

我国城镇污泥新污染物的赋存特征、治理现状及防控策略

李江^{1,2}, 邹晓爽^{1,2}, 王斌³, 侯立安^{4*}

1. 贵州大学资源与环境工程学院, 喀斯特地质资源与环境教育部重点实验室(贵州大学), 贵阳 550025
2. 贵州喀斯特环境生态系统教育部野外科学观测研究站, 贵阳 550025
3. 贵州大学土木工程学院, 贵阳 550025
4. 中国人民解放军96901部队23分队, 北京 100094

摘要 综述了我国城镇污泥中新污染物的赋存特征, 梳理了污泥处理处置对新污染物的去除特征, 提出了污泥中新污染物治理现状的不足, 凝练了污泥新污染物治理研究仍存在的科学问题, 由此提出了防控策略。从各类新污染物在污泥中的存在水平来看, 抗生素检出率较高, 浓度高达 $\mu\text{g/g dw}$; 全氟化合物和内分泌干扰物浓度处于 ng/g dw 级别; 微塑料存在水平普遍较高, 丰度范围为 $1600.00\sim 56400.00$ 个/ kg dw 。污泥厌氧消化和好氧堆肥处理技术能够有效控制和削减污泥中存在的新污染物。不同新污染物的去除效果受污染物的理化性质、生物利用性等污染物自身条件的影响。未来可进一步研究多种新污染物共存体系的去除路径及降解机制, 可采用优化堆肥条件和引入特定的微生物菌种相结合的策略来提高新污染物的降解效率, 从而获得较安全的堆肥产物。土地利用是污泥堆肥产物的最终去向, 我国亟须开展对污泥土地利用过程中各类新污染物的生态风险评价, 并建立相应的限量控制标准, 以便为污泥土地安全利用提供科学依据。

关键词 城镇污泥; 新污染物; 赋存特征; 控制技术; 防控策略

新污染物(Emerging Contaminants, ECs)是由西班牙学者 Mira Petrović 等在 2003 年首次提出的

“新兴污染物”概念所衍生^[1], 我国“十四五”规划中正式命名为“新污染物”。与重金属和氮、磷等常规

收稿日期: 2024-01-02; 修回日期: 2024-04-29

基金项目: 国家自然科学基金项目(51968008); 中国电建集团贵阳勘测设计研究院有限公司院级重点项目(YJ2023-14)

作者简介: 李江, 教授, 研究方向为有机固废资源化和新污染物治理, 电子信箱: jli82@gzu.edu.cn; 侯立安(通信作者), 中国工程院院士, 正高级工程师, 研究方向为饮用水安全保障、分散点源生活污水处理和人居环境空气净化等, 电子信箱: h20091957@126.com

引用格式: 李江, 邹晓爽, 王斌, 等. 我国城镇污泥新污染物的赋存特征、治理现状及防控策略[J]. 科技导报, 2024, 42(11): 18-28;

doi: 10.3981/j.issn.1000-7857.2024.01.00016

污染物相比,其“新”体现在该类污染物生产、使用历史相对较短或发现危害较晚,且尚未纳入管理或者现有管理措施不足以有效防控风险。近年来,新污染物的风险防控得到前所未有的重视,其治理也成为“十四五”生态环境保护的工作重点。目前,生态环境部会同有关部门印发的《重点管控新污染物清单(2023年版)》(部令 第28号)精准识别出首批重点管控新污染物,主要包括四大类:持久性有机污染物、内分泌干扰物、抗生素、微塑料。

随着工业产品和生活用品的大量生产与日常使用,城镇污水已经成为新污染物向自然环境排放的重要汇聚通道,新污染物由于辛醇水分配系数(K_{ow})较大,易被活性污泥吸附,污泥成为新污染物最终的“汇”^[2]。预计2025年我国污泥产量将突破8000万t^[3],日益增加的污泥产量和“泥水并重”的管理转变,污泥处理处置所面临的问题越来越严峻,泥质是制约污泥资源化利用和安全处置的主要因素,因此,有必要对污泥中新污染物的污染现状进行充分了解,这对安全合理的污泥土地利用显得极为重要。因此,本文综述我国城镇污泥中新污染物的赋存特征和控制技术,凝练污泥中新污染物研究仍存在的科学问题,提出治理策略。

1 我国城镇污泥中新污染物赋存特征

1.1 持久性有机污染物

随着《重点管控新污染物清单(2023年版)》的发布,持久性有机污染物中全氟化合物成为各类环境中关注的重点。我国污泥样品中检测到的全氟化合物浓度高达几千ng/g dw(表1)^[4]。全氟辛烷磺酸为污泥中最主要的全氟化合物,浓度高达7304.90 ng/g dw^[5]。长链全氟化合物比短链全氟化合物更容易沉积在污泥中,这是由于 CF_2 每增加一次,全氟化合物的 K_{ow} 大约增加0.6个对数单位^[6],例如,全氟磺酸比全氟羧酸更容易保留在污泥中,我国污水处理厂中链氟调醇(全氟烷基羧酸的重要前体之一)在污泥中有较高的检出浓度^[7]。

此外,污泥中其他持久性有机污染物陆续被报道。与氯苯、卤代烃等微量污染物相比,多环芳烃

自身的疏水特性使得其污泥中的含量处于较高水平^[8]。据报道,16种多环芳烃在我国污泥中检出浓度较高,总量在0.06~34.93 mg/kg dw^[9],且大多数城市污水处理厂产生的污泥中以3~4环多环芳烃为主,3环以下多环芳烃含量较低是由于其理化性质使得大部分挥发到空气中或者在废水处理过程被降解,4环以上多环芳烃含量较低主要是由于污水来源中含有较少的石油类污染物^[10]。

1.2 内分泌干扰物

城镇污水处理厂被认为是内分泌干扰物的重要来源之一,我国污水处理厂主要检出的内分泌干扰物为双酚A、脱氢表雄酮、雄烯二酮和孕二醇,南方污水处理厂中污水的双酚A浓度显著高于北方,而北方污水处理厂的脱氢表雄酮、睾酮和雌三醇显著高于南方^[11],该空间差异主要与所在地区的人口规模、城市特征和进水质量相关。与污水相比,污泥中内分泌干扰物的空间变化幅度要低得多,主要是由于污水处理厂中生物处理和深度处理对其进行有效去除,减少进水引入内分泌干扰物的时空差异。与其他新污染物相比,内分泌干扰物是我国城镇污泥中浓度相对较低的新污染物(表1)^[12]。合肥市污水处理厂污泥中内分泌干扰物浓度范围为ND~ 2.02×10^6 ng/g dw^[13],昆明滇池范围8座污水处理厂污泥中内分泌干扰物浓度范围为1.21~9.45 ng/g dw^[14]。据目前的研究来看,我国污泥中的内分泌干扰物浓度低于国外污泥。韩国40个具有代表性的污水处理厂污泥中酚类污染物的总浓度高达25700 ng/g dw^[15]。美国74个污水处理厂污泥中双酚A物质的浓度范围为12.80~4730.00 ng/g dw^[16]。我国污泥中内分泌干扰物主要以5 α -二氢睾酮、雄烯二酮、脱氢表雄酮、孕二醇和双酚A为主^[17],且污泥中雄甾酮、去氧孕烯、睾酮和17 α -去甲雄三烯醇酮存在显著的季节差异,夏季为污染物出现的高浓度季节,冬季较低^[11]。

1.3 抗生素

抗生素在人和动物体内不能被完全吸收或代谢,大部分通过排泄物直接进入污水处理系统,而污泥胞外聚合物的多孔结构以及羧基、氨基和羟基等官能团为抗生素的吸附提供条件,约70%的抗

表 1 我国不同地区城镇污泥中典型新污染物浓度^[18-27]

类别	华东地区	华南地区	华中地区	华北地区	西南地区	西北地区	东北地区
持久性有机 污染物 (ng/g dw)	上海(PFOA 23.20~2989.00)	广东(PFOS: 2.00~8.50; PFOA:0.50~ 3.80)	江西(PFCs 4.62~42.58)	天津(PFOS 41.50~ 168.80)	重庆(PFOA: 31.90; PFHxS:0.13)	陕西 (PFOS: 27.90; PFOA:1.16; PFDA:1.29)	新疆(PFOS: 10.30; PFOA:81.80) 沈阳(PFOA 20.96~62.29)
抗生素 (ng/g dw)	上海 (19811.00); 浙江(125.00~ 12341.00); 安徽(9161.00~ 17475.00); 山东(365.00~ 15255.00)	广东(12.40~ 8238.00)	湖南 (4289.00~ 4765.00); 河南 (11573.00~ 13788.00)	北京 (1033.00~ 10195.00)	重庆 (0.92~ 466.76)	甘肃(98.30~ 17282.00)	黑龙江 (73.60~ 22000.00)
微塑料(个/ kg 干污泥)	上海 (18000.00~ 37500.00); 山东(1600.00~ 56400.00)	广东 (11300.00~ 20000.00)	湖南 (10900.00~ 39700.00)	内蒙古 (64000.00~ 74000.00)	四川 (7600.00~ 27300.00); 贵州 (10300.00~ 48200.00); 云南 (7000.00~ 8500.00)	陕西 (65150.00~ 71770.00)	辽宁 (14100.00~ 25600.00)
内分泌干扰 物(ng/g dw)	上海(BPA: ND~0.20);江苏 (EEs:0.50~ 4.40);安徽 (EEs:ND~ 10.84)	广东(E1: 1.04~22.9)	湖北(BPA: 0.42~17.90)	北京(BPA: 3.20~20.10; EEs:0.59~ 6.76)	重庆(BPA: 9.10~446.00; EEs:3.00~ 26.10);贵州 (DBP: 280.80~ 105.16);四川 (BPA:9.43~ 30.60)	陕西(BPA: 0.42~83.20)	—

注:全氟辛酸(PFOA),全氟辛烷磺酸(PFOS),全氟化合物(PFCs),全氟己烷磺酸(PFHxS),全氟癸酸(PFDA),双酚A(BPA),雌激素(EEs),邻苯二甲酸二丁酯(DBP),雌酮(E1)。

生素未能通过污水处理进行生物降解,而存在于消化污泥中^[12]。由于抗生素的普遍使用,导致抗生素污染广泛存在,除我国以外,其他国家的城镇污泥也发现高浓度水平的抗生素(从ng/g到μg/g级别),如爱沙尼亚、意大利、西班牙等^[28]。我国城镇污泥中抗生素组成特征相似,50%~87%的氟喹诺酮类

抗生素赋存于污泥中^[18],氟喹诺酮类为主要的抗生素种类(总浓度高达8905 ng/g dw),其次是大环内酯类(85.1 ng/g dw)和磺胺类(22.7 ng/g dw),主要是由于氟喹诺酮类抗生素的 K_{ow} 比大环内酯类和磺胺类高出2~3个数量级^[29],更能通过络合效应存在污泥,中具有更强的持久性和毒性。污泥中抗生素

浓度存在季节性差异,冬季光照不足和降雨量减少等条件导致抗生素在污水中稀释不足,故冬季污泥的抗生素浓度与其他季节污泥相比较高。相同时期,不同污水处理厂抗生素浓度也存在差异,可能是由于污水处理厂服务人口数量导致。例如,桂林市氟喹诺酮类浓度水平(2900.00~5400.00 ng/g dw)低于国内城市平均水平(8900.00 ng/g dw)^[30],可能是由于桂林市城市平均人口较少,而且处于亚热带地区,由寒冷引起的感冒用药较少,导致抗生素使用量少。此外,污水处理厂中工艺的操作参数也会影响污泥中抗生素浓度,较长的污泥停留时间可能导致污泥中积累更多的疏水性抗生素^[31]。

1.4 微塑料

污水经过二级生物处理后,90%以上的微塑料都会从水体中去除而保留在污泥中,污泥脱水时20%的微塑料会回流到污水中,而其余的微塑料则保留在干污泥中进行处理^[32-34]。我国城市干污泥中微塑料的丰度范围(1600.00~56400.00 个/kg)^[34]略高于欧洲国家,德国城市干污泥中微塑料丰度范围为1000.00~24000.00 个/kg,爱尔兰城市干污泥中微塑料丰度范围为4196.00~15385.00 个/kg^[35],各个国家污泥中的微塑料丰度有所差异除了来源外,还与人口密度和城市污水处理系统的先进性有关。污泥中微塑料成分反映当地居民的生活习惯,伊朗污泥中检测到的大部分微塑料是聚酯、聚酰胺树脂和聚丙烯酸酯,主要来源于家庭的地毯清洗活动^[36]。我国城镇污泥中微塑料的成分以聚酯为主(60%),其次为聚乙烯(14%)、聚丙烯酸酯(7%)、聚氯乙烯(5%)、聚苯乙烯(4%)及聚丙烯(3%)^[19],主要来源于服装和食品包装等生产和使用。此外,我

国污泥中微塑料丰度存在明显的季节变化,与当地年平均气温和降雨量具有较强的相关性,污泥中微塑料丰度呈现先上升再下降的趋势,二月开始上升,九月开始下降,冬季丰度最低^[34]。

2 污泥处理处置对新污染物的去除

目前,我国已基本构建了4条与我国泥质特征匹配的污泥安全处理处置与资源化利用主流技术路线(图1)^[3],其中厌氧消化和好氧堆肥是污泥稳定化处理有效生物手段,在削减新污染物含量、降低后续土地利用过程的环境风险等方面具有重要作用。土地利用是符合我国国情的一种污泥处置途径,2022年9月22日,国家发展改革委、住房城乡建设部和生态环境部发布的《污泥无害化处理和资源化利用实施方案》(发改环资[2022]1453号),明确提到要积极推广污泥土地利用,但由于目前国内尚未建立污泥土地安全利用风险评估体系,进而限制了污泥的土地利用范围,因此研究污泥处理处置对新污染物的去除对污泥的土地利用和生态安全评价具有重要意义。

2.1 污泥厌氧消化过程中新污染物的去除

污泥厌氧消化系统中,新污染物的削减主要通过微生物改变其结构而实现^[37],可有效降低污泥中各新污染物浓度,甚至使其低于检测限。不同种类新污染物的降解率受其分子结构影响,含失电子官能团的抗生素更易在厌氧消化系统中降解。研究表明,大环内酯类抗生素中含有的氨基和羟基及四环素类抗生素中含有的羟基和二甲胺基,都是失电子官能团,而喹诺酮类中含有的较强得电子官能团

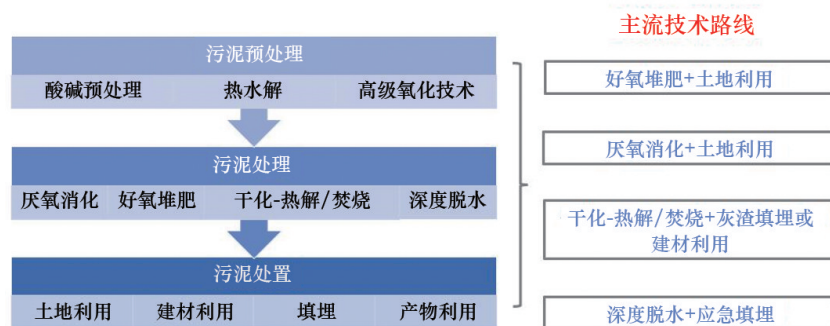


图1 我国污泥处理处置的技术路线

表 2 污泥经厌氧消化和好氧堆肥处理后新污染物去除率^[41-45]

类别		厌氧消化	好氧堆肥
抗生素	四环素类	71.20%~96.79% (热水解预处理+厌氧消化)	—
	诺氟沙星	18.00%~42.02% (碱预处理+厌氧消化)	89.40%~95.40%(木屑+污泥) 31.30%~48.40%(污泥)
	氧氟沙星	16.79%~26.08%	87.20%~95.40%(木屑+污泥) 16.30%~38.20%(污泥)
微塑料	总量	53.50%~59.90%	7.30%(40℃) 43.70%(70℃)
	氟蒽	8.00%~36.00%	26.00%~42.00%
持久性有机污染物	苯并(b)氟蒽	1.00%~11.00%	11.00%~51.00%
	苯并(a)芘	9.00%~27.00%	28.00%~48.00%
	壬基酚	—	46.00%~58.00%
内分泌干扰物	双酚 A	40.00%~80.00%	50.00%
	17 α -乙炔雌二醇	80.00%~90.00%(中温) 70.00%~80.00%(高温)	—
	雌二醇	—	74.86%

羧基导致其更难降解^[38]。厌氧消化对于污泥中新污染物的去除总体上具有积极作用,但这并不代表所有的新污染物都能在厌氧消化过程中得到有效削减。多溴联苯醚的生物利用度限制了其在污泥厌氧消化过程中的降解效果^[39],即存在一个阈值浓度,低于该阈值不能发生脱卤过程^[40]。研究表明,微塑料可在厌氧消化中分解成沼气,由于聚合物的生物分解特性,会对微生物具有毒害作用,降解速率较缓慢(表2)。

为提高污泥厌氧消化对新污染物效率作用,通常会采用预处理技术改善污泥泥质,具体包括添加酸、碱及高级氧化药剂等化学预处理技术和以水热技术为代表的热处理技术。当热解温度升高,污泥残余物中微塑料丰度会相应减小^[46]。低温下不完全的热解可能导致微塑料的表面形态粗糙,使其更易于吸附污染物。据报道,0.10~30.00 mg O₃/g TS的臭氧剂量可去除60.00%~99.00%的新污染物,如抗生素和雌激素^[47]。超声波预处理促进污泥的增溶效果,提高氧转移速率^[48]。芬顿技术预处理可将污泥中酚类化合物转化为环己烯酮和醌类结构,促使污泥中雌激素去除70.00%~98.00%^[49]。这些预处理手

段对厌氧消化去除污泥中新污染物具有一定的强化效果,然而预处理对新污染物的削减不是一个持续的过程,后续厌氧消化过程中接种污泥的加入可能会导致新污染物浓度反弹^[50]。因此,延长预处理时间、适当减少消化底物中接种污泥的比例是另一种可行方法。通过向污泥中添加合适的外源物质(石灰、粉煤灰或磁性生物炭等)可增加新污染物的生物利用度,对其浓度削减产生积极影响^[51]。

2.2 污泥好氧堆肥对新污染物去除的影响

堆肥作为一种广泛使用的污泥处理技术,可有效去除新污染物(表2)。含树皮的污泥堆肥中抗生素浓度比堆肥前浓度低1个数量级^[12]。污泥和畜禽粪便进行共堆肥可有效去除四环素类、磺胺类、青霉素和大环内酯类抗生素,去除率为70.00%~99.00%^[52]。不同抗生素在堆肥不同阶段中去除效果有所不同,例如克拉霉素主要在堆肥前期被去除(0~15 d, 43.00%),林可霉素和四环素在堆肥腐熟阶段被去除(35~120 d, 36.00%和75.00%),氨苄西林和甲氧苄氨嘧啶在堆肥整个过程中都得到去除^[53]。诺氟沙星、环丙沙星和氧氟沙星在污泥堆肥过程中难以被去除,这可能是因为在污泥和粪便共

堆肥过程中,氟喹诺酮类药物(217~2500 d)的消除半衰期长于四环素类(1~350 d)、大环内酯类(2~105 d)和磺胺类(2~133 d)^[54]。在目前的研究中,对好氧堆肥去除污泥中内分泌干扰物存在争议,污泥好氧堆肥后雌二醇的平均浓度(79.20 $\mu\text{g}/\text{kg}$)显著低于其在消化污泥中的平均浓度^[55],而污泥中雌激素和乙炔基雌二醇经堆肥处理后浓度有所增加,雌酮和雌三醇则基本保持不变^[56]。

污泥堆肥过程中新污染物的去除受其物理化学性质、堆肥辅料(如膨松剂、零价纳米铁、生物菌剂等)、堆肥条件(如pH值、温度、C/N比等)和生物利用度影响。对于某些 K_{ow} 相对较高的新污染物,在高温条件下可导致其快速挥发。卤代有机化合物的去除率通常低于芳烃类,短侧链有机污染物的去除率一般高于长侧链有机污染物^[57]。微塑料在酸性环境中具有良好的降解能力,而在高pH值的碱性环境中不易降解^[58]。传统高温堆肥的适宜温度一般在55~60℃左右,而超高温堆肥的堆体温度在80~100℃,达到堆肥周期缩短30%以上的同时对新污染进行有效削减^[59]。经过45 d的超高温堆肥处理,污泥中微塑料去除率达到43.70%,是传统堆肥处理的10倍^[42],这是由于超高温堆肥主要通过向传统堆肥中添加嗜热菌剂,能有效地裂解微塑料长链结构,并在高温下形成较低分子量的片段,进一步降解为二氧化碳。新污染物的性质通过影响微生物组成^[60],来影响堆肥系统的微环境条件,从而影响堆肥品质。堆肥过程中微塑料的存在会抑制硝化细菌活性,降低了固氮酶、还原酶基因的表达水平,并且堆肥过程中微塑料浸出液中含有的添加剂、增塑剂等也会对硝化作用产生抑制^[61],导致堆肥中 NH_4^+-N 的积累,更易造成氮素的损失。部分微塑料可被微生物降解,为微生物提供了更多可利用的碳源、使堆肥温度升高。堆体温度的升高会促进大量积累的 NH_4^+-N 转化为 NH_3 和 N_2O ,增强氮素以气体形式逸散的趋势^[62]。目前,大多研究关注新污染物的浓度变化,很少有研究分析堆肥过程中产生的中间体,对污泥堆肥过程中新污染物的降解途径并不明确。例如,某些中间体(如壬基酚)对植物(如小麦幼苗)的毒性高于其母体化合物(如壬

基酚乙氧基酸酯)^[63],即堆肥后可能存在更为危险的中间产物,影响污泥堆肥的土地利用。因此,需要对污泥堆肥中新污染物的去除机制进行深入研究。

2.3 土地利用

尽管通过污泥处理过程新污染物的浓度得到削减,但其末端资源化产品中仍残留部分有害的新污染物。随着土壤蓄积、下渗和径流对地下水源地和地表水源产生污染,通过农作物、水源等途径对人体健康造成影响,施加污泥肥料的土地也会对农耕人员直接造成职业健康风险,故污泥处理过程末端资源化产品用于土地利用过程存在的生态风险需要引起人们的关注。17 β -雌二醇、三氯卡班、三氯生、环丙沙星和17 α -乙炔雌二醇被认为是高生态风险污染物^[64-65]。受微塑料污染的污泥,其堆肥产物会降低土壤质量,影响植物的生理活动^[58]。目前我国污泥土地利用还停留在关注污染物控制指标是否达标的阶段,尚未建立完善的生态环境风险评价体系,尤其针对新污染物相关研究数据匮乏,难以从危害鉴定、剂量-效应评价、暴露程度和风险度评定等角度对其进行完整评价。此外,缺乏公认的生态风险评估程序及产业发展经济政策也是制约我国污泥土地利用的重要原因^[66-68]。

3 我国城镇污泥中新污染物防控策略

1) 开展污泥中新污染物环境风险筛查和评估。新污染物治理重在源头,核心是进行风险管控。全面开展风险筛查、分级评估,实施源头、过程和末端管理。进一步开展城镇污泥中未知污染物的筛查工作,聚焦污泥监测,推进新污染物监测、识别和暴露分析的成套技术方法,结合生态与健康风险研究,逐步提出城镇污泥中需要优控的新污染物清单(图2)。

2) 制定污水厂新污染物排放标准。瑞士、美国和英国等国家先后对污水厂的出水进行新污染物排放控制,以克拉霉素、双氯酚酸和氢氯噻嗪等12种典型新污染物去除率(高于80%)作为深度处理工艺评判标准^[69]。而目前,我国尚未制定针对大

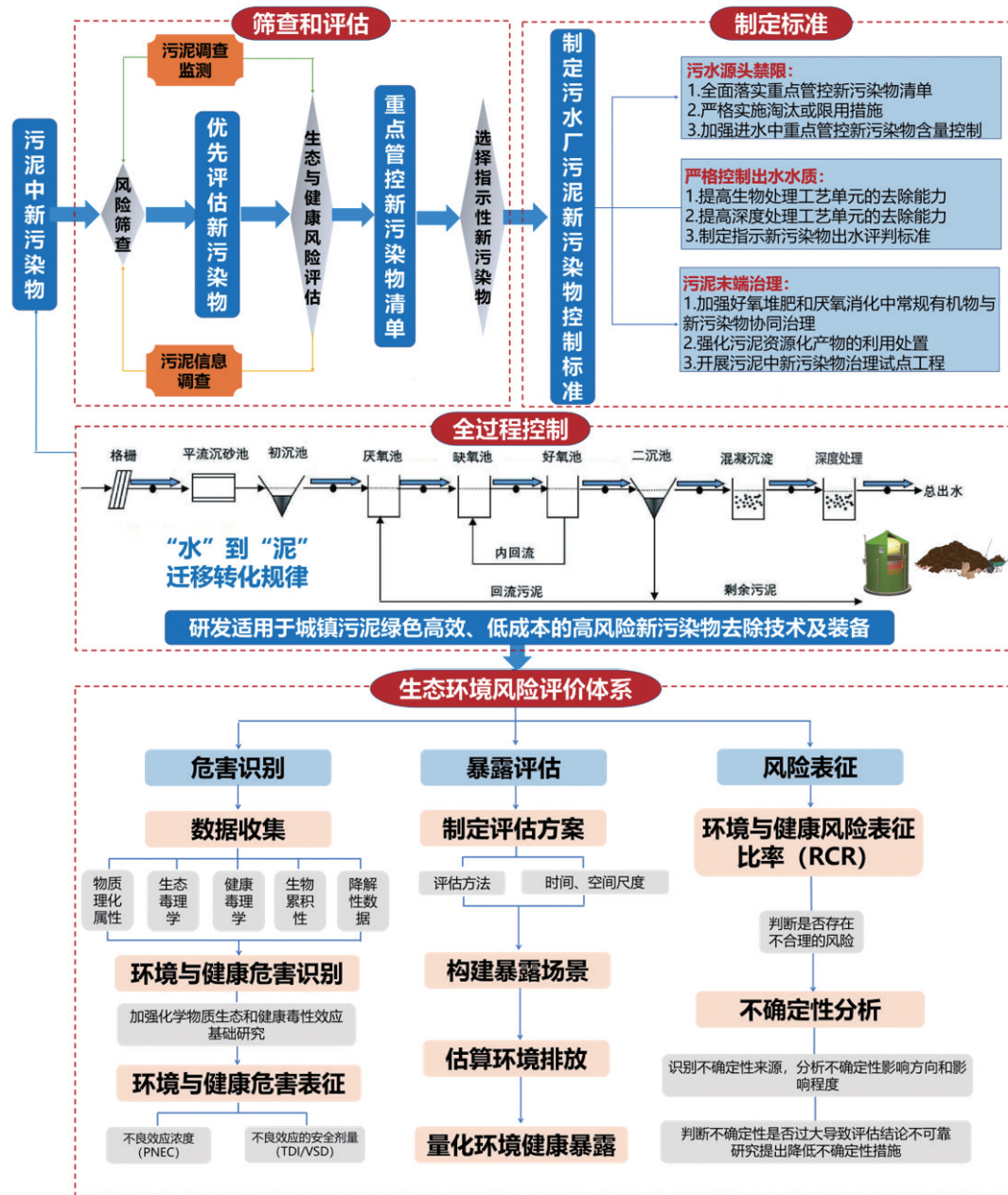


图2 我国城镇污泥中新污染物防控策略

多数新污染物的污水处理厂排放标准。污水处理厂是新污染物的主要排放源,必须严格控制出水水质、泥质控制指标及排放标准(图2)。

3) 城镇污泥中新污染物的全过程控制。通过对城镇污泥中新污染物的浓度检测,研究其污水处理工艺全过程中新污染物的质量负荷变化及水、泥两相的转移机制,深入解析从“水”到“泥”的迁移转化规律。进一步研发适用于城镇污泥的高效、低成

本的高风险新污染物强化处理处置技术及装备产品(图2)。需要注意的是,所研发的污泥处理处置技术对各类新污染物的普适性,且在实践中各种去除技术的效率受工艺操作条件、污泥泥质等诸多因素影响。

4) 建立完善的生态环境风险评价体系。严格按照相关标准规定,合理进行污泥处置,同时需要对施用污泥的土壤或污泥资源化产品进行长期监

测,建立完善的新污染物生态环境风险评价体系(图2),从危害鉴定、剂量-效应评价、暴露程度和风险度评定等角度对其进行完整评价,研究新污染物对环境的累积影响,为进一步制定科学合理的污泥处置方案提供数据支撑。

4 结论

近年来,各种新污染物在不同环境介质中检出呈不断增加的趋势,若不对污泥中广泛存在的新污染物进行有效控制,污泥土地利用后将会带来严重的生态风险。从我国污泥中新污染物的存在水平来看,抗生素检出率较高,浓度处于 $\mu\text{g/g dw}$ 级别;内分泌干扰物浓度处于 ng/g dw 级别;微塑料存在水平普遍较高,丰度范围为 $1600.00\sim 56400.00$ 个/ kg dw 。污泥厌氧消化和好氧堆肥处理技术能够有效控制和削减污泥中存在的新污染物。不同新污染物的去除效果受污染物的理化性质、生物利用性等污染物自身条件的影响。已有研究集中关注污泥中单一新污染物的控制技术,随着新污染物检出率的不断增加,未来可进一步研究多种新污染物共存体系的去除路径及降解机制,可采用优化堆肥条件和引入特定的微生物菌种相结合的策略来提高新污染物的降解效率,从而获得较安全的堆肥产物。土地利用是污泥堆肥产物的最终去向,我国亟须开展对污泥土地利用过程中各类新污染物的生态风险评价,并建立相应的限量控制标准,以便为污泥土地安全利用提供科学依据。

参考文献(References)

- [1] Yu Y G, Wang Z, Yao B, et al. Occurrence, bioaccumulation, fate, and risk assessment of emerging pollutants in aquatic environments: A review[J]. *The Science of the Total Environment*, 2024, 923: 171388.
- [2] Chen T Y, Zeng Q T, Cao M X, et al. Fate of contaminants of emerging concern in two wastewater treatment plants after retrofitting tertiary treatment for reduction of nitrogen discharge[J]. *Environmental Research*, 2024, 249: 118344.
- [3] 戴晓虎, 侯立安, 章林伟, 等. 我国城镇污泥安全处置与资源化研究[J]. *中国工程科学*, 2022, 24(5): 145-153.
- [4] 陈森, 王新皓, 徐翊宸, 等. 市政污水处理系统中不同工艺段多氟/全氟烷基化合物(PFASs)的赋存、转化和去除[J]. *环境化学*, 2023, 42(7): 2228-2241.
- [5] Ma R W, Shih K. Perfluorochemicals in wastewater treatment plants and sediments in Hong Kong[J]. *Environmental Pollution*, 2010, 158(5): 1354-1362.
- [6] Zhang Y Q, Zhou Y Q, Dong R C, et al. Emerging and legacy per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in fluorochemical wastewater along full-scale treatment processes: Source, fate, and ecological risk[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2024, 465: 133270.
- [7] Chen W B, Yang F, Hu E, et al. Occurrence, fate and risk assessment of per- and polyfluoroalkyl substances in wastewater treatment plants in Shaanxi, China[J]. *Environmental Pollution*, 2022, 314: 120226.
- [8] Qiao M, Qi W X, Liu H J, et al. Oxygenated polycyclic aromatic hydrocarbons in the surface water environment: Occurrence, ecotoxicity, and sources[J]. *Environment International*, 2022, 163: 107232.
- [9] Lv N, Wang B Q, Wang H, et al. The occurrence characteristics, removal efficiency, and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in sewage sludges from across China[J]. *Chemosphere*, 2024, 351: 141033.
- [10] 杨少博, 李江, 张春辉, 等. 贵阳市城市污泥中多环芳烃的分布特征、来源解析及风险评价[J]. *生态学杂志*, 2015, 34(6): 1675-1681.
- [11] Yu Q M, Yang X D, Zhao F Z, et al. Spatiotemporal variation and removal of selected endocrine-disrupting chemicals in wastewater treatment plants across China: Treatment process comparison[J]. *The Science of the Total Environment*, 2022, 835: 155374.
- [12] Guo T, Pan K, Chen Y X, et al. When aerobic granular sludge faces emerging contaminants: A review[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 907: 167792.
- [13] 李妮妮. 合肥市污水处理厂中典型环境激素类物质的分布、来源及风险评价[D]. 合肥: 安徽农业大学, 2022.
- [14] 王彬, 潘学军, 黄斌, 等. 滇池环湖污水处理厂中酚类EDCs的存在、去除及归趋[J]. *安全与环境学报*, 2016, 16(2): 293-298.
- [15] Lee S, Liao C Y, Song G J, et al. Emission of bisphenol analogues including bisphenol A and bisphenol F from wastewater treatment plants in Korea[J]. *Chemosphere*, 2015, 119: 1000-1006.
- [16] Xue J C, Kannan K. Mass flows and removal of eight bisphenol analogs, bisphenol A diglycidyl ether and its derivatives in two wastewater treatment plants in New York State, USA[J]. *The Science of the Total Environment*, 2019, 648: 442-449.

- [17] Zhou J W, He X W, Zhang Z P, et al. Chemical-toxicological insights and process comparison for estrogenic activity mitigation in municipal wastewater treatment plants[J]. *Water Research*, 2024, 253: 121304.
- [18] Li W H, Shi Y L, Gao L H, et al. Occurrence, distribution and potential affecting factors of antibiotics in sewage sludge of wastewater treatment plants in China[J]. *The Science of the Total Environment*, 2013, 445/446: 306-313.
- [19] Wei F, Xu C L, Chen C, et al. Distribution of microplastics in the sludge of wastewater treatment plants in Chengdu, China[J]. *Chemosphere*, 2022, 287: 132357.
- [20] 代孟帆, 阎妮. 全氟和多氟烷基化合物(PFAS)与活性污泥间的相互作用研究进展[J]. *生态毒理学报*, 2023, 18(4): 87-101.
- [21] 甘秀梅, 严清, 高旭, 等. 典型抗生素在中国西南地区某污水处理厂中的行为和归趋[J]. *环境科学*, 2014, 35(5): 1817-1823.
- [22] 高凡. 内陆城市河流和污水厂中微塑料赋存特征研究[D]. 西安: 西安工业大学, 2020.
- [23] 郝晓地, 邸文馨, 朱洋墨, 等. 污水处理厂PFAS来源、迁移转化与去除方法[J]. *环境科学学报*, 2023, 43(10): 1-14.
- [24] 肖芳. 贵阳城市污水处理厂微量有机污染物去除效果及风险评价[D]. 贵阳: 贵州大学, 2020.
- [25] 易倩文, 肖芳, 李江, 等. 贵阳市典型污水处理厂新污染物的赋存、去除及归趋[J]. *环境科学学报*, 2023, 43(8): 141-152.
- [26] Yu Y Y, Huang Q X, Cui J L, et al. Determination of pharmaceuticals, steroid hormones, and endocrine-disrupting personal care products in sewage sludge by ultra-high-performance liquid chromatography-tandem mass spectrometry[J]. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 2011, 399(2): 891-902.
- [27] Yan H, Zhang C J, Zhou Q, et al. Short- and long-chain perfluorinated acids in sewage sludge from Shanghai, China[J]. *Chemosphere*, 2012, 88(11): 1300-1305.
- [28] Ajibola A S, Zwiener C. Occurrence and risk assessment of antibiotic residues in sewage sludge of two Nigerian hospital wastewater treatment plants[J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2022, 233(10): 405.
- [29] Liu H, Zhang Z H, Li X, et al. Temperature-phased anaerobic sludge digestion effectively removes antibiotic resistance genes in a full-scale wastewater treatment plant[J]. *The Science of the Total Environment*, 2024, 924: 171555.
- [30] 鲍雨, 姜钰, 张军, 等. 桂林市城市污泥和污泥堆肥中氟喹诺酮类抗生素调查研究[J]. *给水排水*, 2019, 55(增刊1): 194-196.
- [31] Wang J Q, Xu S Q, Zhao K, et al. Risk control of antibiotics, antibiotic resistance genes (ARGs) and antibiotic resistant bacteria (ARB) during sewage sludge treatment and disposal: A review[J]. *The Science of the Total Environment*, 2023, 877: 162772.
- [32] Kong W B, Jalalah M, Alsareii S A, et al. Occurrence, characteristics, and microbial community of microplastics in anaerobic sludge of wastewater treatment plants[J]. *Environmental Pollution*, 2024, 344: 123370.
- [33] Li X W, Liu L L, Zhang X L, et al. Aging and mitigation of microplastics during sewage sludge treatments: An overview[J]. *The Science of the Total Environment*, 2024, 922: 171338.
- [34] Li X W, Chen L B, Mei Q Q, et al. Microplastics in sewage sludge from the wastewater treatment plants in China[J]. *Water Research*, 2018, 142: 75-85.
- [35] Mahon A M, O'Connell B, Healy M G, et al. Microplastics in sewage sludge: Effects of treatment[J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51(2): 810-818.
- [36] Iyare P U, Ouki S K, Bond T. Microplastics removal in wastewater treatment plants: A critical review[J]. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 2020, 6(10): 2664-2675.
- [37] Luo T Y, Dai X H, Wei W, et al. Microplastics enhance the prevalence of antibiotic resistance genes in anaerobic sludge digestion by enriching antibiotic-resistant bacteria in surface biofilm and facilitating the vertical and horizontal gene transfer[J]. *Environmental Science & Technology*, 2023, 57(39): 14611-14621.
- [38] Zhang H Q, Quan H T, Yin S Z, et al. Unraveling the toxicity associated with ciprofloxacin biodegradation in biological wastewater treatment[J]. *Environmental Science & Technology*, 2022, 56(22): 15941-15952.
- [39] Shi C, Hu Y, Kobayashi T, et al. Comparison of decabromodiphenyl ether degradation in long-term operated anaerobic bioreactors under thermophilic and mesophilic conditions and the pathways involved[J]. *Journal of Environmental Management*, 2021, 294: 113009.
- [40] Lan Y Y, Gao X, Xu H W, et al. 20 years of polybrominated diphenyl ethers on toxicity assessments[J]. *Water Research*, 2024, 249: 121007.
- [41] Chen H B, Wu Y, Zou Z M, et al. Thermal hydrolysis alleviates polyethylene microplastic-induced stress in anaerobic digestion of waste activated sludge[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2024, 470: 134124.
- [42] Chen Z, Zhao W Q, Xing R Z, et al. Enhanced in situ biodegradation of microplastics in sewage sludge using hyperthermophilic composting technology[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 384: 121271.
- [43] Zhang X Y, Li R Y. Variation of antibiotics in sludge pretreatment and anaerobic digestion processes: Degradation

- tion and solid-liquid distribution[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 255: 266-272.
- [44] Zhang J, Bao Y, Jiang Y, et al. Removal and dissipation pathway of typical fluoroquinolones in sewage sludge during aerobic composting[J]. *Waste Management*, 2019, 95: 450-457.
- [45] Li X W, Chen L B, Ji Y Y, et al. Effects of chemical pretreatments on microplastic extraction in sewage sludge and their physicochemical characteristics[J]. *Water Research*, 2020, 171: 115379.
- [46] Sørmo E, Krahn K M, Flatabø G Ø, et al. Distribution of PAHs, PCBs, and PCDD/Fs in products from full-scale relevant pyrolysis of diverse contaminated organic waste [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2024, 461: 132546.
- [47] Mei Q, Qiu Z X, Jiang J C, et al. Ozonolysis of ketoprofen in polluted water: Reaction pathways, kinetics, removal efficiency, and health effects[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2025, 147: 451-461.
- [48] Hosseinzadeh A, Gitipour S, Mehrdadi N. The biogas upgrading from landfill leachate pretreated with low-frequency ultrasonic: Anaerobic digestion performances and energy balance[J]. *Scientific Reports*, 2024, 14(1): 652.
- [49] Li Y M, Zhang A. Removal of steroid estrogens from waste activated sludge using Fenton oxidation: Influencing factors and degradation intermediates[J]. *Chemosphere*, 2014, 105: 24-30.
- [50] Zou Y N, Tu W M, Wu M H, et al. Fates of intracellular and extracellular antibiotic resistance genes during sludge anaerobic digestion with different pretreatments [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2023, 454: 140356.
- [51] Tawfik A, Mohsen M, Ismail S, et al. Methods to alleviate the inhibition of sludge anaerobic digestion by emerging contaminants: A review[J]. *Environmental Chemistry Letters*, 2022, 20(6): 3811-3836.
- [52] Wen X, Chen M J, Ma B H, et al. Removal of antibiotic resistance genes during swine manure composting is strongly impaired by high levels of doxycycline residues [J]. *Waste Management*, 2024, 177: 76-85.
- [53] Khadra A, Ezzariai A, Merlina G, et al. Fate of antibiotics present in a primary sludge of WWTP during their co-composting with palm wastes[J]. *Waste Management*, 2019, 84: 13-19.
- [54] Ezzariai A, Hafidi M, Khadra A, et al. Human and veterinary antibiotics during composting of sludge or manure: Global perspectives on persistence, degradation, and resistance genes[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2018, 359: 465-481.
- [55] Martín J, Dolores Camacho-Muñoz M A, Santos J L, et al. Distribution and temporal evolution of pharmaceutically active compounds alongside sewage sludge treatment. Risk assessment of sludge application onto soils [J]. *Journal of Environmental Management*, 2012, 102: 18-25.
- [56] Abdellah Y A Y, Zang H L, Li C Y. Steroidal estrogens during composting of animal manure: Persistence, degradation, and fate, a review[J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2020, 231(11): 547.
- [57] Estoppey N, Castro G, Slinde G A, et al. Exposure assessment of plastics, phthalate plasticizers and their transformation products in diverse bio-based fertilizers [J]. *The Science of the Total Environment*, 2024, 918: 170501.
- [58] Sun X W, Anoopkumar A N, Madhavan A, et al. Degradation mechanism of microplastics and potential risks during sewage sludge co-composting: A comprehensive review[J]. *Environmental Pollution*, 2023, 333: 122113.
- [59] 宋英今, 王雨欣, 陈冠益, 等. 有机废物堆肥中的微塑料污染: 来源、相互作用及展望[J]. *中国土壤与肥料*, 2022(8): 247-254.
- [60] Zhang S W, Li Y X, Jiang L S, et al. From organic fertilizer to the soils: What happens to the microplastics? A critical review[J]. *The Science of the Total Environment*, 2024, 919: 170217.
- [61] Kong W B, Jalalah M, Alsareii S A, et al. Microplastics (MPs) in wastewater treatment plants sludges: Substrates, digestive properties, microbial communities, mechanisms, and treatments[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2023, 11(6): 111408.
- [62] Ren X N, Jiao M N, Zhang Z Q, et al. The efficient solution to decline the greenhouses emission and enrich the bacterial community during pig manure composting: Regulating the particle size of cornstalk[J]. *Bioresource Technology*, 2023, 387: 129596.
- [63] Lü H X, Chen X H, Mo C H, et al. Occurrence and dissipation mechanism of organic pollutants during the composting of sewage sludge: A critical review[J]. *Bioresource Technology*, 2021, 328: 124847.
- [64] Nguyen M K, Lin C, Nguyen H L, et al. Occurrence, fate, and potential risk of pharmaceutical pollutants in agriculture: Challenges and environmentally friendly solutions[J]. *The Science of the Total Environment*, 2023, 899: 165323.
- [65] Mejías C, Martín J, Santos J L, et al. Occurrence of pharmaceuticals and their metabolites in sewage sludge and soil: A review on their distribution and environmental risk assessment[J]. *Trends in Environmental Analytical Chemistry*, 2021, 30: e00125.
- [66] Buta M, Hubeny J, Zieliński W, et al. Sewage sludge in agriculture—the effects of selected chemical pollutants

- and emerging genetic resistance determinants on the quality of soil and crops—A review[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2021, 214: 112070.
- [67] 李思莹, 贾学斌, 张军. 污水厂污泥堆肥有机污染物降解及土地利用生态风险[J]. *中国给水排水*, 2023, 39(4): 18-23.
- [68] 王静. 城市污泥堆肥替代化肥施用对土壤—作物养分、重金属含量的影响及生态风险研究[D]. 成都: 四川农业大学, 2022.
- [69] 郑兴灿, 张昱. 城镇污水处理厂微量污染物的来源与控制途径[J]. *给水排水*, 2018, 54(2): 1-3.

Occurrence characteristics, treatment status and prevention and control strategies of new pollutants in urban sludge in China

LI Jiang^{1,2}, ZOU Xiaoshuang^{1,2}, WANG Bin³, HOU Li'an^{4*}

1. Key Laboratory of Karst Georesources and Environment, Ministry of Education, College of Resources and Environmental Engineering, Guizhou University, Guiyang 550025, China
2. Guizhou Karst Environmental Ecosystems Observation and Research Station, Ministry of Education, Guiyang 550025, China
3. College of Civil Engineering, Guizhou University, Guiyang 550025, China
4. Detachment 23, Unit 96901 People's Liberation Army of China, Beijing 100094, China

Abstract Sludge is an important "sink" of emerging pollutants and the ecological risk caused by emerging pollutants is the key to the resource utilization and safe disposal of sludge. This paper deals with the occurrence characteristics of emerging pollutants in urban sludge in China, summarizes the removal characteristics of emerging pollutants by sludge treatment and disposal, puts forward the shortcomings in the current situation to treat emerging pollutants in sludge, further condenses the key scientific problems still existing in the treatment of emerging pollutants in sludge, and thus puts forward the prevention and control strategies. From the perspective of the existence level of various emerging pollutants in sludge, the detection rate of antibiotics is high, with a concentration of up to $\mu\text{g/g dw}$; concentrations of perfluorocarbons and endocrine disrupting agents are in the level of ng/g dw ; the existence level of microplastics is generally high, with an abundance range of 1600.00~5640.00 /kg dw. Sludge anaerobic digestion and aerobic composting treatment technologies can effectively control and reduce the existence of emerging pollutants in sludge. The removal effects of different emerging pollutants are affected by the physical and chemical properties, bioavailability and other conditions of the pollutants themselves. Further research can be conducted on the removal paths and degradation mechanisms of a variety of emerging pollutants coexisting systems. The strategy of optimizing composting conditions and introducing specific microbial strains can be combined to improve the degradation efficiency of emerging pollutants, so as to obtain safer compost products. Land use is the final destination of sludge compost products. It is urgent to carry out ecological risk assessment of various emerging pollutants in the process of sludge land use and establish corresponding limit control standards, so as to provide a scientific basis for the safe use of sludge land.

Keywords urban sludge; emerging pollutant; occurrence characteristics; control technology; prevention and control strategy ●



(责任编辑 卫夏雯)