

PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DE CAMPINAS
CENTRO DE ECONOMIA E ADMINISTRAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU*
MESTRADO EM SUSTENTABILIDADE

SOFIA NEGRI BRAZ

**LÍQUENS COMO BIOINDICADORES DE QUALIDADE
AMBIENTAL EM ÁREAS DE BORDA DE FLORESTAS
URBANAS**

Campinas/SP
2020

SOFIA NEGRI BRAZ

**LÍQUENS COMO BIOINDICADORES DE QUALIDADE
AMBIENTAL EM ÁREAS DE BORDA DE FLORESTAS
URBANAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Sustentabilidade da Pontifícia Universidade Católica de Campinas como requisito para a obtenção do título de Mestre em Sustentabilidade.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Regina Márcia Longo.

PUC-Campinas
2020

SOFIA NEGRI BRAZ

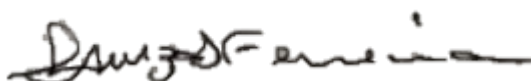
**LÍQUENS COMO BIOINDICADORES DE QUALIDADE AMBIENTAL EM ÁREAS
DE BORDA DE FLORESTAS URBANAS**

**Este exemplar corresponde à
redação final da Dissertação de
Mestrado em Sustentabilidade da
PUC – Campinas, e aprovada pela
Banca Examinadora.**

APROVADA EM: 24 de novembro de 2020.



Presidente e Orientadora: Prof.^a Dr.^a Regina Márcia Longo



1^a Examinadora: Prof.^a Dr.^a Luiza Ishikawa Ferreira



2^o Examinador: Dr. Thomaz Henrique Barrella

Ficha catalográfica elaborada por Fabiana Rizziolli Pires CRB 8/6920
Sistema de Bibliotecas e Informação - SBI - PUC-Campinas

363.73922 Braz, Sofia Negri
B827L

Líquens como bioindicadores de qualidade ambiental em áreas de borda de florestas urbanas / Sofia Negri Braz. - Campinas: PUC-Campinas, 2020.

120 f.: il.

Orientador: Regina Márcia Longo.

Dissertação (Mestrado em Sustentabilidade) - Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade, Centro de Economia e Administração, Pontifícia Universidade Católica de Campinas, Campinas, 2020.

Inclui bibliografia.

1. Ar - Controle de qualidade. 2. Líquens. 3. Indicadores biológicos. I. Longo, Regina Márcia. II. Pontifícia Universidade Católica de Campinas. Centro de Economia e Administração. Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade. III. Título.

CDD - 22. ed. 363.73922

Em memória de meu avô, Tarcísio Negri, que nos deixou em vida durante a realização deste trabalho, mas que sempre comemorou minhas conquistas e orou por mim. Tenho certeza de que continuará torcendo por mim de onde estiver.

AGRADECIMENTOS

À Prof^a Dr^a Regina Márcia Longo, pela orientação impecável, dedicação, sugestões, descontrações, incentivos e por, principalmente, acreditar no meu potencial.

À Prof^a Me^a Pilar Rojals Piqué, pelo conhecimento técnico na área da botânica e pela disposição para sanar dúvidas e ajudar no que fosse preciso referente ao presente trabalho, incluindo visitas ao local de estudo, quando necessário. Você foi essencial!

Ao Prof. Dr. Helmut Troppmair, o autor da principal metodologia do presente trabalho, pelo contato e auxílio logo no início, fornecendo materiais necessários para o desenvolvimento.

Aos meus pais, João Carlos Rocha Braz e Sílvia Maria Gobette Negri Braz, por me manterem firme na busca desta realização pessoal e profissional de me tornar Mestre em Sustentabilidade, não me deixando desistir, me apoiando em cada conquista e dificuldade ao longo deste percurso.

Aos meus irmãos, Vitória Negri Braz e Henrique Negri Braz, por estarem sempre disponíveis para me ouvir e conversar em momentos de decisões.

Ao Filipe Augusto Pak Lucon, Alessandra da Silva Leite e Jessica Jordão Vieira, pelos subsídios técnicos com seus conhecimentos na Engenharia Ambiental, sempre dispostos a me orientar na elaboração de mapas e no esclarecimento de dúvidas da área.

À ARIE Mata de Santa Genebra, por me acolher e embarcar nesta jornada comigo, sempre solícitos ao que fosse necessário para chegar onde eu queria. Obrigada à todos os funcionários, principalmente ao Thomaz Barrela e ao Cristiano Krepsky, que acompanharam desde o início dando sugestões de suma importância para o desenvolvimento do presente.

À CETESB e CEPAGRI, que contribuíram para o acesso e a análise de dados, em especial, Bruno Kabke.

Aos amigos e colegas, sejam eles de longa data ou recentes, de dentro do curso de mestrado em Sustentabilidade ou não: o meu muito obrigada pelas trocas de experiências, apoio, incentivo, paciência e por cada vibração pelas conquistas adquiridas.

À Pontifícia Universidade Católica de Campinas, ao Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade, aos professores e à secretaria, pela infraestrutura e por estarem sempre dispostos a contribuir para o enriquecimento deste trabalho de forma eficiente e solícita, além de orientar no melhor caminho quando houve incertezas.

Aos demais colegas e familiares, que, de forma direta ou indireta, contribuíram ou auxiliaram na elaboração do presente estudo.

“In a way, I wish I wasn’t involved in this struggle, because I wish the struggle wasn’t there or necessary. (...) But I, certainly, would feel very guilty if I saw what the problems are and decided to ignore them.”

(David Attenborough, 2019)

RESUMO

BRAZ, S. N. Líquens como bioindicadores de qualidade ambiental em áreas de borda de florestas urbanas. 2020. 114p. Dissertação de Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade, Pontifícia Universidade Católica de Campinas, Campinas, 2020.

A acelerada expansão urbana e a conseqüente ocupação desordenada dos territórios resultaram em um processo de fragmentação de habitats florestais. Estes fragmentos podem sofrer alterações significativas na sua qualidade ambiental devido ao efeito de borda e as pressões antrópicas constantes do entorno. Neste contexto, avaliar a qualidade ar presente em diferentes pontos de um fragmento pode ser uma importante ferramenta de diagnóstico ambiental, pois a partir dessa análise pode-se promover ações para evitar maiores danos. Além dos métodos convencionais de avaliação, os líquens se mostram como possíveis bioindicadores de qualidade do ar podendo ser utilizados nesse tipo de monitoramento pois estes alteram suas funções vitais ou sua ocorrência em função das condições ambientais do meio onde estão inseridos. Assim, o presente trabalho teve por objetivo analisar os líquens como bioindicadores de qualidade nas áreas de borda da Mata de Santa Genebra no município de Campinas – SP. O trabalho foi realizado visando promover a comparação entre diferentes áreas de borda do fragmento e relacioná-las com possíveis alteração na qualidade do ar. Os pontos de estudos apresentaram diferentes interfaces com o entorno do fragmento, sendo estas: rural, urbana, área com área compactada, próxima à rodovia e central. Esta última foi utilizada como referência. Em cada área foram coletados, sazonalmente, dados relativos à umidade relativa e temperatura do ar e luminosidade (pelo índice de área foliar no inverno e no verão) distribuídos em 6 pontos localizados entre a borda e o interior do fragmento. Além disso, foram quantificados os líquens em 75 forófitos, sendo 15 em cada parcela de estudo. Pela análise dos resultados foi possível observar que a interface com área urbana, no geral, apresentou maiores temperaturas e menores valores umidade relativa do ar, sendo classificada, pela análise dos líquens, como zona de poluição alta. Por outro lado, o ponto testemunho, localizado no interior do fragmento apresentou melhor condição de umidade relativa e temperatura do ar quando comparado as bordas, porém não apresentou a melhor classificação de zona de poluição. De maneira geral, os resultados demonstraram que as áreas do entorno influenciaram na qualidade ambiental da mata, avaliada por meio dos líquens como bioindicadores e das condições microclimáticas locais nas bordas do fragmento.

Palavras-chave: Fragmentação Florestal. Efeito de Borda. Líquens. Poluição do Ar. Bioindicadores.

ABSTRACT

BRAZ, S. N. *Lichens as bioindicators of environmental quality in urban forest edge areas*. 2020. 114p. Masters dissertation - Postgraduate Program in Sustainability, Pontifical Catholic University of Campinas, Campinas, 2020.

The accelerated urban expansion and the consequent disorderly occupation of the territories resulted in a process of fragmentation of forest habitats. These fragments can undergo significant changes in their environmental quality due to the edge effect and the constant human pressures of the surroundings. In this context, evaluating the air quality present in different points of a fragment can be an important tool for environmental diagnosis, since from this analysis, actions can be promoted to prevent further damage. In addition to conventional methods of assessment, lichens are shown as possible bioindicators of air quality and can be used in this type of monitoring because they alter their vital functions or their occurrence depending on the environmental conditions of the environment where they are inserted. Thus, the present study aimed to analyze lichens as quality bioindicators in the border areas of Mata de Santa Genebra in the city of Campinas - SP. The work was carried out in order to promote the comparison between different areas of the fragment's border and to relate them to possible changes in air quality. The study points presented different interfaces with the fragment's surroundings, which are: rural, urban, area with compacted forest, close to the highway and central. The latter was used as a reference. In each area, relative humidity and air temperature and luminosity data were collected seasonally (by the leaf area index in winter and summer) distributed in 6 points located between the edge and the interior of the fragment. In addition, lichens were quantified in 75 phorophytes, 15 in each study plot. By analyzing the results it was possible to observe that the interface with the urban area, in general, presented higher temperatures and lower relative humidity values, being classified, by the analysis of the lichens, as a zone of high pollution. On the other hand, the core point, located inside the fragment, presented a better condition of relative humidity and air temperature when compared to the edges, but it did not present the best pollution zone classification. In general, the results showed that the surrounding areas influenced the environmental quality of the forest, assessed by means of lichens as bioindicators and the local microclimate conditions at the edges of the fragment.

Keywords. *Forest Fragmentation. Border effect. Lichens. Air Pollution. Bioindicators.*

LISTA DE TABELAS

TABELA 1. ESPECIFICAÇÃO DOS DIAS DE COLETA.	45
TABELA 2. ÍNDICE DE CORREÇÃO (I) DE ACORDO COM A RUGOSIDADE DA CASCA DAS ESPÉCIES DE ÁRVORES UTILIZADAS NA AVALIAÇÃO DE LÍQUENS.	47
TABELA 3. RECLASSIFICAÇÃO DO USO E OCUPAÇÃO DO ENTORNO.	51
TABELA 4. CLASSIFICAÇÃO DO ENTORNO DA MATA DE SANTA GENEVRA E SUAS RESPECTIVAS ÁREAS.	55
TABELA 5. ÍNDICE DE QUALIDADE DO AR.....	61
TABELA 6. ESTATÍSTICA DESCRITIVA DA TEMPERATURA DO AR (MARÇO À DEZEMBRO DE 2019).....	64
TABELA 7. ESTATÍSTICA DESCRITIVA DA UMIDADE RELATIVA (MARÇO À DEZEMBRO DE 2019).....	65
TABELA 8. ESTATÍSTICA DESCRITIVA DO IAF NAS PARCELAS DE MONITORAMENTO.....	69
TABELA 9. PRESENÇA OU AUSÊNCIA DE TIPOS DE TALO POR PARCELA MONITORADA.....	75
TABELA 10. ESTATÍSTICA DESCRITIVA GLOBAL DA PORCENTAGEM REAL DE LÍQUENS (%Y) CONTABILIZADA EM CADA PARCELA.	78
TABELA 11. AVALIAÇÃO DAS DIFERENÇAS DAS MEDIANAS UTILIZANDO O TESTE <i>MOOD</i>	84
TABELA 12. COEFICIENTE DE CORRELAÇÃO ENTRE % Y E VARIÁVEIS.....	87
TABELA 13. COEFICIENTE DE CORRELAÇÃO ENTRE A CONCENTRAÇÃO DE POLUENTES E VARIÁVEIS.	91

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1. ESQUEMA RESUMIDO DO <i>TRIPLE BOTTON LINE</i>	14
FIGURA 2. FLUXOGRAMA DAS ETAPAS METODOLÓGICAS.....	38
FIGURA 3. LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	39
FIGURA 4. CROQUI DAS PARCELAS DE MONITORAMENTO.....	41
FIGURA 5. SUPORTE DE AUTO NIVELAMENTO PARA AQUISIÇÃO DAS FOTOGRAFIAS HEMISFÉRICAS.....	44
FIGURA 6. POSICIONAMENTO DA CÂMERA PARA OBTENÇÃO DE FOTO (A) E FOTO HEMISFÉRICA DE UM DOS FORÓFITOS (B).....	44
FIGURA 7. MARCAÇÃO DO FORÓFITO COM FITA DE CETIM (A) E MEDIÇÃO DO DAP (B).....	46
FIGURA 8. POSICIONAMENTO DA TELA DE TAPUME PARA QUANTIFICAR OS LÍQUENS.	47
FIGURA 9. EVOLUÇÃO NO ESPAÇO-TEMPO DA MATA DE SANTA GENEVRA.	54
FIGURA 10. CLASSIFICAÇÃO DAS ÁREAS DE ENTORNO DA MATA DE SANTA GENEVRA.....	56
FIGURA 11. LOCAIS DOS PONTOS DE MONITORAMENTO E DISTÂNCIAS ENTRE SI.....	59
FIGURA 12. ROSA DOS VENTOS REFERENTE À 2019 E 2020.....	62
FIGURA 13. TALO FOLIOSO (A) E TALO CROSTOSO (B).....	76
FIGURA 14. ZONAS DE POLUIÇÃO A PARTIR DA CLASSIFICAÇÃO DE TROPPEMAIR (1988).....	80

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1. CLASSIFICAÇÃO DOS BIOINDICADORES DE ACORDO COM A SUA FUNÇÃO.....	25
QUADRO 2. CLASSIFICAÇÃO DOS BIOINDICADORES DE ACORDO COM SUA SENSIBILIDADE E RESPOSTA DO AMBIENTE.....	26
QUADRO 3. CLASSIFICAÇÃO DOS BIOINDICADORES DE ACORDO COM A SUA APLICAÇÃO.....	28
QUADRO 4. CARACTERÍSTICAS E HÁBITOS DOS TIPOS DE TALOS LIQUÊNICOS.....	32
QUADRO 5. LOCALIZAÇÃO E PADRÕES DE OCUPAÇÃO DO SOLO NA PARTE INTERNA E EXTERNA DAS PARCELAS.....	42
QUADRO 6. PADRONIZAÇÃO DO ÍNDICE DE CORREÇÃO DA RUGOSIDADE DA CASCA A PARTIR DE FOTOS TIRADAS NA ÁREA DE ESTUDO.....	48
QUADRO 7. CLASSIFICAÇÃO DAS ZONAS DE POLUIÇÃO.....	49
QUADRO 8. ÍNDICE DE QUALIDADE DO AR.....	51
QUADRO 9. CLASSIFICAÇÃO DAS ZONAS DE POLUIÇÃO A PARTIR DA MÉDIA DE %Y ENCONTRADAS DE LÍQUENS.....	79

LISTA DE GRÁFICOS

GRÁFICO 1. MÉDIAS MENSAIS DE CONCENTRAÇÕES DE POLUENTES E VELOCIDADE DO VENTO ENTRE MARÇO/2019 À MARÇO/2020.....	60
GRÁFICO 2. VALORES MÁXIMOS E MÍNIMOS DE TEMPERATURA DO AR	66
GRÁFICO 3. VALORES MÁXIMOS E MÍNIMOS DE UMIDADE RELATIVA.....	67
GRÁFICO 4. MÉDIA DE TAR (°C) E UR (%) POR INTERFACE MONITORADA.	68
GRÁFICO 5. FREQUÊNCIA DE FORÓFITOS (A) E LÍQUENS (B) DE ACORDO COM A RUGOSIDADE DA CASCA NO TESTEMUNHO.....	71
GRÁFICO 6. FREQUÊNCIA DE FORÓFITOS (A) E LÍQUENS (B) DE ACORDO COM A RUGOSIDADE DA CASCA NA PARCELA COM INTERFACE COM ESTRADA.	72
GRÁFICO 7. FREQUÊNCIA DE FORÓFITOS (A) E LÍQUENS (B) DE ACORDO COM A RUGOSIDADE DA CASCA NA PARCELA COM INTERFACE COM ÁREA COMPACTADA.	72
GRÁFICO 8. FREQUÊNCIA DE FORÓFITOS (A) E LÍQUENS (B) DE ACORDO COM A RUGOSIDADE DA CASCA NA PARCELA COM INTERFACE COM ÁREA RURAL.	73
GRÁFICO 9. FREQUÊNCIA DE FORÓFITOS (A) E LÍQUENS (B) DE ACORDO COM A RUGOSIDADE DA CASCA NA PARCELA COM INTERFACE COM ÁREA URBANA.....	73
GRÁFICO 10. FREQUÊNCIA DE LÍQUENS E FORÓFITOS DE ACORDO COM A RUGOSIDADE DA CASCA NAS 5 PARCELAS MONITORADAS.	74
GRÁFICO 11. FREQUÊNCIA DE TALOS LIQUÊNICOS POR INTERFACE MONITORADA.....	76
GRÁFICO 12. CORRELAÇÕES ENTRE O NÚMERO DE LÍQUENS E AS VARIÁVEIS: TAR, UR E IAF.....	88
GRÁFICO 13. CORRELAÇÃO ESPECÍFICA DO IAF COM LÍQUENS DE CADA FORÓFITO MONITORADO.....	90
GRÁFICO 14. CORRELAÇÃO DE DADOS MENSAIS DA CETESB X CEPAGRI ENTRE MARÇO/2019 À MARÇO/2020.....	91

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	VIII
LISTA DE FIGURAS	IX
LISTA DE QUADROS	X
LISTA DE GRÁFICOS	XI
1. INTRODUÇÃO	8
2. HIPÓTESE BÁSICA E OBJETIVO	11
2.1 Hipótese Básica	11
2.2 Objetivo Geral	11
2.3 Objetivos Específicos	11
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	12
3.1 O Desenvolvimento Sustentável e a Degradação Ambiental	12
3.2 Fragmentos Florestais e Efeito de Borda	16
3.3 Qualidade Ambiental, Poluição Atmosférica e Bioindicadores	20
3.4 Os Líquens como Bioindicadores	30
4. MATERIAIS E MÉTODOS	37
4.1 Categoria de Estudo	37
4.2 Fluxograma de execução do estudo	37
4.3 Caracterização da área de estudo e implantação de parcelas de monitoramento	38
4.4 Coleta de dados	42
4.4.1. <i>Periodicidade das amostragens</i>	42
4.4.2. <i>Fatores Climáticos</i>	43
4.4.3. <i>Biomonitoramento da qualidade do ar</i>	45
4.5 Procedimento de identificação das amostras	49
4.6 Caracterização e avaliação do entorno da Mata	50
4.6.1 <i>Monitoramento da qualidade do ar</i>	51
4.7. Análise de dados	52
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	53
5.1 Caracterização do entorno da Mata de Santa Genebra	53
5.1.1 <i>Uso e ocupação e pressões antrópicas</i>	53
5.1.2 <i>Qualidade do ar e velocidade dos ventos</i>	59
5.2 Caracterização das áreas de borda da Mata de Santa Genebra em relação ao microclima	63
5.3 Distribuição da comodidade líquênica e identificação	71
5.4 Biomonitoramento da qualidade do ar	78
5.5 Possíveis correlações entre o microclima das áreas de borda, a ocorrência de líquens e os poluentes atmosféricos	82
6. CONCLUSÕES	94
7. REFERÊNCIAS	96

1. INTRODUÇÃO

Após a revolução industrial, os recursos naturais passaram a ser explorados de forma desordenada, resultando em efeitos negativos tanto ao meio ambiente quanto ao próprio homem. Sendo gerado um processo de exploração do homem pelo próprio homem e, com isso, os conceitos de desenvolvimento e urbanização tornaram-se a base de uma concepção capitalista onde o interesse econômico e a busca pelo acúmulo de capital sobrepujaram o interesse pelos aspectos socioambientais (HAMMARSTRÖN; CENCI, 2013). A partir disso, observaram-se grandes problemas ambientais que motivaram a realização de eventos internacionais para se discutir estas questões (NASCIMENTO, 2008).

Dentro do contexto histórico da proteção ambiental, sabe-se que, após a segunda guerra mundial, à reconstrução dos países que sofreram grandes perdas e a consciência ecológica tornaram-se prioridades. Seguindo esta linha, em 1972 ocorreu a Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente, na cidade de Estocolmo, Suécia, onde se reuniram 113 países e, em 1987 nasceu o termo “Desenvolvimento Sustentável” (MOURA; FERNANDES; SILVA, 2012). Essa definição surgiu na Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, criada pelas Nações Unidas para discutir e propor meios de harmonizar dois objetivos: o desenvolvimento econômico e a conservação ambiental (WWF, 2020) a partir do desenvolvimento das cidades.

Nas últimas décadas, conforme o crescimento populacional veio se intensificando, ficou evidente o aumento da influência das atividades antrópicas sobre os recursos naturais. Em todo o planeta, praticamente, não existem ecossistemas que não tenham sofrido alguma influência direta e indireta do homem, como por exemplo, contaminação dos ambientes aquáticos, do lençol freático por agrotóxicos e introdução de espécies exóticas, resultando na diminuição da diversidade de habitats e perda da biodiversidade natural do local (WILCOVE *et al.*, 1986 *apud* FAHRIG, 2003). Além disso, esse desenvolvimento desenfreado tem bastante influência sobre o desmatamento das áreas de florestas nativas.

Um dos biomas brasileiros mais degradados é a Mata Atlântica, que após intensa ação do homem gerou um fenômeno denominado: Fragmentação Florestal, definida como um processo no qual uma grande área é transformada em pequenas manchas, com área total menor, isoladas por uma matriz diferente do habitat original (WILCOVE *et al.*, 1986 *apud* FAHRIG, 2003). O processo global de fragmentação de

habitats é uma das mais profundas alterações causadas pelo homem ao meio ambiente (CERQUEIRA *et al.*, 2003).

Isso acontece porque este fenômeno não só diminui a interação entre espécies vegetais e/ou animais, como também ocasiona efeitos danosos à biodiversidade, como a alteração na cadeia alimentar e nos processos de polinização, extinção de espécies, inserção de espécies invasoras e mudanças na estrutura da floresta (HENTZ *et al.*, 2015; SANTOS *et al.*, 2017). Além disso, altera as condições de umidade, temperatura e radiação solar, devido ao efeito de borda que ocorre nos fragmentos comprometendo toda a qualidade do ar ao seu redor (PIROVANI *et al.*, 2014).

A alteração na qualidade do ar é um dos principais problemas ambientais em centros urbanos, sendo que os níveis de poluição atmosférica nessas áreas apresentam diferentes valores e espacialidades, que estão na dependência de vários fatores. Dentre eles destacam-se a urbanização, a industrialização, o sítio urbano, as áreas verdes, a quantidade e o fluxo de veículos, as condições meteorológicas etc. (MENDONÇA; DANNI-OLIVEIRA, 2007); ou seja, a função, a forma e a estrutura urbana desempenham importante papel na concentração ou dispersão de poluentes na atmosfera (MENDONÇA; CASTELHANO, 2016).

Sabe-se hoje que a concentração dos gases de efeito estufa na atmosfera resultante de atividades antrópicas, destacando o dióxido de carbono (CO₂), gás metano (CH₄) e o óxido nitroso (N₂O), tem aumentado de forma preocupante, mais especificamente, pela queima de combustíveis fósseis. As mudanças que ocorreram nas formas de uso e ocupação da terra influenciam na concentração do dióxido de carbono e, a agropecuária, o gás metano e o óxido nitroso (MCTI, 2016).

Medir a qualidade do ar é de extrema importância inclusive para tomadas decisões ou precauções referentes à melhoria da qualidade de vida e ambiental. Entretanto, além dos métodos convencionais já existentes, o biomonitoramento vem sendo cada vez mais uma alternativa eficiente para esse mesmo fim.

Essa metodologia pode indicar o impacto ambiental utilizando indicadores biológico (animais e vegetais, principalmente) sensíveis à poluentes com o intuito de observar suas respostas diante da poluição. Entre as principais respostas, estão: o desaparecimento parcial ou total da espécie, modificação de suas funções fisiológicas, na sua composição, morfologia, no seu tamanho ou até mesmo sua multiplicação. No entanto, apesar de não conseguir quantificar a concentração dos

poluentes atmosféricos da área, é uma metodologia de fácil acesso e eficiente, visto que responde de forma rápida à pequenos níveis de poluentes, sendo possível identificar o impacto antes mesmo de ser irreversível (ALMEIDA *et al.*, 2017).

Neste contexto, a busca de indicadores ambientais para qualidade do ar torna-se de suma importância tanto para a manutenção da saúde e qualidade de vida da população como também para a preservação dos ecossistemas presentes nesses ambientes.

Um dos bioindicadores que vem sendo utilizados em larga escala para monitorar áreas de alta poluição atmosférica são os líquens. (MOTA-FILHO *et al.*, 2005). Portanto, os líquens se revelam como candidato promissor tanto para bioindicação como para biomonitoramento da qualidade do ar, tendo em vista que possui íntimas relações ecofisiológicas com a atmosfera ao invés do seu substrato (HAWKSWORTH, 1992).

No entanto, a ocorrência e localização de líquens dependem também de fatores climáticos, principalmente microclimáticos, ligados à luminosidade, à umidade e à temperatura do ar, os quais são alterados com o efeito de borda. Os líquens são amantes da luz, desde que esta não incida de forma direta. Assim, encontra-se esses vegetais mais numerosas vezes em bordas do que no interior da mata, onde há redução acentuada de luz. A umidade é de grande importância para os líquens que por meio de processos fisiológicos, aproveitam não apenas a água da chuva, mas também o sereno e o vapor d'água (umidade atmosférica) que os circundam. Por outro lado, esses vegetais suportam altas temperaturas bem como amplitudes térmicas acentuadas (TROPMAIR, 1988).

Diante do exposto, a frequente reincidência de desastres e acidentes ecológicos, os constantes problemas com as chuvas ácidas e mudanças climáticas, têm contribuído para os crescentes níveis de poluição nas grandes cidades. Isso faz com que se aumente a demanda de necessidade de maiores informações sobre a situação de contaminação do ar a partir de monitoramento do ambiente em que vivemos. Por isso, é importante que ambientes influenciados pelo uso e ocupação do entorno, como os fragmentos florestais, sejam monitorados com o intuito de mensurar o grau de impacto causado por ações antrópicas.

2. HIPÓTESE BÁSICA E OBJETIVO

2.1 Hipótese Básica

O presente trabalho parte da hipótese básica de que as áreas do entorno dos fragmentos florestais, sob diferentes usos e ocupação, alteram as condições ambientais nas áreas de borda modificando a composição da comunidade de líquens, de modo que estes possam ser utilizados como bioindicadores de qualidade ambiental¹.

2.2 Objetivo Geral

Esse trabalho teve com objetivo geral, estudar os líquens como bioindicadores de qualidade ambiental das áreas de borda da Mata de Santa Genebra, Campinas, SP com o intuito de promover a comparação das diferentes áreas e relacioná-las com a qualidade do ar.

2.3 Objetivos Específicos

Para atingir o objetivo geral serão propostos os seguintes objetivos específicos:

- Caracterizar e classificar as áreas do entorno em distâncias previamente determinadas;
- Promover o levantamento do microclima nas áreas de borda da Mata de Santa Genebra sob diferentes usos e ocupação do entorno;
- Identificar (quanto ao tipo de talo e suas características) e quantificar a ocorrência (presença ou ausência) dos líquens;
- Levantar dados de monitoramento convencional da qualidade do ar e de direção do vento nas estações mais próximas da área de estudo;
- Buscar possíveis correlações entre o microclima das áreas de borda, a ocorrência de líquens e os poluentes atmosféricos;
- Por fim, discutir sobre as possíveis relações dos líquens com a qualidade do ar de cada parcela delimitada para este trabalho.

¹ Para "Qualidade ambiental", neste trabalho, considerou-se: temperatura do ar amena, menor luminosidade e maior umidade relativa do ar.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 O Desenvolvimento Sustentável e a Degradação Ambiental

O meio ambiente, em sua totalidade, é considerado um direito fundamental assegurado pela carta magna de 1988, assim sendo, sua importância é ímpar e é de responsabilidade do estado garantir aos cidadãos o acesso a um meio ambiente ecologicamente equilibrado (BRASIL, 1988; VEZZANI; VEZZANI, 2014).

As discussões sobre as questões ambientais começaram a ganhar visibilidade após a publicação do livro “Primavera Silenciosa” no ano de 1962 de autoria de Rachel Carson, uma bióloga Norte Americana. O livro é totalmente ancorado em fatos que trazem, em detalhes, o impacto ambiental negativo do uso abusivo dos agrotóxicos organoclorados. Tal divulgação tornou ampla a discussão das questões ambientais, dando início a diversos movimentos ambientalistas, entre os quais, um dos primeiros, o Clube de Roma. Este movimento foi criado em abril de 1968, e era formado por trinta pessoas de um total de dez países preocupadas com as questões ambientais. Entre elas, cientistas, educadores, economistas, humanistas, industriais e funcionários públicos vindos de países como França, Colômbia, Brasil, Rússia, República Tcheca, Uruguai, Espanha, Países Baixos e Portugal. O objetivo desse clube era analisar os limites de um crescimento econômico, levando em consideração a consequência do crescente uso de recursos naturais (CHAVES, 2014). Segundo Nascimento (2012), este movimento propunha, para os países desenvolvidos, a desaceleração do desenvolvimento industrial enquanto que, para os países subdesenvolvidos, a desaceleração do crescimento populacional e que desenvolvidos auxiliassem no desenvolvimento dos subdesenvolvidos.

Em 1972, as preocupações com o meio ambiente começaram a ganhar maior enfoque após a Conferência das Nações Unidas sobre o Ambiente, em Estocolmo. As primeiras reações da ONU após a Conferência de Estocolmo, com o apoio dos ecodesenvolvimentistas, foram no sentido, não somente de defender a necessidade do crescimento econômico para os países pobres, mas de considerar a própria pobreza como uma das causas fundamentais dos problemas ambientais desses países (ROMEIRO, 2012).

No início da década seguinte, nos anos 80, ocorreu a Conferência de Nairobi, promovida pela *United Nations Environment Programme* - Unep em 1982, com o

intuito de criar uma Comissão Mundial sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento. Essa comissão resultou na publicação de um documento chamado de “Nosso futuro comum”, ou “*Our common future*”, conhecido por Relatório Brundtland, em 1987, (ROMEIRO, 2012) que define o Desenvolvimento Sustentável como: “Aquele que atende as necessidades do presente sem comprometer as possibilidades de as gerações futuras atenderem suas próprias necessidades”

No Relatório Brundtland, foi destacado que a proteção ambiental, o crescimento econômico e a equidade social são componentes fundamentais para o desenvolvimento sustentável (COMISSÃO MUNDIAL SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO, 1988).

Após essa publicação, em 1992, foi realizada uma Conferência do Rio de Janeiro, Brasil, (Eco 92), que contava com a participação de 176 países e 102 chefes, tanto do Estado, como de Governo. Estes, por unanimidade, aprovaram a “Declaração do Rio sobre o Ambiente e Desenvolvimento”, a “Declaração de Princípios sobre Florestas” e a Agenda 21, definida pelo Ministério do Meio Ambiente como um instrumento de planejamento para a construção de sociedades sustentáveis que concilia métodos de proteção ambiental, justiça social e eficiência econômica (BRASIL, 2019). Além disso, as “Convenções sobre as Alterações Climáticas e sobre a Diversidade” também entraram em discussão. Em 1993, foi desenvolvido um programa (5º Programa para Ambiente e Desenvolvimento) no qual foi definida uma maior exigência de melhoria das políticas ambientais (TORGAL; JALALI, 2007).

Durante essas conferências, as discussões sobre o Desenvolvimento Sustentável foram se ampliando. As dimensões da Sustentabilidade foram inicialmente difundidas por Elkington (1994, 2004). O autor utiliza o termo *Triple Bottom Line* (TBL) para integrar os sistemas do tripé da sustentabilidade: economia, meio ambiente e sociedade. A ideia que o fundamenta é que a sustentabilidade não será alcançada sem a superação de conflitos básicos de desigualdade social, consumo excessivo de recursos naturais e subordinação dos resultados econômicos aos interesses socioambientais, conforme Figura 1.



Figura 1. Esquema resumido do *Triple Bottom Line*. **Fonte.** logisticareversa.org, 2015.

A partir da figura 1, observa-se que a sustentabilidade ambiental (planeta) é vista como a desmaterialização da atividade econômica, pelo fato de que a diminuição de processamento de material representa uma redução das pressões em que os sistemas naturais estão sendo submetidos e um aumento dos seus serviços ambientais para a economia. A sustentabilidade econômica (lucro) representa a manutenção do capital natural, condição necessária para que não ocorra um decréscimo econômico. E, a sustentabilidade social (pessoas) está associada à igualdade social (SARTORI; LATRONICO; CAMPOS, 2014).

Quando se discute a importância do meio ambiente, deve-se lidar com conceitos não apenas econômicos, mas ecológicos e outros correlatados. Deve-se notar que, a ligação entre economia e ecologia não foi de imediato, a economia clássica (neoclássica) não insere o meio ambiente em seus cálculos, consideram-se apenas os aspectos econômicos e monetários, em uma visão utilitarista de curto prazo que não inclui elementos sociais e ambientais (VEZZANI; VEZZANI, 2014). Para Beck (2010), por exemplo, as ciências sociais não estão presentes nas discussões sobre os riscos ambientais e isso faz com que existam lacunas de extrema importância, sob risco de “atrofiar-se numa discussão da natureza sem ser humano, sem questionar seu sentido social e cultural”.

No ano de 2005 o Protocolo de Kyoto, um tratado internacional, entrou em vigor em 16 de fevereiro, com o objetivo de limitar as emissões de dióxido de carbono (CO²) para a atmosfera, visto que o CO² é um dos resíduos mais

amplamente liberado na atmosfera e sua concentração vem crescendo exponencialmente e agravando o chamado efeito estufa que causa o aquecimento global do planeta. (CARVALHO *et al.*, 2012)

No ano de 2012 ocorreu a “Rio+20”, marcando os vinte anos da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (Rio 92) com o objetivo de discutir sobre uma agenda do desenvolvimento sustentável para as próximas décadas, bem como, renovar o compromisso político com o desenvolvimento sustentável. Assim, a Conferência teve dois temas principais:

I. A economia verde no contexto do desenvolvimento sustentável e da erradicação da pobreza;

II. A estrutura institucional para o desenvolvimento sustentável (RIO20, 2020).

Por fim, de 30 de novembro a 11 de dezembro de 2015, ocorreu a Conferência das Partes, COP 21, que debateu questões climáticas, dentre elas o efeito estufa. O evento ocorreu em Paris - França, reunindo 196 países para, juntos, buscar um novo acordo internacional sobre o clima, aplicável a todos os países, com o objetivo de manter o aquecimento global abaixo dos 2°C. Seria a 11ª reunião das partes no protocolo de Kyoto. (ONU, 2020).

Em escala mundial, a degradação ambiental teve seu incremento quando as populações humanas aumentaram suas atividades de caça, pecuária, desmatamento, agricultura, etc. Com a revolução industrial, a quantidade e variedade de resíduos industriais lançados no meio ambiente passaram a ser cada vez maiores (TOMMASI, 1994). As mudanças climáticas, poluição de corpos de água e redução de florestas passaram a ter influência direta na vida humana, o que fez crescer a importância da temática ambiental no planejamento dos setores público e privado (PRESTES; VINCENCI, 2019).

Segundo o portal da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica (2019), o primeiro bioma a ser atingido pelo desmatamento foi a Mata Atlântica, por encontrar-se originalmente em região litorânea brasileira e pela extração pioneira da espécie arbórea Pau-Brasil. Atualmente da sua extensão original total restam apenas, aproximadamente, 29%, considerando vegetação em diferentes estágios de crescimento, distribuída entre dezessete diferentes estados brasileiros (MMA, 2019).

A degradação ambiental ocorre, sobretudo, por motivação econômica (MOTTA, 2006). As florestas são desmatadas para que produzam lucros com a venda de madeiras, jazidas são abertas a fim de extrair minerais, indústrias

petroquímicas exploram o petróleo para serviços industriais sendo estes fatores altamente poluentes (PRESTES; VINCENCI, 2019).

Portanto em paralelo ao desenvolvimento econômico e o crescimento populacional sucedeu-se várias perturbações de ordem social, econômica e ambiental derivadas da ausência de planejamento urbano adequado (PRIMACK; RODRIGUES, 2001).

Gurevitch, Scheiner e Fox (2009) reforçam a gravidade dos impactos na biodiversidade, afirmando que em contrapartida ao rápido estabelecimento e expansão das áreas urbanas, tem-se a destruição de ambientes naturais e o desequilíbrio de ecossistemas inteiros, que podem chegar a demorar centenas de anos para atingirem o estado em que estavam quando degradados e/ou eliminados.

Sobre esta instabilidade, Mondal e Southworth (2010) mencionam que nos centros urbanos, são várias as interferências antrópicas que podem desequilibrar a complexa estrutura dos ecossistemas naturais, originando impactos ambientais de diferentes escalas, sendo a estrutura desses ambientes complexa, torna-se difícil a identificação de todos os impactos, influenciando diretamente e negativamente a recuperação e preservação desses habitats.

Consequente disso, o aumento contínuo da degradação ambiental promoveu a busca por métodos de avaliação dessa degradação. Técnicas e estudos com seres vivos que possuíssem a capacidade de diferenciar as oscilações do ambiente em um determinado tempo. Os seres bioindicadores estão nos mais variados níveis de organização biológica que fornecem informações complementares, necessárias para a análise de risco ecológico do ecossistema (PRESTES; VINCENCI, 2019), o qual será amplamente discutido no tópico 3.3.

3.2 Fragmentos Florestais e Efeito de Borda

A superfície terrestre é estimada em 14,9 bilhões ha, sendo que 3,9 bilhões são ocupadas por florestas.

A partir desta perspectiva, a floresta é vista como produtora de um serviço de “limpeza” da atmosfera e da produção de matéria-prima, que apresenta-se como uma combinação de serviços para promover um modelo de manejo florestal sustentável de múltiplos usos, garantindo proveito em termos sociais, econômicos e ambientais (ZANETTI, 2012).

O estado natural do meio ambiente é caracterizado por sua ocupação coberta por florestas e matas que, por sua vez, tem forte contribuição para manter o equilíbrio do ecossistema. Viana, Tabanez e Martinez (1992), estabelecem que, as áreas que apresentarem impactos relativos à elementos antrópicos (ex.: estradas e agricultura) ou naturais (ex.: rios e lagos) e acabe por alterar sua dinâmica, denomina-se fragmento florestal, originada da acelerada modificação no uso e ocupação do solo que levaram à uma indiscriminada supressão de vegetação nas áreas urbanas.

De acordo com definição do Ministério do Meio Ambiente – MMA (2003), a fragmentação florestal consiste na “mais profunda alteração causada pelo homem ao meio ambiente”, transformando muitos habitats naturais que eram quase contínuos em paisagens semelhantes a um mosaico, composto por manchas isoladas de habitat original. Segundo Calegari *et al.* (2010), o intenso processo de fragmentação verificado atualmente tem gerado paisagens com pouca diversidade de hábitat, isolados e de dimensões reduzidas.

Segundo a Secretariado da Convenção sobre Diversidade Biológica, entre as causas que mais impactam na extinção, degradação e fragmentação de ambientes naturais é a abertura de grandes áreas para implantação de pastagens ou agricultura convencional, além da poluição e ocupações irregulares. A fragmentação destes ambientes afeta diretamente as espécies, uma vez que os desconecta, impedindo sua mobilização e interação (MMA, 2010). Ou seja, os fragmentos florestais podem ser definidos como qualquer área continua de um habitat que foi fracionada em dois ou mais partes, sendo estes impactos causados pelo homem, sendo o indivíduo responsável por prejudicar o fluxo de animais, pólen e sementes, o que acaba por afetar o ecossistema como um todo (FORENO; VIEIRA, 2007). Seu formato é representativo, pois sugere a vulnerabilidade do fragmento a influência externa, ou seja, está diretamente relacionado ao efeito de borda (LIMA; ROCHA, 2011).

Paciencia e Prado (2004), Bernardi e Budke (2010) e Alves *et al.* (2006) definem que uma das maiores consequências da fragmentação de habitats florestais melhor estudadas, até o momento, são os chamados efeitos de borda, justamente por ser a região dos limites de um elemento da paisagem onde as influências dos arredores impedem o desenvolvimento das condições ambientais interiores. Adicionado a isso, o efeito de borda pode provocar, também, o padrão de

distribuição espacial das espécies, assim como mudanças físicas e fisiológicas do desenvolvimento de uma determinada espécie, afetando, diretamente, a qualidade ambiental.

Os fragmentos de floresta possuem suas bordas diretamente expostas a ações do ambiente ao seu redor, o que acarreta em modificações físicas e estruturais (BLUMENFELD, 2008). O efeito dessa fragmentação é resultante de pressão exercida pelo seu entorno sobre a floresta em si, aumento de suas bordas e a subdivisão do que antes era uma grande floresta em pequenos fragmentos (MENDES, 2008). Segundo estudos realizados em fragmentos de Mata Atlântica, no estado de Sergipe, foi verificado que a temperatura do ar e a umidade relativa são fatores que apresentam diferença no ambiente em relação a borda até uma faixa de 50 metros em direção ao centro do fragmento (STEVENS; HUSTBAND; TABARELLI, 2010). Além disso, Laurance (2002), destaca alguns outros processos abióticos que são impactados pelo efeito de borda, entre eles: aumento de distúrbios por vento, redução da umidade do solo, déficit da pressão de vapor e aumento da radiação fotossinteticamente ativa (PAR), sendo que os padrões de temperatura e umidade são influenciados pelo grau de exposição à radiação solar e a ação dos ventos (MENDES, 2008).

Por este motivo, as variações abióticas podem ser determinantes na composição das espécies em um determinado local e importante para o planejamento e manejo de sistemas florestais fragmentados (MENDES, 2008).

Vieira (2004) observou que as principais funções destas áreas verdes urbanas estão ligadas à seis pilares: à função Estética, diversificando a paisagem construída e embelezando a cidade; à função Educativa, com a ideia de proporcionar atividades lúdicas e que tenham contato direto com o meio ambiente visando a educação ambiental; à função Psicológica, à função Social, à função Ecológica e, por fim, à função Econômica.

A importância dos fragmentos florestais urbanos na esfera social está relacionada a diversas questões, sendo uma delas a saúde e o bem estar da população. Dentro do cenário urbano os fragmentos são capazes de criar e fornecer sombra que intervêm nas temperaturas trazendo uma percepção agradável de ar puro e fresco à população (GARTLAND, 2011).

Sendo assim, esses habitats naturais servem como refúgios para seus usuários, que vivem uma rotina em meio a áreas impermeabilizadas, densamente

ocupadas por edifícios e vias de grande tráfego de veículos, locais normalmente quentes, barulhentos e poluídos (DACANAL, 2011). Neste contexto os Fragmentos Florestais Urbanos (FFUs) podem trazer diversos benefícios psicológicos por serem ambientes favoráveis a sensação de paz, a restauração psicológica e mental, tranquilidade e relaxamento para seus usuários (DACANAL, 2011; FEIBER, 2004; PAIVA; GONÇALVES, 2002).

As pessoas frequentam também esses locais em busca da experiência do contato com a natureza ao mesmo tempo em que desfrutam de momentos de lazer, atividades físicas e socialização, em um microclima sensorialmente agradável que esses ambientes possuem (DACANAL, 2011; FEIBER, 2004).

No contexto ambiental, os fragmentos urbanos exercem papel importante na conservação ambiental (FEIBER, 2004). Segundo Troppmair (2008) a estrutura ecológica das áreas verdes representa abrigo para a fauna e flora nativa e podem servir ainda como corredores ecológicos de fluxo gênico das espécies por servirem como elementos de ligação entre fragmentos minimizando os efeitos da fragmentação e auxiliando assim na perpetuação e sobrevivência da biodiversidade local.

Nos Fragmentos Florestais Urbanos é possível encontrar várias espécies arbóreas frutíferas que além de servirem como abrigo para a fauna, também asseguram sua alimentação, preservando assim sua existência e as interações ecológicas (SANTIN, 1999; PAIVA; GONÇALVES, 2002; FEIBER, 2004).

As áreas verdes também são fundamentais na conservação e renovação dos recursos naturais, como sua influência no ciclo da água por meio da evapotranspiração, infiltração e pelo escoamento superficial das águas pluviais; influência da vegetação na temperatura do ar e do solo, sombreamento das margens dos recursos hídricos os preservando na função de mata ciliar, na proteção do solo contra erosões, no controle do assoreamento dos cursos d'água, na absorção e captação da água no solo que garante a reposição dos lençóis freáticos e a umidade do solo para e pela vegetação, a presença dos fragmentos também garante a fertilidade do solo por meio da serrapilheira que se decompõe sobre a superfície do solo (PRIMACK; RODRIGUES, 2001; PAIVA, GONÇALVES, 2002; FEIBER, 2004).

Por fim, porém não menos importante, tem-se os remanescentes florestais urbanos no contexto econômico, de onde primeiramente pode-se observar que muitas das questões citadas até aqui apresentam de certa forma indiretamente

algum valor econômico. Ainda segundo os autores outros valores indiretos na economia podem ser atribuídos às áreas naturais, como a promoção do ecoturismo em áreas com potencial para isso, o uso de algumas espécies como indicadores ambientais e como agentes de controle biológico e no auxílio á estudos nas áreas da biomedicina, bioquímica, zoologistas entre outras (PRIMACK; RODRIGUES, 2001).

Exemplos de influência direta na economia são relacionados à necessidade de mão de obra adequada para a manutenção e manejo dessas áreas, o que gera empregos e a valoração que bosques e parques atribuem no valor de terrenos e empreendimentos próximos, como no caso de condomínios residências, prédios e comércio (PRIMACK; RODRIGUES, 2001; PAIVA; GONÇALVES, 2002).

Sendo assim a presença dos fragmentos florestais no meio urbano torna-se fundamental, visto que se tratam de ambientes que favorecem a qualidade de vida de diversas formas.

Perante os fenômenos dos impactos ambientais, das mudanças climáticas e das constantes discussões deste século sobre o desenvolvimento sustentável, verifica-se a necessidade de conservação e restauração das áreas verdes nos espaços urbanos, visando o reequilíbrio dos ecossistemas, incluindo a fauna, a flora, das temperaturas, o ciclo da água, a qualidade da água e do ar, resultando também na melhoria das condições de vida do ser humano (DACANAL, 2011).

Ribeiro (2005) reforça essa ideia, ao afirmar que as reações do meio ambiente, devido seu uso inadequado e abusivo tem alertado e chamado a atenção de instituições e órgãos públicos competentes para as questões ambientais e para a importância da preservação das áreas naturais que amparam o bem-estar urbano e humano e que para isso é necessário não somente a prevenção como também a minimização da ação do homem sobre o ambiente, entrando no paradigma do desenvolvimento sustentável.

3.3 Qualidade Ambiental, Poluição Atmosférica e Bioindicadores

A ausência de políticas de planejamento e desenvolvimento eficiente nas áreas urbanas implica em diversos problemas à qualidade ambiental e de vida como, por exemplo, a ausência de coleta e tratamento de esgoto sendo o mesmo despejado inadequadamente em corpos d'água, deficiência na coleta urbana do lixo produzido acarretando em sua disposição final de forma prejudicial, ocupações irregulares em área de risco e de preservação ambiental, ocorrência de enchentes e

inundações devido à alta impermeabilização do solo e déficit no sistema de drenagem urbana, altas emissões de gases poluentes oriundos principalmente da massiva frota de veículos automotores e a queima de combustíveis fósseis, comum em áreas urbanas o que favorece o efeito estufa (MONDAL; SOUTHWORTH, 2010).

A qualidade ambiental e de vida já se inserem interligadas na Constituição Federal, onde o artigo 225, “...Assegura que todos tem direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado sendo um bem de uso comum ao povo e essencial à sadia qualidade de vida”. Impondo desse modo ao poder público e a coletividade o dever de preservá-lo. Entretanto até meados do século XIX, a compreensão das relações estabelecidas entre o homem e a natureza estava ligada ao processo de produção capitalista, ou seja, a natureza servia única e exclusivamente como fonte ilimitada de recursos naturais à disposição do homem (BRASIL, 1988). Desse modo, Bernardes e Ferreira (2003) ressaltam que, a questão ambiental só emergiu após a segunda guerra mundial. Pela primeira vez a humanidade percebeu que os recursos naturais são finitos e que seu uso incorreto pode representar o fim de sua própria existência.

Portanto, o conceito de qualidade ambiental está constantemente relacionada à qualidade de vida, seja ela atrelada ao meio urbano ou rural. Pois o homem está intimamente ligado aos dois conceitos, e são suas ações que limitam esses resultados (PRESTES; VINCENCI, 2019).

A necessidade de avaliação da qualidade ambiental das cidades é cada vez mais importante e evidente com a justificativa de que é no espaço urbano onde os problemas ambientais geralmente atingem maior amplitude, como, por exemplo, o alto nível de poluição, seja na água, no solo e no ar (LOMBARDO, 1985) resultando num impacto nocivo aos organismos vivos e para todo um ecossistema (PRESTES; VINCENCI, 2019).

Em biologia, um fator de estresse pode ser definido como qualquer influência externa com efeito prejudicial sobre determinado organismo ou conjunto de organismos (BECKETT *et al.*, 2008). Mudanças físicas, químicas e bióticas nos ecossistemas, causadas ou não por atividades humanas podem ser consideradas produtores de estresse ambiental (GRIME, 1977; FRÄNZLE, 2003). Dentre essas mudanças, o conjunto de alterações causadas pela poluição atmosférica é considerado uma fonte importante de estresse ambiental (BECKETT *et al.*, 2008). Entender os efeitos do estresse de fonte antrópica nos ecossistemas é essencial e

pode servir para mitigar esse impacto no futuro, especialmente considerando o constante aumento da pressão nos sistemas naturais com o crescimento das populações humanas (ALLAN *et al.*, 2013).

Os processos industriais e de geração de energia, os veículos automotores e as queimadas são atividades antrópicas que tem ganhado cada vez mais uma significativa influência na introdução de substâncias nocivas e prejudiciais ao nosso ar (BRASIL, 2019). Dentre as principais substâncias poluentes, estão: dióxido de enxofre, óxidos de nitrogênio, ozônio, monóxido de carbono, materiais particulados e compostos orgânicos como benzeno ou hidrocarbonetos aromáticos policíclicos são os mais significativos (KLUMPP *et al.*, 2001).

Economicamente e socialmente, essas substâncias, não somente trazem prejuízos à saúde e à qualidade de vida das pessoas, como também acarretam maiores gastos do Estado em consequência do aumento do número de atendimentos e internações hospitalares, além do uso de medicamentos, custos esses que poderiam ser evitados com a melhoria da qualidade do ar dos centros urbanos. Ambientalmente, é notado que a poluição do ar pode, ainda, afetar a qualidade dos materiais (corrosão), do solo e das águas (chuvas ácidas), além de afetar a visibilidade (BRASIL, 2019).

Agravando o quadro da poluição atmosférica, somam-se as modificações na paisagem, como a transformação de florestas e áreas verdes naturais em áreas urbanas. Essas transformações intensificam ainda mais os efeitos da poluição na saúde humana e ambiental, além de alterar o clima das nossas cidades (KOCH, 2016).

Em um breve histórico, Braga, Pereira e Saldiva (2002), apresentam que a qualidade do ar passou a ser preocupação desde a era pré-cristã pelo uso do carvão como combustível. Nesta época, a qualidade do ar já estava longe do desejável, situação que se agravou durante os primeiros séculos da era pós-cristã, até que na Inglaterra, ocorreram os primeiros atos de controle de emissão de fumaças no final do século XIII.

Segundo Danni-Oliveira (2000), em 1283, ocorreu o caso mais antigo de poluição do ar urbano, na Inglaterra, na cidade Nottingham, onde, ao longo deste ano, frequentes nuvens de fumaça preta, proveniente da queima de carvão mineral que era utilizado para aquecer as residências, eram formadas. WHO (2013) estima

que, somente em 2012, esse tipo de poluição causou cerca de 3,7 milhões de mortes no mundo.

Braga, Pereira e Saldiva (2002) também citam diversos casos que envolvem o aumento da concentração de poluentes atmosféricos. Ao longo do século passado, desastres ambientais não cessaram. Mesmo em países desenvolvidos, com instrumentos para o controle ambiental mais efetivo, existem discussões sobre os efeitos da poluição atmosférica, mesmo nas concentrações consideradas “seguras” pela legislação.

No Brasil, o CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente, criado em 1981, vinculado ao IBAMA – Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, é o órgão federal que dispõe sobre normas para controle e monitoramento da poluição do ar, assim como seus padrões de qualidade que devem ser seguidos e está representado pela Resolução nº3 de 26/09/1990.

Estes padrões de qualidade são divididos em dois tipos, os Padrões Primários e os Secundários. O padrão primário é relativo às concentrações que, quando são ultrapassadas, podem afetar a saúde da população. São os níveis máximos tolerados de concentração de poluentes atmosféricos, definidos em metas de curto prazo. Os padrões secundários referem-se às concentrações de poluentes atmosféricos que estão abaixo das quais prevê um efeito mínimo sobre saúde da população e ao meio ambiente. Pode ser entendido como os níveis desejados de concentração de poluentes, definidos em metas de longo prazo.

Conhecer a qualidade do ar de uma região delimitada e específica, avaliar os efeitos prováveis da poluição no ser humano, nos animais, nas plantas e nos materiais, fornecer dados para ativar ações de emergência durante períodos de estagnação atmosférica (em caso dos níveis de poluentes no ar passam a representar riscos à saúde pública, à segurança e ao bem-estar da população) e avaliar as interações e o comportamento dos poluentes no ar atmosférico são motivos convincentes de que o monitoramento e controle periódico da qualidade do ar são de extrema importância para gerar uma qualidade ambiental (ARAÚJO *et al.*, 2013).

Então, um dos métodos de avaliação da qualidade do ar, em nível local, regional, nacional e internacional, é por meio de estimativas das emissões, do uso de modelos matemáticos e de medidas das concentrações ambientais dos principais poluentes usando métodos físico-químicos. Utilizando-se essas medidas, pode-se

verificar se normas e valores limites para concentrações de poluentes no ar, estabelecidos ou recomendados por governos nacionais estão sendo respeitados (KLUMPP *et al.*, 2001).

Entretanto, o uso de bioindicadores também é uma metodologia adequada para a detecção de poluentes atmosféricos sobre organismos. O termo “bioindicador” é definido como um grupo de espécies ou comunidades biológicas cuja quantidade, distribuição e presença indicam a magnitude de impactos ambientais em um ecossistema (CALISTO; GONÇALVES; MORENO, 2018) modificando suas funções vitais, ou sua composição química (KAPUSTA, 2008). Sua utilização permite a avaliação integrada dos efeitos ecológicos causados por múltiplas fontes de poluição, incluindo a poluição atmosférica (CALISTO; GONÇALVES; MORENO, 2018), a qual está sendo especificamente tratada no presente estudo. A utilização de organismos como indicadores ambientais vem de longa data, no entanto, a bioindicação começou a ser utilizado mais frequentemente a partir dos anos 1960 (LIMA, 2001).

Segundo Lima (2001) a maioria dos trabalhos com bioindicadores em ambientes terrestres são realizados com espécies vegetais, por serem sensíveis as perturbações, principalmente a do ar, as quais provocam algum tipo de reação no organismo. Já as espécies da fauna, são mais utilizadas como bioindicadores da qualidade de ecossistemas aquáticos. Não deixando de serem utilizadas como bons bioindicadores terrestre como os invertebrados.

Num estudo bibliométrico realizado por Braz e Longo (2019), foi observado que, de 2008 à 2018, a maioria dos documentos (artigos, teses ou dissertações) tiveram como foco o monitoramento da qualidade da água e os indicadores ambientais utilizados foram os animais. Seguente desse mesmo levantamento, os indicadores vegetais apareceram juntamente com sua aplicação na qualidade do ar, o que confirma as afirmações feitas por Lima (2001).

Esses estudos com bioindicadores servem em geral para dois propósitos: mostram se determinada perturbação tem ou não um impacto biótico, e fornecem informações críticas para a conservação do táxon ou grupo indicador, principalmente quando se sabe que a espécie é rara ou ameaçada (BUTTERFIELD *et al.*, 1995).

São inúmeras as vantagens de se usar os bioindicadores como indicação de qualidade ambiental, no geral. Atestar o impacto da poluição sobre um ecossistema, fornecer informações sobre as causas e fatores observados, demonstrar a

distribuição espacial e temporal do impacto e fornecer dados sobre um potencial risco para a flora, fauna e população humana foram algumas das vantagens citadas por Kapusta (2008), em seu livro publicado em 2008 sobre bioindicação. Além disso, seu baixo custo ainda possibilita que esse recurso seja utilizado para avaliação cumulativa de eventos ocorridos num determinado período de tempo, resgatando um histórico ambiental não passível de detecção ou medição por outros métodos (FIALHO, 2002). Carneiro (2004) ainda destaca que outra vantagem é que a metodologia não exige, em geral, de aparelhagem sofisticada de medição, viabiliza a avaliação de elementos químicos presentes em baixas concentrações no ambiente em estudo e é visto como eficiente no monitoramento de áreas amplas. Porém, vale ressaltar que, os indicadores biológicos não podem realizar sozinhos a caracterização da poluição, pois os mesmos servem para indicar a presença do poluente, mas não faz a quantificação da concentração do mesmo.

Alguns autores, ainda, ressaltam que há uma dificuldade em diferenciar, nos organismos, os efeitos dos poluentes e processos de reação à demais condições ambientais (solo, clima e alterações antrópicas). Assim, o biomonitoramento torna-se mais adequado quando fornece dados que podem ser comparados com informações obtidas pelos métodos convencionais de monitoramento ambiental (KLUMPP *et al.*, 2001; NIMIS *et al.*, 2000). Segundo Klumpp (2001), os organismos bioindicadores podem ser classificados ou agrupados de acordo com o Quadro 1:

Quadro 1. Classificação dos bioindicadores de acordo com a sua função.

Classificação	Função	Exemplos
Apontadores e Indicadores	Indicam o impacto da poluição através de mudanças no tamanho de sua população, ou através de sua presença ou desaparecimento sob certas condições ambientais	Espécies metalófilas e netrófilas que toleram maior concentração de metais pesados
Testes	Indicadores padronizados, utilizados em testes toxicológicos e ecotoxicológicos	<i>Trandescantia</i>
Monitores	Mostram, qualitativa e quantitativamente, o impacto da poluição ambiental sobre organismos vivos utilizados para monitorar a qualidade do ar ou da água. Podem ser utilizados no monitoramento passivo, ou no monitoramento ativo	Líquens

Fonte: KLUMPP *et al.*, 2001; NIMIS *et al.*, 2000.

Porém, também podem ser classificados de acordo com sua sensibilidade e resposta ao ambiente, como mostra o Quadro 2.

Quadro 2. Classificação dos Bioindicadores de acordo com sua sensibilidade e resposta do ambiente.

Indicadores	Sensibilidade / Resposta ao ambiente
Ambientais	Espécies ou grupos de espécies que respondem de forma previsível às perturbações ambientais
Ecológicos	Espécies ou grupos de espécies consideradas sensíveis a alteração como perturbação e fragmentação dos habitats, mudanças climáticas, poluição entre outros fatores que geram degradação da biodiversidade
Biodiversidade	Espécies guildas, ou grupos selecionados de espécies que refletem índices de diversidade a outras espécies presentes no habitat.

Fonte: MCGEOCH, 1998.

Os bioindicadores são utilizados tanto em ambientes aquáticos, quanto terrestres, sendo alguns grupos de seres vivos, utilizados nos dois ambientes. Alguns seres vivos apresentam rápida mudança aos impactos ambientais, principalmente animais, seres mais sensíveis á mudanças climáticas e degradação do habitat, alterando seu ciclo reprodutivo, sua procura por alimento e consequentemente na diminuição da biodiversidade. Já outros organismos são extremamente resistentes, conseguindo viver por muitas horas em ambientes completamente degradados, em condições anóxia (sem oxigênio) (PRESTES; VINCENCI, 2019).

A seleção do indicador biológico é baseada nas metas e objetivos do estudo, para uma região ou ecossistema em particular, e na atividade que está sendo analisada. De acordo com Cairns, McCormick e Niederlehner (1993), para a seleção do bioindicador, deve-se levar em consideração algumas características do organismo, tais como:

- relevância biológica (importância na manutenção de uma comunidade balanceada);
- relevância social (que tenha valor óbvio e observável pelos tomadores de decisão);
- sensibilidade a estressores;
- aplicável a muitos estressores e locais;
- diagnóstico de um estressor particular causador de um problema;
- mensurável utilizando um procedimento padrão e baixo erro;
- interpretável (capacidade de distinguir condições aceitáveis de não aceitáveis);

- custo-benefício (barato para mensuração, provendo o máximo de informações por unidade amostral);
- integrativa (resumindo informações de muitos indicadores não analisados);
- disponibilidade de dados históricos (analisados para definir sua variabilidade natural, tendências e possibilidade de aceitar ou não aceitar condições; tolerância e sensibilidade);
- premonitório (capaz de mostrar indicações de degradação, antes que ocorram sérias consequências);
- não destrutivo (mínimo distúrbio no sistema, quando ocorre a amostragem);
- potencial para a continuidade da medição ao longo do tempo (monitoramento);
- escala apropriada para o problema;
- rápido (forneça informações rápidas e seguras para o início das ações, antes dos danos inaceitáveis).

Ressalta-se que o indicador a ser escolhido não apresentará todas as características descritas, mas deve se enquadrar em algumas delas (KAPUSTA, 2008).

A diversidade de seres vivos utilizados como indicadores ambientais é muito ampla, sendo desde o grupo dos macroinvertebrados até o grupo dos anfíbios (PRESTES; VINCENCI, 2019). O quadro 3 apresenta a classificação dos bioindicadores de acordo com a sua aplicação:

Quadro 3. Classificação dos bioindicadores de acordo com a sua aplicação.

Bioindicador	Ambiente	Uso
Macroinvertebrados bentônicos	Aquático	A distribuição e diversidade de macroinvertebrados são diretamente influenciadas pelo tipo de substrato, quantidade e tipo de detritos orgânicos, presença e extensão de mata ciliar, e indiretamente afetada por modificações nas concentrações de nutrientes e mudanças na produtividade primária (GALDEAN et al., 2000)
Macrofauna do solo	Terrestre	Desenvolve funções detritívoras e predatórias nas teias tróficas de detritos da serapilheira e do interior do solo. Essas funções ecológicas podem ser associadas a diversos processos como a ciclagem de nutrientes, o revolvimento do solo, a incorporação de matéria orgânica e o controle biológico de pragas do solo a abundância e a diversidade da macrofauna do solo dos ecossistemas naturais e dos agrossistemas podem ser afetadas por vários fatores edáficos. (SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO, 2009)
Formigas	Terrestre	Abundância e ubiquidade no habitat intacto e em áreas perturbadas, por sua diversidade, plasticidade comportamental, e sua importância ecológica e funcional em quase todos os níveis tróficos de um ecossistema (como predadoras detritívoras, mutualistas e herbívoras), pela facilidade com que são capturadas e por sua sensibilidade a alteração do ambiente (BRANDÃO, 1999)
Besouros	Terrestre	Possuem boa parte das espécies com alta fidelidade ecológica, são altamente diversificados e facilmente coletáveis em grandes quantidades, e funcionalmente importantes nos ecossistemas e sensíveis à mudanças na paisagem (BROWN, 1991).
Insetos galhadores	Terrestre	Sésseis de fácil coleta e observações em campo. Além disso, as galhas que habitam vegetais em geral podem ser um bom indicador das condições ambientais, principalmente onde existe um mosaico de habitats definidos pelo estresse hídrico, térmico e até distúrbios antrópicos e utilizadas também para o monitoramento de áreas poluídas por metais pesados (FERNANDES, 1987).
Minhocas	Terrestre	São seres vivos de fácil coleta e visualização. Além de estar presente, as minhocas desempenham papel fundamental na formação do solo, na decomposição da matéria orgânica, na ciclagem dos nutrientes, no arejamento, porosidade que ajuda na infiltração e retenção de água no solo. Como realizam todos esses processos a maioria por ingestão, as minhocas a partir desse contato podem se intoxicar, morrer, ou sobreviver, incorporar e até bioacumular esses poluentes em seus tecidos (FRAGOSO et al. (1999); CURRY, 2004).
Briófitas / Musgos	Terrestre e aquático	Vegetais de pequeno porte, possuem uma ampla distribuição geográfica e também por serem pioneiros em áreas degradadas. Além disso, cumprem todos os critérios de bom indicador: fácil colheita, tolerância a elevadas concentrações de metal, fácil manipulação em laboratório, acumulação de quantidade de metal suficiente para uma análise, exibindo uma correlação simples entre a concentração de metal acumulado e a concentração no meio circundante (TYLER, 1990).
Anuros	Terrestre e aquático	Pele permeável, ovos sem casca, ciclo de vida com duas fases na maioria das espécies, sendo uma terrestre e a outra, aquática. Além disso, são importantes componentes de muitas comunidades ecológicas, sejam consumindo uma infinidade de insetos ou servindo de presas para outros animais. Assim, por causa de suas características ecológicas e fisiológicas, os efeitos acumulativos de agrotóxicos são mais intensos (BROOMHALL, 2005)

Fonte: Autor, adaptado de Prestes e Vincenci (2019).

Os ecossistemas aquáticos têm sido alterados de maneira significativa em função de múltiplos impactos ambientais advindos de atividades antrópicas, tais como mineração, construção de barragens e represas, desvio do curso natural de rios, lançamento de efluentes domésticos e industriais não tratados, desmatamento e uso inadequado do solo em regiões ripárias, introdução de espécies exóticas, entre outros. Como consequência destas atividades, tem-se observado uma expressiva queda da qualidade da água e perda de biodiversidade aquática, em função da desestruturação do ambiente físico, químico e alteração da dinâmica natural das comunidades biológicas (GOULART; CALLISTO, 2003).

Para a Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (2009) a macrofauna do solo desenvolve funções detritívoras e predatórias nas teias tróficas de detritos da serapilheira e do interior do solo. Essas funções ecológicas podem ser associadas a diversos processos como a ciclagem de nutrientes, o revolvimento do solo, a incorporação de matéria orgânica e o controle biológico de pragas do solo, a abundância e a diversidade da macrofauna do solo dos ecossistemas naturais e dos agrossistemas podem ser afetadas por vários fatores edáficos (tipos de solo, umidade, matéria orgânica).

Por serem seres sensíveis e reagirem rapidamente a mudanças induzidas pelo ser humano e ações naturais ao solo e à sua cobertura vegetal, as populações e a diversidade dessa fauna podem ser usadas como bioindicadores do uso do solo ou da sua fertilidade, dando uma noção do seu estado atual e de mudanças induzidas por forças biótica, abióticas e antrópicas ao longo do tempo (PRESTES; VINCENCI, 2019).

Porém, além da poluição da água e do solo, outro elemento se destaca quando nos referimos a poluição: o ar. Este, se torna tão importante quanto os outros, visto que ele está presente no ambiente onde o ser humano capta oxigênio. O ar contaminado, seja com gases tóxicos ou partículas microscópicas em suspensão, também não pode ser confinado em um determinado espaço, como o solo e a água. Assim, a contaminação do ar tem consequências diretas na vida do homem (NASS, 2013).

A padronização das técnicas, desde o cultivo e a exposição dos organismos até a medição de efeitos e avaliação dos resultados, é um requisito fundamental para a validade e a aplicabilidade dos dados obtidos. Porém, a grande diversidade de métodos aplicados nos inúmeros estudos conduzidos e publicados em vários

países, não somente inviabiliza a comparação dos dados obtidos, mas também contribui para reduzir a aceitação desse método biológico de controle da qualidade do ar frente às autoridades e à opinião pública. Por esse motivo, vem sendo feito um esforço para a padronização de métodos de Bioindicação (KLUMPP *et al.*, 2001).

3.4 Os Líquens como Bioindicadores

Alguns organismos, como os líquens, mostram alta sensibilidade à poluentes atmosféricos por meio de mudanças populacionais como aparecimento, desaparecimento ou mudança na densidade da população ou até de comunidades. Essa grande sensibilidade está diretamente ligada com a sua biologia (MAKI *et al.*, 2013).

Segundo a definição de Moura, Fernandes e Silva, 2012, os líquens são associações simbióticas entre organismos fotosimbiontes (algas verdes ou cianobactérias) e os micobiontes (fungos), sendo que as algas realizam a fotossíntese e produzem carboidratos para uso próprio e para os fungos. Já os fungos fornecem uma proteção física e suplemento de água e minerais para a associação. Estes organismos fazem parte de um grupo extremamente diverso e complexo, ocorrendo em vários substratos e ambientes, muitas vezes em lugares onde outros organismos não seriam capazes de se desenvolver (MARTINS, 2011) desde regiões polares a regiões desérticas e em florestas tropicais úmidas (DANTAS, 2016).

Entretanto, os líquens dependem da natureza física da casca mais que da espécie da árvore. Árvores com cascas que se desprendem não são bons substratos para líquens; árvores jovens com casca lisa apresentam comunidades liquênicas com formas crostosas; árvores mais velhas com casca rugosa apresentam comunidades mais diversificadas com líquens de formas crostosas, foliosas e fruticosas (MARCELLI, 1992; MARTINS, 2006).

Kafer e Martins (2014), em seu trabalho sobre a diversidade de líquens corticícolas em vegetação florestal no Sul do Brasil constatou riqueza, abundância e diversidade liquênica nas plantações de araucárias, que se mostraram excelentes forófitos (árvores com epitifismo) para líquens por apresentarem uma casca rugosa, que propicia maior retenção de água. Esta água armazenada deve ser utilizada pelos líquens em períodos de umidade relativa baixa (MARCELLI, 1992).

No geral, desenvolvem-se sobre os mais variados substratos, sendo que muitos não apresentam especificidade: existem espécies que somente se desenvolvem sobre córtex de árvores, outras sobre folhas e outras sobre rochas alcalinas ou ácidas, necessitando ou não das características físicas como rugosidade, porosidade, dureza, exposição à luz; há outras, ainda, mais exigentes quanto ao pH do substrato, presença de partículas no ar, umidade, ventos e temperatura. Portanto, a presença de líquens nos mais variados habitats e micro-habitats depende da disponibilidade de fatores físicos e climáticos que proporcionem as condições necessárias para seu desenvolvimento. Dessa forma, cada região pode apresentar uma comunidade liquênica com componentes específicos próprios em resposta às condições ambientais (HONDA; VILEGAS, 1998).

Estudos relatam que a simbiose liquênica é datada de 400 a 600 milhões de anos atrás, fato esse justificado pela descoberta de fósseis envolvendo hifas filamentosas intimamente associadas a cianobactérias ou algas que foram encontradas preservadas em fosforita marinha na formação de Doushantuo, Weng'na, sul da China. A descoberta destes fósseis é forte indicativo de que os fungos desenvolveram parcerias simbióticas com fotoautótrofos antes da evolução das plantas vasculares (SANTOS, 2012).

Existem várias maneiras de associação e vários níveis de intimidade entre as células das algas e as hifas dos fungos nos líquens, o que determina uma ampla variação da anatomia e da morfologia desde as mais simples (conjunto de hifas não organizadas que crescem entre colônias de algas), até as mais complexas (grande diversidade de estruturas vegetativas e reprodutivas, além da diferenciação interna em vários tipos de tecidos de funções bem definidas), as quais dão diferentes características aos talos (MARCELLI, 2006).

A morfologia do talo liquenizado é fortemente influenciada pela parte fotobionte do líquen e seu respectivo contato com o micobionte. Existem alguns casos em que um micobionte é capaz de formar dois talos distintos e interconectados com dois fotobiontes diferentes, um sendo cianobactéria e outro uma alga (NASH, 2008).

Segundo Nash (2008), geralmente um micobionte é amorfo (sem forma) até que tenha o primeiro contato com um fotobionte e inicie o desenvolvimento do talo. A partir disso, o micobionte passa a cobrir o fotobionte, e no caso das algas verdes, utiliza uma estrutura chamada haustoria para penetrar e cobrir a superfície do

fotobionte. Esta estrutura facilita a transferência de carboidratos da alga para o fungo liquenizado.

De acordo com Shukla (2014), o tipo de substrato em que um fungo liquenizado cresce auxilia na sua identificação. No caso dos líquens em troncos de árvores, os organismos são definidos como cortícolas, pois realizam o epifitismo, uma relação de inquilinismo onde se fixam nas árvores pelo córtex ou pela medula.

Embora os talos não caracterizem grupos taxonômicos como famílias ou ordens, os talos são típicos para cada espécie e amplamente utilizados em descrições e chaves de identificação (MARCELLI, 2006). A morfologia do talo permite dividir os líquens nos três grandes grupos básicos, os líquens crostosos, foliosos e fruticosos. López (2006) os classifica de acordo com suas características e hábitos na Quadro 4.

Quadro 4. Características e hábitos dos tipos de talos liquênicos.

Tipo de Talo	Características / Hábito
Crostoso ou Crustáceo	- Forma mais aderida ao substrato; - Desprovidos de córtex inferior; - Se aderem ao substrato por toda a sua medula.
Folioso ou Foliáceo	- Talo de estrutura laminar e dorsiventral; - Não se prendem ao substrato pela sua medula; - Se prendem ao substrato por projeções ou partes especializadas do córtex inferior; - Em algumas espécies, o talo é preso por um único apressório central (talo umbilicado).
Fruticoso	- Talo cilíndrico e achatado, muitas vezes ramificado; - Crescem eretos e perpendiculares ao substrato; - Se prendem ao substrato se enroscando a ele ou por um apressório.

Fonte. LÓPEZ, 2006.

A grande maioria dos talos liquênicos varia de 1 a 30 cm de diâmetro. Entretanto existem talos adultos de poucos milímetros, assim como grandes talos com mais de 1m de diâmetro (MARCELLI, 2006).

Sobre outras estruturas dessa relação simbiótica, Nash (2008) descreve que o córtex dos fungos liquenizados consiste em uma camada de células ou hifas suprimidas que contém pigmentos e pode ser revestido por uma cutícula. O córtex superior fica na parte de cima do líquen, enquanto que o córtex inferior fica na direção da base do talo. Além disso, o córtex inferior tem função importante na formação de rizinas, que são estruturas de aderência aos substratos. Já a medula consiste em hifas vagamente entrelaçadas paralelamente à superfície. As hifas são

geralmente gelatinosas e possuem aparência fibrosa ou de algodão. A medula tem uma maior capacidade de acumular umidade do que qualquer outra parte do líquen, além de ser uma região de estoque de nutrientes.

Na natureza, a importância dos líquens é observada no desempenho de um papel pioneiro na colonização de substratos desprovidos de organismos vivos. Assim, como os musgos e cianobactérias, os líquens adaptam o habitat para que plantas e animais possam formar comunidades bem estabelecidas (FERNANDES, 2018). Geralmente, os líquens apresentam-se como organismos de elevada longevidade e de lento crescimento (NASH, 2008)

Na superfície da Terra estima-se que a flora liquênica domina cerca de 8% do total da vegetação, fazendo parte, portanto, da cadeia alimentar de vertebrados, invertebrados e humanos. Existe registro do uso dos líquens na alimentação humana em diferentes culturas na América, Europa, Ásia e África. Há séculos já se dizia que os líquens são boa fonte de alimentação, principalmente na forma de massa; por serem baratos, de fácil aquisição e por ter propriedades nutritivas (FERNANDES, 2018).

Em um estudo elaborado por Martins (2013), foi descrito a importância econômica dos líquens citando vários exemplos, como seu uso na indústria de cosméticos, os quais são usados na composição de colônias e perfumes; em corantes para tecidos na antiguidade; na medicina popular indicados em diversas enfermidades, como dor de cabeça, doenças de pele, infecção urinária e como antiinflamatórios, antifúngicos e antibióticos. Além disso, é conhecido que também podem ser utilizados na composição de inseticidas.

As substâncias liquênicas atuam no talo como protetores, sendo considerados bons filtros solares (RANCAN *et al.*, 2002; BJERKE; GWYNN-JONES; CALLAGHAN, 2005; BOEHM *et al.*, 2009; SOLHAUG *et al.*, 2009) e biomonitores (MOTA-FILHO; PEREIRA, 2007; MISUK; MOIRE; BERNHARD, 2010), pois não apresentam camadas protetoras, como a cutícula e a camada serosa; a captura dos nutrientes não se dá através do substrato que é utilizado apenas para fixação e a captação de metais, como por exemplo, o mercúrio, que se dá diretamente da atmosfera (GRANGEON *et al.*, 2012). Outras características, também favorecem o uso dos líquens como biomonitores, tais como: tem atividade fotossintética e apresentam crescimento ao longo de todo o ano; a morfologia do talo não tem

grande variabilidade e estão distribuídos por áreas muito vastas e variadas (PUCKETT, 1988; NIMIS; CASTELLO; PERROTTI, 1990).

Os líquens apresentam uma estrutura corporal simples, que lhes conferem uma rápida absorção dos gases e componentes do ar, alcançando rapidamente as células, os líquens são usados principalmente para estudos voltados á qualidade do ar (PRESTES; VINCENCI, 2019). Para Eliasaro (2010), a natureza dual da associação liquênica e sua sensibilidade a distúrbios ambientais, faz com que os líquens tenham um grande potencial como bioindicador. Se o delicado balanço entre os simbioses é quebrado, isto pode levar a morte do indivíduo.

São conhecidos por reter uma variedade de contaminantes, particularmente os metais pesados, como, urânio, cobalto, cobre, ferro, níquel, manganês, chumbo e zinco (PIGNATA *et al.*, 2002; REIS *et al.*, 2002; TAKANI *et al.*, 2002; ADAMO *et al.*, 2003; CABRAL, 2003; UGUR *et al.*, 2003; BACKOR; FAHSELT, 2004; LOPPI *et al.*, 2003; CONTI *et al.*, 2009; PAWLIK-SKOWRÓNSKA; BAĆKOR, 2010; HAUCK *et al.*, 2013), ou ainda hidrocarbonetos provenientes do fluxo de veículos e aquecedores domésticos nas grandes cidades ou fertilizantes agrícolas (GUIDOTTI *et al.*, 2003; McMULLIN; BELL; NEWMMASTER, 2012).

Algumas espécies de líquens apresentam boa resistência a estresses ambientais e uma capacidade efetiva de acumulação de poluentes atmosféricos, enquanto outras são sensíveis a determinados poluentes, que causam danos fisiológicos às vezes irreversíveis a essas espécies (CANSARAN-DUMAN *et al.*, 2010). Esta característica permite que se utilizem métodos de biomonitoramento com líquens, que incluem a quantificação das populações liquênicas, exame da morfologia do talo e análise dos metais pesados, bem como resíduos de esgoto (FERNANDES, 2018).

Por esta razão poucas espécies podem sobreviver onde os níveis de poluição são relativamente altos, como em áreas urbanas, onde o dióxido de enxofre (SO²), um poluente atmosférico, é resultante da poluição industrial (PURVIS; COPPINS; JAMES, 1993; HONDA; VILEGAS, 1998; FAVERO *et al.*, 2009).

Alguns países Europeus (em especial França, Alemanha, Itália, Suíça e Holanda), além dos Estados Unidos, tem políticas nacionais de utilização de líquens para monitorar os efeitos da poluição atmosférica. No Brasil, no entanto, existem apenas alguns esforços pontuais a esse respeito, como a exigência da inclusão de monitoramento com líquens em alguns estudos de grande impacto ambiental no

estado do Rio Grande do Sul (MARTINS *et al.*, 2008). Além disso, poucos estudos no Brasil relacionam mudanças nas comunidades de líquens com a poluição atmosférica. Os primeiros artigos no país com esse tema datam de 2008 e depois disso apenas alguns trabalhos seguiram (MARTINS *et al.* 2008; KÄFFER *et al.*, 2011; KÄFFER; MARTINS, 2014).

Os métodos para se estudarem os efeitos da poluição atmosférica em líquens tem sido, principalmente, fitossociológicos, ecofisiológicos ou ausência de espécies destes organismos. Por estes métodos é possível relacionar a presença ou ausência de líquens, seu número, frequência de cobertura, danos externos e internos, com o grau de poluição da área de estudo (COLONI JR, 2019).

Apesar de diversos estudos apontarem a influência da qualidade do ar sobre a comunidade de líquens, alguns autores relatam que esses organismos também são afetados por efeitos de borda (ESSEEN; RENHORN, 2006; HAUCK *et al.*, 2013) e essa resposta advém do contraste microclimático entre a borda e o interior florestal. Sendo a borda caracterizada por um ambiente mais seco, com maiores índices de luz, temperatura e menor umidade e com maior risco de dessecação para esses organismos (PARDOW *et al.*, 2010).

Em estudos iniciais sobre a resposta dos líquens à dessecação, se sugeriu que uma das condições ambientais capazes de romper o estado da simbiose era o conteúdo hídrico do talo após observar que em *Xhantoria parietina* o estado de simbiose se perdia após manter os líquens durante 10 dias em contínua inibição (DUGHI, 1939 *apud* LÓPEZ, 2006). A partir disso, diversos estudos têm confirmado a relação que existe entre a resistência à dessecação e as condições hídricas do habitat que ocupam os líquens. Desse ponto de vista ecológico, se poderia dizer que os líquens apresentam adaptações às secas, já que sua resistência está relacionada com a disponibilidade hídrica do habitat que se desenvolvem (LÓPEZ, 2006).

Ainda, em estado totalmente desidratado, os líquens se mostram resistentes tanto a baixas como altas temperaturas. Ao contrário, em estado de saturação hídrica, a resistência dos líquens à altas temperaturas diminuem notavelmente (LÓPEZ, 2006).

Com relação aos estudos preliminares em função das respostas dos líquens pelas condições microclimáticas, foi sugerido que eram capazes de suportar temperaturas inferiores e superiores às que eram submetidos em seus habitats naturais (KAPPEN, 1973 *apud* LÓPEZ, 2006). No entanto, posteriormente,

numerosos estudos têm demonstrado que a tolerância de uma espécie está diretamente relacionada à flutuações de temperatura que suportam onde vivem (LÓPEZ, 2006).

A radiação incidente solar é outro fator ambiental essencial para a vida dos fotossintetizadores. Além de sua influência por radiação direta, a energia espectral recebida afeta tanto a temperatura como a umidade do “habitat”. Várias espécies de líquens adaptadas à zonas com alta incidência de radiação se mostram capazes de recuperar totalmente sua atividade fotossintética após serem expostos experimentalmente durante 7 dias a alta intensidade de luz (LÓPEZ, 2006).

As zonas de borda exibem condições mais extremas para temperatura, umidade, luz, o que pode tornar-se impróprio aos organismos adaptados às condições de interior florestal (KUUSINEN; KIVISTO, 2000). Quanto mais longe da borda, menor a intensidade desse efeito (RODRIGUES, 1998), ou seja, os efeitos de borda diminuem gradualmente à medida que a distância a partir da borda aumenta (EWERS; THORPE; DIDHAM, 2007).

Desde o século 19 (MAKI *et al.*, 2013), sua utilização como indicadores biológicos da qualidade ambiental tem sido estudada em larga escala e vem se tornando uma metodologia cada vez mais ampla (MARTINS; KAFFER; LEMOS, 2008).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Categoria de Estudo

Entende-se por método científico o conjunto de processos que são empregados na investigação do trabalho, ou seja, a linha de raciocínio adotada no processo da pesquisa. Os métodos que fornecem bases lógicas à investigação são: dedutivo, indutivo, hipotético-dedutivo, dialético e fenomenológico (GIL, 1999; LAKATOS; MARCONI, 1993, SILVA, 2005).

Esta pesquisa segue a metodologia proposta por Bacon, Hobbes, Locke e Hume, denominado “método indutivo” que, na visão destes, considera o conhecimento como parte fundamentada da experiência, não levando em conta princípios preestabelecidos. Este método generaliza observações feitas em casos reais (realidade concreta), ou seja, verificações pontuais levam a proposição de generalizações (GIL, 1999; LAKATOS; MARCONI, 1993, SILVA, 2005).

Do ponto de vista da forma de abordagem, a pesquisa é quantitativa. E, segundo o ponto de vista dos procedimentos técnicos, é considerada experimental por ter um objeto de estudo com variáveis capazes de influenciar este objeto (SILVA, 2005).

4.2 Fluxograma de execução do estudo

Com o intuito de esquematizar o conjunto de metodologias propostas para este estudo, bem como facilitar um melhor entendimento para futuras reaplicações, elaborou-se um fluxograma na Figura 2, onde encontram-se os autores e especificações de cada etapa.

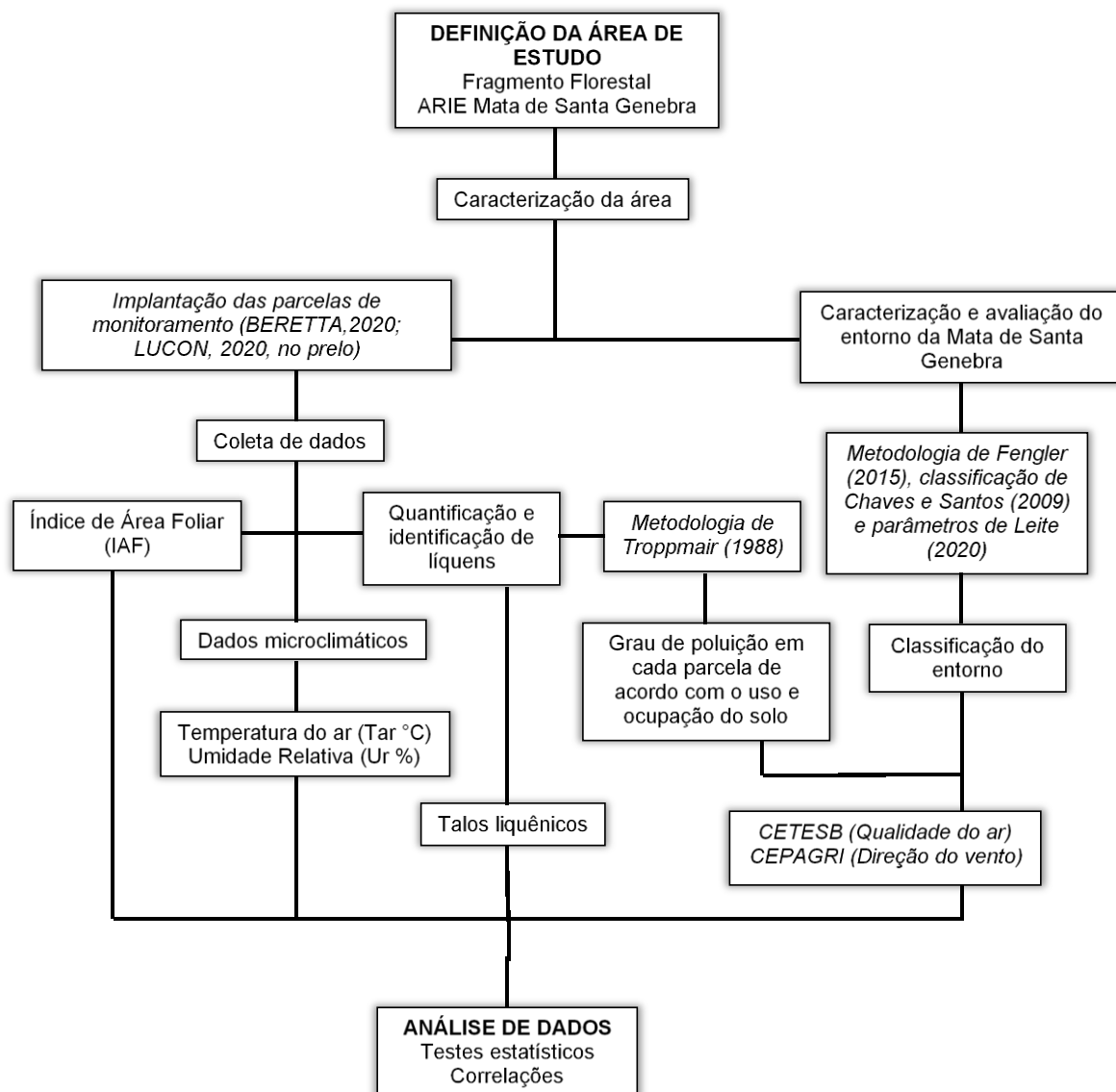


Figura 2. Fluxograma das etapas metodológicas.

4.3 Caracterização da área de estudo e implantação de parcelas de monitoramento

A Mata de Santa Genebra está situada na região Norte de Campinas – SP (22°49'45"S e 47°06'33"W), no distrito de Barão Geraldo abrangendo, aproximadamente, 251,8 hectares e suas altitudes variam de 580 a 630m. Mesmo completamente localizada no Município de Campinas, uma de suas interfaces faz divisa com o Município de Paulínia (GUIRÃO; TEIXEIRA, 2011), de acordo com a Figura 3.

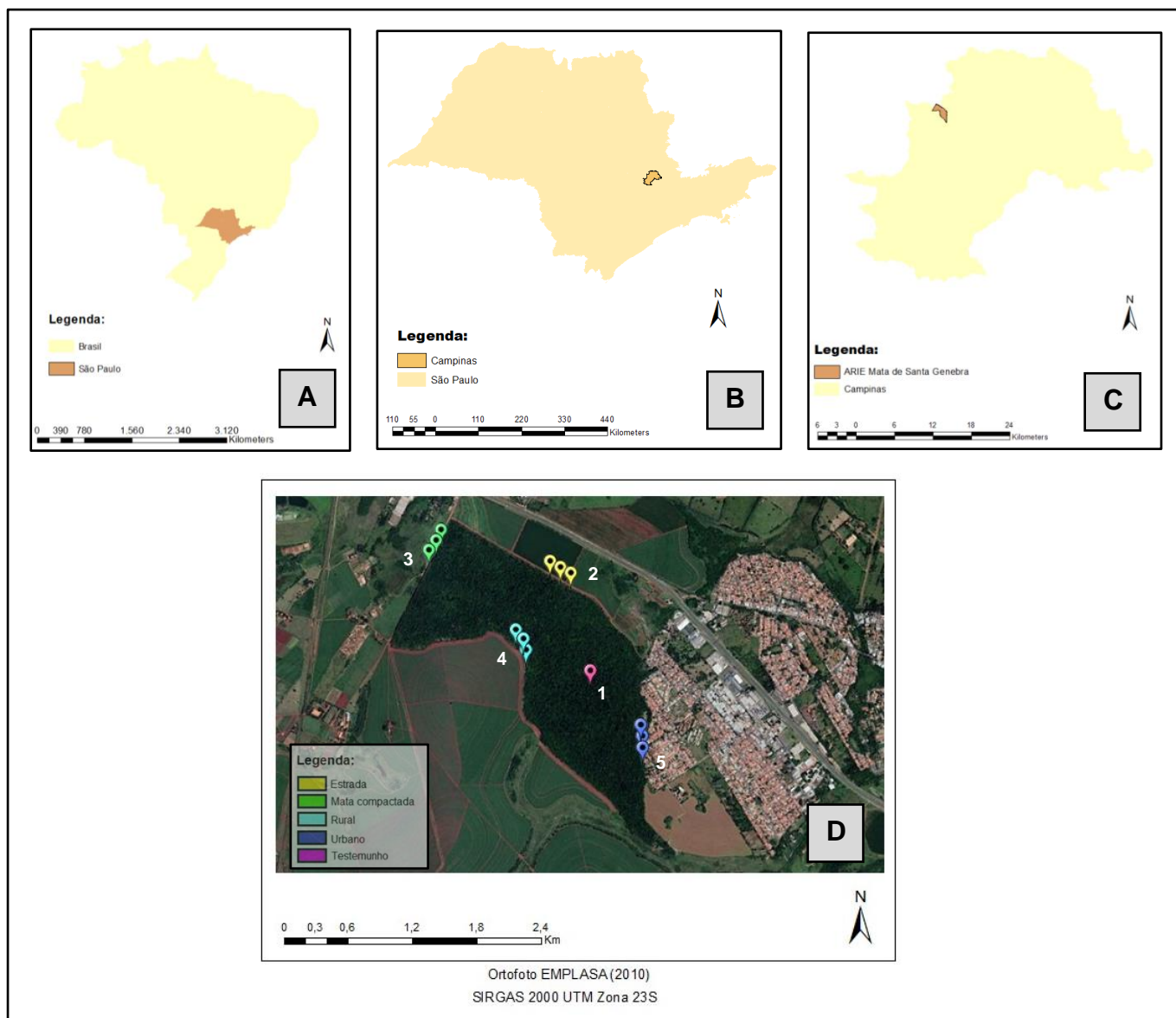


Figura 3. Localização da área de estudo: (A) Brasil-São Paulo, (B) São Paulo-Campinas, (C) Campinas-ARIE Mata de Santa Genebra, (D) ARIE Mata de Santa Genebra-Parcelas de monitoramento. **Fonte:** Adaptação da Fundação José Pedro de Oliveira (FJPO), 2019.

A vegetação da mata é classificada como um remanescente de Mata Atlântica que, anteriormente, possuía a maior área de cobertura do Estado de São Paulo e hoje é uma das mais devastadas do país. No entanto, considerada como “Ilha Verde” em meio a área urbanizada, ela abriga mais de 660 espécies de flora e, aproximadamente 1360 espécies de fauna de diversos grupos (BRASIL, 2019), o que requer uma grande atenção e preservação desta área por estar exposta à atividades antrópicas.

“Atualmente é protegida pela Fundação José Pedro de Oliveira, após a viúva Sra. Jandira Pamplona de Oliveira, ter concretizado a doação da mata ao

Município de Campinas em 1981 para fins estritamente científicos e culturais, enfatizando seu desejo de que fosse conservada, pois seu falecido marido, que sofria de tuberculose, acreditava que dentro da mata respirava melhor (BRASIL, 2010).”

Por se tratar de uma Unidade de Conservação (UC), foi necessário realizar um cadastro no Sisbio, um sistema de atendimento à distância que permite que pesquisadores solicitem autorizações para se realizarem pesquisas científicas no local, sendo com coletas ou não.

Para analisar os impactos sobre a qualidade do ar causados pelo entorno da mata, foram instaladas parcelas fixas de monitoramento (200m cada) nela. As etapas adotadas para os trabalhos de campo foram:

a) implantação de parcelas de monitoramento ao longo das áreas de borda do remanescente de acordo com o apontado no trabalho de Lucon (2020, no prelo) e Beretta (2020), conforme Figura 4;

b) tomada das coordenadas de localização (uso do GPS) e anotação do tipo de uso e ocupação prioritária no entorno do ponto (tipo de cultura agrícola, solo exposto, estrada, construções, entre outros);

c) no interior do remanescente foram instaladas parcelas fixas de monitoramento na região próxima a interface das trilhas internas: Central e Barone, como ponto testemunho.

Alguns trabalhos realizados evidenciaram que há uma estabilidade microclimática, principalmente em relação à luz e temperatura, a partir dos 50m da borda, mostrando que o efeito de borda é atenuado gradualmente à medida que se avança para o interior (MURCIA, 1995; RIES *et al.*, 2004; SAMPAIO, 2011).

Considerando que, conforme Dantas (2016), os líquens são propagados e dispersados naturalmente por fatores abióticos, como o vento e que as áreas de periferia são as que mais estão expostas pelo mesmo, optou-se que as parcelas tenham 200m de comprimento por 50m de largura para o interior da mata, considerando 3 repetições com distanciamento de, aproximadamente, 5m cada, começando pela periferia e indo até o interior. Em cada repetição foram monitoradas 5 árvores. Além disso, a cada 100m dentro da parcela, foram coletados dados climáticos (temperatura e umidade) do exterior e do interior (totalizando 6 coletas por parcela) para posteriores comparações e análises, conforme croqui apresentado na Figura 4.

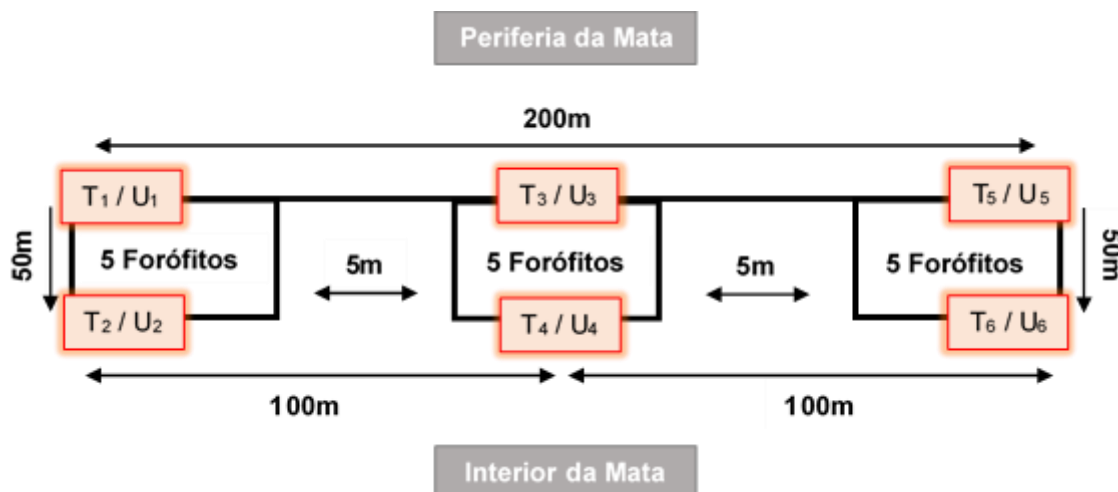












Figura 4. Croqui das parcelas de monitoramento.

Esse croqui se repetiu em todas as parcelas, com exceção da parcela central (testemunho), visto que ela não apresenta um local “externo”. Por isso, somente neste local, as coletas foram feitas, também num comprimento de 200m, porém de forma linear (no meio da trilha), totalizando 3 coletas.

Tendo seu comprimento distribuído em, aproximadamente, 9000m de perímetro, as parcelas, juntamente com a sua caracterização e localização do ponto central, estão representadas no Quadro 5, sendo que o item “ponto” se referiu ao número do lado de cada parcela no mapa da mata na Figura 3D (pg. 39).

Em relação a importância deste fragmento, destaca-se que, este, é o maior remanescente de mata atlântica da região de Campinas, sendo que a Mata de Santa Genebra sempre foi objeto de interesse de pesquisas científicas de várias instituições por sua condição de mata nativa e grande biodiversidade. Segundo a lista de projetos desenvolvidos na mata, desde 1997 até 2010, abordada no Plano de Manejo da mata, nota-se que, entre 192 pesquisas (BRASIL, 2010), há ausência de pesquisas referentes à monitoramento da qualidade ambiental utilizando os líquens como bioindicadores. Destaca-se que essa pesquisa é realizada em uma parceria já estabelecida entre a Fundação Jose Pedro de Oliveira, Fundação ligada à Prefeitura de Campinas com reconhecida atuação na gestão de áreas protegidas, educação ambiental e apoio à pesquisa científica e a Faculdade de Engenharia Ambiental da PUC-Campinas.

Quadro 5. Localização e padrões de ocupação do solo na parte interna e externa das parcelas.

LOCALIZAÇÃO	INTERNO	EXTERNO	DESCRIÇÃO
Ponto 1			
Longitude (m E) 283497 Latitude (m S) 7474713 Elevação (m) 625			Ponto de coleta na área central do fragmento florestal (Não existe parte externa).
Ponto 2			
Longitude (m E) 283353 Latitude (m S) 7475334 Elevação (m) 612			Ponto de coleta com exposição à estrada.
Ponto 3			
Longitude (m E) 282237 Latitude (m S) 7475627 Elevação (m) 592			Ponto de coleta com exposição à área compactada
Ponto 4			
Longitude (m E) 282970 Latitude (m S) 7474766 Elevação (m) 603			Ponto de coleta com exposição à área rural ² .
Ponto 5			
Longitude (m E) 283935 Latitude (m S) 7473820 Elevação (m) 622			Ponto de coleta com exposição à área urbana.

Fonte. LUCON, 2020, no prelo.

4.4 Coleta de dados

4.4.1. Periodicidade das amostragens

A amostragem de dados do presente estudo foi feita entre março de 2019 à novembro de 2019, abrangendo todas as estações do ano. Todas as espécies de árvores que aceitam epitifismo, denominadas de forófitos (SILVA; DÓRIA, 2020),

² Composta por floresta paludosa.

utilizadas nos cinco pontos de amostragem foram demarcadas com o uso de uma fita de cetim laranja, para a realização do monitoramento delas para evitar falsos padrões.

As coletas foram realizadas sazonalmente (03/2019, 05/2019, 08/2019, 11/2019), sendo observada a presença ou ausência de líquens na casca, dados climáticos e Índice de Área Foliar (IAF).

4.4.2. Fatores Climáticos

Em cada parcela (periferia e interior da mata) foram analisadas as condições climáticas, como: temperatura do ar ($T_{ar}^{\circ C}$) e umidade relativa do ar ($U_r\%$) utilizando um instrumento de medição direta móvel.

Visto que o desenvolvimento dos líquens também é dependente de luz, a luminosidade de cada forófito e de cada parcela foi observada pela aquisição das fotografias hemisféricas e, posterior cálculo do Índice de Área Foliar (IAF), em duas épocas distintas do ano, época de seca e de chuva (verão e inverno), visto que a mata é pertencente a categoria de Floresta Semidecidual interiorana (BRASIL, 2010), ou seja, perde suas folhas no inverno e se enche delas no verão.

Cerca de 55% das espécies arbóreas são decíduas ou semidecíduas, e nos períodos de perda das folhas, a luminosidade chega a aumentar em até sete vezes sua intensidade abaixo da copa dessas árvores (BRASIL, 2010).

O IAF pode ser definido como a quantidade de área de superfície da folha por unidade de área do solo. Este valor é diretamente relacionado com a evapotranspiração e fotossíntese da copa da planta. (HEMIVIEW, 2015).

As fotografias hemisféricas foram tiradas com a máquina fotográfica Canon EOS 60D SLR, 18 megapixels de resolução e uma lente Fisheye Sigma EX DC 4.5mm F2.8 e seu adaptador. Um suporte de altura 1,8 metros com plataforma foi empregado para permitir visão ortogonal da câmera e facilitar a tiragem das fotos, como mostra a Figura 5.



Figura 5. Suporte de auto nivelamento para aquisição das fotografias hemisféricas (Delta-T Devices Ltd). **Fonte.** GARCIA *et al.*, 2018.

Foi utilizada uma bússola acoplada ao equipamento para orientar a parte superior das fotos sempre para o Norte e um nível de bolha (também acoplado ao equipamento) para garantir a perpendicularidade das fotos ao zênite.

A máquina foi fixada nos mesmos pontos de coleta de temperatura do ar e umidade relativa por parcela (LUCON, 2020, no prelo). Cada ponto foi fotografado 3 vezes, como garantia, totalizando 81 fotos por dia de coleta (inverno e verão). Além disso, para realizar uma análise mais específica da relação dos líquens com luminosidade, todos os forófitos foram fotografados, com os mesmos números de repetições, totalizando 225 fotos.



Figura 6. Posicionamento da câmera para obtenção de foto (A) e foto hemisférica de um dos forófitos (B).

A totalidade das fotos foi analisada no software *HemiView*®. A transmissão de luz através de um dossel está em função de Θ (theta), um ângulo relativo ao zênite. Levando isso em conta, a fotografia hemisférica é então analisada classificando-se a luz (pixels brancos) e a biomassa vegetal (pixels negros) em classes de Θ , ou seja, em anéis de largura definida. Para que isso ocorra, o brilho

de cada pixel da foto é calculado em função de uma média de três canais de cores (vermelho, verde e azul) e transformado em uma escala de cinza (HEMIVIEW, 2015).

Segundo Rody *et al.* (2014) e Garcia *et al.* (2018), as fotos hemisféricas apresentaram resultados satisfatórios para obtenção do IAF quando comparadas a outros métodos.

Para dinamizar o processo de registro das informações foi criada uma ficha de coleta solicitando as seguintes informações: data da coleta, estação do ano, nome da parcela, coordenadas geográficas, ponto cardeal, temperatura, umidade do ar, diâmetro do forófito, característica da casca do forófito, porcentagem de preenchimento dos líquens na tela, tipo de talo (1 ou mais). O registro será feito em cada parcela, já considerando as repetições em cada.

A tabela 1 apresentou a caracterização dos pontos de coleta dos dados, cabendo ressaltar que a coleta dos dados foi feita em dias com o céu claro e com poucas nuvens, possibilitando melhor igualdade de condições.

Tabela 1. Especificação dos dias de coleta.

Estação	Datas de medição	Intervalo de tempo de medição	Características	Dados coletados
Verão	18/03/2019	As medições foram feitas entre 9h e 12h.	Dia estável com poucas nuvens	Temperatura do ar (Tar), Umidade relativa (Ur) e Índice de Área Foliar (IAF)
Outono	20/05/2019		Dia frio com céu aberto e poucas nuvens	Temperatura do ar (Tar), Umidade relativa (Ur) e Percentual de líquens
Inverno	09/08/2019		Dia estável e sem registro de precipitação	Temperatura do ar (Tar), Umidade relativa (Ur) e Índice de Área Foliar (IAF)
Primavera	18/11/2019		Dia posterior há dias de chuva, porém com poucas nuvens	Temperatura do ar (Tar) e Umidade relativa (Ur)

Fonte. Adaptado de Lucon (2020, no prelo).

4.4.3. Biomonitoramento da qualidade do ar

Considerando que as comparações dos índices de diversidade líquênica de áreas preservadas com áreas potencialmente poluídas podem estabelecer variações que determinem o grau de modificações acarretadas em virtude da poluição atmosférica e do efeito de borda (COSTA; MINEO, 2013), o presente estudo

quantificou líquens em 15 árvores por parcela evitando a obtenção de falsos padrões de comparação. Os forófitos foram marcados com uma fita de cetim laranja, vide Figura 7A, de forma que ficassem estabelecidas até o final das coletas se fosse preciso uma nova contagem.

Para avaliar quantitativamente os líquens na área de borda, a metodologia utilizada foi a proposta por Troppmair (1988).

Durante o estudo, foi utilizada uma fita métrica para medir uma altura mínima de 150cm, denominada PAP (Perímetro à Altura do Peito), a partir do solo, como padrão para a observação da quantidade de líquens nas árvores delimitadas e, também, para verificar se o DAP (Diâmetro da Altura do Peito) será superior a 20cm, conforme Figura 7B.



Figura 7. Marcação do forófito com fita de cetim (A) e medição do DAP (B).

Foi utilizada, também, uma tela tapume plástica contendo 100 lacunas (referência para estabelecer porcentagens que foram utilizadas como base para o cálculo da porcentagem real de líquens presente nas mesmas) com a finalidade de contar em quantas lacunas os líquens aparecerão. A tela foi medida sobre o lado do tronco que apresentou mais líquens (DANTAS, 2016), como ilustrado na Figura 8.



Figura 8. Posicionamento da tela de tapume para quantificar os líquens.

Após a obtenção das porcentagens de referência (medidas com o auxílio da tela de tapume), foi aplicado um índice de correção quando as árvores fossem de espécies diferentes, portanto com casca mais ou menos ásperas, proposta por Troppmair (1988). Esse índice tem o objetivo de minimizar as possíveis diferenças causadas pelas particularidades de cada espécie. Assim, a porcentagem observada foi corrigida de acordo com rugosidade através do índice de correção (i), conforme a Tabela 2.

Tabela 2. Índice de correção (i) de acordo com a rugosidade da casca das espécies de árvores utilizadas na avaliação de líquens.

Superfície da casca	Índice de correção de acordo com a rugosidade da casca (i)
Casca lisa	90
Casca pouco áspera	110
Casca com rugosidade	155
Casca rugosa	250
Casca muito rugosa	300

Fonte: TROPpMAIR, 1988.

O índice de correção de acordo com a rugosidade da casca foi padronizado pelas imagens presentes no Quadro 6.

Quadro 6. Padronização do índice de correção da rugosidade da casca a partir de fotos tiradas na área de estudo.

CASCA LISA	CASCA POUCO ÁSPERA	CASCA COM RUGOSIDADE
		
CASCA RUGOSA		CASCA MUITO RUGOSA
		

A partir daí, a porcentagem real de líquens já foi detectada e só então possibilitará determinar os níveis de poluição de cada localidade. Para o cálculo da porcentagem real de líquens presente em cada árvore estudada foi utilizada a seguinte fórmula de correção:

$$%Y = \%X \cdot 100 / i$$

Onde:

%Y = porcentagem real conforme rugosidade do tronco;

%X = porcentagem de referência (medida com o auxílio de tela plástica);

i = índice de correção de acordo com a rugosidade da casca.

Seguinte destes passos, as parcelas foram classificadas por grau de poluição dependente da média da porcentagem de líquens real contabilizados (%Y). Dessa forma, baseado em Troppmair (1988), as cinco classes foram divididas de acordo com o Quadro 7. Para posterior ilustração, cada parcela com as diferentes interfaces monitorada foi colorida por classificação resultante.

Quadro 7. Classificação das zonas de poluição.

Classe	Grau de poluição
V = 51 – 100%	Zona sem poluição
IV = 26 – 50%	Zona de poluição fraca
III = 13 – 25%	Zona de poluição média
II = 6 – 12%	Zona de poluição alta
I = 0 – 5%	Zona de poluição muito alta

Fonte. TROPMAIR, 1988.

Apesar da metodologia utilizada ter sido criada em 1977 e adaptada pelo autor em 1988, vale destacar que, esta, ainda vem sendo utilizada em trabalhos recentes de avaliação da comunidade liquênica, como em Almeida *et al.* (2017), Santos (2012), Nerasti, Pompermayer e Ferreira (2014), Zangirolami e Longo (2016) e Soares *et al.* (2016), que a utilizaram com a finalidade de quantificar líquens em determinadas regiões e relacioná-los com a qualidade do ar. Além disso, a metodologia não necessita de qualquer mão de obra específica e materiais de difícil acesso ou financeiramente inviáveis.

Como análise dos resultados da coleta, somente foi preciso o uso da tabela proposta pelo autor sobre classes (%) de poluição. A opção de abordar tal metodologia parte do princípio de que Helmut Troppmair é citado por diversos autores que abordam temas sobre geografia e meio ambiente no meio urbano. O autor possui diversos livros e artigos publicados sobre o tema e, aproximadamente, 685 citações de seus livros e artigos acadêmicos, sendo que o mais citado foi “Biogeografia e meio ambiente” seguido de “Metodologias simples para pesquisar o meio ambiente”, o qual foi retirado a metodologia proposta.

4.5 Procedimento de identificação das amostras

Para a identificação das amostras foram utilizados catálogos de imagens específicos para estudos e identificação dos talos liquênicos, pois estes são facilmente reconhecidos sendo identificados e registrados fotograficamente, evitando-se coletas do material. Ressalta-se, também, que os talos encontrados foram divididos nos três principais grupos: crostoso, fruticoso e folioso (descritos no Quadro 4, pg. 32).

Durante o processo de identificação, foram observadas as características que possuem importância taxonômica, descritas por Marcelli (2006) e seu desenvolvimento.

Segundo Nash (2008), a maior parte das espécies subtropicais e tropicais de líquens podem apresentar crescimento linear anual. Para Hill (2002), o crescimento e desenvolvimento de líquens tem como definição o aumento de sua biomassa. No entanto, a interpretação do crescimento pode se apresentar confusa, uma vez que a biomassa pode aumentar em dimensões lineares, por área ou peso.

Por isso, foi estabelecido que, no presente trabalho, devido ao tempo, não seria possível mensurar o crescimento dos líquens.

4.6 Caracterização e avaliação do entorno da Mata

A área do entorno da Mata de Santa Genebra tem uma paisagem diversificada: urbana, rural e industrial que contrastam entre si. Isso torna a mata suscetível a todo tipo de ameaça e problemas externos, causado pela proximidade com bairros, áreas de plantações e indústrias. Entretanto, apesar das ameaças, tem-se a oportunidade de melhoria do ambiente como a parceria em negócios e na área de desenvolvimento intelectual (BRASIL, 2010).

Para avaliação do entorno da mata, foi utilizada a metodologia adaptada de Fengler (2015), o qual explica que o formato dos fragmentos influencia na sua qualidade. Para isso, foram consideradas como áreas no entorno desse fragmento aquelas que estejam a uma distância de 150, 300, 500 e 1000m da borda, com o intuito de observar diferenças significativas do uso e ocupação.

Para tanto, foram gerados *buffers* com essas distâncias determinadas. Com o auxílio da malha de uso e ocupação do solo do Sistema Ambiental Paulista *DataGEO* e as imagens aéreas, foram identificados os diferentes usos e ocupações do solo no entorno da mata, ponderando também os usos de maior e menor pressão (FREITAS, 2012). No ArcGIS, por meio da ferramenta “*intersect (3d) the source layer feature*”, foram identificadas quais as classes de maior modificação presentes nas faixas da área do entorno do fragmento.

As faixas foram, então, classificadas de acordo com Chaves e Santos (2009) e adaptado por Leite (2020) em 5 grupos, de acordo com a intensidade de modificação da paisagem natural, conforme Tabela 3.

Tabela 3. Reclassificação do uso e ocupação do entorno.

Classes de uso e ocupação do solo da UGRHI-5 (Nível-II)	Equivalente a classificação de Chaves e Santos, 2009	Classe
Mata	Paisagens naturais ou quase naturais, com baixíssimo grau de uso e ocupação do entorno, como mata ou cerrado nativo	Classe 0: Paisagem não modificada
Área úmida Campo natural Reflorestamento	Vegetação natural com pequena modificação, baixo grau de uso e ocupação do entorno	Classe 1: Pequena modificação na paisagem
Espaço verde urbano Pastagem	Áreas de transição, com médio grau de uso e ocupação do solo, tais como parques e pastagens plantadas	Classe 2: Modificação média na paisagem
Cultura perene Cultura semiperene Cultura temporária	Alta modificação da paisagem natural e alto grau de uso e ocupação do solo; caracterizado pelas áreas desmatadas, ruas de terra e pomares	Classe 3: Alta modificação na paisagem
Área edificada Grande equipamento Loteamento Solo exposto Afloramento rochoso Extração mineral	Áreas completamente modificadas, com altíssimo grau de uso e ocupação do solo, como: solo exposto, áreas degradadas, ruas pavimentadas, edificações, etc...	Classe 4: Modificação muito alta na paisagem

Fonte. CHAVES; SANTOS, 2009; LEITE, 2020.

4.6.1 Monitoramento da qualidade do ar

Para comparar os dados obtidos do entorno, foram utilizados relatórios disponibilizados pela agência do Governo do Estado responsável pelo controle, fiscalização, monitoramento e licenciamento de atividades geradoras de poluição da qualidade do ar, mais conhecida como CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo). Como avaliação das concentrações, a CETESB propõe índices de qualidade do ar, como no Quadro 8, as quais são os mesmos níveis de poluição da metodologia de biomonitoramento com líquens de Troppmair (1988).

Quadro 8. Índice de qualidade do ar.

Índice	Qualidade
< 40	Boa
41 – 80	Moderada
81 – 120	Ruim
121 – 200	Muito ruim
> 201	Péssimo

Fonte. CETESB, 2020.

Além disso, foram adicionadas informações sobre direção do vento disponíveis no CEPAGRI (Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas

Aplicadas à Agricultura) com o intuito de observar como esses poluentes chegam até a mata.

Esse levantamento, tanto de dados da CETESB quanto da CEGAGRI, ocorreu durante 1 ano (março/2019 à março/2020).

4.7. Análise de dados

Os dados obtidos foram analisados por meio das estatísticas descritivas obtendo-se a média, desvio padrão, coeficiente de variação, valor mínimo, máximo e a mediana e também uma análise de correlação entre os dados para avaliar a existência, ou não, da correlação entre as variáveis do biomonitoramento e do monitoramento convencional com as condições ambientais.

Para as análises de correlação, optou-se por utilizar a Correlação de *Pearson*, a qual indica a intensidade e direção da relação linear entre as variáveis. Para isso, utilizou-se o *valor-r* (entre -1 e 1) que, por sua vez, demonstra se a correlação teve significância no ponto de vista estatístico. O valor mais próximo de 1 indica uma relação linear positiva, ou seja, em que a variável independente aumenta de acordo com a variável dependente; valores iguais à 0 indicam que não existe relação linear entre as variáveis; e valores mais próximos de -1 indicam uma correlação inversamente proporcional entre as variáveis (MINITAB, 2019).

Para verificar se houve diferença significativa entre as medianas das bordas e interior, foi realizada análise estatística a partir do teste *Mood*. Esta análise foi feita pois os dados coletados (áreas de amostragem) não apresentaram distribuição normal. Neste teste, o *valor-p* foi analisado.

Para isso, estabeleceu-se uma hipótese nula de que as medianas foram iguais. Para rejeitar essa hipótese, foi necessário que o *valor-p* fosse menor ou igual a 0,05 (índice de confiança de 95%). Desta forma, foi possível concluir que as medianas diferem entre si, ou seja, os valores do ponto de vista estatístico são diferentes. Ao adotar um nível de significância de 0,05, o risco de concluir que existe uma diferença entre os valores quando, na verdade não existe, é de 5% de erro.

Os resultados obtidos foram representados por tabelas e gráficos de frequência (coluna) e de dispersão para avaliar as correlações estabelecidas. Além disso, as cores de classificação (quadro 7, pg. 49 e 8, pg. 51) foram adotadas como padrão para todas essas análises, onde a cor verde é a melhor e a cor roxa é a pior.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização do entorno da Mata de Santa Genebra

5.1.1 Uso e ocupação e pressões antrópicas

A mata de Santa Genebra está localizada no subdistrito de Barão Geral-Campinas/SP, sendo que urbanização do local pode ser diretamente relacionada às transformações urbanas que o município sofreu nos últimos anos. Trata-se ainda de um caso peculiar, visto que, sua urbanização foi um fenômeno recente onde o espaço consolidou-se como urbano, em um curto espaço de tempo, evidenciando alguns contrastes, como: rápido aumento na infraestrutura como em vias de circulação, instalação de grandes empresas, implantação de grande número de condomínios residenciais, etc.. Essas mudanças podem ser entendidas como cristalizações do progresso e do desenvolvimento, fruto do avanço da lógica capitalista sobre as cidades (RIBEIRO, 2005). A relevância para análise desse sítio se dá, pois nele localiza-se o maior patrimônio natural tombado do município de Campinas, a Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) Mata de Santa Genebra.

Essas mudanças repentinas na paisagem intensificaram ainda mais os processos de fragmentação da paisagem, resultando também em uma intensa fragmentação florestal. Segundo Metzger (2001) somente o processo de fragmentação que promove a divisão da antiga grande floresta, não afeta a manutenção dos sistemas. Os fatores que alteram esta ação, também, contemplam a forma do fragmento que é representativo, pois sugere a vulnerabilidade do fragmento a influência externa (relacionado ao efeito de borda) e seu isolamento perante a outros fragmentos, levando prejuízos ecológicos a estes ambientes (LIMA; ROCHA, 2011).

A Mata de Santa Genebra localizava-se numa região predominantemente agrícola e numa curta escala de tempo teve uma área significativa de seu entorno totalmente ocupada por bairros residenciais e áreas de plantio de monoculturas de cana-de-açúcar e milho (Figura 9).

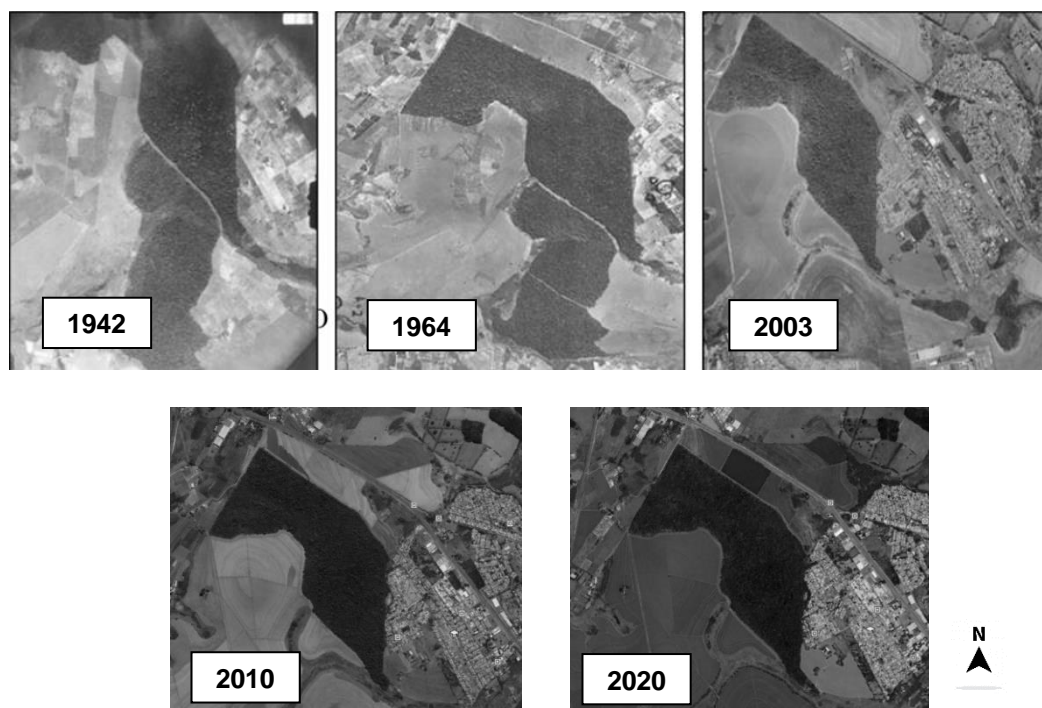


Figura 9. Evolução no espaço-tempo da Mata de Santa Genebra. **Fonte.** CISOTTO; VITTE, 2010, adaptado com *Google Earth*, 2020.

Observando essa evolução na Figura 9, é nítido que existem poucas áreas verdes ao seu redor. A presença delas, não só melhoraria a qualidade ambiental da mata, como também promoveria a conectividade de fragmentos. Sem essa conectividade, o fluxo gênico de espécies seria comprometido. No entanto, Leite (2020) classifica a Mata de Santa Genebra como “sim”, ou seja, possível de se estabelecer corredores ecológicos à fim de cooperar com a interação das espécies.

A criação de corredores ecológicos é considerada uma possível estratégia para minimizar o impacto da fragmentação, aumentando assim a conectividade entre os fragmentos na paisagem. Visto que esses remanescentes de vegetação unem áreas que possivelmente já foram conectadas um dia, permitindo, então, a percolação de organismos (PARMIGIANI; SAN SOLO, 2017).

No entanto, a implantação destes corredores depende de vários fatores. No geral, a melhor forma de colocá-los em prática é através de um estudo preliminar da área de estudo, assim como suas condições ecológicas, a fauna e a flora, a geologia do terreno, entre outros. Ainda, a existência de propriedades privadas entre os fragmentos pode gerar dificuldades na implantação, pois passa a depender de decisões individuais e/ou políticas que podem ser demoradas (GARCIA *et al.*, 2018).

Num trabalho realizado por Lopes e Longo (2020) na mesma área de estudo, foi concluído, de forma mais profunda que o abordado por Leite (2020) através de

uma matriz de impacto, que os fragmentos que compõe os corredores ecológicos da Mata de Santa Genebra sofrem pressões antrópicas, tanto rurais quanto urbanas, de forma que a sustentabilidade do local seja prejudicada, ocasionando um desequilíbrio ecológico drástico e maximizando o desaparecimento de espécies de fauna e flora.

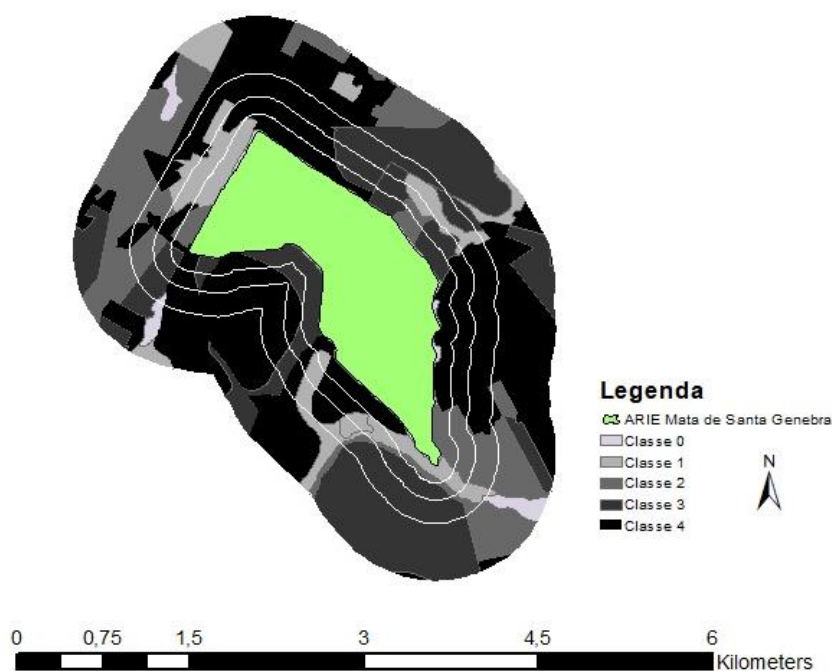
As áreas do entorno foram classificadas desde a classe 0 (área não modificada) até classe 4 (área com modificação muito alta), conforme Chaves e Santos (2009) e Leite (2020), num raio máximo de 1000m. A Tabela 4 apresentou a classificação, juntamente com o percentual de área por classe.

Tabela 4. Classificação do entorno da Mata de Santa Genebra e suas respectivas áreas.

Classificação	Área (ha)	%
Classe 0	258,70	20,96
Classe 1	105,92	8,58
Classe 2	193,68	15,69
Classe 3	315,98	25,60
Classe 4	360,13	29,17
Total	1.234,41	100,00

Onde: Classe 0: Paisagem não modificada, Classe 1: Pequena modificação na paisagem, Classe 2: Modificação média na paisagem, Classe 3: Alta modificação paisagem, Classe 4: Modificação muito alta na paisagem.

O mapa de uso e ocupação do entorno (Figura 10) apresentou as classificações e os raios de 150, 300, 500 e 1000m.



Onde: Classe 0: Paisagem não modificada, Classe 1: Pequena modificação na paisagem, Classe 2: Modificação média na paisagem, Classe 3: Alta modificação paisagem, Classe 4: Modificação muito alta na paisagem.

Figura 10. Classificação das áreas de entorno da Mata de Santa Genebra.

Como pode-se observar na Figura 10, ocorreu a predominância de distintas classes de uso e ocupação, distribuídos, conforme apresentado na Tabela 4. O percentual da classe 4 foi o maior (29,17%) em todas as faixas analisada dentre as outras classes e, a Classe 1 foi a menor (8,58%). Essa modificação ocorreu principalmente, em função do acelerado crescimento populacional da região, decorrente da própria expansão do município de Campinas, que fez surgir nesses bairros novas ocupações residenciais e estimulou o estabelecimento de pequenos agricultores, daí sucessivos loteamentos e a rápida humanização da paisagem (OLIVEIRA, 2001).

A mata sofre com este crescimento urbano gerando os mais variados tipos de problemas, como a entrada de animais silvestres nas residências, impermeabilização do solo, entrada de animais domésticos na mata, poluição sonora, poluição do ar e entrada de pessoas estranhas no local. Além disso, em busca de trabalho, várias famílias de baixa renda se instalaram no entorno mais próximo dessa unidade de conservação, em residências precárias, sem planejamento, em forma de invasão (BRASIL, 2010).

A área urbana corresponde a um terço do perímetro do entorno da mata, e encontra-se sob a pressão do crescimento populacional e da ocupação urbana. Esta comunidade está inserida nos seguintes bairros: Real Parque, Novo Parque Real, Recanto dos Pássaros, Bosque de Barão, Terra Nova, Parque Ceasa e São Gonçalo (BAPTISTA, 2015).

Nos plantios de cana-de-açúcar e de hortaliças vários agricultores utilizam defensivos agrícolas para proteger seus cultivos contra pragas, apesar da Resolução Municipal no 65, de 04 de agosto de 2006, em seu artigo 5º, inciso I, determinar a proibição do uso de agrotóxicos de qualquer natureza na faixa de 300m ao redor da mata toda. Estes produtos invariavelmente contaminam as nascentes, colocando em risco a qualidade da água e a vida de todos os organismos que dependem dela para sobreviver (BRASIL, 2010).

A área industrial conta com a presença de empreendimentos de diversos portes e diferentes impactos ambientais. No entorno imediato da mata estão comércios atacadistas, metalúrgicas de pequeno porte, empresas de telemarketing, distribuidoras de produtos, processadoras de minérios, fabricantes de adubos, entre outras. Vale destacar que nas proximidades encontram-se empresas de grande porte e altamente poluidoras como: indústrias químicas, petrolíferas e agropecuárias, além de empresas distribuidoras de combustíveis (BRASIL, 2010).

A menos de 500 metros da mata localizam-se duas importantes rodovias de acesso aos polos industrial e petroquímico das Cidades de Campinas e Paulínia e que funcionam como importantes rotas para o transporte de matérias-primas e escoamento de produtos processados: a Rodovia SP-065 (Rodovia Dom Pedro I) e a Rodovia SP-332 (Rodovia General Milton Tavares de Souza) (BRASIL, 2010).

É evidente que esta área de estudo possui inúmeras particularidades e interesses em torno de sua proteção e preservação. Apenas em um ambiente específico, como o distrito de Barão Geraldo, um fragmento como esse pôde ser preservado, se tornando exceção. Atualmente, pela atuação do mercado imobiliário, recebe alto valor econômico, pois promove a alteração da qualidade de vida da população que vive na área de entorno desse fragmento. O mercado aproveita-se dessa particularidade e o refuncionaliza transformando uma região praticamente rural, anteriormente considerada muito distante do centro, sem infraestrutura e violento, em área com um mercado de imóveis específico para condomínios fechados de alto-padrão (CISOTTO; VITTE, 2010).

Com esse desenvolvimento da sociedade e o adensamento populacional sem um planejamento ambiental adequado, a mata tem sido exposta a perturbações antrópicas menos comuns, como: poluição hídrica, poluição atmosférica, queimadas e caça, mais frequentes do que no meio rural, alterações no nível do lençol freático local e também alterações climáticas (BAPTISTA, 2015).

Outro fator que pode aumentar a vulnerabilidade de um fragmento florestal é o índice de circularidade (IC). Esse índice está associado à forma do fragmento e visa identificar o grau de proximidade do formato do remanescente com o de uma circunferência, já que é a forma na qual há uma minimização da área de borda em relação à área total, reduzindo assim os efeitos de borda (LEITE, 2020).

Leite (2020) analisando a qualidade ambiental dos remanescentes florestais de Campinas, SP, calculou o IC e classificou os fragmentos em formatos alongados, moderadamente alongados e arredondados (NASCIMENTO *et al.*, 2010). Desta forma, quando mais próximo a 1 o índice estiver, mais circular é o remanescente; por outro lado, índices distantes de 1 representam fragmentos de formato mais alongado, nos quais maior é a proximidade entre a área central e as bordas e, por fim, maior a sua vulnerabilidade (ETTO *et al.*, 2013; FENGLER *et al.*, 2015). No caso da Mata de Santa Genebra, o índice de circularidade ficou entre 0,65 – 0,85, ou seja, o fragmento apresentou formato moderadamente alongado (LEITE, 2020). Tal resultado indica que essa Unidade de Conservação (UC) se encontra, então, na classificação média de vulnerabilidade a partir do IC.

Não há como categorizar ou elencar quais aspectos do entorno são mais ou menos impactantes para a mata, pois todos são preocupantes e trazem algum tipo de prejuízo. Apesar disso, Leite (2020) ressaltou que o conjunto de análises referentes à qualidade ambiental de remanescentes florestais do Ribeirão Anhumas, classificou a Mata de Santa Genebra como “Qualidade ambiental muito alta”. No entanto, o rápido crescimento urbano compromete a este fragmento sendo necessária a implementação de políticas públicas voltadas a conservação e preservação da área de entorno, visando minimizar as pressões antrópicas.

Assim, para que haja uma gestão eficiente é necessário que haja um planejamento eficaz. Anteriormente à elaboração do Plano de Manejo, o planejamento da UC era anual, impedindo o acompanhamento dos programas e de seus resultados em longo prazo. O planejamento atual da mata está contemplado no Plano de Manejo, com uma duração prevista de 5 anos. Após este período é

necessário que se tenha uma revisão da eficácia do documento e sua implantação, possibilitando a manutenção e melhoria dos programas, e implantação de novas ações (BRASIL, 2010).

5.1.2 Qualidade do ar e velocidade dos ventos

Como observado por diversos autores, o monitoramento da qualidade do ar utilizando bioindicadores só é eficiente quando comparado aos monitoramentos convencionais já existentes (CALISTO; GONÇALVES; MORENO, 2018; PRESTES; VINCENCI, 2019).

Nesse sentido, foram coletadas concentrações diárias de poluentes monitorados pela estação da CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo) localizada no Taquaral (Parque Portugal), sendo a estação mais próxima da mata, além de dados de direção do vento pela CEPAGRI. No mapa da Figura 11 é demonstrado as localizações desses pontos em relação à mata e suas respectivas distâncias.

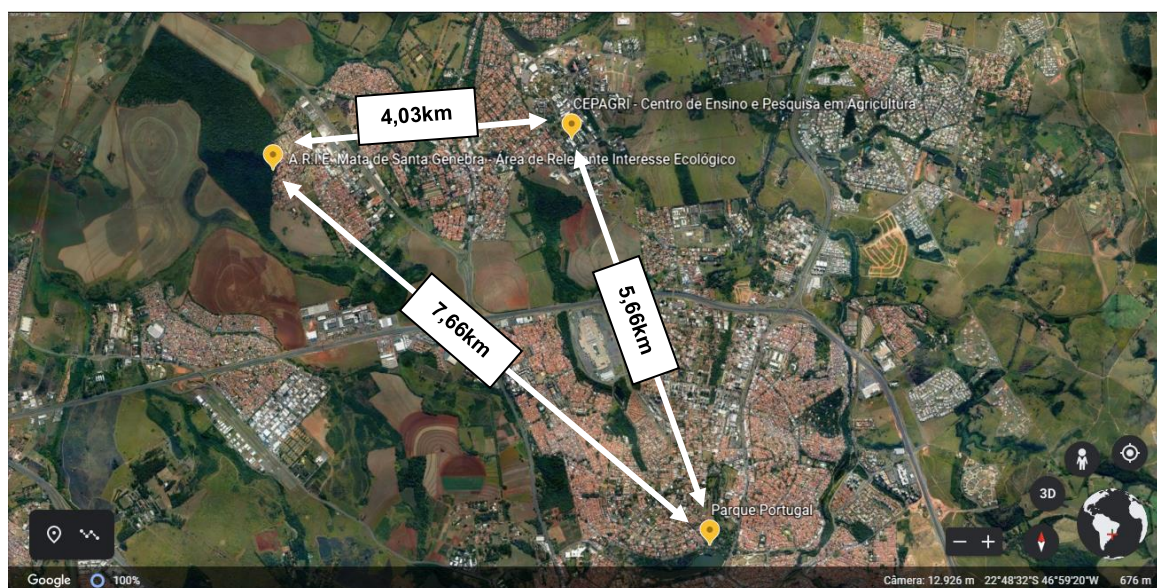


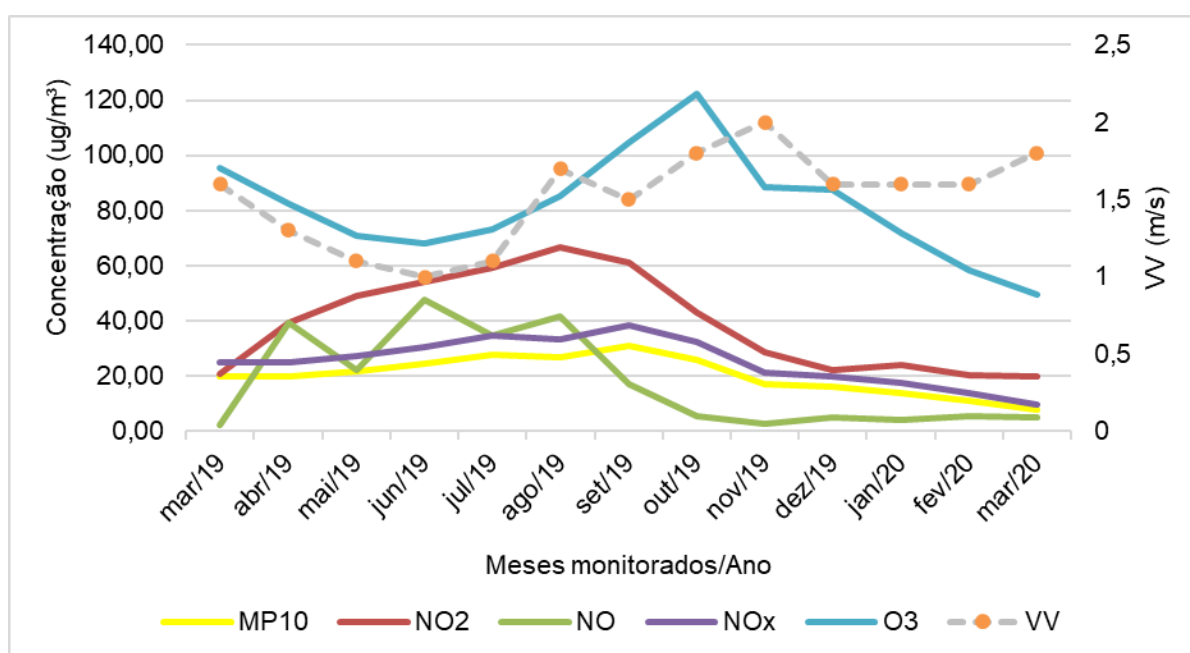
Figura 11. Locais dos pontos de monitoramento e distâncias entre si. *GOOGLE EARTH*, 2020.

Conforme Figura 11, a maior distância dos pontos monitorados estão entre a mata e o ponto da CETESB e menor foi entre o ponto da CEPAGRI, localizado na Universidade de Campinas (UNICAMP) que, por sua vez, também se encontra em Barão Geraldo.

A estação de monitoramento da CETESB mede apenas concentrações de Partículas Inaláveis (MP_{10}), Dióxido de Nitrogênio (NO_2), Óxidos de Nitrogênio (NO_x), Monóxido de Nitrogênio (NO) e Ozônio (O_3). A partir desses valores, o Gráfico 1 demonstra como as concentrações desses poluentes evoluíram ao longo de 1 ano (mar/2019 à mar/2020).

Como, segundo Damilano (2006), os níveis de concentrações são influenciados pela velocidade do vento, foi possível obter esses dados a partir de relatórios de médias mensais disponibilizados pela CEPAGRI (Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura) entre março/2019 à março/2020. Assim, o Gráfico 1 também demonstra o conjunto dos dados descritos acima.

Gráfico 1. Médias mensais de concentrações de poluentes e velocidade do vento entre março/2019 à março/2020.



Onde: MP_{10} = Materiais Inaláveis; NO = Monóxido de Nitrogênio; NO_2 = Dióxido de Nitrogênio; NO_x = Óxido de Nitrogênio; O_3 = Ozônio.

Fonte. CETESB, 2019 e 2020; CEPAGRI, 2019 e 2020.

A Tabela 5 apresentou o Índice de Qualidade do Ar proposto pela CETESB, classificado por cores (de acordo com o Quadro 8, pg. 51), dos meses monitorados.

Tabela 5. Índice de qualidade do ar.

Mês/Ano	Poluentes (ug/m ³)				
	MP10	NO ₂	NO	NO _x	O ₃
mar/19	19,83	20,67	2,33	24,79	95,67
abr/19	19,77	39,10	39,10	24,71	82,43
mai/19	21,71	48,97	22,16	27,14	71,00
jun/19	24,57	54,00	47,47	30,71	67,97
jul/19	27,61	59,45	34,68	34,52	73,26
ago/19	26,65	66,50	41,60	33,32	85,22
set/19	30,79	60,94	17,18	38,49	104,79
out/19	26,07	43,10	5,23	32,58	122,16
nov/19	16,83	28,48	2,72	21,04	88,63
dez/19	15,90	22,14	5,10	19,87	87,67
jan/20	13,90	23,80	4,13	17,38	71,73
fev/20	11,18	20,48	5,44	13,97	58,33
mar/20	7,85	19,87	5,22	9,81	49,33

Onde: MP₁₀ = Materiais Inaláveis; NO = Monóxido de Nitrogênio; NO₂ = Dióxido de Nitrogênio; NO_x = Óxido de Nitrogênio; O₃ = Ozônio.

Fonte. CETESB, 2019 e 2020.

De acordo com o Gráfico 1 e com a Tabela 2 pode-se observar uma maior concentração de ozônio em todos os meses, quando comparado aos outros poluentes monitorados. No fim do verão (março/2019) e no começo da primavera (setembro/2019) foram observados os maiores valores de concentração desse poluente. Isso ocorreu, provavelmente, em função de que nos períodos mais ensolarados, como é o caso da primavera e do verão, onde houve uma tendência de aumento da concentração por ser este um poluente secundário e que dependente da intensidade de luz (CETESB, 2013; USEPA, 2014; DAMILANO, 2006).

O ozônio é um gás que apresenta funções diversas conforme a altitude em que se encontra. Na troposfera comporta-se como um gás tóxico proveniente dos escapamentos dos automóveis e da poluição industrial que, em altas concentrações, é prejudicial aos seres vivos e ao homem em particular (CETESB, 2013). Estudos recentes indicam que este poluente causa irritação nos olhos, no nariz e na garganta, leva ao envelhecimento precoce da pele, causa tosse, dor de cabeça, náuseas, cansaço, diminui a resistência a infecções, agrava doenças respiratórias e pode estar relacionado ao câncer de pulmão (PEREIRA, 2006).

De acordo com o apontado por Souza *et al.* (2018), por ser um poluente fotoquímico, o ozônio também teve uma correlação significativa com a radiação solar e a temperatura. Essas relações de ozônio também foram descritas nos estudos de

Pudasainee *et al.* (2006) e Teixeira *et al.* (2009). Além disso, os resultados do estudo de Souza *et al.* (2018) indicaram a influência dos processos fotoquímicos neste poluente em áreas urbanas (Han *et al.*, 2011).

Analisando as concentrações dos poluentes monitorados, observou-se, também, que o pico de maior concentração se deu entre os meses de junho/2019 e outubro/2019, onde a velocidade do vento foi menor. No mês de novembro/2019, onde a velocidade do vento atingiu seu maior pico, as concentrações começaram a diminuir e assim permaneceu até março/2020.

Com o intuito de observar como esses poluentes chegam na mata e como poderiam influenciar na qualidade ambiental na mata, foi elaborado, junto à CEPAGRI, um gráfico de Rosa dos Ventos (Figura 12). Este gráfico apresentou os seguintes parâmetros: direção, frequência e velocidade do vento.

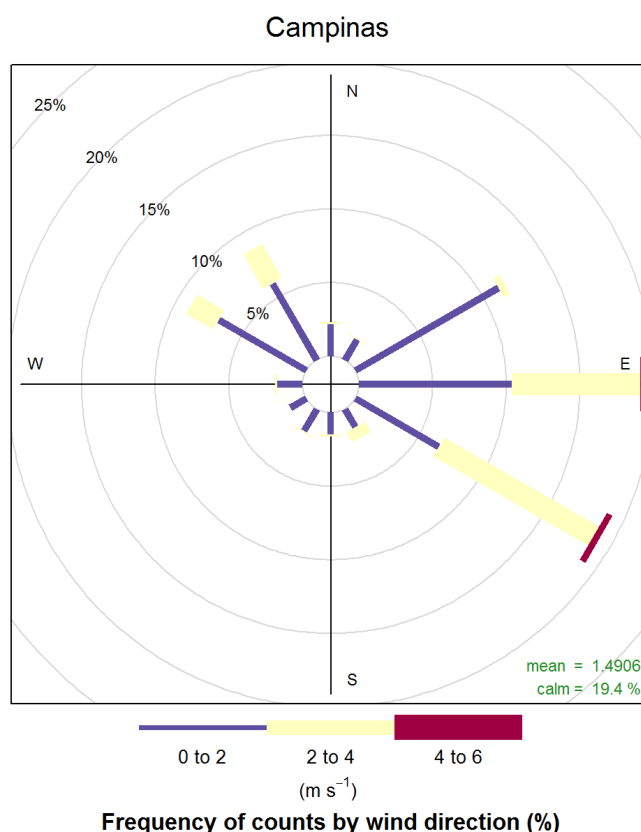


Figura 12. Rosa dos Ventos referente à março/2019 à março/2020. **Fonte.** CEPAGRI, 2019/2020.

O centro do gráfico (círculo branco) representou o posicionamento da estação, ou seja, os ventos foram detectados neste ponto. O tamanho desse círculo representou, também, a quantidade de ventos calmos registrados: quanto maior o

círculo, maior a frequência de calmaria. Neste caso, 19,4% dos ventos apresentaram-se como calmos conforme legenda localizada à direita do gráfico.

O tamanho das barras (pétalas), representaram a direção de origem do vento, sendo o tamanho destas barras indicativo da frequência dos ventos oriundos desta direção. Já as cores das barras (pétalas) foram indicativas da velocidade do vento, sendo a legenda localizada abaixo do gráfico. De acordo com a Figura 12, a frequência de direção dos ventos prevaleceu oriunda da região Leste e Sudeste, sendo, esta última, a que apresentou maior velocidade do vento no ano monitorado.

Segundo o Plano de Manejo da Mata de 2010, os ventos apresentam a direção predominante de sudeste, isto é, ventos provenientes de SE e uma tendência a valores mais elevados de velocidade ($2,7 \text{ m.s}^{-1}$) durante os meses de setembro, outubro e novembro (BRASIL, 2010).

5.2 Caracterização das áreas de borda da Mata de Santa Genebra em relação ao microclima

Na Tabela 6 foram apresentados os dados de temperatura do ar ($T_{ar}^{\circ}\text{C}$) juntamente com a estatística contendo: a parcela monitorada (testemunho, interface com a estrada, interface com a área compactada e interface com a área rural), a estação do ano (verão, outono, inverno e primavera), o número de amostras (N), a média, o desvio padrão, o coeficiente de variação, os valores mínimos, mediados e máximos.

A análise dos dados de temperatura do ar demonstrou que os maiores ocorreram na parcela que fez interface com a área compactada no entorno durante os períodos de inverno ($30,2 \pm 0,64^{\circ}\text{C}$) e da primavera ($29,9 \pm 0,46^{\circ}\text{C}$). Neste caso, não houve variação significativa entre as duas estações do ano. Por outro lado, a menor temperatura ocorreu no outono na parcela testemunho ($12^{\circ}\text{C} \pm 0,00^{\circ}$), ou seja, no centro da mata. Com relação à variação dos dados obtidos, foi observado que o maior coeficiente de variação encontrado ocorreu na interface rural no inverno (4,65%), enquanto que houve variação nula no ponto testemunho nas quatro épocas do ano.

Tabela 6. Estatística descritiva da temperatura do ar (março à dezembro de 2019).

Temperatura do Ar (Tar °C)								
<i>Parcela (Interfaces)</i>	<i>Coleta</i>	<i>N</i>	<i>Média</i>	<i>DesvPad</i>	<i>CoefVar (%)</i>	<i>Mínimo</i>	<i>Mediano</i>	<i>Máximo</i>
Testemunho	Verão*	3	23,90	0,00	0,00	23,90	23,90	23,90
	Outono	3	12,00	0,00	0,00	12,00	12,00	12,00
	Inverno	3	28,20	0,00	0,00	28,20	28,20	28,20
	Primavera	3	29,10	0,00	0,00	29,10	29,10	29,10
Estrada	Verão*	6	24,58	0,28	0,01	24,30	24,60	24,90
	Outono	6	25,10	0,19	0,74	24,90	25,05	25,30
	Inverno	6	28,60	0,62	2,17	28,00	28,65	29,20
	Primavera	6	28,80	0,44	1,52	28,40	28,80	29,20
Compactada	Verão*	6	25,28	0,31	0,01	25,00	25,25	25,60
	Outono	6	22,50	0,16	0,73	22,30	22,45	22,60
	Inverno	6	29,60	0,64	2,16	29,00	29,65	30,20
	Primavera	6	29,50	0,46	1,56	29,00	29,45	29,90
Rural	Verão*	6	25,15	0,43	0,02	24,70	25,10	25,60
	Outono	6	22,30	0,16	0,74	22,10	22,25	22,40
	Inverno	6	27,90	1,30	4,65	26,60	27,85	29,10
	Primavera	6	29,10	0,19	0,64	28,90	29,15	29,30
Urbana	Verão*	6	25,92	0,53	0,02	25,30	25,95	26,40
	Outono	6	26,00	0,05	0,21	25,90	25,95	26,00
	Inverno	6	29,60	0,08	0,28	29,50	29,65	29,70
	Primavera	6	29,50	0,53	1,80	29,00	29,55	30,00

Onde: *N* = Número de amostras, *DesvPad* = Desvio padrão, *CoefVar (%)* = Coeficiente de variação; *Mínimo*, *mediano* e *máximo* = valores mínimos, mediados e máximos.

*Dados disponibilizados por Lucon (2020, no prelo).

Na Tabela 7 foram apresentados os resultados obtidos para a umidade relativa do ar (Ur%) juntamente com a estatística descritiva contendo: a parcela monitorada (testemunho, interface com a estrada, interface com a área compactada e interface com a área rural), a estação do ano (verão, outono, inverno e primavera), o número de amostras (*N*), a média, o desvio padrão, o coeficiente de variação, os valores mínimos, mediados e máximos.

Pela análise dos dados, pode-se observar que a umidade relativa do ar, tanto valores máximos ($72,20 \pm 0,46\%$) quanto mínimos ($47 \pm 0,64\%$), ocorreram na interface com a área compactada nos períodos da primavera e do inverno, respectivamente. A parcela localizada na interface com a área urbana apresentou valor mínimo de umidade ($47 \pm 0,08\%$) similar, também, no período de inverno. De modo geral, pode-se observar que o menor coeficiente de variação (nulo) ocorreu na parcela testemunho em todas as estações do ano coletadas. A maior variação de

dados ocorreu na interface com a área rural, também no inverno, sendo observada uma variação de, aproximadamente, 10,73%.

Tabela 7. Estatística descritiva da umidade relativa (março à dezembro de 2019).

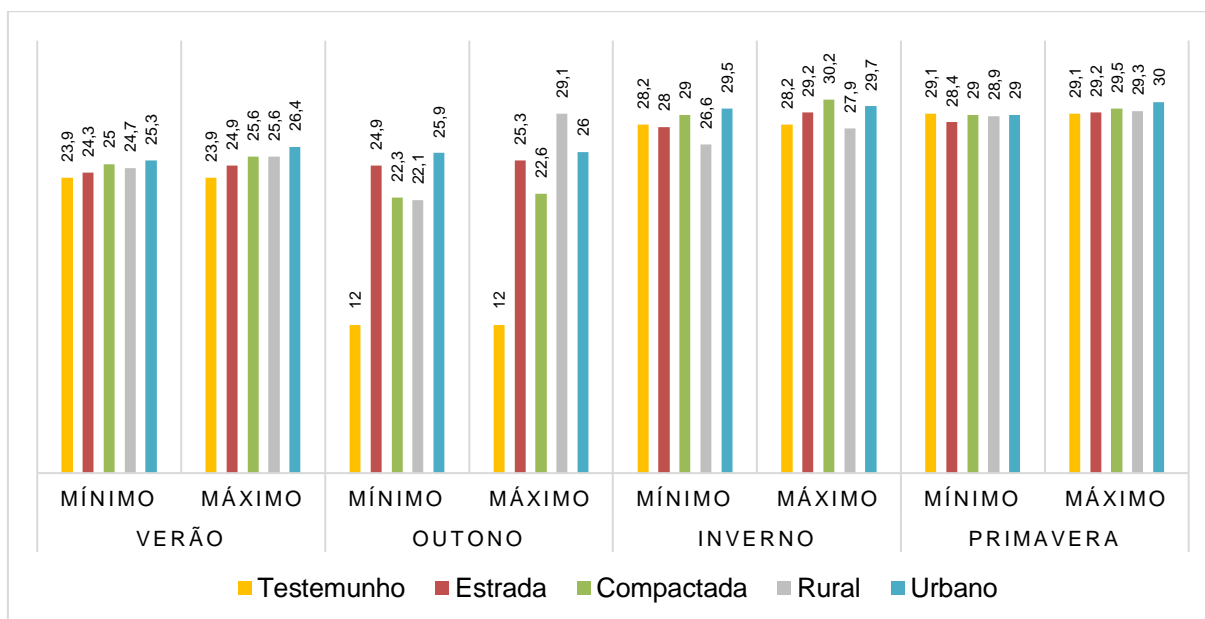
Umidade Relativa (Ur %)								
<i>Parcela (Interfaces)</i>	<i>Coleta</i>	<i>N</i>	<i>Média</i>	<i>DesvPad</i>	<i>CoefVar (%)</i>	<i>Mínimo</i>	<i>Mediano</i>	<i>Máximo</i>
Testemunho	Verão*	3	62,00	0,00	0,00	62,00	62,00	62,00
	Outono	3	68,00	0,00	0,00	68,00	68,00	68,00
	Inverno	3	60,00	0,00	0,00	60,00	60,00	60,00
	Primavera	3	68,00	0,00	0,00	68,00	68,00	68,00
Estrada	Verão*	6	52,93	1,03	0,02	52,00	52,85	54,00
	Outono	6	56,60	0,64	1,13	56,00	56,55	57,20
	Inverno	6	49,60	1,73	3,50	48,00	49,55	57,20
	Primavera	6	71,60	0,57	0,79	71,00	71,55	72,10
Compactada	Verão*	6	52,38	1,60	0,03	50,80	52,25	54,00
	Outono	6	64,90	0,23	0,35	64,60	64,85	65,10
	Inverno	6	50,20	3,38	6,74	47,00	50,10	53,50
	Primavera	6	71,10	1,08	1,52	70,00	71,10	72,20
Rural	Verão*	6	51,52	2,69	0,05	49,00	51,55	54,00
	Outono	6	63,00	0,99	1,56	62,10	63,00	63,90
	Inverno	6	56,50	6,06	10,73	51,00	56,50	62,10
	Primavera	6	61,00	2,19	3,59	59,00	61,00	63,00
Urbana	Verão*	6	50,57	1,68	0,03	49,00	50,55	52,30
	Outono	6	58,90	0,11	0,19	58,80	58,90	59,00
	Inverno	6	48,00	1,10	2,28	47,00	48,00	49,00
	Primavera	6	70,40	0,62	0,88	69,80	70,45	71,00

Onde: *N* = Número de amostras, *DesvPad* = Desvio padrão, *CoefVar (%)* = Coeficiente de variação; *Mínimo*, *mediano* e *máximo* = valores mínimos, medidos e máximos.

*Dados disponibilizados por Lucon (2020, no prelo).

Assim como abordado por Santos *et al.* (2017) e por Martine e Biondi (2015), em fragmentos de florestas se encontram os maiores valores de umidade relativa e os menores valores de temperatura do ar.

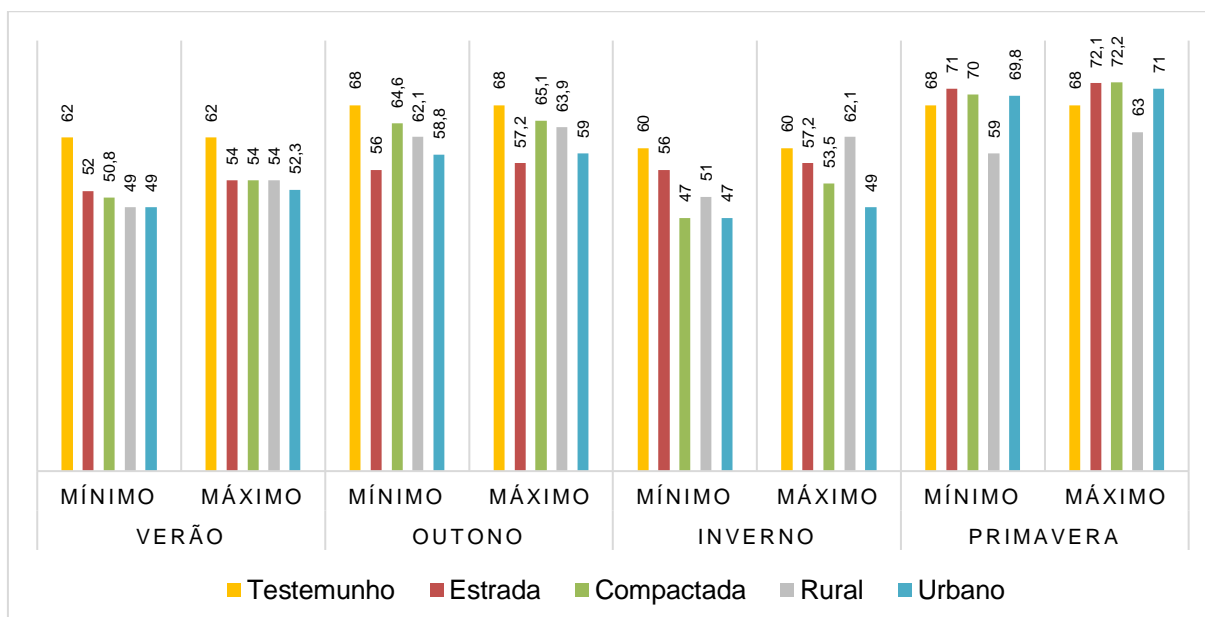
Neste sentido, os Gráficos 2 e 3 apresentam os valores máximos e mínimos de temperatura do ar e umidade relativa, respectivamente.

Gráfico 2. Valores máximos e mínimos de temperatura do ar (Tar °C).

Onde: Testemunho = Ponto central do fragmento; Estrada = Parcela com a interface com a estrada; Compactada = Parcela com interface com área compactada; Rural = Parcela com interface com a área rural; Urbano = Parcela com interface com a área urbana.

De modo geral, observou-se que o maior valor máximo (30,20°C) foi observado na interface com a área compactada no inverno. Em contrapartida, a interface central (testemunho) teve a menor máxima no outono com 12 ± 0,00°C. Na primavera os dados apresentaram maior semelhança em todas as parcelas, enquanto que no outono ocorreu uma variação devido, principalmente, a diferença de temperatura com interface testemunho (12°C). Com exceção da interface com área rural no inverno, a parcela central foi a que apresentou menor temperatura em todas as estações, sendo 23,9°C, 12°C, 28,2°C e 29,1°C, respectivamente.

De maneira geral, pode-se observar que a área central (testemunho) apresentou valor mínimo de 12°C no outono, sendo o menor valor quando comparado às outras interfaces. Em contrapartida, apresentou maior na primavera (29°C), porém, de uma forma similar as interfaces com área compactada, rural e urbana. Em relação a amplitude térmica, pode-se dizer que a maior, para temperatura do ar, foi de 18,2°C e se deu entre a primavera e o outono, entre os pontos com área compactada e testemunho, respectivamente.

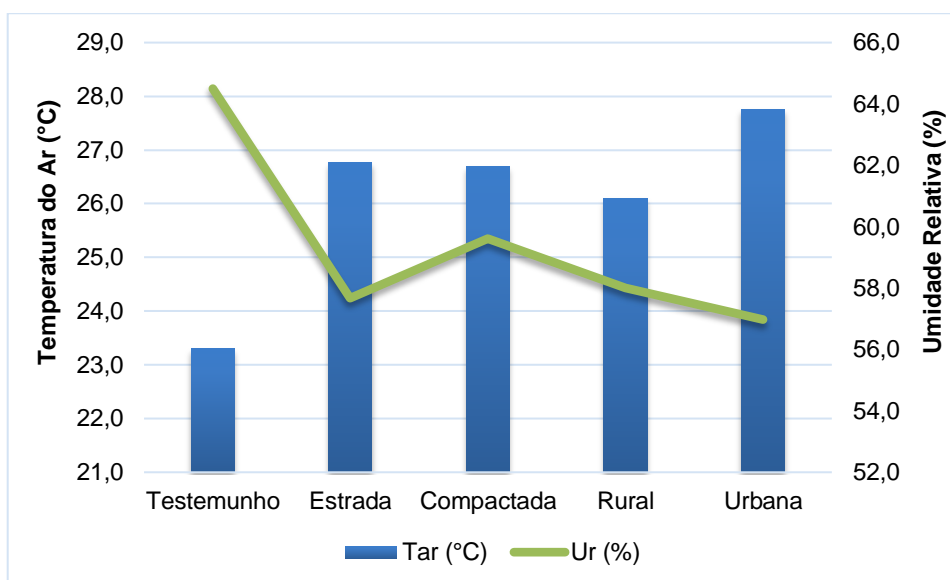
Gráfico 3. Valores máximos e mínimos de umidade relativa (Ur %).

Onde: *Testemunho* = Ponto central do fragmento; *Estrada* = Parcela com a interface com a estrada; *Compactada* = Parcela com interface com área compactada; *Rural* = Parcela com interface com a área rural; *Urbano* = Parcela com interface com a área urbana.

Assim como o Gráfico 2, na primavera também foi onde ocorreu maior semelhança de dados de umidade relativa. Além disso, foi observado que os maiores valores de umidade ocorreram, também, na primavera em todas as interfaces monitoradas, obtendo 68%, 72,1%, 72,2% e 71%, com exceção da interface rural (63,9%). Em contrapartida, os menores valores máximos de umidade relativa ocorreram no inverno (estação do ano que é considerada época de seca), destacando a interface com área urbana como a “menos úmida” dentre todas as parcelas com, apenas 49% de umidade.

Com relação aos valores mínimos de umidade relativa coletados (Gráfico 3), as interfaces com área compactada e urbana apresentaram valor mínimo igual (47%) no inverno, sendo este o menor valor mínimo de dados. Enquanto isso, a interface com estrada apresentou essa igualdade de valor mínimo dos dados no outono e no inverno (56%) assim como se mostrou como o local que teve o maior valor mínimo da análise (71%). Já sobre a maior amplitude térmica da umidade relativa, obteve-se 25,2% e ocorreu entre a interface com área compactada na primavera e no inverno.

O Gráfico 4 apresenta a média de umidade relativa e temperatura do ar por interface monitorada, com o intuito de observar qual interface se mostrou mais ou menos úmida e mais fria ou mais quente.

Gráfico 4. Média de Tar (°C) e Ur (%) por interface monitorada.

Onde: Testemunho = Ponto central do fragmento; Estrada = Parcela com a interface com a estrada; Compactada = Parcela com interface com área compactada; Rural = Parcela com interface com a área rural; Urbano = Parcela com interface com a área urbana.

De maneira geral pode-se observar que a média de temperatura do ar apresentou-se inversamente proporcional a de umidade relativa, ou seja, quanto maior o Tar (°C) menor a Ur (%), sendo que no ponto testemunho observou-se maior média de umidade (68%) e menor temperatura (23,10°C). Enquanto que na parcela com interface urbana apresentou maior temperatura (28,40°C) e menor umidade (59,11%). Dacanal (2011) observou a redução dos valores de temperatura do ar e aumento da umidade relativa diante do aumento da cobertura vegetal, com formação de ilhas de frescor em meio a grandes ilhas de calor. O autor notou, também que, ao contrário disso, existe redução deste efeito em locais com ruas de tráfego intenso devido a geração de calor que é proporcionado.

Gheno, França e Maitelli (2012) ressaltaram a ligação entre as variações climáticas com a forma de uso e ocupação do solo, pois as construções, a ausência de áreas verdes, o excesso de pavimentação e o grande fluxo de veículos contribuem para a retenção do calor e redução da umidade do ar. Além disso, os padrões de temperatura e umidade são influenciados pelo grau de exposição à radiação solar e a ação dos ventos (MENDES, 2008).

Considerando que a mata é pertencente a categoria de Floresta Semidecidual interiorana, ou seja, perde suas folhas no inverno e se enche delas no verão (BRASIL, 2010), o Índice de Área Foliar (IAF) foi medido somente nessas estações.

Neste sentido, juntamente com Lucon (2020, no prelo), obteve-se os seguintes dados de IAF geral de cada parcela, apresentados na Tabela 8.

Tabela 8. Estatística descritiva do IAF nas parcelas de monitoramento.

Índice de Área Foliar (IAF m ² /m ²)								
Coleta	N	Parcela	Média	DesvPad	CoefVar (%)	Mínimo	Mediano	Máximo
Verão*	3	Testemunho	1,83	0,11	5,87	1,71	1,87	1,92
	6	Estrada	1,07	0,11	9,79	0,91	1,06	1,27
	6	Compactada	1,59	0,22	14,03	1,26	1,52	1,90
	6	Rural	1,87	0,63	33,54	0,97	2,11	2,61
	6	Urbana	1,42	0,12	8,48	1,19	1,43	1,56
Inverno	3	Testemunho	1,49	0,09	5,76	1,41	1,48	1,58
	6	Estrada	1,01	0,13	12,38	0,78	1,01	1,25
	6	Compactada	1,33	0,30	22,24	0,80	1,42	1,68
	6	Rural	1,87	0,64	34,43	0,94	2,12	2,63
	6	Urbana	1,35	0,11	8,28	1,10	1,36	1,51

Onde: N = Número de amostras, DesvPad = Desvio padrão, CoefVar (%) = Coeficiente de variação; Mínimo, mediano e máximo = valores mínimos, mediados e máximos; Testemunho = Ponto central do fragmento; Estrada = Parcela com a interface com a estrada; Compactada = Parcela com interface com área compactada; Rural = Parcela com interface com a área rural; Urbano = Parcela com interface com a área urbana.

*Dados disponibilizados por Lucon (2020, no prelo).

Fonte. LUCON, 2020, no prelo, adaptado pelo autor.

A partir da análise dos dados da tabela 8, observou-se que os valores médios de IAF foram maiores na parcela com interface com área rural tanto no inverno, quanto no verão (1,8 m²/m²). Ao contrário disso, o menor IAF foi obtido na parcela com interface com a estrada, sendo 1,01 m²/m² no verão.

Ainda, a ordem dos dados de menor IAF para o maior, se manteve a mesma no inverno e no verão, sendo a menor na parcela com uma estrada, seguida da parcela com interfaces urbana, área compactada, testemunho e, por fim, rural.

Os dados obtidos neste trabalho se assemelham ao que descrito por Garcia *et al.* (2018) que, estudando o mesmo fragmento florestal, observaram, por meio de análises do IAF, que as áreas de borda do remanescente florestal se encontraram mais degradadas que o seu interior, sendo possível observar maiores valores de IAF nos trechos internos da mata do que nas áreas de borda.

De maneira geral, então, pode-se observar que a vegetação da área rural se apresentou mais densa em relação ao sombreamento das árvores, conforme mostra os dados obtidos pelo IAF, seguida da área central. Porém, os dados microclimáticos apresentaram melhores valores na área central (menor temperatura e maior umidade), isso porque o uso e ocupação do entorno pode estar

influenciando de forma direta os aspectos analisados ou mesmo a qualidade da vegetação.

Em pesquisa realizada em Sinop-MT por Gheno, França e Maitelli (2012), as variações microclimáticas em seu estudo estão fortemente relacionadas à ocupação do solo urbano, inferindo que a impermeabilização do solo, as construções, a ausência de ambientes vegetados, o fluxo de veículos e pessoas contribuem para a retenção de calor e para a redução de umidade relativa do ar, resultando em uma situação ambientalmente desconfortável para quem circula nestas áreas. Fato que levou a conclusão de que a vegetação exerceu benefícios significativos no conforto da cidade, pois, na pesquisa referenciada foi evidenciado uma diferença de 4°C entre o centro comercial e a periferia e no Parque Florestal da Cidade.

Num outro estudo analisando o microclima em uma antiga área de floresta que foi convertida em pastagem no norte do Pantanal, Biudes *et al.* (2012) concluíram que a conversão ocasionou diminuição de 5,7% da umidade relativa do ar e aumento de aproximadamente 1 °C na média da temperatura máxima do ar.

Ainda, em uma pesquisa que avaliou o microclima em distintas florestas na Tasmânia, Austrália, Baker *et al.* (2014) concluíram que uma floresta conservada exerce influência no microclima de regiões adjacentes sem vegetação ou em processo de regeneração, sendo que quanto maior a distância da floresta matriz, menor a influência. Assim como o microclima de uma floresta pode exercer influência no microclima de áreas próximas sem cobertura vegetal, o microclima de áreas sem cobertura arbórea também irá interferir no das bordas das florestas (LATIMER; ZUCKERBER, 2017).

Em geral, em todos os estudos consultados na literatura, foram verificados valores inferiores de umidade relativa do ar e superiores de temperatura do ar em áreas sem cobertura arbórea, quando comparadas com áreas arborizadas (FORTUNIACK *et al.*, 2006; BIUDES *et al.*, 2012; MARTINI; BIONDI; BATISTA, 2013; WHITE; SILVA, 2018).

Neste sentido, tem sido aceito que os benefícios microclimáticos proporcionados pela floresta ocorrem devido à redução da passagem dos raios solares para o chão, proporcionando sombreamento (MAHMOUD, 2011), independente da fitofisionomia da mesma. Além disso, a evapotranspiração das plantas exerce efeito muito positivo, pois esse processo tem a capacidade de

absorver calor, o que leva à diminuição da temperatura do microclima local nas horas de maior calor.

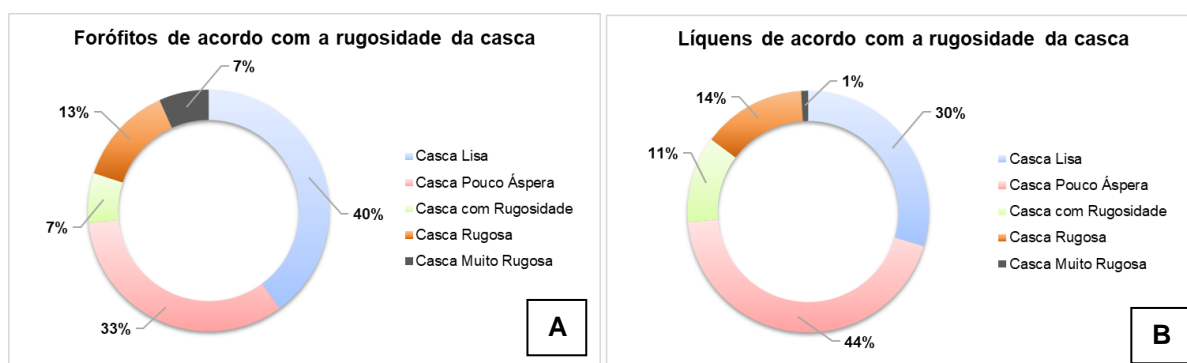
No caso do presente estudo e, considerando as ideias de Lucon (2020, no prelo), a continuidade de vegetação no centro do remanescente exerceu maior influência positiva nos parâmetros microclimáticos analisados, o que destaca a importância de se discutir os efeitos de borda, uma vez que estes podem impactar de forma negativa as áreas de borda.

5.3 Distribuição da comodidade líquênica e identificação

Um fator que interfere na quantidade de líquens é a superfície do tronco das árvores, uma vez que, segundo Santos *et al.* (2017), os líquens se desenvolvem melhor em indivíduos que possuem troncos ásperos e rugosos, possibilitando uma maior retenção da umidade e da poeira, condições vitais para sua nutrição.

Neste estudo, foram monitoradas 75 forófitos, no total, sendo 15 em cada parcela. Dentre estes forófitos de todas as parcelas, foram quantificados 1878 líquens. Os gráficos 5, 6, 7, 8 e 9 apresentam a porcentagem de líquens e de forófitos de acordo com a rugosidade da casca encontrado em cada parcela monitorada.

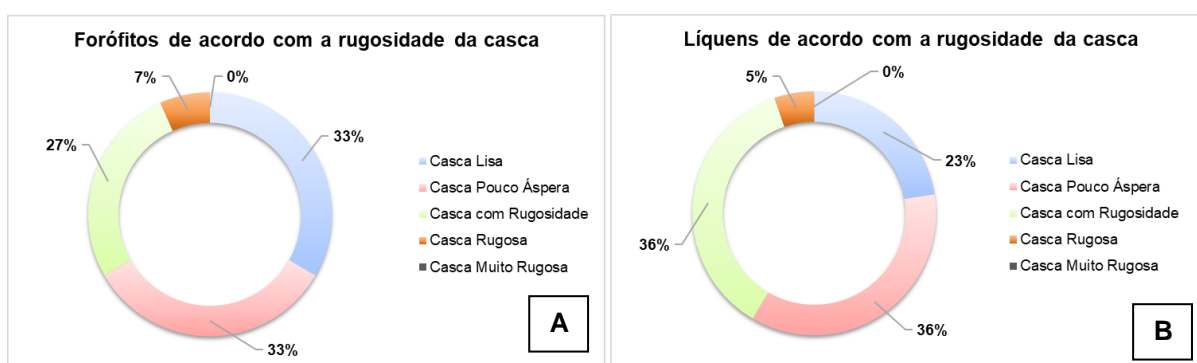
Gráfico 5. Frequência de forófitos (A) e líquens (B) de acordo com a rugosidade da casca no testemunho.



Na parcela central da mata foram quantificados 216 líquens, sendo possível observar que a maior quantidade de líquens foi encontrada em cascas pouco ásperas (44%). Em contrapartida, a menor quantidade de líquens se distribuiu num forófito de casca muito rugosa (1%).

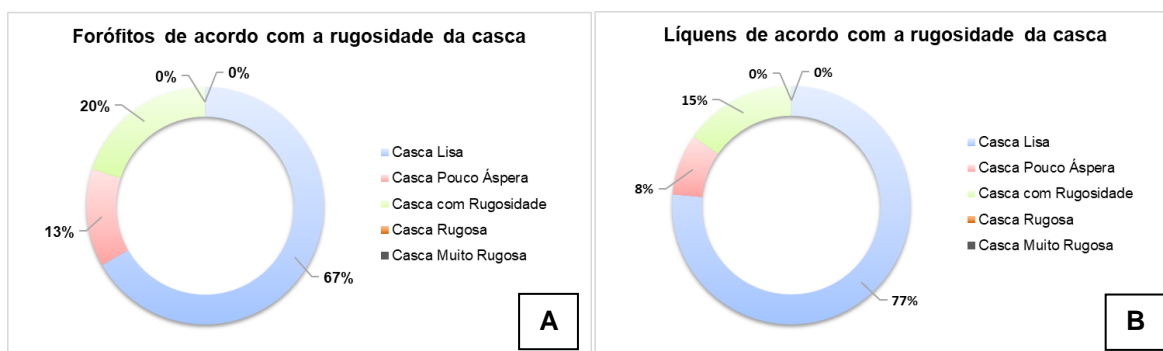
Já no Gráfico 6, na parcela com interface com estrada, de 529 lacunas com líquens, não foi encontrado nenhum forófito com casca muito rugosa e, conseqüentemente, líquens para essa categoria. No entanto, as categorias de rugosidade em que os líquens mais apareceram foram as de casca pouco áspera (36%) e casca com rugosidade (36%).

Gráfico 6. Frequência de forófitos (A) e líquens (B) de acordo com a rugosidade da casca na parcela com interface com estrada.



Com relação a parcela com interface com área compactada, o Gráfico 7 também apresenta essa distribuição de líquens e forófitos de acordo com a rugosidade da casca, levando em consideração que, neste local, foram quantificados 700 líquens.

Gráfico 7. Frequência de forófitos (A) e líquens (B) de acordo com a rugosidade da casca na parcela com interface com área compactada.

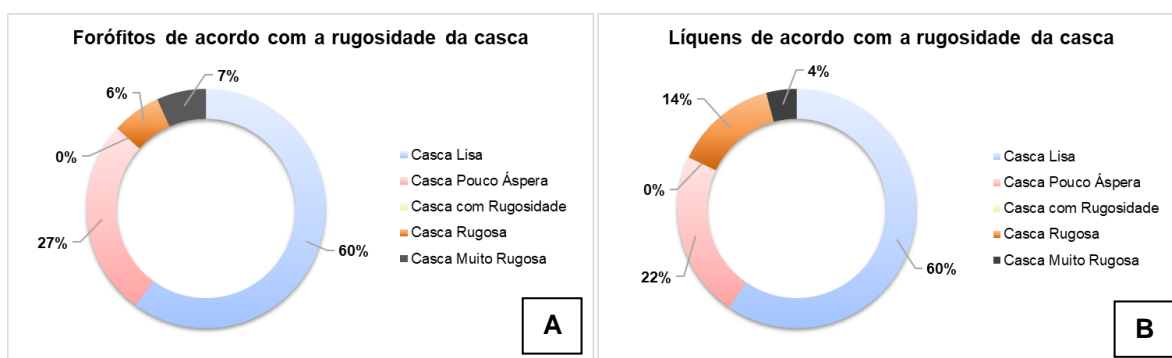


A parcela com interface com a área compactada evidenciou uma grande quantidade de líquens nas contagens se comparadas às outras parcelas. No entanto, foi a única interface que não apresentou duas categorias de rugosidade de

casca, como a rugosa e muito rugosa. Consequente disso, a distribuição dos líquens se deu em três categorias e a que se destacou foi a casca lisa (77%).

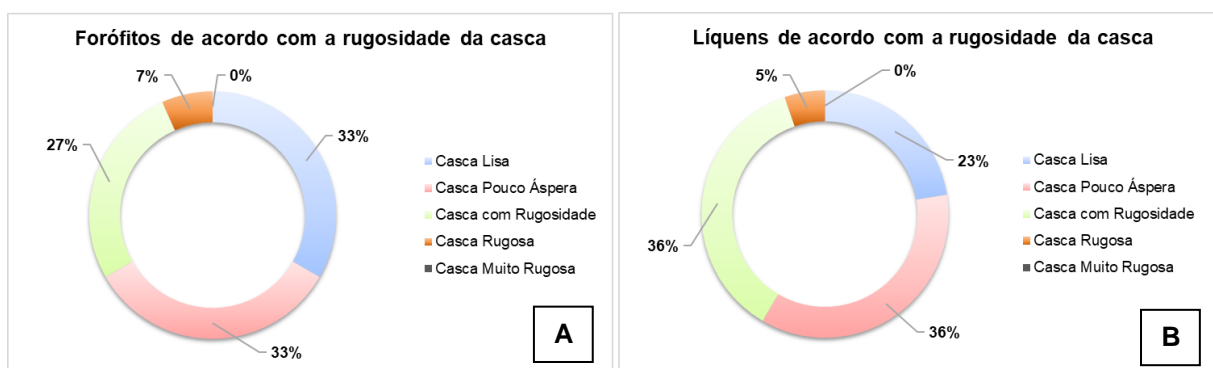
A contagem de líquens e forófitos da parcela com interface de área rural foi representada pelo Gráfico 8, podendo-se observar que, tanto a quantidade de forófitos quanto a de líquens foram proporcionais. Ou seja, forófitos de casca lisa foram os mais encontrados (60%) e, com eles, maior número de líquens (60%). Assim como, tirando a ausência de árvores com casca com rugosa, o único forófito com casca muito rugosa encontrado apresenta menor número de líquens (4%). Nesta parcela foram totalizados 267 líquens.

Gráfico 8. Frequência de forófitos (A) e líquens (B) de acordo com a rugosidade da casca na parcela com interface com área rural.



Por fim, o Gráfico 9 apresenta a distribuição de líquens e forófitos por rugosidade da casca na parcela com interface urbana.

Gráfico 9. Frequência de forófitos (A) e líquens (B) de acordo com a rugosidade da casca na parcela com interface com área urbana.



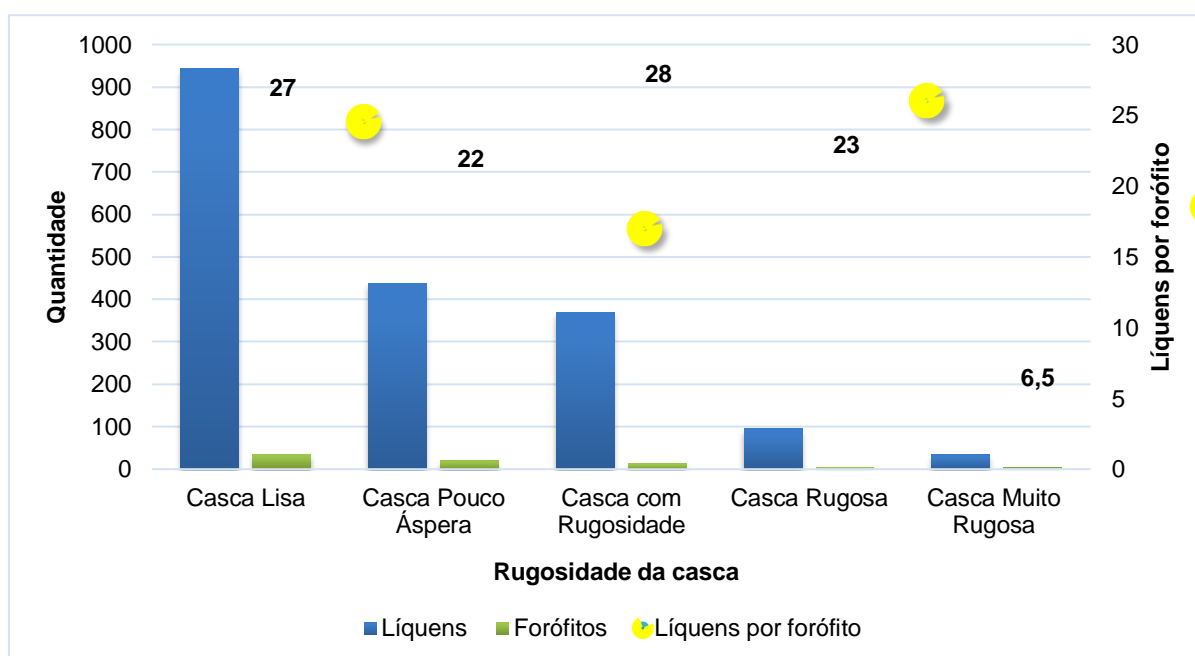
Nele, embora casca lisa e casca com rugosidade foram encontrados na mesma quantidade, sendo 33% das amostras, forófitos com casca lisa apresentaram maior ocorrência de líquens (40%) distribuídos numa contagem de 166 líquens.

De acordo com os dados analisados, observa-se que em todas as parcelas monitoradas prevaleceu o tipo “Casca lisa”. Em contrapartida, forófitos com casca muito rugosa foram os que menos apareceram em todas as parcelas.

Somente a parcela testemunho continha todos os tipos, os quais deram pra contabilizar líquens, enquanto que na parcela com interface urbana, foi observado ausência de casca muito rugosa, rural com ausência de casca com rugosidade, área compactada com ausência de casca rugosa e casca muito rugosa e estrada, com ausência de casca muito rugosa, também.

No total, foram quantificados 1.878 líquens em todas as cinco parcelas de monitoramento distribuídos em 75 amostras de forófitos. O Gráfico 10 apresenta uma análise geral da distribuição dos líquens de acordo com o número de forófitos e sua rugosidade nas cinco parcelas de monitoramento em todas as coletas.

Gráfico 10. Frequência de líquens e forófitos de acordo com a rugosidade da casca nas 5 parcelas monitoradas.



Onde: Testemunho = ponto central do fragmento; Estrada = parcela com a interface com a estrada; Compactada = parcela com interface com área compactada; Rural = parcela com interface com a área rural; Urbano = parcela com interface com a área urbana.

De acordo com o este gráfico, é observado que cascas lisas apareceram em maior quantidade, ocupando 46% do total das amostras, assim como seu número de

líquens também foi maior, chegando à, aproximadamente, 50% do total das amostras.

Seguindo essa lógica, observou-se que a categoria de rugosidade casca muito rugosa foi a que menos apareceu dentro das 75 repetições, com 2 amostras somente, sendo 3% do total. Consequente disso, notou-se menor quantidade de líquens quando comparados às outras categorias, numa frequência de 0,7%.

Conforme o Gráfico 10, também pode-se afirmar que, com relação ao número de líquens por forófito, a categoria que obteve maior número foi casca com rugosidade contabilizando, aproximadamente, 28 líquens por forófito. Em seguida desta, casca lisa (27), casca rugosa (23), casca pouco áspera (22) e, por fim, casca muito rugosa que obteve apenas uma média de 7 líquens por forófito. Tais resultados confirmam o que foi afirmado por Santos *et al.* (2015) que diz que esses organismos se desenvolvem melhor em troncos ásperos e rugosos. Ainda, o autor ressalta que as cascas de substratos muito rugosos podem se desprender do forófito, o que inviabiliza o desenvolvimento dos líquens. Isso explicaria o menor número desses organismos nesse tipo de rugosidade.

Outro fator observado nas coletas foram os tipos de talos liquênicos dentro dos grandes grupos (Croscoso, Fruticoso e Folioso) encontrados em cada parcela. As diferentes características morfoanatômicas dos líquens puderam conferir a esses organismos capacidades diferentes para suportar as alterações microambientais criadas pelas bordas florestais (ALMEIDA; ALMEIDA; AGUIAR, 2017).

A Tabela 9 mostrou se houve ou não ocorrência de cada tipo de talo em todas as parcelas, seguido da Figura 13 que exemplifica cada um encontrado.

Tabela 9. Presença ou ausência de tipos de talo por parcela monitorada.

	<i>Testemunho</i>	<i>Estrada</i>	<i>Compactada</i>	<i>Rural</i>	<i>Urbana</i>
Croscoso	X	X	X	X	X
Fruticoso	*	*	*	*	*
Folioso	X	X	X	X	X

Onde: *Testemunho* = Ponto central do fragmento; *Estrada* = Parcela com a interface com a estrada; *Compactada* = Parcela com interface com área compactada; *Rural* = Parcela com interface com a área rural; *Urbana* = Parcela com interface com a área urbana.

X = presença do tipo de talo; * = ausência do tipo de talo

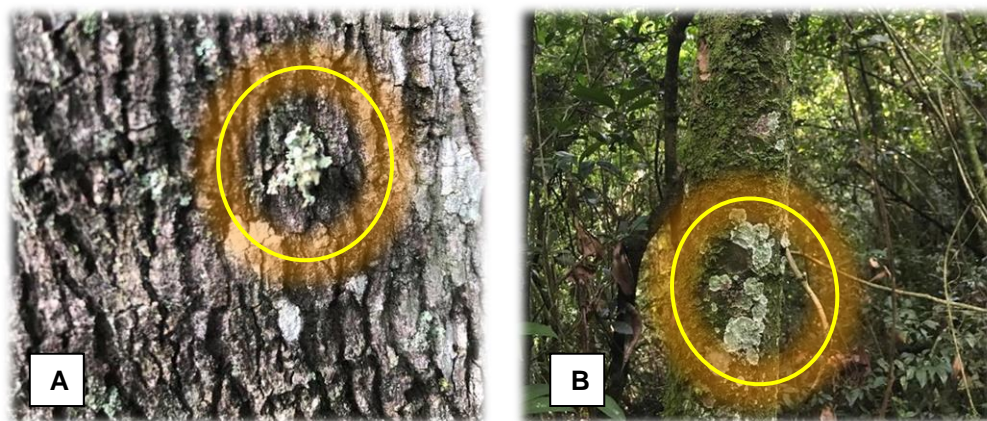
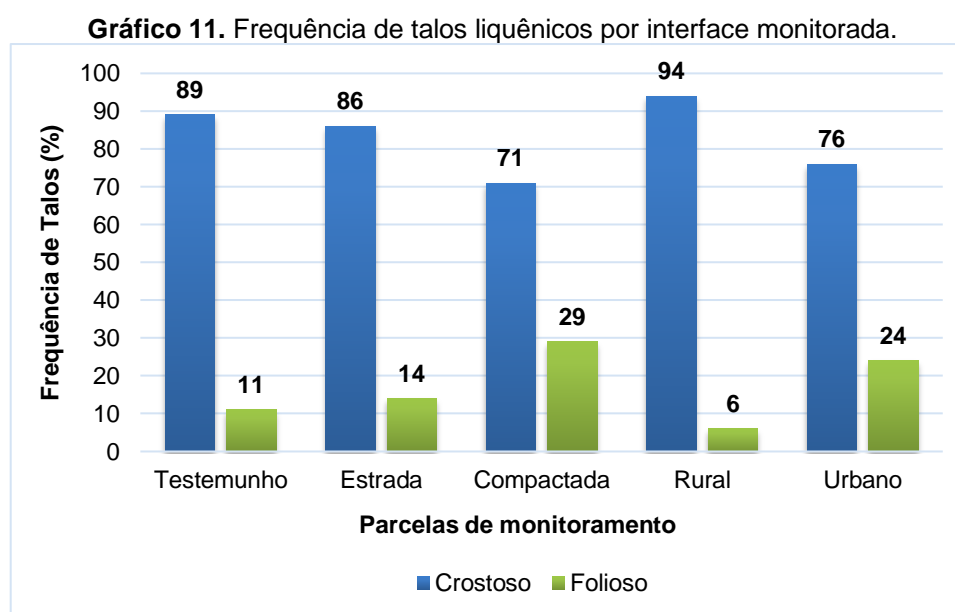


Figura 13. Talo folioso (A) e Talo crostoso (B).

Observou-se que em nenhuma das parcelas houve a presença de talos fruticosos. Em contrapartida, todos os outros tipos, crostoso e folioso, apareceram em grande quantidade em todas as parcelas monitoradas.

Após contabilizados no momento da coleta e, considerando que somente 2 tipos de talos foram encontrados, o Gráfico 11 esclarece sobre a frequência destes em cada local.



Onde: Testemunho = Ponto central do fragmento; Estrada = Parcela com a interface com a estrada; Compactada = Parcela com interface com área compactada; Rural = Parcela com interface com a área rural; Urbano = Parcela com interface com a área urbana.

De acordo com o Gráfico 11, observou-se que a interface com área compactada e com a urbana foram as que apresentaram menor diferença de talos liquênicos, por terem percentuais de distribuição mais próximos um do outro, portanto, indicando maior diversidade (PALHARINI, 2020). Ao contrário, a interface

com a área rural foi a que apresentou maior discrepância entre os percentuais, sendo que pode-se observar a predominância de líquens crostosos em 96% das amostras coletadas. Nas outras parcelas, testemunho e estrada, os dados foram similares, obtendo 89% e 86% de talos crostosos, respectivamente, nas coletas.

A discrepância de tipos de talos na parcela com a interface rural, foi de acordo com o observado por Palharini (2020) em bordas dos fragmentos com interfaces rurais, onde houve um padrão de competição entre os morfotipos crostosos e foliosos. O autor verificou que a alta frequência dos primeiros incorreu em uma baixa frequência do segundo e vice-versa. Assim, se um destes morfotipos liquênicos se instalar pioneiramente em troncos, ele tende a se espalhar rapidamente por estes mesmos troncos, afetando a instalação de outro morfotipo.

Segundo Mazzitelli *et al.* (2006), o grupo dos talos crostosos (ou crustáceos) foram considerados os mais resistentes à poluição atmosférica e à mudanças climáticas. De acordo com Palharini (2020), outro fator do líquen crostoso foi o mais abundante nestes fragmentos podendo estar relacionado com a dinâmica da floresta e com o nível de impacto. Santos *et al.* (2015) observaram que árvores jovens com casca lisa apresentaram maior frequência de comunidades liquênicas com formas crostosas, por se fixarem melhor. Essas afirmações podem contribuir na discussão sobre a alta incidência desse tipo de talo em todas as parcelas monitoradas, já que o número de forófitos com casca lisa foi maior que os outros tipos.

Além do exposto, líquens crostosos, podem utilizar-se de *sunflecks* (“manchas solares”) na sua fotossíntese e obter assim, cerca de 50-100% da sua fotossíntese bruta. Em condições de baixa intensidade luminosa, os feixes de luz induzem uma rápida resposta fotossintética, cruciais para líquens crostosos na otimização da eficiência no uso da luz em habitats mal iluminados (LAKATOS; RASCHER; BÜDEL, 2006).

Mazzitelli *et al.* (2006) classificaram os foliosos (ou foliáceos) como “medianamente sensíveis” à poluição atmosférica e, por último, os fruticosos como os mais sensíveis dentre esses três.

Este último, apresentaram-se como mais complexos e caracterizaram-se pelo desenvolvimento de talos largos com formato “arbustivo”. O tipo fruticoso é o mais sensível às alterações provocadas por poluentes atmosféricos (RAVEN *et al.*, 2007). Dessa forma, a presença de líquens fruticosos em uma área qualquer pode sugerir

um alto grau de pureza do ar (SANTOS *et al.*, 2018). Com isso, a ausência do mesmo em todas as parcelas deve ser visto como um estado de alerta sobre o local.

5.4 Biomonitoramento da qualidade do ar

O monitoramento da qualidade do ar é realizado atualmente por captadores que medem parâmetros físico-químicos. Portanto, eles não podem avaliar combinações imprevistas, nem a interação dos efeitos dos poluentes com o restante do ecossistema. Em contrapartida, o uso de bioindicadores pode responder a tais problemas. Os líquens são indicadores biológicos nativos que são usados para determinar a distribuição e nivelar os efeitos dos poluentes em longo prazo em zonas vastas (MAZZITELLI *et al.*, 2006).

A metodologia de Troppmair (1988) visa obter a quantidade de líquens nas árvores determinando, assim, a qualidade do ar atmosférico. No presente trabalho, foram coletados dados em 15 amostras (forófitos) por parcela de monitoramento, totalizando 75 forófitos. Na Tabela 10 foram apresentados os dados da porcentagem real de líquens (Y%), juntamente com a estatística contendo: a parcela monitorada (testemunho, interface com a estrada, interface com a área compactada e interface com a área rural), a estação do ano (verão, outono, inverno e primavera), o número de amostras (N), a média, o desvio padrão, o coeficiente de variação, os valores mínimos, mediados e máximos.

Tabela 10. Estatística descritiva global da porcentagem real de líquens (%Y) contabilizada em cada parcela.

Estatística descritiva da %Y							
Parcela	N	Média	DesvPad	CoefVar (%)	Mínimo	Mediano	Máximo
Testemunho	15	12,42	9,29	0,75	0,67	10,80	31,11
Estrada	15	29,33	23,69	0,81	2,22	23,23	85,45
Compactada	15	47,75	34,04	0,71	1,94	48,18	98,89
Rural	15	16,65	8,77	0,53	3,67	14,80	35,56
Urbano	15	9,46	6,76	0,71	0,91	8,89	28,89

Onde: N = Número de amostras, DesvPad = Desvio padrão, CoefVar (%) = Coeficiente de variação; Mínimo, mediano e máximo = valores mínimos, mediados e máximos; Testemunho = Ponto central do fragmento; Estrada = Parcela com a interface com a estrada; Compactada = Parcela com interface com área compactada; Rural = Parcela com interface com a área rural; Urbano = Parcela com interface com a área urbana.

De acordo com a Tabela 10, observou-se que a maior média de líquens encontrados foi na parcela com interface com área compactada, onde, também, foi encontrado o maior número máximo de líquens em algum forófito (98,89%). Ao contrário disso, na parcela com interface urbana foi onde ocorreu a menor

porcentagem real de líquens, sendo apenas 9,46 e, conseqüentemente, menor valor máximo de líquens num forófito só (28,89%).

Ainda na mesma tabela, observou-se que a maior variação de dados ocorreu na parcela com interface com uma estrada (0,81). Isso significa que, entre os forófitos monitorados, a porcentagem real de líquens por árvore variou mais do que nas outras parcelas. Diferente disso, a menor variação de dados encontradas foi na área rural, apresentando somente 0,53. Os pontos: urbano, testemunho e compactada se mantiveram parecidos.

Gonçalves *et al.* (2007) ressalta que as oscilações observadas, tanto no coeficiente de variação, nas médias e nos desvios-padrão de líquens devem ter ocorrido por se tratar de diferentes espécies de plantas as quais respondem de maneiras distintas às condições de poluição atmosférica.

Após a quantificação dos líquens nos 75 forófitos, foi feito o cálculo proposto pelo autor para posterior classificação das zonas de poluição de cada interface a partir da média da %Y, sendo que foi estabelecido que valores que não cheguem à 0,5 em sua casa decimal foram aproximados para menos, assim como valores maiores que 0,5 em suas casas decimais foram aproximados para mais.

O quadro 9 apresenta, então, a classificação das zonas de poluição por parcela de monitoramento a partir da média de %Y (quantidade de líquens real) de acordo com o proposto por Troppmair (1988), seguido da Figura 14 que apresenta, de forma colorida, as zonas de poluição.

Quadro 9. Classificação das zonas de poluição a partir da média de %Y encontradas de líquens.

Parcela (Interfaces)	Média %Y	Aprox.	Classificação das Zonas de Poluição
Testemunho	12,41	12	Classe III: Zona de Poluição Média
Estrada	29,33	29	Classe IV - Zona de Poluição Fraca
Compactada	47,75	48	Classe IV - Zona de Poluição Fraca
Rural	16,6	17	Classe III - Zona de Poluição Média
Urbano	9,46	9	Classe II - Zona de Poluição Alta

Onde: Testemunho = Ponto central do fragmento; Estrada = Parcela com a interface com a estrada; Compactada = Parcela com interface com área compactada; Rural = Parcela com interface com a área rural; Urbano = Parcela com interface com a área urbana.

De acordo com o Quadro 9, observou-se que nenhuma das parcelas atingiu classificações extremas, ou seja, sem poluição ou poluição muito alta. As áreas menos poluídas, de acordo com a metodologia do estudo, se encontraram na interface com estrada e área compactada, apresentando 29% e 48%,

respectivamente, de cobertura de líquens nos forófitos monitorados. Ao contrário disso, a parcela com interface urbana foi a que obteve maior poluição do ar, tendo, consequentemente, menor cobertura de líquens, com 9%.

Conforme Assman, Capelesso e Dariva (2017), num estudo que objetivou encontrar diferenças significativas de concentração de poluentes nos líquens entre área urbana, estrada e rural, verificaram, também, que a menor concentração de líquens se deu onde a concentração de poluentes foi maior, no caso, na área urbana. Esse resultado confirmou o exposto nesta dissertação, onde a menor porcentagem de líquens foi encontrada na parcela urbana.

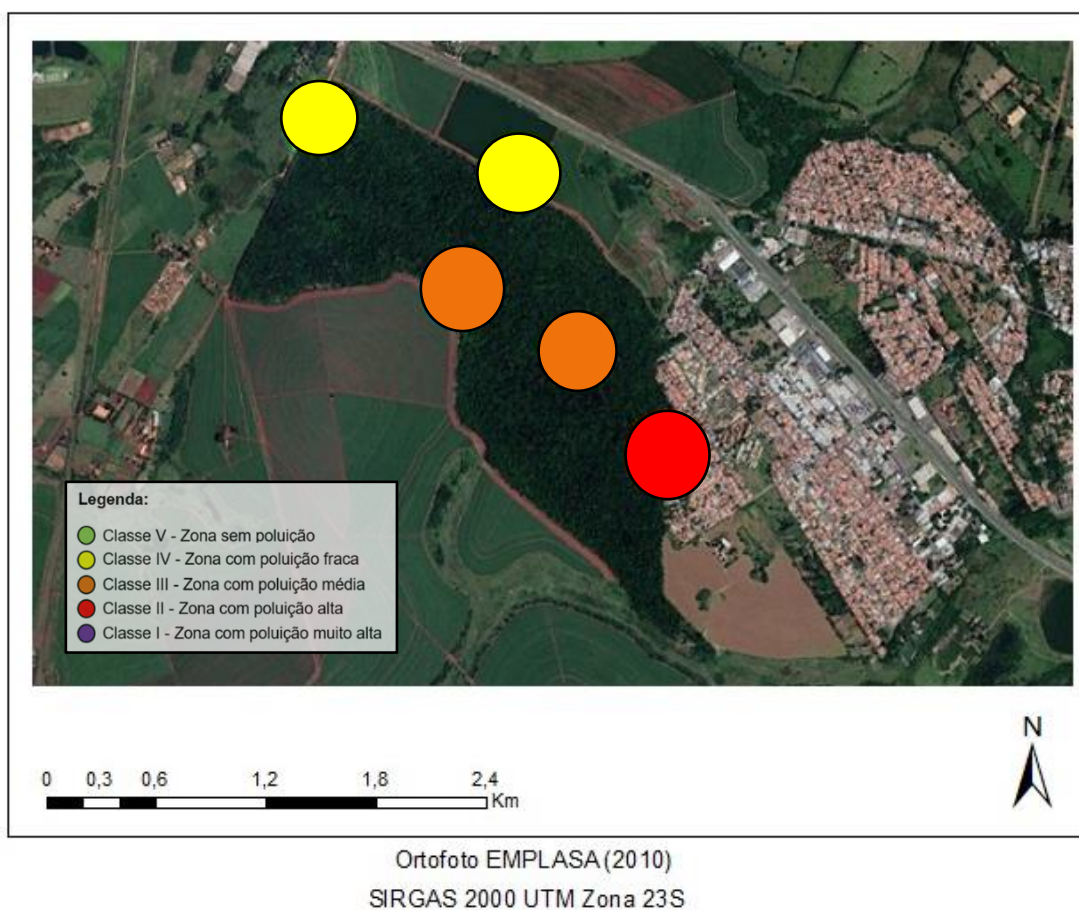


Figura 14. Zonas de poluição a partir da classificação de Troppmair (1988).

A partir da análise da Figura 14 pode-se notar que as zonas de poluição fraca foram localizadas próximas as parcelas com interfaces com estrada e com a área compactada, assim como as zonas de poluição média se encontraram próximas as

parcelas testemunho e com a interface com a área rural. Como pode-se observar a única zona de poluição alta foi a parcela com interface na área urbana.

De maneira geral pode-se dizer que os líquens apresentaram-se como bons indicadores, pois estes apresentam um aumento ou declínio populacional em áreas urbanas em resposta a diminuição ou aumento dos níveis de substâncias tóxicas emitidas na atmosfera (COLONI JR, 2019). Em 1866, Nylander notou que alguns líquens encontrados em certas espécies de árvores nos arredores de Paris não eram encontrados nos mesmos tipos de árvores situadas no centro da cidade. A partir disso, alguns experimentos foram feitos para entender a relação dos líquens com as ações antrópicas. Então, na década de 60 (século XX) se estabeleceram as reais relações desses organismos com os níveis altos de enxofre (SO₂). Assim, metodologias para observar presença ou ausências de líquens foram colocados em prática (MAZZITELLI *et al.*, 2006).

Os resultados obtidos por esse método mostraram ser muito úteis na definição de áreas de risco para a saúde humana, depois de verificar que os mapas obtidos a partir da biodiversidade líquênica reproduziam, fielmente, a distribuição de casos de mortalidade por câncer de pulmão, em homens residentes na mesma área com idade superior a 55 anos (CISLAHI; NIMIS, 1997). Até hoje, diversos autores concordam que, independente dos fatores climáticos, os líquens são sensíveis aos poluentes do ar. Isso acontece, pois, esses organismos têm relação direta com a atmosfera, absorvendo água e nutrientes fazendo com que se tornem suscetíveis a absorção de elementos tóxicos dispersos pelo ar (COSTA; MÍNEO, 2013; ALMEIDA; ALMEIDA; AGUIAR, 2017; COLONI JR, 2019; MOURA; FERNANDES; SILVA, 2012; SANTOS *et al.*, 2018).

Além do monitoramento de ausência/presença, algumas respostas fisiológicas também são utilizadas para entender a qualidade do ar. Dentre algumas delas, estão: taxa fotossintética, teor de clorofila e sua degradação, decréscimo de ATP, variação dos níveis respiratórios, trocas nos níveis de auxinas endógenas e produção de etileno (CONTI; CECCHETTI, 2001).

Outro fator que pode interferir no desenvolvimento dos líquens é a superfície do substrato em que está inserido. Conforme demonstrado no Gráfico 9 (pg. 73), a maioria das superfícies de forófitos encontrados apresentaram cascas lisas. Segundo Santos *et al.*, (2015), esses organismos se desenvolvem melhor em cascas rugosas ou ásperas.

Salienta-se a importância de que o levantamento de dados seja realizado para cada espécie, pois os líquens respondem de forma diferenciada aos níveis de poluição. Alguns são mais tolerantes e até mesmo se adaptam bem em áreas poluídas. Além disso, se o levantamento dos líquens fosse realizado na mesma espécie de forófito, num mesmo intervalo de tempo, seria possível estimar a progressão ou a regressão desses organismos no local de estudo (MAZZITELLI *et al.*, 2006).

Visto que as coletas foram monitoradas durante 1 ano, não foi mensurado o crescimento de líquens. Além disso, na área monitorada pela CETESB, o enxofre (SO₂) não é avaliado para obter, neste estudo específico, uma correlação entre essas as variáveis líquens e enxofre para comparar com estudos anteriores referentes à essa descoberta.

Segundo a média de contagem de líquens em todas as parcelas monitoradas, resultou-se que, de acordo com a metodologia de Troppmair (1988), a Mata de Santa Genebra encontra-se numa zona de poluição média (23%). Mesmo estando perto da classificação IV (zona com poluição fraca), ainda requer muita atenção.

Embora muitos estudos relacionem os líquens com a poluição atmosférica, os fatores climáticos, como a temperatura, umidade, luminosidade, direção e velocidade do vento devem ser levados em consideração. Fatores esses que são alterados pelo efeito de borda.

5.5 Possíveis correlações entre o microclima das áreas de borda, a ocorrência de líquens e os poluentes atmosféricos

Observando uma paisagem com fragmentos florestais, é possível notar que as bordas tendem a apresentar características diferentes do interior dos fragmentos. A formação de bordas é um efeito direto dos processos de fragmentação florestal e causa impactos físicos e biológicos. As bordas, num geral, tendem a apresentar, por exemplo, valores mais altos de temperatura e luminosidade do que o interior de florestas e, a umidade relativa, ao contrário tende a diminuir da borda para o interior dos fragmentos (MENDONÇA; CASTELHANO, 2016).

Nesse sentido, foi feita a comparação entre as médias das variáveis, temperatura do ar, umidade relativa, índice de área foliar e valor real de líquens, de todas as bordas com o interior da mata, considerando todas as estações monitoradas.

Os resultados demonstram que no interior da mata, a temperatura se mostrou mais amena do que nas áreas de borda, assim como a umidade relativa se mostrou maior no ponto interior central. Com relação ao índice de área foliar, a parcela do interior apresentou maior média de área foliar nas estações monitoradas, sendo um ponto com maior cobertura vegetal. Por fim, a média da porcentagem real de líquens foi maior nas áreas de borda. Isso pode ter acontecido pelas variações microclimáticas, principalmente pela maior incidência de luz.

No presente trabalho, pode-se observar que médias da temperatura do ar nas quatro épocas analisadas apresentaram valores de 23,3 e 26,8 °C para o interior e a borda, respectivamente (diferença de 3,5 °C). Os dados da temperatura podem ser influenciados pela presença de clareiras nas áreas pesquisadas, corroborando com os resultados encontrados por Muller, Bataghin e Santos (2009) que identificou correlação negativa para os dados de temperatura, provavelmente pela presença de clareiras no local de estudo. Jardim *et al.* (2007) afirmam que as clareiras podem apresentar diversas formas e tamanhos e conseqüentemente modificar as condições abióticas e bióticas no interior das florestas.

Em relação a umidade do ar, pode-se observar um valor médio de 64,5% para o interior e de 58,1% para borda (diferença de 6,4%). De um modo geral, os resultados indicaram que os resultados foram semelhantes aos obtidos por Muller, Bataghin e Santos (2009) que encontraram variações no gradiente borda-interior. Nascimento *et al.* (2010), perceberam menores valores próximo à borda de um fragmento florestal, ocasionada pela maior energia luminosa vinda da área externa do mesmo.

Lucon (2020, no prelo), na mesma área de estudo, foi tido que existe correlação entre temperatura do ar e umidade relativa com o índice de área foliar. No caso, quanto maior o índice de área foliar, menor será a temperatura do ar e maior será a umidade relativa, devido a menor incidência de luz no interior da mata. Com relação ao índice de área foliar, a parcela do interior apresentou maior média de área foliar nas estações monitoradas (1,7 m²/m²) em comparação a área de borda (1,4 m²/m²), diferença de 0,3 m²/m².

Contudo, dependendo da matriz ao redor, do tamanho do fragmento, existência de clareiras, incêndios e da estrutura da borda pode haver muita variação nos resultados de variáveis abióticas e de estrutura de habitat no gradiente borda-interior (MENDONÇA; CASTELHANO, 2016).

Com relação à média de ocorrência de líquens, nas bordas o número foi maior (25,8%) do que no interior (12,4%), apresentando uma diferença de 13,4%. Isso acontece, pois o desenvolvimento de líquens depende, também, desses fatores climáticos apresentados (SANTOS *et al.*, 2018).

Com o intuito de analisar os resultados estatisticamente, foi realizado o Teste de *Mood*, o qual analisa as medianas das variáveis estabelecidas. No caso da presente dissertação, foi comparada a temperatura do ar, umidade relativa, índice de área foliar e percentual de líquens encontrados, entre todas as bordas e a parte central da mata em todas as estações do ano. Ressalta-se que o Teste *Mood* define que, para rejeitar a hipótese de que todas as medianas são iguais, o valor-p deve ser menor ou igual a 0,05 (índice de confiança de 95%). Então, a Tabela 11 apresenta os resultados do teste cabendo destacar o valor-p que apresentou significância entre os valores. Ainda, na mesma tabela, foram destacados valores com resultados não esperados.

Tabela 11. Avaliação das diferenças das medianas utilizando o teste *Mood*.

Parcelas	Outono		Inverno			Primavera		Verão			%Y
	Tar	Ur	Tar	Ur	IAF	Tar	Ur	Tar	Ur	IAF	
Testemunho	12	68	28,2	60	1,476	29,1**	68**	23,9	62	1,663	10,8
Estrada	25,05	56,55	28,65	49,55	1,005	28,8**	71,55**	24,6	52,85	1,037	23,22
Valor-p	0,206	0,005*	0,134	0,003*	0,018*	0,134	0,05*	0,05*	0,018*	0,018*	0,011*
Testemunho	12	68	28,2	60	1,476	29,1	68**	23,9	62	1,663	10,8
Compactada	22,45	64,85	29,65	50,1	1,387	29,45	71,1**	25,25	52,25	1,426	48,18
Valor-p	0,206	0,005*	0,05*	0,018*	0,343	0,134	0,05*	0,134	0,003*	0,343	0,011*
Testemunho	12	68	28,2**	60	1,476**	29,1	68	23,9	62	1,663	10,8
Rural	22,25	63	27,85**	56,5	2,02**	29,15	61	25,1	51,55	2,085	14,8
Valor-p	0,134	0,003*	0,134	0,13	0,05*	0,134	0,003*	0,134	0,003*	0,05*	0,273
Testemunho	12	68	28,2	60	1,476	29,1	68**	23,9	62	1,663	10,8**
Urbana	25,95	58,9	29,65	48	1,34	29,55	70,45**	25,95	50,55	1,376	8,89**
Valor-p	0,134	0,003*	0,134	0,003*	0,018*	0,134	0,134	0,134	0,018*	0,018*	0,273

Onde: Tar = Temperatura do ar (°C); Ur = Umidade relativa (%); IAF = Índice de área foliar (m²/m²); %Y = porcentagem real de líquens (medida somente no primeiro dia de coleta);

Valor-p na horizontal é resultado da comparação vertical entre o ponto testemunho e cada parcela;

*Valores expressos na horizontal que apresentaram diferenças significativas pelo Teste *Mood* com valor-p menor ou igual a 0,05 (índice de confiança de 95%);

**Valores em que a área testemunha não apresentou medianas melhores em relação a interface destacada.

De acordo com a Tabela 11, a maior diferença das medianas de temperatura encontradas entre borda e interior ocorreu no outono, entre a parcela testemunho e a com a interface urbana (13,95°C), no entanto, do ponto de vista estatístico a diferença não foi significativa. Sobre a umidade relativa, teve-se que a maior

mediana, entre todas as parcelas, foi no ponto central da mata na primavera e no outono e a menor ocorreu na parcela com interface urbana no inverno. Essas últimas, por sua vez, se mostraram significativas de acordo com o teste estatístico. No verão, foram encontrados maiores valores de mediana da variável IAF, também encontrados na interface central. Com relação ao menor valor, este se encontrou na interface com a estrada que, do ponto de vista estatístico, se mostrou significativo. Por fim, com relação à variável dos líquens, teve-se que a maior mediana ocorreu na interface com área compactada (48,18%) e a menor foi na interface urbana (8,89%).

De forma geral, pode-se observar que no ponto testemunho (interior da mata), foram encontrados menores valores de Tar (°C), maiores valores de Ur (%) e IAF (m²/m²) e, nem o menor nem o maior valor de mediana dos líquens. No entanto, a partir das médias interior/borda, os resultados se assemelham. Somente em alguns lugares, variáveis ou época do ano que os resultados não foram esperados, como foi o caso da parcela com interface rural no inverno que apresentou temperatura do ar menor e índice de área foliar maior do que parcela central. Nessa mesma percepção, a temperatura do ar da parcela com interface com estrada, juntamente com a sua umidade relativa se apresentou melhor que o ponto testemunho, assim como, também, a umidade relativa da interface com área compactada e urbana na primavera. Apenas no outono e no verão, todas as medianas se mantiveram em condições melhores no interior do que nas bordas destacadas, como o esperado.

Do ponto de vista estatístico, o Teste *Mood* informou que a variável temperatura do ar se mostrou menos significativa entre as bordas e o interior. Somente no inverno e no verão, a temperatura do ar mostrou significância estatística entre as parcelas da estrada e da área compactada (0,05), respectivamente. Por outro lado, a umidade relativa e o índice de área foliar apresentaram somente dois “*valor-p*” (cada) que não demonstram significância entre borda e interior, sendo eles: rural no inverno e urbano na primavera e a área compactada no inverno e no verão, respectivamente.

Em estudos semelhantes, Biondi *et al.* (2011), observaram que em Curitiba, no Bosque Capão Imbuia, com 34 mil metros quadrados, a temperatura do ar apresentou-se 3,6°C mais baixa no centro do bosque e a umidade relativa 14% maior em relação a área impermeabilizada. Silva *et al.* (2014) verificaram que no interior do Bosque Gutierrez, com área de 18.000 m², as temperaturas foram em média 4,4°C menores e a umidade relativa 17,8% maior que seus arredores.

Martini *et al.* (2015) discutiram sobre diferenças significativas que foram encontradas entre o microclima interno e externo a um fragmento florestal. Para o desenvolvimento deste estudo, utilizou-se um transecto móvel e, ao longo de seu transecto a temperatura média foi 4,3°C mais elevada em relação ao interior do fragmento florestal. Quanto a umidade relativa, no interior do fragmento de floresta manteve-se constante, sendo em média 4,2% maior do que na área externa.

Martini *et al.* (2015) observaram, então, que a maior diferença encontrada foi de 6,1°C e a menor 2,5°C. Sendo a temperatura máxima encontrada no fragmento florestal de 20,8°C e no transecto móvel de 25,5°C. Para a umidade relativa, a maior diferença encontrada foi de 5,9%.

Os resultados dessa dissertação se convergem, na maioria das partes, com os estudos discutidos pelos autores anteriores. No entanto, alguns dados resultantes não esperados, destacados na Tabela 11, podem ser justificados pelo dia em específico ter apresentado alguma particularidade, como, por exemplo, os horários de medição nos dias de coleta (LUCON, 2020, no prelo).

Com relação ao teste *Mood* para líquens, estatisticamente foi observado que entre as parcelas com interfaces compactada e estrada existem diferenças significativas entre as medianas (0,011), enquanto que entre as interface rural e urbana, não (0,273). Esse resultado, corroborou com os obtidos no biomonitoramento, onde as piores áreas de poluição se deram na parcela com as interfaces: rural, testemunho e urbano (não tendo significância), como também confirmou a significância do ponto de vista estatístico entre o interior da mata (testemunho) e as bordas com interfaces com a estrada e com a área compactada que, por sua vez, foram as áreas menos poluídas. Assman, Capelesso e Dariva (2017) observaram relação significativa entre todas as bordas e o interior do fragmento estudado, resultado este que converge com as comparações de médias interior/borda, com exceção à parcela com a interface com estrada que, juntamente com a área de interface compactada mostraram diferenças significativas.

Dantas (2016), numa análise de correlação entre a riqueza de líquens e a distância da borda, teve-se que a correlação era nula, ou seja, não existia. Concluiu, então, que possivelmente, diferenças microclimáticas entre borda e interior, as quais regem a riqueza de líquens, não foram marcantes a ponto de afetar a riqueza. Assim, foi concluído que a influência dos efeitos de borda para os líquens pode se

estender além dos 200m da borda. No caso desta dissertação, a distância borda-interior foi de, apenas, 50m.

No entanto, Assman, Capelesso e Dariva (2017), ressaltaram que os poluentes atmosféricos podem ser carregados pelos ventos para dentro do fragmento. Isso poderia explicar a semelhança da parcela testemunho com a rural e a não significância entre eles. Além disso, de acordo com o gráfico da Rosa dos Ventos (Figura 12, pg. 62) e a figura de distribuição das classes de poluição na Mata de Santa Genebra (Figura 14, pg. 80), observou-se que a parcela onde foi encontrado menor número de líquens foi com interface com área urbana que, por sua vez, se localiza na região Sudeste da mata. Por este motivo, a maior concentração dos poluentes que chegaram na mata através de ventos oriundos do Sudeste pode ter influenciado no desenvolvimento dos líquens.

Neste sentido e, levando em consideração que a ocorrência de líquens depende, não só do vento para sua dispersão (ASSMAN; CAPELESSO; DARIVA, 2017), mas também da umidade, temperatura e luminosidade, foi aplicado a Correlação de *Pearson*, a qual indica a intensidade e direção da relação linear entre as variáveis. Para isso, utiliza-se o valor r (entre -1 e 1) que, por sua vez, demonstra se a correlação tem significância no ponto de vista estatístico. O valor mais próximo de 1 indica uma relação linear positiva, ou seja, em que a variável independente aumenta de acordo com a variável dependente; valores iguais à 0 indicam que não existe relação linear entre as variáveis; e valores mais próximos de -1 indicam uma correlação inversamente proporcional entre as variáveis (MINITAB, 2019). A Tabela 12 apresentou o coeficiente de correlação (r) encontrado.

Tabela 12. Coeficiente de correlação entre % Y e variáveis.

%Y x Variáveis			
Correlação	IAF	Tar	Ur
r	-0,439376099	0,21464647	-0,09424023

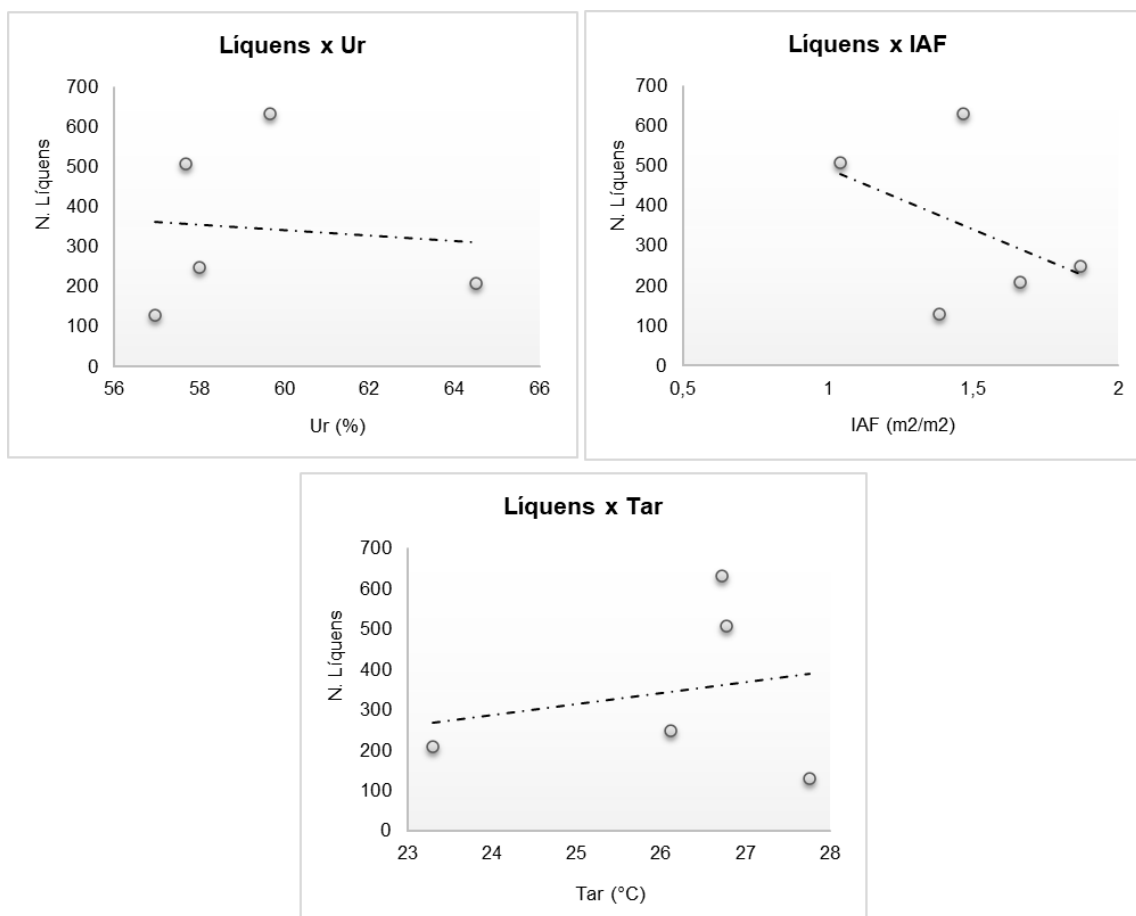
*Onde: %Y = Porcentagem real de líquens; IAF = Índice de Área Foliar; Tar = Temperatura do ar; Ur = Umidade relativa; p = Coeficiente de correlação.

Com relação à Tabela 12, notou-se que existiu correlação da ocorrência, mesmo que fraca, de líquens com todas as variáveis. Entre as 3 estabelecidas para o presente estudo, a umidade relativa foi a que menos se relacionou com a ocorrência destes organismos, assim como o índice de área foliar apresentou uma correlação mais forte. Enquanto que, nessas variáveis a correlação foi negativa, ou

seja, inversamente proporcionais, a temperatura do ar se mostrou positiva, indicando que a relação das variáveis tendeu a aumentar em conjunto.

O Gráfico 12 apresentou as correlações entre o número de líquens e as variáveis estabelecidas, considerando as médias dos valores por parcela em todas as estações.

Gráfico 12. Correlações entre o número de líquens e as variáveis: Tar, Ur e IAF.



*Onde: Tar = Temperatura do ar; Ur = Umidade relativa; IAF = Índice de Área Foliar.

A partir da tabela 12, com ilustração no gráfico 12, observou-se, então, que a tendência da correlação entre o número de líquens e a temperatura do ar foi positiva, ou seja, as variáveis tendem a aumentar em conjunto. Já no caso do IAF, foi visto que a linha de tendência se mostrou mais evidente e de forma negativa, sendo o valor maior de IAF, menor o número de líquens. No mesmo sentido, mesmo que não tão evidente, viu-se que a tendência da relação das variáveis umidade relativa e número de líquens foi levemente negativa. Quando a variável independente, ou seja, a umidade, for menor, o número de líquens é maior.

Diversos estudos têm confirmado a relação que existe entre a influência da umidade no desenvolvimento dos líquens. Apesar de ser um fator determinante, o balanço hídrico dos líquens depende, em sua totalidade, das condições hídricas impostas, tanto pelo substrato que se desenvolvem, como pelas condições ambientais (precipitação, neblina e umidade ambiental). Nesse sentido, seu mecanismo de regulação hídrica está diretamente condicionado à esse fator (SANTOS *et al.*, 2018).

Segundo um levantamento feito por López (2006), espécies de líquens epífitas que se desenvolveram em bosques com neblinas foram capazes de resistir à um processo de dessecação de 8 semanas, enquanto que outras espécies que crescem sobre rochas em ambientes mais secos, duraram 54 semanas. Ainda, os líquens que se desenvolvem em zonas costeiras tiveram dados irreversíveis em seu metabolismo após 4 semanas de dessecação.

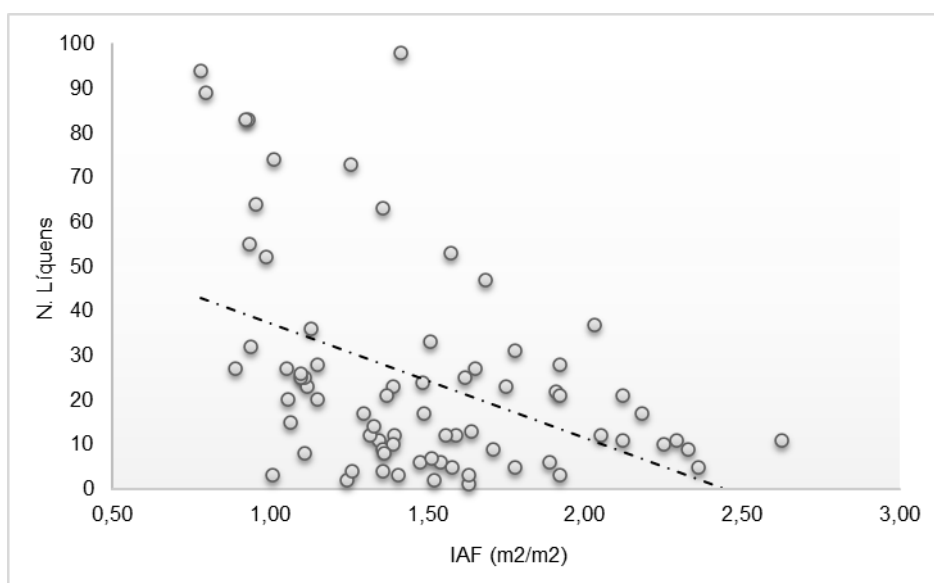
Coloni Jr (2019) acrescentou que com apenas um pouco de umidade, como o orvalho que cai pela manhã, os líquens foram capazes de se reidratar e começar a fotossíntese e crescimento. Assim, foi possível confirmar a correlação existente, porém, os outros fatores como a luminosidade e a temperatura foram mais influentes em seu desenvolvimento.

Os líquens apresentam-se capazes de sobreviver num amplo padrão de temperaturas, desde regiões desérticas à zonas árticas. Porém, a tolerância à temperaturas extremas está diretamente ligada com seu conteúdo hídrico. Em estado totalmente desidratado, os líquens se mostraram resistentes tanto à congelamentos, quanto à temperaturas mais elevadas. Ao contrário disso, em estado de saturação hídrica, sua resistência foi perdida (LOPEZ, 2006).

O índice de área foliar se mostrou inversamente proporcional ao número de líquens. Isto é, quanto maior foi o índice de área foliar, menor a incidência de luz direta e, conseqüentemente, menor a ocorrência destes organismos. Isso se deu, provavelmente, em função da radiação incidente solar ser um dos fatores essenciais para a sobrevivência dos líquens, pois os organismos fotobiontes (algas) necessitam de luz para realizar a fotossíntese e, assim, absorver seus nutrientes necessários (NASH, 2008). Além disso, a alta incidência de luz aumenta a temperatura e diminui a umidade do local (LUCON, 2020, no prelo), fatores importantes para o desenvolvimento desses biomonitores.

Como proposto pela metodologia inicial, o Índice de Área Foliar deveria ser calculado para cada forófito na época de seca e chuva. Na presente dissertação, o IAF foi calculado somente no inverno. Assim, foi possível analisar mais especificamente essa correlação considerando, não só os espaços de borda e interior, mas, sim, cada forófito com seus percentuais de líquens respectivos. O Gráfico 13 demonstra esse resultado de correlação específico.

Gráfico 13. Correlação específica do IAF com líquens de cada forófito monitorado.



*Onde: IAF = Índice de Área Foliar.

De acordo com o Gráfico 13, a correlação se mostrou inversamente proporcional, quanto a correlação geral de IAF das parcelas e os líquens apresentada no Gráfico 12, ou seja, quanto maior o IAF, menor a ocorrência de líquens. Em um trabalho realizado por Menezes (2013), em duas fitofisionomias, a riqueza de líquens também foi influenciada de forma negativa pelos índices de área foliar. Hedenas e Hedstrom (2007), ainda, notaram uma redução no crescimento de líquens após a remoção de 50% da copa das árvores, e o branqueamento dos talos líquênicos de algumas espécies.

Após essas análises, foi possível confirmar que as análises de correlações, (Gráfico 12 e 13), confirmaram os valores de médias gerais interior/borda, onde todos os fatores determinantes para o desenvolvimento dos líquens convergiram com os valores obtidos e com o que a literatura. Assim, tão mais que sensíveis à

poluição atmosférica, os líquens foram influenciáveis pelas condições ambientais que se apresentaram na borda do fragmento florestal.

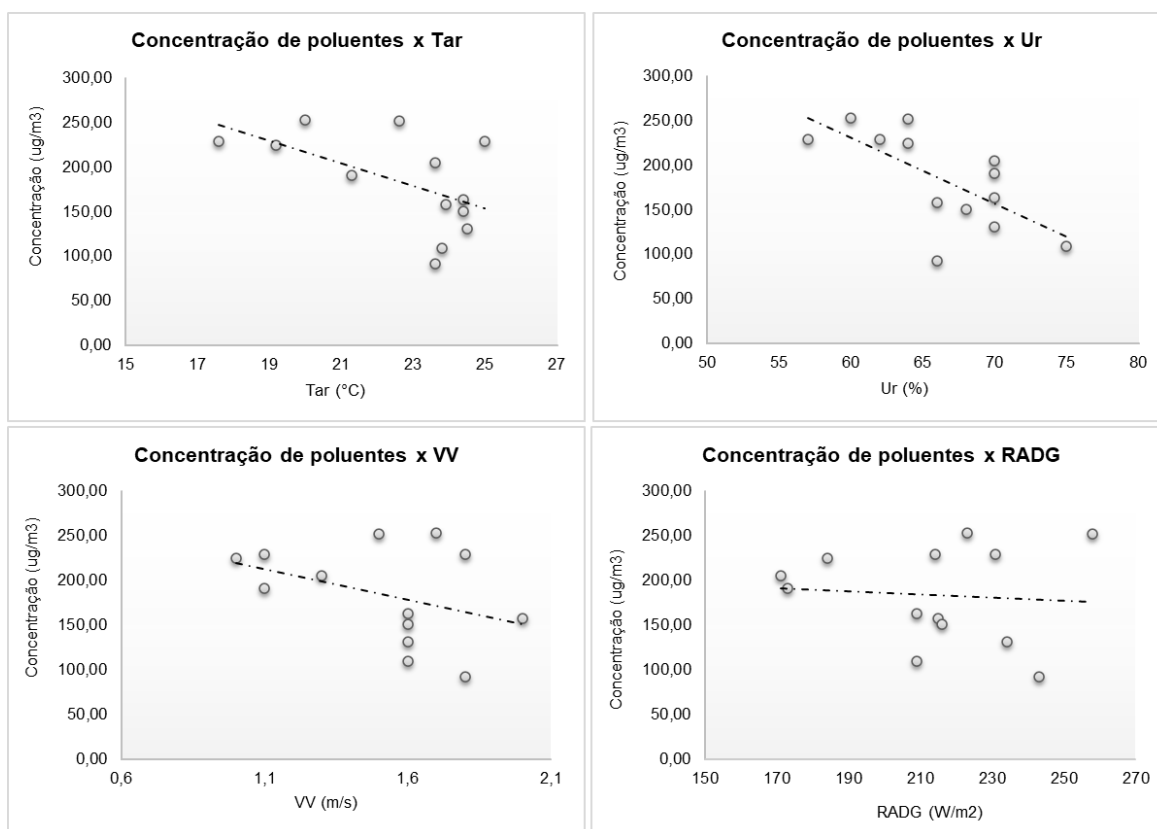
Em relação ao monitoramento convencional de qualidade do ar, foram realizadas correlações de fatores climáticos com as concentrações dos poluentes, com o intuito de discutir se a concentração de poluentes se correlacionou, de fato, com a velocidade do vento, umidade relativa, temperatura do ar e radiação solar global. Os resultados foram representados pela Tabela 13 e pelo Gráfico 14.

Tabela 13. Coeficiente de correlação entre a concentração de poluentes e variáveis.

Concentração de poluentes x Variáveis				
Correlação	VV	Tar	RADG (W/m ²)	Ur
<i>r</i>	-0,390814692	-0,554187197	-0,081836783	-0,675875131

*Onde: Tar = Temperatura do ar; Ur = Umidade relativa; VV = Velocidade do vento; RADG = (Radiação solar global)

Gráfico 14. Correlação de dados mensais da CETESB x CEPAGRI entre março/2019 à março/2020.



*Onde: Tar = Temperatura do ar; Ur = Umidade relativa; VV = Velocidade do vento; RADG = (Radiação solar global)

De acordo com os gráficos observou-se que todas as correlações foram negativas, ou seja, inversamente proporcionais. As linhas de tendências mostraram que quanto menor a temperatura do ar, a umidade relativa, a velocidade do vento e

a radiação solar, maior foi a concentração de poluentes no local. De acordo com Damilano (2006), a temperatura do ar influi diretamente na dispersão de poluentes. Temperaturas mais elevadas conduzem à formação de movimentos verticais ascendentes mais pronunciados, gerando um eficiente arrastamento dos poluentes localizados dos níveis mais baixos para os níveis mais elevados. Por outro lado, temperaturas mais baixas não induzem aos movimentos verticais termicamente induzidos, o que permitiu a manutenção de poluentes em níveis mais baixos.

Conforme o trabalho de Souza *et al.* (2017), a radiação solar também apresentou regressão linear fraca, porém, também negativa, entre as concentrações de determinados poluentes e as condições meteorológicas. Entretanto, ressaltou que a única correlação positiva e significativa se deu entre o ozônio e a radiação solar: maior incidência de luz, maior concentração de ozônio. Pelos gráficos representarem a concentração total de todos os poluentes, essa correlação, em especial, não demonstrou tanta significância, tendo regressão quase nula.

Além disso, períodos com baixa umidade do ar e pouco vento, dificultam a dispersão dos poluentes e levaram a um aumento da concentração de alguns poluentes. Altos valores de umidade relativa podem estar associados à instabilidade atmosférica e grande cobertura de nuvens, o que pode retardar processos fotoquímicos que acaba esgotando os poluentes por deposição úmida (NISHANTH *et al.*, 2012).

De maneira geral, pode-se dizer que circulação geral da atmosfera interfere na dispersão, uma vez que a movimentação das grandes massas de afeta a circulação local, dependendo do que relevo que tiver, pode afetar essa dispersão. A velocidade do vento aumenta com a altitude afetando de uma maneira mais direta a massa de poluentes emitidos pelas chaminés de grande altura, principalmente no momento inicial da mistura dos gases de saída com a camada atmosférica. Em situações de estagnação do ar, ocorre o aumento das concentrações dos poluentes sobre grandes centros (DAMILANO, 2006). Os dados gerados neste trabalho mostram concordância com outros estudos, como os apresentados por Jones *et al.* (2010) e Guerra e Miranda (2011).

Ainda, conforme o trabalho de Souza *et al.* (2018) que correlacionou concentração de alguns poluentes com as alterações meteorológicas, notou-se que todas as correlações também se mostraram negativas.

De maneira geral, então, entendeu-se que os líquens possuem correlações tanto com a umidade, quanto temperatura e índice de área foliar: maior temperatura e luminosidade e menor umidade favorecem seu desenvolvimento. Já para o monitoramento convencional, valores de temperatura, umidade e luminosidade mais amenos aumentam a concentração de poluentes e prejudicam a qualidade do ar. Com relação à velocidade do vento, da mesma forma que os líquens precisam desse fator para se dispersarem, é necessário que haja ventilação para evitar uma estagnação de poluentes no ar.

6. CONCLUSÕES

A partir da análise dos resultados obtidos no presente trabalho foi possível concluir que os objetivos foram alcançados e a hipótese básica foi comprovada.

No presente trabalho, o ponto central que apresentou melhores condições ambientais (menor temperatura, maior umidade e menor luminosidade), apresentou incidência, relativamente baixa, de líquens. Isso ocorreu, pois os líquens precisam de luz para se desenvolver e dependem de temperatura elevadas e umidade amena, além de que precisam de vento para se dispersar. Condições essas que o centro da mata não proporcionou o suficiente por apresentar alta quantidade de árvores que impedem o fluxo de vento e diminuem a incidência de luz, além de diminuir a temperatura e aumentarem a umidade, principalmente, pela evapotranspiração. Por conta disso e devido ao formato da mata que a torna mais vulnerável, de acordo com a metodologia de biomonitoramento, essa parcela se enquadrou como “zona de poluição média”.

Em contrapartida, foi visto que a maior ocorrência de líquens se deu nas áreas de borda, em destaque para a parcela com interface com área compactada, onde as condições ambientais foram piores: temperaturas mais elevadas e menores valores de umidade relativa influenciados, também, pela alta incidência de luz. Porém, juntamente com a parcela próxima à uma estrada, se classificou como “zona de poluição fraca”.

Este cenário demonstra que, assim como proposto pela hipótese básica, *“as áreas do entorno dos fragmentos florestais, sob diferentes usos e ocupação, alteram as condições ambientais nas áreas de borda”*, elevando sua temperatura do ar, aumentando seu índice de luminosidade e diminuindo sua umidade relativa. Este último fator, por sua vez, contribui tanto para a manutenção de altas concentrações de poluentes na atmosfera, como para um melhor desenvolvimento dos líquens.

No entanto, a parcela com interface urbana, exceção entre as bordas, foi a que apresentou menor incidência destes organismos. Isso ocorreu pelo fato de que a direção do vento foi predominante da região sudeste, onde a parcela também se localiza, o que pode ter levado a maior concentração de poluentes diretamente para esta área, ultrapassando a capacidade de suporte de absorção de poluentes pelos líquens, impossibilitando, assim, seu desenvolvimento nos forófitos monitorados. Devido a isso, a zona de poluição que se enquadrou foi em “alta”.

Esta parcela, por sua vez, por ser mais exposta do que as outras, sofre muito com as pressões antrópicas geradas pelo seu entorno, proveniente de alta taxa de tráfego de carros, pequenos comércios e indústrias, além da própria urbanização que exige construção de novas residências ao seu redor que resultam numa maior emissão de gases poluentes na atmosfera.

Concluiu-se, então, que somente a metodologia de quantificação proposta para o biomonitoramento não pode ser totalmente conclusiva quando utilizadas para medir a qualidade do ar. Embora esses organismos possuam uma certa sensibilidade à poluentes atmosféricos, visto que absorvem facilmente os componentes do ar, algumas espécies, segundo a literatura e, em especial os líquens com tipo de talo crostoso, são mais tolerantes e suportam certas concentrações tóxicas ou apresentam modificações morfológicas e fisiológicas, as quais não foram propostas para se verificar no presente trabalho.

Em relação a sugestão para trabalhos futuros observou-se a necessidade de um maior tempo de coleta de dados, possibilitando entendimento sobre o crescimento ou desaparecimento desses organismos na área estudada. Outro fator sensível se deu pelas poucas amostras de forófitos com líquens encontradas. Embora a mata possua muitas árvores, houve dificuldade, em alguns locais, de encontrar árvores com líquens acessíveis, limitando, assim, a quantidade analisada.

Ainda, a identificação das espécies de líquens traria resultados mais precisos sobre os indivíduos mais resistentes ou sensíveis à qualidade ambiental. Nesse sentido, convém que, para próximos estudos deste mesmo tipo, seja quantificado os líquens de diferentes morfologias. Verificou-se a necessidade de estudos com líquens do tipo "fruticoso" em fragmentos florestais urbanos, visto que estes são mais sensíveis, diretamente, à poluição do ar, e não foram encontrados em nenhuma parcela de monitoramento da área de estudo.

Por fim, para se ter maior efetividade na relação entre líquens e a qualidade do ar, há a necessidade de monitorar e quantificar a concentração de poluentes na mata, além de coletar exemplares de espécies para verificar possíveis alterações morfológicas e fisiológicas com o intuito de observar a capacidade de suporte de absorção de poluentes dos líquens.

7. REFERÊNCIAS

- ADAMO, P.; GIORDANO, S.; VINGIANI, S.; COBIANCHI, R. C.; VIOLANTE, P. Trace element accumulation by moss and lichen exposed in bags in the city of Naples (Italy). **Environmental Pollution**, v. 122, p. 91-103, 2003. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12535598>>. Acesso em: 12 out. 2019.
- ALMEIDA, W. R.; ALMEIDA, W. R.; AGUIAR, J. J. M. Cobertura de líquens em um gradiente borda-interior na Amazônia Central. **Journal of Environmental Analysis and Progress** V. 02 N. 01 (2017) 011-015. 2017. Disponível em: <<http://www.ead.codai.ufrpe.br/index.php/JEAP/article/view/982/969>>. Acesso em: 08 set. 2020.
- ALMEIDA, A. E.; BAGGIO, A.; SOARES, J. F.; ROMANO, M. Comparação dos níveis de poluição atmosférica entre o Campus da Unicamp e a Região Central da cidade de Campinas. 2012. **Revista Ciências do Ambiente Online**. V. 8, n 1. Campinas, São Paulo. Disponível em: <<http://sistemas.ib.unicamp.br/be310/nova/index.php/be310/article/view/314>>. Acesso em: 02 ago. de 2019
- ALLAN, J. D.; MCINTYRE, P. B.; SMITH, S. D. P.; HALPERN, B. S.; BOYER, G. L.; BUCHSBAUM, A. Joint analysis of stressors and ecosystem services to enhance restoration effectiveness. **Proceedings of the National Academy of Sciences - PNAS**, v. 110, p. 372-377, 2013. Disponível em: <<https://www.pnas.org/content/110/1/372>>. Acesso em: 04 out. 2019.
- ALMEIDA, C. C. S.; BARRETO, T. N. A.; LIRA, E. B. S.; LORENA, E. M. G.; SANTOS, I. G. S.; BEZERRA, A. P. X. G. Bioindicators of Air Quality Species. **Revista Geama**. 2017. Disponível em: <<http://www.ead.codai.ufrpe.br/index.php/geama/article/view/1026/1311>>. Acesso em: 20 mar. 2019.
- ALVES, F. T.; BRANDÃO, C. F. L. S.; ROCHA, K. D.; MARANGON, L. C.; FERREIRA, R. L. C. Efeito de borda na estrutura de espécies arbóreas em um fragmento de floresta ombrófila densa, Recife, PE. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.1, n.único, p.49-56. 2006. Recife – PE. Disponível em: <<https://www.redalyc.org/html/1190/119018241008/>>. Acesso em: 13 mar. 2019.
- ARAÚJO, M. D. S.; SANTOS, A. C.; PREVIDELI, B. R.; CAMILLO, C. S.; DA SILVA, G. T.; CARBONE, A. S. S.; COSTA, D. C. A importância da qualidade do ar nas cidades metropolitanas. *In: XXI Congresso de Iniciação Científica da Unicamp*. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo - FEC, UNICAMP. 2013. Campinas - SP. Disponível em: <<https://www.prp.unicamp.br/pibic/congressos/xxicongresso/cdrom/FSCOMMAND/pdfN/68.pdf>>. Acesso em: 06 mar. 2019.
- ASSMAN, B. R.; CAPELESSO, E. S.; DARIVA, G. Efeito de borda na concentração de alumínio e chumbo em líquens em área urbana, rural e industrial. **Caderno do meio ambiente e sustentabilidade**. v. 10, n. 6. 2017. Disponível em: <<https://www.uninter.com/cadernosuninter/index.php/meioAmbiente/article/view/451>>. Acesso em: 20 set. 2020.
- BAČKOR, M.; FAHSELT, D. Physiological attributes of the lichen *Cladonia pleurota* in heavy metal-rich and control sites near Sudbury. **Environmental Experimental Botany**, v. 52, p. 149-159. 2004. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0098847204000231>>. Acesso em: 14 set. 2019.

- BAKER, T. P.; JORDAN, G. J.; STEEL, E. A.; FOUNTAIN-JONES, N. M.; WARDLAW, T. J.; BAKER, S. C. Microclimate through space and time: microclimatic variation at the edge of regeneration forests over daily, yearly and decadal time scales. **Forest Ecology and Management**, v. 334, p. 174-184, 2014. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112714005313>>. Acesso em: 08 set. 2020.
- BAPTISTA, M. B. A. Mata de Santa Genebra: Desafios para a preservação de uma unidade de conservação localizada no meio urbano. Trabalho de Conclusão de Curso. **Fundação Instituto de Administração**. São Paulo, SP. 2015. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/escolasuperior/wpcontent/uploads/sites/30/2016/06/Marcela-Bentes-Tcc.pdf>>. Acesso em: 11 ago. 2020.
- BECK, U. **Sociedade de risco**: Rumo a uma outra modernidade. São Paulo: Editora 34, 2010 [1992].
- BECKETT, R. P.; KRANNER, I.; MINIBAYEVA, F. Lichen sensitivity to air pollution. *In*: NASH III, T. **Lichen Biology**. 2nd edition. Cambridge: Cambridge, 2008. p. 299-314.
- BERETTA, V. Z. Caracterização físico-química do solo como indicador de degradação ambiental em áreas de borda da Mata de Santa Genebra, Campinas – SP. **Dissertação em Sistemas e Infraestrutura Urbana**, PUC-Campinas. 2020. Disponível em: <<http://tede.bibliotecadigital.puc-campinas.edu.br:8080/jspui/bitstream/tede/1359/2/VICTOR%20ZENI%20BERETTA.pdf>>. Acesso em: 13 out. 2020.
- BERNARDES, J. A.; FERREIRA, F. P. A Questão Ambiental: Diferentes abordagens. **Rev. Sociedade e Natureza**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2003.
- BERNARDI, S.; BUDKE, J. C. Estrutura da Sinúsia Epifítica e Efeito de Borda em uma área de transição entre Floresta Estacional Semidecídua e Floresta Ombrófila Mista. **Revista Floresta**. v. 40, n. 1. 2010. Curitiba – PR. Disponível em: <<https://revistas.ufpr.br/floresta/article/view/17101/11262>>. Acesso em: 13 mar. 2019.
- BIONDI, D.; BATISTA, A. C.; MARTINI, A.; GRISE, M. M. O efeito microclimático do bosque Capão da Imbuia na cidade de Curitiba-PR, Brasil. *In*: **Congresso forestal latinoamericano**, 5., 2011, Lima. Anais... Lima: [s.n.], 2011. Disponível em: <<https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/45530>>. Acesso em: 10 set. 2020.
- BIUDES, M. S.; NOGUEIRA, J. S.; DALMAGRO, H. J.; MACHADO, N. G. Mudança no microclima provocada pela conversão de uma floresta de cambará em pastagem no norte do Pantanal. **Revista de Ciências Agro-Ambientais**, v. 10, n. 1, p. 61-68, 2012.
- BJERKE, B. W.; GWYNN-JONES, D.; CALLAGHAN, T. V. Effects of enhanced UV-B radiation in the field on the concentration of phenolics and chlorophyll fluorescence in two boreal and arctic-alpine lichens. **Environmental and Experimental Botany**, v. 53, p. 139-149. 2005. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0098847204000450>>. Acesso em: 29 set. 2019.
- BLUMENFELD, E. C. Relações entre Vizinhança e Efeito de Borda em Fragmento Florestal. Campinas: Faculdade de Engenharia Civil – UNICAMP, 2008. 85p. **Dissertação (Mestrado)** – Faculdade de Engenharia Civil, UNICAMP, 2008. Disponível em: <[http://repositorio.unicamp.br/bitstream/REPOSIP/258661/1/Blumenfeld EstherCarone M.pdf](http://repositorio.unicamp.br/bitstream/REPOSIP/258661/1/Blumenfeld%20EstherCarone%20M.pdf)>. Acesso em: 13 set. 2019.

- BOEHM, F.; CLARKE, K.; EDGE, R.; FERNANDEZ, E.; NAVARATNAM, S.; QUILHOT, W.; RANCAN, F.; TRUSCOTT, T. G. Lichens: Photophysical studies of potential a new sunscreens. **Photochemistry and Photobiology B: Biology**, v. 92, p. 40-45. 2009. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19179091>>. Acesso em: 29 set. 2019.
- BRAGA, A. L.; PEREIRA, L. A. A.; SALDIVA, P. H. do N. Poluição Atmosférica e seus Efeitos na Saúde Humana. In: **Sustentabilidade na Geração e Uso de Energia no Brasil: Os próximos vinte anos**, Campinas, 2002. Disponível em: <<http://libdigi.unicamp.br/document/?view=1039>>. Acesso em: 13 out. 2019.
- BRANDÃO, C. R. F. Hymenoptera, formicidae. In: BRANDÃO, C.R.F.; CANCELLO, E.M (Ed) **Biodiversidade do Estado de São Paulo: Síntese do conhecimento ao final do século XX. 5 – Invertebrados Terrestres**. São Paulo FAPESP, 1999. p. 213-223.
- BRASIL. Constituição (1988). **Constituição da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF: Senado Federal: Centro Gráfico, 1988. 292 p.
- BRASIL. **Resolução Municipal** no 65, de 04 de agosto de 2006.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Reserva da Biosfera da Mata Atlântica**. Disponível em: <www.mma.gov.br>. Acesso em: 20 set. 2019.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Fundação José Pedro de Oliveira**. 2019. Disponível em: <<http://www.fjposantagenebra.sp.gov.br/>>. Acesso em: 12 mar. 2019.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano de Manejo ARIE Mata de Santa Genebra**. 2010. Disponível em: <www.icmbio.gov.br>. Campinas: 2010. Acesso em: 11 mar. 2019.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Secretariado da Convenção sobre Diversidade Biológica**. 2010. Disponível em: <www.mma.gov.br>. Acesso em: 11 mar. 2019.
- BRASIL. **Política Nacional de Mudanças Climáticas** nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009. Brasil, Disponível em: <<http://www.planalto.gov.br/ccivil/03/ato2007-2010/2009/lei/l12187.htm>>. Acesso em: 15 jul. 2019.
- BRAZ, S, N; LONGO, R. M. Bioindicadores de poluição ambiental: Um estudo bibliométrico. 2019. **Revista Científica "ANAP Brasil"**. Disponível em: <https://www.amigosdanatureza.org.br/publicacoes/index.php/anap_brasil/article/view/2239/2082>. Acesso em: abr. 2020.
- BROOMHALL, S. D. Measuring chemical impacts on amphibians: Ecotoxicity And behavioural data in governmental regulation. 2005. **Appl. Herpetol.** 2: 259-285. Disponível em: <<https://brill.com/view/journals/ah/2/3/article-p259.xml?lang=en>>. Acesso em: 29 set. 2019.
- BROWN, K. S. Jr. Conservation of Neotropical Environments: Insects as Indicators. In: COLLINS, N.M., THOMAS, J.A. (Eds.). 1991. The conservation of insects and their habitats. London: **Academic Press**. Disponível em: <<https://www.ceaes.org.br/holos/article/download/2996/3759>>. Acesso em: 29 set. 2019.
- BUTTERFIELD, J.; LUFF, M.L.; BAINES, M.; EYRE, M.D. Carabid beetle communities as indicators of conservation potential in upland forest. 1995. **Forest Ecology and Management.** 79, 63 – 77. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0378112795036202>>. Acesso em: 29 ago. 2019.
- CABRAL, J. P. Copper toxicity to five Parmelia lichens in vitro. **Environmental Experimental of Botany**, v. 49, p. 237-250. 2003. Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0098847202000874>>.

Acesso em: 03 out. 2019.

CAIRNS Jr., J.; McCORMICK, P. V.; NIEDERLEHNER, B. R. A proposal framework for developing indicators of ecosystem health. **Hydrobiologia**, 263p.1-44.

Netherlands: Publishen: Springer, 1993. Disponível em:

<<https://link.springer.com/article/10.1007/BF00006084>>. Acesso em: 10 mar. 2019.

CALEGARI, L.; MARTINS, S. V.; GLERIANI, J. M.; SILVA, E.; BUSATO, L. C. Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. **Revista Árvore**, Viçosa, v.34, n.5, p.871-880, out. 2010. Disponível em:

<http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S010067622010000500012>

. Acesso em 22 jul. 2019

CALISTO, M.; GONÇALVES, J. F.; MORENO, P. Invertebrados Aquáticos como Bioindicadores. Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas, **Departamento de Biologia Geral**, Laboratório de Ecologia de Bentos. 2018. Belo Horizonte – MG. Disponível em:

<<https://manuelzao.ufmg.br/biblioteca/invertebrados-aquaticos-como-bioindicadores/>>. Acesso em: 08 mar. 2019.

CANSARAN-DUMAN, D.; ATAKOL, O.; ARAS, S. Assesment of air pollution genotoxicity by RAPD in *Evernia prunastri* L. Ach. From around iron-steel factory in Karabük, Turkey. 2010. **J. Environ. Sci.** 23, 1171-1178. Disponível em:

<<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22125911>>. Acesso em: 14 out. 2019.

CARNEIRO, R. M. A. Bioindicadores vegetais de poluição atmosférica: uma contribuição para a saúde da comunidade. **Dissertação de Mestrado** apresentada à Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto / USP. 2004. Ribeirão Preto – SP. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/22/22133/tde-19102004-170613/pt-br.php>>. Acesso em: 06 mar. 2019.

CARVALHO, M.M; PALADINI, E.P; BOUER, G.; FERREIRA, J.J.A; MIGUEL, P.A.C; SAMOBYL, R.W.; ROTONDARO, R.G. **Gestão da Qualidade: Teoria e casos**. /coordenadores, Marly Monteiro de Carvalho, Edson Pacheco Paladini, - 2.ed.- Rio de Janeiro: Elsevier: ABEPRO, 2012. (série ABEPRO).

CEPAGRI - Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura. **Tempo e Clima Unicamp**. 2019 e 2020. Disponível em:

<<https://www.cpa.unicamp.br/>>. Acesso em: 25 mar. 2019.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo**. 2019 - 2020. Série Relatórios. Secretaria do Estado do Meio Ambiente.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Poluentes**. 2013. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/ar/poluentes/>>. Acesso em: 15 ago. 2020.

CERQUEIRA, R.; NASCIMENTO, M.T.; PARDINI, R. Fragmentação: Alguns conceitos. 2003. *In*: RAMBALDI, D.M; OLIVEIRA, D. A. S. (Org.). **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA / SBF, p. 23-40. Disponível em:

<<http://www.terrabrasil.org.br/ecotecadigital/pdf/serie-biodiversidade--06-fragmentacao-de-ecossistemas-causas-efeitos-sobre-a-biodiversidade-e-recomendacao-de-politicas-publicas.pdf>>. Acesso em: 20 mar. 2019.

CHAVES, H. M. L.; SANTOS, L.B. Ocupação do solo, fragmentação da paisagem e qualidade da água em uma pequena bacia hidrográfica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, v.13, p.922-930, dez. 2009.

Disponível

em:

<http://repositorio.unb.br/bitstream/10482/10510/1/ARTIGO_OcupacaoSoloFragmentacao.pdf>. Acesso em: 25 mar. 2019.

CISLAGHI, C.; NIMIS, P. L. Lichens, air pollution and lung cancer. 1977. **Nature**, 387, 463-464. *In: Utilização de líquens no biomonitoramento da qualidade do ar.* 2006. Cáp. III. Em XAVIER FILHO, L. et al. **Biologia de Líquens**. Rio de Janeiro, Brasil, p. 24-74.

CISOTTO, M. F.; VITTE, A. C. Ressignificação da natureza em Área Urbana: **O mercado imobiliário no entorno da Mata de Santa Genebra**. 2010. Disponível em: <<http://www.observatoriogeograficoamericalatina.org.mx/egal12/Geografiasocioeconomica/Geografiaurbana/42.pdf>>. Acesso em: 17 abr. 2020.

COLONI JR, G. Concepção de manual de campo para diagnóstico e monitoramento da qualidade do ar utilizando fungos liquenizados. 2019. **Rev. Unisul**. Palhoça-MG. Disponível em: <<https://www.riuni.unisul.br/bitstream/handle/12345/8484/TCCFFolhaAprovacao.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. acesso em: 15 abr. 2020.

Comissão mundial sobre meio ambiente e desenvolvimento. **Nosso Futuro Comum**. 1988. Disponível em: <https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/4245128/mod_resource/content/3/Nosso%20Futuro%20Comum.pdf>. Acesso em: 15 mar. 2019.

CONTI, M. E.; CECCHETTI, G. Biological monitoring: Lichen as bioindicators of air pollution assessment – A review. 2001. **Environmental Pollution**, 114: 471-492.

CONTI, M. E.; PINO, A.; BOTRÈ, F.; BOCCA, B.; ALIMONTI, A. Lichen *Usnea barbata* as biomonitor of airborne elements deposition in the province of Tierra del Fuego (southern Patagonia, Argentina). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 72, p. 1082-1089. 2009. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19232724>>. Acesso em: 14 aug. 2019.

COSTA, W. R.; MINEO, M. F. Os líquens como bioindicadores de poluição atmosférica no município de Uberaba, Minas Gerais, Brasil. **REGET** - v. 13 n. 13 AGO. 2013, p. 2690 - 2700. Disponível em: <<https://periodicos.ufsm.br/reget/article/viewFile/8657/pdf>>. Acesso em: 01 abr. 2019.

CURRY, J. P. Factors affecting the abundance of earthworms in soils. 2004. Pp. 91-113. *In: C. A. EDWARDS (Ed.). Earthworm ecology*. 2nd Ed. CRC Press, Boca Raton.

DACANAL, C. Fragmentos Florestais Urbanos e Interações Climáticas em diferentes Escalas: Estudos em Campinas, SP. 2011. 221f Tese (Doutorado em Engenharia Civil e Arquitetura e Urbanismo) – **Universidade Estadual de Campinas**, 2011. Disponível em: <<http://repositorio.unicamp.br/handle/REPOSIP/257758>>. Acesso em 17 nov. 2019.

DAMILANO, D. C. R. Estudo da influência da poluição atmosférica e das condições meteorológicas na saúde em São José dos Campos. 2006. **Relatório do INPE**. Disponível em: <<http://mtc-m16b.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtc-m15@80/2006/08.09.19.29/doc/Daniela%20Cristina%20Damilano.pdf>>. Acesso em: 11 ago. 2020.

DANNI-OLIVEIRA, I. M. A cidade de Curitiba/PR e a poluição do ar: Implicações de seus atributos urbanos e geocológicos na dispersão de poluentes em período de inverno. 1999. Tese (Doutorado em Geografia Física) – Faculdade de Filosofia Letras e Ciências Humanas, **Universidade de São Paulo**, São Paulo. 2000. Disponível em:

- <<http://observatoriogeograficoamericalatina.org.mx/egal8/Procesosambientales/Ecologia/08.pdf>>. Acesso em: 20 out. 2019.
- DANTAS, J. O. Existe um efeito de borda na Caatinga? Evidência de comunidades de líquens em Poço Verde, Sergipe. 2016. Dissertação (Mestrado em Ecologia), **Universidade Federal de Sergipe**. Brasil. Disponível em: <https://ri.ufs.br/bitstream/riufs/4468/1/JACIELE_OLIVEIRA_DANTAS.pdf>. Acesso em: 09 abr. 2019.
- ELIASARO, S. Levantamento da flora liquênica da Ilha do Mel, Paraná. Departamento de Botânica da **Universidade Federal do Paraná**. 2010. Disponível em: <<http://www.iap.pr.gov.br/pagina-1300.html>>. Acesso em: 23 out. 2019.
- ELKINGTON, J. **Enter the triple bottom line**. 2004. Disponível em: <<http://johnelkington.com/TBL-elkington-chapter.pdf>>. Acesso em: 22 ago. 2019.
- ELKINGTON, J. Towards the sustainable corporation: win-win-win business strategies for sustainable development. 1994. **California Management Review**, 2 (36), 90-100.
- ESSEEN, P. A.; RENHORN, E. K. Edge Effects on Epiphytic Lichen in Fragmented Forests. **Conservation Biology**. 2006. 12(6): 1307-1313. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1523-1739.1998.97346.x>>. Acesso em: 26 jul. 2019.
- ETTO, T. L.; LONGO, R. M.; ARRUDA, D. D. R.; INVENIONI, R. Ecologia da paisagem de remanescentes florestais na bacia hidrográfica do Ribeirão das Pedras-Campinas-SP. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 37, n. 6, p. 1063-1071, 2013. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-67622013000600008&script=sci_abstract&tlng=pt>. Acesso em: 20 out. 2019.
- EWERS, R. M.; THORPE, S.; DIDHAM, R. K. Synergistic interactions between edge and area effects in a heavily fragmented landscape. 2007. **Ecology** 88(1): 96-106. Disponível em: <<https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/00129658%282007%2988%5B96%3ASIBEEA%5D2.0.CO%3B2>>. Acesso: 24 jul. 2019.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. 2003. **Annual Reviews of Ecology and Systematics**, 34: 487-515. Disponível em: <<https://www.annualreviews.org/doi/pdf/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>>. Acesso em: 12 mar. 2019.
- FAVERO, L. S. E.; CASTELLI, D.; FUBINO, B.; PIERVITTORI, R. Lichens on asbestos-cement roofs: bioweathering and biocovering effects. **Journal of Hazardous Materials**, v. 162, p. 1300-1308. 2009. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18692312>>. Acesso em: 25 ago. 2019.
- FEIBER, S. D. Áreas verdes urbanas imagem e uso: O caso do passeio público de Curitiba - PR. **Raega - O Espaço Geográfico em Análise**, Curitiba, v.8, n.8, p.93-105, 2004. Disponível em: <<https://revistas.ufpr.br/raega/article/view/3385/2714>>. Acesso em: 25 nov. 2019.
- FENGLER, F. H.; MORAES, J. F. L.; RIBEIRO, A. I.; FILHO, A. F.; STORINO, M.; MEDEIROS, G. A. Qualidade ambiental dos fragmentos florestais na Bacia Hidrográfica do Rio Jundiá-Mirim entre 1972 e 2013. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.19, n.4, p.402-408, abr. 2015. Disponível: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1415-43662015000400402>. Acesso em: 25 mar. 2019.
- FERNANDES, R. F. Caracterização de líquens do Brasil e da Antártida. 2018. Tese de Doutorado – **Universidade Federal de Juiz de Fora**, MG. Disponível em:

<<https://repositorio.ufjf.br/jspui/bitstream/ufjf/8285/1/rafaelaferreirafernandes.pdf>>.

Acesso em : 14 out. 2019.

FERNANDES, G. W. 1987. Gall-fonning insects: Their economic importance and control. **Revista Brasileira de Entomologia** 31 :379-398. Disponível em: <<http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=US201301400185>>. Acesso em: 29 set. 2019.

FERREIRA, M.M.C. Multivariate QSAR. J. Braz. **Chem. Soc.**, São Paulo, v.13, n.6, p.742-753, 2014.

FIALHO, R. C. O uso de Bioindicadores vegetais no monitoramento e controle da poluição atmosférica: A importância dos Bioindicadores. Informativo técnico publicado pela Associação dos Engenheiros da CETESB – ASEC e pelo Conselho de Representantes dos Funcionários da CETESB – CRF, para distribuição interna e limitada aos empregados da **SMA/CETESB**. v. 2. n. 4. 2002. Acesso em: 09 mar. 2019.

FORENO, M. G.; VIEIRA, M. V. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 4, p. 493-502, 2007. Disponível em: <<https://revistas.ufrj.br/index.php/oa/article/download/5690/4277>>. Acesso em: 16 set. 2019.

FORTUNIAK, K.; KLYSIK, K.; WIBIG, J. Urban–rural contrasts of meteorological parameters in Lodz. *Theoretical and Applied Climatology*, v. 84, n. 1-3, p. 91-101, 2006. Geiger, R. et al. **The climate near the ground**. Berlim: Rowman & Littlefield, 2009. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s00704-005-0147-y>>. Acesso em: 08 set. 2020.

FRÄNZLE, O. Bioindicators and environmental stress assessment. *In*: MARKERT, B. A.; BREURE, A. M.; ZECHMEISTER, H. G. (Eds.), **Bioindicators and biomonitoring**. Amsterdam: Elsevier, 2003. p. 41-84. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0927521503801327>>. Acesso em: 04 out. 2019.

FREITAS, E. P. Análise integrada do mapa de uso e ocupação das terras da microbacia do Rio Jundiá-Mirim para fins de gestão ambiental. Campinas – SP. 2012. 132 f. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical), **Instituto Agrônomo de Campinas**. Disponível em: <<http://www.iac.sp.gov.br/areadoinstituto/posgraduacao/dissertacoes/pb1212610%20Eduardo%20Pretto%20Freitas.pdf>>. Acesso em: 25 mar. 2019.

GALDEAN, N.; CALLISTO M.; BARBOSA F.A.R. Lotic Ecosystems of Serra do Cipó, southeast Brazil: water quality and a tentative classification based on the benthic macroinvertebrate community. 2000. **Aquatic Ecosystem Health and Management** 3, 545-552. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/14634980008650691>>. Acesso em: 14 set. 2019.

GARCIA, J. M.; LONGO, R. M.; PENEREIRO, J. C.; MENDES, R. MANTOVANI, P. Uso de fotografias hemisférica para avaliação da qualidade ambiental na mata de Santa Genebra, Campinas-SP. Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 28, n. 1, jan. - mar. 2018. p. 175-190. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S198050982018000100175&script=sci_abstract&tlng=pt>. Acesso em: 13 mar. 2019.

GARTLAND, L. Ilhas de calor: Como mitigar zonas de calor em áreas urbanas. São Paulo: **Oficina de Textos**, 2011.

GIL, A. C. **Métodos e técnicas de pesquisa social**. São Paulo: Atlas, 1999.

- GHENO, E.L.; FRANÇA, M. S.; MAITELLI, S. F. Variações microclimáticas na área urbana no final da estação chuvosa. **Revista Educação, Cultura e Scuola** 2012; 2(1): 139-153. Disponível em: <<http://sinop.unemat.br/projetos/revista/index.php/educacao/article/view/653>>. Acesso em: 04 de mai. 2020.
- GIL, A. C. **Métodos e técnicas de pesquisa social**. São Paulo: Atlas, 1999.
- GONÇALVES, V. F.; BRUNO, C. G. C.; SOUZA, C. R.; FAÇANHA, P. E. W.; ALVES, M. C.; BORGES, M. P.; MELO, C. Utilização de líquens como bioindicadores da qualidade atmosférica na cidade de Uberlândia, MG. Anais do **VIII Congresso de Ecologia do Brasil**, 23 a 28 de Setembro de 2007, Caxambu – MG. Disponível em: <<http://www.seb-ecologia.org.br/revistas/indexar/anais/viiiiceb/pdf/1185.pdf>>. Acesso em: 10 ago. 2020.
- GOULART, M.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. 2003. **Revista da FAPAM**, ano 2, no 1. Disponível em: <http://labs.icb.ufmg.br/benthos/index_arquivos/pdfs_pagina/Goulart%20&%20Callisto-Fapam.pdf>. Acesso em: 02 out. 2019.
- GRANGEON, S.; GUÉDRON, S.; ASTA, J.; SARRET, G.; CHARLET, L. Lichen and soil indicators of an atmospheric mercury contamination in the vicinity of a chlor-alkali plant (Grenoble, France). **Ecological Indicators**, v. 12, p. 178-183. 2012. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X11001610>>. Acesso em: 23 out. 2019.
- GRIME, J. P. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. **The American Naturalist**, v. 111, n. 982, p. 1169-1194, 1977. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/2460262?seq=1#page_scan_tab_contents>. Acesso em: 04 out. 2019.
- GUERRA, F. P.; MIRANDA, R. M. Influence of meteorology in the concentration of atmospheric pollutant PM_{2.5} in RJRM and MRSP. Proceedings of the II Congress Brazilian Environmental Management, Parana, Brazil, p. 6–9, 2011. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4555266/>>. Acesso em: 20 set. 2020.
- GUIDOTTI, M., STELLA, D.; OWCZAREK, M.; MARCO, A.; SIMONE, C. Lichens as polycyclic bioaccumulators used in atmospheric pollution studies. **Journal of Chromatography**, v. 985, p. 185-190, 2003. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12580485>>. Acesso em: 02 set. 2019.
- GUIRAO, A. C.; TEIXEIRA FILHO, J. Preservação de um Fragmento Florestal Urbano: Estudo de Caso: A ARIE Mata de Santa Genebra, Campinas - SP. **Geosp: Espaço e Tempo**, São Paulo, v. 1, n. 29, p.147- 158, out. 2011. São Paulo – SP. Disponível em: <<http://www.revistas.usp.br/geosp/article/view/74193>>. Acesso em: 13 mar. 2019.
- GUREVITCH, J.; SCHEINER, S. M.; FOX, G. A. **Ecologia vegetal**. Porto Alegre: Artmed, p.510, 2009.
- HAMMARSTRÖM, F. F. B.; CENCI, D. R. Meio Ambiente e Direito das Cidades: uma interrelação necessária para o desenvolvimento de uma urbanização sustentável. **Revista Eletrônica do Curso de Direito - Ufsm**, [s.i.], v. 8, p.447-457, abr. 2013. Disponível em: <<https://doaj.org/article/baaa6f1d8b924f29963fe352e4a4fe3e>>. Acesso em: 10 mar. 2019.
- HAN, S. Q.; BIAN, H.; FENG, Y. C.; LIU, A. X.; LI, X. J.; ZENG, F.; ZHANG, X. L. Analysis of the relationship between O₃, NO and NO₂ in Tianjin, China. **Aerosol and**

- air quality research, V. 11, p. 128–139, 2011. Disponível em: <<https://aaqr.org/articles/aaqr-10-07-0a-0055>>. Acesso em: 25 ago. 2020.
- HAUCK, M.; PAUL, A.; GROSS, S.; RAUBUCH, M. Manganese toxicity in epiphytic lichens: chlorophyll degradation and interaction with iron and phosphorus. **Environmental and Experimental Botany**, v. 49, p. 181-191. 2013. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0098847202000692>>. Acesso em: 24 out. 2019.
- HAWKSWORTH, D. L. Litmus tests for ecosystem health: the potencial of bioindicator in the monitoring of biodiversity. *In*: Swaminathan, M.S. (eds.) **Biodiversity**. Implications for global food security. Madras: Macmillan India 1992 17: 184-204.
- HEDENÅS, H.; HEDSTRÖM, P. Conservation of epiphytic lichens: significance of remnant aspen (*Populus tremula*) trees in clear-cuts. 2007. **Biological conservation**, 135(3): 388-395. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320706004344>>. Acesso em 10 set. 2020.
- HEMIVIEW. **Hemiview user manual**. Cambridge: Delta-t Devices, 2015. 85p. Disponível em: <http://www.dynamax.com/images/uploads/papers/HemiView_Manual.pdf>. Acesso em: 13 ago. 2020.
- HENTZ, A. M. K.; CORTE, A. P. D.; DOUBRAWA, B.; SANQUETTA, C. R. Avaliação da fragmentação dos remanescentes florestais da Bacia hidrográfica do rio Iguaçu – PR, Brasil. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v. 11, n. 21, p. 2842-2858, 2015. Disponível em: <<http://www.conhecer.org.br/enciclop/2015b/multidisciplinar/avaliacao%20da%20fragmentacao.pdf>>. Acesso em: 20 mar. 2019.
- HILL, D. Handbook of biodiversity methods: survey, evaluation and monitoring. 2002. **Cambridge**: Cambridge University Press.
- HONDA, N. K.; VILEGAS, W. A química dos líquens. **Química Nova**, v. 21, p. 110-125. 1998. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-40421999000100018&script=sci_arttext>. Acesso em: 21 nov. 2019.
- 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**, Manaus, v. 37, n. 1, p. 37 - 48, 2007. Disponível em: <https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S004459672007000100004#:~:text=pruriens%20mostrou%20menor%20mortalidade%20em,morreram%20mais%20em%20clareiras%20grandes.&text=Os%20valores%20de%20crescimento%20e,aos%20diferentes%20tamanhos%20de%20clareiras.>. Acesso em: 10 ago. 2020.
- JONES, A. M.; HARRISON, R. M.; BAKER, J. The wind speed dependence of the concentrations of airborne particulate matter and NOX. **Atmospheric environment**, V. 44, N. 13, p. 1682–1690, 2010. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1352231010000336>>. Acesso em: 20 set. 2020.
- KÄFFER M. I.; MARTINS S. M. A.; ALVES, C.; PEREIRA, V. C.; FACHEL, J.; VARGAS, V. M. F. Corticolous lichens as environmental indicators in urban areas in southern Brazil. 2011. **Ecol Indic** 11: 1319-1332. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X11000409>>. Acesso em: 15 out. 2019.
- KÄFFER, M. I.; MARTINS, S. M. A. Evaluation of the environmental quality of a protected riparian forest in Southern Brazil. 2014. **Bosque** 35: 325-336. Disponível

- em: <https://scielo.conicyt.cl/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0717-92002014000300007&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 20 out. 2019.
- KAPUSTA, S. C. Bioindicação ambiental. Biblioteca da UFSC. Escola Técnica da **Universidade Federal do Rio Grande do Sul**. 2008. Porto Alegre – RS. Disponível em: <http://proedu.rnp.br/bitstream/handle/123456789/716/Bioindicacao_PB.pdf?sequence=3&isAllowed=y>. Acesso em: 09 mar. 2019.
- KLUMPP, A.; ANSEL, WOLFGANG.; KLUMPP, G.; FOMIN, A. Um novo conceito de monitoramento e comunicação ambiental: A rede Européia para a avaliação da qualidade do ar usando plantas Bioindicadoras (EuroBionet). **Revista Brasil. Bot.** V.24, n.4 (suplemento), p.511-518, 2001. São Paulo – SP. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/%0D/rbb/v24n4s0/9472.pdf>>; Acesso em: 06 mar. 2019.
- KOCH, N. M. Efeitos da poluição atmosférica como fator de estresse ambiental na estrutura e na funcionalidade das comunidades de líquens. 2016. Porto Alegre – RS. Disponível em: <<https://lume.ufrgs.br/handle/10183/143740>>. Acesso em: 13 out. 2019.
- KUUSINEN, M.; KIVISTO, L. Edge effects on the epiphytic lichen flora of picea abies in middle boreal finland. 2000. **Lichenologist** 32(4): 387–398. Disponível em: <<https://www.cambridge.org/core/journals/lichenologist/article/edge-effects-on-the-epiphytic-lichen-flora-of-picea-abies-in-middleborealfinland/B12407BF9DFD97787D2C0DE21F6E8422>>. Acesso em: 25 jul. 2019.
- LAKATOS, E. M.; MARCONI, M. de A. Fundamentos de metodologia científica. São Paulo: **Atlas**, 1993.
- LAKATOS, M. RASCHER, U., BÜDEL, B. Functional characteristics of corticolous lichens in the understory of a tropical lowland rain forest. **New Phytologist** 172: 679-695. 2006. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/6700223_Functional_characteristics_of_corticolous_lichens_in_the_understory_of_a_tropical_lowland_rain_forest>. Acesso em: 25 ago. 2020.
- LAURANCE, W. F. 2002. **Hyperdynamism in fragmented habitats**. Journal of Vegetation Science **13**, 595-602. **Lichens in the understory of a tropical lowland rain forest**. New Phytologist, v.172, p.679-695. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17096794>>. Acesso em: 13 ago. 2019.
- LATIMER, C. E.; ZUCKERBERG, B. Forest fragmentation alters winter microclimates and microrefugia in human-modified landscapes. **Ecography**, v. 40, n. 1, p. 158-70, 2017. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/ecoq.02551>>. Acesso em: 08 set. 2020.
- LEITE, A. S. Análise da Qualidade Ambiental de Remanescentes Florestais por meio de métricas de paisagem: Um estudo no município de Campinas/SP. 2020. Dissertação de mestrado, **PUC Campinas**, SP. Disponível em: <<http://tede.bibliotecadigital.puc-campinas.edu.br:8080/jspui/handle/tede/1316>>. Acesso em: 04 abr. 2020.
- LIMA, J. S. Processos biológicos e o biomonitoramento: Aspectos bioquímicos e morfológicos. In: MAIA, N.B.; MARTOS, H. L.; BARRELLA, W. (Org.). **Indicadores ambientais: Conceitos e aplicações**. São Paulo: **Editora da PUC**. p. 77-94. 2001. Acesso em: 11 mar. 2019.
- LIMA, R. N. S.; ROCHA, C. H. B. Técnicas de sensoriamento remoto e métricas de ecologia da paisagem aplicadas na análise da fragmentação florestal no município de Juiz de Fora – MG em 1987 e 2008. **Anais XV Simpósio Brasileiro de**

- Sensoriamento Remoto - SBSR**, Curitiba, PR, Brasil, 30 de abril a 05 de maio de 2011, INPE p. 2067.
- LOGÍSTICA REVERSA. **Triple bottom line ou tripé da sustentabilidade**. 2015. Disponível em: <www.logisticareversa.org>. Acesso em: 11 abr. 2020
- LOMBARDO, M. A. Ilha de Calor nas Metrôpoles: O exemplo de São Paulo. 1985. São Paulo: **Hucitec**.
- LOPES, D. C.; LONGO, R. M. Avaliação de aspectos ambientais limitantes a implantação e conservação de corredores ecológicos no município de Campinas/SP: estudo de caso no corredor ecológico da Mata de Santa Genebra. *In: XVI Fórum Ambiental da Alta Paulista*. 2020. Disponível em: <<https://www.eventoanap.org.br/data/inscricoes/5419/form2968191367.pdf>>. Acesso em: 13 out. 2020.
- LÓPEZ, B. F. Respostas dos líquens a fatores ambientais. 2006. Cáp. II. Em XAVIER FILHO, L. et al. **Biologia de Líquens**. Rio de Janeiro, Brasil, p. 77-95.
- LOPPI, S.; RICCOBONO, F.; ZHANG, Z. H.; SACIC, S.; IVANOV, D.; PIRINTSOS, S.A. Lichen as biomonitors of uranium in the Balkan area. **Environmental Pollution**, v. 125, n. 2, p. 277-280. 2003. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749103000575>>. Acesso em: 25 ago. 2019.
- LUCON, F. A. P. Alterações no microclima em áreas de borda de remanescente florestal urbano. Dissertação apresentada no programa de **Pós-Graduação em Sustentabilidade**, PUC Campinas, Campinas, SP. 2020.
- MAHMOUD, A.H.A. Analysis of the microclimatic and human comfort conditions in an urban park in hot and arid regions. **Building and Environment**. [S. l.], v. 46, n 12, p. 2641-2656, dezembro de 2011. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0360132311002058>>. Acesso em: 10 set. 2020.
- MAKI, E. S.; SHITSUKA, R.; BARROQUEIRO, C. H.; SHITSUKA, D. M. Utilização de Bioindicadores em Monitoramento de Poluição. **Biota Amazônia Open Journal Sistem**, v3 n2. ISSN 2179 – 5746. 2013. Macapá – AP. Disponível em: <<https://periodicos.unifap.br/index.php/biota/article/view/705/v3n2p169-178.pdf>>. Acesso em: 14 mar. 2019.
- MARCELLI, M. P. **Ecologia Liquênica nos Manguezais do Sul-Sudeste Brasileiro**. 1992. **Bibliotheca Lichenologica** 47: 1-288. Disponível em: <https://www.schweizerbart.de/publications/detail/isbn/9783443580261/Ecologia_Liquenica_nos_Manguezais_do_Sul_Sudeste_Brasileiro>. Acesso em: 06 out. 2019.
- MARCELLI, M. P. Fungos Liquenizados. 2006. Cáp. I. Em XAVIER FILHO, L. et al. **Biologia de Líquens**. Rio de Janeiro, Brasil, p. 24-74.
- MARTINE, A.; BIONDI, D. Microclima e Conforto Térmico de um Fragmento de Floresta Urbana em Curitiba, PR. **Floram - Floresta e Ambiente**, Curitiba, v. 1, n. 1, p.182-193, 2015.
- MARTINI, A.; BIONDI, D.; VIEZZER, J.; da SILVA, D. A. O efeito microclimático do fragmento florestal existente no Parque Municipal do Barigui na cidade Curitiba-PR. **Ciência e Natura**, Santa Maria, v. 37, p.125-131, 2015. Ed. Especial SIC. Disponível em: <<https://periodicos.ufsm.br/index.php/cienciaenatura/article/view/16227>>. Acesso em: 10 set. 2020.
- MARTINI, A.; BIONDI, D.; BATISTA, A. C. Variação diária e estacional do microclima urbano em ruas arborizadas de Curitiba-PR. **Floresta e Ambiente**, v. 20, n. 4, p. 460-469, 2013. Disponível em: <

https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S217980872013000400004&script=sci_abstract&tlng=pt. Acesso em: 08 set. 2020.

MARTINS, M. C. B. Aplicações biotecnológicas de compostos obtidos dos líquens. 2013. Tese de Doutorado – **Universidade Federal de Pernambuco**, RE. Disponível em:

<<https://repositorio.ufpe.br/bitstream/123456789/13281/1/Tese%20M%c3%b4nica%20Martins.pdf>>. Acesso em: 30 out. 2019.

MARTINS, S. M. A. Estudo da Comunidade Liqueânica epífita em *Dodonaea viscosa* L. na Restinga do Parque Estadual de Itapuã, Viamão, RS. 2006. Tese de Doutorado, **Instituto de Botânica**, São Paulo. Disponível em: <[http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/pgibt/2014/07/Suzana Maria de Azevedo Martins DR.pdf](http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/pgibt/2014/07/Suzana%20Maria%20de%20Azevedo%20Martins%20DR.pdf)> acesso em: 03 set. 2019.

MARTINS, S. M. A. Fungos liquenizados da Mata Atlântica, no sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 25(2): 286-292. 2011. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S010233062011000200004&script=sci_abstract&tlng=pt>. Acesso em: 26 jul. 2019.

MARTINS, S. M. A.; KAFFER, M. I.; LEMOS, A. Líquens como Bioindicadores da qualidade do ar numa área de termoeletrônica, Rio Grande do Sul, Brasil. **Hoehnea** 35(3): 425-433. 2008. Porto Alegre – RS. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/hoehnea/v35n3/v35n3a11.pdf?fbclid=IwAR1clrDeX9nOQ6ou2oda8dg0-nwjUutCoH7oSHeynNbKvSTMB5CQRio_vg>. Acesso em: 14 mar. 2019.

MAZZITELLI, S. M. A. M.; MOTA FILHO, F. O.; PEREIRA, E. C.; FIGUEIRA, R. Utilização de líquens no biomonitoramento da qualidade do ar. 2006. Cap. III. Em XAVIER FILHO, L. et al. **Biologia de Líquens**. Rio de Janeiro, Brasil, p. 24-74.

MCGEOCH, M.A. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. 1998. **Biological Reviews**, 73, 181- 201. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1469-185X.1997.tb00029.x>>. Acesso em: 30 set. 2019.

McMULLIN, R. T.; BELL, F. W.; NEWMMASTER, S. G. The effects of triclopyr and glyphosate on lichens. **Forest Ecology and Management**, v. 264, p. 90–97. 2012. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112711005986>>.

Acesso em: 04 set. 2019.

MENDES, M. G. F. Microclima e expressão do efeito de borda em uma paisagem fragmentada na Floresta Atlântica Nordeste. 2008. 66 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Biologia Vegetal, **Universidade Federal de Pernambuco**, Recife, 2008. Disponível em: <<http://livros01.livrosgratis.com.br/cp075662.pdf>>. Acesso em: 10 ago. 2019.

MENDONÇA, F. A.; CASTELHANO, F. J. O clima e a poluição por PTS em Curitiba, PR. 2016. **Revista do Departamento de Geografia**. Universidade de São Paulo, SP. Disponível em: <<https://www.revistas.usp.br/rdg/article/view/120677/119022>>. Acesso em: 24 mar. 2019.

MENDONÇA, F.; DANNI-OLIVEIRA, I. M. Climatologia: Noções básicas e climas do Brasil. 1. ed. São Paulo: **Editora Oficina de Textos**, 2007. 208p.

MENEZES, A. A. Resposta da comunidade de microlíquens corticícolas a fatores ambientais em duas fitofisionomias. 2013. **Dissertação. São Cristóvão**. 105p. Disponível em: <http://bdtd.ibict.br/vufind/Record/UFS-2_7284d6c4e6ec3570d0b14d4f968b8519>. Acesso em: 20 set. 2020.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**. V. 1. nº 1/2, dez/2001. Campinas -SP, 2001. p. 1-9. Disponível em:

- <https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S167606032001000100006>. Acesso em: 14 ago. 2020.
- MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO (MCTI). Terceira Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima – **Sumário Executivo/ Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação**. Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, 2016.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA. **Mata Atlântica**. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/biomas/mata-atl%C3%A2ntica_emdesenvolvimento>. Acesso em: 10 nov. 2019.
- MINITAB Inc. **Statistical Software Data Analysis Software**. 2019. Disponível em: <<https://support.minitab.com/pt-br/minitab/18/>>. Acesso em: 29 out. 2019.
- MISUK, Y; MOIRE, A. W; BERNHARD. M. Variations of sulfur isotope ratios in a single lichen thallus: A potential historical archive for sulfur pollution. **Environmental Pollution**, v. 158, p. 3534-3538. 2010. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20864235>>. Acesso em: 28 out. 2019.
- MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza**. Lei Nº. 9.985, de 18 de julho de 2000. Decreto Nº. 4.340, de 22 de agosto de 2003. 2ed. Aumentada. Brasília: MMA/SBF.
- MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Indicadores Ambientais**. Brasília, 2003. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/governanca-ambiental/informacao-ambiental/sistema-nacional-de-informacao-sobre-meio-ambiente-sinima/indicadores>>. Acesso em 26 jul. 2019.
- MONDAL, P.; SOUTHWORTH, J. Evaluation of conservation interventions using a cellular automata-Markov model. **Elsevier**, Florida, v.260, n.10, p.1716-1725, 2010. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S037811271000472X>>. acesso em: 25 nov. 2019.
- MOTA-FILHO, F. O.; PEREIRA, E. C.; SILVA, R. A.; XAVIER-FILHO, L. Liqueus: Bioindicadores ou biomonitores. **Portal Biomonitor**, out. 2005. Disponível em: http://193.136.140.52/biomonitor/index.php?option=com_content&task=view&id=9&Itemid=2. Acesso em: 07 ago. 2019.
- MOTA-FILHO, F. O; PEREIRA, E. C. Influência de poluentes atmosféricos em Belo jardim (PE) utilizando Cladonia verticillaris (líquen) como biomonitor. **Química Nova**, v. 30, n. 5, p. 1072-1076. 2007. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422007000500004>. Acesso em: 03 out. 2019.
- MOTTA, R.S. **Economia ambiental**. 6.ed. Rio de Janeiro: FGV, 2006.
- MOURA, J. M.; FERNANDES, A. L.; SILVA, J. C. Utilização de líquens como bioindicadores de poluição atmosférica na cidade de Cuiabá – MT. *In: III Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental*. 2012. Goiânia - GO. Disponível em: <<https://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2012/VI-016.pdf>>. Acesso em: 14 mar. 2019.
- 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. 2009. **Perspectiva**, Erechim. v.34, n.125, p. 29-39. Disponível em: <http://www.uricer.edu.br/site/pdfs/perspectiva/125_72.pdf>. Acesso em: 13 ago. 2020.
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution** 10: 58-62. Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169534700889776>>.

Acesso em: 13 ago. 2019.

NASCIMENTO, E.P. Trajetória da sustentabilidade: Do ambiental ao social, do social ao econômico. 2012. **Estudos Avançados**. V.26, N.74, P.51-64.

NASCIMENTO, L. F. **Gestão Ambiental e Sustentabilidade**. 2008. Sistema Universidade Aberta do Brasil.

NASCIMENTO, M. C.; SOARES, V. P.; RIBEIRO, C. A. A. S.; SILVA, E. Mapeamento dos fragmentos de vegetação florestal nativa da Bacia hidrográfica do rio Alegre, Espírito Santo, a partir de imagens do Satélite IKONOS II. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 30, n. 3, p. 389-398, 2010. Disponível em: <https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S010067622006000300009>.

Acesso em: 10 ago. 2020.

NASH, Thomas H. **Lichen Biology**. 2. ed. New York: Cambridge, 2008. 486 p. ISBN 978-0-521-87162-4.

NASS, D. P. O conceito de poluição. 2013. **Instituto de Química de São Carlos da Universidade de São Paulo**. São Carlos / SP. Disponível em: <<http://files.professoramirtes.webnode.com/200000113738c57486a/O%20conceito%20de%20polui%C3%A7%C3%A3o.pdf>>. Acesso em: 06 out. 2019.

NERASTI, A. V.; POMPERMAYER, N. B.; FERREIRA, L. I. Líquens como bioindicadores de poluição atmosférica no município de Jundiaí, SP. 2014. *In: Anais Congresso Nacional de Meio Ambiente de Poços de Caldas*. V.6, N.1. Disponível em: <<http://meioambientepocos.com.br/portal/anais/2014/index.php>>. Acesso em: 02 ago. 2019.

NIMIS, P. L.; CASTELLO, M.; PERROTTI, M. Lichens as biomonitors of sulphur dioxide pollution in La Spezia (Northern Italy). **Lichenologist**, v. 22, p. 333-344. 1990. Disponível em:

<<http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.864.4148&rep=rep1&type=pdf>>. Acesso em: 13 set. 2019.

NIMIS, P. L.; LAZZARIN, G.; LAZZARIN, N.; SKERT, N. Biomonitoring of trace elements with lichens in Veneto (NE Italy). **The Science of the Total Environment**, v. 255, p.97 – 111. 2000. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004896970000454X>>. Acesso em: 02 abr. 2019.

NISHANTH, T.; KUMAR, M. K. S.; VALSARAJ, K. T. Variations in surface ozone and NO_x at Kannur: a tropical, coastal site in India. **Journal of atmospheric chemistry**, V. 69, N. 2, p. 101–126, 2012. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s10874-012-9234-5>>. Acesso em: 20 set. 2020.

OLIVEIRA, A. A. B. Urbanização e Vulnerabilidade Sócio-Ambiental: o caso de Campinas. *In: Daniel Joseph Hogan; Rosana Baeninger; José Marcos Pinto da Cunha; Roberto Luiz do Carmo; (Org.). Migração e Ambiente nas Aglomerações Urbanas*. 01 ed. Campinas, SP: **MPC Artes Gráficas em papel**, 2001, v. 01, p. 397-420.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). **ODM 8 objetivos**. Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/tema/odm/>>. Acesso em: 04 abr. 2020.

PACIENCIA, M. L. B.; PRADO, J. Efeitos de borda sobre a comunidade de pteridófitas na Mata Atlântica da região de Una, sul da Bahia. **Revista Brasil Bot.**, V.27, n.4, p.641-653. 2004. São Paulo – SP. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/%0D/rbb/v27n4/v27n4a05.pdf>>. Acesso em: 13 mar. 2019.

- PAIVA, H. N.; GONÇALVES, W. **Florestas urbanas: Planejamento para melhoria da qualidade de vida**. 2. ed. Viçosa: Editora Aprenda Fácil, 2002.
- PALHARINI, K. Impacto da atividade agrícola e da estrutura de comunidades botânicas sobre a comunidade de líquens cortícolas em fragmentos de cerrado. **Dissertação em Biodiversidade e Conservação**. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano – Campus Rio Verde – GO. 2020. Disponível em: <<https://repositorio.ifgoiano.edu.br/handle/prefix/1282>>. Acesso em: 20 set. 2020.
- PARDOW, A.; HARTARD, B.; LAKATOS, M. Morphological, photosynthetic and water relations traits underpin the contrasting success of two tropical lichen groups at the interior and edge of forest fragments. **Aobplants**. 2010., plq004: doi:10.1093/aobpla/plq1004. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2965038/>>. Acesso em: 26 jul. 2019.
- PARMIGIANI, R.; SAN SOLO, D. G. Uma análise das florestas urbanas sob a perspectiva da ecologia da paisagem: Um estudo de caso no município do Guarujá-SP. 2017. **Revista Brasileira de Geografia Física** v.10, n.01 (2017) 296-303. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Davis_Sansolo2/publication/31690100>. Acesso em: 18 set. 2020.
- PAWLIK-SKOWRONSKA, B.; BACKOR, M. Zn/Pb-tolerant lichens with higher content of secondary metabolites produce less phytochelatins than specimens living in unpolluted habitats. **Environmental Experimental of Botany**, v. 72, n. 1, p. 64-70. 2010. Disponível em: <<https://pubag.nal.usda.gov/catalog/582128>>. Acesso em: 27 aug. 2019.
- PEREIRA, S. S. Utilização da espécie nicotiana tabaccum como bioindicador da concentração de ozônio troposférico - abordagem quantitativa. **Relatório final de projeto de iniciação científica – CNPQ**. 2006. Universidade do Vale do Paraíba. Disponível em: <<http://mtc-m16c.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtc-m18@80/2008/12.09.11.36/doc/Sergio%20Silva%20Pereira.pdf>>. Acesso em: 11 ago. 2020.
- PIGNATA, M. L.; GUDIÑO, G. L.; WANNAZ, E. D.; PLÁ, R. R.; GONZÁLEZ, C. M.; CARRERAS, H. A. ORELLANA, L. Atmospheric quality and distribution of heavy metals in Argentina employing Tillandsia capillaris as a biomonitor. **Environmental Pollution**, v. 120, p. 59-68, 2002. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749102001288>>. Acesso em: 23 out. 2019.
- 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**, Viçosa, v. 38, n. 2, p. 271-281, 2014. Disponível em: <<http://periodicos.ufra.edu.br/index.php/ajaes/article/view/3048/1566>>. Acesso em: 20 mar. 2019.
- PRESTES, R. M.; VINCENCI, K. L. Bioindicadores como avaliação de impacto ambiental. **Rev. Braz. J. Anim. Environ. Res.**, Curitiba, v. 2, n. 4, p. 1473-1493. Chapecó – RS. 2019. Disponível em: <<http://brazilianjournals.com/index.php/BJAER/article/view/3258/3128>>. Acesso em: 28 out. 2019.
- PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Londrina: Planta, 2001.
- PUCKETT, K. J. Bryophytes and lichens as biomonitors of metal deposition. **Bibl. Lichenology**, v. 30, p. 231-268. 1988.

- PUDASAINEE, D.; SAPKOTA, B.; SHRESTHA, M. L.; KAGA, A.; KONDO, A.; INOUE, Y. Ground level ozone concentrations and its association with NO_x and meteorological parameters in Kathmandu valley, Nepal. **Atmospheric environment**, V. 40, N. 40, p. 8081–8087, 2006. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1352231006007229>>. Acesso em: 25 ago. 2020.
- PURVIS, O. W.; COPPINS, B. J.; JAMES, P. W. Checklist of lichens of Great Britain and Ireland. **British Lichen Society Bulletin** NO. 72 (supplement). 1993.
- RANCAN, F.; ROSAN, S.; BOEHM, K.; FERNÁNDEZ, E.; HIDALGO, M. E.; QUILHOT, W.; RUBIO, C.; BOEHM, F.; PIAZENA, H.; OLTMANN, U. Protection against UVB irradiation by natural filters extracted from lichens. **Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology**, v. 68, p. 133-139. 2002. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12468208>>. Acesso em: 29 set. 2019.]
- RAVEN, P.H., EVERT, R.F.; EICHHORN, S.E. **Biologia Vegetal**, 7^o edição. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2007.
- REIS, M. A.; ALVES, L. C.; FREITAS, M. C.; VAN Os, B.; GOEIJ, J.; WOLTERBEEK, H. T. Calibration of lichen transplants considering faint memory effects. **Environmental Pollution**, v. 120, p. 87-95. 2002. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12199471>>. Acesso em: 23 out. 2019.
- RIBEIRO, A. I. Mecanização no preparo de solo em áreas degradadas por mineração na Floresta Nacional do Jamari (Rondonia - BR). 2005. 157f. Tese (doutorado) - **Universidade Estadual de Campinas**, Faculdade de Engenharia Agrícola, Campinas, 2005. Disponível em: <http://repositorio.unicamp.br/bitstream/REPOSIP/257141/1/Ribeiro_AdmilsonIrio_D.pdf>. Acesso em: 12 nov. 2019.
- RIES, L.; FLETCHER, R.; J.; BATTIN, J.; SISK, T. D. Models, and Variability Explained *Annu.* 2004. **Ecol. Evol. Syst.** 35:491–522. Disponível em: <<https://www.annualreviews.org/doi/abs/10.1146/annurev.ecolsys.35.112202.130148>>. Acesso em: 13 ago. 2019.
- RIO 20. **Rio + 20 Rio de Janeiro**, Brasil 04 a 06 de junho de 2012. Disponível em: <http://www.rio20.gov.br/sobre_a_rio_mais_20.html>. Acesso em: 25 mar. 2020.
- RODRIGUES, E. Edge effects on the regeneration of forest fragments in south Brazil. 1998. Doctoral dissertation, **Harvard University Cambridge**, Massachusetts. Disponível em: <<https://www.ipef.br/servicos/teses/arquivos/rodrigues,e.pdf>>. Acesso em: 25 jul. 2019.
- RODY Y. P.; RIBEIRO, A.; PEZZOPANE, J. E. M.; GLERIANI, J. M.; ALMEIDA, A. Q.; LEITE, F. P. Estimates of the Leaf Area Index (LAI) using LAI-2000 and hemispherical photos in Eucalyptus plantations. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 4, p. 925-934, out. /dez. 2014. Disponível em: <https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1980-50982014000400925>. Acesso em: 13 ago. 2020.
- ROMEIRO, A. R. Desenvolvimento sustentável: Uma perspectiva econômicoecológica. **Estudos Avançados**, V.26, N.74, P. 65-92. 2012.
- SAMPAIO, A. B.; SCARIOT, A. 2011. Edge effect on tree diversity, composition and structure in a deciduous dry forest in central Brazil. **Revista Árvore** 35(5): 1121-1134. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-67622011000600018&script=sci_abstract>. Acesso em: 13 ago. 2019.
- SANTIN, D. A. A vegetação remanescente do município de Campinas (SP): Mapeamento, caracterização fisionômica e florística, visando a conservação. 1999. 502f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - **Universidade Estadual de**

- Campinas**, Instituto de Biologia, Campinas, 1999. Disponível em: <<http://repositorio.unicamp.br/jspui/handle/REPOSIP/315525>>. Acesso em 24 nov. 2019.
- SANTOS, J. M. G. Diversidade de líquens em leguminosas da reserva biológica de Mogi-Guaçu, SP. 2012. Tese apresentada ao **Instituto de Biociências**, Câmpus de Botucatu, UNESP. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/104009/santos_jmg_dr_botib.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 15 out. 2019.
- SANTOS, T. T. T.; DINIZ, E. S.; ARAÚJO, G. C. N.; PEREIRA, M. J. T.; da SILVA, G. P. M.; ALVES, A. O. Líquens como bioindicadores da qualidade do ar na Avenida Conde da Boa Vista e Praça Oswaldo Cruz, Recife-PE. 2015. **Revista do jardim Botânico do Recife**. V. 1, n 2. Recife/PE. Disponível em: <<http://arrudea.recife.pe.gov.br/arrudea/index.php/Arrudea/article/view/11>>. Acesso em: 02 ago. 2019.
- SANTOS, R. K.; GOMES, N. C.; OLIVEIRA, G. A.; SILVA, J. J. R.; ALVARENGA, C. A.; BELARDI, R. M. Líquens utilizados como bioindicadores da qualidade do ar do município minerador de Itabira. **Research, Society and Development**, v. 7, n. 12, p. 01-18, e4712480, 2018ISSN 2525-3409. 2018. Disponível em: <<https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/480/351>>. Acesso em: 08 set. 2020.
- SANTOS, J. F. C.; MENDONÇA, B.A. F.; ARAÚJO, E. J. G.; ANDRADE, C. F. Fragmentação florestal na Mata Atlântica: O caso do município de Paraíba do Sul, RJ, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 15, n. 3, p. 151-158, 2017. Disponível em: <<http://www.ufrgs.br/seerbio/ojs/index.php/rbb/article/view/3758>>. Acesso em: 20 mar. 2019.
- SARTORI, S.; LATRONICO, F.; CAMPOS, L. M. S. Sustentabilidade e desenvolvimento sustentável: Uma taxonomia no campo da literatura. **Ambient. soc.**, São Paulo, v. 17, n. 1, p. 01-22, mar. 2014. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1414-753X2014000100002&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 22 set. 2019.
- SHUKLA, V. **Lichens to Biomonitor the Enviroment**. India: Springer, 2014. 185 p. ISBN 978-81-322-1503-5.
- SILVA, G. G. H. A importância das unidades de conservação na preservação da diversidade biológica. **Revista LOGOS**, Rio Claro, n.12, pg. 141/142, 2005.
- SILVA, D. A.; BIONDI, D.; MARTINI, A.; VIEZZER, J. Influência Microclimática do Bosque Gutierrez na Cidade de Curitiba-PR, Brasil. In: **Simpósio internacional de climatologia**, Florianópolis. Anais... Florianópolis, 2014. Disponível em: <<https://www.conhecer.org.br/enciclop/2014b/CIENCIAS%20BIOLOGICAS/influencia%20microclimatica.pdf>>. Acesso em: 10 set. 2020.
- SILVA, J. A.; DÓRIA, K. V. S. Composição florística de forófitos e epífitas em fragmento de Restinga Alta em Caraguatatuba, SP. Unisanta BioScience. Vol 9, No 1. 2020. Disponível em: <<https://periodicos.unisanta.br/index.php/bio/article/view/2077>>. Acesso em: 13 out. 2020.
- SISTEMA AMBIENTAL PAULISTA. DATAGEO. Infraestrutura de Dados Espaciais Ambientais do Estado de São Paulo – IDEA-SP. **Base Territorial Ambiental Unificada**. Disponível em: <<http://datageo.ambiente.sp.gov.br/web/guest/inicio>>. Acesso em 25 mar. 2019.
- SOARES, C. S.; MORAES, I. C. M.; MACIEL, J. R.; MAGRANI, L. C.; MARTINS, Y. T.; AZEVEDO, M. A. M. Uso de líquens como bioindicadores da qualidade do ar em

- Três Rios, RJ. 2016. *In: Anais 5º Simpósio de Gestão Ambiental e Biodiversidade*. Disponível em: <https://www.itr.ufrrj.br/sigabi/wp-content/uploads/5_sigabi/Sumarizado/37.pdf>. Acesso em: 02 ago. 2019.
- SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIAS DO SOLO**. 2009. Disponível em: <<https://www.sbcs.org.br/cbcs/>>. Acesso em: 21 nov. 2019.
- SOLHAUG, K. A.; LIND, M.; NYBAKKEN, L.; GAUSLAA, Y. Possible functional roles of cortical depsides and medullary depsidones in the foliose lichen *Hypogymnia phydodes*. **Flora**, v. 204, p. 40-48. 2009. Disponível em: <<https://www.infona.pl/resource/bwmeta1.element.elsevier-e72da6af-a526-38b5-9306-06e6d726eed9>>. Acesso em: 28 set. 2019.
- SOUZA, A.; ARISTONE, F.; GARCIA, A. P.; SANTOS, D. A. S. S. Estudo da associação entre óxidos de nitrogênio e concentração de ozônio com parâmetros meteorológicos. **Geosul**, Florianópolis, v. 33, n. 68, p.164-183, set./dez. 2018. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.5007/2177-5230.2018v33n68p164>>. Acesso em: 25 ago. 2020.
- SOUZA, A.; SANTOS, D. A. S.; ARISTONE, F.; KOVA-ANDRI, E.; MATASOVI, B.; PIRES, J. C.; IKEFUTI, P. V. Impactos de fatores meteorológicos sobre as concentrações de ozônio modelados por análise de séries temporais e métodos estatísticos multivariados. **HOLOS**, vol. 5, 2017, pp. 2-16. Disponível em: <<https://www.redalyc.org/pdf/4815/481554850002.pdf>>. Acesso em: 26 set. 2020.
- STEVENS, S. M.; HUSBAND, T. P.; TABARELLI, M., et al. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, Montpellier, v. 143, p. 2328-2340, 2010. *In: The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments*. *Conservação Biológica*, v. 85, n. 1-2, p. 1-8, Julho-Agosto. 1998.
- TAKANI, M.; YAJIMA, T.; MASUDA, H.; YAMAUCHI, O. Spectroscopic and structural characterization of copper (II) and palladium (II) complexes of a lichen substance usnic acid its derivatives. Possible forms of environmental metals retained in lichens. **Journal of Inorganic Biochemistry**, v. 91, p. 139-150. 2002. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12121771>>. Acesso em: 13 set. 2019.
- TEIXEIRA, E. C.; SANTANA, E. R.; WIEGAND, F.; FACHEL, J. Measurement of surface ozone and its precursors in an urban area in south Brazil. **Atmospheric environment**, V. 43, p. 2213–2220, 2009. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1352231008011497>>. Acesso em: 25 ago. 2020.
- TOMMASI, L.R. Estudo de Impacto Ambiental. Ed. CETESB: **Terragraph Artes e Informática**, 354p. 1994. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em: 13 set. 2019.
- TORGAL, F. P.; JALALI, S. Construção Sustentável: O caso dos materiais de construção. *In: Congresso Nacional*, 3. 2007. Coimbra-PT. Disponível em: <<http://repositorium.sdum.uminho.pt/bitstream/1822/7542/1/Artigo%204.pdf>>. Acesso em: 18 set. 2019.
- TROPPEMAYER, H. **Metodologia Simples para Pesquisar o Meio-Ambiente**. UNESP, Rio Claro - 1988.
- TYLER, G. Bryophytes and heavy metals: A literature review. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v.104, p.231-253, 1990. Disponível em: <<https://academic.oup.com/botlinnean/article-abstract/104/1-3/231/2631122?redirectedFrom=fulltext>>. Acesso em: 29 set. 2019.
- UGUR, A.; ÖZDEN, B.; SAÇ, M. M.; YENER, G. Biomonitoring of ²¹⁰Po and ²¹⁰Pb using lichens and mosses around a uraniumiferous coal-fired power plant in western

- Turkey. **Atmospheric Environment**, v. 37, p. 2237-2245. 2003. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S135223100300147X>>. Acesso em: 14 out. 2019.
- USEPA – United States Environmental Protection Agency. **Guidelines for developing na air quality (ozone and PM2.5) forecasting program**. 2014. Disponível em: <https://www3.epa.gov/airnow/aq_forecasting_guidance-1016.pdf>. Acesso em: 13 out. 2020.
- VEZZANI, C. S.; VEZZANI, D. S. Processo de industrialização versus Meio ambiente: Possíveis soluções. **Semacip - Ufscar**, São Carlos, dez. 2014. II Semana de Pós-Graduação em Ciência Política. Disponível em: <<http://www.semacip.ufscar.br/wp-content/uploads/2014/12/Processo-de-industrialização-versus-meio-ambiente-possíveis-soluções.pdf>>. Acesso em: 14 out. 2019.
- VIANA, V. M.; TABANEZ, A. J. A.; MARTINEZ, J. L. A. Restauração e manejo de fragmentos florestais. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 4, n. único, parte 2, p.400-407, 1992
- VIEIRA, P.B.H. Uma Visão Geográfica das Áreas Verdes de Florianópolis-SC: Estudo de caso do Parque Ecológico do Córrego Grande (PECG). Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Geografia). 2004. **Universidade Federal de Santa Catarina**, Florianópolis.
- WHITE, B. L. A.; SILVA, M. F. A. Variações microclimáticas e perigo de ocorrência de incêndios florestais em fragmento de Mata Atlântica no município de São Cristóvão, Sergipe. **Nativa**, v. 6, n. especial, p. 729-736, 2018. <http://dx.doi.org/10.31413/nativa.v6i0.5798>.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Health risks of air pollution in Europe – **HRAPIE** project. Recommendations for concentration-response functions for costbenefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. Copenhagen, 2013. 54p. Disponível em: <http://www.euro.who.int/data/assets/pdf_file/0006/238956/Health_risks_air_pollution_HRAPIE_project.pdf>. Acesso em: 14 out. 2019.
- WWF. **O que é desenvolvimento sustentável?**. 2020. Disponível em: <<https://www.wwf.org.br>>. acesso em: 11 abr. 2020.
- ZANETTI, E. Mudanças Climáticas Globais e Serviços Ambientais das Florestas. MT, **Plataforma de Negócios em Bens e Serviços Ambientais e Ecossistemas de Mato Grosso**, 2012. 331 p. Disponível em: <<http://www.pnbsae.com.br/portal/images/publicacoes/mcg.pdf>>. Acesso em: 28 set. 2019.
- ZANGIROLAMI, G. F.; LONGO, R. M. Avaliação da qualidade do ar em áreas no entorno da mata do Quilombo – Barão Geraldo (Campinas) utilizando bioindicadores. 2016. In: **X Congresso Nacional do Meio Ambiente de Poços de Caldas**. ISSN ON LINE 2317-9686. Disponível em: <<http://meioambientepocos.com.br/portal/anais/2016/index.php>>. Acesso em 02 ago. 2019.