

持久性有机污染物膳食摄入的研究进展

王向勇^{1,2}, 张磊², 李敬光^{2*}

(1. 南昌大学食品科学与技术国家重点实验室, 南昌 330031; 2. 国家食品安全风险评估中心, 卫生部食品安全风险评估重点实验室, 北京 100021)

摘要: 持久性有机污染物(POPs)在环境中能够普遍存在并且通过食物链能够富集, 已经影响到了食品的安全。由于人们通过膳食摄入持久性有机污染物是一个主要的因素, 所以人们在日常膳食的过程中持久性有机污染物在一定程度上对人们的健康存在着潜在健康风险。本文综述了近年来国内外有关人们通过膳食摄入不同 POPs 的膳食暴露情况, 包括持久性有机氯农药、二噁英及其类似物、多溴联苯醚、全氟有机化合物等, 并且将不同国家和地区的人们对这些化合物膳食摄入量的不同进行了比较和分析。在此基础上, 评估了人们对不同 POPs 膳食摄入的健康风险, 希望为进一步开展和健康风险评估相关的研究提供依据。

关键词: 持久性有机污染物; 膳食暴露; 风险评估

Research progress of persistent organic pollutants in dietary intake

WANG Xiang-Yong^{1,2}, ZHANG Lei², LI Jing-Guang^{2*}

(1. State Key Laboratory of Food Science and Technology, Nanchang University, Nanchang 330031, China;
2. Key Laboratory of Food Safety Risk Assessment, Ministry of Health, China National Center for Food Safety Risk Assessment, Beijing 100021, China)

ABSTRACT: The environmental problem which has been arising by persistent organic pollutants (POPs) has become a significant factor influencing the safety of foodstuffs. Due to the persistence of them, POPs could bring some endangers to human at some extent. The dietary exposure to persistent organic pollutants in these years was summarized in this paper, including persistent organochlorine pesticides, dioxin-like compounds, poly brominated diphenyl ethers, perfluorinated organic compounds etc, and the dietary intake of humans about these compounds in different countries and areas were compared and analyzed. On this basis, the potential health risk was assessed in order to offer the theoretical foundation for further proceeding the study in relation with this.

KEY WORDS: persistent organic pollutants; dietary exposure; risk assessment

持久性有机污染物(persistent organic pollutants, POPs) 是有机污染物中最受关注和最为重要的一类, 已经成为全球性的问题, 引起了各国政府的高度重视。一般而言, POPs 有以下 4 大特点: ① POPs 有半挥发性, 可以长距离传输。② POPs 在环境中有很长

的半衰期, 难以在环境中降解, 可以长期在环境中滞留。③ POPs 具有高脂溶性, 其水溶性很低, 可以在食物链中浓缩、富集和放大。④ POPs 具有较强的毒性, 其中许多污染物不仅具有致癌、致畸和致突变的作用, 而且具有环境内分泌干扰作用, 对人类健康和生态

*通讯作者: 李敬光, 研究员, 主要研究方向为持久性有机污染物膳食暴露评估。E-mail: lijg@cfssa.net.cn

*Corresponding author: LI Jing-Guang, Professor, China National Center of Food Safety Risk Assessment, 7 Panjiayuananli, Beijing 100021, China. E-mail: lijg@cfssa.net.cn

环境具有较大的潜在威胁。

由于 POPs 对生态环境和人类健康都存在一定的威胁,全球许多国家都在努力淘汰和消除 POPs。早在 1995 年,联合国环境规划署(United Nations Environment Programme, UNEP)就对 POPs 进行了定义并号召在全球范围内对 12 类典型 POPs 进行研究^[1],包括艾氏剂(aldrin)、狄氏剂(dieldrin)、异狄氏剂(endrin)、氯丹(chlordane)、七氯(heptachlor)、六氯苯(hexachlorobenzene)、灭蚊灵(mirex)、毒杀芬(toxaphene)、DDT、多氯联苯(polychlorinated biphenels, PCBs)、多氯代苯并二噁英(polychlorinated dibenzodioxins, PCDDs)和多氯代苯并呋喃(polychlorinated dibenzofurans, PCDFs),并于 2001 年 5 月列入具有强制效力的《关于 POPs 的斯德哥尔摩公约》中要求消减或消除的 POPs 名单。2009 年 5 月,第 4 次《斯德哥尔摩公约》大会在原有 12 类 POPs 基础上又新增 9 类: α -HCH、 β -HCH、开蓬、六溴联苯(Hexa-BBs)、商业化五溴联苯醚混合物组分(主要为四溴代 BDEs 和五溴代 BDEs)和商业化八溴联苯醚混合物组分(主要为六溴代 BDEs 和七溴代 BDEs)、林丹(γ -HCH)、五氯苯、全氟辛基磺酸及其盐(perfluorooctane sulfonic acid, PFOS)和全氟辛基磺酰氟(perfluorooctane sulfonyl fluoride, PFOSF)^[2]。

由于 POPs 类物质可以通过食物链富集,因此通过膳食摄入是一般人群摄入 POPs 物质的主要途径。为此,国内外相继开展了一系列针对居民经由膳食摄入 POPs 的研究工作并依据这些研究结果对其潜在的健康风险进行了评价。本文对近年来国内外有关 POPs 膳食暴露的研究进行了全面的综述。

1 持久性有机氯农药

有机氯农药大多数属于含氯烃类、碳环或杂环化合物,传统上可分为 4 大类:①滴滴涕(dichloro-diphenyl-trichloroethane, DDT)及其同系物,②HCH(Hexachlorocyclohexane, HCH),③环戊二烯类及有关化合物,④毒杀芬及有关化合物。它们在生物与环境中的无处不在,母乳、人血清、动物、污泥、土壤、水、空气、蔬菜中都已经发现了有机氯农药的存在^[1-3]。研究发现膳食是人类对其主要的摄入途径,所以其在食品中的残留仍为人们所关注。

相对于其他 POPs 物质,关于食品中有机氯农药的研究开展比较早。有机氯农药的禁用或限制使用已

执行了约 40 年,近年数据显示食品中有机氯农药的含量已处于较低的水平。因此居民通过膳食摄入有机氯农药的水平通常比较低。Nougadère 等^[4]通过总膳食研究评价了法国人膳食摄入有机氯农药残留的水平,研究结果显示 37% 的样品都含有一种或多种有机氯农药,但是被调查者的膳食暴露水平大都低于每日允许摄入量(acceptable daily intake, ADI)。由于各国饮食习惯差别很大,各类食物消费量不同以及部分国家和地区仍有使用这类农药的现象,造成了不同国家或地区不同的暴露状况。动物性食品通常是发达国家和地区居民摄入有机氯农药的主要来源。比如在中国香港^[5]和瑞典^[6]的研究中鱼类的消费对有机氯农药摄入的贡献明显高于蔬菜类食品。考虑到有机氯农药具有高度脂溶性,Fromberg 等^[7]专门选择了肉类、鱼类及乳制品等脂肪含量高的食品对丹麦小孩和成年人的有机氯农药膳食暴露水平进行了研究。结果表明,以体重计时丹麦儿童摄入有机氯水平几乎是成年人的两倍。氯丹、滴滴涕和狄氏剂的儿童每日摄入量分别是 2.5、6.7 和 3.3 ng/kg;成人每日摄入量分别是 1.5、3.7 和 1.8 ng/kg。除了体重因素外,导致儿童和成年人差异的因素可能还包括膳食结构的差别,儿童牛奶和牛奶制品消费量较大,而成年人肉类和鱼类消费量较高。在对澳大利亚、巴布亚新几内亚、所罗门群岛 3 个国家与地区持久性有机氯农药膳食暴露水平研究中,大部分动物源食品中都检出有机氯农药,肉制品是摄入有机氯农药的主要来源^[8]。由于发展中国家农业生产的需要,有机氯农药的禁用或限制使用措施实行得较晚,甚至仍在在使用,造成了目前发展中国家居民膳食有机氯农药比发达国家高的情况。Wang 等^[9]检测了柬埔寨 3 个地区食品中有机氯农药的污染程度,并进一步获得了这 3 个地区的膳食暴露水平。他们所估计的 3 地居民有机氯农药日摄入量分别为 103, 139, 330 ng/(kg·bw),其中 DDT 是最主要物质。在柬埔寨的研究中发现当地居民通过食用蔬菜造成的有机氯农药的摄入水平高于食用动物源性食品。在发展中国家植物性食物导致的有机氯农药摄入更为显著,植物性食品消费量较高是其主要原因。Bempah 等^[10]对加纳首都阿克拉的水果和蔬菜中有机氯农药膳食暴露水平进行了研究,研究结果显示这些样品中农药残留水平范围为 0.01~0.11 $\mu\text{g/g}$,其中七氯、七氯环氧化物、异狄氏剂醛、异狄氏剂酮的含量超过了限量值。进一步开

展的膳食暴露水平研究发现, 70% 被调查者摄入有机氯农药的水平超过了规定水平, 其中最易受影响的人群为儿童。

除了农药使用状况, 环境污染水平和居民膳食消费结构及其他一些因素可能影响居民的有机氯农药膳食摄入。例如在墨西哥开展的一项关于通过牛肉及组织摄入有机氯农药的研究^[11]发现在旱、雨两季节来自同一地区牛肺组织中有有机氯农药的含量不同, 这就会导致在不同季节食用该类食物对有机氯农药的膳食暴露水平不同。同时该研究还发现雨季人们消费该类食物的量比旱季多。因此在有些地区季节也可能是影响居民有机氯农药的摄入。

与其他发展中国家类似, 我国由于农业发展的需要曾长期使用 DDT、HCH 等有机氯农药。随着这些物质对环境生态和人类健康的危害逐渐被发现, 我国政府决定从 1983 年起停用或限制使用 DDT、HCH^[1]。经过 30 年的严格管控, 目前我国食品中有有机氯农药的含量水平总体上显著下降, 进而居民摄入量也呈递减趋势。但是由于这类物质的持久性, 以往我国大量使用的有机氯农药在环境中仍将长期存在。Zhang 等^[12]发现尽管有机氯农药被禁止使用很多年, 但在厦门可食性海产品中其仍然能够被检出。在被检出的有机氯农药中, 滴滴涕及其同系物是主要物质, 其次是艾氏剂类物质和硫丹。另外, HCH、氯丹、六氯苯、七氯和灭蚁灵在采集海产品中都被检出, 但浓度较低。从健康风险评估方面考虑, 这些化合物的估计日摄入量比可接受日摄入量低几个数量级, 目前没有健康威胁。但是考虑到这些物质的生物蓄积性较强, 他们的膳食摄入水平仍需长期关注。Zhou 等^[13]通过检测 2007 年全国总膳食研究样品中有有机氯农药污染水平对我国居民有机氯农药膳食暴露水平进行了评估, 发现 DDT, HCH, HCB, CHLs 和七氯化合物的膳食暴露平均水平分别为 16, 2, 9, 6, 和 1 ng/(kg·d)。和过去相比, 膳食暴露水平明显下降。该研究结果表明我国居民有机氯农药的主要膳食来源为水产品、肉类和谷类。与 ADI 水平相比, 我国居民膳食摄入水平目前低于威胁人类健康的水平。2011 年, Yu 等^[3]研究了上海居民有机氯农药摄入的情况, 表明上海成人居民每日通过膳食、灰尘和皮肤接触 3 种途径摄入的 DDT 和 HCH 分别为 79.4 ng 和 4.9 ng, 儿童摄入量分别为 131.0 ng 和 8.0 ng。膳食的贡献率为 95%~99.2%。通过研究人体负荷水平与膳

食摄入或消费的关系也可了解居民摄入污染物的途径。在对中国大陆 12 个省份母乳中有机氯农药含量水平研究^[14]中发现母乳中持久性有机氯农药含量水平和动物性食品的膳食消费量有正相关性, 提示动物性食品消费是我国居民摄入有机氯农药的主要途径之一。从不同国家和地区对持久性有机氯农药膳食暴露水平的研究情况来看, 该类物质的健康风险仍然不能轻视。以后还要从人们的膳食结构、膳食习惯等方面更广泛地了解人们对这类物质的膳食暴露水平情况, 以便进行更加准确的健康风险评估。

2 二噁英及其类似物

二噁英通常指具有相似结构和理化特性的一组多氯取代的平面芳烃化合物, 属氯代含氧三环芳烃化合物, 缩写为 PCCD/Fs。目前, 木材防腐和防止血吸虫使用氯酚类造成的蒸发、工业和固体废物焚烧的排放、落叶剂的使用、杀虫剂的制备、纸张的漂白和汽车尾气的排放等是环境中二噁英的重要来源。其类似物质主要有 12 种具有二噁英毒性的多氯联苯(dioxin-like polychlorinated biphenyls, DL-PCBs)。与二噁英不同, PCBs 曾被工业化生产多年, 它的理化性质高度稳定, 耐酸、耐碱、耐腐蚀和抗氧化, 对金属无腐蚀, 耐热和绝缘性能好、阻燃性好, 被广泛应用于工业和商业等方面已有 40 多年历史, 曾被开放使用和密闭使用多年。但是, 由于过去使用不恰当, 已经造成了 DL-PCBs 的环境污染。

随着这类污染物对生态环境和人类健康的危害被逐渐发现, 许多国家特别是发达国家对它们开展了广泛研究。由于这些物质主要通过膳食进入人体, 它们的膳食摄入水平成为各国关注重点^[2]。世界卫生组织和粮农组织的食品添加剂联合专家委员会(Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, JECFA)^[15]提出这类物质的暂定每月耐受量为 70 pg TEQ/kg。从不同国家的数据来看, 二噁英及其类似物的膳食摄入水平和主要膳食来源各有不同。总体上欧美发达国家的膳食摄入水平较高, 但是已处于下降趋势。2012 年 Sirote 等^[16]的研究显示, 法国居民的二噁英类物质膳食摄入量呈明显下降趋势。他们通过法国第 2 次总膳食研究, 分别评估了成年人和青少年的二噁英类物质膳食摄入量。以 TEQ 计, 成年人摄入量为 0.57 pg/(kg·d), 青少年为 0.89 pg/(kg·d)。总体上, 研究获得的一般人群的摄入量比 2005 年的数值

低了 3.2 倍。Perelló 等^[17]对 2008 年西班牙加泰罗尼亚地区的居民通过不同食品摄入 PCDD/Fs 和 DL-PCBs 的水平进行了评估。结果显示,当地居民二噁英及其类似物的膳食摄入量,以毒性当量(Toxic equivalent, TEQ)计,为 0.60 pg/(kg·d)。这一数值明显低于 2006 年[1.12 pg/(kg·d)]和 2000 年[3.51 pg/(kg·d)]的摄入水平。该地区 PCDD/Fs 的膳食来源主要是是鱼和海鲜类食品(28.0%),乳制品(15.4%)和油及脂肪类食品(10.6%)。DL-PCBs 有着相似的来源,主要是鱼和海鲜类(58.6%)及乳类食品(8.9%)。通过蔬菜、水果、豆类食品摄入的水平较低。在另外一个关于加泰罗尼亚地区有害物质焚烧炉周边居民二噁英类物质膳食摄入的研究中,尽管当地居民有更高的膳食摄入水平,同样发现了明显的下降趋势和类似膳食摄入来源^[18]。芬兰居民的二噁英膳食摄入量在 20 世纪 90 年代平均每年下降 6%,在 2000 年左右下降到 1.5 pgTEQ/(kg·d),鱼类和鱼类制品是主要膳食来源(60%~95%)^[19]。比较不同时期开展的关于比利时居民二噁英类物质膳食摄入的数据,从 2002~2008 年,下降趋势也很明显,从 2.53 pgTEQ/(kg·d)下降到 0.72 pgTEQ/(kg·d)^[20-22]。

比利时居民摄入这类物质的来源与西班牙稍有不同。对于成年人群,奶制品的贡献率接近 50%,显著超过了鱼类约 20%的贡献率。在发达国家中,日本的二噁英类物质的污染比较严重,其居民对这类物质的膳食摄入水平较高。Nakatani 等^[23]调查了大阪市居民 2000~2002 年二噁英类物质的膳食摄入水平,分别为 2.08、1.45 和 1.74 pgTEQ/(kg·d)。与其他研究结果不同,该研究中并未发现明显的下降趋势。鱼肉和鱼肉制品是主要来源(77%~92%),其次是肉类和蛋类。

二噁英类化合物膳食摄入量受到食品污染水平和食物消费量两方面的影响。因此获得食品中这些物质的含量并不意味着了解了膳食摄入情况。Son 等^[24]开展了有关韩国居民二噁英类化合物膳食摄入的研究。在对 40 种不同的食品进行 PCBs 检测后发现,它们在大米中含量最低,鱼中含量最高。但是,经过计算后得到的大米和鱼类的 PCBs 膳食摄入量分别为 3.008 和 0.175 ng/(kg·d)。其主要原因是被调查人群膳食结构中大米消费量远远高于鱼类食品。在同一个地区,不同人群的膳食摄入量也会因消费量的差别存在明显不同。最近,奥地利完成了首次居民二噁英类

膳食摄入水平监测^[25],该项监测从 2005 年至 2011 年分析了 235 份动物性食品的二噁英类物质含量。据此获得的奥地利儿童、成年女性和成年男性的摄入量分别是 0.77、0.75 和 0.61 pgTEQ/(kg·d)。乳和乳制品、鱼肉和鱼肉制品是儿童(65%和 15%)和成年女性(67%和 14%)的主要摄入来源,成年男性的主要来源是肉类和内脏(63%和 19%)。不同人群对这些食品消费量的差别是造成差异的主要原因。

我国环境污染导致二噁英类物质的排放有逐渐上升趋势^[26]。人体负荷监测的结果也表明了居民人体负荷也在升高^[27]。Li 等^[28]利用第 3 次中国总膳食研究的样品首次获得了具有代表性的我国居民二噁英类物质膳食摄入量。在第 3 次总膳食研究中将 12 个省按地理分布和膳食习惯划分为 4 个区域。通过分析这 4 个区域居民的膳食摄入和大区内各省居民的人体负荷发现两者具有很好的一致性,说明我国居民主要摄入途径同样来自食品。膳食摄入量最高的南方一区域居民每日膳食摄入量为 57.1 pgTEQ。该区域包括上海市和江西省这样人体负荷较高的省份。而人体负荷较低的宁夏回族自治区和陕西省所在的区域居民平均每天二噁英类物质膳食摄入量仅为 9.06 pgTEQ。国家食品安全风险评估中心最近完成的我国居民二噁英类物质摄入水平研究^[29]获得了最新的我国居民膳食摄入量数据。与第 3 次不同的是,该研究除了动物性食品外,考虑到我国居民的膳食结构的特点,将谷类、薯类、豆类等植物性食品也进行分析并计算摄入量。此外,该研究不再进行省份样品的合并,而是将每个参与省份分别调查摄入量水平,获得更准确和代表性的数据。除了获得一般人群的平均摄入量外,该研究还对高暴露人群的摄入水平进行了评价。结果显示不同性别、年龄组居民膳食摄入量均值在每个月 15.4~38.7 pgTEQ/kg,高暴露人群(97.5%分位数)的摄入量在每个月 68.5~226.1 pgTEQ/kg。按体重计时,儿童的摄入量明显高于成年人。与第 3 次总膳食研究类似,我国二噁英类物质摄入的地区差别较大,摄入量最高的是上海,其成人每日摄入量为 1.55 pgTEQ/kg(kg·d)。这个数值几乎是来自陕西的最低摄入量的 10 倍[0.16 pgTEQ/(kg·d)]。通过比较两次总膳食研究发现从 2000 至 2007 年,我国居民二噁英膳食摄入量增加了 6%,特别是东部发达地区上升趋势更为明显。这一情况与其他研究获得的排放趋势及人体负荷变化趋势均类似。我国香港地区和台湾

地区居民近年来也通过总膳食研究获得了当地居民二噁英膳食摄入水平^[30,31]。台湾成年居民的摄入量为 1.49 pgTEQ/(kg·d)(男性)和 1.32 pgTEQ/(kg·d)(女性), 高于大陆平均水平 0.71 pgTEQ/(kg·d)^[30]。香港居民的平均水平为 0.73 pgTEQ/(kg·d), 与大陆居民摄入量相当^[31]。

总体上我国居民二噁英类物质的膳食摄入量尚不足以导致健康风险, 但是在个别地区, 其暴露水平不容忽视。张建清等^[32]研究结果显示深圳市居民对二噁英类化合物每月膳食摄入水平为 63.2 pgTEQ/kg, 已经接近了 JECF 推荐的暂定每月耐受量。而沈海涛等^[33]的研究结果显示杭州居民的每日二噁英类物质膳食摄入量最高可能达到 233.1 pgTEQ, 超过了美、日等发达国家。因此这些地区的居民二噁英类物质摄入量及其潜在健康风险非常值得关注。

3 多溴联苯醚

多溴联苯醚 (polybrominated diphenylethers, PBDEs) 属于溴代阻燃剂 (polybrominated flame retardants, BFRs) 的一种, 由于其优良的阻燃效率、热稳定性而被广泛地应用于建材、纺织、化工、电子电器等行业。PBDEs 属于添加型阻燃剂, 易于从产品中向环境释放。PBDEs 具有脂溶性、持久性及生物毒性, 是目前公认的 POPs 物质。目前, 八溴代联苯醚和五溴代联苯醚已进入《斯德哥尔摩公约》名单中^[2]。但我国是目前世界上为数不多的仍在生产 PBDEs 的国家之一, 国内需求仍在每年上升, 十溴联苯醚是我国主要生产的 PBDEs 产品。

有关北美居民膳食摄入 PBDEs 的研究较多。1998 年加拿大卫生部在世界上首次将 PBDEs 加入国家总膳食研究项目中^[34]。这项研究对来自加拿大几个主要城市采集的典型食品进行了相关分析测定, 该研究项目通常每年进行一个城市相关研究工作。数据显示加拿大人平均每日 PBDEs 膳食摄入量为 50 ng, 其中肉和肉制品的贡献率最大。但由于 PBDEs 水平在不同食品中的含量差异太大, 导致特定食品的贡献率在不同的研究之间存在差异, 例如 1998 年的研究中肉类食品的贡献率为 76%, 而 2002 年的研究中贡献率降为 41%。

在美国已经开展了几个研究来对多种食品中 PBDEs 污染水平进行测定并在此基础上对膳食摄入水平进行估计。每一项研究都对美国的 PBDEs 膳食

摄入量作了估计, 成人每日摄入量因研究不同而不同: 在北加利福尼亚成人经鱼肉和猪肉摄入量是 0.9~5.0 ng/kg^[35], 由养殖肉类摄入的是 0.3~0.8 ng/kg^[36], 而由更完整的膳食得到的摄入量是 0.87~1.3 ng/kg^[37]。基于公斤体重表示的青少年(1~18 或 19 岁)膳食摄入量估计值要高于成年人: 1.1~5.0 ng/kg^[35]以及 1.1~2.7 ng/kg^[37]。与加拿大总膳食研究类似, 在美国的研究中肉与肉制品对膳食摄入的贡献率最高达 60%~73%, 并随年龄段不同而略有差异^[35]。与此明显不同的是, 通过对英国 2000 年总膳食研究样品的分析发现英国居民 PBDEs 膳食摄入有 70% 来源于蔬菜、水果、面包和奶制品等非肉类食品^[38], 但是从摄入量方面考虑, 欧洲源自膳食的 PBDEs 摄入量也与北美的膳食摄入水平没有明显不同, 加拿大的摄入量位于欧洲摄入量的低端, 而美国的摄入量则处在欧洲摄入量的高端。

我国关于 PBDEs 膳食摄入水平的研究主要关注一些高暴露人群或污染区的居民。Zhao 等^[39]研究了电子垃圾拆解地居民 PBDEs 膳食摄入情况并与对照地区进行了比较。电子垃圾拆解地居民的每日 PBDEs 摄入量为 195.9 ng/d, 是对照地区居民摄入量(88.1 ng/d)的 2 倍多。不同类别食物的贡献对两类地区居民不尽相同, 在电子垃圾拆解地贡献率占前 3 位的分别是大米(46.4%)、鱼肉(26.1%)和猪肉(11.8%), 而在对照地区这个排序变为鱼肉(40.8%)、大米(27.2%)和猪肉(11.2%)。两类地区居民通过膳食摄入最多的均是 BDE47。拆解地居民膳食摄入 BDE209 占总摄入量的 8.4%, 主要是猪肉和鸡肉。对照区居民膳食中未检出 BDE209。Zhang 等^[40]通过分析 2007 年第 4 次中国总膳食样品结合膳食消费量首次获得了我国一般人群 PBDEs 的膳食摄入水平。不同性别年龄组人群膳食暴露均值在 0.7~1.5 ng/kg。高暴露人群在 2.0~4.2 ng/kg。陕西省居民摄入量最低, 广西壮族自治区居民摄入最高, 成人均值分别为 0.35 ng/kg 和 1.24 ng/kg。各类食物贡献率从大到小分别为肉类(32%)、谷类(27%)、蔬菜类(16%)和水产类(15%), 而在上海市和福建省, 水产是当地居民主要的 PBDEs 膳食来源。

根据国内外研究报告的膳食摄入数据来看, 多溴联苯醚的人体负荷有可能会逐渐增加, 在一定程度上对人们的健康存在潜在的威胁。从研究数据中可以发现不同国家和地区多溴联苯醚的膳食摄入水平

有一些差异,但在一定程度上表现出一定的相似性;另外,不同的地区膳食习惯不同、食品污染情况不一致等因素,也会导致这些地区居民膳食暴露水平存在差异。同时,在国际上和国内都暂时没有限量标准,这就要求不同国家根据当地情况进行监测与控制,以尽量减少多溴联苯醚的摄入量来避免危害。

4 全氟有机化合物

20 世纪 50 年代,美国 3M 公司利用电化学氟化法首次生产出全氟化合物(perfluorinated compounds, PFCs)。至今, PFCs 作为重要的工业材料已经被应用几十年。因其优良的化学稳定性、热稳定性、高表面活性及疏水疏油性能,被广泛地用于制造防水防油并耐热的产品中。例如典型的全氟辛烷磺酸盐(perfluorooctanesulfonate, PFOS)和全氟辛酸(perfluorooctanoic acid, PFOA)被大量应用在化工、纺织、皮革、消防、日用洗涤剂、炊具制造等诸多与人们日常生活息息相关的产品的生产中。同时, PFCs 也是一类具有持久性、蓄积性、长途迁移性以及潜在毒性的新型污染物质,近年研究^[41]表明,随着全氟有机化合物被大量使用,这类物质现已广泛存在于环境、野生动物以及人体内,即使在偏远的北极海域也可发现该类物质的存在,因而受到越来越多环境科学家的关注,尤其是 PFOS 和 PFOA 近年来在环境健康领域最受关注,其中 PFOS 已被正式列入 POPs 公约的名单中。

与传统 POPs 类物质不同,由于其疏油、疏水的特性,这类污染物主要在动物和人类的血液、肝脏等组织器官中而不是在脂肪组织中蓄积。但是这类物质同样可以通过食物链富集,发达国家在 PFCs 的环境行为、环境和健康影响以及人类暴露来源和摄入水平等方面较早地开展了研究。2008 年欧盟食品安全局开展了针对 PFOS 和 PFOA 的风险评估,提出了 PFOS 和 PFOA 的每日最大耐受量(TDI)分别为 150 ng/kg 和 1500 ng/kg^[42],并建议欧盟国家对食品中这类物质的含量进行监测,了解本国居民的膳食摄入水平,进而开展暴露评估和风险评估。

2012 年欧盟发布了有关欧洲居民 PFCs 膳食摄入情况的科学报告^[43]。根据来自 2006 至 2012 年 13 个欧洲国家的 7560 个样品的检测结果,获得了欧洲不同年龄人群的 PFOS 和 PFOA 的膳食摄入水平。对于 PFOS,研究结果显示欧洲成年人平均每日膳食摄

入为 5.2 ng/kg,占 TDI 的 3.5%。高暴露人群为 10 ng/kg,占 TDI 的 6.7%。婴儿是所有年龄组中摄入量最高的人群,平均摄入量和高暴露摄入量分别占 TDI 的 9.3%和 19%。对于 PFOA,欧洲成年人平均每日膳食摄入 PFOS 为 4.3 ng/kg,占 TDI 的 0.3%。高暴露人群为 7.7 ng/kg,占 TDI 的 0.5%。婴儿的 PFOA 摄入同样是所有年龄组中摄入量最高的人群,平均摄入量和高暴露摄入量分别占 TDI 的 1.1%和 2.1%。与传统 POPs 类似的是鱼和海鲜是主要的摄入来源。但是水果及其制品的贡献率对与 PFCs 的贡献有时能够超过肉类食品,这与传统 POPs 的情况明显不同。根据这些数据,欧盟食品安全局认为当前 PFCs 的膳食摄入还不存在潜在健康风险^[43]。

由于 PFCs 类物质广泛的污染,即使在偏远的北极地区的动物体内也能够发现这类物质^[41]。Sonja 等^[44]研究了加拿大因纽特人通过食用当地的传统食品摄入 PFCs 的情况。该研究在努勒维特采集了 68 种当地传统食品,分别测定了其中 PFOS 和 PFOA 等 PFCs。在驯鹿肝、环斑豹肝、北极熊肉、白鲸肉这四种传统食品中全氟化合物浓度比较高, PFCs 总量的含量或含量范围分别为: 0.7~11.7 ng/g、7.7~10.2 ng/g、7.0 ng/g、5.8~7.0 ng/g。根据因纽特人的膳食消费量计算了 PFCs 摄入水平,在被调查的 754 个对象中,膳食摄入水平为 0.6~8.5 ng/(kg·d)。该研究发现,在当地居民中 41~60 岁的人摄入量比小于 40 岁的人摄入量高。PFCs 的膳食来源大部分是传统食物,其中驯鹿肉贡献率最高达到 43%~75%。年龄较大的居民食用更多这些肉类为主的传统食品,而 PFCs 在动物体内具有较强的富集作用,这可能是造成当地 PFCs 摄入特点的主要原因。

由于发达国家采取了更为严格的管控措施,相当多的 PFCs 生产被转移到包括中国在内的发展中国家。近年来我国环境科学与食品安全方面的学者开始关注 PFCs 类物质对我国生态环境和居民健康的潜在威胁。Wang 等^[45]分析了我国 8 个地区鸡蛋中 PFCs 的含量,其中 PFOS 的检出率是 100%,含量在 45.0~86.9 ng/g。PFOA 的检出率为 75%,含量范围是 <LOD~0.091 ng/g。这 8 个地区居民通过鸡蛋摄入 PFOS 的量在 4~10 ng/(kg·d)。Wang 等^[46]分析了 2008 至 2009 年我国市售的液态奶(84 份),奶粉(36 份)和酸奶(32 份)中 PFCs 含量水平。在液态奶中 PFOS 的检出率为 36%,低于 PFOA 的 46%。在奶粉中 PFOS

和 PFOA 的检出率均低于 35%。PFOA 在酸奶中检出率最高, 达到了 69%, 研究者估计了通过乳类食品摄入 PFOS 和总 PFCs 的量, 分别为 23 和 167 pg/(kg·d)。Wang 等^[47]还调查了北京市场采集的 143 份猪肉及猪内脏和鸡肉及鸡内脏中 PFCs 含量情况。在不同的组织中猪肝的含量最高, 其均值为 3.438 ng/g 全重, 显著高于处在第 2 位的猪肾(0.508 ng/g 全重), 然后是猪心(0.167 ng/g 全重), 鸡肝(0.098 ng/g 全重)和鸡心(0.05 ng/g 全重样品)。相对于内脏, 肉类样品中 PFCs 含量较少, 猪肉和鸡肉含量均值分别为 0.018 ng/g 全重和 0.016 ng/g 全重。同样, 作者估计了通过肉类食品摄入 PFOS 和总 PFCs 的量, 分别为 11 和 29 pg/(kg·d)。这些食品的摄入量均明显低于 Gulkowska 等^[48]估计的中国沿海居民从海产类食品摄入的量, PFOS 和 PFOA 分别为 1.7~2.8 ng/kg(kg·d)和 1.9 ng/(kg·d)。Zhang 等^[49]分析了我国肉、肉制品和蛋类中 PFCs 含量并计算了通过这些食品的 PFOS 和 PFOA 的膳食摄入量, 而且用其他文献报道的浓度估计了我国居民通过水、鱼和海产食品摄入 PFOS 和 PFOA 的情况。同时通过分析室内空气中这些物质的含量估计了呼吸途径的摄入量。结果显示, 我国居民 99% 的 PFOS 和 98% 的 PFOA 是通过膳食途径摄入的。另外肉和肉制品及蛋类不是 PFOS 摄入的主要途径, 肉是 PFOA 的主要摄入途径。

与二噁英等 POPs 不同, 对于一般人群人体 PFOS 和 PFOA 的摄入来源目前还不确定, 通过食物摄入被认为是一般人群的主要暴露来源。除了估计膳食摄入在总暴露中的贡献外, 对膳食摄入和体内含量进行相关分析也能对暴露来源进行评价。2004 年, Anna 等^[50]通过采集日本大阪和宫城两个地区中 20 个女性的膳食和血清样本, 测定了其中 PFOS 和 PFOA 的水平含量。结果显示大阪女性中对 PFOS 的膳食摄入水平为 1.47 ng/(kg·d), PFOA 膳食暴露水平为 1.28 ng/(kg·d), 宫城女性 PFOS 膳食摄入水平为 1.08 ng/(kg·d), PFOA 膳食摄入水平为 0.72 ng/(kg·d)。两地膳食摄入水平差别不大。但是大阪女性血清中 PFOS 和 PFOA 含量(均为 31 ng/mL)明显高于宫城女性血清中的含量, PFOS 和 PFOA 的含量分别为 14 ng/mL 和 4.6 ng/mL。根据这些数据估计的膳食摄入在总暴露中的贡献率在两个城市间也明显不同。在大阪, PFOS 和 PFOA 的贡献率分别为 22.4% 和 23.7%, 而在宫城则分别为 92.5% 和 110.6%。虽然该研究是

使用模型估计的贡献率, 具有一定的不确定性, 但是从结果看, PFCs 的摄入途径仍需进一步研究确定。

在挪威也有研究对血清中全氟化合物水平含量与膳食暴露的关系进行探讨。Haug 等^[51]主要选择了以经常食用海鲜类食品的人为研究对象, 在被调查的 175 个参与者中测定了 19 种全氟化合物的含量, 发现他们血清中全氟化合物含量水平和鱼、鱼肝、虾等海鲜类的消费情况及年龄、母乳喂养史、居住地区有着显著的关系。通过计算, 在被调查人中摄入 PFOS 和 PFOA 的水平分别为 0.6 和 1.5 ng/(kg·d)。与上述日本研究^[50]不同, Haug 等^[51]指出海鲜类食品的消费情况和血清中该类物质含量水平之间存在着显著地关系, 并且因此认为膳食暴露是主要的途径。Kim 等^[52]也进行了血清 PFCs 含量与膳食摄入的关系。他们分别分析了 20 位志愿者的血清 PFCs 含量和这些人一天的 PFCs 膳食摄入量。虽然未发现相关性, 但是通过分析膳食消费量仍然认为膳食摄入是 PFCs 暴露的重要来源。Domingo^[53]通过总结分析以往研究的结果指出全氟化合物暴露有很多途径, 如膳食、灰尘、空气、包装、水等, 但膳食可能是最主要暴露途径。

5 其他有关污染物

除去《斯德哥尔摩公约》规定的物质外, 还有其他污染物质, 诸如多氯化萘、多环芳烃等也具有一定的持久性^[1]。关于这些物质的膳食暴露水平在不同国家和地区也有一些报道。

在爱尔兰, Fernandes 等^[54]用高分辨磁质谱测定了 100 种经常消费的食品中多氯化萘的含量并且研究了当地人对这类化合物膳食暴露情况, 发现在被测的大多数食品中都存在多氯化萘, 含量为 0.09~59.30 ng/kg, 其中在被检测的鱼中含量最高。通过消费数据计算, 爱尔兰成年人对多氯化萘的膳食暴露水平按毒性当量计为每个月 0.14 pgTEQ/kg, 这一数据相对来说比较低。在西班牙加泰罗尼亚的一篇文章中也有着类似的报道, Llobet 等^[55]选择的 14 种经常被消费的可食性海洋生物中, 多氯化萘基本上都可被检出。在计算当地人对这类物质的膳食暴露水平时, 发现对于一个标准的成年男人来说, 膳食暴露水平为 1.53 ng/d。从健康风险角度看, 目前还不能够威胁到健康。由于该类物质自身特性, 具有潜在的风险; 不过缺乏对多氯化萘毒性机制的了解及更多的

膳食暴露数据,需要更进一步的研究。

对该类物质膳食暴露水平也有相关的报道。Alomirah 等^[56]研究了科威特不同烤和烟熏食品中多环芳烃的含量及小孩、青年、成年人对该类化合物的膳食暴露水平。结果显示被调查食品中非致癌性多环芳烃占据大部分,只有在烤蔬菜、烤全鸡等中致癌性多环芳烃含量比较高。考虑到这些食物经常被消费,根据当地消费数据计算了膳食暴露量,发现多环芳烃的不同化合物膳食暴露水平基本上是相当的,且都存在着一定的致癌风险。在西班牙加泰罗尼亚对有机物的研究工作比较多,也有关于多环芳烃化合物的报道。诸如 Isabel 等^[57]通过双份饭研究,得出了当地人对 16 种多环芳烃的膳食暴露水平。数据显示对于一个标准的男性成年人来说膳食暴露水平为 59.2 ng/d,和原来通过总膳食研究得出的数据相比有明显不同,提示在研究膳食暴露时选择恰当的方法才能给出更切实际的膳食暴露水平数据。2008 年 12 月在中国太原采集了 7 类食品中的 25 种样品,检测了其中 16 种多环芳烃,计算了当地居民多环芳烃的膳食暴露水平并进行了健康风险评估。结果显示猪肉中多环芳烃含量最高,为 195.30 ng/g,牛奶中最低,为 8.73 ng/g;膳食暴露水平:男性小孩、青年、成年人、老人分别为 392.42、511.01、571.56 和 532.56 ng/d;相对应的女性分别为 355.16、440.51、487.64 和 444.85 ng/d,具有高潜在致癌风险^[58]。

6 结 语

由于持久性有机污染物对人们健康存在着潜在的威胁,国内外都对该类化合物进行了持续的监测。通过了解近年来不同国家和地区的人们对该类化合物膳食摄入水平,总体上该类化合物的膳食摄入还不足以对人们的健康造成明显的影响。从不同的研究来看,都是选择了当地具有代表性的食物,不能代表每个人的膳食结构,一般也只能用于初步的风险评估,在以后的研究中我们应该更加全面的了解摄入不同食品对持久性有机污染物的膳食暴露水平。另外,虽然不同文献中膳食暴露水平计算方法不同,但是这些对 POPs 膳食暴露水平的数据、变化趋势及影响膳食暴露水平的因素等可作为食品安全风险评估的重要依据,用于了解各个国家食品安全状况,进行更加精细的健康风险监控,从而保持各个国家和地区

研究的一致性,以便于全球数据的分析比较,发布各个食品的安全预警,制定营养监测和卫生监管方向。

参考文献

- [1] 吴永宁,江桂斌.重要有机污染物痕量与超痕量检测技术[M].北京:化学工业出版社,2007.
Wu YN, Jiang GB. The trace and ultra trace detection technology about important organic pollutants [M]. Beijing: Chemical Industry Press, 2007.
- [2] 李敬光,赵云峰,吴永宁.我国持久性有机污染物人体负荷研究进展[J].环境化学,2011,30:5.
Li JG, Zhao YF, Wu YN. A review for the body burden of persistent organic pollutants in China [J]. Environ Chem, 2011, 30:5.
- [3] Yu YX, Li CL, Zhang XL, *et al.* Route-specific daily uptake of organochlorine pesticides in food, dust, and air by Shanghai residents, China [J]. Environ Int, 2012, 50: 31-37.
- [4] Nougadère A, Sirot V, Kadar A, *et al.* Total diet study on pesticide residues in France: Levels in food as consumed and chronic dietary risk to consumers [J]. Environ Int, 2012, 45:135-150.
- [5] Wang HS, Chen ZJ, Wei W, *et al.* Concentrations of organochlorine pesticides (OCPs) in human blood plasma from Hong Kong: markers of exposure and sources from fish [J]. Environ Int, 2013, 54: 18-25.
- [6] Axmon A, Rylander L, Ömberg US, *et al.* Altered menstrual cycles in women with a high dietary intake of persistent organochlorine compounds [J]. Chemosphere, 2004, 56: 813-819.
- [7] Fromberg A, Granby K, Højgård A, *et al.* Estimation of dietary intake of PCB and organochlorine pesticides for children and adults [J]. Food Chem, 2011, 125: 1179-1187.
- [8] Kurunthachalam K, Tanabe S, Williams RJ, *et al.* Persistent organochlorine residues in foodstuffs from Australia, Papua New Guinea and the Solomon Islands: contamination levels and human dietary exposure [J]. Sci Total Environ, 1994, 153: 29-49.
- [9] Wang HS, Sthiannopkao S, Du J, *et al.* Daily intake and human risk assessment of organochlorine pesticides (OCPs) based on Cambodian market basket data [J]. J Hazard Mater, 2011, 192: 1441-1449.
- [10] Bempah CK, Donkor A, Yeboah PO, *et al.* A preliminary assessment of consumer's exposure to organochlorine pesticides in fruits and vegetables and the potential health risk in Accra Metropolitan, Ghana [J]. Food Chem, 2011, 128: 1058-1065.
- [11] Pardo V, Martínez D, Flores A, *et al.* Human health risk of dietary intake of organochlorine pesticide residues in bovine meat and tissues from Veracruz, México [J]. Food Chem, 2012, 135: 1873-1893.
- [12] Zhang J, Liu F, Chen R, *et al.* Levels of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in edible shellfish from Xia-

- men (China) and estimation of human dietary intake [J]. *Food Chem Toxicol*, 2012, 50: 4285–4291.
- [13] Zhou PP, Zhao YF, Li JG, *et al.* Dietary exposure to persistent organochlorine pesticides in 2007 Chinese total diet study [J]. *Environ Int*, 2012, 42: 152–159.
- [14] Zhou PP, Wu YN, Yin SA, *et al.* National survey of the levels of persistent organochlorine pesticides in the breast milk of mothers in China [J]. *Environ Pollut*, 2011, 159: 524–531.
- [15] JECFA. Evaluation of Certain Food Additives and Contaminants. Fifty-seventh Report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives [J]. WHO Technical Report Series 909, 2001, 139–146.
- [16] Sirot V, Tard A, Venisseau A, *et al.* Dietary exposure to polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans and polychlorinated biphenyls of the French population: Results of the second French Total Diet Study [J]. *Chemosphere*, 2012, 48: 492–500.
- [17] Perelló G, Catalán JG. Assessment of the temporal trend of the dietary exposure to PCDD/Fs and PCBs in Catalonia, over Spain: health risks [J]. *Food Chem Toxicol*, 2012, 50: 399–408.
- [18] Martí-Cid R, Bocio A, Domingo JL. Dietary exposure to PCDD/PCDFs by individuals living near a hazardous waste incinerator in Catalonia, Spain: temporal trend [J]. *Chemosphere*, 2008, 70: 1588–1595.
- [19] Kiviranta H. Exposure and human PCDD/F and PCB body burden in Finland [J]. *Publications of the National Public Health Institute*, 2005, 14: 191.
- [20] Windal I, Vandevijvere S, Maleki M. Dietary intake of PCDD/Fs and dioxin-like PCBs of the Belgian population [J]. *Chemosphere*, 2010, 79: 334–340.
- [21] Focant JF, Eppe G, Pirard C, *et al.* Levels and congener distribution of PCDDs, PCDFs and Non-Ortho PCBs in Belgian foodstuffs. Assessment of dietary intake [J]. *Chemosphere*, 2002, 48: 167–179.
- [22] Vrijens B, Henauf DS, Dewettinck K, *et al.* Probabilistic intake assessment and body burden estimation of dioxin-like substances in background conditions and during a short food contamination episode [J]. *Food Addit Contam*, 2002, 19: 687–700.
- [23] Nakatani T, Yamamoto A, Ogaki S. A survey of dietary intake of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans, and dioxin-like coplanar polychlorinated biphenyls from food during 2000–2002 in Osaka City, Japan [J]. *Arch Environ Contam Toxicol*, 2011, 60: 543–555.
- [24] Son MH, Kim JT, Park H, *et al.* Assessment of the daily intake of 62 polychlorinated biphenyls from dietary exposure in South Korea [J]. *Chemosphere*, 2012, 89: 957–963.
- [25] Rauscher-Gaberniga E, Mischecka D, Mocheb D, *et al.* Dietary intake of dioxins, furans and dioxin-like PCBs in Austria [J]. *Food Addit Contam*, 2013, 30: 1770–1779.
- [26] Zhu J, Hirai Y, Sakai S, *et al.* Potential source and emission analysis of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans in China [J]. *Chemosphere*, 2008, 73: 72–77.
- [27] Li JG, Zhang L, Wu YG, *et al.* A national survey of polychlorinated dioxins, furans (PCDD/Fs) and dioxin-like polychlorinated biphenyls (dl-PCBs) in human milk in China [J]. *Chemosphere*, 2009, 75: 1236–1242.
- [28] Li JG, Wu YN, Zhang L, *et al.* Dietary intake of polychlorinated dioxins, furans and dioxin-like polychlorinated biphenyls from foods of animal origin in China [J]. *Food Addit Contam*, 2007, 24: 186–193.
- [29] Zhang L, Li JG, Liu X, *et al.* Dietary intake of PCDD/Fs and dioxin-like PCBs from the Chinese total diet study in 2007 [J]. *Chemosphere*, 2013, 90: 1625–1630.
- [30] FEHD. The First Hong Kong Total Diet Study Report No. 1: The First Hong Kong Total Diet Study: Dioxins and Dioxin-like Polychlorinated Biphenyls (PCBs) [Z]. Centre for Food Safety, Food and Environmental Hygiene Department (FEHD), The Government of the Hong Kong Special Administrative Region. 2011.
- [31] Chen HL, Su HJ, Hsu JF, *et al.* High variation of PCDDs, PCDFs, and dioxin-like PCBs ratio in cooked food from the first total diet survey in Taiwan [J]. *Chemosphere*, 2008, 70: 673–681.
- [32] 张建清, 周健, 蒋友胜, 等. 我国某城市市售各类食品二噁英、多氯联苯污染水平和人群膳食暴露量研究[C]. 第四届持久性有机污染物全国学术研讨会论文集, 2009.
- Zhang JQ, Zhou J, Jiang YS, *et al.* The research of human dietary intake and the levels of PCDD/Fs and PCBs in various food, a city China [C]. The fourth session of the national academic symposium on persistent organic pollutants (POPs), 2009.
- [33] 沈海涛, 韩见龙, 任一平. 农产品中二噁英类似物含量及人体摄入量的初步评估[J]. *环境化学*, 2007, 26: 269–270.
- Shen HT, Han JL, Ren YP. The assessment about dioxin-like compounds level in agriculture foods and the human dietary intake [J]. *Environ Chem*, 2007, 26: 269–270.
- [34] Ryan JJ, Patry B. Body burdens and food exposure in Canada for polybrominated diphenyl ethers (BDEs) [J]. *Org Compd*, 2001, 51: 226–229.
- [35] Luksemburg WJ, Wenning RJ, Patterson A, *et al.* Levels of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in fish, beef, and fowl purchased in food markets in Northern California USA [Z]. *Brominated Flame Retardants as Food Contaminants 565 Third Inter-*

- national Workshop on Brominated Flame Retardants, Toronto, ON, Canada, June 6–9, 2004: 479–482.
- [36] Huwe J, Larsen G. Polychlorinated dioxins, furans, and biphenyls, and polybrominated diphenyl ethers in a US meat market basket and estimates of dietary intake [J]. *Environ Sci Technol*, 2005, 39: 5606–5611.
- [37] Schechter A, Papke O, Harris TR, *et al.* Polybrominated diphenyl ether (PBDE) levels in an expanded market basket survey of U.S. food and estimated pbde dietary intake by age and sex [J]. *Environ Health Perspect*, 2006, 114: 1515–1520.
- [38] Silva KD. Thesis: Brominated Organic Micro-pollutants in Food and Environmental Biota [D]. Leeds: University of Leeds, 2005.
- [39] Zhao G, Zhou H, Wang D, *et al.* PBBs, PBDEs, and PCBs in foods collected from e-waste disassembly sites and daily intake by local residents [J]. *Sci Total Environ*, 2009, 407: 2565–2575.
- [40] Zhang L, Li JG, Zhao YF, *et al.* Polybrominated diphenyl ethers (pbdes) and indicator polychlorinated biphenyls (PCBs) in Foods from China: Levels, Dietary Intake, and Risk Assessment [J]. *J Agric Food Chem*, 2013, 61: 6544–6551.
- [41] Bossi R, Riget FF, Dietz R, *et al.* Preliminary screening of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and other fluorochemicals in fish, birds and marine mammals from Greenland and the Faroe Islands [J]. *Environ Pollut*, 2005, 136: 323–329.
- [42] European Food Safety Authority (EFSA). Opinion of the scientific panel on contaminants in the food chain on Perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts [J]. *EFSA J*, 2008, 653: 1–131.
- [43] European Food Safety Authority (EFSA). Scientific report of EFSA Perfluoroalkylated substances in food: occurrence and dietary exposure [J]. *EFSA J*, 2012, 10: 2743.
- [44] Ostertag SK, Tague BA, Humphries MM, *et al.* Estimated dietary exposure to fluorinated compounds from traditional foods among Inuit in Nunavut, Canada [J]. *Chemosphere*, 2009, 75: 1165–1172.
- [45] Wang Y, Wai YL, Nobuyoshi Y, *et al.* Perfluorooctane sulfonate (PFOS) and related fluorochemicals in chicken egg in China [J]. *Chin Sci Bull*, 2008, 53: 501–507.
- [46] Wang JM, Shi YL, Pan YY, *et al.* Perfluorinated compounds in milk, milk powder and yoghurt purchased from markets in China [J]. *Chin Sci Bull*, 2010, 55: 2020–2025.
- [47] Wang JM, Shi YL, Pan YY, *et al.* Perfluorooctane sulfonate (PFOS) and other fluorochemicals in viscera and muscle of farmed pigs and chickens in Beijing, China [J]. *Chin Sci Bull*, 2010, 55: 3550–3555.
- [48] Gulkowska A, Jiang QT, So MK, *et al.* Persistent perfluorinated acids in seafood collected from two cities of China [J]. *Environ Sci Technol*, 2006, 40: 3736–3741.
- [49] Zhang T, Sun HW, Wu Q, *et al.* Perfluorochemicals in meat, eggs and indoor dust in China: assessment of sources and pathways of human exposure to perfluorochemicals [J]. *Environ Sci Technol*, 2010, 44: 3572–3579.
- [50] Kärman A, Harada KH, Inoue K, *et al.* Relationship between dietary exposure and serum perfluorochemical (PFC) levels —A case study [J]. *Environ Int*, 2009, 35: 712–717.
- [51] Haug LS, Thomsen C, Brantsæter AL, *et al.* Diet and particularly seafood are major sources of perfluorinated compounds in humans [J]. *Environ Int*, 2010, 36: 772–778.
- [52] Kim SK, Kang DM, Hwang YS, *et al.* The relationships between sixteen perfluorinated compound concentrations in blood serum and food, and other parameters, in the general population of South Korea with proportionate stratified sampling method [J]. *Sci Total Environ*, 2013, 6: 39.
- [53] Domingo JL. Health risks of dietary exposure to perfluorinated compounds [J]. *Environ Int*, 2012, 40: 187–195.
- [54] Fernandes AR, Tlustos C, Rose M, *et al.* Polychlorinated naphthalenes (PCNs) in Irish foods: Occurrence and human dietary exposure [J]. *Chemosphere*, 2011, 85: 322–328.
- [55] Llobet JM, Falco G, Bocio A, *et al.* Human exposure to polychlorinated naphthalenes through the consumption of edible marine species [J]. *Chemosphere*, 2007, 66: 1107–1113.
- [56] Alomirah H, Al-Zenki S, Al-Hooti S, *et al.* Concentrations and dietary exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from grilled and smoked foods [J]. *Food Control*, 2011, 22: 2028–2035.
- [57] Martorell I, Nieto A, Nadal M, *et al.* Human exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) using data from a duplicate diet study in Catalonia, Spain [J]. *Food Chem Toxicol*, 2012, 50: 4103–4108.
- [58] Xia ZH, Duan XL, Qiu WX, *et al.* Health risk assessment on dietary exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Taiyuan, China [J]. *Sci Total Environ*, 2010, 408: 5331–5337.

(责任编辑: 张宏梁)

作者简介



王向勇, 硕士研究生, 主要研究方向为食品质量与安全。

E-mail: wangxiangyongandy@126.com



李敬光, 理学博士, 研究员, 主要研究方向为持久性有机污染物膳食暴露评估。

E-mail: lijg@cfsa.net.cn