

螃蟹对闽江河口互花米草湿地土壤活性养分变化的影响

陈晓旋¹, 陈淑云¹, 曾从盛^{1,2}, 王维奇^{1,2}

(1. 福建师范大学地理研究所, 福州 350007; 2. 福建师范大学, 湿润亚热带生态地理过程教育部重点实验室, 福州 350007)

摘要: 为阐明螃蟹活动对湿地土壤活性养分含量变化的影响, 对闽江河口湿地不同潮滩螃蟹干扰下的土壤 DOC、MBC、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、Fe 及其价态含量特征进行测定和分析。结果表明: 有螃蟹组土壤 DOC 和 MBC 含量分别为 95.98, 11.13 mg/kg, 对照组含量分别为 106.99, 7.54 mg/kg, 螃蟹组土壤 DOC 含量略低于对照组 ($P > 0.05$), 螃蟹组土壤 MBC 含量高于对照组 ($P < 0.05$); 两者含量最高值和最低值分别出现在夏季和冬季, 且夏季显著高于其他季节 ($P < 0.05$)。螃蟹组土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和土壤 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量分别为 22.45, 1.08 mg/kg, 对照组含量分别为 23.65, 1.44 mg/kg, 螃蟹组土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量低于对照组 ($P < 0.05$), 螃蟹组土壤 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量低于对照组 ($P < 0.05$); 不同季节, 土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量存在显著差异 ($P < 0.01$)。螃蟹组土壤总铁含量略高于对照组 ($P > 0.05$); 螃蟹组土壤 Fe^{2+} 含量显著高于对照组 ($P < 0.05$); 螃蟹组和对照组土壤 Fe^{3+} 含量差异不明显 ($P > 0.05$)。不同季节, 土壤总 Fe、 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 含量存在显著差异 ($P < 0.01$)。

关键词: 土壤活性养分; 螃蟹; 土壤; 闽江河口湿地

中图分类号: S151.9

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2018)03-0242-07

DOI: 10.13870/j.cnki.stbxb.2018.03.037

Effects of Crabs on the Variation of Soil Available Nutrients in *Spartina Alterniflora* Wetland in Minjiang River Estuary

CHEN Xiaoxuan¹, CHEN Shuyun¹, ZENG Congsheng^{1,2}, WANG Weiqi^{1,2}

(1. Institute of Geography, Fujian Normal University, Fuzhou 350007; 2. Key Laboratory of Humid

Sub-tropical Eco-geographical Process of Ministry of Education, Fujian Normal University, Fuzhou 350007)

Abstract: In order to clarify the effects of crab activities on the changes of available nutrients in wetland soils, soil DOC, MBC, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}$, Fe and their valence contents under the interference of crabs from different tidal flats in Minjiang River estuarine wetlands were measured. The results showed that the average contents of DOC and MBC in soil were 95.98 and 11.13 mg/kg, respectively in the crab group and 106.99 and 7.54 mg/kg in the control group, respectively ($P < 0.05$). The content of MBC in soil of crab group was higher than that of control group ($P < 0.05$). The highest and lowest values of the two contents appeared in summer and winter respectively, and were significantly higher in summer than in other seasons ($P < 0.05$). The average values of soil $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ and soil $\text{NO}_3^- - \text{N}$ in the crab group were 22.45 and 1.08 mg/kg, respectively, and those in the control group were 23.65 and 1.44 mg/kg. The content of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ in soil of crab group was lower than that of control group ($P < 0.05$), while the content of $\text{NO}_3^- - \text{N}$ in soil of crab group was lower than that of control group ($P < 0.05$). The contents of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ and $\text{NO}_3^- - \text{N}$ in soil were significantly different in different seasons ($P < 0.01$). The soil total iron content in crab group was slightly higher than that in control group ($P > 0.05$). The content of Fe^{2+} in soil of crab group was significantly higher than that in control group ($P < 0.05$). There was no significant difference in soil Fe^{3+} content between crab group and control group ($P > 0.05$). In different seasons, soil total Fe, Fe^{2+} and Fe^{3+} contents were significantly different ($P < 0.01$).

Keywords: soil available nutrients; crab; soil; Minjiang River estuarine wetland

河口湿地土壤作为湿地生态系统中物质转换和能量流动的主要媒介^[1],是初级生产力较高的生态系统之一,在矿化和同化过程中,不同元素(C、N、P)从有机形态向无机形态的转化率高是其主要生物地球化学特征^[2]。土壤养分的分布特征不仅可反映出湿地土壤的养分供给状况及其可利用水平,而且还在一定程度上对湿地植物群落组成以及湿地系统的稳定与健康等产生深远影响^[3],在维持和控制湿地生态系统元素循环等方面有着重要的意义,也是当前的研究热点之一。

湿地土壤养分是湿地生态系统重要的生源要素,对提高和维持湿地生态系统的生产力和功能具有无法比拟的作用^[4],且土壤养分的迁移过程、矿化速率及转化产物,决定着土壤水的水质安全及用于植物生长养分的可利用性,进而影响湿地生态系统的净初级生产力^[5]。研究湿地土壤元素生态化学计量学对探明养分的可获得性、养分循环和平衡机制等具有重要意义^[6]。当前,湿地土壤养分的分布和变化受湿地生态系统的土壤理化性质、植物群落类型、动物群落、水文过程以及人类活动干扰等多种因素的影响^[7],互花米草入侵后不仅增加湿地土壤的碳氮含量和 C/N,还增强湿地土壤养分的自源性^[8]。然而,研究湿地底栖动物对土壤活性养分含量变化干扰及其生态化学计量比的影响尚鲜见报道,在季节动态及其影响因子方面的相关研究仍显不足。已有研究^[9-10]表明,植被变化可能会诱发底栖动物群落的变化,这些底栖生物作为植物碎屑和河口二次生产之间的重要联系,在调节湿地生态系统的结构、生态过程和功能方面发挥重要作用;湿地无脊椎动物等不同底栖动物对湿地有机物的利用程度差异性较大,通过利用各种潜在的摄食活动向湿地土壤输入养分。底栖动物群落结构及多样性深刻影响河口湿地生态系统物质循环和能量流动,且影响十分复杂^[11],多角度深入开展研究对于理清湿地底栖动物对河口湿地土壤养分变化的影响具有重要意义。

螃蟹作为河口湿地最为重要的底栖动物,螃蟹生物扰动对河口湿地土壤中活性养分含量变化及土壤性质的影响如何?其作用的机理又是什么?对了解生物因素如何影响湿地物质循环和能量流动至关重要。因此,系统开展螃蟹对河口湿地土壤活性养分含量变化的影响研究,揭示螃蟹在不同潮滩和不同季节对湿地土壤活性养分的作用强度,为河口湿地生态系统保护与可持续管理提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

本研究以闽江河口互花米草湿地为研究区,该区属

亚热带海洋性季风气候,气候暖热湿润,年均温为 19.85℃,年降水量 1 380 mm。降水主要集中在 3—9 月,表现为典型双峰变化,6,8 月分别为梅雨期和台风期;据竹岐水文站资料,此处多年平均径流为 1 450 m³/s,年径流量 551 亿 m³^[12],鲢鱼滩湿地潮差大,多年平均高潮位可达 6.03 m。该湿地土壤 pH 呈偏酸性到中性,土壤粒径以粉砂为主,砂砾含量较少。湿地土壤为盐渍化以及脱盐化交替状态。对于底栖动物而言,闽江河口区泥质潮间带滩涂中褶痕相手蟹(*Sesarma plicata*)、螺赢蜚(*Corophiumuenoi*)、双陷鼓虾(*Alpheusbisincisus*)、多毛类的双齿围沙蚕(*Nereididae*)等的数量较多^[13]。本研究选取相手蟹为研究对象,相手蟹属于杂食种类,既取食植物的种子、茎及叶,也捕食各种软体动物、小型的甲壳动物和多毛类环节动物等^[12]。采样点的螃蟹洞穴特征概况为蟹类所筑的洞穴会因季节和位置而有所不同,中低潮滩洞穴会因潮水而改变,并且所筑洞穴的深度较其他区域浅。螃蟹洞穴以平洞和烟囱洞 2 种为主,高潮滩的螃蟹洞直径大、但数量少,中潮滩的螃蟹洞直径小、数量多。此外,调查高低潮滩螃蟹洞发现研究区螃蟹洞约为 40 个/m²,具体特征见表 1。

表 1 采样点螃蟹洞类型及数量

螃蟹洞类型	洞口直径/cm	数量/个
平洞	≥4	10
	3~4	5
	2~3	9
	1~2	32
	≥4	9
烟囱洞	3~4	10
	2~3	8
	1~2	37

1.2 土壤样品采集

在研究区内分别设置高潮滩有螃蟹样地(GP)、高潮滩无螃蟹样地(GD)、中潮滩有螃蟹样地(ZP)和中潮滩无螃蟹样地(ZD)4 种处理,每种处理设置 3 个重复(图 1)。对照组为隔离螃蟹影响,分别用防锈铁丝网和 PPR 管进行围护,地上延伸 70 cm,地下深入 30 cm 防止蟹类从地下掘穴进入,样方大小为 1 m×1 m。在前提调查的基础上,选择螃蟹洞较为均一以及植被密度较为一致的点设置样方^[13]。根据 95%以上的大型底栖动物个体都分布在土壤表层 10 cm 深度范围内,表层 10 cm 深处的螃蟹洞口直径较大,向深处逐渐变小,且螃蟹洞并不是一直垂直向下,而是在 10 cm 左右就出现侧向延伸,考虑到洞穴特征和采样可行性,故本研究仅采集土壤表层 0—10 cm 土壤样品,分别于 2015 年冬季(1 月)、春季(4 月)、夏季(6 月)和秋季(9 月)采集,每个样地利用土壤采样器多

点采集,迅速混合以降低土壤异质性及螃蟹洞的干扰^[14]。样品采集后,立即放入自封袋,并带回实验

室,去除杂质,经自然风干后,过 2 mm 筛,之后再取部分样品过 100 目(0.149 mm)孔筛,保存,待测。

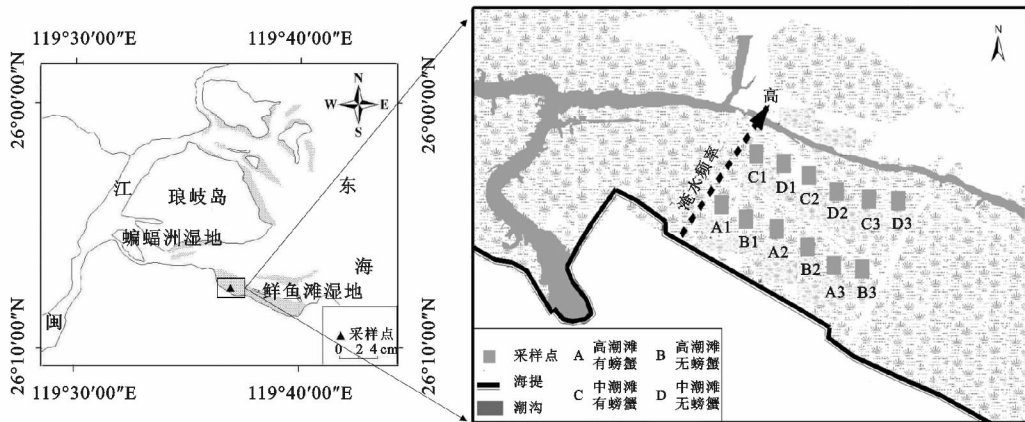


图 1 采样点位置示意

1.3 土壤养分测定

土壤 DOC 含量测定按鲜土:水=1:5 比例,振荡过滤后用总有机碳分析仪(Shimadzu TOC-VCPH,日本)测定^[15];土壤 MBC 含量测定采用氯仿熏蒸—0.5 mol/L 的 K_2SO_4 溶液浸提法,浸提液用总有机碳分析仪(Shimadzu TOC-VC+H,日本)测定。MBC 含量计算公式为:

$$MBC = (E_1 - E_2) / E_{EN}$$

式中: $E_1 - E_2$ 是熏蒸与未熏蒸有机碳含量差值(mg/kg); E_{EN} 取 0.38,是氯仿熏蒸杀死的微生物体中的碳被 K_2SO_4 提取出来的比例^[15]。

土壤 $NH_4^+ - N$ (铵态氮)、 $NO_3^- - N$ (硝态氮)含量测定:采用连续流动注射分析仪(Skalar Analytical SAN++, 荷兰)进行测定^[16],本研究中所述速效氮(AN)为土壤 $NH_4^+ - N$ 、 $NO_3^- - N$ 含量之和;土壤速效磷采用钼锑抗比色法(UV-2450)进行测定^[15];土壤活性铁的含量测定,用 0.5 mol/L HCl 浸提土壤 24 h,邻菲罗啉比色法测定 Fe^{2+} ,盐酸羟胺将 Fe^{3+} 还原成 Fe^{2+} 后比色分析,差值即为 Fe^{3+} ^[15]。

土壤容重用环刀法进行测定,土壤含水量用烘干法测定,土壤 pH 按土壤:水=1:5 条件下,用 pH 计测定^[15]。土壤电导率(EC)及土壤温度采用电导仪测定。

1.4 数据处理

运用 Excel 2010 和 Origin 8.0 软件分析数据和作图,利用 SPSS 20.0 统计分析软件进行单因素方差分析和重复测量方差分析($P < 0.05$),环境因子与活性养分之间的相关性分析采用 SPSS 20.0 的 Pearson 相关性分析。

2 结果与分析

2.1 螃蟹对土壤活性养分含量的影响

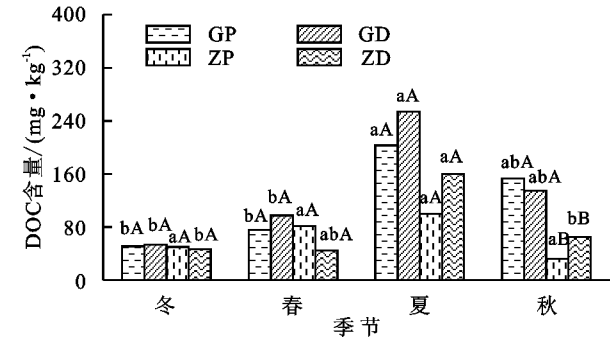
2.1.1 土壤活性碳含量的变化

组 DOC(高潮滩有螃蟹影响的土壤溶解性有机碳)含量为 40.67~226.98 mg/kg,平均值为 120.63 mg/kg,而 ZP 组 DOC(中潮滩有螃蟹影响的土壤溶解性有机碳)含量为 39.68~116.76 mg/kg,平均值为 71.33 mg/kg,与各自对照组相比分别减少了 10.58%和 9.79%,螃蟹活动下土壤 DOC 含量小于对照,但无显著性差异($P > 0.05$),但在不同季节螃蟹的生物扰动和生物灌溉显著降低了湿地土壤 DOC 含量,夏季显著高于其他季节($P < 0.05$)。气温的升高加强螃蟹的土壤扰动加速土壤 DOC 的流失。

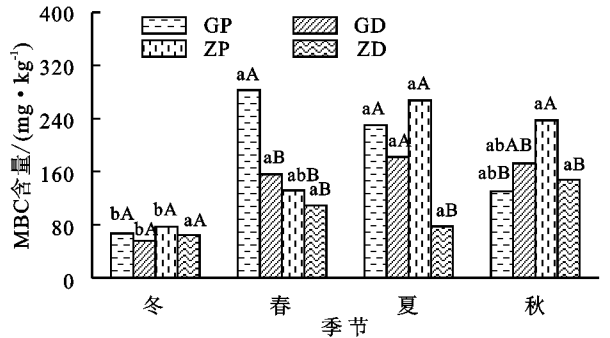
GP 组 MBC 含量为 2.88~17.37 mg/kg,平均值 11.10 mg/kg,ZP 组 MBC 含量为 4.15~20.75 mg/kg,平均值为 11.16 mg/kg,与各自对照组相比分别增加了 25.42%和 79.13%,螃蟹活动显著提高土壤 MBC 含量($P < 0.05$),夏季显著高于其他季节($P < 0.05$),螃蟹活动增强土壤微生物的活性。

2.1.2 土壤活性氮、磷含量的变化 由图 3 可知,土壤 GP 组 $NH_4^+ - N$ 含量为 10.50~38.75 mg/kg,平均值为 22.98 mg/kg,ZP 组 $NH_4^+ - N$ 含量为 13.54~30.92 mg/kg,平均值为 21.91 mg/kg,螃蟹影响下 $NH_4^+ - N$ 含量均低于对照组 $NH_4^+ - N$ 含量($P < 0.05$)。不同季节,土壤 $NH_4^+ - N$ 含量存在显著差异,最高值和最低值分别出现在冬季和秋季。GP 组 $NO_3^- - N$ 含量为 0.56~4.03 mg/kg,平均值 1.54 mg/kg,GD 组 $NO_3^- - N$ 含量为 0.58~4.93 mg/kg,平均值为 2.15 mg/kg,ZP 组 $NO_3^- - N$ 含量为 0.43~0.89 mg/kg,平均值为 0.61 mg/kg,螃蟹影响下 $NO_3^- - N$ 含量均低于对照组 $NO_3^- - N$ 含量($P < 0.05$)。说明螃蟹的活动显著的影响了土壤 $NO_3^- - N$ 含量。不同季节,土壤 $NO_3^- - N$ 含量存在显著差异($P < 0.05$)。GP 组 AN 含量为 13.08~39.65 mg/kg,平均值为 25.09 mg/kg,ZP-AN 含量为 14.09~31.65 mg/

kg,平均值为 22.64 mg/kg,与各自对照组相比分别减少了 2.94%和 13.42%,螃蟹活动降低了土壤 AN 含量($P>0.05$),冬季显著高于其他季节($P<0.05$)。GP 组 AP 含量为 7.10~17.11 mg/kg,平均值为



12.42 mg/kg, ZP 组 AP 含量为 9.45~18.05 mg/kg,平均值为 12.31 mg/kg,与各自对照组相比分别减少了 8.81%和 10.99%,螃蟹活动降低了土壤 AP 含量($P>0.05$)。



注:图中不同大写字母表示同一季节不同处理间差异显著($P<0.05$);不同小写字母表示同一处理不同季节间差异显著($P<0.05$)。下同。

图 2 螃蟹影响下土壤活性碳含量的变化

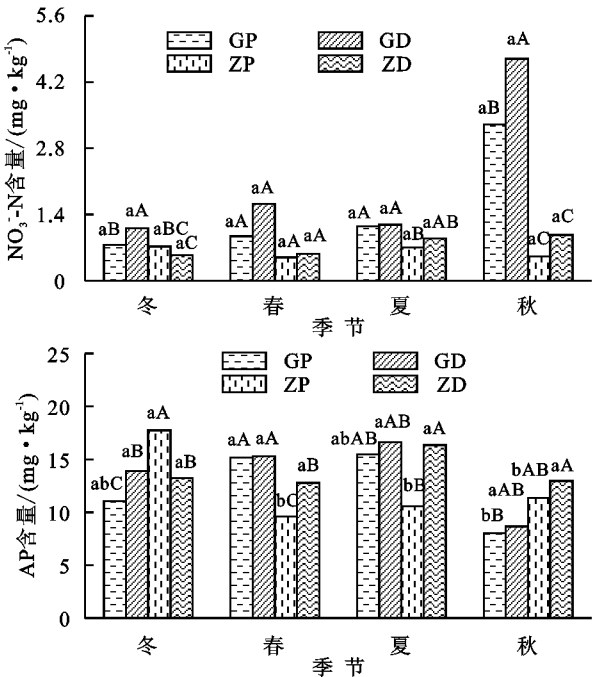
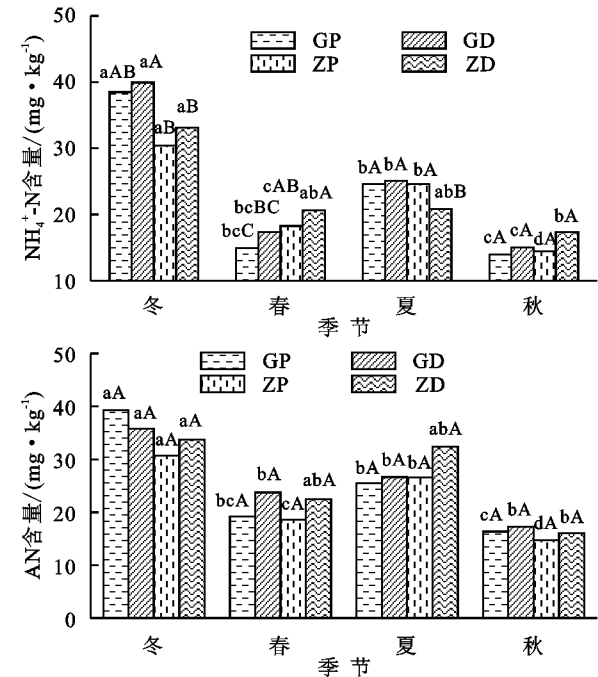


图 3 螃蟹影响下土壤氮、磷含量的变化

2.1.3 土壤活性铁含量的变化 由图 4 可知,不同季节,土壤总 Fe、 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 含量存在显著差异,最高值和最低值分别出现在夏季和冬季。GP 组 Fe(高潮滩有螃蟹影响的土壤总铁)含量为 2.18~18.88 g/kg,平均值为 12.14 g/kg,ZP 组 Fe 含量为 3.02~17.65 g/kg,平均值为 12.25 g/kg,螃蟹影响下 Fe 含量均略高于对照组 Fe 含量($P>0.05$)。GP 组 Fe^{2+} 含量为 0.17~6.38 g/kg,平均值为 3.71 g/kg,ZP 组 Fe^{2+} 含量为 1.69~4.76 g/kg,平均值为 2.98 g/kg,螃蟹影响下 Fe^{2+} 含量显著高于对照组 Fe^{2+} 含量($P<0.05$)。GP 组 Fe^{3+} 含量为 1.79~12.50 g/kg,平均值为 8.43 g/kg,ZP 组 Fe^{3+} 含量为 1.07~14.56 g/kg,平均值为 9.16 g/kg,螃蟹影响下土壤 Fe^{3+} 含量均略低于对照组 Fe^{3+} 含量($P>0.05$)。

2.2 螃蟹影响下土壤活性养分之间的关系

经相关性分析可知,螃蟹干扰下土壤活性养分之间相关性存在不同程度的差异性。GP 组土壤 AN 与 Fe 和 Fe^{3+} 存在极显著正相关关系($P<0.01$);土壤 NH_4^+-N 与 Fe 和 Fe^{3+} 存在极显著负相关关系($P<0.01$);GD 组土壤 AN 与 Fe 和 Fe^{3+} 存在较显著负相关关系($P<0.05$),土壤 MBC 与 Fe、 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 有极显著的正相关关系($P<0.01$);ZP 组土壤 AP 与 NH_4^+-N 有极显著的正相关关系($P<0.01$),与 Fe 和 Fe^{3+} 存在极显著负相关关系($P<0.01$),土壤 MBC 与 Fe、 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 有较显著的正相关关系($P<0.05$);ZD 组土壤 NH_4^+-N 与 Fe 存在极显著负相关关系($P<0.01$)。GP、GD 和 ZP 组中土壤 AN 与 NH_4^+-N 有极显著的正相关关系($P<0.01$),土壤 Fe、 Fe^{2+} 和

Fe^{3+} 两两具有极显著正相关关系 ($P < 0.01$)。

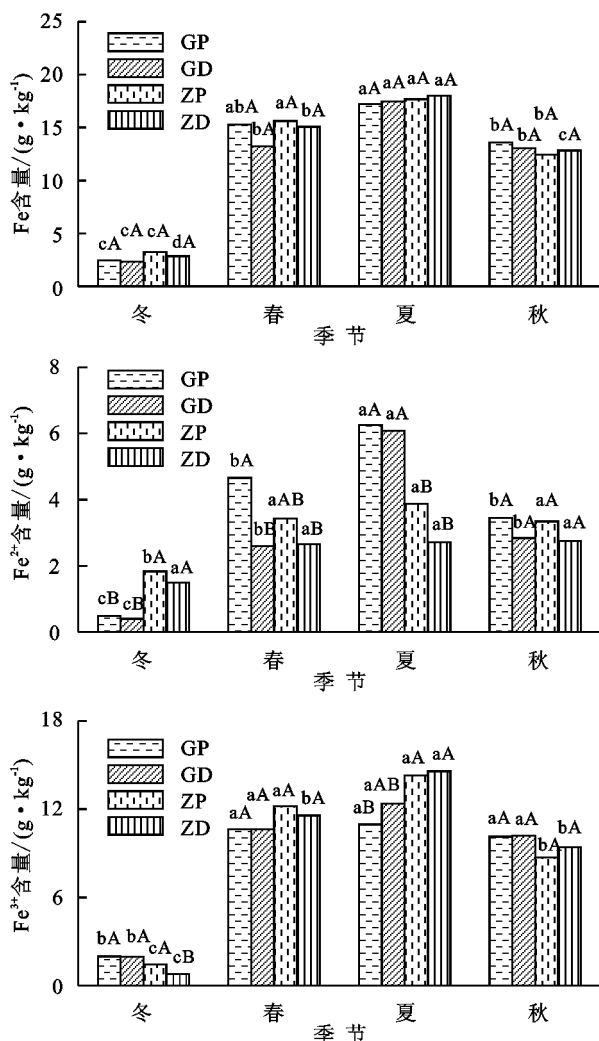


图 4 螃蟹影响下土壤 Fe 含量的季节性变化

2.3 螃蟹对土壤活性养分生态化学计量学特征的影响

由图 5 可知,不同季节有螃蟹活动土壤 DOC/AN、DOC/AP 和 AN/AP 变异系数较大,GP 组分别为 23.54%,39.37%,17.57%,ZP 组分别为 26.55%,30.07%,6.23%。对照组土壤 DOC/AN,DOC/AP 和 AN/AP 变异系数相对较小,GD 组分别为 20.76%,6.56%,7.75%,ZD 组分别为 15.54%,20.74%,5.38%。3 种比值所表现的变化趋势不同,土壤 DOC/AN 和 DOC/AP 为 GP 组>GD 组>ZP 组>ZD 组,AN/AP 为 GP 组>ZD 组>GD 组>ZP 组。统计分析表明,土壤 DOC/AN 和土壤 DOC/AP 中高潮滩处理在秋季中差异明显 ($P < 0.05$),土壤 AN/AP 主要表现在冬季中高潮滩处理差异显著 ($P < 0.05$),其余在同一季节不同处理之间差异不显著 ($P > 0.05$),而同一处理在不同季节中差异显著 ($P < 0.05$)。

2.4 活性养分比与土壤养分之间的关系

经相关性分析可知,螃蟹干扰下土壤活性养分比与活性养分之间相关性存在不同程度的差异性。GP 组土壤 AN/AP 与土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 Fe^{3+} 有极显著

的正相关关系 ($P < 0.01$),同时与土壤 MBC、Fe、 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 存在较显著正相关关系 ($P < 0.05$),土壤 DOC/AN 与土壤 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 Fe^{2+} 存在较显著正相关关系 ($P < 0.05$);ZP 组土壤 DOC/AN 与土壤 MBC 和 Fe^{3+} 有极显著正相关关系 ($P < 0.01$),土壤 DOC/AP 与土壤 MBC 和 Fe^{2+} 存在较显著正相关关系 ($P < 0.05$),土壤 AN/AP 分别与土壤 Fe^{2+} 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 存在较显著正相关和负相关关系 ($P < 0.05$);ZD 组土壤 DOC/AN 与土壤 Fe 和 Fe^{3+} 有极显著的正相关关系 ($P < 0.01$)。此外,土壤 DOC 与各处理 DOC/AN 与 DOC/AP 均存在极显著正相关关系 ($P < 0.01$),同时与 GP、ZD、ZP 处理中的 AN/AP 存在显著正相关关系 ($P < 0.05$)。

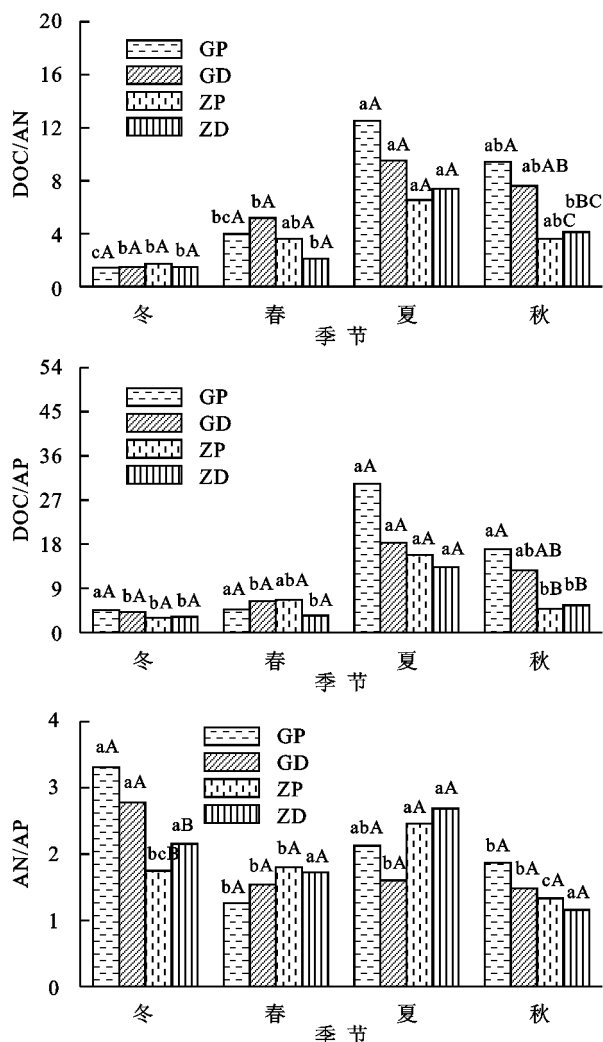


图 5 螃蟹对土壤 DOC/AN、DOC/AP 和 AN/AP 的影响

2.5 影响土壤活性养分变化的其他因子

经相关性分析可知,从环境因子角度分析土壤活性养分的影响因素,均存在不同程度的差异性。GP 组土壤 pH 与土壤 AN 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、土壤容重与 DOC 和 AN 存在极显著的负相关关系 ($P < 0.01$),土壤温度(土温)与 DOC、呈现极显著的正相关关系 ($P < 0.01$);GD 组土壤 DOC 与土温和砂粒存在极显

著的正相关关系($P < 0.01$),而与土壤黏粒和粉粒存在极显著的负相关关系($P < 0.01$),pH 与 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 存在极显著的负相关关系($P < 0.01$);ZP 组土壤 DOC 与容重存在极显著的正相关关系($P < 0.01$),土壤 AN 与电导和砂粒存在极显著的正相关关系($P < 0.01$),而与 pH、黏粒和粉粒存在极显著的负相关关系($P < 0.01$);ZD 组土壤 DOC 与黏粒、AN 与 pH 值、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 与电导均存在极显著的负相关关系($P < 0.01$),而土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 与电导、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 与土温存在极显著的正相关关系($P < 0.01$)。4 组处理中土温均与 Fe、 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 极显著的正相关关系($P < 0.01$)。

3 讨论

3.1 螃蟹活动对土壤活性养分含量变化的影响

螃蟹影响下土壤 DOC 含量略低于对照组,螃蟹活动引起有机质的输入量及土壤有机质周转速率发生变化,导致土壤 DOC 含量发生变化,其次,土壤 DOC 的输入情况受地表凋落物和根分泌物数量的控制^[17],螃蟹摄食及破碎使它们数量减少,导致固存在土壤中的 DOC 减少。此外,螃蟹组土壤 MBC 含量高于对照组,特别是中潮滩达到了显著水平,这与螃蟹能通过摄食和消化作用把枯落物转化为碎屑,并以排泄物的形式进入到土壤中,有利于改善土壤物理环境和微生物繁殖,增加土壤有机物质的输入量,提高土壤微生物活性与数量^[18-19];与此同时,螃蟹在挖洞及摄食过程中,可以促使底层的物质和表层的混合,并可增加底层土壤的含氧量,改善基质的缺氧状态,进而影响微生物数量及群落结构,优化养分代谢,从而显著促进土壤中微生物量碳的积累^[20]。

湿地土壤 AN 在同个季节不同处理上差异不显著;螃蟹影响下土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量低于对照组土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量,主要是因为螃蟹可通过挖洞增加洞穴内土壤和水体的溶解氧或者氧气含量,加快洞穴内壁土壤氮的硝化作用,减少氨氮的含量有关,可能因为螃蟹摄食后的代谢产物在潮汐变化过程中转移流失,转化成有效氮的成分减少^[21]。同时,一些异养微生物也可把 NH_4^+ 氧化为 NO_3^- ^[22],此外,氨氧化作用是硝化作用的限速步骤,螃蟹通过其生物扰动改变氨氧化菌的生存环境从而降低土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量。另外,由于洞穴内壁的氧气充足,硫酸盐和 Fe^{3+} 的浓度高于同等深度的无洞穴土壤,可为反硝化反应提供终端电子受体^[23],导致 NH_4^+ 含量降低。不同处理中,对照组与螃蟹组土壤 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量差异并不显著,而陈光程^[24]通过研究发现螃蟹的活动显著提高土壤中硝态氮的含量,并且抑制土壤的酶活性,这与研究区的植被类型、气候区与潮滩生境差异等均存在密切的相关性,但其差异机理在今后的研究中应予以加强。

湿地土壤中 Fe 是重要的氧化还原物质,也是植物的必须营养元素,对湿地生态系统指示性强^[9],且以 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 的形式广泛存在^[25]。同时作为氧化还原体系的 $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$ 在湿地土壤中能迅速反映体系变化状况,对环境变迁有良好的指示作用^[26]。螃蟹组比对照组中的 Fe^{3+} 含量高,这与洞穴内壁的氧气充足,有利于氧化态 Fe 的维持有关^[27]。此外,夏季是 Fe 及其形态含量最高的季节,主要是因为温度较高的夏季有利于惰性铁向活性铁的转化^[25]。

3.2 螃蟹影响下土壤活性养分与影响因子之间的关系

本研究中,土壤 AN/AP 对 GP 和 ZP 组 DOC 含量有正相关关系,主要与螃蟹活动加速了养分的迁移有关^[28];其次,有研究^[29]表明,土壤 DOC 含量的增加可能会减少自养植物的生产,刺激生产者对溶解性 N 和 P 的生物吸收,从而增加土壤中溶解性 N 和 P 的含量。此外,夏季土壤 DOC/AP 明显高于其他季节,可能是升温与高含量土壤 DOC 增加了土壤养分库溶解性 C/P,提高细菌生物量^[30],再加上螃蟹活动,可获取周围植被中更多的颗粒 C 和 P。高潮滩螃蟹组土壤 AN/AP 与土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 Fe^{3+} 有极显著的正相关关系,说明氮底物供应量与供应效率可能是惰性养分向活性养分转化的限制性因子^[31]。在高潮滩中,土壤 pH 与氨氮存在极显著负相关关系,土壤 pH 被看做是土壤的主要变量,与其他土壤养分可以通过影响氨氮的溶解度间接的对其产生作用^[32],其次,可能对氨氮的水解程度有影响,pH 减少时,酸性促进 $\text{NH}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$ 化学反应的逆向性,导致 NH_4^+ 的增多^[33]。

土壤 DOC 含量夏季显著高于其他季节,这与 Kazem 等^[34]研究结论一致,主要是季节的变化伴随着温度的改变,夏季高温,湿地土壤温度较高、枯落物分解速率加快,降解土壤有机碳的微生物活性增强,促进土壤 DOC 形成。相比之下,冬季低温少雨,微生物活性低,DOC 含量相对较低^[35]。土壤 MBC 含量最高值和最低值同样分别出现在夏季和冬季,且夏季显著高于其他季节,这一结论与张静等^[36]研究结论一致,也与夏季研究样地土温升高有关,温度的升高使得植物根系活动能力和微生物数量与活性增加。

在冬季,土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量明显增加,而 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量相对下降,主要是螃蟹的活动下降造成土壤氧化还原条件下降, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 通过反硝化作用而发生降解,也可能是高质量的碳包括植物根系、藻类等为异养细菌提供更好的底物(NH_4^+),也导致硝化细菌数量的减少和生长缓慢,并减弱硝化作用^[31]。此外,高潮滩对照组土壤 AN 与土壤粒径关系密切,砂粒比重大,土壤 AN 含量高,而黏粒和粉粒的比重大,土壤 AN 含量低,同时,高潮滩硝态氮含量明显高于中潮

滩,主要是由于湿地水分状况与通气性决定的,高潮滩相对而言通气性较高,氧气含量较高,有利于硝态氮的赋存^[21]。土壤温度与土壤铁养分及其价态存在极显著正相关关系,这与夏季温度普遍较高有利于惰性铁向活性铁的转化,增加活性铁底物总量的同时,相应的价态铁含量也一定程度上提高。

4 结论

(1) 螃蟹组土壤 DOC 含量略低于对照组 ($P > 0.05$); GP 组 MBC 含量高于对照组 ($P > 0.05$), ZP 组 MBC 显著高于对照组 ($P < 0.05$)。土壤 DOC 和土壤 MBC 含量最高值和最低值分别出现在夏季和冬季,且夏季显著高于其他季节 ($P < 0.05$),螃蟹活动下土壤 DOC 与土壤温度具有显著的相关关系 ($P < 0.05$)。

(2) GP 组 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量显著低于 GD 组 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量 ($P < 0.05$), ZP 组 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量略低于 ZD 组 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量 ($P > 0.05$); GD 组 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量显著高于 GP 组 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量 ($P < 0.05$), ZD 组 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量显著高于 ZP 组 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量 ($P < 0.05$)。不同季节,土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和土壤 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量存在显著差异 ($P < 0.05$),与土壤温度具有显著的相关关系 ($P < 0.05$),土壤 pH 与螃蟹组中 AN 具有显著的相关关系 ($P < 0.05$)。

(3) 螃蟹组土壤总铁含量略高于对照组 ($P > 0.05$); 螃蟹组土壤 Fe^{2+} 含量显著高于对照组 ($P < 0.05$); 螃蟹组和对照组土壤 Fe^{3+} 含量差异不明显 ($P > 0.05$)。不同季节,土壤总 Fe、 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 含量存在显著差异 ($P < 0.05$),且高潮滩铁价态与土壤温度具有较为显著的相关关系 ($P < 0.05$)。

致谢:本研究在野外采样和室内分析过程中得到福建师范大学高灯州、宋旭和徐康等同学的帮助,在此一并表示深深地感谢!

参考文献:

- [1] Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate change 2007: The physical science basis [C]. Cambridge UK: Cambridge University Press, 2007.
- [2] Fanjul E, Grela M A, Iribarne O. Effects of the dominant SW atlantic intertidal burrowing crab *Chasmagnathus granulatus* on sediment chemistry and nutrient distribution [J]. Marine Ecology Progress Series, 2007, 341: 177-190.
- [3] Grasset C, Levrey L H, Delolme C, et al. The interaction between wetland nutrient content and plant quality controls aquatic plant decomposition [J]. Wetlands Ecology and Management, 2017, 25(2): 211-219.
- [4] 董凯凯,王惠,杨丽原,等.人工恢复黄河三角洲湿地土壤碳氮含量变化特征[J].生态学报,2011,31(16):4778-4782.
- [5] Gargallo S, Martin M, Oliver N, et al. Biokinetic model for nitrogen removal in free water surface constructed wetlands [J]. Science of The Total Environment, 2017, 587: 145-156.
- [6] 洪江涛,吴建波,王小丹.全球气候变化对陆地植物碳氮磷生态化学计量学特征的影响[J].应用生态学报,2013,24(9):2658-2665.
- [7] Lost S, Landgraf D, Makeschin F. Chemical soil properties of reclaimed marsh soil from Zhejiang Province P. R. China [J]. Geoderma, 2007, 142 (3): 245-250.
- [8] 李家兵,张秋婷,张丽烟,等.闽江河口春季互花米草入侵过程对短叶荇菜沼泽土壤碳氮分布特征的影响[J].生态学报,2016,36(12):3628-3638.
- [9] Lee S Y. Mangrove macrobenthos: Assemblages, services, and linkages [J]. Journal of Sea Research, 2008, 59(1/2): 16-29.
- [10] Feng J, Guo J, Huang Q, et al. Changes in the community structure and diet of benthic macrofauna in invasive *Spartina alterniflora* wetlands following restoration with native mangroves [J]. Wetlands, 2014, 34 (4): 673-683.
- [11] Hu Z, Wu S, Ji C, et al. A comparison of methane emissions following rice paddies conversion to crab-fish farming wetlands in southeast China [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2016, 23 (2): 1505-1515.
- [12] 刘剑秋,曾从盛,陈宁.闽江河口湿地研究[M].北京:科学出版社,2006,330-334.
- [13] Li W, Cui L, Zhang M, et al. Effect of mangrove restoration on crab burrow density in Luoyangjiang Estuary, China [J]. Forest Ecosystems, 2015, 2 (1): 2929-2933.
- [14] 王霞,李辉信,朱玲,等.蚯蚓活动对土壤氮素矿化的影响[J].土壤学报,2008,45(4):641-648.
- [15] 鲁如坤.土壤农业化学分析方法[M].3版.北京:中国农业科学出版社,2000.
- [16] 牟晓杰,刘兴土,仝川,等.人为干扰对闽江河口湿地土壤硝化一反硝化潜力的影响[J].中国环境科学,2013,33(8):1413-1419.
- [17] 王春阳,周建斌,夏志敏,等.黄土高原区不同植物凋落物可溶性有机碳含量及其降解[J].应用生态学报,2010,21(12):3001-3006.
- [18] Rickover L, Khabarovsk T, Howe A, et al. Microbial activity in forest soil reflects the changes in ecosystem properties between summer and winter [J]. Environmental Microbiology, 2015, 18(1): 288-301.
- [19] Li S, Zhang S, Pu Y, et al. Dynamics of soil labile organic carbon fractions and C-cycle enzyme activities under straw mulch in Chengdu Plain [J]. Soil and Tillage Research, 2016, 155: 289-297.
- [20] Werry J, Lee S Y. Grapsid crabs mediate link between mangrove litter production and estuarine planktonic food chains [J]. Marine Ecology Progress Series, 2005, 293: 165-176.

- [19] 马丽萍. 天祝高寒草地不同扰动生境土壤微生物数量时空动态研究[D]. 兰州:甘肃农业大学, 2004.
- [20] 卢虎. 高寒生态脆弱区不同干扰生境土壤微生物数量特征及时间动态研究[D]. 兰州:甘肃农业大学, 2011.
- [21] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3版. 北京:中国农业出版社, 2001.
- [22] Zhao Y, Peth S, Krümmelbein J, et al. Spatial variability of soil properties affected by grazing intensity in Inner Mongolia grassland [J]. *Ecological Modeling*, 2007, 205(1/2): 241-254.
- [23] 周华坤, 赵新全, 周立, 等. 青藏高原高寒草甸的植被退化与土壤退化特征研究[J]. *草业学报*, 2005, 14(3): 31-40.
- [24] 张蕴薇, 韩建国, 李志强. 放牧强度对土壤物理性质的影响[J]. *草地学报*, 2002, 10(1): 74-78.
- [25] Gan L, Peng X, Peth S, et al. Effects of grazing intensity on soil water regime and flux in Inner Mongolia Grassland, China [J]. *Pedosphere*, 2012, 22(22): 165-177.
- [26] 冯瑞章, 周万海, 龙瑞军, 等. 江河源区不同退化程度高寒草地土壤物理、化学及生物学特征研究[J]. *土壤通报*, 2010, 41(2): 263-269.
- [27] 范国艳, 张静妮, 张永生, 等. 放牧对贝加尔针茅草原植被根系分布和土壤理化特征的影响[J]. *生态学杂志*, 2010, 29(9): 1715-1721.
- [28] 任灵, 袁子茹, 陈建纲, 等. 东祁连山不同利用方式下高寒草甸草原土壤养分特征[J]. *甘肃农业大学学报*, 2016, 51(6): 70-75.
- [29] 王绍强, 于贵瑞. 生态系统碳氮磷元素的生态化学计量学特征[J]. *生态学报*, 2008, 28(8): 3937-3947.
- [30] 王绍强, 周成虎, 李克让, 等. 中国土壤有机碳库及空间分布特征分析[J]. *地理学报*, 2000, 55(5): 533-542.
- [31] 张秋芳, 陈奶寿, 陈坦, 等. 不同恢复年限侵蚀红壤生态化学计量特征[J]. *中国水土保持科学*, 2016, 14(2): 60-66.
- [32] 赵锦梅, 张德罡, 刘长仲, 等. 祁连山东段高寒地区土地利用方式对土壤性状的影响[J]. *生态学报*, 2012, 32(2): 548-556.
- [33] 田风霞, 赵传燕, 王瑶. 祁连山东段土壤水分时空分布特征及其与环境因子的关系[J]. *干旱地区农业研究*, 2010, 28(6): 23-29.
- [34] 赵锦梅, 徐长林, 马瑞, 等. 东祁连山不同高寒灌丛草地土壤抗蚀性研究[J]. *水土保持学报*, 2016, 30(5): 119-123.

(上接第248页)

- [21] Mesnage V, Ogier S, Bally G, et al. Nutrient dynamics at the sediment-water interface in a Mediterranean lagoon (Thau, France): Influence of biodeposition by shellfish farming activities [J]. *Marine Environmental Research*, 2007, 63(3): 257-277.
- [22] Jacinthe P A, Groffman P M. Microbial nitrogen cycling processes in a sulfidic coastal marsh [J]. *Wetlands Ecology and Management*, 2006, 14(2): 123-131.
- [23] Howarth R, Chan F, Conley D J, et al. Coupled biogeochemical cycles: Eutrophication and hypoxia in temperate estuaries and coastal marine ecosystems [J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2011, 9: 18-26.
- [24] 陈光程. 九龙江口秋茄红树植被与主要大型底栖动物某些生态关系的研究[D]. 福建 厦门: 厦门大学, 2009.
- [25] 尹晓敏, 吕宪国, 等. 湿地土壤 Fe 与 N 耦合过程研究进展[J]. *环境科学*, 2010, 31(9): 2254-2259.
- [26] 王立群, 戴雪荣, 刘清玉, 等. 长江口崇明东滩地貌发育过程中的活性铁变化及环境意义[J]. *海洋通报*, 2006, 25(3): 45-51.
- [27] Rienzi E A, Matocha C J, Grove J H, et al. Enrichment ratio of poorly crystallized iron mobilized with clay/silt-sized particles released via interrill erosion [J]. *Catena*, 2015, 124: 130-137.
- [28] Otani S, Kozuki Y, Yamanaka R, et al. The role of crabs (*Macrophthalmus japonicus*) burrows on organic carbon cycle in estuarine tidal flat, Japan [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2010, 86(3): 434-440.
- [29] Weidman P R, Schindler D W, Thompson P L, et al. Interactive effects of higher temperature and dissolved organic carbon on planktonic communities in fishless mountain lakes [J]. *Freshwater Biology*, 2014, 59(5): 889-904.
- [30] Kopacek J, Hejzlar J, Vrba J, et al. Phosphorus loading of mountain lakes: Terrestrial export and atmospheric deposition [J]. *Limnology and Oceanography*, 2011, 56(4): 1343-1354.
- [31] Mchenga I S S, Tsuchiya M. Nutrient dynamics in mangrove crab burrow sediments subjected to anthropogenic input [J]. *Journal of Sea Research*, 2008, 59(1): 103-113.
- [32] Clark J M, Bottrell S H, Evans C D, et al. The importance of the relationship between scale and process in understanding long-term DOC dynamics [J]. *Science of the Total Environment*, 2010, 408: 2768-2775.
- [33] 聂发辉, 李娟花, 刘占孟. 鄱阳湖湿地土壤对氨氮的吸附性能研究[J]. *华东交通大学学报*, 2015, 32(2): 136-142.
- [34] Kazem N, Geraad G, Erik S. Dissolved organic carbon concentrations and fluxes correlate with land use and catchment characteristics in a semi-arid drainage basin of Iran [J]. *Catena*, 2012, 95: 177-183.
- [35] Marie F J, Mina N, Mark C, et al. Dissolved organic carbon concentrations and fluxes in forest catchments and streams: DOC-3 model [J]. *Ecological Modelling*, 2011, 222(14): 2291-2313.
- [36] 张静, 马玲, 丁新华, 等. 扎龙湿地不同生境土壤微生物量碳氮的季节变化[J]. *生态学报*, 2014, 34(13): 3712-3719.