

河流边滩硝化反硝化潜力及其影响因素

肖静文, 刘 瑛, 冯晶红, 罗俊雄, 卢梓岩

(湖北工业大学土木建筑与环境学院, 河湖生态修复与藻类利用湖北省重点实验室, 湖北 武汉 430068)

摘要: 探究河流边滩沉积物硝化反硝化潜力及与沉积物理化性质的关系, 可为河流边滩治理、生态修复提供参考依据。2021年7月以夏家寺河边滩为研究对象, 对比研究了顺直河道与边滩沉积物的硝化反硝化潜力, 并分析了各环境因子对其硝化反硝化潜力的影响。结果表明: (1) 边滩和顺直河道沉积物黏粒(clay)、总有机碳(TOC)、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量最大值均出现在表层, 且边滩沉积物各环境指标的平均值均大于顺直河道; (2) 边滩沉积物硝化潜力(1.91 ± 1.61) $\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ 大于顺直河道(0.70 ± 1.01) $\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ ($P<0.05$), 在15 d培养期内硝化潜力随时间的增加而呈上升趋势, 且各层硝化潜力大小表现为表层>中层>底层($P<0.05$), 在前10 d培养期内边滩沉积物硝化活性大于顺直河道; (3) 边滩沉积物反硝化潜力(85.99 ± 12.06) $\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ 大于顺直河道(38.93 ± 30.46) $\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ ($P<0.05$), 边滩和顺直河道沉积物反硝化速率分别在培养1、3 d后达到最大值, 反硝化活性分别在6、15 d达到最大值, 10 d培养期内, 顺直河道沉积物反硝化活性大于边滩; (4) 河道沉积物硝化潜力与ORP、clay、TOC、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、TN含量呈显著正相关($P<0.05$), 反硝化潜力与TOC、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、TN含量呈显著正相关($P<0.05$)。

关键词: 边滩; 沉积物; 硝化潜力; 反硝化潜力

中图分类号: X52 **文献标志码:** A **文章编号:** 1674-3075(2024)03-0086-08

河流可以截留大部分氮素进入地表水和地下水(方婧等, 2010)。硝化反硝化反应是主导河道氮素循环的生物地球化学反应(戴源, 2019), 提高硝化反硝化潜力将加快氮循环速率, 对河流的氮控制及氮负荷的削减具有积极意义。已有研究表明, 土壤pH、有机碳、含水率、温度、盐分、微生物分布、组成成分等是影响硝化反硝化潜力的重要因素(Sanders & Laanbroek, 2018; Pinay et al, 2000)。通过研究泾河不同河段潜流带沉积物的反硝化作用, 闫玉琴(2018)得出泾河各河段沉积物反硝化作用强烈, 且夏季反硝化作用强度大于冬季。戴源(2019)在城市重污染河道中研究了氮素时空分布特征, 发现硝化反硝化潜力与沉积物氮素含量及存在形态显著相关($P<0.05$)。Imek等(2002)研究土壤pH对反硝化作用影响时发现当土壤pH<6.0时, 随pH值升高, 反硝化速率呈线性增加。硝化反硝化在河流沉积物中的发生位置不同, 有研究发现硝化作用发生在河流和含水层相互作用最强烈的浅层区

域, 反硝化作用发生在含水层内部和氧气耗尽的河床深处(李勇等, 2016; Shuai et al, 2017)。

地形地貌也是影响河流硝化反硝化的重要因素。Lautz & Fanelli (2008)在有跌水结构的潜流带中观察到硝酸根还原、硫酸盐还原和锰还原的速率高于河流其他区域。Klocker等(2009)采用原位添加外源硝酸盐、 ^{15}N 同位素示踪剂添加等方法以及对反硝化酶进行测定, 比对了分析了潜流带生态修复工程段和未修复工程段的硝酸盐吸收和反硝化速率, 结果表明, 生态修复工程能增加沉积物潜流水文“连通性”, 增加水文停留时间, 有助于促进反硝化作用。Gomez-Velez等(2015)发现反硝化潜力受河底地形影响很大, 由河床形态驱动的潜流垂向交换, 其反硝化潜力远远超过由弯曲河岸驱动的侧向交换。

河流边滩一般由泥沙大量淤积形成, 其广泛存在于天然河流连续弯道、弯道的凸岸及卡口河段的两侧(倪晋仁和马蔼乃, 1998; 王梅力等, 2015), 顺直河道在自然河流演变中也常常形成典型的具有犬牙交错形状的边滩地形。顺直河道是平面形态较顺直的单一性河道, 弯曲系数一般<1.2(施骥等, 2020)。边滩是自然河道的重要组成部分, 与顺直河道相比, 其沉积物硝化反硝化潜力如何, 与沉积物理化性质关系如何, 这些问题目前还未见系统的研究报道。恢复边滩结构是否有利于河流生态系统脱氮目前尚

收稿日期: 2022-11-04 修回日期: 2023-12-20

基金项目: 国家自然科学基金项目(52179131)。

作者简介: 肖静文, 1998年生, 女, 硕士研究生, 研究方向为河流生态恢复。E-mail: dream.100.0@foxmail.com

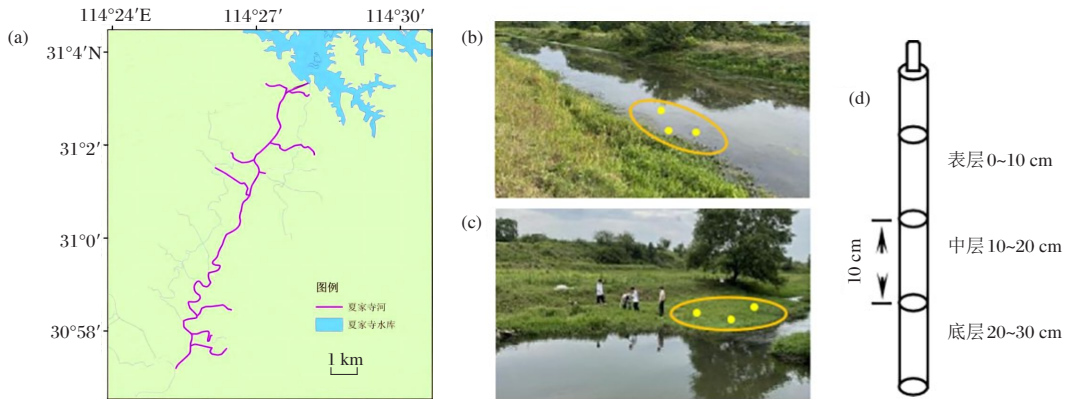
通信作者: 刘瑛, 1983年生, 女, 研究方向为河流生态恢复。E-mail: lycg06@163.com

无定论。因此,本研究以夏家寺河边滩为研究对象,研究其硝化反硝化潜力及影响因素,为边滩在河流生态修复中的应用提供一定的理论支撑。

1 材料和方法

1.1 研究区域

研究区位于夏家寺河(又名长堰河),地处湖北省黄陂区(30°58'~31°03' N、114°27'~114°30' E,图1-a),自北注入夏家寺水库,出库后向南汇入长江支流滢水河,流程36.43 km,流域面积239 km²



a. 夏家寺河; b. 顺直河道; c. 边滩; d. 分层采样。

图1 研究区域示意

a. Xiajiashi River; b. straight channel; c. point bar; d. stratified sampling diagram.

Fig.1 Schematic diagram of the study area

采样前,除去沉积物表层2 cm的残枝败叶,再用沉积物取样钻机STC-3D分层采集0~10 cm(表层)、11~20 cm(中层)、21~30 cm(底层)沉积物样品,将样品放入4℃密封遮光的保温箱中,运回实验室保存至-80℃冰箱。将边滩和顺直河道各层沉积物样品分别均匀混合后,部分新鲜沉积物测定氨氮(NH₄⁺-N)、硝氮(NO₃⁻-N)、亚硝氮(NO₂⁻-N)含量;部分沉积物样品平铺在通风无尘的室内进行自然风干并研磨过筛,测定沉积物pH、电导率(EC)、总氮(TN)、总有机碳(TOC),每项指标重复测3次,所有指标的测定在1周内完成。

沉积物各指标的测定:含水率(SWC)采用烘干称重法;氧化还原电位(ORP)、酸碱度(pH)、电导率(EC)采用玻璃电极法(鲁如坤,2000);黏粒(clay)含量采用欧美克TopSizer激光粒度分析仪;TN、TOC含量分别采用凯氏定氮法、重铬酸钾氧化法;NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N含量采用2 mol/L氯化钾溶液提取-分光光度法测定(中华人民共和国环境保护部,2012)。

采用恒温培养法测定沉积物硝化潜力(刘荣芳,

陈丽慧等,2022)。研究区位于长江中下游流域,光照充足,气候温和,雨量充沛,雨热同期,四季分明,无霜期长,属亚热带大陆性季风气候,年平均气温16.3℃。

1.2 样品采集及测定方法

本研究于2021年7月在夏家寺河选择1处边滩作为研究对象,并在其上游临近位置选择顺直河道为参照对象进行对比研究。在边滩和顺直河道(与边滩同侧)分别设置3个采样点,分表、中、底3层采集沉积物,共计采集沉积物样本18个(图1)。

2013)。简要步骤如下:分别称取6份10 g过100目筛的边滩和顺直河道的各层风干土壤,为保证实验的准确性,每份测3个平行样,共108个待测样品,分别放入100 mL培养瓶中,加入超纯水至浸润沉积物样,用聚乙烯薄膜密封瓶口,膜上扎2个小孔以保持通气条件。将样品放置25℃培养箱预培养3 d后,各层样品分别取出1份测定NH₄⁺-N、NO₃⁻-N计作初始含量,其余90份样品分别于第1、3、6、10、15 d测定NH₄⁺-N、NO₃⁻-N含量。

采用恒温厌氧淹水培养法测定沉积物反硝化潜力(陆兆和李如忠,2022)。简要步骤如下:称取10 g过100目筛的6个点位供试土样各6份,每份测3个平行样,共108份,分别放入100 mL培养瓶中,加适量去离子水置于25℃培养箱中预培养3 d。加入超纯水至淹没沉积物样,用橡胶塞密闭瓶口。将样品放置25℃培养箱预培养3 d后,各层样品各取1份测定NO₃⁻-N初始含量,其余90份样品分别于第1、3、6、10、15 d测定NO₃⁻-N含量。

沉积物硝化活性和硝化速率,反硝化活性和反硝化速率的估算模式见式①~③。

$$A_n = \frac{C_{i+1}(\text{NO}_3^- - \text{N}) - C_i(\text{NO}_3^- - \text{N})}{C_i(\text{NO}_3^- - \text{N}) + C_i(\text{NH}_4^+ - \text{N})} \times 100\% \quad (1)$$

$$A_d = \frac{C_{i+1}(\text{NO}_3^- - \text{N}) - C_i(\text{NO}_3^- - \text{N})}{C_i(\text{NO}_3^- - \text{N})} \times 100\% \quad (2)$$

$$V_n(V_d) = \frac{C_{i+1}(\text{NO}_3^- - \text{N}) - C_i(\text{NO}_3^- - \text{N})}{t_{i+1} - t_i} \quad (3)$$

式中: A_n 、 A_d 分别为沉积物硝化、反硝化活性; V_n 、 V_d 分别为沉积物硝化、反硝化速率, 单位为 $\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$; $C_{i+1}(\text{NO}_3^- - \text{N})$ 为某培养日的沉积物 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量, $C_i(\text{NO}_3^- - \text{N})$ 为上一培养日的沉积物 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量, $C_i(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 为上一培养日的沉积物 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量, 单位为

mg/kg ; t_{i+1} 为某培养日(d), t_i 为上一个培养日(d)。

1.3 数据处理

所有数据和图表使用 EXCEL 2016、Origin 2020 和 SPSS25.0 进行分析处理。运用 SPSS25.0 软件进行正态分布检验、方差分析以及沉积环境因子与沉积物硝化反硝化潜力的相关性分析。

2 结果与分析

2.1 沉积物环境因子特征

对边滩及顺直河道沉积物各项环境因子进行单因素方差分析(one-way ANOVA)和独立样本 T 检验, 分析结果见表 1。

表 1 边滩和顺直河道沉积物环境因子统计学特征

Tab.1 Statistical characteristics of sediment environmental factors in the point bar and straight river channel

河道类型	沉积物层次/cm	EC/ $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$	ORP/mV	pH	SWC/%	BD/ $\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$	clay/%	TOC/ $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$	$\text{NH}_4^+ - \text{N}/\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	$\text{NO}_3^- - \text{N}/\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	$\text{NO}_2^- - \text{N}/\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	TN/ $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$
顺直河道	0~10	58.23±0.48 ^{aB}	373.20±3.56 ^{aB}	4.38±0.01 ^{aB}	19.55±0.32 ^{aB}	1.16±0.02 ^{aB}	2.42±0.39 ^{aB}	19.38±0.25 ^{aB}	0.91±0.06 ^{aB}	0.52±0.06 ^{aB}	0.02±0.00 ^{aB}	3.31±0.21 ^{aB}
	10~20	65.27±0.76 ^{bB}	334.07±2.64 ^{bB}	4.17±0.021 ^{bB}	18.17±1.60 ^{bB}	1.24±0.02 ^{bB}	1.62±0.02 ^{bB}	5.20±0.40 ^{bB}	0.82±0.01 ^{bB}	0.40±0.10 ^{bB}	0.02±0.00 ^{aB}	2.38±0.20 ^{bB}
	20~30	178.96±0.64 ^{cB}	320.77±1.81 ^{cB}	4.21±0.03 ^{bB}	18.34±1.40 ^{bB}	1.38±0.01 ^{cB}	1.82±0.02 ^{bB}	2.15±0.04 ^{cB}	0.74±0.01 ^{cB}	0.28±0.03 ^{cB}	0.01±0.00 ^{bB}	0.70±0.06 ^{cB}
边滩	0~10	107.64±0.41 ^{aA}	410.60±5.25 ^{aA}	4.97±0.01 ^{aA}	26.37±0.25 ^{aA}	1.35±0.05 ^{aA}	9.14±0.03 ^{aA}	31.23±0.15 ^{aA}	3.83±0.01 ^{aA}	3.25±0.01 ^{aA}	0.03±0.00 ^{aA}	23.67±0.58 ^{aA}
	10~20	94.77±0.41 ^{bA}	402.87±6.73 ^{bA}	5.87±0.00 ^{bA}	27.70±0.31 ^{bA}	1.35±0.03 ^{aA}	7.59±0.01 ^{bA}	21.46±0.23 ^{bA}	1.76±0.03 ^{bA}	1.57±0.09 ^{bA}	0.03±0.01 ^{aA}	11.67±0.58 ^{bA}
	20~30	70.75±0.47 ^{cA}	357.93±11.58 ^{cA}	6.33±0.01 ^{cA}	29.59±0.40 ^{cA}	1.46±0.03 ^{bA}	5.97±0.01 ^{bA}	7.32±0.10 ^{cA}	1.45±0.02 ^{cA}	0.62±0.00 ^{cA}	0.02±0.00 ^{bA}	4.67±0.58 ^{cA}

注:表中数据均为平均值±标准误差;不同小写字母代表边滩和顺直河道沉积物不同深度的沉积物指标间的显著性差异;不同大写字母代表相同深度下边滩和顺直河道沉积物指标间的显著性差异。

Note: Data in the table are presented as mean ± standard error. Different lower case letters indicate significant differences between indicators from point bar and straight river channel sediments. Different capital letters indicate significant differences between indicators in surface, middle and bottom sediments from the point bar and straight river channel.

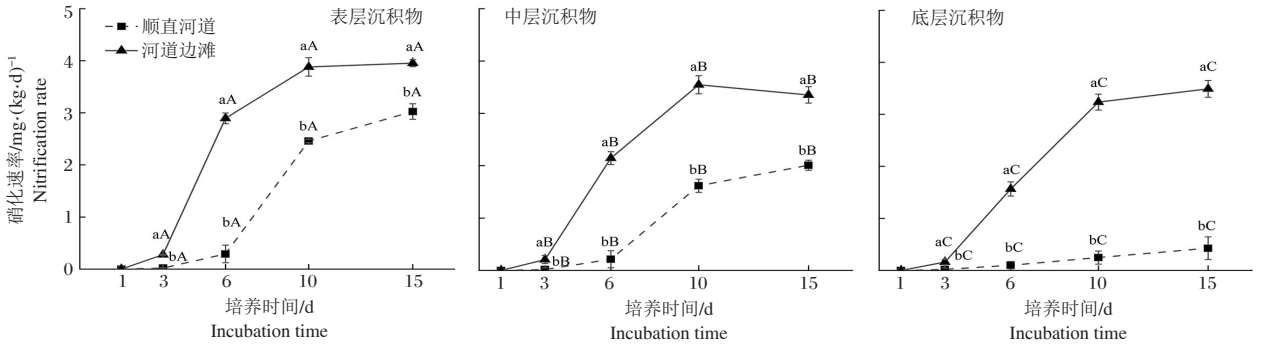
边滩沉积物的 EC、ORP、clay、TOC、N、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、TN 含量在表层最大, pH、SWC、BD 在底层最大;各土层深度上, EC、ORP、clay、TOC、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、TN 的含量差异显著 ($P < 0.05, n = 9$)。顺直河道沉积物的 pH、SWC、ORP、clay、TOC、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、TN 含量在表层最大, EC、BD 在底层最大;各土层深度上, EC、ORP、clay、TOC、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、TN 的含量差异显著 ($P < 0.05, n = 9$)。边滩与顺直河道沉积物在同一深度下 EC、ORP、clay、TOC、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、TN 含量差异显著 ($P < 0.05, n = 9$)。

2.2 沉积物硝化潜力

2.2.1 沉积物硝化速率 边滩和顺直河道各层沉积物的硝化速率随培养时间的变化如图 2 所示。各层沉积物硝化速率均随培养时间的增加而增加,且在

各培养时间内,边滩沉积物硝化速率均大于顺直河道,两者差异显著 ($P < 0.05$)。顺直河道沉积物硝化速率平均值为 $(0.70 \pm 1.01) \text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$, 其最大值、最小值分别出现在沉积物的表层 $(1.16 \pm 1.36) \text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ 和底层 $(0.16 \pm 0.19) \text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ 。边滩的硝化速率平均值为 $(1.91 \pm 1.61) \text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$, 其最大、最小值也出现在沉积物表层、底层,分别为 $(2.20 \pm 1.79) \text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ 、 $(1.69 \pm 1.53) \text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ 。不同土层的沉积物硝化速率差异显著 ($P < 0.05$)。

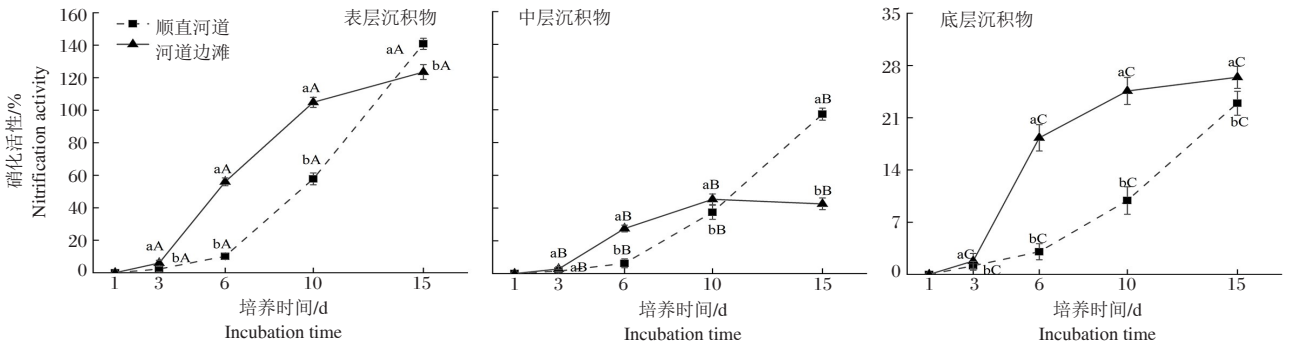
2.2.2 沉积物硝化活性 边滩和顺直河道各层沉积物的硝化活性随培养时间的变化如图 3 所示,硝化活性随培养时间的增加逐渐增加。前 3 d 边滩沉积物的硝化活性变化较为缓慢,表、中、底层沉积物增幅仅为 5.61%、2.64%、1.62%;顺直河道沉积物的硝化活性前 6 d 变化较为缓慢,各层沉积物增幅仅为



不同小写字母代表边滩和顺直河道沉积物指标间的显著差异; 不同大写字母代表边滩和顺直河道沉积物表、中、底层指标的显著差异性。
图2 边滩和顺直河道沉积物表、中、底层硝化速率

Different lower case letters indicate significant differences between indicators from point bar and straight river channel sediments. Different capital letters indicate significant differences between indicators in surface, middle and bottom sediments from the point bar and straight river channel.

Fig.2 Nitrification rates in the surface, middle and bottom sediments from the point bar and straight river channel



不同小写字母代表边滩和顺直河道沉积物指标间的显著差异; 不同大写字母代表边滩和顺直河道沉积物表、中、底层指标的显著差异性。
图3 边滩和顺直河道沉积物表、中、底层硝化活性

Different lower case letters indicate significant differences between indicators from point bar and straight river channel sediments. Different capital letters indicate significant differences between indicators in surface, middle and bottom sediments from the point bar and straight river channel.

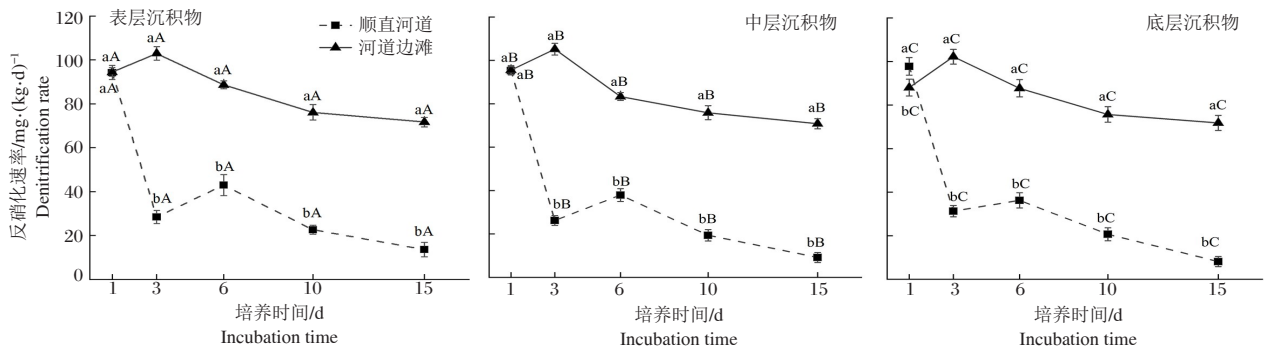
Fig.3 Nitrification activity in surface, middle and bottom sediments from the point bar and straight river channel

5.93%、2.68%、1.82%。培养6 d之后沉积物硝化活性迅速增加, 培养6 d到10 d内边滩各层沉积物硝化活性增幅分别为66.73%、34.72%、17.10%, 顺直河道各层沉积物增幅分别为55.65%、27.29%、18.59%。在10 d培养期内, 边滩沉积物的平均硝化活性高于顺直河道。边滩和顺直河道沉积物各层硝化活性

差异显著, 表现为表层>中层>底层($P<0.05$)。

2.3 沉积物反硝化潜力

2.3.1 沉积物反硝化速率 边滩和顺直河道各层沉积物的反硝化速率随培养时间的变化见图4。边滩沉积物平均反硝化速率(85.99 ± 12.06) $\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ 大于顺直河道(38.93 ± 30.46) $\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$, 两者差异显著($P<0.05$)。



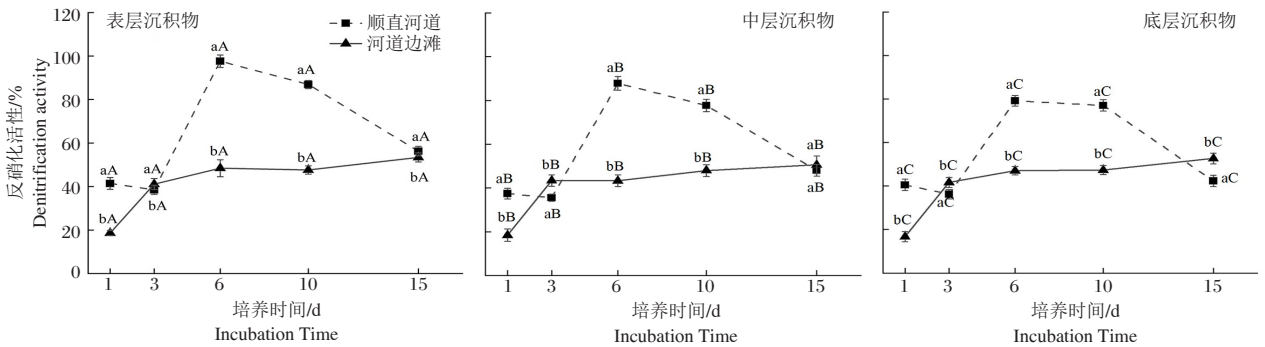
不同小写字母代表边滩和顺直河道沉积物指标间的显著差异; 不同大写字母代表边滩和顺直河道沉积物表、中、底层指标的显著差异性。
图4 边滩和顺直河道沉积物表、中、底层反硝化速率

Different lower case letters indicate significant differences between indicators from point bar and straight river channel sediments. Different capital letters indicate significant differences between indicators in surface, middle and bottom sediments from the point bar and straight river channel.

Fig.4 Denitrification rates in surface, middle and bottom sediments from the point bar and straight river channel

边滩各层沉积物反硝化速率在培养 3 d 时达到最大值,之后缓慢减小。顺直河道沉积物反硝化速率在培养 1 d 时达到最大值,之后缓慢减小。边滩和顺直河道各层沉积物反硝化速率随深度增加而减小。边滩表、中、底层沉积物平均反硝化速率分别为 (86.75 ± 12.16) 、 (86.12 ± 13.25) 、 (85.09 ± 11.51) $\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$; 顺直河道表、中、底层沉积物平均反硝化速率分别为 (40.36 ± 29.72) 、 (37.60 ± 31.46) 、 (38.83 ± 32.21) $\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ 。边滩和顺直河道各层沉积物反硝化速率差异显著 ($P < 0.05$)。

2.3.2 沉积物反硝化活性 边滩和顺直河道沉积物的反硝化活性随培养时间的变化见图 5, 反硝化活性均在表层最大。顺直河道各层沉积物的反硝化活性均随培养时间的增加呈现先上升后持续下降的趋势, 在培养 6 d 后反硝化活性达到峰值。边滩各层沉积物的反硝化活性均随培养时间的增加呈现平稳上升的趋势, 在培养 15 d 后反硝化活性达到峰值。15 d 培养结束后, 边滩和顺直河道沉积物表、中、底层各土层反硝化活性分别为 $56.28\% \pm 2.12\%$ 、 $50.62\% \pm 3.99\%$ 、 $52.68\% \pm 2.41\%$ 、 $53.39\% \pm 2.21\%$ 、 $48.08\% \pm 2.71\%$ 、 $42.35\% \pm 2.66\%$ 。10 d 培养期内, 顺直河道沉积物反硝化活性大于边滩 ($P < 0.05$)。边滩和顺直河道不同土层的沉积物反硝化活性差异显著 ($P < 0.05$)。



不同小写字母代表边滩和顺直河道沉积物指标间的显著差异; 不同大写字母代表边滩和顺直河道沉积物表、中、底层指标的显著差异性。

图 5 边滩和顺直河道沉积物表、中、底层反硝化活性

Different lower case letters indicate significant differences between indicators from point bar and straight river channel sediments. Different capital letters indicate significant differences between indicators in surface, middle and bottom sediments from the point bar and straight river channel.

Fig. 5 Denitrification activity in the surface, middle and bottom sediments from the point bar and straight river channel

表 2 培养 15 d 时的硝化潜力与沉积物理化性质间的相关性

Tab.2 Correlation between nitrification potential and physical and chemical properties of sediments after 15-day culture

河道类型	指标	EC	ORP	pH	SWC	BD	clay	TOC	NO ₃ ⁻ -N	NH ₄ ⁺ -N	NO ₂ ⁻ -N	TN
顺直河道	硝化速率	-0.952**	0.936**	0.628	0.359	-0.989**	0.883**	0.894**	0.996**	0.973**	0.976**	0.934**
	硝化活性	-.952**	0.935**	0.628	0.361	-0.989**	0.293	0.895**	0.996**	0.974**	0.976**	0.934**
边滩	硝化速率	0.613	0.889**	-0.851**	-0.663	-0.212	0.733*	0.963	0.927**	0.945**	-0.641	0.830**
	硝化活性	0.12	0.29	-0.304	-0.289	0.369	0.212	0.863**	0.911**	0.785*	-0.159	0.889**

注:** 在 0.01 水平(双侧)上显著相关, * 在 0.05 水平(双侧)上显著相关。

Note:** denotes highly significant correlation ($P < 0.01$, 2-tail), * denotes significant correlation ($P < 0.05$ level, 2 tail)

2.4 影响因素

沉积物的硝化反硝化潜力与其理化性质密切相关, 通过 Pearson 系数法分析培养 15 d 的硝化反硝化潜力与沉积物理化性质之间的相关性, 结果见表 2 和表 3。沉积物硝化潜力与 ORP、clay、TOC、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、TN 呈显著正相关 ($P < 0.05$), 反硝化潜力与 ROC、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、TN 含量呈显著正相关关系 ($P < 0.05$)。沉积物中氮、碳含量是影响硝化反硝化潜力的重要因素。

3 讨论

3.1 边滩硝化潜力与影响因素

沉积物的硝化潜力与其理化性质密切相关(表 2), 与 ORP、clay、TOC、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、TN 呈显著正相关 ($P < 0.05$), 与 pH 相关性不显著, 可能是由于该区域 pH 呈弱酸性, 不利于硝化细菌的生长。随着土层深度的增加, NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 及 TN 含量的递减使得硝化潜力变弱, 导致不同层硝化潜力表现为表层 > 中层 > 底层。

硝化潜力的大小主要受限于硝化细菌、溶解氧及 NH₄⁺-N。本研究中, 边滩沉积物硝化潜力大于顺直河道, 一方面可能是因为边滩沉积物 NH₄⁺-N 含量

表3 培养15 d时的反硝化潜力与沉积物理化性质间的相关性

Tab.3 Correlation between denitrification potential and physical and chemical properties of sediments after 15-day culture

河道类型	指标	EC	ORP	pH	SWC	BD	clay	TOC	NO ₃ ⁻ -N	NH ₄ ⁺ -N	NO ₂ ⁻ -N	TN
顺直河道	反硝化速率	-0.661	0.697*	0.698*	0.15	-0.807**	0.603	0.852**	0.777*	0.840**	0.749*	0.855**
	反硝化活性	-0.764*	0.777*	0.657	0.237	-0.893**	0.771*	0.870**	0.861**	0.891**	0.860**	0.850**
边滩	反硝化速率	0.860**	0.991**	-0.984**	-	-0.498	0.931**	0.891**	0.805**	0.999**	-0.317	0.976**
	反硝化活性	0.12	0.29	-0.304	0.879**	0.369	0.212	0.163	0.311	0.385	-0.459	0.289

注:** 在0.01水平(双侧)上显著相关,* 在0.05水平(双侧)上显著相关。

Note:** denotes highly significant correlation ($P<0.01$, 2-tail), * denotes significant correlation ($P<0.05$ level, 2 tail).

高于顺直河道(Wang et al,2019),而边滩沉积物可以为硝化反应的进行提供充足的氮源,所以边滩沉积物硝化速率大于顺直河道;另一方面,氨化细菌、硝化细菌都是需氧型微生物,边滩沉积物的ORP大于顺直河道,ORP越大表明越偏向于氧化环境,较高的ORP有利于硝化反应的进行(Lee & Oleszkiewicz,2003)。

沉积物硝化潜力大小也可能与沉积物中硝化细菌的数量及活性强弱有关(郭士林等,2017)。顺直河道处于淹水状态,沉积物颗粒间通气状况较差,不利于氧气的扩散,硝化细菌活性处于抑制状态,而边滩表层沉积物暴露于空气中,氧含量在此区域较高,硝化细菌活性也相对较高。本研究中,将顺直河道和边滩沉积物同时置于有氧环境中培养,1~10 d内边滩硝化活性始终大于顺直河道。15 d时顺直河道沉积物硝化活性大于边滩,可能与顺直河道沉积物曝露于空气培养,导致氧含量变化有关;且边滩沉积物TOC含量比顺直河道高,在TOC浓度较高环境下,硝化细菌(自养菌)与异养菌争夺氧气的的能力较弱,硝化细菌的生长和活性也会受到抑制(王滢等,2023)。

3.2 边滩反硝化潜力与影响因素

沉积物的反硝化潜力与其理化性质密切相关(表3),与TOC、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、TN含量呈显著正相关($P<0.05$)。反硝化潜力随着沉积物NH₄⁺-N含量增多而增加,吴佳栩等(2018)在淀山湖沉积物反硝化脱氮能力研究中也得出类似结论。反硝化速率随TOC含量的增加而增大,与Han等(2017)对河岸带土壤的研究结果一致。TOC为反硝化细菌提供电子供体,其分解过程会消耗沉积物内部的氧气,形成厌氧环境,从而促进反硝化作用的进程(Han et al,2017)。表层沉积物由于碳、氮含量在外源的输入下(如土壤腐殖质、河流有机物富集、大气氮沉降等)相对较高(表1),所以反硝化过程集中聚集在该区域,导致不同层反硝化潜力表现为表层>中层>底层,与其他学者研究结果一致(戴源,2019;陈紫萱等,2022)。

沉积物反硝化速率与黏粒(clay)呈显著正相关($P<0.05$),Pinay等(2000)发现沉积物的组成类型及结构会对反硝化过程产生影响,且反硝化作用更易发生在clay含量较高的沉积物中。本研究中边滩沉积物clay含量大于顺直河道,这也是边滩沉积物反硝化速率更大的原因之一。沉积物反硝化潜力与BD呈极显著负相关($P<0.01$),与王慧亮等(2022)在研究太湖上游典型水塘沉积物反硝化潜力变化特征的结果相似。顺直河道和边滩沉积物在河道中分别处于厌氧环境和有氧环境,本实验将两者同时置于厌氧环境中培养,在培养1~10 d内,反硝化活性表现为顺直河道大于河道边滩;培养15 d,边滩沉积物反硝化活性大于顺直河道,可能是由于环境氧的减少,反硝化细菌活性增加的原因。

本研究河流及其他自然河流中,沉积物TOC、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、TN含量较低,这些环境因子与硝化反硝化速率呈显著正相关关系。但是在不同实验条件下,NO₃⁻-N、NH₄⁺-N、TOC含量超过一定限值也可能抑制硝化和反硝化作用。如杨柳燕等(2016)发现,当硝态氮浓度小于1 mmol/L时反硝化速率与硝态氮浓度呈显著正相关,当硝态氮浓度从2 mmol/L增加到20 mmol/L时,反硝化速率反而受到抑制。Hu等(2009)研究表明,随着有机物浓度的增加,硝化速率降低。雷勇飞等(2021)研究发现,有机碳源在0~670 mg/L浓度范围内,反硝化作用会随着有机碳源浓度的提高而加剧,并会加强抑制短程硝化。刘富龙(2009)研究废水中氨氮浓度对硝化反应影响时发现,当进水氨氮浓度在30~40 mg/L范围内时,硝化反应效率最高,当进水氨氮浓度达到60 mg/L以上时,硝化反应效率下降。

Trauth等(2015)研究河道砾石滩对潜流交换以及硝化反硝化作用的影响,发现河道砾石滩承担了河流氮“汇”功能,有效提高了河流脱氮效率。河道内结构扩大了硝化反硝化的反应区间和潜流交换体积,延长了溶质停留时间,导致更高的消耗,从而提高反应效率(Zarnetske et al,2011)。本研究分析了边滩和顺

直河道沉积物的硝化反硝化潜力,由于室内实验的局限性,后续将对河道进行原位监测,以进一步证明边滩对河流脱氮的促进作用。综上分析,边滩可提高河流的硝化反硝化潜力,增强河流的脱氮效果。因此,建议未来加强对边滩脱氮效果及其作用机制的研究。

参考文献

- 陈紫萱,周钟昱,蒋文婷,等,2022. 竹林河岸带土壤反硝化脱氮效果模拟及机理研究[J]. 环境科学学报,42(6):426-436.
- 陈丽慧,肖静文,冯晶红,等,2022. 干湿环境对河岸带硝化及反硝化潜力的影响[J]. 中国农村水利水电,480(10):51-57.
- 戴源,2019. 城市重污染河道沉积物硝化反硝化潜力及氮素污染特征[D]. 合肥:合肥工业大学.
- 方婧,曹文志,蒋文志,等,2010. 河岸植被土壤系统对面源污染的削减和净化研究[J]. 环境科学导刊,29(4):49-53.
- 郭士林,叶春,李春华,等,2017. 水位波动对水平潜流人工湿地脱氮效果的影响[J]. 中国环境科学,37(3):932-940.
- 雷勇飞,杨昌炜,彭正华,等,2021. 有机碳源对短程硝化系统的影响及综合调控[J]. 环境工程学报,15(9):3088-3100.
- 李勇,张维维,袁佳慧,等,2016. 潜流带水流特性及氮素运移转化研究进展[J]. 河海大学学报:自然科学版,44(1):1-7.
- 刘富龙,2009. 氨氮浓度对硝化反应影响的研究[D]. 太原:太原理工大学.
- 刘荣芳,张林海,林啸,等,2013. 闽江口短叶茼蒿湿地土壤反硝化潜力[J]. 生态学杂志,32(11):2865-2870.
- 鲁如坤,2000. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京:中国农业科技出版社:143-195.
- 陆兆,李如忠,2022. 城市污水厂尾水受纳河段沉积物脲酶活性及硝化潜力分析[J]. 环境科学学报,42(9):151-161.
- 倪晋仁,马蔼乃,1998. 河流动力地貌学[M]. 北京:北京大学出版社:146-151.
- 施骐,张小峰,许全喜,2020. 不同水沙条件下顺直型河道交错边滩演变规律[J]. 长江科学院院报,37(4):7-13.
- 王慧亮,曹恒,张汪寿,等,2022. 太湖上游丘陵区典型水塘反硝化潜力变化特征及其影响因素[J]. 湖泊科学,34(6):1937-1948.
- 王梅力,陈秀芳,王平义,等,2015. 长江上游边滩形态及与河道的关系[J]. 武汉大学学报(工学版),48(4):466-470.
- 王滢,胡伟武,陈男,等,2023. 华北棕壤土掺砂比对渗滤系统净化污水性能的影响[J]. 现代地质,37(4):914-924.
- 吴佳翔,范儒,王敏琛,等,2018. 淀山湖沉积物的反硝化脱氮能力及其环境意义[J]. 环境科学学报,38(3):867-874.
- 闫玉琴,2018. 泾河潜流带氨氮迁移转化规律及其关键过程影响因素[D]. 杨凌:西北农林科技大学.
- 杨柳燕,王楚楚,孙旭,等,2016. 淡水湖泊微生物硝化反硝化过程与影响因素研究[J]. 水资源保护,32(1):12-22,50.
- 中华人民共和国环境保护部,2012. 土壤 氨氮、亚硝酸盐氮、硝酸盐氮的测定 氯化钾溶液提取-分光光度法: HJ 634-2012[S]. 北京:中国环境科学出版社.
- Klockner C A, Kaushal S S, Groffman P M, et al, 2009. Nitrogen uptake and denitrification in restored and unrestored streams in urban Maryland, USA. *Aquatic Sciences*, 71(4): 411-424.
- Gomez-Velez J D, Harvey J W, Cardenas M B, et al, 2015. Denitrification in the Mississippi River network controlled by flow through river bedforms[J]. *Nature Geoscience*, 8(12):941-945.
- Han L, Huang W, Yuan X, et al, 2017. Denitrification potential and influencing factors of the riparian zone soils in different watersheds, Taihu Basin[J]. *Water Air Soil Pollution*, 228(3):108.1-108.12.
- Hu J, Li D, Liu Q, et al, 2009. Effect of organic carbon on nitrification efficiency and community composition of nitrifying biofilms[J]. *Elsevier*, 21(3):387-394.
- Imek M, Ov L J, Hopkins D W, 2002. What is the so-called optimum pH for denitrification in soil?[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 34(9):1227-1234.
- Lautz L K, Fanelli R M, 2008. Seasonal biogeochemical hotspots in the streambed around restoration structures[J]. *Biogeochemistry*, 91(1):85-104.
- Lee Y, Oleszkiewicz J A, 2003. Effects of predation and ORP conditions on the performance of nitrifiers in activated sludge systems[J]. *Water Research*, 37(17):4202-4210.
- Trauth N, Schmidt C, Vieweg M, et al, 2015. Hydraulic controls of in-stream gravel bar hyporheic exchange and reactions[J]. *Water Resources Research*, 51(4):2243-2263.
- Pinay G, Black V J, Plant Tabacchi A M, et al, 2000. Geomorphic control of denitrification in large river floodplain soils[J]. *Biogeochemistry*, 50(2):163-182.
- Sanders T, Laanbroek H J, 2018. The distribution of sediment and water column nitrification potential in the hyper-turbid Ems estuary[J]. *Aquatic Sciences*, 80(4):33-46.
- Shuai P, Cardenas M B, Knappett P S K, et al, 2017. Denitrification in the banks of fluctuating rivers: the effects of river stage amplitude, sediment hydraulic conductivity and dispersivity, and ambient groundwater flow[J]. *Water Resources Research*, 53(9):7951-7967.
- Wang J P, Zhang R, Li S M, et al, 2020. Nitrification Process of Lianhua Stream in Xiamen, Fujian Province[J]. *IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.*, 435: 012021.
- Zarnetske J P, Haggerty R, Wondzell S M, et al, 2011. Dynamics of nitrate production and removal as a function of residence time in the hyporheic zone[J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 116(G1):G01025.

Nitrification and Denitrification Potential of a Point Bar and the Influencing Factors

XIAO Jing-wen, LIU Ying, FENG Jing-hong, LUO Jun-xiong, LU Zi-yan

(College of Civil Engineering, Architecture and Environment, Hubei University of Technology, Hubei Key Laboratory of River and Lake Ecological Restoration and Algae Utilization of Hubei Province, Wuhan 430068, P.R. China)

Abstract: Geographical features play a key role in river nitrification and denitrification. In this study, a point bar in Xiajiasi River of Huangpi district, Wuhan City was investigated. The river flows into Sheshui River, a tributary of the Yangtze River, and we examined the nitrification and denitrification potential of the point bar. We then compared the nitrification and denitrification potential of point bar sediment with those of sediments in a segment of straight river channel and analyzed the effects of environmental factors on nitrification–denitrification potential. Three sampling sites were set in both the point bar and straight river channel. In July 2021, surface, middle and bottom sediments at each site were sampled for determination of environmental factors. Mixed sediments of the three layers were cultured for 15 days of nitrification and denitrification experiments, respectively. Results show that: (1) The maximum contents of clay, TOC, NH_4^+-N , NO_2^--N , NO_3^--N and TN in sediments of both the point bar and straight river channel were all in the surface layer, and the average value of each parameter was higher in point bar sediment than in straight river channel sediment. (2) The nitrification potential of the point bar sediment (1.91 ± 1.61) mg/(kg·d) was higher than that of the straight river channel (0.70 ± 1.01) mg/(kg·d) ($P < 0.05$). The nitrification potential increased with time during the 15 d culture period, and the nitrification potential of each layer was in the order of surface layer > middle layer > bottom layer ($P < 0.05$). During the first ten days, nitrification in point bar sediment was higher than in the straight river channel sediment. (3) The denitrification potential (85.99 ± 12.06) mg/(Kg·d) of point bar sediment was greater than that of the straight river channel sediment (38.93 ± 30.46) mg/(kg·d) ($P < 0.05$). The denitrification rates of point bar and the straight channel sediments peaked on day 1 and 3, respectively, and denitrification peaked on day 6 and 15, respectively. During the 10 d culture period, the denitrification activity of the straight channel sediment was higher than that of the point bar sediment. (4) In this study, the nitrification potential of sediments was significantly correlated with ORP, clay content, TOC, NH_4^+-N , NO_3^--N and TN ($P < 0.05$) and the denitrification potential was significantly correlated with TOC, NH_4^+-N , NO_3^--N and TN ($P < 0.05$). The results provide a reference for the ecological restoration of rivers, especially for managing point bars.

Key words : point bar; sediment; nitrification potential; denitrification potential