

DOI:10.3969/j.issn.1003-5060.2024.11.013

洗脱对上覆水环境及底泥氮磷迁移转化的影响

王思满^{1,2}, 陶文志^{2,3}, 孟晶晶^{2,4}, 喻颖², 张勇¹, 冯慧云^{2,4}

(1. 安徽建筑大学 环境与能源工程学院, 安徽 合肥 230601; 2. 中国科学院合肥物质科学研究院 智能机械研究所, 安徽 合肥 230031; 3. 安徽大学 物质科学与信息技术研究院, 安徽 合肥 230601; 4. 中国科学技术大学研究生院 科学岛分院, 安徽 合肥 230031)

摘要:基于黑臭水塘底泥和水构建模拟体系,进行扰动前洗腹处理,探测洗脱转移底泥中底泥存量、容重及细颗粒占比的变化,检测扰动或洗脱前后静置状态下系统中上覆水浊度、溶解氧(dissolved oxygen, DO)及上覆水和底泥间隙水中氮磷质量浓度变化。结果表明:洗脱可有效削减底泥中细颗粒物,削减底泥存量,增加底泥容重,提升上覆水透明度。扰动或洗脱前,上覆水 DO 低、总氮(total nitrogen, TN)和氨氮高、总磷(total phosphorus, TP)平稳、溶解性总磷(dissolved total phosphorus, DTP)波动上升,底泥间隙水氨氮质量浓度是上覆水中的 2 倍。扰动处理后水中 DO 不增反降,但洗脱组水中的 DO 大幅升高。扰动和洗脱后上覆水 DTP 质量浓度下降约 80%,其他形态氮磷质量浓度在洗脱组的升高幅度显著低于扰动处理,此后 63 d 洗脱组氮磷质量浓度以更快速度、更大幅度下降,最终各处理中 NO₃-N 为氮的主要形态。与此同时,扰动后底泥间隙水氮、TP、DTP 质量浓度分别降低 50%、77%、40%,洗脱后则分别降至 10%以下、14%、38%,氨氮仍是间隙水氮的主要形态,但洗脱组氨氮占 TN 比例低于扰动组。仅扰动处理底泥氨氮、DTP 以向上覆水释放为主,而洗脱后则以吸收为主。

关键词:底泥洗脱;上覆水;间隙水;营养盐;释放通量

中图分类号:X502

文献标志码:A

文章编号:1003-5060(2024)11-1519-09

Effect of the elution on upper water environment and nitrogen and phosphorus migration and transformation in the sediment

WANG Siman^{1,2}, TAO Wenzhi^{2,3}, MENG Jingjing^{2,4},YU Ying², ZHANG Yong¹, FENG Huiyun^{2,4}

(1. School of Environment and Energy Engineering, Anhui Jianzhu University, Hefei 230601, China; 2. Institute of Intelligent Machines, Hefei Institutes of Physical Science, Chinese Academy of Sciences, Hefei 230031, China; 3. Institutes of Physical Science and Information Technology, Anhui University, Hefei 230601, China; 4. Science Island Branch, Graduate School of University of Science and Technology of China, Hefei 230031, China)

Abstract: A simulation system was constructed using sediment and water from a black and odorous pond. Disturbance or elution (disturb-and-transfer) was applied on the system. Changes of sediment amount, bulk density, and proportion of fine particles were examined after the treatments. Turbidity and dissolved oxygen (DO) in upper water, as well as nitrogen and phosphorus mass concentrations in both upper water and sediment interstitial water of the system, under static state, were examined before and after the disturbance or elution. The results show that elution can effectively remove fine particles from sediment, reduce sediment amount, increase sediment bulk density, and significantly improve the transparency of upper water. Before disturbance or elution, the upper water had low DO, high total nitrogen (TN) and ammonia nitrogen, stable to-

收稿日期:2022-06-06;修回日期:2022-08-02

基金项目:中国科学院 STS 区域重点资助项目(KFJ-ST5-QYZD-173);水体污染控制与治理科技重大专项资助项目(2017ZX07603-005);安徽省自然科学基金青年资助项目(2108085QD172)和中国科学院合肥物质科学研究院院长基金资助项目(YZJJ2021QN27)

作者简介:王思满(1995—),男,安徽巢湖人,安徽建筑大学硕士生;

冯慧云(1977—),女,安徽芜湖人,博士,中国科学院合肥物质科学研究院研究员,博士生导师,通信作者, E-mail: huiyunf@ipp.ac.cn.

tal phosphorus(TP), and fluctuating dissolved total phosphorus(DTP). The concentration of ammonia nitrogen in the sediment interstitial water was twice that in upper water. After the disturbance treatment, DO in the water did not increase but decreased, but DO in the elution group increased significantly. After disturbance and elution, the concentration of DTP in upper water decreased by about 80%, and the increase of the concentrations of other forms of nitrogen and phosphorus in elution group was significantly lower than that in disturbance group. During the following 63-day period, concentrations of nitrogen and phosphorus in upper water of the elution group decreased more rapidly and significantly, and eventually $\text{NO}_3\text{-N}$ became the main form of nitrogen in each treatment. In the meantime, concentrations of nitrogen, TP and DTP in sediment interstitial water decreased by 50%, 77% and 40% in disturbance group, but decreased to less than 10%, 14% and 38%, respectively, in elution group. Ammonia nitrogen was still the main form of nitrogen in interstitial water, but its proportion in TN in elution group was lower than that in disturbance group. The ammonia nitrogen and DTP in the disturbance treatment were mainly released from sediment into upper water, while they were mainly absorbed into sediment after elution.

Key words: sediment elution; upper water; interstitial water; nutritive salt; release flux

0 引 言

底泥是富营养化水体内源污染的主要蓄积库。大量污染水体治理实践表明,虽然外源污染负荷得到有效控制,但由于内源负荷的历史性贡献,水体在相当长的时期内仍呈现富营养化状态^[1]。因此,内源污染控制和削减是富营养化水体治理和生态恢复的关键内容。目前,针对内源污染中的底泥污染治理主要有异位处理和原位处理,前者典型的如底泥清淤、疏浚,后者一般包括覆盖、化学钝化、微曝气、种植水生植物、投加微生物等^[2]。这些技术措施具体实施时各有优缺点,成效不可一概而论^[3-4],因此人们始终在努力优化已有技术、发展新的高效内源治理技术。

近年来,一种基于底泥洗脱的、提高水体透明度促进沉水植物自然生长的方法^[5]在北京、山东等地的污染水体治理中取得了较显著成效^[6-7]。该技术核心是在泥面和固体边界限制的一个相对封闭的腔体内,通过机械或射流驱动产生湍流洗刷泥面,使泥水界面间沉积颗粒物分散于上覆水,经上覆水紊流充分荡涤,不同粒度的颗粒物在重力方向上形成粒度梯度分布,粗颗粒沉降形成新的稳定的沉积层,细颗粒经絮凝沉淀转移出水,净水还回水体。洗脱只转移底泥中几十微米以下粒径的易悬浮细颗粒,留下粗颗粒泥沙,有效减少后处理污泥量,且减轻扰动引发的底泥再悬浮,有利于上覆水透明度提升和沉水植物生长,进而促进生态系统向着良性循环的方向发展。

从技术原理和工程经验可知,底泥洗脱实施的技术参数决定着预期效果,两者均与水体环境

及底泥特征密切相关。例如,底泥颗粒级配和洗脱参数会直接影响转移出水的细颗粒物量及再沉降形成的表层底泥粒级;污染底泥厚度决定着洗脱程度的问题;水深影响洗脱后水下光场的改善及后续沉水植物的生长;而外源污染是否得到有效防控则极大影响着洗脱效果的长效维护等。此外,洗脱以外的其他工程措施和外部环境干扰等不仅影响工程实施,也影响工程有效数据的获取。因此,利用规模和条件可控的模拟体系开展相关研究无疑是对技术和其作用机理、效果进行探讨的有益手段,取得的数据对于指导工程实践也具有意义。文献[8-9]利用取自合肥、芜湖两地 5 个水体的 44 份底泥进行模拟洗脱,充分展示洗脱对底泥感官和颗粒级配特征的作用效果,并且发现洗脱后底泥有机质含量的增加或减少受底泥中植物残体存量和分解程度的影响,这表明工程上不能简单地以有机质含量来评判洗脱的效果;文献[10]取凉水河洗脱区和未洗脱区的底泥在实验室观察比较两者向上覆水释放氮磷的过程和差异,证明洗脱后的凉水河底泥 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 和总磷(total phosphorus, TP)的释放得到有效抑制,这主要是由于洗脱对底泥中有机氮磷物质的去除和沉积物-水界面还原环境的改善。

本文围绕黑臭水体治理问题,取重污染黑臭底泥进行模拟洗脱,对比不同洗脱次数对底泥量的削减程度及洗脱前后系统静置状态下上覆水浊度、溶解氧(dissolved oxygen, DO)、氮磷和底泥间隙水氮磷质量浓度的变化过程,分析洗脱削减黑臭底泥、抑制氨氮和磷的释放、改善水质的效果和规律,为这类水体的洗脱工程提供参考。

1 材料与方 法

1.1 底泥及洗脱

底泥和水取自合肥市蜀山区城郊某黑臭水塘,黑臭底泥厚度近 1 m,春夏秋冬塘中满盖浮萍,取样当日水中总氮(total nitrogen, TN)、氨氮、TP、DO 的质量浓度分别为 6.43、3.96、0.69、0.68 mg/L。

底泥洗脱模拟装置如图 1 所示。其中洗脱柱直径 20 cm、高 100 cm,4 个柱子编号 C、E1、E2、E3,从底部向上标记高度。取池塘底泥混匀,每个柱子铺底 4.4 kg,沿柱壁缓慢加入池塘原水至 80 cm 高度处,各柱水量约 20 L。每装完 1 个柱子泥和水即取柱中 50 cm 高度处水样,此为第 1 日(D1)样品。静置 4 周后底泥的高度约 10 cm。D30 采用电动搅拌桨进行底泥洗脱,调节高度使搅拌桨叶贴近泥面,280~300 r/min 的转速,扰动 3 min 后停止,静置 1 min 使紊流含有物(洗脱水)中不同粒径的颗粒物在垂直方向上形成粒度梯度,泵抽吸洗脱水至絮凝沉淀槽,加入絮凝剂使颗粒物絮凝,5 min 后絮体沉淀,上部清水泵回洗脱柱,补自来水至 80 cm 刻度线,记录补水量,此过程为 1 次洗脱。E1、E2、E3 柱分别洗脱 1、2、3 次,C 柱作对照,仅以搅拌桨扰动 3 min,不进行洗脱水转移和絮凝沉淀处理等过程。各柱洗脱完成后即刻取 50 cm 高度处水样和柱底沉底泥,本文中 D30 数据皆为该日洗脱后取样测试结果。各柱于室内自然光下静置。

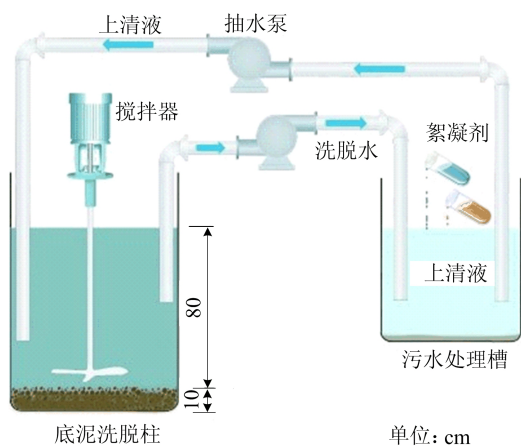


图 1 底泥洗脱模拟装置示意图

1.2 洗脱柱采样及测试

定期用 Aquaread AP5000 多参数水质分析仪测柱中 50 cm 高度处水中 DO、pH 值,采集水

样 100 mL,采水后补自来水至 80 cm 高度。整个实验期共取水样 31 次,相当于各柱换水量为 3.1 L。用自制虹吸采泥器定期采柱中底泥,于平皿中吸去自由水,之后收集底泥 10 000 r/min 离心 5 min 获取间隙水。底泥粒度用 BT-2600 激光粒度仪湿法测定,容重用环刀法测定。

水样浊度测定用浊度仪法,氨氮用氨气敏电极法测定,TN、TP 测定分别按标准 HJ 636—2012、GB 11893—89,硝酸盐氮(NO₃-N)测定参考 SL 84—1994,水样前处理用 0.45 μm 孔径的微孔滤膜过滤。过滤后水样按 TN、TP 方法进行测试得到溶解性总氮(dissolved total nitrogen, DTN)和溶解性总磷(dissolved total phosphorus, DTP)质量浓度。悬浮物与透明度的换算^[11]公式为:

$$S^{1/4} = 8.103 - 5.847 \ln T_s \quad (1)$$

其中:S 为悬浮物(suspend solid, SS)质量浓度;T_s 为透明度;低浊度时 SS 一般取浊度的 2 倍^[12]。

底泥营养盐释放通量^[13]计算公式为:

$$r = \left[V(\rho_n - \rho_0) + \sum_{j=1}^n V_j(\rho_{j-1} - \rho_a) \right] / (1000At) \quad (2)$$

其中:r 为底泥营养盐释放通量;V 为上覆水体积;ρ_n 为第 n 次取样的水中营养盐质量浓度;ρ₀ 为上覆水初始营养盐质量浓度;V_i 为每次采集水样体积;ρ_a 为补给水营养盐质量浓度;ρ_{j-1} 为第 (j-1) 次采样时水中营养盐质量浓度;A 为泥-水界面接触面积;t 为释放时间。

2 结果与讨论

2.1 洗脱后底泥物性和存量的变化

与此前研究^[5,8]类似,洗脱极大地改变了底泥感官和粒度组成。C 柱泥为深黑色流塑状,胶质感明显,容重为 1.40 g/cm³,其颗粒约 70% 为黏粒和粉粒。洗脱后 E 柱底泥随着洗脱次数增加,胶质状逐渐向砂粒转变,63 μm 以上粒径的颗粒占比较 C 柱分别增加了 20.82%、23.11%、36.02%,容重分别为 1.49、1.51、1.57 g/cm³,较原泥增加了 6.43%、7.86%、12.14%。容重增加有利于底泥抵抗扰动,对于维持泥水界面稳定是有益的。

各次洗脱后柱中底泥存量分别为 E1 洗 1 次后 1.66 kg, E2 第 1 次洗后 1.32 kg,第 2 次洗后 0.88 kg, E3 第 1、2、3 次洗后分别为 1.55、1.01、0.80 kg。各柱剩余泥量同初始泥量相比降低了

62.27%、80.00%、81.82%。洗脱对底泥的转移量取决于洗脱参数和泥中细颗粒物占比。相同洗脱参数下,粗泥砂含量多的底泥洗脱后剩余泥量多于细颗粒多的底泥。本文黑臭淤泥细颗粒占比大,洗脱 1 次即转移 60% 以上的泥量,之后 2 次洗脱转移的泥量较小,主要是由于剩余的泥已经较少且多为砂质粗颗粒。

2.2 底泥洗脱后上覆水浊度和溶氧的变化

2.2.1 上覆水浊度及悬浮物质量浓度变化

各柱上覆水在主要时间节点的浊度见表 1 所列。扰动或洗脱后在 D35 各柱浊度已经达到最低,之后因取泥操作干扰,在 D85 略有升高。

表 1 洗脱前、后各柱上覆水浊度 单位:NTU

时间	组别				时间	组别			
	C	E1	E2	E3		C	E1	E2	E3
D1	647	730	623	646	D30	8 455	3 458	1 433	709
D2	240	243	291	228	D31	453.0	20.9	8.2	5.4
D7	7.6	7.3	8.0	6.6	D35	79.00	2.00	0.60	0.02
D24	8.3	7.7	8.4	8.9	D85	12.4	7.0	6.3	3.6

以 D24 和 D85 的浊度计算得出 SS 和透明度,结果见表 2 所列。由表 2 可知,C 柱透明度下降 3.87%,E 柱分别提升 0.70%、2.47%、7.47%。若以 D35 浊度计算,E 柱的提升更为显

著。这在工程上有着极其重要的作用,在底泥经洗脱后,一旦入水光照得到满足,那么沉水植物自然生长就是高概率事件。

表 2 洗脱前后各柱上覆水 SS 和透明度

组别	扰动或洗脱前 D24				扰动或洗脱后 D85			
	C	E1	E2	E3	C	E1	E2	E3
$\rho(SS)/(mg/L)$	16.6	15.4	16.8	17.8	24.8	14.0	12.6	7.2
I_s/m	2.84	2.85	2.83	2.81	2.73	2.87	2.90	3.02

2.2.2 上覆水 DO 质量浓度变化

实验系统上覆水中溶解氧质量浓度随时间的变化如图 2 所示。由图 2 可知,前 4 周静置期,各柱上覆水 DO 质量浓度接近、波动小,总平均质量浓度范围为(0.95±0.44) mg/L。D30 扰动后 C 柱 DO 降至 0.07 mg/L,而 E 柱依次增加到 1.70、3.07、3.72 mg/L。洗脱的机械扰动会给水体带来增氧。然而,本实验的近泥面扰动是为了产生上覆水紊流,泥面紊流的切应力使表层底泥分散于上覆水,上覆水紊流充分荡涤紊流含有物,使得颗粒物进一步分散开来,其中的耗氧物质与水的接触面增加而消耗水中更多的氧。这不仅抵消了机械扰动的“增氧”,甚至使上覆水 DO 进一步下降(如 C 柱)。

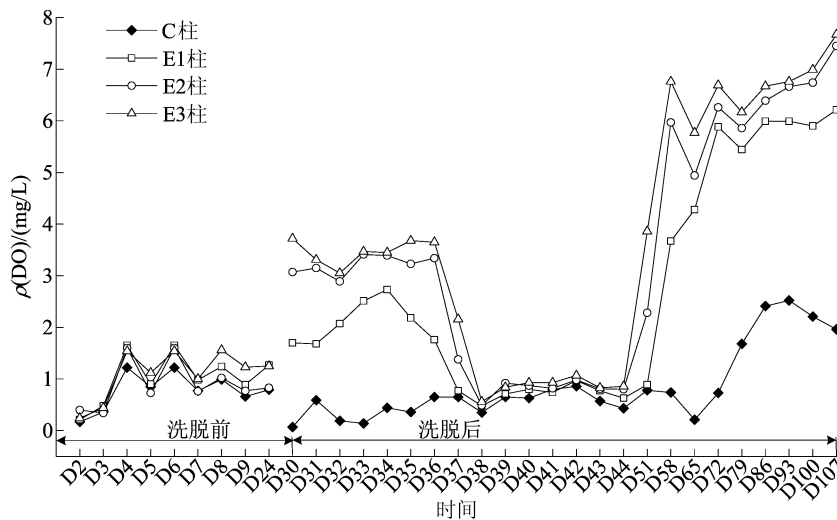


图 2 实验系统上覆水中溶解氧质量浓度随时间的变化

E 柱将分散于上覆水中的悬浮颗粒物转移出去,一方面,洗脱过程增加了上覆水与空气的接触面积和时间,有利于气水界面的气体交换,增加水中的 DO;另一方面,一部分含有耗氧物质的悬浮颗粒物在污水分离槽被沉淀分离。因此,洗脱次数越多,系统中增氧几率越大而耗氧物质又不断减少,DO 质量浓度越来越高是必然的结果。

从图 2 还可以看出,洗脱后 E 柱 DO 在高位先维持 1 周左右,至 D37 迅速下降至接近洗脱前的水平,并维持近 1 周的低位。D51 的 E 柱 DO 质量浓度出现新一轮攀升,且洗脱次数越多,攀升越提前、攀升幅度越高,最终达到 6~7 mg/L。到 D72 的 C 柱 DO 质量浓度也开始上升。这反映了 E 柱水中有机质和氨氮等物质(洗脱引入的)在较充足的 DO

水平下被氧化分解的同时消耗 DO, 及此后污染物质量浓度较低对 DO 消耗减弱、DO 又逐步恢复的过程。C 柱比 E 柱洗脱后的 DO 水平低, 而耗氧底物却更多, 故其 DO 在低位维持很长时间, 之后的恢复不但较 E 柱滞后、质量浓度更低, 且从 D93 开

始又有下降趋势, 而 E 柱则保持上升之势。

2.3 底泥洗脱后上覆水氮磷变化

2.3.1 上覆水氮质量浓度变化

底泥洗脱前、后上覆水各形态氮质量浓度的变化如图 3 所示。

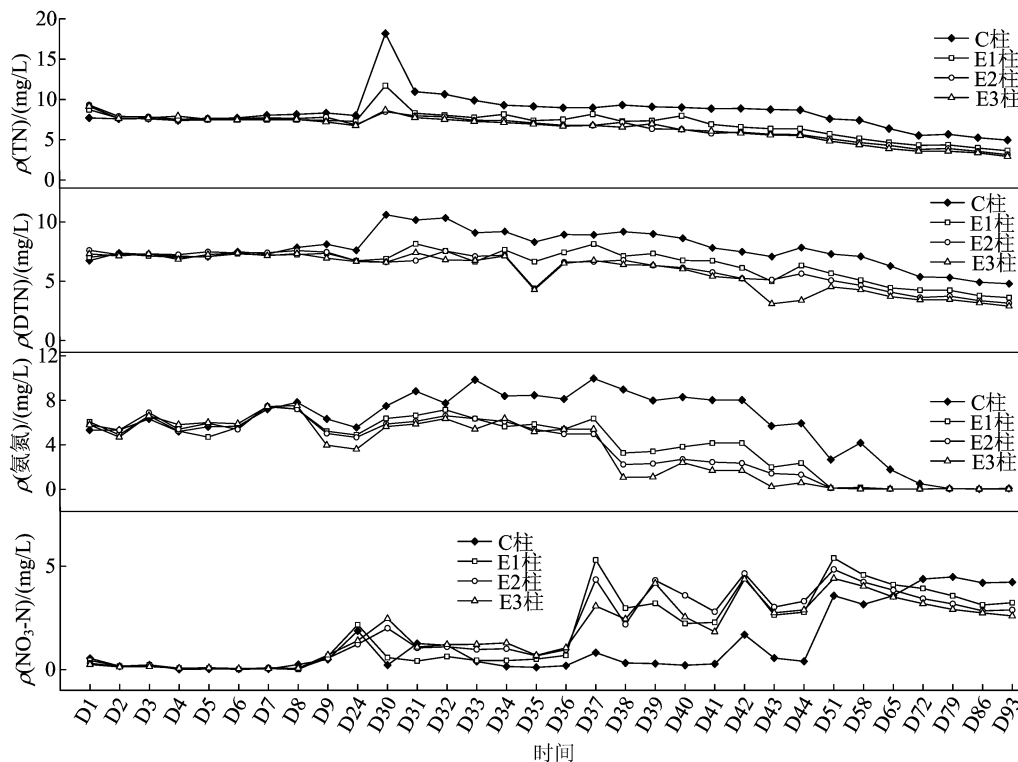


图 3 底泥洗脱前、后上覆水各形态氮质量浓度的变化

由图 3 可知, D24 前各柱水中各形态氮质量浓度接近、随时间波动小; D8~D24 期间氨氮开始下降, 对应着 NO₃-N 有所上升, 提示系统中有少量氨氮向 NO₃-N 转换。洗脱前 30 天 4 个柱中上覆水 TN、DTN、氨氮、NO₃-N 总平均质量浓度分别为 (7.71±0.48) mg/L、(7.32±0.29) mg/L、(5.93±1.01) mg/L、(0.32±0.53) mg/L, 氨氮占 TN 比例达到 76.91%。

D30 扰动之后, C 柱上覆水 TN、DTN、氨氮分别上升至 18.18、10.68、7.49 mg/L, NO₃-N 降至 0.22 mg/L。扰动后水中氮质量浓度的增加是由悬浮的底泥引起的, 既有颗粒氮也有溶解态氮, 且溶解态氮中大部分是氨氮, 其次可能是未检测的其他形态氮 (如 NO₂-N)。随后水中 TN 和 DTN 质量浓度缓慢下降, 氨氮波动上升, NO₃-N 维持低位, 直到 D51 前三者降至与 D24 相当的水平, 而 NO₃-N 质量浓度快速升至 3.57 mg/L。在 D93 时, TN、DTN 的质量浓度分别降至 4.95、4.80 mg/L, 比扰动前的稳定状态低约 30%; 氨氮

质量浓度仅为 0.08 mg/L, NO₃-N 质量浓度升至 4.23 mg/L, 成为氮的主要形态。C 柱水中氮质量浓度的变化与其 DO 质量浓度变化是一致的, 扰动后氨氮质量浓度高, 硝化作用消耗大量 DO, 之后底物减少, DO 消耗减少而开始累积。

E 柱 D30 洗脱后, 水中 TN、DTN 质量浓度小幅上升, 洗脱次数越多上升幅度越小, 10 d 后开始逐渐下降, D93 时 3 个 E 柱 TN、DTN 平均质量浓度分别为 (3.24±0.37) mg/L、(3.22±0.36) mg/L, 比洗脱前降低近 60%。E 柱洗脱后氨氮同样小幅上升, 一周后开始波动下降, 到 D51 维持在 0.1 mg/L 以下直至结束。与氨氮相反, E 柱洗脱后 NO₃-N 低位维持 1 周, 之后上升在 1.83~5.30 mg/L 之间, D51 开始稳步下降, 至 D93 时平均质量浓度值在 (2.91±0.32) mg/L, 成为氮的主要形态。E 柱水中氮质量浓度的变化与 DO 的变化相一致, 洗脱时引入的 DO 被大量氨氮氧化所消耗, NO₃-N 积累, 之后耗氧底物少, DO 积累。对比 C 柱和 E 柱, 洗脱对上覆水氮质

量浓度的干扰较小,各形态氮质量浓度比单扰动处理下降速度更快、降低幅度更大。需要说明的是,31次采样共给系统换自来水3.1 L,占到柱中水量的15%。

2.3.2 上覆水磷质量浓度变化

底泥洗脱前后上覆水磷质量浓度的变化如图

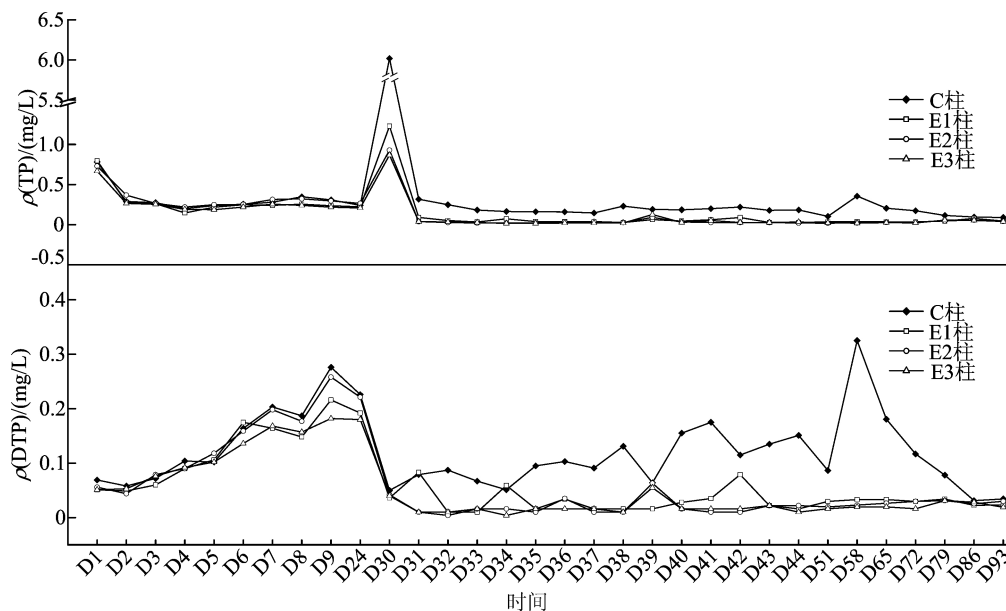


图4 底泥洗脱前、后上覆水磷质量浓度的变化

D24时4个柱中上覆水的TP、DTP平均质量浓度为 (0.235 ± 0.024) mg/L、 (0.205 ± 0.022) mg/L,颗粒态P占比很低。D30中C柱扰动后TP质量浓度升至6.019 mg/L、DTP质量浓度降至0.05 mg/L,3个E柱洗脱后TP质量浓度分别为1.229、0.929、0.869 mg/L,DTP质量浓度较为相近平均为 (0.039 ± 0.003) mg/L。水中TP的上升很显然由于大量颗粒悬浮到水中,而DTP的下降则可能是由于颗粒物快速吸附了水中的磷^[14]。扰动或洗脱前D1~D24期间4个柱中TP、DTP平均质量浓度分别为 (0.303 ± 0.156) mg/L、 (0.133 ± 0.065) mg/L。在D31~D93期间C柱TP、DTP平均质量浓度为 (0.187 ± 0.066) mg/L、 (0.112 ± 0.065) mg/L,分别是扰动前均值的61.72%、84.21%,且DTP波动大;而3个E柱D31~D93期间TP、DTP平均质量浓度仅为 (0.400 ± 0.021) mg/L、 (0.023 ± 0.016) mg/L,分别是洗脱前的13.20%、17.29%。

对比可知,系统只扰动而不转移悬浮颗粒物,上覆水中磷被颗粒物吸附再沉降到底泥中,使水中磷特别是DTP降低较明显,之后磷在底泥与上

4所示。

从图4可以看出,D30之前,各柱磷质量浓度接近,TP质量浓度平稳,DTP质量浓度稳步上升在D9达到最高,到D24略有降低,这是装柱后静置期DTP向上覆水扩散再被底泥吸附的表现。

覆水间扩散吸附使水中DTP波动,时而超过扰动前的DTP质量浓度。若扣除换水因素,C柱扰动后实际DTP质量浓度基本与扰动前持平。洗脱将颗粒物转移出水减少了系统TP质量浓度,再沉降下来的剩余底泥磷向上覆水的扩散减弱,使水中磷质量浓度长时间维持低位。

2.4 洗脱后底泥间隙水氮磷浓度变化

2.4.1 底泥间隙水氮质量浓度变化

洗脱前后底泥间隙水各形态氮质量浓度变化如图5所示。D27时4个柱子底泥间隙水各形态氮的质量浓度差异不大,TN、DTN、氨氮、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的平均质量浓度分别为 (17.34 ± 1.83) mg/L、 (15.17 ± 0.95) mg/L、 (14.38 ± 0.92) mg/L、 (0.247 ± 0.103) mg/L,氨氮是主要形态。有机质降解和有机氮矿化是间隙水氨氮主要来源,底泥的低氧环境致使氨化作用显著、硝化能力不足,导致氨氮在间隙水富集且转化效率低。D30扰动后,C柱底泥间隙水TN和氨氮质量浓度略升高、DTN略降低,之后均下降,到D93质量浓度分别为8.29、6.89、7.76 mg/L,约为扰动前质量浓度的1/2,可见氨氮始终是C柱间隙水的主要组分。结合上覆水中氮质量浓度可知,扰动使底泥中的

氮随颗粒物在上覆水中分散,部分溶解于水中、部分随极细颗粒物在水中停留较长时间,因而底泥间隙水氮在 D79 后才有上升趋势。

E1~E3 柱 D30 洗脱后底泥间隙水 TN、DTN、氨氮质量浓度均值分别为 (12.77 ± 2.60) mg/L、 (10.08 ± 0.76) mg/L、 (6.44 ± 0.35) mg/L,均低于 D27;此后 2 个月继续波动下降,至 D93 时 TN、DTN、氨氮质量浓度分别降为 (1.61 ± 0.92) mg/L、 (1.36 ± 1.02) mg/L、 (0.58 ± 0.37) mg/L,分别为洗脱前的 9.28%、8.97%、

4.03%,洗脱越彻底氮质量浓度特别是氨氮下降越多,与 C 柱仅降至扰动前的 1/2 质量浓度形成强烈对比。C 柱底泥间隙水 $\text{NO}_3\text{-N}$ 质量浓度在扰动后先上升,D37 达到最高 1.17 mg/L,之后又下降并维持低位。

E 柱底泥间隙水 $\text{NO}_3\text{-N}$ 变化过程与 C 柱类似,最高在 D51 时 E2、E3 柱平均质量浓度为 1.40 mg/L,之后低位波动,反映出底泥总体上处于厌氧还原状态, $\text{NO}_3\text{-N}$ 积累慢,氨氮仍是间隙水氮的主要形式。

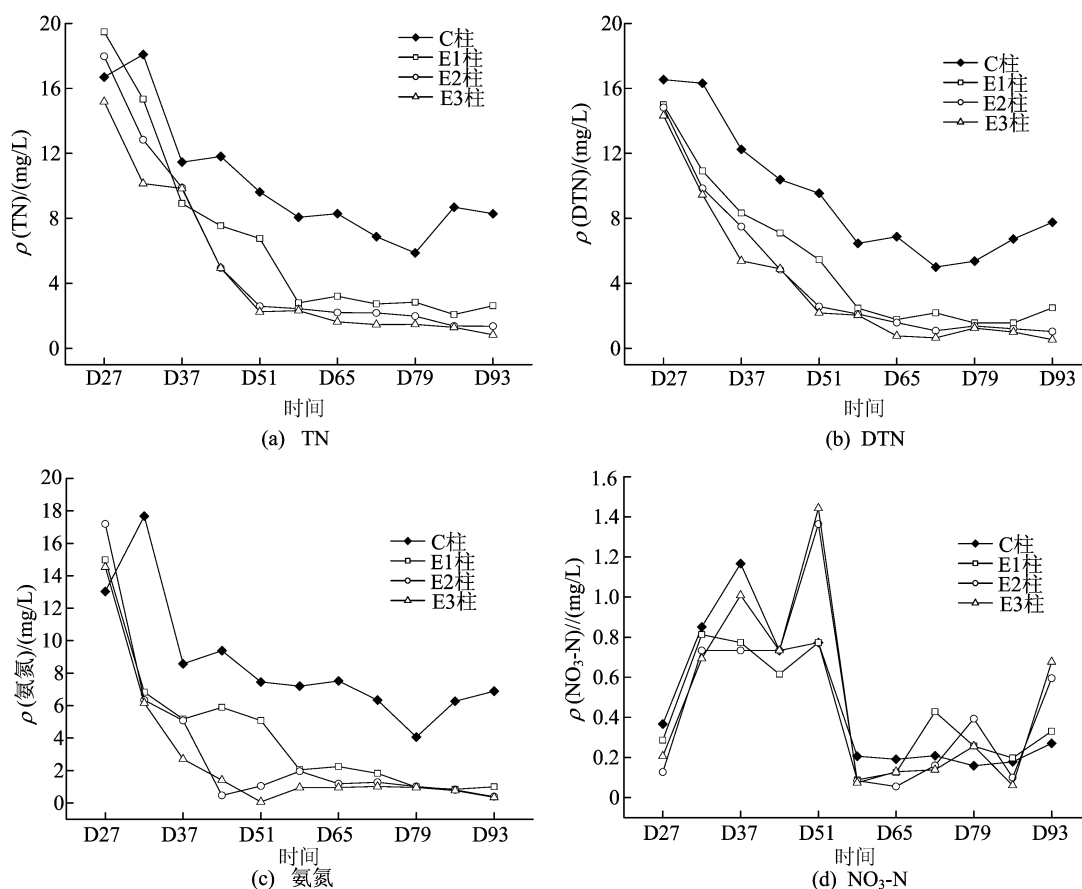


图 5 洗脱前、后底泥间隙水各形态氮质量浓度变化

2.4.2 底泥间隙水磷质量浓度变化

洗脱前、后底泥间隙水磷质量浓度变化如图 6 所示。

由图 6 可知,扰动或洗脱前 D27 间隙水 TP、DTP 质量浓度在 4 个实验柱间较接近,分别为 (1.848 ± 0.059) mg/L、 (0.208 ± 0.021) mg/L。C 柱在 D30 扰动后,间隙水 TP 上升、DTP 下降,之后 TP 低位波动下降、DTP 较大范围内波动时而质量浓度高于扰动前;D37~D93 的 9 次采样 TP、DTP 的平均质量浓度分别为 (0.431 ± 0.241) mg/L、 (0.124 ± 0.061) mg/L,为 D27 所

有柱子均值的 23.32%、59.62%。

E 柱洗脱后当日间隙水 TP 质量浓度、DTP 质量浓度均明显下降,之后 TP 质量浓度下降速率从大到小依次为 E3、E2、E1,DTP 质量浓度波动变化但一直未超过洗脱之前的水平;D37~D93 中 3 个 E 柱 9 次采样 TP、DTP 的总平均质量浓度分别为 (0.266 ± 0.213) mg/L、 (0.790 ± 0.037) mg/L,仅为 D27 均值的 14.39%、37.98%。扰动或洗脱后底泥间隙水 TP 质量浓度都有所下降,可能是磷再被底泥吸附的结果。而 C 柱 DTP 的质量浓度大幅度波动,反映出磷在底

泥与间隙水之间扩散吸附的动态变化。

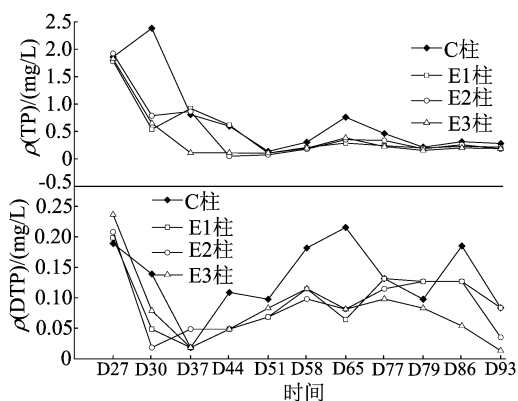


图 6 洗脱前、后底泥间隙水磷质量浓度变化

2.5 洗脱对底泥营养盐释放通量的影响

2.5.1 氨氮释放通量的变化

以 D30 洗脱后当天质量浓度为 ρ , 之后每日测得的质量浓度为 ρ_n , 计算每日相对于 D30 的累积释放通量, 结果如图 7 所示。

D31 时 C 柱、E1 柱、E2 柱、E3 柱氨氮释放通量分别为 0.951、0.205、0.189、0.182 $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 。2 d 后 C 柱氨氮释放量逐渐增大, 7 d 后达到最高值大小为 13.04 $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 。E 柱在洗脱 2 d 后氨氮由释放转变为吸附, 释放量大小分别为 -1.15、-1.19、-1.30 $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, 6 d 后吸附量持续增加。对比图 2, D38 开始 E 柱上覆水中氨氮开始有较明显的下降, 这与底泥氨氮释放量由正变负是一致的。

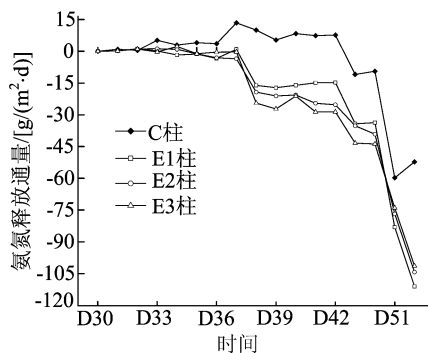


图 7 底泥洗脱对氨氮释放通量的影响

文献[15]表明, 底泥间隙水与上覆水营养盐质量浓度差直接影响释放或吸附的状态变化。D30~D58 期间各柱底泥间隙水与上覆水氨氮平均质量浓度差 $\Delta\rho$ 见表 3 所列。

底泥洗脱降低了上覆水与底泥间隙水之间的质量浓度差, 且洗脱次数越多, 质量浓度差越小。这是 E 柱氨氮释放能力下降甚至转换为吸附的

主要基础。C 柱间隙水与上覆水氨氮质量浓度差总体较高, D43 之前氨氮呈释放状态, 虽然从 D43 起转为吸附状态, 但一旦环境发生改变, 氨氮可能会再次释放进入上覆水中。

表 3 氨氮平均质量浓度及其质量浓度差 单位: mg/L

柱	上覆水氨氮	间隙水氨氮	$\Delta\rho$
C	3.618	8.276	4.658
E1	1.714	3.436	1.721
E2	1.378	2.132	0.754
E3	1.313	1.666	0.353

2.5.2 溶解性总磷释放通量的变化

底泥洗脱对 DTP 释放通量的影响如图 8 所示。C 柱扰动后 DTP 释放通量渐增, 平均通量 0.687 $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$; 而 E 柱除个别时间点表现为释放状态外, 其余均处于吸附状态, 其平均释放通量分别为 -0.03、-0.133、-0.135 $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 。

E 柱底泥磷释放通量下降首先是由于洗脱转移了底泥中大部分细颗粒物, 降低了底泥中磷的本底及其释放风险。其他因素(如洗脱后泥水界面从厌氧向有氧过度有利于底泥对磷的专属性吸附、洗脱后泥中有机质减少使磷的矿化和扩散减弱等也可能起一定的作用。

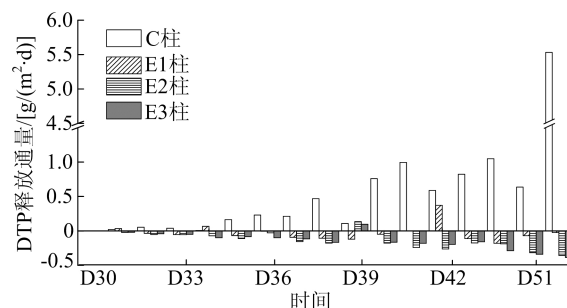


图 8 底泥洗脱对 DTP 释放通量的影响

3 结 论

本文利用模拟体系对黑臭底泥洗脱后底泥存量、颗粒组成和容重进行了检测, 对扰动或洗脱前后静置状态下的系统上覆水浊度、DO、氮磷质量浓度、底泥间隙水氮磷质量浓度进行 3 个月的跟踪观测分析, 结论如下。

1) 细颗粒占比高的黑臭底泥, 洗脱 1 次削减 60% 以上的泥量, 洗脱 1~3 次后底泥容重增加 6.43%~12.14%、上覆水透明度提升 0.70%~7.47%。

2) 黑臭泥水系统扰动或洗脱前, 上覆水 DO (下转第 1546 页)

- rotonin pathway[J]. *Food Function*, 2016, 7(7):158-168.
- [14] NAKANO N, KITAURA J. Mucosal mast cells as key effector cells in food allergies[J]. *Cells*, 2022, 11(3):329-343.
- [15] CASTELLS M, BUTTERFIELD J. Mast cell activation syndrome and mastocytosis: initial treatment options and long-term management[J]. *The Journal of Allergy Clinical Immunology*, 2019, 7(4):1097-1106.
- [16] ZHANG F, HONG F, WANG L, et al. MrgprX2 regulates mast cell degranulation through PI3K/AKT and PLCgamma signaling in pseudo-allergic reactions[J]. *International Immunopharmacology*, 2022, 102:108389.
- [17] JAN DUDECK J K, ROLAND I. Directional mast cell degranulation of tumor necrosis factor into blood vessels primes neutrophil extravasation[J]. *Immunity*, 2021, 54(3):468-483.
- [18] LAGRAAUW H M, WEZEL A, VAN DER VELDEN D, et al. Stress-induced mast cell activation contributes to atherosclerotic plaque destabilization [J]. *Scientific Reports*, 2019, 9(1):2134-2142.
- [19] 王伟, 何平, 江小明. 木犀草素及其黄酮苷的抗炎、抗氧化作用[J]. *食品科学*, 2020, 41(17):208-215.
- [20] YUAN J, DONG X, YAP J, et al. The MAPK and AMPK signalings: interplay and implication in targeted cancer therapy [J]. *Journal of Hematology Oncology*, 2020, 13(1):113-131.
- [21] GARY L, JOHNSON R L. Mitogen-activated protein kinase pathways mediated by ERK, JNK, and p38 protein kinases[J]. *Science*, 2020, 298(5600):1911-1912.
- [22] KEE J Y, HONG S H. Inhibition of mast cell-mediated allergic responses by arctii fructusextracts and its main compound arctigenin [J]. *Journal of Agricultural of Food Chemistry*, 2017, 65(43):9443-9452.

(责任编辑 闫杏丽)

(上接第 1526 页)

低、氨氮的质量浓度高、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的质量浓度低, TP 的质量浓度平稳、DTP 的缓慢上升。仅扰动 3 min 无法给系统增氧, 但洗脱 1~3 次后水中 DO 的质量浓度升高 1.7~3.9 倍。洗脱后水中 TN、TP 质量浓度升高幅度显著小于扰动后, 由于颗粒对磷的吸附作用经 2 种方式处理后水中 DTP 质量浓度降至处理前的 20%~25%。处理后静置 63 d, 期间洗脱组的上覆水氮磷质量浓度下降速度和幅度均显著大于仅扰动处理, 最终 $\text{NO}_3\text{-N}$ 成为氮的主要形态。

3) 扰动或洗脱前底泥间隙水中氮以氨氮为主、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 很少, 平均质量浓度分别为上覆水相应值的 2 倍和 77.19%。扰动后 63 d 间隙水氮质量浓度降至扰动前的 50% 左右、氨氮仍占 TN 质量浓度的 90% 以上, TP、DTP 质量浓度分别逐渐降至扰动前的 23.32%、59.62%, DTP 质量浓度大范围的波动。洗脱后 63 d 间隙水氮质量浓度降至洗脱前的 10% 以下、氨氮占 TN 比例也降至约 36%, TP、DTP 质量浓度降至洗脱前的 14.39%、37.98%, 洗脱越彻底间隙水氮磷下降越显著。释放通量结果显示, 扰动后底泥氨氮、DTP 以向上覆水释放为主, 而洗脱后则以吸收为主。

[参 考 文 献]

- [1] 杜奕衡, 刘成, 陈开宁, 等. 白洋淀沉积物氮磷赋存特征及其内源负荷[J]. *湖泊科学*, 2018, 30(6):1537-1551.
- [2] 范成新, 刘敏, 王圣瑞, 等. 近 20 年来我国沉积物环境与污染控制研究进展与展望[J]. *地球科学进展*, 2021, 36(4):346-374.
- [3] LIU C, SHAO S G, SHEN Q S, et al. Effects of riverine suspended particulate matter on the post-dredging increase in internal phosphorus loading across the sediment-water interface[J]. *Environmental Pollution*, 2016, 211:165-172.
- [4] 王莹, 王道玮, 李辉, 等. 内陆湖泊富营养化内源污染治理工程对比研究[J]. *地球与环境*, 2013, 41(1):20-28.
- [5] 冯慧云, 余增亮, 杜海明, 等. 一种提高黑臭水体透明度促进沉水植物自然生长的方法: CN107261567B[P]. 2017-10-20.
- [6] 史瑞君, 陈静, 金泽康, 等. 底泥洗脱原位修复污染河道的治理效果[J]. *北京水务*, 2019(4):10-14.
- [7] 郭绪雷. 专家共聚日照同商水环境精准治理新技术[N/OL]. (2021-09-16)[2022-03-05]. <http://xhpfmapi.zhongguowang-shi.com/vh512/share/10260407?channel=weixin>.
- [8] 张长风, 蒋锦刚, 鲍楠楠, 等. 淘洗对水体表层沉积物粒度和有机质的影响[J]. *环境科学与技术*, 2020, 43(12):112-119.
- [9] 张长风. 淘洗对富营养水体底泥特性及上覆水的影响研究[D]. 合肥: 中国科学技术大学, 2021.
- [10] 李国宏, 叶碧碧, 吴敬东, 等. 原位洗脱技术对凉水河底泥中氮磷释放特征的影响[J]. *环境工程学报*, 2020, 14(3):671-680.
- [11] 张运林, 秦伯强, 陈伟民, 等. 太湖水体透明度的分析、变化及相关分析[J]. *海洋湖沼通报*, 2003(2):30-36.
- [12] 罗本福, 张彬, 杨曦, 等. 嘉陵江中段含沙量与浑浊度换算关系试验研究[J]. *西华大学学报(自然科学版)*, 2015, 34(1):90-92.
- [13] 王敬富, 陈敬安, 罗婧, 等. 红枫湖沉积物内源磷释放通量估算方法的对比研究[J]. *地球与环境*, 2018, 46(1):1-6.
- [14] 张思亮. 沉积物再悬浮下磷在不同粒径颗粒物间的分配过程与控制机制[D]. 淮南: 安徽理工大学, 2019.
- [15] DENIS L, GRENZ C. Spatial variability in oxygen and nutrient fluxes at the sediment-water interface on the continental shelf in the Gulf of Lions (NW Mediterranean)[J]. *Oceanologica Acta*, 2003, 26(4):373-389.

(责任编辑 吴亮)