

# 净水厂污泥覆盖控制底泥氮磷释放效果

黄华山, 杨志敏, 周真明, 刘淑坡, 沈春花, 李飞, 苑宝玲

(华侨大学 土木工程学院, 福建 厦门 361021)

**摘要:** 室内静态模拟净水厂污泥与沙、沸石、锁磷剂(镧改性膨润土 Phoslock)等 4 种覆盖材料控制底泥氮磷的释放效果. 结果表明:在覆盖强度为  $2 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$  条件下,与对照组相比,沸石覆盖对氨氮的平均削减率为 42.04%,沙覆盖和锁磷剂覆盖对氨氮均没有削减效果,净水厂污泥覆盖不仅对氨氮没有削减效果,而且还会向水体释放氨氮;锁磷剂、净水厂污泥、沸石和沙的覆盖对正磷酸盐的平均削减率分别为 75.98%, 53.73%, 28.09% 和 10.69%. 最后,分析几种覆盖材料控制底泥氮磷释放的可行性及存在问题,表明净水厂污泥开发为覆盖材料控制底泥磷释放是可行的.

**关键词:** 原位覆盖; 底泥; 净水厂污泥; 沸石; 锁磷剂; 氮磷

**中图分类号:** X 524

**文献标志码:** A

氮和磷是水体富营养化的主要限制因子,控制水体氮和磷的质量浓度能有效抑制水体富营养化<sup>[1-2]</sup>. 目前,控制底泥氮磷释放的主要措施有清淤法和原位覆盖法<sup>[3]</sup>. 覆盖材料是原位覆盖技术核心部分. 覆盖材料类型发展迅速,从传统的沙<sup>[4]</sup>、砾石和洁净土壤<sup>[5]</sup>等惰性材料发展到方解石<sup>[6]</sup>、活性炭<sup>[7]</sup>、焦炭<sup>[8]</sup>、沸石<sup>[9]</sup>及其改性产品<sup>[10-15]</sup>,以及其他矿物材料为基质改性的锁磷产品<sup>[16]</sup>(镧改性膨润土 Phoslock,也称锁磷剂)等活性材料. 然而,上述大多数活性材料费用较高且大规模制备困难,因此,寻求开发经济、有效的覆盖材料是非常必要的. 净水厂污泥主要以无机物为主,有机物成分质量分数较少,含有丰富的铝或铁等化合物,具有较高的比表面积,一般带有正电荷,对磷具有很好吸附效果<sup>[17]</sup>. 利用净水厂污泥除磷将是其资源化利用的新途径,不仅减少了净水厂污泥处置运行成本,而且作为经济有效的除磷产品,真正实现变废为宝. 目前,国内外学者针对净水厂污泥除磷主要集中在水处理中<sup>[18]</sup>,对净水厂污泥作为污染底泥覆盖材料控制底泥氮磷释放研究甚少. 本文通过比较净水厂污泥和沙、沸石和锁磷剂 3 种常见底泥覆盖材料控制底泥氮磷释放效果,探讨净水厂污泥资源化利用的新途径.

## 1 材料与方法

### 1.1 试验材料

试验所用的上覆水和底泥分别取自于华侨大学厦门校区白鹭湖的湖水和表层底泥,采用自制的取样器取得表层泥样,取样过程中对湖底底泥有一定程度上的扰动,将表层泥样搅拌均匀作为试验所用的底泥. 将部分湖水用于试验所用的上覆水,部分保存在 4 °C 冰箱,待补充系统取样和蒸发水量. 上覆水水质 pH 值为 7.48,铵态氮( $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ )、总氮(TN)、磷酸态磷( $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ )、总磷(TP)和化学耗氧量( $\text{COD}_{\text{Mn}}$ )的质量浓度分别为 1.14, 1.58, 0.20, 0.42, 8.98  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ .

试验所用的沙来源于某建筑工地河沙,经过自来水浸泡、蒸馏水冲洗、烘干制得,粒径为 1 mm 左右. 净水厂污泥取自于厦门某净水厂离心脱水后污泥,通过自然风干、粉碎和筛分获得,粒径为 1~2

**收稿日期:** 2016-03-15

**通信作者:** 黄华山(1978-),男,讲师,博士,主要从事水污染防治理论与技术的研究. E-mail: huanghuashan@hqu.edu.cn.

**基金项目:** 国家自然科学基金资助项目(51408243, 51378227);福建省自然科学基金资助项目(2012J05094, 2015J01213);福建省泉州市科技计划重点项目(2014Z128);华侨大学中青年教师科研提升资助计划(ZQN-PY313)

mm. 经过 X 射线衍射仪(XRD)检测,其主要成分为  $\text{SiO}_2$ ,  $\text{Al}_2\text{Si}_5(\text{OH})_2$ ,  $\text{AlPO}_4$  和  $\text{Fe}_3\text{FeSiO}_4(\text{OH})_5$ ,该净水厂污泥中铵态氮质量分数为  $384.27\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . 试验所用的锁磷剂是澳洲工业科学研究协会研发,由质量分数为 95%的天然膨润土和 5%的镧元素组成,即通过镧改性的膨润土. 锁磷剂对磷的吸附量为  $11\text{ kg}\cdot\text{t}^{-1}$ ,或对磷酸根的吸附量为  $34\text{ kg}\cdot\text{t}^{-1}$ ,由中国台湾大唐兴业有限公司提供,粒径为  $1\sim3\text{ mm}$ ,其相关制备及特性详见参考文献[16]. 试验所用的沸石是天然斜发沸石,沸石粒径为  $1\sim2\text{ mm}$ ,比表面积为  $42.51\text{ m}^2\cdot\text{g}^{-1}$ ,沸石对  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  最大吸附量为  $13.5\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ,其物理化学及矿物特征详见参考文献[11,19].

1.2 试验装置与方法

试验在 10 L,瓶口径为 200 mm 的广口玻璃瓶中进行,每个瓶中底泥的质量约为 1.39 kg,厚度约为 5 cm. 覆盖材料的覆盖强度为  $2\text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$  (质量为 63 g). 通过塑料软管,利用虹吸原理,将湖水缓缓沿瓶壁加入玻璃瓶中,上覆水的体积约为 8 L. 试验共有 10 个玻璃瓶,分为 5 组,每组 2 个平行,分别编号为 1#~5#. 其中:1#为对照系统,未覆盖任何材料;2#为沙覆盖系统;3#为净水厂污覆盖系统;4#为锁磷剂覆盖系统;5#为沸石覆盖系统.

试验于 2015 年 5 月 8 日开始进行,6 月 12 日结束,历时 35 d. 试验在室温下进行,玻璃瓶口敞开(不控制上覆水溶解氧(DO)),放置在室内,每天定时测定系统中水深 10 cm 处水温、pH 值和 DO 值. 在历时 35 d 过程试验中,各系统中水温变化范围为  $24.1\sim29.9\text{ }^\circ\text{C}$ ,pH 值变化范围为  $7.22\sim7.86$ ,DO 的质量浓度变化范围为  $0.19\sim5.04\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . 定期取 50 mL 水样,分别测定水样中的氨氮、正磷酸盐,取水样后用原水进行补充至原刻度线.

1.3 项目测试方法

净水厂污泥主要成分采用 X'Pert PRO 型 X 射线衍射仪(荷兰 PANalytical 公司)分析;水温和 DO 值采用 HQ30d 型便携式溶解氧测定仪(美国 HACH 公司)测定;pH 值采用 STARTER3100 型便携式 pH 计(上海奥豪斯仪器有限公司)测定; $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ , 铵态氮分别采用纳氏试剂光度法<sup>[20]</sup>、钼锑抗分光光度法<sup>[20]</sup>,以及  $2\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}\text{ KCl}$  浸提-靛酚蓝比色法<sup>[21]</sup> 进行测定.

1.4 数据处理

上覆水体氨氮和正磷酸盐的削减率(R)的计算式为

$$R = [(\rho_{\text{NC},i} - \rho_{\text{C},i}) / \rho_{\text{NC},i}] \times 100\%.$$
 (1)

式(1)中: $\rho_{\text{C},i}$ 为取样时覆盖系统上覆水中氨氮或正磷酸盐质量浓度( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ); $\rho_{\text{NC},i}$ 为取样时对照系统上覆水中氨氮或正磷酸盐质量浓度( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ); $i$ 为取样次数.

采用方差分析覆盖系统与对照系统之间削减氮磷效果的差异.

2 实验结果与分析

2.1 覆盖材料控制底泥氨氮释放效果

各覆盖系统上覆水中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  质量浓度  $\rho(\text{NH}_4^+\text{-N})$  的变化情况,如图 1 所示. 由图 1 可知:当覆盖材料的覆盖强度为  $2\text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$  时,与对照组相比,沸石覆盖对  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  削减率为  $24.97\%\sim51.40\%$ ,均值为  $42.04\%$ ,说明沸石覆盖能有效控制底泥中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  释放;沙覆盖和锁磷剂覆盖对  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的平均削减率分别为  $0.16\%$  和  $1.87\%$ ,这说明薄层沙覆盖和锁磷剂覆盖控制底泥中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  释放基本上是没有效果的;净水厂污泥覆盖对  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  削减率为  $-8.02\%$ ,说明净水厂污泥覆盖不仅不能控制底泥释放,还向水体中释放一定量  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ,主要是由于净水厂污泥中铵态氮质量分数较高,达到  $384.27\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,易向水体释放  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ .

方差分析表明:沸石覆盖系统与对照系统之间削减  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  效果有统计学意义( $P<0.05$ ),沙、净

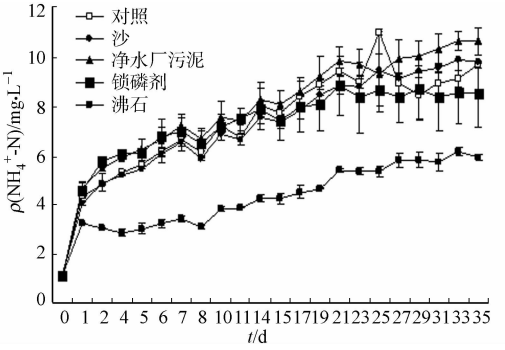


图 1 各系统上覆水中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  质量浓度的变化  
Fig.1 Changes of  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  mass concentrations of overlying water in each system

水厂污泥、锁磷剂覆盖系统与对照系统之间削减  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  效果均无统计学意义 ( $P>0.05$ ). 试验条件下的水温 and pH 值变化范围对底泥  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  释放影响不大, 但当 DO 值为  $2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  时, 促进了底泥中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  向水体释放.

## 2.2 覆盖材料控制底泥正磷酸盐释放效果

各覆盖系统上覆水中  $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$  质量浓度  $\rho(\text{PO}_4^{3-}-\text{P})$  的变化情况, 如图 2 所示. 由图 2 可知: 当覆盖材料的覆盖强度为  $2\text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$  时, 与对照相比, 锁磷剂覆盖对  $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$  削减率为  $30.61\%\sim 88.18\%$ , 均值为  $75.98\%$ , 说明锁磷剂覆盖非常好地控制底泥中  $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$  释放; 净水厂污泥覆盖对  $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$  的削减率为  $23.47\%\sim 67.20\%$ , 均值为  $53.73\%$ , 说明净水厂污泥覆盖能有效地控制底泥中  $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$  释放, 这是因为净水厂污泥主要成分是 Fe 盐和 Al 盐, 易与  $\text{PO}_4^{3-}$  形成 Fe-P 和 Al-P, 从而削减了  $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ ; 沸石覆盖和沙覆盖对  $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$  的平均削减率分别为  $28.09\%$  和  $10.69\%$ , 说明沸石覆盖和沙覆盖控制底泥中  $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$  释放有一定效果, 但不明显.

方差分析结果表明: 锁磷剂、净水厂污泥覆盖系统与对照系统之间削减  $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$  效果均有统计学意义 ( $P<0.05$ ), 沙、沸石覆盖系统与对照系统之间削减  $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$  效果均无统计学意义 ( $P>0.05$ ). 试验条件下的水温和 pH 值变化范围对底泥  $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$  释放影响不大, 但当 DO 值为  $1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  时, 促进了底泥中  $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$  向水体释放.

## 3 覆盖材料的应用和存在问题分析

沙作为污染底泥原位覆盖的传统覆盖材料, 价格便宜(一般  $50\sim 100\text{ 元}\cdot\text{t}^{-1}$ ), 来源广泛, 主要应用于厚层覆盖, 控制底泥释放重金属和难降解有机物. 但厚层覆盖存在减少水体容量, 影响排洪能力和储存水量能力等问题, 且随时间推移, 存在高浓度污染物穿透厚覆盖层进入水体的风险, 致使水体污染物浓度快速上升<sup>[12]</sup>.

沸石对氨氮有很好的吸附能力<sup>[22]</sup>, 其多孔结构有助于化学改性<sup>[13-14]</sup>、微生物附着生长<sup>[10-12]</sup>, 以及微生物可再生沸石吸附氨氮能力<sup>[10-12, 23]</sup>. 因此, 国内很多学者对沸石作为底泥覆盖材料进行研究, 其改性产品发展迅速<sup>[10-13, 15, 24]</sup>. 这些改性沸石不仅对氨氮有很好的吸附效果, 而且对磷有很好的固定效果, 实现同步除氮固磷. 然而, 改性沸石制备成本较高(仅天然沸石价格就有  $600\sim 1\,200\text{ 元}\cdot\text{t}^{-1}$ ), 大部分大规模制备困难, 目前, 文献报道的仅有新西兰 Özkundakci 和 Gibbs 等研发的 Z2G1 有大规模制备、商品化及应用<sup>[14]</sup>, 以及我国黄廷林团队研发生物沸石大规模制备与应用示范工程<sup>[19]</sup>. 此外, 沸石属于稀有矿物资源, 大规模开采使用必受到限制.

到目前为止, 锁磷剂(镧改性膨润土)广泛应用于澳洲、欧洲, 以及美国、加拿大、新西兰等水库和湖泊, 大规模应用超过 120 个案例. 锁磷剂有快速(4 h 内)削减水体中游离态磷, 厌氧状态下也能有效捕捉游离态磷, 且  $\text{LaPO}_4$  在自然状态下具有极其稳定、低毒性、高沉降性等特性<sup>[16]</sup>, 并具有向水体复氧功能. 研究也表明: 在试验进行的前 7 天内, 锁磷剂覆盖系统中 DO 值为  $2\sim 5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 明显高于其他系统 DO 值( $1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ). 然而, 锁磷剂成本较高, 每吨大约为 4 000 美元, 且  $\text{LaPO}_4$  极其稳定, 不利于磷回收, 大规模使用将会导致全球磷资源的耗竭.

由试验可知: 净水厂污泥在同等覆盖强度下, 对  $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$  的削减率仅比锁磷剂低  $22\%$ , 对磷表现出很好的吸附效果. 净水厂污泥处置过程中会增加水厂的运营成本, 且污泥处置不当会引起污染环境问题. 若将净水厂污泥应用于底泥覆盖材料, 不仅减少底泥原位覆盖修复成本和水厂运营成本, 也能缓解净水厂污泥处置带来的污染环境问题. 净水厂污泥作为底泥覆盖材料为其资源化利用提供了新的途径.

研究也表明: 净水厂污泥会向水体释放一定量  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ . 由于未测定水体总有机碳(TOC)质量分数, 不能说明净水厂污泥是否向水体释放有机物; 而一般净水厂污泥有机物成分较少, 有机物释放量应

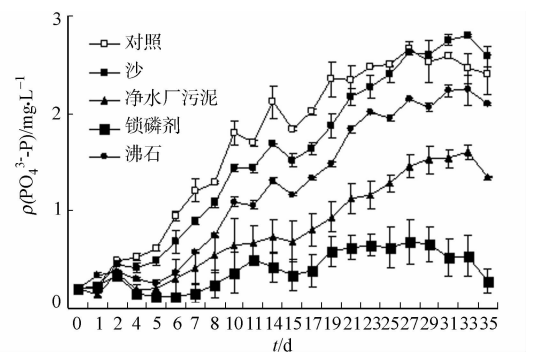


图2 各系统上覆水中  $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$  质量浓度的变化  
Fig. 2 Changes of  $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$  mass concentrations of overlying water in each system

该不大. 因此, 重点要关注净水厂污泥向水体释放  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的问题. 该问题可以尝试通过以下 3 个途径解决.

1) 污泥煅烧. 将净水厂污泥经过高温煅烧, 在煅烧过程中, 不仅可以去除污泥中的氮污染物, 而且可以去除污泥中少量有机物, 但该途径会大大增加制备成本, 且在煅烧过程中产生的粉尘和废气会进一步污染大气环境.

2) 污泥掺合沸石粉. 文中研究粒径为 1~2 mm 的天然沸石对氨氮有很好吸附能力, 若在净水厂污泥浓缩工艺过程中, 将沸石粉加入排泥水, 不仅能将沸石粉掺合在污泥中, 而且加大污泥浓缩工艺污泥含固率, 减少后续污泥脱水成本. 最后, 再通过离心脱水工艺, 获得掺合沸石粉的污泥, 通过污泥中沸石粉吸附氨氮, 不仅解决污泥释放氨氮问题, 也可以增加净水厂污泥覆盖控制底泥氮释放效果. 该途径运行成本低, 且对环境污染小.

3) 污泥固定高效菌剂. 将高效脱氮生物菌剂固定在净水厂污泥上, 制备成生物活性净水厂污泥颗粒, 制备方法参考文献[19]的生物沸石制备方法. 利用高效生物脱氮菌剂去除污泥释放的氨氮, 污泥中少量有机物也许可以补充高效菌脱氮过程所消耗碳源, 解决高效菌后期缺少碳源问题, 从而提高高效菌剂脱氮能力. 生物活性净水厂污泥颗粒具备同步脱氮固磷功能, 该途径不仅解决污泥释放氨氮问题, 而且能大大提高污泥覆盖控制底泥氨氮释放效果. 但该途径运行成本高于污泥掺合沸石粉, 且大规模制备较为困难.

## 4 结束语

净水厂污泥覆盖不仅不能控制底泥氨氮释放, 而且还会向水体释放氨氮. 净水厂污泥覆盖能有效控制底泥中正磷酸盐释放, 同等覆盖强度下, 净水厂污泥覆盖对正磷酸盐削减率仅比锁磷剂覆盖低 22%. 由于沸石属于稀有矿物资源, 大规模开采使用必受到限制, 且锁磷剂成本较高, 净水厂污泥具有开发成底泥覆盖材料的潜力, 将是其资源化利用新途径. 下一步的工作是, 研究通过净水厂污泥煅烧、掺合沸石粉和固定高效菌剂等途径解决其向水体释放氨氮的问题.

## 参考文献:

- [1] LEWIS W M, WURTSBAUGH W A, PAERL H W. Rationale of control of anthropogenic nitrogen and phosphorus to reduce eutrophication of inland waters[J]. *Environmental Science and Technology*, 2011, 45(24): 10300-10305.
- [2] 钟继承, 刘国锋, 范成新, 等. 湖泊底泥疏浚环境效应: (I) 内源磷释放控制作用[J]. *湖泊科学*, 2009, 21(1): 84-93.
- [3] FÖRSTNER U, APIT S E. Sediment remediation: U. S. focus on capping and monitored natural recovery[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2007, 7(6): 351-358.
- [4] KIM G, JUNG W. Role of sand capping in phosphorus release from sediment[J]. *Journal of Civil Engineering*, 2010, 14(6): 815-821.
- [5] XU Di, DING Shiming, SUN Qin, et al. Evaluation of in situ capping with clean soils to control phosphate release from sediments[J]. *Science of the Total Environment*, 2012, 438(3): 334-341.
- [6] BERG U, NEUMANN T, DONNERT D, et al. Sediment capping in eutrophic lakes-efficiency of undisturbed calcite barriers to immobilize phosphorus[J]. *Applied Geochemistry*, 2004, 19(11): 1759-1771.
- [7] CORNELISSEN G, AMSTAETTER K, HAUGE A, et al. Large-scale field study on thin-layer capping of marine PCDD/F-contaminated sediments in Grenlandfjords, Norway physicochemical effects[J]. *Environmental Science and Technology*, 2012, 46(21): 12030-12037.
- [8] MCDONOUGH K M, MURPHY P, OLSTA J, et al. Development and placement of a sorbent-amended thin layer sediment cap in the Anacostia river[J]. *Soil and Sediment Contamination*, 2007, 16(3): 313-322.
- [9] JACOBS P H, FÖRSTNER U. Concept of subaqueous capping of contaminated sediments with active barrier system (ABS) using natural and modified zeolite[J]. *Water Research*, 1999, 33(9): 2083-2087.
- [10] ZHOU Zhenming, HUANG Tinglin, YUAN Baoling, et al. Remediation of nitrogen-contaminated sediment using bioactive, thin-layer capping with biozeolite[J]. *Soil and Sediment Contamination*, 2016, 25(1): 89-100.
- [11] HUANG Tinglin, ZHOU Zhenming, SU Junfeng, et al. Nitrogen reduction in eutrophic landscape river using bioactive multilayer capping (BMC) with biozeolite and sand[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2013, 13(7): 1309-

- 1317.
- [12] HUANG Tinglin, ZHOU Zhenming, XU Jinlan, et al. Biozeolite capping for reducing nitrogen load of the ancient canal in Yangzhou city[J]. Water Science and Technology, 2012, 66(2): 336-344.
- [13] YANG Mengjuan, LIN Jianwei, ZHAN Yanhui, et al. Immobilization of phosphorus from water and sediment using zirconium-modified zeolites[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2015, 22(5): 3606-3619.
- [14] ÖZKUNDAKCI D, HAMILTON D P, GIBBS M M. Hypolimnetic phosphorus and nitrogen dynamics in a small, eutrophic lake with a seasonally anoxic hypolimnion[J]. Hydrobiologia, 2011, 661(1): 5-20.
- [15] SUN Shujuan, WANG Lei, HUANG Suiliang, et al. The effect of capping with natural and modified zeolite on the release of phosphorus and organic contaminants from river sediment[J]. Frontiers of Environmental Science and Engineering, 2011, 5(3): 308-313.
- [16] MEIS S, SPEARS B M, MABERLY S C, et al. Assessing the mode of action of Phoslock in the control of phosphorus release from the bed sediments in a shallow lake (Loch Flemington, UK)[J]. Water Research, 2013, 47(13): 4460-4473.
- [17] 帖靖玺, 赵莉, 张仙娥. 净水厂污泥的磷吸附特性研究[J]. 环境科学与技术, 2009, 32(6): 149-151.
- [18] 崔寒, 任新, 赵雪松, 等. 净水厂污泥在污水处理中的应用研究[J]. 中国给水排水, 2015, 31(6): 16-21.
- [19] 周真明. 城市河湖污染沉积物原位生物/物化组合修复技术研究[D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2013: 35, 101-115.
- [20] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 243-246, 276-281.
- [21] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3版. 北京: 中国农业出版社, 2005: 49-55.
- [22] CAPUTO D, PEPE F. Experiments and data processing of ion exchange equilibria involving Italian natural zeolites: A review[J]. Microporous and Mesoporous Materials, 2007, 105(3): 222-231.
- [23] LAHAV O, GREEN M. Ammonium removal using ion exchange and biological regeneration[J]. Water Research, 1998, 32(7): 2019-2028.
- [24] LI Zhaohui, BOWMAN R S. Sorption of perchloroethylene by surfactant-modified zeolite as controlled by surfactant loading[J]. Environmental Science and Technology, 1998, 32(15): 2278-2282.

## Efficiency of Controlling Nitrogen and Phosphorus Release From Sediment Using Thin-Layer Capping With Water Treatment Plant Sludge

HUANG Huashan, YANG Zhimin, ZHOU Zhenming,  
LIU Shupo, SHEN Chunhua, LI Fei, YUAN Baoling

(College of Civil Engineering, Huaqiao University, Xiamen 361021, China)

**Abstract:** The efficiency of controlling nitrogen and phosphorus release from sediment using four capping materials (including water treatment plant sludge, sand, natural zeolite and lanthanum-modified bentonite) were evaluated through sediment incubation laboratory experiments lasted for 35 days. The results showed that, under the condition of dose rate  $2 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ , the average reduction efficiency of ammonia nitrogen in overlying water by zeolite capping was 42.04%, and there was no obvious effect on ammonia nitrogen reduction between sand capping and lanthanum-modified bentonite capping. More notably, water treatment plant sludge capping not only failed to control ammonia nitrogen release from sediment but also released ammonia nitrogen into overlying water. The average reduction efficiency of orthophosphate in overlying water using lanthanum-modified bentonite, water treatment plant sludge, zeolite and sand capping was 75.98%, 53.73%, 28.09% and 10.69%, respectively. Finally, the feasibility and difficulties were analyzed when the four capping materials were used, which indicates that the water treatment plant sludge is a feasible way for developing as a sediment capping material to control the nitrogen and phosphorus release from sediment.

**Keywords:** in situ capping; sediment; water treatment plant sludge; zeolite; lanthanum-modified bentonite; nitrogen and phosphorus