

小分子有机碳、氮源对海洋着色菌(*Marichromatium gracile*)生长和去除高浓度无机三态氮的影响*

蒋 鹏 赵春贵 杨素萍

(华侨大学生物工程与技术系 厦门 361021)

提要 采用高浓度无机三态氮(铵氮 NH_4^+ -N、亚硝氮 NO_2^- -N 和硝氮 NO_3^- -N)共存的模拟海水体系,在最适生长条件下,研究了小分子有机物(糖类、有机酸、醇、有机氮)和 pH 对海洋着色菌(*Marichromatium gracile*) YL28 去除水体无机三态氮的影响。结果表明:以葡萄糖、乙酸钠和乙醇为唯一碳源时,水体中的高浓度 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 均能被完全去除, NH_4^+ -N 的去除率分别为 93.40%、84.55%和 66.63%;碳源为乙酸钠时菌体生长最好,体系中添加蛋白胨或尿素,仅 NH_4^+ -N 的去除效果明显降低。pH 值在 6.0—9.0 时,该菌株对 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 均具有去除能力。由此可知:YL28 菌株对模拟海水养殖水体中高浓度无机三态氮具有良好的去除能力,高浓度有机氮化物(蛋白胨和尿素)对 NH_4^+ -N 的去除能力有明显影响,但对 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 仍保持高效的去除能力。本研究为不产氧光合细菌制剂在水产养殖中的合理应用提供参考。

关键词 海洋着色菌;铵氮;亚硝氮;硝氮

中图分类号 S917.1 **doi:** 10.11693/hyhz20131200211

集约化、高密度水产养殖的迅速发展,水体残饵、药物、代谢和排泄物及其它有机物的滞留和沉积,以及养殖水体富营养化和有害污染物(如:铵氮 NH_4^+ -N、亚硝氮 NO_2^- -N、硫化氢 H_2S 和药物残留等)的积累等(Díaz *et al.*, 2012; Corey *et al.*, 2013),导致水生态环境破坏,严重制约了水产养殖的发展(Burford *et al.*, 2001; Yusoff *et al.*, 2011)。因此,尽快去除养殖水体中 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 等有毒有害物质,恢复水体微生态平衡,是解决水产养殖健康发展的关键问题(Zhou *et al.*, 2009)。微生物修复技术已广泛应用于水产养殖业,在养殖水体的净化和养殖疾病的控制等方面发挥着重要作用,但微生物在利用和转化有机物的过程中,能够产生小分子有机物(如:糖类、有机酸、醇、肽类、氨基酸等),从而引起水体溶解氧和 pH 值变化,对水体微生物种群的生长代谢产生明显

影响。因此,复杂多样的养殖水体环境势必影响微生物制剂功效,研究小分子有机物对微生物制剂功效的影响,对微生物制剂的合理使用具有重要的指导意义。

不产氧光合细菌(APB)已被广泛应用于水产养殖业(Qi *et al.*, 2009),其代谢方式灵活多样,能够利用异养微生物代谢产生的有机物(糖、酸和醇)、 H_2S 及氮等合成细胞自身物质。APB 不仅可作为饵料,也可抑制水体病原菌生长,增强养殖动物的抗病能力,甚至能有效去除水体中 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N、 H_2S 等有害物质。目前,关于 APB 对 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 去除特性及其环境因素的研究已有较多报道,如:光、氧、盐度和 pH 对 *Rhodospseudomonas palustris* 2-8 菌株去除 NO_2^- -N 能力的影响(陈燕红等, 2010);在 NH_4^+ -N 为氮源的体系中,不同碳源对 *Rhodobacter sphaeroides* P₄ 菌株去除 NO_2^- -N 的能力的影响(俞吉安等, 2000),

*国家自然科学基金项目, 31070054 号, 31270106 号; 国家海洋公益性行业科研专项, 201505026 号; 福建省自然科学基金项目, 2012 J01136 号。蒋鹏, 硕士, E-mail: longpeng1015@foxmail.com

通讯作者: 赵春贵, 教授, E-mail: chungui@hqu.edu.cn; 杨素萍, 教授, E-mail: yangsuping@hqu.edu.cn

收稿日期: 2013-12-26, 收修改稿日期: 2014-03-03

以及对4种紫色非硫细菌分别去除 NH_4^+ -N和 NO_2^- -N能力影响(邱宏端等, 1999)。一般来说, 在适宜菌体生长的光、氧、温度、pH、盐度和碳源等条件下, 菌体对 NH_4^+ -N或 NO_2^- -N均具有良好的去除能力, 但不同菌株对无机三态氮(NH_4^+ -N、 NO_2^- -N和硝氮 NO_3^- -N)的去除能力有很大差异, 再者研究所用体系起始 NH_4^+ -N或 NO_2^- -N浓度较低, 较难反映出现有实验菌株的最大去除潜力。特别是在无机三态氮共存的海水体系中, 小分子有机物对APB菌株去除高浓度无机三态氮影响的研究鲜有报道, 尤其是对有机氮化物影响的报道更为少见。

现有研究表明, 有机氮存在时, *Bacillus megaterium* X2和*Bacillus* sp. LY等芽孢杆菌去除水体 NH_4^+ -N的能力明显降低, 甚至使水体 NH_4^+ -N浓度升高(侯颖等, 2006; 何霞等, 2007)。研究显示, APB也具有氨化作用, 能够将有机氮化物转化为氨, 但在有机氮源存在时, APB对水体无机三态氮去除能力究竟如何目前还不很清楚。本文从福建泉州洛阳桥红树林环境中分离获得一株海洋着色菌(*Marichromatium gracile*)YL28菌株(赵江艳等, 2011), 前期研究表明, 该菌株不仅能很好地去除水体中的高浓度硫化物, 而且能以 NO_2^- -N为唯一氮源生长, 并对 NO_2^- -N有很高的耐受能力和去除能力(蒋鹏等, 2013), 本文在适宜(光照、厌氧、温度、盐度和pH)的条件下, 在高浓度无机三态氮共存的模拟海水水体中, 着重研究了小分子有机碳源(葡萄糖、乙酸钠和乙醇)、有机氮(蛋白胨和尿素)和水体pH对该菌株生长和去除无机三态氮过程的影响, 并从海水养殖场排水口取样, 在实验室进一步观察了该菌株对养殖水体无机三态氮的去除能力。本研究考察了该菌株同时脱除水体无机三态氮的潜力, 也为APB制剂的环境适应性和合理应用提供参考。

1 材料与方法

1.1 材料

菌种: 海洋着色菌(*Marichromatium gracile*) YL28菌株, 其16S rRNA基因GenBank登录号为JF719917, 本实验室分离鉴定保藏(赵江艳等, 2011)。

1.2 方法

1.2.1 培养基和菌种悬液的制备 菌种培养基: 采用改良的Pfennig(1988)紫色硫细菌无机选择性培养基(Trüper *et al.*, 1992), 以2.0g/L无水乙酸钠为碳源, 以0.12g/L $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ 取代0.36g/L $\text{Na}_2\text{S}\cdot 9\text{H}_2\text{O}$, 盐度

(NaCl)为3, pH值为7.0。无碳源和氮源的培养基配制: 删去菌种培养基中的碳源和氮源, 根据实验要求添加碳源和无机三态氮即为模拟海水水体。菌种悬液的制备: 将菌种接种于菌种培养基中, 接种量为5%(v/v), 接种后用无菌的菌种培养基充满培养瓶, 于最适条件((28±1)°C、3000lx光照厌氧)(赵江艳等, 2011)培养5d, 8000r/min离心10min收集菌体, 用无菌超纯水洗涤3次, 悬浮菌体制备菌种悬液。

1.2.2 测定体系和培养条件 取菌种悬液, 按5%(v/v)接种量, 分别接种到以乙酸钠(2.00g/L)、葡萄糖(4.69g/L)和乙醇(1.12mL/L)为唯一碳源(相当于体系中乙酸钠的含碳量), 无机三态氮共存模拟海水水体中, 测定不同有机碳源对菌体生长和无机三态氮去除的影响。以乙酸钠(2.00g/L)为唯一碳源, 按5%(v/v)接种量, 分别接种到添加有蛋白胨、蛋白胨和无机三态氮、尿素、尿素和无机三态氮4种不同氮源的模拟海水水体中, 其中尿素和蛋白胨中的含量分别为0.24g/L和0.14g/L(氮含量近似), 用于测定有机氮源对菌体生长和无机三态氮去除的影响。在以乙酸钠(2.00g/L)为碳源、无机三态氮共存的模拟海水体系中, 设定其pH值分别为5.0、6.0、7.0、8.0和9.0, 按5%(v/v)接种量接种后用于测定pH对菌体生长和无机三态氮去除的影响。每个处理设置三个重复, (28±1)°C、3000lux光照厌氧培养, 充氮气取样, 测定三氮含量、菌体生物量和水体pH。

1.2.3 菌株YL28对实际海水养殖废水中无机三态氮的去除效率 从福建厦门集美区集美大学水产学院水产养殖试验场取水样, 室温静置12h, 取样测定初始无机三态氮含量, 并分装到培养瓶中。接种后取水样补满培养瓶, 起始菌体生物量(OD_{660})为0.07, 总容积为560mL。每个处理设置3个重复, (28±1)°C、3000lux光照厌氧培养, 培养过程中取样测定三态氮含量, 设置未接种水样为对照组。

1.2.4 生物量和pH测定 采用比浊法测定菌体生物量, 在光程为1cm比色杯中, 于UV-3200PCS紫外可见分光光度计(MAPADA)上, 测定660nm下的光密度(OD_{660}), 即用 OD_{660} 表示菌体生物量。用pH计(DELTA 320型, Mettler-Toledo)测定样品的pH值。

1.2.5 无机三态氮的测定和计算 无机三态氮的含量均以氮素的含量计算, 重复测定3次。 NH_4^+ -N测定采用Nessler's试剂分光光度法; NO_2^- -N测定采用N-(1-萘基)-乙二胺光度法; NO_3^- -N测定采用紫外

分光光度法 (APHA, 1998)。按公式 $r=C_t-C_0$ 和 $R=(C_t-C_0)/C_0 \times 100\%$ 分别计算无机氮的去除量(r)和去除率(R), 式中 C_0 和 C_t 分别表示无机三态氮的初始浓度和测定时的浓度。

2 结果与分析

2.1 碳源对菌株生长和高浓度无机三态氮去除的影响

在不同碳源中, YL28 菌株对模拟水体中无机三态氮的去除能力如图 1 所示。结果表明: 随着处理时间延长, 模拟水体中的 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 的去除率增大, 菌体生物量和 pH 值升高, 并逐渐趋于稳定。在处理过程中, 模拟水体中的 NO_2^- -N 含量均出现暂时升高的现象, 与乙醇相比, 葡萄糖和乙酸钠为碳源时无机三态氮的去除速率较高。菌体生长速率和生物量与水体 pH 值变化呈正相关, 生物量高, 则

水体 pH 值高, 菌体生物量和生长速率由高到低排列的碳源顺序为乙酸钠、葡萄糖和乙醇。以葡萄糖、乙酸钠和乙醇为碳源时, 处理 6.5d, 菌体对 260.05mg/L NH_4^+ -N 的去除率分别为 93.40%、84.55%和 66.63%, 80.50mg/L NO_2^- -N 和 100.06mg/L NO_3^- -N 均能被完全去除。3 种碳源中, 乙酸钠中的菌体生长最佳, 其菌体生物量(OD_{600})达 1.9; 葡萄糖为碳源时, NH_4^+ -N 的去除能力最高。由此可见, 在含有高浓度无机三态氮的模拟水体中, YL28 菌株能够良好地生长。在葡萄糖、乙酸钠或乙醇为唯一碳源的模拟水体中, 该菌株均能有效地去除高浓度的无机三态氮; 碳源不同, 菌体生长和去除无机三态氮的能力有差异, 且在无机三态氮去除过程中能够产生 NO_2^- -N, 使 NO_2^- -N 暂时积累, 随着处理时间的延长, YL28 菌株均能有效地去除模拟水体中的 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N。

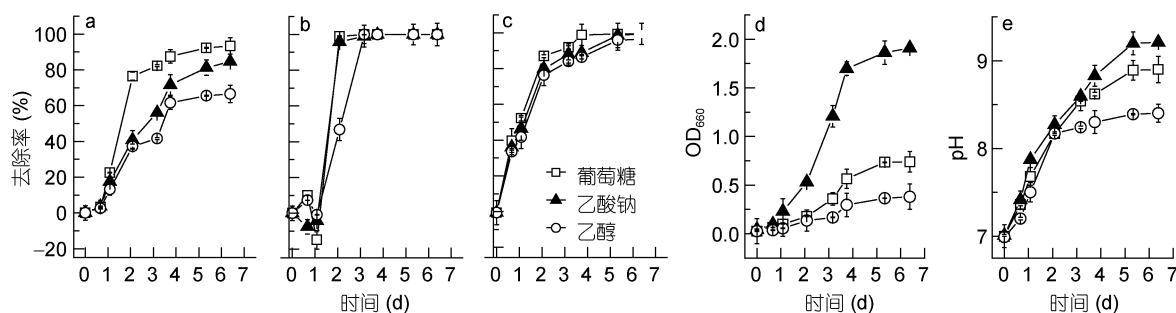


图 1 碳源对无机三态氮共存水体中 NH_4^+ -N (a)、 NO_2^- -N (b)、 NO_3^- -N (c) 的去除率、菌体生物量(OD_{600} , d)和 pH 值(e)的影响
Fig.1 Effects of carbon source on removal of ammonium (a), nitrite (b), nitrate (c), bacterial growth (OD_{600} , d) and pH (e) in seawater simulated in high concentration of inorganic nitrogen

水体中无机三态氮初始浓度: NH_4^+ -N 260.05mg/L、 NO_2^- -N 80.50mg/L、 NO_3^- -N 100.06mg/L

2.2 有机氮对菌株生长和高浓度无机三态氮去除的影响

在含蛋白胨或尿素的模拟水体中添加无机三态氮, 对模拟水体中菌体生长、水体 pH 值和无机三态氮去除的影响如图 2 和图 3 所示。在蛋白胨、蛋白胨和无机三态氮、尿素、尿素和无机三态氮 4 组氮源的模拟水体中, 随 YL28 处理时间延长, 菌体生物量和水体 pH 值逐渐增加, 但培养结束时, 菌体生物量(OD_{600})在 0.27—0.37 间, 水体 pH 值在 8.4—9.2 间, 与乙酸钠为唯一碳源的无机三态氮模拟水体生长相比 (图 4d), 在含蛋白胨或尿素的模拟水体中, 菌体的生物量明显降低。

YL28 菌株在处理以蛋白胨或尿素为唯一氮源的模拟水体过程中, 能够通过氨化作用降解蛋白胨或尿素产生的大量 NH_4^+ -N 和少量 NO_3^- -N, 而未能检测

到 NO_2^- -N 的产生 (图 3a, c)。处理 1d 时, 水体中 NH_4^+ -N 含量最高, 随着时间进一步延长, NH_4^+ -N 的含量逐渐降低, 蛋白胨降解产生的 NH_4^+ -N 最终几乎被完全去除, 而尿素降解的 NH_4^+ -N 不能被完全去除, 52.70% 残留在水体中。蛋白胨或尿素的模拟水体中, 添加无机三态氮, 随着时间的延长, 水体中 NO_3^- -N 逐渐降低, 处理 6.5d, 降低 80% 以上; 处理 1d 时, NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 有所升高, 然后逐渐降低, NO_2^- -N 很快被完全去除, 而 NH_4^+ -N 则不能被完全去除。因此, 环境水体中含有高浓度蛋白胨或尿素等有机氮化物时, 由于菌体具有氨化作用, 使水体中 NH_4^+ -N 含量升高, 表观上呈现菌体去除 NH_4^+ -N 的能力降低, 甚至水体中 NH_4^+ -N 含量升高, 但该菌株仍表现出良好的 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 的去除能力。

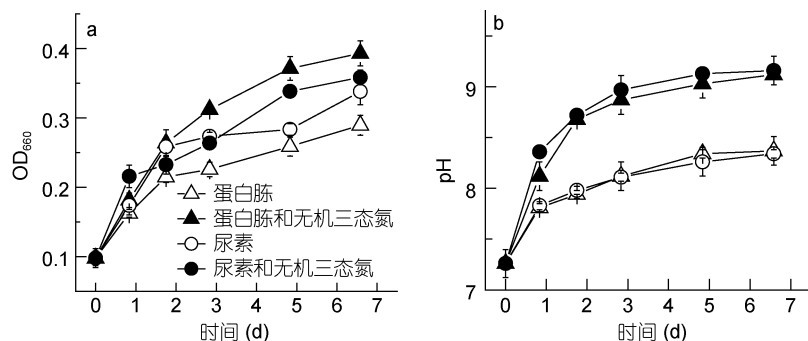
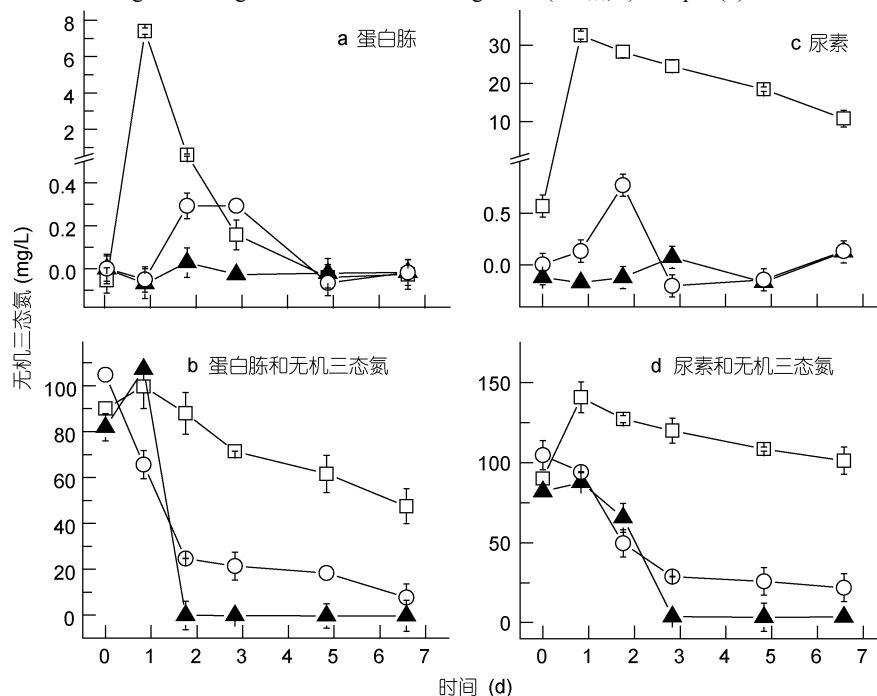
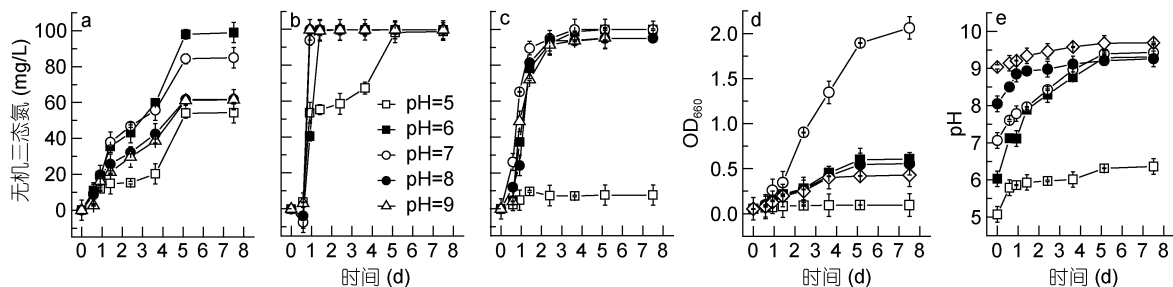
图2 有机氮对菌体生物量(OD₆₀₀, a)和水体 pH 值(b)的影响Fig.2 Effects of organic nitrogen sources on bacterial growth (OD₆₀₀, a) and pH (b) in simulated seawater图3 不同氮源对模拟水体中 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ (□)、 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ (▲)和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ (○)的去除影响

Fig.3 Effects of nitrogen sources on removal of ammonium (□), nitrite (▲), nitrate (○) in simulated seawater

图4 pH对无机三态氮共存水体中 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ (a)、 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ (b)、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ (c)的去除率、菌体生物量(OD₆₀₀, d)和 pH(e)的影响Fig.4 Effects of pH on removal of ammonium (a), nitrite (b), nitrate (c), bacterial growth (OD₆₀₀, d) and pH (e)

水体中无机三态氮初始浓度: $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 99.46mg/L、 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 60.84mg/L、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 80.36mg/L

2.3 pH对菌体生长和高浓度无机三态氮去除的影响

在不同 pH 的模拟水体中, YL28 菌株对模拟水体中的无机三态氮的去除及其菌体生长如图 4 所示, 模

拟水体中的菌体生物量和水体 pH 值升高, 无机三态氮去除率升高, 并逐渐趋于平衡, 水体处理过程中呈现出 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 含量暂时升高的现象。起始 pH 值为 7.0

时, 菌体的生长速率和最终生物量最高, 最大生物量 (OD_{660}) 约为 2.1。起始 pH 值为 6.0—9.0 时, 菌体对水体中 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 均具有良好的去除能力, 其中 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 能被完全去除; 而 pH 对 NH_4^+ -N 的去除影响较大, pH=6.0 时, NH_4^+ -N 的去除率最高, 去除率可达 100%; pH=8.0 时 NH_4^+ -N 去除率可达 60%。起始 pH=5.0 时, 虽然菌体生长很差, 但对 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 具有一定的去除能力, 对 NO_3^- -N 则去除能力很差, 去除率仅为 7%。

2.4 对实际海水养殖废水无机三态氮去除

以不添加菌的样品为对照, YL28 菌株异位处理

实际海水养殖水体过程中 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 的含量变化如图 5 所示。结果表明: YL28 菌株对实际海水养殖水体样品中的 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 均具有良好的去除效果。处理结束时, 与对照组相比, NH_4^+ -N 含量明显降低, NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 被完全去除, 而对照组则均有残留, NO_3^- -N 残留更高。在处理过程中, 虽然水体暂时性地积累 NO_2^- -N, 但又被很快除去。 NO_2^- -N 最大积累量为 0.28mg/L, 远远大于水体中 NO_3^- -N 的去除量, 表明该菌株具有硝化作用, 能够将 NH_4^+ -N 转化为 NO_2^- -N, 究竟是否如此, 尚需进一步证明。

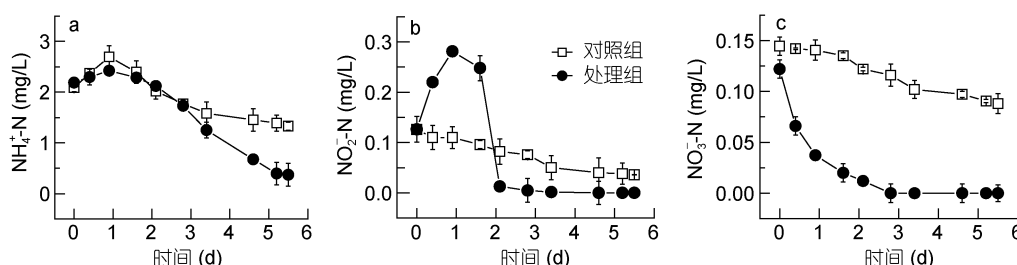


图 5 YL28 对海水养殖水体中 NH_4^+ -N (a)、 NO_2^- -N (b)、 NO_3^- -N (c) 的去除率的变化

Fig.5 Changes in the removal of ammonium (a), nitrite (b), and nitrate (c) in mariculture water by strain YL28

3 讨论

无机三态氮对水产养殖具有严重的危害, 尤其是水体中的 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N (Colt *et al*, 1981; Foss *et al*, 2009)。 NO_3^- -N 对养殖生物的毒性较低, 但高浓度 (50mg/L) NO_3^- -N 长期存在时, 易导致水体富营养化甚至在厌氧环境中通过异化硝酸盐还原和反硝化作用产生 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N (Gutierrez-Wing *et al*, 2006; 陈慧等, 2011), 给水产养殖带来危害。虽然很多微生物制剂已被用于水体污染物的净化, 但复杂的水体环境因子势必影响制剂的净化效果。

APB 能够利用异养微生物代谢产生的有机物 (糖、酸和醇)、 H_2S 及氨等合成细胞自身物质, 有效去除水体中 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N、 H_2S 等有害物质, 已被广泛应用于养殖水体有害污染物的净化 (王芳等, 2010; 郑卉等, 2012)。模拟水体实验研究表明, 不同菌株对无机三态氮的去除能力表现出很大差异; 利用不同的碳源, 菌株对无机三态氮的去除能力也表现出很大差异, 如: 醋酸盐对荚膜红杆菌 (*Rhodobacter capsulatus*) 去除 NH_4^+ -N 或 NO_2^- -N 的能力有促进效果 (邱宏端等, 1999), 葡萄糖能降低 *Rhodobacter* sp. S (刘双江等, 1995) 和 *Rhodobacter sphaeroides* P₄ (俞吉

安等, 2000) 对 NO_2^- -N 的去除能力。而本研究的特点是在无机三态氮共存的模拟体系中探讨了 YL28 菌株对无机三态氮的去除能力及其受小分子有机氮源和碳源的影响。研究结果表明, YL28 菌株能良好地去除无机三态氮, 尤其是对 NO_2^- -N 有很高的耐受能力和去除能力, 与文献报道的 APB 菌株相比, 该菌株是 NO_2^- -N 耐受和去除能力最高的菌株之一 (蒋鹏等, 2013)。在适宜条件下, 可完全去除水体中高达 80.50mg/L NO_2^- -N, 表明该菌株具有去除实际水体三态无机氮的能力, 尤其是去除 NO_2^- -N 的应用潜力。由于该菌株对无机三态氮的去除能力较高, 在实际应用时可减少制剂的用量, 从而降低使用成本。在小分子有机碳源存在时, 该菌株均能有效地去除水体高浓度无机三态氮, 尤其具有高效去除 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 的能力; 而在有机氮化物 (尿素和蛋白胨) 存在时, 该菌株对高浓度无机三态氮体系中 NH_4^+ -N 的去除能力影响明显, 但对 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 的去除能力影响不大。通常情况下, 养殖水体中不但三态无机氮共存, 也存在糖类、酸类、醇类、肽类和氨基酸等多种多样的有机化合物。因此, 揭示水体有机化合物对 APB 去除无机三态氮的规律, 对于开发高效的微生物制剂以及制剂的合理应用都具有重要的指导意义。

参 考 文 献

- 王 芳, 李 筠, 盛 军等, 2010. 一株光合细菌菌株 RPD-1 的生物学特性及其在菲律宾蛤仔育苗中的应用. 海洋科学, 34(7): 1—7
- 刘双江, 孙 燕, 岑运华等, 1995. 采用光合细菌控制水体中亚硝酸盐的研究. 环境科学, 16(6): 21—23
- 邱宏端, 石贤爱, 郭养浩等, 1999. 耐盐和降高 NH_4^+ 、 NO_2^- 红螺菌科细菌的选育及应用. 水产学报, 23(1): 92—96
- 何 霞, 赵 彬, 吕 剑等, 2007. 异养硝化细菌 *Bacillus* sp., LY 脱氮性能研究. 环境科学, 28(6): 1404—1408
- 陈 慧, 张德民, 王龙刚等, 2011. 一株反硝化光合细菌的生物学特性及系统发育分析. 微生物学报, 51(2): 249—255
- 陈燕红, 杨紫红, 喻国辉等, 2010. 光照、氧气、pH 和盐度对沼泽红假单胞菌 2-8 菌株生长和亚硝酸盐消除的影响. 南方水产, 6(4): 1—5
- 郑 卉, 张德民, 王一农等, 2012. 红假单胞菌去除养鱼废水三态氮及 COD 的研究. 生态科学, 31(4): 435—440
- 赵江艳, 傅英楠, 赵春贵等, 2011. 一株高含玫红品的红树林海洋紫色硫细菌分离鉴定及特性. 微生物学报, 51(10): 1318—1325
- 侯 颖, 孙军德, 徐建强等, 2006. 巨大芽孢杆菌对养殖水体氮氮降解特性研究. 沈阳农业大学学报, 37(4): 607—610
- 俞吉安, 张承康, 陈 峰, 2000. 光合细菌 P4 株的反硝化作用. 上海交通大学学报, 34(11): 1579—1582
- 蒋 鹏, 赵春贵, 贾雅琼等, 2014. 以亚硝氮为唯一氮源生长的海洋紫色硫细菌去除无机三态氮. 微生物学通报, 41(5): 824—831
- APHA A, WPCF, 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, Washington DC.
- Burford M A, Williams K C, 2001. The fate of nitrogenous waste from shrimp feeding. Aquaculture, 198(1): 79—93
- Colt J E, Armstrong D, 1981. Nitrogen toxicity to crustaceans, fish, and molluscs. In: Allen L J, Kinney E C eds. Proceedings of Bio-engineering Symposium for Fish Culture. Fish Culture Section of the American Fisheries Society (FCS Publ.1) Bethesda, MD: 34—47
- Corey P, Kim J K, Duston J *et al*, 2013. Bioremediation potential of *Palmaria palmata* and *Chondrus crispus* (Basin Head): effect of nitrate and ammonium ratio as nitrogen source on nutrient removal. Journal of Applied Phycology, 25(5): 1349—1358
- Díaz V, Ibáñez R, Gómez P *et al*, 2012. Kinetics of nitrogen compounds in a commercial marine Recirculating Aquaculture System. Aquacultural Engineering, 50: 20—27
- Foss A, Imsland A K, Roth B *et al*, 2009. Effects of chronic and periodic exposure to ammonia on growth and blood physiology in juvenile turbot (*Scophthalmus maximus*). Aquaculture, 296(1—2): 45—50
- Gutierrez-Wing M T, Malone R F, 2006. Biological filters in aquaculture: trends and research directions for freshwater and marine applications. Aquacultural Engineering, 34(3): 163—171
- Qi Z, Zhang X H, Boon N *et al*, 2009. Probiotics in aquaculture of China—Current state, problems and prospect. Aquaculture, 290(1): 15—21
- Trüper H G, Pfennig N, 1992. The family chlorobiaceae. In: Balows A, Trüper H G, Dworkin M eds. The Prokaryotes: A Handbook on the Biology of Bacteria: Ecophysiology, Isolation, Identification, Applications. Springer-Verlag, Berlin, Germany: 3583—3592
- Yusoff F M, Banerjee S, Khatoon H *et al*, 2011. Biological approaches in management of nitrogenous compounds in aquaculture systems. Dynamic Biochemistry, Process Biotechnology and Molecular Biology, 5(Special Issue 1): 21—31
- Zhou Q, Li K, Jun X *et al*, 2009. Role and functions of beneficial microorganisms in sustainable aquaculture. Bioresources Technology, 100(16): 3780—3786

INFLUENCES OF LOW-MOLECULAR-WEIGHT ORGANIC CARBON AND NITROGEN SOURCES ON GROWTH AND INORGANIC NITROGEN REMOVAL BY *MARICHROMATIUM GRACILE* STRAIN YL28

JIANG Peng, ZHAO Chun-Gui, YANG Su-Ping

(Department of Bioengineering and Biotechnology, Huaqiao University, Xiamen 361021, China)

Abstract The effects of low-molecular-weight sugar, organic acid, alcohol, and organic nitrogen, as well as pH on the removal of high-concentration inorganic nitrogen from simulated seawater were investigated by purple sulfur bacteria *Marichromatium gracile* strain YL28. The results show that high-concentration of nitrate and nitrite could be completely removed from simulated wastewater with strain YL28 when grown on glucose, sodium acetate, and ethanol as the sole carbon source, the removal rate of ammonium reached 93.40%, 84.55%, and 66.63%, respectively. Sodium acetate was the best carbon source for the cell growth. The removal efficiency to ammonium by the strain was apparently decreased in the presence of peptone or urea. The optimal pH for the removal of ammonium, nitrite, and nitrate was in the range of 6.0 to 9.0. These results suggest that strain YL28 is capable of removing high-concentration inorganic nitrogen from mariculture wastewater; and the removal capacity to ammonium with the strain was markedly affected by high-concentration organic nitrogen compounds such as peptone and urea, whereas the removal to nitrite and nitrate kept at a high level. This study would be applicable for treating wastewater with anoxygenic phototrophic bacteria in aquaculture.

Key words *Marichromatium gracile*; ammonium; nitrate; nitrite