

周爱民, 王东升, 汤鸿霄. 磷(P)在天然沉积物-水界面上的吸附[J]. 环境科学学报, 2005, 25(1): 64-69

ZHOU Aimin, WANG Dongsheng, TANG Hongxiao. Adsorption of phosphorus on sediment-water interface[J]. Acta Scientiae Circumstantiae 2005, 25(1): 64-69

磷(P)在天然沉积物-水界面上的吸附

周爱民, 王东升*, 汤鸿霄

中国科学院生态环境研究中心环境水质学国家重点实验室, 北京 100085

摘要: 考虑到已吸附在沉积物上的那部分可交换态 P, 从经典的 Langmuir 吸附等温线模型出发, 推导出适合描述 P 在已有 P 污染的沉积物上吸附定量数学模型, 并用此模型对 P 在 6 个太湖沉积物样品上吸附实验数据进行了拟合. 拟合结果得到最大吸附容量(Γ_{\max}), Langmuir 吸附平衡常数(k). 利用所得的拟合参数通过公式计算方法得到原有易交换态 P(NAP), 临界磷平衡浓度(C_{zep}), 以及固-液分配系数 K_p 值. 最后通过线性回归数据分析方法发现分配系数 K_p , 吸附容量 Γ_{\max} 都与沉积物中活性态 Fe 和 Al 含量呈良好的线性关系, 表明太湖沉积物中活性 Fe 和 Al 是对 P 滞留的主要作用者.

关键词: 沉积物; 吸附; 模型; 太湖; 平衡分配

文章编号: 0253-2468(2005)01-0064-06 中图分类号: X131.2 文献标识码: A

Adsorption of phosphorus on sediment-water interface

ZHOU Aimin, WANG Dongsheng, TANG Hongxiao

State Key Laboratory of Environmental Aquatic Chemistry, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085

Abstract: There is substantial evidence that sediments can act as a phosphorus "buffer" controlling the concentrations in the surface water through interactions with suspended particles. It is essential to study the adsorption-desorption behaviors of phosphorus on sediment-water interface for further understanding the mechanism of eutrophication and evaluating the probability of eutrophication restoration. Classic Langmuir isotherm equation has been widely used as a model to describe P adsorption characteristics on various sorbents. However, when it is applied to phosphorus adsorption on native phosphorus polluted (NAP-polluted) sediments the classic Langmuir equation cannot simulate precisely because it neglects that NAP simultaneously takes part in sorption equilibrium in phosphorus adsorption experiments. A modified model was deduced from classic Langmuir isotherm to describe phosphorus adsorption properties on NAP-polluted sediments. All sets of data of P sorption on six sediment samples collected from Taihu Lake were fitted to the modified model, and the values of the maximum sorption capacity (Γ_{\max}), phosphorus binding constant (k), native adsorbed exchangeable phosphorus (NAP), zero equilibrium phosphorus concentration (C_{zep}) and partitioning coefficient (K_p) were subsequently obtained. Whereafter, the linear correlation between Γ_{\max} and the content of active iron and aluminum was found out. It could be explained by the fact that iron and aluminum (hydr)oxides were the primary undertakers to adsorb and retain phosphorus in sediment due to their relative larger specific surface area. Meanwhile, the similar relationship between K_p and active iron and aluminum contents was also found in the sediments of Taihu Lake. Therefore, it was believed that active Fe and Al might play a predominant role in adsorption and retention of exchangeable phosphorus in the sediment of Taihu Lake.

Keywords: Phosphorus adsorption; sediment; model; Taihu Lake

地处长江下游的太湖, 系大型浅水湖泊, 其水域面临的富营养化问题已成为广泛关注的生态环境问题, 严重影响了区域经济的可持续发展. 营养元素(如: N, P)在水体中的迁移和转化是决定富营养化发生与发展的重要因素. 研究表明, 绝大多数淡水湖泊的营养控制性因子是 P^{II} , 所以研究 P 在沉积物上吸附行为及其在固-液界面的分配对深入了解富营养化内在发生机制具有十分重要的意义. 湖泊沉积物与湖水之间的磷交换过程十分复杂, 它包括磷的物理循环(如: 含磷颗粒物的沉降与再悬浮)、化学

循环(如: 溶解态磷的吸附与解吸, 磷酸盐的沉淀与溶解等)和更为复杂的生物循环^[2]. 自内源性污染问题提出以来, 生源要素 P 在沉积物上的吸附行为就一直受到研究者的高度关注^[3~4].

Hiemstra 等曾对 P 在单一矿物质(如: 针铁矿)上的吸附性质做过深入研究, 并用 CD-MUSIC 模型对其进行了描述^[5~7]. 但由于天然沉积物组成的复杂性, 此模型难以用于 P 在天然沉积物上吸附行为的模拟. Langmuir 吸附模型被广泛用于描述 P 在粘土矿物上吸附. 但在描述 P 在已有 P 污染的天然沉

收稿日期: 2004-02-10; 修订日期: 2004-05-21

基金项目: 中国科学院知识创新工程重大项目(KZCX1-SW-12)

作者简介: 周爱民(1976-), 男, 博士研究生; *通讯联系人

积物上吸附时,简单的 Langmuir 吸附模型则忽略了已吸附在沉积物上的那部分可交换态 P. 在吸附实验中应考虑到这部分可交换态磷同样参与吸附平衡^[8].

沉积物中磷的存在形态尤为复杂,一般很难精确分类. 迄今为止,研究者们主要从操作定义上将其分成弱结合态 P, 氧化-还原敏感态 P, 金属(水合)氧化物结合态 P, 闭蓄态 P 和有机 P. 此外,从生物有效性角度可分为水溶性 P, 可交换态 P, 藻类易利用态 P^[9]. 其中可交换态 P 由于它调节着水体中 P 的浓度而受到研究者们的高度关注^[10,11].

本文从简单的 Langmuir 模型出发,考虑太湖天然沉积物中已吸附的可交换态 P, 推导 P 在已有 P 污染的天然沉积物上吸附模型. 利用模型计算与实验模拟相结合的方法计算 P 在沉积物-水界面分配系数 K_p , 临界 P 平衡浓度 C_{zep} 和原有吸附的可交换态磷(NAP). 最后进一步考察分配系数以及最大吸附容量与沉积物组成的关系.

1 吸附模型的推导

P 在单一矿物质上的吸附常用简单的 Langmuir 吸附等温线模型来描述^[12]:

$$\Gamma_{ad} = \Gamma_{max} C_{eq} / (k + C_{eq}) \quad (1)$$

式(1)中, Γ_{ad} 指体系达到平衡时 P 的吸附量 ($mg \cdot g^{-1}$), C_{eq} 是溶液中 P 的平衡浓度 ($mg \cdot L^{-1}$), k 是吸附平衡常数 ($mg \cdot L^{-1}$), Γ_{max} 指最大吸附容量 ($mg \cdot g^{-1}$). 其中 k 的物理意义是指当吸附量到达最大吸附容量的一半时溶液中 P 的平衡浓度,它与表面结合能有关. 此模型曾广泛用于描述阴离子在这类吸附剂上的吸附行为.

但是,在描述 P 在已有 P 污染沉积物上的吸附行为,用此简单模型显然是不合适的. 考虑到原有吸附态 P(NAP), Langmuir 吸附模型可用下式表示:

$$\Gamma_{ad} + W_{NAP} = \Gamma_{max} C_{eq} / (k + C_{eq}) \quad (2)$$

其中, W_{NAP} 是沉积物中原有吸附态 P 的含量 ($mg \cdot g^{-1}$). 当吸附实验中 P 初始浓度为 0 时,相当于 P 释放实验,同样它也应遵循 Langmuir 吸附模型:

$$\Gamma_{ad}^0 = \Gamma_{max} C_{eq}^0 / (k + C_{eq}^0) \quad (3)$$

其中,上标“0”表示初始加入的可交换态 P 浓度为零. 在这种情况下,没有额外加入可交换态 P,所以平衡溶液中可交换态 P 与仍吸附在沉积物表面上的可交换态 P 的总和就是沉积物上原有吸附的可交换态 P(NAP)的量,故:

$$W_{NAP} = \Gamma_{ad}^0 + C_{eq}^0 V/m \quad (4)$$

其中, m 是吸附实验加入沉积物的质量(g). V 是吸附实验溶液的体积(L). 将式(3)代入式(4):

$$W_{NAP} = \Gamma_{max} C_{eq}^0 / (k + C_{eq}^0) + C_{eq}^0 V/m \quad (5)$$

将式(5)代入式(2):

$$\Gamma_{ad} = (C_{add} - C_{eq}) V/m = \Gamma_{max} C_{eq} / (k + C_{eq}) - [\Gamma_{max} C_{eq}^0 / (k + C_{eq}^0) + C_{eq}^0 V/m] \quad (6)$$

其中, C_{add} 指吸附实验中加入 P 的初始浓度 ($mg \cdot L^{-1}$). EPC_0 (临界 P 平衡浓度)是指吸附实验中所加入的初始可交换态 P 从表观上看在沉积物表面上没有吸附,同时也没有 P 从固体表面上解吸下来,即体系已经处于动态平衡时溶液中 P 的浓度,用 C_{zep} 表示此浓度值 ($mg \cdot L^{-1}$). 在这种动态平衡下应有: $C_{add} = C_{eq} = C_{zep}$, 将此条件代入方程式(6):

$$\Gamma_{max} C_{eq} / (k + C_{eq}) - [\Gamma_{max} C_{eq}^0 / (k + C_{eq}^0) + C_{eq}^0 V/m] = 0 \quad (7)$$

从式(7)可解得:

$$C_{zep} = C_{eq} = [k \Gamma_{max} C_{eq}^0 / (k + C_{eq}^0) + k C_{eq}^0 V/m] / [k \Gamma_{max} / (k + C_{eq}^0) - C_{eq}^0 V/m] \quad (8)$$

分配系数可由下式得出:

$$K_p = W_{NAP} / C_{zep} \quad (9)$$

图 1 可以对方程式(2)作更直观的解释. 图 1 中将 Langmuir 吸附等温线分成二个区域,其中, α 区域对应是解吸区,而 β 区域对应的是吸附区. 至于在吸附实验中,溶液体系平衡在哪个区域内与沉积物初始的 NAP 以及溶液初始和平衡 P 浓度有关. 吸附曲线与横坐标的交点所对应的横坐标数值正好就是 EPC_0 值 C_{zep} .

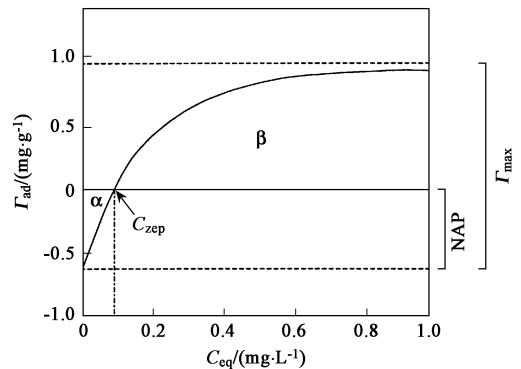


图 1 Langmuir 吸附等温线 (C_{zep} 指当 $\Gamma_{ad} = 0$ 时, 溶液中 P 的平衡浓度)

Fig. 1 Langmuir adsorption isotherm, and C_{zep} refers to P equilibrium concentration when $\Gamma_{ad} = 0$

2 实验方法

2.1 样品的采集与处理

太湖处于长江三角洲的南部,其面积是 2338 km²,平均深度只有 2 m,现正面临着严重的富营养化问题,某些湖区(如:五里湖)已呈高度富营养化状态.因为湖水甚浅导致风致再悬浮现象尤为明显,加

速了 P 在颗粒物上的吸附和解吸过程^[13].

总共选取了 6 个特征采样点 T1~T6,各采样点的特征描述见表 1.在每个采样点,切割 3 个柱状样的表层 10 cm 沉积物,然后混匀.所得泥样保存在事先处理过的密实袋中,低温(4℃)保存.样品在室温下风干,然后过 60 目筛以先除去大的生物残骸,做吸附实验的样品过 260 目筛($\leq 63 \mu\text{m}$).

表 1 采样点分布及特征

Table 1 The distribution and characteristics of sampling sites

采样点	采样点位置			上覆水水质指标			营养状态 ^[14]	
	地理位置	东经	北纬	水深/m	pH	溶解氧/(mg·L ⁻¹)		透明度/cm
T1	五里湖	120.22°	31.54°	0.9	8.36	10.88	0.9	重富营养
T2	水湾里	120.21°	31.50°	2.2	8.54	11.87	2.2	富营养
T3	竺山湖	120.06°	31.44°	2.0	7.97	9.47	2.0	富营养
T4	湖心	120.22°	31.23°	2.8	8.16	10.87	2.8	中富营养
T5	西太湖	119.96°	31.21°	2.5	8.07	10.15	2.5	中富营养
T6	东太湖	120.44°	31.43°	1.2	8.89	10.58	1.2	中营养

2.2 P 吸附实验

在 8 个 50 mL 聚乙烯离心管中,分别加入 0.5 g (干重)样品 T1,然后分别向每个离心管中加适量体积的 20 mol·L⁻¹ KH₂PO₄ 溶液,以得到 40 mL 初始 P 浓度分别为 0, 0.2, 0.5, 1.0, 2.0, 3.0, 4.0, 5.0 mol·L⁻¹ 的系列溶液.每个离心管中分别加入 4 mL (0.04 mol·L⁻¹)的 NaCl 溶液以使背景盐度与太湖天然水体的盐度相当(约 0.002%).为抑制细菌的活动,各加入 0.1% 的氯仿溶液 1 滴^[3].最后各离心管中的溶液都用去离子水稀释至 40 mL.放入恒温振荡器中振荡培养 48 h,在吸附平衡过程中,每隔 12 h 对溶液的 pH 进行跟踪调节,使之保持在 8.20 ± 0.02 范围内.为了不产生竞争吸附,没有加入缓冲溶液.其它样品的实验操作与 T1 完全相同.尽管实验中 P 的初始浓度比天然水体中实际存在的 P 浓度大很多,但这有利于 P 吸附达到饱和,从而利于计算最大吸附容量 Γ_{max} .经过 48 h 的吸附平衡后(吸附动力学预实验表明, P 的吸附在 20 h 后基本达到饱和),溶液在 5000 r·min⁻¹ 下离心 30 min,抽取 10 mL 上清液,采用磷钼蓝法进行 P 平衡浓度测定 (C_{eq})^[13].当初始浓度为零时 ($C_{\text{aid}}=0$),溶液中测得的 P 平衡浓度为 C_{eq}^0 .

2.3 活性 Fe 和 Al 的测定

在分析各沉积物样中总金属元素含量时,发现 Fe 和 Al 的含量占绝对优势, Ca, Mn 的含量则相对较少.下面主要对活性 Fe 和 Al 进行测定:分别称取沉积物样品各 1.0 g 于 50 mL 离心管中,加入 40 mL

(0.2 mol·L⁻¹)草酸铵/草酸溶液 (pH=3),振荡培养 1.5 h.5000 r·min⁻¹ 下离心 25 min 后,各取上清液 10 mL 用 ICP-AES 法对提取的活性 Fe 和 Al 进行测定^[19].

2.4 沉积物中磷的含量测定

沉积物中的总磷 (W_{TP}),无机态磷 (W_{IP})按照《湖泊富营养化调查规范》所提供的方法测定^[7].

3 结果与讨论

3.1 吸附等温线

将实验测定的 C_{eq} 对 Γ_{ad} 作图,并通过最小二乘法用方程式 (6) 对数据进行拟合(相关系数 $R^2 > 0.90$,如图 2).通过方程式 (6) 的吸附模型对吸附数据进行非线性拟合分别可以求得 Γ_{max} 和 k 的值,从而根据方程式 (5),式 (8) 和式 (9) 可分别求得 W_{NAP} , C_{zep} 和 K_{p} ,所得相关参数列于表 2 中.从图 2 中可以明显地看出 T1 的特殊性,相对于其它采样点样品,它对 P 具有较大的吸附能力,从曲线与横坐标的交点来看, T1 点具有最大的 EPC_0 值 (C_{zep}) (参照图 1),同时若将拟合曲线反向延伸,则它也具有最大的纵轴截距.这与模型计算得到 T1 具有最大 W_{NAP} 是一致的(表 2).另外, T2, T3 点样品对 P 的吸附能力也比其余 3 个采样点样品强.以上 3 个采样点采自富营养化最为突出的北太湖区域.表 2 中,沉积物总磷含量在 0.54 ~ 2.47 mg·g⁻¹ 之间,其中无机磷含量在 0.22 ~ 1.72 mg·g⁻¹ 之间;沉积物中含有占总磷 1.7% ~ 15.2% (占无机态磷 4.4% ~ 21.9%) 的易交换态

磷; T1 点具有较大的 Γ_{\max} , W_{NAP} , C_{zep} 和 K_p , 这是因为 T1 点处于污染最为严重的五里湖区域, 具有相对较大的营养盐输入负荷, 且此区域频繁的人类活动的扰动也加速了 P 在湖泊水生生态体系中的循环^[14]. 另外, 从图 3 和图 4 可以看出 T1, T2, 和 T3 点具有相对较大的活性态 Fe 和活性态 Al 含量, 说明北太湖区域水体沉积物对营养元素 P 具有较大的持留和缓冲能力, 因而具有较大的吸附容量和分配系数. 与 6 个样品沉积物相对应的 C_{zep} 在 $0.022 \sim 0.119 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间(表 2), 其中 T1, T2 和 T3 点具有相对较大的 C_{zep} . 通过 C_{zep} 与间隙水中可交换态 P 的浓度相比较, 可以判断沉积物在水体中充当“源”或“汇”的角色: 当与沉积物所接触的水体中 P 的浓度大于 C_{zep}

时, 沉积物就会吸附水体中的磷, 充当“汇”的角色; 相反, 则释放吸附态磷, 充当“源”的角色^[18].

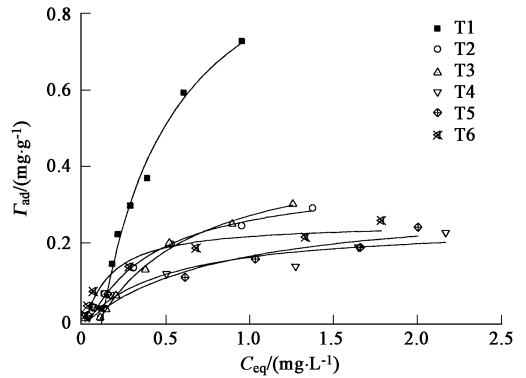


图 2 吸附数据及其非线性拟合曲线
Fig. 2 Adsorption data and nonlinear fitting curves

表 2 模型拟合参数及其它相关参数

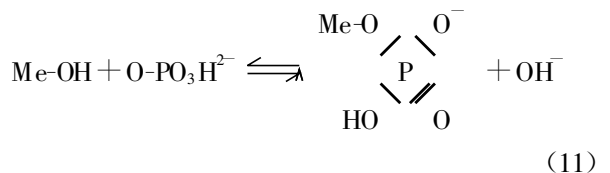
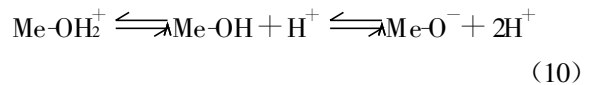
Table 2 Model Fitting results of adsorption isotherm data and other relevant parameters

样品	Γ_{\max} $/(\text{mg} \cdot \text{g}^{-1})$	k $/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	R^2	W_{NAP} $/(\text{mg} \cdot \text{g}^{-1})$	C_{zep} $/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	K_p $/(\text{L} \cdot \text{g}^{-1})$	W_{TP} $/(\text{mg} \cdot \text{g}^{-1})$	W_P $/(\text{mg} \cdot \text{g}^{-1})$	$W_{\text{NAP}}/W_{\text{TP}}$	W_{NAP}/W_P
T1	1.50	0.33	0.98	0.380	0.119	3.200	2.47	1.72	0.152	0.219
T2	0.42	0.39	0.99	0.044	0.047	0.939	0.87	0.42	0.050	0.103
T3	0.55	0.52	0.99	0.085	0.102	0.830	1.04	0.60	0.078	0.136
T4	0.26	0.50	0.92	0.012	0.025	0.486	0.60	0.22	0.017	0.044
T5	0.32	0.82	0.93	0.014	0.038	0.367	0.63	0.24	0.019	0.050
T6	0.29	0.45	0.95	0.037	0.022	0.612	0.54	0.48	0.067	0.076

3.2 分配系数 K_p

表 2 中, K_p 在 $0.367 \sim 3.200 \text{ L} \cdot \text{g}^{-1}$ 之间, 其中 T1 点的 K_p 值最大. 分配系数的大小与沉积物的组成密切相关, 包括矿物组成及其有机质的含量. 其中以 Fe, Al 等金属(水合)氧化物为主要决定因素. 因为这些金属(水合)氧化物(特别是 Fe 和 Al 的氧化物)具有较大的比表面, 有利于增加 P 的吸附位^[19-21]. P 在这些组成成分上的吸附主要是基于 PO_4 与 OH 基的交换而完成. 在固-液界面上氧化物表面因稳定性和电中性的要求会有反应式(10). 因而在酸性环境中氧化物的表面带正电, 而在碱性环境中氧化物表面带负电. 当氧化物表面上的 Me-OH_2^+ 和 Me-O^- 达到电中性平衡, 此时的 pH 值称零电点(pH_{ZPC}). 这种氧化物表面上的 OH^- 基可以被其它的阴离子交换下来(如 HPO_4^{2-}), 如式(11)和式(12)所示. 因此 K_p 与沉积物的组成关系非常密切. 图 3 表示出了 K_p 与活性 Fe 和 Al 有较好的线性关系(数据点用对应的采样点编号标注, $W_{\text{Fe}}^{\text{act}}$ 和 $W_{\text{Al}}^{\text{act}}$ 分别代表活性 Fe 和 Al 的含量, 单位: $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$). K_p 越

大, 说明沉积物对 P 的亲合力越强, 即 P 越易被持留. 但这并不能说明这个区域的富营养化难以发生, 往往结论恰恰是相反的, 如 T1 点, 具有最大的 K_p 值, 但同时也具有最大的 C_{zep} . 水体的营养程度与跟沉积物相平衡的水体中的 P 的浓度直接相关, 特别是与水体中正磷酸盐的浓度密切相关. 较大的分配系数导致沉积物成为一个较大的 P“汇”, 在特定的条件下它又会成为 P“源”, 导致内源性 P 往往是外源性 P 的几倍甚至十几倍. 所以, 具有较大 K_p 的区域, 其富营养状态往往更难得到恢复, 原因是沉积物中的大部分 P 只是暂时的吸附, 而不是永久性的掩埋.



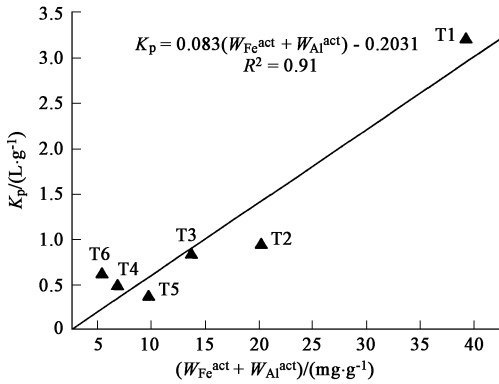
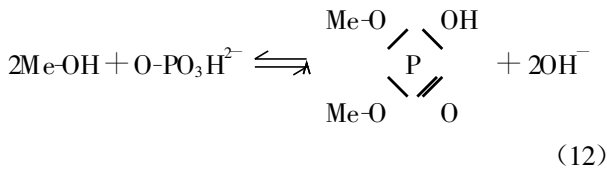


图3 分配系数 K_p 与沉积物中活性(Fe+Al)关系

Fig. 3 The linear correlation between K_p and active (Fe+Al)

3.3 最大吸附容量

图2中,在实验浓度范围内,T1样品对P吸附并没有达到饱和,所以对于T1点计算出来的最大吸附容量的绝对数据具有较大的近似性,但是相对于其它样品来说,它具有最大的相对吸附容量,这是显而易见的.一般来说,沉积物中对P吸附的主要承担者是Fe和Al的(水合)氧化物,特别是它们的无定形态存在的(水合)氧化物^[22].图4说明最大吸附容量与沉积物中的活性(Fe+Al)的含量有较好的线性关系(数据点用对应的采样点编号标注).这表明活性Fe和Al是太湖沉积物中对P持留的主要因素.

4 结论

(1) 从经典的Langmuir吸附模型推得的方程式

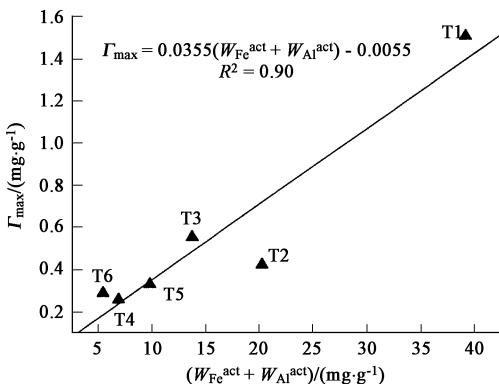


图4 吸附容量与沉积物中活性(Fe+Al)关系

Fig. 4 The linear correlation between Γ_{max} and active (Fe+Al)

(6)可以在考虑原有可交换态P(NAP)的情况下将太湖沉积物对P吸附数据进行有效拟合($R^2 > 0.9$).通过吸附实验和模型计算可以得到描述太湖天然沉积物吸附特性的参数值.

(2) 采自富营养化较为严重的北太湖区域沉积物样品(如:T1~T3)相对于采自东南太湖区域的沉积物样品(如:T4~T6)而言具有较大的 Γ_{max} , W_{NAP} , C_{zpp} 和 K_p 值.这与该区域具有较大的P输入负荷以及该区域沉积物中具有较高的活性态Fe和活性态Al有关.

(3) 分配系数 K_p 和吸附容量 Γ_{max} 与沉积物中活性(Fe+Al)有较好的线性关系,说明太湖沉积物中活性Fe和Al的(水合)氧化物是太湖沉积物中对P持留的主要承担者.

参考文献:

- [1] Aminot A, Andrieux F. Concept and determination of exchangeable phosphate in aquatic sediments [J]. *Wat Res*, 1996, 30(11): 2805—2811
- [2] Keldeman P. Sediment-water exchange in Lake Grevelingen under different environmental conditions [J]. *Netherlands J Sea Res*, 1984, 18(3/4): 286—311
- [3] Naam E D, Patrick L B. Phosphorus sorption by sediments from a soft-water seepage lake. 1. An evaluation of Kinetic and Equilibrium Models [J]. *Environ Sci Technol*, 1991, 25(3): 395—403
- [4] Naam E D, Patrick L B. Phosphorus sorption by sediments from a soft-water seepage lake. 2. effects of pH and sediment composition [J]. *Environ Sci Technol*, 1991, 25(3): 403—409
- [5] Hiemstra T, Van Riemsdijk W H. A surface structural approach to ion adsorption: The charge distribution (CD) model [J]. *J Colloid and Interface Sci*, 1996, 179: 448—508
- [6] Jeanine S G, Hiemstra T, Van Riemsdijk W H. Competitive interaction between phosphate and citrate on goethite [J]. *Environ Sci Technol*, 1998, 32: 2119—2123
- [7] Zhao Hongshao, Robert Starforth. Competitive adsorption of phosphate and arsenate on goethite [J]. *Environ Sci Technol*, 2001, 35: 4753—4757
- [8] 潘 纲. 亚稳平衡态吸附(MEA)理论——传统热力学理论面临的挑战与发展[J]. *环境科学学报*, 2003, 23(2): 156—173
- [9] Kaiserli A, Voutsas D, Samara C. Phosphorus fractionation in lake sediments-Lakes Volvi and Koronia N. Greece [J]. *Chemosphere*, 2002, 46: 1147—1155
- [10] Li W C, Armstrong D E, Harris R F. Measurement of exchangeable inorganic phosphate in lake sediments [J]. *Environ Sci Technol*, 1973, 7: 454—456
- [11] House W A, Denison F H. Factors influencing the measurement of equilibrium phosphate concentrations in river sediments [J]. *Wat Res*, 2000, 34(4): 1187—1200

- [12] Stumm W, Morgan J J. Aquatic Chemistry[M]. New York: J Wiley & Sons, 1981
- [13] 张路, 范成新, 秦伯强, 等. 模拟扰动条件下太湖表层沉积物磷行为的研究[J]. 湖泊科学, 2001, 13(1): 35—42
- [14] 金相灿, 等. 中国湖泊环境(第二册)[M]. 北京: 海洋出版社, 1995, 126—147
- [15] Murphy J, Riley J P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters[J]. Analytica Chimica Acta, 1962, 27: 31—36
- [16] Henning S J, Bo Thamdrup. Iron-bound phosphorus in marine sediments as measured by bicarbonate-dithionite extraction[J]. Hydrobiologia, 1993, 253: 47—59
- [17] 金相灿, 屠清瑛. 湖泊富营养化调查规范(第2版)[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990, 223—229
- [18] Pan G, Krom M D, Herut B. Adsorption-desorption of phosphate on airborne dust and riverborne particulates in east Mediterranean seawater[J]. Environ Sci Technol, 2002, 36: 3519—3524
- [19] Lijklema L. Interaction of orthophosphate with iron III and aluminium hydroxides[J]. Environ Sci Technol, 1980, 14: 537—541
- [20] Lucotte M D, d'Anglejan B. Seasonal changes in the phosphorus-iron geochemistry of the St. Lawrence Estuary[J]. J Coastal Res, 1988, 4: 339—349
- [21] Brinkman A G. A double-layer model for iron adsorption onto metal oxides applied to experimental data and to natural sediments of lake Veluwe, The Netherlands[J]. Hydrobiologia, 1993, 253: 31—45
- [22] Lopez P, Lluch X, Morgá J A. Adsorption of phosphorus on sediments of the Balearic Islands (Spain) related to their composition[J]. Estuarine Coastal and Shelf Science, 1996, 42: 185—196

《环境科学学报》关于文稿中插图的具体要求

1. 论文插图用于描绘难以用文字或表格表达的内容, 因此, 应突出图的直观性和自明性, 即不阅读正文, 仅借助图例和图注就可以获得必要的信息.

2. 图的长宽比、坐标轴单位的设计、线条疏密程度等要科学、合理, 切忌过分重叠、凌乱. 要注意图的整体效果.

3. 图要大小合适(能够看清所反映的内容). 插图通常分为半栏图(图宽 45 ~ 65 mm)和通栏图(图宽 100 ~ 120 mm). 作者可根据文中图的需要、繁简程度确定合适的宽度.

4. 中英文图题置于图的下方, 图注置于中英文图题之间, 图例要清晰、分明、大小合适. 一般应放在图中空当处. 图例应采用易区分的标识, 如“×、□、△”等. 避免采用粗细线之别或灰度差之别. 尽量不用虚线和点划线作图例.

5. 对于坐标图, 标目一般由物理量及其相应的符号和单位组成. 图中用符号表示数值的量和单位时, 应按 GB3101-93 的规定, 用量与单位的比值表示数值, 即物理量符号(斜体)与单位(正体)之间用斜线隔开, 如 p/Pa .

6. 图字采用 6 号宋体(英文用 8P). 图中物理量符号、单位符号与文稿一致.

7. 对于照相图, 原稿照片应图像清晰, 层次分明, 反差适中, 无污损和折痕. 电子显微镜照片图还应在其说明文字或注释中表明其放大倍数. 如用彩图请事先向编辑部说明, 彩页另收费.

8. 凡属我国全国政区图, 务请给出包括南海诸岛的全图; 对地图国界的绘制要特别慎重. 有关此类图编辑部需送有关主管单位审批才可刊发.