环境力学专题·论文

水体泥沙污染物起动再悬浮释放的物理过程和影响因素

朱红伟, 王道增*, 樊靖郁, 钟宝昌

上海大学上海市应用数学和力学研究所, 上海 200072

*联系人, E-mail: dzwang@staff.shu.edu.cn

收稿日期: 2015-05-29; 接受日期: 2015-07-23; 网络出版日期: 2015-08-31

国家自然科学基金资助项目(批准号: 11032007, 11502138)

摘要 水流流动、泥沙运动与污染物迁移转化之间存在较强的相互作用, 形成了一个彼此紧密联系的综合环境系统. 复杂水动力条件使得沉积底泥和悬浮泥沙对水环境的影响体现为一种动态耦合的综合效应. 采用室内水槽实验研究了污染物通过底泥的静态扩散释放、泥沙起动再悬浮释放以及随悬浮泥沙的紊动释放 3 种主要方式进入水体的物理过程. 结果表明, 底泥沉积物可以依据颗粒特征分为泥质和沙质两种不同的底质; 颗粒粒径、孔隙率和初始污染物浓度是决定底泥-水界面污染物静态释放特性的主要因素, 并由此建立了沉积物中污染物总量的衰减公式, 其衰减时间与污染层厚度、密度以及污染物分配系数正相关. 泥沙污染物起动再悬浮释放过程大致上可以分为起动初期, 悬浮沉降交替期和悬浮沉降平衡期 3 个阶段, 在后两个阶段水体中污染物固液分配比值先增加后减小. 基于质量守恒推导了底泥再悬浮污染物释放量的经验公式, 和实验结果对比表明污染物的吸附解吸性质一定程度缓解了其释放的速率. 水体中污染物的浓度分布和水流流速分布以及悬浮泥沙浓度分布密切相关, 呈现出一致的变化规律. 泥沙污染物的分布随着流速的增加在水体垂向上差异也变大, 而水体的含沙量越大, 泥沙污染物的分布反而越趋向于均匀.

关键词 底泥, 污染物, 静态扩散, 再悬浮释放, 紊动扩散

PACS: 92.40.Gc, 92.40.Qk, 92.10.Wa, 92.40.qc, 92.40.qh

doi: 10.1360/SSPMA2015-00277

1 前言

水体被认为是由水、溶解性物质、悬浮性物质、水生生物和底泥组成的自然综合体^[1]. 污染物质进入水体后会沉积到底泥中并逐渐富集, 使得底泥成为

污染物质的蓄积库. 在水力条件比较复杂的河口地区, 受污染底泥的内源释放效应越来越明显^[2]. 泥沙随水流的运动非常复杂, 具有很大的随机性, 与泥沙结合的污染物伴随着泥沙在水体中的运动而迁移^[3,4].

引用格式: 朱红伟, 王道增, 樊靖郁, 等. 水体泥沙污染物起动再悬浮释放的物理过程和影响因素. 中国科学: 物理学 力学 天文学, 2015, 45: 104703
Zhu H W, Wang D Z, Fan J Y, et al. Physical processes and influencing factors of contaminants release due to resuspended sediments in water environment (in Chinese). Sci Sin-Phys Mech Astron, 2015, 45: 104703, doi: 10.1360/SSPMA2015-00277

一方面, 水体中悬浮泥沙的运动、输移直接影响着污染物在固-液两相间的分配关系和时空分布; 另一方面, 污染物随泥沙沉积到底床中, 沉积底泥成为潜在的重要污染“源”或“汇”, 在一定的水动力扰动和环境条件下会发生“源”、“汇”机制的转换^[5-7]. 水体中污染物和泥沙颗粒之间的相互作用使得泥沙成为污染物在河流、湖泊水体中扩散、迁移和转化的主要载体, 从而影响水生态环境, 泥沙对环境的这种作用称为泥沙的环境效应^[8]. 底泥-水界面是底泥颗粒(固相)和上覆水体(液相)之间的重要环境边界, 是产生和控制水体与沉积底泥之间物质扩散和交换的重要区域. 底泥中污染物向上覆水体释放主要通过静态的界面扩散释放和动态的底泥再悬浮释放两种形式^[9-13]. 泥沙起动再悬浮时, 存在于沉积物中的污染物一部分随着泥水界面的破坏被释放到水体中, 另一部分会随着悬浮泥沙做进一步迁移和释放(如图 1 所示)^[14]. 水动力作用是影响底泥-水界面污染物扩散迁移的重要物理因素, 动态水流一方面增强了泥水界面附近的扩散和混合能力, 另一方面泥水界面水流的剪应力和紊动强度会导致表层受污染底泥的再悬浮, 进而造成污染物向上覆水体大量释放^[5,15]. 磷是水生态系统中关键限制性元素之一, 其在底泥-水界面的循环、迁移行为对于水体的营养水平起着重要的作用. 磷可分为颗粒态磷和溶解态磷两部分, 进入底泥中的磷或以固相颗粒态吸附在底泥颗粒上, 或以水相溶解态存在于底泥孔隙水中^[16,17].

受底质类型和水动力空间变化的影响, 水域底泥再悬浮污染物释放具有明显的时空特征^[18]. 不同的底质特性(粗沙和细沙)以及沉积物中污染物浓度都会导致污染物存储量和扩散程度不同^[19]. 对于吸附性污染物, 沉积物颗粒的吸附/解吸行为在污染物

的迁移运输过程中发挥重要的作用, 而且底质一般具有多孔介质的物理性质, 对扩散边界层的污染物传质也有着重要的影响^[20]. 底泥沉积物均有一定的含水率, 对于不同性质的泥沙, 起动释放污染物会因颗粒不同特征产生不同的吸附解吸作用, 并使得污染物在水体中固相到液相之间的转变有所不同^[21,22]. 受水动力影响, 含沙水体经常与底床发生泥沙交换, 当有明显的再悬浮和沉降发生时, 部分泥沙颗粒就会进入或者脱离水层^[23]. 底泥颗粒起动再悬浮时, 污染物通过再悬浮泥沙颗粒的吸附解吸作用和孔隙水的掺混作用影响上覆水质^[5-7]. 存在于底泥沉积物中的吸附性污染物随着泥沙的再悬浮被释放到水体中, 在起动阶段已经有一些污染物参与了释放过程, 但泥沙释放污染物释放的过程不会消失, 会随着再悬浮泥沙作进一步的释放, 此时水体中悬浮泥沙是吸附性污染物发生解吸吸附的主要载体^[24]. 悬移运动的泥沙大部分是具有黏性的细颗粒泥沙, 且受到水流的紊动作用在垂向运动上形成一定的浓度分布. 水体中的污染物在紊动扩散作用下也会形成一定的浓度垂向分布^[18,23]. 不同空间分布上的泥沙颗粒吸附和解吸污染物的能力与悬沙粒径组成及水流紊动条件有关, 水体泥沙垂向浓度分布和污染物的浓度分布有着密切的关系.

为了了解水体泥沙污染物起动再悬浮释放的物理过程和影响因素, 本文中分别选取氯化钠和磷作为非吸附性和吸附性污染物进行了实验研究; 通过吸附解吸平衡实验研究底泥介质孔隙结构及其分布的特性对污染物的静态扩散作用的影响; 通过水槽泥沙起动实验进行水力模拟非黏性和黏性泥沙中的起动, 研究泥沙颗粒和孔隙水对污染物释放的作用时间、强度以及释放方式的异同. 通过水槽泥沙悬浮实验, 研究水体中污染物和再悬浮泥沙之间的垂直浓度分布关系.

2 实验方法

本文中实验研究主要分为 3 部分: (1) 不同底质条件下磷的静态释放; (2) 恒定水流条件下泥沙起动再悬浮的释放; (3) 恒定水流条件下悬浮泥沙污染物的释放.

实验泥沙样品中, 具有黏性的细颗粒泥沙粒径在 0.1–0.01 mm 之间, 中值粒径 d_{50} 为 0.03 mm, 本文

图 1 (网络版彩图)底泥污染物再悬浮释放过程示意图

Figure 1 (Color online) Sketch of the contaminant release due to sediment resuspension.

中称为细沙. 非黏性的粗颗粒泥沙粒径在 0.1–1 mm 之间, 中值粒径 d_{50} 为 0.35 mm, 本文中称为粗沙^[5]. 对粗细颗粒分别用筛分和粒度仪得到粒径分布状况, 如图 2 和 3 所示.

不同底泥基质条件下磷的静态释放实验: 采用人工制备和过筛共得到 6 组沉积物样品^[25], 其中值粒径范围分别为 0.03–0.05 mm, 0.05–0.1 mm, 0.1–0.2 mm, 0.2–0.3 mm, 0.3–0.6 mm 和 0.6–1 mm. 首先, 将样品分别放置在 6 个尺寸为 0.25 m×0.25 m×0.30 m 的长方体玻璃容器中, 然后经过高低溶度的磷酸二氢钾溶液浸泡 12 h 直至达到吸附平衡, 在该过程中不断搅拌, 自然沉降形成基质. 然后采用虹吸法吸取上覆磷酸盐溶液, 再小心地装入蒸馏水, 沉淀物和水的体积比设为 1:2, 每隔 0.5 h 取一次样并补水, 持续 24 h.

恒定水流条件下泥沙起动再悬浮释放实验: 本

图 2 粗沙粒径累计频率曲线

Figure 2 The cumulative curve of coarse particle size.

图 3 细沙粒径累计频率曲线

Figure 3 The cumulative curve of fine particle size.

实验是在环境循环直水槽中进行的, 水槽装置如图 4 所示, 泥沙样品为非均匀粗沙和细沙^[7]. 水槽总长 7.5 m, 宽 0.25 m, 高 0.45 m. 其中玻璃观察段为 6 m 长, 其中 4 m 长的凹槽用来铺设底泥. 进行模拟水流实验时, 通过变频水泵将回水箱中的水抽取进入水槽中, 入口处设立使水流均匀的 3 道整流格栅. 通过改变水泵转速调节流量, 通过控制水槽尾门开度来控制流速和水深. 所有泥沙样品均先用相应的代表性污染物充分浸泡, 达到饱和或吸附平衡, 然后将处理后的泥沙样品均匀地铺在水槽中深为 0.05 m 凹槽中, 使得水流底部与泥沙上表面齐平. 采用声学多普勒流速仪(ADV)分别测量水槽中两个断面的流速, 采用虹吸法取样, 实验以少量起动为泥沙起动标准.

恒定水流条件下悬浮泥沙的释放实验: 本实验是在环境循环长直水槽中进行的, 水槽试验段长 26 m, 本实验采用的泥沙有 3 种: 人工筛选泥沙($d_{50}=0.1$ mm)、天然泥沙($d_{50}=0.025$ mm)和碘化淀粉模拟泥沙($d_{50}=0.01$ mm), 用以研究不同粒径泥沙颗粒的垂向悬浮和沿程沉降特性^[26]. 在试验底泥下游 1, 3, 5, 7 m 处的 4 个断面采用虹吸法采样, 每个垂向方向布置了 7 个采样点, 近底采样点在底泥-水界面上方 0.5 cm 处, 其余采样点分别距水土界面为 1, 1.5, 2, 3, 5, 7 cm. 预先根据实验需要配置水体初始含沙量, 设定不同流速条件下流动直至泥沙垂直浓度分布稳定为止, 每间隔一段时间取样并利用比重瓶法测取样点处悬浮泥沙浓度.

根据水体中氯化钠在低浓度时其溶液的电导率与浓度线性关系的特征, 采用 DDS-11A 型电导率仪测量样品的电导率得到氯化钠在水体中浓度. 水体中磷浓度采用 722N 可见分光光度计测量, 方法和步骤均按《水和废水检测分析方法(第四版)》所述^[6]. 实验时, 缓慢加水调节至实验设计要求的流速和水深, 通过分析上覆水体中代表性物质的浓度, 得到底泥污染物释放的水动力特征.

3 结果与分析

3.1 污染物从沉积底泥向泥-水界面的静态扩散

(1) 泥沙的表面特征对其吸附解吸污染物的影响.

泥沙表面是颗粒与污染物之间的相互作用的主要场所, 颗粒形貌特征对其吸附解吸污染物有很重

图 4 循环水槽装置示意图
Figure 4 Schematic diagram of the flume.

要的影响. 可以用分形维数表观泥沙颗粒物表面的分形特征, 应用较广的是 FHH(Frenkel-Halsey-Hill)模型法, 相应的 FHH 方程的形式为^[27]

$$\log N = (D_f - 3) \log r + \log B, \quad (1)$$

式(1)中 D_f 为颗粒表面的分形维数, N 为吸附量, r 为不同大小吸附剂的颗粒半径, B 为常数.

引入吸附质分子的截面积 σ , 得到分形吸附剂表面的表面覆盖度 C_f 和在理想吸附剂表面的表面覆盖度 C_i 的表达式^[28]

$$C_f = C_i \sigma^{D_f/2-1}. \quad (2)$$

泥沙吸附理论采用理想吸附表面的吸附模型, 加入分形参数后, 得到分形吸附剂表面上的 Langmuir 分形等温吸附方程

$$C_L = \frac{S_m K_l C_w \sigma^{D_f/2-1}}{1 + K_l C_w} \quad (3)$$

和 Freundlich 分形等温吸附方程

$$C_F = K_f C_w^n \sigma^{D_f/2-1}, \quad (4)$$

式(3)和(4)中 C_L 和 C_F 为平衡时单位质量泥沙所吸附的污染物的量, S_m 为泥沙最大吸附量, K_l 和 K_f 为吸附等温系数.

针对粗细颗粒的表面特征和表面反应, 考虑颗粒表面分形的影响, 选择了加入分形参数的热力学吸附等温式进行拟合. 对于同一含沙量, 采用了两种吸附等温式, 利用最小二乘法拟合, 得到吸附等温式参数及其吸附等温线, 如表 1 中所示.

从表 1 中可以看出, 吸附实验结果表明泥沙的分形表面形态结构直接影响了泥沙平衡吸附模式. 考虑分形维数后, 在平衡吸附模式中添加了一个常数参数. 该拟合只是针对线性的吸附等温公式, 对于非线性的公式拟合来说, 只是考虑了更多的因素, 对颗粒表面形态表征影响不大. 图 5 和 6 中显示了不同特征泥沙吸附等温线, 可以明显看出, 同一含沙量条件下, 黏性泥沙的平衡吸附比非黏性泥沙大的多. 黏性泥沙的比表面积小, 吸附过程复杂, 所以其平衡吸附量较大, 且吸附经历时间要比非黏性泥沙长得多, 一般在 4–6 h 内达到吸附平衡, 至 10–12 h, 吸附量仍有增加.

从表 1、图 5 和 6 中可以看出, Langmuir 分形等温吸附和 Freundlich 分形等温吸附两种吸附等温式在

表 1 磷吸附等温式拟合参数表
Table 1 Fitting parameters of phosphorus adsorption isotherm

含沙量 (kg/m ³)	沉积物性质	分形	Langmuir 拟合参数			Freundlich 拟合参数		
			S_m	K_l	相关系数	K_f	n	相关系数
10	黏性细沙	不考虑	0.706	1.139	0.9668	0.387	0.401	0.9745
		考虑	0.706	4.533e ⁻⁷	0.9668	1.545e ⁻⁷	0.401	0.9745
	非黏性粗沙	不考虑	0.033	2.385	0.9676	0.0213	0.4051	0.9467
		考虑	0.033	18.944	0.9676	0.1692	0.4051	0.9467

图 5 黏性细颗粒泥沙的磷吸附等温线

Figure 5 Phosphorus adsorption isotherms of cohesive fine sediment.

图 6 非黏性粗颗粒泥沙的磷吸附等温线

Figure 6 Phosphorus adsorption isotherms of non-cohesive coarse sediment.

一定范围内都能大致描述相同含沙量的平衡吸附过程. 由于泥沙吸附磷是一个动态的过程, 磷在固态颗粒相和液态水相之间随着时间都在不断地发生转化. 从描述物理过程的合理性和参数物理意义的明确性来考虑, Langmuir 吸附模型具有一定的精度和优势. 但从图 5 和 6 中的拟合的结果来看, 是否考虑分形对同一泥沙平衡吸附等温线的整体影响不是特别大, 只是拟合数据的精度有所提高, 相关参数的值有一些改变. 若从吸附动力学方程和质量守恒方程出发, 分形维数会影响到泥沙吸附解吸的速率. 考虑泥沙的微观结构和加入分形维数的吸附等温式更具有普遍的意义.

(2) 基于质量传输的污染物静态扩散通量分析.

处理过的泥沙样品中, 磷已经在液固之间达成

了动态平衡. 因此, 沉积物中污染物向上覆水体的扩散通量 J 可以写为^[8]

$$J = -\frac{D}{\Delta H} \left(C_b - \frac{C_s}{K_p} \right), \quad (5)$$

式(5)中 D 是扩散系数, 一般取为化学物质在水中的分子扩散系数, ΔH 是所研究污染底泥的厚度, C_s 底泥中颗粒态磷的浓度, C_b 是底泥-水界面处的污染物浓度, K_p 是分配系数.

在磷溶液充分浸泡下的厚度为 ΔH 的底泥沉积物中, 溶解态磷向上覆水体的扩散方程可以写为^[8]

$$(1-\phi)\rho_s\Delta H \frac{dC_s}{dt} = -\frac{D}{\Delta H} \left(\frac{C_s}{K_p} - C_{w0} \right), \quad (6)$$

式(6)中 ϕ 是孔隙度, ρ_s 是底泥的密度, t 是时间, C_{w0} 上覆水体中初始污染物浓度.

由磷的吸附解吸平衡实验得知, 磷主要以固态存在于底泥颗粒上. 式(6)左边的部分表示的是固体颗粒态磷的量随着时间的变化, 右边的部分表示磷向上覆水体的扩散通量.

研究污染底泥区域以下的扩散不作考虑, 设底泥中初始磷浓度为 C_{s0} , 通过积分式(6)得到

$$C_s = C_{s0}e^{-kt}, \quad (7)$$

其中 $k = \frac{D}{\Delta H^2(1-\phi)\rho_s K_p}$, $C_{s0} = K_p C_{w0}$, 并由式(5)

-(7)可以得到沉积物中污染物总量 q 的表达式为

$$q = \frac{D}{\Delta H} C_{w0} e^{-kt}. \quad (8)$$

对于总量 q 可以定义衰减时间 t^* 来表征总量随时间的变化关系, t^* 定义为衰减到 qe^{-1} 时所需时间, 故可以得到 $kt^*=1$, 即为

$$t^* = \frac{1}{k} = \frac{\Delta H^2(1-\phi)\rho_s K_p}{D} = \frac{\Delta H(1-\phi)\rho_s K_p}{H}. \quad (9)$$

将不同底泥基质条件下磷的静态释放实验中所采用的 6 种模拟底泥沉积物的相关参量代入到式(9)中, 得到不同粒径沉积物中污染物总量的衰减时间随着底泥物化特征的变化关系, 选择其中污染底泥厚度这一参数作图, 如图 7 所示.

从图 7 中的结果可以看出, 随着污染底泥厚度的增加, 底泥污染物释放通量衰减到总量 qe^{-1} 时所需要的时间也越来越长. 在一定的污染底泥厚度下, 污染物总量衰减时间随着颗粒粒径的增加而增加, 但是

对于粒径范围在 0.6–1 mm 之间的底泥沉积物, 其污染物总量衰减时间与相邻的粒径组是相反的. 由底泥沉积物磷释放试验可知, 上覆水体中磷有两种释放来源, 分别来自底泥表面细颗粒的解吸和孔隙水的扩散释放. 在实验初始时刻, 泥沙的解吸释放作用是要大于孔隙水的分子扩散释放作用的. 这表明, 底泥沉积物中污染物的储存量以及颗粒粒径之间有一定的平衡关系, 恰好在粒径范围在 0.6–1 mm 之间出现拐点. 还可以从图 7 中看出粒径在 0.1 mm 以下的底泥沉积物的衰减时间随着底泥深度的变化比较平缓, 0.1 mm 以上的底泥沉积物衰减时间变化越来越快, 即其增长曲线斜率为大于 1. 以上结果说明, 污染底泥的厚度越深, 底泥污染物向上覆水体的释放越不容易, 污染物在底泥中的滞留时间越长, 底泥对污染物的“汇”作用也越来越明显.

3.2 污染物从泥水界面向上覆水体的起动再悬浮释放

(1) 再悬浮泥沙颗粒和孔隙水在污染物释放通量中的相对贡献.

在细沙中分别以氯化钠和磷作为污染物, 得到一定流速下释放通量的变化情况. 采用上覆水体浓度 C_w 和底泥孔隙水浓度 C_0 之比 C_0/C_w 来表示无量纲化的溶度, 以氯化钠释放通量来代表孔隙水掺混作用, 以水体中可溶性总磷(Total Dissolved Phosphorus, TDP)的释放通量代表孔隙水和悬浮颗粒共同作用结果.

对释放来自泥沙颗粒解吸吸附作用和孔隙水掺

图 7 不同粒径沉积物衰减时间随着底泥厚度的变化

Figure 7 The comparison of variation of decay time over the sediment height.

混作用机理的贡献比 R_i 定义为^[5]

$$R_i = \frac{Q_i}{Q}, \quad (10)$$

式(10)中 Q 表示总释放通量, Q_i 表示颗粒的解吸吸附释放量或孔隙水释放量, 将实验结果代入到式(10)中得到孔隙水掺混作用随时间的变化关系, 如图 8 所示.

由图 8 中结果可以知道, 各时段来自孔隙水掺混作用的释放通量是先增加后减小的, 而孔隙水和颗粒共同作用的释放通量变化是迂回曲折的. 整个释放过程有两次高峰, 这期间总的污染物释放通量是正的, 表明泥沙颗粒解吸作用与孔隙水释放作用分别在不同的时间段内占主导作用. 图 8 中孔隙水的释放贡献率还可以看出, 在污染物起动释放初期时间段内, 来自孔隙水的释放通量只占总释放通量的四分之一左右, 随着时间的延续由孔隙水产生的污染物释放量所占的比率逐渐增大, 最多时比总释放通量高出一个数量级.

用分配系数 K_p 表征上覆水体中吸附性污染物在固液相之间的分配关系, 即^[5,8]

$$K_p = \frac{C_{\text{solid}}}{C_d} = \frac{C_p}{C_m C_d}, \quad (11)$$

式(11)中 C_d 是单位体积水中溶解态污染物浓度(mg/L); C_{solid} 是单位体积水中泥沙颗粒的浓度(g/L); C_m 是单位质量泥沙中颗粒态污染物溶度(mg/g); $C_p = C_m C_{\text{solid}}$ 是单位体积水中颗粒态污染物的浓度(mg/L).

图 8 和 9 中显示了泥沙起动过程中由泥沙颗粒解

图 8 泥沙起动过程孔隙水释放贡献率的变化

Figure 8 Changes of release flux due to pore water with its contribution ratio.

图 9 泥沙起动过程固液分配系数的变化

Figure 9 Processes of release flux from particle due to sediment resuspension.

吸吸附产生的释放通量及污染物在固液相之间分配的变化. 结果可以看出, 泥沙颗粒起动再悬浮后, 并不总是解吸释放污染物的, 整个污染物释放过程可以分为解吸区和吸附区, 解吸区内泥沙颗粒的解吸效应比吸附效应大, 吸附区反之. 实验中解吸区的持续时间为几小时左右, 此阶段泥沙颗粒解吸量是孔隙水再悬浮释放量的数倍, 随着时间的增加, 悬浮泥沙颗粒由解吸状态转为净吸附状态, 该状态持续的时间为净解吸状态时间的 4 倍左右, 并且仍然有延长的趋势. 污染物在泥沙颗粒表面的固液分配系数在起动初期释放时有最大值, 之后一直保持在较低水平, 说明吸附性污染物在水中主要是以固体颗粒的形式影响水质.

(2) 泥沙污染物起动再悬浮释放的累积通量.

单位沉积物中污染物质量是颗粒态和溶解态的量之和 q (mg) 的表达式为^[7,8]

$$q = C_s m_s + C_w V_w, \quad (12)$$

式(12)中 C_s 和 C_w 分别是单位质量颗粒中颗粒态污染物溶度(mg/g)和单位体积孔隙水中溶解态污染物浓度(mg/L), m_s 和 V_w 分别是单位沉积物中固体质量(kg)和液体体积(L).

时间 t 内的冲刷量即起动再悬浮的沉积物质量 m 为

$$m = \alpha A E t \rho, \quad (13)$$

式(13)中 A 为沉积物表面积(m^2), E 为冲刷率(cm/s), t 为时间(s), ρ 为湿密度(kg/m^3); α 为系数.

定量泥沙颗粒起动的程度可以用冲刷率来表征,

对于泥质和沙质表达式有所不同, 由细沙组成的泥质河床的冲刷率和底面切应力以及底泥的密度有关, 可用下式表示^[8]

$$E_c = m \tau^a \rho^b. \quad (14)$$

由粗沙组成的沙质河床的冲刷率和底面切应力大小有关, 可用下式表示^[8]

$$E_f = n (\tau - \tau_c)^c, \quad (15)$$

式(14)和(15)中 E_c 和 E_f 分别为粗沙和细沙的冲刷率; m, n, a, b, c 为系数; τ_c 为临界切应力.

泥沙起动释放后, 污染物一般还需要进行稀化, 使污染物在水体中均匀分布. 考虑到水槽中水自循环的时间, 设定一次循环的周期为 T , n 次循环的总释放量 Q 的表达式为

$$\begin{aligned} Q &= \sum_{i=1}^n Q_i = \sum_{i=1}^n [C_s \alpha A E_i T (1 - \omega) \rho_s + C_w \alpha A E_i T \omega] \\ &= \sum_{i=1}^n \alpha A E_i T [C_s \rho_s (1 - \omega) + C_w \omega], \end{aligned} \quad (16)$$

式(16)中 ρ_s 为底泥湿密度(kg/m^3); ω 为含水率, Q_i 和 E_i 分别代表第 i 次的释放通量和冲刷率. 图 10 中显示了总释放量的理论值和实验值的关系.

从图 10 中可以看出, 底泥污染物向上覆水体中的释放总量是随着底面水流剪切应力的增加而增大的, 但氯化钠的释放量要比总磷的释放总量大, 这是由于磷的吸附解吸效应延缓了起动再悬浮释放初期水体中污染物质的增加. 实验值是逐渐增加的, 前期释放量较小, 但释放量增加的速率很快, 而理论值是线性增加的且比较平稳. 但随着时间的增加, 释放总

图 10 释放总量实验值和理论值随流底面切应力的变化

Figure 10 Changes of total release flux of traces with bottom shear stress.

量实验值和理论值之间的差距会逐渐缩小. 从对式(16)的推导过程可知均未考虑底泥-水界面的形态时空变化和污染物的解吸吸附作用. 实际中, 在泥沙起动再悬浮释放时, 冲刷率是一个不断变化量, 且水体污染物总量的增加需要一定的反应时间. 且随着底面切应力的变化, 水体中存在泥沙颗粒的絮凝、沉降与再悬浮, 以及悬浮泥沙吸附解吸的影响, 造成本文所推导的理论公式无法直观精确地描述释放通量的变化过程. 从最后的总量结果表明, 理论公式有一定的实际意义, 但对泥沙起动释放污染物物理过程的描述还有所欠缺.

3.3 泥沙在上覆水体中随水流的紊动扩散

泥沙颗粒本身亦可以成为污染物, 但更重要的是与污染物相互作用并成为载体, 泥沙颗粒在水流作用下的沿程沉降特性在一定程度上也反应了污染物的迁移规律. 颗粒粒径是泥沙在水体中运动和迁移的主要影响因素, 本节显示了粒径大小在悬浮泥沙垂向分布和横向迁移过程中的影响作用.

(1) 颗粒粒径对悬浮泥沙垂向分布的影响.

泥沙再悬浮时, 上覆水体泥沙浓度初始会迅速增加, 然后达到一相对稳定的值. 泥沙垂向浓度的分布因其性质不同其物理过程也不一样. 对于非黏性粗颗粒泥沙, 其空间结构分布均匀, 由颗粒向上的悬浮和向下的沉降运动之间的平衡造成了浓度分布的平衡^[23]. 当水动力条件恒定时, 平衡不会打破; 对于黏性细颗粒泥沙, 底泥空间结构并不均匀, 水流恒定时, 当底泥上部较易起动的泥沙悬浮之后, 下层泥沙不再起动, 且细颗粒泥沙的沉降速度是浓度的函数, 与粗颗粒泥沙相比, 沉降较小, 且浓度沿水深分布更加均匀.

颗粒在一定流速下连续起动时, 上覆水体中泥沙颗粒的浓度 $C(\text{g/L})$ 可以用质量平衡推导得^[8]

$$h \frac{dC}{dt} = E_0 - w_s C, \quad (17)$$

式(17)中, h 是水深(m), E_0 是初始时刻的再悬浮率 ($\text{m g L}^{-1} \text{s}^{-1}$), w_s 沉降速度(m/s). 由 $C_0=0$ 可解得^[8]

$$C = C_\infty \left(1 - e^{-\frac{w_s t}{h}} \right), \quad (18)$$

式(18)中, $C_\infty = E_0/w_s$ 为达到动态平衡时上覆水体的泥沙浓度.

从图 11 结果中显示底泥起动悬浮以后, 在水流作用下沿程浓度衰减很快. 相对较粗泥沙浓度分布在垂向和纵向上都衰减很快, 较细的泥沙颗粒垂向浓度分布最均匀. 这表明, 随着颗粒尺寸的减小, 水体中悬浮泥沙需要更长的时间来达到垂直分布的平衡浓度. 这是由于颗粒的沉降速度取决于粒径大小, 粒径较大的颗粒具有较高的沉降速度, 在较短的水平距离内就达到悬浮泥沙浓度平衡过程, 颗粒粒径较小的泥沙易收到水流作用的影响, 延长了其均匀分布的时间.

(2) 潮流中悬浮泥沙的沿程沉降特性.

悬移质运动是黏性细颗粒泥沙运动的主要形式, 当水流挟沙力达到饱和后, 泥沙将逐渐沿程淤积下来^[23]. 河口地区水域具有潮汐水流的特殊性, 泥沙落淤后经历潮流过程又会被重新卷起, 潮汐河流一般经历两次高含沙峰值, 涨潮时有冲刷有淤积, 落潮时基本上是冲刷.

一般, 针对泥沙有淤积模式^[26]

$$\ln \frac{S_x - S_{eq}}{S_0 - S_{eq}} = -p \cdot \frac{\omega}{H} \cdot \frac{x}{V}, \quad (19)$$

式(19)中 S_0, S_{eq} 为初始和平衡浓度; p 为参数.

另外, 垂线积分模式

$$\frac{S_x}{S_0} = e^{-\lambda \frac{\omega}{V} \frac{(x-x_0)}{H}}, \quad (20)$$

式(20)中 λ 为综合系数, 依赖于众多因素的影响.

根据长江非均匀细颗粒泥沙的淤积规律总结出

图 11 不同粒径悬浮泥沙浓度随时间的变化

Figure 11 Variation of suspended sediment concentration with different grain sizes over time.

经验泥沙淤积公式为

$$\frac{S_x}{S_0} = e^{-m \frac{1}{u_*} \frac{d_x}{d_0} \sqrt{\frac{d_{25}}{d_{75}} \frac{x}{h}}}, \quad (21)$$

式(21)中 d_x 和 d_0 分别冲刷点及距离为 x 处的初始粒径, 依赖于众多因素的影响.

通过式(19)–(21)建立河口地区潮流作用下的泥沙淤积模式

$$\frac{\bar{S} - \bar{S}_{eq}}{\bar{S}_0 - \bar{S}_{eq}} = e^{-m \frac{Q_t}{Q_0} \sqrt{\frac{d_{25}}{d_{75}} \frac{x}{h}}}, \quad (22)$$

式(22)中 m 为反映了粒径、糙率、含沙量以及潮波波形等众多因素, 其值由实验拟合确定为 0.01.

将天然底泥的粒径级配数据 $d_{75}/d_{25}=4.41$, $h=12$ m 以及 $Q_t/Q_0=18$ 带入到式(21)中, 得到底泥的沉降规律

$$\frac{\bar{S} - \bar{S}_{eq}}{\bar{S}_0 - \bar{S}_{eq}} = e^{-0.00068x}. \quad (23)$$

结果如图 12 所示, 可以看出沉降速度是相当慢

图 12 不同潮流量下水槽中沿程含沙量与沉降距离关系图
Figure 12 Relationship between sediment concentration and sedimentation distance under different tidal discharge.

的, 根据模拟结果, 可以预测大约三分之一的泥沙将被带出长江河口.

4 结论

水体、泥沙、污染物综合系统是一个由泥沙运动带来的动态相互耦合环境, 泥沙颗粒物化特征、污染物吸附解吸性质以及水动力条件是底泥再悬浮释放污染物的主要影响因素. 泥沙粒径特性不仅直接影响了底泥沉积物中污染物释放的来源和大小, 还影响了底泥沉积层内的孔隙水向上覆水体的扩散方式及其特征. 对于特定底泥沉积物, 随着颗粒粒径的增加其中污染物总量的衰减时间逐渐延长. 污染沉积层厚度越大, 污染物就越难以释放到上覆水体, 即污染物在底泥中的滞留时间就越长, 底泥“汇”的作用就越来越明显. 从微观层面上考虑泥沙的分形表面能够提高对不同粒径泥沙的吸附机理的深层认识. 泥沙再悬浮释放的污染物在水体一般仍以固相和液相形式存在. 整个再悬浮释放过程可以分为两个显著阶段, 悬浮泥沙解吸和孔隙水的掺混各自占主导作用. 基于质量守恒的原理推导的泥沙启动再悬浮污染物释放通量的半经验公式能粗略估计释放总量, 但对污染物释放物理过程的详细描述却相对缺乏. 底泥沉积物再悬浮和水体湍流的影响使得近底的泥沙分布处于复杂而又动态平衡的过程之中. 水体中泥沙作为污染物载体反映出浓度随着水深而变化的规律. 随着时间的推移, 悬浮泥沙污染物的垂直分布差异逐渐变小. 泥沙污染物在水体中的浓度分布, 在再悬浮泥沙颗粒大小, 表面粗糙度、含沙量、浪潮等诸多因素的影响下, 略滞后于泥沙垂向分布的变化, 并随着泥沙沿程沉降而逐渐减小, 直至达到浓度分布均匀.

参考文献

- Zhang C, Yu Z G, Zeng G M, et al. Effects of sediment geochemical properties on heavy metal bioavailability. *Environ Int*, 2014, 73: 270–281
- Sun W L, Ni J R. Key issues in heavy-metal sorption by sediments (in Chinese). *J Sediment Res*, 2002, 12: 53–59 [孙卫玲, 倪晋仁. 泥沙吸附重金属研究中的若干关键问题. *泥沙研究*, 2002, 12: 53–59]
- Liang W, Wang Z, Jiao Z X, et al. Adsorption of phosphorus in sediment re-suspension under sudden expansion flow conditions. *J Hydrodyn*, 2013, 25: 112–117
- Athanasios N P, Mohamed E, George K, et al. Sediment transport modeling review-current and future developments. *J Hydra Eng*, 2008, 1:

1–14

- 5 Zhu H W, Jiang J A, Cheng P D, et al. Mechanism of pollutant release due to sediment re-suspension (in Chinese). *Adv Water Sci*, 2013, 24: 537–542 [朱红伟, 蒋基安, 程鹏达, 等. 泥沙污染物起动再悬浮释放机理. *水科学进展*, 2013, 24: 537–542]
- 6 Zhang K, Cheng P D, Wang D Z, et al. Total phosphorus release from bottom sediments in flowing water. *J Hydrodyn*, 2012, 24: 589–594
- 7 Zhu H W, Cheng P D, Zhong B C, et al. The mechanisms of contaminants release due to incipient motion at sediment-water interface. *Sci Sin-Phys Mech Astron*, 2014, 57: 1563–1568
- 8 Wilbert L. *Sediment and Contaminant Transport in Surface Waters*. New York: Taylor and Francis Group, 2009. 45–54
- 9 Wang H, Holden J, Spera K, et al. Phosphorus fluxes at the sediment-water interface in subtropical wetlands subjected to experimental warming: A microcosm study. *Chemosphere*, 2013, 90: 1794–1804
- 10 Heggie D T, Logan G A, Smith C S, et al. Biogeochemical processes at the sediment-water interface, Bombah Broadwater, Myall Lakes. *Hydrobiologia*, 2008, 608: 49–67
- 11 Fan J Y, He X Y, Wang D Z. Experimental study on the effects of sediment size and porosity on contaminant adsorption/desorption and interfacial diffusion characteristics. *J Hydrodyn*, 2013, 25: 20–26
- 12 Svetlana V P, Per O H, Mikhail Y, et al. Fluxes of iron and manganese across the sediment-water interface under various redox conditions. *Mar Chem*, 2007, 107: 319–331
- 13 Mathieu C, Katell G. Modeling coupled turbulence-Dissolved oxygen dynamics near the sediment-water interface under wind waves and sea swell. *Water Res*, 2010, 44: 1361–1372
- 14 Fereshteh B, Ulrich L. Fine sediment dynamics in unsteady open-channel flow studied with acoustic and optical systems. *Cont Shelf Res*, 2012, 46: 2–15
- 15 韩其为, 何明民. 泥沙起动规律及起动流速. 北京: 科学出版社, 1999
- 16 Hill C R, Robinson J S. Phosphorus flux from wetland ditch sediments. *Sci Total Environ*, 2012, 437: 315–322
- 17 Wang Z D, Li S, Zhu J, et al. Phosphorus partitioning between sediment and water in the riparian wetland in response to the hydrological regimes. *Chemosphere*, 2013, 90: 2288–2296
- 18 Li D X, Wang X K, Wang D C. Effect of velocity gradient on the turbulent intensity of suspended particles. *J Sedi Res*, 2000, 6: 30–35
- 19 Luca R, Nathalie C, Rolf F. Sediment contamination assessment in urban areas based on total suspended solids. *Water Res*, 2003, 47: 339–350
- 20 Packman A I, Marion A, Zaramella M, et al. Development of layered sediment structure and its effects on pore water transport and hyporheic exchange. *Water Air Soil Pollut*, 2006, 6: 433–442
- 21 Mujahid S A, Hussain S, Dogar A H, et al. Determination of porosity of different materials by radon diffusion. *Radiat Meas*, 2005, 40: 106–109
- 22 Wen W H, Andrew H, David S. A model for porosity evolution during creep compaction of sandstones. *Earth Planet Sci Lett*, 2002, 197: 237–244
- 23 Abhijit G. Transport and deposition of particles in turbulent and laminar flow. *Annu Rev Fluid Mech*, 2008, 40: 311–341
- 24 Eckhard W. Modeling the solute transport under nonequilibrium conditions on the basis of mass transfer equations. *J Contam Hydro*, 2004, 68: 97–12
- 25 Zhu H W, Wang D Z, Cheng P D, et al. Effects of sediment physical properties on the phosphorus release in aquatic environment. *Sci China-Phys Mech Astron*, 2015, 58: 024702
- 26 Zhu H W, Wang D Z, Cheng P D. Dynamic release process of pollutants during suspended sediment transport in aquatic system. *Appl Math Mech Engl Ed*, 2014, 35: 1411–1420
- 27 方红卫, 陈明洪, 陈志和. 环境泥沙的表面特性与模型. 北京: 科学出版社, 2009
- 28 Li H, Li J, Li K F, et al. The fractal surface and fractal adsorption model of sediment (in Chinese). *J Hydraul Eng*, 2003, 3: 14–18 [李洪, 李嘉, 李克锋. 泥沙的分形表面和分形吸附模型. *水利学报*, 2003, 3: 14–18]

Physical processes and influencing factors of contaminants release due to resuspended sediments in water environment

ZHU HongWei, WANG DaoZeng^{*}, FAN JingYu & ZHONG BaoChang

Shanghai Institute of Applied Mathematics and Mechanics, Shanghai University, Shanghai 200072, China

Strong interaction exists in water flow, sediment movement and pollutants migration, resulting in an integrated environmental system of close contact with each other. Impact of sediment and suspended sediment on the water environment appears a combined dynamic coupling effect by complex hydrodynamic conditions. Three main ways of the pollutants entering water are studied by flume experiments. These three physical processes may be the static diffusion through sediment-water interface, the release due to sediment resuspension and the release of suspended sediment by turbulence. The results show that the sediment can be divided into two distinct muddy and sandy matters based on surface characteristics. Sediment grain size, porosity and initial contaminant amount are the main factors to determine static release of contaminants at the sediment-water interface. The pollutant quantity attenuation formula in sediment was established thereby, indicating that the contaminated attenuation time are proportional to the sediment thickness, density and distribution coefficient. The contaminant release process due to suspended sediment can be broadly divided into three stages: the initial stage, the alternating stage between suspension and settlement and the balance stage. The ratio of the solid/liquid distribution in the water body increases firstly and then decreases in the later two stages. Pollutants emission amount equations is derived based on the mass conservation law, and its contract with experimental results shows that the nature of the adsorption and desorption of contaminants to some extent alleviate the rate of its release. Water pollutant concentration distribution and velocity distribution as well as suspended sediment concentration distribution are closely related, showing the same variation. Vertical distribution difference of sediment contaminants becomes larger with the increase of flow velocity. The larger the initial sediment concentration is, the more uniform the distribution of sediment contaminants tends to be. The time to reach a uniform vertical concentration distribution takes more for sediment with smaller particle size.

sediment, contaminant, static diffusion, resuspension, advection diffusion

PACS: 92.40.Gc, 92.40.Qk, 92.10.Wa, 92.40.qc, 92.40.qh

doi: 10.1360/SSPMA2015-00277