

太湖流域不同类型区河流水体磷形态分布及矿化速率*

杨宏伟^{1,2} 高光²

(1 南京大学地理与海洋科学学院, 南京 210093)

(2 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 南京 210008)

摘要 采用野外采样与室内实验相结合, 对种植业(A)、养殖业(B)和生活污水(C)3种影响类型河流水体中磷的形态、矿化速率和周转时间进行分析研究。结果表明, B类型影响的河流水体中总磷(TP)、可溶性总磷(TDP)和溶解性反应磷(SRP)浓度略高于A类型, 却远低于C类型影响的河流水体; 但河流水体中可酶解磷(EHP)浓度则相反, 以A类型影响的河流水体最高, 丰水期最高可达 0.11 mg L^{-1} , 而C类型影响的河流水体EHP浓度则较低。实验数据显示受农业影响的河流水体磷的矿化速率明显高于C类型影响的河流水体, 尤其在丰水期, A类型影响的河流水体中磷的矿化速率最高可达 $1.437 \text{ nmol L}^{-1} \text{ min}^{-1}$ 。研究表明水体中磷的矿化速率与EHP浓度呈正相关关系; 受农业影响的河流水体磷的周转时间为3~7 d, 低于C类型影响的河流水体的9.1 d。以上结果说明环太湖河流水体磷的形态分布、转化与影响水体的类型密切相关, 生活污水对环太湖河流总磷贡献较大, 而农业生产所产生的磷其生物可利用性更强。

关键词 溶解性反应磷(SRP); 可酶解磷(EHP); 矿化速率; 周转时间; 太湖流域

中图分类号 X820.4 **文献标识码** A

磷是水生态系统中生物利用与能量输移的重要因子^[1], 少量的磷经常成为自然水体生物量限制因素^[2]。大量的研究结果揭示了湖泊中氮、磷等营养盐对藻类生长的限制作用^[3]。国内外关于土壤或沉积物的磷形态与迁移转化方面已进行了大量的研究^[4-7]; 土壤中磷的植物有效利用等方面的研究也屡见不鲜^[8-9], 但由农业或生活污水产生的磷随径流流失排放进入水体后, 磷的形态转化和生物可利用性研究非常少见^[10], 目前已成为国内外学者关注的热点^[11]。

太湖湖体的磷约有50%以上来自非点源污染源^[12]。诸多研究认为非点源磷主要来自于生活污水和养殖业, 王宁等^[13]在太湖流域大浦镇研究认为养殖污水、生活污水和农田径流排放分别占非点源总磷排放的37.5%、36.1%和17.3%。水体中除了溶解性反应磷以外, 大部分的磷是不能被藻类直接利用, 而当溶解性反应磷不足以维持藻类的生长、繁殖时, 生物体可通过碱性磷酸酶等物质的催化作用, 促进非生物直接利用态的磷转化为生物利用态的磷^[11]。因此从生物可利用性着手, 研究水体中磷的形态和矿化速率显得尤为重要。本文选择3种非

点源污染类型的河流水体, 对磷的形态、矿化速率及转化周期进行研究, 旨在为流域非点源磷的控制提供科学依据。本文研究磷的形态分为总磷(Total phosphorus, TP)、可溶性总磷(Total dissolved phosphorus, TDP)、溶解性反应磷(Soluble reactive phosphorus, SRP)和可酶解磷(Enzymatically hydrolysable phosphorus, EHP)。

1 材料与方法

1.1 采样点布设与样品采集

本文在环太湖地区共布设18个采样点, 其中受种植业影响(以下称A类型)9个点、养殖业影响(以下称B类型)4个点和生活污水影响(以下称C类型)5个点。采样点位置见图1及环境属性见表1。2009年2月至8月分别对每条河流的上、中、下游进行定期采样, 为了提高准确性, 每点采集3个平行样。样品均采自水体表层50 cm。

1.2 分析方法

水体中的TP含量采用过硫酸钾消解后分光光

* 国家杰出青年基金项目(40825004)资助

作者简介: 杨宏伟(1967—), 男, 江苏常州人, 副研究员, 博士研究生, 主要研究领域: 湖泊环境与GIS。E-mail: yanghw@niglas.ac.cn

收稿日期: 2011-11-26; 收到修改稿日期: 2012-03-29

度法测定^[14];TDP 将水样经过 0.45 μm 滤膜过滤,滤液消解后测定^[14];SRP 采用钼蓝显色法测定^[14]。

水体中 EHP 的测定^[15]:将所采集的原水样 100 ml,放入具塞、灭菌的三角烧瓶中,加入 1 ml 1.0 mol L⁻¹ Tris 缓冲溶液(pH 恒定为 8.4)及 5 ml 氯仿,在 30℃ 条件下培养 5 d。用微量流动注射仪 Skalar 测定水体中酶解后的 SRP 浓度,将之与酶解前的 SRP 浓度比较,计算出水体中 EHP 浓度。

酶的最大反应速率(V_{max})及米氏常数(K_m)测定^[16-17]:将酶促反应试验的条件设定为:pH 8.4,温度 30℃,反应物体积 5 ml,反应时间 6 h,波长 410 nm。底物在 0.01 ~ 3 mmol L⁻¹ 的范围内,取 8 个不同的底物浓度(每个底物浓度 3 个平行水样),用岛津 UV-2401 分光光度计比色测定。以对硝基苯磷酸二钠(P-NPP)为反应底物,通过比色法测定 P-NPP 的产生速率,根据米氏方程(1)和测定的不同底物浓度下酶的反应速率,用最小二乘法便可求出 V_{max} 和 K_m 值。

$$V = \frac{V_{max} \times S}{K_m + S} \quad (1)$$

式中, V 为酶的反应速率, V_{max} 为酶的最大反应速率,

K_m 为米氏常数, S 为底物浓度。

然后根据 V_{max} 和 K_m 值和水体中 EHP 浓度求出不同水体中酶的反应速率;根据 SRP 的浓度及所求出的酶分解速率,计算出磷的周转时间。

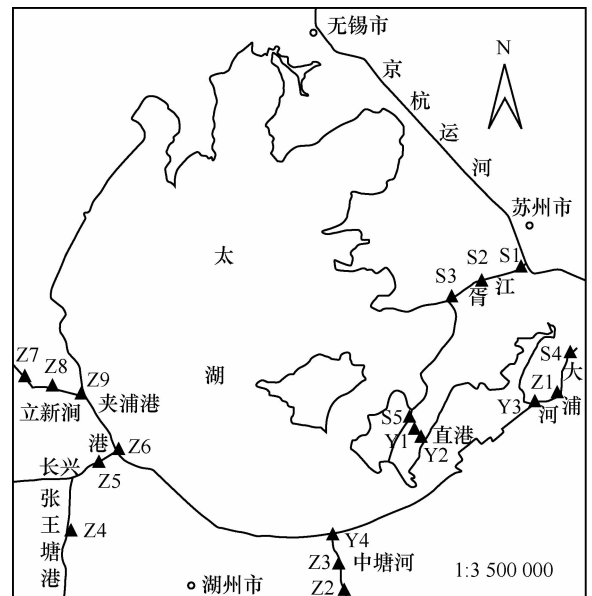


图 1 采样点位置图

Fig. 1 Location of sampling sites

表 1 采样点周边环境属性

Table 1 Environmental background at sampling sites

影响类型 Type	采样点 Sampling site	所在河流 Sampling river	周边环境描述 Pollution description	影响类型 Type	采样点 Sampling site	所在河流 Sampling river	周边环境描述 Pollution description
A	Z1	大浦河	水稻与小麦为主	B	Y1	直港	养殖螃蟹为主
	Z2	中塘河	桑树为主		Y2	直港	养殖螃蟹为主
	Z3	中塘河	水稻与小麦为主		Y3	大浦河	养殖鱼和螃蟹
	Z4	张王塘港	水稻与小麦为主		Y4	中塘河	养殖鱼为主
	Z5	长兴港	水稻与小麦为主	C	S1	胥江	生活污水影响
	Z6	长兴港	水稻与小麦为主		S2	胥江	生活污水影响
	Z7	立新涧	果树为主		S3	胥江	生活污水影响
	Z8	立新涧	水稻与小麦为主		S4	大浦河	生活污水影响
	Z9	立新涧	水稻与小麦为主		S5	东山河	生活污水影响

2 结果与分析

2.1 TP 与 TDP 分布特征

图 2 显示受 C 类型影响的河流水体中 TP 浓度高于受农业影响河流水体,受 B 类型影响的河流水体略高于 A 类型。监测结果分析表明,受 A 类型影

响的立新涧水体 TP 平均浓度仅为 0.14 mg L⁻¹,受 B 类型影响的直港 TP 平均浓度为 0.36 mg L⁻¹,均远低于受 C 类型影响的胥江水体 TP 平均浓度 0.78 mg L⁻¹。但位于直港的 Y1#和 Y2#监测点,枯水期 TP 浓度分别为 0.32 mg L⁻¹和 0.36 mg L⁻¹,高于上游受生活污水影响的 S5#的 0.21 mg L⁻¹,通过 Y1#、Y2#与养殖区水体成分比较属同一类水,TP 浓

度较高的原因是养蟹在这一时期投放磷酸二氢钙所致;同样位于太湖西南部的立新涧丰水期水体 TP 浓度高达 0.28 mg L^{-1} , 远高于其他季节, 这可能是由于丘陵地区雨季水土流失造成的^[18]。由此可见, 受农业影响的河流水体 TP 浓度与农事活动和地形等因素密切相关。从季节看, C 类型影响的河流水体 TP 浓度随枯、平、丰水期而逐渐减小; 但受农业影响的河流水体 TP 浓度无明显的变化规律。

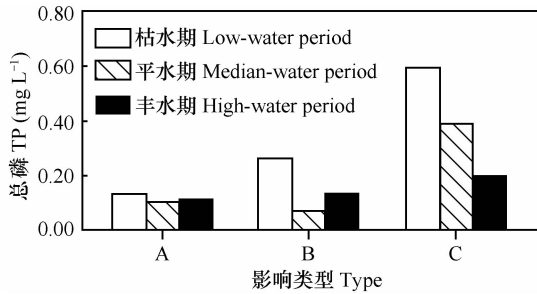


图2 不同影响类型区域水体的 TP 浓度变化

Fig. 2 TP concentration variation in different pollution type rivers

据研究表明种植业随径流流入水体的磷以颗粒态为主, 约占 TP 的 70 以上^[19]。监测结果也显示 A 类型影响的河流水体 TDP 平均浓度为 0.029 mg L^{-1} , 占 TP 的 26.83%, 最低值仅占 TP 的 7.14%; B 类型影响的河流水体 TDP 平均浓度为 0.071 mg L^{-1} , 占 TP 的 40.12%; 受 C 类型影响的河流水体 TDP 平均浓度为 0.223 mg L^{-1} , 占 TP 的 52.29%。图 3 显示 TDP 浓度受河流水位影响明显, 故在时间上随枯、平、丰水期逐渐下降, 但在空间上由于 TDP 的流动性强而无规律性变化, 总体而言不同影响类型的河流水体 TDP 浓度分布特征与 TP 分布基本一致。

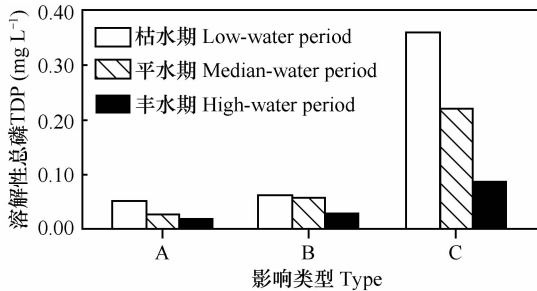


图3 不同影响类型区域水体的 TDP 浓度变化

Fig. 3 TDP concentration variation in different pollution type rivers

2.2 SRP 与 EHP 的分布特征

湖泊水体总磷中有机磷所占的比例超过 90%, 而溶解性反应磷 SRP 仅占 5%~8%, 但它却是能够直接被藻类吸收利用的磷形态, 其变化也非常

快^[20-21]。监测结果显示, 河流水体中的 SRP 浓度分布与 TP 和 TDP 浓度基本一致(图 4)。A 类型影响的河流水体的 SRP 平均浓度为 0.014 mg L^{-1} , 占 TP 浓度的 10.63%, 最高值出现在 Z2# 点的枯水期, 浓度为 0.044 mg L^{-1} ; B 类型影响河流水体的 SRP 平均浓度为 0.045 mg L^{-1} , 占 TP 浓度的 33.45%; 均低于受生活污水影响的河流水体 SRP 平均浓度 0.169 mg L^{-1} 。从环湖河流水体 SRP/TP 比例看, 远高于文献报道的湖泊水体(5%~8%)^[22]。

水体中可酶解磷(EHP)是指可以被碱性磷酸酶酶解为生物可直接利用的磷酸盐的那部分有机磷, 它是 SRP 的重要储备和缓冲库。根据 2009 年丰水期对环太湖河流监测结果表明, 水体中 EHP 平均浓度占总磷的比例达到 46.6% 左右(图 5), 由此可见 EHP 是水体磷形态极其重要的一个部分。实验结果显示, 尽管受农业影响的河流水体中的 TP 浓度较低, 但 EHP 浓度却最高, 平均浓度为 0.05 mg L^{-1} , 丰水期最高值达到 0.108 mg L^{-1} 。监测数据显示农业尤其是 A 类型影响的河流水体中磷以颗粒态为主, 研究表明颗粒态潜在的生物可利用性磷占总磷比例较高, 是生物必需磷的一个不可忽视的来源和重要储备^[11, 23], 这也是农业生产导致河流水体中 EHP 浓度较高的重要原因。受农业影响的水体 EHP 浓度丰水期明显高于其他时段, 这可能与温度升高有关^[24]。

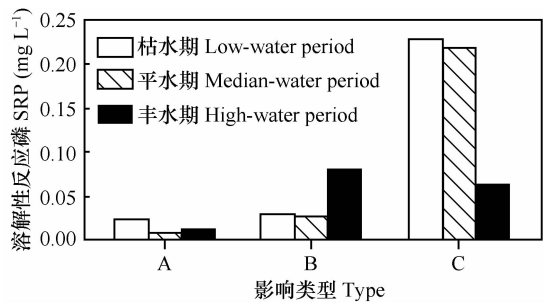


图4 不同影响类型区域水体的 SRP 浓度变化

Fig. 4 SRP concentration variation in different polluted type rivers

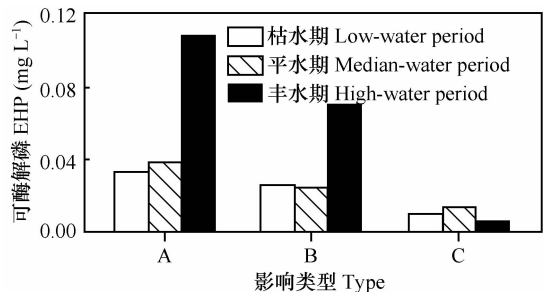


图5 不同影响类型区域水体的 EHP 浓度变化

Fig. 5 EHP concentration variation in different polluted type rivers

2.3 磷的矿化速率与周转时间

表 2 显示受农业生产影响的河流水体磷的平均矿化速率高于 C 类型影响的河流。最高值出现在 A 类型影响的立新涧 Z9# 监测点的丰水期, 矿化速率达到 $1.437 \text{ nmol L}^{-1} \text{ min}^{-1}$; 最低值为 C 类型影响的胥江 S3# 监测点, 矿化速率仅为 $0.034 \text{ nmol L}^{-1} \text{ min}^{-1}$ 。分析结果显示, 磷的矿化速率在枯水期与平水期、平水期与丰水期差异不显著 ($p = 0.289, p = 0.098$)。因矿化速率是在 30°C 恒温下测定的, 故本文选择丰水期河流水体中 SRP 和 EHP 浓度进行对比分析, 发现矿化速率与 EHP 浓度具有较高的相关性(图 6), 而与 SRP 浓度无显著相关。由于河流水体 SRP 平均浓度一般均高于激发碱性磷酸酶活性的阈值 0.01 mg L^{-1} ^[25], 从而导致了河流水体磷的

矿化速率远低于环太湖河流入湖口的平均速率 $2.85 \text{ nmol L}^{-1} \text{ min}^{-1}$ ^[10]。

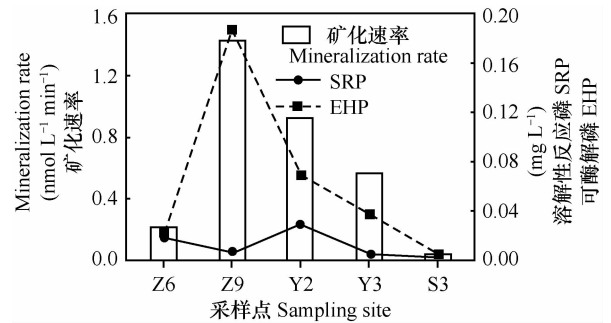


图 6 丰水期矿化速率与 SRP、EHP 浓度关系

Fig. 6 Relationships of organophosphorus mineralization rate with SRP and EHP in the high-water period

表 2 不同影响类型河流水体磷的矿化速率

Table 2 Organophosphorus mineralization rate of in different polluted type rivers

影响类型 Type	采样点 Sampling site	磷的矿化速率 Organophosphorus mineralization rate ($\text{nmol L}^{-1} \text{ min}^{-1}$)		
		枯水期	平水期	丰水期
		Low-water period	Median-water period	High-water period
A	Z6	0.166 ± 0.078	0.251 ± 0.189	0.208 ± 0.195
	Z9	0.140 ± 0.094	0.115 ± 0.058	1.437 ± 2.462
B	Y2	0.102 ± 0.114	0.144 ± 0.179	0.930 ± 1.311
	Y3	0.291 ± 0.028	0.446 ± 0.324	0.562 ± 0.191
C	S3	0.187 ± 0.192	0.085 ± 0.055	0.034 ± 0.026

磷的周转时间是指水体中潜在的可被生物利用的磷完全转换成生物可利用的 SRP 所需的时间。研究表明, 在酶的作用下, 春季约有 70% 的有机磷, 在 60 d 内会分解矿化, 秋季则 96% 的有机磷在 60 d 后会分解矿化^[22]; 水体中有机聚集体的平均降解时间为 14 d ^[26]。太湖最短的磷周转时间仅需数分钟, 这也是蓝藻生长磷不缺乏的原因^[10]。本次实验数

据(表 3)表明, 河流水体中 EHP 浓度在 $0.011 \sim 0.120 \text{ mg L}^{-1}$ 时, 其磷的周转时间一般在 $3 \sim 10 \text{ d}$ 。受 B 类型影响的河流水体磷的周转周期平均为 4.4 d , 受 A 类型影响的河流水体平均为 4.8 d , C 类型影响的河流水体平均为 9.1 d 。可见受农业生产影响的水体磷的转化周期明显短于生活污水影响的水体。

表 3 不同影响类型区域水体磷的周转时间

Table 3 Regeneration period of organophosphorus in different polluted type rivers

影响类型 Type	采样点 Sampling site	磷的周转时间 Regeneration period of organophosphorus (d)		
		枯水期	平水期	丰水期
		Low-water period	Median-water period	High-water period
A	Z6	4.8 ± 2.6	6.7 ± 4.8	3.8 ± 1.2
	Z9	5.4 ± 2.5	4.6 ± 2.4	3.8 ± 2.4
B	Y2	4.7 ± 1.3	9.2 ± 5.4	4.5 ± 1.9
	Y3	3.2 ± 0.8	2.5 ± 0.6	2.3 ± 1.7
C	S3	4.3 ± 1.6	11.6 ± 3.8	11.7 ± 1.2

3 讨论

通过对不同影响类型河流水体的监测分析, A 类型影响的河流水体 TP、TDP 和 SRP 浓度最低, B 类型次之, C 类型最高, 因此就磷的入湖总量控制而言, 应优先控制生活污水。与生活污水影响的水体相比, 受农业尤其是种植业影响的水体中的颗粒态磷的比例高(70% 以上), 导致了可酶解磷(EHP) 浓度较高, 加之受农业影响的水体有机磷的分解矿化速率快, 周转时间较短, 使得生物可利用性大大增强。这些水体中的磷一旦进入太湖, 将成为藻类生长必需磷的重要储存库, 对藻类的生长潜在威胁非常大。因此, 对农业非点源磷的控制也不容忽视。本文中磷的矿化速率与周转时间, 是在 30℃ 恒温条件下进行实验测定的, 平水期与枯水期的结果只代表了浓度条件, 并完全代表实际情况, 不同温度条件下的矿化速率与周转时间尚需进一步研究。

参考文献

- [1] Jana B B. Distribution pattern and role of phosphate solubilizing bacteria in the enhancement of fertilizer value of rock phosphate in aquaculture ponds. *Developments in Plant and Soil Sciences*, 2007, 102: 229—238
- [2] Bucka H. Ecology of selected planktonic algae causing water blooms. *Acta Hydrobiol*, 1989, 31: 207—258
- [3] Monbet P, McKelvie I D, Worsfold P J. Dissolved organic phosphorus speciation in the waters of the Tamar estuary (SW England). *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2009, 73(4): 1 027—1 038
- [4] Ekholm P, Turtola E, Grouroos J, et al. Phosphorus loss from different farming systems estimated from soil surface phosphorus balance. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2005, 1(10): 266—278
- [5] Suzumura M, Ingall E D. Distribution and dynamics of various forms of phosphorus in seawater: Insights from field observations in the Pacific Ocean and a laboratory experiment. *Deep Sea Research*, 2004, 51(8): 1 113—1 130
- [6] Wang J, Pant H K. Enzymatic hydrolysis of organic phosphorus in river bed sediments. *Ecological Engineering*, 2010, 36(7): 963—968
- [7] 张路, 范成新, 池俏俏, 等. 太湖及其主要入湖河流沉积磷形态分布研究. *地球化学*, 2004, 33(4): 423—431. Zhang L, Fan C X, Chi Q Q, et al. Phosphorus species distribution of sediments in Lake Taihu and its main inflow rivers (In Chinese). *Geochimica*, 2004, 33(4): 423—431
- [8] 章爱群, 贺立源, 赵会娥, 等. 有机酸对土壤无机态磷转化和速效磷的影响. *生态学报*, 2009, 29(8): 4 061—4 069. Zhang A Q, He L Y, Zhao H E, et al. Effect of organic acids on inorganic phosphorus transformation in soils and its readily available phosphate (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 2009, 29(8): 4 061—4 069
- [9] 杜振宇, 周健民, 王火焰, 等. 氮钾肥对磷在红壤肥际微域中迁移转化的影响. *土壤学报*, 2010, 47(3): 497—502. Du Z Y, Zhou J M, Wang H Y, et al. Phosphorus movement and transformation in fertilizer microsites in red soil as affected by nitrogen and potassium application (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2010, 47(3): 497—502
- [10] 高光, 朱广伟, 秦伯强, 等. 太湖水体中碱性磷酸酶的活性及磷的矿化速率. *中国科学: D 辑*, 2005, 35(增刊 II): 157—165. Gao G, Zhu G W, Qin B Q, et al. Activity of alkaline phosphatase and mineralization rate of phosphorus in water column of Taihu Lake (In Chinese). *Science in China: Ser D Earth Sciences*, 2005, 35(Suppl II): 157—165
- [11] 王芳, 朱广伟, 贺冉冉, 等. 五种天然水体胶体相可酶解磷的含量及分布特征. *湖泊科学*, 2009, 21(4): 483—489. Wang F, Zhu G W, He R R, et al. Distribution of colloidal enzymatically hydrolysable phosphorus in natural waters (In Chinese). *Journal of Lake Sciences*, 2009, 21(4): 483—489
- [12] 金相灿, 叶春, 颜昌宙, 等. 太湖重点污染控制区综合治理方案研究. *环境科学研究*, 1999, 12(5): 1—5. Jin X C, Ye C, Yan C Z, et al. Comprehensive treatment plan for key-polluted regions of Lake Taihu (In Chinese). *Research of Environmental Sciences*, 1999, 12(5): 1—5
- [13] 王宁, 郭红岩, 王晓蓉, 等. 大浦镇农业非点源污染磷负荷定量研究. *农业环境科学学报*, 2007, 26(6): 2 150—2 155. Wang N, Guo H Y, Wang X R, et al. Loading quantity of phosphorus from agricultural non-point source pollution in Dapu Town (In Chinese). *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26(6): 2 150—2 155
- [14] 金相灿, 屠清瑛. 湖泊富营养化调查规范. 第 2 版. 北京: 中国环境科学出版社, 1990: 162—163. Jin X C, Tu Q Y. Lake eutrophication survey standard (In Chinese). 2nd ed. Beijing: China Environmental Science Press, 1990: 162—163
- [15] Chróst R J, Siuda W, Albrecht D, et al. A method for determining enzymatically hydrolysable phosphate (EHP) in natural waters. *Limnol Oceanogr*, 1986, 31(3): 662—667
- [16] Berman T. Alkaline phosphatases and phosphorus availability in Lake Kinneret. *Limnology and Oceanography*, 1970, 15(5): 663—674
- [17] 路娜, 胡维平, 邓建才, 等. 太湖水体中碱性磷酸酶的空间分布及生态意义. *环境科学*, 2009, 30(10): 2 898—2 903. Lu N, Hu W P, Deng J C, et al. Spatial distribution characteristics and ecological significance of alkaline phosphatase in water column of Taihu Lake (In Chinese). *Environmental Science*, 2009, 30(10): 2 898—2 903
- [18] 沃飞, 陈效民, 吴华山, 等. 太湖流域典型地区农村水环境氮磷污染状况研究. *农业环境科学学报*, 2007, 26(3): 819—825. Wo F, Chen X M, Wu H S, et al. Pollution situation of nitrogen and phosphorus in rural water environment in typical region of Tai Lake (In Chinese). *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26(3): 819—825

- [19] 杨丽霞, 杨桂山. 施磷对太湖流域水稻田磷素径流流失形态的影响. 水土保持学报, 2010, 24(5): 31—34. Yang L X, Yang G S. Effects of phosphorus application on P forms in runoff from rice field of Taihu watershed (In Chinese). Journal of Soil and Water Conservation, 2010, 24(5): 31—34
- [20] Jansson M. Phosphate uptake and utilization by bacteria and algae. Hydrobiologia, 1988, 170: 177—189
- [21] Wetzel R G. Limnology – Lake and river ecosystems. New York: Academic Press, 2001: 266—269
- [22] Halemeijko G Z, Chróst R J. The role of phosphatases in phosphorus mineralization during decomposition of lake phytoplankton blooms. Arch Hydrobiol, 1984, 101: 489—502
- [23] Perkins R G, Underwood G J C. The potential for phosphorus release across the sediment-water interface in an eutrophic reservoir dosed with ferric sulphate. Water Research, 2001, 35(6): 1399—1406
- [24] Wang J Y, Hari K P. Land use impact on bioavailable phosphorus in the Bronx River, New York. Journal of Environmental Protection, 2011, 2: 342—358
- [25] 高光, 高锡芸, 秦伯强, 等. 太湖水体中碱性磷酸酶的作用阈值. 湖泊科学, 2000, 12(4): 353—358. Gao G, Gao X Y, Qin B Q, et al. Experimental study on the threshold of the alkaline phosphatase activity in Taihu Lake (In Chinese). Journal of Lake Sciences, 2000, 12(4): 353—358
- [26] Smith D C, Simon M, Alldredge A L, et al. Intense hydrolytic enzyme activity on marine aggregates and implication for rapid particle dissolution. Nature, 1992, 359: 139—141

DISTRIBUTION AND MINERALIZATION RATE OF PHOSPHORUS IN DIFFERENT POLLUTED RIVERS IN TAIHU BASIN

Yang Hongwei^{1,2} Gao Guang²

(1 School of Geographic and Oceanographic Sciences, Nanjing University, Nanjing 210093, China)

(2 Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

Abstract Water samples were collected for phosphorus (P) analysis in the rivers polluted with farming (Type-A), fishery (Type-B) and domestic sewage (Type-C) in Taihu Basin, China. The results show that the total phosphorus (TP), the total dissolved phosphorus (TDP) and the soluble reactive phosphorus (SRP) are slightly higher for Type-B river than Type-A river, but much lower than Type-C river. On the contrary, enzymatically hydrolysable phosphorus (EHP) in Type-A river is the highest with a maximum value of 0.11 mg L⁻¹ in high-water period, and is the lowest for Type-C. Laboratory analysis reveals that mineralization rate of organophosphorus is significantly higher for Type-A and-B rivers than that for Type-C, especially in high-water period with a maximum value of 1.437 nmol L⁻¹ min⁻¹. EHP is found to be positively related to mineralization rate, and organo-phosphorus has a regeneration period of 3 ~ 7 days in Type-A and-B rivers versus the 9.1 days in Type-C river. Overall, the distribution and mineralization rate of P are river-type dependent. The major TP contributed from domestic sewage, while the phosphorus contributed from farming and fishery is more readily available to plants in Taihu Lake.

Key words Soluble reactive phosphorus (SRP); Enzymatically hydrolysable phosphorus (EHP); Mineralization rate; Regeneration period; Taihu Basin