

DOI: 10.7524/j.issn.0254-6108.2019100808

彭堰濛, 李云桂, 罗湘, 等. 小型农村社区尾水排放通道底泥内源释放特征[J]. 环境化学, 2020, 39(5): 1321-1329.

PENG Yanmeng, LI Yungui, LUO Xiang, et al. Characteristics of sediment endogenous release from tailwater discharge channel in small rural communities[J]. Environmental Chemistry, 2020, 39(5): 1321-1329.

小型农村社区尾水排放通道底泥内源释放特征*

彭堰濛^{1,2} 李云桂^{1,2**} 罗湘^{1,2} 张志贵^{1,2} 周远鹏^{1,2} 孙诗婷^{1,2}

(1. 西南科技大学环境与资源学院环境工程系, 绵阳, 621010; 2. 低成本废水处理技术四川省国际科技合作基地, 绵阳, 621010)

摘要 随着农村社区不断聚落化, 农村生活污水逐步从分散排放转为中小规模集中排放, 研究中小规模农村社区的污水排放特征及环境影响是我国农村水污染控制的重要课题之一. 本文选取四川绵阳某小型农村社区为研究对象, 监测经简易化粪池集中处理后生活污水的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 COD 排放特征, 并采用元素分析和内源静态模拟释放实验研究了该社区排水通道中底泥累积与释放污染物的特性. 结果表明, 该社区集中排放的生活污水水质较差, 致使排水河道严重污染, 底泥二次污染风险高. 该社区集中排放的生活污水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度范围为 $2.9\text{--}40.3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; COD 浓度范围为 $33\text{--}59\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 10 年的排放使得社区尾水排放通道底泥污染累积明显, TN 含量高达 $1150\text{--}4050\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. 底泥内源释放风险不可忽略, 主要释放污染物为 $\text{NH}_3\text{-N}$, 在 UP 水中最大释放浓度为 $3.1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 在上覆水中最大释放浓度为 $5.9\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 均高于 GB3838—2002 (V) 类地表水标准. 因此, $\text{NH}_3\text{-N}$ 应作为农村社区生活污水排放标准中的关键控制指标, 也应是分散式生活污水处理设施升级的关键控制指标. 低成本 $\text{NH}_3\text{-N}$ 简易去除装置的研究及推广对降低分散式生活污水排放风险具有重要的意义.

关键词 小型农村社区, 生活污水, 底泥, $\text{NH}_3\text{-N}$, 内源释放.

Characteristics of sediment endogenous release from tailwater discharge channel in small rural communities

PENG Yanmeng^{1,2} LI Yungui^{1,2**} LUO Xiang^{1,2} ZHANG Zhigui^{1,2}
ZHOU Yuanpeng^{1,2} SUN Shiting^{1,2}

(1. Department of Environmental Engineering, School of Environment and Resources, Southwest University of Science and Technology, Mianyang, 621010, China; 2. Low-Cost Wastewater Treatment Technology International Sci-Tech Cooperation Base of Sichuan Province, Mianyang, 621010, China)

Abstract: With the continuous settlement of rural communities, rural domestic wastewaters (RDWs) is gradually transferred from scattered discharge to small and medium-sized concentrated discharge. It is one of the important subjects to study the sewage discharge characteristics and environmental impact of small and medium-sized rural communities in China's rural water pollution control. In this paper, a small rural community in Mianyang, Sichuan province was selected as the research object to monitor the $\text{NH}_3\text{-N}$ and COD emission characteristics of RDWs after centralized treatment in a simple septic tank, and to evaluate the pollution of the river sediment discharged by the community's RDWs through element analysis and endogenous static simulated release experiment. The result showed that the sewage discharged by this community was not up to standard for a long time, which caused serious pollution of drainage channel and high risk of secondary pollution of sediment. The

2019年10月8日收稿(Received: October 8, 2019).

* 四川省科技厅国际合作项目(2017HH0042)资助.

Supported by International Cooperation Project of Sichuan Science and Technology Department(2017HH0042).

** 通讯联系人, Tel: 0816-6089431, E-mail: liyungui@swust.edu.cn

Corresponding author, Tel: 0816-6089431, E-mail: liyungui@swust.edu.cn

concentration range of $\text{NH}_3\text{-N}$ in the concentrated sewage discharged by this community was 2.9—40.3 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. COD concentration ranged from 33—259 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Ten years of discharge has resulted in significant accumulation of sediment pollution in the tail-water discharge channel of the community, with the TN content as high as 1150—4050 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. The risk of endogenous release from bottom sediment should not be ignored. The main pollutant released was $\text{NH}_3\text{-N}$, and the maximum release concentration in UP water was 3.1 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, and the maximum release concentration in overlying water was 5.9 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, both higher than the GB3838—2002 (V) type surface water standard. Therefore, $\text{NH}_3\text{-N}$ should be regarded as a key control index in the discharge standard of domestic sewage in rural communities and a key control index for the upgrade of decentralized domestic sewage treatment facilities. The research and promotion of low-cost $\text{NH}_3\text{-N}$ simple removal device was of great significance to reduce the risk of decentralized domestic sewage discharge.

Keywords: small rural community, domestic sewage, sediment, $\text{NH}_3\text{-N}$, endogenous release.

随着点源污染(point source pollution)和城市面源污染(non-point source pollution)的控制,农村面源污染已成为当前我国水污染的主要来源,受到学术界的广泛关注^[1-3]. Yu等^[4]研究发现中国农村的面源污染和农业点源污染贡献了水污染中 57.2% 的总氮、67.4% 的总磷和 43.7% 的 COD. 中国是农业大国, 2013 年中国农村人口约有 7.62 亿, 分布在 2.65×10^6 个乡村中^[5]. 其中约 90% 农村的生活污水未经处理直接排入附近地表水, 严重污染农村水环境, 危害公共卫生和生态环境安全^[6-7].

伴随我国经济快速发展, 新型农村社区逐渐兴起. 新型农村社区是指在一定地域范围内, 产业和人口结构多元化, 基础设施和公共服务设施比较完善, 以社区共同利益(而非家族利益)为纽带形成的社会共同体和空间聚落^[8]. 新型农村社区的形成, 将传统农村的分散型居住转变为聚落形式^[9-10]. 较传统分散性污水排放, 新型农村社区生活污水排放更为集中, 环境危害和健康风险显著增加^[11]. 根据当地经济社会发展条件、资源禀赋和环境基础不同, 新型农村社区规模存在显著差异, 少则几十人, 多则上万人^[12]. 规模大的农村社区生活污水通常采用集中污水处理站处理后按规定排放, 规模较小的社区则主要通过简易处理后直接排放. 化粪池可除去大部分可沉淀的固体, 并发挥厌氧作用促进有机物部分消化^[13], 是一种高效、节能、廉价的生活污水处理设备, 在小型农村社区是最常用的污水处理技术. 通常情况下, 利用水的重力流, 将生活污水集中到简易化粪池处理, 该技术不需任何外来动力和运行费用, 节省能源、管理方便^[14]. 尽管化粪池处理有无与伦比的优点, 但从技术角度分析简易化粪池处理是很难实现农村生活污水的有效处理, 污染物去除效率有限^[15]. 污水未能达标排放至河道, 底泥中蓄积了大量污染物^[16-17], 底泥的二次污染受到诸多学者的关注和重视^[18-20]. 然而, 目前有关小型农村社区化粪池处理后的生活污水排水特征及相关的底泥污染评估鲜有报道.

本文选取四川绵阳某小型农村社区为研究对象, 通过监测和试验研究了该社区排水通道中底泥累积与释放污染物的特性. 该社区饮用水来源为自来水, 生活污水主要排放方式为排入统一修建的化粪池进行简单处理后直接外排.

1 材料与方法 (Materials and methods)

1.1 采样背景

选取四川省绵阳市某村在 2008 年汶川地震后规划修建的小型农村社区. 该社区共有 8 户居民, 约 30 人, 其生活污水通过高程差自流进入位于居住点 100 m 处的集中化粪池, 化粪池出水直接排入该村河道, 汇入涪江支流. 本文采样点设置为 3 处, 具体如图 1 所示.

本文研究该社区尾水排水水质特征及排水通道中底泥累积与释放污染物的特性. 实验采样点污染主要包括该农村社区生活污水经简易化粪池处理后排放出水和农业污染源的地表径流. 农业污染源通过地表径流汇入的污染比例较小, 主要受降雨过程影响; 作为主要的污染源, 社区尾水排放主要受居民生活状态和化粪池净化效果的影响. 图 1 中 A 点处为化粪池排水出口, 水深约 50 cm, 底泥深 3—5 cm,

采集排放生活污水及出水口处河道底泥(S_A).B 点为中游采样点(S_B),水深约 150 cm,底泥深 10—15 cm,采集中游河道底泥.C 点为下游采样点(S_C),水深约 80 cm,底泥深 5—10 cm,采集下游河道底泥.A、B、C 采样点间隔距离均为 100 米,所有底泥的采样深度为 0—5 cm.将底泥与超纯水以 1:15 质量比混合,其初始溶解氧分别为 $0.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}(S_A)$ 、 $6.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}(S_B)$ 、 $3.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}(S_C)$.



图 1 某小型农村社区生活污水及底泥采样点分布图

Fig.1 Distribution map of domestic sewage and sediment sampling sites in a small rural community

1.2 排放生活污水监测

本研究于 2019 年 3 月—8 月,每月至少采样 2 次,水样采集均使用 550 mL 聚乙烯瓶并在 48 h 内完成 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 COD 的测定,分析该社区经化粪池简易处理后的生活污水水质特征.

1.3 底泥的表征

本文将从 S_A 、 S_B 、 S_C 等 3 处所采取的底泥晾干、碾磨、过筛后,取 5 mg 样品用元素分析仪(Vario EL CUBE, 德国元素分析系统公司)对其 C、H、N、S 进行含量测定,用磺胺酸(2 mg)作参照,样品分析误差 $\leq 0.1\%$.

1.4 底泥污染释放特性

本文以该社区生活污水排放的河道底泥作为研究对象,通过底泥在超纯水(UP 水)中的静态释放来研究底泥中内源污染的释放潜力;通过底泥在天然水中的静态释放来研究底泥释放对天然水水质的影响程度;考虑到微生物参与的硝化与反硝化^[21]及厌氧氨氧化作用^[22]对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 COD 的去除影响,在实验中设置抑菌条件(按 $200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的浓度加入适量 NaN_3 以抑制水体中微生物的作用)研究微生物对底泥内源释放的影响.底泥内源释放 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 COD 动力学的实验设置如表 1 所示.实验装置选取容量为 20 L 的塑料敞口水桶,用黑色塑料袋包裹桶下半部,模拟底泥在河床底部的避光条件.将底泥和水以一定比例加入塑料桶中,测定 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 COD 的静态释放过程中浓度变化,测定时间分别为第 1、2、3、6、9、12、15、18 天.

表 1 底泥内源释放 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 COD 的动力学实验设置方案

Table 1 Kinetic experimental scheme for endogenous release of $\text{NH}_3\text{-N}$ and COD from sediment

底泥位置 Sediment position	污染来源 Pollution source	污染去除 Pollution removal	实验组 Experimental group	对照组(无底泥) Control group (no sediment)
出水口(S_A)	内源释放	自然消减	底泥+UP 水 ¹⁾²⁾	UP 水
	内源释放	弱自然消减	底泥+UP 水+抑菌 ²⁾³⁾	UP 水+抑菌 ³⁾
	外源排放+内源释放	自然消减	底泥+天然水 ²⁾	天然水
	外源排放+内源释放	弱自然消减	底泥+天然水+抑菌 ²⁾³⁾	天然水+抑菌 ³⁾
中游(S_B)	内源释放	自然消减	底泥+UP 水 ²⁾	UP 水
下游(S_C)	内源释放	自然消减	底泥+UP 水 ²⁾	UP 水

注: 1)底泥浓度为 $1/8 (m/V, \text{底泥}(\text{kg})/\text{水}(\text{L}))$; 2)底泥浓度为 $1/15$; 3)添加 $200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{NaN}_3$.

1) Sediment with a concentration of $1/8 (m/V, \text{Sediment}(\text{kg})/\text{Water}(\text{L}))$; 2) Sediment with a concentration of $1/15$; 3) Add $200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{NaN}_3$.

1.5 水质测定方法

COD 的测定采用快速消解分光光度法(HJ/T 399—2007), $\text{NH}_3\text{-N}$ 测定采用纳氏试剂分光光度法测定(HJ 535—2009).

2 结果与讨论(Results and discussion)

2.1 小型农村社区生活污水化粪池简易处理特征

本研究自 2019 年 3 月至 2019 年 8 月, 每月至少 2 次对某小型新型农村社区生活污水经化粪池简易处理出水进行采样, 监测 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 COD 浓度并分析排放水质特征(图 2). 由图 2 所示, 该社区经化粪池简易处理后的生活污水出水水质变化较大, 水质情况不稳定. $\text{NH}_3\text{-N}$ 的浓度范围为 2.9—40.3 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 平均值为 16.8 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 排水 COD 的浓度范围为 33—259 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 平均值为 138 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

廖日红等^[23]研究中, 北京市的一般农村生活污水未经处理直接排入沟渠或河道, 其污水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度为 18—72 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, COD 浓度为 149—430 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 均高于本研究所在社区. 凌霄等^[24]研究中, 广东省大部分农村生活污水经过单一工艺处理后排放, $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度为 0.26—14.3 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, COD 浓度为 182—350 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度低于本研究所在社区, 但 COD 浓度高于本研究. 以上研究中北京与广东地区以及该研究所在社区农村排放生活污水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、COD 浓度高且变化大, 经过化粪池等单一工艺处理后排放的生活污水仍未能有效降低污染物. 如此高浓度的排放, 将对农村水环境安全带来新的风险.

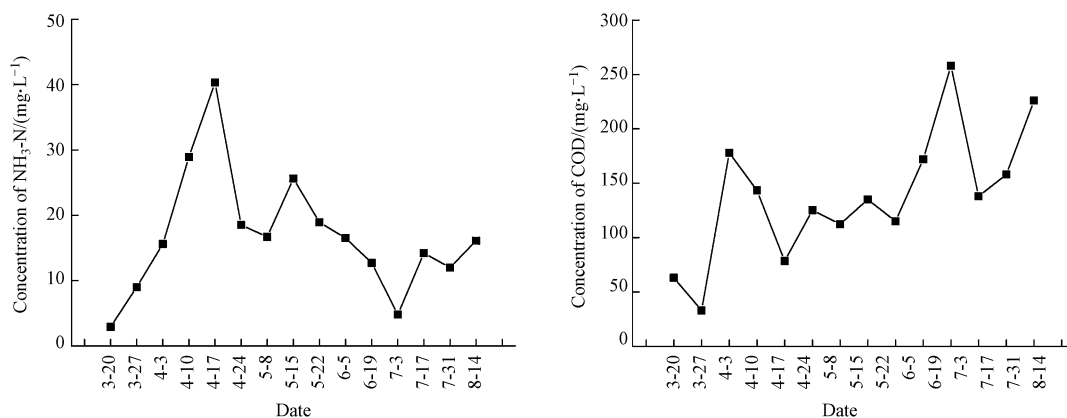


图 2 某小型农村社区生活污水化粪池简易处理后 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 COD 的浓度水平

Fig.2 The concentration of $\text{NH}_3\text{-N}$ and COD of domestic sewage in a small rural community after simple septic tank

2.2 小型农村社区生活污水化粪池简易处理排水的自净过程

通过化粪池简易处理的生活污水排入河道, COD 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度均会在水体自净^[25-26]的作用下有所降低^[27-28]. 通过静态模拟, 化粪池简易处理后排水的自净过程如图 3 所示.

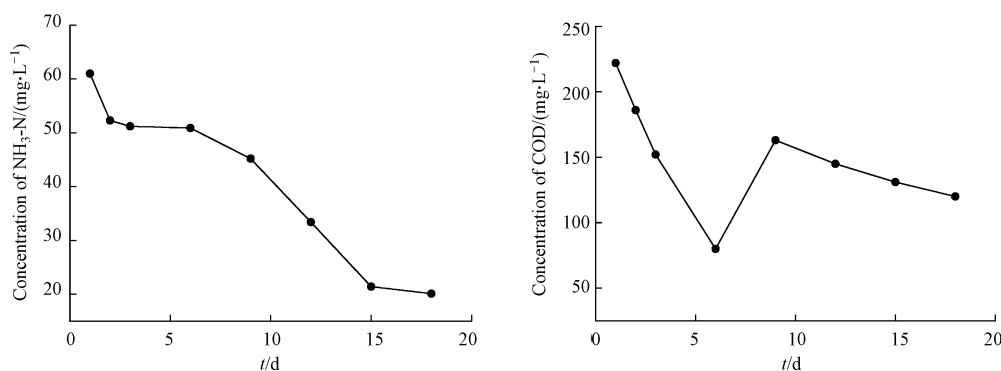


图 3 上覆水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 COD 的自净过程

Fig.3 Self-purification process of $\text{NH}_3\text{-N}$ and COD in sediment and overlying water

排水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 COD 的初始浓度分别为 $61 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $222 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 远远高于 GB3838—2002 (V) 类地表水标准。 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 COD 的自我消减周期非常长, 经过 18 d 的自然消减 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 COD 分别下降至 $20.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $120 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。其中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的自然消减是一个连续下降的过程, 在 15 d 达到相对稳定状态; 而 COD 则出现先迅速下降后又伴随小幅上升的过程, 在第 9 天开始达到稳定状态。污染物在水体中的自然消减是一个缓慢的过程, 耗时较长, 在达到稳定状态后, 自然消减的效果并不理想。

2.3 河道底泥的元素特征

底泥中氮的积累主要以有机氮的形式存在^[29], 底泥中有机氮化合物的分解产生 $\text{NH}_3\text{-N}$, 部分会从底泥中释放到上覆水中^[30], 对水体造成影响。可通过底泥中 TN 的含量评价底泥污染程度, TN 含量 $\geq 1500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 底泥属于重度污染^[31]。各点位底泥元素含量如表 2 所示。

表 2 各点位底泥元素组成
Table 2 Element content of sediment

底泥位置 Sediment position	C/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	H/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	N/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	S/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)
出水口(S_A)	23340	12860	2370	1210
中游(S_B)	6210	8070	1150	520
下游(S_C)	37220	14120	4050	3020

该社区生活污水经化粪池简易处理后排入的河道出水口、中游、下游底泥 C、H、N、S 含量均呈现下游底泥含量最高, 出水口底泥含量次之, 中游底泥含量最低。其中下游底泥 C 含量是中游底泥的 6.0 倍, H 含量 1.7 倍, N 含量 3.5 倍, S 含量 5.8 倍。TN 含量分别为: 2370、1150、4050 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。出水口底泥和下游底泥属于重度污染, 达到了清淤标准。

2.4 出水口底泥的内源释放过程

由于该社区经化粪池简易处理后排放的生活污水长期不达标, 且河道水长期处于污染状态, 从而形成底泥污染。因此本文以重度污染的出水口底泥为代表对底泥的内源释放特征进行了研究。由图 4 所示, UP 水中底泥释放 $\text{NH}_3\text{-N}$ 在第 6 天达到最大释放浓度 $3.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 经硝化作用 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度逐渐降低, 在第 15 天时达到稳定状态, 浓度为 $0.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。在莫祖澜等^[32]研究中, $\text{NH}_3\text{-N}$ 累积浓度上升的过程, 在第 3 天 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度达到 $5.32 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 在第 8 天下降到 $0.38 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。说明实验前期底泥内源释放的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 含量大于硝化作用导致的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 下降量, 而后底泥中含氮有机物含量降低时, $\text{NH}_3\text{-N}$ 的释放量减少, 硝化作用成主导, $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度下降至稳定状态。对比出水口泥在 UP 水中的释放和其抑菌条件 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度的变化, 未抑菌组浓度在第 6 天达到最大峰值, 之后开始降低, 而抑菌组在第 9 天达到最大峰值。说明抑菌条件下 $\text{NH}_3\text{-N}$ 达到释放浓度峰值时间更晚, 且抑菌条件并不能抑制全部硝化细菌的作用, 仍有部分硝化细菌在该抑菌条件下进行着硝化作用。

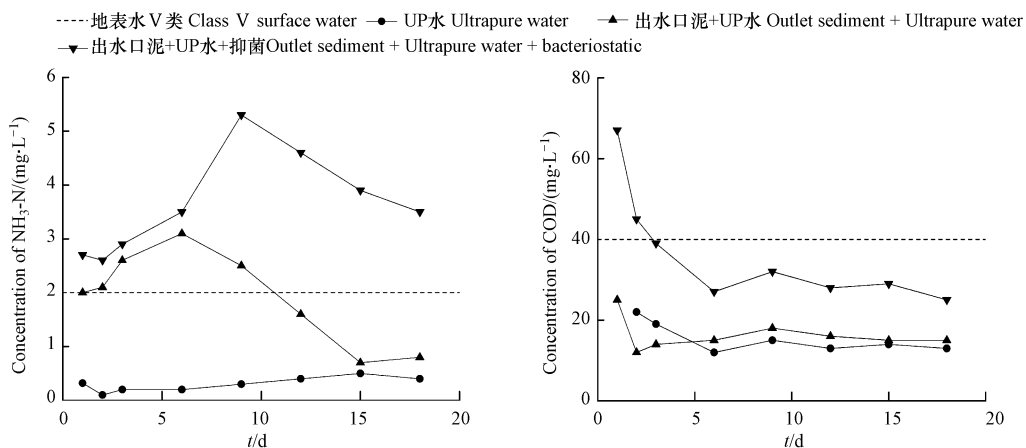


图 4 浓度为 1/15 (m/V) 底泥释放 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 COD 动力学

Fig.4 Kinetics of $\text{NH}_3\text{-N}$ and COD release from sediment with a concentration of 1/15 (m/V)

底泥内源释放的过程中, COD 迅速释放后开始在微生物的作用下降解. 最高浓度值为 $25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 达到稳定状态时浓度为 $14 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 在抑菌的条件下, 部分微生物的抑制会影响 COD 的降解过程. 出水口泥在 UP 水中释放 COD 的浓度能迅速下降到稳定状态, 且始终低于 $40 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 说明底泥释放的 COD 浓度较低, 对水体的影响较小. 因此该社区河道底泥内源释放 $\text{NH}_3\text{-N}$ 对水体的影响较释放 COD 的影响更大.

2.5 内源释放对水质的影响

出水口底泥的内源释放对上覆水水质的影响如图 5 所示. 前 9 天, 上覆水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度高于出水口底泥与上覆水混合的浓度. 前期主要表现为上覆水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 在水中微生物作用下浓度降低, 同时向底泥中沉积. 在第 12 天及之后, 上覆水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度低于出水口底泥与上覆水混合的浓度, 第 15 天达到稳定时, 出水口底泥与上覆水混合的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度高于上覆水. 表明底泥内源释放了 $\text{NH}_3\text{-N}$, 使得达到平衡时上覆水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度升高, 对上覆水水质产生了影响. COD 浓度变化始终呈现上覆水高于底泥与上覆水混合状态, 可将底泥的加入视为增加了碳源, 从而促进微生物生长及代谢, 对水体中有机物去除效果提升. 该社区生活污水经化粪池简易处理后, 出水口底泥内源释放对上覆水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 影响大, 使之浓度升高, 从而污染水体; 对 COD 影响小, 反而能作为碳源在一定程度上促进微生物对有机物的降解能力, 但仍属于污染状态.

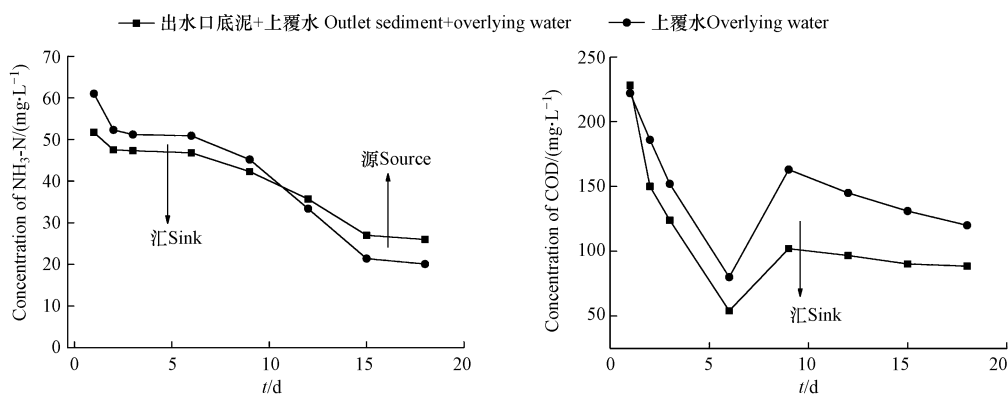


图 5 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 COD 在出水口底泥-水样中的动力学曲线

Fig.5 Kinetics of $\text{NH}_3\text{-N}$ and COD with incubation of sediment at outlet in sample water

为了进一步分析底泥内源释放对水质的影响程度, 计算了底泥内源释的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 贡献浓度如式(1), 其相对贡献率如式(2):

$$M_{\text{泥}(t)} = C_{\text{泥水}(t)} - C_{\text{水}(t)} \quad (1)$$

$$A_t = \frac{M_{\text{泥}(t)}}{C_{\text{泥水}(t)}} \times 100\% \quad (2)$$

其中, $C_{\text{泥水}(t)}$ 为出水口底泥与上覆水混合水中随时间变化 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; $C_{\text{水}(t)}$ 为上覆水中随时间变化 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; $M_{\text{泥}(t)}$ 为底泥对上覆水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度的表观贡献, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. A_t 为相对贡献率.

第 1 天至第 9 天表观贡献为 $-9.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 至 $-3.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 相对贡献率为 -18.0% 至 -7.3% . 污染物向底泥中蓄积使得上覆水中污染物风险降低, 底泥作为汇处于不断污染中. 第 12 天及之后, 表观贡献及相对贡献率最大, 底泥在污染物蓄积到一定程度后作为源开始向上覆水中释放. 底泥与上覆水混合, 底泥内源释放 $\text{NH}_3\text{-N}$ 使得上覆水在达到平衡时浓度升高 $5.9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 相对贡献率达 22.7% . 值得关注的是底泥与上覆水混合时 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的最大释放浓度高于底泥在 UP 水中的释放浓度 ($3.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), 表明 $\text{NH}_3\text{-N}$ 在底泥中不稳定, 容易在吸附之后很快解吸. 吸附在底泥上的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 部分解吸到上覆水中, 升高了底泥释放浓度. 该社区排水水质不稳定, 底泥内源释放在排水水质不同的时候影响不同. 当经化粪池简易处理后的生活污水排放污染物浓度较低时, 如 2019 年 3 月 20 日, 排水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度为 $2.9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 此时底泥作为内源释放 $\text{NH}_3\text{-N}$ 进入上覆水中, 增强了河道水的污染. 当排水污染物浓度较高时, 底泥作为汇不断吸收上覆水中污染物, 降低河道水污染风险, 但不断被污染的底泥潜在二次污染的风险也逐渐提高. 因此, 控制小型农村社区生活污水排放水质对长周期的风险管控具有重要意义.

2.6 底泥浓度对内源释放的影响

该实验模拟取自出水口处的底泥在自然条件水体中释放污染物的特征,采用浓度(m/V) 1/8 和 1/15 两种底泥浓度来作为对比.其中 1/15 底泥浓度为采样点处河道底泥浓度,以模拟当前河道底泥内源释放特征;1/8 底泥浓度以研究河道底泥浓度增大后内源释放对水体的影响.由图 6 可见,底泥浓度对底泥在水中释放 $\text{NH}_3\text{-N}$ 及 COD 的量以及达到稳定时的浓度有着显著影响.1/15 和 1/8 的底泥浓度条件下, $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度的变化趋势均为先升后降.1/15 的条件下, $\text{NH}_3\text{-N}$ 的浓度范围为 $0.7\text{--}3.1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.1/8 的条件下, $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度的范围为 $2.0\text{--}2.9\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,底泥释放的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度值在第 9 天达到最大值,之后开始下降且下降速度较 1/15 的条件下更缓慢,最终稳定时,浓度为 $2.3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,高于 V 类地表水标准.观察两种不同底泥浓度条件下 COD 的浓度变化,1/15 条件下,COD 浓度范围为 $12\text{--}25\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.1/8 条件下,COD 浓度范围为 $27\text{--}39\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.底泥浓度越大,底泥释放的 COD 量越大,且达到平衡时水体中 COD 浓度更高.但两种底泥浓度条件下释放 COD 浓度均较低,均低于 V 类地表水标准($40\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$).

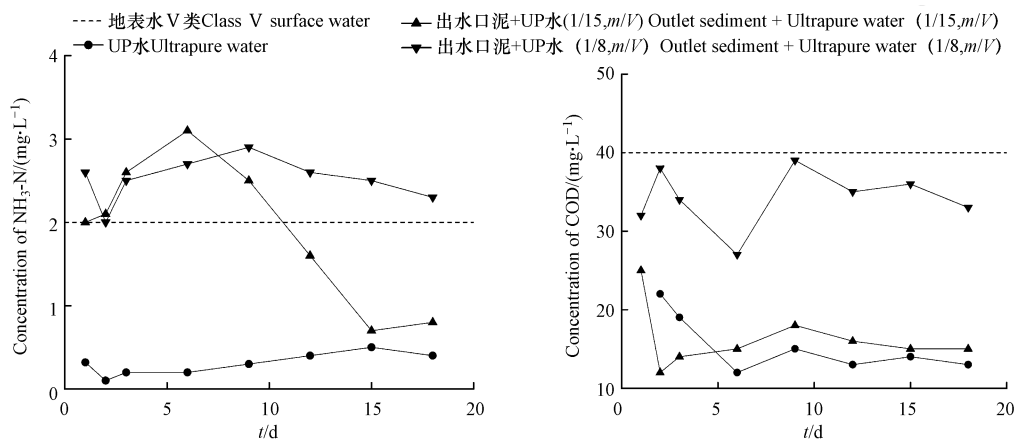


图 6 不同底泥浓度下底泥释放 $\text{NH}_3\text{-N}$ 及 COD 动力学

Fig.6 Kinetics of $\text{NH}_3\text{-N}$ and COD release from sediment incubation at different sediment concentration in ultrapure water

底泥浓度影响内源释放的水平,从而影响水体的水质.天然水体中,由于长时间污染物的积累沉积,导致底泥的增加,从而加大了泥水固液比.在后期治理水体污染时,清理底泥,控制其内源释放的污染物是一个重要的治理措施.

2.7 底泥位置对内源释放的影响

本研究底泥释放特征实验所采集底泥有出水口处、中游及下游 3 个采样点的底泥,3 个点位的底泥释放污染物的特征由图 7 所示.

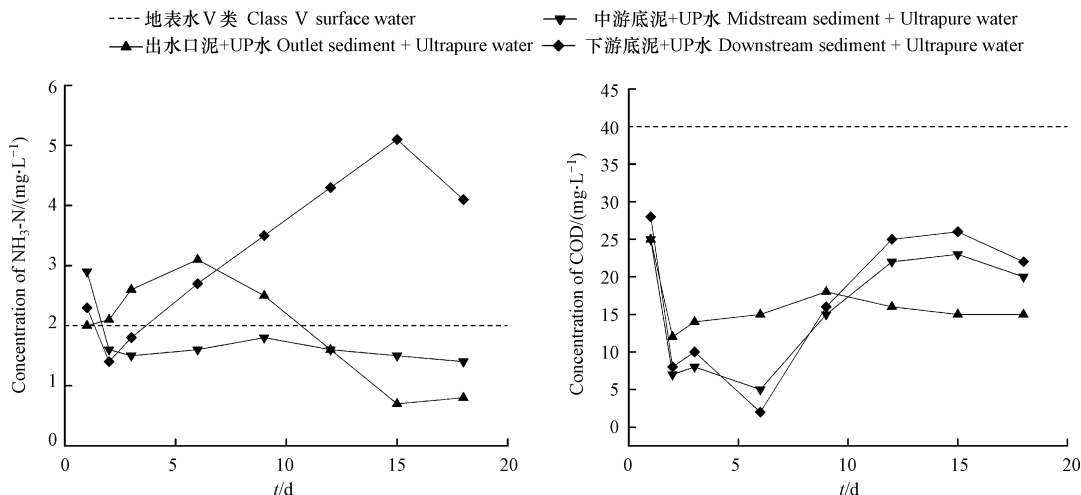


图 7 不同点位底泥释放 $\text{NH}_3\text{-N}$ 及 COD 动力学

Fig.7 Kinetics of $\text{NH}_3\text{-N}$ and COD release from sediment incubation at different sampling points in ultrapure water

由图 7 可见,不同点位的底泥所释放的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度不同且达到稳定状态时浓度也不同.其中,出水口处底泥释放的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度先升高后降低.中游底泥中的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 在实验开始时迅速释放后下降,在第 3 天便达到了稳定值 $1.6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.下游底泥释放 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的过程所需时间较长,第 15 天浓度达到最大值 $5.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,之后开始下降,且至实验结束仍未达到稳定.底泥中污染物浓度越高,厌氧微生物代谢越旺盛,释放 $\text{NH}_3\text{-N}$ 达到峰值和谷值的时间更靠后^[33].观察不同点位底泥释放的 COD 浓度均比较低,且浓度的变化,同 $\text{NH}_3\text{-N}$ 一样,3 个点位的 COD 浓度均是先释放升高,之后在微生物的作用下,浓度开始下降,最后达到稳定.下游较中上游的释放过程所用时间更多且浓度更高.

中游底泥污染物浓度最低,底泥中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 及 COD 迅速释放后下降至稳定状态且低于 V 类地表水标准($2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$);出水口底泥属于重度污染,因水体中污染物浓度高,使得污染物的积累至底泥中,二次释放出污染物的浓度较高,但达到稳定时,污染物浓度低于 V 类地表水标准($2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$);下游底泥属于重度污染,大量污染物在下游处沉积下来,使得此处底泥的污染较中上游更为严重,释放过程更久,达到稳定时污染物浓度更高.因此,底泥的位置影响底泥内源释放的水平.

3 结论 (Conclusion)

小型农村社区生活污水初级经化粪池简易处理后不能满足环境需求,水质不稳定. $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度为 $2.9\text{—}40.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,COD 浓度为 $33\text{—}259 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 COD 浓度波动范围大,对河道以及周边造成污染影响.通过化粪池简易处理的生活污水排入尾水排放通道,污染物在水体中自然消减过程缓慢且效果不理想.社区尾水排放通道经过长期污染物累积,TN 含量高达 $1150\text{—}4050 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.底泥释放对上覆水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 影响大,使之浓度升高,从而污染水体;对 COD 影响小,反而能作为碳源在一定程度上促进微生物对有机物的降解能力,但仍属于污染状态.因此,控制小型农村社区生活污水排放水质对长周期的风险管控具有重要意义. $\text{NH}_3\text{-N}$ 作为底泥内源释放主要污染物,在 UP 水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 最大释放浓度分别为 $3.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,在上覆水中最大释放浓度为 $5.9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,均高于 GB3838—2002 (V) 类地表水标准.因此,在农村社区生活污水排放控制以及分散式生活污水处理设施升级中, $\text{NH}_3\text{-N}$ 应作为关键控制指标.

参考文献 (References)

- [1] DING R N, LI Y G, YU X, et al. Characteristics of rural agritainment sewage in Sichuan, China[J]. Water Science and Technology, 2019,79(9): 1695-1704.
- [2] CHEN Q W, WANG M, ZHANG J Y, et al. Physiological effects of nitrate, ammonium, and urea on the growth and microcystins contamination of *Microcystis aeruginosa*: Implication for nitrogen mitigation[J]. Water Research, 2019,163:114890.
- [3] MA Y H, ZHAI Y K, ZHENGX Y, et al. Rural domestic wastewater treatment in constructed ditch wetlands: Effects of influent flow ratio distribution[J]. Journal of Cleaner Production, 2019, 225:350-358.
- [4] YU C Q, HUANG X, CHRN H, et al. Managing nitrogen to restore water quality in China[J]. Nature, 2019,567(7749): 516-520.
- [5] ZHANG N S, LIU Y S, VAN DEN BRINK P J, et al. Ecological risks of home and personal care products in the riverine environment of a rural region in South China without domestic wastewater treatment facilities[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2015, 122: 417-425.
- [6] 王丽丽, 李艳菊, 袁聪颖, 等. 巢湖流域典型村庄生活污水水质年变化特征[J]. 环境化学, 2012,31(7):998-1002.
WANG L L, LI Y J, YUAN C Y, et al. Temporal change of water quality of the typical rural domestic sewage in Chaohu Lake basin[J]. Environmental Chemistry, 2012,31(7):998-1002(in Chinese).
- [7] WANG T, ZHU B, ZHOU M H. Ecological ditch system for nutrient removal of rural domestic sewage in the hilly area of the central Sichuan Basin, China[J]. Journal of Hydrology, 2019, 570:839-849.
- [8] 马光选. 新农村社区建设:目标与限度[J]. 甘肃行政学院学报, 2009(2):95-101.
MA G X. New rural community construction: Objectives and its limits[J]. Journal of Gansu Administrative College, 2009(2):95-101(in Chinese).
- [9] 闫文秀, 李善峰. 新型农村社区共同体何以可能? ——中国农村社区建设十年反思与展望(2006—2016)[J]. 山东社会科学, 2017(12):106-115.
YAN W X, LI S F. Why is the new rural community community possible reflections and prospects on the construction of rural communities in China in the past decade (2006-2016)[J]. Shandong Social Science, 2017(12):106-115(in Chinese).
- [10] 邵慧, 金家胜, 李锋, 等. 中国省域农村人居环境建设评价及发展对策[J]. 生态与农村环境学报, 2015,31(6):835-843.
GAO H, JIN J S, LI F, et al. Evaluation and development strategy of provincial rural human settlement construction in China[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2015,31(6):835-843(in Chinese).
- [11] 亓玉军, 魏英华, 侯述光. 农村生活污水治理现状及对策研究[J]. 环境科学与管理, 2014, 39(6):98-100.

- QI Y J, WEI Y H, HOU S G. Current conditions and countermeasures on treatment of rural domestic sewage[J]. *Environmental Science & Management*, 2014, 39(6):98-100 (in Chinese).
- [12] 陈振华, 侯建辉, 刘津玉. 新型农村社区建设:空间布局与建设模式[J]. *规划师*, 2014, 30(3):5-12.
CHEN Z H, HOU J H, LIU J Y. Spatial layout and building model of new rural community[J]. *Planners*, 2014, 30(3):5-12 (in Chinese).
- [13] ALY N F, BASEM M. Treatment of domestic wastewater using conventional and baffled septic tanks[J]. *Environmental Technology*, 2013, 34(13-16):2337.
- [14] 太原工业大学. 室内给水排水工程(第二版)[M]. 北京:中国建筑工业出版社, 1986:121-122.
Taiyuan University of Technology. *Indoor water supply and drainage (2nd edition)*[M]. Beijing: China Building Industry Press, 1986:121-122 (in Chinese).
- [15] 李新艳, 李恒鹏, 杨桂山, 等. 江浙沪地区农村生活污水污染调查[J]. *生态与农村环境学报*, 2016, 32(6):923-932.
LI X Y, LI H P, YANG G S, et al. Survey of the Jiangsu, Zhejiang Province and Shanghai Area for rural domestic wastewater pollution [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2016, 32(6):923-932 (in Chinese).
- [16] 张丽萍, 袁文权, 张锡辉. 底泥污染物释放动力学研究[J]. *环境污染治理技术与设备*, 2003, 4(2):22-26.
ZHANG L P, YUAN W Q, ZHANG X H. Kinetics of pollutants release from sediments[J]. *Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control*, 2003, 4(2):22-26 (in Chinese).
- [17] 梅涵一, 王妍, 刘云根, 等. 云南不同类型农村沟渠底泥中氮赋存形态分布[J]. *环境化学*, 2016, 35(10):2060-2070.
MEI H Y, WANG Y, LIU Y G, et al. Distribution of nitrogen speciation in ditch sediments from different rural types in Yunnan [J]. *Environmental Chemistry*, 2016, 35(10):2060-2070 (in Chinese).
- [18] PENG J F, SONG Y H, YUAN P, et al. The remediation of heavy metals contaminated sediment [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 161(2-3):633-640.
- [19] 袁和忠, 沈吉, 刘恩峰, 等. 太湖水体及表层沉积物磷空间分布特征及差异性分析[J]. *环境科学*, 2010, 31(4):954-960.
YUAN H Z, SHEN J, LIU E F, et al. Space distribution characteristics and diversity analysis of phosphorus from overlying water and surface sediments in Taihu Lake [J]. *Environmental Science*, 2010, 31(4):954-960 (in Chinese).
- [20] ZHANG H X, HUO S L, YEAGER K M, et al. Apparent relationships between anthropogenic factors and climate change indicators and POPs deposition in a lacustrine system [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2019, 83(9):174-182.
- [21] BELLINGER B J, JICHA T M, LEHTO L P, et al. Sediment nitrification and denitrification in a Lake Superior estuary [J]. *Journal of Great Lakes Research*, 2014, 40(2):392-403.
- [22] CHEN L M, LIU S T, CHEN Q, et al. Anammox response to natural and anthropogenic impacts over the Yangtze River [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 665:171-180.
- [23] 廖日红, 顾华, 申颖洁, 等. 北京市农村生活污水排放现状调研与分析[J]. *中国给水排水*, 2011, 27(2):30-33.
LIAO R H, GU H, SHEN Y J, et al. Investigation and analysis of rural domestic sewage discharge situation in Beijing Suburbs [J]. *China Water & Wastewater*, 2011, 27(2):30-33 (in Chinese).
- [24] 凌霄, 杨细平, 陈满, 等. 广东省农村生活污水治理现状调查[J]. *中国给水排水*, 2009, 25(8):8-10, 15.
LING X, YANG X P, CHEN M, et al. Investigation on present situation of rural domestic sewage treatment in Guangdong Province [J]. *China Water & Wastewater*, 2009, 25(8):8-10, 15 (in Chinese).
- [25] 陈穗玲, 李锦文, 崔明超, 等. 广州大学城某校园地表水“三氮”浓度的时间变化特征及自净状态分析[J]. *环境化学*, 2013, 32(4):704-705.
CHEN H L, LI J W, CUI M C, et al. Time variation characteristics and self-purification status analysis of "Three Nitrogen" concentration in surface water of a campus in Guangzhou university town [J]. *Environmental Chemistry*, 2013, 32(4):704-705 (in Chinese).
- [26] 任爽, 吴壤. 水体自净过程中不同污染物降解速率常数的相性研究[J]. *环境与发展*, 2018, 30(09):102-104.
REN S, WU R. Study on phase characterization of different pollutant degradation rate constants in self-cleaning process of water body [J]. *Inner Mongolia Environmental Sciences*, 2018, 30(09):102-104 (in Chinese).
- [27] 杨枫, 王圣瑞, 郭伟, 等. 滇池入湖污水处理厂尾水 COD 降解过程及光谱特征[J]. *环境工程技术学报*, 2017, 7(5):558-564.
YANG F, WANG S R, GUO W, et al. Spectroscopic analysis and degradation kinetics study of COD in sewage plant effluent into Dianchi Lake [J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2017, 7(5):558-564 (in Chinese).
- [28] 郭加汛, 彭俊翔, 张海涛, 等. 太湖流域典型河流含氮物消减速率研究[J]. *中国环境科学*, 2016, 36(10):3026-3032.
GUO J X, PENG J X, ZHANG H T, et al. Study on reduction rates of nitrogen pollution in typical rivers of Taihu Basin [J]. *China Environmental Science*, 2016, 36(10):3026-3032 (in Chinese).
- [29] MARTINOVA M V. Nitrogen and phosphor compounds in bottom sediments: Mechanisms of accumulation, transformation and release [J]. *Hydrobiologia*, 1993, 252(1):1-22.
- [30] HILDA D M, MARÍN JULIO, ELIZABETH G, et al. Nitrogen mobility at the sediment-water interface of Lake Maracaibo, Venezuela [J]. *Water Air & Soil Pollution*, 2003, 145(1-4):341-357.
- [31] WANG S, JIN X, NIU D, et al. Potentially mineralizable nitrogen in sediments of the shallow lakes in the middle and lower reaches of the Yangtze River area in China [J]. *Water & Environment Journal*, 2009, 24(9):1788-1792.
- [32] 莫祖澜, 邵卫云, 刘小为. 自然与引水因素对受纳水体自净作用的影响研究[J]. *科技通报*, 2014, 30(9):202-207, 229.
WU Z L, SHAO W Y, LIU X W. Effects of natural and water diversion factors on self-purification of the receiving waters [J]. *Bulletin of Science and Technology*, 2014, 30(9):202-207, 229 (in Chinese).
- [33] 吴群河, 曾学云, 黄钥. 河流底泥中 DO 和有机质对三氮释放的影响[J]. *环境科学研究*, 2005, 18(5):34-39.
WU Q H, ZENG X Y, HUANG Y. Influence of DO and organic matter on nitrogen ($\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$) releasing in the sediment of river [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2005, 18(5):34-39 (in Chinese).