

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第37卷 第12期

Vol.37 No.12

2016

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次(卷终)

基于数值计算的细颗粒物采样管路传输损失评估 罗李娜,程真,朱雯斐,张强,楼晟荣,乔利平,晏乃强(4457)

南京北郊重金属气溶胶粒子来源分析 秦鑫,张泽锋,李艳伟,沈艳,赵姝慧(4467)

南京青奥会期间不同天气条件下大气气溶胶中水溶性离子的分布特征 师远哲,安俊琳,王红磊,邹嘉南,王俊秀(4475)

苏州市 PM_{2.5} 中水溶性离子的季节变化及来源分析 王念飞,陈阳,郝庆菊,王欢博,杨复沫,赵晴,薄宇,贺克斌,姚玉刚(4482)

成都西南郊区春季 PM_{2.5} 中元素特征及重金属潜在生态风险评价 杨怀金,杨德容,叶芝祥,张恒德,马学款,汤志亚,毛冬艳(4490)

泉州市大气降尘中稀土元素地球化学特征及来源解析 张棕巍,于瑞莲,胡恭任,胡起超,王晓明(4504)

青奥会期间基于δ¹³C观测的大气 CO₂ 来源解析 徐家平,李旭辉,肖薇,次仁旺姆,温学发,刘寿东,杜雪婷,曹畅(4514)

民航飞机起飞过程气态污染物排放特征分析 韩博,黄佳敏,魏志强(4524)

畜禽养殖场空气中可培养抗生素耐药菌污染特点研究 张兰河,贺雨伟,陈默,高敏,仇天雷,王旭明(4531)

有序介孔材料过滤脱除纳米颗粒物 邢奕,王骢,路培,李子宜,刘应书,于晗(4538)

基于 DOC + CDPF 技术的公交车燃用生物柴油气态物道路排放特性 楼狄明,张允华,谭丕强,胡志远(4545)

亚热带浅水池塘水-气界面甲烷通量特征 龙丽,肖尚斌,张成,张文丽,谢恒,李迎春,雷丹,穆晓辉,张军伟(4552)

浙江汤浦水库浮游植物季节演替及其影响因子分析 马沛明,施练东,张俊芳,胡菊香,赵先富(4560)

太湖典型沉水植物生理指标对水质的响应 高敏,胡维平,邓建才,胡春华(4570)

利用 UV-vis 及 EEMs 对比冬季完全混合下两个不同特征水库溶解性有机物的光学特性 黄廷林,方开凯,张春华,周石磊,曾明正,龙圣海,李扬,夏超,从海兵(4577)

三峡前置库汉丰湖试运行年水体水质现状及控制效果评估 杨兵,何丙辉,王德宝(4586)

太湖贡湖湾水域抗生素污染特征分析与生态风险评价 武旭跃,邹华,朱荣,王靖国(4596)

滇池不同湖区沉积物正构烷烃的分布特征及其环境意义 余丽燕,韩秀秀,黄晓虎,吴亚林,杨浩,黄涛,余艳红,黄昌春(4605)

洱海入湖河口湿地干湿季沉积物氮、磷、有机质垂向分布特征及污染风险差异性 王书锦,刘云根,王妍,侯磊,张超(4615)

蠡湖表层沉积物氮矿化过程及其赋存形态变化 赵丽,王书航,姜霞,黄晓峰,陈俊伊(4626)

三峡库区表层沉积物重金属含量时空变化特征及潜在生态风险变化趋势研究 卓海华,孙志伟,谭凌智,吴云丽,兰静(4633)

模拟巢湖流域氯菊酯的迁移转化和生态风险 刘亚莉,王继忠,彭书传,陈天虎(4644)

有机质胶体对卡马西平在多孔介质中迁移影响模拟实验 张思,何江涛,朱晓婧(4651)

无机型城市景观水体表观污染的悬浮颗粒物粒度分布特征:以中国运河苏州段为例 李倩倩,潘杨,贡丹燕,黄勇,夏侯刚(4662)

清水江流域岩石风化特征及其碳汇效应 吕婕梅,安艳玲,吴起鑫,吴永贵(4671)

南方典型农田区浅层地下水污染特征 郭卉,虞敏达,何小松,罗岳平(4680)

水化学和环境同位素在示踪枣庄市南部地下水硫酸盐污染源中的应用 马燕华,苏春利,刘伟江,朱亚鹏,李俊霞(4690)

粗放型绿色屋顶对多环芳烃的控制效果 沈庆然,侯娟,李田(4700)

超滤的预处理工艺对比研究:化学混凝与电絮凝 赵凯,杨春风,孙境求,李静,胡承志(4706)

QCM-D 与 AFM 联用解析 EfOM 在 SiO₂ 改性 PVDF 超滤膜表面的吸附机制 姜家良,王磊,黄丹曦,黄松,朱振亚,徐亚伟,李青青(4712)

群体感应淬灭菌的分离及其膜污染控制性能 赵畅,王文昭,徐期勇(4720)

水力负荷对生物沉淀池污染物净化性能的影响特性 王文东,马翠,刘荟,范银萍,刘国旗,张珂(4727)

外加微量 N₂H₄ 下 SBR 中硝化微生物特性 肖芄颖,张代钧,卢培利(4734)

部分半硝化 AGS-SBR 工艺的启动及其种群结构分析 鲁航,信欣,管蕾,邹长武,余静(4741)

典型油田多环芳烃污染对土壤反硝化微生物群落结构的影响 姚炎红,王明霞,左小虎,李振轮,罗锋,周志峰(4750)

生物强化膜生物反应器(MBR)处理邻苯二甲酸二乙酯(DEP)效果及微生物群落结构分析 张可,关允,罗鸿兵,陈伟,陈佳,陈强(4760)

开闭路条件下沉积物微生物燃料电池阳极细菌群落差异解析 吴义诚,邓全鑫,王泽杰,郑越,李岱霖,赵峰(4768)

全氟辛酸(PFOA)厌氧生物可降解性 李飞,陈轶丹,周真明,廖晓斌,马红芳,苑宝玲(4773)

水肥用量对玉米季土壤 CO₂ 排放的综合影响 杨硕欢,张保成,王丽,胡田田(4780)

福建西部山地水土流失区土壤呼吸的空间异质性 姚雄,余坤勇,曾琪,杨玉洁,张今朝,刘健(4789)

基于不确定性分析的土壤-水稻系统镉污染综合风险评估 杨阳,陈卫平,李艳玲,王美娥,彭驰(4800)

北京市不同地区土壤中的球囊霉素荧光特征及其与土壤理化性质的关系 柴立伟,刘梦娇,蒋大林,樊灏,曹晓峰,黄艺(4806)

准东煤炭产业区周边土壤重金属污染与健康风险的空间分布特征 刘芳,塔西甫拉提·特依拜,依力亚斯江·努尔麦麦提,王楠,杨春,夏楠,高宇潇(4815)

河北平原潮土中微生物对氮降解特征 张灿灿,庞会从,高太忠,张静,李晓玉,付胜霞(4830)

砷-非对蜈蚣草根不同碳基团的影响 廖晓勇,龚雪刚,阎秀兰,马旭,吴泽赢(4841)

碱性固体对污泥的调质堆肥影响及产品对土壤的改良潜力 蔡函臻,宁西翠,王权,张增强,任秀娜,李荣华,王美净, Mukesh Kumar Awasthi(4848)

不同热解及来源生物炭对西北黄土吸附敌草隆的影响 孙航,蒋煜峰,石磊平,慕仲锋,展惠英(4857)

南丹矿业活动影响区人群头发中重金属含量特征 田美玲,钟雪梅,夏德尚,伏凤艳,陆素芬,李黎,宋波(4867)

Mg-Al-Me (Me = La, Ce, Zr) 复合氧化物制备及其除氟性能 汪爱河,周康根,刘行,陈泉州,刘芳(4874)

铁锰复合氧化物/壳聚糖珠:一种环境友好型除磷吸附剂 付军,范芳,李海宁,张高生(4882)

不同粒径垃圾焚烧飞灰重金属毒性浸出及生物可给性 王春峰,陈冠飞,朱艳臣,姚丹,皇晓晨,王连军(4891)

《环境科学》第37卷(2016年)总目录 (4899)

《环境科学》征稿简则(4466) 《环境科学》征订启事(4699) 信息(4489,4881)

蠡湖表层沉积物氮矿化过程及其赋存形态变化

赵丽¹, 王书航¹, 姜霞^{1*}, 黄晓峰², 陈俊伊¹

(1. 中国环境科学研究院环境基准与风险评估国家重点实验室, 北京 100012; 2. 无锡市太湖湖泊治理有限责任公司, 无锡 214023)

摘要: 蠡湖控源截污 10 年后, 水体中总氮仍处于一个较高水平. 为探讨沉积物氮的释放对上覆水体的影响, 利用淹水培养法研究沉积物矿化过程中不同形态氮的变化特征, 并探讨了矿化过程中有机氮和无机氮的转化过程. 结果表明, 矿化作用前后沉积物中游离态氮 (FN) 均值由 94.26 mg·kg⁻¹ 增加到 230.71 mg·kg⁻¹, 以氨氮 (NH₄⁺-N) 和溶解性有机氮 (SON) 为主; 可交换态氮 (EN) 均值由 82.50 mg·kg⁻¹ 增加到 165.32 mg·kg⁻¹, 以氨氮 (NH₄⁺-N) 占绝对优势; 而酸解态氮 (HN) 均值由 1044.70 mg·kg⁻¹ 减少到 815.93 mg·kg⁻¹, 以氨基酸态氮 (AAN) 为主, 残渣态氮 (RN) 基本保持不变. 淹水培养过程中酸解态总氮的比例由 67.18% 下降到 52.50%, 减少量主要由 AAN 和铵态氮 (AN) 的矿化分解引起, 且 AAN 是沉积物矿化后无机氮最有效来源之一. 对比河口和湖区表明, 沉积物氮总量越大, 可矿化无机氮越大.

关键词: 沉积物; 矿化; 氮; 形态; 蠡湖

中图分类号: X524 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2016)12-4626-07 DOI: 10.13227/j.hjxx.201605099

Variation of Nitrogen Forms in Sediments of Lihu Lake During Mineralization

ZHAO Li¹, WANG Shu-hang¹, JIANG Xia^{1*}, HUANG Xiao-feng², CHEN Jun-yi¹

(1. State Key Laboratory of Environmental Criteria and Risk Assessment, Chinese Research Academy of Environmental Science, Beijing 100012, China; 2. Wuxi Taihu Lake Restoration CO., Ltd., Wuxi 214023, China)

Abstract: After 10 years of controlling point source sewage in Lihu Lake, the total nitrogen in water is still at a higher level. To explore the effects of sediment nitrogen release on overlying water, the method of submerged water cultivation was used to study changing characteristics of different nitrogen species in the process of sediment mineralization and the exchange between organic nitrogen and inorganic nitrogen of the mineralization process transformation process was discussed. The results showed that, the mean value of free nitrogen (FN) increased from 94.26 mg·kg⁻¹ to 230.71 mg·kg⁻¹ after nitrogen mineralization in the sediment, when ammonium and solved organic nitrogen (SON) were dominant; the mean value of exchangeable nitrogen (EN) increased from 82.50 mg·kg⁻¹ to 165.32 mg·kg⁻¹ with ammonium being the main species; the mean value of acid solution nitrogen (HN), which gave priority to amino acid nitrogen (AAN), decreased from 1044.70 mg·kg⁻¹ to 815.93 mg·kg⁻¹, and residual nitrogen (RN) basically remained unchanged. In the submerged cultivation process, acid solution state of total nitrogen fell from 67.18% to 52.50%, the reduction was mainly caused by mineralization and decomposition of AAN and ammonium nitrogen (AN), moreover, AAN was one of the most effective sources of inorganic nitrogen after sediment mineralization. Comparison of the results of estuaries and lakes showed that, the larger the amount of sediment was, the more the mineralized inorganic nitrogen was.

Key words: sediment; mineralization; nitrogen; forms; Lihu Lake

氮素 (N) 是生命活动所需的基本营养元素, 也是引发水体富营养化的关键元素之一^[1-3]. 沉积物氮含量、形态及其分布特征与湖泊沉积物氮内源负荷息息相关, 并且可以在解吸附、分解、配位体交换以及酶水解作用下, 通过扩散、再悬浮、生物扰动等方式进入上覆水体, 维持甚至进一步加剧湖泊的富营养化水平. 然而并不是所有形态的沉积物氮都能直接释放进入上覆水, 只有沉积物“活跃”的氮组分才能在沉积物-水界面发生着迁移和转化^[4-7]. 因此, 沉积物中不同氮形态的空间分布特征及其转化是研究沉积物-水界面氮循环的基础.

沉积物中氮赋存形态总体上分为有机氮和无机

氮, 进一步可根据释放能力大小并通过连续提取法进一步划分为游离态氮、可交换态氮、酸解态氮以及残渣态氮^[8,9]. 有研究表明, 沉积物中氮以有机氮为主, 比例可达到 85% ~ 90%, 而有机氮矿化能力及其季节间的消长对湖泊水华的暴发具有重大影响^[10].

近年来, 国内外学者对沉积物氮素释放方面做了大量研究^[11-16], 但是关于沉积物氮素矿化过程中氮的赋存形态变化方面研究得较少. 蠡湖是一个外

收稿日期: 2016-05-15; 修订日期: 2016-08-01

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项 (2012ZX07101-013)

作者简介: 赵丽 (1987 ~), 女, 硕士, 主要研究方向为湖泊水环境, E-mail: zhaoli20061212@126.com

* 通讯联系人, E-mail: jiangxia@ craes.org.cn

源基本消除的半封闭湖泊,与周边河流基本上以闸控的方式隔绝. 经过近 10 年的环境整治,水体总氮显著改善,整体上满足Ⅳ类景观水体要求,但部分区域水质仍处于 V ~ 劣 V 类水平,尤其是底泥蓄积较厚的区域,总氮浓度一直处于 $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右^[12]. 本文采用淹水培养法并结合沉积物氮形态的连续提取法来研究沉积物矿化过程中不同赋存形态氮含量的变化特征,以期为进一步研究氮素在水-沉积物之间的迁移过程提供依据,同时可为蠡湖水环境治理提供科学依据.

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

蠡湖位于太湖北部 ($120.13^{\circ} \text{E} \sim 120.27^{\circ} \text{E}$, $31.28^{\circ} \text{N} \sim 31.35^{\circ} \text{N}$),东西长约 6 km,南北宽 0.3 ~ 1.8 km,正常水位时湖体周长约 21 km,面积约 8.6 km^2 ,换水周期约 400 d,平均水深 2.2 m. 蠡湖经梁溪河闸、蠡湖闸及支流与梅梁湾相通,通过曹王泾、长广溪等分别与京杭大运河、贡湖相连接,湖周围还有一些小河及断头浜,是一个既相对独立又与太湖湖体相通的城市水体^[13].

1.2 样品的采集及处理

鉴于河口处受人类影响较大,分别在湖区(1 ~ 6)、河口(7 ~ 12)各选取代表性的 6 个点位(图 1),于 2015 年 4 月,用柱状采样器(04.23 BEEKER, Eijkelp, NL)采集表层 2 cm 的沉积物样品,每个采样点位采集 3 个平行样现场混匀,装入密封袋,4℃ 保存. 沉积物鲜样经粗筛弃去杂物,经 -40°C 真空冷冻干燥后,研磨、过 100 目(0.149 mm)的筛子保存于密封袋中备用.

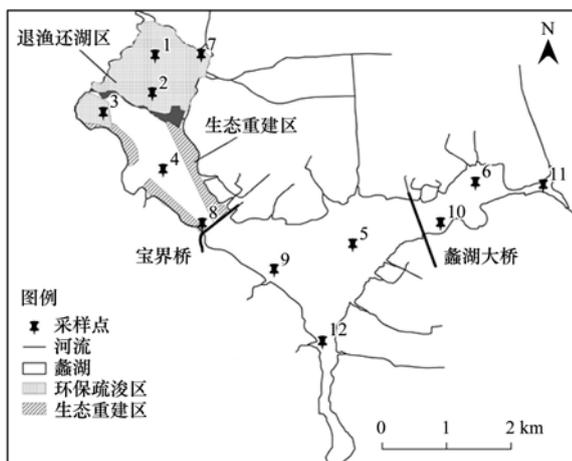


图 1 采样点分布示意

Fig. 1 Sampling points and location of Lihu Lake

1.3 淹水培养法

淹水培养采用 Worsfold 提出的改进方法^[17]. 称取过 100 目孔筛的冻干土样 2 g,置于 100 mL 离心管中,每个沉积物样品装 3 管,每管注入 40 mL 超纯水,加塞、密闭,在温度为 40°C 的恒温培养箱内培养 3、7、15 d,取出样品放入摇床, 25°C 、220 $\text{r} \cdot \text{min}^{-1}$,振荡 2 h, 7000 $\text{r} \cdot \text{min}^{-1}$ 离心 15 min,取出上清液测定总氮、氨氮和硝氮.

1.4 样品分析及数据处理

参照国内其它氮形态分级提取方法,将沉积物氮形态分为:游离态氮(FN)、可交换态氮(EN)、酸解态氮(HN)和残渣态氮(RN)^[18]. 其中,游离态氮的提取液为超纯水,水土比例为 20:1; EN 的提取液为 $2 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的氯化钾,提取溶液和土的比例为 20:1; 酸解态氮的提取液为 $6 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的盐酸,提取液和土的比例为 20:1; 残渣态氮采用凯氏定氮法. 具体测定方法见文献^[18].

所有样品分析均做 3 次平行,试验结果均以 3 次样品分析的平均值表示(3 次分析结果的误差范围 $< 5\%$),并用沉积物标准品(GBW07303a)进行检验,回收率在 95% ~ 109% 之间. 试验数据采用 Excel 2010、Origin 9.0 以及 SPSS 19.0 软件进行统计检验、绘图和分析.

2 结果与分析

2.1 游离态氮(FN)赋存形态的变化特征

沉积物中 FN 是最容易释放到水中的氮赋存形态,主要包括游离态氨氮($\text{NH}_4^+ \text{-N}$)、硝氮($\text{NO}_3^- \text{-N}$)和溶解态有机氮(SON),淹水培养过程中沉积物 FN 的变化如图 2 所示.

从图 2 可以看出,游离态氨氮、有机氮和总氮含量随培养时间的延长呈逐渐递增的趋势,硝氮含量较少,且随培养时间的增加而减少. 总体而言,沉积物中总氮的平均含量从初始的 $94.26 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 增加到 15 d 的 $230.70 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,其中增加量主要来源于氨氮,从 $29.81 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 增加到 $121.56 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,增加量占总氮增加量的 67.25%;其次是有机氮,从 $56.89 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 增加到 $107.73 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,增加量占总氮增加量的 37.26%. 从湖区与河口的对比分析来看,湖区各种氮赋存形态的平均含量显著低于河口 ($P < 0.01$),其中,湖区氨氮、有机氮的增加量分别为 $63.44 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $41.37 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,河口氨氮、有机氮的增加量分别为 $120.06 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $60.32 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

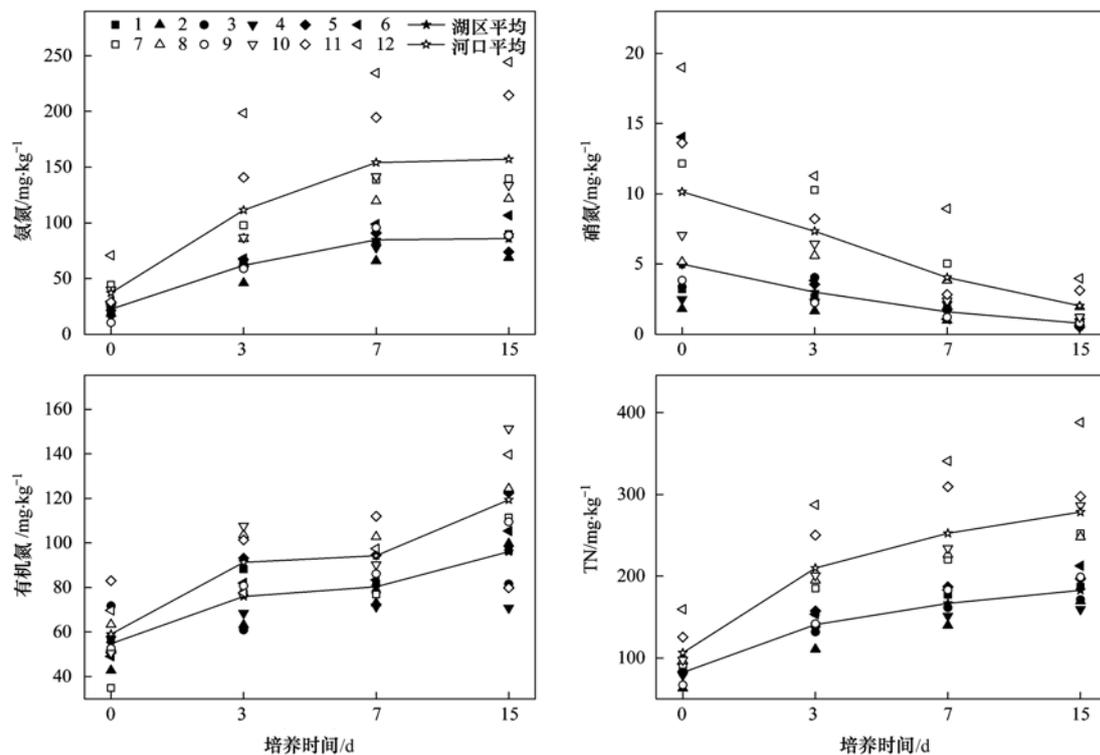


图 2 游离态氮含量变化

Fig. 2 Changes of free nitrogen

矿化刚开始时,容易分解的物质被氨化微生物迅速分解^[19,20].随着易矿化有机物的消耗和 NH_4^+ 的累积,氨化微生物活动受到抑制,进而导致铵态氮累积量减少;同时微生物快速的繁殖,加之含氮有机物分解过程产生的中间产物都直接进入矿化水体中,导致 SON 含量的快速增加。 NO_3^- -N呈下降的趋势,但含量很低,且仅在开始的几天能测出.河口和湖区 NO_3^- -N无明显差异,主要是由于厌氧条件下抑制了硝化细菌的活动,有利于有机氮的氨化,培养的最终产物是铵态氮.

2.2 可交换态氮(EN)的赋存形态变化特征

沉积物中EN可以通过吸附-解吸作用、离子交换作用以及各种生物扰动作用不断与间隙水体保持动态平衡,在沉积物氮循环中占有极其重要的地位^[21~24],包括可交换态氨氮(NH_4^+ -N)、硝氮(NO_3^- -N)和可交换态有机氮(SON).沉积物矿化过程中可交换态氮的变化特征如图3所示.

从图3可以看出,沉积物中可交换态氮中氨氮和总氮的含量随培养时间的延长而增加,有机氮和硝氮的含量却相反,随培养时间的延长而减少,硝氮的含量较少,这里不予以考虑.从整体上来看,可交换态总氮的平均含量从初始的 $82.50 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 增加到15 d的 $165.32 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,增加了 $82.81 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,

氨氮含量从 $51.56 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 增加到 $153.34 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,增加了 $101.78 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$;而有机氮含量从 $29.20 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 减少到 $11.06 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,减少了 $18.14 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.与游离态氮一样,湖区各种氮赋存形态的平均含量显著低于河口($P < 0.01$),湖区、河口氨氮的增加量分别为 $71.44 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $132.12 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,湖区、河口有机氮的减少量分别为 $13.52 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $22.76 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

2.3 酸解态氮(HN)的赋存形态变化特征

用 $6 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1} \text{ HCl}$ 于 $(120 \pm 2)^\circ\text{C}$ 水解土壤20 h,将土壤中能酸分解的氮称为酸解态氮.包括酸解铵态氮(AN)、氨基酸态氮(AAN)、氨基糖态氮(ASN)和酸解未鉴定态氮(HUN),矿化过程中沉积物酸解态氮含量的变化如图4所示.

从图4可以看出,沉积物酸解态氮各种赋存形态均随培养时间的延长而减少,酸解态总氮平均含量初始值为 $1044.70 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,到15 d减少到 $815.93 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,减少了 $228.77 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,其中AN、AAN、ASN和HUN的减少量分别占总氮减少量的30.58%、50.87%、29.30%和15.62%.AAN减少量最大,其次是AN,ASN减少量最小.除HUN外,湖区AN、AAN、ASN的平均含量显著低于河口.湖区AN、AAN、ASN、HUN的减少量分别为60.36、

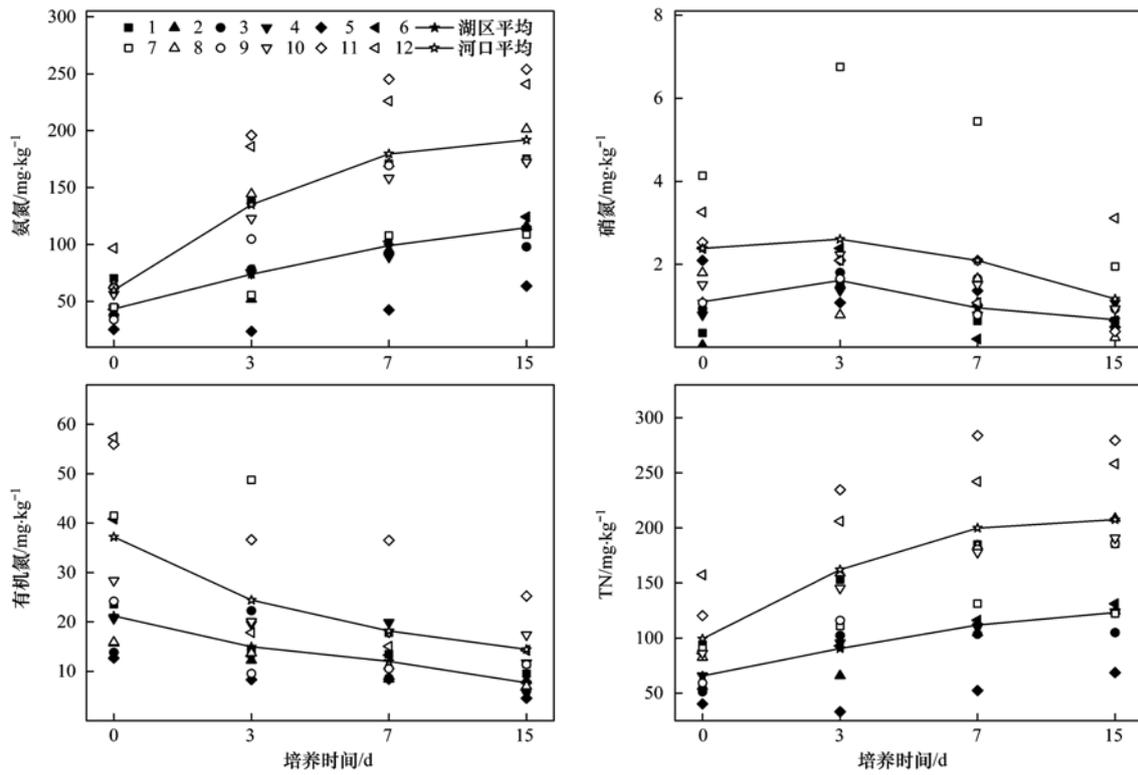


图3 可交换态氮含量变化

Fig. 3 Changes of exchange nitrogen

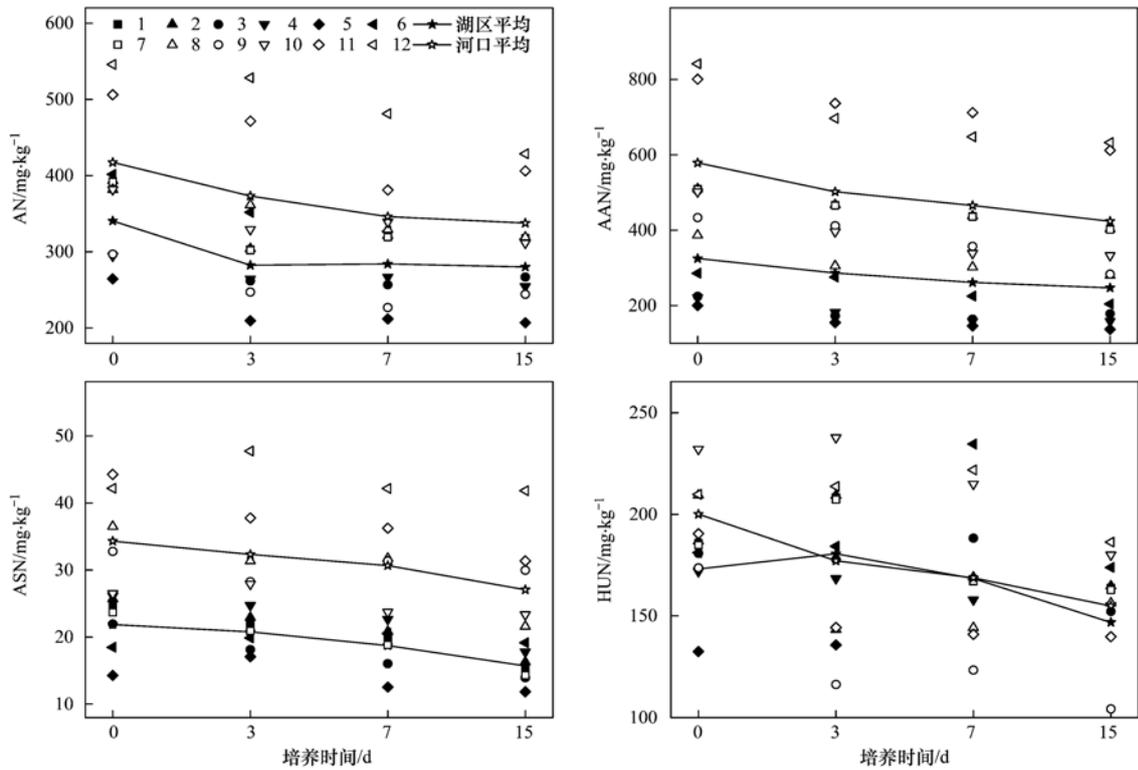


图4 酸解态氮含量变化

Fig. 4 Changes of nitrogen acid solution

77.71、6.16、16.25 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 河口 AN、AAN、ASN 的减少量分别为 79.56、155.03、7.25、45.14 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. 酸解态氮的大量减少主要是因为矿化过程中, 在微生物的作用下, 将此部分氮转化并分配到了可交换态和游离态中^[1].

2.4 残渣态氮(RN)的变化特征

表层沉积物 RN 的含量随培养时间的延长稍有减少, 但变化很小如图 5 所示. 湖区 RN 的平均含量明显低于河口, 湖区、河口 RN 的减少量仅有 28 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、11 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. RN 是主要以有机杂环态存在, 或者与杂环或芳香环键结合在一起的有机结合氮^[25]. 这部分氮主要来源于缩合程度较高的腐殖质结构成分, 很难被分解或转化.

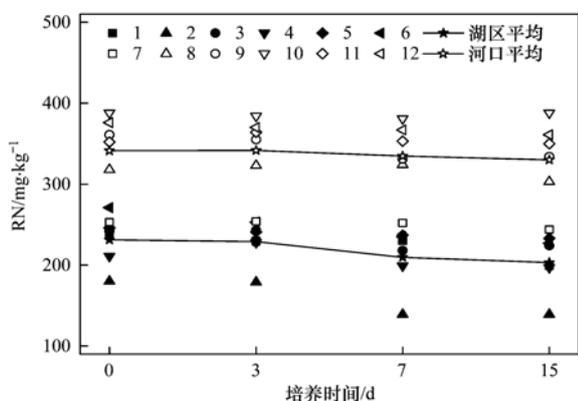


图 5 残渣态氮含量变化

Fig. 5 Changes of residual nitrogen

3 讨论

沉积物氮素矿化过程实质上是由微生物驱动的将有机氮转化为无机氮的过程. 沉积物中复杂含氮有机物质在微生物的作用下, 经氨基化作用逐步分解为简单有机态氨基化合物, 再经氨化作用转化成氨和其他较简单的中间产物. 氨化作用释放出的氨

大部分与有机或无机酸结合成铵盐^[26,27]. 淹水培养条件下, 沉积物有相当长时间处于厌氧环境中, 连续淹水培养更能模拟沉积物在自然状态下的氮矿化过程. 本试验中, 在 40°C 下沉积物有机氮矿化速率快, 很快能达到平稳状况, 即能够充分地反映沉积物潜在可释放氮的状况. 同时, 在淹水培养过程中, 由于厌氧条件下抑制了硝化细菌的活动, 有利于有机氮的氨化^[28]. 在培养初期, 矿化氮累积量很快达到各自的最大值, 说明其中的氨化微生物的作用很强, 它们以有机物为碳源, 矿化出来的无机氮为氮源, 迅速繁殖, 从而保证了有机氮的迅速矿化. 同时, 微生物在参与沉积物有机物分解与合成的同时, 还同化沉积物有机质及一些矿质养分构成其生物量. 因此, 在沉积物淹水培养过程中, 有机氮的矿化作用和微生物的生物固持作用同时存在.

本研究中, 沉积物中不同氮赋存形态的含量变化情况不同 (如图 6), 随培养时间的增加, 水提取态氮占沉积物总氮的质量分数从 6.59% 升高到 15.94%, 以氨氮为主, 而 SON 也占有较大比重, 可能是生物固持的微生物氮以及含氮有机物分解的中间产物; 可交换态氮占沉积物总氮的质量分数从 5.45% 升高到 11.18%, 其中以氨氮占绝对优势; 而酸解态氮占沉积物总氮的质量分数是从 67.18% 下降到 52.50%, 以氨基酸态氮为主, 而残渣态氮基本保持不变.

沉积物中酸解态氮经矿化作用呈下降趋势. 酸解态总氮由初始值 1044.70 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 降低到 815.93 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 其中 AN 由 378.90 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 降低到 308.93 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 减少了 69.96 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; AAN 由 451.85 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 降低到 335.48 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 减少了 116.37 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 而 ASN 和酸解未知态氮变化不大. 通过培养初始状态下酸解态总氮与 15 d 培养后酸解态

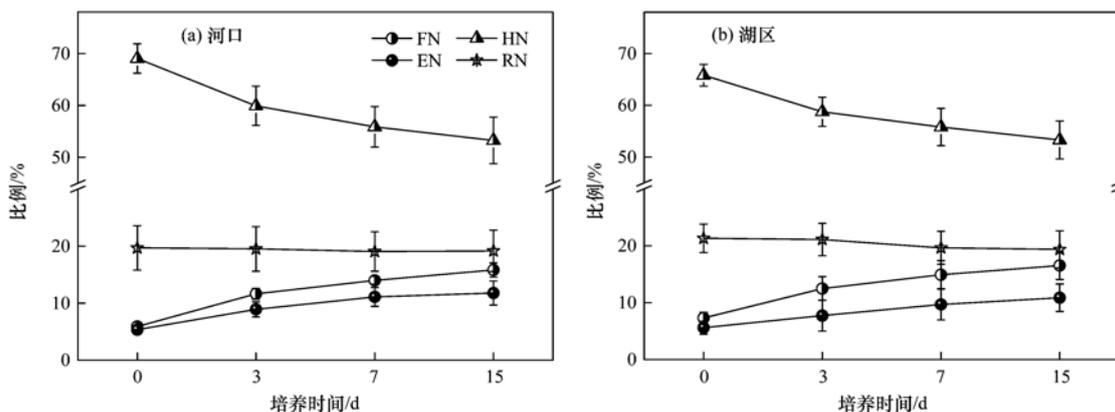


图 6 淹水培养过程中河口和湖区沉积物氮形态变化特征

Fig. 6 Changes of nitrogen forms in estuary and lake in the process of flooding cultivation

总氮之间的差值,分别与 AN、AAN、ASN 和 HUN 在淹水培养前后的差值做回归分析,见图 7。

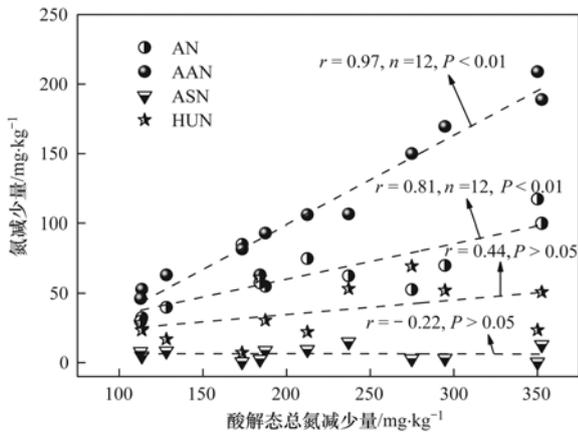


图 7 沉积物酸解态总氮减少量与 AN、AAN、ASN 和 HUN 的相关性

Fig. 7 Correlation between AN, AAN, ASN, HUN and total reduction of HN in sediments

从图 7 可以看出, AAN 和 AN 的减少量与酸解态总氮的减少量呈显著正相关, 而 ASN 和 HUN 的减少量与酸解态总氮的减少量相关性不大. 说明淹水培养过程中酸解态总氮的减少主要由 AAN 和 AN 的矿化分解引起. 进一步通过 AAN 和 AN 的相关比例及相关性的决定系数(r)可以看出, AAN 是沉积物矿化后无机氮最有效来源之一, 其次是 AN 和 HUN.

河口沉积物总氮、酸解态氮含量显著高于湖区, 可矿化态氮含量也较湖区高, 占沉积物总氮比例均值分别为 14.17% 和 11.97%, 说明沉积物总氮及酸解态无机氮含量越大, 能分解释放出来无机氮潜能也越大. 先前的研究表明^[28], 土壤或者沉积物淹水培养过程中, 累积矿化量达到最大值后会迅速下降. 而本次研究淹水培养时间较短, 还未出现快速下降阶段. 淹水培养过程中, 有机氮的矿化与无机氮的微生物固持两者究竟谁占优势, 可能取决于有沉积物有机氮的含量、C/N 以及外加碳源的有效性. 下一阶段将通过野外调查和室内模拟进一步进行分析.

蠡湖经过十多年的环境整治工程, 外源污染基本得到消除, 水质有了大幅的改善, 总体水质也由劣 V 类水体转变为 IV 类, 但水体氮元素在空间分布上差异十分显著, 在未开展过底泥疏浚的东蠡湖的湖湾淤泥较厚, 水体总氮一直维持在 $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 本研究中, 沉积物氮矿化过程中, FN、EN 总量均随培养时间的延长而增加, 而酸解态氮随培养时间的延长

而减少, 说明沉积物氮矿化过程将有机氮转化为无机氮, 进而释放到上覆水体中维持水体中氮元素在一个较高的水平. 因此, 蠡湖在后续的综合治理中, 应注意加强污染底泥的修复和沉水植物的恢复及优化调控, 从而抑制底泥对上覆水体的影响.

4 结论

(1) 沉积物氮矿化过程中, FN、EN 总量均随培养时间的延长而增加, 平均含量分别由 $94.26 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $82.50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 增加到 $230.71 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $165.32 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, HN 恰好相反, 随培养时间的延长而减少, 由起始的 $1044.70 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 减少到 $815.93 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 而 RN 含量基本保持不变, 且沉积物氮总量越大, 可矿化无机氮越大.

(2) FN 占沉积物总氮的百分比从 6.59% 升高到 15.94%, 以氨氮为主, 而 SON 也占有较大比重; EN 占沉积物总氮的百分比从 5.45% 升高到 11.18%, 其中以氨氮占绝对优势; 而 HN 占沉积物总氮的百分比是从 67.18% 下降到 52.50%, 以氨基酸态氮为主.

(3) 淹水培养过程中酸解态总氮的减少主要由 AAN 和 AN 的矿化分解引起, 且 AAN 是沉积物矿化后无机氮最有效来源之一, 其次是 AN 和 HUN.

参考文献:

- [1] 王书航, 姜霞, 钟立香, 等. 巢湖沉积物不同形态氮季节性赋存特征[J]. 环境科学, 2010, 31(4): 946-953.
Wang S H, Jiang X, Zhong L X, et al. Seasonal occurrence characteristics of different forms of nitrogen in the sediments of Chaohu Lake[J]. Environmental Science, 2010, 31(4): 946-953.
- [2] Shan L N, He Y F, Chen J, et al. Nitrogen surface runoff losses from a Chinese cabbage field under different nitrogen treatments in the Taihu Lake Basin, China [J]. Agricultural Water Management, 2015, 159: 255-263.
- [3] Han H J, Lu X X, Burger D F, et al. Nitrogen dynamics at the sediment-water interface in a tropical reservoir [J]. Ecological Engineering, 2014, 73: 146-153.
- [4] Jing L D, Wu C X, Liu J T, et al. The effects of dredging on nitrogen balance in sediment-water microcosms and implications to dredging projects [J]. Ecological Engineering, 2013, 52: 167-174.
- [5] Busigny V, Lebeau O, Ader M, et al. Nitrogen cycle in the Late Archean ferruginous ocean [J]. Chemical Geology, 2013, 362: 115-130.
- [6] 沈洪艳, 张绵绵, 倪兆奎, 等. 鄱阳湖沉积物可转化态氮分布特征及其对江湖关系变化的响应[J]. 环境科学, 2015, 36(1): 87-93.
Shen H Y, Zhang M M, Ni Z K, et al. Distribution of transferable nitrogen in Poyang Lake sediments and its response to the variation of river-Lake relationship [J]. Environmental

- Science, 2015, **36**(1): 87-93.
- [7] Wang S R, Jin X C, Niu D L, *et al.* Potentially mineralizable nitrogen in sediments of the shallow lakes in the middle and lower reaches of the Yangtze River area in China [J]. Applied Geochemistry, 2009, **24**(9): 1788-1792.
- [8] Li Z Y, Jia G D. Separation of total nitrogen from sediments into organic and inorganic forms for isotopic analysis [J]. Organic Geochemistry, 2011, **42**(3): 296-299.
- [9] Sun W W, Shen J, Zhang E L, *et al.* Stable nitrogen isotope record of lacustrine sediments in Lake Onuma (Northern Japan) indicates regional hydrological variability during the past four centuries [J]. Quaternary International, 2016, **397**: 307-316.
- [10] Cabezas A, Pallasch M, Schönfelder I, *et al.* Carbon, nitrogen, and phosphorus accumulation in novel ecosystems: shallow lakes in degraded fen areas [J]. Ecological Engineering, 2014, **66**: 63-71.
- [11] Rooze J, Meile C. The effect of redox conditions and bioirrigation on nitrogen isotope fractionation in marine sediments [J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 2016, **184**: 227-239.
- [12] 王书航, 王雯雯, 姜霞, 等. 蠡湖水体氮、磷时空变化及差异性分析 [J]. 中国环境科学, 2014, **34**(5): 1268-1276.
Wang S H, Wang W W, Jiang X, *et al.* Spatial-temporal dynamic changes of nitrogen and phosphorus and difference analysis in water body of Lihu Lake [J]. China Environmental Science, 2014, **34**(5): 1268-1276.
- [13] 胡佳晨, 姜霞, 李永峰, 等. 环境治理工程对蠡湖水体中氮空间分布的影响 [J]. 环境科学研究, 2013, **26**(4): 380-388.
Hu J C, Jiang X, Li Y F, *et al.* Influences of environmental governance project on spatial distribution of nitrogen in Lihu Lake [J]. Research of Environmental Sciences, 2013, **26**(4): 380-388.
- [14] Chen M, Jiang H L. Relative contribution of iron reduction to sediments organic matter mineralization in contrasting habitats of a shallow eutrophic freshwater lake [J]. Environmental Pollution, 2013, **213**: 904-912.
- [15] 杨玉玮, 高学鲁, 李培苗. 烟台四十里湾柱状沉积物氮形态地球化学特征 [J]. 环境科学, 2012, **33**(10): 3449-3456.
Yang Y W, Gao X L, Li P M. Geochemical characteristics of nitrogen in core sediments from Sishili Bay, China [J]. Environmental Science, 2012, **33**(10): 3449-3456.
- [16] 马久远, 王国祥, 李振国, 等. 太湖南运河入湖河口沉积物氮素分布特征 [J]. 环境科学, 2014, **35**(2): 577-584.
Ma J Y, Wang G X, Li Z G, *et al.* Distribution of nitrogen in the sediment of Taige South River Estuary [J]. Environmental Science, 2014, **35**(2): 577-584.
- [17] 孟亚媛, 王圣瑞, 焦立新, 等. 滇池表层沉积物氮污染特征及其潜在矿化能力 [J]. 环境科学, 2015, **36**(2): 471-480.
Meng Y Y, Wang S R, Jiao L X, *et al.* Characteristics of nitrogen pollution and the potential mineralization in surface sediments of Dianchi Lake [J]. Environmental Science, 2015, **36**(2): 471-480.
- [18] 姜霞, 王书航. 沉积物质量调查评估手册 [M]. 北京: 科学出版社, 2012.
- [19] Urakawa R, Ohte N, Shibata H, *et al.* Factor contributing to soil nitrogen mineralization and nitrification rates of forest soils in the Japanese archipelago [J]. Forest Ecology and Management, 2016, **361**: 382-396.
- [20] Geurts J J M, Smolders A J P, Banach A M, *et al.* The interaction between decomposition, net N and P mineralization and their mobilization to the surface water in fens [J]. Water Research, 2010, **44**(11): 3487-3495.
- [21] Goñi M A, Moore E, Kurtz A, *et al.* Organic matter compositions and loadings in soils and sediments along the Fly River, Papua New Guinea [J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 2014, **140**: 275-296.
- [22] Shang J G, Zhang L, Shi C J, *et al.* Influence of Chironomid Larvae on oxygen and nitrogen fluxes across the sediment-water interface (Lake Taihu, China) [J]. Journal of Environmental Sciences, 2013, **25**(5): 978-985.
- [23] Yu J, Fan C, Zhong J, *et al.* Evaluation of *in situ* simulated dredging to reduce internal nitrogen flux across the sediment-water interface in Lake Taihu, China [J]. Environmental Pollution, 2016, **214**: 866-877.
- [24] Mortazavi B, Horel A, Anders J S, *et al.* Enhancing the biodegradation of oil in sandy sediments with choline: a naturally methylated nitrogen compound [J]. Environmental Pollution, 2013, **182**: 53-62.
- [25] 王雯雯, 王书航, 姜霞, 等. 洞庭湖沉积物不同形态氮赋存特征及其释放风险 [J]. 环境科学研究, 2013, **26**(6): 598-605.
Wang W W, Wang S H, Jiang X, *et al.* Occurrence characteristics and release risk of nitrogen fractions in sediments of Dongting Lake [J]. Research of Environmental Sciences, 2013, **26**(6): 598-605.
- [26] 李紫燕, 李世清, 李生秀. 黄土高原典型土壤有机氮矿化过程 [J]. 生态学报, 2008, **28**(10): 4940-4950.
Li Z Y, Li S Q, Li S X. Organic N mineralization in typical soils of the Loess Plateau [J]. Acta Ecologica Sinica, 2008, **28**(10): 4940-4950.
- [27] 林俊杰, 张帅, 杨振宇, 等. 干湿循环对三峡支流消落带沉积物中可转化态氮及其形态分布的影响 [J]. 环境科学, 2015, **36**(7): 2459-2464.
Lin J J, Zhang S, Yang Z Y, *et al.* Effect of drought and subsequent re-wetting cycles on transferable nitrogen and its form distribution in the sediment of water level fluctuating zone in the tributary of Three Gorge reservoir areas [J]. Environmental Science, 2015, **36**(7): 2459-2464.
- [28] 卢红玲, 李世清, 金发会, 等. 可溶性有机氮在评价土壤供氮能力中的作用与效果 [J]. 中国农业科学, 2008, **41**(4): 1073-1082.
Lu H L, Li S Q, Jin F H, *et al.* Effect of soluble organic nitrogen on evaluating soil N-supplying capacity [J]. Scientia Agricultura Sinica, 2008, **41**(4): 1073-1082.

《环境科学》第6届编辑委员会

主 编: 赵进才

副主编: 赵景柱 郝吉明 田 刚

编 委: (按姓氏笔画排序)

万国江 王华聪 王凯军 王绪绪 田 刚 田 静 史培军
朱永官 刘志培 刘 毅 汤鸿霄 孟 伟 周宗灿 林金明
赵进才 赵景柱 姜 林 郝郑平 郝吉明 聂永丰 黄 霞
黄 耀 鲍 强 潘 纲 潘 涛 魏复盛

环 境 科 学

(HUANJING KEXUE)

(月刊 1976年8月创刊)

2016年12月15日 第37卷 第12期(卷终)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

(Monthly Started in 1976)

Vol. 37 No. 12 Dec. 15, 2016

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	赵进才	Editor-in -Chief		ZHAO Jin-cai
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	中国国际图书贸易集团有限公司 (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: 120.00元

国外发行代号: M 205

国内外公开发行