

# 食品中环境新污染物危害管控研究

陈玲<sup>1,2</sup>, 杨潇<sup>1,2</sup>, 张琳钰<sup>1,2</sup>, 胡海冬<sup>1,2</sup>, 王瑾丰<sup>1,2</sup>, 吴兵<sup>1,2\*</sup>, 任洪强<sup>1,2</sup>

(1. 南京大学环境学院, 南京 210023; 2. 污染控制与资源化研究国家重点实验室, 南京 210023)

**摘要:** 环境新污染物的涌现给我国食品安全保障带来了全新挑战, 亟需对其进行系统研究。本文梳理了蔬菜、水果、谷物、肉类、水产类、蛋奶等主要食品中抗生素、内分泌干扰物 (EDCs)、全氟化合物 (PFCs)、微塑料 (MPs) 四大类新污染物的赋存现状、危害特征及来源。研究发现, 喹诺酮类抗生素在水产品、蔬菜、牛奶等食品中的检出率较高, 主要来源于农兽药的使用; EDCs 中的双酚 A 在罐头食品、水产品中的检出率较高, 壬基酚多检出于水产品中, 两者主要来源于食品包装析出; PFCs 在水产品、畜禽肉、蛋类食品中的检出率较高, 污水处理厂输送及食品包装析出是其主要来源; MPs 在水产品中具有极高的检出率, 主要由受污染的环境介质输入。建议将更多类型的环境新污染物纳入食品安全监控范围, 系统规划新污染物关联化学品的科学使用规则, 制定多管理部门联合管控机制, 从而积极应对环境新污染物带来的食品安全挑战, 切实保障我国食品安全。

**关键词:** 食品安全; 环境新污染物; 抗生素; 全氟化合物; 内分泌干扰物; 微塑料

**中图分类号:** TS201.6 **文献标识码:** A

## Hazard and Management of Emerging Environmental Pollutants in Food of China

Chen Ling<sup>1,2</sup>, Yang Xiao<sup>1,2</sup>, Zhang Linyu<sup>1,2</sup>, Hu Haidong<sup>1,2</sup>, Wang Jinfeng<sup>1,2</sup>,  
Wu Bing<sup>1,2\*</sup>, Ren Hongqiang<sup>1,2</sup>

(1. School of Environment, Nanjing University, Nanjing 210023, China; 2. State Key Laboratory of Pollution Control and Resource Reuse, Nanjing 210023, China)

**Abstract:** The occurrence of emerging environmental pollutants brings new challenges to food safety in China, which needs to be systematically researched. This study focused on the distribution, hazard characteristics, and sources of antibiotics, endocrine disrupting chemicals (EDCs), perfluorinated compounds (PFCs), and microplastics (MPs) in major foods such as vegetables, fruits, grains, meat, aquatic products, eggs, and milk. It was found that fluoroquinolones showed a high detection rate in aquatic products, vegetables, and milk. Fluoroquinolones were mainly derived from the use of agricultural and veterinary drugs. Bisphenol A (one of phenolic EDCs) was frequently detected in canned food and aquatic products, and nonylphenol was mostly detected in aquatic products. Both EDCs were mainly from food packages. PFCs possessed a high detection rate in aquatic products, livestock meat, poultry meat, and eggs. PFCs were mainly from wastewater treatment plants and food packages. MPs showed a very high detection rate in aquatic products, which were mainly imported by contaminated environmental media. Ingestion of environmental emerging pollutants through food may lead to disease risk of human. Thus, it is recommended to monitor more types of emerging environmental pollutants in the scope of food safety, systematically plan the scientific rules of usage of the chemicals, and formulate a multi-departmental joint management and control mechanism to better cope with the issue of food safety caused by emerging environmental pollutants and effectively ensure food safety.

收稿日期: 2022-02-18; 修回日期: 2022-04-15

通讯作者: \*吴兵, 南京大学环境学院教授, 研究方向为复合污染识别与健康危害; E-mail: bwu@nju.edu.cn

资助项目: 中国工程院咨询项目“食品营养与健康战略研究”(2021-XBZD-04)

本刊网址: www.engineering.org.cn/ch/journal/sscae

**Keywords:** food safety; emerging environmental pollutants; antibiotics; perfluorinated compounds; endocrine disrupting chemicals; microplastics

### 一、前言

食品是人类最基本、最重要的消费品。食品安全是关乎国计民生的基础问题，也是世界人民共同面临的重大挑战。根据世界卫生组织报道，食用不安全食品能够引起轻如腹泻、重至癌症等超200种食源性疾病；每年约有 $6 \times 10^8$ 人遭受食源性疾病影响， $4.2 \times 10^5$ 人因此死亡，累积损失 $3.3 \times 10^7$ 健康生命年；约有40%的5岁以下儿童正在承受食源性疾病负担，每年有 $1.25 \times 10^5$ 名儿童因此失去生命 [1]。病原体、化学品对食品的污染是造成食源性疾病的主要原因。与病原体相比，食品中化学污染物引起的健康危害识别难度高、周期长，成为食品安全保障需要着重关注的难点问题 [2]。

环境与食品安全密切相关，环境污染物可通过土壤、水、空气等环境要素向农作物、蔬菜、鱼类、动物等食品中迁移，成为食品中化学污染物的重要来源，对食品品质及安全造成负面影响 [3]。有研究报道，水生环境中的重金属可通过生物积累、生物富集迁移到鱼类体内 [4]，在这些受污染鱼类被食用后，重金属会随之进入人体并发生累积，存在诱发癌症等重大疾病的风险 [5]；被农药污染的果蔬在食用后，能够引发多类疾病，产生头痛、恶心等短期健康危害以及生殖危害、内分泌紊乱等慢性影响 [6]。

从已有文献来看，重金属、农药等环境污染物对食品安全的危害已引起广泛关注，但抗生素、内分泌干扰物 (EDCs)、全氟化合物 (PFCs)、微塑料 (MPs) 等环境新污染物尚未获得系统性关注，相应的危害管控研究有待深入展开。针对于此，本文通过相对全面的调研，力求明确蔬菜、水果、谷物、肉类、水产类、蛋奶等主要食品中环境新污染物的关键类型、污染现状及来源分布，进而提出食品中环境新污染物问题的防控建议，为食品安全研究提供基础性参考。

### 二、危害食品安全的环境新污染物及特征

随着土壤、水、空气等环境要素中新污染物的

不断涌现，食品安全面临着一系列与环境新污染物相关的风险，其中抗生素、EDCs、MPs、PFCs等是当前影响最为突出的新污染物类型 [7]。

抗生素是某些微生物在代谢过程中产生的能抑制或杀灭病原微生物的化学物质，主要分为氯霉素类、硝基呋喃类、喹诺酮类、磺胺类、 $\beta$ -内酰胺类、四环素类等。抗生素滥用会导致细菌产生耐药性，耐药性菌株可通过各种途径感染人体 [8]；抗生素残留也会造成人和动物体内肠道菌群的微生态改变，增加条件性致病菌感染的风险。

EDCs是一类可引起生物体内分泌系统紊乱的外源性物质，不仅能够引起生物体自身健康状况发生改变，甚至可能引发种群性别比例失衡而导致种群数量衰减。流行病学和临床研究的初步结果表明，EDCs在乳腺癌、前列腺癌以及代谢性疾病（如肥胖）的发生发展中起到重要影响。环境中存在数百种EDCs，其中酚类雌激素如双酚A (BPA)、壬基酚 (NP) 是食品中最为典型的EDCs，因其广泛存在和显著的不良效应而越发受到关注。流行病学研究证明，接触酚类雌激素可导致癌症发病率增加、人类生殖健康度下降 [9]。

PFCs是一类人工合成的化合物，特征为碳链上直接与碳原子相连的氢原子全部被氟原子取代，分为全氟酸、全氟磺酸盐两大类；在环境中具有持久性，容易在食品中蓄积进而影响食品的品质与安全。全氟辛酸 (PFOA)、全氟辛烷磺酸 (PFOS) 是食品 and 人体中最为常见的PFCs单体 [10]，已被报道对小鼠具有致畸效应和肝毒性；对人体健康危害的直接数据尚不充足，但已引起欧洲食品安全局等监管机构的关注。

MPs指尺寸小于5 mm的微型塑料碎片，分为原生和次生两类：前者是因生产生活所需进行人工加工的微型塑料碎片，后者是源自于日常塑料制品在风化、光照以及物理摩擦等外力作用下形成的塑料碎片和纤维等。MPs成为危害严重的全球性环境新污染物之一，甚至在人迹罕至的南极地区都已检出。据估算，我国居民通过食物摄入的MPs量约为512~898个/d [11]。摄入MPs可引发机体出现炎症反应、氧化应激、细胞损伤等情况，更为重要的

是, MPs 作为其他环境毒害污染物 (如重金属、多氯联苯等) 进入生物体的载体, 将对生物产生远超 MPs 危害效应的毒害作用 [12]。因此, 食品中的 MPs 污染问题理应获得更多关注。

### 三、食品中主要环境新污染物的污染现状

#### (一) 抗生素

大量研究显示, 肉、蛋、奶、鱼、蔬菜等食品中存在不同程度的抗生素检出, 残留类别有  $\beta$ -内酰胺类、喹诺酮类、磺胺类、四环素类, 其中喹诺酮类抗生素是主要类别。

2010 年对我国 10 个省份采集的 199 个生牛奶样本进行分析显示,  $\beta$ -内酰胺类、喹诺酮类、磺胺类抗生素的检出率分别为 0.5%、47.2%、20.1%, 未检出四环素类抗生素; 磺胺类检出水平为 6.24~13.31  $\mu\text{g}/\text{kg ww}$  (ww 表示湿重), 喹诺酮类检出水平为 0.33~23.45  $\mu\text{g}/\text{kg ww}$  [13]。2008—2010 年, 东莞市蔬菜基地连续采样分析显示, 喹诺酮类抗生素检出率为 61%~98%, 诺氟沙星、环丙沙星、恩诺沙星、洛美沙星 4 种喹诺酮类抗生素的总量平均检出浓度达 46.34  $\mu\text{g}/\text{kg dw}$  (dw 表示干重)。喹诺酮类抗生素总量在不同类型蔬菜中存在差异, 如叶菜类平均为 49.87  $\mu\text{g}/\text{kg dw}$ , 根茎类平均为 44.81  $\mu\text{g}/\text{kg dw}$ , 瓜果类平均为 11.21  $\mu\text{g}/\text{kg dw}$  [14]。

在水产品中, 喹诺酮类抗生素检出率较高 (30%~80%), 检出浓度为 1~90.6  $\mu\text{g}/\text{kg ww}$ , 其中恩诺沙星、环丙沙星为主要的残留类别。值得注意的是, 养殖鱼的氟喹诺酮类抗生素检出率高达 95.69%, 残留量最高为 47 108  $\mu\text{g}/\text{kg ww}$ , 平均残留量达到 725.1  $\mu\text{g}/\text{kg ww}$  [15]。蛋、畜禽肉中的抗生素检出率相对较低, 如 2011—2012 年苏州市的市售肉类中的检出率仅为 4.3%~30%, 约 86% 的样本检出浓度不高于 10  $\mu\text{g}/\text{kg ww}$  [16]。

#### (二) 内分泌干扰物

对河北省市售 356 份食品样本进行分析发现, BPA 在畜禽肉、淡水鱼、海水鱼中的检出率超过 90%, 检出浓度分别为 ND (表示未检出)~67  $\text{ng}/\text{g ww}$ 、1.2~26.6  $\text{ng}/\text{g ww}$ 、ND~21.2  $\text{ng}/\text{g ww}$ ; 肉类罐头、鱼肉罐头、谷物罐头等罐装食品中的检出率为 100%, 浓度范围为 3.7~514.8  $\text{ng}/\text{g ww}$ ; 小麦粉、饮

料及桶装水、大米中的检出率与检出浓度均较低 [17]。对于四川省市售 414 份食品, 在 71.3% 的样本中检出了 BPA; 肉类罐头、鱼肉罐头、谷物罐头仍是 BPA 检出率及检出水平 (ND~173  $\text{ng}/\text{g ww}$ ) 最高的食品, 其次是海水鱼 (ND~64.8  $\text{ng}/\text{g ww}$ )、大米及小麦粉 (ND~22.5  $\text{ng}/\text{g ww}$ ), 最低的是淡水鱼、畜禽肉 (ND~7.88  $\text{ng}/\text{g ww}$ ) [18]。在果汁、番茄意大利面中检测到 BPA 的存在, 浓度范围为 6.815~15.54  $\text{ng}/\text{g ww}$ , 但在新鲜蔬菜 (如卷心菜、番茄) 中未检出 BPA [19]。

NP 是食品中另一类常见的 EDCs。现有研究表明 [20], 在深圳市、海口市的市售蔬菜中, NP 检出水平为 ND~6.27  $\text{ng}/\text{g ww}$ ; 调查蔬菜种类涵盖芹菜、黄瓜、番茄、大白菜、萝卜、蘑菇、菜花、茄子等, 其中芹菜 (6.27  $\text{ng}/\text{g ww}$ ) 检出水平最高, 黄瓜、番茄次之 (4.96~5.02  $\text{ng}/\text{g ww}$ ); 在湖南省市售苹果、梨子、香蕉、橘子、草莓、柠檬等水果中, NP 检出水平为 ND~12.91  $\text{ng}/\text{g ww}$ , 其中柠檬检出水平最高, 草莓未检出; 在北京市的市售 47 份动物性食品中, NP 检出率达到 74.7%, 其中鱼类样品检出水平最高 (5.02~55.98  $\text{ng}/\text{g ww}$ ), 其次为畜禽肉类 (ND~16.87  $\text{ng}/\text{g ww}$ ), 鸡蛋的检出水平为 ND~2.94  $\text{ng}/\text{g ww}$ , 牛奶的检出水平为 ND~17.6  $\text{ng}/\text{g ww}$ 。我国渤海湾地区的贝类、鱼、虾和蟹中的 NP 检出浓度为 143~678  $\text{ng}/\text{g ww}$  [21], 而太湖地区的淡水鱼、贝类、虾的检出浓度为 33.4~2012  $\text{ng}/\text{g ww}$ , 其中贝类检出水平最高 [22]。

#### (三) 全氟化合物

膳食是人体暴露 PFCs 的重要来源。成人每日 PFOA 总摄入量有 67%~84% 来源于膳食摄入, PFOS 膳食摄入占比为 88%~99% [10]。从北京市的市售 150 份动物性食品样本中 (包括畜禽肉、水产品、蛋类、奶制品等) 挑选了 7 种并分析了 PFCs 含量 [23], 有 48% 的样本检出了 PFCs, 其中水产品的检出率最高 (70%), 随后是畜肉 (66.7%)、禽肉 (53.3%)、蛋类 (26.7%)、奶制品 (23.3%); 水产品的 PFCs 总量为 20.73  $\text{ng}/\text{g dw}$ , 而蛋类、畜禽肉、奶制品的 PFCs 总量分别为 9.29  $\text{ng}/\text{g dw}$ 、3.68  $\text{ng}/\text{g dw}$ 、2.59  $\text{ng}/\text{g dw}$ 、0.3  $\text{ng}/\text{g dw}$ 。在成都市开展的研究显示, 17 种 PFCs 在鸡蛋中的检出浓度最高 (155.25  $\text{ng}/\text{g ww}$ ), 其次是奶制品 (2.14~3.94  $\text{ng}/\text{g}$

ww)、鱼类(1.31~1.67 ng/g ww)、猪肉(0.966 ng/g ww)、蔬菜(0.682~0.101 ng/g ww)、大米(0.321 ng/g ww)[24]。

PFOA、PFOS 单体在水产品及蛋类中的检出浓度高于其他食物类别,尤其在蛋黄中的富集浓度可达 588 ng/g ww,而在蔬菜、谷物中的赋存浓度较低[24]。从舟山市、广州市的鱼市收集了 7 种海产品,测定了 9 种 PFCs 的赋存浓度;发现 PFOS 是最主要的 PFCs 单体,存在于所有海鲜样品中(如鱼、软体动物、螃蟹、虾、牡蛎、贻贝、蛤蜊),检出浓度为 0.3~13.9 ng/g ww[25]。在 6 个沿海省份采集了 47 种富含脂肪的鱼类和 45 种贝类,发现 PFOS 是多脂鱼中的主要 PFCs(检出浓度为 0.0014~1.627 ng/g ww),PFOA 是贝类中的主要 PFCs(检出浓度为 0.0054~7.543 ng/g ww)[26]。此外,在青藏高原高山湖泊采集的鱼类样本中,有 96% 的样品检出了 PFOS,平均浓度范围为 0.21~5.20 ng/g dw[27];在 15 个省份 17 个城市的肉类、鸡蛋样本中,PFOA、PFOS 的检出浓度分别为 0.05~1.99 ng/g ww、0.06~12.5 ng/g ww[28]。

#### (四) 微塑料

水产品是 MPs 检出最为频繁的食品类型,有约 80% 的主要食用鱼类被 MPs 污染。从检出浓度看,在上海市市售的 27 种鱼类中,MPs 含量为 1.1~7.2 个/条,海洋鱼高于淡水鱼[29];舟山海域的鱼、贝、虾 3 种海产品的 MPs 平均含量为 (1.39±0.41) 个/g ww;84% 的沿海养殖牡蛎样本中检出了 MPs,平均含量为 0.62 个/g ww[30];9 种双壳类动物体内的 MPs 检出率为 100%,含量为 2.1~10.5 个/g ww[31]。东部沿海地区的海苔也存在 MPs 附着情况,附着量为 0.9~3 个/g dw[32]。在海产品中,MPs 类型主要为聚对苯二甲酸乙二酯(PET)[11]。

针对果蔬、谷物、肉类、奶等食品的 MPs 污染研究不多,但仍有研究证实蔬菜、谷物等植物性来源食品在生产过程中能够富集环境介质中的 MPs,如生菜根部可吸收富集聚苯乙烯 MPs[31]。鸡肉等包装肉类表面可附着 MPs 颗粒;墨西哥市售的 23 种牛奶样品检测到了 MPs 颗粒,平均检出浓度为 6.5±2.3 个/L[32]。此外,食盐、蜂蜜、啤酒等食品中均已检出 MPs;我国 15 种品牌的食盐中均检出了 MPs,其中海盐为 550~680 个/kg,湖盐为 43~

360 个/kg,井盐为 7~200 个/kg[33]。

## 四、食品中主要环境新污染物的来源

### (一) 抗生素的来源

抗生素在畜牧业、水产养殖业中被广泛使用,成为食品中抗生素残留的最主要来源。我国是世界最大的抗生素生产国和消费国,2013 年抗生素使用总量为 1.62×10<sup>5</sup> t,约有 52% 的抗生素被用于动物养殖[34],动物抗生素平均使用强度约为美国的 2.8 倍[35]。

动物用抗生素并不能完全被动物体吸收,大多随排泄物进入环境中,导致水、土环境中出现多种抗生素残留。例如,我国土壤、地表水、近海岸水体中的抗生素检出率分别为 100%、98%、96.4%[36];抗生素污染最严重的地区是渤海湾,包括京津冀地区,沈阳、大连、青岛等城市。

在集约化水产养殖过程中,鱼类残留食物和排泄物导致水质恶化,极易滋生细菌性鱼类疾病,因而采用抗生素控制细菌感染成为养鱼户对抗细菌病原体的重要手段[37]。与畜牧业养殖中抗生素主要进入土壤不同,水产养殖中的抗生素更易向水生态系统扩散。抗生素使用和排放第一次全国调查(2015 年)发现,我国河流中的抗生素平均浓度为 303 ng/L,而在美国、德国、意大利的河流中分别为 120 ng/L、20 ng/L、9 ng/L[38]。此外,向水体施用抗生素的方式也使水产养殖鱼类反复暴露于污染环境,从而引起水产品中的抗生素富集。

### (二) 内分泌干扰物的来源

食品中的 EDCs 主要来源于两方面:由环境要素污染造成且难以控制的食物污染,由食品包装材料中 EDCs 的处理过程和释放溶解造成的食品污染[39]。研究表明,烷基酚(如 NP)和 BPA 无法在污水处理厂中被完全去除,因而向水环境逐渐扩散,可观测浓度范围约为 1~1000 ng/L[40]。

BPA、NP 等环境常见的 EDCs 是环氧树脂和塑料生产的重要原料。在食品包装中,NP 来源于抗氧化添加剂亚磷酸三壬基苯基酯的氧化。研究评估不同包装材料中的 NP 含量,发现相应检出浓度从水瓶(PET)中的低于 0.03 μg/g 到保鲜膜(聚氯乙烯,PVC)中的 287 μg/g。BPA 在塑料食品包装袋、

一次性纸杯（聚乙烯）、一次性塑料瓶（PET）、方便面杯等塑料制品中的检出浓度为0.98~2.03  $\mu\text{g/g}$ 。

包装袋中的酚类EDCs已被证明能够向食品迁移。例如，由高密度聚乙烯（HDPE）、PVC材质制成的矿泉水瓶，可向水体中释放的NP浓度分别为180  $\text{ng/L}$ 、300  $\text{ng/L}$ ；假设每位成年人每天消耗2 L水，则在每天消耗的NP中，有4.8%或8%的来自HDPE或PVC瓶装饮用水。牛奶中的NP释放量测试也得到类似结果。食品储藏时间、食用时间、微波加热时间的延长，温度、酸度（或乙醇浓度）的升高，这些外在因素与部分内在因素（如含油量）叠加，也会增强酚类EDCs从包装材料到食品的迁移。在罐装果汁、番茄酱、罐装蔬菜样品、罐装海鲜等食品中，也发现了受到从包装材料中迁移的酚类EDCs污染。由此可见，食品包装材料已是酚类EDCs释放和溶解的最重要污染源。

### （三）全氟化合物的来源

PFCs赋予材料防水、防油、防污性能，在食品包装中广泛应用。据估计，在所有的食品包装中约有17%的是PFCs涂层纸，如塑料、铝或化学涂层等。当PFCs涂层纸和纸板与食品直接接触时，PFCs可迁移到食品中[41]。我国PFCs生产量占世界的70%，年产量和增长率均维持在高位[42]。PFCs制造也是PFCs向环境释放的重要途径。例如，在受氟化学工业园区影响的农田中，地表水、地下水中的PFCs最大浓度分别为1860  $\mu\text{g/L}$ 、273  $\mu\text{g/L}$ ；山东省氟化学工业园区周边的农业土壤样品中的PFCs总量的最大值为641  $\text{ng/g dw}$ [43]，较尼泊尔科希河流域（1.78  $\text{ng/g dw}$ ）、中国东部地区（0.34~2.5  $\text{ng/g dw}$ ）的未污染土壤PFCs浓度高1~3个数量级[44]。环境介质中的PFCs可在生产过程中逐渐向食品转移。市政污水处理厂排放是PFCs进入环境的另一重要来源[45]，如长江三角洲地区的地表水中的PFCs总量为42.4~170  $\text{ng/L}$ 。进入地表水循环系统后，PFCs通过畜禽的直接暴露或污水灌溉等方式进一步污染食品安全。

### （四）微塑料的来源

食品原材料的带入是MPs进入食品的主要途径之一。日常生活中丢弃的塑料、化妆品、清洁用品以及工业生产废水等，通过污水处理厂排放来污染

地表水环境，食品原料自身从环境介质中接触MPs导致富集。MPs在食品加工常用原料（自来水），水产品（鱼、虾、蟹、贝），牛奶，啤酒中均有检出[46]。土壤环境中的MPs主要来自农业地膜覆盖与垃圾遗弃。林地、果园、农田等土壤中的MPs，可经由植物根部被吸收并从根部转移到可食用部分，使得水果、蔬菜、作物等被污染，进而通过食物链来进一步污染动物性食品（如肉、奶等）。

食品MPs污染的另一种途径是外源污染。食品生产加工环境中或食品外包装的MPs污染，迁移至食品将造成MPs附着[47]。奶瓶、一次性纸杯、聚乙烯托盘、茶包等常见的食品包装材料，会在使用过程中产生并向食品中释放MPs。据估算，使用聚丙烯奶瓶喂养的12月龄以下婴儿，平均MPs颗粒暴露量可达 $1.58 \times 10^6$ 个/d[32]；每打开、扣紧水瓶100次，可导致瓶盖处最多产生 $1.22 \times 10^6$ 个MPs颗粒[46]，危害人体健康。

## 五、食品中环境新污染物问题管控建议

### （一）构建食品中环境新污染物危害识别体系，形成优先监控名录

鉴于环境与食品生产加工密不可分的关系，环境中不断涌现的新污染物给食品安全保障带来重大挑战。《食品安全国家标准 食品中污染物限量》（GB 2762—2017）仅对铅、镉、汞、砷、锡、镍、铬、亚硝酸盐、硝酸盐、苯并[a]芘、N-二甲基亚硝胺、多氯联苯、3-氯-1,2-丙二醇等13种环境污染物的限量标准进行了规定，而《食品中农药最大残留限量标准》（GB 2763—2021）、《食品安全国家标准 食品中兽药最大残留限量》（GB 31650—2019）分别对农药、兽药的最大残留限量进行了规定。可见，仍有大量的环境污染物新类型亟待加强监管。当前主要面临以食品安全为导向的环境新污染物监测指标滞后且不全面、监测数据以描述性为主且定量数据不足或质量较差、环境新污染物控制标准缺乏等问题[48]，共同导致食品健康风险因子识别与管控较为被动。

应以发展的眼光来看待食品新污染物问题，保持对环境高风险新污染物的持续关注，不断更新/扩增食品中危害化学污染物监控名单，以提高监测指标的全面性、风险识别的主动性。分地区追踪并

收集环境高风险新污染物的污染状况及毒理学数据，建立环境新污染物动态监控数据库；按地区特征筛选污染程度较为突出或生物毒害效应较为严重的重点环境新污染物，将之纳入食品质量监测范围，据此开展食品中重点污染物的定期监测，系统把握危害我国食品安全的新污染物动态变化情况。形成成套的标准化食品高风险新污染物监测方法体系，涵盖样品抽样方法、污染物提取方法、污染物定性定量分析技术等；在食品领域推广使用，获得高质量、标准化的监控数据，提升食品安全监测能力。采用大数据技术及相应的计算模型，深度挖掘监测数据，明确不同食品类别中应优先监控的高风险、高危害环境新污染物名录；关联分析污染物食品膳食暴露浓度、毒理学数据、疾病发生风险等多维度数据，科学制定新污染物控制标准。优控污染物常规监控、周期性重点污染物普查、优控污染物名录动态调整相结合，综合实现食品安全风险的主动识别；提高环境新污染物导致的食品安全风险的提前识别可行性，以科学手段加以高效预防、精准干预。

### （二）从社会全局角度进行协调，研究规划新污染物关联化学品的科学使用规则

食品安全受环境影响很大，土壤、水、空气中的新污染物会迁移到农作物、蔬菜、鱼类、动物等食品原材料中；为确保食品安全和质量所采取的多种食品加工程序，又增加了环境负担甚至造成新的环境污染，如食品加工业会产生大量废水而污染地表水环境 [3]。因此，食品中的新污染物危害问题具有全局性、系统性特征，需从源头控制与新污染物关联化学品的使用以减少污染的发生。建议相关管理部门协同，对涉及食品安全的化学品使用进行顶层设计和规划，尽快制定科学合理的新污染物关联化学品使用规则。

在生产端，倡导绿色生产、激励科技创新、优化生产工艺，从源头环节减少新污染物关联毒害化学品的使用或产生；提升水处理工艺水平，改善工业及生活废水中新污染物的去除能力，阻断新污染的关键传播途径；加快推进精准农业，把握化肥、农兽药的施用量与作物种植、畜禽（水产）养殖增产之间的经济规律，合理实施化肥及农兽药等化学品的使用控制措施。在消费端，制定政策引导

普通消费者进行绿色消费（如加大垃圾分类处置力度、实行生活垃圾及污水处理梯度收费制度等），控制居民日常生活中不合理的浪费及非环保行为；提高资源回收利用率，减少消费端的新污染关联化学品排放，反向调节其生产总量。此外，全面了解社会各个环节的新污染关联化学品生产与使用情况，对生产-消费链中浪费行为频发的关键环节进行排查；借助先进技术，结合行政立法手段，减少行业及个人浪费行为，逐步提升生产-消费全链条的环境友好程度。

### （三）完善多部门信息互通途径，建立食品中环境新污染物的联合管控制度

环境监测、营养与膳食调查、食源性污染物追踪、疾病监测等管理部门独立运行各自的信息系统，相关信息的对外共享程度低；而对于食品安全这一综合性管理问题，只有尽可能多地掌握相关信息，才能掌握全貌并制定科学合理的应对措施。目前，用于收集和存储数据的统一数据标准、格式依然缺失，使得关键信息共享面临技术性困难，对食源性疾病跟踪、食品风险评估构成了明显的不利影响 [48]。例如，膳食消费数据、膳食暴露评估所需的污染物数据分别根据不同的规则进行编码：前者采用中国疾病预防控制中心营养与食品安全所创建的5位食品编码，后者使用国际食品法典委员会制定的编码规则。

我国正在建设国家数据共享平台，以提高跨管理机构的信息交流效率。以该平台作为数据共享的基础设施，加强管理部门之间的信息互通，尽快形成相互预警机制。环境监测部门向食品监管部门实时预警区域内的环境污染状况，如重点污染区域、重点监测新污染物、新污染物基本毒性数据等；疾病监测部门可提供最新的区域性流行疾病分布特征、风险强度预警及相关监测数据；食品监管部门综合利用各部门的预警数据，切实提升食源性疾病的追踪能力、健康风险的早期识别与预防能力。发挥各部门的业务专长，进行跨部门合作与联合管控，建立制度完善、信息共享的食品安全社会共治模式，多方位开展风险沟通。提高公众意识、鼓励公众参与，培育健康饮食文化，增强社会公众对管理政策及食品市场的监督意识及能力，更好保障我国食品安全。

## 利益冲突声明

本文作者在此声明彼此之间不存在任何利益冲突或财务冲突。

**Received date:** February 18, 2022; **Revised date:** April 15, 2022

**Corresponding author:** Wu Bing is a professor from the School of Environment, Nanjing University. His major research field is recognition and health hazards of combined pollution. E-mail: bwu@nju.edu.cn

**Funding project:** Chinese Academy of Engineering project “Strategic Research on Food Nutrition and Health” (2021-XBZD-04)

## 参考文献

- [1] World Health Organization. Food safety fact sheet [EB/OL]. (2020-04-30)[2022-01-28]. <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/food-safety>.
- [2] Radovanovic R. Food safety: The global problem as a challenge for future initiatives and activities [C]. Cairo: NATO Science for Peace and Security Series A: Chemistry and Biology, 2011.
- [3] Jiang S X, Wang F, Li Q R, et al. Environment and food safety: A novel integrative review [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2021, 28: 54511–54530.
- [4] Arisekar U, Shakila R J, Shalini R, et al. Human health risk assessment of heavy metals in aquatic sediments and freshwater fish caught from Thamirabarani River, the Western Ghats of South Tamil Nadu [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2020, 159: 1–13.
- [5] Yu B, Wang X L, Dong K F, et al. Heavy metal concentrations in aquatic organisms (fishes, shrimp and crabs) and health risk assessment in China [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2020, 159: 1–13.
- [6] Lozowicka B. Health risk for children and adults consuming apples with pesticide residue [J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 502: 184–198.
- [7] Kantiani L, Llorca M, Sanchis J, et al. Emerging food contaminants: A review [J]. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 2010, 398: 2413–2427.
- [8] Liu H, Huang X, Yu X L, et al. Dissipation and persistence of sulfonamides, quinolones and tetracyclines in anaerobically digested biosolids and compost during short-term storage under natural conditions [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 684: 58–66.
- [9] Li N, Wu D, Liu J C, et al. Magnetic covalent organic frameworks based on magnetic solid phase extraction for determination of six steroidal and phenolic endocrine disrupting chemicals in food samples [J]. *Microchemical Journal*, 2018, 143: 350–358.
- [10] Domingo J L. Health risks of dietary exposure to perfluorinated compounds [J]. *Environment International*, 2012, 40: 187–195.
- [11] 耿阳, 胡曼, 张益宁, 等. 中国居民经食物摄入和空气吸入微纳塑料暴露特征分析 [J]. *中华疾病控制杂志*, 2021, 25(11): 1245–1250.  
Geng Y, Hu M, Zhang Y N, et al. Analysis of the characteristics of micro- and nanoplastics exposure to Chinese population via ingestion and inhalation [J]. *Chinese Journal of Disease Control & Prevention*, 2021, 25(11): 1245–1250.
- [12] Mercogliano R, Avio C G, Regoli F, et al. Occurrence of microplastics in commercial seafood under the perspective of the human food Chain: A review [J]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2020, 68(19): 5296–5301.
- [13] Zheng N, Wang J Q, Han R W, et al. Occurrence of several main antibiotic residues in raw milk in 10 provinces of China [J]. *Food Additives & Contaminants Part B-Surveillance*, 2013, 6(2): 84–89.
- [14] 吴小莲, 莫测辉, 严青云, 等. 东莞市蔬菜基地蔬菜中喹诺酮类抗生素污染特征及健康风险 [J]. *中国环境科学*, 2013, 33(5): 910–916.  
Wu X L, Mo C H, Yan Q Y, et al. Content levels and health risk of quinolone antibiotics from vegetables of Dongguan farms [J]. *China Environmental Science*, 2013, 33(5): 910–916.
- [15] Song C, Zhang C, Kamira B, et al. Occurrence and human dietary assessment of fluoroquinolones antibiotics in cultured fish around tai lake, China [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2017, 36(11): 2899–2905.
- [16] 张秋萍, 王春民, 李建. 苏州市动物性食品中喹诺酮类抗生素的残留状况 [J]. *职业与健康*, 2012, 28(18): 2257–2258.  
Zhang Q P, Wang C M, Li J. Status of quinolones residues in animal food in Suzhou City [J]. *Occupation and Health*, 2012, 28(18): 2257–2258.
- [17] 任贝贝, 路杨, 王丽英, 等. 河北省市售食品中双酚 A 和双酚 S 残留状况调查与分析 [J]. *食品安全质量检测学报*, 2021, 12(5): 1720–1724.  
Ren B B, Lu Y, Wang L Y, et al. Investigation and analysis of bisphenol A and bisphenol S in market food in Hebei Province [J]. *Journal of Food Safety & Quality*, 2021, 12(5): 1720–1724.
- [18] 谭学蓉, 许东海, 龙洋, 等. 四川省市售食品中双酚 A 和双酚 S 检测结果分析 [J]. *预防医学情报杂志*, 2018, 34: 1507–1512.  
Tang X R, Xu D H, Long Y, et al. Analysis on the test results of bisphenol A and bisphenol S in the market foodstuffs from Sichuan province [J]. *Journal of Preventive Medicine Information*, 2018, 34: 1507–1512.
- [19] Wu Y T, Zhang Y H, Zhang M, et al. Selective and simultaneous determination of trace bisphenol A and tebuconazole in vegetable and juice samples by membrane-based molecularly imprinted solid-phase extraction and HPLC [J]. *Food Chemistry*, 2014, 164: 527–535.
- [20] 戴智勇, 莫红卫, 彭喜洋, 等. 壬基酚在食品和食品包装材料中暴露及迁移至食品的情况综述 [J]. *农产品加工*, 2017 (1): 81–87.  
Dai Z Y, Mo H W, Peng X Y, et al. A summary of nonylphenol exposure in food packaging materials and migrate to food [J]. *Academic Periodical of Farm Products Processing*, 2017 (1): 81–87.
- [22] 谢明勇, 刘晓珍, 陈泱杰. 壬基酚在食品中的污染现状及其生物毒性概述 [J]. *食品科学技术学报*, 2014, 32(1): 1–7.  
Xie M Y, Liu X Z, Chen Y J. Review on exposure level of nonylphenol in food and related biological toxicity profile [J]. *Journal of Food Science and Technology*, 2014, 32(1): 1–7.
- [23] 刘逸飞, 李阳, 赵楠楠, 等. 北京市售动物源性食品中全氟化合物赋存及居民摄入风险评估 [J]. *环境化学*, 2021, 40(11): 3360–3367.  
Liu Y F, Li Y, Zhao N N, et al. Occurrence of perfluoroalkyl substances in animal-derived food in Beijing and risk assessment of residents’ intake [J]. *Environmental Chemistry*, 2021, 40(11): 3360–3367.

- [24] 方淑红, 彭光垣, 印红玲, 等. 成都饮食中全氟化合物的污染特征及健康风险评估 [J]. 环境科学学报, 2019, 39(5): 1708–1716.  
Fang S H, Peng G Y, Yin H L, et al. Pollution characteristics and human health risk of perfluoroalkyl substance exposure through the diet in Chengdu City [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2019, 39(5): 1708–1716.
- [25] Gulkowska A, Jiang Q T, So M K, et al. Persistent perfluorinated acids in seafood collected from two cities of China [J]. *Environmental Science & Technology*, 2006, 40(12): 3736–3741.
- [26] Wu Y N, Wang Y X, Li J G, et al. Perfluorinated compounds in seafood from coastal areas in China [J]. *Environment International*, 2012, 42: 67–71.
- [27] Shi Y L, Pan Y Y, Yang R Q, et al. Occurrence of perfluorinated compounds in fish from Qinghai-Tibetan Plateau [J]. *Environment International*, 2010, 36(1): 46–50.
- [28] Zhang T, Sun H W, Wu Q, et al. Perfluorochemicals in meat, eggs and indoor dust in China: Assessment of sources and pathways of human exposure to perfluorochemicals [J]. *Environmental Science and Technology*, 2010, 44(9): 3572–3579.
- [29] Jabeen K, Su L, Li J N, et al. Microplastics and mesoplastics in fish from coastal and fresh waters of China [J]. *Environmental Pollution*, 2017, 221: 141–149.
- [30] 吴冠桦, 李春雷, 张孟涵. 食品中微塑料污染现状及防治对策 [J]. 食品与机械, 2021, 37(9): 1–7.  
Wu G H, Li C L, Zhang M H. Study on the current situation and prevention countermeasures of microplastics pollution in food [J]. *Food & Machinery*, 2021, 37(9): 1–7.
- [31] 唐洁, 蔡小芳, 袁航, 等. 食品中微(纳米)塑料污染的研究进展 [J]. 食品科学, 2020, 41(21): 286–295.  
Tang J, Cai X F, Yuan H, et al. Recent progress in micro(nano) plastics contamination in foods [J]. *Food Science*, 2020, 41(21): 286–295.
- [32] Liu Q R, Chen Z, Chen Y L, et al. Microplastics and nanoplastics: Emerging contaminants in food [J]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2021, 69(36): 10450–10468.
- [33] 王小红, 梁春来, 杨辉, 等. 食品中微塑料的研究现状 [J]. 中国食品卫生杂志, 2021, 33(4): 517–523.  
Wang X H, Liang C L, Yang H, et al. Microplastics in food [J]. *Chinese Journal of Food Hygiene*, 2021, 33(4): 517–523.
- [34] Ying G G, He L Y, Ying A J, et al. China must reduce its antibiotic use [J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51(3): 1072–1073.
- [35] Anomaly J. Harm to others: The social cost of antibiotics in agriculture [J]. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 2009, 22: 423–435.
- [36] Lyu J, Yang L S, Zhang L, et al. Antibiotics in soil and water in China: A systematic review and source analysis [J]. *Environmental Pollution*, 2020, 266: 1–14.
- [37] Mo W Y, Chen Z T, Leung H M, et al. Application of veterinary antibiotics in China's aquaculture industry and their potential human health risks [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017, 24: 8978–8989.
- [38] Zhang Q Q, Ying G G, Pan C G, et al. Comprehensive evaluation of antibiotics emission and fate in the river basins of China: Source analysis, multimedia modeling, and linkage to bacterial resistance [J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49: 6772–6782.
- [39] Deng Z H, Li N, Jiang H L, et al. Pretreatment techniques and analytical methods for phenolic endocrine disrupting chemicals in food and environmental samples [J]. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 2019, 119: 1–14.
- [40] Ademollo N, Patrolecco L, Rausedo J, et al. Bioaccumulation of nonylphenols and bisphenol A in the Greenland shark *Somniosus microcephalus* from the Greenland seawaters [J]. *Microchemical Journal*, 2018, 136: 106–112.
- [41] Trier X, Granby K, Christensen J H. Polyfluorinated surfactants (PFS) in paper and board coatings for food packaging [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2011, 18(7): 1108–1120.
- [42] He X M, Dai K, Li A M, et al. Occurrence and assessment of perfluorinated compounds in fish from the Danjiangkou Reservoir and Hanjiang River in China [J]. *Food Chemistry*, 2015, 174: 180–187.
- [43] Liu Z Y, Lu Y L, Wang T Y, et al. Risk assessment and source identification of perfluoroalkyl acids in surface and ground water: Spatial distribution around a mega-fluorochemical industrial park, China [J]. *Environment International*, 2016, 91: 69–77.
- [44] Liu Z Y, Lu Y L, Shi Y J, et al. Crop bioaccumulation and human exposure of perfluoroalkyl acids through multi-media transport from a mega fluorochemical industrial park, China [J]. *Environment International*, 2017, 106: 37–47.
- [45] Li X M, Yeung L W Y, Xu M Q, et al. Perfluorooctane sulfonate (PFOS) and other fluorochemicals in fish blood collected near the outfall of wastewater treatment plant (WWTP) in Beijing [J]. *Environmental Pollution*, 2008, 156(3): 1298–1303.
- [46] 胡佳玲, 张天龙, 陈杰, 等. 微塑料在食品中的来源及其检测技术研究进展 [J]. 分析测试学报, 2021, 40(11): 1672–1680.  
Hu J L, Zhang T L, Chen J, et al. Research progresses on source of microplastics in food and their identification technology [J]. *Journal of Instrumental Analysis*, 2021, 40(11): 1672–1680.
- [47] 凌小芳, 谢天, 李铭, 等. 环境及化工产品中的微塑料及其防治策略 [J]. 应用与环境生物学报, 2021, 27(4): 1110–1118.  
Ling X F, Xie T, Li M, et al. Microplastics in the environment and chemical products and remediation strategies [J]. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology*, 2021, 27(4): 1110–1118.
- [48] Xiao G X, Yang B, Li W. Big data resource planning for food safety: A preliminary exploration of the “environment, food and health” information chain [J]. *Journal of Resources and Ecology*, 2018, 9(1): 22–27.