

文章编号: 1674-5566(2019)05-0643-08

DOI:10.12024/jsou.20180402290

人工湿地处理滨海养殖水效果及机理

张饮江^{1,2}, 张 筱³, 程梦雨^{1,2}, 钟国防³, 赵志森^{1,2}

(1. 上海海洋大学 海洋生态与环境学院, 上海 201306; 2. 水域环境生态上海高校工程研究中心, 上海 201306; 3. 上海海洋大学 水产与生命学院, 上海 201306)

摘 要: 滨海养殖废水对河口及近海水质有影响, 造成潜在水华和赤潮问题。利用具有生态化、高处理效果的人工湿地处理滨海养殖水。研究不同浓度盐胁迫下人工湿地对各污染物处理效果, 确定最耐受盐胁迫浓度。利用污染物去除效率、微生物数量、微生物代谢功能及微生物群落对碳源利用的主成分分析阐述净化机理。研究表明:(1)人工湿地可有效处理滨海养殖水, 当 HRT = 3 d 时, 人工湿地 COD 和 NH₃-N 去除效果佳, 出水可达地表水环境质量标准(GB 3838—2002)Ⅲ类水标准。(2)在不同盐胁迫浓度条件下, 人工湿地正常运行的最耐受盐胁迫浓度为 1%, COD 和 NH₃-N 去除效果改善明显($P < 0.05$), 分别为 93.3% 和 77.12%。(3)人工湿地净化滨海养殖水的主要路径是硝化-反硝化作用, 硝化/反硝化细菌在 1% 盐浓度胁迫下仍可正常发挥作用, 盐度耐受力较好, 且在盐度影响下微生物利用碳源类型趋于多样化。人工湿地可作为滨海养殖水的生态化处理技术, 缓解滨海水域的潜在富营养化问题。

关键词: 人工湿地; 养殖水; 机理研究; BIOLOG; 主成分分析

中图分类号: X 52 **文献标志码:** A

随着人口数量及生活质量的提高, 海产品的需求日益增加, 海水养殖产业迅速发展。然而滨海海水养殖水体负载量增大, 水质恶化等问题也随之而来。养殖废水中的溶解态营养盐如不经处理直接排入海中, 将会导致水质恶化, 造成滨海水域富营养化, 破坏水体生态平衡, 对海洋生态环境有严重威胁^[1]。现今, 常规物理、化学和生物处理方法能够处理滨海养殖废水, 但均存在一定不足。物理、化学方法快速有效, 如投放吸附剂、设置拦截过滤, 但易造成二次污染且效果持久性差^[2]; 生物方法则由于水量大^[3], 见效慢和盐度的影响而很难提高效果^[4]。人工湿地(constructed wetlands, CWs)由于其低成本、高效率、生态化等优点已被广泛应用于多类水体净化^[5]。CWs 的作用机制为物理、化学和生物三重协同作用, 其中生物作用占主导地位, 伴随着过滤、拦截及离子吸附。人工湿地处理含盐水体的

研究较少且效果不佳, 主要的原因仍是高浓度盐离子的胁迫对其生物机制的发挥受阻, 但 CWs 所具备功能能够克服常规滨海养殖水处理方法的瓶颈(如无二次污染、CWs 的自我恢复功能可有效提高其去污持久性), 在接种驯化 CWs 中耐盐微生物的前提下, 可实现氮、磷、有机物等多种污染物的同步净化^[6]。因此, 本文将利用人工湿地对滨海养殖水体进行处理净化, 优化运行参数, 提高处理效果, 阐述净化原理。验证人工湿地处理滨海养殖水体的可能性, 并为今后人工湿地处理滨海养殖水工艺实施提供一定理论支持。

1 材料与方法

1.1 人工湿地装置构建

本实验采用小试人工湿地(图 1), 装置构建依据《人工湿地污水处理工程技术规范(HJ 2005—2010)》。装置为 60 cm × 50 cm × 40 cm 的

收稿日期: 2018-04-22 修回日期: 2019-05-14

基金项目: 水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07205003); 上海海洋大学博士启动基金(A2-0203-00-100356); 中国博士后科学基金资助项目(D-8005-18-0068-1/2); 上海高校智库内涵建设计划(A1-2053-18-0001); 重庆市教育委员会科学技术基金项目(KJQN 201803811)

作者简介: 张饮江(1961—), 男, 教授, 研究方向为水环境治理与水污染控制。E-mail: yjzhang@shou.edu.cn

通信作者: 赵志森, E-mail: zmzhao@shou.edu.cn

PVC 材质实验箱,在实验箱底部设置取水口,以粒径2~4 mm 的石英砂作为填充介质,大粒径在下层,小粒径在上层,层高为 25 cm 石英砂表面种植幼苗期的美人蕉(株高 10~15 cm),种植密度为 20 株/m²。装置启动期间,将实际滨海养殖业所排放的水加入到装置中,进行接种驯化,该稳定期为 1 个月(启动期间使用模拟污水进水,并按照所设计的运行参数保证装置正常运行,同时检测出水水质指标。当出水水质变化趋于稳定后,则认为装置内微生物已富集,实验装置运行状态正常)。

1.2 实验设计与运行

本实验于上海松江某生态农场进行,开展季节为春夏季(2017 年 3 月至 6 月),主要环境参数为:气温 10~18 ℃、相对湿度 65%~80%、光照强度 7 000~10 000 lx、平均光合有效辐射 25~30 μmol/(m² s)。

本实验主要分为 2 个阶段,阶段 1:人工湿地处理滨海养殖水效果研究;阶段 2:不同梯度盐度对人工湿地净化滨海养殖水研究。每阶段模拟养殖水水质见表 1。

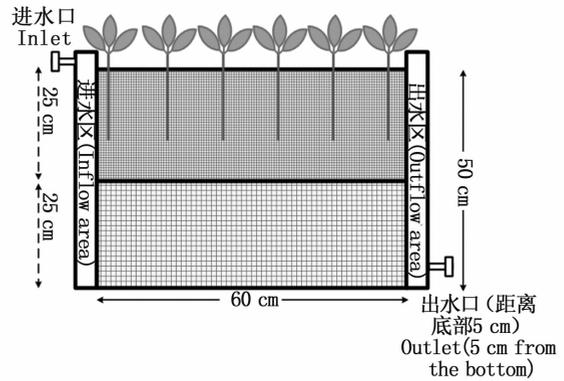


图 1 人工湿地小试实验装置图

Fig. 1 Diagram of pilot CWs

表 1 实验各阶段进水水质
Tab. 1 Inflow water quality in whole experiment

装置 Treatment	阶段 1 Stage 1			阶段 2 Stage 2		
	COD/(mg/L)	NH ₃ -N/(mg/L)	盐度 Salinity	COD/(mg/L)	NH ₃ -N/(mg/L)	盐度 Salinity
CK1	0	0	0.5	-	-	-
CK2	30	1	0	-	-	-
CW1	15	0.5	0	-	-	-
	30	1	0.5	-	-	-
CW-0	-	-	-	30	1	0
CW-0.5	-	-	-	30	1	0.5
CW-1	-	-	-	30	1	1
CW-2	-	-	-	30	1	2

注:“-”表示该阶段无此装置

Notes:“-” means no treatments were set up in this stage

阶段 1 实验期间,每组设置 6 个小试装置,采取间歇式进水,并根据装置启动期出水水质变化情况,设定水力停留时间(HRT)分别为 1、2、3 d。设置两个对照装置(CK1 和 CK2)、一个实验组(CW1),确定最佳养殖水净化效果及运行参数。

阶段 2 实验则在阶段一基础上,以最佳运行参数为准,每组设置 4 个小试装置(CW-0、CW-0.5、CW-1、CW-2),对应 4 个盐度梯度(0%、0.5%、1%、2%,氯化钠配置)。每个阶段实验均设置一个平行装置,且每阶段实验需重复 3 次以便后续数据处理。

1.3 测试方法与试剂

实验期间,环境指标及测试所需仪器:气温、相对湿度(空气质量快速测定仪,2927622,绿驰,

中国)、光照密度(光照密度测定仪,ALP-01,群智,中国)、平均光合有效辐射(多通道光合有效辐射测定仪,3051E,福禄克,美国)。

水样采集后即刻测试理化指标,随后使用 0.22 μm 水系玻璃纤维滤膜过滤后,进行水质指标的测试。待实验期结束后,于 CWs 底部采集 10 g 石英砂基质材料,使用 DNA 提取盒提取石英砂表层附着的 DNA,并进行扩增后,保存于 -20 ℃ 冷冻冰箱,待用。本实验主要测试指标及方法如下。

测试的理化指标为 pH(玻璃复合电极法,HI 9143,哈纳,意大利)、温度(温度计)、DO(荧光法,HI 9143,哈纳,意大利)、盐度(盐度计)。

测试的水质指标为氨氮 NH₃-N(纳氏试剂

法,DR900,尤尼科,美国)、硝态氮 NO_3^- -N(紫外分光光度法,UV-2800,尤尼科,美国)、亚硝态氮 NO_2^- -N(气相分子吸收光谱法,GMA3202,北裕,中国)、COD(重铬酸钾分光光度法,HH6,江分,中国)。

测试的生物指标为硝化/反硝化细菌数量(最大可能数法^[7])、硝化/反硝化势^[7]、BIOLOG微生物群落功能多样性(BIOLOG-ECO板,哈希,美国)。

实验过程中均设置平行装置、采集平行水样和重复实验以降低人为和测试方法所造成的误差。

葡萄糖、硝酸钠、氯化铵、氯化钠、硫酸镁、氯化钾、氯化钙等主要试剂购自上海国药。模拟养殖水水质参考海水水质标准 GB 3097—1997、地表水环境质量标准 GB 11607—1989 和水产养殖废水排放要求(DB 33/453—2006)。

1.4 数据分析与绘图

微生物总体代谢活性指标^[8]:将单孔在 590 nm 和 750 nm 的吸光度值分别减去对照孔的吸光度值,再用新得到的每个对应孔 590 nm 的吸光度值减去 750 nm 的吸光度值($C_{590} - C_{750}$),得到单孔实际颜色的吸光度值,其中数值小于 0.06 时按 0 处理。单孔颜色平均值(average well color development, AWCD)数值如公式(1)所述。

$$D_{AWC} = \sum (C_{590} - C_{750}) / 31 \quad (1)$$

式中: D_{AWC} 表示单孔颜色平均值;31表示 Biolog-Eco 板上供试碳源的种类数; C 为吸光度值。

本研究使用 SPSS 21、Excel 2013、Origin 9.0 对所得数据进行绘图与分析。

2 结果与讨论

2.1 不同浓度进水对人工湿地净化滨海养殖水的效果及影响

实验期间,进水水温为 15 ~ 18 °C,进水 pH 为 6.81 ~ 7.12,溶解氧(dissolved oxygen, DO)含量为 7.21 ~ 7.53 mg/L。经过 3 d 的水力停留时间(hydraulic retention time, HRT = 1、2、3)的取样,出水水温为 14 ~ 18 °C,出水 pH 为 6.52 ~ 6.88,DO 含量为 1.52 ~ 2.27 mg/L,同时对不同浓度进水中氨氮、硝氮、COD 和盐度的去除情况

进行了分析,结果见图 2。

由图 2 可知,随着水力停留时间的增加,CWs 装置对污染物的去除呈上升趋势。实验初期(HRT = 1),盐度对污染物的去除影响较明显,但随着时间的增加(大于 2 d),通过 Cws 基质的吸附作用,水体中盐度逐渐降低,伴随着微生物对盐胁迫适应性提高,污染物去除效果略有回升^[9]。

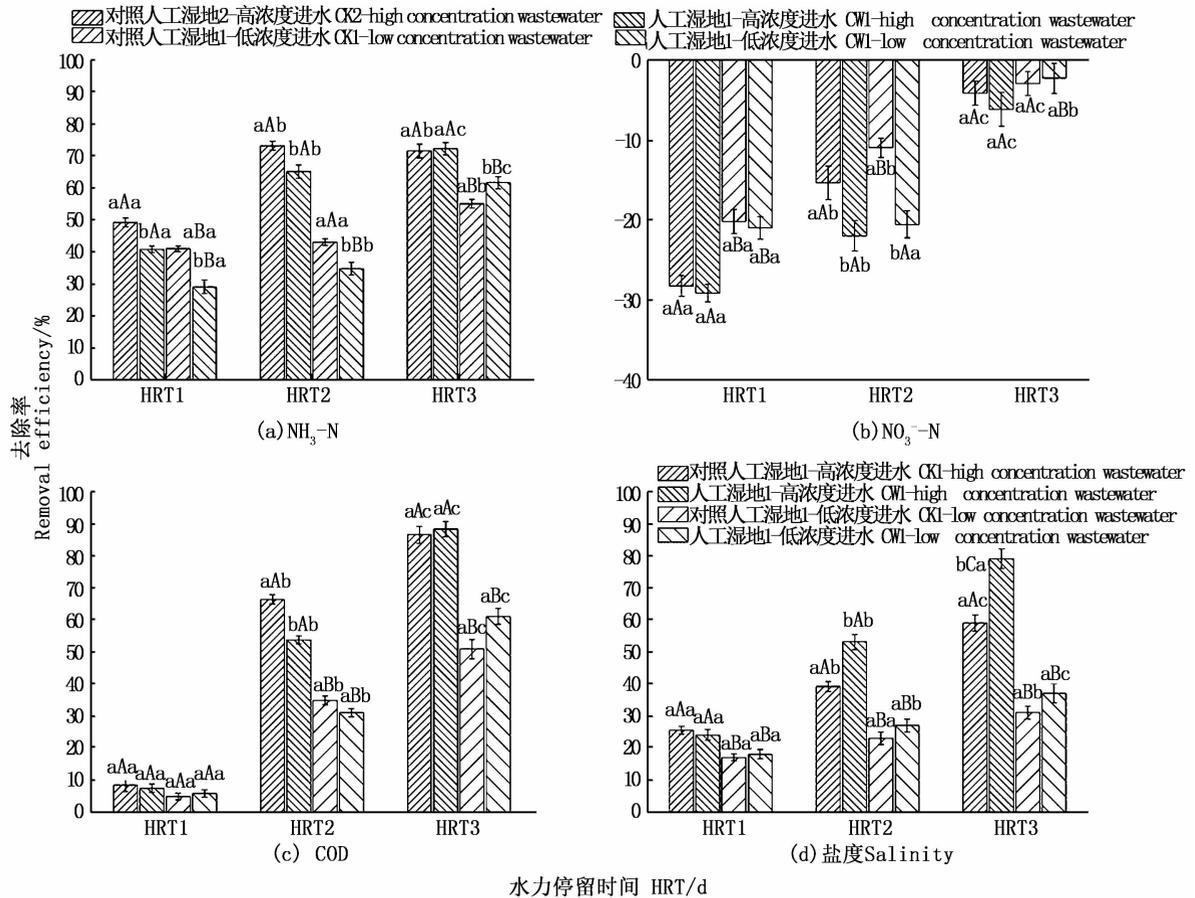
针对不同浓度有机物和氮污染物进水,高浓度进水(COD 30 mg/L, NH_3 -N 1 mg/L)的 CW 装置和 CK2 装置均有较高去除效果,Cws 是具有一定承载负荷的生态水处理系统,虽然高浓度进水去除效果较好,但与低浓度进水(COD 15 mg/L, NH_3 -N 0.5 mg/L)的污染物去除效果相比,出水的氨氮却略高[可达 III 类水标准,地表水环境质量标准(GB 3838—2002)]。张青松等^[10]通过利用生态制剂净化高氨氮浓度养虾池养殖水也得到类似研究结果,即硝态氮、氨氮去除效果佳,但氨氮出水浓度仍略高。

针对不同类型氮化合物,氨氮的去除效果较好,在 Cws 中氨氮的去除主要依靠硝化作用,利用硝化自养好氧菌将氨氮转化为亚硝氮/硝氮;然后在反硝化异养厌氧菌的作用下,以碳源为电子供体,通过反硝化过程完成脱氮^[11]。实验初期,由于系统中并无亚硝氮/硝氮,随着氨氮的转化,硝态氮初期存在积累,随着时间的变化,硝态氮去除率明显提高,并伴随着 COD 去除的增加,可知硝态氮与 COD 的去除过程是同步的^[12]。

CW 装置与对照 CK2 相比,实验初期差别较为明显,可知盐度对 Cws 内微生物作用冲击较大,污染物去除效果不佳(图 2a-c),随着时间的增加(至少 2 d),微生物的适应性逐渐提高,Cws 的生物去除机制得到一定发挥,造成这种结果的原因可能是滨海养殖水盐度含量与海水相比较低,对微生物细胞的破坏和抑制作用不明显^[13]。

2.2 不同浓度盐度对人工湿地净化滨海养殖水的效果及影响

由于盐度对 Cws 微生物污染物去除效果影响明显,本研究设置不同浓度盐度实验,了解盐胁迫下 Cws 对各污染物的去除情况,结果如图 3 所示。



图中表示去除率显著性比较 ($n=3$), 其中, 同一系列柱状图间第一个字母表示高浓度条件下该系列所对应装置去除率的显著性差异; 第二个字母表示低浓度条件下该系列所对应装置去除率的显著性差异; 第三个字母表示不同 HRT 下该系列所对应装置去除率显著性差异 ($P < 0.05$)

Results of significant difference test ($n=3$), the first letter in the same column means the significant difference result of removal efficiency with high concentration among different CWs; the second letter in the same column means the significant difference result of removal efficiency with low concentration among different CWs, the third letter in the same column means the significant difference result of removal efficiency among the different CWs at different HRTs ($P < 0.05$)

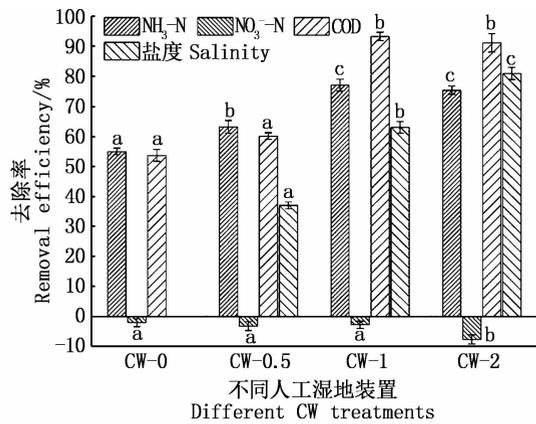
图 2 高/低浓度进水人工湿地处理滨海养殖水效果

Fig. 2 Efficiencies of coastal aquaculture water purification by CWs with high/low contaminants in influent

由图 3 可知: 当盐离子浓度低于 2% 时, 人工湿地的污染物去除效果较好, 且低浓度盐离子对微生物的胁迫基本可以消除 (CW-0 与 CW-0.5 去除效果差异不明显), 当盐度为 2% 时, 装置经一定适应期 (本研究为 3 d 后) 也能得到较好的污染物去除效果 (特别是 COD 和 $\text{NH}_3\text{-N}$)。在本研究中, CWs 的最佳去除效果是在 1% 盐胁迫得到的, 甚至要高于无盐胁迫的对照组。在一般情况下, 人工湿地去除有机物和氮的主要途径为硝化-反硝化, 通过自养好氧硝化菌将氨氮转化为硝态氮; 在碳源提供电子供体的前提下, 异养好氧的反硝化菌将硝态氮转化为气态氮, 实现脱氮^[6]。根据上述实验结果分析可知, 在盐胁迫下人工湿

地中的硝化/反硝化细菌等微生物能通过体内渗透调节等活动而增加自身对外界盐度的耐受能力^[14]。当盐度为 1% 时, CW-1 去除效果好于空白 CW, 原因可能是装置内非功能性菌种在盐胁迫下生物量和活性受到抑制。这一情况将有利于优化 CW 的群落结构, 更有利于脱氮。人工湿地的基质填料可吸附一定的盐离子, 也可以为微生物提供栖息的载体, 缓解微生物在盐度抑制下凝聚性下降的问题^[15]。

为了确定不同盐度影响下, CWs 装置微生物的具体情况, 硝化/反硝化细菌数量及硝化/反硝化势情况如表 1 所示。



字母表示不同装置对不同污染物去除率的显著性差异 ($n = 3$) ($P < 0.05$)

Results of significant difference test ($n = 3$), the letter in the same column means the significant difference result of removal efficiency in different CWs treatments ($P < 0.05$)

图3 人工湿地对不同盐度滨海养殖水净化效果
Fig.3 Efficiencies of coastal aquaculture water purification by CWs at different salinity in influent

硝化/反硝化细菌数量可以表示实验装置中能够进行硝化-反硝化微生物的生物量,在理想状态下,可反映系统硝化-反硝化能力。但在实际处理过程中,为了消除环境及其他微生物菌种的

影响,利用硝化/反硝化细菌数量辅助硝化/反硝化势说明系统的脱氮能力更具有说服力。从表2可知系统中硝化细菌的数量较多且硝化势较高,硝化反应较强,这可能与进水水质有直接关系,进水中含有 NH₃-N,在装置稳定期间至实验期,硝化细菌得到了较好的富集。设置不同浓度的盐胁迫条件,根据硝化/反硝化菌数量和硝化/反硝化势结果,可知当进水中盐浓度为 1% 时,硝化-反硝化作用明显。低于该浓度时,硝化细菌首先受到抑制而生物量减少,随着浓度的逐渐增加,硝化细菌逐渐恢复生物量和硝化能力,但超过 1 % 浓度盐胁迫后生物量和硝化能力又受到抑制,这可能是由于装置稳定期间所富集的硝化细菌来源于滨海养殖海水,对不同浓度盐胁迫虽有抑制,但也能自我恢复和适应^[16],但与其他淡水水生态处理装置的硝化菌生物量^[8]相比,硝化细菌的富集量仍不佳。而对于反硝化细菌,随着盐胁迫浓度的增加并未出现硝化细菌的“S”型生长变化,而是服从对数生长变化,但反硝化细菌富集情况较差,可能与装置内硝态氮含量和 COD 含量较低有关^[17]。

表2 人工湿地硝化/反硝化细菌数量和硝化/反硝化势情况
Tab.2 Condition of nitrification/denitrification bacteria content and the nitrification/denitrification potential in CWs in stage 2

装置 CWs	硝化菌 Nitrobacterium/ (10 ⁵ 个/g)	反硝化菌 Denitrifying bacteria/ (10 ⁵ 个/g)	硝化势 Nitrification potential/ [mg/(kg·h)]	反硝化势 Denitrification potential/ [mg/(kg·h)]
CW-0	17.285 ^a	2.892 ^a	5.278 ^a	0.517 ^a
CW-0.5	18.632 ^a	1.847 ^b	5.508 ^a	0.339 ^b
CW-1	20.564 ^b	3.143 ^c	5.838 ^b	0.560 ^a
CW-2	20.347 ^b	0.675 ^d	5.801 ^b	0.139 ^c

注:字母表示不同装置内硝化/反硝化细菌、硝化/反硝化势的显著性差异 ($n = 3, P < 0.05$)

Notes: Results of significant difference test ($n = 3$), the letter in the same column means the significant difference result of Nitrobacterium, Denitrifying bacteria, and Nitrification/Denitrification potential in different CWs treatments ($P < 0.05$)

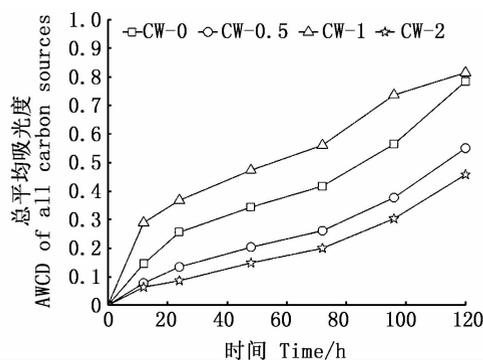
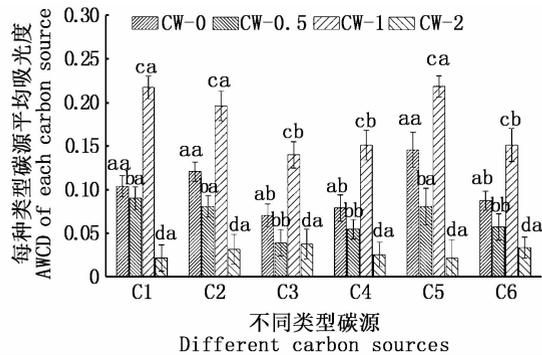


图4 不同人工湿地微生物群落代谢活性
Fig.4 AWCD in CWs in stage 2

为了进一步确定 CWs 装置内反硝化微生物对不同浓度盐度的响应情况,利用 BIOLOG-ECO 板测试反硝化区的微生物总体代谢活性结果如图4所示。BIOLOG-ECO 微平板上共有 31 种不同碳源,利用 AWCD 值表征微生物群落整体代谢活性,当 AWCD 值越大,表面填料中微生物整体代谢能力越强,活性越高^[18]。不同装置填料中微生物 AWCD 随着时间的增加逐渐升高,这表明微生物对碳源的利用能力随着时间的延长而提高。盐度对微生物代谢能力的影响较为明显,当低浓度(0.5%)盐胁迫时微生物活性与空白对照相比略差,当高浓度(2%)盐胁迫则对微生物的抑制

作用较大,而当盐胁迫浓度为 1% 时,微生物总代谢能力最佳。这说明在适宜的盐浓度影响下,微生物具有一定的耐受能力并能有效发挥其去除污染物的功能^[19]。



图中表示平均吸光度显著性比较 ($n=3$), 其中, 第一个字母表示某一类型碳源不同装置的显著性差异; 第二次字母表示同一装置不同类型碳源的显著性差异 ($P < 0.05$)

Results of significant difference test ($n=3$), the first letter in the same column means the significant difference result of each carbon source utilization in different CWs treatments; the second letter in the same column means the significant difference result of carbon source utilization in each CWs treatment ($P < 0.05$)

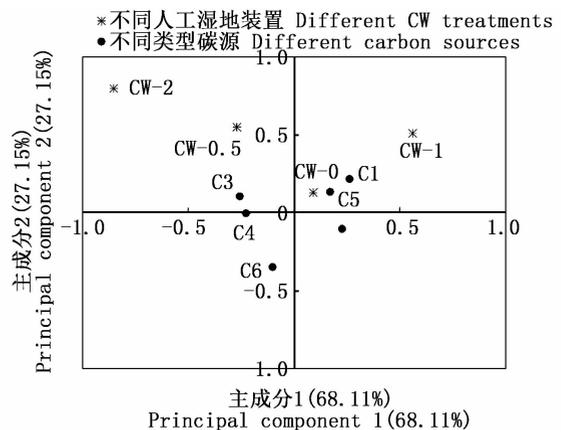
图 5 不同人工湿地微生物碳源利用情况

Fig. 5 Carbon utilization profile of microbial on BIOLOG ECO planet 72 h in stage 2

BIOLOG-ECO 微平板上的 31 种碳源底物分为六类 (C1- 糖类; C2-氨基酸类; C3-多聚物类; C4-酚酸类; C5-胺类; C6-羧酸类), 选取 72 h BIOLOG-ECO 微平板不同 CW 碳源利用程度 (图 5) 进行分析, 可知: CW-2 对各类碳源利用程度均较低, 这说明该盐浓度胁迫下微生物的代谢能力较差; CW-0.5 对各类碳源的利用程度好于 CW-2, 但明显低于 CW-0 和 CW-1。CW-1 装置内的微生物, 在适宜盐浓度胁迫下, 不仅可以利用 C1 作为碳源, 同时也可以利用 C2 和 C5 来保证生长繁殖, 这将更利于系统中微生物种群的优化和含氮污染物的去除^[20]。

为了进一步研究不同盐浓度胁迫下微生物群落功能多样性的情况, 对微生物碳源利用进行主成分分析 (图 6) 可知, 第一主成分和第二主成分可解释总方差的 68.11% 和 27.15%, 两个主成分累积方差贡献率达 90% 以上, 基本能够反映微生物群落的生理轮廓, 其中第一主成分是变异的主要来源。微生物对 6 种碳源的利用能力中, C1、C2、C5 与第一主成分呈正相关, 且相关性较

近, 这有可能是因为第一主成分是碳源; 而 CW-0.5 和 CW-2 与第二主成分呈正相关, 推测第二主成分可能是盐浓度。CW-0 和 CW-1 均与第一/第二主成分呈正相关, CW-1 装置中的微生物虽受到盐的胁迫, 但其微生物对碳源的利用情况几乎与未受盐胁迫的装置相近。这说明与 CW-2 和 CW-0.5 相比, CW-1 中的微生物更具有盐耐受能力, 结合装置污染物的去除效果 (COD 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 分别为 93.3% 和 77.12%) 可确定当盐浓度为 1% 时, CW 装置可克服盐胁迫并保持较好的脱氮效果。



C1. 糖类; C2. 氨基酸类; C3. 多聚物类; C4. 酚酸类; C5. 胺类; C6. 羧酸类

C1. glucose and its ramification; C2. amino acids; C3. polymer; C4. phenolic acids; C5. amines; C6. carboxylic acids

图 6 人工湿地内微生物碳源利用主成分分析

Fig. 6 PCA of the rate of AWCD over the microbe carbon utilization at 72 h in CWs in stage 2

3 结论

采用人工湿地小试装置开展户外实验, 设定不同盐胁迫浓度对高/低滨海养殖水进行处理。各装置运行状况良好, 对滨海养殖水净化效果显著, 出水可达地表水环境质量标准 (GB 3838—2002) III 类水标准; 当进水盐胁迫浓度为 1% 时, 人工湿地对各污染物的去除效果较高, COD 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 分别为 93.3% 和 77.12%; 硝化/反硝化细菌对盐度有一定耐受和恢复能力, 最佳盐耐受浓度为 1%; 当水体中含有一定盐度时, 微生物对碳源的利用类型趋于多样化。今后的研究将针对进一步提高人工湿地微生物耐受性、结合其他具有脱盐功能的水处理工艺为研究方向, 进一

步提高人工湿地在滨海养殖尾水的处理效果。

参考文献:

- [1] 刘长发,晏再生,张俊新,等. 养殖水处理技术的研究进展[J]. 大连水产学院学报, 2005, 20(2): 142-148.
LIU C F, YAN Z S, ZHANG J X, et al. Advances in treatment technology of effluent from aquaculture [J]. Journal of Dalian Fisheries University, 2005, 20(2): 142-148.
- [2] 路克国. 大型藻类在工程治理海水富营养化和抑制病原微生物中的作用[D]. 青岛: 中国科学院研究生院(海洋研究所), 2008.
LU K G. The Effect of Macroalgae on removing eutrophication of seawater in engineering and inhabiting pathogenygerm [D]. Qingdao: The Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, 2008.
- [3] 单宝田,王修林,赵中华,等. 海水工厂化养殖废水处理技术进展[J]. 海洋科学, 2002, 26(10): 36-38.
SHAN B T, WANG X L, ZHAO Z H, et al. Advances in research of wastewater treatment technology of marine aquaculture plant[J]. Marine Sciences, 2002, 26(10): 36-38.
- [4] 郭姿璇,王群,余宗莲. 盐度对未驯化微生物活性的影响[J]. 中国环境科学, 2017, 37(1): 181-187.
GUO Z X, WANG Q, SHE Z L. Effects of salinity on the activity of non-acclimated biomass[J]. China Environmental Science, 2017, 37(1): 181-187.
- [5] SGROI M, PELISSARI C, ROCCARO P, et al. Removal of organic carbon, nitrogen, emerging contaminants and fluorescing organic matter in different constructed wetland configurations [J]. Chemical Engineering Journal, 2018, 332: 619-627.
- [6] 许春华,周琪,宋乐平. 人工湿地在农业面源污染控制方面的应用[J]. 重庆环境科学, 2001, 23(3): 70-72.
XU C H, ZHOU Q, SONG L P. Application of constructed wetland in agricultural non-point source pollution control[J]. Chongqing Environmental Science, 2001, 23(3): 70-72.
- [7] 李振高,骆永明,腾应. 土壤与环境微生物研究法[M]. 北京: 科学出版社, 2008.
LI Z G, LUO Y M, TENG Y. The methods of soil and environmental microbiology [M]. Beijing: Science Press, 2008.
- [8] ZHAO Z M, SONG X S, WANG W, et al. Influences of iron and calcium carbonate on wastewater treatment performances of algae based reactors[J]. Bioresource Technology, 2016, 216: 1-11.
- [9] 高峰,杨朝晖,李晨,等. 人工湿地处理含盐生活污水的特性研究[J]. 环境科学, 2012, 33(11): 3820-3825.
GAO F, YANG Z H, LI C, et al. Treatment characteristics of saline domestic wastewater by constructed wetland [J]. Environmental Science, 2012, 33(11): 3820-3825.
- [10] 张青松,孟会贤,张连水,等. 新型微生态制剂调控水产养殖水质试验[J]. 河北渔业, 2014(8): 28-29.
ZHANG Q S, MENG H X, ZHANG L S, et al. A new type of micro-ecological preparation for aquaculture water quality [J]. Hebei Fisheries, 2014(8): 28-29.
- [11] VYMAZAL J. Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience [J]. Environmental Science & Technology, 2010, 45(1): 61-69.
- [12] STEFANAKIS A I, TSIHRINTZIS V A. Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands [J]. Chemical Engineering Journal, 2012, 181-182: 416-430.
- [13] 赵思,江云,纪荣平. 垂直流人工湿地净化处理水产养殖废水[J]. 扬州大学学报(自然科学版), 2015, 18(4): 79-82.
ZHAO S, JIANG Y, JI R P. The effect of purifying aquaculture wastewater by vertical flow constructed wetland [J]. Journal of Yangzhou University (Natural Science Edition), 2015, 18(4): 79-82.
- [14] LIANG Y X, ZHU H, BAÑUELOS G, et al. Constructed wetlands for saline wastewater treatment: a review [J]. Ecological Engineering, 2017, 98: 275-285.
- [15] LIANG Y X, ZHU H, BAÑUELOS G, et al. Removal of nutrients in saline wastewater using constructed wetlands: plant species, influent loads and salinity levels as influencing factors[J]. Chemosphere, 2017, 187: 52-61.
- [16] 潘成刚. 微生态制剂在水质调节上的应用[J]. 农技服务, 2013, 30(7): 760.
PAN C G. Application of micro-ecological preparations in water quality regulation[J]. Agricultural Technology Service, 2013, 30(7): 760.
- [17] DING X W, XUE Y, ZHAO Y, et al. Effects of different covering systems and carbon nitrogen ratios on nitrogen removal in surface flow constructed wetlands[J]. Journal of Cleaner Production, 2018, 172: 541-551.
- [18] FERNÁNDEZ-SOTO A, LANZETTA K M, YAHIL A. A new catalog of photometric red shifts in the Hubble Deep Field [J]. The Astrophysical Journal, 1999, 513(1): 34-50.
- [19] 邵雪. 耐盐菌的特性强化及其研究[D]. 沈阳: 东北大学, 2012.
SHAO X. Strengthening methods of halo-tolerant bacteria properties and research [D]. Shenyang: Northeastern University, 2012.
- [20] ZHAO Y J, LIU B, ZHANG W G, et al. Effects of plant and influent C: N: P ratio on microbial diversity in pilot-scale constructed wetlands[J]. Ecological Engineering, 2010, 36(4): 441-449.

Improving performance and removal mechanism of coastal aquaculture water by constructed wetlands

ZHANG Yinjiang^{1,2}, ZHANG Xiao³, CHENG Mengyu^{1,2}, ZHONG Guofang³, ZHAO Zhimiao^{1,2}

(1. College of Marine Ecology and Environment, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China; 2. Engineering Research Center for Water Environment Ecology, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China; 3. College of Fisheries and Life Science, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China)

Abstract: Potential blooms and red tide in river and sea may be caused by coastal aquaculture wastewater in estuarine and coastal areas. In this study, a type of ecological and efficient constructed wetlands was launched to purify coastal aquaculture wastewater. Optimal salt tolerant content was confirmed at different salt concentration in influent by constructed wetland treatments. The mechanism was indicated by removal efficiency, microorganism quantity, microbial metabolism function and microbial community diversity. The results showed that: Coastal aquaculture wastewater was purified efficiently by constructed wetlands, and the quality of effluent reached class III of surface water quality standard (GB 3838—2002); The optimal salt tolerant content was 1 % at the different initiating salinity in influent, and the improved performance of contaminants removal was obvious ($P < 0.05$) with 93.3 % of organic matters removal and 77.12 % of ammonia removal in effluent. The main removal path of coastal aquaculture wastewater in constructed wetlands is nitrification-denitrification, and nitrification/denitrification bacteria can work normally under the stress of 1% salinity. The utilization of carbon source by microorganisms tended to diversify under the influence of salinity. As a result, constructed wetland can be used as a green option for coastal aquaculture wastewater to solve or relieve the potential eutrophication.

Key words: constructed wetland; coastal aquaculture wastewater; purification mechanism; BIOLOG; principal component analysis