

**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO**

**FACULDADE DE CIÊNCIAS FARMACÊUTICAS DE RIBEIRÃO PRETO**

**IZABELA GUERRA PEREIRA**

**Avaliação da exposição e caracterização de risco associado  
ao consumo de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos  
presentes em alimentos cárneos entre a população adulta da  
cidade de Ribeirão Preto, São Paulo.**

**Ribeirão Preto  
2020**

**IZABELA GUERRA PEREIRA**

**Avaliação da exposição e caracterização de risco associado ao consumo de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos presentes em alimentos cárneos entre a população adulta da cidade de Ribeirão Preto, São Paulo.**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Toxicologia da Faculdade de Ciências Farmacêuticas de Ribeirão Preto/USP para obtenção do Título de Mestre em Ciências

Área de Concentração: Toxicologia.

**Orientadora:** Profa. Dra. Alessandra Vincenzi Jager

**Versão corrigida da Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Toxicologia no dia 24/04/2020. A versão original encontra-se disponível na Faculdade de Ciências Farmacêuticas de Ribeirão Preto/USP**

**Ribeirão Preto  
2020**

AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Pereira, Izabela Guerra

Avaliação da exposição e caracterização de risco associado ao consumo de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos presentes em alimentos cárneos entre a população adulta da cidade de Ribeirão Preto, São Paulo.

Dissertação de Mestrado, apresentada à Faculdade de Ciências Farmacêuticas de Ribeirão Preto/USP – Área de concentração: Toxicologia

Orientador: Jager, Alessandra Vincenzi

1. Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos. 2. caracterização de risco. 3. avaliação de risco. 4. Carne 5. Margem de exposição. 6. Incremental Lifetime Cancer Risk.

## FOLHA DE APROVAÇÃO

Nome do autor: Izabela Guerra Pereira

Título do trabalho: Avaliação da exposição e caracterização de risco associado ao consumo de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos presentes em alimentos cárneos entre a população adulta da cidade de Ribeirão Preto, São Paulo.

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Toxicologia da Faculdade de Ciências Farmacêuticas de Ribeirão Preto/USP para obtenção do Título de Mestre em Ciências

Área de Concentração: Toxicologia.

Aprovado em:

Banca Examinadora

Prof. Dr. \_\_\_\_\_

Instituição: \_\_\_\_\_ Assinatura: \_\_\_\_\_

\_\*

Prof. Dr. \_\_\_\_\_

Instituição: \_\_\_\_\_ Assinatura: \_\_\_\_\_

Prof. Dr. \_\_\_\_\_

Instituição: \_\_\_\_\_ Assinatura: \_\_\_\_\_

## AGRADECIMENTOS

À Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Alessandra Vincenzi Jager pela orientação, compreensão e dedicação ao longo desse período, instruindo sempre com muita firmeza, atenção e afabilidade, tornando aquela lista pessoal de inspirações um pouco mais longa.

Ao meu pai por cada dia na estrada longe de casa a fim de propiciar boas condições de aprendizagem a mim e aos meus irmãos. À minha mãe por cada grito à beira da mesa para que fizéssemos as tarefas escolares. À minha irmã por me ajudar nessas mesmas tarefas escolares. Ao meu irmão por me acompanhar quando decidíamos que brincar na rua seria mais produtivo do que as tarefas de casa, e ao meu primo/irmão pelo apoio e inspiração.

À Áurea por auxiliar e disponibilizar o liofilizador.

Ao Prof. Dr. Roberto Santana pelo empréstimo de parte do equipamento, sem o qual parte dessa pesquisa não se realizaria.

Às pessoas mais do que especiais, Leiane, Nanda, Alan e Claudio por me suportarem e apoiarem. Aos companheiros de laboratório Gabi, Mavi, Thayná e Júnior, que estão sempre com sorriso no rosto tornando o dia a dia mais leve.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento e Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

O presente trabalho foi realizado com apoio de Projeto Pesquisa Regular FAPESP (Processo 2016/09794-8)

Tudo é uma questão de manter a mente  
quieta, a espinha ereta e o coração tranquilo.

Walter Franco

## RESUMO

PEREIRA, IZABELA GUERRA. **Avaliação da exposição e caracterização de risco associado ao consumo de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos presentes em alimentos cárneos entre a população adulta da cidade de Ribeirão Preto, São Paulo.** 2020. 95f. Dissertação (Mestrado). Faculdade de Ciências Farmacêuticas de Ribeirão Preto – Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2020.

Os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) constituem uma classe de compostos orgânicos caracterizados por uma estrutura de átomos de carbono e hidrogênio formando dois ou mais anéis fundidos sem a presença de heteroátomo ou substituinte. A Agência Internacional de Pesquisa sobre Câncer (IARC) classifica o Benzo(a)Pireno (BaP) como carcinógeno em humanos (Grupo 1), benzo(a)antraceno (BaA), criseno (Chr) e benzo(b)fluoranteno (BbF), são classificados como possíveis carcinógenos humano (Grupo 2B). O objetivo deste trabalho foi avaliar a incidência dos HPA4 (BaA, Chr, BbF e BaP) em alimentos preparados com carnes bovina e de frango prontos para o consumo, com a finalidade de estimar os níveis de exposição da população adulta da cidade de Ribeirão Preto a estes compostos através da sua ingestão, bem como caracterizar o risco associado a esta exposição. Cem amostras (n = 100) de alimentos cárneos foram coletadas no comércio local e as concentrações de HPA4 determinadas empregando a Cromatografia Líquida de Alta Performance com detecção por fluorescência. As estimativas de consumo dos alimentos cárneos foram obtidas pela aplicação de um Questionário Quantitativo de Frequência de Consumo de Alimentos a 386 voluntários. Os resultados da concentração de BaP variaram entre < LOD e 3,1  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , enquanto a somatória de HPA4 variou entre < LOD e 45,9  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ . A Margem de Exposição (MoE) e a Margem de Exposição Combinada (MoET) foram empregadas para caracterizar o risco à exposição ao BaP e aos HPA4, respectivamente. A MoET estimada para os altos consumidores de produtos cárneos apresentou valores abaixo do valor de referência (10.000), o que é considerado prioridade para as ações de gerenciamento de risco. O Risco Incremental de Câncer ao Longo da Vida (ILCR) também foi calculado e os valores obtidos indicaram que a exposição aos HPAs pelo consumo dos alimentos cárneos avaliados não representa risco prioritário, embora os valores obtidos para os altos consumidores podem representar risco em potencial. Estudos adicionais incluindo diferentes classes de alimentos podem ser realizadas para ampliar as estimativas de exposição da população a estes contaminantes.

Palavras-chave: Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos; Caracterização da exposição; Avaliação de risco; carne; Margem de Exposição; Risco Incremental de Câncer ao Longo da Vida.

## ABSTRACT

PEREIRA, IZABELA GUERRA. **Assessment of exposure and risk characterization associated with the consumption of polycyclic aromatic hydrocarbons present in meat foods among the adult population of the city of Ribeirão Preto, São Paulo**. 2020. 95f. Dissertation (Master). Faculdade de Ciências Farmacêuticas de Ribeirão Preto – Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2020.

Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) constitute a class of organic compounds characterized by a structure of carbon and hydrogen atoms forming two or more fused rings without the presence of a heteroatom or substituent. The International Agency for Research on Cancer (IARC) classifies Benzo(a)Pyrene (BaP) as a carcinogen in humans (Group 1), Benzo(a)Anthracene (BaA), Chrysene (Chr) and Benzo(b)Fluoranthene (BbF), are classified as possible human carcinogens (Group 2B). This study aimed to evaluate the incidence of HPA4 (BaA, Chr, BbF, and BaP) in foods prepared with beef and chicken meat ready for consumption, to estimate the exposure levels of the adult population in the city of Ribeirão Preto to these compounds through ingestion, as well as characterizing the risk associated with this exposure. One hundred samples ( $n = 100$ ) of meat foods were collected in the local market, and the HPA4 concentrations determined using High-Performance Liquid Chromatography with fluorescence detection. Meat consumption estimates were obtained by applying a Quantitative Food Consumption Frequency Questionnaire to 386 volunteers. The results of the BaP concentration varied between  $<LOD$  and  $3.1 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , while the sum of HPA4 varied between  $<LOD$  and  $45.9 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ . The Exposure Margin (MoE) and the Combined Exposure Margin (MoET) were used to characterize the risk of exposure to BaP and HPA4, respectively. The estimated MoET for high consumers of meat products showed values below the reference value (10,000), which is considered a priority for risk management actions. The Incremental Risk of Lifelong Cancer (ILCR) was also calculated, and the values obtained indicated that the exposure to PAHs by the consumption of the evaluated meat foods does not represent a priority risk. However, results observed for the high consumers may pose a potential risk. Additional studies, including different classes of foods, can be carried out to expand the population's exposure estimates to these contaminants.

**Keywords:** Polycyclic Aromatic Hydrocarbons; Exposure characterization; Risk assessment; Meat; Margin of Exposure; Incremental Lifetime Cancer Risk.



## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> - Nomenclatura e fórmula estrutural dos 16 HPAs descritos para o monitoramento ambiental segundo a US-EPA .....	4
<b>Figura 2</b> - Regulação da atividade do Receptor de Aril Hidrocarboneto .....	6
<b>Figura 3</b> - Regiões moleculares dos HPAs importantes toxicologicamente. Estão representadas a região de baía, região estereoquimicamente impedida (por isso chamada de pseudo fiorde), região de fiorde e região K.....	7
<b>Figura 4</b> - Vias de metabolização do Benzo(a)Pireno.....	8
<b>Figura 5</b> - Três principais vias da ativação metabólica a HPAs carcinogênicos.....	9
<b>Figura 6</b> - Descrição genérica dos componentes de uma avaliação de risco, segundo a Comissão Codex Alimentarius.....	14
<b>Figura 7</b> - Regiões de coleta de amostras cárneas prontas para consumo na cidade de Ribeirão Preto - SP .....	37
<b>Figura 8</b> - Fluxograma do processo de extração para determinação dos HPAs.....	40
<b>Figura 9</b> - Cromatograma da análise de uma amostra de carne bovina grelhada (traço azul) e da mesma amostra fortificada com 2,5 ng.g <sup>-1</sup> de BaA, Chr, BbF e BaP (traço vermelho).....	48
<b>Figura 10</b> - Cromatograma da análise de uma amostra de carne de frango grelhada (traço azul) e da mesma amostra fortificada com 2,5 ng.g <sup>-1</sup> de BaA, Chr, BbF e BaP (traço vermelho).....	48
<b>Figura 11</b> - Voluntários do sexo feminino e as faixas etárias em estudo .....	49
<b>Figura 12</b> - Voluntários do sexo masculino e as faixas etárias em estudo.....	49
<b>Figura 13</b> - Gráfico Box-plot do consumo de carne bovina e de frango entre mulheres e homens, em g.dia <sup>-1</sup> .....	50
<b>Figura 14</b> - Consumo semanal de carne bovina e de frango entre a população feminina e masculina, em g.semana <sup>-1</sup> .....	51

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> - Propriedades físico-químicas dos HPA16 prioritários segundo a US-EPA 3	
<b>Tabela 2</b> - Limites máximos permitidos pela legislação europeia para os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos em produtos alimentícios.....	12
<b>Tabela 3</b> - Limites máximos permitidos para hidrocarbonetos policíclicos aromáticos na Austrália, Nova Zelândia, Canadá, China e Brasil .....	13
<b>Tabela 4</b> - Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos formados a partir de carboidratos, aminoácidos e ácidos graxos aquecidos a 500 °C e 700 °C ( $\mu\text{g}\cdot 50 \text{ g}^{-1}$ ) .....	18
<b>Tabela 5</b> - Concentrações de HPA4 e BaP em carne bovina e carne de frango submetidas à diferentes formas de preparo.....	19
<b>Tabela 6</b> - Estudos de determinação de HPAs em alimentos no Brasil (2002 – 2019) .....	26
<b>Tabela 7</b> - Faixa de linearidade e coeficientes de variação de tempo de migração e área do pico para as soluções utilizadas na curva analítica. ....	45
<b>Tabela 8</b> – Resultados de <i>p</i> -valor para os testes estatísticos aplicados para as curvas analíticas.....	46
<b>Tabela 9</b> - Resultados de validação do método analítico para determinação de BaA, Chr, BbF e BaP em amostras de frango grelhado.....	46
<b>Tabela 10</b> - Resultados de validação do método analítico para determinação de BaA, Chr, BbF e BaP em amostras de carne bovina grelhada.....	47
<b>Tabela 11</b> - Estimativa de consumo dos alimentos cárneos avaliados considerando os 386 participantes da pesquisa .....	52
<b>Tabela 12</b> - Estimativa de consumo dos alimentos cárneos avaliados considerando somente os participantes do sexo feminino.....	52
<b>Tabela 13</b> - Estimativa de consumo dos alimentos cárneos avaliados considerando somente os participantes do sexo masculino .....	53
<b>Tabela 14</b> - Estimativa de consumo da carne bovina e de frango obtidas com a aplicação do QQFCA estratificado por idade e gênero.....	54
<b>Tabela 15</b> - Resultados de concentração de HPAs nas amostras de filé de frango grelhado.....	55
<b>Tabela 16</b> - Resultados de concentração de HPAs nas amostras de filé de frango empanado e frito.....	56

<b>Tabela 17</b> - Resultados de concentração de HPAs nas amostras de carne bovina grelhada.....	57
<b>Tabela 18</b> - Resultados de concentração de HPAs nas amostras de carne bovina na brasa.....	58
<b>Tabela 19</b> - Teste de Kruskal - Wallis para as medianas das concentrações de BaA, Chr, BbF, BaP e HPA4 determinadas nas amostras coletadas.....	60
<b>Tabela 20</b> - Estimativas de exposição ao BaP e aos HPA4 (ng.dia <sup>-1</sup> ) pela população adulta (n=386) de Ribeirão Preto considerando as concentrações médias dos HPAs nas amostras analisadas.....	61
<b>Tabela 21</b> - Estimativas de exposição ao BaP e aos HPA4 (ng.dia <sup>-1</sup> ) pela população adulta (n=386) de Ribeirão Preto considerando as concentrações máximas dos HPAs nas amostras analisadas.....	61
<b>Tabela 22</b> - Estimativas de exposição ao BaP e aos HPA4 (ng.dia <sup>-1</sup> ) pela população adulta feminina (n=227) de Ribeirão Preto considerando as concentrações médias dos HPAs nas amostras analisadas.....	63
<b>Tabela 23</b> - Estimativas de exposição ao BaP e aos HPA4 (ng.dia <sup>-1</sup> ) pela população adulta feminina (n=227) de Ribeirão Preto considerando as concentrações máximas dos HPAs nas amostras analisadas.....	63
<b>Tabela 24</b> - Estimativas de exposição ao BaP e aos HPA4 (ng.dia <sup>-1</sup> ) pela população adulta masculina (n=159) de Ribeirão Preto considerando as concentrações médias dos HPAs nas amostras analisadas.....	64
<b>Tabela 25</b> - Estimativas de exposição ao BaP e aos HPA4 (ng.dia <sup>-1</sup> ) pela população adulta masculina (n=159) de Ribeirão Preto considerando as concentrações máximas dos HPAs nas amostras analisadas.....	64
<b>Tabela 26</b> - Estimativas de exposição ao BaP e aos HPA4 (ng.kg <sup>-1</sup> pc.dia <sup>-1</sup> ) pela população adulta (n=386) de Ribeirão Preto considerando as concentrações médias dos HPAs nas amostras analisadas.....	66
<b>Tabela 27</b> - Estimativas de exposição ao BaP e aos HPA4 (ng.kg <sup>-1</sup> pc.dia <sup>-1</sup> ) pela população adulta (n=386) de Ribeirão Preto considerando as concentrações máximas dos HPAs nas amostras analisadas.....	66
<b>Tabela 28</b> - Estimativas de exposição ao BaP e aos HPA4 (ng.kg <sup>-1</sup> pc.dia <sup>-1</sup> ) pela população adulta feminina (n=227) de Ribeirão Preto considerando as concentrações médias dos HPAs nas amostras analisadas.....	67

<b>Tabela 29</b> - Estimativas de exposição ao BaP e aos HPA4 ( $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$ ) pela população adulta feminina ( $n=227$ ) de Ribeirão Preto considerando as concentrações máximas dos HPAs nas amostras analisadas.....	67
<b>Tabela 30</b> - Estimativas de exposição ao BaP e aos HPA4 ( $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$ ) pela população adulta masculina ( $n=159$ ) de Ribeirão Preto considerando as concentrações médias dos HPAs nas amostras analisadas.....	68
<b>Tabela 31</b> - Estimativas de exposição ao BaP e aos HPA4 ( $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$ ) pela população adulta masculina ( $n=159$ ) de Ribeirão Preto considerando as concentrações máximas dos HPAs nas amostras analisadas.....	68
<b>Tabela 32</b> - Valores de MoE para o BaP e MoET para os HPA4 considerando os diferentes perfis de consumo da população adulta ( $n=386$ ) e a concentração média dos HPAs nas amostras .....	70
<b>Tabela 33</b> - Valores de MoE para o BaP e MoET para os HPA4 considerando os diferentes perfis de consumo da população adulta ( $n=386$ ) e a concentração máxima dos HPAs nas amostras .....	70
<b>Tabela 34</b> - Valores de MoE para o BaP e MoET para os HPA4 considerando os diferentes perfis de consumo da população adulta feminina ( $n=227$ ) e a concentração média dos HPAs nas amostras.....	71
<b>Tabela 35</b> - Valores de MoE para o BaP e MoET para os HPA 4 considerando os diferentes perfis de consumo da população adulta feminina ( $n=227$ ) e a concentração máxima dos HPAs nas amostras.....	71
<b>Tabela 36</b> - Valores de MoE para o BaP e MoET para os HPA4 considerando os diferentes perfis de consumo da população adulta masculina ( $n=159$ ) e a concentração média dos HPAs nas amostras .....	72
<b>Tabela 37</b> - Valores de MoE para o BaP e MoET para os HPA4 considerando os diferentes perfis de consumo da população adulta masculina ( $n=159$ ) e a concentração máxima dos HPAs nas amostras .....	72
<b>Tabela 38</b> - Estimativas de ILCR considerando os diferentes perfis de consumo da população adulta ( $n=386$ ) e a concentração média dos HPAs nas amostras.....	73
<b>Tabela 39</b> - Estimativas de ILCR considerando os diferentes perfis de consumo da população adulta ( $n=386$ ) e a concentração máxima dos HPAs nas amostras.....	73

<b>Tabela 40</b> - Estimativas de ILCR considerando os diferentes perfis de consumo da população adulta feminina (n=227) e a concentração média dos HPAs nas amostras .....	74
<b>Tabela 41</b> - Estimativas de ILCR considerando os diferentes perfis de consumo da população adulta feminina (n=227) e a concentração máxima dos HPAs nas amostras .....	74
<b>Tabela 42</b> - Estimativas de ILCR considerando os diferentes perfis de consumo da população adulta masculina (n=159) e a concentração média dos HPAs nas amostras .....	74
<b>Tabela 43</b> - Estimativas de ILCR considerando os diferentes perfis de consumo da população adulta masculina (n=159) e a concentração máxima dos HPAs nas amostras.....	75

**LISTA DE EQUAÇÕES**

<b>Equação 1</b> - Ingestão Diária Crônica.....	15
<b>Equação 2</b> - Risco Incremental de Câncer ao Longo da Vida.....	16
<b>Equação 3</b> - Quociente de Equivalência Tóxica de BaP .....	17
<b>Equação 4</b> - Equação de Horwitz modificada.....	41

**LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS**

	Somatória de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos
ΣHPA	
ABIEC	Associação Brasileira das Indústrias Exportadoras de Carnes Bovinas
AC	Acenafteno
ACN	Acetonitrila
AhR	Receptor de Aril Hidrocarboneto
AKR	Aldo-ceto redutase
ALARA	Tão Baixo Quanto Razoavelmente Exequível
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
ATSDR	Agência para Registro de Substâncias Tóxicas e Doenças
BaA	Benzo[a]antraceno
BaP	Benzo[a]pireno
BbF	Benzo[b]fluoranteno
BghiP	Benzo[g,h,i]perileno
BkF	Benzo[k]fluoranteno
BMDL	Limite Inferior da Dose de Referência
C	Concentração
CAC	Comissão <i>Codex Alimentarius</i>
CAS	<i>Chemical Abstracts Service</i>
CDI	Ingestão Diária Crônica
CF	Fator de correção
Chr	Criseno
CV	Coeficiente de Variação
CYP450	Citocromo P450
DBA	Dibenzo[a,h]antraceno
DNA	Ácido desoxirribonucleico
NA	Naftaleno
AN	Antraceno
AC	Acenafteno
F	Fluoreno
FE	Fenantreno
FL	Fluoreno

PI	Pireno
d-SPE	Extração em Fase Sólida dispersiva
DP	Desvio padrão
ECR	Excesso de Risco ao Câncer
EFSA CONTAM	- Autoridade Europeia para Segurança Alimentar – Painel dos Contaminantes da Cadeia Alimentar
EH	Epóxido Hidrolase
FAO	Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação
GC-MS	Cromatografia Gasosa - Espectrometria de Massas
HPA	Hidrocarboneto Policíclico Aromático
HPA4	Refere-se ao benzo[a]pireno, benzo[a]antraceno, criseno e benzo[b]fluoranteno
HPA8	Refere-se a HPA4 e benzo[k]fluoranteno, dibenzo[a,h]antraceno, indeno[1,2,3-cd]pireno e benzo[g,h,i]perileno.
HPA16	Refere-se a HPA8 e acenafteno, acenaftaleno, antraceno, fluoranteno, fluoreno, fenantreno, pireno e naftaleno.
HPLC-FL	Cromatografia Líquida de Alta Eficiência com detector Fluorimétrico
IARC	Agência Internacional de Pesquisa em Câncer
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ID	Ingestão Diária
ILCR	Risco Incremental de Câncer ao Longo da Vida
IP	Indeno (1,2,3-c,d)pireno
K <sub>ow</sub>	Constante de partição octanol-água
LOD	Limite de Detecção
LOQ	Limite de Quantificação
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MoE	Margem de Exposição
MoET	Margem de Exposição Combinada
ND	Não detectado
n.e.	Não enzimática
NADH	Nicotinamida Adenina Dinucleotídeo
NADPH	Fosfato de Nicotinamida Adenina Dinucleotídeo
NOAEL	Nível Sem Efeitos Adversos Observados
NQO1	NADPH quinona oxiredutase
OECD/FAO	Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico/Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura



OMS	Organização Mundial da Saúde
POPs	Poluentes Orgânicos Persistentes
QQFCA	Questionário Quantitativo de Frequência de Consumo Alimentar
SF	Fator de Inclinação
SPE	Extração em Fase Sólida
T25	Dose que induz tumores em 25% da população em estudo
TCLE	Termo de Consentimento Livre e Esclarecido
TDS	Estudo de Dieta Total
TEF	Fator de Equivalência Tóxica
TEQBaP	Quociente de Equivalência Tóxica
TTC	Limiar de Preocupação Toxicológica
UHPLC-FL	Cromatografia Líquida de Alta Eficiência com detector Fluorimétrico
US-EPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
UV-VIS	Espectroscopia ultravioleta visível
WCRF	Fundo Mundial para Pesquisa em Câncer

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO .....	1
1.1. Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos.....	1
1.2. Toxicocinética e toxicodinâmica dos HPAs.....	2
1.3. Legislação em Relação à Presença de HPAs em Alimentos.....	10
1.4. Avaliação de Risco aos HPAs em Alimentos.....	13
1.5. Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos em Alimentos Cárneos.....	17
1.6. Estudos de Avaliação de HPAs em Alimentos no Brasil.....	22
1.7. Avaliações da Exposição aos HPAs Através da Dieta no Brasil.....	27
1.8. Avaliações Internacionais da Exposição aos HPAs Através da Dieta ..	28
2. OBJETIVOS .....	36
2.1 Objetivo Geral.....	36
2.2. Objetivos Específicos .....	36
3. MATERIAIS E MÉTODOS .....	37
3.1. Determinação de HPAs em Alimentos.....	37
3.1.1 Coleta das Amostras de Alimentos.....	37
3.1.2. Equipamentos e Coluna cromatográfica.....	38
3.1.3. Padrões Analíticos.....	38
3.1.4. Reagentes e Soluções .....	38
3.1.5. Preparo da Amostra .....	39
3.1.6. Parâmetros Cromatográficos.....	39
3.1.7. Procedimento de Extração .....	39
3.1.8. Avaliação do Desempenho do Método Analítico .....	40
3.2. Questionário Quantitativo de Frequência de Consumo Alimentar ..	42
3.3. Caracterização da Exposição aos HPAs .....	43
3.4. Caracterização de Risco aos HPAs.....	43
3.4.1. Margem de Exposição (MoE).....	44

3.4.2. Risco Incremental de Câncer ao Longo da Vida (ILCR) .....	44
3.5. Cálculos Estatísticos.....	45
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	45
4.1. Validação do Método Analítico .....	45
4.2. Estimativas de Consumo de Carne Bovina e Carne de Frango.....	48
4.3. Concentrações de HPAs nos Alimentos Cárneos.....	55
4.4. Avaliação da Exposição aos HPAs Presentes em Alimentos Cárneos	60
4.5. Caracterização de Risco aos HPAs Presentes em Alimentos Carne	69
4.5.1. Cálculos da MoE para o BaP e MoET para os HPA4.....	69
4.5.2. Estimativas do Risco Incremental de Câncer ao Longo da Vida .....	73
5. CONCLUSÕES .....	75
6. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS .....	76
7. BIBLIOGRAFIA.....	77
ANEXO A.....	92
APÊNDICE A.....	93
APÊNDICE B.....	95

## 1. INTRODUÇÃO

### 1.1. Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos

Os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) constituem uma classe de compostos caracterizados por uma estrutura de átomos de carbono e hidrogênio formando dois ou mais anéis fundidos, sem a presença de heteroátomo ou substituinte.<sup>1,2</sup>

Os HPAs são produzidos durante os processos de combustão e pirólise de fontes naturais e antropogênicas. Uma grande quantidade de HPAs é emitida no processamento do carvão, durante a combustão incompleta de matéria orgânica (madeira e combustíveis fósseis), da exaustão de veículos automotores e cigarros.<sup>2,3</sup> Incêndios florestais, vulcões e processos hidrotérmicos são fontes naturais de HPAs.<sup>2</sup> No Brasil estima-se que o desmatamento e a queima florestal são as fontes mais representativas de emissão de HPA no meio ambiente (60,1%), seguida da queima de biomassa em residências e indústrias (17,7%), e a exaustão de combustíveis fósseis (15,0%).<sup>4</sup>

A carcinogenicidade dos HPAs foi identificada em 1775 por Percival Pott. O médico londrino identificou a alta incidência de câncer de escroto em limpadores de chaminés e hipotetizou o viés causal entre a exposição à fuligem e os efeitos tóxicos observados.<sup>5</sup> Apesar das observações que mais tarde seriam confirmadas, não foi possível identificar o composto responsável pela toxicidade.

As observações de Percival Pott só foram comprovadas experimentalmente mais de um século depois quando os pesquisadores Yamagiwa e Ichikawa (1918), do Instituto de Patologia da Faculdade de Medicina da Universidade Imperial de Tóquio, confirmaram a carcinogenicidade do alcatrão de carvão por aplicação tópica em roedores e posterior observação da formação de câncer de pele.<sup>6</sup>

Os primeiros HPAs foram finalmente isolados de alcatrão de carvão pelos pesquisadores Kennaway e Hieger em 1930.<sup>7</sup> Eles também foram os primeiros a comprovar que o dibenzo[a,h]antraceno e o benzo[a]antraceno, isoladamente, são capazes de causar câncer. O benzo[a]pireno foi isolado pelo mesmo grupo de pesquisadores poucos anos depois.<sup>8</sup>

Os compostos formados por cinco ou mais anéis aromáticos são conhecidos como HPAs pesados, enquanto os que contêm menos que cinco anéis são denominados HPAs leves. As duas classes são representadas por compostos apolares e apresentam natureza lipofílica, embora os HPAs pesados sejam mais estáveis e tóxicos em comparação aos leves. HPAs de baixo peso molecular são facilmente dispersos na fase gasosa atmosférica devido sua alta pressão de vapor, enquanto os pesados são depositados na fase particulada. Os compostos com 4 anéis aromáticos podem ser dispersos em ambas as fases.<sup>9,10</sup>

As características físico-químicas como lipossolubilidade e longa meia-vida em sedimentos resultam em acúmulo tanto ambiental como nos tecidos moles de organismos vivos.<sup>11,12</sup> Segundo a Convenção sobre Poluição Atmosférica Transfronteiriça a Longo Prazo, responsável pelo monitoramento e controle de poluentes atmosféricos, os HPAs são Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs).<sup>13</sup> Esses compostos também estão entre as dez principais substâncias na lista de prioridades da Agência de Registro de Substâncias Tóxicas e Doenças (*Agency for Toxic Substances and Disease Registry, ATSDR*). O benzo[a]pireno (BaP), um dos compostos mais tóxicos da classe, é apresentado individualmente e aparece entre as dez principais dentre o conjunto de 275 substâncias.<sup>14</sup>

Desta forma, a ocorrência dos HPAs no ambiente é motivo de preocupação uma vez que a população em geral está exposta a estes compostos e a alimentação é uma das maiores fontes de exposição humana aos HPAs em indivíduos não fumantes e adultos não expostos ocupacionalmente.<sup>15,16,17,18,19,20</sup>

## 1.2. Toxicocinética e toxicodinâmica dos HPAs

Os HPAs entram no organismo humano por inalação, ingestão ou absorção pela pele com posterior distribuição para diversos órgãos. O grau de absorção pode, portanto, impedir que tanto substâncias tóxicas quanto farmacológicas ou nutricionais, atinjam concentrações biodisponíveis suficientes para desencadear uma resposta.<sup>21</sup>

Membranas celulares, embora apresentem características específicas adaptadas ao tecido a qual pertencem, mantêm similaridades. A estrutura básica proposta por Singer e Nicolson (1972) é composta por uma bicamada fosfolipídica,

contendo carboidratos e proteínas/glicoproteínas dispersas em toda a sua extensão chamada de “mosaico fluido”.<sup>22</sup> A lipossolubilidade dos HPAs é um importante fator nessa interação com a membrana celular, que devido a porção fosfolipídica apresenta característica apolar e contribui para que substâncias também apolares, como os HPAs, sejam transportados para o interior celular por difusão passiva.<sup>23</sup>

O coeficiente de partição octanol-água ( $K_{ow}$ ) é um parâmetro físico-químico importante e que pode prever a capacidade de transporte transmembrana de um composto. Este coeficiente tende a ser maior em HPAs “pesados”, indicando maior afinidade com lipídios e sugerindo o potencial de bioacumulação.<sup>24</sup> Entretanto, o peso molecular também influencia a absorção destes compostos, de forma que, HPAs leves são absorvidos mais facilmente.<sup>25</sup> Estas e outras características importantes dos 16 HPAs monitorados no ambiente pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (*United State Environmental Protection Agency*, US-EPA) estão apresentados na Tabela 1.

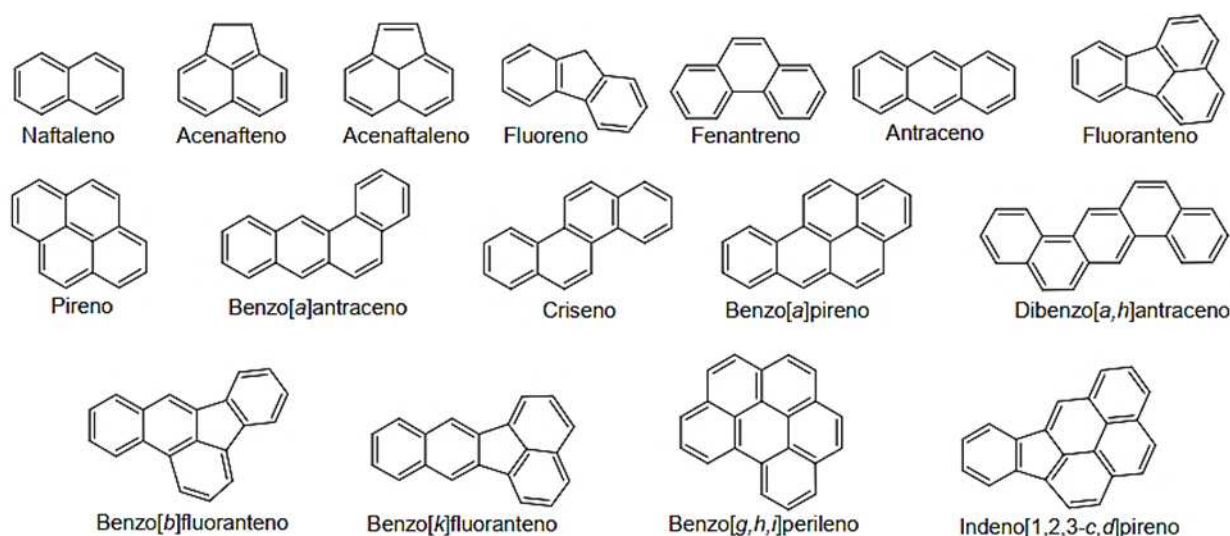
**Tabela 1** - Propriedades físico-químicas dos HPA16 prioritários segundo a US-EPA

Nome	Fórmula molecular <sup>24</sup>	Número de anéis	Massa Molar g.mol <sup>-1</sup>	$K_{ow}$ a 25°C <sup>26</sup>	CAS <sup>8</sup>
Naftaleno	C <sub>10</sub> H <sub>8</sub>	2	128,171	3,4	91-20-3
Acenafteno	C <sub>12</sub> H <sub>10</sub>	3	154,208	3,9	83-32-9
Acenaftaleno	C <sub>12</sub> H <sub>8</sub>	3	152,192	4,1	208-96-8
Fluoreno	C <sub>13</sub> H <sub>10</sub>	3	166,219	4,2	86-73-7
Antraceno	C <sub>14</sub> H <sub>10</sub>	3	178,229	4,5	120-12-7
Fenantreno	C <sub>14</sub> H <sub>10</sub>	3	178,229	4,6	85-01-8
Fluoranteno	C <sub>16</sub> H <sub>10</sub>	4	202,251	5,2	206-44-0
Pireno	C <sub>16</sub> H <sub>10</sub>	4	202,251	5,2	129-00-0
Criseno	C <sub>18</sub> H <sub>12</sub>	4	228,288	5,8	218-01-9
Benzo[a]antraceno	C <sub>18</sub> H <sub>12</sub>	4	228,288	5,8	56-55-3
Benzo[a]pireno	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	5	252,309	6,4	50-32-8
Benzo[b]fluoranteno	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	5	252,309	6,6	205-99-2
Indeno[1,2,3-cd]pireno	C <sub>22</sub> H <sub>12</sub>	6	276,331	6,6	193-39-5
Dibenzo[a,h]antraceno	C <sub>22</sub> H <sub>14</sub>	5	278,347	6,7	53-70-3
Benzo[k]fluoranteno	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	5	252,309	6,8	207-08-09
Benzo[g,h,i]perileno	C <sub>22</sub> H <sub>12</sub>	6	276,331	7	191-24-2

<sup>a</sup> Número de registro no *Chemical Abstracts Service (CAS)*

A Figura 1 apresenta a nomenclatura e a fórmula estrutural dos 16 HPAs monitorados pelo US-EPA.

**Figura 1** - Nomenclatura e fórmula estrutural dos 16 HPAs descritos para o monitoramento ambiental segundo a US-EPA



A pressão de vapor ( $25^{\circ}\text{C}$ ) apresenta correlação com o peso molecular do composto. Dessa forma, compostos com mais anéis aromáticos (pesados) tem baixa pressão de vapor e são mais facilmente contidos no material particulado atmosférico. De forma geral, os HPAs tem baixa solubilidade em água e essa característica faz com sejam principalmente encontrados adsorvidos em material em suspensão em colunas d'água ou sedimento.<sup>27</sup>

Na alimentação, a lipossolubilidade dos HPAs pode fazer com que sejam retidos pela matriz alimentar e excretados sem que haja absorção.<sup>28</sup> O consumo de fibras, por exemplo, pode impedir que os HPAs sejam absorvidos, assim como a presença de água também diminui a absorção intestinal.<sup>29</sup>

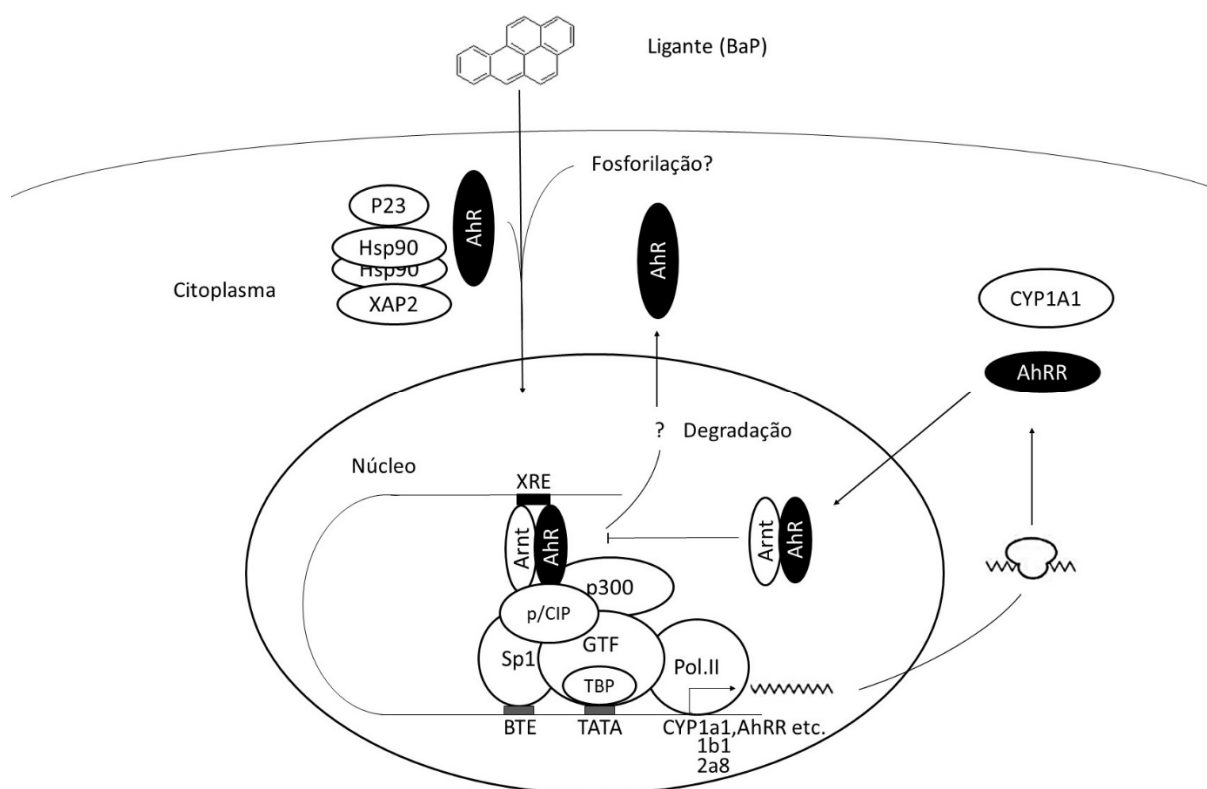
A bioacessibilidade gástrica dos HPAs geralmente é inferior à intestinal, dada a diferença de pH e a presença de bile. Estudo de Wang et al. (2010), demonstrou que a bioacessibilidade *in vitro* de HPAs presentes em peixes nas condições intestinais e gástrica é de 31,3% e 24,3%, respectivamente.<sup>30</sup> Independentemente da porção do trato gastrointestinal, os HPAs de baixo peso molecular foram substancialmente mais bioacessíveis do que os de alto peso molecular. Segundo Yu et al. (2012), ao estimar a porção bioacessível de HPAs em alimentos cárneos (carne bovina, suína, peixes e mariscos), a ingestão diária média de HPAs diminuiu em cerca de 65%, sendo o valor reduzido de  $848 \text{ ng.dia}^{-1}$  para  $297 \text{ ng.dia}^{-1}$ .<sup>18</sup>

Uma vez absorvida, essa porção agora chamada de biodisponível é susceptível a metabolização pré-sistêmica (intestinal e hepática). A mucosa intestinal é o tecido extra-hepático com maior diversidade e concentração de enzimas citocromo P450 (CYP). Existem 57 CYPs sequenciadas no genoma humana e um quarto está relacionada a metabolização de xenobióticos, porém, a expressão dessas enzimas apresenta variabilidade interindividual devido a polimorfismos genéticos, condições fisiopatológicas, agentes moduladores e a idade de um indivíduo.<sup>31</sup>

A CYP1A1 oxida uma série de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos principalmente no tecido hepático. Outras CYPs também apresentam esta capacidade como, por exemplo, a CYP1A2, CYP3A, CYP2C, CYP2B, CYP2D, entretanto, a principal CYP metabolizadora de HPAs em tecidos extra-hepáticos é a CYP1B1.<sup>32,33</sup> Além disso, os HPAs são capazes de induzir a transcrição de enzimas CYP450 através da ativação do Receptor de Aril Hidrocarboneto (AhR), este que é um fator de transcrição associado, entre outras funções, ao metabolismo de xenobióticos.

Diferenças de afinidade com a AhR estão associadas com capacidade de indução das CYPs e dessa forma com diferentes níveis de risco de câncer por exposição aos HPAs, uma vez que, a capacidade carcinogênica desses compostos é exercida por seus metabólitos ativados.<sup>34</sup> Na Figura 2 pode-se observar o processo de ativação do AhR por HPAs.



**Figura 2** - Regulação da atividade do Receptor de Aril Hidrocarboneto

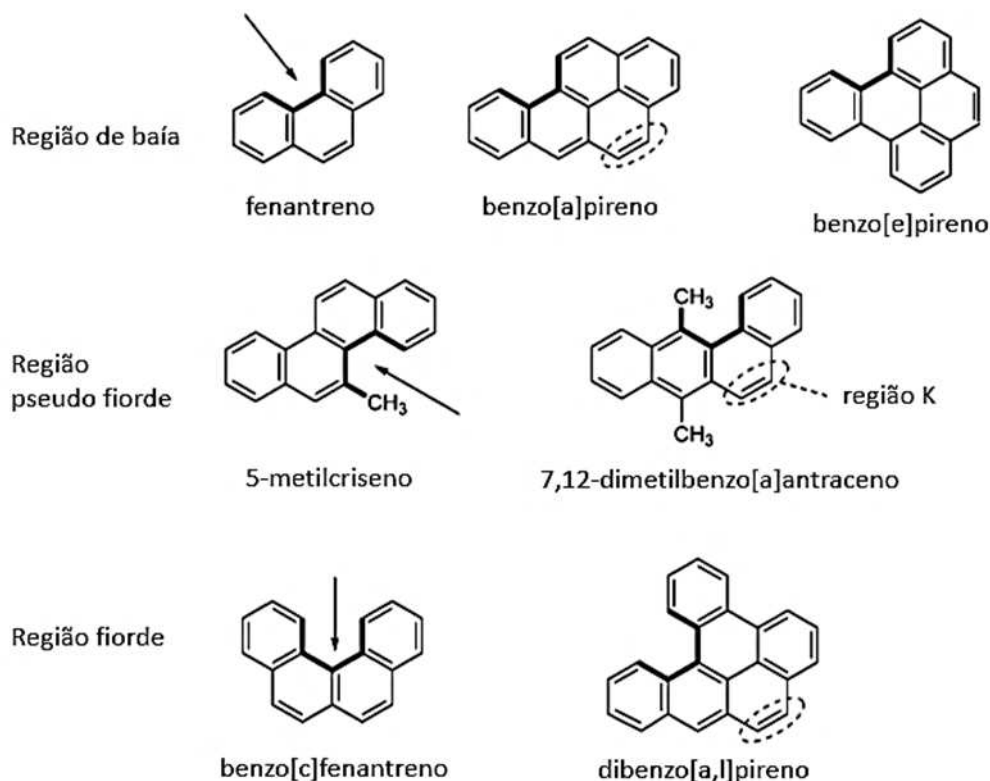
Fonte: Adaptado de SHIBAMOTO, T; BJELDANES, L. F. 2009.<sup>35</sup>

Ao atravessar a membrana celular e acessar o citoplasma, o ligante endógeno ou exógeno se liga ao AhR presente no citoplasma na sua forma latente ligada a proteínas chaperonas. Esse processo faz com que o AhR mude de conformação e se desassocie. O complexo ligante-AhR se desloca para o núcleo onde se liga ao Translocador Nuclear de Aril Hidrocarbonetos (Arnt) e esse novo complexo ligante-AhR-Arnt se liga a regiões promotoras de genes responsivos, incluindo genes incumbidos pela transcrição de enzimas CYP450.

O papel fundamental das CYP450 na ativação metabólica dos HPAs não é singular. Essa condição é descrita para outros compostos carcinogênicos como a Aflatoxina B1, carbamato de etila e as Aminas Heterocíclicas Aromáticas.<sup>36</sup>

A estrutura molecular dos HPAs também está intimamente relacionada ao potencial de toxicidade. Quatro estruturas são comumente encontradas em HPAs carcinogênicos e são apresentadas na Figura 3.<sup>37</sup>

**Figura 3** - Regiões moleculares dos HPAs importantes toxicologicamente. Estão representadas a região de baía, região estereoquimicamente impedida (por isso chamada de pseudo fiorde), região de fiorde e região K

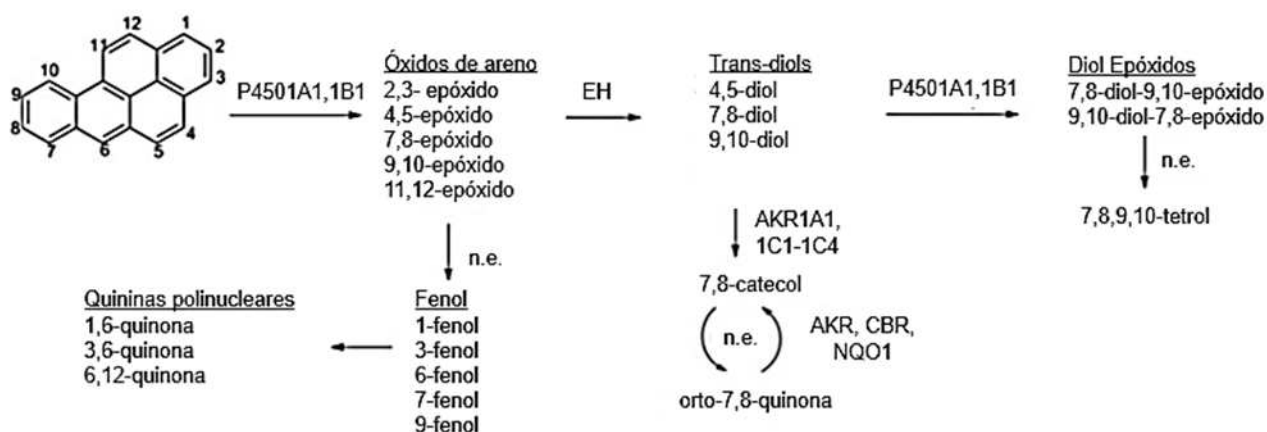


Fonte: Adaptado de PENNING, T.M; MURRAY, J.R. 2017.<sup>38</sup>

A região K corresponde à dupla ligação entre os carbonos 4 e 5, marcados com um círculo na Figura 3. Já foi proposto que os epóxidos dessa região seriam capazes de conferir reatividade à molécula, porém, seus metabólitos não são capazes de reagir covalentemente com o Ácido Desoxirribonucleico (DNA).<sup>39</sup>

A mono-oxidação dos HPAs catalisada pelas enzimas CYPs pode produzir radicais epóxido, e estes por sua vez podem se rearranjar a fenóis, serem hidratados pela Epóxido Hidrolase à dihidrodiol, ou conjugados pela glutatona, como ilustrado na Figura 4. Os fenóis formados seguem para a fase II da metabolização por conjugação, enquanto os dihidrodíóis seguem para ativação a metabólitos carcinogênicos. A estabilidade do epóxido formado é que influenciará o seguimento a fenol ou diol, de forma que epóxidos menos estáveis tendem a se rearranjar a fenóis.<sup>40</sup>

**Figura 4** - Vias de metabolização do Benzo(a)Pireno



Fonte: Adaptado de MCQUEEN, C. 2017.<sup>41</sup>

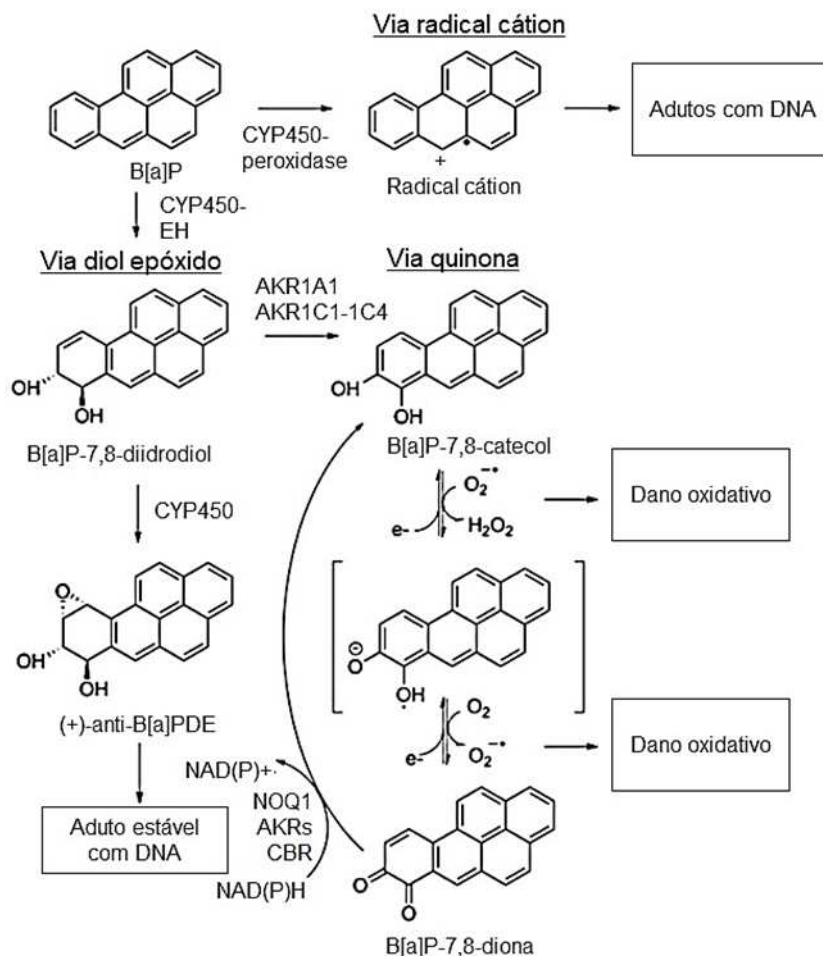
EH: Epóxido Hidrolase; n.e.: não enzimática; AKR: aldo-ceto redutase

Uma nova epoxidação pode ocorrer e o metabólito diol epóxido formado pode se ligar covalentemente a macromoléculas ou ser hidrolisado a tetrol.

Os epóxidos formados nas regiões de baía e fiorde são relacionados à capacidade de progressão da carcinogênese uma vez que são regiões estereoquimicamente protegidas da detoxificação enzimática e capazes de suportar intactos o transporte do retículo endoplasmático para o núcleo.<sup>42</sup>

Embora a via diol epóxido seja a mais citada pela capacidade de formar adutos estáveis com o DNA, há outras vias de ativação metabólica propostas. A Figura 5 ilustra os esquemas da ativação metabólica pelas vias diol epóxido, radical cátion e das quinonas.

**Figura 5** - Três principais vias da ativação metabólica a HPAs carcinogênicos



Fonte: Adaptado de MCQUEEN, C. 2017.<sup>43</sup>

A via radical cation é protagonizada pela CYP450 peroxidase. Nela, o íon  $\text{Fe}^{4+}$  (ferrilo) é reduzido a  $\text{Fe}^{3+}$  ao capturar um elétron do substrato. O metabólito oxidado formado pode reagir com bases nitrogenadas purinas, porém esse tipo de aduto pode ser depurado espontaneamente pela desestabilidade da ligação N-glicosil, ligação que mantém a base nitrogenada conectada ao esqueleto açúcar-fosfato, e provocar um sítio apurínico. Entretanto, a atribuição da capacidade carcinogênica dessa via não se dá pela formação de sítios apurínicos, mas pela capacidade de formação de quinonas, pois no carbocation formado pode ser inserido um oxigênio e gerar um metabólito hidroxilado que segue para a formação de quinonas. Quinonas são altamente reativas e podem ser reduzidas a hidroquinonas enzimaticamente pela NADPH quinona oxireductase (NQO1), ou pela NADPH P450 oxireductase, ou de forma não enzimática

pela glutathione. A hidroquinona pode sofrer uma autooxidação espontaneamente ao radical aniônico semiquinona e se regenerar a quinona. Esse ciclo pode gerar radicais livres (ânion superóxido e peróxido de hidrogênio) e consequentemente produzir danos oxidativos ao DNA.<sup>44</sup>

### 1.3. Legislação em Relação à Presença de HPAs em Alimentos

A ingestão através da dieta representa mais de 90% da exposição a hidrocarbonetos policíclicos aromáticos para a população em geral.<sup>45,46,47,48</sup> A contaminação de frutas e vegetais pode ocorrer devido ao ar e solo contaminados nas áreas de plantio, ou até mesmo proveniente do armazenamento e/ou transporte que os coloque em contato com materiais contaminados.<sup>49</sup> As concentrações de HPAs em frutas e verduras cruas normalmente são baixas, porém, cultivos próximos às áreas urbanas, irrigados com água residual ou próximos às vias de alto tráfego de veículos, podem influenciar na concentração destes contaminantes nos alimentos.<sup>50,51,52</sup> A presença de HPAs em grãos e cereais, que podem sofrer contaminação não só ambiental mas ainda decorrente dos processos de secagem ou torrefação, também já foi relatada.<sup>53,54,55,56,57,58,59</sup> A contaminação de frutos do mar e peixes pode acontecer pela assimilação dos HPAs presentes na água e sedimentos. A contaminação ao longo da cadeia trófica também pode ocorrer quando os peixes maiores se alimentam dos menores contaminados, e desta forma ingerem a porção de HPAs presente no outro organismo, ocorrendo assim o processo de biomagnificação.<sup>60</sup>

Os HPAs também podem ser encontrados em alimentos como consequência de certos processos industriais ou de preparo, como a defumação, o aquecimento ou cocção (grelhar e assar) que permitem o contato direto entre o alimento e os produtos de combustão.<sup>7</sup> Estas são fontes importantes de contaminação por HPAs em carne e fazem com que produtos cárneos sejam uma das fontes mais representativas de ingestão de HPAs.<sup>61,62</sup> O processo de secagem das sementes por combustão direta pode ser fonte de contaminação em uma grande variedade de óleos vegetais.<sup>63,64</sup> A utilização de aromatizantes de fumaça, que são usados para melhorar as propriedades organolépticas, são outra fonte de HPAs nos alimentos.<sup>1</sup>

De modo geral, os HPAs não estão presentes no ambiente ou nos alimentos individualmente, mas como misturas. Os HPAs mais estudados são aqueles já citados

anteriormente e incluídos na lista de poluentes orgânicos prioritários da US-EPA conhecidos como os 16 HPAs da US-EPA.<sup>65</sup>

Dentre os HPAs, o benzo[a]pireno (BaP) é um dos mais investigados e a Agência Internacional de Pesquisa sobre Câncer (*International Agency for Research on Cancer*, IARC) classifica o BaP como carcinógeno em humanos (Grupo 1).<sup>25</sup> A determinação da concentração de BaP é extensivamente usada em análises ambientais como marcador do conteúdo total de HPAs. Inicialmente, a concentração máxima de BaP permitida em alimentos foi estabelecida pela União Europeia <sup>66</sup>, assim como métodos de amostragem e análise para realizar controle oficial deste composto.<sup>67</sup> Porém, o BaP contribui somente com cerca de 1 a 20% do conteúdo total de HPAs e outros compostos aromáticos também podem estar presentes. Baseando-se em dados epidemiológicos, resultados experimentais em animais e evidências sobre os mecanismo de toxicidade a IARC classifica o dibenzo[a,h]antraceno (DBA), como provável carcinógeno humano (Grupo 2A), o naftaleno (NA), benzo[a]antraceno (BaA), criseno (Chr), benzo[b]fluoranteno (BbF), benzo[k]fluoranteno (BkF), e indeno (1,2,3-c,d)pireno (IP) como possíveis carcinógenos humanos (Grupo 2B). O acenafteno (AC), fluoreno (F), fenantreno (FE), antraceno (AN), fluoranteno (FL), pireno (PI) e benzo[g,h,i]perileno (BghiP) pertencem ao Grupo 3, compostos não classificados como carcinógenos para humanos. O acenaftaleno não é citado na monografia da IARC.

Em 2008, a Autoridade Europeia para a Segurança dos Alimentos (*European Food Safety Authority of Panel on Contaminants in the Food Chain*, EFSA CONTAM), relatou a soma dos oito HPAs (HPA8), BaA, Chr, BbF, BkF, BaP, DBA, BghiP e IP, como o indicador mais adequado para a ocorrência e potencial carcinógeno de HPAs em alimentos.<sup>68</sup> Em 2011, o mesmo comitê concluiu que os oito HPAs citados não fornecem maiores informações quando comparados aos quatro HPAs (HPA4): BaA, Chr, BbF BaP. Desta forma, após a avaliação de dados científicos dos estados membros sobre a ocorrência dos HPAs carcinogênicos em alimentos, a EFSA CONTAM deliberou que a determinação da somatória dos HPA4 era mais adequada como marcador dos HPAs em produtos alimentícios. Com base nestas pesquisas os valores máximos para o BaP e HPA4 foram estabelecidos para alguns alimentos no ano de 2011, como apresentado na Tabela 2.<sup>69</sup>

**Tabela 2** - Limites máximos permitidos pela legislação europeia para os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos em produtos alimentícios

Alimento	Limite máximo ( $\mu\text{g.kg}^{-1}$ )	
	Benzo[a]pireno	$\Sigma$ BaP, BaA, BbF e Chr
1. Óleos e gorduras (excluindo manteiga de cacau e óleo de coco) destinados para consumo humano direto ou para uso como ingrediente em alimentos	2,0	10,0
2. Grãos de cacau e produtos derivados	5,0 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ gordura	30,0 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ gordura
3. Óleo de coco destinado para consumo humano direto ou para uso como ingrediente	2,0	20,0
4. Carnes defumadas e produtos à base de carne defumada	2,0	12,0
5. Peixe defumado e produtos à base de peixe defumado excluindo os listados nos itens 6 e 7.	2,0	12,0
6. Arenque defumado e arenque defumado enlatado; moluscos bivalves (fresco, refrigerado ou congelado);  Carnes tratadas termicamente e produtos à base de carnes tratadas termicamente vendidas para o consumidor final.	5,0	30,0
7. Moluscos bivalves defumados.	6,0	35,0
8. Alimentos processados a base de cereais e alimentos infantis para lactentes e crianças.	1,0	1,0
9. Fórmulas infantis e fórmulas de transição incluindo leite para lactentes e leite de transição.	1,0	1,0
10. Alimentos dietéticos para fins medicinais específicos destinados especificamente para lactentes.	1,0	1,0

Fonte: EUROPEAN COMMISSION. 2011.<sup>69</sup>

A Tabela 3 apresenta os limites de concentração de HPAs permitidos na Austrália, Nova Zelândia, Canadá, China e Brasil.<sup>70,71,72,73</sup>

**Tabela 3** - Limites máximos permitidos para hidrocarbonetos policíclicos aromáticos na Austrália, Nova Zelândia, Canadá, China e Brasil

Austrália e Nova Zelândia	Canadá	China	Brasil
Seguem o princípio de ALARA.	óleo de bagaço de oliva: 3 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (BaP, DBahA, BaA, BbF, BkF, IP, Chr e BghiP)	cereais e subprodutos: 5 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (BaP)	aromatizantes e aromas de fumaça: 0,03 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (BaP)
		carnes e subprodutos: 5 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (BaP)	água potável: 0,7 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (BaP)
		peixes e subprodutos: 5 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (BaP)	óleo de bagaço de oliva: 2 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (BaP)
		gorduras e óleos: 10 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (BaP)	pigmento negro fumo: 250 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (BaP)

ALARA: *As Low As Reasonably Achievable*; BaP: benzo[a]pireno; DBahA: dibenzo[a,h]antraceno; BaA: benzo[a]antraceno; BbF: benzo[b]fluoranteno; BkF: benzo[k]fluoranteno; IP: indenopireno; Chr: criseno e o BghiP: benzo[g,h,i]pireno.

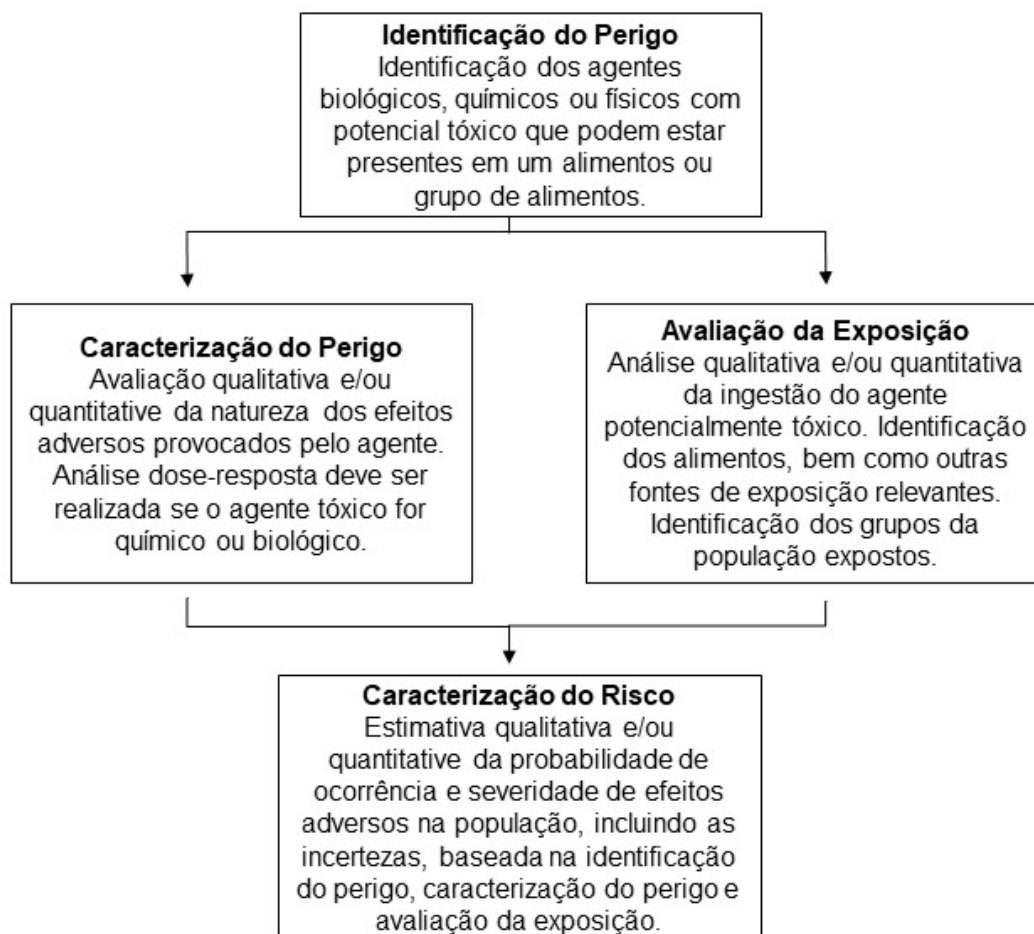
#### 1.4. Avaliação de Risco aos HPAs em Alimentos

No Brasil, a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), é o órgão responsável, entre outras funções, sobre a segurança alimentar nacional.<sup>74</sup> Publicações internacionais da Comissão *Codex Alimentarius* (*Codex Alimentarius Commission*, CAC), que é uma ação conjunta entre a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação e da Organização Mundial de Saúde (*Food and Agriculture Organization of United Nations / World Health Organization*, FAO/OMS), estabelecendo normas, regulamentos e códigos de conduta com o intuito de assegurar a segurança alimentar e qualidade do comércio internacional de alimentos, são utilizadas no Brasil a fim de elaborar regulamentos técnicos da setor alimentar da ANVISA.<sup>75</sup>

O processo de avaliação de risco corresponde a quatro etapas: a identificação do perigo, caracterização do perigo, avaliação da exposição e a caracterização de risco.<sup>76</sup> A Figura 6 apresenta as etapas da avaliação de risco com base na descrição da CAC.



**Figura 6** - Descrição genérica dos componentes de uma avaliação de risco, segundo a Comissão Codex Alimentarius



Fonte: Adaptado de FAO/WHO. 2006.<sup>77</sup>

Na identificação de perigo, evidências epidemiológicas de incidência de efeitos adversos podem direcionar a avaliação, entretanto, estudos experimentais *in vivo* e *in vitro* devem suportar a hipótese.<sup>78</sup>

A caracterização do perigo decorre da avaliação qualitativa e/ou quantitativa sobre os efeitos adversos e as condições de exposição necessárias para tais. A avaliação dose-resposta a fim de estabelecer uma relação entre a magnitude de exposição e a severidade/frequência de efeitos adversos, normalmente é desenvolvida em modelos animais. A partir da análise dose-resposta, definem-se descritores como, por exemplo, o Nível Sem Efeitos Adversos, (*No Observed Adverse Effect Leve*, NOAEL), dose que induz tumores em 25% da população em estudo (T25),

ou o Limite Inferior da Dose de Referência (*Benchmark Dose Lower Confidence Limit*, BMDL). O BMDL<sub>10</sub> é o descritor utilizado no presente estudo e a EFSA o recomenda em processos de avaliação de risco.<sup>78</sup>

A avaliação da exposição é o processo a fim de caracterizar as concentrações, bem como as fontes e as rotas de exposição aos agentes danosos a saúde. Esse processo deve responder questões como intensidade, frequência e duração da exposição. A Equação 1 é indicada pela US-EPA para o cálculo de Ingestão Diária Crônica (CDI).<sup>79</sup>

**Equação 1 - Ingestão Diária Crônica**

$$CDI = \frac{C \times IR \times ED \times EF}{BW \times AT}$$

Onde:

C: concentração do contaminante ( $\mu\text{g. kg}^{-1}$ )

IR: Ingestão do alimento ( $\text{g.dia}^{-1}$ )

ED: duração da exposição (anos)

EF: frequência da exposição (dias por ano)

BW: peso corpóreo (kg)

AT: período da exposição (expectativa de vida em dias)

Em toxicologia, o conceito de risco é a função da probabilidade de um efeito adverso à saúde e sua severidade como consequência de um perigo.<sup>80</sup> Assim sendo, a avaliação de risco é um processo de pesquisa com o objetivo de compreender e caracterizar o risco à saúde associado à um perigo específico. A caracterização dos fatores perigo e exposição, subsidiam as informações necessárias para a compreensão do risco e, a partir disso, os gestores de risco podem direcionar ações a fim de mitigar, controlar e/ou prevenir.<sup>81</sup>

Os métodos de avaliação de risco podem diferir entre diferentes países. Além disso, o tipo de agente (físico, químico ou biológico), o cenário em que está inserido como o perigo emergente, a complexidade e a qualidade dos dados à disposição, e os recursos disponíveis, influenciam na escolha do método.<sup>78</sup>

A Comissão Científica da União Europeia cita os princípios do Tão Baixo Quanto Razoavelmente Exequível (*As Low As Reasonably Achievable*, ALARA) e o Limiar de Preocupação Toxicológica (*Threshold of Toxicological Concern*, TTC) como

ferramentas de gerenciamento de risco, porém, partem do princípio em comum de manter a exposição humana ao nível mais baixo quanto possível e não são aplicáveis à avaliação de risco.

Desde 2005, o uso da Margem de Exposição (*Margin of Exposure, MoE*) é recomendado pela EFSA para avaliação de risco às substâncias que são ambas genotóxicas e carcinogênicas presentes em alimentos.<sup>82</sup> Essa ferramenta representa a razão entre o descritor utilizado para a formação de tumores em animais ou humanos, por exemplo, o BMDL e a estimativa de exposição humana. O valor de referência de 10.000 para a MoE é resultado da multiplicação (10x) de fatores de segurança. Por esse motivo, a MoE é considerada um método conservador.<sup>78</sup> De maneira geral, assume-se que um valor de MoE de 10.000 ou maior apresenta baixa preocupação do ponto de vista da saúde pública, e pode ser considerado como de baixa prioridade para as ações de gerenciamento de risco.

O Risco Incremental de Câncer ao Longo da Vida (*Incremental Lifetime Cancer Risk, ILCR*) é o método indicado pela US-EPA para a avaliação do risco ao desenvolvimento de câncer ao longo da vida.<sup>83</sup> Essa ferramenta utiliza o valor de *Slope Factor* (Fator de inclinação) para expressar a caracterização do perigo. Esse valor é obtido de análise dose-resposta e converte a exposição diária média ao risco adicional ao longo da vida.

#### **Equação 2 - Risco Incremental de Câncer ao Longo da Vida**

$$ILCR = CDI \times SF \times CF$$

Onde:

CDI: Ingestão Diária Crônica (g.dia<sup>-1</sup>)

SF: Fator de inclinação, 7,3 mg.kg pc<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>

CF: Fator de correção, 10<sup>-6</sup> mg.ng<sup>-1</sup>

A US-EPA indica que seja aplicado um Fator de Equivalência Tóxica (*Toxic Equivalency Factor, TEF*) para estimar a Ingestão Diária Crônica para misturas. Essa ferramenta estabelece que o composto com proeminente capacidade tóxica dentre o grupo seja utilizado como referência, sendo que entre os HPAs, o BaP é utilizado como referência.<sup>84</sup> Os valores de TEF do BaP, BaA, BbF e Chr são utilizados para

obter o valor do Quociente de Equivalência Tóxica de BaP (*Toxic Equivalent Quotient*, TEQBaP), conforme apresentado na equação 3 a seguir.<sup>85</sup>

**Equação 3** - Quociente de Equivalência Tóxica de BaP

$$TEQBaP = \sum Ci \times TEFi$$

Onde:

C<sub>i</sub>: Concentração individual de cada HPA no alimento

TEF<sub>i</sub>: Fator de equivalência tóxica (BaP: 1; BaA: 0,1; BbF: 0,1; Chr: 0,01)

O TEQBaP leva em consideração as diferenças de capacidade tóxica entre os HPAs e, dessa forma, proporcionar uma caracterização de risco mais próxima do real, uma vez que a simples soma de HPA4 poderia resultar em um risco superestimado.

### 1.5. Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos em Alimentos Cárneos

O conteúdo de HPAs em alimentos cárneos é principalmente devido ao modo de cocção (frito, grelhado, assado, cozido ou defumado), temperatura e duração do cozimento, fonte de calor empregada (elétrica, gás, madeira, carvão), proximidade com a fonte de calor e o tipo e conteúdo de gordura dos alimentos.<sup>86,87,88</sup>

A formação de pireno, fluoranteno e BaP foi avaliada quando carboidratos, aminoácidos e ácidos graxos foram tratados a altas temperaturas, como apresentado na Tabela 4.<sup>89</sup> Muitos processos de cozimento caseiro utilizam temperaturas entre 150 e 250 °C, enquanto que para a fritura por imersão em óleo são utilizadas temperaturas entre 160 a 200 °C. Observa-se também a importância do conteúdo lipídico do alimento na formação de HPAs, assim como o predomínio de formação de HPAs leves (pireno e fluoranteno), o que pode explicar, por exemplo, o motivo pelo qual a carne de frango normalmente apresenta concentrações inferiores de HPAs, comparada à carne bovina.<sup>90,91,92,93</sup>

**Tabela 4** - Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos formados a partir de carboidratos, aminoácidos e ácidos graxos aquecidos a 500 °C e 700 °C ( $\mu\text{g}.50 \text{ g}^{-1}$ )

HPA	Amido		D-Glicose		L-Leucina		Acido esteárico	
	500 °C	700 °C	500 °C	700 °C	500 °C	700 °C	500 °C	700 °C
Pireno	41	965	23	1.680	-	1.200	0,7	18.700
Fluoranteno	13	790	19	1.200	-	320	-	6.590
Banzo[a]pireno	7	179	6	345	-	58	-	4.440

Fonte: Adaptado de SHIBAMOTO, T; BJELDANES, L. F. 2009.<sup>94</sup>

Assar em brasa é uma forma bastante comum de preparo de alimentos, entretanto, este é um dos modos de preparo que mais contribuem com a emissão e ocorrência de HPAs em alimentos.<sup>91,95</sup> O mecanismo de formação dos HPAs em carne grelhada na brasa não é conhecido exatamente, mas são consideradas três possíveis vias. A primeira delas é a pirólise da matéria orgânica como a gordura, proteína e carboidratos em temperaturas acima de 200 °C.<sup>96</sup> A segunda é a geração através do contato direto dos lipídios gotejando devido ao aquecimento intenso diretamente sobre a chama. Esta condição pode gerar HPAs voláteis que podem aderir na superfície do alimento conforme a fumaça é produzida.<sup>96</sup> A terceira via de formação é a combustão incompleta do carvão, que pode gerar HPAs, e que por sua vez são levados para a superfície do alimento.<sup>97</sup>

A redução de 48% a 98% na concentração de HPA4 em carnes grelhadas com carvão foi observada após a retirada da gordura que gotejava na chama, em estudo realizado por Lee et al. (2016).<sup>98</sup> Além disso, observou-se a queda de 41% a 74% do conteúdo de HPA4 entre amostras defumadas tradicionalmente e em amostras em que houve ventilação da fumaça durante o preparo. A relação entre o tipo de carne e seu conteúdo lipídico com a formação de HPAs também foi observada quando cortes de carne suína com maior conteúdo lipídico, apresentaram a maior concentração de HPAs totais em relação à carne bovina.

Sob condições controladas de temperatura, quantidade de carvão/madeira, e tempo de preparo, Wongmaneepratip e Vangnai (2017) reportaram a presença de 26,3  $\mu\text{g}.\text{kg}^{-1}$  de HPA4 e 190,1  $\mu\text{g}.\text{kg}^{-1}$  de HPA16 em frango grelhado na brasa.<sup>99</sup> Esses valores foram ainda superiores ao marinar as amostras em óleo antes de assar. A somatória de HPA4 e HPA16 em amostras marinadas em óleo de palmito foram 140,4  $\mu\text{g}.\text{kg}^{-1}$  e 457,6  $\mu\text{g}.\text{kg}^{-1}$ , respectivamente, enquanto em óleo de girassol, foram

observadas as concentrações de  $133,3 \mu\text{g.kg}^{-1}$  e  $376,6 \mu\text{g.kg}^{-1}$ , respectivamente. Estudos demonstraram que a presença de substâncias antioxidantes, bem como amostras marinadas em cerveja e chá, foram eficientes na diminuição de HPAs em carnes assadas na brasa.<sup>100,101,102</sup>

A influência na formação de HPA4 em bifes bovinos assados na brasa utilizando grelha ou pedra foi avaliado por Oz e Yuzer (2016).<sup>103</sup> A partir da distinção entre (1) “mal passada”, (2) “ao ponto”, (3) “bem passada” e (4) “muito bem passada” definidos com quatro níveis de duração de preparo das amostras, foi reportado que a presença de HPA4 é favorecida quando a carne é preparada sobre pedras. A presença de HPA4 nos quatro níveis de cozimento citadas em grelha foi de (1) não detectado, (2) não detectado, (3)  $0,77 \mu\text{g.kg}^{-1}$  e (4)  $0,87 \mu\text{g.kg}^{-1}$ , enquanto as concentrações de HPA4 nos 4 níveis de cozimento na pedra foi de (1) não detectado, (2)  $1,30 \mu\text{g.kg}^{-1}$  (3)  $0,92 \mu\text{g.kg}^{-1}$  e (4)  $0,78 \mu\text{g.kg}^{-1}$ .

No Reino Unido, o conteúdo de HPA4 foi determinado em salsichas, hambúrgueres, bife de carne bovina e salmão grelhados na brasa, com preparo simulado ao realizado nas residências dos consumidores. As concentrações variaram entre  $0,18$  e  $95,9 \mu\text{g.kg}^{-1}$ , enquanto os hambúrgueres apresentaram as concentrações mais elevadas, entre  $9,3$  e  $95,9 \mu\text{g.kg}^{-1}$  de HPA4.<sup>104</sup>

A Tabela 5 contém um resumo de outros estudos que avaliaram a presença de HPAs em alimentos cárneos preparados por procedimentos distintos.

**Tabela 5** - Concentrações de HPA4 e BaP em carne bovina e carne de frango submetidas à diferentes formas de preparo

Alimento	Modo de preparo	Concentração de HPAs ( $\mu\text{g/kg}$ )		País	Ref.
		$\Sigma$ HPA4	BaP		
Bife bovino	na brasa (carvão)	45,88	13,4	Inglaterra	104
Bife bovino	na brasa (carvão)	3,66	0,42	Inglaterra	104
Bife bovino	na brasa (carvão)	17,3	6,3	Dinamarca	105
Bife bovino	na brasa (carvão)	0,753	0,005	Coreia	106
Bife bovino	na brasa (carvão)	69,24 <sup>a</sup>	3,24 <sup>a</sup>	Coreia	98
Bife bovino	na brasa (carvão)	–	4,54 <sup>a</sup>	Malásia	107
Bife bovino	na brasa (carvão)	–	7,35	Malásia	86
Bife bovino	na brasa (carvão)	4,84	2,66	Egito	108
Bife bovino	na brasa (madeira)	2,33	0,41	Portugal	109
Bife bovino	na brasa (casca de coco)	3,49	0,5	Portugal	109
				continua...	

(Continuação) **Tabela 5** - Concentrações de HPA4 e BaP em carne bovina e carne de frango submetidas à diferentes formas de preparo.

Alimento	Modo de preparo	Concentração de HPAs ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ )		País	Ref.
		$\Sigma$ HPA4	BaP		
Bife bovino	assada a gás	0,025 <sup>a</sup>	0,003	Coreia	98
Bife bovino	na frigideira	0,09	0,04	Coreia	110
Bife bovino	na frigideira	2,3	0,98	Egito	108
Almondega (bovina)	Frita	–	1,96	Inglaterra	111
Hambúrguer bovino	na brasa	45,88	13,4	Inglaterra	104
Costela bovina	assada a gás	4,12	1,2	Japão	112
Frango	na brasa (carvão)	1,1	0,24	Dinamarca	105
Frango	na brasa (carvão)	10,47	2,25	China	101
Frango	na brasa (carvão)	60,08	3,68	China	102
Frango	na brasa (carvão)	18,18	3,14	Portugal	109
Frango	na brasa (carvão)	45,83	8,73	Portugal	109
Frango	na brasa (carvão)	–	4,35	Malásia	107
Frango	na brasa (carvão)	–	1,95	Malásia	86
Frango	na brasa (carvão)	9,46 <sup>b</sup>	1,9	Coreia	106
Frango	na brasa (madeira)	1,87 <sup>b</sup>	0,44	Coreia	106
Frango	na brasa (espeto)	2,6	1,53	Coreia	113
Frango	assada a gás	0,02 <sup>b</sup>	0,01	Coreia	113
Frango	Frito	2,56	2,56	Coreia	113
Almondega (frango)	Frita	–	1,64	Inglaterra	104
Coxa de frango	assada a gás	0,59	0,13	Japão	112

<sup>a</sup> médias entre 4 períodos de cocção em que, exceto pelo 4º período (24 minutos), cada período representou o acréscimo de 12 minutos de preparo.

<sup>b</sup>  $\Sigma$ HPA7: criseno, benzo[b]fluoranteno, benzo[k]fluoranteno, benzo[a]pireno, dibenzo[a,h]antraceno, benzo[g,h,i]perileno e indeno[1,2,3-cd]pireno.

A defumação é umas das técnicas mais antigas para preservação de alimentos, e além de apresentar atividade antimicrobiana e antioxidante, a técnica também confere aos alimentos características organolépticas únicas. Entretanto, esse processo é responsável pela transferência de HPAs voláteis produzidos da queima da madeira para a superfície do alimento.<sup>114</sup>

Alguns parâmetros que influenciam a geração HPAs pelo processo de defumação e secagem são sumarizados pela CAC.<sup>115</sup> Segundo a CAC, as variáveis que influenciam na formação de HPAs a partir da defumação são o tipo de combustível como madeira e outros materiais de origem vegetal, e diesel entre outros,<sup>116,117</sup> o método direto ou indireto,<sup>118</sup> a temperatura e circulação de ar,<sup>119</sup> a distância entre o alimento e a fonte de calor, a posição do alimento em relação a fonte de calor, o

conteúdo lipídico,<sup>120</sup> a duração, a temperatura, a limpeza e manutenção do equipamento e o desenho da câmara utilizada, pois interfere na densidade de fumaça que entra em contato com o alimento.

Diversos alimentos cárneos defumados já foram avaliados quanto a presença de HPAs como peixes, salsicha e presunto. Na Polônia, as amostras de peixes, salsichas e presuntos defumado tiveram as concentrações de BaP e HPA4 determinadas.<sup>121</sup> As concentrações de BaP ( $4,83 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ) e HPA4 ( $73,01 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ) foram determinadas em arenque defumado, sendo o valor de HPA4 acima do limite máximo de  $30,0 \mu\text{g.kg}^{-1}$  estabelecido pela legislação europeia. As concentrações mais elevadas de BaP foram observadas em salsichas defumadas pelo método tradicional ( $6,20 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ), sendo este valor também acima do limite máximo de  $5,0 \mu\text{g.kg}^{-1}$  estabelecido pela legislação europeia. Ainda nas amostras de salsicha, a concentração de  $35,90 \mu\text{g.kg}^{-1}$  para HPA4, concentração acima do limite permitido, foi determinada.

Na Suécia, amostras de carne suína, cordeiro, frango e peixes defumados foram investigados em relação à concentração de BaP e HPA4.<sup>122</sup> As amostras de presunto apresentaram as maiores concentrações de BaP, entre n.d. a  $36,9 \mu\text{g.kg}^{-1}$ . Amostras de bacon ( $15,9 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ), arenque defumado ( $14,4 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ) e salmão defumado ( $8,4 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ) também apresentaram concentrações acima do estabelecido pela legislação. Em relação a concentração de HPA4 valores de  $209 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ,  $88,4 \mu\text{g.kg}^{-1}$  e  $69,4 \mu\text{g.kg}^{-1}$  foram observados para presunto, bacon e arenque, respectivamente.

Carnes tradicionalmente produzidas e defumadas artesanalmente, comercializadas em Portugal, como chouriço, salsicha Moura e salsicha Salpicão apresentaram concentrações médias de HPA4 de 176,3, 294,5 e 271,3  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ , respectivamente. As concentrações médias de BaP variaram entre 1,48 e 5,65  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ .<sup>123</sup>



## 1.6. Estudos de Avaliação de HPAs em Alimentos no Brasil

A determinação da concentração dos HPAs em alimentos como açúcar, caldo de cana, cachaça, chá mate, café, óleos comestíveis e leite em pó comercializados no Brasil têm sido realizadas nos últimos anos.<sup>64,124,125,126,127,128,129</sup>

Em um estudo realizado em 2002, vários alimentos incluindo produtos lácteos, cereais, farinhas e massas, produtos panificados, leguminosas, tubérculos, produtos cárneos defumados e açúcares foram analisados quanto à presença de dez HPAs (fluoranteno, pireno, BaA, Chr, BbF, BkF, BaP, DBA e BghiP).<sup>130</sup> Trinta e seis amostras foram analisadas e os níveis de contaminação da somatória dos HPAs nos alimentos variaram entre 0,07 e 9,29  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ . Entre os produtos panificados, a bolacha “água e sal” apresentou as maiores concentrações totais de HPAs, provavelmente ocasionadas pela maior quantidade de gordura utilizadas na preparação. As massas integrais apresentaram maior concentração de HPAs ( $\Sigma = 5,32 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ) em relação às preparadas com farinha branca ( $\Sigma = 3,91 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ), o que pode ser justificado pelo fato do alimento preparado com o grão integral incluir a parte externa da semente mais suscetível à contaminação. Entre as leguminosas avaliadas (feijão, ervilha e amendoim), apenas as ervilhas apresentaram concentrações quantificáveis dos contaminantes ( $\Sigma = 1,31 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ), enquanto que, entre os tubérculos a cenoura apresentou a maior concentração de HPAs totais ( $5,46 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ). Embora a batata tenha apresentado níveis menores ( $\Sigma = 4,82 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ), os autores salientam que estes níveis são consideravelmente superiores aos valores de 0,53 e 0,80  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  para a somatória dos HPAs reportados anteriormente para o mesmo produto na literatura.<sup>131,132</sup> O açúcar foi o alimento que apresentou a maior concentração média de HPAs totais ( $\Sigma = 15,44 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ), e a somatória de fluoranteno e dibenzo[ah]antraceno contribuíram em mais de 90% desse conteúdo. Para os alimentos cárneos defumados, o bacon apresentou a maior contaminação ( $\Sigma = 5,68 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ) enquanto a mortadela continha as menores concentrações ( $\Sigma = 1,52 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ).

Tfouni et al. (2007), avaliaram os níveis de cinco HPAs (BaA, BbF, BkF, BaP e DBA) em várias etapas do processamento da cana-de-açúcar, além de acompanharem a variação do perfil da concentração dos contaminantes no caldo de cana provenientes de cana queimada e da cana não queimada antes da colheita.<sup>133</sup>

Um dos resultados obtidos foi a detecção de todos os cinco hidrocarbonetos policíclicos aromáticos em níveis superiores no xarope de caldo de cana em que foi utilizado o processo da queima ( $1,32 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ), em relação àqueles obtidos da cana verde ( $0,32 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ), demonstrando um valor até quatro vezes maior. Além disso, os autores relatam a observação de uma redução considerável dos níveis de HPAs no decorrer do processo de obtenção do açúcar, principalmente nas etapas de clarificação, flotação e turbinagem. Isso foi confirmado pela análise dos produtos residuais dessas etapas (lodo, caldo filtrado e mel), nas quais foram detectados altos teores de HPAs, evidenciando a transferência destes para esses resíduos. Desse modo, os resultados das concentrações de HPAs no produto final, o açúcar cristal, mostraram que as diversas etapas de limpeza e purificação foram eficientes na redução desses contaminantes, sendo a somatória dos HPAs reduzidos para concentrações de no máximo  $0,36 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ .

A avaliação dos níveis de concentração de HPAs também foram realizadas para amostras de cachaça, álcool combustível, rum, uísque. Com este objetivo 15 HPAs (BaA, Chr, BbF, BkF, BaP, DBahA, BghiP, IP, AN, AC, F, FE, FL, NA e PI) foram determinados em 57 amostras (14 de cachaça, 19 de rum, 18 de uísque e 6 de álcool combustível) adquiridas comercialmente. Os resultados mostraram que a soma dos teores médios dos HPAs encontrados é maior na cachaça ( $9,43 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  em um total de 14 HPAs detectados), seguido do uísque ( $7,30 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  em um total de 14 HPAs detectados), álcool combustível ( $5,70 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  sendo o total de 14 HPAs detectados) e rum ( $1,98 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  em um total de 11 HPAs detectados). Os valores inferiores observados no rum podem ser parcialmente explicados pelo fato dos produtos serem de origem cubana, e a queima da cana-de-açúcar durante a colheita não é um procedimento comumente adotado neste país. Já os altos valores das bebidas preparadas com malte (como o uísque) são parcialmente compreendidos pela secagem dos maltes germinados da cevada, pelo processo de defumação e estocagem em barris de madeira anteriormente submetidos a processo de queima, além da utilização de filtros de carvão vegetais para a retirada de compostos indesejáveis.<sup>134</sup>

A contaminação de óleos comestíveis por HPAs também tem sido abordada em alguns estudos realizados no Brasil. A presença de 13 HPAs (BaA, Chr, BbF, BkF,

BaP, DBA, IP, 5-metilcriseno, Benzo(j)fluoranteno, dibenzo(al)pireno, dibenzo(ae)pireno, dibenzo(ai)pireno e dibenzo(ah)pireno) foi avaliada em óleo de soja bruto e após cada etapa de refino (neutralização, branqueamento e desodorização).<sup>135</sup> O total de 120 amostras foram coletadas nos anos de 2007 e 2008 nas regiões Nordeste, Centro-Oeste, Sudeste e Sul, e os resultados mostraram a eficiência da etapa de refino na redução dos HPAs. Os valores obtidos variaram entre o valor máximo de 316  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  em óleo bruto e 3  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ , a menor concentração após a última etapa de processamento. Não há legislação para níveis de HPAs em óleos comestíveis no Brasil, apenas para óleo de bagaço de oliva (2,0  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  BaP), como mencionado anteriormente. Se considerarmos a legislação europeia que estabelece os limites de 2,0  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  para o BaP e 10  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  para HPA4, no ano de 2007 somente as amostras provenientes da região centro-oeste apresentaram valores acima dos permitidos, com concentrações entre 6,5  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  BaP e 358  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  de HPA4 observadas para o óleo desodorizado. Entretanto, em 2008 somente a região sudeste produziu óleos com valores de BaP e HPA4 abaixo dos limites estabelecidos.

A presença dos 13 HPAs citados no estudo anterior também já foi investigada em 24 amostras de óleos mistos (azeite de oliva e óleo de soja) coletados no comércio local da cidade de Campinas – SP.<sup>136</sup> A somatória da concentração dos 13 HPAs variou entre 3,80 a 48,91  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ , e a presença de BaP acima do limite de 2,0  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  foi observada em 46% das amostras.

A concentrações de 15 HPAs foram determinadas em 31 amostras de leite em pó comercializados no Brasil ( $n = 10$ ) e na Argentina ( $n = 21$ ) coletadas durante o ano de 2012.<sup>125</sup> Os autores relatam a presença de BaP abaixo de 1,0  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  (massa seca) para todas as amostras, portanto abaixo do limite regulamentado na legislação europeia. Porém, 65% das amostras ultrapassaram os limites determinados para  $\Sigma$ HPA4, apresentando valores entre 0,02 e 10,16  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ .

A determinação da concentração de 5 HPAs (BaA, BbF, BkF, BaP e DahA) foi realizada em amostras de guaraná em pó comercializadas nas cidades de Campinas (SP) e Ribeirão Preto (SP). Neste estudo foram coletas amostras de 13 fabricantes distintos, dos quais analisaram-se 3 lotes, totalizando 39 amostras. Os autores relatam a observação de uma ampla faixa de variação nos níveis de HPAs obtidos entre as diferentes marcas avaliadas (concentrações de 0,05 a 13,95  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ ), sendo que as

concentrações de BaP variaram entre 0,05 e 8,04  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ . Esse fato pode ser entendido como resultado da variação das formas de processamento a que o guaraná é submetido para obtenção do produto final. Esses processamentos podem incluir a secagem e torrefação do guaraná, a fim de transformá-lo em ramas, e em alguns casos, a defumação destas. Além disso, essas variações também foram constatadas entre diferentes lotes de uma mesma marca. Por exemplo, em uma mesma marca foram obtidos valores de até 36,3  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  em um lote, enquanto em outro não foram detectados níveis de HPAs. Isso pode ser explicado pelo fato de que muitas empresas adquirem subprodutos de diferentes fornecedores e apenas finalizam o processamento e embalagem do pó de guaraná sob uma determinada marca comercial. Neste estudo foi relatado a presença de pelo menos um dos cinco HPAs em 81% das amostras, enquanto que em 35% das amostras todos os cinco HPAs foram detectados.<sup>137</sup>

A presença de HPAs em café pode ser originada da contaminação ambiental ou devido à formação durante o processo de secagem e torrefação. Pissinatti et al. (2015) determinaram a presença de dez HPAs (FL, PI, BaA, Chr, BbF, BkF, BaP, IP, DBA e BghiP) em 24 amostras provenientes de três fabricantes nacionais.<sup>129</sup> Nesse estudo dois níveis de torrefação foram comparados, tradicional e o extraforte, entretanto não houve diferença significativa entre os graus de torrefação na formação dos HPAs. Oito amostras (33%) apresentaram concentrações quantificáveis dos HPAs, e a amostra com o maior nível de contaminação continha 11,29  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  para a somatória dos dez HPAs investigados. O criseno foi determinado em todas as amostras, porém os maiores níveis de concentração foram encontrados para o fluoranteno ( $4,37 \pm 1,00 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ), seguido pelo pireno ( $3,05 \pm 2,01 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ). Os resultados obtidos confirmaram a influência da técnica de preparo na extração dos contaminantes e podem ser justificados por outros estudos previamente realizados, os quais constataram o aumento da solubilidade do BaP em água na presença de cafeína, devido à formação do complexo benzo(a)pireno-cafeína (solúvel em água) e na influência do processo de fervura na formação deste complexo. Nesse mesmo estudo, também foram determinadas as concentrações dos 10 HPAs em chá-mate. A erva-mate apresenta, em geral, altos níveis de HPAs devido à contaminação pela poluição ambiental e pela secagem direta das suas folhas. No entanto, apenas pequenas quantidades destes compostos são extraídas da erva para a bebida durante

o processo de infusão. O resultado da análise do chá pronto apresentou uma variação da concentração na faixa de  $<0,07$  a  $0,31 \mu\text{g.kg}^{-1}$ , demonstrando que o chá contribuiu pouco como fonte de exposição aos HPAs.

Alimentos cárneos têm sido pouco avaliados no Brasil quanto à presença de HPAs. Azeredo et al. (2006) analisaram BaP em pescados comercializados na região de Campinas (SP) e 100% das amostras ( $n = 35$ ) estavam contaminadas.<sup>138</sup> Devido à baixa solubilidade em água dos HPAs, estes compostos adsorvem em material particulado e resistem à degradação. Essa presença persistente no ambiente torna os organismos filtradores, como os moluscos bivalves, altamente suscetíveis à contaminação.<sup>139</sup> Os resultados obtidos neste estudo comprovam esta observação, uma vez que os mexilhões (em lata e congelados) foram alimentos que apresentaram as maiores concentrações de BaP ( $0,45 \pm 0,19$  a  $4,54 \pm 0,63 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ), seguindo dos produtos defumados ( $1,97 \pm 0,34$  a  $3,45 \pm 1,09 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ). O alimento que apresentou as menores concentrações de BaP foi o filé de peixe, com valores médios de  $0,08 \pm 0,08 \mu\text{g.kg}^{-1}$ , que pode ser atribuído à biotransformação eficiente permitindo a excreção do composto.

A Tabela 6 contém um resumo dos estudos realizados no Brasil no período de 2002 a 2019.

**Tabela 6** - Estudos de determinação de HPAs em alimentos no Brasil (2002 – 2019)

Alimento	no. de amostras	BaP $\mu\text{g.kg}^{-1}$	Técnica Analítica	Ano de publicação	Ref
Açúcar	57	ND - 0,406	HPLC-FL	2007	127
Arroz	–	ND	GC-MS	2014	140
Arroz	–	ND	GC-MS	2018	56
Café	24	0,47 - 12,5	HPLC-FL	2006	141
Café	–	ND - 0,020	HPLC-FL	2013	58
Café	24	$< 0,40 - 0,51$	GC-MS	2015	129
Chá-mate e café	18	0,07 - 1,19	HPLC-FL	2002	126
Caldo de cana e açúcar	–	0,07 - 0,83	HPLC-FL	2007	133
Caldo de cana	80	0,005 - 0,022	HPLC-FL	2009	128
Rapadura	21	ND	HPLC-FL	2011	142
Cachaça	131	$0,009 - 0,016^a$	HPLC-FL	2007	143
Cachaça	25	$ND - 0,36^a$	HPLC-FL e GC-MS	2007	144
Cachaça	20	$< LOD - 0,19$	HPLC-FL e GC-MS	2009	145
Cachaça, rum, whisky, álcool combustível	57	$0,005 - 0,038^a$	HPLC-FL	2009	124
Cachaça	10	$ND - 5,87$	GC-MS	2014	146
Cachaça artesanal	29	0,94 - 2,05	GC-MS	2015	147

continua...

(Continuação) **Tabela 6** - Estudos de determinação de HPAs em alimentos no Brasil (2002 – 2018)

Alimento	no. de amostras	BaP $\mu\text{g.kg}^{-1}$	Técnica Analítica	Ano de publicação	Ref
Leite em pó	31	0,57	HPLC-FL e UV-VIS	2013	125
Diversas (lácteos, carnes, massas e vegetais)	–	ND - 0,30	HPLC-FL e CG-MS	2002	130
Vegetais e frutas	–	ND - 0,12	HPLC-FL	2003	148
Óleos	24	0,29 - 17,44	HPLC-FL	2012	136
Óleo de soja	42	0,5 - 15,8	HPLC-FL	2011	64
Óleo de soja	112	< LOQ - 21,8	HPLC-FL	2012	135
Óleos vegetais	36	0,39 - 5,91	HPLC-FL	2014	149
Óleos vegetais	13	ND - 1,01	UHPLC-FL	2017	150
Óleos vegetais	69	0,34 - 1,92	UHPLC-FL	2018	151
Grão de milho	–	ND	GC-MS	2017	57
Peixes e frutos do mar	35	0,03 - 4,54	HPLC-FL	2006	138
Pó de guaraná	39	ND - 9,65	HPLC-FL	2006	137

<sup>a</sup> concentração em  $\mu\text{g.L}^{-1}$ 

### 1.7. Avaliações da Exposição aos HPAs Através da Dieta no Brasil

Camargo et. al. (2002) determinaram a concentração de 10 HPAs (FL, PI, BaA, Chr, BbF, BkF, BaP, DBA e BghiP) em 18 amostras de chá-mate e café prontas para o consumo e preparadas de acordo com instruções do fabricante.<sup>126</sup> Adicionalmente, foram analisadas ainda as diferenças quando o café era preparado pela filtragem direta da água fervida sobre o pó de café e quando a fervura da água era realizada junto ao pó antes da filtração. Para isso, foram analisados três lotes diferentes de chá e de café de três diferentes fabricantes, perfazendo um total de 18 amostras. Para o café coado diretamente, obteve-se valores de concentração de HPAs totais ( $\Sigma 10\text{HPAs}$ ) bem menores ( $3,06 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ) que os valores obtidos diretamente pela extração do pó ( $20,04 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ). Já para o caso do café fervido juntamente à água, a quantidade de HPAs presentes na bebida foi de  $17,17 \mu\text{g.kg}^{-1}$ . As amostras de chá-mate, por sua vez, apresentaram concentrações entre  $< 0,07$  e  $0,31 \mu\text{g.kg}^{-1}$  para a somatória dos HPAs estudados. A estimativa de ingestão dos HPAs foi calculada a partir dos valores médios obtidos nas amostras e os dados de consumo destes produtos em uma pesquisa sobre hábitos alimentares com 600 indivíduos entre 9 e 80 anos realizada em 1993.<sup>152</sup> A exposição aos HPAs através do consumo de chá-mate e café foi estimada em  $0,05 \mu\text{g}$  e  $0,88 \mu\text{g}$  diários por pessoa, respectivamente.

A exposição aos HPAs pelo consumo de óleo de soja também já foi avaliada no Brasil.<sup>64</sup> O total de 42 amostras selecionadas de 14 fabricantes diferentes tiveram a concentração de 13 HPAs determinados, e todas as amostras apresentaram concentrações quantificáveis dos analitos. Os valores de concentração para a somatória dos HPAs variaram entre 10,4 a 112,0  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ , e cinco amostras apresentaram concentração de BaP acima do estabelecido pela legislação europeia (2,0  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ ). Os autores utilizaram os dados nacionais de consumo alimentar obtidos pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) nos anos de 2002 e 2003 para estimar a ingestão dos contaminantes. O consumo médio diário de 24,9 g por pessoa de óleo de soja foi empregado nos cálculos, e a estimativa de ingestão dos HPAs de 12,4  $\text{ng.kg peso corpóreo}^{-1}.\text{dia}^{-1}$  foi estabelecida neste estudo. Considerando somente o BaP, a estimativa de ingestão média diária é de 1,2  $\text{ng.kg peso corpóreo}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ .

#### 1.8. Avaliações Internacionais da Exposição aos HPAs Através da Dieta

Países como China, Espanha e França, avaliam com periodicidade a ingestão de HPAs decorrentes do consumo de diversos grupos alimentares, denominados Estudos de Dieta Total (*Total Diet Studies*, TDS). Os dados de concentração de HPAs determinados nos alimentos são empregados para calcular os níveis de exposição da população, considerando as estimativas de consumo e os hábitos alimentares específicos. Esse tipo de abordagem torna possível o diagnóstico de mudanças de hábitos alimentares que podem trazer risco para a população. Além disso, estudos de dieta total favorecem a identificação de itens que representam maior ou menor risco a população, e dessa forma, orientar as autoridades competentes nas iniciativas de avaliação de risco.

As pesquisas desenvolvidas na China mostram preocupação com a contaminação alimentar dos HPAs provenientes do meio ambiente, uma vez que a indústria de carvão torna o país líder mundial em emissão de poluentes ambientais.<sup>153</sup> A análise em diversos alimentos comuns à cultura chinesa como frutos do mar e diferentes espécies de peixes,<sup>154,155,156</sup> *youtiao* (massa frita típica na culinária chinesa),<sup>157</sup> grãos,<sup>158</sup> carnes suína, de aves, bovina e defumadas<sup>159</sup> vegetais,<sup>160</sup> frutas, ovos, leite e amostras compostas, já foram realizadas.<sup>161,162</sup>

Yu et al. (2015) avaliaram a exposição da população da cidade de Pequim à 15 HPAs presentes na alimentação (frutas, vegetais, cereais, peixe, carne, ovos e leite) e por inalação.<sup>163</sup> Os HPAs de alto peso molecular, representaram 15% do total presentes nos alimentos. Peixes ( $2,76 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ) e carnes ( $1,95 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ), foram os grupos que mais contribuíram para exposição aos HPAs de alto peso molecular, que inclui o BaP. O estudo também mostrou que os dois maiores responsáveis pela exposição a  $\Sigma$ HPAs, são carnes (34,9 a 43,4%) e cereais (21,2 a 26,6%), seguidos de peixes (11,7 a 13,9%), leite (8,3 a 16,9%), ovos (6,2 a 7,8%), vegetais (2,6 a 3,8%) e frutas (1,5 a 1,7%). Crianças de ambos os sexos demonstraram a maior ingestão diária (meninos  $5,74 \text{ ng.kg}^{-1}$  e meninas  $5,68 \text{ ng.kg}^{-1}$  ao dia). Da mesma maneira, ambos os sexos demonstraram declínio na exposição diária de acordo com a faixa etária (adolescentes do sexo masculino  $3,63 \text{ ng.kg}^{-1}$  > adultos  $2,62 \text{ ng.kg}^{-1}$  > idosos  $2,45 \text{ ng.kg}^{-1}$  e adolescentes do sexo feminino  $3,45 \text{ ng.kg}^{-1}$  > adultas  $2,60 \text{ ng.kg}^{-1}$  > idosas  $2,41 \text{ ng.kg}^{-1}$ ).

Nas províncias e cidade de Sichuan, Guizhou, Hunan e Chongqing a população estimada é de 209,8 milhões de pessoas. A fim de avaliar o risco associado ao consumo de HPAs através da ingestão de carnes defumadas, a população foi dividida em oito grupos de acordo com a faixa etária e o gênero.<sup>159</sup> As médias de consumo de carnes defumadas por crianças, adolescentes, adultos e idosos foi estimada em  $14,9 \text{ g.dia}^{-1}$ ,  $19,2 \text{ g.dia}^{-1}$ ,  $19,7 \text{ g.dia}^{-1}$  e  $18,3 \text{ g.dia}^{-1}$ , respectivamente. A concentração estimada dos 16 HPAs em carnes defumadas variaram entre  $14,4$  e  $56,3 \mu\text{g.kg}^{-1}$ . Ao contrário da legislação europeia que estipula o limite de  $2 \mu\text{g.kg}^{-1}$  de BaP, a legislação chinesa não abrange carnes defumadas e não menciona a somatória de HPA4 para nenhum item. Apesar disso, tanto a concentração de BaP ( $0,01 - 0,03 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ) quanto de HPA4 ( $0,66 - 1,75 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ) foram substancialmente inferiores ao limite europeu. A província de Hunan apresentou a menor e a maior concentração de HPA16 avaliados ( $14,43 - 56,31 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ). Essa e as demais regiões apresentaram baixos valores da somatória de HPA4, estimados em  $0,66 \mu\text{g.kg}^{-1}$  (Chongqing),  $0,94 \mu\text{g.kg}^{-1}$  (Sichuan),  $0,95 \mu\text{g.kg}^{-1}$  (Hunan) e  $1,76 \mu\text{g.kg}^{-1}$  (Guizhou). Com os dados obtidos os valores médios de ILCR também foram calculados, e mantiveram-se entre  $1 \times 10^{-7}$  e  $1 \times 10^{-6}$  em todos os subgrupos considerando sexo, faixa etária e região. O ILCR para o percentil de ingestão para alto consumo (P95) entre crianças, adolescentes, adultos e idosos foi de  $4,46 \times 10^{-7}$  a  $4,64 \times 10^{-6}$  (média



de  $1,33 \times 10^{-6}$ ), dessa forma, não denotaram alto risco. A ingestão de HPAs não carcinogênicos (naftaleno, acenaftaleno, acenafteno, fluoreno, fenantreno, antraceno, fluoranteno e pireno) e o risco de toxicidade não carcinogênica considerando o percentil 95 também não foi significativo. Os valores observados entre os grupos foram de  $4,82 \times 10^{-5}$  a  $3,71 \times 10^{-4}$  (média de  $1,29 \times 10^{-4}$ ), ficando consideravelmente abaixo do valor de referência de 1.

Na Espanha, a contaminação ambiental de alimentos não é tão pronunciada quanto a chinesa e o foco de contaminação é o processamento. Diversos grupos alimentares são avaliados periodicamente na região Catalã. Amostras randomicamente coletadas de carne bovina (bife, hambúrguer, vitela), cordeiro, carne de porco (lombo e salsicha), frango (peito), cordeiro (bife), produtos cárneos (presunto curado, cachorro-quente, salame), peixes (sardinha, salmão, atum, tainha, lula, cavalinha), cereais/produtos à base de cereais (arroz, pão francês, sanduíche, macarrão), produtos de padaria (croissant, biscoito, bolo e pudim), legumes e tubérculos (alface, tomate, couve-flor, vagem e batata), frutas (maçã, laranja, pera e banana), ovos, leite (integral, semidesnatado), laticínios (iogurte e queijo), leguminosas (lentilhas, feijão, grão de bico, ervilha), óleos (oliva e girassol) e gorduras (margarina e manteiga), entre outros, já foram avaliados quanto a concentração dos HPAs.<sup>61,164,165</sup>

Os Estudos de Dieta Total espanhóis (2003, 2008, 2010 e 2012) apontam mudanças no perfil de exposição a estes compostos.<sup>165,166</sup> A ingestão dos HPA16 em quase dez anos variou de  $8,42 \mu\text{g.pessoa}^{-1}.\text{dia}^{-1}$  (2003),  $12 \mu\text{g.pessoa}^{-1}.\text{dia}^{-1}$  (2008),  $6,72 \mu\text{g.pessoa}^{-1}.\text{dia}^{-1}$  (2010) para  $59,2 \mu\text{g.pessoa}^{-1}.\text{dia}^{-1}$  (2012). Com exceção do estudo realizado em 2012, todos os estudos anteriores analisaram o perfil de HPAs distinguindo entre os diferentes grupos alimentares. Em duas avaliações consecutivas (2008 e 2010), o conjunto carnes e produtos cárneos foi o item alimentar que mais contribuiu para a ingestão de HPA16, enquanto na avaliação de 2003, apenas o grupo “cereais” superou a concentração de HPAs totais ( $14,5 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ). A concentração média de HPA16, HPA4 e BaP em alimentos cárneos foi de  $13,4 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ,  $1,613 \mu\text{g.kg}^{-1}$  e  $0,098 \mu\text{g.kg}^{-1}$  (2003),  $25,56 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ,  $1,47 \mu\text{g.kg}^{-1}$  e  $0,13 \mu\text{g.kg}^{-1}$  (2008) e  $38,99 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ,  $1,45 \mu\text{g.kg}^{-1}$  e  $0,14 \mu\text{g.kg}^{-1}$  (2010), respectivamente. Além de carnes e produtos cárneos e cereais, óleos e gorduras estiveram presentes entre os três itens

com maiores concentrações de HPA16 em todos os estudos, com médias de  $8,68 \mu\text{g.kg}^{-1}$  (2003),  $23,48 \mu\text{g.kg}^{-1}$  (2008) e  $18,75 \mu\text{g.kg}^{-1}$  (2010). O último estudo realizado (2012) utilizou amostras compostas para a avaliação de ingestão de HPAs.<sup>166</sup> Em dez restaurantes randomicamente escolhidos, foram coletadas refeições (café da manhã, almoço e jantar), que incluíram carnes, peixes e mariscos, vegetais, tubérculos, frutas, ovos, leite e derivados, cereais, leguminosas, óleos e gorduras e produtos de padaria. O conjunto de alimentos em uma refeição compôs uma só amostra homogeneizada. O total de 90 amostras compostas apresentaram valores médios de BaP, HPA4 e HPA16 que variaram de <LOD a  $0,10 \mu\text{g.kg}^{-1}$  (média  $0,09 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ), de  $0,88$  a  $3,29 \mu\text{g.kg}^{-1}$  (média  $1,49 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ) e de  $22,7$  a  $53,8 \mu\text{g.kg}^{-1}$  (média  $40,1 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ), respectivamente. As estimativas de ingestão diária média por pessoa foram entre  $0,11$  e  $0,17 \mu\text{g.dia}^{-1}$  (média  $0,13 \mu\text{g.dia}^{-1}$ ) para o BaP, entre  $1,39$  e  $4,35 \mu\text{g.dia}^{-1}$  (média  $2,46 \mu\text{g.dia}^{-1}$ ) de HPA4 e  $35,7$  a  $83,9 \mu\text{g.dia}^{-1}$  (média  $59,2 \mu\text{g.dia}^{-1}$ ) para a somatória de HPA16.

Na Letônia, 128 amostras de carnes defumadas à base de carne bovina, porco e frango foram avaliadas quanto a presença de BaP, BaA, BbF e Chr (HPA4).<sup>167</sup> As estimativas de ingestão desses produtos pela população letã foram realizadas a partir de Questionário de Frequência Alimentar e Questionário Recordatório de 24 horas envolvendo quase 2 mil pessoas entre 19 e 64 anos. Os valores entre  $0,15$  a  $34,65 \mu\text{g.kg}^{-1}$  (média  $6,36 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ) foram reportados para o HPA4 e a concentração de BaP variou entre  $<0,05$  a  $6,03 \mu\text{g.kg}^{-1}$  (média  $0,74 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ). Dentre os HPAs analisados, o criseno foi o de maior incidência, com média de  $0,82 \mu\text{g.kg}^{-1}$ . Vinte e um por cento (21,1%) das amostras superaram a concentração de  $12 \mu\text{g.kg}^{-1}$  de HPA4 e 14,1% apresentaram concentrações de BaP acima de  $2 \mu\text{g.kg}^{-1}$ . Frango defumado apresentou as maiores concentrações médias de HPA4 ( $7,96 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ), seguido por bacon defumado ( $7,75 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ), carne suína defumada ( $7,68 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ), salsicha defumada ( $6,57 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ), costeleta defumada ( $6,48 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ), peito suíno defumado ( $5,92 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ), presunto defumado ( $5,50 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ), salsicha pequena ( $5,19 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ), salsicha semi seca ( $1,29 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ) e roleta suína ( $1,19 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ). Destes 10 grupos, apenas as salsichas semi secas e roleta suína não apresentaram nenhuma amostra acima do estipulado na legislação europeia. Para as demais amostras foi possível observar que de 10% (salsicha pequena) a 28,6% (carne de porco defumada) ultrapassaram os limites legais de HPA4 e de 8,3% (frango defumado) a 21,4% (carne

de porco defumada), ultrapassaram os limites legais de BaP. A ingestão média de 0,036 kg.dia<sup>-1</sup> de produtos defumados a base de carne implicou na ingestão diária de 0,33 e 2,91 ng.kg<sup>-1</sup> pc.dia<sup>-1</sup> de BaP e HPA4, respectivamente. Os valores calculados para Margem de Exposição foi 209627 para BaP e 116868 de HPA4, não denotando preocupação quanto a exposição. Ao considerar o pior cenário realizando os cálculos de ingestão com as maiores concentrações determinadas nas amostras, foram obtidas as estimativas diárias de 2,29 ng. kg<sup>-1</sup> pc.dia<sup>-1</sup> e 13,72 ng. kg<sup>-1</sup> pc.dia<sup>-1</sup>, para BaP e HPA4 respectivamente. Os valores de MoE calculadas para este pior cenário mantiveram-se em 30606 e 24776 para BaP e HPA4, também abaixo do valor de referência (10.000).

Nos Estados Unidos da América, dados sobre a ingestão diária de HPA8 (BaP, BaA, BbF, BkF, Cri, DahA, IP, BghiP) demonstraram que o criseno e benzo[a]antraceno juntos, representam 54% (0,634 µg.kg<sup>-1</sup>) dos HPAs totais.<sup>91</sup> As estimativas de ingestão de pães, carne suína, bovina, de ave e frutos do mar, distinguindo a forma de preparo foram obtidas de pesquisa realizada pelo Centro de Controle e Prevenção de Doenças (2015).<sup>168</sup> O consumo de pães foi o maior entre os alimentos avaliados, sendo que a ingestão média de 59,33 g.dia<sup>-1</sup> de pão contribui com a exposição média diária de HPA4 e BaP em 114,3 ng.dia<sup>-1</sup> e 7,1 ng.dia<sup>-1</sup>, respectivamente. O consumo de carne bovina (40,4 g.dia<sup>-1</sup>) e de frango (39,8 g.dia<sup>-1</sup>) também foram itens representativos para a exposição alimentar aos HPAs. As estimativas de ingestão de 111,5 ng.dia<sup>-1</sup> de HPA4 e 35,0 ng.dia<sup>-1</sup> para o BaP proveniente da carne bovina, e 25,6 ng.dia<sup>-1</sup> HPA4 e 1,6 ng.dia<sup>-1</sup> de BaP oriunda da carne de frango foram reportadas. Carne suína (20,3 g.dia<sup>-1</sup>) e frutos do mar (11,8 g.dia<sup>-1</sup>) foram os dois itens menos consumidos entre os avaliados. A exposição diária a 10,9 ng.dia<sup>-1</sup> HPA4 e 8,1 ng.dia<sup>-1</sup> BaP pelo consumo de carne suína, e 33,5 ng.dia<sup>-1</sup> HPA4 e 6,6 ng.dia<sup>-1</sup> BaP pelo consumo de carne foram relatados. Portanto, a carne bovina e os pães, representaram em conjunto 76,3% da ingestão diária de HPA4 e 72,2% da ingestão diária de BaP pela população estadunidense.

Na Nigéria o consumo de peixes é bastante comum, e o uso de modelos tradicionais de defumação juntamente com a defumação contínua até que os peixes sejam vendidos, são apontados como importantes fatores para a alta concentração de HPAs nesses produtos. Amostras de quatro espécies de peixes, entre eles bagre-

africano (*Clarias gariepinus*), tilápia (*Tilapia zilli*), bonga (*Ethmalosa fimbriata*), cavala (*Scomber scombrus*) obtidos em mercados no sul da Nigéria foram coletadas durante quatro meses e analisadas quanto a presença de HPAs. A presença de HPA4 entre as quatro espécies apresentaram diferenças significativas. Os maiores níveis de HPA4 com médias de  $446 \mu\text{g.kg}^{-1}$  e  $467 \mu\text{g.kg}^{-1}$  foram encontrados nas espécies bagre-africano e bonga, enquanto o peixe cavala ( $161 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ) apresentou a menor concentração seguida da tilápia ( $221 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ). A presença de BaP também seguiu essa distribuição entre as espécies, com concentrações de  $204 \mu\text{g.kg}^{-1}$  e  $288 \mu\text{g.kg}^{-1}$  para o bagre e bonga, respectivamente, enquanto o BaP não foi detectado na tilápia e em concentração de  $0,007 \mu\text{g.kg}^{-1}$  no peixe cavala. Estes resultados em amostras de peixes defumados chegam a ser 38,9 (HPA4) e 144 (BaP) vezes maior do que o permitido pela legislação europeia que estabelece limites de  $12 \mu\text{g.kg}^{-1}$  e  $2 \mu\text{g.kg}^{-1}$  de HPA4 e BaP em peixes defumados e produtos à base de peixes defumado. A partir de dados de consumo pela população nigeriana obtidos da FAO, as estimativas da contribuição de ingestão diária de HPA4 para cada uma das espécies avaliadas foi de  $24,5 \mu\text{g.dia}^{-1}$  (bagre),  $8,8 \mu\text{g.dia}^{-1}$  (cavala),  $25,6 \mu\text{g.dia}^{-1}$  (bonga) e  $12 \mu\text{g.dia}^{-1}$  (Tilapia). Os resultados da estimativa de Excesso de Risco ao Câncer (*Excess Cancer Risk*, ECR) relacionados ao consumo do peixe bonga e bagre, foram respectivamente  $5,91 \times 10^{-6} \text{ mg.kg}^{-1}$  e  $4,24 \times 10^{-6} \text{ mg.kg}^{-1}$ , e portanto excederam o valor de referência de  $1,0 \times 10^{-6}$  e representam risco em potencial para o desenvolvimento de câncer relacionado ao consumo destes alimentos.

Na Suécia, mais de 130 alimentos à base de cereais, massas, carnes, peixes, laticínios, ovos, gorduras, vegetais, frutas, batatas, açúcar e doces, e bebidas tanto de preço padrão quanto de baixo preço foram adquiridas em cinco grandes cadeias de supermercados da cidade de Uppsala.<sup>169</sup> As amostras de um mesmo grupo de alimentos foram homogeneizadas para compor uma só amostra por grupo. O item alimentar com maior concentração de HPA4 e BaP foi o de gorduras apresentando, respectivamente,  $0,62 \mu\text{g.kg}^{-1}$  e  $0,12 \mu\text{g.kg}^{-1}$ . O país é o maior consumidor de chocolate do mundo,<sup>170</sup> e a incidência de HPAs no grupo de alimentos composto por chocolates, açúcar e doces foi o segundo maior dentre os 12 grupos alimentares estudados, com concentrações a  $0,55 \mu\text{g.kg}^{-1}$  para HPA4 e  $0,10 \mu\text{g.kg}^{-1}$  BaP. O grupo de alimentos composto essencialmente por massas apresentou concentrações de  $0,27 \mu\text{g.kg}^{-1}$  HPA4 e  $0,03 \mu\text{g.kg}^{-1}$  BaP e as carnes apresentaram concentrações de

0,28  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  HPA4 e 0,05  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  BaP. Os demais grupos avaliados apresentaram concentrações de HPA4 entre < LOD (bebidas) a 0,14  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  (cereais). O consumo desses alimentos pela população sueca reportado em uma avaliação nacional no ano de 2010 foi empregado para os cálculos de avaliação de exposição.<sup>171</sup> Ao ser considerado o nível de consumo desses alimentos, o quadro de prioridades quanto ao conteúdo de HPAs entre os grupos se altera. Embora as gorduras tenham apresentado prioridade pela concentração de HPA4, a estimativa de ingestão por meio desse grupo alimentar (25  $\text{ng.pessoa}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ ) é superado pelos laticínios (26  $\text{ng.pessoa}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ ), produtos à base de cereais (32  $\text{ng.pessoa}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ ), carnes (56  $\text{ng.pessoa}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ ) e o grupo que mais contribui para a ingestão diária são os açúcares e doces (68  $\text{ng.pessoa}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ ). Dentre os sete outros grupos avaliados, a contribuição diária de HPA4 na dieta variou entre 0 e 17  $\text{ng.pessoa}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ , na sequência decrescente de vegetais e frutas > massas > batatas > peixes > ovos > e bebidas. Além do maior impacto quanto a ingestão de HPA4, açúcares e doces também apresentaram a maior contribuição para a ingestão de BaP, cerca de 12,4  $\text{ng.pessoa}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ . O risco estimado em MoE utilizando 50  $\text{ng.pessoa}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ , obtido a partir da soma de BaP considerando todos os itens alimentícios, resultou em valores acima 100.000, ou seja, acima do valor de referência (10.000) e não denotando preocupação.

Na França, um estudo de dieta total com cerca de 725 alimentos, divididos em 28 grupos e representativos de 90% da dieta de adultos e crianças, avaliou a concentração dos 16 HPAs prioritários da US-EPA.<sup>172</sup> Em relação à presença dos HPA4, os grupos dos moluscos e crustáceos (4,285  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ ), óleos (1,921  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ ) e margarinas (1,344  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ ) foram os alimentos com maiores concentrações. Estes dois alimentos também apresentaram as maiores concentrações de BaP, para os moluscos e crustáceos foi determinado o valor médio de 0,231  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ , e para os óleos 0,241  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  de BaP. O grupo alimentar carne apresentou concentração média de 0,012  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  BaP e 0,071  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  HPA4, e para o grupo aves foi relatada a concentração média de 0,068  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  BaP, e 0,267  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  HPA4. Entre os alimentos avaliados, café (0,011  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ ), laticínios (0,009  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ ), leite (0,006  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ ) e refrigerantes (0,006  $\mu\text{g.kg}^{-1}$ ) foram os grupos que apresentaram o menor conteúdo de HPA4. Dentre os HPAs avaliados o criseno, o benzo[b]fluoranteno e o benzo[a]antraceno foram os de maior incidência. O consumo de cada grupo alimentar

pela população francesa foi obtido em uma pesquisa conduzida entre os anos 2006 e 2007.<sup>173</sup> Esta pesquisa avaliou o consumo de 1444 crianças (3 a 17 anos) e 1918 adultos (18 a 79 anos). As diferenças entre hábitos alimentares entre as duas faixas etárias estudadas, contribuíram de forma diferente na ingestão diária de HPAs. Entre os adultos, os alimentos que mais contribuíram para a exposição diária foram as gorduras (16,2% por óleos e 7,3% por margarina), pães (12,6%) e moluscos e crustáceos (13,1%) e entre as crianças foram os biscoitos (8,7%), pães (7,1%), massas e bolos (6,5%) e também os óleos (15,2%). A ingestão diária média de BaP entre adultos e crianças foi respectivamente,  $0,191 \text{ ng.kg}^{-1} \text{ pc.dia}^{-1}$  e  $0,304 \text{ ng.kg}^{-1} \text{ pc.dia}^{-1}$ . Enquanto para o percentil 95 a ingestão foi estimada em  $0,350 \text{ ng.kg}^{-1} \text{ pc.dia}^{-1}$  e  $0,619 \text{ ng.kg}^{-1} \text{ pc.dia}^{-1}$  para adultos e crianças, respectivamente. Da mesma maneira, a ingestão diária da somatória dos HPA4 em alimentos, foi de  $1,48 \text{ ng.kg}^{-1} \text{ pc.dia}^{-1}$  entre adultos e  $2,26 \text{ ng.kg}^{-1} \text{ pc.dia}^{-1}$  entre as crianças. O percentil 95 foi estimado e  $3,00 \text{ ng.kg}^{-1} \text{ pc.dia}^{-1}$  e  $4,69 \text{ ng.kg}^{-1} \text{ pc.dia}^{-1}$ , para adultos e crianças, respectivamente. A MoE calculada para ambos os grupos não apresentou valores preocupantes. Entre os adultos a MoE foi inferior comparado às crianças e, dessa maneira, assim como em outros estudos as crianças representaram o grupo da população mais susceptível aos efeitos maléficos de HPAs em alimentos. Os dois grupos apresentaram valores de MoE de 150.000 para crianças e 230.000 para adultos. A MoE para os HPA4, considerando o percentil 95, foi de 72.000 e 113.000, para crianças e adultos, respectivamente.

Conforme exposto, observa-se a escassez de estudos e dados sobre a ocorrência dos HPAs em alimentos cárneos prontos para o consumo comumente comercializados em restaurantes no Brasil. Os estudos internacionais indicam que as concentrações de HPAs nos alimentos consumidos variam em diferentes países. A diversidade dos dados encontrados parece estar relacionada principalmente aos tipos de alimentos consumidos e ao modo de preparo característicos de cada região. Deste modo, somente a avaliação em alimentos consumidos pela população local, poderá fornecer dados que permitam caracterizar os riscos a que a população está exposta.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1 Objetivo Geral

Avaliar a incidência de HPA4 (BaA, Chr, BbF e BaP) em alimentos preparados com carnes bovina e de frango prontos para o consumo, com a finalidade de estimar os níveis de exposição da população adulta da cidade de Ribeirão Preto a estes compostos através da sua ingestão, bem como caracterizar o risco associado à esta exposição.

### 2.2. Objetivos Específicos

- a) Avaliar o método analítico para a determinação de HPA4 em carne bovina e files de frango prontos para o consumo empregando a técnica de Cromatografia Líquida de Alta Eficiência com detecção fluorimétrica;
- b) Determinar a concentração de HPA4 nas amostras coletadas no comércio local de Ribeirão Preto – SP empregando a técnica avaliada;
- c) Estimar o consumo dos produtos de carne bovina e de frango selecionados para este estudo pela população adulta da cidade de Ribeirão Preto – SP pela aplicação de um Questionário Quantitativo de Frequência de Consumo de Alimentos (QQFCA)
- d) Calcular a exposição associada à ingestão de HPAs pelo consumo de alimentos cárneos selecionados, através do método determinístico.
- e) Caracterizar o risco associado à ingestão de HPAs pelo consumo de alimentos cárneos selecionados, através das estimativas de Margem de Exposição, Margem de Exposição Combinada e do Risco Incremental de Câncer ao Longo da Vida.

### 3. MATERIAIS E MÉTODOS

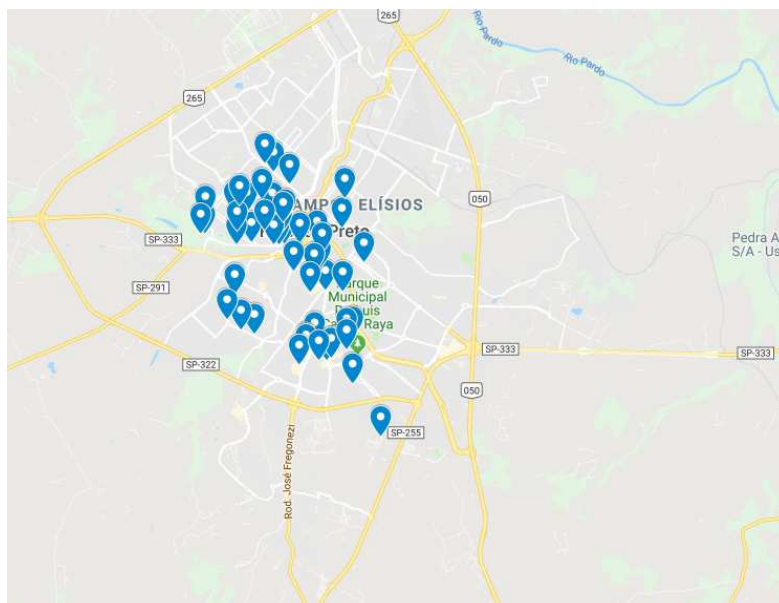
#### 3.1. Determinação de HPAs em Alimentos

##### 3.1.1 Coleta das Amostras de Alimentos

Cem amostras ( $n=100$ ), sendo estas 25 de filé de peito de frango grelhado na chapa, 25 de filé de frango empanado e frito, 25 amostras de bife de carne bovina grelhada na chapa ou frigideira e 25 de carne bovina assada na brasa. Dentre os 73 estabelecimentos em que as amostras foram coletadas, foram incluídos restaurantes, marmitarias, lanchonetes, padarias e espetarias. Todas as amostras foram preparadas pelo respectivo local de coleta e adquiridas na maneira em que eram oferecidas, sem que houvesse delimitação sobre o ponto de cocção (mal passada, ao ponto ou bem passada) ou o tipo de tempero a utilizar, de maneira que foram adquiridas prontas para consumo. Precauções quanto ao transporte das amostras ao laboratório foram tomadas, como evitar a utilização de recipientes plásticos, a exposição à luz solar e o imediato encaminhamento ao laboratório.

A Figura 7 mostra as regiões de coleta na cidade de Ribeirão Preto – SP

**Figura 7** - Regiões de coleta de amostras cárneas prontas para consumo na cidade de Ribeirão Preto - SP



Fonte: Google my maps.



Ribeirão Preto é um município brasileiro no interior do estado de São Paulo, Região Sudeste do país. A cidade tem população estimada em 694.534 habitantes de acordo com o IBGE, sendo que 99,7% dos habitantes vivem na área urbana.<sup>174</sup>

As amostras foram coletadas e encaminhadas ao laboratório de Cromatografia e Eletroforese Capilar da Faculdade de Ciências Farmacêuticas de Ribeirão Preto - USP. Os dados sobre o tipo de carne, forma de preparo, local e data de coleta foram utilizados para a identificação das amostras, que foram posteriormente trituradas, homogeneizadas e liofilizadas. Cuidados especiais foram tomados em relação ao transporte e armazenamento na ausência de luz e sem contato com materiais plásticos, que podem adsorver os analitos em estudo.

### 3.1.2. Equipamentos e Coluna cromatográfica

As análises foram realizadas em um sistema de Cromatografia Líquida de Alta Performance Shimadzu Prominence (Shimadzu, Kyoto, Japan) composto por duas bombas LC-10AT, degaseificador DGU-203, sistema controlador CBM- 20A, detector UV-visível com arranjo de diodos SPD-M20A, detector de fluorescência 20Axs e injetor automático SIL-10AF. A coluna cromatográfica Supelcosil LC-PAH (25 x 4,6 mm, 5 µm, Supelco, Bellefonte, PA, USA) foi utilizada em todos os experimentos.

### 3.1.3. Padrões Analíticos

Os padrões analíticos de benzo[a]antraceno (BaA), criseno (Chr), benzo[b]fluoranteno (BbF), benzo[a]pireno (BaP), foram adquiridos da Sigma Aldrich (Sigma, St Louis, MO, USA) em ampolas na concentração de 200 µg.mL<sup>-1</sup> em diclorometano.

### 3.1.4. Reagentes e Soluções

Todos os solventes empregados para o preparo das soluções e análises são de grau cromatográfico (Merck, Darmstadt, Germany). Os demais solventes empregados para as extrações são de grau analítico.

As soluções padrão intermediárias dos HPAs nas concentrações de  $20 \mu\text{g.mL}^{-1}$  e  $1,0 \mu\text{g.mL}^{-1}$  foram preparadas em acetonitrila e mantidas a  $-20 \text{ }^\circ\text{C}$ .

### 3.1.5. Preparo da Amostra

As amostras utilizadas para a estimativa dos HPAs foram finamente trituradas, mantidas a  $-80 \text{ }^\circ\text{C}$  por no mínimo 8 horas e liofilizadas em Liofilizador Alpha 1-4 LSC Plus (Martin Christ, Osterode am Harz, Germany). As amostras liofilizadas foram mantidas em dessecador até o momento da extração. Os extratos das amostras foram mantidos a  $-20 \text{ }^\circ\text{C}$  até a injeção no sistema de Cromatografia Líquida de Alta Eficiência.

### 3.1.6. Parâmetros Cromatográficos

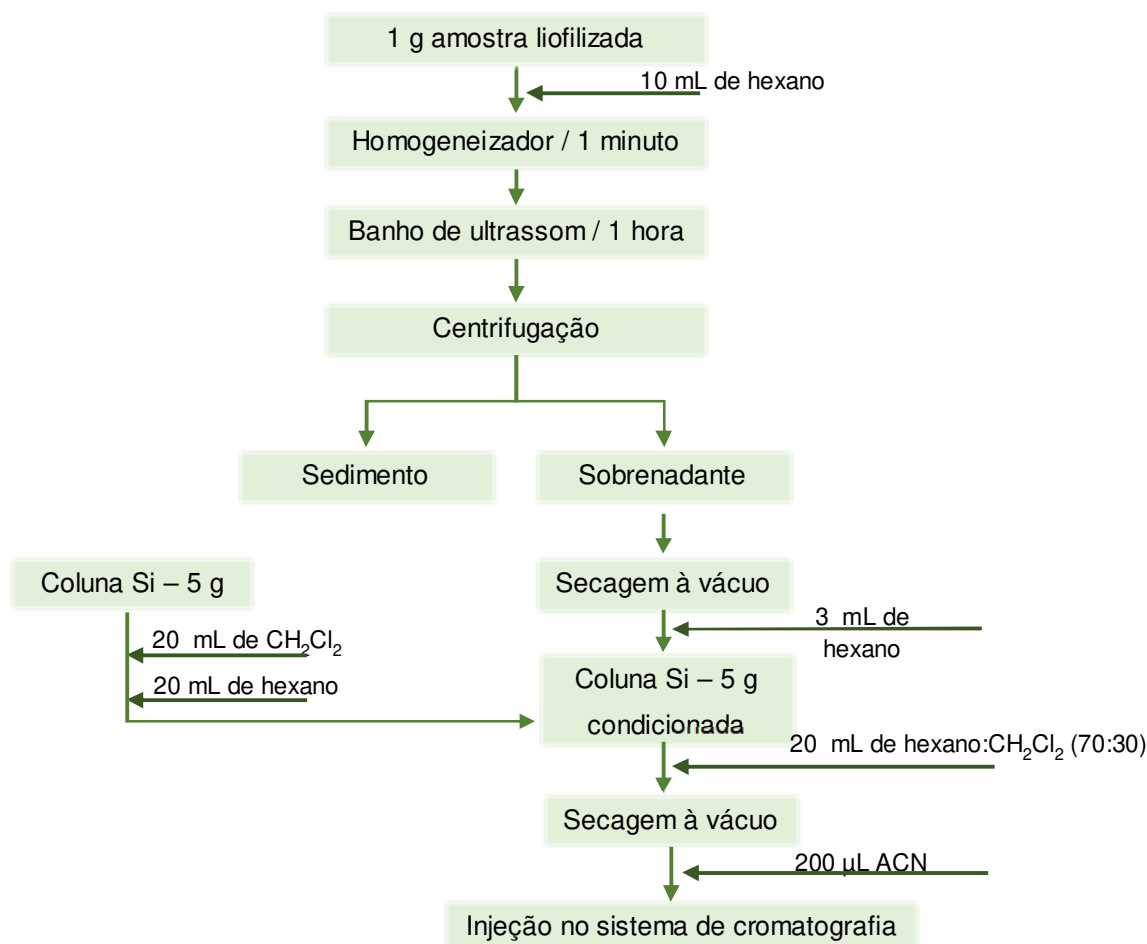
Cinquenta microlitros ( $50 \mu\text{L}$ ) de extrato de amostra e soluções de padrões foram injetados no sistema cromatográfico. A coluna cromatográfica foi mantida a  $40 \text{ }^\circ\text{C}$  e a vazão da fase móvel em  $1,0 \text{ mL.min}^{-1}$ . A eluição foi realizada em modo gradiente empregando água (fase A) e acetonitrila (fase B). O gradiente foi iniciado em 50% B e aumentado linearmente até 100% B em 20 minutos, e mantido em modo isocrático (100% B) por 5 minutos. Em seguida, a porcentagem de B foi reduzida para 50% em 5 minutos e reequilibrada nas condições iniciais por 5 minutos adicionais. O tempo total de corrida foi de 35 minutos.

### 3.1.7. Procedimento de Extração

O procedimento de extração descrito por Viegas et al. (2012) para a determinação de HPAs por cromatografia líquida com detector de fluorescência foi utilizado para as amostras de alimentos cárneos.<sup>175</sup> Um grama (1 g) de amostra pronta para o consumo liofilizada foram extraídas com n-hexano em ultrassom por 1 hora a temperatura ambiente. O extrato foi filtrado e o solvente evaporado até quase a secura. O resíduo foi redissolvido em n-hexano e eluído em cartucho Strata® SI-1 Sílica (5g, 20 mL, Phenomenex), pré-condicionado com diclorometano e n-hexano. Os analitos foram eluídos da coluna com n-hexano/diclorometano (70:30). O eluato foi

seco, dissolvido em 200  $\mu$ L de acetonitrila e injetado no sistema de cromatografia líquida. A Figura 8 ilustra o fluxograma simplificado do procedimento de extração.

**Figura 8** - Fluxograma do processo de extração para determinação dos HPAs



### 3.1.8. Avaliação do Desempenho do Método Analítico

Neste trabalho, a linearidade, repetibilidade, reprodutibilidade, os limites de detecção e quantificação, e a exatidão foram estimados da mesma forma apresentada pelo método utilizado como referência.<sup>175</sup> A linearidade foi avaliada pelas curvas analíticas plotadas para cada HPA e obtidas por regressão linear da área do pico em função da concentração da solução injetada. A reprodutibilidade e a repetibilidade, foram calculadas através do coeficiente de variação (CV, %) das áreas dos picos e dos tempos de retenção entre dias consecutivos e em corridas em triplicata, respectivamente. O limite de detecção e quantificação foram estabelecidos pela

concentração de analito que produz uma relação sinal/ruído 3:1 e 10:1, respectivamente. Uma solução padrão de uma mistura de HPAs foi analisada diariamente e repetida em três dias diferentes.

Todas as amostras foram pesadas antes e depois do processo de liofilização para que o cálculo final da concentração dos HPAs na amostra original úmida fosse reportado.

A identidade dos compostos foi estabelecida comparando os tempos de retenção dos picos com aqueles obtidos a partir das misturas padrão dos HPAs e das amostras fortificadas com os analitos analisadas sob as mesmas condições. A exatidão foi estimada com os estudos de recuperação das amostras fortificadas nos dois níveis de concentração. A quantificação dos HPAs foi realizada pelo método de calibração externa.

Os parâmetros avaliados referem-se ao regulamento no. 836/2011 da Comissão Europeia que estabelece critérios de desempenho para a determinação BaP, Chr, BkF e BaP em alimentos.<sup>176</sup> A diretiva estabelece como desempenho mínimo,  $LOD \leq 0,3 \text{ ng.g}^{-1}$ ,  $LOQ \leq 0,9 \text{ ng.g}^{-1}$ , recuperação entre 50 e 120% para o BaA, Chr, BkF e BaP, repetibilidade (r) e reprodutibilidade (R) com valores HORRATr (Horwitz Ratio)  $< 2$  e HORRATR  $< 2$ , respectivamente.

O valor de HORRAT é o valor observado do coeficiente de variação (CV) nas condições de repetibilidade ou reprodutibilidade do método que está sendo avaliado, dividido pelo valor de CV estimado a partir da equação de Horwitz modificada (Equação 4).

**Equação 4** - Equação de Horwitz modificada

$$CV (\%) = 2 C^{(-0,15)}$$

Onde:

C: Concentração, por exemplo, 1 = 100 g/100 g; 0,001 = 1 000 mg/kg.

O valor de coeficiente de variação calculado pela equação de Horwitz modificada para os níveis de concentração abaixo  $< 1,2 \times 10^{-7}$  neste estudo é de 22%.<sup>176</sup>

### 3.2. Questionário Quantitativo de Frequência de Consumo Alimentar

O Questionário Quantitativo de Frequência de Consumo Alimentar (QQFCA) é considerado um dos principais instrumentos utilizados para coleta de dados dietéticos.<sup>177</sup> O objetivo do QQFCA é estimar a probabilidade de consumo de alimentos ou grupos de alimentos em um determinado período anterior, e desta forma estudar um padrão de dieta habitual, que é fundamental para estimar a ingestão calórica, ingestão de nutrientes diversos e também a exposição às diversas substâncias presentes nos alimentos. O QQFCA apresenta como vantagens a rapidez na aplicação e a eficiência na prática epidemiológica, além do baixo custo.<sup>178</sup>

O QQFCA elaborado para este trabalho foi baseado em um questionário validado por Ribeiro et al. (2006) para pesquisa de análise nutricional e consumo alimentar em população adulta do Distrito Federal, com adição de outros alimentos cárneos passíveis de contaminação por HPAs.<sup>179</sup> O questionário elaborado foi respondido por 10 voluntários para uma avaliação inicial quanto à clareza das perguntas, disposição dos itens, facilidade de visualização etc. Os comentários foram anotados e após modificações o questionário final foi redigido e aplicado aos participantes abordados para este estudo.

Voluntários com idade mínima de 18 anos foram abordados nas praças de alimentação externas do Hospital das Clínicas de Ribeirão Preto, no centro comercial da cidade, e no campus de Ribeirão Preto da Universidade de São Paulo.

O total de 386 participantes entre homens ( $n=159$ ) e mulheres ( $n=227$ ) foram entrevistados. Os participantes foram solicitados a relatar também a idade, peso corporal e altura. A participação dos indivíduos na pesquisa ocorreu por manifestação voluntária e foi registrada em um Termo de Consentimento Livre e Esclarecido (TCLE). Os indivíduos abordados que declararam consumir dieta estritamente vegetariana ou ovolactovegetariana foram excluídos do estudo. Com o auxílio de uma planilha elaborada utilizando o Microsoft Excel® cada uma das porções foi calculada em gramas e com os dados de frequência de consumo foi possível estimar o consumo em gramas de cada alimento ao dia por pessoa.

O QQFCA aplicado aos participantes continha uma lista de alimentos cárneos divididos entre carne bovina e carne de frango. Cada grupo continha vários itens de

alimentos que diferem entre as formas de preparo. Além disso, a fim de estimar a frequência de consumo, as categorias: a) uma vez por dia; b) duas ou mais vezes por dia; c) cinco a seis vezes por semana; d) duas a quatro vezes por semana; e) uma vez por semana; f) uma a 3 vezes por mês; h) outra, deveriam ser assinaladas para cada alimento. As porções pequena, média, grande e “outros” constam como opções de consumo para cada alimento da lista. Estes três tamanhos de porções têm representação em gramas do respectivo alimento e, dessa forma, as representações “pequena”, “média” e “grande”, podem ser expressas de forma quantitativa. Quando utilizada a opção “outros”, foi solicitado que o participante indicasse o tamanho com base nas porções pré-estabelecidas.

Para auxiliar a aplicação dos questionários foi elaborado um guia com figuras das porções nos tamanhos pequeno, médio e grande para alguns alimentos. Estas figuras estão disponíveis em guias e manuais utilizados para avaliação de consumo de diversos tipos de alimentos pela população brasileira.<sup>180,181</sup>

Este projeto foi aprovado pelo Comitê de Ética em Pesquisa da FCFRP/USP, conforme o Parecer Consubstanciado nº 2.598.706, incluído no Anexo A e o modelo de questionário e as figuras de porções utilizadas encontram-se no Apêndice A. O modelo de TCLE apresentado aos participantes encontra-se no Apêndice B.

### 3.3. Caracterização da Exposição aos HPAs

A abordagem matemática determinística, empregando o Microsoft Excel®, foi usada para os cálculos de avaliação da exposição aos HPAs. A Ingestão Diária dos HPAs foi determinada multiplicando o valor de concentração média de BaP e dos HPA4 pelo valor de consumo médio diário e dividido pelo peso médio dos voluntários.

### 3.4. Caracterização de Risco aos HPAs

A MoE e MoET e o ILCR foram as ferramentas utilizadas para a avaliação de risco.

### 3.4.1. Margem de Exposição (MoE)

A Margem de Exposição (MoE) para o BaP e a Margem de Exposição Combinada (MoET) para os HPA4 são calculadas como a razão entre o valor de BMDL<sub>10</sub> e o valor da exposição através da dieta. Os valores de BMDL<sub>10</sub> para o BaP de 0,07 e 0,34 para os HPA4 mg.kg<sup>-1</sup> pc.dia<sup>-1</sup>, sugeridos pelo EFSA foram utilizados como referência para os cálculos.<sup>182</sup> De maneira geral, assume-se que um valor de MoE ou MoET de 10.000 ou maior apresenta baixa preocupação do ponto de vista da saúde pública, e pode ser considerado como de baixa prioridade para as ações de gerenciamento de risco. Os valores de MoE e MoET foram calculados para os percentis de ingestão (5, 50, 90, 95 e 99%) para a estimativa dos diferentes padrões de consumo.

### 3.4.2. Risco Incremental de Câncer ao Longo da Vida (ILCR)

Os valores de ILCR foram obtidos utilizando as Equações 1 e 2. Os valores de cada um dos contaminantes (C) e de ingestão de cada alimento (IR) foram aqueles obtidos da determinação de cada HPA nas amostras e o do QQFCA, respectivamente. O valor de ED foi considerado como 58,3 anos para os cálculos realizados para o grupo de voluntários (n=386). Este valor foi obtido subtraindo o valor de 18 da expectativa devida média do brasileiro (78,3 anos), pois somente foram entrevistados participantes acima de 18 anos. Os cálculos também foram estratificados por gênero, e os valores utilizados para ED foram 57,5 e 61,9 para homens e mulheres, respectivamente. De acordo com o IBGE a expectativa de vida para homens e mulheres brasileiros em 2018 foi estimada em 72,8 e 79,9, respectivamente.<sup>183</sup> Para o valor de EF foi utilizado 365 dias por ano, para o peso corpóreo em quilogramas (BW) foram utilizados os valores relatados pelos participantes ao responder o QQFCA. O peso médio corpóreo de todos os 386 participantes foi de 74,2 kg, enquanto que quando consideradas somente as mulheres o peso médio relatado foi de 69,3 kg e de 81,3 kg para os homens. O valor de AT de 27740, SF igual a 7,3 mg.kg<sup>-1</sup> pc<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup> e CF de 10<sup>-6</sup> mg.ng<sup>-1</sup> foram empregados para os cálculos.

Assume-se que o resultado de ILCR menor do que 1x10<sup>-6</sup>, isso é, a probabilidade de uma pessoa desenvolver câncer ao longo da vida dentre 1.000.000

habitantes, representa risco aceitável, enquanto que o resultado que expresse a probabilidade de uma pessoa desenvolver câncer dentre uma população de 10.000 ( $1 \times 10^{-4}$ ), representa risco prioritário.

### 3.5. Cálculos Estatísticos

Os cálculos estatísticos apresentados neste trabalho foram realizados empregando além do Microsoft Excel® o software Action Stat® versão 3.6.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1. Validação do Método Analítico

As Tabelas de 7 a 10 apresentam os resultados de desempenho obtidos para o método de análise dos HPAs nas amostras de alimentos cárneos.

**Tabela 7** - Faixa de linearidade e coeficientes de variação de tempo de migração e área do pico para as soluções utilizadas na curva analítica.

Analito	Faixa de linearidade <sup>a</sup> ng.mL <sup>-1</sup>	Repetibilidade <sup>b</sup>		Reprodutibilidade <sup>c</sup>	
		t <sub>r</sub> CV (%)	Área (CV%)	t <sub>r</sub> CV (%)	Área (CV%)
BaA	4,5 -200	0,04 a 0,06	0,2 a 1,0%	0,07 a 0,2%	1,5 a 4,8%
Chr	5,0 -200	0,05 a 0,07	0,5 a 0,8%	0,1 a 0,4%	1,3 a 4,0%
BkF	7,0 -200	0,03 a 0,05	0,5 a 1,5%	0,09 a 0,3%	1,0 a 5,1%
BaP	3,5 -200	0,04 a 0,06	0,2 a 0,8%	0,1 a 0,3%	0,5 a 3,0%

t<sub>r</sub>= tempo de retenção

<sup>a</sup>, curva preparada com sete soluções padrão

<sup>b</sup>, injeções em triplicata no mesmo dia. Faixa de CV % obtida para os sete pontos da curva.

<sup>c</sup>, injeções em três dias consecutivos. Faixa de CV % obtida para os sete pontos da curva.



**Tabela 8** – Resultados de  $p$ -valor para os testes estatísticos aplicados para as curvas analíticas

Analito	Faixa de linearidade <sup>a</sup> ng.mL <sup>-1</sup>	$r^2$	Cochran <sup>a</sup> p-valor	Kolmogorov-Smirnov <sup>b</sup> p-valor	Teste para Falta de ajuste p-valor <sup>c</sup>
BaA	4,5 -200	0,9992	0,691	0,790	0,211
Chr	5,0 -200	0,9995	0,244	0,174	0,999
BkF	7,0 -200	0,9993	0,522	0,221	0,119
BaP	3,5 -200	0,9997	0,320	0,116	0,705

<sup>a</sup> Teste para homogeneidade das variâncias ( $p>0.05$ )

<sup>b</sup> Teste para distribuição normal dos resíduos ( $p>0.05$ )

<sup>c</sup> Teste para falta de ajuste do modelo ( $p>0.05$ )

A Tabela 8 mostra que de acordo com os testes de Cochran e Kolmogorov-Smirnov aplicados aos resíduos, as hipóteses nulas de homocedasticidade e normalidade não podem ser rejeitadas ao nível de significância de 5%. Na mesma tabela observa-se também que o teste de Falta de Ajuste do modelo (*Lack of fit test*) apresenta  $p$ -valores acima de 0,05 e, portanto, pode-se concluir que o modelo dos mínimos quadrados utilizado fornece um bom ajuste dos dados.

**Tabela 9** - Resultados de validação do método analítico para determinação de BaA, Chr, BbF e BaP em amostras de frango grelhado

Analito	LOD (ng.g <sup>-1</sup> ) <sup>a</sup>	LOQ (ng.g <sup>-1</sup> ) <sup>b</sup>	Nível de fortificação <sup>c</sup> (ng.g <sup>-1</sup> )	C <sub>inicial</sub> (CV%) <sup>d</sup> ng.g <sup>-1</sup>	Recuperação <sup>e</sup> (%)	Precisão CV <sup>f</sup> (%)
BaA	0,14 (1,4)	0,45 (4,5)	2,5	1,5 (12%)	55	7
			5,0		57	7
Chr	0,15 (1,5)	0,50 (5,0)	2,5	2,0 (15%)	59	8
			5,0		60	6
BbF	0,21 (2,1)	0,70 (7,0)	2,5	< LOD	60	6
			5,0		62	5
BaP	0,11 (1,0)	0,35 (3,5)	2,5	< LOD	60	5
			5,0		65	5

<sup>a</sup> LOD: Limite de Detecção estimado na amostra inicial úmida. Os valores de concentração resultantes no extrato final injetado em ng.mL<sup>-1</sup> são dados em parênteses;

<sup>b</sup> LOQ: Limite de Quantificação estimado na amostra inicial úmida. Os valores de concentração resultantes no extrato final injetado em ng.mL<sup>-1</sup> são dados em parênteses;

<sup>c</sup> Nível de fortificação na amostra inicial, produzindo amostras liofilizadas de aproximadamente 5 e 10 ng.g<sup>-1</sup>;

<sup>d</sup> Concentração inicial (amostra úmida) e coeficiente de variação das determinações (n=3);

<sup>e</sup> Recuperação média, n=3. Recuperação =  $[(C_{\text{determinada}} - C_{\text{inicial}}) / (C_{\text{adicionada}})] \times 100$ ;

<sup>f</sup> Coeficiente de variação, n=3.

**Tabela 10** - Resultados de validação do método analítico para determinação de BaA, Chr, BbF e BaP em amostras de carne bovina grelhada

Analito	LOD (ng.g <sup>-1</sup> ) <sup>a</sup>	LOQ (ng.g <sup>-1</sup> ) <sup>b</sup>	Nível de fortificação <sup>c</sup> (ng.g <sup>-1</sup> )	C <sub>inicial</sub> (CV%) <sup>d</sup> ng.g <sup>-1</sup>	Recuperação <sup>e</sup> (%)	Precisão CV <sup>f</sup> (%)
BaA	0,14 (1,4)	0,45 (4,5)	2,5	2,5 (14 %)	58	8
			5,0		55	9
Chr	0,15 (1,5)	0,50 (5,0)	2,5	4,6 (16%)	55	10
			5,0		57	9
BbF	0,21 (2,1)	0,70 (7,0)	2,5	< LOD	58	7
			5,0		54	8
BaP	0,11 (1,0)	0,35 (3,5)	2,5	< LOD	67	6
			5,0		63	5

<sup>a</sup> LOD: Limite de Detecção estimado na amostra inicial úmida. Os valores de concentração resultantes no extrato final injetado em ng.mL<sup>-1</sup> são dados em parênteses;

<sup>b</sup> LOQ: Limite de Quantificação estimado na amostra inicial úmida. Os valores de concentração resultantes no extrato final injetado em ng.mL<sup>-1</sup> são dados em parênteses;

<sup>c</sup> Nível de fortificação na amostra inicial, produzindo amostras liofilizadas de aproximadamente 5 e 10 ng.g<sup>-1</sup>;

<sup>d</sup> Concentração inicial (amostra úmida) e coeficiente de variação das determinações (n=3);

<sup>e</sup> Recuperação média, n=3. Recuperação =  $[(C_{\text{determinada}} - C_{\text{inicial}}) / (C_{\text{adicionada}})] \times 100$ ;

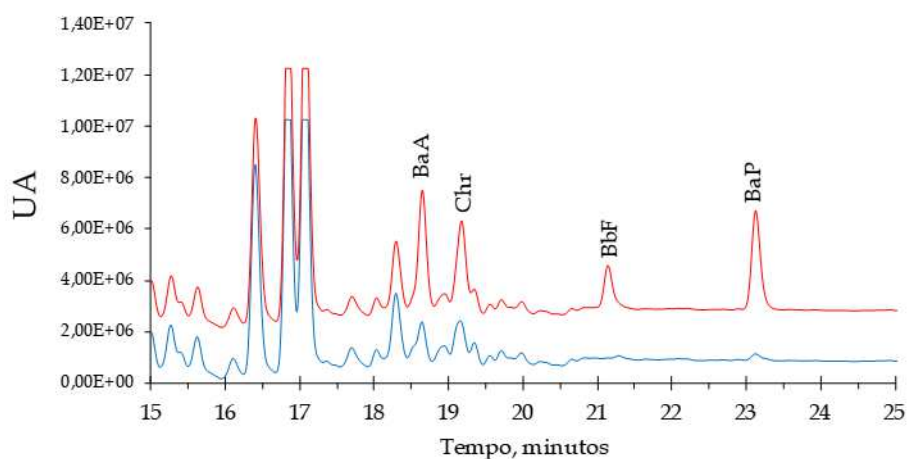
<sup>f</sup> Coeficiente de variação, n=3.

Os maiores limites de detecção e quantificação obtidos estão abaixo dos mencionados no regulamento no. 836/2011, assim como os valores de recuperação para os analitos estão dentro dos limites estabelecidos.

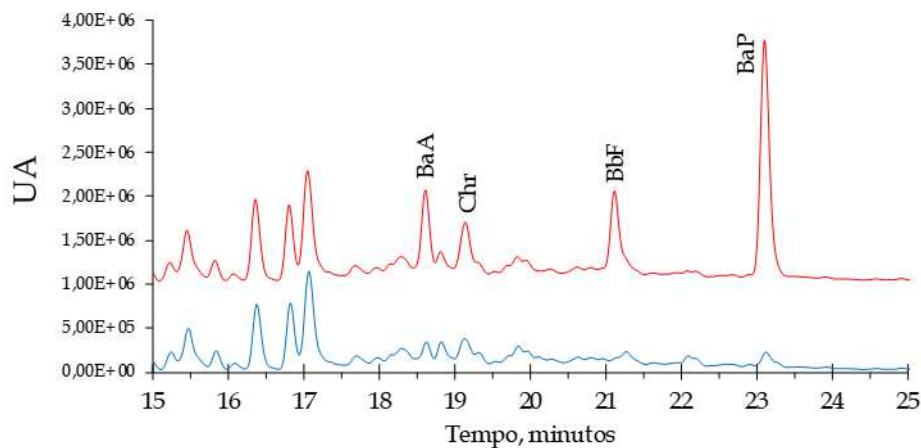
As estimativas obtidas do coeficiente de variação, tanto para as amostras como para as soluções padrão, não excederam o valor de 2,0 quanto ao valor HORRATr (valor CV obtido/valor CV calculado).

As Figuras 9 e 10 ilustram cromatogramas de amostras de carne bovina grelhada e carne de frango grelhada analisadas pelo método utilizado na determinação dos HPA4 neste estudo.

**Figura 9** - Cromatograma da análise de uma amostra de carne bovina grelhada (traço azul) e da mesma amostra fortificada com  $2,5 \text{ ng.g}^{-1}$  de BaA, Chr, BbF e BaP (traço vermelho)



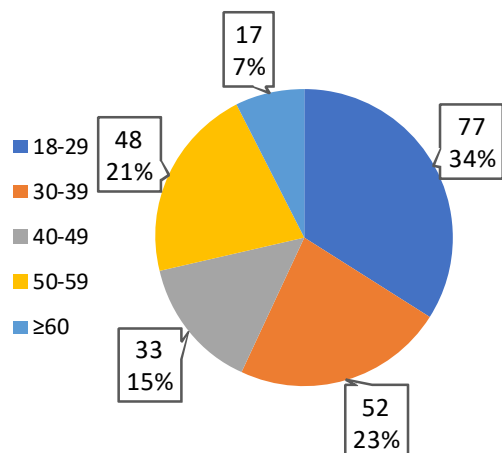
**Figura 10** - Cromatograma da análise de uma amostra de carne de frango grelhada (traço azul) e da mesma amostra fortificada com  $2,5 \text{ ng.g}^{-1}$  de BaA, Chr, BbF e BaP (traço vermelho)



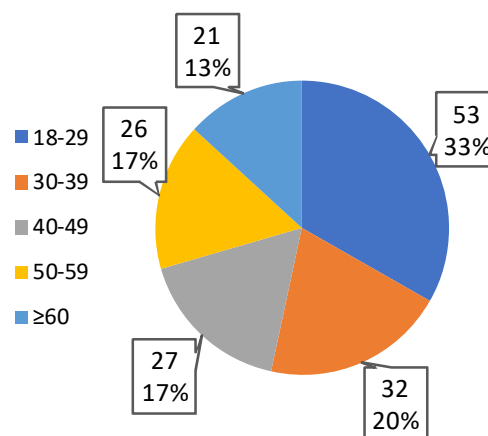
#### 4.2. Estimativas de Consumo de Carne Bovina e Carne de Frango

Dentre os 386 participantes, 227 são mulheres e 159 voluntários são do sexo masculino. As Figuras 11 e 12 apresentam o número de participantes entre homens e mulheres distinguindo entre as faixas etárias utilizadas neste estudo.

**Figura 11** - Voluntários do sexo feminino e as faixas etárias em estudo



**Figura 12** - Voluntários do sexo masculino e as faixas etárias em estudo



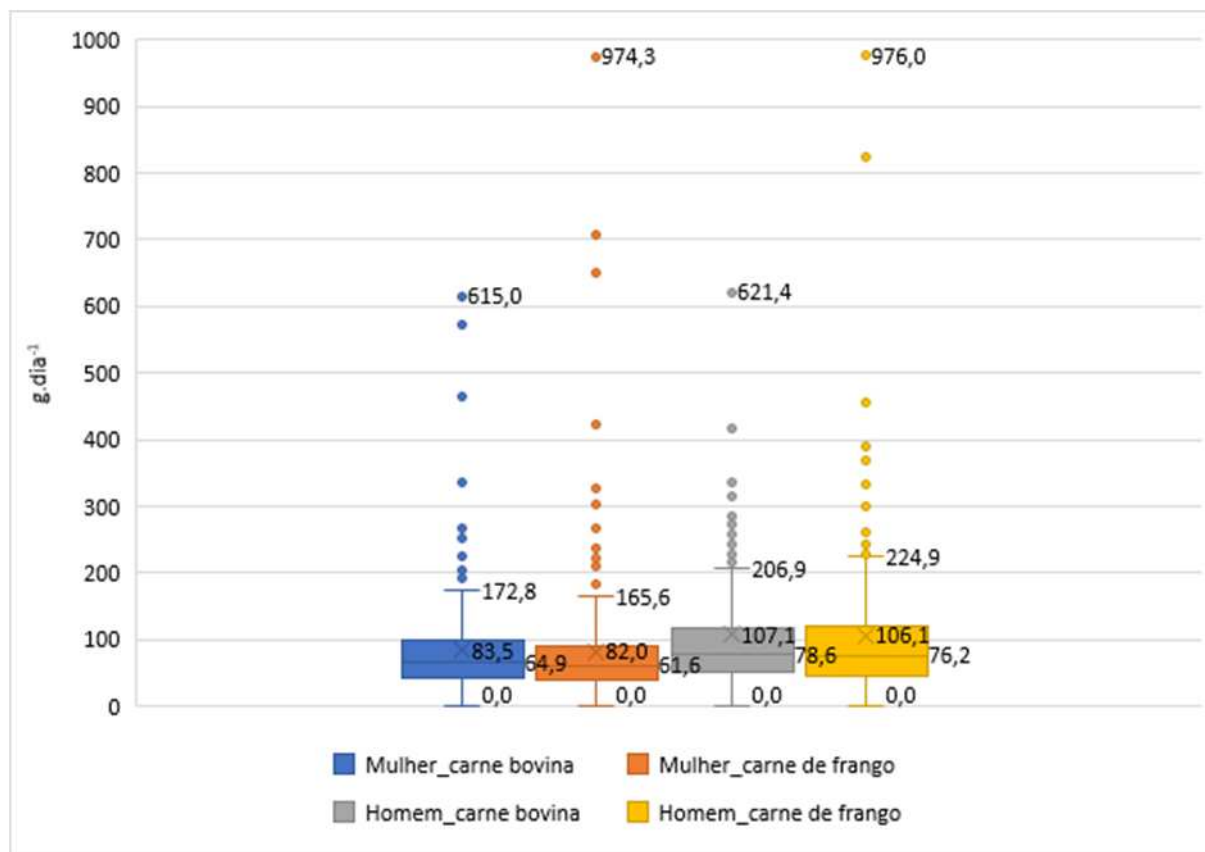
Os participantes entre 18 e 29 anos representaram cerca de 1/3 dos voluntários em ambos os sexos, e a quantidade de voluntários tende a decrescer conforme o aumento da idade. Essa característica na distribuição de voluntários entre as faixas etárias avaliadas pode ser atribuída à pirâmide etária da cidade de Ribeirão Preto. Em consonância à pirâmide etária brasileira, há o predomínio de pessoas de 20 a 29 anos.<sup>184</sup>

Segundo a Associação Brasileira das Indústrias Exportadoras de Carnes Bovinas (ABIEC), o Brasil é o segundo país com maior consumo per capita de carne bovina, precedido pela Argentina com consumo estimado em 146,3 g.dia<sup>-1</sup> e próximo ao Estados Unidos da América (101,7 g.dia<sup>-1</sup>). Em 2018, cerca de 79,6% da carne bovina produzida no Brasil foi destinada ao mercado interno, correspondendo ao consumo per capita de 42,12 kg, que corresponde à 115,3 g.dia<sup>-1</sup>.<sup>185</sup> Entretanto, segundo a OECD, em 2018 a população brasileira consumiu cerca de 24,5 kg (67,1 g.dia<sup>-1</sup>) de carne bovina e 39,8 kg (109 g.dia<sup>-1</sup>) de frango, além de 12,3 kg de carne suína.<sup>186</sup>

O QQFCA respondido pelos participantes da pesquisa cotinha itens adicionais àqueles selecionados para este estudo para a avaliação da exposição aos HPAs (carne bovina grelhada, carne bovina na brasa, frango grelhado e frango empanado e frito) tanto para a carne bovina quanto para a carne de frango, como pode ser verificado no apêndice A.

A Figura 13 apresenta um gráfico Box-plot do consumo diário de carne bovina e de frango estimado entre a população feminina e masculina, considerando todos os itens de carne bovina e de frango considerados no QQFCA.

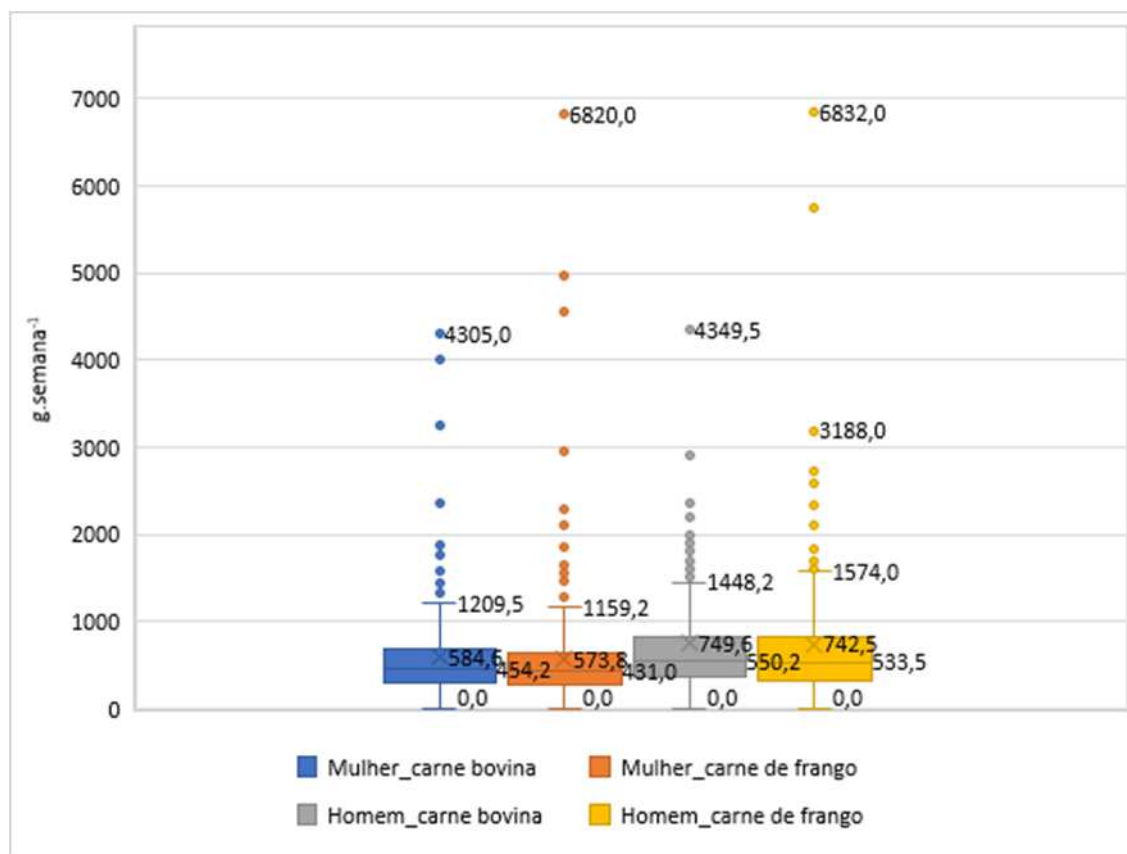
**Figura 13** - Gráfico Box-plot do consumo de carne bovina e de frango entre mulheres e homens, em g.dia<sup>-1</sup>



O consumo diário de carne bovina, entre homens e mulheres, variou de 0 a 621,4 g.dia<sup>-1</sup>. A mediana (Percentil 50) do consumo de carne bovina entre as mulheres foi de 64,9 g.dia<sup>-1</sup>, enquanto a mediana para o consumo de carne de frango foi de 61,6 g.dia<sup>-1</sup>. O consumo estimado para os participantes do sexo masculino foi superior em ambos os tipos de carne, com consumo máximo relatado de carne bovina e de frango de até 621 g e 976 g, respectivamente, e as medianas de 78,6 g.dia<sup>-1</sup> e 76,2 g.dia<sup>-1</sup>, respectivamente.

Com base na classificação da IARC sobre carne processada e carne vermelha, respectivamente, como Grupo 1 e 2A, o Fundo Mundial para Pesquisa em Câncer (WCRF, World Cancer Research Fund International) e o Instituto Nacional de Câncer (INCA), indicam que o consumo semanal de carne vermelha deve ser limitado entre 350 e 500 g.<sup>187</sup> A Figura 14 mostra os resultados da estimativa do consumo semanal.

**Figura 14** - Consumo semanal de carne bovina e de frango entre a população feminina e masculina, em g.semana<sup>-1</sup>



Entre as mulheres, a mediana do consumo de carne bovina foi de 454,2 g semanais, enquanto o consumo de carne de frango foi de 431 g por semana. Entre os homens, o consumo de ambos os tipos de carne apresentou o P50 superior ao limite indicado pelo INCA de 500 g semanais, com estimativas de consumo de 550,2 g e 533,5 g, respectivamente. Os maiores valores relatados para o consumo de carne bovina entre homens e mulheres foram de 4.397,40 g e 4.305 g semanais, respectivamente. Os maiores consumidores semanais de carne de frango relataram o consumo de 6.820 g (mulheres) e 6.832 g (homens).

Em relação aos quatro alimentos selecionados para este estudo, a Tabela 11 apresenta as estimativas de consumo da carne bovina grelhada na chapa ou frigideira, da carne bovina assada na brasa, do filé de frango grelhado na chapa ou frigideira e do filé de frango empanado e frito, além da somatória desses alimentos em g.dia<sup>-1</sup>, considerando todos os 386 participantes da pesquisa.

**Tabela 11** - Estimativa de consumo dos alimentos cárneos avaliados considerando os 386 participantes da pesquisa

Faixa etária	n	Consumo	Carne Bovina Grelhada	Carne Bovina Brasa	Filé Frango Grelhado	Filé Frango Empanado	∑ ingestão carne
			g.dia <sup>-1</sup>	g.dia <sup>-1</sup>	g.dia <sup>-1</sup>	g.dia <sup>-1</sup>	g.dia <sup>-1</sup>
18 - 75	386	Médio ± DP	22 ± 30	8 ± 10	30 ± 38	12 ± 20	72 ± 63
		Faixa	0 – 192	0 – 104	0 – 300	0 – 183	7 – 530
		P 5	1	0	0	0	13
		P 50	11	6	18	7	55
		P 90	32	18	50	31	135
		P 95	64	26	100	38	209
		P 99	192	46	200	108	316

DP, Desvio padrão, P, percentil.

As estimativas de consumo também foram estratificadas por gênero e os resultados são apresentados nas Tabelas 12 e 13.

**Tabela 12** - Estimativa de consumo dos alimentos cárneos avaliados considerando somente os participantes do sexo feminino

Faixa etária	n	Consumo	Carne Bovina Grelhada	Carne Bovina Brasa	Filé Frango Grelhado	Filé Frango Empanado	∑ ingestão carne
			g.dia <sup>-1</sup>	g.dia <sup>-1</sup>	g.dia <sup>-1</sup>	g.dia <sup>-1</sup>	g.dia <sup>-1</sup>
18 - 68	227	Médio ± DP	18 ± 25	7 ± 9	25 ± 28	12 ± 20	62 ± 50
		Faixa	0 – 192	0 – 104	0 – 200	0 – 183	6,7 – 341
		P 5	2	0	0	0	11
		P 50	11	6	17	7	50
		P 90	32	13	50	33	110
		P 95	64	17	50	38	152
		P 99	128	31	150	92	265

DP, Desvio padrão, P, percentil.

**Tabela 13** - Estimativa de consumo dos alimentos cárneos avaliados considerando somente os participantes do sexo masculino

Faixa etária	n	Consumo	Carne Bovina Grelhada	Carne Bovina Brasa	Filé Frango Grelhado	Filé Frango Empanado	∑ ingestão carne
			g.dia <sup>-1</sup>	g.dia <sup>-1</sup>	g.dia <sup>-1</sup>	g.dia <sup>-1</sup>	g.dia <sup>-1</sup>
18 - 75	159	Médio ± DP	27 ± 36	10 ± 11	38 ± 49	12 ± 20	87 ± 76
		Faixa	0 – 192	0 – 61	0 – 300	0 – 153	9 – 530
		P 5	0	0	0	0	20
		P 50	21	9	27	7	67
		P 90	64	20	100	30	175
		P 95	96	31	150	34	240
		P 99	192	47	242	109	379

DP, Desvio padrão, P, percentil.

O consumo médio de cada um dos produtos cárneos coletados e analisados neste projeto foi obtido por meio da aplicação do questionário quantitativo de consumo de alimentos e os valores encontrados foram estratificados por faixa etária e gênero (Tabela 14). O teste de Kolmogorov– Smirnov demonstrou que os dados não seguem uma distribuição normal, portanto o teste de Kruskal-Wallis foi utilizado para verificar se existem diferenças significativas entre as medianas dos grupos, separados por faixa etária e gênero. Para as medianas, em uma mesma coluna, dados que compartilham de uma letra igual são considerados estatisticamente equivalentes.

De acordo os resultados obtidos, as mulheres na faixa etária de 50-59 anos e acima de 60 anos, exibem consumo médio estatisticamente igual aos grupos de 30-39 anos e de 40-49 anos, entretanto, apresentam consumo estatisticamente diferente ao das mulheres com faixa etária entre 18 e 29 anos. Os grupos compreendidos pelas faixas etárias de 18-29, 30-39 e 40-49 anos apresentam consumo estatisticamente equivalente a um nível significância de 5% ( $p$  valor < 0,05). A partir da observação dos resultados gerados para os homens participantes da pesquisa, observa-se que todas as faixas etárias apresentam valores de consumo de carne que podem ser considerados equivalentes. Quando o consumo de carne masculino é comparado ao consumo feminino, para as faixas etárias de 50-59 e acima de 60 anos, observa-se que os valores são comparáveis para os dois gêneros.



**Tabela 14** - Estimativa de consumo da carne bovina e de frango obtidas com a aplicação do QQFCA estratificado por idade e gênero

Faixa etária	N	Consumo	Carne Bovina Grelhada g.dia <sup>-1</sup>	Carne bovina brasa g.dia <sup>-1</sup>	Filé Frango Grelhado g.dia <sup>-1</sup>	Frango Empanado g.dia <sup>-1</sup>	∑ ingestão carne g.dia <sup>-1</sup>
<b>Mulheres</b>							
18-29	77	Médio ± DP	23 ± 32	8 ± 7	28 ± 28	13 ± 18	71 ± 52
		Faixa	2 – 192	0 – 46	0 – 150	0 – 136	9 – 304
		P95	77	20	73	35	169
		P50	11	6	18	10	56 <sup>ab</sup>
30-39	52	Médio ± DP	20 ± 27	6 ± 5	30 ± 39	19 ± 30	75 ± 67
		Faixa	0 – 128	0 – 28	0 – 200	0 – 183	9 – 341
		P95	64	13	72	50	223
		P50	11	6	18	9	60 <sup>abc</sup>
40-49	33	Médio ± DP	15 ± 15	10 ± 18	20 ± 14	9 ± 15	53 ± 35
		Faixa	4 – 64	0 – 104	0 – 50	0 – 69	11 – 164
		P95	45	19	33	40	118
		P50	9	6	17	7	42 <sup>bc</sup>
50-59	48	Médio ± DP	13 ± 13	5 ± 6	21 ± 18	6 ± 9	45 ± 27
		Faixa	0 – 64	0 – 31	0 – 100	0 – 33	7 – 133
		P95	28	17	50	27	92
		P50	11	5	17	0	43 <sup>c</sup>
≥ 60	17	Médio ± DP	12 ± 12	3 ± 3	20 ± 25	7 ± 11	43 ± 30
		Faixa	0 – 32	0 – 9	0 – 100	0 – 33	7 – 128
		P95	32	7	60	33	90
		P50	9	3	14	0	44 <sup>c</sup>
<b>Homens</b>							
18-29	53	Médio ± DP	28 ± 41	9 ± 10	49 ± 54	18 ± 29	104 ± 86
		Faixa	0 – 192	0 – 61	0 – 200	0 – 153	9 – 364
		P95	109	20	150	73	274
		P50	21	6	33	10	71 <sup>ab</sup>
30-39	32	Médio ± DP	29 ± 38	11 ± 9	52 ± 74	13 ± 16	104 ± 104
		Faixa	0 – 192	0 – 61	0 – 300	0 – 85	21 – 530
		P95	93	29	245	32	302
		P50	21	9	33	7	74 <sup>a</sup>
40-49	27	Médio ± DP	26 ± 29	12 ± 11	22 ± 14	9 ± 11	70 ± 33
		Faixa	0 – 128	0 – 46	0 – 50	0 – 33	20 – 150
		P95	86	32	48	33	132
		P50	21	9	17	7	71 <sup>ab</sup>
50-59	26	Médio ± DP	23 ± 25	9 ± 11	24 ± 24	7 ± 13	63 ± 46
		Faixa	0 – 96	0 – 39	0 – 100	0 – 50	19 – 224
		P95	88	30	50	32	135
		P50	21	6	16	0	47 <sup>abc</sup>
≥ 60	21	Médio ± DP	24 ± 40	13 ± 15	27 ± 31	8 ± 11	72 ± 54
		Faixa	0 – 192	0 – 49	0 – 100	0 – 43	14 – 228
		P95	32	46	100	30	170
		P50	21	6	21	3	63 <sup>abc</sup>

P = Percentil; P50 = mediana. Para a coluna ∑ ingestão carne, resultados com letras diferentes na mesma coluna são significativamente diferentes ( $p < 0,05$ ); P 50 = mediana

## 4.3. Concentrações de HPAs nos Alimentos Cárneos

As concentrações de BaP, BaA, BbF, Chr e a somatória HPA4 determinadas nas amostras de carne de frango grelhada, frango empanado e frito, carne bovina grelhada e carne bovina assada na brasa estão apresentadas nas Tabelas de 15 a 18. Os resultados de concentração não foram corrigidos em relação aos valores de recuperação.

**Tabela 15** - Resultados de concentração de HPAs nas amostras de filé de frango grelhado

Amostra <sup>a</sup>	BaA <sup>bc</sup> µg.kg <sup>-1</sup>	Chr <sup>bc</sup> µg.kg <sup>-1</sup>	BbF <sup>bc</sup> µg.kg <sup>-1</sup>	BaP <sup>bc</sup> µg.kg <sup>-1</sup>	ΣHPA4 µg.kg <sup>-1</sup>
BA	< LOD	2,5	< LOD	< LOD	2,5
BG	< LOQ <sup>0,34</sup>	2,6	< LOD	< LOD	2,6
BI	< LOD	0,66	< LOD	< LOD	0,7
BK	1,1	4,8	< LOD	< LOD	5,9
BL	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0,0
BM	< LOD	2,1	< LOD	< LOD	2,1
BO	0,83	1,3	< LOD	< LOD	2,2
BS	< LOD	3,3	< LOD	< LOD	3,3
BT	< LOD	6,2	< LOD	< LOD	6,2
BV	< LOD	9,6	< LOD	< LOD	9,6
BX	< LOQ <sup>0,17</sup>	1,9	< LOD	< LOD	1,9
BY	< LOQ <sup>0,22</sup>	2,0	< LOD	< LOD	2,0
CB	< LOQ <sup>0,31</sup>	2,0	< LOD	< LOQ <sup>0,13</sup>	2,0
CC	0,45	2,5	< LOD	< LOQ <sup>0,13</sup>	2,9
CD	< LOQ <sup>0,32</sup>	1,8	< LOD	< LOD	1,8
CH	0,63	5,7	< LOD	< LOD	6,3
CI	3,3	7,9	< LOQ <sup>0,64</sup>	< LOD	11,2
CK	< LOQ <sup>0,29</sup>	2,7	< LOD	< LOD	2,7
CO	0,46	5,8	< LOD	< LOD	6,2
CR	0,86	12,6	< LOQ <sup>0,69</sup>	< LOD	13,4
CS	2,7	13,1	< LOD	< LOQ <sup>0,12</sup>	15,8
AG	< LOQ <sup>0,28</sup>	< LOD	< LOD	< LOD	< LOQ
AI	< LOQ <sup>0,22</sup>	1,5	< LOD	< LOD	1,5
AM	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
AP	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
<b>Mínimo</b>	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
<b>Máximo</b>	3,3	13,1	< LOQ	< LOQ	15,8
<b>Média</b>	0,42	3,7	-	-	4,1
<b>DP</b>	0,85	3,7	-	-	4,3

<sup>a</sup>, As letras representam os códigos atribuídos a cada uma das amostras ao serem registradas e identificadas.

<sup>b</sup>, Amostras com valores < LOQ foram consideradas como 0,0 para o cálculo das médias e desvio padrão.

<sup>c</sup>, Os valores em sobrescrito para as concentrações > LOD e < LOQ representam estimativas dos valores de concentração

Tabela 16 - Resultados de concentração de HPAs nas amostras de filé de frango empanado e frito

Amostra <sup>a</sup>	BaA <sup>bc</sup> µg.kg <sup>-1</sup>	Chr <sup>bc</sup> µg.kg <sup>-1</sup>	BbF <sup>bc</sup> µg.kg <sup>-1</sup>	BaP <sup>bc</sup> µg.kg <sup>-1</sup>	ΣHPA4 µg.kg <sup>-1</sup>
BZ	< LOQ <sup>0,36</sup>	3,2	< LOD	< LOD	3,2
CJ	0,61	7,4	< LOD	< LOD	8,0
CL	1,3	12,6	< LOD	< LOD	13,9
CQ	2,6	14,1	0,96	< LOQ <sup>0,27</sup>	17,7
CT	0,76	14,5	0,91	< LOQ <sup>0,26</sup>	16,1
CW	0,98	12,9	< LOQ <sup>0,41</sup>	0,35	14,2
CX	1,1	12,4	< LOQ <sup>0,37</sup>	0,35	13,8
CY	0,52	7,1	< LOD	< LOD	7,7
DC	1,0	12,8	< LOQ <sup>0,32</sup>	< LOQ <sup>0,24</sup>	13,9
DD	0,58	7,2	< LOQ <sup>0,33</sup>	< LOD	7,8
AF	2,0	3,5	< LOQ <sup>0,21</sup>	< LOD	5,5
CN	1,8	14,7	< LOQ <sup>0,47</sup>	0,35	16,9
DE	1,8	7,8	< LOQ <sup>0,49</sup>	< LOD	9,6
DG	0,89	10,9	< LOQ <sup>0,37</sup>	< LOD	11,7
DI	< LOD	3,6	< LOD	< LOD	3,6
DO	0,75	8,1	< LOQ <sup>0,25</sup>	< LOQ <sup>0,22</sup>	8,9
DP	< LOQ <sup>0,15</sup>	5,4	< LOD	< LOD	5,4
DU	< LOQ <sup>0,37</sup>	2,3	< LOD	< LOD	2,3
DW	0,47	3,3	< LOD	< LOQ <sup>0,20</sup>	3,8
ED	0,57	4,4	< LOQ <sup>0,28</sup>	< LOQ <sup>0,25</sup>	5,0
EE	0,67	7,6	< LOQ <sup>0,25</sup>	< LOD	8,3
EL	7,0	6,9	< LOD	0,50	14,4
EU	< LOQ <sup>0,20</sup>	5,0	< LOD	< LOQ <sup>0,16</sup>	5,0
AF	1,9	< LOD	< LOD	< LOD	1,9
BQ	1,0	1,0	< LOD	< LOD	2,0
<b>Mínimo</b>	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	1,9
<b>Máximo</b>	7,0	14,7	1,0	0,50	17,7
<b>Média</b>	1,1	7,6	0,075	0,062	8,8
<b>DP</b>	1,4	4,5	0,26	0,15	5,1

<sup>a</sup>, As letras representam os códigos atribuídos a cada uma das amostras ao serem registradas e identificadas.

<sup>b</sup>, Amostras com valores < LOQ foram consideradas como 0,0 para o cálculo das médias e desvio padrão.

<sup>c</sup>, Os valores em sobrescrito para as concentrações > LOD e < LOQ representam estimativas dos valores de concentração

Tabela 17 - Resultados de concentração de HPAs nas amostras de carne bovina grelhada

Amostra <sup>a</sup>	BaA <sup>bc</sup> µg.kg <sup>-1</sup>	Chr <sup>bc</sup> µg.kg <sup>-1</sup>	BbF <sup>bc</sup> µg.kg <sup>-1</sup>	BaP <sup>bc</sup> µg.kg <sup>-1</sup>	ΣHPA4 µg.kg <sup>-1</sup>
BP	< LOD	0,77	< LOD	< LOD	0,77
BU	< LOD	1,9	< LOD	< LOD	1,9
BW	< LOQ <sup>0,25</sup>	2,6	< LOQ <sup>0,40</sup>	< LOD	2,6
CA	0,96	6,2	< LOQ <sup>0,35</sup>	< LOD	7,2
CE	1,5	4,3	< LOQ <sup>0,37</sup>	< LOD	5,8
CG	< LOD	3,5	< LOD	< LOD	3,5
CP	0,74	6,6	< LOD	< LOD	7,3
CU	3,1	16,3	< LOD	< LOD	19,4
CZ	0,68	12,3	< LOD	< LOD	13,0
DA	1,3	10,3	< LOD	< LOD	11,6
BJ	< LOQ <sup>0,20</sup>	0,50	< LOD	< LOD	0,50
AY	0,58	1,1	< LOD	< LOD	1,7
CV	1,2	13,7	< LOQ <sup>0,31</sup>	< LOD	15,0
DB	< LOQ <sup>0,37</sup>	4,5	< LOD	< LOD	4,5
DJ	< LOD	2,9	< LOD	< LOD	2,9
DK	< LOQ <sup>0,29</sup>	3,2	< LOD	< LOD	3,2
DL	0,45	4,9	< LOQ <sup>0,21</sup>	< LOD	5,4
DQ	0,56	5,4	< LOD	< LOD	5,9
DT	< LOD	3,7	< LOD	< LOD	3,7
DV	1,0	3,3	< LOQ <sup>0,22</sup>	< LOQ <sup>0,22</sup>	4,4
EQ	< LOD	1,5	< LOD	< LOD	1,5
AY	0,45	< LOQ <sup>0,33</sup>	< LOD	< LOD	0,45
BJ	0,45	< LOQ <sup>0,33</sup>	< LOD	< LOD	0,45
BN	< LOD	1,1	< LOD	< LOD	1,1
AN	< LOQ <sup>0,30</sup>	< LOD	< LOD	< LOD	< LOQ
<b>Mínimo</b>	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOQ
<b>Máximo</b>	3,1	16,3	< LOQ	< LOQ	19,4
<b>Média</b>	0,52	4,4	-	-	4,9
<b>DP</b>	0,72	4,4	-	-	5,0

<sup>a</sup>, As letras representam os códigos atribuídos a cada uma das amostras ao serem registradas e identificadas.

<sup>b</sup>, Amostras com valores < LOQ foram consideradas como 0,0 para o cálculo das médias e desvio padrão.

<sup>c</sup>, Os valores em sobrescrito para as concentrações > LOD e < LOQ representam estimativas dos valores de concentração

**Tabela 18** - Resultados de concentração de HPAs nas amostras de carne bovina na brasa

Amostra <sup>a</sup>	BaA <sup>bc</sup> µg.kg <sup>-1</sup>	Chr <sup>bc</sup> µg.kg <sup>-1</sup>	BbF <sup>bc</sup> µg.kg <sup>-1</sup>	BaP <sup>bc</sup> µg.kg <sup>-1</sup>	ΣHPA4 µg.kg <sup>-1</sup>
DF	0,63	7,0	< LOQ <sup>0,40</sup>	< LOQ <sup>0,24</sup>	7,6
DH	1,2	6,5	< LOQ <sup>0,66</sup>	< LOQ <sup>0,30</sup>	7,8
DM	0,46	4,7	< LOD	< LOD	5,2
DN	1,2	7,1	0,86	0,54	9,7
DR	0,67	5,7	< LOD	< LOD	6,3
DS	0,51	3,8	< LOQ <sup>0,45</sup>	< LOQ <sup>0,20</sup>	4,3
DX	< LOQ <sup>0,38</sup>	2,9	< LOD	< LOD	2,9
DY	< LOQ <sup>0,31</sup>	2,2	< LOD	< LOD	2,2
DZ	0,59	3,0	< LOD	< LOD	3,5
EA	0,90	4,1	< LOD	< LOQ <sup>0,21</sup>	5,0
EB	2,0	2,7	< LOQ <sup>0,42</sup>	0,35	5,0
EC	< LOQ <sup>0,23</sup>	1,9	< LOD	< LOD	1,9
EF	0,56	2,2	< LOQ <sup>0,29</sup>	< LOQ <sup>0,20</sup>	3,0
EG	3,4	7,7	1,5	1,3	14,0
EH	1,3	4,7	< LOQ <sup>0,47</sup>	0,46	6,5
EI	3,3	8,7	3,0	2,4	17,5
EJ	6,8	6,8	1,5	0,63	15,7
EK	15,5	19,7	2,8	1,1	39,2
EM	1,2	4,9	< LOQ <sup>0,65</sup>	0,76	6,8
EN	1,2	4,9	< LOQ <sup>0,61</sup>	0,76	6,8
EO	< LOQ <sup>0,40</sup>	3,9	< LOD	< LOQ <sup>0,17</sup>	3,9
EP	21,4	16,1	5,3	3,1	45,9
ER	3,4	10,3	1,3	1,2	16,2
ES	1,0	5,2	< LOQ <sup>0,39</sup>	0,47	6,7
ET	8,4	12,0	1,9	1,6	24,0
<b>Mínimo</b>	< LOQ	1,9	< LOD	< LOD	1,9
<b>Máximo</b>	21,4	19,7	5,3	3,1	45,9
<b>Média</b>	3,0	6,3	0,73	0,59	10,7
<b>DP</b>	5,1	4,3	1,3	0,82	11,1

<sup>a</sup>, As letras representam os códigos atribuídos a cada uma das amostras ao serem registradas e identificadas.

<sup>b</sup>, Amostras com valores < LOQ foram consideradas como 0,0 para o cálculo das médias e desvio padrão.

<sup>c</sup>, Os valores em sobrescrito para as concentrações > LOD e < LOQ representam estimativas dos valores de concentração

Presente em 92% das amostras, o criseno apresentou maior prevalência entre os HPAs analisados, com concentrações entre <LOD e 19,7 µg.kg<sup>-1</sup>, representando 71,5% do total de HPAs determinados. Na França, a alta prevalência do criseno também foi reportada na avaliação de 725 alimentos comumente consumidos.<sup>172</sup> Entre os quatro HPAs (BaA, Chr, BbF e BaP) avaliados no estudo francês, o criseno representou 47% dos HPAs totais. Neste mesmo estudo, a concentração de HPA4

estimada em carnes ( $0,071 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ), foi inferior às concentrações médias de HPA4 determinadas nos alimentos avaliados no presente projeto.

A seguir, o BaA representou 16,5% do total de HPA4, e foi quantificável em 62% das amostras, com valores entre <LOD e  $21,4 \mu\text{g.kg}^{-1}$ .

O BbF e o BaP apresentaram menor prevalência, com concentrações acima de LOQ em 50% e 17% das amostras, respectivamente. De acordo com a IARC, o BaP pode representar cerca de 1% a 20% do conteúdo total de HPAs.<sup>188</sup> Corroborando com esse dado, o BaP representou 2,1% de HPAs totais dos alimentos avaliados. Dentre os quatro grupos, apenas o filé de frango empanado e frito e a carne bovina assada na brasa apresentaram concentrações quantificáveis de BaP, com valor máximo de  $3,1 \mu\text{g.kg}^{-1}$ . Sendo assim, nenhuma das amostras apresentou concentração de BaP superior ao limite determinado na legislação europeia de  $5 \mu\text{g.kg}^{-1}$ .

A técnica de assar em brasa é considerada uma das formas de preparo mais significativas para formação de HPAs.<sup>189,190</sup> Em nosso estudo, esta forma de preparo foi responsável pelas maiores concentrações dos HPAs, tanto de BaP, quando para a somatória de HPAs, com concentrações entre <LOD a  $3,1$  e de <LOD a  $46,4 \mu\text{g.kg}^{-1}$ , respectivamente. Duas entre as vinte e cinco amostras de carne bovina assada em brasa apresentaram concentrações de HPA4 acima de  $30,0 \mu\text{g.kg}^{-1}$ , valor estabelecido como limite máximo de concentração de HPA4 pela legislação europeia.

O teste de Kolmogorov– Smirnov foi aplicado aos resultados de concentração obtidos para os quatro HPAs separadamente e também para a somatória HPA4. O teste estatístico demonstrou que os valores não seguem uma distribuição normal, portanto o teste de Kruskal-Wallis foi utilizado para verificar se existem diferenças significativas entre as medianas das concentrações de cada analito e de HPA4 entre os quatro tipos de alimentos coletados e analisados. Os resultados estão apresentados na Tabela 19.

Em destaque para os dados apresentados, observa-se que as concentrações de BbF e BaP para as amostras de carne bovina grelhada na brasa, são estatisticamente diferentes daquelas determinadas para os demais alimentos. Para a somatória dos HPA4, as amostras de frango empando e carne bovina na brasa

apresentam valores medianos estatisticamente equivalentes. O mesmo foi observado para as amostras de frango grelhado e carne bovina grelhada.

**Tabela 19** - Teste de Kruskal - Wallis para as medianas das concentrações de BaA, Chr, BbF, BaP e HPA4 determinadas nas amostras coletadas

Amostra	Valor	BaA $\mu\text{g.kg}^{-1}$	Chr $\mu\text{g.kg}^{-1}$	BbF $\mu\text{g.kg}^{-1}$	BaP $\mu\text{g.kg}^{-1}$	$\Sigma$ HPA4 $\mu\text{g.kg}^{-1}$
Frango Grelhado	Média $\pm$ DP	0,42 $\pm$ 0,85	3,7 $\pm$ 3,7	-	-	4,1 $\pm$ 4,3
	P50	0,0 <sup>c</sup>	2,5 <sup>c</sup>	0,0 <sup>b</sup>	0,0 <sup>b</sup>	2,5 <sup>b</sup>
Frango Empanado	Média	1,1 $\pm$ 1,4	7,6 $\pm$ 4,5	0,075 $\pm$ 0,26	0,062 $\pm$ 0,15	8,8 $\pm$ 5,1
	P50	0,76 <sup>ab</sup>	7,2 <sup>a</sup>	0,21 <sup>b</sup>	0,0 <sup>b</sup>	8,0 <sup>a</sup>
Bovina Grelhada	Média	0,52 $\pm$ 0,72	4,4 $\pm$ 4,4	-	-	4,9 $\pm$ 5,0
	P50	0,45 <sup>bc</sup>	3,3 <sup>bc</sup>	0,0 <sup>b</sup>	0,0 <sup>b</sup>	3,5 <sup>b</sup>
Bovina na Brasa	Média	3,0 $\pm$ 5,1	6,3 $\pm$ 4,3	0,73 $\pm$ 1,3	0,59 $\pm$ 0,82	10,7 $\pm$ 11,1
	P50	1,2 <sup>a</sup>	4,9 <sup>ab</sup>	0,0 <sup>a</sup>	0,35 <sup>a</sup>	6,7 <sup>a</sup>

P50, Percentil 50 (mediana).

Em uma mesma coluna as medianas com letras diferentes são significativamente diferentes ( $p < 0,05$ ).

#### 4.4. Avaliação da Exposição aos HPAs Presentes em Alimentos Cárneos

A estimativa de exposição diária ao BaP e aos HPA4 a partir das concentrações determinadas nos alimentos e das estimativas de ingestão das carnes selecionadas resultaram nos dados apresentados nessa seção, e as tabelas a seguir expressam os resultados obtidos. Os cálculos foram realizados considerando o grupo total dos voluntários, além da distinção entre gênero e faixa etária. As estimativas de exposição foram expressas em  $\text{ng.dia}^{-1}$  e em  $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$ , tanto para a somatória de HPAs, quanto para o BaP isoladamente. Os cálculos de exposição foram estimados com as concentrações média dos HPAs encontradas nas amostras e também ponderando o pior cenário, ou seja, as estimativas foram calculadas a partir das concentrações máximas de BaP e HPA4 determinadas nas amostras. As Tabelas 20 e 21 apresentam os resultados de estimativa de exposição em  $\text{ng.dia}^{-1}$  calculados com todos os participantes em conjunto.

**Tabela 20** - Estimativas de exposição ao BaP e aos HPA4 (ng.dia<sup>-1</sup>) pela população adulta (n=386) de Ribeirão Preto considerando as concentrações médias dos HPAs nas amostras analisadas

Estimativas médias										
	Carne Bovina Grelhada ng.dia <sup>-1</sup>		Carne Bovina Brasa ng.dia <sup>-1</sup>		Filé Frango Grelhado ng.dia <sup>-1</sup>		Filé Frango Empanado ng.dia <sup>-1</sup>		∑ exposição ng.dia <sup>-1</sup>	
	HPA4	BaP	HPA4	BaP	HPA4	BaP	HPA4	BaP	HPA4	BaP
<b>Mínimo</b>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	30	0,0
<b>Máximo</b>	960	1,92	1134	61,4	1260	0,0	1645	11,3	2611	61,4
<b>Média</b>	109	0,217	90	4,8	128	0,0	107	0,734	433	5,8
<b>DP</b>	150	0,300	107	5,7	162	0,0	179	1,231	357	5,9
<b>P 5</b>	2,7	0,005	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,000	83	0,091
<b>P 50</b>	53 <sup>b</sup>	0,107	67 <sup>bc</sup>	3,6	76 <sup>a</sup>	0,0	60 <sup>c</sup>	0,413	344	4,5
<b>P 90</b>	160	0,320	201	10,8	210	0,0	275	1,89	809	11,7
<b>P 95</b>	320	0,640	279	15,1	420	0,0	342	2,35	1202	16,9
<b>P 99</b>	960	1,92	501	27,1	840	0,0	974	6,70	182	27,7

Os resultados de mediana (P50) para a exposição aos HPA4 em uma mesma linha com letras diferentes são significativamente diferentes ( $p < 0,05$ )

**Tabela 21** - Estimativas de exposição ao BaP e aos HPA4 (ng.dia<sup>-1</sup>) pela população adulta (n=386) de Ribeirão Preto considerando as concentrações máximas dos HPAs nas amostras analisadas

Estimativas máximas										
	Carne Bovina Grelhada ng.dia <sup>-1</sup>		Carne Bovina Brasa ng.dia <sup>-1</sup>		Filé Frango Grelhado ng.dia <sup>-1</sup>		Filé Frango Empanado ng.dia <sup>-1</sup>		∑ exposição ng.dia <sup>-1</sup>	
	HPA4	BaP	HPA4	BaP	HPA4	BaP	HPA4	BaP	HPA4	BaP
<b>Mínimo</b>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	113	0,0
<b>Máximo</b>	3725	42,2	4774	322,4	4740	0,0	3236	91,4	9909	323,4
<b>Média</b>	421	4,8	379	25,6	480	0,0	210	5,9	1490	36,3
<b>DP</b>	582	6,6	449	30,3	608	0,0	352	9,9	1205	33,7
<b>P 5</b>	10	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	306	2,0
<b>P 50</b>	207 <sup>b</sup>	2,3	282 <sup>ab</sup>	19,0	287 <sup>a</sup>	0,0	118 <sup>c</sup>	3,3	1188	29,5
<b>P 90</b>	621	7,0	845	57,0	790	0,0	541	15,3	2721	68,2
<b>P 95</b>	1242	14,1	1176	79,4	1580	0,0	672	19,0	3955	99,5
<b>P 99</b>	3725	42,2	2111	142,6	3160	0,0	1915	54,1	5901	157,1

Os resultados de mediana (P50) para a exposição aos HPA4 em uma mesma linha com letras diferentes são significativamente diferentes ( $p < 0,05$ )

O teste de Kolmogorov-Smirnov também foi aplicado aos resultados de estimativa de exposição. O teste estatístico demonstrou que os valores estimados não seguem uma distribuição normal, portanto, o teste de Kruskal-Wallis também foi aplicado para verificar se existem diferenças significativas entre os valores medianos das exposições aos HPA4 considerando cada alimento em separado. Os resultados também estão apresentados na Tabela 20. O teste estatístico mostrou que a exposição aos HPAs pelo consumo de frango grelhado é estatisticamente superior



quando comparado à contribuição estimada para os outros três alimentos cárneos. A observação retrata a significativa contribuição deste alimento na ingestão diária dos HPAs pela população avaliada. Mesmo apresentando a menor concentração média de HPAs, a elevada exposição diária de HPA4 resulta do alto consumo de frango grelhado. Considerando a contribuição dos quatro alimentos, a mediana e a média de ingestão dos HPA4 foram de  $344 \text{ ng.dia}^{-1}$  e  $433 \text{ ng.dia}^{-1}$ , respectivamente.

Ao contrário do observado por Pouzou et al. (2018), dentre a população estadunidense, a exposição aos HPA4 pela ingestão de carne de frango se apresentou substancialmente inferior à de carne bovina, sendo respectivamente  $25,6 \text{ ng.dia}^{-1}$  e  $111,5 \text{ ng.dia}^{-1}$ , correspondendo juntas à  $137,1 \text{ ng.dia}^{-1}$ . As estimativas deste presente projeto foram de  $136 \text{ ng.dia}^{-1}$  (frango empanado e frango grelhado em conjunto) e  $120,2 \text{ ng.dia}^{-1}$  (carnes bovinas em conjunto).<sup>189</sup> A exposição na Suécia (2014) e na Estônia (2007) aos HPA4 presentes em carnes foram reportados como  $56 \text{ ng.dia}^{-1}$  e  $346 \text{ ng.dia}^{-1}$ , respectivamente.<sup>169,191</sup>

No Kuwait, Alomirah et al. (2011) estimou a exposição à benzo[a]antraceno, criseno, benzo[b]fluoranteno, benzo[k]fluoranteno, benzo[a]pireno, indeno[1,2,3-cd]pireno, dibenzo[a,h]antraceno e benzo[ghi]perileno presentes em amostras de carnes grelhadas e defumadas, e constatou a exposição à HPA8 em média de  $95,7 \text{ ng.dia}^{-1}$ .<sup>47</sup>

O pior cenário foi estimado a partir das concentrações máximas de HPAs, e a Tabela 21 apresenta os valores de exposição considerando estes cálculos. Os valores medianos (P50) de exposição aos HPA4 considerando o consumo de carne bovina na brasa contribui com cerca de  $282 \text{ ng.dia}^{-1}$  enquanto o filé de frango grelhado com  $287 \text{ ng.dia}^{-1}$ . Conforme apresentado pelo teste estatístico, a contribuição destes dois alimentos é estatisticamente equivalente quando consideradas as concentrações máximas dos HPAs. Neste mesmo cenário o filé de frango empanado apresenta a menor contribuição entre os alimentos selecionados para este estudo.

Ainda no pior cenário, a exposição diária considerando o conjunto de alimentos correspondente ao P50 de  $1.188 \text{ ng}$  e P95 de  $3.955 \text{ ng}$  diariamente de HPA4. Da mesma forma, a exposição ao BaP considerando o conjunto de alimentos, apresentou P50 e 95 de  $29,5 \text{ ng.dia}^{-1}$  e  $99,5 \text{ ng.dia}^{-1}$ , respectivamente.

As Tabelas de 22 a 25 apresentam os resultados calculados de exposição ao BaP e aos HPA4 estratificados por gênero, considerando da mesma forma como no exemplo anterior, as concentrações médias e máximas dos HPAs nas amostras analisadas.

**Tabela 22** - Estimativas de exposição ao BaP e aos HPA4 (ng.dia<sup>-1</sup>) pela população adulta feminina (n=227) de Ribeirão Preto considerando as concentrações médias dos HPAs nas amostras analisadas

Estimativas médias										
	Carne Bovina Grelhada ng.dia <sup>-1</sup>		Carne Bovina Brasa ng.dia <sup>-1</sup>		Filé Frango Grelhado ng.dia <sup>-1</sup>		Filé Frango Empanado ng.dia <sup>-1</sup>		Σ exposição ng.dia <sup>-1</sup>	
	HPA4	BaP	HPA4	BaP	HPA4	BaP	HPA4	BaP	HPA4	BaP
<b>Mínimo</b>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	30,0	0,0
<b>Máximo</b>	960	2	1134	61	840	0	1645	11	2001	61
<b>Média</b>	91	0	74	4	105	0	105	1	375	5
<b>DP</b>	124	0	97	5	116	0	177	1	300	5
<b>P 5</b>	11	0	0	0	0	0	0	0	78	0
<b>P 50</b>	53 <sup>b</sup>	0	67 <sup>b</sup>	4	70 <sup>a</sup>	0	60 <sup>b</sup>	0	302	4
<b>P 90</b>	160	0	143	8	210	0	297	2	674	8
<b>P 95</b>	320	1	190	10	210	0	345	2	872	12
<b>P 99</b>	640	1	334	18	630	0	828	6	1591	19

Os resultados de mediana (P50) para a exposição aos HPA4 em uma mesma linha com letras diferentes são significativamente diferentes ( $p < 0,05$ )

**Tabela 23** - Estimativas de exposição ao BaP e aos HPA4 (ng.dia<sup>-1</sup>) pela população adulta feminina (n=227) de Ribeirão Preto considerando as concentrações máximas dos HPAs nas amostras analisadas

Estimativas máximas										
	Carne Bovina Grelhada ng.dia <sup>-1</sup>		Carne Bovina Brasa ng.dia <sup>-1</sup>		Filé Frango Grelhado ng.dia <sup>-1</sup>		Filé Frango Empanado ng.dia <sup>-1</sup>		Σ exposição ng.dia <sup>-1</sup>	
	HPA4	BaP	HPA4	BaP	HPA4	BaP	HPA4	BaP	HPA4	BaP
<b>Mínimo</b>	0,0	0,0	0,0	0,0	0	0,0	0	0,0	113	0,0
<b>Máximo</b>	3725	42,2	4774	322	3160	0,0	3236	91,4	6043	323
<b>Média</b>	353	4,0	310	21,0	397	0,0	206	5,8	1266	30,8
<b>DP</b>	480	5,4	407	27,5	435	0,0	349	9,8	969	30,5
<b>P 5</b>	41	0,47	0	0,0	0	0,0	0	0,0	232	1,8
<b>P 50</b>	207 <sup>b</sup>	2,3	282 <sup>b</sup>	19,0	263 <sup>a</sup>	0,0	118 <sup>c</sup>	3,3	1036	25,7
<b>P 90</b>	621	7,0	603	40,7	790	0,0	583	16,5	2190	51,0
<b>P 95</b>	1242	14,1	799	54,0	790	0,0	679	19,2	3194	74,8
<b>P 99</b>	2483	28,2	1408	95,1	2370	0,0	1629	46,0	5001	119

Os resultados de mediana (P50) para a exposição aos HPA4 em uma mesma linha com letras diferentes são significativamente diferentes ( $p < 0,05$ )

**Tabela 24** - Estimativas de exposição ao BaP e aos HPA4 (ng.dia<sup>-1</sup>) pela população adulta masculina (n=159) de Ribeirão Preto considerando as concentrações médias dos HPAs nas amostras analisadas

	Estimativas médias									
	Carne Bovina Grelhada ng.dia <sup>-1</sup>		Carne Bovina Brasa ng.dia <sup>-1</sup>		Filé Frango Grelhado ng.dia <sup>-1</sup>		Filé Frango Empanado ng.dia <sup>-1</sup>		Σ exposição ng.dia <sup>-1</sup>	
	HPA4	BaP	HPA4	BaP	HPA4	BaP	HPA4	BaP	HPA4	BaP
<b>Mínimo</b>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	39	0
<b>Máximo</b>	960	2	665	36	1260	0	1376	9	2611	36
<b>Média</b>	133	0	113	6	159	0	109	1	515	7
<b>DP</b>	179	0	116	6	207	0	181	1	411	6
<b>P 5</b>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	107	0,2
<b>P 50</b>	107 <sup>a</sup>	0,2	100 <sup>a</sup>	5,4	114 <sup>a</sup>	0,0	60 <sup>b</sup>	0,4	392	5,7
<b>P 90</b>	320	0,6	215	11,6	420	0,0	267	1,8	1029	13,2
<b>P 95</b>	480	1,0	341	18,5	630	0,0	306	2,1	1357	21,9
<b>P 99</b>	960	1,9	514	27,8	1016	0,0	983	6,8	2114	28,2

Os resultados de mediana (P50) para a exposição aos HPA4 em uma mesma linha com letras diferentes são significativamente diferentes ( $p < 0,05$ )

**Tabela 25** - Estimativas de exposição ao BaP e aos HPA4 (ng.dia<sup>-1</sup>) pela população adulta masculina (n=159) de Ribeirão Preto considerando as concentrações máximas dos HPAs nas amostras analisadas

	Estimativas máximas									
	Carne Bovina Grelhada ng.dia <sup>-1</sup>		Carne Bovina Brasa ng.dia <sup>-1</sup>		Filé Frango Grelhado ng.dia <sup>-1</sup>		Filé Frango Empanado ng.dia <sup>-1</sup>		Σ exposição ng.dia <sup>-1</sup>	
	HPA4	BaP	HPA4	BaP	HPA4	BaP	HPA4	BaP	HPA4	BaP
<b>Mínimo</b>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	147	0,00
<b>Máximo</b>	3725	42,2	2800	189	4740	0,0	2706	76,4	9909	189
<b>Média</b>	518	5,9	477	32,2	599	0,0	215	6,1	1809	44,2
<b>DP</b>	693	7,9	487	32,9	778	0,0	357	10,1	1422	36,4
<b>P 5</b>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	412	2,33
<b>P 50</b>	414 <sup>a</sup>	4,7	422 <sup>a</sup>	28,5	431 <sup>a</sup>	0,0	118 <sup>b</sup>	3,3	1413	34,7
<b>P 90</b>	1242	14,1	905	61,1	1580	0,0	526	14,9	3636	84,5
<b>P 95</b>	1862	21,1	1436	97,0	2370	0,0	601	17,0	4925	133
<b>P 99</b>	3725	42,2	2165	146	3824	0,0	1934	54,6	6607	161

Os resultados de mediana (P50) para a exposição aos HPA4 em uma mesma linha com letras diferentes são significativamente diferentes ( $p < 0,05$ ).

Dado o maior consumo de carnes pela população masculina, pode-se notar diferenças na exposição aos HPAs. Enquanto a população feminina apresentou P50 individualmente entre os tipos de carnes com o valor máximo de 70 ng.dia<sup>-1</sup> (filé de frango grelhado), entre a população masculina, três dos quatro itens forneceram a ingestão diária acima de 100 ng.dia<sup>-1</sup> de HPAs e com valores medianos (P50) estatisticamente equivalentes.

A exposição diária de HPA4 estimada para o pior cenário de exposição eleva o P50 para 1.036 ng.dia<sup>-1</sup> e 1.413 ng.dia<sup>-1</sup> entre mulheres e homens, respectivamente. O P95 neste mesmo cenário é calculado em 3.194 ng.dia<sup>-1</sup> para as mulheres e 4.925 ng.dia<sup>-1</sup> para os homens.

As estimativas médias de exposição diária entre homens e mulheres considerando os quatro alimentos selecionados foi de 375 ng.dia<sup>-1</sup> e 515 ng.dia<sup>-1</sup>. Estes valores são substancialmente superiores aos reportados entre a população espanhola. Ainda que a estimativa espanhola compreenda a soma de HPA8, os autores relataram que a exposição aos HPAs presentes em carnes e produtos cárneos foi responsável pela exposição diária de 155 ng.dia<sup>-1</sup> e 203 ng.dia<sup>-1</sup> entre a população feminina e masculina adulta, respectivamente.<sup>61</sup>

O consumo médio diário de BaP em alimentos cárneos nos Estados Unidos da América, Suécia, Kuwait e Estônia foram estimados em 35 ng.dia<sup>-1</sup> (carne bovina) e 1,6 (carne de frango), 6,4 ng.dia<sup>-1</sup>, 9,20 ng.dia<sup>-1</sup> e 29 ng.dia<sup>-1</sup>, respectivamente.<sup>189,192,47,193</sup>

Na Espanha, a exposição diária ao BaP para a população feminina foi reportada em 10 ng.dia<sup>-1</sup> e de 19 ng.dia<sup>-1</sup> para os homens adultos. Além disso, a exposição da população idosa espanhola foi de 6 ng.dia<sup>-1</sup> e 8 ng.dia<sup>-1</sup>, para mulheres e homens, respectivamente.<sup>61</sup>

Para possibilitar os cálculos de MoE e MoET os valores de exposição em ng.kg<sup>-1</sup> pc.dia<sup>-1</sup> também foram calculados e os resultados estão expressos nas Tabelas de 26 a 31. Deve-se mencionar que não há entre as publicações de diversos autores e países uma norma para expressão das estimativas de exposição aos contaminantes alimentares. Estas diferenças nas formas de reportar os resultados dificultam as comparações dos dados obtidos com os dados internacionais.

**Tabela 26** - Estimativas de exposição ao BaP e aos HPA4 ( $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$ ) pela população adulta ( $n=386$ ) de Ribeirão Preto considerando as concentrações médias dos HPAs nas amostras analisadas

<b>Estimativas médias</b>										
	Carne Bovina Grelhada $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$		Carne Bovina Brasa $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$		Filé Frango Grelhado $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$		Filé Frango Empanado $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$		$\Sigma$ Exposição $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$	
	HPA4	BaP	HPA4	BaP	HPA4	BaP	HPA4	BaP	HPA4	BaP
<b>Mínimo</b>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,49	0,0
<b>Máximo</b>	13,9	0,0278	17,7	0,958	15,6	0,0	29,4	0,202	35,7	0,959
<b>Média</b>	1,5	0,00292	1,2	0,0655	1,7	0,0	1,5	0,0102	5,9	0,07905
<b>DP</b>	1,9	0,00381	1,4	0,0784	2,0	0,0	2,6	0,0175	4,6	0,0819
<b>P 5</b>	0,02	0,00005	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	0,00133
<b>P 50</b>	0,93	0,00186	1,01	0,0548	1,2	0,0	0,81	0,0055	4,7	0,064
<b>P 90</b>	3,1	0,00616	2,3	0,127	3,1	0,0	3,5	0,0238	11,4	0,143
<b>P 95</b>	4,8	0,00952	3,7	0,198	5,0	0,0	5,1	0,0351	16,1	0,229
<b>P 99</b>	10,0	0,02004	6,4	0,347	10,9	0,0	12,6	0,0869	21,0	0,361

**Tabela 27** - Estimativas de exposição ao BaP e aos HPA4 ( $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$ ) pela população adulta ( $n=386$ ) de Ribeirão Preto considerando as concentrações máximas dos HPAs nas amostras analisadas

<b>Estimativas máximas</b>										
	Carne Bovina Grelhada $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$		Carne Bovina Brasa $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$		Filé Frango Grelhado $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$		Filé Frango Empanado $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$		$\Sigma$ Exposição $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$	
	HPA4	BaP	HPA4	BaP	HPA4	BaP	HPA4	BaP	HPA4	BaP
<b>Mínimo</b>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,8	0,0
<b>Máximo</b>	54,0	0,612	74,6	5,03	58,5	0,0	57,8	1,63	122,3	5,05
<b>Média</b>	5,7	0,064	5,1	0,346	6,4	0,0	2,9	0,083	20,2	0,493
<b>DP</b>	7,4	0,084	6,1	0,412	7,5	0,0	5,0	0,142	15,3	0,460
<b>P 5</b>	0,10	0,001	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	0,028
<b>P 50</b>	3,6	0,041	4,3	0,288	4,6	0,0	1,6	0,045	16,4	0,410
<b>P 90</b>	11,9	0,135	9,9	0,668	11,6	0,0	6,8	0,192	38,2	0,867
<b>P 95</b>	18,5	0,209	15,5	1,04	19,0	0,0	10,0	0,284	54,6	1,28
<b>P 99</b>	38,9	0,441	27,0	1,82	41,1	0,0	24,8	0,701	71,4	2,11

**Tabela 28** - Estimativas de exposição ao BaP e aos HPA4 ( $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$ ) pela população adulta feminina ( $n=227$ ) de Ribeirão Preto considerando as concentrações médias dos HPAs nas amostras analisadas

<b>Estimativas médias</b>										
	Carne Bovina Grelhada $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$		Carne Bovina Brasa $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$		Filé Frango Grelhado $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$		Filé Frango Empanado $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$		$\Sigma$ Exposição $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$	
	HPA4	BaP	HPA4	BaP	HPA4	BaP	HPA4	BaP	HPA4	BaP
<b>Mínimo</b>	0,00	0,000	0,00	0,000	0,00	0,0	0,00	0,000	0,49	0,000
<b>Máximo</b>	11,9	0,024	17,7	0,959	10,9	0,0	29,4	0,202	35,7	0,959
<b>Média</b>	1,3	0,003	1,1	0,059	1,5	0,0	1,6	0,011	5,5	0,073
<b>DP</b>	1,6	0,003	1,5	0,079	1,5	0,0	2,7	0,019	4,3	0,083
<b>P 5</b>	0,14	0,000	0,0	0,000	0,0	0,0	0,0	0,000	1,1	0,001
<b>P 50</b>	0,8	0,002	1,0	0,053	1,1	0,0	0,8	0,006	4,5	0,063
<b>P 90</b>	2,5	0,005	2,0	0,110	2,8	0,0	3,6	0,025	10,5	0,130
<b>P 95</b>	4,3	0,009	2,5	0,133	3,8	0,0	5,4	0,037	13,7	0,161
<b>P 99</b>	8,8	0,018	5,8	0,313	8,6	0,0	10,3	0,071	18,8	0,335

**Tabela 29** - Estimativas de exposição ao BaP e aos HPA4 ( $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$ ) pela população adulta feminina ( $n=227$ ) de Ribeirão Preto considerando as concentrações máximas dos HPAs nas amostras analisadas

<b>Estimativas máximas</b>										
	Carne Bovina Grelhada $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$		Carne Bovina Brasa $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$		Filé Frango Grelhado $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$		Filé Frango Empanado $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$		$\Sigma$ Exposição $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$	
	HPA4	BaP	HPA4	BaP	HPA4	BaP	HPA4	BaP	HPA4	BaP
<b>Mínimo</b>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,8	0,0
<b>Máximo</b>	46,0	0,521	74,6	5,04	40,9	0,0	57,8	1,63	82,6	5,05
<b>Média</b>	5,1	0,057	4,6	0,310	5,7	0,0	3,1	0,088	18,5	0,455
<b>DP</b>	6,2	0,070	6,2	0,416	5,8	0,0	5,4	0,153	13,4	0,462
<b>P 5</b>	0,553	0,006	0,00	0,000	0,00	0,0	0,00	0,000	3,6	0,026
<b>P 50</b>	3,2	0,036	4,1	0,280	4,2	0,0	1,6	0,0457	15,5	0,390
<b>P 90</b>	9,8	0,111	8,6	0,579	10,7	0,0	7,1	0,199	33,5	0,799
<b>P 95</b>	16,6	0,188	10,4	0,701	14,3	0,0	10,5	0,298	44,3	1,01
<b>P 99</b>	34,1	0,387	24,3	1,64	32,5	0,0	20,3	0,574	64,5	2,06

**Tabela 30** - Estimativas de exposição ao BaP e aos HPA4 ( $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$ ) pela população adulta masculina ( $n=159$ ) de Ribeirão Preto considerando as concentrações médias dos HPAs nas amostras analisadas

Estimativas médias										
	Carne Bovina Grelhada $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$		Carne Bovina Brasa $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$		Filé Frango Grelhado $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$		Filé Frango Empanado $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$		$\Sigma$ Exposição $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$	
	HPA4	BaP	HPA4	BaP	HPA4	BaP	HPA4	BaP	HPA4	BaP
<b>Mínimo</b>	0,0	0,000	0,0	0,000	0,0	0,0	0,0	0,000	0,55	0,000
<b>Máximo</b>	13,9	0,028	8,1	0,439	15,6	0,0	16,7	0,115	32,2	0,439
<b>Média</b>	1,7	0,003	1,4	0,076	2,0	0,0	1,4	0,009	6,4	0,088
<b>DP</b>	2,3	0,005	1,4	0,077	2,5	0,0	2,3	0,016	5,0	0,080
<b>P 5</b>	0,0	0,000	0,0	0,000	0,0	0,0	0,0	0,000	1,5	0,003
<b>P 50</b>	1,21	0,002	1,05	0,057	1,4	0,0	0,76	0,005	4,9	0,068
<b>P 90</b>	3,7	0,007	2,9	0,158	3,8	0,0	3,1	0,021	13,9	0,173
<b>P 95</b>	7,8	0,016	4,3	0,232	6,9	0,0	4,2	0,029	17,2	0,278
<b>P 99</b>	11,5	0,023	6,5	0,351	12,3	0,0	12,7	0,087	21,7	0,369

**Tabela 31** - Estimativas de exposição ao BaP e aos HPA4 ( $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$ ) pela população adulta masculina ( $n=159$ ) de Ribeirão Preto considerando as concentrações máximas dos HPAs nas amostras analisadas

Estimativas máximas										
	Carne Bovina Grelhada $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$		Carne Bovina Brasa $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$		Filé Frango Grelhado $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$		Filé Frango Empanado $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$		$\Sigma$ Exposição $\text{ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$	
	HPA4	BaP	HPA4	BaP	HPA4	BaP	HPA4	BaP	HPA4	BaP
<b>Mínimo</b>	0,0	0,000	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,1	0,0
<b>Máximo</b>	54,0	0,612	34,1	2,31	58,5	0,0	32,9	0,929	122,3	2,31
<b>Média</b>	6,6	0,074	5,9	0,397	7,4	0,0	2,7	0,076	22,5	0,547
<b>DP</b>	8,7	0,099	6,0	0,402	9,2	0,0	4,4	0,125	17,5	0,454
<b>P 5</b>	0,0	0,000	0,0	0,000	0,0	0,0	0,0	0,000	5,3	0,036
<b>P 50</b>	4,7	0,053	4,4	0,300	5,5	0,0	1,5	0,042	17,5	0,439
<b>P 90</b>	14,4	0,163	12,3	0,829	14,2	0,0	6,1	0,173	49,6	1,06
<b>P 95</b>	30,4	0,344	18,1	1,22	25,8	0,0	8,3	0,236	60,7	1,59
<b>P 99</b>	44,7	0,507	27,3	1,85	46,4	0,0	25,0	0,705	71,4	2,06

Rozentale et al. (2015), ao avaliarem a exposição aos HPAs em alimentos cárneos defumados na Letônia, estimaram a ingestão diária média aos HPA4 em  $2,91 \text{ ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$ . O P50 estimado pelo grupo foi de  $1,78 \text{ ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$ .<sup>167</sup> Neste mesmo estudo, a ingestão de BaP através do consumo de alimentos cárneos foi relatado em  $0,33 \text{ ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$  e o P50 foi estimado em  $0,20 \text{ ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$ . Para a somatória de HPA4 a média e P50 foram estimados em  $2,91$  e  $1,78 \text{ ng.kg}^{-1} \text{pc.dia}^{-1}$ , respectivamente. Os autores também realizaram a estimativa de ingestão

considerando os valores máximos permitidos nos alimentos pela legislação europeia para o BaP ( $5,0 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ) e HPA4 ( $30,0 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ). Estes cálculos resultaram nas estimativas de exposição média e P50 para o BaP em  $2,29$  e  $1,40 \text{ ng.kg}^{-1} \text{ pc.dia}^{-1}$ , respectivamente. Para os HPA4 neste pior cenário, os resultados foram de  $13,73$  e  $8,39 \text{ ng.kg}^{-1} \text{ pc.dia}^{-1}$ , para média e mediana.

Neste presente projeto, a exposição média ao BaP dos participantes foi de  $0,079 \text{ ng.kg}^{-1} \text{ pc.dia}^{-1}$  e o P50 de  $0,064 \text{ ng.kg}^{-1} \text{ pc.dia}^{-1}$  (Tabela 26), portanto abaixo daqueles reportados no estudo realizado na Letônia. Para os HPA4, o valor médio e o P50 foram estimados em  $5,9 \text{ ng.kg}^{-1} \text{ pc.dia}^{-1}$  e  $4,7 \text{ ng.kg}^{-1} \text{ pc.dia}^{-1}$ , respectivamente, e, portanto, acima dos reportados na Letônia. Além disso, quando os cálculos foram efetuados com os valores máximos determinados nos alimentos, as exposições médias ao BaP e HPA4 foram estimadas em  $0,493 \text{ ng.kg}^{-1} \text{ pc.dia}^{-1}$  e  $20,2 \text{ ng.kg}^{-1} \text{ pc.dia}^{-1}$ , respectivamente, como apresentado detalhadamente na Tabela 27. A exposição ao BaP neste pior cenário é inferior àquela reportada por Rozentale et al. (2015), porém, a estimativa de exposição aos HPA4 neste estudo é superior aos dados da Letônia quando os cálculos são realizados ponderando o pior cenário.

#### 4.5. Caracterização de Risco aos HPAs Presentes em Alimentos Cárneos

##### 4.5.1. Cálculos da MoE para o BaP e MoET para os HPA4

Os valores de MoE para o BaP e MoET para os HPA4 foram calculados a partir da razão entre os valores estabelecidos de  $\text{BMDL}_{10}$  de  $70.000 \text{ ng.kg}^{-1} \text{ pc.dia}^{-1}$  e  $340.000 \text{ ng.kg}^{-1} \text{ pc.dia}^{-1}$ , respectivamente, e os dados de exposição ao BaP e HPA4 em  $\text{ng.kg}^{-1} \text{ pc.dia}^{-1}$ . As Tabelas de 32 a 37 apresentam os resultados obtidos.



**Tabela 32** - Valores de MoE para o BaP e MoET para os HPA4 considerando os diferentes perfis de consumo da população adulta (n=386) e a concentração média dos HPAs nas amostras

	Carne Bovina Grelhada		Carne Bovina Brasa		Filé Frango Grelhado		Filé Frango Empanado		$\Sigma$	
	MoET	MoE	MoET	MoE	MoET	MoE	MoET	MoE	MoET	MoE
<b>Médio</b>	2,3E+05	2,4E+07	2,8E+05	1,1E+06	2,0E+05	0,0E+00	2,3E+05	6,8E+06	5,8E+04	8,9E+05
<b>Máximo</b>	2,4E+04	2,5E+06	1,9E+04	7,3E+04	2,2E+04	0,0E+00	1,2E+04	3,5E+05	<b>9,5E+03</b>	7,3E+04
<b>P5</b>	1,4E+07	1,4E+09	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	3,0E+05	5,3E+07
<b>P50</b>	3,6E+05	3,8E+07	3,4E+05	1,3E+06	2,8E+05	0,0E+00	4,2E+05	1,3E+07	7,2E+04	1,1E+06
<b>P90</b>	1,1E+05	1,1E+07	1,4E+05	5,5E+05	1,1E+05	0,0E+00	9,8E+04	2,9E+06	3,0E+04	4,9E+05
<b>P95</b>	7,1E+04	7,4E+06	9,3E+04	3,5E+05	6,7E+04	0,0E+00	6,7E+04	2,0E+06	2,1E+04	3,1E+05
<b>P99</b>	3,4E+04	3,5E+06	5,3E+04	2,0E+05	3,1E+04	0,0E+00	2,7E+04	8,1E+05	1,6E+04	1,9E+05

Os valores destacados em vermelho estão abaixo do valor referência de 10.000 e, portanto, representativos de preocupação

**Tabela 33** - Valores de MoE para o BaP e MoET para os HPA4 considerando os diferentes perfis de consumo da população adulta (n=386) e a concentração máxima dos HPAs nas amostras

	Carne Bovina Grelhada		Carne Bovina Brasa		Filé Frango Grelhado		Filé Frango Empanado		$\Sigma$	
	MoET	MoE	MoET	MoE	MoET	MoE	MoET	MoE	MoET	MoE
<b>Médio</b>	6,0E+04	1,1E+06	6,6E+04	2,0E+05	5,3E+04	-	1,2E+05	8,4E+05	1,7E+04	1,4E+05
<b>Máximo</b>	<b>6,3E+03</b>	1,1E+05	<b>4,6E+03</b>	1,4E+04	<b>5,8E+03</b>	-	<b>5,9E+03</b>	4,3E+04	<b>2,8E+03</b>	1,4E+04
<b>P5</b>	3,5E+06	6,4E+07	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	-	0,0E+00	-	8,1E+04	2,5E+06
<b>P50</b>	9,4E+04	1,7E+06	8,0E+04	2,4E+05	7,4E+04	-	2,1E+05	1,6E+06	2,1E+04	1,7E+05
<b>P90</b>	2,8E+04	5,2E+05	3,4E+04	1,0E+05	2,9E+04	-	5,0E+04	3,6E+05	<b>8,9E+03</b>	8,1E+04
<b>P95</b>	1,8E+04	3,3E+05	2,2E+04	6,7E+04	1,8E+04	-	3,4E+04	2,5E+05	<b>6,2E+03</b>	5,5E+04
<b>P99</b>	8,7E+03	1,6E+05	1,3E+04	3,8E+04	8,3E+03	-	1,4E+04	1,0E+05	<b>4,8E+03</b>	3,3E+04

Os valores destacados em vermelho estão abaixo do valor referência de 10.000 e, portanto, representativos de preocupação

De acordo com as estimativas, a MoET calculada a partir da concentração média de HPA4 nos alimentos e o consumo máximo de carnes é igual a 9.514. Ao passo que o valor de referência é 10.000 ( $1,0 \times 10^4$ ), pode-se considerar que altos consumidores de alimentos cárneos, mesmo para aqueles alimentos com concentração média de HPAs apresentam preocupação em relação a esta exposição. Quando foram estimados os valores de MoET considerando as concentrações máximas de HPAs nas amostras (Tabela 34) os participantes pertencentes aos Percentis 90, 95 e 99 também apresentaram valores abaixo de 10.000.

A MoET no estudo mencionado anteriormente realizado na Letônia, a partir do consumo de carnes defumadas e produtos cárneos, apresentou média e mediana de 116.868 e 191.238. Mesmo entre a população inclusa no pior cenário, não foram observados valores menores que o valor de referência de 10.000, estimados em 24.776 (média) e 40.542 (mediana).<sup>167</sup>

**Tabela 34** - Valores de MoE para o BaP e MoET para os HPA4 considerando os diferentes perfis de consumo da população adulta feminina (n=227) e a concentração média dos HPAs nas amostras

	Carne Bovina Grelhada		Carne Bovina Brasa		Filé Frango Grelhado		Filé Frango Empanado		Σ	
	MoET	MoE	MoET	MoE	MoET	MoE	MoET	MoE	MoE	MoET
<b>Médio</b>	2,6E+05	1,3E+08	3,1E+05	5,8E+06	2,2E+05	-	2,2E+05	3,1E+07	6,2E+04	4,7E+06
<b>Máximo</b>	2,9E+04	1,4E+07	1,9E+04	3,5E+05	3,1E+04	-	1,2E+04	1,7E+06	9,5E+03	3,5E+05
<b>P5</b>	2,4E+06	1,2E+09	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	-	0,0E+00	0,0E+00	3,1E+05	2,8E+08
<b>P50</b>	4,1E+05	2,1E+08	3,5E+05	6,4E+06	3,1E+05	-	4,1E+05	6,0E+07	7,5E+04	5,4E+06
<b>P90</b>	1,4E+05	6,8E+07	1,7E+05	3,1E+06	1,2E+05	-	9,5E+04	1,4E+07	3,2E+04	2,6E+06
<b>P95</b>	8,0E+04	4,0E+07	1,4E+05	2,5E+06	8,9E+04	-	6,3E+04	9,2E+06	2,5E+04	2,1E+06
<b>P99</b>	3,9E+04	1,9E+07	5,9E+04	1,1E+06	3,9E+04	-	3,3E+04	4,8E+06	1,8E+04	1,0E+06

Os valores destacados em vermelho estão abaixo do valor referência de 10.000 e, portanto, representativos de preocupação.

**Tabela 35** - Valores de MoE para o BaP e MoET para os HPA 4 considerando os diferentes perfis de consumo da população adulta feminina (n=227) e a concentração máxima dos HPAs nas amostras

	Carne Bovina Grelhada		Carne Bovina Brasa		Filé Frango Grelhado		Filé Frango Empanado		Σ	
	MoET	MoE	MoET	MoE	MoET	MoE	MoET	MoE	MoET	MoE
<b>Médio</b>	6,7E+04	1,2E+06	7,4E+04	2,3E+05	5,9E+04	-	1,1E+05	8,0E+05	1,8E+04	1,5E+05
<b>Máximo</b>	7,4E+03	1,3E+05	4,6E+03	1,4E+04	8,3E+03	-	5,9E+03	4,3E+04	4,1E+03	1,4E+04
<b>P5</b>	6,2E+05	1,1E+07	-	-	-	-	-	-	9,5E+04	2,7E+06
<b>P50</b>	1,1E+05	1,9E+06	8,2E+04	2,5E+05	8,1E+04	-	2,1E+05	1,5E+06	2,2E+04	1,8E+05
<b>P90</b>	3,5E+04	6,3E+05	4,0E+04	1,2E+05	3,2E+04	-	4,8E+04	3,5E+05	1,0E+04	8,8E+04
<b>P95</b>	2,1E+04	3,7E+05	3,3E+04	1,0E+05	2,4E+04	-	3,2E+04	2,3E+05	7,7E+03	6,9E+04
<b>P99</b>	1,0E+04	1,8E+05	1,4E+04	4,3E+04	1,0E+04	-	1,7E+04	1,2E+05	5,3E+03	3,4E+04

Os valores destacados em vermelho estão abaixo do valor referência de 10.000 e, portanto, representativos de preocupação

**Tabela 36** - Valores de MoE para o BaP e MoET para os HPA4 considerando os diferentes perfis de consumo da população adulta masculina (n=159) e a concentração média dos HPAs nas amostras

	Carne Bovina Grelhada		Carne Bovina Brasa		Filé Frango Grelhado		Filé Frango Empanado		$\Sigma$	
	MoET	MoE	MoET	MoE	MoET	MoE	MoET	MoE	MoE	MoET
<b>Médio</b>	2,0E+05	1,0E+08	2,0E+05	5,0E+06	2,0E+05	-	2,0E+05	4,0E+07	5,0E+04	4,0E+06
<b>Máximo</b>	2,0E+04	1,0E+07	4,0E+04	8,0E+05	2,0E+04	-	2,0E+04	3,0E+06	1,0E+04	8,0E+05
<b>P5</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	2,0E+05	1,0E+08
<b>P50</b>	3,0E+05	1,0E+08	3,0E+05	6,0E+06	2,0E+05	-	4,0E+05	6,0E+07	7,0E+04	5,0E+06
<b>P90</b>	9,0E+04	5,0E+07	1,0E+05	2,0E+06	9,0E+04	-	1,0E+05	2,0E+07	2,0E+04	2,0E+06
<b>P95</b>	4,0E+04	2,0E+07	8,0E+04	1,0E+06	5,0E+04	-	8,0E+04	1,0E+07	2,0E+04	1,0E+06
<b>P99</b>	3,0E+04	1,0E+07	5,0E+04	1,0E+06	3,0E+04	-	3,0E+04	4,0E+06	2,0E+04	9,0E+05

**Tabela 37** - Valores de MoE para o BaP e MoET para os HPA4 considerando os diferentes perfis de consumo da população adulta masculina (n=159) e a concentração máxima dos HPAs nas amostras

	Carne Bovina Grelhada		Carne Bovina Brasa		Filé Frango Grelhado		Filé Frango Empanado		$\Sigma$	
	MoET	MoE	MoET	MoE	MoET	MoE	MoET	MoE	MoET	MoE
<b>Médio</b>	5,2E+04	9,4E+07	5,8E+04	3,0E+05	4,6E+04	-	1,3E+05	1,5E+07	1,5E+04	2,9E+05
<b>Máximo</b>	6,3E+03	1,1E+07	1,0E+04	5,1E+04	5,8E+03	-	1,0E+04	1,2E+06	2,8E+03	5,1E+04
<b>P5</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	6,4E+04	1,2E+08
<b>P50</b>	7,2E+04	1,3E+08	7,7E+04	4,0E+05	6,2E+04	-	2,3E+05	2,7E+07	1,9E+04	3,9E+05
<b>P90</b>	2,4E+04	4,3E+07	2,8E+04	1,4E+05	2,4E+04	-	5,6E+04	6,5E+06	6,8E+03	1,4E+05
<b>P95</b>	1,1E+04	2,0E+07	1,9E+04	9,7E+04	1,3E+04	-	4,1E+04	4,8E+06	5,6E+03	9,7E+04
<b>P99</b>	7,6E+03	1,4E+07	1,2E+04	6,4E+04	7,3E+03	-	1,4E+04	1,6E+06	4,8E+03	6,4E+04

Os valores destacados em vermelho estão abaixo do valor referência de 10.000 e, portanto, representativos de preocupação

O cálculo de MoET para as participantes mulheres que reportaram o consumo máximo de 35,74 ng.kg<sup>-1</sup> pc.dia<sup>-1</sup>, resultou em um valor MoET abaixo de 10.000 mesmo considerando as concentrações médias de HPAs. Embora a população masculina com alto consumo de carnes e o cálculo com valores médios de HPA4 (32,23 ng.kg<sup>-1</sup> pc.dia<sup>-1</sup>), não extrapolam o valor de referência (MoET de 10.548). Entretanto, a proximidade ao valor limite também demanda atenção.

Para a MoE do benzo(a)pireno, em nenhum dos cenários as estimativas se enquadraram com demanda de atenção para o gerenciamento de risco. Todos os valores, mesmo considerando o alto consumo de carnes com as maiores concentrações de BaP, tanto entre a população feminina quanto a masculina, apresentaram valores acima de 10.000.

## 4.5.2. Estimativas do Risco Incremental de Câncer ao Longo da Vida

As Tabelas de 38 a 43 apresentam os resultados de ILCR calculados a partir dos dados de consumo e exposição aos HPAs assim como as concentrações dos HPA4 nas amostras, reportados como TEQBaP.

**Tabela 38** - Estimativas de ILCR considerando os diferentes perfis de consumo da população adulta (n=386) e a concentração média dos HPAs nas amostras

	<b>Carne Bovina Grelhada</b>	<b>Carne Bovina Brasa</b>	<b>Filé Frango Grelhado</b>	<b>Filé Frango Empanado</b>	<b>∑ ILCR</b>
<b>ILCR (consumo médio)</b>	1,9E-07	6,5E-07	1,9E-07	2,4E-07	1,28E-06
<b>ILCR (consumo máximo)</b>	1,6E-06	8,2E-06	1,9E-06	3,8E-06	1,55E-05
<b>ILCR P 5</b>	4,6E-09	-	-	-	4,58E-09
<b>ILCR P 50</b>	9,2E-08	4,8E-07	1,2E-07	1,4E-07	8,29E-07
<b>ILCR P 90</b>	2,7E-07	1,5E-06	3,2E-07	6,3E-07	2,68E-06
<b>ILCR P 95</b>	5,5E-07	2,0E-06	6,3E-07	7,8E-07	3,99E-06
<b>ILCR P 99</b>	1,6E-06	3,6E-06	1,3E-06	2,2E-06	8,78E-06

**Tabela 39** - Estimativas de ILCR considerando os diferentes perfis de consumo da população adulta (n=386) e a concentração máxima dos HPAs nas amostras

	<b>Carne Bovina Grelhada</b>	<b>Carne Bovina Brasa</b>	<b>Filé Frango Grelhado</b>	<b>Filé Frango Empanado</b>	<b>∑ ILCR</b>
<b>ILCR (consumo médio)</b>	1,2E-06	3,7E-06	1,2E-06	1,3E-06	7,41E-06
<b>ILCR (consumo máximo)</b>	1,1E-05	4,7E-05	1,2E-05	2,0E-05	8,91E-05
<b>ILCR P 5</b>	2,9E-08	-	-	-	2,95E-08
<b>ILCR P 50</b>	5,9E-07	2,8E-06	7,2E-07	7,3E-07	4,79E-06
<b>ILCR P 90</b>	1,8E-06	8,3E-06	2,0E-06	3,3E-06	1,5E-05
<b>ILCR P 95</b>	3,5E-06	1,1E-05	4,0E-06	4,1E-06	2,3E-05
<b>ILCR P 99</b>	1,1E-05	2,1E-05	8,0E-06	1,2E-05	5,1E-05

**Tabela 40** - Estimativas de ILCR considerando os diferentes perfis de consumo da população adulta feminina (n=227) e a concentração média dos HPAs nas amostras

	<b>Carne Bovina Grelhada</b>	<b>Carne Bovina Brasa</b>	<b>Filé Frango Grelhado</b>	<b>Filé Frango Empanado</b>	<b>∑ ILCR</b>
<b>ILCR (consumo médio)</b>	1,8E-07	6,1E-07	1,8E-07	2,7E-07	1,24E-06
<b>ILCR (consumo máximo)</b>	1,9E-06	9,3E-06	1,4E-06	4,3E-06	1,69E-05
<b>ILCR P 5</b>	2,1E-08	-	-	-	2,08E-08
<b>ILCR P 50</b>	1,0E-07	5,5E-07	1,2E-07	1,6E-07	9,31E-07
<b>ILCR P 90</b>	3,1E-07	1,2E-06	3,6E-07	7,7E-07	2,63E-06
<b>ILCR P 95</b>	6,2E-07	1,6E-06	3,6E-07	9,0E-07	3,45E-06
<b>ILCR P 99</b>	1,2E-06	2,8E-06	1,1E-06	2,2E-06	7,24E-06

**Tabela 41** - Estimativas de ILCR considerando os diferentes perfis de consumo da população adulta feminina (n=227) e a concentração máxima dos HPAs nas amostras

	<b>Carne Bovina Grelhada</b>	<b>Carne Bovina Brasa</b>	<b>Filé Frango Grelhado</b>	<b>Filé Frango Empanado</b>	<b>∑ ILCR</b>
<b>ILCR (consumo médio)</b>	1,1E-06	3,4E-06	1,1E-06	1,4E-06	7,17E-06
<b>ILCR (consumo máximo)</b>	1,2E-05	5,3E-05	9,1E-06	2,3E-05	9,68E-05
<b>ILCR P 5</b>	1,3E-07	-	-	-	1,34E-07
<b>ILCR P 50</b>	6,7E-07	3,1E-06	7,5E-07	8,3E-07	5,38E-06
<b>ILCR P 90</b>	2,0E-06	6,7E-06	2,3E-06	4,1E-06	1,51E-05
<b>ILCR P 95</b>	4,0E-06	8,9E-06	2,3E-06	4,8E-06	1,99E-05
<b>ILCR P 99</b>	8,0E-06	1,6E-05	6,8E-06	1,1E-05	4,19E-05

**Tabela 42** - Estimativas de ILCR considerando os diferentes perfis de consumo da população adulta masculina (n=159) e a concentração média dos HPAs nas amostras

	<b>Carne Bovina Grelhada</b>	<b>Carne Bovina Brasa</b>	<b>Filé Frango Grelhado</b>	<b>Filé Frango Empanado</b>	<b>∑ ILCR</b>
<b>ILCR (consumo médio)</b>	2,0E-07	7,0E-07	2,1E-07	2,2E-07	1,32E-06
<b>ILCR (consumo máximo)</b>	1,4E-06	4,1E-06	1,6E-06	2,7E-06	9,88E-06
<b>ILCR P 5</b>	-	-	-	-	-
<b>ILCR P 50</b>	1,6E-07	6,2E-07	1,5E-07	1,2E-07	1,05E-06
<b>ILCR P 90</b>	4,7E-07	1,3E-06	5,4E-07	5,3E-07	2,88E-06
<b>ILCR P 95</b>	7,1E-07	2,1E-06	8,1E-07	6,0E-07	4,24E-06
<b>ILCR P 99</b>	1,4E-06	3,2E-06	1,3E-06	1,9E-06	7,86E-06

**Tabela 43** - Estimativas de ILCR considerando os diferentes perfis de consumo da população adulta masculina (n=159) e a concentração máxima dos HPAs nas amostras

	<b>Carne Bovina Grelhada</b>	<b>Carne Bovina Brasa</b>	<b>Filé Frango Grelhado</b>	<b>Filé Frango Empanado</b>	<b>∑ ILCR</b>
<b>ILCR (consumo médio)</b>	1,7E-06	5,3E-06	1,7E-06	1,5E-06	1,02E-05
<b>ILCR (consumo máximo)</b>	1,2E-05	3,1E-05	1,4E-05	1,9E-05	7,57E-05
<b>ILCR P 5</b>	-	-	-	-	-
<b>ILCR P 50</b>	1,3E-06	4,7E-06	1,2E-06	8,3E-07	8,09E-06
<b>ILCR P 90</b>	4,0E-06	1,0E-05	4,5E-06	3,7E-06	2,23E-05
<b>ILCR P 95</b>	6,0E-06	1,6E-05	6,8E-06	4,2E-06	3,30E-05
<b>ILCR P 99</b>	1,2E-05	2,4E-05	1,1E-05	1,4E-05	6,06E-05

Como pode ser notado nas tabelas que contém os valores de ILCR nenhum dos resultados ultrapassou o valor de  $1,0 \times 10^{-4}$ , portanto os resultados não demonstram risco prioritário. Entretanto observa-se valores intermediários entre  $1,0 \times 10^{-4}$  e  $1,0 \times 10^{-6}$  para os altos consumidores o que poderia resultar em um risco prioritário se combinados com outras possíveis fontes de exposição através dos alimentos e / ou ambiental e ocupacional.

## 5. CONCLUSÕES

Este trabalho apresentou a estimativa de exposição aos HPA4, assim como a caracterização do risco associado a esta exposição quando considerados o consumo de alimentos cárneos largamente consumidos pela população avaliada, indivíduos residentes na cidade de Ribeirão Preto.

A escolha de alimentos preparados com carne bovina ou de frango para avaliação da exposição e caracterização de risco tem como embasamento o conhecimento que o Brasil está entre os países com alto consumo diário de carnes pela população. Adicionalmente, observa-se em Estudos de Dieta Total internacionais o predomínio dos alimentos preparados à base de carne na contribuição da exposição aos HPAs.

Pode-se citar como limitação desta pesquisa a avaliação de uma parcela dos alimentos cárneos e a não realização de coleta de alimentos tão amplas como as empregadas em Estudos de Dieta Total. Porém, os dados apresentados são relevantes e indicadores de que existe a necessidade de avaliações futuras e mais

aprofundadas, de modo a direcionar possíveis ações para limitar essa exposição, considerando o comprovado efeito danoso à saúde causado pela exposição aos HPAs. Pode-se mencionar ainda que os Questionário Quantitativo de Frequência de Consumo Alimentar é um método de avaliação do consumo passível de superestimar o consumo.

As amostras e dados de consumo foram coletados em Ribeirão Preto, uma cidade da região sudeste, que não representa os hábitos alimentares de toda a população brasileira. Da mesma forma, os modos de preparo e ingredientes utilizados variam significativamente entre estados e regiões do Brasil. Os resultados obtidos neste estudo representam estimativas locais dos riscos a que a população está exposta e a estratégia utilizada pode ser aplicada para as demais regiões brasileiras.

O padrão de consumo de carne vermelha semanal observado através da extrapolação do consumo diário ultrapassou o recomendado pelo Fundo Mundial de Pesquisa em Câncer de 500 grama. Entre os homens o consumo médio observado foi 750 gramas semanais. Estudos do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, preveem que o consumo brasileiro de carne bovina e de frango aumentará em 18,8% e 27,5% no período entre 2019 a 2029, respectivamente. Este aumento do consumo, poderá influenciar influenciará nos valores de exposição aos HPAs. Os dados aqui apresentados podem ser utilizados por órgãos públicos para a avaliação da necessidade de ações junta à população.

Não é de conhecimento dos autores a existência de estudos semelhantes e recentes no Brasil que abordam a avaliação deste mesmo grupo de alimentos.

## **6. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS**

Os cálculos determinísticos utilizados neste trabalho podem subestimar ou superestimar os dados de exposição. Avaliação da exposição aos contaminantes alimentares empregando cálculos probabilísticos são sugeridos e podem ser empregados nestas estimativas.

## 7. BIBLIOGRAFIA

- 1 ) PLAZA-BOLAÑOS, P; FRENICH, A. G; VIDAL, J. L. M. Polycyclic aromatic hydrocarbons in food and beverages. Analytical methods and trends. **Journal of Chromatography A**, v. 1217, n. 41, p. 6303-6326, 2010.
- 2 ) WENZL, Thomas et al. Analytical methods for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in food and the environment needed for new food legislation in the European Union. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, v. 25, n. 7, p. 716-725, 2006.
- 3 ) SIMON, R. et al. Results of a European inter-laboratory comparison study on the determination of EU priority polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in edible vegetable oils. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 391, n. 4, p. 1397-1408, 2008.
- 4 ) SHEN, Huizhong et al. Global atmospheric emissions of polycyclic aromatic hydrocarbons from 1960 to 2008 and future predictions. **Environmental science & technology**, v. 47, n. 12, p. 6415-6424, 2013.
- 5 ) POTT, Percival. Chirurgical observations and the mortification of the toes and the feet. **Hawkes and Collins, London, 1775**. COOPER, C.S.; GROVER, P.L. (Ed.). **Chemical carcinogenesis and mutagenesis I**. Springer-Verlag, 1990.
- 6 ) YAMAGIWA, Katsusaburo; ICHIKAWA, Koichi. Experimental study of the pathogenesis of carcinoma. **The Journal of Cancer Research**, v. 3, n. 1, p. 1-29, 1918.
- 7 ) KENNAWAY, E. L.; HIEGER, I. Carcinogenic substances and their fluorescence spectra. **British medical journal**, v. 1, n. 3622, p. 1044, 1930.
- 8 ) COOK, James Wilfred; HEWETT, C. L.; HIEGER, I. 106. The isolation of a cancer-producing hydrocarbon from coal tar. Parts I, II, and III. **Journal of the Chemical Society (Resumed)**, p. 395-405, 1933.
- 9 ) POSTER, D. L. et al. Analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in environmental samples: a critical review of gas chromatographic (GC) methods. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 386, n. 4, p. 859-881, 2006.
- 10 ) Comprehensive Toxicology. Carcinogenic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Elsevier. 3ª Edição. v. 7, p. 90-91, 2018.
- 11 ) ROSTAMI, Ilia; JUHASZ, Albert L. Assessment of persistent organic pollutant (POP) bioavailability and bioaccessibility for human health exposure assessment: a critical review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 41, n. 7, p. 623-656, 2011.
- 12 ) IFEGWU, Okechukwu Clinton; ANYAKORA, Chimezie. Polycyclic hydrocarbons: part I. Exposure. In: **Advances in clinical chemistry**. Elsevier, 2015. p. 277-304.
- 13) Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Co-operative programme for monitoring and evaluation



of the long-range transmission of air pollutants in Europe. Persistent Organic Pollutants: Assessment of Transboundary Pollution on Regional and Global Scales. 1998.

14 ) Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 2017. Disponível em: <<https://www.atsdr.cdc.gov/spl/index.html#2017spl>>.

15 ) EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY (EFSA). Findings of the EFSA Data Collection on Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Food. **EFSA Journal**, v. 5, n. 9, p. 33r, 2007. Disponível em: <<http://www.efsa.europa.eu/en/scdocs/doc/33r.pdf>>.

16 ) SUN, Yaqing; WU, Shimin; GONG, Guangyi. Trends of Research on Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Food: A 20-year perspective from 1997 to 2017. **Trends in food science & technology**, 2018.

17 ) DOS SANTOS FOGAÇA, Fabíola Helena et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons bioaccessibility in seafood: Culinary practices effects on dietary exposure. **Environmental research**, v. 164, p. 165-172, 2018.

18 ) YU, Ying-Xin et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in animal-based foods from Shanghai: bioaccessibility and dietary exposure. **Food Additives & Contaminants: Part A**, v. 29, n. 9, p. 1465-1474, 2012.

19 ) TIAN, Kai et al. Residuals, bioaccessibility and health risk assessment of PAHs in winter wheat grains from areas influenced by coal combustion in China. **Science of The Total Environment**, v. 618, p. 777-784, 2018.

20 ) JAMES, Kyle et al. In vitro prediction of polycyclic aromatic hydrocarbon bioavailability of 14 different incidentally ingested soils in juvenile swine. **Science of The Total Environment**, v. 618, p. 682-689, 2018.

21 ) HARRIS, Kelly L. et al. Bioaccessibility of polycyclic aromatic hydrocarbons: relevance to toxicity and carcinogenesis. **Expert opinion on drug metabolism & toxicology**, v. 9, n. 11, p. 1465-1480, 2013.

22 ) SINGER, S. Jonathan; NICOLSON, Garth L. The fluid mosaic model of the structure of cell membranes. **Science**, v. 175, n. 4023, p. 720-731, 1972.

23 ) DOS SANTOS FOGAÇA, Fabíola Helena et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons bioaccessibility in seafood: culinary practices effects on dietary exposure. **Environmental research**, v. 164, p. 165-172, 2018.

24 ) United States Environmental Protection Agency (US-EPA). Disponível em: <<https://www.epa.gov/node/81777/view#hydrocarbons>>. Acesso em: 06/01/2020

25 ) Agents classified by **IARC Monographs**. Disponível em: <<https://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/ClassificationsAlphaOrder.pdf>>.

26 ) MACKAY, D; SHIU, W. Y; MA, K. C. Illustrated handbook of physical-chemical properties of environmental fate for organic chemicals. CRC press, 1997.

27 ) United States Environmental Protection Agency (US-EPA). Disponível em: <<https://www.epa.gov/node/81777/view#hydrocarbons>>. Acesso em: 06/01/2020

- 28 ) HAMIDI, Elliyana Nadia et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their bioaccessibility in meat: a tool for assessing human cancer risk. **Asian Pac J Cancer Prev**, v. 17, n. 1, p. 15-23, 2015.
- 29 ) STAVRIC, B.; KLASSEN, R. Dietary effects on the uptake of benzo [a] pyrene. **Food and chemical toxicology**, v. 32, n. 8, p. 727-734, 1994.
- 30 ) WANG, Hong-Sheng et al. Oral bioaccessibility of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) through fish consumption, based on an in vitro digestion model. *Journal of agricultural and food chemistry*, v. 58, n. 21, p. 11517-11524, 2010.
- 31 ) WILLIAMS, Richard Tecwyn et al. Detoxication mechanisms. The metabolism of drugs and allied organic compounds. **Detoxication mechanisms. The metabolism of drugs and allied organic compounds.**, 1947.
- 32 ) SHIMADA, Tsutomu; FUJII-KURIYAMA, Yoshiaki. Metabolic activation of polycyclic aromatic hydrocarbons to carcinogens by cytochromes P450 1A1 and 1B1. **Cancer science**, v. 95, n. 1, p. 1-6, 2004.
- 33 ) XUE, Weiling; WARSHAWSKY, David. Metabolic activation of polycyclic and heterocyclic aromatic hydrocarbons and DNA damage: a review. **Toxicology and applied pharmacology**, v. 206, n. 1, p. 73-93, 2005.
- 34 ) NEBERT, Daniel W. et al. Role of aryl hydrocarbon receptor-mediated induction of the CYP1 enzymes in environmental toxicity and cancer. **Journal of Biological Chemistry**, v. 279, n. 23, p. 23847-23850, 2004.
- 35 ) SHIBAMOTO, T; BJELDANES, L. F. Introduction to food toxicology. Academic press. p.68, 2009.
- 36 ) GUENGERICH, F. Peter. Cytochrome p450 and chemical toxicology. **Chemical research in toxicology**, v. 21, n. 1, p. 70-83, 2007.
- 37 ) DIPPLE, ANTHONY. Polycyclic aromatic hydrocarbon carcinogenesis: an introduction. **Polycyclic hydrocarbons and carcinogenesis**, v. 283, p. 1-17, 1985.
- 38 ) PENNING, T.M; MURRAY, J.R. Carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons. MCQUEEN, C. A. *Comprehensive toxicology*. Elsevier. p. 100. 2017.
- 39 ) SWAISLAND, Alan J.; GROVER, Philip L.; SIMS, Peter. Some properties of "K-region" epoxides of polycyclic aromatic hydrocarbons. **Biochemical pharmacology**, v. 22, n. 13, p. 1547-1556, 1973.
- 40 ) FU, PETER P.; HARVEY, Ronald G.; BELAND, Frederick A. Molecular orbital theoretical prediction of the isomeric products formed from reactions of arene oxides and related metabolites of polycyclic aromatic hydrocarbons. **Tetrahedron**, v. 34, n. 7, p. 857-866, 1978.
- 41 ) PENNING, T.M; MURRAY, J.R. Carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons. MCQUEEN, C. *Comprehensive toxicology*. Elsevier. p.102, 2017.
- 42 ) PENNING, T.M; MURRAY, J.R. Carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons. MCQUEEN, C. *Comprehensive toxicology*. Elsevier. p. 103, 2017.

- 43 ) PENNING, T.M; MURRAY, J.R. Carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons. MCQUEEN, C. *Comprehensive toxicology*. Elsevier. p.102, 2017.
- 44 ) PENNING, T.M; MURRAY, J.R. Carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons. MCQUEEN, C. *Comprehensive toxicology*. Elsevier. p.105, 2017.
- 45 ) SINGH, Lochan; VARSHNEY, Jay G.; AGARWAL, Tripti. Polycyclic aromatic hydrocarbons' formation and occurrence in processed food. **Food Chemistry**, v. 199, p. 768-781, 2016.
- 46 ) BANSAL, Vasudha; KIM, Ki-Hyun. Review of PAH contamination in food products and their health hazards. **Environment international**, v. 84, p. 26-38, 2015.
- 47 ) ALOMIRAH, Husam et al. Concentrations and dietary exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from grilled and smoked foods. **Food control**, v. 22, n. 12, p. 2028-2035, 2011.
- 48 ) LINARES, Victoria et al. Environmental versus dietary exposure to POPs and metals: a probabilistic assessment of human health risks. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 12, n. 3, p. 681-688, 2010.
- 49 ) WANG, Jian et al. Contamination and health risk assessment of PAHs in soils and crops in industrial areas of the Yangtze River Delta region, China. **Chemosphere**, v. 168, p. 976-987, 2017.
- 50 ) LEE, Yu-Na et al. Chemical analysis techniques and investigation of polycyclic aromatic hydrocarbons in fruit, vegetables and meats and their products. **Food chemistry**, v. 277, p. 156-161, 2019.
- 51 ) PARIS, Alice et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in fruits and vegetables: Origin, analysis, and occurrence. **Environmental pollution**, v. 234, p. 96-106, 2018.
- 52 ) KHAN, Sardar et al. Concentrations and bioaccessibility of polycyclic aromatic hydrocarbons in wastewater-irrigated soil using in vitro gastrointestinal test. **Environmental Science and Pollution Research-International**, v. 15, n. 4, p. 344-353, 2008.
- 53 ) LIU, Weijian et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air, surface soil and wheat grain near a large steel-smelting manufacturer in northern China. **Journal of Environmental Sciences**, v. 57, p. 93-103, 2017.
- 54 ) LEE, Jaewook et al. Monitoring and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in processed foods and their raw materials. **Food control**, v. 92, p. 286-292, 2018.
- 55 ) PARAÍBA, Lourival Costa et al. Bioconcentration factor estimates of polycyclic aromatic hydrocarbons in grains of corn plants cultivated in soils treated with sewage sludge. **Science of the total environment**, v. 408, n. 16, p. 3270-3276, 2010.
- 56 ) BERTINETTI, Ismael Aldrighi et al. Accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in rice subjected to drying with different fuels plus temperature, industrial processes and cooking. **Journal of Food Composition and Analysis**, v. 66, p. 109-115, 2018.

- 57 ) DE LIMA, Rafael Friedrich et al. PAHs in corn grains submitted to drying with firewood. **Food chemistry**, v. 215, p. 165-170, 2017.
- 58 ) TFOUNI, Silvia AV et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in coffee brew: Influence of roasting and brewing procedures in two Coffea cultivars. **LWT-Food Science and Technology**, v. 50, n. 2, p. 526-530, 2013.
- 59 ) ADISA, Afolabi et al. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in dry tea. **Journal of Environmental Science and Health, Part B**, v. 50, n. 8, p. 552-559, 2015.
- 60 ) WANG, De-Qing et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons and organochlorine pesticides in fish from Taihu Lake: Their levels, sources, and biomagnification. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 82, p. 63-70, 2012.
- 61 ) MARTORELL, Isabel et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in foods and estimated PAH intake by the population of Catalonia, Spain: temporal trend. **Environment international**, v. 36, n. 5, p. 424-432, 2010.
- 62 ) KANG, Bomi; LEE, Byung-Mu; SHIN, Han-Seung. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) content and risk assessment from edible oils in Korea. **Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A**, v. 77, n. 22-24, p.359-1371, 2014.
- 63 ) MOREDA, W.; PEREZ-CAMINO, M. C.; CERT, A. Gas and liquid chromatography of hydrocarbons in edible vegetable oils. **Journal of Chromatography A**, v. 936, n. 1-2, p. 159- 171, 2001.
- 64 ) ROJO CAMARGO, M. C. et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in Brazilian commercial soybean oils and dietary exposure. **Food Additives and Contaminants: Part B**, v. 4, n. 2, p. 152-159, 2011.
- 65 ) United States Environmental Protection Agency (US-EPA), Appendix A to 40 CFR Part 423, Disponible em: <<http://www.epa.gov/waterscience/methods/pollutants.html>>.
- 66 ) EUROPEAN COMMISSION et al. Commission Regulation (EC) No 1881/2006 of 19 December 2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. **Official Journal of the European Union**, v. 364, p. 5-24, 2006.
- 67 ) EUROPEAN COMMISSION. Commission Regulation (EC) No 333/2007 of 28 March 2007 laying down the methods of sampling and analysis for the official control of the levels of lead, cadmium, mercury, inorganic tin, 3-MCPD and benzo (a) pyrene in foodstuffs. **Official Journal of the European Union**, L, v. 88, p. 29, 2007.
- 68 ) DE SEGURIDAD ALIMENTARIA, Autoridad Europea. 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 EFSA Journal**, v. 724, p. 1-114, 2008.
- 69 ) EUROPEAN COMMISSION. Commission Regulation (EU) No 835/2011 of 19 August 2011 amending Regulation (EC) No 1881/2006 as regards maximum levels for polycyclic aromatic hydrocarbons in foodstuffs. **Official Journal of the European**

**Union**, v. 20, n. 8, p. L215/6- L215/8, 2011.

70 ) BRASIL. Ministério da Saúde, Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), Resolução de diretoria colegiada - RDC nº. 274, de 22 de setembro de 2005.

71 ) BRASIL. Ministério da Saúde, Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), Resolução de diretoria colegiada - RDC nº 2, de 15 de janeiro de 2007.

72 ) BRASIL. Ministério da Saúde, Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), Resolução de diretoria colegiada - RDC nº. 281, de 06 de outubro de 2003.

73 ) BRASIL. Ministério da Saúde, Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), Resolução de diretoria colegiada - RDC nº. 52, de 26 de novembro de 2010.

74 ) BRASIL. Ministério da Saúde, Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), Lei nº 9.782, de 26 de janeiro de 1999.

75 ) Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Disponível em: <http://portal.anvisa.gov.br/foruns-internacionais?inheritRedirect=true> Acesso: 21/10/2019

76 ) SLORACH, S. A. Risk Analysis: Risk Management: Application to Chemical Hazards. **Encyclopedia of Food Safety**, v. 1, p.98-105, 2014.

77 ) FAO/WHO. Food safety risk analysis: A guide for national food safety authorities. p.40, 2006.

78 ) SCHER, SCCP. Risk assessment methodologies and approaches for mutagenic and carcinogenic substances. 2008.

79 ) YOE, C. **Principles (Primer) of risk analysis: decision making under uncertainty**. CRC press, p. 134 - 136, 2012.

80 ) EFSA SCIENTIFIC COMMITTEE. Scientific opinion on risk assessment terminology. **EFSA Journal**, v. 10, n. 5, p. 2664, 2012.

81 ) RHOMBERG, L.R; LEWANDOWSKI, T.A; PIZZURRO, D.M. e GOODMAN, J.E. Risk Assessment. Em: MCQUEEN, Charlene. **Comprehensive toxicology**. Elsevier, 2017. p.476.

82 ) EFSA SCIENTIFIC COMMITTEE. Statement on the applicability of the Margin of Exposure approach for the safety assessment of impurities which are both genotoxic and carcinogenic in substances added to food/feed. **EFSA Journal**, v. 10, n. 3, p. 2578, 2012.

83 ) United States Environmental Protection Agency (US-EPA). **Risk-assessment guidance for superfund. Volume 1. Human health evaluation manual. Part A. Interim report**. Washington, DC (USA). Office of Solid Waste and Emergency Response, 1989.

84 ) NISBET, Ian CT; LAGOY, Peter K. Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). **Regulatory toxicology and pharmacology**, v. 16, n. 3, p. 290-300, 1992.

- 85 ) YOUSEFI, Mojtaba et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) content of edible vegetable oils in Iran: a risk assessment study. **Food and chemical toxicology**, v. 118, p. 480-489, 2018.
- 86 ) FARHADIAN, A. et al. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in grilled meat. **Food Control**, v. 21, n. 5, p. 606-610, 2010.
- 87 ) AKPAMBANG, V. O. E. et al. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in commonly consumed Nigerian smoked/grilled fish and meat. **Food Additives and Contaminants**, v. 26, n. 7, p. 1096-1103, 2009.
- 88 ) PERELLÓ, G. et al. Concentrations of polybrominated diphenyl ethers, hexachlorobenzene and polycyclic aromatic hydrocarbons in various foodstuffs before and after cooking. **Food and Chemical Toxicology**, v. 47, n. 4, p. 709-715, 2009.
- 89 ) SHIBAMOTO, Takayuki; BJELDANES, Leonard F. **Introduction to food toxicology**. Academic press, 2009.
- 90 ) LLOBET, Juan M. et al. Exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons through consumption of edible marine species in Catalonia, Spain. **Journal of food protection**, v. 69, n. 10, p. 2493-2499, 2006.
- 91 ) POUZOU, Jane G.; COSTARD, Solenne; ZAGMUTT, Francisco J. Probabilistic estimates of heterocyclic amines and polycyclic aromatic hydrocarbons concentrations in meats and breads applicable to exposure assessments. **Food and Chemical Toxicology**, v. 114, p. 346-360, 2018.
- 92 ) LIMA, D. M. Tabela brasileira de composição de alimentos-TACO. NEPA-UNICAMP, 2006.
- 93 ) CHENG, Jiali et al. Concentrations and distributions of polycyclic aromatic hydrocarbon in vegetables and animal-based foods before and after grilling: Implication for human exposure. **Science of The Total Environment**, v. 690, p. 965-972, 2019.
- 94 ) SHIBAMOTO, T; BJELDANES, L. F. **Introduction to food toxicology**. Academic press, p.257, 2009.
- 95 ) CHEN, Jein-Wen et al. Carcinogenic potencies of polycyclic aromatic hydrocarbons for back-door neighbors of restaurants with cooking emissions. **Science of the total environment**, v. 417, p. 68-75, 2012.
- 96 ) KNIZE, M. G. et al. Food heating and the formation of heterocyclic aromatic amine and polycyclic aromatic hydrocarbon mutagens/carcinogens. **Impact of Processing on Food Safety**. Springer, Boston, MA, 1999. p. 179-193.
- 97 ) WU, J. et al. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in rougan, a traditional Chinese barbecued food, by capillary gas chromatography. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 44, n. 1-3, p. 577-585, 1997.
- 98 ) LEE, Joon-Goo et al. Effects of grilling procedures on levels of polycyclic aromatic hydrocarbons in grilled meats. **Food Chemistry**, v. 199, p. 632-638, 2016.
- 99 ) WONGMANEEPRA TIP, Wanwisa; VANGNAI, Kanithaporn. Effects of oil types

and pH on carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in grilled chicken. **Food control**, v. 79, p. 119-125, 2017.

100 ) WANG, Chong et al. The influence of natural antioxidants on polycyclic aromatic hydrocarbon formation in charcoal-grilled chicken wings. **Food control**, v. 98, p. 34-41, 2019.

101 ) WANG, Chong et al. Phenolic compounds in beer inhibit formation of polycyclic aromatic hydrocarbons from charcoal-grilled chicken wings. **Food chemistry**, v. 294, p. 578-586, 2019.

102 ) WANG, Chong et al. Effect of Tea Marinades on the formation of polycyclic aromatic hydrocarbons in charcoal-grilled chicken wings. **Food control**, v. 93, p. 325-333, 2018.

103 ) OZ, Fatih; YUZER, M. Onur. The effects of cooking on wire and stone barbecue at different cooking levels on the formation of heterocyclic aromatic amines and polycyclic aromatic hydrocarbons in beef steak. **Food chemistry**, v. 203, p. 59-66, 2016.

104 ) ROSE, M. et al. 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**, v. 78, p. 1-9, 2015.

105 ) AASLYNG, Margit D. et al. Content of heterocyclic amines and polycyclic aromatic hydrocarbons in pork, beef and chicken barbecued at home by Danish consumers. **Meat science**, v. 93, n. 1, p. 85-91, 2013.

106 ) CHUNG, SY et al. Effects of grilling and roasting on the levels of polycyclic aromatic hydrocarbons in beef and pork. **Food Chemistry**, v. 129, n. 4, p. 1420-1426, 2011.

107 ) FARHADIAN, A. et al. Effects of marinating on the formation of polycyclic aromatic hydrocarbons (benzo [a] pyrene, benzo [b] fluoranthene and fluoranthene) in grilled beef meat. **Food Control**, v. 28, n. 2, p. 420-425, 2012.

108 ) DARWISH, Wageh Sobhy et al. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbon content in heat-treated meat retailed in Egypt: Health risk assessment, benzo [a] pyrene induced mutagenicity and oxidative stress in human colon (CaCo-2) cells and protection using rosmarinic and ascorbic acids. **Food chemistry**, v. 290, p. 114-124, 2019.

109 ) VIEGAS, O. et al. Effect of charcoal types and grilling conditions on formation of heterocyclic aromatic amines (HAs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in grilled muscle foods. **Food and Chemical Toxicology**, v. 50, n. 6, p. 2128-2134, 2012.

110 ) KIM, Min-Ji; HWANG, Ju-Hui; SHIN, Han-Seung. Evaluation of polycyclic aromatic hydrocarbon contents and risk assessment for fish and meat products in Korea. **Food Science and Biotechnology**, v. 23, n. 3, p. 991-998, 2014.

111 ) LU, Fei; KUHNLE, Gunter K.; CHENG, Qiaofen. The effect of common spices and meat type on the formation of heterocyclic amines and polycyclic aromatic hydrocarbons in deep-fried meatballs. **Food control**, v. 92, p. 399-411, 2018.

112 ) MASUDA, Misato et al. Simultaneous determination of polycyclic aromatic hydrocarbons and their chlorinated derivatives in grilled foods. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 178, p. 188-194, 2019.

113 ) LEE, Yu-Na; SHIN, Han-Seung. Analytical Method for the Determination of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from Various Ready-to-Eat Food Products in Korea. *Polycyclic Aromatic Compounds*, p. 1-10, 2019.

114 ) LEDESMA, E.; RENDUELES, M.; DÍAZ, M. Contamination of meat products during smoking by polycyclic aromatic hydrocarbons: Processes and prevention. **Food Control**, v. 60, p. 64-87, 2016.

115 ) CAC/RCP 68/2009. Codex alimentarius commission (CAC). Code of practice for the reduction of contamination of food with polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) from smoking and direct drying processes. Retrieved July 8, 2015 from: [http://www.codexalimentarius.org/download/standards/11257/CXP\\_068e.pdf](http://www.codexalimentarius.org/download/standards/11257/CXP_068e.pdf)

116 ) HITZEL, Alexander et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and phenolic substances in meat products smoked with different types of wood and smoking spices. **Food chemistry**, v. 139, n. 1-4, p. 955-962, 2013.

117 ) MALARUT, Jak-anan; VANGNAI, Kanithaporn. Influence of wood types on quality and carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) of smoked sausages. **Food control**, v. 85, p. 98-106, 2018.

118 ) PÖHLMANN, Margarete et al. Influence of different smoke generation methods on the contents of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and phenolic substances in Frankfurter-type sausages. **Food control**, v. 34, n. 2, p. 347-355, 2013.

119 ) PÖHLMANN, Margarete et al. Contents of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and phenolic substances in Frankfurter-type sausages depending on smoking conditions using glow smoke. **Meat science**, v. 90, n. 1, p. 176-184, 2012.

120 ) PÖHLMANN, Margarete et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and phenolic substances in smoked Frankfurter-type sausages depending on type of casing and fat content. **Food control**, v. 31, n. 1, p. 136-144, 2013.

121 ) ZACHARA, Alicja; GAŁKOWSKA, Dorota; JUSZCZAK, Lesław. Contamination of smoked meat and fish products from Polish market with polycyclic aromatic hydrocarbons. **Food control**, v. 80, p. 45-51, 2017.

122 ) WRETLING, 17 S. et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Swedish smoked meat and fish. **Journal of food composition and analysis**, v. 23, n. 3, p. 264-272, 2010.

123 ) ROSEIRO, L. C. et al. Comparative survey of PAHs incidence in Portuguese traditional meat and blood sausages. **Food and Chemical Toxicology**, v. 50, n. 6, p. 1891-1896, 2012.

124) GALINARO, C. A. et al. Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) em cachaça, rum, uísque e álcool combustível. **Química Nova**, v. 32, n. 6, p. 1447-1451, 2009.



- 125) GARCIA LONDOÑO, V. A. et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in milk powders marketed in Argentina and Brazil. **Food Additives & Contaminants: Part A**, v. 30, n. 9, p. 1573-1580, 2013.
- 126) CAMARGO, M. C. R.; TOLEDO, Maria Cecília Figueiredo. Chá-mate e café como fontes de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) na dieta da população de Campinas. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, v. 22, n. 1, p. 49-53, 2002.
- 127) TFOUNI, S. A. V.; TOLEDO, M. C. F. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in cane sugar. **Food control**, v. 18, n. 8, p. 948-952, 2007.
- 128) TFOUNI, S. A. V et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sugarcane juice. **Food Chemistry**, v. 116, n. 1, p. 391-394, 2009.
- 129) PISSINATTI, R. et al. Simultaneous analysis of 10 polycyclic aromatic hydrocarbons in roasted coffee by isotope dilution gas chromatography-mass spectrometry: Optimization, in-house method validation and application to an exploratory study. **Food Control**, v. 51, p. 140-148, 2015.
- 130) CAMARGO, M. C. R.; TOLEDO, M. C. F. Avaliação da contaminação de diferentes grupos de alimentos por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos. **Brazilian Journal of Food Technology**, v. 5, n. 76, p. 19-26, 2002.
- 131) LODOVICI, M. et al. Polycyclic aromatic hydrocarbon contamination in the Italian diet. **Food Additives & Contaminants**, v. 12, n. 5, p. 703-713, 1995.
- 132) DE VOS, R. H. et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in Dutch total diet samples (1984–1986). **Food and Chemical Toxicology**, v. 28, n. 4, p. 263-268, 1990.
- 133 ) TFOUNI, S. A. V; VITORINO, S. H. P; TOLEDO, M. C de F. Efeito do processamento na contaminação de cana-de-açúcar e derivados por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, v. 27, n. 1, p. 76-82, 2007.
- 134 ) GALINARO, Carlos Alexandre; FRANCO, Douglas Wagner. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHS) in cachaça, rum, whiskey and alcohol fuel. **Química Nova**, v. 32, n. 6, p. 1447-1451, 2009.
- 135) CAMARGO, M. C. R.; ANTONIOLLI, P. R; VICENTE, E. Evaluation of polycyclic aromatic hydrocarbons content in different stages of soybean oils processing. **Food Chemistry**, v. 135, n. 3, p. 937-942, 2012.
- 136) PADOVANI, G.R. et al. Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos em óleos compostos comercializados no Brasil. In: 6º Congresso Interinstitucional de Iniciação Científica – CIIC, Resumo Nº 12220, 2012, Jaguariúna (SP).
- 137 ) CAMARGO, Mônica Cristiane Rojo et al. Determinação de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) em guaraná em pó (*Paullinia cupana*). **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, v. 26, n. 1, p. 230-234, 2006.
- 138) AZEREDO, A; TOLEDO, M. C. F.; CAMARGO, M. C. R. Determinação de benzo (a) pireno em pescados. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, v. 26, n. 1, p. 89-93, 2006.

- 139) BAUMARD, P. et al. Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) burden of mussels (*Mytilus* sp.) in different marine environments in relation with sediment PAH contamination, and bioavailability. **Marine Environmental Research**, v. 47, n. 5, p. 415-439, 1999.
- 140) ESCARRONE, A. L. V. et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in rice grain dried by different processes: Evaluation of a quick, easy, cheap, effective, rugged and safe extraction method. **Food chemistry**, v. 146, p. 597-602, 2014.
- 141) BADOLATO, Elza SG et al. Sistematic study of benzo [a] pyrene in coffee samples. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 17, n. 5, p. 989-993, 2006.
- 142) SILVA, Flavio Soares et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in raw cane sugar (rapadura) in Brazil. **Journal of Food Composition and Analysis**, v. 24, n. 3, p. 346-350, 2011.
- 143) GALINARO, Carlos A.; CARDOSO, Daniel R.; FRANCO, Douglas W. Profiles of polycyclic aromatic hydrocarbons in Brazilian sugar cane spirits: discrimination between cachaças produced from nonburned and burned sugar cane crops. **Journal of agricultural and food chemistry**, v. 55, n. 8, p. 3141-3147, 2007.
- 144) TFOUNI, Silvia AV et al. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in cachaça by HPLC with fluorescence detection. **Food Chemistry**, v. 101, n. 1, p. 334-338, 2007.
- 145) CARUSO, Miriam SF; ALABURDA, Janete. Optimization of the benzo (A) pyrene determination procedure in cachaça. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 20, n. 3, p. 502-508, 2009.
- 146) MACHADO, Ana Maria de R. et al. Contamination of cachaça by PAHs from storage containers. **Food chemistry**, v. 146, p. 65-70, 2014.
- 147) MENEZES, Helvécio C. et al. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in artisanal cachaça by DI-CF-SPME–GC/MS. **Microchemical Journal**, v. 118, p. 272-277, 2015.
- 148) CAMARGO, Mônica C. Rojo; TOLEDO, Maria Cecília F. Polycyclic aromatic hydrocarbons in Brazilian vegetables and fruits. **Food control**, v. 14, n. 1, p. 49-53, 2003.
- 149) TFOUNI, Silvia AV et al. Incidence of polycyclic aromatic hydrocarbons in vegetable oil blends. **Food Control**, v. 46, p. 539-543, 2014.
- 150) DA SILVA, Simone Alves; SAMPAIO, Geni Rodrigues; DA SILVA TORRES, Elizabeth Aparecida Ferraz. Optimization and validation of a method using UHPLC-fluorescence for the analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in cold-pressed vegetable oils. **Food chemistry**, v. 221, p. 809-814, 2017.
- 151) DA SILVA, Simone Alves et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons content and fatty acids profile in coconut, safflower, evening primrose and linseed oils. **Food chemistry**, v. 245, p. 798-805, 2018.
- 152) CAMARGO, M. C. R. Caffeine daily intake from dietary sources in Brazil. **Food**

**Additives & Contaminants**, v. 16, n. 2, p. 79-87, 1999.

153 ) Climate Watch. Disponível em: <<https://www.climatewatchdata.org/ghg-emissions>>. Acesso em: 01/09/19.

154 ) YU, Zi-Ling et al. Spatial-temporal trend and health implications of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in resident oysters, South China Sea: A case study of Eastern Guangdong coast. **Marine pollution bulletin**, v. 110, n. 1, p. 203-211, 2016.

155 ) WU, Wen-Jing et al. Levels, Distribution, and health risks of polycyclic aromatic hydrocarbons in four freshwater edible fish species from the Beijing market. **The Scientific World Journal**, v. 2012, 2012.

156 ) KE, Chang-Liang et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in wild marine organisms from South China Sea: Occurrence, sources, and human health implications. **Marine pollution bulletin**, v. 117, n. 1-2, p. 507-511, 2017.

157 ) LI, Ge et al. Concentration, dietary exposure and health risk estimation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in youtiao, a Chinese traditional fried food. **Food Control**, v. 59, p. 328-336, 2016.

158 ) LI, Helian; MA, Yibing. Field study on the uptake, accumulation, translocation and risk assessment of PAHs in a soil-wheat system with amendments of sewage sludge. **Science of the Total Environment**, v. 560, p. 55-61, 2016.

159 ) LI, Jiafu et al. Quantitatively assessing the health risk of exposure to PAHs from intake of smoked meats. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 124, p. 91-95, 2016.

160 ) WANG, Jian et al. Application of biochar to soils may result in plant contamination and human cancer risk due to exposure of polycyclic aromatic hydrocarbons. **Environment international**, v. 121, p. 169-177, 2018.

161 ) NIE, Jing et al. Health risk assessment of dietary exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons in Taiyuan, China. **Journal of Environmental Sciences**, v. 26, n. 2, p. 432-439, 2014.

162 ) DUAN, Xiaoli et al. Dietary intake polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and associated cancer risk in a cohort of Chinese urban adults: Inter-and intra-individual variability. *Chemosphere*, v. 144, p. 2469-2475, 2016.

163 ) YU, Yanxin et al. Risk of human exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons: a case study in Beijing, China. **Environmental pollution**, v. 205, p. 70-77, 2015.

164 ) FALCO, Gemma et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in foods: human exposure through the diet in Catalonia, Spain. **Journal of Food Protection**, v. 66, n. 12, p. 2325-2331, 2003.

165 ) MARTÍ-CID, Roser et al. Evolution of the dietary exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons in Catalonia, Spain. **Food and Chemical Toxicology**, v. 46, n. 9, p. 3163-3171, 2008.

166 ) MARTORELL, Isabel et al. Human exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) using data from a duplicate diet study in Catalonia, Spain. **Food and chemical**

**toxicology**, v. 50, n. 11, p. 4103-4108, 2012.

167 ) ROZENTĀLE, Irina et al. Assessment of dietary exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons from smoked meat products produced in Latvia. **Food Control**, v. 54, p. 16-22, 2015.

168 ) NATIONAL CENTER FOR HEALTH STATISTICS et al. National health and nutrition examination survey. Centers for Disease Control and Prevention Web site. 2007.

169 ) ABRAMSSON-ZETTERBERG, Lilianne; DARNERUD, Per Ola; WRETTLING, Sören. Low intake of polycyclic aromatic hydrocarbons in Sweden: Results based on market basket data and a barbecue study. **Food and Chemical Toxicology**, v. 74, p. 107-111, 2014.

170 ) Associação Brasileira da Indústria de Chocolates, Amendoim e Balas. Disponível em: <<http://www.abicab.org.br/paginas/chocolate/consumo/>>.

171 ) BASKET, NFA Market. chemical analysis, exposure estimation and health-related assessment of nutrients and toxic compounds in Swedish food baskets. **Uppsala: Swedish National Food Agency**, 2012.

172 ) VEYRAND, Bruno et al. Human dietary exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons: results of the second French Total Diet Study. **Environment international**, v. 54, p. 11-17, 2013.

173 ) DUBUISSON, Carine et al. Trends in food and nutritional intakes of French adults from 1999 to 2007: results from the INCA surveys. **British journal of nutrition**, v. 103, n. 7, p. 1035-1048, 2010.

174 ) Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 2015. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?codmun=354340>>.

175 ) VIEGAS, O. et al. A comparison of the extraction procedures and quantification methods for the chromatographic determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in charcoal grilled meat and fish. **Talanta**, v. 88, p. 677-683, 2012.

176 ) EUROPEAN COMMISSION. Commission Regulation (EU) No 836/2011 of 19 August 2011 amending Regulation (EC) No 333/2007 laying down the methods of sampling and analysis for the official control of the levels of lead, cadmium, mercury, inorganic tin, 3-MCPD and benzo (a) pyrene in foodstuffs. **Official Journal of the European Union**, v. 215, p. 9-16, 2011.

177 ) SALVO, V. L. M. A.; GIMENO, S. G. A. Reproducibility and validity of a food frequency questionnaire. **Revista de Saúde Pública**, v. 36, n. 4, p. 505-512, 2002.

178 ) SICHIERI, R.; EVERHART, J. E. Validity of a Brazilian food frequency questionnaire against dietary recalls and estimated energy intake. **Nutrition Research**, v. 18, n. 10, p. 1649-1659, 1998.

179 ) RIBEIRO, A. C. et al. Validação de um questionário de frequência de consumo alimentar para população adulta. *Revista de Nutrição*, v. 19, n. 5, p. 553-562, 2006.

180 ) MONEGRO, E. et al. Alimentos Brasileiros E Suas Porções: um guia para avaliação do consumo alimentar. 1a Edição. Editora: Rubio, 2013.

181 ) MONTEIRO, J. P. Consumo Alimentar: visualizando porções. 1a Edição, Editora: Guanabara Koogan; 2007

182 ) EFSA. 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 EFSA J. 2008, 724, 1–114.

183 ) Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em <https://www.ibge.gov.br/>

184 ) Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/ribeirao-preto/panorama>>. Acesso em: 15/12/2019.

185 ) Beef Report. Perfil da Pecuária no Brasil. ABIEC - Associação Brasileira das Indústrias Exportadoras de Carne. 2019.

186 ) Organisation for Economic Cooperation and Development, 2018. Disponível em: <[https://www.oecd-ilibrary.org/agriculture-and-food/meat-consumption/indicator/english\\_fa290fd0-en](https://www.oecd-ilibrary.org/agriculture-and-food/meat-consumption/indicator/english_fa290fd0-en)>. Acesso em: 16/12/2019.

187 ) Recommendation and public health and policy implications. Analysing research on cancer prevention and survival. World Cancer Research Fund. 2018.

188 ) Agents classified by IARC Monographs. Disponível em: <<https://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/ClassificationsAlphaOrder.pdf>>.

189 ) POUZOU, Jane G.; COSTARD, Solenne; ZAGMUTT, Francisco J. Probabilistic assessment of dietary exposure to heterocyclic amines and polycyclic aromatic hydrocarbons from consumption of meats and breads in the United States. **Food and Chemical Toxicology**, v. 114, p. 361-374, 2018.

190 ) YEBRA-PIMENTEL, Iria et al. A critical review about the health risk assessment of PAHs and their metabolites in foods. **Critical reviews in food science and nutrition**, v. 55, n. 10, p. 1383-1405, 2015.

191 ) REINIK, Mari et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in meat products and estimated PAH intake by children and the general population in Estonia. **Food additives and contaminants**, v. 24, n. 4, p. 429-437, 2007.

192 ) ABRAMSSON-ZETTERBERG, Lilianne; DARNERUD, Per Ola; WRETLING, Sören. Low intake of polycyclic aromatic hydrocarbons in Sweden: Results based on market basket data and a barbecue study. **Food and chemical toxicology**, v. 74, p. 107-111, 2014.

193 ) REINIK, Mari et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in meat products

and estimated PAH intake by children and the general population in Estonia. **Food additives and contaminants**, v. 24, n. 4, p. 429-437, 2007.

197) LIMA, F. E. L. de; FISBERG, Regina Mara; SLATER, Bethzabeth. Desenvolvimento de um Questionário Quantitativo de Freqüência Alimentar (QQFA) para um estudo caso-controle de dieta e câncer de mama em João Pessoa-PB. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, v. 6, n. 4, p. 373-379, 2003.

198) LOPES, A. C. S. et al. Ingestão alimentar em estudos epidemiológicos. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, v. 6, p. 209-219, 2003.

199) Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Projeções do agronegócio. Brasil 2018/19 a 2028/29. Projeções de longo prazo. p 63. 8ª edição. 2019.

## ANEXO A



**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO**  
**Faculdade de Ciências Farmacêuticas de Ribeirão Preto**  
*Comitê de Ética em Pesquisa*

Of. CEP/FCFRP nº. 018/2018  
kms

Ribeirão Preto, 29 de outubro de 2018.

À  
**Profa. Dra. Alessandra Vincenzi Jager**  
Departamento de Física e Química  
FCFRP/USP

Prezada Pesquisadora,

Informamos que o projeto de pesquisa intitulado “**AVALIAÇÃO DA EXPOSIÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DO RISCO ASSOCIADO AO CONSUMO DE HIDROCARBONETOS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS PRESENTES EM ALIMENTOS**

**CÁRNEOS**”, apresentado por Vossa Senhoria a este Comitê, Protocolo CEP/FCFRP nº. 452 - CAAE nº 76513317.0.0000.5403, foi aprovado pelo Comitê de Ética em Pesquisa da FCFRP/USP em sua 176ª reunião ordinária, realizada em 26/03/2018, conforme Parecer Consubstanciado do CEP nº2.598.706.

Lembramos que, de acordo com a Resolução 466/2012, item IV.5, letra d, o TCLE deverá “ser elaborado em duas vias, rubricadas em todas as suas páginas e assinadas, ao seu término, pelo convidado a participar da pesquisa, ou por seu representante legal, assim como pelo pesquisador responsável, ou pela(s) pessoa(s) por ele delegada(s), devendo as páginas de assinaturas estar na mesma folha. Em ambas as vias deverão constar o endereço e contato telefônico ou outro, dos responsáveis pela pesquisa e do CEP local”.


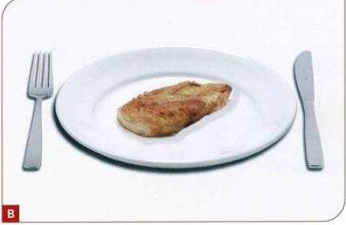
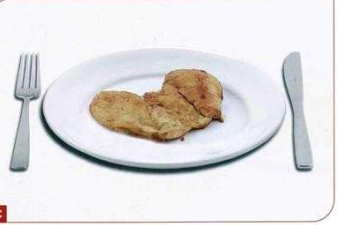
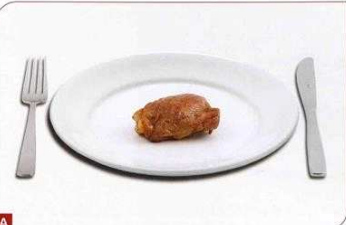
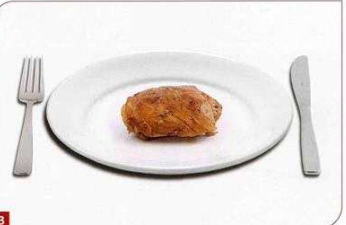
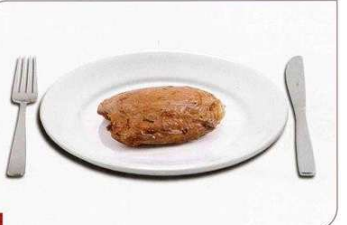

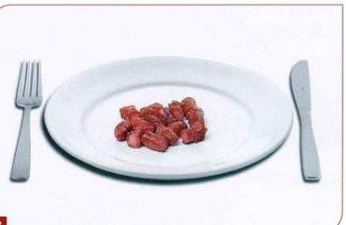
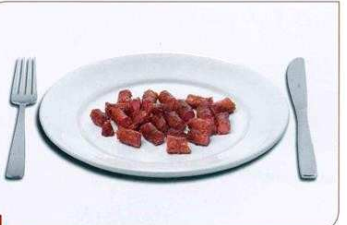
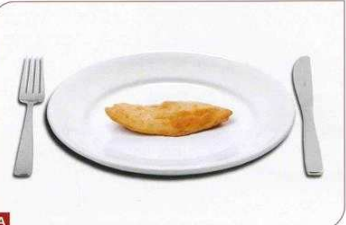
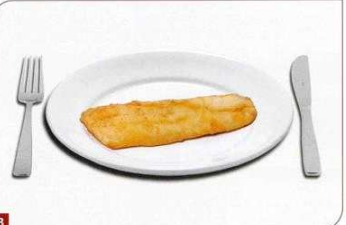
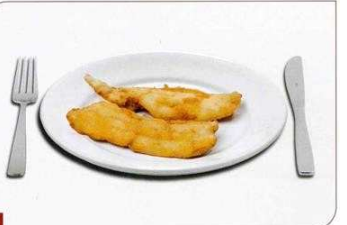
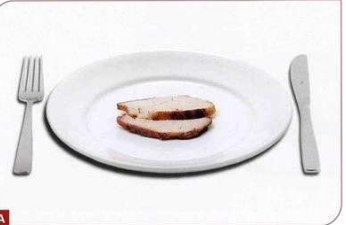
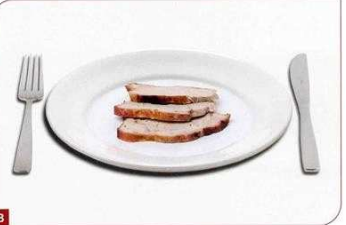
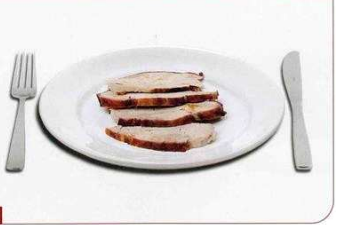
Informamos que deverá ser encaminhado ao CEP o relatório final da pesquisa em formulário próprio deste Comitê, bem como comunicada qualquer alteração, intercorrência ou interrupção do mesmo, tais como eventos adversos e eventuais modificações no protocolo ou nos membros da equipe, através da interposição de emenda na Plataforma Brasil.

Atenciosamente,

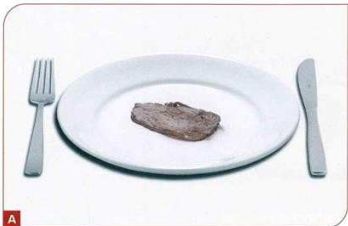
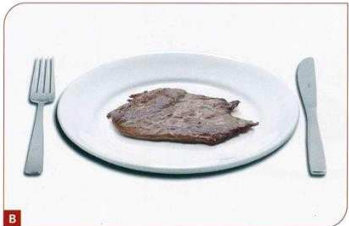
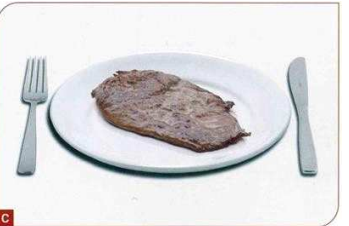

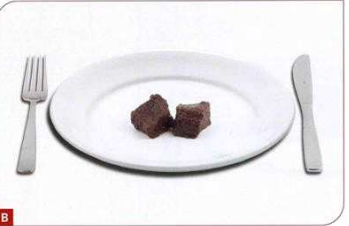
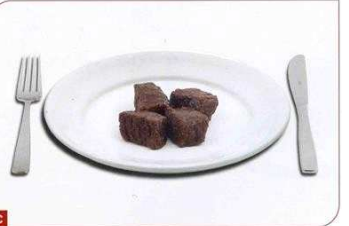
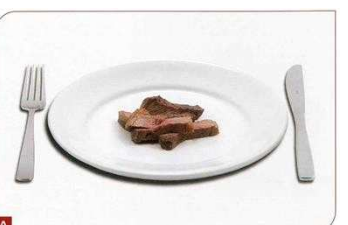
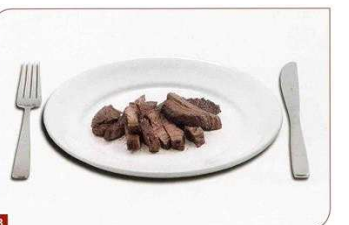
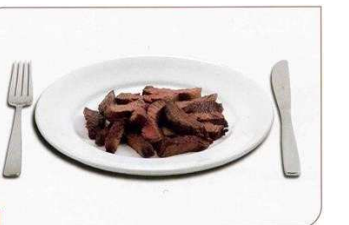
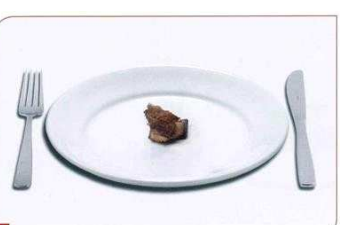
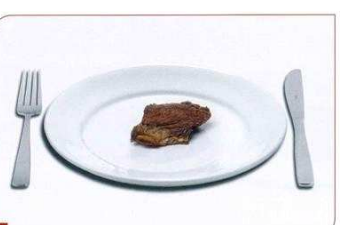

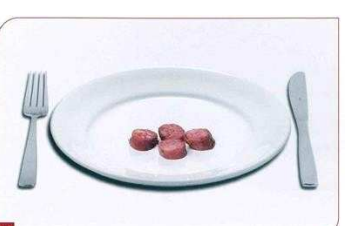
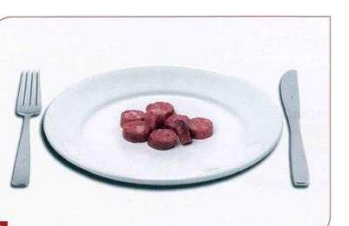
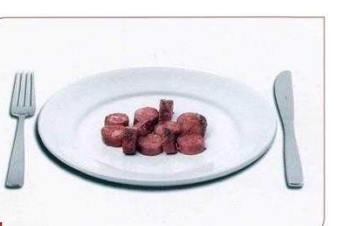
PROF.ª. DR.ª. CLENI MARA MARZOCCHI MACHADO  
Coordenadora do CEP/FCFRP

## APÊNDICE A

## PORÇÕES

Pequena	Média	Grande
		
<b>Filé de frango grelhado</b>		
		
<b>Sobrecoxa de frango</b>		
		
<b>Linguça de frango</b>		
		
<b>Filé de peixe</b>		
		
<b>Lombo suíno</b>		



Pequena	Média	Grande
		
<b>Bife bovino grelhado</b>		
		
<b>Carne de panela</b>		
		
<b>Churrasco</b>		
		
<b>Costela bovina</b>		
		
<b>Linguça toscana</b>		

**APÊNDICE B****TERMO DE CONSENTIMENTO LIVRE E ESCLARECIDO**

O Sr. (a) está sendo convidado (a) a participar como voluntário (a) da pesquisa “Avaliação da Exposição e Caracterização do Risco Associado ao Consumo de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos Presentes em Alimentos Cárneos”.

A sua participação ocorrerá unicamente respondendo um questionário sobre o seu hábito de consumo de carne bovina e frango.

Neste estudo pretendemos determinar a exposição da população aos compostos tóxicos que são formados quando as carnes são aquecidas em altas temperaturas ou preparadas na forma de churrasco.

Os benefícios indiretos da sua participação é nos ajudar a avaliar o nível de exposição da população quando consome alguns tipos de alimentos preparados com carne bovina e frango e qual o risco relacionado com este consumo.

Não há riscos previstos para a sua participação nesta pesquisa.

A sua participação é voluntária e caso decida não participar ou desista de continuar em qualquer momento, poderá fazê-lo.

Na publicação dos resultados desta pesquisa, sua identidade será mantida em sigilo, e as informações que permitam identificá-lo(a) serão omitidas.

Para participar deste estudo você não terá nenhum custo, nem receberá qualquer auxílio financeiro.

Quaisquer dúvidas relativas à pesquisa poderão ser esclarecidas pelo pesquisador principal:  
Profa. Dra. Alessandra Vincenzi Jager; e-mail: [alejager@usp.br](mailto:alejager@usp.br); fone (16) 3315-0482.

Este termo de consentimento está impresso em duas vias, sendo que uma via será arquivada pelo pesquisador responsável e a outra será fornecida a você.

Eu, \_\_\_\_\_, portador do RG \_\_\_\_\_ fui informado (a) dos objetivos deste estudo e esclareci minhas dúvidas. Sei que a qualquer momento poderei solicitar novas informações e modificar minha decisão de participar se assim o desejar. Declaro que concordo em participar desse estudo e recebi uma cópia deste termo de consentimento livre e esclarecido.

Ribeirão Preto, \_\_\_\_\_ de \_\_\_\_\_ de 201\_ .

\_\_\_\_\_  
Assinatura do participante

\_\_\_\_\_  
Profa. Dra. Alessandra V. Jager  
CPF.: 170.912.738-42  
Pesquisadora Principal

\_\_\_\_\_  
Izabela Guerra Pereira  
Pesquisadora Participante