

菌-藻共生系统处理畜禽养殖废水的研究进展

吴丹丹, 张乔丹, 黄鑫, 胡昊

(安徽建筑大学 环境与能源工程学院, 安徽 合肥 230601)

摘要: 养殖业废水氨氮 ($\text{NH}_4\text{-N}$)、总磷 (TP) 和化学需氧量 (COD) 含量高, 同时含有抗生素与重金属, 处理不当会导致自然水体严重污染。传统的生物处理法往往对该类废水处理效果不佳, 近年来研究发现基于菌-藻共生系统处理污水具有较大优势, 特别对一些难处理的微污染物, 如: 重金属和抗生素等。文章介绍了菌-藻共生系统菌与藻相互作用机制, 详述了菌-藻共生系统处理畜禽养殖废水的机理及研究进展, 提出了菌-藻共生系统处理畜禽养殖废水实现废水的资源化处理的优点和挑战, 最后展望了菌-藻共生系统处理废水的发展前景。

关键词: 菌-藻共生; 畜禽养殖废水; 抗生素; 重金属; 资源化

中图分类号: X703.1

文献标识码: A

文章编号: 2095-8382 (2021) 01-098-08

Progress in Studies on the Treatment of Wastewater from Livestock Breeding via the Symbiotic System between Bacteria and Algae

WU Dandan, ZHANG Qiaodan, HUANG Xin, HU Hao

(School of Environment and Energy Engineering, Anhui Jianzhu University, Hefei 230601, China)

Abstract: As high levels of ammonia nitrogen ($\text{NH}_4\text{-N}$), total phosphorus (TP) and chemical oxygen demand (COD), antibiotics and heavy metals exist in aquaculture wastewater, the improper treatment can lead to serious pollution of natural water environment. The traditional biological treatment method is ineffective for this kind of wastewater treatment. In recent years, it has been found that the wastewater treatment based on algae-bacteria symbiotic system is expert in dealing with difficult micro-pollutants, such as heavy metals and antibiotics. In this paper, the interaction mechanism between bacteria and algae was introduced, and the mechanism and research progress of bacteria-algae symbiotic system for treating livestock and poultry wastewater were described. Meanwhile, the advantages and challenges of recycling wastewater from livestock and poultry breeding were also be proposed. Finally, the development of bacteria-algae symbiotic system for wastewater treatment was prospected.

Key words: Algal-bacterial symbiotic; Wastewater from livestock and poultry; Antibiotic; Heavy metal; Recycle

近年来,我国畜禽养殖业快速发展,养殖规模不断扩大,废水量逐年增加。畜禽养殖废水 COD、SS 和 $\text{NH}_4\text{-N}$ 含量高 [1]。以养猪废水为例,其中主要污染物的浓度 BOD_5 : 2 000–30 000 mg/L、TN: 200–2 055 mg/L、 $\text{NH}_4\text{-N}$: 110–1 650 mg/L、TP: 100–

620 mg/L^[2]。此外,养殖饲料中添加的 Cu、Zn、As 等金属元素以及抗生素会经动物粪便、尿液进入养殖废水,给水生态环境带来了严重的影响。因此,畜禽养殖废水的有效处理,对改善水体环境至关重要。

收稿日期: 2020-10-27

基金项目: 国家自然科学基金项目 (51278002); 安徽建筑大学引进人才启动项目 (2018QD53)。

作者简介: 吴丹丹 (1995–), 女, 硕士研究生, 研究方向: 污水生物处理与资源化利用。

胡昊 (1981–), 男, 博士, 讲师, 研究方向: 污水处理理论与技术。

目前禽畜养殖废水处理方法主要有自然处理、物化处理和生化处理等。自然处理需要场地大,处理周期长;物化处理成本较高,使用的处理剂可能会引起二次污染;普通的生物处理对高氨氮、高COD的畜禽养殖废水效果不好,而且对抗生素和重金属去除效果更是甚微。利用微藻对氮磷快速吸收处理废水早已引起关注,有研究发现,微藻同污水中的菌体相结合形成菌-藻共生系统可降解重金属、抗生素等难处理的污染物。近年来,学者对菌-藻共生机制开展了广泛的研究,逐步明确了菌-藻共生系统在处理养殖废水的优势,在降解养殖废水中污染物的同时有利于微藻生物质的积累,降低了微藻下游产品如生物燃料、饲料等成本,有望突破微藻资源化利用瓶颈。在此背景下,本文对近年来运用菌-藻共生系统处理畜禽养殖废水的研究进行了系统综述。

1 菌-藻共生系统的作用机理

菌和藻作为自然界的分解者和生产者,两者之间的相互作用主要表现在菌和藻对代谢产物相互利用的协同作用,对营养物和环境物质的竞争抑制作用以及分泌化学物质的信号传导作用。

1.1 协同作用

通常菌-藻的协同作用主要表现在两者对代谢产物的相互利用上,如图1。微藻作为光自养生物,通过光合作用产生的代谢产物对细菌生长的促进作用主要表现在以下三个方面:(1)向水体中补充氧气促进好氧细菌的代谢;(2)分泌的有机物和死亡的微藻能被细菌分解利用;(3)能够吸收利用水体中的重金属、抗生素,降低重金属、抗生素对细菌的毒害。细菌代谢物对微藻也有较好的

促进作用主要包括:(1)细菌分解有机物生成的 CO_2 和小分子化合物为微藻提供了无机碳源;(2)细菌将含氮有机物通过氨化和硝化作用分解成氨氮、亚硝态氮和硝态氮,为微藻生长提供无机氮源;(3)细菌生长过程中分泌的代谢物(如维生素B12等)是微藻生长所必需的微量营养物质。除此之外,当微藻和细菌开始增殖时,会分泌各种物质如酶类、糖肽类等,这些物质能将大分子颗粒分解成小分子颗粒供两者吸收利用。Wang等^[3]研究者在探究养殖废水中菌藻之间的协同作用,选择两种好氧菌(*Exiguobacterium*、*Bacillus licheniformis*)与小球藻构成菌-藻系统处理养猪废水,通过对小球藻光合途径中氮相关酶活性的检测,探讨小球藻与共培养细菌之间的相互作用,结果表明菌(*Exiguobacterium*)存在明显提高了硝酸还原酶(NR)、亚硝酸还原酶(NiR)、谷氨酰胺合成酶(GS)和谷氨酸合成酶(GOGAT)的活性,证实了微藻与细菌在酶学上存在协同作用机制。

菌藻之间的协同关系有利于微藻的生长,菌-藻系统较纯藻培养环境产生的微藻生物量更高,生长速率更快。细菌可以更好的利用微藻光合作用释放的氧气,加快菌藻的物质传递效率,更有效去除水体环境的污染物。

1.2 竞争抑制

虽然菌-藻共生的协同关系具有较大的优势,但同时也存在竞争抑制关系,如图1所示。微藻的生长过程会产生具有抑制或毒害细菌的物质如藻毒素。细菌代谢产生的胞外化学毒素,包括蛋白质、多肽、氨基酸、色素、生物碱、抗菌蛋白等,也会抑制藻类生长。菌-藻间抑制关系会随着培养条件(如:碳源、光照条件等)变化而发生改变。He等^[4]发

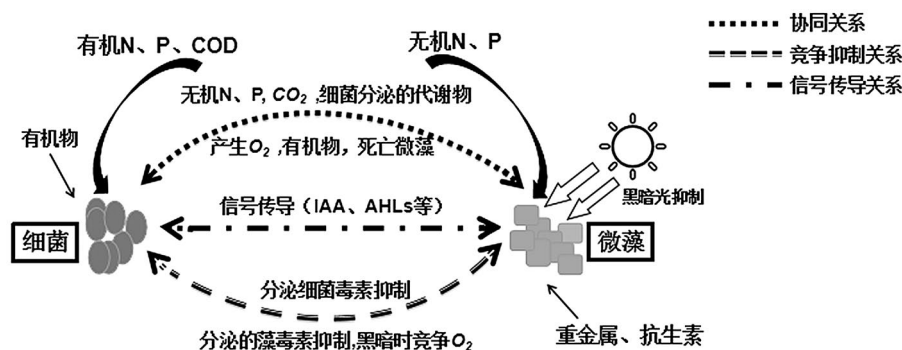


图1 菌-藻共生系统之间的关系

现在小球藻与细菌形成的共生体系中,当溶解的有机碳(DOC)大于 231 mg/L 时,细菌会主动抑制小球藻的生长。黑暗条件时,微藻由于无法进行光合作用,而自身的呼吸作用会消耗环境中的氧气,会出现与细菌竞争氧气情况。因此,可通过条件控制来调控竞争关系,Gonzalez 等^[5]将生物量停留时间(BRT)控制为 2 d 时,有利于 AOB 的活性,导致亚硝酸盐积累抑制微藻活性。Zhu 等^[6]利用低碳氮比(COD/N=4.3)的废水会限制菌-藻系统中细菌生长,使得细菌数量维持在相对较低的水平,有利于后续微藻的富集和养分的回收。

1.3 信号传导

利用生物法处理污水时,信号传导在活性污泥法处理废水中研究较多,细菌产生的信号分子(指特定的激素、生长因子)对好氧颗粒污泥的形成具有重要作用。近年来发现在菌-藻共生体系中也存在信号传导,菌藻间的信号传导主要以群体感应形式存在。

群体感应是细菌所特有的调节机制,根据信号分子作用的原理主要分为两大类:一类是在细菌种内调控信息交流(如:调控革兰氏阴性菌 LuxR/AI-A 系统和介导革兰氏阳性菌 LuxS/AI-2 系统);另一类是在细菌种间促进信息传递的其他类信号分子(如:吡啶乙酸、呋喃硼酸二酯等)。菌-藻共生体系中细菌分泌的信号分子会影响藻类的生理行为,Chen 等^[7]通过研究活性污泥与小球藻形成的共生体系发现,无论光照还是黑暗状态下共生系统中的吡啶-3-乙酸(IAA)含量都高于无菌系统,证实了信号分子 IAA 具有加强菌藻间的共生,更有利于微藻生物量增长和脂质合成。然而,微藻对于细菌释放的信号分子做出相应的回应会影响细菌的生理行为。Dao 等^[8]在生活废水二级出水培养的栅藻培养体系中分离到 26 个促进微藻生长的细菌,并发现 10 株能产生可以促进微藻生长的吡啶乙酸(IAA)的菌,微藻能够分泌信号物质诱导细菌产生 IAA,在色氨酸丰富的环境中被扩增,这说明细菌可能主要通过分泌 IAA 来促进共生微藻的生长,而微藻又能反馈性增强 IAA 的分泌。Yang 等^[9]利用细菌群体感应信号分子 *n*-酰基高丝氨酸内酯(AHLs)研究硅藻生物膜形成,发现 AHLs 不仅能够促进硅藻生物膜的形成,还能增加硅藻的叶绿

素以及胞外聚合物分泌。菌藻间群体感应对于菌-藻系统维持稳定具有重要意义。利用这种群体感应可以加快菌-藻共生系统的进程,提高系统去污能力。

2 菌-藻共生系统处理禽畜污水

2.1 去除氮磷与 COD

1957 年 Oswald 首次提出微藻去除水体中氮磷理论^[10],深入研究发现菌-藻能够协同去除废水中氮磷和 COD。养殖废水中氮元素主要以氨氮形式存在,氨氮是微藻最先利用的氮源,但过高的氨氮会对微藻形成抑制,菌藻共生系统中的细菌能将氨氮转化为亚硝态氮和硝态氮等无机氮形式解除了高氨氮环境对微藻的抑制作用。在体内还原酶的作用下微藻将无机氮还原成氨氮进而合成各种氨基酸。同时好氧细菌利用微藻产生的氧气将有机磷降解为磷酸盐,COD 氧化分解为 CO₂;在光照条件下,微藻利用细菌分解产生的 CO₂ 通过光合作用产生 O₂,在有氧环境下微藻直接吸收磷酸盐,其经过多阶段磷酸化转化为磷脂和 ATP 等有机物。养殖废水中氮磷元素和 COD 在菌-藻系统中的转化路径如图 2 所示。

近年来有研究关注了菌-藻系统处理禽畜养殖废水的氮磷和 COD,如表 1 罗列。主要针对纯菌、纯藻和菌-藻三系统处理效果比较^[3],菌-藻系统处理禽畜废水在不同稀释浓度下污染物的去除效果^[11-14],以及菌-藻系统处理禽畜养殖沼液效果的研究^[15-16]。与纯藻体系相比菌-藻共生系统可产生较高的微藻生物质,有调研显示利用养猪场废水培养的微藻,碳水化合物含量、脂质含量和脂质产量分别可达 27.6%~58.3%、21%~46% 和 130~1 100 mg·L⁻¹·d⁻¹^[12],这为禽畜养殖废水资源化提供了新的方向。

2.2 去除重金属

菌-藻系统对水体中的重金属去除主要是细胞表面吸附作用和细胞内富集作用。其中微藻细胞表面吸附作用是菌-藻共生系统去除重金属的主要途径,通常占总吸收量的 80%~90%,微藻吸附重金属主要有络合作用和离子交换作用^[17]。研究表明,与常规化学处理、传统离子交换树脂法等去除重金属方法相比,微藻的生物吸附价格低廉^[18]。

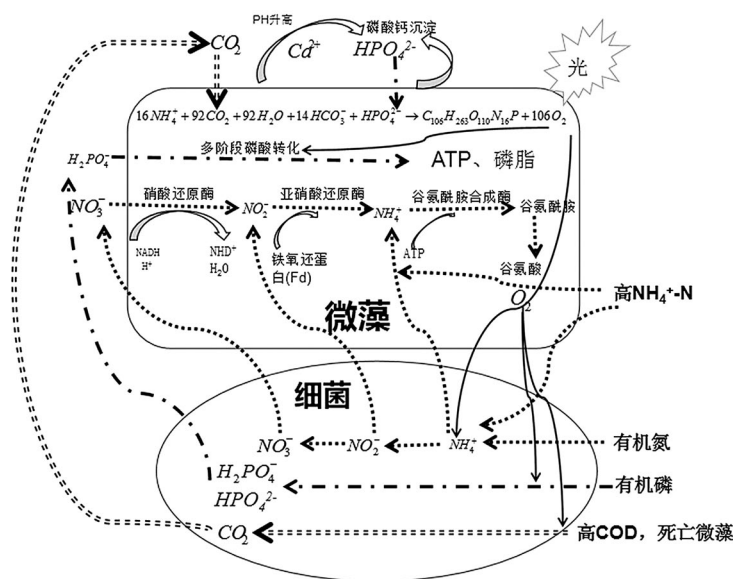


图2 菌-藻共生系统去除养殖废水氮磷及COD过程

表1 菌-藻共生系统对禽畜养殖废水N、P、COD的去除效果

类型	污水类型	污染物种类	去除率
小球藻+地衣芽孢杆菌	猪场废水	TN、TP、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、COD	78.3%、87.2%、84.4%和86.3% ^[3]
菌-藻光生物反应器	猪场废水	TOC、TIC、TN、TP	86%~87%、62%~71%、82%~85%和90%~92% ^[11]
菌-藻系统	稀释1~3倍养鸡场废水	COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TP	90%、84%、80% ^[12]
小球藻+细菌	稀释5%养猪场废水	TN、TP	87.2%、71.3% ^[13]
菌-藻光生物反应器	稀释10倍猪场废水	TOC、TN、TP	94.1%、72.8%、100% ^[14]
小球藻+活性污泥+光合细菌	猪场沼液	COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN和TP	92.16%±0.82%、97.98%±0.53%、87.95%±0.55%和84.25%±0.45% ^[15]
微囊藻+硝化细菌	高、低浓度养猪场沼液	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TP	高浓度:90.77%和76.10%;低浓度:77.41%和69.02% ^[16]

进一步地,有研究发现菌藻相互结合使得系统对重金属废水具有更好的处理能力。Yang等^[19]研究藻类-细菌好氧颗粒污泥(AGS)作为生物吸附剂去除Cr(VI)时,与传统的细菌AGS相比,藻类的存在使菌藻AGS具有更高的生物吸附能力和颗粒稳定性。

目前针对水体重金属去除方法较多都存在各自的优缺点,表2总结例举了几种处理重金属废水的方法比较。物理(如:离子交换、活性炭吸附等)和化学(如:沉淀等)处理法存在成本高,再生性能

差等问题,微生物法具有适用范围广、去除效率高等优势,但抗击冲击负荷能力较差,对于处理高负荷的养殖废水效果不理想。菌-藻共生系统处理重金属废水具有抗冲击负荷高、pH适用范围广等优势。表3总结了近年来有关菌-藻系统对废水中重金属去除的研究,研究多为菌藻系统去除重金属的机理、去除率等方面,现阶段基于菌-藻系统处理畜禽养殖废水重金属的尚处于起步阶段,这可能与过去养殖点较分散,各点废水量不大,重金属又属于微污染物关注度不高有关。

表2 几种处理重金属废水方法比较

方法	离子交换法	微生物法	活性炭吸附法	沉淀法	膜分离法	菌-藻共生法
适用范围	广	广	小	小	广	广
去除效率	好	好	好	差	差	好
pH适用范围	小	大	小	小	小	大
抗冲击负荷	差	差	差	好	差	好
再生性能	差	好	差	差	差	好
运行费用	高	低	高	高	高	低
出水水质	好	好	好	差	差	好

表 3 菌-藻系统对重金属的去除效果

藻类	废水类型	重金属类型	去除率
小球藻 + 细菌	猪场沼液	Zn	98.1% ^[14]
小球藻 + 细菌光生物反应器	稀释 10 倍猪场废水	Zn	83.2% ^[18]
小球藻 + 菌 (<i>Exiguobacterium profundum</i>)	含重金属废水	Cu、Cr 和 Ni	78.7%、56.4% 和 80% ^[20]
菌-藻共生系统	含重金属废水	Cu	80% ^[21]

2.3 去除抗生素

禽畜养殖中使用的抗生素,其中 30%–90% 以抗生素原体及代谢产物形式经动物粪便尿液最终进入养殖废水,四环素类、磺胺类、喹诺酮类和大环内脂类是目前禽畜养殖业较为常用的四类抗生素。养殖废水中的抗生素废水具有成分复杂、浓度变化大等特点。普通的活性污泥法中的微生物在含有抗生素残留废水中难以生存、繁殖,使得工艺成熟的活性污泥法难以应用于抗生素废水的处理。微藻在去除抗生素方面优势明显,对抗生素具有高度抗性的微藻有微囊藻 (*Microcystis*),螺旋藻 (*Spirulina*),衣藻 (*Chlamydomonas*),小球藻 (*Chlorella*),栅藻 (*Scenedesmus*) 和绿藻 (*Neochloris*) 等^[22]。微藻与细菌结合能够提高系统对抗生素的耐受性,使菌-藻共生系统在处理含抗生素污水时具有一定的优势。Lopez 等^[23]通过研究菌-藻光生物反应器 (AB-PBR) 和紫色光合细菌光生物反应器 (pb-PBR) 两种开放式光生物反应器 (PBR) 对猪场废水中混合的 19 种兽药 (含 16 种抗生素) 去除效果进行了评价,菌-藻系统对土霉素、马波沙星、多西环素、磺胺二甲嘧啶等大多数抗生素的去除效率都高于光合细菌系统。

菌-藻共生系统对不同种类抗生素的去除机制略有差别,例如:对四环素类抗生素的去除主要依靠生物吸附和光降解,其中光降解是主要的去除机制^[24,25]。喹诺酮类 (如:左氧氟沙星) 主要通过生物积累和细胞内生物降解的方式去除^[26]。现阶段菌-藻共生系统处理禽畜养殖废水抗生素的研究较少,表 4 列举了一些相关研究,这些研究主要关于菌-藻系统对不同抗生素去除机制、抗生素浓度对系统及其他污染物的去除效果影响等,但

是多数针对单个抗生素去除效果研究,对于废水中多种抗生素混合废水去除目前涉及较少。研究发现浓度高的抗生素不仅影响菌-藻系统对常规污染物的去除率,而且会对菌-藻共生结构产生影响。Xiong 等^[27]研究了不同浓度四环素 (0 $\mu\text{g/L}$ 、1 $\mu\text{g/L}$ 、150 $\mu\text{g/L}$ 和 20 mg/L) 对微藻-细菌光生物反应器性能的影响,发现低浓度 ($< 150 \mu\text{g/L}$) 四环素对污染物的去除、生物量的积累影响微弱,当浓度上升至 20 mg/L 时,系统对磷的去除率和部分菌藻生物量的积累量呈现下降趋势。由于菌-藻体系复杂性,其去除多种混合抗生素的机制尚不明确,这为基于菌-藻共生系统处理抗生素废水的应用带来阻碍,也是未来研究需要解决的问题。

3 菌-藻共生系统的资源化回收

现阶段大多数研究者在研究菌-藻共生系统去除废水中污染物的同时,也关注研究了废水资源化转化问题,菌-藻共生系统处理畜禽养殖废水一个最大的优势是可提高废水中污染物的资源化转化率。菌-藻共生系统的微藻在利用畜禽养殖废水中污染物的同时,其微藻自身的生物质也得到积累,这些生物质可作为资源化产品的原料。菌-藻共生系统将畜禽养殖废水中某些污染物资源化转化而得到主要生物质类型,如图 3 所示。其中磷可通过系统作用转化为微藻脂质,可作为生物柴油的原料;有机物可通过系统转化成微藻的碳水化合物,在各种微生物发酵作用下获得生物乙醇、生物氢和生物甲烷等生物燃料;氨氮可通过系统作用转化为微藻蛋白质和色素,微藻色素也是一种高附加值产品。重金属元素通过系统转化为微藻的胞外聚合物,抗生素也可通过转化为碳水化合物。

表 4 菌-藻系统对不同抗生素的去除效果

类型	抗生素类型	去除率	主要去除机制
菌 + 藻 (光生物反应器)	多西环素 171 $\mu\text{g/L}$	95.3%	生物吸附 ^[23]
菌 + 藻 (光生物反应器)	土霉素 447 $\mu\text{g/L}$	93.3%	生物吸附 ^[23]
小球藻 <i>Chlorella vulgaris</i> + 细菌 (高速率藻塘)	四环素 2 mg/L	69%	光降解、生物吸附 ^[24]
高效藻塘	四环素 100 $\mu\text{g/L}$	93.99%	光降解 ^[26]
小球藻 <i>Chlorella vulgaris</i> + 活性污泥	阿莫西林 10–100 mg/L	99%	生物降解 ^[28]

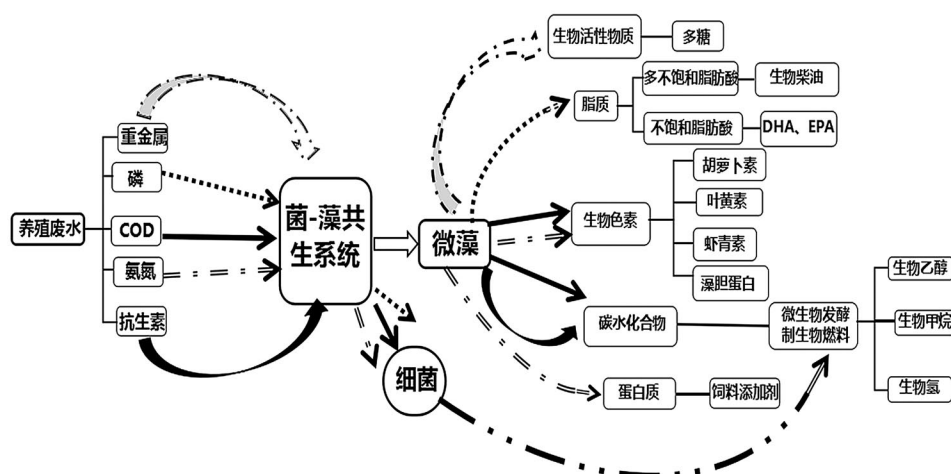


图3 菌-藻共生系统处理养殖废水可资源化利用示意图

其二,菌-藻系统处理污水的同时可以降低微藻培养的成本,且菌-藻共生系统对微藻生长速率和生物量积累有促进作用,为解决微藻产业化成本过高的瓶颈问题提供解决思路。Wang等^[29]从活性污泥中筛选聚磷效应较高的聚磷菌菌属(*Klebsiella* sp),与蛋白核小球藻(*Chlorella pyrenoidosa*)共同培养处理污水,结果表明,形成的共生系统增强出水总磷的稳定性,与纯藻组相比菌-藻系统中的小球藻藻平均生长速率和脂质产量分别提高13.6%和90.1%。Chen等^[30]探究了栅藻(*Scenedesmus* sp.336)和活性污泥(AS)单独或联合对污水污染物的去除和微藻脂质积累,相比无菌系统菌-藻共生系统优势明显,*Scenedesmus* sp.336+AS在光照培养7天后脂质产量最高 $18.90 \pm 1.56 \text{ mg}/(\text{L} \cdot \text{day})$,对 NO_3^--N 和COD去除率达100%, $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 和 NH_4^+-N 的去除率分别为99.82%和87.13%。Kim等^[31]运用*Microbacterium* sp.HJ1菌与小球藻(*Chlorella vulgaris*)形成的共生系统以处理后的畜禽废水为培养基,使小球藻的干细胞重量(DCW)增加65.7%,叶绿素a含量增加78.8%。

菌藻系统处理畜禽养殖废水的资源化回收目前也受到诸多质疑,其中分离收集成本高和资源化产品的品质成为质疑的焦点问题。研究表明菌的存在可以加快微藻絮凝和沉降,有利于后续微藻收集。Zhang等^[32]人研究发现在低光强条件($142 \pm 10 \mu\text{mol m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$)培养的藻类细菌颗粒污泥(ABGS)具有良好的沉降能力(SVI_{30} 为30.9

mL/g)。这些研究为菌藻系统的分离收集提供了思路。微藻资源化产品品质问题,对于不进入人类食物链的资源化产品,诸如生物柴油、生物燃料等经过一系列化学提纯工艺,产品品质基本不受污水废水的影响。对于进入人类食物链的产品诸如饲料添加剂、色素蛋白等营养物质需要进一步进行分析和卫生评估。余宗苕等^[33]利用蛋白核小球藻(*Chlorella pyrenoidosa*)构建的菌-藻共生处理养猪场废水处理,对采收的微藻蛋白的成分进行卫生测试发现,汞、砷、镉、铅含量分别小于0.1、1.0、0.5和 $4.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,符合《饲料用小球藻粉》(D32/T 564-2010)标准。其他的产品卫生标准的研究也在开展中。

4 问题与展望

菌-藻共生系统对可用来处理畜禽养殖废水氮磷、有机质、重金属和抗生素等污染物,同时收获的微藻又可作为资源化产品的原料,有望实现畜禽养殖业废水资源化处理,具有很好的应用前景。但目前菌-藻共生系统处理畜禽养殖业废水并没有形成规模化应用,主要因为仍存在一些瓶颈问题没有解决:

(1) 微藻作为光自养微生物的需光条件会导致菌-藻系统的处理效果不稳定。当光照强度不足时,微藻的生长会受到限制,进而使得处理效果受到一定影响。

(2) 针对畜禽养殖废水如何选择优势菌藻,目前无论是禽畜粪便尿液废水,还是沼气工程的沼液

废水,都普遍存在含有重金属、抗生素成分,但是现阶段关于选取能共同处理这两类污染物的微藻研究尚少。因此,筛选出优势微藻和菌种的研究还需要进一步探索。

(3)微藻引入水处理系统的采收问题及二次污染风险。利用菌-藻共生系统处理畜禽污水后藻类存在采收不完全的风险且排放水体后会造成水体的藻类污染。因此,微藻引入水处理系统的采收技术需进一步深入研究。

(4)微藻采收后产品的品质问题。污水系统处理产出的微藻作为下游产品链原料,如作为食品添加剂、鱼虾饵料等卫生标准问题,需要研究者进一步分析和评估。

虽然菌-藻共生系统应用于畜禽养殖废水存在诸多问题尚待解决,但随着研究者不断的深入研究,这些技术瓶颈有望得到进一步的解决,菌-藻共生系统处理畜禽养殖废水仍是具有一定前景意义的畜禽废水资源化处理技术。

参考文献:

- [1] Sánchez E, Borja R, Travieso L, et al. Effect of influent substrate concentration and hydraulic retention time on the performance of down-flow anaerobic fixed bed reactors treating piggery wastewater in a tropical climate[J]. *Process Biochemistry*, 2005, 40(2): 817-829.
- [2] Cheng D L, Ngo H H, Guo W S, et al. Microalgae biomass from swine wastewater and its conversion to bioenergy[J]. *Bioresource Technology*, 2019, 275: 109-122.
- [3] Wang Y Y, Wang S Y, Sun L Q, et al. Screening of a *Chlorella*-bacteria consortium and research on piggery wastewater purification[J]. *Algal Research*, 2020, 47: 101840.
- [4] He P J, Mao B, Lü F, et al. The combined effect of bacteria and *Chlorella vulgaris* on the treatment of municipal wastewaters[J]. *Bioresource Technology*, 2013, 146: 562-568.
- [5] González-Camejo J, Montero P, Aparicio S, et al. Nitrite inhibition of microalgae induced by the competition between microalgae and nitrifying bacteria[J]. *Water Research*, 2020, 172: 115499.
- [6] Zhu S N, Qin L, Feng P Z, et al. Treatment of low C/N ratio wastewater and biomass production using co-culture of *Chlorella vulgaris* and activated sludge in a batch photobioreactor[J]. *Bioresource Technology*, 2019, 274: 313-320.
- [7] Chen X Y, Hu Z, Qi Y, et al. The interactions of algae-activated sludge symbiotic system and its effects on wastewater treatment and lipid accumulation[J]. *Bioresource Technology*, 2019, 292: 122017.
- [8] Dao G H, Wu G X, Wang X X, et al. Enhanced microalgae growth through stimulated secretion of indole acetic acid by symbiotic bacteria[J]. *Algal Research*, 2018, 33: 345-351.
- [9] Yang C Y, Fang S T, Chen D H, et al. The possible role of bacterial signal molecules N-acyl homoserine lactones in the formation of diatom-biofilm (*Cylindrotheca* sp.) [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2016, 107(1): 118-124.
- [10] Oswald W J, Gotaas H B, Golueke C G, et al. Algae in waste treatment[J]. *Sewage & Industrial Wastes*, 1957, 29(4): 437-457.
- [11] García D, Posadas E, Blanco S, et al. Evaluation of the dynamics of microalgae population structure and process performance during piggery wastewater treatment in algal-bacterial photobioreactors[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 248: 120-126.
- [12] 马莉, 姜彬慧, 李雪, 等. 藻菌体系处理畜禽养殖废水的实验研究[J]. *科学技术与工程*, 2014, 14(25): 310-313.
- [13] García D, de Godos I, Domínguez C, et al. A systematic comparison of the potential of microalgae-bacteria and purple phototrophic bacteria consortia for the treatment of piggery wastewater[J]. *Bioresource Technology*, 2019, 276: 18-27.
- [14] García D, Posadas E, Grajeda C, et al. Comparative evaluation of piggery wastewater treatment in algal-bacterial photobioreactors under indoor and outdoor conditions[J]. *Bioresource Technology*, 2017, 245: 483-490.
- [15] 张正红, 何文辉, 向天勇, 等. 菌藻共生序批式生物膜反应器处理猪场沼液[J]. *水处理技术*, 2018, 44(1): 118-122.
- [16] Wang Y J, Gao P, Fan M H, et al. Preliminary study of purification for livestock wastewater of immobilized microcystis aeruginosa[J]. *Procedia Environmental Sciences*, 2011, 11: 1316-1321.
- [17] 李攀荣, 邹长伟, 万金保, 等. 微藻在废水处理中的应用研究[J]. *工业水处理*, 2016, 36(5): 5-9.
- [18] Jaafari J, Yaghmaeian K. Optimization of heavy metal biosorption onto freshwater algae (*Chlorella coloniales*) using response surface methodology (RSM) [J]. *Chemosphere*, 2019, 217: 447-455.
- [19] Yang X J, Zhao Z W, Yu Y, et al. Enhanced biosorption of

- Cr(VI) from synthetic wastewater using algal-bacterial aerobic granular sludge: Batch experiments, kinetics and mechanisms[J]. Separation and Purification Technology, 2020, 251: 117323.
- [20] Batool S, Hussain A, Iqbal M A, et al. Implication of highly metal-resistant microalgal-bacterial co-cultures for the treatment of simulated metal-loaded wastewaters[J]. International Microbiology, 2019, 22(1): 41-48.
- [21] Subashchandrabose S R, Ramakrishnan B, Megharaj M, et al. Consortia of cyanobacteria/microalgae and bacteria: Biotechnological potential[J]. Biotechnology Advances, 2011, 29(6): 896-907.
- [22] Xiong J Q, Kurade M B, Jeon B H. Can microalgae remove pharmaceutical contaminants from water?[J]. Trends in Biotechnology, 2018, 36(1): 30-44.
- [23] López-Serna R, García D, Bolado S, et al. Photobioreactors based on microalgae-bacteria and purple phototrophic bacteria consortia: a promising technology to reduce the load of veterinary drugs from piggery wastewater[J]. Science of the Total Environment, 2019, 692: 259-266.
- [24] de Godos I, Muñoz R, Guieysse B. Tetracycline removal during wastewater treatment in high-rate algal ponds[J]. Journal of Hazardous Materials, 2012, 229/230: 446-449.
- [25] Norvill Z N, Toledo-Cervantes A, Blanco S, et al. Photodegradation and sorption govern tetracycline removal during wastewater treatment in algal ponds[J]. Bioresource Technology, 2017, 232: 35-43.
- [26] Xiong J Q, Kurade M B, Jeon B H. Biodegradation of levofloxacin by an acclimated freshwater microalga, *Chlorella vulgaris*[J]. Chemical Engineering Journal, 2017, 313: 1251-1257.
- [27] Xiong Y H, Hozic D, Goncalves A L, et al. Increasing tetracycline concentrations on the performance and communities of mixed microalgae-bacteria photo-bioreactors[J]. Algal Research, 2018, 29: 249-256.
- [28] Shi X Q, Yeap T S, Huang S J, et al. Pretreatment of saline antibiotic wastewater using marine microalga[J]. Bioresource Technology, 2018, 258: 240-246.
- [29] Wang Q, Jin W B, Zhou X, et al. Growth enhancement of biodiesel-promising microalga *Chlorella pyrenoidosa* in municipal wastewater by polyphosphate-accumulating organisms[J]. Journal of Cleaner Production, 2019, 240: 118148.
- [30] Chen X Y, Hu Z, Qi Y, et al. The interactions of algae-activated sludge symbiotic system and its effects on wastewater treatment and lipid accumulation[J]. Bioresource Technology, 2019, 292: 122017.
- [31] Kim H J, Choi Y K, Jeon H J, et al. Growth promotion of *Chlorella vulgaris* by modification of nitrogen source composition with symbiotic bacteria, *Microbacterium* sp. HJ1[J]. Biomass and Bioenergy, 2015, 74: 213-219.
- [32] Zhang B, Guo Y, Lens P N L, et al. Effect of light intensity on the characteristics of algal-bacterial granular sludge and the role of N-acetyl-homoserine lactone in the granulation[J]. Science of the Total Environment, 2019, 659: 372-383.
- [33] 余宗苡, 魏东, 刘鹭, 等. 小球藻生长及其净化猪场废水条件的优化[J]. 环境工程学报, 2019, 13(1): 213-221.

(上接第97页)

- [6] 陈岚. 城市公园植物景观设计中的尺度探析——以重庆主城区为例[D]. 重庆: 西南大学, 2010.
- [7] 李辉, 季成叶, 宗心南, 等. 中国0~18岁儿童、青少年身高、体重的标准化生长曲线[J]. 中华儿科杂志, 2009, 47(7): 487-492.
- [8] 李咏兰, 郑连斌, 席焕久, 等. 中国汉族各方言族群的身高调查[J]. Science Bulletin, 2015, 60(5): 565-569.
- [9] 芦原义信. 外部空间的设计[M]. 刘云俊, 译. 北京: 中国建筑工业出版社, 1985.
- [10] 刘兵, 刘晓明, 臧德奎. 论泰山中路石刻价值与其景观构成特点[J]. 中国园林, 2014, 30(7): 104-107.
- [11] 黄河, 杜煜, 张逸, 等. 福州摩崖石刻景观美景度评价与分析[J]. 西南林业大学学报(社会科学), 2017, 1(4): 84-90.
- [12] 王翠芝. 福州地区地质认识实习指导书[M]. 武汉: 中国地质大学出版社, 2010: 76-78.
- [13] 李慧, 陈颐, 林丽丽, 等. 福州市“三山”木本植物 α 及 β 多样性研究[J]. 江苏农业科学, 2016, 44(7): 452-458.
- [14] 林恬田, 杨宇泽. 福州乌山鸟类多样性与观鸟旅游发展研究[J]. 科技资讯, 2018, 16(4): 213-215.
- [15] 梁披云. 中国书法大辞典[M]. 香港: 书谱出版社, 1984.
- [16] 孙立滨. 榜书的审美摭谈[J]. 常州工学院学报(社科版), 2016, 34(5): 66-71.
- [17] 林枫. 榕城考古略[M]. 福州市文物管理委员会, 1980.