

DOI: 10.7524/j.issn.0254-6108.2019103105

解春宵, 白春蕾, 潘丁, 等. 北京市售畜禽肉类食品中多氯联苯的污染特征及风险评价[J]. 环境化学, 2020, 39(11): 3030-3037.

XIE Chunxiao, BAI Chunlei, PAN Ding, et al. Pollution characteristics and risk assessment of polychlorinated biphenyls in livestock and poultry food from Beijing markets[J]. Environmental Chemistry, 2020, 39(11): 3030-3037.

北京市售畜禽肉类食品中多氯联苯的 污染特征及风险评价*

解春宵^{1,2} 白春蕾^{1,2} 潘丁^{1,2} 李科^{1,2**}

(1. 北京工商大学生态环境学院, 北京, 100048; 2. 国家环境保护食品链污染防治重点实验室, 北京, 100048)

摘要 于北京市几个大型超市/市场采集5类市售畜禽肉类样品共30份,以气相色谱-质谱联用仪测定样品中28种多氯联苯(PCBs)的含量,对PCBs的组成分布特征进行分析并评价其健康风险。结果表明,北京市售畜禽肉类样品中28种PCBs总含量为2.24—25.83 ng·g⁻¹脂重,瘦猪肉中含量最低,瘦鸡肉中含量最高。12种类二噁英类PCBs含量为0.56—13.74 ng·g⁻¹脂重,毒性当量为1.94—21.33 pg TEQ·g⁻¹;7种指示性PCBs含量为0.27—9.68 ng·g⁻¹脂重。肥/瘦肉类样品中的PCBs主要集中在三氯到五氯联苯,含量比例在47.7%(瘦猪肉)—84.6%(瘦鸭肉)之间。在所有PCBs单体中,PCB118的贡献率最高。城镇/农村居民对畜禽肉类食品中DI-PCBs的日摄入量为0.003—1.09 pg TEQ·kg⁻¹·d⁻¹,暴露风险较小。5种畜禽肉类食品中PCBs的致癌风险值均小于参考值,非致癌风险商均小于基准指数,致癌和非致癌风险均属于可接受水平。

关键词 多氯联苯, 畜禽肉类, 含量, 分布特征, 致癌/非致癌风险。

Pollution characteristics and risk assessment of polychlorinated biphenyls in livestock and poultry food from Beijing markets

XIE Chunxiao^{1,2} BAI Chunlei^{1,2} PAN Ding^{1,2} LI Ke^{1,2**}

(1. School of Ecology and Environment, Beijing Technology and Business University, Beijing, 100048, China;

2. State Environmental Protection Key Laboratory of Food Chain Pollution Control, Beijing, 100048, China)

Abstract: Thirty samples from five types of livestock and poultry meat products were collected several supermarkets or common markets in Beijing. The concentrations of 28 polychlorinated biphenyls (PCBs) in these samples were determined by gas chromatography-mass spectrometry. The distribution characteristics of PCBs were analyzed and the health risks were evaluated. The results showed that the total concentrations of 28 PCBs in the livestock and poultry samples were between 2.24—25.83 ng·g⁻¹ fat weight, and the highest and lowest concentrations were detected in the lean pork and lean chicken, respectively. The concentrations of 12 dioxin-like PCBs were 0.56—13.74 ng·g⁻¹ fat weight, and the concentrations of TEQ were 1.94—21.33 pg TEQ·g⁻¹; while the concentrations of the 7 indicator PCBs were 0.27—9.68 ng·g⁻¹ fat weight. PCBs in the fatty/lean

2019年10月31日收稿(Received: October 31, 2019).

* 国家自然科学基金(41601516),“十三五”时期北京市属高校高水平教师队伍建设支持计划(CIT&TCD201704036)和2019年北京工商大学研究生科研能力提升计划项目资助。

Supported by National Natural Science Foundation of China (41601516), Beijing High-Level Teacher Team Supporting Program (CIT&TCD201704036) during the “13th Five-Year Plan” Period and Funded by the Graduate School of Science and Technology Enhancement Program of Beijing Technology and Business University 2019.

** 通讯联系人, Tel: 01068984448, E-mail: like@th.btbu.edu.cn

Corresponding author, Tel: 01068984448, E-mail: like@th.btbu.edu.cn

livestock and poultry samples were mainly tri-chlorobiphenyls to penta-chlorobiphenyls, with their contents ranging from 47.7% (lean pork) to 84.6% (fatty duck). The dominant PCB was PCB118. The daily intake of DI-PCBs by urban/rural residents was 0.003—1.09 pg TEQ·kg⁻¹·d⁻¹, and the exposure risk was low. The carcinogenic risk values of PCBs in the five livestock and poultry products were all lower than the reference value, the non-carcinogenic risk indices were all lower than the benchmark index, suggesting that the carcinogenic and non-carcinogenic risks were all acceptable.

Keywords: polychlorinated biphenyls (PCBs), live and poultry food, concentrations, distribution characteristics, carcinogenic/non-carcinogenic risk.

多氯联苯(polychlorinated biphenyls, PCBs)是一类工业合成的典型持久性有机污染物(persistent organic pollutants, POPs),可通过食物链传递而对生物及人类健康造成极大危害^[1].自20世纪70年代,PCBs已经在全球禁止生产,但由于其在环境中难以降解以及远距离迁移性,目前仍然存在于各种环境介质中^[2-3].

多氯联苯通常按氯原子数或氯的百分含量加以标号,共有10个同系组,209种异构体^[4].根据其毒理学特性可分为类二噁英类 PCBs(DI-PCBs)和非二噁英类 PCBs(Ndl-PCBs)两类. DI-PCBs是指具有共平面结构的12种 PCBs 单体(PCB77、81、126、169、105、114、118、123、156、157、167和189),对人体具有神经发育、内分泌、生殖毒性以及致癌性等不利影响^[5]. Ndl-PCBs的毒性虽然不及DI-PCBs,但其引起的一系列复杂的不良反应,也会使 Ndl-PCBs 存在较高的健康风险^[6-7].其中,7种 Ndl-PCBs(PCB28、PCB52、PCB101、PCB118、PCB138、PCB153、PCB180)在环境介质、沉积物、鱼体内检出率很高,被称为指示性 PCBs(Indicator PCBs),可以很好地反映出某样品的多氯联苯污染情况^[8],通常用来监测食品中 PCBs 的污染水平.

PCBs 的人体暴露途径可分为环境暴露和饮食暴露,对于普通人群而言,膳食摄入 PCBs 是最主要的暴露途径,占比高达90%^[9].作为亲脂化合物,PCBs 易在动物源食品中富集,其中肉制品及水产品是最易受到污染的食品^[10].水产品由于大量地被食用及其体内含有较高含量的 PCBs,已经受到国内外环境学者和公众的普遍关注^[11-13];而目前对畜禽肉类食品中 PCBs 相关研究较少.据估计,畜禽肉类和畜禽肉类产品对 PCBs 累积毒性作用的贡献率为14%—19%^[14],因此畜禽肉类食品中 PCBs 的污染状况和健康风险亟待更多了解.

本研究以北京市售畜禽肉类食品作为研究对象,分析居民日常消费量较大的畜禽肉类食品样品中 PCBs 的含量水平和污染特征,通过毒性当量因子评价方法和健康风险评价模型,评估居民通过畜禽肉类食品摄入 PCBs 的健康风险,以为食品中 PCBs 的污染状况及健康风险研究提供一定的理论与数据基础.

1 材料与方法(Materials and methods)

1.1 材料与试剂

PCBs 混合标准溶液包含28种 PCBs 单体(PCB8、18、28、44、52、66、77、81、101、105、114、118、123、126、128、138、153、156、157、167、169、170、180、187、189、195、206和209),质量浓度均为10.0 μg·mL⁻¹,美国 AccuStandard 公司;正己烷、二氯甲烷(农残级),美国 J.T.Baker 公司.丙酮(分析纯),国药集团试剂有限公司;硅胶(100—200目),青岛海洋化工厂分厂;浓硫酸(分析纯),北京化工厂;氢氧化钠、硝酸银、无水硫酸钠(优级纯),国药集团试剂有限公司.

1.2 仪器与设备

7890A-5975C 气相色谱-质谱联用仪(gas chromatography mass spectrometry, GC/MS),美国 Agilent 公司;超声波细胞粉碎机,新芝生物科技股份有限公司;冷冻干燥机,北京博医康实验仪器有限公司;旋转蒸发仪,上海亚荣生化仪器厂.

1.3 样品采集

经过对北京市各大型超市和市场的调研,以居民日常消费量为依据,确定5种消费量较大的畜禽肉

类食品作为研究对象,分别为猪肉、牛肉、羊肉、鸭肉、鸡肉.每种畜禽肉类采集 3 个样品,并将每个样品分别分为肥肉样品和瘦肉样品,共计 30 份样品.

1.4 样品处理

样品冷冻干燥后,以粉碎机粉碎,称取一定质量样品后加入无水硫酸钠研磨至流体状,用 40 mL 正己烷、二氯甲烷混合溶液对样品进行超声提取 6 min、离心 5 min,共 3 次,合并提取液.提取液平均分为 2 份,一份进行脂肪含量测定,另一份旋蒸浓缩至 1—2 mL,以复合硅胶柱净化,复合硅胶柱填料由下至上依次为石英棉少许、硝酸银硅胶 2 g、1 g 活化硅胶、3 g 氢氧化钠硅胶、1 g 活化硅胶、44%硫酸硅胶 4 g、22%硫酸硅胶 4 g、1 g 活化硅胶、5 g 无水硫酸钠.复合硅胶柱先用 100 mL 正己烷预淋洗,然后以 100 mL 正己烷对样品进行净化,收集洗脱液.洗脱液氮吹浓缩后以壬烷交换溶剂定容至 20 μL .

1.5 多氯联苯的仪器分析方法

采用气相色谱与质谱联用技术对样品中 PCBs 进行分析.质谱电离方式采用电子轰击离子源,离子源温度:260 $^{\circ}\text{C}$;四极杆温度:150 $^{\circ}\text{C}$;电子能量:70 eV;进样口温度:230 $^{\circ}\text{C}$;色谱柱:DB-5MS 毛细管色谱柱(30 m \times 0.25 mm,0.25 μm);进样方式:不分流进样(1 μL);载气:He,流速为 1 mL \cdot min $^{-1}$;升温程序:150 $^{\circ}\text{C}$ 保持 2 min,以 12 $^{\circ}\text{C}\cdot$ min $^{-1}$ 升至 180 $^{\circ}\text{C}$,以 3 $^{\circ}\text{C}\cdot$ min $^{-1}$ 升至 260 $^{\circ}\text{C}$ 保持 5 min.

标样采用浓度为 10 mg \cdot L $^{-1}$ 的 28 种 PCBs 混标,配置 20、50、200、500、1000 $\mu\text{g}\cdot$ L $^{-1}$ 等 5 种浓度的标准液,运行方式采用选择离子扫描模式(SIM),通过比较标样和样品的保留时间和特征离子的方法定性,外标曲线法定量,各单体校正曲线的相关系数 R^2 的范围为 0.9933—0.9992.以 3 倍信噪比作为检出限,28 种 PCBs 的检出限在 0.026 $\mu\text{g}\cdot$ L $^{-1}$ (PCB209)—0.452 $\mu\text{g}\cdot$ L $^{-1}$ (PCB195)之间.

1.6 质量控制与质量保证

为控制实验中可能存在的污染,分析过程中每 10 个样品为 1 组,每组加做 2 个全程空白实验,空白样中均无目标物检出,证明实验过程无污染物引入,结果可采纳.

空白基质加标实验用于检测方法的准确度和精密度,各组样品中 28 种单体的基质加标回收率在 79.9%—107.5%,RSD 在 7.2%—10.5%之间,符合质量控制要求^[15],证明该方法切实准确可行.

1.7 健康风险评价

1.7.1 毒性当量因子评价

采用世界卫生组织推荐的毒性当量因子计算畜禽肉类中 DI-PCBs 的毒性当量含量^[16](toxic equivalency, TEQ),根据《2017 年北京市统计年鉴》中的城镇/农村居民对 5 种畜禽肉类的每日膳食消费量^[17],结合 PCBs 在人体中的生物有效性,计算居民对 DI-PCBs 的每日膳食摄入量(estimated daily intake, EDI).

$$\text{TEQ} = \sum \text{PCBs} \times \text{TEF} \quad (1)$$

式中,TEQ:毒性当量($\text{pg TEQ}\cdot\text{g}^{-1}$); $\sum \text{PCBs}$:样品中 PCBs 含量($\text{pg}\cdot\text{g}^{-1}$);TEF:毒性当量因子(toxic equivalent factors, TEFs)^[18].

$$\text{EDI} = O \times \text{IR}/\text{BW} \times \text{Ba} \quad (2)$$

$$\text{Ba} = k \times F \quad (3)$$

式中,EDI:PCBs 的每日膳食摄入量(Estimated daily intake)($\text{pg TEQ}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$); O :DI-PCBs 的毒性当量($\text{pg TEQ}\cdot\text{g}^{-1}$);IR:食品摄入速率($\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$)^[17];BW:个人体重(kg),60.6 kg^[19].Ba:在人体胃肠环境条件下 PCB 单体的生物有效性^[20](%); k :PCB 单体生物有效性与脂肪含量的直线斜率^[20];F:样品中的脂肪含量(%).

1.7.2 致癌风险评价

多氯联苯对人体的致癌影响由致癌风险(Risk)判断,参考 USEPA 健康风险评价模型和模型参数^[21],通过终生日平均暴露剂量(LADD)与斜率因子(k)计算,Risk 低于 1×10^{-6} 为可接受致癌风险水平.

$$\text{LADD} = C \times \text{IR} \times \text{Ba} \times \text{ED}/(\text{BW} \times \text{LT}) \quad (4)$$

$$\text{Risk} = \text{LADD} \times k \quad (5)$$

式中,LADD:终生日平均暴露剂量(lifetime average daily dose)($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$); C :样品中 PCBs 含量($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 湿重);IR:食品摄入速率($\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$)^[17];ED:暴露持续时间(a),53 a^[22];BW:个人体重(kg),

$60.6 \text{ kg}^{[19]}$; LT: 生命周期 (a), $74.8 \text{ a}^{[19]}$. k : 斜率因子值, 食物摄入情况下, 斜率因子中间值为 $1(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1})^{-1}$, 斜率因子最大值为 $2(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1})^{-1[21]}$.

1.7.3 非致癌风险评价

非致癌风险商(HQ)可用来判断 PCBs 对人体的非致癌风险.通过耐受量(ID)与参考计量(RfD)计算风险商(HQ).

$$\text{ID} = C \times \text{IR}/\text{BW} \times \text{Ba} \quad (6)$$

$$\text{HQ} = \text{ID}/\text{RfD} \quad (7)$$

式中, ID: 耐受量, 人体对 PCBs 每日单位体重摄入量 ($\text{ng}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$); RfD: 参考计量, $20 \text{ ng}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1[23]}$.

2 结果与讨论 (Results and discussion)

2.1 畜禽肉类食品中 PCBs 的含量水平

对鸡肉、鸭肉、牛肉、羊肉、猪肉样品中的 28 种 PCBs 进行定性定量分析, 以研究畜禽肉类样品中 PCBs 的污染特征. 分别将 5 种畜禽肉类样品分为肥、瘦肉样品进行对比研究: 瘦/肥鸡肉、瘦/肥鸭肉、瘦/肥牛肉、瘦/肥羊肉、瘦/肥猪肉. 以湿重计, 畜禽肉类样品中 Σ_{28} PCBs 的平均含量为 $0.12\text{—}1.38 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 湿重. 为更好地分析畜禽肉类样品中 PCBs 的污染水平, 按照畜禽肉类样品测得的脂肪含量, 将样品中 PCBs 的含量换算为以脂重计, Σ_{28} PCBs、DI-PCBs 总含量、指示性 PCBs 总含量在各样品中的平均值见图 1. 畜禽肉类样品中的 Σ_{28} PCBs 总含量为 $2.24\text{—}25.83 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 脂重, 从高到低依次为: 瘦鸡肉 > 瘦鸭肉 > 瘦牛肉 > 瘦羊肉 > 肥牛肉 > 肥羊肉 > 肥鸭肉 > 肥鸡肉 > 肥猪肉 > 瘦猪肉. PCBs 作为亲脂化合物, 主要在生物体脂肪组织中蓄积, 但脂肪含量并不是决定环境介质中含量的唯一因素. 生物体的生活环境、个体大小、年龄、生理状况等因素对 PCBs 的摄入、代谢及生物累积能力均会影响组织中 PCBs 的含量^[10].

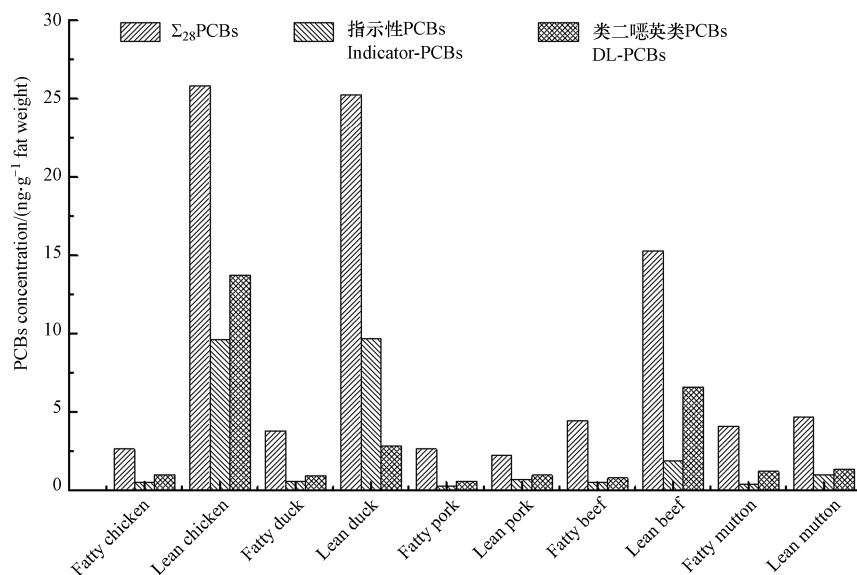


图 1 畜禽肉类样品中 Σ_{28} PCBs、指示性 PCBs、DI-PCBs 含量水平

Fig.1 The concentrations of Σ_{28} PCBs, indicator-PCBs, DI-PCBs in livestock and poultry samples

7 种指示性 PCBs 总含量为 $0.27\text{—}9.68 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 脂重, 其中肥猪肉中的指示性 PCBs 含量最低, 瘦鸭肉中指示性 PCBs 含量最高. 本研究的畜禽肉类样品中指示性 PCBs 含量远低于欧盟 No.1259/2011 的标准限值 ($40 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 脂重)^[24]. 北京市售畜禽肉类食品中指示性 PCBs 含量均值高于湖北地区畜禽肉类中指示性 PCBs 含量 ($109.9 \text{ pg}\cdot\text{g}^{-1}$ 脂重)^[25]; 与韩国地区相比, 北京市售猪肉、鸡肉和牛肉中的指示性 PCBs 含量水平较低; 鸭肉和羊肉中的含量水平较高^[26]. 猪肉中指示性 PCBs 含量低于浙江地区 ($0.20\text{—}3.10 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 脂重)^[27]; 与捷克地区^[28] 的猪肉、牛肉中 6 种 Ndl-PCBs (除去 PCB118) 含量接近.

12 种 DI-PCBs 总含量为 $0.56\text{—}13.74 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 脂重. 以公式 (1) 计算不同畜禽肉类中 DI-PCBs 的毒性

当量水平,为 1.94—21.33 $\text{pg TEQ}\cdot\text{g}^{-1}$ 脂重,毒性当量水平由高到低依次是瘦鸡肉>瘦鸭肉>瘦牛肉>肥鸭肉>肥鸡肉>肥羊肉>肥猪肉>瘦羊肉>肥牛肉>瘦猪肉.与国内外其他地区相比,北京市售畜禽肉类食品中 DI-PCBs 的毒性当量水平总体高于比利时^[29]、澳大利亚^[30];猪肉、牛肉中的 DI-PCBs 毒性当量水平高于广东省对应肉类中的 DI-PCBs 毒性当量水平^[31].

2.2 畜禽肉类样品中多氯联苯的氯代特征分析

不同氯原子取代的 PCBs 具有不同的物理化学性质,在一定程度上,对样品中 PCBs 同系物的组成分析可以了解其来源.5 种畜禽肉类中 PCBs 的氯代组成如图 2 所示.肥/瘦肉类样品中的 PCBs 主要集中在三氯到五氯联苯,含量占比在 47.7%(瘦猪肉)—84.6%(瘦鸭肉)之间,二氯、八氯、九氯或十氯联苯含量较少.六氯联苯在瘦猪肉中 PCBs 的占比为 35.7%,与南京市售猪肉中六氯联苯的分布相近^[32].PCBs 在生物体中的放大能力与 $\lg K_{ow}$ 呈现抛物线关系,即中等氯原子取代的 PCBs 同系物在生物体中的生物放大能力高于低、高氯代的 PCBs 同系物^[33].本研究中,九/十氯联苯的含量较低,占比仅为 1.1%(瘦鸡肉)—3.0%(瘦猪肉).虽然高氯代多氯联苯具有较低的挥发性、水溶性和较强的吸附性,但是在生物体内可能产生脱氯降解,当氯原子数达到一定时,高氯代多氯联苯在生物体的净富积量下降^[34].

对 7 种指示性 PCBs 单体进行特征分析,一定程度上可以反映出某样品的多氯联苯污染情况.与其他地区相比,除猪肉样品中的 PCB180 未检出外,其余 4 类样品中各指示性 PCBs 均有检出.PCB118 的贡献率最高,其所占比例介于 6.0%—77.5%(瘦鸭肉中最高,77.5%;瘦鸡肉中次之,68.0%);其次为 PCB52 和 PCB138.本研究结果与湖北省^[25]、兰州市市售食品^[35]中指示性 PCBs 的单体组成特征接近.

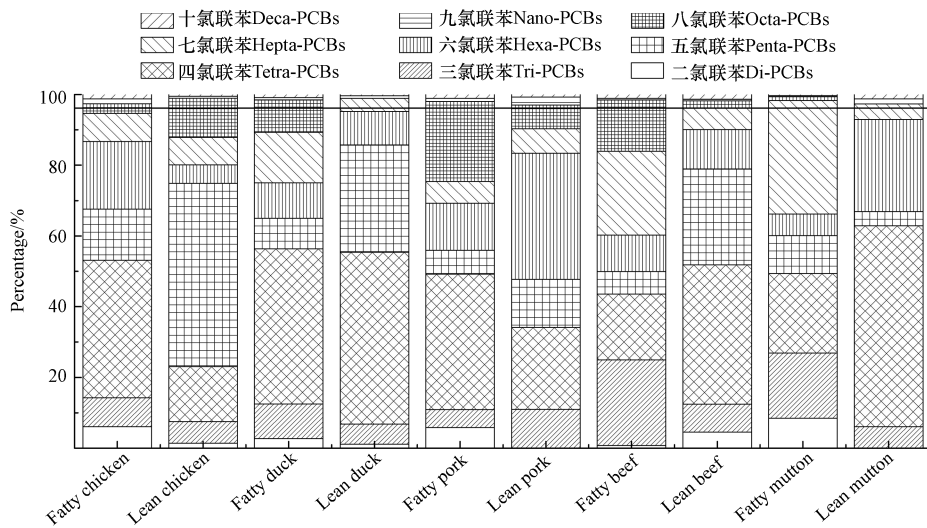


图 2 畜禽肉类样品中 28 种 PCBs 同系物分布特征

Fig.2 Distribution characteristics of 28 PCBs homologues in livestock and poultry samples

2.3 PCBs 的健康风险评价

2.3.1 PCBs 的毒性当量因子评价

根据本研究畜禽肉类样品中 DI-PCBs 含量以及《2017 年北京市统计年鉴》中城镇/农村居民对 5 种畜禽肉类的每日膳食消费量^[17],以公式(1)—(3)计算城镇/农村居民对 DI-PCBs 的每日膳食摄入量 EDI 值,见图 3.不同地区不同人群饮食习惯存在差异,造成食品摄入量不同.除猪肉外,城镇居民对其余 4 种肉类的摄入量均高于农村居民,因此城镇居民对 DI-PCBs 的 EDI 高于农村居民.

城镇居民对 5 种畜禽肉类中 DI-PCBs 的 EDI 为 0.005(瘦鸭肉)—1.09(瘦鸡肉) $\text{pg TEQ}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$,农村居民对 5 种畜禽肉类中 DI-PCBs 的 EDI 为 0.003(瘦鸭肉)—0.77(瘦鸡肉) $\text{pg TEQ}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$.造成两类居民对瘦鸡肉中 DI-PCBs 的 EDI 较高的原因是瘦鸡肉中的 PCB126 (TEF = 0.1) 含量较高,占比为 52.9%.世界卫生组织提出二噁英类物质日容许摄入量^[16]为 1—4 $\text{pg TEQ}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$,本研究中,北京城镇/农村居民对 5 种畜禽肉类中 DI-PCBs 的 EDI 值均在容许范围内,暴露风险较小.

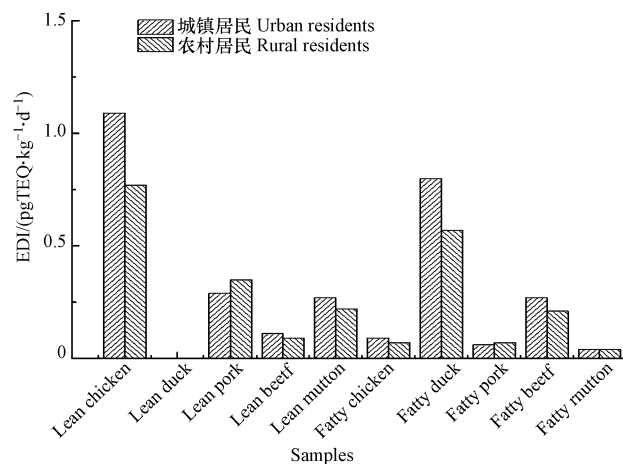


图3 北京市城镇/农村居民对畜禽肉类食品中 DL-PCBs 的日摄入量

Fig.3 The EDI of DL-PCBs in livestock and poultry samples by urban and rural residents in Beijing

2.3.2 PCBs 的致癌风险评价

致癌风险值低于 1×10^{-6} 被认为可接受致癌风险水平^[18]。根据 2017 年北京市统计年鉴中的城镇/农村居民对不同畜禽肉类的人均摄入量^[17],以肥肉和瘦肉中的 28 种 PCBs 含量平均值,按照式(3)、(4)的癌症摄入风险计算公式进行计算,得出 5 种畜禽肉类中 PCBs 的致癌风险指数中间值、最大值。5 种畜禽肉类中 PCBs 的致癌风险中间值及最大值均小于 1×10^{-6} ,表示致癌风险可以接受。对不同畜禽肉类中 PCBs 的致癌风险值进行比较,鸡肉中最低,猪肉中最高。由于农村居民对猪肉的摄入量高于城镇居民,导致猪肉中 PCBs 对农村居民的致癌风险值高于城镇居民。

表1 北京市不同畜禽肉类样品中 PCBs 的致癌风险评价

Table 1 Carcinogenic risk assessment of PCBs in different livestock and poultry samples in Beijing

	城镇居民 Urban Residents			农村居民 Rural Residents		
	人均摄入量 IR/(g·d ⁻¹)	致癌风险 Risk		人均摄入量 IR/(g·d ⁻¹)	致癌风险 Risk	
		中间值($\times 10^{-6}$) Median	最大值($\times 10^{-6}$) Max		中间值($\times 10^{-6}$) Median	最大值($\times 10^{-6}$) Max
鸡肉	15.62	0.04	0.07	10.96	0.03	0.05
鸭肉	15.62	0.06	0.11	10.96	0.04	0.08
猪肉	33.97	0.09	0.18	39.45	0.11	0.21
牛肉	16.44	0.07	0.14	12.88	0.06	0.11
羊肉	16.44	0.06	0.11	12.88	0.04	0.09

2.3.3 PCBs 的非致癌风险评价

风险商 HQ (Hazard quotients, HQ) 通常用来衡量 PCBs 对人体的非致癌影响。按照式(5)、(6)的计算,得出 5 种畜禽肉类的耐受量和非致癌风险商。当 HQ > 1 时,表明食品中 PCBs 的浓度已超过限值,将对人体健康产生不利影响^[22]。本研究中,非致癌风险商均小于基准指数 1,表示 5 种畜禽肉类中 PCBs 的非致癌风险均较小,在可接受范围。

表2 北京市不同畜禽肉类样品中 PCBs 的非致癌风险评价

Table 2 Non-carcinogenic risk assessment of PCBs in different livestock and poultry samples in Beijing

	城镇居民 Urban Residents			农村居民 Rural Residents		
	人均摄入量 IR/(g·d ⁻¹)	耐受量 ID/(ng·kg ⁻¹ ·d ⁻¹)	风险商 HQ	人均摄入量 IR/(g·d ⁻¹)	耐受量 ID/(ng·kg ⁻¹ ·d ⁻¹)	风险商 HQ
鸡肉	15.62	0.05	0.00	10.96	0.04	0.00
鸭肉	15.62	0.14	0.01	10.96	0.09	0.01
猪肉	33.97	0.15	0.01	39.45	0.17	0.01
牛肉	16.44	0.19	0.01	12.88	0.15	0.01
羊肉	16.44	0.12	0.01	12.88	0.10	0.01

3 结论 (Conclusion)

对北京市售5种畜禽肉类食品中28种PCBs污染状况进行分析,并对健康风险进行评价.5种畜禽肉类中PCBs含量为2.24—25.83 ng·g⁻¹脂重;DI-PCBs毒性当量含量为1.94—21.33 pg TEQ·g⁻¹;指示性PCBs含量水平为0.27—9.68 ng·g⁻¹脂重,远低于欧盟标准,污染水平在我国处于中间水平.不同种类食品中PCBs的含量水平各不相同,主要集中在三氯到五氯联苯,含量占比在47.7%(瘦猪肉)—84.6%(瘦鸭肉)之间;指示性PCBs中,PCB118贡献率最高,其次为PCB52和PCB138,与我国湖北省等地区的不同畜禽肉类食品中PCBs污染特征较为相似.畜禽肉类食品PCBs的毒性当量因子评价中,城镇/农村居民对畜禽肉类食品中DI-PCBs的日摄入量低于世界卫生组织提出二噁英类物质日容许摄入量,暴露风险较小,DI-PCBs日摄入量最高的为瘦鸡肉.在畜禽肉类食品PCBs的致癌/非致癌风险评价中,5种畜禽肉类的致癌风险最大值均小于基准值,为可接受致癌风险水平;5种畜禽肉类的非致癌风险商均小于基准指数,非致癌风险较小,在可接受范围.

参考文献 (References)

- [1] 余刚, 黄俊, 张彭义. 持久性有机污染物: 倍受关注的全球性环境问题[J]. 环境保护, 2001(4): 37-38.
YU G, HUANG J, ZHANG P Y. Persistent organic pollutants: One of the global environmental issue of great concern[J]. Environmental Protection, 2001(4): 37-38 (in Chinese).
- [2] 梅卫平, 阮慧慧, 吴昊, 等. 滴水湖水表层沉积物中多氯联苯残留与风险评价[J]. 中国环境科学, 2014, 34(8): 2086-2092.
MEI W P, RUAN H H, WU H, et al. Residues and risk assessment of polychlorinated biphenyls in surface sediments of drip lake water system[J]. China Environmental Science, 2014, 34(8): 2086-2092 (in Chinese).
- [3] NIE H F, FU S, DONG Y, et al. Polychlorinated biphenyls in respirable particulate matter from different industrial areas in northern China [J]. Chemosphere, 2014, 114: 210-218.
- [4] ADITYA R, SOUHAIL R. Sulfate radical based ferrous peroxymonosulfate oxidative system for PCBs degradation in aqueous and sediment systems[J]. Applied Catalysis B: Environmental, 2009, 85: 171-179.
- [5] GRAZIA B, ARIANNA S, RITA G, et al. PCBs and PCDD/Fs in bluefin tuna: Occurrence and dietary intake[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2018, 15(5): 911-924.
- [6] NATHALIE A, ALEXANDRA T, JEAN-CHARLES L, et al. Dietary intake of non-dioxin-like PCBs (NDL-PCBs) in France, impact of maximum levels in some foodstuffs[J]. Regulatory Toxicology and Pharmacology, 2009, 54(3): 287-293.
- [7] CHUNG S C, LAU J S Y, CHU J Y K. Dietary exposure to non-dioxin-like PCBs of the Hong Kong adult population from a total diet study [J]. Food Additives and Contaminants-Part A Chemistry, Analysis, Control, Exposure and Risk Assessment, 2017, 35(7): 519-528.
- [8] DOMINGO J L. Concentrations of environmental organic contaminants in livestock and poultry and livestock and poultry products and human dietary exposure: A review[J]. Food & Chemical Toxicology, 2017, 107: 20-26.
- [9] KIVIRANTA H, OVASKAINEN M L, VARTIAINEN T. Market basket study on dietary intake of PCDD/Fs, PCBs, and PBDEs in Finland [J]. Environment International, 2004, 30(7): 923-932.
- [10] 韩姝媛, 余应新, 李俊岭, 等. 上海地区畜禽肉类和鱼类食品中多氯联苯含量特征及其对人体的生物有效性[J]. 环境科学学报, 2010, 30(6): 1322-1330.
HAN S Y, YU Y X, LI J L, et al. Characteristics of polychlorinated biphenyls in livestock and poultry and fish foods in Shanghai and their bioavailability to humans[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2010, 30(6): 1322-1330 (in Chinese).
- [11] MARTIN R, ALWYN F, DAVID M, et al. Contamination of fish in UK fresh water systems: Risk assessment for human consumption[J]. Chemosphere, 2015, 122: 183-189.
- [12] 孙振中, 戚隽渊, 曾智超, 等. 长江口九段沙水域环境及生物体内多氯联苯分布[J]. 环境科学研究, 2008, 21(3): 92-97.
SUN Z Z, QI J Y, ZENG Z C, et al. Polychlorinated biphenyls in the water, soil and aquatic animals from the Jiuduansha wetland of Yangtze river estuary[J]. Research of Environmental Sciences, 2008, 21(3): 92-97 (in Chinese).
- [13] 王莎莎, 高丽荣, 田益玲, 等. 渤海湾海域10种鱼类中二噁英类及指示性多氯联苯的污染特征研究及风险评价[J]. 环境科学, 2014, 35(6): 2281-2286.
WANG S S, GAO L R, TIAN Y L, et al. Levels Distribution and risk assessment of the indicator and dioxin-like polychlorinated biphenyls in ten different species of marine fish of Bohai Bay, China[J]. Environmental Science, 2014, 35(6): 2281-2286 (in Chinese).
- [14] COSTABEBER I, SANTOS J S D, XAVIER A A O, et al. Levels of polychlorinated biphenyls (PCBs) in livestock and poultry and livestock and poultry products from the state of Rio Grande do Sul, Brazil[J]. Food and Chemical Toxicology, 2006, 44(1): 1-7.
- [15] 中华人民共和国卫生部. GB/T5009.190—2006 食品中指示性多氯联苯含量的测定[S]. 北京: 中国标准出版社, 2006.

- Ministry of Health P.R. China. GB/T5009.190—2006 Determination of indicative polychlorinated biphenyls in foods[S]. Beijing: China Standard Press, 2006 (in Chinese).
- [16] 朱晓楼, 沈超峰, 黄荣浪, 等. 多氯联苯的膳食暴露及健康风险评价研究进展[J]. 环境化学, 2014, 33(1): 10-18.
ZHU X L, SHEN C F, HUANG R L, et al. Research advances on polychlorinated biphenyls dietary exposure and health risk assessment [J]. Environmental Chemistry, 2014, 33(1): 10-18 (in Chinese).
- [17] 北京市统计局. 北京统计年鉴 2017[M]. 北京: 中国统计出版社, 2017.
Beijing Municipal Bureau of Statistics. Beijing statistical yearbook 2017[M]. Beijing: China Statistics Press, 2017 (in Chinese).
- [18] World Health Organization. Dioxins and their effects on human health. 1999, Fact sheet NO.225. [EB/OL]. [2012-06-12]. <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs225/en/index.html>.
- [19] 赵秀阁, 段小丽. 中国人群暴露参数手册(成人卷)[M]. 北京: 中国环境出版社, 2014.
ZHAO X G, DUAN X L. Chinese population exposure parameter manual (adult volume) [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2014 (in Chinese).
- [20] 李俊岭, 吴明红, 余应新, 等. 动物性食品中 PCBs 的生物有效性及人体日暴露评估[J]. 中国环境科学, 2011, 31(6): 1019-1028.
LI J L, WU M H, YU Y X, et al. Bioavailability of PCBs in animal foods and assessment of human daily exposure [J]. China Environmental Science, 2011, 31(6): 1019-1028.
- [21] US Environmental Protection Agency. PCBs: Cancer dose-response assessment and application to environment mixtures[EB/OL]. [2012-10-12]. <https://www.epa.gov/pcb/pubs/pcb.pdf>.
- [22] US Environmental Protection Agency. Exposure factors handbook. National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development, Washington, D C. [EB/OL]. [2011-1-20]. <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?id=20563>.
- [23] US Environmental Protection Agency. Six-year review 2 health effects assessment: Summary report. office water (4304T) [EB/OL]. [2012-11-1]. <http://www.epa.gov/water-science>.
- [24] Commission Regulation. Commission Regulation (EU) No.1259/2011 of 2 December 2011 amending Regulation (EC) No.1881/2006 as regards maximum levels for dioxins, dioxin-like PCBs and non dioxin-like PCBs in foodstuffs[J]. Official Journal of European Union, 2011, 50: 18-23.
- [25] 张瑞, 刘潇, 闻胜, 等. 湖北省 9 类总膳食样品中指示性多氯联苯的浓度水平和暴露评估[J]. 中国卫生检验杂志, 2015, 25(16): 2772-2776.
ZHANG R, LIU X, WEN S, et al. The concentrations level and exposure assessment of polychlorinated biphenyls in 9 category total dietary samples in Hubei[J]. Chinese Journal of Health Laboratory Technology, 2015, 25(16): 2772-2776 (in Chinese).
- [26] PARK H K, RYU J J, AHN S H, et al. Analysis of non dioxin-like PCBs and Indicator PCBs in food[J]. Journal of the Korea Society for Environmental Analysis, 2011, 14(4): 240-248.
- [27] SHEN H, GUAN R, DING G, et al. Polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins/furans (PCDD/Fs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in Zhejiang foods (2006—2015): Market basket and polluted areas[J]. Science of the Total Environment, 2017, 574: 120-127.
- [28] DRÁPAL J, HEDBÁVNÝ P, MALENA M. Results of the monitoring of non-dioxin-like PCBs in beef and pork in the Czech Republic[J]. Maso, 2013, 24(3): 37-40.
- [29] WINDAL I, VANDEVIJVERE S, MALEKI M, et al. Dietary intake of PCDD/Fs and dioxin-like PCBs of the Belgian population[J]. Chemosphere, 2010, 79(3): 334-340.
- [30] RAUSCHER-GABERNIG E, MISCHKEK D, MOCHE W, et al. Dietary intake of dioxins, furans and dioxin-like PCBs in Austria[J]. Food Additives & Contaminants: Part A, 2013, 30(10): 1770-1779.
- [31] WU W L, DENG X L, ZHOU X L, Levels, congener profiles, and dietary intake assessment of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins/dibenzofurans and dioxin-like polychlorinated biphenyls in beef, freshwater fish, and pork marketed in Guangdong Province, China[J]. Science of the Total Environment, 2018, 615: 412-421.
- [32] SU G, LIU X, GAO Z, et al. Dietary intake of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) from fish and livestock and poultry by residents of Nanjing, China[J]. Environment International, 2012, 42: 138-143.
- [33] BERG M V, BIRNBAU L, BOSVELD A T C, et al. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for human and wildlife [J]. Environmental Health Perspectives, 1998, 106: 775-792.
- [34] WU J P, LUO X J, ZHANG Y, et al. Bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in wild aquatic species from an electronic waste (e-waste) recycling site in South China [J]. Environment International, 2008, 34(8): 1109-1113.
- [35] KANG Y J, CAO S Z, YAN F F, et al. Health risks and source identification of dietary exposure to indicator polychlorinated biphenyls (PCBs) in Lanzhou, China.[J]. Environmental Geochemistry and Health, 2019, 42: 681-692.