

微生物处理高盐工业有机废水工艺研究进展

张圣海^{1,2}, 喻婵¹, 韩一凡², 汤漾^{1,2}, 侍浏洋², 赵维², 王兴彪², 张小霞², 黄志勇^{*2}, 胡琳珍^{*1}

1 湖北大学生命科学学院, 湖北 武汉 430062

2 中国科学院天津工业生物技术研究所, 天津 300308

张圣海, 喻婵, 韩一凡, 汤漾, 侍浏洋, 赵维, 王兴彪, 张小霞, 黄志勇, 胡琳珍. 微生物处理高盐工业有机废水工艺研究进展[J]. 微生物学通报, 2023, 50(4): 1720-1733.

ZHANG Shenghai, YU Chan, HAN Yifan, TANG Yang, SHI Liuyang, ZHAO Wei, WANG Xingbiao, ZHANG Xiaoxia, HUANG Zhiyong, HU Linzhen. Research progress in microbial treatment of high-salinity industrial organic wastewater[J]. Microbiology China, 2023, 50(4): 1720-1733.

摘要: 随着我国工业化进程加快, 其所造成的水污染现象也越来越严重。含盐有机废水的排放会导致环境进一步恶化, 为了合理循环利用水资源, 相关废水的有效处理至关重要。本文从微生物角度出发, 通过典型案例阐述了目前基于微生物所运行的生物工艺技术在含盐有机废水领域中的研究进展, 综述了微生物在高盐环境中的生存与耐受机制, 以及在处理高盐工业有机废水方面的研究与应用情况, 进一步提出了目前存在的问题及未来在本领域研究与应用的展望, 为高盐工业有机废水的生物处理发展方向提供一定的参考。

关键词: 含盐工业有机废水; 生物处理工艺; 微生物应用

Research progress in microbial treatment of high-salinity industrial organic wastewater

ZHANG Shenghai^{1,2}, YU Chan¹, HAN Yifan², TANG Yang^{1,2}, SHI Liuyang², ZHAO Wei², WANG Xingbiao², ZHANG Xiaoxia², HUANG Zhiyong^{*2}, HU Linzhen^{*1}

1 School of Life Sciences, Hubei University, Wuhan 430062, Hubei, China

2 Tianjin Institute of Industrial Biotechnology, Chinese Academy of Sciences, Tianjin 300308, China

Abstract: The accelerated industrialization has aggravated the water pollution in China. The discharge of high-salinity organic wastewater will lead to further deterioration of the environment. The effective treatment of wastewater is essential for the recycle of water resources. This paper

资助项目: 国家重点研发计划(2021YFC2102202)

This work was supported by the National Key Research and Development Program of China (2021YFC2102202).

*Corresponding authors. E-mail: HUANG Zhiyong, huang_zy@tib.cas.cn; HU Linzhen, linzhenhu@hubeu.edu.cn

Received: 2023-02-07; Accepted: 2023-03-13; Published online: 2023-03-28

reviews the research progress in microbial treatment of high-salinity organic wastewater through typical cases and introduces the survival and tolerance mechanisms of microorganisms in high-salinity environment and the research and application of microbial treatment of high-salinity industrial organic wastewater. Furthermore, this paper puts forward the existing problems and the prospect of the research and application in this field, which can provide references for the development of biological treatment of high-salinity industrial organic wastewater.

Keywords: high-salinity industrial organic wastewater; biological treatment technology; microbial application

中国水资源总量位居世界第一,但人均占有量仅为世界均值的 1/4,属于贫水国家^[1]。工业用水及生活用水的回收利用可以有效地缓解水资源匮乏的问题,但我国的污水处理能力不均一导致很多水资源无法得到有效的回收利用^[2]。特别是石化、制药、农药和印染等行业,由于行业规模大、发展快,因此产生的废水含盐多、有机物浓度高、毒性大,处理难度更大^[3]。对于这类废水的处理存在投入高、达标难的问题,增加了企业的环保成本,严重制约了企业的健康发展,也给人们的身体健康和生命安全带来极大危害^[4-5]。在高含盐有机废水的处理工艺技术中,基于微生物而运作的生物工艺处理法具有低碳、经济、工艺可靠性高和无二次污染的优点,因而成为应用最为广泛的工艺^[6]。但过高的盐浓度容易对工艺处理体系中的微生物造成胁迫,微生物的生长受到抑制,从而影响最终的处理效果,因此,根据不同性质的含盐废水选择合适的生物工艺处理技术也是需要尽快解决的问题。

本文综述了高含盐有机废水微生物处理工艺技术的研究进展和微生物的应用情况,并对其研究与应用方向进行展望,期望能够为提升绿色低碳、经济高效的高含盐有机废水生物处理效率以及实现废水“近零排放”和水资源的循环利用提供参考。

1 含盐有机废水的概述

工业排放是高含盐有机废水的最主要来源,

如石化、纺织印染、农药与制药、腌制食品加工、海产品加工、奶酪制造、罐头生产、酸洗和煤化工等领域。中国是世界第一大化学品生产国和第二大石化产品生产国,石化行业废水排放总量高居第 1 位,年排放量达 35 亿 t 以上,占工业排放总量的 19%,石化废水除盐度高外,其氨氮、有机氮、悬浮物、氯化物浓度也非常高,还含有石油类和酚类等可生化性低的毒性污染物^[7-8]。例如,纯碱的制备生产中,经过蒸氨处理后会排放出达 15%–20% 的含盐废水,主要组分是 NaCl 和 CaCl₂^[9]。纺织行业工业废水年排放量约 15.23 亿 t,占工业废水总量的 7%,其中印染废水约 12.4 亿 t,一天的平均排水量就可以达到 350–450 t,这类废水具有高化学需氧量(chemical oxygen demand, COD)、高色度、高毒性、高盐度和低可生化性“四高一低”的特点,其盐度主要来源于生产过程中使用的 NaOH、Na₂SO₄ 等无机盐助剂^[10-11]。我国是农业大国,农药使用需求也很大,每年产生的农药废水约 1.5 亿 t,虽然总量不如前 2 个行业,但具有浓度高、盐度高的特点,其中涉及高盐和高浓度的有机废水约有 40 个品种,总产量占农药原药总量的 80%以上,废水中含有大量的氯化钠、氮磷、芳香烃和杂环类物质,处理难度大、费用高,仅有 7%被处理^[12-13]。例如,除草剂草甘膦在浓缩母液的过程中会产生为 50 g/L 左右 COD、盐含量达 150 g/L 的磷酸盐和氯化钠废水^[14]。制药废水主要来源于医用药品生产、合成抗生素和中成

药加工,年排放量多达 5.2 亿 t,其盐度主要来源于酸碱物料发生中和反应产生大量的无机盐,而且在一些生产过程中还需要一定量的无机盐进行洗涤,这部分废水约占工业废水排放总量的 2.48%,并且很多都需要进行深度处理,以免由于抗生素外排产生超级细菌^[15]。

总而言之,高含盐有机废水具有来源广泛、成分复杂、盐度高、毒性大、成分复杂和可生化性差的特点。这类废水不仅含有大量的无机离子,如 Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Cl^- 、 SO_4^{2-} 等,一些行业的生产废水中还含有重金属元素^[16]。其中对于大多数微生物处理系统来说,当盐度大于 2‰后(以氯化钠计),其处理效果都会出现明显的降低^[17-19]。较高盐度所产生的离子强度容易抑制体系中微生物的生长,也会出现由于细胞脱水或质壁分离而导致的微生物大量死亡现象的发生^[20]。未经处理或处理不达标的高含盐有机废水不仅会污染水体环境,还会因其中污染物和盐分的迁移而进一步造成饮用水的污染,高盐分流入土壤还会造成土壤板结,导致土地盐碱化^[21]。因此高含盐有机废水必须经过妥善处理后才可以进行排放或者回用。

2 高盐废水生物处理工艺研究现状

相较于物理或者化学方法,基于微生物而运行的生物法在处理废水过程具有绿色低碳、运行可靠性高以及无二次污染的优势。但在对含盐废水进行生物处理时,生化系统中的微生物常会由于高盐度造成的胞外渗透压、溶氧改变以及参与降解的酶失活而导致处理失效^[22-23]。开发或改进生物法处理工艺,进一步提升微生物在高盐环境中的活性与稳定性是该方向研究的重点^[21]。

2.1 耐盐好氧颗粒污泥及应用工艺

耐盐好氧颗粒污泥(salt-tolerant aerobic granular sludge, SAGS)是含盐有机废水生物处理中常见的活性污泥形态。好氧颗粒污泥

(aerobic granular sludge, AGS)是包含着微生物的活性污泥通过自我固定聚集在一个小单元内形成紧密的生物膜,使得自身具有更稳定的微生物结构的一种污泥形式^[24]。与常规的活性污泥相比,好氧颗粒污泥的强度和密度更高,在耐盐性和抗污泥膨胀方面也更有效果^[25]。关于 SAGS 处理含盐有机废水的研究多采用序批式活性污泥(sequencing batch reactor, SBR)反应器进行,这是因为在 SBR 对于营养状态、处理、负荷剪切力及沉降时间的选择更加灵活^[26-27]。在 SBR 反应过程中,一个批次循环存在进水、好氧、缺氧和沉降这 4 个步骤。其中好氧段一般占据了整个循环 75%的时长,会使其中的微生物产生好氧饥饿(aerobic starvation),这一过程会使得污泥中的微生物转而利用其自有的胞外聚合物(extracellular polymeric substance, EPS),从而降低污泥的表面负电荷,增强污泥的疏水性,可以进一步提高颗粒污泥的密度和稳定性^[28]。有研究表明在一个 SBR 循环中,好氧段的时间越长,其好氧饥饿越明显,颗粒污泥的稳定性和沉降性越好,这一过程也称为 SAGS 在 SBR 中的自聚集形成过程^[29]。虽然好氧饥饿的时间越长,颗粒污泥的稳定性和抗逆性越强,但综合工程的投资与运行成本可能会无法接受;另外,一般来说 SAGS 可以承受的有机负荷率(organic load rate, OLR)为 2.5-15 kg-COD/(m³·d),过低或者波动剧烈的工况会导致污泥中丝状菌增多而影响颗粒污泥的结构,进而导致处理效果下降;因此,如何促进 SAGS 的快速形成与维持其稳定性是该技术需要解决的问题^[28,30]。

影响颗粒污泥成熟的因素很多,包括沉降时长、水体剪切力、进水负荷、微生物菌种类别等,但这些参数在实际应用中受到客观因素的影响较多,可调整空间很小。然而加速污泥形成的方法也很多,包括添加各种助剂、载体,以及一些

特定的菌种,其中最快捷、最经济的方法是添加各种金属离子。 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 、 Fe^{2+}/Fe^{3+} 和 Al^{3+} 都属于容易获取、价格合适且对下游工艺影响较小的物质,便于研究者或工艺使用者针对自己的工况快速开展工作并获得结果。这些金属离子通过中和、吸收或者桥接的方式改变 EPS 与细胞表面之间的电荷性,从而促成菌胶团颗粒的形成^[31-33];而 CO_3^{2-} 与 PO_4^{3-} 等易形成沉淀的阴离子还有成核的作用,进一步促进颗粒污泥的形成^[34-35]。

除了 COD 去除效果外, SAGS 的脱氮效率也非常关键。当盐度升高到一定程度后,会因污泥中的反硝化菌对盐极度敏感而导致生物脱氮效率降低^[36-38]。研究表明,参与生物硝化过程的氨氧化细菌(ammonia-oxidizing bacteria, AOB)和亚硝酸氧化细菌(nitrite-oxidizing bacteria, NOB)在盐度分别为 33 g/L 和 20 g/L NaCl 的环境中可

以保持较好的生物活性^[39];而当盐度从 1%提高到 2%,生物反硝化效率从 70%骤降至 40%^[40]。这是由于亚硝态氮的累积造成整体系统脱氮效率降低^[41]。有研究者尝试在 SAGS 中引入厌氧活性污泥并以 SBR 工艺处理高盐废水,发现在 3%的盐度下,氨氮和总氮的去除率分别可以保持在 90%和 70%以上;通过分子生物学分析发现,参与反硝化活性的酶 nirS 和 nirK 的编码基因拷贝数下降是造成系统在 3%盐度下总氮处理效率下降的原因;向因盐度升高而导致脱氮效率下降的 SBR 系统中补加新鲜的脱氮活性污泥可以使系统的脱氮效果恢复,但是研究者并未对这一工艺进行优化,也未对经济性进行评价^[25]。这种类似于生物强化的手段也多见于生物污水处理系统中,可以作为解决 SAGS 处理高盐废水时脱氮效果不佳的解决方法之一(表 1)。

表 1 颗粒活性污泥处理含盐有机废水应用效果

Table 1 Application effect of granular activated sludge treatment of salty organic wastewater

反应器类型 Type of reactor	处理含盐量 Salinity (W/V)	处理废水 Type of wastewater	处理效果 Outcome	参考文献 References
Aerobic granular sludge-sequencing batch reactor activated sludge process (AGS-SBR)	3%	Simulated wastewater, CH_3COONa : 1 000 mg/L, NH_4Cl : 350 mg/L	COD: >90%, $TN^{(1)}$: >76%	[25]
Aerobic granular sludge-continuous flow reactors (AGS-CFRs); Algal-bacterial granular sludge-continuous flow reactors (ABGS-CFRs)	1%–4%	Simulated wastewater, COD (CH_3COONa +glucose): 600 mg/L, NH_4^+-N (NH_4Cl): 25 mg/L	DOC ⁽²⁾ : 91%–92%	[26]
Aerobic granular sludge-sequencing batch reactor activated sludge process (AGS-SBR)	0.2%–2.0%	Simulated wastewater, COD (CH_3COONa): 500 mg/L, NH_4^+-N (NH_4Cl): 50 mg/L	COD: 90%, NH_4^+-N : 95%, TN : 70%	[40]
Aerobic granular sludge-sequencing batch reactor activated sludge process (AGS-SBR)	0.5%–3.0%	Simulated wastewater, COD (CH_3COONa): 200 mg/L, NH_4^+-N (NH_4Cl): 25 mg/L	COD: 88.9%–90.5%, NH_4^+-N : 43.7%–72.6%	[41]
Sequencing batch airlift reactor (SBAR)	3%	Simulated wastewater, COD (glucose): 1 000 mg/L	COD: 85%–90%	[42]
Flocculating bacteria <i>Psychrobacter aquimaris</i> X3-1403	0.08%–3.00%	Simulated seawater wastewater, glucose: 800 mg/L, CH_3COONa : 500 mg/L, peptone: 250 mg/L	COD: >90%, $TP^{(3)}$: >80%	[43]
Aerobic granular sludge based on AT (<i>Aspergillus tubingensis</i>) (AT-AGS)	5%	Simulated wastewater, COD (glucose): 900–1 200 mg/L, TN ($(NH_4)_2SO_4$): 90–120 mg/L	COD: AT-AGS is 11.83% higher than FAS ⁽⁴⁾ ; NH_4^+-N : AT-AGS is 7.18% higher than FAS	[44]

⁽¹⁾: Total nitrogen, TN ; ⁽²⁾: Dissolved organic carbon, DOC ; ⁽³⁾: Total phosphorus, TP ; ⁽⁴⁾: Flocculent activated sludge, FAS.

另外, SBR 工艺多用于较小体量的污水处理系统中, 比如一些中小型的化工厂。但对于大型化工企业或者海滨城市产生的大量用后海水废水这样的高盐废水体量来说, 连续流反应器 (continuous flow reactors, CFRs) 更加有效与经济^[27]。然而, 好氧颗粒污泥在这种反应过程中很难形成, 即使能够形成, 其稳定性和抗逆性也无法达到可用程度。因此一些研究人员尝试解决这一问题, Meng 等^[26]将微藻与颗粒污泥进行混合使用于 CFRs 工艺, 利用微藻的耐盐性和可以产生多种生物活性物质的特点, 实现了 CFRs 工艺中, 在 1%–3% 的盐度下可以保证较高的处理效果; 1%–4% 的盐度下颗粒污泥的稳定性很好, 而对照组未添加微藻的处理系统在 4% 的盐度下, 颗粒污泥就出现崩解导致处理严重失效。Zou 等^[27]利用二级沉降系统在 CFRs 工艺末段将形成较重颗粒的好氧污泥进行回流, 将发生崩解或未形成颗粒的不良污泥直接排出, 相当于在原位进行了筛选。这也可以显著提高颗粒污泥的形成效果。因此不论是 SBR 工艺还是 CFRs 工艺, 快速形成耐盐的菌胶团并保持其结构与功能的稳定性是 SAGS 能够成功实施的关键所在。

在利用生物法处理含盐废水工艺中, 获得对盐度具有适应能力且有一定抗冲击性能微生物至关重要。在进行耐盐活性污泥的培养驯化过程中, 常常需要考虑 2 个关键因素: 接种污泥的来源和盐浓度梯度的提升频率。研究表明, 不同来源的活性污泥在耐盐驯化过程中存在差异, 来自海水处理厂的活性污泥相较于来自淡水处理厂的活性污泥, 容易具有更好的耐盐性和适应高盐度环境的能力^[45]。常丽丽等^[46]分别使用来自海边养殖场的和普通污水处理厂的污泥, 以 NaCl 计作盐度, 使用 SBR 反应器对两种污泥进行同步驯化, 经过驯化后来自海边养殖场的污泥在 3.5 g/L NaCl 的出水 COD 去除率达到了 97%

以上, 而普通污水处理厂的污泥仅在 1.5 g/L NaCl 的出水 COD 去除率达到 94% 以上。目前对于耐盐活性污泥的驯化策略多集中于逐步提升盐度, 而盐度提升速率也影响着最终的处理效果, 当盐度提升速率较大时, 微生物可能无法及时适应环境的变化, 导致细胞膜和蛋白质的结构发生破坏, 进而影响微生物的生长和代谢; 此外, 盐度提升速率过大也可能会导致微生物与底物之间的失衡, 使微生物无法利用底物进行代谢, 微生物会有更多的时间来适应环境的变化, 从而增强微生物的耐盐性能^[47]。古柏铭等^[48]采用两种不同提升盐度速率的方式, 使用序批式生物反应器对活性污泥进行耐盐驯化, 结果表明快速提升盐度至 3.0% (30 d), 其 COD 及氨氮的去除率出现明显下降, 而缓慢提升至同样盐度 (90 d), 出水 COD 及氨氮的去除效率受到影响较小。因此, 选择合适来源的活性污泥进行耐盐驯化, 并针对不同来源活性污泥进行不同驯化策略的调整, 可以更好地提高其耐盐性和适应高盐度环境的能力。

2.2 微生物在固体表面成膜与应用工艺

微生物具有在光滑或粗糙表面形成生物膜的特性, 运用这一特性在生物污水处理中不仅提高了处理效果, 还减少了污泥的排放^[49-50]。其中膜生物反应器 (membrane bio-reactor, MBR) 是生物反应器与各种功能膜组合使用的工艺, 通过不同的组合与运行方式, 膜生物反应器可呈现不同的功能。膜生物反应器是一种组合了膜分离技术和微生物处理工艺的污水处理技术, 相较于传统生活污水处理技术具有污泥浓度高、微生物种群丰富、抗冲击能力强、剩余污泥量少、占地面积小和运行费用低等特点, 用于处理高盐废水的 MBR 工艺主要有膜分离 MBR (membrane separation MBR, MS-MBR) 和曝气 MBR (aeration MBR, AMBR)^[51]。

MS-MBR 中使用的膜根据孔径不同分为微

滤(microfiltration, MF)、超滤(ultrafiltration, UF)和纳滤(nanofiltration, NF)膜,膜的孔径越小,截留效果和出水水质越高,但系统压阻和膜污染会加剧;基于纳滤膜的 NF-MBR 和渗透膜 MBR (forward osmosis MBR, FO-MBR)属于高保留 MBR (high retention MBR, HR-MBR),可以更好地截留小分子的物质,进一步提升出水水质^[52-53]。但这种高截留的特性会导致系统中的胶体和一些可溶性固体也被保留下来,从而导致系统盐度的进一步提升,造成生物处理和膜分离失效^[54-55]。

MS-MBR 多与 SBR、移动床生物膜反应器(moving bed biofilm reactors, MBBR)、生物接触氧化反应器(biological contact oxidation reactor, BCOR)和上流式厌氧污泥床(up-flow anaerobic

sludge blanket, UASB)工艺联合使用,以这些工艺的出水作为进水,可以进一步提高整个系统的出水水质^[21]。由于膜的截留作用,MS-MBR 中的活性污泥被截留下来,可以保证系统中活性污泥的数量,MS-MBR 又具有比较灵活的污泥停留时间(sludge retention time, SRT)和水力停留时间(hydraulic retention time, HRT)调节配比,因此可以实现以较小的系统体积实现高效的处理负荷^[56]。在很多含盐废水的处理报道中,MBR 组合工艺在 30 g/L 的 NaCl 环境中,进水 COD 在 100–2 300 mg/L 时,大部分都可以达到 80%以上的 COD 或总有机碳(total organic carbon, TOC)去除效率,对总氮和氨氮的去除率也能保持在 80%以上(表 2)。两种工艺都是在不超过 3%的盐

表 2 MBR 及组合工艺处理含盐有机废水应用效果

Table 2 Application effect of MBR and combined process to treat salty organic wastewater

分类	反应器类型	菌种	废水种类	盐度	处理效果	参考文献
Classification	Type of reactor	Bacteria	Type of wastewater	Salinity (g/L)	Outcome	References
MBR	MBR	Photosynthetic bacteria	Simulated wastewater, COD: 2 310 mg/L, NH_4^+ -N: 48.09 mg/L, pH 7.5–8.5	30	HRT=48 h, SRT=30 d, NH_4^+ -N: 90.5%, COD: 88.7%	[57]
Front-end aerobic +MBR	MBBR-MBR	Active sludge	Simulated wastewater, COD: 800–1 000 mg/L, NH_4^+ -N: 80–100 mg/L	10	HRT=15 h, NH_4^+ -N: 99.65%, COD: 80%	[58]
	MBBR-MBR	Marine bacteria	Simulated wastewater, starch: 1 800 mg/L, NH_4Cl : 191 mg/L, pH 7.5–8.5	30	NH_4^+ -N: 82%, COD: 93%	[59]
	BC-MBR	Halophilic bacteria	Pharmaceutical wastewater, ampicillin: 20–100 mg/L	30	COD: 75% (Ampicillin conc.= 50 mg/L), 60%–70% (Ampicillin conc.=100 mg/L)	[60]
Front-end anaerobic +MBR	AF-MBR	Active sludge	Aquaculture wastewater, TOC: 100–125 mg/L, NH_4^+ -N: 40–50 mg/L	34.5	HRT=8 d, TOC: 92.8%–96.2%, NH_4^+ -N: 93.2%	[61]
	UAS-OMBR	Active sludge	Simulated wastewater, glucose: 4.46 g/L, NH_4HCO_3 : 366.6 mg/L, KH_2PO_4 : 53 mg/L	Total dissolved solids: 4 g/L; 12 g/L	HRT=2.2 d, COD, NH_4^+ -N and TP>95%	[62]
Aeration MBR	AMBR	Active sludge	Simulated wastewater, COD: 220 mg/L, NH_4^+ -N: 32 mg/L	30	HRT=24 h, COD: 92.8%, NH_4^+ -N: 98.5%, TN: 70.6%	[63]
	AMBR	Active sludge	Simulation of phenol containing wastewater (glucose, phenol, p-nitrophenol, hydroquinone), COD: 573–1 489 mg/L	0–32	Removal rate: p-nitrophenol: 95.8%, hydroquinone: 91.8%–95%, COD: 86.4%–90.5%, TP: 89%–96%	[64]

度下, 可以保持系统除碳脱氮的高效性, 但超过 3% 之后, 生物脱氮效果会明显受到抑制。说明以活性污泥为处理核心的工艺, 在不额外进行优化的前提下, 可以应对大部分盐度在 3% 及以下的工况废水。

AMBR 以膜材料进行无泡曝气, 这一曝气形式的好处是溶氧密度高、曝气剪切力小, 从而使得生物膜可以附着于膜材料表面进行生长。由于氧气浓度与碳氮底物浓度的梯度为异向传质, 因此这类工艺被认为适用于高盐废水的脱氮处理。即在靠近膜处的微生物处于高含氧而低碳的环境中, 有利于自养型的微生物亚硝酸盐菌和硝酸盐菌在好氧条件下将氨氮氧化成亚硝酸盐和硝酸盐; 而远离膜的菌处于缺氧和高营养环境中, 有利于异养反硝化菌的反硝化作用^[65]。应用这一工艺, AMBR 在 3% 的盐度条件下对氨氮的去除率可以达到 98% 以上, 相比 MBR 的 80% 去除率有显著的提升^[63]。可以看出通过 MBR 运行方式的改变, 可以有效提升系统在含盐环境中的脱氮效果。

3 耐盐与嗜盐微生物的应用

以常规活性污泥为来源, 通过工艺的改进, 能够使得微生物已经可以在不高于 3% 的盐度下处理大部分含盐废水。针对更高盐度及更难降解的污染物废水条件时, 不论是菌胶团或生物膜的快速形成, 还是对污染物的有效降解, 如何利用耐盐或嗜盐微生物对高含盐有机废水进行处理并使其稳定发挥功能, 才是解决高含盐有机废水生物治理的根本出路。

3.1 微生物在高含盐环境中生存的机制

通过对盐度耐受与需求的不同, 将可以在一定盐度中生长的微生物分为耐盐和嗜盐微生物。其中, 嗜盐微生物一般是要在含盐的条件下生长

并且其最适生长盐度为 10%–15% 的 NaCl, 而耐盐微生物是能在不含盐的环境下正常生长, 但也能在含有一定浓度的盐溶液中耐受生长, 其耐受盐度一般会低于嗜盐微生物^[66]。这些微生物采用不同的策略在高含盐环境中生长与繁殖。

3.1.1 单一菌株的耐盐机制

高盐环境中, 微生物会面临渗透压的挑战。微生物细胞会通过胞内累积大量的 K^+ 来稀释和平衡由 Na^+ 带来的胞外渗透压力和胞内的伤害, 这一过程通过被动扩散(K^+ 通道)或主动运输(ATP 依赖的运输系统)机制来实现^[67-68]。由于这一机制需要消耗 ATP 以支持 Na^+ 的排出与 K^+ 的摄入, 因此很多嗜盐菌的细胞膜中会存在视紫红质(bacteriorhodopsin and halorhodopsin), 它具有光驱动质子泵的功能, 在光照条件下, 利用质子驱动力, 膜两侧的质子差能够驱动膜上的 ATP 酶并且开始合成 ATP 供给该机制运行所需的能量^[69]。然而钠钾泵并不能完全消除胞内累积的盐度对细胞的损伤, 因此胞内相容性物质(compatible solutes)的合成与积累是微生物能够在高盐环境中生存的另一种耐盐机制, 这是一类具有高渗透压、高水溶性的有机物^[22]。这些相容性物质不仅能够平衡细胞内外的渗透压, 也会起到保护与稳定 DNA、蛋白质及细胞整体结构的功能^[70]。这一机制对细胞外盐度的变化具有高度适应性^[71]。而这些相容性物质的合成是 *de novo* 的, 所以实现这一机制需要消耗更多的能量和营养^[69]。

在嗜盐微生物中, 还有一种特殊的耐盐机制就是在构成嗜盐功能酶的氨基酸中酸性氨基酸的比例高于疏水性氨基酸, 其中丝氨酸和苏氨酸的使用比例非常高, 导致这种蛋白在盐度低于一定范围时反而会因变性而丧失活性^[70]。因此, 嗜盐微生物需要在具有一定盐度的环境中才能够更好地生长。

3.1.2 菌群的耐盐机制

在高含盐有机废水的生物处理过程中,微生物均是以菌群的形式发挥作用,因此关于菌群的耐盐机制也是非常值得研究的。菌群的耐盐机制应该是在单一菌株耐盐机制上的延伸,不仅涉及菌群中某个物种的耐盐机制与特性,也会涉及菌-菌之间相互作用产生的耐盐机制。目前,并无太多关于菌群耐盐机制的深入报道,但是EPS和相容性物质的胞内累积与外排被认为是在生物膜和颗粒污泥中保护整体结构内部菌群具有耐盐性的重要因素。在这类菌群中,诸如 *Candida* sp. 和 *Halomonas* sp. 等耐盐、嗜盐菌是优势菌群,它们不仅自身能够耐受高盐度环境,还能够为菌群中其他不耐盐的微生物提供保护^[72-74]。

3.2 嗜/耐盐菌强化高含盐有机废水生物处理系统

将嗜/耐盐加入原有生物处理系统中,可以提高整体系统对含盐废水的处理效果,这种生物强化的手段已经被认为是可行的。Xu等^[75]在处理高含盐的食物垃圾时,评估了一种由4种不同底物降解功能菌株组成的耐盐菌剂,与原位生物所在的对照组相比,其在5%盐度条件下,添加菌剂的处理组总质量降低了45.1%,大于对照组的36.2%;处理组中干物质81.8%的降解率远大于对照组的54.6%。在面对一些较为复杂且难降解的污染物时,使用2种或2种以上具有不同针对性功能的微生物通过一定比例的构建复合,能够更加高效地对目标污染物实现降解^[76]。因此采用嗜/耐盐构建高含盐有机废水降解菌群也是一种解决问题的思路。Abou-Elala等^[77]从含盐量为7.2%的蔬菜腌制废水中分离得到耐盐微生物 *Staphylococcus xylosus*, 利用序批式活性污泥反应器,对3种不同的微生物菌种(只含活性污泥,活性污泥与耐盐菌种1:1混合,以及只含耐盐菌种),在不同盐度(0.5%–3.0% NaCl)的条件下处

理人工含盐废水进行对比试验,结果表明,在1% NaCl 浓度下,不同菌种对COD的去除率都基本保持在80%–90%;在2% NaCl 浓度下,单独使用活性污泥的去除效率下降到了74%,使用活性污泥与耐盐菌的混合菌种的去除效率达到了91%,而单独使用耐盐菌种的去除效率达到了93.4%;在3% NaCl 浓度下,混合活性污泥与耐盐菌种的去除率达到了93%,单独使用耐盐菌情况下的去除率达到了94%,在对实际含盐量为7.2%的腌制蔬菜废水中,单独使用耐盐菌进行处理后的COD去除率可以达到88%。通过几株耐盐菌构建菌群对高含盐有机废水进行处理也有比较明显的效果,耐盐菌构成的菌群在高盐环境中不仅具有稳定的COD去除效率,对氨氮的处理效率也能保持在理想的水平^[78-79]。利用耐/嗜盐微生物强化或构建菌群,对高含盐有机废水进行处理是主要的发展方向,也是解决问题的根本^[80]。从单纯的菌株组合^[81-82]到与膜反应器相结合,通过对微生物本身的强化获得了显著的效果^[83-84]。未来的研究方向可以从群落中微生物之间的相互作用、耐/嗜盐微生物对非耐盐微生物的保护作用、增强菌胶团和生物膜强度以及强化已有处理系统的耐盐性与系统稳定性方面开展^[85]。

耐/嗜盐微生物是微生物处理工艺技术上不可或缺的一部分,在对耐盐菌和嗜盐菌的筛选过程中,样品的选择和地域的选择是非常重要的,这可能会影响到筛选的效果以及实际应用的效果^[86-87]。在地域选择方面,可以选择含盐环境条件较为严苛的地区,如海岸地区、沙漠地区、盐碱地区等^[88]。这些地区的微生物多样性较高,含盐环境条件也更加适合筛选耐盐菌和嗜盐菌,同时还应考虑到当地的工业排放和废水排放情况,以便更好地应用于当地的废水处理和环境修复。

近年来,国内外学者从合成生物转化和发酵

技术开发优化的角度出发,在基于嗜盐微生物的工业生物技术方面取得了显著进展^[89]。许多嗜盐菌被开发用于工业生产,由于能够合成多种聚羟基脂肪酸酯(polyhydroxyalkanoates, PHA)、蛋白质和小分子化合物,嗜盐微生物被认作为下一代工业生物技术的底盘细胞。然而,嗜盐微生物作为非模式微生物,在对应的分子改造方面比较欠缺,而开发出适用于嗜盐微生物的分子操作工具至关重要^[90]。作为改造成功的嗜盐菌,能够针对性地对有机物进行有效降解。

4 结论与展望

高含盐有机废水的处理对于实现相关行业的可持续发展与低碳减排尤为关键。基于微生物而运行的工艺是工业污水处理系统的核心,在高盐工业有机废水处理方面发挥着极其重要的作用,是衔接上下游处理工艺的关键节点。从高盐环境中筛选具有足够降解效率与耐盐性的菌株是功能微生物菌群的重要前提。在高盐有机废水的生物处理系统中,通过引入此类微生物,可以提高生物处理系统的功能稳定性以及处理效率,但目前对于高盐环境中菌群的构建方法和群落中微生物之间,以及微生物与环境因子之间的相互作用机制的了解仍处于“灰箱”状态,尚未形成系统的指导理论与开发技术,其机制的解析与方法的建立仍需要进一步的研究。微生物分子改造技术同样也具有广阔的应用前景,但多数耐/嗜盐菌并非模式微生物,使得该领域的研究较为匮乏。

高盐工业有机废水系统中的生物处理工艺目前还存在较多的问题,可以从以下几个方面进一步研究:(1) 功能微生物与应用工艺。微生物与应用工艺的结合能够为微生物提供适宜生存的环境,随着微生物密度的提升,其系统的去除率也会逐渐稳定,去除负荷也会逐渐增加。因此,

在获得具有相对较高耐盐性能且具有针对性降解功能微生物的同时,开发或改进与之配套的处理工艺,进一步提升微生物在高盐环境中的活性与稳定性是该研究方向的重点之一。(2) 高盐工业有机废水生物处理系统中微生物与微生物之间,以及微生物与环境因子之间的相互作用特征与机制。深入了解系统中微生物之间、微生物与环境因子之间的相互作用机制,并基于多组学与大数据分析结果建立相应的数学模型,实现微生物作用功能的互补,指导菌群的合成与应用工艺的建立。(3) 分子改造技术。通过基因编辑技术,实现耐盐机制的引入,增强微生物在高盐环境中的代谢与盐度耐受能力,从而提高废水处理效率。或者利用代谢工程技术调整优化微生物代谢网络,例如促进高盐环境中菌胶团或者生物膜的快速形成,使其中的微生物可以更好地适应高盐环境。

本文综述了生物法处理高含盐有机废水的微生物技术与工艺现状,展望了该技术未来的研究与发展趋势,明确了以微生物为核心,探究微生物耐盐代谢相关机制,基于此构建微生物群落数学模型,深入地研究微生物之间的相互协同作用机制,尝试新兴的分子改造技术,再结合不断改进的生物工艺,才能使高含盐废水生物处理变得更加高效。

REFERENCES

- [1] 陆小龙. 论我国水资源可持续发展与充分利用[J]. 现代经济信息, 2012(9): 10-11.
LU XL. On the sustainable development and full utilization of water resources in China[J]. Modern Economic Information, 2012(9): 10-11 (in Chinese).
- [2] 周明华. 浅析我国水资源利用与可持续发展[J]. 科技展望, 2016, 26(15): 299.
ZHOU MH. Analysis on water resources utilization and sustainable development in China[J]. Science and Technology, 2016, 26(15): 299 (in Chinese).
- [3] 邱立萍, 张晓凤. 高盐废水处理技术研究及应用进展[J]. 无机盐工业, 2023, 55(2): 1-9.

- QIU LP, ZHANG XF. Research and application progress of high-salt wastewater treatment technology[J]. Inorganic Chemicals Industry, 2023, 55(2): 1-9 (in Chinese).
- [4] 武萍, 李颖. 法律视角下我国水污染防治模式转变机制研究[J]. 法学杂志, 2020, 41(5): 84-90.
- WU P, LI Y. Research on the transformation mechanism of Chinese water pollution control from legal perspective[J]. Law Science Magazine, 2020, 41(5): 84-90 (in Chinese).
- [5] 淡玄玄, 陈占江, 杨海霞, 张朝鹏, 原晓丽. 高含盐废水处理技术研究现状及应用[J]. 氯碱工业, 2020, 56(6): 1-5.
- DAN XX, CHEN ZJ, YANG HX, ZHANG CP, YUAN XL. Research status and application of high salt wastewater treatment technology[J]. Chlor-Alkali Industry, 2020, 56(6): 1-5 (in Chinese).
- [6] 王毅霖, 杨雪莹, 谢加才, 王玉希, 李婷, 唐宇, 李洪涛. 高含盐废水生物处理技术研究进展与展望[J]. 油气田环境保护, 2021, 31(5): 6-10.
- WANG YL, YANG XY, XIE JC, WANG YX, LI T, TANG Y, LI HT. Research progress and prospect of high salinity wastewater biological treatment technology[J]. Environmental Protection of Oil & Gas Fields, 2021, 31(5): 6-10 (in Chinese).
- [7] 许加海, 万树春, 王乃琳, 刘家节, 吴新国. 石化高盐废水处理及零排放回用[J]. 工业水处理, 2020, 40(5): 122-125.
- XU JH, WAN SC, WANG NL, LIU JJ, WU XG. Petrochemical high salinity wastewater treatment and zero discharge reuse[J]. Industrial Water Treatment, 2020, 40(5): 122-125 (in Chinese).
- [8] 金家龙. 石化含盐废水深度处理工艺的研究[D]. 南京: 南京农业大学硕士学位论文, 2019.
- JIN JL. Study on advanced treatment technology of petrochemical salt wastewater[D]. Nanjing: Master's Thesis of Nanjing Agricultural University, 2019 (in Chinese).
- [9] 杨燎原. 氨碱法生产中高盐废水 SS 测定方法的研究[J]. 纯碱工业, 2012(5): 7-10.
- YANG LY. Study on determination method of SS in high salt wastewater from ammonia-alkali production[J]. Soda Industry, 2012(5): 7-10 (in Chinese).
- [10] 王丹宇, 李子程. 印染废水处理技术与展望[J]. 广东化工, 2022, 49(19): 161-162, 168.
- WANG DY, LI ZC. The treatment technology of printing and dyeing wastewater and prospect[J]. Guangdong Chemical Industry, 2022, 49(19): 161-162, 168 (in Chinese).
- [11] 王文静. 高盐废水的来源与处理[J]. 冶金与材料, 2021, 41(1): 151-152.
- WANG WJ. Source and treatment of high salt wastewater[J]. Metallurgy and Materials, 2021, 41(1): 151-152 (in Chinese).
- [12] 付祥雪. 2,4-D 高盐农药有机废水电化学组合处理方法的研究[D]. 长春: 吉林大学硕士学位论文, 2022.
- FU XX. Study on electrochemical combined treatment of 2,4-D high-salt pesticide organic wastewater[D]. Changchun: Master's Thesis of Jilin University, 2022 (in Chinese).
- [13] 罗莉涛, 陈珊, 张德猛, 张鸿涛, 黄守斌, 牛振华. 农药废水资源化处理技术现状及发展趋势[J]. 科技导报, 2021, 39(17): 63-68.
- LUO LT, CHEN S, ZHANG DM, ZHANG HT, HUANG SB, NIU ZH. Present situation and development trend of pesticide wastewater resource treatment technology[J]. Science & Technology Review, 2021, 39(17): 63-68 (in Chinese).
- [14] 刘根夫. 草甘膦的清洁生产[J]. 农药, 2005(12): 549-550, 564.
- LIU GF. The Cleaner Production of Glyphosate[J]. Agrochemicals, 2005(12): 549-550, 564 (in Chinese).
- [15] 邓心悦, 陈广洲, 高雅伦, 王铎. 基于知识图谱的制药废水处理技术研究进展[J]. 宿州学院学报, 2022, 37(9): 28-32.
- DENG XY, CHEN GZ, GAO YL, WANG H. Progress of pharmaceutical wastewater treatment technology based on knowledge mapping[J]. Journal of Suzhou University, 2022, 37(9): 28-32 (in Chinese).
- [16] 徐晓珊, 吴锋, 李辉. 煤化工高盐废水拌合水泥制备生态胶凝材料的性能[J/OL]. 环境工程学报, 2022 [2023-03-21]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/11.5591.X.20220512.1505.008.html>.
- XU XS, WU F, LI H. Properties of eco-cementitious materials prepared by mixing cement with high-salt wastewater from coal chemical industry[J/OL]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2022[2023-03-21]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/11.5591.X.20220512.1505.008.html> (in Chinese).
- [17] WANG JL, ZHAN XM, FENG YC, QIAN Y. Effect of salinity variations on the performance of activated sludge system[J]. Biomedical and Environmental Sciences: BES, 2005, 18(1): 5-8.
- [18] JIN B, WANG S, XING L, LI B, PENG Y. The effect of salinity on waste activated sludge alkaline fermentation and kinetic analysis[J]. Journal of Environmental Sciences, 2016, 43: 80-90.
- [19] CHEN Y, HE H, LIU H, LI H, ZENG G, XIA X, YANG C. Effect of salinity on removal performance and activated sludge characteristics in sequencing batch reactors[J]. Bioresource Technology, 2018, 249: 890-899.

- [20] 孙文博, 肖景霓, 刘远. 耐盐菌及其在污水处理中的研究进展[J]. 辽宁化工, 2013, 42(7): 886-887, 890.
SUN WB, XIAO JN, LIU Y. Research progress in halotolerant bacteria and its application in sewage treatment[J]. Liaoning Chemical Industry, 2013, 42(7): 886-887, 890 (in Chinese).
- [21] CAO TND, BUI XT, LE LT, DANG BT, TRAN DPH, VO TKQ, TRAN HT, NGUYEN TB, MUKHTAR H, PAN SY, VARJANI S, NGO HH, VO TDH. An overview of deploying membrane bioreactors in saline wastewater treatment from perspectives of microbial and treatment performance[J]. Bioresource Technology, 2022, 363: 127831.
- [22] SLEATOR R D, HILL C. Bacterial osmoadaptation: the role of osmolytes in bacterial stress and virulence[J]. FEMS Microbiology Reviews, 2002, 26(1): 49-71.
- [23] JEONG D, CHO K, LEE CH, LEE S, BAE H. Effects of salinity on nitrification efficiency and bacterial community structure in a nitrifying osmotic membrane bioreactor[J]. Process Biochemistry, 2018, 73: 132-141.
- [24] KANG AJ, BROWN AK, WONG CS, HUANG Z, YUAN Q. Variation in bacterial community structure of aerobic granular and suspended activated sludge in the presence of the antibiotic sulfamethoxazole[J]. Bioresource Technology, 2018, 261: 322-328.
- [25] LEI L, YAO JC, LIU YD, LI W. Performance, sludge characteristics and microbial community in a salt-tolerant aerobic granular SBR by seeding anaerobic granular sludge[J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2021, 163: 105258.
- [26] MENG F, HUANG W, LIU D, ZHAO Y, HUANG W, LEI Z, ZHANG Z. Application of aerobic granules-continuous flow reactor for saline wastewater treatment: granular stability, lipid production and symbiotic relationship between bacteria and algae[J]. Bioresource Technology, 2020, 295: 122291.
- [27] ZOU J, TAO Y, LI J, WU S, NI Y. Cultivating aerobic granular sludge in a developed continuous-flow reactor with two-zone sedimentation tank treating real and low-strength wastewater[J]. Bioresource Technology, 2018, 247: 776-783.
- [28] HOU YZ, GAN CJ, CHEN RY, CHEN Y, YUAN SC, CHEN Y. Structural characteristics of aerobic granular sludge and factors that influence its stability: a mini review[J]. Water, 2021, 13(19): 2726.
- [29] HAMIRUDDIN NA, AWANG NA. The relationship between the biokinetic parameters of an aerobic granular sludge system and the applied operating conditions[J]. Civil and Environmental Engineering Reports, 2021, 31(1): 161-171.
- [30] HAN X, JIN Y, YU J. Rapid formation of aerobic granular sludge by bioaugmentation technology: a review[J]. Chemical Engineering Journal, 2022, 437: 134971.
- [31] SAJJAD M, KIM K S. Studies on the interactions of Ca^{2+} and Mg^{2+} with EPS and their role in determining the physicochemical characteristics of granular sludges in SBR system[J]. Process Biochemistry, 2015, 50(6): 966-972.
- [32] CAI W, JIN M, ZHAO Z, LEI Z, ZHANG Z, ADACHI Y, LEE DJ. Influence of ferrous iron dosing strategy on aerobic granulation of activated sludge and bioavailability of phosphorus accumulated in granules[J]. Bioresource Technology Reports, 2018, 2: 7-14.
- [33] WANG S, SHI WX, YU SL, YI XS, YANG X. Formation of aerobic granules by Mg^{2+} and Al^{3+} augmentation in sequencing batch airlift reactor at low temperature[J]. Bioprocess and Biosystems Engineering, 2012, 35(7): 1049-1055.
- [34] MAÑAS A, BISCANS B, SPÉRANDIO M. Biologically induced phosphorus precipitation in aerobic granular sludge process[J]. Water Research, 2011, 45(12): 3776-3786.
- [35] WAN CL, LEE DJ, YANG X, WANG YY, WANG XZ, LIU X. Calcium precipitate induced aerobic granulation[J]. Bioresource Technology, 2015, 176: 32-37.
- [36] SU Y, YANG H, WANG X, LIU X. Response of microbial succession of anammox granular sludge (AnGS) and essential abundance under salty stress and temperature reduction[J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2022, 10(1): 106834.
- [37] LI T, GUO ZX, SHE ZL, ZHAO YG, GUO L, GAO MC, JIN CJ, JI JY. Comparison of the effects of salinity on microbial community structures and functions in sequencing batch reactors with and without carriers[J]. Bioprocess and Biosystems Engineering, 2020, 43(12): 2175-2188.
- [38] NAVADA S, VADSTEIN O, GAUMET F, TVETEN AK, SPANU C, MIKKELSEN Ø, KOLAREVIC J. Biofilms remember: osmotic stress priming as a microbial management strategy for improving salinity acclimation in nitrifying biofilms[J]. Water Research, 2020, 176: 115732.
- [39] PRONK M, BASSIN JP, de KREUK MK, KLEEREBEZEM R, van LOOSDRECHT MCM. Evaluating the main and side effects of high salinity on aerobic granular sludge[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2014, 98(3): 1339-1348.
- [40] LI J, MA Z, GAO M, WANG Y, YANG Z, XU H, WANG XH. Enhanced aerobic granulation at low temperature by stepwise increasing of salinity[J].

- Science of the Total Environment, 2020, 722: 137660.
- [41] KIM H, AHN D. The effects of high salinity on nitrogen removal and the formation characteristics of aerobic granular sludge[J]. Environmental Engineering Research, 2020, 25(5): 659-667.
- [42] LI W, YAO JC, ZHUANG JL, ZHOU YY, SHAPLEIGH J P, LIU YD. Metagenomics revealed the phase-related characteristics during rapid development of halotolerant aerobic granular sludge[J]. Environment International, 2020, 137: 105548.
- [43] HUANG ZS, WANG YF, JIANG L, XU BH, WANG YR, ZHAO HX, ZHOU WZ. Mechanism and performance of a self-flocculating marine bacterium in saline wastewater treatment[J]. Chemical Engineering Journal, 2018, 334: 732-740.
- [44] CHEN Y, HU T, XIONG W, FAN A, WANG S, SU H. Enhancing robustness of activated sludge with *Aspergillus tubingensis* as a protective backbone structure under high-salinity stress[J]. Journal of Environmental Management, 2021, 297: 113302.
- [45] WOOLARD CR, IRVINE RL. Treatment of hypersaline wastewater in the sequencing batch reactor[J]. Water Research, 1995, 29(4): 1159-1168.
- [46] 常丽丽, 魏俊峰. 含盐废水生化处理耐盐污泥驯化的研究[J]. 工业水处理, 2009, 29(12): 34-37.
- CHANG LL, WEI JF. Acclimation of salt-tolerant sludge for the biochemical treatment of salt-containing wastewater[J]. Industrial Water Treatment, 2009, 29(12): 34-37 (in Chinese).
- [47] NAUFAL M, WU JH. Stability of microbial functionality in anammox sludge adaptation to various salt concentrations and different salt-adding steps[J]. Environmental Pollution, 2020, 264: 114713.
- [48] 古柏铭, 金春姬, 温淳, 侯金源, 赵阳国, 高孟春. 提盐速率对序批式生物反应器性能和微生物群落结构的影响[J]. 环境科学, 2021, 42(7): 3413-3421.
- GU BM, JIN CJ, WEN C, HOU JY, ZHAO YG, GAO MC. Effect of rate of salinity increase on the performance and microbial community structure of sequencing batch reactors[J]. Environmental Science, 2021, 42(7): 3413-3421 (in Chinese).
- [49] RASAMIRAVAKA T, LABTANI Q, DUEZ P, EL JAZIRI M. The formation of biofilms by *Pseudomonas aeruginosa*: a review of the natural and synthetic compounds interfering with control mechanisms[J]. BioMed Research International, 2015, 2015: 759348.
- [50] JO SJ, KWON H, JEONG SY, LEE CH, KIM TG. Comparison of microbial communities of activated sludge and membrane biofilm in 10 full-scale membrane bioreactors[J]. Water Research, 2016, 101: 214-225.
- [51] 冯月霞, 程方, 张景丽, 曹晓畅, 毕晓敏, 赵玄玄. 膜生物反应器处理含盐有机废水研究进展[J]. 水处理技术, 2022, 48(6): 34-39.
- FENG YX, CHENG F, ZHANG JL, CAO XC, BI XM, ZHAO XX. Research progress in the treatment of Saline organic wastewater by membrane bioreactor[J]. Technology of Water Treatment, 2022, 48(6): 34-39 (in Chinese).
- [52] CORNELISSEN ER, HARMSSEN D, BEERENDONK EF, QIN JJ, OO H, de KORTE KF, KAPPELHOF JN. The innovative osmotic membrane bioreactor (OMBR) for reuse of wastewater[J]. Water Science and Technology: a Journal of the International Association on Water Pollution Research, 2011, 63(8): 1557-1565.
- [53] DUC VIET N, LEE H, IM S-J, JANG A. Fate, elimination, and simulation of low-molecular-weight micropollutants in an integrated activated carbon-fertiliser drawn osmotic membrane bioreactor[J]. Bioresource Technology, 2022, 351: 126972.
- [54] LUO WH, HAI FI, PRICE WE, GUO WS, NGO HH, YAMAMOTO K, NGHIEM LD. High retention membrane bioreactors: challenges and opportunities[J]. Bioresource Technology, 2014, 167: 539-546.
- [55] LAY WCL, LIU Y, FANE AG. Impacts of salinity on the performance of high retention membrane bioreactors for water reclamation: a review[J]. Water Research, 2010, 44(1): 21-40.
- [56] XU M, ZHOU W, CHEN X, ZHOU Y, HE B, TAN S. Analysis of the biodegradation performance and biofouling in a halophilic MBBR-MBR to improve the treatment of disinfected saline wastewater[J]. Chemosphere, 2021, 269: 128716.
- [57] QIN L, LIU Q, MENG Q, FAN Z, HE J, LIU T, SHEN C, ZHANG G. Anoxic oscillating MBR for photosynthetic bacteria harvesting and high salinity wastewater treatment[J]. Bioresource Technology, 2017, 224: 69-77.
- [58] DI TRAPANI D, DI BELLA G, MANNINA G, TORREGROSSA M, VIVIANI G. Comparison between moving bed-membrane bioreactor (MB-MBR) and membrane bioreactor (MBR) systems: influence of wastewater salinity variation[J]. Bioresource Technology, 2014, 162: 60-69.
- [59] YU Z, LI W, TAN S. Real-time monitoring of the membrane biofouling based on spectroscopic analysis in a marine MBBR-MBR (moving bed biofilm reactor-membrane bioreactor) for saline wastewater treatment[J]. Chemosphere, 2019, 235: 1154-1161.
- [60] ZHANG H, ZHOU W, ZHAN X, CHI Z, LI W, HE B, TAN S. Biodegradation performance and biofouling control of a halophilic biocarriers-MBR in saline pharmaceutical (ampicillin-containing) wastewater treatment[J]. Chemosphere, 2021, 263: 127949.

- [61] SONG W, LI Z, DING Y, LIU F, YOU H, QI P, WANG F, LI Y, JIN C. Performance of a novel hybrid membrane bioreactor for treating saline wastewater from mariculture: assessment of pollutants removal and membrane filtration performance[J]. Chemical Engineering Journal, 2018, 331: 695-703.
- [62] CHANG HM, SUN YC, CHIEN IC, CHANG WS, RAY SS, CAO DTN, CONG DUONG C, CHEN SS. Innovative upflow anaerobic sludge osmotic membrane bioreactor for wastewater treatment[J]. Bioresource Technology, 2019, 287: 121466.
- [63] TIAN HL, LIU J, FENG TT, LI HF, WU XL, LI BA. Assessing the performance and microbial structure of biofilms adhering on aerated membranes for domestic saline sewage treatment[J]. RSC Advances, 2017, 7(44): 27198-27205.
- [64] TIAN H, XU X, QU J, LI H, HU Y, HUANG L, HE W, LI B. Biodegradation of phenolic compounds in high saline wastewater by biofilms adhering on aerated membranes[J]. Journal of Hazardous Materials, 2020, 392: 122463.
- [65] 李玫, 李保安, 兰美超, 孙治治, 刘汝康. 新型 MABR 生物脱氮过程研究进展[J]. 膜科学与技术, 2020, 40(1): 260-265.
- LI M, LI BA, LAN MC, SUN ZY, LIU RK. Research progress of biological nitrogen removal in MABR[J]. Membrane Science and Technology, 2020, 40(1): 260-265 (in Chinese).
- [66] le BORGNE S, PANIAGUA D, VAZQUEZ-DUHALT R. Biodegradation of organic pollutants by halophilic bacteria and Archaea[J]. Journal of Molecular Microbiology and Biotechnology, 2008, 15(2/3): 74-92.
- [67] MARGESIN R, SCHINNER F. Potential of halotolerant and halophilic microorganisms for biotechnology[J]. Extremophiles, 2001, 5(2): 73-83.
- [68] OREN A. Microbial life at high salt concentrations: phylogenetic and metabolic diversity[J]. Saline Systems, 2008, 15(4): 2.
- [69] GUNDE-CIMERMAN N, PLEMENITAŠ A, OREN A. Strategies of adaptation of microorganisms of the three domains of life to high salt concentrations[J]. FEMS Microbiology Reviews, 2018, 42(3): 353-375.
- [70] TRÜPER H G, SEVERIN J, WOHLFARTH A, MÜLLER E, GALINSKI E A. Halophily, Taxonomy, Phylogeny and Nomenclature[M]. RODRIGUEZ-VALERA F. General and Applied Aspects of Halophilic Microorganisms. Boston, MA; Springer US. 1991: 3-7.
- [71] MAINKA T, WEIRATHMÜLLER D, HERWIG C, PFLÜGL S. Potential applications of halophilic microorganisms for biological treatment of industrial process brines contaminated with aromatics[J]. Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology, 2021, 48(1/2): kuab015.
- [72] FATIMA T, ARORA N K. *Pseudomonas entomophila* PE3 and its exopolysaccharides as biostimulants for enhancing growth, yield and tolerance responses of sunflower under saline conditions[J]. Microbiological Research, 2021, 244: 126671.
- [73] OU D, NING A, HU C, LIU Y. Metagenomics unraveled the characteristics and microbial response to hypersaline stress in salt-tolerant aerobic granular sludge[J]. Journal of Environmental Management, 2022, 321: 115950.
- [74] QURASHI AW, SABRI AN. Biofilm formation in moderately halophilic bacteria is influenced by varying salinity levels[J]. Journal of Basic Microbiology, 2012, 52(5): 566-572.
- [75] XU S, TAO L D, WANG J J, ZHANG X X, HUANG Z Y. Rapid in-situ aerobic biodegradation of high salt and oily food waste employing constructed synthetic microbiome[J]. Engineering in Life Sciences, 2023, : 1-15.
- [76] 赵思崎, 王敬敬, 杨宗政, 李晴晴, 杨榕, 赵维, 徐松, 朱丹, 黄志勇. 微生物复合菌剂的制备[J]. 微生物学通报, 2020, 47(5): 1492-1502.
- ZHAO SQ, WANG JJ, YANG ZZ, LI QQ, YANG R, ZHAO W, XU S, ZHU D, HUANG ZY. Preparation of microbial compound agents[J]. Microbiology China, 2020, 47(5): 1492-1502 (in Chinese).
- [77] ABOU-ELELA SI, KAMEL MM, FAWZY ME. Biological treatment of saline wastewater using a salt-tolerant microorganism[J]. Desalination, 2010, 250(1): 1-5.
- [78] DANG BT, TRAN DPH, NGUYEN NKQ, CAO HTN, TOMOAKI I, HUYNH KPH, PHAM TT, VARJANI S, HAO NGO H, WANG YF, YOU SJ, BUI XT. Comparison of degradation kinetics of tannery wastewater treatment using a nonlinear model by salt-tolerant *Nitrosomonas* sp. and *Nitrobacter* sp.[J]. Bioresource Technology, 2022, 351: 127000.
- [79] KANNAN R R, DURAI G, RAMSANTHIL R, DILIPKUMAR M, BALAMURUGAN P. Colour removal of tannery wastewater using salt tolerant microorganisms in a sequential batch reactor[J]. Desalination and Water Treatment, 2022, 251: 18-26.
- [80] SRIVASTAVA A, PARIDA V K, MAJUMDER A, GUPTA B, GUPTA A K. Treatment of saline wastewater using physicochemical, biological, and hybrid processes: Insights into inhibition mechanisms, treatment efficiencies and performance enhancement [J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2021, 9(4): 105775.

- [81] SIVAPRAKASAM S, MAHADEVAN S, SEKAR S, RAJAKUMAR S. Biological treatment of tannery wastewater by using salt-tolerant bacterial strains[J]. *Microbial Cell Factories*, 2008, 7(1): 15.
- [82] AHMADI M, JORFI S, KUJLU R, GHAFARI S, DARVISHI CHESHMEH SOLTANI R, JAAFARZADEH HAGHIGHIFARD N. A novel salt-tolerant bacterial consortium for biodegradation of saline and recalcitrant petrochemical wastewater[J]. *Journal of Environmental Management*, 2017, 191: 198-208.
- [83] DAN NP, VISVANATHAN C, POLPRASERT C, BEN AIM R. High salinity wastewater treatment using yeast and bacterial membrane bioreactors[J]. *Water Science and Technology*, 2002, 46(9): 201-209.
- [84] JUANG RS, HUANG WC, HSU YH. Treatment of phenol in synthetic saline wastewater by solvent extraction and two-phase membrane biodegradation[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 164(1): 46-52.
- [85] 王津, 苑辉, 侍浏洋, 高小龙, 刘永, 商振杰, 黄志勇, 王兴彪. 焦化废水生物强化处理工艺研究 [J]. *工业水处理*, 2017, 37(8): 41-45.
- WANG J, YUAN H, SHI LY, GAO XL, LIU Y, SHANG ZJ, HUANG ZY, WANG XB. Research on the bio-augmentation treatment process of coking wastewater[J]. *Industrial Water Treatment*, 2017, 37(8): 41-45 (in Chinese).
- [86] KHANSHA J, RANJBARAN M, AMOOZEGAR M A. Isolation and identification of halophilic and halotolerant bacteria from Badab-e Surt Travertine Spring, Kiasar, Iran, and investigation of calcite biomineralization induction[J]. *Geomicrobiology Journal*, 2018, 35(1): 64-73.
- [87] SHAMIM RS, ROMANA S, NAFISA T. Isolation and identification of halotolerant soil bacteria from coastal Patenga area [J]. *BMC Research Notes*, 2017, 10(1): 531.
- [88] AZPIAZU-MUNIOZGUREN M, GARCÍA M, LAORDEN L, MARTINEZ-MALAXETXEBARRIA I, SEOANE S, BIKANDI J, GARAIZAR J, MARTÍNEZ-BALLESTEROS I. *Anianabacter salinae* Gen. nov., sp. nov. ASV31T, a facultative alkaliphilic and extremely halotolerant bacterium isolated from brine of a millennial continental saltern[J]. *Diversity*, 2022, 14(11): 1009.
- [89] 杜鹤童, 赵倚晴, 陈金春, 陈国强. 基于嗜盐微生物合成生物学的下一代工业生物技术[J]. *生命科学*, 2019, 31(4): 385-390.
- DU HT, ZHAO YQ, CHEN JC, CHEN GQ. Next generation industrial biotechnology based on synthetic biology of halophiles[J]. *Chinese Bulletin of Life Sciences*, 2019, 31(4): 385-390 (in Chinese).
- [90] 马悦原, 陈金春, 陈国强. 嗜盐微生物底盘细胞: 应用和前景[J]. *化工进展*, 2021, 40(3): 1178-1186.
- MA YY, CHEN JC, CHEN GQ. Halophilic microorganisms as microbial chassis: applications and prospects[J]. *Chemical Industry and Engineering Progress*, 2021, 40(3): 1178-1186 (in Chinese).