天鹅湖沉积物对磷的吸附动力学及等温吸附特征①

高 丽，侯金枝，宋鹏鹏

(烟台大学海洋学院，山东烟台 264005)

摘 要：以荣成天鹅湖这一天然泻湖为研究对象，研究了 6 个样点沉积物对磷的吸附动力学曲线和等温吸附方程，并分析了沉积物理化性质与磷吸附参数间的关系。结果表明，天鹅湖不同区域沉积物对磷的吸附动力学均符合二级动力学方程，吸附反应主要在前 10 h 内完成，且 0 ~ 2 h 内反应迅速。根据 Langmuir 模型，6 个样点沉积物对磷的理论吸附容量(Q_{max})的范围为 294.12 ~ 1 111.11 mg/kg，其中湖区北部和中部沉积物的吸附能力高于南部。沉积物对水体中磷的吸附解吸平衡浓度(EPC_0)的变幅为 0.002 ~ 0.033 mg/L，其与沉积物本底吸附态磷(NAP)呈较弱的正相关关系。本研究条件下，大部分样点的 EPC_0 小于上覆水中磷的浓度，其中湖区西北部和东南部沉积物中磷具有向上覆水体释放的趋势。沉积物的 NAP 与总氮、有机质、活性铝和黏粒间均呈显著正相关，Q_{max} 与铁铝结合态磷、有机质、活性铝和粉粒间呈显著的正相关关系。活性铝、有机质和粒度是影响沉积物磷吸附的主要因素。

关键词：沉积物；磷；吸附动力学；EPC_0；荣成天鹅湖

中图分类号：X131.2

磷是湖泊生态系统重要的生源要素，其在沉积物–水界面的吸附和解吸是一复杂的动力学过程，天然水体沉积物到底是吸附磷作为“汇”还是解吸磷成为“源”，与水环境中磷的浓度及当时介质条件下的吸附解吸平衡浓度(EPC_0)有关[1-2]。沉积物对磷的吸附与其自身的粒度组成和理化性质等关系密切，其中受铁铝氧化物、阳离子交换量影响显著[3-5]。另有研究报道有机分子能与铁铝等金属离子发生络合，进而加强沉积物对磷的吸附[6-7]。Lopez 等[8]的研究发现，有机碳和碳酸钙含量对磷的吸附也有一定的影响。吸附动力学的研究有助于揭示沉积物吸附磷的机制，安文超等学者[9-10]的研究均表明沉积物对磷的吸附动力学符合二级动力学方程。磷吸附的影响因素因沉积物类型的差异而有所不同。近年来，国内外学者就沉积物对磷的吸附特性及其影响因子进行了大量的模拟研究[11-12]，但主要集中在淡水湖泊、水库或河流，有关海岸带泻湖的报道不多。

荣成天鹅湖，位于山东省最东端荣成市内，是一个半封闭的海湾泻湖，湖东南部有一条狭长的潮汐汊道与外海相通；湖水为弱碱性，水深在 2 m 以内[13]。荣成天鹅湖湿地是黄渤海交界处最重要的湿地资源之一，已被列为“国家级自然保护区”。近几十年来，由于人类在湖区建坝以及围垦发展水产养殖业，造成了泥沙淤积和水质恶化[14]，湿地的生态系统遭到一定程度破坏。本文以天鹅湖这一天然泻湖为研究对象，通过室内模拟研究了沉积物对磷的吸附动力学过程和等温吸附特性，并结合不同区域的自然地理特征，利用 EPC_0 值初步判断了沉积物的“汇源”功能，从而为阐明滨海湿地对水体中磷的净化能力及机理提供参考依据。

1 材料与方法

1.1 样品采集

2010 年 5 月，利用 GPS 全球定位系统，在天鹅湖的不同方位选取 6 个代表性样点，采集表层沉积物样品(0 ~ 10 cm)，自然风干后，过 100 目筛备用。各样点的地理位置及理化性质见表 1。

1.2 实验方法

1.2.1 吸附动力学实验 称取沉积物干样 0.50 g 于 100 ml 离心管中，加入 30.0 mg/L 的磷酸盐溶液 50 ml，土水比为 1∶100，加 2 滴 0.1% 氯仿抑制微生物作用。在 25℃±1℃下分别振荡 1/12、1/4、1/2、3/4、1、2、3、5、7、10、12、15、18、24 和 48 h，离心、过滤，用钼锑抗比色法测定滤液中可溶性磷的

①基金项目：国家自然科学基金面上项目(41273130)和国家自然科学基金青年基金项目(40801084，31001113)资助。

作者简介：高丽(1976—)，女，山东聊城人，博士，副教授，主要从事湿地生源要素磷循环的研究。E-mail: ligao117@126.com

表 1 采样点的描述及沉积物的理化性质
Table 1 Description of sampling sites and physico-chemical parameters of sediments

样点	样点描述	pH	黏粒(g/kg)	有机质(g/kg)	总磷(mg/kg)	总氮(mg/kg)
S1	西北部，靠近虾池，外侧湿地为大天鹅栖息地	3.50	453.0	57.19	511.74	1 700.04
S2	北部，湖底生长少量植物，表层泥样稀	6.36	165.8	19.66	374.78	970.40
S3	西部，荣成六中附近，污水排放入口	6.94	14.95	26.15	521.58	1 182.18
S4	湖中心，湖水较深，湖底生长大量大叶藻	5.69	373.7	37.64	565.12	1 506.66
S5	东南部，涨潮三角洲区域，周期性露出水面	8.67	82.8	7.35	203.89	526.85
S6	西南部，湖水可见度高，湖底植物较多	5.44	57.8	7.56	268.64	335.50

含量。根据吸附前后溶液中可溶性磷的浓度差，计算沉积物对磷的吸附量，确定达到吸附平衡的时间。

磷吸附量计算公式：$Q=(C_0-C_{eq})\times V/W$，其中 Q 为吸附量(mg/kg)，C_0 为初始质量浓度(mg/L)，C_{eq} 为平衡质量浓度(mg/L)，V 为加入样品中的溶液体积(ml)，W 为沉积物干重(kg)。吸附动力学实验数据分别采用一级动力学和二级动力学方程的线性形式进行拟合，公式为：$\ln(Q_e-Q)=\ln Q_e-k_1t$(一级)，$t/Q=1/k_2Q_e^2+t/Q_e$(二级)，式中，Q_e 和 Q 分别为平衡吸附量和时间为 t 时的吸附量，k_1 和 k_2 是吸附速率常数。

1.2.2 等温吸附实验 本研究中的等温吸附实验分别在两个条件下进行：其一是接近湖水实际情况的低浓度系列，初始磷浓度(C_0)为 0、0.02、0.05、0.10、0.15 和 0.20 mg/L；其二是高浓度条件，初始磷浓度为 0、0.5、1.0、2.0、3.0、5.0、10.0、15.0、30.0 和 50.0 mg/L。具体操作为：称样，分别加入上述浓度的 KH_2PO_4 溶液(配制在 0.01 mol/L 的 $CaCl_2$ 中)，恒温振荡 24 h 后(25℃±1℃)，离心、过滤，测定滤液中可溶性磷的含量。具体步骤同动力学实验。

1.3 分析方法

沉积物有机质：重铬酸钾氧化法；全磷：氢氟酸–高氯酸酸溶，钼锑抗比色法；磷形态采用 SMT 法；粒度分析：根据司笃克斯定律，自由沉降法测定；活性铁、铝：草酸铵/草酸溶液浸提后用 ICP-AES 法测定[15]。实验室所用器皿均用稀盐酸浸泡过夜，所用药品均为分析纯。

数据处理采用 SPSS 统计软件包(13.0 版本)。

2 结果与讨论

2.1 表层沉积物对磷的吸附动力学

由图 1 可见，天鹅湖 6 个样点沉积物对水体中磷的吸附具有相似的变化趋势，吸附量表现为随时间的延长而逐渐增加，10 h 后变幅不大。以点 S1 为例，0 ~ 10 h 内沉积物对磷的吸附量变幅为 497.01 ~ 703.93 mg/kg，10 ~ 48 h 内的变幅为 703.93 ~ 856.47 mg/kg，而 24 ~ 48 h 内仅为 791.92 ~ 856.47 mg/kg，表明沉积物对磷的吸附在前 24 h 内基本达到了平衡状态。

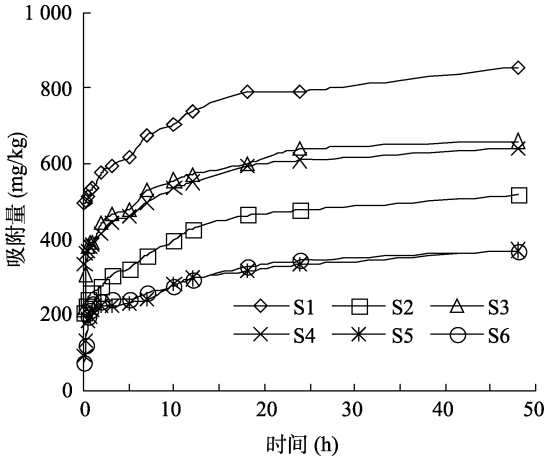


图 1 沉积物对磷的吸附动力学过程
Fig. 1 Phosphate adsorption kinetic process on sediments

天鹅湖沉积物对磷的吸附速率随着时间的延长而逐渐降低，基本在 0 ~ 10 h 内较大，平均吸附速率为 45.79 mg/(kg·h)，为快吸附阶段；10 h 后吸附速率均小于 4.5 mg/(kg·h)，为慢吸附阶段。6 个样点沉积物在 0 ~ 0.25 h 和 0 ~ 0.5 h 内吸附速率的变幅分别为 481.43 ~ 2 004.23 mg/(kg·h)和 371.41 ~ 1 022.32 mg/(kg·h)，而 0.25 ~ 0.5 h 内仅为 25.46 ~ 295.58 mg/(kg·h)。由此可见，不能仅凭吸附速率来确定吸附发生的主要阶段，还应计算该阶段内的吸附量占吸附平衡时总量的百分比。本实验中，6 个样点沉积物在 0 ~2 h 内对磷的吸附量与吸附平衡时(48 h)总量的比例变化在 50.31% ~ 67.18% 之间；而前 10 h 内的吸附量约占平衡时总量的 80%，这一数值与安文超和李小明[9]及魏荣菲等[11]的研究结果基本一致。由以上分析可知，天鹅湖沉积物对磷的吸附作用主要发生在快吸附过程的前 2 h 内，10 h 后为磷的慢吸附阶段，与淡水沉积物的研究结果区别不大。

磷的吸附动力学数据用二级动力学方程拟合的线性相关系数明显大于一级动力学方程，且前者 R^2

均接近 1.00(表 2)。由二级动力学方程计算得出的平衡吸附量(Q_{ec})与实验测得实际平衡吸附量(Q_e)较为接近,说明天鹅湖沉积物对磷的吸附更符合二级动力学方程。6 个样点沉积物 Q_{ec} 的大小依次为 S1＞S3＞S4＞S2＞S5、S6，这与各样点沉积物的理化性质有关(表 1)。点 S1 位于天鹅湖西北角，沉积物粒度组成偏细，黏粒、粉粒和有机质含量较高，具有较大的比表面积，对磷的吸附能力较强；而点 S5 与 S6 位于与外海相连的南部，沉积物以砂粒为主，吸磷能力较弱[9,12]。

表 2　沉积物吸附动力学方程的相关参数
Table 2　Parameters of adsorption kinetics equation on sediments

采样点	Q_e (mg/kg)	一级动力学			二级动力学		
		$K_1(h^{-1})$	Q_{ec}(mg/kg)	R^2	K_2(kg/(mg·h))	Q_{ec}(mg/kg)	R^2
S1	791.92	0.08	341.38	0.97**	1.11	833.33	1.00**
S2	476.62	0.01	287.44	0.99**	1.13	526.32	0.99**
S3	638.73	0.11	314.54	0.96**	1.41	666.67	1.00**
S4	608.84	0.10	281.04	0.99**	1.51	625.00	1.00**
S5	331.83	0.10	200.56	0.93**	1.55	370.37	0.99**
S6	343.28	0.10	195.64	0.92**	1.74	370.37	0.99**

注：* 表示在 $P<0.05$ 水平显著相关，** 表示在 $P<0.01$ 水平显著相关，下同。

2.2　沉积物对磷的等温吸附

在低磷浓度范围内,沉积物对磷的吸附符合线性方程：$Q = m \times C_e$–NAP，其中 Q 为沉积物对磷的吸附量(mg/kg)，C_e 为平衡磷浓度(mg/L)，NAP 为沉积物本底吸附态磷(mg/kg)，m 为斜率(L/kg)。在本研究条件下(0 ~ 0.50 mg/L)，天鹅湖沉积物对磷的吸附量与平衡磷浓度间存在较好的线性相关，R^2 变化在 0.86 ~ 0.96 之间。如图 2 所示,在初始磷浓度较低的情况下，6 个样点沉积物均存在解吸行为，随着磷浓度的增大而逐渐进入吸附区。各样点沉积物对磷的吸附量也随初始磷浓度的增大而增加，其中点 S5 吸附量的变幅明显低于其他样点。

沉积物对水体中磷的吸附解吸平衡浓度(EPC_0)是确定沉积物发生吸附或释放行为的一个重要因子。

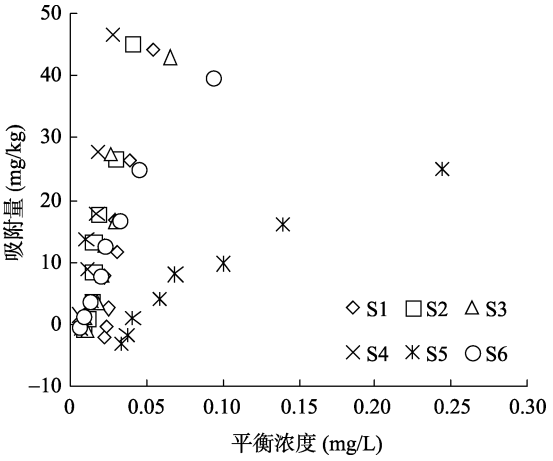


图 2　沉积物对磷的等温吸附线
Fig. 2　Adsorption isotherms of phosphate on sediments

当 C_e＞EPC_0 时，沉积物吸附上覆水体的磷；而当 C_e＜EPC_0 时，沉积物向上覆水体释放磷[16]。由表 3 可见,天鹅湖 6 个样点 EPC_0 的变化范围为 0.002 ~ 0.033 mg/L。各样点的 EPC_0 值依次为：S5＞S1＞S3＞S4＞S2＞S6，其中水域污染较严重的样点较高(如 S1 和 S3)，这与姜霞等[17]对太湖的研究结果相似。将各样点的上覆水中可溶性磷浓度(SRP)与 EPC_0 进行比较可知，点 S1 和 S5 的水体磷浓度低于沉积物的 EPC_0，其余样点则相反(表 3)。点 S1 位于湖区西北部，其外侧是大天鹅等禽鸟的栖息地和旅游度假区，外源污染严重，沉积物总磷含量较高；而点 S5 位于东南部涨潮三角洲区域,周期性水淹使沉积物难以固定磷，并易于向水体释放[18]。因此，点 S1 和 S5 沉积物中的磷具有向上覆水体释放的趋势,沉积物表现为水体的磷“源”;而点 S2、S3、S4 和 S6 沉积物具有吸附上覆水中磷的能力，表现为水体的磷“汇”。由此可见,目前天鹅湖大部分样点沉积物对水体中的磷起缓冲作用,而湖西北部和东南部沉积物中磷具有向上覆水体释放的趋势,其中磷内负荷较高的西北部沉积物的释磷风险较高。

用方程 $Q = Q_{max}K_LC/(1+K_LC)$(Langmuir 模型)和 $Q = K_FC^{1/n}$(Freundlish 模型)对高磷浓度系列的吸附数据进行拟合。两个模型对天鹅湖沉积物等温吸附数据的拟合效果均较好，且 6 个样点用 Langmuir 模型拟合的 R^2 均高于 Freundlish 模型(表 3),表明用 Langmuir 模型来描述天鹅湖沉积物磷的吸附特征更为合理。根据 Langmuir 模型计算 6 个样点沉积物的最大理论吸附容量(Q_{max})，其变幅为 294.12 ~ 1 111.11 mg/kg。与

表 3 沉积物的等温吸附方程拟合参数
Table 3 Parameters of phosphate adsorption isotherms equation on sediments

样点	水体 SRP (mg/L)	线性方程		Langmuir 方程			Freundlish 方程	
		EPC_0(mg/L)	W_{NAP}(mg/kg)	Q_{max}(mg/kg)	K_L(L/mg)	R^2	K_F	R^2
S1	0.018	0.022	29.24	1 111.11	0.90	0.84**	141.16	0.78**
S2	0.011	0.005	5.47	666.67	0.47	0.91**	96.34	0.83**
S3	0.013	0.008	6.48	833.33	0.41	0.87**	104.71	0.86**
S4	0.010	0.007	14.49	625.00	0.64	0.91**	111.35	0.78**
S5	0.010	0.033	4.22	400.00	0.18	0.91**	35.22	0.90**
S6	0.013	0.002	0.70	294.12	0.29	0.89**	55.99	0.79**

其他淡水沉积物相比，如中国的南四湖[9]、英国的 River Lugg[19]等，天鹅湖的 Q_{max} 值较高，说明其沉积物对磷的吸附能力较强，这与海岸带泻湖沉积物中高的碳酸钙含量有关。不同样点相比，点 S1 沉积物的 Q_{max} 最高，而点 S5 和 S6 较低，与动力学方程计算得出的平衡吸附量(Q_{ec})规律一致。6 个样点的吸附常数(K_L)变化在 0.18 ~ 0.90 L/mg 之间，其中点 S5 和 S6 较低。以上分析可见，天鹅湖北部沉积物对磷的吸附能力高于南部。

2.3 吸附参数与理化性质的相关性分析

沉积物的本底吸附态磷(NAP)与其理化参数关系密切[3]。由表 4 可知，天鹅湖 6 个样点沉积物的 NAP 与有机质(OM)、总氮(TN)、活性铝(Al_{ox})和黏粒(＜5 μm)间均存在显著的正相关关系，与铁铝结合态磷(Fe/Al-P)呈正相关(r =0.43)。Q_{max} 与 Fe/Al-P、TN、OM、Al_{ox} 和粉粒间呈显著正相关，其中与 Al_{ox} 的相关系数最高(r = 0.97)，Börling 和 Otabbong[21]也发现 Q_{max} 与 Al_{ox} 间有较好的相关性。与天鹅湖的研究结果不同，南四湖和汉江沉积物的 Q_{max} 与 Fe/Al-P 间均呈负相关，其中南四湖沉积物的 NAP 与 Fe-P 间也呈负相关[9,22]。这与天鹅湖受涨落潮的影响，水体化学环境因子变化剧烈有关，此外由于咸水和淡水沉积物自身的理化性质不同，对磷的吸附特性也有很大不同。TN、OM 均可作为指示污染程度的指标[3]，可见天鹅湖沉积物对磷的吸附能力与其污染程度有关。Lopez 等[8]对泻湖沉积物的研究发现，有机碳和碳酸钙含量对磷的吸附也有一定的影响。总的来说，沉积物中 OM、TN、Al_{ox} 和细颗粒的含量越高，其本底吸附态磷及最大吸磷量也越高。

表 4 沉积物磷吸附特征参数与理化性质间的相关性分析
Table 4 Correlation coefficients between parameters of P adsorption and chemical-physical properties of sediments

	EPC_0	NAP	m	K_L	Q_{max}
TP	–0.32	0.64	0.84*	0.78	0.75
IP	–0.42	0.58	0.86*	0.76	0.69
Ca-P	–0.47	0.46	0.96**	0.66	0.33
Fe/Al-P	–0.11	0.43	0.30	0.49	0.81*
TN	0.15	0.86*	0.83*	0.92*	0.88*
OM	0.08	0.96**	0.74	0.98**	0.89*
黏粒(<5 μm)	0.10	0.95**	0.83*	0.96**	0.76
粉粒(10 ~ 50 μm)	–0.25	0.73	0.88*	0.89*	0.84*
Al_{ox}	0.18	0.93**	0.62	0.93*	0.97**
Fe_{ox}	–0.37	0.55	0.85*	0.74	0.75

Langmuir 方程中吸附常数(K_L)表示吸附能力的大小，其与 TN、OM、黏粒、粉粒和 Al_{ox} 间的相关性均达到了显著水平，其中与 OM 和黏粒的相关性最好(表 4)。m 是在低浓度范围内磷等温吸附曲线中的斜率，通常表示吸附效率；本研究中 m 与 TP、IP、TN、黏粒、粉粒和活性铁(Fe_{ox})间有显著正相关关系，与 Ca-P 间呈极显著正相关。以上分析可知，TN 和细颗粒的含量是影响沉积物磷吸附能力和效率的主要因子，此外 OM 和 Ca-P 的含量对沉积物吸附磷也有重要影响。

天鹅湖沉积物的 EPC_0 与其理化性质、磷形态间不存在显著的相关性。本研究条件下，EPC_0 与 NAP 间呈正相关关系(r = 0.30)，即具有高本底吸附态磷的沉积物易于向上覆水体释放；而对南四湖和苏州河淡

水沉积物的研究发现 EPC_0 与 NAP 间的相关性达到了显著水平。

由以上分析可见，海岸带泻湖由于在水文过程与水化学方面与内陆淡水水体差异较大，故沉积物对磷的吸附特征与淡水体系也有所不同。活性铝、有机质和粒度是影响天鹅湖沉积物磷吸附的主要因素。天鹅湖是一个海水与淡水交融的天然泻湖，由于受涨落潮的影响，其水体化学环境因子变化剧烈，盐度变化对沉积物磷吸附解吸过程的影响不容忽视。对天鹅湖周围湿地的研究发现，沉积物对磷的吸附量随盐度的增加呈先升高、后降低的变化趋势[23]。当盐度达到一定水平时，水中的 SO_4^{2-}、OH^- 等阴离子与 PO_4^{3-} 竞争沉积物表面的活性位点，使沉积物对磷的吸附能力降低[24]。沉积物对磷的吸附是多因素综合作用的结果，想更加全面地了解滨海湿地沉积物对水体中磷的吸附净化能力，还需进一步加强盐度等环境因子对沉积物磷吸附解吸影响的研究。

3　结论

(1) 与淡水沉积物类似，天鹅湖沉积物对磷的吸附动力学符合二级动力学方程，在 24 h 时基本达到了平衡状态。沉积物对磷的吸附主要发生在快吸附(0 ~ 10 h)的前 2 h 内，10 h 后逐渐达到吸附平衡。高磷浓度条件下，沉积物对磷的吸附等温线更适合用 Langmuir 模型进行描述，湖区北部沉积物对磷的吸附能力远高于南部。

(2) 6 个样点沉积物 EPC_0 的变化范围为 0.002 ~ 0.033 mg/L，大部分样点沉积物对上覆水体中磷起到缓冲作用；污染较为严重的西北部及与外海相连的涨潮三角洲区域的沉积物具有向上覆水体释放磷的趋势，其中磷内负荷较高的西北部沉积物内源释放对水体质量的威胁不容忽视。

(3) 海岸带泻湖沉积物由于自身理化性质的差异，其对磷的吸附特性与淡水沉积物也有较大不同。沉积物理论最大吸附容量与活性铝和铁铝结合态磷间显著正相关，而 EPC_0 与沉积物理化性质间的相关性较差。活性铝、有机质和粒度是影响海岸带泻湖沉积物磷吸附的主要因素。天鹅湖属于泻湖–潮汐汊道体系，环境条件复杂，环境因子对沉积物磷吸附解吸的影响尚需进一步的研究。

参考文献：

[1] Abrams MM, Jarrell WM. Soil-phosphorus as a potential non-point source for elevated stream phosphorus levels[J]. Journal of Environmental Quality, 1995, 24: 132–138

[2] 金相灿, 姜霞, 王琦, 刘冬梅. 太湖梅梁湾沉积物中磷吸附/解吸平衡特征的季节变化[J]. 环境科学学报, 2008, 28(1): 24–30

[3] 王圣瑞, 金相灿, 赵海超, 庞燕, 周小宁, 楚建周. 长江中下游浅水湖泊沉积物对磷的吸附特征[J]. 环境科学, 2005, 26(3): 39–43

[4] 王彦, 张进忠, 王振华, 李太魁, 贺春凤, 朱波. 四川盆地丘陵区农田土壤对磷的吸附与解吸特征[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(10): 2 068–2 074

[5] Wang Y, Shen ZY, Niu JF, Liu RM. Adsorption of phosphorus on sediments from the Three-Gorges Reservoir (China) and the relation with sediment compositions[J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 162: 92–98

[6] Guppy CN, Menzies NW, Moody PW. Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: A review[J]. Australian Journal of Soil Research, 2005, 43(2): 189–202

[7] Jugsujinda A, Krairapanona A, Patrick WH. Influence of extractable iron, aluminum, and manganese of P sorption in flooded acid sulfate soils[J]. Biology and Fertility of soils, 1995, 20: 118–124

[8] Lopez P, Luch X, Vidal M. Adsorption of phosphorus on sediments of the Balearic (Spain) related to their composition[J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 1996, 42: 185–195

[9] 安文超, 李小明. 南四湖及主要入湖河流表层沉积物对磷酸盐的吸附特征[J]. 环境科学, 2008, 29(5): 1 295–1 302

[10] 李北罡, 马钦, 刘培怡. 黄河中下游沉积物对磷酸盐的吸附动力学研究[J]. 生态环境学报, 2010, 19(8): 1 901–1 905

[11] 魏荣菲, 庄舜尧, 杨浩, 戎静. 苏州河网区河道沉积物磷的吸附释放特征研究[J]. 水土保持学报, 2010, 24(3): 232–237

[12] Jin XC, Wang SR, Pang Y, Zhao HC, Zhou N. The adsorption of phosphate on different trophic lake sediments[J]. Colloids and Surfaces, 2005, 254: 241–248

[13] 薛允传, 贾建军, 高抒. 山东月湖的沉积物分布特征及搬运趋势[J]. 地理研究, 2002, 21(6): 705–714

[14] 王友爱, 李平. 海岸生态环境变化对荣成市月湖旅游资源影响研究[J]. 海岸工程, 2009, 28(2): 98–104

[15] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000: 65–69

[16] Lucci GM, McDowell RW, Condron LM. Evaluation of base solutions to determine equilibrium phosphorus concentrations (EPC_0) in stream sediments[J]. International Agrophysics, 2010, 24: 157–163

[17] 姜霞, 王秋娟, 王书航, 金相灿, 李永峰. 太湖沉积物氮磷吸附/解吸特征分析[J]. 环境科学, 2011, 32(5): 1 285–1 291

[18] Qiu S, Mccomb AJ. Effects of oxygen concentration on phosphorus release from reflooded, air-dried wetland sediments[J]. Australian Journal of Marine and Freshwater Resources, 1994, 45: 1 319–1 328

[19] Jarvie HP, Jurgens MD, Williams RJ. Role of river bed sediments as sourced and sinks of phosphorus across two major eutrophic UK river basins: The Hampshire Avon and Herefordshire Wye[J]. Journal of Hydrology, 2005, 304: 51–74

[20] Wang QR, Li YC. Phosphorus adsorption and desorption behavior on sediments of different origins[J]. Soils Sediments, 2010, 10: 1 159–1 173

[21] Börling K, Otabbong E. Phosphorus sorption in relation to soil properties in some cultivated Swedish soils[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2001, 59: 39–46

[22] Tian JR, Zhou PJ. Phosphorus fractions and adsorption characteristics of floodplain sediments in the lower reaches of the Hanjiang River, China[J]. Environ Monit Assess, 2008, 137: 233–241

[23] 高丽, 史衍玺, 孙卫明, 唐志红. 荣成天鹅湖湿地沉积物对磷的吸附特征及影响因子分析[J]. 水土保持学报, 2009, 23(5): 162–166

[24] 安敏, 文威, 孙淑娟, 黄岁樑. pH 和盐度对海河干流表层沉积物吸附解吸磷(P)的影响[J]. 环境科学学报, 2009, 29(12): 2 616–2 622

Characteristics of Adsorption Kinetics and Isotherms of Phosphate on Sediments in Swan Lake

GAO Li, HOU Jin-zhi, SONG Peng-peng

(*Ocean School, Yantai University*, *Yantai*, *Shandong* 264005, *China*)

Abstract: Adsorption kinetics and isotherms of phosphate on six sediments collected in Rongcheng Swan Lake (a nature lagoon) were determined in laboratory, and the relationship between the physical-chemical properties and the adsorption parameters of sediments was also discussed. The results indicated that the adsorption kinetics curve of phosphate at different sites all followed the second-order adsorption kinetic model. The adsorption reaction mainly occurred within 0-10 h, and the maximum adsorption rates occurred within 0-2 h. According to the Langmuir isotherm equation, phosphate adsorption capacity (Q_{max}) of surface sediments from Swan Lake varied from 294.12 mg/kg to 1 111.11 mg/kg. Phosphate sorption potential on the sediments from the northern and center areas was much higher than that from the south. The zero equilibrium phosphate concentration (EPC_0) changed at the range of 0.002-0.033 mg/L, which had no significant positive correlation with the native absorption phosphate (NAP). At most sites the EPC_0 values were lower than soluble reactive phosphorus concentration in the overlying water. The phosphorus in the sediments from the northwest and southeast of Swan Lake had a release potential into the overlying water. The NAP of sediments was closely related to the concentrations of organic matter (OM), total nitrogen, clay and aluminum extracted by ammonium oxalate (Al_{ox}), and the Q_{max} was closely related to Fe/Al-bound phosphorus (Fe/Al-P), OM, Al_{ox} and silt concentrations. In conclusion, amorphous aluminum oxide, organic matter and grain size in the sediments were the main effecting factors of phosphate adsorption.

Key words: Sediments, Phosphorus, Adsorption kinetics, EPC_0, Rongcheng Swan Lake