

湖泊底泥疏浚环境效应: IV. 对沉积物微生物活性与群落功能多样性的影响及其意义*

钟继承, 刘国锋, 范成新**, 白秀玲, 李 宝, 尹洪斌

(中国科学院南京地理与湖泊研究所湖泊与环境国家重点实验室, 南京 210008)

摘要: 通过为期一年的疏浚模拟试验, 在试验室培养疏浚与对照柱样研究了底泥疏浚对沉积物微生物活性和群落功能多样性的影响。研究表明, 太湖梅梁湾研究区模拟疏浚表层 30cm 对沉积物物理、化学和微生物性质影响较大。疏浚沉积物微生物活性显著低于未疏浚沉积物的微生物活性, 疏浚对沉积物微生物活性影响较大且在一年的试验周期内难以恢复。底泥疏浚对沉积物微生物功能多样性产生影响, 疏浚后初期新生表层沉积物的微生物群落多样性指数显著低于未疏浚沉积物, 底泥疏浚改变了沉积物中微生物群落组成, 并会导致微生物群落功能多样性降低。底泥疏浚对微生物活性与微生物群落功能多样性产生影响, 从而对沉积物中生源要素的循环产生影响。

关键词: 底泥疏浚; 微生物活性; 群落功能多样性; 太湖

Environmental effect of sediment dredging in lake: IV. influences of dredging on microbial activity and functional diversity of microbial community in sediments and its significance

ZHONG Jicheng, LIU Guofeng, FAN Chengxin, BAI Xiuling, LI Bao & YIN Hongbin

(State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, P. R. China)

Abstract: A laboratory experiment for studying the effects of sediment dredging on microbial activity and functional diversity of microbial community of sediments was carried out through one year. Using incubation of undredged (control) and dredged cores, we found that dredging the upper 30cm layer of sediment remarkably affected physico-chemical and microbial characteristics of sediments in the study area of Meiliang Bay, Lake Taihu. The microbial activity in dredged sediments was significantly lower ($P < 0.05$) than that in undredged sediments. Sediment dredging affected considerably microbial activity in sediments, and the microbial activity in dredged sediments could not recovery in one year experiment. Sediment dredging also affected the functional diversity of microbial community in sediment, the diversity index of microbial community in early dredged sediments was significantly lower ($P < 0.05$) than that in undredged sediments. Sediment dredging modified the community composition of sediment microbial ecosystem and resulted in decreasing of diversity of microbial community. Sediment dredging affected microbial activity and functional diversity of microbial community, which consequently affected the cycling of biogenic elements in sediments.

Keywords: Sediment dredging; microbial activity; functional diversity of microbial community; Lake Taihu

我国长江中下游地区湖泊以及绝大多数城市湖泊普遍面临着水体富营养化问题。底泥疏浚因能从水体将污染底泥永久性去除, 所以被认为是污染湖泊治理中重要的工程措施而被广泛应用, 并且在我国的湖泊治理实践中, 底泥疏浚已同生态修复一起具有主导性和集成性趋势。关于底泥疏浚的环境效应及对污染物控制效果方面, 国内外开展了较多的研究。如跟踪研究疏浚工程引起的沉积物再悬浮及沉降作用影响范围^[1-2], 疏浚工程实施过程中瞬时的界面过程与营养盐释放^[3-4]及疏浚后对营养盐释放长效的控制效果^[5-7];

* 国家自然科学基金项目(40901253, 40730528)、江苏省自然科学基金和社会发展项目(BK2009333, BE2009603)和中国科学院知识创新工程领域前沿项目(CXNIGLAS200804)联合资助。2009-03-04 收稿; 2009-07-15 收修改稿。钟继承, 男, 1978 年生, 博士, 助理研究员; E-mail: jczhong@niglas.ac.cn.

** 通讯作者; E-mail: cxfan@niglas.ac.cn.

疏浚后底栖生物种群数量的变化及其回复过程^[8-11];及疏浚对持久性有毒有害化学物质的短期和长效控制作用等^[12-16];在这些方面取得了比较深入的认识.但是对疏浚后沉积物微生物性质的变化及恢复过程的研究则相对较少^[17].

在水生生态系统中,微生物不仅是底栖生物群落的重要组成部分,而且在水生生态系统中物质的降解、转化及能量的流动中起着关键的控制作用^[18-20].表层沉积物是湖泊生态系统中微生物聚居和生物物质赋存的主要介质,因此研究底泥疏浚前后沉积物微生物性质的变化,对于了解沉积物中生源要素的循环具有重要的作用,同时对了解底泥疏浚对水体生态系统潜在的影响及生态功能的恢复与重建具有重要意义.

微生物酶活性是研究微生物代谢能力的重要指标,当用之与环境研究相联系,则与环境中有有机物质的矿化和降解等行为有关.荧光素双醋酸酯(FDA)是一种无色的化合物,它会被胞外酶与膜结合酶水解并释放出有色的终产物,这种有色的终产物对可见光(490nm)有较强的吸收可以用分光光度计量化^[21].FDA法近年来常被用来研究环境样品的微生物生物量^[21-22]以及总体微生物的活性^[23-24].BIOLOG微平板技术常被用作区分不同生活环境中的微生物群落,其原理是根据微生物群落对BIOLOG微平板上95种单一碳源利用模式的差异^[25].BIOLOG微平板技术也被广泛用于地表水与沉积物样品微生物群落功能多样性的研究^[26-29],该技术常被用于研究微生物生态的主要原因是它能够快速的识别微生物群落的变化,另外它强调的是微生物群落的功能特征^[30].

本文的主要目的是通过室内的疏浚模拟微环境试验,采用荧光素双醋酸酯(FDA)法与BIOLOG微平板碳源利用技术研究底泥疏浚对沉积物微生物活性与群落功能多样性的影响及恢复程度与过程.探讨底泥疏浚对疏浚后新生表层微生物性质的影响,以便更好地理解疏浚对沉积物生源要素循环的影响及其环境意义.

1 材料与方法

1.1 研究点概述

本研究采样点(31°31'33.9"N,120°12'35.2"E)位于太湖梅梁湾鼋头渚国家重点风景游览区附近,采样点位置示意图与研究点描述见本系列文章首篇相关内容^[31].研究区水体具有重要的生态功能,由于水体污染较为严重,在太湖相关的治理方案中已有疏浚计划正在酝酿.本文选择该区域用作前期研究,具有重要的现实意义.

1.2 样品采集与疏浚模拟试验

野外采样过程与实验室内的疏浚模拟试验方法的细致描述见本系列文章首篇相关内容^[31].在试验过程中,按计划从培养水槽中分别取出未疏浚和疏浚各3个平行柱样,用虹吸法无扰动排干上覆水后用上顶法按2cm分割沉积物,取疏浚与对照表层(0-2cm)沉积物立即装入灭菌的塑料袋中,样品经混合均匀后4℃冷藏待沉积物微生物性质分析.另取沉积物亚样用于沉积物基本理化性质分析,湿沉积物经冷冻干燥后,研磨后过100目筛,湿沉积物样品与过筛后的干样4℃保存待分析用.

1.3 沉积物理化性质分析方法

沉积物含水率(W%,湿重)在105℃条件下烘24h至恒重;孔隙率与容重测定采用金属环法^[32];沉积物氧化还原电位值(Eh)在分割沉积物时测定;沉积物粒度分析采用激光粒度仪(Mastersizer 2000)进行测试.烧失重(LOI)用105℃烘干的沉积物放入到马弗炉中在550℃条件下灼烧6h,然后测定灼烧前后沉积物的重量损失.沉积物总氮(TN)的分析采用元素分析仪(CE-440);沉积物总磷(TP)的分析采用Ruben等的方法^[33],取0.2g沉积物干样在450℃条件下灼烧3h,然后用3.5mol/L HCl在振荡培养箱中在20℃条件下振荡提取(160r/min)16h,提取液经离心过滤后4℃保存待测,提取液中的溶解性活性磷(SRP)用钼蓝比色法测定^[34].

1.4 微生物FDA水解活性分析

沉积物采自疏浚模拟试验开始与一年后结束时两次表层(0-2cm)沉积物样品,沉积物中微生物活性采用荧光素双醋酸酯(FDA)技术^[35].称取约1g湿沉积物样,加入10ml灭菌后的0.01mol/L的磷酸盐缓冲溶液(pH=7.6),于30℃、200r/min的摇床中分散15min,之后加入2g/L的FDA溶液0.5ml,于30℃摇床中培

养 3h, 培养结束后加入 3ml AgCl (200mg/L) 终止反应. 溶液经离心后, 用 0.45 μ m 的滤膜过滤, 于 490nm 波长处测定溶液吸光度, 结果表示为 μ mol FDA/(h · g) (干重), 以此来量化沉积物中微生物 FDA 水解活性.

1.5 微生物群落功能多样性分析

供试沉积物样品采自疏浚模拟微环境试验中的表层 (0-2cm) 沉积物, 在试验之前, 将供试沉积物置于 25 $^{\circ}$ C 条件下的生化培养箱中活化 7d. 沉积物微生物群落功能多样性采用 BIOLOG 测试方法^[36]. 每个样品重复 3 次. 操作简述如下: 将 BIOLOG GN 微平板从冰箱内取出, 25 $^{\circ}$ C 下预热. 用 200 μ l 自动多头移液器取合乎 BIOLOG GN 系统要求浓度的沉积物提取液 (10^{-3}) 加到 BIOLOG GN 微平板孔中, 每孔加 150 μ l, 25 $^{\circ}$ C 培养 7d, 每隔 12h 用 BIOLOG 自动读数装置在 590nm 下测定其吸光值. 沉积物微生物群落 BIOLOG 代谢剖面的表达: BIOLOG GN 微平板中多底物酶联 (ELISA) 反应采用每孔的平均吸光值 (AWCD) 来描述^[37], 计算表达式为:

$$AWCD = [\sum (C - R)] / 95$$

式中, C 是所测得 95 个反应孔的吸光值, R 是对照孔的吸光值.

沉积物微生物群落功能多样性测度方法: 采用 BIOLOG GN 微平板孔中吸光值来计算沉积物微生物群落功能多样性指数, 即 Shannon 指数 (H'), 其计算公式为:

$$H' = - \sum P_i \ln P_i$$

式中, P_i 为第 i 孔相对吸光值 (C-R) 与整个平板相对吸光值总和的比率.

1.6 数据分析与统计

统计分析采用 SPSS 12 统计分析软件. t -检验用来分析每次疏浚与对照沉积物的微生物活性、BIOLOG 系统吸光度值与功能多样性指数有无显著差异.

2 结果

2.1 沉积物基本理化性质变化

模拟疏浚 30cm 会对沉积物基本理化性质产生较大影响. 与对照沉积物相比, 疏浚的表层沉积物含水率、孔隙率有所降低, 相应地沉积物容重有所增加. 沉积物氧化还原电位 (Eh) 变化较为明显, 对照表层呈明显的氧化环境 (Eh > 200), 而疏浚的表层呈还原的环境 (Eh < 200) (表 1). 有机质含量 (以 LOI% 计) 也有所降低, 总磷含量降低了近 300mg/kg, 但沉积物总氮含量却没有显著地降低. 对照和疏浚表层沉积物 (0-2cm) 粒度组成也有所不同, 与对照沉积物相比, 疏浚沉积物粘粒和粉粒含量较对照低了约 6%, 细砂含量低了约 2%, 相应地粗砂含量增加了约 8%.

表 1 疏浚和对照处理表层沉积物 (0-2cm) 基本理化性质*

Tab. 1 Physico-chemical characteristics of surface layer (0-2cm) of control and dredged sediments

样品	含水率 (%)	孔隙率 (%)	容重 (g/cm ³)	Eh (mV)	有机质 (LOI%)	总氮 (%)	总磷 (mg/kg)	粘、粉粒 (%)	细砂 (%)	粗砂 (%)
对照	63(1)	93(1)	1.46(0.02)	367(81)	4.50(0.21)	0.35(0.03)	912(51)	70.9(1.0)	27.8(0.9)	1.3(0.2)
疏浚	50(1)	76(2)	1.54(0.04)	131(3)	4.01(0.13)	0.41(0.02)	646(36)	64.6(3.5)	25.8(1.2)	9.7(3.4)

* 样品采至 2005 年 12 月疏浚模拟试验初始柱样, 数据为 3 平行样的平均值和标准差.

2.2 沉积物微生物 FDA 水解活性

在一年的微环境试验中, 取了两次疏浚与未疏浚表层 (0-2cm) 沉积物样品, 即 2005 年 12 月 (刚疏浚过) 与 2006 年 12 月 (模拟疏浚后一年) 的样品, 图 1 为沉积物微生物 FDA 水解活性, 在 2005 年 12 月试验刚开始时未疏浚样品的微生物 FDA 活性约为疏浚沉积物微生物活性的 4 倍, 在 2006 年 12 月试验结束时未疏浚沉积物微生物活性约为疏浚沉积物微生物活性的 3 倍. 在刚疏浚过与疏浚一年后两次的疏浚沉积物的微生物活性均显著 ($P < 0.05$) 低于未疏浚 (对照) 沉积物的微生物活性.

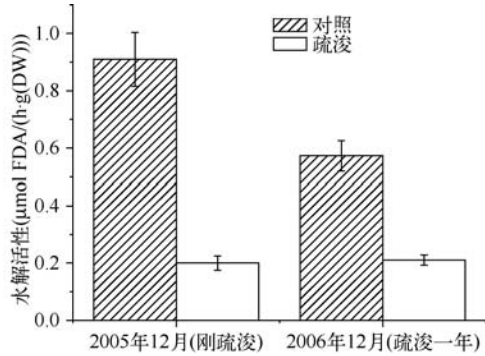


图1 沉积物微生物 FDA 水解活性
(误差线代表三次重复平均值的标准偏差)
Fig. 1 FDA hydrolytic activity of sediment microbial

疏浚时(2005年12月)与疏浚3个月时(2006年3月)的未疏浚对照沉积物的 Shannon 指数要显著($P < 0.05$)高于疏浚沉积物样品(表2). 而疏浚6个月(2006年6月)与12个月(2006年12月)时的疏浚与对照沉积物的 Shannon 指数差异不显著.

2.3 沉积物微生物群落功能多样性

模拟疏浚试验刚开始时(2005年12月样品,图2a)与模拟疏浚试验3个月时(2006年3月样品,图2b)的疏浚与对照沉积物微生物群落在碳素利用模式上明显不同, BIOLOG 盘在培养12h后,未疏浚对照的吸光度值明显的高于疏浚沉积物样品. 而疏浚模拟试验进行6个月(2006年6月,图2c)和12个月时(2006年12月,图2d)未疏浚与疏浚沉积物样品在碳素利用模式上的差异不太明显,未疏浚沉积物的吸光度值在 BIOLOG 板培养48h后才开始稍高于疏浚沉积物样品.

根据每次 BIOLOG GN 测试盘得到的沉积物样品吸光度值计算的微生物功能多样性指数(Shannon 指数), 刚

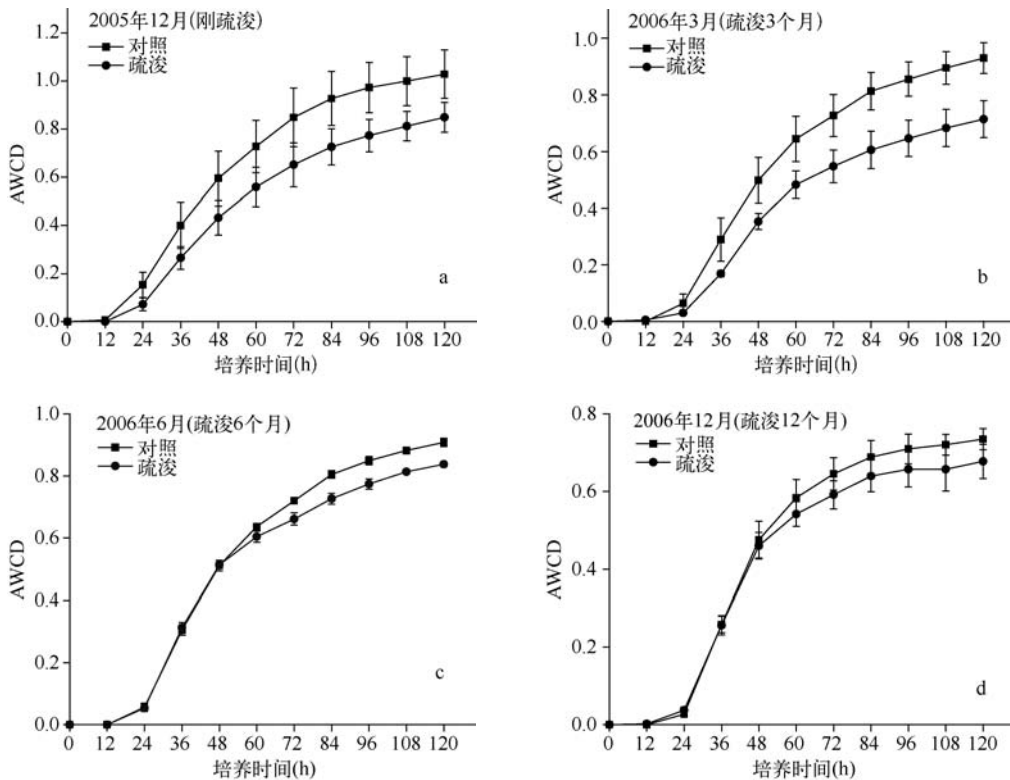


图2 沉积物微生物群落培养过程中 BIOLOG GN 盘平均吸光度值变化
(误差线代表三次重复平均值的标准偏差)

Fig. 2 Variation in average well color development (AWCD) in BIOLOG GN plates during incubation of sediment microbial community (error bars represent standard deviation of the mean of three replicates)

3 讨论

3.1 沉积物的微生物 FDA 水解活性

分光光度计法测定荧光素双醋酸酯 (FDA) 水解是测定环境样品微生物活性一种简单、快速而又灵敏的方法^[35]. 现被广泛地用作环境样品总体微生物活性的测定^[23-24]. 有研究表明表层沉积物微生物具有最大的 FDA 水解活性并在垂向上随

深度逐渐减小^[38]. 这个结果与本试验的结果相一致, 在本试验中, 无论是模拟疏浚刚开始时还是模拟疏浚后一年, 未疏浚沉积物的微生物活性显著高于疏浚沉积物. 胞外酶活性是反映沉积物微生物活性的良好指标, 已有的研究表明太湖五里湖疏浚后多种胞外酶活性均显著降低且在相当长的时间内难以恢复^[17], 这个结果也与本研究的结果相吻合, 微生物 FDA 水解活性是沉积物中多种酶活性的体现, 这些酶包括蛋白酶、脂肪酶与酯酶等^[39]. 底泥疏浚会影响沉积物胞外酶活性与微生物活性, 进而影响沉积物中生源要素的循环^[40].

未疏浚沉积物的微生物活性高于疏浚沉积物的原因可能有两个: 其一是可能与沉积物微生物生物量或活性细菌数目有关. 据文献报道, 沉积物中微生物总数与活性细菌数目通常在表层呈最高, 并在垂向分布上随深度的增加而逐渐降低^[38,41]; 其二则可能是与微生物群落的组成有关, 未疏浚沉积物中微生物群落组成可能会与疏浚沉积物中微生物群落组成不同. 为了更好的模拟湖底原位的条件, 便于疏浚后沉积物微生物群落的恢复, 在试验持续的 1 年周期内, 在湖泊原位用捕获器捕获悬浮物, 严格按原采样点处的沉积速率逐月分别加入疏浚与未疏浚培养柱中, 使得底泥表层覆盖上层沉降物. 但即使这样, 在试验结束时, 疏浚沉积物表层的微生物活性仍显著低于未疏浚沉积物表层, 这个结果充分表明经疏浚这种人为外力影响后的沉积物新生表层, 其微生物活性的恢复不可能是很快的, 微生物活性的建立和恢复需要较长的过程.

3.2 沉积物微生物群落功能多样性

BIOLOG GN 盘中每孔的平均吸光值 (AWCD) 是反映沉积物微生物群落生理功能多样性的一个重要指标. 在总体的酶联 (ELISA) 反应上 (以 AWCD 表示), 疏浚与对照沉积物的微生物群落反应速度与最终达到的程度有所不同, 特别是刚疏浚后与疏浚后 3 个月两时段的沉积物样品, 对照沉积物吸光度显著高于疏浚沉积物吸光度值 (图 2a, 图 2b). Garland 等认为微生物群落酶联反应速度和最终能达到的程度与群落内能利用单一碳源底物的数目与种类相关^[37]. 因此疏浚与未疏浚沉积物群落组成上是有所不同的, 由于对照沉积物吸光度显著高于疏浚沉积物吸光度值, 可以认为疏浚沉积物中微生物群落所含的能够利用 BIOLOG GN 微平板上的碳源底物的微生物数量要少于对照沉积物中的微生物群落.

Shannon 指数是研究微生物群落物种数与分布均匀程度的综合指标, 是目前应用最为广泛的微生物群落多样性指数之一^[42]. 本文用 Shannon 指数来评价底泥疏浚对沉积物微生物群落功能多样性的影响, 刚疏浚时与疏浚后 3 个月两次的疏浚与未疏浚沉积物 Shannon 指数差异显著, 疏浚沉积物的多样性指数要显著低于未疏浚沉积物的多样性指数. 这个结果表明疏浚沉积物中能利用有关碳源底物的微生物数量要低于未疏浚对照沉积物, 底泥疏浚会对沉积物微生物功能多样性产生影响. 另外, 底泥疏浚也会改变沉积物微生物群落的组成. 有研究表明微生物数量和群落结构多样性指数都随着沉积物的深度增加而减小, 微生物群落组成在沉积物垂直剖面上有很大差异^[41,43]. 疏浚后形成的新生表层原为深层沉积物, 和对照表层沉积物相比, 微生物群落组成也会有所不同. 另外也有研究者用微生物脂肪酸分析 (FAME) 和微生物 16S rDNA 多样性分析等分子生物学技术, 研究了太湖五里湖疏浚对沉积物微生物性质的影响, 结果表明底泥疏浚对微生物的生物量及其群落结构组成具有较大的影响, 在一定程度上改变了沉积物中优势种群的组成^[44].

而疏浚 6 个月与疏浚 12 个月两次疏浚与对照沉积物微生物多样性指数没有显著性差异 (表 2), 其中原因可能有两个, 其一可能与疏浚半年后疏浚沉积物微生物群落的逐渐恢复有关. 在模拟疏浚试验进行过程中, 根据采样点沉积速率用原位悬浮物捕获器捕获的悬浮物不断加入到未疏浚与疏浚柱中, 加入的悬浮物不仅能够提供新鲜的有机质, 而且会引入大量微生物种群, 从而会对疏浚沉积物有“接种”作用. 这种“接

表 2 沉积物微生物群落功能多样性指数 (平均值 \pm 标准差)

Tab. 2 Functional diversity indices of sediment microbial community

时间	Shannon 指数 (H')		t -检验 P 值
	对照	疏浚	
2005 年 12 月 (刚疏浚)	5.83 \pm 0.30	4.56 \pm 0.28	0.037 *
2006 年 3 月 (疏浚 3 个月)	2.11 \pm 0.11	1.6 \pm 0.06	0.018 *
2006 年 6 月 (疏浚 6 个月)	1.27 \pm 0.04	1.15 \pm 0.03	0.055
2006 年 12 月 (疏浚 12 个月)	1.24 \pm 0.08	1.16 \pm 0.04	0.540

种”作用有助于疏浚沉积物外来种群的迁入与恢复,有助于疏浚沉积物(深层沉积物)由疏浚前的厌氧微生物区系向疏浚后好氧微生物区系转变.其二可能也与本试验研究方法有关,本疏浚模拟试验持续了1年周期,而模拟试验不可能完全模拟湖底原位的环境条件,长时间的培养可能会导致未疏浚沉积物一些微生物种群的消亡,疏浚与未疏浚沉积物微生物区系产生趋同效应.

另外需要指出的是 BIOLOG GN 碳素利用法在研究微生物群落的结构和功能方面存在一定的局限性. BIOLOG GN 系统是一种有选择性的系统,能在 BIOLOG 系统上生长的通常是生长较快、可培养的微生物种群,并不能反映环境样品中非培养微生物的特性^[45],它所得出结构和功能方面的信息是基于能在 BIOLOG GN 系统内生长的微生物主要是革兰氏阴性菌^[36,46].因此,通过功能多样性差异来反映物种多样性的差异,通常会导致低估物种上的不同.尽管利用碳源利用剖面来表征微生物群落有其内在的局限性,但是用 BIOLOG 系统研究微生物群落对碳源底物利用至今仍不失为用来比较微生物群落的一个快速、简便的好工具,可获得大量的微生物群落结构与功能多样性方面的信息.

3.3 对沉积物生源要素循环的意义

本文的研究结果表明,研究区模拟疏浚 30cm 对沉积物物理、化学和生物性质都产生较大影响.沉积物物理性质变化包括含水率、孔隙率和容重等,由于沉积物的压实作用,疏浚后的新生表层沉积物含水率和孔隙率较低,相应地沉积物容重变大(表1),疏浚后这些性质达到对照的程度需要长期的过程.另外疏浚对沉积物氧化还原电位影响较大,对照沉积物呈现明显的氧化环境,而疏浚沉积物呈现出还原环境,疏浚后表层沉积物暴露到水土界面成为新生表层,还原环境会逐渐向氧化环境转化.疏浚也会对沉积物化学性质如营养盐含量及赋存形态产生较大的影响,与对照沉积物相比,疏浚的表层沉积物有机质、总磷也有明显的减少,而总氮没有明显的减少,原因可能是因为疏浚沉积物(深层沉积物)含有较多的无机氮(主要为 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$).由于早期成岩作用,疏浚沉积物有机质含量减少,另外有机质质量也会不同,疏浚后形成的新生表层沉积物原是深层沉积物,含量较少的有机质通常是难以分解利用的,所以对照和疏浚沉积物有机质、营养盐含量与生物可利用性都有很大的不同.

研究区模拟疏浚 30cm 不仅对沉积物物理性质和化学性质产生较大的影响,同时对微生物性质也产生较大的影响.疏浚沉积物的微生物 FDA 水解活性和群落功能多样性显著低于对照沉积物,这些都反映了疏浚后沉积物微生物群落组成的变化.从作者湖泊底泥疏浚环境效应系列文章前3篇的讨论可知,疏浚导致的沉积物性质的改变对沉积物中氮磷迁移转化过程产生较大的影响,使得疏浚新生表层沉积物氮磷的周转速率明显变缓,改变了沉积物生源要素原有的循环模式^[31,47-48].疏浚一定深度导致的沉积物物理、化学和微生物学性质的改变及三者之间的协同作用才体现出对内生营养盐释放的抑制作用.而生源要素的循环过程都是基于微生物新陈代谢活动的,所以疏浚导致的沉积物微生物性质的改变应该在其中扮演了非常重要的作用.

4 参考文献

- [1] Bai YC, Wang ZY, Shen HT. Three-dimensional modeling of sediment transport and the effects of dredging in the Haihe Estuary. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 2003, **56**: 175-186.
- [2] Je CH, Hayes DF, Kim KS. Simulation of resuspended sediments resulting from dredging operations by a numerical flocculent transport model. *Chemosphere*, 2007, **70**: 187-195.
- [3] Lohrer AM, Wetz JJ. Dredging-induced nutrient release from sediments to the water column in a southeastern saltmarsh tidal creek. *Marine Pollution Bulletin*, 2003, **46**: 1156-1163.
- [4] Falcão M, Gaspar MB, Caetano M *et al.* Short-term environmental impact of clam dredging in coastal waters (south of Portugal): chemical disturbance and subsequent recovery of seabed. *Marine Environmental Research*, 2003, **56**: 649-664.
- [5] Fan CX, Zhang L, Wang JJ *et al.* Processes and mechanism of effects of sludge dredging on internal source release in lakes. *Chinese Science Bulletin*, 2004, **49**(17): 1853-1859.
- [6] Kleeberg A, Kohl JG. Assessment of the long-term effectiveness of sediment dredging to reduce benthic phosphorus release in shallow Lake Müggelsee (Germany). *Hydrobiologia*, 1999, **394**: 153-161.
- [7] Reddy KR, Fisher MM, Wang Y *et al.* Potential effects of sediment dredging on internal phosphorus loading in a shallow,

- subtropical lake. *Lake and Reservoir Management*, 2007, **23**: 27-38.
- [8] Seiderer LJ, Newell RC. Analysis of the relationship between sediment composition and benthic community structure in coastal deposits: implications for marine aggregate dredging. *ICES Journal of Marine Science*, 1999, **56**: 757-765.
- [9] Dolmer P, Kristensen T, Christiansen ML *et al.* Short-term impact of blue mussel dredging(*Mytilus edulis* L.) on a benthic community. *Hydrobiologia*, 2001, **465**: 115-127.
- [10] Lewis MA, Webber DE, Stanley RS *et al.* Dredging impact on an urbanized Florida bayou: effects on benthos and algal-periphyton. *Environmental Pollution*, 2001, **115**: 161-171.
- [11] Robinson JE, Newell RC, Seiderer LJ *et al.* Impacts of aggregate dredging on sediment composition and associated benthic fauna at an offshore dredge site in the southern North Sea. *Marine Environmental Research*, 2005, **60**: 51-68.
- [12] Bremle G, Larsson P, Hammar T *et al.* PCB in a river system during sediment remediation. *Water Air and Soil Pollution*, 1998, **107**: 237-250.
- [13] Bremle G, Larsson P. PCB concentration in fish in a river system after remediation of contaminated sediment. *Environmental Science & Technology*, 1998, **32**: 3491-3495.
- [14] Voie ØA, Johnsen A, Rossland HK *et al.* Why biota still accumulate high levels of PCB after removal of PCB contaminated sediments in a Norwegian fjord. *Chemosphere*, 2002, **46**: 1367-1372.
- [15] Bergen BJ, Nelson WG, Mackay J *et al.* Environmental monitoring of remedial dredging at the new Bedford harbor, MA, superfund site. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2005, **111**: 57-275.
- [16] Mackie JA, Natali SM, Levinton JS *et al.* Declining metal levels at Foundry Cove (Hudson River, New York): response to localized dredging of contaminated sediments. *Environmental Pollution*, 2007, **149**: 141-148.
- [17] Liu AJ, Kong FX, Wang D. Effects of dredging on extracellular microbial enzymes in the sediment of Lake Taihu, China. *Journal of Freshwater Ecology*, 2006, **21**(3): 399-404.
- [18] Nixdorf B, Jander B. Bacterial activities in shallow lakes- A comparison between extremely acidic and alkaline eutrophic hard water lakes. *Hydrobiologia*, 2003, **506/509**: 697-705.
- [19] Deming JD, Baross JA. The early diagenesis of organic mater: Bacterial activity. In: Eeneel M, Macko S eds. *Organic Chemistry*. New York: Plenum Press, 1993: 119-144.
- [20] Blackburn TH. Microbial food webs in sediments. In: Sleigh MA ed. *Microbes in the sea*. New York: John Wiley & Sons, 1987: 355-359.
- [21] Stubberfield LCF, Shaw PJA. A comparison of tetrazolium reduction and FDA hydrolysis with other measurements of microbial activity. *Journal of Microbiological Methods*, 1990, **12**: 151-162.
- [22] Gaspar ML, Cabello MN, Pollero R *et al.* Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of fungal biomass in soil. *Current Microbiology*, 2001, **42**: 339-344.
- [23] Battin TJ. Assessment of fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total esterase activity in natural stream sediment biofilms. *Science of the Total Environment*, 1997, **198**: 51-60.
- [24] Adam G, Duncan H. Development of a sensitive and rapid method for the measurement of total microbial activity using fluorescein diacetate (FDA) in a range of soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 2001, **33**: 943-951.
- [25] Garland JL, Mills AL. Classification and characterization of heterotrophic microbial communities on basis of community-level sole carbon source utilization. *Applied and Environmental Microbiology*, 1991, **57**: 2351-2359.
- [26] Filermans CB, Franch MM, Hazen TC *et al.* Ecofunctional enzymes of microbial communities in ground water. *FEMS Microbiology Reviews*, 1997, **20**: 379-389.
- [27] Choi KH, Dobbs FC. Comparison of two kinds of Biolog microplates (GN and ECO) in their ability to distinguish among aquatic microbial communities. *Journal of Microbiological Methods*, 1999, **36**: 203-213.
- [28] Dahllöf I, Agrenius S, Blanck H *et al.* The effect of TBT on the structure of a marine sediment community-a boxcosm study. *Marine Pollution Bulletin*, 2000, **42**(8): 689-695.
- [29] Radl V, Pritsch K, Munch JC *et al.* Structural and functional diversity of microbial communities from a lake sediment contaminated with trenbolone, an endocrine-disrupting chemical. *Environmental Pollution*, 2005, **137**: 345-353.
- [30] Heuer H, Smalla K. Evaluation of community-level catabolic profiling using BIOLOG GN microplates to study microbial community changes in potato phyllosphere. *Journal of Microbiological Methods*, 1997, **30**: 49-61.
- [31] 钟继承, 刘国锋, 范成新等. 湖泊底泥疏浚环境效应研究: I. 内源磷释放控制作用. *湖泊科学*, 2009, **21**(1): 84-93.

- [32] Graca B, Burska D, Matuszewska K. The impact of dredging deep pits on organic matter decomposition in sediments. *Water, Air and Soil Pollution*, 2004, **158**: 237-259.
- [33] Ruban V, López-Sánchez JF, Pardo P *et al.* Selection and evaluation of sequential extraction procedures for the determination of phosphorus forms in lake sediment. *Journal of Environmental Monitoring*, 1999, **1**(1): 51-56.
- [34] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 246-248.
- [35] Schnürer J, Rosswall T. Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter. *Applied and Environmental Microbiology*, 1982, **43**: 1256-1261.
- [36] Zak JC, Willing MR, Moorhead DL *et al.* Functional diversity of microbial communities: A quantitative approach. *Soil Biology & Biochemistry*, 1994, **26**: 1101-1108.
- [37] Garland JL, Mills AL. Classification and characterization of heterotrophic microbial communities on basis of community-level sole carbon source utilization. *Applied and Environmental Microbiology*, 1991, **57**: 2351-2359.
- [38] Mermillod-Blondin F, Nogaro G, Datry T *et al.* Do tubificid worms influence the fate of organic matter and pollutants in streamwater sediments? *Environmental Pollution*, 2005, **134**: 57-69.
- [39] Guillbault GG, Kramer DN. Fluorometric determination of lipase, acylase, alpha- and gamma-chymotrypsin and inhibitors of these enzymes. *Analytical Chemistry*, 1964, **36**: 409-412.
- [40] Cao XY, Song CL, Li QM *et al.* Dredging effects on P status and phytoplankton density and composition during winter and spring in Lake Taihu, China. *Hydrobiologia*, 2007, **581**: 287-295.
- [41] Koizumi Y, Kojima H, Fukui M. Characterization of depth-related microbial community structure in lake sediment by denaturing gradient gel electrophoresis of amplified 16S rDNA and reversely transcribed 16S rRNA fragments. *FEMS Microbiology Ecology*, 2003, **46**: 147-157.
- [42] Magurran AE. Ecological diversity and its measurement. Princeton: Princeton University press, 1988: 34-59.
- [43] Koizumi Y, Takii S, Fukui M. Depth-related change in archaeal community structure in a freshwater lake sediment as determined with denaturing gradient gel electrophoresis of amplified 16S r genes and reversely transcribed r fragments. *FEMS Microbiology Ecology*, 2004, **48**: 285-292.
- [44] 刘爱菊. 五里湖底泥疏浚环境影响及生态风险分析[博士学位论文]. 南京: 南京大学, 2006: 46-64.
- [45] Smalla K, Wachtendorf U, Heuer H *et al.* Analysis of BIOLOG GN substrate utilization patterns by microbial communities. *Applied and Environmental Microbiology*, 1998, **64**(4): 1220-1225.
- [46] Haack SK, Garchow H, Klug MJ *et al.* Analysis of factor affecting the accuracy, reproductivity, and interpretation of microbial community carbon source utilization patterns. *Applied and Environmental Microbiology*, 1995, **51**: 1458-1468.
- [47] 钟继承, 刘国锋, 范成新等. 湖泊底泥疏浚环境效应: II. 内源氮释放控制作用. 湖泊科学, 2009, **21**(3): 335-344.
- [48] 钟继承, 刘国锋, 范成新等. 湖泊底泥疏浚环境效应: III. 对沉积物反硝化作用的影响. 湖泊科学, 2009, **21**(4): 465-473.