

MARLLON FIALHO DE CASTRO

**INFLUÊNCIA DA ATIVIDADE DE AVES MARINHAS SOBRE METAIS PESADOS
NOS SOLOS DA ANTÁRTICA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Orientador: Teogenes Senna de Oliveira

Coorientador: Júlio César Lima Neves

VIÇOSA - MINAS GERAIS

2020

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

Castro, Marllon Fialho de, 1995-
C355i Influência da atividade de aves marinhas sobre metais
2020 pesados nos solos da Antártica / Marllon Fialho de Castro. –
Viçosa, MG, 2020.
88 f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Inclui apêndices.

Orientador: Teogenes Senna de Oliveira.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Geoquímica. 2. Solos - Poluição. 3. Elementos traços.
4. Transporte biológico. 5. Cadeias alimentares (Ecologia).
I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Solos.
Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas.
II. Título.

CDD 22 ed. 551.9

MARLLON FIALHO DE CASTRO

**INFLUÊNCIA DA ATIVIDADE DE AVES MARINHAS SOBRE METAIS PESADOS
NOS SOLOS DA ANTÁRTICA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 30 de abril de 2020

Assentimento:

Marllon Fialho de Castro
Autor

Teogenes Senna de Oliveira
Orientador

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho a todas as pessoas
que acreditam na educação e na pesquisa
como essenciais para o desenvolvimento
do nosso país.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, que sempre nos permite tornarmos pessoas melhores.

Aos meus pais, Marcelo e Maria, pelo apoio incondicional e por sempre acreditarem em mim.

Ao meu irmão Marcelo, pelo amparo e momentos de alegria.

A minha querida e amável companheira Jéssica, por me ajudar nos momentos mais difíceis.

Aos amigos do Laboratório de Matéria Orgânica e Resíduos: Anacláudia, Marcel, Jakeline, Hellen, Ferreira e Fernanda Valente, pela ajuda profissional e momentos de alegria.

Aos pós-graduandos que coletaram as amostras de solo do presente estudo, em especial a Mayara Daher e ao Martin pelo grande apoio.

Ao Terrantar e seus membros pela disponibilidade das amostras de solos do presente estudo.

Ao meu orientador Teogenes Senna de Oliveira, pelo grande auxílio desde os tempos de IC.

Ao meu coorientador Júlio Neves, pela paciência e pela inspiração de um bom profissional.

Aos professores Márcio e Carlos Ernesto, por sempre ajudarem nas horas em que precisei.

Aos professores, técnicos e demais funcionários do DPS, pelo profissionalismo e ajuda.

A UFV, pela estrutura, excelência, ensino de qualidade e assistência estudantil.

Aos amigos de universidade e de infância, que sempre compartilham momentos valiosas.

Por fim, a todos brasileiros, pela ajuda no financiamento dessa pesquisa.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código Financeiro 001

RESUMO

CASTRO, Marllon Fialho, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, abril de 2020. **Influência da atividade de aves marinhas sobre metais pesados nos solos da Antártica**. Orientador: Teogenes Senna de Oliveira. Coorientador: Júlio César Lima Neves.

Aves marinhas da Antártica alteram as propriedades químicas, físicas e biológicas dos solos onde nidificam, caracterizando-os como ornitogênicos, sendo comum apresentarem elevados teores de P, matéria orgânica e, possivelmente, metais pesados. Objetivou avaliar a influência da atividade de aves marinhas no enriquecimento de metais pesados em diferentes solos da Antártica. Amostras de solos com diferentes propriedades foram coletadas nas ilhas da Antártica Marítima e na Península Antártica, selecionando solos com e sem influência de diferentes espécies de aves marinhas. Determinaram-se os teores de C, N e de metais pesados (Ba, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Sr e Zn) em frações da matéria orgânica e no solo. Os resultados foram avaliados por estatística descritiva, análises de componentes principais e correlação e fatores de enriquecimento biogênico. Os resultados indicaram que os solos ornitogênicos e as frações da matéria orgânica apresentaram teores muito superiores de C e N comparativamente aos não ornitogênicos. Dentre as aves marinhas, os pinguins foram as que mais alteraram as características dos solos estudados, aumentando consideravelmente os teores de C e N no solo. O enriquecimento de metais pesados pelas aves marinhas está relacionado aos hábitos alimentares e comportamentais, além da geoquímica local. Observou-se que as aves marinhas podem enriquecer as diferentes frações da matéria orgânica do solo com Cr, Cu, Hg, Pb e Zn. A atividade antrópica parece ter contribuído de forma indireta para o aumento de Hg e Pb no guano das aves marinhas e, conseqüentemente, nos solos que essas aves ocupam. O enriquecimento de Cr, Cu e Zn nos solos ornitogênicos provavelmente está relacionado a processos naturais, sem relação com a atividade antrópica. Os demais metais pesados estudados (Ba, Co, Cr, Fe, Mn, Ni e Sr) tiveram a sua dinâmica nos solos da Antártica associados principalmente ao material de origem.

Palavras-chave: Solos ornitogênicos. Elementos traço. Contaminação do solo. Biotransporte. Cadeia trófica.

ABSTRACT

CASTRO, Marllon Fialho, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, April, 2020. **Influence of seabird activity on heavy metals in Antarctic soils.** Adviser: Teogenes Senna de Oliveira. Co-adviser: Júlio César Lima Neves.

Antarctic seabirds change the chemical, physical and biological characteristics of the soils where they nest. Soils with considerable influence from these birds are called ornithogenic, and it is common to have high levels of phosphorus, organic matter and possibly heavy metals. This work aimed to evaluate the influence of seabird activity on the enrichment and dynamics of heavy metals in different soils in Antarctica. Soil samples with different characteristics were collected on the islands of Antarctic Maritime and on the Antarctic Peninsula, selecting soils without and with the influence of the activity of different species of seabirds. The levels of C, N and heavy metals (Ba, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Sr and Zn) were determined in different soil fractions. The data were compared using descriptive statistics, in addition to the analysis of the principal components analysis and correlation. The results indicated ornithogenic soils with much higher levels of C and N than non-ornithogenic soils. Among seabirds, penguins were the ones that most changed soil characteristics; therefore, the soils occupied by these birds also showed the highest levels of C and N. The enrichment of heavy metals by sea birds is related to the feeding and behavioral habits of sea birds, in addition to the geochemistry of the places where they live. It was observed that seabirds can enrich different fractions of the soil with Cr, Cu, Hg, Pb and Zn, and the anthropic activities seem to have indirectly contributed to the increase of Hg and Pb in seabird guano and, consequently, on the soils where these birds occupy. The enrichment of Cr, Cu and Zn in ornithogenic soils seems to be related to natural processes, not related to anthropic activity. For the other heavy metals studied (Ba, Co, Cr, Fe, Mn, Ni and Sr), their dynamics were more associated with the source material.

Keywords: Ornithogenic soils. Trace elements. Soil contamination. Biotransport. Trophic levels.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	9
REFERÊNCIAS	10
CAPÍTULO 1 – AVES MARINHAS ENRIQUECEM OS SOLOS DA ANTÁRTICA COM METAIS PESADOS	12
RESUMO	12
ABSTRACT	14
1. INTRODUÇÃO.....	16
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	17
2.1. Seleção e caracterização das amostras de solo	17
2.2. C e N das frações da matéria orgânica do solo.....	20
2.3. Teores de metais pesados na MAM, MOP e solo	21
2.4 Análises estatísticas	22
3. RESULTADOS	22
3.1. Taxa de recuperação e limite de detecção dos metais pesados.....	22
3.2. Teores de C, N e metais pesados do solo, MAM e MOP.....	23
3.3. Análises de correlação e componentes principais	31
4. DISCUSSÃO	34
4.1. Fontes de metais pesados nos solos.....	34
4.2. O uso de diferentes frações de solo	39
5. CONCLUSÃO.....	40
6. REFERÊNCIAS	41
CAPÍTULO 2 - METAIS PESADOS EM SOLOS INFLUENCIADOS POR DIFERENTES ESPÉCIES DE AVES MARINHAS NA ANTÁRTICA	48
RESUMO	48
ABSTRACT	50
1. INTRODUÇÃO.....	51
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	52
2.1. Área de estudo e amostragem.....	52
2.2. Análises de C orgânico total, N total e metais pesados	55
2.3. Análises estatísticas	56
3. RESULTADOS	56
3.1. Taxa de recuperação e limite de detecção dos metais pesados.....	56
3.4 Teores de COT, NT e metais pesados do solo.....	57
3.3. Análises de correlação e de componentes principais.....	62
3.4. Teores de metais pesados por diferentes extratores	64

4. DISCUSSÃO	65
4.1. Metais pesados em solos com influência de diferentes espécies de aves marinhas	65
4.2. Extração dos teores solúveis e trocáveis de metais pesados.....	69
5. CONCLUSÕES	70
6. REFERÊNCIAS	72
7. APÊNDICE	78

INTRODUÇÃO GERAL

A Antártica é um continente coberto quase que totalmente por geleiras e rochas, com apenas 0,32% de sua área livre de gelo e com presença de solos (BROOKS; TEJEDO; O'NEILL, 2019; POTAPOWICZ et al., 2019). Os solos estão presentes principalmente em locais de clima mais ameno e úmido, onde também concentram considerável parte da fauna e flora antártica (PARK; AHN; LEE, 2012).

Os solos da Antártica, de modo geral, apresentam baixos teores de argila e matéria orgânica, estreitamente relacionados às condições edafoclimáticas desse continente (DAHER et al., 2019; FRANCELINO et al., 2011; LOPES et al., 2019; PEREIRA et al., 2013; SOUZA et al., 2014). Entretanto, diferentemente do restante, os solos ornitogênicos antárticos podem apresentar elevados teores de argila e matéria orgânica, além de fósforo (DAHER et al., 2019; SIMAS et al., 2007, SCHAEFER et al., 2017).

Aves marinhas podem depositar até $10 \text{ kg m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ de excrementos no solo, sendo importantes para os ecossistemas costeiros do continente antártico, pois elas atuam como biotransportadoras de nutrientes dos oceanos para o continente (LACHACZ et al., 2018; OTERO et al., 2018; ZWOLICKI et al., 2015; MYRCHA; TATUR, 1991). Todavia, além de nutrientes, o guano pode conter metais pesados que podem acumular nos animais (bioacumulação) e, conseqüentemente, na cadeia trófica (biomagnificação) (CIPRO et al., 2018; SANTAMANS et al., 2017).

Há uma grande preocupação em se evitar a contaminação por metais pesados nos ambientes antárticos, já que são ambientes considerados sensíveis às perturbações (BROOKS; TEJEDO; O'NEILL, 2019). O enriquecimento por metais pesados dos solos ocupados pelas aves marinhas está relacionado a diversos fatores, tais como a dieta, as espécies das aves e a composição e quantidade de excremento depositado e acumulado nos solos (CELIS et al., 2014; RAMÍREZ-FERNÁNDEZ et al., 2019). Além de estudar quais são os metais pesados biotransportados por essas aves, é importante também conhecer qual é a origem desses metais, ou seja, oriundos de fontes naturais ou antrópicas, esta última com maior capacidade de degradar o ambiente.

Alguns trabalhos relataram o biotransporte de metais pesados por aves marinhas na Antártica, entretanto poucos estudaram sobre a dinâmica desses metais no solo e como diferentes espécies de aves marinhas atuam nesse processo (CIPRO et al., 2018; LOU et al.,

2015). A determinação de metais pesados em diferentes frações da matéria orgânica do solo é uma forma de se entender como esses metais estão retidos e qual é sua dinâmica, ou seja, se estão em frações mais lábeis ou recalcitrantes do solo. Além disso, o entendimento de quais espécies de aves marinhas mais contribuem para o enriquecimento de metais pesados no solo pode ser útil para o direcionamento de estudos para aquelas áreas mais alteradas geoquimicamente.

Neste contexto, este trabalho teve como objetivo avaliar a influência da atividade de aves marinhas no enriquecimento e na dinâmica de metais pesados em diferentes solos da Antártica.

REFERÊNCIAS

- BROOKS, S. T.; TEJEDO, P.; O'NEILL, T. A. Insights on the environmental impacts associated with visible disturbance of ice-free ground in Antarctica. **Antarctic Science**, v. 31, n. 6, p. 304–314, 2019.
- CELIS, J. E. et al. Assessment of trace metals and porphyrins in excreta of Humboldt penguins (*Spheniscus humboldti*) in different locations of the northern coast of Chile. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, p. 1815–1824, 2014.
- CIPRO, C. V. Z. et al. Seabird colonies as relevant sources of pollutants in Antarctic ecosystems: Part 1 - Trace elements. **Chemosphere**, v. 204, p. 535–547, 2018.
- DAHER, M. et al. Ornithogenic soils on basalts from maritime Antarctica. **Catena**, v. 173, p. 367–374, 2019.
- FRANCELINO, M. R. et al. Geomorphology and soils distribution under paraglacial conditions in an ice-free area of Admiralty Bay, King George Island, Antarctica. **Catena**, v. 85, n. 3, p. 194–204, 1 jun. 2011.
- LACHACZ, A. et al. Nutrient abundance and variability from soils in the coast of King George Island. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 18, n. 2, p. 294–311, 2018.
- LOPES, D. DO V. et al. Concretionary horizons, unusual pedogenetic processes and features of sulfate affected soils from Antarctica. **Geoderma**, v. 347, n. March, p. 13–24, 2019.
- LOU, C. et al. Fractionation distribution and preliminary ecological risk assessment of As, Hg and Cd in ornithogenic sediments from the Ross Sea region, East Antarctica. **Science of the Total Environment**, v. 538, p. 644–653, 2015.
- MYRCHA, A.; TATUR, A. Ecological role of the current and abandoned penguin rookeries in the land environment of the maritime Antarctic. **Polish Polar Research**, v. 12, n. 1, p. 3–24,

1991.

OTERO, X. L. et al. Seabird colonies as important global drivers in the nitrogen and phosphorus cycles. **Nature Communications**, v. 9, n. 1, p. 1–8, 1 dez. 2018.

PARK, J. S.; AHN, I. Y.; LEE, E. J. Influence of soil properties on the distribution of *Deschampsia antarctica* on King George Island, Maritime Antarctica. **Polar Biology**, v. 35, n. 11, p. 1703–1711, nov. 2012.

PEREIRA, T. C. et al. Genesis, mineralogy and ecological significance of ornithogenic soils from a semi-desert polar landscape at Hope Bay, Antarctic Peninsula. **Geoderma**, v. 209–210, p. 98–109, 2013.

POTAPOWICZ, J. et al. The influence of global climate change on the environmental fate of anthropogenic pollution released from the permafrost: Part I. Case study of Antarctica. **Science of the Total Environment**, v. 651, p. 1534–1548, 2019.

RAMÍREZ-FERNÁNDEZ, L. et al. Seabird and pinniped shape soil bacterial communities of their settlements in Cape Shirreff, Antarctica. **PLoS ONE**, v. 14, n. 1, p. 1–22, 2019.

SANTAMANS, A. C. et al. Soil features in rookeries of Antarctic penguins reveal sea to land biotransport of chemical pollutants. **PLoS ONE**, v. 12, n. 8, p. 26, 2017.

SCHAEFER, C. E. G. R. et al. Penguin activity modify the thermal regime of active layer in Antarctica: A case study from Hope Bay. **Catena**, v. 149, p. 582–591, 1 fev. 2017.

SIMAS, F. N. B. et al. Ornithogenic cryosols from Maritime Antarctica: Phosphatization as a soil forming process. **Geoderma**, v. 138, n. 3–4, p. 191–203, 2007.

SOUZA, K. K. D. et al. Soil formation in Seymour Island, Weddell Sea, Antarctica. **Geomorphology**, v. 225, p. 87–99, 2014.

ZWOLICKI, A. et al. Seabird colony effects on soil properties and vegetation zonation patterns on King George Island, Maritime Antarctic. **Polar Biology**, v. 38, n. 10, p. 1645–1655, 2015.

CAPÍTULO 1 – AVES MARINHAS ENRIQUECEM OS SOLOS DA ANTÁRTICA COM METAIS PESADOS

RESUMO

Aves marinhas antárticas depositam grandes quantidades de guano nas áreas que ocupam, enriquecendo os solos com matéria orgânica, P e, possivelmente, metais pesados. Objetivou-se avaliar a influência da atividade das aves marinhas no acúmulo de metais pesados em frações de solos oriundos de diferentes materiais de origem e condições climáticas da Antártica. Dez perfis de solos da região da Antártica Marítima foram selecionados considerando os critérios de ornitogênese (ornitogênicos e não ornitogênicos), material de origem (rochas ígneas ou sedimentares) e clima (úmido ou seco). As amostras de solos foram separadas em matéria orgânica associada aos minerais (MAM) e particulada (MOP), determinando-se os teores de C, N e metais pesados (Ba, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sr e Zn) dessas frações, além da estimativa dos teores no solo (MAM+MOP). As variáveis analisadas foram comparadas por estatística descritiva, análises de correlação e componentes principais (ACP), além de fatores de enriquecimento biogênico. Os resultados apontaram os solos ornitogênicos com elevados teores de C e N no solo: $50,0 \pm 13,6$ e $7,7 \pm 2,3 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$; MAM: $70,7 \pm 14,5$ e $12,1 \pm 2,5 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ e MOP: $36,0 \pm 12,1$ e $5,0 \pm 2,0 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, respectivamente, enquanto que para os não ornitogênicos, de modo geral, os teores foram $<8,0$ e $<0,7 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$. Dos metais pesados, houve evidências de enriquecimento de Cu, Pb e Zn devido à atividade de aves marinhas, pois esses metais se correlacionaram positivamente com o C e N, além de apresentarem elevados valores do fator enriquecimento biológico, resultados esses observados para o solo, MAM e MOP. Adicionalmente, o Cu, Zn e Pb apresentaram maiores teores nos solos ornitogênicos (Cu_{Solo} : $101,1 \pm 21,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; Cu_{MAM} : $164,3 \pm 28,2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; Cu_{MOP} : $65,7 \pm 12,1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; Pb_{Solo} : $6,4 \pm 1,2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; Pb_{MAM} : $11,2 \pm 2,2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; Pb_{MOP} : $4,0 \pm 1,0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; Zn_{Solo} : $69,2 \pm 12,2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; Zn_{MAM} : $115,1 \pm 18,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; Zn_{MOP} : $46,3 \pm 5,3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) em relação aos não ornitogênicos (Cu_{Solo} : $25,4 \pm 4,3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; Cu_{MAM} : $39,3 \pm 6,2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; Cu_{MOP} : $12,9 \pm 3,3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; Pb_{Solo} : $3,61 \pm 0,8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; Pb_{MAM} : $4,60 \pm 1,3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; Pb_{MOP} : $2,9 \pm 0,6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; Zn_{Solo} : $42,7 \pm 1,89 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; Zn_{MAM} : $55,6 \pm 4,2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; Zn_{MOP} : $30,1 \pm 3,0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Quanto ao material de origem, os solos oriundos de rochas ígneas apresentaram maiores teores de Ba, Co, Cu, Fe, Mn e Sr no solo, MAM e MOP, comparativamente às rochas sedimentares. Nos diferentes climas, os teores de Cr, Ni e Pb do solo, da MAM e MOP foram maiores em clima seco, o que não ocorreu com o

Ba, Co, Mn e Sr, no clima úmido. Conclui-se que aves marinhas podem enriquecer o solo, MAM e MOP com Zn, Pb e, principalmente, Cu. Para os demais metais pesados analisados (Ba, Co, Cr, Fe, Mn, Ni e Sr do solo, MAM e MOP), os seus teores estiveram muito mais relacionados ao material de origem, sendo as rochas ígneas a principal fonte.

Palavras-chave: Solos ornitogênicos. Elementos traço. Contaminação do solo. C e N da MOP. C e N da MAM. Cadeia trófica.

CHAPTER 1 - SEABIRDS ENRICH ANTARCTIC SOILS WITH HEAVY METALS

ABSTRACT

Antarctic seabirds deposit large amounts of guano in the areas they occupy, enriching the soil with organic matter, phosphorus and possibly heavy metals. The objective of this study was to evaluate the influence of seabird activity on the accumulation of heavy metals in fractions of soil organic matter from different parent rocks and climatic conditions from Antarctic. Ten soil profiles from the Maritime Antarctic region were selected considering the criteria for ornithogenesis (ornithogenic and non-ornithogenic), parent rock (igneous or sedimentary rocks) and climate (wet or dry). The soil samples were separated into organic matter mineral-associated (MAM) and particulate (MOP), determining the levels of C, N and heavy metals (Ba, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sr and Zn) of these fractions, in addition to the soil content estimate (MAM + MOP). The analyzed variables were compared using descriptive statistics, according to the selection criteria (ornithogenesis, source material and climate), in addition to the calculation of the biogenic enrichment factor, correlation analyzes and principal components (PCA). The results showed ornithogenic soils with high levels ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) of C and N in the soil: 50.0 ± 13.6 and 7.7 ± 2.3 , MAM : 70.7 ± 14.5 and 12.1 ± 2.5 and MOP : 36.0 ± 12.1 and 5.0 ± 2.0 , respectively, while for non-ornithogenic the levels ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) of C and N were < 8.0 and $< 0.7 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ for the soil, MAM or MOP, respectively. In relation to the heavy metals, there was evidence of enrichment of Cu, Pb and Zn due to the seabird activity, as these metals correlated positively with C and N, in addition to presenting high values of the biological enrichment factor, results observed for the soil, MAM and MOP. Additionally, these metals showed higher levels ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) in ornithogenic soils (Cu_{Soil} : 101.1 ± 21.5 ; Cu_{MAM} : 164.3 ± 28.2 ; Cu_{MOP} : 65.7 ± 12.1 ; Pb_{Soil} : 6.4 ± 1.2 ; Pb_{MAM} : 11.2 ± 2.2 ; Pb_{MOP} : 4.0 ± 1.0 ; Zn_{Soil} : 69.2 ± 12.2 ; Zn_{MAM} : 115.1 ± 18.5 ; Zn_{MOP} : 46.3 ± 5.3) compared to non-ornithogenic (Cu_{Soil} : 25.4 ± 4.3 ; Cu_{MAM} : 39.3 ± 6.2 ; Cu_{MOP} : 12.9 ± 3.3 ; Pb_{Soil} : 3.61 ± 0.8 ; Pb_{MAM} : 4.60 ± 1.3 ; Pb_{MOP} : 2.9 ± 0.6 ; Zn_{Soil} : 42.7 ± 1.89 ; Zn_{MAM} : 55.6 ± 4.2 ; Zn_{MOP} : 30.1 ± 3.0). In relation to the parent rock, the igneous rock soils showed higher levels of Ba, Co, Cu, Fe, Mn and Sr in the soil, MAM and MOP, compared to sedimentary rocks. As for the different climates, the Cr, Ni and Pb of the soil, MAM and MOP presented higher levels in dry weather, which, on the other hand, did not occur with Ba, Co, Mn and Sr, in soils under humid climate. Seabirds can enrich the soil with Zn, Pb and, mainly,

Cu in the soil, MAM and MOP. For the other heavy metals analyzed (Ba, Co, Cr, Fe, Mn, Ni and Sr of the soil, MAM and MOP), the contents were more related to the source material, with igneous rocks being the main source.

Keywords: Ornithogenic soils; Trace elements; Soil contamination; C and N of MOP; C and N of MAM; Trophic levels.

1. INTRODUÇÃO

A Antártica é um continente peculiar do globo terrestre: é o mais seco e o mais frio do planeta (CARY et al., 2010). A Antártica é coberta principalmente por geleiras e rochas, sendo os solos restritos a 0,32% da área, estando presentes, em sua maior parte, nas regiões litorâneas e nas ilhas da Antártica Marítima (BROOKS; TEJEDO; O'NEILL, 2019; POTAPOWICZ et al., 2019). A combinação do clima severo com poucas áreas de solo exposto restringem o desenvolvimento da vegetação e o estabelecimento da fauna que, preferencialmente, ocupam as áreas de clima mais ameno da Antártica (PARK; AHN; LEE, 2012).

De modo geral, os solos da Antártica são pouco desenvolvidos pedologicamente, apresentando baixos teores de argila e matéria orgânica (MOS), presença significativa de cascalhos e calhaus no perfil e estrutura pouca desenvolvida (DAHER et al., 2019a; LOPES et al., 2019; PEREIRA et al., 2013; SOUZA et al., 2014). Dentre os tipos de solos da Antártica, os ornitogênicos apresentam características peculiares aos demais, já que possuem considerável influência de aves marinhas em sua formação (GONZÁLEZ-GUZMÁN et al., 2017; HAUS et al., 2016; POGGERE et al., 2016; SCHAEFER et al., 2017).

As aves marinhas são de extrema importância para o ecossistemas costeiros do continente antártico, pois elas atuam como biotransportadoras de nutrientes dos oceanos para o continente (LACHACZ et al., 2018; OTERO et al., 2018; ZWOLICKI et al., 2015). Os pinguins são as principais aves transportadoras de nutrientes da Antártica, pois muitas espécies se alimentam quase que exclusivamente no mar, porém depositam uma grande quantidade de excrementos, penas e cascas de ovos no solo (LACHACZ et al., 2018; PERFETTI-BOLAÑO et al., 2018). É comum encontrar no solos ornitogênicos teores de P, C e N em torno de 75; 240 e 100 g kg⁻¹, respectivamente (DAHER et al., 2019b; SANTAMANS et al., 2017). Além de nutrientes, o guano pode conter metais pesados, ambos acumulando nos solos costeiros, com reflexos nos animais (bioacumulação) e nas cadeias tróficas (biomagnificação) (CIPRO et al., 2018; SANTAMANS et al., 2017).

A quantidade potencial de elementos exógenos, incluindo os metais pesados, trazidas por aves marinhas para os solos da Antártica é significativa, pois pode ser acumulado uma grande quantidade de guano em pequenas extensões de áreas, alcançando 10 kg de excremento em 1 m² por ano (CIPRO et al., 2019, MYRCHA; TATUR, 1991). Santamans et al. (2017) demonstraram que a atividade de aves é responsável pelo acúmulo de As, Cd, Cu, Se e Zn em

solos de áreas costeiras. Cipro et al. (2018) consideraram os teores de metais no solo como os melhores indicadores para avaliar os efeitos das colônias de aves marinhas, tendo constatado que a atividade dessas também é fonte de As, Cd, Hg, Se e Zn para o ambiente.

Altas concentrações de metais pesados trazem riscos ecológicos para os ecossistemas, pois podem comprometer o desenvolvimento dos animais, da vegetação e dos microrganismos (KAN et al., 2019; LOU et al., 2015). Os maiores teores de metais pesados nos solos da Antártica estão relacionados principalmente com atividades antrópicas, já que as fontes naturais (material de origem e atividade de aves marinhas) enriquecem relativamente menos os solos com metais pesados (GUERRA et al., 2011; SANTAMANS et al., 2017). Entretanto, vale destacar que os metais pesados transportados pelas aves marinhas podem ter sua origem relacionada com atividades antrópicas, o que pode ser um risco para os ecossistemas antárticos (SUN; XIE, 2001).

Alguns estudos relatam a participação das aves marinhas na transferência de metais pesados do oceano para o continente, porém, poucos avaliaram a sua acumulação em diferentes frações da matéria orgânica do solo. Tais estudos podem contribuir para o melhor entendimento da dinâmica dos metais pesados no solo e sua relação com diferentes condições climáticas e materiais de origem (CASALINO et al., 2013; GUERRA et al., 2012).

Nesse contexto, objetivou-se avaliar a influência da atividade das aves marinhas no acúmulo de metais pesados em diferentes frações de solos da Antártica, sendo esses solos oriundos de rochas ígneas ou sedimentares e sob clima úmido ou seco.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Seleção e caracterização das amostras de solo

Amostras de 10 perfis pertencentes às regiões da Antártica Marítima e Península Antártica foram selecionadas no banco de solos do projeto Terrantar. Três critérios foram considerados para a seleção: ornitogênese (solos ornitogênicos e não ornitogênicos), material de origem (rochas ígneas ou sedimentares) e clima (seco ou úmido) (Tabela 1). A Figura 1 mostra a localização dos perfis de solos analisados.

Tabela 1. Localização e caracterização dos perfis dos solos selecionados na Antártica

Local ¹ (perfil)	Classificação do solo ²	Clima	Precipitação média (mm)	Temperatura média (°C)	Altitude (m)	Ornitogênese (ave marinha)	Vegetação	Material de origem	Coord. ³
Ilha Rei George (P1)	Turbic Cryosol (Ornithic, Orthothionic)	Úmido	473	-1,8	66	Ornitogênico (pinguim)	Musgos e líquens	Rochas ígneas: basalto- andesítico sulfatado	407911 O 3098406 S
Ilha Robert (P3)	Umbric Leptosol (Ornithic)	Úmido	600	-0,9	31	Ornitogênico (petrel)	Musgos e líquens	Rochas ígneas: basalto- andesítico	360239 O 3080774 S
Ilha Livingston (P28)	Haplic Leptosol (Ornithic, Humic)	Úmido	800	-2,0	31,6	Ornitogênico (pinguim)	Musgos e líquens	Rochas sedimentares: argilito sedimentar	594460 O 3050422 S
Hope Bay (P7)	Turbic Cryosol (Ornithic)	Seco	250	-5,1	50	Ornitogênico (pinguim)	Líquens e algas	Rochas sedimentares: arenitos e turbiditos marinhos	499560 O 2969687 S
Hope Bay (P11)	Haplic Regosol (Ornithic)	Seco	250	-5,1	8	Ornitogênico (pinguim)	Líquens e algas	Rochas sedimentares: arenitos e conglomerados	500528 O 2969918 S
Ilha Seymour (P8)	Ornithic- Salic Cryosol	Seco	220	-8,4	8	Ornitogênico (pinguim)	Sem vegetação	Rochas sedimentares: areias glauconíticas	514948 O 287234 S
Ilha Nelson (P2)	Turbic Cryosol (Eutric, Skeletal)	Úmido	630	-1,6	93	Não ornitogênico	Sem vegetação	Rochas ígneas: basalto- andesítico	396346 O 3097609 S
Ilha Seymour (P16)	Arenic-Salic Cryosol	Seco	220	-8,4	207	Não ornitogênico	Sem vegetação	Rochas sedimentares: conglomerados carbonáticos	516661 O 2874377 S
Ilha Vega (P20)	Thionic- Turbic Cryosol	Seco	220	-5,5	79	Não ornitogênico	Sem vegetação	Rocha sedimentares: arenito sulfetados	470295 O 2916807 S
Ilha James Ross (P22)	Turbic Cryosol (Skeletal)	Seco	400	-7,0	369	Não ornitogênico	Sem vegetação	Rochas ígneas: basalto- andesítico	456180 O 2921885 S

¹ Fonte: P1: Simas et al. (2015); P3: Daher (2015); P28: Faria (2010); P7 e P11: Pereira et al. (2013); P8 e P16: Souza et al. (2014); P2: Meier (tese em fase de elaboração, 2020); P20: Siqueira (tese em fase de elaboração, 2020) P22: Daher (dados da autora, 2015). ² Classificação segundo World Reference Base (WRB). ³ Coordenadas UTM, Zona 21S, datum WGS 84, apenas o P3 é Zona 20S. ⁶ Altitude em relação ao nível médio do mar.

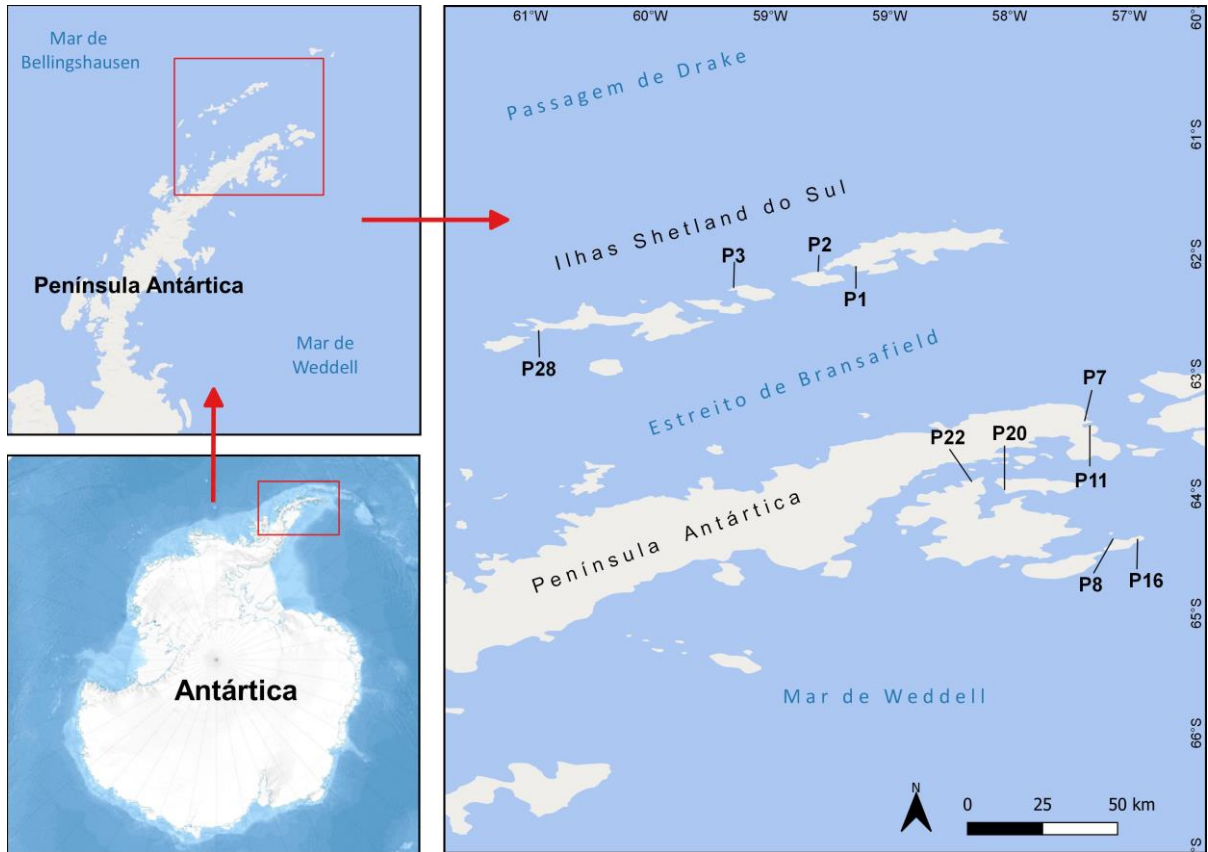


Figura 1. Localização dos perfis de solos ornitogênicos e não ornitogênicos da Antártica sob clima seco e úmido, oriundos de rochas ígneas e sedimentares.

De cada um dos 10 perfis, selecionaram-se três horizontes: superficial, intermediário e o mais profundo, onde foram coletadas amostras de solo. Essas amostras foram homogeneizadas, secas ao ar, tamisadas em peneira de 2 mm para obtenção da terra fina seca ao ar (TFSA). A caracterização química e física foi obtida dos trabalhos que também usaram essas amostras (Tabela 2).

Tabela 2. Caracterização química e física de amostras de perfis de solos da Antártica

Horiz ¹	Prof ² cm	pH água (1:2,5)	P ----- mg·dm ⁻³ -----	K ----- mg·dm ⁻³ -----	Na ----- mg·dm ⁻³ -----	Ca ²⁺ ----- cmolc·dm ⁻³ -----	Mg ²⁺ ----- cmolc·dm ⁻³ -----	Al ³⁺ ----- cmolc·dm ⁻³ -----	H+Al ----- cmolc·dm ⁻³ -----	Cascalho ----- %-----	Areia ----- %-----	Silte ----- %-----	Argila ----- %-----
P1 - Turbic Cryosol (Ornithic, Orthothionic)													
A	0-2	5,30	454,5	255,0	211,2	1,75	1,65	1,27	23,8	-	70	17	13
BC	2-7	4,20	185,0	185,0	173,6	0,79	0,46	4,00	31,7	-	64	23	13
CF	7-25	3,90	128,0	128,0	91,0	0,63	0,42	6,05	27,0	-	76	17	7
P3 - Umbric Leptosol (Ornithic)													
O	0-5	5,10	497,9 ³	174,0 ³	530,7 ³	5,70	6,20	4,70	22,6	0,0	68	20	12
A2	8-14	5,10	629,2 ³	116,0 ³	430,1 ³	5,10	4,20	3,70	22,9	22	76	16	8
Cr	20-30	5,20	707,0 ³	158,0 ³	349,6 ³	2,60	0,50	2,80	11,4	67	66	24	10
P28 - Haplic Leptosols (Ornithic, Humic)													
A1	0-5	5,13	102,7	0,41	0,82	1,64	1,97	1,16	13,4	74,3	71	13	15
B2	15-25	5,20	747,1	1,11	1,03	5,16	1,99	2,46	24,0	61,7	79	9	12
Ch	30-40	5,17	328,8	1,34	0,79	3,98	3,01	5,73	24,5	62,6	47	20	33
P7 - Turbic Cryosol (Ornithic)													
A	0-10	5,52	7778,1	120,9	276,0	2,63	1,26	0,48	9,1	74	55	13	32
B2	30-50	4,50	7572,4	117,0	276,0	2,23	1,01	0,86	19,0	67	55	16	29
B3	50-70	4,56	6361,3	175,5	386,4	7,33	0,62	0,86	17,8	67	52	25	23
P11 - Haplic Regosol (Ornithic)													
A	0-10	4,80	920,1	206,7	202,4	1,73	0,66	0,86	9,1	58	88	7	5
3A	35-60	4,89	395,7	495,3	181,7	0,54	0,36	0,86	7,2	62	94	3	3
4A	85-120	4,85	1683,8	452,4	195,5	1,10	0,48	1,33	7,5	73	94	4	2
P8 - Ornithic-Salic Cryosol													
A2	3-8	7,18	1984,6	1896,6	1970,6	1,06	5,06	0,00	5,3	-	76	14	10
A4	20-28	7,44	1968,0	1299,0	892,8	5,59	6,09	0,00	4,2	-	79	12	9
Ac	35-40	6,64	347,5	949,8	441,6	6,76	1,91	0,00	3,1	-	80	11	9
P2 - Turbic Cryosol (Eutric, Skeletic)													
C1	0-15	7,15	23,1	193,0	316,0	21,14	9,84	0,00	1,6	51,6	55	26	19
C2	15-40	7,76	32,7	230,0	319,0	21,72	8,80	0,00	0,8	28,7	59	23	18
C3	40+	7,94	42,1	236,0	332,0	23,77	8,86	0,00	0,5	42,9	50	28	21
P16 - Arenic-Salic Cryosol													
A3	3-15/20	8,8	113,6	3420,3	26128,0	5,90	8,27	0,00	0,2	-	43	35	22
BC1	30-35/40	8,1	93,2	3190,2	21436,0	11,96	10,25	0,00	0,2	-	48	50	2
C3	45-80	8,3	138,5	3272,1	31855,0	5,04	10,62	0,00	0,2	-	44	43	13
P20 - Thionic-Turbic Cryosol													
C1	0-15	7,39	14,7 ³	124 ³	419 ³	10,3	5,50	0,00	1,4	4,9	65	18	17
C3	46-90	3,29	7,2 ³	23 ³	251 ³	8,41	2,50	5,93	9,2	0,9	56	23	21
C4	90-130	2,92	10,0 ³	15 ³	150 ³	13,7	3,96	7,66	11,5	3,1	59	22	19
P22 - Turbic Cryosol (Skeletic)													
A	0-10	8,14	78,7 ³	755 ³	3189,2 ³	17,88	6,37	0,00	0,5	-	68	12	20
Bijj	10-30	8,08	63,3 ³	824 ³	1444,7 ³	22,35	12,92	0,00	0,3	-	53	28	19
Cf	45+	7,67	69,4 ³	893 ³	815,1 ³	31,12	7,61	0,00	4,8	-	56	24	20

¹ Horizonte. ² Profundidade. ³ Para o P, K e Na, algumas amostras têm a unidade mg·kg⁻¹. pH água determinado por potenciometria em solução 1:2,5; P, Na e K disponíveis extraídos em Mehlich-1 e determinados com fotometria de chama e espectrometria; Ca²⁺, Mg²⁺ e Al³⁺ extraídos por KCl 1 mol L⁻¹ e determinados por fotometria e titulometria; H+Al extraído por acetato de cálcio 0,5 mol L⁻¹ em pH 7,0 e determinado por titulometria; Argila, silte e areia obtidos por dispersão física (50 rpm por 16h) e química (NaOH 0,1 mol L⁻¹) com determinação da areia por tamisamento e argila e silte pelo método da pipeta; Cascalho determinado por tamisamento (2-20 mm) e gravimetria. Métodos de acordo com EMBRAPA (TEIXEIRA, 2017).

2.2. C e N das frações da matéria orgânica do solo

O fracionamento físico da matéria orgânica do solo (CAMBARDELLA; ELLIOT, 1992) foi realizado com adição de 10 g TFSA e 30 mL de solução dispersante de hexametáfosfato de sódio (5 mol L⁻¹), ambos em tubos falcon, agitando-se as amostras por 15

h em um agitador horizontal, a 120 rpm e temperatura de 20°C. Após a agitação, as amostras foram peneiradas (53 µm, 170 mesh), sendo a fração remanescente na peneira a matéria orgânica particulada (MOP) e a fração tamisada a matéria orgânica associada aos minerais (MAM). Em seguida, ambas as frações foram secas em estufa a temperatura de 60 °C até peso constante. As amostras obtidas de MAM e MOP foram maceradas e passadas em peneiras de 0,149 mm (100 mesh) e o C foi determinado conforme Yeomans e Bremner (1988) e o N pelo método Kjeldahl, modificado por Tedesco et al. (1985). Os teores C e N total do solo foram obtidos pela soma dos teores desses elementos determinados na MAM e MOP, levando-se em consideração as porcentagens relativas das massas dessas frações em cada amostra de solo (Apêndice A).

2.3. Teores de metais pesados na MAM, MOP e solo

Os teores de Ba, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sr e Zn da MAM e MOP foram determinados conforme o método de extração pseudototal 3051A (USEPA, 1998). Adicionaram-se 5 mL de HNO₃ concentrado a 0,5 g de MAM ou MOP em tubos de teflon[®] (PTFE), que foram hermeticamente fechados e levados a forno de micro-ondas para digestão. Amostras foram aquecidas a 175 °C em pressão de 0,76 MPa em duas etapas, cada uma com duração de 10 minutos. A cada bateria de 24 amostras, adicionaram-se amostras de material de referência com teores de metais pesados conhecidos (NIST SRM 2709a - *San Joaquin Soil*) e de controle (branco) para o cálculo do limite de detecção. Após a digestão e em temperatura ambiente, a filtração dos extratos foi realizada utilizando papel de filtração média e 5 mL de água ultrapura.

Os teores de metais pesados da MAM e MOP foram quantificados por espectrometria de emissão atômica por plasma induzido (ICP-OES), modelo Optima 8300 DV (PerkinElmer, Inc., Waltham, EUA), sendo os teores do solo iguais a soma dessas duas frações, conforme feito para o C e N. Os resultados dos teores dos metais pesados das amostras controle foram utilizados para calcular o limite de detecção (LD), conforme proposto pela American Public Health Association (APHA, AWWA, WEF, 2012), em que:

$$LD = (\bar{x} + t \ x \ s) \ x \ d$$

onde: \bar{x} é a média dos teores de metais pesados (mg·kg⁻¹) das amostras controle (branco); t é o valor da distribuição Student a 0,01 de probabilidade e n-1 grau de liberdade, sendo n o número de brancos utilizados; s é o desvio padrão das amostras de branco; e d é a diluição empregada no método. Os teores de metais pesados foram considerados igual a zero quando abaixo do LD.

O fator de enriquecimento biogênico (FEB) foi calculado dividindo o teor médio de um determinado elemento nos solos ornitogênicos pela média desse mesmo elemento nos solos não ornitogênicos (BRIMBLE et al., 2009), levando-se em consideração os diferentes materiais de origem e condições climáticas. Os solos que apresentaram FEB maior que dois para um determinado elemento, foram considerados enriquecidos pela atividade de aves marinhas (PADEIRO et al., 2016).

2.4 Análises estatísticas

As variáveis C, N e metais pesados do solo, MAM e MOP foram analisadas por estatística descritiva, calculando-se médias e erros padrão de acordo com os diferentes critérios de seleção (ornitogênese, material de origem e clima). A análise de correlação de Person foi realizada para os pares de variáveis, sendo considerados significativos os p-valores menores que 0,10 pelo test t de Student.

Para a análise de componentes principais (ACP) foram selecionadas as variáveis que mais contribuíram para a explicação da variação do conjunto de dados (autovalores >1 e variáveis com *loadings* $>0,7$). A partir das variáveis pré-selecionadas, repetiu-se a ACP até que todas as componentes principais com autovalores maiores que 1 apresentassem variáveis de *loadings* maiores que 0,7. Para as análises realizadas foi utilizado o software R version 3.4.1 (R Development Core team, 2016).

3. RESULTADOS

3.1. Taxa de recuperação e limite de detecção dos metais pesados

A confiabilidade (precisão e exatidão) dos procedimentos analíticos de determinação de metais pesados realizados no presente trabalho foi obtida pela taxa de recuperação do material certificado utilizado (NIST SRM 2709a – *San Joaquim Soil*). Devido ao uso de um método de extração pseudototal (EPA 3051A), os resultados obtidos da extração de metais pesados foram comparados com os teores lixiviados (*leachable concentrations*) do material certificado (NIST, 2018), sendo esses variando de 70 a 104%. A taxa de recuperação e o limite de detecção se encontram na Tabela 3.

Tabela 3. Taxas de recuperação de metais pesados do padrão de referência NIST SRM 2709a - *San Joaquin Soil*, obtidas pelo método USEPA 3051A e limites de detecção

Metais	Valor certificado (NIST) (mg·kg ⁻¹)	Recuperação do lixiviado (NIST) (mg·kg ⁻¹)	Recuperação do lixiviado (NIST) (%)	Valor determinado (mg·kg ⁻¹)	Taxa de recuperação lixiviado ¹ (%)	Limite de detecção (mg·kg ⁻¹)
Ba	979,0	380,0	39	283,53	74,61	0,41
Co	12,8	10,0	81	7,59	75,94	0,00
Cr	130,0	53,0	41	37,28	70,35	0,24
Cu	33,9	27,0	81	24,56	90,96	3,75
Fe	33.600,0	24.000,0	70	16.991,84	70,80	0,00
Mn	529,0	420,0	79	345,12	82,17	1,63
Ni	85,0	66,0	77	58,83	89,14	0,10
Pb	17,3	9,2	53	9,53	103,58	0,00
Sr	239,0	-	-	148,69	-	0,00
Zn	103,0	79,0	77	67,09	84,92	0,08

¹Taxa de recuperação lixiviado = (Valor determinado/Recuperação do lixiviado) x 100.

3.2. Teores de C, N e metais pesados do solo, MAM e MOP

Os teores médios de C, N e metais pesados do solo, MAM e MOP nos diferentes horizontes são apresentados na Figura 2, 3 e 4, considerando os critérios de seleção de perfis (ornitogênese, clima e material de origem). Vale destacar que os teores totais das variáveis no solo são a soma dos teores na MAM e MOP, considerando exclusivamente, nesse caso, a proporção das massas de MAM e MOP nas amostras de solo (Apêndice A). Nos solos ornitogênicos, a MAM é responsável, em média, por 50% dos teores totais de Ba, Co, Sr e Zn; mais que 61% para o C, N e Pb; de 40 a 46% para o Cr, Fe e Mn; e de 58 e 34% para Cu e Ni, respectivamente. Por sua vez, nos solos não ornitogênicos, 59 a 65% dos teores totais no solo estão associados à MAM no caso do Ba, Co, Cr, Fe, Mn Pb, Sr e Zn, enquanto que C, N e Cu, as proporções são maiores que 77%, e sendo 55% para o Ni.

Os resultados obtidos de C e N tornaram evidentes a separação em solos ornitogênicos e não ornitogênicos, o primeiro com elevados teores de C e N no solo ($50,0 \pm 1,35$ e $7,68 \pm 0,23$ g·kg⁻¹, respectivamente), enquanto o segundo apresentou baixos teores ($0,45 \pm 0,02$ e $0,03 \pm 0,00$ g·kg⁻¹, respectivamente), sendo observado o mesmo comportamento na MAM e MOP. Nos solos ornitogênicos, os teores de C e N do solo, MAM e MOP variaram principalmente com a profundidade, sendo maiores nos horizontes superficiais. A comparação de solos oriundos de diferentes climas e materiais de origem mostrou poucas variações dos teores de C e N no solo, MAM e MOP, independentemente da profundidade (Figura 2).

De modo geral, não foram observadas diferenças entre os teores de metais pesados dos horizontes de um mesmo perfil, sendo mais evidentes quando se consideram os critérios de seleção, ou seja, ornitogênese, material de origem e clima. Dos metais pesados estudados, a ornitogênese esteve

mais associada ao Cu, Zn e Pb no solo, tendo sido constatado certo enriquecimento. A possibilidade de associação dos maiores teores de metais pesados com a presença de vegetação é descartada quando solos ornitogênicos de clima úmido com vegetação abundante são comparados aos mesmos solos em clima seco, os quais possuem vegetação escassa (Figura 2).

Entre os três metais pesados enriquecidos, o Cu foi o elemento que melhor evidenciou os efeitos da atividade das aves marinha em comparação ao Zn e Pb, pois solos ornitogênicos apresentaram teores de Cu consideravelmente maiores no solo, MAM e MOP ($101,1 \pm 21,55$; $164,35 \pm 28,17$; $65,74 \pm 12,13 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, respectivamente) comparativamente aos não ornitogênicos ($25,42 \pm 4,30$; $39,30 \pm 6,17$ e $12,94 \pm 3,29 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, respectivamente). Quanto aos não ornitogênicos, aqueles oriundos de rochas ígneas apresentaram maiores teores de Cu no solo, MAM e MOP em comparação aos de rochas sedimentares (Figura 2).

Quanto aos teores de Zn no solo, MAM e MOP não foram observadas diferenças de magnitude tão grandes quanto Cu, tendo sido constatado teores de $69,22 \pm 12,18$; $115,07 \pm 18,47$ e $46,34 \pm 5,25 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ nos solos ornitogênicos e $42,74 \pm 1,89$; $55,61 \pm 4,24$ e $30,11 \pm 3,00 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ nos não ornitogênicos, respectivamente (Figura 2). Em relação aos teores de Pb, notou-se maiores diferenças entre os solos ornitogênicos e não ornitogênicos na MAM ($11,25 \pm 2,21$ e $4,60 \pm 1,35$, respectivamente). No solo e na MOP, os teores desse elemento foram de $6,42 \pm 1,19$ e $4,00 \pm 0,96 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ nos solos ornitogênicos e $3,61 \pm 0,75$; e $2,86 \pm 0,56 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ nos solos não ornitogênicos, respectivamente. O Pb no solo, MAM e MOP também apresentou efeitos importantes do clima e do material de origem, sendo que os solos sob clima seco e de rochas sedimentares apresentaram os maiores teores que aqueles de clima úmido e oriundos de rochas ígneas, respectivamente (Figura 3).

Não houve o enriquecimento do solo com Cr, Ni, Fe, Ba, Co, Mn, e Sr com a atividade das aves marinhas e entre esses, Cr, Ni e Fe do solo, MAM e MOP foram os que apresentaram as menores diferenças para os efeitos testados (ornitogênese, material de origem e clima). O Cr e o Ni do solo e da MAM apresentaram teores um pouco superiores nos solos não ornitogênicos relativamente aos ornitogênicos, principalmente nos solos sob clima seco. Além disso, em relação ao clima, os teores de Cr e Ni no solo e MAM foram superiores nos solos de clima seco em comparação aos de clima úmido. Em relação ao Fe, constatou-se maior influência do material de origem, pois os teores no solo e na MOP foram maiores nos solos oriundos de rochas ígneas (17.670 ± 1.388 e $16.488 \pm 1.317 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, respectivamente) em comparação aos de rochas sedimentares (12.956 ± 659 e $10.013 \pm 911 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, respectivamente) (Figura 3).

Os teores de Ba, Co, Mn e Sr do solo, da MAM e MOP apresentaram diferenças expressivas quanto ao material de origem e o clima. Os teores desses metais foram maiores no solo, MAM e MOP das rochas ígneas comparativamente aos de rocha sedimentar. As médias de Ba, Co, Mn e Sr foram de $56,68 \pm 5,72$; $10,03 \pm 1,56$; $289,18 \pm 52,58$ e $254,03 \pm 24,91$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ nos solos de rochas ígneas, enquanto naqueles de rochas sedimentares foram de $35,73 \pm 7,52$; $4,60 \pm 0,68$; $146,39 \pm 18,51$ e $136,5 \pm 14,31$ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, respectivamente (Figura 4). Além do material de origem, também foi notado que o Ba, Co, Mn e Sr do solo, da MAM e MOP apresentaram maiores teores nos solos de clima úmido em relação aos de clima seco, principalmente nos solos não ornitogênicos. Em relação ao efeito da ornitogênese para esses metais, os maiores teores de Ba, Co, Mn e Sr do solo, MAM e MOP ocorreram nos solos não ornitogênicos, principalmente nos solos oriundos de rocha ígneas e de clima úmido (Figura 4).

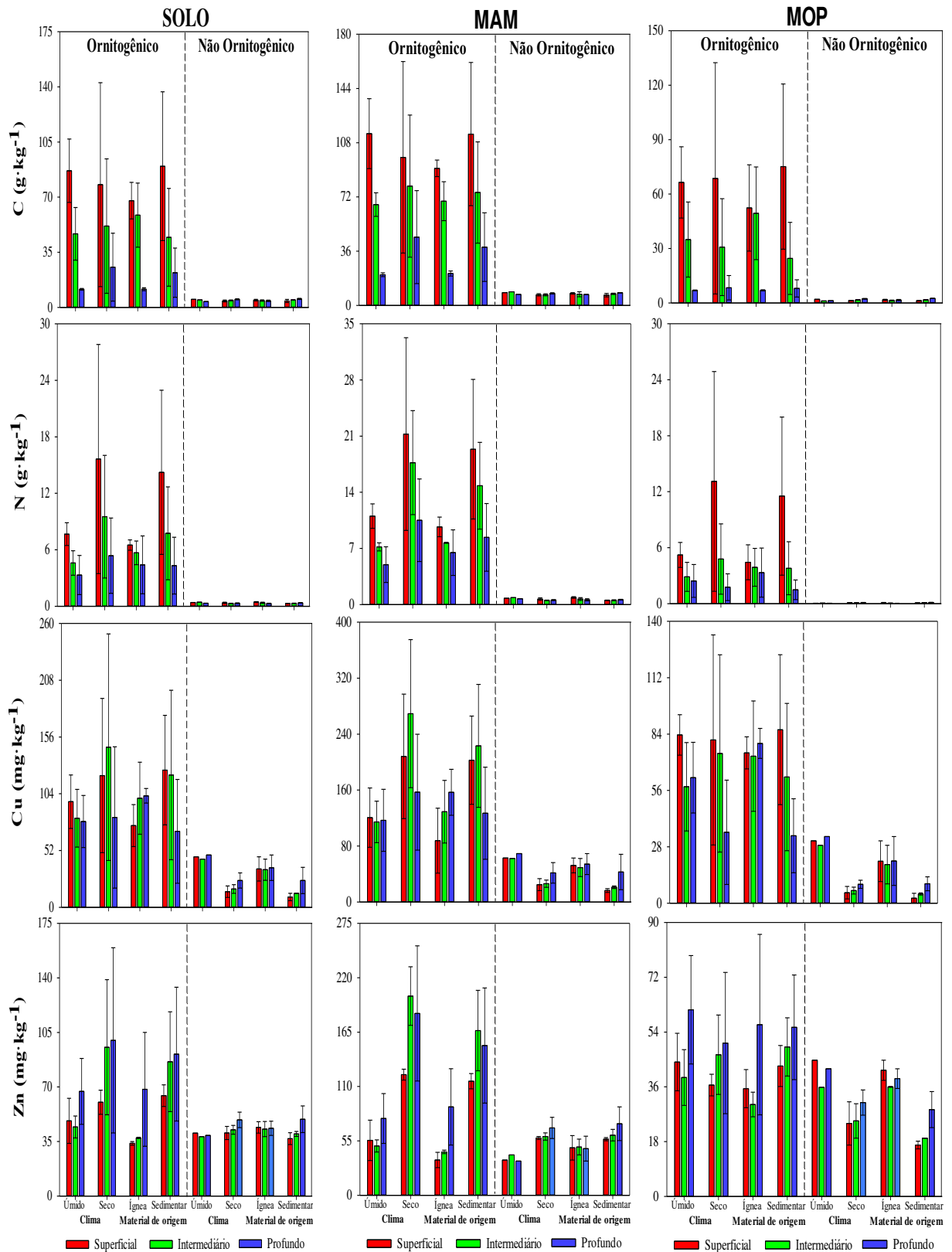


Figura 2. Teores médios e erro padrão de C, N, Cu e Zn do solo e da matéria orgânica associada aos minerais (MAM) e da particulada (MOP) em três horizontes (superficial, intermediário e profundo) de solos ornithogênicos e não ornithogênicos da Antártica sob clima seco e úmido, oriundos de rochas ígneas e sedimentares.

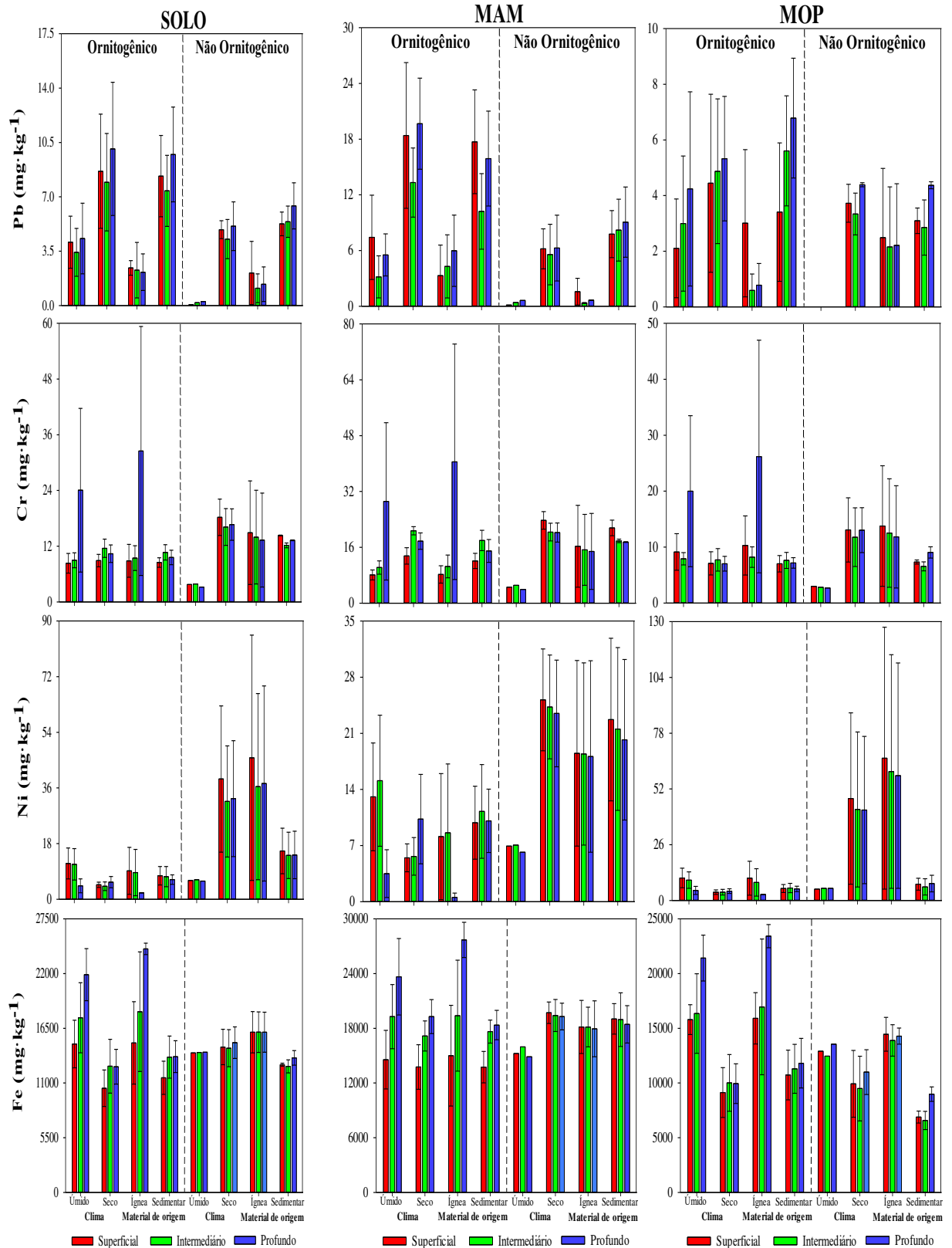


Figura 3. Teores médios e erro padrão de Pb, Cr, Mn e Ni do solo e da matéria orgânica associada aos minerais (MAM) e da particulada (MOP) em três horizontes (superficial, intermediário e profundo) de solos ornitogênicos e não ornitogênicos da Antártica sob clima seco e úmido, oriundos de rochas ígneas e sedimentares.

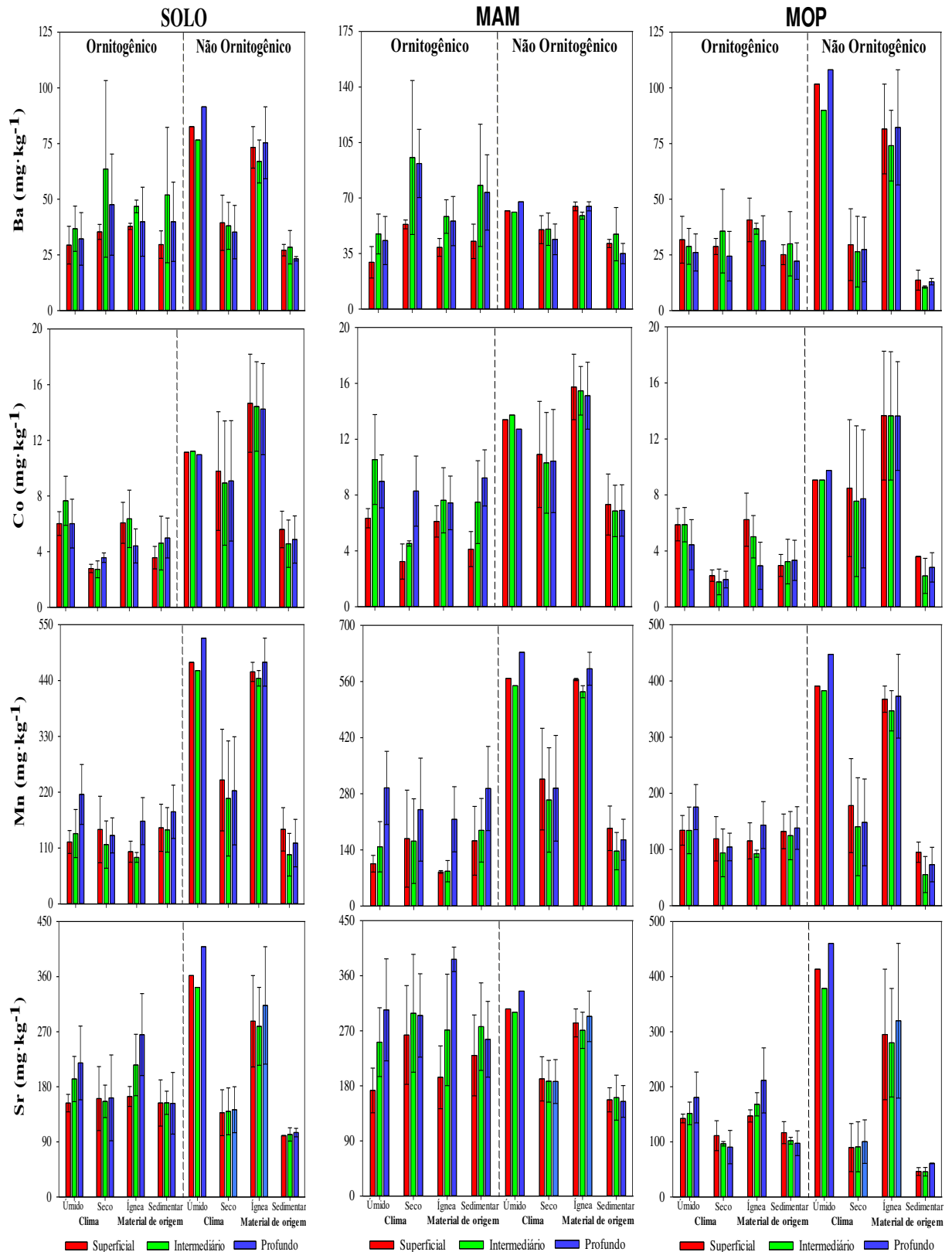


Figura 4. Teores médios de Co, Fe, Ba e Sr do solo e da matéria orgânica associada aos minerais (MAM) e da particulada (MOP) em três horizontes (superficial, intermediário e profundo) de solos ornitogênicos e não ornitogênicos da Antártica sob clima seco e úmido, oriundos de rochas ígneas e sedimentares.

A Tabela 4 compara os teores pseudototais médios de metais pesados dos solos do presente estudo com solos diversos (ornitogênicos, não ornitogênicos e com contaminação antrópica) de outros estudos da Antártica. Observou-se que as médias dos teores dos metais pesados encontrados nesse trabalho foram próximas a desses outros, especialmente nos estudos envolvendo solos ornitogênicos e não ornitogênicos (CIPRO et al., 2018). Entretanto, os solos contaminados pela atividade antrópica claramente diferem dos demais, pois esses solos apresentam altas concentrações de metais pesados, como de Cr, Pb e Zn (GUERRA et al., 2011). Além disso, na Tabela 4 comparou-se os teores de metais pesados do solo com o guano das aves marinhas, em que os teores de Cu, Sr e Zn foram maiores no guano das aves marinhas, enquanto os teores de Cr, Fe, Mn e Pb o foram nos solos (CELIS et al., 2015; METCHEVA et al. 2011).

Partindo da hipótese que a origem dos metais pesados nos solos ornitogênicos pode estar indiretamente relacionado à atividade antrópica, os teores médios de metais pesados também foram comparados com valores orientadores internacionais de contaminação de solo (Tabela 4). Dentre as diversas normas para a determinação dos valores limites de contaminação do solo por metais pesados foi utilizada a finlandesa (MEF, 2007), representativa para os solos europeus (LÓPEZ et al., 2019; SHAH et al., 2019; TÓTH et al., 2016), assim como a canadense para qualidade do solo (CCME, 2018).

De acordo com a normas finlandesa e canadense, os teores médios da maioria dos metais pesados estudados apresentaram-se abaixo do limite de contaminação do solo. Entretanto, o Cu apresentou teores médios elevados, principalmente nos solos ornitogênicos, ultrapassando o limite de contaminação estabelecido por ambas as normas. Os teores médios de Ni e Zn no solo estiveram abaixo do limite de contaminação, todavia os valores máximos desses metais encontrados em determinados perfis ultrapassaram o limite de contaminação.

Tabela 4. Teores pseudototais médios e erro padrão de metais pesados do solo de diferentes solos da Antártica, do guano de aves marinhas e de referência de contaminação

	Ba	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Sr	Zn
	----- mg·kg ⁻¹ -----									
Média geral	44,11 ± 5,34	6,77 ± 0,85	12,68 ± 1,91	70,82 ± 14,66	14841,5 ± 793,30	203,50 ± 26,6	15,08 ± 3,84	5,29 ± 0,80	183,49 ± 16,7	58,63 ± 7,65
Média ornitogênicos	40,80 ± 7,44	4,80 ± 0,59	12,03 ± 2,86	101,09 ± 21,49	15027,8 ± 1264,56	145,72 ± 18,32	6,94 ± 1,35	6,42 ± 1,19	173,97 ± 17,32	69,22 ± 12,18
Média ornitogênicos (horizontes superficiais)	32,35 ± 4,29	4,40 ± 0,83	8,61 ± 1,13	108,72 ± 33,89	12694,9 ± 1677,49	134,16 ± 31,46	8,13 ± 2,74	6,36 ± 2,08	157,02 ± 24,34	54,21 ± 7,81
Média não ornitogênicos	49,07 ± 7,46	9,73 ± 1,63	13,65 ± 2,25	25,42 ± 4,30	14562,07 ± 654,90	290,19 ± 52,48	27,29 ± 8,4	3,61 ± 0,75	197,77 ± 33,50	42,74 ± 1,89
Média não ornitogênicos (horizontes superficiais)	50,21 ± 13,9	10,13 ± 3,04	14,6 ± 4,56	22,28 ± 8,81	14473,3 ± 1269,54	301,92 ± 91,55	30,69 ± 18,64	3,68 ± 1,27	193,68 ± 61,99	40,44 ± 2,99
Máximo	142,95	18,19	59,13	353,91	25062,57	523,50	85,45	18,45	408,96	218,80
Solo não ornitogênicos da Ilha Rei George ¹	-	33,41 ± 4,1	39,68 ± 5,38	21,96 ± 1,06	26821,8 ± 1680,9	430,3 ± 33,4	305,08 ± 48,09	0,52 ± 0,05	-	39,48 ± 1,58
Solo ornitogênicos da Ilha Rei George ¹	-	9,77 ± 0,3	26,04 ± 0,8	263,54 ± 16,33	15584,6 ± 430,7	238,8 ± 8,6	48,93 ± 2,23	0,51 ± 0,02	-	385,05 ± 24
Solo ornitogênico da Ilha de Linvingston ¹	-	7,93 ± 0,18	5,42 ± 0,05	156,55 ± 8,58	15411,8 ± 178,5	349,8 ± 3,88	7,81 ± 0,09	0,84 ± 0,03	-	177,33 ± 8,70
Solo com contaminação antrópica de Hope Bay ²	-	-	225 ± 7	159 ± 13	-	326 ± 10	89 ± 7	438 ± 21	-	3484 ± 60
Guano de pinguins da Ilha Livingston ³	-	-	2,06 ± 0,7	104,0 ± 2,1	185 ± 9,3	12,3 ± 1,2	0,63 ± 0,2	<0,4	556 ± 55,5	145 ± 2,9
Guano de pinguins da Península Antártica ⁴	-	-	2,99 ± 0,25	266,83 ± 13,53	-	44,75 ± 3,38	18,15 ± 1,69	1,68 ± 0,18	-	317,92 ± 14,75
Guano de pinguins da Ilha Rei George ⁴	-	-	2,98 ± 0,510	222,51 ± 27,05	-	36,62 ± 5,37	13,41 ± 2,18	1,46 ± 0,15	-	201,18 ± 20,06
Valor de limite de contaminação (Finlândia) ⁵	-	20	100	100	-	-	50	60	-	200
Valor de limite de contaminação (Canadá) ⁶	500	50	64	63	-	-	45	140	-	250

¹ Cipro et al. (2018). ² Guerra et al. (2011). ³ Metcheva et al. (2011). ⁴ Celis et al., (2015). ⁵ Ministério do Meio Ambiente, Finlândia (MEF, 2005). ⁶ Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente (CCME, 2018). Em negrito os valores acima do limite de contaminação das normas finlandesa ou canadense.

A avaliação do fator de enriquecimento biogênico (FEB) comprovou os resultados apresentados anteriormente, tendo-se constatado os maiores valores para o C e N no solo, MAM e MOP promovidos pela atividade de aves marinhas. Entre os metais pesados, ficou evidente o enriquecimento de Cu, Pb e Zn, destacando o Cu, que se apresentou mais enriquecido em quase todas as condições analisadas, tanto no solo, MAM ou MOP. O Pb e Zn foram enriquecidos de forma mais evidente na MAM, enquanto para Cr, Ba e Sr tal efeito foi pouco evidente. O Cr apresentou-se enriquecido apenas na condição de clima úmido seja no solo, MAM ou MOP, enquanto que para o Ba e o Sr apresentaram FEBs elevados apenas na MOP e nos solos oriundos de rochas sedimentares (Tabela 5).

Tabela 5. Fatores médios de enriquecimento biogênico (FEB) de C, N e metais pesados no solo e nas frações da matéria orgânica associada a minerais (MAM) e da particulada (MOP) em solos da Antártica sob clima seco e úmido, oriundos de rochas ígneas e sedimentares

Critérios	C	N	Ba	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Sr	Zn
	Solo											
Média geral	11,01	22,10	0,83	0,49	0,88	3,98	1,03	0,50	0,25	1,78	0,88	1,62
Clima úmido	10,64	13,47	0,39	0,59	3,82	1,86	1,29	0,33	1,49	23,22	0,51	1,36
Clima seco	11,37	30,36	1,30	0,33	0,60	6,29	0,81	0,59	0,14	1,87	1,14	1,94
Rocha Ígnea	10,52	14,96	0,58	0,39	1,20	2,62	1,19	0,26	0,17	1,49	0,73	1,07
Rocha Sedimentar	11,02	26,87	1,54	0,88	0,72	6,77	0,99	1,31	0,48	1,49	1,50	1,92
MAM												
Média geral	9,34	18,98	1,16	0,62	0,96	4,18	0,97	0,51	0,44	2,45	1,20	2,07
Clima úmido	10,45	16,46	0,63	0,65	3,49	1,81	1,25	0,31	1,57	13,80	0,77	1,65
Clima seco	7,50	19,07	1,67	0,51	0,81	6,86	0,86	0,65	0,29	2,85	1,51	2,74
Rocha Ígnea	14,13	22,39	0,81	0,46	1,28	2,40	1,14	0,23	0,31	5,26	1,01	1,17
Rocha Sedimentar	6,95	18,18	1,57	0,99	0,79	6,89	0,88	1,30	0,48	1,75	1,61	2,28
MOP												
Média geral	21,29	61,47	0,64	0,45	0,96	5,08	1,27	0,58	0,18	1,40	0,74	1,54
Clima úmido	24,60	69,10	0,29	0,58	4,36	2,20	1,38	0,36	1,48	31,13	0,38	1,18
Clima seco	20,34	71,07	1,06	0,25	0,58	9,15	0,96	0,68	0,09	1,28	1,06	1,68
Rocha Ígnea	23,15	64,49	0,46	0,35	1,17	3,73	1,32	0,32	0,12	0,64	0,59	1,05
Rocha Sedimentar	19,74	54,18	2,08	1,10	0,95	10,91	1,51	1,77	0,77	1,53	2,07	2,29

FEB = Teor médio de um elemento nos solos ornitogênicos / teor médio desse elemento nos solos não ornitogênicos. Obs.: Valores em negrito indicam os elementos que foram enriquecidos pela atividade de aves marinhas

3.3. Análises de correlação e componentes principais

Como os solos com influência de aves marinhas em geral apresentaram elevados teores de matéria orgânica do solo, é esperado que aqueles metais pesados biotransportados por essas aves se correlacionem positivamente com o C e N do solo, MAM e MOP. Das variáveis analisadas, de modo geral, destacaram-se o Cu, Zn e Pb do solo, MAM e MOP, pois foram aqueles que apresentaram os maiores coeficientes positivos com C e N do solo, da MAM e MOP. Além dessas, também houve coeficientes de correlação positivos entre o Co, Mn e Ni; o

Ba, Zn e Sr; e o Fe e Cr, correlações essas persistentes no solo, MAM e MOP. Dentre as correlações negativas foram mais evidentes as ocorridas entre Cu, C e N com o Co, Mn e Ni, sendo também persistentes quando avaliadas no solo, MAM e MOP (Figura 5).

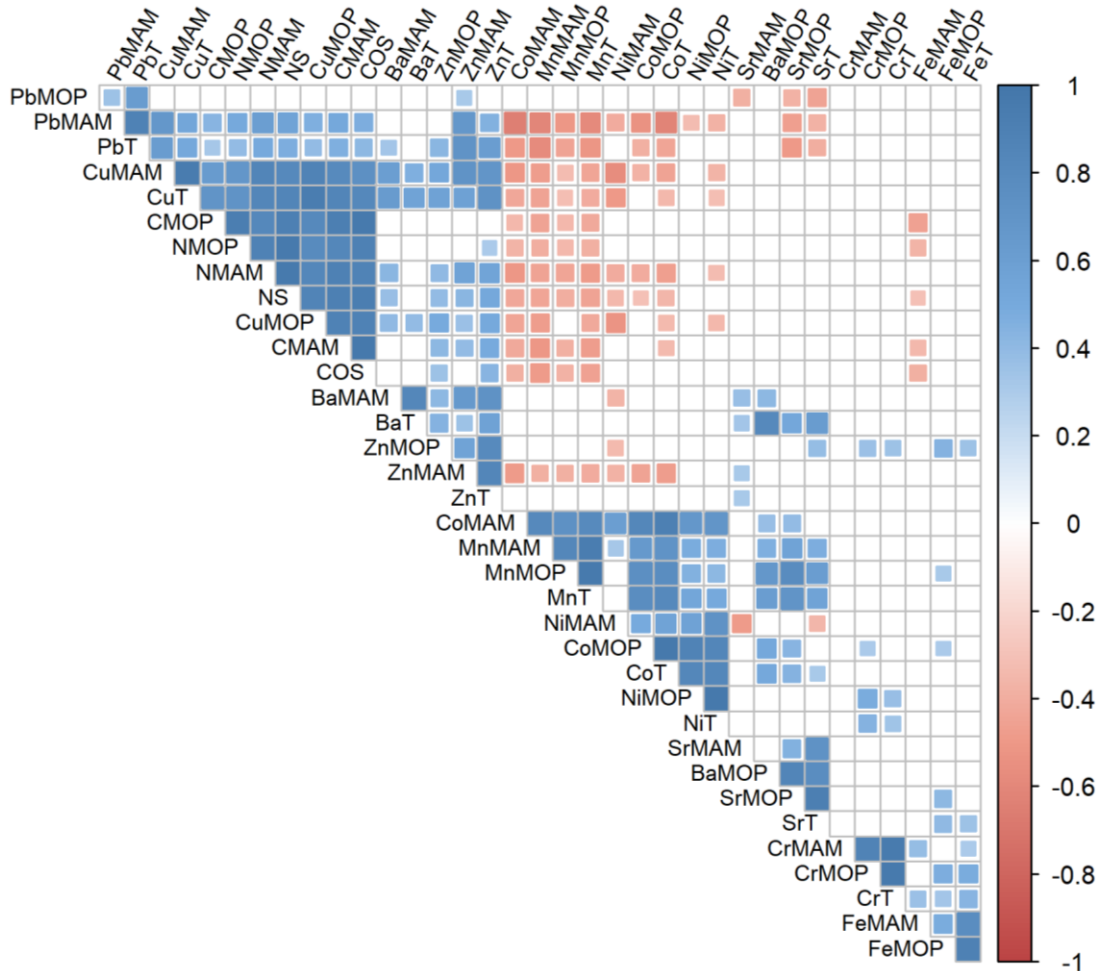


Figura 5. Coeficientes de correlação de Pearson significativos ($p < 0,10$) entre as variáveis C, N e metais pesados (Ba, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sr e Zn) do solo e da matéria orgânica associada aos minerais (MAM) e particulada (MOP) em três horizontes (superficial, intermediário e profundo) de solos ornitogênicos e não ornitogênicos da Antártica sob clima seco e úmido, oriundos de rochas ígneas e sedimentares. Obs: quadrados em tons de azul representam coeficientes positivos e significativos e os em tons de vermelho representam coeficientes negativos e também significativos.

A identificação das variáveis que mais contribuíram para explicação do comportamento do conjunto de dados foi realizada pela análise de componentes principais (ACP) utilizando todas as variáveis analisadas (C, N e metais pesados do solo, da MAM e MOP). As variáveis selecionadas se encontram na Tabela 6 e, dentre elas, o C, N e Cu do solo, da MAM e MOP foram aquelas que mais discriminaram as diferentes situações na componente principal 1 (CP1),

enquanto na componente principal 2 (CP2), destacaram-se as variáveis Ba e Sr do solo e da MOP.

Tabela 6. Contribuição (%) nas duas primeiras componentes principais (CP1 e CP2) das variáveis das C, N e metais pesados do solo e das matérias orgânicas associada a minerais (MAM) e particulada (MOP) de solos ornitogênicos e não ornitogênicos da Antártica em três horizontes (superficial, intermediário e profundo) sob clima seco e úmido, oriundos de rochas ígneas e sedimentares

Variáveis	Componente principal 1 (CP1)	Componente principal 2 (CP2)
C _{Solo}	11,48	0,41
C _{MAM}	11,36	0,57
C _{MOP}	10,41	0,80
N _{Solo}	11,72	0,16
N _{MAM}	11,09	0,38
N _{MOP}	10,12	0,47
Cu _{Solo}	10,66	0,77
Cu _{MAM}	9,75	0,14
Cu _{MOP}	11,07	0,37
Cr _{Solo}	0,06	1,02
Cr _{MAM}	0,13	0,22
Ba _{Solo}	1,83	18,63
Ba _{MOP}	0,22	25,62
Sr _{Solo}	0,02	25,77
Sr _{MOP}	0,07	24,67

Na Figura 6 é apresentada a dispersão das variáveis e dos perfis de solos em relação a CP1 e CP2, sendo essas responsáveis pela explicação de 76,2% da variação total do conjunto de dados. O eixo da CP1 mostrou correlações positivas entre o Cu do solo, MAM e MOP com o C e N do solo, da MAM e MOP, enquanto no eixo da CP2, Ba e Sr do solo e da MOP correlacionaram positivamente entre si.

As amostras de solos não ornitogênicos apresentaram correlações negativas com a CP1, o que significa que as variáveis C, N e Cu do solo, da MAM e MOP exerceram pouca influência nos solos não ornitogênicos. Por outro lado, em relação aos solos ornitogênicos, parte dessas amostras se correlacionaram positivamente com a CP1 e suas principais variáveis. Já a outra parte das amostras, correlacionou-se negativamente com a CP1 e CP2, indicando baixa influência de todas as variáveis nesse último grupo de amostras.

Em relação ao material de origem, amostras de solos oriundos de rochas ígneas, majoritariamente, apresentaram correlação positiva com a CP2, sendo que as variáveis Sr e Ba do solo e da MOP exerceram as maiores influências nesses solos. Para maioria das amostras de solos oriundos de rochas sedimentares houve pouca influência das variáveis analisadas, logo as correlações com a CP1 e CP2 foram negativas. No que se refere ao efeito do clima, as amostras

de solo sob clima úmido e seco não apresentaram um comportamento preferencial na dispersão pela ACP, o que não permitiu definir a influência das variáveis e a correlação da CP1 e CP2 com os diferentes climas estudados.

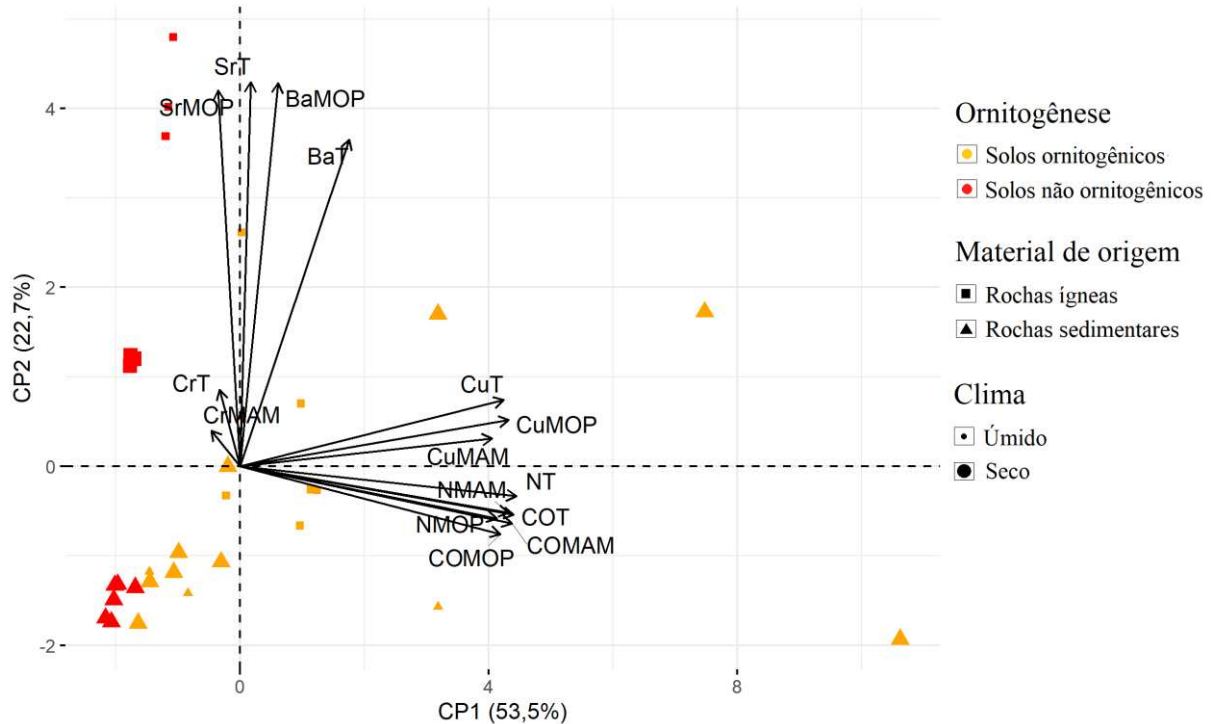


Figura 6. Dispersão das variáveis C, N e metais pesados (Ba, Cu, Cr e Sr) do solo e da matéria orgânica associada aos minerais (MAM) e particulada (MOP) e dos perfis coletados na Antártica de acordo com a ornitogênese (cor), material de origem (forma) e clima (tamanho).

4. DISCUSSÃO

4.1. Fontes de metais pesados nos solos

O elevado volume de guano depositado pelas aves marinhas nos solos ornitogênicos trazem quantidades consideráveis de elementos exógenos, razão dos maiores teores de C e N nesses solos (CIPRO et al., 2018; LACHACZ et al., 2018; SANTAMANS et al., 2017). Entre os metais pesados estudados, houve evidências de enriquecimento de Cu, Zn e Pb devido à atividade de aves marinhas, pois esses metais correlacionaram positivamente com o C e N. Além disso, esses elementos apresentaram teores maiores nos solos ornitogênicos em comparação aos não ornitogênicos, assim como elevados valores do FEB.

Um possível efeito da vegetação no enriquecimento de Cu, Zn e Pb foi desconsiderado, pois solos ornitogênicos com vegetação abundante (solos ornitogênicos de clima úmido) ou

com pouca vegetação (solos ornitogênicos de clima seco) não apresentaram diferenças nos teores desses metais. Vale destacar também que, apesar do depósito de guano ocorrer na superfície do solo, não foi notado diferenças expressivas em profundidade, fato que pode estar relacionado a vários processos: crioturbação, fosfatização, humificação, podzolização e crioclastia (RODRIGUES et al., 2019). No processo de crioturbação, o congelamento e descongelamento do solo causam a mistura de diferentes partículas no perfil do solo, enquanto a fosfatização e a humificação contribuem para acidificação do solo e mobilização de metais em profundidade. Por sua vez, a podzolização contribui para a iluviação de matéria orgânica e partículas finas e o processo de crioclastia permite que os minerais do solo em diferentes profundidades apresentem muitas características semelhantes ao material de origem (ABAKUMOV; ALEKSEEV, 2018; DAHER et al., 2019b; RODRIGUES et al., 2019; SCHAEFER et al., 2015).

Dos metais pesados enriquecidos pela atividade de aves marinhas, o Cu e o Zn são essenciais para o desenvolvimento de plantas e animais, o que não é válido para o Pb (CELIS et al., 2015; JEREZ et al., 2013). A presença desses metais pesados nos solos antárticos está associada principalmente ao material de origem, a atividade de aves marinhas e a contaminação antrópica (CELIS et al., 2015; PERFETTI-BOLAÑO et al., 2018). A contaminação antrópica de Cu, Zn e Pb nos solos da Antártica está associada principalmente ao manejo incorreto de esgotos, óleos de maquinários e resíduos sólidos das bases científicas (AMARO et al., 2015; CELIS et al., 2015; HALL; FRID, 1995). Solos antárticos diretamente contaminados pela atividade antrópica podem apresentar elevados teores de Cu, Zn e Pb, superiores a 2.000, 5.000 e 18.000 mg·kg⁻¹, respectivamente (GUERRA et al., 2011).

Neste trabalho selecionaram-se áreas que foram diretamente pouco impactadas pela atividade antrópica, sendo as principais fontes de metais pesados o material de origem e o guano das aves marinhas. O acúmulo de metais pesados no solo devido ao guano está intimamente ligado aos hábitos alimentares das aves marinhas, com os teores de metais pesados nos excrementos e também com as características geoquímicas do ambiente onde vivem esses animais (ESPEJO et al., 2014; LIU et al., 2013; MICHELUTTI et al., 2010). Huang et al. (2014) relataram que, mesmo em pequenas populações, pinguins-imperadores biotransportam consideráveis quantidades de metais pesados do oceano para os solos da Antártica, fato que ocorre principalmente devido ao nível trófico e hábitos alimentares dessa espécie.

Na região da Antártica Marítima, as aves marinhas, como diversas espécies de pinguins e petréis, tem como base de sua dieta os krills, crustáceos que naturalmente possuem em seus corpos elevados teores de Cu e Zn, chegando a 90,7 e 53,0 mg·kg⁻¹, respectivamente (BECKER et al., 2016; JEREZ et al., 2013; NYGÅRD et al., 2001; PETRI; ZAUKE, 1993). A alimentação de krills pelas aves marinhas contribui para altas concentrações de Cu e Zn nos excrementos, causando o acúmulo desses metais nos solos ornitogênicos (ESPEJO et al., 2014; METCHEVA et al., 2011). A origem dos altos teores de Cu e Zn nos krills deve estar relacionado com as águas do Oceano Antártico, em que os processos naturais, como ressurgimento, fluxos difusivos e intemperismo continental enriquecem consideravelmente as águas desse oceano com esses metais (SAÑUDO; WILHELMY et al., 2002; WESTERLUND; ÖHMAN, 1991). Logo, os valores de Cu e, eventualmente, Zn acima do limite de contaminação devem ser relativizados, pois a origem desses metais nos solos ornitogênicos está ligada principalmente a processos naturais, não caracterizando contaminação antrópica.

O ciclo do Pb nos solos ornitogênicos é diferente do Cu e Zn, pois ele apresenta baixos teores nos krills (<0,7 mg·kg⁻¹) e nos excrementos das aves marinhas (<0,4 mg·kg⁻¹), mas acumula em ossos, penas e casca de ovos (aproximadamente 1,5 mg·kg⁻¹), o que pode não causar um incremento evidente de Pb nos solos (CIPRO et al., 2018; JEREZ et al., 2011; METCHEVA et al., 2011; SANTAMANS et al., 2017). Apesar dos resultados do presente estudo e de outros da literatura indicarem o enriquecimento de Pb pela atividade de aves marinhas (ABAKUMOV; LUPACHEV; ANDREEV, 2017; SANTAMANS et al., 2017), há estudos que mostram que esse enriquecimento não ocorre (CIPRO et al., 2018; PERFETTI-BOLAÑO et al., 2018).

Diferentemente do Cu e Zn, o Pb acumulou de maneira mais efetiva nos solos ornitogênicos, já que os teores de Pb nesses solos são maiores que no guano das aves marinhas (CELIS et al., 2015; METCHEVA et al. 2011). O Pb_{MAM} se destacou das demais frações desse elemento, pois apresentou diferenças mais evidentes entre os solos com e sem influência da atividade de aves marinhas. Sabendo da baixa mobilidade do Pb nos solos, sugere-se que o Pb_{MAM} advindo da atividade das aves marinhas se acumule no solo principalmente pela complexação com a matéria orgânica e ligações com a fração argila do solo (PERFETTI-BOLAÑO et al., 2018).

Um fator importante ligado ao enriquecimento de Pb nos solos ornitogênicos antárticos, refere-se a origem desse elemento, que pode ser antropogênica (PERFETTI-BOLAÑO et al.,

2018; SANTAMANS et al., 2017). Sun e Xie (2001) demonstraram que os teores de Pb no guano das aves marinhas aumentou consideravelmente nos últimos 200 anos, em especial nos últimos 50 anos, sugerindo que o aumento da poluição global pela atividade humana esteja alterando, via circulação atmosférica e oceânica, o ciclo do Pb na Antártica. Sañudo-Wilhelmy et al. (2002) sugeriram que os aerossóis emitidos por indústrias da América Latina enriquecem as águas do Mar de Weddel com Pb, fato que pode estar relacionado ao aumento desse elemento nos krills antárticos e, conseqüentemente, no guano das aves marinhas e nos solos ornitogênicos da Antártica. Apesar dos teores de Pb do presente estudo estarem abaixo do limite de contaminação, a ligação desse elemento com atividades antrópicas torna o monitoramento do Pb nos solos ornitogênicos de grande importância.

A atividade de aves marinhas não enriqueceu o solo com Ba, Co, Cr, Fe, Mn, Ni e Sr, pois, na MAM, MOP e no solo, esses metais não correlacionaram positivamente com o C e N, além de apresentarem baixos valores de FEB. Para a maioria desses metais (Ba, Co, Cr, Mn, Ni e Sr), constatou-se um efeito reverso da atividade de aves marinhas, pois os solos não ornitogênicos apresentaram teores mais elevados desses metais do que os solos ornitogênicos, tanto no solo, MAM e MOP. O comportamento desses metais pesados pode estar relacionado às alterações químicas que o guano promove no solo, já que a sua decomposição ao longo do tempo causa a acidificação e a perda de determinados cátions (inclusive metais pesados) do solo por lixiviação (DAHER et al., 2019b; GONZÁLEZ-GUZMÁN et al., 2017). Outro motivo para esse resultado pode ser devido ao efeito de diluição, já que a matéria orgânica nos solos ornitogênicos principalmente do guano, pode ocupar mais de 15% do volume total do solo (LIU et al., 2013).

Além do efeito da ornitogênese, os teores das de Ba, Co, Cu, Fe, Mn e Sr no solo, MAM e MOP diferiram com o tipo de material de origem, sendo maiores nos solos oriundos de rochas ígneas em comparação aos de rochas sedimentares. No presente estudo as rochas ígneas são representadas principalmente por basaltos-andesíticos, que são naturalmente ricos em metais pesados (MONIEN et al., 2011; SUSHCHEVSKAYA et al., 2014). Além disso, as rochas basálticas geralmente apresentam minerais como as augitas e olivinas, que possuem teores expressivos de metais pesados (HE; YANG; STOFFELLA, 2005; MACHADO et al., 2008; MALANDRINO et al., 2009). Apesar das correlações dos teores de Cu do solo, da MAM e MOP com a atividade de aves marinhas, nos solos não ornitogênicos sua dinâmica parece estar relacionada ao material de origem (HUANG et al., 2014; SHI et al., 2018), sendo as rochas ígneas a principal fonte desse elemento para o solo.

O efeito do clima ocorreu principalmente nos solos sem influência de aves marinhas, obtendo-se os maiores teores de Cr, Ni e Pb nos solos sob clima seco e os maiores teores de Ba, Co, Fe, Mn e Sr nos solos sob clima úmido, resultados vistos tanto para o solo quanto MAM e MOP. As maiores precipitações, que ocorrem principalmente na forma líquida, podem ter contribuído para perdas por lixiviação de Cr, Ni e Pb do solo, MAM e MOP nos solos sob clima úmido em comparação aos solos de clima seco da Antártica, cujas precipitações são baixas e em grande parte na forma de neve (CONVEY; PECK, 2019; GUERRA et al., 2013). O motivo dos maiores teores de metais pesados (Ba, Co, Fe, Mn e Sr) em solos de clima úmido ainda é incerto. No presente estudo esse efeito parece ser secundário, já que os solos em condições de clima úmido são majoritariamente oriundos de rochas de basalto-andesítico (ricas em metais pesados) e os sob clima seco, originários principalmente de rochas sedimentares.

A análise de componentes principais (ACP) indicou que entre os metais pesados, o Cu do solo, MAM e MOP melhor representaram a capacidade de biotransporte de metais pesados pelas aves marinhas, o que deve estar relacionado a alta capacidade de adsorção e complexação da matéria orgânica do solo (advinda da atividade dessas aves) pelo Cu (MOHAMED et al., 2010). Vale destacar que diferentemente do Pb e do Zn que tiveram enriquecimento mais evidente na MAM, o Cu apresentou claro enriquecimento tanto na MAM quanto na MOP, o que mostra que esse elemento está presente no solo, tanto numa matéria orgânica menos trabalhada e mais lábil (MOP), quanto em uma matéria orgânica mais estável e menos lábil (MAM) (SANTOS et al., 2019).

Entre os demais metais selecionados pela ACP, o Ba e o Sr do solo e da MOP foram representativos para demonstrar os efeitos do material de origem, pois esses metais correlacionaram positivamente com os solos oriundos de rochas ígneas. A razão dessa correlação pode ser devido ao fato da fração mineral da MOP ser composta principalmente por areia (>53 μm), logo, os teores de Ba e Sr da MOP refletem as características geoquímicas do material de origem (ALEXANDER, 2004; PANAIT et al., 2019).

Por fim, a taxa de recuperação para os diferentes metais pesados foi semelhante a trabalhos na literatura que utilizaram o mesmo método de extração (ABBRUZZINI et al., 2014; ROJE et al., 2018; SANTOS; ALLEONI, 2013). As variações nos valores da taxa de recuperação dos metais pesados se deve ao fato da extração pseudototal não digerir por completo minerais silicatados (ABBRUZZINI et al., 2014; FLORIAN; BARNES; KNAPP, 1998; LIMA et al., 2018).

4.2. O uso de diferentes frações de solo

A separação do solo em MAM e MOP possibilita o melhor entendimento da matéria orgânica do solo e sua participação no comportamento dos íons no solo (JILLING et al., 2020; LAVALLEE; SOONG; COTRUFO, 2019). Os teores de C_{MOP} e N_{MOP} são bons indicadores da dinâmica da matéria orgânica do solo, pois são formas lábeis, sendo mais susceptíveis a decomposição quando há algum tipo de desequilíbrio no ambiente (SANTOS et al., 2019). Os elevados teores de C_{MOP} e N_{MOP} dos solos ornitogênicos indicaram um grande aporte de materiais orgânicos, provavelmente oriundos de resíduos de vegetais e de aves marinhas (CELIS et al., 2015; CIPRO et al., 2018; SANTOS et al., 2019).

Considerando que a MOP apresenta metais pesados tanto na fração mineral e orgânica, a comparação de metais pesados biotransportados ligados a MOP dos solos ornitogênicos e não ornitogênicos permite isolar os efeitos da matéria orgânica nos metais pesados desses solos, já que os solos não ornitogênicos apresentaram baixos teores de MOS. Tendo como exemplo o Cu, que apresentou as maiores correlações positivas com a matéria orgânica do solo, os teores médios de Cu_{MOP} nos horizontes superficiais dos solos ornitogênicos ($82,34 \pm 23,77 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) e não ornitogênicos ($11,65 \pm 6,80 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) apresentam uma diferença de $70,69 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, mostrando que aproximadamente 85% do Cu_{MOP} dos solos ornitogênicos pode estar ligado a fração mais lábil da matéria orgânica do solo. Repetindo o raciocínio para o Zn_{MOP} e Pb_{MOP} , resulta que 27,75 e 14,68% desses metais devem estar ligados a matéria orgânica de maior labilidade, respectivamente. Devido a sua maior labilidade, a fração orgânica da MOP pode ser degradada mais facilmente quando ocorre algum distúrbio no ambiente, o que acarretaria em uma rápida transformação de grande parte do Cu_{MOP} , Zn_{MOP} e Pb_{MOP} em formas prontamente disponíveis para a solução do solo (LUO et al., 2018; THANH-NHO et al., 2019).

O carbono (C) e o N da MAM são mais estáveis que da MOP (JILLING et al., 2020), pois a MAM está associada a argila e ao silte do solo, de maior superfície específica e de maior quantidade de cargas, além de formar microagregados, favorecendo uma matéria orgânica mais recalcitrante e protegida química e fisicamente (LAVALLEE; SOONG; COTRUFO, 2019). Assim sendo, o Cu_{MAM} , Zn_{MAM} e Pb_{MAM} também são mais estáveis no solo, pois grande parte desses metais estão adsorvidos e complexados por uma matéria orgânica do solo mais recalcitrante (MOHAMED et al., 2010).

De modo geral, todos os metais pesados analisados apresentaram maiores teores na MAM em relação à MOP, tanto nos solos ornitogênicos quanto nos não ornitogênicos. Este

resultado pode estar relacionado ao fato da MAM ser possuidora de partículas finas do solo, retendo metais pesados. Sendo assim, os metais pesados presentes na MAM podem estar sorvidos ou podem fazer parte da estrutura dos minerais ou da matéria orgânica nessa fração. Nos solos ornitogênicos, a atividade de aves marinhas contribuem para uma maior formação de argila e de minerais de baixa cristalinidade, sendo esses eficientes para a forte adesão de metais pesados (MYRCHA; TATUR, 1991; SIMAS et al., 2007). Além disso, os metais pesados da MAM podem estar relacionados ao baixo nível de alteração química dos minerais do solo, principalmente naqueles não ornitogênicos, permitindo a preservação dos minerais e elementos químicos advindos do material de origem (SIMAS et al., 2007).

5. CONCLUSÃO

As aves marinhas promovem o biotransporte de metais pesados do oceano para os solos da Antártica, tendo sido constatado o enriquecimento de Cu, Pb e Zn nos solos ornitogênicos. Desses metais pesados, o Cu foi o metal pesado que mais evidenciou o biotransporte das aves marinhas, sendo enriquecido consideravelmente no solo, MAM e MOP. Apesar do enriquecimento menos evidente, o Pb foi o metal que apresentou teores mais elevados nos solos ornitogênicos em comparação ao guano, indicando sua acumulação nesses ambientes ao longo do tempo, principalmente na MAM. Além disso, a origem do Pb nos solos ornitogênicos pode estar relacionada ao aumento da contaminação antrópica do oceano Antártico, alarmando efeitos indiretos da poluição humana no ambiente Antártico.

Para os demais metais pesados analisados (Ba, Co, Cr, Fe, Mn, Ni e Sr do solo, MAM e MOP), a atividade de aves marinhas não causou o enriquecimento nos solos, havendo um efeito reverso, pois muitos desses metais apresentaram maiores teores nos solos não ornitogênicos. A dinâmica desses metais pesados também esteve muito relacionada ao material de origem, sendo as rochas ígneas a principal fonte. Em relação ao clima, alguns metais apresentaram maiores teores em clima úmido (Ba, Co, Fe, Mn e Sr) e outros em clima seco (Cr, Ni e Pb), o que pode estar relacionado ao processo de lixiviação e aos efeitos indiretos do material de origem.

6. REFERÊNCIAS

ABAKUMOV, E.; ALEKSEEV, I. Stability of soil organic matter in Cryosols of the maritime Antarctic: Insights from C-13 NMR and electron spin resonance spectroscopy. **Solid Earth**, v. 9, n. 6, p. 1329–1339, 19 nov. 2018.

ABAKUMOV, E.; LUPACHEV, A.; ANDREEV, M. Trace element content in soils of the King George and Elephant islands, maritime Antarctica. **Chemistry and Ecology**, v. 33, n. 9, p. 856–868, 2017.

ABBRUZZINI, T. F. et al. Influence of digestion methods on the recovery of Iron, Zinc, Nickel, Chromium, Cadmium and Lead contents in 11 organic residues. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 166–176, 2014.

ALEXANDER, E. B. Serpentine soil redness, differences among peridotite and serpentinite materials, Klamath mountains, California. **International Geology Review**, v. 46, n. 8, p. 754–764, 2004.

AMARO, E. et al. Assessing trace element contamination in Fildes Peninsula (King George Island) and Ardley Island, Antarctic. **Marine Pollution Bulletin**, v. 97, n. 1–2, p. 523–527, 2015.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22. ed. Washington: APHA, 2012. 1496 p.

BECKER, P. H. et al. Feather mercury concentrations in Southern Ocean seabirds: Variation by species, site and time. **Environmental Pollution**, v. 216, p. 253–263, 1 set. 2016.

BRIMBLE, S. K. et al. High arctic ponds receiving biotransported nutrients from a nearby seabird colony are also subject to potentially toxic loadings of arsenic, cadmium, and zinc. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 28, n. 11, p. 2426–2433, 2009.

BROOKS, S. T.; TEJEDO, P.; O'NEILL, T. A. Insights on the environmental impacts associated with visible disturbance of ice-free ground in Antarctica. **Antarctic Science**, v. 31, n. 6, p. 304–314, 2019.

CAMBARDELLA, C. A.; ELLIOT, E. T. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. **Soil Science Society of America Journal**, v. 56, n. 3, p. 777–783, 1992.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT - CCME. **Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health**. Winnipeg, 2018. 9p.

CARY, S. C. et al. On the rocks the microbiology of Antarctic Dry Valley soils. **Nature Reviews Microbiology**, v. 8, p. 129–138, 2010.

CASALINO, C. E. et al. Total and fractionation metal contents obtained with sequential extraction procedures in a sediment core from Terra Nova Bay, West Antarctica. **Antarctic**

Science, v. 25, n. 1, p. 83–98, fev. 2013.

CELIS, J. E. et al. Trace element concentrations in biotic matrices of gentoo penguins (*Pygoscelis Papua*) and Coastal Soils from Different Locations of the Antarctic Peninsula. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 226, n. 1, p. 1–12, 2015.

CIPRO, C. V. Z. et al. Seabird colonies as relevant sources of pollutants in Antarctic ecosystems: Part 1 - Trace elements. **Chemosphere**, v. 204, p. 535–547, 2018.

CIPRO, C. V. Z. et al. Do population parameters influence the role of seabird colonies as secondary pollutants source? A case study for Antarctic ecosystems. **Marine Pollution Bulletin**, v. 149, n. August, p. 1–10, 2019.

CONVEY, P.; PECK, L. S. Antarctic environmental change and biological responses. **Science Advances**, v. 11, p. 1–16, 2019.

DAHER, M. **Gênese e classificação de solos na Península Coppermine (Ilha Robert) e Ilha Barrientos, Antártica Marítima**. 2015. 73 f. Dissertação (Mestrado em solos e nutrição de plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2015.

DAHER, M. et al. Semi-arid soils from a topolithosequence at James Ross Island, Weddell Sea region, Antarctica: Chemistry, mineralogy, genesis and classification. **Geomorphology**, v. 327, n. November, p. 351–364, 2019.

DAHER, M. et al. Ornithogenic soils on basalts from maritime Antarctica. **Catena**, v. 173, p. 367–374, 2019.

ESPEJO, W. et al. Concentration of trace metals in excrements of two species of penguins from different locations of the Antarctic Peninsula. **Polar Biology**, v. 37, n. 5, p. 675–683, 2014.

FARIA, A. L. L. **Solos, geomorfologia e relações ecológicas na parte sudoeste da Península de Byers, Ilha Livingston, Antártica Marítima**. 2010. 96 f. Tese (Doutorado em solos e nutrição de plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2010.

FILÂNDIA. **Decreto no 214, de 1 de março de 2007**. Ministry of the Environment - MEF. Government Decree on the Assessment of Soil Contamination and Remediation Needs. Filândia, 2007. 6 p.

FLORIAN, D.; BARNES, R. M.; KNAPP, G. Comparison of microwave-assisted acid leaching techniques for the determination of heavy metals in sediments, soils, and sludges. **Fresenius Journal of Analytical Chemistry**, v. 362, p. 558–565, 1998.

GONZÁLEZ-GUZMÁN, A. et al. Biota and geomorphic processes as key environmental factors controlling soil formation at Elephant Point, Maritime Antarctica. **Geoderma**, v. 300, n. April, p. 32–43, 2017.

GUERRA, M. B. B. et al. Heavy metals contamination in century-old manmade technosols of Hope Bay, Antarctic Peninsula. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 222, n. 1–4, p. 91–102, 2011.

GUERRA, M. B. B. et al. Chemometric tools in chemical fractionation data of soil samples from five Antarctic Research Stations. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 23, n. 7, p. 1388–1394, 2012.

GUERRA, M. B. B. et al. Post-fire study of the Brazilian Scientific Antarctic Station: Toxic element contamination and potential mobility on the surrounding environment. **Microchemical Journal**, v. 110, p. 21–27, set. 2013.

HALL, J. A.; FRID, C. L. J. Responses of estuarine benthic macrofauna in copper-contaminated sediments to remediation of sediment quality. **Marine Pollution Bulletin**, v. 30, n. 11, p. 694–700, 1995.

HAUS, N. W. et al. A case for chemical weathering in soils of Hurd Peninsula, Livingston Island, South Shetland Islands, Antarctica. **Geoderma**, v. 263, p. 185–194, 2016.

HE, Z. L.; YANG, X. E.; STOFFELLA, P. J. Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v. 19, n. 2, p. 125–140, 2005.

HUANG, T. et al. Transport of nutrients and contaminants from ocean to island by emperor penguins from Amanda Bay, East Antarctic. **Science of the Total Environment**, v. 468–469, p. 578–583, 2014.

JEREZ, S. et al. Concentration of trace elements in feathers of three Antarctic penguins: Geographical and interspecific differences. **Environmental Pollution**, v. 159, n. 10, p. 2412–2419, 2011.

JEREZ, S. et al. Distribution of metals and trace elements in adult and juvenile penguins from the Antarctic Peninsula area. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 20, n. 5, p. 3300–3311, 2013.

JILLING, A. et al. Rapid and distinct responses of particulate and mineral-associated organic nitrogen to conservation tillage and cover crops. **Geoderma**, v. 359, n. Novembe, p. 1–10, 2020.

KAN, G. et al. Copper stress response in yeast *Rhodotorula mucilaginosa* AN5 isolated from sea ice, Antarctic. **MicrobiologyOpen**, v. 8, p. 1–18, 1 mar. 2019.

LACHACZ, A. et al. Nutrient abundance and variability from soils in the coast of King George Island. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 18, n. 2, p. 294–311, 2018.

LAVALLEE, J. M.; SOONG, J. L.; COTRUFO, M. F. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. **Global Change Biology**, n. July 2019, p. 261–273, 2019.

LIMA, E. S. A. et al. Soil heavy metal content on the hillslope region of Rio de Janeiro, Brazil: reference values. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 6, p. 1–11, 2018.

LIU, X. et al. Eco-environmental implications of elemental and carbon isotope distributions in ornithogenic sediments from the Ross Sea region, Antarctica. **Geochimica et Cosmochimica**

Acta, v. 117, p. 99–114, 2013.

LOPES, D. V. et al. Concretionary horizons, unusual pedogenetic processes and features of sulfate affected soils from Antarctica. **Geoderma**, v. 347, n. March, p. 13–24, 2019.

LÓPEZ, R. et al. Heavy metal pollution in soils and urban-grown organic vegetables in the province of Sevilla, Spain. **Biological Agriculture and Horticulture**, v. 35, n. 4, p. 219–237, 2 out. 2019.

LOU, C. et al. Fractionation distribution and preliminary ecological risk assessment of As, Hg and Cd in ornithogenic sediments from the Ross Sea region, East Antarctica. **Science of the Total Environment**, v. 538, p. 644–653, 2015.

LUO, Y. et al. Effects of plant litter decomposition on chemical and microbiological characteristics of artisanal zinc smelting slag using indigenous methods. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 190, p. 292–301, 1 jul. 2018.

MACHADO, A. et al. Mineral chemistry of volcanic rocks of South Shetland Archipelago, Antarctica. **International Geology Review**, v. 50, n. 2, p. 154–162, fev. 2008.

MALANDRINO, M. et al. Geochemical characterisation of Antarctic soils and lacustrine sediments from Terra Nova Bay. **Microchemical Journal**, v. 92, p. 21–31, 2009.

METCHEVA, R. et al. Biogenic and toxic elements in feathers, eggs, and excreta of Gentoo penguin (*Pygoscelis papua ellsworthii*) in the Antarctic. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 182, p. 571–585, 2011.

MICHELUTTI, N. et al. Trophic position influences the efficacy of seabirds as metal biovectors. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 107, n. 23, p. 10543–10548, 2010.

MOHAMED, I. et al. Fractionation of copper and cadmium and their binding with soil organic matter in a contaminated soil amended with organic materials. **Journal of Soils and Sediments**, v. 10, n. 6, p. 973–982, 2010.

MONIEN, P. et al. A geochemical record of late Holocene palaeoenvironmental changes at King George Island (maritime Antarctica). **Antarctic Science**, v. 23, n. 3, p. 255–267, 2011.

MYRCHA, A.; TATUR, A. Ecological role of the current and abandoned penguin rookeries in the land environment of the maritime Antarctic. **Polish Polar Research**, v. 12, n. 1, p. 3–24, 1991.

NATIONAL INSTITUTE OF STANDARDS & TECHNOLOGY CERTIFICATE OF ANALYSIS - NIST. **Standard Reference Material - 2709a San Joaquin Soil**. Gaithersburg, 2018. 7 p.

NYGÅRD, T. et al. Metal dynamics in an Antarctic food chain. **Marine Pollution Bulletin**, v. 42, n. 7, p. 598–602, 2001.

OTERO, X. L. et al. Seabird colonies as important global drivers in the nitrogen and phosphorus

cycles. **Nature Communications**, v. 9, n. 1, p. 1–8, 1 dez. 2018.

PADEIRO, A. et al. Trace element contamination and availability in the Fildes Peninsula, King George Island, Antarctica. **Environmental Science: Processes and Impacts**, v. 18, n. 6, p. 648–657, 2016.

PANAIT, A. M. et al. Disentangling dust and sand deposition using a peat record in CE Europe (northern Romania): A multiproxy approach. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 532, p. 1–14, 15 out. 2019.

PARK, J. S.; AHN, I. Y.; LEE, E. J. Influence of soil properties on the distribution of *Deschampsia antarctica* on King George Island, Maritime Antarctica. **Polar Biology**, v. 35, n. 11, p. 1703–1711, nov. 2012.

PEREIRA, T. C. et al. Genesis, mineralogy and ecological significance of ornithogenic soils from a semi-desert polar landscape at Hope Bay , Antarctic Peninsula. **Geoderma**, v. 209–210, p. 98–109, 2013.

PERFETTI-BOLAÑO, A. et al. Influence of Pygoscelis Penguin Colonies on Cu and Pb Concentrations in Soils on the Ardley Peninsula, Maritime Antarctica. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 229, n. 12, 2018.

PETRI, G.; ZAUKE, G. P. Trace metals in crustaceans in the Antarctic Ocean. **AMBIO: A Journal of the Human Environment**, v. 22, n. 8, p. 529–536, 1993.

POGGERE, G. C. et al. Characterization of products of the early stages of pedogenesis in ornithogenic soil from Maritime Antarctica. **European Journal of Soil Science**, v. 67, n. 1, p. 70–78, 1 jan. 2016.

POTAPOWICZ, J. et al. The influence of global climate change on the environmental fate of anthropogenic pollution released from the permafrost: Part I. Case study of Antarctica. **Science of the Total Environment**, v. 651, p. 1534–1548, 2019.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna, 2016. Disponível em: <<http://www.r-project.org>>.

RODRIGUES, W. F. et al. Soil-landscape interplays at Harmony Point , Nelson Island , Maritime Antarctica : Chemistry , mineralogy and classification. **Geomorphology**, v. 336, p. 77–94, 2019.

ROJE, V. et al. Assessment of the trace element distribution in soils in the parks of the city of Zagreb (Croatia). **Environmental Monitoring Assistant**, v. 190, n. 121, p. 1–14, 2018.

SANTAMANS, A. C. et al. Soil features in rookeries of Antarctic penguins reveal sea to land biotransport of chemical pollutants. **PLoS ONE**, v. 12, n. 8, p. 26, 2017.

SANTOS, E. R. S. et al. Particulate soil organic matter in bahiagrass-rhizoma peanut mixtures and their monocultures. **Soil Science Society of America Journal**, v. 83, n. 3, p. 658–665, 1 maio 2019.

- SANTOS, S. N.; ALLEONI, L. R. F. Methods for Extracting Heavy Metals in Soils from the Southwestern Amazon, Brazil. **Water, Air, Soil & Pollution**, v. 224, p. 1–16, 2013.
- SAÑUDO-WILHELMY, S. A. et al. Trace metal distributions off the Antarctic Peninsula in the Weddell Sea. **Marine Chemistry**, v. 77, n. 2–3, p. 157–170, 2002.
- SCHAEFER, C. E. G. R. et al. Soils and Landforms at Hope Bay, Antarctic Peninsula: Formation, Classification, Distribution, and Relationships. **Soil Science Society of America Journal**, v. 79, n. 1, p. 175–184, jan. 2015.
- SCHAEFER, C. E. G. R. et al. Penguin activity modify the thermal regime of active layer in Antarctica: A case study from Hope Bay. **Catena**, v. 149, p. 582–591, 1 fev. 2017.
- SHAH, M. H. et al. Pollution assessment and source apportionment of selected metals in rural (Bagh) and urban (Islamabad) farmlands, Pakistan. **Environmental Earth Sciences**, v. 78, n. 6, p. 1–13, 1 mar. 2019.
- SHI, G. et al. Metals in topsoil in Larsemann Hills, an ice-free area in East Antarctica: Lithological and anthropogenic inputs. **Catena**, v. 160, n. September 2017, p. 41–49, 2018.
- SIMAS, F. N. B. et al. Ornithogenic cryosols from Maritime Antarctica: Phosphatization as a soil forming process. **Geoderma**, v. 138, n. 3–4, p. 191–203, 2007.
- SIMAS, F. N. B. et al. Soils of the South Orkney and South Shetland Islands, Antarctica. *In*: BOCKHEIM, J. G. (Ed.). **The soils of Antarctica**. Madison: Springer, 2015. p. 227–273.
- SOUZA, K. K. D. et al. Soil formation in Seymour Island, Weddell Sea, Antarctica. **Geomorphology**, v. 225, p. 87–99, 2014.
- SUN, L.; XIE, Z. Changes in lead concentration in Antarctic penguin droppings during the past 3,000 years. **Environmental Geology**, v. 40, n. 10, p. 1205–1208, 2001.
- SUSHCHEVSKAYA, N. M. et al. Geochemical features of the quaternary lamproitic lavas of Gaussberg Volcano, East Antarctica: Result of the impact of the Kerguelen plume. **Geochemistry International**, v. 52, n. 12, p. 1030–1048, 2014.
- TEDESCO, M. J.; VOLKWEISS, S. J.; BOHNEN, H. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1985.
- TEIXEIRA, P. C. et al. **Manual de métodos de análise de solo**. 3a edição ed. Distrito Federal: EMBRAPA, 2017. 573p.
- THANH-NHO, N. et al. Metals geochemistry and ecological risk assessment in a tropical mangrove (Can Gio, Vietnam). **Chemosphere**, v. 219, p. 365–382, 1 mar. 2019.
- TÓTH, G. et al. Heavy metals in agricultural soils of the European Union with implications for food safety. **Environment International**, v. 88, p. 299–309, 1 mar. 2016.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. **Method 3051A: microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils**; test methods for evaluating solid

Waste, physical/chemical methods. Washington: USEPA, 1998. 20 p.

WESTERLUND, S.; ÖHMAN, P. Cadmium, copper, cobalt, nickel, lead, and zinc in the water column of the Weddell Sea, Antarctica. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 55, n. 8, p. 2127–2146, ago. 1991.

YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 19, n. 13, p. 1467–1476, 1 out. 1988.

ZWOLICKI, A. et al. Seabird colony effects on soil properties and vegetation zonation patterns on King George Island, Maritime Antarctic. **Polar Biology**, v. 38, n. 10, p. 1645–1655, 2015.

CAPÍTULO 2 - METAIS PESADOS EM SOLOS INFLUENCIADOS POR DIFERENTES ESPÉCIES DE AVES MARINHAS NA ANTÁRTICA

RESUMO

Aves marinhas com hábitos comportamentais e alimentares distintos biotransportam metais pesados do oceano, influenciando diferentemente no enriquecimento desses nos solos da Antártica. Objetivou-se, portanto, avaliar a influência de diferentes espécies de aves marinhas nos teores e na dinâmica de metais pesados em solos da Antártica. Amostras de solos foram coletadas nas Ilhas Livingston (P1 e P2) e Nelson (P3 e P4), ocupadas por colônias de pinguins ativa (P1) e antiga (P2) e por ninhais de gaivotões (P3) e petréis-gigante (P4). Determinaram-se os teores de C orgânico total (COT), N total (NT) e de metais pesados (Ba, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Sr e Zn) extraídos pelo método da USEPA 3051A e, também, água destilada e Mehlich-1. Os dados foram comparados por estatística descritiva e análises de componentes principais e de correlação. Dos metais pesados extraídos pela USEPA 3051A, apenas Cr e Hg apresentaram correlações positivas com o COT e NT, indicando o biotransporte desses metais pelas aves marinhas. Os solos com influência de pinguins (P1 e P2) apresentaram maiores teores de COT ($42,0 \pm 15,7 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$) e NT ($4,60 \pm 1,69 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$) em comparação com os solos afetados por gaivotões e petréis-gigantes (COT: $4,84 \pm 3,00 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ e NT: $0,34 \pm 0,02 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$), além disso, esses solos (P1 e P2) também apresentaram os maiores teores de Cr ($9,66 \pm 1,03 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) e Hg ($0,07 \pm 0,02 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Apesar dos maiores teores de COT, NT e metais pesados biotransportados nos solos ocupados por pinguins, não se pode afirmar que essas aves são as principais biotransportadoras de metais pesados, pois, no presente estudo, os solos ocupados por pinguins estão em um nível mais avançado de ornitogênese, logo esses receberam uma maior quantidade de elementos exógenos advindos do guano. Os teores de Ba, Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sr e Zn não apresentaram correlações com os teores de COT e NT, refletindo pouca influência da atividade de aves marinhas na dinâmica desses metais no solo. A comparação da extração dos teores de metais pesados com água destilada, Mehlich-1 e USEPA 3051A revelaram que o Hg é um dos metais com maiores teores relativos na fração trocável e na solução do solo, o que pode estar relacionado com a deposição e decomposição de guano. Concluiu-se que os solos com influência de pinguins (P1 e P2) apresentaram maiores teores dos metais pesados biotransportados (Cr e Hg) em relação aos solos com influência de petréis-gigantes e gaivotões, mas essa diferença não necessariamente representa um maior potencial de

biotransporte de metais pesados pelos pinguins. O Hg é um elemento biodisponível pelos teores relativamente elevados na fração trocável e na solução do solo, especialmente em solos de colônias ativas de pinguins.

Palavras-chave: Solos ornitogênicos. Elementos-traço. Contaminação do solo. Mercúrio. Extratores. Biotransporte.

CHAPTER 2 - HEAVY METALS IN THE SOIL INFLUENCED BY DIFFERENT SEA BIRD SPECIES IN ANTARCTICA

ABSTRACT

Seabirds with different behavioral and feeding habits biotransport heavy metals from the ocean, influencing their enrichment in Antarctic soils differently. Therefore, the objective was to evaluate the influence of different species of seabirds on the levels and dynamics of heavy metals in Antarctic soils. Soil samples were collected in the Livingston Islands (P1 and P2) and Nelson (P3 and P4), those occupied by active (P1) and ancient (P2) penguin colonies and seagull colonies (P3) and giant petrel nests (P4). The total organic carbon (TOC), total nitrogen (TN) and heavy metals (Ba, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Sr and Zn) levels were determined by the USEPA 3051A method, distilled water and Mehlich-1. The data were compared using descriptive statistics, in addition to the analysis of the main components and correlation. In those heavy metals extracted by USEPA 3051A, only Cr and Hg showed positive correlations with TOC and TN, indicating the biotransport of these metals by seabirds. Soils influenced by penguins (P1 and P2) showed higher levels of TOC and NT (42.0 ± 15.7 e 4.60 ± 1.69 g·kg⁻¹, respectively) compared to soils affected by seagulls and giant petrels (TOC: 4.84 ± 3.00 e NT: 0.34 ± 0.02 de g·kg⁻¹). In P1 and P2, Cr and Hg also showed the highest levels (9.66 ± 1.03 e 0.066 ± 0.02 , respectively). Despite the higher levels of TOC, TN and biotransported heavy metals in soils occupied by penguins, it cannot be said that these birds are the main biotransporters of heavy metals, because, in the present study, soils occupied by penguins are at a more advanced ornithogenesis level, they soon received a greater amount of exogenous elements from guano. The levels of Ba, Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sr and Zn did not show correlation with the levels of TOC and TN, indicating a low influence of seabird activity on the dynamics of these metals in the soil. The extraction of heavy metal content using distilled water, Mehlich-1 and USEPA 3051A revealed that Hg is one of the metals with the highest relative levels in the exchangeable fraction and soil solution, which may be related to deposition and decomposition of guano. Soils influenced by penguins (P1 and P2) presented a higher level of biotransported heavy metals (Cr and Hg) in relation to the soils influenced by giant petrels and seagulls, but this difference does not necessarily represent a greater penguin potential for biotransporting heavy metals. Hg presented relatively one of the highest levels in the exchangeable fraction and in the soil solution, mainly in the soil with active penguin colony.

Keywords: Ornithogenic soils; Trace elements; Soil contamination; Mercury, Extractors; Biotransport.

1. INTRODUÇÃO

A Antártica é reconhecida por ser um continente que possui características naturais ainda muito preservadas, sendo um excelente local para estudar interações que ocorrem entre o ambiente e os seres vivos (CHU et al., 2019; SZOPÍŃSKA et al., 2019). Entretanto, o estabelecimento das formas de vida nesse ambiente é dificultada pelas condições climáticas extremas, razão da flora e a fauna serem peculiares no globo terrestre (KIM et al., 2018; POTAPOWICZ et al., 2019; PRIETZEL et al., 2019). A vegetação é rasteira, composta basicamente por líquens, musgos e algas terrestres, os animais são representados pelas aves marinhas e pinípedes, altamente dependentes do oceano (PRIETZEL et al., 2019; RAMÍREZ-FERNÁNDEZ et al., 2019).

Os animais ocupam preferencialmente as regiões litorâneas e as ilhas do continente antártico, locais de condições climáticas mais amenas e onde se encontram as poucas áreas livres de gelo (BROOKS; TEJEDO; O'NEILL, 2019; PARK; AHN; LEE, 2012). Os solos intensivamente influenciados pela atividade de aves marinhas são denominados de solos ornitogênicos, pois recebem grande quantidade de guano de aves marinhas, além de penas, cascas de ovos e cadáveres (SIMAS et al., 2007; TATUR, 1989). Esses solos recebem até 10 kg m⁻² ano⁻¹ de excrementos, logo apresentam propriedades físicas, químicas e biológicas diferenciadas, sendo comuns elevados teores de fósforo (P), matéria orgânica (MOS), argila e o pH ácido (DAHER et al., 2019; SIMAS et al., 2007).

O grande volume de guano depositado nos solos ornitogênicos torna as aves marinhas importantes biotransportadoras de nutrientes do oceano para o continente antártico, fazendo com que diferentes espécies de plantas tenham seu desenvolvimento correlacionado com a atividade dessas aves (POELKING et al., 2015; ZWOLICKI et al., 2015; LACHACZ et al., 2018; PERFETTI-BOLAÑO et al., 2018). Entretanto, o acúmulo de guano nos solos ornitogênicos também pode causar o enriquecimento com poluentes, como os metais pesados (CIPRO et al., 2019a, 2019b).

Há uma grande preocupação em evitar a contaminação por metais pesados nos ambientes antárticos, já que são ambientes considerados sensíveis às perturbações antrópicas (BROOKS; TEJEDO; O'NEILL, 2019). Muitos estudos de contaminação antrópica dos solos por metais pesados foram feitos (ABAKUMOV; LUPACHEV; ANDREEV, 2017; BUENO et al., 2018; FABRI-JR et al., 2018; SHI et al., 2018), e mais recentemente, vêm demonstrando a

possibilidade da atividade de aves marinhas enriquecerem significativamente os solos com diferentes metais pesados (CIPRO et al., 2018; HUANG et al., 2014; PERFETTI-BOLAÑO et al., 2018; SANTAMANS et al., 2017).

O enriquecimento por metais pesados dos solos ocupados pelas aves marinhas está relacionado a diversos fatores, como a dieta, as espécies das aves e a composição e quantidade de excrementos depositados no solo (CELIS et al., 2014; RAMÍREZ-FERNÁNDEZ et al., 2019). É de suma importância entender como diferentes espécies de aves marinhas atuam no biotransporte de metais pesados e qual a dinâmica desses metais no solo, se eles permanecem em formas trocáveis ou não trocáveis ao longo do tempo (CASALINO et al., 2013). Dentre as aves marinhas da Antártica, os pinguins são os mais estudados, entretanto poucas informações existem sobre o biotransporte de metais pesados por outras aves marinhas, como os petréis-gigantes e gaivotões (CIPRO et al., 2018; SANTAMANS et al., 2017).

Assim sendo, o objetivo deste trabalho foi avaliar os teores e a dinâmica de metais pesados de solos ocupados por diferentes espécies de aves marinhas na Antártica.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo e amostragem

A amostragem de solo ocorreu durante a Operação Antártica XXXVI, em fevereiro de 2018, tendo sido feitas coletas de amostras de solos em áreas com influência de aves marinhas. Nas Ilhas Livingston (Península Byers) e Nelson (Península Stansbury), ambas localizadas no arquipélago das Ilhas Shetland do Sul, na Antártica Marítima, foram coletadas amostras em duas de suas penínsulas (Figura 1).

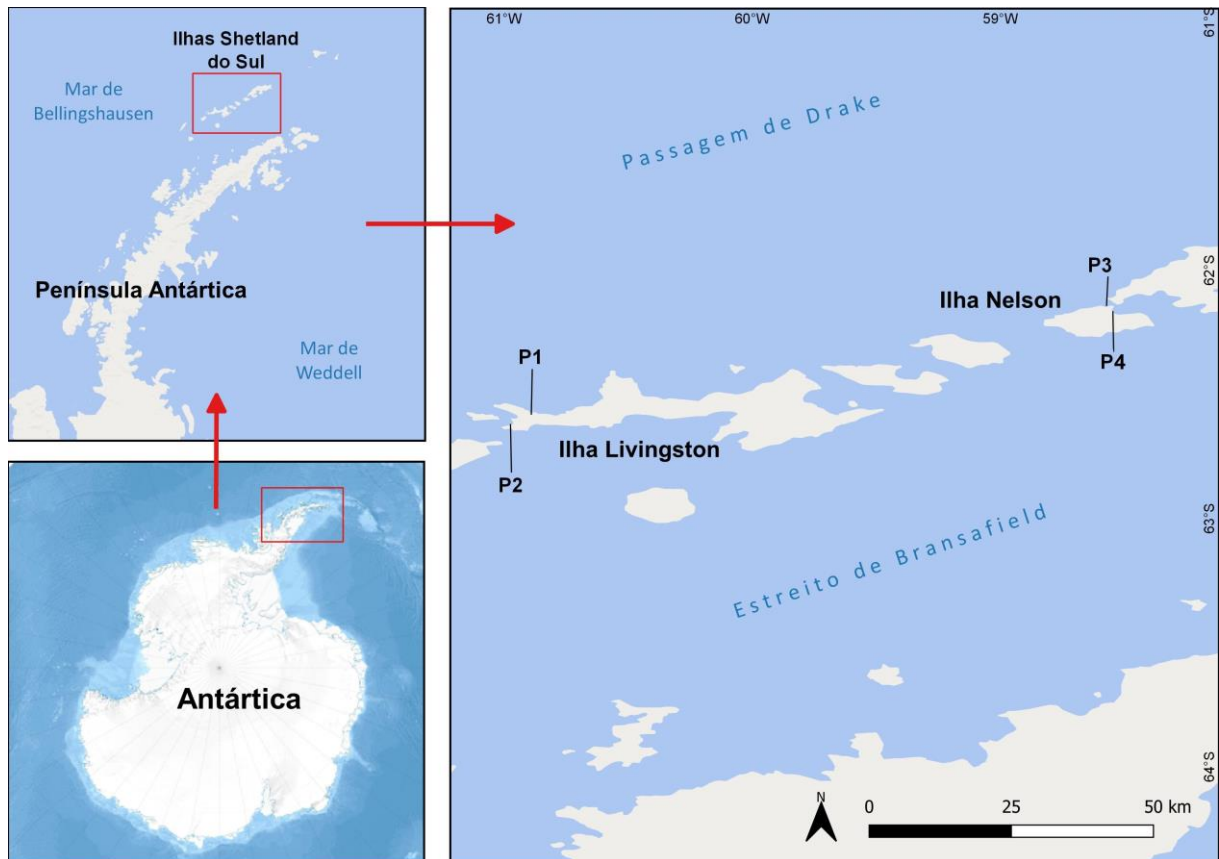


Figura 1. Localização dos pontos de amostragem de solos com influência de diferentes espécies de aves marinhas nas Ilhas Livingston e Nelson, Antártica.

A Ilha Livingston possui uma área de 845 km², sendo a segunda maior do arquipélago das Ilhas Shetland do Sul, apresentando as maiores áreas livres de gelo (ALMELA et al., 2019). Nessa ilha, as amostras foram coletadas na Península Byers (62°33'35"–62°41'24"S, 61°13'29"–60°54'15"W), cuja litologia é dominada por rochas sedimentares (arenitos e conglomerados), vulcânicas e vulcanoclásticas (MOURA et al., 2012). As condições climáticas de Byers são mais amenas em relação ao continente antártico, pois no verão as temperaturas médias chegam a ultrapassar 2°C e há frequentes precipitações líquidas. A precipitação e temperatura médias anuais são de 800 mm e -2 °C, respectivamente (MOURA et al., 2012).

A Ilha Nelson possui uma área total de 165 km², sendo 8 km² livre de gelo (RODRIGUES et al., 2019). A litologia da Ilha Nelson é composta principalmente por rochas andesíticas com algumas intercalações de sedimentos vulcanoclástico (MANFROI et al., 2015). As amostragens de solo nessa ilha foram realizadas na Península Stansbury (62°14'14"–62°15'45"S, 58°59'13"–59°02'30"W), local ainda pouco estudado e, por isso, sem estação meteorológica. Entretanto na Península Fildes, a 4 km do centro da Península Stansbury, a precipitação e temperatura médias anuais são de 630 mm e -1,6 °C, respectivamente (RODRIGUES et al., 2019).

As amostras de solo foram coletadas em áreas ocupadas recentemente (P1) e de antiga nidificação (P2) por pinguins-gentoo (*Pygoscelis papua* Forster), a primeira com elevado aporte lateral de fosfato e cobertura vegetal de algas, líquens e musgos. Na segunda (P2) foram encontrados ossos e pedriscos de ninhais a 30 cm de profundidade, sendo atualmente ocupada por ninhais de petréis-gigantes (*Macronectes giganteus* Gmelim) e gaivotões (*Larus dominicanus* Lichtenstein), mas também utilizada pelos pinguins-gentoo para acesso ao mar. Também foram coletadas amostras em áreas com atual atividade de gaivotões (P3) e em ninhal abandonado de petréis-gigantes (P4), ambas sem influência de atividade de pinguins.

As amostras foram coletadas a cada 10 cm nos solos da Península Byers (P1 e P2), num total de seis camadas até a profundidade de 60 cm, enquanto, na amostragem de solo da Península Stansbury (P3 e P4) considerou-se a distribuição dos horizontes nos perfis. As amostras foram armazenadas em sacos plásticos e mantidas congeladas até serem analisadas, quando foram secas ao ar livre, homogeneizadas e tamisadas em peneira de 2 mm para obtenção da terra fina seca ao ar (TFSA). A caracterização física e química das amostras é apresentada na Tabela 1.

Tabela 1. Caracterização química e física de amostras de solos com influência de pinguins-gentoo (P1 e P2), na Ilha Livingston, e de gaivotões (P3) e petréis-gigantes (P4), na Ilha Nelson, Antártica

Solo	Horiz ¹	Prof ² cm	pH água (1:10)	P	K	Na	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	H+Al	Cascalho	Areia	Silte	Argila	Dp
				-----	mg·kg ⁻¹	-----	-----	cmolc·kg ⁻¹	-----		%	-----%	-----		g·cm ⁻³
P1	-	0-10	4,49	-	-	-	-	-	-	-	79	61	17	22	2,13
	-	10-20	3,86	-	-	-	-	-	-	-	74	58	25	17	2,87
	-	20-30	3,90	-	-	-	-	-	-	-	75	51	23	26	2,80
	-	30-40	3,89	-	-	-	-	-	-	-	86	55	22	23	2,84
	-	40-50	4,08	-	-	-	-	-	-	-	95	77	9	14	2,76
	-	50-60	4,18	-	-	-	-	-	-	-	61	68	15	17	2,55
P2	-	0-10	4,96	-	-	-	-	-	-	-	41	68	16	16	-
	-	10-20	5,59	-	-	-	-	-	-	-	31	71	13	16	2,35
	-	20-30	6,32	-	-	-	-	-	-	-	32	72	13	15	2,50
	-	30-40	6,52	-	-	-	-	-	-	-	31	70	14	16	-
	-	40-50	6,71	-	-	-	-	-	-	-	48	69	16	15	-
	-	50-60	6,79	-	-	-	-	-	-	-	50	68	17	15	2,38
P3	A	0-5	4,77	536,7	150	144,40	2,23	1,89	24,33	38,2	0	44	34	22	2,53
	B1	5-20	5,18	151,3	233	178,45	6,05	8,42	33,38	37,3	0	28	52	20	2,60
	B2	20-35	5,81	60,8	281	284,79	19,36	26,36	6,72	8,7	0	32	51	17	2,61
	B3	35-45	6,12	44,6	277	308,82	20,11	25,20	1,17	3,1	0	68	17	15	2,46
P4	A	0-20	6,25	78,3	174	196,66	19,81	11,72	0,19	3,5	0	44	34	22	2,33
	AC	20-35	6,95	45,5	138	192,66	20,42	11,88	0,00	1,6	0	61	17	22	2,30

¹ Horizonte; ² Profundidade; pH em água (1:10) determinado por potenciometria; P, Na e K disponíveis extraídos em Mehlich-1 e determinados com fotometria de chama e espectrometria; Ca²⁺, Mg²⁺ e Al³⁺ trocáveis extraídos por KCl 1 mol L⁻¹ e determinados por fotometria e titulometria; H+Al extraído por acetato de cálcio 0,5 mol L⁻¹ em pH 7,0 e determinado por titulometria; Cascalho determinado por tamisamento (2-20 mm) e gravimetria; Argila, silte e areia obtidos por dispersão física (50 rpm por 16h) e química (NaOH 0,1 mol L⁻¹) com determinação da areia por tamisamento e argila e silte pelo método da pipeta; Dp: Densidade de partícula obtida pelo método do balão volumétrico. Métodos de acordo com EMBRAPA (TEIXEIRA, 2017).

2.2. Análises de C orgânico total, N total e metais pesados

As amostras de TFSA foram maceradas e passadas em peneiras de 0,149 mm (100 mesh) para a determinação do C orgânico total (COT) e N total (NT). Determinou-se o COT por meio da oxidação com dicromato de potássio ($0,167 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$) e ácido sulfúrico e titulometria com sulfato ferroso amoniacal, como descrito por Yeomans e Bremner (1988). O NT foi determinado conforme o método Kjeldahl, modificado por Tedesco et al. (1985), com digestão em ácido sulfúrico e titulometria com ácido clorídrico

Os teores de Ba, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Sr e Zn do solo foram determinados por extração em água destilada, Mehlich-1 (HCl a $0,05 \text{ mol L}^{-1}$ + H_2SO_4 a $0,0125 \text{ mol L}^{-1}$) e pelo método 3051A da USEPA (1998). Para a extração em água destilada, adicionou-se 5 g de TFSA e 25 mL de água destilada em tubos de centrífugas de 50 mL, agitou-se esses tubos por 2 horas em agitador horizontal a 220 rpm e, em seguida, foram deixados em repouso por 16 horas. Após o repouso, centrifugou-se as amostras a 2200 rpm por 10 min e, posteriormente, a filtração dos extratos foi realizada em papel de filtração média (CARVALHO, 2007; LIMA et al., 2019b). Na extração por Mehlich-1, foram adicionados a 10 g de TFSA, 100 mL de solução extratora em erlenmeyers de 125 mL (MEHLICH, 1953), sendo agitadas por 5 minutos em agitador horizontal a 220 rpm e, em seguida, permaneceram em repouso por 16 horas. Após o repouso, o sobrenadante foi pipetado e a filtração dos extratos foi realizada utilizando papel de filtragem média (LIMA et al., 2019b).

Para extração pseudototal pelo método 3051A, adicionaram-se 5 mL de HNO_3 concentrado a 0,5 g de solo (macerados e passados em peneira de 0,149 mm) em tubos de teflon[®] (PTFE), hermeticamente fechados e levados ao forno de micro-ondas para a digestão. Aqueceram-se as amostras a $175 \text{ }^\circ\text{C}$ a uma pressão de 0,76 MPa, em duas etapas de aquecimento, com duração de 10 minutos. As análises foram feitas em baterias de 24 amostras, adicionando-se uma amostra do material certificado (NIST SRM 2709a - *San Joaquin Soil*) e outra controle (branco). Após a digestão, em temperatura ambiente, a filtração dos extratos foi realizada utilizando papel de filtragem média, adicionando-se 5 mL de água ultrapura.

Os teores de metais pesados obtidos foram quantificados por espectrometria de emissão atômica por plasma induzido (ICP-OES), modelo Optima 8300 DV (PerkinElmer, Inc., Waltham, EUA), utilizando também o gerador de hidretos, modelo VGA 77 (Agilent Technologies Inc., Santa Clara, EUA) para a determinação de Hg. Os resultados dos teores de metais pesados das amostras controle (brancos) foram utilizados para o cálculo do limite de

detecção (LD), conforme método proposto pela American Public Health Association (APHA, AWWA, WEF, 2012):

$$LD = (\bar{x} + t x s) x d$$

onde: \bar{x} é a média dos teores de metais pesados ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) das amostras controle (branco); t é o valor da distribuição Student a 0,01 de probabilidade e $n-1$ os graus de liberdade, sendo n o número de brancos utilizados; s é o desvio padrão das amostras de branco; e d é a diluição empregada no método. Os teores de metais pesados foram considerados igual a zero quando abaixo do LD.

2.3. Análises estatísticas

A análise de correlação foi realizada para os pares de variáveis sendo considerados significativos os p-valores menores que 0,10 pelo test t de Student. Na análise de componentes principais (ACP) selecionou-se aquelas variáveis que mais contribuíram para a explicação da variação do conjunto de dados (autovalores >1 e variáveis com *loadings* $>0,7$). A partir dessas variáveis pré-selecionadas, repetiu-se a ACP até que todas as componentes principais com autovalores maiores que 1 apresentassem variáveis de *loadings* maiores que 0,7. Os teores de metais pesados obtidos pelos métodos de extração em água destilada, Mehlich-1 e USEPA 3051A foram comparadas por estatística descritiva, estando os resultados para cada solo disponíveis nos materiais suplementares (Apêndice F, G e H). O software R version 3.4.1 foi utilizado para as análises realizadas (R Development Core team, 2016).

3. RESULTADOS

3.1. Taxa de recuperação e limite de detecção dos metais pesados

Para o método USEPA 3051A, a confiabilidade (precisão e exatidão) dos procedimentos analíticos de determinação de metais pesados foi obtida pela taxa de recuperação do material certificado utilizado (NIST SRM 2709a – *San Joaquim Soil*). Os resultados obtidos da extração de metais pesados foram comparados com os teores lixiviados do material certificado (*leachable concentrations*), pois foi usado um método de extração pseudototal (NIST, 2018). A Tabela 2 mostra a taxa de recuperação para o método da USEPA 3051A e o limite de detecção para os métodos de extração usados.

Tabela 2. Taxa de recuperação de metais pesados do material certificado NIST SRM 2709a - *San Joaquin Soil* obtida pelo método USEPA 3051A e limite de detecção (LD) obtidos pelos métodos de extração por água destilada, Mehlich-1 e USEPA 3051A

Metais pesados	Valor certificado (NIST)	Recuperação do lixiviado (NIST)	Valor determinado	Taxa de recuperação Lixiviado ¹	LD Água destilada	LD Mehlich-1	LD 3051A
	mg·kg ⁻¹			(%)	mg·kg ⁻¹		
Ba	979,0	380,0	277,44	73,01	0,01	0,01	0,41
Co	12,8	10,0	7,48	74,83	0,01	0,01	0,00
Cr	130,0	53,0	37,28	70,35	0,00	0,00	0,24
Cu	33,9	27,0	22,44	89,23	0,03	0,03	3,75
Fe	33.600,0	24.000,0	15.782,27	69,71	0,00	0,00	0,00
Mn	529,0	420,0	331,65	80,80	0,00	0,00	0,01
Ni	85,0	66,0	55,79	87,65	0,19	0,19	1,63
Pb	17,3	9,2	8,92	101,39	0,01	0,01	0,10
Sr	239,0	-	140,50	-	0,02	0,03	0,00
Zn	103,0	79,0	62,62	82,59	0,00	0,00	0,00
Hg	0,9	0,87	0,96	110,34	0,02	0,02	0,08

¹Taxa de recuperação lixiviado = (valor determinado/recuperação do lixiviado) x 100.

3.4 Teores de COT, NT e metais pesados do solo

Os teores de COT e NT foram mais expressivos nos solos com influência de pinguins (P1 e P2), constatando-se na camada superficial (0-10 cm) desses solos os maiores teores de COT (> 110 g·kg⁻¹) e NT (> 9 g·kg⁻¹). No P1, de 10 a 50 cm de profundidade, há um aumento de COT e NT, indicando a iluviação de MOS em profundidade. O P3 e P4, com atividade de petréis-gigantes e gaivotões, apresentaram valores relativamente baixos de COT (< 20 g·kg⁻¹) e NT (< 1,5 g·kg⁻¹) nas camadas de solo (Figura 2).

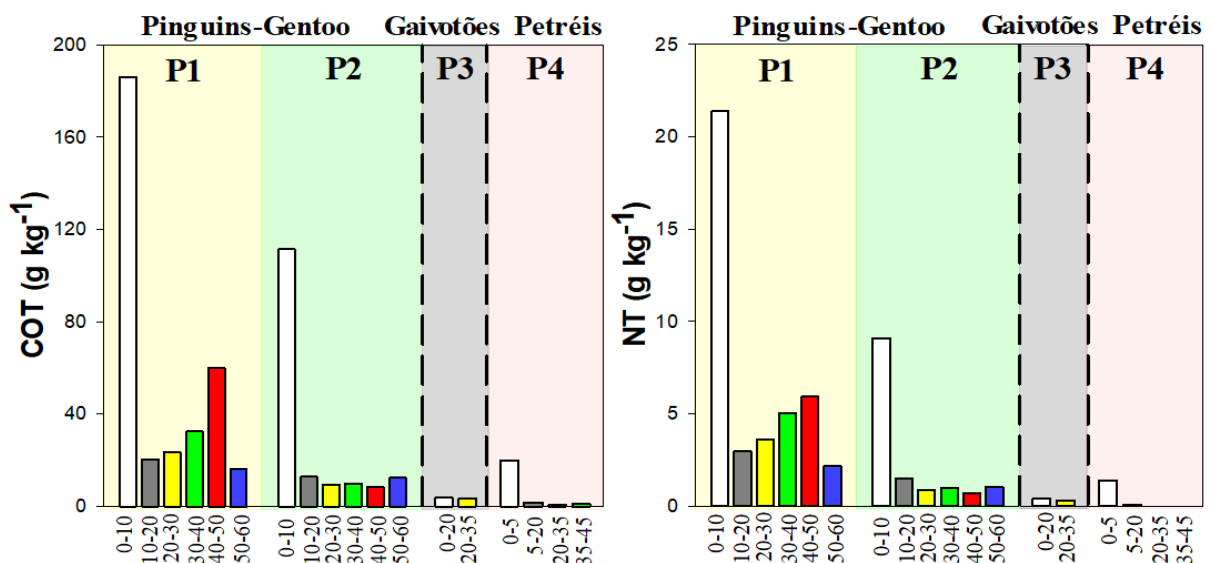


Figura 2. Teores de C orgânico total (COT) e N total (NT) de amostras de solos de diferentes profundidades (cm) com influência de pinguins-gentoo (P1 e P2), Ilha Livingston, e de gaivotões (P3) e petréis-gigantes (P4), Ilha Nelson, Antártica.

Os teores médios de Fe, Ni, Mn, Pb e Zn apresentaram comportamentos semelhantes para os diferentes solos analisados, sendo maiores em P2: $17.683,5 \pm 1.027$; $29,36 \pm 2,72$, $542,82 \pm 0,01$; $6,55 \pm 0,09$ e $66,38 \pm 3,86 \text{ mg kg}^{-1}$, enquanto que a média dos outros três solos foram menores, no caso: $13.746,2 \pm 579$; $6,72 \pm 0,85$; $311,64 \pm 102$; $2,55 \pm 0,50$ e $33,22 \pm 5,04 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente. De modo geral, os teores médios de Fe, Ni, Pb e Zn pouco variaram com a profundidade, entretanto, no P1, a camada de 0-10 cm apresentou os maiores teores de Ni e Zn e os menores de Fe e Pb, comparativamente às demais camadas desse solo. Para o Mn, a profundidade exerceu considerável influência, já que os teores desse metal foram maiores nas camadas mais profundas, principalmente em P2 e P4 (Figura 3).

O bário (Ba) e o Cr apresentaram teores médios das diferentes profundidades de $15,78 \pm 1,49$ e $9,51 \pm 3,02 \text{ mg kg}^{-1}$ no P1 e de $16,43 \pm 1,07$ e $9,80 \pm 0,42 \text{ mg kg}^{-1}$ no P2, respectivamente, valores superiores aos do P3 e P4, em que foram observados teores de $11,27 \pm 0,07$ e $3,43 \pm 0,03 \text{ mg kg}^{-1}$ no P3 e de $7,31 \pm 2,90$ e $2,42 \pm 0,96 \text{ mg kg}^{-1}$ no P4, respectivamente. O Hg também apresentou os maiores teores médios em P1 ($0,07 \pm 0,05 \text{ mg kg}^{-1}$) e P2 ($0,06 \pm 0,05 \text{ mg kg}^{-1}$), já que em P3 e P4 ficaram abaixo do limite de detecção. Os teores de Co, de modo geral, pouco variaram com a profundidade, sendo encontrados os maiores valores médios em P4 ($18,32 \pm 3,51 \text{ mg kg}^{-1}$) e os menores em P1 ($6,42 \pm 0,42 \text{ mg kg}^{-1}$). Já o Cu também apresentou maiores teores médios no P4 ($99,35 \pm 6,77 \text{ mg kg}^{-1}$), mas os menores no P2 ($29,30 \pm 1,21 \text{ mg kg}^{-1}$). Por fim, os teores de Sr pouco variaram entre os solos, sendo os maiores teores médios encontrados em P3 ($161,83 \pm 0,85 \text{ mg kg}^{-1}$) (Figura 3).

O cromo (Cr) e Hg apresentaram comportamento semelhantes a COT e NT, com os maiores teores em P1 e P2 comparativamente a P3 e P4. Além disso, em P1, a camada superficial nitidamente concentrou os maiores teores de Cr e Hg ($19,52 \pm 0,08$ e $0,23 \pm 0,06 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente), fato que também foi observado para o COT e NT ($180 \pm 1,8$ e $2,14 \pm 0,4 \text{ g kg}^{-1}$, respectivamente). Os teores de Cu também tiveram comportamento semelhante aos de COT e NT em profundidade, porém apenas para o P1, quando o teor de Cu foi consideravelmente maior na camada superficial e aumentou da camada de 10 a 50 cm.

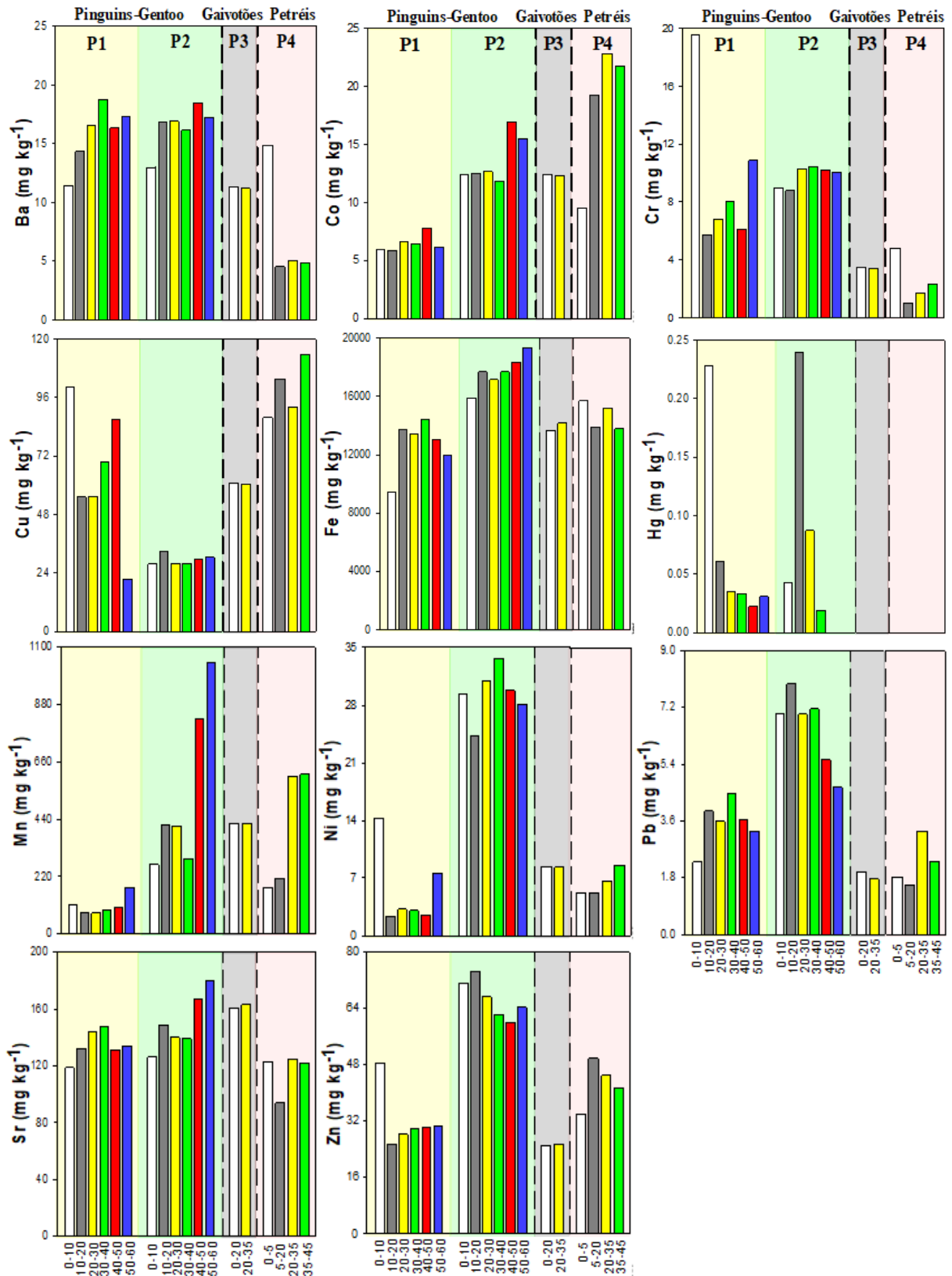


Figura 3. Teores de metais pesados (Ba, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, Pb, Sr e Zn) de amostras de diferentes profundidades (cm) em solos com influência de pinguins-gentoo (P1 e P2), na Ilha Livingston, e de gaivotões (P3) e petréis-gigantes (P4), na Ilha Nelson, Antártica.

A Tabela 3 permite comparar os teores de metais pesados da camada superficial de solos do presente estudo com solos de outros trabalhos na Península Byers e Península Stansbury, sendo esses ornitogênicos ou não ornitogênicos. Os resultados mostram que os teores de metais pesados variam com os diferentes locais de coleta e com a influência da atividade de aves marinhas. Percebe-se também que os teores de Cu, Hg, Sr e Zn tendem a serem maiores no guano e os de Cr, Fe, Mn e Pb maiores nos solos, quando se comparam os teores de metais pesados do presente estudo com os do guano de aves marinhas (CELIS et al., 2015; METCHEVA et al., 2011; NIE et al., 2012; YIN et al., 2008).

Os teores de metais pesados da camada superficial de solo também foram comparados com os valores limites de contaminação de solo das normas finlandesa (MEF, 2007) e canadense de qualidade do solo (CCME, 2018). De acordo com essas normas, os teores da maioria dos metais pesados dos solos ficaram abaixo do nível de contaminação. O único destaque foi o Cu, pois no P4 apresentou teores acima do nível de contaminação para a norma canadense, enquanto que no P1, apresentou teores de Cu acima do nível de contaminação de ambas as normas (Tabela 3).

Tabela 3. Teores pseudototais médios ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) e erro padrão de metais pesados da camada superficial de solos do presente estudo, de diferentes solos da Antártica, do guano de aves marinhas e de referência de contaminação

Solos	Ba	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Sr	Zn
P1	11,40	5,88	19,52	100,22	9428,70	0,23	111,60	14,21	2,30	118,82	48,36
P2	12,98	12,43	8,96	27,55	15889,94	0,04	266,40	29,40	7,01	126,32	70,97
P3	11,35	12,44	3,47	60,87	13678,40	0,00	425,36	8,36	2,00	160,79	25,00
P4	14,84	9,48	4,80	87,73	15694,31	0,00	178,82	5,16	1,83	122,87	33,80
Solo com atividade de pinguins na Península Byers ¹	-	-	-	62,6 ± 16,4	26055 ± 11454	-	223,2 ± 102,5	-	4,21 ± 1,45	-	94,92 ± 17,8
Solo não ornitogênicos na Península Byers ¹	-	-	-	64,87 ± 12,54	63137 ± 23013	-	527,6 ± 196,1	-	5,15 ± 0,48	-	81,33 ± 15,76
Solo ornitogênico de Península Stansbury ²	-	-	-	21	-	-	420	11	<0,50	-	20
Solo não ornitogênico de Península Stansbury ²	-	-	-	120	-	-	820	17	4,7	-	51
Guano de pinguins da Ilha Livingston ³	-	-	2,06 ± 0,7	104,0 ± 2,1	185±9,3	-	12,3 ± 1,2	0,63 ± 0,2	<0,4	556 ± 55,5	145 ± 2,9
Guano de pinguins da Península Antártica ⁴	-	-	2,99 ± 0,25	266,83 ± 13,53	-	-	44,75 ± 3,38	18,15 ± 1,69	1,68 ± 0,18	-	317,92 ± 14,75
Guano de pinguins da Ilha Rei George ⁴	-	-	2,98 ± 0,51	222,51 ± 27,05	-	-	36,62 ± 5,37	13,41 ± 2,18	1,46 ± 0,15	-	201,18 ± 20,
Guano de pinguins da Ilha Rei George ⁵	-	-	-	-	-	0,20±0,01	-	-	-	-	-
Guano de pinguins da Ilha Rei George ⁶	-	-	-	-	-	0,14±0,03	-	-	-	-	-
Valor do limite de contaminação (Finlândia) ⁷	20	100	100	100	-	0,5	-	50	60	-	200
Valor do limite de contaminação (Canadá) ⁸	500	50	64	63	-	6,6	-	45	140	-	250

¹ Santamans et al. (2017). ² Abakumov, Lupachev e Andreev (2017). ³ Metcheva et al. (2011). ⁴ Celis et al. (2015). ⁵ Yin et al. (2008). ⁶ Nie et al. (2012). ⁷ Ministério do Meio Ambiente, Finlândia (MEF, 2005). ⁸ Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente (CCME, 2018). Em negrito os valores acima do limite de contaminação das normas finlandesas ou canadenses. Em negrito os valores acima do limite de contaminação das normas finlandesas ou canadenses.

3.3. Análises de correlação e de componentes principais

A análise de correlação de Pearson demonstrou que entre os metais pesados analisados, o Hg e o Cr foram os únicos que apresentaram coeficientes positivos com o COT e NT, indicando a associação desses metais com a atividade de aves marinhas. Também foram identificados coeficientes positivos entre o Fe, Mn, Ni e Pb e negativos do COT e NT com o Fe, Co e Mn (Figura 4).

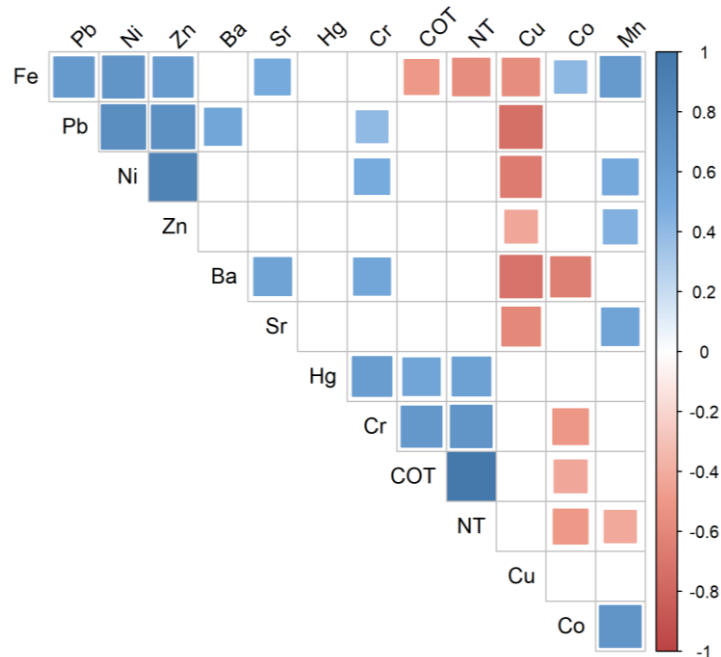


Figura 4. Coeficientes de correlação de Pearson significativos ($p < 0,10$), das variáveis C orgânico total (COT), nitrogênio total (NT) e metais pesados (Ba, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Sr e Zn) de amostras de solos de diferentes profundidades com influência de pinguim-gentoo (P1 e P2), na Ilha Livingston, e de gaivotões (P3) e petréis-gigantes (P4), na Ilha Nelson, Antártica. Obs: quadrados em tons de azul representam coeficientes positivos e significativos e os em tons de vermelho representam coeficientes negativos e também significativos.

Além da análise de correlação, foi feita também a análise de componentes principais para identificação das variáveis mais significativas na explicação do comportamento do conjunto de dados (COT, NT e metais pesados). As variáveis selecionadas se encontram na Tabela 4 e, dentre elas, o Fe, Ni, Pb e Zn foram as que mais discriminaram as diferentes situações no componente principal 1 (CP1), enquanto na componente principal 2 (CP2), destacaram-se as variáveis COT, NT e Co.

Tabela 4. Contribuição (%) nas duas primeiras componentes principais (CP1 e CP2) das variáveis C orgânico total (COT), N total (NT) e metais pesados em solos com influência de pinguins-gentoo (P1 e P2), na Ilha Livingston, e de gaivotões (P3) e petréis-gigantes (P4), na Ilha Nelson, Antártica

Variáveis	Componente principal 1	Componente principal 2
COT	2,57	33,92
NT	3,94	33,00
Co	3,12	13,10
Cu	13,61	2,12
Zn	17,41	4,55
Pb	18,07	5,70
Ni	20,09	5,04
Fe	21,19	2,55

As componentes 1 e 2 (CP1 e CP2) foram responsáveis pela explicação de 78,8% da variação do conjunto de dados, sendo a dispersão das variáveis e das amostras de solos em relação a CP1 e CP2 apresentada na Figura 5. O eixo da CP1 apresentou correlação positiva principalmente com o Fe, Ni, Pb e Zn, enquanto o eixo da CP2 se correlacionou positivamente com o COT e NT. Houve uma separação nítida das amostras de solo do P2 dos demais solos, sendo que as amostras P2 correlacionaram positivamente com a CP1, sendo muito influenciadas pelo Fe, Ni, Pb e Zn. As amostras do P3 e P4 se correlacionaram negativamente com a CP1 e CP2, entretanto foram mais influenciadas pelo Cu e Co, já as amostras do P1 sofreram maiores influências do COT, NT e Cu.

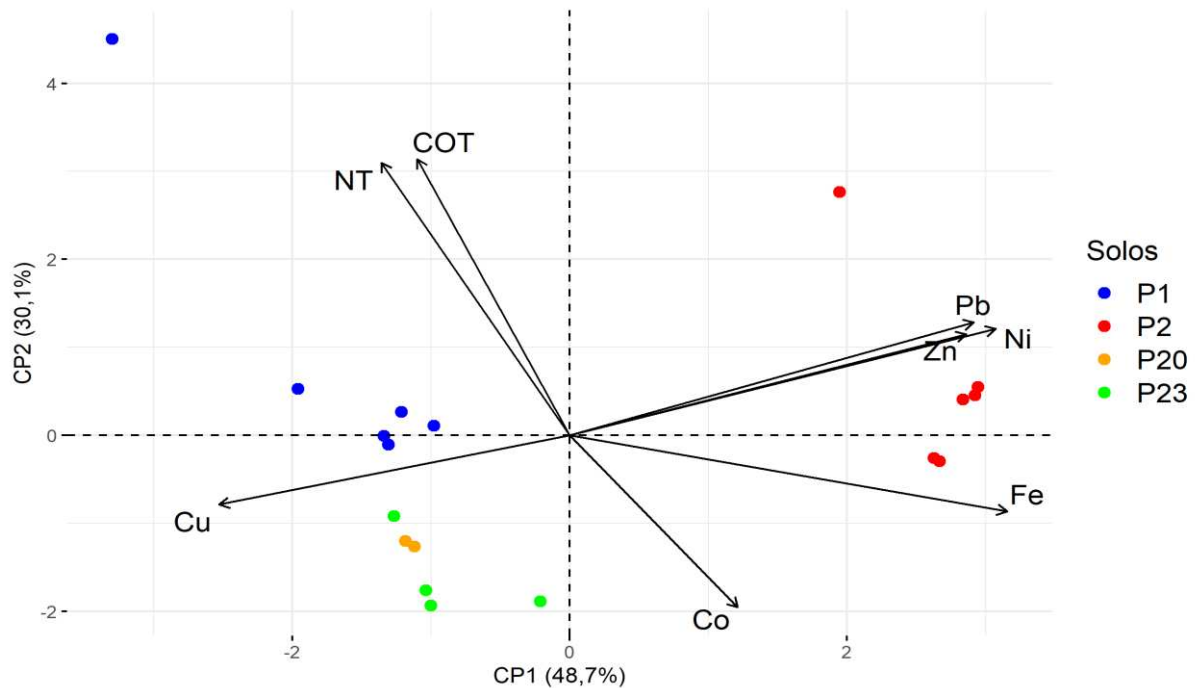


Figura 5. Dispersão das variáveis C orgânico total (COT), N total (NT) e metais pesados (Co, Cu, Fe, Ni, Pb e Zn) e de solos com influência de pinguins-gentoo (P1 e P2), na Ilha Livingston, e de gaviotões (P3) e petréis-gigantes (P4), na Ilha Nelson, Antártica.

3.4. Teores de metais pesados por diferentes extratores

Além da determinação pelo método de extração da USEPA 3051A, os metais pesados das amostras de solo com influência da atividade de aves marinhas também foram analisados pelos métodos de extração em água destilada e Mehlich-1. Maior destaque foi dado ao P1 e P2, pois foram os solos com os maiores teores daqueles metais biotransportados. Considerando o método de extração Mehlich-1, apenas os teores de Cu e Hg representaram mais de 20% dos teores obtidos pela extração USEPA 3051A, tanto no P1 e P2. O Hg extraído por Mehlich-1 no P1 representou 49% do Hg extraído pela USEPA 3051A, enquanto no P2 esse valor foi de apenas 8%. Os teores de metais pesados extraídos em água destilada não ultrapassaram 4% dos teores extraídos pela USEPA 3051A, sendo que, proporcionalmente, o Fe, Hg e Pb foram os metais pesados mais dissolvidos em água (Figura 6).

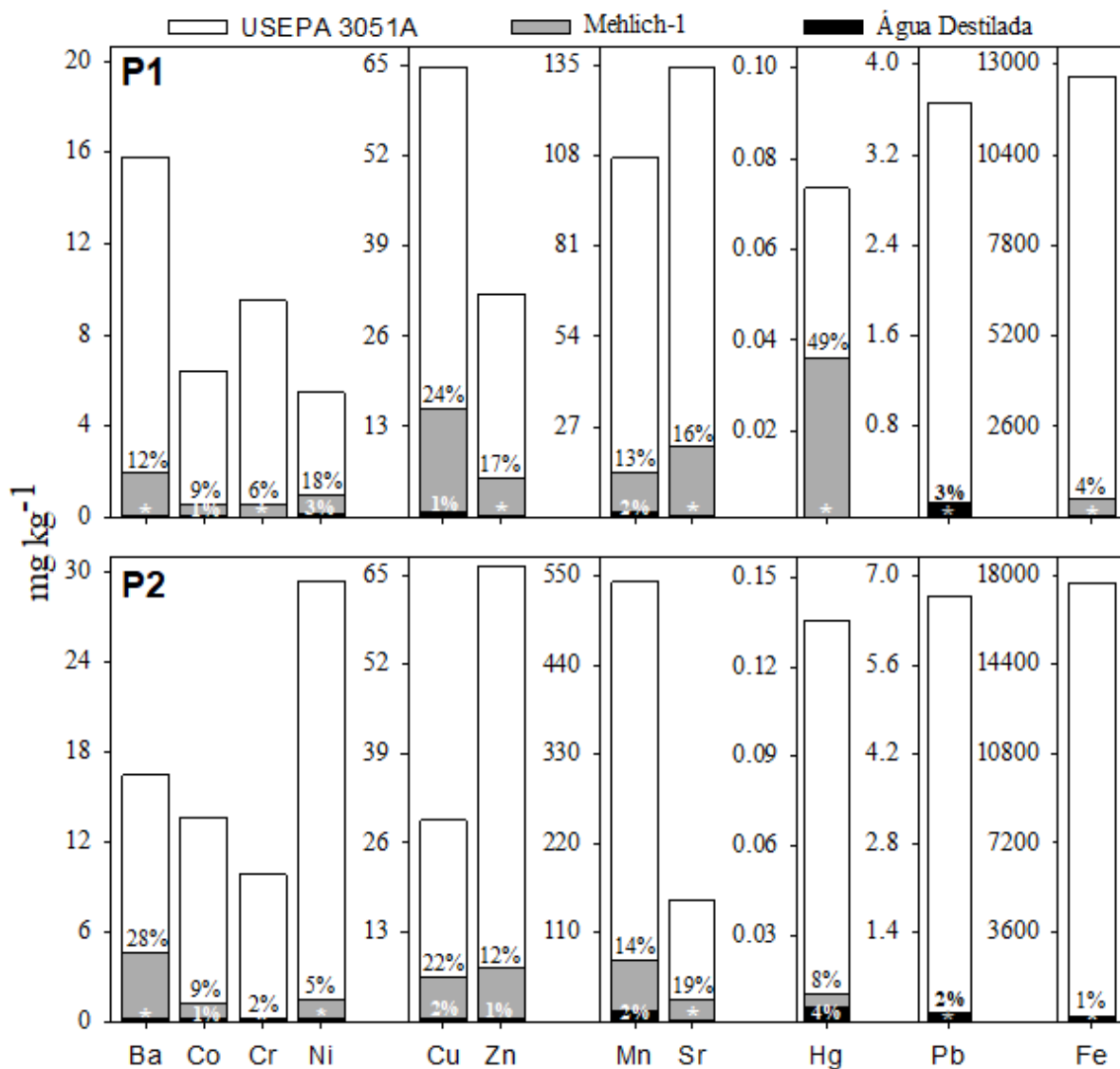


Figura 6. Teores médios e porcentagens de frações de metais pesados (Ba, Co, Cr, Ni, Cu, Zn, Mn, Sr, Hg, Pb e Fe) obtidas por extração em água destilada e Mehlich-1 em relação a extração pseudototal pelo USEPA 3051A em amostras de solos de diferentes profundidades sob influência de pinguins-gentoo, coletados na Ilha Livingston, Antártica. * porcentagem de metal pesado abaixo de 1% em relação aos teores pseudototais obtidos pelo USEPA 3051A.

4. DISCUSSÃO

4.1. Metais pesados em solos com influência de diferentes espécies de aves marinhas

O elevado volume de guano produzido pelas aves marinhas resulta no acúmulo de matéria orgânica e metais pesados nos solos, logo é esperado uma correlação positiva entre os metais pesados que são biotransportados com o COT e o NT (CIPRO et al., 2018; PERFETTI-BOLAÑO et al., 2018; SANTAMANS et al., 2017). Dos metais pesados analisados, observou-se que o Cr e o Hg apresentaram correlações positivas com o COT e N, indicando o

enriquecimento desses metais no solo pela atividade de aves marinhas. Os solos influenciados por pinguins-gentoo (P1 e P2), ricos em matéria orgânica, apresentaram os maiores teores Cr e Hg, ao contrário dos solos com pouco acúmulo (P3 e P4), os quais tiveram os menores teores desses metais. Apesar do P2 estar em uma área abandonada pelos pinguins, os teores de COT e NT foram elevados, fato que pode estar ligado a contribuição dos antigos ninhais de pinguins, além da vegetação e das aves que atualmente ocupam o local (petréis-gigantes e gaivotões).

As características dos solos alteradas pelas aves marinhas estão intimamente relacionadas com o tempo de permanência dessas aves numa determinada área e a quantidade de guano depositado e acumulado no solo, fatores que também influenciam os teores de metais pesados (DAHER et al., 2019; MYRCHA; TATUR, 1991). As propriedades dos solos do presente estudo mostram que esses estão em estágios diferentes de ornitogênese (MYRCHA; TATUR, 1991; SIMAS et al., 2007). O P1 e P2, com influência de pinguins, apresentaram os maiores teores de COT e NT, sendo os solos que refletem maior influência ornitogênica. O P3 apresentou baixos de COT e NT e, relativamente, medianos de P, não estando em estágio tão avançado de ornitogênese quanto o P1 e P2. Já o solo P4, com baixos teores COT, NT, e P, apresentou pouca influência dos gaivotões, não podendo ser considerado um solo ornitogênico (SIMAS et al., 2007). Assim, a comparação entre espécies de aves marinhas quanto a contribuição para o enriquecimento do solo com metais pesados deve ser relativizada por haver diferentes condições de ornitogênese.

Além dos diferentes estágios de ornitogênese, os maiores teores de Cr e Hg nos solos com influência de pinguins também podem ser devido à baixa capacidade de locomoção dessas aves em ambiente terrestre, o que as obrigam a depositar um grande volume de guano em pequenas extensões de área (RAMÍREZ-FERNÁNDEZ et al., 2019). Todavia, os petréis-gigantes e gaivotões possuem características diferentes, pois se locomovem mais e exploram maiores áreas, depositando menor quantidade de guano em uma única área e, conseqüentemente, alterando menos as características dos solos onde nidificam (DAHER et al., 2019; RAMÍREZ-FERNÁNDEZ et al., 2019).

Vale destacar também que, além da menor contribuição observada para COT e NT pela atividade das aves marinhas no P3 e P4, o guano dos petréis-gigantes possuem teores baixos de P em relação aos dos pinguins, o que pode implicar na menor influência nos minerais e no processo de ornitogênese do solo (DAHER et al., 2019; POELKING et al., 2015). A dinâmica dos solos de ninhais de petréis-gigantes é também alterada pela nidificação dessas aves em

topos de afloramentos rochosos, o que faz com que grande parte do guano depositado nos ninhas seja perdido e concentre em fraturas ou nos sopés desses afloramentos (RODRIGUES, 2020), levando a certa variabilidade espacial.

Dos metais pesados biotransportados, a presença do Hg nos solos da Antártica está relacionada principalmente à queima de combustíveis fósseis, atividade de aves marinhas, deposição atmosférica, atividade vulcânica e ao material de origem (CIPRO et al., 2018; SUBHAVANA et al., 2019). Devido ao fato do ambiente antártico ser considerado sensível à perturbações, atenção especial é dada ao Hg, pois esse elemento possui elevada ecotoxicidade nos ambientes terrestres e marinhos (BLÉVIN et al., 2013; CARRAVIERI et al., 2020; EINODER; MACLEOD; COUGHANOWR, 2018). As correlações entre Hg e o COT e NT indicaram a influência de aves marinhas no biotransporte desse metal nos solos analisados, o que também foi encontrada por Cipro et al. (2018 e 2019a) que relataram teores de Hg próximos ao do presente estudo, sendo de $0,028 \pm 0,006$ e $0,241 \pm 0,012$, respectivamente. Pelo fato do Hg biomagnificar nas cadeias tróficas, os animais de topo de cadeia, como os pinguins, tendem à acumula-lo em seu corpo e excrementos (YIN et al., 2008). A origem desse Hg biomagnificado e depositado nos solos antárticos, está ligada ao ambiente marinho, já que muitas aves marinhas, como os pinguins, se alimentam principalmente no oceano (CARRAVIERI et al., 2020; SECO et al., 2019). O Hg apresenta teores consideráveis nas águas do Oceano Antártico, entrando no ambiente marinho majoritariamente por deposição atmosférica, o que pode ser associado diretamente à contaminação antrópica (BLÉVIN et al., 2013; FITZGERALD; LAMBORG; HAMMERSCHMIDT, 2007). Logo, parte do Hg presente nas águas do Oceano Antártico é incorporado nas cadeias tróficas marinhas, principalmente por organismos da base das cadeias tróficas (fitoplânctons e krills), e assim é biomagnificado entre as espécies, refletindo no guano das aves marinhas e nos solos ornitogênicos da Antártica (COSSA et al., 2011; FITZGERALD; LAMBORG; HAMMERSCHMIDT, 2007).

Em relação ao Cr, a maior parte dos trabalhos da Antártica demonstram que a dinâmica desse elemento no solo está ligado ao material de origem e a contaminação antrópica (derivados de petróleo) (CELIS et al., 2015; CIPRO et al., 2018; SANTAMANS et al., 2017; XU et al., 2020). Entretanto, Espejo et al. (2017) demonstraram que além do material de origem, os teores de Cr nos solos da Antártica também podem ser devido à atividade de pinguins, como demonstrado no presente estudo. Jerez et al. (2013) relataram teores de Cr maiores que $7,0 \text{ mg kg}^{-1}$ em krills (principal alimento dos pinguins), enquanto que Celis et al. (2015) e Espejo et al. (2014) encontraram teores de Cr maiores que $3,0 \text{ mg kg}^{-1}$ em excrementos de aves marinhas,

resultados que mostram a alimentação das aves como importante fator para o enriquecimento de Cr no solo ao longo do tempo.

Nos solos analisados, o Cu não apresentou correlação positiva com o COT e NT, indicando que a principal fonte desse metal para o solo seja o material de origem. O P3 e P4 apresentaram relativamente elevados teores médios de Cu ($60,52 \pm 0,29$ e $99,35 \pm 6,77 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, respectivamente), mas baixos teores de COT e NT, não sugerindo o enriquecimento desse elemento pela atividade de aves marinhas (HUANG et al., 2014). Esse argumento é reforçado por Abakumov, Lupachev e Andreev (2017), que relataram solos sem influência de aves marinhas na Península Stansbury com maiores teores de Cu ($120,0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) que o P3 e P4. Entretanto, no P1, o Cu apresentou comportamento em profundidade muito semelhante ao COT e NT, resultado que pode estar relacionado aos elevados teores desse elemento no guano das aves marinhas e com as colônias ativas de pinguins neste solo, já que é comum em solos ornitogênicos a correlação positiva do Cu com o COT e NT (CELIS et al., 2015; CIPRO et al., 2018; PERFETTI-BOLAÑO et al., 2018; SANTAMANS et al., 2017).

Os elementos Fe, Mn, Ni, Pb e Zn se destacaram no P2 em relação aos demais solos, mas os elevados teores desses metais não parecem estar ligados à atividade de aves marinhas, já que não apresentaram correlações positivas com o COT e NT, tanto na análise de componentes principais quanto pela correlação de Pearson. Provavelmente estejam mais associados, mesmo no caso dos solos ornitogênicos da Antártica, ao material de origem (ABAKUMOV; LUPACHEV; ANDREEV, 2017; CIPRO et al., 2018; SANTAMANS et al., 2017). Em estudos de metais pesados em áreas sem a influência de aves marinhas muito próximas e, provavelmente do mesmo material de origem ao P2, Santamans et al. (2017) relataram teores de Fe, Mn, Pb e Zn muito semelhantes aos encontrados neste estudo em P2. Esses autores encontram teores de $63.137,33 \pm 23.013$; $527,60 \pm 196,15$; $5,15 \pm 0,48$ e $81,33 \pm 15,76 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ para o Fe, Mn, Pb e Zn, respectivamente, enquanto que no P2, para os mesmos metais pesados, os teores foram de $17.683,48 \pm 668$; $542,8 \pm 182,6$; $6,55 \pm 0,70$ e $66,38 \pm 3,17 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, respectivamente. Resultados muito semelhantes para solos ornitogênicos e não ornitogênico de locais próximos indicam o material de origem como principal fonte de Fe, Mn, Pb e Zn e, provavelmente, Ni, descartando o enriquecimento pela atividade de aves marinhas (SANTAMANS et al., 2017).

Assim como o Fe, Ni, Pb e Zn, é esperado que as variações de Ba, Co e Sr entre os solos não seja devido à atividade de aves marinha, já que também não houve correlação positiva entre

esses metais e o COT e NT. Navas et al. (2008) e Santamans et al. (2017) não relataram enriquecimento de Ba, Co e Sr em solos da Península Byers com atividade de aves marinhas, sugerindo o material de origem como principal fonte desses metais.

A comparação dos teores de metais pesados dos solos analisados com as normas de contaminação se deve a possibilidade de influência antrópica no enriquecimento daqueles metais biotransportados, usou-se a camada superficial, pois é a camada mais susceptível às perturbações causadas pelas aves marinhas. As normas canadense e finlandesa foram utilizadas por representarem solos de regiões de clima frio, sendo, a última, uma das mais representativas para os solos europeus (LÓPEZ et al., 2019; SHAH et al., 2019; TÓTH et al., 2016). Os metais pesados biotransportados (Cr e Hg) apresentaram teores menores que os das normas de contaminação, indicando que a atividade de aves marinhas não resultou numa pressão de contaminação tão elevada, entretanto atenção especial deve ser dada ao Hg, devido a sua elevada ecotoxicidade (COSSA et al., 2011; YIN et al., 2008). Dos demais metais, apenas o Cu apresentou teores acima do limite de contaminação, o que não necessariamente indica que os solos estão contaminados, já que esse elemento parece ser oriundo de fontes naturais e não apresenta relação com a atividade antrópica (HUANG et al., 2014).

Por fim, a taxa de recuperação para os diferentes metais pesados foi semelhante a trabalhos na literatura que utilizaram o mesmo método de extração (ABBRUZZINI et al., 2014; ROJE et al., 2018; SANTOS; ALLEONI, 2013). O fato da extração pseudototal não digerir por completo minerais silicatados justifica as variações nos valores da taxa de recuperação dos metais pesados (ABBRUZZINI et al., 2014; FLORIAN; BARNES; KNAPP, 1998; LIMA et al., 2018).

4.2. Extração dos teores solúveis e trocáveis de metais pesados

A extração por Mehlich-1, de modo geral, representa os cátions adsorvidos no sistema coloidal do solo, ou seja a forma trocável no solo dos metais pesados (LIMA et al., 2019a; NASCIMENTO et al., 2014). Desses, o Ba, Co, Cr, Ni, Zn, Mn, Sr, Pb e Fe tiveram baixos percentuais de suas frações na forma trocável, indicando que esses metais estão principalmente na matriz dos minerais do solo (CASALINO et al., 2013). O Cr apresentou elevada correlação positiva com o COT e NT, mas boa parte desse elemento deve estar na matriz dos minerais ou complexado pela matéria orgânica do solo, em formas não disponíveis para extrator Mehlich-1.

Apesar dos teores de Cu não apresentarem correlações positivas com COT e NT no presente estudo, é sabido que o Cu apresenta grande afinidade com a matéria orgânica do solo, sendo relatado por alguns autores a correlação de ambos nos solos ornitogênicos da Antártica (GHOLAMI; RAHIMI, 2020; HUANG et al., 2014; SANTAMANS et al., 2017). Tais resultados explicam os elevados teores desse elemento nas frações trocáveis de P1 e P2.

O elevado teor de Hg na fração trocável dos solos antárticos se deve a afinidade desse elemento com a matéria orgânica do solo e a sua dinâmica no meio (ANDRADE et al., 2012). Grande parte do Hg nos solos antárticos está associado à deposição atmosférica e a atividade de aves marinhas, podendo ser adsorvido pelo sistema coloidal do solo e, em seguida, parte dele pode ser complexado pela matéria orgânica do solo ou incorporado à estrutura de minerais secundários de fosfato (LOU et al., 2015; NIE et al., 2012). No P1, onde a pinguineira era ativa, houve uma constante deposição de guano no solo, o que explica os elevados teores relativos desse metal na fração trocável do solo. No P2, uma área de pinguineira abandonada, os teores pseudototais de Hg foram maiores em relação ao P1, mas com menores teores de Hg relativamente na fração trocável do solo, indicando que o Hg trocável desse solo foi perdido e/ou ligado mais fortemente a matéria orgânica do solo e aos minerais do solo com o tempo.

A extração por água destilada tem como objetivo quantificar os teores de metais pesados prontamente disponíveis na solução do solo (LIMA et al., 2019a; REIS et al., 2014). No presente estudo, os metais analisados por esse método de extração apresentaram baixos teores. O Hg foi um dos metais pesados que, relativamente, apresentou os maiores teores na fração solúvel do solo no P2, o que deve estar relacionado a decomposição do guano das aves marinhas (CIPRO et al., 2018; SUBHAVANA et al., 2019). Apesar de estar em baixos teores, o Hg na solução do solo é muito susceptível a lixiviação, podendo tornar uma importante fonte de Hg para o ecossistema (ZVĚŘINA et al., 2017).

5. CONCLUSÕES

Apesar dos solos com influência de pinguins apresentarem maiores teores dos metais pesados biotransportados em relação aos com influência de petréis-gigantes e gaivotões, esse resultado não necessariamente indica os pinguins como maiores biotransportadores de metais pesados. Os solos com influência de pinguins no presente estudo apresentaram em estágio mais avançado de ornitogênese que os demais solos, logo os teores os maiores teores de metais pesados nesses solos podem estar relacionados ao maior grau de ornitogênico, que indica um

maior tempo de atividade de aves no mesmo local e uma maior quantidade de guano depositada no solo ao longo do tempo.

O cromo (Cr) e Hg foram os metais pesados biotransportados pelas aves marinhas, sendo que o Hg pode possuir uma ligação indireta com atividades antrópicas. O Ba, Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sr e Zn não demonstraram relação com a atividade de aves marinhas, sendo seus teores no solo mais associados ao material de origem. De modo geral, os teores dos metais pesados, inclusive aqueles biotransportados pelas aves marinhas, estiveram abaixo de níveis significativos de contaminação.

Os diferentes métodos de extração revelaram que os metais pesados estão principalmente em formas não trocáveis no solo. Dentre os metais analisados, o Hg apresentou relativamente um dos maiores teores na fração trocável e na solução do solo, principalmente em solo de colônia ativa de pinguins (P1), o que deve estar relacionado com a deposição e decomposição do guano dessas aves.

6. REFERÊNCIAS

- ABAKUMOV, E.; LUPACHEV, A.; ANDREEV, M. Trace element content in soils of the King George and Elephant islands, maritime Antarctica. **Chemistry and Ecology**, v. 33, n. 9, p. 856–868, 2017.
- ABBRUZZINI, T. F. et al. Influence of digestion methods on the recovery of Iron, Zinc, Nickel, Chromium, Cadmium and Lead contents in 11 organic residues. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 166–176, 2014.
- ALMELA, P. et al. Carbon pathways through the food web of a microbial mat from Byers Peninsula, Antarctica. **Frontiers in Microbiology**, v. 10, 28 mar. 2019.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22. ed. Washington: APHA, 2012. 1496 p.
- ANDRADE, R. P. et al. Hg distribution and speciation in Antarctic soils of the Fildes and Ardley peninsulas, King George Island. **Antarctic Science Ltd**, v. 24, n. 4, p. 395–407, 2012.
- BLÉVIN, P. et al. Wide range of mercury contamination in chicks of southern ocean seabirds. **PLoS ONE**, v. 8, n. 1, p. 1–11, 2013.
- BROOKS, S. T.; TEJEDO, P.; O'NEILL, T. A. Insights on the environmental impacts associated with visible disturbance of ice-free ground in Antarctica. **Antarctic Science**, v. 31, n. 6, p. 304–314, 2019.
- BUENO, C. et al. An evaluation of trace metal concentration in terrestrial and aquatic environments near Artigas Antarctic Scientific Base (King George Island, Maritime Antarctica). **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 229, n. 12, 1 dez. 2018.
- CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT - CCME. **Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health**. Winnipeg, 2018. 9p.
- CARRAVIERI, A. et al. Trace elements and persistent organic pollutants in chicks of 13 seabird species from Antarctica to the subtropics. **Environment International**, v. 134, n. September 2019, p. 1-10, 2020.
- CARVALHO, G. S. **Efeito de resíduos siderúrgicos no cultivo de arroz irrigado por inundação: comparação de extratores e disponibilidade de elementos-traço**. 2007, 81 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2007.
- CASALINO, C. E. et al. Total and fractionation metal contents obtained with sequential extraction procedures in a sediment core from Terra Nova Bay, West Antarctica. **Antarctic Science**, v. 25, n. 1, p. 83–98, fev. 2013.
- CELIS, J. E. et al. Assessment of trace metals and porphyrins in excreta of Humboldt penguins (*Spheniscus humboldti*) in different locations of the northern coast of Chile. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, p. 1815–1824, 2014.

CELIS, J. E. et al. Trace element concentrations in biotic matrices of gentoo penguins (*Pygoscelis Papua*) and coastal soils from different locations of the Antarctic Peninsula. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 226, n. 1, p. 1–12, 2015.

CHU, W. L. et al. Heavy metal pollution in Antarctica and its potential impacts on algae. **Polar Science**, v. 20, p. 75–83, 2019.

CIPRO, C. V. Z. et al. Seabird colonies as relevant sources of pollutants in Antarctic ecosystems: Part 1 - Trace elements. **Chemosphere**, v. 204, p. 535–547, 2018.

CIPRO, C. V. Z. et al. Do population parameters influence the role of seabird colonies as secondary pollutants source? A case study for Antarctic ecosystems. **Marine Pollution Bulletin**, v. 149, p. 1–10, 2019a.

CIPRO, C. V. Z. et al. Seabird colonies as relevant sources of pollutants in Antarctic ecosystems: Part 2 - Persistent Organic Pollutants. **Chemosphere**, v. 214, p. 866–876, 2019b.

COSSA, D. et al. Mercury in the Southern Ocean. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 75, n. 14, p. 4037–4052, 15 jul. 2011.

DAHER, M. et al. Ornithogenic soils on basalts from maritime Antarctica. **Catena**, v. 173, p. 367–374, 2019.

EINODER, L. D.; MACLEOD, C. K.; COUGHANOWR, C. Metal and isotope analysis of bird feathers in a contaminated estuary reveals bioaccumulation, biomagnification, and potential toxic effects. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 75, n. 1, p. 96–110, 2018.

ESPEJO, W. et al. Concentration of trace metals in excrements of two species of penguins from different locations of the Antarctic Peninsula. **Polar Biology**, v. 37, n. 5, p. 675–683, 2014.

ESPEJO, W. et al. The impact of penguins on the content of trace elements and nutrients in coastal soils of north western Chile and the Antarctic Peninsula Area. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 228, n. 3, 2017.

FABRI-JR, R. et al. Trace elements in soil, lichens, and mosses from Fildes Peninsula, Antarctica: spatial distribution and possible origins. **Environmental Earth Sciences**, v. 77, n. 4, p. 1–10, 2018.

FILÂNDIA. **Decreto no 214, de 1 de março de 2007**. Ministry of the Environment - MEF. Government Decree on the Assessment of Soil Contamination and Remediation Needs. Filândia, 2007. 6 p.

FITZGERALD, W. F.; LAMBORG, C. H.; HAMMERSCHMIDT, C. R. Marine biogeochemical cycling of mercury. **Chemical Reviews**, v. 107, n. 2, p. 641–662, 2007.

FLORIAN, D.; BARNES, R. M.; KNAPP, G. Comparison of microwave-assisted acid leaching techniques for the determination of heavy metals in sediments, soils, and sludges. **Fresenius Journal of Analytical Chemistry**, v. 362, p. 558–565, 1998.

GHOLAMI, L.; RAHIMI, G. Chemical fractionation of copper and zinc after addition of carrot pulp biochar and thiourea–modified biochar to a contaminated soil. **Environmental Technology**, v. 2, p. 1–10, 2020.

HUANG, T. et al. Transport of nutrients and contaminants from ocean to island by emperor penguins from Amanda Bay, East Antarctic. **Science of the Total Environment**, v. 468–469, p. 578–583, 2014.

JEREZ, S. et al. Distribution of metals and trace elements in adult and juvenile penguins from the Antarctic Peninsula area. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 20, n. 5, p. 3300–3311, 2013.

KIM, S. et al. Local climatology of fast ice in McMurdo Sound, Antarctica. **Antarctic Science**, v. 30, n. 2, p. 125–142, 2018.

LACHACZ, A. et al. Nutrient abundance and variability from soils in the coast of King George Island. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 18, n. 2, p. 294–311, 2018.

LIMA, E. S. A. et al. Soil heavy metal content on the hillslope region of Rio de Janeiro, Brazil: reference values. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 6, p. 1–11, 2018.

LIMA, F. R. D. et al. Evaluation of mercury phytoavailability in Oxisols. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 1, p. 483–491, 2019a.

LIMA, F. R. D. et al. Critical mercury concentration in tropical soils: Impact on plants and soil biological attributes. **Science of the Total Environment**, v. 666, p. 472–479, 20 maio 2019b.

LÓPEZ, R. et al. Heavy metal pollution in soils and urban-grown organic vegetables in the province of Sevilla, Spain. **Biological Agriculture and Horticulture**, v. 35, n. 4, p. 219–237, 2 out. 2019.

LOU, C. et al. Fractionation distribution and preliminary ecological risk assessment of As, Hg and Cd in ornithogenic sediments from the Ross Sea region, East Antarctica. **Science of the Total Environment**, v. 538, p. 644–653, 2015.

MANFROI, J. et al. The first report of a Campanian palaeo-wildfire in the West Antarctic Peninsula. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 418, p. 12–18, 5 jan. 2015.

MEHLICH, A. Determination of P, Ca, Mg, K, Na, and NH₄. **North Carolina Soil Test Division**, p. 23–89, 1953.

METCHEVA, R. et al. Biogenic and toxic elements in feathers, eggs, and excreta of Gentoo penguin (*Pygoscelis papua ellsworthii*) in the Antarctic. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 182, p. 571–585, 2011.

MYRCHA, A.; TATUR, A. Ecological role of the current and abandoned penguin rookeries in the land environment of the maritime Antarctic. **Polish Polar Research**, v. 12, n. 1, p. 3–24, 1991.

- MOURA, P. A. et al. Distribution and characterization of soils and landform relationships in Byers Peninsula , Livingston Island , Maritime Antarctica. **Geomorphology**, v. 155–156, p. 45–54, 2012.
- NATIONAL INSTITUTE OF STANDARDS & TECHNOLOGY CERTIFICATE OF ANALYSIS - NIST. **Standard Reference Material - 2709a San Joaquin Soil**. Gaithersburg, 2018. 7 p.
- NASCIMENTO, R. S. P. et al. Extração e fitodisponibilidade de zinco e chumbo em latossolo tratado com resíduos de siderurgia. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 9, n. 3, p. 322–329, 2014.
- NAVAS, A. et al. Soil characteristics on varying lithological substrates in the South Shetland Islands, maritime Antarctica. **Geoderma**, v. 144, n. 1–2, p. 123–139, 2008.
- NIE, Y. et al. Effect of penguin and seal excrement on mercury distribution in sediments from the Ross Sea region, East Antarctica. **Science of the Total Environment**, v. 433, p. 132–140, 1 set. 2012.
- PARK, J. S.; AHN, I. Y.; LEE, E. J. Influence of soil properties on the distribution of *Deschampsia antarctica* on King George Island, Maritime Antarctica. **Polar Biology**, v. 35, n. 11, p. 1703–1711, nov. 2012.
- PERFETTI-BOLAÑO, A. et al. Influence of *Pygoscelis Penguin* colonies on Cu and Pb concentrations in soils on the Ardley Peninsula, Maritime Antarctica. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 229, n. 12, 2018.
- POELKING, E. L. et al. Soil-landform-plant-community relationships of a periglacial landscape on Potter Peninsula, maritime Antarctica. **Solid Earth**, v. 6, p. 583–594, 2015.
- POTAPOWICZ, J. et al. The influence of global climate change on the environmental fate of anthropogenic pollution released from the permafrost: Part I. Case study of Antarctica. **Science of the Total Environment**, v. 651, p. 1534–1548, 2019.
- PRIETZEL, J. et al. Site conditions and vegetation determine phosphorus and sulfur speciation in soils of Antarctica. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 246, p. 339–362, 2019.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna, 2016. Disponível em: <<http://www.r-project.org>>.
- RAMÍREZ-FERNÁNDEZ, L. et al. Seabird and pinniped shape soil bacterial communities of their settlements in Cape Shirreff, Antarctica. **PLoS ONE**, v. 14, n. 1, p. 1–22, 2019.
- REIS, A. T. et al. Extraction of mercury water-soluble fraction from soils: An optimization study. **Geoderma**, v. 213, p. 255–260, 1 jan. 2014.
- RODRIGUES, W. F. et al. Soil-landscape interplays at Harmony Point , Nelson Island , Maritime Antarctica : Chemistry , mineralogy and classification. **Geomorphology**, v. 336, p. 77–94, 2019.

- RODRIGUES, W. F. **Solos e evolução da paisagem no setor sul de Harmony Point, Ilha Nelson, Antártica Marítima**. 2020, 254 p. Tese (Doutorado em Ciências Naturais) - Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2020.
- ROJE, V. et al. Assessment of the trace element distribution in soils in the parks of the city of Zagreb (Croatia). **Environmental Monitoring Assistant**, v. 190, n. 121, p. 1–14, 2018.
- SANTAMANS, A. C. et al. Soil features in rookeries of Antarctic penguins reveal sea to land biotransport of chemical pollutants. **PLoS ONE**, v. 12, n. 8, p. 26, 2017.
- SANTOS, S. N.; ALLEONI, L. R. F. Methods for Extracting Heavy Metals in Soils from the Southwestern Amazon, Brazil. **Water, Air, Soil & Pollution**, v. 224, p. 1–16, 2013.
- SECO, J. et al. Spatial variability in total and organic mercury levels in Antarctic krill *Euphausia superba* across the Scotia Sea. **Environmental Pollution**, v. 247, p. 332–339, 2019.
- SHAH, M. H. et al. Pollution assessment and source apportionment of selected metals in rural (Bagh) and urban (Islamabad) farmlands, Pakistan. **Environmental Earth Sciences**, v. 78, n. 6, p. 1–13, 1 mar. 2019.
- SHI, G. et al. Metals in topsoil in Larsemann Hills, an ice-free area in East Antarctica: Lithological and anthropogenic inputs. **Catena**, v. 160, n. 9, 2017, p. 41–49, 2018.
- SIMAS, F. N. B. et al. Ornithogenic cryosols from Maritime Antarctica: Phosphatization as a soil forming process. **Geoderma**, v. 138, n. 3–4, p. 191–203, 2007.
- SUBHAVANA, K. L. et al. Mercury and organochlorines in the terrestrial environment of Schirmacher Hills, Antarctica. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 102, p. 13–18, 2019.
- SZOPÍŃSKA, M. et al. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and other organic pollutants in freshwaters on the western shore of Admiralty Bay (King George Island, Maritime Antarctica). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 18, p. 18143–18161, 1 jun. 2019.
- TATUR, A. Ornithogenic soils of the maritime Antarctic. **Polish Polar Research**, v. 10, n. 4, p. 481–532, 1989.
- TEDESCO, M. J.; VOLKWEISS, S. J.; BOHNEN, H. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1985.
- TEIXEIRA, P. C. et al. **Manual de métodos de análise de solo**. 3a edição ed. Distrito Federal: EMBRAPA, 2017. 573p.
- TÓTH, G. et al. Heavy metals in agricultural soils of the European Union with implications for food safety. **Environment International**, v. 88, p. 299–309, 1 mar. 2016.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. **Method 3051A: microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils**; Test methods for evaluating solid Waste, physical/chemical methods. Washington: USEPA, 1998. 20 p.

XU, Q. et al. Levels, sources and influence mechanisms of heavy metal contamination in topsoils in Mirror Peninsula, East Antarctica. **Environmental Pollution**, v. 257, p. 113552, 2020.

YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 19, n. 13, p. 1467–1476, 1 out. 1988.

YIN, X. et al. Animal excrement: A potential biomonitor of heavy metal contamination in the marine environment. **Science of the Total Environment**, v. 399, n. 1–3, p. 179–185, 2008

ZVĚŘINA, O. et al. Leaching of mercury from seal carcasses into Antarctic soils. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 2, p. 1424–1431, 1 jan. 2017.

ZWOLICKI, A. et al. Seabird colony effects on soil properties and vegetation zonation patterns on King George Island, Maritime Antarctic. **Polar Biology**, v. 38, n. 10, p. 1645–1655, 2015.

7. APÊNDICE

Apêndice A. Proporções das frações da matéria orgânica associada aos minerais (MAM) e particulada (MOP) em amostras de perfis de solos ornitogênicos e não ornitogênicos da Antártica

Perfil	Horizonte	Profundidade (cm)	MAM (%)	MOP (%)
P1	A	0-2	40,57	59,43
	BC	2-7	44,24	55,76
	CF	7-25	21,38	78,62
P3	O	0-5	34,58	65,42
	A2	08-14	55,17	44,83
	Cr	20-30	45,22	54,78
P28	A1	0-5	46,12	53,88
	B2	15-25	30,27	69,73
	Ch	30-40	38,44	61,56
P7	A	0-10	37,81	62,19
	B2	30-50	59,39	40,61
	B3	50-70	55,02	44,98
P11	A	0-10	9,16	90,84
	3A	35-60	4,67	95,33
	4A	85-120	7,15	92,85
P8	A2	3-08	39,03	60,97
	A4	20-28	24,91	75,09
	Ac	35-40	25,26	74,74
P2	C1	0-15	47,97	52,03
	C2	15-40	46,12	53,88
	C3	40+	41,00	59,00
P16	Az3	3-15/20	56,03	43,97
	BCz1	30-35/40	53,54	46,46
	Cfz3	45-80	55,52	44,48
P20	C1	0-15	44,17	55,83
	C3	46-90	46,99	53,01
	C4	90-130	42,62	57,38
P22	A	0-10	43,11	56,89
	Bijj A	10-30	56,65	43,35
	Cf	45+	51,74	48,26

Apêndice B. Teores médios totais e erro padrão de metais pesados de amostras de perfis de solos ornitogênicos e não ornitogênicos da Antártica

Horiz ¹	Prof ²	Ba	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Sr	Zn
cm		mg·kg ⁻¹									
P1 - Turbic Cryosol (Ornithic, Orthothionic)											
A	0-2	36,43 ±1,58	4,6 ±0,17	5,31 ±0,04	94,03 ±1,87	19176,90 ±340,90	123,56 ±8,50	1,58 ±0,18	2,89 ±0,15	180,37 ±3,05	34,93 ±0,24
BC	2-7	49,60 ±0,18	4,29 ±0,02	6,76 ±0,13	132,90 ±1,62	24183,91 ±103,53	81,83 ±1,68	1,14 ±0,15	4,06 ±0,04	265,92 ±0,68	37,71 ±0,23
CF	7-25	24,38 ±0,57	5,64 ±0,08	5,69 ±0,08	108,82 ±1,38	23913,81 ±44,07	209,26 ±1,63	2,15 ±0,16	3,33 ±0,07	198,27 ±1,60	31,92 ±0,29
P3 - Umbric Leptosol (Ornithic)											
O	0-5	39,19 ±1,27	7,55 ±0,12	12,39 ±0,08	55,58 ±0,18	10887,76 ±59,70	82,02 ±3,86	16,78 ±0,13	1,96 ±0,04	147,94 ±3,80	32,65 ±0,79
A2	8-14	43,92 ±2,16	8,42 ±0,07	12,10 ±0,06	66,92 ±0,64	12153,35 ±243,55	101,32 ±6,79	16,11 ±0,06	0,49 ±0,11	165,44 ±8,00	36,88 ±0,51
Cr	20-30	55,38 ±1,51	3,18 ±0,18	59,31 ±0,04	95,42 ±0,48	25062,57 ±176,44	116,73 ±6,87	2,05 ±0,14	0,97 ±0,03	332,26 ±6,07	105,06 ±1,12
P28 - Haplic Leptosol (Ornithic, Humic)											
A1	0-5	12,51 ±1,05	5,91 ±0,05	7,26 ±0,15	140,58 ±0,27	14695,86 ±22,65	160,11 ±0,32	16,37 ±0,20	7,39 ±0,05	131,62 ±0,71	77,17 ±0,57
B2	15-25	16,71 ±0,81	10,26 ±0,21	8,02 ±0,46	44,93 ±0,53	16343,52 ±309,43	232,66 ±5,23	16,62 ±0,84	5,72 ±0,06	146,71 ±3,02	58,34 ±1,17
Ch	30-40	16,78 ±0,36	9,22 ±0,08	7,17 ±0,12	31,49 ±0,26	16703,86 ±15,55	320,88 ±1,23	8,85 ±0,19	8,65 ±0,04	126,49 ±0,59	64,54 ±0,63
P7 - Turbic Cryosol (Ornithic)											
A	0-10	41,97 ±0,95	2,23 ±0,18	7,87 ±0,67	261,33 ±0,45	8066,39 ±393,82	39,11 ±4,67	3,01 ±0,43	12,92 ±0,17	111,42 ±3,96	69,02 ±1,49
B2	30-50	142,95 ±0,88	2,97 ±0,06	14,85 ±0,10	353,91 ±0,34	16635,55 ±250,32	23,73 ±1,25	1,63 ±0,26	12,20 ±0,13	166,08 ±1,92	181,50 ±0,46
B3	50-70	92,85 ±0,37	3,04 ±0,04	14,15 ±0,50	211,30 ±2,85	16106,06 ±186,17	67,57 ±0,87	1,93 ±0,13	18,00 ±0,19	302,06 ±1,18	218,80 ±1,21
P11 - Haplic Regosol (Ornithic)											
A	0-10	31,14 ±2,28	2,89 ±0,18	11,55 ±0,51	38,01 ±1,48	14080,99 ±504,27	135,03 ±7,45	5,83 ±0,20	11,70 ±0,03	105,35 ±6,15	44,72 ±1,61
3A	35-60	24,34 ±0,21	3,65 ±0,04	11,77 ±0,49	34,31 ±0,60	13926,43 ±141,91	163,78 ±2,10	6,45 ±0,15	9,81 ±0,22	105,98 ±1,05	42,78 ±1,13
4A	85-120	21,38 ±1,38	3,46 ±0,28	8,24 ±0,62	27,43 ±0,59	11279,27 ±711,31	155,27 ±1,38	6,65 ±1,30	8,99 ±0,38	98,02 ±5,20	39,94 ±2,29
P8 - Ornithic-Salic Cryosol											
A2	3-8	32,84 ±2,00	3,26 ±0,56	7,26 ±0,92	62,76 ±1,19	9261,39 ±461,20	265,11 ±12,76	5,20 ±3,04	1,33 ±0,11	265,44 ±6,64	66,78 ±1,58
A4	20-28	23,54 ±0,56	1,58 ±0,15	8,02 ±0,31	51,69 ±0,12	7502,02 ±362,44	163,12 ±5,33	4,55 ±0,63	1,82 ±0,13	196,44 ±2,33	62,22 ±0,61
Ac	35-40	28,49 ±0,83	4,21 ±0,39	8,74 ±0,32	8,15 ±0,66	10520,81 ±222,49	181,83 ±7,30	8,00 ±1,65	3,27 ±0,15	85,59 ±3,44	41,05 ±1,17
P2 - Turbic Cryosol (Eutric, Skeletic)											
C1	0-15	82,60 ±0,39	11,15 ±0,07	3,74 ±0,13	46,26 ±0,57	14028,78 ±72,58	475,88 ±0,91	6,09 ±0,12	0,06 ±0,02	361,82 ±1,66	40,37 ±0,33
C2	15-40	76,63 ±0,21	11,22 ±0,06	3,87 ±0,08	44,14 ±0,42	14076,50 ±70,67	459,71 ±1,06	6,31 ±0,15	0,19 ±0,01	342,49 ±1,14	38,11 ±0,32
C3	40+	91,51 ±0,22	10,97 ±0,10	3,21 ±0,21	47,85 ±0,78	14096,79 ±302,57	523,50 ±0,68	5,87 ±0,16	0,26 ±0,02	408,96 ±2,65	38,92 ±3,45

Continua...

Apêndice B, Cont.

Horiz ¹	Prof ²	Ba	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Sr	Zn
cm		mg·kg ⁻¹									
P16 - Arenic-Salic Cryosol											
A3	3-15/20	29,70 ±0,69	6,90 ±0,21	14,21 ±0,13	12,81 ±0,34	12998,48 ±388,09	189,50 ±3,30	22,97 ±0,19	4,49 ±0,32	100,46 ±6,95	40,65 ±2,01
BC1	30-35/40	20,94 ±1,42	6,27 ±0,32	12,7 ±0,34	12,68 ±2,05	12011,69 ±730,36	138,92 ±8,04	21,68 ±0,68	4,39 ±0,27	91,26 ±5,75	38,28 ±2,08
Cf3	45-80	22,27 ±0,79	6,57 ±0,35	13,34 ±0,16	12,49 ±1,00	12796,09 ±477,02	166,42 ±12,76	22,01 ±0,24	4,93 ±0,02	98,25 ±3,79	40,73 ±0,63
P20 - Thionic-Turbic Cryosol											
C1	0-15	24,52 ±0,64	4,28 ±0,11	14,39 ±0,21	6,02 ±1,73	12682,97 ±127,74	104,16 ±2,58	8,25 ±0,07	6,02 ±0,16	99,91 ±3,60	33,04 ±0,57
C3	46-90	35,94 ±2,76	2,87 ±0,63	11,66 ±0,23	12,90 ±1,94	13330,71 ±37,06	54,87 ±1,07	6,70 ±0,52	6,40 ±0,04	112,96 ±17,93	41,46 ±2,72
C4	90-130	24,24 ±3,34	3,18 ±0,10	13,18 ±0,44	36,57 ±6,80	14265,49 ±560,63	73,05 ±0,85	6,64 ±0,15	7,91 ±0,65	112,13 ±10,30	57,84 ±7,54
P22- Turbic Cryosol (Skeletal)											
A	0-10	64,00 ±0,72	18,19 ±0,13	26,05 ±0,67	24,02 ±3,17	18183,12 ±240,81	438,16 ±5,10	85,45 ±0,08	4,13 ±0,11	212,54 ±6,18	47,69 ±2,88
Bijj	10-30	57,31 ±0,51	17,65 ±0,05	24,03 ±0,23	24,72 ±2,10	18154,68 ±161,06	429,22 ±4,83	66,55 ±0,14	2,04 ±0,18	215,28 ±4,93	47,83 ±2,13
Cf	45+	59,21 ±0,18	17,52 ±0,08	23,42 ±0,58	24,55 ±0,05	18119,53 ±186,36	428,97 ±1,02	69,00 ±0,58	2,49 ±0,05	217,11 ±0,38	48,02 ±2,12

¹Horizonte. ² Profundidade.

Apêndice C. Teores médios e erro padrão de metais pesados na fração da matéria orgânica associadas aos minerais (MAM) de amostras de perfis de solos ornitogênicos e não ornitogênicos da Antártica

Hor ¹	Prof 2 cm	Ba	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Sr	Zn
----- mg·kg ⁻¹ -----											
P1 - Turbic Cryosol (Ornithic, Orthothionic)											
A	0-2	44,49 ±0,70	4,99 ±0,22	5,75 ±0,37	134,03 ±8,44	20521,81 ±995,45	88,34 ±6,17	0,25 ±0,11	6,60 ±0,38	245,35 ±13,23	43,42 ±3,04
BC	2-7	68,90 ±0,63	5,29 ±0,05	7,26 ±0,07	173,78 ±2,18	25474,50 ±93,91	60,35 ±1,52	0,00 ±0,00	7,69 ±0,14	362,50 ±3,02	42,10 ±0,15
CF	7-25	39,93 ±2,61	9,36 ±0,28	6,76 ±0,21	189,74 ±5,70	29620,29 ±80,63	297,58 ±7,97	0,00 ±0,00	9,82 ±0,30	366,80 ±8,22	50,82 ±1,50
P3 - Umbric Leptosol (Ornithic)											
O	0-5	33,24 ±1,09	7,24 ±0,07	10,71 ±0,03	41,28 ±0,66	9470,32 ±121,57	81,42 ±5,92	15,98 ±0,10	0,00 ±0,08	142,54 ±9,50	27,87 ±0,16
A2	8-14	47,75 ±4,34	9,96 ±0,08	13,78 ±0,04	84,24 ±0,45	13295,49 ±51,89	113,49 ±1,22	17,19 ±0,07	0,89 ±0,24	180,32 ±7,43	45,60 ±3,36
Cr	20-30	70,96 ±2,56	5,51 ±0,15	74,25 ±0,02	123,87 ±0,40	25762,92 ±130,82	135,04 ±9,20	1,08 ±0,06	2,14 ±0,08	406,78 ±6,26	128,01 ±0,42
P28 - Haplic Leptosol (Ornithic, Humic)											
A1	0-5	10,71 ±1,89	6,79 ±0,07	7,81 ±0,24	186,32 ±0,38	13690,43 ±15,83	146,81 ±0,58	23,00 ±0,10	15,67 ±0,06	129,68 ±1,30	95,30 ±0,69
B2	15-25	25,31 ±1,26	16,39 ±0,32	9,61 ±0,71	85,31 ±0,90	19080,59 ±423,25	269,55 ±6,75	28,07 ±1,61	0,90 ±0,16	211,37 ±4,32	61,90 ±2,06
Ch	30-40	18,71 ±0,61	12,06 ±0,20	6,50 ±0,28	36,59 ±0,60	15569,78 ±164,22	451,37 ±4,56	9,42 ±0,36	4,63 ±0,06	139,13 ±1,64	54,04 ±1,10
P7 - Turbic Cryosol (Ornithic)											
A	0-10	53,17 ±2,04	2,72 ±0,29	9,93 ±2,29	386,13 ±1,02	9758,97 ±816,46	34,26 ±8,18	3,38 ±0,80	29,82 ±0,39	174,34 ±8,51	111,83 ±3,16
B2	30-50	191,18 ±1,80	4,18 ±0,12	19,76 ±0,21	478,05 ±0,98	20371,57 ±476,10	26,14 ±2,47	1,27 ±0,43	17,34 ±0,26	218,95 ±4,02	255,99 ±1,13
B3	50-70	131,2 ±0,68	4,31 ±0,04	18,53 ±1,07	313,99 ±6,69	19053,23 ±159,23	56,05 ±1,30	1,18 ±0,14	26,92 ±0,29	431,15 ±0,80	318,84 ±2,66
P11 - Haplic Regosol (Ornithic)											
A	0-10	58,24 ±2,31	1,36 ±0,03	17,93 ±0,42	121,68 ±3,00	18196,04 ±328,28	60,33 ±0,82	4,10 ±0,40	22,00 ±0,38	190,79 ±2,88	131,05 ±2,50
3A	35-60	33,03 ±1,24	4,82 ±0,13	23,08 ±0,92	195,73 ±4,83	16189,31 ±474,91	89,75 ±2,54	6,36 ±0,21	16,76 ±0,94	186,44 ±4,99	194,24 ±5,61
4A	85-120	57,12 ±0,50	7,59 ±0,08	13,39 ±0,06	124,67 ±0,73	16177,97 ±136,19	177,46 ±1,87	9,29 ±0,57	21,75 ±0,31	232,14 ±1,95	136,01 ±0,91
P8 - Ornithic-Salic Cryosol											
A2	3-8	48,63 ±1,76	5,63 ±0,54	12,74 ±1,11	116,72 ±2,24	13312,18 ±529,17	409,56 ±17,73	8,91 ±0,71	3,36 ±0,39	424,29 ±8,28	123,15 ±2,29
A4	20-28	62,48 ±1,15	4,58 ±0,22	19,40 ±0,50	133,88 ±0,29	14916,86 ±604,44	369,78 ±8,64	9,31 ±0,76	5,88 ±0,05	490,42 ±4,83	154,17 ±0,79
Ac	35-40	87,08 ±1,49	12,94 ±0,51	21,43 ±0,65	32,28 ±1,19	22624,76 ±468,22	487,88 ±12,1	20,43 ±1,23	10,33 ±0,11	221,96 ±5,90	96,88 ±1,85
P2 - Turbic Cryosol (Eutric, Skeletic)											
C1	0-15	61,91 ±1,13	13,40 ±0,17	4,56 ±0,40	62,85 ±0,94	15239,64 ±246,36	567,98 ±2,83	6,93 ±0,44	0,13 ±0,00	305,73 ±4,95	35,59 ±0,87
C2	15-40	61,06 ±0,33	13,73 ±0,12	5,11 ±0,16	62,10 ±0,16	15968,92 ±98,28	549,54 ±0,82	7,06 ±0,38	0,41 ±0,02	300,39 ±1,31	40,76 ±0,63
C3	40+	67,59 ±0,74	12,72 ±0,09	3,95 ±0,93	69,11 ±0,81	14883,71 ±240,74	632,87 ±1,34	6,17 ±0,03	0,63 ±0,06	334,84 ±4,59	34,57 ±1,64

Continua...

Apêndice C, Cont.

Hor ¹	Prof ²	Ba	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Sr	Zn
cm		----- mg·kg ⁻¹ -----									
P16 - Arenic-Salic Cryosol											
A3	3-15/20	38,76 ±0,92	9,51 ±0,42	19,33 ±0,31	19,02 ±4,91	17364,32 ±581,86	249,36 ±7,23	32,86 ±0,70	5,23 ±0,65	137,44 ±13,36	58,30 ±4,69
BC1	30-35/40	30,41 ±3,81	8,70 ±0,18	17,33 ±0,23	19,24 ±3,21	16010,31 ±242,21	183,44 ±7,75	31,69 ±0,92	4,87 ±0,11	123,93 ±3,30	54,88 ±1,15
Cf3	45-80	28,58 ±1,9	8,73 ±0,90	17,59 ±0,48	17,52 ±2,84	16385,13 ±1289,20	216,51 ±32,54	30,21 ±0,64	5,28 ±0,30	128,61 ±10,72	55,26 ±4,13
P20 - Thionic-Turbic Cryosol											
C1	0-15	43,9 ±3,31	5,13 ±0,29	23,78 ±0,31	13,63 ±1,80	20704,63 ±287,97	138,31 ±0,93	12,57 ±0,16	10,30 ±0,36	176,87 ±7,53	55,08 ±0,48
C3	46-90	63,99 ±4,04	5,01 ±1,07	18,33 ±0,33	22,87 ±3,06	21890,12 ±84,74	90,46 ±1,64	11,38 ±0,71	11,53 ±0,02	197,45 ±30,38	66,62 ±2,88
C4	90-130	41,37 ±6,67	5,06 ±0,22	17,39 ±0,94	68,16 ±15,53	20488,52 ±1105,79	114,2 ±2,64	10,18 ±0,26	12,84 ±1,24	180,46 ±20,82	89,34 ±15,91
P22 - Turbic Cryosol (Skeletal)											
A	0-10	67,43 ±0,46	18,09 ±0,30	28,04 ±1,14	41,59 ±2,44	21060,69 ±123,56	562,18 ±2,69	30,08 ±0,20	3,01 ±0,26	260,11 ±5,17	60,34 ±3,08
Bijj	10-30	56,63 ±1,20	17,21 ±0,15	25,43 ±0,69	36,30 ±8,85	20315,58 ±557,92	519,55 ±10,40	29,79 ±0,42	0,30 ±0,62	241,23 ±14,4	56,81 ±3,79
Cf	45+	61,85 ±1,14	17,51 ±0,31	25,71 ±0,36	39,23 ±0,19	21007,84 ±568,28	550,76 ±3,50	30,06 ±0,73	0,68 ±0,06	252,28 ±0,55	59,74 ±1,24

¹Horizonte. ²Profundidade.

Apêndice D. Teores médios e erro padrão de metais pesados na fração da matéria orgânica particulada (MOP) de amostras de perfis de solos ornitogênicos e não ornitogênicos da Antártica

Hor ¹	Prof 2 cm	Ba	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Sr	Zn
mg·kg ⁻¹											
P1 - Turbic Cryosol (Ornithic, Orthothionic)											
A	0-2	30,92 ±3,13	4,33 ±0,41	5,01 ±0,31	66,72 ±2,83	18258,67 ±964,59	147,61 ±17,57	2,49 ±0,35	0,36 ±0,02	136,00 ±8,11	29,13 ±1,97
BC	2-7	34,28 ±0,64	3,50 ±0,06	6,37 ±0,22	100,47 ±1,39	23160,15 ±153,18	98,88 ±2,13	2,04 ±0,27	1,18 ±0,06	189,31 ±3,06	34,23 ±0,38
CF	7-25	20,16 ±0,19	4,63 ±0,06	5,40 ±0,05	86,81 ±0,21	22362,04 ±34,24	185,25 ±0,38	2,73 ±0,21	1,56 ±0,02	152,44 ±1,52	26,78 ±0,08
P3 - Umbric Leptosol (Ornithic)											
O	0-5	50,46 ±1,44	8,13 ±0,24	15,58 ±0,17	82,64 ±0,85	13568,78 ±215,57	83,16 ±9,94	18,29 ±0,19	5,65 ±0,00	158,15 ±4,16	41,68 ±1,59
A2	8-14	39,21 ±1,99	6,53 ±0,19	10,04 ±0,14	45,60 ±0,91	10747,59 ±414,98	86,34 ±11,70	14,80 ±0,18	0,00 ±0,00	147,13 ±9,77	26,15 ±1,98
Cr	20-30	42,51 ±1,72	1,26 ±0,22	46,98 ±0,06	71,94 ±0,84	24484,33 ±321,48	101,61 ±12,01	2,85 ±0,22	0,00 ±0,00	270,74 ±8,25	86,11 ±2,11
P28 - Haplic Leptosol (Ornithic, Humic)											
A1	0-5	14,05 ±0,05	5,16 ±0,03	6,79 ±0,32	101,42 ±0,15	15556,52 ±53,08	171,50 ±0,98	10,70 ±0,38	0,30 ±0,06	133,29 ±0,64	61,65 ±0,42
B2	15-25	12,98 ±0,45	7,60 ±0,12	7,34 ±0,29	27,40 ±0,12	15155,55 ±242,05	216,64 ±3,64	11,65 ±0,22	7,80 ±0,14	118,64 ±1,75	56,79 ±0,50
Ch	30-40	15,58 ±0,22	7,45 ±0,09	7,59 ±0,08	28,31 ±0,16	17411,93 ±171,67	239,41 ±2,93	8,49 ±0,03	11,16 ±0,07	118,60 ±1,36	71,09 ±0,38
P7 - Turbic Cryosol (Ornithic)											
A	0-10	35,17 ±0,14	1,93 ±0,10	6,62 ±0,70	185,45 ±0,00	7037,34 ±80,11	42,06 ±2,00	2,78 ±0,14	2,64 ±0,08	73,17 ±0,52	42,99 ±0,19
B2	30-50	72,43 ±0,21	1,20 ±0,03	7,68 ±0,19	172,38 ±0,43	11172,19 ±133,02	20,21 ±0,72	2,15 ±0,12	4,68 ±0,09	88,77 ±0,20	72,58 ±1,04
B3	50-70	45,93 ±0,14	1,49 ±0,05	8,79 ±0,10	85,68 ±0,23	12500,92 ±220,76	81,65 ±0,55	2,86 ±0,12	7,09 ±0,15	144,15 ±1,48	96,43 ±0,24
P11 - Haplic Regosol (Ornithic)											
A	0-10	28,41 ±2,60	3,04 ±0,20	10,90 ±0,57	29,57 ±1,73	13665,92 ±572,41	142,56 ±8,26	6,00 ±0,24	10,66 ±0,01	96,73 ±6,92	36,01 ±1,89
3A	35-60	23,91 ±0,21	3,59 ±0,03	11,22 ±0,47	26,40 ±0,39	13815,64 ±126,88	167,41 ±2,08	6,46 ±0,15	9,47 ±0,19	102,04 ±0,86	35,37 ±0,91
4A	85-120	18,63 ±1,53	3,14 ±0,30	7,84 ±0,66	19,95 ±0,58	10902,16 ±762,98	153,56 ±1,54	6,45 ±1,35	8,01 ±0,41	87,70 ±5,52	32,54 ±2,48
P8 - Ornithic-Salic Cryosol											
A2	3-8	22,73 ±2,22	1,74 ±0,63	3,76 ±0,82	28,23 ±0,40	6668,68 ±411,18	172,66 ±9,18	2,82 ±4,89	0,03 ±0,12	163,76 ±5,53	30,71 ±1,06
A4	20-28	10,62 ±0,26	0,58 ±0,07	4,25 ±0,06	24,42 ±0,16	5041,64 ±48,79	94,54 ±1,24	2,96 ±0,62	0,47 ±0,25	98,89 ±0,93	31,71 ±0,51
Ac	35-40	8,69 ±0,35	1,25 ±0,33	4,46 ±0,27	0,00 ±0,10	6429,59 ±181,62	78,38 ±4,57	3,79 ±2,43	0,88 ±0,21	39,49 ±1,85	22,18 ±0,79
P2 - Turbic Cryosol (Eutric, Skeletic)											
C1	0-15	101,68 ±1,03	9,07 ±0,13	2,99 ±0,56	30,96 ±1,41	12912,20 ±273,84	390,94 ±2,74	5,31 ±0,48	0,00 ±0,06	413,54 ±4,64	44,77 ±0,87
C2	15-40	89,95 ±0,71	9,07 ±0,06	2,81 ±0,24	28,76 ±1,13	12456,49 ±171,96	382,81 ±2,45	5,67 ±0,19	0,00 ±0,00	378,54 ±2,06	35,83 ±0,59
C3	40+	108,13 ±0,99	9,76 ±0,21	2,69 ±1,08	33,08 ±1,93	13550,02 ±718,23	447,50 ±2,31	5,66 ±0,27	0,00 ±0,00	460,46 ±8,41	41,95 ±5,12

Continua...

Apêndice D, Cont.

Hor ¹	Prof ²	Ba	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Sr	Zn
cm		----- mg·kg ⁻¹ -----									
P16 - Arenic-Salic Cryosol											
A3	3-15/20	18,15 ±0,65	3,58 ±0,05	7,69 ±0,06	4,91 ±3,66	7435,06 ±226,07	113,22 ±0,68	10,37 ±0,34	3,55 ±0,05	53,34 ±1,52	18,15 ±1,14
BC1	30-35/40	10,03 ±0,74	3,47 ±0,39	7,35 ±0,43	5,12 ±1,89	7403,07 ±953,46	87,60 ±9,63	10,13 ±0,66	3,84 ±0,34	53,61 ±7,18	19,13 ±2,70
Cf3	45-80	14,40 ±0,16	3,87 ±0,01	8,03 ±0,08	6,20 ±0,18	8316,91 ±101,53	103,90 ±0,44	11,77 ±0,01	4,49 ±0,20	60,37 ±0,87	22,59 ±1,61
P20 - Thionic-Turbic Cryosol											
C1	0-15	9,19 ±1,57	3,61 ±0,04	6,97 ±0,45	0,00 ±2,74	6337,63 ±135,88	77,14 ±3,73	4,83 ±0,02	2,63 ±0,07	39,04 ±1,32	15,61 ±0,96
C3	46-90	11,07 ±0,93	0,97 ±0,01	5,75 ±0,09	4,07 ±1,50	5742,87 ±109,78	23,31 ±0,24	2,55 ±0,26	1,86 ±0,09	38,06 ±0,71	19,15 ±2,50
C4	90-130	11,52 ±0,87	1,78 ±0,05	10,06 ±0,23	13,11 ±3,88	9643,55 ±349,58	42,48 ±2,39	4,01 ±0,00	4,24 ±0,12	61,37 ±3,80	34,44 ±3,05
P22 - Turbic Cryosol (Skeletal)											
A	0-10	61,40 ±0,90	18,27 ±0,03	24,54 ±0,42	10,72 ±3,69	16002,86 ±389,35	344,20 ±9,49	127,40 ±0,08	4,98 ±0,02	176,50 ±7,32	38,11 ±3,04
Bijj	10-30	58,19 ±0,51	18,23 ±0,04	22,20 ±0,5	9,58 ±1,29	15330,24 ±216,31	311,15 ±3,99	114,59 ±0,24	4,31 ±0,04	181,37 ±3,52	36,10 ±2,29
Cf	45+	56,39 ±0,16	17,52 ±0,02	20,97 ±0,68	8,82 ±0,00	15023,16 ±66,51	298,41 ±1,06	110,75 ±0,64	4,42 ±0,08	179,41 ±0,39	35,45 ±2,52

¹ Horizonte. ² Profundidade.

Apêndice E. Teores e erro padrão de C orgânico total e N total do solo (C_{Solo} e N_{Solo}), da matéria orgânica associado aos minerais (C_{MAM} e N_{MAM}) e da matéria orgânica particulada (C_{MOP} e N_{MOP}) e relação C/N de amostras de perfis de solos ornitogênicos e não ornitogênicos da Antártica

Horiz ¹	Prof 2 cm	C_{Solo}	C_{MAM}	C_{MOP}	N_{Solo}	N_{MAM}	N_{MOP}	C/N total
----- g·kg ⁻¹ -----								
P1 - Turbic Cryosol (Ornithic, Orthothionic)								
A	0-2	56,12 ± 2,25	96,51 ± 1,61	28,54 ± 3,21	5,94 ± 0,03	10,9 ± 0,11	2,56 ± 0,02	9,44
BC	2-7	38,19 ± 1,08	56,23 ± 1,79	23,87 ± 1,08	4,42 ± 0,06	7,63 ± 0,06	1,87 ± 0,07	8,64
CF	7-25	10,57 ± 0,23	22,84 ± 0,44	7,24 ± 0,29	1,32 ± 0,00	3,63 ± 0,02	0,69 ± 0,00	8,00
P3 - Umbric Leptosol (Ornithic)								
O	0-5	79,39 ± 0,07	85,55 ± 0,13	76,13 ± 0,03	7,05 ± 0,01	8,45 ± 0,01	6,31 ± 0,01	11,27
A2	8-14	78,90 ± 0,11	82,11 ± 0,49	74,94 ± 0,22	6,93 ± 0,00	7,75 ± 0,01	5,92 ± 0,00	11,38
Cr	20-30	12,45 ± 0,09	19,49 ± 0,18	6,64 ± 0,03	7,48 ± 0,02	9,31 ± 0,05	5,96 ± 0,00	1,67
P28 - Haplic Leptosol (Ornithic, Humic)								
A1	0-5	124,78 ± 0,21	160,02 ± 0,26	94,61 ± 0,29	9,99 ± 0,01	13,72 ± 0,01	6,79 ± 0,01	12,49
B2	15-25	23,00 ± 0,25	62,25 ± 0,15	5,97 ± 0,37	2,45 ± 0,03	6,18 ± 0,05	0,83 ± 0,00	9,40
Ch	30-40	11,46 ± 0,29	18,70 ± 0,30	6,95 ± 0,28	1,16 ± 0,00	1,98 ± 0,00	0,65 ± 0,00	9,90
P7 - Turbic Cryosol (Ornithic)								
A	0-10	207,01 ± 0,21	224,94 ± 0,14	196,1 ± 0,41	39,85 ± 0,01	45,11 ± 0,01	36,65 ± 0,01	5,19
B2	30-50	136,69 ± 0,15	172,69 ± 0,17	84,04 ± 0,13	22,26 ± 0,00	29,08 ± 0,00	12,29 ± 0,01	6,14
B3	50-70	68,65 ± 0,30	106,94 ± 0,09	21,81 ± 0,58	13,3 ± 0,00	20,39 ± 0,01	4,63 ± 0,01	5,16
P11 - Haplic Regosol (Ornithic)								
A	0-10	4,68 ± 0,23	24,69 ± 0,28	2,66 ± 0,24	1,29 ± 0,01	6,85 ± 0,01	0,73 ± 0,01	3,63
3A	35-60	2,56 ± 0,29	21,51 ± 0,34	1,63 ± 0,31	0,79 ± 0,01	6,63 ± 0,02	0,51 ± 0,01	3,22
4A	85-120	2,64 ± 0,06	11,94 ± 0,40	1,92 ± 0,04	0,56 ± 0,00	3,10 ± 0,05	0,37 ± 0,00	4,71
P8 - Ornithic-Salic Cryosol								
A2	3-8	22,08 ± 0,27	45,28 ± 0,38	7,22 ± 0,20	5,78 ± 0,00	11,79 ± 0,01	1,94 ± 0,00	3,82
A4	20-28	15,72 ± 0,09	43,35 ± 0,01	6,55 ± 0,20	5,49 ± 0,00	17,36 ± 0,01	1,54 ± 0,00	2,87
Ac	35-40	5,34 ± 0,36	17,06 ± 0,58	1,38 ± 0,19	2,25 ± 0,03	8,03 ± 0,06	0,29 ± 0,01	2,38
P2 - Turbic Cryosol (Eutric, Skeletic)								
C1	0-15	5,12 ± 0,48	8,47 ± 1,39	2,03 ± 0,92	0,40 ± 0,16	0,78 ± 0,48	0,04 ± 0,10	12,80
C2	15-40	4,76 ± 1,08	9,02 ± 1,51	1,11 ± 2,85	0,43 ± 0,01	0,86 ± 0,01	0,06 ± 0,01	10,98
C3	40+	3,74 ± 0,20	7,31 ± 0,24	1,27 ± 0,50	0,32 ± 0,00	0,73 ± 0,01	0,04 ± 0,01	11,59
P16 - Arenic-Salic Cryosol								
A3	3-15/20	5,08 ± 1,15	7,97 ± 0,31	1,41 ± 2,40	0,32 ± 0,04	0,50 ± 0,01	0,08 ± 0,07	16,01
BC1	30-35/40	4,67 ± 0,37	7,24 ± 0,42	1,71 ± 0,37	0,30 ± 0,01	0,47 ± 0,02	0,11 ± 0,02	15,62
Cf3	45-80	5,76 ± 0,18	8,38 ± 0,37	2,48 ± 0,23	0,36 ± 0,01	0,56 ± 0,02	0,11 ± 0,00	16,06
P20 - Thionic-Turbic Cryosol								
C1	0-15	3,09 ± 2,22	5,60 ± 1,92	1,10 ± 3,00	0,29 ± 0,71	0,56 ± 0,18	0,08 ± 1,24	10,71
C3	46-90	4,74 ± 0,82	8,11 ± 2,04	1,75 ± 2,04	0,33 ± 0,02	0,59 ± 0,06	0,10 ± 0,15	14,26
C4	90-130	4,99 ± 0,14	8,40 ± 0,55	2,46 ± 0,38	0,36 ± 0,07	0,65 ± 0,11	0,14 ± 0,05	13,81
P22 - Turbic Cryosol (Skeletic)								
A	0-10	4,06 ± 0,55	7,48 ± 1,37	1,46 ± 0,04	0,50 ± 0,18	0,98 ± 0,53	0,13 ± 0,04	8,14
Bijj	10-30	3,93 ± 0,11	5,72 ± 0,18	1,59 ± 0,15	0,31 ± 0,04	0,51 ± 0,13	0,04 ± 0,01	12,86
Cf	45+	4,60 ± 0,12	7,09 ± 0,15	1,93 ± 0,13	0,26 ± 0,01	0,46 ± 0,01	0,04 ± 0,01	18,02

¹ Horizonte. ² Profundidade.

Apêndice F. Teores médios e erro padrão de metais pesados extraídos por água destilada de amostras de solos em solos com influência de pinguins-gentoo (P1 e P2), na Ilha Livingston, e de gaiivotões (P3) e petréis-gigantes (P4), na Ilha Nelson, Antártica

Solo	Prof ¹ cm	Ba	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Sr	Zn
		----- mg·kg ⁻¹ -----										
P1	0-10	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	1,31 ± 0,10	147,34 ± 12,65	0,00 ± 0,00	0,46 ± 0,13	0,26 ± 0,03	0,00 ± 0,00	2,03 ± 0,19	0,21 ± 0,01
	10-20	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,23 ± 0,00	22,47 ± 0,27	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,08 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,13 ± 0,00	0,00 ± 0,00
	20-30	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,20 ± 0,01	9,87 ± 7,84	0,00 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,09 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,14 ± 0,00	0,00 ± 0,00
	30-40	0,21 ± 0,01	0,23 ± 0,00	0,02 ± 0,01	0,78 ± 0,01	18,56 ± 0,69	0,00 ± 0,00	4,16 ± 0,05	0,21 ± 0,00	0,33 ± 0,03	0,18 ± 0,00	0,35 ± 0,01
	40-50	0,19 ± 0,00	0,23 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,82 ± 0,03	9,45 ± 1,10	0,00 ± 0,00	4,05 ± 0,07	0,17 ± 0,01	0,28 ± 0,01	0,11 ± 0,01	0,31 ± 0,00
	50-60	0,14 ± 0,00	0,10 ± 0,00	0,01 ± 0,00	0,37 ± 0,03	44,49 ± 0,02	0,00 ± 0,00	1,84 ± 0,01	0,09 ± 0,00	0,13 ± 0,01	0,12 ± 0,00	0,14 ± 0,00
P2	0-10	0,11 ± 0,00	0,13 ± 0,01	0,02 ± 0,00	0,33 ± 0,00	47,32 ± 1,34	0,00 ± 0,00	2,90 ± 0,25	0,15 ± 0,01	0,14 ± 0,01	0,38 ± 0,02	0,21 ± 0,00
	10-20	0,19 ± 0,01	0,25 ± 0,01	0,04 ± 0,00	0,42 ± 0,01	131,90 ± 6,33	0,00 ± 0,00	9,63 ± 0,51	0,16 ± 0,01	0,13 ± 0,01	0,23 ± 0,01	0,35 ± 0,01
	20-30	0,25 ± 0,01	0,32 ± 0,01	0,06 ± 0,01	0,48 ± 0,01	188,75 ± 19,71	0,00 ± 0,00	13,73 ± 0,14	0,26 ± 0,03	0,14 ± 0,02	0,21 ± 0,02	0,47 ± 0,01
	30-40	0,19 ± 0,01	0,21 ± 0,01	0,04 ± 0,00	0,40 ± 0,01	137,89 ± 11,41	0,00 ± 0,00	5,85 ± 0,38	0,21 ± 0,02	0,10 ± 0,01	0,17 ± 0,00	0,33 ± 0,02
	40-50	0,28 ± 0,03	0,40 ± 0,03	0,07 ± 0,01	0,50 ± 0,03	226,55 ± 22,87	0,00 ± 0,00	24,61 ± 2,64	0,30 ± 0,02	0,16 ± 0,00	0,23 ± 0,03	0,58 ± 0,05
	50-60	0,29 ± 0,01	0,34 ± 0,01	0,07 ± 0,00	0,53 ± 0,02	234,22 ± 13,34	0,02 ± 0,00	23,24 ± 1,47	0,33 ± 0,01	0,15 ± 0,01	0,22 ± 0,01	0,78 ± 0,03
P3	0-20	0,44 ± 0,00	0,59 ± 0,00	0,18 ± 0,00	2,19 ± 0,01	658,95 ± 3,54	0,01 ± 0,00	11,06 ± 0,09	0,40 ± 0,00	0,06 ± 0,01	0,64 ± 0,00	0,71 ± 0,01
	20-35	0,46 ± 0,06	0,66 ± 0,08	0,23 ± 0,01	2,22 ± 0,27	827,13 ± 21,64	0,02 ± 0,00	11,55 ± 1,50	0,46 ± 0,00	0,07 ± 0,00	0,83 ± 0,02	0,88 ± 0,03
P4	0-5	0,11 ± 0,00	0,12 ± 0,00	0,02 ± 0,00	0,60 ± 0,01	82,35 ± 1,82	0,00 ± 0,00	1,81 ± 0,01	0,12 ± 0,01	0,08 ± 0,01	0,03 ± 0,00	0,21 ± 0,00
	5-20	0,13 ± 0,01	0,28 ± 0,01	0,02 ± 0,00	1,42 ± 0,08	198,98 ± 15,48	0,00 ± 0,00	4,11 ± 0,19	0,13 ± 0,01	0,06 ± 0,00	0,11 ± 0,01	0,57 ± 0,04
	20-35	0,20 ± 0,00	0,36 ± 0,00	0,16 ± 0,00	2,53 ± 0,04	574,44 ± 13,63	0,00 ± 0,00	5,23 ± 0,09	0,28 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,97 ± 0,03	1,12 ± 0,02
	35-45	0,25 ± 0,00	0,38 ± 0,01	0,25 ± 0,00	3,90 ± 0,08	692,51 ± 11,19	0,00 ± 0,00	4,57 ± 0,09	0,33 ± 0,00	0,00 ± 0,00	0,99 ± 0,02	1,10 ± 0,03

¹Profundidade.

Apêndice G. Teores médios e erro padrão de metais pesados extraídos por Melhlich-1 de amostras de solos com influência de pinguins-gentoo (P1 e P2), na Ilha Livingston, e de gaivotões (P3) e petréis-gigantes (P4), na Ilha Nelson, Antártica

Solo	Prof ¹	Ba	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Sr	Zn
	cm	----- mg·kg ⁻¹ -----										
P1	0-10	5,83 ± 0,21	1,30 ± 0,15	1,31 ± 0,05	22,09 ± 0,44	746,21 ± 74,90	0,01 ± 0,00	37,55 ± 3,28	2,03 ± 0,12	0,00 ± 0,00	74,92 ± 2,67	24,58 ± 0,45
	10-20	0,84 ± 0,06	0,21 ± 0,03	0,29 ± 0,03	8,67 ± 0,65	455,16 ± 75,07	0,05 ± 0,01	5,43 ± 0,21	0,62 ± 0,04	0,00 ± 0,00	10,38 ± 0,46	1,25 ± 0,08
	20-30	0,56 ± 0,01	0,15 ± 0,01	0,30 ± 0,02	8,81 ± 0,26	315,11 ± 4,42	0,04 ± 0,00	4,62 ± 0,05	0,46 ± 0,00	0,00 ± 0,00	8,41 ± 0,07	0,99 ± 0,03
	30-40	1,26 ± 0,07	0,34 ± 0,03	0,48 ± 0,02	15,72 ± 0,42	569,38 ± 15,84	0,08 ± 0,01	8,61 ± 0,39	0,81 ± 0,02	0,00 ± 0,00	11,15 ± 0,58	1,59 ± 0,16
	40-50	2,21 ± 0,08	1,04 ± 0,12	0,66 ± 0,01	30,86 ± 1,52	740,06 ± 23,59	0,03 ± 0,00	13,51 ± 0,77	1,17 ± 0,03	0,00 ± 0,00	13,84 ± 0,88	3,78 ± 0,46
	50-60	0,89 ± 0,15	0,40 ± 0,00	0,23 ± 0,02	6,82 ± 0,78	177,96 ± 6,69	0,01 ± 0,00	11,74 ± 0,37	0,76 ± 0,03	0,00 ± 0,00	9,79 ± 0,30	1,04 ± 0,14
P2	0-10	3,91 ± 0,07	3,45 ± 0,04	0,21 ± 0,01	2,90 ± 0,06	179,51 ± 4,90	0,00 ± 0,00	89,42 ± 1,07	2,31 ± 0,04	0,00 ± 0,00	27,68 ± 0,46	7,46 ± 0,11
	10-20	3,19 ± 0,04	0,88 ± 0,00	0,22 ± 0,01	8,28 ± 0,16	268,16 ± 15,55	0,02 ± 0,00	54,25 ± 0,24	1,05 ± 0,02	0,00 ± 0,00	41,15 ± 0,93	11,62 ± 0,26
	20-30	4,75 ± 0,08	0,82 ± 0,03	0,20 ± 0,01	7,76 ± 0,05	281,65 ± 25,39	0,02 ± 0,00	53,15 ± 1,44	1,11 ± 0,02	0,00 ± 0,00	27,09 ± 0,27	6,75 ± 0,15
	30-40	3,94 ± 0,05	1,11 ± 0,03	0,19 ± 0,01	6,94 ± 0,21	253,57 ± 14,09	0,01 ± 0,00	43,45 ± 1,11	1,05 ± 0,01	0,00 ± 0,00	27,38 ± 0,56	4,79 ± 0,09
	40-50	5,60 ± 0,06	0,77 ± 0,01	0,19 ± 0,01	6,10 ± 0,11	217,03 ± 10,40	0,01 ± 0,00	84,85 ± 0,97	1,22 ± 0,02	0,00 ± 0,00	23,46 ± 0,43	5,61 ± 0,12
	50-60	5,87 ± 0,23	0,70 ± 0,03	0,15 ± 0,00	6,54 ± 0,25	169,25 ± 12,24	0,01 ± 0,00	133,05 ± 1,98	2,02 ± 0,04	0,00 ± 0,00	23,14 ± 0,77	10,81 ± 0,40
P3	0-20	4,52 ± 0,16	2,15 ± 0,06	0,20 ± 0,01	18,20 ± 0,46	440,58 ± 16,45	0,03 ± 0,00	255,98 ± 5,63	1,00 ± 0,03	0,06 ± 0,01	25,83 ± 0,43	2,43 ± 0,06
	20-35	4,68 ± 0,05	2,28 ± 0,09	0,09 ± 0,00	19,36 ± 0,37	598,31 ± 7,76	0,03 ± 0,00	298,74 ± 7,70	0,90 ± 0,02	0,00 ± 0,00	25,93 ± 0,31	2,25 ± 0,08
P4	0-5	2,35 ± 0,03	0,16 ± 0,01	0,08 ± 0,02	4,78 ± 0,08	258,58 ± 4,97	0,01 ± 0,00	7,35 ± 0,19	0,27 ± 0,01	0,00 ± 0,00	7,62 ± 0,14	2,27 ± 0,03
	5-20	1,94 ± 0,01	1,06 ± 0,02	0,08 ± 0,06	6,67 ± 0,05	105,95 ± 3,06	0,00 ± 0,00	27,98 ± 0,41	0,33 ± 0,06	0,00 ± 0,00	20,16 ± 0,25	7,46 ± 0,07
	20-35	1,88 ± 0,03	2,23 ± 0,07	0,00 ± 0,00	4,69 ± 0,08	200,88 ± 6,49	0,01 ± 0,00	75,07 ± 1,08	0,59 ± 0,01	0,00 ± 0,00	45,28 ± 0,40	6,76 ± 0,17
	35-45	1,85 ± 0,03	1,98 ± 0,17	0,00 ± 0,00	6,70 ± 0,19	206,67 ± 16,61	0,01 ± 0,00	84,51 ± 4,16	1,05 ± 0,03	0,00 ± 0,00	44,00 ± 0,10	4,76 ± 0,17

¹Profundidade.

Apêndice H. Teores médios e erro padrão de metais pesados extraídos pelo método da USEPA 3051A de amostras de solos com influência de pinguins-gentoo (P1 e P2), na Ilha Livingston, e de gaiivotões (P3) e petréis-gigantes (P4), na Ilha Nelson, Antártica

Solo	Prof ¹ cm	Ba	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Sr	Zn
		----- mg·kg ⁻¹ -----										
P1	0-10	11,40 ± 0,00	5,88 ± 0,02	19,52 ± 0,08	100,22 ± 0,13	9428,70 ± 59,56	0,23 ± 0,06	111,6 ± 0,22	14,21 ± 0,10	2,30 ± 0,05	118,82 ± 1,11	48,36 ± 0,03
	10-20	14,33 ± 0,30	5,82 ± 0,10	5,73 ± 0,14	55,15 ± 0,83	13744,90 ± 299,59	0,06 ± 0,03	83,86 ± 3,25	2,27 ± 0,13	3,92 ± 0,17	132,04 ± 3,21	25,43 ± 0,84
	20-30	16,52 ± 0,42	6,56 ± 0,18	6,82 ± 0,21	55,35 ± 0,60	13447,01 ± 298,65	0,03 ± 0,01	80,69 ± 1,01	3,21 ± 0,07	3,59 ± 0,23	143,74 ± 4,14	28,35 ± 1,06
	30-40	18,73 ± 0,67	6,38 ± 0,17	8,03 ± 0,25	69,43 ± 1,75	14382,19 ± 418,63	0,03 ± 0,00	89,15 ± 2,89	3,05 ± 0,08	4,47 ± 0,15	147,82 ± 5,33	29,72 ± 0,41
	40-50	16,35 ± 0,06	7,79 ± 0,04	6,11 ± 0,01	86,91 ± 0,23	13016,25 ± 12,59	0,02 ± 0,00	102,06 ± 5,39	2,44 ± 0,08	3,66 ± 0,04	131,27 ± 0,09	30,09 ± 0,02
	50-60	17,34 ± 1,47	6,11 ± 0,38	10,87 ± 0,30	21,52 ± 0,17	11966,48 ± 228,46	0,03 ± 0,00	176,88 ± 4,29	7,61 ± 0,14	3,27 ± 0,09	133,86 ± 9,22	30,57 ± 2,52
P2	0-10	12,98 ± 0,19	12,43 ± 0,16	8,96 ± 0,25	27,55 ± 0,14	15889,94 ± 155,15	0,04 ± 0,01	266,40 ± 3,27	29,4 ± 0,30	7,01 ± 0,20	126,32 ± 2,07	70,97 ± 0,90
	10-20	16,83 ± 0,18	12,46 ± 0,06	8,80 ± 0,08	32,92 ± 0,72	17687,76 ± 143,30	0,24 ± 0,25	419,60 ± 5,21	24,24 ± 0,35	7,95 ± 0,16	148,65 ± 1,15	74,28 ± 0,49
	20-30	16,90 ± 0,24	12,65 ± 0,18	10,28 ± 0,30	27,79 ± 0,24	17145,76 ± 224,12	0,09 ± 0,09	415,65 ± 6,01	31,00 ± 0,29	6,99 ± 0,08	139,92 ± 1,39	67,07 ± 2,04
	30-40	16,15 ± 0,16	11,84 ± 0,06	10,47 ± 0,14	27,68 ± 0,05	17689,38 ± 23,78	0,02 ± 0,00	289,68 ± 0,65	33,64 ± 0,21	7,15 ± 0,18	139,29 ± 0,95	62,03 ± 0,35
	40-50	18,48 ± 0,76	16,96 ± 0,20	10,23 ± 0,07	29,57 ± 0,38	18345,73 ± 208,15	0,00 ± 0,00	823,12 ± 12,85	29,81 ± 0,72	5,54 ± 0,85	167,36 ± 4,90	59,81 ± 6,29
	50-60	17,22 ± 1,90	15,51 ± 1,91	10,06 ± 0,15	30,32 ± 3,57	19342,34 ± 169,75	0,00 ± 0,00	1042,54 ± 15,97	28,06 ± 0,43	4,67 ± 0,54	180,07 ± 1,88	64,12 ± 1,46
P3	0-20	11,35 ± 1,31	12,44 ± 1,52	3,47 ± 0,42	60,87 ± 7,61	13678,4 ± 1617,78	0,00 ± 0,00	425,36 ± 52,18	8,36 ± 0,90	2,00 ± 0,29	160,79 ± 18,79	25,00 ± 3,17
	20-35	11,18 ± 1,34	12,34 ± 1,89	3,39 ± 0,55	60,17 ± 10,17	14184,97 ± 1535,50	0,00 ± 0,00	425,39 ± 59,50	8,30 ± 1,11	1,77 ± 0,38	162,87 ± 20,7	25,22 ± 3,83
P4	0-5	14,84 ± 0,16	9,48 ± 0,10	4,80 ± 0,16	87,73 ± 0,78	15694,31 ± 243,77	0,00 ± 0,00	178,82 ± 5,64	5,16 ± 0,17	1,83 ± 0,13	122,87 ± 3,32	33,80 ± 0,84
	5-20	4,52 ± 0,14	19,24 ± 0,45	0,97 ± 0,06	103,71 ± 2,47	13889,78 ± 409,56	0,00 ± 0,00	213,53 ± 3,63	5,11 ± 0,07	1,55 ± 0,11	94,04 ± 3,43	49,71 ± 1,00
	20-35	5,05 ± 0,07	22,82 ± 0,50	1,66 ± 0,00	92,19 ± 1,82	15202,40 ± 183,04	0,00 ± 0,00	603,60 ± 12,14	6,61 ± 0,02	3,27 ± 0,25	125,04 ± 1,32	44,87 ± 0,87
	35-45	4,84 ± 0,07	21,74 ± 0,14	2,27 ± 0,08	113,77 ± 2,89	13784,70 ± 484,77	0,00 ± 0,00	612,78 ± 13,44	8,52 ± 0,11	2,30 ± 0,03	121,97 ± 2,25	41,47 ± 0,73

¹Profundidade