

ANA CARLA GOMES ROSA

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SAÚDE E DESENVOLVIMENTO NA
REGIÃO CENTRO-OESTE**

**AVALIAÇÃO DO RISCO DE CONSUMO DE FOLHAS E SEIVA DE PLANTAS
MEDICINAIS DO CERRADO SUL-MATO-GROSSENSE EM RELAÇÃO À
SUA COMPOSIÇÃO ELEMENTAR**

Orientador: Prof. Dr. Valter Aragão do Nascimento

**Campo Grande -MS
2021**

ANA CARLA GOMES ROSA

**AVALIAÇÃO DO RISCO DE CONSUMO DE FOLHAS E SEIVA DE PLANTAS
MEDICINAIS DO CERRADO SUL-MATO-GROSSENSE EM RELAÇÃO À
SUA COMPOSIÇÃO ELEMENTAR**

Orientador: Prof. Dr. Valter Aragão do Nascimento

Em atendimento ao processo de defesa no Programa de Pós-Graduação em Saúde e Desenvolvimento na Região Centro-Oeste (Doutorado) da UFMS para obtenção do título de Doutor.

**Campo Grande -MS
2021**

Quanto mais me aprofundo na ciência mais me aproximo de Deus.

Albert Einstein

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pelas oportunidades que foram concedidas até aqui, oportunidades que, dentro dos meus limites, aproveitei o máximo que pude.

Aos meus familiares, agradeço pela atenção, compreensão e auxílio nos momentos difíceis pelos quais passei durante a realização dessa tese. Sem vocês, provavelmente, a jornada teria sido muito mais difícil.

Aos colegas do curso de doutorado em Saúde e Desenvolvimento na Região Centro-Oeste, da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, agradeço pelos momentos agradáveis que passamos juntos ao longo das disciplinas que cursamos. Foi uma experiência da qual não esquecerei.

Ao Grupo de Espectroscopia e Bioinformática Aplicados a Biodiversidade e a Saúde (GEBABS) no qual faço parte, gratidão pela parceria durante esses anos de estudo e aprendizado.

Ao Prof. Doutor Valter Aragão do Nascimento pela pessoa que é, pela orientação, atenção e compreensão para comigo durante a caminhada neste doutorado, agradeço de coração registro aqui minha eterna e profunda gratidão.

Aos professores do curso de doutorado, sou grata por compartilharem seu conhecimento e laboratórios para execução da pesquisa e, dessa forma, contribuírem com a minha formação enquanto pesquisadora e profissional.

Aos servidores que atendem na secretaria do curso, meu muito obrigado pelo auxílio diligente com que me atenderam quando necessitei.

RESUMO

Diversas plantas medicinais são utilizadas pela população brasileira para o tratamento de vários doenças. Entretanto, são escassos estudos sobre a composição química elementar de várias espécies coletadas próximas a rodovias ou ambientes contaminados, assim como os possíveis riscos de toxicidade. Diante do exposto, o objetivo deste estudo foi quantificar metais, metaloides e não metais nas folhas das plantas medicinais *Allamanda cathartica* Linn, *Celosia argentea* var. plumosa, *Tridax procumbens* Linn, *Jacaranda cuspidifolia* Mart, ambas utilizadas como antimicrobianos e anti-inflamatórios, e nas seivas de plantas utilizadas como tônico: *Dipteryx alata* e *Hymenaea stigonocarpa*. O conteúdo elementar nas plantas foi quantificado utilizando espectrometria de emissão ótica com plasma indutivamente acoplado (ICP OES), e cálculos de avaliação do risco e fatores de transferências de elementos químicos para as plantas foram realizados. De acordo com os resultados, existem concentrações significativas de Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, P, S, Se e Zn nas folhas in natura das *Allamanda cathartica* Linn, *Celosia argentea* var. plumosa, *Tridax procumbens* Linn, *Jacaranda cuspidifolia* Mart., e nas seivas da planta *Dipteryx alata* e *Hymenaea stigonocarpa*, e principalmente no solo a presença de Pb. Constatou-se que algumas espécies de plantas possuem valores acima do estipulados pela dose de referência diária (RfD). O índice de risco devido a ingestão de cromo nas plantas foi $HI > 1$ para adultos e crianças. A seiva do baru excedeu os limites de cobre e selênio estabelecidos pelos órgãos regulamentários. Apesar de a seiva de *D. alata* transferir maior concentração de metais, a planta acumulou maior quantidade de metais tóxicos como arsênio, cromo e cádmio nas folhas, o que torna sua ingestão um possível risco a saúde. Além disso, o uso de *D. alata* pode ser benéfico como estratégia de biorremediação de solos contaminados por metais pesados. Estudos de compostos bioquímicos e *in vivo* devem ser feitos para mais informações em relação à segurança de consumo destas plantas.

Palavras-chaves: Macro e Microelementos. Plantas medicinais. Toxicidade. Biorremediação. Transferência de metais.

ABSTRACT

The Brazilian population for the treatment of various diseases uses several medicinal plants. However, there are few studies on the elemental chemical composition of many species collected near highway or contaminated environments, as well as the possible risks of toxicity. This, the aim of this study was to quantify metals, metalloids and non-metals in the leaves of the medicinal plants *Allamanda cathartica* Linn, *Celosia argentea* var. *plumosa*, *Tridax procumbens* Linn, *Jacaranda cuspidifolia* Mart, both used as antimicrobial and anti-inflammatory, as well as in plant saps used as tonic: *Dipteryx alata* and *Hymenaea stigonocarpa*. Elemental content in plants was quantified using inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP OES). In addition, risk assessment calculations and transfer factors of chemical elements to plants were performed in this study. According to the results, there are significant concentrations of Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, P, S, Se and Zn in the in natura leaves of *Allamanda cathartica* Linn, *Celosia argentea* var. *plumosa*, *Tridax procumbens* Linn, *Jacaranda cuspidifolia* Mart., and in the saps of the plant *Dipteryx alata* and *Hymenaea stigonocarpa*, and mainly in the soil the presence of Pb. It was found that some plant species have values above those stipulated by the daily reference dose (*RfD*). The risk index due to chromium ingestion in plants was $HI > 1$ for adults and children. Baru sap exceeded copper and selenium limits set by regulatory agencies. Although the sap of *D. alata* transfers a greater concentration of metals, the plant accumulates a greater amount of toxic metals such as arsenic, chromium and cadmium in the leaves, which makes its ingestion a possible health risk. Furthermore, the use of *D. alata* may be beneficial as a bioremediation strategy for soils contaminated by heavy metals. Studies of biochemical compounds and in vivo should be done for more information regarding the safety of consumption of these plants.

Keywords: Macro and Microelements. Medicinal plants. Toxicity. Bioremediation. Metal transfer.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ADD – Average Daily Dose

ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária

AT – Tempo Médio

BW – Massa Corporal de Referência

C - Conteúdo de Metais Pesados

Conama - Conselho Nacional do Meio Ambiente

DRI – *Dietary Reference Intake*

ED – Duração da Exposição

EDI – Ingestão Diária Estimada

EF – Frequência de Exposição

EUA - Estados Unidos da América

FDA - Food and Drug Administration

HI – Índice de risco

HQ – Quociente de Risco

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e estatística

ICP OES - *Inductively Coupled Plasma - Optic Emission Spectrometry*

IR – Taxa de Ingestão

IUPAC - International Union of Pure and Applied Chemistry

mg- Miligrama

MT/MCA - Medicina Tradicional e Complementar e/ou Alternativa

OMS - Organização Mundial de Saúde

PNPIC - Política Nacional de Práticas Integrativas e Complementares

Renisus - Relação Nacional de Plantas Medicinais de Interesse ao SUS

R_fD – Dose de Referência

SUS - Sistema Único de Saúde

TF – Fator de Transferência

UFMS - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

UL – Nível Superior de Ingestão Tolerável

US EPA - United States Environmental Protection Agency

WHO - World Health Organization

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Diagrama de dose-resposta para elementos essenciais	25
Figura 2. <i>Allamanda cathartica</i> Linn - <i>Apocynaceae</i>	34
Figura 3. <i>Celosia argentea</i> var. <i>plumosa</i> L - <i>Amaranthaceae</i>	35
Figura 4. <i>Tridax procumbens</i> Linn – <i>Asteraceae</i>	35
Figura 5. <i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart - <i>Bignoniaceae</i>	36
Figura 6. Exsiccatas das plantas utilizadas para coletar a seiva.....	37
Figura 7. Procedimento manual de coleta de seiva.	38
Figura 8. Seivas de <i>H. stigonocarpa</i> e <i>D. alata</i>	39
Figura 9. Desenho esquemático de árvores e pontos amostrais (P1, P2 e P3) representando a distância entre os solos e a rodovia.	40
Figura 10. (a) Localização das árvores 1 e 2 perto da beira da rodovia. (b) aterro próximo a rodovia e plantação de feijão (agricultura)	41
Figura 11. Quociente de risco (HQ) para o consumo de cada elemento e Índice de risco (HI) para crianças* considerando a ingestão de suplementação de 400 mg/dia para cada planta.	63
Figura 12. Quociente de risco (HQ) para o consumo de cada elemento e Índice de risco (HI) para adultos† considerando a ingestão de suplementação de 400 mg/dia para cada planta.	64
Figura 13. Quociente de risco (HQ) e Índice de risco (HI) para crianças e adultos em relação ao consumo de seiva de baru e jatobá.....	65

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Resumo das plantas estudadas, finalidade terapêutica e partes utilizadas e detecção alimentar em partes específicas de cada planta	23
Tabela 2. Parâmetros utilizados para digestão de amostras das folhas.....	42
Tabela 3. Condições operacionais de leitura no ICP OES.....	43
Tabela 4. Coeficiente de correlação (R^2), limite de parâmetros de calibração externa, limite de detecção e limite de quantificação obtidos por ICP OES.....	45
Tabela 5. Quantificação elementar nas folhas in natura das plantas alamaanda, celosia, erva-de-touro, jacarandá e baru por ICP-OES (mg/100 g)	51
Tabela 6. Quantificação elementar nas seivas de baru e jatobá por ICP-OES (mg/L)..	56
Tabela 7. Cálculo de dose de ingestão média diária para crianças e adultos considerando a ingestão de 400 mg/dia de cada folha <i>in natura</i>	59
Tabela 8. Cálculo de dose de ingestão média diária para crianças e adultos considerando a ingestão de 0,15 L/dia para crianças e 1 Litro/dia de seiva para adultos	62
Tabela 9. Concentração elementar no solo e comparação com valores referência do Conama (Brasil), e valores propostos para China e Estados Unidos (EUA) (mg/kg)....	68
Tabela 10. Concentração elementar na seiva do xilema do tronco e nas folhas de baru (mg/L).....	69
Tabela 11. Fator de transferência de elementos químicos de cada ponto de coleta para a seiva do tronco do xilema.....	70
Tabela 12. Fator de transferência de elementos químicos de cada ponto de coleta para as folhas de baru	71

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
2. REVISÃO DE LITERATURA	15
2.1 Plantas medicinais	15
2.1.1 <i>Allamanda cathartica</i> Linn (Apocynaceae).....	15
2.1.2 <i>Celosia argentea</i> var. <i>plumosa</i> L (Amaranthaceae).....	16
2.1.3 <i>Tridax procumbens</i> Linn (Asteraceae).....	17
2.1.4 <i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart (Bignoniaceae).....	19
2.1.5 <i>Dipteryx alata</i> Vogel (Fabaceae).....	19
2.1.6 <i>Hymenaea stigonocarpa</i> (Fabaceae).....	21
2.1.7 Resumo da quantificação elementar nas plantas estudadas e suas partes	22
2.2 Macro e Microelementos	24
2.3 Transferência de metais entre solo e plantas	27
2.3.1 Fator de transferência para o xilema do tronco	28
2.4 Riscos associados ao consumo de produtos contaminados com matéria inorgânica	30
2.5 Detecção elementar por plasma indutivamente acoplado (ICP).....	31
3. OBJETIVOS	33
3.1 Objetivo Geral	33
3.2 Objetivos Específicos	33
4. MATERIAL E MÉTODOS	34
4.1 Coleta e obtenção das espécies vegetais.....	34
4.2 Coleta e obtenção das seivas das plantas <i>Dipteryx alata</i> <i>Hymenaea stigonocarpa</i> ...	36
4.3 Coleta do solo e obtenção da seiva do tronco de <i>D. alata</i> em uma região próxima a um aterro sanitário, avenida de alto tráfego de veículos e região agrícola	39
4.3.1 Escolha das plantas	39
4.3.2 Coleta das folhas e seiva de <i>D. alata</i>	40
4.3.3 Coleta do solo.....	40
4.4 Preparo de secagem e digestão ácida das folhas das plantas medicinais	42

4.5	Preparo das seivas <i>in natura</i> <i>D. alata</i> e <i>H. stigonocarpa</i> para leitura em ICP-OES..	43
4.6	Condições operacionais do ICP OES	43
4.7	Análise dos solos coletados próximo aos locais: avenida de alto tráfego de veículos; aterro sanitário e plantação de feijão.....	46
4.8	Avaliação de riscos à saúde humana: parte 1	46
4.9	Avaliação de riscos à saúde humana: parte 2	48
4.9.1	Índice de risco (HI)	49
4.10	Análise estatística.....	50
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	51
5.1	Macro e microelementos quantificados nas folhas das plantas	51
5.2	Macro e microelementos quantificados na seiva de baru e jatobá	56
5.3	Ingestão diária de metais e metaloides devido ao consumo das folhas das plantas alamanda, celosia, erva-de-touro, jacarandá e baru das plantas na forma de cápsulas	58
5.4	Ingestão diária de metais e metaloides devido ao consumo da seiva das plantas <i>D. alata</i> (baru) e <i>H. stigonocarpa</i> (jatobá).....	61
5.5	Cálculo do quociente de risco (HQ) e Índice de risco (HI) para consumo das alamanda, celosia, erva-de-touro, jacarandá e baru na forma de cápsulas e seivas do baru e jatobá	63
5.6	Transferência de elementos inorgânicos do solo para a seiva do xilema do tronco e folhas de baru	67
6.	CONCLUSÕES	73
7.	REFERÊNCIAS.....	75

1. INTRODUÇÃO

O uso de plantas medicinais como forma de tratamento de doenças persiste por séculos; e considerando a abrangência da diversidade nutricional e presença de bioativos contido no reino vegetal, existe uma possibilidade imensa de conter compostos capazes de tratar diversos males (LI; WENG, 2017). Na medicina moderna, cerca de 50% dos medicamentos formulados nos últimos 30 anos aprovados pelo *Food and Drug Administration* (FDA) são produtos naturais, derivativos semi sintéticos, ou baseados em protótipos da natureza (NEWMAN; CRAGG, 2012, 2016).

O uso de fármacos convencionais com a medicina tradicional pode resultar em benefícios importantes no cuidado primário à saúde, considerando a abordagem holística retratada pela medicina complementar tradicional, além de abrir portas para descoberta de novas drogas, ao se levar em conta o lado técnico da abordagem farmacêutica (CHAO et al., 2017). Da mesma forma, o Brasil, tem uma das maiores biodiversidade em flora do mundo (BRASIL, 2020; DUTRA et al., 2016), possuindo diversos princípios ativos isolados (VALLI et al., 2013).

Nos últimos anos, o Brasil tem desenvolvido políticas públicas em relação ao uso de plantas medicinais, como a Política Nacional de Práticas Integrativas e Complementares (PNPIC), na qual são contemplados sistemas médicos complexos e recursos terapêuticos, que são também denominados de medicina tradicional e complementar e/ou alternativa (MT/MCA) pela Organização Mundial de Saúde (OMS) (BRASIL, 2006). Em 2009 foi lançada a Relação Nacional de Plantas Medicinais de interesse ao SUS (Rennisus), em que foram catalogadas um total de 71 plantas com potencial terapêutico usadas pela sabedoria popular. O Rennisus possui como finalidade assegurar à população brasileira acesso seguro e racional de plantas medicinais e fitoterápicos, impulsionando o uso sustentável da biodiversidade, o desenvolvimento da cadeia produtiva e da indústria nacional (BRASIL, 2009).

Apesar dos esforços políticos envolvendo políticas públicas, ainda são poucas as pesquisas sobre a composição elementar em plantas medicinais. A concentração dos metais na natureza associa-se, na maioria das vezes, à localização geográfica, podendo estar contidos na água ou no solo. Esta contaminação pode ocorrer por diversas vias, como subprodutos de mineração, contaminação de lençóis freáticos, contaminação ambiental, processos da agricultura moderna, entre outros; se tornando um problema de saúde pública (MACHATE et al., 2021; PALMA-LARA et al., 2020). Dependendo da quantidade ingerida e principalmente de sua composição química, todas as formas de vida podem ser afetadas por metais pesados (AFROUSHEH et al., 2010).

O conhecimento do perfil mineral das plantas medicinais é de extrema importância, na sua identificação e também na área da toxicologia, mecanismo de ação, propriedades biológicas e utilização das plantas na alimentação (SUSSA et al., 2008); e dos meios em que isto acontece, por exemplo, a transferência de metais em solos contaminados para as plantas medicinais.

Portanto, esta tese de doutorado tem como objetivo quantificar macro e microelementos nas folhas das plantas medicinais *Allamanda cathartica* Linn, *Celosia argentea* var. plumosa, *Tridax procumbens* Linn, *Jacaranda cuspidifolia* Mart., utilizadas no tratamento de afecções do trato gastrointestinal, diabetes e atividade antimicrobiana, assim como nas seivas de plantas utilizadas como tônico: *Dipteryx alata* e *Hymenaea stigonocarpa*, e finalmente analisar quando possível, os solos próximos a rodovias, aterros sanitários e regiões de agricultura onde estas plantas foram encontradas.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Plantas medicinais

2.1.1 *Allamanda cathartica* Linn (Apocynaceae)

A. cathartica é uma planta de um grupo muito difundido em todo o mundo, possuindo diversos nomes populares no Brasil, como alamanda, alamanda-amarela, carolina ou dedal-de-dama. Pertence à família Apocynaceae, e é uma das maiores famílias de angiospermas, com 375 gêneros e mais de 5000 espécies (LORENZI;SOUZA, 1999).

O gênero *Allamanda* é endêmico da América do Sul, e recebe seu nome do botânico suíço Jean Frédéric-François Louis Allamand, que coletou as sementes desta planta no Suriname em 1771. As plantas de *A. cathartica* são compostas por arbustos robustos trepadores latescentes, semi-lenhosos, glabras em ambas as faces, com até 6 m de altura, nas quais as flores são amarelas e em forma de trombeta, frutos do tipo cápsula e com poucas sementes, com tubos de coroa, sendo que as flores são de tamanho semelhante às folhas (PETRICEVICH; ABARCA-VARGAS, 2019).

O uso tradicional da alamanda inclui tratamentos antifúngicos (DAVID, 1997; RAHMAN; AKTER, 2015), antiviral (DAVID, 1997), anticâncer (WONG; TAHA, 2012) e antidiabético (CHAITHRA AMIN et al., 2017). No Brasil, é utilizada para tratar icterícia e febre (SCIO et al., 2012); sendo que as partes mais popularmente utilizadas da planta, em ordem decrescente são as folhas, casca, flores, raízes, tronco, seiva, sementes e galhos (PETRICEVICH; ABARCA-VARGAS, 2019).

O extrato metanólico das folhas de alamanda apresenta atividade antimicrobiana (ISLAM et al., 2010). Por outro lado, o extrato aquoso de alamanda demonstrou efeitos gastrointestinais purgativos, em modelo *in vivo*, aumentando o número de contrações intestinais e a quantidade de fezes úmidas (AKAH; OFFIAH, 1992). Ainda, o extrato aquoso demonstrou capacidade regenerativa, melhorando o tratamento de feridas *in*

vivo, aumentando a contração da ferida, reduzindo o tempo de epitelização, aumento da força tecidual, aumento no peso do tecido granuloso e hidroxiprolina; além disso, animais tratados com a alamanda apresentaram menor presença de células inflamatórias e aumento do colágeno no tecido (NAYAK et al., 2006).

O extrato aquoso de alamanda ainda foi testado *in vivo* para suprimir a fertilidade masculina, com efeitos reversíveis após a retirada do tratamento, sem causar efeitos tóxicos (SINGH; SINGH, 2008).

Em relação à composição elementar, os pesquisadores do Paquistão detectaram concentrações por absorções atômicas das flores: Fe ($12,21 \pm 0,038 \mu\text{g/g}$), Mn ($1,338 \pm 0,049 \mu\text{g/g}$), Ni ($0,593 \pm 0,014 \mu\text{g/g}$), Cu ($0,348 \pm 0,006 \mu\text{g/g}$), Cr ($0,181 \pm 0,032 \mu\text{g/g}$), Pb ($0,104 \pm 0,024 \mu\text{g/g}$) e Co ($0,089 \pm 0,010 \mu\text{g/g}$) (RIZVI et al., 2014).

2.1.2 *Celosia argentea* var. *plumosa* L (Amaranthaceae)

O gênero de planta *Celosia argentea* var. *plumosa* L, é composto por cerca de 60 espécies da família Amaranthaceae, é nativo das zonas subtropicais e temperadas da África, América do Sul e Sudeste Asiático (SCHLIEMANN et al., 2001). *C. argentea*, popularmente conhecida como amaranto-africano ou crista de galo (GONÇALVES et al., 2015), ou simplesmente Celosia (AHMAD; DOLE, 2014) é uma planta herbácea anual, de porte ereto, medindo de 30 a 60 cm de altura, de caule suculento e folhas ovalado-lanceoladas às vezes levemente avermelhadas. Possui inflorescências plumosas, alongadas, eretas, um tanto cônicas, densamente ramificadas, vermelhas, amarelas ou branco creme, com flores diminutas, sendo normalmente semeadas na primavera para florescimento no verão (LORENZI; SOUZA, 1999).

A celosia é amplamente utilizada na medicina tradicional no tratamento de doenças oculares causada por agentes antimicrobianos (TANG; XIN; GUO, 2016).

A composição química da celosia revela a presença de saponinas, peptídeos, fenóis, ácidos graxos, aminoácidos, minerais (TANG; XIN; GUO, 2016), assim como glicosídeos, esteroides, flavonoides e alcaloides (USUNOMENA; SAMUEL, 2016).

Estudos experimentais com a celosia, indicam atividades biológicas capazes de conferir hepatoproteção no tratamento de tumor, efeitos antidiabéticos, antioxidantes e anti-hipertensivos (GUO et al., 2018), além de efeitos antidiarreicos (SHARMA et al., 2010). Estudos de citotoxicidade com extrato cetônico utilizando células biológicas de camundongos (3 T3-L1) demonstraram efeitos não tóxicos e anti-inflamatórios da flor da celosia (ADEGBAJU; OTUNOLA; AFOLAYAN, 2019).

A composição elementar da celosia na Nigéria por meio de espectrometria de absorção atômica quantificou o cálcio como elemento mais predominante (295 mg/100 g) e o cromo como elemento em menor concentração (0,85 mg/100g) (USUNOMENA; SAMUEL, 2016).

Lanrewaju et al., (2019) analisaram os resíduos de metais pesados e o potencial de risco à saúde humana nas amostras colhidas de celosia plantada em solo Nigeriano, uma vez que na cultura Nigeriana esta planta é de consumo humano. Os resíduos de metais pesados quantificados em celosia, como o zinco (0,145 - 0,498 mg/kg) e níquel (0,032 - 0,090 mg/kg) estavam abaixo dos limites permissíveis, por outro lado, cádmio (0,048 - 0,161 mg/kg) e chumbo (0,158 - 0,341 mg/kg) estavam acima do nível diário tolerável superior, colocando a saúde da população em risco.

2.1.3 *Tridax procumbens* Linn (Asteraceae)

T. procumbens é da família Asteraceae, sendo classificada como uma planta rasteira e está distribuída e evidenciada em países subtropicais; embora possa ser encontrada em todo o mundo. A planta produz flores brancas de centro amarelo com três pequenas flores de raio dentado. É uma planta herbácea, com caules ascendentes, variando entre 30 e 50 cm de altura. Esta espécie é invasiva e desenvolve-se rapidamente em lugares de temperatura elevada e úmida (AMALI et al., 2018). É popularmente conhecida como erva-de-touro (GYUIMARÃES; SOUZA; PINHO, 2000).

O uso popular da erva-de-touro inclui tratamento para cessar sangramentos durante a gestação, tratamento tópico para afecções da pele como micose, sarna, pele

inflamada e aftas, no tratamento de quadros diarreicos, leucorreia, febre e epistaxe (UPADHYAY et al., 2010).

O perfil fitoquímico da erva-de-touro revela a presença de alcaloides, carotenoides, flavonoides, saponinas e taninos (IKEWUCHI; IKEWUCHI; IGBOH, 2009); e a investigação de seus efeitos medicinais revelou que o extrato hexânico das flores possui atividade antimicrobiana contra *E. coli*, enquanto o extrato hexânico das partes aéreas consegue mitigar o crescimento de *Mycobacterium smegmatis*, *Escherichia coli* e *Salmonella paratyphi*; por outro lado, o extrato de etil-acetato das flores mostrou-se eficaz contra o crescimento de *Bacillus cereus* e *Klebsiella sp.* (TADDEI; ROSAS-ROMERO, 2000). Além disso, o extrato aquoso da erva-de-touro foi capaz de melhorar a cicatrização de feridas em modelo experimental (UDUPA; KULKARNI; UDUPA, 1995).

O uso do extrato hidrometanólico (50%) em doses agudas e subcrônicas em animais demonstrou efeito hipoglicemiante, afetando os valores de glicemia de jejum, reduzindo a concentração de glicose plasmática em até 68,26% (250 mg/kg) e 71,03% (500 mg/kg) sem apresentar efeitos de toxicidade nos animais estudados (PAREEK et al., 2009).

A quantificação de metais em amostras da planta medicinal erva-de-touro no Paquistão utilizando espectrometria de emissão óptica com plasma acoplado (ICP OES), obteve elementos químicos como cálcio, selênio, magnésio, potássio e sódio (IKEWUCHI; IKEWUCHI; IGBOH, 2009). Além disso, as raízes de erva-de-touro podem acumular metais como cromo, zinco, chumbo e arsênio (GOVARTHANAN et al., 2016).

Segundo avaliações de (GOVARTHANAN et al., 2016), esta planta tem o potencial de biorremediação do solo, acumulando em suas raízes metais, tais quais cobre, zinco e arsênio. Em um estudo realizado na Índia por Naz et al., (2020) os autores constataram que as raízes da erva-de-touro plantadas em solos de antigas mineradoras já desativadas, continham altos níveis de cromo, níquel e cádmio.

2.1.4 *Jacaranda cuspidifolia* Mart (Bignoniaceae)

O *J. cuspidifolia* faz parte da família Bignoniaceae (tribo Tecomae), grupo composto por 49 espécies, das quais 39 caracterizam-se como espécies endêmicas no Brasil. Quanto às denominações, é ampla e popularmente reconhecida pelos nomes de jacarandá, caroba e bolacheira, sendo considerada uma árvore de tamanho mediano, cuja altura vai de 3 a 10 metros. É muito empregada como ornamentos urbanos, notadamente em projetos paisagísticos em que o foco é a arborização – destaca-se em razão da coloração arroxeadada de suas flores (ARRUDA et al., 2012).

O uso tradicional do jacarandá engloba o tratamento da sífilis e gonorreia (MOSTAFA; ELDAHSHAN; SINGAB, 2014), sendo que a atividade antimicobacteriana desta espécie foi avaliada por meio de ensaios *in vitro* com extratos metanólicos das cascas e folhas (ARRUDA et al., 2012). De fato, extratos das folhas possuem atividades antimicrobiana, antioxidante e anticâncer (NAZ et al., 2020).

Até a presente data, não foram encontrados estudo da quantificação de macro e microelementos nesta espécie de plantas no Brasil ou outros países.

2.1.5 *Dipteryx alata* Vogel (Fabaceae)

O *D. alata*, popularmente conhecido como baru, coco-feijão, cumaru e pau cumaru, a depender da região do país, é uma árvore da família Fabaceae, arbórea lenhosa, com período de frutificação entre setembro e novembro (EMBRAPA, 2016).

Os frutos do baru possuem entre 1,5 a 5 cm de comprimento, com formato ovular, levemente achatados, estilo drupa e de coloração marrom. A drupa possui apenas uma amêndoa, esta com dimensão entre 1 e 3,5 cm e largura variando entre 0,9 e 1,3 cm (PINHO et al., 2018). O baruzeiro possui frutos comestíveis e as sementes são de grande valor comercial para a produção de óleos (BATISTA et al., 2012).

Popularmente, o baru é utilizado para tratar reumatismo, picadas de cobra e fraquezas no corpo em geral (dores nas costas, dores musculares, osteoporose) (PARE et al., 2016). Em sua composição fitoquímica foram identificados metabólitos secundários como triterpenoides e isoflavonoides, chalcona e compostos fenólicos (PUEBLA et al., 2010).

O aplicação medicinal dos extratos (usando como solventes hexano, diclorometano,etil acetato e metanol) das cascas de baru foram testados em relação ao seu uso antiofídico, contra os venenos de *Bothrops jararacussu* e *Crotalus durissus terrificus*. O uso do extrato metanólico foi capaz de minimizar efeitos neurotóxicos e miotóxicos do veneno de *B. jararacussu*, enquanto nenhum dos extratos foi capaz de remediar o veneno de *C. durissus terrificus* (NAZATO et al., 2010).

Segundo pesquisas, o uso do óleo do baru é capaz de reduzir danos hepáticos e peroxidação lipídica em animais com hipercolesterolemia (REIS et al., 2018). Ainda, a amêndoa promoveu a redução da circunferência abdominal em mulheres, além de melhorar a porção HDL do colesterol (DE SOUZA et al., 2018).

Apesar do uso da seiva de baru ser popular, no entanto, até o momento não identificamos a existência de pesquisas abordando a toxicidade da seiva do *D. alata*, composição química ou elementar. Diante do exposto, não necessários estudos que abordem tais aspectos uma vez que a população da região Centro Oeste brasileira possui a cultura de ingerir a seiva desta planta periodicamente. Outras partes da planta foram estudadas como a casca, folhas, polpa e sementes (DA SILVA et al., 2021; ESTEVES-PEDRO et al., 2012; NAZATO et al., 2010; OLIVEIRA-ALVES et al., 2020). Existem apenas a quantificação de Ca, Cu, Fe, P, Mg, K, Zn e Mn nas amêndoas (MARIN;

SIQUEIRA; ARRUDA, 2009), não foram encontradas publicações na literatura sobre a composição de macro e microelementos na seiva da *Dipteryx alata* Vog.

2.1.6 *Hymenaea stigonocarpa* (Fabaceae)

A *H. stigonocarpa* é pertencente à família Fabaceae (Caesalpinioideae), possuindo 13 espécies no Brasil (BONIFACE; BAPTISTA FERREIRA; ROLAND KAISER, 2017). Apresenta tronco com exsudato resinoso e folhas bifoliadas, sendo caracterizadas como perenifólias ou semidecíduas, isto é, não apresentam perda total de sua folhagem ao longo do ano. As flores são esbranquiçadas, dispostas em racemos axilares e terminais. As frutas se apresentam lenhosas com pericarpo marrom, indeiscentes e contêm sementes cercadas por polpa amarela (ALMEIDA; AGOSTINI-COSTA, 1998).

No Brasil, a planta *H. stigonocarpa* é chamada popularmente de jatobá, jatobá-do-campo, jatobá-da-serra, jatobá-capitão, jatobá-de-casca-fina ou jataí. É uma árvore de grande porte podendo atingir de 10 a 20 metros de altura, com diâmetro de tronco de 30 a 70 centímetros, cujas frutas são usadas como alimento e os chás de folhas e cascas possuem utilidades medicinais (DIAS; LUZIA; JORGE, 2013). O jatobá floresce de dezembro a janeiro e tem frutos de agosto a setembro, os frutos apresentam formato variando do cilíndrico ao oblongo e as sementes se caracterizam pelo tamanho, geralmente grandes em relação aos outros frutos do cerrado; pelo desenvolvimento lento em campo e pela alta densidade de sua madeira (aproximadamente 0,90 g.cm⁻³). Tem potencial para colonizar grandes extensões de pasto abandonado, sendo também – por essa razão – utilizada para plantações cujo objetivo seja a recuperação de áreas danificadas (CASTRO et al., 2021).

O gênero *Hymenaea* é reconhecido pelo alto valor econômico agregado, porque sua madeira é considerada como madeira “de lei”, cuja qualidade e resistência (a fungos e insetos, principalmente). A utilidade desta planta também está presente na indústria de verniz, onde sua resina é muito empregada; na construção civil; na indústria alimentícia (em razão do seu alto valor nutricional) e na farmacopeia popular, como alternativa terapêutica no tratamento de diversas doenças (DIMECH et al., 2013; ORSI; SEITO;

DI STASI, 2014).

O uso popular do chá das cascas do jatobá inclui tratamento para problemas renais e hepáticos, infecções do trato intestinal, além do uso laxante e expectorante. Além disso, a polpa é utilizada para induzir efeito laxante (BONIFACE; BAPTISTA FERREIRA; ROLAND KAISER, 2017).

O Extrato da casca e o uso da seiva de plantas do gênero *Hymenaea* são tradicionalmente tomadas como chá ou xarope no tratamento de problemas pulmonares, para tosse e tuberculose (BONIFACE; BAPTISTA FERREIRA; ROLAND KAISER, 2017; LEITÃO et al., 2013). Em adição, a seiva do jatobá é utilizada como fortificante, hepatoprotetora, laxante, peitoral, tônica e vermífuga. Esta planta também é indicado para dores no estômago, fraturas, artrite, diarreia, asma, bronquite, tosse e febre, e o extrato alcoólico utilizado como anti- inflamatório, combate o reumatismo e possui características analgésicas (YUNES; PEDROSA; CECHINEL FILHO, 2001).

A identificação de fitoquímicos no *H. stigonocarpa* demonstrou a presença de compostos fenólicos (em especial flavonóides e taninos condensados) (DIMECH et al., 2013; RODRIGUES ORSI et al., 2012). a presença de fitoquímicos explica a atividade antioxidante *in vitro* e *in vivo* do extrato da polpa de jatobá (ARAKAKI et al., 2016). Apesar de que Rocha et al., (2019) quantificarem os teores de micro e macroelementos nas folhas e casca do jatobá, não encontramos pesquisas envolvendo a quantificação na seiva desta planta.

2.1.7 Resumo da quantificação elementar nas plantas estudadas e suas partes

A Tabela 1 mostra o resumo do uso das plantas medicinais pesquisadas neste estudo, sua finalidade terapêutica e a detecção de metais, quando disponível, nas partes específicas das plantas.

Considerando as partes utilizadas das plantas medicinais e da detecção elementar, é possível verificar que ainda há muitas áreas a serem investigadas (Tabela 1). As quantificações do conteúdo elementar são importantes para garantir a segurança de consumo da população que utiliza plantas para consumo ou na forma de medicina tradicional (SUSSA et al., 2008), especialmente aqueles que usam de forma contínua.

Tabela 1. Resumo das plantas estudadas, finalidade terapêutica, partes utilizadas e detecção elementar em partes específicas de cada planta.

Planta	Parte utilizada e finalidade terapêutica	Minerais quantificados
Alamanda	Folhas, casca, flores, raízes, tronco, seiva, sementes e galhos – laxante, antifúngico e antiviral	Flores - Fe, Mn, Ni, Cu, Cr, Pb e Co*
Celosia	Caule e folhas – antibacteriana, antidiabético e diurético	Caule - Zn, Ni, Cd [†]
Erva-de-touro	Toda a planta – protetor hepático, antidiabético, regulador de pressão arterial, antifebril, antidiarreico	Raiz - Cr, Ni e Cd [‡]
Jacarandá	Toda a planta – cicatrizante, antimicrobiano e antissifilítico.	Ainda não reportado
Baru	Casca da árvore, folhas, castanhas (óleo) – bronquite, diarreia, anti-	Castanha baru - Cu, Mn, Fe e Zn [¥]

Continuação

	inflamatório, antigripal, antirreumático, picadas de cobra. Seiva – tônico.
Jatobá	Cascas e folhas – problemas renais e hepáticos, anti-infeccioso, expectorante. Folhas e casca - Al, Ca, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, P, S e Zn** Polpa: laxante. Seiva – tônico.

*Rizvi et al., (2014); †Lanrewaju et al., (2019); ‡Naz et al., (2020), ††Gonçalves et al., (2020) **Rocha et al., (2018).

2.2 Macro e Microelementos

Existem cerca de 20 elementos essenciais ao funcionamento do organismo humano, dentre estes, assertivamente, ao menos 10 são metais. É possível classificar os elementos essenciais em macrominerais (ou macroelementos), os quais são necessários em maiores quantidades no organismo, sendo eles: sódio, potássio, magnésio, cálcio, cloro, fósforo e enxofre. Por outro lado, elementos traço (ou microelementos), também essenciais, são necessários em menores concentrações (ZORODDU et al., 2019). Elementos incluídos neste grupo são manganês, ferro, cobre, zinco, selênio, cobalto, molibdênio e iodo; para plantas ou animais.

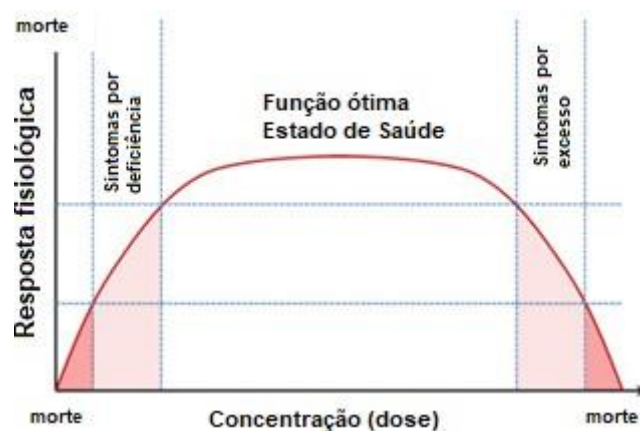
Até o momento, ainda se discute sobre a essencialidade de outros elementos, tais quais vanádio, níquel, bromo, silício e estrôncio (ALELUIA, 2016; FIGUEREDO;

GURGEL; GURGEL JUNIOR, 2014; SILVA; WILLIAMS, 2001); sendo que a definição de quais elementos são essenciais e quais não são ainda estão sob análise (MARET, 2016).

O papel de metais e metaloides no organismo humano é tão importante, que é estimado que cerca de 50% das enzimas dependem de um íon metálico para catálise (ANDREINI; BERTINI; ROSATO, 2009). No entanto, o delicado equilíbrio entre os elementos essenciais, se estende em interações complexas com elementos não essenciais e nutrientes. Por exemplo, a sobrecarga ou a deficiência de um elemento, pode condicionar efeitos no metabolismo de outros elementos, tal qual a suplementação de zinco que pode afetar as concentrações de cobre, causando sua deficiência (MARET; SANDSTEAD, 2006).

A adequação na ingestão dos nutrientes, incluindo macro e microelementos é necessária para a manutenção da saúde humana. Portanto, até mesmo elementos essenciais podem ser tóxicos, quando consumidos em excesso. A Figura 1 ilustra a possibilidade de tanto a deficiência, quanto o excesso de um micronutriente poder ser danosa à saúde (MARET, 2016).

Figura 1. Diagrama de dose-resposta para elementos essenciais



Fonte: Maret (2016).

Em relação à toxicidade, além dos elementos que podem ser tóxicos por seu excesso, é possível distinguir dois grupos: elementos em que a baixa abundância e biodisponibilidade os torna não necessários à vida, e elementos em que apenas efeitos negativos foram encontrados até o momento. Este último grupo engloba metais como tálio, chumbo, mercúrio e cádmio (JAN et al., 2015).

Malefícios à saúde foram reportados devido à exposição a contaminantes de metais pesados, como cobre, níquel, cobalto, cromo, manganês e chumbo, incluindo danos ao sistema neurológico, à função renal, processos de ossificação, dentre outros (LOHANI et al., 2008).

A exposição a metais pesados geralmente ocorre por meio da contaminação de águas subterrâneas. Estes contaminantes entram no organismo humano por diversas vias de exposição como ingestão, inalação e exposição dérmica; e após a exposição a maior parte dos contaminantes são adsorvidos, acumulados e biomagnificados no corpo humano, dando origem à diversas doenças (AVIGLIANO; SCHENONE, 2015).

Os contaminantes inorgânicos, especificamente os de origem externa, tendem a acumular em várias partes dos tecidos vegetais, subsistindo de forma duradoura. Desse modo, os contaminantes, podem ser transmitidos diretamente aos medicamentos fitoterápicos a base de plantas e suas partes como flores e frutos. (GOODMAN; GILMAN; BRUNTON, 2006).

A maioria dos produtos e subprodutos utilizados na medicina popular advêm de vegetais, entretanto, pouco é conhecido sobre as condições de cultivo, preparação, distribuição e consumo. Uma das influências mais presentes no trato com vegetais, como os que são utilizados na medicina popular e na produção de fitoterápicos, é a água, tendo na pureza de sua composição um dos fatores de interferência na qualidade do produto final. Outro fator relevante é o solo, podendo ser fonte de contaminantes inorgânicos (TOKALIOĞLU et al., 2018).

No caso das plantas, os nutrientes também apresentam como principal forma de obtenção os íons inorgânicos do solo e assim são distribuídos para as outras partes das

plantas onde desempenham as mais variadas funções biológicas. As raízes apresentam alta capacidade de absorção, pois conseguem obter os minerais em concentrações baixas para realizar a sua distribuição, ainda os macronutrientes podem ser absorvidos pelas plantas através da água e do ar (TAIZ et al., 2017).

2.3 Transferência de metais entre solo e plantas

O risco potencial para o meio ambiente e para a população devido à contaminação do solo por elementos potencialmente tóxicos decorrentes da mineração de metais foi descrita na literatura (ABRAHAMS, 2002; ADRIANO, 2001; JARSJÖ et al., 2017).

Após a acumulação de elementos potencialmente tóxicos no solo diversos fatores físico-químicos condicionam a transferência de cada metal pesado das fases sólidas para as líquidas do solo, causando diferenças em disponibilidade e, finalmente, atoxicidade de elementos como cádmio, cobre, manganês ou zinco (MORENO- JIMÉNEZ et al., 2009).

Metais pesados podem induzir toxicidade na vida selvagem se as concentrações no solo encontrarem valores críticos, ainda, a acumulação em plantas, em tecidos encontrados na parte acima do solo podem resultar no aumento da acumulação de metais na parte superior do solo, via deposição foliar, e pode criar uma via de exposição e introdução de metais na cadeia de produção alimentar (SHAHID et al., 2021; UNTERBRUNNER et al., 2007).

Locais com um longo histórico de contaminação no solo por metais devem ser remediados, frequentemente utilizando métodos de isolamento e contenção, separação mecânica ou pirometalúrgica, tratamento químico *in situ* ou *ex situ* eletrocinética e bio remediação (o que inclui fito remediação) (PALANSOORIYA et al., 2020; WANG et al., 2021).

Todos os processos de remediação possuem vantagens e desvantagens e deixam resíduos de contaminação ao final do processo (ANTONIADIS et al., 2021); porém, dentro os processos a fito remediação parece ser o processo menos destrutivo e mais drástico (HOU et al., 2018); compatível com o conceito de “remediação sustentável” (HOU; AL-TABBAA, 2014).

As características ideais para que a planta possa completar este processo de foto remediação são de que ela tenha um alto potencial em absorver elementos potencialmente tóxicos que estão em abundância no solo, e que tenha uma alta capacidade de acumular estes elementos em relação à concentração no solo (alta taxa de transferência), ciclo de vida curto, alta taxa de propagação, distribuição geográfica variada e grande biomassa aérea (VISOOTTIVISETH; FRANCESCONI; SRIDOKCHAN, 2002).

Embora muitas plantas tenham sido testadas para o uso em fito remediação, é interessante a utiliza de plantas nativas, bem adaptadas à área. Plantas nativas são adaptadas ao estresse químico devido à exposição de elementos potencialmente tóxicos e às condições do ambiente climático particular da área (ANTONIADIS et al., 2021).

2.3.1 Fator de transferência para o xilema do tronco

O xilema do tronco é o tecido vivo em plantas vasculares, sendo o principal canal para o transporte de água, nutrientes e produtos (KANT, 2018; PRATT; JACOBSEN, 2018). Esses componentes são transportados por gradientes de pressão hidrostática e potencial hídrico por fluxo de massa, o que proporciona uma conexão rápida em sistemas de transporte de longa distância em questão de horas (BENKERT et al., 1995).

A composição da seiva do xilema é influenciada por vários fatores, como o órgão amostrado, o período de amostragem, a disponibilidade de nutrientes do solo e o potencial hídrico do solo. Medições diretas de fluxos de nutrientes na seiva do xilema são usadas para sugerir um esquema geral do ciclo dos elementos minerais nas árvores adultas (DIAZ-ESPEJO; HERNANDEZ-SANTANA, 2017).

O solo é um dos recursos naturais mais importantes da Terra, sustentando os sistemas de produção de alimentos humanos, apoia o cultivo de vegetação para

alimentação, fibra, combustível e tem o potencial de ajudar a combater e mitigar as mudanças climáticas. É também é um ecossistema rico e complexo, acomodando uma variedade impressionante de biodiversidade. Portanto, a importância do solo na vida é vasta, uma vez que as plantas são a principal fonte de matéria orgânica e energia que suportam a atividade microbiana do solo e mantêm muitas funções importantes do ecossistema do solo (VEZZANI et al., 2018).

De acordo com estudos realizados na Noruega com a planta Abeto-falso (*Picea abies* Karst.), a concentração de nutrientes na seiva do xilema foi maior nos galhos e raízes finas em comparação com a parte inferior do tronco, as maiores concentrações sendo observadas na primavera, durante o alongamento do broto. As concentrações de seiva do xilema foram maiores no crescimento de Abetos em locais ricos em nutrientes do que em locais pobres. A combinação da análise da seiva do xilema do galho e do tronco, juntamente com o fluxo de xilema no tronco durante o curso de um período de vegetação permitiram a quantificação dos fluxos minerais via fluxo de seiva do xilema no tronco e nos galhos. Segundo o estudo, o fluxo de Ca na seiva do xilema do tronco foi menor do que a absorção bruta de Ca. O fluxo de Mg na seiva do tronco era aproximadamente equivalente à absorção bruta de Mg, enquanto os fluxos de P e K na seiva do tronco eram muito maiores do que a captação bruta absorção. Os fluxos de Ca, Mg, K e P na seiva do galho foram muito maiores do que na seiva do tronco. Os dados sugerem que a ciclagem interna é responsável por grande parte dos fluxos de nutrientes na seiva do xilema da copa. A composição da seiva do xilema, portanto, parece ser uma ferramenta que pode complementar outras fontes de informação sobre a absorção de minerais e a ciclagem em Abetos adultos (DAMBRINE et al., 1995).

A composição da seiva do xilema já era utilizada como uma ferramenta de diagnóstico da disponibilidade de nutrientes do solo em relação às necessidades de nutrientes em árvores adultas há muito tempo (STARK; ESSIG; BAKER, 1989).

Considerando a capacidade de transferência de metais e metaloides do solo para as plantas, se faz necessário estudar também, esta possível fonte de contaminação, para segurança da população, ou em busca de tratamentos para remediar estes contaminantes no solo (WU et al., 2018).

2.4 Riscos associados ao consumo de produtos contaminados com matéria inorgânica

O risco derivado da presença de substâncias químicas na dieta está sujeito ao potencial dano e dos riscos associados à vida e à saúde decorrentes da exposição da população à estas substâncias em um determinado período (FAO/WHO, 2011).

Pode ser considerado contaminante qualquer substância que esteja presente no alimento para uso humano ou animal, que não tenha sido intencionalmente adicionada, sendo derivada do processo de qualquer fase da produção alimentar, sendo eles: produção, manufatura, processamento, preparação, embalagem, transporte e retenção no alimento; como consequência de contaminação ambiental (JOINT FAO/WHO, 2011).

São considerados contaminantes alimentares compostos nitrogenados, compostos químicos decorrentes de tratamento com calor, metais pesados, drogas veterinárias, micotoxinas, pesticidas, materiais usados na manufatura de embalagens e outros contaminantes ambientais, tais quais percloratos e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PEREIRA et al., 2020).

Além disso, o uso de um alimento pode causar risco quando seu consumo ultrapassa os valores estabelecidos pelas DRI (*Dietary Reference Intake*) considerando os Níveis Superiores de Ingestão Tolerável (UL) em relação ao seu conteúdo elementar, que são a máxima quantia diária de consumo de um nutriente considerado seguro para a maioria das pessoas. Por outro lado, o consumo que ultrapassa esses limites de ingestão podem ocasionar danos à saúde (NATIONAL ACADEMIES OF SCIENCES et al., 2019a).

Existem outras formas de verificarmos o risco decorrente do consumo alimentar, como o quociente de risco (HQ), que verifica o potencial risco de dano crônico não carcinogênico à saúde humana devido ao consumo de cada elemento, e do índice de risco (HI), que considera o risco para todos os elementos contidos em um alimento (USEPA, 1989). No capítulo dedicado à metodologia empregada neste trabalho, são descritas as equações para obtenção destes parâmetros, bem como as informações necessárias a elas.

2.5 Detecção elementar por plasma indutivamente acoplado (ICP OES)

Técnicas utilizando plasma são caracterizadas por temperaturas elevadas (entre 6000-10000 K), permitindo a atomização e ionização da maior parte dos elementos. Geralmente, o gás argônio (Ar) é usado para geração do plasma no equipamento de espectroscopia (ICP OES), porém, outros gases como hélio (He) ou nitrogênio (N₂) podem ser usados (MATUSIEWICZ; ŚLACHCIŃSKI, 2010; ROSENKRANZ; BETTMER, 2000).

O uso de equipamentos espectroscópicos como ICP OES possui vantagens sobre outras técnicas, como a espectrometria de absorção atômica (AAS), pois é capaz de quantificar diversos elementos simultaneamente (BARIN et al., 2016). Além disso, agências de reconhecimento internacional como a Agência Europeia de Medicamentos (EUROPEAN MEDICINES AGENCY, 2019) e a convenção farmacopeica americana referem-se a avaliação de impurezas utilizando as técnicas espectroscópicas como ICP OES e ASS, considerando que o consumo para cada elemento contaminante se dá geralmente, com um limite de consumo diário (THE UNITED STATES PHARMACOPEIAL CONVENTION, 2015).

Uma característica importante em relação ao uso de ICP OES na quantificação elementar é que é possível determinar quando as concentrações de elementos em amostras estão próximos ou abaixo dos limite de detecção (LOD), ou seja, na ordem de microgramas por litro considerando os aparelhos com espectrometria de emissão óptica (ICP OES) e de nanogramas por litro em aparelhos com espectrometria de massa (MS) (BARIN et al., 2016).

Apesar da vantagem do uso de equipamento de espectroscopia, existem algumas desvantagens em seu uso: ICP-OES e ICP-MS são afetados por interferências espectrais e não espectrais, atingindo com maior frequência o ICP-MS; em contraste de aparelhos AAS com atomizadores de chama ou com fornos de grafite. Interferências espectrais se forem observadas no mesmo comprimento de onda (ou muito próximo) ou na mesma razão m/z dos analitos para o uso dos aparelhos. Enquanto interferências não espectrais podem causar supressão ou aumento do sinal, e geralmente ocorre se a composição das amostras diferirem muito das soluções analíticas, podendo promover resultados com vies (MULLER et al., 2015).

Considerando a sensibilidade destas técnicas, o preparo das amostras previamente à leitura nos aparelhos deve ser otimizado; e estas questões foram exploradas na literatura, focando principalmente em três abordagens: 1) dissolução direta em solvente aquoso ou orgânico ou extração; 2) digestão por via úmida; 3) combustão. Tanto a digestão por via úmida, quanto a combustão devem ser executadas preferencialmente em sistemas fechados, sob radiação micro-ondas, o que reduz a perda de elementos voláteis e reduz a necessidade de reagentes consumidos (FLORES et al., 2004).

Apesar dos equipamentos de ICP OES terem trazido luz à questão da contaminação elementar em alimentos e medicamentos, este tipo de análise foca especialmente na concentração de elementos químicos (ARAKAKI et al., 2020; DE SOUZA et al., 2021; LEWEN et al., 2004; TSCHINKEL et al., 2020); e não considera o sistema molecular. No entanto, aparelhos ICP-MS podem ser acoplados com um sistema de separação, como cromatográfica líquida, gasosa, ou eletroforese capilar, promovendo informações importantes sobre a especificação química (MEERMANN; SPERLING, 2012).

Ainda que as técnicas apresentem certas dificuldades, as mesmas são recomendadas por farmacopeias ao redor do mundo para determinação de contaminantes (BRASIL, 2019; EUROPEAN MEDICINES AGENCY, 2019; THE UNITED STATES PHARMACOPEIAL CONVENTION, 2015), sendo uma das opções mais viáveis e confiáveis no momento, e podem passar por métodos que certifiquem sua acurácia na detecção elementar, garantindo que o processo seja adequado (LONG; WINEFORDNER, 1983).

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo Geral

Avaliar a segurança do consumo de folhas e seivas frescas de plantas medicinais selecionadas em relação ao seu perfil elementar.

3.2 Objetivos Específicos

- Determinar a concentração de macro e microelementos das folhas das plantas medicinais *A. cathartica*, *C. argentea*, *T. procumbens*, *J. cuspidifolia* e *D. alata* e na seiva fresca de *D. alata* e *H. stigonocarpa*;
- Comparar a quantificação de metais pesados obtidos nas folhas das plantas medicinais supramencionadas com níveis de segurança estabelecidos pela FAO/WHO;
- Comparar a quantificação de metais pesados obtidos nas seivas *in natura* com a resolução CONAMA/2005 e parâmetros da Comunidade Europeia;
- Avaliar o risco para a saúde humana devido à ingestão das plantas medicinais e de seivas de plantas medicinais contendo metais e metaloides;
- Calcular o fator de transferência de metais do solo para a seiva de *D. alata* e avaliar o risco devido à ingestão da seiva do xilema para adultos e adolescentes.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Coleta e obtenção das espécies vegetais

As espécies vegetais deste estudo foram coletadas nos arredores da cidade de Campo Grande-MS (-19°36'14.36" S, -57°02'48.90" W), entre os meses de julho/2017 e julho/2018. As amostras da *A. cathartica* (Figura 2a) foram coletadas no período de janeiro/2018 em área urbana da cidade de Campo Grande-MS (20° 46' 07''S 54° 60' 55'' W). Além disso, as amostras coletadas contendo galhos, folhas e flores das espécies de plantas estudadas foram depositadas em 18/01/2018 no herbário da Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, sob o número de depósito 65953 CGMS - (*A. cathartica* Linn - Apocynaceae). A amostra da exsicata consta na Figura 2b.

Figura 2. *Allamanda cathartica* Linn - Apocynaceae



- a) a) Amostra coletada da planta *A. cathartica* Linn. b) Exsicata depositada (n°65953 – CGMS) Fonte: A autora, 2021

As folhas da *C. argentea* (Figura 3a) foram coletadas no mês de julho/2017 em área urbana da cidade de Campo Grande, Mato Grosso do Sul (coordenadas: 20°39'85" S 54°56'20" W). A amostra coletada foi depositada em 20/07/2017 no herbário da Universidade Federal do Mato Grosso do Sul número de depósito 62221 CGMS - (*Celosia argentea* var. *plumosa* L - Amaranthaceae) (Figura 3b).

Figura 3. *Celosia argentea* var. *plumosa* L - Amaranthaceae



a) Amostra coletada da planta *Celosia argentea* var. *plumosa* L; b) Exsicata depositada (nº62221 – CGMS) Fonte: A autora, 2021

As folhas de *Tridax procumbens* Linn (Figura 4a) foram coletadas em Campo Grande-MS, (20°, 47' 54,08" S; 54° 59' 23,88" W) em dezembro de 2017. A espécie foi depositada no Herbário da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul –UFMS sob número 65752 HUFMS – (*Tridax procumbens* - Asteraceae) (Figura 4b).

Figura 4. *Tridax procumbens* Linn – Asteracea



a) Amostas coletadas da planta *Tridax procumbens* Linn.; b) Exsicata depositada (nº 65752– CGMS) Fonte: A autora, 2021

As folhas da *Jacaranda cuspidifolia* Mart (Figura 5a) foram coletadas no mês de julho de 2018 em uma área urbana da cidade de Campo Grande, Mato Grosso do Sul

(coordenadas: 20°45',42'' S 54° 60',28'' W). A amostra coletada foi depositada em 08/07/2018 no herbário da Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, número de depósito 69846 CGMS *Jacaranda cuspidifolia* Mart Bignoniaceae - amostra da exsicata conforme Figura 5b.

Figura 5. *Jacaranda cuspidifolia* Mart - Bignoniaceae



a) Amostras coletadas da planta *Jacaranda cuspidifolia* Mart; b) Exsicata depositada (n° 69846 – CGMS) Fonte: A autora, 2021

4.2 Coleta e obtenção das seivas das plantas *Dipteryx alata* *Hymenaea stigonocarpa*

As seivas brutas de *D. alata* Vog e *H. stigonocarpa* foram coletadas em julho de 2018 no município de Terenos-MS, Brasil, na Fazenda Riqueza, situada na estrada Terenos-Alonso Km 32 (20°, 17'01'' S 54° 59' 23,88'' W). As espécies coletadas foram depositadas no Herbário da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – UFMS sob os números (69846 CGMS e 69619 CGMS, respectivamente – Figura 6).

Figura 6. Exsicatas das plantas utilizadas para coletar a seiva.



a) Exsicata de *D. alata* (n° 69846 - CGMS) b) Exsicata de *H. stigonocarpa* (n° 69619 - CGMS)
Fonte: A autora, 2021.

Para a extração das seivas *in natura* das árvores de *H. stigonocarpa* foi seguido o protocolo conforme as recomendações de Alechandre et al., (2011). Ou seja, realizou-se um pré-mapeamento do local no qual encontravam-se maior quantidade das espécies a serem pesquisadas usando GPS para georreferenciamento das árvores, obtendo por este instrumento as coordenadas de localização. Logo após, observou-se o aspecto fitossanitário (sem rachaduras e sem infestação de cupim) e com diâmetro igual ou superior a 40 cm (ou 126 cm de circunferência) para posteriormente executar a coleta da seiva.

Existem várias metodologias de coleta de amostras de seivas, nas quais para a coleta pode ser utilizado um trado de aço inox de 70 cm de comprimento de diâmetro de $\frac{3}{4}$ " (três quartos de polegada). Entretanto, quando necessário é possível utilizar uma broca de aço inox. De acordo com as metodologias, uma mangueira de 1,20 m comprimento deve ser utilizada para coleta da seiva – o que facilita a coleta através do orifício no tronco. Todo material utilizado antes da extração foi devidamente lavado e esterilizado, estando, durante o procedimento, livre de contaminação. Assim, após a retirada de 0,5 litro da seiva da *H. stigonocarpa*, no orifício da planta é inserido uma rolha, a fim de evitar vazamentos. Imediatamente após a coleta da seiva, a mesma deve ser acondicionada em temperatura de 7° C em uma caixa térmica, mantendo a conservação do material obtido. A Figura 7 e 8, mostra o procedimento de coleta das seivas de *H. stigonocarpa* e de *D. alata*, respectivamente.

Devemos deixar claro que, o procedimento relativo à coleta da seiva também adotou os parâmetros preconizados por Alechandre *et al.* (2011), nos quais levam-se em consideração as seguintes diretrizes: i) escolha da árvore com bom aspecto fitossanitário; ii) coleta da seiva utilizando a) um trado de aço inox de $\frac{3}{4}$ de 1,20 m de comprimento; b) um vasilhame de 5 litros com tampa estéril e c) uma mangueira de polipropileno de $\frac{3}{4}$ " de 1,00 m de comprimento Figura 7. Entretanto, para a retirada da seiva do xilema do tronco da *D. alata*, foi utilizada uma broca de aço com comprimento de 0,50 m e diâmetro de 0,015 m. Uma mangueira foi inserida após a perfuração e, em seguida, o líquido foi embalado em um recipiente estéril. Uma quantidade de 200 mL de cada seiva do xilema do tronco foi retirada da altura de $1,4 \pm 0,2$ metros e em sequência misturadas, para se obter uma amostra representativa.

Figura 7. Procedimento manual de coleta de seiva.



Fonte: A autora, 2021.

Figura 8. Seivas de *H. stigonocarpa* e *D. alata*



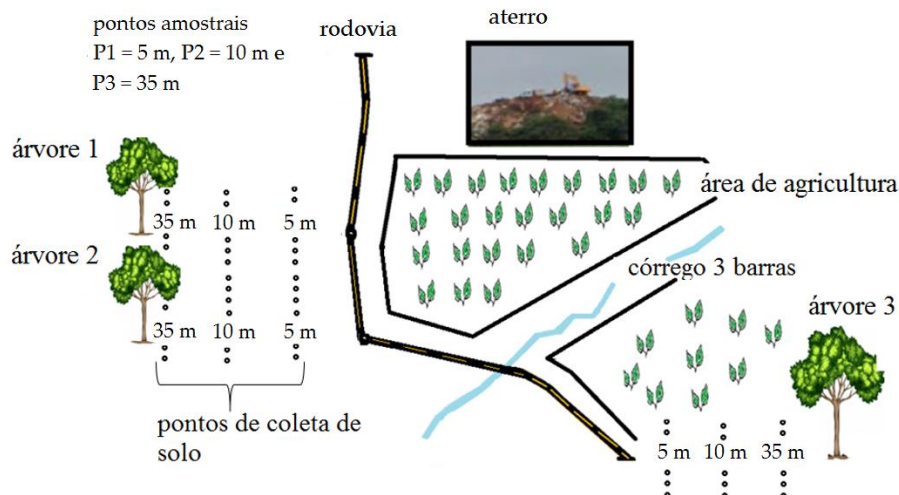
Fonte: A autora, 2021.

4.3 Coleta do solo e obtenção da seiva do tronco de *D. alata* em uma região próxima a um aterro sanitário, avenida de alto tráfego de veículos e região agrícola

4.3.1 Escolha das plantas

Três árvores localizadas próximas a uma rodovia com alto tráfego de veículos, bem como próximo a um aterro sanitário e uma área de intensa agricultura foram selecionadas para este estudo (Figura 9). As amostras de solo e seiva e folhas das plantas foram coletadas por transecções de amostragem perpendiculares à rodovia nas distâncias de P1 = 5 m, P2 = 20 m P3 = $34,83 \pm 4,36$ da borda da rodovia (ver Figura 12). A distância entre as árvores 1 e 2 foi de 26,4 m, e as árvores 1 e 3 foi de 864 m entre as árvores 2 e 3 foi de 837,50 m. A distância entre o aterro e a avenida é de aproximadamente 30 m. A distância entre o aterro e as árvores 1 e 2 é de 600 m, e entre o aterro e a árvore 3 é de 1450 m. Para distâncias P3, consideraremos a média das distâncias de $34,83 \pm 4,36$ m.

Figura 9. Desenho esquemático de árvores e pontos amostrais/pontos de coletas de solo (P1, P2 e P3) representando a distância entre os solos e a rodovia.



Fonte: A autora, 2021.

4.3.2 Coleta das folhas da *D. alata*

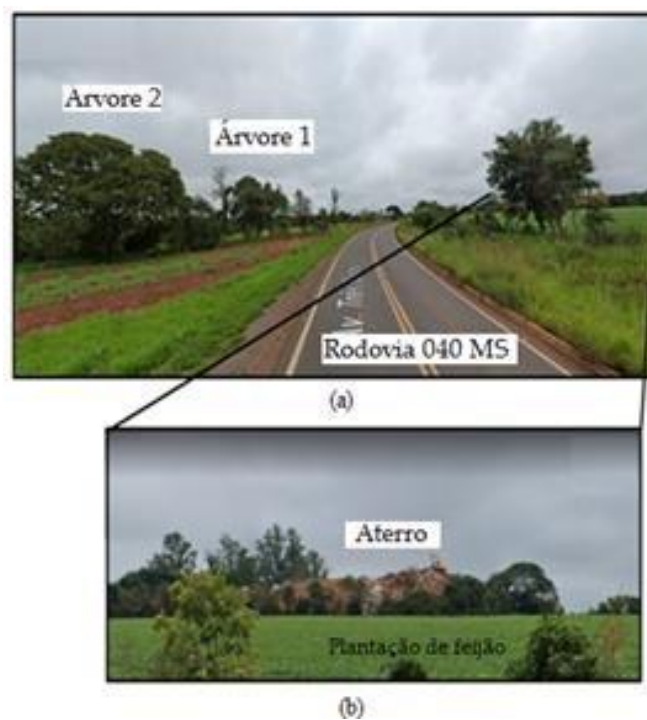
Conforme citado anteriormente, três árvores *D. alata* localizadas próximas à rodovia com alto tráfego de veículos (Figura 8 e 9) em regiões agrícolas e próximas a aterros foram selecionadas para a coleta de folhas e seiva do xilema do tronco. As folhas e a seiva do xilema do tronco das árvores *D. alata* foram coletadas na rodovia 040 Três Barras, entre a cidade de Campo Grande e Rio Pardo, Brasil (coordenadas, latitude -20570953; longitude -54551781) em junho de 2021. Além disso, uma quantidade de 100 g de folhas foi coletada de cada árvore e armazenada em sacos plásticos estéreis. Uma amostra composta foi formada a partir de três amostras de folhas coletadas em cada ponto de amostragem (Figura 9 - P3). Devemos deixar claro que neste projeto, todas as plantas foram cadastradas no Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Genéticos e Conhecimentos Tradicionais Associados (SisGen, # A7716EC).

4.3.3 Coleta do solo

Um total de quarenta e cinco amostras de solos foram coletadas entre as árvores e a rodovia com alto tráfego de veículos em regiões agrícolas e próximas a aterros (Figura 10). Para cada ponto de amostragem (P1 = 5 m, P2 = 20 m P3 = 34,83 ± 4,36 m), e cada uma das plantas foram realizadas cinco coletas de solo. Um total de 100 g de amostras da

superfície do solo foram retiradas entre 0,1 a 0,2 metros de profundidade de cada um dos pontos de amostragem usando uma pá de aço inoxidável. A Figura 10 mostra a posição das árvores próximas à rodovia, aterro e região agrícola (feijoeiro).

Figura 10. (a) Localização das árvores 1 e 2 perto da beira da rodovia. (b) aterro próximo a rodovia e plantação de feijão (agricultura).



Fonte: A autora, 2021.

4.4 Preparo de secagem e digestão ácida das folhas das plantas medicinais

Para a execução do processo de secagem das folhas das amostras de *A. cathartica*, *C. argentea*, *T. procumbens*, *J. cuspidifolia* e *D. Alata*, as folhas foram submetidas – separadamente – a secagem em estufa de circulação em temperatura de 40 °C durante 48 horas. Após a secagem foram trituradas, isoladamente, com um moedor elétrico portátil de aço inoxidável e passadas na peneira granulométrica (0,0232 polegadas de abertura de malha) e acondicionadas em sacos plásticos hermeticamente fechados.

Após secas, trituradas e peneiradas, individualmente, uma quantidade de 0,25 g da folha de cada planta foram transferidas para tubos Dap60. As amostras foram digeridas por processo de digestão ácida em 3,0 mL de HNO₃ (65%, Merck), 1,0 mL de água de alta pureza (18 MU cm, Milli-Q, Millipore, Bedford, MA, EUA) e 2,0 mL de H₂O₂ (35%, Merck) em sistema micro-ondas utilizando a programação descrita na Tabela 2 (Speedwave four, Berghof, Eningen, BW, Alemanha).

Após digestão, as soluções foram resfriadas e diluídas até atingirem um volume final de 30 mL com água de alta pureza. O mesmo processo foi executado para definição de um branco analítico. As amostras foram analisadas utilizando ICP OES.

Tabela 2. Parâmetros utilizados para digestão de amostras das folhas

Programação da	Passo	T°(C)	Pressão	Tempo	Potência
temperatura			(Barr)	(min)	(%)
	1	160	35	5	90
	2	190	35	5	90
	3	50	0	10	0
	4				
	5				
Resultados	Solução límpida				

4.5 Preparo das seivas *in natura* *D. alata* e *H. stigonocarpa* para quantificação de elemento no ICP-OES

Para digestão das seivas, 5 mL de cada amostra de seiva fresca foram acomodadas em tubos Falcon de 50 mL. A este recipiente foram adicionados 1 mL de HNO₃ (65% Merck) e 1,5 ml de peróxido (35%, Merck Millipore). Em seguida as amostras foram agitadas por 5 minutos e então adicionado 1 ml de água ultrapura em cada tubo e por fim, as amostras foram diluídas para volume final de 30 mL para a realização da leitura em ICP OES.

4.6 Condições operacionais do ICP OES

A quantificação do conteúdo elementar das amostras de plantas digeridas foram realizadas por espectrometria de emissão ótica de plasma acoplado indutivamente (ICP - OES), modelo 6000 Duo, com vista axial e radial (Thermo Scientific).

As linhas de emissões selecionadas para a determinação de elementos nas folhas e seivas *in natura* das plantas e condições operacionais do ICP OES estão descritas na Tabela 3.

Tabela 3. Condições operacionais de leitura no ICP OES

Parâmetro	Valor
Potência de RF (W)	1250
Vazão da amostra (L min ⁻¹)	0,35
Vazão do gás do plasma (L min ⁻¹)	12
Tempo de integração (s)	5
Tempo de estabilização (s)	20
Pressão de nebulização (psi)	30
Modo de visão	Axial

Continuação

	Al 308.215 nm; As 193.759 nm;
	Ca 422.673 nm; Cd 228.802 nm;
	Co 228.616 nm; Cr 267.716 nm;
	Cu 324.754 nm; Fe 259.940 nm;
Analitos / λ	K 766.490 nm; Mg 279.553 nm;
	Mn 257.610 nm; Mo 202.030 nm;
	Na 589.592 nm; Ni 231.604 nm;
	P 177.495 nm; S 180.731 nm;
	Se 196.090 nm; V 309.311 nm;
	Zn 213.856 nm;

λ – comprimento de onda

Curvas de calibração (equação linear) para determinação de cada elemento foram construídas utilizando solução multielementar (Merck) e diluições contendo os elementos de interesse (Tabela 4). Limites de detecção (LOD) e quantificação (LOQ) foram obtidos para cada elemento e um coeficiente de correlação (R^2), com base na leitura de 10 brancos, de acordo com os protocolos estabelecidos pela IUPAC - *International Union of Pure and Applied Chemistry* (LONG; WINEFORDNER, 1983).

Tabela 4. Coeficiente de correlação (R^2), parâmetros de calibração externa, limite de detecção e limite de quantificação obtidos por ICP OES.

Elemento	R^2	Equação da Reta	LOD (mg/L)	LOQ (mg/L)
Al	0,9996	$Y=2902,32*C + 590,06$	0,001	0,003
As	0,9999	$Y= 348,13*C + 0,8745$	0,001	0,004
Ca	0,9999	$Y= 157988,77*C + 7539,24$	0,00009	0,0001
Cd	0,9998	$Y=9144,93*C + 2,3910$	0,00008	0,0003
Co	0,9999	$Y= 3131,98*C - 0,0628$	0,0002	0,0008
Cr	0,9999	$Y= 3681,31*C + 7,0162$	0,0002	0,0006
Cu	0,9999	$Y= 22512,61*C + 128,53$	0,0002	0,0006
Fe	0,9999	$Y=4090,94*C + 4,239$	0,0005	0,002
K	0,9996	$Y=160844,84*C + 3171,30$	0,0001	0,0003
Mg	0,9999	$Y=102593,57*C + 456,71$	0,00002	0,00006
Mn	0,9999	$Y=18136,72*C + 2,896$	0,0001	0,0003
Mo	0,9999	$Y=1587,47*C + 3,525$	0,0003	0,001
Na	0,9996	$Y= 270613,62*C + 5762,97$	0,00005	0,0002
Ni	0,9999	$Y=1101,10*C - 2,155$	0,0005	0,002
P	0,9999	$Y= 81,28*C + 0,212$	0,003	0,01
S	0,9999	$Y= 181,62*C + 3,898$	0,002	0,006
Se	0,9994	$Y=434,86*C + 0,152$	0,0009	0,006
V	0,9999	$Y=13767,54*C + 69,143$	0,0003	0,0009
Zn	0,9996	$Y= 5059,16*C + 32,672$	0,00009	0,0003

LOD = limite de detecção. LOQ = limite de quantificação. Y = concentração detectada na amostra (ppm).
C = slope.

Da mesma forma, a acurácia foi definida adicionando uma dose conhecida (1 mg/L) de cada analito, realizando a leitura da quantidade detectada. Quantidades foram

consideradas aceitáveis quando a recuperação esteve dentro da faixa de 80-120%, de acordo com as recomendações da IUPAC.

4.7 Análise dos solos coletados próximo aos locais: avenida de alto tráfego de veículos; aterro sanitário e plantação de feijão.

As amostras de solo coletadas foram secas ao ar até a obtenção de peso constante, depois moídas e peneiradas em peneira de 2 mm conforme descrito por Miclean et al., (2019). Uma quantidade de 0,5 g de amostras de solo foi pesada diretamente em recipientes de Teflon DAP60®; 9 mL de HCl (35%, Merck - Darmstadt, Alemanha) e 3 ml de H₂O₂ (65%, Merck - Darmstadt, Alemanha) foram adicionados. As amostras ficaram em repouso para pré-digestão por 18 h com o recipiente DAP60® frouxamente tampado para permitir o escape de gases. Após a pré- digestão, as amostras foram digeridas de acordo com as recomendações do método 3051A da USEPA, (2007). Após o resfriamento, as amostras foram filtradas e transferidas para frascos volumétricos e completadas até atingir 25 ml com água ultrapura.

4.8 Avaliação de riscos à saúde humana: parte 1

A partir da quantificação de alumínio, cromo, cobre, ferro, manganês, selênio, níquel, zinco, arsênio, cádmio, cobalto, cálcio, potássio, magnésio, molibdênio, sódio, fósforo, enxofre e vanádio é possível realizar uma estimativa da avaliação de riscos à saúde humana.

A avaliação da exposição devido a ingestão média diária (*Average Daily Dose-ADD*), ou seja, dose *ADD* (mg/kg/dia) foi utilizada para quantificar os efeitos deletérios devido a dose de exposição oral. O *ADD* devido ao consumo de alimentos pode ser calculado usando a seguinte equação:

$$ADD = \frac{C \times IR \times ED \times EF}{Bw \times AT} \quad (1)$$

onde, C representa o conteúdo de metais pesados presentes na planta medicinal *in natura* ou seivas quantificados pelo ICP OES em unidade de mg/kg ou mg/L, IR é a taxa de ingestão que corresponde a quantidade de cápsulas ou seiva ingerida diariamente, ED é a duração da exposição, Bw é a massa corporal de referência, EF equivale a frequência de exposição (EF) e AT o tempo médio, respectivamente. A média de peso e idade do adulto brasileiro é de $47,8 \pm 14,36$ anos e $73,49 \pm 16,93$ kg de acordo com Ramos-Silva et al., (2017), entretanto, para os nossos cálculos consideraremos 50 anos e 70 kg para adultos, e para crianças com 7 anos de idade consideramos a massa de 25 kg (IBGE, 2010). Para determinação de dose de ingestão da planta *in natura*, foi considerada a quantidade de $IR = 200$ mg/dia de vegetais/dia (valor considerado conforme Farmacopeia Brasileira para uso de suplementos em cápsula (50 - 200 mg para cápsulas) (BRASIL, 2019) – porém, consideraremos a ingestão de duas cápsulas por adultos e crianças, no qual totaliza a suplementação de 400 mg/dia.

Para as seivas das plantas consideramos $IR = 1$ L/dia para adultos e 0,15 L/dia para crianças. A duração da exposição foi considerada como $ED = 50$ anos de acordo com a taxa média de expectativa de vida de um adulto brasileiro segundo as estatísticas do Instituto Brasileiro de Geografia e estatística (IBGE, 2019), e a frequência de exposição foi considerada como $EF = 90$ dias/ano para adultos e 30 dias/ano para crianças. Dessa forma, o tempo médio (dias de exposição em toda a vida) foi considerado para adultos como $AT = 365 * 50 = 18520$ d, e $AT = 7 * 365 = 2555$ dias para crianças.

O risco para a saúde humana em decorrência da ingestão de vegetais contaminado devido à presença de metais foi caracterizada usando o quociente de risco (USEPA, 1989). O quociente de risco (HQ), trata-se de uma razão entre a dose de ingestão diária média

(*ADD*) e a dose de referência (*RfD*), e caracteriza o risco à saúde de efeitos adversos não cancerígenos devido à exposição a elementos tóxicos, sendo, portanto, determinado pela seguinte equação:

$$HQ = \frac{ADD}{RfD} \quad (2)$$

onde, *RfD* é a dose oral crônica de referência. Neste trabalho consideramos os seguintes valores de dose oral crônica de referência: Al 1 mg/kg/dia; As 0,01 mg/kg/dia; Cr 0,003 mg/kg/dia; Cu 0,04 mg/kg/dia; Fe 0,7 mg/kg/dia; Mn 0,14 mg/kg/dia; Se 0,005mg/kg/dia, Ni 0,02 mg/kg/dia; Zn 0,3 mg/kg/dia, para os elementos como K, Mg, Na, Pe S até a presente data não existem valores estabelecidos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (United States Environmental Protection Agency) (USEPA, 2013). Portanto, um valor de índice < 1 é considerado seguro ao longo da vida. Os riscos para a saúde dos residentes decorrentes da ingestão de metais pelo consumo das seivas e *in natura* (cápsulas) foram avaliados com base neste índice.

4.9 Avaliação de riscos à saúde humana: parte 2

O risco para a saúde dos consumidores foi determinado pela ingestão alimentar específica de cada um dos metais, metais pesados ou metaloides. A ingestão diária estimada (*EDI*) de metais e metaloides provenientes do consumo da seiva do xilema do tronco da árvore foi calculada da seguinte equação:

$$EDI = \frac{C_p \times D}{Bw} \quad (3)$$

onde *C_p* é descrito na Eq. 3, e *D* representa o consumo médio diário de seiva (250 mg/dia para adultos e 50 mg/dia para adolescentes), e *Bw* representa o peso corporal emkg (70 kg para adultos e 40 kg para adolescentes).

Os riscos não cancerígenos para a saúde através do consumo de seiva foram avaliados pelo quociente de risco alvo (*HQ*) usando a Eq.4 (MICLEAN et al., 2019; SIPTER et al., 2008).

$$HQ = \frac{EF \times ED}{RfD \times T} \times \frac{C_p \times D}{Bw} \quad (4)$$

onde EF é a frequência de exposição, ou seja, 90 dias/ano para adultos e adolescentes, ED é a duração da exposição de 50 anos para adultos (mulheres e homens) e 12 anos para adolescentes (mulheres e homens). RfD é a dose oral de referência (considerada como sendo Al 1,0, Cu $4,0 \times 10^{-2}$, Fe $7,0 \times 10^{-1}$, Mn $2,4 \times 10^{-2}$, P $2,0 \times 10^{-5}$, Se $5,0 \times 10^{-3}$ e Zn $3,0 \times 10^{-1}$ mg/kg/dia), que é uma estimativa do risco máximo permissível na população humana considerada e que se refere a exposição diária (USEPA, 2015), no entanto, de acordo com a planilha de atualização química, RfD para magnésio é $1,1 \times 10^1$ mg/kg/dia (GERBA, 2019). O termo T é o tempo médio de exposição para efeito não cancerígeno ($T = DE \times 365$ dias/ano) (GERBA, 2019). Na Eq. 3, os termos Cp , D e Bw são descritos na Eq. 2.

Se, $HQ < 1$, representa efeitos adversos não cancerígenos de preocupação devido à exposição diária a um determinado metal ou metaloide por meio do consumo de seiva, enquanto $HQ > 1$ representa que, na população de exposição, pode ocorrer risco crônico à saúde (MICLEAN et al., 2019).

4.9.1 Índice de risco (HI)

Em decorrência que mais de um elemento tóxico pode estar presente nas plantas encápsuladas ou seivas, todos devem ser considerados integralmente. Ou seja, os riscos tóxicos devido a substâncias potencialmente perigosas presentes no mesmo meio devem ser considerados aditivos. Nesse caso, os HQs (Equação 5) podem então ser somados para obtermos o risco tóxico geral, o qual o resultado da somatória é denominado de Índice de risco (HI). Diante do exposto, o HI é calculado como:

$$HI = \sum HQ \quad (5)$$

Vale ressaltar que na Eq.3, cada HQ obtido equivale a ingestão média diária que considera o elemento quantificado pelo ICP OES, e o seu valor estabelecido pela RfD .

4.9.2 Fator de transferência de metais/metaloides do solo para o xilema do tronco e folhas do Baru

A transmissão das concentrações de metais e metaloides nos solos para a seiva do xilema do tronco da árvore, ou a transmissão das concentrações de metais e metaloides nos solos para as folhas da árvore foram calculadas com base no peso seco (dw), é obtido

por meio de um índice denominado Fator de Transferência (TF). O TF foi calculado da seguinte equação (MICLEAN et al., 2019):

$$TF = \frac{C_p}{C_s} \quad (6)$$

onde C_p é a concentração de metal ou metaloide na seiva do xilema da planta (mg/kg de peso seco) ou concentração de metais ou metaloides nas folhas da árvore, e C_s é a concentração de metal ou metaloide no solo (mg/kg dw). Aqui, consideramos que quando $TF > 1$, há maior absorção do metal do solo pela planta e maior adequação da planta para fitorremediação e fitoextração (BLAYLOCK et al., 1997). No entanto, quando $TF < 1$, a espécie de planta não apresenta potencial de fitorremediação como as conhecidas plantas hiperacumuladoras (BROOKS et al., 1977).

4.10 Análise estatística

Os resultados foram analisados usando o software Origin 9.0 (OriginLab Corporation, Northampton, MA, USA.). As concentrações foram expressas como média \pm desvio padrão, valores mínimos e máximos.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Macro e microelementos quantificados nas folhas das plantas

A quantificação de macro e microelementos obtida nas folhas das plantas alamanda, erva-de-touro, celosia, jacarandá e baru (Tabela 5) foram comparados com os valores estabelecidos pela FAO/WHO para plantas comestíveis (FAO/WHO, 1984), e valores estipulados pela WHO para metais em plantas medicinais (WHO, 2005). Os valores de cálcio ultrapassaram os limites de quantificação do aparelho, enquanto os de cobalto, molibdênio e vanádio estavam abaixo do limite de detecção para todas as plantas. Os elementos arsênio, cádmio e selênio estavam presentes apenas nas folhas de baru.

Tabela 5. Quantificação elementar nas folhas *in natura* das plantas alamanda, celosia, erva-de-touro, jacarandá e baru por ICP OES (mg/100 g).

Elemento	Alamanda	Celosia	Erva-de-touro	Jacarandá	Baru
Al	2,943 ± 0,042	10,988 ± 0,260	36,944 ± 0,319	3,527 ± 0,087	0,3859 ± 0,0395
As	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0,0067 ± 0,0074
Cd	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0,042 ± 0,0104
Cr	1,728 ± 0,014	1,824 ± 0,027	2,257 ± ,004	1,744 ± 0,004	0,034 ± 0,0159
Cu	0,733 ± 0,033	1,229 ± 0,044	1,412 ± 0,005	0,674 ± 0,010	0,0076 ± 0,005
Fe	8,585 ± 0,204	17,924 ± 0,875	71,141 ± 0,323	8,919 ± 0,263	0,6503 ± 0,052
K	273,408 ± 19,25	ND	ND	148,112 ± 2,555	ND
Mg	137,051 ± 7,897	266,698 ± 2,502	165,475 ± 1,443	101,599 ± 0,202	3,1893 ± 0,1185
Mn	4,772 ± 0,071	9,322 ± 0,521	1,152 ± 0,017	0,707 ± 0,010	0,5513 ± 0,024
Na	7,126 ± 0,173	37,220 ± 1,341	10,871 ± 0,166	6,788 ± 0,154	ND
Ni	2,50 ± 0,003	2,544 ± 0,009	2,623 ± 0,002	2,483 ± 0,005	< LOD
P	77,603 ± 2,228	237,390 ± 7,209	151,040 ± 0,277	81,692 ± 1,922	4,1072 ± 0,0161

S	96,746 ± 4,192	127,941 ± 3,052	83,245 ± 0,213	45,658 ± 0,768	ND
Se	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0,0286 ± 0,0144
Zn	2,312 ± 0,153	5,819 ± 0,217	1,724 ± 0,010	0,409 ± 0,005	0,0444 ± 0,0028

< LOD - abaixo do limite de detecção. ND = não determinado (acima dos limites estabelecidos pela curva de calibração)

De acordo com a Tabela 5, a concentração de Al nas plantas variou de $0,3859 \pm 0,0395$ mg/100g a $36,944 \pm 0,319$ mg/100g. Até o momento não existem limites estabelecidos pela FAO/WHO de Al para plantas comestíveis, bem como para plantas medicinais (FAO/WHO, 1984; WHO, 2007). Estas concentrações de alumínio estão abaixo de outras plantas nativas do Cerrado, como a *Bredemeyera floribunda* (7,149 mg/30 g) (TSCHINKEL et al., 2020) e de *Rudgea verbunoides* (acima de 10 g/kg) (MALTA et al., 2016). A exposição ao alumínio deve ser monitorada, pois, o alumínio pode ser bioacumulado no tecido humano, podendo desencadear doenças como o Alzheimer, neurotoxicidade, problemas ósseos, e disfunção no funcionamento da barreira hemato-encefálica (ANDRÁSI et al., 2005; GUPTA et al., 2005; VERSTRAETEN; AIMO; OTEIZA, 2008).

Nas plantas a concentração de cromo variou de $0,034 \pm 0,0159$ mg/100 g a $2,257 \pm 0,004$ mg/100 g (Tabela 5). Todas as plantas ultrapassaram os níveis aceitáveis de cromo em plantas comestíveis estabelecidos pela FAO/WHO de 0,002 mg/100 g. Até a presente data de execução deste trabalho, não existem valores limites de cromo para plantas medicinais definidos pela WHO (FAO/WHO, 1984; WHO, 2007). As concentrações de cromo nas plantas estudadas estiveram abaixo do descrito por Tschinkel et al., (2020) que estudou a *B. floribunda* (0,081 mg/30g). A exposição ao cromo VI está ligada à hepatotoxicidade e à carcinogênese (MEHTA; TEMPLETON; O'BRIEN, 2006).

A concentração de cobre nas plantas esteve entre $0,0076 \pm 0,005$ e $1,412 \pm 0,005$ mg/100 g (Tabela 5). O limite permitido para plantas comestíveis estipulados pela FAO/WHO é de 0,3 mg/100 g. Além disso, a concentração desse metal nas plantas estudadas (Tabela 5) estão acima do valor limite da FAO/WHO, com exceção para o baru.

Os limites de cobre não foram estabelecidos pela WHO para plantas medicinais (FAO/WHO, 1984; WHO, 2007). Além disso, a concentração de cobre está muito abaixo dos valores encontrados em outras plantas do cerrado, como *E. Indica* (32,96 mg/kg), *O. stamineus* (22,42 mg/kg) e *B. Fortificata* (22,20 mg/kg) (DE SOUZA et al., 2021).

O cobre é tóxico quando em exposições agudas, onde uma alta carga deste elemento, pode causar inflamação no tecido do cérebro, falta de apetite, cansaço, queda de cabelo, acne, disfunções nos rins e fígado, entre outras (SOBHANARDAKANI; TAYEBI; HOSSEINI, 2018). No entanto, a exposição crônica não demonstra efeitos cumulativos, exceto em pacientes com síndrome de Wilson (WHO; JECFA, 2019).

Na Tabela 5 a concentração de ferro na folha de plantas medicinais variou de $0,6503 \pm 0,052$ mg/100 g a $71,141 \pm 0,323$ mg/100 g. O valor máximo estabelecido pela FAO/WHO (1984) para plantas comestíveis é de 2 mg/100 g. Portanto, as plantas alamanda, celosia, erva-de-touro e *jacarandá* apresentam concentração de ferro acima do considerado permissível. Ainda não existem valores de referência de ferro em plantas medicinais (FAO/WHO, 1984; WHO, 2007). A quantificação de ferro encontrada nestas plantas está de acordo com os achados de Tschinkel et al., (2020) e com as plantas *O. stamineus* (657,8 mg/kg) e *B. fortificata* (652,53 mg/kg), entretanto, estão abaixo do quantificado na *E. indica* (1605,1 mg/kg) (DE SOUZA et al., 2021)

O excesso de ferro desencadeia estresse oxidativo, particularmente no cérebro, onde as defesas antioxidantes são relativamente baixas. Sua acumulação em regiões específicas é associada com a patogênese numa miríade de doenças como Alzheimer, doença de Huntington, Esclerose Lateral Amiotrófica, e neurodegeneração no cérebro devido à acumulação de ferro (CAROCCI et al., 2018).

A concentração de magnésio nas folhas das plantas medicinais variou de $3,1893 \pm 0,1185$ mg/100 g a $266,698 \pm 2,502$ mg/100 g (Tabela 5). O limite estabelecido pela FAO/WHO para magnésio em plantas comestíveis é de 200 mg/100 g. A planta *C. argentea* ultrapassou essas recomendações, enquanto as outras plantas mantiveram-se dentro do limite proposto. Não existem limites de magnésio em plantas medicinais estabelecidos pela WHO até o momento (FAO/WHO, 1984; WHO, 2007). Os resultados obtidos para magnésio estão de acordo com os achados por Tschinkel et al., (2020) para *B. floribunda* (9,55 mg/30 g) e aquém daqueles para plantas medicinais como *E. Indica*

(18399,9 mg/kg), *O. Stamineus* (17594,25 mg/kg) e *B. Fortificata* (17381,0 mg/kg) (DE SOUZA et al., 2021).

A ingestão preconizada de magnésio varia entre 310 e 420 mg/dia. O magnésio é um elemento essencial, envolvido em processos de síntese proteica, função neural, síntese muscular, e na regulação de glicemia e de pressão arterial (NATIONAL ACADEMIES OF SCIENCES et al., 2019b), o que demonstra um consumo seguro deste elemento nessas plantas.

Na Tabela 5, a concentração de manganês variou de $0,5513 \pm 0,024$ a $9,322 \pm 0,521$ mg/100 g, que está acima do estipulado pela FAO/WHO de 0,2 mg/100 g em plantas comestíveis (FAO/WHO, 1984). Por outro lado, estes resultados estão abaixo dos encontrados para *E. indica*, (479,58 mg/kg), *O. stamineus* (470,90 mg/kg) e *B. fortificata* (462,9 mg/kg) (DE SOUZA et al., 2021) e os valores encontrados para *B. floribunda* 0,624 mg/30 g) (TSCHINKEL et al., 2020). O excesso de manganês pode ser prejudicial, associado a neurodegeneração e ao desenvolvimento da doença de Parkinson (CHEN; CULBRETH; ASCHNER, 2016).

A quantificação de níquel nas plantas variou de $2,483 \pm 0,005$ a $2,623 \pm 0,002$ mg/100 g, acima do preconizado pela FAO/WHO, com limite permissível de níquel em plantas comestíveis de 0,163 mg/100 g (FAO/WHO, 1984). A detecção de níquel em *B. floribunda* (0,024 mg/30 g) (TSCHINKEL et al., 2020) foi inferior aos resultados encontrados neste estudo (Tabela 5), assim como para as plantas *O. stamineus* e *B. fortificata* (não foi possível detectar este metal nestas espécies) e para *E. indica* (3,35 mg/kg) (DE SOUZA et al., 2021). No entanto, a toxicidade aguda pelo níquel é improvável, ocorrendo com maior constância devido à exposição ocupacional ou pela contaminação de água (NATIONAL ACADEMIES OF SCIENCES et al., 2019a).

Os valores de concentração de Zn nas plantas apresentadas na Tabela 5 variou de $0,0444 \pm 0,0028$ a $5,819 \pm 0,217$ mg/100 g. Além disso, o limite estipulado pela FAO/WHO para Zn em plantas comestíveis é de 2,74 mg/100 g (FAO/WHO, 1984), ou seja, apenas a celosia possui concentração de zinco superior a este limite. A WHO não

estipulou um valor limite de concentração de Zn em plantas medicinais. As concentrações de zinco para *E. indica*, *O. stamineus* e *B. fortificata* (51,48 mg/kg, 16,57mg/kg e 16,44 mg/kg, respectivamente) (DE SOUZA et al., 2021) são superiores aos achados deste estudo, bem como os valores detectados em *B. floribunda* (0,249 mg/30 g) (TSCHINKEL et al., 2020). A intoxicação por zinco é bastante improvável, já que a homeostase deste elemento ocorre de forma acelerada, após a ingestão de doses elevadas. Em raros casos, o excesso de consumo pode gerar sintomas gastrointestinais, e, quando em casos mais severos, ataxia e letargia (WANI et al., 2017).

Conforme podemos observar na tabela 5, a concentração de potássio no jacarandá foi de $148,112 \pm 2,555$, e na alamanda $273,408 \pm 19,285$ mg/100 g, valores estes superiores aos encontrados para *B. floribunda* (16,50 mg/30 g) (TSCHINKEL et al., 2020) e inferiores aos achados de Souza et al., (2021), com concentrações de potássio variando entre 79071,9 mg/kg e 96886,2 mg/kg. Por outro lado, a concentração de potássio ultrapassou os limites de quantificação nas outras folhas.

Em relação às concentrações de sódio nas folhas das plantas estudadas na Tabela 5, a quantificação esteve de $6,788 \pm 0,154$ a $37,220 \pm 1,341$ mg/100 g; estes resultados estão de acordo com os encontrados em *B. floribunda* (5,332 mg/30 g) (TSCHINKEL et al., 2020) e inferiores aos determinados para *E. indica* (18747,1mg/kg), *O. stamineus* (8343,7 mg/kg) e *B. fortificata* (7961,0 mg/kg) (DE SOUZA et al., 2021).

Na Tabela 5, o fósforo variou de $77,603 \pm 2,228$ a $237,390 \pm 7,209$ mg/100 g nas folhas das plantas medicinais, estando acima dos determinados para *B. floribunda* (16,398 mg/30 g) e *E. indica*, *O. stamineus* e *B. fortificata* (47,95 mg/kg, 46,39 mg/kg e 45,64 mg/kg, respectivamente) (DE SOUZA et al., 2021; TSCHINKEL et al., 2020). Nas plantas estudadas na Tabela 5, a concentração de enxofre variou de $45,658 \pm 0,768$ a $127,941 \pm 3,052$ mg/100 g. O enxofre não foi determinado nas plantas *B. floribunda*, *E. indica*, *O. stamineus* e *B. fortificata*. Até o momento não existem valores de referência para a concentração do enxofre em plantas comestíveis ou plantas medicinais, assim como não existe para os elementos potássio, sódio e fósforo (FAO/WHO, 1984; WHO, 2007).

5.2 Macro e microelementos quantificados na seiva de baru e jatobá

A Tabela 6 contém os resultados da quantificação dos elementos presentes na seiva do baru e jatobá os quais foram comparadas com os valores estabelecidos pelo Conama para água doce (BRASIL, 2005), e Padrões de Água Potável da Comunidade Europeia e água de superfície (EUROPEAN COMMUNITIES, 2007).

Tabela 6. Quantificação elementar obtidas nas seivas de baru e jatobá por ICP OES (mg/L).

Elementos	Seiva de baru (mg/L)	Seiva de jatobá (mg/L)	Conama* (mg/L)	Comunidade Europeia† (mg/L)
Al	21,4 ± 0,2	< LOQ	0,2	0,2
As	< LOD	< LOQ	NR	NR
Ca	861,5 ± 33,3	85065,2 ± 460,5	NR	NR
Cd	< LOD	< LOD	NR	NR
Co	< LOD	< LOD	NR	NR
Cr	< LOD	< LOD	NR	NR
Cu	0,6 ± 0,01	662,3 ± 4,5	0,009	1,3
Fe	6,6 ± 0,30	818,4 ± 22	0,3	0,2
K	< LOD	< LOD	NR	NR
Mg	341,0 ± 2,4	69362 ± 255,7	NR	NR
Mn	52,2 ± 0,5	5251 ± 16,1	0,1	0,05
Mo	< LOD	< LOD	NR	NR
Na	118,9 ± 1,1	8269,1 ± 176,5	NR	200

Continuação

Ni	< LOD	< LOD	NR	0,02
P	266,9 ± 0,4	16971,7 ± 69,7	0,02	NR
S	< LOD	4234,5 ± 4,3	NR	NR
Se	8,3 ± 0,4	< LOD	0,01	0,01
V	< LOD	< LOD	NR	NR
Zn	1,4 ± 0,1	391 ± 4	0,18	NR

< LOD - abaixo do limite de detecção; NR = Não Reportado. *Em água doce. †Em água potável (SI 278,2007).

A concentração dos elementos presentes na seiva do jatobá é muito maior que as concentrações obtidas na seiva do baru. Como exemplo, a concentração de Ca na seiva do jatobá equivale a 98,74 vezes da concentração da seiva deste elemento na seiva do baru. A concentração de cobre no jatobá equivale a 1103 vezes a concentração deste elemento obtida na seiva do baru, enquanto a concentração de ferro no jatobá é 126 vezes a concentração obtida na seiva do baru. O mesmo ocorre com outros elementos, como o magnésio, onde a quantificação na seiva de jatobá foi 203 vezes a concentração na seiva do *D. alata*, 100 vezes o valor da concentração de manganês e 68,5 vezes o obtido de sódio; 63,5 vezes a concentração de fósforo e, finalmente 279 vezes o valor da concentração de zinco quantificado na seiva do baru. Os únicos elementos em que a concentração na seiva de baru foi superior ao da seiva de jatobá foram alumínio e selênio.

Na seiva de baru os elementos arsênio, cádmio, cromo, potássio, molibdênio, enxofre e níquel estão abaixo do LOD, enquanto na seiva de jatobá elementos com quantificação inferior ao LOD foram alumínio, arsênio, cádmio, cobalto, cromo, molibdênio, níquel, selênio e vanádio.

As concentrações de ferro e manganês nas seivas de baru e jatobá são maiores que os valores estabelecidos pelos Padrões de Água Potável da Comunidade Europeia, (SI 278, 2007) (para ferro, 0,2 mg/L e para manganês 0,05 mg/L) e de água doce pelo Conama (para ferro 0,3 mg/L e para manganês 0,01 mg/L) (BRASIL, 2005; EUROPEAN COMMUNITIES, 2007). A seiva de baru possui concentrações de selênio superior aos

determinados pelo Conama e comunidade europeia que é de 0,01 mg/L, e de cobre (0,009 mg/L), fósforo (0,02 mg/L), e zinco (0,18 mg/L) acima dos propostos pelo Conama. Por outro lado, a seiva de jatobá possui concentrações de sódio acima do aceitável pela comunidade europeia para água potável (200 mg/L). Além disso, ultrapassa os limites propostos para fósforo (0,02 mg/L) e zinco (0,18 mg/L) pelo Conama para água doce (0,009 mg/L - Conama) e de cobre (1,3 mg/L – comunidade europeia) (BRASIL, 2005; EUROPEAN COMMUNITIES, 2007).

Tanto o Conama, quanto a comunidade europeia não trazem referência para todos os elementos estudados (Tabela 6).

Assim como no estudo conduzido por Karahan et al., (2020) o nível de metais é maior em algumas partes das plantas. Os autores justificaram a presença elevada de metais em plantas medicinais devido à poluição ambiental de áreas que houve mineração, próximas as industriais ou de fazendas; ainda, os autores alertam para a importância da verificação de coleta de plantas medicinais, uma vez que o uso de plantas medicinais contaminadas com metais pesados pode causar mais danos do que benefícios.

5.3 Ingestão diária de metais e metaloides devido ao consumo das folhas das plantas alamanda, celosia, erva-de-touro, jacarandá e baruna forma de cápsulas

Onyele e Anyanwu (2018) comparam a ingestão diária crônica (*Chronic Daily Intake/CDI*) com os valores estabelecidos de dose de referência oral (*RfD*) para metais. Neste trabalho a fórmula foi adaptada e os resultados da dose de ingestão média diária (*ADD*) comparados com os valores estabelecidos pela *RfD*.

Os cálculos de ingestão diária devido ao consumo das folhas das plantas alamanda, celosia, erva-de-touro, jacarandá e baru em cápsulas são apresentados para crianças e adultos na Tabela 7. Para a realização do *ADD* para crianças, considerou-se a idade de 7 anos, peso 25 kg e frequência de exposição $EF = 30$ dias/ano, no qual foi considerada a ingestão de duas cápsulas de 200 mg (totalizando 400 mg/dia). Além disso, a Tabela 7 contém os cálculos de dose de ingestão média diária *ADD* para adultos com 50 anos de idade, peso 70 kg e frequência de exposição $EF = 90$ dias/ano considerando a ingestão de 400 mg/dia.

Tabela 7. Cálculo de dose de ingestão média diária para crianças e adultos considerando a ingestão de 400 mg/dia de cada folha *in natura*.

Elementos	Alamanda		Celosia		Erva-de-touro		Jacarandá		Baru	
	Crianças*	Adultos [†]	Crianças*	Adultos [†]	Crianças*	Adultos [†]	Crianças*	Adultos [†]	Crianças*	Adultos [†]
Al	$1,1 \times 10^{-1} \pm 1,5 \times 10^{-3}$	$4,1 \times 10^{-2} \pm 5,9 \times 10^{-4}$	$4,0 \times 10^{-1} \pm 9,4 \times 10^{-3}$	$1,5 \times 10^{-1} \pm 3,7 \times 10^{-3}$	$1,3 \pm 1,1 \times 10^{-2}$	$5,2 \times 10^{-1} \pm 4,5 \times 10^{-3}$	$1,3 \times 10^{-1} \pm 3,1 \times 10^{-3}$	$5,0 \times 10^{-2} \pm 1,2 \times 10^{-3}$	$1,5 \times 10^{-2} \pm 1,5 \times 10^{-3}$	$5,3 \times 10^{-3} \pm 5,4 \times 10^{-4}$
As	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	$2,6 \times 10^{-4} \pm 2,9 \times 10^{-4}$	$9,3 \times 10^{-5} \pm 1,0 \times 10^{-4}$
Cd	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	$1,6 \times 10^{-3} \pm 4,1 \times 10^{-4}$	$5,8 \times 10^{-4} \pm 1,4 \times 10^{-4}$
Cr	$6,2 \times 10^{-2} \pm 5,0 \times 10^{-4}$	$2,4 \times 10^{-2} \pm 2,0 \times 10^{-4}$	$6,6 \times 10^{-2} \pm 9,7 \times 10^{-4}$	$2,6 \times 10^{-2} \pm 3,8 \times 10^{-4}$	$8,1 \times 10^{-2} \pm 1,4 \times 10^{-4}$	$3,2 \times 10^{-2} \pm 5,6 \times 10^{-5}$	$6,3 \times 10^{-2} \pm 1,4 \times 10^{-4}$	$2,5 \times 10^{-2} \pm 5,6 \times 10^{-5}$	$1,3 \times 10^{-3} \pm 6,2 \times 10^{-4}$	$4,7 \times 10^{-4} \pm 2,2 \times 10^{-4}$
Cu	$2,6 \times 10^{-2} \pm 1,2 \times 10^{-3}$	$1,0 \times 10^{-2} \pm 4,6 \times 10^{-4}$	$4,4 \times 10^{-2} \pm 1,6 \times 10^{-3}$	$1,7 \times 10^{-2} \pm 6,2 \times 10^{-4}$	$5,1 \times 10^{-2} \pm 1,8 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-2} \pm 7,0 \times 10^{-5}$	$2,4 \times 10^{-2} \pm 3,6 \times 10^{-4}$	$9,5 \times 10^{-3} \pm 1,4 \times 10^{-4}$	$2,9 \times 10^{-4} \pm 1,9 \times 10^{-4}$	$1,0 \times 10^{-4} \pm 6,9 \times 10^{-5}$
Fe	$3,1 \times 10^{-1} \pm 7,3 \times 10^{-3}$	$1,2 \times 10^{-1} \pm 2,9 \times 10^{-3}$	$6,5 \times 10^{-1} \pm 3,2 \times 10^{-2}$	$2,5 \times 10^{-1} \pm 1,2 \times 10^{-2}$	$2,6 \pm 1,2 \times 10^{-2}$	$1,0 \pm 4,6 \times 10^{-3}$	$3,2 \times 10^{-1} \pm 9,5 \times 10^{-3}$	$1,3 \times 10^{-1} \pm 3,7 \times 10^{-3}$	$2,5 \times 10^{-2} \pm 2,5 \times 10^{-3}$	$9,0 \times 10^{-3} \pm 7,2 \times 10^{-4}$

Continuação

Elementos	Alamanda		Celosia		Erva-de-touro		Jacarandá		Baru	
	Crianças*	Adultos [†]	Crianças*	Adultos [†]	Crianças*	Adultos [†]	Crianças*	Adultos [†]	Crianças*	Adultos [†]
Mn	$1,7 \times 10^{-1} \pm$	$6,7 \times 10^{-2} \pm$	$3,4 \times 10^{-1} \pm$	$1,3 \times 10^{-1} \pm$	$4,1 \times 10^{-2} \pm$	$1,6 \times 10^{-2} \pm$	$2,5 \times 10^{-2} \pm$	$1,0 \times 10^{-2} \pm$	$2,1 \times 10^{-2} \pm$	$7,5 \times 10^{-3} \pm$
	$2,6 \times 10^{-3}$	$1,0 \times 10^{-3}$	$1,9 \times 10^{-2}$	$7,3 \times 10^{-3}$	$6,1 \times 10^{-4}$	$2,45 \times 10^{-4}$	$3,6 \times 10^{-4}$	$1,4 \times 10^{-4}$	$9,4 \times 10^{-4}$	$3,3 \times 10^{-4}$
Ni	$9,0 \times 10^{-2} \pm$	$3,5 \times 10^{-2} \pm$	$9,2 \times 10^{-2} \pm$	$3,6 \times 10^{-2} \pm$	$9,4 \times 10^{-2} \pm$	$3,7 \times 10^{-2} \pm$	$8,9 \times 10^{-2} \pm$	$3,5 \times 10^{-2} \pm$	ND	> LOQ
	$1,1 \times 10^{-4}$	$4,2 \times 10^{-5}$	$3,2 \times 10^{-4}$	$1,3 \times 10^{-4}$	$7,2 \times 10^{-5}$	$2,8 \times 10^{-5}$	$1,8 \times 10^{-4}$	$7,0 \times 10^{-5}$		
Zn	$8,3 \times 10^{-2} \pm$	$3,3 \times 10^{-2} \pm$	$2,1 \times 10^{-1} \pm$	$8,2 \times 10^{-2} \pm$	$6,2 \times 10^{-2} \pm$	$2,4 \times 10^{-2} \pm$	$1,5 \times 10^{-2} \pm$	$5,8 \times 10^{-3} \pm$	$1,7 \times 10^{-3} \pm$	$6,1 \times 10^{-4} \pm$
	$5,5 \times 10^{-3}$	$2,2 \times 10^{-3}$	$7,8 \times 10^{-3}$	$3,1 \times 10^{-3}$	$3,6 \times 10^{-4}$	$1,4 \times 10^{-4}$	$1,8 \times 10^{-4}$	$7,0 \times 10^{-5}$	$1,1 \times 10^{-4}$	$3,9 \times 10^{-5}$

LOD = Limite de detecção. *Considerado 7 anos de idade, peso 25 kg e frequência de exposição = 30 dias/ano. [†]Considerado 50 anos de idade, peso 70 kg e frequência de exposição = 90 dias/ano

Apenas a planta erva-de-touro excede a *ADD* de alumínio para crianças maior que o valor de *RfD* (1 mg/kg/dia), estando de acordo com o permitido para adultos em todas as plantas. Enquanto o baru possui quantidades superiores de arsênio ao *RfD* (0,001 mg/kg/dia) em crianças.

A *ADD* de cromo para crianças e adultos estão acima dos valores de *RfD* (0,003 mg/kg/dia), com exceção do baru, quando considerado o consumo por adultos. Para os limites de cobre estabelecido para crianças, a *RfD* é ultrapassada (Cu 0,04 mg/kg/dia), apenas nas plantas celosia e erva-de-touro, e está dentro do preconizado para adultos.

A erva-de-touro apresenta valores de ingestão diária de ferro maior que a *RfD* (0,7 mg/kg/dia) para crianças e adultos. As outras plantas demonstram quantidades adequadas para consumo deste elemento. Os valores de *ADD* referentes ao manganês ultrapassam a *RfD* (0,14 mg/kg/dia) para crianças nas plantas alamanda e celosia. A dose de *ADD* de níquel excede a *RfD* (0,02 mg/kg/dia) nas plantas analisadas para crianças e adultos, com exceção do baru, também para crianças e adultos.

O uso de nenhuma planta nas quantidades recomendadas superou os 0,3 mg/kg/dia propostos pela *RfD* em ambas as populações para o consumo de zinco ou de 0,0003 mg/kg/dia para arsênio.

Não existem valores de *RfD* para cálcio, potássio, magnésio, sódio, fósforo e enxofre.

5.4 Ingestão diária de metais e metaloides devido ao consumo da seiva das plantas

***D. alata* (baru) e *H. stigonocarpa* (jatobá)**

A Tabela 8 mostra os cálculos de dose de ingestão média diária (*ADD*) para crianças com 7 anos de idade, peso 25 kg e frequência de exposição (*EF* = 30 dias/ano) e adultos (50 anos, 70 kg), com frequência de exposição (*EF* = 90 dias/ano) considerando a ingestão de 0,15 L/dia para crianças e 1 litro/dia de seiva para adultos.

Tabela 8. Cálculo de dose de ingestão média diária para crianças e adultos considerando a ingestão de 0,15 L/dia para crianças e 1 Litro/dia de seiva para adultos

*Considerado 7 anos de idade, peso 25 kg e frequência de exposição = 30 dias/ano. †Considerado 50 anos

Elemento	Seiva de baru		Seiva de jatobá	
	Crianças*	Adultos†	Crianças*	Adultos†
Al	$1.05 \times 10^{-3} \pm 9.86 \times 10^{-6}$	$7.5 \times 10^{-3} \pm 7.0 \times 10^{-5}$	< LOD	< LOD
As	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Cd	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Cr	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Cu	$2.95 \times 10^{-5} \pm 4.0 \times 10^{-6}$	$2.1 \times 10^{-4} \pm 3.52 \times 10^{-6}$	$3.26 \times 10^{-2} \pm 2.2 \times 10^{-4}$	$2.33 \times 10^{-1} \pm 1.5 \times 10^{-3}$
Fe	$3.25 \times 10^{-4} \pm 1.47 \times 10^{-5}$	$2.32 \times 10^{-3} \pm 1.15 \times 10^{-4}$	$4.03 \times 10^{-2} \pm 1.08 \times 10^{-3}$	$2.88 \times 10^{-1} \pm 7.7 \times 10^{-3}$
Mn	$2.57 \times 10^{-3} \pm 2.46 \times 10^{-5}$	$1.83 \times 10^{-2} \pm 1.7 \times 10^{-4}$	$2.5 \times 10^{-1} \pm 7.9 \times 10^{-4}$	$1.84 \pm 5.6 \times 10^{-3}$
Ni	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Se	$4.09 \times 10^{-4} \pm 1.97 \times 10^{-5}$	$2.9 \times 10^{-3} \pm 1.4 \times 10^{-4}$	< LOD	< LOD
Zn	$6.9 \times 10^{-5} \pm 4.93 \times 10^{-6}$	$4.9 \times 10^{-4} \pm 3.52 \times 10^{-5}$	$1.92 \times 10^{-2} \pm 1.97 \times 10^{-4}$	1.38 ± 0.0014

de idade, peso 70 kg e frequência de exposição = 90 dias/ano

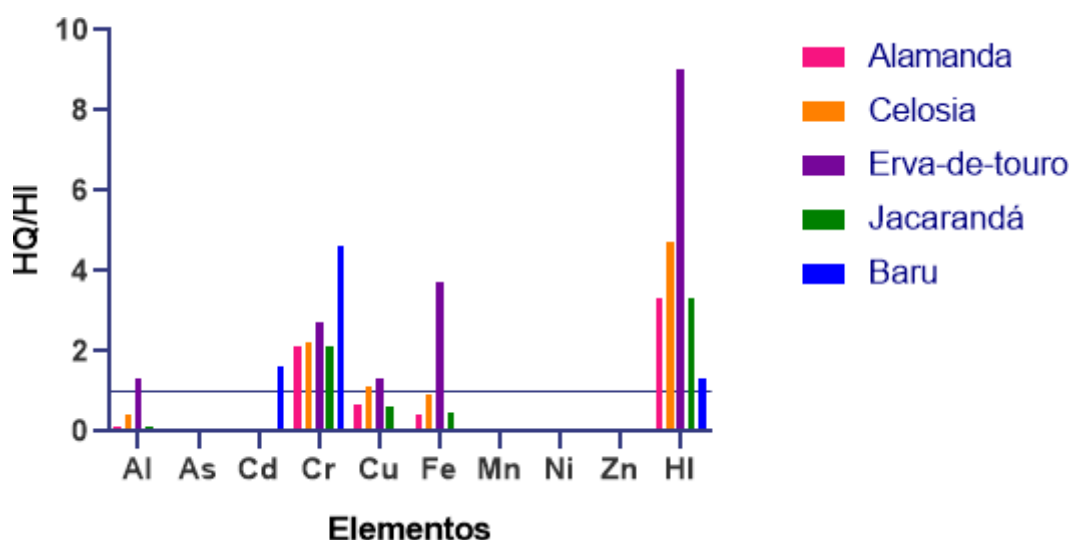
Os valores da *ADD* devido a ingestão da seiva de baru e de jatobá para crianças e adultos são menores que os valores de *RfD* (1 mg/kg/dia) para alumínio, 0,04 mg/kg/dia para cobre, 0,7 mg/kg/dia para ferro, e 0,3 mg/kg/dia para zinco. Para o elemento manganês, a seiva de jatobá esta acima do valores da *RfD* que é de 0,14 mg/kg/dia para crianças e adultos. Não existem valores de *RfD* para cálcio, potássio, magnésio, sódio,

fósforo e enxofre.

5.5 Cálculo do quociente de risco (HQ) e Índice de risco (HI) devido ao consumo das alamanda, celosia, erva-de-touro, jacarandá e baru na forma de cápsulas e seivas do baru e jatobá

A Figura 11 demonstra os cálculos de HQ e HI no consumo de 2 cápsulas de 200 mg/dia (totalizando 400 mg/dia) das plantas medicinais estudadas. O HQ e o HI são ferramentas utilizadas para avaliar a segurança do consumo de metais e metaloides em determinado alimento, levando em conta o tempo de exposição, a quantidade de consumo e o perfil da população.

Figura 11. Quociente de risco (HQ) para o consumo de cada elemento e Índice de risco (HI) para crianças* considerando a ingestão de suplementação de 400 mg/dia para cada planta.

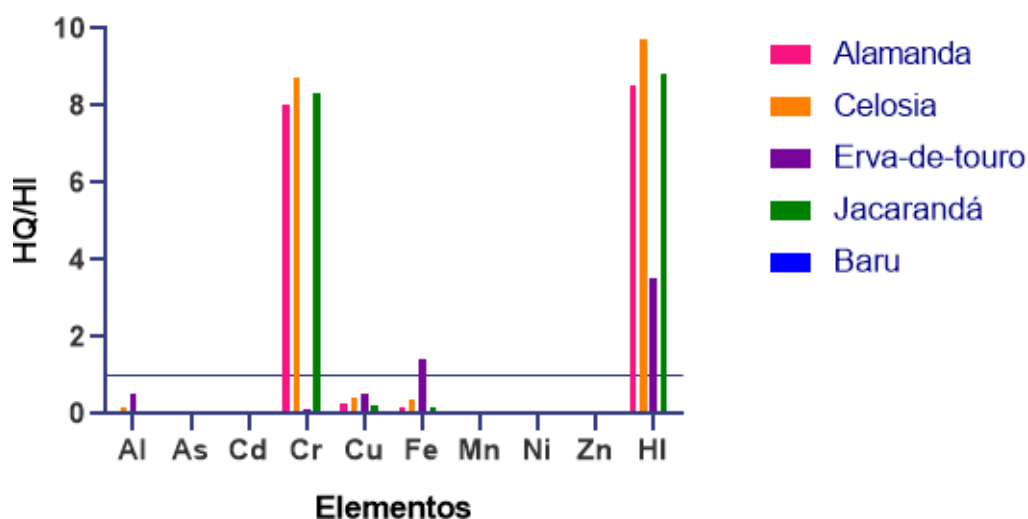


*Considerado 7 anos de idade, peso 25 kg e frequência de exposição = 30 dias/ano.

Considerando os dados de HQ obtidos para crianças (Figura 11), temos para os elementos alumínio, arsênio, manganês, níquel e zinco valores de $HQ < 1$ para todas as

plantas, desta forma, individualmente, estes elementos não causariam risco devido ao consumo destas plantas. No entanto, todas as plantas apresentaram $HI > 1$, o que demonstra que o consumo via suplementação (400 mg/dia) inadequado para crianças, em relação ao seu conteúdo elementar. O elemento com maior representatividade no risco do consumo dessas plantas foi o cromo, com $HQ > 1$ para quatro das cinco plantas estudadas. A erva-de-touro apresentou o maior HI para crianças, com o valor nove vezes superior ($HI = 9,0 \pm 8,0 \times 10^{-2}$) ao limite de ingestão para metais e metaloides ($HI = 1$). Considerando os riscos de consumo de água e de poluição do solo, Ahmad et al., (2021) encontraram que a maior rota de contaminação para crianças e adultos advinha da ingestão, e que o risco de consumo para o mesmo alimento era sete vezes maior para as crianças do que para os adultos, em relação ao consumo de cromo. A Figura 12 considera os mesmos cálculos de HQ e HI realizados na população adulta.

Figura 12. Quociente de risco (HQ) para o consumo de cada elemento e Índice de risco (HI) para adultos[†] considerando a ingestão de suplementação de 400 mg/dia para cada planta.



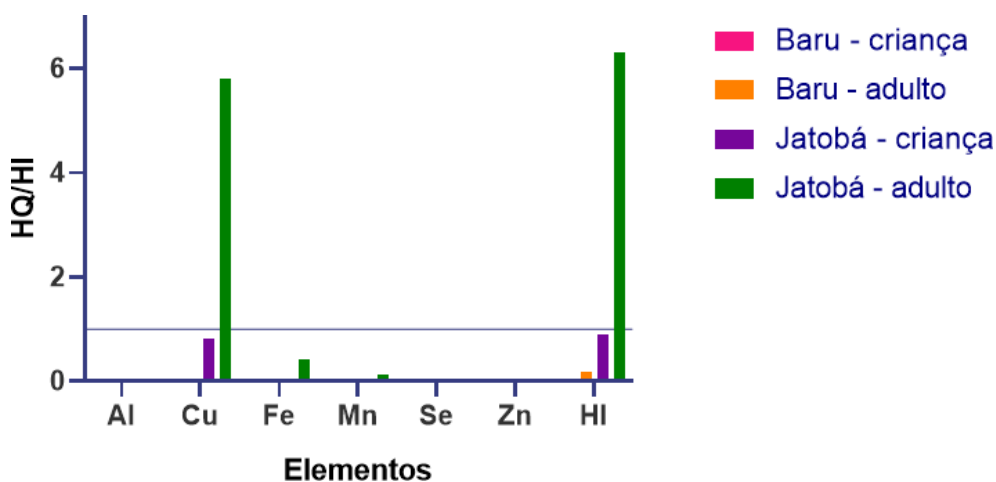
[†]Considerado 50 anos de idade, peso 70 kg e frequência de exposição = 90 dias/ano.

Os quocientes de risco não ultrapassaram o limite aceitável ($HQ = 1$) para os metais alumínio, arsênio, cádmio, cobre, manganês, níquel e zinco. O baru foi a única planta que demonstrou segurança do seu consumo na forma de suplementação (400 mg/dia), com o $HI < 1$. Todas as outras plantas tiveram HI superior a um, demonstrando risco de consumo, sendo que o elemento mais prevalente nessa contribuição para elevar o HI foi o cromo.

Apesar de a população adulta ser menos susceptível do que a população infantil, as plantas medicinais estudadas (com exceção do baru) apresentam risco em seu consumo. A acumulação de cromo em plantas medicinais também ocorreu nos achados de MESERET et al (2020), configurando um elemento de interesse.

A Figura 13 demonstra o risco associado ao consumo das seivas de baru e jatobá para crianças e adultos.

Figura 13. Quociente de risco (HQ) e Índice de risco (HI) para crianças e adultos em relação ao consumo de seiva de baru e jatobá



*Considerado 7 anos de idade, peso 25 kg, consumo de 0,15 L/dia e frequência de exposição = 30 dias/ano.

†Considerado 50 anos de idade, peso 70 kg, consumo de 1 L/dia e frequência de exposição = 90 dias/ano.

ND = não determinado.

O consumo da seiva de baru nas quantidades e tempo sugeridos se demonstrou seguro, em relação ao seu conteúdo elementar para crianças e adultos, uma vez que tanto para os HQ calculados, quanto para os HI , o valor foi inferior a um. Da mesma forma, o consumo da seiva de jatobá em crianças, nas quantidades e tempo propostos, também é seguro. Por outro lado, a seiva de jatobá apresentou $HQ > 1$ para cobre, inferindo valor de $HI > 1$, sendo o cobre seu principal contaminante.

Jafarzadeh et al., (2022) considerando o uso de água potável no Irã encontraram valores de HQ em água potável na seguinte ordem populacional bebês > crianças > adolescentes > adultos. Estes valores contradizem os nossos, onde o consumo da seiva se apresentou mais prejudicial aos adultos.

Considerando o peso dos adultos, normalmente eles sofreriam menor risco de toxicidade devido ao consumo, quando comparados aos riscos para crianças (DE PAIVA; MORGANO; MILANI, 2017). Portanto, o HQ e HI foram elevados no consumo do adulto devido à frequência de consumo e dose ingerida. Desta forma, avaliações de adequações de consumo e tempo de exposição devem ser levados em conta quando consideramos a ingestão de produtos provenientes de plantas.

5.6 Transferência de elementos inorgânicos do solo para a seiva do xilema do e folhas de baru

A concentração de metais e metaloides no solo coletado nos pontos (P1, P2 e P3) são apresentados na Tabela 9 e comparados com os valores obtidos por países como a China e Estados Unidos (CHEN et al., 1991). Maiores detalhes envolvendo este estudo é discussões podem ser encontrados no anexo 1, onde consta o artigo publicado contendo na integra todas as informações aqui apresentadas.

A concentração elementar obtida no solo nas distâncias de P1= 5 m, P2 = 20 m e P3 = 34,83 ± 4,36 m da rodovia foi comparada com os valores limites do Conselho Ambiental do Brasil (Conama) (BRASIL, 2005), assim como com os valores obtidos de solos provenientes de atividades agrícola, industrial e de mineração da China e EUA (CHEN et al., 1991). Não há valores de risco para Al, Cr, Fe, Mn, Mg, P e Se em solos estabelecidos pelo Brasil/Conama. Além disso, a China não definiu valores para P em solos, e os Estados Unidos da América para Cd.

A concentração elementar no solo decresce na seguinte ordem: Mg > Fe > Zn > Cu > Mn > Al > Ni > Mo > Cr > Cd > As > P > Co > Se > Pb. Todos os resultados de concentração de elementos são maiores no ponto de coleta P1 (5 m de distância da rodovia) do que P2 (20 m), que por sua vez é maior que P3 (34,83 m, ou conforme adotado no artigo: 35 m).

Para todos os pontos de coleta, os resultados obtidos para As, Cd, Co, Mo, Ni e P são maiores do que os preconizados pelo Conama e China (BRASIL, 2005; CHEN et al., 1991). Em adição, para os elementos Al, Cr, Fe e Mg as quantidades reportadas foram superiores à recomendação chinesa (CHEN et al., 1991).

Uma análise de componente principal (PCA) realizado em nosso artigo (Anexo 1), demonstrou que a concentração dos elementos Mg, Fe, Zn, Cu, Mn, Al, Ni, Mo, Cr, Cd, As, P, Co, Se e Pb nos pontos de coleta do solo são maiores nos pontos mais próximos à rodovia (5 m > 20 m > 34,83 m ± 4.36 m). Estes resultados corroboram com as observações de Swaileh et al., (2001), na determinação de solos próximos a rodovias e plantas. Da mesma forma, em Abu Dhabi, altas taxas de metais pesados foram encontrados em locais com alto tráfego veicular, reduzindo estas concentrações em locais mais arborizados e com menor tráfego (AL-TAANI; NAZZAL; HOWARI, 2019).

Tabela 9. Concentração elementar no solo e comparação com valores referência do Conama (Brasil), e valores obtidos pela China e Estados Unidos (EUA) (mg/kg).

Elementos	Concentrações doselementos no solo (mg/kg·dw): distâncias dos pontos à rodovia			Conama/Brazil (mg/kg)	China (mg/kg)	USA (mg/kg)
	5 m	20 m	35 m			
Al	79.56 6.35a	54.65 1.87a	54.44 1.50a	*	6.4	4.7
As	20.85 0.71a	15.84 0.75b	14.10 0.94b	15	9.2	5.2
Cd	24.26 1.16a	16.06 0.91b	12.88 0.88b	1.3	0.07	***
Co	15.12 0.20a	13.27 0.22b	12.09 0.12b	35	11	6.7
Cr	28.47 0.46a	20.28 0.44b	18.11 0.18b	*	54	37
Cu	160.33 0.88a	73.16 0.48b	70.65 0.56b	200	20	17
Fe	188.00 0.88a	183.76 6.03a	152.30 0.27a	*	2.8	1.8
Mg	230.01 0.50a	220.81 0.51b	209.40 0.17b	*	0.67	0.44
Mn	118.10 0.13a	45.17 0.27b	42.24 0.24b	*	432	333
Mo	45.42 0.28a	28.16 0.56b	18.64 1.35b	30	1.2	0.59
Ni	49.86 0.54a	40.22 0.29b	35.64 0.50b	30	23	13
P	20.57 0.58a	18.60 0.58b	15.54 0.70b	*	**	0.02
Se	14.10 0.87a	13.00 0.02b	12.14 0.18b	*	0.22	0.26
Zn	178.85 1.27a	165.40 0.12b	150.28 0.07b	300	67	48
Pb	12.44 0.51a	7.08 1.33b	5.64 0.45b	72	24	16

Diferentes letras mostram diferenças estatísticas. * valores não determinados pelo Conama/Brazil; ** valores não determinados pela China; *** valores não determinados pelo EUA

Os resultados para a seiva do xilema do tronco de baru estão descritos na Tabela 10, com apenas oito elementos quantificados, decrescendo na seguinte ordem: Mg > P > Mn > Al > Se > Fe > Zn > Cu.

Tabela 10. Concentração elementar na seiva do xilema do tronco e nas folhas de baru (mg/L)

Elemento	Seiva do xilema do tronco	Folhas
Al	21,40 ± 0,20	3,86 ± 0,39
As	< LOD	0,067 ± 0,074
Cd	< LOD	0,420 ± 0,104
Cr	< LOD	0,340 ± 0,159
Cu	0,600 ± 0,010	0,076 ± 0,050
Fe	6,60 ± 0,30	6,50 ± 0,52
Mg	341,0 ± 2,40	31,89 ± 1,19
Mn	52,20 ± 0,50	5,51 ± 0,24
P	266,90 ± 0,40	41,07 ± 0,16
Se	8,30 ± 0,40	0,29 ± 0,14
Zn	1,40 ± 0,10	0,44 ± 0,03

< LOD = abaixo do limite de detecção.

Apesar de os elementos As, Cd e Cr não terem sido detectados na seiva do baru, a maior parte dos elementos se apresentou em maior concentração na seiva, do que na folha (Al, Cu, Fe, Mg, Mn, P, Se e Zn).

Os resultados demonstram que o baru é uma planta que tem uma tendência a acumular metais pesados nas folhas; da mesma forma, isso ocorre em outras espécies como a mandioca no qual quantificaram valores médios de Zn (107,1 mg/kg), Cu (131 mg/kg), Co (5,2 mg/kg) e As (0,58 mg/kg) em áreas contaminadas, significativamente maiores quando comparadas com folhas de mandioca de áreas não contaminadas (Zn: 50,4; Cu: 20; Co: 1,1; As: 0,23 – unidades em mg/kg). Além disso, a concentração do arsênio e cobre nas folhas de mandioca são maiores que as concentrações obtidas em tubérculos (PAGE; FELLER, 2015).

O fator de transferência da concentração de metais e metaloides presentes no solo para a seiva do xilema do tronco do Baru são apresentados na Tabela 11. As concentrações foram transformadas de mg/L para mg/kg conforme descrito por Swaileh et al., (2001).

Tabela 11. Fator de transferência de elementos químicos de cada ponto de coleta para a seiva do tronco do xilema do Baru.

Elemento	Distância de coleta a partir da rodovia		
	P1 = 5 m	P2 = 20 m	P3 = 34.83 ± 4,36 m
Al	0.279	0.391	0.393
Cu	0.0037	0.0082	0.0084
Fe	0.035	0.0359	0.043
Mg	1.482	1.540	1.628
Mn	0.441	1.150	1.230
P	12.97	14.35	17.17
Se	0.580	0.638	0.68
Zn	0.0078	0.0084	0.009

Elementos como As, Cd, Co, Cr, Mo, Ni e Pb não foram detectados na seiva do xilema do tronco em nenhum dos pontos de coleta. Pode-se concluir dessa forma, que a taxa de transferência para estes elementos é menor do que um. Para os elementos Mg e P o fator de transferência foi maior que um em todos os pontos de coleta, aumentando a transferência de acordo com o aumento da distância da rodovia. O fator de transferência do solo para as folhas de baru está descrito na Tabela 12.

Tabela 12. Fator de transferência de elementos químicos de cada ponto de coleta para as folhas de baru

Elemento	Distância de coleta a partir da rodovia		
	P1 = 5 m	P2 = 20 m	P3 = 34.83 ± 4,36 m
Al	0,050	0,071	0,070
As	0,0032	0,0042	0,0047
Cd	0,017	0,026	0,032
Cr	0,0119	0,0167	0,0180
Cu	0,00474	0,0010	0,0010
Fe	0,034	0,035	0,042
Mg	0,138	0,144	0,152
Mn	0,0466	0,122	0,130
P	1,99	2,207	2,642
Se	0,020	0,022	0,023
Zn	0,0024	0,0026	0,0029

Da mesma forma que ocorreu com a seiva do xilema do tronco, o fator de transferência aumenta de acordo com a distância da rodovia (sendo maior nos pontos mais distantes). Apenas para o elemento P o fator de transferência foi superior a um.

Numerosos processos na seiva do xilema e folhas influenciam o transporte de metais e processos de redistribuição em toda a planta (WILKINSON; DAVIES, 1997). Em geral, as concentrações químicas de cada elemento no xilema variam e dependem do pH do solo (DAMBRINE et al., 1995), do período de coleta (ALAM; KAMEI; KAWAI, 2001), do órgão estudado, da disponibilidade de nutrientes no solo (LEITA et al., 1998), e do potencial hídrico do solo (ALAM; KAMEI; KAWAI, 2001). Metais pesados podem ser mobilizados na seiva do xilema pela combinação de reservatório de frações nas raízes e em tecidos, com aquelas recentemente absorvidos pelas raízes do solo (ÁLVAREZ-FERNÁNDEZ et al., 2014; FERGUSON, 1980).

A acumulação de P, Mg e Mn na seiva do xilema e nas folhas de baru indicam que a planta pode ser utilizada como possíveis bioindicadores de poluição por estes elementos. As altas quantidades destes elementos está de acordo com achados de solos próximos a rodovias e áreas poluídas. Altas concentrações de P podem ser tóxicas pra plantas (WEXLER, 2014) e animais (MENEZES-FILHO et al., 2009), bem como o excesso de Mn e Mg (AJIB; CHILDRESS, 2021; NGOLE; EKOSSE, 2012).

6 CONCLUSÕES

Considerando a composição elementar das plantas medicinais estudadas, foi possível verificar que todas as plantas ultrapassam os limites recomendados pela FAO/WHO de cromo, manganês e níquel para plantas comestíveis. Com exceção do baru, todas as outras plantas superam os limites de ingestão propostos para cobre e ferro. A planta celosia foi a única a exceder as recomendações para zinco e magnésio. Não há limites de ingestão propostos para diversos elementos em plantas medicinais e comestíveis, o que pode prejudicar a escolha e uso com segurança de alimentos e plantas medicinais.

A suplementação destas plantas na quantidade de 400 mg/dia foi investigada considerando o consumo por crianças e adultos e os riscos advindos desta ingestão. Com exceção do baru, todas as plantas ultrapassaram à RfD considerando o elemento níquel para ambos crianças e adultos. Além disso, o baru foi a única planta que superou a RfD para cromo, em ambas as populações. A erva-de-touro excedeu à RfD para adultos e crianças para a concentração de ferro, e de crianças para alumínio. A quantidade de manganês foi superior à RfD nas plantas celosia e alamanda no público infantil. Considerando a exposição crônica destes elementos por meio de suplementação, constatou-se que para todas as plantas, HQ para cromo é maior que 1 para crianças, e conseqüentemente $HI > 1$. Para adultos, com exclusão do baru, o mesmo efeito ocorreu, fornecendo HQ e $HI > 1$, sendo o principal contaminante o cromo.

Em relação à composição mineral das seivas de baru e jatobá, foi possível verificar que a concentração elementar no jatobá é maior do que a do baru. Ambas as seivas ultrapassam os limites aceitáveis de ferro e manganês determinados pelo Conama e pela Comunidade Europeia. Os limites de zinco e fósforo estabelecidos pelo Conama foram ultrapassados pelas duas plantas. O baru excedeu os limites de cobre do Conama e de selênio para ambas as instituições; já o jatobá superou as determinações de sódio

levando em conta as recomendações da comunidade europeia e de cobre tanto do Conama, quanto da Comunidade Europeia.

O uso das seivas demonstrou ser mais seguro do que o de suplementação com as folhas das plantas, uma vez que apenas a seiva de jatobá ultrapassou a RfD de manganês; da mesma forma, apenas a seiva de jatobá excedeu o $HQ > 1$ para cobre e $HI > 1$ devido à concentração deste metal. Portanto, o uso da seiva de jatobá por adultos deve ser monitorado quanto à sua dose e sua frequência para que este limite não seja alcançado.

No baru, a transferência de metais ocorreu de uma forma mais acentuada na seiva, no entanto, metais pesados, tendem a se acumular em nas folhas. A planta pode ser viável para o uso de remediação de solos contaminados com fósforo, magnésio e manganês, devido ao alto fator de transferência destes metais para a planta.

A identificação de compostos fitoquímicos das plantas estudadas, bem como estudos *in vivo* podem gerar novos dados sobre a segurança de consumo destas plantas e devem ser verificadas.

REFERÊNCIAS

ABRAHAMAS, P. W. Soils: their implications to human health. **Science of The Total Environment**, v. 291, n. 1, p. 1–32, 27 maio 2002.

ADEGBAJU, O. D.; OTUNOLA, G. A.; AFOLAYAN, A. J. Influence of plant maturity on antimicrobial properties and toxicity of *Celosia argentea*. **Journal of Biological Sciences**, v. 19, n. 4, p. 280–289, 2019.

ADRIANO, D. C. **Trace elements in terrestrial environments: biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals**. [s.l.] Springer, 2001. v. 860

AFROUSHEH, M. et al. Nutrient deficiency disorders in *Pistacia vera* seedling rootstock in relation to eco-physiological, biochemical characteristics and uptake pattern of nutrients. **Scientia Horticulturae**, v. 124, n. 2, p. 141–148, 15 mar. 2010.

AHMAD, I.; DOLE, J. M. Optimal postharvest handling protocols for *Celosia argentea* var. *crinata* L. ‘Fire Chief’ and *Antirrhinum majus* L. ‘Chantilly Yellow’. **Scientia Horticulturae**, v. 172, p. 308–316, 9 jun. 2014.

AHMAD, W. et al. Toxic and heavy metals contamination assessment in soil and water to evaluate human health risk. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 17006, 20 ago. 2021.

AJIB, F. A.; CHILDRESS, J. M. Magnesium Toxicity. In: **StatPearls**. Treasure Island (FL): StatPearls Publishing, 2021.

AKAH, P. A.; OFFIAH, V. N. Gastrointestinal Effects of *Allamanda cathartica* Leaf Extracts. **International Journal of Pharmacognosy**, v. 30, n. 3, p. 213–217, 1 jan. 1992.

ALAM, S.; KAMEI, S.; KAWAI, S. Effect of iron deficiency on the chemical composition of the xylem sap of barley. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 47, n. 3, p. 643–649, 1 set. 2001.

AL-TAANI, A. A.; NAZZAL, Y.; HOWARI, F. M. Assessment of heavy metals in roadside dust along the Abu Dhabi–Al Ain National Highway, UAE. **Environmental Earth Sciences**, v. 78, n. 14, p. 411, 15 jul. 2019.

ALECHANDRE, A. et al. Guia de boas práticas para a extração de seiva de jatobá (*Hymenaea courbaril* L.). **IPAM/USAID, Rio Branco, Acre**, 2011.

ALELUIA, A. C. M. **Determinação de macro e microelementos em medicamentos fitoterápicos**. 2016.

ALMEIDA, S. DE; AGOSTINI-COSTA, T. Frutas nativas do cerrado: caracterização físico-química e fonte potencial de nutrientes. **Cerrado: ambiente e flora**, 1998.

AMALI, E. et al. Effects of Oral Administration of Aqueous Extract of *Tridax procumbens* Leaves on Some Haematological Variables in Rats. **Modern Chemistry & Applications**, v. 06, 31 jan. 2018.

ANDRÁSI, E. et al. Brain aluminum, magnesium and phosphorus contents of control and Alzheimer-diseased patients. **Journal of Alzheimer's Disease**, v. 7, n. 4, p. 273–284, 1 jan. 2005.

ANDREINI, C.; BERTINI, I.; ROSATO, A. Metalloproteomes: A Bioinformatic Approach. **Accounts of Chemical Research**, v. 42, n. 10, p. 1471–1479, 20 out. 2009.

ANTONIADIS, V. et al. Phytoremediation potential of twelve wild plant species for toxic elements in a contaminated soil. **Environment International**, v. 146, p. 106233, 1 jan. 2021.

ARAKAKI, D. G. et al. In vitro and in vivo antioxidant activity of the pulp of Jatobá- do-cerrado. **Food Science and Technology**, v. 36, p. 166–170, 4 mar. 2016.

ARAKAKI, D. G. et al. Canjiqueira Fruit: Are We Losing the Best of It? **Foods**, v. 9, n. 4, p. 521, abr. 2020.

ARRUDA, A. L. A. et al. Análise fitoquímica e atividade antimicobacteriana de extratos metanólicos de *Jacaranda cuspidifolia* Mart. (Bignoniaceae). **Revista Brasileira de Plantas Mediciniais**, v. 14, p. 276–281, 2012.

ÁLVAREZ-FERNÁNDEZ, A. et al. Metal species involved in long distance metal transport in plants. **Frontiers in Plant Science**, v. 5, p. 105, 2014.

AVIGLIANO, E.; SCHENONE, N. F. Human health risk assessment and environmental distribution of trace elements, glyphosate, fecal coliform and total coliform in Atlantic Rainforest mountain rivers (South America). **Microchemical Journal**, v. 122, p. 149–158, 1 set. 2015.

BARIN, J. S. et al. Determination of elemental impurities in pharmaceutical products and related matrices by ICP-based methods: a review. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 408, n. 17, p. 4547–4566, 1 jul. 2016.

BATISTA, A. C. F. et al. Use of baru oil (*Dipteryx alata* Vog.) to produce biodiesel and study of the physical and chemical characteristics of biodiesel/petroleum diesel fuel blends. **Chemistry and Technology of Fuels and Oils**, v. 48, n. 1, p. 13–16, 1 mar. 2012.

BENKERT, R. et al. Long-term xylem pressure measurements in the liana *Tetrastigma voinierianum* by means of the xylem pressure probe. **Planta**, v. 196, n. 4, p. 804–813, 1 dez. 1995.

BLAYLOCK, M. J. et al. Enhanced Accumulation of Pb in Indian Mustard by Soil-Applied Chelating Agents. **Environmental Science & Technology**, v. 31, n. 3, p. 860–865, 1 mar. 1997.

BONIFACE, P. K.; BAPTISTA FERREIRA, S.; ROLAND KAISER, C. Current state of knowledge on the traditional uses, phytochemistry, and pharmacology of the genus *Hymenaea*. **Journal of Ethnopharmacology**, v. 206, p. 193–223, 12 jul. 2017.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005 — 4ª Câmara - Meio Ambiente e Patrimônio Cultural**. Disponível em: <<http://www.mpf.mp.br/atuacao-tematica/ccr4/dados-da-atuacao/projetos/qualidade-da-agua/legislacao/resolucoes/resolucao-conama-no-357-de-17-de-marco-de-2005/view>>. Acesso em: 11 set. 2021.

BRASIL. **SiBBR - Sistemas de Informações sobre a Biodiversidade Brasileira**. Disponível em: <<https://www.sibbr.gov.br/>>. Acesso em: 9 jul. 2020.

BRASIL, A. N. DE V. S. Farmacopeia Brasileira. **Farmacopéia Brasileira**, v. 1, n. 6, 2019.

BRASIL, M. DA S. **Política nacional de práticas integrativas e complementares no SUS : atitude de ampliação de acesso**. [s.l: s.n.].

BRASIL, M. DA S. **Plantas Medicinais de Interesse ao SUS (Rennisus)**. Disponível em: <<https://antigo.saude.gov.br/acoes-e-programas/programa-nacional-de-plantas-medicinais-e-fitoterapicos-ppnmpf/politica-e-programa-nacional-de-plantas-medicinais-e-fitoterapicos/plantas-medicinais-de-interesse-ao-sus-renisus>>. Acesso em: 16 set. 2021.

BROOKS, R. R. et al. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 7, p. 49–57, 1 jan. 1977.

CAROCCI, A. et al. Oxidative stress and neurodegeneration: the involvement of iron. **BioMetals**, v. 31, n. 5, p. 715–735, 1 out. 2018.

CASTRO, R. S. DE et al. Phenotypic variability of fruits and seeds in natural populations of *Hymenaea stigonocarpa* (Mart. Ex Hayne). **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 51, 23 jul. 2021.

CHAITHRA AMIN, B. et al. An investigation on anti-diabetic activity in aqueous extract of aerial parts of *Allamanda cathartica* Linn in streptozotocin induced diabetic rats. **Int.**

J. Pharm. Chem. Res, v. 3, p. 242–247, 2017.

CHAO, J. et al. Major achievements of evidence-based traditional Chinese medicine in treating major diseases. **Biochemical Pharmacology**, The 5th International Conference on the Mechanism of Action of Nutraceuticals. v. 139, p. 94–104, 1 set. 2017.

CHEN, P.; CULBRETH, M.; ASCHNER, M. Exposure, epidemiology, and mechanism of the environmental toxicant manganese. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 14, p. 13802–13810, 1 jul. 2016.

CHEN, J. et al. Background concentrations of elements in soils of China. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 57, n. 1, p. 699–712, 1 ago. 1991.

DA SILVA, S. R. et al. Nutritional potential and effect of the solvent on the extraction of secondary metabolites from pulp and bark of baru (*Dipteryx alata*). **Journal of Food Measurement and Characterization**, v. 15, n. 4, p. 3453–3460, 1 ago. 2021.

DAMBRINE, E. et al. Xylem sap composition: A tool for investigating mineral uptake and cycling in adult spruce. **Plant and Soil**, v. 168, n. 1, p. 233–241, 1 jan. 1995.

DAVID, W. Poisonous plants and animals of Florida and the Caribbean. **Pineapple Press Inc, Florida pg**, v. 74, p. 27, 1997.

DE PAIVA, E. L.; MORGANO, M. A.; MILANI, R. F. Cadmium, lead, tin, total mercury, and methylmercury in canned tuna commercialised in São Paulo, Brazil. **Food Additives & Contaminants: Part B**, v. 10, n. 3, p. 185–191, 3 jul. 2017.

DE SOUZA, I. D. et al. Potential Health Risks of Macro- and Microelements in Commercial Medicinal Plants Used to Treatment of Diabetes. **BioMed Research International**, v. 2021, p. e6678931, 1 abr. 2021.

DE SOUZA, R. G. M. et al. A baru almond–enriched diet reduces abdominal adiposity and improves high-density lipoprotein concentrations: a randomized, placebo-controlled trial. **Nutrition**, v. 55–56, p. 154–160, 1 nov. 2018.

DIAS, L. S.; LUZIA, D. M. M.; JORGE, N. Physicochemical and bioactive properties of *Hymenaea courbaril* L. pulp and seed lipid fraction. **Industrial Crops and Products**, v. 49, p. 610–618, 1 ago. 2013.

DIAZ-ESPEJO, A.; HERNANDEZ-SANTANA, V. The phloem–xylem consortium: until death do them part. **Tree Physiology**, v. 37, n. 7, p. 847–850, 1 jul. 2017.

DIMECH, G. S. et al. Phytochemical and Antibacterial Investigations of the Extracts and Fractions from the Stem Bark of *Hymenaea stigonocarpa* Mart. ex Hayne and Effect on Ultrastructure of *Staphylococcus aureus* Induced by Hydroalcoholic Extract. **The**

Scientific World Journal, v. 2013, p. e862763, 14 dez. 2013.

DUTRA, R. C. et al. Medicinal plants in Brazil: Pharmacological studies, drug discovery, challenges and perspectives. **Pharmacological Research**, Country in focus: Pharmacology in Brasil. v. 112, p. 4–29, 1 out. 2016.

EMBRAPA. **Manual de viveiro e produção de mudas: espécies arbóreas nativas do Cerrado**. Disponível em: <<https://www.alice.cnptia.embrapa.br/handle/doc/1042301>>. Acesso em: 15 set. 2021.

ESTEVES-PEDRO, N. M. et al. In vitro and in vivo safety evaluation of *Dipteryx alata* Vogel extract. **BMC Complementary and Alternative Medicine**, v. 12, n. 1, p. 9, 3 fev. 2012.

EUROPEAN COMMUNITIES. **Statutory Instruments (Drinking Water) (No. 2)**. Disponível em: <<http://www.irishstatutebook.ie/eli/2007/si/278/made/en/print>>. Acesso em: 11 set. 2021.

EUROPEAN MEDICINES AGENCY. **ICH Q3D Elemental impurities**. Text. Disponível em: <<https://www.ema.europa.eu/en/ich-q3d-elemental-impurities>>. Acesso em: 7 out. 2021.

FAO/WHO. **Contaminants. CODEX ALIMENTARIUS**. Disponível em: <<http://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/thematic-areas/contaminants/en/>>. Acesso em: 11 set. 2021.

FAO/WHO. Principles and Methods for the Risk Assessment of Chemicals in Food. **International Journal of Environmental Studies**, v. 68, n. 2, p. 251–252, abr. 2011.

FERGUSON, A. R. Xylem Sap from *Actinidia chinensis*: Apparent Differences in Sap Composition Arising from the Method of Collection. **Annals of Botany**, v. 46, n. 6, p.

FIGUEREDO, C. A. DE; GURGEL, I. G. D.; GURGEL JUNIOR, G. D. A Política Nacional de Plantas Medicinais e Fitoterápicos: construção, perspectivas e desafios. **Physis: Revista de Saúde Coletiva**, v. 24, p. 381–400, 2014.

FLORES, É. M. DE M. et al. Microwave-Assisted Sample Combustion: A Technique for Sample Preparation in Trace Element Determination. **Analytical Chemistry**, v. 76, n. 13, p. 3525–3529, 1 jul. 2004.

GERBA, C. P. Risk Assessment. In: BRUSSEAU, M. L.; PEPPER, I. L.; GERBA, C. P. (Eds.). **Environmental and Pollution Science (Third Edition)**. [s.l.] Academic Press, 2019. p. 541–563.

GONÇALVES, L. C. P. et al. Betaláfnas: Das cores das beterrabas à fluorescência das

flores. **Revista Virtual de Química**, v. 7, n. 1, p. 292–309, 2015.

GONÇALVES, T. et al. In vitro bioaccessibility of the Cu, Fe, Mn and Zn in the baru almond and bocaiúva pulp and, macronutrients characterization. **Journal of Food Composition and Analysis**, v. 86, p. 103356, 1 mar. 2020.

GOVARTHANAN, M. et al. Bioremediation of heavy metals using an endophytic bacterium *Paenibacillus* sp. RM isolated from the roots of *Tridax procumbens*. **3 Biotech**, v. 6, n. 2, p. 242, 12 nov. 2016.

GUO, Z. et al. Chemical composition and nutritional function of olive (*Olea europaea* L.): a review. **Phytochemistry Reviews**, v. 17, n. 5, p. 1091–1110, 1 out. 2018.

GUPTA, V. B. et al. Aluminium in Alzheimer's disease: are we still at a crossroad? **Cellular and Molecular Life Sciences CMLS**, v. 62, n. 2, p. 143–158, 1 jan. 2005.

GYUIMARÃES, S. C.; SOUZA, I. F.; PINHO, E. V. R. V. Efeito de temperaturas sobre a germinação de sementes de erva-de-touro (*Tridax procumbens*). **Planta Daninha**, v. 18, p. 457–464, 2000.

HOU, D. et al. A Sustainability Assessment Framework for Agricultural Land Remediation in China. **Land Degradation & Development**, v. 29, n. 4, p. 1005–1018, 2018.

HOU, D.; AL-TABBAA, A. Sustainability: A new imperative in contaminated land remediation. **Environmental Science & Policy**, v. 39, p. 25–34, 1 maio 2014.

IBGE. **Censo populacional**. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 16 set. 2021.

IKEWUCHI, J.; IKEWUCHI, C.; IGBOH, M. Chemical profile of *Tridax procumbens* Linn. **Pak J Nutr**, v. 8, n. 5, p. 548–550, 2009.

ISLAM, M. R. et al. In vitro antimicrobial activities of four medicinally important plants in Bangladesh. **Eur J Sci Res**, v. 39, n. Suppl 2, p. 199–206, 2010.

JAFARZADEH, N. et al. Non-carcinogenic risk assessment of exposure to heavy metals in underground water resources in Saraven, Iran: Spatial distribution, monte-carlo simulation, sensitive analysis. **Environmental Research**, v. 204, p. 112002, 1 mar. 2022.

JAN, A. T. et al. Heavy Metals and Human Health: Mechanistic Insight into Toxicity and Counter Defense System of Antioxidants. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 16, n. 12, p. 29592–29630, dez. 2015.

JARSJÖ, J. et al. Patterns of soil contamination, erosion and river loading of metals in a gold mining region of northern Mongolia. **Regional Environmental Change**, v. 17, n. 7, p. 1991–2005, 1 out. 2017.

JOINT FAO/WHO. **WHO food standards programme codex committee on contaminants in foods**. . In: FIFTH SESSION [DISPLAYED 10 FEBRUARY 2014]. AVAILABLE AT FTP://FTP.FAO.ORG/CODEX/MEETINGS/CCCF/CCCF5/CF05_INF. PDF. 2011.

KANT, S. Understanding nitrate uptake, signaling and remobilisation for improving plant nitrogen use efficiency. **Seminars in Cell & Developmental Biology**, The multiple facets of the ESCRT machinery. v. 74, p. 89–96, 1 fev. 2018.

KARAHAN, F. et al. Heavy Metal Levels and Mineral Nutrient Status in Different Parts of Various Medicinal Plants Collected from Eastern Mediterranean Region of Turkey. **Biological Trace Element Research**, v. 197, n. 1, p. 316–329, 1 set. 2020.

LANREWAJU, O. A. et al. Heavy Metal Residue and Potential Human Health Risk Factors of Celosia argentea (Lagos Spinach) Planted in a Soil Mixed with Landfill Leachate. **EnvironmentAsia**, v. 12, n. 1, 2019.

LEITA, L. et al. Heavy Metal Content in Xylem Sap (Vitis Vinifera) from Mining and Smelting Areas. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 50, n. 2, p. 189–200, 1 abr. 1998.

LEITÃO, F. et al. Medicinal plants from open-air markets in the State of Rio de Janeiro, Brazil as a potential source of new antimycobacterial agents. **Journal of Ethnopharmacology**, v. 149, n. 2, p. 513–521, 16 set. 2013.

LEWEN, N. et al. A rapid ICP-MS screen for heavy metals in pharmaceutical compounds. **Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis**, v. 35, n. 4, p. 739–752, 29 jun. 2004.

LI, F.-S.; WENG, J.-K. Demystifying traditional herbal medicine with modern approach. **Nature Plants**, v. 3, n. 8, p. 1–7, 31 jul. 2017.

LOHANI, M. B. et al. Seasonal variations of heavy metal contamination in river Gomti of Lucknow city region. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 147, n. 1, p. 253–263, 1 dez. 2008.

LONG, G. L.; WINEFORDNER, J. D. Limit of detection. A closer look at the IUPAC definition. **Analytical Chemistry**, v. 55, n. 7, p. 712A-724A, 1 jun. 1983.

LORENZI, H.; SOUZA, H. Plantas ornamentais do Brasil: arbustivas, herbáceas e trepadeiras 2a ed. **Instituto Plantarum ed., Nova Odessa**, 1999.

MACHATE, D. J. et al. High Concentration of Heavy Metal and Metalloid Levels in Edible *Campomanesia adamantium* Pulp from Anthropic Areas. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 18, n. 11, p. 5503, jan. 2021.

MALTA, P. G. et al. *Rudgea viburnoides* (Rubiaceae) overcomes the low soil fertility of the Brazilian Cerrado and hyperaccumulates aluminum in cell walls and chloroplasts. **Plant and Soil**, v. 408, n. 1, p. 369–384, 1 nov. 2016.

MARET, W. The Metals in the Biological Periodic System of the Elements: Concepts and Conjectures. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 17, n. 1, p. 66, jan. 2016.

MARET, W.; SANDSTEAD, H. H. Zinc requirements and the risks and benefits of zinc supplementation. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v. 20, n. 1, p. 3–18, 10 maio 2006.

MARIN, A. M. F.; SIQUEIRA, E. M. A.; ARRUDA, S. F. Minerals, phytic acid and tannin contents of 18 fruits from the Brazilian savanna. **International Journal of Food Sciences and Nutrition**, v. 60, n. sup7, p. 180–190, 1 jan. 2009.

MATUSIEWICZ, H.; ŚLACHCIŃSKI, M. Method development for simultaneous multi-element determination of transition (Au , Ag) and noble (Pd , Pt , Rh) metal volatile species by microwave induced plasma spectrometry using a triple-mode microflow ultrasonic nebulizer and in situ chemical vapor generation. **Journal of Analytical Atomic Spectrometry**, v. 25, n. 8, p. 1324–1333, 2010.

MEERMANN, B.; SPERLING, M. Hyphenated techniques as tools for speciation analysis of metal-based pharmaceuticals: developments and applications. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 403, n. 6, p. 1501–1522, 1 jun. 2012.

MEHTA, R.; TEMPLETON, D. M.; O'BRIEN, P. J. Mitochondrial involvement in genetically determined transition metal toxicity: II. Copper toxicity. **Chemico-Biological Interactions**, Mitochondrial Toxicity. v. 163, n. 1, p. 77–85, 27 out. 2006.

MENEZES-FILHO, J. A. et al. High levels of hair manganese in children living in the vicinity of a ferro-manganese alloy production plant. **NeuroToxicology**, 10th International Symposium on Neurobehavioral Methods and Effects in Environmental and Occupational Health. v. 30, n. 6, p. 1207–1213, 1 nov. 2009

MESERET, M.; KETEMA, G.; KASSAHUN, H. Health Risk Assessment and Determination of Some Heavy Metals in Commonly Consumed Traditional Herbal Preparations in Northeast Ethiopia. **Journal of Chemistry**, v. 2020, p. e8883837, 8 dez.

2020.

MICLEAN, M. et al. Metal (Pb, Cu, Cd, and Zn) Transfer along Food Chain and Health Risk Assessment through Raw Milk Consumption from Free-Range Cows. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 16, n. 21, p. 4064, jan. 2019.

MORENO-JIMÉNEZ, E. et al. Heavy metals distribution in soils surrounding an abandoned mine in NW Madrid (Spain) and their transference to wild flora. **Journal of Hazardous Materials**, v. 162, n. 2, p. 854–859, 15 mar. 2009.

MOSTAFA, N. M.; ELDAHSHAN, O. A.; SINGAB, A. N. B. The genus Jacaranda (Bignoniaceae): an updated review. **Pharmacognosy Communications**, v. 4, n. 3, p. 31–39, 2014.

MULLER, A. L. H. et al. Study and determination of elemental impurities by ICP-MS in active pharmaceutical ingredients using single reaction chamber digestion in compliance with USP requirements. **Talanta**, v. 136, p. 161–169, 1 maio 2015.

NATIONAL ACADEMIES OF SCIENCES, E. et al. **Dietary Reference Intakes (DRIs): Tolerable Upper Intake Levels, Elements, Food and Nutrition Board, National Academies**. Text. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK545442/table/appJ_tab9/>. Acesso em: 5 out. 2020a.

NATIONAL ACADEMIES OF SCIENCES, E. et al. **Dietary Reference Intakes (DRIs): Recommended Dietary Allowances and Adequate Intakes, Elements, Food and Nutrition Board, National Academies**. Text. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK545442/table/appJ_tab3/>. Acesso em: 17 out. 2020b.

NAYAK, S. et al. Evaluation of wound healing activity of *Allamanda cathartica*. L. and *Laurus nobilis*. L. extracts on rats. **BMC Complementary and Alternative Medicine**, v. 6, n. 1, p. 12, 5 abr. 2006.

NAZ, A. et al. Potential human health hazard due to bioavailable heavy metal exposure via consumption of plants with ethnobotanical usage at the largest chromite mine of India. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 42, n. 12, p. 4213–4231, 1 dez. 2020.

NAZATO, V. S. et al. In Vitro Antiophidian Properties of *Dipteryx alata* Vogel Bark Extracts. **Molecules**, v. 15, n. 9, p. 5956–5970, set. 2010.

NEWMAN, D. J.; CRAGG, G. M. Natural Products As Sources of New Drugs over the 30 Years from 1981 to 2010. **Journal of Natural Products**, v. 75, n. 3, p. 311–335, 23

mar. 2012.

NGOLE, V. M.; EKOSSE, G. I. E. Copper, nickel and zinc contamination in soils within the precincts of mining and landfilling environments. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 9, n. 3, p. 485–494, 1 jul. 2012.

NEWMAN, D. J.; CRAGG, G. M. Natural Products as Sources of New Drugs from 1981 to 2014. **Journal of Natural Products**, v. 79, n. 3, p. 629–661, 25 mar. 2016.

OLIVEIRA-ALVES, S. C. et al. Identification of functional compounds in baru (*Dipteryx alata* Vog.) nuts: Nutritional value, volatile and phenolic composition, antioxidant activity and antiproliferative effect. **Food Research International**, v. 131, p. 109026, 1 maio 2020.

ONYELE, O. G.; ANYANWU, E. D. Human health risk assessment of some heavy metals in a rural spring, southeastern Nigeria. **Afr. J. Environ. Nat. Sci. Res**, v. 1, n. 1, p. 15–23, 2018.

ORSI, P. R.; SEITO, L. N.; DI STASI, L. C. *Hymenaea stigonocarpa* Mart. ex Hayne: A tropical medicinal plant with intestinal anti-inflammatory activity in TNBS model of intestinal inflammation in rats. **Journal of Ethnopharmacology**, v. 151, n. 1, p. 380–385, 10 jan. 2014.

PALANSOORIYA, K. N. et al. Soil amendments for immobilization of potentially toxic elements in contaminated soils: A critical review. **Environment International**, v. 134, p. 105046, 1 jan. 2020.

PALMA-LARA, I. et al. Arsenic exposure: A public health problem leading to several cancers. **Regulatory Toxicology and Pharmacology**, v. 110, p. 104539, 1 fev. 2020.

PAGE, V.; FELLER, U. Heavy Metals in Crop Plants: Transport and Redistribution Processes on the Whole Plant Level. **Agronomy**, v. 5, n. 3, p. 447–463, set. 2015.

PARE, D. et al. Ethnobotanical Study of Medicinal Plants Used as Anti-Obesity Remedies in the Nomad and Hunter Communities of Burkina Faso. **Medicines**, v. 3, n. 2, p. 9, jun. 2016.

PAREEK, H. et al. Evaluation of hypoglycemic and anti-hyperglycemic potential of *Tridax procumbens* (Linn.). **BMC Complementary and Alternative Medicine**, v. 9, n. 1, p. 48, 29 nov. 2009.

PEREIRA, B. F. DE M. et al. Occurrence, sources, and pathways of chemical contaminants in infant formulas. **Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety**, v. 19, n. 4, p. 1378–1396, 2020.

PETRICEVICH, V. L.; ABARCA-VARGAS, R. Allamanda cathartica: A Review of the Phytochemistry, Pharmacology, Toxicology, and Biotechnology. **Molecules**, v. 24, n. 7, p. 1238, jan. 2019.

PINHO, E. K. C. et al. SUBSTRATOS E TAMANHOS DE RECIPIENTE NA PRODUÇÃO DE MUDAS DE BARUZEIRO (*Dipteryx alata* Vog.). **Revista Ciência Agrícola**, v. 16, n. 1, p. 11–19, 23 maio 2018.

PRATT, R. B.; JACOBSEN, A. L. Identifying which conduits are moving water in woody plants: a new HRCT-based method. **Tree Physiology**, v. 38, n. 8, p. 1200–1212, 1 ago. 2018.

PUEBLA, P. et al. Chemical Constituents of the Bark of *Dipteryx alata* Vogel, an Active Species against *Bothrops jararacussu* Venom. **Molecules**, v. 15, n. 11, p. 8193–8204, nov. 2010.

RAHMAN, A.; AKTER, M. Taxonomy and traditional medicinal uses of apocynaceae (Dogbane) family of Rajshahi District, Bangladesh. **Research & Reviews: Journal of Botanical Sciences**, v. 4, n. 4, p. 1–12, 2015.

RAMOS-SILVA, B. et al. BMI, BMifat, BAI or BAIFels - Which is the best adiposity index for the detection of excess weight? **Nutrición Hospitalaria**, v. 34, n. 2, p. 389–395, abr. 2017.

REIS, M. Á. et al. Hepatoprotective and Antioxidant Activities of Oil from BaruAlmonds (*Dipteryx alata* Vog.) in a Preclinical Model of Lipotoxicity and Dyslipidemia. **Evidence-Based Complementary and Alternative Medicine**, v. 2018, p. e8376081, 2 out. 2018.

RIZVI, M. A. et al. Detection of trace elements in medicinal flowers of Pakistan. **Int J Adv Res**, v. 2, p. 195–203, 2014.

ROCHA, L. S. et al. Data on elemental composition of the medicinal plant *Hymenaea martiana* Hayne (Jatobá). **Data in Brief**, v. 19, p. 959–964, 1 ago. 2018.

ROCHA, L. S. et al. **Evaluation of Level of Essential Elements and Toxic Metal in the Medicinal Plant *Hymenaea martiana* Hayne (Jatobá) Used by Mid-West Population of Brazil**. Research Article. Disponível em:

<<https://www.hindawi.com/journals/tswj/2019/4806068/>>. Acesso em: 1 jul. 2020.

RODRIGUES ORSI, P. et al. *Hymenaea stigonocarpa* Mart. ex Hayne: A Brazilian medicinal plant with gastric and duodenal anti-ulcer and antidiarrheal effects in experimental rodent models. **Journal of Ethnopharmacology**, v. 143, n. 1, p. 81–90, 30 ago. 2012.

ROSENKRANZ, B.; BETTMER, J. Microwave-induced plasma–optical emission spectrometry – fundamental aspects and applications in metal speciation analysis. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, v. 19, n. 2, p. 138–156, 1 fev. 2000.

SCHLIEMANN, W. et al. Betalains of *Celosia argentea*. **Phytochemistry**, v. 58, n. 1, p. 159–165, 1 set. 2001.

SCIO, E. et al. Antimicrobial and antioxidant activities of some plant extracts. In: **Phytochemicals as Nutraceuticals-Global Approaches to Their Role in Nutrition and Health**. [s.l.] IntechOpen, 2012.

SHAHID, M. et al. Ecotoxicology of Heavy Metal(loid)-Enriched Particulate Matter: Foliar Accumulation by Plants and Health Impacts. In: DE VOOGT, P. (Ed.). **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology Volume 253**. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology. Cham: Springer International Publishing, 2021. p. 65–113.

SHARMA, P. et al. ANTIDIARRHOEAL ACTIVITY OF LEAF EXTRACT OF CELOSIA ARGENTEA IN EXPERIMENTALLY INDUCED DIARRHOEA IN RATS. **Journal of Advanced Pharmaceutical Technology & Research**, v. 1, n. 1, p. 41–48, 2010.

SILVA, J. J. R. F. DA; WILLIAMS, R. J. P. **The Biological Chemistry of the Elements: The Inorganic Chemistry of Life**. [s.l.] OUP Oxford, 2001.

SINGH, A.; SINGH, S. K. Reversible antifertility effect of aqueous leaf extract of *Allamanda cathartica* L. in male laboratory mice. **Andrologia**, v. 40, n. 6, p. 337–345, 2008.

SIPTER, E. et al. Site-specific risk assessment in contaminated vegetable gardens. **Chemosphere**, v. 71, n. 7, p. 1301–1307, 1 abr. 2008.

SOBHANARDAKANI, S.; TAYEBI, L.; HOSSEINI, S. V. Health risk assessment of arsenic and heavy metals (Cd, Cu, Co, Pb, and Sn) through consumption of caviar of *Acipenser persicus* from Southern Caspian Sea. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 3, p. 2664–2671, 1 jan. 2018.

STARK, N.; ESSIG, D.; BAKER, S. NUTRIENT CONCENTRATIONS IN *Pinus ponderosa* AND *Pseudotsuga menziesii* XYLEM SAP FROM ACID AND ALKALINE SOILS. **Soil Science**, v. 148, n. 2, p. 124–131, ago. 1989.

SUSSA, F. et al. Determinação da concentração de macro e micro elementos em drogas vegetais de uso comum no Brasil pela aplicação da análise por ativação neutronica. 2008.

SWAILEH, K. M. et al. Concentrations of Heavy Metals in Roadside Soils, Plants, and Landsnails from the West Bank, Palestine. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, v. 36, n. 5, p. 765–778, 31 maio 2001.

TADDEI, A.; ROSAS-ROMERO, A. J. Bioactivity studies of extracts from *Tridax procumbens*. **Phytomedicine**, v. 7, n. 3, p. 235–238, 1 jun. 2000.

TAIZ, L. et al. **Fisiologia e Desenvolvimento Vegetal - 6ed.** [s.l.] Artmed Editora, 2017.

TANG, Y.; XIN, H.; GUO, M. Review on research of the phytochemistry and pharmacological activities of *Celosia argentea*. **Revista Brasileira de Farmacognosia**, v. 26, p. 787–796, dez. 2016.

THE UNITED STATES PHARMACOPEIAL CONVENTION. **Elemental Impurities Updates | USP**. Disponível em: <<https://www.usp.org/chemical-medicines/elemental-impurities-updates>>. Acesso em: 7 out. 2021.

TOKALIOĞLU, Ş. et al. Multivariate Statistical Analysis of Data and ICP-MS Determination of Heavy Metals in Different Brands of Spices Consumed in Kayseri, Turkey. **Food Analytical Methods**, v. 11, n. 9, p. 2407–2418, 1 set. 2018.

TSCHINKEL, P. F. S. et al. *Bredemeyera floribunda* Wild Elemental Content and Comparison with Nutritional Recommendation for Adults: Medicinal Plant Used by the Brazilian Rural Population to Treat Fatigue and Exhaustion. **American Journal of Plant Sciences**, v. 11, n. 3, p. 323–343, 5 mar. 2020.

UDUPA, A. L.; KULKARNI, D. R.; UDUPA, S. L. Effect of *Tridax Procumbens* Extracts on Wound Healing. **International Journal of Pharmacognosy**, v. 33, n. 1, p. 37–40, 1 jan. 1995.

UNTERBRUNNER, R. et al. Heavy metal accumulation in trees growing on contaminated sites in Central Europe. **Environmental Pollution**, v. 148, n. 1, p. 107–114, 1 jul. 2007.

UPADHYAY, B. et al. Ethnomedicinal and ethnopharmaco-statistical studies of Eastern Rajasthan, India. **Journal of Ethnopharmacology**, v. 129, n. 1, p. 64–86, 4 maio 2010.

US EPA. **U.S. EPA Method 3051A: Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Oils**. Data and Tools. Disponível em: <<https://www.epa.gov/esam/us-epa-method-3051a-microwave-assisted-acid-digestion-sediments-sludges-and-oils>>. Acesso em: 16 set. 2021.

US EPA. **Regional Screening Levels (RSLs) - Generic Tables**. Data and Tools. Disponível em: <<https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-generic>>

tables>. Acesso em: 16 set. 2021.

US EPA, O. **Integrated Risk Information System**. Reports and Assessments. Disponível em: <<https://www.epa.gov/iris>>. Acesso em: 13 fev. 2021.

USEPA, I. Program Information about the Integrated Risk Information System: Chronic Oral Reference Dose (RfD). [s.d.].

USUNOMENA, U.; SAMUEL, E. I. Phytochemical analysis, mineral composition and in vitro antioxidant activities of *Celosia argentea* leaves. **Magnesium**, v. 122, p. 4–01, 2016.

VALLI, M. et al. Development of a Natural Products Database from the Biodiversity of Brazil. **Journal of Natural Products**, v. 76, n. 3, p. 439–444, 22 mar. 2013.

VERSTRAETEN, S. V.; AIMO, L.; OTEIZA, P. I. Aluminium and lead: molecular mechanisms of brain toxicity. **Archives of toxicology**, v. 82, n. 11, p. 789–802, 2008.

VEZZANI, F. M. et al. The importance of plants to development and maintenance of soil structure, microbial communities and ecosystem functions. **Soil and Tillage Research**, v. 175, p. 139–149, 1 jan. 2018.

VISOOTTIVISETH, P.; FRANCESCONI, K.; SRIDOKCHAN, W. The potential of Thai indigenous plant species for the phytoremediation of arsenic contaminated land. **Environmental Pollution**, v. 118, n. 3, p. 453–461, 1 ago. 2002.

WANG, Q. et al. Fe/Mn- and P-modified drinking water treatment residuals reduced Cu and Pb phytoavailability and uptake in a mining soil. **Journal of Hazardous Materials**, v. 403, p. 123628, 5 fev. 2021.

WANI, A. L. et al. Zinc: An element of extensive medical importance. **Current Medicine Research and Practice**, v. 7, n. 3, p. 90–98, 1 maio 2017.

WEXLER, P. **Encyclopedia of toxicology**. [s.l.] Elsevier/Academic Press, 2014.

WILKINSON, S.; DAVIES, W. J. Xylem Sap pH Increase: A Drought Signal Received at the Apoplastic Face of the Guard Cell That Involves the Suppression of Saturable Abscisic Acid Uptake by the Epidermal Symplast. **Plant Physiology**, v. 113, n. 2, p. 559–573, 1 fev. 1997

WHO. **WHO guidelines for assessing quality of herbal medicines with reference to contaminants and residues**. [s.l.] World Health Organization, 2007. Disponível em: <<https://apps.who.int/iris/handle/10665/43510>>. Acesso em: 11 set. 2021.

WHO; JECFA. **Evaluations of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA)**. Disponível em: <<https://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database/chemical.aspx?chemID=2824>>. Acesso em: 6 out. 2020.

WONG, K.; TAHA, R. The effect of 2, 4-dichlorophenoxyacetic acid and 6-benzylaminopurine on callus induction and plant regeneration of *Allamanda cathartica*-a valuable medicinal plant. **Research Journal of Biotechnology**, v. 7, n. 3, p. 75–80, 2012.

WU, M. et al. Screening ornamental plants to identify potential Cd hyperaccumulators for bioremediation. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 162, p. 35–41, 30 out. 2018.

YUNES, R. A.; PEDROSA, R. C.; CECHINEL FILHO, V. Fármacos e fitoterápicos: a necessidade do desenvolvimento da indústria de fitoterápicos e fitofármacos no Brasil. **Química Nova**, v. 24, p. 147–152, fev. 2001.

ZORODDU, M. A. et al. The essential metals for humans: a brief overview. **Journal of Inorganic Biochemistry**, v. 195, p. 120–129, 1 jun. 2019.

ANEXO 1 : Artigo publicado*Article*

Transfer of Metal(loid)s from Soil to Leaves and Trunk Xylem Sap of Medicinal Plants and Possible Health Risk Assessment

Ana C. Gomes Rosa ¹, Elaine S. de Pádua Melo ¹, Ademir S. A. Junior ¹, Jacqueline M. S. Gondim ¹, Alexandro G. de Sousa ², Claudia A. L. Cardoso ³, Lucilene F. Viana ⁴, Alexandra M. A. Carvalho ⁵, David J. Machate ⁶ and Valter Aragão do Nascimento ^{1,*}

Citation: Rosa, A.C.G.; Melo, E.S.P.; Junior, A.S.A.; Gondim, J.M.S.; Sousa, A.G.; Cardoso, C.A.L.; Viana, L.F.; Carvalho, A.M.A.; Machate, D.J.; Nascimento, V.A. Transfer of Metal(loid)s from Soil to Leaves and Trunk Xylem Sap of Medicinal Plants and Possible Health Risk Assessment. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2022, *volume number*, *x*.
<https://doi.org/10.3390/xxxxx>

Academic Editor(s): Xinbin Feng

Received: 11 December 2021

Accepted: 27 December 2021

Published: date

Publisher's Note: MDPI stays neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.



Copyright: © 2021 by the authors. Submitted for possible open access publication under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license

(<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

- ¹ Group of Spectroscopy and Bioinformatics Applied Biodiversity and Health (GEBABS), Graduate Program in Health and Development in the Central-West Region of Brazil, Federal University of Mato Grosso do Sul, Campo Grande 79079-900, Brazil; anacarlagoesrosa76@gmail.com (A.C.G.R.); elaine.melo@ufms.br (E.S.P.M.); junioralvesms@hotmail.com (A.S.A.J.); jackiegondim@gmail.com (J.M.S.G.)
- ² Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia Campus de Itapetinga Bahia 077991159497, Brazil; gamasousa@yahoo.com.br
- ³ Centro de Estudos em Recursos Naturais, UEMS, Dourados Postcode, Brazil; claudia@uems.br
- ⁴ Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais, Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD), Cidade Universitária, Rodovia Dourados Itahum, Km 12, Caixa Postal 364, Dourados 79804-970, Brazil; lucileneffinoto@hotmail.com
- ⁵ Graduate Program in Health and Development in the Central-West Region of Brazil, Federal University of Mato Grosso do Sul, Campo Grande 79079-900, Brazil; alexandra.carvalho@ufms.br
- ⁶ Graduate Program in Sciences of Materials, Federal University of Mato Grosso do Sul, Campo Grande 79079-900, Brazil; machatedavidjohanemachate@yahoo.com.br
- * Correspondence: arago60@hotmail.com

Abstract: The objective of the present study was to investigate metal(loid)s in soils, in the trunk xylem sap and in the leaves of the *Dipteryx alata* plant located near the highway with high vehicle traffic in agricultural regions and near landfills, and to assess the transfer of metal(loid)s from soil to plant and possible health risk assessment. Trunk xylem sap, leaves and soil samples were collected at three sites near the highway. The analysis of trace elements was carried out using inductively coupled plasma optical emission spectroscopy (ICP OES). In the three soil sampling sites far from the highway edge, 15 elements were quantified. The concentrations of elements in the soil presented in greater proportions in the distance of 5 m in relation to 20 and 35 m. The metal(loid)s content in the study soil was higher than in other countries. The concentrations of Al, Cu, Fe, Mg, Mn, P, Se and Zn in the xylem sap were much higher than the leaves. The values of transfer factor of P, Mg and Mn from soil to the xylem sap and transfer factor of P from soil to leaf were greater than 1, indicating that the specie have a significant phytoremediation and phytoextraction potential. This plant has a tendency to accumulate As, Cd and Cr in its leaf tissues. The chronic hazard index (HI) values recorded in this study were above 1 for adults and adolescents. It is concluded that the soil, the trunk xylem sap and leaves of this plant are contaminated by heavy metals. Ingestion of the trunk xylem sap of this plant can cause toxicity in humans if ingested in large quantities and in the long term; therefore, its consumption should be avoided.

Keywords: vehicular traffic; metal(loid)s; landfill; highway; trunk xylem sap; medicinal plants; health effects; *Dipteryx alata* Vog

1. Introduction

In the last decades, vehicular traffic has been one of the main causes of air and soil pollution in urban and rural areas. According to epidemiological studies, there is an association between exposure to soil pollutants and adverse health effects [1–3]. Many cars and trucks run on highways and county roads, spreading pollution across several countries. Soil contamination by heavy metals, metalloids, ammonia, nitrate, petroleum hydrocarbons, naphthalene, herbicide and pesticides and other contaminants in excessive amounts is one of the great environmental problems of the soil [4]. Thus, pollution harms the soils and plants and enters our food [5]. According to Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), it is estimated that 95 percent of food is directly or indirectly produced on soils [6]. Although several researchers have developed methodologies to reduce vehicle pollution

[7], there remains a need for further studies to gain an understanding of all contaminants, and their environmental and human health impacts, as well as in plants and animals.

According to the European Environment Agency (EEA), directives and regulations, as well as and new technologies, have contributed to the reduction of heavy metals in the environment. In 2017, EEA-33 emissions of Pb had declined to less than one tenth of total 1990 emission levels due to reductions made by countries in emissions from the road transport sector, that is, unleaded petrol [8]. All the success of this decline in Pb decrease was brought about by fiscal and regulatory measures. In addition, the emissions of Cd declined by approximately 35% from 1990 to 2017 because of new abatement technologies for wastewater treatment and incinerators, modern smelting facilities and metal refining, directives and regulations that mandate reductions, and limits on heavy metal emissions [9]. In all EEA-33 countries, emissions of mercury (Hg) decreased by 30% from 1990. This decrease of Hg is attributed to improvements in emission controls on Hg cells and their replacement by diaphragm or membrane cells, and fuel switching from coal to gas.

Studies have shown that fruits collected near roads accumulate heavy metals and metalloids [10]; however, there are few studies involving medicinal plants collected near highway with high vehicle traffic. Thus, risk assessment [11] and transfer factors of metal(loid)s between two consecutive levels of the chain as soil and medicinal plants are essential to carry out environmental monitoring and ensure consumer safety due to plant ingestion medicinal [12,13].

In Brazil cerrado biome, there are several species of plants, *Dipteryx alata* (*D. alata*) Vog (Leguminosae), popularly known as “cambaru or baru”, that stand out as a common species in this biome [14]. The pulp and seeds of *D. alata* are used in the manufacture of ice cream, cream, liqueur [15], and the pulp extract serves to treat urinary tract infections [16]. In addition, studies in vitro shows that the neurotoxic and myotoxic actions of *Bothrops jararacussu* venom were decreased by the methanolic extract from *D. alata* bark [17]. According to traditional knowledge in some regions of Brazil, the trunk xylem sap of the *D. alata* serves as a tonic. Baru seed has high levels of lipids, proteins and minerals such as potassium, phosphorus and magnesium. Conversely, seed oil has a high degree of unsaturation, α -tocopherol, fatty acids, oleic and linoleic acids [18].

To date, there are only studies that have quantified element chemicals in the leaves [19] and almonds of *D. alata* collected near rural areas [20,21]. However, no studies were carried out to evaluate the chemical elements in soils, trunk xylem sap and *D. alata* leaves collected near highway with heavy vehicle traffic in agricultural regions and near landfills. Heavy metal and metalloids contamination of soil may pose risks and hazards to humans and the ecosystem. At this point, fuels, lubricating oils, fertilizers, tires and vehicle brake discs are the main source of chemical elements as iron (Fe), copper (Cu), zinc (Zn), scandium (Sc), aluminum (Al), silicon (Si), zirconium (Zr), titanium (Ti), antimony (Sb), chromium (Cr), molybdenum (Mo), manganese (Mn), vanadium (V), Nickel (Ni), Bismuth (Bi), phosphorus (P), lead (Pb), cobalt (Co), arsenic (As) and cadmium (Cd) [22–26]

Therefore, the main objective of this study was: (i) to quantify Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Mo, Ni, P, Se, V and Zn in the trunk xylem sap and leaves of the *D. alata* plant, which is localized to 35 m from the highway with high vehicle traffic in agricultural regions and near to landfills in Campo Grande, Brazil, (ii) to quantify the concentration of Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Mo, Ni, P, Se, Zn and Pb in soil

collected at three sampling sites transections perpendicular to the highway at distances of 5, 20 and 35 m, (iii) to calculated the transfer factor from soil to trunk xylem sap and transfer factor from soil to leaves of the plant, (iv) and also to evaluate whether the use of the trunk xylem sap is safe to consumer according to health risk assessment.

2. Materials and Methods

2.1. Schematic Drawing of the Study

Three trees located close to a highway with high vehicular traffic, as well as close to a landfill and an area of intense agriculture, were selected for this study (Figure 1). The soil and plant samples were collected by sampling transections perpendicular to the highway at distances of $D1 = 5$ m, $D2 = 20$ m and $D3 = 35$ m from the highway edge (see Figure 1). The distance between trees 1 and 2 was 26.4 m, and between trees 1 and 3 was 864 m and between trees 2 and 3 was 837.50 m. The distance between the landfill and the highway was approximately 30 m. The distance between the landfill and trees 1 and 2 was 600 m, and between the landfill and tree 3 was 1450 m.

This study analyzed leaves and xylem sap from the trunk of three *D. alata* trees and samplings from the surrounding soil. The project was registered in the National Genetic Resource Management System and Associated Traditional Knowledge (SisGen, # A7716EC). The trees are located on the banks of a highway (MS-040), between the city of Campo Grande and Rio Pardo, Mato Grosso do Sul, Brazil (coordinates, latitude -20570953; longitude -54551781). The road has a flow of approximately 4200 vehicles per day. Nearby, at around 30 m, on the right side of the road is a landfill and some agricultural areas. On the left side of the road are trees 1 and 2, 26.4 m apart from each other, and across the road is tree 3, at 864 m from tree 1 and 837.5 m from tree 2. Soil samples were collected on both sides of the road, in three parallel lines distant 5 m, 20 m and 35 m from both sides of the highway edge in the direction of the trees. A schematic drawing of the area is shown in Figure 1.

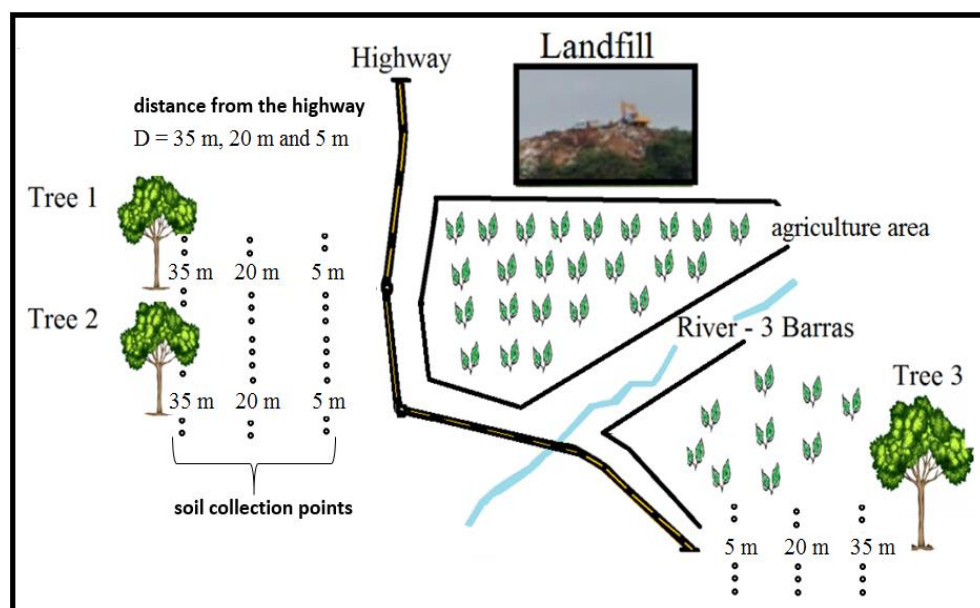


Figure 1. Schematic drawing of the sampling location—trees 1, 2 and 3 (plant samples and distance from the highway $D = 5, 20$ and 35 m), the three parallel lines (soil sample) from both sides of the MS-40 highway, and surroundings (river, landfill and agricultural areas).

2.2. Sample Collection

Tree and soil samplings were taken in June 2021. Figure 2 shows the position of trees near the highway, landfill and agricultural region (bean plantation). The content analysis of the trees consisted of samples of leaves and trunk xylem sap. One hundred grams of leaves were collected from each tree and stored in sterile sample bags. A composite sample was formed from the leaf samples collected at each sampling site (see Figure 1, D3). We collected samples of trunk xylem sap of each tree. First, we drilled a hole in the trunk 1.4 m off the ground using a 0.5 m long (15 mm diameter) steel drill. We then inserted a hose into the hole to collect 200 mL of xylem sap per tree. These samples were mixed to obtain a representative sample.

A total of ninety medium textured soil samples (type 2) were collected between the trees and the highway. We collected soil samples in three parallel lines at 5, 20, and 35 m on the left side of the road toward trees 1 and 2 and likewise on the right side of the road toward tree 3 (Figure 1), which resulted six lines.

Using a stainless-steel shovel, we collected samples of 100 g of soil, at 20 cm from the surface, at 15 sites spaced 1.5 m apart for each of the six rows. We blended the samples from each line equidistant from the road toward the trees on both sides to form a representative soil sample 5, 20, and 35 m from the road.

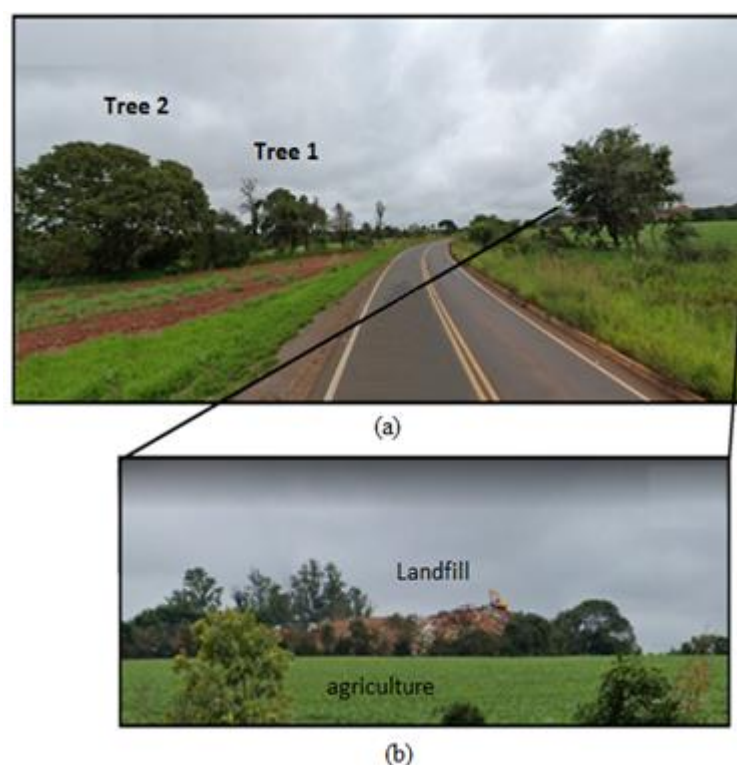


Figure 2. (a) Location of trees 1 and 2 near highway edge. (b) Landfill near the highway and bean plantation (agriculture).

2.3. Sample Preparation and Digestion

The samples (300 mg) of *D. alata* leaves were placed in an oven and subjected to a drying process at 40 °C for 10 h until reaching a constant weight. The dried samples were crushed separately with a portable stainless steel electric grinder to obtain a very fine powder (Termomix, Brazil) and then sieved (stainless steel sieve, 200 μ m granulometry). Approximately 0.25 g of the leaf sample powder was placed in a Teflon DAP60® vessels and added 3.0 mL of HNO₃ (65%, Merck, Darmstadt, Germany), 1.0 mL of high-purity water (18 M Ω cm, Milli-Q, Millipore, Bedford, MA, USA) and 2.0 mL of H₂O₂

(35%, Merck, Darmstadt, Germany). The digestion procedure using microwave digestion system (Speedwavefour, Berghof, Germany) was performed according to Ref. [27]. However, there is another method where elements are extracted from the leaf surfaces using dilute nitric acid in the sample-collection bottle [28].

About 5 mL of trunk xylem sap samples were accurately weighed into Teflon digestion vessel. Next, 1 mL of HNO₃ (65% Merck, Darmstadt, Germany) and 1.5 mL of H₂O₂ (35%, Merck Millipore, Darmstadt, Germany) were added. Trunk xylem sap samples in solution were prepared using the Vortex shakers during 5 min and diluted up to 30 mL with ultrapure water.

The collected soil samples were air-dried until constant weight was obtained, then ground and sieved in a 2 mm sieve as per Ref. [29]. An amount of 0.500 g of soil samples was weighed directly into Teflon DAP60[®] vessels and 9 mL of HCl (35%, Merck, Darmstadt, Germany) and 3 mL of H₂O₂ (65%, Merck, Darmstadt, Germany) was added and leaving at rest for pre-digestion for 18 h with the DAP60[®] vessel loosely capped to allow gases to escape. After predigestion, the samples were digested according to the recommendations in USEPA method 3051A guidelines [30]. After cooling, the samples were filtered, transferred into 25 mL volumetric flasks and made up to the mark with ultrapure water. All digestion soils, trunk xylem sap and leaf samples were analyzed in triplicate.

2.4. Sample Analysis

The chemical elements were quantified by ICP OES with an axial plasma (iCAP 6300 Duo, Thermo Fisher Scientific, Bremen, Germany). ICP OES operating condition areas following power = 1250 W; sample flow rate = 0.35 L·min⁻¹; plasma gas flow rate = 12 L·min⁻¹; integration time = 5 s; stabilization time = 20 s; pressure of nebulization = 20 psi; plasma view = axial, gas view: air. In addition, the following emission wavelengths (nm) were setup and were used by the ICP OES for analysis of each of the elements: Al 309.271 nm, Pb 220.353 nm, As 189.042 nm, Cu 324.754 nm, Fe 259.940 nm, V 309.311 nm, Mg 279.553 nm, Mn 257.610 nm, Mo 202.030 nm, Se 196.00 nm, Ni 221.647 nm, Zn 213.856 nm, P 214.914 nm, Cr 267.716 nm, Co 228.616 nm, Cd 228.802 nm.

Standard solutions were prepared by diluting a standard multiple element stock solution (SpecSol, Quinlab, Brazil) containing 1000 mg/L of each element (Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Mo, Ni, P, S, V, Se, and Zn). For the quantitative analysis of soils and sap, external calibration curves were built on five different concentrations in the range of 0.01–5.0 mg/L. Optimal conditions were evaluated in terms of accuracy (by recovery test) and limit of detection. The spiking solution was made from a single multielement stock solution of 1000 ppm. Thus, a recovery test was performed; the solutions were spiked with 1 ppm. The method had a recovery interval of 81–112%. The limits of detection (LOD) were calculated as 3 times the standard deviation of the mean of blank sing (SB) determinations divided by calibration curve slope (Sp), that is: $3 \times SB/Sp$ [31]. Conversely, the limits of quantification (LOQs) were calculated as follows $LOQ = 10 \times SB/Sp$. The range of all elements LOD was 0.02–0.3 µg/L, and the range of all elements LOQ was 0.06 to 10 µg/L. The range of the correlation coefficient (R^2) was 0.9993–0.9998.

2.5. Transfer Factor

The transmission of metal (loid) concentrations in the soils to trunk xylem sap of the tree, or transmission of metal (loid) concentrations in the soils to leaves of the tree were calculated based on dry weight (dw), obtained through an index called the Transfer Factor (TF). The transfer factor (*TF*) was calculated as follows [29, 32]:

$$TF = \frac{C_p}{C_s} \quad (1)$$

where C_p is the metal(loid)s concentration in xylem sap of the plant ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{dw}$) or concentration of metal(loid)s in leaves of the tree, and C_s is the metal (loid) concentration in soil ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{dw}$). Here, we considered that when $TF > 1$, there is higher absorption of metal from soil by the plant and higher suitability of the plant for phytoremediation and phytoextraction [33]. However, when $TF < 1$, indicating that this plant species did not have phytoremediation potential as the known hyper accumulator plants [34].

2.6. Estimated Daily Intake

The health risk posed to consumers was determined by the specific dietary intake of each metal, heavy metals or metalloids. The estimated daily intake (*EDI*) of metal (loid)s from the consumption of trunk xylem sap of the tree was calculated as follows:

$$EDI = \frac{C_p \times D}{Bw} \quad (2)$$

where C_p is described in Equation (1), and D stands for the daily average consumption of sap (250 mg/day for adults and 50 mg/day for adolescents), and Bw represents the body weight in kg (70 kg for adults and 40 kg for adolescents). In addition, the estimated daily intake (*EDI*), which is calculated in Equation (2), was compared to the upper level of tolerable intake (UL) [35]. The UL is the highest level of daily nutrient intake likely to pose no risk of adverse health effects for almost all individuals.

2.7. Target Hazard Quotient

The non-carcinogenic health hazards through sap consumption were evaluated by the target hazard quotient (*HQ*) using Equation (3) [29,36].

$$HQ = \frac{EF \times ED}{RfD \times T} \times \frac{C_p \times D}{Bw} \quad (3)$$

where EF is exposure frequency assumed to be 90 days/year for adults and adolescents, ED is exposure duration 50 years for adults (female and male) and 12 years for adolescents (female and male). RfD is the oral reference dose (considered to be Al 1.0, Cu 4.0×10^{-2} , Fe 7.0×10^{-1} , Mn 2.4×10^{-2} , P 2.0×10^{-5} , Se 5.0×10^{-3} , and Zn 3.0×10^{-1} mg/kg-day) which is an estimation of the maximum permissible risk on human population thought daily exposure [37]; however, according to chemical update worksheet, RfD for magnesium is 11 mg/kg-day [38]. T is the average exposure time for non-carcinogenic effect ($T = ED \times 365$ days/year) [39]. In Equation (3), the terms C_p , D and Bw are describe in Equation (2).

If, $HQ < 1$, it represents adverse non-carcinogenic effects of concern due the daily exposure to a certain metal(loid)s through sap

consumption, while $HQ > 1$ represents that in the exposure population, chronic health risk may occur [29].

To evaluate the potential risk to human health through simultaneous exposure metal(loid)s, chronic hazard index (HI) is obtained as the sum of all HQ s of each metal(loid)s [40], it was calculated using the equation below:

$$HI = \sum HQ = \frac{EF \times ED}{RfD \times T} \times \frac{C_p \times D}{Bw} \quad (4)$$

If $HI < 1$, sap consumption is safe; however, when $HI > 1$, trunk xylem sap consumption may pose a health risk.

2.8. Statistical Analysis

The Kruskal–Wallis test, along with Dunn’s test, was used to compare the concentrations of metal(loid)s in the soil at different collection distances. The significance level was set at $p < 0.05$. Normality and homogeneity were tested by the Shapiro–Wilk test. Principal component analysis was carried out to evaluate the concentrations of metal(loid)s in the soil and the distribution between the different collection distances. Principal component analysis was realized using the “dudi.pca” command in the “ade4” package [41]. In order to visualize similarity of intensities of metal(loid)s concentrations in soil samples at different distances (5, 20 and 35 m), we used a hierarchical grouping by metal(loid)s types and distances between sampling sites. The intensity of the distances metal(loid)s concentrations was centered by the mean (zero) and standard deviation (1). Using a “heat map” command in the “gplots” package, we generated a specific color-coded grouping by distances when the intensity of the metal(loid)s concentrations reached proportions outside the normal range. Color scale represents average values, where red tones indicate above-average values for a particular metal(loid)s, while blue tones indicate below-average values. All analyses were performed using the R platform [42].

3. Results

3.1. Concentration of the Meta (loid)s in Soil, Trunk Xylem Sap and Leaves of the *D. Alata*

The concentrations of metal(loid)s in the soil collected between distances of the sampling sites (D1, D2 and D3) and the highway edge are shown in Table 1. As can be seen in Table 1, the concentration of elements obtained in soil at distances of 5, 20 and 35 m from highway was compared to prevention values of Brazil Environmental Council (Conama) determined from human health-based risk analysis [43] and compared to the concentration of elements in soils with agricultural, industrial and mining activities from China and USA [44]. There are no risk values for Al, Cr, Fe, Mn, Mg, P and Se in soils established by Brazil/Conama. In addition, China has not defined values for P in soils and in the United States of America for Cd.

Regarding the concentrations of the quantified elements in the soil (As, Cd, Co, Cr, Cu, Mg, Mn, Mo, Ni, P, Se, Zn and Pb), we found a significant difference between the distances from the sampling sites (D1, D2 and D3) and the highway, between the distance of 5 m compared to 20 and 35 m ($p < 0.05$) (Table 1). For the same elements, there was no difference between the distance of 20 and 35 m ($p > 0.05$) (Table 1). For Al and Fe there were no significant differences between the three distances ($p > 0.05$) (Table 1).

Comparisons between the obtained results in our soil and values reported by Brazil/Conama, China and USA show that:

- For distances D1, D2 and D3 from highway (Table 1), the results obtained for the concentration of Al, As, Cd, Co, Fe, Mg, Mo, Ni, P and Se are considerably higher than those reported by Brazil/Conama, and other countries as China and USA;
- The obtained Cr, Mn and Pb levels in three sampling sites of soil at D1, D2 and D3, are below than those reported Brazil/Conama, China and USA;
- The obtained results for Cu and Zn levels in three sampling sites of soil at D1, D2 and D3, are below than those reported by Brazil/Conama; however, these values are highest than the values set by China and USA.

Table 1. Concentrations of elements in soil (median and interquartile deviation) compared to Conama/Brazil [43], soil in China and USA [44].

Element	Concentrations of Elements in Soil: (Distances from the Sampling Sites to Highway Edge)(mg/kg·dw)			Conama/Brazil (mg/kg)	China (mg/kg)	USA (mg/kg)
	5 m	20 m	35 m			
Al	79.56 6.35a	54.65 1.87a	54.44 1.50a	*	6.4	4.7
As	20.85 0.71a	15.84 0.75b	14.10 0.94b	15	9.2	5.2
Cd	24.26 1.16a	16.06 0.91b	12.88 0.88b	1.3	0.07	***
Co	15.12 0.20a	13.27 0.22b	12.09 0.12b	35	11	6.7
Cr	28.47 0.46a	20.28 0.44b	18.11 0.18b	*	54	37
Cu	160.33 0.88a	73.16 0.48b	70.65 0.56b	200	20	17
Fe	188.00 0.88a	183.76 6.03a	152.30 0.27a	*	2.8	1.8
Mg	230.01 0.50a	220.81 0.51b	209.40 0.17b	*	0.67	0.44
Mn	118.10 0.13a	45.17 0.27b	42.24 0.24b	*	432	333
Mo	45.42 0.28a	28.16 0.56b	18.64 1.35b	30	1.2	0.59
Ni	49.86 0.54a	40.22 0.29b	35.64 0.50b	30	23	13
P	20.57 0.58a	18.60 0.58b	15.54 0.70b	*	**	0.02
Se	14.10 0.87a	13.00 0.02b	12.14 0.18b	*	0.22	0.26
Zn	178.85 1.27a	165.40 0.12b	150.28 0.07b	300	67	48
Pb	12.44 0.51a	7.08 1.33b	5.64 0.45b	72	24	16

Different letters show significant difference. * Values not determined by Conama/Brazil; ** Values not determined by China; *** Values not determined by USA.

The results of the concentration of chemical elements of the trunk xylem sap and leaves of *D. alata* are summarized in Table 2. Only eight elements were quantified in the plant xylem sap in the following descending order: Mg > P > Mn > Al > Se > Fe > Zn > Cu; however, their results showed that the concentration of As, Cd, Co, Cr, Mo, Ni, and V in trunk xylem sample were below the limit of detection (< LOD). Conversely, the results show that the dominance of various heavy metals in leaves of plant followed the sequence: P > Mg > Fe > Mn > Zn > Zn > Cd > Cr > Se > Cu > As. Elements such as Co, Mo, Ni and V in leaves of the plant were below the detection limit (<LOD).

Table 2. Concentrations of elements in trunk xylem sap and leaves of *D. alata*.

Elements	Trunk Xylem Sap (mg/L)	Leaves (mg/L)
Al	21.40 ± 0.20	3.86 ± 0.39
As	<LOD	0.06 ± 0.07
Cd	<LOD	0.42 ± 0.10
Co	<LOD	<LOD
Cr	<LOD	0.34 ± 0.16
Cu	0.60 ± 0.01	0.07 ± 0.05
Fe	6.60 ± 0.30	6.50 ± 0.52
Mg	341.00 ± 2.40	31.89 ± 1.19
Mn	52.20 ± 0.50	5.51 ± 0.24
Mo	<LOD	<LOD
Ni	<LOD	<LOD
P	266.90 ± 0.40	41.07 ± 0.16

Se	8.30 ± 0.40	0.29 ± 0.14
V	<LOD	<LOD
Zn	1.40 ± 0.10	0.44 ± 0.03

<LOD—analyte concentrations were below the limits of detection.

At the three soils sampling sites far from the highway, a total of 15 elements were quantified. The concentrations of elements in the soil presented in greater proportions in the distance of 5m in relation to 20 and 35 m (Figure 3). For a distance of 5 m, the concentrations of the elements in the soil decreased in the order of Mg > Fe > Zn > Cu > Mn > Al > Ni > Mo > Cr > Cd > As > P > Co > Se > Pb. For the distance of 20 m, they were: Mg > Fe > Zn > Cu > Al > Mn > Ni > Mo > Cr > P > Cd > As > Co > Se > Pb (Figure 3). For a distance of 35 m, the elements in the ground decreased in Mg > Fe > Zn > Cu > Al > Mn > Ni > Mo > Cu > P > As > Cd > Se > Co > Pb (Figure 3).

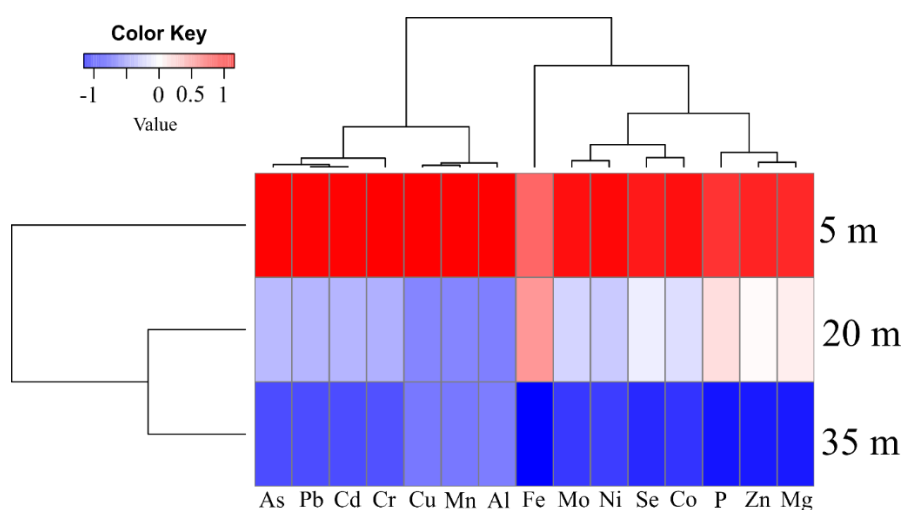


Figure 3. Hierarchical clustering of the means of each metal(loid)s of the soil samples at distances of 5, 20 and 35 m.

When the concentrations of elements in the soil were evaluated in relation to different distances of (5, 20 and 35 m) by the Principal Component Analysis (PCA), we found that the elements presented higher trends and proportions at the distance of 5 m with 94.61% on the axis 1 and 5.39% on axis 2 (Figure 4).

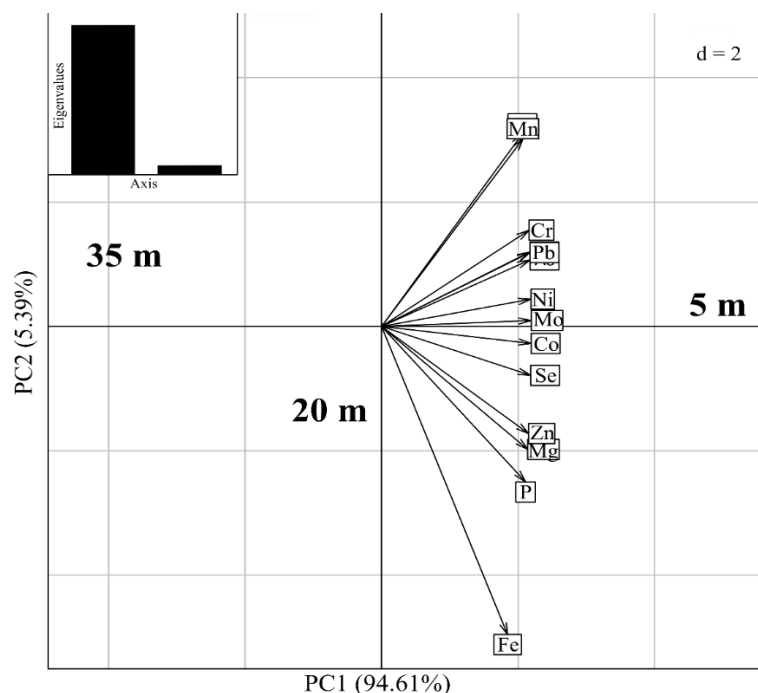


Figure 4. Principal component analysis (PCA) of each metal(loid) of the soil samples at distances of 5, 20 and 35 m.

3.2. Transfer Factor

The transfer factor (TF) of the metal(loid) concentrations in the soils for the tree trunk xylem sap is presented in Table 3. The concentration of elements in the trunk xylem sap in units of mg/L were converted to mg/kg according to Ref. [45]. Here, the three distances of the sampling sites of soils (D1, D2 and D3) were considered in the calculation of the transfer factor. In the stem xylem sap of *D. alata*, elements such as, Cd, Co, Cr, Mo, Ni and Pb are not quantified, therefore, the transfer factor of chemical elements in soils collected at three distances from the sampling sites (D1, D2 and D3) to the trunk xylem sap are not calculated. In addition, the transfer of chemical elements from soils collected at three distances from the sampling sites to leaves plants is shown in Table 4. The elements Co, Mo, Ni and Pb are not quantified in the leaves of *D. alata*; therefore, the calculation of the chemical element transfer factor in soils was not performed (Table 4).

According to Table 3, for the distances of the sampling site of 5 m (D1) from highway edge, the values of soil-to-xylem sap TF decreased in the following order: P (12.97) > Mg (1.48) > Se (0.58) > Mn (0.44) > Al (0.28) > Fe (0.35). For a distance of 5 m, the transfer factors of Mg and P from soil to the trunk xylem sap were greater than 1. Conversely, for the distances of 20 m (D2) and 35 m (D3) from highway edge, the values of transfer factors decreased in the order: P (14.35) > Mg (1.54) > Mn (1.15) > Se (0.64) > Al (0.39) > Fe (0.04), and P (17.17) > Mg (1.63) > Mn (1.23) > Se (0.680) > Al (0.40) > Fe (0.04). For the distances of 20 and 35 m, only the transfer factors of P, Mg and Mn from soil to the sap were greater than 1. All other cases, the TFs were below 1.

Table 3. Transfer factor of chemical elements in soils collected at three distances from the sampling sites from highway edge (D1, D2 and D3) to the trunk xylem sap.

Element	Transfer Factor of Concentrations of Elements in Soil to Trunk Xylem Sap of the Plant Distances from the Sampling Sites to Highway Edge		
	5 m	20 m	35 m
Al	0.28	0.39	0.40

Cu	0.00	0.00	0.00
Fe	0.03	0.04	0.04
Mg	1.48	1.54	1.63
Mn	0.44	1.15	1.23
P	12.97	14.35	17.17
Se	0.58	0.64	0.68
Zn	0.00	0.00	0.00

Variations in the values of the soil–leaf transfer factor with increasing distance from the highway were studied at distances of 5, 20 and 35 m from highway edge (see Figure 1 and subsection 2.1 and 2.2). In Table 4, the results revealed that the soil–leaf transfer factor decreased in the following order:

- For distances of 5 m from highway edge: P (1.99) > Mg (0.14) > Al (0.05) > Mn (0.04) > Fe (0.03) > Se (0.02) > Cd (0.02) > Cr (0.01). The TF value for P is greater than 1.
- For distances of 20 m from highway edge: P (2.21) > Mg (0.14) > Mn (0.12) > Al (0.07) > Fe (0.03) > Cd (0.02) > Se (0.02) > Cr (0.01). For P, TF > 1.
- For distances of 35 m from highway edge: P (2.64) > Mg (0.15) > Mn (0.13) > Al (0.07) > Fe (0.04) > Cd (0.03) > Se (0.02) > Cr (0.02). Only for Al, the value of the TF > 1. For this distance, with excess of Al, all TF values < 1.

Table 4. Transfer factor of chemical elements in soils collected at three distances from the sampling sites from highway edge (D1, D2 and D3) to plant leaves.

Element	Transfer Factor of Concentrations of Elements in Soil to Leaves of the Plant		
	Distances from the Sampling Sites to Highway Edge		
	5 m	20 m	35 m
Al	0.05	0.07	0.07
As	0.00	0.00	0.00
Cd	0.02	0.02	0.03
Cr	0.01	0.01	0.02
Cu	0.00	0.00	0.00
Fe	0.03	0.03	0.04
Mg	0.14	0.14	0.15
Mn	0.04	0.12	0.13
P	1.99	2.20	2.64
Se	0.02	0.02	0.02
Zn	0.00	0.00	0.00

3.3. Health Risk Assessment

Estimated daily intake (EDI) for an adult person (female and male) with age of 50 years and 70 kg body weight, as well as EDI for adolescents (female and male) with 12 years and 40 kg body weight, both compared to the upper level of tolerable intake (UL) are presented in Table 5.

Estimated daily intake (EDI) of heavy metals through trunk xylem sap consumption by adults followed the order Mg > P > Mn > Al > Se >

Fe > Zn > Cu (Table 5), while for adolescents was in the order Mg > P > Mn > Al > Se > Fe > Zn > Cu. The UL for aluminum in adults and adolescents has not been established by DRI. However, the daily consumption of Cu, Fe, Mg, Mn, P, Se and Zn in trunk xylem sap by adults and adolescents in Table 5 was below the ULs values. Thus, this does not represent a risk of adverse health effects for adults and adolescents.

Table 5. Estimated daily intake (EDI) of each element via consumption of trunk xylem sap of the tree compared to Upper level of tolerable intake (UL) [35].

Elements	Adults (female/male) 50 Years (70 kg)		Adolescents (female/male) 12 Years (40 kg)	
	Estimated Daily Intake (mg/kg/day)	Upper Level of Tolerable Intake (UL) (mg/day)	Estimated Daily Intake (mg/kg/day)	Upper Level of Tolerable Intake (UL) (mg/day)
Al	$0.07 \pm 7.1 \times 10^{-4}$	ND	$0.03 \pm 2.5 \times 10^{-4}$	ND
Cu	$2.14 \times 10^{-3} \pm 3.5 \times 10^{-5}$	10	$7.5 \times 10^{-4} \pm 1.0 \times 10^{-5}$	5
Fe	0.02 ± 0.011	45	$8.25 \times 10^{-3} \pm 0.04$	40
Mg	$1.28 \pm 8.57 \times 10^{-3}$	350	$0.43 \pm 3.0 \times 10^{-3}$	350
Mn	$0.18 \pm 1.78 \times 10^{-3}$	11	$0.06 \pm 6.25 \times 10^{-4}$	6
P	$0.95 \pm 1.42 \times 10^{-3}$	4000	$0.3 \pm 5.0 \times 10^{-4}$	4000
Se	$0.03 \pm 1.42 \times 10^{-3}$	0.4	$0.01 \pm 5.0 \times 10^{-4}$	0.28
Zn	$5.0 \times 10^{-3} \pm 3.5 \times 10^{-4}$	40	$1.75 \times 10^{-3} \pm 1.25 \times 10^{-4}$	23

The non-carcinogenic risks from consumption of trunk xylem sap for adults and adolescents were assessed based on the HQs. The HQs are presented in Table 6. The HQ values of Al, Cu, Fe, Mg and Zn for adults did not exceed 1; however, HQ values of Mn, P and Se were greater than 1. Conversely, HQ values of P due to consumption of xylem sap by children was greater than 1, and HQ < 1 for the elements Al, Cu, Fe, Mg, Mn, Se and Zn.

Table 6. Target hazard quotient (HQ) due to consumption of trunk xylem sap of the tree by adults and children and chronic hazard index (HI).

Elements	Adults 50 Years (70 kg)	Children 12 Years (40 kg)
	HQ	HQ
Al	$1.88 \times 10^{-2} \pm 1.80 \times 10^{-4}$	$6.59 \times 10^{-3} \pm 6.16 \times 10^{-5}$
Cu	$0.01 \pm 2.15 \times 10^{-4}$	$4.4 \times 10^{-3} \pm 7.3 \times 10^{-5}$
Fe	$8.27 \times 10^{-3} \pm 3.76 \times 10^{-3}$	$2.9 \times 10^{-3} \pm 1.3 \times 10^{-3}$
Mg	$0.03 \pm 1.92 \times 10^{-4}$	$9.55 \times 10^{-3} \pm 6.72 \times 10^{-5}$
Mn	1.91 ± 0.0182	$0.68 \pm 6.42 \times 10^{-3}$
P	$11,751.90 \pm 17.50$	4105.47 ± 6.16
Se	1.43 ± 0.07	0.507 ± 0.024
Zn	$4.10 \times 10^{-3} \pm 2.93 \times 10^{-4}$	$1.43 \times 10^{-3} \pm 1.02 \times 10^{-4}$
Chronic hazard index (HI)	$11,755.31 \pm 17.59$	4106.60 ± 6.19

4. Discussion

The concentration of elements as Mg, Fe, Zn, Cu, Mn, Al, Ni, Mo, Cr, Cd, As, P, Co, Se and Pb in the soil collection sites near at 5 m from highway is higher than 20 and 35 m of distances from highway (Table 1) (See Figures 3 and 4). Through cluster analysis, we observed that the sampling site closest to the 5 m road had higher proportions of metal(loid)s in the soil samples and with PCA it also indicated that the closer to the road, the greater the contaminant exposures potentially toxic. Our results corroborate the observations of Swaileh et al. [46],

where high concentrations of Cu, Cd, Pb and Zn were determined in roadside soil, plant and land snail samples along Nablus-Ramallah main road in the West Bank. In addition, according to the results of concentrations of zinc, lead and cadmium in deposits, roadside soil and autochthonous plants (Graminaceae) gathered at the vicinity of a highway in France, the highway induces a contamination on the surrounding environment, up to 320 m, but with the maximum contamination observed between 5 and 20 m [47]. The levels of chemical elements measured in our study at 5, 20 and 35 m at soil collection sites away from the highway (see Figures 3 and 4), and those published in Ref. [47] for distances of 5, 20 and 320 m decrease with increasing distance from the highway. Furthermore, the results presented in Figure 3 are in agreement with those published in Ref. [10] on plants, that is, eleven chemical elements were quantified in the pulp of the fruits of the *C. adamantium* plant collected at two different locations on the road, in which they also observed that the behavior of the concentration of chemical elements (K, P, As, Se, Fe, Mo, Zn, Co, Ni, Mn and Cr) decreased from the roadside (500 m) to the bush (1000 m) (See Figure 2 in Ref. 10).

The highway can affect plants over long distances. According to study of Kuklová et al. [48], there are effects of expressways located at a distance of 30 to 8100 m on physiology and risk elements content in plants (*Quercus cerris* L., *Prunus spinosa* L., *Melica uniflora* Retz.) and soils. The effect of distance from the road on the content of cadmium (Cd) in soils indicated an increase of the element in mineral layers in the 30 m variant; however, excessive Cd values were recorded in O-horizons and in the background zone. Such results in Ref. [48] also corroborate those obtained in our study (Table 1), that is, at 30, there is a presence of metals due to the traffic of vehicles on the highway.

The contamination of environment with heavy metals emitted from automobiles due to brake linings, tires, as well as road pavement and exhaust fumes have been highlighted in other studies [25,49]. According to Carrero et al. [50], the concentration of Cd, Cr, Cu, Mo, Ni, Pb, Sb, Sn and Zn in soil have different pollution sources and reach roadside soils by road run off. The soil samples studied in our research was carried out near the landfill and bean plantation, thus, soils and plants can be contaminated. According to our results, despite the concentration of Cr, Mn and Pb being lower than those reported Conama/Brazil, China and USA, the contents of Al, As, Cd, Co, Fe, Mg, Mo, Ni, Cr, Se, Mn and P are considerably higher than those reported by these countries.

The leaves in comparison with xylem sap, exhibited lesser concentration of Al, Cu, Mg, Mn, P, Se and Zn. However, elements such as, Cd and Cr were quantified only in leaves. Thus, the results show that the *D. alata* plant has a tendency to accumulate As, Cd and Cr in its leaf tissues. Other plant species accumulate heavy metals in their leaves; a study revealed that for cassava leaves, median values for Zn (107.1 mg/kg), Cu (131 mg/kg), Co (5.2 mg/kg) and As (0.58 mg/kg) in contaminated area are significantly higher compared with cassava leaves in the uncontaminated area (Zn: 50.4; Cu: 20; Co: 1.1; As: 0.23, all in mg/kg). In addition, the arsenic and copper contents in cassava leaves are high and even higher than the contents of this element in the peeled tuber [51].

In our study, the concentrations of Al, Cu, Fe, Mg, Mn, P, Se and Zn in the xylem sap are much higher than the concentration of this same element in the leaves. The Al and Cu concentrations in the sap of the plant trunk were 5.6 and 8.5 times, respectively, above than those quantified in the plant leaves, while the Fe contents in the trunk xylem sap (6.6 ± 0.30 mg/L) are approximately equal to the leaves (6.50 ± 0.52

mg/L). The evaluation of the data showed that the level of Mg exceeded approximately 10.7 times above of the leaves, and the concentration of Mn in trunk xylem sap was 9.5 times highest than leaves. In addition, results in Table 2 show that in trunk xylem sap, the P, Se and Zn levels were higher by 6.5, 29.6 and 3.18 times, respectively, above the concentrations in leaves.

Numerous processes in the xylem sap and leaves of the medicinal plant *Dipteryx alata*, which are not subject of this manuscript, can influence heavy metal transport and redistribution processes on the whole plant level [52]. Overall, the concentration of chemical elements in the xylem varies and depends on the pH of the soil [53], sampling period [54], sampled organ, the availability of soil nutrients [55], and the soil water potential [54]. According to studies, heavy metals can be mobilized in the xylem sap through the combination of the fraction stored in roots and old tissues with that recently absorbed by roots from soil [56,57].

The concentration of metals such as Fe, Ni, Mn, Zn, Cd and Cu was found in several studies involving different species of plants. In fact, concentrations of chemical elements as Fe, Se, Zn, Cu, Mn, Cd, Cu, Pb, As, Al and Ni found in the xylem sap, phloem sap and leaf apoplastic fluid of different plant species are different between them [52,58]. However, our results on xylem sap are according to results published by Dambrine et al. [54], in which higher concentration of Mg and P are present in xylem sap.

The transfer factor (TF) is inversely proportional to the value of chemical elements quantified in the soil (Equation (1)). As shown in figures 3 and 4, the greater the distance between the soil collection sites and the highway, the smaller the concentration of chemical elements in the soil. Therefore, the transfer factor of the concentration of chemical elements from the soil to the sap and flowers for the distance of 35 m are greater than for other distances such as 20 and 5 m. The values of transfer factor of P, Mg and Mn from soil to the xylem sap (Table 3) and transfer factor of P from soil to leaf were (Table 4) greater than 1. Thus, there are higher absorption of P, Mg and Mn from soil by the plant and higher suitability of the plant for phytoremediation and phytoextraction. All other cases, the TFs were below 1, indicating this of the plant species had not a phytoremediation potential, that is, lower values indicate poor response of plants toward metal absorption and the plant could be used for human consumption [59]. The difference in TF values between locations may be related to soil mineral management, presence of heavy metals and soil properties.

The P, Mg and Mn accumulation capacities in trunk xylem sap and leaf of the plant indicated that *D. alata* can be used as possible bioindicators of P, Mg and Mn pollution. The high P, Mg and Mn content in the trunk xylem sap and leaf of the plant is in agreement with the soils near the around the highway, the main polluted area, being highly polluted with P, Mg and Mn. High concentrations of phosphorus are toxic to plants [60] and animal [61]. In addition, excess Mn and Mg can be toxic to plants and humans [62,63].

The mobility of Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Fe, and Zn in the soil from anthropogenic sources in landfill leachate and soils around landfill environments is widely reported and is associated with the migration of landfill leachate [64–67]. In addition, the mobility and bioavailability of Pb, Cd, Zn, and Cu and their geochemical forms widely varied according to pH, soil organic matter, biochar types, and application rates [66]. According to Awad et al. [68], the risk of heavy metals increases in contaminated soil with the increase in the soluble form. Thus, it became necessary to monitor the different changes of the metal forms. Therefore, the presence of these metals in the soil found in Table 1 may come from

landfills, pesticides, fuel combustion residues and petrochemicals [22,67–69].

In addition, in 2018, according to Environmental protection agency (EPA) based on aluminum association industry statistics to estimate aluminum packaging generation; landfills received approximately 2.7 million tons of aluminum [70]. High values of element Mg, Fe, Zn, Cu, Mn, Al, Ni, Mo, Cr, Cd, As, P, Co, Se and Pb in soil samples at 5 m (20 and 35 m) from the highway can be explained due to fuels, lubricating oils, fertilizers, tires and vehicle brake disc [22–26].

In the present study, the daily average consumption of sap 250 mg/day for adults and 50 mg/day for adolescents for 90 days/year may pose risks and hazards to humans. The *HQ* values of Mn, P and Se due to trunk xylem sap consumption by adults and P for adolescents are both higher 1, it represents that, in the exposed population, there may be a chronic health risk.

The exposure values of adult's merit special attention because they account for both higher consumption values and body weight compared with adolescents. However, adolescents are more susceptible to the toxic effects of the heavy metals [71]. Table 6 lists exposure values for some *HQ* calculated. The presences of Al, Cu, Fe, Mg, Mn, P, Se and Zn in xylem sap were the main heavy metals that can cause chronic health risk for both adults and adolescents. Based on the mean HI value ($HI > 1$), all adolescents and adults were at risk, mainly through ingestion of xylem sap. Thus, the average daily consumption of xylem sap should be less than 250 mg/day for adults and 50 mg/day for adolescents.

The use of the xylem sap of the *D. alata* as tonic should be avoided for children and the elderly, future experimental studies using an animal model of toxicity should be carried out. More rigorous inspection and analysis must be established by several countries, as the trunk xylem sap of some plants can be toxic to humans, although it can be a good indicator of pollution.

The plant has medicinal and nutritional application as explained in the introduction of our article; however, this is the first study that presents the results of the concentration of metal(loid)s in its trunk xylem sap. Research in other countries and in several Brazilian states should be carried out with the trunk xylem sap of the *D. alata* plant in places far from highways and landfills.

If the concentration is high enough, metal(loid)s can accumulate in plants. Then, if contaminated plant or plant parts are consumed by humans, it will be a threat to human health. Studies involving the quantification of heavy metals and metalloids in the soil, analysis of metals in the stalks, leaves and grains of beans, as well as the analysis of sediments and river waters near the sanitary landfills are being carried out. The results obtained in this article will serve as reference values for Brazilian environmental monitoring bodies and possibly for other countries, since they need to monitor these contaminants to assess the impacts of human activities on soil contamination and population health.

The efficiency of ornamental plants for phytoextraction of heavy metals from contaminated soils corrected with organic materials should be encouraged and applied in several countries [72,73]. According to Awad et al., the accumulation of heavy metals by ornamental plants from contaminated agriculture soils is a unique technique that can efficiently reduce the metal load in the food chain [73].

5. Conclusions

The concentrations of Mg, Zn, Cu, Mn, Ni, Mo, Cr, Cd, As, P, Co, Se and Pb in the soil near 5 m was higher than 20 and 35 m of distances from

the highway. The contents of Al, As, Cd, Co, Fe, Mg, Mo, Ni, Cr, Se, Mn and P in our soils near the landfill and bean plantation were considerably higher than those reported by China and USA.

The concentrations of Al, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, P, Se and Zn in the xylem sap were much higher than the concentration of this same element in the leaves. Thus, the *D. alata* plant has a tendency to accumulate As, Cd and Cr in its leaf tissues.

With the exception of the TF > 1 for P in from soil to leaf, TF for P, Mg and Mn from soil to the xylem sap was below 1, indicating that the plant species had not a phytoremediation potential as the known hyper accumulator plants. The Al, Cu, Fe, Mg, Mn, P, Se and Zn accumulation capacities in trunk xylem sap and leaf of the plant indicated that *D. alata* can be used as possible bioindicators of pollution.

The high values of hazard quotient ($HQ > 1$) recorded in this study represented that in the exposed population there may be a chronic health risk when ingesting the sap of this plant for 90 days/year. Considering that HI is > 1, the cumulative impact of trunk xylem sap consumption is not ignored.

The safety and efficacy of medicinal plant must be proven by clinical data. Future studies with animal models should be carried out, as well as toxicity tests involving the sap from the trunk of the *D. alata* plant.

Author Contributions: Conceptualization, A.C.G.R.; methodology, E.S.P.M.; validation, A.C.G.R., A.S.A.J. and J.M.S.C.; formal analysis, A.C.G.R. and C.A.L.C.; investigation, A.G.S. and D.J.M.; resources, A.G.S.; data curation, A.C.G.R.; writing—original draft preparation, V.A.N.; writing—review and editing V.A.N., A.M.A.C., and L.F.V. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This research was financially supported by the Brazilian Research Council (CNPq) (CNPq: Process No 310621/2020-8) and Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior-Brasil (CAPES)-Finance Code 001.

Institutional Review Board Statement: Not applicable.

Informed Consent Statement: Not applicable.

Data Availability Statement: The data used to support the findings of this study are available from the corresponding author upon request.

Acknowledgments: The authors thank the Federal University of Mato Grosso do Sul, Faculty of Medicine for their scientific support.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

References

1. Steffan, J.J.; Brevik, E.C.; Burgess, L.C.; Cerdà, A. The effect of soil on human health: An overview. *Eur J. Soil Sci.* **2018**, *69*, 159–171.
2. Pepper, I.L. The soil health-human health Nexus. *Critical Reviews in Envir Sci Tech.* **2013**, *43*, 2617–2652.
3. Brevik, E.C.; Burgess, L. Soil: Influence on human health. In: Jorgensen SV, editor. Encyclopedia of environmental management. CRC Press: Boca Raton, FL, USA. 2015; pp. 1–13.
4. Gupta, D.; Fatima, A.; Singh, P.; Correspondence, P.; Singh, S.; Prasad, S. Repercussion of soil pollution on plants. *Regul. Rivers: Res. Manage.* **2019**, *6*, 89–98.
5. FAO and UNEP. **2021**. Global assessment of soil pollution: Report. Rome. Available online: <https://doi.org/10.4060/cb4827en> (Accessed on 5 June 2021).
6. Food and agriculture organization of the United Nations (FAO), 2020, Available online: <http://www.fao.org/fao-stories/article/en/c/1126974/> (Accessed on 5 June 2021).
7. Dey, S.; Mehta, N.S. Automobile pollution control using catalysis. *Resour. Environ. Sustain.* **2020**, *2*, 100006.
8. European Environment Agency (EEA). Heavy metal emissions, Available online: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/eea32-heavy-metal-hm-emissions-1/assessment-10> (Accessed on 30 September 2021).
9. EC, IED 2010/75/EU, 2010. Available online: https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/eea32-heavy-metal-hm-emissions-1/assessment-8/#_ftnref4 (Accessed on 30 September 2021).

10. Machate, D.J.; Melo, E.S.P.; Arakaki, D.G.; Guimaraes, R.C.A.; Hiane, P.A.; Bogo, D.; Pott, A.; Nascimento, V.A. High concentration of heavy metal and metalloid levels in edible *Campomanesia adamantium* pulp from anthropic areas. *Int. J. Environ. Res. Public Health* **2021**, *18*, 5503.
11. Tschinkel, P.F.S.; Melo, E.S.P.; Pereira, H.S.; Silva, K.R.N.; Arakaki, D.G.; Lima, N.V.; Fernandes, M.R.; Leite, L.C.S.; Melo, Eliane, S.P.; Melnikov, P.; et al. The hazardous level of heavy metals in different medicinal plants and their decoctions in water: A public health problem in Brazil. *Bio. Med. Res. Int.* **2020**, *2020*. <https://doi.org/10.1155/2020/1465051>
12. Mirecki, N.; Rukie, A.; Šunić, L.; Milenkovic, L.; Ilic, Z.S. Transfer factor as indicator of heavy metals content in plants. *Fresenius Environ. Bull.* **2015**, *24*, 4212–4219.
13. Zheljaskova, V.D.J.; Jeliaskovaa, E.A.; Kovachevab, N.; Dzhurmanski, A. Environmental and experimental botany metal uptake by medicinal plant species grown in soils contaminated by a smelter. *Environ. Exp. Botany.* **2008**, *64*, 207–216.
14. Mota, E.M.S.; Novaes, C.R.D.B.; Silva, L.B.; Chaves, L.J. Structure of the phenotypic variability of fruit and seeds of *D. alata* vogel (Fabaceae). *Rev. Bras. Frutic.* **2020**, *42*, 6.
15. Sano, S.M.; Ribeiro, J.F.; Brito, M.A. Baru: Biologia e uso. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2004; Available online: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/566595> (Accessed on 26 December 2021).
16. Sanches, R.M.; Estudo fitoquímico e Propriedades Biológicas da *D. alata* Vogel (baru). Dissertation of Master, University of the Ilha Solteira, Brazil, Ilha Solteira, 2014. Available online: <http://hdl.handle.net/11449/123176> (Accessed on 5 June 2021).
17. Nazato, V.S.; Rubem-Mauro, L.; Vieira, N.A.; Rocha-Junior, D.; Silva, M.G.; Lopes, P.S.; Dal-Belo, C.A.; Cogo, J.C.; dos Santos, M.G.; da Cruz-Höfling, M.A.; Oshima-Franco, Y. In vitro antiophidian properties of *D. alata* Vogel bark extracts. *Molecules.* **2010**, *15*, 5956–5970.
18. Takemoto, E.; Okada, I.A.; Garbelotti, M.L.; Tavares, M. Aued-Pimentel, S. Chemical composition of seeds and oil of baru (*D. alata* Vog.) native from Pirenópolis, State of Goiás. *Brazil. Rev. Inst. Adolfo Lutz* **2001**, *60*, 113–117.
19. Boni, T.S.; Maltoni, K.L.; Mizobata, K.K.G.S. *Dipteryx alata* Seedlings Nutritional Status in a Recovery Area in the Brazilian Savannah *Floresta E Ambiente* **2020**, *27*, e20180125.
20. Marcelli Borges Fiovarante, Elaboração, Aceitabilidade de bebida fermentada a base de extrato hidrosolúvel da amendoa do Baru (*D. alata* Vog), 2015, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande/MS. Brazil. 2015. Available online: <https://repositorio.ufms.br/bitstream/123456789/2641/1/MARCELI%20BORGES%20FIORAVANTE.pdf> (Accessed on 5 June 2021).
21. Greco, A.S. Desenvolvimento de método analítico para determinação de selênio em castanhas do cerrado por espectrometria de absorção atômica com geração de hidreto. Anderson dos Santos Greco.—Dourados, MS: UFGD, 2016. Available online: <https://files.ufgd.edu.br/arquivos/arquivos/78/MESTRADO-QUIMICA/Disserta%C3%A7%C3%A3o%20Anderson%20dos%20Santos%20Greco.pdf> (Accessed on 5 June 2021).
22. Wuana, R.A.; Okieimen, F.E. Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *Int. Sch. Res. Notices* **2011**, *2011*. <https://doi.org/10.5402/2011/402647>.
23. Zwolak, A.; Sarzyńska, M.; Szpyrka, E.; Stawarczyk, K. Sources of soil pollution by heavy metals and their accumulation in vegetables: A review. *Water Air Soil Pollut.* **2019**, *230*, 164.
24. Gonçalves Jr., A.C.; Nacke, H.; Schwantes, D.; Coelho, D.F. Heavy metal contamination in Brazilian agricultural soils due to application of fertilizers. **2014**, Available online: <https://www.intechopen.com/chapters/46144> (Accessed on 22 June 2021).
25. Falahi-Ardakani, A. Contamination of environment with heavy metals emitted from automobiles. *Ecotoxicol Environ. Saf.* **1984**, *8*, 152–161.
26. Hulskotte, J.; Roskam, G.; Denier van der Gon, H.A. Elemental composition of current automotive braking materials and derived air emission factors. *Atmos. Environment.* **2014**, *99*, 436–445.
27. Souza, I.D.; Melo, E.S. P.; Nascimento Valdir, A.; Pereira, H.S.; Silva, K.R.N.; Espindola, P.R.; Tschinkel, P.F.S.; Ramos, E.M.; Reis, F.J. M.; Ramos, I.B.; et al. Potential health risks of macro- and microelements in commercial medicinal plants used to treatment of diabetes. *Bio. Med Res. Int.* **2021**, *2021*. Available online: <https://www.hindawi.com/journals/bmri/2021/6678931/> (Accessed on 26 December 2021)
28. Vachová, P.; Vach, M.; Najnarová, E. Using expansive grasses for monitoring heavy metal pollution in the vicinity of roads, *Environ. Pollut.* **2017**, *229*, 94–101.
29. Miclean, M.; Cadar, O.; Levei, E.A.; Roman, R.; Ozunu, A.; Levei, L. Metal (Pb, Cu, Cd, and Zn) Transfer along food chain and health risk assessment through raw milk consumption from free-range cows. *Int J. Environ. Res. Public Health.* **2019**, *16*, 4064.
30. United States Environmental Protection Agency (USEPA) Method 3051A “Microwave assisted acid digestion of sediments, sludge and oils” Revision 1, January 1998. Available online: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/3051a.pdf> (Accessed on 10 August 2021).
31. Long, G.L.; Winefordner, J.D. Limit of detection: A closer look at the IUPAC definition. *Anal. Chem.* **1983**, *55*, 712a-724a.

32. Jolly, Y.N.; Islam, A.; Akbar, S. Transfer of metals from soil to vegetables and possible health risk assessment. *SpringerPlus* **2013**, *2*, 385. <https://doi.org/10.1186/2193-1801-2-385>
33. Blaylock, M.J.; Salt, D.E.; Dushenkov, S.; Zakharova, O.; Gussman, C.; Kapulnik, Y.; Ensley, B.D.; Raskin, I. Enhanced accumulation of Pb in Indian Mustard by soil applied chelating agents, *Environ. Sci. Technol.* **1997**, *31*, 860–865.
34. Brooks, R.R.; Lee, J.; Reeves, R.D.; Jaffre, T. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. *J. Geochem. Explor.* **1977**, *7*, 49–58.
35. Oria, M.; Harrison, M.; Stallings, V.A. National academies of sciences, engineering, and medicine; health and medicine division; food and nutrition board; committee to review the dietary reference intakes for sodium and potassium; Dietary reference intakes for sodium and potassium. Washington (DC): National Academies Press (US); 2019 Mar 5. Available online: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK538102/> (Accessed on 10 August 2021).
36. Sipter, E.; Rozsa, E.; Gruiz, K.; Tatrai, E.; Morvai, V. Site-specific risk assessment in contaminated vegetable gardens. *Chemosphere*. **2008**, *71*, 1301–1307.
37. United States Environmental Protection Agency (USEPA), Regional Screening Levels (RSLs)—Generic Tables. Available online: <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-generic-tables> <https://semspub.epa.gov/work/HQ/400750.pdf> (Accessed on 22 June 2021).
38. Chemical Update Worksheet. CAS #: 7439-95-4, Revision Date: September 21, 2015. Available online: https://www.michigan.gov/documents/deq/deq-rrd-chem-MagnesiumDatasheet_527861_7.pdf (Accessed on 07 July 2021).
39. Gerba, C.P. Risk Assessment, Chapter 14, pag 221 Available online: https://web.iitd.ac.in/~arunku/files/CEL899_Y13/Gerba%20Risk%20Assessment.pdf (Accessed on 10 September 2021).
40. Kamunda, C.; Mathuthu, M.; Madhuku, M. Health risk assessment of heavy metals in soils from witwatersrand gold mining Basin, South Africa. *Int. J. Environ. Res. Public Health* **2016**, *13*, 663.
41. Dray, S.; Dufour, A.B.; Chessel, D. The ade4 package-II: Two-table and K-table methods. *R News* **2007**, *7*, 47–52.
42. R Development Core Team, 2021. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Available online: <http://www.R-project.org>. (Accessed on 26 December 2021)
43. Ministério do meio ambiente, Conselho nacional do meio ambiente. Resolution No 420, de 28 de Dezembro de 2009. Brazil Available online: <http://hab.eng.br/wp-content/uploads/2017/09/resolucao-conama-420-2009-gerenciamento-de-acrs.pdf> (Accessed on 22 June 2021).
44. Chen, J.; Wei, F.; Zheng, C.; Wu, Y.; Adriano, D.C. Background concentrations of elements in soils of China. *Water Air Soil Pollut.* **1991**, *57*, 699–712.
45. Monitoring and Sampling Manual: Environmental Protection (Water) Policy. Brisbane: Department of Environment and Science Government. Available online: https://environment.des.qld.gov.au/data/assets/pdf_file/0031/89914/monitoring-sampling-manual-2018.pdf (Accessed on 21 November 2021).
46. Swaileh, K.M.; Rabay'a, N.; Ezzughayyar, A.; Rabbo, A.A. Concentrations of heavy metals in roadside soils, plants, and landsnails from the West Bank, Palestine. *Journal of environmental science and health. Part A. Toxic/Hazard. Subst. Environ. Eng.* **2001**, *36*, 765–778.
47. Viard, B.; Pihan, F.; Promeyrat, S.; Pihan, J.-C. Integrated assessment of heavy metal (Pb, Zn, Cd) highway pollution: Bioaccumulation in soil, Graminaceae and land snails. *Chemosphere* **2004**, *55*, 1349–1359.
48. Kuklová, M.; Hnilíčková, H.; Hnilička, F.; Pivková, I.; Kukla, J. Impact of expressway on physiology of plants and accumulation of risk elements in forest ecosystems. *Plant Soil Environ.* **2019**, *65*, 46–53.
49. Maiorana, S.; Teoldi, F.; Silvani, S.; Mancini, A.; Sanguineti, A.; Mariani, F.; Cella, C.; Lopez, A.; Potenza, M.A.C.; Lodi, M.; et al. Phytotoxicity of wear debris from traditional and innovative brake pads. *Environ. Int.* **2018**, *123*, 156–163.
50. Carrero, J.A.; Arrizabalaga, I.; Bustamante, J.; Goienaga, N.; Arana, G.; Madariaga, J.M. Diagnosing the Impact of Traffic on Roadside Soils Through Chemometric Analysis on the Concentrations of More Than 60 Metals Measured by ICP/MS. In *Highway and Urban Environment*; Rauch, S., Morrison, G., Monzón, A., Eds.; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2009; pp. 393–336.
51. Mapani, B.; Křibek, B. Environmental and Health impacts of mining in Africa. Proceedings of the Annual Workshop IGCP/SIDA Project No. 594, Windhoek, Namibia, July 5th to 6th 2012, © p. 31–32. Czech Geological Survey, ISBN 978-80-7075-781-9. Available online: <http://www.geology.cz/igcp594/windhoek/proceedings-of-the-workshop.pdf> (Accessed on 26 December 2021)
52. Page, V.; Feller, U. Heavy Metals in Crop Plants: Transport and redistribution processes on the whole plant level. *Agronomy* **2015**, *5*, 447–463.
53. Wilkinson, S.; Davie, W.J. Xylem Sap pH Increase: A drought signal received at the apoplastic face of the guard cell that involves the suppression of saturable abscisic acid uptake by the epidermal symplast. *Plant. Physiol.* **1997**, *113*, 559–573.

54. Dambrine, E.; Martin, F.; Carisey, N.; Granier, A.; Hallgren, J.E.; Bishop, K. Xylem sap composition: A tool for investigating mineral uptake and cycling in adult spruce. *Plant. Soil* **1995**, *168–169*, 233–241.
55. Alam, S.; Kamei, S.; Kawai, S. Effect of iron deficiency on the chemical composition of the xylem sap of barley. *Soil Sci. Plant Nutr.* **2001**, *47*, 643–649.
56. Leita, L.; Mondini, C.; de Nobili, M.; Simoni, A.; Sequi, P. Heavy metal content in xylem sap (*Vitis Vinifera*) from mining and smelting areas. *Environ. Monit Assess.* **1998**, *50*, 189–200.
57. Ferguson, A.R. Xylem sap from *Actinidia chinensis*: Apparent differences in the sap composition arising from the method of collection, *Ann. Bot.* **1980**, *46*, 791–801.
58. Álvarez-Fernández, A.; Díaz-Benito, P.; Abadía, A.; Lopez-Millan, A.-F.; Abadía, J. Metal species involved in long distance metal transport in plants. *Front. Plant. Sci.* **2014**, *5*, 105.
59. Azab, E.; Hegazy AK. Monitoring the Efficiency of *Rhazya stricta* L. Plants in Phytoremediation of Heavy Metal-Contaminated Soil. *Plants (Basel)*. **2020**, *9*, 1057.
60. Takagi, D.; Miyagi, A.; Tazoe, Y.; Suganami, M.; Kawai-Yamada, M.; Ueda, A.; Suzuki, Y.; Noguchi, K.; Hirotsu, N.; Makino, A. Phosphorus toxicity disrupts Rubisco activation and reactive oxygen species defence systems by phytic acid accumulation in leaves. *Plant. Cell Environ.* **2020**, *43*, 2033–2053.
61. H. Robles, Phosphorus, Editor (s): Philip Wexler, Encyclopedia of Toxicology (Third Edition), Academic Press, 2014, Pages 920-921, ISBN 9780123864550, Available online: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-386454-3.00047-6>. (Accessed on 10 September 2021).
62. Menezes-Filho, J.A.; Paes, C.R.; Pontes, A.M.C.; Moreira, J.C.; Sarcinelli, P.N.; Mergler, D. High levels of hair manganese in children living in the vicinity of a ferromanganese alloy production plant, *Neurotoxicology*, **2009**, *30*, 1207–1213.
63. Ajib, F.A.; Childress, J.M. Magnesium Toxicity. 2021 May 1. In: StatPearls [Internet]. Treasure Island (FL): StatPearls Publishing; 2021 Jan-. PMID: 32119480. Available online: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK554593/> (Accessed on 10 September 2021).
64. Ngole, V.M.; Ekosse, G.I.E. Copper, nickel and zinc contamination in soils within the precincts of mining and landfilling environments, *Int. J. Environ. Sci. Technol.* **2012**, *9*, 485–494.
65. Gebre, D.G. Debelie, H.D. Heavy metal pollution of soil around solid waste dumping sites and its impact on adjacent community: The case of Shashemane open landfill, *Ethiopia* **2018**, *5*, 169–178.
66. Kanmani, S.; Gandhimathi, R. Assessment of heavy metal contamination in soil due to leachate migration from an open dumping site, *Appl Water Sci.* **2013**, *3*, 193–205.
67. Khan, S.; Cao, Q.; Zheng, Y.M.; Huang, Y.Z.; Zhu, Y.G. Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China, *Environ. Pollut.* **2008**, *152*, 686–692.
68. Awad, M.; Liu, Z.; Skalicky, M.; Dessoky, E.S.; Brestic, M.; Mbarki, S.; Rastogi, A.; EL Sabagh, A. Fractionation of Heavy Metals in Multi-Contaminated Soil Treated with Biochar Using the Sequential Extraction Procedure. *Biomolecules* **2021**, *11*, 448. <https://doi.org/10.3390/biom11030448>.
69. Basta, N.T.; Ryan, J.A.; Chaney, R.L. Trace element chemistry in residual-treated soil: Key concepts and metal bioavailability, *J. Environ. Qual.* **2005**, *34*, 49–63.
70. Environmental Protection Agency (EPA), United States, 2018, Aluminum: Material-Specific. Data Available online: <https://www.epa.gov/facts-and-figures-about-materials-waste-and-recycling/aluminum-material-specific-data#AluminumOverview> (Accessed on 03 September 2021).
71. Osman, M.A.; Yang, F.; Massey, I.Y. Exposure routes and health effects of heavy metals on children. *Bio. Metals.* **2019**, *32*, 563–573.
72. Lajayer, B.A.; Moghadam, N.K.; Maghsoodi, M.R.; Kariman, K. Phytoextraction of heavy metals from contaminated soil, water and atmosphere using ornamental plants: Mechanisms and efficiency improvement strategies. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2019**, *26*, 8468–8484.
73. Awad, M.; El-Desoky, M.A.; Ghallab, A.; Kubes, J.; Abdel-Mawly, S.E.; Danish, S.; Ratnasekera, D.; Sohaidul Islam, M.; Skalicky, M.; Brestic, M.; et al. Ornamental Plant Efficiency for Heavy Metals Phytoextraction from Contaminated Soils Amended with Organic Materials. *Molecules* **2021**, *26*, 3360.

