

CONTAMINAÇÃO E TOXICIDADE DE HIDROCARBONETOS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS EM QUEIJOS

Henrique Barbosa Rocha^a, Renata Santana Lorenzo Raices^a, Simone Lorena Quiterio
de Souza^a

^aInstituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio de Janeiro.

RESUMO

Leite e derivados estão diariamente presentes na dieta humana, sendo importantes constituintes de uma alimentação adequada. O queijo, derivado do leite, é fonte de cálcio, ácidos graxos e aminoácidos essenciais. A produção de queijo é complexa, compreendendo diversificadas etapas de transformações químicas, físicas e bioquímicas interligadas. O consumo de diversos tipos de queijos tem sido observado como um produto para degustação, tanto cru como preparado de diversas formas podendo ser assado, grelhado, tostado ou defumado. Nesse preparo, em muitos casos, utiliza-se combustível para aquecimento, que no processo de queima incompleta pode gerar contaminantes químicos. Agências reguladoras de fiscalização ambiental e de alimentos, tem apontado indício de formação e exposição humana a Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA) em leite e derivados, visto que tais substâncias possuem a capacidade de provocar processos mutagênicos, carcinogênico e genotóxicos.

Palavras-chave: Queijo; Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos; Segurança alimentar; Toxicidade.

1. INTRODUÇÃO

Segundo a Agência Internacional de Pesquisas em Câncer (IARC), o consumo de alimentos de origem animal processados e cozidos na forma assada, grelhada, tostada ou defumada podem expor os consumidores a compostos tóxicos, como os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA), gerados pela queima incompleta de matéria orgânica, ou combustão incompleta de substâncias químicas (pirólise), que podem causar prejuízos a saúde a longo prazo, visto os efeitos carcinogênicos, mutagênicos e teratogênicos causados por tais compostos.

Os HPA são contaminantes que podem estar presentes em leite e derivados, seja por contaminação oriunda da matéria-prima, isto é, direta quando ocorre a contaminação do leite ou indireta pelo processamento do leite e seus derivados (Luz *et al.*, 2016).

Diversos alimentos (Mozafer *et al.*, 2019; Luz *et al.*, 2016) e em específico o queijo (Fasano *et al.*, 2016; Gul *et al.*, 2015; Esposito *et al.*, 2015; Aydinol & Ozcan, 2013) tem sido preparado e ingerido de forma assada, grelhada, frita, tostada ou defumada. Em alguns tipos de processamento, o processo de combustão incompleta pode acarretar uma alta probabilidade a intoxicações.

Diante deste cenário, este trabalho tem como objetivo dar uma visão geral sobre o processo de contaminação durante o processamento e os perigos toxicológicos ao homem devido a presença de contaminantes orgânicos em queijos, como os HPA.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Tal pesquisa é de natureza exploratória, bibliográfica, descritiva e documental, cujo objetivo foi analisar pesquisas relevantes, possibilitando conclusões gerais a respeito da toxicidade em função da produção e preparo dos alimentos, em específico, queijo.

A busca de artigos consistiu em consulta às seguintes bases de periódicos: *Science direct*, Portal de Periódicos do CAPES, Google Acadêmico e SciELO, utilizando

Alimentos: Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente – Vol.3 – N.1

as palavras-chave: hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, toxicidade e queijo. E, buscas diretas em sites de órgãos nacionais e internacionais como FAO, OMS, ANVISA, MAPA acessando relatórios e legislações.

3. HIDROCARBONETOS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS (HPA)

A contaminação de alimentos também tem sido alvo de estudos e uma preocupação para diversos órgãos de fiscalização sanitária. Diversos grupos de alimentos processados, como laticínios e outros, devido aos distintos processos de cozimento e técnicas de processamento, como torrefação, grelhar, defumar, aquecer continuamente a altas temperaturas, secar, cozimento por aquecimento ôhmico, contribuem para a formação de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA). O nível de HPA depende de fatores como distância da fonte de calor, combustível utilizado, nível de processamento, duração e método de cozimento, enquanto processos como reutilização, concentração, prensagem e armazenamento aumenta a quantidade de HPA em algumas matrizes alimentícias, como em derivados lácteos e carnes processadas (Singh & Varshney & Agarwal, 2016; Ledesma & Rendueles & Díaz, 2016).

3.1 FORMAÇÃO E CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DOS HPA

Os HPA são compostos orgânicos que fluorescem, formados por dois ou mais anéis aromáticos fundidos, apresentando ou não substituintes ou ramificações nas cadeias dos anéis. Com alta solubilidade em solventes, que tende a diminuir com o aumento da massa molecular, sendo insolúveis em água. Na temperatura ambiente estão adsorvidos em material sólido, podendo variar desde moléculas semi-voláteis até moléculas com alto ponto de ebulição. São quimicamente inertes no ambiente, estando sujeitos a reações de fotodegradação, reações oxidação com nitrogênio, ácido nítrico, óxidos de enxofre, ácido sulfúrico, ozônio e radicais hidroxil e alquila (Purcaro *et al.*, 2013; Rey-Salgueiro *et al.*, 2008).

Os HPA representam uma ampla classe de compostos gerados por ação da pirólise de material orgânico, e com grande relevância na contaminação ambiental, encontrando-se frequentemente na fração orgânica de material particulado

pulverizado (Ishizaki *et al.*, 2010; Caruso & Alaburda, 2008; WHO, 1998; Ciecierska & Obiedzinski, 2010).

Os HPA podem ser classificados também conforme o número de anéis aromáticos. Aqueles com poucos anéis aromáticos (2 e 3 anéis), de baixa peso molecular, e caracterizam fontes diretas derivada do petróleo. Estes apresentam maior solubilidade e potencial pouco menor de causar toxicidade aguda em organismos aquáticos e os com maior número de anéis aromáticos (4, 5 e 6 anéis), alto peso molecular, caracterizando fontes de origem pirolíticas (Ishizaki *et al.*, 2010).

Além de serem formados por meio da pirolise de matéria orgânica, existem mecanismos de origens diversas não bem elucidadas, porém, sabe-se que se desencadeiam através de reações de polimerização de radicais livres em múltiplas etapas, até produzir anéis aromáticos condensados. A formação destes compostos depende de distintos fatores como, tipo de concentração substâncias orgânicas na massa biológica, oxigênio presente e disponível livremente, pressão de vapor ideal e aquecimento como forma principal de agitação molecular para formação de radicais devido a cisão inter e intramolecular. Dessa maneira a concentração de HPA aumenta de forma linear com índices de temperatura entre 400 a 1000°C (Caruso & Alaburda, 2008).

3.2 HPA EM QUEIJOS

A ocorrência de HPA tem sido observado em alimentos devido a poluição ambiental (Rose *et al.*, 2015; WHO, 2005), o processamento dos alimentos e o cozimento (assar, grelhar e fritar) (Zhang *et al.*, 2010), com base nisso, diversos estudos têm voltado o foco quanto a presença de HPA em uma diversidade de matrizes alimentícias (Colón *et al.*, 2022; Yan *et al.*, 2022; Kiani *et al.*, 2021; Racovita *et al.*, 2020; Veiga *et al.*, 2014; Martorell *et al.*, 2010; Rey-Salgueiro *et al.*, 2008).

Naccari *et al.* (2008) realizaram um estudo com queijo provolone defumado, onde as concentrações de HPA por meio de defumação natural (lenha de eucalipto) foi superior (B(a)P: 0,46-1,13 $\mu\text{g kg}^{-1}$ e B(a)A: 1,38-9,29 $\mu\text{g kg}^{-1}$) aos encontrados em

amostras aromatizadas *Liquid-smoked* (defumação líquida) (B(a)P: 0,085-0,32 $\mu\text{g kg}^{-1}$; B(a)A: 1,20-2,98 $\mu\text{g kg}^{-1}$).

Guillén *et al.* (2011) determinaram a concentração de HPA em amostras de queijo defumado Herreño, avaliando a interferência da altura. Foram detectados nos queijos defumados B(a)A, Chry + trifenileno em todas as amostras defumadas e especialmente naquelas onde os queijos foram colocados exatamente na pluma da fumaça.

Luzardo *et al.* (2014) avaliaram a presença de HPA em queijos dos mercados da Espanha, obtendo uma concentração moderada de B(a)P de 4,8 ng g^{-1} , aproximadamente o dobro da concentração pesquisada em amostras de leite.

Segundo Esposito *et al.* (2015), seis HPA foram determinados em Mussarela defumada de Bufalo da Campana, onde técnicas diferentes de defumações foram comparadas para avaliar o risco associado ao consumo desses queijos, enfatizando a idéia de que fabricantes de produtos utilizam a defumação líquida, mas não recomendam que a casca de tais produtos seja ingerida. A mussarela defumada com palha de trigo apresentou níveis de contaminação por HPA que foram muito variáveis, onde valores aceitáveis de B(a)P e B(a)A foram detectados, mesmo que limites de HPA nesse tipo de matriz não sejam definidos por agências reguladoras sanitárias, entretanto, as concentrações do 4 Σ HPA (benzo(a)pireno (BaP), benzo(a)antraceno (BaA), benzo(b)fluoranteno (BbF) e criseno (Chry)), que para OMS podem causar câncer, foram preocupantes.

Gul *et al.* (2015), demonstraram que no processo de defumação em queijo Circassiano há vários fatores que podem afetar e potencializar a formação de HPA, como a temperatura, o tipo de combustível, a concentração de oxigênio livre e o tipo de defumação. O B(a)P, foi encontrado em 90 % e 30 % das amostras de queijo defumado e não defumado, respectivamente.

Rocha *et al.* (2020) realizaram estudo em amostras de queijo de coalho (QC) preparadas em churrasqueiras usando como combustível o carvão vegetal em diferentes alturas (5, 15 e 20 cm). De acordo com os resultados encontrados, as concentrações de HPA nas diferentes alturas variaram na faixa de 78,1 a 833 $\mu\text{g kg}^{-1}$. A legislação brasileira referente aos aromatizantes/aromas de fumaça em

alimentos, aponta o valor de $0,03 \mu\text{g kg}^{-1}$ para benzo(a) pireno. Pode-se inferir que o valor encontrado neste estudo ($h = 20 \text{ cm}$) é cerca de 4348 vezes superior ao valor limite. O $\Sigma 4\text{HPA}$ também alcançou valores médios muito superiores ($541,6 \mu\text{g kg}^{-1}$) ao nível máximo fixado para vários produtos alimentares no regulamento europeu. Comparando-se com o estudo de Naccari *et al.* (2008), as concentrações foram de 115 a 406 vezes superiores para B(a)P e de 16 a 50 vezes superiores para B(a)A. Embora não existam ainda limites máximos estabelecidos (Brasil e Europa), estes valores do $\Sigma 4\text{HPAs}$ é muito elevado e constitui um risco grave para a saúde dos consumidores.

Racovita *et al.* (2021) avaliaram amostras de diferentes tipos de queijo, onde verificou-se que nos queijos investigados os HPA encontrados na maioria das amostras foram fenantreno, naftaleno e fluoreno, enquanto o somatório $4\Sigma\text{HPA}$ representava apenas cerca de 10 % do total de HPA.

Veiga *et al.* (2014), Rose *et al.* (2015) e Esposito *et al.* (2015) destacaram a importância do monitoramento de HPA, como o do B(a)P mais os $4\Sigma\text{HPAs}$ de relevância toxicológicas comprovadas, quando estes são ingeridos através dos alimentos defumados e outros tipos de preparo de alimentos a altas temperaturas como: grelhar, fritar, assar e tostar, por tempo prolongado pode ser um risco potencial de contaminação de HPAs em seres humanos.

3.3 TOXICIDADE DOS HPAS

Segundo a Organização Mundial de Saúde, por serem altamente lipofílicos, os HPA são dissolvidos rapidamente e transportados por lipoproteínas das membranas celulares no organismo humano. Desta forma, podem ser encontradas em vários órgãos, especialmente em tecido adiposo e no trato gastro-intestinal, devido a reabsorção do produto na excreção hepatobiliar. Dados do mesmo órgão indicam que os HPA podem causar efeitos sistêmicos no organismo como, anemias agudas, náuseas, vômitos, distúrbios neurológicos, letargias e dermatites diversas (WHO, 1998).

A Agência de Proteção Ambiental Americana (EPA), a Comissão Europeia, a Organização Mundial de Saúde (OMS) e a IARC adotaram ações de regulação e monitoramento de 16 HPA (Benzo(a)pireno, Dibenzo(a,h)antraceno, **Alimentos: Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente – Vol.3 – N.1**

Benzo(a)antraceno, Benzo(b)fluoranteno, Benzo(k)fluorantheno, Indeno(1,2,3-c,d)pireno, Acenafteno, Acenaftileno, Antraceno, Benzo(g,h,i)perileno, Criseno, Fluoranteno, Flureno, Naftaleno, Fenantreno e Pireno), verificando também a abordagem da margem de exposição (ME) de B(a)P e outros HPA, poluentes orgânicos persistentes e bioacumuladores (Parrish *et al.*, 2006; EFSA, 2008; WHO, 2016; IARC, 2012)

O fato da presença dos HPA no ambiente em concentrações ínfimas, foi relatado por diversos estudos em epidemiologia constatando-se que grande parte desses compostos são mutagênicos, sendo também, considerados potencialmente genotóxicos e carcinogênicos para os humanos (Brody *et al.*, 2007; Lee & Shim, 2007; Yoon *et al.*, 2007).

A ocorrência doméstica e industrial de HPA nos alimentos, deve-se as técnicas de preparação e processamento de alimentos ou à entrada na cadeia alimentar quando culturas ou plantas são cultivadas em solo contaminado ou por deposição sobre material particulado ou acumulam-se na superfície cerosa de vegetais e frutas (Duedahl-Olesen, 2013; Agarcia *et al.*, 2014). Também são evidenciados, formas de vida marinha como os peixes vivos em águas contaminadas. Os riscos significativos de câncer têm sido amplamente aceitos como preocupação de saúde pública, associados aos alimentos contaminados com HPA, especialmente quando liberados da queima doméstica de carvão e madeira, da fumaça do tabaco e óleo de cozinha. Estudos toxicológicos demonstraram certos HPA são geradores de efeitos mutagênicos, genotóxicos, teratogênicos, imunotóxicos, causadores de doenças cardiovasculares, metabólicas, como Diabetes tipo 2 e neurológicas (Huang & Penning, 2014; Matsuda & Shimomura, 2013; Khalil *et al.*, 2010; Hou *et al.*, 2017; Hou *et al.*, 2016; Alshaarawy *et al.*, 2014; Kim *et al.*, 2013; Alshaarawy *et al.*, 2013).

A toxicidade dos HPA pode ser avaliada com base nos modelos matemáticos propostos por Lee *et al.* (2018), com base nas recomendações da OMS e EPA. Onde pode-se avaliar a Ingestão Diária Crônica (CDI) com base na exposição ao B(a)P em concentrações de alto nível, expressas em $\mu\text{g Kg}^{-1}$, a Margem de Exposição (MOE) ao longo da vida adulta de um indivíduo, o risco de exposição aos HPA conjunto a

capacidade destes compostos em causar câncer com base na expectativa de vida de uma população (ILCR) e a equivalência tóxica ao B(a)P (TEQ).

Segundo Lee *et al.* (2018) cada HPA possui um nível de toxicidade particular, o Fator de Equivalência Tóxica Individual (TEF). Desse modo, as concentrações de cada HPA são calculadas como equivalentes ao B(a)P, para expressar a potência tóxica relativa em comparação a esta substância, já que a mesma é conhecida e comprovada como tóxica e carcinogênica.

O equivalente tóxico da concentração de B(a)P (TEQ_{BaP} – Equação 1) é obtido através da multiplicação entre a concentração de cada HPA e o seu TEF, conforme recomendado pela FAO / WHO (2005):

$$TEQ_{BaP} = \sum_{i=1}^n C_i \times TEF_i \quad (1)$$

Onde [C_i], refere-se à concentração individual de cada HPA encontrada em alimento; TEF é o Fator de Equivalência Tóxica Individual de cada HPA conforme descrito no estudo de Lee *et al.* (2018).

Para avaliar a exposição pela ingestão de HPA na dieta humana Lee *et al.* (2018) adotou o modelo de cálculo medindo a CDI. O nível diário de exposição humana aos 8HPA (Benzo(a)antraceno, Criseno Benzo(b)fluoranteno, Benzo(k)fluoranteno, Benzo(a)pireno, DiBenzo(a,h)antraceno, Benzo(g,h)perileno, Indeno(1,2,3-c,d)pireno)) é calculado obtendo-se a soma total do nível de ingestão cumulativa ao longo da vida. Nesse caso, para carcinogênicos conhecidos, baseou-se no pressuposto de que uma dose elevada recebida ao longo de um período curto de exposição é equivalente a uma dose baixa distribuída ao longo da vida. O CDI segundo Lee *et al.* (2018) pode ser calculado pela seguinte Equação 2:

$$CDI = \sum_{i=1}^n \frac{CF_i \times IR_i \times ED}{BW \times AD} \quad (2)$$

Onde:

Alimentos: Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente – Vol.3 – N.1

CDI= Ingestão Diária Crônica

CFi= Nível de TEQ total de 8HPA em alimento, em $\mu\text{g Kg}^{-1}$

IRi= Ingestão média diária de alimento, em g dia^{-1}

BW= Peso médio corporal, em kg

ED= Tempo de exposição em vida adulta

AD: Tempo de vida médio ou expectativa de vida média

MOE é a caracterização do risco em causar danos, proposta pela OMS (WHO, 1998), e o ILCR é tempo de vida acrescido do risco em causar câncer recomendado pela EPA (EPA, 1991). Esses índices foram utilizados por Lee *et al.* (2018) para avaliação do risco em causar câncer com base no nível de exposição ao longo da vida. As Equações de MOE (equação 3) e ILCR (equação 4) são as seguintes:

$$MOE = \frac{BMDL}{CDI} \quad (3)$$

$$ILCR = CDI \times \text{Risco do B(a)P de causar câncer} \quad (4)$$

Onde, BMDL= limite de confiança da menor dose, estimado experimentalmente pelo Σ 8HPAs em $\text{mg Kg}^{-1} \text{BW dia}^{-1}$ (EFSA, 2008)

Risco do B(a)P de causar câncer = Determinado pela capacidade de causar câncer com base nos testes em animais, em $\text{mg kg}^{-1} \text{BW dia}^{-1}$

A EFSA EPA (2008) propõe uma classificação quanto aos valores de MOE e ILCR conforme demonstrado nas Tabelas 1 e 2:

Tabela 1. Faixa dos MOE segundo EFSA (2008).

MOE
<10,000 possivelmente preocupante
10.000 e 100.000 denota baixa preocupação
> 100.000 implica insignificante preocupação

> 1.000.000 significa preocupação desprezível

Fonte: Lee *et al.* (2018).

Tabela 2. Faixa dos valores de ILCR segundo EPA (2005).

ILCR	
$< 10^{-6}$	risco aceitável ou sem consequência
$10^{-6} \sim 10^{-4}$	risco potencial
$> 10^{-4}$	sério ou grave risco

Fonte: Lee *et al.* (2018).

Lee *et al.* (2018) estudaram dez grandes grupos de alimento na Coreia. Os HPA foram detectados em 20 produtos alimentares de 7 grandes grupos alimentares (cereais, frutos secos, fruta, carne, peixe, bebidas e condimentos) e após os cálculos de toxicidade concluíram que o risco de causar câncer era baixo.

Rocha *et al.* (2020) realizaram estudo em amostras de QC preparadas em churrasqueira e os valores de toxicidade mostraram que a exposição humana aos HPA na preparação e consumo de QC é classificada como um risco grave ou risco potencial de causar câncer nos seres humanos, sendo > 83% para Benzo(a)pireno e > 69% para DiBenzo(a,h)antraceno, os compostos com o mais elevado índice de carcinogenicidade, logo risco potencial para a saúde dos consumidores.

4. CONCLUSÃO

A estimativa sobre a toxicidade que poderiam causar pelas concentrações de B(a)P e outros HPA, corroboram para que novas pesquisas e análises de HPA envolvendo produtos alimentícios industriais ou artesanais, bem como o modo de preparo destes de forma segura para a alimentação humana sejam realizadas.

Ainda assim, seriam necessários mais estudos em relação a quantidade de HPA que são liberados e adsorvidos em uma matriz alimentícia, e o quanto de ingestão diária por alimento seria capaz de causar efeitos tóxicos ao organismo humano. Visto que, a ação destes compostos é silenciosa, e de mecanismos metabólicos acumulativos e prejudiciais à saúde, manifestando-se a longo prazo, ou mesmo em gerações futuras.

Agradecimentos

FAPERJ (APQ1) e PROCIÊNCIA/IFRJ.

5. REFERÊNCIAS

Agarcia, L. P. et al. (2014). Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos em alimentos: uma revisão. Publicação Eletrônica Revista de Medicina Veterinária, 8: 2292-2450.

Alshaarawy, O. et al. (2013). Polycyclic aromatic hydrocarbon biomarkers and serum markers of inflammation: a positive association that is more evident in men. *Environmental Research*, 126: 98-104.

Alshaarawy, O. et al. (2014). Urinary polycyclic aromatic hydrocarbon biomarkers and diabetes mellitus. *Occupational & Environmental Medicine*, 101987.

Aydinol, P. & Ozcan, T. (2013). The effect of natural and liquid smokes on the benzo[a]pyrene content and quality parameters of Circassian cheese. *International Journal of Dairy Technology*. 66(4).

Brody, J. G. et al. (2007). Environmental pollutants and breast cancer. *Cancer*, 109 (S12): 2667-2711.

Caruso, M. S. F. & Alaburda, J. (2008). Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos - benzo(a)pireno: uma revisão. *Revista Instituto Adolfo Lutz*, 67 (1).

Ciecierska, M. & Obiedzinski, M. W. (2010). Polycyclic aromatic hydrocarbons in infant formulae, follow-on formulae and baby foods available in the Polish market. *Food Control* 21: 1166–1172.

Palacios Colón, L., Rascón, A. J. & Ballesteros, E. (2022). Trace-Level Determination of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Dairy Products Available in Spanish Supermarkets by Semi-Automated Solid-Phase Extraction and Gas Chromatography–Mass Spectrometry Detection. *Foods*, 11: 713.

Duedahl-Olesen, L. (2013). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in foods. In: *Persistent Organic Pollutants and Toxic Metals in Foods*, p. 308-333.

EFSA, European Food Safety Authority. (2008). Scientific opinion of the panel on contaminants in the food chain on a request from the European commission on polycyclic aromatic hydrocarbons in food. *The Journal European Food Safety Authority*, 724: 1 - 114.

EPA, U. S. (2005). *Guidelines for carcinogen risk assessment*. Washington, DC.

Esposito, M., Citro, A., Marigliano, L., Urbani, V., Seccia, G., Marotta, M. P. & Clara De Nicola, C. de. (2015). Influence of different smoking techniques on contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons in traditional smoked Mozzarella di Bufala Campana. *International Journal of Dairy Technology*, 68(1).

FAO/WHO, World Health Organization. (2005). Joint FAO/WHO expert committee on food additives. Sixty-fourth meeting. Roma, p. 8 - 17.

Fasano, E. et al. (2016). Detection of polycyclic aromatic hydrocarbons in smoked buffalo mozzarella cheese produced in Campania Region, Italy. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 96(5):1704-1708.

Guillén, M. D. et al. (2011). Contamination of cheese by polycyclic aromatic hydrocarbons in traditional smoking. Influence of the position in the smokehouse on the contamination level of smoked cheese. *Journal of Dairy Science*, 94(4): 1679-1690.

Gul, O., Dervisoglu, M., Mortas, M., Aydemir, O., Ilhan, E. & Kubra Aksehir, K. (2015). Evaluation of polycyclic aromatic hydrocarbons in Circassian cheese by high-performance liquid chromatography with fluorescence detection. *Journal of Food Composition and Analysis*, 37:82–86.

Hou, J. et al. (2016). Combined effect of urinary monohydroxylated polycyclic aromatic hydrocarbons and impaired lung function on diabetes. *Environmental Research*, 148: 467-474.

Hou, J. et al. (2017). Exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons and central obesity enhanced risk for diabetes among individuals with poor lung function. *Chemosphere*, 185: 1136-1143, 2017.

Huang, M. & Penning, T. M. (2014). Processing contaminants: polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Encyclopedia of Food Safety*. DOI: 10.1016/B978-0-12-378612-8.00212-2

International Agency for Research on Cancer, IARC. (2012). *Agents Classified by the International Agency for Research on Cancer*. Monographs. v. 1-103. Last updated 22 February, 2012.

Ishizaki, A. et al. (2010). Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in food samples by automated on-line in-tube solid-phase microextraction coupled with high-performance liquid chromatography-fluorescence detection. *Journal of Chromatography A.*, 1217: 5555–5563.

Kiani, A., Ahmadloo, M., Moazzen, M., Shariatifar, N., Shahsavari, S., Arabameri, M., ... & Abdel-Wahhab, M. A. (2021). Monitoring of polycyclic aromatic hydrocarbons and probabilistic health risk assessment in yogurt and butter in Iran. *Food Science & Nutrition*, 9(4): 2114–2128.

Khalil, A. et al. (2010). Polycyclic aromatic hydrocarbons potentiate high-fat diet effects on intestinal inflammation. *Toxicology Letters*, 196 (3):161-167.

Kim, K. H. et al. (2013). A review of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their human health effects. *Environment International*, 60: 71-80.

Lee, B. M. & Shim, G. A. (2007). Dietary exposure estimation of benzo [a] pyrene and cancer risk assessment. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 70(15-16): 1391-1394.

Ledesma, E., Rendueles, M. & Díaz, M. (2016). Contamination of meat products during smoking by polycyclic aromatic hydrocarbons: Processes and prevention. *Food Control*, 60: 64-87.

Lee, J., Jeong, J., Park, S., & Lee, K. (2018). Monitoring and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in processed foods and their raw materials. *Food Control*, 92: 286–292.

Luz, R. L. F. de et al. (2016). Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) em leite e derivados: contaminação e influência na saúde dos consumidores. *Revista Eletrônica Acervo Saúde/Electronic Journal Collection Health*, 2178: 2091.

Luzardo, O. P. et al. (2014). Assessment of the exposure to organochlorine pesticides, PCBs and PAHs in six species of predatory birds of the Canary Islands, Spain. *Science of The Total Environment*, 472: 146-153.

Martorell, I., Perelló, G., Martcid, R., Castell, V., Llobet, J. M. & Domingo, J. L. (2010). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in foods and estimated PAH intake by the population of Catalonia, Spain: Temporal trend. *Environment International*, 36:424–432.

Matsuda, M. & Shimomura, I. (2013). Increased oxidative stress in obesity: implications for metabolic syndrome, diabetes, hypertension, dyslipidemia, atherosclerosis, and cancer. *Obesity Research & Clinical Practice*, 7(5): e330-e341.

Mozaner L.Q., Almeida A.P. & Silva S.A. Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos: uma revisão sobre metodologias de análise e níveis de contaminação em produtos cárneos defumados. *Revista Instituto Adolfo Lutz*. São Paulo, 2019,78:e1779

Naccari, C., Cristani, M., Licata, P. & Giofrè, F. (2008). Levels of benzo[a]pyrene and benzo[a]anthracene in smoked "Provola" cheese from Calabria (Italy). *Food additives & Contaminants: Part b*, 1 (1): 78-84

Parrish, Z. D. et al. (2006). Accumulation of weathered polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by plant and earthworm species. *Chemosphere*, 64(4): 609-618.

Purcaro, G. et al. (2013). Overview on polycyclic aromatic hydrocarbons: occurrence, legislation, and innovative determination in foods. *Talanta*, 105: 292-305.

Racovita, RC, Secuianu, C., & Israel-Roming, F. (2021). Quantification and risk assessment of carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in retail smoked fish and smoked cheeses. *Food Control*, 121:107586.

Racovita, R., Secuianu, C., Ciucă, M. D., & Israel-Roming, F. (2020). Effects of Smoking Temperature, Smoking Time, and Type of Wood Sawdust on Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Accumulation Levels in Directly Smoked Pork Sausages. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 68; 9530–9536.

Rey-Salgueiro, L. et al. (2008). Effects of toasting procedures on the levels of polycyclic aromatic hydrocarbons in toasted bread. *Food Chemistry*, 108: 607–615.

Rocha, H.B., da Silva, A.C.R., Balthazar, C.F., Guimarães, J.T., Freitas, M.Q., Esmerino, E.A., ... & Quiterio, S.L. (2020). Charcoal-barbecued Coalho cheese: An investigation on the formation and ingestion of polycyclic aromatic hydrocarbons. *LWT - Food Science and Technology*, 124: 109186.

Rose, M. et al. (2015). Investigation into the formation of PAHs in foods prepared in the home to determine the effects of frying, grilling, barbecuing, toasting and roasting. *Food and Chemical Toxicology*, 78: 1-9.

Singh, L., Varshney, J. G. & Agarwal, T. (2016). Polycyclic aromatic hydrocarbons formation and occurrence in processed food. *Food chemistry*, 199: 768-781.

Veiga, L. L. A. et al. (2014). Quantification of polycyclic aromatic hydrocarbons in toasted guaraná (*Paullinia cupana*) by high-performance liquid chromatography with a fluorescence detector. *Food chemistry*, 152: 612-618.

WHO, World Health Organization. (1998). *Selected non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons*. Environment Health Criteria. n. 202. In W. H. Organization, Edição Genova.

WHO, World Health Organization. (2016). *Toxicity equivalence factors for marine biotoxins associated with bivalve molluscs*. In: Toxicity equivalence factors for marine biotoxins associated with bivalve molluscs.

Yan, K., Li, W., & Wu, S. (2022). Dietary exposure and risk assessment of European Union priority (EU 15+1) polycyclic aromatic hydrocarbons from milks and milk powders in China. (2022). *Journal Dairy Science*, 105.

Yoon, E. *et al.* (2007). Estimation of excess cancer risk on time-weighted lifetime average daily intake of PAHs from food ingestion. *Human and Ecological Risk Assessment*, 13(3): 669-680.

Zhang, H., Xue, M. & Dai, Z. (2010). Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in aquatic products by HPLC-fluorescence. *Journal of Food Composition and Analysis*, 23(5): 469-474.