

尧印鹏, 许春阳, 陈永平, 等. 黄原胶影响下泥沙起动特性对水体磷质量浓度的影响[J]. 海洋学报, 2025, 47(3): 108–117, doi:10.12284/hyxb2025018

Yao Yinpeng, Xu Chunyang, Chen Yongping, et al. The effect of sediment incipient motion characteristics on phosphorus mass concentration in water under the influence of xanthan[J]. Haiyang Xuebao, 2025, 47(3): 108–117, doi:10.12284/hyxb2025018

# 黄原胶影响下泥沙起动特性对水体磷质量浓度的影响

尧印鹏<sup>1,2,3</sup>, 许春阳<sup>1,2\*</sup>, 陈永平<sup>2</sup>, 周春艳<sup>2</sup>

(1. 河海大学 江苏省海岸海洋资源开发与环境安全重点实验室, 江苏 南京 210024; 2. 河海大学 港口海岸与近海工程学院, 江苏 南京 210024; 3. 中交上海航道勘察设计研究院有限公司, 上海 200120)

**摘要:** 泥沙所运载的磷是水域环境中重要的营养因子和生态因子, 受沿海潮滩复杂水动力及泥沙表面所附着各类有机物的多重影响, 潮滩泥沙具有复杂的运动过程, 故探究有机质对泥沙运动和对磷的吸附过程的影响, 可为沿海潮滩及近岸水域中磷的预测提供理论支撑。为研究有机质和泥沙起动特性对水体磷质量浓度的影响, 选取黄原胶, 通过泥沙起动-再悬浮-吸附实验和恒温振荡实验, 探究了变化水流条件下, 黄原胶对泥沙运动过程和泥沙吸附磷过程的影响。研究表明: (1) 黄原胶对床沙的起动过程具有明显的抑制作用, 使床沙对起动切应力的抵抗能力提升约两倍; (2) 泥沙起动特性是影响床沙对水体中磷吸附作用的直接因素之一, 当床沙开始大量起动后, 水体中的磷质量浓度才开始出现明显变化; (3) 黄原胶本身对磷吸附作用几乎无影响, 但可通过抑制床沙的起动过程进而抑制床沙对水体中磷的吸附作用。

**关键词:** 细颗粒泥沙; 水动力条件; 黄原胶; 起动; 磷

中图分类号: X501; P737.14

文献标志码: A

文章编号: 0253-4193(2025)03-0108-10

## 1 引言

磷是水域环境中重要的营养因子和生态因子<sup>[1]</sup>, 是生物生命活动所需的基本元素, 海岸带潮滩的水域、土壤环境中便蕴含着大量磷元素<sup>[2-4]</sup>。潮滩中具有大量的细颗粒泥沙<sup>[5]</sup>, 其对磷具有较强的吸附能力<sup>[6]</sup>。随着潮滩地区水动力条件的变化, 泥沙悬浮或沉积, 在“磷源”和“磷汇”的角色中转换<sup>[7]</sup>。泥沙悬浮状态下, 水动力条件变化将影响泥沙颗粒与水体中磷的接触几率, 进而影响泥沙对磷吸附能力, 一般而言, 水动力紊动越强, 泥沙对磷的吸附能力越强<sup>[8]</sup>。近年来随着气候变化, 台风年频率升高<sup>[9]</sup>, 江苏沿海地区易受到台风(如“梅花”、“烟花”和“黑格尔”等)的影响<sup>[10]</sup>,

短期内在风暴潮作用下, 潮滩区域中泥沙大量悬扬, 水体中泥沙浓度短历时内迅速增加。对于泥沙运动与磷吸附过程的相关关系, 部分学者开展了相关研究, 如 Xu 等<sup>[11]</sup>通过波浪水槽, 发现在强风浪作用下, 海洋底床的液化将促使更多的磷释放到上覆水中, 但实验中缺乏对起动切应力的关注, 和其与床沙起动关系的细致探讨; 孙小静等<sup>[12]</sup>、Wang 等<sup>[13]</sup>和 Xiao 等<sup>[14]</sup>等通过再悬浮-沉降实验, 分别探究泥沙悬浮以及沉积后水体中磷含量的变化和底床泥沙粒径再分布过程对磷形态的影响, 更加关注单一水动力条件下, 床沙悬浮或沉积所带来的磷吸附/释放结果。以上研究均未从底床泥沙对不同水动力条件动力响应的差异性上, 具体探究泥沙起动过程对磷吸附作用的影响。

收稿日期: 2024-05-01; 修订日期: 2024-08-12。

基金项目: 国家重点研发计划资助(2023YFC3008100); 国家自然科学基金(42376171); 中央高校基本科研业务费专项资金资助(B230201047)。

作者简介: 尧印鹏(1999—), 男, 江西省抚州市人, 研究方向为海岸工程。E-mail: yp.yao@hhu.edu.cn

\* 通信作者: 许春阳, 副教授, 主要从事海岸工程方向研究。E-mail: cyxu@hhu.edu.cn

潮滩作为沿海生态系统中生命活动进行的重要场所,有机碳含量丰富,研究表明江苏盐城区域潮滩湿地光滩土壤中,有机碳含量可高达 0.75~2.38 mg/g,而互花米草盐沼区域可达 2.07~18.59 mg/g<sup>[15]</sup>。生物所分泌的胞外聚合物(EPS)中包含如黄原胶、瓜儿多胶和腐殖酸等有机质,并附着于泥沙颗粒表面,进而影响泥沙颗粒的运动过程和对磷的吸附/解吸过程<sup>[16-20]</sup>。有机质对潮滩泥沙动力特性(起动、悬扬等)的改变,使水体中的泥沙质量浓度发生变化,从而通过固体浓度效应(所谓固体浓度效应,即悬沙质量浓度升高将导致泥沙颗粒间针对磷的吸附过程出现“竞争”关系,从而导致对磷的单位吸附量下降<sup>[21-22]</sup>)间接影响泥沙和磷元素之间的相互作用。黄原胶(XG)是自然环境中的常见有机物,其与泥沙颗粒混合后,可在泥沙颗粒表面形成有机分子链,增强泥沙颗粒间的桥联作用,即泥沙颗粒间的联结力,可用于床面泥沙的抗冲刷相关工程中<sup>[23-24]</sup>,关于黄原胶影响下床面泥沙对水体中磷吸附作用的相关研究,较为匮乏。

基于上述背景,本文针对江苏潮滩地区泥沙运动过程对磷吸附作用的影响开展研究,且在该过程中考虑黄原胶的影响。本研究通过泥沙起动-再悬浮-吸附实验,对实验装置实现对泥沙所受切应力的逐渐控制和测量,持续关注水体中磷质量浓度和悬沙质量浓度的变化,系统探究了变化水流条件下,黄原胶对泥沙运动过程和泥沙吸附磷过程的影响规律。

## 2 研究方法

### 2.1 实验泥沙

实验泥沙取自江苏沿海条子泥滩涂地区,经 90  $\mu\text{m}$  筛网湿筛处理后,去除滩涂泥中大部分粗颗粒泥沙和杂质,而后进行浸泡、搅拌、沉降和换水等操作,循环多次处理后取 400 mg 泥沙置于 40 mL 20 mmol/L 的氯化钾溶液中进行磷解吸实验<sup>[25]</sup>,通过

滤膜(由新亚生产 0.45  $\mu\text{m}$  孔径的混合纤维膜)过滤得到解吸实验后溶液,测量其中磷质量浓度与纯水接近,则表示将实验泥沙颗粒表面弱吸附态磷清洗干净(文中所述溶液中的磷质量浓度测量均采用国家标准《钼酸铵分光光度法》<sup>[26]</sup>,可由实验组次和空白对照组的测量值计算差值得到单位实验泥沙对磷的平衡吸附量)。而后对实验泥沙进行烘干研磨,混合均匀后保存在 4 $^{\circ}\text{C}$  环境下备用。按照国家行业标准《河流泥沙颗粒分析规程》的规定<sup>[27]</sup>,根据粒径可以将泥沙颗粒分为黏土( $d \leq 3.9 \mu\text{m}$ )、粉砂( $3.9 \mu\text{m} < d \leq 62.5 \mu\text{m}$ )和砂粒( $d > 62.5 \mu\text{m}$ ),实验泥沙级配曲线由 master-sizer 2000 测得如图 1 所示,其组分如表 1 所示。

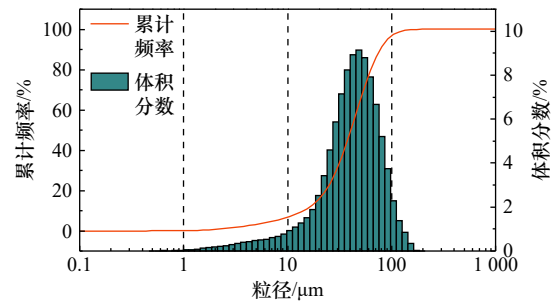


图 1 试验泥沙级配曲线

Fig. 1 Experimental sediment gradation curve

表 1 泥沙组分表

Table 1 Components of experimental sediment

$D_{10}/\mu\text{m}$	$D_{50}/\mu\text{m}$	$D_{90}/\mu\text{m}$	黏土/%	粉砂/%	砂粒/%	磷解吸量/( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ )
14.79	39.74	73.84	2.30	79.21	18.49	0.000

### 2.2 泥沙起动与吸附实验

实验在内直径 300 mm,高 300 mm 的圆柱形量筒内进行,装置由 Chen 等<sup>[28]</sup>实验装置改装得到,实验水动力由电机和转桨提供,转筒具体参数与各部件位置具体如图 2a 所示。根据 Chen 等<sup>[28]</sup>对转筒内水动力测量拟合研究,筒内中心处水流紊动较强,规律复

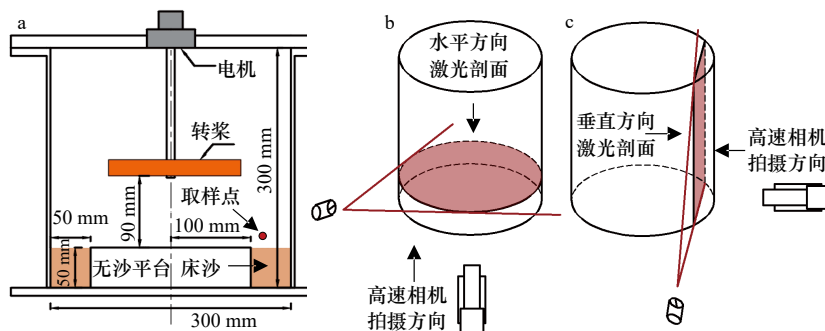


图 2 泥沙起动实验装置(a)和水动力测量试验拍摄示意图(b)、(c)

Fig. 2 Experimental device of sediment incipience (a) and schematics of hydrodynamic measurement (b), (c)

杂。因此,为保证实验过程中床底泥沙受到较为稳定的水动力作用,在筒内底部设置半径为 100 mm,高 50 mm 的无沙平台,实验泥沙平铺于转筒底部圆环凹槽处,使床沙表面与无沙平台齐平。

2.2.1 水动力条件及其测定

水流紊动强度采用粒子图像测速(PIV)进行测量,通过连续拍摄水体中粒子运动图像,以推算转筒内流场和紊动强度。PIV 测量中使用聚苯乙烯(PS)塑料颗粒为示踪粒子,该粒子密度为 1.04~1.09 g/cm<sup>3</sup>,与水体密度极为接近。因此,测量过程中可以将流场稳定后的粒子运动速度近似认为是水体流速。在激光照射下,高速相机可以清晰地暗光环境中拍摄到示踪粒子的运动轨迹。如图 2b 所示,在测量水平方向剖面流场时,线状激光从转筒侧面进行照射,在近底面处制造水平激光剖面;高速相机平行于转筒中轴线放置拍摄,从转筒底面向上拍摄。如图 2c 所示,在测量垂直方向剖面流场时,为减少曲面边壁对激光的折射作用,线状激光从转筒底面进行照射,高速相机平行于水平面放置拍摄。测量过程中,将转浆提供的水动力分为 7 个等级,当转筒内水动力条件改变时,需等待 5 min,待水动力条件重新稳定后再进行拍摄,

且根据不同等级水动力的转浆转速,高速相机设置不同的拍摄周期,具体测量参数如表 2 所示。

粒子图像处理过程中对水平和垂直方向激光剖面设置相同的计算边界条件,使水平和垂直方向激光剖面数据耦合,如图 3a 所示,计算过程示意图如图 3b 所示,得到水平面上各网格点上 x、y 和 z 3 个方向上的粒子运动速度,进而运用公式(1)和公式(2)<sup>[29]</sup>,计算转筒近底面所受切应力如图 3c 所示。

$$TKE = \frac{1}{2}\rho(\overline{u_i'^2} + \overline{v_i'^2} + \overline{z_i'^2}), \quad (1)$$

$$\tau = 0.19TKE \quad (2)$$

式中: TKE 为水动力紊动强度大小,单位为 Pa; ρ 为水密度,单位为 kg/m<sup>3</sup>,取 1 000 kg/m<sup>3</sup>;  $\overline{u_i'}$ 、 $\overline{v_i'}$ 和 $\overline{z_i'}$ 分别为计算网格点位置的粒子瞬时脉动速度,为瞬时速度与时间平均速度计算差值,单位为 m/s; τ 为床面所受切应力,单位为 Pa。

2.2.2 泥沙起动-再悬浮-吸附实验

在泥沙对磷的起动-再悬浮-吸附实验中,基于 Chen 等<sup>[28]</sup>实验中 EPS 含量量级(100~200 μg/g)和龚政等<sup>[15]</sup>对自然环境中有机碳的测量,设置床沙中黄原胶含量为 200 μg/g。底床由 1 000 g 实验泥沙与 400 mL

表 2 水动力测量参数设置

Table 2 Parameters setup for hydrodynamic measurement

水动力等级	转速/(r·min <sup>-1</sup> )	周期/s	垂向剖面距边壁位置/cm	水平剖面距床底位置/cm	拍摄帧率/fps
1	42	0.714	5、10、15、20、25、30、35、40、45、50、51、57	10	1 000
2	78	0.384	5、10、15、20、25、30、35、40、45、50、51、57	10	1 000
3	104	0.288	5、10、15、20、25、30、35、40、45、50、51、57	10	1 000
4	128	0.234	5、10、15、20、25、30、35、40、45、50、51、57	10	1 000
5	156	0.192	5、10、15、20、25、30、35、40、45、50、51、57	10	1 000
6	178	0.169	5、10、15、20、25、30、35、40、45、50、51、57	10	1 000
7	196	0.153	5、10、15、20、25、30、35、40、45、50、51、57	10	1 000

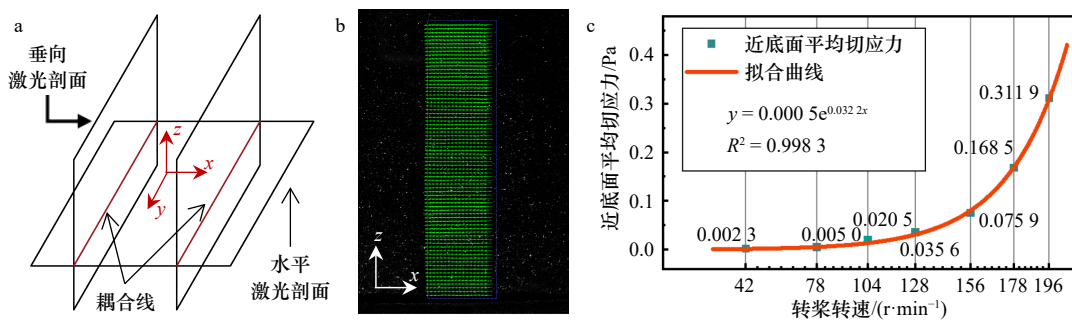


图 3 激光剖面相对位置示意图(a)、PIV 计算过程示意图(b)和水动力测量结果(c)

Fig. 3 The relative position of laser profile (a), schematic diagram for the velocity calculation using PIV method (b) and the results of hydrodynamics (c)

纯水或质量浓度 0.5 g/L 的黄原胶溶液混合而成,搅拌均匀后即刻倒入转筒底部圆环凹陷处,通过转筒使实验泥沙均匀平铺在转筒底部,且倒入实验泥沙前在转筒底部嵌入不透水硅胶圆环,使平铺后实验泥沙上界面恰好与转筒无沙平台齐平。当床沙铺置完成,取 12 L 磷质量浓度为 2 mg/L 左右的反应溶液,通过虹吸作用将反应溶液从无沙平台中心处注入转筒中,以防止床沙在施加水动力前被扰动。通过控制转桨转速调整水动力强度由小到大变化,将实验过程中水动力强度分为如表 2 所示的 7 个等级,各等级水动力条件下床面所受剪切应力如图 3c 所示,每级水动力持续 2 h,每隔 20 min 使用移液枪取样 10 mL,取样点位置如图 2a 所示,位于床沙带中部,距离床底 1 cm 左右。样品经 0.45  $\mu\text{m}$  滤膜抽滤后固液分离,通过称量滤膜过滤前后质量差,计算得到取样时刻筒内悬沙质量浓度,同时测量滤后清液中磷质量浓度,以反映筒内溶液磷质量浓度变化情况,与初始反应溶液磷浓度对比计算得到实验泥沙对磷的吸附量。

### 2.2.3 等温吸附实验

为对黄原胶影响下泥沙对磷再悬浮-吸附实验做出进一步解释,在探究黄原胶在泥沙对磷的吸附热力学中的影响实验研究中,配置磷质量浓度分别为 0.5、1、2、3、4、5、6 mg/L 左右的反应溶液,实验过程中,

使用分析天平(BSA224S)和量筒分别取用 40 mg 实验泥沙和 40 mL 反应溶液倒入干燥锥形瓶中,泥沙质量浓度为 1.0 g/L。同时为探究高泥沙质量浓度和黄原胶含量条件下,黄原胶对泥沙吸附磷作用的影响,在 2 mg/L 左右的磷质量浓度环境下,分别设置泥沙质量浓度为 1 和 10 g/L,设置黄原胶含量为 200、1 000 和 2 000  $\mu\text{g/g}$ ,各实验组次反应时间均为 24 h,实验参数如表 3 所示,各实验组次编号方式为 S(泥沙浓度)-(黄原胶含量),即 S1-1 000 表示泥沙质量浓度为 1 g/L,黄原胶含量为 1 000  $\mu\text{g/g}$ 。将上述实验混合溶液和对应各磷质量浓度反应溶液的空白对照组,共同放入恒温振荡箱(温度为 30 $^{\circ}\text{C}$ ,振荡强度为 200 r/min)中,持续振荡直至达到设定反应时间后,通过 0.45  $\mu\text{m}$  滤膜进行抽滤去除反应溶液中悬浮的细颗粒泥沙,密封保存后等待测量。

## 3 实验结果与分析

### 3.1 变化水动力条件下泥沙起动过程对磷吸附作用实验

对于不含黄原胶床面泥沙,随水动力条件改变,其对水体中磷离子的总吸附量和相应变化速率如图 4 和表 4 所示,当实验进行至 840 min 时,床沙对水体中磷的总吸附量为 11.617 mg。

表 3 水动力测量参数设置表

Table 3 Parameters setup for hydrodynamic measurement

编号	磷质量浓度/ ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	泥沙质量浓度/ ( $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	黄原胶含量/ ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	编号	磷质量浓度/ ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	泥沙质量浓度/ ( $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	黄原胶含量/ ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )
S1-0	0.5、1、2、3、4、5、6	1	0	S10-0	2	10	0
S1-200	0.5、1、2、3、4、5、6	1	200	S10-200	2	10	200
S1-1000	2	1	1 000	S10-1000	2	10	1 000
S1-2000	2	1	2 000	S10-2000	2	10	2 000

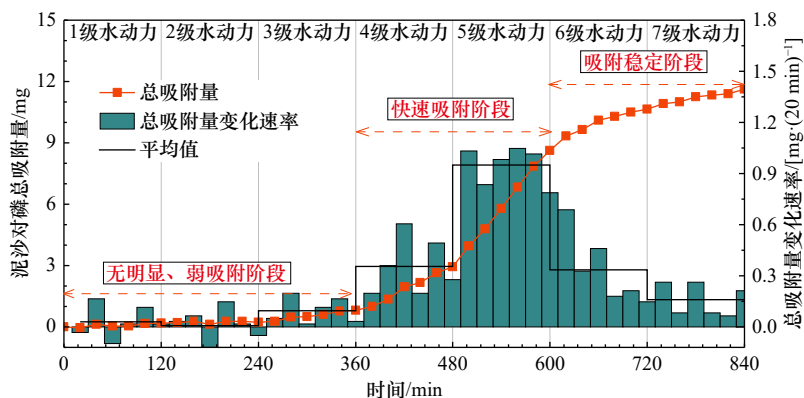


图 4 实验过程中无黄原胶床沙对磷的总吸附量和相应变化率

Fig. 4 The total adsorption capacity and the change rate of phosphorus by non-XG bed sediment

表 4 实验结果数据  
Table 4 Experimental results

时间	水动力等级	切应力/ Pa	不含黄原胶组次		含黄原胶组次	
			总吸附量变化速率 平均值/[mg·(20 min) <sup>-1</sup> ]	悬沙质量浓度变化速率 平均值/[g·(20 min·L) <sup>-1</sup> ]	总吸附量变化速率 平均值/[mg·(20 min) <sup>-1</sup> ]	悬沙质量浓度变化速率 平均值/[g·(20 min·L) <sup>-1</sup> ]
0~120 min	1级	0.002 3	0.030	0.000	0.016	-0.062
120~240 min	2级	0.005 0	0.008	-0.075	0.027	0.040
240~3 600 min	3级	0.020 5	0.096	0.577	-0.003	0.125
360~480 min	4级	0.035 6	0.355	2.602	0.074	0.060
480~600 min	5级	0.075 9	0.950	7.667	0.014	0.775
600~720 min	6级	0.168 5	0.336	1.665	1.019	6.657
720~840 min	7级	0.311 9	0.161	0.298	0.582	3.422

实验转筒内水动力条件较弱时, 水体中磷离子质量浓度变化不明显。当床面切应力( $\tau$ )低于 0.005 Pa 期间(1 级, 0~240 min), 磷质量浓度降低量在 0~0.24 mg/L 之间波动, 占比约为 2%, 期间总吸附量平均变化速率接近于 0, 整体上床面泥沙表现出对磷具有极弱的吸附作用。随着 $\tau$ 增强至 0.021 Pa(2、3 级, 240~360 min), 磷质量浓度降低量维持在 0.24~0.80 mg/L 之间, 平均占比约为 6.9%, 平均变化速率 0.096 mg/(20 min), 泥沙对磷的吸附能力有稳定而微弱的增强趋势, 但就整体而言依旧较弱。

随实验转筒内水动力条件提高, 床沙对水体中磷的吸附效果逐渐明显。在 $\tau$ 为 0.036 Pa 的作用下(4 级), 吸附量提升至 2.933 mg, 占比 25.2%, 而平均变化速率为 0.355 mg/(20 min), 均有显著提升。随着 $\tau$ 增强至 0.076 Pa(5 级), 600 min 时的吸附量及其变化速率的提升进一步明显, 其中吸附量提升至 8.635 mg, 占比 74.3%, 平均变化速率为 0.950 mg/(20 min)。整个 4、5 级水动力作用期间(360~600 min), 吸附量占比提升近 70%, 说明该阶段是床沙对水体中磷发挥吸附作用的主要阶段。

当水动力条件进一步增强, 虽然吸附量依旧逐渐上升, 但平均变化速率反而逐渐下降。在 $\tau$ 为 0.168 Pa 的作用下(6 级), 吸附量变化幅度逐渐减弱, 由 600 min 时的 8.635 mg 在 720 min 提升至 10.650 mg。占比 91.7%, 仅提升 17.4%, 远不及 480~600 min 期间的提升幅度(49.1%), 由此亦可知吸附量变化速率逐渐降低, 600~720 min 期间平均变化速率仅为 0.336 mg/20 min, 与 4 级水动力作用期间的平均变化速率(0.355 mg/20 min)处于同一水平。而后在 $\tau$ 为 0.312 Pa 的作用下(720~840 min), 吸附量提升至 11.617 mg, 平均变

化速率再次下降, 下降为 0.161 mg/(20 min)。自 600 min 之后平均变化速率持续逐级下降, 表明床沙对水体中磷的吸附逐渐达到饱和。

整体而言, 在整个 1~7 级水动力条件作用下, 床沙对水体中磷离子的吸附过程存在以下 3 个阶段: (1) 无明显或弱吸附阶段( $\tau \leq 0.021$  Pa, 0~360 min), 该阶段吸附量变化不明显, 且变化速率较弱, 低于 0.1 mg/20 min; (2) 快速吸附阶段( $0.021 < \tau \leq 0.076$  Pa, 360~600 min), 该阶段床沙对水体中磷的吸附量大幅提升, 变化速率大于 0.1 mg/(20 min), 提升幅度明显; (3) 吸附平稳阶段( $\tau > 0.076$  Pa, 600~840 min), 床沙对水体中磷的吸附量逐渐饱和, 变化速率逐级下降。

随水动力条件变化, 实验转筒内悬沙质量浓度变化如图 5 所示, 以此可反应实验中床面泥沙的起动过程。床面泥沙随的起动过程与吸附量变化过程趋势相同, 随着水动力条件增强, 泥沙逐渐起动, 最终受制于实验转筒内泥沙总量, 悬沙质量浓度最终达到最大值后维持稳定, 大约为 75 g/L。根据悬沙质量浓度变化速率, 同样可以将整个起动过程分为未起动、开始起动阶段(1、2 和 3 级水动力条件, 0~360 min), 快速起动阶段(4 和 5 级水动力条件, 360~600 min) 和完全起动阶段(6 和 7 级水动力条件, 600~840 min)。

将床沙的起动过程与吸附过程相互比较, 不难发现水体中磷离子质量浓度变化对床面泥沙的起动有明显的响应。在床面泥沙未起动阶段(0~360 min), 在较弱的水动力条件作用下, 底床表面一层的泥沙对水体中的磷离子几乎无吸附作用, 且在此条件下, 上覆水与孔隙水较难在短时间内发生交换, 故而水体中磷离子质量浓度无明显变化; 当 $\tau$ 增强时(360~600 min), 床面泥沙开始并大量起动, 悬浮的泥沙颗

粒可在短时间内对磷离子表现出极强的吸附性,使水体中的磷离子质量浓度迅速发生改变;最终在泥沙完全起动后(600~840 min),已起动泥沙对磷的吸附逐渐达到饱和,导致吸附速率逐级下降。

### 3.2 掺入黄原胶条件下泥沙起动过程对磷吸附的影响

向底床泥沙中掺入黄原胶后,使泥沙中黄原胶含量为 200  $\mu\text{g/g}$ ,同等床面切应力( $\tau$ )和作用时间下,床沙对水体中磷的吸附能力略有降低,最终磷质量浓度变化量降低为 10.372  $\text{mg/L}$ ,降低幅度约为 11%。水体

中悬沙质量浓度变化趋势与磷的吸附过程几乎一致。当床沙中无黄原胶时,实验转筒中最终悬沙质量浓度为 76.4  $\text{g/L}$ 。向底床泥沙中掺入黄原胶后,使泥沙中黄原胶含量为 200  $\mu\text{g/g}$ ,同等 $\tau$ 和作用时间下,床沙泥沙起动量略有降低,实验转筒内最终悬沙质量浓度为 66.1  $\text{g/L}$ ,降低幅度约为 13.5%。从整体上看,黄原胶对床沙的吸附和起动过程均具有明显的抑制作用。具体吸附过程和起动过程分别如表 4、图 6 和图 7 所示。

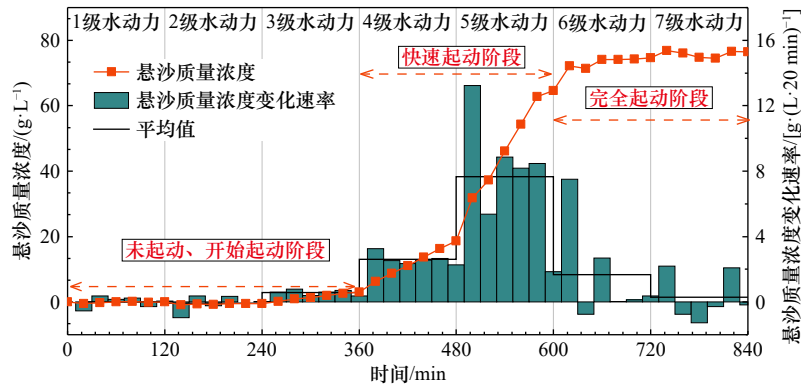


图 5 实验过程中无黄原胶组悬沙质量浓度变化和相应变化率

Fig. 5 The suspended sediment mass concentration and the change rate by non- XG group

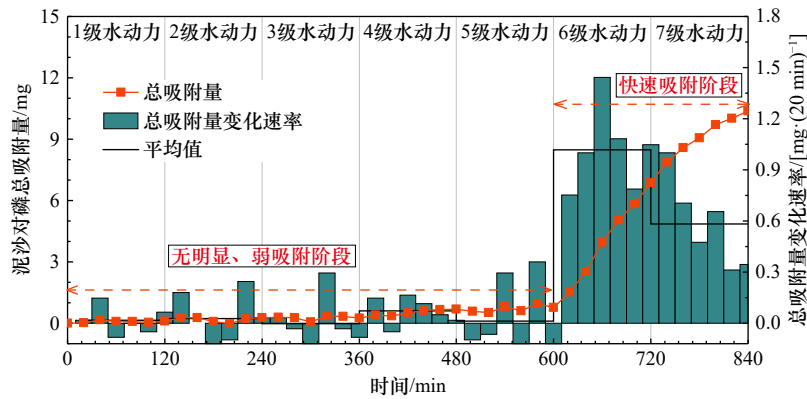


图 6 实验过程中含黄原胶床沙对磷的总吸附量和相应变化率

Fig. 6 The total adsorption capacity and the change rate of phosphorus by XG bed sediment

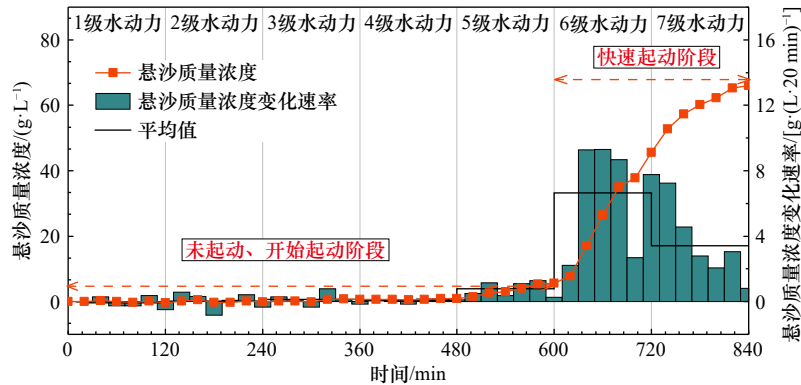


图 7 实验过程中含黄原胶组悬沙浓度变化和相应变化率

Fig. 7 The suspended sediment concentration and the change rate by XG group

从床沙对水体中磷的不同吸附、起阶段来看,掺入黄原胶的床沙对水体中磷的吸附过程存在明显差异,无明显、弱吸附阶段(未启动、开始启动阶段)由原先 $\tau \leq 0.021$  Pa(1~3级水动力条件,0~360 min),抑制到 $\tau \leq 0.076$  Pa(5级水动力,0~600 min),床面对 $\tau$ 的抵抗能力提升约2倍,该阶段被明显延长。而后在6、7级水动力作用下达到快速吸附阶段(快速启动阶段),且直至实验结束亦未进入吸附稳定阶段(完全启动阶段),使得最终总吸附量和悬沙质量浓度均低于无黄原胶实验组次。

从床沙的启动速率和对水体中的磷的吸附速率来看,无黄原胶实验组次从无明显、弱吸附阶段(未启动、开始启动阶段)向快速吸附阶段(快速启动阶段)过渡的过程中,总吸附量和悬沙质量浓度变化速率经历从小变大的过程,分别由0逐渐过渡到0.950 mg/20 min和7.667 g/(L·20 min),而后在快速吸附阶段(快速启动阶段)向吸附稳定阶段(完全启动阶段)过渡的过程中,变化速率逐渐降低至较低水平,因此,整体上呈现“凸”字型。而对于掺入黄原胶组次,在过渡的过程中,启动和吸附速率分别直接从接近0的值突变至1.019 mg/(20 min)和6.657 g/(L·20 min)。

### 3.3 恒温振荡条件下黄原胶对泥沙吸附磷作用的影响

由前文文献综述以及上述泥沙启动和吸附实验可知,黄原胶对床沙启动和吸附过程均有抑制效果。而对于整个启动过程中,观察到悬浮泥沙的单位吸附量(含黄原胶和不含黄原胶组次)最终趋向一致的现象。为在无水动力条件和悬沙质量浓度变化的理想条件下评估黄原胶对磷的吸附过程的两种影响机制(即①通过影响床沙启动间接影响磷的吸附过程;②黄原胶附着于泥沙表面直接影响泥沙对磷元素的吸附能力)的贡献,开展恒温振荡条件下泥沙对磷的吸附实验。将不加入黄原胶和泥沙中黄原胶含量为200  $\mu\text{g/g}$ 的实验泥沙,放置在相同的磷浓度、温度、水动力等环境条件下,对其进行恒温振荡实验,并计算

各磷质量浓度下实验泥沙对磷的单位吸附量 $\varphi_s$ ,如图8a所示。使用Langmuir型等温吸附公式(3)对两个实验组次的磷平衡吸附量进行拟合,计算得到 $\varphi_{\text{max-S1-0}}$ 和 $\varphi_{\text{max-S1-200}}$ 分别为0.136 mg/g和0.137 mg/g,两者差异仅为0.74%。

$$\varphi_s = \frac{\varphi_{\text{max}} K C_w}{1 + K C_w}, \quad (3)$$

式中: $\varphi_{\text{max}}$ 为当前实验组次泥沙对磷的最大吸附量,单位mg/g; $C_w$ 为实验后吸附平衡时水体中磷离子质量浓度,单位mg/L; $K$ 为Langmuir等温吸附系数。

对各磷浓度条件下S1-100和S1-200的磷吸附量进行分析,无论实验泥沙中是否存在黄原胶,其对磷的吸附能力都几乎不受到影响,变化幅度位于0~6.25%之间。为进一步探究在更高泥沙质量浓度和黄原胶含量条件下,黄原胶对泥沙吸附磷的影响,在2 mg/L的磷质量浓度条件下,增大反应过程中的实验泥沙质量浓度和其中黄原胶含量,分别设置1和10 g/L的悬沙质量浓度和200、1 000和2 000  $\mu\text{g/g}$ 的黄原胶含量,实验结果如图8b中所示。结果表明,两种实验泥沙质量浓度条件下的单位吸附量 $\varphi_s$ 随黄原胶含量变化分别在0.090 mg/g和0.034 mg/g左右,波动幅度在0~3.33%之间。由此,即使在高质量浓度的泥沙和黄原胶环境中,黄原胶对于全悬浮状态下泥沙对磷的吸附作用几乎无影响。黄原胶为阴离子多糖聚合物,易溶于水并发挥一定的电离特性<sup>[30]</sup>,而水体中离子强度增强会抑制泥沙对磷的吸附能力<sup>[25, 31]</sup>。但基于自然条件下黄原胶的含量和其电离能力,其电离所产生的离子强度对泥沙吸附磷作用的影响并不明显。

### 3.4 单位质量泥沙对磷的吸附能力

完全悬浮状态下,泥沙颗粒对磷的吸附能力受到水动力的影响,水动力条件增强有助于促进泥沙颗粒对磷的吸附作用,反之则削弱。由上述可知,只有床面泥沙在水动力条件下,悬浮于水体后才开始明显表现对水体中磷离子的吸附作用。而一方面水动力条

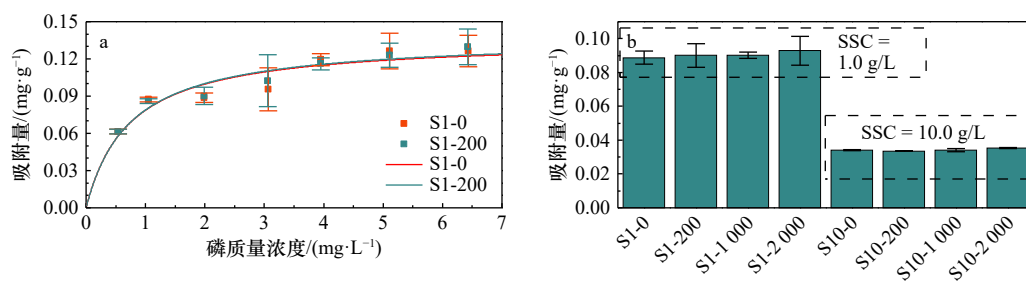


图8 泥沙吸附磷的等温吸附曲线(a)和各黄原胶含量下对泥沙吸附磷的影响(b)

Fig. 8 Langmuir adsorption isotherms of S1-0 and S1-200 (a) and effects of various xanthan concentrations on sediment adsorption (b)

件增强促进了单颗粒泥沙对磷的吸附能力,另一方面又促进了悬沙质量浓度的上升,使泥沙颗粒对磷的吸附受到固体浓度效应<sup>[32]</sup>的影响,反而抑制了单颗粒泥沙对磷的吸附能力。因此,筛选并计算床沙起动初期(悬沙质量浓度 $>1.0$  g/L)至实验结束期间水体中单位泥沙颗粒对磷吸附能力的变化情况,结果如图9所示。对于两组床沙,在泥沙大量起动前后,其对水体中磷的吸附速率低于起动速率,所以单位泥沙对磷吸附量随着泥沙起动而逐渐降低。但随着床面泥沙接

近起动完全时,由于黄原胶的加入,床沙快速起动时受到的水动力条件提升了约2倍,在相同水动力条件下,加入黄原胶实验组次中的悬沙浓度更低,因此其对磷的单位吸附量略高于未加入黄原胶实验组次,最终随着床沙几乎完全起动,两者单位吸附量逐渐恢复至同一水平,进一步表明黄原胶本身不对床沙的吸附能力产生影响,而是通过影响起动特性,降低水体中悬沙量,而影响床沙对水体中磷的吸附作用。

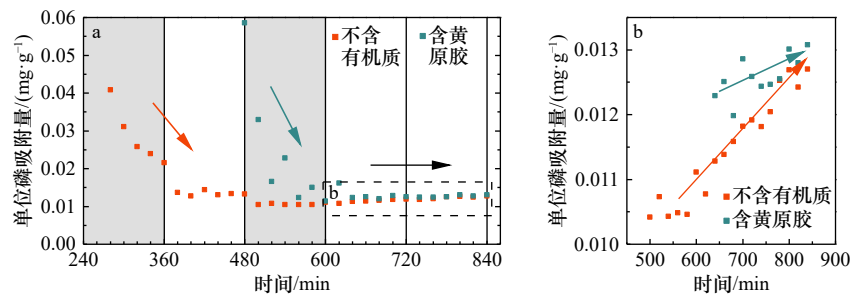


图9 泥沙(SSC $>1.0$  g/L)对磷的单位吸附量(a)和局部放大(b)

Fig. 9 Unit adsorption capacity (a) and partial enlarged plot (b) of phosphorus on sediment (SSC  $> 1.0$  g/L)

### 3.5 黄原胶、泥沙起动特性与磷吸附的相关关系

在床沙中不含黄原胶时,床沙对磷的吸附作用与其起动特性高度相关。当水动力条件较弱,床沙未起动时,沉积于床面的泥沙对磷几乎无吸附作用,故而水体中的磷质量浓度几乎无变化;而当床面所受水动力条件逐渐增强时,床面泥沙开始大量起动,才开始发挥其对磷的吸附作用,对应水体中的磷质量浓度亦开始出现明显变化;最终在床面泥沙完全起动后,随着已起动泥沙对磷的吸附逐渐达到饱和,水体中磷质量浓度的变化速率逐渐降低(图4、图5)。

当床沙中含有黄原胶后,由恒温振荡实验可知,在不考虑泥沙起动特性(恒温振荡)的条件下,黄原胶对泥沙吸附磷的作用无影响(图8);而考虑泥沙起动特性时,由于黄原胶使床沙对床面切应力的低抗能力提升近2倍,故而在同等水动力条件下,悬浮泥沙量低于不含黄原胶组次,对水体中磷的吸附量亦更低,即黄原胶通过抑制床沙的起动过程进而降抑制了床沙对水体中磷的吸附作用(图6、图7)。同时,由于同等水动力条件下,含有黄原胶组次的悬沙质量浓度更低,在固体浓度效应的作用下,悬浮泥沙对水体中磷的单位吸附量反而要更高,直至床沙完全起动后,两者逐渐趋于一致(图9)。

综上所述,泥沙起动特性为影响床沙对水体中磷吸附作用的直接因素,而黄原胶主要通过改变泥沙起

动特性而影响床沙对磷的吸附作用,为影响床沙对水体中磷吸附作用的间接因素。值得注意的是,在实际环境中,床沙中可能蕴含着一定量的磷,因此当其起动过程中可能还存在磷的释放,而对于这一现象,还需通过实验研究进一步探究。

## 4 结论

强水动力作用下将出现短期内水动力攀升的现象,对江苏沿海现场泥沙进行变化水动力条件下泥沙起动-再悬浮-吸附实验,探究其在黄原胶掺入前后,泥沙起动过程对水体磷质量浓度影响规律的差异性,得到结论如下:

(1)黄原胶对床沙的起动过程具有明显的抑制作用。当床沙中黄原胶含量为 $200 \mu\text{g/g}$ 时,床沙对床面切应力的抵抗能力相较不含黄原胶组次提升约2倍。

(2)泥沙起动特性为影响床沙对水体中磷吸附作用的直接因素。水体中磷质量浓度的变化与床沙起动特性高度相关,只有当床沙开始大量起动后,水体中的磷质量浓度才开始出现明显变化。

(3)泥沙起动过程中,黄原胶为影响床沙对水体中磷吸附作用的间接因素。在恒温振荡条件下,泥沙完全悬浮于水体后,泥沙中的黄原胶对磷吸附作用几乎无影响,但黄原胶可通过抑制床沙的起动过程进而抑制床沙对水体中磷的吸附作用。

## 参考文献:

- [1] 关文海, 骆国辉, 王攀菲, 等. 嘉陵江总磷通量变化及空间来源解析[J]. *中国环境科学*, 2024, 44(3): 1448–1456.  
Guan Wenhai, Luo Guohui, Wang Panfei, et al. Variation of TP flux in Jialing River and spatial source apportionment[J]. *China Environmental Science*, 2024, 44(3): 1448–1456.
- [2] 褚晓琳, 张皓玥. 基于生态系统的海岸带综合管理研究——以广东省湛江市为例[J]. *海洋湖沼通报*, 2023, 45(6): 171–179.  
Chu Xiaolin, Zhang Haoyue. Ecosystem-based integrated coastal zone management: a case study of Zhanjiang City, Guangdong Province[J]. *Transactions of Oceanology and Limnology*, 2023, 45(6): 171–179.
- [3] Barbier E B, Hacker S D, Kennedy C, et al. The value of estuarine and coastal ecosystem services[J]. *Ecological Monographs*, 2011, 81(2): 169–193.
- [4] 陈杰. 中国潮间带滩涂沉积物碳氮磷的埋藏特征[D]. 上海: 华东师范大学, 2021.  
Chen Jie. The characteristics of carbon, nitrogen and phosphorus burial in Chinese intertidal wetlands[D]. Shanghai: East China Normal University, 2021.
- [5] Yan Hong, Dai Zhijun, Li Jiufa, et al. Distributions of sediments of the tidal flats in response to dynamic actions, Yangtze (Changjiang) Estuary[J]. *Journal of Geographical Sciences*, 2011, 21(4): 719–732.
- [6] 尧印鹏, 许春阳, 陈永平, 等. 泥沙级配与成分对磷吸附作用影响试验研究[J]. *泥沙研究*, 2023, 48(6): 1–8.  
Yao Yinpeng, Xu Chunyang, Chen Yongping, et al. Experimental study on the effect of sediment gradation and component on phosphorus adsorption[J]. *Journal of Sediment Research*, 2023, 48(6): 1–8.
- [7] Cheng Xiaolong, Huang Yanan, Li Ran, et al. Impacts of water temperature on phosphorus release of sediments under flowing overlying water[J]. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2020, 235: 103717.
- [8] Zhu Xian, Chen Yongping, Xu Chunyang, et al. The influence of turbulence on sediment phosphorus sorption[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2023, 258: 114955.
- [9] Nayak S, Takemi T. Statistical analysis of the characteristics of typhoons approaching Japan from 2006 to 2019[J]. *Geomatics, Natural Hazards and Risk*, 2023, 14(1): 2208722.
- [10] 王一心, 潘毅, 周凤妍, 等. 江苏海域台风浪波高时空分布特性研究[J]. *海洋预报*, 2023, 40(5): 23–34.  
Wang Yixin, Pan Yi, Zhou Fengyan, et al. Study on the spatial and temporal distribution characteristics of typhoon wave height in Jiangsu coastal sea[J]. *Marine Forecasts*, 2023, 40(5): 23–34.
- [11] Xu Guohui, Sun Zhenhong, Fang Wenyan, et al. Release of phosphorus from sediments under wave-induced liquefaction[J]. *Water Research*, 2018, 144: 503–511.
- [12] 孙小静, 秦伯强, 朱广伟, 等. 持续水动力作用下湖泊底泥胶体态氮、磷的释放[J]. *环境科学*, 2007, 28(6): 1223–1229.  
Sun Xiaojing, Qin Boqiang, Zhu Guangwei, et al. Release of colloidal N and P from sediment of lake caused by continuing hydrodynamic disturbance[J]. *Environmental Science*, 2007, 28(6): 1223–1229.
- [13] Wang Changhui, Wei Zhao, Shen Xinyi, et al. Particle size-related vertical redistribution of phosphorus (P)-inactivating materials induced by resuspension shaped P immobilization in lake sediment profile[J]. *Water Research*, 2022, 213: 118150.
- [14] Xiao Yang, Cheng Haoke, Yu Weiwei, et al. Effects of water flow on the uptake of phosphorus by sediments: an experimental investigation[J]. *Journal of Hydrodynamics*, 2016, 28(2): 329–332.
- [15] 龚政, 文天翼, 靳闯, 等. 江苏中部潮滩湿地土壤有机碳分布特征及影响因子[J]. *应用生态学报*, 2023, 34(11): 2978–2984.  
Gong Zheng, Wen Tianyi, Jin Chuang, et al. Distribution characteristics and influencing factors of soil organic carbon in tidal flat wetland of central Jiangsu, China[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2023, 34(11): 2978–2984.
- [16] Donlan R M. Biofilms: microbial life on surfaces[J]. *Emerging Infectious Diseases*, 2002, 8(9): 881–890.
- [17] 陈益山. 细颗粒泥沙生物膜生长及对吸附与解吸影响的实验研究[D]. 北京: 清华大学, 2017.  
Chen yishan. Experiment on biofilm growth of cohesive sediment and effect on adsorption or desorption[D]. Beijing: Tsinghua University, 2017.
- [18] 龚政, 陈欣迪, 周曾, 等. 生物作用对海岸带泥沙运动的影响[J]. *科学通报*, 2021, 66(1): 53–62.  
Gong Zheng, Chen Xindi, Zhou Zeng, et al. The roles of biological factors in coastal sediment transport: a review[J]. *Chinese Science Bulletin*, 2021, 66(1): 53–62.
- [19] Costerton J W, Cheng K J, Geesey G G, et al. Bacterial biofilms in nature and disease[J]. *Annual Review of Microbiology*, 1987, 41: 435–464.
- [20] Flemming H C, Wingender J. The biofilm matrix[J]. *Nature Reviews Microbiology*, 2010, 8(9): 623–633.
- [21] Turner A, Hyde T L, Rawling M C. Transport and retention of hydrophobic organic micropollutants in estuaries: implications of the particle concentration effect[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1999, 49(5): 733–746.
- [22] Pan G, Liss P S, Krom M D. Particle concentration effect and adsorption reversibility[J]. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 1999, 151(1/2): 127–133.
- [23] Judge P K, Sundberg E, DeGroot D J, et al. Effects of biopolymers on the liquid limit and undrained shear strength of soft clays[J]. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*, 2022, 81(8): 342.

- [24] Kwon Y M, Moon J H, Cho G C, et al. Xanthan gum biopolymer-based soil treatment as a construction material to mitigate internal erosion of earthen embankment: a field-scale[J]. *Construction and Building Materials*, 2023, 389: 131716.
- [25] Wang Qingren, Li Yuncong. Phosphorus adsorption and desorption behavior on sediments of different origins[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2010, 10(6): 1159–1173.
- [26] 国家环境保护总局. GB 11893-1989, 水质 总磷的测定 钼酸铵分光光度法[S]. 北京: 中国标准出版社, 1989.  
State Environmental Protection Administration. GB 11893-1989, Water quality-Determination of total phosphorus-Ammonium molybdate spectrophotometric method[S]. Beijing: Standards Press of China, 1989.
- [27] 中华人民共和国水利部. SL 42-2010, 河流泥沙颗粒分析规程[S]. 北京: 中国水利水电出版社, 2010.  
Ministry of Water Resources of the People's Republic of China. SL 42-2010, Technical standard for determination of sediment particle size in open channels[S]. Beijing: China Water&Power Press, 2010.
- [28] Chen X D, Zhang C K, Paterson D M, et al. Hindered erosion: the biological mediation of noncohesive sediment behavior[J]. *Water Resources Research*, 2017, 53(6): 4787–4801.
- [29] Soulsby R L. The bottom boundary layer of shelf seas[M]//Elsevier Oceanography Series. New York: Elsevier, 1983: 189-266.
- [30] Bordini F, Cametti C, Paradossi G. Counterion condensation in xanthan aqueous solutions in the semidilute and concentrated regime[J]. *Berichte der Bunsengesellschaft für physikalische Chemie*, 1996, 100(6): 881–884.
- [31] Wang Shiyu, Vogt R D, Carstensen J, et al. Riverine flux of dissolved phosphorus to the coastal sea may be overestimated, especially in estuaries of gated rivers: implications of phosphorus adsorption/desorption on suspended sediments[J]. *Chemosphere*, 2022, 287: 132206.
- [32] Pan Gang, Liss P S. Metastable-equilibrium adsorption theory: I. theoretical[J]. *Journal of Colloid and Interface Science*, 1998, 201(1): 71–76.

## The effect of sediment incipient motion characteristics on phosphorus mass concentration in water under the influence of xanthan

Yao Yinpeng<sup>1,2,3</sup>, Xu Chunyang<sup>1,2</sup>, Chen Yongping<sup>2</sup>, Zhou Chunyan<sup>2</sup>

(1. Jiangsu Key Laboratory of Coast Ocean Resources Development and Environment Security, Hohai University, Nanjing 210024, China; 2. College of Harbor, Coastal and Offshore Engineering, Hohai University, Nanjing 210024, China; 3. Shanghai Waterway Engineering Design and Consulting Co., Ltd., Shanghai 200120, China)

**Abstract:** The transport of phosphorus by suspended sediment plays a pivotal role as a nutrient and ecological factor in aquatic environments, particularly in the complex hydrodynamic and sedimentary settings of Jiangsu's coastal tidal flats, where diverse organic coatings on sediment surfaces further complicate sediment dynamics. Investigating the impact of organic matter on both sediment transport and phosphorus adsorption processes, therefore, is crucial for predicting phosphorus dynamics in coastal tidal flats and nearshore waters. To elucidate the influence of organic matter content and sediment initiation characteristics on aqueous phosphorus mass concentrations, this study employs xanthan as a model organic substance. Through sediment initiation-resuspension-adsorption experiments and constant-temperature oscillation tests, the study systematically examines how xanthan alters sediment mobility and phosphorus adsorption under varying flow conditions. The research findings are as follows: (1) Xanthan significantly impedes the initiation of sediment motion from the bed, enhancing the bed's resistance to erosive shear stress by approximately twofold. (2) Sediment initiation characteristics act as a direct determinant in the adsorption of phosphorus by the bed sediment, a marked increase in aqueous phosphorus concentration is observed only after substantial sediment initiation commences. (3) While xanthan itself has negligible direct impact on phosphorus adsorption, it indirectly suppresses phosphorus adsorption by the bed sediment through inhibiting sediment initiation.

**Key words:** fine sediment; hydrodynamic conditions; xanthan; initiation; phosphorus