

黑臭水体生物修复中各粒级浮游植物与环境因子的关系

刘冬燕 赵 敏 林文鹏

(上海师范大学生命与环境学院, 上海师范大学城市生态与环境研究中心, 上海 200234)

摘要: 通过对黑臭水体生物修复过程中水体理化指标以及浮游植物粒径分级叶绿素 *a* 的分析, 探讨了水体生物修复对理化因子的影响以及各粒级浮游植物与理化因子的关系。生物修复实施后, 各试验组 COD_{Cr} 和 BOD_5 均呈下降趋势, 试验组 C、D、E 的氨氮、总氮和总磷净化效果均较显著, 氨氮去除率分别达到 71.3%、84.0% 和 93.2%, 总氮去除率分别达到 45.2%、64.6% 和 78.0%, 总磷下降幅度分别达到 46.2%、50.3% 和 75.5%。其中, 试验组理化环境改善最佳的组为 E 组, 其 COD_{Cr} 、 NH_4 和 TP 指标均较对照组 A 有明显下降 ($p < 0.05$)。Netphytoplankton Chl *a*% 与 COD_{Cr} 、TN、 NH_4 和 TP 呈非常显著的负相关 ($p < 0.01$), 与 $\text{NO}_2\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 呈非常显著的正相关; 而 Nanophytoplankton Chl *a*% 和 Picophytoplankton Chl *a*% 对上述环境因子的响应与 Netphytoplankton Chl *a*% 相反。

关键词: 浮游植物; 生物修复; 粒径; 叶绿素 *a*

中图分类号: Q178.1 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-3207(2009)03-0418-08

不同粒级大小的浮游植物有着不同的生态学意义^[1-2], 粒度基本上反映了从低营养级到高营养级间的生物量、能量等各种关系, 浮游植物的粒级数量、粒级生物量和粒级生产力等结构特征反映了各粒级浮游植物在生态系统中的功能和作用。越来越多的研究表明, 微型浮游生物和微微型浮游生物是生物量和生产力的主要贡献者^[3], 分级生物量(特别是分粒级测定叶绿素)是反映微型生物重要性的主要信息, 目前关于浮游植物生物量的分粒级研究, 国外做了相当多的工作^[4], 我国学者也曾先后在青岛、胶州湾、厦门西海域、南大洋及台湾海峡水域开展上述研究^[5-6]。

水体生物与水环境因子的关系问题一直是水域生态学家感兴趣且非常重视的问题, 但是, 由于水体生态环境的特殊性, 以及生物与生物之间、生物与环境之间的复杂性, 也决定了该问题的复杂性, 以往在各种水域(尤其是海域)野外现场调查中对浮游植物粒级结构进行过大量的调查性研究。其中, 许多研究讨论与分析了粒级浮游植物与水环境因子的关系^[7-9], 大量研究结果表明浮游植物的粒径分级特征与水环境长期或短期的变化均有非常密切的

关系^[10-16]。

目前, 对恢复水体的浮游植物研究多界定于富营养水体^[17-18], 关于恢复手段对浮游生物影响研究汇集在施入光合细菌后浮游植物的变化方面^[19-21]。作者本人曾对富营养水体修复中的浮游植物粒级结构与水环境因子的关系做过研究^[14-15], 对浮游植物在综合恢复措施下的响应则鲜见报道。本研究通过对黑臭水体生态恢复过程中的浮游植物粒级结构特征进行研究, 探讨了生物修复对水体浮游植物粒级结构的影响以及各粒级浮游植物对环境因子改变的响应, 希望能为恢复效果的评价提供一定的生态学理论指导。

1 地区与方法

1.1 水体状况及生态修复工程措施 室内模拟水源取自苏州河支流桃浦河怒江路桥段黑臭河水。生物材料主要有: 光合细菌菌液, 含菌量 10^{10} ind/mL; 硝化细菌(*Nitrifying-bacteria*, 简称 NB)菌液, 含菌量 10^7 ind/mL; 凤眼莲(*Eichhornia crassipes*)、生物促生液(Bioenergizer, 简称 BE)。其他材料: 水族缸(40cm × 20cm × 50cm), 小型充气泵(3.2W)。

收稿日期: 2007-08-22 修订日期: 2008-11-07

基金项目: 上海市教育委员会科学研究项目(06DZ022); 上海师范大学科研项目(DKL724); 上海市教委重点学科项目(J50402); 自然科学基金(40801168); 上海师范大学重点学科(DZL711)资助

作者简介: 刘冬燕(1969-), 女, 汉族, 湖北监利人; 博士; 主要从事水域生态学研究。E-mail: ard is i@ sina. com

通讯作者: 林文鹏, 博士, 副教授; E-mail: linwenpeng@shun.edu.cn

试验共设置 A、B、C、D、E、F、G 七组, 每组设两个平行水族缸, 第一个水族缸用于取水样, 第二个水族缸的水用作补充水。每缸中均盛放 20L 桃浦河黑臭河水, 为模拟河道光照情况, 缸壁用黑纸包裹。A 组为对照组, 不加任何治理措施; B、C、D、E、F、G 组为试验组。B 组加光合细菌、硝化细菌; C 组加光合细菌、硝化细菌和进行曝气; D 组加光合细菌、硝化细菌、生物促生液和进行曝气; E 组加光合细菌、硝化细菌、生物促生液和放养凤眼莲, 并进行曝气; F 组加光合细菌、硝化细菌、生物促生液和放养凤眼莲; G 组加生物促生液和进行曝气。

光合细菌菌液、硝化细菌菌液在实验开始时一次性投加, 剂量为 10 mg/L。生物促生液在实验开始时一次性投加, 投加剂量为 5 mg/L。凤眼莲在实验开始前培养若干天, 开始时取 5 颗生长良好大小相近的凤眼莲放入水族缸, 湿重 100g 左右。整个实验过程中, 用蒸馏水补充蒸发掉的水分。曝气组均采用连续充氧。通过生物修复技术的叠加, 考察生物修复组合技术和各单项技术在黑臭水体修复中的作用。

1.2 方法

1.2.1 样品的采集及采样时间 用采水器取水表以下 0.5m 水层水样 10L, 现场立即用 200 μ m 分样筛过滤, 以去除大型浮游动物活动对浮游植物的影响, 镜检结果表明, 每次水样几乎都没有大于 200 μ m 的浮游植物存在, 所以这一处理对叶绿素总含量没有什么影响。过滤后的水样作测定样品, 在暗处保存。

修复试验实施前在 2002 年 8 月 28 日进行本底采样, 水体修复试验自 8 月 29 日开始, 在实验第 1、2、4、7、10、13、16、21 天采取各缸水样, 测定水样的 COD_{Cr}、氨氮、总氮、总磷、pH 和水温, 在实验第 1、4、10 天测定水样的 BOD₅、亚硝氮、硝氮和有机氮, 在实验第 10、16、21 天测定水样的叶绿素 *a*。各组测定数据均为两个水族缸测得数据的平均值。测定方法采用文献^[34-35]分析方法进行, 由华东师范大学环境科学系微生物组同学测定。

1.2.2 叶绿素分级及测试方法 用采水器取水表以下 0.5m 水层水样 10L, 现场立即用 200 μ m 分样筛过滤, 以去除大型浮游动物活动对浮游植物的影响, 过滤后的水样作测定样品, 在暗处保存。按照国际通用标准将浮游生物分为网采浮游植物 (Netphytoplankton, 20—200 μ m, 以下记 Net); 微型浮游植物 (Nanophytoplankton, 2—20 μ m, 以下记 Nano); 微微

型浮游植物 (Picophytoplankton, 0.2—2 μ m, 以下记 Pico) 三个粒级。200 μ m 和 20 μ m 用分样筛过滤, 2 μ m 用混合纤维滤膜过滤, 得 < 200 μ m、< 20 μ m、< 2 μ m 的水样, 各分级水样分别经 Whatman GF/C 玻璃纤维滤纸过滤。将带样品的滤纸剪碎后在研钵中加适量 90% 丙酮研磨至足够细, 移入具塞刻度离心管中于暗处静置萃取 20—24h 后, 离心得清液 (提取液) 定容, 分光光度计测波长 665nm 和 750nm 处光密度值, 然后加入 1 滴 1mol/L 的盐酸酸化, 再测波长 665nm 和 750nm 处光密度值, 计算公式为:

$$C = 27.3 \times (Eb - Ea) \times Ve / V$$

其中, *C* 为水样中叶绿素 *a* 的含量 (mg/m³ 或 μ g/L); *Eb* 为提取液酸化前波长 665nm 和 750nm 处的光密度之差; *Ea* 为提取液酸化后波长 665nm 和 750nm 处的光密度之差; *Ve* 为提取液的总体积 (mL); *V* 为抽滤的水样体积 (L)。

2 结果

2.1 理化指标的动态变化

试验阶段, 水温维持在 28—35℃ 之间, 有利于凤眼莲的生长。经过 21d 的黑臭水体生物修复模拟试验, 各试验组水体呈现出明显的差异。

水体中有机污染物的变化 从图 1 和表 1 可见, 在 21d 的试验中, 各组 COD_{Cr} 和 BOD₅ 均呈下降趋势, 并已达到稳定化, 且对照组和试验组以及试验组之间在有机污染物的净化效果上有显著性差异。光合细菌属于能在厌氧和好氧情况下利用有机物, 特别是低分子有机物进行异养生长的微生物, 当水体中的溶解态有机物被光合细菌厌氧分解后, 其产物 CO₂、H₂O、NH₃-N 等除部分逸入大气外, 大部分被藻类利用, 重新形成颗粒态有机物。这可能是 B 组 COD_{Cr} 和 BOD₅ 在试验开始阶段下降明显, 之后越趋缓慢的原因。C 组相较 B 组, 增加了水体充氧, 使异养细菌和光合细菌好氧分解有机物的功能充分发挥, 有机物分解链的通畅和水体搅动下藻类生长的缓慢使 C 组 COD_{Cr} 和 BOD₅ 比 B 组降得更低。

试验开始前, 试验水体的 B/C 为 0.27, 属难生物降解水质, 试验过程中, D、E 组 B/C 均出现先上升后下降的变化情况, 说明了生物促生液在促进微生物生长代谢的同时, 其中的酶还能提高难降解有机物的生物降解性, 使两组得以充分降解有机物。E 组中还具有的凤眼莲抑藻作用和根系—微生物共代谢作用, 使得该组效果最佳, COD_{Cr} 和 BOD₅ 的去

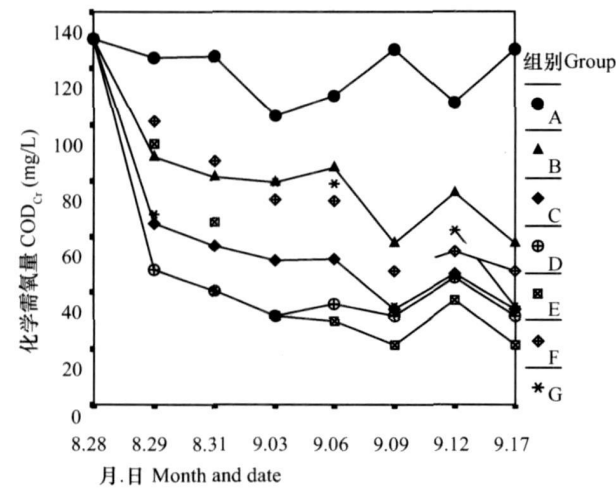


图 1 各组化学需氧量的动态变化

Fig 1 Variations of COD_{Cr} contents at the different groups
A 组为对照组, 不加任何治理措施; B、C、D、E、F、G 组为试验组; B 组加光合细菌、硝化细菌; C 组加光合细菌、硝化细菌和进行曝气; D 组加光合细菌、硝化细菌、生物促生液和进行曝气; E 组加光合细菌、硝化细菌、生物促生液和放养凤眼莲, 并进行曝气; F 组加光合细菌、硝化细菌、生物促生液和放养凤眼莲; G 组加生物促生液和进行曝气 (以下图表同)
Group A is the contrast group, does not use any measures. Group B, C, D, E, F and G are test group. Group B add Photosynthetic bacteria and Nitrifying bacteria. Group C add photosynthetic bacteria, nitrifying bacteria and oxygen strengthen. Group D add photosynthetic bacteria, nitrifying bacteria, bioenergizer and oxygen strengthen. Group E add photosynthetic bacteria, nitrifying bacteria, bioenergizer, plant *Eichhornia crassipes* and oxygen strengthen. Group F add photosynthetic bacteria, nitrifying bacteria, bioenergizer and plant *Eichhornia crassipes*. Group G add bioenergizer and oxygen strengthen. (the same as another figures and tables below)

除率分别达到 77.23% 和 90.85%。而 A 组虽有水体自净作用, 但藻类生长较多使水体 COD_{Cr} 和 BOD_5 下降最为缓慢。

水体中氨氮和其他态氮的变化 从图 2 表 2 可见, 试验前, 氨氮/总氮为 76.9%, 水体中的氮形态以氨氮为主。A 组在整个试验过程中氨氮下降 23.7%, 但总氮下降非常缓慢, 是由于水体中藻类生物量的增加导致有机氮上升较多。B 组情况甚至比 A 组差, 表明在厌氧状况下投加硝化细菌作用不明显。C、D、E 组氨氮和总氮净化效果均较显著, 氨氮去除率分别达到 71.8%、84.0% 和 93.2%, 总氮去除率分别达到 45.2%、64.6% 和 78.0%, 这主要是由于投加的硝化细菌在氧气和营养充足的条件下能迅速将氨氮转化为亚硝氮和硝氮, 凤眼莲和水体搅动的抑藻作用使得水体有机氮下降亦较明显。

从亚硝氮和硝氮积累的情况看, C 组亚硝氮和硝氮含量较高可能与生物促生液中含有一定量的氮营养盐有关, E 组亚硝氮含量无积累、硝氮含量较低, 表明硝化细菌和凤眼莲的组合可以快速转化和吸收氮营养盐。在试验结束时, A、B 两组氨氮/总氮依然较高, C、D、E 组氨氮/总氮下降明显, 与硝氮/总氮基本持平, 甚至更低, 尤以 E 组效果最佳。

表 1 BOD_5 和 B/C 的变化

Tab. 1 Variations of BOD_5 contents and B/C at the different groups

时间 Time (Month and date)	BOD_5 (mg/L)					B/C				
	A	B	C	D	E	A	B	C	D	E
8.29	34.9	34.9	34.9	34.9	34.9	0.27	0.27	0.27	0.27	0.27
9.03	26.9	15.7	14.4	13.9	21.8	0.21	0.19	0.25	0.34	0.33
9.11	20.5	14.8	6.0	3.4	3.2	0.19	0.17	0.16	0.09	0.11
去除率 Removal rate (%)	41.2	57.6	82.9	90.1	90.9					

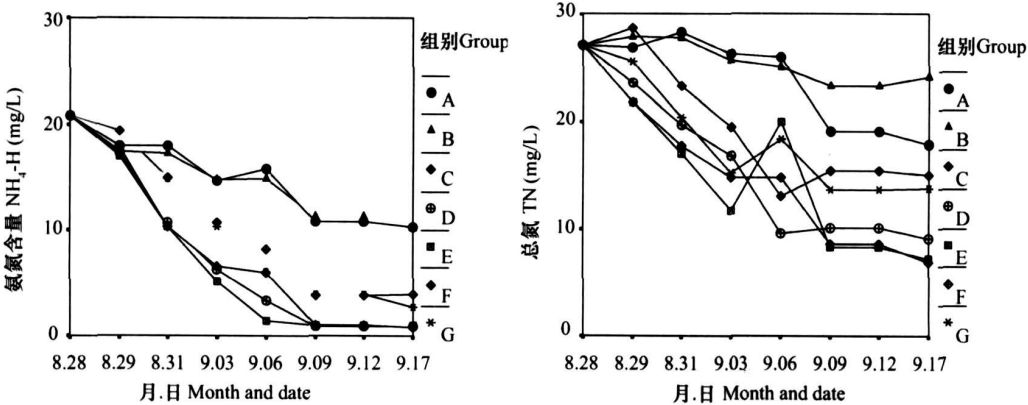


图 2 各组氨氮、总氮的动态变化

Fig. 2 Variations of NH_4^+ TN contents at the different groups

表 2 亚硝氮、硝氮和有机氮的变化
Tab. 2 Variations of $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ and Organic N nitrogen contents at the different groups

时间 Time (Month and date)	亚硝氮 $\text{NO}_2\text{-N}$ (mg/L)					硝氮 $\text{NO}_3\text{-N}$ (mg/L)					有机氮 Organic N nitrogen(mg/L)				
	A	B	C	D	E	A	B	C	D	E	A	B	C	D	E
8.29	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	6.19	6.19	6.19	6.19	6.19
9.03	0.30	0.29	0.07	0.26	0.01	0.30	0.38	5.25	6.45	3.32	9.76	9.90	2.11	2.15	3.33
9.12	0.45	0.43	0.29	0.42	0.01	0.55	0.88	5.46	3.61	2.92	9.11	8.84	3.10	2.24	1.61

水体中总磷的变化 从图 3 可见, A 组和 B 组水体总磷含量基本无变化, C、D、E 组则下降明显, 下降幅度分别达到 46. 2%、50. 3% 和 75. 5%, 与总氮的去除率基本吻合, 这一方面是生物同化作用吸收了部分磷盐; 另一方面是充氧有助于磷以难溶性磷酸盐的形态沉积。

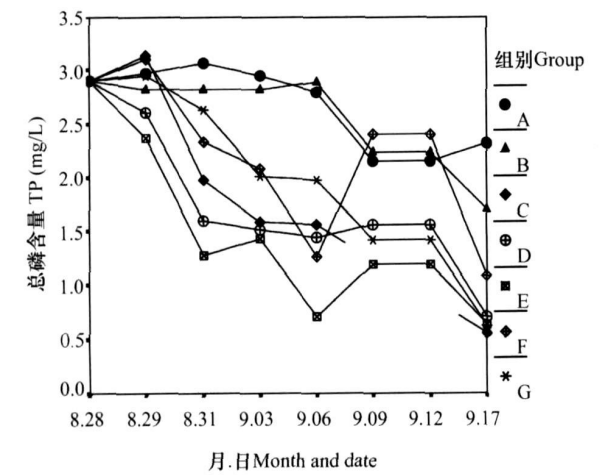


图 3 各组总磷的动态变化
Fig. 3 Variations of TP contents at the different groups

根据各理化因子的分析, 实验组理化环境改善最佳的组为 E 组, 它的各项理化指标与对照组 A 均存在明显的差异, 除 TN 外, COD_{Cr} , NH_4 和 TP 指标均较 A 组有明显下降 ($p < 0.05$)。对于总氮, 实验组 C 较对照组 A 有显著性下降; 对于总磷, 实验组 C、D、E、G 均较对照组 A 有显著性下降; 对于氨氮, 实验组 C、D、E 均较对照组 A 和实验组 B 有显著性下降; 对于化学需氧量, 实验组 B、C、D、E、F、G 均较对照组 A 比有显著性下降。

2.2 浮游植物各粒级叶绿素 a 的动态变化

水体叶绿素 a 的粒径特征 Net-Chl 贡献率的动态无论实验组还是对照组均表现为上升趋势, 9 月 6 日试验组 Net-Chl 贡献率基本高于对照组。 Nano-Chl 贡献率的动态趋势与网采叶绿素 a 的贡献率正好相反, 各组基本表现为下降趋势, 实验组 B 组、D 组和 E 组的趋势一致。9 月 6 日对照组 A 和

试验组 E 的 Pico-Chl 贡献率较其他高, 试验组 B、C、F、G 变化趋势较一致 (图 4)。

浮游植物与环境因子的关系 对浮游植物各粒级叶绿素 a 含量、各粒级叶绿素 a 贡献率与环境因子: 化学需氧量、氨氮、硝酸盐、亚硝酸盐、总磷和总氮进行相关分析结果 (表 3): Nano-Chl 与亚硝氮有显著相关, Net-Chl 与亚硝氮和硝氮有显著正相关, $\text{Net-Chl}\%$ 与亚硝氮和硝氮有显著正相关, 与化学需氧量、氨氮、总磷和总氮有显著负相关; 而 $\text{Nano-Chl}\%$ 和 $\text{Pico-Chl}\%$ 与化学需氧量、氨氮、总磷和总氮有显著正相关, 与亚硝氮和硝氮有显著负相关。

可见, 本次试验中所分析环境因子均对浮游植物的粒径结构有一定程度的影响, 但各因子对不同指标的影响大小排序不同。其中, 影响网采浮游植物贡献率的主要因子依次为: NO_3^- , TP, NH_4^+ , COD, TN, NO_3^- , 相关系数分别为 0.732, 0.685, 0.682, 0.678, 0.676, 0.605; 影响微型浮游植物贡献率的主要因子依次为: NO_2^- , TP, NH_4^+ , COD, TN, NO_3^- , 相关系数分别为 0.731, 0.685, 0.681, 0.678, 0.674, 0.600; 影响微微型浮游植物贡献率的主要因子依次为: NO_3^- , NO_2^- , TN, NH_4^+ , COD, TP, 相关系数分别为 0.638, 0.600, 0.577, 0.519, 0.493, 0.488。

3 讨论

早在 1980 年, Malone 就在对微型浮游植物与水域营养状况关系的调查中显示, 微型浮游植物是贫营养水域的重要种类, 而较大的硅藻、甲藻则是营养盐丰富水域的重要种类^[22]。Stockner & Antia 的初步研究表明, 在营养物含量过剩的水域中, 超微藻类丰度降低^[23]。1990 年 Kupatkin 也报道, 在贫营养海区, Pico 级的叶绿素含量占叶绿素总量的 70%^[24]。Fogg 的调查也表明, 在寡营养水域, 微微型浮游植物是水体的主要贡献者, 其生物量百分率甚至超过 70%, 当营养盐浓度增加后, 更大粒径的浮游植物贡献率则增加^[25]。Hein & Riemann 认为营养盐是影响浮游植物粒度的重要因素, 小粒径浮游植物更适应低营养盐环境, 而高营养盐环境更能

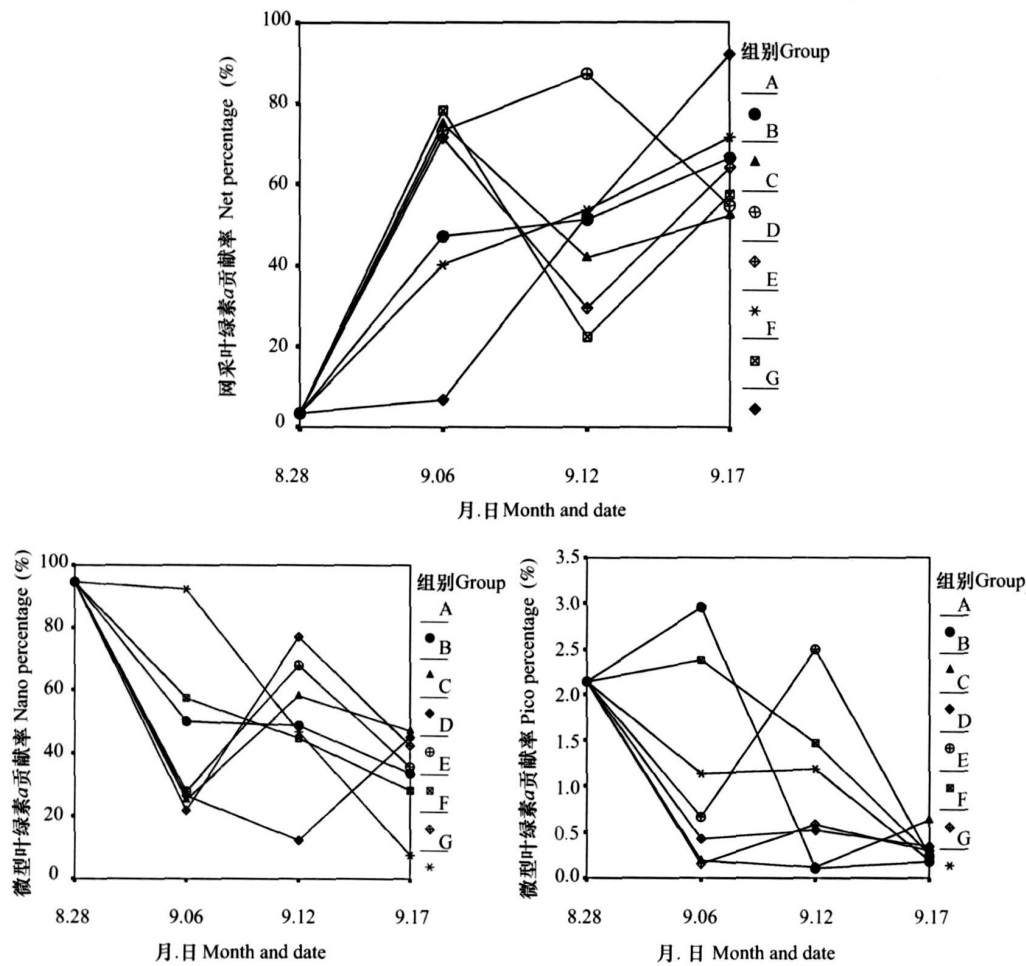


图 4 不同组不同时间各粒级叶绿素 a 贡献率

Fig. 4 All size-fractionated chlorophyll-a percentage (%) at the different groups

表 3 浮游植物各指标与环境因子的相关分析

Tab. 3 The correlation between phytoplankton indexes and environment variables

指标 Index	与指标的相关性 Correlation with index					
	COD _{Cr}	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	TN	TP
Net-Chl _a	/	/	+	+	/	/
Nano-Chl _a	/	/	+	/	/	/
Net-Chl _a %	--	--	++	++	--	--
Nano-Chl _a %	++	++	--	--	++	++
Pico-Chl _a %	++	++	--	--	++	++

注: “++”表示 $p < 0.01$, 非常显著正相关; “+”表示 $p < 0.05$, 显著正相关; “--”表示 $p < 0.01$, 非常显著负相关; “-”表示 $p < 0.05$, 显著负相关; “/”表示 $p > 0.05$ 无显著相关

Note “++” indicate $p < 0.01$, correlated positively significantly; “+” indicate $p < 0.05$ correlated positively; “--” indicate $p < 0.01$, correlated negatively significantly; “-” indicate $p < 0.05$ correlated negatively; “/” indicate $p > 0.05$, have no correlation

满足大粒径浮游植物生长^[26]。李超伦、栾凤鹤对东海春季分级叶绿素 a 在不同海域的分布特点作了报道, 他们根据不同粒级的浮游植物所含叶绿素 a 对总叶绿素 a 的贡献大小, 将调查海区划分为: A 沿岸水控制的近岸内陆架区 (50m 等深线以内), Nano 级是主要类群, 其所含叶绿素 a 的浓度平均占总叶绿素 a 浓度的 54%; B 陆架变性水控制的内外陆架交接处的狭小区域, 这一区域 Net 级最多, 平均占总叶绿素 a 的 55%; C 黑潮水控制的外陆架区及外海, 该区域中 Pico 级占绝对优势, 平均占总叶绿素 a 的 79%。他们认为水体中浮游植物的粒级结构受到营养盐、光照及其本身的沉降速度等多方面因素的影响, 充足的营养盐对于 Nano 级和 Net 级的增长有促进作用, 而对 Pico 级在浮游植物总生物量中所占的优势却有一定的控制压力^[27]。Agawin 和 Duarte, et al. 的研究显示, 在 NO₃-N 浓度低于 1mmol/L 的海域, Pico 级浮游植物将成为优势种群^[11]。赵文等认

为,在富营养化的湖泊经常出现 Net级浮游植物的丰度增加的现象,而 Pico级对浮游植物现存量和生产量的贡献相对较低,浮游生物大小与水体营养状况密切相关^[28]。刘冬燕在对富营养水体生物修复过程中的浮游植物粒级特征与水环境因子之间关系的研究结果表明, Net-Chl%和 Nano-Chl%在生物修复实施前后有非常显著变化,生态修复后网采浮游植物相对生物量明显增多,而微型浮游植物相对生物量显著减少^[14]。

如表 3所示,本次实验中各粒级叶绿素 *a* 贡献率与各理化指标出现非常显著的关联, Net-Chl%与 COD_{Cr} 、TN、 NH_4 和 TP呈非常显著的负相关,与 $\text{NO}_2\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 呈非常显著的正相关,当 COD_{Cr} 、 NH_4 、TN和 TP浓度上升时,网采浮游植物对叶绿素 *a* 的贡献率会下降,反之,当 COD_{Cr} 、 NH_4 、TN和 TP浓度下降后,网采浮游植物对叶绿素 *a* 的贡献率则会增加,而 Nano和 Pico-Chl%对上述 4个环境因子的响应正好与 Net-Chl%的响应相反。 COD_{Cr} 、TN、 NH_4 和 TP含量的多少与水体的污染程度密切相关,其值越高,水体的污染就越严重,而 $\text{NO}_2\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的含量又与水体的自净功能有关,亚硝酸盐、硝酸盐氮含量与 Net和 Nano-Chl的正相关从侧面表现了水体的自净过程。因为,在水体的自净过程中,由于浮游植物的消耗,氨氮会不断转化为硝酸盐氮,其相对含量会减少,本次实验中氨氮绝对值是较高的,氨氮最低值出现在 9月 6日的 E组,但也达到 1.4mg/L ,在地表水环境质量标准中的Ⅲ类水规定含量 $\leq 1.5\text{mg/L}$ 范围内,所以相关分析中氨氮的含量并没有因为浮游植物的消耗而明显减少,与氨氮在水体中的含量过高有关。水体的自净功能越强,就越能迅速的将氨氮转化为 $\text{NO}_2\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 并吸收掉。当水体 COD_{Cr} 、TN、 NH_4 和 TP含量增加后, Net-Chl%减少,而 Nano和 Pico-Chl%增多,反之,当水体 COD_{Cr} 、TN、 NH_4 和 TP含量减少后,氨氮转化为 $\text{NO}_2\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$,使其含量上升, Net-Chl%增加,而 Nano和 Pico-Chl%减少。Nano和 Pico粒级是个个体极小的类群,选择种类是 Nano和 Pico-Chl的主要贡献种类,选择种类依靠生长快速的特点,能够利用环境中暂时却适宜的条件。因此,选择种类,如 Nano和 Pico粒级要比 K选择种类,如 Net粒级的适应能力强,在本实验性研究中,污染越严重的水体,其 Nano和 Pico-Chl所占百分比增多,而 Net-Chl所占百分比则有降低。

如果试验组各粒级贡献率与对照 A组各粒级

贡献率的方差分析能呈现显著性差异,则可以找到浮游植物与生物修复工程之间的确切联系及规律,为今后利用生物的反应来反推生物修复的进展状况和方向提供有力的依据。但是统计分析却没能得到这预想的结果,对照组与实验组的各粒级贡献率并没有显著的差异,实验组水体理化因子的好转是显而易见的,但从浮游生物方面却难以找出实验组与对照组的规律性差异。作者认为这与生物的复杂性有关,藻类与藻类之间,藻类与非生物环境因素之间,藻类与生物环境因素之间均有很复杂的相互关系,因而降低了其灵敏性和专一性。而且藻类本身具有适应性,有一定的忍耐能力,而且这种能力随生活于污水中的时间而增加,因而有可能不能及时、灵敏地反应污染的变化。本次实验 E组的理化指标与对照 A组差异最大,但是 E组的 Net和 Nano-Chl%却是所有实验组中与对照 A组最为接近的组, E组水体恢复措施在所有实验组中实施手段组合最复杂,其生物相结果的解释需要全面的考虑,方能避免盲目片面的结论。

参考文献:

- [1] Aguin N S R, Duarte C M, Agust S. Nutrient and temperature control of the contribution of picoplankton to phytoplankton biomass and production [J]. *Limnol. Oceanogr.* 2000, **45**: 591—600
- [2] Fernandez E, Marañón E, Morón X A G, et al. Potential causes for the unequal contribution of picophytoplankton to total biomass and productivity in oligotrophic waters [J]. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 2003, **254**: 101—109
- [3] Campbell L, Vaulot D. The importance of prochlorococcus to community structure in the central North Pacific Ocean [J]. *Limnol. Oceanogr.*, 1994, **39**(4): 954—961
- [4] Happeywood C M. Diurnal and seasonal variation in the contributions of autotrophic pico, nano and micropikton to the primary production of an upland lake [J]. *J. Plankton Res.* 1993, **15**(2): 125—159
- [5] Huang B Q, Hong H S, Wang D Z, et al. Size fractionation of phytoplankton biomass and productivity and photosynthetic carbon flow in Taiwan Strait [J]. *Journal of Oceanography in Taiwan Strait* 2002, **21**(1): 24—29 [黄邦钦, 洪华生, 王大志, 等. 台湾海峡浮游植物生物量和初级生产力的粒级结构及碳流途径. 台湾海峡, 2002, **21**(1): 24—29]
- [6] Huang B Q, Lin X J, Hong H S. Distribution and environmental controlling of picophytoplankton in western Xiamen waters [J]. *Journal of Oceanography in Taiwan Strait* 2000, **19**(3): 330—336 [黄邦钦, 林学举, 洪华生. 厦门西侧海域微微型浮游植物的时空分布及其调控机制. 台湾海峡, 2000, **19**(3): 330—336]

- [7] Casotti R, Landolfi A, Brunet C, *et al*. Composition and dynamics of the phytoplankton of the Ionian Sea (eastern Mediterranean) [J]. *Journal of Geophysical Research*, 2003, **108** (17): 1—19
- [8] James C, Fisher J, Moss B. Nitrogen driven lakes: the Shropshire and Cheshire Meres [J]. *Arch. Hydrobiol.*, 2003, **158**: 249—266
- [9] Wilkerson F P, Dugdale R C, Kudala R M, *et al*. Biomass and productivity in Monterey Bay, California: contribution of the large phytoplankton [J]. *Deep-Sea Res.* II, 2000, **47**: 1003—1022
- [10] Lagus A, Silander M, Sumela J. Influence of nutrient enrichments on cyanobacteria in the Archipelago Sea, Northern Baltic [J]. *Verh.-Int. Ver. Limnol.*, 2002, **28**: 607—612
- [11] Lagus A, Sumela J, Weihoff G, *et al*. Species-specific differences in phytoplankton responses to N and P enrichments and the N: P ratio in the Archipelago Sea, northern Baltic Sea [J]. *J. Plankton Res.*, 2004, **26**: 779—798
- [12] Lee, Chen Y L. Comparisons of primary productivity and phytoplankton size structure in the marginal regions of southern East China Sea [J]. *Continental Shelf Research*, 2002, **20**: 437—458
- [13] Lignell R, Seppälä J, Kuuppo P, *et al*. Beyond bulk properties: responses of coastal summer plankton communities to nutrient enrichment in the northern Baltic Sea [J]. *Limnol. Oceanogr.*, 2003, **48**: 189—209
- [14] Liu D Y, Zhao J F, Song Y C, *et al*. Responses of all size-fractionated chlorophyll *a* contents to bioremediation in eutrophic water [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, **24** (11): 2477—2483 [刘冬燕, 赵建夫, 宋永昌, 等. 粒径分级叶绿素 *a* 对富营养水体生物修复的响应. 生态学报, 2004, **24** (11): 2477—2483]
- [15] Liu D Y, Da L J, You W H, *et al*. Effect of Suining Tributary ecoremediation to all size-fractionated chlorophyll-*a* contents [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, **14** (6): 963—968 [刘冬燕, 达良俊, 由文辉, 等. 绥宁河生态修复对粒径分级叶绿素 *a* 的影响. 应用生态学报, 2003, **14** (6): 963—968]
- [16] Wafar M, Helguen S L P, Rakari V, *et al*. Nitrogen uptake by size-fractionated plankton in permanently well-mixed temperate coastal waters [J]. *J. Plankton Res.*, 2004, **26** (10): 1207—1218
- [17] Han S Q, Fan C X, Yan S H. Study on the plankton communities and its biomanipulation in the eutrophicated beach ponds [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2006, **30** (3): 343—348 [韩士群, 范成新, 严少华. 滩涂富营养池塘中浮游生物种群结构及其生态调控研究. 水生生物学报, 2006, **30** (3): 343—348]
- [18] Chen F, Xia Z Y, Song C L. Relationships between organic matter in sediments and internal nutrient loadings in shallow lakes in Hubei Province of China [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2007, **31** (4): 467—472 [陈芳, 夏卓英, 宋春雷, 等. 湖北省若干浅水湖泊沉积物有机质与富营养化的关系. 水生生物学报, 2007, **31** (4): 467—472]
- [19] Li F J, Hu W Y. Effects of PSB to plankton in saline-alkali wetland ponds [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2002, **14** (1): 83—86 [刘福军, 胡文英. 光合细菌对盐碱地池塘浮游生物的影响. 湖泊科学, 2002, **14** (1): 83—86]
- [20] Yu M, Zhou Y L. The effects of photosynthetic bacteria on controlling eutrophic water through the changes of phytoplankton [J]. *Journal of Beijing Normal University (Natural Sciences)*, 2001, **37** (5): 680—685 [于明, 周云龙. 从浮游植物的变化看光合细菌在治理富营养化水体中的作用. 北京师范大学学报 (自然科学版), 2001, **37** (5): 680—685]
- [21] Andersson G H, Cronberg G C, Gelin. Effects of planktivorous and benthivorous fish on organisms and water chemistry in eutrophic lakes [J]. *Hydrobiologia*, 1978, **59** (1): 9—15
- [22] Malone T C. Algal size in the Physiological Ecology of Phytoplankton [M]. In: Morris I (Eds.), London: Blackwell Scientific Publications, 1980, 433—465
- [23] Stockner J, Antia N J. Algal picoplankton from marine and fresh water ecosystems: A multidisciplinary perspective [J]. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 1986, **43**: 2472—2503
- [24] Knapatkin D K. Estimates of primary production in oligotrophic waters and metabolism of picoplankton: a review [J]. *Mar. Microb. Food Webs*, 1990, **4**: 87—102
- [25] Fogg G E. Some comments on picoplankton and its importance in the pelagic ecosystem [J]. *Aquat. Microb. Ecol.*, 1995, **9**: 33—39
- [26] Hein M, Riemann B. Nutrient limitation of phytoplankton biomass or growth rate: an experimental approach using marine enclosures [J]. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 1995, **188**: 167—180
- [27] Li C L, Luan F H. A preliminary study on the distribution of size-fractionated Chlorophyll *a* in the euphotic of the East China Sea in spring [J]. *Ocean Science*, 1998, **4**: 59—61 [李超伦, 栾凤鹤. 东海春季真光层分级叶绿素 *a* 分布特点的初步研究. 海洋科学, 1998, **4**: 59—61]
- [28] Zhao W, Xing H, An L H. The contribution of algal picoplankton to phytoplankton biomass and primary production in freshwater bodies in Dalian [J]. *Journal of Dalian Fisheries University*, 2001, **16** (3): 158—162 [赵文, 邢辉, 安立会. 不同粒级浮游植物对淡水初级生产力的作用. 大连水产学院学报, 2001, **16** (3): 158—162]

RELATIONSHIP OF ALL SIZE-FRACTIONATED PHYTOPLANKTON WITH ENVIRONMENTAL FACTORS AFTER BIOREMEDIATION IN BLACK AND FECULENT WATER

LIU Dong-Yan, ZHAO Min and LIN Wen-Peng

(College of Life and Environment Sciences, Urban Ecology and Environment Research Centre, Shanghai Teachers University, Shanghai 200234)

Abstract The relationships between organism and its surroundings have been widely adopted to evaluate the health of ecosystem. Through the analysis of the size-fractionated phytoplankton in black and feculent water, it discussed the effect of bioremediation on all size-fractionated phytoplankton and the relationship of all size-fractionated chlorophyll-*a* with environmental factors to bioremediation, so as to provide biological proof for illustrating the efficiency of measures taken for the bioremediation.

Comprehensive measures concerning ecology including the way of adding bioenergizer, biologic algicide, effective microbe into water, and planting macrophyte are adopted. Group A is the contrast group, does not use any measures; Group B, C, D, E, F and G are test groups. Group B add photosynthetic bacteria and nitrifying bacteria; Group C add photosynthetic bacteria, nitrifying bacteria and oxygen strengthener; Group D add photosynthetic bacteria, nitrifying bacteria, bioenergizer and oxygen strengthener; Group E add photosynthetic bacteria, nitrifying bacteria, bioenergizer, plant *Eichhornia crassipes* and oxygen strengthener; Group F add photosynthetic bacteria, nitrifying bacteria, bioenergizer and plant *Eichhornia crassipes*; Group G add bioenergizer and oxygen strengthener.

Beforehand, background was sampled twice on 28th of August in 2002. The experiment began from August 29, 2002. And after the engineering project, samples for water quality analyses were collected on the 29th and 31st of August, the 3rd, 6th, 9th, 12th and 17th of September respectively.

Water samples for phytoplankton analyses were collected with length Nisk in bottles (for a total final volume of 10L). The samples were divided into Pico (0.2–2.0 μm), Ultra (0.2–5 μm), Nano (2–20 μm) and Net (20–200 μm) size fractions by filtration. Chlorophyll-*a* was determined by spectrophotometry following the methods proposed by Lorenzen on the 9th, 12th and 17th of September in 2002 respectively.

Within the periods of this survey, both of COD_{Cr} and BOD_5 lowered after bioremediation and the effect of cleansing were very significantly in group C, D and E, the removal rates of NH_4 were 71.3%, 84.0% and 93.2%; TP were 5.2%, 64.6% and 78.0%; TN were 46.2%, 50.3% and 75.5% separately in the three groups and the effect of group E was the best. COD_{Cr} , NH_4 and TP were decreased significantly compared with the contrast group A ($p < 0.05$). Bivariate correlate analyze was done between the content of all size-fractionated chlorophyll-*a*, the percentages of all size fractionated contents to bulk contents with all environmental factors.

The result showed that the percentages of Net-Chl-*a*% significantly negatively correlated with COD_{Cr} , TN, NH_4 and TP and positively with $\text{NO}_2\text{-N}$ and $\text{NO}_3\text{-N}$, while the percentage of Nano-Chl-*a*% and Pico-Chl-*a*% positively correlated with COD_{Cr} , TN, NH_4 and TP and negatively with $\text{NO}_2\text{-N}$ and $\text{NO}_3\text{-N}$. As both of the TN and NH_4 , TP and COD are indexes reflecting the level of the water contamination, results of the above analysis signified that the percentage of Nano- and Net-chl-*a* were closely correlated with the level of water contamination.

Key words Phytoplankton; Bioremediation; Chlorophyll-*a*; Size-fractionation