

Levantamento de invertebrados epiedáficis em ambiente contaminado por chumbo

Epiedafic invertebrate survey in lead contaminated environment

Estudio de invertebrados epiedapticos en ambientes contaminados con plomo

Recebido: 06/02/2020 | Revisado: 16/02/2020 | Aceito: 21/02/2020 | Publicado: 10/03/2020

Laura Cousseau

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5753-1334>

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Brasil

E-mail: lauracousseau@hotmail.com

Dinéia Tessaro

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6079-5269>

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Brasil

E-mail: dtessaro@utfpr.edu.br

Regiane Franco Vargas

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8656-8825>

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Brasil

E-mail: regianefranco@utfpr.edu.br

Jéssica Camile da Silva

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7935-2305>

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Brasil

E-mail: jessika.camile5@gmail.com

Ketrin Lohrayne Kubiak

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1421-0132>

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Brasil

E-mail: ketrinkubiak58@gmail.com

Luis Felipe Wille Zarzicki

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6561-2871>

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Brasil

E-mail: felipewille5@gmail.com

Resumo

O trabalho teve por objetivo a caracterização da fauna epiedáfica em solo contaminado por chumbo na região Sudoeste do Paraná. O trabalho foi realizado na área de uma recicladora de

baterias desativada, a qual foi subdividida em 6 glebas com influência direta da contaminação e 2 glebas, como referência, localizadas fora do perímetro de contaminação. A fauna edáfica foi amostrada instalando 4 armadilhas *Pitfall-traps* em cada gleba, as quais permaneceram 6 dias em campo, com posterior classificação dos organismos amostrados. Para determinar o teor de chumbo, em cada gleba 4 amostras de solo foram coletadas e homogeneizadas para análise em laboratório. As glebas com influência direta possuem valores de chumbo acima do permitido pela legislação e demonstram diferenciação na composição da fauna epiedáfica em relação às áreas controle, apresentando maior riqueza de grupos, maior diversidade e uniformidade, e presença de grupos exclusivos, como Blattodea, Dermaptera, Gastropoda e Isopoda. A família Formicidae apresentou elevada abundância no solo com maior teor de chumbo, mostrando-se uma boa indicadora desta condição. A classe Collembola não apresentou limitação de desenvolvimento nas áreas contaminadas, sendo encontrada elevada abundância do grupo em todas as glebas, principalmente naquelas onde a vegetação é mais desenvolvida.

Palavras-chave: Biologia do solo; Invertebrados; Contaminação; Metal pesado.

Abstract

The objective of this work was to characterize the epiedaptic fauna in soil contaminated by lead in the Southwest region of Paraná. The work was carried out in the area of a deactivated battery recycler, which was subdivided into 6 blocks with direct influence of contamination and 2 blocks, as a reference, located outside the contamination perimeter. The edaphic fauna was sampled by installing 4 Pitfall-traps in each plot, which remained 6 days in the field, with subsequent classification of the sampled organisms. To determine the lead content, in each plot 4 soil samples were collected and homogenized for analysis in the laboratory. The plots with direct influence have lead values above what is allowed by the legislation and demonstrate differentiation in the composition of the epiedaphic fauna in relation to the control areas, presenting a greater wealth of groups, greater diversity and uniformity, and the presence of exclusive groups, such as Blattodea, Dermaptera, Gastropoda and Isopoda. The Formicidae family showed high abundance in the soil with a higher lead content, showing to be a good indicator of this condition. The Collembola class showed no development limitation in the contaminated areas, with a high abundance of the group being found in all the plots, especially in those where the vegetation is more developed.

Keywords: Soil biology; Invertebrates; Contamination; Heavy metal.

Resumen

El objetivo de este trabajo fue caracterizar la fauna epiedáptica en el suelo contaminado con plomo en la región suroeste de Paraná. El trabajo se llevó a cabo en el área de un reciclador de baterías desactivado, que se subdividió en 6 bloques con influencia directa de la contaminación y 2 bloques, como referencia, ubicados fuera del perímetro de contaminación. La fauna edáfica se muestreó instalando 4 trampas de caída en cada parcela, que permanecieron 6 días en el campo, con la clasificación posterior de los organismos muestreados. Para determinar el contenido de plomo, en cada parcela se recolectaron 4 muestras de suelo y se homogeneizaron para su análisis en el laboratorio. Las parcelas con influencia directa tienen valores principales por encima de lo permitido por la legislación y demuestran diferenciación en la composición de la fauna epiedáfica en relación con las áreas de control, presentando mayor riqueza grupal, mayor diversidad y uniformidad, y la presencia de grupos exclusivos, como Blattodea, Dermaptera, Gastropoda e Isopoda. La familia Formicidae mostró una gran abundancia en el suelo con un mayor contenido de plomo, lo que demuestra ser un buen indicador de esta condición. La clase Collembola no mostró limitación de desarrollo en las áreas contaminadas, con una gran abundancia del grupo en todas las parcelas, especialmente en aquellas donde la vegetación está más desarrollada.

Palabras clave: Biología del suelo; Invertebrados; Contaminación; Metales pesados.

1. Introdução

O solo é um recurso natural de elevada importância no ecossistema, pois representa a base de sustentação de seres humanos, fornecendo suporte para a produção de alimentos de origem vegetal, atuando ainda como uma barreira natural à contaminação de águas subterrâneas, merecendo, portanto, atenção em relação a possíveis alterações e problemas de contaminação (Pereira *et al.*, 2015). No entanto, apesar de sua importância, parcela significativa da população ainda demonstra por meio de sua conduta, reduzida preocupação sobre a importância da conservação do solo e de sua biota, cooperando para sua degradação por seu mau uso e ocupação desordenada (Boas & Moreira, 2012). Paralelamente, o desenvolvimento populacional e a industrialização vêm contribuindo para a degradação do solo ocasionam mudanças, as quais, dentre vários fatores podem ser ocasionadas pelo uso do mesmo como receptor de resíduos oriundos de atividades antrópicas (Oliveira *et al.*, 2019).

Segundo Andrade *et al.* (2009), os metais pesados encontrados naturalmente no solo, podem sofrer grande variação em sua concentração em virtude de processos antropogênicos,

como a aplicação de fertilizantes, agroquímicos, biossólidos e atividades de mineração e metalurgia. Este aporte de metais, torna estes locais uma ameaça para os ecossistemas e pessoas que neles vivem, podendo atingir distâncias significativas, devido à mobilidade dos contaminantes e suas interações com o solo e a água (Zampieron *et al.*, 2019). Stankovic *et al.* (2014), reforçam esta ideia, destacando que uma vez liberados no ambiente estes metais não desaparecem, acumulando-se no solo, sedimentos e biota, embora Stankovic *et al.* (2011a, b) e Jovic *et al.* (2012), destaquem que alguns metais atuem como micronutrientes para diferentes organismos em quantidades vestigiais que variam para cada espécie.

Dentre os metais pesados, o chumbo é nocivo à saúde humana e ambiental, estando presente em vários materiais de uso corriqueiro, tais como pilhas, baterias ou tintas que, ao serem descartados de forma inadequada, pode contaminar solo e água (Zampieron *et al.*, 2019). A partir da deposição do metal nos tecidos, este passa a integrar o ciclo metabólico dos organismos vivos afetados, culminando com efeitos tóxicos ampliados ao longo da cadeia trófica do ecossistema pela bioacumulação e biomagnificação (Souza *et al.*, 2016).

A contaminação por metais pesados pode comprometer a saúde da biota do solo (Cesar *et al.*, 2014, 2015), e por consequência, impactar importantes serviços ecossistêmicos, incluindo as atividades agrícolas (Cesar *et al.* 2015), pois estes organismos formam uma complexa teia trófica em cuja base estão as raízes, serapilheira e a matéria orgânica do solo (Brown *et al.* 2015). A fauna do solo exerce papéis determinantes nos processos edáficos, como ciclagem de nutrientes, dinâmica de decomposição da matéria orgânica, melhoria de atributos físicos como agregação, porosidade e taxa de infiltração de água (Baretta *et al.*, 2011; Huerta & Wal, 2012; Brown *et al.*, 2015), conservação da biodiversidade pela alteração do solo como habitat para outros organismos, dispersão de sementes e tratamento de resíduos, pela decomposição ou degradação de pesticidas (Brown *et al.*, 2015).

Além dos aspectos funcionais diretamente ligados a manutenção das características do solo, a fauna edáfica é sensível a modificações no ambiente, podendo ser utilizada como bioindicadora das práticas de manejo do solo. Sendo assim, dependendo do tipo e intensidade do impacto, tais práticas podem afetar determinadas populações da fauna edáfica, podendo aumentar, diminuir ou não influenciar na diversidade de organismos (Baretta *et al.*, 2011). Neste escopo pode-se citar os trabalhos desenvolvidos por Castaldelli *et al.* (2015), Santos *et al.* (2018), Casaril *et al.* (2019), Dinga *et al.* (2019), Siebert *et al.* (2019), entre outros. Em relação aos metais pesados, há um grande número de trabalhos que avaliam os efeitos da toxicidade destes elementos sobre a diversidade, desempenho e resposta dos organismos edáficos, bem como de seu acúmulo na biomassa animal, destacando-se os trabalhos de

Chrzan (2017), Ghemari *et al.* (2017), Srut *et al.* (2019), Lanno *et al.* (2019) e Mukhtorova *et al.* (2019). No entanto, nas condições brasileiras, ainda são escassos os estudos voltados a utilização de organismos edáficos nestas condições, de forma que este trabalho tem por objetivo a caracterização da fauna epiedáfica em solo contaminado por chumbo.

2. Metodologia

O trabalho foi realizado na área de uma recicladora de baterias, desativada em decorrência dos altos níveis de chumbo encontrados no solo. O solo da região é classificado como Latossolo Vermelho (Santos *et al.*, 2013), de clima subtropical úmido mesotérmico (Cfa) segundo classificação de Köppen, por Alvares *et al.* (2013).

Para a amostragem da fauna epiedáfica, a área de estudo foi subdividida em 6 glebas (A1 a A6) as quais possuíam influência direta da contaminação e 2 glebas (A7 a A8), como referência, localizadas fora do perímetro de contaminação, totalizando 8 glebas amostradas. Para coleta da fauna utilizou-se armadilhas de queda (*Pitfall-traps*) compostas por recipientes plásticos com volume de 250 mL, de dimensões 8 cm de diâmetro e 6 cm de altura, preenchidas com solução fixadora de formol 4% até atingir 1/3 do volume total do recipiente. Para evitar a entrada de água da chuva e comprometimento da qualidade da amostra, foram utilizadas coberturas com pratos descartáveis fixados ao solo por palitos de madeira.

Foram instaladas 4 armadilhas em cada uma das 8 glebas, totalizando 32 amostras dispostas aleatoriamente na área de coleta, distanciadas em 10 metros entre si. As armadilhas permaneceram na área experimental durante 6 dias, sendo então removidas e levadas ao laboratório onde o conteúdo foi lavado com água corrente e auxílio de peneira de malha fina, com posterior acondicionamento dos organismos em solução de álcool 70%. Após a triagem inicial, o conteúdo proveniente de cada armadilha foi analisado individualmente, com auxílio de lupa binocular, e a classificação dos organismos, baseada em chaves dicotômicas de classificação, segundo Triplehorn & Johnson (2011), ao menor nível taxonômico possível.

Para a determinação do teor de chumbo no solo, foram coletadas com auxílio de trado holandês, quatro amostras de solo em cada gleba, na profundidade de 0-5 cm. De cada amostra coletada, retirou-se uma alíquota, as quais em conjunto compuseram uma amostra de solo por gleba analisada, totalizando 8 amostras de solo. Após a coleta, as amostras foram secas ao ar e enviadas para laboratório especializado para determinação do teor de chumbo, segundo Lutz (2008).

Os dados coletados para os diferentes grupos taxonômicos epiedáficos, foram analisados, objetivando informações referentes à riqueza de grupos e a densidade total de indivíduos. A abundância dos principais grupos da fauna edáfica foi transformada para frequência relativa, o que representa a contribuição de cada grupo de organismos dentro dos diferentes tratamentos. Considerando a soma de organismos presentes nas 4 amostras coletadas em cada tratamento, foram obtidos os índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') e índice de uniformidade de Pielou (J) (Odum & Barret, 2007).

Adicionalmente, os resultados referentes aos grupos edáficos foram submetidos à análise de componentes principais (ACP), técnica matemática de análise multivariada que possibilita a investigação de um grande número de dados disponíveis e a identificação das medidas responsáveis pelas maiores variações entre os resultados obtidos, utilizando o software CANOCO versão 4.5 (Ter Braak & Smilauer, 2002). Os dados também foram submetidos à Análise de Similaridade, através do teste de permutação ANOSIM, o qual tem por objetivo testar a significância das diferenças na composição da comunidade da fauna entre as áreas de coleta. Este teste gera uma estatística R que varia entre -1 e 1, sendo que os valores iguais a 1 são obtidos apenas quando todas as repetições são similares entre si. Para os casos em que a ANOSIM detectou diferenças entre os grupos, foi realizada uma Análise de Porcentagem de Similaridade - SIMPER (*Similarity Percentage Breakdown*), para avaliar a contribuição de cada grupo taxonômico nas áreas analisadas, as quais foram comparadas aos pares, utilizando o software Primer 5.2.6© (Primer-e LTD, 2001).

3. Resultados e discussões

Segundo Resolução CONAMA n^o. 420/2009 (BRASIL, 2009) e CONAMA n^o 460/2013 (BRASIL, 2013), as quais estabelecem critérios e valores orientados de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas, verifica-se que todas as amostras de solo coletadas dentro da área embargada (A1 a A6) apresentaram elevados níveis de chumbo, os quais ultrapassam o valor permitido pela legislação vigente considerando o setor industrial, cujo limite é de 900 mg.Pb.kg⁻¹, enquanto as glebas A7 e A8, tomadas como áreas de referência apresentaram valores inferiores a este (Tabela 1).

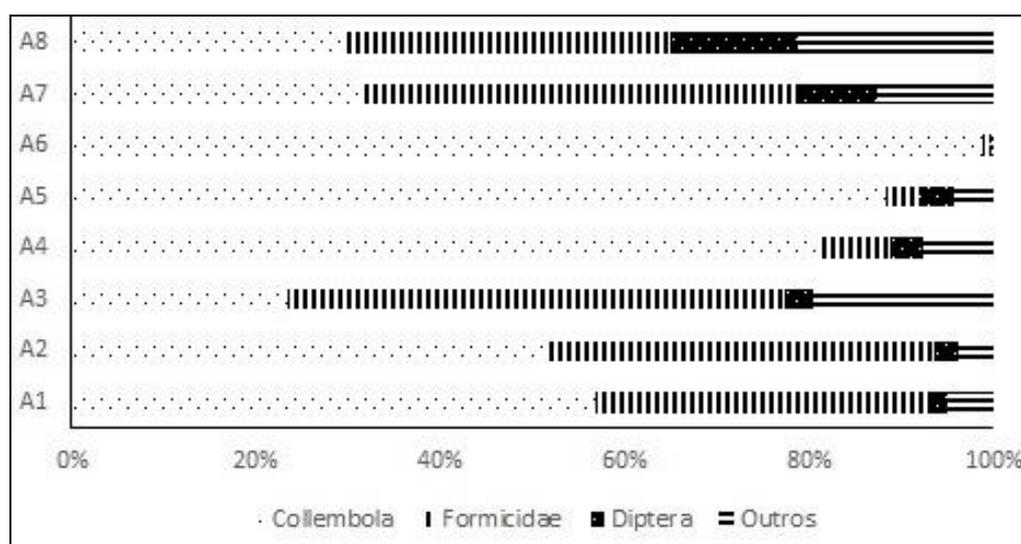
Tabela 1: Teor de chumbo (mg.Pb.kg⁻¹) em áreas com diferentes níveis de contaminação.

Parcelas de coleta	Teor de chumbo (mg.Pb.kg ⁻¹)
Área 1	19.525,46
Área 2	39.935,39
Área 3	9.801,96
Área 4	2.073,38
Área 5	3.281,98
Área 6	2.345,58
Área 7	483,38
Área 8	36,84

Fonte: Dados da pesquisa, 2018.

Nas oito glebas, foram contabilizados 10.842 organismos distribuídos em 13 grupos taxonômicos: Acari, Araneae, Blattodea, Coleoptera, Collembola, Diptera, Dermaptera, Gastropoda, Haplotaxida, Hemiptera, Hymenoptera (família: Formicidae), Isopoda e Orthoptera. A classe Collembola foi frequente em todas as áreas, porém, o grupo apresentou menor frequência relativa na parcela A3 e a maior em A6, onde representou quase 100% dos organismos amostrados (Figura 1).

Figura 1: Frequência relativa de grupos taxonômicos da fauna epiedáfica amostrados em áreas com diferentes níveis de contaminação por chumbo.



*Em "outros" refere-se à soma dos grupos menos frequentes.

Fonte: Dados da pesquisa, 2018.

Este resultado pode estar associado ao elevado teor de chumbo encontrado na área A3 (9.801,96 mg.Pb.Kg⁻¹) em comparação à área A6 (2.345,58 mg.Pb.Kg⁻¹), embora em ambos

os casos o valor encontrado seja elevado e ultrapasse o valor permitido pela legislação. Tal resultado corrobora com o reportado por Santorufo *et al.* (2012), os quais verificaram elevada ocorrência de colêmbolos e ácaros em solos urbanos contaminados por chumbo, cobre e zinco, sugerindo que os mesmos podem ser tolerantes aos metais pesados e ocorram com elevada frequência em solos contaminados.

Considerando o exposto, a cobertura vegetal e as características físicas do solo parecem ser mais determinantes no resultado encontrado. Em A3, a cobertura vegetal é escassa e constituída por vegetação rasteira e solo altamente compactado pelo tráfego de caminhões na área durante a fase de operação da recicladora, observando-se durante a coleta elevada resistência do solo à penetração das ferramentas utilizadas. Barros *et al.* (2010), também observaram reduzida densidade de colêmbolos em solos contaminados por chumbo e zinco em área de mineração e metalurgia de chumbo, compactados pelo tráfego intenso de máquinas, associado a reduzida cobertura vegetal. Moço *et al.* (2005) e Baretta *et al.* (2011), destacam a influência negativa da compactação sobre os grupos edáficos, sobretudo, a mesofauna, considerando sua baixa mobilidade e capacidade de mover partículas do solo.

Na parcela A6, observa-se cobertura vegetal densa, constituída por gramíneas altas, cercadas por arvoretas e árvores, características que contribuem para o aumento da frequência de colêmbolos, possivelmente sobressaindo-se em relação à influência ocasionada pelo chumbo, por gerar habitat ideal para seu desenvolvimento, proporcionando maior umidade e disponibilidade de alimento, considerando que os colêmbolos exercem importante função detritívora, alimentam-se principalmente de fungos regulando suas populações e, de matéria orgânica, contribuindo para a sua decomposição (Lavelle, 1996; Morais & Franklin, 2008).

A cobertura vegetal também afeta diretamente a temperatura do solo, a qual, segundo Lavelle & Spain (2001), atua na regulação metabólica nos indivíduos da fauna do solo e, juntamente com a umidade, determina a distribuição espacial destes e os períodos de maior atividade. Esta mesma interpretação pode ser extrapolada para as áreas A4 e A5, que apresentam teores similares de chumbo a A6 bem como similaridade na cobertura vegetal, propiciando condições favoráveis para o desenvolvimento do grupo.

Em relação à riqueza de organismos, verifica-se que esta foi superior nas áreas controle (A7: 12 grupos e A8: 11 grupos), sendo Blattodea, Dermaptera, Diptera, Gastropoda, Hemiptera, e Isopoda mais frequentes nestas áreas (Tabela 2), sugerindo interferência do chumbo na ocorrência de diferentes grupos edáficos.

Tabela 2 - Grupos taxonômicos, abundância total, riqueza média, índice de uniformidade de Pielou (J') e diversidade de Shannon (H') de áreas contaminadas com chumbo.

Grupos	Tratamentos							
	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8
Acari	8	11	2	23	8	4	18	4
Araneae	9	21	10	23	5	5	26	31
Blattodea	0	0	0	0	0	0	2	0
Coleoptera	9	9	3	17	9	3	40	46
Collembola	294	614	24	744	653	5780	250	201
Diptera	8	30	3	33	29	6	68	93
Dermaptera	0	0	0	0	0	0	1	0
Formicidae	190	499	55	68	26	52	378	235
Gastropoda	0	0	0	0	0	0	1	1
Haplotaxida	0	0	0	0	9	0	0	1
Hemiptera	0	0	2	4	0	0	2	27
Isopoda	0	0	0	0	0	0	3	0
Orthoptera	0	4	3	2	0	3	8	32
Abundância*	518	1188	102	914	739	5853	797	617
Riqueza*	6	7	8	9	7	7	12	11
J'*	0,53	0,50	0,66	0,37	0,28	0,04	0,56	0,72
H'*	0,96	0,97	1,37	0,78	0,54	0,08	1,38	1,65

* Considerou-se a soma dos organismos das quatro amostras coletadas em cada tratamento.

Fonte: Dados da pesquisa, 2018.

Resultados semelhantes são reportados por Mesa-Peréz *et al.* (2016), analisando a diversidade de organismos edáficos em solos de pastagens com diferentes níveis de contaminação de chumbo e zinco em Cuba, constatando que o aumento da contaminação, reduz a diversidade. Chrzan (2017), avaliando solos florestais contaminados diferentes metais, incluindo chumbo, também reportou maior diversidade de grupos e abundância nas áreas com menor contaminação, destacando seu acúmulo nos tecidos dos organismos saprófagos e principalmente nos predadores. No entanto, a abundância total (Tabela 2) não apresentou o mesmo comportamento, pois a exceção das áreas A3 e A1 as áreas controle apresentam menor abundância em relação às áreas contaminadas.

Em termos de composição vegetal, A1 apresenta semelhanças com A2 e A3, pois possuem vegetação rasteira, constituída principalmente por gramíneas baixas, bem distribuídas e espaçadas entre si, além de apresentar solo com maior compactação. Porém, apesar da semelhança de vegetação e maior nível de contaminação, A2 apresenta maior abundância (1188) que A1 (518), que por sua vez é maior que em A3 (102). Este resultado deve-se principalmente pela alta abundância de colêmbolos e formigas, e por A3 apresentar solo mais compactado que A1 e A2, criando uma condição desfavorável à ocorrência de organismos (Tabela 2). Estudos mostram a influência da quantidade e das características da vegetação na comunidade de invertebrados do solo, pois a maior quantidade e variedade de vegetação favorece maior desenvolvimento destes organismos, podendo aumentar sua abundância e riqueza (Silva *et al.*, 2013; Marques *et al.*, 2014, Matos *et al.*, 2019).

No entanto, havendo baixa disponibilidade de recursos vegetais para a fixação da fauna nestes ambientes, suas populações sofrem influências negativas. Logo, embora seja evidente que há diferença entre as áreas contaminadas e não contaminadas por chumbo, a abundância e em alguns casos, a riqueza, parece ser influenciada mais fortemente pela cobertura vegetal e as condições abióticas oriundas dela, do que pela poluição. Esta ideia corrobora com Nahmani & Rossi (2003), em seu estudo em área contaminada por zinco, cádmio e chumbo na França, em que se observou maior riqueza de grupos em áreas de pastagens contaminadas em relação a outros usos de solo em áreas não contaminadas.

Por outro lado, Mukhtorova *et al.* (2019), em seu estudo desenvolvido na Republica Tcheca, em solos contaminados por arsênio, cádmio, cromo, cobre, níquel, chumbo e zinco devido a atividade de mineração e fundição por longo período sugere que a elevada abundância de determinados grupos em áreas contaminadas seja decorrente da adaptação dos organismos a essas concentrações. Segundo os autores, é possível que os organismos desenvolvam mecanismos para evitar a captação ou acúmulo destes elementos, limitando sua exposição em relação às espécies que vivem em áreas menos contaminadas, ou ainda que a comunidade edáfica seja modificada devido à contaminação ambiental de longo prazo e apenas grupos com capacidade limitada de absorver elementos de risco são capazes de tolerar o elevado teor do metal presente no solo.

Outras percepções, como a de Barros *et al.* (2010) indicam que em condições físicas e químicas de solo adequadas para o desenvolvimento da fauna, é possível que alguns organismos sejam menos sensíveis ao estresse por metais pesados ou estejam mais aptos a desenvolver mecanismos de resistência à toxidez por esses poluentes. Skaldina & Sorvari (2019) reforçam esta ideia, salientando que os metais pesados induzem diversos efeitos

toxicológicos em insetos terrestres e afetam alguns táxons mais do que outros. A exemplo disso destacam-se as formigas (Formicidae), importantes insetos predadores que podem ser tolerantes a contaminação por metais pesados (Grzés, 2010; Stary & Kubiznáková, 1987), justificando sua maior abundância na área A2, a qual apresenta o maior nível de contaminação (39.935,39 mg.Pb.kg⁻¹). Apesar disso, a contaminação por metais pesados pode levar a acumulação destes elementos nos tecidos (Barros *et al.*, 2010), e gerar respostas ecotoxicológicas relacionadas à morfologia ou fisiologia e alterar o comportamento nesse grupo de insetos (Skaldina & Sorvari, 2019).

As áreas controle (A7 e A8), por sua vez, possuem cobertura vegetal associada à baixa concentração de chumbo criando um ambiente favorável para maior riqueza e ocorrência de grupos exclusivos, não encontrados em nenhuma das áreas contaminadas, como Blattodea, Dermaptera, Gastropoda e Isopoda, bem como maior abundância do grupo Coleoptera, pouco frequente na área contaminada. Nahmani e Rossi (2003) verificaram a ocorrência de grupos raros em áreas não contaminadas por zinco, cádmio e chumbo, bem como a redução progressiva de gastrópodes, isópodos e chilopodas em solos contaminados. Em estudo desenvolvido por Barros *et al.* (2010), a melhor qualidade ambiental esteve associada ao solo referência com teores naturais de chumbo, atestada pela maior riqueza de grupos e ocorrência de representantes dos grupos Pseudoscorpiones, Mollusca e Isopoda, apenas neste solo. Alguns autores sugerem que a elevada toxicidade do chumbo, pode afetar a taxa de reprodução, viabilidade da prole e atividade biológica de alguns grupos (Heddle *et al.*, 2013), justificando a ocorrência de grupos específicos nas áreas controle.

O índice de diversidade de Shannon (Tabela 2) que avalia a abundância de grupos, considerando tanto a uniformidade quanto a riqueza dos táxons (Silva *et al.*, 2016), foi superior nas áreas controle A8 (1,65) e a A7 (1,38), seguidos de A3 (1,37), pois os grupos encontrados nestes locais apresentaram menor dominância. No entanto, nas demais áreas observam-se valores de H' muito inferiores às áreas acima mencionadas, com destaque para a área A6, cujo índice foi de 0,08, sendo este resultado explicado pelo elevado número de colêmbolos amostrados em comparação aos demais grupos.

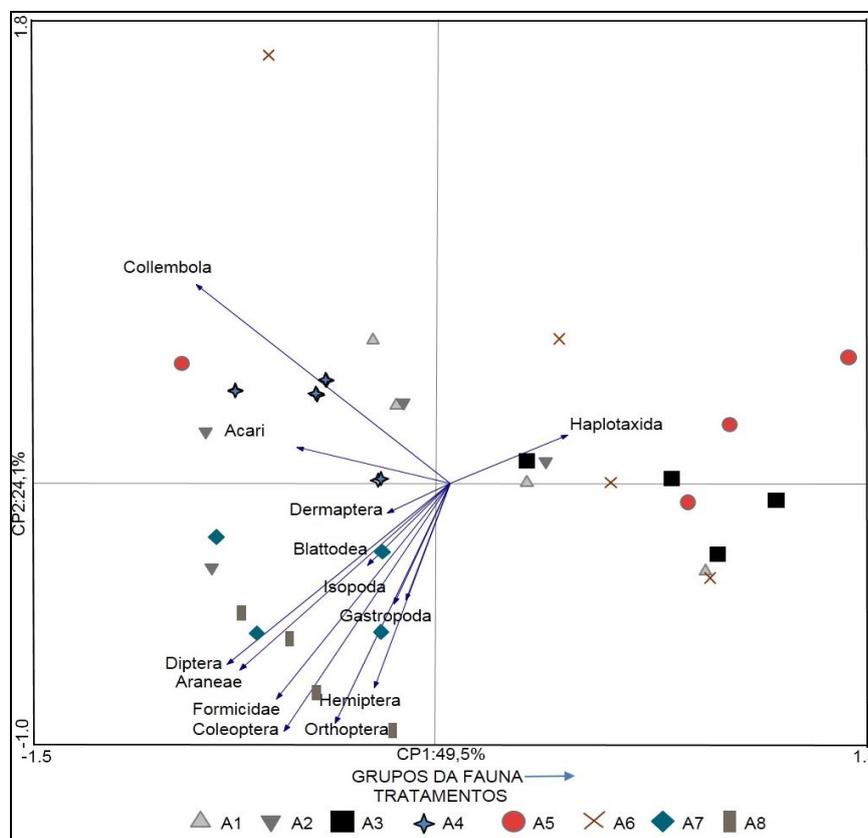
O índice de uniformidade de Pielou (Tabela 2) apresenta-se como a razão entre a diversidade obtida e a diversidade máxima, variando de 0 a 1, onde 1 representa a equiparidade entre a abundância dos grupos encontrados (Silva *et al.*, 2016). As áreas que apresentaram elevada frequência de colêmbolos (A5 e A6) tiveram redução de uniformidade, assim como de diversidade, ocasionada pela dominância desse grupo em relação aos demais.

Refletindo o resultado observado para o índice de Shannon, a área A8, apresentou maior índice de Pielou (0,72) apesar da baixa abundância quando comparada a outras áreas.

Segundo Machado *et al.* (2015), a variabilidade do índice de Pielou pode resultar dos valores de riqueza e dominância de grupos, sendo que esse pode ser maior quando a riqueza for alta e a dominância de grupos for baixa. A classe Collembola, com maior frequência em todas as parcelas, exceto as áreas controle e área A3, contribuiu para a variabilidade desse índice, visto que em A6 teve aproximadamente 100% de frequência. Esses resultados indicam que apenas a abundância total de organismos não é parâmetro capaz de refletir a qualidade do solo em relação ao nível de contaminação pelo chumbo.

Analisando a Figura 2, verifica-se que as componentes principais 1 e 2 explicaram 73,6% da variabilidade total dos grupos edáficos encontrados, separando as áreas controle da área contaminada da recicladora, com clara distinção das áreas A7 e A8, as quais apresentaram maior riqueza e grupos associados, bem como maiores índices de uniformidade e diversidade de organismos.

Figura 2 - Relação entre a componente principal 1 (CP1) e a componente principal 2 (CP2), discriminando as amostras coletadas nas áreas da recicladora: A1, A2, A3, A4, A5, A6 e as áreas de controle A7 e A8.



Fonte: Dados da pesquisa, 2018.

Em termos de composição da fauna epiedáfica, a ANOSIM ($R = 0,327$; $p = 0,1\%$) apontou diferenças significativas na composição da comunidade entre, praticamente, todas as áreas de estudo, sendo Collembola, Coleoptera, Diptera e Formicidae os grupos que mais contribuíram para essa diferença. Todas as parcelas na área contaminada apresentaram dissimilaridade em relação às áreas de controle, apresentando composição de fauna inferior a estas (Tabela 3).

Tabela 3 - Análise de porcentagem de similaridade (SIMPER) para avaliação da contribuição de diferentes grupos taxonômicos na separação das áreas com diferentes níveis de contaminação por chumbo.

Tratamentos	Grupo taxonômico	Abundância	Contribuição (%)
A1; A4	Collembola	73,50; 186,00	25,98
	Diptera	2,00; 8,25	16,10
	Acari	2,00; 5,75	13,82
A1; A7	Collembola	73,50; 62,50	16,97
	Diptera	2,00; 17,00	16,93
	Coleoptera	2,25; 10,00	15,23
A1; A8	Diptera	2,00; 23,25	18,27
	Orthoptera	0,00; 8,00	17,37
	Hemiptera	0,00; 6,75	15,08
A2; A4	Formicidae	124,75; 17,00	19,81
	Collembola	153,50; 186,00	16,42
	Acari	2,75; 5,75	13,81
A2; A8	Hemiptera	0,00; 6,75	17,99
	Orthoptera	1,00; 8,00	15,04
	Coleoptera	2,25; 11,50	14,29
A3; A4	Collembola	6,00; 186,00	35,77
	Diptera	0,75; 8,25	16,48
	Acari	0,50; 5,75	16,36
A3; A7	Collembola	6,00; 62,50	18,79
	Diptera	0,75; 17,00	16,80
	Formicidae	13,75; 94,50	16,12

A3; A8	Diptera	0,75; 23,25	20,26
	Collembola	6,00; 50,25	15,96
	Coleoptera	0,75; 11,50	14,26
A4; A6	Collembola	186; 1445,00	31,09
	Diptera	8,25; 1,50	15,21
	Acari	5,75; 1,00	13,50
A4; A7	Formicidae	17,00; 94,50	20,35
	Collembola	186,00; 62,50	16,55
	Coleoptera	4,25; 10,00	10,61
A4; A8	Orthoptera	0,50; 8,00	17,82
	Collembola	186,00; 50,25	15,39
	Acari	5,75; 1,00	14,49
A5; A7	Formicidae	6,50; 94,50	21,98
	Collembola	163,25; 62,50	17,20
	Diptera	7,25; 17,00	11,07
A5; A8	Formicidae	6,50; 58,75	17,00
	Collembola	163,25; 50,25	14,59
	Orthoptera	0,00; 8,00	13,31
A6; A7	Collembola	1445,00; 62,50	20,24
	Formicidae	13,00; 94,50	17,21
	Diptera	1,50; 17,00	15,03
A6; A8	Collembola	1445,00; 50,25	17,07
	Diptera	1,50; 23,25	17,06
	Coleoptera	0,75; 11,50	13,50
A7; A8	Hemiptera	0,50; 6,75	18,96
	Acari	4,50; 1,00	14,43
	Orthoptera	2,00; 8,00	13,79

Fonte: Dados da pesquisa, 2018.

Os resultados obtidos pelo teste de similaridade são de grande importância em estudos da fauna edáfica, pois permitem, segundo Marafeli (2016), estabelecer diferenças entre as diferentes condições analisadas com base na abundância de grupos e, compreender melhor a dinâmica da fauna.

4. Conclusões

A composição da fauna epiedáfica apresentou diferenciação entre as áreas contaminadas e as áreas controle, sendo a riqueza de grupos de organismos e a ocorrência de representantes dos grupos Blattodea, Dermaptera, Gastropoda e Isopoda apenas nestas áreas indicadores desta qualidade.

A alta concentração de chumbo não representou fator limitante para o desenvolvimento dos organismos da classe Collembola, sendo indicada, entretanto, influência da compactação do solo e diversidade vegetal como fator influenciador de sua distribuição.

A família Formicidae mostra-se tolerante a elevadas concentrações de chumbo, destacando-se a importância de estudos detalhados deste grupo e sua capacidade bioindicadora nestas condições.

Referências

- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. L. M., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711-728.
- Andrade, M. G. de., Melo, V. de F., Souza, L. C. de P., Gabardo, J., & Reissmann, C. B. (2009). Metais pesados em solos de área de mineração e metalurgia de chumbo. II-Formas e disponibilidade para plantas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 33(6), 1889-1897.
- Baretta, D., Santos, J. C. P., Segat, C. J., Geremia, E. V., Oliveira Filho, L. C. I. de., & Alves, M. V. (2011). Fauna edáfica e qualidade de solo. In: O. Klauberg Filho., A. L. Mafra., L. C. Gatiboni (Eds), *Tópicos em Ciência do Solo*. (Cap.7, p. 119-170), Viçosa: Embrapa.
- Barros, Y. J., Melo, V. de F., Sautter, K. D., Byschle, B., Oliveira, E. B. de., Azevedo, J. C. R., Souza, L. C de P., & Kummer, L. (2010). Indicadores de qualidade de solos de área de mineração e metalurgia de chumbo. II – Mesoafauna e plantas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 34(4), 1413-1426.
- Boas, R. C. V., & Moreira, F. M. de S. (2012). Microbiologia do solo no ensino médio de Lavras, MG. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 36(1), 295-306.

Brasil. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução N° 420, de 28 de dezembro de 2009. Disponível <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>>.

Brasil. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução N° 460, de 30 de dezembro de 2013. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=702>>.

Brown, G. G., Niva, C. C., Zagatto, M. R. G., Ferreira, S. de A., Nadolny, H. S., Cardoso, G. B. X., Santos, A., Martinez, G. de A., Pasini, A., Bartz, M. L. C., Sautter, K. D., Thomazini, M. J., Baretta, D., Silva, E. da, Antonioli, Z. I., Decaëns, T., Lavelle, P. M., Sousa, J. P., & Carvalho, F. (2015). Biodiversidade da fauna do solo e sua contribuição para os serviços ambientais. In: L. M. Parron, J. R., Garcia, E. B. de Oliveira., G. G. Brown., & R. B. Prado (Eds.), *Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica*. (Cap. 10, pp. 122-14).

Casari, E. C., Oliveira Filho, L. C. I., Santos, J. C. P., & Rosa, M. G. (2019). Fauna edáfica em sistemas de produção de banana no Sul de Santa Catarina. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, 14(1), 1-12.

Castaldelli, A. P. A., Sampaio, S. C., Tessaro, D., Sorace, M., Herrmann, Daniela da R., & Sorace, M. (2015). Meso e macrofauna de solo cultivado com milho e irrigado com água residuária da suinocultura. *Engenharia Agrícola*, 35(5), 905-917.

Cesar, R., Natal da Luz, T., Sousa, J. P., Colonese, J., Bidone, E., Castilhos, Z., Egler, S., & Polivanov, H. (2014). Disposal of dredged sediments in tropical soils: ecotoxicological effects on earthworms. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186, 1487-1497.

Cesar, R., Rodrigues, A. P., Bidone, E., Castilhos, Z., Polivanov, H., & Campos, T. de. (2015). Proposta de um índice de risco ecológico para disposição sustentável de sedimentos de dragagem em latossolos e chernossolos. *Geociências*, 34(2), 275-285.

Chrzan, A. (2017). The impact of heavy metals on the soil fauna of selected habitats in neopolomice forest. *Polish Journal of Soil Science*, 1-2, 291-300.

Dinga, J., Zhub., Hongb, B., Tao Wangb, H., Lib , G., Mad , Y.B., Tange, Y, T., & Chenb, Q. L. (2019). Long-term application of organic fertilization causes the accumulation of antibiotic resistome in earthworm gut microbiota. *Environment International*, 124, 145–152.

Ghemari, C., Waterlot, C., Ayari, A., Leclercq, J., Douay, F., & Nasri-Ammar, K. (2017). Assessment of heavy metals in soil and terrestrial isopod *Porcellio laevis* in Tunisian industrialized areas. *Environmental Earth Sciences*, 76: 1-13.

Grzés, I. M. (2010). Ants and heavy metal pollution - A review. *European Journal of Soil Biology*, 46(6), 350-355.

Heddle, M., Van Oort, F., Renouf, E., Thenard, J., & Lamy, I. Dynamics of soil fauna after plantation of perennial energy crops on polluted soil. *Applied Soil Ecology*, 66:29-39, 2013.

Huerta, E., & Wal, H. (2012). Soil macroinvertebrates abundance and diversity in home gardens in Tabasco, Mexico, vary with soil texture, organic matter and vegetation cover. *European Journal of Soil Biology*, 50, 68-75.

Jovic, M., Onjia, A., & Stankovic, S. (2012). Toxic metal health risk by mussel consumption. *Environmental Chemistry Letters*, 10:69–77.

Lanno, R. P., Oorts, K.; Smolders, E., Albanese, K., & Chowdhurye, J. (2019). Effects of Soil Properties on the Toxicity and Bioaccumulation of Lead in Soil Invertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38(7), 1486–1494.

Lavelle, P. (1996). Diversity of soil fauna and ecosystem function. *Biology International*, 33, 3-16.

Lavelle, P., & Spain, A. (2001). *Soil ecology*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.

Lutz, A. (2008). *Métodos Físico-químicos*. São Paulo: Instituto Adolfo Lutz.

Machado, D. L., Pereira, M. G., Correia, M. E. F., Diniz, A. R., & Menezes, C. E. G. (2015). Fauna edáfica na dinâmica sucessional da mata atlântica em floresta estacional semidecidual na bacia do rio Paraíba do Sul - RJ. *Ciência Florestal*, 25(1), 91-106.

Marafeli, P. P. (2016). *Efeito do manejo da vegetação espontânea em cafezal sobre ácaros da mesofauna edáfica*. 102f. Tese (Doutorado em Entomologia) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2016.

Marques, D. M., Silva, A. B., Silva, L. M., Moreira, E. A., & Pinto, G. S. (2014). Macrofauna edáfica em diferentes coberturas vegetais. *Bioscience Journal*, 30(5), 1588-1597.

Matos, P. S., Barreto-Garcia, P. A. B., & Scoriza, R. N. (2019). Effect of different forest management practices on the soil macrofauna in the arboreal Caatinga. *Revista Caatinga*, 32(3), 741-750.

Mesa-Pérez, M. A., Echemendía-Pérez, M., Valdés-Carmenate, R., Sánchez-Elías, S., & Guridi-Izquierdo, F. (2016). Edaphic macrofauna, indicator of contamination by heavy metals in livestock production soils of Mayabeque, Cuba. *Pastos y Forrajes*, 39(3), 182-190.

Moço, M. K. da S., Gama-Rodrigues, E. F. da., Gama-Rodrigues, A. C. da., & Correia, M. E. F. (2005). Caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na região norte fluminense. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 29(4), 555-564.

Morais, J. W., & Franklin, E. C. (2008). Mesofauna do solo na Amazônia Central. In: F. M. S. Moreira., J. O. Siqueira., & L. Brussaard (Eds.), *Biodiversidade do solo em ecossistemas brasileiros*. Lavras: UFLA.

Mukhtorova, D., Hlava, J., Száková, J., Kubík, S., Vrabec, V., Tlustoš, P. (2019). Risk element accumulation in Coleoptera and Hymenoptera (Formicidae) living in an extremely contaminated area - a preliminary study. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191, 1-12.

Nahmani, J., & Rossi, J. P. (2003). Soil macroinvertebrates as indicators of pollution by heavy metals. *Comptes Rendus Biologies*, 326(3), 295-303.

Odum, E. P., & Barret, G. W. (2007). *Fundamentos de ecologia*. São Paulo: Thomson Learning.

Oliveira, J. Â. M., Medeiros, P. C., Oliveira, C. M. M., Santos, A. F. S., & Ribeiro, D. P. (2019). Níveis de contaminação por metais pesados na área de disposição de resíduos sólidos no município de Januária-MG. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, 8(1), 629-640.

Pereira, A. C. C., Lima, E. S. A., Santos, A. M., & Sobrinho, N. M. B. A. (2015). Análise e monitoramento de metais pesados no solo. In: A. F. S. Costa & A. N. Costa (Eds.), *Valores orientadores de qualidade de solos no Espírito Santo* (Cap.4, pp.71-89). Vitória: Incaper.

Primer-e LTD (2001). Primer 5 for Windows. Version 5.2.6. Copyright©.

Santorufu, L., Van Gestel, C. A. M., Rocco, A., & Maisto, G. (2012). Soil invertebrates as bioindicators of urban soil quality. *Environmental Pollution*, 161, 57-63.

Santos, H. G. dos., Jacomine, P. K. T., Anjos, L. H. C. dos., Oliveira, V. A. de., Lumbreras, J. F., Coelho, M. R., Almeida, J. A. de., Cunha, T. J. F., & Oliveira, J. B. de. (2013). *Sistema brasileiro de classificação de solo*. Brasília: Embrapa.

Santos, J. B., Ramos, A. C., Azevedo Júnior, R., Oliveira Filho, L. C. I., Baretta, D. & Cardoso, E. J. B. N. (2018). Soil macrofauna in organic and conventional coffee plantations in Brazil. *Biota Neotropica*, 18(2): e20180515.

Siebert, J., Eisenhauer, N., Poll, C., Marhan, S., Bonkowski, M., Hines, J., Kolle, R., Ruess, L., & Thakur, M. P. (2019). Earthworms modulate the effects of climate warming on the taxon richness of soil meso and macrofauna in an agricultural system. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 278, 72–80.

Silva, R. F.; Corassa, G. M.; Bertollo, G. M.; Santi, A. L.; & Steffen, R. B. (2013). Fauna edáfica influenciada pelo uso de culturas e consórcios de cobertura do solo. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, 43(2), 130-137.

Silva, K. W. S.; Melo, M. A. D. & Everton, N. S. (2016). Aplicação dos índices biológicos Biological Monitoring Working Party e Average Score per Taxon para avaliar a qualidade de água do rio Ouricuri no Município de Capanema, Estado do Pará, Brasil. *Revista Pan-Amazônica de Saúde*, 7(3), 13-22.

Skaldina, O., & Sorvari, J. (2019). Ecotoxicological effects of heavy metal pollution on economically important terrestrial insects. In k. K. Kesari (ed). Networking of mutagens in environmental toxicology, (cap. 7, pp.137-144). Finlândia: springer.

Souza, V. S., Konrad, O., & Celso Junior, A. G. (2016). Contaminação por chumbo, riscos, limites legais e alternativas de remediação. *Veredas do Direito*, 13(25), 249-276.

Srut, M., Menke, S., Höckner, M., & Sommer, S. (2019). Earthworms and cadmium - Heavy metal resistant gut bacteria as indicators for heavy metal pollution in soils? *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 171, 843-853.

Stankovic, S., Jovic, M., Milanov, R., & Joksimovic, D. (2011a) Trace elements concentrations (Zn, Cu, Pb, Cd, As and Hg) in the Mediterranean mussel (*Mytilus galloprovincialis*) and evaluation of mussel quality and possible human health risk from cultivated and wild sites of the southeastern Adriatic Sea, Montenegro. *Journal of the Serbian Chemical Society*, 76(12), 1725–1737.

Stankovic, S., Jovic, M., Stankovic, R. A., & Katsikas, L. (2011b). Heavy metals in sea food mussels. Risks for human health. In: E. Lichtfouse., J. Schwarzbauer & D. Robert. (Eds) *Environmental chemistry for a sustainable world - Nanotechnology and Health Risk* (Cap. 9, 311–373). Berlin, Springer.

Stankovic, S., Kalaba, P., & Stankovic, R. A. (2014). Biota as toxic metal indicators. *Environmental Chemistry Letters*, 12:63–84.

Stary, P. & Kubiznáková, J. (1987). Content and transfer of heavy metal air pollutants in populations of *Formica* spp. wood ants (Hym., Formicidae). *Journal of Applied Entomology*, 104:1-10.

Ter Braak, C. J., & Smilauer, P. (2002). *CANOCO reference manual and user's guide to Cabici for Windows: software for canonical community ordination (version 4.5)*. New York: Microcomputer Power, 500 p.

Triplehorn, C. A., & Johnson, N. F. (2011). *Estudo dos insetos*. São Paulo: Cengage Learning.

Zampieron, S. L. M., Zampieron, J. V., & Souza, D. P. (2019). Avaliação do comportamento do girassol em solos contaminados por chumbo. *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research*, 2(2), 696-701.

Porcentagem de contribuição de cada autor no manuscrito

Laura Cousseau – 25%

Dinéia Tessaro – 20%

Regiane Franco Vargas – 20%

Jéssica Camile da Silva – 12%

Ketrin Lohrayne Kubiak – 12%

Luis Felipe Wille Zarzicki – 11%