田永兰,郑 嘉,张 蕾,等.污/废水剩余污泥原位减量的捕食技术研究进展及出路 [J]. 中国环境科学, 2025,45(11):6153-6167.
Tian Y L, Zheng J, Zhang L, et al. Research progress and outlet of predation technology for in situ residual sludge reduction during sewage/wastewater treatment [J]. China Environmental Science, 2025,45(11):6153-6167.

污/废水剩余污泥原位减量的捕食技术研究进展及出路

田永兰[1],郑 嘉[1],张 蕾[1],张贵宝[2],牛军峰[3*] (1.华北电力大学,工程生态学与非线性科学研究中心,北京 102206；2.齐鲁制药有限公司,山东 济南 250100；3.华北电力大学环境科学与工程学院,北京 102206)

摘要：为从科技创新的角度揭示剩余污泥原位减量捕食技术的研究热点和发展趋势,基于文献计量学的方法,通过信息可视化技术对 Web of Science 核心数据库的相关研究成果进行检索与分析,发现中国是该领域发表相关文章最多的国家,平均占全球相关主题总文章数量的 35%,最高占比达到 66%(2025 年);过去 20a 以来经历了 3 个主题鲜明、趋势清晰的发展阶段(2005~2011 年、2011~2017 年、2017~2025 年),包括 3 个主要的研究方向:捕食者动态及其减泥净污机制、强化生物捕食的污泥减量反应器及改进策略、捕食影响下的微生物群落结构与功能.在未来的研究与实践中,生物捕食强化污泥减量系统的多尺度效应,稳定性评价、维持和调控机理与策略,污染胁迫下的微生物食物网响应与风险评估,以及工程实践面临的时空限制、可持续性和碳减排核算问题将是该领域面临的重要挑战.

关键词：污泥减量；生物捕食；微生物群落；稳定性；文献计量学
中图分类号：X703 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)11-6153-15

Research progress and outlet of predation technology for in situ residual sludge reduction during sewage/wastewater treatment. TIAN Yong-lan[1], ZHENG Jia[1], ZHANG Lei[1], ZHANG Gui-bao[2], NIU Jun-feng[3*] (1.Research Center for Engineering Ecology and Nonlinear Science, North China Electric Power University, Beijing 102206, China；2.Qilu Pharmaceutical Co., Ltd., Jinan 250100, China；3.College of Environmental Science and Engineering, North China Electric Power University, Beijing 102206, China). *China Environmental Science*, 2025,45(11)：6153~6167

Abstract：In this study, a bibliometric analysis was conducted by identifying and analyzing relevant research from the core database of Web of Science in the past 20 years with the goal of identifying and characterizing critical knowledge gaps, gluts, and trends in application of biological predation in residual sludge reduction. Results showed that most relevant research was published in China, accounting for averagely 35% of the global total articles, with the highest proportion reaching 66% (in 2025). Furthermore, in the past two decades, three development stages with distinct themes and trends were identified, i.e. 2005~2011, 2011~2017 and 2017~2025; namely, (i) predator dynamics and their mechanisms in sludge reduction and pollutant degradation, (ii) enhancement of the reactors and strategies for sludge reduction that uses predation, and (iii) understanding the microbial community structure and function under the influence of predation. It is recommended that future research and practice should investigate the multi-scale effects of predation in sludge reduction systems and evaluate their stability, maintenance and regulation mechanisms. Additional research should evaluate microbial food web response and risk assessment under pollution stress. Moreover, spatiotemporal constraints, sustainability and carbon emission reduction accounting issues faced by engineering practices will be important challenges in this field.

Key words：sludge reduction；biological predation；microbial community；stability；bibliometrics

活性污泥法诞生 111a 以来,极大程度上解决了快速城市化和工业化产生的污水量骤增问题,至今仍然是污/废水处理领域的核心技术[1].传统活性污泥法不可避免的副产物之一—剩余污泥产量日益增加,2023 年我国共处理污水 939.7 亿 t,产生污泥 5333.2 万 t[2],较 2022 年增长 12%.剩余污泥处理与处置能耗占污水厂总能源需求的 30%,占总运营成本的 50%,占全生命周期温室气体排放量的 40%[3-4],带来严重的能源损耗和二次污染问题.过去 50a 以来,以污泥减量和能源回收为主的剩余污泥应对策略受到持续关注[5].然而,剩余污泥的生物可利用度通常低于原生污泥,限制了其能源回收的潜力[6],还可

收稿日期：2025-04-02
基金项目：国家重点研发计划项目(2022YFE0135700);国家自然科学基金资助项目(52400035);中央高校基本科研业务费专项资金(2025MS078)
* 责任作者, 教授, niujf@ncepu.edu.cn

能带来额外的设备投入、能源消耗和碳排放转移问题[7].与末端处置和资源回收策略相比,在过程中原位削减污泥产量可根本上解决处置能耗和占地增加的问题,是污水生物处理减污降碳的根本出路[6,8].

剩余污泥原位减量的关键在于保证污染物降解的同时最大程度降低微生物生物量的增长,核心在于调节代谢并移除过量微生物.研究人员此前提出了内源代谢、解偶联、溶胞和隐性生长等基于微生物代谢机理的污泥原位减量方法[6,8-9],以及超声、臭氧处理等原位物化减量方法[10-11],并由此产生了许多不同的工艺技术以实现同步污泥减量和水质净化的效果,如厌氧侧流反应器(ASSR)、好氧-沉淀-厌氧反应器(OSA)[12]等.这些方法有一定的污泥减量效果,却常以增加曝气、投加额外药剂、破坏生物群落稳定性和降低污染物去除率为代价[6,8].

基于生物捕食原理的污泥原位减量技术利用污水系统中的捕食者(原、后生动物等)大量捕食猎物(细菌、真菌等),物质和能量从污泥基质转移到细菌,通过食物链转移到原生动物或后生动物[13-14],此过程能量转换效率低,从而降低了总生物量和污泥产量.这一过程中不需要额外药剂和能源投入,还可以通过高营养级生物回收缓解污水处理过程的熵增趋势,是一种环境友好且具经济性的污泥原位减量技术[15-17].Ratsak 等[18]综述了将水生寡毛纲用于污泥减量的可行性,讨论了影响寡毛纲捕食性的相关参数:粒径、底物有机含量、细菌偏好、寡毛纲的生命周期和种群动态、温度、pH 值、氧气和工艺条件等.

文献计量学结合了统计和数学方法,通过对关键词和被引次数等数据的分析,为研究人员确定所研究领域的发展趋势和热点问题提供了一种有效途径,在识别长期有影响力的研究、作者、机构和国家以及理解研究领域的清晰结构和推断未来趋势方面比传统综述更有效[19].近年来,文献计量学分析已在多个环境领域应用[19-23],如污水处理、同步硝化反硝化过程等.截至目前,还没有文献计量学分析基于生物捕食原理实现污泥减量的研究进展和热点趋势.鉴于此,本研究利用文献计量学方法对 Web of Science 核心数据库中过去 20a 有关生物捕食污泥减量领域的文献进行数据检索和定量可视化分析,得出该领域的研究现状,分析研究趋势和前沿问题,讨论该领域面临的瓶颈问题和未来可能的发展方向,将有助于生物捕食强化污泥原位减量领域的机理深入研究和技术工程实践.

1 数据与方法

1.1 数据收集

以 Web of Science 核心数据库(WOSCC)中 SCI-EXPANDED、SSCI 2004 年以来收录的在线成果为数据源,于 2025 年 3 月 16 日进行相关文献的检索.设置搜索主题词为 TS=((sludge reduc*) or (sludge minimi*)) AND TS=(protozo* or metazo* or worm or predat* or (food chain) or (food web)) NOT TS=(soil or wetland* or (food waste) or kitchen or agricultur* or marine or ocean or sediment or river* or compost*).共检索到 285 条参考文献,包括研究论文类文献 272 篇、综述类论文 13 篇.文献标题、作者、摘要、关键字和引用信息以纯文本和制表符文件格式从 WOSCC 数据库导出,以供文献计量分析.

1.2 数据处理

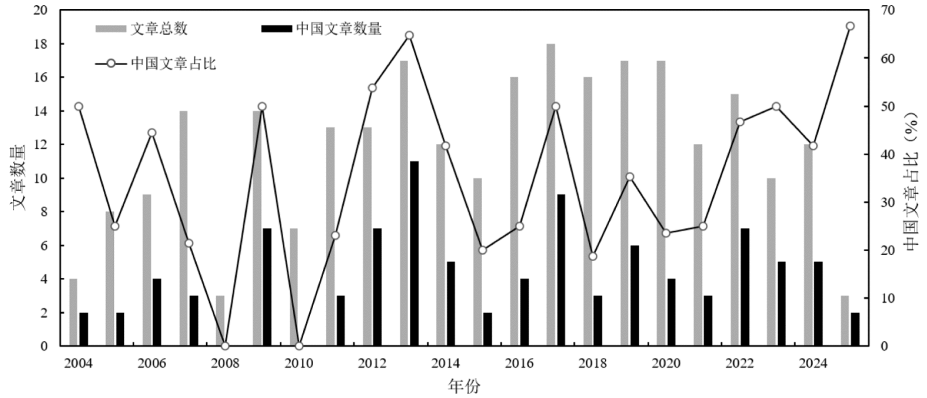
WOSCC 平台提供了每年发表论文数量、文献类型和研究领域以及每个国家/地区发表文章数量的简单统计分析.使用 VOSviewer 软件(v1.6.20)在聚类图中进行关键词可视化,特定大小的节点和连接线显示分配最多的术语及其组合,节点的大小取决于它们的重要性;使用 CiteSpace 软件(6.3.R1)获得关键词突显图,分析研究趋势的变化过程[19].在线文献计量平台(bibliometric.com)用于国家/地区之间关系的可视化,分析期刊、机构和作者的影响力.

2 文献计量学基础分析

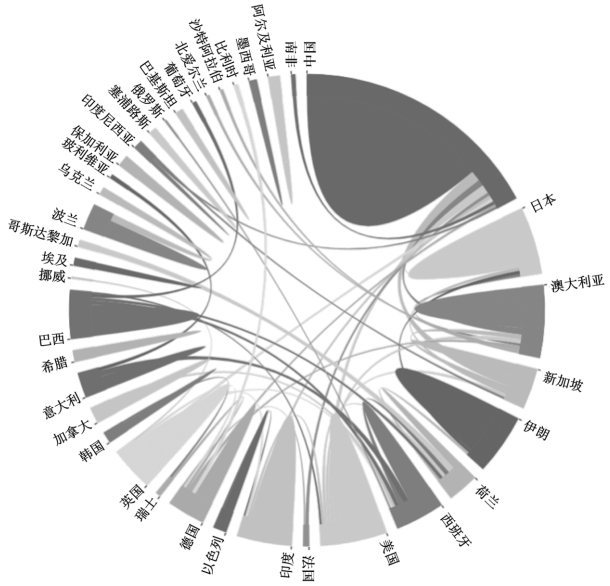
2.1 年度、国家分布及合作情况

从过去 20a 的发文数量来看,基于生物捕食机理的污泥减量相关研究在前期逐年增加,之后保持相对平稳(图 1(a)).主要的文章发表国家为中国、美国、西班牙、澳大利亚、荷兰等国家,其中中国发表文章最多,平均占全球相关主题总文章数量的 35%,最高占比达到 66% (2025 年).从合作情况来看,与中国合作最多的 3 个国家分别为新加坡、澳大利亚、美国.大部分国家的国内合作发文量远超过国际合作发文量,如中国、日本、澳大利亚等;部分国家的

国际合作发文量与国内合作发文量相当甚至超过后者,主要包括荷兰、西班牙、德国.



(a) 历年文章数量



(b) 国家之间的合作情况

图 1　历年文章数量及国家之间的合作情况

Fig.1　Number of publication articles over the years and cooperation between countries

2.2　期刊、机构和作者影响力

表 1　机构影响力(文章总数前 10 的科研机构)

Table 1　Impacts of institutions (top 10 research institutions in total publication articles)

机构名	文章总数	总被引用次数	平均被引次数	一作总数	一作被引次数
哈尔滨工业大学	30	149	4.97	20	85
新加坡南洋理工大学	12	23	1.92	2	3
中国科学院	11	96	8.73	6	69
东南大学	10	5	0.50	5	2
克拉科夫雅盖隆大学	8	12	1.50	5	7
上海电力大学	7	34	4.86	7	34
荷兰代尔夫特理工大学	7	34	4.86	5	34
同济大学	7	29	4.14	3	23
澳大利亚卧龙岗大学	7	25	3.57	3	12
浙江工商大学	7	17	2.43	5	15

从文章发表机构来看,文章发表总数前 10 名的机构中,有 6 个国内的科研院所,其中哈尔滨工业大学发表的相关研究成果最多,总被引次数也最高,发文量占生物捕食污泥减量领域文章总数的 10.5%(表 1).哈尔滨工业大学在生物捕食污泥减量领域与新加坡南洋理工大学合作较多,后者为国外机构中该领域发表文章最多的国家.国内的中国科学院、东南大学在该领域中的发文量与新加坡南洋理工大学相当,尤其是中国科学院所发表文章的总被引次数远超过南洋理工大学,仅次于哈尔滨工业大学,居第 2 位.

从发表期刊上来看,相关主题文章最多、总被引次数最多的期刊均为《Bioresource Technology》,共计发表与生物捕食污泥原位减量相关的文章 32 篇,

占全部论文的 11.2%(表 2).在文章总数前 10 的期刊中,平均被引次数排名第一的是《Water Research》(5.74 次),其次为《Journal of Hazardous Materials》(5.50 次)、《Bioresource Technology》(5.16 次)和《Chemical Engineering Journal》(4.14 次),其余期刊的平均被引次数相对较低.

表 2 期刊影响力(文章总数前 10 的期刊)

Table 2 Journal impacts (top 10 journals with total publication articles)

期刊名	文章总数	总被引用次数	平均被引次数
Bioresource Technology	32	165	5.16
Water Research	23	132	5.74
Water Science and Technology	12	16	1.33
Science of The Total Environment	12	14	1.17
Environmental Technology	11	10	0.91
Journal of Hazardous Materials	8	44	5.50
Chemical Engineering Journal	7	29	4.14
Water Environmental Research	6	10	1.67
Desalination and Water Treatment	6	0	0.00
Biochemical Engineering Journal	5	15	3.00

表 3 作者影响力(文章总数前 10 的作者)

Table 3 Impacts of authors (top 10 authors in total publication articles)

作者姓名	文章总数	总被引用次数	一作总数	通讯作者数
Tian Y	14	78	4	12
Zhou Z	7	34	0	7
Li Z P	7	54	3	0
Buisman C J N	6	98	0	0
Pajdak-stós A	6	10	2	3
Fialkowska E	6	10	1	1
Hendrickx T L G	6	98	4	5
Li H	6	14	0	0
Liu J	5	33	2	0
Cheng C	5	32	4	0

由表 3 可见,从作者影响力上来看,发表文章总数前 10 位的作者中有 6 位来自中国的研究机构.其中,哈尔滨工业大学田禹教授团队发表的相关文章总数最多,总被引次数也最多,该团队以污泥减量和废物资源化为目标,开展了污泥转化机理和高效处理处置技术研究,研发了污水污泥有机质高品位燃料制备技术及无机质复合材料制备技术.上海电力大学的周振教授团队在污泥减量领域方面发文量排名第 2 位,重点关注污泥原位减量与能源化方向,建立污泥原位减量数学模型并探明减量主导途径,在填料强化侧流反应器工艺的运行特性与调控机制等方面开展了一系列的研究与实践工作.

3 研究趋势及热点分析

3.1 研究趋势分析

利用 CiteSpace 软件中“Burstness”功能对关键词进行突显词分析(图 2),结合关键词共现网络的时间变化图识别研究领域发展中研究热点的改变趋势,共分为 3 个阶段.

2005~2011 年,生物捕食污泥原位减量的理念已经提出,此时重点关注的是捕食者(原生动物)的种群动态、生长、生物量等方面.尤其是纤毛虫捕食被广泛研究,其中引用率最高的文章报道了处理屠宰场废水的好氧颗粒污泥表面纤毛虫的作用,通过捕食细菌和有机物、影响氧和底物扩散改变物质代谢和污泥产量[24].在此期间,生物捕食对水质净化(例如脱氮)的负面影响也备受争议,推动了耦合技术的发展以解决生物捕食污泥减量与水质恶化之间的矛盾.

2012~2017 年,基于生物捕食原理的反应器设计研究得以推进,逐步提出了蠕虫反应器[25-26]、膜生物反应器(MBR)及其耦合工艺[27-28].有关蠕虫反应器的研究经历了从单一功能微型动物过渡到多营养级生物共同作用、从强调污泥减量效果到揭示减量机制、从探索生物之间的相互作用和污染物迁移转化路径到调控生物减量工艺的过程;有关 MBR 及膜污染的研究逐渐从溶解性微生物产物(SMP)向胞外聚合物(EPS)的研究过渡,尤其是 EPS 的具体组成和作用、关键代谢路径和基因等方面均取得了系列进展.

2017 年之后,随着生物信息学手段的高速发展以及对于同步污泥减量与污染物高效净化的迫切需求,捕食作用影响下的微生物群落结构与功能、工艺耦合协同减泥净污效能被重点研究.与此同时,随着污泥带来的能耗和二次污染问题日益严峻,有关污泥性质、安全风险、新反应器和处理工艺的研究也日益增多.在此期间,有关反应器研究的焦点从单一 MBR 逐步过渡到 ASSR 以及 MBR 耦合工艺等,尤其是关于 ASSR 的工艺改进和优化研究受到很多研究人员的关注.

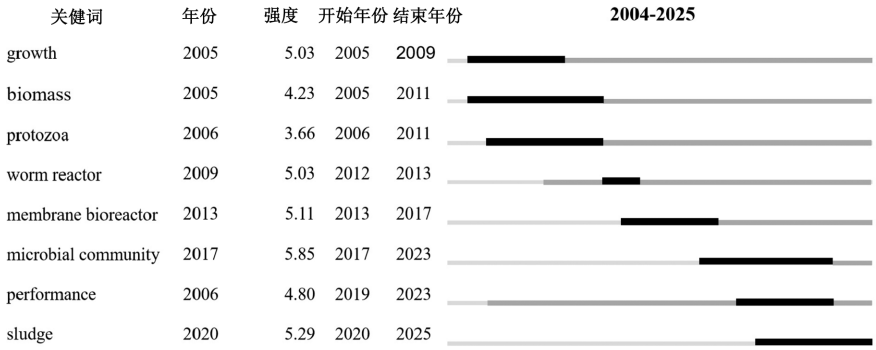


图 2　基于 CiteSpace 的关键词突显分析

Fig.2　Keywords with the strongest citation bursts according to CiteSpace

3.2　关键词共现分析

利用 VOSviewer 软件对 285 篇文献的关键词进行聚类分析,采用全计数方法(Full counting),取最小共现数为 8,共得到 61 个关键词构建网络,如图 3 所示.关键词聚类之后共形成了 3 个聚类,分别代表了 3 个与生物捕食污泥减量有关的主要研究方向,分别为捕食者动态及其减泥净污机制(聚类 1)、强化生物捕食的污泥减量反应器及改进策略(聚类 2)、捕食影响下的微生物群落结构与功能(聚类 3).

3.2.1　捕食者动态及其减泥净污机制　聚类 1 包含 24 个关键词,主要围绕微型动物种群大小、动态变化及其对水中污染物去除影响的相关研究.原、后生动物“自上而下”的捕食作用、细菌对捕食者的“上行效应”以及污染物的资源驱动效应,形成了污水系统中生物群落的非线性发展模式[29],导致了污水系统生态功能的不可预测性,大大提高了生物捕食污泥减量系统调控与稳定维持的难度.研究发现,原生动物通过影响污水中细菌群落的组成和多样性与污水生态系统功能联系在一起[30].纤毛虫捕食者与细菌猎物之间的密切互作导致选择性进化,可破坏整个群落的转录网络,进而形成对多种细菌获取营养物质和表面定殖途径的差异调节[31].后生动物与原生动物都可以通过捕食控制细菌的数量,但是后生动物的演替规律与原生动物不同;在反应器后段,随着营养物和细菌的减少,世代时间较短原生动物难以生存,世代时间较长的后生动物成为优势物种,因此,后生动物密度与原生动物密度、后生动物密度与细菌密度之比增大[32].与原生生物相比,捕食性粘细菌对被捕食细菌种类具有更强的选择性,为活性污泥结构域间捕食行为的差异提供了理论依据[33].蛭弧菌属和类似生物可以捕食未被原生动物猎食的细菌,并以密度依赖的方式调节被捕食者种群,通过生态位划分形成多捕食者共存的反应体系[34].在此复杂系统中,原、后生动物的捕食活动还会受到环境因素(温度、氧气等)、生物因素(生命周期、种群动态等)和过程参数(停留时间、电子受体等)的影响[9],与细菌相比表现出对调控影响的耐受性和滞后性,使得传统污水处理工艺中对细菌群落稳定性的调控措施难以适用.与此同时,污染物降解功能菌的多样性、原后生动物捕食偏好和效率的不确定性等,也限制了经典食物网理论在污水微生物食物网稳定性研究中的应用.截至目前,有关污水处理系统中原、后生动物捕食者种群动态的研究尚缺少长期观测数据,捕食者种群动态的关键影响因子尚不清楚,尚缺少调控捕食者种群动态的有效技术方法.

捕食作用是自然界水生态系统的固有现象,在污水处理系统中强化捕食作用,可以提高污水处理系统生态系统的复杂性,强化物质和能量流动过程,从而提高污染物的去除率和污泥减量效果.研究发现,在由细菌、小球藻和大型水蚤构成的人工食物网强化污水处理系统中,小球藻室和大型水蚤中分别减少了近 49.99%和 14.42%的细菌,90.91%的小球藻在大型水蚤室中被啃食;细菌室、小球藻室和大型水蚤室分别去除了 73.68%、10.67%和 1.60%的化学需氧量 (COD),19.94%、25.59%和 1.49%的总氮,15.71%、7.28%和 16.79%的总磷[35].在传统活性污泥工艺中接种寡毛类红斑颤体虫 (*Aeolosoma hemprichi*),对污泥沉降和总磷去除效果好,不影响有机质(以 COD 表征)和氨氮的去除效果,其中红斑颤体虫对污泥减量的贡献为 39%~65%[36].在颤蚓 (*Tubificidae*)和微生物共生的系统中,底物、微生物与颤蚓相互作用达到平衡,实现了 30%的污泥减量;

颤蚓的存在引起了大量的营养物质释放,通过同化作用去除的氮与对照组相比提高了 21%,有效氨去除率提高 13%,氨氧化细菌提高 5%[37].适当密度的颤蚓可以减少混合液悬浮固体浓度、增加粒径以降低出水浊度并减轻 MBR 膜污染,对碳和氮的去除影响较小[38].关于捕食强化的污水处理系统是否存在出水水质恶化的问题,与处理工艺、污染物类型、溶解性有机物释放等因素密切相关,但是毋庸置疑,细菌代谢对于污染物去除性能至关重要[39].如何构建污水处理系统中的异质空间,提高污水处理系统在空间上的复杂性和变异程度,提高功能菌的丰度和多样性,保持捕食者与猎物之间合理的比例,对于维持捕食系统的稳定性、提高污染物去除和污泥减量效率有重要意义.

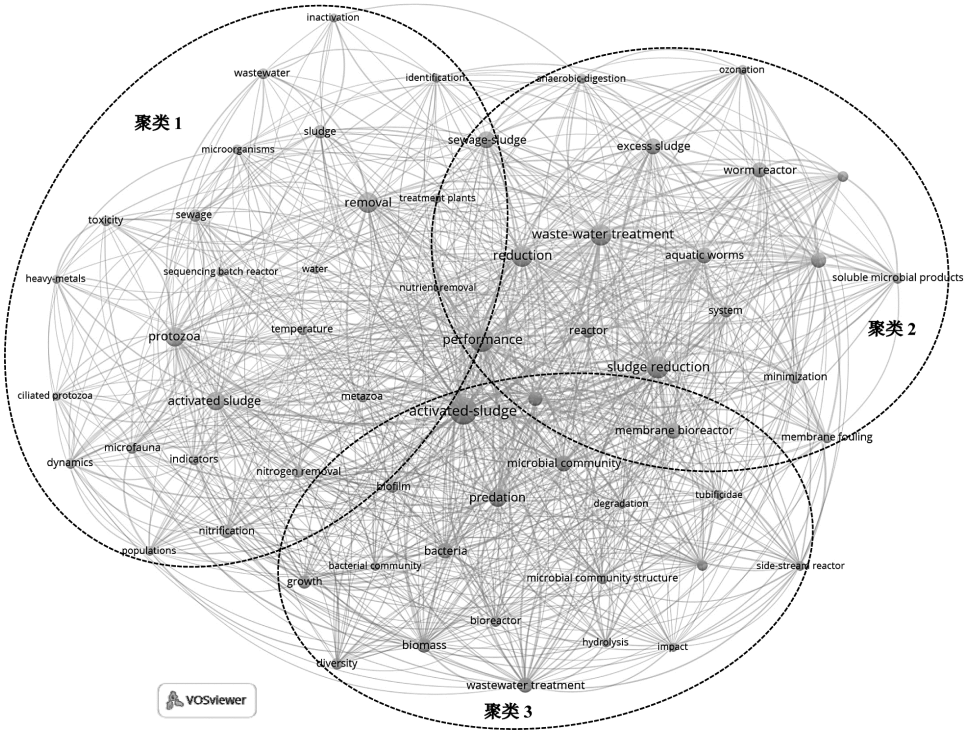


图 3 61 个关键词的共现网络

Fig.3 Co-occurrence network map of the top 61 keywords

3.2.2 强化生物捕食的污泥减量反应器及改进策略 目前能够工程应用的生物捕食污泥减量工艺主要是寡毛纲蠕虫反应器[17]和食物链反应器[16,32],可以实现 30%~75%的污泥减量率.Zhang 等[40]构建了一个水丝蚓污泥捕食反应器,揭示了延长污泥龄以延长捕食时间、去除 EPS 增强污泥脱水性能的机制.耦合蠕虫反应器与厌氧/缺氧/好氧-MBR(含化学除磷反应器)可以在污泥量降低 49.8%的同时,提升 100.8%的总磷去除率[41].耦合侧流反应器(厌氧或微好氧)与 MBR,调控侧流配比和水力停留时间,可以提高捕食性细菌(如蛭弧菌属)的丰度,促进溶解性有机物的释放和利用,在污泥减量的同时提高脱氮效果、改善污泥脱水特性[42-43].此外,将侧流反应器与厌氧主流反应器或者缺氧/好氧(A/O)工艺结合,也能够强化捕食菌与水解/发酵菌(*unclassified_Bacteroidia* 和 *Delftia*)和生长缓慢菌(*Trichococcus*)的协同互作,在保证脱氮或除磷性能的同时实现污泥减量的目的[44-45].Jiang 等[12]分析揭示了填料强化 ASSR 污泥减量工艺中细菌和微动物的作用机制,发现在 ASSR 的水力停留时间(HRT)为 2.5,5.0 和 6.7h 时,ASSR 耦合 MBR 可以分别实现 11.8%,31.8%和 36.2%的污泥减量;填料在低 HRT 条件下大大改善了污泥减量效果,在紧凑空间加速污泥减量方面具有广阔的前景.Miwa 等[46]将一种可以吸附有机物并为后生动物提供栖息地的旋转网状填料纳入传统缺氧/好氧耦合 MBR 的处理系统,发现其中后生动物的数量是不含填料处理系统的 2 倍,捕食强化污泥减量实现了 45%的减泥率.采用高卷曲的改性聚

氨酯纤维填料构建多级生物接触氧化反应器,形成了前端的污水净化区(含大量菌胶团)和后端的生物强化区(出现大量原、后生动物),同步实现了偶氮染料(甲基橙)废水净化和污泥减量[47].此外,采用臭氧处理污泥进行污水生物处理,反应器中形成的原、后生动物群落具有更好的消化蛋白质和细胞碎片的能力,显著降低了污泥产量[48].综上,通过填料强化、臭氧预处理、工艺耦合等措施,可以更好的强化生物捕食污泥减量反应器的处理效果.

3.2.3　捕食影响下的微生物群落结构与功能　活性污泥中的细菌、古菌、原生动物和后生动物等生物群在去污方面都发挥着重要作用[14,9].其中,细菌是活性污泥群落的主要组成部分,常被关注的包括脱氮除磷有关的硝化菌、反硝化菌和聚磷菌等[14],以及在絮凝体结构中起着骨干作用的丝状菌[49]等.此前提出的解偶联、隐性生长、内生代谢、维持代谢等污泥减量的机理和技术都是基于对微生物结构和功能的研究开展的,重点关注的是物种丰度、多样性、功能群、代谢路径等[50-52].近年来,随着高通量测序和数据挖掘与处理技术的发展,微生物网络、群落组装、群体感应等在揭示微生物之间的相互作用关系、微生物群落结构稳定性、与污染物降解和污泥减量之间的关系方面受到越来越多的关注[53].

捕食性细菌是生物捕食污泥减量领域的主要研究对象,主要包括捕食性粘细菌[33]、蛭弧菌属等[34].捕食性细菌可以捕食其他细菌,但是其捕食策略与原后生动物和噬菌体不同.蛭弧菌属是研究较多的捕食性细菌,是一类专性捕食者,必须捕食其他革兰氏阴性菌,在调节微生物群落、改善污泥脱水性能等方面有很大潜力[54-55].蛭弧菌及其类似生物可以降低生物膜上 SMP 和 EPS 的含量,降低与膜污染有关细菌的丰度,从而有效缓解 MBR 的膜污染,将膜过滤时间延长 33.3%[56].全球污水处理厂中的粘细菌门主要属于海生囊菌科(Haliangiaceae)、多囊菌科 (Polyangiaceae) 、 mle1−27 分支、粘球菌科(Myxococcaceae)、橙杆菌科(Sandaracinaceae)、小囊菌科 (Nannocystaceae) 和逗形囊菌科(Phaselicystidaceae),其中 *Haliangium* 和 *mle1−27* 分支粘细菌是污水处理厂中非常活跃的捕食者,与污染物去除率显著相关[33].粘细菌门通常优先捕食革兰氏阴性菌而不是革兰氏阳性菌,但是不同捕食性细菌甚至同一属(如 *Haliangium*)内不同捕食性细菌的捕食策略也有不同,例如 *Haliangium* ASV 和 OM27 分支仅捕食大肠杆菌[33].深入了解捕食性细菌的捕食策略是靶向调节微生物种群结构与功能的基础,它们对有益(如脱碳和脱氮)或有害(如抗生素耐药性和致病性)细菌的捕食行为,在很大程度上仍未可知,一定程度上阻碍了对污水系统微生物食物网相互作用的全面理解,也为污水生物捕食处理工艺调控带来了挑战.

原、后生动物捕食对微生物群落尤其是对功能微生物的影响是影响工艺处理性能的重要因素.Burian 等[30]在实验中调控原生动物的捕食压力,发现细菌的类群丰富度、均匀度、遗传多样性和 β 多样性等都对原生动物的高捕食压力做出了强烈而积极的非线性反应,并且在更高水平的捕食压力下趋于平稳,形成捕食压力和猎物多样性之间的驼峰形关系;与捕食强度相反,捕食者多样性的影响对细菌多样性既有积极的影响(分类群丰富度)也有消极的影响(均匀度和系统发育独特性);此外,捕食塑造了细菌群落的结构,减少“自上而下”的控制对大多数分类群产生了负面影响,这些分类群通常与污水处理效率提高有关,特别是损害了除氮的潜力.Petropoulos 等[57]也发现原生动物数量或者活性的减少抑制了硝化作用,原生动物梳理异养菌种群的能力可能在减少硝化底物种间竞争方面发挥作用,从而提高硝化速率.与之相反,也有研究表明后生动物的增加不会改变污泥中的微生物群落[46].目前关于捕食作用下微生物群落结构与功能的响应方面的研究还比较少,缺少有效信息指导污水系统微生物食物网设计与调控.

4　未来面临的挑战与展望

在过去 20a 里,基于捕食原理的污泥原位减量技术得到了多向发展.在本文中,数据库的检索文献从 2004 年开始,不能涵盖所有研究人员在本领域中付出的努力和探索.尽管如此,仍然能够清晰的看到过去近 20a 来的研究趋势和热点问题.基于上述文献分析结果,有关生物捕食污泥原位生物减量方向的研究和实践可能在未来会面临如下挑战.

4.1　污泥减量系统减泥净污机制的多尺度效应

污水处理和污泥原位减量过程中涉及到多种

机制的共同作用,这些机制常常涉及到不同的时间、空间和组织尺度(图 4).

首先,作为一个复杂系统,生物捕食污泥原位减量过程与机制在不同组织尺度上发挥作用.在分子尺度上,生物利用污染物提供自身生长所必需的能量实现污染物降解;以 EPS、溶解性有机物为代表的物质分解和转化过程,对生物捕食污泥减量系统的出水水质、氧气和污染物传输有重要影响.在细胞尺度上,污染物胁迫会诱导细胞产生过量活性氧,后者会增加细胞膜脂质过氧化,降低膜流动性并增加膜通透性,提高胞外抗生素抗性基因(ARGs)的接合转移和转化率[58].在个体尺度上,草履虫等游动纤毛虫可作为活性生物量产量的生物指标[59];累枝虫负责在好氧条件下掠食细菌[60],是水质改善的指示物种[61];轮虫和钟形虫是稳定和有效去除污染物、高质量出水的指示物种[61];水丝蚓主要摄食小于 63μm 的颗粒,其极端耐污染能力、快速生长和发育能力,使其在污水污泥等大量容易被吸收的有机物质的条件下占主导地位[18].在种群尺度上,一个稳定、有活力的水生蠕虫叉形管盘虫种群在最优条件下可以实现污泥减量 30%~40%[17];污水处理系统中的线虫通常在 100 个/mL 细胞的细菌浓度时开始生长,它的生长速度与细菌浓度成正比,直到达到 1000 个/mL 细胞的平台期[32].在群落尺度上,原生动物通过捕食改变细菌多样性、群落组成和污水处理效率[30];与原生动物相比,后生动物数量很少,但体型更大,捕食能力更强[62],处于食物链的顶端,可以通过捕食原生动物、细菌和悬浮物来减少污泥的产生[32].在生态系统尺度上,污泥减量过程中的生物和非生物相构成了一个高效的生态系统.后生动物的捕食和消化导致微生物的死亡和裂解,并释放细胞内物质作为细菌再利用的营养物质,促进了系统的物质流动和能量循环,降低了污泥产量[25].例如,轮虫可以吞噬游离的细菌和颗粒有机物[63]、死细胞的残骸和腐殖质胶体[32];轮虫活性能促进生物膜更新,减少非活性物质,使生物膜松弛,该活性还可以促进营养物质和氧气的转移,防止内部腐败,增加生物膜活性,提高净化效率[32].

其次,不同组织尺度下的生物捕食污泥原位减量机制在时间和空间上也存在差异.从时间上来说,停留时间是影响污泥减量效率的重要因素,也是调控系统效率的关键抓手[12,53].延长污泥停留时间(SRT),通常会提高污泥中的含磷量、促进泥水分离、增强内源呼吸、提高污泥减量效率等[12,40],但是也可能会对生物活性和膜过滤性能造成严重损害[64].ASSR 的 HRT 一般被认为比主反应器的 HRT 长,但是关于其最优范围尚有争议[12,45].在蠕虫反应器中,原生动物和后生动物需要更长的停留时间用于生长,以及在低有机底物(细菌底物)浓度下进行捕食[32,65];由于填料上蠕虫对污泥的停留作用,使得 SRT 远高于 HRT[17].从空间上来说,某些污泥减量机制可能共存于反应器中,如 ASSR、OSA、MBR 等[9];而为了发挥不同机制的减量效果,可能需要在减量工艺中构建合理的空间格局.考虑到生物的能量转换效率与体积大小有关,Zheng 等[32]采用与金字塔的体积比相似的 4:3:3:2 构建了由四个接触氧化槽组成的水解-食物链反应器处理啤酒厂废水,可以为不同的微生物提供了适宜的环境,并减弱了种间竞争,形成细菌-原生动物-后生动物-大型后生动物的食物链,有效提高了污泥减量效果.

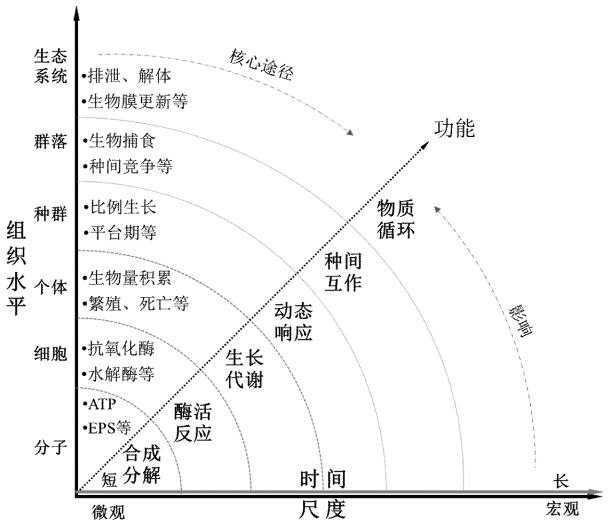


图 4 捕食强化污泥原位减量系统中的多尺度效应

Fig.4 Multiscale effects in predation enhanced in-situ sludge reduction systems

除物质的分解和转化机制存在尺度上的变化以外,能量代谢和流动也存在尺度差异,从细胞内、分钟级的异养合成代谢的 ATP[52]到食物网中不同营养级之间数小时、数 10d 的能量耗散与衰减[14],都始终贯穿在污泥减量的过程中.这些跨越不同尺度的物质分解和能量流动过程在实施生物捕食污

泥减量策略时应该充分考虑.需要结合先进的分析技术,如稳定同位素分析、分子生物学技术等在不同尺度上揭示生物捕食污泥原位减量的机制和核心影响因素,开展长序列观测来确定不同效应对污泥减量的贡献.此外,将生物捕食原理与其他的污泥减量机制(如溶胞、内源代谢等),构建各部分协作的系统性污泥减量新方法、新工艺,也是优化污泥减量效果的重要方向.

4.2　生物捕食系统的稳定性评价、维持及调控

稳定性对评估剩余污泥减量技术可行性十分重要,也是生物捕食系统调控的重要目标.稳定性涉及到运行条件、养分去除、生物生长、食物网结构与功能等多个方面,它们彼此联系,共同实现稳定的污泥减量.高效稳定的养分去除是维持功能菌适宜生境的必要条件,实现养分去除和捕食污泥减量之间平衡的优化技术条件是确保污水生物处理系统中同步去污减泥的重要保证[9],而食物链的构建也为稳定、高效去除污染物提供了生态基础[32].

一方面,关于生物捕食污泥原位减量过程稳定性的评价尚未有统一的标准.常见的稳定性评估指标包括污染物去除率、污泥减量效率、污泥结构、指示生物、微生物群落结构等.污染物的稳定、达标去除以及污泥产量是最常用的稳定性评价指标[32].污泥减量效率和蠕虫的稳定固定化可以作为目标参数用来优化工艺条件[66].污泥絮凝体结构的稳定性也是用来研究污泥减量过程和机制的重要方面[67,52].在指示生物方面,轮虫和钟形虫等是常见的稳定和有效去除污染物的指示物种[12,61].在微生物群落结构方面,常用多样性和丰度来衡量群落结构的稳定性[52].研究发现,丝状细菌的多样性和丰度与活性生物量产量的相关性最高,丝状菌多样性呈负相关,丰度呈正相关[59].此外,近年来,随着微生物网络分析方法的发展,不同生物(如慢生菌、捕食性细菌、水解发酵菌等)之间构建的合作/竞争网络关系(以拓扑性质表征),也成为评价微生物群落结构稳定性的热点[45].这些稳定性评价指标反映了污泥减量过程中的不同侧面,也存在尺度差异,为对比不同污泥减量系统的稳定性带来了困难.

另一方面,生物捕食污泥减量系统稳定性的维持与调控策略尚未得到充分研究.部分研究人员试图从布设生物填料、调控运行条件等方面着手提高生物捕食污泥减量工艺的稳定性.Tamis 等[17]采用由 5mm 塑料网组成的载体材料稳定蠕虫的生物量,同时使用将反应器温度保持在 25°C,调控进水中的污泥浓度,保持足够的溶解氧(DO)并控制氨氮的浓度,实现了荷兰 Wolvega 污水处理厂 4a 的稳定运行.生物胶囊型填料可以在集成固定膜活性污泥−膜生物反应器(IFAS−MBR)中隐藏负责减轻膜污染的原核和真核生物来防止跨膜压力的增加,运行 1a 后,尽管进水浓度波动,系统表现出稳定的有机碳和氮去除率[68].在某制药厂原有 A/O 池体中进行分格并安装高性能纤维填料,形成了从菌胶团、原生、后生到水生动物的阶梯性食物链,控制 DO 范围 1~5mg/L,温度范围 21~33ºC,污泥减量效果显著,至今已连续稳定运行近 6a 时间[69].Tian 等[66]提出合适的物理生态位,包括合适的蚯蚓反应器和最佳的工艺条件,可能是蚯蚓在高密度下稳定滞留和生长的必要非生物因素(特别是在工程实践中);此外,建立 DO 和初始污泥浓度之间的对应关系十分重要.

稳定性评价标准不统一、维稳机制和调控策略研究不足是污泥减量过程面临的一项重要挑战.上述研究对单一捕食者系统有效,但对细菌、真菌、原生、后生甚至水生生物共存的复杂生物捕食污水系统则较难实现.更好地了解环境因素、生物因素和工艺参数对污泥减量生态系统结构和功能、物质代谢和能量流动的影响,结合食物网动力学模型、复杂网络等数学工具,识别生物捕食污泥原位减量系统稳态转换的关键影响因子,揭示污水系统多级微生物食物网的稳态转换和稳定性维持机制,研究稳定性维持和调控的可行策略,是构建稳定高效的生物捕食污泥减量系统亟待解决的难点和重点.

4.3　污染胁迫下的微生物食物网响应及风险评估

常规污染物(有机质、氮、磷)对污水微生物食物网的影响主要是通过浓度变化、营养配比等方式,可能符合经典食物网中关于“消费者−资源”相互作用的理论分析[70].然而,抗生素、微塑料、内分泌干扰物等新污染物的出现毋庸置疑会给污水系统多级微生物食物网带的各个营养级带来胁迫甚至伤害,从而在关键种、食物链、食物网等多个尺度上影响污水微生物食物网的稳定性和能量传递效率,进而影响污泥减量和污染物去除效果,也带来出水水质的生态风险问题.

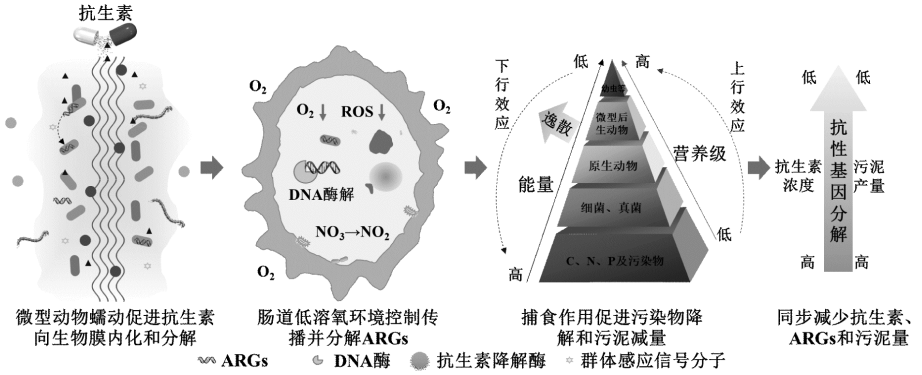


图 5 微型动物促进抗生素和 ARGs 降解同步污泥减量原理

Fig.5 Schematic diagram of simultaneous antibiotic and ARGs degradation as well as sludge reduction promoted by microfauna

一方面,原、后生动物对抗生素等新污染物的降解能力表明了生物捕食原理同步污泥减量和去除新污染物的可能性.有关 ARGs 去除的研究表明,耐辐射奇球菌可以合成胞外 DNA 酶降解胞外 ARGs(*tetA*、*aphA* 和 *blaTEM-2*)[58],大型溞肠道内的 DNA 酶可以减少摄入的 *drf*A 抗性基因的丰度[71].秀丽隐杆线虫排泄和分泌产物中 *nuc-1* 基因编码的 DNase II 酶能够有效降解胞外 *tetM* 和 *kan* 抗性基因,DNase I 酶则不具备这种降解能力,并且这种分泌 DNase II 酶降解胞外 ARGs 的能力在线虫中普遍存在[72].因此,污水处理系统中的真核生物(如线虫、摇蚊幼虫等)捕食者有望通过摄食含有 ARGs 的污泥颗粒和菌群,促进抗生素和抗性基因向填料生物膜的内化,同时诱导虫体产生氧化应激反应,提高抗氧化酶的活性清除活性氧并减少细胞渗透,有效控制 ARGs 的水平转移,再通过 DNA 酶分解去除污水中的 ARGs(图 5).真核生物的这种“解毒”机制可能是生物捕食污泥原位减量技术在制药废水处理工程中长效稳定运行的原因之一[69].除 ARGs 外,杀虫剂溴氰菊酯胁迫下,红裸须摇蚊幼虫中 ABC 转运蛋白的 *PaABCG17* 基因表达显著升高,在溴氰菊酯解毒中发挥重要作用[73];酸性矿井废水对红裸须摇蚊幼虫的存活没有影响,应激反应基因 *Eno1* 和 *Hb VII* 的诱导表达在幼虫对酸性矿井废水的耐受性中发挥重要作用[74].黄粉虫可以调节自身内部消化环境,以响应不同微塑料在体内的生物降解[75].Hartmann 等[76]采用多带方法评估了污水中纳米颗粒对大型水蚤的影响,发现暴露于环境浓度的原始银纳米粒子下,水蚤的后代平均数量降低,但是在污水系统中却没有受到影响.氯消毒剂会破坏污泥絮体的结构和稳定性,减少活性污泥中有益微生物的丰度,减少固着型纤毛虫,增加自由型纤毛虫、变形虫、鞭毛虫的丰度,可能会引发与微型动物相关的环境和生态风险,例如悬浮固体升高以及废水中细菌和微型动物的释放[77].这些研究主要针对单一物种对污染物的响应和降解机理,初步探索了单一污染物对细菌和原生动物群落的作用机制,不能反映出在复杂微生物食物网对多种新污染物的响应,且对含新污染物废水处理系统中微型动物的长期暴露响应和群落演替趋势缺少跟踪研究.尚需从新污染物在食物链中的传递和级联反应、新污染物胁迫下的食物网时间序列稳定性等角度开展研究,以更好的阐明污水微生物食物网对新污染胁迫的适应机制,开发对应的解毒和调控技术.

另一方面,微生物食物网对难降解污染物毒性的影响和出水生态安全风险不可忽视.颤蚓可以在污泥减量的过程中通过表皮摄食和喂养摄入污泥中的铬(Cr),当其身体负担过高时,可以排除体内多余的 Cr,实现 42.8%的 Cr 去除,同时其解毒机制被 Cr 胁迫激活,将 63.2%的 Cr^{6+}转化为 Cr^{3+},大大降低了 Cr 的毒性[78].活性污泥系统中的纤毛虫(*Vorticella* 和 *Epistylis*)对复合重金属污染有较强的耐受性,整个系统对重金属突然增加表现出较高的稳健性[79].原、后生动物能够去除相当高比例的重金属等污染物,其体内残留污染物的毒性需要受到更多重视,出水中残留病原菌、动物及其虫卵的安全性对人类和环境安全、水资源再利用至关重要.研究表明,在污水处理厂工作的人员接触污水会受到严重的病毒和原生动物感染[80].Chaudhary 等[81]评估了印度 6 家污水处理厂出水中隐孢子虫、鞭毛虫和蛔虫的风险,

认为原生动物和蠕虫的年感染风险估计分别在 8.57×10^{-7} 和 1.0 之间变化;处理工艺按年感染风险的降序排列为:移动床生物反应器技术>活性污泥工艺技术>序批式反应器技术;不同生物的年度风险顺序排列为:蛔虫>鞭毛虫>隐孢子虫.此外,由于现有检测方法的复杂性、高价格和低重现性,对污水污泥中致病性原生动物和虫卵的检测是一项不小的挑战[82]. Rudko 等[83]利用一种新的诊断性定量 PCR,在 8 个月的时间内监测了两个全尺寸废水处理厂的蠕虫,证明了通过三级处理不能完全去除蠕虫卵,去除效率仅接近 0.5 和 1.6$\log_{10}$.显然,真核生物检测方法的革新是提高污水处理系统出水安全评估效率的必要途径.近年来,18S rRNA 基因检测技术在污水处理系统中真核生物的检测中应用越来越普遍[46],然而这种以相对丰度为主要结果的检测方法难以取代传统显微镜镜检方法,后者能够获得原、后生动物的形态特征、体积大小,用于计算生物量和食物网中的碳流通量,进而用于食物网构建和能量传递效率的评估与分析.未来,通过图像识别技术的发展,有望建立更为高效、准确的生物识别方法和数据挖掘技术,用于捕食模型建立和稳态转换分析,推动生物捕食理论的深入研究和工艺的透明化设计与监控.

4.4　工程实践的时空限制、可持续性及碳减排核算

目前,生物捕食强化污泥原位减量技术已经得到了多向发展,尤其是在实验室的研究已经取得了很好的污泥减量和污染物去除效果,然而在放大试验和工程实践中仍然面临很多棘手的问题.

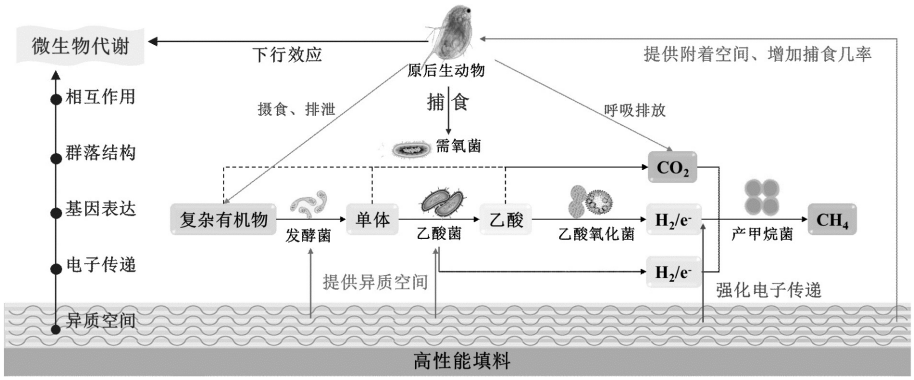


图 6　填料强化微生物代谢、调控微生物食物网结构原理示意

Fig.6　Schematic diagram of enhancing microbial metabolism and regulating microbial food web structure by filler

第一,停留时间和反应空间限制.生态系统稳定性和平均物种稳定性通常会随着空间尺度(样本面积)的增加而增加[84],然而在实际工程应用中,由于土地和成本的限制,往往不能提供足够的空间实现高的停留时间,从而限制了原、后生动物生长,影响了污泥减量效果.因此,如何在低停留时间的条件下提高污泥减量效率和污染物去除率,成为工程实践亟待解决的问题之一.对此,高性能生物载体填料可能是解决停留时间与处理效率之间矛盾的突破口.填料不仅能调控微生物群落结构,延长污泥滞留时间,也可以增加空间异质性,促进细菌、酶和底物之间的相互作用,提高水处理系统的效率和稳定性[12](图 6).此前报道通过对填料粗糙度、孔隙率、亲电性、亲水性、能缓释营养等改性措施可成功制备不同功能的生物填料,选择性富集微生物群落,调控微生物生长代谢过程能实现污泥的原位减量[12,85-86].尼龙氮掺杂还原氧化石墨烯(PA−N−rGO)固定式纤维填料载体的微生物负载量是传统填料的 5.7 倍,以之为基础构建的多级穿透式复合电化学−固定床生物膜反应器中形成了菌胶团、原生动物、后生动物以及水生动物阶梯性分段富集的生物格局[87].当前各种材料的改性与制备技术发展迅速,有目的的开发与污水处理系统微生物群落定殖和原、后生动物栖息地相适应的高性能填料是未来的研究重点.此外,围绕微生物食物网的能量流动与稳定性维持目标,创新填料的选择与布设技术势在必行.如何在时间和空间约束下,经济高效的布设合适的生物载体填料,对于维持污水处理系统稳定和长效减泥净污有重要意义.

第二,经济安全可持续性.可持续是污泥减量工

艺长期运行的前提,需要综合考虑工艺的稳定性、经济性、安全性等各方面.工程实践中,污泥减量生态系统遇到的干扰因素比实验室条件下更多,系统稳定性维持的挑战也更多.以蠕虫反应器为例,蠕虫的不稳定生长和高密度波动性,限制了其实践应用[65],尽管在某一种主要蠕虫为主的污水处理工艺中,可能实现长期稳定运行[17],然而这种情况下污泥减量和污染物去除的效果有限.如果想要进一步增强污泥减量效果,构建高效物质分解和能量流动的生态系统不可或缺,系统对外界环境因素(如进水水质、温度变化等)的响应及其稳定性有待进一步研究和实践验证.建议对基于生物捕食原理的污泥减量策略进行全生命周期评估,以评估这些污泥减量策略的资源回收和能源产出效率以及经济可持续性,分析重金属、新污染物、抗性基因等污染物及其中间降解产物的安全性,从而确定实现污水处理厂污泥原位减量可持续性发展策略[9].

第三,生物捕食污泥减量系统的碳减排核算方法和效益评估.在捕食强化的污水处理系统中,涉及到的碳排放环节与传统碳排放核算方法的主要区别点在于原、后生动物的呼吸碳排放速率区别于细菌,使得原有基于细菌代谢而提出的碳排放核算方法、系数等不再适用.对污水处理厂中的原核生物来说,季节之间的碳排放量差异不显著,但是真核生物的碳排放量则表现出明显的季节性差异,CO_2 排放量最高的季节为夏季,约为 0.7×10^{-5}g/(m^2·min),最低为冬季,约为 0.1×10^{-5}g/(m^2·min);由于这种季节性波动,无法准确估计其确切的排放量[88].与此同时,污泥减量大幅度减少了用于污泥处理处置的设备、能源投入以及这一过程中的二次碳排放量.应用生物捕食污泥减量技术后排放的少量剩余污泥的无机率比例升高,不但降低了后续污泥脱水系统的规模,还增强了污泥的脱水性,降低了污泥含水率,便于后续的回收处置,整体大大降低了污泥处置费和处置难度[69].因此,针对生物捕食强化的污水处理系统,有必要更新碳排放核算方法,更准确的评估碳排放量和减排效益.在此基础上,获取长序列监测数据并开展机器学习与预测方法研究,识别生物捕食污泥减量全过程中的碳排放热点和关键影响因子,提出对应的碳减排策略,评估其对全社会碳减排、“双碳”目标实现的贡献,是未来研究和实践的目标和挑战之一.

5 结论

5.1 中国是发表生物捕食强化污泥原位减量领域相关文章最多的国家,与中国合作最多的三个国家为新加坡、澳大利亚和美国.解析热点方向和研究趋势,发现了 3 个主题鲜明、趋势清晰的发展阶段,归纳了 3 个主要的研究方向:捕食者动态及其减泥净污机制、强化生物捕食的污泥减量反应器及改进策略、捕食影响下的微生物群落结构与功能.

5.2 在未来的研究与实践中,生物捕食强化污泥减量系统的多尺度效应,稳定性评价、维持和调控机理与策略,污染胁迫下的微生物食物网响应与风险评估,以及工程实践面临的时空限制、可持续性和碳减排核算问题将是该领域面临的重要挑战,也是未来研究的难点与重点.

参考文献:

[1] Van Loosdrecht M C M, Brdjanovic D. Anticipating the next century of wastewater treatment [J]. Science, 2014,344(6191):1452-1453.

[2] 中华人民共和国生态环境部. 2023 年中国生态环境统计年报 [R]. 中华人民共和国生态环境部, 2024.
Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. Annual report of China ecological and environmental statistics 2023 [R]. Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China, 2024

[3] 中国建筑节能协会建筑能耗与碳排放数据专委会.2022 中国城镇污水处理碳排放研究报告 [R]. 重庆, 2022.
China Association of Building Energy Efficiency. Research report on carbon emissions from urban sewage treatment in China in 2022 [R]. Chongqing, 2022.

[4] Clack K, Rajagopal D, Hoek E M V. Life cycle and techno-economic assessment of bioresource production from wastewater [J]. npj Clean Water, 2024,7(1):22.

[5] Bagheri M, Bauer T, Ekman L, et al. Fifty years of sewage sludge management research: Mapping researchers' motivations and concerns [J]. Journal of Environmental Management, 2023,325(PA):116412.

[6] Kong Z, Wang Z, Lu X, et al. Significant in situ sludge yield reduction in an acidic activated sludge system [J]. Water Research, 2024,261: 122042.

[7] Song C, Zhu J J, Yuan Z, et al. Defining and achieving net-zero emissions in the wastewater sector [J]. Nature Water, 2024,2(10): 927-935.

[8] Cheng Y, Lu C, Gao S, et al. Synchronous in-situ sludge reduction and enhanced denitrification through improving electron transfer during endogenous metabolisms with Fe(Ⅱ) addition [J]. Water Research, 2024,255:121472.

[9] Guo J S, Fang F, Yan P, et al. Sludge reduction based on microbial

metabolism for sustainable wastewater treatment [J]. Bioresource Technology, 2020,297:122506.

[10] Huang H, Wei T, Wang H, et al. In-situ sludge reduction based on Mn^{2+}-catalytic ozonation conditioning: Feasibility study and microbial mechanisms [J]. Journal of Environmental Science, 2024,135:185-197.

[11] Hashimoto K, Kubota N, Okuda T, et al. Reduction of ozone dosage by using ozone in ultrafine bubbles to reduce sludge volume [J]. Chemosphere, 2021,274:129922.

[12] Jiang J, Zhou Z, Jiang L, et al. Bacterial and microfauna mechanisms for sludge reduction in carrier-enhanced anaerobic side-stream reactors revealed by metagenomic sequencing analysis [J]. Environmental Science and Technology, 2021,55(9):6257-6269.

[13] Elissen H J H, Hendrickx T L G, Temmink H, et al. A new reactor concept for sludge reduction using aquatic worms [J]. Water Research, 2006,40(20):3713-3718.

[14] Rittmann B E, Mccarty P L. Environmental biotechnology: Principles and applications [M]. 2nd Edition. New York: McGraw-Hill Higher Education, 2023.

[15] López-Viso C, Hodaifa G, Muñoz M J. Nematode biomass production from sewage sludge as a novel method for circular economy [J]. Journal of Cleaner Production, 2022,330:129706.

[16] Liu R, Wei T, Zhao Y, et al. Presentation and perspective of appealing green facilities for eco-cyclic water management [J]. Chemical Engineering Journal, 2018,337:671-683.

[17] Tamis J, Van Schouwenburg G, Kleerebezem R, et al. A full scale worm reactor for efficient sludge reduction by predation in a wastewater treatment plant [J]. Water Research, 2011,45(18):5916-5924.

[18] Ratsak C H, Verkuijlen J. Sludge reduction by predatory activity of aquatic oligochaetes in wastewater treatment plants: Science or fiction? A review. [J] Hydrobiologia, 2006,564:197-211.

[19] Wu T, Yang S S, Zhong L, et al. Simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal: What have we done so far and how do we need to do in the future? [J]. Science of the Total Environment, 2023,856:158977.

[20] Ji B, Zhao Y, Vymazal J, et al. Mapping the field of constructed wetland-microbial fuel cell: A review and bibliometric analysis [J]. Chemosphere, 2021,262:128366.

[21] Marcal J, Bishop T, Hofman J, et al. From pollutant removal to resource recovery: A bibliometric analysis of municipal wastewater research in Europe [J]. Chemosphere, 2021,284:131267.

[22] Zhao Y, Yang Z, Niu J, et al. Systematical analysis of sludge treatment and disposal technologies for carbon footprint reduction [J]. Journal of Environmental Science, 2022,128:224-249.

[23] Chen Y, Lin M, Zhuang D. Wastewater treatment and emerging contaminants: Bibliometric analysis [J]. Chemosphere, 2022,297: 133932.

[24] Lemaire R, Webb R I, Yuan Z. Micro-scale observations of the structure of aerobic microbial granules used for the treatment of nutrient-rich industrial wastewater [J]. The ISME Journal, 2008,2(5): 528-541.

[25] Tian Y, Lu Y, Li Z. Performance analysis of a combined system of membrane bioreactor and worm reactor: Wastewater treatment, sludge reduction and membrane fouling [J]. Bioresource Technology, 2012,121:176-182.

[26] Zhang X, Tian Y, Wang Q, et al. Waste sludge reduction using Limnodrilus hoffmeisteri: Growth, development and sludge predation potential of aquatic worm correlate with process conditions [J]. Ecological Engineering, 2013,58:406-413.

[27] Tian Y, Li Z, Ding Y, et al. Identification of the change in fouling potential of soluble microbial products (SMP) in membrane bioreactor coupled with worm reactor [J]. Water Research, 2013,47(6):2015-2024.

[28] Wang Z, Yu H, Ma J, et al. Recent advances in membrane bio-technologies for sludge reduction and treatment [J]. Biotechnology Advances, 2013,31(8):1187-1199.

[29] Rossberg A G, Gaedke U, Kratina P. Dome patterns in pelagic size spectra reveal strong trophic cascades [J]. Nature Communications, 2019,10(1):4396.

[30] Burian A, Pinn D, Peralta-Maraver I, et al. Predation increases multiple components of microbial diversity in activated sludge communities [J]. The ISME Journal, 2022,16(4):1086-1094.

[31] Hogle S L, Ruusulehto L, Cairns J, et al. Localized coevolution between microbial predator and prey alters community-wide gene expression and ecosystem function [J]. The ISME Journal, 2023, 17(4):514-524.

[32] Zheng T, Li P, Wang Q, et al. Pilot-scale experiments on brewery wastewater treatment and sludge reduction based on food chain predation [J]. Desalination and Water Treatment, 2014,55(5):1142-1151.

[33] Zhang L, Huang X, Zhou J, et al. Active predation, phylogenetic diversity, and global prevalence of myxobacteria in wastewater treatment plants [J]. The ISME Journal, 2023,17(5):671-681.

[34] Cohen Y, Pasternak Z, Müller S, et al. Community and single cell analyses reveal complex predatory interactions between bacteria in high diversity systems [J]. Nature Communications, 2021,12(1):5481.

[35] Lin S, Jiang J, Yi X, et al. Decreasing excess biomass from municipal wastewater using an artificial food web system [J]. Journal of Environmental Engineering, 2014,140(7):04014017.

[36] Liang P, Huang X, Qian Y. Excess sludge reduction in activated sludge process through predation of *Aeolosoma hemprichi* [J]. BioChemical Engineering Journal, 2006,28(2):117-122.

[37] Lou J, Xu H, Guo K, et al. Study on nitrogen transfer in the symbiotic ecosystem between *Tubificidae* and Microbes [J]. Journal of Environmental Engineering, 2022,148(3):04021088.

[38] Su Q, Wang R, Xu H, et al. Insight into the effect of *Tubificidae* on dynamic membrane reactor: Membrane fouling mitigation and *Tubificidae*-ASM3-dynamic membrane coupled model [J]. Bioresource Technology, 2025,418:131899.

[39] Li L, Tian Y, Zhang J, et al. Enhanced denitrifying phosphorus removal and mass balance in a worm reactor [J]. Chemosphere, 2019,226:883-890.

[40] Zhang X, Zeng H, Wang Q, et al. Sludge predation by aquatic worms: Physicochemical characteristics of sewage sludge and implications for dewaterability [J]. Journal of Cleaner Production, 2020,258:120612.

[41] Li L, Tian Y, Zhang J, et al. Insight into the roles of worm reactor on wastewater treatment and sludge reduction in anaerobic−anoxic−oxic membrane bioreactor (A^2O−MBR): Performance and mechanism [J]. Chemical Engineering Journal, 2017,330:718−726.

[42] Cheng C, Zhou Z, Pang H, et al. Correlation of microbial community structure with pollutants removal, sludge reduction and sludge characteristics in micro−aerobic side−stream reactor coupled membrane bioreactors under different hydraulic retention times [J]. Bioresource Technology, 2018,260:177−185.

[43] Cheng C, Zhou Z, Niu T, et al. Effects of side−stream ratio on sludge reduction and microbial structures of anaerobic side−stream reactor coupled membrane bioreactors [J]. Bioresource Technology, 2017,234: 380−388.

[44] Jiang J, Zhou Z, Huang J, et al. Repurposing hydrolysis acidification tank in municipal wastewater treatment plants for sludge reduction and biological nutrient removal [J]. Chemical Engineering Journal, 2020, 396:125327.

[45] Cheng C, Geng J, Hu H, et al. In−situ sludge reduction performance and mechanism in an anoxic/aerobic process coupled with alternating aerobic/anaerobic side−stream reactor [J]. Science of the Total Environment, 2021,777:145856.

[46] Miwa T, Nagatsuma S, Hirakata Y, et al. Combination of a membrane bioreactor with a rotating biological contactor holding several diverse metazoans can reduce excess sludge with fouling mitigation [J]. Water Research, 2024,266:122352.

[47] Dong H, Tian Y, Lu J, et al. Bioaugmented biological contact oxidation reactor for treating simulated textile dyeing wastewater [J]. Bioresource Technology, 2024,404:130916.

[48] Yan S T, Zheng H, Li A, et al. Systematic analysis of biochemical performance and the microbial community of an activated sludge process using ozone−treated sludge for sludge reduction [J]. Bioresource Technology, 2009,100(21):5002−5009.

[49] Andreadakis A D. Physical and chemical properties of activated sludge floc [J]. Water Research, 1993,27(12):1707−1714.

[50] Wang S N, Fang F, Li K Y, et al. Sludge reduction and microbial community evolution of activated sludge induced by metabolic uncoupler o−chlorophenol in long−term anaerobic−oxic process [J]. Journal of Environmental Management, 2022,316:115230.

[51] Li C, Maqbool T, Kang H, et al. In−situ sludge reduction in membrane−controlled anoxic−oxic−anoxic bioreactor: Performance and mechanism [J]. Membranes, 2022,12:659.

[52] Cheng C, Geng J, Lin Y, et al. A metabolomic view of how the anaerobic side−stream reactors achieves in−situ sludge reduction [J]. Journal of Cleaner Production, 2022,368:132990.

[53] Zhang L, Guo K, Wang L, et al. Effect of sludge retention time on microbial succession and assembly in thermal hydrolysis pretreated sludge digesters: Deterministic versus stochastic processes [J]. Water Research, 2022,209:117900.

[54] Yu R, Zhang S, Chen Z, et al. Isolation and application of predatory Bdellovibrio−and−like organisms for municipal waste sludge biolysis and dewaterability enhancement [J]. Frontiers of Environmental Science & Engineering, 2017,11(1):10.

[55] Feng S, Tan C H, Constancias F, et al. Predation by *Bdellovibrio bacteriovorus* significantly reduces viability and alters the microbial community composition of activated sludge flocs and granules [J]. FEMS Microbiology Ecology, 2017,93(4):fix020.

[56] Dong X, Duan L, Zhan M, et al. Predatory Bdellovibrio−and−like organism mixtures on efficient MBR in−situ membrane fouling diminishment and mechanisms [J]. Environmental Technology, 2025,46(2):179−193.

[57] Petropoulos P, Gilbride K A. Nitrification in activated sludge batch reactors is linked to protozoan grazing of the bacterial population [J]. Canadian Journal of Microbiology, 2005,51(9):791−799.

[58] Ren C Y, Xu Q J, Mathieu J, et al. A carotenoid− and nuclease−producing bacterium can mitigate enterococcus faecalis transformation by antibiotic resistance genes [J]. Environmental Science and Technology, 2022,56(21):15167−15178.

[59] Rodriguez−Perez S, Fermoso F G. Influence of an oxic settling anoxic system on biomass yield, protozoa and filamentous bacteria [J]. Bioresource Technology, 2016,200(2016):170−177.

[60] Moreno A M, Matz C, Kjelleberg S, et al. Identification of ciliate grazers of autotrophic bacteria in ammonia−oxidizing activated sludge by RNA stable isotope probing [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2010,76(7):2203−2211.

[61] Pascual−Jiménez C, Huchin−Mian J P, Simões N, et al. Physiological and immunological characterization of Caribbean spiny lobsters *Panulirus argus* naturally infected with *Panulirus argus* Virus 1 (PaV1) [J]. Diseases of Aquatic Organisms, 2012,100(2):113−124.

[62] Muchie M, Akpor O. Bioremediation of polluted wasewaterwater influent: Phiosphorus and nitrogen removal [J]. Scientific Research and Essays, 2010,5:3222−3230.

[63] Hendrickx T L G, Temmink H, Elissen H J H, et al. Aquatic worms eat sludge: Mass balances and processing of worm faeces [J]. Journal of Hazardous Materials, 2010,177(1−3):633−638.

[64] Yoon S H, Kim H S, Lee S. Incorporation of ultrasonic cell disintegration into a membrane bioreactor for zero sludge production [J]. Process Biochemistry, 2004,39(12):1923−1929.

[65] Emamjomeh M M, Tahergorabi M, Farzadkia M, et al. A review of the use of earthworms and aquatic worms for reducing sludge produced: An innovative ecotechnology [J]. Waste and Biomass Valorization, 2018,9(9):1543−1557.

[66] Tian Y, Lu Y, Chen L, et al. Optimization of process conditions with attention to the sludge reduction and stable immobilization in a novel Tubificidae−reactor [J]. Bioresource Technology, 2010,101(15):6069−6076.

[67] Fan Z, Zeng W, Jia Y, et al. A novel process for simultaneous biological nutrient removal and waste activated sludge reduction in one−stage system without aeration [J]. Chemical Engineering Journal, 2023,454(P2):140253.

[68] Yoshino H, Van Phan H, Mori N, et al. Anti−biofouling performance and microbial communities of an integrated fixed−film activated sludge membrane bioreactor with a fibrous carrier material: Pilot−scale demonstration [J]. Science of the Total Environment, 2024, 918:170291.

[69] 中华人民共和国生态环境部.“无废城市”建设试点先进适用技术汇编(第一批) [EB/OL]. 2020. https://www.mee.gov.cn/home/ztbd

/2020/wfcsjssdgz/dcsj/ztyj/202006/P020200604331171191840.pdf. Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. Compilation of advanced applicable technologies for 'Zero Waste Cities' construction (first batch)" [M/OL]. 2020. https://www.mee.gov.cn/home/ztbd/2020/wfcsjssdgz/dcsj/ztyj/202006/P020200604331171191840.pdf.

[70] 徐光华,杨俊杰.食物网稳定性机制研究进展:一个基于等级系统的框架 [J]. 生态学报, 2022,42(20):8492-8507.
Xu G H, Yang J J. Research progress on stability mechanisms of food webs: a hierarchy-based framework [J]. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(20):8492-8507.

[71] 陈慧钰,文湘华,张　冰,等.大型溞对水环境中抗生素抗性菌与抗性基因的摄食与去除 [J]. 环境科学学报, 2021,41(2):460-468.
Chen H Y, Wen X H, Zhang B, et al. Ingestion and digestion of antibiotic resistance bacteria and genes by *Daphnia* in water [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2021,41(2):460-468.

[72] Dong W, Liu Y, Hou J, et al. Nematodes degrade extracellular antibiotic resistance genes by secreting DNase II encoded by the *nuc-1*gene [J]. Environmental Science and Technology, 2023,57(32): 12042-12052.

[73] Liu W, Sun X, Sun W, et al. Genome-wide analyses of ATP-Binding Cassette (ABC) transporter gene family and its expression profile related to deltamethrin tolerance in non-biting midge *Propsilocerus akamusi* [J]. Aquatic Toxicology, 2021,239:105940.

[74] Zheng X, Li Y, Xu J, et al. Response of *Propsilocerus akamusi* (Diptera: Chironomidae) to the leachates from AMD-contaminated sediments: Implications for metal bioremediation of AMD-polluted areas [J]. Aquatic Toxicology, 2024,266:106795.

[75] Peng B Y, Wang W X. Microplastics biofragmentation and degradation kinetics in the plastivore insect *Tenebrio molitor* [J]. Environmental Science and Technology, 2024,58:13239-13250.

[76] Hartmann S, Louch R, Zeumer R, et al. Comparative multi-generation study on long-term effects of pristine and wastewater-borne silver and titanium dioxide nanoparticles on key lifecycle parameters in *Daphnia magna* [J]. NanoImpact, 2019,14:100163.

[77] Zhong Y, Zhang Y, Meng Q, et al. Chlorine disinfectant significantly changed microfauna habitat, community structure, and colonization mode in wastewater treatment plants [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2025,91(1):e01517-24.

[78] Lou J, Xu H, Jin H, et al. Interaction between Cr(VI) and *Tubificidae* in sludge reduction system: effect, reduction, and redistribution of Cr(VI) [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2023,30 (41):94803-94813.

[79] Tyagi V K, Bhatia A, Gaur R Z, et al. Effects of multi-metal toxicity on the performance of sewage treatment system during the festival of colors (Holi) in India [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2012,184(12):7517-7529.

[80] Amoah I D, Kumari S, Bux F. A probabilistic assessment of microbial infection risks due to occupational exposure to wastewater in a conventional activated sludge wastewater treatment plant [J]. Science of the Total Environment, 2022,843:156849.

[81] Chaudhary A, Rana S, Singh R, et al. Non-potable water reuse and the public health risks from protozoa and helminths: a case study from a city with a semi-arid climate[J]. Journal of Water and Health, 2023, 21(8):981-994.

[82] Ogura A P, Sabogal-Paz L P. Detection and alkaline inactivation of *Cryptosporidium* spp. oocysts and *Giardia* spp. cysts in drinking-water treatment sludge [J]. Journal of Water Process Engineering, 2021,40:101939.

[83] Rudko S P, Ruecker N J, Ashbolt N J, et al. *Enterobius vermicularis* as a novel surrogate for the presence of helminth ova in tertiary wastewater treatment plants [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2017,83(11):e00547-17.

[84] Liang M, Yang Q, Chase J M, et al. Unifying spatial scaling laws of biodiversity and ecosystem stability [J]. Science, 2025,387:1271.

[85] Raj Deena S, Kumar G, Vickram A S, et al. Efficiency of various biofilm carriers and microbial interactions with substrate in moving bed-biofilm reactor for environmental wastewater treatment [J]. Bioresource Technology, 2022,359:127421.

[86] Li Z, Feng Q, Zhang F, et al. Simultaneous denitrification enhancement and sludge reduction based on novel suspended carrier modified using activated carbon and magnetite at low carbon/nitrogen ratio [J]. Bioresource Technology, 2024,395:130360.

[87] 牛军峰,于明川,周玉菲,等.一种电化学强化多级食物链型生物膜体系构建及其在医药废水中的应用:中国,ZL202311544334.0 [P]. 2024-03-26.
Niu J F, Yu M C, Zhou Y F, et al. Construction of an electrochemically enhanced multistage food chain biofilm system and its application in pharmaceutical wastewater: China, ZL202311544334.0 [P].2024-03-26.

[88] Jaromin-Glen K, Babko R, Kuzmina T, et al.. Contribution of prokaryotes and eukaryotes to CO_2 emissions in the wastewater treatment process [J]. PeerJ, 2020,8:e9325.

作者简介：田永兰(1988-),女,山东日照人,副教授,博士,主要从事能源与污染控制生物学研究.发表论文 70 余篇.yonglantian@ncepu.edu.cn.