

水淹-出露对消落带土壤氮形态的影响

张志永¹, 胡红青², 鲁泽禹², 朱 稳¹, 张 钊¹, 邹 曦¹

(1. 水利部中国科学院水工程生态研究所, 水利部水工程生态效应与生态修复重点实验室, 武汉 430079;

2. 华中农业大学资源与环境学院, 武汉 430070)

摘要: 研究水淹持续时间、水淹深度对消落带土壤有机氮和无机氮形态及其含量的影响, 为准确预测消落带土壤氮形态及其含量的演变趋势提供支撑。在重庆市开州区渠口镇三峡水库消落带, 通过原位浮台装置, 将盛有消落带土壤的试验组塑料盆悬挂于水深 2.5 和 15 m 处, 水淹 60、180 d, 出露 180 d, 再次水淹 180 d; 对照组塑料盆置于原位浮台上。结果表明: 水淹处理的土壤 pH 高于对照组, 土壤氮形态及含量也发生了显著变化; 水淹环境会导致消落带土壤不同形态氮之间发生相互转化, 对照组土壤全氮、酸解全氮和氨基糖态氮含量均值分别为 (1 188.11 ± 83.46)、(702.79 ± 154.81)、(170.78 ± 70.86) mg/kg, 水淹处理的土壤全氮含量 (1 287.25 ± 15.93) mg/kg、酸解全氮含量 (872.04 ± 20.73) mg/kg, 氨基糖态氮含量均值 (148.13 ± 18.99) mg/kg; 随着水淹深度的增加, 土壤全氮、酸解全氮含量呈增加趋势, 氨基糖态氮、铵态氮和硝态氮含量呈下降趋势; 水淹-出露-再水淹会导致消落带土壤碳、氮等营养元素的流失, 再次水淹 180 d, 消落带土壤全碳、全氮、酸解氨态氮、氨基糖态氮、硝态氮含量低于对照组; 消落带土壤氮的形态相互转化过程受土壤酶活性及水淹环境(光照和水温等)的影响, 土壤脲酶与全氮、氨基酸态氮、酸解氨态氮、硝态氮显著正相关, 与非酸解氮显著负相关。硝酸还原酶与全氮、酸解全氮显著负相关; 亚硝酸还原酶活性与酸解全氮、氨基酸氮和酸解氨态氮显著正相关, 羟胺还原酶活性与硝态氮显著正相关。

关键词: 三峡水库; 消落带; 土壤氮; 酶

中图分类号: X506 **文献标志码:** A **文章编号:** 1674-3075(2020)04-0063-10

氮是构成生命体的重要元素, 氮素循环以及土壤、沉积物氮的来源、形态、转化等特性一直是农业和生态环境保护研究的热点(吴丰昌等, 2010; 李文军等, 2019)。氮一般可分为无机氮和有机氮, 氮通过生物固定过程从无机氮可变化为有机氮, 有机氮经过氨化作用、硝化作用可转变为无机氮(铵态氮和硝态氮)(黄昌勇和徐建明, 2010)。无机氮主要有铵态氮、硝态氮和亚硝态氮等, 可被水生生物直接吸收, 是水华暴发的关键环境因子之一(刘波等, 2011; Zehr & Kudela, 2011; Thamdrup, 2012)。土壤和沉积物有机氮占全氮的 90% 以上, 对有机氮的研究侧重于水稻土(李强等, 2015)、森林土壤(丁咸庆等, 2015)和草地(王晓锋等, 2015)、沉积物(Ma et al,

2003)等。通常将有机氮分为水解性氮和非水解性氮, 其中水解性氮又包括氨态氮、氨基糖态氮、氨基酸态氮和未知氮等(Bremner & Lancaster, 1965)。非水解性氮, 是与土壤矿物结合紧密或进入粘土矿物晶格内的不易分解的含氮化合物, 即氨基糖态氮, 主要包括氨基葡萄糖和氨基半乳糖, 以复合态形式存在。氨基酸态氮易被作物和微生物直接利用或经过酶裂解作用转化为小分子被吸收利用(Bremner & Lancaster, 1965; 李辉等, 2014)。大部分有机氮必须通过矿化过程转化为无机氮才能被植物吸收利用(李紫燕等, 2008), 氨基酸态氮是土壤可矿化氮的主要来源(李文军等, 2019; 丛耀辉等, 2016)。也有一部分有机氮能溶于水或可被盐溶液所提取(可溶性有机氮), 作为直接营养物质被植物和微生物吸收, 被视为流域水体富营养化的主要氮污染源之一(冯伟莹等, 2013; 程杰等, 2014; 陈红等, 2017)。已有研究表明土壤和沉积物氮素的转化过程, 主要包括黏土矿物表面固定和液相氨之间的转化, 氮素的损失(氨的挥发、淋洗和反硝化)、有机氮的矿化以及无机氮的生物固定等(阳立平等, 2014), 其过程受氧气、温度和 pH 等多种因素影响(于航等, 2011; 李源

收稿日期: 2019-07-17

基金项目: 国家重点研发计划项目(2016YFC0502208); 国家自然科学基金项目(51679154); 重庆市技术创新与应用示范项目(cstc2018jzjx-zdyfxmX0021)。

作者简介: 张志永, 1979年生, 男, 副研究员, 主要研究方向为土壤化学与环境。E-mail: zhangzy@mail.ihe.ac.cn

通信作者: 邹曦, 1982年生, 女, 副研究员, 主要从事水生态修复研究。E-mail: zoux@mail.ihe.ac.cn

等,2014)。

三峡水库2010年达到正常蓄水位175 m,在形成221.5亿 m^3 防洪库容的同时,在库周形成了面积为300余 km^2 消落带。三峡水库消落带呈周期性干湿交替,对消落带土壤氮的研究以野外调查为主,主要涉及落干期土壤可转化氮的分布特征(常超等,2011;张彬等,2012;何立平等,2016;程丽等,2016)、典型草本植物根际土壤无机氮形态(王晓锋等,2015)等,对有机氮的研究较少,关于水淹期间消落带土壤氮形态的变化、水环境和氮相关酶活性与氮形态的关系等方面的研究尚未见报道。2014年通过原位浮台装置开展试验,旨在揭示水淹持续时间、水淹深度对消落带土壤有机氮和无机氮形态及其含量的影响,为准确预测消落带土壤氮形态及其含量的演变趋势提供支撑。

1 材料与方法

1.1 试验地点

试验地点位于重庆市开州区渠口镇三峡水库消落带(108°30′25.90″E,31°8′43.56″N)。区域1985-2005年的年均气温18.3℃,1957-2005年的年均日照1354.5 h,空气相对湿度均为80%,年均降雨量1385 mm,集中于每年的5-9月(占全年的75%~80%)(开县地方志编纂委员会,2010)。

1.2 试验装置

原位浮台装置由油桶和钢架组成,见图1。



图1 原位浮台

Fig.1 In situ floating platform

1.3 试验设计

1.3.1 试验材料 4-5月采集表层(0~20 cm)土壤,风干后混合均匀,装入40个塑料盆,每盆5 kg。为更接近于消落带实况,在土壤中栽植狗牙根的根茎20株,长20~25 cm。选取生物量一致的4盆

作为平行,并做标记。

1.3.2 淹没水深 试验前经测定,水深超过15 m的水层光照和溶解氧变化不大,因此本试验设置的淹没水深为2、5、15 m。

1.3.3 水淹和出露时间 根据长江水文网实时水情(2013-2015年),三峡水库高程160、165、170 m的消落区水淹时间为228、178、106 d,平均171 d;出露时间127、203、253 d,平均194 d。因此本试验设置的水淹和出露时间均为180 d。三峡水库高程173 m消落区的水淹时间平均为69 d,故另设置了水淹60 d、出露180 d处理。

1.3.4 试验流程 设对照组(淹没水深0 m)和3个试验组(淹没水深2、5、15 m),试验开始前(before),测定各组的相关指标,取平均值。11月中旬开始水淹-出露试验。将塑料盆吊入水深2、5、15 m处,每个水深组12盆;对照组4盆,放在浮台上。

水淹第60天(F60),各水深取出4盆测定相关指标,取平均值。水淹第180天(F180),各水深再取出4盆测定相关指标,取平均值;同时取出所有水下盆出露。出露第180天(D180)测定各水深组相关指标,取平均值;将测定指标后的试验盆再吊到相应的水深。再次淹没后第180天(F'180)取出,测定相关指标,取平均值。对照组相关指标与试验组同步测定。

1.4 指标测定方法

1.4.1 水环境指标、土壤pH、土壤全碳、全氮测定

(1)水环境指标测定。在消落带水淹土壤采样当天8:00、12:00和16:00测定水环境指标3次。采用ZDS-10W-2D型水下照度计测定光照度,2100Q IS型浊度仪测定水体浊度,便携式水质分析仪(YSI-650)现场测定水温、电导率、溶解氧(DO)和pH。

(2)土壤pH测定。称取6 g过10目筛的土壤于50 mL离心管中,用1:2.5的0.01 mol/L CaCl_2 浸提土壤,用Mettler Moledo S210-K测定pH。

(3)土壤全碳、全氮测定。采用元素分析仪测定消落带土壤全碳含量,凯式法测定土壤全氮含量。

1.4.2 土壤有机氮形态测定 有机氮组分测定采用Bremner法。称取过100目筛的土壤风干样品2.5 g至10 mL安瓿瓶(王晋等,2014)中,加入2滴正辛醇、8 mL 6 mol/L HCl,轻轻摇匀,封口后置于烘箱中(110℃),水解12 h,用3号砂芯漏斗过滤入50 mL烧杯。用超纯水少量多次冲洗残渣,过滤入烧杯中,至滤液体积约24 mL。将烧杯放在碎冰中,

逐滴加入 5 mol/L NaOH,边加边搅拌,直到水解液 pH=5;然后再逐滴小心加入 0.5 mol/L NaOH,边加边搅拌,直至 pH=6.5±0.1。将酸解液转移至 50 mL 容量瓶,定容,储存于冰箱中备用。采用凯式法测定酸解液中的酸解全氮(Total hydrolysable N),氧化镁蒸馏法测定酸解氨态氮(Ammonia N),磷酸盐-硼酸盐缓冲液蒸馏法测定氨态氮及氨基糖态氮,茚三酮氧化、磷酸盐-硼酸盐缓冲液蒸汽蒸馏法测定氨基酸态氮(Amino acid N),同时做试剂空白。其他有机氮组分采用差减法求得,其中非酸解态氮(Acid-insoluble N)=土壤全氮-酸解全氮,氨基糖态氮(Amino sugar N)=氨态氮及氨基糖态氮-酸解氨态氮(罗如熠等,2015;李强等,2015)。

1.4.3 土壤无机氮形态测定 土壤无机氮主要包括铵态氮和硝态氮。采用 2 mol/L KCl 浸提-蒸馏法测定铵态氮,采用酚二磺酸比色法测定硝态氮(鲍士旦,2000)。

1.4.4 土壤酶活性测定 消落带土壤脲酶、硝酸还原酶、亚硝酸还原酶、羟胺还原酶活性的测定方法依次为靛酚蓝比色法、酚二磺酸比色法、 α -萘胺比色法、硫酸铁铵-邻菲罗啉法(关松荫,1986;王晓锋等,2015)。

1.5 数据分析

采用 Origin 9.0 绘图,SPSS 18.0 分析土壤氮形态之间、水环境与氮形态、土壤酶活性与氮磷形态之间的 Pearson 相关性(符合正态分布),Two-tailed 检验。

2 结果与分析

2.1 水环境特征

试验期间,光照、水温、溶解氧、浊度、pH 和电导率均值分别为(134.85±153.27) lx、(20.79±5.33)°C、(6.62±1.96) mg/L、(48.12±53.31) NTU、(8.25±0.47)、(398.56±51.43) μ S/cm。随着水淹深度的增加,水环境因子变化趋势不同,其中光照、水温和溶解氧均值呈下降趋势,水体浊度增加,pH 和电导率变化趋势不明显(表 1)。

2.2 土壤 pH、全碳含量

水淹可导致土壤 pH 上升。水淹 180 d、落干 180 d、再次水淹 180 d,不同水淹深度组的土壤 pH 均比对照组高(表 2)。

试验期间,土壤全碳含量变化范围为 0.39%~2.01%,平均(1.15±0.45)%。水淹 60 d,水深 2、5、15 m 组的土壤全碳含量分别为 0.54%、0.57%和

0.44%,均低于对照组。水淹 180 d、落干 180 d,各水淹组土壤全碳含量高于对照组。再次水淹 180 d,水深 2、5、15 m 组土壤全碳含量分别为 1.37%、1.6%、1.24%,均低于对照组(1.75%)(图 2)。

表 1 水环境因子变化

Tab.1 Changes in water environment parameters

指标	水深/ m	试验组		
		F60	F180	F'180
光照/ lx	2	244.02±46.01	449.67±136.21	307.73±111.82
	5	109.03±13.01	18.79±8.76	80.01±12.22
	15	2.44±0.85	0.11±0.01	1.83±0.42
水温/ °C	2	13.91±0.66	22.76±1.09	27.01±0.43
	5	13.82±0.61	22.02±0.31	26.51±0.52
	15	13.63±0.61	20.94±0.92	26.54±0.23
DO/ mg·L ⁻¹	2	7.42±0.40	10.40±4.71	3.81±0.62
	5	7.41±0.13	8.16±1.32	4.53±0.52
	15	7.31±0.56	5.73±1.90	4.81±0.63
浊度/ NTU	2	4.72±1.20	6.32±2.13	128.32±50.86
	5	6.11±1.32	7.30±1.31	125.92±73.21
	15	19.64±0.73	20.06±0.22	114.73±62.12
pH	2	8.62±0.21	7.01±3.29	8.13±0.12
	5	8.53±0.11	8.61±0.48	8.11±0.14
	15	8.43±0.12	8.49±0.32	8.32±0.22
电导率/ μ S·cm ⁻¹	2	335.43±14.01	446.33±128.00	407.01±15.12
	5	333.00±16.12	473.00±93.03	388.72±39.56
	15	346.92±14.14	467.67±100.55	389.04±37.72

表 2 淹水-落干条件下土壤 pH 值

Tab.2 pH value of soils for each treatment

淹水深 度/m	Before	F60	F180	D180	F'180
0	6.56±0.20	6.69±0.23	6.66±0.20	6.40±0.41	6.41±0.06
2	6.56±0.20	6.65±0.04	6.73±0.26	6.68±0.13	6.45±0.02
5	6.56±0.20	6.54±0.08	6.82±0.27	6.60±0.15	6.43±0.23
15	6.56±0.20	6.56±0.05	6.81±0.41	6.42±0.01	6.48±0.21

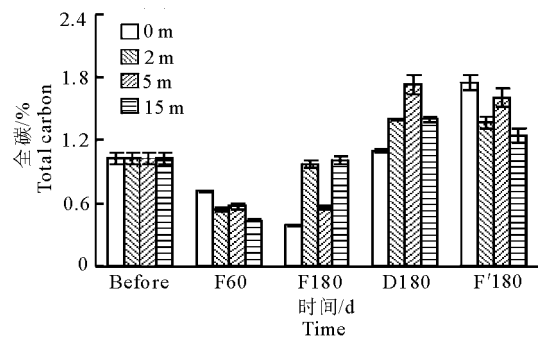


图 2 水淹-落干-再水淹对消落带土壤全碳含量的影响

Fig.2 Effects of the wet-dry cycle on the concentration of total carbon in test soils

2.3 土壤全氮和有机氮含量

试验期间,土壤全氮、酸解全氮、非酸解氮、酸解氨态氮、氨基酸态氮和氨基糖态氮含量均值对照组分别为(1 188.11±83.46)、(702.79±154.81)、(485.32±127.22)、(441.78±133.33)、(559.14±

124.63)、(170.78±70.86) mg/kg, 试验组均值见图3, 图4。

水淹 60 d, 与对照组相比, 淹深 2 m 组土壤各形态氮含量增加; 淹深 5 m 组土壤全氮、酸解全氮和酸解氨态氮含量变化不大, 而非酸解态氮含量下降, 氨基酸态氮和氨基糖态氮含量增加; 淹深 15 m 组土壤全氮、酸解全氮、非酸解态氮、酸解氨态氮增加, 而氨基糖态氮含量下降。随着水淹深度的增加, 土壤氨基酸态氮含量呈下降趋势, 其他形态氮含量变化规律不明显。

水淹 180 d, 与对照组相比, 淹深 2、5、15 m 组土壤全氮、酸解全氮、酸解氨态氮和氨基酸态氮含量均有不同程度增加, 而非酸解态氮、氨基糖态氮含量下

降。随着水淹深度增加, 各形态氮含量变化规律不明显。

落干 180 d, 与对照组相比, 淹深 2、5、15 m 组的土壤全氮、酸解全氮、氨基酸态氮和酸解氨态氮含量均有不同程度的增加, 而非酸解态氮含量下降。随着水淹深度的增加, 土壤全氮含量呈增加趋势, 而氨基糖态氮含量呈下降趋势, 其他形态氮含量变化规律不明显。

再淹 180 d, 淹深 2、15 m 组土壤的酸解氨态氮和氨基糖态氮含量明显低于对照组(0 m), 而淹深 5 m 组土壤酸解全氮和氨基酸态氮含量高于对照组, 表明多次水淹-出露会导致消落带土壤酸解氨态氮和氨基糖态氮含量下降。

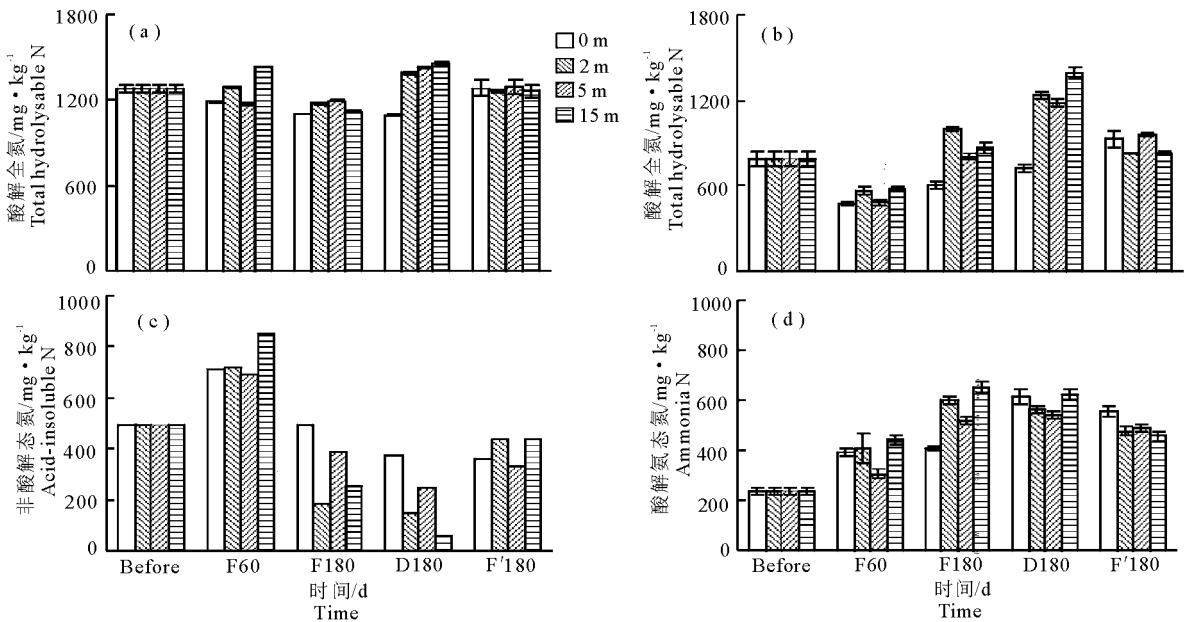


图3 水淹-落干-水淹对消落带土壤全氮、酸解全氮、非酸解态氮和酸解氨态氮的影响
Fig.3 Effects of wet-dry cycle on the concentration of total N, total hydrolysable N, acid-insoluble N and ammonia N in test soils

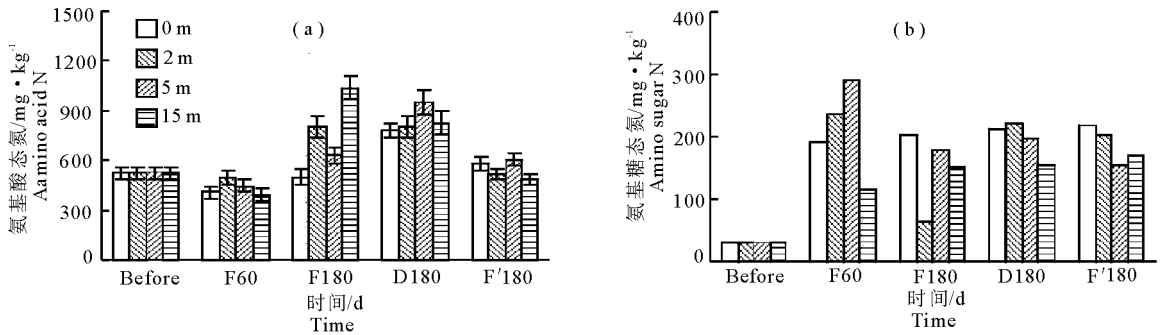


图4 水淹-落干-水淹对消落带氨基酸氮和氨基糖态氮的影响
Fig.4 Effects of the wet-dry cycle on amino acid N and amino sugar N in test soils

与对照组相比,经过水淹-落干-水淹过程的土壤全氮和酸解全氮含量均值增加,非酸解态氮、酸解氨态氮和氨基酸态氮含量均值变化不大,氨基糖态氮含量均值下降,见图 5、图 6。表明水淹-出露-再水淹会导致消落带土壤不同形态有机氮之间发生相互转化,氨基糖态氮已转化为其他氮形态。

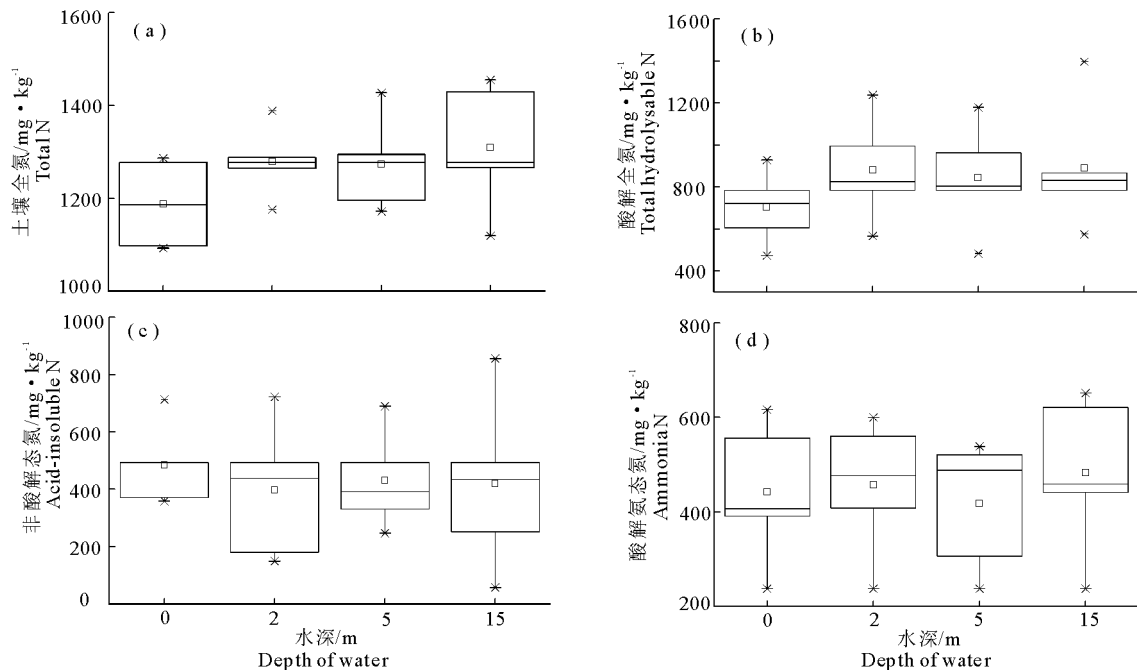


图 5 水淹-落干-水淹对消落带土壤全氮、酸解全氮、非酸解态氮和酸解氨态氮的影响

Fig.5 Effects of the wet-dry cycle on total N, total hydrolysable N, acid-insoluble N and ammonia N in test soils

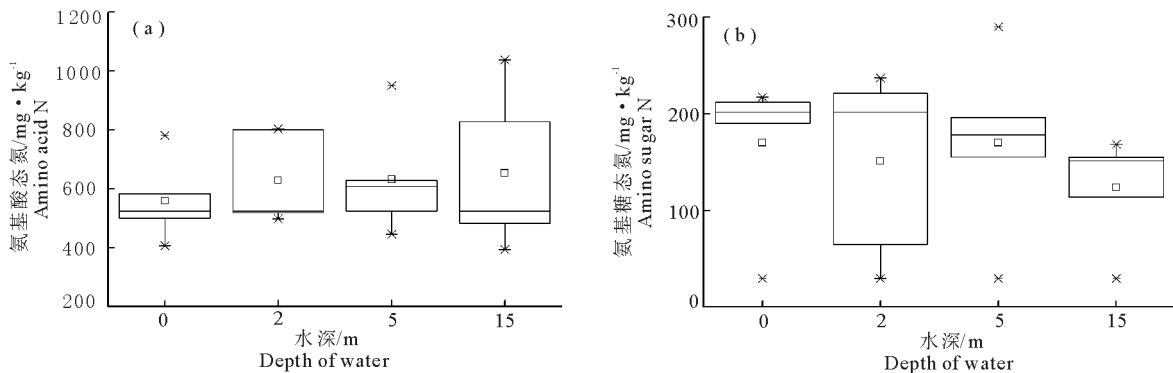


图 6 水淹-落干-水淹对消落带土壤氨基酸态氮和氨基糖态的影响

Fig.6 Effects of the wet-dry cycle on amino acid N and amino sugar N in test soils

2.5 土壤各形态氮的相关性

土壤各形态氮的相关性见表 3。土壤全氮与酸解全氮含量极显著正相关,非酸解态氮与酸解全氮、氨基酸态氮、氨基糖态氮含量显著负相关,酸解全氮与酸解氨态氮、氨基酸态氮和氨基糖态氮含量极显著正相关。土壤铵态氮含量与酸解全氮、氨基酸态氮含量显著正相关,与非酸解态氮含量显著负相关。硝态氮含量与酸解全氮、铵态氮含量显著正相关。

2.4 土壤无机氮含量变化

水淹 60、180 d 和落干 180 d,淹深 2 m 组的土壤无机氮含量高于对照组。随着水淹深度增加,铵态氮和硝态氮含量呈下降趋势。再次水淹 180 d,各组的土壤硝态氮含量均低于对照组(图 7),表明多次水淹-出露会导致消落带土壤硝态氮含量下降。

2.6 土壤各形态氮与水环境因子的相关性

土壤各形态氮与水环境因子的相关性见表 4。土壤全氮与电导率显著负相关,酸解全氮与水温、水体浊度显著正相关。非酸解态氮与水温、水体浊度显著负相关,与 pH 显著正相关。酸解氨态氮及氨基糖态氮与水温显著正相关,与 pH 显著负相关。氨基酸态氮与 pH 显著负相关。酸解氨态氮与水温显著正相关,与 pH 显著负相关。土壤铵态氮含量

与pH显著负相关,硝态氮含量与水下光照显著正相关。

2.7 土壤酶活性与形态氮的相关性

水淹、落干、再次水淹,土壤脲酶、硝酸还原酶、亚硝酸还原酶和羟胺还原酶活性均值分别为(10.80 ± 3.73) mg/kg、(8.24 ± 4.29)、(0.461 ± 0.37)、(0.797 ± 0.19) mg/g。土壤酶活性与各形态氮之间

具有明显的相关性(表5)。土壤全氮与脲酶显著正相关,与硝酸还原酶显著负相关。土壤有机氮组分中,酸解全氮、氨基酸态氮和酸解氨态氮均与脲酶、亚硝酸还原酶显著正相关。土壤无机氮组分中,铵态氮与羟胺还原酶显著正相关,硝态氮与脲酶、羟胺还原酶显著正相关。

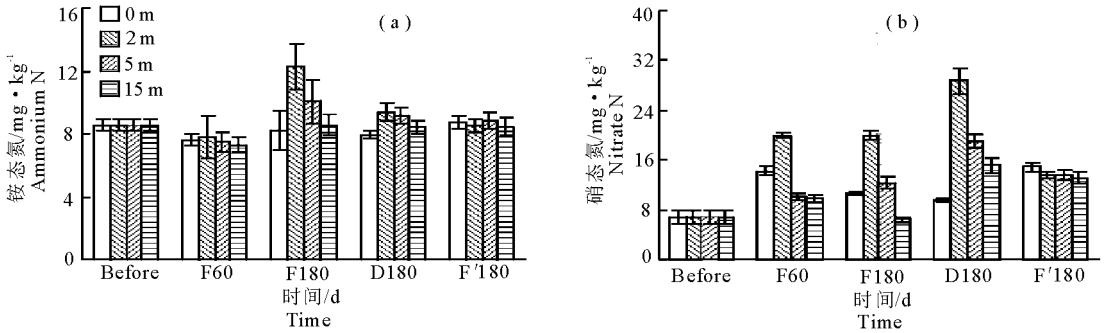


图7 水淹-落干-水淹对消落带土壤铵态氮和硝态氮的影响

Fig.7 Effects of the wet-dry cycle on ammonium N and nitrate N in test soils

表3 土壤各形态氮之间的相关性

Tab.3 Correlation among different soil nitrogen species

形态氮	全氮	酸解全氮	非酸解态氮	酸解氨态氮及氨基糖态氮	氨基糖态氮	氨基酸态氮	酸解性氨态氮	铵态氮	硝态氮
全氮	1.000								
酸解全氮	0.536**	1.000							
非酸解态氮	-0.154	-0.917**	1.000						
酸解氨态氮及氨基糖态氮	-0.078	0.461*	-0.577**	1.000					
氨基糖态氮	-0.115	-0.245	0.232	0.219	1.000				
氨基酸态氮	0.023	0.718**	-0.830**	0.664**	-0.224	1.000			
酸解氨态氮	0.004	0.582**	-0.679**	0.769**	-0.454*	0.753**	1.000		
铵态氮	-0.058	0.431*	-0.532*	0.422	-0.052	0.575**	0.419	1.000	
硝态氮	0.400	0.462*	-0.351	0.469*	0.296	0.274	0.234	0.444*	1.000

注:** $P < 0.01$, * $P < 0.05$ 。

Note: ** denotes highly significant correlations ($P < 0.01$), * denotes significant correlations ($P < 0.05$).

表4 土壤形态氮与水环境因子的相关性

Tab.4 Correlation between the different soil nitrogen species and water environment factors

形态氮	光照	水温	DO	浊度	pH	电导率
全氮	-0.026	0.121	-0.049	0.484	0.023	-0.809**
酸解全氮	0.221	0.708**	-0.024	0.633**	-0.435	-0.404
非酸解态氮	-0.263	-0.759**	0.008	-0.523*	0.507*	0.128
酸解氨态氮及氨基糖态氮	0.424	0.498*	0.240	0.090	-0.528*	0.021
氨基糖态氮	0.068	-0.367	-0.006	-0.235	0.469	-0.167
氨基酸态氮	0.257	0.447	0.278	0.116	-0.540*	-0.011
酸解氨态氮	0.222	0.565*	0.156	0.217	-0.653**	0.127
铵态氮	0.478	0.361	0.471	-0.114	-0.700**	0.315
硝态氮	0.717**	0.319	0.218	0.145	-0.316	-0.471

注:** $P < 0.01$, * $P < 0.05$ 。

Note: ** denotes highly significant correlations ($P < 0.01$), * denotes significant correlations ($P < 0.05$).

表 5 土壤酶活性与土壤形态氮的相关性

Tab.5 Correlation between different nitrogen fractions and the enzymes in the test soils

形态氮	脲酶	硝酸还原酶	亚硝酸还原酶	羟胺还原酶
全氮	0.476 *	-0.503 *	0.212	-0.006
酸解全氮	0.910 **	-0.704 **	0.834 **	0.143
非酸解态氮	-0.833 **	0.579 *	-0.871 **	-0.170
酸解氨态氮及氨基糖态氮	0.491 *	-0.317	0.584 *	0.123
氨基糖态氮	-0.123	0.014	-0.185	0.113
氨基酸态氮	0.627 **	-0.421	0.799 **	0.241
酸解氨态氮	0.524 *	-0.296	0.648 **	0.037
铵态氮	0.274	0.085	0.258	0.603 *
硝态氮	0.598 *	-0.344	0.346	0.524 *

** $P < 0.01$, * $P < 0.05$.

Note: ** denotes highly significant correlations ($P < 0.01$),

* denotes significant correlations ($P < 0.05$).

3 讨论

3.1 水淹-出露-再水淹对土壤氮形态的影响

土壤氮含量与成土母质、气候、植被覆盖、人类活动(灌溉、耕作方式、施肥等)密切相关。沉积物和消落带土壤氮的迁移转化过程主要有氮的淋溶、氨挥发、铵的吸附和固定、有机氮矿化和硝化-反硝化等(Robertson & Vitousek, 2009)。淹水环境下,消落带土壤和沉积物中部分氮在适宜的条件下可以释放入水体。本研究表明,水淹-落干环境可以改变土壤各形态氮之间的相互转化过程,与对照组相比,经过水淹-落干-水淹过程的土壤全氮含量增加,可能是根茎腐烂、腐殖质矿化作用导致,也可能是水库滞留了部分外源氮。Cook 等(2010)指出湖泊或水库可以滞留外源总氮负荷的 7%。在丹麦,河流可以滞留外源氮的 12% ~ 16%(Svendsen & Kronvang, 1993)。钱慧君等(2015)在新安江水库的研究表明,水库对氮磷具有明显的拦截效应,坝下沉积物 TN 和 TP 分别比坝上降低了 74.1% 和 39.5%。

土壤有机氮占土壤全氮的 92% ~ 98%, 大部分必须经过矿化为无机氮后才可被作物吸收利用,能直接利用的有机氮只有很小一部分,如游离的氨基酸等(黄昌勇和徐建明, 2010)。不同形态的有机氮,其矿化能力存在着明显差异。消落带土壤有机氮组分和矿化能力影响着植物和微生物对氮的利用效率,与水库蓄水淹没期间土壤氮释放风险密切相关。氨态氮是氨基酸、氨基酸肽和蛋白质水解后的产物,微生物死亡后会释放大量的氨态氮。氨基酸态氮来源复杂,包括游离的氨基酸(存在于土壤溶液中,可

直接被植物及微生物等利用),与黏土矿物结合的氨基酸、肽或蛋白质等。酸解氨态氮和氨基酸态氮是土壤可矿化氮的主要来源(王瑞军等, 2004; 丛耀辉等, 2016)。本研究表明,与对照组土壤相比,经过水淹的土壤酸解全氮和氨基酸态氮占土壤全氮的比例增加,而氨基糖态氮、酸解性氨态氮、酸不溶性氮比例下降,说明水淹可能导致了不同形态有机氮之间发生了相互转化。

土壤和沉积物无机氮占全氮的 2% ~ 8%, 包括可交换性氮(铵态氮、硝酸盐态氮和亚硝态氮)和固定态铵(存在于矿物晶格中的铵)(黄昌勇和徐建明, 2010)。消落带土壤铵态氮主要来源于农业面源污染、土壤有机质的好氧分解、有机氮矿化等,而铵态氮的去向包括淋溶流失、硝化作用、生物固定等。水淹 60、180 d 和落干 180 d, 土壤铵态氮含量均高于对照组,随着水淹深度的增加,铵态氮含量呈下降趋势。其原因可能是:(1)水淹期间,土壤长时间浸泡于水中,破坏了团聚体结构,释放出活性有机氮,微生物获得底物,促进有机质分解(Fierer & Schimel, 2002; 程丽等, 2016);(2)水淹会导致土壤矿物晶格开放,释放出固定态铵;(3)水淹环境下,较低的氧化还原电位限制了铵态氮向硝态氮转化(李源等, 2014);(4)随着水淹深度的增加,水体溶解氧和光强下降较快,好氧微生物活性降低,氮矿化作用减少(于航等, 2011)。

土壤硝态氮主要来源于铵态氮的硝化作用,易溶于水,随水分移动流失,其含量与铵态氮含量、淋溶和反硝化作用(厌氧条件)密切相关。已有研究证明,反硝化速率与水体溶解氧呈显著负相关(白洁等, 2007)。本研究表明,水淹期间,消落带土壤硝态氮含量随水淹深度的增加呈下降趋势,说明水淹深度对土壤硝态氮含量影响显著。丁庆章等(2014)在长江中下游湖泊的研究结果也显示,湖滨带淹没时间越长,淹没深度越大,底质养分流失就越快。这是因为反硝化细菌是兼性厌氧菌,光照对其活动至关重要。本试验表明水深 15 m 处的光照远低于 2 m 和 5 m 处,有可能抑制反硝化细菌。因此,消落带土壤硝态氮含量减少很有可能是淋失和反硝化共同作用的结果。再次水淹 180 d, 与对照组相比,水淹处理的土壤硝态氮含量下降。其中硝态氮淋失是其主要原因;另一方面,淹水环境中,氧含量低,促进了反硝化作用,导致硝态氮含量减少。因此,三峡水库蓄水淹没期间,消落带土壤硝态氮极易释放入水体,影响水环境安全。

3.2 酶活性对消落带土壤氮形态的影响

土壤酶活性在氮形态相互转化过程中扮演着重要的角色。酶活性动态变化规律的研究有助于深入认识消落带土壤氮形态对水淹环境的响应过程。其中脲酶是催化尿素水解为 NH_4^+ 和 CO_2 的高度专一性酶,其活性反映了土壤有机氮向无机氮的转化能力(张宇等,2011)。在大亚湾的研究发现,沉积物脲酶活性与水体可溶性有机氮、游离氨基酸含量显著相关,其活性大小可以反映沉积物有机氮污染程度(甘茂林等,2016)。湖泊沉积物、河口湿地土壤脲酶活性与基质全氮、有机质含量呈极显著正相关,污染严重的湖泊沉积物脲酶活性显著高于污染程度较轻的湖泊(张宇等,2011)。本研究结果也表明,脲酶与土壤全氮、酸解全氮、氨基酸态氮和酸解氨态氮显著正相关,硝酸还原酶与酸解全氮显著负相关,亚硝酸还原酶与氨基酸态氮和酸解氨态氮显著正相关。

与对照组相比,水淹处理的土壤反硝化酶(硝酸还原酶和亚硝酸还原酶)活性增加,反硝化作用增强。但是低氧环境会抑制硝化作用,反硝化底物减少,因此,反硝化作用的正常进行应保证一定的含氧量,而不是氧含量越低越好(马培等,2014)。另外,光照也是影响土壤微生物的主要因子,随着水淹深度增加,光照减少,微生物活性受到抑制,导致反硝化酶活性降低,抑制土壤的反硝化过程。水淹 60 d,淹深 2 m 组的土壤无机氮含量高于对照组,这与土壤脲酶和羟胺还原酶活性较高密切相关(程丽等,2016)。

参考文献

白洁,王晓东,李佳霖,等,2007. 北黄海沉积物-水界面反硝化速率及影响因素研究[J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), (4): 653 - 656.

鲍士旦,2000. 土壤农化分析[M]. 北京:中国农业出版社: 25 - 178.

常超,谢宗强,熊高明,等,2011. 三峡水库蓄水对消落带土壤理化性质的影响[J]. 自然资源学报, 26(7): 1236 - 1244.

陈红,张靖天,华飞,等,2017. 云贵高原湖区典型湖泊沉积物溶解性有机氮分布特征研究[J]. 环境污染与防治, 39(3): 268 - 273.

程杰,张莉,王圣瑞,等,2014. 洱海沉积物不同分子量溶解性有机氮空间分布及光谱特征[J]. 环境化学, 33(11): 1848 - 1856.

程丽,张志永,李春辉,等,2016. 三峡库区消落带土壤淹水对氮素转化及酶活性的影响[J]. 华中农业大学学报, 35

(5): 33 - 38.

丛耀辉,张玉玲,张玉龙,等,2016. 黑土区水稻土有机氮组分及其对可矿化氮的贡献[J]. 土壤学报, 53(2): 457 - 467.

丁庆章,刘学勤,张晓可,2014. 水位波动对长江中下游湖泊湖滨带底质环境的影响[J]. 湖泊科学, 26(3): 340 - 348.

丁咸庆,马慧静,朱晓龙,等,2015. 大围山典型森林土壤有机氮垂直分布特征[J]. 环境科学, 36(10): 3809 - 3815.

冯伟莹,张生,焦立新,等,2013. 湖泊沉积物溶解性有机氮组分的藻类可利用性[J]. 环境科学, 34(6): 2176 - 2183.

甘茂林,张景平,江志坚,等,2016. 大亚湾沉积物中可溶性有机氮与蛋白酶和脲酶活性特征及其影响因素[J]. 海洋环境科学, 35(6): 806 - 813.

关松荫,1986. 土壤酶及其研究法[M]. 北京:农业出版社: 274 - 340.

何立平,刘丹,于志国,等,2016. 三峡库区干支流落干期消落带土壤可转化态氮含量及分布特征[J]. 环境科学, 37(3): 950 - 954.

黄昌勇,徐建明,2010. 土壤学[M]. 北京:中国农业出版社: 151 - 203.

开县地方志编纂委员会,2010. 开县志(1986 - 2005)[M]. 重庆:西南师范大学出版社.

李辉,2014. 长期不同施肥处理对黑土有机氮含量及形态的影响[D]. 长春:吉林农业大学: 4 - 5.

李强,王晋,庄舜尧,2015. 我国南方不同地带性水稻土有机氮组分变化[J]. 土壤, 47(5): 940 - 946.

李文军,曾细妹,彭保发,等,2019. 洞庭湖区水稻土有机氮矿化的模型模拟[J]. 生态学杂志, 38(5): 1392 - 1401.

李源,袁星,祝惠,2014. 含水量对黑土氮素转化及土壤酶活性影响的模拟研究[J]. 土壤通报, 45(4): 903 - 908.

李紫燕,李世清,李生秀,2008. 黄土高原典型土壤有机氮矿化过程[J]. 生态学报, (10): 4940 - 4950.

刘波,周锋,王国祥,等,2011. 沉积物氮形态与测定方法研究进展[J]. 生态学报, 31(22): 6947 - 6958.

罗如熠,张世熔,徐小逊,等,2015. 黑河下游湿地土壤有机氮组剖面分布特征[J]. 生态学报, 35(4): 956 - 964.

马培,李新艳,王华新,等,2014. 河流反硝化过程及其在河流氮循环与氮去除中的作用[J]. 农业环境科学学报, 33(4): 623 - 633.

钱慧君,高洋,操满,等,2015. 水坝拦截对新安江沉积物中磷、氮形态的影响[J]. 上海大学学报(自然科学版), 21(1): 72 - 80.

王晋,庄舜尧,朱兆良,2014. 不同种植年限水田与旱地土壤有机氮组分变化[J]. 土壤学报, 51(2): 286 - 294.

王瑞军,李世清,张兴昌,等,2004. 西北地区不同生态系统几种土壤有机氮组分和微生物体氮的差异[J]. 干旱地区农业研究, 22(4): 21 - 27.

- 王晓锋,刘红,张磊,等,2015. 澎溪河消落带典型植物群落根际土壤无机氮形态及氮转化酶活性[J]. 中国环境科学, 35(10):3059-3068.
- 吴丰昌,金相灿,张润,等,2010. 论有机氮磷在湖泊水环境中的作用和重要性[J]. 湖泊科学,22(1):1-7.
- 阳立平,曾凡棠,黄海明,等,2014. 氮在环境介质中的迁移转化研究进展[J]. 水资源保护,30(5):1-8.
- 于航,张蕾,王刚,等,2011. 光照强度和温度对三峡水库消落区典型土壤磷释放的影响[J]. 安徽农业科学,39(19):11539-11541,11546.
- 张彬,陈猷鹏,方芳,等,2012. 三峡库区淹没消落区土壤氮素形态及分布特征[J]. 环境科学学报,32(5):1126-1133.
- 张宇,乌恩,李重祥,等,2011. 长江中下游湖泊沉积物酶活性及其与富营养化的关系[J]. 应用与环境生物学报,17(2):196-201.
- Bremner JM,Lancaster JD,1965. Organic forms of nitrogen [M]. Madison: American Society of Agronomy:1238-1255.
- Cook PL,Aldridge KT,Lamontagne S,et al,2010. Retention of nitrogen,phosphorus and silicon in a large semi-arid riverine lake system[J]. Biogeochemistry,99(1-3):49-63.
- Fierer N,Schimel JP,2002. Effects of drying-rewetting frequency on soil carbon and nitrogen transformations[J]. Soil Biology and Biochemistry,34(6):777-787.
- Ma HB,Song JM,Lu XX,et al,2003. Nitrogen forms and their functions in recycling of the Bohai Sea sediments [J]. Geochimica,32(1):48-54.
- Robertson GP,Vitousek PM,2009. Nitrogen in Agriculture: Balancing the Cost of an Essential Resource[J]. Annual Review of Environment and Resources,34:97-125.
- Svendsen LM,Kronvang B,1993. Retention of nitrogen and phosphorus in a Danish lowland river system: implications for the export from the watershed[J]. Hydrobiologia,251:123-135.
- Thamdrup B,2012. New pathways and processes in the global nitrogen cycle[J]. Annual Review of Ecology,Evolution and Systematics,43:407-428.
- Zehr JP,Kudela RM,2011. Nitrogen cycle of the open ocean: from genes to ecosystems[J]. Annual Review of Marine Science,3:197-225.

(责任编辑 张俊友 郑金秀)

Effects of Periodic Flooding and Drying on Soil Nitrogen Speciation in the Water-level-fluctuation Zone

ZHANG Zhi-yong¹, HU Hong-qing², LU Ze-yu², ZHU Wen¹, ZHANG Tan¹, ZOU Xi¹

(1.Key Laboratory of Ecological Impacts of Hydraulic-Projects and Restoration of Aquatic Ecosystem
of Ministry of Water Resources, Institute of Hydroecology, Ministry of Water Resources and

Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430079, P.R.China)

2.College of Resource and Environment, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, P.R.China)

Abstract: The water-level-fluctuation zone (WLFZ) in Three Gorges Reservoir spans up to 30 m (145 – 175 m) and WLFZ soils emerge in summer and submerge in winter. Several investigators have studied the seasonal variation of soil total nitrogen and inorganic nitrogen in the WLFZ. However, little is known about seasonal changes in the speciation of nitrogen resulting from the wet-dry cycle. In this study, we explored the transformation of nitrogen from one form to another in WLFZ soils, aiming to reveal the effects of flooding duration and water depth on the concentration and form of organic and inorganic nitrogen. To characterize soil nitrogen transformations, an 18 month in-situ experiment was carried out at four water depths (0 m, 2 m, 5 m and 15 m) in Kaizhou County, Chongqing City. Plastic pots with soil were suspended from a floating platform and the pots at each depth were submerged for 60 days, sampled and resubmerged for another 120 days to give 180 days total. Soil was again sampled and the pots were placed on the platform and exposed to weather for 180 days, and then submerged again for 180 days before the soil was sampled for the last time. The pH, total C, total N, forms of organic and inorganic nitrogen, and enzyme activity of soil samples from each treatment were determined at the end of each period. Water environmental parameters were measured and analyzed to identify that affect the form of nitrogen. The pH of submerged soil was higher than the pH of emerged soil. Inundation led to changes in nitrogen concentration and transformation of nitrogen form in the soil treatments. During the flooding-drying cycle, the average total nitrogen (TN) content, total hydrolysable N and amino sugar N in the unsubmerged soil were $(1\ 188.11 \pm 83.46)$ mg/kg, (702.79 ± 154.81) mg/kg and (170.78 ± 70.86) mg/kg, respectively. In submerged soils TN and hydrolysable N increased to $(1\ 287.25 \pm 15.93)$ mg/kg and (872.04 ± 20.73) mg/kg, while amino sugar N decreased (148.13 ± 18.99) mg/kg. The forms and content of soil nitrogen were affected by submergence depth. With increasing water depth, TN and total hydrolysable N increased, while amino sugar N, ammonium N and nitrate N decreased. Periodic inundation and the wet-dry cycle leads to a loss of carbon and nitrogen in the soil. When again flooded for 180 d, total carbon, TN, ammonia N, amino sugar N, nitrate N in flooded soil treatments were lower than in unflooded soil treatments. The transformation of nitrogen in the soils were influenced by enzyme activity in the soil and the water environment (light, water temperature, etc.). Soil urease was positively correlated with total N, amino acid N, ammonia N and nitrate N, but negatively correlated with acid-insoluble N. Nitrate reductase activity was negatively correlated with TN and total hydrolysable N. Nitrite reductase was positively correlated with total hydrolysable N, amino acid nitrogen and ammonia N. Hydroxylamine reductase activity was positively correlated with nitrate nitrogen.

Key words: Three Gorges Reservoir; water-level-fluctuation zone; soil nitrogen, soil enzymes