

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA**

LUCAS RODRIGUES MARTINS

**ACUMULAÇÃO DE ARSÊNIO EM *Coffea arabica* SOB DIFERENTES FONTES VIA
SOLO**

**UBERLÂNDIA, MG
2026**

LUCAS RODRIGUES MARTINS

**ACUMULAÇÃO DE ARSÊNIO EM *Coffea arabica* SOB DIFERENTES FONTES VIA
SOLO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Agronomia, da Universidade Federal de Uberlândia, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Agronomia.

Área de concentração: Produção Vegetal

Orientador: Prof. Dr. José Geraldo Mageste

**UBERLÂNDIA, MG
2026**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da UFU, MG, Brasil.

M386a Martins, Lucas Rodrigues, 1992-
2026 Acumulação de arsênio em *Coffea arabica* sob diferentes fontes via
solo [recurso eletrônico] / Lucas Rodrigues Martins. -- 2026.

Orientador: José Geraldo Mageste da Silva.
Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal de Uberlândia,
Programa de Pós-graduação em Agronomia.
Modo de acesso: Internet.
Disponível em: <http://doi.org/10.14393/ufu.di.2026.11051>
Inclui bibliografia.
Inclui ilustrações.

1. Agronomia. I. Silva, José Geraldo Mageste da, 1961-, (Orient.).
II. Universidade Federal de Uberlândia. Programa de Pós-graduação em
Agronomia. III. Título.

CDU: 631

André Carlos Francisco
Bibliotecário(a)-Documentalista - CRB-6/3408

LUCAS RODRIGUES MARTINS

ACUMULAÇÃO DE ARSÊNIO EM *Coffea arabica* SOB DIFERENTES FONTES VIA
SOLO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Agronomia, da Universidade Federal de Uberlândia, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Agronomia.

Área de concentração: Produção Vegetal

Uberlândia, 30 de julho de 2026

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Emmerson Rodrigues de Moraes - IF Goiano

Prof. Dr. José Geraldo Mageste - UFU

Prof. Dr. José Luiz Rodrigues Torres - IFTM

Prof. Dr. Wedisson Oliveira Santos - UFU



ATA DE DEFESA - PÓS-GRADUAÇÃO

Programa de Pós-Graduação em:	Agronomia				
Defesa de:	Dissertação de Mestrado Acadêmico, 010/2026, PPGAGRO				
Data:	Trinta de julho de dois mil e vinte e seis	Hora de início:	14:00	Hora de encerramento:	18:25
Matrícula do Discente:	12422AGR008				
Nome do Discente:	Lucas Rodrigues Martins				
Título do Trabalho:	Acumulação de Arsênio em <i>Coffea arabica</i> sob diferentes fontes via solo				
Área de concentração:	Produção Vegetal				
Linha de pesquisa:	Uso e Recuperação de Solos e Resíduos na Agricultura				

Reuniu-se por videoconferência, a Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-graduação em Agronomia, assim composta: Professores Doutores: Wedisson Oliveira Santos - UFU; José Luiz Rodrigues Torres- IFTM; Emmerson Rodrigues de Moraes - IF Goiano; José Geraldo Mageste da Silva - UFU - orientador do candidato.

Iniciando os trabalhos o presidente da mesa, Dr. José Geraldo Mageste da Silva apresentou a Comissão Examinadora e o candidato, agradeceu a presença do público e concedeu ao Discente a palavra para a exposição do seu trabalho. A duração da apresentação do Discente e o tempo de arguição e respostas foram conforme as normas do Programa.

A seguir o senhor presidente concedeu a palavra, pela ordem sucessivamente, aos examinadores, que passaram a arguir o candidato. Ultimada a arguição, que se desenvolveu dentro dos termos regimentais, a Banca, em sessão secreta, atribuiu o resultado final, considerando o candidato:

APROVADO

Essa dissertação possui mérito para ser indicada como destaque do Programa? (☒) SIM ☐ NÃO ()

Esta defesa faz parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre.

O competente diploma será expedido para o Candidato após cumprimento dos demais requisitos, conforme as normas do Programa, a legislação pertinente e a regulamentação interna da UFU.

Nada mais havendo a tratar foram encerrados os trabalhos. Foi lavrada a presente ata que após lida e considerada conforme foi assinada pelos membros desta Banca Examinadora.



Documento assinado eletronicamente por **Wedisson Oliveira Santos, Professor(a) do Magistério Superior**, em 07/08/2026, às 13:04, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **JOSE LUIZ RODRIGUES TORRES, Usuário Externo**, em 11/08/2026, às 14:53, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **José Geraldo Mageste da Silva, Membro de Comissão**, em 13/08/2026, às 19:47, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Emmerson Rodrigues de Moraes, Usuário Externo**, em 14/08/2026, às 15:54, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://www.sei.ufu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **7566187** e o código CRC **76DBF3EF**.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus e a Nossa Senhora da Conceição Aparecida, por me concederem força, saúde e sabedoria para conduzir meus estudos e atividades acadêmicas ao longo do período na universidade, bem como em toda a minha trajetória.

Aos meus pais, irmãos e à minha esposa, pela paciência, amor, apoio, compreensão e, sobretudo, por me oferecerem incentivo e carinho em todos os momentos da minha vida.

À Universidade Federal de Uberlândia, pela oportunidade e pelo suporte disponibilizado para a realização do curso.

Ao Prof. Dr. José Geraldo Mageste, orientador deste trabalho, pela colaboração no planejamento e na execução, sempre de forma presente e atuante, além dos constantes conselhos e da preocupação com meu desenvolvimento profissional e pessoal.

Aos membros da banca examinadora pela disponibilidade em participar da avaliação desta dissertação, pelo tempo dedicado à leitura cuidadosa do trabalho e pelas valiosas contribuições, críticas e sugestões apresentadas.

Aos colegas de curso que contribuíram para a realização deste trabalho, pelas ideias compartilhadas e pelos momentos de descontração, que tornaram essa jornada mais leve e agradável.

À US Borax / Rio Tinto, na pessoa do Dr. Fabiano Silvestrini, pelo financiamento deste estudo e todos que, direta ou indiretamente, fizeram parte da minha formação.

Muito obrigado!

RESUMO

O arsênio (As) é um metaloide tóxico amplamente distribuído em solos agrícolas brasileiros, cuja presença, mesmo em baixas concentrações, representa risco significativo à saúde humana devido à sua elevada mobilidade e potencial de acúmulo em plantas, podendo ser intensificado por atividades antropogênicas como o uso de fertilizantes contaminados, a exemplo da ulexita, que pode conter concentrações elevadas desse elemento. Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar a capacidade do cafeeiro (*Coffea arabica*) de absorver e acumular o As para suas partes vegetativas e reprodutivas, podendo inferir riscos à cadeia alimentar. O experimento foi conduzido em plantio de café com nove anos de idade, em Latossolo Vermelho Distrófico, na Fazenda Experimental da Universidade Federal de Uberlândia (MG). Os tratamentos foram definidos pelo esquema fatorial $3 \times 2 + 2$, sendo três fontes de As (arsenato, trióxido de As e realgar), duas formas de aplicação (em pó e em suspensão) e dois adicionais (tratamento controle e realgar em suspensão aquosa), sendo distribuídos em blocos casualizados com três repetições. A dose de As correspondeu a $4900 \text{ mg.planta}^{-1}$, simulando um acúmulo de aplicações sucessivas de ulexita contaminada. As aplicações foram realizadas ao redor das plantas em um raio de aproximadamente 25 cm, no final do repouso vegetativo. Antes da aplicação dos tratamentos, foram realizadas análises de solo, raízes e folhas novas e velhas para determinação dos teores de As. Após a aplicação, foram novamente avaliadas as folhas novas e velhas, além dos frutos. Os resultados indicaram que o solo da área experimental apresentou teor inicial de As de $11,3 \text{ mg.kg}^{-1}$, superior ao observado em área de vegetação nativa próxima ($4,0 \text{ mg.kg}^{-1}$), sugerindo possível enriquecimento associado ao histórico de uso agrícola. Nas raízes, foram detectados $2,9 \text{ mg kg}^{-1}$ de As, enquanto as folhas apresentaram teores inferiores ao limite de detecção antes da aplicação dos tratamentos. A aplicação de diferentes fontes e formas de As influenciou significativamente seu acúmulo nas folhas do cafeeiro. O As em solução promoveu maiores teores nas folhas velhas para arsenato ($2,30 \text{ mg.kg}^{-1}$) e trióxido de As ($1,87 \text{ mg.kg}^{-1}$) e nas folhas novas para trióxido de As ($0,97 \text{ mg.kg}^{-1}$) e arsenato ($0,87 \text{ mg.kg}^{-1}$), enquanto o realgar apresentou baixa disponibilidade e absorção, independentemente da forma de aplicação. O maior acúmulo nas folhas velhas e a ausência de As nos frutos indicam limitada translocação e acúmulo do elemento para tecidos jovens e partes reprodutivas. Os resultados sugerem que, embora o cafeeiro absorva e transloque As para tecidos vegetativos, existem mecanismos que restringem sua transferência para os frutos, mesmo sob elevada concentração no solo, o que reduz o risco direto ao consumo humano. Concluiu-se, então, que o cafeeiro apresenta potencial de absorção e acúmulo de As, principalmente nas raízes e folhas, porém não apresenta acúmulo relevante nos grãos.

Palavras-chave: Trióxido de As; arsenato; realgar; absorção.

ABSTRACT

Arsenic (As) is a toxic metalloid widely distributed in Brazilian agricultural soils, whose presence, even at low concentrations, represents a significant risk to human health due to its high mobility and potential for accumulation in plants. This risk may be intensified by anthropogenic activities, such as the use of contaminated fertilizers, including ulexite, which may contain high concentrations of this element. In this context, the present study aimed to evaluate the capacity of coffee plants (*Coffea arabica*) to absorb As and accumulate the element in their vegetative and reproductive tissues, allowing inferences regarding potential risks to the food chain. The experiment was conducted in a nine-year-old coffee plantation established in a Typic Hapludox (Dystrophic Red Latosol), at the Experimental Farm of the Federal University of Uberlândia, Minas Gerais, Brazil. The treatments were arranged in a $3 \times 2 + 2$ factorial scheme, consisting of three As sources (arsenate, arsenic trioxide, and realgar), two application forms (powder and suspension), and two additional treatments (control and realgar in aqueous suspension), distributed in a randomized block design with three replications. The As dose corresponded to $4900 \text{ mg.plant}^{-1}$, simulating the accumulation resulting from successive applications of contaminated ulexite. Applications were performed around the plants within an approximately 25-cm radius at the end of the vegetative dormancy period. Before treatment application, soil, roots, and young and old leaves were analyzed to determine As concentrations. After application, young and old leaves, as well as fruits, were evaluated again. The results indicated that the soil in the experimental area had an initial As concentration of 11.3 mg.kg^{-1} , higher than that observed in a nearby native vegetation area (4.0 mg.kg^{-1}), suggesting possible enrichment associated with the agricultural history of the area. In the roots, 2.9 mg.kg^{-1} of As was detected, whereas leaf concentrations were below the detection limit before treatment application. The application of different As sources and forms significantly influenced As accumulation in coffee leaves. The solution form resulted in higher concentrations in old leaves for arsenate (2.30 mg.kg^{-1}) and arsenic trioxide (1.87 mg.kg^{-1}), and in young leaves for arsenic trioxide (0.97 mg.kg^{-1}) and arsenate (0.87 mg.kg^{-1}), whereas realgar showed low availability regardless of the application form. The greater accumulation in old leaves and the absence of As in fruits indicate limited translocation and accumulation of the element in young and reproductive tissues. These results suggest that, although coffee plants absorb and translocate As to vegetative tissues, mechanisms restrict its transfer to fruits, even under high soil contamination, thereby reducing the direct risk associated with human consumption. In conclusion, coffee plants have the potential to absorb and accumulate As, particularly in roots and leaves, but do not exhibit relevant accumulation in coffee beans.

Keywords: arsenic trioxide; arsenate; realgar; absorption.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - Porte do cafezal (área experimental) e características visuais do cultivo.....	19
FIGURA 2 - Preparo do realgar para atingir granulometria (peneira de 80 mesh) padrão para aplicação.....	20
FIGURA 3 - Aplicação dos tratamentos.....	21
FIGURA 4 - Danos causados pela chuva de granizo na área experimental 12 dias após tratamentos	29

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - Valores de pH e teor de As do solo no local de instalação do experimento.....	19
TABELA 2 - Características químicas e doses de As das fontes utilizadas.....	20
TABELA 3 - Valores de pH e teor de As do solo em área de vegetação nativa próxima ao experimento.....	24
TABELA 4 - Análise de variância (ANOVA) para a variável folha velha.....	24
TABELA 5 - Teor de As (mg.kg^{-1}) em folhas velhas de cafeeiro arábica, em função de fontes e formas do elemento.....	25
TABELA 6 - Análise de variância (ANOVA) para a variável folha nova.....	26
TABELA 7 - Teor de As (mg.kg^{-1}) em folhas novas de cafeeiro arábica, em função de fontes e formas do elemento.....	26

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	12
2. REFERENCIAL TEÓRICO.....	13
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	19
4.1 Caracterização da área de estudo.....	19
4.2 Delineamento e tratamentos.....	20
4.3 Coleta e determinação do teor de As.....	21
4.4 Análise estatística.....	22
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	23
5. CONCLUSÃO.....	30
REFERÊNCIAS.....	31

1. INTRODUÇÃO

O arsênio (As) é um metaloide tóxico de ocorrência natural na crosta terrestre, amplamente distribuído nos solos agricultáveis. Sua toxicidade é amplamente documentada, sendo classificado entre as principais substâncias tóxicas e carcinogênicas de relevância global. Mesmo em baixas concentrações, a presença de As no ambiente constitui uma preocupação crescente, devido à sua mobilidade no solo e ao seu potencial de acúmulo em plantas, representando riscos significativos à cadeia alimentar e à saúde humana (Mishra *et al.*, 2021).

Embora o As seja um constituinte natural dos solos, atividades antropogênicas podem contribuir para o aumento de sua concentração em ecossistemas agrícolas. O uso intensivo de fertilizantes e pesticidas tem sido apontado como um dos principais fatores associados à elevação dos teores de As no solo (Philip; Chhabra, 2022). Essa contaminação compromete a sustentabilidade dos sistemas agrícolas, afetando negativamente a qualidade do solo e a produtividade das culturas.

Na cafeicultura, esse cenário é ponto de atenção, por ser uma atividade de grande importância nacional. Sendo o Brasil o maior produtor e exportador mundial de café, sua produção tem acompanhado a história do país, tornando-se um dos principais contribuintes para seu desenvolvimento econômico. Essa expansão e consolidação da cafeicultura vêm atrelada a um grande salto no nível tecnológico e no uso de insumos, com potencial de contaminação do solo com elementos tóxicos como o As.

No sistema solo-planta, o As é absorvido pelas raízes e pode ser translocado para as partes aéreas, incluindo caules, folhas e frutos. A translocação para órgãos comestíveis é particularmente crítica, pois pode viabilizar a entrada do elemento na cadeia alimentar. A toxicidade do As em plantas manifesta-se por diferentes mecanismos fisiológicos e bioquímicos, como a interferência na assimilação de fosfato, a indução de estresse oxidativo, alterações na condutância estomática e redução da eficiência fotossintética, resultando em prejuízos ao crescimento e ao desenvolvimento vegetal.

Entre as diferentes fontes de arsênio (As) que podem estar presentes ou ser introduzidas no ambiente agrícola, destacam-se o realgar (As_4S_4), o trióxido de As ($\text{As}_2\text{O}_3^{3-}$) e o arsenato (AsO_4^{3-}), por apresentarem características químicas e comportamentos distintos no solo. O realgar constitui um mineral sulfetado de ocorrência natural, cuja baixa solubilidade pode limitar inicialmente a liberação de As para a solução do solo. O trióxido de arsênio, por sua vez,

apresenta maior solubilidade e pode favorecer uma disponibilização mais rápida do elemento, especialmente sob condições que promovam sua dissolução. Já o arsenato possui dinâmica no solo estreitamente relacionada à interação com minerais e óxidos de ferro e alumínio, além de apresentar comportamento semelhante ao do fosfato, podendo ser absorvido pelas plantas por meio de transportadores desse nutriente. Dessa forma, a utilização dessas três fontes permite representar diferentes condições de entrada e disponibilidade do As no sistema solo-planta, possibilitando avaliar como a natureza química da fonte pode influenciar sua mobilidade, retenção no solo e absorção pelo cafeeiro.

Nesse contexto, destaca-se o uso de fontes de boro na agricultura, como a ulexita, um borato de sódio e cálcio amplamente empregado como fertilizante. Entretanto, devido à sua origem geológica, a ulexita pode conter traços de As e pode estar associada ao mineral realgar (As_4S_4), elevando os níveis de As do insumo, gerando preocupações quanto à contaminação dos sistemas agrícolas.

Diante da complexidade da interação do As com o sistema solo-planta e seus impactos na saúde ambiental e humana, a compreensão sobre a capacidade de absorção, acumulação, mobilidade e translocação do As em culturas agrícolas é crucial para o aprimoramento de práticas agrícolas sustentáveis e seguras. Sendo assim, o objetivo do presente trabalho foi determinar se o cafeeiro (*Coffea arabica*) possui capacidade de absorver e acumular o As para suas partes vegetativas e reprodutivas, conferindo risco ao consumo do produto final, quando cultivado em solo contaminado sob diferentes fontes de As.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

O arsênio (As) é um metaloide que ocorre naturalmente na crosta terrestre e é amplamente distribuído em solos e ecossistemas aquáticos (Zohra *et al.*, 2024). Possui caráter sólido, cristalino, acinzentado, com as valências químicas 3^- , 0 , 3^+ e 5^+ , cuja forma química predomina em água e depende essencialmente do pH e do potencial do meio (Andrade; Rocha, 2016). É um elemento amplamente conhecido por sua toxicidade, sendo ranqueado como primeiro da lista de ordem de prioridade das substâncias tóxicas, que constituem potenciais ameaças para a saúde humana, segundo a Agência para Substâncias Tóxicas e Registro de

Doenças (ATSDR, 2022). Reconhecido como um carcinógeno de Classe 1 pela Agência Internacional de Pesquisa sobre o Câncer (Bakhat *et al.*, 2019).

Altas concentrações de As nos sistemas podem ocasionar implicações para a saúde das pessoas, animais e plantas. O contato direto da pele com compostos inorgânicos de As pode provocar irritação na pele, levando à vermelhidão, inchaço e manchas, podendo evoluir para endurecimento da pele e câncer (Arellano, 2016).

O As é considerado um elemento-traço, ou seja, ocorre naturalmente no solo em concentrações muito baixas, geralmente na faixa de partes por milhão, porém seu incremento expressivo é geralmente devido a atividades antropogênicas (Queiroz, 2025). Esses incrementos incluem o uso de pesticidas e fertilizantes químicos, despejo de resíduos municipais e a irrigação de terras agrícolas com água contaminada (Philip; Chhabra, 2022).

A presença do As no ambiente resulta numa preocupação significativa para a saúde humana e animal devido à capacidade de mobilizar-se no solo, podendo levar ao acúmulo nas plantas, representando um risco considerável para a cadeia alimentar. Segundo a Resolução CONAMA, nº 420, de 2009, no solo, a concentração máxima de referência é de 15 mg.kg^{-1} de peso seco, sendo adotado como limite para sustentar suas funções principais. Já o Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM – Minas Gerais), através da Deliberação Normativa nº 166, de 29 de junho de 2011, estabelece a concentração de 8 mg.kg^{-1} de peso seco de solo como valor de referência para o estado de Minas Gerais.

Segundo dados de Souza *et al.* (2022), em Minas Gerais uma importante fonte de contaminação por As é constituída pelas atividades de mineração, gerando uma série de impactos negativos, elevando a presença do elemento em águas de abastecimento humano e solos do estado. As áreas com maior nível de contaminação por As convergem para as principais áreas de mineração no estado de MG, como as regiões de Paracatu e Nova Lima.

A exposição não ocupacional (contato, ingestão, inalação ou absorção dérmica em ambientes fora do local de trabalho) ao As ocorre principalmente por ingestão de alimentos e água, estando presente em quantidades-traço em todos os alimentos. Já as concentrações mais elevadas, geralmente, são encontradas em frutos do mar, carnes e grãos (CETESB, 2017).

Segundo a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), para produtos de origem vegetal consumidos “in natura”, o limite máximo tolerado de As total varia de 0,1 a 0,8 mg.kg^{-1} , não havendo valor específico para o café em grão verde não torrado. Já para café

solúvel, em pó ou granulado, de $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ e para café torrado em grãos ou pó de $0,2 \text{ mg.kg}^{-1}$, para produtos de origem animal esse limite máximo chega $1,0 \text{ mg.kg}^{-1}$.

A introdução progressiva de tecnologias e fertilizantes na agricultura moderna não só aumentou a produtividade, mas também ocasionou a intensificação de elementos potencialmente tóxicos no solo. Os fertilizantes são uma fonte antropogênica reconhecida de As em solos agrícolas e a intensificação da aplicação de fertilizantes químicos pode levar à contaminação por As (Kayode *et al.*, 2021). O cenário agrícola atual, que visa maximizar a produção para atender à demanda global, frequentemente negligencia os riscos associados à contaminação. Segundo Liu *et al.* (2023), além da contaminação por As do solo ser um desafio para a agricultura sustentável, o elemento pode prejudicar a produtividade das plantas e a qualidade do solo.

Na cafeicultura, esse cenário se intensifica, pois no Brasil, o clima favorável, as condições de solo propícias e a expertise dos produtores brasileiros contribuíram para tornar o Brasil um grande produtor de café (Araújo *et al.*, 2023). Segundo Pinto (2024), a partir da entrada das primeiras mudas de café no Pará, o café foi se difundindo pelo litoral brasileiro, sentido sul, até chegar ao Rio de Janeiro, subindo em escala comercial no início do século XIX com a exportação para os mercados consumidores da Europa e dos EUA, tornando-se o principal produto de exportação da economia brasileira até o início do século XX.

Atualmente, a cultura se encontra entre as principais cultivadas e com exportação do produto, ocupando a quarta posição no ranking nacional das lavouras em termos de receita bruta, correspondendo a cerca de um terço da produção global de café (Araújo *et al.*, 2023).

A produção brasileira de café em 2025 foi de 56,54 milhões de sacas, sendo Minas Gerais o estado responsável por 25,75 milhões de sacas, com mais de 1 milhão de hectares cultivados, da produção mineira de café 25,17 milhões de sacas são oriundas de café arábica e apenas 0,58 de café conilon (CONAB, 2025). O alto potencial produtivo está aliado a uma alta demanda nutricional do cafeeiro, principalmente, nos cultivos em Minas Gerais, com sistemas de plantio mais adensados e implantação de lavouras em solos de baixa a média fertilidade natural, elevando a dependência do uso de fertilizantes químicos visando o incremento de produtividade e obtenção de boa qualidade da bebida (Dutra, 2024). Esse uso intensivo de insumos na cafeicultura pode estar aliado a fontes de nutrientes com níveis de contaminação consideráveis, podendo proporcionar contaminação do solo com elementos tóxicos como o As.

A capacidade de acumulação de As nos solos agrícolas está intrinsecamente ligada a diversos fatores edáficos. A textura do solo, o pH, o teor de matéria orgânica e a presença de minerais de ferro e alumínio desempenham papéis cruciais na adsorção e imobilização do As (Mishra *et al.*, 2021).

A mobilidade do As no solo é fortemente influenciada por sua espécie química, bem como por fatores como pH, potencial redox e composição do solo (Ali *et al.*, 2017). O arsenato é, geralmente, a forma predominante em solos aeróbicos, enquanto o arsenito predomina em solos ligeiramente reduzidos ou inundados (Campos; Pires, 2005). O arsenito é tipicamente mais móvel e tóxico que o arsenato (Pigna *et al.*, 2015). Em condições de inundação, o potencial redox do solo diminui, o que favorece a redução de As(V) a As(III), aumentando sua mobilidade e biodisponibilidade para as plantas (Ninin *et al.*, 2023).

Uma vez no sistema solo-planta, a mobilidade do As é complexa e envolve diversos mecanismos de absorção e translocação. As plantas absorvem As principalmente da solução do solo. Já na forma de arsenato, compete com o fosfato pelos mesmos transportadores de fosfato nas raízes (Pigna *et al.*, 2015). O arsenito também pode ser absorvido por meio de canais de aquaglicerolporinas (Li *et al.*, 2015).

A absorção de As pelas raízes e sua translocação para as partes aéreas da planta são processos regulados por transportadores específicos (Raab *et al.*, 2007). O As absorvido pelas raízes pode ser subsequentemente translocado para o caule, folhas e, eventualmente, para os frutos (Benavides-Mendoza *et al.*, 2023). Esta translocação é um mecanismo de preocupação, pois permite a entrada de As na cadeia alimentar humana através do consumo de produtos provenientes de culturas contaminadas (Mishra *et al.*, 2021).

A translocação de As para os frutos é um aspecto crítico na avaliação do risco à saúde humana. Estudos demonstram que a acumulação de As em diversas plantas é geralmente maior nas raízes, diminuindo progressivamente no caule, folhas e, por fim, nos frutos (Belogolova *et al.*, 2024). Em experimento realizado em vasos cultivados com mudas de mangue (*Aegiceras corniculatum* L.), o acúmulo de As nas raízes é consistentemente mais alto, seguida pelo caule e, por último, pelas folhas, indicando uma barreira à translocação para as partes aéreas (WU *et al.*, 2015). O trabalho de Sandil *et al.* (2023) mostra um padrão semelhante de acúmulo de As, onde as raízes retêm a maior parte do metaloide, enquanto as concentrações diminuem progressivamente no caule e nas folhas, quando analisada a água de irrigação contaminada com As em concentrações de 0,1, 0,25 e 0,5 mg.L⁻¹ em cultivo de feijão. Ambos os autores associam

que este padrão é uma estratégia para limitar a translocação de As para as partes comestíveis ou metabolicamente ativas da planta.

A absorção e acúmulo de As nas plantas podem causar toxicidade variando o grau de acordo com as espécies químicas presentes, sendo o arsenato e o arsenito as formas predominantes no meio ambiente. O As(V) compete diretamente com o fosfato devido à sua semelhança química, enquanto o As(III) interage com grupos sulfidrila de proteínas, levando à disfunção enzimática e danos celulares (Liu *et al.*, 2012)(Kumar *et al.*, 2022). A exposição ao As induz a produção de espécies reativas de oxigênio (ROS), que causam danos às membranas celulares, proteínas e DNA (Bali; Sidhu, 2021). Segundo Sehar *et al.* (2024), o As impacta a condutância estomática e reduz a eficiência dos pigmentos fotossintéticos, comprometendo o metabolismo energético da planta e podendo afetar negativamente a regulação de genes relacionados ao transporte de nitrato e amônio.

Os principais efeitos tóxicos incluem redução do crescimento de raízes e parte aérea pela interferência no funcionamento dos meristemas, resultando em déficit no desenvolvimento vegetal (Sinha *et al.*, 2023).

Em ambientes com altas concentrações de As, plantas intoxicadas podem desenvolver sintomas visíveis de toxidez. Gilberti (2012) observou sintomas como clorose, amarelecimento, necrose principalmente das extremidades, assim como murcha e queda de algumas folhas de indivíduos de *Baccharis dracunculifolia*, submetidos às doses de As 100 e 200 mg.kg⁻¹. Nas raízes não foram observados sinais de injúria, porém houve uma menor emissão de raízes secundárias na presença de concentrações mais elevadas de As.

A associação de As a algumas fontes de boro na agricultura é ponto de atenção. Como o boro é um micronutriente essencial e indispensável para o crescimento e desenvolvimento das plantas, suas fontes com elementos tóxicos podem trazer riscos potenciais. O nutriente boro possui importância notável devido à sua participação em diversas funções fisiológicas e bioquímicas da planta (Zhou *et al.*, 2025).

Assim como para as demais culturas, a disponibilidade de boro (B) é vital para a saúde e produtividade do cafeeiro, influenciando diretamente a concentração desse micronutriente nos tecidos vegetais, sendo essencial para a formação e estabilidade da parede celular, além de ser crucial para a divisão celular e o crescimento dos ápices radiculares (Piva, 2024). Segundo Mesquita *et al.* (2016), o boro junto com o zinco é o micronutriente mais limitante na produção

do cafeeiro, possuindo estreita relação com o cálcio, o qual exerce importante papel na sua absorção e em suas funções na planta, agindo em conjunto.

Das fontes de boro utilizadas na cafeicultura via solo, a mais comumente utilizada é a ulexita, principalmente por sua liberação gradual e menor solubilidade em comparação a outras fontes do nutriente. Segundo Piva (2024), a ulexita pode ser aplicada ao solo em pó ou granulada, sendo incorporada no solo ou dissolvida em água para aplicação via irrigação. Sua aplicação deve ser realizada considerando o teor de boro no solo, a matéria orgânica, a textura do solo e o potencial produtivo da lavoura, com doses variando geralmente entre 1 e 4 kg/ha de boro em lavouras de café arábica.

Considerando a importância do boro para a cafeicultura e o uso potencial da ulexita, é crucial investigar a pureza do mineral e a presença de impurezas como o As. A ulexita, uma combinação natural de borato de sódio e cálcio, pode incluir traços de As devido à sua origem geológica em depósitos hidrotermais e sedimentares (Fayiga; Nwoke, 2016). Segundo Queiroz (2025), a ulexita pode estar associada ao mineral realgar (As_4S_4), tornando-se ponto de atenção pelos níveis de As presentes em sua composição, indicando que a utilização de ulexita como fonte de boro pode representar risco de contaminação do solo, lençóis freáticos e até mesmo da cadeia alimentar como um todo.

O conhecimento e a gestão dos riscos do As em sistemas agrícolas solo-planta são um campo de pesquisa ativo, com estudos sobre a redução da mobilidade do As e a sua absorção por culturas (Loukola-Ruskeeniemi *et al.*, 2022). A compreensão da acumulação de As nestes solos, sua mobilidade e a capacidade das plantas de absorvê-lo e translocá-lo para os frutos são cruciais para a avaliação de riscos e o desenvolvimento de estratégias de mitigação dos possíveis efeitos.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da área de estudo

O experimento foi conduzido numa área de cultivo de café arábica (*Coffea arabica*), com nove anos de idade, não recepado, com espaçamento de 4,0 x 0,8 m, na Fazenda Experimental do Campus Glória, pertencente à Universidade Federal de Uberlândia - MG sob coordenadas 18°57'34.02"S e 48°12'20.63"O, no município de Uberlândia, MG, com altitude média de 890 m.

Figura 1 - Porte do cafezal (área experimental) e características visuais do cultivo.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2026.

O clima da região é do tipo (Aw), segundo classificação de Köppen, ou seja, apresenta um inverno frio e seco, com estação quente e chuvosa no verão. A precipitação média anual fica em torno de 1500 a 1600 mm, concentrada entre os meses de dezembro e fevereiro período em que ocorre, aproximadamente, 50% desta precipitação (Silva *et al.*, 2008).

Tabela 1 - Valores de pH e teores de As do solo no local de instalação do experimento.

Profundidade (cm)	pH	As (mg.kg ⁻¹)
0-20	6,2	10,9
20-40	6,0	11,7

As: Arsênio.

O solo da área experimental foi classificado como Latossolo Vermelho Distrófico, de textura argilosa, de acordo com a Embrapa (2018), com topografia levemente ondulada.

3.2 Delineamento e tratamentos

O experimento foi conduzido em delineamento de blocos casualizados, sendo os tratamentos distribuídos em esquema fatorial $3 \times 2 + 2$. O primeiro fator correspondeu às fontes de As (arsenato, trióxido de As e realgar) e o segundo fator à forma de disponibilização da fonte (material seco em pó ou previamente dissolvido em ácido sulfúrico com posterior correção do pH para 6,2).

Figura 2 - Preparo do realgar para atingir granulometria (peneira de 80 mesh) padrão para aplicação.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2026.

A combinação dos fatores resultou em seis tratamentos. Adicionalmente, foram incluídos dois tratamentos extras, constituídos por um controle sem aplicação de As e um tratamento contendo realgar em suspensão aquosa, compondo oito tratamentos ao todo em três blocos. Os tratamentos em solução foram dissolvidos em ácido sulfúrico e elevados a pH 6,2 (com adição de NaOH). Todos os tratamentos receberam a dose única de $4900 \text{ mg.planta}^{-1}$ de As.

Tabela 2 - Características químicas e doses de As das fontes utilizadas.

Fonte	Fórmula química	Nox	Abreviatura	Dose (g.planta ⁻¹)
Arsenato	AsO_4^{3-}	+5	As(V)	9,39
Trióxido de Arsênio	AsO_3^{3-}	+3	As(III)	8,46
Realgar	As_4S_4	+2	-	7,49

A dose única de $4900 \text{ mg.planta}^{-1}$ de As foi escolhida após resultados de análises de 13 amostras de ulexita usadas no Brasil, onde foi encontrado, em média, 490 mg.kg^{-1} de As. Assim,

fez-se uma suposição de aplicação sucessiva e acúmulo sem perdas por anos consecutivos, resultando na dose com potencial toxicidade.

As aplicações foram realizadas em torno da planta de café, num raio de 25 cm do coleto (Figura 3), no dia 06 de setembro de 2024, num período sem precipitação, após aplicação de calcário e com boa adubação de cobertura, conforme recomendação para a cultura. Na ocasião havia muitas gemas, sem diferenciação em floral ou vegetativa.

Figura 3 - Aplicação dos tratamentos.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2026.

Foram deixadas 2 plantas de bordadura por parcela. Assim, cada cinco plantas compuseram uma parcela, sendo utilizadas para avaliação dos resultados dos tratamentos as 3 plantas centrais de cada parcela.

3.3 Coleta e determinação do teor de As

Foram realizadas análises de solo, folhas novas e velhas, como também de raízes das plantas antes da aplicação dos tratamentos. As coletas de solo e raízes foram realizadas em 5 pontos dentro da área experimental, na projeção da copa do cafeeiro, a 30 cm de distância do tronco, sendo coletada as raízes dentro da cova de 20 x 20 x 20 cm (comprimento x largura x profundidade). Desta amostra foi separado solo e raízes para análise, no mesmo ponto foram coletadas amostras também de 20 a 40 cm para determinação de As. As coletas de folhas velhas e folhas novas foram realizados nos mesmos 5 pontos amostrais, no terço médio das plantas, coletadas em cada quadrante. Além das análises de solo dentro da área experimental também foi realizada uma coleta em área de vegetação nativa próxima ao local do experimento, para

fim de comparação do acúmulo de As solo, seguindo mesma metodologia de coleta da área experimental.

Após 96 dias de aplicação dos tratamentos foi avaliado o teor de As em folhas novas e velhas. Nos frutos (3 plantas centrais) a análise foi no ponto de colheita, ou seja, aos 230 dias após aplicação. As coletas de folha foram realizadas nas 3 plantas centrais da parcela, no terço médio e inferior da planta, coletando 5 folhas em cada quadrante, isso para folhas velhas e novas separadamente. Os frutos foram coletados no estágio de grãos cereja, no terço médio da planta, esses foram submetidos à secagem em estufa a 70 °C até peso constante. Após a secagem, foram descascados e selecionados 5 grãos cheios e em bom estado por tratamento. Todas as análises foram conduzidas no laboratório de análises vegetais da Fundação ABC – AbcLab, no Paraná.

As determinações dos teores de As no solo foram realizadas utilizando método EPA 3051, com extrator HNO_3 . O procedimento consiste na digestão de 0,5 g da amostra com 10 ml de ácido nítrico concentrado em recipiente de Teflon, submetido à radiação de micro-ondas em sistema fechado, sob temperatura, tempo e pressão controlados (USEPA, 2007). Para folhas, raízes e frutos, no processo de digestão da amostra, além da utilização do ácido nítrico (HNO_3) foi utilizado peróxido de hidrogênio (H_2O_2). Após o processo, o extrato obtido de ambas as amostras foi filtrado, diluído e posteriormente analisado por espectrometria de emissão atômica com plasma de argônio acoplado indutivamente (ICP-OES). Esse método é amplamente utilizado para a extração de elementos-traço em amostras de solo, lodo e resíduos sólidos, permitindo a determinação dos teores pseudototais, ou seja, a fração que pode ser mobilizada por ácidos fortes (Queiroz, 2025).

3.4 Análise estatística

Os dados de teores de As no solo e nas partes vegetativas e reprodutivas das plantas de café foram submetidos à análise de variância (ANOVA). Previamente à ANOVA, avaliou-se o atendimento aos pressupostos de normalidade dos resíduos pelo teste de Shapiro-Wilk, homogeneidade de variâncias pelo teste de O'Neill-Mathews e aditividade do modelo pelo teste de Tukey. Para as variáveis resposta cujos resíduos não atenderam aos pressupostos de homocedasticidade e/ou normalidade, realizou-se a transformação dos dados por $\sqrt{(X)}$ antes da realização da ANOVA. As médias dos tratamentos foram comparadas pelo teste de Scott-Knott

ao nível de 5% de significância ($p \leq 0,05$). As análises estatísticas foram processadas utilizando o software R versão 2024.12.1.563.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A análise do teor de As do solo antes da aplicação dos tratamentos mostrou teores do elemento em média de $11,3 \text{ mg.kg}^{-1}$ e nas raízes secundárias havia uma média de $2,9 \text{ mg.kg}^{-1}$, apontando a capacidade da planta de café de absorver o elemento via sistema radicular. Porém, nessa concentração, não parece ter havido translocação e acúmulo do metaloide para as folhas, onde análises pré-tratamento mostraram ausência de As ou $<0,4 \text{ mg.kg}^{-1}$ nas folhas novas e velhas. Os valores inferiores a $0,4 \text{ mg.kg}^{-1}$ em qualquer parte vegetal analisada foram considerados irrelevantes e equiparados à ausência de As, devido à metodologia utilizada para determinação do As ter esse limite mínimo de detecção do elemento, ou seja, de $0,4 \text{ mg.kg}^{-1}$ em tecidos vegetais.

Ressalta-se que o limite máximo sugerido pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) para produtos de origem vegetal consumidos “in natura” varia de 0,1 a $0,8 \text{ mg.kg}^{-1}$ de As. Assume-se, então, que a média desses valores referências está no limite seguro para a saúde humana, ou seja, limite mínimo de detecção de $0,4 \text{ mg.kg}^{-1}$.

Os resultados sugerem a ocorrência de acúmulo de As na área experimental, possivelmente associado ao histórico de exploração agrícola e ao uso de fontes de nutrientes e/ou corretivos, tendo em vista a ausência de As nas áreas adjacentes à experimental. Tais práticas são apontadas por Kayode *et al.* (2021) entre as principais fontes antrópicas responsáveis pelo incremento de As no solo. A comparação entre os teores de As determinados na área experimental e aqueles observados na área de referência, cuja concentração média foi de 4 mg.kg^{-1} (Tabela 3) reforça a hipótese de contribuição das atividades agrícolas para o enriquecimento do elemento no solo. Essa possibilidade é particularmente relevante considerando que a área experimental não apresenta histórico de atividades de mineração.

Tabela 3 - Valores de pH e teor de As do solo em área de vegetação nativa próxima à área experimental.

Profundidade (cm)	pH	As (mg.kg ⁻¹)
0-20	4,2	4,36
20-40	3,9	3,48

As: Arsênio.

Nota-se que a quantidade de As no solo antes da instalação do experimento, já pode ser considerada acima do esperado, já que comumente não chega a 4,0 mg.kg⁻¹ em solos cultivados. Estes valores se mostram superiores ao valor de referência máximo para solos do Estado de Minas Gerais, que estabelece o limite de 8 mg.kg⁻¹ (COPAM, 2011). Dados de Cantoni (2010), considerando 58 amostras dos horizontes superficiais e subsuperficiais de várias ordens de solo no estado de São Paulo, mostram amplitude de variação do teor total de As de 0,81 a 3,99 mg.kg⁻¹.

A análise de variância revelou efeito significativo das fontes de As, das formas de aplicação e da interação entre esses fatores sobre os teores de As nas folhas velhas do cafeeiro (Tabela 4). O contraste entre os tratamentos adicionais e o fatorial também foi significativo, enquanto a comparação entre os dois tratamentos adicionais não apresentou diferença significativa.

Tabela 4 - Análise de variância (ANOVA) para a variável folha velha.

Fonte de variação	GL	Soma de Quadrados (SQ)	Quadrado Médio (QM)	F calculado (Fc)	Pr > Fc (p-valor)
Bloco	2	0,27250	0,13625	1,9316	0,1816ns
Fontes	2	2,50778	1,25389	17,7767	0,0001**
Forma	1	5,78000	5,78000	81,9443	0,0000**
Fonte × Forma	2	2,23000	1,11500	15,8076	0,0003**
Adicionais vs. Fatorial	1	1,07556	1,07556	15,2484	0,0016**
Ad1 vs. Ad2	1	0,10667	0,10667	1,5122	0,2391ns
Resíduo	14	0,98750	0,07054		
Total	23	12,9600			

** Significativo a 1% de probabilidade de erro pelo teste F ($p \leq 0,01$); ns Não significativo. Coeficiente de Variação (CV) = 29,51%. Validação dos Pressupostos (p-valor): Normalidade de Resíduos (Shapiro-Wilk) = 0,1920025; Homogeneidade de Variâncias (O'Neill-Mathews) = 0,5524683; Aditividade do Modelo (Tukey) = 0,2277010. Os fatores significativos e sua interação foram desdobrados e submetidos ao agrupamento de médias pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

Diante da interação significativa observada na ANOVA, realizou-se o desdobramento dos fatores e o agrupamento de médias pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade, além da comparação com os adicionais pelo teste de Dunnett (Tabela 5).

Tabela 5 - Teor de As (mg.kg^{-1}) em folhas velhas de cafeeiro arábica, em função de fontes e formas do elemento.

Fonte	Forma	
	Pó	Solução
Arsenato	< 0,40 bB	2,30 aA**
Trióxido de As	0,57 bB	1,87 aA**
Realgar	< 0,40 aB	0,60 aB
Adicional 1 (controle)	< 0,40	
Adicional 2 (realgar em suspensão aquosa)	0,67	
CV (%)	29,51	

Médias seguidas por diferentes letras minúsculas nas linhas ou maiúsculas nas colunas diferem estatisticamente entre si pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0,05$). ** referem-se à diferença significativa em relação aos adicionais pelo teste de Dunnett ($p \leq 0,05$).

Os dados da Tabela 5 demonstram que a aplicação na forma de solução resultou em teores significativamente maiores de As nas folhas velhas quando comparada à forma de pó (sólido) para as fontes arsenato ($2,30 \text{ mg.kg}^{-1}$) e trióxido de As ($1,87 \text{ mg.kg}^{-1}$). Para a fonte realgar, a forma física não houve diferença no acúmulo entre as formas físicas. No desdobramento das fontes dentro da forma solução, o arsenato e o trióxido de As formaram o agrupamento superior, diferenciando-se do realgar. O teste de Dunnett confirmou que apenas o arsenato e o trióxido de As em solução diferiram significativamente dos adicionais. Isso reflete o impacto da solubilidade dessas fontes, mostrando que a prévia solubilização das fontes trióxido de As e arsenato promoveu maior absorção pelas plantas, apontando que o tratamento químico aumentou drasticamente a disponibilidade imediata do As na solução do solo, enquanto as fontes em pó dependem de processos lentos de dissolução mineral para liberar o elemento. O realgar, por ser um mineral altamente insolúvel, permaneceu inerte e semelhante ao controle no solo.

Para as folhas novas, a análise de variância também evidenciou efeito significativo das fontes de As, das formas de aplicação e da interação Fonte $\times$ Forma (Tabela 6). O contraste entre os tratamentos adicionais e o conjunto fatorial foi igualmente significativo, enquanto não foi detectada diferença significativa entre os dois tratamentos adicionais. Dessa forma, os

resultados indicam que a resposta do cafeeiro ao As nas folhas novas foi influenciada tanto pela fonte empregada quanto pela forma de aplicação, com dependência entre esses fatores.

Tabela 6 - Análise de variância (ANOVA) para a variável folha nova.

Fonte de variação	GL	Soma de Quadrados (SQ)	Quadrado Médio (QM)	F calculado (Fc)	Pr > Fc (p-valor)
Bloco	2	0,00380	0,00190	0,88550	0,4344ns
Fontes	2	0,07636	0,03818	17,7934	0,0001**
Forma	1	0,24108	0,24108	112,3609	0,0000**
Fonte × Forma	2	0,07636	0,03818	17,7934	0,0001**
Adicionais vs. Fatorial	1	0,03714	0,03714	17,3093	0,0010**
Ad1 vs. Ad2	1	0,00372	0,00372	1,73150	0,2094ns
Resíduo	14	0,03004	0,00215		
Total	23	0,46849			

Dados estatísticos analisados após a transformação por $\sqrt{X}$ para atendimento aos pressupostos. ** Significativo a 1% de probabilidade de erro pelo teste F ($p \leq 0,01$); ns não significativo. Coeficiente de Variação (CV) = 6,38% (calculado na escala transformada). Validação dos Pressupostos (p-valor): Normalidade de Resíduos (Shapiro-Wilk) = 0,2026131; Homogeneidade de Variâncias (O'Neill-Mathews) = 0,2937429; Aditividade do Modelo (Tukey) = 0,2072047. O efeito significativo de tratamentos foi avaliado pelo teste de agrupamento de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

Sendo a interação Fonte × Forma altamente significativa na ANOVA, procedeu-se ao desdobramento dos fatores e à aplicação dos testes de Scott-Knott e Dunnett para discriminar o comportamento das médias transformadas (Tabela 7).

Tabela 7 - Teor de As (mg.kg^{-1}) em folhas novas de cafeeiro arábica, em função de fontes e formas do elemento.

Fonte	Forma	
	Pó	Solução
Arsenato	< 0,40 bB	0,87 aA**
Trióxido de As	< 0,40 bB	0,97 aA**
Realgar	< 0,40 aB	0,47 aB
Adicional 1 (controle)	< 0,40	
Adicional 2 (realgar em suspensão aquosa)	0,47	
CV (%)	6,38	

Médias em escala real apresentadas na tabela. Letras minúsculas nas linhas ou maiúsculas nas colunas diferem estatisticamente entre si pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0,05$). O teste estatístico foi realizado com dados transformados em $(\sqrt{x})$ para atender ao pressuposto de homogeneidade dos resíduos. ** referem-se à diferença significativa em relação aos adicionais pelo teste de Dunnett ($p \leq 0,05$).

Os resultados de análises nas folhas novas (Tabela 7) evidenciam que o desdobramento seguiu o mesmo padrão das folhas velhas, porém com magnitudes de acúmulo marcadamente inferiores. A aplicação em solução gerou teores significativamente maiores nas fontes arsenato ($0,87 \text{ mg.kg}^{-1}$) e trióxido de As ($0,97 \text{ mg.kg}^{-1}$) em relação à aplicação em pó ($< 0,40 \text{ mg.kg}^{-1}$), enquanto o realgar manteve-se inalterado. O teste de Dunnett confirmou que apenas o arsenato e o trióxido de As em solução superaram os tratamentos adicionais. Isso reforça que a solubilização das fontes, trióxido de As e arsenato promove maior absorção pelas plantas.

A notada resistência de disponibilização/absorção de As, quando oriundo da fonte realgar para ambas as variáveis analisadas, mostra que a absorção de As proveniente do mineral realgar em plantas é restrita. Segundo Li *et al.* (2014), o realgar é um sulfeto de As altamente insolúvel em água e pouco biodisponível, sendo assim, o As só se torna biodisponível e absorvível pelas raízes após o mineral sofrer intemperismo ou oxidação no solo, transformando-se em formas inorgânicas solúveis, como arsenito ou arsenato. Renock e Becker (2010) confirmam essa dificuldade de absorção pela planta quando o As é proveniente da fonte realgar, pois esse só se torna absorvível quando passa pelo processo de dissolução oxidativa, liberando tanto As(III) e As(V), com cinética dependente de oxigênio dissolvido, pH e atividade microbiana.

Realça-se que o realgar é o principal mineral encontrado junto ao fertilizante ulexita, que é uma fonte de boro, podendo até ser considerado um ponto positivo, pois se mostra a fonte de As menos poluente entre as estudadas aqui.

As folhas mais novas apresentaram menores teores de As que as mais velhas: os teores das folhas novas (máximo de $0,97 \text{ mg.kg}^{-1}$) em comparação às folhas velhas (máximo de $2,30 \text{ mg.kg}^{-1}$). Para este fato, supõe-se que a absorção ainda não tenha sido encerrada, já que as folhas novas se encontravam em pleno crescimento. Essa distribuição diferencial de As entre folhas novas e velhas também reforça a hipótese de baixa mobilidade do elemento no floema. O maior acúmulo nas folhas mais velhas pode ser atribuído tanto ao efeito cumulativo ao longo do tempo quanto à limitação na redistribuição para tecidos jovens. Esse padrão é típico de elementos pouco móveis nas plantas. Eles tendem a se acumular em tecidos com maior tempo de exposição ao fluxo transpiratório (Marschner, 2012).

Nos frutos, os resultados de análises mostraram ausência de As, ou seja, teor $< 0,4 \text{ mg.kg}^{-1}$, corroborando os resultados de WU *et al.* (2015), onde à medida que a concentração de As aumenta, os fatores de bioconcentração em diferentes partes da planta (raiz, caule, folha) e os

fatores de translocação da raiz para o caule e da raiz para a folha diminuem. Isso sugere que as plantas possuem mecanismos para limitar a translocação de As para as partes aéreas em níveis elevados de contaminação. Resultados de Allevato *et al.* (2019) reforçam essa hipótese, obtendo alto fator de bioacumulação na raiz (variando de 97,13 a 429,89) e baixos fatores de translocação na parte aérea (de 0,015 a 0,071) e na polpa (de 0,002 a 0,008), sob tratamento com As, demonstrando alta mobilidade de As no sistema substrato-planta, porém mobilidade muito restrita dentro das próprias plantas.

Vários mecanismos fisiológicos podem estar relacionados a esse processo de translocação, sendo o sequestro vacuolar das células radiculares um dos principais. Souri, Karimi e Sandalio (2017) destacam que em plantas hiperacumuladoras, a formação de complexos de As(III) com glutatona e fitoquelatinas, seguida do transporte para vacúolos de raízes, constitui um mecanismo fundamental de enfrentamento do estresse por As, reduzindo significativamente a concentração de As livre no citoplasma, limitando sua disponibilidade para o carregamento no xilema e, conseqüentemente, diminuindo sua translocação para a parte aérea.

Outro processo evidenciado por pesquisas recentes destaca a retenção apoplástica como mecanismo de limitação da translocação de elementos tóxicos na planta. A parede celular, rica em grupos funcionais capazes de ligar metais e metaloides, pode reter quantidades significativas de As antes que este atinja o simplasto. Chawda *et al.* (2026) revelaram um papel central para a proteína do tipo expansina OsELP no sequestro apoplástico de As em raízes de arroz, funcionando como um "filtro de As" que limita a acumulação no grão, onde a superexpressão de OsELP aumentou significativamente a tolerância tanto ao arsenito quanto ao arsenato, protegendo a biomassa e a eficiência fotossintética.

Analogamente, em vegetais folhosos, foi proposto que a retenção apoplástica pode ser mais eficiente que o sequestro vacuolar na limitação da translocação raiz-parte aérea de metais tóxicos (Huang *et al.*, 2026). Em *Tamarix gallica*, altas concentrações de As foram encontradas em folhas e raízes sem sintomas de toxicidade, fenômeno relacionado à compartimentalização particular em nível subcelular, demonstrando que o maior sequestro de As no vacúolo reduz sua toxicidade para as demais organelas celulares nas raízes, mas o confinamento na parede celular permanece um importante mecanismo de tolerância nas folhas (Sghaier *et al.*, 2016).

Cabe aqui relatar que doze dias após a aplicação dos tratamentos, ocorreram duas chuvas de granizo, de intensidade superior a 10 mm.hora⁻¹, derrubando grande parte das gemas. Diante deste fato, houve grande prejuízo à diferenciação de gemas florais e vegetativas, bem como

danos gerais às folhas (Figura 4), inviabilizando análises de produtividade ou o desenvolvimento de sintomas visíveis de toxicidade por As.

Figura 4 - Danos causados pela chuva de granizo na área experimental 12 dias após tratamentos.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2026.

Esses resultados também podem indicar que o método de análise de solo, baseado nos teores totais de As, pode não refletir adequadamente o risco de absorção danosa pela planta, sendo necessário o amadurecimento e discussão sobre possíveis análises para avaliar o acúmulo de As nos frutos para associação com teores disponíveis no solo, considerando a zona de aplicação deste metaloide nas proximidades da raiz. Técnicas que avaliem a fração biodisponível, como extrações químicas seletivas ou análises de especiação, tendem a fornecer estimativas mais realistas da dinâmica do elemento no sistema solo-planta, como exemplo, o protocolo BCR e extração seletiva por ponto nuvem.

5. CONCLUSÃO

O cafeeiro (*Coffea arabica*) apresentou capacidade de absorver e acumular As nas raízes e folhas (tanto velhas quanto novas), quando cultivado em solo contaminado com este metaloide. A quantidade absorvida foi influenciada pela fonte e pela forma de As aplicada, sendo a maior concentração quando submetido as fontes arsenato e trióxido de As em solução. As fontes quimicamente inertes ou de baixa solubilidade não proporcionaram bioacumulação. Independentemente da fonte ou da forma de aplicação, não houve acúmulo do metaloide nos grãos.

REFERÊNCIAS

- ALI, S. S. *et al.* Arsenic mobility in saline soil and its impact on plant growth. **Bangladesh Journal of Scientific Research**, v. 29, n. 2, p. 153-161, 2017. DOI: <https://doi.org/10.3329/bjsr.v29i2.32332>. Disponível em: <https://www.banglajol.info/index.php/BJSR/article/view/32332>. Acesso em: 25 jan.2025.
- ALLEVATO, E. *et al.* Arsenic accumulation in grafted melon plants: role of rootstock in modulating root-to-shoot translocation and physiological response. **Agronomy**, v. 9, n. 12, art. 828, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy9120828>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4395/9/12/828>. Acesso em: 15 ago. 2025.
- ANDRADE, D. F.; ROCHA, M. S. da. A toxicidade do arsênio e sua natureza. **Revista Acadêmica Oswaldo Cruz**, v. 3, p. 102-111, 2016. Disponível em: https://www.oswaldocruz.br/revista_academica/content/pdf/Edicao_10_Andrade_Daiene_Flor.pdf. Acesso em: 14 jan. 2026.
- ARELLANO, M. T. C. **Remoção de As, Se, Sb e Bi de águas e efluentes industriais por precipitação química**. 2016. 170 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Materiais e de Processos Químicos e Metalúrgicos) – Departamento de Engenharia Química e de Materiais, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016. DOI: <https://doi.org/10.17771/PUCRio.acad.30305>. Disponível em: <https://www.maxwell.vrac.puc-rio.br/colecao.php?strSecao=resultado&nrSeq=30305&idi=1&rc=1>. Acesso em: 11 set. 2025.
- ARAÚJO, M. R. P.; SILVA, P. L.; ROCHA, A. P. S. Cafeicultura: Evolução do café no Brasil, minas gerais e no município de João Pinheiro–Mg. **Revista Contemporânea**, v. 3, n. 11, p. 21683-21706, 2023. Disponível em: <https://ojs.revistacontemporanea.com/ojs/index.php/home/article/view/2166>. Acesso em: 7 mar. 2026.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). **ATSDR's substance priority list**. Atlanta, GA, 2022. Site: ATSDR. Disponível em: https://www.atsdr.cdc.gov/programs/substance-priority-list.html?CDC_AA. Acesso em: 5 jan. 2026.
- BAKHAT, H. F. *et al.* Factors controlling arsenic contamination and potential remediation measures in soil-plant systems. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 9, p. 100263, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2019.100263>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352801X19301274?via%3Dihub>. Acesso em: 25 dez. 2024.
- BALI, A. S.; SIDHU, G. P. S. Arsenic acquisition, toxicity and tolerance in plants – from physiology to remediation: a review. **Chemosphere**, v. 283, p. 131050, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131050>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653521015228?via%3Dihub>. Acesso em: 27 nov. 2024.

BENAVIDES-MENDOZA, A. *et al.* Uptake and translocation of arsenic in plants and role of gasotransmitters. In: The role of gasotransmitters in the amelioration of arsenic toxicity in plants. **Amsterdam: Elsevier**, 2023. p. 85–107. DOI: <https://doi.org/10.1016/b978-0-323-98800-1.00009-5>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/chapter/edited-volume/abs/pii/B9780323988001000095?via%3Dihub>. Acesso em: 29 mar. 2026.

BELOGOLOVA, G. A. *et al.* The mechanism of arsenic behaviour in the soil-plant system and its interaction with biogenic macroelements of plants under conditions of toxic stress. **Chemistry and Ecology**, v. 41, n. 2, p. 173–193, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1080/02757540.2024.2416654>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/02757540.2024.2416654>. Acesso em: 12 fev. 2026.

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Anexo I – Limites máximos tolerados de metais: arsênio total**. Brasília, DF: Agência Nacional de Vigilância Sanitária, 2022. Disponível em: <https://antigo.anvisa.gov.br/documents/33880/5767976/Anexo+I+-+1.1.pdf/f4fcf4c3-3693-4f76-961a-1c04792955ce?version=1.0>. Acesso em: 10 jun. 2025.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 30 dez. 2009. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?id=601&option=com_sisconama&task=arquivo.download. Acesso em: 15 jun 2025.

CAMPOS, V.; PIRES, M. A. F. Phytoremoval of arsenic from soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 35, n. 15–16, p. 2137–2146, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1081/lcss-200028963>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1081/LCSS-200028963>. Acesso em: 20 set. 2025.

CANTONI, M. **Arsênio em solos do Estado de São Paulo: método analítico, concentração de base e sorção**. 2010. 77 f. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical, Área de Concentração em Gestão de Recursos Agroambientais) – Instituto Agronômico, Campinas, 2010. Disponível em: https://www.iac.sp.gov.br/areadoinstituto/posgraduacao/repositorio/storage/teses_dissertacoes/pb1215208.pdf. Acesso em: 08 dez. 2025.

CHAWDA, K. *et al.* OsELP mediated apoplastic sequestration in roots acts as an arsenic filter, limiting grain accumulation in rice. **Plant, Cell & Environment**, v. 49, n. 8, p. 5984–6002, 2026. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/pce.70596>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/pce.70596>. Acesso em: 10 fev. 2026.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO (CONAB). **Boletim safra café – 4º Levantamento de café – Safra 2025**. Brasília, DF, 2025. Site: CONAB. Disponível em: <https://www.gov.br/conab/pt-br/atuacao/informacoes-agropecuarias/safras/safra-de-cafe/4o-levantamento-de-cafe-safra-2025/4o-levantamento-de-cafe-safra-2025>. Acesso em: 07 jul. 2026.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Arsênio**: Ficha de Informação Toxicológica – FIT. São Paulo, SP, 2012. Site: CETESB. Disponível em: <https://repositorio.cetesb.sp.gov.br/items/97f75afb-5c9a-4af1-8cbd-5f40c325954e/full>. Acesso em: 10 out. 2025.

DUTRA, W. B. **Produtividade e qualidade do café em função da adubação mineral e organomineral em Monte Carmelo, região do Cerrado Mineiro**. 2024. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Agronomia) – Universidade Federal de Uberlândia, Campus Monte Carmelo, Monte Carmelo, 2024. Disponível em: <https://repositorio.ufu.br/bitstream/123456789/44335/1/ProdutividadeQualidadeCafe.pdf>. Acesso em: 07 jul. 2026.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2018. 356 p. ISBN 978-85-7035-800-4.

FAYIGA, A. O.; NWOKE, O. C. Phosphate rock: origin, importance, environmental impacts, and future roles. **Environmental Reviews**, v. 24, n. 4, p. 403–415, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1139/er-2016-0003>. Disponível em: <https://cdnsiencepub.com/doi/10.1139/er-2016-0003>. Acesso em: 10 nov. 2025.

GILBERTI, L. H. Potencial para o uso de *Baccharis dracunculifolia* DC (Asteraceae) na fitorremediação de áreas contaminadas por arsênio. 2012. 68 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012. Disponível em: <https://repositorio.ufmg.br/items/8e8e6092-cee4-4126-97e7-b589e7762cca>. Acesso em: 10 nov. 2025

HUANG, Y. *et al.* Apoplastic retention over vacuolar sequestration: a potential more efficient strategy limiting root-to-shoot cadmium translocation in leafy vegetable crops. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 237, art. 111470, 2026. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2026.111470>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0981942826004560?via%3Dihub>. Acesso em: 5 fev. 2026

KAYODE, O. T.; AIZEBEOKHAI, A. P.; ODUKOYA, A. M. Arsenic in agricultural soils and implications for sustainable agriculture. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 655, n. 1, p. 012081, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/655/1/012081>. Disponível em: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1755-1315/655/1/012081>. Acesso em: 26 abr. 2025.

KUMAR, A. *et al.* Revisiting the mechanisms of arsenic uptake, transport and detoxification in plants. **Environmental and Experimental Botany**, v. 194, p. 104730, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2021.104730>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0098847221003609?via%3Dihub>. Acesso em: 8 ago. 2025.

LI, L. F. *et al.* Arsenic content and the bioavailability in farmland soils affected by mining activities of a realgar ore, South China. **Advanced Materials Research**, v. 955–959, p. 3645–

3654, 2014. DOI: <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMR.955-959.3645>. Disponível em: <https://www.scientific.net/AMR.955-959.3645>. Acesso em: 18 nov. 2025.

LI, N.; WANG, J.; SONG, W.-Y. Arsenic uptake and translocation in plants. **Plant and Cell Physiology**, v. 57, n. 1, p. 4–13, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1093/pcp/pcv143>. Disponível em: <https://academic.oup.com/pcp/article-abstract/57/1/4/2470150?redirectedFrom=fulltext>. Acesso em: 25 jan. 2026.

LIU, Y. *et al.* Arsenic pollution from human activities drives changes in soil microbial community characteristics. **Environmental Microbiology**, v. 25, n. 11, p. 2592–2603, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1111/1462-2920.16442>. Disponível em: <https://enviromicro-journals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1462-2920.16442>. Acesso em: 14 set. 2025.

LIU, Y. *et al.* Absorption and metabolism mechanisms of inorganic arsenic in plants: a review. Ying yong sheng tai xue bao. **The Journal of Applied Ecology**, 2012. DOI: <https://doi.org/10.13287/j.1001-9332.2012.0115>. Disponível em: https://oversea.cnki.net/kcms2/article/abstract?v=5NzxYzB6HGqOT6O62_tTa24hB668i22Au t9K8aVUhoRhMIa9bRNdeRIVHBYGRytayUi71exX1UkPy2lR_eZGtB-9TZxt8sAEYW56mUmsXNaQpAc8TXvb-CyTOK8Lbaaz5KnAxEFolajgBrcc7yud5V_TPL1I5IY3HM9EPKLa5IEpDj2ykRloAg==&uniplatform=OVERSEA&language=EN. Acesso em: 10 mar. 2025.

LOUKOLA-RUSKEENIEMI, K. *et al.* Risk management for arsenic in agricultural soil–water systems: lessons learned from case studies in Europe. **Journal of Hazardous Materials**, v. 424, p. 127677, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127677>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389421026455?via%3Dihub>. Acesso em: 4 fev. 2026.

MARSCHNER, P. **Marschner's mineral nutrition of higher plants**. 3. ed. London: Academic Press, 2012. *E-book*. DOI: <https://doi.org/10.1016/C2009-0-63043-9>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/book/edited-volume/9780123849052/marschners-mineral-nutrition-of-higher-plants?via=ihub%3D>. Acesso em: 25 jan. 2026.

MINAS GERAIS (Estado). Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM). **Deliberação Normativa nº 166, de 29 de junho de 2011**. Altera o Anexo I da Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 2, de 6 de setembro de 2010, estabelecendo os Valores de Referência de Qualidade dos Solos. Diário do Executivo – Minas Gerais, Belo Horizonte, 27 jul. 2011. Disponível em: https://app.sogi.com.br/Manager/texto/arquivo/exibir/arquivo?eyJ0eXAiOiJKV1QiLCJhbGciOiJIUzI1NiJ9AFFlJAvMjc5MTUvU0dfUmVxdWlzaXRvX0xlZ2FsX1RleHRvLzAvMC9ERUxJQkVSQcOHw4NPIE5PUk1BVElWQSBBDT05KVU5UQSBBDT1BBTSA0IENFUkggTsK6IDAYLCBERSAwOC0wOS0yMDEwLmRvYy8wLzAiAFFe8bPxtxYNuO4D-y80izDx_XdyTz3wP_QO7gOAEyAsLo. Acesso em: 14 set. 2025.

MESQUITA, C. M. *et al.* **Manual do café: manejo de cafezais em produção**. Belo Horizonte: EMATER-MG, 2016. 72 p. il. Disponível em: <https://www.emater.mg.gov.br/download.do?id=17572>. Acesso em: 22 fev. 2026.

MISHRA, S. *et al.* Role of edaphic factors in accumulation and chemical speciation of arsenic in agricultural food produce. **International Journal of Advanced Research in Science, Communication and Technology**, p. 213–217, 2021. DOI: <https://doi.org/10.48175/ijarsct-2379>. Disponível em: <https://ijarsct.co.in/dec4.html>. Acesso em: 10 mar. 2025.

NININ, L. J. *et al.* Changes in arsenic mobility and speciation across a 2000-year-old paddy soil chronosequence. **Science of the Total Environment**, v. 908, p. 168351, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168351>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969723069796?via%3Dihub>. Acesso em: 25 jan. 2026.

PHILIP, C. A.; CHHABRA, V. Arsenic contamination: sources, extent and impact on the environment. **Pollution Research**, v. 41, n. 1, p. 312–322, 2022. DOI: <https://doi.org/10.53550/pr.2022.v41i01.046>. Disponível em: https://www.envirobiotechjournals.com/issues/article_abstract.php?aid=12456&iid=349&jid=4. Acesso em: 14 set. 2025.

PIGNA, M. *et al.* Arsenic in the soil environment: mobility and phytoavailability. **Environmental Engineering Science**, v. 32, n. 7, p. 551–563, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1089/ees.2015.0018>. Disponível em: <https://journals.sagepub.com/doi/abs/10.1089/ees.2015.0018>. Acesso em: 10 mar. 2025.

PINTO, T. S. **Raízes do café no Brasil**. Brasil Escola, 2024. Disponível em: <https://brasilestela.uol.com.br/historia/o-cafe-no-brasil-suas-origens.htm>. Acesso em: 07 jul. 2026.

PIVA, M. T. **Eficiência de diferentes fontes de boro no crescimento e produtividade do cafeeiro**. 2024. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Agronomia) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2024. Disponível em: https://sip.prg.ufla.br/arquivos/php/bibliotecas/repositorio/download_documento/baixar_por_anosemestre_matricula.php?arquivo=20241_201910729. Acesso em: 07 jan. 2026

QUEIROZ, C. L. S. **Avaliação do incremento nos teores de arsênio (AS) em solos com histórico de uso de ulexita**. 2025. 25 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Agronomia) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2025. Disponível em: <https://repositorio.ufu.br/handle/123456789/46366>. Acesso em: 25 jan. 2026.

RAAB, A. *et al.* Uptake and translocation of inorganic and methylated arsenic species by plants. **Environmental Chemistry**, v. 4, n. 3, p. 197–203, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1071/en06079>. Disponível em: <https://connectsci.au/en/article/4/3/197/23828/Uptake-and-translocation-of-inorganic-and>. Acesso em: 10 dez. 2025.

RENOCK, D; BECKER, U. A first principles study of the oxidation energetics and kinetics of realgar. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 74, n. 15, p. 4266–4284, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gca.2010.05.003>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0016703710002681?via%3Dihub>. Acesso em: 4 fev. 2026.

SANDIL, S. *et al.* Arsenic uptake and accumulation in bean and lettuce plants at different developmental stages. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, n. 56, p. 118724–118735, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-023-30593-7>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-023-30593-7>. Acesso em: 10 mar. 2025.

SEHAR, S. *et al.* Nutrient and mycoremediation of a global menace ‘arsenic’: exploring the prospects of phosphorus and Serendipita indica-based mitigation strategies in rice and other crops. **Plant Cell Reports**, v. 43, n. 4, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00299-024-03165-3>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00299-024-03165-3>. Acesso em: 14 set. 2025.

SGHAIER, D. B. *et al.* Tissue localization and distribution of As and Al in the halophyte Tamarix gallica under controlled conditions. **Frontiers in Marine Science**, v. 3, art. 274, 2016. *E-book*. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00274>. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/journals/marine-science/articles/10.3389/fmars.2016.00274/full>. Acesso em: 4 fev. 2026.

SOURI, Z.; KARIMI, N.; SANDALIO, L. M. Arsenic hyperaccumulation strategies: an overview. **Frontiers in Cell and Developmental Biology**, v. 5, art. 67, 2017. DOI: <https://doi.org/10.3389/fcell.2017.00067>. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/journals/cell-and-developmental-biology/articles/10.3389/fcell.2017.00067/full>. Acesso em: 25 jan. 2026.

SILVA, M. I. S.; GUIMARÃES, E. C.; TAVARES, M. Previsão da temperatura média mensal de Uberlândia, MG, com modelos de séries temporais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, n. 5, p. 480–485, set. 2008. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/9BR9BfCSCRsw4wBMnFN6tJP/?lang=pt>. Acesso em: 14 set. 2025.

SINHA, D. *et al.* Negative impacts of arsenic on plants and mitigation strategies. **Plants**, v. 12, n. 9, p. 1815, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/plants12091815>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2223-7747/12/9/1815>. Acesso em: 4 fev. 2026.

SOUZA, I. E. M. *et al.* A contaminação por arsênio nos solos e nas águas subterrâneas no Estado de Minas Gerais, Brasil: fontes, riscos à saúde, estratégias de mitigação. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 5, e0111526960, 2022. DOI: <https://doi.org/10.33448/rsd-v11i5.26960>. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/26960>. Acesso em: 14 set. 2025.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Method 3051A**: microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils and oils. Washington, DC, 2007. Site: USEPA. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/3051a.pdf>. Acesso em: 15 nov. 2025.

VOLSI, B. *et al.* The dynamics of coffee production in Brazil. **PLOS ONE**, San Francisco, v. 14, n. 7, e0219742, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0219742>. Disponível em: Acesso em: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0219742>. 10 mar. 2025.

WU, G.-R.; HONG, H.-L.; YAN, C.-L. Arsenic accumulation and translocation in mangrove (*Aegiceras corniculatum* L.) grown in arsenic contaminated soils. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 12, n. 7, p. 7244–7253, 2015. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph120707244>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1660-4601/12/7/7244>. Acesso em: 4 fev. 2026.

ZHANG, J. *et al.* Arsenic transport and interaction with plant metabolism: clues for improving agricultural productivity and food safety. **Environmental Pollution**, v. 290, p. 117987, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117987>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0269749121015694?via%3Dihub>. Acesso em: 10 mar. 2025.

ZHOU, D. *et al.* Transport and regulatory mechanisms of boron in plants. **Frontiers in Plant Science**, v. 16, 2025. DOI: <https://doi.org/10.3389/fpls.2025.1653484>. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/journals/plant-science/articles/10.3389/fpls.2025.1653484/full>. Acesso em: 25 jan. 2026.

ZOHRA, F. T. *et al.* Source and distribution of arsenic in soil and water ecosystem. *In: Arsenic toxicity remediation: sustainable nexus approach*. Cham: Springer, 2024. p. 27–46. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-031-52614-5_2. Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-031-52614-5_2. Acesso em: 14 set. 2025.