

USO DE *Oeceoclades maculata* (Lindley) Lindley COMO BIOINDICADOR ATIVO DE CONCENTRAÇÕES DE METAIS NA ATMOSFERA, EM VOLTA REDONDA (RJ)

Fernando Augusto Santos Raggi

Universidade Federal Fluminense,
Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental, Volta Redonda, RJ, Brasil
fernando.raggi@ufv.br

Wellington Kiffer de Freitas

Universidade Federal Fluminense,
Programa de Pós-graduação em Geoquímica,
Niterói, RJ, Brasil.
Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental, Volta Redonda, RJ, Brasil.
wkiffer@id.uff.br

Fabiana Soares dos Santos

Universidade Federal Fluminense,
Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental, Volta Redonda, RJ, Brasil
fabianasoes@id.uff.br

Givanildo de Gois

Universidade Federal de Alagoas,
Instituto de Ciências Atmosféricas, Maceió, AL, Brasil
givanildo.gois@icat.ufal.br

José Francisco de Oliveira Júnior

Universidade Federal de Alagoas,
Instituto de Ciências Atmosféricas, Maceió, AL, Brasil
jose.junior@icat.ufal.br

Luis Mauro Sampaio Magalhães

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro,
Departamento de Ciências Ambientais, Instituto de Florestas, Seropédica, RJ, Brasil
l.mauro@terra.com.br

RESUMO

O biomonitoramento atmosférico tem sido amplamente utilizado para avaliar a influência antrópica na qualidade do ar, especialmente em áreas urbanas e industrializadas. Este estudo avaliou o potencial de *Oeceoclades maculata* (Lindley) Lindley como bioindicador do acúmulo de metais atmosféricos no município de Volta Redonda (RJ), região com intensa atividade industrial e tráfego veicular. Plantas desta espécie foram distribuídas em diferentes setores do município, com amostras de folhas analisadas após 6 meses (estação chuvosa) e 12 meses (estação seca) de exposição. As concentrações de Cd, Pb, Zn, Fe, Mn e Ni foram determinadas e submetidas à análise de agrupamento (cluster), permitindo identificar padrões de similaridade entre os pontos amostrados. Aos 6 meses, observou-se maior variabilidade espacial nas concentrações de Zn e Fe em diferentes setores do município, associada a atividades industriais e tráfego de veículos pesados. Após 12 meses, houve aumento nas concentrações de Zn, Fe e Mn no setor Centro-Sul, destacando-se o Fe, que apresentou aumento de 117,32% em relação ao período anterior. Os resultados evidenciam que a distribuição espacial dos metais resulta da interação entre fontes antrópicas, fontes difusas e processos de dispersão atmosférica, e demonstram a eficácia de *O. maculata* como bioindicador da poluição atmosférica em ambientes urbanos.

Palavras-chave: Orquídea. Biomonitoramento. Qualidade do ar. Poluição urbana.

USE OF *Oeceoclades maculata* (Lindley) Lindley AS ACTIVE BIOINDICATOR OF METAL CONCENTRATIONS IN THE ATMOSPHERE, IN VOLTA REDONDA (RJ)

ABSTRACT

Atmospheric biomonitoring has been widely used to assess the anthropogenic influence on air quality, especially in urban and industrialized areas. This study aimed to evaluate the potential of the species *Oeceoclades maculata* (Lindley) Lindley as bioindicator of atmospheric metal accumulation in the municipality of Volta Redonda (RJ), a region with intense industrial activity and vehicular traffic. Plants were distributed in different sectors of the municipality, and samples of leaves were analyzed after 6 months (rainy season) and 12 months (dry season) of exposure. The concentrations of Cd, Pb, Zn, Fe, Mn, and Ni were determined and subjected to cluster analysis, allowing the identification of similar patterns among the sampled points. At 6 months, greater spatial variability in Zn and Fe concentrations was across different sectors of the municipality, associated with industrial activities and vehicular traffic. After 12 months, increase in Zn, Fe, and Mn concentrations was observed in the Central-South sector, with Fe showing a notable increase of 117.32% compared to the previous period. The results demonstrate that the spatial distribution of metals arises from the interaction between anthropogenic sources, diffuse sources, and atmospheric dispersion processes, highlighting the effectiveness of *O. maculata* as bioindicator of air pollution in urban environments.

Keywords: Orchid. Biomonitoring. Air quality. Urban pollution.

INTRODUÇÃO

Entre as várias formas de degradação ambiental, a poluição atmosférica é a que causa mais prejuízos à saúde humana e aos diversos ecossistemas, vida vegetal e animal, estando ligada também à degradação de bens culturais, de lazer e de recursos naturais (Drumm *et al.*, 2014; Moreira *et al.*, 2015; Torres *et al.*, 2020). Os estudos mais recentes estimam que a poluição do ar por partículas finas possa atingir cerca de 9 milhões de vidas ao ano, levando ao aumento do risco de óbitos humanos em todo o mundo (Burnett *et al.*, 2018; Correa Filho *et al.*, 2024). Os efeitos da poluição atmosférica impactam nas doenças respiratórias e cardiovasculares. Poluentes microscópicos são capazes de passar pelas defesas do corpo humano, penetrar nos sistemas circulatório e respiratório, com isso trazendo complicações aos órgãos, tais como, pulmões, coração e cérebro (Galetti *et al.*, 2020).

Devido aos impactos negativos, tanto para a saúde quanto para o meio ambiente, é necessário que o monitoramento da qualidade do ar seja realizado amplamente, contemplando diversas áreas, a fim de obter dados para auxiliar na criação de medidas que visem reduzir riscos, associados à saúde e aos impactos na natureza (Galetti *et al.*, 2020).

Diversos métodos podem ser usados para medir a qualidade do ar, e estações de monitoramento dotadas de aparelhos automatizados têm sido adotadas como padrão pelos órgãos responsáveis que atuam neste controle. No entanto, os altos custos dos equipamentos de medição da qualidade do ar dificultam ou mesmo inviabilizam a instalação de estações de monitoramento na maioria dos municípios brasileiros (Vormittag *et al.*, 2021).

Neste contexto, o monitoramento e a indicação da qualidade ambiental por meio do biomonitoramento desenvolveram-se notavelmente nas últimas décadas (Fрати, 2023). Os tipos de organismos utilizados devem ter a capacidade de reagir, responder ou adaptar-se às mudanças na qualidade ambiental, seja como indivíduo ou como comunidade (Fрати, 2023; Campos *et al.*, 2024).

O biomonitoramento pode ser ativo, quando os organismos são introduzidos em uma área definida, ou passivo, quando se baseia em amostras coletadas em habitat natural (Shvetsova *et al.*, 2019). O biomonitoramento ativo é o método mais utilizado, confiável e financeiramente aceitável devido ao baixo custo de aquisição de material (Debén *et al.*, 2018).

Os organismos mais utilizados na biomonitorização são os líquens e os musgos, que podem servir também como um importante complemento aos dados obtidos pelos dispositivos automáticos de monitorização. Eles permitem a caracterização dos contaminantes associados às partículas transportadas pelo ar, suas possíveis fontes e efeitos biológicos, de acordo com o tempo de exposição e as características ambientais dos locais de exposição (Capozzi *et al.*, 2016; Giordano; Spagnolo, 2021). Estas características devem estar ligadas ao rápido aumento no número de estudos sobre este tema, nesta década (Świsłowski *et al.*, 2020; Abas *et al.*, 2020; Varela *et al.*, 2023; Urosevic *et al.*, 2024). A utilização de plantas como biomonitores é uma alternativa adequada para descrever as tendências espaço-temporais das deposições de poluentes no ar e seus efeitos sobre os organismos vivos em ambientes naturais e modificados (Giordano *et al.*, 2021).

Algumas espécies de orquídeas têm sido utilizadas como biomonitores da poluição do ar em diversos países, incluindo *Epidendrum tampense*, *Epidendrum rigidum* - SO₂ e O₃ (Nyman *et al.*, 1989) e *Dendrobium kingianum* - Estados Unidos - Fe e Mg (Prazak; Molas, 2015; 2017); *Bulbophyllum elliae* - Sri Lanka - As, Cd, Co, Cu, Ni, Pb and Zn (Jayasekera; Rossbach, 1996); *Anoectochilus roxburghii* - China - Cu, As, Cd, Hg e Pb (Tingming *et al.*, 2016) e *Spathoglottis plicata* - Malásia - Cu, Zn, Mn e Fe (Yasin *et al.*, 2017). No Brasil, outras epífitas têm sido utilizadas, como Bromeliaceae (*Tillandsia recurvata* (L.) - Cr, Cd, Pb, Mn, Ni e Zn (Becker, 2017); *Tillandsia usneoides* (Marques Júnior, 2018) e; *Tillandsia stricta* (Oliveira *et al.*, 2016).

A espécie *Oeceoclades maculata* (Lindl.). Lindl. é uma orquídea terrestre, nativa da África (Kolanowska, 2013), e um dos organismos invasores com ampla distribuição nas regiões tropicais do mundo (Cohen; Ackerman, 2009; Machnicki-Reis; Smidt, 2025). Após ser introduzido, naturalizou-se no continente americano (Kolanowska, 2013). No Brasil, pode ser encontrada crescendo em diversas condições climáticas, principalmente na Floresta Estacional Semidecidual (Pansarin; Pansarin, 2008). Em levantamento na região central de São Paulo, foram encontradas em áreas severamente afetadas pelo homem, bem como em áreas naturais não perturbadas (Dubbern *et al.*, 2013; Quenzer, 2014). Assim, devido à sua facilidade de adaptação e colonização em áreas perturbadas, a *O. maculata* foi utilizada na pesquisa, embora não haja ainda registros de estudos dessa espécie relacionados à bioacumulação de metais.

A distribuição espacial de metais atmosféricos não depende exclusivamente da proximidade das fontes emissoras, sendo também influenciada por processos físicos, como o tamanho das partículas, o tempo de residência atmosférica e os mecanismos de deposição seca e úmida (Penner, 2001; Gunawardena *et al.*, 2013; Mohan, 2016; Seinfeld; Pandis, 2016).

A morfologia urbana e as condições microclimáticas também desempenham papel relevante na dispersão de poluentes, podendo favorecer a formação de áreas de acúmulo (hotspots), especialmente em ambientes com baixa ventilação, como cânions urbanos (Vardoulakis *et al.*, 2003).

Diante desse cenário, o objetivo deste estudo foi avaliar o potencial da espécie *Oeceoclades maculata* (Lindl.) Lindl. na bioacumulação de metais pesados em áreas com diferentes características urbanas e industriais no município de Volta Redonda-RJ, reconhecido pela influência histórica do setor siderúrgico sobre a qualidade do ar regional. Além disso, visou verificar a variação temporal da concentração de metais entre períodos seco e chuvoso, considerando a influência de fatores climáticos na deposição atmosférica.

O presente estudo foi conduzido por três hipóteses principais:

H1: A concentração de metais pesados acumulados por *O. maculata* tende a ser maior em áreas próximas a fontes emissoras antropogênicas, como zonas industriais e vias de intenso tráfego veicular, embora possa apresentar variações espaciais associadas à influência de fontes difusas e processos de dispersão atmosférica.

H2: A bioacumulação de metais na espécie será significativamente maior no período seco em comparação ao período chuvoso, devido à menor dispersão e deposição úmida de partículas.

H3: A espécie apresentará capacidade consistente de acumulação de metais, indicando sua adequação como bioindicadora ativa da qualidade do ar.

Assim, este estudo busca contribuir para o avanço do conhecimento sobre o uso de espécies vegetais como ferramentas alternativas de monitoramento ambiental. A utilização de *O. maculata* como biomonitor pode fornecer dados valiosos para avaliação da poluição atmosférica e subsidiar

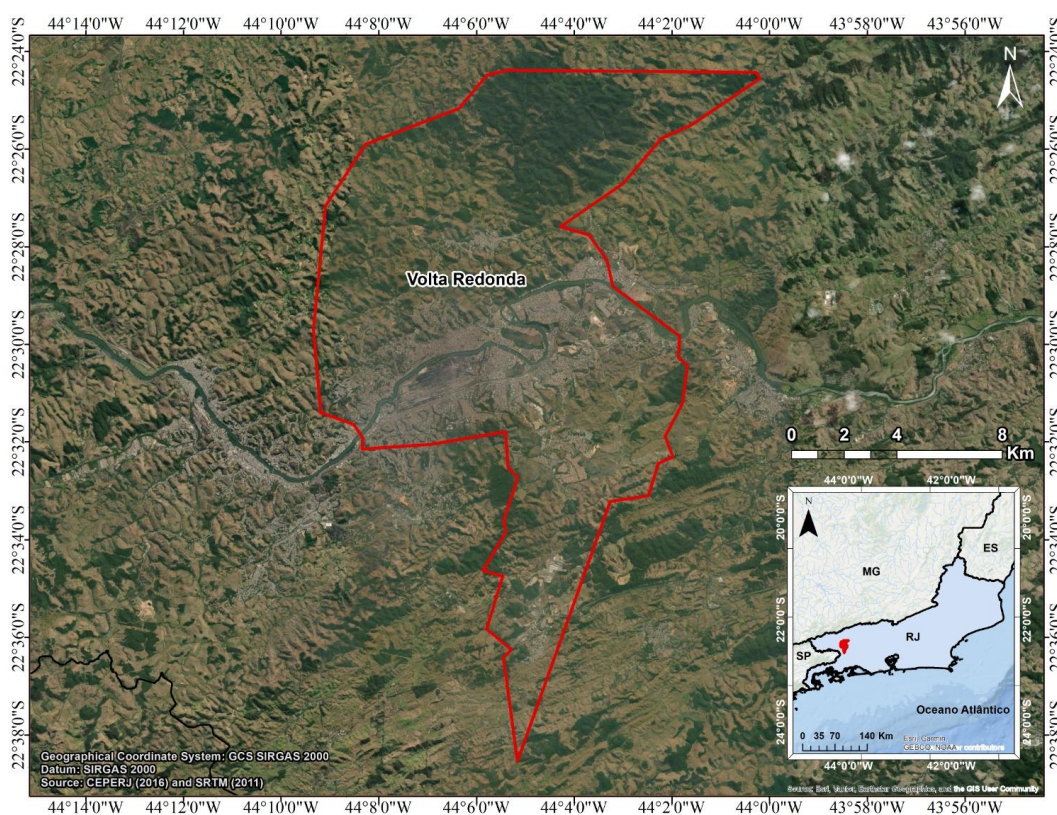
políticas públicas e estratégias de gestão da qualidade do ar, em áreas urbanas e industrializadas, especialmente considerando a vulnerabilidade de regiões historicamente impactadas pelo setor siderúrgico.

MATERIAL E MÉTODOS

Amostragem

O estudo foi realizado no município de Volta Redonda, localizado na região Sul do estado do Rio de Janeiro (ERJ), no médio trecho da bacia do rio Paraíba do Sul, entre duas serras (Serra do Mar e Serra da Mantiqueira), nas coordenadas 22° 29' 00" S e 44° 05' 00" W (Figura 1).

Figura 1 - Localização do município de Volta Redonda, RJ, Brasil



Fonte: Os autores, 2020.

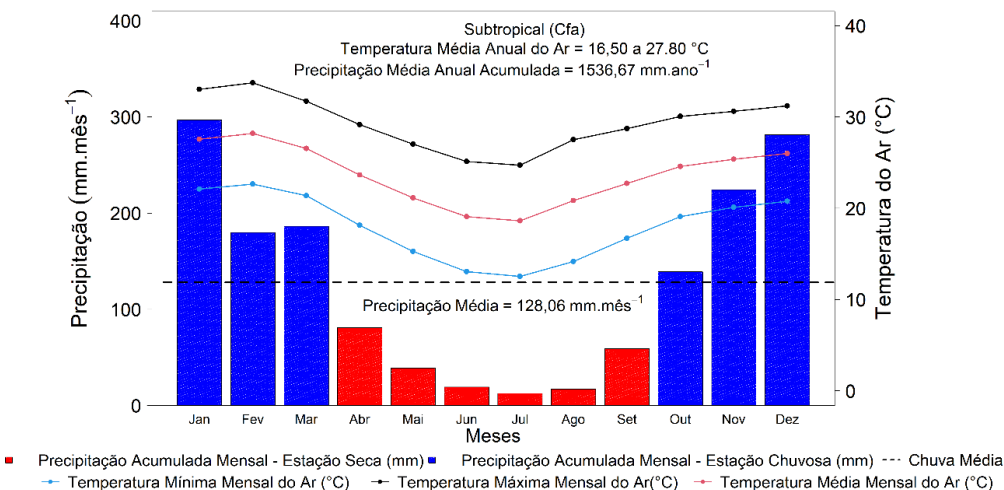
O relevo do município varia entre 350 e 707 m acima do nível médio do mar (NMM), com declividades superiores a 30% e uma paisagem intercalada por pequenos riachos e pântanos esparsos, descrita como “um mar de morros” (PVR, 2017).

O clima predominante é o subtropical mesotérmico, com inverno frio e seco, verão quente e chuvoso. A média anual das temperaturas mínimas é de 16,5°C, enquanto a média anual das temperaturas máximas é de 27,8°C. A precipitação média anual é de 1.536,67 mm e com umidade média anual de 77%, sendo dezembro e janeiro os meses mais chuvosos (Figura 2) (Lee *et al.*, 2019).

Destaca-se que a população estimada do município de Volta Redonda é de 261.563 habitantes, sendo um dos municípios mais populosos do interior do estado do Rio de Janeiro (IBGE, 2022). Em sua zona urbana há empresas com atividades potencialmente poluidoras, como indústrias metalúrgicas e de minerais não-metálicos, além de abrigar uma das maiores usinas siderúrgicas da América Latina. A poluição proveniente de fontes móveis (automóveis) também pode estar

contribuindo para a poluição atmosférica e para a diminuição da qualidade do ar. Segundo o Departamento Nacional de Trânsito (DENATRAN), o trânsito diário no município conta com cerca de 160 mil veículos, de diversas categorias, que representam cerca de 5% da frota automobilística total do estado (DENATRAN, 2024).

Figura 2 - Comportamento climático na cidade de Volta Redonda, RJ, Brasil



Fonte: INMET (1996 - 2025).
Elaboração: Os autores.

Preparação das amostras

Para o estudo foi selecionada a espécie terrícola *Oeceoclades maculata* (Lindl.) Lindl (Orchidaceae). As plantas foram adquiridas de fornecedores especializados, plantadas concomitantemente, aclimatadas por um período de 60 dias em condições controladas e, assim que adaptadas, foram distribuídas em 31 pontos amostrais diferentes (Figura 3), sendo 1 indivíduo por ponto, em sete setores da cidade (Norte, Centro Norte, Oeste, Leste, Centro Sul, Sudeste e Sul), compreendendo localidades com diferentes graus de urbanização e densidade populacional (Tabela 1).

Tabela 1 - Coordenadas geográficas dos pontos de monitoramento no município de Volta Redonda

Pontos	Setores	Bairros	Latitude S	Longitude O
P1	Norte	Santa Rita Zarur	-22° 46' 69"	-44° 10' 87"
P2	Norte	Santa Cruz	-22° 46' 33"	-44° 08' 92"
P3	Norte	São Luiz	-22° 47' 33"	-44° 06' 44"
P4	Norte	Dom Bosco	-22° 47' 52"	-44° 05' 85"
P5	Sudeste	Jardim Suiça	-22° 53' 41"	-44° 13' 61"
P6	Sudeste	Rústico	-22° 52' 07"	-44° 11' 21"
P7	Sudeste	Minerlândia	-22° 53' 23"	-44° 12' 30"
P8	Sudeste	Conforto	-22° 51' 93"	-44° 11' 13"
P9	Centro norte	Vila Mury	-22° 50' 12"	-44° 10' 12"
P10	Centro norte	Retiro	-22° 50' 30"	-44° 12' 04"
P11	Centro norte	Voldac	-22° 49' 37"	-44° 09' 18"
P12	Centro norte	Niterói	-22° 49' 75"	-44° 09' 42"
P13	Centro norte	Barreira Cravo	-22° 49' 44"	-44° 08' 65"
P14	Centro sul	Jardim Normândia	-22° 51' 23"	-44° 08' 22"
P15	Centro sul	São João	-22° 51' 48"	-44° 09' 20"

Caminhos de Geografia

Uberlândia - MG

v. 27

2026

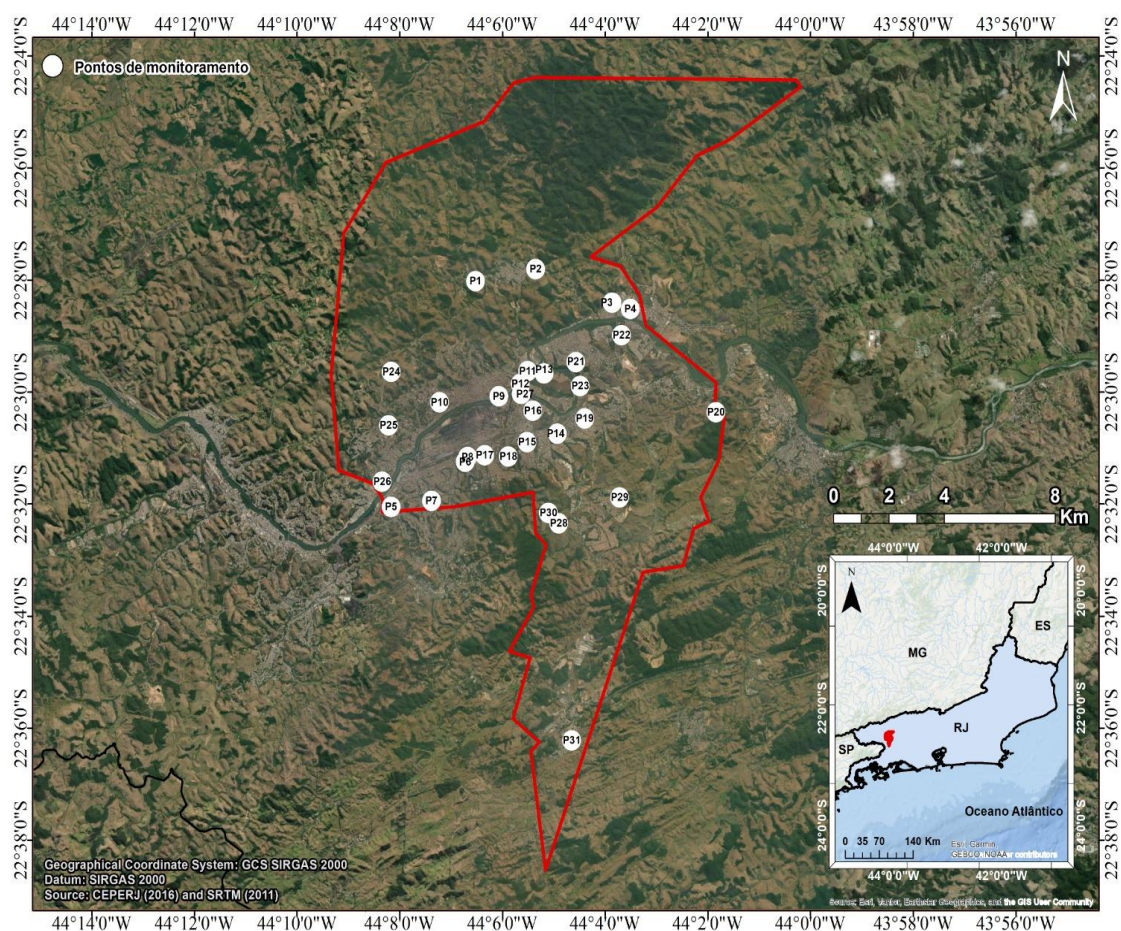
e2746

Página 5

P16	Centro sul	Aterrado	-22° 50' 55"	-44° 09' 02"
P17	Centro sul	Vila	-22° 51' 87"	-44° 10' 58"
P18	Centro sul	Laranjal	-22° 51' 91"	-44° 09' 81"
P19	Leste	Jardim Amália	-22° 50' 78"	-44° 07' 33"
P20	Leste	Três Poços	-22° 50' 59"	-44° 03' 07"
P21	Leste	Santo Agostinho	-22° 49' 10"	-44° 07' 62"
P22	Leste	Brasilândia	-22° 48' 30"	-44° 06' 14"
P23	Leste	Vila Americana	-22° 49' 81"	-44° 07' 48"
P24	Oeste	Açude	-22° 49' 39"	-44° 13' 61"
P25	Oeste	Belmonte	-22° 50' 98"	-44° 13' 70"
P26	Oeste	Jardim Belmonte	-22° 52' 66"	-44° 13' 91"
P27	Oeste	N.S ^a das Graças	-22° 50' 05"	-44° 09' 39"
P28	Sul	Casa de Pedra	-22° 53' 90"	-44° 08' 17"
P29	Sul	Belvedere	-22° 53' 13"	-44° 06' 20"
P30	Sul	Siderópolis	-22° 53' 59"	-44° 08' 51"
P31	Sul	Roma	-22° 60' 36"	-44° 07' 75"

Fonte: Os autores, 2020.

Figura 3 - Localização de 31 pontos de amostragens no município de Volta Redonda, RJ, Brasil, 2020



Fonte: Os autores, 2020.

As análises foram realizadas considerando tanto a escala setorial quanto a escala de bairros, o que permitiu maior detalhamento espacial da distribuição dos contaminantes (Tabela 1).

Cada indivíduo foi plantado em vaso de polipropileno com volume aproximado de 200 ml contendo substrato à base de casca de pinheiro (*Pinus spp.*), fibra de coco (*Cocos nucifera L.*), carvão vegetal e terra vegetal. Os vasos foram instalados a uma altura de 1,20 m a 1,50 m do solo e tiveram suas coordenadas em Universal Transverse Mercator (UTM) obtidas através do aplicativo Melon Soft Geographic Positioning System (GPS) (Figura 3).

Para a distribuição de orquídeas foram confeccionadas etiquetas de identificação, com informações sobre os cuidados básicos do indivíduo, como: regar semanalmente a planta, não adubar, não adicionar terra e tirar ervas daninhas.

Procedimentos analíticos

Amostras de folhas das plantas foram coletadas aos 6 meses de cultivo (março de 2020), na estação chuvosa, caracterizada por altas temperaturas e elevação da pluviosidade típicos dos meses de primavera e verão entre os meses de outubro e março (Figura 2). A coleta foi repetida aos 12 meses de cultivo (setembro de 2020), na estação seca, caracterizada por temperaturas mais amenas e baixa pluviosidade, típicos dos meses de outono e inverno entre os meses de abril a setembro (Figura 2). Foram selecionadas 3 folhas de cada planta, que foram cortadas e armazenadas em sacos de papel. A poeira presente nas superfícies das amostras foi removida com o uso de pincel, sem lavagem das folhas.

Todas as amostras foram secas em estufa com circulação de ar a 65°C e trituradas em almofariz de ágata. O material triturado foi passado em peneira de malha de 0,2 mm e submetido à digestão nitroperclórica (Tedesco *et al.*, 1995). Um grama de amostra foi colocado em tubo de digestão e adicionado 6,0 mL de HNO₃, deixando-se em repouso por 12 horas. A amostra foi aquecida a 120°C até restar aproximadamente 1,0 mL de ácido, e resfriada. Posteriormente, foi adicionado 1,0 mL de HClO₄, aquecido a 190°C e, após iniciar o desprendimento de vapor branco, foi mantida a essa temperatura por 2 horas. Após o resfriamento, as alíquotas foram diluídas para 20 mL com água deionizada, filtradas em papel de filtro com filtração lenta e armazenadas em frascos de polietileno.

As concentrações de Pb, Cd, Ni, Zn, Fe e Mn foram determinadas por espectrofotometria de absorção atômica com chama de ar/acetileno, utilizando equipamento SpectrAA 55B Varian. Para controle de qualidade das análises, a amostra 1573a *Tomato Leaves*, certificada pelo National Institute of Standards and Technology (NIST), foi usada como material de referência.

As concentrações de Cd, Pb e Ni ficaram abaixo do limite de quantificação do equipamento, que foi de 0,039 mg kg⁻¹, 0,169 mg kg⁻¹ e 0,204 mg kg⁻¹ para Cd, Pb e Ni, respectivamente e, portanto, foram excluídas das análises. Assim, apenas os metais Zn, Mn e Fe foram analisados com base na estatística descritiva aplicada às concentrações de *O. maculata*.

Testes estatísticos

Com base nos dados obtidos nos dois períodos amostrais, foram aplicados os testes Kruskal-Wallis (KW) e Bonferroni, considerando-se a probabilidade $\alpha < 0,05$. Nos casos em que houve diferenças entre os grupos, o *post hoc* foi aplicado o teste U de Mann-Whitney com correção de Bonferroni (Brower; Zar, 1984).

Para a análise de cluster (CA) foram consideradas as concentrações dos metais analisados (Zn, Fe e Mn) e o tempo de cultivo de 6 e 12 meses (setores ou bairros) de cada indivíduo de *O. maculata* instalado nas diferentes regiões do município de Volta Redonda (RJ). Posteriormente, foi realizada a conversão da matriz de dados primários em uma matriz quadrada, onde foram realizados os agrupamentos entre as concentrações de metais em cada setor considerado no estudo utilizando o índice de distância euclidiana (dissimilaridade) e o método Mean Bond Between Group (UPGMA). Para a definição de grupos homogêneos de concentrações de metais, foi traçada a linha de corte ou linha “phenom”, que é uma linha paralela ao eixo horizontal do dendrograma obtido da técnica CA em

um percentual estabelecido da medição da distância, bem como o cálculo do coeficiente de correlação cofenética (CCC) - (Sokal; Rohlf, 1962). Assim, quanto maior o valor de CCC, menor será a distorção. Na prática, dendrogramas com $CCC < 0,7$ indicam inadequação da técnica de AC (Sokal; Rohlf, 1962).

As medidas de tendência central (descritivas) e a técnica CA foram realizadas a partir do software PAST (PAleontological STatistical) - versão 2.17 (Hammer *et al.*, 2001). As medidas de dispersão (gráficos boxplots) foram realizadas no software R versão 4.4.1 (R Development Core Team, 2023).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados analíticos apresentaram recuperações superiores a 80% para todos os metais no material de referência (Tabela 2), assegurando a confiabilidade dos dados obtidos.

Tabela 2 - Taxa de recuperação de metais no material de referência NIST 1573a *Tomato Leaves*, obtido por digestão nitroperclórica segundo Tedesco *et al.* (1995).

Metais	Valor Determinado	Valor Certificado ¹	% Recuperação
	mg kg ⁻¹		
Zn	25,773	30,94	83
Mn	224,581	246,3	91
Fe	302,02	367,5	82
Cd	1,393	1,517	92
Pb	1,412	n.d.	n.d.
Ni	1,476	1,582	93

¹ valor certificado por NIST 1573a Tomato Leaves.

Fonte: Os autores, 2020.

A avaliação concentrou-se em Zn, Mn e Fe, cujas distribuições apresentaram assimetria, com médias superiores às medianas em ambas as estações, indicando elevada heterogeneidade espacial (Tabela 3). A sazonalidade influenciou as concentrações, com aumento geral na estação seca, embora sem comportamento uniforme entre os metais, especialmente para Fe, Mn e Zn (Figura 4a, Figura 4b e Figura 4c).

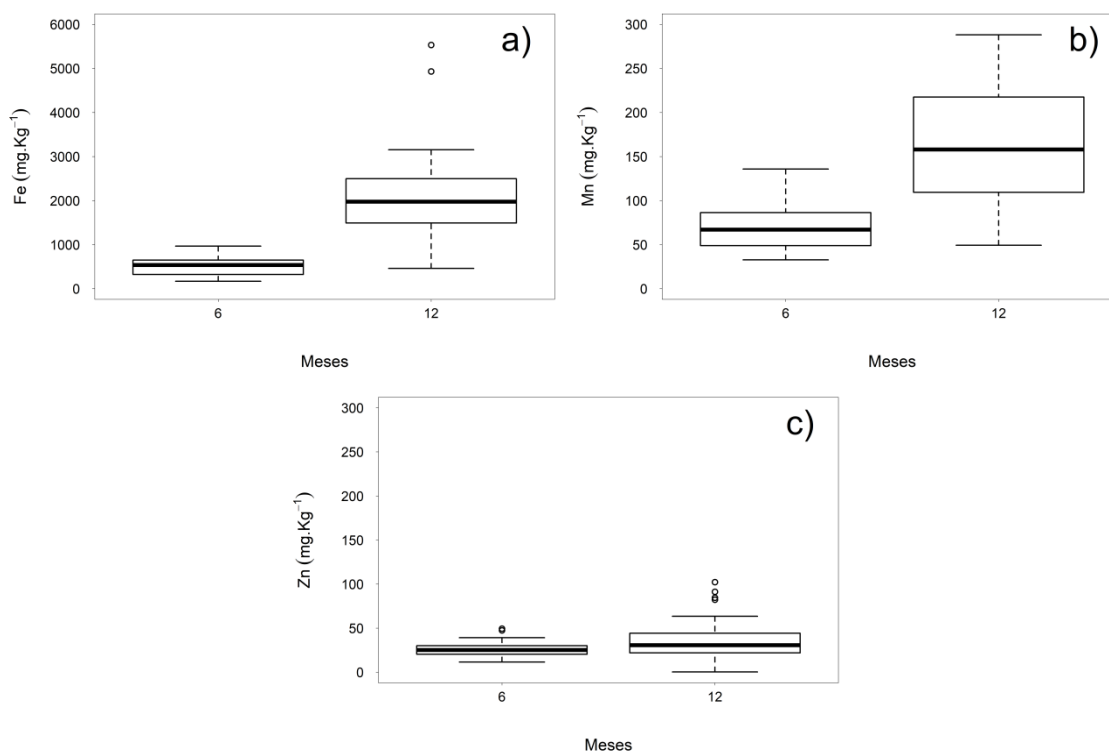
Tabela 3 - Resumo da estatística descritiva aplicada à concentração (mg.kg⁻¹) de Zn, Mn e Fe em *O. maculata*, para os períodos chuvoso (6 meses) e seco (12 meses) no município de Volta Redonda (RJ), em comparação ao padrão definido por Ross (1994)

Estações	Metal Pesado	Média	Mediana	Valor		Amplitude Total	Amplitude Interquartilica
				Mínimo	Máximo		
				(mg.kg ⁻¹)			
Chuvosa 6 Meses	Zn	26,03	25,13	11,56	49,38	37,81	9,59
	Mn	71,13	67,03	32,78	135,84	103,06	37,44
	Fe	507,21	536,88	168,13	966,88	798,75	324,53
Seca 12 Meses	Zn	38,15	30,67	0,36	102,17	101,81	22,34
	Mn	170,26	157,92	49,29	386,54	337,25	108,1

Estações	Metal Pesado	Coeficiente Variação Amostral (%)	Desvio Padrão Amostral	Quartil				Limite	
				Quartil		Limite			
				Inferior	Superior	Inferior	Superior		
				(mg.kg ⁻¹)					
Chuvosa	Zn	36,39	9,47	20,44	30,03	6,05	44,42		
6 Meses	Mn	36,85	26,21	48,9	86,34	-7,26	142,49		
	Fe	41,65	211,26	323,75	648,28	-163,05	1135,08		
Seca	Zn	65,62	25,03	21,91	44,25	-11,61	77,77		
12 Meses	Mn	52,03	88,59	109,4	217,5	-52,76	379,66		
	Fe	117,32	2971,29	1491,67	2497,5	-17,08	4006,25		

Fonte: Os autores, 2020.

Figura 4 - Boxplot da concentração (mg.kg⁻¹) de Metais em *O. maculata*, para os períodos de 6 meses e 12 meses de cultivo das plantas no município de Volta Redonda (RJ), a) Fe: Ferro; b) Mn: Manganês; c) Zn: Zinco.



Fonte: Os autores, 2020.

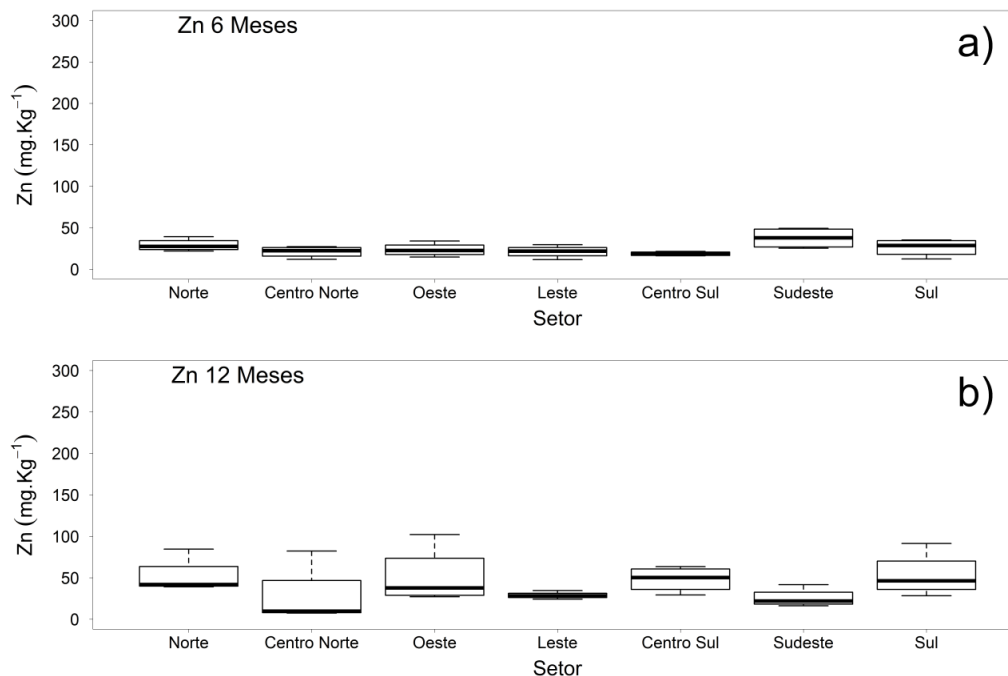
O Zn apresentou comportamento intermediário, variando de 11,562 mg kg⁻¹ (Três Poços) a 49,375 mg kg⁻¹ (Rústico) na estação chuvosa, e de 0,361 mg kg⁻¹ (Voldac) a 102,167 mg kg⁻¹ (N. Sra. das Graças) na estação seca, evidenciando ampla variabilidade espacial (Tabela 3 e Tabela 4; Figura 5a e Figura 5b).

Tabela 4 - Concentração de metais (mg kg^{-1}) em *Oeceoclades maculata* nos diferentes bairros no município de Volta Redonda (RJ)

Bairros	Fe (chuvosa)	Fe (seca)	Mn (chuvosa)	Mn (seca)	Zn (chuvosa)	Zn (seca)
Santa_Rita_Zarur	168,12	2029,17	64,77	207,71	25,44	39,17
Santa_Cruz	324,37	1996,25	66,27	137,54	39,25	40,75
São_Luiz	725,00	1279,79	88,77	274,62	22,03	84,54
Dom_Bosco	966,87	2580,42	58,90	115,46	29,62	42,83
Jardim_Suiça	600,62	1412,50	72,43	123,06	28,41	20,40
Rústico	567,50	1555,42	65,34	106,46	49,37	23,42
Minerlândia	688,12	2336,67	108,02	262,17	47,44	41,75
Conforto	622,50	1454,58	67,02	281,33	25,40	16,21
Vila_Mury	939,37	2873,75	76,84	171,83	30,44	7,37
Retiro	773,75	5530,83	135,84	169,83	12,00	82,29
Voldac	732,50	840,00	78,02	71,37	27,31	0,36
Niterói	664,37	460,42	45,84	243,12	25,12	8,42
Barreira_Cravo	326,25	1873,33	88,96	113,33	19,75	11,12
Jardim_Normândia	440,62	2089,17	81,21	122,50	21,56	63,50
São_João	536,87	2414,58	44,84	84,79	16,19	57,67
Aterrado	581,87	17414,17	92,21	380,42	20,00	42,79
Vila	601,87	1624,17	107,65	288,08	27,25	19,21
Laranjal	295,00	3154,58	33,65	100,46	17,25	29,29
Jardim_Amália	427,50	1528,75	37,09	160,46	39,12	28,21
Três_Poços	375,00	3031,67	77,21	386,54	11,56	24,25
Santo_Agostinho	245,62	2789,58	64,84	197,12	20,87	34,62
Brasilândia	419,37	1682,08	51,77	81,54	22,69	28,12
Vila_Americana	323,12	1682,92	83,90	142,62	29,56	18,96
Açude	251,87	613,33	32,77	58,92	34,12	27,17
Belmonte	635,94	4930,42	96,21	184,46	20,87	30,67
Jardim_Belmonte	603,75	2117,50	36,34	49,29	24,31	44,83
N_Sra_das_Graças	260,62	1973,33	122,71	227,29	14,75	102,17
Casa_de_Pedra	660,62	734,17	53,46	196,42	35,25	49,08
Belvedere	443,28	2000,42	80,93	112,33	23,72	91,33
Siderópolis	321,87	1625,83	46,02	157,92	33,69	43,67
Roma	199,37	881,67	45,02	69,00	12,44	28,37

Fonte: Os autores, 2020.

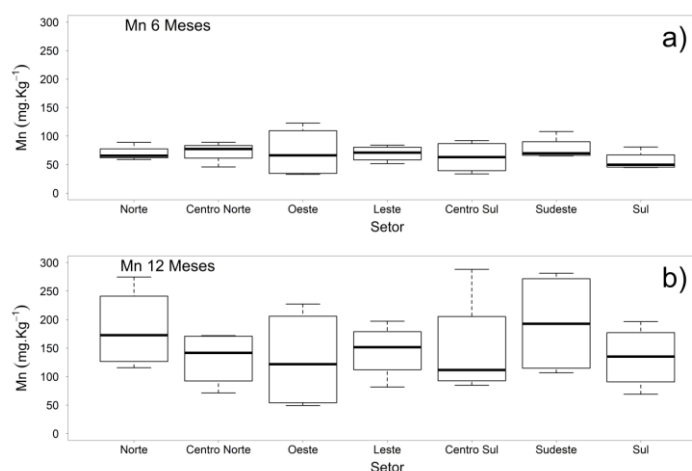
Figura 5 (a) e (b) - Boxplot da concentração (mg.kg^{-1}) do Metal Zn em *O. maculata*, para os períodos de 6 meses e 12 meses de cultivo das plantas no município de Volta Redonda (RJ)

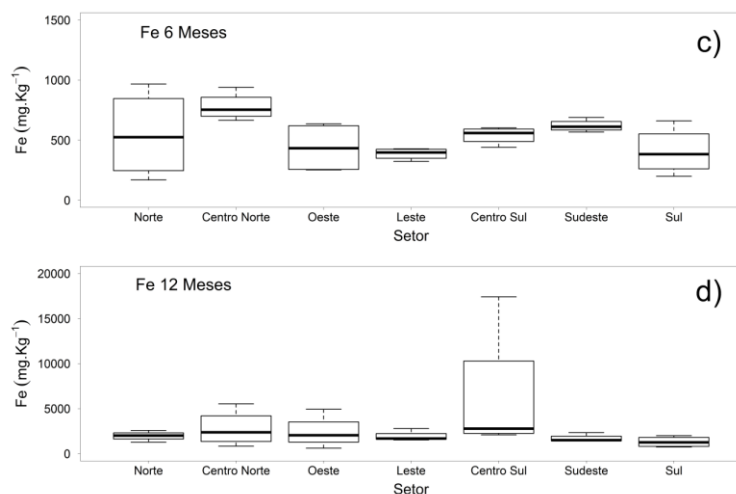


Fonte: Os autores, 2020.

O Mn apresentou aumento expressivo, passando de aproximadamente 70 mg kg^{-1} para valores superiores a 170 mg kg^{-1} , com máximos próximos a 390 mg kg^{-1} , observados em Três Poços (setor Leste; $386,542 \text{ mg kg}^{-1}$) e Aterrado (setor Centro-Sul; $380,417 \text{ mg kg}^{-1}$), indicando forte variabilidade espacial (Tabela 3 e Tabela 4; Figura 6a e Figura 6b).

Figura 6 (a), (b), (c) e (d) - Boxplot da concentração (mg.kg^{-1}) de Metais Mn e Fe em *O. maculata*, para os períodos de 6 meses e 12 meses de cultivo das plantas no município de Volta Redonda (RJ).





Fonte: Os autores, 2020.

O Fe apresentou os maiores valores absolutos, com média superior a 2.500 mg kg⁻¹ e máximos acima de 17.000 mg kg⁻¹, registrados no Aterrado (setor Centro-Sul; 17.414,167 mg kg⁻¹ na estação seca), contrastando com valores inferiores a 1.000 mg kg⁻¹ na estação chuvosa, como em Santa Rita Zarur (setor Norte; 168,125 mg kg⁻¹) e Roma (setor Sul; 199,375 mg kg⁻¹) (Tabela 3 e Tabela 4; Figura 6c e Figura 6d).

O aumento das concentrações na estação seca pode ser associado à menor pluviosidade, maior permanência de partículas na atmosfera e maior tempo de exposição dos biomonitores (Brito *et al.*, 2016; Sobral *et al.*, 2018), além de fatores atmosféricos como inversões térmicas, aquecimento sazonal e circulação atmosférica (Barandovski *et al.*, 2012; Cortis *et al.*, 2016; Rogova *et al.*, 2021; Urošević *et al.*, 2024). Esses padrões indicam que a distribuição dos metais é controlada por fatores ambientais e antrópicos, refletindo tanto a intensidade das fontes quanto os processos de dispersão e deposição (Meylan; Reck, 2016; Sun *et al.*, 2020). Além disso, as maiores concentrações médias de metais identificadas na estação seca também estão diretamente relacionadas com o tempo de cultivo da planta e, consequentemente, maior tempo de exposição ao ambiente.

Embora áreas sob maior influência industrial (siderurgia, aciaria e cimenteira) concentrem os maiores valores absolutos, a deposição de metais apresenta significativa sobreposição espacial. O Fe, por exemplo, variou de 613,334 mg kg⁻¹ em Açude (setor Oeste) a 4.930,417 mg kg⁻¹ em Belmonte, sendo o primeiro mais distante do eixo industrial. De forma semelhante, o Zn atingiu 102,167 mg kg⁻¹ em N. Sra. das Graças, mas também apresentou valores elevados em áreas periféricas, como Belvedere (setor Sul; 91,334 mg kg⁻¹), na estação seca (Tabela 4).

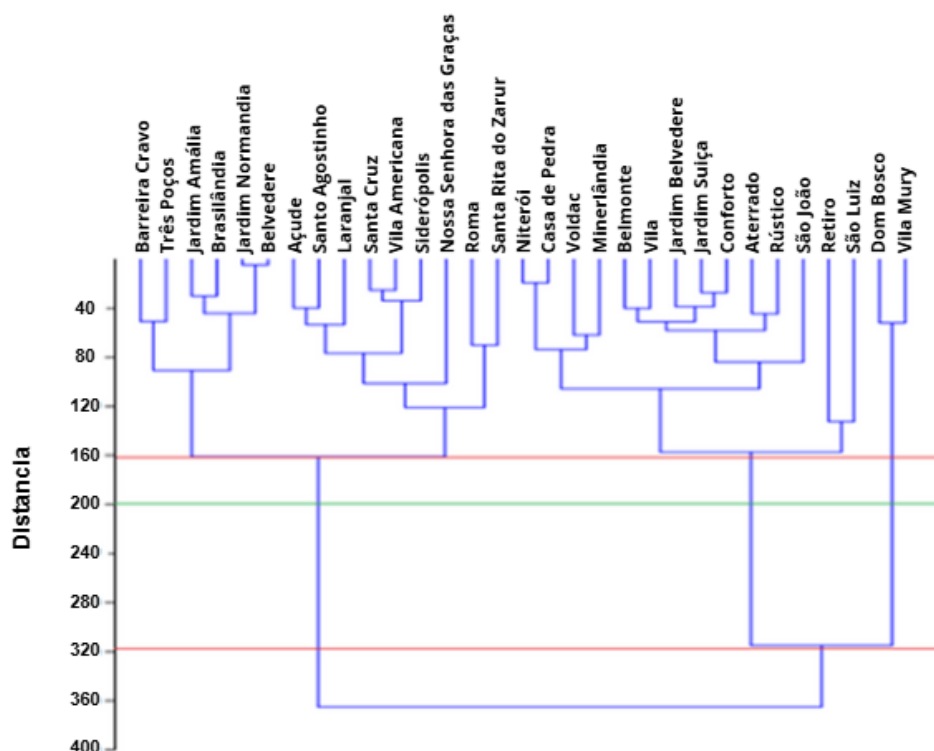
Observa-se, ainda, uma tendência de maiores concentrações em áreas sob influência industrial, especialmente no setor Centro-Sul, com destaque para Aterrado (Fe = 17.414,167 mg kg⁻¹; Mn = 380,417 mg kg⁻¹) e Retiro (setor Centro-Norte; Fe = 5.530,834 mg kg⁻¹). No entanto, valores elevados também ocorrem em áreas periféricas, como Belmonte (setor Oeste; Fe = 4.930,417 mg kg⁻¹) e Jardim Belmonte (Fe = 2.117,500 mg kg⁻¹; Zn = 44,834 mg kg⁻¹), além de Belvedere (setor Sul; Zn = 91,334 mg kg⁻¹), que supera bairros do setor Centro-Sul, como Conforto (16,209 mg kg⁻¹) e Jardim Suíça (20,396 mg kg⁻¹) (Tabela 4).

Apesar do aumento observado, Zn e Mn permaneceram dentro dos limites considerados normais para plantas segundo Ross (1994) (Tabela 3), com Mn variando de 32,775 mg kg⁻¹ (Açude) a 386,542 mg kg⁻¹ (Três Poços) e Zn de 0,361 mg kg⁻¹ (Voldac) a 102,167 mg kg⁻¹ (N. Sra. das Graças) (Tabela 4). Como micronutrientes essenciais, Mn, Fe e Zn participam de processos metabólicos fundamentais, e, embora concentrações elevadas possam causar fitotoxicidade, os valores observados permanecem compatíveis com a funcionalidade fisiológica das plantas (Millaleo *et al.*, 2010; Li *et al.*, 2019).

A análise de cluster (Figura 7 e Figura 8) reforçou os padrões espaciais previamente descritos, distinguindo dois grupos principais, com validação pelo coeficiente de correlação cofenética ($CCC > 0,7$), indicando adequada representação dos dados (Sokal; Rohlf, 1962).

O grupo de maiores concentrações incluiu bairros dos setores Centro-Sul, Centro-Norte e Norte, com Fe variando entre 1.279,792 mg kg⁻¹ (São Luiz) e 17.414,167 mg kg⁻¹ (Aterrado), enquanto o grupo de menores concentrações concentrou áreas periféricas, como Açude (613,334 mg kg⁻¹) e Belmonte (4.930,417 mg kg⁻¹), indicando um gradiente espacial consistente, porém não exclusivo das áreas industriais (Tabela 4; Figura 7 e Figura 8).

Figura 7 - Dendrograma da concentração (mg.kg⁻¹) de metais em *O. maculata* (6 meses de cultivo) obtido por meio da análise de cluster utilizando a distância euclidiana simples e o método de grupo de pares não ponderados usando médias aritméticas (UPGMA)



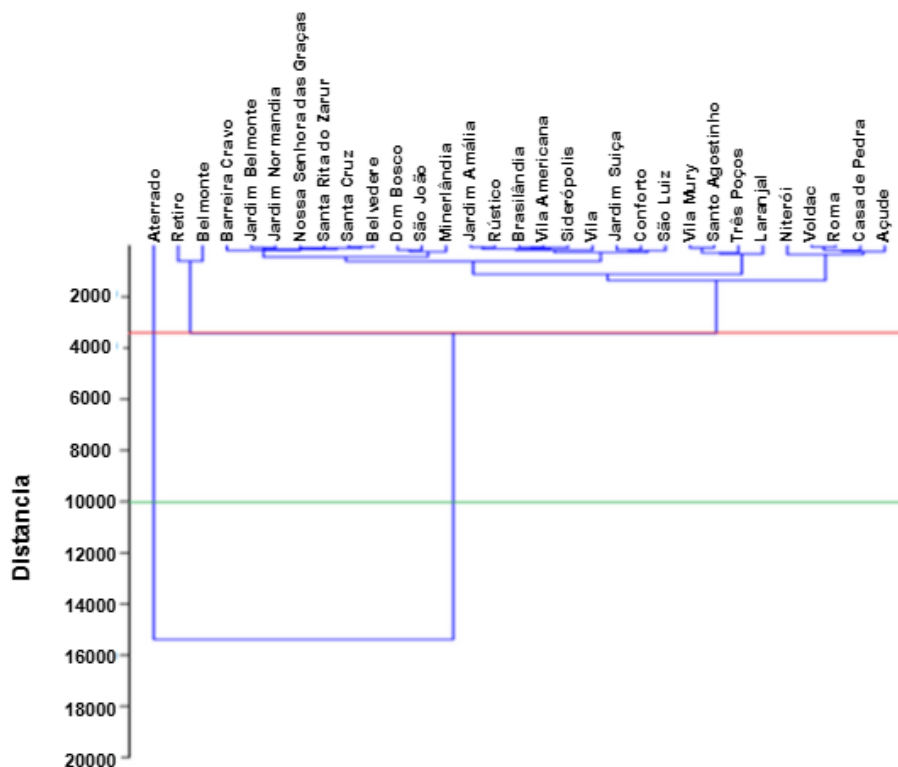
Fonte: Os autores, 2020.

Os resultados estão alinhados com a literatura, que aponta maiores concentrações de metais em áreas urbanas e industriais, associadas tanto a fontes fixas quanto ao tráfego veicular (Mazzoni *et al.*, 2012; Rocha; Guimarães, 2017; Souza *et al.*, 2019; Alexandrino *et al.*, 2020). A ocorrência conjunta de Mn e Fe e a associação do Zn a atividades industriais e urbanas reforçam a influência de fontes antrópicas múltiplas (Meylan; Reck, 2016; Sun *et al.*, 2020). No contexto de Volta Redonda, caracterizado pela sobreposição de emissões industriais e tráfego urbano (Peiter; Tobar, 1998; Souza *et al.*, 2019), observa-se uma dinâmica de deposição complexa, evidenciada pela ocorrência de elevadas concentrações em diferentes setores e pela sobreposição espacial dos padrões. Esse comportamento reflete a interação entre fontes emissoras, condições ambientais e propriedades geoquímicas dos elementos (Kappler; Straub, 2005; Meylan; Reck, 2016; Sun *et al.*, 2020; Alexandrino *et al.*, 2020).

A configuração urbana exerce papel fundamental na dispersão dos poluentes. Altos níveis de poluição são frequentemente observados em cânions urbanos devido ao aumento das emissões e à

redução da ventilação natural, enquanto a topografia urbana e as condições microclimáticas favorecem a formação de hotspots de contaminação. Nesses ambientes, os efeitos micro-meteorológicos da geometria urbana controlam os padrões de dispersão (Vardoulakis *et al.*, 2003).

Figura 8 - Dendrograma da concentração (mg.kg^{-1}) de metais pesados em *O. maculata* (12 meses de cultivo) obtido por análise de cluster utilizando a distância euclidiana simples e o método UPGMA.



Fonte: Os autores, 2020.

Em conjunto, os resultados indicam que a deposição de metais em Volta Redonda não pode ser explicada por um único fator dominante, mas resulta da interação entre fontes antrópicas e processos atmosféricos. A ocorrência de concentrações elevadas em diferentes setores da cidade, independentemente da proximidade ao polo industrial, evidencia a complexidade do sistema e reforça a necessidade de abordagens que considerem a heterogeneidade espacial em ambientes urbano-industriais.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A espécie *O. maculata* demonstrou sensibilidade às variações espaciais e temporais nas concentrações de metais como Zn, Fe e Mn, evidenciando seu potencial como biomonitor ativo do acúmulo de poluentes atmosféricos em diferentes regiões de Volta Redonda (RJ). O uso de biomonitores vegetais permite avaliar de forma eficiente os efeitos combinados de misturas complexas de poluentes, superando limitações técnicas e financeiras do monitoramento convencional. Nesse contexto, a análise de elementos químicos em plantas amplia os sistemas de monitoramento da qualidade do ar, complementando dados de estações automáticas e subsidiando estratégias de gestão ambiental em ambientes urbano-industriais.

Os resultados evidenciam que a distribuição dos metais na área de estudo não é exclusivamente controlada pela proximidade às fontes industriais, uma vez que concentrações elevadas também foram registradas em setores periféricos, como Belmonte (Fe = 4.930,417 mg kg⁻¹) e Belvedere (Zn = 91,334 mg kg⁻¹), indicando significativa sobreposição espacial entre áreas centrais e não industriais.

Observou-se também aumento das concentrações na estação seca, com destaque para o Fe, que atingiu 17.414,167 mg kg⁻¹ no bairro Aterrado, provavelmente em função do tempo de residência atmosférica no acúmulo de partículas e o maior tempo de exposição ao ambiente pelo maior tempo de cultivo das plantas.

Dessa forma, esses resultados indicam que a dinâmica de deposição de metais em ambientes urbano-industriais é governada por um sistema multiescalar, no qual fontes pontuais, fontes difusas e processos de transporte atmosférico provavelmente interagem de forma não linear, resultando em padrões espaciais complexos.

Os resultados indicam que a hipótese H1 foi parcialmente confirmada para o conjunto dos metais analisados, apresentando maior aderência para Fe e Zn, além de suporte intermediário para Mn, cuja distribuição espacial evidencia forte influência de fontes difusas e processos de redistribuição atmosférica. A hipótese H2 foi confirmada, com concentrações mais elevadas observadas na estação seca. Por fim, a hipótese H3 também foi corroborada, demonstrando que *O. maculata* apresenta capacidade consistente de acumulação de metais, consolidando-se como uma bioindicadora eficiente da qualidade do ar em ambientes urbano-industriais.

AGRADECIMENTOS

O primeiro autor agradece à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão das bolsas, junto às instituições que contribuíram para a realização desse trabalho de pesquisa.

REFERÊNCIAS

- ABAS, A.; AWANG, A.; AIYUB, K. Analysis of heavy metal concentration using transplanted lichen *Usnea misaminensis* at Kota Kinabalu, Sabah (Malaysia). **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 18, n. 1, p. 1175–1182, 2020. http://dx.doi.org/10.15666/aeer/1801_11751182
- ALEXANDRINO, K.; VITERI, F.; RYBARCZYK, Y.; GUEVARA ANDINO, J. E.; ZALAKEVICIUTE, R. Biomonitoring of metal levels in urban areas with different vehicular traffic intensity by using *Araucaria heterophylla* needles. **Ecological Indicators**, v. 117, p. 106701, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106701>
- BARANDOVSKI, L.; FRONTASYEVA, M. V.; STAFILOV, T.; SAJN, R.; PAVLOV, S.; ENIMATEVA, V. Trends of atmospheric deposition of trace elements in Macedonia studied by the moss biomonitoring technique. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, v. 47, n. 13, p. 2000–2015, 2012. <https://doi.org/10.1080/10934529.2012.695267>
- BECKER, D.F.P.; LINDEN, R.; SCHMITT, J.L. Richness, coverage, and concentration of heavy metals in vascular epiphytes along an urbanization gradient. **Science of the Total Environment**, 584-585, p.48-54, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.092>
- BRITO, T.T.; OLIVEIRA JÚNIOR, J. F.; LYRA, GB; GOIS, G.; ZERI, M. The multivariate analysis applied to monthly rainfall over Rio de Janeiro, Brazil. **Meteorology and Atmospheric Physics**, v. 129, p. 469-478, 2016. <https://doi.org/10.1007/s00703-016-0481-x>
- BROWER, J.E.; ZAR, J.H. Field and laboratory methods for general ecology. W.C. **Brown Publ. Boston**, 4ª ed., 226 p.,1984. ISBN: 978-0697243584.
- BURNETT, R.; CHEN, H.; SZYSZKOWICZ, M.; FANN, N.; HUBBELL, B.; POPE, C.A.; APTE, J.S.; BRAUER, M. Global estimates of mortality associated with long-term exposure to outdoor fine particulate matter. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 115. n. 38, p. 9592-9597, 2018. <https://doi.org/10.1073/pnas.1803222115>

- CAMPOS, C. F.; SANTOS, V. S. V.; JÚNIOR, E. O. C.; ESTRELA, D. C.; PIRES, L. P.; BRAVO, J. V. M.; PEREIRA, B. B. Assessment of genotoxicity of air pollution in urban areas using an integrated model of passive biomonitoring. **Environmental Pollution**, v. 355, n. 15, p. 1 – 10, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124219>.
- CAPOZZI, F.; GIORDANO, S.; DI PALMA, A.; SPAGNUOLO, V.; DE NICOLA, F.; ADAMO, P. Biomonitoring of atmospheric pollution by moss bags: discriminating urban-rural structure in a fragmented landscape. **Chemosphere**, v. 149, p. 211–218, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.01.065>
- COHEN, M. I.; ACKERMAN, J. D. *Oeceoclades maculata*, an alien tropical orchid in a Caribbean rainforest. **Annals of Botany**, v. 104, p. 557 – 563, 2009. <https://doi.org/10.1093/aob/mcn191>.
- CORREA FILHO, W. L. F.; COSTA, R. C.; RONAN ADLER TAVELLA, R. A.; OLIVEIRA-JÚNIOR, J. F.; SANTIAGO, D. B.; CARLOS ANTONIO DA SILVA JUNIOR, C. A. S.; JÚNIOR, F. M. R. S.; NICOLETTE, R. F. Evaluation of the PM_{2.5} concentrations in South America: Climatological patterns and trend analysis. **Atmospheric Environment**, v. 338, p.1-12, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2024.120800>.
- CORTIS, P.; VANNINI, C.; COGONI, A.; DE MALTA, F.; BRACALE, M.; MEZZASALMA, V.; LABRA, M. Chemical, molecular, and proteomic analyses of moss bag biomonitoring in a petrochemical area of Sardinia (Italy). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, p. 2288–2300, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5393-7>
- DEBÉN, S.; FERNÁNDEZ, J.A.; CARBALLEIRA, A.; KOSIOR, G.; ABOAL, J.R. Improving active biomonitoring in aquatic environments: the optimal number and position of moss bags. **Ecological Indicator**, v. 93, p. 753 – 758, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.05.058>.
- DEPARTAMENTO NACIONAL DE TRÂNSITO – DENATRAN. **Estatísticas**. Disponível em: <https://www.detran.rj.gov.br>. Acesso em: 10 de set. 2025.
- DRUMM, F. C.; GERHARDT, A. E.; FERNANDES, G. D.; CHAGAS, P.; SUCOLOTTI, M. S.; KEMERICH, P. D. C.. Poluição atmosférica proveniente da queima de combustíveis derivados do petróleo em veículos automotores. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v.18, n.1, p.66-78, 2014. <https://doi.org/10.5902/2236117010537>.
- DUBBERN, C.A.; SOUZA-LEAL, T.; PEDROSO-DE-MORAES, C. Distribuição espacial de *Oeceoclades maculata* Lindl. (Orchidaceae) em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual da Fazenda Santa Tereza, Cordeirópolis, SP, Brasil. **Natureza On-line**, v. 11, n. 1, p. 29-32, 2013. ISSN 1806–7409. Disponível em: <https://www.naturezaonline.emnuvens.com.br/revista/article/view/217>. Acesso em: 03 de nov. 2025.
- FRATI, L.; BRUNIAlTI, G. Recent Trends and Future Challenges for Lichen Biomonitoring in Forests. **Forests**, v. 14, n. 3, p. 1 – 18. <https://doi.org/10.3390/f14030647>.
- GALETTI, G. D.; FEITOSA, O. M.; VIANNA, J. C. T.; ALONSO, M. F.; CARVALHO, J. C. Development and application of a low-cost air quality station for monitoring particulate matter concentration. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n.12, p.101272-101287, 2020. <https://doi.org/10.34117/bjdv6n12-573>.
- GIORDANO, S.; ADAMO, P.; SPAGNUOLO, V.; TRETACH, M.; BARGAGLI, R. Accumulation of airborne trace elements in mosses, lichens and synthetic materials exposed at urban monitoring stations: Towards a harmonisation of the moss-bag technique. **Chemosphere**, v. 90, n. 2, p. 292–299, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.07.006>.
- GIORDANO, S.; SPAGNUOLO, V.; CAPOZZI, F. Biomonitoring of air pollution. **Atmosphere**, v. 12, p. 433, 1-3, 2021. <https://doi.org/10.3390/atmos12040433>.
- GUNAWARDENA, J.; EGODAWATTA, P.; AYOKO, G. A.; GOONETILLEKE, A. Atmospheric deposition as a source of heavy metals in urban stormwater. **Atmospheric Environment**, v. 68, p. 235–242, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.11.062>.

HAMMER, O. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Electronica Palaeontologia**, v. 4, n. 1, p. 1-9, 2001. https://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm. Acesso em: 06 de nov. 2025.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE, 2022. **Cidades e Estados**, 2022. <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/rj/volta-redonda.html>. Acesso em: 06 de nov. 2025.

JAYASEKERA, R.; ROSSBACH, M. Background levels of heavy metals in plants of different taxonomic groups from a montane rain forest in Sri Lanka. **Environmental Geochemistry Health**, v.18, n.2, p. 55–62, 1996. <https://doi.org/10.1007/BF01771132>.

KAPPLER, A.; STRAUB, K. L. Geomicrobiological cycling of iron. **Reviews in Mineralogy and Geochemistry**, v. 59, n. 1, p. 85–108, 2005. <https://doi.org/10.2138/rmg.2005.59.5>

KOLANOWSKA, M. The naturalization status of African Spotted Orchid (*Oeceoclades maculata*) in Neotropics. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology: Official Journal of the Societa Botanica Italiana*, v.148, p. 1 – 8, 2013. <http://dx.doi.org/10.1080/11263504.2013.824042>.

LEE, L.T.; CARVALHO, L.C.C.S.; COELHO, C.R.; CARVALHO, L.S.Q.; GARCIA, S.A. Capacidade de carga na trilha principal ARIE da Floresta Cicuta, Volta Redonda-Barra Mansa, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista de la Facultad de Agronomia**, v.118, n.2, p.1-10, 2019. <https://doi.org/10.24215/16699513e021>.

LI, X.; HU, X.; MA, Y.; WANG, Y.; LI, L.; ZHAO, Z. Impact of planetary boundary layer structure on the formation and evolution of air-pollution episodes in Shenyang, Northeast China. **Atmospheric Environment**, v. 214, p.116850, 2019. [doi:10.1016/j.atmosenv.2019.116855](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.116855)

MACHNICKI-REIS, M.; SMIDT, E.C. *Oeceoclades* in Flora e Funga do Brasil. **Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/consulta/ficha.html?idDadosListaBrasil=11942>. Acesso em 05 de nov. 2025.

MARQUES JÚNIOR, A.N.; PANETTO, D.P.; NEPOMUCENO, F.F.O.; MONNA, F.; LOSNO, R.; GUILLON, R. Tracking atmospheric dispersion of metals in Rio de Janeiro Metropolitan region (Brazil) with epiphytes as bioindicators. **Biological Science**, v. 90, n. 3, 2018. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201820170905>.

MAZZONI, A. C.; LANZER, R.; BORDIN, J.; SCHÄFER, A.; WASUM, R. Mosses as indicators of atmospheric metal deposition in an industrial area of southern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n. 3, p. 553–558, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062012000300005>.

MEYLAN, G.; RECK, B. K. The anthropogenic cycle of zinc: status quo and perspectives. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 123, p. 1–10, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.01.006>.

MILLALEO, R.; REYES-DÍAZ, M.; IVANOV, A. G.; MORA, M. L.; ALBERDI, M. Manganese as essential and toxic element for plants: transport, accumulation and resistance mechanisms. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 10, n. 4, p. 470–481, 2010. <https://doi.org/10.4067/S0718-95162010000200008>.

MOHAN, S. M. An overview of particulate dry deposition: measuring methods, deposition velocity and controlling factors. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 13, p. 387–402, 2016. <https://doi.org/10.1007/s13762-015-0898-7>

MOREIRA, J. K. R.; LIMA, A. C. M.; CARDOSO, B. A.; VINAGRE, M. V. A. Avaliação da Qualidade do Ar Através de Parâmetros Biológicos e Visuais nos Bairros de São Brás, Nazaré e Cidade Velha, Belém (PA). **Educação Ambiental em Ação**, v.53, p.1-16, 2015. ISSN 1678-0701. Disponível em: <https://www.revistaee.org/artigo.php?idartigo=2104>. Acesso em: 04 de nov. 2025.

NYMAN, L.P.; DAVID, H.; BENZING, D.H.; TEMPLE, P.J.; ARDITTI, J. Effects of ozone and sulfur dioxide on two epiphytic orchids. **Environmental and Experimental Botany**, v. 30, n. 2, p. 207-213, 1989. [https://doi.org/10.1016/0098-8472\(90\)90066-D](https://doi.org/10.1016/0098-8472(90)90066-D).

- OLIVEIRA, M.L.; DE MELO, E.J.T.; MIGUENS, F.C. *Tillandsia stricta* Sol (Bromeliaceae) leaves as monitors of airborne particulate matter-A comparative SEM methods evaluation. **Microscopy Research and Technique**, v. 79, n. 9, p. 869-879, 2016. <https://doi.org/10.1002/jemt.22714>.
- PANSARIN, E.R.; PANSARIN, L.M. Família Orchidaceae na Serra do Japi, São Paulo, Brasil. **Rodriguesia**, v. 59, p. 99-111, 2008. <https://doi.org/10.1590/2175-7860200859105>.
- PEITER, P.; TOBAR, C. Poluição do ar e condições de vida: uma análise geográfica dos riscos à saúde em Volta Redonda, Rio de Janeiro, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, v.14, n.3, p.473-485, 1998. <https://doi.org/10.1590/S0102-311X1998000300003>.
- PENNER, J. E. Aerosols, their direct and indirect effects. In: HOUGHTON, J. T. et al. (eds.). **Climate change 2001: The scientific basis**. Cambridge: Cambridge University Press, p. 289–348, 2001. <https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/TAR-05.pdf>
- PRAŽAK, R.; MOLAS, J. Effect of copper concentration on micropropagation and accumulation of some metals in the *Dendrobium kingianum* Bidwill Orchid. **Journal of Elementology**, 20, 3, 693-703, 2015. <https://doi.org/10.5601/jelem.2014.19.4.748>.
- PRAŽAK, R.; MOLAS, J. Effect of Manganese on the in vitro development and accumulation of iron and magnesium in *Dendrobium Kingianum* Bidwill Orchid. **Journal of Elementology**, v.22, n. 1, p.169-181, 2017. <https://doi.org/10.5601/jelem.2016.21.1.1124>.
- PREFEITURA DE VOLTA REDONDA (PVR). **Características da cidade**. Disponível em: <https://www.voltaredonda.rj.gov.br/11-Caracteristicas-Cidade/>. Acesso em: 04 de nov. 2025.
- QUENZER, F.C.L.; PEDROSO-DE-MORAES, C. Distribuição espacial de *Oeceoclades maculata* Lindl. em um fragmento de floresta estacional semidecídua do “Sítio João XXIII”, Pirassununga, SP, Brasil. **Natureza on-line**. 12, 4, 160-163, 2014. ISSN 1806–7409. Disponível em: <https://www.naturezaonline.emnuvens.com.br/revista/article/view/217>. Acesso em: 03 de nov. 2025.
- R CORE TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria. 2024. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 06 de nov. 2025
- ROCHA, N.L.T.; GUIMARÃES, C.S. Estudo da qualidade do ar e da siderurgia na cidade de Volta Redonda. **Cadernos UniFOA**, v.12, n.33, p. 25-36, 2017. <https://doi.org/10.47385/cadunifoa.v12.n33.497>.
- ROGOVA, N.; RYZHAKOVA, N.; GUSVITSKII, K.; ERUNTSOV, V. Studying the influence of seasonal conditions and period of exposure on trace element concentrations in the moss-transplant *Pylaisia polyantha*. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, p. 1–9, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-08900-x>.
- ROSS, S.M. **Toxic metals in soil-plant systems**. New York: John Wiley and Sons Ltda, 1994. 453p.
- SEINFELD, J. H.; PANDIS, S. N. **Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change**. 3. ed. Hoboken: Wiley, 2016.
- SHVETSOVA, M.S.; KAMANINA, I.Z.; FRONTASYEVA, M.V.; MADADZADA, A.I.; ZINICOVSCAIA, I.I.; PAVLOV, S.S. Active moss biomonitoring using the “Moss Bag Technique” in the park of Moscow. **Physics of Particles Nuclei Letter**, v.16, p. 994-1003, 2019. <https://doi.org/10.1134/S1547477119060293>.
- SOBRAL, B.S.; OLIVEIRA JÚNIOR, J.F.; GOIS, G.; TERASSI, P.M.B.; MUNIZ JUNIOR, J.G.R. Variabilidade espaço-temporal e interanual da chuva no estado do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 22, n. 14, p. 281-308, 2018. <https://doi.org/10.5380/abclima.v22i0.55592>.
- SOKAL, R.R.; ROHLF, F.J. A comparação de dendrogramas por métodos objetivos. **Táxon**. 11, 2, 33-40, 1962. <https://doi.org/10.2307/1217208>.
- SOUZA, M.S.P.A.; SANTOS, F.S.; MAGALHÃES, L.M.S.; FREITAS, W.K.; GOIS, G. *Poincianella pluviosa* como biomonitora de metais pesados no município de Volta Redonda, RJ, Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 23, n. 1, p. 71-76, 2019. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v23n1p71-76>.

SUN, X.; HAO, H.; LIU, Z.; ZHAO, F. Insights into the global flow pattern of manganese. **Resources Policy**, v. 65, p. 101578, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2019.101578>.

ŚWISŁOWSKI, P.; RAJFUR, M.; WACŁAWEK, M. Influence of heavy metal concentration on chlorophyll content in *Pleurozium schreberi* mosses. **Ecological Chemistry and Engineering S**, v. 27, n. 4, p. 591-601, 2020. <https://doi.org/10.2478/eces-2020-0037>.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. Análise de solo, plantas e outros materiais. 2.ed. Porto Alegre. **Boletim Técnico nº 5**, Porto Alegre: Departamento de Solos, UFRGS, 1995. Disponível em: <https://pt.scribd.com/document/362494561/Analise-de-solos-plantas-e-outros-materiais-Tedesco-et-al-1995-pdf>. Acesso em: 06 de nov. 2025.

TINGMING, S.; ZHIYUAN, L.; WU, Z.; WEI, C. Determination of five elements of heavy metals in *Anoectochilus* by ICP-MS. **Chinese Traditional and Herbal Drugs**, v. 47, n. 8, p. 1405-1408, 2016. <https://doi.org/10.7501/j.issn.0253-2670.2016.08.027>.

TORRES, L. M.; PINHEIRO, C. D. P. S.; AZEVEDO, S. D.; RODRIGUES, P. R. S.; SANDIM, D. P. R. Poluição atmosférica em cidades brasileiras: uma breve revisão dos impactos na saúde pública e meio ambiente. **Naturae**, v.2, n.1, p.23-33, 2020. <https://doi.org/10.6008/CBPC2674-6441.2020.001.0003>.

UROSEVIC, M. A.; ILIC, M.; RADNOVIC, D.; VERGEL, K.; YUSHIN, N.; CHALIGAVA, O.; ZINICOVSCAIA, I. Comparative biomonitoring of airborne potentially toxic elements using mosses (*Hypnum cupressiforme*, *Brachythecium* spp.) and lichen (*Evernia prunastri*) over remote areas. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 31, p. 48296–48312, 2024. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-34353-z>.

VARDOULAKIS, S.; FISHER, B. E. A.; PERICLEOUS, K.; GONZALEZ-FLESCA, N. Modelling air quality in street canyons: a review. **Atmospheric Environment**, v. 37, n. 2, p. 155–182, 2003. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00857-9](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00857-9).

VARELA, Z.; BOQUETE, M.T.; FERNANDEZ, J.A.; MARTÍNEZ-ABAIGAR, J.; NÚÑEZ-OLIVERA, E.; ABOAL, J. R. Mythbusters: Unravelling the pollutant uptake processes in mosses for air quality biomonitoring. **Ecological Indicators**, v. 148, p. 1 – 10, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110095>.

VORMITTAG, E. M. P. A.; CIRQUEIRA, S. S. R.; WICHER NETO, H.; SALDIVA, P. H. N. Análise do monitoramento da qualidade do ar no Brasil. **Estudos Avançados**, v. 35, n. 102, p. 7–30, 2021. <https://doi.org/10.1590/s0103-4014.2021.35102.002>

YASIN, Z.A.; MAHMOOD, M.; SHAHARUDIIN, N.A. Effects of micronutrients (Cu, Zn, Mn, and Fe) on the growth of *Spathoglottis plicata* plantlets. **BioTechnologia Journal of Biotechnology Computational Biology and Bionanotechnology**, v.98, p. 1, 5–13, 2017. <https://doi.org/10.5114/bta.2017.66612>

Recebido em: 03/11/2025

Aceito para publicação em: 05/05/2026