

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

CAMPUS SOROCABA

THAÍS GRACIANO SILVA

**ANÁLISE E ESTABELECIMENTO DE ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA
PARA FLORESTAS URBANAS.**

SOROCABA

2016

Universidade Federal de São Carlos

Campus Sorocaba

Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade na Gestão Ambiental

Análise e estabelecimento de índice de integridade biótica para florestas urbanas.

Thaís Graciano Silva

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Eliana Cardoso Leite

Dissertação de Mestrado para Exame de
Defesa de Título, no Programa de Pós-
Graduação em Sustentabilidade na
Gestão Ambiental.

Dezembro, 2016.

Graciano Silva, Thaís

ANÁLISE E ESTABELECIMENTO DE ÍNDICE DE INTEGRIDADE
BIÓTICA PARA FLORESTAS URBANAS. / Thaís Graciano Silva. -- 2016.
83 f. : 30 cm.

Dissertação (mestrado)-Universidade Federal de São Carlos, campus
Sorocaba, Sorocaba

Orientador: Eliana Cardoso Leite

Banca examinadora: Emerson Martins Arruda, João Vicente Coffani

Nunes

Bibliografia

1. Fragmentos Florestais Urbanos. 2. Índices Ecológicos. 3. Ecologia da
Paisagem. I. Orientador. II. Universidade Federal de São Carlos. III. Título.

Ficha catalográfica elaborada pelo Programa de Geração Automática da Secretaria Geral de Informática (SIn).

DADOS FORNECIDOS PELO(A) AUTOR(A)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências e Tecnologias Para a Sustentabilidade
Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade na Gestão Ambiental

Folha de Aprovação

Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Dissertação de Mestrado da candidata Thaís Graciano Silva, realizada em 05/12/2016:

Profa. Dra. Eliana Cardoso Leite
UFSCar

Prof. Dr. Emerson Martins Arruda
UFSCar

Prof. Dr. João Vicente Coffani Nunes
UNESP

AGRADECIMENTO

Aos meus queridos pais e irmã, por todo amor, paciência e especialmente por me proporcionarem todo suporte necessário para que eu tivesse uma educação de qualidade e pudesse chegar até aqui.

À Prof^a. Dr^a. Eliana Cardoso Leite pela paciência diante da minha rotina de dupla jornada, entre trabalho e estudos, e por todos os conhecimentos e conselhos compartilhados. Muito obrigada pela disponibilidade e confiança investidas, mas principalmente por acreditar no meu potencial e por me ajudar a desenvolvê-lo!

Ao Henrique pelo interesse constante no desenvolvimento dos meus estudos e pela companhia nas saídas de campo. Acima de tudo, por todo amor, companheirismo e cumplicidade, por acreditar na minha capacidade e não me deixar desistir de buscar os meus sonhos mesmo nos momentos mais difíceis desta caminhada.

Aos colegas do Núcleo de Estudos de Áreas Protegidas e Sustentabilidade (NEAPS) por todas as discussões de ideias e contribuições para o desenvolvimento deste estudo, em especial à Kaline pelo auxílio com os softwares e demais ferramentas computacionais aqui utilizadas.

Aos professores do Programa de Pós Graduação em Sustentabilidade na Gestão Ambiental (PPGSGA) por todo o conhecimento adquirido, o qual foi e será de grande importância para a continuidade do meu desenvolvimento acadêmico.

Aos professores que gentilmente aceitaram compor minhas bancas de qualificação e defesa, por se disporem a ler o meu trabalho e fornecer contribuições para enriquecê-lo com seus conhecimentos.

Por fim, agradeço a Deus por me permitir viver e desfrutar de uma vida acadêmica de tamanha qualidade que sem dúvida alguma me proporcionou grande crescimento pessoal e profissional.

RESUMO

A ocupação da paisagem é marcada pela construção desordenada de centros urbanos, os quais modificaram os ecossistemas existentes ao dizimar os ambientes naturais através da fragmentação ecossistêmica, reduzindo e isolando áreas anteriormente vegetadas. Quando inseridos em meio urbano, os remanescentes vegetais são submetidos a pressões constantes que geram diversos impactos em seu interior, fazendo com que sua estrutura e progressão sucessional sejam determinadamente afetadas por fatores que agem em diversos níveis e em diferentes magnitudes, variando conforme a composição, estrutura e características como tamanho, formato e conectividade das áreas vegetadas. Diante da difícil e demorada tarefa de se monitorar e planejar o manejo destas áreas, a criação de ferramentas de análise que contemplem variáveis do meio físico e biológico facilita o processo de tomada de decisão. O uso de índices é um modo fácil e rápido de obtenção de dados relevantes, permitindo o levantamento de informações mensuráveis em campo e de parâmetros para realização de comparações e análises diagnósticas. Desta forma, este trabalho teve como objetivo adaptar e testar a eficiência de um índice em diagnosticar a integridade biótica de fragmentos florestais inseridos em matriz urbana, bem como analisar se o resultado encontrado para sua integridade sofre influência das métricas da paisagem. O índice proposto é composto por 11 indicadores ecológicos de estado e foi adaptado para uso em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual inseridos em meio urbano. Sua aplicação se deu através da delimitação de parcelas, em 23 remanescentes vegetais localizados na região urbana da cidade de Sorocaba/SP. A fim de detectar se os indicadores foram representativos para a classificação final da integridade, foram elaborados gráficos de dispersão da variação das notas; já para averiguar uma possível relação do índice com as métricas da paisagem, foram obtidos dados relativos ao tamanho, conectividade e formato dos fragmentos através da análise de imagens de satélite, os quais tiveram suas relações com o índice estudadas através da aplicação de análises estatísticas como a correlação de Pearson e análise de correspondência. Dos fragmentos analisados, 15 foram classificados com integridade baixa e oito com integridade regular, indicando que a maioria das áreas carece de esforços voltados para sua conservação a fim de que exerçam funções ecológicas relevantes à sua continuidade. Quando verificada a eficiência dos indicadores que compõem o índice, constatou-se a necessidade de adaptações relacionadas a alguns indicadores e suas

classes de integridade. Já a análise das métricas da paisagem indicou que não há relação entre a integridade biótica e o formato ou a conectividade dos fragmentos, apenas com o seu tamanho, uma vez que, quanto maiores as áreas dos remanescentes, foi percebida uma melhora discreta na nota obtida para sua integridade. Diante do observado em relação aos fragmentos florestais e considerando as limitações impostas pelos contextos urbanos, destaca-se a necessidade de maior planejamento e manejo para estes locais, a fim de que se tenha maior controle sobre os impactos gerados pela matriz, buscando um incremento em sua integridade. Evidencia-se também a importância da recuperação de matas ciliares, estabelecimento de praças arborizadas e quintais verdes, para que haja maior conectividade entre os diversos fragmentos dispersos nos centros urbanos incentivando o intercâmbio entre sua fauna e flora.

Palavras-chave: Floresta Estacional Semidecidual; Fragmentação Florestal; Índice Ecológico; Remanescentes Vegetais Urbanos; Sorocaba.

ABSTRACT

The disordered construction of urban centers and the heightened demand for collective services marks the landscape occupation, completely changing the existing ecosystems by decimating natural environments. These anthropic changes are responsible for ecosystemic fragmentation, reducing and isolating vegetated areas that were previously occupied homogeneously. When inserted into urban environments, these vegetation remains suffer constant pressures and impacts on their inside, causing their structure and successional progression to be decisively affected by factors that act in different levels and magnitudes, varying according to the composition, structure and characteristics such as size, shape and connectivity of these vegetated areas, which harbor what remains of the local biodiversity and feature great importance to the environmental health of cities. It is necessary to better understand the communities present in these remains so we can make efforts towards their management in the long run. Effective handling of these sites demands the knowledge of their potentials and weaknesses, as to design damage containment plans that encourage environmental recovery. In this context, the creation of analysis tools that contain variables of the physical and biological environments alleviate the decision-making processes given the difficulty and slowness of the task of monitoring, evaluating and planning the management of these areas. The use of indexes is a quick and easy way to obtain this relevant data, allowing the survey of measurable information in the field and obtaining parameters for comparison and diagnostic analysis. Thus, this study aim is to adapt and test the efficiency of an index in its diagnose the biotic integrity of forest fragments inserted into urban matrix, and analyze the influence of the landscape metrics in its results. The proposed index comprehends 11 ecological indicators of state, readily observable in areas of semideciduous forest, and was adapted for use in fragments embedded in urban contexts. It was applied by delimitating plots on 23 forest remains located in the urban area of the city of Sorocaba/SP. In each of these areas, three parcels were demarcated, considering the representativeness of their distribution across the territory and their integrity classification provided by calculating the average of the grades obtained for each portion analyzed. In order to detect whether the indicators were representative of the final classification of integrity or not, this project organized the data variation in scatter diagrams. To investigate a possible link between the index and the landscape metrics, data about size, connectivity and size of the fragments was

obtained through satellite image analysis, and had their relations studied by applying statistical analysis like Pearson correlation and correspondence analysis. As for results, 15 of the fragments were classified as bearers of low integrity and 8 as regular integrity holders, indicating that most of these areas require focused efforts on conservation to maintain ecological functions relevant to their continuity. While verifying the efficiency of the indicators, the need for adjustments related to some of them and their health classes was highlighted, along with the need for better planning and management of these sites considering the limitations imposed by urban contexts, so that we have greater control over the impacts generated by the matrix and achieve an increase in overall integrity. The importance of the recovery of riparian forests, establishment of wooded parks, gardens and green backyards also stands out, to foster greater connectivity between the various fragments scattered in urban centers and to encourage exchanges between their fauna and flora.

Keywords: Seasonal Semideciduous Forest; Fragmentation; Ecological Index; Urban Forest Remains; Sorocaba.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização da área de estudo e distribuição dos 23 fragmentos analisados no perímetro urbano do município de Sorocaba.....	24
Figura 2. Etapas de aplicação da metodologia proposta.....	35

ARTIGO 1

Figura 1. Localização da cidade de Sorocaba, Estado de São Paulo, Brasil.....	39
Figura 2. Gráficos de dispersão dos atributos, relacionados aos indicadores A) cobertura de serapilheira; B) árvores mortas em pé; C) cobertura de gramíneas exóticas; D) outras espécies exóticas; E) cipós; F) clareiras; G) epífitas vasculares; H) orquídeas; I) palmeiras; J) espécies tardias e/ou ameaçadas no dossel; K) espécies tardias e/ou ameaçadas no sub-bosque, encontrado nas parcelas realizadas no interior dos 23 fragmentos analisados.....	44

ARTIGO 2

Figura 1. Correlação Linear de Pearson entre os valores obtidos para o Índice de Integridade Biótica com A) o tamanho, B) a conectividade e C) a forma dos 23 fragmentos analisados.....	63
Figura 2. Análise de correspondência utilizando a matriz de dados dos fragmentos, seus tamanhos, conectividade e forma, além dos indicadores que compõe o IIB. Destacam-se três agrupamentos (G1 – grupo 1; G2 – grupo 2; G3 – grupo 3) realizados para orientar a análise dos dados. Legenda dos pontos já contida na própria imagem.....	64

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Coordenadas geográficas dos 23 fragmentos analisados.....	24
---	----

ARTIGO 1

Tabela 1. Guia utilizado em campo para análise do IIB (modificado e adaptado de Medeiros; Torezan, 2013) e atribuição de notas para cada parcela. ¹ Considerar o número de indivíduos; ² Considerar o número de espécies; ³ Considerar indivíduos de <i>Cariniana estrellensis</i> (Jequitibá), <i>Cedrela fissilis</i> Vell.(Cedro), <i>Copaifera langsdorffii</i> Desf. (Copaíba), <i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg. (Peroba-rosa); 4 Considerar indivíduos das famílias Rubiaceae, Myrtaceae e Meliaceae (<i>Trichillia</i> sp).....	41
--	----

Tabela 2. Pontuações e classes de integridade biótica passíveis de serem atribuídas pela aplicação do índice.....	41
---	----

Tabela 3. Fragmentos analisados, sua nota e classificação obtidas pela aplicação do IIB. *Áreas cuja nota do IIB é superior à 60% do índice.....	43
--	----

ARTIGO 2

Tabela 1. Nome do fragmento, nota do IIB, tamanho (ha), conectividade com demais áreas verdes (<i>buffer</i> de 100m) e formato (valor em Log). Sorocaba, Estado de São Paulo, Brasil.....	62
---	----

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	13
1.1 Índices e indicadores ambientais.....	17
1.2 Métricas da paisagem.....	19
2. OBJETIVOS.....	22
3. DESENVOLVIMENTO.....	22
3.1 Área de estudo.....	22
3.2 Escolha e descrição dos indicadores.....	25
3.3 Organograma da metodologia geral.....	35
4. PRODUTOS.....	36
4.1 Artigo 1.....	36
4.2 Artigo 2.....	55
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	74
6. REFERÊNCIAS.....	75

1. INTRODUÇÃO

A ocupação do espaço pelo homem, no processo de configuração de seus assentamentos, costuma ser marcada pela evolução desordenada dos centros urbanos, que acabam por moldar e reestruturar a paisagem ao longo da história. A aglomeração de pessoas nas cidades, bem como a expansão econômica e a demanda por serviços coletivos faz com que esses centros locais sejam muito impactados e pouco planejados no que se refere à estrutura e fornecimento de serviços ambientais (GUIRAO; FILHO, 2011).

Tais demandas passam a ser desproporcionais à capacidade ambiental, uma vez que há consumo excessivo dos recursos renováveis e não renováveis, contaminação de corpos d'água pelo despejo de substâncias tóxicas e esgotos não tratados, supressão de áreas vegetadas para criação de espaços impermeabilizados, descomunal geração de resíduos e a liberação de gases que causam a redução da camada de ozônio e geram o efeito estufa. Estas constantes pressões ambientais, dentre tantas outras, revelam as carências estruturais dos centros urbanos e a fragilidade do meio modificado e construído pelos processos civilizatórios, gerando cenários críticos no que se refere às questões ambientais provocadas pela humanidade e que se estendem pelos ecossistemas locais e globais (TOLEDO, 2005).

Em todo o mundo, a expansão das atividades antrópicas se deu mediante a degradação de ambientes naturais de grande importância para manutenção dos serviços ecossistêmicos que sustentam a vida na Terra (SANTOS, 2005). No Brasil não foi diferente, restam hoje apenas alguns remanescentes do que foi uma extensa floresta do domínio Mata Atlântica, os quais sofrem constantes ameaças decorrentes de pressões sociais e econômicas, e da demanda por mais áreas para exploração (SPÓSITO et al., 2006).

O bioma Mata Atlântica é considerado um *hotspot* devido à riqueza natural nele contida e ao processo de degradação pelo qual tem passado com a ocupação e uso de seu espaço geográfico, sendo as florestas tropicais nele contidas consideradas locais de elevada importância e interesse para ações conservacionistas (MYERS et al., 2000). Este bioma é o mais biodiverso e também o mais ameaçado do país, do qual se estima que restem apenas 11 a 16%, estando sua maior parte em fragmentos florestais isolados na paisagem (RIBEIRO et al., 2009).

Dentre as fitofisionomias contidas neste domínio, uma das mais afetadas ao longo dos últimos anos é a Floresta Estacional Semidecidual devido à alta fertilidade de seus solos, além de suas grandes extensões de terrenos habitáveis e cultiváveis, tanto para a agricultura quanto para pecuária (IBGE, 2012). Os remanescentes deste tipo florestal são pequenas florestas secundárias com idades e históricos de perturbação bem distintos, o que atribui a cada uma delas uma flora particular que sobreviveu e se adaptou às constantes perturbações das matrizes onde se inserem (CORRÊA et al., 2014).

A fragmentação ecossistêmica é caracterizada como a diminuição da área anteriormente ocupada de forma homogênea seguida do aumento do seu isolamento na paisagem e do aumento da suscetibilidade aos distúrbios externos (SARTORI, 2010). Essa fragmentação pode ocorrer através do surgimento de barreiras antrópicas ou naturais, ambas causando modificações bruscas no local em que ocorrem, diferindo, no entanto, em velocidade e em quantidade de alterações que cada uma impõe de uma só vez ao meio ambiente (PESSOA et al., 2009).

Entende-se por fragmento florestal urbano todo tipo de remanescente vegetacional que permaneceu na paisagem mesmo com a chegada de ambientes antropizados (MELO, 2011); tais áreas são submetidas a constantes pressões antrópicas que geram diversos impactos em seu interior, fazendo com que sua estrutura e progressão sucessional sejam determinadamente afetadas por essas interferências (FONSECA; CARVALHO, 2012).

É importante destacar que não são apenas as mudanças relacionadas ao solo, clima, ar e água que influenciam os fragmentos urbanos; o próprio processo de urbanização e o conseqüente aumento populacional provocam mudanças complexas nestes ambientes, levando à perda da fauna e flora nativas, as quais acabam dando espaço para espécies exóticas e invasoras (TROIAN et al., 2011).

Ainda relacionada à gravidade do processo, sabe-se que a transformação de áreas naturais em áreas urbanas é mais severa do que quando estas se tornam áreas agriculturáveis porque a supressão completa da vegetação e a impermeabilização do solo configuram-se como alterações bruscas para os ciclos ecológicos, causando desequilíbrios aos remanescentes vegetais da paisagem (FONSECA; CARVALHO, 2012).

A maior parte dos remanescentes vegetais do Brasil encontram-se em constante processo de impactação antrópica de maior ou menor escala (TROIAN et al., 2011). No

entanto, mesmo fragilizadas, essas áreas apresentam importante valor ambiental, econômico e social justamente por se configurarem espacialmente de forma distinta dos locais antropizados, promovendo maior proporção entre áreas de matriz e mancha na paisagem (PRIMACK; RODRIGUES, 2010).

Cidades cujas áreas verdes estão presentes e distribuídas em toda sua extensão apresentam relevantes modificações em seu balanço energético, conferindo maior qualidade de vida para a população que a habita, na medida em que esses espaços atuam no controle da erosão, na absorção da água das chuvas, na estabilização de encostas, na promoção de melhorias térmicas, no fornecimento de áreas de sombreamento, na retenção de partículas de poeira e na diminuição do impacto de ruídos (MARTINI et al., 2015).

Estes fragmentos são, muitas vezes, os responsáveis por abrigar a fauna e a flora arbórea da região, constituindo-se como os testemunhos da biodiversidade local (SOUZA et al., 2009). Desta forma, faz-se necessário conhecer melhor as comunidades presentes nestes fragmentos para que, no planejamento de seu manejo e manutenção ao longo do tempo, obtenha-se o conhecimento necessário para a compreensão das dinâmicas estabelecidas pelas atividades do entorno (PRIMACK; RODRIGUES, 2010).

A percepção dos benefícios que estas áreas podem proporcionar para as cidades, por parte da população e de seus governantes, tem feito com que haja certa modificação no planejamento urbano, o qual tem passado a priorizar o equilíbrio entre as áreas verdes, em que a natureza é o foco principal, e as áreas urbanizadas que abrigam as atividades antrópicas da modernidade (MARTINI et al., 2015). Somadas às catástrofes ambientais da atualidade e à crise de fornecimento dos recursos naturais amplamente utilizados pela população, a sociedade e o poder público vêm constatando a necessidade premente de se mobilizar esforços para proteger as áreas naturais ainda presentes na paisagem (ALMEIDA et al., 2011).

A exigência quanto à existência e qualidade de áreas verdes em centros urbanos já é uma realidade para muitos municípios, não havendo, todavia, consenso no que se refere à sua conceituação ou quais suas destinações. Desta forma, as áreas verdes urbanas vão desde espaços abertos como gramados, jardins, parques e praças até remanescentes florestais e unidades de conservação, apresentando assim uma gama de finalidades diversas de uso à população, mas não necessariamente dizendo respeito à conservação (DACANAL, 2011).

Por essa razão e diante da difícil tarefa de tornar possível a permanência de áreas vegetadas na paisagem, é fundamental que os locais cujo potencial de conservação seja elevado obtenham a destinação correta que os tornem eficientes de fato (LIMA et al., 2011). O descaso e desconhecimento da biodiversidade abrigada nesses locais acabam por agravar as ameaças e vulnerabilidades às quais eles estão expostos, na medida que não são criadas estratégias de manejo que regulem a invasão de espécies exóticas, a predação de espécies nativas e que não haja controle sobre a realização de atividades humanas que não condizem com esse objetivo (MELO, 2011).

A demanda por conhecimento sobre os fragmentos florestais urbanos aumenta conforme se constata que grande parte da biodiversidade restante no planeta está alocada justamente em pequenos fragmentos dos quais pouco se tem conhecimento, especialmente por serem historicamente marginalizados pelas ações conservacionistas (LUCAS, 2011). Raramente as pesquisas cujo foco é a conservação ambiental são direcionadas para áreas localizadas em ambiente urbano, na medida em que tais locais tendem a não ser considerados como prioritários no planejamento de longo prazo, posto que o entorno urbanizado tende a gerar severas mudanças ecossistêmicas (DACANAL, 2011; TROIAN et al., 2011).

Na elaboração de um plano de gestão ambiental para áreas vegetadas inseridas em meio urbano, é necessário avaliar qual o grau de conservação local, as espécies nele contidas e, principalmente, quais são os riscos que a área está sujeita devido à sua exposição direta às ações antrópicas de entorno, para que sejam traçados planos de contenção de danos e que estimulem sua recuperação ambiental (TOLEDO, 2005). Para esse planejamento ambiental, é necessário que estejam presentes ferramentas de análise que abranjam variáveis do meio físico, biológico e social, onde sejam atribuídos pesos e valores que permitam o diagnóstico do cenário existente e facilitem o processo de tomada de decisão e plano de ação (SARTORI, 2010).

No âmbito estritamente biológico, os estudos fitossociológicos e estruturais possibilitam caracterizar as formações florestais, uma vez que tornam conhecidas a biodiversidade e as interações ecológicas que esta estabeleceu com a composição florística e a estrutura presente nestas formações, o que permite fazer inferências quanto aos padrões esperados do funcionamento dos ecossistemas (RODRIGUES, 2004).

No que se refere aos demais parâmetros, no entanto, a difícil tarefa de monitorar, avaliar a integridade ecológica e planejar o manejo de uma área pode acabar sendo um impeditivo ao início de projetos de conservação. O desenvolvimento de pesquisas

científicas que criem meios facilitadores para a execução destas tarefas pode auxiliar na compreensão de quais os passos iniciais para o planejamento e para a obtenção de soluções mais simples aos problemas ambientais ocorrentes em uma dada área (METZGER; CASATTI, 2006).

1.1 Índices e Indicadores Ambientais

Na ausência de inventários florestais ou de detalhes descritos relativos a uma determinada área, o uso de índices e indicadores ambientais pode representar uma forma fácil e rápida de obtenção de dados locais (DURIGAN et al., 2009). Seu uso apresenta-se como uma ferramenta para obtenção de informações facilmente mensuráveis em campo e de parâmetros para realização de comparações e análises diagnósticas (SCORIZA; PIÑA-RODRIGUES, 2013) especialmente porque eles são formas simplificadas de traduzir uma realidade complexa ao atribuir medidas que ilustram e comunicam fenômenos, processos e tendências ao longo do tempo (VAN BELLEN, 2004).

A elaboração de índices não sana a demanda por pesquisas empíricas, uma vez que elas são a base para sua formulação e são fundamentais para o esclarecimento de novos fenômenos e comportamentos da natureza (TOLEDO, 2005). Desta forma, é necessário que sejam selecionados indicadores de sucesso representativo para sua composição, os quais devem evidenciar fenômenos e informações relevantes para leitura do estado local e ser traduzidos quantitativamente a fim de autorizar comparações (VAN BELLEN, 2004). Assim, o índice deve ser composto por indicadores que traduzirão o comportamento do sistema de forma que seus atributos se tornem expressivos e perceptíveis, permitindo, ainda, a inferência de tendências futuras a partir de padrões presentes (SILVA et al., 2012).

O desenvolvimento de um índice de integridade deve considerar os atributos mais relevantes que constam em um inventário ecológico, transpondo mais rapidamente o estado da composição de espécies locais e a estrutura da comunidade, destacando os pontos negativos que podem afetar a saúde e continuidade do ecossistema (RODRIGUES, 2004), devendo ser formado por um conjunto de indicadores que, mesmo individualmente, possibilitem diagnósticos capazes de revelar o estado de um sistema (SICHE et al., 2007).

A composição do índice pode envolver a combinação de indicadores quantitativos e qualitativos, podendo ser de origem biótica, abiótica e de interferência antrópica, ou apenas pelo conjunto de indicadores de uma mesma categoria, desde que sejam selecionados descritores relevantes do cenário que se tem. Nesse sentido, os indicadores ecológicos devem se comportar como descritores fiéis das situações verificadas na realidade, de forma a permitir o monitoramento da evolução destas condições no tempo. (METZGER; CASATTI, 2006).

Eles necessitam ser simples o bastante para serem facilmente compreendidos, e devem criar uma relação direta entre o conceito que se avalia e a pontuação que lhe é atribuída; devem ser específicos e sensíveis ao que representam ao ponto de conseguirem apontar as possíveis mudanças sucedidas; e devem ser de fácil obtenção para que possam ser replicados com certa periodicidade, a fim de que traduzam as modificações ocorridas em um dado local ao longo do tempo (TOLEDO, 2005).

A eficácia dos indicadores ambientais pode ser avaliada pela sua capacidade de evidenciar a pressão que está gerando o impacto, o estado em que se encontram as características ambientais analisadas, e versar sobre as possíveis ações que mitigariam os problemas verificados. Para tanto, eles devem ter relações estreitas com os problemas ambientais abordados, fazer parte de um pequeno conjunto para fornecer uma abordagem precisa, ser bem definidos para evitar confusões de interpretação e serem confiáveis e práticos para relatar as condições existentes (MORAES et al., 2010).

Tão relevante quanto a seleção de um indicador com base nas características mencionadas anteriormente é a transparência no seu processo de construção, devendo ser claramente detalhada a metodologia adotada para escolha e caracterização, deixando evidente a relação entre conceito e medida (TOLEDO, 2005).

Dentre os indicadores biológicos mais relevantes, em termos de fornecimento de dados sobre a condição do ecossistema, está a vegetação. As plantas apresentam respostas relativamente rápidas às variações ambientais por serem organismos pouco tolerantes às alterações causadas pela degradação. Além disso, através da escolha de uma dada espécie vegetal para ser utilizada como indicador, muito se consegue inferir sobre o estado geral do local em decorrência da distribuição estratégica de seus representantes dentro de um fragmento florestal, os quais interagem com a fauna presente e atuam na manutenção e conservação dos elementos físicos locais (CARIGAN; VILLARD, 2002; LIMA et al., 2011).

Os índices ambientais também são importantes ferramentas para estimar a sustentabilidade quando se pretende realizar uma avaliação ambiental em determinado sistema porque eles fornecem explicações dos mecanismos e lógicas atuantes em determinada área, quantificando os fenômenos mais importantes ocorrentes no local e desvendando como as ações antrópicas afetam a paisagem, alertando sobre os riscos à sobrevivência humana e prevendo situações futuras (SICHE et al., 2007). Sua criação tem por objetivo subsidiar ações conservacionistas que auxiliem na tomada de decisões sobre monitoramento, manejo, restauração e conservação das áreas analisadas, a fim de se preservar a capacidade destas permanecerem na paisagem (PESSOA et al., 2009).

O grande problema nos índices atuais é que grande parte deles está focado em trabalhar com áreas relativamente bem conservadas, a fim de se estabelecer padrões como ótimos, aferidos com base em áreas mais atrativas, do ponto de vista ecológico, por serem mais preservadas. Pensando em solucionar problemas urgentes, é chegada a hora de criar índices que indiquem gradientes de degradação, buscando calibrar os indicadores e quem sabe enfrentar estes problemas como uma oportunidade de realizar projetos experimentais a este respeito (METZGER; CASATTI, 2006).

Estudar a vulnerabilidade de áreas naturais proporciona conhecimento sobre a sua situação atual e fornece indícios do que pode acontecer no futuro com o local, na medida em que são evidenciadas suas fragilidades diante do seu entorno (LIMA et al., 2011). O uso de índices e indicadores, portanto, é fundamental para alertar os tomadores de decisão sobre quais são as questões prioritárias concernentes à sua conservação, uma vez que podem apontar ou sugerir quais as frentes de ação necessárias para tornar mais efetiva a conservação de um fragmento (SILVA, 2007).

1.2 Métricas da Paisagem

Nos centros urbanos, a expansão antrópica tende a ocorrer de forma pouco ordenada e planejada. Assim, a análise das métricas da paisagem se faz importante para entender os limites impostos aos remanescentes vegetais e como estes são afetados em suas potencialidades. A inter-relação do homem com seu espaço de vida tem ligação direta com o estado que os fragmentos urbanos apresentam, no entanto, são poucos os estudos sobre o grau de impacto daquele sobre estes (METZGER, 2001).

O advento da tecnologia para obtenção de imagens aéreas e de satélite foi fundamental para que se tornasse possível uma análise espacial da paisagem e a criação

de ferramentas computacionais possibilitou o tratamento dessas imagens, viabilizando aliar as análises da paisagem aos estudos práticos, obtendo resultados mais completos sobre a pluralidade dos fatores que agem sobre um dado local (METZGER, 2001).

A ecologia de paisagens é a área da ciência que estuda como se dá a estruturação, funcionalidade e dinâmica de ecossistemas heterogêneos que apresentam grande interação entre si. Nela são analisados os efeitos ecológicos em escalas espaciais amplas, buscando captar como esta dinâmica entre áreas distintas afeta a dinâmica interna de cada uma delas, desvendando como as consequências do padrão espacial se expressam nos processos ecológicos (METZGER, 2001).

É clara a influência da Teoria da Biogeografia de Ilhas (MAC ARTHUR; WILSON, 1967) e do Conceito de Metapopulações (LEVINS, 1969) sobre a ecologia de paisagem, pois tais estudos forneceram arcabouço teórico para que fosse possível relacionar os processos ecológicos ao padrão espacial. Segundo estas teorias, métricas espaciais como os tipos de manchas e matrizes da paisagem, seus tamanhos, formatos e conectividade são fatores essenciais na determinação da dinâmica ecológica, de forma que devem ser levados em conta quando se realiza análises nas áreas de ecologia de populações, comunidade, ecossistema e até mesmo genética evolutiva (BROWN; LOMOLINO, 2006).

Entende-se por matriz a unidade de paisagem que controla a sua dinâmica, por ser a área mais representativa em uma paisagem ou por apresentar maior grau de conexão do seu território; em estudos relacionados à fragmentação, ela pode ser entendida como o conjunto de unidades de não habitat para uma dada formação estudada (tanto para comunidades quanto para espécies). Já as manchas podem ser definidas como unidades de paisagem formadas por áreas homogêneas, que claramente se distinguem de suas áreas vizinhas por sua natureza e aparência (MATTE, 2009; METZGER, 2001).

Diante da fragmentação e do isolamento, a deterioração dos remanescentes florestais é ditada pelas características do ambiente ao qual estão inseridos, de forma que variações em seu tamanho, formato e tipo de vizinhança podem ser fundamentais na influência do número de espécies capazes de chegar e permanecer nestes locais (SALLES; SCHIAVINI, 2007).

Remanescentes florestais de grandes extensões tendem a ser encarados como mais importantes para a conservação do que áreas diminutas porque, além de serem menos afetados pelo efeito de borda (MURCIA, 1995), devem abrigar maior variabilidade de habitats e conseqüentemente maior número de espécies e suas populações. Entretanto, o

manejo de fragmentos menores é de extrema importância para a conservação de plantas, invertebrados e pequenos vertebrados, os quais são elementos importantes para a estruturação dos ambientes naturais; além de aumentar a variedade de tipos de habitats protegidos e permitir a recolonização de áreas maiores que passem por doenças ou catástrofes que dizimem suas populações (PRIMACK; RODRIGUES, 2010).

Além disso, fragmentos com áreas pequenas podem apresentar grande importância para a manutenção da conectividade espacial entre os fragmentos florestais maiores presentes na paisagem, pois além de servirem como locais de interligação direta entre áreas extensas, atuam como pontos de parada (*stepping-stones*) que facilitam o deslocamento de espécies ao proporcionar locais de abrigo, repouso e alimentação, estimulando o fluxo gênico na paisagem (METZGER, 2001), participando determinantemente da conservação de fragmentos maiores dispersos pela paisagem (TROIAN et al., 2011).

Este estímulo à conectividade é de extrema importância para a manutenção da vida nos fragmentos de maior porte porque suavizam as barreiras impostas pelas matrizes, possibilitando a dispersão dos organismos entre os remanescentes presentes na paisagem, fortalecendo e incrementando a estrutura e função das comunidades florestais (METZGER, 2001).

A forma que um fragmento florestal apresenta também irá influenciar diretamente seus processos internos e, conseqüentemente, a sua conservação. As proporções das áreas de contato com o meio externo de um fragmento estão diretamente ligadas a seu grau de integridade, na medida em que o aumento destas áreas de contato com o entorno aumenta as fragilidades que o efeito de borda pode ocasionar nos remanescentes vegetais (DACANAL, 2011). A distância do centro do fragmento até a borda é de fundamental importância para a relação entre a área e o efeito de borda sofrido por ela, de modo que áreas com formato próximo ao circular tendem a sofrer os efeitos oriundos do meio externo de forma mitigada quando comparadas aos que ocorrem em áreas de formatos mais alongados e linearizados (PRIMACK; RODRIGUES, 2010).

O desafio de conservar a biodiversidade regional em áreas urbanas esbarra justamente em limitantes como tamanho, forma e grau de isolamento que os fragmentos florestais apresentam. Isso ocorre porque, além das interações ecológicas internas e a reação aos eventos externos, tais áreas tem suas dinâmicas muito afetadas pelas métricas impostas pela paisagem, havendo influência determinante destas nos fenômenos biológicos que modificam a natalidade e mortalidade de plantas e animais pela quebra

de suas interações, pela deriva genética e pelo efeito de borda (VIANA; PINHEIRO, 1998).

2. OBJETIVOS

- Adaptar um índice de integridade biótica para uso em área de Floresta Estacional Semidecidual fragmentada no Estado de São Paulo;
- Testar a eficiência do índice adaptado no diagnóstico da integridade biótica de fragmentos florestais inseridos em matriz urbana;
- Analisar se há relação entre as métricas da paisagem e a integridade ecológica em fragmentos urbanos.

3. DESENVOLVIMENTO

Os produtos deste estudo foram elaborados no formato de dois artigos científicos, os quais foram submetidos para publicação em revistas da área de Ciências Ambientais. O Artigo 1, “Adaptação de um índice de integridade biótica para uso em florestas urbanas” (Tópico 4.1), trata da adaptação de um índice de integridade biótica para aplicação em fragmentos urbanos. O Artigo 2, “Integridade biótica em fragmentos urbanos e sua relação com a estrutura da paisagem” (Tópico 4.2), trata da relação que as métricas da paisagem apresentam com a integridade de fragmentos inseridos em matrizes urbanas.

3.1 Área de Estudo

A cidade de Sorocaba, localizada na latitude S 23°23’38” e longitude O 47°29’04”, dista aproximadamente 90 Km da cidade de São Paulo e tem como municípios confrontantes ao norte Porto Feliz, a sul Votorantim, a leste Mairinque, a oeste Araçoiaba da Serra, a nordeste Itu, a sudoeste Salto de Pirapora, a noroeste Iperó e a sudeste Alumínio (IBGE, 2015).

Caracterizada como uma cidade de economia prioritariamente industrial, Sorocaba teve suas primeiras transformações paisagísticas em 1870, com a construção da Estrada de Ferro Sorocabana, responsável pelo início do processo de desenvolvimento regional e sustentação para o estabelecimento de diversas indústrias no século XX

(CARVALHO, 2008). A proximidade com grandes cidades e o notório crescimento econômico do município culminou com acentuada fragmentação de habitat, correspondendo à conversão de áreas naturais em áreas urbanas (MELLO, 2012).

Mesmo com a forte degradação decorrente do crescimento da cidade, o município ainda abriga alguns fragmentos de vegetação, os quais, mesmo isolados e de pequeno porte, merecem estudo e proteção. A maior parte destes fragmentos localiza-se nas porções leste e sudeste do município, em locais próximos a corpos d'água ou de relevo acentuado, que por serem de difícil acesso à ocupação acabam sobrevivendo na paisagem (SOROCABA, 2014).

Diante das pressões impostas pelo contexto majoritariamente urbano aos remanescentes vegetais ainda existentes no município, foi elaborado o Plano Municipal de Mata Atlântica, visando proteger os fragmentos deste bioma mediante restauração das áreas degradadas e recuperação dos fragmentos tidos como relevantes para projetos de conexão através da criação de corredores ecológicos, com o objetivo de permitir maior estabilidade das áreas verdes locais (SOROCABA, 2014).

Neste contexto, para o desenvolvimento do presente estudo foram selecionadas áreas do Município de Sorocaba nas quais há formação florestal, com fragmentos de tamanhos a partir de 0,3ha contínuos, que estão inseridas no perímetro urbano (matriz urbana – zonas de uso industrial, residencial ou comercial) e cujo acesso para pesquisa não tenha sido negado. Assim, foram analisados 23 remanescentes florestais que se configuram como parques urbanos, parques naturais municipais, áreas de preservação permanente e reserva legal de condomínios.

A Figura 1 apresenta o mapa de localização do município de Sorocaba no Estado de São Paulo e traz em destaque a região urbana consolidada da cidade, bem como a localização dos fragmentos estudados neste projeto, os quais têm sua localização detalhada na Tabela 1.

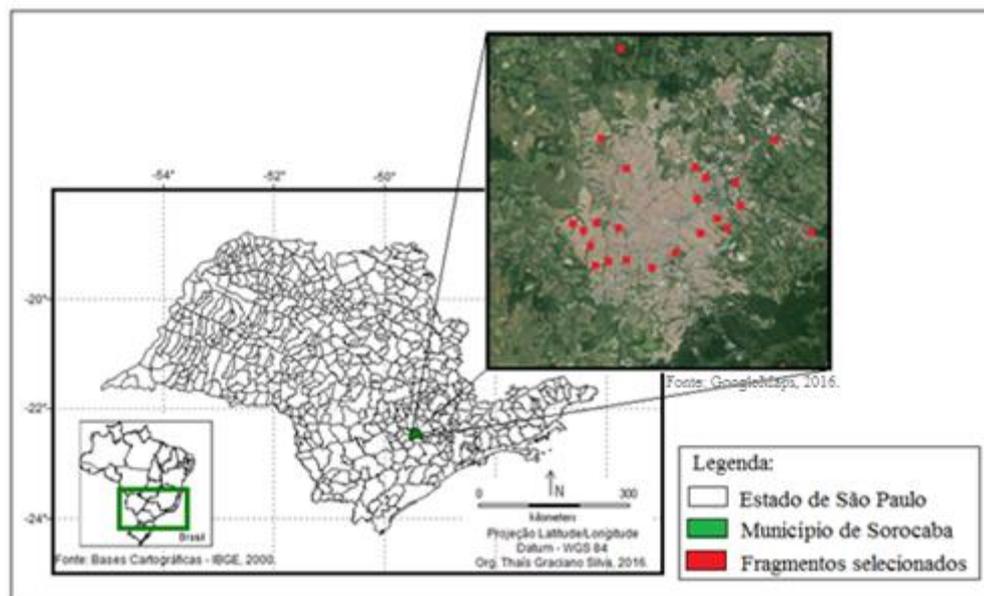


Figura 1: Localização da área de estudo e distribuição dos 23 fragmentos analisados no perímetro urbano do município de Sorocaba.

Figure 1: Location of the study area and distribution of the 23 fragments analyzed in the urban perimeter of the city of Sorocaba.

Tabela 1: Coordenadas geográficas dos 23 fragmentos analisados.

Table 1: Geographic coordinates of the 23 fragments analyzed.

Fragmentos	Coordenadas Geográficas
Condomínio Villa dos Ingleses	S 23°31.180' / O 47°30.130'
Jardim Gonçalves	S 23°29.815' / O 47°25.493'
Jardim Simus	S 23°29.973' / O 47°29.506'
Jardim Wanel Ville	S 23°29.944' / O 47°30.811'
Parque Brigadeiro Tobias	S 23°30.404' / O 47°21.797'
Parque Carlos Alberto de Souza	S 23°31.338' / O 47°27.896'
Parque da Biquinha	S 23°30.937' / O 47°27.274'
Parque Jardim Botânico	S 23°27.912' / O 47°26.310'
Parque João Cândio Pereira - Água Vermelha	S 23°31.218' / O 47°29.227'
Parque Linear Armando Panunzio	S 23°28.590' / O 47°26.120'
Parque Miguel Gregório de Oliveira	S 23°29.700' / O 47°31.093'
Parque Natural Chico Mendes	S 23°28.608' / O 47°24.767'
Parque Natural Dr. Braulio Guedes da Silva	S 23°29.322' / O 47°24.536'
Parque Natural Juracy Antônio Boaro	S 23°27.804' / O 47°29.048'
Parque Natural Municipal Corredores da Biodiversidade	S 23°23.498' / O 47°28.487'
Parque Ouro Fino	S 23°29.785' / O 47°30.273'
Parque Pedro Paes de Almeida - Horto Municipal	S 23°26.471' / O 47°30.030'
Parque Quinzinho de Barros - Zoológico	S 23°30.420' / O 47°26.289'
Parque Raul de Moura Bittencourt	S 23°26.928' / O 47°23.141'
Parque Três Meninos	S 23°30.156' / O 47°25.206'
Parque Yves Ota	S 23°28.229' / O 47°25.952'
Piazza Di Roma I	S 23°31.170' / O 47°30.030'
Piazza Di Roma II	S 23°30.590' / O 47°30.420'

3.2 Escolha e descrição dos indicadores utilizados na elaboração do índice

- Cobertura de serapilheira:

A decomposição da serapilheira constitui um importante passo no processo de transferência de nutrientes e regulação dos teores de matéria orgânica do solo, mantendo a funcionalidade dos ecossistemas e garantindo sua fertilidade para sustentação das etapas de sucessão ecológica (TURCHETTO; FORTES, 2014). Sua presença controla a amplitude térmica ao reduzir a evaporação de água e aumentar a umidade local; filtra a quantidade de luz solar que penetra do dossel, controlando os feixes de luz que chegam até o solo e desencadeiam a germinação de sementes; além de atuar como proteção ao arraste e lavagem do solo pela água das chuvas (MARAFIGA et al., 2012).

Foi considerada como serapilheira o conjunto de componentes senescentes dos vegetais, como folhas, frutos, caules, sementes e flores mais o material de origem animal e seus resíduos, quando dispostos sobre a superfície do solo (ALONSO et al., 2015).

O grau de conservação, idade e a composição florestal, bem como os fatores bióticos e abióticos, podem alterar ou afetar a produção e ciclagem de nutrientes da serapilheira (SCORIZA; PIÑA-RODRIGUES, 2013). Assim, ao analisar seu conteúdo para uma dada formação florestal, é necessário conhecimento sobre o solo, a vegetação, a densidade arbórea e a velocidade de transformação dos nutrientes pelo ecossistema e seus componentes (MARAFIGA et al., 2012).

Mesmo com tantas variáveis que afetam a formação de serapilheira, é possível observar certos padrões quantitativos ligados às fases de desenvolvimento das formações florestais. Para as fases iniciais e médias de sucessão costuma ser encontrado volume elevado de serapilheira quando comparado com locais que se encontram em fases sucessionais avançadas, o que se dá pelo ciclo das espécies pioneiras que acabam desempenhando papel fundamental de preparação local para os processos de sucessão (DICKOW et al., 2012). Desta forma, pela análise da sua quantidade depositada ao solo, é possível obter informações sobre o estágio sucessionais do fragmento analisado.

- Árvores mortas em pé:

A morte de organismos arbóreos pode se dar em virtude de sua idade ou como consequência de modificações bruscas nas condições microclimáticas no interior do fragmento em que habita. Essas mudanças decorrem, principalmente, da redução da umidade do ar e do aumento das temperaturas, e costumam ser observadas em áreas muito afetadas pela fragmentação e com grande exposição aos elementos de borda (CHAGAS et al., 2001). Diante destas perturbações, muitas árvores abortam suas folhas e morrem em pé, uma vez que estas alterações locais ultrapassam a tolerância fisiológica destas plantas. (LAURANCE; VASCONCELOS, 2009)

A alteração microclimática tende a assumir pouca importância em grandes áreas vegetadas cujas populações arbóreas são grandes e acabam por amenizá-las, mas, para fragmentos diminutos e cuja população florestal é pequena, tais flutuações estocásticas podem representar efeitos locais devastadores (LAURANCE; VASCONCELOS, 2009). A mortalidade das árvores em fragmentos florestais é parcialmente compensada pela retomada do banco de plântulas, que tendem a se desenvolver e fechar o espaço que foi aberto na mata; contudo, nem sempre estes locais são ocupados desta forma, podendo haver um aumento do número de cipós e conseqüente incremento na perturbação florestal (CHAGAS et al., 2001).

A fragmentação e seus conseqüentes impactos afetam os parâmetros demográficos de mortalidade e natalidade de diferentes espécies, introduzindo novos fatores na história evolutiva da fauna e da flora local, bem como na estrutura e dinâmica de um ecossistema. Os impactos sofridos pelas comunidades de polinizadores, dispersores, predadores e patógenos alteram a abundância destes organismos em áreas naturais, o que irá afetar o recrutamento de plântulas para recuperação local, desencadeando um processo de abertura para entrada de espécies exóticas e invasoras que possam encontrar, nesses novos espaços perturbados, o cenário perfeito para seu desenvolvimento (VIANA; PINHEIRO, 1998).

- Cobertura de gramíneas exóticas:

Foi considerada como gramínea exótica, prioritariamente, indivíduos do gênero botânico *Brachiaria*. Estes organismos são possuidores de grande potencial de invasão e responsáveis pela tomada de porcentagem relativa de fragmentos vegetais,

principalmente em sua área de borda, devido ao seu crescimento rápido, alta adaptação e eficiência de dispersão em locais degradados (DIAS, 2011). Por apresentarem comportamento oportunista, bem sustentado pelas características de seu ciclo de vida, essas gramíneas acabam vencendo a disputa de recolonização de áreas perturbadas, tomando o lugar de gramíneas nativas ou demais espécies que ocupariam o sub-bosque no processo de sucessão ecológica (FREITAS;PIVELLO, 2008).

Gramíneas exóticas invadem ambientes naturais e geram grande ameaça à biodiversidade local devido a adaptações como produção de sementes de tamanhos reduzidos e em grande quantidade, que são facilmente dispersas pelo vento; formação de banco de sementes com grande longevidade no solo; reprodução por brotação, além de apresentarem ciclo reprodutivo rápido; grande eficiência fotossintética e na utilização dos nutrientes; altas taxas de crescimento; e tolerância ao desfolhamento e herbivoria, características que podem provocar alterações determinantes nos ecossistemas nos quais se inserem (ZUPO, 2010; DIAS, 2011).

- Outras espécies exóticas:

As espécies exóticas são a segunda maior causa de perda de biodiversidade no mundo, perdendo apenas para a fragmentação de habitats, na medida em que seu ingresso em um fragmento pode levar ao desaparecimento de espécies nativas como decorrência de sua grande capacidade de promover alterações no funcionamento do ecossistema (PRIMACK; RODRIGUES, 2010).

Isso ocorre porque essas espécies ameaçam a flora local, especialmente nas fases iniciais de sucessão ao provocar a repressão e exclusão dos espécimes nativos por competição, já que muitos destes espécimes exóticos não apresentam predadores ou doenças que afetem seu desenvolvimento nos novos habitats que conquistaram. Eles ainda podem atuar como barreira para a regeneração natural das espécies nativas ao provocar falhas no recrutamento de plântulas por meio de mecanismos de inibição (DIAS, 2011).

Para este indicador, foram consideradas apenas as espécies vegetais, não sendo analisada a presença de espécies exóticas animais. As espécies mais comumente encontradas em áreas urbanas são dos gêneros *Bambusa*, *Eucalyptus*, *Leucaena* e *Pinus*.

- Cipós:

Foram consideradas como cipós plantas como as lianas, componentes naturais de florestas tropicais que utilizam a arquitetura de outros indivíduos vegetais para a obtenção de apoio mecânico para o seu crescimento em altura (CARVALHO et al., 2011; UDULUTSCH, 2004). Apesar de não apresentarem capacidade de auto-sustentação, as lianas germinam no solo e mantêm contato com ele em todo seu ciclo de vida, uma vez que são plantas trepadeiras lenhosas, vasculares, autotróficas e não parasitam as árvores em que se apoiam (SFAIR, 2011).

Não obstante não possuírem qualquer mecanismo para obtenção direta de nutrientes das árvores hospedeiras, as lianas crescem em direção ao dossel formando emaranhados que realizam o sombreamento do sub-bosque e dos organismos que lhe servem de suporte, acabando por competir com estes por água, luz e nutrientes (UDULUTSCH, 2004).

A ocorrência de lianas, entretanto, pode representar um incremento à diversidade taxonômica de um fragmento florestal, além de ser um importante complemento à biomassa foliar de florestas tropicais devido à alta razão entre suas folhas e caule (CARVALHO et al., 2011). Quanto à dinâmica florestal, elas atuam nos processos de transpiração e sequestro de carbono, na estabilidade do microclima florestal e na ciclagem de nutrientes, conferindo melhores condições de germinação e permanência de plântulas de espécies arbóreas (BOURLEGAT et al., 2013).

Quando alcançam diâmetros maiores, este grupo de plantas passa a desenvolver importantes funções ecológicas, pois se integra ao ciclo de outros organismos, fornecendo recursos alimentares como néctar, pólen e frutos para fauna em períodos de escassez por parte das espécies arbóreas (TIBIRIÇÁ et al., 2006), além de representar um agente facilitador de acesso às copas para animais arborícolas (PUTZ, 1984).

Em geral, sua ocorrência está diretamente ligada à disponibilidade de suporte, à idade do fragmento florestal e à escala de distúrbios sofrida por uma dada área, o que a configura como espécie indicadora do estado apresentado pelo remanescente. Em florestas tropicais de estágio sucessional mais avançado, a ocorrência de lianas lenhosas de diâmetro elevado costuma ser mais frequente, enquanto sua forma emaranhada (herbácea ou lenhosa com pequeno diâmetro) costuma ser observada em estágios sucessionais primários. (CARVALHO et al., 2011).

- Clareiras:

Clareiras naturais, geradas pela queda de árvores, são mecanismo de manutenção da diversidade de espécies em florestas tropicais porque possibilitam a presença de nichos distintos de colonização e a coexistência de espécies com diferentes histórias de vida em um mesmo local. Sua importância se estende à distribuição de espécies arbóreas em florestas tropicais e subtropicais, uma vez que é através do regime de luz que chega aos diferentes estratos arbóreos que se dará a ocorrência de espécies com distintas tolerâncias à luminosidade ou necessidade de sombreamento, sendo as clareiras elementos importantes na ecologia destas áreas (GANDOLFI et al., 2009).

Contudo, em áreas nas quais as perturbações são frequentes e o número de clareiras é elevado, é esperado que sua quantidade e tamanho sejam indicativos de que há certo desequilíbrio ecológico. Nessas hipóteses, costuma-se observar que esta comunidade passa a ser marcada pela presença de espécies de rápida introdução e desenvolvimento, cujo ciclo afeta negativamente o desenvolvimento do sub-bosque e do estrato arbóreo local (UDULUTSCH, 2004).

A abertura de clareiras altera a quantidade de luz que entra no fragmento e chega ao solo, alterando, assim, a temperatura e umidade local, o que desencadeia diversas modificações no meio biótico. Estas condições microclimáticas, por sua vez, irão variar de acordo com a forma, orientação, tamanho e duração do período luminoso diário, da altura da vegetação vizinha, da inclinação do terreno, dos restos de árvores depositadas no solo e da vegetação já existente, podendo ser mais ou menos prejudicial aos organismos florestais ou até mesmo favorecer a chegada e desenvolvimento de novas espécies (LIMA; GANDOLFI, 2009; JARDIM et al., 2007; SANTOS, 2005).

Clareiras pequenas formadas, por exemplo, pela queda de galhos, não costumam gerar tantas modificações internas, já que a abertura gerada é diminuta e é facilmente recomposta pelo crescimento lateral de espécies de clímax, enquanto a abertura gerada por grandes clareiras tende a ser colonizada por espécies pioneiras do banco de sementes e plântulas ou que consigam chegar até o local (LIEBERG, 2003). O que se constata é que, na abertura de clareiras intermediárias, há rápido crescimento de arbustos já estabelecidos, bem como o desenvolvimento acelerado de lianas, o que acaba amenizando a intensidade de luz que chega até o solo e impossibilitando o desenvolvimento das plântulas do sub-bosque (SANTOS, 2005).

Não é apenas o tamanho da clareira formada que vai determinar o modo de regeneração, mas também a composição e a distribuição das espécies na floresta, bem como seu nível de estágio de desenvolvimento, irão ditar a velocidade e o modo de ocupação (DENSLOW, 1980; WHITMORE, 1989). Desta forma, o histórico de clareiras de uma dada área irá moldar o cenário e a variedade de espécies que ocorrem em um fragmento, sendo um dado importante para entender os processos de sucessão ecológica e as necessidades de manejo locais (LIMA; GANDOLFI, 2009; OLIVEIRA et al., 2001).

- Epífitas vasculares:

Epífitas são organismos vegetais que vivem sobre outras plantas com a finalidade de obter suporte mecânico e se beneficiar do seu substrato, mas sem parasitar seu organismo de apoio, característica que gera uma das interações biológicas responsáveis por grande parte da riqueza específica das florestas tropicais (MANIA, 2013). Elas são organismos de grande importância ecológica, pois ajudam na promoção do equilíbrio interativo entre flora e fauna, uma vez que servem de microambientes à fauna de dossel, proporcionando-lhes recursos alimentares como frutos, néctar, pólen e água, além de poderem atuar como locais de reprodução de anfíbios e répteis, e de finalização da fase larval para alguns insetos (CESTARI, 2007; GERALDINO et al., 2010).

Em florestas tropicais, constituídas por árvores altas e sub-bosque sombrio e úmido, elas podem ser facilmente encontradas nos galhos e troncos das árvores, onde a incidência de raios solares tende a ser maior e acaba por compensar a baixa fertilidade à qual estão submetidas por não estarem em contato com o solo (ROGALSKI; ZANIN, 2003; CESTARI, 2007). Enquanto o dossel oferece maior luminosidade que o sub-bosque, na região das copas há significativa privação de nutrientes, que junto do estresse hídrico e da instabilidade do substrato que a sustenta torna a sobrevivência destes organismos mais sensível (MANIA, 2013).

Além disso, a presença de epífitos está condicionada a parâmetros quantitativos dos indivíduos que lhes servem de suporte, como o diâmetro de seus troncos, o volume de suas copas, além de suas altura e idade (BREIER, 2005). Fatores como concentração de CO₂ e variações de umidade e luminosidade também podem influenciar os padrões de distribuição e abundância de epífitas vasculares (MANIA, 2008).

Esses indivíduos são ótimos indicadores do estado de conservação, uma vez que sua dependência da umidade atmosférica, da sombra e do substrato proporcionados por indivíduos arbóreos faz com que sua ocorrência esteja condicionada a formações florestais em estágio clímax, sendo os distúrbios florestais sentidos diretamente por elas pelo efeito negativo impactante às suas condições de vida (MANIA, 2013).

Por serem organismos altamente sensíveis, e apresentarem capacidade de acumular em seus tecidos elementos químicos retirados da atmosfera, elas ainda podem fornecer indícios de perturbações antrópicas, uma vez que servem de bioindicadoras de mudanças climáticas, poluição e danos aos ecossistemas (BREIER, 2005).

O estudo da comunidade epifítica presente em determinada área pode esclarecer sua estrutura e seu grau de preservação (BREIER, 2005), na medida que elas ainda atuam como indicadoras de estágio sucessional, já que sua presença e diversidade costumam ser maiores em comunidades primárias quando em comparação com as secundárias (GERALDINO et al., 2010).

Para este indicador foram considerados os indivíduos pertencentes à família Bromeliaceae e espécies epífitas da família Cactaceae que estivessem localizados nos troncos das árvores.

- Orquídeas:

A maior parte das orquídeas são plantas epífitas que se apoiam em um hospedeiro para obter fixação, no entanto, nada dependem dele, sendo sua nutrição realizada por raízes aéreas que captam a umidade proveniente da água das chuvas, do orvalho noturno e da umidade relativa do ar. Por este motivo, elas são organismos extremamente frágeis, não subsistindo diante de perturbações hídricas ou salinas relativamente leves, como ocorre com espécies de plantas terrestres (LONE et al., 2010).

Em áreas tropicais, as orquídeas crescem em troncos de árvores ou galhos que não recebam iluminação direta, protegendo-se da luz solar por se abrigarem em áreas de dossel fechado. Suas espécies possuem vários recursos florais, o que reflete em uma variedade de mecanismos de polinização e as torna um grande atrativo para insetos e aves (KRAHL et al., 2015).

Diversas espécies de orquídeas estão ameaçadas de extinção em estado silvestre, seja por suas exigências ecológicas ou pela coleta para comercialização e reprodução

em viveiros, o que faz de sua ocorrência cada vez mais rara em ambientes naturais (LONE et al., 2010).

- Palmeiras:

As palmeiras são as plantas vasculares mais populosas em florestas tropicais, sendo de grande importância para a estruturação ecológica destes locais, já que seus frutos são utilizados como importante fonte de alimento para insetos, peixes, répteis, aves, mamíferos não-voadores e morcegos (PIRES, 2006). Seus ciclos de vida proporcionam frutos e sementes em todas as épocas do ano, inclusive nos períodos em que os frutos de outras árvores se tornam escassos, o que as torna um recurso-chave para sobrevivência de populações de frugívoros tropicais (SALM et al., 2011).

Diversas espécies de palmeiras estão ameaçadas pelo processo de fragmentação florestal porque sua dispersão depende de animais que, frequentemente, encontram barreiras territoriais para se dispersarem na paisagem, o que acaba levando à diminuição do recrutamento de plântulas (PIRES, 2006).

Sabe-se que o tamanho dos fragmentos afeta a presença da espécie, sendo encontrada menor riqueza e densidade de plântulas em fragmentos pequenos e não contínuos (PORTELA, 2008), nos quais também é observado certo declínio populacional de palmeiras em decorrência do aumento das taxas de predação de sementes, exploração destrutiva dos indivíduos adultos e predação por animais domésticos (SALM et al., 2011).

As espécies nativas mais comuns encontradas na região de estudo são *Syagrus romanzoffiana*, *Syagrus oleraceae* e *Attalea geraensis* (COELHO et al., 2016; CORRÊA et al., 2014; KORTZ et al., 2014).

- Espécies tardias e/ou ameaçadas no dossel:

A escolha de quais espécies seriam avaliadas no indicador “espécies tardias e/ou ameaçadas no dossel” se deu a partir da análise de levantamentos fitossociológicos realizados em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, sendo selecionadas espécies tardias que sabidamente apresentam algum grau de ameaça e que podem ocorrer nas áreas visitadas por já terem sido encontrados em outros fragmentos da região (ALBUQUERQUE; RODRIGUES, 2000; COELHO et al. 2016; CORRÊA et al.,

2014; KORTZ et al. 2014), sendo então selecionadas as espécies jequitibá, peroba-rosa, copaíba e cedro.

O jequitibá (*Cariniana estrellensis* (Raddi) Kuntze) é uma árvore típica de estádios sucessionais mais avançados, assim, sua presença pode ser indicativo de proximidade ao estado clímax de florestas. Sua ocorrência vem sendo reduzida em decorrência dos processos de degradação de ambientes naturais e por exploração indevida (GUIDUGLI, 2011).

A peroba-rosa (*Aspidosperma polyneuron* Müll. Arg.) apresenta-se como uma espécie secundária tardia, sendo encontrada em estádios de clímax de todos os estratos florestais, apresentando, inclusive, regeneração natural considerada satisfatória, por ser tolerante à sombra (FONSECA, 2001).

A copaíba (*Copaifera langsdorffii* Desf.) é uma espécie heliófita tolerante à sombra, considerada como secundária tardia a clímax. Ela pode ser encontrada em áreas que variam de degradadas até locais de mata bem constituída com dossel fechado, em vários estágios de sucessão e abrangendo uma ampla distribuição fitoecológica (SALGADO et al., 2001).

O cedro (*Cedrela fissilis* Vell.) é uma espécie de grande ocorrência em regiões de transição entre Mata Atlântica e Cerrado, sendo considerada secundária tardia, por depender de luz indireta para se desenvolver, sendo costumeiramente encontrada em clareiras pequenas, nas quais apresenta relevante capacidade de regeneração (CORVELLO et al., 1997).

- Espécies lenhosas tardias e/ou ameaçadas no sub-bosque:

Entende-se por sub-bosque a vegetação baixa presente no interior de florestas e fragmentos florestais. Nela predominam arbustos, vegetação rasteira, musgos e espécies hidrófilas que formam um nicho ecológico de grande importância para o ecossistema que constituem. Este estrato ainda auxilia no equilíbrio dinâmico da floresta ao realizar a manutenção da fertilidade do solo, protegê-lo contra a lavagem pelas enxurradas, condicionar locais para as plantas superiores e seus bancos de semente e por abrigar espécies atrativas para a fauna e para diversos polinizadores (SOUZA et al., 2009).

Os organismos presentes no sub-bosque atuam como importantes indicadores uma vez que este estrato arbóreo é muito sensível às alterações microclimáticas, de forma que sua composição florística pode traduzir o estado de conservação local; além disso, a

análise dos organismos que nele ocorrem é fundamental para o entendimento do potencial local a longo prazo (GOMES-WESTPHALEN et al., 2012), já que é ele que abriga os organismos jovens que potencialmente atingirão o estrato arbóreo e onde se dá o processo de regeneração e dinâmica de substituição das espécies em diferentes momentos no decorrer da sucessão (SWAINE; WHITMORE, 1988).

Dentre a infinidade de organismos vegetais, vasculares e lenhosos, que compõem o sub-bosque, foram selecionadas espécies de Meliaceae, Myrtaceae e Rubiaceae para serem analisadas por este indicador, uma vez que estes grupos costumam ser representativos para as áreas de Floresta Estacional Semidecidual (DANIEL; ARRUDA, 2005; MARTINS et al., 2008; KINOSHITA et al., 2006), além apresentarem espécies com formas de vida representadas desde arbustos até espécies arbóreas, compondo estratos diferenciados das florestas (SOUZA et al., 2009).

Muitas espécies de Meliaceae possuem indivíduos de porte arbóreo que desempenham papéis estruturais em fragmentos florestais. No entanto, eles têm sido intensamente explorados para comercialização de madeira, que desperta grande interesse econômico em regiões tropicais (GOUVÊA, 2005). Espécies do gênero *Trichilia* são comuns em áreas de florestas estacionais bem conservadas, além de muitas delas estarem ameaçadas de extinção (IUCN, 2015).

As Myrtaceae são conhecidas pelos seus importantes papéis ecológicos na produção de frutos suculentos e carnosos que servem de fonte de alimento para fauna silvestre, sendo consumidos principalmente por aves, roedores, macacos, morcegos e peixes (MORAIS et al., 2014). Em decorrência deste atrativo para fauna, sua presença no sub-bosque de áreas perturbadas funciona como indício de recuperação e reestabelecimento de funções ecológicas básicas (SILVA, 2009).

As espécies de Rubiaceae estão marcadamente presentes em ambientes de transição do bioma Cerrado para o de Mata Atlântica, sendo, assim, uma vegetação com características adaptativas para sobreviver nestas regiões, sendo muitas de suas espécies facilmente encontradas em áreas de florestas estacionais com sub-bosque bem sombreado. (MIATELO, 2008).

Conhecer e avaliar a riqueza das espécies que ocorrem no sub-bosque faz com que tenhamos mais ferramentas para inferir a respeito do potencial de regeneração de uma dada área, possibilitando estimar como se dará a dinâmica de substituição de espécies nas diferentes fases de sucessão (CORRÊA et al., 2014).

3.3 Organograma da metodologia geral

A Figura 2 traz as quatro etapas de aplicação da metodologia proposta, sendo elas: “Etapa 1: Seleção das áreas”, “Etapa 2: Aplicação do Índice de Integridade Biótica”, “Etapa 3: Obtenção dos dados métricos” e “Etapa 4: Análise dos dados obtidos”.

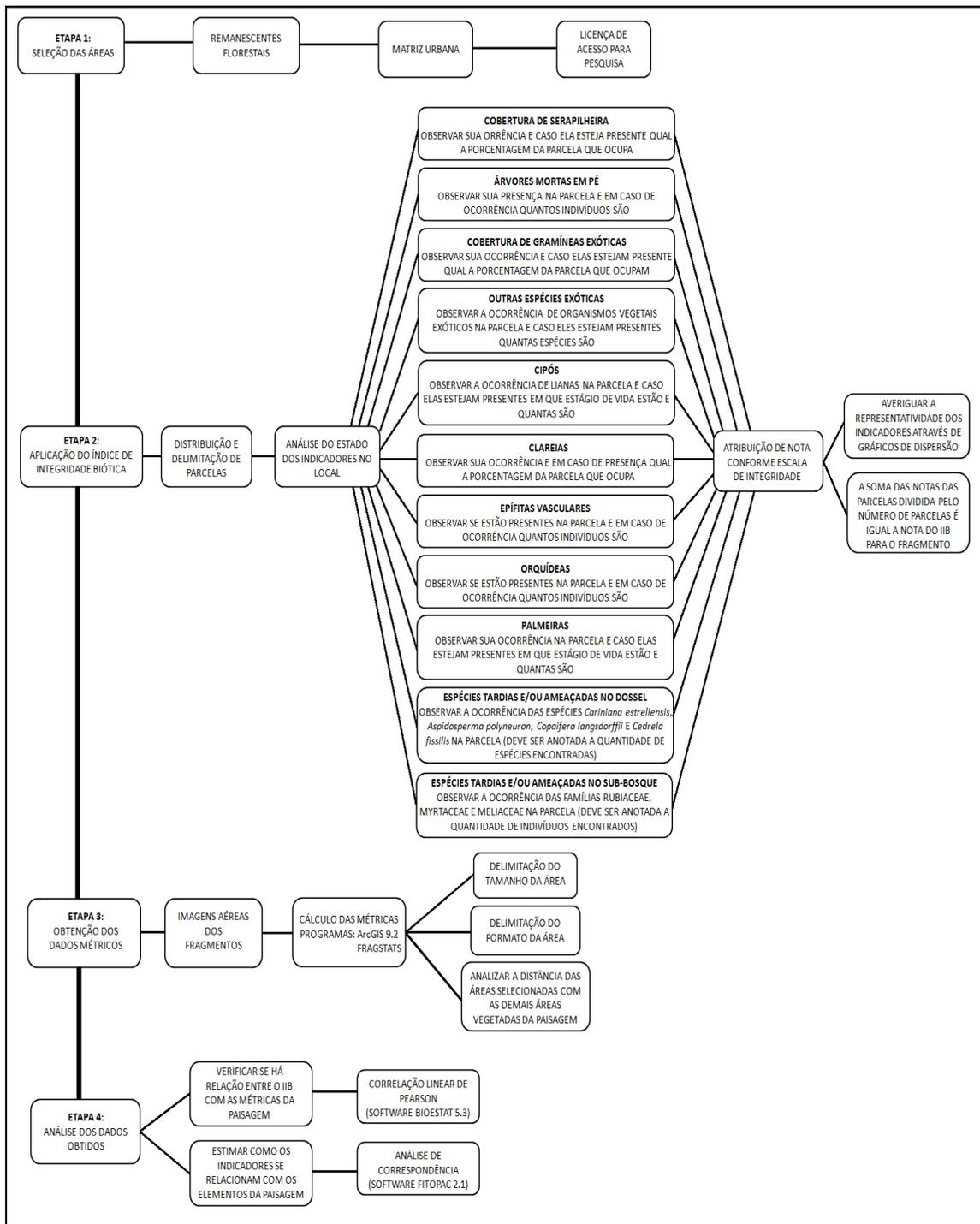


Figura 2: Etapas de aplicação da metodologia proposta.

Figure 2: Stages of application of the proposed methodology.

4. PRODUTOS

4.1 Artigo 1:

ADAPTAÇÃO DE UM ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA PARA USO EM FLORESTAS URBANAS

RESUMO

Diante da complexidade de monitorar, avaliar e planejar o manejo de fragmentos urbanos, o uso de índices é um modo fácil e rápido de obtenção de dados relevantes, que permite a obtenção de informações mensuráveis em campo e de parâmetros para realização de comparações e análises diagnósticas. O presente estudo teve por objetivo adaptar um índice de integridade biótica para uso em áreas de Floresta Estacional Semidecidual, bem como testar sua eficiência no diagnóstico da integridade biótica de fragmentos florestais inseridos em matriz urbana. Este índice é composto por 11 indicadores ecológicos e foi aplicado em 23 remanescentes florestais localizados na cidade de Sorocaba/SP. Dentre eles, 15 foram classificados com baixa integridade e 8 como integridade regular, indicando que a maioria destas áreas carecem de esforços voltados para sua conservação a fim de que continuem exercendo suas funções ecológicas. Ao verificar a eficiência dos indicadores que compõem o índice, destaca-se a necessidade de realizar algumas adaptações quanto aos utilizados e suas classes de integridade, contudo, os resultados obtidos foram considerados satisfatórios, uma vez que geraram diferenciações na classificação da integridade biótica das áreas analisadas que são condizentes com o observado em campo.

Palavras-chave: Índice Ecológico; Floresta Estacional Semidecidual; Remanescentes Vegetais.

ADAPTATION OF A BIOTIC INTEGRITY INDEX FOR USE IN URBAN FORESTS

ABSTRACT

Given the complexity of monitoring, evaluating and planning management of urban fragments, using indexes is a quick and easy way to obtain relevant data, which allows the acquisition of measurable information in the field and parameters for comparisons and diagnostic analysis. This work's objective is to adapt a biotic integrity index to be applied in areas of seasonal semideciduous forest as well as test its efficiency in the diagnosis of biotic integrity of forest fragments inserted into urban matrix. This index comprehends 11 ecological indicators and was applied in 23 forest fragments located in the city of Sorocaba/SP. Among them, 15 were classified as bearers of low integrity and 8 as regular integrity holders, indicating that most of these areas require focused efforts on conservation to maintain ecological functions relevant to their continuity. After verifying the efficiency of the indicators that make up the index, the need to adapt them and their respective classes of integrity stood out; despite that, the findings were considered satisfactory, as they attest distinctiveness in the classification of biotic integrity between areas consistent with empirical survey.

Keywords: Ecological Index; Seasonal Semideciduous Forest; Vegetation Remnants.

1. INTRODUÇÃO

As áreas urbanas se tornaram cenários de grande desafio na promoção da sustentabilidade, uma vez que se configuram como os usos do solo mais impactantes aos ecossistemas naturais e à biodiversidade neles contida ao influenciarem o clima local pela criação de ilhas de calor, contaminarem e demandarem água em excesso, alterarem a permeabilidade do solo, além de gerarem gases e partículas poluentes que aumentam os impactos decorrentes do efeito estufa (BUYANTUYEV; WU, 2010).

Estes efeitos prejudiciais são decorrentes do processo rápido e massivo da urbanização, a qual gera consideráveis mudanças nos ecossistemas naturais, alterando os ciclos biogeoquímicos e hidrológicos, fragmentando habitats e levando a perda de biodiversidade (PULIGHE et al., 2016). Desta forma, é necessário repensar como se dá

a estruturação urbana visando otimizar o uso dos espaços, promover maior qualidade de vida, incentivar a cultura e a diversidade social, minimizar o consumo de recursos e conservar os ecossistemas naturais que a compõe e sustentam (WU, 2010).

Os remanescentes vegetais urbanos são de grande importância para a continuidade e bem estar nas cidades, entretanto, são poucas as informações sobre como se dá sua dinâmica de funcionamento. Estudos sobre a biodiversidade urbana, e a adaptação da mesma às mudanças ambientais são muito importantes, para suprir esta lacuna e para subsidiar ações de recuperação e conservação da biota nativa (FONSECA; CARVALHO, 2012).

Diante das dificuldades, temporais e materiais, para o levantamento de informações fidedignas do local que se pretende conhecer, faz-se cada vez mais necessária a elaboração de modelos teóricos de avaliação rápida dos principais aspectos necessários para se diagnosticar o estado geral de uma dada área (DURIGAN et al., 2009). Esses modelos devem ser construídos levando-se em conta estudos de longo prazo em áreas conservadas, bem como os conhecimentos trazidos por trabalhos de restauração, para que seja possível estabelecer parâmetros de análise fiéis ao estado real de cada área (NALON et al., 2008).

O agrupamento de diversos indicadores importantes para realização da diagnose local otimiza o tempo despendido na obtenção de informações e possibilita maior rapidez no início das ações concretas de conservação. Desta forma, os índices visam selecionar os principais indicadores passíveis de aferição *in locu*, de forma ágil e sem que se arrisque sua incompletude ou baixa qualidade (SILVA et al., 2012).

O presente estudo teve por objetivo adaptar um índice de integridade biótica para uso em área de Floresta Estacional Semidecidual fragmentada no Estado de São Paulo, bem como testar sua eficiência no diagnóstico da integridade biótica de fragmentos florestais inseridos em matriz urbana.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

A cidade de Sorocaba, no interior do Estado de São Paulo (Figura 1), abrange área territorial de 450 Km² e apresenta população de 644.919 habitantes. Situada na latitude

S 23°23'38" e longitude O 47°29'04", encontra-se a aproximadamente 90 Km da capital (IBGE, 2015).

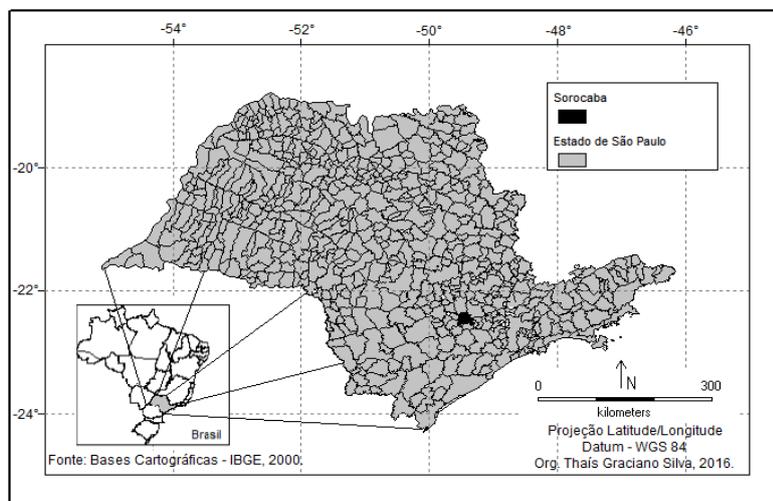


Figura 1: Localização da cidade de Sorocaba, Estado de São Paulo, Brasil.

Figure1: Location of the city of Sorocaba, São Paulo, Brazil.

Localizada na transição entre dois biomas brasileiros, a Mata Atlântica e o Cerrado (IBGE, 2015), apresenta clima, segundo a classificação de Köpen, do tipo Cwa (clima subtropical quente), caracterizado por inverno seco e verão quente, apresentando temperatura média de 22°C e pluviosidade média de 1287 mm por ano (CEPAGRI, 2015).

As áreas florestadas analisadas por este estudo localizam-se no perímetro urbano do município de Sorocaba e caracterizam-se como remanescentes vegetais configurados como parques urbanos, parques naturais municipais, áreas de preservação permanente e reserva legal de condomínios.

2.2 Coleta de Dados

Foram selecionados 23 fragmentos florestais, inseridos em matriz urbana consolidada, que configurassem áreas vegetadas de Floresta Estacional Semidecidual, com entorno industrial, residencial ou comercial. No interior de cada área vegetada, foram estabelecidas três parcelas, de 10m x 10m cada (representando a vegetação próxima à borda, em sua extensão intermediária e no interior do remanescente), a fim de se realizar uma avaliação ecológica rápida que fornecesse o diagnóstico representativo do local.

Em cada parcela foi aplicado o IIB – Índice de Integridade Biótica (MEDEIROS; TOREZAN, 2013) – devidamente adaptado com base em estudos e levantamentos previamente elaborados na região (ALBUQUERQUE; RODRIGUES, 2000; CORREA et al, 2014, COELHO et al. 2016). Dentre as alterações realizadas, os indicadores “Figuira (*Ficus* spp., Moraceae)” e “Peroba rosa (*Aspidosperma polyneuron*, Apocynaceae), contidos no índice original, foram substituídos pelos indicadores “espécies tardias e/ou ameaçadas no dossel” e “espécies tardias e/ou ameaçadas no sub-bosque”, aos quais foram atribuídas escalas de integridade específicas, além de serem atribuídas novas escalas de integridade aos indicadores que se mantiveram do índice original para que fossem adequadas aos padrões esperados para fragmentos inseridos em habitat de Floresta Estacional Semidecidual.

A aplicação do índice nos fragmentos selecionados ocorreu entre Novembro de 2015 a Abril de 2016 e se deu através da utilização de um guia de campo estruturado (Tabela 1) que orientou a atribuição de notas conforme a escala de integridade observada em cada parcela.

Tabela 1: Guia utilizado em campo para análise do IIB (modificado e adaptado de Medeiros; Torezan, 2013) e atribuição de notas para cada parcela. ¹ Considerar o número de indivíduos; ² Considerar o número de espécies; ³ Considerar indivíduos de *Cariniana estrellensis* (Jequitibá), *Cedrela fissilis* Vell.(Cedro), *Copaifera langsdorffii* Desf. (Copaíba), *Aspidosperma polyneuron* Müll.Arg. (Peroba-rosa); ⁴ Considerar indivíduos das famílias Rubiaceae, Myrtaceae e Meliaceae (*Trichillia* sp).

Table 1: Field-used guide to BII analysis (modified and adapted from Medeiros; Torezan, 2013) and grade for each plot. ¹ Consider the number of individuals; ² Consider the number of species; ³ Consider *Cariniana estrellensis* (Jequitibá), *Cedrela fissilis* Vell. (Cedro), *Copaifera langsdorffii* Desf. (Copaíba), *Aspidosperma polyneuron* Müll.Arg. (Peroba-rosa) individuals; ⁴ Consider individuals of families Rubiaceae, Myrtaceae and Meliaceae (*Trichillia* sp).

VARIÁVEL	ESCALA DE INTEGRIDADE				
	1	2	3	4	5
Cobertura de Serrapilheira	Ausente/Solo exposto	25%	50%	75%	100%
Árvores Mortas em Pé ¹	> 3	3	2	1	Ausente
Cobertura de Gramíneas Exóticas	> 50%	25-50%	Até 25%	até 10%	Ausente
Outras Espécies Exóticas ²	> 3	3	2	1	Ausente
Cipós	> 3 emaranhados (Somente finas)	2 emaranhados (Somente finas)	Ausente ou 1 emaranhado (Somente finas)	Grossas (diam.>4cm) e finas (emar.)	Lenhosas grossas (diam.>4cm)
Clareiras	> 50% ocupada por clareiras	25 a 50% ocupada por clareiras	Até 25% ocupada por clareiras	Até 10% ocupada por clareiras	Ausente
Epífitas Vasculares ¹	Ausente	1	2-4	5-9	> 10
Orquídeas ¹	Ausente	1	2	3	> 3
Palmeiras ¹	Ausente	Somente indivíduos regenerantes	1 indivíduo adulto	2 indivíduos adultos	> 2 indivíduos adultos
Espécies Tardias e/ou Ameaçadas no Dossel ^{2,3}	Ausente	1	2	3	4
Espécies Tardias e/ou Ameaçadas no Sub-bosque ^{2,4}	Ausente	1	2	3	4 ou mais

O IIB é composto por 11 indicadores, aos quais foram atribuídas notas que variam de 1 (baixa integridade) a 5 (alta integridade), e que através da sua somatória, atribuem uma classificação final relativa à integridade ambiental das parcelas analisadas (Tabela 2 – Modificada de Medeiros e Torezan, 2013). Como em cada área foram delimitadas três parcelas, a obtenção da nota final de um fragmento se deu pela média simples das notas obtidas para cada parcela.

Tabela 2: Pontuações e classes de integridade biótica passíveis de serem atribuídas pela aplicação do índice.

Table 2: Ratings and classes of biotic integrity that can be assigned by the application of the index.

Pontuação	Classe de IIB
50 - 55	Excelente
40 - 49,9	Bom
30 - 39,9	Regular
20 - 29,9	Baixa
11 - 19,9	Muito Baixa

Para analisar quais indicadores foram mais representativos para o resultado final da aplicação do índice e como se deu sua presença/ausência nas parcelas, foram elaborados gráficos de dispersão, a fim de permitir a verificação de como variou a escala de integridade para cada um dos indicadores selecionados para compor este índice. Os gráficos de dispersão foram elaborados através do cruzamento da nota do Índice de Integridade Biótica obtida por cada fragmento com a nota da escala de integridade (1 a 5 – variação que representa o estado de cada indicador) obtida para cada uma das 69 parcelas estabelecidas por este estudo, sendo esta análise realizada individualmente para cada um dos indicadores.

2.3 Áreas de Referência

Para testar os atributos atrelados a cada escala de integridade utilizada na guia de campo, bem como a nota final obtida pela aplicação do índice, este foi aplicado previamente em duas áreas de referência, seguindo a mesma metodologia já descrita, para que fosse possível verificar a adequação dos parâmetros adotados neste estudo.

O remanescente florestal escolhido para servir como “referência de área bem conservada” foi um fragmento de 2.273,60ha (S 23°25’44” / O 47°37’24”), localizado no interior da Floresta Nacional de Ipanema, uma Unidade de Conservação de Uso Sustentável cujo território legal ocupa as cidades de Iperó, Araçoiaba da Serra e Capela do Alto. Já o remanescente selecionado para servir como “referência de área degradada” possui 7,05ha e localiza-se na zona oeste da cidade de Sorocaba (S 23°29’57” / O 47°31’37”), sendo uma área que era usada para pastagem e que após 15 anos de abandono recuperou sua cobertura florestal por meio de regeneração natural.

3. RESULTADOS

As notas obtidas, após a aplicação do índice nos 23 fragmentos selecionados, variaram de 22,34 a 35,34, sendo 8 áreas classificadas com integridade regular e 15 com integridade baixa (Tabela 3).

Tabela 3: Fragmentos analisados, sua nota e classificação obtidas pela aplicação do IIB. *Áreas cuja nota do IIB é superior à 60% do índice.

Table 3: Analyzed fragments, their grade and classification obtained by the application of BII. *Areas whose note of BII is higher than 60% of the index.

Fragmentos	Nota IIB	Classificação IIB
Parque Raul de Moura Bittencourt	22,34	Baixa
Parque João Cândio Pereira - Água Vermelha	23,67	Baixa
Parque Natural Juracy Antônio Boaro	23,67	Baixa
Parque Carlos Alberto de Souza	25,34	Baixa
Parque Yves Ota	26,00	Baixa
Parque Miguel Gregório de Oliveira	26,00	Baixa
Parque Linear Armando Pannunzio	26,67	Baixa
Jardim Wanel Ville	28,00	Baixa
Piazza Di Roma II (Pablo Gomes Matielli)	28,67	Baixa
Piazza Di Roma I (Carlos David Oetterer de Almeida)	28,67	Baixa
Condomínio Villa dos Inglezes	29,00	Baixa
Parque Pedro Paes de Almeida - Horto Municipal	29,00	Baixa
Parque Jardim Botânico	29,33	Baixa
Jardim Simus	29,34	Baixa
Jardim Gonçalves	29,67	Baixa
Parque Ouro Fino	30,34	Regular
Parque Brigadeiro Tobias	30,66	Regular
Parque da Biquinha	31,00	Regular
Parque Quinzinho de Barros - Zoológico	32,67	Regular
Parque Três Meninos	33,34*	Regular
Parque Natural Municipal Corredores da Biodiversidade	33,34*	Regular
Parque Natural Dr. Bráulio Guedes da Silva	35,34*	Regular
Parque Natural Chico Mendes	35,34*	Regular

A Figura 2 mostra como cada indicador se comportou no diagnóstico das áreas estudadas, e descreve como se deu a variação das classes de integridade elaboradas nas 69 parcelas estabelecidas no interior dos fragmentos analisados.

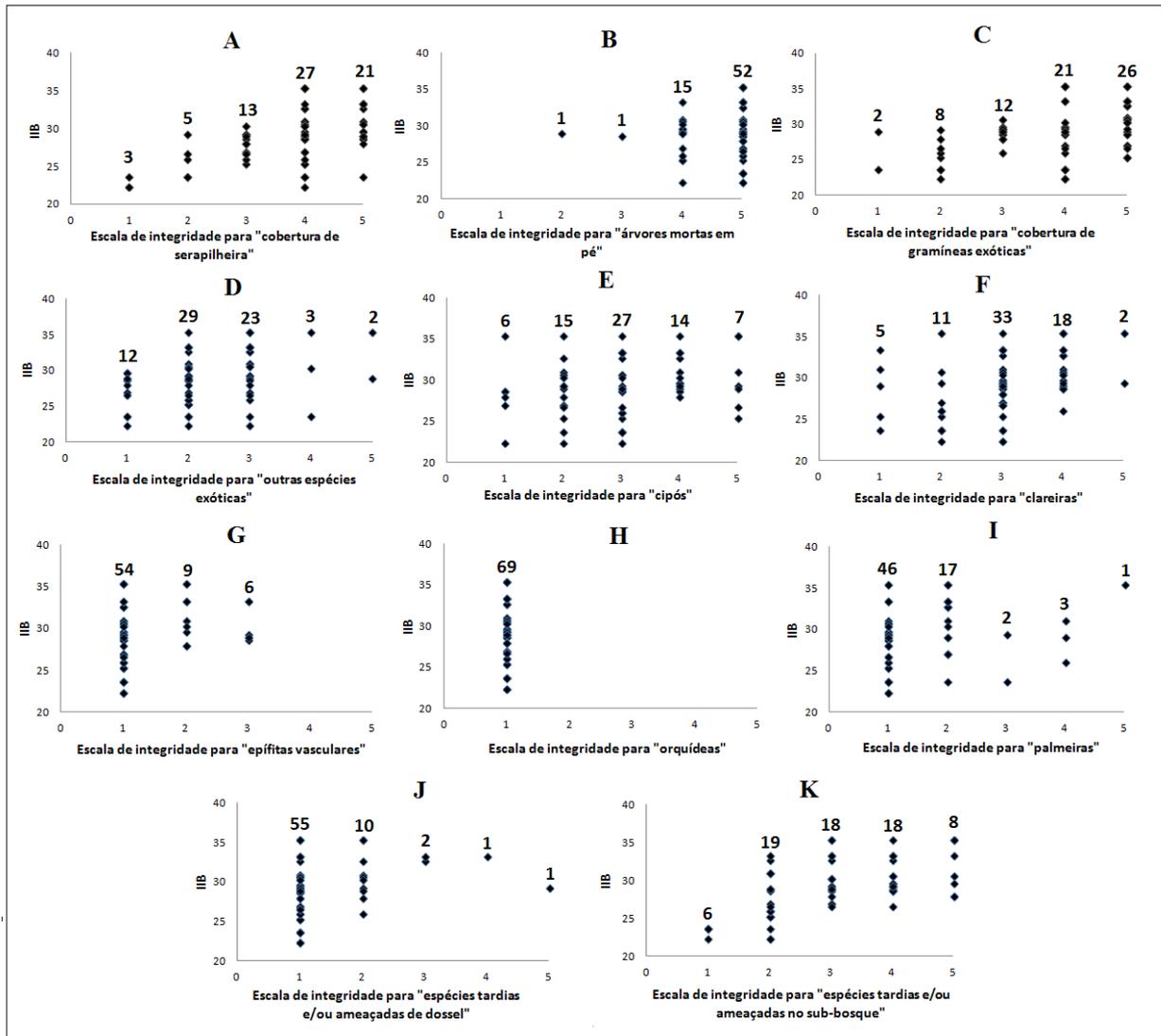


Figura 2: Gráficos de dispersão dos atributos, relacionados aos indicadores A) cobertura de serapilheira; B) árvores mortas em pé; C) cobertura de gramíneas exóticas; D) outras espécies exóticas; E) cipós; F) clareiras; G) epífitas vasculares; H) orquídeas; I) palmeiras; J) espécies tardias e/ou ameaçadas no dossel; K) espécies tardias e/ou ameaçadas no sub-bosque, encontrado nas parcelas realizadas no interior dos 23 fragmentos analisados.

Figure 2: Scatter plots of attributes related to indicators A) litter cover; B) standing dead trees; C) exotic grass cover; D) other exotic species; E) vine tangles; F) gap; G) vascular epiphytes; H) orchids; I) palm; J) late species and/or threatened in the canopy; K) late species and/or threatened in the understory, found in the laid parcels within the 23 analyzed fragments.

Para o fragmento “referência de área bem conservada”, obteve-se a nota de 40 pontos identificando-a como um fragmento de boa integridade biótica, enquanto o fragmento “referência de área degradada” obteve nota de 19,34 pontos identificando o remanescente como um fragmento de integridade biótica muito baixa.

4. DISCUSSÃO

4.1 Fragmentos Urbanos

Os indicadores que mais contribuíram para a nota dos fragmentos de baixa integridade foram ocorrência de espécies exóticas e de emaranhados de cipós, enquanto foram ausentes ou escassas as epífitas vasculares, as palmeiras e principalmente as espécies tardias e/ou ameaçadas de dossel (Figura 2). Diante do observado, atribui-se a grande ocorrência de cipós ao ambiente mais degradado, cujas espécies presentes não são capazes de fechar o dossel quando há abertura de clareiras, deixando, assim, espaço para que se dê a formação de emaranhados (Castello et al., 2017 – no prelo). Já para a grande quantidade de espécies exóticas, atribui-se sua ocorrência justamente ao contato com áreas antropizadas, nas quais sua introdução pode se dar pelo plantio direto de mudas na borda destes fragmentos ou pela dispersão de espécies usadas na arborização e jardinagem de ruas e casas.

Quando analisados os indicadores que contribuíram para a nota dos fragmentos de integridade regular (as melhores áreas encontradas), percebe-se justamente a presença de palmeiras e de espécies tardias e/ou ameaçadas de dossel, destacando-se ainda o fato de que, na maior parte dos casos, a nenhum dos outros indicadores era atribuída uma nota muito baixa dentro do quesito analisado (Figura 2).

Dentre os fragmentos com integridade regular, quatro áreas obtiveram notas maiores que 33 pontos (Tabela 3), o que representa mais de 60% da nota máxima possível na aplicação do índice e aponta que a maioria dos indicadores utilizados se faz presente, em suas melhores formas, nestes locais. Estas áreas – Parque Três Meninos, Parque Natural Municipal Corredores da Biodiversidade, Parque Natural Dr. Braulio Guedes da Silva e Parque Natural Chico Mendes – devem ser especialmente destacadas nos planos de conservação locais, uma vez que se configuram como os remanescentes em matriz urbana mais íntegros dentre os presentes na cidade de Sorocaba. Áreas como o Parque Ouro Fino, Parque Brigadeiro Tobias, Parque da Biquinha e do Parque Quinzinho de Barros apresentam grande potencial para conservação, podendo apresentar melhora na integridade se forem adotadas técnicas de manejo específicas conforme a demanda local.

Comparando os resultados obtidos com os de Medeiros e Torezan (2013), para nove fragmentos com tamanho entre 2 e 25 ha, é possível perceber que os valores

obtidos também oscilaram entre integridade baixa (três áreas) e regular (cinco áreas), sendo apenas um fragmento caracterizado como portador de boa integridade. Esta semelhança entre os resultados obtidos nos dois trabalhos indica a possibilidade de que, para essa classe de tamanho, exista expectativa, quanto à variância da integridade do fragmento, entre baixa e regular.

4.2 Análise dos Indicadores Utilizados no Índice

Para o indicador “cobertura de serapilheira” (Figura 2A), percebeu-se uma maior concentração dos resultados ligada à presença em grande volume de serapilheira, estando presente em 100% da área em 21 parcelas e presente em até 75% em 27 parcelas. Este resultado condiz com o que é costumeiramente encontrado em florestas estacionais semidecíduais, uma vez que fragmentos urbanos apresentam-se, em sua maioria, em fases iniciais e médias de sucessão, nas quais o volume de material orgânico depositado no solo tende a ser maior quando comparado às demais fases sucessionais por conta do ciclo natural das espécies pioneiras (DICKOW et al., 2012).

As parcelas localizadas na borda dos fragmentos e no interior dos parques municipais apresentaram menor quantidade de serapilheira, pois há constante acesso de pessoas e animais domésticos, sendo clara a remoção intencional desta camada e por vezes do sub-bosque para fins estéticos, evidenciando o manejo prejudicial à sua continuidade.

Para o indicador “árvores mortas em pé” (Figura 2B) obteve-se, na maior parte das vezes, ausência (52 parcelas) ou presença de um organismo (15 parcelas) nesta condição. Esta taxa de mortalidade está diretamente ligada ao efeito de borda, o qual impõe alterações abruptas nas condições microclimáticas do remanescente, como aumento da velocidade dos ventos, na umidade do solo e ar e elevação da temperatura, ultrapassando a tolerância fisiológica de muitos organismos arbóreos que acabam abortando suas folhas e morrendo em pé (LAURANCE; VASCONCELOS, 2009). Acredita-se que o resultado encontrado se dá justamente pelo fato de algumas parcelas estarem localizadas nas bordas dos remanescentes e pela inserção destes em contexto urbano, sendo nestas parcelas a maior ocorrência de indivíduos mortos em pé.

Com relação ao indicador “cobertura de gramíneas exóticas” (Figura 2C), na maior parte das vezes elas estavam ausentes (26 parcelas) ou ocupavam até 10% da área amostrada (21 parcelas). A concentração nestas escalas de integridade pode ser a

tradução de certa estruturação e sucessão ecológica já estabelecida, as quais acabam por inibir a ocorrência de organismos invasores e pioneiros como as gramíneas exóticas (DIAS, 2011). Houve maior presença de gramíneas exóticas em parcelas localizadas nas bordas dos fragmentos, sendo assim esperado que estes locais apresentassem condições mais extremas e propícias ao desenvolvimento e permanência destes organismos. Em estudo realizado na Califórnia, Heckmann et al. (2008) observou aumento significativo de gramíneas e de espécies exóticas, diretamente relacionado com o desenvolvimento do meio urbano.

O indicador “outras espécies exóticas” (Figura 2D) foi constantemente encontrado nas parcelas, apresentando-se com duas espécies em 23 parcelas e com três espécies em 29 parcelas, tal fato indica que em matriz urbana a introdução desses organismos tende a ser elevada por conta do contato com as atividades antrópicas locais, como também registrado por Heckmann et al. (2008). Esses dados nos permitem fazer inferências sobre as populações de espécies nativas, que se inclinam à supressão e substituição conforme se tornam elevadas a presença de organismos exóticos e sua inclusão nos ciclos ecológicos locais (DIAS, 2011). As espécies exóticas possuem facilidade de adaptação e dispersão nas áreas em que se estabelecem, além de atuarem como barreiras para a regeneração natural e recrutamento de plântulas de espécies nativas (DIAS, 2011), de forma que sua presença indica a necessidade de manejo para que a regeneração das nativas não seja impedida ou dificultada.

Em relação ao indicador “cipós” (Figura 2E), foram encontrados organismos tanto em forma de emaranhados quanto no estágio lenhoso, assim, o resultado obtido para cada uma das parcelas influenciou na composição da nota de classificação de integridade dos fragmentos. Esta variação na atribuição de escala de integridade pode indicar remanescentes de idades e estádios sucessionais distintos, como descrito por Castello et al. (2017 – no prelo) em estudo sobre indicadores de status de conservação em áreas de Mata Atlântica, a qual registrou que a ocorrência de lianas lenhosas de grande diâmetro indicam áreas de floresta madura e bem conservada, enquanto a presença de lianas lenhosas com pequeno diâmetro indicaram áreas de floresta em estágio sucessional intermediário ou jovem, e conseqüentemente mais perturbada.

No que se refere ao indicador “clareira” (Figura 2F), em 33 parcelas elas estavam presentes ocupando até 25% da área e em 18 parcelas ocupavam até 10% da área. Essa proporção de abertura, pode ser considerada elevada diante do tamanho das parcelas, mas não torna possível estimar a distribuição espacial e temporal da luminosidade no

local já que, segundo Martini (2002), a porcentagem de abertura do dossel informa sobre a quantidade de luminosidade que entra na parcela, mas não diferencia se esta se dá por uma única grande abertura ou por diversas aberturas pequenas. Aparentemente, as porcentagens de clareiras observadas não geraram modificações internas relevantes, uma vez que estas aberturas podem ser facilmente recobertas pelo crescimento lateral de espécies de clímax ou pelo rápido crescimento de arbustos já estabelecidos, amenizando a intensidade de luz que chega até o solo sem gerar grandes alterações na composição do sub-bosque (SANTOS, 2005).

Para o indicador “epífitas vasculares” (Figura 2G), observou-se que em 54 parcelas estes organismos estavam ausentes, tendo sido registrados no máximo de dois a quatro organismos por área amostrada (6 parcelas), tal fato pode indicar que os fragmentos urbanos são sujeitos a impactos, como entrada de vento e menor umidade relativa do ar, que tornam a ocorrência destes organismos mais restrita quando comparada sua ocorrência em florestas mais conservadas. Em estudo realizado em florestas ombrófilas, no Paraná (KERSTEN et al., 2008), foi observado menor quantidade de epífitas em florestas em estágio inicial, e maior quantidade em florestas em estágio médio, o que corrobora com os resultados aqui encontrados, uma vez que as florestas urbanas estudadas, em geral, apresentam características de florestas iniciais.

Mesmo não tendo sido amostradas epífitas na maioria das parcelas, não seria interessante retirar este indicador da composição do índice, pois sua ausência está indicando efetivamente a baixa integridade destas florestas. No entanto, o resultado encontrado chama a atenção para a necessidade de rever a quantidade de organismos atribuídos a cada escala de integridade, sendo necessário, para o contexto urbano, reajustar tais valores de modo que se espere encontrar um menor número de organismos vasculares por parcela.

O indicador “orquídeas” (Figura 2H) não foi encontrado em nenhuma das parcelas analisadas, atribuindo-se tal fato a grande exigência de umidade relativa do ar para o desenvolvimento de espécies desta família botânica, a qual possivelmente não seja satisfeita pelas condições microclimáticas presentes em fragmentos urbanos, devido ao seu tamanho e ao efeito de borda existente na maioria deles. Diante deste resultado e por serem estes organismos vasculares epífitos com conhecido papel de indicador ambiental, sugere-se sua fusão ao indicador “epífitas vasculares”.

No que tange ao indicador “palmeiras” (Figura 2I) é possível constatar que, na maioria das vezes, estes organismos estavam ausentes (46 parcelas) ou presentes como

indivíduos regenerantes (17 parcelas), o que representa certo déficit nas parcelas amostradas uma vez que sua existência nas áreas, enquanto espécies chave, era mais esperada neste tipo de formação vegetacional. É possível inferir que a total ausência destes indivíduos pode decorrer do fato de não chegarem sementes nestes fragmentos devido ao seu isolamento na paisagem, considerando que a principal forma de dispersão das espécies de palmeiras é a ornitocoria (SALM et al., 2011); já a ocorrência de plântulas mas inexistência de organismos na fase adulta pode indicar a predação das mudas por animais domésticos, sua retirada para plantio em outros locais ou por capina de sub-bosque. Destaca-se ainda que a ausência de especificação de quais espécies de palmeiras seria considerada por este indicador pode ter enfraquecido a detecção da integridade destas áreas, sendo interessante identificá-las, em estudos posteriores, separando as espécies pioneiras das espécies tardias, a fim de evitar que sejam consideradas espécies utilizadas na arborização urbana e que possam ter se dispersado para o interior destes fragmentos.

Considerando que o indicador “espécies tardias ou ameaçadas de dossel” (Figura 2J) envolveu a seleção de espécies que figuram em levantamentos fitossociológicos realizados na região estudada, acredita-se que a baixa ocorrência verificada nos fragmentos urbanos analisados denota que estas áreas são frágeis e dificilmente abrigam, em seu interior, espécies arbóreas com as exigências ecológicas das selecionadas, as quais necessitam de sombreamento moderado e condições especiais para que suas plântulas não tenham o crescimento inibido por espécies pioneiras (MACIEL et al., 2003). Espécies tardias, como *Aspidosperma polyneuron*, *Cariniana estrellensis*, *Cedrela fissilis* e *Copaifera langsdorffii*, têm maior necessidade de nichos ecológicos especializados, o que torna sua ocorrência mais rara que a das espécies colonizadoras iniciais por estar vinculada às condições físicas e ecológicas prévias proporcionadas pelo nível sucessional local (MAGURRAN, 2006).

Para o indicador “espécies tardias e/ou ameaçadas no sub-bosque” (Figura 2K) percebe-se que a ausência de espécies de Rubiaceae, Myrtaceae ou Meliaceae ocorreu em parcelas cuja porcentagem de abertura de clareiras era elevada (acima de 25% da parcela) ou naquelas que haviam passado por um manejo de retirada de sub-bosque e serapilheira. A grande maioria das espécies de Myrtaceae e Rubiaceae de estratos inferiores e médios de florestas tropicais são espécies tardias típicas de sombra, sendo o aumento da luz, pela presença de bordas ou clareiras, fator que diminui sua frequência (MARTINI et al., 2008).

Os indicadores cuja pontuação variou bastante entre as parcelas foram muito úteis para compor o índice, em especial “cipó”, “clareiras” e “espécies tardias e/ou ameaçadas no sub-bosque”. Já os indicadores cuja pontuação pouco variou entre as parcelas, como “árvores mortas em pé” e “epífitas vasculares”, proporcionaram alterações discretas na diferenciação de notas da integridade entre os fragmentos, no entanto, agregaram informações relevantes, uma vez que sua presença em poucas áreas e parcelas as diferenciaram do conjunto geral (Figura 2).

4.3 Áreas de Referência

O fragmento selecionado como “área de referência degradada” é uma antiga área de pastagem abandonada que teve sua vegetação recuperada naturalmente, sendo possível constatar abundância de espécies exóticas, destacando-se a grande quantidade de *Leucaena* e *Brachiaria* que tomam sua área quase que por completo. Hoje rodeada por avenidas e áreas de pasto, esta área sofre com os impactos provenientes das suas áreas de vizinhança, condição que se refletiu na aplicação do índice desenvolvido no local. Ao analisar o perfil encontrado, nota-se ausência de “epífitas vasculares”, “orquídeas”, “palmeiras”, “espécies tardias e/ou ameaçadas no dossel” e de “espécies tardias e/ou ameaçadas no sub-bosque”; enquanto era muito presente a “cobertura de gramíneas exóticas”, de “outras espécies exóticas” e de “clareiras”. Os indicadores “cobertura de serapilheira”, “árvores mortas em pé” e “cipós”, foram pouco encontrados nas parcelas desta área.

Já o fragmento selecionado como “referência de área bem conservada” encontra-se na zona primitiva de uma unidade de conservação, circunstância que acaba conferindo maior proteção aos elementos naturais que nela ocorrem; entretanto, ela também está submetida a pressões provenientes de sua matriz, a qual é composta por assentamentos de agricultura familiar, áreas degradadas, pastagens, antigas jazidas de ferro e eucaliptais, separando-se de todos estes usos do solo por aceiros e estradas de terra (MMA, 2012). Acredita-se que esta condição do entorno acaba gerando certo impacto no fragmento e impede que este obtenha melhor classificação quanto à sua integridade biótica. Quando analisado o perfil encontrado, nota-se um número reduzido de “árvores mortas em pé”, “gramíneas exóticas” e “presença de espécies exóticas”, sendo bastante presente a “cobertura de serapilheira”, a presença de indivíduos adultos de “palmeiras” e das “espécies tardias e/ou ameaçadas de sub-bosque”. Os indicadores

“cipós” se faziam presentes em formatos lenhosos, enquanto as “clareiras” se faziam presentes em tamanhos diminutos. Os indicadores “epífitas vasculares”, “orquídeas” e “espécies tardias e/ou ameaçadas de dossel”, foram pouco encontrados nas parcelas.

No trabalho realizado por Medeiros e Torezan (2013), não houve uma área utilizada como referência de área degradada, porém, a área utilizada como referência, o Parque Estadual Mata dos Godoy, obteve integridade biótica excelente, sendo a única área, dentre as analisadas pelos autores, que alcançou esta classificação. O parque em questão é considerado como o melhor remanescente da região onde o estudo foi realizado, além de ter sido apontada como um local de alta prioridade para a conservação da biodiversidade pelo painel de especialistas do Ministério Brasileiro do Meio Ambiente (MMA, 2002). Assim, entende-se que para atribuição de integridade excelente a uma área é necessário que ela atenda criteriosamente aos indicadores que compõe o índice criado, sendo dificilmente encontrado para fragmentos inseridos em contextos urbanos.

O resultado encontrado corrobora a escolha dos indicadores que compõe o índice, uma vez que já era conhecido o potencial das duas áreas de referência através de outros projetos ambientais desenvolvidos previamente nestes locais e do histórico regional de ocupação e uso do entorno. Desta forma, considerou-se o valor do IIB obtido condizente com as condições reais encontradas nas áreas, optando-se por manter os atributos atrelados a cada escala de integridade utilizada no guia de campo, bem como a classificação final de atribuição de nota do índice elaborado.

5. CONCLUSÃO

As alterações propostas no método original se mostram eficientes no diagnóstico da integridade de fragmentos florestais inseridos em matriz urbana, uma vez que conseguiram traduzir numericamente as condições encontradas em campo. Considerou-se a escolha dos indicadores e a seleção de suas classes de atributos adequadas às situações encontradas nos fragmentos, na medida em que a maior parte dos indicadores foi bem representado no diagnóstico das parcelas. Entretanto, foram constatadas algumas carências de classificação, diante das condições observadas em campo e que devem ser alteradas para maior refinamento do índice, como a identificação das espécies ou gêneros para o indicador “palmeiras”, e refinamento do indicador “epífitas vasculares”, de forma a incluir o indicador “orquídeas” e repensando suas classes para

uso específico em florestas urbanas. Destaca-se ainda que a inclusão do indicador “espécies tardias e/ou ameaçadas”, especialmente do sub-bosque, foi muito importante, pois contribuiu decisivamente para a eficácia do índice.

O diagnóstico realizado pela aplicação do IIB foi ainda capaz de indicar quais fragmentos, dentre os estudados, apresentam potencial de manutenção em longo prazo, além de fornecer informações importantes sobre o seu desenvolvimento, destacando onde é necessário que sejam despendidos mais esforços relacionados a manejo e conservação, a fim de aumentar sua integridade biótica.

6. REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, G. B.; RODRIGUES, R. R. A vegetação do Morro de Araçoiaba, Floresta Nacional de Ipanema, Iperó (SP). **Scientia Forestalis**, n.58, p.145-159, 2000.
- BUYANTUYEV, A.; WU, J. Urban heat islands and landscape heterogeneity: linking spatiotemporal variations in surface temperatures to land-cover and socioeconomic patterns. **Landscape Ecology**, v.1, n.25, p.17 – 33, 2010.
- CASTELLO, A. C. D.; COELHO, S. ; CARDOSO-LEITE, E. Lianas, tree ferns and understory species: indicators of conservation status in the Brazilian Atlantic Rainforest remnants, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology** (Impresso), 2017 – No prelo.
- CEPAGRI – Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas a Agricultura/UNICAMP. **Clima dos Municípios Paulistas**. Disponível em: <http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima_muni_584.html> Acesso em: 10 Jan. 2015.
- COELHO, S.; CARDOSO-LEITE, E.; CASTELLO, A. C. D. Composição florística e caracterização sucessional como subsídio para conservação e manejo do PNMCBio, Sorocaba – SP. **Ciência Florestal**, v.26, n.1, 2016.
- CORRÊA, L. S.; CARDOSO-LEITE, E.; CASTELLO, A. C. D.; COELHO, S.; KORTZ, A. R.; VILLELA, F. N. J.; KOCH, I. Estrutura, composição florística e caracterização sucessional em remanescente de Floresta Estacional Semidecidual no sudeste do Brasil. **Revista Árvore**, v.38, n.5, p.799 – 809, 2014.
- DIAS, J. **Espécies invasoras em sítios de restauração florestal de floresta estacional**. 2011. 46f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, UEL, Londrina, 2011.

- DICKOW, K. M. C.; MARQUES, R.; PINTO, C. B.; HÖFER, H. Produção de serapilheira em diferentes fases sucessionais de uma floresta subtropical secundária, em Antonina, PR. **Cerne**, v.18, n.1, p.75 – 86, 2012.
- DURIGAN, G.; IVANAUSKAS, N.M.; RIBEIRO, M. A.; KANASHIRO, M. M.; COSTA, H. B.; SANTIAGO, C. M. Protocolo de avaliação de áreas prioritárias para conservação da Mata Atlântica na região da Serra do Mar/Paranapiacaba. **Revista do Instituto Florestal**, v.21, p.39 – 54, 2009.
- FONSECA, C. R.; CARVALHO, F. A. Aspectos florísticos e fitossociológicos da comunidade arbórea de um fragmento urbano de Floresta Atlântica (Juiz de Fora, MG, Brasil). **Bioscience Journal**, v.28, n.5, p.820 – 832, 2012.
- HECKMANN, K. E.; MANLEY, P. N.; SCHLESINGER, M. D. Ecological integrity of remnant montane forests along an urban gradient in the Sierra Nevada. **Forest Ecology and Management**, v.255, p. 2453 – 2466, 2008.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidade de Sorocaba**. Disponível em: <<http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=355220&search=sao-paulo|sorocaba>> Acesso em: 20 Dez. 2015.
- KERSTEN, R. A.; KUNIYOSHI, Y. S. Conservação das florestas na Bacia do Alto Iguaçu, Paraná – Avaliação da comunidade de epífitas vasculares em diferentes estágios serais. **Floresta**, v.39, n.1, p.51 – 66, 2008.
- LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia Brasiliensis**, v.13, n.3, p.434 – 451, 2009.
- MACIEL, M. N. M.; WATZAWICK, L. F.; SCHOENINGER, E. R.; YAMAJI, F. M. Classificação ecológica das espécies arbóreas. **Revista Acadêmica: Ciências agrárias e ambientais**, v.1, n.2, p.69 – 78, 2003.
- MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Blackwell Publishing, 256p., 2006.
- MARTINI, A. M. Z. **Estrutura e composição da vegetação e chuva de sementes em sub-bosque, clareiras naturais e área perturbada por fogo em floresta tropical no sul da Bahia**. 2002. 138f. Dissertação (Doutorado em ecologia), Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP, Campinas, 2002.
- MARTINI, A. M. Z.; JARDIM, J. G.; SANTOS, F. A. M. Floristic composition and growth habits of plants in understory, natural tree fall gaps, and fire-disturbed areas of a

tropical forest in southern Bahia, Brazil. **In: The Atlantic Coastal Forests of northeastern Brazil**, p.147 – 192, 2008.

MEDEIROS, H. R.; TOREZAN, J. M. Evaluating the ecological integrity of Atlantic Forest remnants by using rapid ecological assessment. **Environ Monit Assess**, v.185, p.4373 – 4382, 2013.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE **Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros**. Brasília: MMA/SBF, 2002.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE **Plano de Manejo da Floresta Nacional de Ipanema**, 2012. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-coservacao/flona_ipanema.pdf> Acesso em: 15 Jan. 2016.

NALON, C. F.; ATTANASIO, C. M.; LE BOURLEGAT, J. M. G.; SANTOS, M. B.; GANDOLFI, S. **Indicadores de avaliação e monitoramento de áreas ciliares em recuperação: algumas observações**. In: II Simpósio de Atualização em Recuperação de Áreas Degradadas com Ênfase em Matas Ciliares. Instituto de Botânica, São Paulo, 2008.

PULIGHE, G.; FAVA, F.; LUPAIA, F. Insights and opportunities from mapping ecosystem services of urban green spaces and potentials in planning. **Ecosystem Services**, v.22, p.1 – 10, 2016.

SALM, R.; JARDIM, M. A. G.; ALBERNAZ, A. L. K. M. Abundância e diversidade de palmeiras no Distrito Florestal Sustentável da rodovia BR-163, Pará, Brasil. **Biota Neotropica**, v.11, n.3, p.99-105, 2011.

SANTOS, S. L. **Dinâmica de clareiras: comportamento de espécies pioneiras e fatores que afetam sua colonização**. 2005. 132f. Dissertação (Doutorado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP, Campinas, 2005.

SILVA, A. W. L.; SELIG, P. M.; MORALES, A. T. Indicadores de sustentabilidade em processos de avaliação ambiental estratégica. **Revista Ambiente & Sociedade**, v.15, p.75-96, 2012.

WU, J. Urban sustainability: an inevitable goal of landscape research. **Landscape Ecology**, n.25, p. 1 – 4, 2010.

4.2 Artigo 2:

INTEGRIDADE BIÓTICA EM FRAGMENTOS URBANOS E SUA RELAÇÃO COM A ESTRUTURA DA PAISAGEM

RESUMO

Os fragmentos urbanos são ambientes naturais que resistiram aos processos de uso e ocupação dos solos nas cidades, sendo eles os responsáveis por fornecer os serviços ecossistêmicos básicos para a sustentação da vida nos grandes centros. No entanto, mesmo diante de tamanha importância, pouco se sabe sobre suas dinâmicas, sua integridade ou como o contato com as estruturas e atividades antrópicas podem afetar seu funcionamento e continuidade. O presente projeto verificou a relação existente entre as métricas da paisagem e a integridade ecológica em fragmentos urbanos, sendo avaliados 23 remanescentes vegetais, com tamanhos entre 0,32 e 31 ha, localizados desde isolados na paisagem até conectados a outras áreas verdes, com formato, na maior parte das vezes, alongados e com bordas bem recortadas, os quais apresentaram integridade variando entre baixa e regular. Dentre os parâmetros métricos avaliados, o tamanho foi o único que apresentou relação com a integridade dos fragmentos, uma vez que quanto maiores eram suas áreas, era percebida uma melhora discreta na sua integridade. Foi possível estimar que fragmentos urbanos com áreas superiores a 5 ha, devido às notas de integridade obtidas, apresentam maiores chances de continuidade em longo prazo, no entanto, para que estes remanescentes mantenham sua integridade biótica é necessário que haja manejo e monitoramento constantes a fim de mitigar os impactos gerados pelo contato com o meio antrópico. Devido a certa carência de alguns indicadores para aferição da integridade e o padrão quase homogêneo da forma dos remanescentes, não foi possível constatar ligação direta da integridade com a conectividade e com o formato dos fragmentos, entretanto, foi possível destacar quais indicadores, dentre os presentes no índice utilizado, estão mais relacionados a estes parâmetros.

Palavras-chave: Remanescentes Vegetais, Ecologia de Paisagem, Índice de Integridade Biótica.

EFFECT ANALYSIS OF METRIC VARIABLES ON BIOTIC INTEGRITY IN URBAN FOREST FRAGMENTS.

ABSTRACT

Urban fragments are natural environments that withstood the land occupation processes in cities by providing basic ecosystem services to sustain life in these urban centers. However, despite their importance, little is known about their dynamics, integrity or how contact with anthropic structures and activities affects their operation and continuity. This project verified the relation between landscape metrics and ecological integrity in urban fragments, evaluating 23 vegetation remains with sizes between 0.32 and 31ha, ranging from those insulated on the landscape to those connected with other green areas, with their shape, in most cases, very elongated and with jagged edges and reported integrity grades varying between low and regular. Among the metric evaluated parameters, the size was the only one related to the integrity of the fragments, as for an area grows, it is possible to verify a slight improvement in its integrity. It was possible to estimate that urban fragments with areas greater than 5ha, due to the integrity ranks assessed, show greater chances of continuity in the long term, although constant management and monitoring is necessary for these remains to maintain their biotic integrity, in order to mitigate the impacts that result of contact with the anthropic environment. Due to certain shortage of some integrity measurement indicators and the almost homogenous pattern of the shape of the vegetation remains, it was not possible to assert a direct relation between the integrity and their connectivity and shape, despite the possibility to detect which indicators have relations to these parameters.

Keywords: Vegetation Remains, Landscape Ecology, Biotic Integrity Index.

1. INTRODUÇÃO

O constante aumento populacional e a aglomeração de pessoas vivendo em centros urbanos vêm despertando a necessidade entender os processos de uso e ocupação da terra a fim de que seja possível construir ambientes que se sustentem ao longo do tempo. A gestão e o planejamento de como se dão estes processos é que

poderão garantir se estes locais apresentarão sustentabilidade ecológica, econômica e social, sendo justamente este o grande desafio da atualidade (PICKETT et. al, 2011).

Compreende-se o ambiente urbano como um complexo sistema ecológico no qual se intermeiam na paisagem áreas densamente estruturadas e povoadas com remanescentes de cobertura vegetal nativa existentes antes da apropriação do espaço pelo homem. Este cenário costuma abrigar a fauna e flora locais, diferindo do seu estado inicial por sofrer constantes transformações de energia e matéria decorrentes de seu contato com as atividades do núcleo urbano (PICKETT et. al, 2011).

São os remanescentes vegetais persistentes na paisagem que irão fornecer e sustentar os serviços ecossistêmicos básicos necessários para a vida nos grandes centros, entretanto, embora haja crescente interesse em conhecer mais sobre estas áreas, pouco se sabe como elas se mantêm e interagem com o entorno urbano, tampouco como se dá o processo de manutenção de populações e de suas funções ecológicas (LIMA et. al, 2011).

A ecologia urbana é a ciência que estuda a abundância e distribuição de organismos naturais em ambientes antropizados, buscando constatar seu estado, reduzir possíveis impactos sofridos e guiar o planejamento de uso e ocupação futura de tais áreas. Estudar as relações existentes entre os remanescentes vegetais e os elementos urbanos, além de aumentar o conhecimento ecológico local, também fornece indícios de como as mudanças ambientais podem atuar em larga escala quando se analisa a disposição de fragmentos florestais na paisagem (GRIMM et al., 2008; WU, 2010).

A integridade biótica, em remanescentes urbanos, é diretamente relacionada à biodiversidade e aos seus estressores. A biodiversidade se faz importante quanto à sua composição, quantidade de espécies e indivíduos nativos em relação à quantidade de espécies e indivíduos exóticos, e no que tange à estrutura e dinâmica florestal, que consideram elementos como a estratificação vertical, a cobertura e altura do dossel, além do papel exercido por cada grupo de espécies, como por exemplo, as pioneiras e as tardias (ORDÓÑEZ; DUINKER, 2012).

Ponderar o efeito dos estressores sobre estas áreas também é importante, uma vez que eles estarão presentes invariavelmente, relacionando-se com ocorrências internas como abertura de clareiras, morte de árvores e presença de espécies exóticas. Ambientes urbanos altamente estressados tornam impossível a sobrevivência dos pequenos fragmentos florestais urbanos (ORDÓÑEZ; DUINKER, 2012), porque os distúrbios causados pelo homem afetam o equilíbrio dos ecossistemas naturais, através do

afrouxamento da conectividade da paisagem, da fragmentação e da consequente perturbação ecológica (REZA; ABDULLAH, 2011).

Paralelamente, a configuração espacial urbana, formada por manchas e matrizes distintas quanto aos seus elementos físicos e naturais, promove o contato entre ecossistemas adjacentes em suas faixas limítrofes, causando transições abruptas aos seus elementos internos (FONTOURA et al., 2006) que também impactam a integridade biótica. Esse elemento antrópico pode provocar alterações microclimáticas e na composição da fauna e flora dos fragmentos florestais, uma vez que tende a ocasionar novas interações entre os elementos do seu interior com os presentes na matriz circundante, os quais acabam por determinar mudanças nos ritmos biológicos locais (NASCIMENTO; LAURANCE, 2006).

Esta transição abrupta gera efeitos sobre fatores bióticos e abióticos. Os fatores bióticos relacionam-se com mudanças na distribuição e abundância das espécies, mas também estão relacionados às alterações sofridas nas relações de herbivoria, predação, parasitismo, polinização e dispersão; enquanto os abióticos relacionam-se com alterações em fatores microclimáticos, como aumento dos ventos e da temperatura, maior penetração vertical da luz e queda nos níveis de umidade (MULLER et al., 2010).

As variáveis métricas também geram influência no funcionamento desses ecossistemas. Parâmetros estruturais como o tamanho, a conectividade e a forma dos fragmentos são cruciais na determinação da quantidade de populações que estes abrigam, nas interações ecológicas que estas desenvolvem e no deslocamento que farão, ao redor da paisagem, para possibilitar a completude de seu ciclo de vida, afetando, assim, os padrões de diversidade e dinâmica dos organismos existentes nestes locais (PIROVANI et. al, 2014).

Fragmentos com grandes extensões são fundamentais para a manutenção dos processos ecológicos locais e para continuidade de sua biodiversidade por proporcionarem, em sua área nuclear, as condições necessárias para a estruturação das comunidades da fauna e da flora (ETTO et al., 2013). Além do tamanho, remanescentes cujo formato tende a ser mais próximo ao circular e com borda pouco recortada costumam ser mais relevantes para a conservação por serem menos afetados pelo efeito de borda já que sua região central está mais distante dos limites do remanescente e abrigada dos impactos externos sofridos pelas regiões de transição (PRIMACK; RODRIGUES, 2010). A conectividade também é elemento de extrema importância para a continuidade destes locais, pois incrementa a permeabilidade da paisagem ao servir

como ponto de apoio para o deslocamento de indivíduos de fauna e para a dispersão de propágulos vegetais (FORERO-MEDINA; VIEIRA, 2007).

Foram considerados, neste projeto, os fragmentos florestais como manchas imersas em matriz urbano-industrial, sendo esta a condição limitante às métricas de tamanho, conectividade e forma. Partiu-se do pressuposto de que as áreas menores devem apresentar menor integridade biótica, assim como as áreas menos conectadas e aquelas cuja forma seja mais alongada, enquanto áreas maiores, mais conectadas e com formatos mais próximos aos arredondados devam apresentar índices de integridade maiores. Buscando entender como a estrutura da paisagem pode influenciar na integridade biótica e conseqüentemente na sustentabilidade de fragmentos florestais, o presente projeto teve como objetivo verificar a relação existente entre as métricas da paisagem e a integridade biótica em fragmentos urbanos.

2. METODOLOGIA

Os dados relativos à integridade biótica dos 23 fragmentos urbanos analisados por este estudo foram retirados de Graciano-Silva (2016) e foram obtidos através da aplicação de um índice de integridade biótica composto por onze indicadores, sendo eles: “cobertura de serapilheira”, “árvores mortas em pé”, “cobertura de gramíneas exóticas”, “outras espécies exóticas”, “cipós”, “clareiras”, “epífitas vasculares”, “orquídeas”, “palmeiras”, “espécies tardias e/ou ameaçadas no dossel” e “espécies tardias e/ou ameaçadas no sub-bosque”. Para estes mesmos fragmentos foram obtidos os dados referentes às suas variáveis métricas e realizadas algumas análises estatísticas.

2.1 Análise das variáveis métricas

Para a análise das variáveis métricas foram utilizadas imagens de satélites trabalhadas por meio do programa ArcGIS 9.2. O cálculo das métricas utilizadas neste trabalho se deu com o auxílio do programa FRAGSTATS, sendo calculados da seguinte forma:

- Tamanho do Fragmento: foram estabelecidos os limites dos fragmentos selecionados através do seu georreferenciamento, sendo possível, posteriormente, obter a área que cada fragmento ocupa em hectares.

- Conectividade com áreas verdes: para cada fragmento foi gerado um *buffer* com raio de 100m, partindo do centro do fragmento alvo, sendo medidas as suas distâncias até os demais remanescentes florestais que se localizaram no interior do *buffer* criado, bem como a área que estes ocupam. Após a obtenção destes dados, utilizou-se a seguinte fórmula:

$$\text{Conectividade} = \frac{\sum A}{(\sum D)^2}$$

A = Área dos fragmentos locados no *buffer*.
D = Distância dos demais fragmentos locados no *buffer* ao centro do fragmento alvo.

Os valores obtidos desta fórmula podem variar de zero, quando não há outro fragmento no interior do *buffer* criado (pouco conexo), ao infinito, já que o valor aumenta conforme maiores são as áreas dos demais fragmentos contidos no *buffer* criado e quanto menores forem suas distâncias do fragmento alvo (mais conexos).

A determinação do raio de 100m para criação do *buffer* sustenta-se na observação da capacidade de dispersão de sementes e propágulos por anemocoria e zoocoria, sendo considerada também a capacidade de migração de indivíduos da fauna em ambientes urbanos (AWADE; METZGER, 2008; BOSCOLO; METZGER, 2009; FORERO-MEDINA; VIEIRA, 2007).

- Formato do Fragmento: calculou-se a área e o perímetro dos fragmentos selecionados (fragmentos alvo) e, posteriormente, aplicou-se a seguinte fórmula:

$$\text{Forma} = \frac{P}{\sqrt{A}/c}$$

A = Área do fragmento
P = Perímetro do fragmento
c = Constante (variável de correção)

A forma é um atributo espacial extremamente difícil de apreender numa análise métrica em decorrência do número infinito de possíveis formatos dos fragmentos; portanto, para a atribuição de nota para esse quesito é necessário que se considere uma constante indexada (c), que atue como variável de correção, e que tome valores distintos para formatos distintos. Assim, para que o programa possa fornecer uma nota para a forma, além da necessidade dele relacionar a razão perímetro/área dos fragmentos reais, é necessário que ele aproxime estes dados às relações da razão área/perímetro para uma forma geométrica padrão (círculo, quadrado), sendo a constante o valor referenciado que irá possibilitar a aproximação do valor conhecido, fixado com base na forma parametrizada, ao valor real baseado na forma do fragmento, tornando possível a atribuição de nota (MCGARIGAL et. al, 2012). O resultado obtido pode variar de um a infinito, sendo que quanto menor o resultado numérico obtido, mais próximo do

formato arredondado será o fragmento, uma vez que menor será sua razão borda/interior, enquanto para fragmentos alongados a razão borda/interior é mais alta (BORGES et al., 2004).

2.2 Análise estatística

Para verificar a possível correlação entre o Índice de Integridade Biótica (IIB) com as métricas da paisagem, foram cruzados os dados obtidos para o tamanho, a conectividade e a forma com os valores do IIB encontrados para cada uma das 23 áreas. Os dados obtidos foram analisados através da aplicação do Coeficiente de Correlação Linear de Pearson, sendo seus cálculos e gráficos realizados com o auxílio do software BioEstat 5.3.

Para que fosse possível estimar quais dos indicadores, que compõem o IIB, mais se relacionam com os elementos envolvidos na paisagem e são mais relevantes para a classificação da integridade biótica das áreas selecionadas, foi realizada uma análise de correspondência (CA), utilizando-se uma matriz contendo os dados obtidos em campo para os indicadores em relação aos dados das métricas da paisagem selecionadas. Os cálculos da análise multivariada foram realizados por meio do software Fitopac 2.1.

3. RESULTADOS

3.1 Análise das variáveis métricas

Para os 23 parques, a atribuição do IIB variou de 22,34 (“baixa integridade”) a 35,34 (“integridade regular”) (GRACIANO–SILVA, 2016), enquanto o tamanho variou entre 0,32 a 31 hectares. O valor obtido para conectividade variou de 0 a 10,45, indicando desde a presença de fragmentos que estão isolados em um raio de 100m até fragmentos que apresentam proximidade com outros remanescentes vegetais. Para os seus formatos, os valores variaram de 1 a 4,43, sendo observados fragmentos com formatos e recorte de borda distintos, predominando aqueles de formato alongado e com bordas bem recortadas (Tabela 1).

Tabela 1: Nome do fragmento, nota do IIB, tamanho (ha), conectividade com demais áreas verdes (*buffer* de 100m) e formato (valor em Log). Sorocaba, Estado de São Paulo, Brasil.

Table 1: Fragment name, BII rate, size (ha), connectivity with other green areas (100m buffer) and shape (Log value). Sorocaba, São Paulo State, Brazil.

Número da Área	Fragmentos	Nota IIB	Classificação IIB	Tamanho (ha)	Conectividade (Log)	Forma
1	Parque João Cândio Pereira - Água Vermelha	23,67	Baixa	0,32	1,70	1,79
2	Parque Carlos Alberto de Souza	25,34	Baixa	0,48	0,00	1,40
3	Parque Yves Ota	26,00	Baixa	1,00	3,59	2,35
4	Parque Jardim Botânico	29,33	Baixa	1,30	0,00	1,54
5	Parque Natural Juracy Antônio Boaro	23,67	Baixa	1,44	2,27	1,55
6	Parque Miguel Gregório de Oliveira	26,00	Baixa	1,55	2,48	1,60
7	Parque Raul de Moura Bittencourt	22,34	Baixa	2,38	1,89	1,90
8	Parque Linear Armando Pannunzio	26,67	Baixa	2,46	1,36	2,40
9	Condomínio Villa dos Inglezes	29,00	Baixa	2,49	1,29	1,38
10	Parque da Biquinha	31,00	Regular	2,63	2,78	2,14
11	Parque Brigadeiro Tobias	30,66	Regular	2,99	10,45	2,18
12	Jardim Gonçalves	29,67	Baixa	3,78	0,28	1,00
13	Piazza Di Roma II (Pablo Gomes Matielli)	28,67	Baixa	4,72	4,30	2,30
14	Parque Quinzinho de Barros - Zoológico	32,67	Regular	5,06	5,10	1,54
15	Parque Natural Dr. Braulio Guedes da Silva	35,34	Regular	6,23	4,90	2,40
16	Parque Natural Chico Mendes	35,34	Regular	6,26	5,82	2,00
17	Piazza Di Roma I (Carlos David Oetterer de Almeida)	28,67	Baixa	6,67	0,00	2,20
18	Jardim Simus	29,34	Baixa	7,52	6,80	2,00
19	Parque Ouro Fino	30,34	Regular	8,03	5,71	4,43
20	Jardim Wanel Ville	28,00	Baixa	9,03	5,31	2,00
21	Parque Pedro Paes de Almeida - Horto Municipal	29,00	Baixa	12,25	0,88	2,10
22	Parque Três Meninos	33,34	Regular	19,16	6,53	2,00
23	Parque Natural Municipal Corredores da Biodiversidade	33,34	Regular	31,00	0,00	2,00

3.2 Análises estatísticas

O grau de correlação entre o IIB e o tamanho dos fragmentos urbanos (Figura 1A) obteve o valor de $r = 0,5232$, que indica haver uma “correlação positiva de valor médio” entre as variáveis analisadas. Para esta correlação foi obtido um valor de $p = 0,0104$, o qual está dentro do nível de significância dos 5%, corroborando que a relação encontrada não foi obtida - ao acaso.

A correlação entre a conectividade dos fragmentos urbanos e os IIB encontrados (Figura 1B) resultou em um $r = 0,3898$, o que indica haver uma “correlação positiva fraca” entre eles. Para esta relação foi obtido um valor de $p = 0,0658$, o qual excede o nível de significância de 5% e fragiliza a correlação encontrada entre essas duas variáveis.

Aparentemente, não há relação entre o IIB e o formato do fragmento (Figura 1C), tendo sido obtido um $r = 0,1839$ na Correlação de Pearson, o que caracteriza “ausência de correlação linear”. Corroborando o valor de “ r ”, obteve-se um $p = 0,4010$, valor que praticamente anula qualquer correlação que pudesse haver entre as variáveis analisadas, mostrando que elas apresentam comportamento de independência uma da outra.

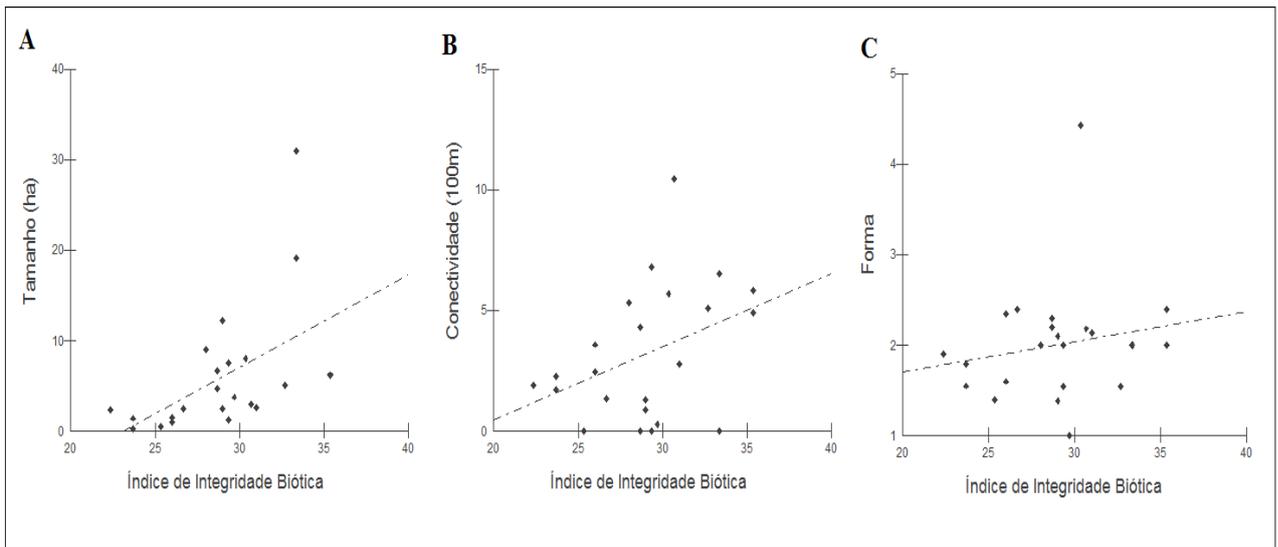


Figura 1: Correlação Linear de Pearson entre os valores obtidos para o Índice de Integridade Biótica com A) o tamanho, B) a conectividade e C) a forma dos 23 fragmentos analisados.

Figure 1: Linear correlation of Pearson between the values obtained for the Biotic Integrity Index with A) the size, B) connectivity and C) the shape of the 23 analyzed fragments.

No gráfico gerado pela CA (Figura 2), os dois primeiros eixos explicaram respectivamente, 59,40% e 24,43% da variação total. Esta análise evidenciou a existência de três grupos (G1, G2 e G3) de associação das métricas da paisagem com os indicadores utilizados na composição do IIB.

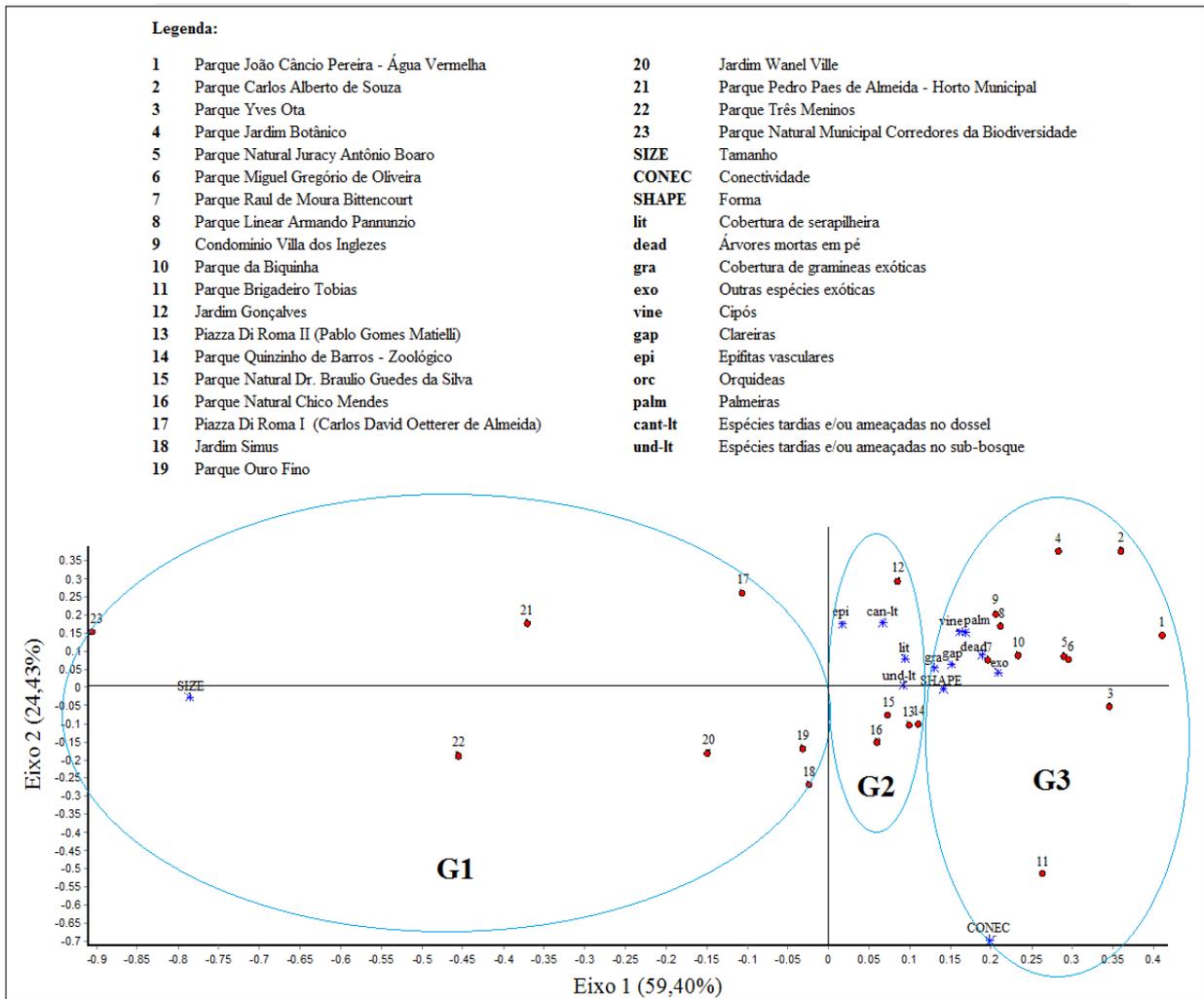


Figura 2: Análise de correspondência utilizando a matriz de dados dos fragmentos, seus tamanhos, conectividade e forma, além dos indicadores que compõe o IIB. Destacam-se três agrupamentos (G1 – grupo 1; G2 – grupo 2; G3 – grupo 3) realizados para orientar a análise dos dados. Legenda dos pontos já contida na própria imagem.

Figure 2: Correlation Analysis using the data array of the fragments, their size, shape and connectivity, in addition to indicators that comprises the BII. Three groups were highlighted (G1 – group 1; G2 – group 2; G3 – group 3) to guide the analysis of the data. The captions of the points are contained in the image itself.

Observa-se que G1 foi influenciado pela métrica “tamanho” (SIZE) do fragmento e agrupou as áreas de número 17 a 23, ou seja, aquelas de maior tamanho, cuja variação era entre 6,67 a 31 ha. Este grupo apresentou classificação de integridade variando entre “baixa” e “regular”, no entanto todas as áreas obtiveram nota maior que 28 pontos.

O grupo G2 reuniu as áreas de número 12 a 16, as quais apresentam variações de tamanho entre 3,78 a 6,26 ha. Suas notas de IIB variaram de 28,67 a 35,34, apresentando duas áreas cuja classificação da integridade foi “baixa” e três áreas com integridade “regular”, as quais, dentre as 23 áreas analisadas, obtiveram a maior nota

diante da aplicação do índice. Verifica-se que esse agrupamento foi influenciado pelos indicadores “cobertura de serapilheira” (lit), “epífitas” (epi), “espécies tardias e/ou ameaçadas do dossel” (cant-lt) e “espécies tardias e/ou ameaçadas no sub-bosque” (und-lt).

O grupo G3 reuniu as áreas de número 1 a 11, as quais apresentam variação de tamanho entre 0,32 a 2,99 ha, ou seja, as menores áreas analisadas. Suas notas de IIB variaram de 22,34 a 31, sendo quase todas elas classificadas com “baixa” integridade, visto que apenas duas áreas (10 e 11) obtiveram integridade “regular”. Para este agrupamento, verifica-se influência das métricas “conectividade” (CONEC) e “forma” (SHAPE), e pelos indicadores “árvores mortas em pé” (dead), “cobertura de gramíneas exóticas” (gra), “outras espécies exóticas” (exo), “cipós” (vine), “clareiras” (gap) e “palmeiras” (palm).

Destaca-se ainda que o indicador “orquídea” (orc), por não ter sido encontrado em nenhum dos 23 fragmentos analisados por Graciano-Silva (2016), não apresentou representação gráfica na análise de CA.

4. DISCUSSÃO

A variação no tamanho dos fragmentos analisados não apresentou relação direta com a atribuição da integridade, pois mesmo a maior parte das áreas identificadas com “baixa integridade” estando presentes na faixa de tamanho de 0,32 a 2,49 ha, há seis fragmentos, dentre os maiores analisados, que obtiveram esta mesma classificação. Entretanto, é possível verificar que, exceto por algumas áreas cuja pressão externa acaba influenciando a integridade de forma mais determinante que os benefícios trazidos pelo tamanho absoluto, há um acréscimo discreto nas notas atribuídas para cada indicador dentro do índice quanto maior a área do remanescente.

Este incremento pode ser decorrente do fato que o tamanho do fragmento costuma influenciar diretamente na sobrevivência das populações vegetais que abriga, sendo esse o foco do índice utilizado. Os fragmentos pequenos, por sua vez, tendem a sofrer maior influência dos fatores externos, pois sua dinâmica tende a ser determinada por forças oriundas do efeito de borda, o que pode dificultar a ocorrência de uma série de espécies em seu interior (KAPOS, 1989).

Quanto à conectividade, acredita-se que sua relação com o IIB tenha sido baixa pela incapacidade dos indicadores contidos no índice de traduzir por completo os

benefícios gerados aos fragmentos urbanos por sua proximidade com os demais remanescentes vegetais da paisagem, não sendo analisadas diretamente a variedade genética da população, a quantidade de material de propágulos e indivíduos de fauna que chegam aos fragmentos ou quanto dos organismos presentes no sub-bosque são provenientes do banco de sementes já existente no local ou de outras áreas.

Ainda que os dados levantados indiquem uma relação mais fraca, é importante que se destaque o papel da conectividade para a manutenção de remanescentes urbanos, uma vez que sua matriz caracteriza-se como uma das mais intransponíveis para uma série de organismos e a proximidade de outros remanescentes pode servir como ponto de apoio para o deslocamento da fauna e para dispersão de espécies da flora (SANTOS et al., 2013). A persistência dessas populações em fragmentos diminutos tem dependência direta desta conectividade, pois é ela que possibilita o fluxo gênico por intermédio da dispersão de propágulos e pólen, bem como facilita a exportação do material reprodutivo destes locais para outros remanescentes da paisagem (AWADE, 2009).

Quando analisada a relação entre o IIB e a forma dos fragmentos, constatou-se sua inexistência. Esse resultado pode ser compreendido com base na análise dos formatos dos remanescentes selecionados, uma vez em que a maioria tem disposições geometricamente mais alongadas e com bordas bem recortadas, além de não apresentar grande extensão de área. Paralelamente, pode-se inferir que a relação entre forma e a integridade só apresenta comportamento de independência porque o espaço amostral foi composto por fragmentos urbanos, os quais costumam ser muito pequenos e afetados pelos estressores externos, os quais acabam sendo igualmente prejudiciais em toda sua extensão; assim, as pequenas variações ligadas ao seu formato, inclusive quando este apresenta disposição próxima à ideal (a forma circular), não refletem diretamente em alterações na integridade local, não sendo possível diagnosticá-las através da aplicação do índice desenvolvido.

O formato do fragmento está relacionado à qualidade do habitat disponível em sua área núcleo, que irá influenciar quanto do território é afetado pelos efeitos de borda. As características da borda tornam o ambiente mais vulnerável, acarretando o aumento da temperatura e luminosidade, redução da umidade e maior exposição a vento e estresse hídrico, recondicionando a ocorrência das espécies locais e facilitando a entrada de espécies oportunistas (VIDOLIN et al., 2011). Apesar de diferentes formatos de fragmentos serem encontrados na paisagem, o ideal seria que seu formato fosse o mais

próximo possível do circular, já que esta configuração minimiza a relação borda-área, mas muitos dos remanescentes existentes apresentam-se com formatos alongados e afinados, sendo considerados, em quase sua totalidade, como bordas (PRIMACK; RODRIGUES, 2010).

Diante das análises de correspondência foi possível perceber que no agrupamento 1 (G1) estão reunidas as áreas de maior tamanho e a métrica “tamanho” (SIZE), não tendo sido abrigado nenhum dos indicadores utilizados no índice. Isso pode explicar o fato da maior parte das áreas aqui agrupadas (quatro das sete áreas) apresentar integridade baixa, contrariando o esperado pela hipótese elaborada. Tal fato evidencia que, apesar da importância que esta métrica exerce na estruturação interna de fragmentos florestais, muitas vezes não é o tamanho que afeta diretamente a qualidade do fragmento, mas sim os atributos ecológicos que irão garantir a integridade biótica local.

No agrupamento 3 (G3) é possível notar que foram reunidas as menores áreas analisadas (com tamanhos abaixo de 3 ha) e os indicadores que mais se relacionam com perturbações ecológicas, tendo sido também agrupado, porém exercendo pouca influência, a métrica relacionada ao formato (SHAPE). Esta relação se sustenta porque, conforme já apresentado, fragmentos pequenos e com formatos irregulares estão fortemente sujeitos aos efeitos de borda, o qual pode afetar diretamente a ocorrência de algumas espécies cujas características ambientais sejam mais restritas, seja pelo alto impacto decorrente da alteração da entrada de luz, seja pela diminuição na umidade do ar ou aumento na intensidade dos ventos e da temperatura local (PIROVANI et al., 2014). Estas mudanças no habitat geram alterações na vegetação do remanescente, levando ao aumento da quantidade de clareiras e morte de árvores em pé, abrindo espaço para a entrada de espécies exóticas, substituição dos organismos de sub-bosque por gramíneas e aumento na quantidade de cipós (LAURANCE et al., 2001; SIQUEIRA et al., 2004).

Contudo, reforça-se que estes remanescentes são fundamentais para manutenção da flora e da fauna em paisagens fragmentadas, uma vez que acabam incrementando a permeabilidade destes organismos ao funcionarem como pontos de ligação e trampolins ecológicos entre os fragmentos florestais ali existentes (AWADE; METZGER, 2008). Em ambientes urbanos, estima-se que os principais atores da dispersão de sementes sejam as aves de sub-bosque, as quais se caracterizam por voos curtos e diversos pousos para alimentação, abrigo e reprodução, de forma que, a existência de pequenos

fragmentos é de extrema importância para o ciclo de vida destes organismos (MARTENSEN et al., 2008).

A presença do indicador “palmeiras”, considerado um indicador ecológico de qualidade ambiental, pode estar diretamente ligada ao fato de muitos dos fragmentos deste grupo (G3) se configurarem ou estarem conectados com áreas de mata ciliar, sendo a dispersão destes organismos presumivelmente facilitada pela fauna que transita em ambiente urbano. Além disso, para este indicador não foi especificado quais espécies de palmeiras seriam consideradas na atribuição de nota (GRACIANO-SILVA, 2016), o que pode ter feito com que tenham sido consideradas espécies utilizadas na arborização das vias urbanas e que podem ter se dispersado para dentro destes fragmentos, as quais podem desenvolver comportamento agressivo diante das demais espécies nativas ao invés de se integrar ao ciclo e promover melhorias na integridade local.

Destaca-se ainda, para este agrupamento (G3), que o fragmento do Parque Brigadeiro Tobias (11) foi aquele que mais apresentou sua integridade influenciada pela conectividade (CONEC), possuindo a maior nota atribuída a esta variável (10,45) dentre as áreas analisadas. Áreas conectadas apresentam maiores graus de conservação dos elementos florestais que abrigam, uma vez que há constante reestruturação de seus componentes básicos pela chegada e partida de organismos da fauna e flora decorrente da permeabilidade que sua conexão proporciona com outros fragmentos existentes (SARTORI et al., 2012), o que poderia explicar como uma área de 2,99 ha é capaz de manter a integridade regular (30,66), mais comumente verificada em fragmentos com áreas maiores que 5 ha.

No agrupamento 2 (G2) ficaram localizados os fragmentos do Jardim Gonçalves (12), do Piazza Di Roma II (13), o Parque Quinzinho de Barros - Zoológico (14), o Parque Natural Dr. Braulio Guedes da Silva (15) e o Parque Natural Chico Mendes (16), os quais representam a transição da “integridade baixa” para a “integridade regular”, sendo seu ponto de virada entre 4,72 e 5,06 ha. Sugere-se que, salvo os casos das áreas muito críticas, nas quais os efeitos oriundos do entorno acabam impactando massivamente o remanescente, o tamanho necessário para um fragmento urbano manter sua integridade biótica é em torno de áreas com cinco hectares.

Ressalta-se que os fragmentos, aqui analisados, que obtiveram a maior pontuação relativa à integridade apresentam tamanho em torno de 6 ha (15 e 16), ultrapassando as pontuações obtidas pelos fragmentos com tamanhos superiores a 12 ha (21, 22 e 23), o

que pode ser explicado pelo histórico de perturbações destes locais que devem ter influenciado para que estas áreas, embora pequenas, sejam bem conservadas. Isso se dá porque fragmentos nesta faixa de tamanho costumam passar por perturbações com frequências e intensidades intermediárias e que acabam por conferir maior riqueza para a comunidade vegetal do local devido a coexistência de espécies de diferentes estágios sucessionais (CONNELL, 1978). As áreas acima citadas correspondem ao Parque Natural Dr. Braulio Guedes da Silva (15) e ao Parque Natural Chico Mendes (16), locais cuja área em que se localizam os fragmentos é de acesso restrito para população e há histórico de preservação e manejo de longa data.

Nesse agrupamento (G2) ainda estão presentes quatro indicadores de qualidade ambiental, evidenciando como sua presença impacta, de forma considerável, a integridade dos fragmentos. As “espécies tardias e/ou ameaçadas de dossel” (cant-lt) selecionadas para compor este indicador, bem como as “epífitas vasculares” (epi) são organismos que necessitam de ambientes bem estruturados para ocorrer, sendo estas muito sensíveis às alterações microclimáticas, enquanto aquelas são consideradas secundárias tardias, sendo esperada sua ocorrência em ambientes cujas interações ecológicas são preservadas (BREIER, 2005; MAGURRAN, 2006). Já a presença do indicador “cobertura de serapilheira” (lit), além da expectativa natural para a fitofisionomia local (florestas estacionais semidecíduais), relaciona-se com a presença de “espécies tardias e/ou ameaçadas de sub-bosque”, as quais produzem grande quantidade de material orgânico senescente durante seu desenvolvimento, ao passo que irão manter a continuidade da estruturação observada nestes fragmentos (DICKOW et al., 2012; GOMES-WESTPHALEN et al., 2012).

Os dados apresentados permitem perceber que a hipótese formulada para o comportamento da integridade com relação às métricas da paisagem não segue o mesmo padrão para florestas e para fragmentos inseridos em meio urbano. Enquanto a integridade em florestas tende a ser maior quando suas áreas são maiores, mais conectadas e com formatos mais próximos aos arredondados (PRIMACK; RODRIGUES, 2010), para fragmentos urbanos não se observa, necessariamente, este padrão. Para florestas urbanas a integridade biótica é afetada também pelas variações do uso da matriz e pela variabilidade nas escalas das suas diversidades e estruturas. Assim, mais influente do que o seu tamanho, forma ou conectividade é o seu histórico de perturbações e o manejo atual específico despendido para manutenção dos atributos ecológicos de cada local.

As funções ecológicas e estruturais nesses remanescentes diferem das verificadas em florestas, ainda, pois são influenciadas tanto por processos naturais quanto pelos impostos pelo homem. Esses processos antrópicos impactam cada um dos fragmentos em diferentes velocidades e maneiras, de forma específica e individualizada, gerando a necessidade de adaptações para promover sua continuidade em longo prazo. A análise da integridade ecológica para diagnosticar o estado de um fragmento deve, então, funcionar tanto como um princípio como uma perspectiva no manejo sustentável de florestas urbanas, na medida que ela não só irá evidenciar o estado dos componentes estruturais e biológicos dando indícios de qual a demanda de manejo do local, mas também possibilitará que sejam traçadas metas do estado que se pretende alcançar para cada uma das áreas analisadas, consideradas suas especificidades (ORDÓÑEZ; DUINKER, 2012).

5. CONCLUSÃO

Dentre as métricas da paisagem avaliadas por este estudo, aquela que mais exerceu influência na integridade biótica dos fragmentos urbanos foi o tamanho, sendo indicado que fragmentos com áreas superiores a cinco hectares, devido à sua maior integridade, apresentam maiores possibilidades de se manterem ao longo do tempo. Entretanto, o tamanho, por si só, não é capaz de manter a integridade biótica local caso o fragmento não apresente manejo e monitoramento constantes para mitigar os estressores gerados pelo contato com o meio antrópico. Constatou-se também que fragmentos com área menor que três hectares costumam ser portadores de baixa integridade, e apesar do importante papel no incremento da permeabilidade da paisagem, apresentam poucas possibilidades de se manter ao longo do tempo por serem mais suscetíveis às perturbações ocasionadas pela matriz urbana.

Faz-se necessário, então, um melhor planejamento e manejo para estes remanescentes, com a finalidade de controlar os estressores provenientes da matriz urbana e melhorar a estrutura e composição dos fragmentos muito pequenos. A restauração de áreas já existentes na estrutura urbana torna possível unir dois ou mais fragmentos, alterar seus formatos e aumentar o seu tamanho, podendo assim promover melhoras na integridade dos mesmos.

6. REFERÊNCIAS

- AWADE, M. **Padrões de movimentação de uma espécie de ave em paisagens fragmentadas e seus efeitos para a conectividade funcional: uma abordagem hierárquica**. São Paulo, Tese (Mestrado em Ciências, na área de Ecologia) – Universidade de São Paulo, 2009.
- AWADE, M.; METZGER, J. P. Using gap – crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. **Austral Ecology**, v. 33, n.7, p.863–871, 2008.
- BORGES, L. F. R.; SCOLFORO, J. R.; OLIVEIRA, A. D.; MELLO, J. M.; ACERBI JUNIOR, F. W.; FREITAS, G. D. Inventário de fragmentos florestais nativos e propostas para seu manejo e o da paisagem. **Revista Cerne**, v.10, n.1, p.22–38, 2004.
- BOSCOLO, D.; METZGER, J. P. Is bird incidence in Atlantic Forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? **Landscape Ecology**, v.24, n.1, p.907–918, 2009.
- BREIER, T. B. **O epifitismo vascular em florestas do sudeste do Brasil**. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal), Universidade Estadual de Campinas, UNICamp, 2005.
- CONNELL, J. H. Diversity in tropical rainforest and coral reefs. **Science**, v.199, p.1302–1310, 1978.
- DICKOW, K. M. C.; MARQUES, R.; PINTO, C. B.; HÖFER, H. Produção de serapilheira em diferentes fases sucessionais de uma floresta subtropical secundária, em Antonina, PR. **Cerne**, v.18, n.1, p.75–86, 2012.
- ETTO, T. L.; LONGO, R. M.; ARRUDA, D. R.; INVENIONI, R. Ecologia da paisagem de remanescentes florestais na bacia hidrográfica do Ribeirão das Pedras - Campinas-SP. **Revista Árvore**, v.37, n.6, p.1063–1071, 2013.
- FONTOURA, S. B.; GANADE, G.; LAROCCA, J. Changes in plant community diversity and composition across an edge between Araucaria Forest and pasture in South Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v.29, n.1, p.79–91, 2006.
- FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M. V. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. **Oecologia Brasiliensis**, v.11, n.4, p.493–502, 2007.
- GOMES-WESTPHALEN, J. S.; LINS E SILVA, A. C. B.; ARAÚJO, F. S. Who is who in the understory: the contribution of resident and transitory groups of species to plant

richness in forest assemblages. **Revista de Biologia Tropical**, v.60, n.3, p.1025–1040, 2012.

GRACIANO-SILVA, T. **Análise e estabelecimento de índice de integridade biótica para florestas urbanas**. Tese (Mestrado em Sustentabilidade na Gestão Ambiental), Universidade Federal de São Carlos – *Campus Sorocaba*, 2016.

GRIMM, N. B.; FAETH, S. H.; GOLUBIEWSKI, N. E.; REDMAN, C. L.; WU, J.; BAI, X.; BRIGGS, J. M. Global change and the ecology of cities. **Science**, v.319, p.756–760, 2008.

KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, v. 2, n. 5, p.173–185, 1989.

LAURANCE, W. F.; PÉREZ-SALICRUP, D.; DELAMÔNICA, P.; FEARNSIDE, P. M.; D'ANGELO, S.; JEROZOLINSKI, A.; POHL, L.; LOVEJOY, T. E. Rain forest fragmentation and structure on Amazonian liana communities. **Ecology**, v.82, p.105–116, 2001.

LIMA, L. P. Z.; LOUZADA, J.; CARVALHO, L. M. T.; SCOLFORO, J. R. S. Análise da vulnerabilidade natural para implantação de unidades de conservação na microrregião da Serra de Carrancas, MG. **Revista Cerne**, v.17, p.151–159, 2011.

MAGURRAN, A. E. Measuring biological diversity. **Blackwell Publishing**, 256p., 2006.

MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. **Biological Conservation**, v.141, p.2184–2192, 2008.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A.; ENE E. **FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps**. 2012. Disponível em: <<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>> Acesso em: Dez., 2015.

MULLER, A.; BATAGHIN, F. A.; SANTOS, S. C. Efeito de borda sobre a comunidade arbórea em um fragmento de floresta ombrófila mista, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Perspectiva**, v. 34, n.125, p. 29–39, 2010.

NASCIMENTO, H. E. M.; LAURANCE W. F. Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento. **Revista Acta Amazônica**, v. 36, n. 2, p.183–192, 2006.

ORDÓÑEZ, C.; DUINKER, P. N. Ecological integrity in urban forests. **Urban Ecosyst**, v.15, p.863–877, 2012.

- PICKETT, S. T. A.; CADENASSO, M. L.; GROVE, J. M.; CHRISTOPHER, G. B.; PETER, M. G.; IRWIN, E.; KAUSHAL, S. S.; MARSHALL, V.; MCGRATH, B. P.; NILON, C. H.; POUYAT, R. V.; SZLAVECZ, K.; TROY, A.; WARREN, P. Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress. **Journal of Environmental Management**, v.92, p.331–362, 2011.
- PIROVANI, D. B.; SILVA, A. G.; SANTOS, A. R.; CECÍLIO, R. A.; GLERIANI, J. M.; MARTINS, S. V. Análise espacial de fragmentos florestais na bacia do Rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, v.38, n.2, p.271–281, 2014.
- PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. Biologia da conservação. Londrina: **Editora Planta**. 10ª ed., 328p., 2010.
- REZA, M. I. H.; ABDULLAH, S. A. Regional Index of Ecological Integrity: A need for sustainable management of natural resources. **Ecological Indicators**, v.11, p.220–229, 2011.
- SANTOS, A. L.; CARVALHO, C. M.; CARVALHO, T. M. Importância de remanescentes florestais para conservação da biodiversidade: Estudo de caso na Mata Atlântica em Sergipe através de sensoriamento remoto. **Geografia Acadêmica**, v.7, n.2, p.58–84, 2013.
- SARTORI, A. A. C.; SILVA, R. F. B.; ZIMBACK, C. R. L. Combinação linear ponderada na definição de áreas prioritárias à conectividade entre fragmentos florestais em ambiente SIG. **Revista Árvore**, v.36, n.6, p.1079–1090, 2012
- SIQUEIRA, L. P.; MATOS, M. B.; MATOS, D. M. S.; PORTELA, R. C. Q.; BRAZ, M. I. G.; SILVA-LIMA, L. Using the variances of microclimate variables to determine edge effects in small forest Atlantic Rain Forest fragments, South-Eastern Brazil. **Ecotropica**, v.10, n.1, p.59–64, 2004.
- VIDOLIN, G. P.; BIONDI, D.; WANDEMBRUCK, A. Análise da estrutura da paisagem de um remanescente de floresta com araucária, Paraná, Brasil. **Revista Árvore**, v.35, n.3, p.515–525, 2011.
- WU, J. Urban sustainability: an inevitable goal of landscape research. **Landscape Ecology**, n.25, p.1–4, 2010.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante dos diagnósticos apresentados, quanto à integridade biótica dos fragmentos estudados, foi possível perceber que as adaptações realizadas no método original foram eficientes em captar o estado ecológico real destas áreas, restando poucas melhorias a serem feitas no método proposto. A hipótese de que haveria relação direta entre tamanho, forma, conectividade e integridade biótica foi apenas parcialmente corroborada, uma vez que a relação mais fortemente observada ocorreu apenas entre o tamanho e a integridade, embora este não seja necessariamente um fator determinante para manutenção da integridade biótica.

Constatou-se que os fragmentos menores que 3 ha dificilmente conseguirão se manter ao longo do tempo, enquanto aqueles maiores que 5 ha terão maiores chances de apresentar continuidade devido o grau de integridade observado. Destaca-se que alguns fragmentos relativamente pequenos, entre 4 e 5 ha, apresentaram integridade melhor do que a de algumas áreas maiores, prevalecendo o histórico de perturbações (manejo passado) e o manejo atual. Tal fato chama a atenção para realidade dos remanescentes inseridos em meio urbano e evidencia que tanto o contexto da paisagem em que se inserem quanto o manejo e monitoramento são cruciais para manutenção de suas integridades.

Por se tratarem de áreas que sobreviveram na paisagem entre a expansão das atividades de uso antrópico, o impedimento do aumento de seu tamanho ou da modificação de seu formato é bastante claro, visto que as estruturas urbanas acabam tendo prioridade em detrimento das demandas de melhorias dos remanescentes vegetais. Assim, visando melhorar suas condições internas e a fim de elevar sua integridade ecológica, é importante que se incentive a conectividade entre as áreas vegetadas, através de políticas públicas voltadas à recuperação das matas ciliares, criação de praças arborizadas, incentivos aos quintais verdes e fortalecimento da arborização urbana através da introdução de espécies nativas estratégicas à dispersão da fauna e flora da região.

6. REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, G. B.; RODRIGUES, R. R. A vegetação do Morro de Araçoiaba, Floresta Nacional de Ipanema, Iperó (SP). **Scientia Forestalis**, n.58, p.145–159, 2000.
- ALMEIDA, F. S.; GOMES, D. S.; QUEIROZ, J. M. de Estratégias para a conservação da diversidade biológica em florestas fragmentadas. **Revista Ambientia**, v.7, n.2, 2011.
- ALONSO, J. M.; LELES, P. S. S.; FERREIRA L. N.; OLIVEIRA, N. S. A. Aporte de serapilheira em plantio de recomposição florestal em diferentes espaçamentos. **Ciência Florestal**, v.25, n.1, p.01–11, 2015.
- BOURLEGAT, J. M. G. L.; GANDOLFI, S.; BRANCALION, P. H. S.; DIAS, C. T. S. Enriquecimento de floresta em restauração por meio de semeadura direta de lianas. **Hoehnea**, v.40, n.3, p.465–472, 2013.
- BREIER, T. B. **O epifitismo vascular em florestas do sudeste do Brasil**. Tese (Doutorado) Biologia Vegetal – Universidade Estadual de Campinas, 2005.
- BROWN, J. H.; LOMOLINO, M. V. **Biogeografia**. Ribeirão Preto: FUNPEC, 2006.
- CARIGNAN, V.; VILLARD, M. A. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: A review. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.78, p.45–61, 2002.
- CARVALHO, P. G.; MELLIS, J. V.; ASCENÇÃO, B. M.; CESTARI, F. M.; ALVES, L. F.; GROMBONE-GUARATINI, M. T. Abundância e biomassa de lianas em um fragmento de floresta Atlântica. **Hoehnea**, v. 38, n. 2, p. 307–314, 2011.
- CARVALHO, R. L. P. **Fisionomia da cidade: Sorocaba – cotidiano e transformações urbanas – 1890-1943**. 2008. 336f. Tese (doutorado) Departamento de História da Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.
- CESTARI, C. **O uso de plantas epífitas por aves em uma região de mata atlântica no sudeste do Brasil**. Tese (Mestrado) Ciências Biológicas: Zoologia – Universidade Estadual Paulista, 2007.
- CHAGAS, R. K.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; BERG, E. V. D.; SCOLFORO, J. R. S. Dinâmica de populações arbóreas em um fragmento de floresta estacional semidecidual Montana em Lavras, Minas Gerais. **Revista Árvore**, v.25, n.1, p.39–57, 2001.
- COELHO, S.; CARDOSO-LEITE, E.; CASTELLO, A. C. D. Composição florística e caracterização sucessional como subsídio para conservação e manejo do PNMCBio, Sorocaba – SP. **Ciência Florestal**, v.26, n.1, 2016.

CORRÊA, L. S.; CARDOSO-LEITE, E.; CASTELLO, A. C. D.; COELHO, S.; KORTZ, A. R.; VILLELA, F. N. J.; KOCH, I. Estrutura, composição florística e caracterização sucessional em remanescente de Floresta Estacional Semidecidual no sudeste do Brasil. **Revista Árvore**, v.38, n.5, p.799–809, 2014.

CORVELLO, W. B. V.; VILLELA, F. A.; NEDEL, J. L. Maturação fisiológica e qualidade de sementes de cedro (*Cedrela fissilis* Vell.) - Meliaceae. **Informativo ABRATES**, v.7, n.2, p.214, 1997.

DACANAL, C. **Fragmentos florestais urbanos e interações climáticas em diferentes escalas: estudos em Campinas, SP**. Tese (Doutorado) Engenharia Civil: Arquitetura e construção, Universidade Estadual de Campinas, 2011.

DANIEL, O.; ARRUDA, L. Fitossociologia de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Aluvial às margens do Rio Dourados, MS. **Scientia Forestalis**, n.68, p.69–86, 2005.

DENSLOW, J. S. Patterns of plant species diversity during succession under different disturbance regimes. **Oecologia**, v.46, p.18–21, 1980.

DIAS, J. **Espécies invasoras em sítios de restauração florestal de floresta estacional**. Tese (Mestrado) Ciências Biológicas – Universidade Estadual de Londrina, 2011.

DICKOW, K. M. C.; MARQUES, R.; PINTO, C. B.; HÖFER, H. Produção de serapilheira em diferentes fases sucessionais de uma floresta subtropical secundária, em Antonina, PR. **Cerne**, v.18, n.1, p.75–86, 2012.

DURIGAN, G.; IVANAUSKAS, N.M.; RIBEIRO, M. A.; KANASHIRO, M. M.; COSTA, H. B.; SANTIAGO, C. M. Protocolo de avaliação de áreas prioritárias para conservação da Mata Atlântica na região da Serra do Mar/Paranapiacaba. **Revista do Instituto Florestal**, v.21, p.39–54, 2009.

FONSECA, M. G. **Aspectos demográficos de *Aspidosperma polyneuron* Muell. Arg. (Apocynaceae) em dois fragmentos de floresta semidecídua no município de Campinas, SP**. Tese (Mestrado) Biologia Vegetal – Universidade Estadual de Campinas, 2001.

FONSECA, C. R.; CARVALHO, F. A. Aspectos florísticos e fitossociológicos da comunidade arbórea de um fragmento urbano de Floresta Atlântica (Juiz de Fora, MG, Brasil). **Bioscience Journal**, v.28, n.5, p.820–832, 2012.

FREITAS, G. K.; PIVELLO, V. R. A Ameaça das Gramíneas Exóticas à Biodiversidade. O desafio da conservação dos recursos naturais na região. In: **O Desafio**

da Conservação dos Recursos Naturais da Região. Editora: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, capítulo 22, parte 5, p.234–248, 2008.

GANDOLFI, S.; JOLY, C. A.; LEITÃO FILHO, H. F. “Gaps of deciduousness”: cyclical gaps in tropical forests. **Scientia Agricola**, v.66, n.2, p.280–284, 2009.

GERALDINO, H. C. L.; CAXAMBÚ, M. G.; SOUZA, D. C. Composição florística e estrutura da comunidade de epífitas vasculares em uma área de ecótono em Campo Mourão, PR, Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, v.24, n.2, p.469–482, 2010.

GOMES-WESTPHALEN, J. S.; LINS E SILVA, A. C. B.; ARAÚJO, F. S. Who is who in the understory: the contribution of resident and transitory groups of species to plant richness in forest assemblages. **Revista de Biologia Tropical**, v.60, n.3, p.1025–1040, 2012.

GOUVÊA, C. F. **Estudo do desenvolvimento floral em espécies arbóreas da família Meliaceae.** Tese (Doutorado) Biologia na Agricultura e no Ambiente – Universidade de São Paulo, 2005.

GUIDUGLI, M. C. **Estudos genéticos da espécie florestal *Cariniana estrellensis* (Raddi) Kuntze: diversidade, sistema de cruzamento e fluxo gênico contemporâneo.** Tese (Doutorado) Ciências: Genética - Universidade de São Paulo, 2011.

GUIRAO, A. C.; FILHO, J. T. Preservação de um fragmento florestal urbano - estudo de caso: a ARIE mata de Santa Genebra, Campinas-SP. **Geosp – Espaço e Tempo**, n.29, p.147–158, 2011.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira.** Rio de Janeiro, 2012.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidade de Sorocaba.** Disponível em: <<http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=355220&search=sao-paulo|sorocaba>> Acesso em: Dez. 2015.

IUCN - International Union for Conservation of Nature. **The IUCN Red List of Threatened Species.** Disponível em: < <http://www.iucnredlist.org> > Acesso em: Dez. 2015.

JARDIM, F. C. S.; SERRÃO, D. R.; NEMER, T. C. Efeito de diferentes tamanhos de clareiras sobre o crescimento e a mortalidade de espécies arbóreas, em Moju – PA. **Acta Amazônica**, v. 37, n.1, p. 37–48, 2007.

KINOSHITA, L. S.; TORRES, R. B.; FORNI-MARTINS, E. R.; SPINELLI, T.; AHN, Y. J.; CONSTÂNCIO, S. S. Composição florística e síndromes de polinização e de

dispersão da mata do Sítio São Francisco, Campinas, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.20, n.2, p.313–327, 2006.

KORTZ, A. R.; COELHO, S.; CASTELLO, A. C. D.; CORRÊA, L. S.; CARDOSO-LEITE, E.; KOCH, I. Wood vegetation in Atlantic rain Forest remnants in Sorocaba (São Paulo, Brazil). **Check List**, v.10, n.2, p. 344–354, 2014.

KRAHL, A. H.; KRAHL, D. R. P.; VALSKO, J. J.; HOLANDA, A. S. S.; ENTRINGER-JUNIOR, H.; NASCIMENTO, J. W. Biologia reprodutiva e polinização em orquídeas: com ênfase em espécies brasileiras e da região amazônica – uma revisão de literatura. **Natureza on line**, v. 13, n. 3, p. 128–133, 2015.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Conseqüências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia Brasiliensis**, v.13, n.3, p.434–451, 2009.

LEVINS, R. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. **Bulletin of the Entomological Society of America**, v.15, p.237–240, 1969.

LIEBERG, S. A. **Análise sucessional de fragmentos florestais urbanos e delimitações de trilhas como instrumento de gestão e manejo no programa de uso público do parque ecológico do Guarapiranga, São Paulo**. Tese (Doutorado) Ciências Biológicas: Biologia Vegetal, Universidade Estadual Paulista, 2003.

LIMA, R. A. F.; GANDOLFI, S. Structure of the herb stratum under different light regimes in the Submontane Atlantic Rain Forest. **Brazilian Journal of Biology**, v.69, n.2, p.289–296, 2009.

LIMA, L. P. Z.; LOUZADA, J.; CARVALHO, L. M. T.; SCOLFORO, J. R. S. Análise da vulnerabilidade natural para implantação de unidades de conservação na microrregião da Serra de Carrancas, MG. **Revista Cerne**, v.17, p.151–159, 2011.

LONE, A. B.; TAKAHASHI, L. S. A.; FARIA, R. T.; ASSIS, A.M.; UNEMOTO, L. K. Desenvolvimento vegetativo de orquídeas submetidas a diferentes formulações de macronutrientes e frequências de adubação durante a fase de aclimatização. **Semina: Ciências Agrárias**, v.31, n.4, 2010.

LUCAS, D. F. **Análise espacial dos fragmentos florestais no Município de São Gonçalo do Rio Abaixo/MG**. XIII Curso de Especialização em Geoprocessamento, 2011.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The Theory of Island Biogeography**. Princeton University Press, Princeton, 1967.

MANIA, L. F. **Florística e distribuição de epífitas vasculares em floresta alta de restinga na planície litorânea da praia da fazenda, núcleo Picinguaba, Parque Estadual da Serra do Mar, município de Ubatuba, SP.** Tese (Mestrado) Ciências Biológicas: Biologia Vegetal – Universidade Estadual Paulista, 2008.

MANIA, L. F. **Composição florística de comunidades epifíticas vasculares em unidades de conservação no Estado de São Paulo.** Tese (Doutorado) Ciências Biológicas: Biologia Vegetal – Universidade Estadual Paulista, 2013.

MARAFIGA, J. S.; VIERA, M.; SZYMCAK, D. A.; SCHUMACHER, M. V.; TRÜBY, P. Deposição de nutrientes pela serapilheira em um fragmento de Floresta Estacional Decidual no Rio Grande do Sul. **Floresta**, v.42, n.1, p.129–136, 2012.

MARTINI, A.; BIONDI, D.; BATISTA, A. C.; SILVA-FILHO, D. F. Microclima em diferentes tipologias de floresta urbana. **REVSBAU**, v.10, n.4, p.12–22, 2015.

MARTINS, S. V.; GLERIANI, J. M.; AMARAL, C. H.; RIBEIRO, T. M. Caracterização do dossel e do estrato de regeneração natural no sub-bosque e em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no Município de Viçosa, MG. **Árvore**, v.32, n.4, p.759–767, 2008.

MATTE, A. L. L. **Padrões de distribuição, estrutura e contexto de manchas florestais em um mosaico de campo e floresta no planalto sul brasileiro.** Tese (Mestrado) Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2009.

MELO, A. G. C.; CARVALHO, D. A.; CASTRO, G. C.; MACHADO, E. L. M. Florística da comunidade arbóreo-arbustiva de um fragmento florestal urbano – Bosque Municipal Rangel Pietraróia, Marília, SP. **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Ambiental**, v.18, n.1, p.105-117, 2011.

MELLO, K. **Análise espacial de remanescentes florestais como subsídio para o estabelecimento de unidades de conservação.** Tese (Mestrado) Diversidade Biológica e Conservação. Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2012.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Revista Biota Neotrópica**, v.1, n.1, p.1–9, 2001.

METZGER, J. P.; CASATTI, L. Do diagnóstico à conservação da biodiversidade: o estado da arte do programa BIOTA/FAPESP. **Revista Biota Neotrópica**, v.6, 2006.

MIATELO, J. H. B. **Biodiversidade e distribuição de Família Rubiaceae no Distrito Federal e nos Estados de Goiás e Tocantins.** Tese (Mestrado) Ecologia e Evolução – Universidade Federal de Goiás, 2008.

- MORAES, L. F. D.; CAMPELLO, E. F. C.; FRANCO, A. A. Restauração florestal: do diagnóstico de degradação ao uso de indicadores ecológicos para o monitoramento das ações. **Revista Oecologia Australis**, v.14, p.437–451, 2010.
- MORAIS, L. M. F.; CONCEIÇÃO, G. M.; NASCIMENTO, J. M. Família Myrtaceae: análise morfológica e distribuição geográfica de uma coleção botânica. **Agrarian Academy**, v.1, n.1, p.317–346, 2014.
- MURCIA, C. Edge affect in fragmented forests: implications for conservation. **Tree**, v.10, n.2, p.58–62, 1995.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v.403, p.853–858, 2000.
- OLIVEIRA, R. J.; MANTOVANI, W.; MELO, M. M. R. Estrutura do componente arbustivo-arbóreo da Floresta Atlântica de Encosta, Peruíbe, SP. **Acta Botanica Brasilica**, v.5, n.3, p.391–412, 2001.
- PESSOA, L. M.; PINHEIRO, T. S.; ALVES, M. C. J. L.; PIMENTEL, R. M. M.; ZICKEL, C. S. Flora lenhosa em um fragmento urbano de floresta Atlântica em Pernambuco. **Revista de Geografia**, v.26, n.3, p.247–262, 2009.
- PIRES, A. S. **Perda de diversidade de palmeiras em fragmentos de mata atlântica: padrões e processos**. Tese (Doutorado) Ciências Biológicas: Biologia Vegetal – Universidade Estadual Paulista, 2006.
- PORTELA, R. C. Q. **Ecologia populacional de três espécies de palmeiras em uma paisagem fragmentada no domínio da Mata Atlântica, RJ**. Tese (Doutorado) Ecologia – Universidade Estadual de Campinas, 2008.
- PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Editora Planta. 10ª ed., 328p., 2010.
- PUTZ, F. E. The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panamá. **Ecological Society of America**, v.65, n.6, p.1713–1724, 1984.
- RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141–1153, 2009.
- ROGALSKI, J. M.; ZANIN, E. M. Composição florística de epífitos vasculares no estreito de Augusto César, Floresta Estacional Decidual do Alto Uruguai, RS, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 26, p. 551–556, 2003.

RODRIGUES, E. Fundamentos de Restauração Ecológica. **Sociedade Internacional para Restauração Ecológica**, 2004. Disponível em: <http://www.lerf.eco.br/img/publicacoes/2004_12%20Fundamentos%20de%20Restauracao.pdf> Acesso em: Jan. 2016.

SALGADO, M.; REZENDE, A. V.; FELFILI, J. M.; FRANCO, A. C.; SOUSA-SILVA, J. C. Crescimento e repartição de biomassa em plântulas de *Copaifera langsdorffii* Desf. submetidas a diferentes níveis de sombreamento em viveiro. **Brasil Florestal**, n.70, p.13–21, 2001.

SALM, R.; JARDIM, M. A. G.; ALBERNAZ, A. L. K. M. Abundância e diversidade de palmeiras no Distrito Florestal Sustentável da rodovia BR-163, Pará, Brasil. **Biota Neotropica**, v.11, n.3, p.99–105, 2011.

SANTOS, S. L. dos **Dinâmica de clareiras: comportamento de espécies pioneiras e fatores que afetam sua colonização**. Tese (Doutorado) Biologia Vegetal – Universidade Estadual de Campinas, 2005.

SARTORI, A. A. C. **Análise multicritérios na definição de áreas prioritárias à conectividade entre fragmentos florestais**. Tese (Mestrado) Agronomia, Universidade Estadual Paulista, 2010.

SALLES, J. C.; SCHIAVINI, I. Estrutura e composição do estrato de regeneração em um fragmento florestal urbano: implicações para a dinâmica e a conservação da comunidade arbórea. **Acta Botânica Brasilica**, v.21, n.1, p.223–233, 2007.

SICHE, R.; AGOSTINHO, F.; ORTEGA, E.; ROMEIRO, A. Índices versus indicadores: precisões conceituais na discussão da sustentabilidade de países. **Ambiente & Sociedade**, v.10, n.2, p.137–148, 2007.

SCORIZA, R. N.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M. Aporte de serapilheira como indicador ambiental em fragmentos de floresta estacional semidecidual em Sorocaba, SP. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.8, n.4, p.634–640, 2013.

SFAIR, J. C. **Interação entre árvores e trepadeiras: padrões, processos e implicações**. Tese (Doutorado) Ecologia – Universidade Estadual de Campinas, 2011.

SILVA, A. W. L.; SELIG, P. M.; MORALES, A. T. Indicadores de sustentabilidade em processos de avaliação ambiental estratégica. **Revista Ambiente & Sociedade**, v.15, p.75–96, 2012.

SILVA, J. O. N. E. **A família Myrtaceae no Parque Estadual das Dunas do Natal – RN, Brasil**. Tese (Mestrado) Ciências Biológicas – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2009.

- SILVA, L. F. **Construção de um índice de sustentabilidade ambiental agrícola (ISA): uma proposta metodológica**. Tese de doutorado. Universidade de Campinas, 2007.
- SPÓSITO, T. C.; STEHMANN, J. R. Heterogeneidade florística e estrutural de remanescentes florestais da Área de Proteção Ambiental ao Sul da Região Metropolitana de Belo Horizonte (APA Sul-RMBH), Minas Gerais, Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, v.20, n.2, 2006.
- SOUZA, A. C. R.; ALMEIDA, E. B.; ZICKEL, C. S. Riqueza de espécies de sub-bosque em um fragmento florestal urbano, Pernambuco, Brasil. **Biotemas**, v.22, n.3, p.57–66, 2009.
- SOROCABA **Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica**. 2014. Disponível em: < <https://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2014/04/pmma-sorocaba-bx.pdf> > Acesso em: Out. 2015.
- SWAINE, M. D.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical forests. **Vegetatio**, v.75, p.81–86. 1988.
- TIBIRIÇÁ, Y. J. A.; COELHO, L. F. M.; MOURA, L. C. Florística de lianas em um fragmento de floresta estacional semidecidual, Parque Estadual de Vassununga, Santa Rita do Passa Quatro, SP, Brasil. **Acta Botânica bras.**, v.20, n.2, p.339–346, 2006.
- TOLEDO, S. R. B. **Indicadores da capacidade de gestão ambiental urbana dos governos locais nas cidades médias do Estado de São Paulo**. Tese (Mestrado) Geografia: Organização do Espaço, Universidade Estadual Paulista, 2005.
- TROIAN, L. C.; KÄFFER, M. I.; MÜLLER, S. C.; TROIAN, V. R.; GUERRA, J.; BORGES, M. G.; GUERRA, T.; RODRIGUES, G. G.; FORNECK, E. D. Florística e padrões estruturais de um fragmento florestal urbano, região metropolitana de Porto Alegre, RS, Brasil. **Iheringia - Série Botânica**, v.66, n.1, p.05–16, 2011.
- TURCHETTO, F.; FORTES, F. O. Aporte e decomposição de serapilheira em Floresta Estacional Decidual na região do Alto Uruguai, RS. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v.34, n.80, p.391–397, 2014.
- UDULUTSCH, R. G. **Lenhosas em duas formações florestais do Estado de São Paulo**. Tese (Mestrado) Ecologia de Agroecossistemas – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, 2004.
- VAN BELLEN, H. M. Indicadores de sustentabilidade - um levantamento dos principais sistemas de avaliação. **Cadernos EBAPE**, v.2, n.1, p.01–14, 2004.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 25–42, 1998.

WHITMORE, T. C. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. **Ecology**, v.70, n.3, p.536–538, 1989.

ZUPO, T. M. **Invasão, competição e uso de recursos por uma gramínea nativa e uma gramínea invasora do Cerrado**. Tese (Mestrado) Ecologia – Universidade de São Paulo, 2010.