

Qualidade ambiental das cidades: uso de bioindicadores para avaliação da poluição atmosférica

Environmental quality of cities: use of bioindicators to evaluate atmospheric pollution

Sofia Negri Braz¹  <https://orcid.org/0000-0001-9974-439X>

Regina Márcia Longo¹  <https://orcid.org/0000-0002-2374-4649>

Resumo

A análise da qualidade ambiental em cidades torna-se cada vez mais necessária, apoiado no fato 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. Assim, torna-se necessário a definição de caminhos, a partir da análise do ambiente, que conduzam a um planejamento ambiental urbano mais eficiente. Os bioindicadores, tanto plantas como animais, podem ser utilizados como indicadores ambientais tanto em ambientes aquáticos, quanto terrestres, sendo estes, seres vivos que apresentam rápida mudança frente a alterações ambientais no ambiente. Neste sentido, o trabalho teve por objetivo discutir a qualidade ambiental das cidades a partir da utilização de bioindicadores destacando nas discussões a utilização dos líquens para qualidade do ar. O trabalho foi desenvolvido a partir do método hipotético-dedutivo, de abordagem qualitativa, sobre o tema bioindicadores de qualidade ambiental, sendo realizado o levantamento de textos relativos aos temas “bioindicadores”, “sustentabilidade” e “meio ambiente” com ênfase na qualidade ambiental nas cidades e o uso de líquens como bioindicadores de qualidade do ar. Os resultados obtidos permitiram observar que o uso de bioindicadores também se apresenta como uma metodologia adequada para a detecção de poluentes atmosféricos sobre organismos. Dentre os bioindicadores, os líquens apontam como uma alternativa viável para a utilização como indicadores de qualidade ambiental, especialmente na qualidade do ar, sendo necessário estudos e levantamentos em campo, pois estes podem apresentar um comportamento variado em função das condições do meio onde estão inseridos.

Palavras-chave: Bioindicadores. Líquens. Meio urbano. Qualidade do ar. Sustentabilidade ambiental.

Abstract

The analysis of environmental quality in cities becomes more and more necessary, supported by the fact that it is in the urban space where environmental problems generally reach greater amplitude, such as, for example, the high level of pollution, whether in water, on the ground

¹ Pontifícia Universidade Católica de Campinas (PUC-Campinas), Centro de Economia e Administração, Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Sustentabilidade. R. Professor Dr. Euryclides de Jesus Zerbini, 1516, Parque Rural Fazenda Santa Cândida, 13087-571, Campinas, SP, Brasil. Correspondência para/Correspondence to: S.N. BRAZ. E-mail: <soh_braz@hotmail.com>.



and in the air. Thus, it is necessary to define paths, based on the analysis of the environment, that lead to more efficient urban environmental planning. Bioindicators, both plants and animals, can be used as environmental indicators in both aquatic and terrestrial environments, these being living beings that show rapid change in the face of environmental changes in the environment. In this sense, the work aimed to discuss the environmental quality of cities based on the use of bioindicators, highlighting in the discussions the use of lichens for air quality. The work was developed based on the hypothetical-deductive method, with a qualitative approach, on the theme of bioindicators of environmental quality, with a survey of texts related to the themes "bioindicators", "sustainability" and "environment" with an emphasis on environmental quality. in cities and the use of lichens as bioindicators of air quality. The results obtained allowed to observe that the use of bioindicators also presents itself as an adequate methodology for the detection of air pollutants on organisms. Among the bioindicators, lichens point out as a viable alternative for use as indicators of environmental quality, especially in air quality, requiring studies and surveys in the field, as they may present a varied behavior depending on the conditions of the environment where they are inserted.

Keywords: *Bioindicators. Lichens. Urban environment. Air quality. Environmental Sustainability.*

Introdução

A ausência de políticas de planejamento e desenvolvimento sustentáveis e eficientes nas áreas urbanas implica em diversos problemas relacionadas à qualidade ambiental dos ecossistemas e de qualidade de vida da população 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, na qual o Art. 225, "[...] Assegura que todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado sendo um bem de uso comum ao povo e essencial à sadia qualidade de vida" (Brasil, 1988, *online*). 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. 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.



Portando, o conceito de qualidade ambiental está constantemente relacionado 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; Kranner; Minibayeva, 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; Kranner; Minibayeva, 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 de 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. Braga, Pereira e Saldiva (2002) 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 Conselho Nacional de Meio Ambiente, criado em 1981, vinculado ao 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 nº 003 de 28 de junho de 1990 (Brasil, 1990).

Estes padrões de qualidade são divididos em dois tipos: 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.

Neste sentido, o trabalho teve por objetivo discutir a qualidade ambiental das cidades a partir da utilização de bioindicadores destacando nas discussões a utilização dos líquens como bioindicadores de qualidade do ar. O trabalho foi desenvolvido a partir do método hipotético-dedutivo, de abordagem qualitativa, do tema bioindicadores de qualidade ambiental, sendo realizado o levantamento de textos relativos aos temas “bioindicadores” (“*bioindicators*”), “sustentabilidade” (“*sustainability*”) e “meio ambiente” (“*environment*”) com ênfase na qualidade ambiental nas cidades e o uso de líquens como bioindicadores de qualidade do ar, buscando nas bases de dados *Directory of Open Access Journals* (DOAJ), Portal de Periódicos da Capes e *Scientific Electronic Library Online* (SciELO). Foram selecionados os textos encontrados nestas bases, bem como teses do banco Biblioteca Digital de Teses e Dissertações, a fim de propiciar o adequado embasamento teórico para a posterior



análise de dados. Foram selecionadas outras matérias, a partir das referências dos próprios textos anteriormente selecionados.

Bioindicadores de qualidade ambiental

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, fornece 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 (Nimis *et al.*, 2000; Klumpp *et al.*, 2001). Segundo Klumpp *et al.* (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.	Trandescantia.
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: Adaptado de Klumpp *et al.* (2001).

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: Adaptado de 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 às mudanças climáticas e degradação do habitat, alterando seu ciclo reprodutivo, sua procura por alimento e conseqüentemente 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 Junior, 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.

1 de 2

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; Callisto; Barbosa, 2000).



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

2 de 2

Bioindicador	Ambiente	Uso
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 <i>habitat</i> 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 <i>et al.</i> , 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: 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).



Os líquens como bioindicadores de qualidade ambiental

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 (Moura; Fernandes; Silva, 2012). 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, 2006) 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 fruticulosas (Marcelli, 1992; Martins, 2006).

Martins (2006), 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 líquênica 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 (Quadro 4).



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

Tipo de talo	Características / Hábito
Crostoso ou Crustáceo	<ul style="list-style-type: none"> – Forma mais aderida ao substrato. – Desprovidos de córtex inferior. – Se aderem ao substrato por toda a sua medula.
Folioso ou Foliáceo	<ul style="list-style-type: none"> – 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	<ul style="list-style-type: none"> – 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 30cm 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 à qualidade do ar (Prestes; Vincenci, 2019). Para Eliasaro e Gumboski (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 simbiossiontes 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; Hauck *et al.*, 2003; Ugur *et al.*, 2003; Bačkor; Fahselt, 2004; Loppi *et al.*, 2003; Conti *et al.*, 2009; Pawlik-Skowronska; Backor, 2010), ou ainda hidrocarbonetos provenientes do fluxo de veículos e aquecedores domésticos nas grandes cidades ou fertilizantes agrícolas (Guidotti *et al.*, 2003; McMullin; Bell; Newmaster, 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; Atakol; Aras, 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; Kaffer; Lemos, 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; Kaffer; Lemos, 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 (Colone 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; Hauke *et al.*, 2012) 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; Hartard; Lakatos, 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 às 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 às 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. 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).

Considerações Finais

Conhecer a qualidade ambiental de uma região, avaliar os efeitos prováveis dos danos a sociedade e aos ecossistemas, fornecer informações para ativar ações de emergência durante períodos críticos e avaliar as interações e o comportamento dos poluentes no meio são motivos convincentes de que o monitoramento e controle periódico de poluente são de extrema importância para promover uma melhor qualidade de vida a toda a população.

Neste contexto, o monitoramento da qualidade do ar atmosférico, especialmente em grandes centros urbanos, torna-se de vital importância nos dias atuais. 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

Além dos métodos tradicionais de monitoramento, o uso de bioindicadores também se apresenta como uma metodologia adequada para a detecção de poluentes atmosféricos sobre organismos. O termo bioindicador aponta para um grupo de espécies ou comunidades



biológicas cuja quantidade, distribuição e presença indicam a magnitude de impactos ambientais em um ecossistema modificando suas funções vitais, ou sua composição química em função das características do meio. Sua utilização permite a avaliação integrada dos efeitos ecológicos causados por múltiplas fontes de poluição, incluindo a poluição atmosférica a qual está sendo especificamente tratada no presente estudo.

Dentre os bioindicadores, os líquens apontam como uma alternativa viável para a utilização como indicadores de qualidade ambiental, especialmente na qualidade do ar em grandes cidades, sendo necessário, porém estudos e levantamentos em capo, pois estes podem apresentar um comportamento variado em função das condições do meio onde estão inseridos.

Referências

- Adamo, P. *et al.* Trace element accumulation by moss and lichen exposed in bags in the city of Naples (Italy). *Environmental Pollution*, v. 122, p. 91-103, 2003. Available from: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12535598>. Cited: Oct. 12, 2019.
- Allan, J. D. *et al.* A. Joint analysis of stressors and ecosystem services to enhance restoration effectiveness. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 110, p. 372-377, 2013. Available from: <https://www.pnas.org/content/110/1/372>. Cited: Oct. 4, 2019.
- 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. Available from: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0098847204000231>. Cited: Sept. 14, 2019.
- Beckett, R. P.; Kranner, I.; Minibayeva, F. Lichen sensitivity to air pollution. In: Nash III.; Thomas, H. (ed.). *Lichen biology*. 2nd ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2008. p. 299-314.
- Bernardes, J. A.; Ferreira, F. P. A. Sociedade e Natureza. In: Cunha, S. B.; Guerra, A. J. T. (org.). *Questão ambiental: diferentes abordagens*. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2003.
- 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. Available from: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0098847204000450>. Cited: Sept. 29, 2019.
- Boehm, F. *et al.* Lichens: photophysical studies of potential a new sunscreens. *Photochemistry and Photobiology B: Biology*, v. 92, p. 40-45. 2009. Available from: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19179091>. Cited: Sept. 29, 2019.
- Braga, A. L.; Pereira, L. A. A.; Saldiva, P. H. N. *Poluição atmosférica e seus efeitos na saúde humana*. Campinas: Unicamp, 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.; Cancellato, E. M. (ed.). *Biodiversidade do Estado de São Paulo: síntese do conhecimento ao final do século XX*. São Paulo: FAPESP, 1999. p. 213-223.
- Brasil. [Constituição (1988)]. *Constituição da República Federativa do Brasil*. Brasília: Presidência da República, 1988. 292 p.
- Brasil. Resolução Conama nº 003, de 28 de junho de 1990. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar, previstos no PRONAR. *Diário Oficial da União*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res90/res0390.html>. Acesso em: 20 set. 2020.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente. *Fundação José Pedro de Oliveira*. 2019. Disponível em: <http://www.fjposantagenebra.sp.gov.br/>. Acesso em: 12 mar. 2019.



- Braz, S., N.; Longo, R. M. Bioindicadores de poluição ambiental: um estudo bibliométrico. *Revista Científica ANAP Brasil*, v. 12, n. 27, 2019. Disponível em: https://www.amigosdanatureza.org.br/publicacoes/index.php/anap_brasil/article/view/2239/2082. Acesso em: 28 abr. 2020.
- Broomhall, S. D. Measuring chemical impacts on amphibians: ecotoxicity and behavioural data in governmental regulation. *Applied Herpetology*, v. 2, p. 259-285, 2005. Available from: <https://brill.com/view/journals/ah/2/3/article-p259.xml?lang=en>. Cited: Sept. 29, 2019.
- Brown, K. S. Conservation of neotropical environments: insects as indicators. In: Collins, N. M., Thomas, J. A. (ed.). *The conservation of insects and their habitats*. London: Academic Press, 1991. Available from: <https://www.ceaunesp.org.br/holos/article/download/2996/3759>. Cited: Sept. 29, 2019.
- Butterfield, J. *et al.* Carabid beetle communities as indicators of conservation potential in upland forest. *Forest Ecology and Management*, v. 79, p. 63-77, 1995. Available from: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0378112795036202>. Cited: Aug. 29, 2019.
- Cabral, J. P. Copper toxicity to five *Parmelia* lichens in vitro. *Environmental Experimental of Botany*, v. 49, p. 237-250, 2003. Available from: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S098847202000874>. Cited: Oct. 29, 2019.
- Cairns Junior, J.; McCormick, P. V.; Niederlehner, B. R. A proposal framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia*, v. 263, p. 1-44. 1993. Available from: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF0006084>. Cited: Mar. 10, 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. *Journal of Environmental Sciences*, v. 23, n. 7, p. 1171-1178, 2010. Available from: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22125911>. Cited: Oct. 14, 2019.
- Carneiro, R. M. A. *Bioindicadores vegetais de poluição atmosférica: uma contribuição para a saúde da comunidade*. 2004. Dissertação (Mestrado em Enfermagem em Saúde Pública) – Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2004. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/22/22133/tde-19102004-170613/pt-br.php>. Acesso em: 6 mar. 2019.
- Colone Junior, G. *Concepção de manual de campo para diagnóstico e monitoramento da qualidade do ar utilizando fungos liquenizados*. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental e Sanitária) – Universidade do Sul de Santa Catarina, Palhoça, 2019. Disponível em: <https://www.riuni.unisul.br/bitstream/handle/12345/8484/TCCFFolhaAprovacao.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 15 abr. 2020.
- Conti, M. E. *et al.* 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. Available from: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19232724>. Cited: Aug. 14, 2019.
- Curry, J. P. Factors affecting the abundance of earthworms in soils. In: Edwards, C. A. (ed.). *Earthworm ecology*. 2nd ed. Boca Raton: CRC Press, 2004. p. 91-113.
- Danni-Oliveira, I. M. *A cidade de Curitiba/PR e a poluição do ar: implicações de seus atributos urbanos e geoecológicos na dispersão de poluentes em período de inverno*. 1999. Tese (Doutorado em Geografia Física) – Universidade de São Paulo, São Paulo. 2000. Disponível em: <http://observatoriogeo.graficoamericalatina.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, São Cristóvão, 2020. Disponível em: https://ri.ufs.br/bitstream/riufs/4468/1/JACIELE_OLIVEIRA_DANTAS.pdf. Acesso em: 9 abr. 2019.
- Eliasaro, S.; Gumboski, E. L. *Levantamento da flora líquênica da Ilha do Mel, Paraná*. Curitiba: Instituto ambiental do Paraná, 2010. Disponível em: https://www.iat.pr.gov.br/sites/agua-terra/arquivos_restritos/files/documento/2020-07/sionara_eliasaro.pdf. Acesso em: 10 dez. 2020.
- Esseen, P. A.; Renhorn, E. K. Edge effects on epiphytic lichen in fragmented forests. *Conservation Biology*, v. 12, n. 6, p. 1307-1313, 2006. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1523-1739.1998.97346.x>. Acesso em: 26 jul. 2019.



Ewers, R. M.; Thorpe, S.; Didham, R. K. Synergistic interactions between edge and area effects in a heavily fragmented landscape. *Ecology*, v. 88, n. 1, p. 96-106, 2007. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/00129658%282007%2988%5B96%3ASIBEEA%5D2.0.CO%3B2>. Acesso: 24 jul. 2019.

Favero, L. S. E. *et al.* Lichens on asbestos-cement roofs: bioweathering and biocovering effects. *Journal of Hazardous Materials*, v. 162, p. 1300-1308, 2009. Available from: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18692312>. Cited: Aug. 25, 2019.

Fernandes, G. W. 1987. Gall-fonning insects: their economic importance and control. *Revista Brasileira de Entomologia*, v. 31, p. 379-398, 1987. Available from: <http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=US201301400185>. Cited: Sept. 29, 2020.

Fernandes, R. F. *Caracterização de líquens do Brasil e da Antártida*. 2018. Tese (Doutorado em Química) – Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora. Disponível em: <https://repositorio.ufjf.br/jspui/bitstream/ufjf/8285/1/rafaelaferreirafernandes.pdf>. Acesso em: 14 out. 2019.

Fialho, R. C. O uso de Bioindicadores vegetais no monitoramento e controle da poluição atmosférica: a importância dos Bioindicadores. *CETESB*, v. 2. n. 4, 2002. Acesso em: 9 mar. 2019.

Fränzle, O. Bioindicators and environmental stress assessment. In: Markert, B. A.; Breure, A. M.; Zechmeister, H. G. (ed.). *Bioindicators and biomonitors*. Amsterdam: Elsevier, 2003. p. 41-84. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0927521503801327>. Cited: Oct. 4, 2019.

Fragoso, C. *et al.* A survey of tropical earthworms: taxonomy, biogeography and environmental plasticity. In: Lavelle, P.; Brussaard, L.; Hendrix, P. (ed.). *Earthworm management in tropical agroecosystems*. Oxon: CAB International, 1999. p. 1-25.

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. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, v. 3, n. 4, p. 545-552, 2000. Available from: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/14634980008650691>. Cited: Sept. 14, 2019.

Goulart, M.; Callisto, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM*, v. 2, n. 1, p. 1-9, 2003. Disponível em: http://labs.icb.ufmg.br/benthos/index_arquivos/pdfs_pagina/Goulart%20&%20Callisto-Fapam.pdf. Acesso em: 2 out. 2019.

Grangeon, S. *et al.* Lichen and soil indicators of an atmospheric mercury contamination in the vicinity of a chlor-alkali plant (Grenoble, France). *Ecological Indicators*, v. 13, n. 1, p. 178-183, 2012. Available from: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X11001610>. Cited: Oct. 23, 2020.

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. Available from: https://www.jstor.org/stable/2460262?seq=1#page_scan_tab_contents. Cited: Oct. 4, 2019.

Guidotti, M. *et al.* Lichens as polycyclic bioaccumulators used in atmospheric pollution studies. *Journal of Chromatography*, v. 985, p. 185-190, 2003. Available from: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12580485>. Cited: Oct. 2, 2019.

Hauck, M. *et al.* Manganese toxicity in epiphytic lichens: chlorophyll degradation and interaction with iron and phosphorus. *Environmental and Experimental Botany*, v. 49, n. 2, p. 181-191, 2003. Available from: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0098847202000692>. Cited: Oct. 24, 2019.

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.

Käffer, M. I. *et al.* Corticolous lichens as environmental indicators in urban areas in southern Brazil. *Ecological Indicators*, v. 11, n. 5, p. 1319-1332, 2011. Available from: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X11000409>. Cited: Oct. 15, 2019.

Käffer, M. I.; MARTINS, S. M. A. Evaluation of the environmental quality of a protected riparian forest in Southern Brazil. *Bosque (Valdivia)*, v. 35, n. 3, p. 325-336, 2014. Available from: https://scielo.conicyt.cl/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0717-92002014000300007&lng=en&nrm=iso. Cited: Oct. 20,



2019.

Kapusta, S. C. *Bioindicação ambiental*. Porto Alegre: Escola Técnica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2008. Disponível em: http://proedu.rnp.br/bitstream/handle/123456789/716/Bioindicacao_PB.pdf?sequence=3&isAllowed=y. Acesso em: 9 mar. 2019.

Klumpp, A. *et al.* Um novo conceito de monitoramento e comunicação ambiental: a rede Européia para a avaliação da qualidade do ar usando plantas Bioindicadoras (EuroBionet). *Brazilian Journal of Botany*, v. 24, n. 4, p. 511-518, 2001. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/%0D/rbb/v24n4s0/9472.pdf>. Acesso em: 6 mar. 2019.

Koch, N. M. Efeitos da poluição atmosférica como fator de estresse ambiental na estrutura e na funcionalidade das comunidades de líquens. 2016. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2016. Disponível em: <https://lume.ufrgs.br/handle/10183/143740>. Acesso em: 13 out. 2019.

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 Puc, 2001. p. 77-94.

Lombardo, M. A. *Ilha de calor nas metrópoles: o exemplo de São Paulo*. São Paulo: Hucitec, 1985.

López, B. F. Respostas dos líquens a fatores ambientais. In: Xavier Filho, L. *et al.* (ed.). *Biologia de Líquens*. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural, 2006. p. 77-95.

Loppi, S. *et al.* Lichen as biomonitoring of uranium in the Balkan area. *Environmental Pollution*, v. 125, n. 2, p. 277-280, 2003. Available from: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749103000575>. Cited: Oct. 25, 2020.

Maki, E. S. *et al.* Utilização de bioindicadores em monitoramento de poluição. *Biota Amazônia Open Journal Sistem*, v. 3, n. 2, p. 2179-5746, 2013. Disponível em: <https://periodicos.unifap.br/index.php/biota/article/view/705/v3n2p169-178.pdf>. Acesso em: 14 mar. 2019.

Marcelli, M. P. Ecologia líquênica nos manguezais do Sul-Sudeste Brasileiro. *Bibliotheca Lichenologica*, v. 47, p. 1-288, 1992. Disponível em: https://www.schweizerbart.de/publications/detail/isbn/9783443580261/Ecologia_Liquenica_nos_Manguezais_do_Sul_Sudeste_Brasileiro. Acesso em: 6 out. 2019.

Marcelli, M. P. Fungos Liquenizados. In: Xavier Filho, L. *et al.* (ed.). *Biologia de Líquens*. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural, 2006. p. 24-74.

Martins, M. C. B. *Aplicações biotecnológicas de compostos obtidos dos líquens*. 2013. Tese (Doutorado em Bioquímica e Fisiologia) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2013. 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 líquênica epífita em *Dodonaea viscosa* L. na restinga do parque estadual de Itapuã, Viamão, RS. 2006. Tese (Doutorado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente) – Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo, 2006. Disponível em: http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/pgibt/2014/07/Suzana_Maria_de_Azevedo_Martins_DR.pdf. Acesso em: 3 set. 2019.

Martins, S. M. A.; Kaffer, M. I.; Lemos, A. Líquens como Bioindicadores da qualidade do ar numa área de termoelétrica, Rio Grande do Sul, Brasil. *Hoehnea*, v. 35, n. 3, p. 425-433, 2008. Disponível em: http://www.scielo.br/pdf/hoehnea/v35n3/v35n3a11.pdf?fbclid=IwAR1clrDeX9nOQ6ou2oda8dg0-nwjUutCoH7oSHeynNbKvSTMB5CQRio_vg. Acesso em: 14 mar. 2019.

McGeoch, M. A. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews*, v. 73, p. 181-201, 1998. Available from: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1469-185X.1997.tb00029.x>. Cited: Sept. 30, 2019.

McMullin, R. T.; Bell, F. W.; Newmaster, S. G. The effects of triclopyr and glyphosate on lichens. *Forest Ecology and Management*, v. 264, p. 90-97, 2012. Available from: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112711005986>. Cited: Sept. 4, 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.



Available from: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20864235>. Cited: Oct. 28, 2019.

Mondal, P.; Southworth, J. Evaluation of conservation interventions using a cellular automata-Markov model. *Elsevier*, v. 260, n. 10, p. 1716-1725, 2010. Available from: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S037811271000472X>. Cited: Nov. 25, 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: 3 out. 2019.

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. *Anais Eletrônicos [...]*. Goiânia: Ibeas, 2012. Disponível em: <https://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2012/VI-016.pdf>. Acesso em: 14 mar. 2019.

Nash, T. H. *Lichen Biology*. 2. ed. New York: Cambridge, 2008. 486 p.

Nass, D. P. *O conceito de poluição*. São Carlos: Instituto de Química de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2013. Disponível em: <http://files.professoramirtes.webnode.com/200000113738c57486a/O%20conceito%20de%20polui%C3%A7%C3%A3o.pdf>. Acesso em: 6 out. 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. Available form: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.864.4148&rep=rep1&type=pdf>. Cited: Sept. 13, 2019.

Nimis, P. L. et al. Biomonitoring of trace elements with lichens in Veneto (NE Italy). *Science of the Total Environment*, v. 255, n. 1-3, p. 97-111, 2000. Available from: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004896970000454X>. Cited: Jan. 10, 2021.

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. *Aob Plants*, v. 2010, plq004, 2010. Available from: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2965038/>. Cited: July 26, 2019.

Pawlik-Skowronska, B.; Backor, M. Zn/Pb-tolerant lichens with higher content of secondary metabolites produce less phytochelatin than specimens living in unpolluted habitats. *Environmental Experimental of Botany*, v. 72, n. 1, p. 64-70, 2010. Available from: <https://pubag.nal.usda.gov/catalog/582128>. Cited: Aug. 27, 2019.

Pignata, M. L. et al. Atmospheric quality and distribution of heavy metals in Argentina employing *Tillandsia capillaris* as a biomonitor. *Environmental Pollution*, v. 120, p. 59-68, 2002. Available from: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749102001288>. Cited: Oct. 23, 2019.

Prestes, R. M.; Vincenci, K. L. Bioindicadores como avaliação de impacto ambiental. *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research*, v. 2, n. 4, p. 1473-1493, 2019. Disponível em: <http://brazilianjournals.com/index.php/BJAER/article/view/3258/3128>. Acesso em: 28 out. 2019.

Puckett, K. J. Bryophytes and lichens as biomonitors of metal deposition. *Bibl. Lichenology*, v. v. 30, p. 231-268, 1988.

Purvis, O. W.; Coppins, B. J.; James, P. W. Checklist of lichens of Great Britain and Ireland. *British Lichen Society Bulletin*, v. 72, p. 1-75, 1993. Suppl. 72.

Rancan, F. et al. Protection against UVB irradiation by natural filters extracted from lichens. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology*, v. 68, p. 133-139, 2002. Available from: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12468208>. Cited: Sept. 29, 2020.

Reis, M. A. et al. Calibration of lichen transplants considering faint memory effects. *Environmental Pollution*, v. 120, n. 1, p. 87-95, 2002. Available from: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12199471>. Cited: Oct. 23, 2019.

Rodrigues, E. *Edge effects on the regeneration of forest fragments in South Brazil*. 1998. These (Doctor of Philosophy) – Harvard University, Cambridge, 1998. Available from: <https://www.ipef.br/servicos/tesearquivos/rodrigues,e.pdf>. Cited: Sept. 25, 2020.

Santos, J. M. G. *Diversidade de líquens em leguminosas da reserva biológica de Mogi-Guaçu, SP*.



2012. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2012. Disponível em: https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/104009/santos_jmg_dr_botib.pdf?sequence=1&isAllowed=y. Acesso em: 15 out. 2019.

Shukla, V. *Lichens to biomonitor the environment*. Índia: Springer, 2014. 185 p.

Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. *Home*. Viçosa: SBCS, 2009. Disponível em: <https://www.sbcs.org.br/cbcs/>. Acesso em: 21 nov. 2019.

Solhaug, K. A. *et al.* Possible functional roles of cortical depsides and medullary depsidones in the foliose lichen *Hypogymnia physodes*. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, v. 204, n. 1, p. 40-48, 2009. Available from: <https://www.infona.pl/resource/bwmeta1.element.elsevier-e72da6af-a526-38b5-9306-06e6d726eed9>. Cited: Sept. 28, 2019.

Takani, M. *et al.* O. Spectroscopic and structural characterization of copper (II) and palladium (II) complexes of a lichen substances usnic acid its derivatives: possible forms of environmental metals retained in lichens. *Journal of Inorganic Biochemistry*, v. 91, p. 139-150, 2002. Available from: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12121771>. Cited: Sept. 13, 2019.

Tyler, G. Bryophytes and heavy metals: a literature review. *Botanical Journal of the Linnean Society*, v. 104, p. 231-253, 1990. Available from: <https://academic.oup.com/botlinnean/article-abstract/104/1-3/231/2631122?redirectedFrom=fulltext>. Cited: Sept. 29, 2019.

Ugur, A. *et al.* Biomonitoring of ²¹⁰Po and ²¹⁰Pb using lichens and mosses around a uraniumiferous coal-fired power plant in western Turkey. *Atmospheric Environment*, v. 37, n. 16, p. 2237-2245, 2003. Available from: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S135223100300147X>. Cited: Oct. 14, 2019.

Como citar este artigo/How to cite this article

Braz, S. N.; Longo, R. M. Qualidade ambiental das cidades: uso de bioindicadores para avaliação da poluição atmosférica. *Sustentabilidade: Diálogos Interdisciplinares*, v. 2, e215198, 2021. <https://doi.org/10.24220/2675-7885v2e2021a5198>

Recebido em 2 de dezembro de 2020, aprovado em 26 de janeiro de 2021.

