



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
FACULDADE DE MEDICINA – FAMED – UFMS.
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM SAÚDE E
DESENVOLVIMENTO NA REGIÃO CENTRO OESTE.



RAFAELA HENRIQUES ROSA

QUANTIFICAÇÃO DE MACRO E MICROELEMENTOS
EM ARROZ NATIVO DO PANTANAL

CAMPO GRANDE – MS
NOVEMBRO/2024

RAFAELA HENRIQUES ROSA

**QUANTIFICAÇÃO DE MACRO E MICROELEMENTOS
EM ARROZ NATIVO DO PANTANAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saúde e Desenvolvimento na Região Centro-Oeste, da faculdade de Medicina da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Saúde e Desenvolvimento na Região Centro-Oeste. Linha de Pesquisa: Metabolismo e Nutrição.

Orientador: Prof. Dr. Valter Aragão do Nascimento

CAMPO GRANDE – MS

NOVEMBRO/2024

RAFAELA HENRIQUES ROSA

**QUANTIFICAÇÃO DE MACRO E MICROELEMENTOS
EM ARROZ NATIVO DO PANTANAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saúde e Desenvolvimento na Região Centro-Oeste, da faculdade de Medicina da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Saúde e Desenvolvimento na Região Centro-Oeste. Linha de Pesquisa: Metabolismo e Nutrição.

Orientador: Prof. Dr. Valter Aragão do Nascimento

Banca examinadora:

Nota/conceito:

AVALIAÇÃO FINAL: () Aprovada () Reprovada

**CAMPO GRANDE – MS
NOVEMBRO/2024**

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Deus, por nos permitir estar aqui;

Agradeço ao meu orientador, Professor Dr. Valter Aragão do Nascimento, pela orientação inestimável e apoio, assim como por sua paciência, sabedoria e todo seu incentivo;

Agradeço imensamente a todos que contribuíram para o sucesso desta pesquisa;

Agradeço aos membros da banca, Dra. Elaine, Dra. Daniela, Dra. Karla e Dr. Diego, pela valiosa contribuição, participação e apoio;

Agradecimentos à minha Família, por me incentivar e apoiar sempre;

Agradeço à Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS), pela oportunidade de realizar este estudo, e ao nosso Grupo de Espectroscopia e Bioinformática Aplicados a Biodiversidade e a Saúde (GEBABS), pela infraestrutura e todo apoio;

Este trabalho não teria sido possível sem a contribuição de todas as pessoas e instituições que participaram, desde o início até esse momento, agradeço novamente a todos que me apoiaram nesta jornada. Muito Obrigada!

RESUMO

O arroz é um alimento base de dois terços da população mundial, com consumo crescente especialmente na Ásia, em regiões da África Subsaariana, países no Caribe e na América Latina. O consumo per capita do brasileiro no ano de 2021 foi de 39,8 kg, demonstrando a importância deste grão no Brasil. Apesar do consumo de arroz fornecer nutrientes importantes como os carboidratos, também estão presentes outras substâncias como elementos químicos essenciais e alguns elementos tóxicos. Neste trabalho, determinamos a concentração de elementos essenciais e potenciais elementos tóxicos em diferentes tipos de grãos de arroz brasileiros, colhidos ou comprados utilizando ICP-OES para identificar sua riqueza nutricional ou sua possibilidade de toxicidade. Todos os arrozes foram considerados fontes minerais de Mg, Mn, Mo, P, Se e Zn, demonstrando que o arroz, sendo um alimento básico, pode contribuir para atingir consumo adequado de nutrientes essenciais. Por outro lado, o principal contaminante nas amostras foi o arsênio, com quociente de risco superior a um para todas as amostras. Ainda, níveis acima do estabelecido de cobre foram encontrados em diversas espécies, e espécies nativas foram excessivamente contaminadas com cromo, considerando os quocientes de risco para estes elementos. O arroz apresenta dualidade em sua classificação: prover conteúdo nutricional e a de expor a possíveis riscos de superexposição a elementos tóxicos. O arroz pode fazer parte de uma dieta saudável e nutritiva, porém mais estudos devem ser feitos sobre a possibilidade de evitar ou remediar a contaminação com elementos tóxicos.

Palavras-chave: arroz pantaneiro, arroz-do-campo, elementos químicos, toxicidade.

Rosa, R., Granja Arakaki, D., Melo, E. *et al.* Determination of Selected Metals and Metalloids in Different Types of Rice by Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectrometry (ICP-OES). *Biol Trace Elem Res* (2024). <https://doi.org/10.1007/s12011-024-04284-4>

<https://link.springer.com/article/10.1007/s12011-024-04284-4>

ABSTRACT

Rice is a staple food for two-thirds of the world's population, with consumption growing especially in Asia, sub-Saharan Africa, Caribbean countries, and Latin America. The per capita consumption of rice in Brazil in 2021 was 39.8 kg, showing the relevance of this grain in Brazil. Although rice consumption provides important nutrients such as carbohydrates, other substances such as essential chemical elements and some toxic elements are also present. In this work, we determined the concentration of essential elements and potential toxic elements in different types of Brazilian rice grains, harvested or purchased using ICP-OES to identify their nutritional richness or their toxicity possibility. All rice were considered mineral sources of Mg, Mn, Mo, P, Se, and Zn, demonstrating that rice, as a staple food, can contribute to achieving adequate intake of essential nutrients. On the other hand, the main contaminant in the samples was arsenic, with a risk quotient greater than one for all rice samples. Furthermore, levels of copper above the established levels were found in several species, and native species were excessively contaminated with chromium, considering the risk quotients for these elements. Rice presents a dual classification: providing nutritional content and exposing possible risks of overexposure to toxic elements. Rice can be part of a healthy and nutritious diet, but more studies should be done on the possibility of avoiding or remedying contamination with toxic elements.

Keywords: Pantaneiro rice, arroz-do-campo, chemical elements, toxicity.



Determination of Selected Metals and Metalloids in Different Types of Rice by Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectrometry (ICP-OES)

Rafaela Rosa^{1,2} · Daniela Granja Arakaki^{1,2} · Elaine Melo^{1,2} · Luana Leite¹ · Hugo Pereira¹ · Kassia Roberta Nogueira da Silva¹ · Rita de Cássia Avellaneda Guimarães² · Karine de Cássia Freitas² · Priscila Aiko Hiane² · Danielle Bogo² · Geraldo Damasceno⁴ · Marta Aratuza Pereira Ancel¹ · Ademir da Silva Alves Junior¹ · Valtér Aragão do Nascimento^{1,2}

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Condições de operação do micro-ondas.....	33
Tabela 2. Parâmetros instrumentais para determinação elementar em ICP OES	34
Tabela 3. Recuperação do <i>spike</i> dos elementos (0,5 mg/L).....	34
Tabela 4. Condições de operação usados no ICP OES	35
Tabela 5. Concentração de micro e macroelementos em diferentes espécies de arroz (mg/110 g $\pm$ DP)	40
Tabela 6. Quantidade de i-As em diferentes tipos de arroz	45
Tabela 7. Risco carcinogênico por i-As pelo consumo de diferentes tipos de arroz	50

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Composição do grão de arroz	15
Figura 2. Espécies nativas: (a) (<i>Oryza latifolia</i> Desv.) Arroz-do-campo, arroz-do-brejo, arroz selvagem ou arroz pantaneiro (b) (<i>Oryza rufpogon</i> Grif.) Arroz-do-campo; Espécies cultivadas (<i>Oryza sativa</i>) (c) Arroz negro (cateto); (d) Arroz vermelho (cateto); (e) Arroz branco (longo fino, polido); (f) Arroz integral (cateto, orgânico); (g) Arroz integral (longo fino, parboilizado).....	32
Figura 3. Quociente de risco (HQ) para amostras de diferentes tipos de arroz	45
Figura 4. Índice de risco (HI) para amostras de diferentes tipos de arroz	49

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

µg	Micrograma
Al	Alumínio
Anvisa	Agência Nacional Vigilância Sanitária
As	Arsênio
B	Sinal do branco
Ca	Cálcio
C _{ali}	Referência de cada elemento
Cd	Cádmio
C _{ele}	Concentração do elemento
Co	Cobalto
Cr	Cromo
CR	Carcinogenic Risk
Cu	Cobre
DRI	Dietary Reference Intakes - Referências de Ingestão Dietética
EDI	Quantidade de ingestão estimada
FAO	Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura
FDA	Food and Drug Administration
Fe	Ferro
g	Gramma
HI	Risk Index
HQ	Risk Quotient (Quociente de risco)
i-As	Arsênio inorgânico
ICP OES	Espectrometria de Emissão Óptica com Plasma Indutivamente Acoplado
K	Potássio
kg	Quilograma
LOD	Limite de detecção
LOQ	Limite de quantificação
mg	Miligrama
Mg	Magnésio
ML	Limite Máximo
Mn	Manganês
Mo	Molibidênio
Na	Sódio
Ni	Níquel
P	Fósforo
Pb	Chumbo
PMTDI	Provisional Maximum Tolerable Daily Intake
PTWI	Provisional Tolerable Weekly Intake
R ²	Coeficiente de correlação
RAI	Recuperação do arroz integral
RAP	Recuperação do arroz processado
RCA	Recuperação da cabeça do arroz

RfD	Dose de Referência Oral
SD	Valor do Desvio Padrão
Se	Selênio
SF	fator de inclinação de câncer
UL	Upper Tolerable Intake Level, maior quantidade da ingestão de um nutriente considerada segura pela maior parte da população, sem causar efeitos adversos
WHO	<i>Organização Mundial de Saúde, Organização Mundial de Saúde</i>
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	12
2. REVISÃO BIBLIOGRAFICA	15
2.1 COMPOSIÇÃO DO ARROZ	15
2.2 VARIEDADES DE ARROZ	16
2.3 QUALIDADE E BENEFICIAMENTO DO ARROZ	18
2.4 MINERAIS COMUNS DE OCORRÊNCIA NOS CEREAIS	19
2.4.1 Alumínio.....	19
2.4.2 Arsênio	20
2.4.3 Cádmio	20
2.4.4 Cálcio.....	20
2.4.5 Chumbo.....	21
2.4.6 Cobalto	22
2.4.7 Cobre.....	22
2.4.8 Cromo.....	23
2.4.9 Ferro.....	23
2.4.10 Fósforo	23
2.4.11 Magnésio	24
2.4.12 Manganês	24
2.4.13 Molibidênio.....	25
2.4.14 Potássio.....	25
2.4.15 Selênio	26
2.4.16 Zinco.....	26
2.5 CAPACIDADE DO ARROZ ACUMULAR ELEMENTOS QUIMICOS TÓXICOS	27
2.6 LIMITES DE CONSUMO	28

2.6.1 Limites de consumo pessoal	28
2.6.2 Limites de contaminação.....	29
3. OBJETIVOS.....	31
3.1 GERAL	31
3.2 ESPECÍFICOS	31
4 MATERIAL E MÉTODOS	32
4.1 OBTENÇÃO DA MATÉRIA-PRIMA.....	32
4.2 DETERMINAÇÃO DA COMPOSIÇÃO ELEMENTAR	33
4.2.1 Preparação do material para análise	33
4.2.2 Digestão das amostras em micro-ondas	33
4.2.3 Análise elementar por Espectrometria de Emissão Óptica com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP OES).....	33
4.3 ANÁLISE DO RISCO DE CONSUMO.....	35
4.3.1 Limites de consumo.....	35
4.3.2 Cálculos de risco.....	36
4.3.3 Cálculos de ingestão de i-As	39
4.3.4 Alegações nutricionais	39
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	39
5.1 COMPOSIÇÃO ELEMENTAR	39
5.2 CÁLCULOS DE RISCO	46
5.2.1 Risco não carcinogênico	46
5.2.2 Risco carcinogênico.....	Erro! Indicador não definido.50
6. CONCLUSÕES	51
REFERÊNCIAS	52

1. INTRODUÇÃO

O arroz é a semente de espécimes de gramíneas pertencentes ao gênero *Oryza* ou *Zizania*, sendo as espécies mais cultivadas a *Oryza sativa* L., na Ásia em países como China, Índia, Indonésia, Bangladesh, Vietnã e a espécie *Oryza glaberrima* Steud., em países da África Subsaariana (Carcea, 2021). Este cereal é alimento base de dois terços da população mundial (Burlando; Cornara, 2014).

Um dos pratos tradicionais brasileiros é o arroz com feijão (Antunes *et al.*, 2021), no ano de 2021 o consumo per capita de arroz foi de 39,8 kg (Helgi Library, 2024), demonstrando a importância deste grão na dieta brasileira. Pelo fato de ser consumido com tanta frequência, a necessidade de aumentar a produção de arroz e proteger as lavouras, acarretou em um aumento do uso de insumos agrícolas, o que pode influenciar os níveis de potenciais elementos químicos tóxicos no solo (Zakaria *et al.*, 2021).

Os elementos químicos são classificados como macrominerais (macroelementos), ou seja, são elementos essenciais que precisam estar em quantidades consideráveis no organismo humano para uma vida saudável, são definidos como elementos necessários em quantidades superiores a 100 mg/dia, sendo eles, o Sódio (Na), Potássio (K), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Fósforo (P). Já os microminerais (microelementos), são conhecidos como elementos traços e são representados pelo Ferro (Fe), Manganês (Mn), Zinco (Zn), Cobalto (Co), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Molibidênio (Mo), Selênio (Se), Chumbo (Pb), Níquel (Ni), Cádmio (Cd), Alumínio (Al), Arsênio (As), alguns microelementos requerem quantidades inferiores a 100 mg/dia, e alguns são necessários para uma vida saudável, outros são considerados elementos tóxicos ao organismo humano (Tognon, 2012; Aziz *et al.*, 2016).

Os elementos químicos como Ca, Co, Cu, Cr, Fe, K, Mg, Mn, P, Mo, Se e Zn são essenciais à saúde humana, porém, elementos químicos contaminantes como o Al, As, Cd e Pb podem ser tóxicos (Tiekink; Gielen, 2005; Skalnaya; Skalny, 2018; Saha; Pathak, 2021). Até mesmo elementos considerados essenciais podem ser tóxicos quando a quantidade ingerida está acima do recomendado para o consumo. Para averiguar limites de consumo, são utilizadas diretrizes alimentares, as “*Dietary Reference Intakes*” (DRI) com quantidades de consumo propostas que manteriam a maior parte da população saudável (National Academies of

Sciences, 2019a) e valores máximos toleráveis (*Upper Tolerable Intake Level*), (UL) (National Academies of Sciences, 2019b).

Tanto os macroelementos como os microelementos são componentes elementares presentes nas plantas e solos, as altas concentrações dos elementos químicos podem representar um risco à saúde humana e ao meio ambiente, por essa razão, têm sido amplamente estudado como poluentes no arroz e são classificados como uma das maiores substâncias tóxicas, devido ao elevado risco que traz ao ecossistema e à saúde humana (Hojsak *et al.*, 2015).

Diversos fatores podem influenciar na quantidade de dos elementos químicos em grãos de arroz como o tipo e o pH do solo e quantitativo/qualitativo de elementos químicos depositados no solo (Mlangeni *et al.*, 2022), além da diferença de cultivares e tratamento nos grãos de arroz (Prom-U-Thai *et al.*, 2007). O acúmulo de elementos químicos no arroz leva à sua bioacumulação na cadeia alimentar, sendo um processo perigoso, que pode desencadear doenças nos seres humanos (Kaur *et al.*, 2021).

Além dos valores de referência de consumo, há a possibilidade da realização de cálculos de risco de consumo como o Quociente de Risco, do inglês Risk Quotient (HQ) e o Índice de Risco, do inglês Risk Index (HI) para risco não-carcinogênico (Bleam, 2012), e o cálculo de Risco Carcinogênico, do inglês Carcinogenic Risk (CR) para elementos químicos detectados com potencial carcinogênico (USEPA., 1999). Da mesma forma, autoridades reguladoras, nacionais como a Agência Nacional Vigilância Sanitária, a Anvisa (Brasil, 2022) e internacionais como a Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura e a Organização Mundial de Saúde (FAO; WHO, 2023) descrevem limites máximos de contaminação para os elementos químicos, para que um alimento seja considerado adequado para consumo,

A análise elementar e avaliação de risco de consumo de arroz é realizada por todo o mundo considerando a importância desse alimento. Wang *et al.*, (2023) detectaram alguns elementos químicos em arrozes de solo agrícola na China, com média de 14,61 mg/kg de As, 1,33 mg/kg de Cd, 62,22 mg/kg de Cr, 41,28 mg/kg de Cu, 35,51 mg/kg de Ni, 70,11 mg/kg de Pb, 0,21 mg/kg de Hg e 157,57 mg/kg de Zn. Tatahmentan *et al.* (2020) encontraram medianas de 131 µg/kg para As, 2,8 µg/kg para Pb e 6,5 µg/kg para Cd em arroz branco cultivado nos Estados Unidos. A análise de 14 cultivares do sul do Brasil em diferentes regiões

microclimáticas encontrou média de 12,7 mg/kg de Fe, 18,8 mg/kg para Zn, 1,8 mg/kg de Cu, e valores de Cd inferiores a 4 µg/kg para todos os cultivares (Monteiro *et al.*, 2020).

Portanto, a preocupação sobre a composição de elementos químicos e potencialmente tóxicos em variedades de arroz tem despertado interesse em estudos em países asiáticos, no Estados Unidos e no Brasil. A importância de determinar a concentração de elementos químicos essenciais e contaminantes no arroz pantaneiro e no arroz-do-campo é fundamental para entender como este alimento pode atender as necessidades nutricionais e também sua perspectiva toxicológica, uma vez que vários fatores influenciam em sua composição elemental; especialmente quando não há descrição destas características. Este trabalho busca analisar amostras de arrozes brasileiros nativos do pantanal e verificar sua importância nutricional e seu risco de consumo.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O arroz é uma planta semiaquática, de ciclo anual, que inclui 22 espécies apenas no gênero *Oryza*, sendo 20 destes selvagens, ou seja, não são cultivadas. Duas espécies são importantes para o consumo humano: *Oryza sativa* e *Oryza glaberrima* (Muthayya *et al.*, 2014).

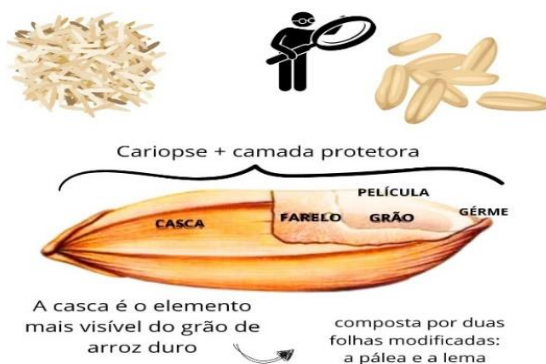
Oryza sativa é cultivada globalmente, enquanto *Oryza glaberrima* é cultivada exclusivamente na África. *Oryza sativa* é classificada em subespécies: *Oryza sativa Indica*, que produz grãos longos; e *Oryza sativa Japonica*, que produz grãos arredondados (Chauhan; Jabran; Mahajan, 2017).

O arroz é um alimento básico para mais da metade da população mundial (Bandumula, 2018) e, no Brasil o prato tradicional é composto por arroz e feijão (Antunes *et al.*, 2021), onde o histórico de consumo máximo per capita de arroz foi de 47 kg/ ano e o mínimo de 32,3 kg/ano, em 2021 o consumo per capita deste cereal alcançou 39,8 kg (Helgi Library, 2024), o que totalizaria em média 109 gramas por dia.

2.1 Composição do arroz

O grão de arroz duro, em seu estado natural (grãos completos com cascas intactas) é composto do núcleo marrom, cercado pela casca (Figura 1). A casca é o elemento mais visível do grão de arroz duro, a camada exterior que cerca a cariopse, sendo incomível, e pesando em torno de 20 a 25% do peso do grão (Adil Nawaz, 2018).

Figura 1. Composição do grão de arroz



Fonte: O autor, 2024.

A cariopse é envolta por uma camada dura e siliciosa, composta por duas folhas modificadas (lemas): a palea (dorsal) e o lema maior (ventral). A palea e a lema maior são conectadas por estruturas semelhantes a ganchos. O formato da cariopse madura e seus sulcos corresponde aos formatos das lemas. As células das lemas possuem alto teor de lignina e são extremamente frágeis. A casca protege a cariopse, sendo a firmeza e a força com que as estruturas de gancho se prendem estão associadas com a proteção de infestação por insetos e infestações fúngicas (Juliano; Túaño, 2019).

Cerca de 90% do peso seco do arroz moído é amido. O amido é um polímero composto de α -(1–4) ligado por pontes glicosídicas, constituído de unidades de D-glicose e normalmente consiste em duas frações: uma fração praticamente linear nomeada amilose e uma fração ramificada chamada amilopectina (Cornejo-Ramírez *et al.*, 2018; Mohidem *et al.*, 2022). A proporção de amilopectina e amilose define a estrutura, aparência, e a qualidade comestível dos grãos. A razão de amilose no endosperma é classificada como cerosa se estiver entre 0 e 2%, como muito baixa se estiver entre 2 e 10%, baixa se estiver entre 10 e 20%, intermediária entre 20 e 25% e alta se estiver entre 25 e 33% (Zhang *et al.*, 2021).

2.2 Variedades de arroz

O arroz branco processado é a forma mais consumida, a aparência é a qualidade principal para os consumidores avaliarem sua qualidade. Grãos quebrados e de diferentes colorações afetam a aparência do arroz cozido e também podem afetar o seu sabor (Zhou; Xia; He, 2019).

Durante o processamento do arroz branco, a fibra é removida do grão em conjunto com outros componentes não amiláceos, o que influencia a qualidade sensorial do arroz cozido. Apesar dos consumidores geralmente escolherem arrozes com pequenas quantidades de fibras, preocupações em relação à saúde têm gerado aumento no consumo do arroz integral, considerando seus benefícios (Jokar *et al.*, 2017).

O arroz integral, também referido como arroz descascado é composto por camadas de fibras e gérmen, que contém componentes funcionais e uma gama de aspectos nutricionais como fibra dietética, orizanol, vitaminas e minerais. Seu consumo é menor do que o arroz branco tradicional, devido à sua textura mais firme, quando cozido. Este arroz possui um leve sabor amendoado e resistência à mastigação, com textura mais firme. O tempo de cocção,

quando comparado com o arroz branco é mais demorado, pela presença das camadas de fibras, as quais impedem a absorção de água, dificultando o cozimento (Cho; Lim, 2016).

O arroz negro é um alimento de alta densidade nutricional, de aparência preta, devido a presença do pigmento antioxidante antocianina. Nomes populares para o arroz negro incluem “arroz proibido”, “arroz roxo” e “arroz do imperador”. Seu uso geralmente é como elixir, devido suas propriedades terapêuticas e seu alto valor nutricional (Kong; Wang; Cao, 2008).

A concentração de minerais no arroz negro é superior aos encontrados no arroz branco e no arroz integral (Rahim *et al.*, 2022). Assim como o arroz integral, o arroz negro passa por menos formas de processamento do que o arroz branco, geralmente sendo consumido de forma integral e não-polido (Zhang *et al.*, 2022).

A parte externa que envolve o arroz negro é rica em fibras e possui uma camada de cera, tornando o paladar do arroz negro integral ruim. O processamento deste grão pode destruir a camada cerosa, melhorando a qualidade de cozimento dos grãos, mas resultando em perda de nutrientes (Liu *et al.*, 2015; Zhang *et al.*, 2022).

O arroz vermelho é uma variedade versátil e frequentemente utilizada na culinária asiática. O arroz vermelho pode ser total ou parcialmente descascado, com perfil nutricional similar ao arroz integral, e em relação ao sabor, é mais amendoado e mais doce do que o arroz branco. Devido à dificuldade de cozimento, é recomendado que se faça demolho de 30 minutos antes do cozimento, para melhorar a textura e acelerar o tempo de cocção (Agustin; Safitri; Fatchiyah, 2021).

O arroz pantaneiro (*Oryza latifolia* Desv.) e o arroz-do-campo (*Oryza rufpogon* Grif.) são espécies nativas do Pantanal, da região do Amolar e do Bracinho (estado de Mato Grosso do Sul), sendo que o arroz pantaneiro é uma gramínea aquática tolerante às inundações. Na fase de maturação, os frutos do arroz pantaneiro possuem coloração preta, adequado para ser disperso nesse estágio (Bertazzoni; Damasceno-Júnior, 2011).

A espécie de gramínea forrageira *O. latifolia* é dominante em relação a manchas de arroz no Pantanal devido ao seu modo de propagação, desta forma sendo importante economicamente por seu alto valor forrageiro, com seu uso para alimentação de animais, como fonte de germoplasma nativo para melhoramento do arroz. Esta espécie tem potencial de uso pela população local, acrescentando valor a este produto (Bertazzoni; Damasceno-Júnior, 2011).

2.3 Qualidade e beneficiamento do arroz

A avaliação da qualidade do grão de arroz passa pela medição de condições físicas como o comprimento e a largura do grão, rendimento, como o peso de mil grãos e qualidades de cozimento, como textura do arroz cozido, conteúdo de amilose (CA), temperatura de gelatinização (TG), que são indicadores indiretos de tempo de cozimento (Concepcion *et al.*, 2018).

A qualidade de processamento do arroz se refere à proporção do produto econômico recuperado do processamento. A qualidade da aparência faz referência do arroz polido, incluindo cor, forma, transparência e área esbranquiçada do grão. Qualidade sensorial e de cocção tocam em relação ao cheiro, cor, formato, palatabilidade, sabor e outras qualidades sensoriais após o cozimento em condições específicas (Zhou; Xia; He, 2019).

O beneficiamento do arroz participa de forma importante em determinar a qualidade final do grão de arroz. Um sistema comercial de moagem inclui diversos estágios de processamento, onde o arroz duro tem a casca inicialmente retirada. A qualidade do beneficiamento denota a habilidade do grão de resistir o processo de descascamento e polimento sem haver quebra, gerando um maior rendimento de recuperação de arroz. Este processo determina o rendimento final e a quantidade de quebra de grãos do arroz (Bao, 2019).

Tanto o arroz branco quanto o arroz integral, ou outros tipos de arroz passam por processamento, no entanto, o beneficiamento dos arrozes integrais termina após descascar os grãos (Müller *et al.*, 2022). No arroz branco as camadas externas de farelo, presentes no arroz integral e composto de aleurona e endosperma, são removidas (Runge *et al.*, 2019).

Três parâmetros são utilizados para definir a qualidade do beneficiamento do arroz: recuperação do arroz integral (RAI) – porcentagem de arroz integral em relação ao quantitativo de arroz duro; recuperação do arroz processado (RAP) – porcentagem de arroz processado em relação ao arroz duro; e recuperação da cabeça do arroz (RCA) – porcentagem de cabeça de arroz em relação ao arroz duro. É importante ressaltar que durante o processamento do arroz alguns grãos são quebrados, portando a cabeça do arroz é considerada a fração padrão para o arroz beneficiado íntegro recuperado, usado como arroz branco para alimentação (Bao, 2019; Zhang *et al.*, 2020).

O formato e o tamanho do grão de arroz podem afetar os RAI, RAP e RCA. Grãos mais delgados geralmente tendem a quebrar mais facilmente do que grãos médios e curtos. A largura e o diâmetro do arroz se correlacionam positivamente com RAI e RAP (Xie *et al.*, 2013).

O processo de branqueamento dos grãos divide-se em abrasão e fricção (Müller *et al.*, 2022). A escolha do grau de processamento determina a porcentagem de remoção de fibras, o que influencia diretamente o rendimento do grão, além das características físico-químicas (Rodríguez-Arzuaga *et al.*, 2016).

Além do processo de branqueamento de grãos, é possível realizar a parboilização, que consiste em imersão, aquecimento, secagem e descascamento (Sarangapani *et al.*, 2015). O tratamento de parboilização é capaz de melhorar a qualidade nutricional do arroz ao promover a transferência de alguns substratos bioativos e alguns microelementos (como ferro, zinco e manganês da fibra e gérmen para o endosperma) (Oli *et al.*, 2016; Scaglioni *et al.*, 2014).

Em decorrência do menor do processamento do arroz integral, este contém uma qualidade nutricional diferente do arroz branco, especialmente em relação aos seus compostos bioativos, tais quais flavonoides, ácidos fenólicos, ácido aminobutírico, α -tocoferol, γ -tocotrienol (Gong *et al.*, 2017), minerais, lipídios e fibras (Gondal *et al.*, 2021).

2.4 Minerais comuns de ocorrência nos cereais

2.4.1 Alumínio (Al)

O alumínio é um metal extensivamente presente na Terra, sendo o terceiro elemento mais abundante na crosta terrestre, contando com aproximadamente 8% de sua composição (Stahl *et al.*, 2018; Yokel; Sjögren, 2022), sendo contido em diversos tipos de matrizes como água, solo e alimentos (Filippini *et al.*, 2021; Medana, 2020).

A principal forma de exposição humana ao alumínio é através da ingestão, com produtos como cereais e produtos derivados, vegetais e bebidas como principais veículos de exposição (Fermo *et al.*, 2020). Além dos próprios alimentos, o alumínio é empregado na preparação de alimentos utilizando na forma de papel-alumínio, instrumentos de cozimento, além de embalagens de alimentos (Dawidowicz *et al.*, 2019; Deshwal; Panjagari, 2020).

Diante da exposição ao alumínio por diferentes formas, há preocupação do consumo excessivo deste metal, uma vez que o consumo de alumínio foi associado à neurotoxicidade.

Altas concentrações de alumínio foram encontrados no cérebro de pessoas com doença de Alzheimer e outras doenças neurodegenerativas (Alasfar; Isaifan, 2021).

2.4.2 Arsênio (As)

O arsênio é um metaloide de presença ubíqua na crosta terrestre e sua exposição à alimentação humana ocorre pelo ar, água, solo e os próprios alimentos. Existe contaminação por arsênio na vida diária por processos de industrialização, urbanização e atividades antropogênicas como produção de artigos de vidro, químicos industriais, ligas de chumbo e processos de manufatura de medicamentos (Khan *et al.*, 2022).

A demanda por crescimento agrícola e alimentar desencadeia o uso de arsênio em diversos fertilizantes e inseticidas (Xiong *et al.*, 2020). Estudos associam o consumo de alimentos básicos, como o arroz, com a exposição ao arsênio, o que é uma preocupação, especialmente em populações em risco (Gilbert-Diamond *Et al.*, 2011).

De acordo com a Autoridade Europeia de Segurança Alimentar (EFSA), o arsênio está entre as substâncias mais perigosas e possivelmente carcinogênicas, impactando a saúde humana, especialmente em sua forma inorgânica, o que os fez considerar os limites propostos pela Organização Mundial de Saúde de 15 µg/kg/semana excessivos (EFSA, 2009).

2.4.3 Cádmio (Cd)

O cádmio é um metal de transição liberado como resultado de atividades industriais e agrícolas no solo e água, podendo ser absorvido por plantas e organismos aquáticos destinados para demanda alimentar e a ingestão oral é a maior fonte de exposição de cádmio para a maior parte dos humanos (Vance; Chun, 2015).

Assim como outros elementos químicos tóxicos, o cádmio não apresenta função biológica e é comumente considerado um elemento tóxico (Sinicropi *et al.*, 2010). Em humanos, a exposição ao cádmio pode resultar em vários efeitos adversos como disfunções renais e hepáticas, edema pulmonar, lesão testicular, osteomalácia e dano aos sistemas adrenal e hematopoiético (Tinkov *et al.*, 2018).

2.4.4 Cálcio (Ca)

O cálcio é o quinto elemento mais abundante na Terra (4,1%), sendo o elemento alcalino mais abundante a frente de sódio, potássio, magnésio e lítio e o terceiro metal mais abundante atrás apenas do alumínio e ferro (Bard; Parsons; Jordan, 2017).

O cálcio é um macroelemento essencial à vida humana, com diversas funções biológicas, especialmente na fisiologia óssea e o sistema cardiovascular (Cano *et al.*, 2018). A dose de recomendação diária (RDA) de cálcio é de 1000 mg/dia para adultos e 1000 – 1200 mg/dia para idosos (National Academies of Sciences *et al.*, 2019a), enquanto o limite superior de ingestão recomendável é de 2500 mg/dia (National Academies of Sciences *et al.*, 2019b).

O consumo superior aos estipulados pelas DRI pela simples ingestão de alimentos é improvável, se não impossível. Por outro lado, a ingestão excessiva pode ocorrer mais provavelmente por meio de suplementação (National Academies of Sciences *et al.*, 2019b). A hipercalcemia ocorre quando os níveis séricos estão mais elevados do que 10,5 mg/dL e pode ser induzido pelo consumo excessivo de cálcio ou vitamina D, porém ocorrendo com mais frequência decorrente de doenças como câncer ou hiperparatireoidismo primário (Moe, 2008).

2.4.5 Chumbo (Pb)

O chumbo é encontrado em pequenas quantidades na crosta terrestre, principalmente na forma de sulfeto de chumbo (WHO, 2011); portanto, níveis pequenos de chumbo podem estar presentes naturalmente no solo dependendo de fontes geológicas (Ling *et al.*, 2014). Por outro lado, contaminações antropogênicas que aumentam a concentração de chumbo em solos decorrem de atividades como mineração, fundição, desmantelamento de lixo eletrônico, pintura, indústria de vidros, práticas de agricultura, deposição de resíduos e uso veicular (Zwolak *et al.*, 2019).

Para população não-fumante o maior contribuinte para o consumo de chumbo é a ingestão oral, incluindo alimentos cereais e vegetais. Outras fontes incluem o uso de embalagens, uso de cerâmicas com presença de chumbo, sistemas de encanamento que contém canos, soldas e ajustes contendo chumbo e poeira residual contendo este elemento (WHO, 2011).

Concentrações excessivas de chumbo podem influenciar o sistema neurológico, rins, circulação sanguínea, especialmente em bebês, crianças e fetos (Guo *et al.*, 2018). O chumbo

pode afetar o desenvolvimento cerebral e intelectual em crianças, induzindo a apoptose em tecidos de órgãos (Mani *et al.*, 2019; Series, 2009).

2.4.6 Cobalto (Co)

O cobalto é um elemento relativamente raro na Terra, sendo essencial aos mamíferos, na forma de cobalamina (vitamina B12) (Attar, 2020; Lison, 2022). Por outro lado, outros compostos de cobalto já foram descritos como tóxicos para o ambiente e para o corpo humano, após exposição excessiva (Leyssens *et al.*, 2017).

Devido a ocorrência de cobalto ser diversificada, a exposição humana ocorre no dia a dia por várias fontes. A população geral é primariamente exposta por inalação de ar ambiente ou pela inalação de alimentos ou água contendo compostos de cobalto (Faroon; Keith, 2004).

As concentrações mais elevadas de cobalto foram encontradas em alimentos como chocolate, manteiga, café, peixe, nozes, vegetais folhosos e cereais frescos (Arnich *et al.*, 2012; Biego *et al.*, 1998; Gál *et al.*, 2008; Health Canada, 2007; Hokin *et al.*, 2004).

A intoxicação sistêmica por cobalto é associada com cardiopatia, toxicidade neuro-ocular e toxicidade da tireoide, bócio hipotireoidiano, surdez, perda de visão, neuropatia periférica e cardiomiopatia com efusão pericardial (Bradberry, 2016).

2.4.7 Cobre (Cu)

O cobre é um elemento traço essencial em humanos e animais. Necessário em baixas doses, o organismo humano contém cerca de 100 mg de cobre. Este metal age como cofator de diversas enzimas, no processo antioxidante, na síntese de neuropeptídeos e na função imune (Bonham *et al.*, 2002; Uriu-Adams; Keen, 2005). As recomendações dietéticas de cobre (RDA) são de 900 µg/dia para homens e mulheres adultos (NIH, 2022).

Tanto a deficiência quanto o excesso de cobre são prejudiciais à vida humana, necessitando de um ajuste fino em sua homeostase, uma vez que o excesso de cobre media a formação de espécies reativas de oxigênio (ERO) e dano causado pelos ERO em todo o organismo. Diversas doenças estão relacionadas ao desbalanço do equilíbrio do cobre como Doença de Parkinson, Doença de Alzheimer, Doença de Huntington e Esclerose Lateral Amiotrófica (Jomova *et al.*, 2022).

2.4.8 Cromo (Cr)

Não existem valores específicos para recomendação de uma RDA de cromo, até o momento, só há dados suficientes para afirmar uma “Ingestão Adequada” – *Adequate Intake* (AI), que são valores determinados a partir de valores de consumo médio por uma população tipicamente saudável, que é considerada adequada para suprir as necessidades nutricionais da população (Institute of Medicine, 1998). O valor desta referência para cromo é de 25 µg/dia para mulheres e 35 µg/dia para homens (NIH, 2002).

2.4.9 Ferro (Fe)

O ferro é o quarto elemento mais abundante na crosta terrestre. O ferro totaliza mais de 85% do núcleo terrestre e cerca de 5% da massa da crosta da Terra (Pilchin, 2006; Pushcharovsky, 2019). É um metal essencial em todos os organismos vivos (Aisen; Enns; Wessling-Resnick, 2001). No organismo humano, mais de 60% do ferro é incorporado na hemoglobina, cerca de um quarto está presente na forma de estoque de ferro prontamente mobilizável e 15% está ligado em mioglobinas e em enzimas que participam nas funções metabólica e celular (Salim-Ur-Rehman *et al.*, 2010).

A RDA de ferro é de 8 mg/dia para homens de todas as idades e de 18 mg/dia para mulheres adultas até os 50 anos e após esta idade, 8 mg/dia (NIH, 2002).

Levando em conta que tanto a escassez quanto o excedente de ferro podem ser prejudiciais à manutenção da vida, a homeostase do ferro requer uma regulação precisa, com mecanismos que sejam capazes de prevenir os efeitos desencadeados pelo excesso de ferro (Fang *et al.*, 2018; Fleming; Ponka, 2012; Galaris; Barbouti; Pantopoulos, 2019).

A toxicidade de ferro ocorre pela restrição da capacidade da proteína ligadora de ferro; sua toxicidade pode ser desencadeada por duas razões: a sua habilidade de poder gerar radicais livres e também por servir como fator de crescimento para quase todas as bactérias patogênicas, fungos, protozoários, além de células neoplásicas (Jomova; Valko, 2011).

2.4.10 Fósforo (P)

O fósforo é um nutriente essencial, sendo o sexto elemento mais comum no corpo humano e o sétimo mais comum na crosta terrestre. As propriedades químicas do fósforo o

tornam um dos elementos mais reativos, porém sua eletrostática pode ser ligada e desligada. Este ajuste preciso do fósforo media respostas que permite a sinalização e a cascata metabólica ocorrerem. Isto torna o fosfato e seus ésteres os compostos ideais para mediar eventos metabólicos essenciais à vida (Bird; Eskin, 2021).

A RDA de fósforo foi determinada como 700 mg/dia (National Academies of Sciences *et al.*, 2019a), a maior parte dos adultos consome quase o dobro desta quantidade. A falta de conhecimento, o fácil acesso a comidas ricas em fosfato, baratas e processadas, pode levar o consumo em excesso, causando efeitos colaterais como doenças cardiovasculares, renais e formação de tumores (Miyamoto; Oh; Razzaque, 2022).

2.4.11 Magnésio(Mg)

O magnésio é o segundo cátion em concentração no corpo humano, apenas atrás do potássio. Desta forma, possui um papel crucial em diferentes processos biológicos, incluindo fosforilação oxidativa, produção de energia, glicólise, síntese de proteína e ácido nucléico (Saris *et al.*, 2000).

A RDA para magnésio para adultos é de 400 – 420 mg/dia para homens e de 310 – 320 mg/dia para mulheres (National Academies of Sciences *et al.*, 2019a); enquanto o UL para magnésio foca apenas na quantidade ingerida na forma de suplementação alimentar, com esta dose sendo de 350 mg/dia. O magnésio na matriz alimentar é considerado seguro, uma vez que se é esperado que ele seja eliminado pelos rins em uma população saudável (National Academies of Sciences *et al.*, 2019b).

2.4.12 Manganês (Mn)

O manganês é um elemento traço essencial, necessário para que o organismo humano consiga manter suas funções de saúde. Sua presença pode ser encontrada em uma variedade de comidas como legumes, arroz, nozes, cereais integrais, bem como em frutos do mar, sementes, chocolate, chás, entre outros (Peres *et al.*, 2016), mas também está presente em produtos como fogos de artifício, fertilizantes, tintas e cosméticos; sendo que a ingestão oral é sua principal fonte para o consumo humano (Miah *et al.*, 2020).

Algumas das funções biológicas do manganês incluem defesa contra o dano causado pelo estresse oxidativo via Mn superóxido dismutase (MnSOD) na mitocôndria, desenvolvimento adequado, digestão, resposta imune, entre outros (Aschner; Aschner, 2005).

No entanto, o contato com elevados níveis de manganês pode causar efeitos deletérios, sendo a fonte mais frequente a exposição ocupacional (Williams *et al.*, 2012), podendo resultar em altas concentrações do metal em tecidos do corpo humano; de fato, a acumulação de manganês no sistema nervoso central pode gerar o quadro de manganismo, que se parece com a Doença de Parkinson idiopática em sua apresentação clínica, que resulta em efeitos neurológicos adversos (Dobson; Erikson; Aschner, 2004).

2.4.13 Molibdênio (Mo)

Tipicamente o molibdênio é encontrado em baixas quantidades no solo e em água doce (Smedley; Kinniburgh, 2017). Em humanos, o consumo primário de molibdênio vem da dieta, com alimentos básicos como legumes, grãos e fígado são fontes especialmente ricas (Novotny; Peterson, 2018).

A intoxicação por molibdênio é rara, sendo que a exposição ocupacional parece ser a fonte mais comum (Foteva *et al.*, 2023). Estudos experimentais ligam o excesso de molibdênio e dano hepático, regulando para baixo a superóxido dismutase e catalase nos hepatócitos e associados com o aumento de radicais livres (Teschke, 2022).

2.4.14 Potássio (K)

O potássio é um nutriente essencial, com funções vitais na saúde humana, como homeostase de fluidos, contração muscular, impulsos nervosos (pela manutenção do potencial de membrana para excitação elétrica) e redução da pressão sanguínea. Apesar disso, o consumo de potássio costuma ser menor do que o recomendado em populações ao redor do mundo (McClean; Wang, 2021).

Difícilmente indivíduos saudáveis se alimentando de forma normal podem desenvolver toxicidade por potássio; porém doses excessivas de potássio (superiores a 17g/dia), geralmente obtidas por suplementação de potássio foram associadas com hipercalemia sintomática. Altas concentrações de potássio podem causar fraqueza muscular e arritmia cardíaca. Doenças renais

e medicamentos podem causar hipercalcemia, se a ingestão de potássio não for monitorada (Frassetto *et al.*, 2023).

2.4.15 Selênio (Se)

O selênio é um elemento traço essencial que serve como construtor para os aminoácidos selenocisteína e selenometionina. Porém, em altas concentrações o selênio pode ser tóxico (Hadrup; Ravn-Haren, 2020). A intoxicação por selênio pode acontecer por três vias: interação com tióis e formação de radicais livres, incorporação excessiva de selenometionina em proteínas estruturais e inibição do metabolismo de metilação do selênio devido ao excesso de selenocisteína, causando a acumulação de seleneto de hidrogênio (Sayato; Nakamuro; Hasegawa, 1997).

Alguns males estão associados com o excesso de selênio como selenose, alopecia, dermatite, câncer de pele não-melanoma, aumento de mortalidade, diabetes tipo 2 e aumento do risco de câncer de próstata (Rayman, 2020).

2.4.16 Zinco (Zn)

O zinco realiza um papel crucial no funcionamento celular adequado, incluindo diferenciação, divisão celular, crescimento celular, transporte, modulação dos sistemas imune e endócrino, síntese de DNA e RNA, transcrição e síntese proteica (Ackland; Michalczyk, 2016).

A recomendação dietética de zinco foi definida pelas RDA, dentro das DRI como 11 mg/dia para homens e 8 mg/dia para mulheres, ambos adultos, enquanto a UL para zinco é de 40 mg/dia (National Academies of Sciences *et al.*, 2019a, 2019b).

Por ser um metal com muitas fontes no ambiente, a exposição e a intoxicação por zinco, não é incomum. Há relatos de intoxicação como resultado de inalação por fontes ambientais, uso excessivo de suplementos alimentares, uso de pasta dental, erros no preparo de dieta parenteral, entre outras (Agnew; Slesinger, 2021).

Os sintomas de intoxicação aguda e crônica por zinco diferem, sendo que na intoxicação aguda ocorrem sintomas gastrointestinais, injúria renal, pode haver dano hepático, trombocitopenia, coagulopatia, e até mesmo morte, dependendo da dose e da via, como no caso

de administração de dosagem excessiva por via parenteral (Barceloux, 1999). Na intoxicação crônica por via gastrointestinal podem ocorrer efeitos na medula óssea, e sintomas neurológicos. A ingestão crônica de excesso de zinco pode acarretar em deficiência de cobre pode levar a anemia sideroblástica, granulocitopenia e síndrome mielodisplásica (Irving *et al.*, 2003; Sheqwara; Alkhatib, 2013).

2.5 Capacidade do arroz acumular elementos químicos tóxicos

As plantas são capazes de absorver os elementos químicos (macroelementos e microelementos) por meio de transporte ativo ou passivo. Elementos químicos essenciais entram nas células das raízes e são transportados até seu local de destino tecidual ou subcelular para realizar suas funções biológicas, por exemplo, como cofatores (Mani *et al.*, 2018).

Para além de elementos químicos essenciais, as plantas usualmente atuam como acumuladoras ou excludentes, onde, acumuladoras seriam as plantas que conseguem permanecer viáveis mesmo com elevadas concentrações de contaminantes em suas partes aéreas, transformando ou degradando estes contaminantes em formas inativas em seus tecidos. Por outro lado, os excludentes, em princípio, seriam capazes de limitar a absorção de contaminantes (Usman; Al-Ghouti; Abu-Dieyeh, 2018).

Embora as plantas tenham desenvolvido mecanismos eficientes para absorver nutrientes mesmo quando em quantidades baixíssimas no solo, como por exemplo, raízes, ao serem ajudadas por agentes quelantes pelas plantas, modificação de pH e reações de oxirredução, sendo capazes de dissolver e absorver nutrientes mesmo em níveis profundos no solo, estes mesmo mecanismos são utilizados na absorção, transporte e armazenamento elementos químicos tóxicos (Muthusaravanan *et al.*, 2018).

Os mecanismos de transporte na membrana do plasma celular das plantas envolvidas na absorção e transporte de íons envolvem (1) cotransportadores e antitransportadores; (2) bombas de prótons; (3) canais. Ainda há dúvidas em relação a quais íons metálicos são transportados das raízes para os brotos das plantas (Mishra *et al.*, 2017).

O uso excessivo de pesticidas e herbicidas pode resultar na acumulação de elementos químicos como Zn, e tóxicos como Pb, As e Cu na região superior do solo em campos de cultivo (Plumlee, 2002), portanto, a aplicação contínua de fertilizantes e pesticidas pode influenciar os níveis de elementos químicos tóxicos no solo (Huang *et al.*, 2007; Liu; Wu; Xu,

2006). Além da deposição de elementos químicos tóxicos pela aplicação direta destes produtos, a deposição atmosférica é a rota principal de acumulação por elementos químicos tóxicos em solos para agricultura, sendo nos últimos 10 anos, responsável pela deposição de 50-93% do As total, Cd, Cr, Ni e Pb na China (Peng *et al.*, 2019).

A absorção pelas plantas por deposição atmosférica de elementos-traço ocorre principalmente por duas maneiras: absorção foliar diretamente da atmosfera e absorção pelas raízes após a deposição no solo (Liu *et al.*, 2022, 2019; Zhou *et al.*, 2020). Xia *et al.* (2024) encontraram valores aumentados de Cu, Zn e Pb nos grãos de arroz expostos à exposição foliar úmida e seca (44-47%, 23-25% e 35-37%, respectivamente) em comparação às plantas controle, não demonstrando diferença em estudo se a exposição foi úmida ou seca; enquanto raízes expostas à deposição seca apresentaram quantitativos menores de Cu, Zn e Pb, com 40%, 9% e 28%, já a exposição das raízes à deposição úmida contribuiu com um aumento de 48%, 11% e 35% para Cu, Zn e Pb, respectivamente. Por outro lado, a exposição radicular foi a forma primária de As nas plantas.

Outros fatores podem influenciar na absorção de elementos químicos nas plantas, como por exemplo o fator de bioacumulação (BAF), que se refere ao efeito do solo no quantitativo de elementos químicos tóxicos nas plantas. Kong *et al.*, (2018) determinaram os níveis BAF de arroz de diferentes áreas geológicas na China, encontrando diferenças de quantitativo e biodisponibilidade em diferentes locais, com exceção do Cd, o BAF foi maior em áreas inundadas de planície.

O pH do solo é um fator importante na acumulação de elementos químicos, uma vez que a biodisponibilidade dos elementos químicos reduz à medida que o pH aumenta, sendo a absorção favorecida por solos mais ácidos; ou seja, quanto menor o pH do solo, em geral, menor será a capacidade de adsorção do solo para elementos químicos tóxicos (Bradl, 2004).

2.6 Limites de consumo

2.6.1 Limites de consumo pessoal

O consumo dos microelementos pode gerar riscos quando ultrapassa os valores determinados pelas DRI (Referências de Ingestão Dietética), considerando os UL, que é a maior quantidade da ingestão de um nutriente considerada segura pela maior parte da

população, sem causar efeitos adversos. Exceder este limite de ingestão pode ser prejudicial à saúde (National Academies of Sciences *et al.*, 2019b).

No entanto, alguns elementos não possuem UL definido. Nestes casos, alguns limites podem ser utilizados como simples parâmetro de comparação, como (*Provisional Maximum Tolerable Daily Intake* - PMTDI) ou ingestão tolerável máxima diária provisória; e ingestão tolerável semanal provisória – (*Provisional Tolerable Weekly Intake* - PTWI) (WHO; JECFA, 1983).

O PTDMI é utilizado para elementos contaminantes em que não se é reconhecido o acúmulo no corpo humano, como As e estireno (Joint FAO/WHO Expert Consultation, 1995), enquanto o PTWI é usado para contaminantes passíveis de se acumularem no organismo humano, em determinação semanal para demonstrar a importância de limitar o consumo de certas substâncias ao longo do tempo. Esta abordagem é realizada levando em conta os valores de NOEL (*No observed effect level* – Nível de efeitos não observados) ou de NOAEL (*No observed adverse effect level* – Nível de efeitos adversos não observados) (Herrman; Younes, 1999).

2.6.2 Limites de contaminação

Quantidades traço de diferentes elementos químicos tóxicos já foram determinados em alimentos (vegetais, carne, peixes, leite) devido sua mobilidade e bioacumulação em fontes de água. Independente de qual seja o meio pelo qual os elementos químicos tóxicos contaminem comidas e bebidas, uma vez que eles entram no corpo humano, eles são oxidados e formam ligações estáveis em enzimas e em moléculas de proteína, resultando em disfunção, anormalidades ou até mesmo dano (Goswami; Baroliya, 2022).

Há uma crescente preocupação com a quantidade de elementos químicos tóxicos em comidas e bebidas e suas subsequentes consequências para a dieta diária, para a vida humana e a segurança da cadeia alimentar (Scutaraşu; Trincă, 2023). Desta forma, diversas organizações internacionais (como a FAO e a OMS) estabeleceram limites destes componentes químicos na comida. O *Codex Alimentarius* determinou limites de contaminação para alguns elementos químicos tóxicos, onde os elementos que dispõem até o momento destas determinações são: As, Cd, Pb e Hg (FAO; WHO, 2023).

Os valores Limite Máximo (ML) para As são de 0,35 mg/kg para arroz descascado e de 0,2 mg/kg para arroz polido. Para Cd o ML é de 0,4 mg/kg para arroz polido. Não há determinação específica para Pb, porém, há o ML de 0,2 mg/kg para cereais, em geral. (FAO; WHO, 2023). O Brasil atualmente segue as recomendações da Anvisa pela Instrução Normativa nº 160, que replica os valores do *Codex Alimentarius* (Brasil, 2022).

3. OBJETIVOS

3.1 Geral

- Determinar e comparar o perfil mineral do arroz pantaneiro (*Oryza latifolia* Desv.) e do arroz do campo (*Oryza rufpogon* Grif.) em relação a diferentes tipos de arroz (*Oryza sativa*) consumidos no Brasil.

3.2 Específicos

- Comparar a concentração elementar de Al, As, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, P, Pb, Se, Zn das espécies nativas de arroz *Oryza latifolia* Desv., *Oryza rufpogon* Grif. com as espécies cultivadas *Oryza sativa*;
- Verificar o valor nutricional dos arrozes estudados em relação às doses de consumo recomendadas;
- Avaliar o risco não-carcinogênico e carcinogênico pelo consumo de diferentes tipos de arroz em virtude de seus perfis minerais.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Obtenção da matéria-prima

As amostras de espécies nativas *Oryza latifolia* Desv e *Oryza. rufpogon* Grif. foram coletadas na Serra do Amolar, na cidade de Corumbá no estado de Mato Grosso do Sul (MS), Centro oeste do Brasil – nas seguintes coordenadas -17.989027201122397, -57.53060712262619, em julho de 2018. As espécies cultivadas *Oryza sativa* foram adquiridas comercialmente na cidade de Campo Grande – MS, em janeiro de 2020. Imagens de cada amostra estão presentes na Figura 2:

Figura 2. Espécies nativas: (a) (*Oryza latifolia* Desv.) Arroz-do-campo, arroz-do-brejo, arroz selvagem ou arroz pantaneiro (b) (*O. rufpogon* Grif.) Arroz-do-campo; **Espécies cultivadas** (*Oryza sativa*) (c) Arroz negro (cateto); (d) Arroz vermelho (cateto); (e) Arroz branco (longo fino, polido); (f) Arroz integral (cateto, orgânico); (g) Arroz integral (longo fino, parboilizado).



Fonte: O autor, 2024.

4.2 Determinação da composição elementar

4.2.1 Preparação do material para análise

Todas as vidrarias e materiais de polietileno foram mantidos submersos em solução de HNO_3 a 10% por 24 horas para evitar contaminação mineral residual do próprio material

4.2.2 Digestão das amostras em micro-ondas

Aproximadamente 0,25 g de arroz previamente triturado foi pesado diretamente em recipientes Teflon DAP60[®] e 2 mL de HNO_3 (65%, Merck, Darmstadt, Alemanha) e 1,5 mL of H_2O_2 (30%, Merck) foram adicionados. A digestão das amostras de arroz ocorreu em sistema micro-ondas (Speedwave four[®], Berghof, Alemanha) de acordo com as condições apresentadas na Tabela 1, soluções de branco foram preparadas da mesma forma que as de arroz, mas sem a adição de amostras.

Tabela 1. Condições de operação do micro-ondas.

	Fase		
	1	2	3
Temperatura (°C)	170	200	50
Tempo de rampa (min)	2	5	1
Tempo de espera (min)	10	15	10
Energia (%)	90	90	0
Pressão (bar)	50	50	0

Fonte: O autor, 2024

4.2.3 Análise elementar por Espectrometria de Emissão Óptica com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP OES)

A Tabela 2 demonstra os parâmetros utilizados na determinação da concentração elementar no aparelho ICP OES (iCAP 6300 Series, Thermo Scientific, Cambridge, Reino Unido).

Tabela 2. Parâmetros instrumentais para determinação elementar em ICP OES

Parâmetro	Configuração
Potência de radiofrequência	1150 W
Fluxo de bomba	50 rpm
Fluxo de plasma de argônio	12 L min ⁻¹
Fluxo auxiliar de argônio	0.50 L min ⁻¹
Fluxo de gás nebulizados	0.70 L min ⁻¹
Visão de plasma	Axial

Fonte: O autor, 2024

Solução multielementar contendo 1000 mg/L de cada elemento para o teste em ICP OES foi preparada diluindo solução padrão (SpecSol, Quinlab, Jacarei, SP, Brasil). Foram utilizadas sete concentrações para a construção da curva de calibração para análise quantitativa dos elementos nas amostras de arroz. As concentrações utilizadas nestes pontos variaram entre 0,01 e 5,0 mg/L.

Um teste de recuperação foi realizado, onde as soluções receberam um *spike* com 0,5 mg/L dos elementos utilizados. A solução de *spike* foi feita a partir de uma única solução multielementar de 1000 ppm. Os resultados da recuperação dos *spikes* variaram entre 82-115% (Tabela 3). O limite de detecção (LOD) do método foi determinado pela equação $3 \cdot B/SD$, onde SD é o valor do desvio padrão conforme a concentração do analito se aproxima de 0 (zero), e B o sinal do branco. O limite de quantificação (LOQ) foi definido como $10 \cdot B/SD$ (Long; Winefordner, 1983).

Tabela 3. Recuperação do *spike* dos elementos (0,5 mg/L)

Elementos	Recuperação (%)
Al	85
As	100
Ca	93
Cd	99
Co	102
Cr	115
Cu	92
Fe	86
K	105
Mg	101

Mn	98
Mo	111
P	82
Pb	97
Se	104
Zn	96

Fonte: O autor, 2024

A Tabela 4 contém os limites de detecção, quantificação e o coeficiente de correlação (R²) para cada elemento quantificado neste estudo.

Tabela 4. Condições de operação usados no ICP OES

Elementos	Comprimento de onda (nm)	LOD (mg/L)	LOQ (mg/L)	Correlação (R ²)
Al	167.079	0,012	0,041	0,9991
As	189.042	0,003	0,008	0,9993
Ca	393.366	0,0043	0,014	0,9991
Cd	228.802	0,0005	0,002	0,9994
Co	228.616	0,0008	0,003	0,9999
Cr	283.563	0,001	0,002	1,0000
Cu	324.754	0,002	0,006	0,9998
Fe	259.940	0,001	0,003	0,9999
K	766.490	0,005	0,016	0,9996
Mg	279.553	0,001	0,002	0,9994
Mn	257.610	0,0002	0,001	0,9992
Mo	202.030	0,001	0,002	0,9992
P	177.495	0,005	0,018	0,9997
Pb	220.353	0,004	0,014	0,9991
Se	196.090	0,005	0,016	0,9991
Zn	213.856	0,0007	0,002	0,9994

Fonte: O autor, 2024. LOD: limite de detecção; LOQ: limite de quantificação.

4.3 Análise do risco de consumo

4.3.1 Limites de consumo

O PTWI do alumínio é de 2 mg/kg por semana (WHO; JECFA, 2011), e o PTDMI de cobre foi determinado como 0,5 mg/kg/dia (WHO; JECFA, 2019), de ferro como 700 µg/kg/dia, de cromo como 3 µg/kg/dia (WHO; JECFA, 1983), de manganês como 140 µg/kg/dia, de níquel como 15 µg/kg/dia (WHO; JECFA, 2011) e de zinco como 0,3 mg/kg/dia (WHO; JECFA, 1983).

Alguns elementos possuíam PTWI propostos, mas estes limites foram retirados, uma vez que não havia evidência de que os níveis inicialmente propostos eram realmente seguros. Estes elementos são: 15 µg/kg/semana para arsênio, 7 µg/kg/semana para cádmio e 25 µg/kg/semana para chumbo (WHO; JECFA, 2011).

Para os limites de contaminação foram usados os valores propostos pela FAO/WHO e seguidos pela Anvisa de 0,35 mg/kg para arroz descascado e de 0,2 mg/kg para arroz polido para As, 0,4 mg/kg para arroz polido para Cd, e 0,2 mg/kg de Pb (cereais) (Brasil, 2022; FAO; WHO, 2023).

4.3.2 Cálculos de risco

4.3.2.1 Avaliação de risco não-carcinogênico

O EDI (quantidade de ingestão estimada) é diretamente proporcional à multiplicação da concentração do elemento C_{ele} (µg/kg ou mg/kg, de acordo com a referência de cada elemento) pela ingestão C_{ali} (kg/dia) do alimento, e inversamente proporcional ao peso corporal (kg). Foi considerado um consumo de 110 g de arroz por dia, levando em conta o consumo médio da população brasileira de 109 g/dia (Helgi Library, 2024) e o peso corporal de 70 kg para um adulto (Eq. 1):

$$\text{Eq. 1} \quad \text{EDI} = C_{ele} \times C_{ali} / \text{Peso}$$

O quociente de risco (HQ) é utilizado para estimar o risco não carcinogênico de um único elemento em um alimento, que utiliza a quantidade de ingestão estimada (EDI), sendo essa inversamente proporcional à dose de referência oral (RfD) (Eq. 2):

$$\text{Eq. 2} \quad \text{HQ} = \text{EDI} / \text{RfD}$$

A RfD foi utilizada para determinar a ingestão segura no cálculo do HQ, utilizando-se os seguintes valores para cada elemento: As 0,3 µg/kg/dia (USEPA, 1991), Mo 5 µg/kg/dia, Fe 700 µg/kg/dia (USEPA, 2006), Cr 3 µg/kg/dia (USEPA, 1998), Mn 140 µg/kg/dia (USEPA, 1995), Se 5 µg/kg/dia (USEPA, 1991) e Zn 300 µg/kg/dia (USEPA, 2005). Na ausência de RfD, foi utilizado TWI para determinação de uma possível HQ chumbo: 25 µg/kg/semana (EFSA, 2010), Cd 2,5 µg/kg/semana (EFSA, 2011), e Al 1 mg/kg/semana (EFSA, 2008), a dose de referência provisória (p-RfD) para Co de 3 µg/kg/dia (USEPA, 2008) e o PTDMI usado para cobre de 0,5 mg/kg/dia (WHO; JECFA, 2019). Para os elementos sem RfD ou outra medida adequada para calcular a toxicidade oral crônica, como para elementos essenciais com baixa probabilidade de toxicidade oral (Ca, K, Mg, P), a HQ não foi calculada.

Os cálculos de EDI e HQ são rotineiramente utilizados para detectar risco de exposição a elementos químicos essenciais e elementos químicos tóxicos (Werderberg dos Santos *et al.*, 2022), onde o cálculo do HQ avalia o risco potencial não-carcinogênico de dano gerado à exposição crônica, onde, valor superior a 1 configura risco.

O HI determina o risco cumulativo da exposição a diferentes não-carcinógenos. Da mesma forma que o HQ, o risco cumulativo deve estar abaixo de um (BLEAM, 2012), de acordo com a equação 3:

Eq. 3:

$$HI = \sum HQ$$

4.3.2.2 Avaliação de risco carcinogênico

O risco carcinogênico (CR) é calculado utilizando o risco incremental ao longo da vida de desenvolver câncer a partir do consumo de um elemento (ILCR), no caso, o As. O CR foi definido na equação 4:

Eq. 4:

$$CR = EDI \times SF$$

Onde o EDI é determinado pela quantidade de comida contendo o elemento ingerido e a quantidade de ingestão diária, da mesma forma que ocorre nas fórmulas HQ e HI. O SF é o

fator de inclinação de câncer: é uma estimativa aceitável do limite superior da probabilidade de uma resposta por unidade de ingestão de um produto químico em um ao longo do tempo de uma vida (BAYNES, 2012). Foi considerado o SF disponível para elementos químicos tóxicos pela ingestão oral de arsênio inorgânico (i-As). Para outros elementos químicos tóxicos não havia SF disponíveis considerando a ingestão oral (USEPA, 2007; USEPA National Center for Environmental, 1991).

A USEPA (1999) classificou os níveis de contaminação como muito baixos para CR abaixo de 10^{-6} , baixo para CR entre 10^{-6} e 10^{-5} , médio para CR entre 10^{-5} e 10^{-4} , alto para CR entre 10^{-4} e 10^{-3} e muito alto se o CR for superior a 10^{-3} .

4.3.3 Cálculos de ingestão de i-As

A quantidade de i-As foi estimada pelo valor de 70% do arsênio total (t-As), de acordo com método descrito pela Autoridade Europeia para Segurança dos Alimentos (*European Food Safe Authority – EFSA*) (EFSA, 2014; Sigrist *et al.*, 2016).

4.3.4 Alegações nutricionais

Como base de comparação, utilizamos os parâmetros determinados pela *Food and Drug Administration* (FDA) em relação ao conteúdo e classificação de reivindicações nutricionais (FDA, 2018) para os elementos essenciais, com RDA definidas, onde:

- Alimentos contendo entre 10-19% de um nutriente específico pode ser considerado “boa fonte”, ou utilizar o termo “contém” ou “fornece”;
- Alimentos contendo acima de 20% de um nutriente específico pode ser considerado “rico em”, ou utilizar o termo “alto em”;
- Alimentos com mais de 100% de um nutriente específico pode ser considerado de “alta potência”.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Composição elementar

Os resultados de detecção de elementos químicos (macroelementos e microelementos) estão apresentados na Tabela 5.

Tabela 5. Concentração de macro e microelementos em diferentes espécies de arroz (mg/110 g $\pm$ Desvio Padrão)

Elemento	Branco longo fino polido	Arroz pantaneiro	Arroz-do-campo	Integral orgânico	cateto	Integral longo fino parboilizado	Negro cateto	Vermelho cateto	ML (mg/110 g)
Al	0,253 $\pm$ 0,088	1,001 $\pm$ 0,011	1,276 $\pm$ 0,176	0,946 $\pm$ 0,286	3,168 $\pm$ 0,407	1,078 $\pm$ 0,308	1,331 $\pm$ 0,484		
As	0,022 $\pm$ 0,0044	0,055 $\pm$ 0,011	0,055 $\pm$ 0,0011	0,088 $\pm$ 0,011	0,055 $\pm$ 0,011	0,055 $\pm$ 0,0033	0,132 $\pm$ 0,0011	0,04* ou 0,02†	
Ca	8,613 $\pm$ 0,583	15,961 $\pm$ 0,759	18,348 $\pm$ 1,584	11,913 $\pm$ 0,704	8,965 $\pm$ 0,231	16,082 $\pm$ 0,759	10,956 $\pm$ 0,33		
Cd	0,011 $\pm$ 0,00044	0,022 $\pm$ 0,00055	0,022 $\pm$ 0,00066	0,022 $\pm$ 0,00033	0,022 $\pm$ 0,00011	0,022 $\pm$ 0,00005	0,022 $\pm$ 0,00011	0,04†	
Co	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD		
Cr	<LOD	0,099 $\pm$ 0,022	0,242 $\pm$ 0,033	<LOD	0,0011 $\pm$ 0,00088	<LOD	<LOD		
Cu	0,187 $\pm$ 0,011	0,099 $\pm$ 0,0022	0,055 $\pm$ 0,0011	0,198 $\pm$ 0,011	0,275 $\pm$ 0,0033	0,275 $\pm$ 0,0022	0,22 $\pm$ 0,011		
Fe	0,66 $\pm$ 0,022	1,738 $\pm$ 0,044	3,476 $\pm$ 0,154	1,727 $\pm$ 0,0044	3,201 $\pm$ 0,011	1,507 $\pm$ 0,077	1,716 $\pm$ 0,033		
K	98,23 $\pm$ 3,19	266,42 $\pm$ 6,82	207,57 $\pm$ 3,41	361,02 $\pm$ 10,56	219,45 $\pm$ 2,2	347,16 $\pm$ 11,22	424,38 $\pm$ 16,28		
Mg	56,1 $\pm$ 1,21	180,73 $\pm$ 8,36	145,64 $\pm$ 11,88	216,92 $\pm$ 10,12	168,41 $\pm$ 12,65	197,45 $\pm$ 0,99	230,89 $\pm$ 15,29		
Mn	1,364 $\pm$ 0,011	2,552 $\pm$ 0,055	3,443 $\pm$ 0,055	4,004 $\pm$ 0,264	4,4 $\pm$ 0,077	3,322 $\pm$ 0,044	4,884 $\pm$ 0,22		
Mo	0,044 $\pm$ 0,0004	0,0077 $\pm$ 0,0022	0,033 $\pm$ 0,0022	0,044 $\pm$ 0,001	0,077 $\pm$ 0,0033	0,077 $\pm$ 0,0044	0,033 $\pm$ 0,00055		
P	296,78 $\pm$ 13,53	722,48 $\pm$ 32,56	567,49 $\pm$ 27,72	880,88 $\pm$ 28,38	746,46 $\pm$ 10,67	1004,08 $\pm$ 34,1	1268,63 $\pm$ 33,88		
Pb	<LOD	0,0044 $\pm$ 0,0044	0,033 $\pm$ 0,0077	0,022 $\pm$ 0,0044	0,0077 $\pm$ 0,00088	0,0077 $\pm$ 0,0008	0,022 $\pm$ 0,0011	0,02‡	
Se	0,022 $\pm$ 0,00033	0,066 $\pm$ 0,0055	0,077 $\pm$ 0,0011	0,088 $\pm$ 0,022	0,077 $\pm$ 0,0099	0,077 $\pm$ 0,0011	0,121 $\pm$ 0,0044		
Zn	1,606 $\pm$ 0,066	3,212 $\pm$ 0,11	3,256 $\pm$ 0,11	3,113 $\pm$ 0,055	2,156 $\pm$ 0,077	2,871 $\pm$ 0,0055	3,08 $\pm$ 0,187		

Fonte: O autor, 2024. ML: Nível Máximo (FAO; WHO, 2023), (BRASIL, 2022). *Arroz descascado; †Arroz polido; ‡Cereais. LOD (Limite de detecção)

O arroz com maior e o de menor concentração de Al foram o arroz integral longo fino parboilizado e o branco, respectivamente. Silva, Paim e Silva, (2018), encontraram níveis médios de alumínio entre 4 e 10 mg/kg em amostras de arroz branco parboilizado e integral, equivalentes a 0,44 e 1,1 mg/110 g, compatíveis com os deste trabalho; com exceção do arroz integral longo fino parboilizado, com uma concentração muito superior de alumínio ($28,8 \pm 3,7$ mg/kg).

Todas as amostras de arroz demonstraram contaminação por As, onde o arroz vermelho foi o que apresentou a maior concentração (Tabela 5). A média de detecção de As encontrada por Shraim, (2017) em arrozes foi de 0,046 mg/kg, equivalente a 0,005 mg/110 g, inferior ao encontrado em todas as amostras de arroz deste estudo. A contaminação por arsênio em relação ao ML está mais detalhada na seção “5.2.1.: Risco não carcinogênico”.

Todos os arrozes apresentaram quantidades superiores de Ca (Tabela 5) do que os encontrados por Falahi, Hedayati e Ghiasvand, (2010), que encontraram quantidades variando entre 5 – 6,4 mg/kg (0,55 – 0,7 mg/110 g) em variedades de arroz integral, e também superiores do que os encontrados por Silva, Paim e Silva, (2018) com concentrações entre 0 (indetectável) e 69 mg/kg (7,59 mg/110 g) em arrozes branco, parboilizado e integrais do Brasil.

Considerando o consumo de uma porção diária de arroz de acordo com o consumo habitual do brasileiro (110 g/dia) (Helgi Library, 2024), nenhum dos arrozes pode ser considerado fonte de Ca (FDA, 2018), uma vez que a proporção adquirida em uma porção é inferior a 10% das necessidades diárias.

As concentrações de Cd encontradas são muito superiores aos descritos por Shi *et al.*, (2020), com média de 12,2 µg/kg, equivalentes a 0,0013 mg/110 g.

Em todas as amostras os níveis de detecção de Co estão abaixo dos limites de detecção, desta forma o arroz não pode ser considerado nem fonte de Co e nem passível de causar toxicidade. Naseri *et al.*, (2015) encontraram concentrações variando entre 0,17 e 0,44 µg/g (equivalentes a 0,019 mg/110 g e 0,048 mg/110 g) disponíveis no mercado de Shiraz (Irã).

Apenas o arroz pantaneiro, arroz-do-campo e o arroz integral longo fino parboilizado, apresentaram quantidades detectáveis de Cr em seus grãos. As recomendações dietéticas de Cr variam entre 25 – 35 µg/dia, para mulheres e homens adultos, respectivamente (NHS, 2021). Por estas referências, é possível verificar que os arrozes pantaneiros podem ser considerados de alta potência em Cr, enquanto o arroz integral longo fino não pode ser considerado nem fonte deste elemento (FDA, 2018). A elevada concentração de Cr encontrada no arroz pantaneiro é compatível com o encontrado em arroz integral de grão médio proveniente de

Bangladesh, com 0,909 mg/kg, equivalente a 0,1 mg/110 g (Shraim, 2017), mas superior a outras variedades estudadas por estes autores, com média de 0,057 mg/kg, equivalente a 0,006 mg/110 g.

Os arrozes com maior quantidade de Cu foram o arroz integral longo fino parboilizado e o negro cateto. Considerando as quantidades de ingestão recomendadas para o Cu as variedades de arroz branco fino polido, integral cateto orgânico, integral longo fino parboilizado, negro cateto e o vermelho cateto podem ser considerados boas fontes deste metal; o arroz pantaneiro pode ser considerado fonte e o arroz-do-campo não pode reivindicar ser fonte de Cu (FDA, 2018). As concentrações de Cu foram menores do que as médias encontradas por Joy *et al.*, (2017), com 5,52 mg/kg (0,607 mg/110 g) para amostras de arroz integral e 3,09 mg/kg (0,339 mg/110 g) em amostras de arroz branco (Tabela 5).

O arroz mais rico em Fe foi o arroz integral longo fino parboilizado (Tabela 5), o que corrobora com os dados de Silva *et al.*, (2013), que encontrou maiores níveis deste mineral em amostras de arroz parboilizado do que em arroz branco. Considerando as recomendações de ingestão para Fe, o arroz-do-campo, e o integral longo fino parboilizado são considerados ricos para homens e mulheres adultos, enquanto o arroz pantaneiro, o integral cateto orgânico, o negro cateto e o cateto vermelho são considerados boa fonte de Fe apenas para homens. Essa distinção se dá pela diferença de necessidades diárias entre homens e mulheres (FDA, 2018; National Academies of Sciences *et al.*, 2019a).

Exceto o arroz branco, todos os outros arrozes (com menor teor de processamento) encontraram valores compatíveis ou superiores de Fe do que os encontrados por Kumar *et al.*, (2017) em amostras de arroz integral, com detecções variando entre 13,6 a 19,5 mg/kg, equivalentes a 1,50 a 2,145 mg/110 g (Tabela 5). Fatores como tempo de processamento e morfologia dos grãos podem afetar a quantidade de Fe final nos grãos de arroz, onde o arroz branco tende a perder maior quantidade de ferro (Prom-U-Thai *et al.*, 2007).

Ao considerar as recomendações de ingestão para P de 700 mg/dia (National Academies of Sciences *et al.*, 2019a) é possível afirmar que o arroz branco e o arroz pantaneiro, os de maior concentração em P, podem ser considerados ricos em P e que os demais arrozes são potentes neste mineral, de acordo com as reivindicações de nutrientes estabelecidos pela FDA (FDA, 2018). Os valores de P encontrados nas amostras de arroz estão próximos dos descobertos por Antoine *et al.*, (2012) em arrozes branco, integral e jamaicano, que variaram entre 335 e 4339 mg/kg (36,85 mg/110 g e 477,29 mg/110 g).

As amostras de arroz possuem K na seguinte ordem decrescente: cateto vermelho, integral cateto orgânico, negro cateto, pantaneiro, integral longo fino parboilizado, arroz-do-

campo e branco longo fino polido. Levando em conta as doses de ingestão adequadas (AI) para potássio todos os arrozes catetos podem ser considerados fonte de potássio para ambos homens e mulheres adultos, já o arroz pantaneiro é considerado fonte apenas para mulheres, enquanto as outras variedades não podem ser consideradas fonte para nenhum sexo (FDA, 2018).

Antoine *et al.* (2012) encontraram variações de 465 a 3097 mg/kg de K (51,15 a 340,67 mg/110 g) em amostras de arroz branco, integral e jamaicano, com maiores concentrações de K em arroz integral e menores concentrações no arroz branco. Embora este estudo tenha encontrado maiores concentrações de K em amostras de arroz integral, houve ainda maior concentração nas amostras de arroz vermelho.

Considerando a concentração de Mg nas amostras de arroz, o arroz branco pode ser consideradas fonte de Mg. Todos os outros arrozes podem ser considerados ricos neste mineral (FDA, 2018). Silva, Paim; e Silva, (2018) encontraram valores de Mg variando entre 102 a 1243 mg/kg (11,22 a 136,73 mg/110 g) em amostras de arroz brasileiro branco, integral e parboilizado.

O arroz branco possui quantidade de Mn suficiente para ser considerado rico neste nutriente para ambos homens e mulheres. Todos os outros arrozes podem ser considerados de alta potência em manganês, uma vez que ultrapassam as RDA em 100% em uma única porção (FDA, 2018). Oliveira *et al.*, (2021) encontraram variações de 13,6 a 37,7 mg/kg (1,50 a 4,147 mg/110 g) de Mn em amostras de arroz cultivadas no Sul do Brasil, compatíveis com os encontrados neste estudo. O processamento do arroz é capaz de retirar mais de 50% do conteúdo de Mn (Yao, Chen, Sun, 2020), o que pode explicar a quantidade mais baixa deste elemento no arroz branco em relação às outras amostras.

Os arrozes com maior concentração de Mo foram o integral longo fino parboilizado e o negro cateto (Tabela 5), sendo ambos considerados elevados em Mo. Os arrozes branco, arroz-do-campo, integral cateto orgânico e vermelho cateto são ricos neste nutriente; enquanto o arroz pantaneiro é fonte de Mo, de acordo com os critérios da FDA (FDA, 2018). Os valores encontrados por Choi; Kang; Kim, (2009) para Mo em amostras de arroz foram muito superiores aos detectados neste estudo, com 2690 µg/100 g (2,96 mg/110 g). Zhang *et al.*, (2021) reportaram que mais de 50% da variação elementar de Mo em grãos de arroz para as áreas de Faridpur (Bangladesh) e de Qyang (China) pode ser explicada pela diferença de cultivares, enquanto a diferença de cultivares foi responsável pela variação de 40% na localidade de Arkansas e de 39% em Texas (Estados Unidos).

O arroz com menor concentração de Se foi o branco fino polido. Porém, mesmo este arroz pode ser considerado rico neste elemento. Todos os demais arrozes podem ser

considerados potentes em Se, uma vez que uma porção supera em 100% as recomendações de selênio para um dia (FDA, 2018). Com exceção do arroz branco, todas as outras detecções de Se nos arrozes foram superiores às médias encontradas por Joy *et al.* (2017) de 0,025 mg/kg (0,0027 mg/110 g) para arroz branco e de 0,028 mg/kg (0,0031 mg/110 g) para arroz integral.

A quantidade de Pb no arroz branco está abaixo do limite de detecção, para os outros arrozes, ela decresce na seguinte ordem: arroz-do-campo > arroz integral cateto orgânico e vermelho cateto > arroz integral longo fino parboilizado e negro cateto > arroz pantaneiro. A concentração de Pb encontrada nas amostras está dentro dos valores encontrados por Xie *et al.* (2017) em arrozes de diferentes variedades na China, variando de 0,0125 mg/kg a 0,1511 mg/kg (0,0014 mg/110 g a 0,017 mg/110 g).

Considerando as recomendações dietéticas para mulheres, todos os arrozes são ricos em zinco. Por outro lado, ao olhar para as necessidades dietéticas de indivíduos do sexo masculino, o arroz branco pode ser considerado apenas fonte deste elemento, enquanto os outros arrozes podem ser considerados ricos em Zn (FDA, 2018). Os valores de Zn encontrados neste estudo são ligeiramente superiores aos encontrados por Oliveira *et al.* (2021) com 11,7 a 27,5 mg/kg, com concentrações 20% maiores de zinco em amostras de arroz integral do que no arroz branco.

5.2 Cálculos de risco

As plantas são capazes de acumular diversos tipos de elementos presentes no solo em seu ciclo de vida (Peralta-Videa *et al.*, 2009), podendo transportar e armazenar potenciais elementos tóxicos em suas partes comestíveis, sendo o principal ponto de entrada e incorporação na cadeia alimentar (Fu *et al.*, 2008).

A contaminação do solo é derivada de irrigação com diferentes poluentes orgânicos e inorgânicos pode levar à absorção e acumulação destes poluentes no arroz (Satpathy; Reddy; Dhal, 2014).

5.2.1 Risco não carcinogênico

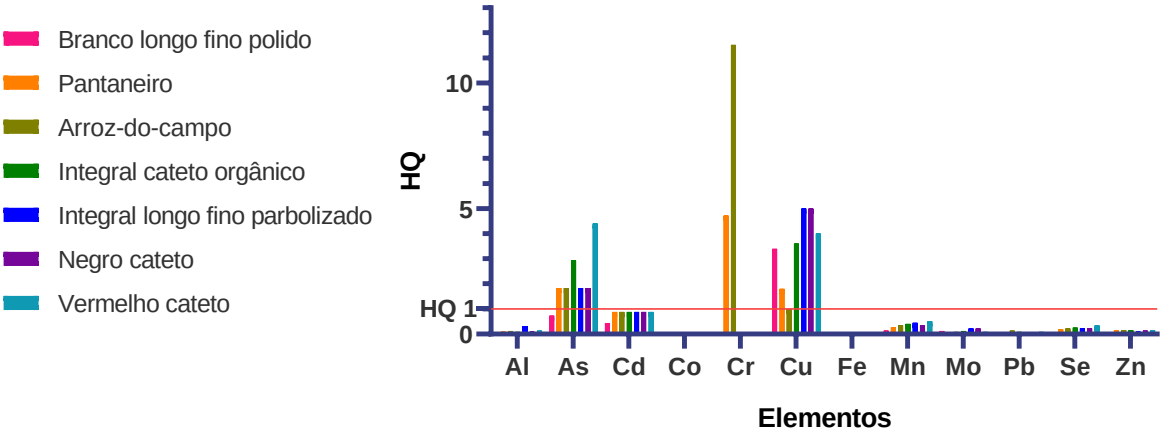
Considerando que os cálculos de risco devem ser observados de acordo com o i-As, a Tabela 6 demonstra a quantidade de i-As em cada tipo de arroz, enquanto a Figura 3 apresenta o HQ para o consumo destes arrozes, por elemento analisado.

Tabela 6. Quantidade de i-As em diferentes tipos de arroz

Unidade de medida	Branco longo fino polido	Pantaneiro	Arroz-do-campo	Integral cateto orgânico	Integral longo fino parboilizado	Negro cateto	Vermelho cateto	ML (mg/kg)
mg/110 g	0,015	0,038	0,038	0,061	0,038	0,038	0,092	-
mg/kg	0,14	0,35	0,35	0,56	0,35	0,35	0,84	0,35* ou 0,2†

Fonte: O autor, 2024. ML: Nível Máximo (FAO; WHO, 2023), (BRASIL, 2022). *Arroz descascado; †Arroz polido.

Figura 3. Quociente de risco (HQ) para amostras de diferentes tipos de arroz



Fonte: O autor, 2024.

Apesar de todos os arrozes apresentarem contaminação por Al, nenhum obteve HQ superior a um e nem alcançaram os valores de TWI de 1 mg/kg considerando uma população adulta (70 kg), o que indica segurança de consumo para este elemento (EFSA, 2008).

A concentração total de As no arroz correlaciona-se linearmente com a concentração de As no solo e na água, porém, a acumulação de As em diferentes partes da planta do arroz varia significativamente na seguinte ordem crescente: grão < palha < casca < raiz (Abedin *et al.*, 2002). Esta relação pode explicar o porquê o arroz branco foi o que apresentou menor teor de As, uma vez que o processamento do arroz branco polido remove outras partes (Runge *et al.*, 2019). Com exceção do arroz branco, todos os arrozes ultrapassaram o ML de i-As (FAO; WHO, 2023), com o menor quantitativo no arroz branco polido parboilizado (0,14 mg/Kg) e o maior no arroz vermelho (0,84 mg/Kg) (Tabela 6). Da mesma forma, o arroz branco foi o único que não ultrapassou o HQ de um para o consumo de i-As.

Algumas estratégias foram consideradas eficazes em reduzir a quantidade total de As no arroz, como lavar o arroz antes de cozinhá-lo. Porém a estratégia mais eficiente foi enxaguar o arroz após o cozimento, capaz de reduzir a quantidade de As em até 52,6% em relação ao arroz lavado (Sharafi *et al.*, 2019).

Apesar de todos os arrozes estarem contaminados por Cd e este não ser um metal essencial, as quantidades encontradas no proporcional para o consumo de uma porção estão abaixo dos níveis toleráveis de ingestão semanais propostos pela Agência Europeia de Segurança Alimentar (EFSA) de 2,5 µg/kg/semana (EFSA, 2011), e não superam o HQ de um (Figura 3). Os valores de contaminação de Cd também não excedem os valores propostos de PTWI de 7 µg/kg/semana para este mesmo elemento (WHO; JECFA, 2011), o que torna a ingestão das amostras de arroz improváveis de causar toxicidade por Cd. Do mesmo modo que, nenhum arroz passou o ML de Cd de 0,04 mg/110 g (FAO; WHO, 2023), onde o arroz com menor concentração foi o arroz branco, com 0,011 mg/110 g de Cd e todos os outros arrozes apresentaram 0,022 mg/110 g de Cd (Tabela 5).

Ambos os arrozes nativos do Pantanal apresentaram Cr em quantidades com quociente de risco acima de um (Figura 3) na ingestão de uma porção de arroz, tornando seu uso crônico passível de risco (USEPA, 1998).

A contaminação de alguns elementos pode ser prevenida na etapa de plantio, pela remediação do solo. A aplicação de óxido ferroso coberto com pelos modificados nível 2 – de

acordo com a metodologia de Ullah *et al.* (2020) reduziu a quantidade de Cr em 79% em relação ao controle em amostras de grãos de arroz. No entanto, esta opção não é viável para espécies nativas. Da mesma forma, o enxágue do arroz cozido gerou aumento da concentração de Cr em estudo conduzido por (Shariatifar *et al.*, 2020); o que torna a forma mais segura de consumir arrozes com elevadas concentrações de Cr o controle das porções e frequência de ingestão.

Nenhum dos arrozes ultrapassa o UL de Cu, de 10 mg/dia (para adultos de ambos os sexos) considerando o consumo de uma porção (NIH, 2022), nem ultrapassou o PTDMI de 0,5 mg/kg/dia (WHO; JECFA, 2019); por outro lado, com exceção do arroz-do-campo, todos as amostras de arroz possuem quociente de risco elevado (maior que um – Figura 3), fazendo com que seu consumo crônico possa gerar risco de toxicidade. Shahriar, Paul e Rahman, (2022) obtiveram uma redução em torno de 10% utilizando lavagem pré-cocção e cocção com excesso de água (1:6, arroz: água) nas concentrações de cobre, podendo esta técnica ser utilizada para mitigar danos causados pelo excesso do consumo de Cu.

Nenhuma das amostras de arroz superou o HQ de um para Fe (Figura 3), o UL de 45 mg/dia (NIH, 2002), ou o PTDMI de 700 µg/kg/dia considerando o consumo por um adulto de 70 kg. Por estes dados, é possível inferir que o risco de toxicidade por Fe relativo ao consumo de uma porção diária de qualquer uma das amostras de arroz é improvável.

Até o momento, não há UL estabelecido para K, uma vez que não há evidência suficiente para toxicidade de K de forma alimentar em indivíduos saudáveis (National Academies of Sciences, 2019c). Da mesma forma, não há dose de referência para este elemento.

Até o momento não há dose de referência oral (RfD) para cálculos de toxicidade para Mg e o UL de 350 mg se aplica apenas para suplementação, não levando em conta as fontes alimentares, uma vez que o organismo tende a eliminar o excesso de magnésio por excreção renal (National Academies of Sciences, 2019b), portanto, apesar das elevadas concentrações de Mg nos arrozes estudados, a chance de intoxicação por este elemento são baixas.

Apesar da elevada concentração de Mn nas amostras de arroz, o HQ de nenhuma amostra supera a um (Figura 3), o que indica baixa probabilidade de a ingestão de uma dose diária a longo prazo causar toxicidade. Ainda, nenhum arroz ultrapassa o UL de Mn de 11 mg/dia (National Academies of Sciences, 2019b) pelo consumo de uma dose, corroborando com o indicado pelo HQ.

Em relação ao HQ, nenhuma amostra demonstrou potencial de toxicidade a longo prazo pelo consumo de uma porção de arroz por dia devido ao consumo de Mo, uma vez que todos os HQ apresentaram valor inferior a um (Figura 3). Nenhum arroz ultrapassou a concentração equivalente ao UL para Mo, de 2 mg/dia (National Academies of Sciences, 2019b), corroborando com os valores de HQ.

Não existe RfD para ingestão de P até o momento, mas nenhum arroz estudado ultrapassou a UL de 4 g/dia (National Academies of Sciences, 2019b), demonstrando que o consumo de arroz para este elemento específico é provavelmente seguro.

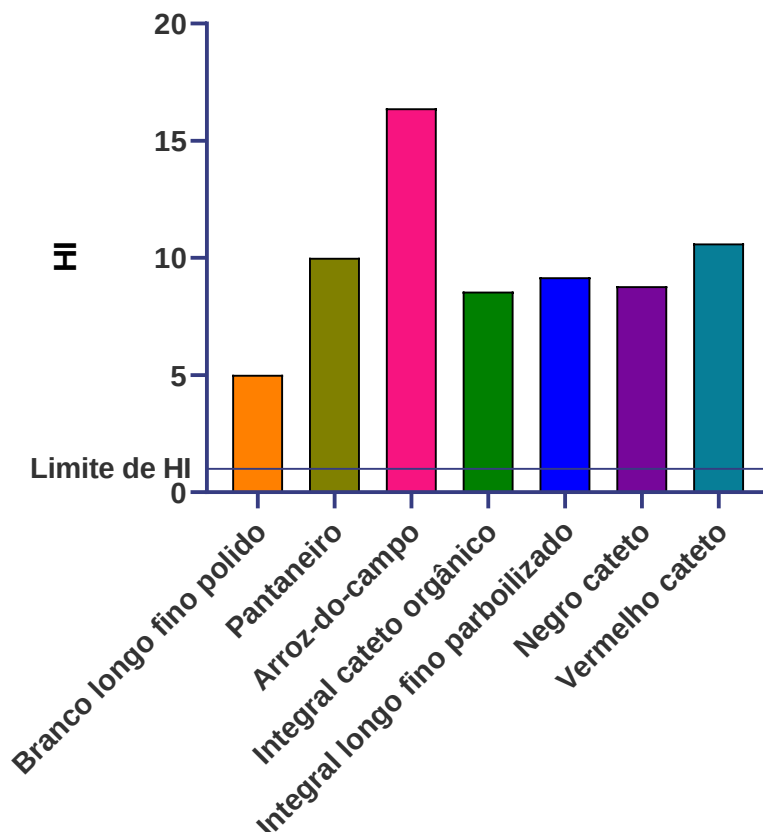
O consumo diário de qualquer um dos arrozes não ultrapassa os valores propostos de PTWI de 25µg/kg/semana para Pb. Estes mesmos valores foram retirados, pois não foram mais considerados seguros (WHO; JECFA, 2011). Os arrozes, branco (Pb abaixo do LOD), pantaneiro (0,0044 mg/110 g), integral longo fino parboilizado (0,0077 mg/110 g) e negro cateto (0,0077 mg/110 g) não ultrapassaram a ML de 0,002 mg/110 g de Pb, enquanto o arroz integral cateto orgânico e vermelho cateto ficaram exatamente nesta margem com 0,002 mg/110 g. O arroz-do-campo foi o arroz com maior contaminação com 0,03 mg/110 g (Tabela 5). Nenhum dos arrozes ultrapassou o HQ de um (Figura 3). Mesmo com estas informações, não é possível afirmar que o conteúdo de Pb nas amostras é seguro para consumo a longo prazo, uma vez que limites seguros ainda não foram estabelecidos.

Mesmo com elevadas concentrações de Se, nenhuma amostra ultrapassou os limites de UL de 400 µg/dia. Da mesma forma, o HQ também não foi ultrapassado (Figura 3). Considerando que o selênio é um nutriente essencial à saúde humana (National Academies of Sciences, 2019a), e que as doses não ultrapassam limites de ingestão propostos, os arrozes estudados podem ser considerados boas fontes deste nutriente, com baixo risco de toxicidade.

A UL determinada para Zn é de 40 mg/dia (National Academies of Sciences, 2019b), muito superior ao encontrado em uma porção de qualquer uma das amostras e nenhuma das amostras ultrapassou o HQ de um (Figura 3), reafirmando que a probabilidade de causar danos à saúde por excesso de Zn provindo dos arrozes estudados é improvável.

A Figura 4 mostra o HI pelo consumo de diferentes tipos de arroz. O HI resulta do somatório do HQ de todos os elementos químicos avaliados e demonstra o risco associado do consumo de diversos tipos de elementos químicos por uma mesma fonte.

Figura 4. Índice de risco (HI) para amostras de diferentes tipos de arroz



Fonte: O autor, 2024.

De acordo com a Figura 4, é possível verificar que nenhum tipo de arroz obteve HI inferior a um. Níveis acima de um denotam risco de consumo não carcinogênico, derivado do consumo destes tipos de arroz ao longo do tempo (Bleam, 2012). Dos arrozes estudados, o arroz com menor HI foi o branco longo fino polido, enquanto o de maior risco foi do arroz-do-campo, possivelmente devido à alta presença de cromo, conforme demonstrado na Figura 3.

Zeng *et al.*, (2015) encontraram valores de HI de até 14,6 para amostras de arroz integral na China, ao avaliar os elementos químicos Cd, Cr, As, Ni, Pb, Mn e Hg; compatíveis com os achados deste estudo. O processamento e descascamento podem acabar retirando minerais do arroz (tanto tóxicos, quanto essenciais), o que poderia explicar porque as espécies nativas obtiveram altos valores de HI, enquanto espécies como o arroz branco, que passa por um

elevado processamento resultou em menor concentração elementar. Considerando que todos os arrozes apresentaram HI superior a um, estratégias para redução da contaminação e quantidades de ingestão devem ser observadas para evitar ultrapassar limites de consumo seguro.

5.2.2 Risco carcinogênico

A Tabela 7 apresenta o risco carcinogênico por i-As pelo consumo de diferentes tipos de arroz.

Tabela 7. Risco carcinogênico por i-As pelo consumo de diferentes tipos de arroz

Branco longo fino polido	Pantaneiro	Arroz-do- campo	Integral cateto orgânico	Integral longo fino parboilizado	Negro cateto	Vermelho cateto
$2,31 \times 10^{-4}$	$5,78 \times 10^{-4}$	$5,78 \times 10^{-4}$	$9,24 \times 10^{-4}$	$5,78 \times 10^{-4}$	$5,78 \times 10^{-4}$	$1,39 \times 10^{-3}$

Fonte: O autor, 2024

Com exceção do arroz vermelho cateto, todos os arrozes apresentaram quantidade de i-As entre 10^{-4} e 10^{-3} , o que caracteriza um risco alto de consumo destes tipos de arroz. O arroz vermelho apresentou quantidade superior a 10^{-3} , considerado risco muito alto. Toledo *et al.*, (2022) encontraram valores de ILCR de 6×10^{-6} para arroz integral e de $1,5 \times 10^{-4}$, para arroz branco, com resultados contradizendo os nossos, onde o arroz branco reportou o menor CR. Ainda, os autores sugeriram medidas como a de mitigação de As, como limitar o consumo de arroz. Desta forma, a consideração de limitação de consumo e de métodos que possam reduzir a quantidade de As nas espécies de arroz são de grande valia para manutenção da saúde e prevenção de riscos de consumo.

6. CONCLUSÕES

Foi determinada a concentração elementar dos diferentes tipos de arroz: branco longo polido fino, pantaneiro, arroz-do-campo, integral cateto orgânico, integral longo fino parboilizado, negro cateto e vermelho cateto. Considerando as recomendações de ingestão nutricional o consumo de uma porção, nenhum arroz foi capaz de contribuir significativamente para atingir as recomendações nutricionais de Ca e de Co; por outro lado, todos os arrozes podem ser considerados ao menos fonte dos minerais Mg, Mn, Mo, P, Se e Zn; demonstrando que o arroz, sendo um alimento básico, pode contribuir para atingir o consumo adequado de nutrientes essenciais. Com exceção do arroz branco, todos os arrozes apresentaram uma capacidade elevada para ao menos um nutriente, com destaque para o Mn e o Se, onde todas as outras amostras obtiveram valor de ingestão superior a 100% das recomendações nutricionais.

O principal contaminante nas amostras foi o As, com quociente de risco superior a um para todos os arrozes estudados, com exceção do branco; e, com exceção do arroz-do-campo, o elemento Cu também apresentou HQ acima de um para todas as amostras restantes. Estes dois elementos podem ter suas concentrações reduzidas nas amostras por técnicas de lavagem e enxágue no pré e pós preparo dos mesmos. Por outro lado, o arroz pantaneiro e o arroz-do-campo, além de conter níveis altos de As e de Cu, também possui HQ acima de um para Cr, nos quais estas técnicas não são tão efetivas, o que torna a redução do consumo alternativa mais viável para evitar a superexposição. Todos os arrozes apresentaram HI superior a um e CR acima de 10^{-4} , demonstrando riscos não carcinogênico e carcinogênico.

Desta forma, o arroz sendo um alimento do dia a dia fica entre duas faces: a de prover conteúdo nutricional e a de expor a possíveis riscos de superexposição a elementos tóxicos. O alimento pode fazer parte de uma dieta saudável e nutritiva, porém mais estudos devem ser feitos sobre a possibilidade de evitar ou remediar a contaminação com elementos tóxicos.

7. REFERÊNCIAS

- ABEDIN, MD. J. *et al.* Arsenic Accumulation and Metabolism in Rice (*Oryza sativa* L.). **Environ. Sci. Technol.**, Washington, v. 36, n. 5, p. 962–968, 1 mar. 2002.
- ACKLAND, M. L.; MICHALCZYK, A. A. Zinc and infant nutrition. **Arch. Biochem. Biophys.**, Amsterdam, The Cutting Edge of Zinc Biology. v. 611, p. 51–57, 1 dez. 2016.
- AGNEW, U. M.; SLESINGER, T. L. Zinc Toxicity. Em: **StatPearls**. Treasure Island (FL): StatPearls Publishing, 2021.
- AGUSTIN, A. T.; SAFITRI, A.; FATCHIYAH, F. Java Red Rice (*Oryza sativa* L.) Nutritional Value and Anthocyanin Profiles and Its Potential Role as Antioxidant and Anti-Diabetic. **Indones. J. Chem.**, Indonesia, v. 21, n. 4, p. 968–978, 3 ago. 2021.
- AISEN, P.; ENNS, C.; WESSLING-RESNICK, M. Chemistry and biology of eukaryotic iron metabolism. **Int. J. Biochem. Cell Biol.**, Amsterdam, v. 33, n. 10, p. 940–959, 1 out. 2001.
- ALASFAR, R. H.; ISAIFAN, R. J. Aluminum environmental pollution: the silent killer. **Environ. Sci. Pollut. Res.**, Berlim, v. 28, n. 33, p. 44587–44597, 1 set. 2021.
- ANTOINE, J. M. R. *et al.* Dietary intake of minerals and trace elements in rice on the Jamaican market. **J. Food Compos. Anal.**, Amsterdam, v. 26, n. 1, p. 111–121, 1 maio 2012.
- ANTUNES, A. B. S. *et al.* Dietary patterns of Brazilian adults in 2008–2009 and 2017–2018. **Revista de Saúde Pública**, v. 55, p. 8s, 26 nov. 2021.
- ARNICH, N. *et al.* Dietary exposure to trace elements and health risk assessment in the 2nd French Total Diet Study. **Food Chem. Toxicol.**, Amsterdam, v. 50, n. 7, p. 2432–2449, 1 jul. 2012.
- ASCHNER, J. L.; ASCHNER, M. Nutritional aspects of manganese homeostasis. **Mol Aspects Med.**, Amsterdam, v. 26, n. 4, p. 353–362, 1 ago. 2005.
- ATTAR, T. A mini-review on importance and role of trace elements in the human organism. **Chem. Rev. Lett.**, Mountain Views, v. 3, n. 3, p. 117–130, 1 maio 2020.
- AZIZ, M.A. *et al.* A review on the elemental contents of Pakistani medicinal plants: Implications for folk medicines. **Journal of ethnopharmacology**, v. 188, p. 177-192, 2016.
- BANDUMULA, N. Rice Production in Asia: Key to Global Food Security. **PNAS**, Washington,, v. 88, n. 4, p. 1323–1328, 1 dez. 2018.
- BAO, J. 10 - Rice milling quality. Em: BAO, J. (Ed.). **Rice** 4. ed.. [s.l.]: AACC International Press, 2019. p. 339–369.
- BARCELOUX, D. G. Zinc. **J. Clin. Toxicol.**, Barcelona, v. 37, n. 2, p. 279–292, 1 jan. 1999.

BARD, A. J.; PARSONS, R.; JORDAN, J. Beryllium, Magnesium, Calcium, Strontium, Barium, and Radium. Em: **Standard Potentials in Aqueous Solution**. [s.l.] Routledge, 2017. p. 675–726.

BAYNES, R. E. Chapter Nine - Quantitative Risk Assessment Methods for Cancer and Noncancer Effects. Em: HODGSON, E. (Ed.). **Progress in Molecular Biology and Translational Science**. Toxicology and Human Environments. [s.l.] Academic Press, 2012. v. 112p. 259–283.

BERTAZZONI, E. C.; DAMASCENO-JÚNIOR, G. A. Aspectos da biologia e fenologia de *Oryza latifolia* Desv. (Poaceae) no Pantanal sul-mato-grossense. **Acta bot. bras**, Brasília, v. 25, p. 476–786, jun. 2011.

BIEGO, G. H. *et al.* Daily intake of essential minerals and metallic micropollutants from foods in France. **Sci. Total Environ.**, Amsterdam, v. 217, n. 1, p. 27–36, 11 jun. 1998.

BIRD, R. P.; ESKIN, N. A. M. Chapter Two - The emerging role of phosphorus in human health. Em: ESKIN, N. A. M. (Ed.). **Advances in Food and Nutrition Research**. The Latest Research and Development of Minerals in Human Nutrition. [s.l.] Academic Press, 2021. v. 96p. 27–88.

BLEAM, W. F. Chapter 10 - Risk Assessment. Em: BLEAM, W. F. (Ed.). **Soil and Environmental Chemistry**. Boston: Academic Press, 2012. p. 409–447.

BONHAM, M. *et al.* The immune system as a physiological indicator of marginal copper status? **Br. J. Nutr.**, Cambridge, v. 87, n. 5, p. 393–403, maio 2002.

BRADBERRY, S. M. Metals (cobalt, copper, lead, mercury). **Medicine**, Poisoning (Part 2 of 2), Amsterdam, v. 44, n. 3, p. 182–184, 1 mar. 2016.

BRADL, H. B. Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. **J. Colloid Interface Sci.**, Amsterdam, v. 277, n. 1, p. 1–18, 1 set. 2004.

BRASIL. **Instrução Normativa, n 160**. Brasília, 2007. Disponível em: <https://antigo.anvisa.gov.br/documents/10181/2718376/IN_160_2022_.pdf>. Acesso em: 7 jun. 2024.

BURLANDO, B.; CORNARA, L. Therapeutic properties of rice constituents and derivatives (*Oryza sativa* L.): A review update. **Trends Food Sci. Technol.**, Amsterdam, v. 40, n. 1, p. 82–98, 1 nov. 2014.

CANO, A. *et al.* Calcium in the prevention of postmenopausal osteoporosis: EMAS clinical guide. **Maturitas**, Amsterdam, v. 107, p. 7–12, 1 jan. 2018.

CARCEA, M. Value of Wholegrain Rice in a Healthy Human Nutrition. **Agriculture**, Basel, v. 11, n. 8, p. 720, ago. 2021.

CHAUHAN, B. S.; JABRAN, K.; MAHAJAN, G. **Rice production worldwide**. Berlim, Springer, 2017. v. 247

CHO, D.-H.; LIM, S.-T. Germinated brown rice and its bio-functional compounds. **Food Chem.**, Amsterdam, v. 196, p. 259–271, 1 abr. 2016.

CHOI, M.-K.; KANG, M.-H.; KIM, M.-H. The Analysis of Copper, Selenium, and Molybdenum Contents in Frequently Consumed Foods and an Estimation of Their Daily Intake in Korean Adults. **Biol. Trace Elem. Res.**, Berlim, v. 128, n. 2, p. 104–117, 1 maio 2009.

CONCEPCION, J. C. T. *et al.* Quality evaluation, fatty acid analysis and untargeted profiling of volatiles in Cambodian rice. **Food Chem.**, Amsterdam, v. 240, p. 1014–1021, 1 fev. 2018.

CORNEJO-RAMÍREZ, Y. I. *et al.* The structural characteristics of starches and their functional properties. **CYTA J Food**, London, v. 16, n. 1, p. 1003–1017, 1 jan. 2018.

DA SILVA, I. J. S.; PAIM, A. P. S.; DA SILVA, M. J. Composition and estimate of daily mineral intake from samples of Brazilian rice. **Microchem. J.**, Amsterdam, v. 137, p. 131–138, 1 mar. 2018.

DAWIDOWICZ, A. L. *et al.* Effect of food packaging material on some physicochemical properties of polyacrylate varnish layers. **FOOD PACKAGING SHELF**, Amsterdam, v. 21, p. 100370, 1 set. 2019.

DE OLIVEIRA, V. F. *et al.* Assessing mineral and toxic elements content in rice grains grown in southern Brazil. **J. Food Compos. Anal.**, Amsterdam, v. 100, p. 103914, 1 jul. 2021.

DESHWAL, G. KR.; PANJAGARI, N. R. Review on metal packaging: materials, forms, food applications, safety and recyclability. **Int. J. Food Sci. Technol.**, New Jersey, v. 57, n. 7, p. 2377–2392, 1 jul. 2020.

DOBSON, A. W.; ERIKSON, K. M.; ASCHNER, M. Manganese Neurotoxicity. **Ann N Y Acad Sci**, New Jersey, v. 1012, n. 1, p. 115–128, 2004.

EFSA. Safety of aluminium from dietary intake - Scientific Opinion of the Panel on Food Additives, Flavours, Processing Aids and Food Contact Materials (AFC). **EFSA J**, Parma, v. 6, n. 7, p. 754, 2008.

EFSA. Scientific Opinion on Arsenic in Food. **EFSA J**, Parma, v. 7, n. 10, p. 1351, 2009.

EFSA. Scientific Opinion on Lead in Food. **EFSA J**, Parma, v. 8, n. 4, p. 1570, 2010.

EFSA. Statement on tolerable weekly intake for cadmium. **EFSA J**, Parma, v. 9, n. 2, p. 1975, 2011.

EFSA. Dietary exposure to inorganic arsenic in the European population. **EFSA J**, Parma, v. 12, n. 3, p. 3597, 2014.

FALAH, E.; HEDAIATI, R.; GHASVAND, A. R. Survey of iron, zinc, calcium, copper, lead, and cadmium in rice samples grown in Iran. **Food Addit. Contam s: Part B**, London, v. 3, n. 2, p. 80–83, 1 jun. 2010.

FANG, S. *et al.* Oral administration of liquid iron preparation containing excess iron induces intestine and liver injury, impairs intestinal barrier function and alters the gut microbiota in rats. **J Trace Elem Med Biol**, Amsterdam, v. 47, p. 12–20, 1 maio 2018.

FAO; WHO. **Contaminants: CODEX ALIMENTARIUS**. 2024, Disponível em: <<https://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/thematic-areas/contaminants/en/>>. Acesso em: 5 jun. 2024.

FAROON, O.; KEITH, S. **Toxicological profile for cobalt**. [S.l.]: [s.n.], 2004.

FDA. **Nutrient Content Claims**. [S.l.]: [s.n.], 2022. Disponível em: <<https://www.fda.gov/blog/2018/12/13/product-claims>>. Acesso em: 9 fev. 2024.

FERMO, P. *et al.* Quantification of the Aluminum Content Leached into Foods Baked Using Aluminum Foil. **Int. J. Environ. Res. Public Health**, Basel, v. 17, n. 22, p. 8357, jan. 2020.

FILIPPINI, M. *et al.* Heavy metals and potential risks in edible seaweed on the market in Italy. **Chemosphere**, Amsterdam, v. 263, p. 127983, 1 jan. 2021.

FLEMING, R. E.; PONKA, P. Iron Overload in Human Disease. **N. Engl. J. Med.**, Massachusetts, v. 366, n. 4, p. 348–359, 26 jan. 2012.

FOTEVA, V. *et al.* Does the Micronutrient Molybdenum Have a Role in Gestational Complications and Placental Health? **Nutrients**, Basel, v. 15, n. 15, p. 3348, jan. 2023.

FRASSETTO, L. A. *et al.* Potassium. **Adv Nutr**, Rockville, v. 14, n. 5, p. 1237–1240, 10 jun. 2023.

FU, J. *et al.* High levels of heavy metals in rice (*Oryza sativa* L.) from a typical E-waste recycling area in southeast China and its potential risk to human health. **Chemosphere**, Amsterdam, v. 71, n. 7, p. 1269–1275, 1 abr. 2008.

GÁL, J. *et al.* Cobalt and secondary poisoning in the terrestrial food chain: Data review and research gaps to support risk assessment. **Environ. Int.**, Amsterdam, v. 34, n. 6, p. 821–838, 1 ago. 2008.

GALARIS, D.; BARBOUTI, A.; PANTOPOULOS, K. Iron homeostasis and oxidative stress: An intimate relationship. **Biochim. Biophys. Acta, Mol. Cell Res.**, Amsterdam, v. 1866, n. 12, p. 118535, 1 dez. 2019.

GILBERT-DIAMOND, D. *et al.* Rice consumption contributes to arsenic exposure in US women. **PNAS**, Washington, v. 108, n. 51, p. 20656–20660, 20 dez. 2011.

GONDAL, T. A. *et al.* Consumer Acceptance of Brown and White Rice Varieties. **Foods**, Basel, v. 10, n. 8, p. 1950, ago. 2021.

GONG, E. S. *et al.* Phytochemical profiles and antioxidant activity of processed brown rice products. **Food Chem.**, Amsterdam, v. 232, p. 67–78, 1 out. 2017.

GOSWAMI, A. K.; BAROLIYA, P. K. **Heavy Metals Adsorption: Low-Cost Adsorbents**. [s.l.] De Gruyter, 2022.

GUO, G. *et al.* Accumulation of As, Cd, and Pb in Sixteen Wheat Cultivars Grown in Contaminated Soils and Associated Health Risk Assessment. **Int. J. Environ. Res. Public Health**, Basel, v. 15, n. 11, p. 2601, nov. 2018.

HADRUP, N.; RAVN-HAREN, G. Acute human toxicity and mortality after selenium ingestion: A review. **Trace Elem Med Biol**, Amsterdam, v. 58, p. 126435, 1 mar. 2020.

HEALTH CANADA. Canadian total diet study. **Dietary intakes of contaminants and other chemicals for different age-sex groups of Canadians**. Vancouver, v. 26, p. 81–92, 2007.

HELGI LIBRARY. **Rice Consumption Per Capita in Brazil**. Disponível em: <<https://www.helgilibrary.com/indicators/rice-consumption-per-capita/brazil>>. Acesso em: 2 jan. 2024.

HERRMAN, J. L.; YOUNES, M. Background to the ADI/TDI/PTWI. **Regul. Toxicol. Pharmacol**, Amsterdam, v. 30, n. 2 Pt 2, p. S109-113, out. 1999.

HOJSAK, I. *et al.* Arsenic in Rice. **JPGN**, New Jersey, v. 60, n. 1, p. 142–145, 2015.

HOKIN, B. *et al.* Comparison of the dietary cobalt intake in three different Australian diets. **APJCN**, China, v. 13, n. 3, 2004.

HUANG, S. S. *et al.* Survey of heavy metal pollution and assessment of agricultural soil in Yangzhong district, Jiangsu Province, China. **Chemosphere**, Amsterdam, v. 67, n. 11, p. 2148–2155, 1 maio 2007.

INSTITUTE OF MEDICINE. What are Dietary Reference Intakes? Em: **Dietary Reference Intakes: A Risk Assessment Model for Establishing Upper Intake Levels for Nutrients**. [s.l.] National Academies Press (US), 1998.

IRVING, J. A. *et al.* Element of caution: a case of reversible cytopenias associated with excessive zinc supplementation. **CMAJ**, Ottawa, v. 169, n. 2, p. 129–131, 1 jul. 2003.

JOINT FAO/WHO EXPERT CONSULTATION. **Application of risk analysis to food standards issues**. Genebra, 1995. Disponível em: <<https://www.fao.org/4/ae922e/ae922e05.htm>>. Acesso em: 11 jul. 2024

JOKAR, N. K. *et al.* Consumers' acceptance of medicinal herbs: An application of the technology acceptance model (TAM). **J. Ethnopharmacol**, Amsterdam, v. 207, p. 203–210, 31 jul. 2017.

JOMOVA, K. *et al.* Essential metals in health and disease. **Chem Biol Interact**, Amsterdam, v. 367, p. 110173, 1 nov. 2022.

JOMOVA, K.; VALKO, M. Advances in metal-induced oxidative stress and human disease. **Toxicology**, Amsterdam, v. 283, n. 2, p. 65–87, 10 maio 2011.

JOY, E. J. M. *et al.* Elemental composition of Malawian rice. **Environ. Geochem. Health**, Berlin, v. 39, n. 4, p. 835–845, 1 ago. 2017.

JULIANO, B. O.; TUAÑO, A. P. P. 2 - Gross structure and composition of the rice grain. Em: BAO, J. (Ed.). **Rice** 4. ed. [s.l.] AACC International Press, 2019. p. 31–53.

KAUR, R. *et al.* Heavy metal stress in rice: Uptake, transport, signaling, and tolerance mechanisms. **Physiol. Plant.**, New Jersey, v. 173, n. 1, p. 430–448, 2021.

KHAN, M. I. *et al.* Arsenic Exposure through Dietary Intake and Associated Health Hazards in the Middle East. **Nutrients**, Basel, v. 14, n. 10, p. 2136, jan. 2022.

KONG, L.; WANG, Y.; CAO, Y. Determination of Myo-inositol and d-chiro-inositol in black rice bran by capillary electrophoresis with electrochemical detection. **J. Food Compos. Anal.**, Amsterdam, v. 21, n. 6, p. 501–504, 1 set. 2008.

KONG, X. *et al.* Heavy Metal Bioaccumulation in Rice from a High Geological Background Area in Guizhou Province, China. **Int. J. Environ. Res. Public Health**, Basel, v. 15, n. 10, p. 2281, out. 2018.

KUMAR, A. *et al.* Bioavailability of iron and zinc as affected by phytic acid content in rice grain. **J. Food Biochem.**, New Jersey, v. 41, n. 6, p. e12413, 2017.

LEYSENS, L. *et al.* Cobalt toxicity in humans—A review of the potential sources and systemic health effects. **Toxicology**, Amsterdam, v. 387, p. 43–56, 15 jul. 2017.

LING, S. *et al.* Geochemical Mass Balance and Elemental Transport during the Weathering of the Black Shale of Shuijingtuo Formation in Northeast Chongqing, China. **Sci. World J.**, New Jersey, v. 2014, p. e742950, 13 ago. 2014.

LISON, D. Chapter 9 - Cobalt. Em: NORDBERG, G. F.; COSTA, M. (Eds.). **Handbook on the Toxicology of Metal**, 5. ed. [s.l.] Academic Press, 2022. p. 221–242.

LIU, H. *et al.* Dynamic Behaviors of Newly Deposited Atmospheric Heavy Metals in the Soil-Pak Choi System. **Environ. Sci. Technol**, Washington, v. 56, n. 17, p. 12734–12744, 6 set. 2022.

LIU, H.-L. *et al.* Study of the bioavailability of heavy metals from atmospheric deposition on the soil-pakchoi (*Brassica chinensis* L.) system. **J. Hazard. Mater**, Amsterdam, v. 362, p. 9–16, 15 jan. 2019.

LIU, L. *et al.* Effect of degree of milling on phenolic profiles and cellular antioxidant activity of whole brown rice. **Food Chem.**, Amsterdam, v. 185, p. 318–325, 15 out. 2015.

LIU, X.; WU, J.; XU, J. Characterizing the risk assessment of heavy metals and sampling uncertainty analysis in paddy field by geostatistics and GIS. **Environ Pollut**, [s.l.], v. 141, n. 2, p. 257–264, maio 2006.

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

MANI, A. *et al.* Heavy Metal and Mineral Element-Induced Abiotic Stress in Rice Plant. Em: **Rice Crop - Current Developments**. [s.l.] IntechOpen, 2018.

MANI, M. *et al.* Ecogenetics of lead toxicity and its influence on risk assessment. **HET**, Thousand Oaks, v. 38, n. 9, p. 1031–1059, 1 set. 2019.

MCLEAN, R. M.; WANG, N. X. Chapter Three - Potassium. Em: ESKIN, N. A. M. (Ed.). **Adv Food Nutr Res**. The Latest Research and Development of Minerals in Human Nutrition. [s.l.] Academic Press, 2021. v. 96p. 89–121.

MEDANA, C. Analysis of Chemical Contaminants in Food. **Toxics**, Basel, v. 8, n. 2, p. 27, jun. 2020.

MIAH, M. R. *et al.* The effects of manganese overexposure on brain health. **Neurochem. Int.**, Amsterdam, v. 135, p. 104688, 1 maio 2020.

MISHRA, S. R. *et al.* Kinetics and isotherm studies for the adsorption of metal ions onto two soil types. **Environ. Technol. Innov**, Amsterdam, v. 7, p. 87–101, 1 abr. 2017.

MIYAMOTO, K.; OH, J.; RAZZAQUE, M. S. Common Dietary Sources of Natural and Artificial Phosphate in Food. Em: RAZZAQUE, M. S. (Ed.). **Phosphate Metabolism : From Physiology to Toxicity**. Advances in Experimental Medicine and Biology. Cham: Springer International Publishing, 2022. p. 99–105.

MLANGENI, A. T. *et al.* Impact of soil-type, soil-pH, and soil-metal (loids) on grain-As and Cd accumulation in Malawian rice grown in three regions of Malawi. **Environmental Advances**, v. 7, p. 100145, 1 abr. 2022.

MOE, S. M. Disorders Involving Calcium, Phosphorus, and Magnesium. **Prim. Care**, Thousand Oaks, v. 35, n. 2, p. 215– vi, jun. 2008.

MOHIDEM, N. A. *et al.* Rice for Food Security: Revisiting Its Production, Diversity, Rice Milling Process and Nutrient Content. **Agriculture**, Basel, v. 12, n. 6, p. 741, jun. 2022.

MONTEIRO, L. R. *et al.* Inter- and intra-variability in the mineral content of rice varieties grown in various microclimatic regions of southern Brazil. **J. Food Compos. Anal.**, Amsterdam, v. 92, p. 103535, 1 set. 2020.

MÜLLER, A. *et al.* Rice Drying, Storage and Processing: Effects of Post-Harvest Operations on Grain Quality. **Rice Sci.**, Amsterdam, v. 29, n. 1, p. 16–30, 1 jan. 2022.

MUTHAYYA, S. *et al.* An overview of global rice production, supply, trade, and consumption. **Ann. N. Y. Acad. Sci.**, New Jersey, v. 1324, n. 1, p. 7–14, 2014.

MUTHUSARAVANAN, S. *et al.* Phytoremediation of heavy metals: mechanisms, methods and enhancements. **Environ. Chem. Letts**, Berlim, v. 16, n. 4, p. 1339–1359, 1 dez. 2018.

NASERI, M. *et al.* Concentration of some heavy metals in rice types available in Shiraz market and human health risk assessment. **Food Chem.**, Amsterdam, v. 175, p. 243–248, 15 maio 2015.

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. 2020a.

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. 2020b.

NATIONAL ACADEMIES OF SCIENCES, E. *et al.* Potassium: Dietary Reference Intakes for Toxicity. Em: **Dietary Reference Intakes for Sodium and Potassium**. [s.l.] National Academies Press (US), 2019c.

NAWAZ, A. M. **Processing and quality of glutinous rice**. 272 f. Tese. (Doutorado em Tecnologia Alimentar) - Escola de Agroicultura e Ciências da Saúde, Universidade de Queensland, 2018. Disponível em: <<https://core.ac.uk/>>. Acesso em: 10 jan. 2024

NHS. **Office of Dietary Supplements - Chromium.** Disponível em: <<https://ods.od.nih.gov/factsheets/Chromium-HealthProfessional/>>. Acesso em: 20 fev. 2022.

NIH. **Dietary Reference Intakes for vitamin A, vitamin K, arsenic, boron, chromium, copper, iodine, iron, manganese, molybdenum, nickel, silicon, vanadium, and zinc.** [s.l.] Dietary Reference Intakes, 2002.

NIH. **Office of Dietary Supplements - Copper.** Disponível em: <<https://ods.od.nih.gov/factsheets/Copper-HealthProfessional/>>. Acesso em: 9 fev. 2024.

NOVOTNY, J. A.; PETERSON, C. A. Molybdenum. **Adv Nutr**, Rockville, v. 9, n. 3, p. 272–273, 1 maio 2018.

OLI, P. *et al.* Synchrotron X-ray Fluorescence Microscopy study of the diffusion of iron, manganese, potassium and zinc in parboiled rice kernels. **LWT**, Amsterdam, v. 71, p. 138–148, 1 set. 2016.

PENG, H. *et al.* Comparisons of heavy metal input inventory in agricultural soils in North and South China: A review. **Sci. Total Environ.**, Amsterdam, v. 660, p. 776–786, 10 abr. 2019.

PERALTA-VIDEA, J. R. *et al.* The biochemistry of environmental heavy metal uptake by plants: Implications for the food chain. **Int. J. Biochem. Cell Biol**, Amsterdam, v. 41, n. 8, p. 1665–1677, 1 ago. 2009.

PERES, T. V. *et al.* “Manganese-induced neurotoxicity: a review of its behavioral consequences and neuroprotective strategies”. **BMC Pharmacol Toxicol**, London, v. 17, n. 1, p. 57, 4 nov. 2016.

PILCHIN, A. N. **Iron and its unique role in Earth evolution**. [s.l.] UNAM, 2006. v. 9

PLUMLEE, K. H. Toxicosis from agricultural chemicals. **Clinical Techniques in Equine Practice**, Amsterdam. v. 1, n. 2, p. 94–97, 1 jun. 2002.

PROM-U-THAI, C. *et al.* Effect of Grain Morphology on Degree of Milling and Iron Loss in Rice. **Cereal Chem.**, New Jersey, v. 84, n. 4, p. 384–388, 2007.

PUSHCHAROVSKY, D. Y. Iron and its compounds in the Earth’s core: New data and ideas. **Geochem. Int.**, Berlim, v. 57, p. 941–955, 2019.

RAHIM, M. A. *et al.* Photochemistry, Functional Properties, Food Applications, and Health Prospective of Black Rice. **J. Chem.**, New Jersey, v. 2022, p. e2755084, 14 out. 2022.

RAYMAN, M. P. Selenium intake, status, and health: a complex relationship. **Hormones**, Berlim, v. 19, n. 1, p. 9–14, 1 mar. 2020.

RODRÍGUEZ-ARZUAGA, M. *et al.* Impacts of degree of milling on the appearance and aroma characteristics of raw rice. **J. Sci. Food Agric**, New Jersey, v. 96, n. 9, p. 3017–3022, 2016.

RUNGE, J. *et al.* Multi-element rice grains analysis by ICP OES and classification by processing types. **Food Chem.**, Amsterdam, v. 271, p. 419–424, 15 jan. 2019.

SAHA, S. K.; PATHAK, N. N. Mineral Nutrition. Em: SAHA, S. K.; PATHAK, N. N. (Eds.). **Fundamentals of Animal Nutrition**. Singapore: Springer, 2021. p. 113–131.

SALIM-UR-REHMAN *et al.* Efficacy of Non-heme Iron Fortified Diets: A Review. **Crit. Rev. Food Sci. Nutr.**, London, v. 50, n. 5, p. 403–413, 1 maio 2010.

SARANGAPANI, C. *et al.* Effect of low-pressure plasma on physico-chemical properties of parboiled rice. **LWT**, Amsterdam, v. 63, n. 1, p. 452–460, 1 set. 2015.

SARIS, N.-E. L. *et al.* Magnesium: An update on physiological, clinical and analytical aspects. **Clin. Chim. Acta**, Amsterdam, v. 294, n. 1, p. 1–26, 1 abr. 2000.

SATPATHY, D.; REDDY, M. V.; DHAL, S. P. Risk Assessment of Heavy Metals Contamination in Paddy Soil, Plants, and Grains (*Oryza sativa* L.) at the East Coast of India. **BioMed Res. Int**, New Jersey, v. 2014, p. e545473, 3 jun. 2014.

SAYATO, Y.; NAKAMURO, K.; HASEGAWA, T. [Selenium methylation and toxicity mechanism of selenocystine]. **Yakugaku zasshi**, [s.l.], v. 117, n. 10–11, p. 665–672, 1 nov. 1997.

SCAGLIONI, P. T. *et al.* Availability of free and bound phenolic compounds in rice after hydrothermal treatment. **J. Cereal Sci.**, Amsterdam, v. 60, n. 3, p. 526–532, 1 nov. 2014.

SCUTARAȘU, E. C.; TRINCĂ, L. C. Heavy Metals in Foods and Beverages: Global Situation, Health Risks and Reduction Methods. **Foods**, Basel, v. 12, n. 18, set. 2023.

SERIES, T. F. Mercury, lead, cadmium, tin and arsenic in food. **Food Safety**, New Jersey, v. 1, p. 1–13, 2009.

SHAHRIAR, S.; PAUL, A. K.; RAHMAN, M. M. Removal of Toxic and Essential Nutrient Elements from Commercial Rice Brands Using Different Washing and Cooking Practices: Human Health Risk Assessment. **Int. J. Environ. Res. Public Health**, Basel, v. 19, n. 5, p. 2582, jan. 2022.

SHARAFI, K. *et al.* Advantages and disadvantages of different pre-cooking and cooking methods in removal of essential and toxic metals from various rice types- human health risk assessment in Tehran households, Iran. **Ecotoxicol Environ Saf**, Amsterdam, v. 175, p. 128–137, 15 jul. 2019.

SHARIATIFAR, N. *et al.* Assessment of Rice Marketed in Iran with Emphasis on Toxic and Essential Elements; Effect of Different Cooking Methods. **Biol. Trace Elem. Res.**, Berlim, v. 198, n. 2, p. 721–731, 1 dez. 2020.

SHEQWARA, J.; ALKHATIB, Y. Sideroblastic anemia secondary to zinc toxicity. **Blood**, Washington, v. 122, n. 3, p. 311, 1 jul. 2013.

SHI, Z. *et al.* Rice Grain Cadmium Concentrations in the Global Supply-Chain. **Expo. Health.**, Berlim, v. 12, n. 4, p. 869–876, 1 dez. 2020.

SHRAIM, A. M. Rice is a potential dietary source of not only arsenic but also other toxic elements like lead and chromium. **Arab. J. Chem.**, Amsterdam, v. 10, p. S3434–S3443, 1 maio 2017.

SIGRIST, M. *et al.* Total arsenic in selected food samples from Argentina: Estimation of their contribution to inorganic arsenic dietary intake. **Food Chem.**, Amsterdam, v. 210, p. 96–101, 1 nov. 2016.

SILVA, D. G. DA *et al.* Determination of the mineral composition of Brazilian rice and evaluation using chemometric techniques. **Analytical Methods**, London, v. 5, n. 4, p. 998–1003, 31 jan. 2013.

SINICROPI, M. S. *et al.* Chemical and biological properties of toxic metals and use of chelating agents for the pharmacological treatment of metal poisoning. **Arch. Toxicol.**, Berlim, v. 84, n. 7, p. 501–520, 1 jul. 2010.

SKALNAYA, M. G.; SKALNY, A. V. **Essential trace elements in human health: a physician's view**. Tomsk: Publishing House of Tomsk State University, v. 224, p. 1–222, 2018.

SMEDLEY, P. L.; KINNIBURGH, D. G. Molybdenum in natural waters: A review of occurrence, distributions and controls. **Appl. Geochem.**, Amsterdam, v. 84, p. 387–432, 1 set. 2017.

STAHL, T. *et al.* Evaluation of human exposure to aluminum from food and food contact materials. **Eur Food Res Technol**, Berlim, v. 244, n. 12, p. 2077–2084, 1 dez. 2018.

TATAHMENTAN, M. *et al.* Toxic and Essential Elements in Rice and Other Grains from the United States and Other Countries. **Int. J. Environ. Res. Public Health**, Basel, v. 17, n. 21, p. 8128, jan. 2020.

TESCHKE, R. Aluminum, Arsenic, Beryllium, Cadmium, Chromium, Cobalt, Copper, Iron, Lead, Mercury, Molybdenum, Nickel, Platinum, Thallium, Titanium, Vanadium, and Zinc: Molecular Aspects in Experimental Liver Injury. **IJMS**, Basel, v. 23, n. 20, p. 12213, jan. 2022.

TIEKINK, E.; GIELEN, M. (EDS.). **Metallotherapeutic Drugs and Metal-Based Diagnostic Agents: The Use of Metals in Medicine**. West Sussex: Wiley, 2005.

TINKOV, A. A. *et al.* Cadmium and atherosclerosis: A review of toxicological mechanisms and a meta-analysis of epidemiologic studies. **Environ. Res.**, Amsterdam, v. 162, p. 240–260, abril 2018.

TOGNON, A.L. **Quantificação e avaliação da bioacessibilidade in vitro de micro e macroelementos em frutas, hortaliças e cereais**. 2012. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

TOLEDO, M. C. *et al.* Exposure to Inorganic Arsenic in Rice in Brazil: A Human Health Risk Assessment. **Int. J. Environ. Res. Public Health**, Basel, v. 19, n. 24, p. 16460, jan. 2022.

ULLAH, A. *et al.* Effective Amendments on Cadmium, Arsenic, Chromium and Lead Contaminated Paddy Soil for Rice Safety. **Agronomy**, Basel, v. 10, n. 3, p. 359, mar. 2020.

URIU-ADAMS, J. Y.; KEEN, C. L. Copper, oxidative stress, and human health. **Mol Aspects Med.**, Amsterdam, v. 26, n. 4, p. 268–298, 1 ago. 2005.

US EPA. **Iron and Compounds**. Reports & Assessments. Disponível em: <https://cfpub.epa.gov/ncea/pprtv/chemicalLanding.cfm?pprtv_sub_id=1773>. Acesso em: 8 fev. 2024.

US EPA. **Slope Factors (SF) from US EPA**. Disponível em: <http://www.popstoolkit.com/tools/HHRA/SF_USEPA.aspx>. Acesso em: 7 jun. 2024.

US EPA. **Cobalt**. Reports & Assessments. Disponível em: <https://cfpub.epa.gov/ncea/pprtv/chemicalLanding.cfm?pprtv_sub_id=1655>. Acesso em: 8 fev. 2024.

US EPA NATIONAL CENTER FOR ENVIRONMENTAL. **Arsenic, Inorganic CASRN 7440-38-2**. Reports & Assessments. Disponível em: <https://iris.epa.gov/ChemicalLanding/&substance_nmbr=278>. Acesso em: 8 fev. 2024.

US EPA, O. **Selenium and Compounds CASRN 7782-49-2**. Disponível em: <https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance_nmbr=472>. Acesso em: 8 fev. 2024.

US EPA, O. **Manganese CASRN 7439-96-5.** Disponível em: <https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicallanding.cfm?substance_nmbr=373>. Acesso em: 8 fev. 2024.

US EPA, O. **Chromium(VI) CASRN 18540-29-9.** Disponível em: <https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicallanding.cfm?substance_nmbr=144>. Acesso em: 8 fev. 2024.

US EPA, O. **Zinc and Compounds CASRN 7440-66-6.** Disponível em: <https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicallanding.cfm?substance_nmbr=426>. Acesso em: 8 fev. 2024.

US EPA, O. **Arsenic, Inorganic CASRN 7440-38-2.** Disponível em: <https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance_nmbr=278&forceAssessmentTab=true>. Acesso em: 2 nov. 2021.

USEPA. A risk assessment–multi way exposure spread sheet calculation tool. 1999.

USMAN, K.; AL-GHOUTI, M. A.; ABU-DIEYEH, M. H. Phytoremediation: halophytes as promising heavy metal hyperaccumulators. **Heavy Met**, v. 27, n. 7378, p. 10–5772, 2018.

VANCE, T. M.; CHUN, O. K. Zinc Intake Is Associated with Lower Cadmium Burden in US Adults1, 2, 3. **AJCN**, Amsterdam, v. 145, n. 12, p. 2741–2748, 1 dez. 2015.

WANG, C.-C. *et al.* Heavy metal(loid)s in agriculture soils, rice, and wheat across China: Status assessment and spatiotemporal analysis. **Sci. Total Environ.**, Amsterdam, v. 882, p. 163361, 15 jul. 2023.

WERDEMBERG DOS SANTOS, L. C. *et al.* Health Hazard Assessment Due to Slimming Medicinal Plant Intake. **Biol. Trace Elem. Res.**, Berlim, v. 200, n. 3, p. 1442–1454, 1 mar. 2022.

WHO. Guidelines for drinking-water quality fourth edition. **WHO Chron**, v. 38, n. 4, p. 104–108, 2011.

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=2859>>. Acesso em: 6 out. 2020.

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=298>>. Acesso em: 6 out. 2020.

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.

WILLIAMS, M. *et al.* Toxicological Profile for Manganese. 2012.

XIA, R. *et al.* Chemical fractions of trace metals in atmospheric wet and dry deposition and contribution to rice root and foliar uptake. **PLANT SOIL**, Berlim, v. 494, n. 1, p. 285–299, 1 jan. 2024.

XIE, L. *et al.* Rice Grain Morphological Characteristics Correlate with Grain Weight and Milling Quality. **Cereal Chem.**, New Jersey, v. 90, n. 6, p. 587–593, 2013.

XIE, L. H. *et al.* The cadmium and lead content of the grain produced by leading Chinese rice cultivars. **Food Chem.**, Amsterdam, v. 217, p. 217–224, 15 fev. 2017.

XIONG, C. *et al.* Transport of arsenolipids to the milk of a nursing mother after consuming salmon fish. **Trace Elem Med Biol**, Amsterdam, v. 61, p. 126502, 1 set. 2020.

YAO, B.-M.; CHEN, P.; SUN, G.-X. Distribution of elements and their correlation in bran, polished rice, and whole grain. **Food sci. nutr.**, New Jersey, v. 8, n. 2, p. 982–992, 2020.

YOKEL, R. A.; SJÖGREN, B. Chapter 1 - Aluminum. Em: NORDBERG, G. F.; COSTA, M. (Eds.). **Handbook on the Toxicology of Metals**. 5 ed. [s.l.] Academic Press, 2022. p. 1–22.

ZAKARIA, Z. *et al.* Understanding Potential Heavy Metal Contamination, Absorption, Translocation and Accumulation in Rice and Human Health Risks. **Plants**, Basel, v. 10, n. 6, p. 1070, jun. 2021.

ZENG, F. *et al.* Heavy Metal Contamination in Rice-Producing Soils of Hunan Province, China and Potential Health Risks. **Int. J. Environ. Res. Public Health**, Basel, v. 12, n. 12, p. 15584–15593, dez. 2015.

ZHANG, H. *et al.* Identification and Verification of Quantitative Trait Loci Affecting Milling Yield of Rice. **Agronomy**, Basel, v. 10, n. 1, p. 75, jan. 2020.

ZHANG, H. *et al.* Genome-Wide Identification and Genetic Variations of the Starch Synthase Gene Family in Rice. **Plants**, Basel, v. 10, n. 6, p. 1154, jun. 2021.

ZHANG, S. *et al.* Phenolic profiles and bioactivities of different milling fractions of rice bran from black rice. **Food Chem.**, Amsterdam, v. 378, p. 132035, 1 jun. 2022.

ZHOU, H.; XIA, D.; HE, Y. Rice grain quality—traditional traits for high quality rice and health-plus substances. **Molecular Breeding**, Berlim, v. 40, n. 1, p. 1, 17 dez. 2019.

ZHOU, J. *et al.* The bioavailability and contribution of the newly deposited heavy metals (copper and lead) from atmosphere to rice (*Oryza sativa* L.). **J. Hazard. Mater**, Amsterdam, v. 384, p. 121285, 15 fev. 2020.

ZWOLAK, A. *et al.* Sources of Soil Pollution by Heavy Metals and Their Accumulation in Vegetables: a Review. **Water, Air, & Soil Pollution**, Berlim, v. 230, n. 7, p. 164, 6 jul. 2019.

Rosa, R., Granja Arakaki, D., Melo, E. *et al.* Determination of Selected Metals and Metalloids in Different Types of Rice by Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectrometry (ICP-OES). *Biol Trace Elem Res* (2024). <https://doi.org/10.1007/s12011-024-04284-4>

<https://link.springer.com/article/10.1007/s12011-024-04284-4>

Biological Trace Element Research
https://doi.org/10.1007/s12011-024-04284-4

RESEARCH



Determination of Selected Metals and Metalloids in Different Types of Rice by Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectrometry (ICP-OES)

Rafaela Rosa^{1,2} · Daniela Granja Arakaki^{1,2} · Elaine Melo^{1,3} · Luana Leite¹ · Hugo Pereira¹ · Kassia Roberta Nogueira da Silva¹ · Rita de Cássia Avellaneda Guimarães² · Karine de Cássia Freitas² · Priscilla Aiko Hiane² · Danielle Bogo² · Geraldo Damasceno⁴ · Marta Aratuzza Pereira Ancel¹ · Ademir da Silva Alves Junior² · Valtér Aragão do Nascimento^{1,2}

Received: 29 April 2024 / Accepted: 15 June 2024

© The Author(s), under exclusive license to Springer Science+Business Media, LLC, part of Springer Nature 2024

Abstract

Pantanal is a unique biome located in Brazil, with diverse fauna and flora, being home to native species such as the rice types *Oryza latifolia* and *Oryza rufipogon*. Rice is a staple food for two-thirds of the population, with increasing consumption, especially in Asia, regions of Sub-Saharan Africa, countries in the Caribbean, and Latin America. The per capita rice consumption had an average consumption of 160 g/day. However, rice consumption may lead to the intake of other harmful substances to health, such as toxic metals/metalloids. The determination of potential hazards in native species is crucial in maintaining the local population in good health. In this study, we determined the concentration of essential elements and potentially toxic elements in seven different types of Brazilian rice grains, including the two Pantanal native species *O. latifolia* and *O. rufipogon*, using ICP-OES to identify their nutritional richness or potential toxicity. The contaminant with the highest HQ levels was chromium, with an HQ above one only in the native species. All species (commercial and native) showed carcinogenic risk considering inorganic arsenic. Rice exhibits duality in its classification, providing nutritional content and leading people to potential risks of overexposure to toxic elements. While rice can be part of a healthy and nutritious diet, more studies should be conducted on avoiding or remedying contamination with toxic elements.

Keywords Rice · Hazard quotient · Hazard index · Carcinogenic risk · Toxicity

Introduction

Pantanal is a unique biome located in Brazil's central-western region, with a proximate area of 150,000 km² in the Upper Paraguay River Basin, encompassing several environments with open water, ground, perennial, and floating vegetation [1]. Having this multitude of conditions, Pantanal comprises diverse flora, including an area for grassy-woody Savannah (flooded grassland) with coarse grasses and wild species, such as *Oryza* spp. [2].

Some areas in Pantanal where rice grows are called "arrozeais" and are flooded for 7–10 months a year. The deluge depends on floodwaters from the north. The arrozeais areas have monodominant stands of *Oryza latifolia* Desv. (Poaceae) and *Oryza rufipogon* Griff. with other species, such as *Leersia hexandra* Sw. and *Hymenocallis amplexicaulis* (Rudge) Nees [3].

✉ Valtér Aragão do Nascimento
aragao90@hotmail.com

¹ Group of Spectroscopy and Bioinformatics Applied Biodiversity and Health (GEBIAHS), Graduate Program On Health and Development in West Central Region, School of Medicine, Federal University of Mato Grosso Do Sul, UFMS, Campo Grande 79070-900, Brazil

² Graduate Program On Health and Development in West Central Region, School of Medicine, Federal University of Mato Grosso Do Sul, UFMS, Campo Grande 79070-900, Brazil

³ School of Medicine, State University of Mato Grosso Do Sul, UFMS, Campo Grande 79115-898, Brazil

⁴ Graduate Program On Vegetal Biology, Federal University of Mato Grosso Do Sul, UFMS, Campo Grande 79070-900, Brazil