ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第33卷 第5期

Vol.33 No.5

2012

中国科学院生态环境研究中心 主办

科学出版社 出版

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第33卷 第5期
2012年5月15日

目 次

五大连池水溶性有机磷矿化特性的研究

张斌[1], 席北斗[2], 赵越[1], 魏自民[1*], 白雪[1], 王曼林[1]
(1. 东北农业大学生命科学学院, 哈尔滨 150030; 2. 中国环境科学研究院, 北京 100012)

摘要: 通过 2010 年 10 月对五大连池采集水样, 开展了水溶性有机磷(DOP)矿化速率的室内模拟实验, 通过连续取样, 分析了溶解性反应磷(DRP)、水溶性有机磷(DOP)、微生物数量等指标. 结果表明, 在矿化过程中, 五大连池 3 个点位(W3SB: 三池上游; W3XB: 三池下游; W5B: 五池)中, W3SB 与 W5B 的 DRP 质量浓度比较接近, 明显高于 W3XB; DRP 质量浓度均呈现出上升趋势, 上升幅度由大到小依次为 W5B、W3XB、W3SB, 上升倍数分别为 50.00、29.00 和 2.50 倍. DOP 质量浓度均呈现出一致的下降趋势, 下降幅度由大到小依次为 W3XB、W5B、W3SB, 分别下降了 85.58%、77.83% 和 68.00%. DOP 矿化速率均表现出下降趋势, W5B 的矿化速率明显高于 W3SB、W3XB 这 2 个点位, 其最大矿化速率为 14.10×10^{-4} mg·(L·d)$^{-1}$. 微生物数量总体表现上升趋势, 微生物数量与 DRP 质量浓度呈显著正相关($r=0.528$, $P<0.05$), 与 DOP 质量浓度呈显著负相关($r=-0.482$, $P<0.05$).

关键词: 五大连池; 水溶性有机磷; 矿化速率; 微生物; 相关分析
中图分类号: X131.2 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2012)05-1491-06

Mineralization Characteristics of Dissolved Organic Phosphorous in Wudalianchi Lake, China

ZHANG Bin[1], XI Bei-dou[2], ZHAO Yue[1], WEI Zi-min[1], BAI Xue[1], WANG Man-lin[1]
(1. College of Life Science, Northeast Agricultural University, Harbin 150030, China; 2. Chinese Research Academy of Environmental Science, Beijing 100012, China)

Abstract: The mineralization experiment of dissolved organic phosphorous was carried out in the filtered water samples collected in Wudalianchi Lake, in October, 2010. The concentrations of dissolved reactive phosphorus (DRP), dissolved organic phosphorous (DOP) and microbial number were analyzed by continuous sampling. The research showed that in the mineralization process, in the three sampling stations (W3SB, W3XB, W5B), the DRP concentrations of W3SB and W5B were similar, and generally higher than that for W3XB, the DRP concentration showed an upward trend, increasing by 50.00 times (W5B), 29.00 times (W3XB), 2.50 times (W3SB), respectively. The DOP concentration showed a downward trend, decreasing by 85.58% (W3XB), 77.83% (W5B) and 68.00% (W3SB), respectively. The mineralization rate of DOP also showed a downward trend, the mineralization rate of W5B was significantly higher than that for W3SB and W3XB, the largest mineralization rate of DOP of W5B was 14.10×10^{-4} mg·(L·d)$^{-1}$. The microbial number showed an upward trend. The positive correlation was found between the microbial number and DRP concentration ($r=0.528$, $P<0.05$), the negative correlation was found between the microbial number and DOP concentration ($r=-0.482$, $P<0.05$).

Key words: Wudalianchi Lake; dissolved organic phosphorus; mineralization rate; microorganism; correlation analysis

水溶性有机物(dissolved organic matter, DOM), 指能够通过 0.45 μm 滤膜, 可溶于水、酸或碱溶液的, 具有不同分子质量及结构的有机物混合体[1~3]. DOM 包括了水溶性有机碳(dissolved organic carbon, DOC)、水溶性有机氮(dissolved organic nitrogen, DON)、水溶性有机磷(dissolved organic phosphorous, DOP), 在 C、N、P 循环中起着重要作用[4]. 国内早期对水体中 DOM 的研究, 多集中在水体 DOC 含量及其测定方法上[5~9], 近年来, 对于 DOM 荧光特性的研究也屡见不鲜[10~12], 而对 DOM 微生物矿化的报道却较少. Lønborg 等[13]的研究表明, 在矿化实验中, 优先发生矿化作用的是 DOP, 其次是 DON 和 DOC. 国外有关 DOP 的早期报道是关于海水及淡水的富营养化及污染的问题[14], 近年来, 关于 DOP 微生物矿化利用的研究成为一大热点[15~18]. 矿化作为分解过程的一部分, 是指有机质通过物理、化学和生物反应而逐渐分解的过程, 即将有机磷转化为无机磷的过程[10]. 目前, 关于 DOP 矿化速率方面的研究, 主要集中在土壤或堆肥中 DOP 矿化过程、矿化模型等方面的研究上, 而对水体 DOP 矿化速率的研究较少. 综上所述, 本研究选取

收稿日期: 2011-07-04; **修订日期**: 2011-09-26
基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2009ZX07106-001); "十一五"国家科技支撑计划项目(2009BADC2B04); 黑龙江省自然基金项目(C200901)
作者简介: 张斌(1987~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为环境微生物学, E-mail: zhang.bin.19870318@163.com
* 通讯联系人, E-mail: weizm691120@163.com

黑龙江省典型火山堰塞湖五大连池开展 DOP 矿化速率研究的室内模拟实验,旨在了解和揭示水体中 DOP 的矿化过程及微生物对 DOP 矿化的影响,为预防东北地区湖库富营养化提供理论依据.

1 材料与方法

1.1 样品的采集

五大连池位于黑龙江省北部五大连池市境内,是我国第二大火山堰塞湖,自南向北依次为:一至五池,其中三池面积最大(8.92 km^2),五池次之,总面积为 18.47 km^2. 五大连池属浅水富营养化湖泊,具有水产养殖、旅游观光、饮用水源等功能[19].

于 2010 年 10 月 10 日,对五大连池进行秋季集中采样. 综合五大连池的地理特征,并考虑三池为主要旅游观光景区,其上游为居民区,并发展养殖产业,对水体具有一定影响,其次,五池面积较大,且附近属于农业用地,面源污染较为显著,而其他 3 个池子人为干扰较小,因而在三池和五池选取 3 个点位采集水样. 所采水样均为表层水,即水下 0.5 m 处的水体. 采样点的布设及位置详见表 1 和图 1.

表 1 采样点位经纬度一览表

Table 1 Latitude and longitude of sampling stations

点位	代号	经纬度
五大连池三池上游	W3SB	E126°13′55.6″, N48°43′50.3″
五大连池三池下游	W3XB	E126°13′55.6″, N48°43′51.6″
五大连池五池	W5B	E126°09′14.2″, N48°46′47.7″

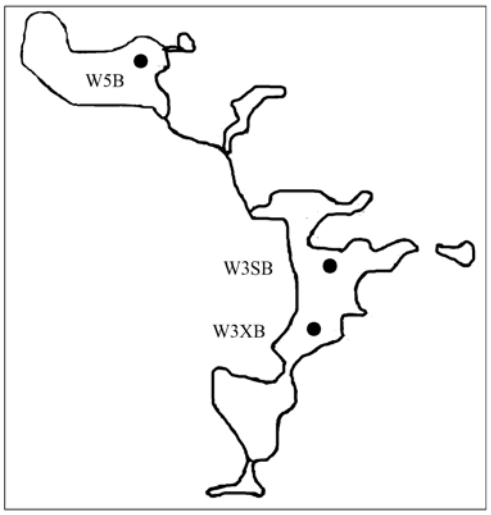

图 1 采样点的位置示意

Fig. 1 Map of Wudalianchi Lake, with locations of the sampling stations

在设定的每个点位,使用有机玻璃采水器采集水样,装入事先经稀盐酸洗液清洗过的聚乙烯瓶中送回实验室,并保存在 4℃冰箱中以保证 DOP 的稳定性. 各采样点水体的基本性质见表 2.

表 2 各点位水样的的基本性质

Table 2 General properties of sampling stations

点位	pH 值	温度/℃	TDP 质量浓度/mg·L^{-1}	TDN 质量浓度/mg·L^{-1}	DOC 质量浓度/mg·L^{-1}
W3SB	8.21	10.2	0.041 8	0.43	5.79
W3XB	8.23	10.3	0.023 6	0.32	3.99
W5B	8.20	10.2	0.041 3	0.62	30.28

1.2 实验方法

使用真空水泵,将采集的水样经 0.45 μm 玻璃纤维素滤膜抽滤,以获得 DOP,装入棕色瓶中,按照每 mL 水体中含有 10^4 个微生物的接种量接种,接种体积为总体积的 5%,进行矿化速率的室内模拟实验,培养温度 20℃,周期为 40 d,在第 5、10、15、20、30、40 d 连续取样,分析指标.

矿化过程中,每次取样检测溶解性反应磷(dissolved reactive phosphorus, DRP)及微生物数量这 2 个指标,通过计算可以得出 DOP 的质量浓度(DOP = TDP - DRP)及 DOP 矿化速率.

1.3 分析方法

pH 值的测定采用便携式 pH 计法[20]; 温度的测定采用水温计法[20]; TDP 的测定采用过硫酸钾氧化-钼锑抗分光光度法[20]; DRP 的测定采用钼锑抗分光光度法[20]; TDN 的测定采用过硫酸钾氧化-紫外分光光度法[20]; DOC 的测定采用德国拿耶 multi N/C 系列 TOC/TN 分析仪器 (ELEMENTAR, Liqui TOC)测定; 微生物数量的测定采用平板计数法[20].

1.4 计算方法[10]

1.4.1 矿化量计算

某一时段初的有机磷量与该时段末的有机磷量的差值,描述该时段有机磷矿化的多少.

1.4.2 矿化速率计算

某一时段的矿化量与该时段的时间的比值,描述该时段有机磷矿化的快慢.

矿化速率的计算公式如下:

$$BDOP = DOP(t_1) - DOP(t_2)$$

$$k = BDOP/(t_2 - t_1)$$

式中,BDOP 为微生物矿化的 DOP 的量(mg·L^{-1}); DOP(t)为矿化过程中任意 t 时间,水体中 DOP 质量浓度(mg·L^{-1}); t 为矿化实验培养的天数(d); k 为矿化速率[mg·(L·d)$^{-1}$].

2　结果与分析

2.1　矿化过程中的 DRP 质量浓度的变化

DRP，是水体中藻类、微生物可直接利用的磷的主要形态[12,21]，占溶解性总磷的 5% ~8%[22]. 通过对五大连池矿化过程中 DRP 质量浓度随时间的变化分析表明(图 2)：矿化初期，W3SB 的 DRP 质量浓度较高，W3XB 与 W5B 的 DRP 质量浓度比较接近，随着矿化时间的延长，W5B 的 DRP 质量浓度明显高于 W3XB. 在整个矿化期间，3 个点位的 DRP 质量浓度均呈现出上升趋势. 质量浓度升高最明显的为 W5B，由0.000 7 mg·L^{-1}上升至0.035 0 mg·L^{-1}，上升幅度高达 50.00 倍；其次为 W3XB，由0.000 7 mg·L^{-1}上升至0.020 3 mg·L^{-1}，上升幅度为 29.00 倍；而 W3SB 的 DRP 质量浓度由0.013 0 mg·L^{-1}上升至0.032 6 mg·L^{-1}，是 3 个点位中上升幅度最小的，仅为 2.50 倍.

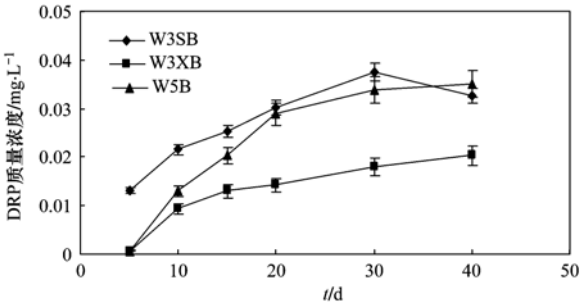

图 2　不同点位在矿化过程中 DRP 质量浓度变化

Fig. 2　Time series of DRP mass concentration for different sites during the mineralization experiment

2.2　矿化过程中的 DOP 质量浓度的变化

DOP，是水体中磷的主要存在形式之一，占溶解性总磷的 12% ~30%[22]. 各点位 DOP 质量浓度，即该点位 TDP 质量浓度与 DRP 质量浓度的差值.

通过对五大连池矿化实验过程中 DOP 质量浓度随矿化时间的变化分析表明(图 3)：各点位 DOP 质量浓度均呈现出一致的下降趋势，这与 Lønborg 等[23]的研究结果基本一致. 矿化初期，DOP 质量浓度分布在0.022 9 ~0.040 6 mg·L^{-1}之间，W5B 最高，W3XB 最低，这可能是由于五池周围存在农田耕作及居民活动，对水体环境造成影响，导致 DOP 的大量累积. 矿化末期，DOP 质量浓度分布在0.003 3 ~0.009 2 mg·L^{-1}之间，W3XB 最低，W3SB 最高. 在整个矿化期间，3 个点位 DOP 质量浓度下降幅度最明显的为 W3XB，由 0.022 9 mg·L^{-1} 下降至 0.003 3 mg·L^{-1}，降低了 85.58%；W3SB 和 W5B 分别降低了 68.00% 和 77.83%. 尽管 W3SB 和 W5B 这 2 个点位的 DOP 质量浓度相对较高，但在矿化过程中 DOP 被利用的程度却低于 W3XB，这可能是由于这 2 个点位本身具有较高的 DOC 质量浓度，为微生物提供了一定能源物质，从而导致 DOP 的利用程度偏低.

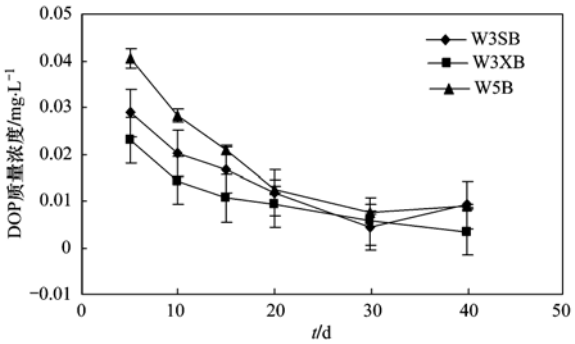

图 3　不同点位在矿化过程中 DOP 质量浓度变化

Fig. 3　Time series of DOP mass concentration for different sites during the mineralization experiment

2.3　矿化过程中 DOP 矿化速率的变化

通过对五大连池 DOP 矿化速率随矿化时间的变化分析表明(图 4)：在整个矿化期间，各点位矿化速率的变化趋势较为一致. W5B 的矿化速率在矿化初期出现了一定幅度的上升，进入矿化中后期时，表现出下降趋势；而 W3SB 和 W3XB 的矿化速率一直保持着下降趋势. 3 个点位中，W5B 的矿化速率明显高于其他 2 个点位，其最大矿化速率为 14.10 × 10^{-4} mg·(L·d)$^{-1}$，在整个矿化过程中，W5B 的矿化速率基本稳定在 W3SB、W3XB 的 1.50 倍左右. W3SB 的矿化速率在矿化的前 30 d 内，变化不明显，基本稳定在 8.17 ~8.60 × 10^{-4} mg·(L·d)$^{-1}$之间，而在 30 ~ 40 d，急剧下降，由 8.17 × 10^{-4} mg·(L·d)$^{-1}$下降为 0. W3XB 的矿化速率变化幅度相对不大，在 4.90 × 10^{-4} ~8.60 × 10^{-4} mg·(L·d)$^{-1}$之间波动.

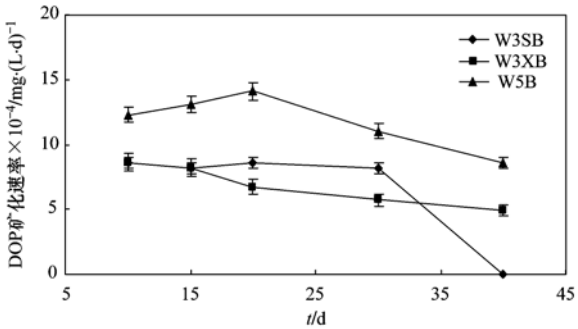

图 4　不同点位在矿化过程 DOP 矿化速率的变化

Fig. 4　Time series of mineralization rate of DOP for different sites during the mineralization experiment

3 个点位中 W5B 的 DOP 质量浓度最高,这可能为微生物提供了一个相对物质较为丰富的环境,使微生物的代谢速率加快,从而导致矿化初期 DOP 矿化速率有所升高,并且使其矿化速率在整个矿化过程中都维持在较高水平.

各点位基本在培养的前 30 d 内快速矿化,该阶段矿化的有机磷形态主要是磷脂、核酸、微生物体磷等易分解的活性有机磷[24,25],之后矿化速率下降,趋于平稳.

2.4 矿化过程中微生物数量的变化

通过对五大连池矿化实验过程中微生物数量随矿化时间变化的分析表明(图 5):3 个点位微生物数量变化规律略有不同,但总体呈现上升趋势. W3SB 的微生物数量在矿化过程中一直维持上升趋势,并在 30 d 达到最大值,其 lg 值为 5.17. W3XB 在矿化初期第 10 d 时,就已达到其微生物数量的最大值(4.81),以后微生物数量一直围绕该值上下波动. W5B 在矿化初期微生物数量呈上升趋势,并在第 15 d 达到最大值(5.98),之后略有下降,但一直维持在较高水平.

微生物数量出现这样的波动与 Young 等[26]的研究一致,在矿化过程中,微生物数量之所以出现下降趋势,主要是由于易降解 DOP 已经被微生物消耗了,同时,在微生物代谢的过程中,也产生了一些有毒物质,导致微生物死亡. 而后,微生物细胞破碎,重新向水体中释放可被利用的 DOP,这就给微生物提供了新的营养物质,从而使其数量有所上升.

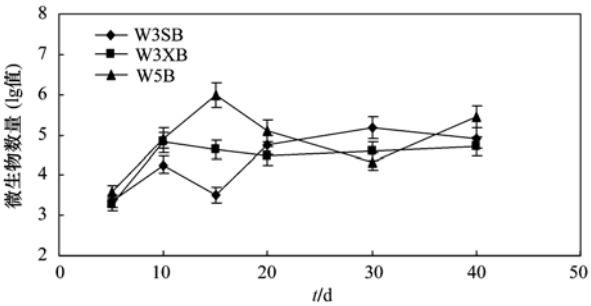

图 5 不同点位在矿化过程微生物数量的变化

Fig. 5 Time series of microbial number for different sites during the mineralization experiment

2.5 矿化过程中微生物数量与各指标的相关性分析

通过对五大连池矿化实验过程中微生物数量与 DRP 质量浓度、DOP 质量浓度和 DOP 矿化速率的相关性分析表明(图 6):微生物数量与 DRP 质量浓度呈显著正相关($r = 0.528$, $P < 0.05$),与 DOP 质量浓度呈显著负相关($r = -0.482$, $P < 0.05$),而与 DOP 矿化速率相关性不显著($r = 0.362$).

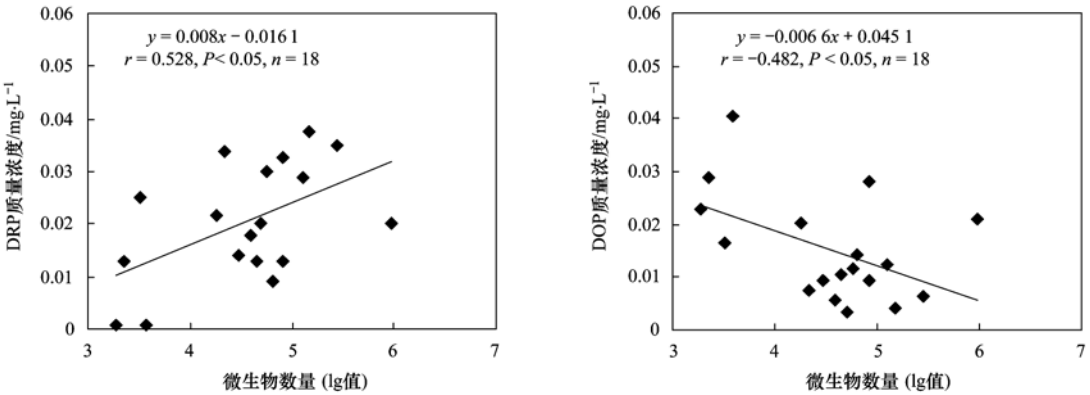

图 6 矿化过程中微生物数量与 DRP、DOP 质量浓度的相关性分析

Fig. 6 Correlation relationship between microbial number and DRP, DOP concentration

3 讨论

DRP 作为可被生物所直接利用的磷的主要形态,其质量浓度与浮游生物和水生植物的种类和数量之间存在相关关系[12,21]. 在采样过程中,笔者注意到 W3SB 和 W5B 这 2 个点位分布着大量的水生植物,并且在研究中发现这 2 个点位藻类含量也较丰富,这可能是造成这 2 个点位 DRP 质量浓度较低的一个重要原因. 随着矿化时间的延长,微生物逐渐利用水体中的 DOP,将其转化为 DRP,进而促进水体中 DRP 的累积,使其质量浓度呈现上升趋势. 此外,由于 W3SB、W3XB 这 2 个点位同属一池,其在矿化过程中表现出来的 DRP 变化规律较为一致,DRP 质量浓度的上升幅度也较为相近,表明这 2 个点位 DRP 组成相似,只是质量浓度有所差别而造成的.

五大连池 3 个点位中 W5B 的初始 DOP 质量浓度最高,达0.040 6 $mg \cdot L^{-1}$,这可能是由于五池周围属于农业用地,其农田耕作及当地居民的生产生活,都会对水体环境造成一定影响,最明显的就是导致

水体中有机质类物质的大量累积,从而导致较高的 DOP 质量浓度. 同时,在矿化初期,W5B 的微生物数量增长较快,表明水体中微生物大量繁殖,对 DOP 的利用程度也随之加大,从而导致矿化期间 W5B 的 DOP 被快速分解利用,生成 DRP,使 DRP 质量浓度上升最为明显,上升幅度高达 50.00 倍. 此外,三池上游为居民区,这也可能是导致 W3SB 具有较高 DOP 质量浓度的一个原因.

微生物对有机物的矿化作用主要是微生物在代谢过程中产生各种酶类,如核酸酶、植酸酶等使有机磷酸盐矿化[27]. 在一定的磷环境条件下,微生物通过分泌胞外酶分解 DOP,从而维持自身生长所需的能源和营养源. 许多微生物自身可以分泌磷酸酶,并在其酶促作用下水解 DOP,释放 DRP. 而当水体中缺乏 DRP 时,磷酸酶也可以在藻类及细菌体中诱导产生,从而催化 DOP 的分解,释放 DRP. 这种转化是生物可利用磷的重要补充途径,尤其在以微生物为主体的湖泊生态系统中具有重要作用[28]. 本实验研究中发现3 个点位 DRP 和 DOP 的质量浓度总体变化趋势基本相同,即 DRP 质量浓度逐渐上升,DOP 质量浓度逐渐下降,只是各点位变化幅度不尽相同. 此外,矿化过程中微生物数量在 10 ~ 30 d 内变化趋势有差异,其原因尚待进一步分析. 有研究表明,微生物对水体中 DOP 的矿化影响主要取决于水体中微生物群落结构和 DOP 的分子质量大小及苯环含量多少,且微生物群落结构随矿化时间的延长也会发生变化[26,29]. 因此,在以后的工作中,有必要采取一些分子分析方法(如 16S rRNA 或 DGGE)针对此进行研究,进一步探讨微生物群落结构及 DOP 化学组成与 DOP 矿化速率之间的响应关系.

4　结论

(1)在矿化过程中,随着培养时间的延长,DRP 质量浓度呈现出上升趋势,DOP 质量浓度和矿化速率呈现出下降趋势. 微生物数量总体表现上升趋势,微生物数量与 DRP 质量浓度呈显著正相关,与 DOP 质量浓度呈显著负相关.

(2)研究证实,DRP 作为可被生物所直接利用的磷的主要形态,其质量浓度直接影响着水体中微生物数量,进而影响着微生物对 DOP 的矿化速率,此外,水体中 DOP 的质量浓度及其化学组成也是影响矿化速率大小的重要因素之一,当水体中易分解的活性有机磷较丰富时,DOP 矿化速率较快,反之,则 DOP 矿化速率较慢.

参考文献:

[1] 王艮梅, 周立祥. 陆地生态系统中水溶性有机物动态及其环境学意义[J]. 应用生态学报, 2003, **14**(11): 2019-2025.

[2] 杨佳波, 曾希柏, 李莲芳, 等. 3 种土壤对水溶性有机物的吸附和解吸研究[J]. 中国农业科学, 2008, **41**(11): 3656-3663.

[3] 林瑞余. 森林土壤和枯枝落叶层 DOM 的研究[D]. 福州: 福建农林大学, 2003. 1-9.

[4] Fellman J B, D'Amore D V, Hood E, *et al*. Fluorescence characteristics and biodegradability of dissolved organic matter in forest and wetland soils from coastal temperate watersheds in southeast Alaska[J]. Biogeochemistry, 2008, **88**(2): 169-184.

[5] 陶澎, 梁涛, 徐尚平, 等. 伊春河河水溶解态有机碳含量和输出通量的时空变化[J]. 地理学报, 1997, **52**(3): 254-261.

[6] 高全洲, 沈承德, 孙颜敏, 等. 珠江马口站、河口站断面水体有机碳含量的季节变化[J]. 地球化学, 1999, **28**(3): 273-280.

[7] 刘国才, 李德尚. 虾池生态系各有机碳库的储量[J]. 生态学报, 2000, **20**(6): 1056-1060.

[8] 张甲坤, 陶澎, 曹军. 土壤水溶性有机碳测定中的样品保存与前处理方法[J]. 土壤学报, 2000, **31**(4): 174-176.

[9] 占新华, 周立祥. 土壤溶液和水体中水溶性有机碳的比色测定[J]. 中国环境科学, 2002, **22**(5): 433-437.

[10] 赵少华, 宇万太, 张璐, 等. 东北黑土有机磷的矿化过程研究[J]. 应用生态学报, 2005, **16**(10): 1858-1861.

[11] 高光, 朱光伟, 秦伯强, 等. 太湖水体中碱性磷酸酶的活性及磷的矿化速率[J]. 中国科学 D 辑: 地球科学, 2005, **35**(增刊Ⅱ): 157-165.

[12] Schindler D W. Evolution of phosphorus limitation in lakes[J]. Science, 1997, **195**(4275): 260-262.

[13] Lønborg C, Davidson K, Álvarez-Salgado X A, *et al*. Bioavailability and bacterial degradation rates of dissolved organic matter in a temperate coastal area during an annual cycle[J]. Marine Chemistry, 2009, **113**(3-4): 219-226.

[14] Spiker E C, Rubin M. Petroleum pollutants in surface and groundwater as indicated by the carbon-14 activity of dissolved organic carbon[J]. Science, 1975, **187**(4171): 61-64.

[15] He X B, Ren L L, Lin Y H, *et al*. Dynamics of water-extractable phosphorus during the degradation of *Microcystis aeruginosa* by four bacteria species[J]. Ecological Engineering, 2009, **35**(4): 570-575.

[16] Nausch M, Nausch G. Bioavailability of dissolved organic phosphorus in the Baltic Sea[J]. Marine Ecology Progress Series, 2006, **321**: 9-17.

[17] Li D P, Huang Y, Fan C X, *et al*. Contributions of phosphorus on sedimentary phosphorus bioavailability under sediment resuspension conditions[J]. Chemical Engineering Journal, 2011, **168**(3): 1049-1054.

[18] McDowell R W, Koopmans G F. Assessing the bioavailability of dissolved organic phosphorus in pasture and cultivated soils

treated with different rates of nitrogen fertiliser[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2006, **38**(1): 61-70.

[19] 周志强, 徐丽娇, 张玉红, 等. 黑龙江五大连池的生态价值分析[J]. 生物多样性, 2011, **19**(1): 63-70.

[20] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002. 239-696.

[21] Wetzel R G. Limnology, lake and river ecosystems[M]. (Third edition). New York: Academic Press, 2001. 266-269.

[22] Halemejko G Z, Chrost R J. The role of phosphatases in phosphorus mineralization during decomposition of lake phytoplankton blooms[J]. Archiv für Hydrobiologie, 1984, **101**(4): 489-502.

[23] Lønborg C, álvarez-Salgado X A, Davidson K, *et al*. Production of bioavailable and refractory dissolved organic matter by coastal heterotrophic microbial populations[J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2009, **82**(4): 682-688.

[24] 赵晶晶, 陈欣, 史奕, 等. 有机物料中有机磷矿化进程的研究[J]. 土壤通报, 2006, **37**(6): 1114-1117.

[25] 赵少华, 宇万太, 张璐, 等. 土壤有机磷研究进展[J]. 应用生态学报, 2004, **15**(11): 2189-2194.

[26] Young K C, Docherty K M, Maurice P A, *et al*. Degradation of surface-water dissolved organic matter: influences of DOM chemical characteristics and microbial populations [J]. Hydrobiologia, 2005, **539**(1): 1-11.

[27] 马春浩. 解磷微生物及其应用研究综述[J]. 安徽农业学报, 2007, **13**(4): 34-36.

[28] Klotz R L. Cycling of phosphatase hydrolyzable phosphorus in streams[J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1991, **48**(8): 1460-1467.

[29] Cottrell M T, Kirchman D L. Natural assemblages of marine Proteobacteria and members of the *Cytophaga-Flavobacter* cluster consuming low- and high-molecular-weight dissolved organic matter[J]. Applied and Environmental Microbiology, 2000, **66**(4): 1692-1697.

《环境科学》再获“百种中国杰出学术期刊”和“中国精品科技期刊”称号

2011 年 12 月 2 日,中国科技论文统计结果发布会在北京举行,会议公布了“百种中国杰出学术期刊”和“中国精品科技期刊”获奖名单.《环境科学》连续 10 次荣获“百种中国杰出学术期刊”称号和再次荣获“中国精品科技期刊”称号.

“百种中国杰出学术期刊”是根据中国科技学术期刊综合评价指标体系进行评定. 该体系利用总被引频次、影响因子、基金论文比、他引总引比等多个文献计量学指标进行统计分析,对期刊分学科进行评比,其评价结果客观公正,为我国科技界公认,并具有广泛影响.

HUANJING KEXUE Vol. 33 No. 5
Environmental Science (monthly) May 15, 2012

CONTENTS

《环境科学》第 6 届编辑委员会

环境科学

（HUANJING KEXUE）

（月刊　1976 年 8 月创刊）

2012 年 5 月 15 日　33 卷　第 5 期

ENVIRONMENTAL SCIENCE

（Monthly　Started in 1976）

Vol. 33　No. 5　May 15, 2012

主　管	中国科学院	**Superintended** by	Chinese Academy of Sciences
主　办	中国科学院生态环境研究中心	**Sponsored** by	Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences
协　办	（以参加先后为序） 北京市环境保护科学研究院 清华大学环境学院	**Co-Sponsored** by	Beijing Municipal Research Institute of Environmental Protection School of Environment, Tsinghua University
主　编	欧阳自远	**Editor-in -Chief**	OUYANG Zi-yuan
编　辑	《环境科学》编辑委员会 北京市 2871 信箱（海淀区双清路 18 号，邮政编码：100085） 电话：010-62941102，010-62849343 传真：010-62849343 E-mail：hjkx@ rcees. ac. cn http：//www. hjkx. ac. cn	**Edited** by	The Editorial Board of Environmental Science（HUANJING KEXUE） P. O. Box 2871, Beijing 100085, China Tel：010-62941102, 010-62849343；Fax：010-62849343 E-mail：hjkx@ rcees. ac. cn http：//www. hjkx. ac. cn
出　版	科学出版社 北京东黄城根北街 16 号 邮政编码：100717	**Published** by	Science Press 16 Donghuangchenggen North Street, Beijing　100717, China
印刷装订	北京北林印刷厂	**Printed** by	Beijing Bei Lin Printing House
发　行	科学出版社 电话：010-64017032 E-mail：journal@ mail. sciencep. com	**Distributed** by	Science Press Tel：010-64017032 E-mail：journal@ mail. sciencep. com
订 购 处	全国各地邮电局	**Domestic**	All Local Post Offices in China
国外总发行	中国国际图书贸易总公司 （北京 399 信箱）	**Foreign**	China International Book Trading Corporation（Guoji Shudian）, P. O. Box 399, Beijing 100044, China

中国标准刊号：ISSN　0250-3301 / CN　11-1895/X　　**国内邮发代号**：2-821

国 内 定 价：70.00 元　　**国外发行代号**：M 205

国内外公开发行