há mais de um século, entomologistas médicos já sugeriam a ligação entre diversidade e doenças veiculadas por artrópodes a humanos. Para doenças como a malária, argumentava-se que a transmissão poderia ser reduzida se hospedeiros alternativos para os mosquitos vetores fossem inseridos em áreas próximas às habitações humanas (Hess & Hayes, 1970; WHO, 1982; Service, 1991).

Estudos têm demonstrado que a perda de diversidade tende a aumentar a transmissão de patógenos e incidência de doenças como esquistossomose, hantavirose, doença de Lyme, e febre do Nilo Ocidental (Ezenwa *et al.*, 2006; LoGuidice *et al.*, 2008; Clay *et al.*, 2009; Johnson *et al.*, 2009; Kessing *et al.*, 2010). Como exemplo, foi encontrada uma forte correlação entre baixa diversidade de aves e aumento do risco e incidência do Vírus do Nilo Ocidental (VNO) em humanos nos Estados Unidos (Ezenwa *et al.*, 2006; Swaddle & Calos, 2008; Allan *et al.*, 2009). Isto porque ambientes com baixa diversidade tendem a ser dominados por espécies de aves que amplificam o vírus e induzem a uma alta prevalência de infecção em mosquitos vetores e em hospedeiros acidentais, como humanos e outros mamíferos, ao passo que comunidades com alta diversidade de aves contêm espécies que são hospedeiros menos competentes e, portanto, menos capazes de sustentar epizootias do VNO (Kessing *et al.*, 2010).

No entanto, o efeito de diluição ou zooprofilaxia em resposta ao aumento na diversidade de espécies pode não ser uma regra em comunidades (Randolph & Dobson, 2012). Ambientes com maior biodiversidade podem, por exemplo, promover um aumento na abundância ou riqueza de vetores competentes que compense os contatos desperdiçados entre estes e hospedeiros não competentes. Situações deste tipo podem induzir a um aumento ao invés de uma diminuição do risco e incidência de infecções (Roche & Guégan 2011; Randolph & Dobson, 2012). As respostas do ambiente ao risco de transmissão de patógenos veiculados por artrópodes, embora intimamente relacionadas à diversidade e suscetibilidade de hospedeiros reservatórios, parecem depender bastante de variações nos padrões de

diversidade das assembleias de vetores. (Graham *et al.*, 2009; Chaves *et al.*, 2011; Roche & Guégan 2011; Randolph & Dobson, 2012, Roche *et al.*, 2013).

1.3 CULICÍDEOS

1.3.1 A diversidade de culicídeos e sua importância epidemiológica

A família Culicidae compreende insetos dípteros popularmente conhecidos como mosquitos, pernilongos, carapanãs ou muriçocas. São insetos holometábolos (metamorfose completa), com formas imaturas aquáticas e os adultos terrestres. O ciclo de vida compreende ovo, quatro estádios larvais, pupa e adultos alados. As fêmeas apresentam hábito hematófago (com exceção do gênero *Toxorhynchites*), alimentando-se do sangue de vertebrados, o que contribui para o desenvolvimento de seus ovos, mas, por outro lado, permite que, em algumas ocasiões, veiculem patógenos entre seus hospedeiros (Consoli & Lourenço-de-Oliveira, 1994; Forattini, 2002).

Embora já se conhecesse algumas espécies de culicídeos e aspectos gerais de sua biologia, somente nas últimas décadas do século XIX é que foram levantadas as primeiras hipóteses sobre o papel destes insetos como vetores biológicos de agentes causadores de enfermidades ao homem e a outros animais. Com a comprovação de seu papel epidemiológico tem havido, desde então, um aumento considerável no número de estudos e pesquisas sobre esses dípteros (Consoli & Lourenço-de-Oliveira, 1994; Forattini, 2002).

De acordo com o inventário taxonômico de mosquitos (Harbach, 2014), existem na atualidade perto de 3,6 mil espécies válidas descritas globalmente. Muitas destas espécies, principalmente as dos gêneros *Aedes*, *Anopheles* e *Culex*, são importantes vetores de doenças em diversas regiões do planeta. Somente a malária, transmitida por anofelinos, atingiu cerca de 220 milhões de pessoas com aproximadamente 660 mil mortes no mundo em 2010, sobretudo no continente africano, onde ocorrem em torno de 80% de todos os casos e 90% das mortes (WHO, 2013a). O vírus da dengue, veiculado pelas espécies *Aedes (Stegomyia) aegypti* e *Ae. (Ste.) albopictus*, infecta

por volta de 390 milhões de pessoas por ano no mundo, das quais cerca de 96 milhões apresentam alguma manifestação clínica (Bhatt et al., 2013). A filariose linfática, transmitida principalmente por mosquitos do gênero *Culex*, infecta aproximadamente 120 milhões de pessoas nas áreas tropicais e subtropicais do planeta, com as maiores incidências ocorrendo no sudeste asiático e na África (WHO, 2013b).

Além destas, diversas arboviroses transmitidas por mosquitos foram ou são problemas para saúde pública em várias partes do mundo, a exemplo do Vírus do Nilo Ocidental, Chikungunya e a Febre Amarela (Weaver, 2013).

1.3.2 A fauna de culicídeos do Brasil

O Brasil apresenta uma considerável riqueza de culicídeos, com aproximadamente 490 espécies descritas até o momento (WRBU, 2014). As pesquisas pioneiras sobre a fauna de culicídeos brasileiros datam do início do século XX, com trabalhos de pesquisadores como Oswaldo Cruz (1901), Goeldi (1902), Bourroul (1904), Lutz (1905), Neiva (1906) e Peryassú (1908). Com o passar dos anos, foram publicadas obras importantes como as de Lane (1953), Forattini (1962-1965; 1996; 2002) e Consoli & Lourenço-de-Oliveira (1994), reunindo informações sobre a fauna, aspectos biológicos, taxonomia e principais espécies de interesse médico encontradas no Brasil (Papavero e Guimarães, 2000).

Dentre os diversos estudos que contribuíram para o conhecimento sobre a diversidade de culicídeos brasileira, muitos desenvolveram-se sobre a premissa de encontrar espécies implicadas em ciclos de transmissão de patógenos, como as arboviroses e os plasmódios da malária, além de pesquisas que visaram compreender as respostas desses insetos às alterações do ambiente, como o desmatamento ou a formação de represas para o abastecimento de água e construção de hidroelétricas (Forattini *et al.* 1978; Luz & Lourenço-de-Oliveira, 1996; Paula & Gomes, 2007; Guedes, 2012; Moraes *et al.*, 2012).

Das doenças transmitidas por mosquitos no Brasil, a malária (principalmente na região amazônica) e a dengue juntas são responsáveis por milhares e até milhões de

casos de morbidade todos os anos, com algumas centenas de óbitos (WHO, 2013c; PAHO, 2014). Menciona-se ainda a filariose linfática, que é endêmica em algumas cidades do nordeste, além de diversos arbovírus que circulam em meio silvestre, causando casos esporádicos de epizootias, a exemplo do Saint Louis, Mayaro, Encefalite equina do Leste, Encefalite Equina do Oeste, Encefalite Equina Venezuelana, Rocio e Febre Amarela (Forattini, 2002; Oliveira-Ferreira *et al.*, 2010; Viana & Ignotti, 2013).

Em relação aos culicídeos encontrados nas áreas urbanas brasileiras, uma quantidade expressiva de estudos tem se voltado ao conhecimento da bioecologia e métodos de controle das espécies *Ae. (Ste.) aegypti* e *Cx. (Culex) quinquefasciatus*. A primeira é a transmissora do vírus da dengue no presente e da febre amarela urbana no passado (Forattini, 2002; Braga & Valle, 2007; IOC, 2014). Por sua vez, *Cx. quinquefasciatus* é importante causador de incômodo à população por suas picadas durante o período noturno e responsável por veicular, em algumas cidades do país, a *Wuchereria bancrofti*, agente etiológico da filariose linfática (Regis *et al.* 1996; Moraes *et al.* 2006). Além destas, há também grande preocupação com relação ao *Ae albopictus*, espécie que desde seu primeiro registro em território brasileiro, em 1986, tem se expandido pelo país, utilizando criadouros semelhantes aos de *Ae. aegypti* no ambiente urbano, mas podendo habitar também ambientes rurais e naturais. Ainda não foi encontrado transmitindo patógenos no Brasil, embora seja um importante vetor dos vírus Chikungunya e Dengue em regiões da África, Sudeste da Ásia e algumas ilhas do Pacífico (Forattini, 1986; Consoli & Lourenço-de-Oliveira, 1994; Gratz, 2004; Lambrechts *et al.*, 2010).

Contudo, apesar dos muitos estudos sobre mosquitos de interesse epidemiológico nas cidades, ainda pouco se conhece a respeito dos culicídeos autóctones encontrados em centros urbanos no Brasil, muito embora algumas das espécies nativas registradas frequentemente nas cidades já tenham sido incriminadas como possíveis vetoras de patógenos em diversas ocasiões, a exemplo de *Ae. (Ochlerotatus) scapularis* e *Cx. (Cux.) nigripalpus* (Rachou, 1956; Mitchell & Forattini, 1984; Consoli & Lourenço-de-Oliveira, 1994; Forattini *et al.*, 1995; Forattini, 2002; Turell *et al.*, 2005; Ezenwa *et al.*, 2006).

1.3.3 Diversidade de culicídeos na cidade de São Paulo

Embora sejam poucos os levantamentos sobre a fauna de culicídeos da cidade de São Paulo, um razoável número de espécies já foi constatado abrigando-se na metrópole. Informações obtidas do serviço de identificação do Centro de Controle de Zoonoses (CCZ), na sua rotina de vigilância em vários pontos da cidade, indicavam a ocorrência de espécies como *Ae. (Och.) fluviatilis*, *Ae. (Och.) scapularis*, *Cx. (Cux.) bidens*, *Cx. (Cux.) chidesteri*, *Cx. (Cux.) lygrus*, *Coquillettidia (Rhynchotaenia) venezuelensis*, *Anopheles (Nyssorhynchus) evansae*, *Mansonia* spp., *Uranotaenia* spp., além dos conhecidos *Cx. quinquefasciatus*, *Ae. aegypti* e *Ae. albopictus*. Há dados de Forattini (1973) em pesquisa sobre mosquitos *Culex* realizada em distintas áreas da cidade que mostraram a presença das espécies *Cx. (Cux.) chidesteri*, *Cx. (Cux.) dolosus* e *Cx. (Cux.) bidens* e *Cx. quinquefasciatus*.

No Parque Ecológico do Tietê, Urbinatti *et al.* (2001) coletaram 9.065 culicídeos imaturos, dos quais identificaram 22 espécies, sendo aproximadamente 90% dos indivíduos *Cx. quinquefasciatus*. No mesmo Parque, Taípe-Lagos & Natal (2003) coletaram 53.496 exemplares e identificaram 25 espécies, com destaque para *Ae. scapularis*, *Cx. quinquefasciatus* e *Cx. declarator*. Em ecótopos dos núcleos Pedra Grande e Engordador, situados na Serra da Cantareira, foram coletados 2.219 mosquitos de 21 espécies, com maiores abundâncias de *Cx. (Cux.) vaxus*, *Limatus durhami*, *Ae. scapularis*, *Ae. fluviatilis* e *Wyeomyia (Prosopolepis) confusa* (Montes, 2005).

Em dois piscinões situados na Zona Leste da cidade (Caguaçu e Inhumas), Silvério e Urbinatti (2011) coletaram 8.917 culicídeos de 13 espécies, mais uma vez destacando-se a elevada abundância de *Cx. quinquefasciatus* em relação às demais. No extremo sul da cidade, Ribeiro *et al.* (2012) estudaram os padrões de diversidade de culicídeos na APA Capivari-Monos, uma das maiores unidades de conservação do município, onde foi coletado um total de 9.403 adultos de 91 grupos/espécies. Curiosamente, os resultados desta pesquisa apontaram para uma maior riqueza e diversidade de mosquitos em ambiente antrópico em relação ao ambiente silvestre.

Mais recentemente, um levantamento realizado em 59 parques urbanos da cidade, com uma única coleta em cada área, inventariou 53 espécies de mosquitos, com *Ae. albopictus*, *Ae. fluviatilis*, *Ae. scapularis*, *Cx. nigripalpus*, *Cx. chidesteri* e *Cx. quinquefasciatus* mostrando-se bastante comuns nesses ambientes (Medeiros-Sousa *et al.*, 2013).

1.4 JUSTIFICATIVA

As atividades humanas e o crescimento demográfico nas cidades levam à fragmentação e isolamento de ambientes naturais, trazendo importantes impactos para a diversidade de organismos existente nestes locais. Na medida em que o homem altera processos ecológicos e pressiona os ambientes naturais, cresce também o risco de contato com agentes patogênicos provenientes desses meios, muitos dos quais podem ser veiculados por mosquitos (Myers, 2000; Bradley & Altizer, 2007; Chaves *et al.*, 2011).

A cidade de São Paulo possui mais de 100 parques públicos (urbanos e lineares), utilizados pela população como espaços para o lazer, prática de atividades físicas e contato com a natureza. Estes parques podem ser considerados como “ilhas verdes urbanas” por se distinguirem como manchas de áreas verdes incrustadas na malha urbana, com diferentes características em termos de tamanho e forma da área, localização (periféricos ou centrais), vegetação e fauna presentes, corpos d’água (lagos, córregos, represas, tanques, etc.) e estrutura socioeconômica da população humana do entorno. A heterogeneidade destes ambientes pode refletir em diferenças consideráveis na riqueza, abundância e composição das assembleias de culicídeos.

Embora já se conheçam algumas das espécies de mosquitos que abrigam os parques da cidade, pouco se sabe sobre os seus padrões de diversidade, seja no espaço ou no tempo. Tal ausência de dados inviabiliza predições e inferências sobre processos ecológicos atuantes ou riscos associados à transmissão de patógenos.

2. OBJETIVOS

2.1 Geral

Descrição e análise dos padrões de diversidade de assembleias de culicídeos em parques urbanos da cidade de São Paulo.

2.2 Específicos

- Listar quais as espécies de culicídeos encontradas em cada parque estudado;
- Verificar a suficiência amostral por curvas de acúmulo de espécies e estimativa de riqueza total;
- Descrever e comparar as variações de riqueza, abundância e dos índices de diversidade de Shannon e Simpson entre os parques e dentro de cada parque ao longo do ano;
- Verificar se os padrões de diversidade das assembleias de culicídeos variam entre meses que tendem a ser mais frios e secos em relação àqueles mais quentes e chuvosos;
- Verificar associações entre diferenças ambientais e os padrões de diversidade alfa encontrados;
- Comparar as assembleias de culicídeos quanto à similaridade na composição das espécies em relação aos tipos de criadouros;
- Verificar associações entre distância geográfica e diferenças ambientais em relação à similaridade na composição de espécies de cada parque;
- Inferir sobre processos ecológicos atuantes a partir dos padrões encontrados;
- Avaliar os riscos e implicações epidemiológicas com base nos padrões de diversidade de culicídeos encontrados nos parques urbanos da cidade.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Seleção e caracterização das áreas de estudo

Para o desenvolvimento do estudo, foram selecionados dez parques urbanos situados na cidade de São Paulo e administrados pela prefeitura municipal. São eles: Alfredo Volpi, Anhanguera, Burle Marx, Carmo, Chico Mendes, Ibirapuera, Piqueri, Previdência, Santo Dias e Shangrilá (Figura 1, Quadro 1 e Anexos de 1 a 10).

Os parques foram selecionados após coletas preliminares de dados sobre a fauna de culicídeos (Medeiros-Sousa *et al.*, 2013) e informações sobre características gerais de cada área disponibilizadas pelo Departamento de Parques e Áreas Verdes da Prefeitura de São Paulo (DEPAVE/SVMA/PMSP). Procurou-se garantir que os parques apresentassem diferentes características e que fossem distribuídos por diferentes regiões da cidade.

Figura 1. Parques públicos e áreas de proteção situadas na cidade de São Paulo indicando a localização dos dez parques trabalhados durante os períodos de março de 2011 a fevereiro de 2012 (Alfredo Volpi, Anhanguera 1º ano, Carmo, Chico Mendes, Ibirapuera, Santo Dias e Shangrilá) e agosto de 2012 a julho de 2013 (Burle Marx, Piqueri, Previdência e Anhanguera 2º ano). **Fonte:** Secretaria Municipal do Verde e Meio Ambiente (2012), adaptado.

Quadro 1. Resumo de informações sobre as características dos 10 parques estudados (agrupados por região da Cidade).

PARQUE		AREA m²	CORPOS D'ÁGUA	FAUNA (vertebrados relatados)	VEGETAÇÃO	ENTORNO		VISITANTES qde/mês
			L - lago	AS - ave silvestre		Situação sócioeconômica*	Tipo de Entorno	
			R - represa	AD - ave doméstica		A - Alta renda	R - residencial (V) - vertical	
			N - nascente	M - mamífero		B - Média renda	(H) - horizontal	
			C - córrego	R - réptil		C - Baixa renda	C - comercial	
			E - espelho d'água	An - anfíbio		VT - via de tráfego (rodovia ou marginal)		
P - peixe								
Região Sul	Burle Marx	138.279	E - L - N	92 espécies (AS/AD/M/R/An)	Remanescente de Mata Atlântia/ eucaliptal com sub-bosque/ áreas ajardinadas/ orquidário	A	R (V) - C - VT	18.000 - 25.000
	Ibirapuera	1.584.000	C - E - L	183 espécies (AS/AD/M/R/An/P)	Eucaliptal com sub-bosque/ bosques heterogêneos/ áreas ajardinadas/ vegetação ribeirinha/ viveiro	A/B	R (H)(V)	1.100.000
	Santo Dias	134.000	L - N	84 espécies (AS/M/R/An/P)	Remanescente de Mata Atlântica/ área ajardinada/ viveiro	C	R (H)	...
	Shangrilá	75.000	C - N - R	92 espécies (AS/M/R/An/P)	Eucaliptal com sub-bosque/ área ajardinada/ brejo/ Mata ciliar	C	R (H)	1.500
Região Leste	Carmo	2.388.930	L	135 espécies (AS/AD/M/R)	Remanescente de Mata Atlântica com mata ciliar/ campos antrópicos/ brejos/ gramados/ eucaliptal/ pomar/ cafezal/ bosque/ viveiro	C	R (H)	5.000 a 50.000
	Chico Mendes	61.600	C - L - N	43 espécies (AS/AD/M)	Remanescente de Mata Atlântica/ eucaliptal/ pomar/ áreas ajardinadas	C	R (H)	22.500
	Piqueri	97.200	L	90 espécies (AS/AD/M/R/An/P)	Eucaliptal/ bosques heterogêneos/ bambuzais/ áreas ajardinadas	B/C	R (H) - C - VT	...
Região Centro-oeste	Alfredo Volpi	142.400	L - N	110 espécies (AS/AD/M/R/An/P)	Remanescente de Mata Atlântica/ bosque/ área ajardinada	A	R (H)	...
	Providência	91.500	E - N	63 espécies (AS/AD/M/R)	Remanescente de Mata Atlântica/ reflorestamento heterogêneo/ área ajardinada/ viveiro	B	R (H)	...
Região Norte	Anhanguera	9.500.000	E - L	230 espécies* (AS/M/R/An/P)	Eucaliptal com sub-bosque de espécies nativas/ remanescentes de Mata Atlântica/ campos secos/ brejos/ orquidário/ áreas ajardinadas	C	R (H) - VT	4.000

Fontes: Guia dos Parques Municipais de São Paulo, 4ª edição, Secretaria Municipal do Verde e Meio Ambiente (São Paulo, 2014b); Divisão de Fauna do Departamento de Parques e Áreas Verdes DEPAVE 3; *Mapa de vulnerabilidade social da Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados – SEADE (2004) - Baseado no índice Paulista de Vulnerabilidade Social (IPVS): A = Grupo 1; B = Grupos 2 e 3; C = Grupos 4, 5 e 6.

3.2 Coleta e Identificação dos espécimes

Cada parque foi visitado doze vezes ao longo de um ano para a coleta de mosquitos adultos e imaturos. Nos parques Alfredo Volpi, Anhanguera (1º ano), Carmo, Chico Mendes, Ibirapuera, Santo Dias e Shangrilá, as coletas ocorreram de março de 2011 a fevereiro de 2012. Já nos parques Burles Marx, Piqueri e Previdência e Anhanguera (2º ano), as coletas ocorreram de agosto de 2012 a julho de 2013. Por ser o maior parque urbano da cidade (9,5 milhões de m²), possuir diversas formações florestais e abrigar um centro de recuperação de animais silvestres, o Anhanguera foi selecionado para estudo durante os dois períodos citados (doze coletas em cada), permitindo, assim, uma melhor compreensão dos padrões temporais de diversidade nesta área.

O uso de diferentes técnicas de amostragem pode ser requerido quando o objetivo é estimar a riqueza de espécies de organismos pequenos como insetos ou outros artrópodes, possibilitando, desta forma, examinar todos os potenciais nichos e impedir que espécies sejam ineficientemente amostradas, dando a impressão de serem raras ou ausentes (Longino *et al.*, 2002; Magurran, 2004). Nesta pesquisa, foram utilizadas técnicas para coleta de adultos e imaturos de culicídeos visando maximizar o poder de detecção das espécies presentes em cada área. O esforço amostral empreendido por coleta (em horas) é apresentado na Tabela 1.

Mosquitos adultos foram coletados mediante o uso de aspirador entomológico, armadilhas automáticas CDC e armadilhas de Shannon (Bustamante & Pires 1951, Natal & Marucci 1984, Gomes *et al.* 1985) (Figura 2).

As aspirações foram realizadas durante o período diurno, em três áreas fixas de cada parque, compreendendo cerca de 20 minutos cada, sendo uma das aspirações realizada sempre nas proximidades da sede administrativa, que representa área de trânsito intenso de funcionários e visitantes, e as outras duas em locais selecionados de acordo com a estrutura e dimensão de cada parque. Preferencialmente, optou-se por locais de mata e próximos a corpos d'água, visando obter uma maior diversidade de espécies e um maior número de indivíduos machos, que podem ser coletados em repouso ou sobrevoando a vegetação nas proximidades de seus criadouros. A partir

da montagem da genitália masculina é possível determinar espécies de grupos como *Cx. (Culex) spp.* e *Cx. (Melanoconion) spp.*, nos quais algumas das espécies não conseguem ser separadas pela morfologia da fêmea.

Quatro Armadilhas do tipo CDC acrescidas de gelo seco (para emissão de CO₂ como isca) foram instaladas em dois pontos fixos de cada parque, sendo um de área aberta com bosque (normalmente próximo às áreas recreativas ou sedes administrativas) e outro no interior da mata. Em cada ponto foram colocadas duas armadilhas, com uma a 1 metro do solo e outra a 5 metros ou mais de altura para coleta de mosquitos em diferentes extratos da vegetação. Estas armadilhas foram sempre acionadas no início do crepúsculo vespertino e mantidas por cerca de três horas nos dias de coleta.

Armadilha de Shannon com luz de lampião a gás foi instalada em áreas de mata ou bosques pouco iluminados. Os mosquitos que pousavam na superfície da armadilha, a partir do crepúsculo vespertino e até duas horas após, foram coletados por aspiradores elétricos manuais ou tubos contendo clorofórmio. Os horários do crepúsculo vespertino para cada dia de coleta foram obtidos pelo site Climatempo (<http://www.climatempo.com.br/>).

Imaturos foram coletados por meio de conchas entomológicas graduadas (60ml ou 400ml) em criadouros naturais de solo, como poças e lagos, ou artificiais, como tanques e caixas d'água. Criadouros removíveis tiveram seu conteúdo derramado em bandejas plásticas e os espécimes foram recolhidos com o auxílio de pipetas. No caso de criadouros em vegetais, como nos fitotelmos de bromélias, buracos de árvores e internódios de bambu com o colmo exposto (por quebra ou corte) ou orifícios laterais (feitos por insetos), o conteúdo foi extraído mediante o emprego de bomba de sucção com mangueira flexível (Figura 2).

A identificação dos espécimes coletados, adultos e imaturos, foi realizada no Laboratório de Entomologia em Saúde Pública da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo (LESP/FSP/USP) e no Laboratório de Fauna Sinantrópica do Centro de Controle de Zoonoses da cidade de São Paulo (Labfauna/CCZ). Para a identificação morfológica foram utilizadas as chaves taxonômicas de Rozeboom &

Komp (1950), Lane (1953), Galindo *et al.*, (1954), Corrêa & Ramalho (1956), Bram (1967), Valencia (1973), Arnell (1976), Cotrim & Galati (1977), Sirivanakarn (1982), Consoli & Lourenço-de-Oliveira (1994), Sallum & Forattini (1996) e Forattini (2002). As abreviações dos nomes de gêneros e subgêneros das espécies seguem Reinert (2001).

Tabela 1. Esforço amostral empreendido por: coleta, parque (soma de doze coletas) e total (soma para todos os parques).

	Técnicas	Esforço amostral (em horas)		
		Por coleta	Por parque	Total
Coleta de adultos	Aspiração	1	12	132
	Shannon	2	24	264
	CDC	12	144	1584
	Total	15	180	1980
Coleta de imaturos	Conchada	Busca ativa ou monitoramento de criadouros conhecidos		
	Sucção			
	Esgotamento de pequenos recipientes			

Nota: Considera-se que o valor total de 1980 horas seja aproximado, pois foram ignorados neste calculo falhas esporádicas de equipamentos ou minutos extras de exposição das CDC's devido limitações no tempo de deslocamento da equipe de coleta.

Figura 2. Técnicas utilizadas para a coleta de adultos (A, B e C) e imaturos (D, E e F) de culicídeos em parques urbanos da cidade de São Paulo. A = aspirador entomológico, B= armadilha de Shannon, C= armadilha automática CDC com isca de CO₂, D = bomba de sucção inserida no fitotelmo de bromélia, E = concha entomológica, F= bomba de sucção inserida no colmo exposto de bambu.

3.3 Análise dos Resultados

Após as coletas e identificação morfológica das espécies, os dados foram tabulados em banco de dados do Microsoft Excel[®] 2010 e separados de acordo com: fase de vida (adultos ou imaturos), parque, data de coleta, técnica de coleta, tipo de criadouro (para imaturos), espécie, quantidade por amostra individual e sexo.

Culicídeos identificados como “sp”, “spp”, “seção” ou “grupo”, por estarem danificados ou por limitações das chaves de identificação, foram considerados como unidades taxonômicas, mas excluídos das análises sempre que pudessem corresponder a mais de uma espécie ou a alguma outra espécie já identificada nos parques. Em relação ao gênero *Aedes* Meigen, 1818 (segundo a classificação tradicional de Knight e Stone, 1977), que passou por uma reclassificação taxonômica com base nos trabalhos de Reinert *et al.* (2004, 2009), optou-se por tratar as espécies por seus nomes tradicionais, embora na Tabela 2 apresentemos também os atuais.

Para verificar a suficiência amostral, foram construídas curvas de acúmulo de espécies com base em amostras (com IC de 95%), além de estimativas de riqueza total pelo *Jackknife* de 1ª ordem (com IC de 95%) e *Jackknife* de 2ª ordem (Figura 3). Para calcular estes dados, foi utilizado o software EstimateS versão 9.1, optando-se por 1000 randomizações sem reposição (Colwell *et al.*, 2004, 2014).

A diversidade alfa foi mensurada segundo a riqueza observada, abundância de indivíduos e Índices de Shannon e de Simpson (1-D). Cada coleta foi considerada uma réplica e, para cada uma, foram obtidos e mensurados os indicadores acima. Para a abundância e índices de diversidade, foram utilizados apenas dados das coletas de adultos, uma vez que abundância ou índices que utilizam esses valores podem ser fortemente influenciados por distribuições agregadas de indivíduos, como ocorre com imaturos de culicídeos, onde em um único recipiente podem ser encontradas centenas ou até milhares de larvas de uma única espécie.

Para a análise das variações de diversidade entre os parques, foi utilizado o software Paleontological Statistics (Past versão 2.17, Hammer *et al.*, 2001). Primeiro, foram elaborados gráficos box plot, com a caixa contendo a mediana, quartis de 25% a 75% e bigodes de até 1,5 vezes o tamanho da caixa, permitindo uma visualização

gráfica das variações de riqueza, abundância e dos índices de diversidade (Figuras 4, 5, 6, e 7). Em seguida, para os mesmos parâmetros, foram realizados os testes estatísticos de Shapiro-Wilk, para verificar a normalidade dos dados, e de Levene para homocedasticidade (igualdade de variâncias). Quando considerados normais ($p > 0,05$) e homocedásticos ($p > 0,05$), os dados foram comparados pela Análise de Variância uni-fatorial (one-way ANOVA), se normais porém não homocedásticos, seriam comparados pelo teste de ANOVA de Welch, mas nenhum apresentou este caso. Já os que não apresentaram distribuição normal ($p < 0,05$), foram comparados pelo teste de Kruskal-Wallis. Foram também realizados testes par-a-par (*post-hoc*) com base na Diferença Honestamente Significativa (DHS) de Tukey (no caso de ANOVA) ou no teste de Mann-Whitney (no caso de Kruskal-Wallis) (Tabelas 3, 4, 5 e 6). Para todos os testes utilizados, valores de $p < 0,05$ foram considerados significantes.

O aumento da temperatura e das chuvas tende a acelerar o desenvolvimento e promover uma maior disponibilidade de criadouros para muitas espécies de mosquitos (Guimarães *et al.*, 2001, Franklin & Whelan, 2009; Dibo *et al.*, 2011). Considerando isto, procurou-se entender se os padrões de diversidade das assembleias de culicídeos dos parques urbanos da cidade de São Paulo variam em função da variabilidade climática ao longo do ano. Os dados mensurados de riqueza, abundância e os índices de diversidade de Shannon e Simpson foram divididos em dois grupos: o primeiro grupo compreendeu mensurações de coletas realizadas entre os meses de abril a setembro (meses mais frios e menos chuvosos) e o segundo grupo por mensurações de coletas realizadas de outubro a março (meses mais quentes e chuvosos), cada grupo com um $n=66$. Após isso foram elaborados gráficos box plot (Figuras 8, 9, 10 e 11) e testes estatísticos para verificar se os grupos diferem ou não significativamente, verificando primeiro a normalidade da distribuição dos dados pelo teste de Shapiro-Wilk e utilizando o teste F para verificar a homogeneidade de variâncias. O teste t' Student foi utilizado quando a distribuição dos dados foi simétrica, ou seja, normal, e o teste de Mann-Whitney, no caso em que a distribuição dos dados foi assimétrica.

Os parques urbanos de São Paulo podem ser bastante distintos em suas características, indo desde pequenas áreas contendo jardins e bosques até grandes áreas que preservam importantes fragmentos de mata natural. Parte-se do princípio que parques maiores, menos degradados e que sofrem uma menor pressão antrópica em seu entorno (características mais propícias à manutenção de uma maior biodiversidade) possuem uma maior riqueza e uniformidade de culicídeos em relação a parques menores, mais degradados e intensamente pressionados pelo ambiente urbano. Visando testar esta hipótese, foram obtidos e atribuídos valores para cinco variáveis ambientais em cada parque (Tabela 7). As variáveis selecionadas foram:

- 1) Tamanho da área em metros quadrados (m^2), pois os parques variam muito em seus tamanhos e, como predito pela teoria da biogeografia de ilhas (MacArthur & Wilson, 1963), parte-se do princípio que áreas maiores e que comportam uma maior diversidade de ambientes tendem a comportar uma maior riqueza de espécies;
- 2) Presença de fragmentos de mata natural, considerados aqui os remanescentes das formações de Mata Atlântica em estágio secundário de sucessão encontradas em alguns parques;
- 3) Ligação com o Cinturão Verde da cidade de São Paulo, dado que alguns dos parques estudados, situados em regiões periurbanas, estão ligados e servem como zona de amortecimento para este conjunto de Unidades de Conservação que margeiam a cidade e abrigam uma grande biodiversidade com muitas espécies endêmicas;
- 4) Fauna de vertebrados terrestres relatados (mamíferos, aves, répteis e anfíbios), como indicador indireto do estado de preservação dos parques e também por sua relevância para as interações mosquito-hospedeiro;

5) Complexidade da forma do fragmento, calculado pelo índice desenvolvido por Patton (1975):

$$C = \frac{P}{\sqrt{\pi A}}$$

Em que:

C = Índice de Patton para a complexidade da forma do fragmento;

P = Perímetro do fragmento;

A = Área do fragmento.

Este índice fornece uma razão entre o perímetro observado e o perímetro mínimo caso o fragmento tivesse a forma de um círculo perfeito (menor relação perímetro/área), quanto maior o valor do índice de Patton, maior a probabilidade de ocorrência de microambientes e maior a complexidade dos fragmentos, no entanto maior também será o efeito de borda.

Para obtenção e cálculo dessas variáveis, foram consultados o Guia de Parques Municipais da Cidade de São Paulo (2014b), o Inventário da Fauna do Município de São Paulo (2010) e o aplicativo Google Earth[®] (2014).

As variáveis ambientais foram padronizadas (subtraindo da média o valor observado e dividindo o resultado pelo desvio padrão) e foi realizada uma Análise de Componentes Principais (ACP) (Tabelas 8 e 9 e Figura 12). Esta técnica permite uma redução da dimensionalidade de dados multivariados, ou seja, agrega o máximo possível da variação presente em nossos dados em poucas variáveis informativas que são combinações lineares das originais (Gotelli & Ellison, 2004). Após a análise, foram verificadas correlações entre os componentes que explicaram a maior parte da variação nos dados em relação à riqueza acumulada, abundância total e os índices de Shannon e Simpson (1-D). Para estes dois últimos, obteve-se, por meio do programa EstimateS 9.1, o valor médio de 100 randomizações simuladas para 221 indivíduos de cada parque (que representa a média de culicídeos adultos coletados por amostragem) (Tabelas 10 e 11).

Uma vez que, a disponibilidade e variabilidade de tipos de criadouros podem influenciar os padrões de diversidade de culicídeos, dado que a natureza do criadouro está intimamente relacionada à bioecologia desse grupo (Forattini, 2002; Chaves *et al.*, 2011), procurou-se fazer algumas análises sobre as formas imaturas encontradas nos parques. Estas foram separadas segundo o criadouro onde foram encontradas, de acordo com as categorias: bromélias de solo, bromélias epífitas, internódios de bambus com colmo exposto (por quebra ou corte), internódios de bambus com furos laterais (elaborado por insetos), ocos em árvores (buracos nos caules que comportam água parada), axilas de Taióba (*Araceae*), folhas de palmeiras caídas (com água acumulada), poças no solo, lagos e criadouros artificiais (pneus, vasos, caixas d'água, tanques e diversos outros recipientes contendo água parada e que apresentaram imaturos) (Tabela 12).

As associações entre tipos de criadouros e espécies de culicídeos coletadas nos parques foram verificadas por meio de uma análise de agrupamento hierárquico (com base no algoritmo de médias de pares de grupos não ponderados – UPGMA) e uma análise de agrupamento *Neighbour joining* (com criadouros artificiais como grupo externo), ambos usando como métrica o índice de similaridade qualitativo de Sorensen (Figuras 13 e 14).

Após, os criadouros foram reduzidos a três grupos: vegetais (composto por bromélias, bambus, ocos de árvores, folhas de Palmeiras e taióbas), solo (composto por poças no solo e lagos) e artificiais. Para cada grupo, foram verificadas correlações entre o número de espécies encontradas por parque em relação às variáveis obtidas pela ACP (Tabela 13 e Figuras 15 e 16).

A mensuração da diversidade beta nos permitiu testar hipóteses sobre processos atuantes nas comunidades, seguindo as linhas gerais de Chaves *et al.* (2011). Se a dissimilaridade na composição de espécies através dos parques é influenciada por limitações na dispersão, então se espera que um aumento na dissimilaridade esteja positivamente correlacionado com um aumento na distância geográfica entre as áreas estudadas e também que haja maior rotatividade (diferenças na diversidade β devido à substituição de espécies entre os locais comparados) do que aninhamento (quando locais menos ricos apresentam subconjuntos de espécies dos locais mais ricos). De

outra forma, se a dissimilaridade é conduzida por adequação de habitats, ou seja, presença ou ausência de espécies devido a processos de seleção no ambiente, então se espera uma correlação positiva entre um aumento na dissimilaridade e um aumento nas diferenças entre os ambientes e também se espera mais aninhamento em relação à rotatividade de espécies.

Para testar essas hipóteses, primeiro foi utilizado o pacote “betapart” (Baselga *et al.*, 2012) do programa R (R Development Core Team, 2013) para mensurar o índice de dissimilaridade de Sorensen para múltiplos locais e particionar este índice nos componentes “rotatividade” ou “ β Simpson” e “aninhamento” ou “ β nestedness”, como demonstrado por Baselga (2010). Essa partição da diversidade beta permite uma melhor compreensão de processos subjacentes aos padrões de diversidade observados (Baselga, 2010; Chaves *et al.*, 2011).

Em seguida, esses mesmos índices foram mensurados para cada par de parques estudados e, com os valores obtidos, foram verificadas associações entre diversidade beta em relação à distância geográfica e em relação a diferenças ambientais entre os parques (com base nas variáveis geradas pela ACP). Para uma análise visual, foram realizados agrupamentos *Neighbour joining* (tomando Ibirapuera como grupo externo) e para verificar associações, utilizou-se o teste de correlação de Pearson e de Mantel (Figuras 17, 18 e 19). As matrizes de distância geográfica e das diferenças ambientais foram formadas com base na distância Euclidiana.

Por fim, foi elaborado um agrupamento bifatorial (*Two-way clustering*) para a composição de espécies por parque utilizando como métrica o índice de similaridade qualitativo de Sorensen. Este tipo de análise permite o agrupamento simultâneo dos modos Q (informações das colunas) e R (informações das linhas), permitindo verificar como os parques se agrupam em relação à composição de culicídeos que cada assembleia apresenta e, ao mesmo tempo, visualizar a identidade das espécies que promovem tais agrupamentos (Figura 20).

4. RESULTADOS

Ao longo do período de estudo, foram coletados e identificados morfologicamente 44.882 espécimes de 81 unidades taxonômicas (65 identificadas até o nível de espécie), distribuídos em 14 gêneros. Do total de culicídeos coletados, 29.141 foram na forma adulta, sendo 24.746 fêmeas e 4.395 machos, dos quais 11.599 foram coletados pela armadilha de Shannon, 8.094 pela técnica de aspiração, 6.208 pela CDC copa e 3.240 pela CDC solo. Por sua vez, dos 15.741 imaturos coletados, 10.345 foram por bomba de sucção, 4.415 por conchada e 991 por esgotamento de água acumulada em pequenos recipientes. Na Tabela 2 são apresentados os táxons/espécies identificados e o número de indivíduos coletados segundo o parque pesquisado, além de alguns valores totais.

Merecem destaque pela acentuada presença e abundância nos parques as espécies *Ae. fluviatilis*, *Ae. scapularis*, *Ae. albopictus*, *Cx. quinquefasciatus* e *Cx. nigripalpus*, que perfazem 67% de todos os mosquitos coletados. Em segundo plano, há espécies que, embora não pareçam tão abundantes quanto às mencionadas acima, estiveram presentes em todos ou na maioria dos parques estudados, tais como *Cx. chidesteri*, *Cx. declarator*, *Cx. dolosus*, *Cx. lygrus*, *Ae. aegypti* e *Li. durhami*.

Uma quantidade expressiva de indivíduos foi agrupada no táxon “*Cx. (Cux.) spp.*” (6.349 espécimes). Todos eram fêmeas deste subgênero de *Culex*, que apresenta diversas espécies e cujas chaves de identificação morfológica ainda não permitem uma identificação segura, sendo que apenas os machos conseguem ser identificados por meio de diferenças na genitália. Esses indivíduos permanecem armazenados para posterior identificação por técnicas moleculares.

Tomando a riqueza acumulada de espécies como primeiro parâmetro de comparação da diversidade alfa entre os parques, esta apresentou variações consideráveis. Os Parques Anhanguera, Shangrilá e Burle Marx exibiram as maiores riquezas acumuladas, ao passo que parques como Alfredo Volpi e Ibirapuera apresentaram um número relativamente menor de espécies (Tabela 2 e Figura 3).

Espécies	Parques											
	Alfredo Volpi	Anhanguera (1º ano)	Anhanguera (2º ano)	Burle Marx	Carmo	Chico Mendes	Ibirapuera	Piqueri	Previdência	Santo Dias	Shangrilá	Total de espécimes
<i>Aedeomyia (Aedeomyia) squamipennis</i> (Lynch Arribáizaga, 1878)											2	2
<i>Aedes (Ochlerotatus) crinifer</i> (Theobald, 1903)												
* <i>Ochlerotatus (Ochlerotatus) crinifer</i>		4	9	11								24
<i>Aedes (Ochlerotatus) fluviatilis</i> (Lutz, 1904)												
* <i>Georgecraigius (Horsfallius) fluviatilis</i>	1006	18	8	1264	76	151	247	1104	157	231	164	4426
<i>Aedes (Ochlerotatus) scapularis</i> (Rondani, 1848)												
* <i>Ochlerotatus (Ochlerotatus) scapularis</i>	39	101	137	1241	232	1110	56	1095	484	69	42	4606
<i>Aedes (Ochlerotatus) serratus</i> (Theobald, 1901)												
* <i>Ochlerotatus (Protoculex) serratus</i>		2	9	3								14
<i>Aedes (Protomacleaya) terrens</i> (Walker, 1856)												
* <i>Ochlerotatus (Protomacleaya) terrens</i>											1	1
<i>Aedes (Stegomyia) aegypti</i> (Linnaeus, 1762)												
* <i>Stegomyia (Stegomyia) aegypti</i>	1	2	47	1		14	14	417	98	14	2	610
<i>Aedes (Stegomyia) albopictus</i> (Skuse, 1895)												
* <i>Stegomyia albopicta</i>	5	364	929	91	4	67	633	3575	506	64	686	6924
<i>Anopheles (Anopheles) fluminensis</i> Root, 1927		14	25									39
<i>Anopheles (Anopheles) intermedius</i> (Peryassú, 1908)		3										3
<i>Anopheles (Nyssorhynchus) evansae</i> (Brèthes, 1926)		10	2	23						1		36
<i>Anopheles (Nyssorhynchus) strodei</i> Root, 1926		6	41	113	60	1		2			1	224
<i>Anopheles (Nyssorhynchus) albivittatus</i> Lynch Arribáizaga, 1878				1								1
<i>Coquillettidia (Rhynchoetaenia) chrysotum/albifera</i>		1	7	1								9
<i>Coquillettidia (Rhynchoetaenia) nigricans</i> (Coquillett, 1904)					6							6
<i>Coquillettidia (Rhynchoetaenia) venezuelensis</i> (Theobald, 1912)		1	4	1	280							286
<i>Coquillettidia (Rhynchoetaenia) juxtamansonia</i> (Chagas, 1907)				1								1
<i>Culex (Carrollia) iridescens</i> (Lutz, 1905)			1									1
<i>Culex (Culex) acharistus</i> Root, 1927						1						1
<i>Culex (Culex) bidens</i> Dyar, 1922						2	4	2		18	169	195
<i>Culex (Culex) brami</i> Forattini, Rabello & Lopes, 1967			12								1	13
<i>Culex (Culex) chidesteri</i> Dyar, 1921	5	15	35	27	15	181	12	37	4	105	740	1176
<i>Culex (Culex) coronator</i> Dyar & Knab, 1906		1	1					1		1	1	5
<i>Culex (Culex) declarator</i> Dyar & Knab, 1906	3	14	6	13	3	338	29	204	75	56	492	1233
<i>Culex (Culex) dolosus</i> (Lynch Arribáizaga, 1891)	2	14	388	129	8			2	13		1	557
<i>Culex (Culex) dolosus/eduardoi</i>		1	5	5		12	3	20	1	2	23	72
<i>Culex (Culex) eduardoi</i> Casal & García, 1968		84	56	3					10	2	63	218
<i>Culex (Culex) grupo Coronator</i>		90	42				3			7	39	181
<i>Culex (Culex) lygus</i> Root, 1927	1	18	4	3		9		13	7	8	10	73
<i>Culex (Culex) nigripalpus</i> Theobald, 1901	1	2522	1904	790	12	12	51	721	197	538	1351	8099
<i>Culex (Culex) quinquefasciatus</i> Say, 1823	58	993	901	141	25	21	1388	1370	325	68	704	5994
<i>Culex (Culex) saltanensis</i> Dyar, 1928								3		1	15	19
<i>Culex (Culex) spp.</i>	63	414	286	144	171	2504	110	499	108	459	1591	6349
<i>Culex (Culex) usquatus</i> Dyar, 1918									1			1
<i>Culex (Melanoconion) aliciae</i> Duret, 1953	1											1
<i>Culex (Melanoconion) aureonotatus</i> Duret & Barreto, 1956		1									58	59
<i>Culex (Melanoconion) bahiensis</i> Duret, 1969			1									1
<i>Culex (Melanoconion) bastagarius</i> Dyar & Knab, 1906				1								1
<i>Culex (Melanoconion) delpontei</i> Duret, 1969	1										3	4
<i>Culex (Melanoconion) grupo Atratus</i>			3									3
<i>Culex (Melanoconion) intricatus</i> Brèthes, 1916		23	5	9								37
<i>Culex (Melanoconion) cf. maxinocca</i> Dyar, 1920		26	1									27
<i>Culex (Melanoconion) pedroi</i> Sirivanakarn & Belkin, 1980		2										2
<i>Culex (Melanoconion) ribeirensis</i> Forattini & Sallum, 1985			12								18	30

Continuação da Tabela 2.

Espécies	Parques											Total de espécimes
	Alfredo Volpi	Anhanguera (1º ano)	Anhanguera (2º ano)	Burle Marx	Carmo	Chico Mendes	Ibirapuera	Piqueri	Previdência	Santo Dias	Shangrilá	
<i>Culex</i> (<i>Melanoconion</i>) seção <i>Melanoconion</i>		33	44	41						1	1	120
<i>Culex</i> (<i>Melanoconion</i>) <i>serraticornis</i> Root, 1927		7										7
<i>Culex</i> (<i>Melanoconion</i>) spp.	9		13	5	142	1						170
<i>Culex</i> (<i>Melanoconion</i>) <i>vexus</i> Dyar, 1920		5	4	22							51	82
<i>Culex</i> (<i>Melanoconion</i>) <i>zeteki</i> Dyar, 1918			1									1
<i>Culex</i> (<i>Microculex</i>) grupo <i>Imitator</i>									2	11		13
<i>Culex</i> (<i>Microculex</i>) grupo <i>Pleuristriatus</i>											1	1
<i>Culex</i> (<i>Microculex</i>) <i>imitator imitator</i> Theobald, 1903					2		4			443		449
<i>Culex</i> (<i>Phenacomyia</i>) <i>corniger</i> Theobald, 1903		1									2	3
<i>Haemagogus</i> (<i>Conopostegus</i>) <i>leucocelaenus</i> (Dyar & Shannon, 1924)		5	30									35
<i>Limatus</i> <i>durhami</i> Theobald, 1901	1	143	22	286	41	8		8	115	10	310	944
<i>Mansonia</i> (<i>Mansonia</i>) <i>humeralis</i> Dyar & Knab, 1916				1								1
<i>Mansonia</i> (<i>Mansonia</i>) <i>indubitans</i> Dyar & Shannon, 1925										1	2	3
<i>Mansonia</i> (<i>Mansonia</i>) <i>titillans</i> (Walker, 1848)			2	1	2	54	1				15	75
<i>Mansonia</i> (<i>Mansonia</i>) <i>wilsoni</i> (Barreto & Coutinho, 1944)				1				1			31	33
<i>Psorophora</i> (<i>Janthinosoma</i>) <i>ferox</i> (von Humboldt, 1819)		46	133	1				6				186
<i>Psorophora</i> (<i>Janthinosoma</i>) <i>lutzii</i> (Theobald, 1901)		3										3
<i>Sabethes</i> (<i>Sabethinus</i>) <i>melanonymphe</i> Dyar, 1924		1										1
<i>Trichoprosopon</i> (<i>Trichoprosopon</i>) <i>pallidiventer/castroi/simile</i>			1						1			2
<i>Trichoprosopon</i> (<i>Trichoprosopon</i>) <i>pallidiventer</i> (Lutz, 1905)			46	1				2				49
<i>Trichoprosopon</i> spp.	1				1	1						3
<i>Toxorhynchites</i> spp.	8	23	28	40	8		26		12	7	10	162
<i>Uranotaenia</i> (<i>Uranotaenia</i>) <i>calosomata</i> Dyar & Knab, 1907											1	1
<i>Uranotaenia</i> (<i>Uranotaenia</i>) <i>geometrica</i> Theobald, 1901			1									1
<i>Uranotaenia</i> (<i>Uranotaenia</i>) <i>lowii</i> Theobald, 1901					4						6	10
<i>Uranotaenia</i> (<i>Uranotaenia</i>) <i>nataliae</i> Lynch Arribálzaga, 1891				1							1	2
<i>Uranotaenia</i> (<i>Uranotaenia</i>) <i>pulcherrima</i> Lynch Arribálzaga, 1891			67	2								69
<i>Wyeomyia</i> (<i>Hystatomyia</i>) <i>coenonius/(Exallomyia)</i> <i>tarsata</i>			1									1
<i>Wyeomyia</i> (<i>Miamiya</i>) <i>lutzii</i> (da Costa Lima, 1930)		7	6									13
<i>Wyeomyia</i> (<i>Miamiya</i>) <i>oblita</i> (Lutz, 1904)		110	330									440
<i>Wyeomyia</i> (<i>Phoniomyia</i>) <i>davisi</i> (Lutz, 1904)		13								60		73
<i>Wyeomyia</i> (<i>Phoniomyia</i>) cf. <i>galvaoi</i> (Correa & Ramalho, 1956)										56		56
<i>Wyeomyia</i> (<i>Phoniomyia</i>) sp.										1		1
<i>Wyeomyia</i> (<i>Prosopolepis</i>) <i>confusa</i> (Lutz, 1905)		1	8					1			7	17
<i>Wyeomyia</i> (<i>Spilonympha</i>) <i>airosai/howardi/(Dendromyia)</i> <i>luteoventralis</i>		2	1						3			6
<i>Wyeomyia</i> <i>serratoria</i> (Dyar & Nunez Tovar, 1927)		49	221							1		271
<i>Wyeomyia</i> spp.		3		6			1		4			14
Total de espécimes coletados	1205	5196	5840	4424	1092	4487	2582	9083	2123	2235	6615	44882
Total de adultos coletados	1151	3630	3059	3780	837	4416	563	4016	1160	1577	4952	29141
Total de imaturos coletados	54	1566	2781	644	255	71	2019	5067	963	658	1663	15741
Grupos/unidades taxonômicas	17	44	48	35	19	18	16	21	19	27	36	81
Táxons identificados em nível de espécie	13	36	37	29	15	14	11	19	13	20	31	65

* O gênero *Aedes* Meigen, 1818 (segundo a classificação tradicional de Knight e Stone, 1977) passou por uma reclassificação taxonômica e atualmente o grupo foi dividido em dezenas de outros gêneros que têm sido aceitos com base nos trabalhos de Reinert *et al.* (2004, 2009). São mostrados os nomes tradicionais e os atuais.

Figura 3. Curvas de acúmulo de espécies por amostras (IC 95%) e estimativas de riqueza total (J1 = *Jackknife* de 1ª ordem com IC 95%; J2 = *Jackknife* de 2ª ordem) para coletas de culicídeos realizadas em dez parques urbanos da cidade de São Paulo, entre o período de março de 2011 e julho de 2013.

As curvas de acúmulo de espécies com os estimadores de riqueza total e intervalos de confiança indicam que, em geral, as amostragens foram representativas das assembleias de culicídeos das áreas em estudo, apontando uma maior proximidade da assíntota para os parques Carmo, Chico Mendes, Ibirapuera e Previdência.

Nos parques Alfredo Volpi, Burle Marx, Santo Dias e na soma total de coletas no Anhanguera o estimador de riqueza *Jackknife* de 2ª não se situa dentro do intervalo de confiança do *Jackknife* de 1ª ordem, no entanto, para os demais parques, ambos os

estimadores parecem estar de acordo quanto aos possíveis pontos de estabilidade no acúmulo de espécies.

Assim como para a riqueza acumulada, os parques Anhanguera (principalmente segundo ano de coletas), Shangrilá e Burle Marx mostraram valores mais elevados de riqueza observada por coleta/réplica, conforme se visualiza na Figura 4.

O teste de normalidade de Shapiro-Wilk para os dados de riqueza observada por coleta indicou distribuição normal ($W = 0,9898$, $p = 0,4412$). A homogeneidade das variâncias para o teste de Levene, com base nas médias, apresentou valor de $p = 0,05414$, assim foi realizado um teste de ANOVA uni-fatorial que mostrou diferença significativa entre os grupos ($F = 20,03$, $p < 0,001$).

Na Tabela 3 são apresentados valores de p (igual) para as comparações par-a-par (*post-hoc*) com base na Diferença Honestamente Significativa (DHS) de Tukey. Dos 55 pares de parques possíveis testados para a riqueza observada, 30 deles apresentaram diferença significativa ($P < 0,05$). O segundo ano de coletas no parque Anhanguera apresentou a maior quantidade de valores de p significantes (em nove de dez comparações), inclusive em relação ao seu primeiro ano de coletas.

[illegible][illegible]

Na Figura 5 é possível visualizar que as maiores variações na abundância ocorreram nos parques Chico Mendes, mas também valores elevados de abundância foram apresentados por Shangrilá, Burle Marx, Piqueri e Anhanguera (1º e 2º ano). Valores extremos (*outliers*) são notados para os parques Anhanguera 1º ano, Burle Marx, Piqueri e Previdência.

Para estes dados, o teste de normalidade de Shapiro-Wilk mostrou distribuição não normal ($W = 0,7389$, $p < 0,001$) e a homogeneidade das variâncias para o teste de Levene, com base nas medianas, apresentou valor de $p = 0,077$, assim foi realizado o teste não paramétrico de Kruskal Wallis que mostrou que os grupos apresentam diferenças significantes ($H_c = 37,39$, $p < 0,001$).

A Tabela 4 apresenta valores de p (igual) para as comparações par-a-par (*post-hoc*) de Mann-Whitney mostrando que 17 pares de parques testados apresentaram diferença significativa ($P < 0,05$), tendo o parque Shangrilá a maior quantidade de valores de $p < 0,05$ (em sete das dez comparações).

As variações no índice de diversidade de Shannon são apresentadas na Figura 6, onde é possível visualizar que os maiores valores foram obtidos no parque Shangrilá e os menores no Alfredo Volpi.

O teste de normalidade de Shapiro-Wilk mostrou distribuição normal ($W = 0,9844$, $p = 0,1429$) para os dados do índice de Shannon. A homogeneidade das variâncias para o teste de Levene com base nas medias apresentou valor de $p = 0,367$, com base nestes valores optou-se pelo teste de ANOVA uni-fatorial que mostrou haver diferença significativa entre os parques ($F = 9,06$, $p < 0,001$).

O Tabela 5 apresenta valores de p (igual) para as comparações par-a-par (*post-hoc*) com base na DHS de Tukey. Dentre os pares de parques comparados 16 mostraram valores de $p < 0,05$, tendo o parque Alfredo Volpi apresentado a maior quantidade de valores de p significantes (em nove das dez comparações).

Na Figura 7 é mostrada a variação para o índice de Simpson (1-D), verifica-se que há uma grande variação intra-parque, mas entre os parques apenas Alfredo Volpi mostrou uma distinção nítida em relação aos demais.

O teste de normalidade de Shapiro-Wilk para o índice de diversidade de Simpson (1-D) estimou distribuição normal para os dados ($W = 0,9845$, $p = 0,148$). A homogeneidade das variâncias para o teste de Levene com base nas médias apresentou valor de $p = 0,2647$, portanto optou-se por um teste de ANOVA uni-fatorial que mostrou desigualdade significativa das médias ($F = 9,217$, $p < 0,001$).

A Tabela 6 apresenta valores de p (igual) para as comparações par-a-par (*post-hoc*) com base na DHS de Tukey. Apenas 14 pares de parques testados mostraram diferença valor de $p < 0,05$, a maior quantidade de valores de p significantes foi novamente obtida em comparações com o parque Alfredo Volpi (nove das dez comparações).

Seguindo as análises, partiu-se para a investigação de variações nos parâmetros de diversidade em relação ao período do ano. Os gráficos box plot das Figuras 8, 9, 10 e 11 permitem uma visualização das variações e comparação entre o total de coletas realizadas nos períodos de abril a setembro e de outubro a março.

Para riqueza observada por período do ano o teste de normalidade de Shapiro-Wilk não apontou distribuição normal dos dados ($W = 0,9478$, $p < 0,001$), sendo assim optou-se pelo teste não paramétrico de Mann-Whitney, que mostrou haver diferença estatística significativa entre os grupos ($p = 0,001$).

Em relação à abundância de culicídeos por período do ano, os dados também não exibiram distribuição normal ($W = 0,6959$, $p < 0,001$), e o teste de Mann-Whitney apresentou diferença estatística significativa entre os grupos ($p < 0,001$).

O teste de normalidade de Shapiro-Wilk para o índice de diversidade de Shannon em relação ao período do ano mostrou que os dados apresentam distribuição normal ($W = 0,9851$, $p = 0,1619$), não houve diferença estatística significativa entre as variâncias ($F = 1,422$, $p = 0,158$), mas houve para as médias dos grupos ($t = 2,304$, $p = 0,023$).

O índice de diversidade de Simpson em relação ao período do ano não apresentou distribuição normal ($W = 0,9467$, $p < 0,001$) e no teste de Mann-Whitney não foi verificada diferença estatística significativa entre os grupos ($p = 0,176$).

Figura 8. Gráfico box plot apresentando a variação da riqueza observada de culicídeos por período do ano em relação a dados obtidos de 10 parques urbanos da cidade de São Paulo. Entre março de 2011 e julho 2013 foram realizadas no total 66 coletas entre os meses de abril a setembro e outras 66 coletas entre os meses de outubro a março.

Figura 9. Gráfico box plot apresentando a variação da abundância de culicídeos por período do ano em relação a dados obtidos de 10 parques urbanos da cidade de São Paulo. Entre março de 2011 e julho 2013 foram realizadas no total 66 coletas entre os meses de abril a setembro e outras 66 coletas entre os meses de outubro a março. Os asteriscos representam “outliers” maiores do que três alturas da caixa.

Figura 10. Gráfico box plot apresentando a variação do índice de diversidade de Shannon por período do ano em relação a dados obtidos de 10 parques urbanos da cidade de São Paulo. Entre março de 2011 e julho 2013 foram realizadas no total 66 coletas entre os meses de abril a setembro e outras 66 coletas entre os meses de outubro a março.

Figura 11. Gráfico box plot apresentando a variação do índice de diversidade de Simpson por período do ano em relação a dados obtidos de 10 parques urbanos da cidade de São Paulo. Entre março de 2011 e julho 2013 foram realizadas no total 66 coletas entre os meses de abril a setembro e outras 66 coletas entre os meses de outubro a março.

A análise de componentes principais (ACP) para as variáveis ambientais revelou cinco componentes, os dois primeiros, chamados aqui de **Axis 1** e **Axis 2**, explicam juntos 86,9% da variância. Assim, ambos foram interpretados como medidas da heterogeneidade ambiental entre os parques e foram utilizadas para as análises subsequentes. O primeiro componente (Axis 1) explica 60,6% e é uma combinação que dá maior peso à ligação com o Cinturão Verde, maiores tamanhos de área, maiores valores do índice de complexidade da forma do fragmento e maior fauna de vertebrados terrestres. O segundo componente (Axis 2) explica 26,3% da variância e sua combinação dá maior peso à presença de fragmentos de ambientes naturais e a menores riquezas de vertebrados terrestres (Tabelas 7, 8 e 9 e Figura 12).

Tabela 7. Valores atribuídos/observados/mensurados (à esquerda) e padronizados (à direita) para cinco variáveis ambientais de cada parque estudado. Para “ligação com o Cinturão Verde” e “Fragmentos de ambientes naturais” o valor “1” significa negativo/ausência e o valor “2” significa positivo/presença.

Parques	ligação com o Cinturão Verde		fragmentos de ambientes naturais		fauna de vertebrados terrestres		tamanho da área (m ²)		forma do fragmento	
	atribuído	padronizado	atribuído	padronizado	observado	padronizado	mensurado	padronizado	índice calculado	padronizado
Alfredo Volpi	1	-0.6211	2	0.4743	83	-0.4451	142.400	-0.4059	2.83	-0.3599
Anhanguera	2	1.4491	2	0.4743	193	1.8646	9500.000	2.7862	5.71	2.5193
Burle Marx	1	-0.6211	2	0.4743	92	-0.2562	138.279	-0.4073	3.06	-0.1300
Carmo	2	1.4491	2	0.4743	135	0.6467	1500.000	0.0572	3.14	-0.0500
Chico Mendes	1	-0.6211	2	0.4743	43	-1.2850	61.600	-0.4335	2.91	-0.2799
Ibirapuera	1	-0.6211	1	-1.8974	172	1.4236	1584.000	0.0858	2.25	-0.9397
Piqueri	1	-0.6211	1	-1.8974	84	-0.4241	97.200	-0.4214	2.62	-0.5698
Previdência	1	-0.6211	2	0.4743	63	-0.8651	91.500	-0.4233	2.82	-0.3699
Santo Dias	1	-0.6211	2	0.4743	84	-0.4241	134.000	-0.4088	2.55	-0.6398
Shangrilá	2	1.4491	2	0.4743	93	-0.2352	75.000	-0.4289	4.01	0.8198

Tabela 8. Coeficientes dos componentes principais (pesos) para cada variável.

Parâmetros ambientais	Axis 1	Axis 2
ligação com cinturão verde	0.4781	0.1782
tamanho da área (m ²)	0.5249	-0.1723
fragmentos de ambientes naturais	0.1474	0.8075
complexidade da forma do fragmento	0.5321	0.1954
Fauna de vertebrados terrestres	0.4371	-0.4983

Tabela 9. Escores dos dois primeiros componentes para os parques estudados.

Parques	Componentes Principais	
	Axis 1	Axis 2
Alfredo Volpi	-0.8261	0.4938
Anhanguera	4.3807	-0.2754
Burle Marx	-0.6219	0.4448
Carmo	1.0488	0.2995
Chico Mendes	-1.1652	0.9326
Ibirapuera	-0.4093	-2.5506
Piqueri	-1.2864	-1.4703
Previdência	-1.0241	0.7040
Santo Dias	-0.9674	0.4291
Shangrilá	0.8710	0.9926

Figura 12. Gráfico de dispersão para os dois primeiros componentes (Axis 1 e Axis 2), mostrando a localização de cada parque de acordo com os escores atribuídos. A árvore de menor percurso (linhas conectando os pontos) é mostrada como auxílio visual para agrupar pontos mais próximos.

Na Tabela 10, é apresentado o valor médio para os índices de Shannon e Simpson (1-D), obtidos a partir de 100 randomizações simuladas para uma amostra de 221 indivíduos de cada parque. Para ambos os índices, os menores valores ocorreram no parque Alfredo Volpi e os maiores no Shangrilá.

Tabela 10. Índices de diversidade de Shannon e Simpson (1-D) para os parques estudados, obtidos a partir do valor médio de 100 randomizações simuladas para 221 indivíduos de cada parque (apenas culicídeos coletados na forma adulta).

Parques	Shannon (221 indivíduos)	Simpson (1-D) (221 indivíduos)
Alfredo Volpi	0.34	0.13
Anhanguera	0.93	0.43
Burle Marx	1.40	0.71
Carmo	1.40	0.68
Chico Mendes	1.32	0.61
Ibirapuera	1.52	0.68
Piqueri	1.60	0.75
Previdência	1.59	0.72
Santo Dias	1.60	0.70
Shangrilá	1.88	0.77

Dentre as variáveis de diversidade alfa mensuradas, apenas riqueza apresentou correlação significativa ($p < 0,05$) em relação ao componente Axis 1 (Tabela 11).

Tabela 11. Coeficientes de correlação de Pearson (r) e probabilidade (p) de *não* correlação entre as variáveis Axis 1 e Axis 2 em relação a os índices de Shannon e Simpson (1-D) (estimado para o valor médio de indivíduos adultos coletados em cada amostragem = 221), abundância (total de mosquitos adultos coletados em cada parque) e riqueza acumulada (número total de espécies encontradas em cada parque).

Variáveis	Axis 1		Axis 2	
	r	p	r	p
Shannon estimado	-0.201	0.578	-0.083	0.819
Simpson estimado	-0.211	0.558	-0.114	0.753
Abundância	0.171	0.637	0.269	0.452
Riqueza	0.679	0.031	0.214	0.552

A Tabela 12 apresenta dados sobre os imaturos coletados, mostrando a quantidade de indivíduos por espécie e por tipo de criadouro. As espécies *Ae. albopictus* e *Cx. quinquefasciatus* foram os culicídeos mais coletados na forma imatura com 41,8% e 27,6% do total, respectivamente. Em relação aos tipos de criadouros, os que mais apresentaram formas imaturas foram “bambus com o colmo exposto” com 36,4% (71,1% destes eram *Ae. albopictus*) e “criadouros artificiais” com 20,7% do total.

As Figuras 13 e 14 mostram a similaridade dos tipos de criadouros em relação à composição de espécies que apresentaram (calculado pelo índice de similaridade qualitativo de Sorensen). O agrupamento hierárquico (Figura 13) formou um cluster mais externo composto por “folhas caídas de Palmeiras” e “*Araceae*” (Taióba), ambos encontrados mais raramente nos parques, em seguida nota-se mais dois agrupamentos superiores, um formado por criadouros de solo (lagos e poças) e outro por criadouros vegetais (bromélias, ocos de árvores e bambus) mais “Criadouros artificiais”. Nota-se também que as bromélias de solo e epífitas se agrupam com bastante suporte (em 82% das reamostragens por Bootstrap) e que “bambus com o colmo exposto” estão mais próximos de “ocos de árvores” do que de “bambus com orifícios laterais”. O agrupamento por *Neighbour joining* (Figura 14), utilizando “Criadouros artificiais” como grupo externo, mostrou semelhança em relação ao agrupamento hierárquico.

Tabela 12. Quantidade de imaturos de culicídeos coletados em dez parques urbanos da cidade de São Paulo de acordo com a espécie e o tipo de criadouro.

Espécies	Tipos de criadouros										Total
	criadouros artificiais	axilas de folhas de Taióba	internódio de bambus CE	internódio de bambus OL	bromélias epífitas	bromélias de solo	folha caídas de palmeira	margens de lagos	occos de árvores	poças de solo	
<i>Ae. (Och.) crinifer</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	6
<i>Ae. (Och.) fluviatilis</i>	17	0	11	0	0	0	0	0	0	20	48
<i>Ae. (Och.) scapularis</i>	0	0	0	0	0	0	0	5	0	32	37
<i>Ae. (Och.) serratus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	8
<i>Ae. (Ste.) aegypti</i>	136	0	289	0	43	76	0	0	25	0	569
<i>Ae. (Ste.) albopictus</i>	864	6	4076	19	153	529	51	13	871	5	6587
<i>An. (Ano.) fluminensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	8	0	20	28
<i>An. (Ano.) intermedius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3
<i>An. (Nys.) evansae</i>	0	0	0	0	0	0	0	18	0	4	22
<i>An. (Nys.) strodei</i>	1	0	0	0	0	0	1	147	0	1	150
<i>Cx. (Car.) iridescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Cx. (Cux.) brami</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	12
<i>Cx. (Cux.) chidesteri</i>	2	0	0	0	0	0	0	54	6	1	63
<i>Cx. (Cux.) declarator</i>	31	0	0	0	0	0	0	3	0	0	34
<i>Cx. (Cux.) dolosus</i>	291	0	3	0	0	0	125	96	0	36	551
<i>Cx. (Cux.) eduardoi</i>	93	0	33	0	0	0	0	19	2	68	215
<i>Cx. (Cux.) grupo Coronator</i>	15	0	0	0	0	0	0	1	0	148	164
<i>Cx. (Cux.) nigripalpus</i>	3	0	0	0	4	5	0	33	0	0	45
<i>Cx. (Cux.) quinquefasciatus</i>	1351	0	1129	0	0	531	0	0	48	1293	4352
<i>Cx. (Cux.) spp.</i>	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	3
<i>Cx. (Mcx.) grupo Imitator</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
<i>Cx. (Mcx.) grupo Pleuristriatus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Cx. (Mcx.) imitator imitator</i>	3	0	1	0	362	83	0	0	0	0	449
<i>Cx. (Mel.) aureonotatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Cx. (Mel.) grupo Atratus</i>	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	3
<i>Cx. (Mel.) intricatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	36	0	0	36
<i>Cx. (Mel.) maxinoca (próximo)</i>	0	0	0	0	0	0	0	24	0	0	24
<i>Cx. (Mel.) pedroi</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2
<i>Cx. (Mel.) ribeirensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	12
<i>Cx. (Mel.) seção Melanoconion</i>	0	0	4	0	0	0	0	85	0	1	90
<i>Cx. (Mel.) serratimarge</i>	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	3
<i>Cx. (Mel.) spp.</i>	0	0	0	0	4	12	0	131	0	3	150
<i>Cx. (Mel.) vaxus</i>	0	0	0	0	0	0	0	21	0	0	21
<i>Cx. (Mel.) zeteki</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Hg. (Con.) leucocelaenus</i>	0	0	27	0	0	0	0	0	8	0	35
<i>Li. durhami</i>	436	0	52	0	1	7	352	29	18	0	895
<i>Ps. (Jan.) ferox</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Ps. (Jan.) lutzii</i>	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Tr. (Trc.) pallidiventer</i>	0	0	33	4	0	3	0	0	6	3	49
<i>Tr. (Trc.) pallidiventer/castroi/simile</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Tx. spp.</i>	19	0	22	9	36	61	0	0	10	1	158
<i>Ur. (Ura.) lowi</i>	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	4
<i>Ur. (Ura.) nataliae</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2
<i>Ur. (Ura.) pulcherrima</i>	0	0	0	0	0	0	0	43	0	0	43
<i>Wy. (Mia.) lutzi</i>	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	13
<i>Wy. (Mia.) oblita</i>	0	0	25	404	0	3	0	0	5	0	437
<i>Wy. (Pho.) cf. galvaoi</i>	0	0	0	0	50	3	0	0	0	0	53
<i>Wy. (Pho.) davisi</i>	0	0	0	13	52	7	0	0	0	0	72
<i>Wy. serratoria</i>	2	0	25	241	1	1	0	0	1	0	271
<i>Wy. spp.</i>	0	4	0	0	0	5	2	0	0	0	11
Total	3266	10	5735	703	708	1326	531	794	1002	1666	15741

Figura 13. Agrupamento hierárquico (com base na UPGMA) para tipos de criadouros em relação às espécies de culicídeos coletadas nos parques urbanos estudados, utilizando como métrica o índice de similaridade qualitativo de Sorensen. O coeficiente de correlação cofenético foi de 0,845 e foram rodadas 1.000 reamostragens por Bootstrap.

Figura 14. Agrupamento *Neighbour joining* pelo índice de similaridade qualitativo de Sorensen, para tipos de criadouros em relação às espécies de culicídeos coletadas em parques urbanos da cidade de São Paulo. O tipo “Criadouros artificiais” foi utilizado como grupo externo para a análise e foram rodadas 1.000 reamostragens por Bootstrap.

As correlações entre o número de espécies encontradas por parque (Tabela 13) em relação às variáveis Axis 1 e Axis 2 mostraram valores significantes ($P < 0,05$) para Axis 1 e número de espécies coletadas em criadouros vegetais ($r = 0,737$, $p = 0,015$) e para Axis 1 e número de espécies coletadas em criadouros de solo ($r = 0,951$, $p = 0,001$) (Figuras 15 e 16).

Tabela 13. Número de espécies de culicídeos encontradas por tipo de criadouro (em vegetais, no solo ou artificiais) para cada parque urbano estudado.

Parques	Criadouros		
	em vegetais	no solo	artificiais
Alfredo Volpi	1	4	0
Anhanguera	15	25	11
Burle Marx	8	8	0
Carmo	4	7	2
Chico Mendes	3	0	3
Ibirapuera	6	3	3
Piquerí	5	0	5
Previdência	7	2	7
Santo Dias	8	0	5
Shangrilá	9	9	5
Total	23	33	15

Figura 15. Relação entre Axis 1 e número de espécies de culicídeos coletadas em criadouros vegetais nos parques urbanos estudados.

Figura 16. Relação entre Axis 1 e número de espécies de culicídeos coletadas em criadouros de solo nos parques urbanos estudados da cidade de São Paulo.

A análise da diversidade beta para todos os parques (Multiple-site β_{Sor} , β_{Sim} e β_{Nes}) indicou um elevado grau de diferença na composição de espécies ao longo dos parques ($\beta_{\text{Sor}} = 0,74$), com a maior parte sendo explicada pela rotatividade ($\beta_{\text{Sim}} = 0,50$) do que pelo aninhamento ($\beta_{\text{Nes}} = 0,24$).

A partir dos dendrogramas de agrupamentos por *Neighbour joining* utilizando Ibirapuera (parque central da cidade) como grupo externo, foi verificado como os parques agrupam-se em relação à distância geográfica, diferenças ambientais e similaridade (índice qualitativo de similaridade de Sorensen) na composição de espécies de culicídeos (Figura 17). O teste de Mantel (10.000 permutações) mostrou a ausência de associação significativa ($p < 0,05$) entre distância geográfica e similaridade na composição de espécies ($r = 0,078$, $p = 0,311$), mas apresentou correlação marginalmente significativa ($r = 0,482$, $p = 0,049$) entre a heterogeneidade ambiental (Axis 1 e 2) e a similaridade de espécies.

Para as correlações de Pearson com base nas dissimilaridades de Sorensen, rotatividade e aninhamento (β_{Sor} , β_{Sim} e β_{Nes}), não foram encontradas associações significantes entre estas e distância geográfica ($\beta_{\text{Sor}} - r = 0,179$, $p = 0,239$; $\beta_{\text{Sim}} - r = -0,014$, $p = 0,928$; $\beta_{\text{Nes}} - r = 0,145$, $p = 0,341$), mas foram encontradas correlações significantes em relação as diferenças ambientais, principalmente para o aninhamento ($\beta_{\text{Sor}} - r = 0,482$, $p = 0,0008$; $\beta_{\text{Sim}} - r = -0,197$, $p = 0,194$; $\beta_{\text{Nes}} - r = 0,491$, $p = 0,0006$) (Figuras 18 e 19).

Por fim, o agrupamento bifatorial (Figura 20) permitiu uma visualização de como as espécies se distribuem em relação aos parques estudados, com as espécies mais comuns e abundantes formando um agrupamento bastante nítido (clado destacado no retângulo).

Figura 17. Dendrogramas de agrupamento por *Neighbour joining*. **A** – Distância Euclidiana baseada na distância em quilômetros aproximados em linha reta entre todos os pares de parques; **B** – Distância Euclidiana baseada nos escores de Axis 1 e Axis 2 para os parques; **C** – Índice de similaridade qualitativo de Sorensen para espécies culicídeos encontradas em cada parque. Para as três análises o Parque Ibirapuera foi utilizado como grupo externo.

Figura 18. Relação entre a distância geográfica entre os parques (mensurada em quilômetros em linha reta) e os índices de dissimilaridade de Sorensen, rotatividade e aninhamento para a composição de culicídeos entre os parques urbanos estudados.

Figura 19. Relação entre axis 1 e 2 (distância Euclidiana baseada nos escores) e os índices de dissimilaridade de Sorensen, rotatividade e aninhamento para a composição de culicídeos entre os parques urbanos estudados.

5. DISCUSSÃO

As cidades podem ser consideradas como novos ecossistemas que surgem através das atividades e do crescimento da população humana (Meyer & Turner II, 1992; Rebele, 1994). Os ecossistemas urbanos caracterizam-se como ambientes altamente fragmentados formados por mosaicos de vários tamanhos com diferentes usos e ocupação, indo desde fragmentos remanescentes de ambientes naturais a áreas densamente povoadas e edificadas (Rebele, 1994; Niemelä, 1999). Nestas condições, as comunidades biológicas tendem a sofrer alterações radicais em sua composição e diversidade (McKinney, 2006; Kowarik, 2011; Faeth *et al.*, 2011). O estudo sobre culicídeos em parques urbanos fornece uma boa oportunidade para descrever e investigar os padrões de diversidade que surgem sob estas condições e os processos ecológicos atuantes, além de fornecer informações úteis para a compreensão de como a diversidade de mosquitos pode afetar o risco de transmissão de patógenos.

Na presente pesquisa, foi possível obter dados sobre assembleias de culicídeos que habitam dez parques urbanos da cidade, coletando, ao longo do período de estudo, 81 unidades taxonômicas. Esse número foi maior do que o obtido nos levantamentos preliminares, que apresentaram 53 unidades taxonômicas em 59 parques pesquisados (Medeiros-Sousa *et al.*, 2013), mostrando o quão importante são as réplicas para uma melhor estimativa da riqueza, especialmente quando há muitas espécies pouco abundantes (raras) no ambiente (Magurran, 2004). Ao observar as espécies que foram identificadas nos trabalhos de Urbinatti *et al.*, (2001), Taípe-Lagos & Natal (2003), Montes (2005) e Ribeiro *et al.* (2012), todos realizados em unidades de conservação situadas na cidade de São Paulo, somadas às encontradas em nossos levantamentos nos parques urbanos, nota-se que o número de espécies de culicídeos já registradas na cidade ultrapassa uma centena.

O parque Anhanguera apresentou a maior riqueza total de espécies em relação aos demais parques, sendo coletado um número semelhante de espécies em cada um dos dois anos em que foi explorado. A elevada riqueza de espécies observada nesta área, comparada à dos demais parques, já era esperada, dada a imensa área deste parque (9,5 milhões de m²), que contém diversas formações vegetais, elevada fauna

de vertebrados, presença de lagos e um centro de reabilitação de animais silvestres (São Paulo, 2014b), que o tornam bastante diferenciado em relação aos demais.

O Ibirapuera, principal parque da cidade e que recebe o maior número de visitantes, apresentou a menor riqueza de culicídeos em comparação às demais áreas estudadas. A ausência de remanescentes de ambientes naturais aliada ao forte impacto e pressão antrópica ao redor e dentro deste parque pode ser o motivo da existência de poucas espécies. A forte influência da urbanização fica mais evidente ao se observar que as espécies mais abundantes neste local foram *Cx. quinquefasciatus* e *Ae. albopictus* (Tabela 2).

As curvas de acúmulo de espécies e estimativas de riqueza total indicam que nos parques Anhanguera, Shangrilá, Alfredo Volpi, Burle Marx, Piqueri e Santo Dias as amostragens contemplaram a maior parte das espécies, mas não foram suficientes para inventariar toda a composição de culicídeos que abrigam estes locais. Com um maior esforço amostral é provável que outras espécies fossem detectadas, aumentando a riqueza observada nestas áreas. Já para os parques Carmo, Chico Mendes, Ibirapuera e Previdência, as curvas de acúmulo de espécies ficaram mais próximas de atingir uma assíntota e as estimativas de riqueza total apontaram esta proximidade.

Embora seja provável que um maior esforço amostral seria necessário para inventariar toda a riqueza de culicídeos contida em cada parque estudado, deve-se ponderar que, as curvas de acúmulo de espécies são influenciadas pela forma como as espécies vão sendo adicionadas, já os estimadores *Jackknife* baseiam suas estimativas no número de espécies que foram encontradas em apenas uma amostra (*Jackknife* de 1ª ordem) ou em uma e duas amostras (*Jackknife* de 2ª ordem) (Burnham & Overton, 1978, 1979; Magurran, 2004). Sendo assim, quanto maior a quantidade de espécies raras coletadas no ambiente (aquelas menos abundantes e mais difíceis de serem detectadas em uma coleta individual) maior também será a probabilidade de não se atingir uma assíntota na curva de acúmulo e maior será a estimativa de riqueza (Magurran, 2004).

Em relação à riqueza observada por coleta, foi possível verificar que Anhanguera 2º ano apresentou diferenças significantes ($p < 0,05$) em relação aos demais parques, com exceção do Shangrilá (Tabela 3). Houve diferença significativa para a riqueza na comparação entre o primeiro e segundo ano de coletas no Anhanguera, isto se deve ao fato de que no segundo ano houve um melhor mapeamento e exploração de uma quantidade maior de possíveis criadouros neste parque, o que permitiu a obtenção de um número maior de espécies por coleta.

A maior variação na abundância ocorreu no parque Chico Mendes, isto porque nos meses de dezembro a fevereiro, as espécies *Ae. scapularis* e o subgênero *Cx.* (*Cux.*) sp. foram coletadas em grande número. O parque Shangrilá, por sua vez, não apresentou oscilações abruptas e manteve uma elevada abundância de mosquitos ao longo de todo o período de estudo, o que refletiu em diferenças significantes deste em relação à maioria dos outros parques (Tabela 4).

Valores aberrantes (*outliers*) em relação à abundância de mosquitos ocorreram nos parques Anhanguera (1º ano), Piqueri, Previdência e Shangrilá (Figura 5). O maior destes valores ocorreu no mês de outubro de 2011, durante o primeiro ano de coletas no parque Anhanguera, quando foram coletados 1.966 indivíduos adultos e destes 1.671 foram identificados como *Cx. nigripalpus*. O motivo que levou à elevação na abundância desta espécie não é evidente, porém, fatores como um aumento na disponibilidade de criadouros temporários para esta espécie (poças no solo, bromélias ou recipientes artificiais), distúrbios decorrentes de interações desta com outras espécies (diminuição de competidores e/ou predadores, por exemplo) e variações aleatórias ou sazonais na abundância da população, podem estar por trás desse evento. Durante o segundo ano de coletas no parque Anhanguera, não se notou tal elevação na abundância de *Cx. nigripalpus* ou de qualquer outra espécie.

O Shangrilá, além de apresentar a segunda maior riqueza (total e por coleta) e a maior abundância de mosquitos, também foi o parque que mostrou a melhor relação entre os componentes “riqueza” e “uniformidade”, calculados pelos índices de diversidade de Shannon e Simpson (1-D), ou seja, apresentou-se mais equitativo na distribuição de indivíduos entre as espécies em relação aos demais parques. Isto pode estar relacionado ao fato deste parque situar-se dentro de uma área de proteção

ambiental (APA Bororé-Colônia) com características silvestres e um ecossistema mais equilibrado quando comparado à maioria dos outros parques estudados.

De uma forma contrária, o parque Alfredo Volpi, cujo entorno é formado por área densamente urbanizada, apresentou uma das menores riquezas (total e por coleta) e abundância, além de apresentar os menores valores para os índices de Shannon e Simpson (1-D). O desequilíbrio nas relações entre riqueza e uniformidade de espécies neste parque fica nítido ao se observar que dos 1205 espécimes coletados nesta área ao longo do ano, 83% correspondiam a indivíduos da espécie *Ae. fluviatilis* (1006 espécimes), ou seja, há uma alta dominância por parte de apenas uma espécie e poucos indivíduos distribuídos entre as demais (menor equitabilidade).

A respeito dos aspectos metodológicos dessa pesquisa, alguns pontos podem ser discutidos. Embora não se possa garantir, é esperado que o uso simultâneo de diferentes armadilhas para a coleta de mosquitos adultos tenha reduzido algum viés em relação ao maior ou menor poder de atratividade destas para algumas espécies, permitindo uma melhor estimativa de suas abundâncias relativas. Paula & Gomes (2007) e Gomes *et al.* (2007) pesquisando a fauna de culicídeos antes e após o impacto da construção da hidrelétrica de Porto Primavera, entre os Estados de São Paulo e Mato Grosso Sul, também utilizaram várias estratégias e técnicas de coleta, permitindo inventariar de forma mais completa as espécies de mosquitos que habitavam a área. Taípe-Lagos & Natal (2003) e Ribeiro *et al.* (2012) coletaram mosquitos adultos em unidades de conservação da cidade de São Paulo utilizando as mesmas técnicas que empregamos neste trabalho, obtendo uma melhor estimativa da diversidade.

Outra questão discutível é a relação entre o tamanho da área do parque e a área de influência das nossas coletas. A princípio, pode-se afirmar que na maioria dos parques, foi explorada toda a área disponível, contudo, não é possível fazer esta afirmação para parques como Anhanguera, Carmo e Shangrilá. O Anhanguera é o maior parque urbano da cidade com 9,5 milhões de m², e sua exploração foi restrita apenas às áreas de influência e alcance das armadilhas para adultos e os criadouros contidos dentro das limitações de locomoção da equipe. O parque do Carmo está ligado ao Parque Natural Fazenda do Carmo, área de conservação que possui quase

4,5 milhões de m² e não foi explorada por não fazer parte do escopo desta pesquisa. Por sua vez, o Shangrilá, embora seja um dos menores parques pesquisados (75 mil m²), localiza-se às margens da represa Billings e dentro da área de proteção ambiental (APA) Bororé-Colônia, que possui aproximadamente 90 milhões de m², fato que certamente está por trás da elevada riqueza e diversidade apresentada por este parque, mas que, por outro lado, confere um viés na relação entre tamanho da área e riqueza de espécies.

As análises da diversidade alfa apontam que há variações dentro de cada parque ao longo do ano e que também há diferenças estatisticamente significantes entre os parques em relação à riqueza, abundância e aos índices de diversidade de Shannon e Simpson (Figuras 4, 5, 6 e 7). As variações na riqueza observada em cada amostra estão ligadas às variações na abundância de cada espécie na assembleia, pois a resposta de uma população a algum fator que promova um aumento ou diminuição na sua abundância ditará a chance de sua espécie ser detectada ou não em uma coleta individual. Por consequência, a riqueza detectada e a abundância relativa das espécies em cada uma das amostragens (réplicas) ditarão os valores dos índices de diversidade (Magurran, 2004).

Assim, pode-se afirmar que as variações que ocorreram na abundância de cada espécie de culicídeo ao longo do ano tiveram fundamental importância para a determinação dos padrões de diversidade observados em cada amostragem. Outros eventos capazes de alterar os padrões de diversidade dentro de cada parque podem ser a entrada de espécies via dispersão ou a extinção local por eventos estocásticos (deriva) ou determinísticos (seleção) (Begon *et al.*, 2006; Vellend, 2010), contudo nenhum destes dois tipos pôde ser evidenciado na presente pesquisa.

Embora as variações na abundância das espécies e, por consequência, nos padrões de diversidade detectados, possam ser resultado de distúrbios naturais ou antrópicos no ambiente e de interações diversas que ocorrem nas comunidades (predação, competição e parasitismo) (Begon *et al.*, 2006; Morin, 2011), um fator que atinge de maneira mais ou menos homogênea as assembleias de mosquitos de cada parque são as variações do clima ao longo do ano. Os resultados obtidos durante este estudo fornecem evidências de que a variabilidade climática ao longo do ano

promove alterações nos padrões de diversidade das assembleias de mosquitos. Assim, nos meses que tendem a ser mais quentes e chuvosos (outubro a março) há um aumento na abundância, riqueza detectada e índice de Shannon em relação aos meses que tendem a ser mais frios e secos (abril a setembro).

Muitos trabalhos têm demonstrado que o aumento na temperatura e pluviosidade tende a aumentar a abundância de mosquitos, trazendo alterações nos padrões de diversidade das assembleias e um maior risco de transmissão de doenças (Bolling *et al.*, 2005; Pecoraro *et al.*, 2007; Franklin & Whelan, 2009; Chaves *et al.*, 2011; Dibo *et al.*, 2011). Na cidade de São Paulo, assim como em diversas cidades brasileiras e de outros países tropicais, há um considerável aumento na incidência de casos de dengue durante o verão, quando o aumento da temperatura média e das chuvas beneficiam o desenvolvimento e disponibilidade de criadouros para o mosquito *Ae. aegypti* (São Paulo, 2014c). Embora sejam necessários maiores estudos, verificou-se que, durante os meses mais quentes e chuvosos do ano, ocorre uma elevação da abundância de culicídeos nos parques, o que, certamente, pode aumentar o incômodo pelas picadas e o risco de transmissão de patógenos para os visitantes, funcionários e moradores do entorno.

O índice de Simpson foi o único que não apresentou variações significantes em relação ao período do ano, fato que talvez seja explicado por este índice conferir menor peso à riqueza de espécies e maior a uniformidade (Magurran, 2004; Melo, 2008), isto pode significar que, com o aumento da abundância em períodos mais quentes e chuvosos algumas espécies raras passam a ser detectadas no ambiente por meio da coleta de um ou alguns poucos indivíduos, estes encontros acabam influenciando mais o índice de Shannon (que dá maior peso a espécies raras) do que o índice de Simpson.

Com relação às coletas nos criadouros, *Ae. albopictus* e *Cx. quinquefasciatus* foram as espécies mais abundantes. Ambas estão bem adaptadas ao ambiente urbano e apresentam-se bastante versáteis quanto à escolha do tipo de criadouro para oviposição. Dentre os criadouros naturais encontrados nos parques estudados, os internódios de bambus com o colmo exposto foram aqueles que apresentaram o maior potencial para o desenvolvimento das formas imaturas de mosquitos em

elevadas abundâncias, principalmente *Ae. albopictus*. Somente no parque Piqueri, foram coletados 2255 larvas desta espécie neste tipo de criadouro ao longo do ano.

Os agrupamentos formados para tipos de criadouros em relação à composição de espécies (Figuras 14 e 15) permitem levantar algumas observações. As bromélias de solo e epífitas mostraram-se muito semelhantes em sua composição de espécies, mostrando que a maioria dos culicídeos que utilizam esse tipo de criadouro nos parques são indiferentes quanto à altura e tipo de substrato ao qual a planta fixa-se. Em estudo de Marques *et al.* (2012), também não foram encontradas diferenças significantes entre a estrutura das assembleias de culicídeos de bromélias de solo, epífitas ou saxícolas na Serra do Mar, São Paulo.

Bambus com o colmo exposto mostraram-se mais próximos em composição de espécies aos ocos de árvores do que com bambus contendo orifícios laterais. Lozovei (2001) estudando a fauna de mosquitos em bambus com furos laterais e armadilhas de bambus cortados transversalmente e instalados na mata, na região da Serra do Mar, no Paraná, também encontrou algumas diferenças entre a composição de espécies destes dois tipos de ambientes. Esta diferenciação de fauna ocorre porque os furos laterais são considerados criadouros mais especializados e utilizados por espécies de culicídeos que possuem estratégias adaptativas para explorá-lo (Lozovei, 1998, 2001; Zequi & Lopes, 2001), outro motivo é que a água deste criadouro tende a ser mais ácida em relação à dos bambus com o colmo exposto e, portanto, seletiva para espécies que suportam esta condição (Louton *et al.*, 1996).

Foram encontradas semelhanças entre espécies coletadas em criadouros artificiais com aquelas coletadas em bambus com o colmo exposto, ocos de árvores e bromélias. Em parte, esta relação pode ser explicada pelo fato de espécies bastante comuns na cidade e com maior plasticidade ecológica, como *Ae. albopictus*, *Ae. aegypti* e *Cx. quinquefasciatus*, ocorrerem de forma indiferente nestes que parecem ser os criadouros mais comuns em parques da cidade. Nota-se que há outras espécies indiferentes a criadouros naturais ou artificiais, a exemplo de *Ae. fluviatilis*, *Cx. dolosus* e *Li durhami*, fato que pode ser encarado como uma resposta adaptativa de algumas populações ao ambiente urbano, mas que por outro lado alerta para uma possível tendência a domiciliação (Forattini, 1998).

Apesar de não ter sido verificado correlação entre Axis 1 ou Axis 2 em relação à abundância total e índices de Shannon e Simpson (1-D), houve correlação significativa entre Axis 1 e riqueza acumulada, indicando que parques maiores, ligados ao cinturão verde, com maior fauna de vertebrados terrestres e maior complexidade na forma do fragmento (principais parâmetros para escores positivos em Axis 1), características que denotam um melhor estado de preservação e capacidade para a manutenção de uma maior biodiversidade nativa, tendem a apresentar, assim como esperado, um maior número de espécies de culicídeos.

Na cidade de Chicago, nos Estados Unidos, Chaves *et al.* (2011) demonstraram que heterogeneidade ambiental foi um bom preditor para a riqueza e diversidade de culicídeos de oito locais da cidade que variavam em relação à vegetação, uso de solo, padrões socioeconômicos, densidade populacional e topografia. Os autores deste trabalho também levantaram a hipótese de que esta relação esteja ligada à disponibilidade de diferentes habitats larvários para a fauna de culicídeos.

No presente estudo foi verificado que, assim como ocorre com riqueza total, há correlação positiva e significativa entre a riqueza encontrada em criadouros em plantas e no solo em relação a Axis 1 (Figuras 15 e 16). Isto sugere que, embora criadouros naturais como bromélias, bambus ou lagos possam ser encontrados em parques bastante diferentes em suas características ambientais, como ocorre nos parques urbanos de São Paulo, muitas espécies parecem ser pouco resistentes às pressões exercidas pelo alto grau de urbanização ao redor de algumas destas áreas, fazendo com que a simples presença do criadouro não garanta a ocorrência de determinada espécie no parque, mas sim a presença do criadouro em área ambientalmente propícia para a manutenção de uma população desta espécie.

A espécie *Haemagogus leucocelaenus*, considerada vetora primária da febre amarela silvestre no sudeste do Brasil (Kumm & Cerqueira, 1951; Hervé *et al.*, 1985), foi encontrada em internódios de bambus e ocos de árvores, criadouros típicos desta espécie de hábitos silvestres, porém seu encontro ocorreu apenas no parque Anhanguera, embora seus criadouros preferenciais estivessem disponíveis em todos os demais parques. Em outros trabalhos dentro da cidade esta espécie foi encontrada apenas por Montes (2005) no Parque Estadual da Serra da Cantareira.

Outra observação é a ausência de anofelinos do subgênero *Kerteszia*, grupo quase exclusivamente encontrado em bromélias, com algumas espécies consideradas vetoras da malária na Mata Atlântica do sul e sudeste do Brasil (Consoli & Lourenço-de-Oliveira, 1994). Este grupo é pouco resistente a alterações no ambiente (Dorvilé, 1996) e apesar da maioria dos parques da cidade possuírem bromélias, naturalmente ou para fins ornamentais, não foi detectado nenhum destes anofelinos. Por sua vez, Ribeiro *et al.* (2012) encontraram a espécie *Anopheles (Kerteszia) cruzii* em elevada abundância na APA Capivari-Monos, sul da cidade de São Paulo, indicando o bom estado de preservação desta área.

As análises sobre a diversidade beta permitiram testar hipóteses sobre processos que conduzem os padrões de composição de culicídeos nos parques urbanos da cidade. A partição do índice de dissimilaridade de Sorensen para múltiplos locais nos componentes “rotatividade” e “aninhamento” (Baselga, 2010) mostrou que ambos ocorrem ao longo dos parques, embora o primeiro explique a maior parte das diferenças entre a composição de espécies das assembleias.

A dispersão não demonstrou ter um importante papel na formação da composição das assembleias, pois não foi encontrada correlação significativa entre distância geográfica e a similaridade ou dissimilaridade de espécies nos testes estatísticos aplicados. Este resultado é bastante controverso, pois é improvável que não existam barreiras à dispersão de muitas espécies dentro da área urbana. No estudo de Chaves *et al.*, (2011) em Chicago, não foi encontrada correlação entre os componentes da diversidade beta em relação à distância geográfica entre as áreas estudadas, assim eles concluíram que a matriz de paisagem do ambiente urbano em geral não limita a dispersão de muitas espécies de mosquitos.

Apesar de algumas espécies conseguirem deslocarem-se facilmente entre os diferentes ambientes da cidade de São Paulo, a exemplo de *Ae. albopictus* e *Cx. quinquefasciatus*, seria difícil para outras espécies menos adaptadas ao ambiente antrópico transpor extensas áreas da malha urbana que separam fragmentos remanescentes e que contenham habitats propícios para a manutenção de suas populações. Uma hipótese é que populações destas espécies ocorriam por extensas áreas de matas existentes onde hoje é a região metropolitana, com o processo de

urbanização, muitas espécies conseguiram manter populações em diferentes fragmentos de mata remanescentes, mesmo entre áreas distantes, trazendo uma falsa impressão quanto a livre dispersão destas. Uma segunda hipótese é que ocorra dispersão passiva por meio da introdução de criadouros artificiais ou de plantas que acumulem água e contenham ovos ou até mesmo imaturos de culicídeos.

Por outro lado, foi verificada uma correlação positiva e significativa entre a dissimilaridade na composição de espécies e variações ambientais, que mostrou também que o aumento das diferenças ambientais entre as áreas correlaciona-se a um aumento do aninhamento de espécies (Figura 19). Diferenças entre as características ambientais dos parques também estão relacionadas a diferenças na riqueza de espécies. Assim, parques como Anhanguera e Ibirapuera, por exemplo, são bastante diferentes em suas características ambientais e riqueza de culicídeos, apresentando um alto índice de dissimilaridade de Sorensen explicado principalmente pelo aninhamento, isto porque o Anhanguera abriga espécies que não ocorrem no Ibirapuera, embora quase todas as espécies que ocorram neste último também ocorram no Anhanguera.

A associação encontrada entre aninhamento e variação ambiental torna-se mais clara ao analisarmos o cluster bifatorial da Figura 20, que concentrou em um mesmo clado (destacado no retângulo) as espécies mais espalhadas e abundantes, as quais parecem estar bem adaptadas aos ambientes disponíveis nos parques da cidade, estas são: *Cx. nigripalpus*, *Cx. quinquefasciatus*, *Cx. chidesteri*, *Cx. declarator*, *Ae. albopictus*, *Ae. scapularis*, *Ae. fluviatilis*, *Li durhami*, *Cx. lygrus* e *Ae. aegypti*. A maioria destas espécies possui grande importância epidemiológica, pois são importantes veiculadoras de patógenos ao homem (Consoli & Lourenço-de-Oliveira, 1994; Forattini, 2002). Verifica-se que mesmo parques tão diferentes em localização, estado de preservação e riqueza de culicídeos quanto o Anhanguera e Piqueri ou Shangrilá e Chico Mendes apresentam estas mesmas espécies.

As alterações de habitats que levam a uma diminuição de riqueza podem permitir que espécies mais resilientes e adaptadas ao ambiente antrópico permaneçam ou mesmo colonizem estes ambientes mais impactados. Na medida em que os parques da cidade de São Paulo apresentam uma menor riqueza de culicídeos,

maior é a tendência a uma homogeneização biótica (Mckinney, 2006), formando um tipo de cenário onde dentre as poucas espécies de mosquitos que compõem a assembleia a maioria possui importância médico-epidemiológica.

Kessing *et al.* (2010) apontam que os hospedeiros mais resilientes à perda de diversidade também tendem a ser aqueles mais competentes e suscetíveis à infectarem-se e transmitirem patógenos. Alguns trabalhos indicam que possa ocorrer o mesmo em relação a vetores como os culicídeos. Pecoraro *et al.* (2007), estudando a fauna de mosquitos de diversos pontos na cidade de Seattle constataram que a abundância de espécies vetoras do VNO aumentou com o grau de urbanização, ao passo que a diversidade de culicídeos foi maior em áreas menos urbanizadas da cidade. Thongsripong *et al.* (2013) estudando assembleias de mosquitos em habitats com diferentes graus de distúrbios antrópicos na província de Nakhon Nayok, na Tailândia, mostraram que a abundância de espécies de interesse médico, embora tenha variado entre os ambientes, foi sempre menor em floresta preservada e a abundância de espécies como *Ae. aegypti* e *Cx. quinquefasciatus* esteve negativamente correlacionada com aumento na diversidade.

As análises da presente pesquisa conferem maior suporte à “seleção” como um importante processo na formação da riqueza e composição de culicídeos nos parques urbanos da cidade, uma vez que, estes dois parâmetros, mostraram-se influenciados por diferenças ambientais. O processo de “deriva” é menos nítido, mas processos estocásticos podem influenciar de forma variável os padrões de diversidade encontrados nos parques (Hubell, 2001, Vellend, 2010). Considerando que, a rotatividade de espécies, que explica a maior parte da diversidade beta entre os parques estudados, não apresentou correlação significativa com distância geográfica ou com diferenças ambientais, pondera-se um possível papel da “deriva” como um importante processo atuante na formação desse padrão observado.

O papel da “dispersão” ainda não é claro, porém futuros estudos sobre processos microevolutivos, utilizando marcadores genotípicos e fenotípicos, fornecerão informações sobre a estruturação das populações que ajudarão a esclarecer o grau de atuação dos processos de dispersão e “especiação” sobre os culicídeos encontrados nestas áreas.

No presente estudo, foi possível verificar que algumas das espécies de maior importância médico-epidemiológica apresentaram-se como as mais comuns e resilientes à perda de espécies nos parques urbanos da cidade. Somente as espécies *Ae. scapularis*, *Ae. albopictus*, *Ae. fluviatilis*, *Cx. quinquefasciatus* e *Cx. nigripalpus* correspondem a dois terços (67%) de todas as espécimes de culicídeos coletados ao longo do período de estudo, estando presentes em todos os parques, frequentemente em elevadas abundâncias.

A elevada abundância e frequência com que a espécie *Ae. albopictus* é encontrada nos parques urbanos da cidade, trás consigo algumas questões preocupantes, do ponto de vista epidemiológico. Em condições de laboratório, essa espécie mostrou-se competente em infectar-se com pelo menos 22 diferentes arbovírus (Gratz, 2004), incluindo o da febre amarela, onde se acredita que, devido a frequentar igualmente ambientes silvestres, rurais e urbanos, possua a capacidade de atuar como “ponte” entre os ciclos silvestre e urbano deste arbovirus (Johnson *et al.*, 2002). Quanto ao vírus da dengue, ainda é incerto qual o papel que *Ae. albopictus* possui em sua manutenção e transmissão em nosso território (Lourenço de Oliveira *et al.*, 2003; Castro *et al.*, 2004). Há também uma crescente ameaça de que o vírus Chikungunya, que já causou epidemias em países da África, Ásia, Europa e Caribe, possa chegar ao Brasil e outros países das Américas. *Ae. albopictus* juntamente com *Ae. aegypti* são os principais vetores deste vírus, podendo ambas transmiti-lo de forma altamente eficiente (Vega-Rúa *et al.*, 2014). É recomendável um constante monitoramento e manejo das populações de *Ae. albopictus* nos parques da cidade, buscando estratégias para redução de sua abundância. Como observado, esta espécie pode ser encontrada em diversos tipos de criadouros nos parques, principalmente em internódios de bambu com o colmo exposto, bromélias, ocos de árvore e criadouros artificiais.

Cx. quinquefasciatus apresenta distribuição e abundância influenciada pela presença do homem, sendo conhecido pela sua associação com águas estagnadas dotadas de elevada carga orgânica (Consoli & Lourenço-de-Oliveira, 1994). No canal do Rio Pinheiros, na cidade de São Paulo, ocorre em elevada abundância em certos períodos, gerando incômodo aos moradores da região devido suas picadas

(Natal *et al.* 2004; Morais *et al.* 2006), de maneira que o Centro de Controle de Zoonoses (CCZ) da cidade empreende no local grande esforço para o seu controle. O encontro desta espécie nos parques urbanos estudados foi bastante comum, sendo suas formas imaturas coletadas em criadouros artificiais, bambus, bromélias, ocos de árvores e poças de solo. É presumível que *Cx. quinquefasciatus* não tenha dificuldades em colonizar os parques da cidade e utilizar seus criadouros disponíveis, pois é espécie sinantrópica e ocorre por toda a área urbana, devendo o entorno dos parques, com muita frequência, apresentar ambientes favoráveis para a proliferação das populações deste mosquito.

Preocupa o fato de que esta espécie, tão habituada ao convívio humano, possa vir a veicular, além da *Wuchereria bancrofti*, arboviroses em nosso meio, como o Vírus do Nilo Ocidental (VNO). Por alimentar-se tanto em humanos quanto em aves e frequentar assiduamente o ambiente pério e intra-domiciliar, *Cx. quinquefasciatus* poderia tornar-se o principal vetor do VNO em nosso território (Luna *et al.*, 2003; Natal *et al.* 2004; Dibo *et al.*, 2001), sendo que os parques urbanos, por abrigarem diversas espécies de aves nativas e receberem também aves migratórias, são locais propícios para a instalação de ciclos enzoóticos e ocorrência de epizootias deste vírus em áreas urbanas.

Ae. scapularis teve poucos exemplares coletados na forma imatura, todos em criadouros de solo, no entanto, suas formas adultas mostraram-se presentes em todos os parques e relativamente abundantes nos parques Burle Marx, Chico Mendes, Piqueri, Previdência, Anhanguera e Carmo. Este mosquito já foi encontrado em condições naturais infectado com os vírus Melão, Ilhéus e Encefalite Equina Venezuelana (Spence *et al.*, 1962; Arnell, 1976), além de ter sido incriminado como possível vetor do arbovírus Rocio que causou epidemias na região do Vale do Ribeira, São Paulo, entre 1975 e 1976, e considerado vetor local da *Wuchereria bancrofti*, no Estado de Santa Catarina na década de 1950 (Rachou, 1956; Mitchell & Forattini, 1984).

Ae. fluviatilis, foi a espécie dominante no parque Alfredo Volpi e esteve entre as mais abundantes no Burle Marx e Piqueri. Os poucos imaturos coletados desta espécie foram encontrados em poças de solo, internódios de bambus com o colmo

exposto e criadouros artificiais. Embora, como tenha demonstrado, seja uma espécie comum, há poucos estudos sobre este mosquito. No que concerne a sua importância epidemiológica, tem sido incriminado como possível vetor da dirofilariose canina e plasmódios aviários, além de existirem hipóteses sobre sua participação na transmissão do vírus da febre amarela (Kasai & Williams, 1986; Forattini, 2002).

A espécie *Cx. nigripalpus* apresentou o maior número de indivíduos coletados ao longo de todo o estudo, com elevada abundância em parques como Shangrilá, Santo Dias, Burle Marx e, principalmente, no Anhnaguera, onde ao longo dos dois períodos de estudo foram coletados 4426 espécimes deste mosquito neste parque. Foi encontrado poucas vezes na sua forma imatura, sendo coletado em margens de lagos, bromélias e criadouros artificiais. Seu abundante e frequente encontro nos parques urbanos da cidade reveste-se de importância epidemiológica, uma vez que, esta espécie, está implicada na transmissão das encefalites Saint Louis e Vírus do Nilo Ocidental nos Estados Unidos (Shaman *et al.*, 2003; Turell *et al.*, 2005; Ezenwa *et al.*, 2006). Ressalta-se que o parque Anhanguera, onde este mosquito mostrou-se bastante abundante, apresenta uma das maiores fauna de vertebrados dentre os parques da cidade, além de um Centro de Reabilitação de Animais Silvestres, o que traz consigo a possibilidade de que alguns destes animais, em especial as aves, atuem como reservatório para patógenos que possam ser veiculados ao homem.

A espécie *Ae. aegypti*, embora seja uma espécie frequente, não esteve entre as mais abundantes nos parques estudados da cidade, com exceção do Piqueri. Suas formas imaturas mostraram-se bem adaptadas a criadouros naturais, como internódios de bambus com o colmo exposto, bromélias e ocos de árvores, no entanto, *Ae. albopictus* parece explorar melhor estes criadouros disponíveis nos parques. Ao que parece, *Ae. aegypti* pode explorar melhor o entorno urbano do que interior dos parques, embora também possa utilizar estes para a manutenção de suas populações.

Nesta pesquisa, foi possível descrever, inferir e gerar hipóteses sobre padrões e processos ecológicos que moldam a diversidade de mosquitos nos parques urbanos da cidade de São Paulo, e que talvez possam ter paralelo em outros centros urbanos, pois como argumenta McKinney (2006), as cidades são habitats construídos para

atender às demandas de apenas uma espécie, o *Homo sapiens*, como resultado as cidades são fisicamente muito semelhantes em todo o mundo.

Os parques urbanos da cidade de São Paulo são locais designadas para o uso recreativo da população, mas também possuem funções importantes para a manutenção e preservação da biodiversidade remanescente. Como visto, estas áreas abrigam e servem de refúgio para populações de dezenas de espécies de culicídeos, cada área variando em riqueza, abundância e composição em resposta às variações ambientais e de fatores climáticos. Estes mosquitos estão em permanente contato com aves nativas e migratórias ou mesmo com outros vertebrados terrestres que podem atuar como reservatórios para diversos patógenos, tornando possível a ocorrência de epizootias e o estabelecimento de ciclos de transmissão em nosso meio. Reforça-se a importância da aplicação de programas voltados à vigilância de vetores, patógenos e animais vertebrados reservatórios que abrigam estes locais.

6. CONCLUSÕES

- Os parques urbanos da cidade de São Paulo abrigam e servem de refúgio para populações de diversas espécies de mosquitos. Nos dez parques estudados foram coletadas 81 espécies/táxons distribuídas em 14 gêneros, sendo *Ae. albopictus*, *Ae. scapularis*, *Ae. fluviatilis*, *Cx. quinquefasciatus* e *Cx. nigripalpus* as espécies mais comuns e abundantes;
- As curvas de acúmulo de espécies e estimativas de riqueza total apontam que, na maioria dos parques, com o aumento do esforço amostral um maior número de espécies de culicídeos teria sido detectado.
- O parque Anhanguera apresentou a maior riqueza e o Shangrilá a melhor relação entre riqueza e uniformidade com base nos índices de diversidade de Shannon e Simpson (1-D). De uma forma contrária o parque Ibirapuera apresentou a menor riqueza e o Alfredo Volpi a pior relação entre riqueza e uniformidade.
- A riqueza, abundância e o índice de Shannon tendem a apresentar valores maiores nos meses de outubro a março em relação a abril a setembro, demonstrando que a variabilidade climática ao longo do ano altera os padrões de diversidade de culicídeos nos parques.
- A riqueza de espécies mostrou ser maior em parques com características mais preservadas;
- A composição de espécies encontrada em bromélias de solo e epífitas mostrou-se semelhante; bambus com orifícios laterais apresentaram diferenças na composição de espécies em relação aos de colmo exposto; criadouros artificiais apresentaram composição mais assemelhada a de ocos de árvores e bambus com o colmo exposto; muitas espécies foram indiferentes a criadouros naturais ou artificiais;
- A similaridade/dissimilaridade na composição de espécies não mostrou correlação com distância geográfica, mas sim com diferenças ambientais entre os parques.
- O processo de seleção demonstrou ser um fator-chave na formação dos padrões de riqueza e composição de culicídeos nos parques da cidade;

- Aparentemente, a perda de espécies pode promover uma homogeneização na composição de culicídeos ao longo dos parques, onde poucas espécies resilientes permanecem no ambiente e destas a maioria apresenta importância médico-epidemiológica;
- Além de *Ae. aegypti*, *Ae. albopictus* e *Cx. quinquefasciatus*, outras espécies capazes de veicular patógenos, como *Ae. scapularis*, *Ae. fluviatilis* e *Cx. nigripalpus* merecem maior atenção por serem frequentes e abundantes nos parques urbanos da cidade;
- O contato entre mosquitos vetores, animais reservatórios e a população que utiliza os parques pode promover epizootias e o estabelecimento de ciclos de transmissão em nosso meio, assim, recomenda-se constante vigilância epidemiológica.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

- Allan BF, Langerhans RB, Ryberg WA, Landesman WJ, Griffin NW, Katz RS, Oberle BJ, Schutzenhofer MR, Smyth KN, de St Maurice A, Clark L, Crooks KR, Hernandez DE, McLean RG, Ostfeld RS, Chase JM. Ecological correlates of risk and incidence of West Nile virus in the United States. **Oecologia**. 2009;158(4):699-708.
- Arnell JH. Mosquito Studies (Diptera, Culicidae). XXXIII. A revision of the *Scapularis* group of *Aedes* (*Ochlerotatus*). **Contrib. Amer. Entomol. Inst.** 1976;13(2):1-174.
- Barnosky AD1, Matzke N, Tomiya S, Wogan GO, Swartz B, Quental TB, Marshall C, McGuire JL, Lindsey EL, Maguire KC, Mersey B, Ferrer EA. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? **Nature**. 2011;471:51-7.
- Baselga A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**. 2010;19(1):134-143.
- Baselga A, Orme CDL. betapart: an R package for the study of beta diversity. **Methods in Ecology and Evolution**. 2012;3(5):808-812.
- Begon M, Townsend CR, Harper JL. **Ecology: from individuals to ecosystems**. Oxford, UK: Blackwell Publishing; 2006.
- Bhatt S, Gething PW, Brady OJ, Messina JP, Farlow AW, Moyes CL, Drake JM, Brownstein JS, Hoen AG, Sankoh O, Myers MF, George DB, Jaenisch T, Wint GR, Simmons CP, Scott TW, Farrar JJ, Hay SI. The global distribution and burden of dengue. **Nature**. 2013;496:504-7.
- Bradley CA, Altizer S. Urbanization and the ecology of wildlife diseases. **Trends in ecology & evolution**. 2007;22(2):95-102.
- Braga IA, Valle D. *Aedes aegypti*: history of control in Brazil. **Epidemiol. serv. Saúde**. 2007;16(2):113-118.
- Bram RA. Classification of *Culex* subgenus *Culex* in the new world (Diptera: Culicidae). **Proceedings of The National Museum**. 1967;120(3557):1-120.
- Bolling BG, Kennedy JH, Zimmerman EG. Seasonal dynamics of four potential West Nile vector species in north-central Texas. **J Vector Ecol**. 2005;30(2):186.
- Bourroul C. **Mosquitos do Brasil**, PhD Thesis, JB de Oliveira Costa, Salvador, Bahia; 1904.
- Burnham KP, Overton WS. Estimation of the size of a closed population when capture probabilities vary among animals. **Biometrika**. 1978;65(3):625-633.
- Burnham KP, Overton WS. Robust estimation of population size when capture probabilities vary among animals. **Ecology**. 1979;60(5):927-936.
- Bustamante FM, Mata Pires W. Shannon dawn trap: its use in the verification of the durability of residual toxic effects of insecticides. **Folha Med**. 1951;32:53-55.
- Cardinale BJ, Duffy JE, Gonzalez A, Hooper DU, Perrings C, Venail P, Mace GM, Narwani A, Tilman D, Wardle DA, Kinzig AP, Daily GC, Loreau M, Grace JB, Larigauderie A, Srivastava D, Naeem S. Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**. 2012;486:59-67.

- Castro MG, Nogueira RM, Schatzmayr HG, Miagostovich MP, Lourenço-de-Oliveira R. Dengue virus detection by using reverse transcription-polymerase chain reaction in saliva and progeny of experimentally infected *Aedes albopictus* from Brazil. **Mem Inst Oswaldo Cruz**. 2004;99(8):809-14.
- Chapin III FS, Zavaleta ES, Eviner VT, Naylor RL, Vitousek PM, Reynolds HL, Hooper DU, Lavorel S, Sala OE, Hobbie SE, Mack MC, Díaz S. Consequences of changing biodiversity. **Nature**. 2000;405:234-242.
- Chaves LF, Hamer GL, Walker ED, Brown WM, Ruiz MO, Kitron UD. Climatic variability and landscape heterogeneity impact urban mosquito diversity and vector abundance and infection. **Ecosphere**. 2011;2(6):art70.
- Cianciaruso MV, Silva IA, Batalha MA. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropica**. 2009;9(3):93-103.
- Clay CA, Lehmer EM, St Jeor S, Dearing MD. Testing mechanisms of the dilution effect: deer mice encounter rates, Sin Nombre virus prevalence and species diversity. **Ecohealth**. 2009;6(2):250-259.
- Consoli RAGB, Lourenço-de-Oliveira R. **Principais mosquitos de importância sanitária do Brasil**. Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ; 1994.
- Colwell RK, Mao CX, Chang J. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. **Ecology**. 2004;85(10):2717-2727.
- Colwell RK. **EstimateS, Version 9.1: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples**. <Disponível em: <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/>>. Acesso em: 20 jan. 2014.
- Corrêa RR, Ramalho GR. Revisão de *Phoniomyia* Theobald, 1903:(Diptera, Culicidae, Sabethini). **Folia Clinica et Biologica**. 1956;25:1-176.
- Cotrim MD, Galati EAB. Revisão da série *Pleuristriatus* do subgênero *Microculex* Theobald, 1907 (Diptera, Culicidae). **Revista Brasileira de Entomologia**. 1977; 20(3/4):169-205.
- Dibo MR, Menezes RMT, Ghirardelli CP, Mendonça AL, Chiaravalloti-Neto F. Presença de culicídeos em município de porte médio do Estado de São Paulo e risco de ocorrência de febre do Nilo Ocidental e outras arboviroses. **Rev Soc Bras Med Trop**. 2001;44(4):496-503.
- Dirzo R, Raven PH. Global state of biodiversity and loss. **Annual Review of Environment and Resources**. 2003;28(1):137-167.
- Dobson A, Cattadori I, Holt RD, Ostfeld RS, Keesing F, Krichbaum K, Rohr JR, Perkins SE, Hudson PJ. Sacred cows and sympatric squirrels: the importance of biological diversity to human health. **PLoS Med**. 2006;3(6):e231.
- Dorvillé LFM. Mosquitoes as bioindicators of forest degradation in southeastern Brazil, a statistical evaluation of published data in the literature. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**. 1996;31(2):68-78.
- Elliott J. **An introduction to sustainable development**. Londres. Routledge; 2012.
- Elton CS. **The Ecology of Invasions by Animals and Plants**. London: Methuen & Co; 1958.

- Ezenwa VO, Godsey MS, King RJ, Guptill SC. Avian diversity and West Nile virus: testing associations between biodiversity and infectious disease risk. **Proc Biol Sci.** 2006;273:109-17.
- Faeth SH, Bang C, Saari S. Urban biodiversity: patterns and mechanisms. **Annals of the New York Academy of Sciences.** 2011;1223(1):69-81.
- Fauth JE, Bernardo J, Camara M, Resetarits WJ, Van Buskirk J, McCollum SA. Simplifying the jargon of community ecology: a conceptual approach. **American Naturalist.** 1996;147:282-286.
- Forattini OP. **Entomologia Médica.** 4 vols, Faculdade de Higiene e Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo; 1962-1965.
- Forattini OP, Ishiata GK, Rabello EX, Cotrim MD. Observações sobre os mosquitos *Culex* da cidade de São Paulo, Brasil. **Rev Saúde Pública.** 1973;7:315-30.
- Forattini OP, Gomes AC, Galati EA, Rabello EX, Iversson LB. Estudos ecológicos sobre mosquitos Culicidae no Sistema da Serra do Mar, Brasil. **Rev Saúde Pública.** 1978;12:297-25.
- Forattini OP. Identification of *Aedes (Stegomyia) albopictus* (Skuse) in Brazil. **Rev Saúde Pública.** 1986;20(3):244.
- Forattini OP, Kakitani I, Massad E, Marucci D. Studies on mosquitoes (Diptera: Culicidae) and anthropic environment. 9- Synanthropy and epidemiological vector role of *Aedes scapularis* in south-eastern Brazil. **Rev Saúde Pública.** 1995;29(3):199-207.
- Forattini OP. **Culicidologia Médica**, vol 1. São Paulo: EDUSP; 1996.
- Forattini OP. Mosquitos Culicidae como vetores emergentes de infecções. **Rev Saúde Pública.** 1998;32(6):497-502.
- Forattini OP. **Culicidologia Médica**, vol 2. São Paulo: EDUSP; 2002.
- Franklin DC, Whelan PI. Tropical mosquito assemblages demonstrate 'textbook' annual cycles. **PloS one.** 2009;4(12):e8296.
- Galindo P, Blanton FS, Peyton EL. A revision of the *Uranotaenia* of Panama with notes on other American species of the genus (Diptera, Culicidae). **Annals of the Entomological Society of America.** 1954;47(1):107-177.
- Goeldi EA. **Os Mosquitos do Pará, encarados como uma Calamidade Pública.** Diário Oficial, Belém do Pará, 58 pp; 1902.
- Gomes AC, Rabello EX, Natal D. A new collecting chamber for a CDC-miniature trap. **Rev Saude Publica.** 1985;19:190-91.
- Gomes AC, Natal D, Paula MB, Urbinatti PR, Mucci LF, Bitencourt MD. Riqueza e abundância de Culicidae (Diptera) em área impactada, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Rev Saúde Pública.** 2007;41(4):661-664.
- Google Earth** [aplicativo]. Disponível em: < <http://www.google.com.br/intl/pt-BR/earth/>> Acesso em: 20 fev 2014.
- Gotelli NJ, Colwell RK. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology letters.** 2001;4(4):379-391.
- Gotelli NJ, Ellison AM. **Princípios de estatística em ecologia.** Porto Alegre: Artmed; 2011.

- Graham SP, Hassan HK, Burkett-Cadena ND, Guyer C, Unnasch TR. Nestedness of ectoparasite-vertebrate host networks. **PLoS One**. 2009;4(11):e7873.
- Gratz NG. Critical review of the vector status of *Aedes albopictus*. **Med Vet Entom**. 2004;18(3):215-27.
- Guedes MP. Culicidae (Diptera) no Brasil: relações entre diversidade, distribuição e enfermidades. **Oecologia Australis**. 2012;16(2):283-296.
- Guimarães AÉ, Gentile C, Lopes MC, Sant'Anna A. Ecologia de mosquitos em áreas do Parque Nacional da Serra da Bocaina: II-Frequência mensal e fatores climáticos. **Rev Saúde Pública**. 2001;35(4):392-399.
- Hammer O.; Harper D.A.T.; Ryan P.D. **PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis**. Palaeontologia Electronica .2001. Disponível em: <http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm>, 4(1): 9p. Acesso em: 20 set. 2013.
- Harbach RE. **Mosquito Taxonomic Inventory** [internet]. Disponível em: <<http://mosquito-taxonomic-inventory.info/family-culicidae-meigen-1818>>. Acesso em 16 jan 2014.
- Herve JP, Degallier N, Travassos-da-Rosa APA, Sa Filho GC. A febre amarela silvestre no Brasil e os riscos de propagação urbana. **Hiléia Médica, Belém**. 1985;7:31-40.
- Hess AD, Hayes RO. Relative potentials of domestic animals for zoonophylaxis against mosquito vectors of encephalitis. **American Journal of Tropical Medicine and Hygiene**. 1970;19:327-334.
- Holt RD, Roy M. Predation can increase the prevalence of infectious disease. **Am Nat**. 2007;169(5):690-9.
- Hubbell SP. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography**. Princeton (NJ): Princeton University Press; 2001.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidades@ São Paulo** [internet]. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat>>. Acesso em 12 fev 2014.
- ISA - Instituto Socioambiental. **Parques urbanos municipais de São Paulo: subsídios para a gestão**. São Paulo: Instituto Socioambiental; 2008.
- IOC – Instituto Oswaldo Cruz. **Dengue: vírus e vetor** [internet]. Disponível em: <<http://www.ioc.fiocruz.br/dengue/>>. Acesso em: 18 jan 2014.
- Jaccard P. Nouvelles recherches sur la distribution florale. **Bull Soc Vaudoise Sci Nat**. 1908;44:223-270.
- Johnson PT, Lund PJ, Hartson RB, Yoshino TP. Community diversity reduces *Schistosoma mansoni* transmission, host pathology and human infection risk. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**. 2009;276(1662): 1657-1663.
- Johnson BW, Chambers TV, Crabtree MB, Filippis AM, Vilarinhos PT, Resende MC, Macoris ML, Miller BR. Vector competence of Brazilian *Aedes aegypti* and *Ae. albopictus* for a Brazilian yellow fever virus isolate. **Trans R Soc Trop Med Hyg**. 2002;96(6):611-3.
- Kasai N, Williams P. Infecção experimental de *Aedes fluviatilis* (Lutz, 1904) por *Dirofilaria immitis* (Leidy, 1856). **Rev Bras Biol**. 1986;46(2):277-83.

- Keesing F, Holt RD, Ostfeld RS. Effects of species diversity on disease risk. **Ecol Lett.** 2006;9(4):485-98.
- Keesing F, Belden LK, Daszak P, Dobson A, Harvell CD, Holt RD, Hudson P, Jolles A, Jones KE, Mitchell CE, Myers SS, Bogich T, Ostfeld RS. Impacts of biodiversity on the emergence and transmission of infectious diseases. **Nature.** 2010;468:647-52.
- Kliass RG. **Parques urbanos de São Paulo e sua evolução na cidade.** São Paulo: PINI; 1993.
- Knight KL, Stone A. **A catalog of the mosquitoes of the world (Diptera: Culicidae). Volume 6.** Entomological Society of America. College Park eMd, Md; 1977.
- Kowarik I. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. **Environmental Pollution.** 2011;159(8):1974-1983.
- Kumm HW, Cerqueira NL. The role of *Aedes leucocelaenus* in the epidemiology of jungle yellow fever in Brazil. **Bull. Ent. Res.** 1951;42:195-200.
- Lambrechts L, Scott TW, Gubler DJ. Consequences of the expanding global distribution of *Aedes albopictus* for dengue virus transmission. **PLoS Negl Trop Dis.** 2010;25(5):e646.
- Lane J. **Neotropical Culicidae.** 2. v. Universidade de São Paulo, São Paulo; 1953.
- Leakey RE, Lewin R. **The Sixth Extinction: Patterns of Life and the Future of Humankind.** New York: Doubleday; 1995.
- Limnios G, Furlan SÂ. Parques urbanos no município de São Paulo-SP (Brasil): Espacialização e demanda social. **Revista LABVERDE.** 2013;6:173-189.
- LoGiudice K, Duerr ST, Newhouse MJ, Schmidt KA, Killilea ME, Ostfeld RS. Impact of host community composition on Lyme disease risk. **Ecology.** 2008;89(10):2841-9.
- Longino JT, Coddington J, Colwell RK. The ant fauna of a tropical rain forest: estimating species richness three different ways. **Ecology.** 2002;83(3):689-702.
- Lourenço-de-Oliveira R, Vazeille M, de Filippis AM, Failloux AB. Large genetic differentiation and low variation in vector competence for dengue and yellow fever viruses of *Aedes albopictus* from Brazil, the United States, and the Cayman Islands. **Am J Trop Med Hyg.** 2003;69(1):105-14.
- Louton J, Gelhaus J, Bouchard R. The aquatic macro fauna of water-filled bamboo (Poaceae: Bambusoideae: Guadua) internodes in a Peruvian lowland tropical forest. **Biotropica (USA).** 1996;28(2):228-242.
- Lozovei AL. Mosquitos dendrícolas (Diptera, Culicidae) em internódios de taquara da floresta atlântica, serra do mar e do primeiro planalto, Paraná, Brasil. **Brazilian Archives of Biology and Technology.** 1998;41(4):501-510.
- Lozovei AL. Microhabitats de mosquitos (Diptera, Culicidae) em internódios de taquara na Mata Atlântica, Paraná, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia.** 2001;90:3-13.
- Luna EJA, Pereira LE, Souza RP. Encefalite do Nilo Ocidental, nossa próxima epidemia? **Epidemiol Serv Saúde** 2003;12:7-19

- Lutz A. Novas espécies de mosquitos do Brasil. **Imprensa méd São Paulo** 1905;13:26-350.
- Luz SLB, Lourenço-de-Oliveira R. Forest culicinae mosquitoes in the environs of Samuel Hydroelectric plant, state of Rondônia, Brazil. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**. 1996;91(4):427-432.
- Macedo SS, Sakata FG. **Parques Urbanos no Brasil**. São Paulo: EDUSP:Imprensa Oficial do Estado de São Paulo; 2003.
- Macarthur RH, Wilson EO. An equilibrium theory of insular zoogeography. **Evolution**. 1963;17(4):373-387.
- Magurran AE. **Measuring biological diversity**. Oxford, UK: Blackwell Publishing; 2004.
- Marques TC, Bourke BP, Laporta GZ, Sallum MAM. Mosquito (Diptera: Culicidae) assemblages associated with *Nidularium* and *Vriesea* bromeliads in Serra do Mar, Atlantic Forest, Brazil. **Parasites & vectors**. 2012;5(1):1-9.
- McKinney ML. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. **Biological Conservation**. 2006;127(3):247-260.
- Medeiros-Sousa AR, Ceretti-Jr W, Urbinatti PR, Carvalho GC de, Paula MB de, Fernandes A, Matos-Junior MO, Araujo AB, Nardi MS, Marrelli MT. Mosquito Fauna in Municipal Parks of São Paulo City, Brazil: A Preliminary Survey. **J Am Mosq Control Assoc**. 2013;29(3):275-279.
- Melo AS. O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade. **Biota Neotropica**. 2008;8(3):21-27.
- Meyer WB, Turner II BL. Human population growth and global land-use/cover change. **Annual review of ecology and systematics**. 1992;23(1):39-61.
- Mitchell CJ, Forattini OP. Experimental transmission of Rocio encephalitis virus by *Aedes scapularis* (Diptera: Culicidae) from the epidemic zone in Brazil. **J Med Entomol**. 1984;21(1):34-7.
- Montes J. Fauna de *Culicidae* da Serra da Cantareira, São Paulo, Brasil. **Rev Saúde Pública** 2005;39:578-84.
- Mora C, Tittensor DP, Adl S, Simpson AG, Worm B. How many species are there on Earth and in the ocean? **PLoS Biol**. 2011;9(8):e1001127.
- Morais SA, Marrelli MT, Natal D. Aspectos da distribuição de *Culex* (*Culex quinquefasciatus* Say (Diptera, Culicidae) na região do rio Pinheiros, na cidade de São Paulo, Estado de São Paulo, Brasil. **Rev Bras Entomol** 2006;50(3):413-18.
- Morais SA, Urbinatti PR, Sallum MAM, Kuniy AA, Moresco GG, Fernandes A, Nagaki SS, Natal D. Brazilian mosquito (Diptera: Culicidae) fauna: I. *Anopheles* species from Porto Velho, Rondônia state, western Amazon, Brazil. **Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo**. 2012;54(6):331-335.
- Moreno C. **Métodos para medir la Biodiversidad**. Zaragoza: M & T manuales y tesis SEA; 2001.
- Morin PJ. **Community ecology**. Oxford, UK: Blackwell Publishing; 2011.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB, Kent J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**. 2000;403:853-58.

- Natal D, Marucci D. Aparelho de sucção tipo aspirador para captura de mosquitos. **Rev Saúde Pública**. 1984;18(5):418-420.
- Natal D, Ueno HM. Vírus do Nilo Ocidental: características da transmissão e implicações vetorais. **Entomol Vect**. 2004;11:417-33.
- Neiva A. Uma nova especie de anophelina brasileira. **Brazil-méd**. 1906;20:288-289.
- Niemelä J. Ecology and urban planning. **Biodiversity & Conservation**. 1999;8(1):119-131.
- Norman R1, Bowers RG, Begon M, Hudson PJ. Persistence of tick-borne virus in the presence of multiple host species: tick reservoirs and parasite mediated competition. **J Theor Biol**. 1999;200:111-8.
- Oliveira-Ferreira J, Lacerda MV, Brasil P, Ladislau JL, Tauil PL, Daniel-Ribeiro CT. Review Malaria in Brazil: an overview. **Malaria J**. 2010;9:115.
- Oswaldo-Cruz G. Contribuição para o estudo dos culicidos do Rio de Janeiro. **Brazil méd** 1901;15: 423-426.
- Ostfeld RS, Keesing F. Biodiversity and disease risk: the case of Lyme disease. **Conservation Biology**. 2000;14(3):722-728.
- Ostfeld RS, Keesing F. Effects of host diversity on infectious disease. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, 2012;43(1):157-182.
- Outlook GB, Cooperation SS, Fund JB, Protocol C, Plan S, Decisions COPMOP. Global Biodiversity Outlook 3. In **Convention on Biological Diversity. United Nations Environmental Program**, New York; 2010.
- PAHO – Pan American Health Organization. **Number of Reported Cases of Dengue and Severe Dengue (SD) in the Americas, by country: Figures for 2013**. Epidemiological Week / EW 52. 2014
- Papavero N, Guimarães JH. The taxonomy of Brazilian insects vectors of transmissible diseases (1900-2000)-Then and now. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, 2000;95:109-118.
- Patton, D. R. A diversity index for quantifying habitat "edge". **Wildlife Society Bulletin**, 1975;4:171-173.
- Paula MBD, Gomes ADC. Culicidae (Diptera) em área sob influência de construção de represa no Estado de São Paulo. **Rev Saúde Pública**. 2007;41(2):284-289.
- Pecoraro HL, Day HL, Reineke R, Stevens N, Withey JC, Marzluff JM, Meschke JS. Climatic and landscape correlates for potential West Nile virus mosquito vectors in the Seattle region. **J Vector Ecol**. 2007;32(1):22-28.
- Pereira HM, Navarro LM, Martins IS. Global biodiversity change: the bad, the good, and the unknown. **Annual review of environment and resources**. 2012;37:25-50.
- Peryassú AG. **Os Culicídeos do Brasil**, Rio de Janeiro; 1908.
- Pielou EC. **Ecological diversity**. New York: Wiley InterScience; 1975.
- Primack R, Rodrigues E. **Biologia da conservação**. Londrina: E. Rodrigues; 2001.
- R Development Core Team. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria; 2013.
- Rachou RG. Transmissores da filariose bancroftiana no Brasil. **Rev Bras Mal D Trop**. 1956;8:267-279.

- Randolph SE, Dobson ADM. Pangloss revisited: a critique of the dilution effect and the biodiversity-buffers-disease paradigm. **Parasitology**. 2012;139(7):847-63.
- Rebele F. Urban ecology and special features of urban ecosystems. **Global ecology and biogeography letter**. 1994;4:173-187.
- Regis L, Furtado AF, Oliveira CM, Bezerra CB, Silva LRFD, Araújo J, Maciel A, Silva-Filha MH, Silva SB. Controle integrado do vetor da filariose com participação comunitária, em uma área urbana do Recife, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**. 1996;12(4):473-482.
- Reinert JF. Revised list of abbreviations for genera and subgenera of Culicidae (Diptera) and notes on generic and subgeneric changes. **J Am Mosq Contr Assoc**. 2001;17:51-55.
- Reinert JF, Harbach RE, Kitching IJ. Phylogeny and classification of Aedini (Diptera: Culicidae), based on morphological characters of all life stages. **Zoological Journal of the Linnean Society**. 2004;142(3):289-368.
- Reinert JF, Harbach RE, Kitching IJ. Phylogeny and classification of tribe Aedini (Diptera: Culicidae). **Zoological Journal of the Linnean Society**. 2009;157(4):700-794.
- Ribeiro AF, Urbinatti PR, de Castro Duarte AM, de Paula MB, Pereira DM, Mucci LF, Fernandes A, de Mello MH, de Matos Júnior MO, de Oliveira RC, Natal D, dos Santos Malafrente R. Mosquitoes in degraded and preserved areas of the Atlantic Forest and potential for vector-borne disease risk in the municipality of São Paulo, Brazil. **J Vector Ecol**. 2012;37(2):316-24.
- Roche B, Guégan JF. Ecosystem dynamics, biological diversity and emerging infectious diseases. **C R Biol**. 2011;334:385-92.
- Roche B, Rohani P, Dobson AP, Guégan JF. The impact of community organization on vector-borne pathogens. **Am Nat**. 2013;181(1):1-11.
- Rozeboom LE, Komp WHW. A review of the species of *Culex* of the subgenus *Melanoconion* (Diptera, Culicidae). **Annals of the Entomological Society of America**. 1950;43(1):75-114.
- Sallum MAM, Forattini OP. Revision of the Spissipes Section of *Culex* (*Melanoconion*) (Diptera: Culicidae). **J Am Mosq Control Assoc**. 1996;12:517-600.
- São Paulo (Município). Inventário da Fauna do Município de São Paulo. **Diário Oficial da cidade de São Paulo**. 2010;55(94).
- São Paulo (Município). Secretaria do Verde e Meio Ambiente. **Programa 100 Parques**. Disponível em: <http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/meio_ambiente/parques/programa_100_parques>. Acesso em: 22 nov. 2012.
- São Paulo (Estado) - Biblioteca Virtual. **São Paulo: História do Estado**. Disponível em: <<http://www.bibliotecavirtual.sp.gov.br/saopaulo-historia.php>>. Acesso em: 15 jan 2014a.
- São Paulo (Município) - Secretaria Municipal do Verde e Meio Ambiente. **Guia dos Parques Municipais de São Paulo**. 4 ed. São Paulo; 2014b.
- São Paulo (Estado). **Mapa de vulnerabilidade social da Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados – SEADE**. 2004. Disponível em <

- <http://www.seade.gov.br/projetos/ipvs/apresentacao.php>> e <
http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/assistencia_social/observatorio_social/mapas/index.php?p=2012> Acesso em: 15 jan 2014.
- São Paulo (Município) – Secretaria Municipal da Saúde/Vigilância em Saúde/Dengue. Disponível em <
http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/saude/vigilancia_em_saude/dengue/index.php?p=3885> Acesso em: 04 abr 2014c.
- Scalise W. Parques Urbanos - evolução, projeto, funções e uso. **Revista Assentamentos Humanos**. 2002;4:17-24.
- Schmidt KA, Ostfeld RS. Biodiversity and the dilution effect in disease ecology. **Ecology**. 2001;82(3):609-619.
- Schuyler D. **The new urban landscape: The redefinition of city form in nineteenth-century America**. Baltimore, MD: Johns Hopkins University Press; 1986.
- Service MW. Agricultural development and arthropod borne diseases: a review. **Rev. Saude Pública**. 1991;25:167-178.
- Shaman J, Day JF, Stieglitz M. St. Louis encephalitis virus in wild birds during the 1990 south Florida epidemic: the importance of drought, wetting conditions, and the emergence of *Culex nigripalpus* (Diptera: Culicidae) to arboviral amplification and transmission. **Journal of medical entomology**. 2003;40(4):547-554.
- Silvério EC, Urbinatti PR. Presença de mosquitos (Diptera: Culicidae) em piscinões na zona leste de São Paulo. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**. 2011;44(4):504-507.
- Sirivanakarn SA. Review of the Systematics and Proposed Scheme of Internal Classification of New World Subgenus *Melanoconion* of *Culex* (Diptera, Culicidae). **Mosq Syst**. 1982;14:265-333.
- Sørensen T. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. **Biol. skr**. 1948;5:1-34.
- Spence L, Anderson CR, Aitken TH, Downs WG. Melao virus, a new agent isolated from Trinidadian mosquitoes. **Am J Trop Med Hyg**. 1962;11:687-90.
- Swaddle JP, Calos SE. Increased avian diversity is associated with lower incidence of human West Nile infection: observation of the dilution effect. **PLoS One**. 2008;3(6):e2488.
- Taípe-Lagos CB, Natal D. Abundância de culicídeos em área metropolitana preservada e suas implicações epidemiológicas. **Rev Saude Pública**. 2003;37:275-279.
- Thongsripong P, Green A, Kittayapong P, Kapan D, Wilcox B, Bennett S. Mosquito Vector Diversity across Habitats in Central Thailand Endemic for Dengue and Other Arthropod-Borne Diseases. **PLoS neglected tropical diseases**. 2013;7(10):e2507.
- Turell MJ, Dohm DJ, Sardelis MR, O'guinn ML, Andreadis TG, Blow JA. An update on the potential of North American mosquitoes (Diptera: Culicidae) to transmit West Nile virus. **Journal of medical entomology**. 2005;42(1):57-62.

- Urbiniatti PR, Sendacz S, Natal D. Imaturos de mosquitos (Diptera: Culicidae) em parque de área metropolitana aberto à visitação pública. **Rev Saúde Pública**. 2001;35(5):261-266.
- Usteri A. **Flora der umgebung der stadt São Paulo in Brasilien**. Jena: G. Fischer; 1911.
- Valencia JD. A revision of the subgenus *Carrollia* of *Culex*. **Contrib Am Entomol Znst (Ann Arbor)**. 1973;9:1-134.
- Vega-Rúa A, Zouache K, Girod R, Failloux AB, Lourenço-de-Oliveira R. High vector competence of *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus* from ten American countries as a crucial factor of the spread of Chikungunya. **Journal of virology**. 2014;JVI-00370.
- Vellend M. Conceptual synthesis in community ecology. **The Quarterly review of biology**. 2010;85(2):183-206.
- Viana DV, Ignotti EA. Ocorrência da dengue e variações meteorológicas no Brasil: revisão sistemática. **Revista Brasileira de Epidemiologia**. 2013;16(2):240-256.
- Weaver SC. Urbanization and geographic expansion of zoonotic arboviral diseases: mechanisms and potential strategies for prevention. **Trends Microbiol**. 2013;21(8):360-3.
- Whittaker RH. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. **Ecological monographs**. 1960;30(3):279-338.
- Whittaker RH. Evolution and measurement of species diversity. **Taxon**. 1972;21:213-251.
- WHO - World Health Organization. **Manual on Environmental Management for Mosquito Control with Special Emphasis on Mosquito Vectors**. WHO offset publication no. 66, Geneva, Switzerland; 1982.
- WHO - World Health Organization. **Malaria entomology and vector control: Guide for participants**. Geneva, Switzerland; 2013a.
- WHO - World Health Organization. **Lymphatic filariasis: managing morbidity and preventing disability: an aide-mémoire for national programme managers**. Geneva, Switzerland; 2013b.
- WHO - World Health Organization. **World Malaria Report**. Geneva, Switzerland; 2013c.
- WRBU. **Systematic catalog of Culicidae**. Washington, USA: Disponível em: <<http://www.mosquitocatalog.org/default.aspx?pgID=2>>. Acesso em: 15 jan 2014.
- Zequi JAC, Lopes J. Culicidae fauna (Diptera) encontrada em entrenós de taquara de uma mata residual na área urbana de Londrina, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. 2001;18(2):429-438.

8. Anexos

Anexo I: Imagem de satélite mostrando o parque Alfredo Volpi (ao centro) e seu entorno. Extraído de Google Maps - © 2013 – Google.

Anexo II: Imagem de satélite mostrando o parque Anhangüera (ao centro) e seu entorno. Extraído de Google Maps - © 2013 – Google.

Anexo III: Imagem de satélite mostrando o parque Burle Marx (ao centro) e seu entorno. Extraído de Google Maps - © 2013 – Google.

Anexo IV: Imagem de satélite mostrando o parque Carmo (ao centro) e seu entorno. Extraído de Google Maps - © 2013 – Google.

Anexo V: Imagem de satélite mostrando o parque Chico Mendes (ao centro) e seu entorno. Extraído de Google Maps - © 2013 – Google.

Anexo VI: Imagem de satélite mostrando o parque Ibirapuera (ao centro) e seu entorno. Extraído de Google Maps - © 2013 – Google.

Anexo VII: Imagem de satélite mostrando o parque Piqueri (ao centro) e seu entorno. Extraído de Google Maps - © 2013 – Google.

Anexo VIII: Imagem de satélite mostrando o parque Previdência (ao centro) e seu entorno. Extraído de Google Maps - © 2013 – Google.

Anexo IX: Imagem de satélite mostrando o parque Santo Dias (ao centro) e seu entorno. Extraído de Google Maps - © 2013 – Google.

Anexo X: Imagem de satélite mostrando o parque Shangrilá (ao centro) e seu entorno. Extraído de Google Maps - © 2013 – Google.

CURRÍCULO LATTES

Antônio Ralph Medeiros de Sousa

- Endereço para acessar este CV: <http://lattes.cnpq.br/9517080023071094>
- Última atualização do currículo em 01/11/2013

Graduado em Ciências Biológicas pela Universidade São Judas Tadeu (2006-2009). Estagiou no Centro de Controle de Zoonoses da cidade de São Paulo no setor de fauna sinantrópica com ênfase em culicídeos (2007-2009). Possui aprimoramento profissional desenvolvido na Faculdade de Saúde Pública/USP na área Entomologia médica e Soroepidemiologia (2011-2012). Atualmente esta cursando a pós-graduação (Mestrado) em Saúde Pública na mesma instituição, na área de concentração Epidemiologia com a linha de pesquisa Entomologia e Ecologia em Saúde Pública.

Identificação

Nome

Antônio Ralph Medeiros de Sousa

Nome em citações bibliográficas

SOUSA, A. R. M.; MEDEIROS-SOUSA, ANTÔNIO RALPH

Formação acadêmica/titulação

2012

Mestrado em andamento em Saúde Pública (Conceito CAPES 5).

Universidade de São Paulo, USP, Brasil.

Título: Indicadores ecológicos de mosquitos (Diptera: Culicidae) em parques municipais da cidade de São Paulo, Orientador: Mauro Toledo Marrelli.

2011 - 2012

Aperfeiçoamento em Entomologia Médica e Soroepidemiologia. (Carga Horária: 2000h).

Universidade de São Paulo, USP, Brasil.

Título: Diversidade de mosquitos (Diptera: Culicidae) em parques municipais da cidade de São Paulo: levantamento preliminar de espécies em 35 parques. Ano de finalização: 2012.

Orientador: Mauro Toledo Marrelli.

Bolsista do(a): Fundação do Desenvolvimento Administrativo do Estado de São Paulo.

2006 - 2009

Graduação em Ciências Biológicas.

Universidade São Judas Tadeu, USJT, Brasil.

Título: Comparação entre a proporção dos sexos da população de *Culex quinquefasciatus* (Say, 1823) no Rio Pinheiros - São Paulo - SP.

Orientador: Sumire Hibi.

Mauro Toledo Marrelli

Bolsista de Produtividade em Pesquisa do CNPq - Nível 2

- Endereço para acessar este CV: <http://lattes.cnpq.br/6872138193111416>
- Última atualização do currículo em 22/01/2014

Professor Associado do Depto. de Epidemiologia da FSP-USP (desde 2011). Possui Bacharelado e Licenciatura em Ciências Biológicas pela Universidade Mackenzie (1990). Aperfeiçoamento em Protozoologia pelo Instituto de Medicina Tropical (FM-USP, 1992). Mestrado em Parasitologia, pelo ICB, Universidade de São Paulo (1995) e doutorado em Ciências (Biologia da Relação Patógeno-Hospedeiro) (ICB-USP, 2000). Pós-doutorado pela Case Western Reserve University (Cleveland-OH) (2002), e pela Johns Hopkins School of Public Health (Johns Hopkins University) (Baltimore-MD) (2005). Tem experiência na área de Parasitologia e Epidemiologia de doenças transmitidas por vetores, atuando principalmente nos seguintes temas: ecologia e biologia molecular de vetores, marcadores moleculares em entomologia, controles alternativos de vetores. **(Texto informado pelo autor)**

Identificação

Nome: Mauro Toledo Marrelli

Nome em citações bibliográficas: MARRELLI, M. T.;MARRELLI, MAURO TOLEDO

Endereço

Endereço Profissional - Universidade de São Paulo, Faculdade de Saúde Pública.
Av. Dr. Arnaldo 715, Cerqueira César
01246904 - Sao Paulo, SP - Brasil
Telefone: (11) 30617922

Formação acadêmica/titulação

2011 - Livre-docência.

Faculdade de Saúde Pública da USP.

Título: Marcadores moleculares e controle genético de mosquitos vetores, Ano de obtenção: 2011.

2005 - Pós-Doutorado.

Universidade de São Paulo, USP, Brasil.

Bolsista do(a): Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, FAPESP, Brasil.

2003 – 2005 - Pós-Doutorado.

Johns Hopkins University, JHU, Estados Unidos.

Bolsista do(a): Johns Hopkins University, JHU, Estados Unidos.

Grande área: Ciências Biológicas / Área: Parasitologia.

Grande Área: Ciências Biológicas / Área: Genética.

Grande Área: Ciências Biológicas / Área: Bioquímica.