

DOI: 10.5846/stxb201904300886

俞琳莹, 孙志高, 陈冰冰, 张鹏飞, 胡星云, 孙文广. 黄河口新生湿地土壤磷赋存形态及其动态变化对外源氮输入的响应. 生态学报, 2020, 40(16): 5793-5804.

Yu L Y, Sun Z G, Cheng B B, Zhang P F, Hu X Y, Sun W G. Variations of phosphorus fractions in soils in response to exogenous nitrogen enrichment in the newly created marshes of the Yellow River estuary, China. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(16): 5793-5804.

黄河口新生湿地土壤磷赋存形态及其动态变化对外源氮输入的响应

俞琳莹^{1,2,3}, 孙志高^{1,2,3,*}, 陈冰冰^{1,2,3}, 张鹏飞^{1,2,3}, 胡星云^{1,2,3}, 孙文广⁴

1 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

2 福建师范大学 地理研究所, 福州 350007

3 福建师范大学 福建省亚热带资源与环境重点实验室, 福州 350007

4 路易斯安那州立大学 植物、环境与土壤科学系, 巴图鲁日 70803

摘要: 选择黄河口新生湿地为研究对象, 基于野外原位氮输入模拟试验, 探讨了不同氮输入梯度下 (NN: 对照处理; LN: 低氮处理; MN: 中氮处理; HN: 高氮处理) 湿地土壤磷赋存形态的动态变化特征。结果表明, 不同氮处理下土壤中闭蓄态磷 (HCl-P_i 和 Residual-P) 均是 TP 的主体 (87.75%—90.04%), 而活性磷 (Resin-P 、 $\text{NaHCO}_3\text{-P}$ 和 $\text{NaHCO}_3\text{-P}_o$) 和中等活性磷 (NaOH-P_i 、 NaOH-P_o 、 Sonic-P_i 和 Sonic-P_o) 占 TP 的比例均较低, 分别为 4.81%—5.58% 和 5.14%—6.57%。相对于 NN 处理, MN 和 HN 处理下的活性磷含量分别增加了 9.16% 和 12.44%, 而 LN、MN 和 HN 处理下的中等活性磷含量分别增加了 2.25%、6.92% 和 24.24%, 说明外源氮输入整体增加了土壤中的活性磷含量。与之相比, 闭蓄态磷含量在 LN、MN 和 HN 处理下均呈降低趋势, 其值相对于 NN 处理分别降低了 3.08%、3.08% 和 5.22%。尽管不同氮处理下土壤养分条件、水盐及酸碱状况均是影响不同磷形态赋存的关键因素, 但随着氮输入量的增加, 影响磷赋存形态的养分类型发生了明显改变, 即由 NN 和 LN 处理下主要受 N 和 S 影响逐步转变为 MN 和 HN 处理下主要受 P 影响。研究发现, 外源氮输入不但可能影响不同磷形态之间的转化, 而且亦可能通过改变植物生长节律以及土壤养分及酸碱状况来影响土壤中各形态磷的赋存。

关键词: 磷赋存形态; 氮输入; 新生湿地; 碱蓬; 黄河口

Variations of phosphorus fractions in soils in response to exogenous nitrogen enrichment in the newly created marshes of the Yellow River estuary, China

YU Linying^{1,2,3}, SUN Zhigao^{1,2,3,*}, CHENG Bingbing^{1,2,3}, ZHANG Pengfei^{1,2,3}, HU Xingyun^{1,2,3}, SUN Wenguang⁴

1 Key Laboratory of Humid Subtropical Eco-geographical Process (Fujian Normal University), Ministry of Education, Fuzhou 350007, China

2 Institute of Geography, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China

3 Fujian Provincial Key Laboratory for Subtropical Resources and Environment, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China

4 School of Plant, Environment and Soil Science, Louisiana State University, Baton Rouge, 70803, US

Abstract: The typical *Suaeda salsa* marsh in the newly created marshes of the Yellow River estuary was selected as study object. The variations of phosphorus (P) fractions in soils during the growing season were investigated by *in situ* nitrogen (N) import experiment which included four treatments (NN, no N enrichment; LN, low N enrichment; MN, middle N enrichment; and HN, high N enrichment). Results showed that the contents of non-available P (HCl-P_i and Residual-P)

基金项目: 国家自然科学基金面上项目 (41971128, 41371104)

收稿日期: 2019-04-30; 网络出版日期: 2020-06-08

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zhigaosun@163.com

were the main part of total phosphorus (TP) in soils of different treatments accounting for 87.75%—90.04%, while both the proportions of available P and moderately available P in TP were very low with 4.81%—5.58% and 5.14%—6.57%, respectively. Compared to NN, the contents of available P in MN and HN increased by 9.16% and 12.44%, respectively, whereas the values of moderately available P in LN, MN, and HN increased by 2.25%, 6.92%, and 24.24%, respectively, indicating that N enrichment generally increased the contents of available P in soils. By comparison, the contents of non-available P in LN, MN, and HN decreased by 3.08%, 3.08%, and 5.22% compared to those in NN, respectively. Although soil nutrients, moisture, salinity and acid-base status in different treatments were the key factors affecting the amounts of P fractions, with increasing of N input, the types of nutrients affecting P fractions changed significantly from NN and LN which were mainly affected by N and sulfur (S) to MN and HN which were mainly affected by P. This study found that exogenous N import not only might affect the transformations among P fractions, but also might influence the variations of P fractions in soil by altering the growth rhythm of plants and the nutrients and acid-base status of soils.

Key Words: phosphorus fractions; nitrogen enrichment; newly created marshes; *Suaeda salsa* marsh; Yellow River estuary

氮(N)、磷(P)是影响湿地初级生产力的重要限制因子,其含量及赋存形态的变化直接影响湿地系统的稳定与健康。相比于氮,磷不但是植物体内许多有机化合物的重要组分,而且以多种方式参与植物体内的代谢活动^[1]。河口湿地是海岸带地区响应全球变化和人类活动较为敏感的生态系统之一^[2]。受河口水动力和海洋潮汐的双重影响,河口湿地磷的赋存形态多变,且其含量往往随着盐度、pH 和外源污染物输入等理化条件的变化而发生显著改变^[3]。目前,国外关于河口湿地土壤中磷形态的研究主要集中在磷形态分离与提取^[4-5]以及其时空分布与转化特征^[6-7]等方面。国内在河口湿地相关研究方面也开展了较多工作,涉及黄河口湿地^[8-9]、长江口湿地^[3,10]和闽江口湿地^[11-12],但关于氮、磷耦合作用下河口湿地土壤磷赋存形态及其动态变化特征的研究还鲜有报道。

黄河口新生湿地是渤海与黄河河口相互作用形成的重要湿地类型,承接着上游携带的大量含氮物质。近年来,黄河口营养盐入海通量一直保持在较高水平($1.41—4.22\times 10^4$ t)^[13],加之该区域当前氮湿沉降量也已接近其临界负荷($4.0\text{ g m}^{-2}\text{ a}^{-1}$)^[14],由此可能导致其对湿地土壤磷养分赋存及转化产生重要影响。碱蓬(*Suaeda salsa*)作为黄河口新生湿地分布最为广泛的盐生植被,具有维持生物多样性和调节气候等多重生态功能。尽管许多学者已在黄河口碱蓬湿地土壤不同形态磷时空分布特征^[8]以及磷生物循环状况评估^[15]等方面开展了工作,但这些研究多是基于野外原位采样来实施,而关于野外氮输入条件下湿地土壤磷赋存形态及其动态变化的模拟研究还不多见。为此,本研究以黄河口滨岸高潮滩碱蓬湿地为研究对象,基于野外氮输入模拟试验,研究了不同氮输入梯度下湿地土壤磷形态赋存特征及其关键因子。研究结果有助于明晰黄河口新生湿地土壤磷转化对外源氮输入的响应机制,并可为该区的湿地保护提供重要科学依据。

1 研究区域与研究方法

1.1 研究区概况

研究区位于山东黄河三角洲国家级自然保护区($37^{\circ}40'\text{ N}—38^{\circ}10'\text{ N}$, $118^{\circ}41'\text{ E}—119^{\circ}16'\text{ E}$)(图1),保护区总面积为 15.3 万 hm^2 ,主要保护新生湿地生态系统和珍稀濒危鸟类。该区属暖温带季风气候区,四季分明,雨热同期,冷热干湿界限极为明显,年降水量 551.6 mm,年均温 12.1°C ,无霜期 196 d,年蒸发量 1928.2 mm。该区土壤类型主要为隐域性潮土和盐土,主要植被为芦苇(*Phragmites australis*)、碱蓬(*S. salsa*)、怪柳(*Tamox chinensis*)和白茅(*Imperata cylindrica*)等。

1.2 研究方法

1.2.1 试验设计

选择黄河口北部滨岸高潮滩碱蓬湿地为研究对象,于 2014 年 4—11 月开展野外原位氮输入模拟试验。



图1 黄河三角洲自然保护区地理位置

Fig.1 Geographical location of the Yellow River Natural Reserve

结合该区域现有资料,考虑陆源氮输入($2.5\text{--}3.5\text{ gN m}^{-2}\text{ a}^{-1}$)和氮沉降($3\text{--}4.5\text{ gN m}^{-2}\text{ a}^{-1}$)的综合影响,将自然条件下湿地氮输入量确定为 $6.0\text{ gN m}^{-2}\text{ a}^{-1}$,并以此将试验氮梯度设置为:NN[无氮处理(No N enrichment),其值为当前氮输入量]、LN[低氮处理(Low N enrichment),(1.5NN , $9.0\text{ gN m}^{-2}\text{ a}^{-1}$),模拟未来较低的外源氮增加量]、MN[中氮处理(Medium N enrichment),(2.0NN , $12.0\text{ gN m}^{-2}\text{ a}^{-1}$),模拟未来较高的外源氮增加量]和HN[高氮处理(High N enrichment),(3NN , $18.0\text{ gN m}^{-2}\text{ a}^{-1}$),模拟未来更高的外源氮增加量],每个处理随机设置3个重复样地($5\text{ m}\times 10\text{ m}$)(图2)。自4月下旬开始,按照4种处理在不同时期的氮输入要求,将 $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ 溶解在20 L水中,每隔20—30 d,通过预布设装置以 $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ 水溶液的形式对上述样地进行氮输入模拟(对对照样地喷洒等量的水)。

1.2.2 样品采集与测定

在上述氮输入样地内逐月采集表层土壤样品(共12个)(0—10 cm,95%以上的碱蓬根系分布在此深度),并将采集的样品及时带回实验室自然风干,去除杂物研磨过100目筛后装袋备用。土壤磷形态提取采用Hedley连续浸提法^[16],即取0.5 g过100目筛的土壤,逐步加入阴离子树脂膜、 0.5 mol/L NaHCO_3 、 0.1 mol/L NaOH 和 1 mol/L HCl 分别提取出土壤中稳定性由弱到强的土壤磷形态,最后用浓硫酸和高氯酸高温消煮提取出残留在土壤中的磷。根据Maranguit等^[17]的划分方法,将提取的不同磷组分定义为以下三部分:(1)活性磷(Resin-P、 $\text{NaHCO}_3\text{-P}_i$ 和 $\text{NaHCO}_3\text{-P}_o$);(2)中等活性磷(NaOH-P_i 、 NaOH-P_o 、Sonic- P_i 和Sonic- P_o);(3)闭蓄态磷(HCl-P_i 和Residual-P)。全磷(TP)为上述9种磷组分含量之和。不同形态磷含量通过连续流动分析仪

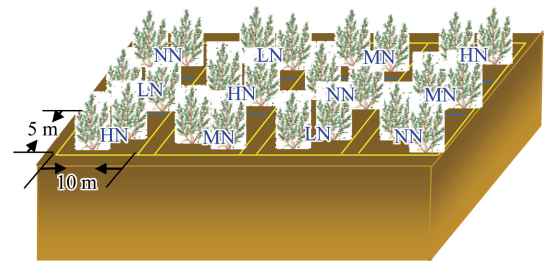


图2 野外原位氮输入试验示意图

Fig.2 Sketch of the in situ nitrogen input experiment

NN:无氮 No N enrichment; LN:低氮 Low N enrichment; MN:中氮 Medium N enrichment; HN:高氮 High N enrichment

(SKALAR-SAN++荷兰)测定。此外,土壤 pH 和电导率(EC)分别采用 HACH-sensION3 和 ECTestr11+原位测定;土壤含水量采用高精度水分测量仪(AZS-2)原位测定;有机质含量采用高温外热重铬酸钾容量法测定,并据有机质与有机碳(SOC)之间的转换系数(0.58)换算为有机碳含量^[18];全氮(TN)和全硫(TS)含量采用 Vario EL 型元素分析仪测定。

1.2.3 数据处理与统计

运用 Origin 8.0 软件对数据进行作图和计算,采用 SPSS 23.0 软件对数据进行单因素方差分析、Pearson 相关性分析和逐步线性回归分析(逐步引入-剔除法),运用 Canoco 5.0 软件对数据进行主成分(PCA)分析。

2 结果与分析

2.1 氮输入对活性磷含量变化的影响

不同氮输入处理下湿地土壤中的 3 种活性磷(Resin-P、 $\text{NaHCO}_3\text{-P}_i$ 、 $\text{NaHCO}_3\text{-P}_o$)含量均较低(图 3),三者之和分别仅占相应氮处理下土壤 TP 含量的 4.82%(NN)、4.81%(LN)、5.39%(MN)和 5.58%(HN)。生长季内,4 种氮处理下土壤中的 $\text{NaHCO}_3\text{-P}_i$ 含量存在显著差异($P<0.05$),而 Resin-P 和 $\text{NaHCO}_3\text{-P}_o$ 含量均不存在显著差异($P>0.05$);但就个别时期(5—6 月)而言,不同氮处理下土壤中的三种活性磷含量均存在显著差异($P<0.05$)。整体来说,不同氮处理下土壤中的活性磷含量在生长季内均呈现不同变化特征(图 3)。其中,Resin-P 含量的变幅不大, $\text{NaHCO}_3\text{-P}_i$ 含量呈波动降低趋势,而 $\text{NaHCO}_3\text{-P}_o$ 含量整体呈先增加后降低变化。就平均状况而言,不同氮处理下土壤中的 Resin-P 含量表现为 $\text{HN}>\text{NN}>\text{MN}>\text{LN}$, $\text{NaHCO}_3\text{-P}_i$ 含量为 $\text{HN}>\text{MN}>\text{LN}>\text{NN}$,而 $\text{NaHCO}_3\text{-P}_o$ 含量为 $\text{NN}>\text{HN}>\text{MN}>\text{LN}$ (表 1)。相对于 NN 处理,MN 和 HN 处理下的活性磷含量分别增加了 9.16%和 12.44%,而在 LN 处理下降低了 0.08%

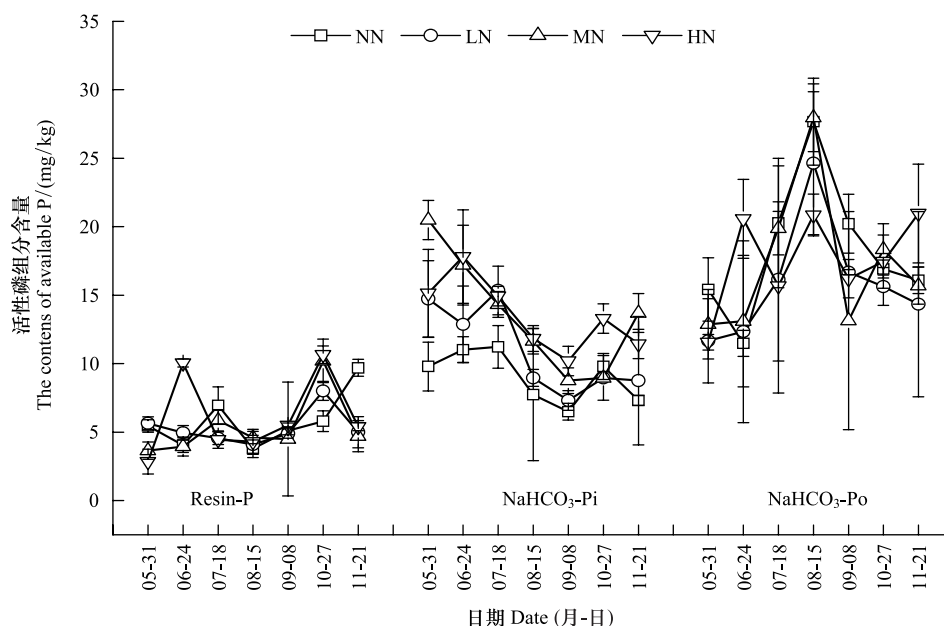


图 3 不同氮处理下湿地土壤活性磷含量变化

Fig.3 Variations of the contents of available phosphorus in soils of different nitrogen enrichments

2.2 氮输入对中等活性磷含量变化的影响

不同氮输入处理下湿地土壤中的中等活性磷(NaOH-P_i 、 NaOH-P_o 、 Sonic-P_i 、 Sonic-P_o)含量亦均较低(图 4),四者之和分别仅占相应氮处理下土壤 TP 含量的 5.14%(NN)、5.40%(LN)、5.62%(MN)和 6.57%(HN)。生长季内,4 种氮处理下土壤中 NaOH-P_i 和 Sonic-P_i 含量的波动变化均较小;除 MN 处理外, NaOH-P_o 含量在其

他处理下均呈波动增加趋势;而 Sonic-P_o 含量除 HN 处理外,在其他处理下均呈波动降低变化。比较而言,4 种氮处理下土壤中的 NaOH-P_i、NaOH-P_o、Sonic-P_i 和 Sonic-P_o 含量均不存在显著差异 ($P>0.05$)。就平均状况而言,不同氮处理下土壤中的 NaOH-P_i 含量表现为 MN>HN>NN>LN, NaOH-P_o 含量为 HN>NN>MN>LN, Sonic-P_i 含量为 HN>MN>LN>NN, 而 Sonic-P_o 含量为 HN>LN>MN>NN(表 1)。相对于 NN 处理, LN、MN 和 HN 处理下的中等活性磷含量分别增加了 2.25%、6.92%和 24.24%。

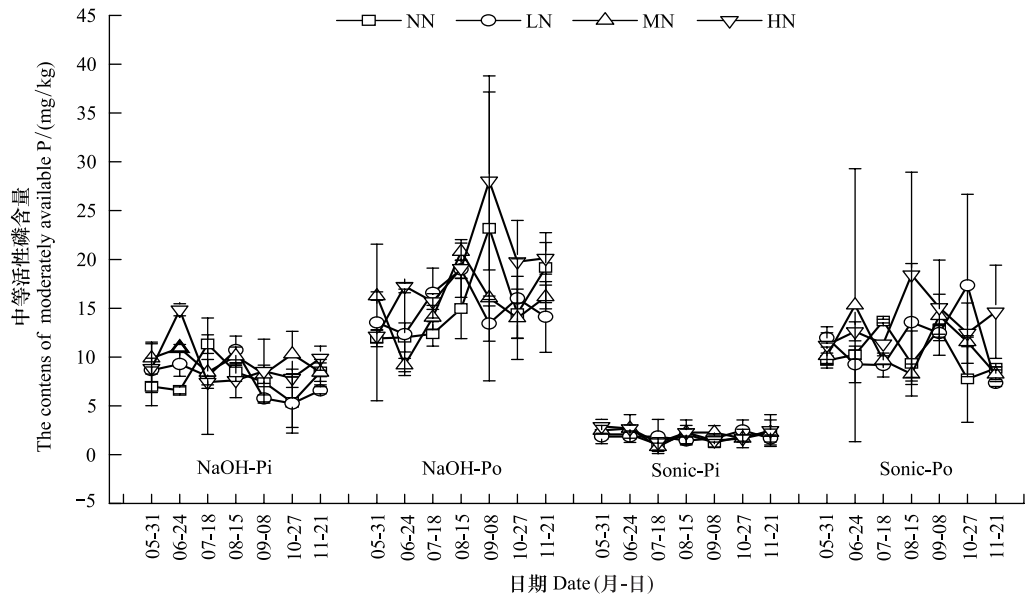


图 4 不同氮处理下湿地土壤中中等活性磷含量变化

Fig.4 Variations of the contents of moderately available phosphorus in soils of different nitrogen enrichments

表 1 不同氮处理下土壤各形态磷平均含量及其占比

Table 1 Average contents and proportions of different phosphorus fractions in soils of different nitrogen enrichments										
对照组 Control group		活性磷 Available P			中等活性磷 Moderately available P				闭蓄态磷 Non-available P	
		Resin-P	NaHCO ₃ -P _i	NaHCO ₃ -P _o	NaOH-P _i	NaOH-P _o	Sonic-P _i	Sonic-P _o	HCl-P _i	Residual-P
无氮	含量/(mg/kg)	5.84±2.0	9.05±1.9	18.29±5.1	7.8±1.9	15.43±4.3	1.80±0.5	10.33±2.1	481.69±48.8	138.10±24.3
No N enrichment	CV/%	34.41	20.69	27.97	24.28	27.59	26.26	20.89	10.13	17.63
	百分比/%	0.85	1.31	2.66	1.13	2.24	0.26	1.50	69.98	20.06
低氮	含量/(mg/kg)	5.31±1.3	10.99±3.2	15.92±4.3	7.50±2.4	15.00±2.3	1.71±0.4	11.58±3.3	450.96±30.8	149.71±15.8
Low N enrichment	CV/%	24.07	29.54	26.90	32.12	15.36	25.80	28.86	6.83	10.57
	百分比/%	0.79	1.61	2.38	1.12	2.24	0.26	1.73	67.44	22.39
中氮	含量/(mg/kg)	5.35±2.2	13.58±4.3	16.67±6.2	9.48±1.1	14.44±3.8	2.06±0.6	11.05±2.8	429.10±54.6	169.24±18.6
Medium N enrichment	CV/%	42.02	31.51	37.30	11.37	26.41	30.55	25.38	12.72	11.00
	百分比/%	0.80	2.02	2.48	1.41	2.15	0.31	1.65	63.95	25.22
高氮	含量/(mg/kg)	6.17±3.0	13.52±2.6	17.61±3.5	9.28±2.6	18.87±4.9	2.09±0.6	13.68±2.6	424.83±75.3	162.57±12.9
High N enrichment	CV/%	48.45	19.42	19.81	27.89	26.02	30.88	18.74	17.72	7.94
	百分比/%	0.92	2.02	2.63	1.39	2.82	0.31	2.05	63.54	24.31

NN:无氮 No N enrichment; LN:低氮 Low N enrichment; MN:中氮 Medium N enrichment; HN: 高氮 High N enrichment

2.3 氮输入对闭蓄态磷含量变化的影响

不同氮输入处理下土壤中的闭蓄态磷(HCl-P_i、Residual-P)含量均较高(图 5)。其中,HCl-P_i含量分别占相应氮处理下土壤 TP 含量的 69.98%(NN)、67.40%(LN)、63.82%(MN)和 63.54%(HN);而 Residual-P 含量的占比分别为 20.06%(NN)、22.38%(LN)、25.17%(MN)和 24.31%(HN)。生长季内,4 种氮输入处理下土壤

中 Residual-P 含量的变化均不大,而 HCl-P_i 含量均呈波动增加趋势,且其变幅在 HN 处理下最大 ($\text{CV} = 18.0\%$)。比较而言,4 种氮处理下土壤中的 HCl-P_i 含量不存在显著差异 ($P > 0.05$),而 Residual-P 含量存在显著差异 ($P < 0.05$)。就平均状况而言,不同氮处理下土壤中的 HCl-P_i 含量表现为 $\text{NN} > \text{LN} > \text{MN} > \text{HN}$,而 Residual-P 含量为 $\text{MN} > \text{HN} > \text{LN} > \text{NN}$ (表 1)。相对于 NN 处理,LN、MN 和 HN 处理下的闭蓄态磷含量分别降低了 3.08%、3.08%和 5.22%。

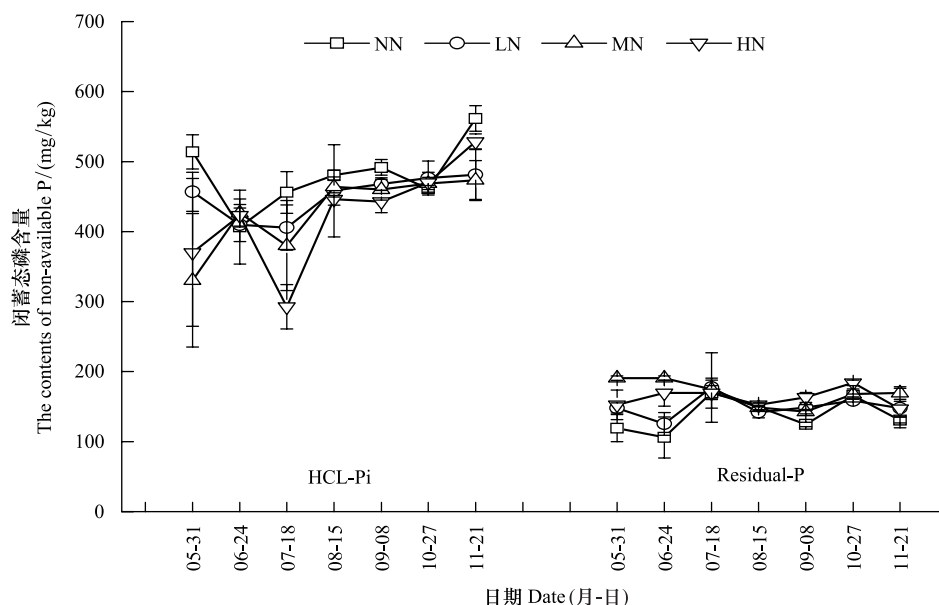


图 5 不同氮处理下湿地土壤闭蓄态磷含量变化

Fig.5 Variations of the contents of non-available phosphorus in soils of different nitrogen enrichments

2.4 氮输入对磷含量变化影响的主成分分析

为进一步明确不同氮输入条件下影响湿地土壤不同形态磷含量动态变化的关键因素,采用主成分分析对影响其赋存量的相关因子进行筛选(图 6)。结果表明,NN 处理下,两个主成分(PC1 和 PC2)的累积贡献率达 84.55%。其中,PC1 的贡献率达 45.41%,可看作是土壤 N 养分状况(TN 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$)的代表;而 PC2 的贡献率达 39.13%,主要代表了土壤 N、S 养分状况(TS 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$)。进一步分析发现, $\text{NaHCO}_3\text{-P}_o$ 、Residual-P 与 PC1 有较强的相关性,而 Resin-P、 $\text{NaHCO}_3\text{-P}_i$ 与 PC2 存在较强的相关性。LN 处理下,PC1 和 PC2 的累积贡献率达 84.59%。其中,PC1 的贡献率达 64.71%,可看作是土壤 N、S 养分状况(TS 、 TN 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$)的代表;而 PC2 的贡献率达 19.89%,可看作是土壤酸碱状况及盐分条件(pH 、 EC)的代表。 NaOH-P_o 、Residual-P 与 PC1 有较强的相关性,而 $\text{NaHCO}_3\text{-P}_i$ 、 $\text{NaHCO}_3\text{-P}_o$ 与 PC2 存在较强的相关性。MN 处理下,PC1 和 PC2 的累积贡献率达 84.23%。其中,PC1 的贡献率达 57.33%,可看作是土壤有机质及 P 养分状况(有机质和 TP)的代表;而 PC2 的贡献率达 26.90%,主要代表了土壤 N、S 养分条件(TS 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$)。Resin-P、 HCl-P_i 与 PC1 有较强的相关性,而 Sonic-P_i 、 Sonic-P_o 与 PC2 存在较强的相关性。HN 处理下,PC1 和 PC2 的累积贡献率达 76.43%。其中,PC1 的贡献率达 42.24%,可看作是土壤酸碱状况(pH)及水盐分条件(含水量、 EC)的代表;而 PC2 的贡献率达 34.19%,可看作是土壤 N、P 养分条件(TP 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$)的代表。 $\text{NaHCO}_3\text{-P}_i$ 、 Sonic-P_o 与 PC1 有较强的相关性,而 Resin-P、 HCl-P_i 与 PC2 存在较强的相关性。

2.5 氮输入条件下土壤理化性质对土壤磷形态影响的相关性分析

相关分析表明(表 2),LN 处理下的 HCl-P_i 与有机质呈显著正相关 ($P < 0.05$);NN 处理下的 Resin- P_i 和 HN 处理下的 Residual-P 与 TS 均呈显著负相关 ($P < 0.05$),而 MN 处理下的 Sonic-P_i 与 TS 呈显著正相关 ($P < 0.05$);MN 处理下的 NaOH-P_i 和 Residual-P 以及 HN 处理下的 $\text{NaHCO}_3\text{-P}_o$ 与 TN 均呈显著正相关 ($P < 0.05$),而

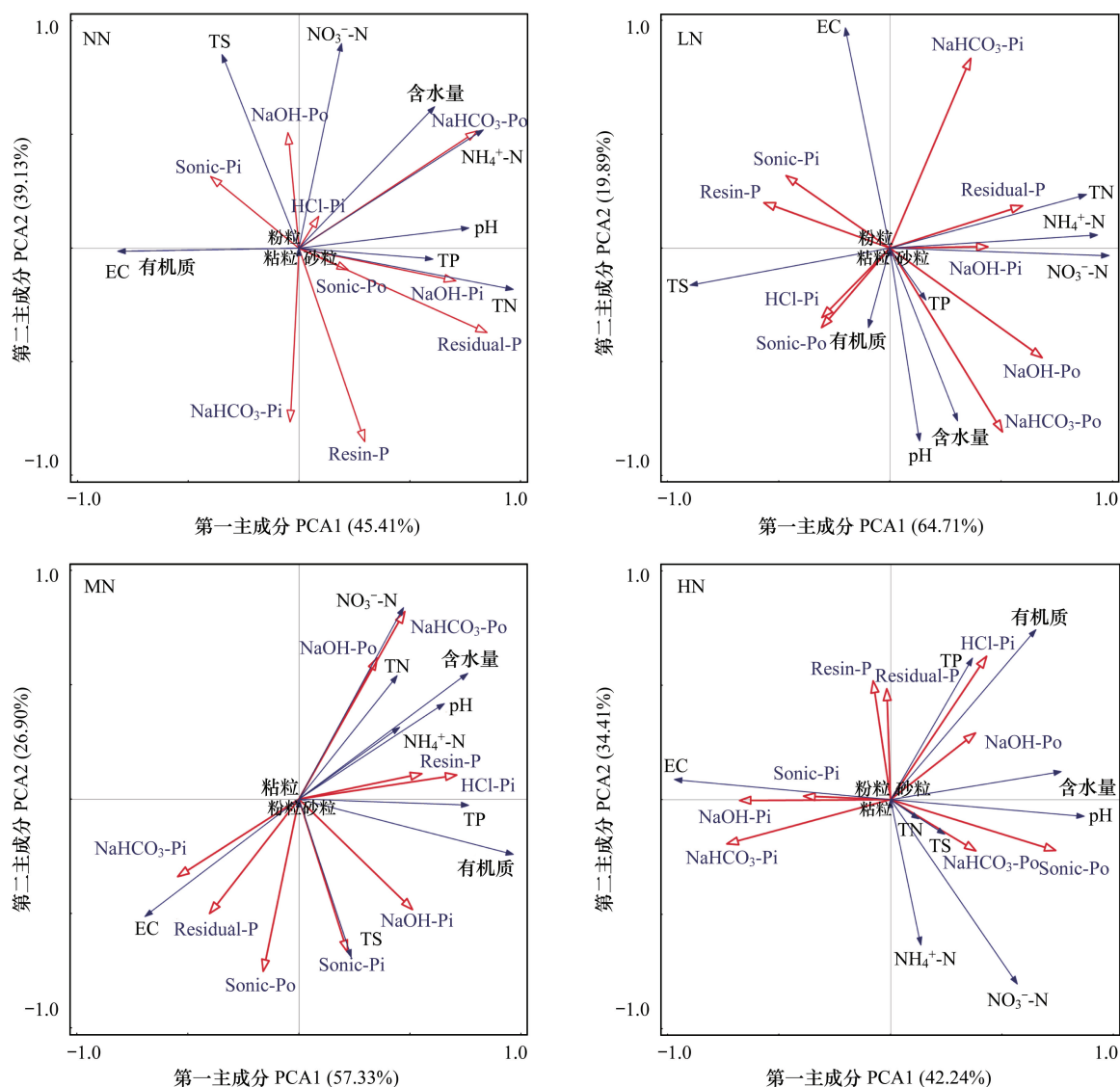


图 6 不同氮处理下磷赋存形态与环境因子之间的主成分分析

Fig.6 Principal component analysis for phosphorus fractions and environmental factors as affected by different nitrogen enrichments

Resin-P: 树脂交换磷; $\text{NaHCO}_3\text{-Pi}$ 和 $\text{NaHCO}_3\text{-Po}$: NaHCO_3 浸提态磷; NaOH-Pi 和 NaOH-Po : NaOH 浸提态无机磷和 NaOH 浸提态有机磷; Sonic-Pi 和 Sonic-Po : 土壤团聚体无机磷和土壤团聚体有机磷; HCl-Pi : 磷灰石型磷; Residual-P : 残渣态磷; pH: 酸碱度; EC: 电导率; TS: 总硫; TN: 总氮; TP: 总磷; $\text{NH}_4^+\text{-N}$: 铵态氮; $\text{NO}_3^-\text{-N}$: 硝态氮

MN 处理下的 Sonic-P_o 与 TN 呈极显著负相关 ($P < 0.01$); NN 和 LN 处理下的 HCl-P_i 与 TP 呈显著正相关 ($P < 0.05$), 而 MN 和 HN 处理下的 HCl-P_i 与 TP 呈极显著正相关 ($P < 0.01$); NN 处理下的 $\text{NaHCO}_3\text{-P}_o$ 与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 呈极显著正相关 ($P < 0.01$)。此外, NN 处理下的 Resin-P_i 与含水量呈显著负相关 ($P < 0.05$), LN 处理下的 $\text{NaHCO}_3\text{-P}_o$ 与含水量呈极显著正相关 ($P < 0.01$), 而 MN 处理下的 $\text{NaHCO}_3\text{-P}_o$ 与含水量呈显著正相关 ($P < 0.05$)。

3 讨论

3.1 氮输入对湿地土壤不同形态磷含量的影响

本研究中, 闭蓄态磷均是不同氮处理下土壤中 TP 含量的主体。其中, HCl-P_i 含量占 TP 含量的比例介于 63.54%—69.98%, 而 Residual-P 含量的占比介于 20.06%—25.17%, 这与穆晓慧等^[19]报道的黄土高原土壤中

HCl-P_i 含量占 TP 含量的比例(约 70%)以及 Residual-P 含量占 TP 含量的比例(22.55%)相近。由于 HCl-P_i 主要为与 Ca 结合的稳态土壤磷组分,故导致本研究中 HCl-P_i 占比高的原因可能与研究区域的土壤主要为携带大量源于黄土高原的泥沙在黄河口冲积而成的滨海盐土,其盐类矿物含量较高有关。加之本研究区域的海水中含有丰富的 Ca、Mg 等离子,使得磷通常与土壤中丰富的钙结合,形成大量难溶的 Ca₃-P、Ca₈-P 及 Ca₁₀-P。本研究表明,随着氮输入量的增加土壤 TP_i 含量呈降低趋势(NN<LN<MN<HN),原因主要与上述 HCl-P_i 为 TP 主体且 HCl-P_i 含量随氮输入量的增加而降低有关(表 1)。刘永贺的研究也发现,不同氮添加均降低了土壤中 Ca₈-P 和 Ca₁₀-P 的含量,且在高氮输入时,降低作用更为明显。主要因为外源氮输入增加了土壤中 H⁺ 的浓度,而 H⁺ 促进活性较高的 Al-P 的生成,抑制了 Ca₁₀-P 的形成^[20]。Resin-P、NaHCO₃-P_i 和 NaHCO₃-P_o 均是构成土壤中生物有效磷的主要组分。本研究中,可被植物直接吸收利用的活性无机磷(Resin-P、NaHCO₃-P_i) 含量表现为 HN>MN>LN>NN,即其含量整体随氮输入量的增加而升高。中等活性磷(NaOH-P_i、NaOH-P_o、Sonic-P_i、Sonic-P_o) 含量亦随氮输入量的增加而升高,其值在 LN、MN 和 HN 处理下相较 NN 处理分别增加了 2.25%、6.92% 和 24.24%。孙亚男^[21] 对青海海北高寒草地生态系统的研究也得到类似结论,即氮添加对速效磷的释放发挥了积极作用。另有研究发现,受氮限制严重情况下,添加少量的氮并不能刺激土壤微生物分泌磷酸酶从而获取磷^[22],而较高的输氮量可使生态系统从受氮限制转向受磷限制。此时,较高的氮输入量提高了土壤微生物对其他养分的需求,从而分泌更多的磷酸酶来获取有效磷。我们之前的研究表明,碱蓬湿地主要受氮养分限制,但随着氮输入量的增加,氮限制情况得以缓解,进而使得生态系统的磷养分限制情况得以凸显^[23]。可能正是这种养分限制状况的转变,导致土壤微生物的活性发生改变,从而间接影响到土壤磷赋存量的改变,这也是本研究中高氮处理下土壤活性无机磷和中等活性磷含量相对较高的一个重要原因。

表 2 不同氮输入处理下磷形态与土壤理化性质之间的相关关系

Table 2 Correlations between phosphorus fractions and environmental factors in different nitrogen import treatments

对照组 Control group	磷形态 Phosphorus form	pH	EC	有机质 Organic matter	TS	TN	TP	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	含水量 Water content
无氮 No N enrichment	Resin-P	0.218	0.452	0.452	-0.770 *	0.556	0.687	-0.193	-0.471	-0.868 *
	NaHCO ₃ -P _o	0.599	-0.509	-0.509	0.205	0.556	0.306	0.922 **	0.735	0.342
	NaOH-P _i	0.297	-0.258	-0.258	-0.505	0.796 *	0.372	0.410	0.153	-0.142
	HCl-P _i	0.019	0.592	0.592	0.352	0.322	0.870 *	0.002	0.111	-0.682
	Residual-P	0.772 *	-0.648	-0.648	-0.428	0.760 *	0.440	0.526	-0.159	0.216
低氮 Low N enrichment	NaHCO ₃ -P _i	-0.798 *	0.592	-0.614	-0.397	0.467	-0.533	0.422	0.452	-0.556
	NaHCO ₃ -P _o	0.703	-0.781 *	0.470	-0.255	0.290	0.355	0.488	0.532	0.927 **
	HCl-P _i	0.449	-0.002	0.857 *	0.251	-0.167	0.833 *	-0.314	-0.524	0.388
中氮 Medium N enrichment	NaHCO ₃ -P _i	-0.957 **	0.627	-0.553	0.613	-0.143	-0.621	0.173	-0.355	-0.398
	NaHCO ₃ -P _o	0.491	-0.801 *	0.287	-0.315	0.517	0.281	0.727	0.698	0.896 *
	Sonic-P _i	-0.258	0.215	0.103	0.849 *	-0.248	0.189	0.256	-0.071	0.025
	Sonic-P _o	-0.130	0.048	-0.033	0.206	-0.891 **	0.044	-0.419	-0.730	-0.642
	HCl-P _i	0.889 **	1 **	0.636	-0.285	0.108	0.947 **	-0.018	0.573	0.496
	Residual-P	-0.805 *	-0.658	-0.259	0.473	-0.178	-0.403	-0.074	-0.512	-0.533
高氮 High N enrichment	NaHCO ₃ -P _i	-0.765 *	0.829 *	-0.4988	-0.198	0.024	-0.428	0.427	-0.418	-0.217
	NaHCO ₃ -P _o	0.355	-0.312	0.146	0.028	0.823 *	0.666	0.621	0.538	0.617
	Sonic-P _o	0.756 *	-0.665	0.224	0.448	0.137	0.481	0.358	0.592	0.434
	HCl-P _i	0.261	-0.322	0.650	0.266	0.480	0.976 **	-0.122	0.286	0.493
	Residual-P	0.062	0.063	0.278	-0.802 *	0.185	-0.016	0.040	0.667	0.416

* 表示显著相关; ** 表示极显著相关; EC:电导率; Electric Conductivity; TS:总硫; Total Sulphur; TN:总氮; Total Nitrogen; TP:总磷; Total Phosphorus; NH₄⁺-N:铵态氮; NO₃⁻-N:硝态氮

由氮输入对磷含量变化影响的主成分分析结果可知,尽管影响不同氮输入处理下土壤磷赋存形态的关键

因素大多为土壤养分条件、水盐及酸碱状况,但随着氮输入量的增加,影响磷形态赋存含量的养分类型发生了明显改变,即由 NN 和 LN 处理下主要受 N、S 影响逐步转变为 MN 和 HN 处理下主要受 P 影响(图 6)。这一结果与前述分析较为一致,即随着氮输入量的增加,碱蓬湿地氮限制情况得以缓解,进而使得生态系统的 P 养分限制情况得以凸显。正是由于这种养分限制情况的改变,导致土壤中影响不同磷赋存形态的关键因子也发生了明显改变。

3.2 氮输入条件下土壤理化性质对土壤磷形态的影响

与 N、S 等养分有所不同,植物吸收磷养分的唯一途径是通过根系从土壤中吸收^[19],因此土壤理化性质在很大程度上可影响土壤磷的赋存形态、有效性以及供磷潜势。由上述主成分分析可知,土壤理化性质(pH、EC)对土壤中磷的赋存形态(特别是 LN 和 HN 处理)亦具有重要影响。本研究中,生长季碱蓬土壤的 pH 整体随氮输入量的增加而升高,EC 则呈相反变化趋势(图 7)。相关分析表明,可被植物直接吸收(Resin-P, $\text{NaHCO}_3\text{-P}_i$)或短期内可转化为被植物吸收的活性磷($\text{NaHCO}_3\text{-P}_o$)主要受 pH 和 EC 的影响。LN 和 HN 处理下的 $\text{NaHCO}_3\text{-P}_i$ 与 pH 呈显著负相关($P<0.05$),MN 处理下的 $\text{NaHCO}_3\text{-P}_i$ 与 pH 呈极显著负相关($P<0.001$),而 LN 和 MN 处理下的 $\text{NaHCO}_3\text{-P}_o$ 与 EC 均呈显著负相关($P<0.05$)(表 2)。何力为对洱海底泥的研究也得到类似结果,即沉积物中的生物可利用磷占 TP 的比值随 pH 的升高而降低^[24]。pH 值主要通过影响沉积物对磷酸盐的吸附和离子交换过程而对沉积物中的磷释放产生影响。在中性条件下,磷酸盐主要以 HPO_4^{2-} 和 H_2PO_4^- 存在,并弱吸附于沉积物表面。随着 pH 值的升高,特别是在碱性条件下, OH^- 与沉积物中的 Fe^{3+} 、 Al^{3+} 等相结合的磷酸盐阴离子产生竞争,并可生成更为稳定的氢氧化物,进而降低了沉积物中溶解性活性磷的含量^[25]。

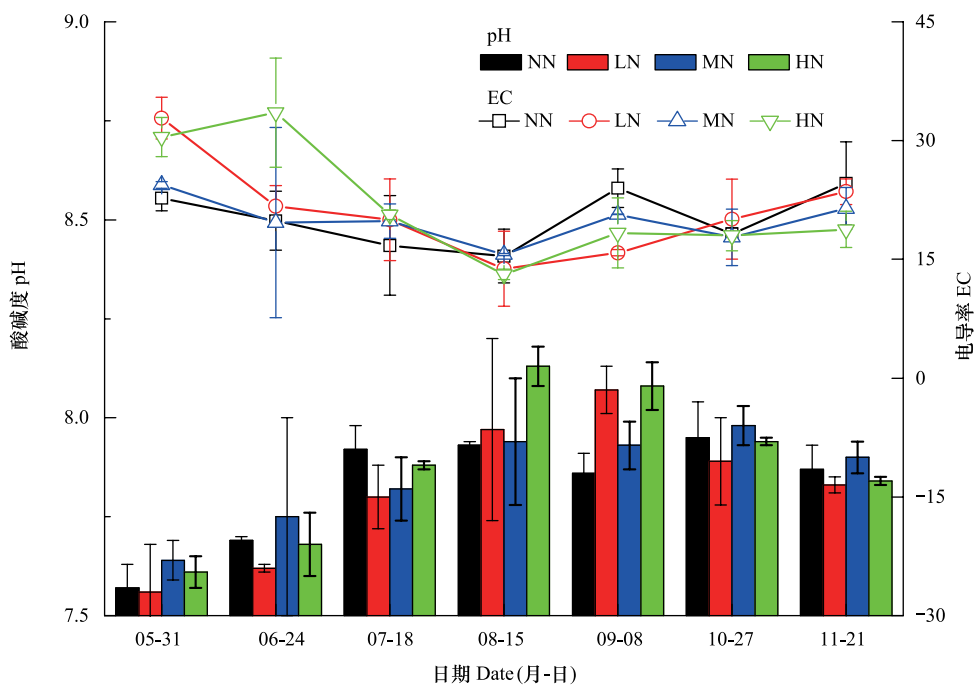


图 7 不同氮处理下土壤 pH 和 EC 变化

Fig.7 Variations of pH and EC (Electrical conductivity) in soils of different nitrogen enrichments

为进一步明确不同氮处理下土壤理化性质对各土壤磷赋存形态变化的影响,将不同形态磷含量进行逐步线性回归分析。分析得知,NN 处理下 Resin-P 含量变化主要受含水量、TS 和 pH 的影响, $\text{NaHCO}_3\text{-P}_o$ 含量变化受 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的影响较大, NaOH-P_i 含量变化主要受 TN 影响;LN 处理下, $\text{NaHCO}_3\text{-P}_i$ 含量变化主要受 pH 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的影响;MN 处理下, Sonic-P_i 含量变化受 TS 影响较为明显, HCl-P_i 含量变化主要受 TP 的影响, $\text{NaHCO}_3\text{-P}_i$

含量变化受 pH 和 NO_3^- -N 的影响较大;HN 处理下, NaHCO_3 -P_o 含量变化受 TN 的影响较大, Residual-P 含量变化主要受 TS 的影响, 而 HCl-P_i 含量变化主要受 TP 和 TS 的影响(表 3)。由此可见, 土壤磷形态主要受土壤养分条件、水盐及酸碱状况影响外, 另一主要影响因素已发生转变, 即 NN 和 LN 处理下主要受 N、S 影响逐步转变为 MN 和 HN 处理下主要受 P 影响。这与上述相关分析中的大部分结果以及影响土壤中不同磷赋存形态主成分分析的相关结论较为一致。对于表 3 中不涉及的不同氮处理下的其他磷形态而言, 其在相应处理下的变化受土壤理化性质的影响可能较为复杂。

表 3 不同氮处理下各形态磷与环境因子逐步线性回归分析

Table 3 Stepwise linear regression analysis for phosphorus fractions and environmental factors as affected by different nitrogen enrichments

对照组 Control group	磷形态 Phosphorus form	回归方程 Regression equation	R^2	P
无氮 No N enrichment	Resin-P	$y = -6.141 - 0.119x_9 - 0.003x_4 + 2.443x_1$	0.986	0.001
	NaHCO_3 -P _o	$y = -4.829 + 2.409x_7$	0.819	0.003
	NaOH -P _i	$y = 1.975 + 0.017x_5$	0.561	0.032
	HCl-P _i	$y = -83.028 + 0.653x_6 + 3.311x_3$	0.893	0.005
	Residual-P	$y = -892 + 131.674x_1$	0.515	0.042
低氮 Low N enrichment	NaHCO_3 -P _i	$y = 127.059 - 15.145x_{1+} + 1.266x_8$	0.873	0.007
	NaHCO_3 -P _o	$y = 27.395 - 0.543x_2$	0.532	0.038
	HCl-P _i	$y = 316.766 + 10.834x_3$	0.681	0.014
中氮 Medium N enrichment	NaHCO_3 -P _i	$y = 322.661 - 39.596x_{1+} + 1.134x_8$	0.961	0.001
	NaHCO_3 -P _o	$y = 48.607 - 1.573x_2$	0.570	0.030
	Sonic-P _i	$y = -0.708 + 0.002x_4$	0.665	0.016
	Sonic-P _o	$y = 21.663 - 0.025x_5 + 0.151x_3$	0.896	0.005
	HCl-P _i	$y = -354.245 + 1.165x_6$	0.876	0.001
高氮 High N enrichment	Residual-P	$y = 11350571 - 123.077x_1$	0.577	0.029
	NaHCO_3 -P _i	$y = 7.069 + 0.296x_2$	0.624	0.021
	NaHCO_3 -P _o	$y = 6.094 + 0.021x_5$	0.614	0.023
	Sonic-P _o	$y = -65.953 + 10.106x_1$	0.485	0.049
	HCl-P _i	$y = -286.176 + 0.894x_6 + 0.087x_4$	0.978	0
	Residual-P	$y = 248.359 - 0.066x_4$	0.572	0.030

x_1 , pH; x_2 , EC; x_3 , 有机质; x_4 , TS; x_5 , TN; x_6 , TP; x_7 , NH_4^+ -N; x_8 , NO_3^- -N; x_9 , 含水量

3.3 植物生长节律与磷养分利用状况对土壤磷形态的影响

本研究表明, 随着氮输入量的增加, 土壤中不同形态磷含量在植物生长季内均呈不同变化特征, 而这种变化与其生长节律以及地上与地下之间的磷养分供给关系密切相关。本研究, 不同氮处理下可直接被植物吸收的活性无机磷(Resin-P、 NaHCO_3 -P_i) 含量在生长初期相对较高(图 3), 这主要与该时期碱篷生物量较低以及所需的磷养分相对较少有关。随着植物生长进入旺期, 不同氮处理下的植物对磷养分的需求量均增加。为满足植物对磷养分的需求, 植物必须在生长高峰期到来前从土壤中吸收足够的磷养分以供给其生长发育的需求, 这也是导致土壤中活性无机磷含量迅速降低的重要原因。由于土壤中的 Resin-P 含量较低, 加之其受土壤固-液 P 平衡控制^[26], 故其在此间的变化趋势不明显; 而 NaHCO_3 -P_i 是活性无机磷的主要组分, 故不同氮处理下的 NaHCO_3 -P_i 含量在此间的降低变化更为突出。由于本研究位于黄河口新生湿地, 土壤比较贫瘠^[9], 故土壤中可直接被植物吸收利用的磷养分较低, Resin-P_i 和 NaHCO_3 -P_i 含量可能不足以满足植物生长对磷养分的需求, 而 NaHCO_3 -P_o 作为可溶性有机磷, 易于矿化并可在短期内被植物吸收与利用, 导致 NaHCO_3 -P_o 在生长旺期来临前迅速增加。可能正是如此, 充足的 NaHCO_3 -P_o 储备在很大程度上保障了生长旺期植物生长发育对磷养分的大量需求。

在成熟期和生长末期, 植物对磷养分的需求量降低, 且植物在死亡前也会向地下提前转移磷养分, 故不同

氮处理下的 $\text{NaHCO}_3\text{-P}_i$ 在生长末期均出现不同程度的增加。 NaOH-P_i 也是植物有效磷的重要来源,当磷养分不足以满足植物需求时,有效磷主要来源于有机磷和 NaOH-P_i [27]。本研究区的湿地土壤比较贫瘠, NaOH-P_i 更可能是土壤有效磷的潜在 P 源,这也是导致本研究中不同氮处理下 NaOH-P_i 含量均较低的一个重要原因。 NaOH-P_o 主要由土壤中的肌醇磷酸酯组成,最为常见的是植酸,而植酸易于被土壤中的 Fe、Al 氧化物和黏土矿物吸附 [28]。本研究区土壤中的 Fe、Al 较为丰富 [29],由此可能导致不同氮处理下的 NaOH-P_o 含量均较高。Reddy D 等 [30] 的研究亦表明,中等活性有机磷是土壤中植物可利用 P 的重要源和汇。基于上述分析可知,当碱蓬湿地土壤中的有效磷含量不足以供给其正常生长发育时, NaOH-P_o 可转化为被植物吸收利用的形态,导致不同氮处理下(特别是 HN 处理) NaOH-P_o 含量在生长季内变化幅度较大(图 4);另外,较好的水热条件也有利于部分易溶有机磷组分被释放出来,进而补充了 NaOH-P_o ,而这也是 NN 处理下其含量在 7—9 月增加的另一个原因(图 4)。因生长季期间碱蓬生物量随氮输入量的增加而增加,输氮处理下释放出来的 NaOH-P_o 在该时期因“稀释效应”使得 NaOH-P_o 含量在 7—9 月的增加趋势并不明显。由前述讨论可知,高氮输入提高了土壤磷的活性,因此也在一定程度上提高了 NaOH-P_o 含量,使得 HN 处理下“稀释效应”不明显,这也是导致 HN 处理下其含量在 7—9 月增加而 LN 和 MN 处理下 NaOH-P_o 含量增加不明显的一个原因(图 4)。

不同磷赋存形态之间的相关分析表明,NN 处理下的 $\text{NaHCO}_3\text{-P}_i$ 与 NaOH-P_o 呈极显著负相关($P<0.01$), Sonic-P_i 与 Sonic-P_o 呈显著负相关($P<0.05$);LN 处理下的 Resin-P_i 与 Sonic-P_i 呈极显著正相关($P<0.01$), $\text{NaHCO}_3\text{-P}_o$ 与 NaOH-P_o 呈显著正相关($P<0.05$);MN 处理下的 $\text{NaHCO}_3\text{-P}_i$ 与 HCl-P_i 呈显著负相关($P<0.05$),而 $\text{NaHCO}_3\text{-P}_i$ 与 Residual-P 呈显著正相关($P<0.05$);HN 处理下各形态磷之间相关性均不显著($P>0.05$)。上述结果表明,NN 处理下中等活性有机磷中的 NaOH-P_o 可能主要矿化为活性无机磷 $\text{NaHCO}_3\text{-P}_i$,而中等活性有机磷中的 Sonic-P_o 有相当一部分矿化为同等活性的无机磷 Sonic-P_i 。随着氮输入量的增加,MN 处理下闭蓄态无机磷 HCl-P_i 可能逐渐向活性有机磷 $\text{NaHCO}_3\text{-P}_i$ 转化。可见,外源氮输入可能改变了不同磷形态之间的转化机制。

4 结论

4.1 不同氮处理下土壤中闭蓄态磷(HCl-P_i 和 Residual-P)是 TP 的主体(87.75%—90.04%),而活性磷(Resin-P 、 $\text{NaHCO}_3\text{-P}_i$ 和 $\text{NaHCO}_3\text{-P}_o$)和中等活性磷(NaOH-P_i 、 NaOH-P_o 、 Sonic-P_i 和 Sonic-P_o)占 TP 的比例均较低(4.81%—5.58%和 5.14%—6.57%)。

4.2 相对于 NN 处理,MN 和 HN 处理下的活性磷含量分别增加了 9.16%和 12.44%,而 LN、MN 和 HN 处理下的中等活性磷含量分别增加了 2.25%、6.92%和 24.24%。闭蓄态磷含量在 LN、MN 和 HN 处理下均呈降低趋势,其值相对于 NN 处理分别降低了 3.08%、3.08%和 5.22%。

4.3 尽管不同氮处理下土壤养分条件、水盐及酸碱状况均是影响不同磷赋存的关键因素,但随氮输入量的增加,影响磷赋存形态的养分类型由 NN 和 LN 处理下主要受氮和硫影响逐步转变为 MN 和 HN 处理下主要受磷影响。

4.4 外源氮输入不但可能影响了不同磷形态之间的转化,而且亦可能通过改变植物生长节律以及土壤养分及酸碱状况来影响土壤中各形态磷的赋存。

参考文献(References):

- [1] 陆景陵. 植物营养学. 北京: 农业大学出版社, 1994.
- [2] Simas T, Nunes J P, Ferreira J G. Effects of global climate change on coastal salt marshes. *Ecological Modelling*, 2001, 139(1): 1-15.
- [3] 全为民, 韩金娣, 平先隐, 钱蓓蕾, 沈益绿, 李春鞠, 施利燕, 陈亚瞿. 长江口湿地沉积物中的氮、磷与重金属. *海洋科学*, 2008, 32(6): 89-93.
- [4] Renjith K R, Chandramohanakumar N, Joseph M M. Fractionation and bioavailability of phosphorus in a tropical estuary, Southwest India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2011, 174(1/4): 299-312.

- [5] Berbel G B B, Favaro D I T, Braga E S. Impact of harbour, industry and sewage on the phosphorus geochemistry of a subtropical estuary in Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 2015, 93(1/2): 44-52.
- [6] Avilés A, Niell F X. Pattern of phosphorus forms in a Mediterranean shallow estuary: effects of flooding events. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2005, 64(4): 786-794.
- [7] Katsaounos C Z, Giokas D L, Vlessidis A G, Karayannis M I. Identification of longitudinal and temporal patterns of phosphorus fractionation in river sediments by non-parametric statistics and pattern recognition techniques. *Desalination*, 2007, 213(1/3): 311-333.
- [8] 于子洋, 杜俊涛, 姚庆祯, 陈洪涛, 于志刚. 黄河口湿地表层沉积物中磷赋存形态的分析. *环境科学*, 2014, 35(3): 942-950.
- [9] 李琰, 张志, 王飞, 范福东, 郭博书. 黄河口沉积物中不同形态磷提取方法的改进及其环境地球化学. *北方环境*, 2011, 23(4): 146-147.
- [10] 金晓丹, 吴昊, 陈志明, 宋红军, 何义亮. 长江河口水库沉积物磷形态、吸附和释放特性. *环境科学*, 2015, 36(2): 448-456.
- [11] 安婉丽, 高灯州, 刘晴晴, 王志萍, 陈蕾, 曾从盛. 互花米草入侵对闽江口湿地土壤磷形态及释放风险的影响. *水土保持学报*, 2016, 30(6): 214-219.
- [12] 胡敏杰, 邹芳芳, 仝川, 章文龙, 高灯州. 闽江河口短叶荇沼泽湿地沉积物磷的赋存形态和空间分布. *环境科学学报*, 2014, 34(11): 2815-2822.
- [13] Sun Z G, Sun W G, Tong C, Zeng C S, Yu X, Mou X J. China's coastal wetlands: conservation history, implementation efforts, existing issues and strategies for future improvement. *Environment International*, 2015, 79: 25-41.
- [14] 段雷, 郝吉明, 谢绍东, 周中平. 用稳态法确定中国土壤的硫沉降和氮沉降临界负荷. *环境科学*, 2002, 23(2): 7-12.
- [15] Sun Z G, Mou X J, Tian H Q, Song H L, Jiang H H, Zhao J Y, Sun W L, Sun W G. Phosphorus biological cycle in the different *Suaeda salsa* marshes of the Yellow River estuary, China. *Environmental Earth Sciences*, 2013, 69(8): 2595-2608.
- [16] Hedley M J, Stewart J W B, Chauhan B S. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Science Society of America*, 1982, 46(5): 970-976.
- [17] Maranguit D, Guillaume T, Kuzyakov Y. Land-use change affects phosphorus fractions in highly weathered tropical soils. *CATENA*, 2017, 149: 385-393.
- [18] 鲁如坤. 土壤农化分析方法. 北京: 中国农业科学技术出版社, 2000.
- [19] 穆晓慧, 李世清, 党蕊娟. 黄土高原石灰性土壤不同形态磷组分分布特征. *中国生态农业学报*, 2008, 16(6): 1341-1347.
- [20] 刘贺永. 模拟氮沉降对温带半干旱草原土壤磷硫组分的影响[D]. 沈阳: 沈阳大学, 2016.
- [21] 孙亚男, 李茜, 李以康, 林丽, 杜岩功, 曹广民. 氮、磷养分添加对高寒草甸土壤酶活性的影响. *草业学报*, 2016, 25(2): 18-26.
- [22] Huang W J, Zhang D Q, Li Y L, Lu X K, Zhang W, Huang J, Otieno D, Xu Z H, Liu J X, Liu S Z, Chu G W. Responses of soil acid phosphomonoesterase activity to simulated nitrogen deposition in three forests of subtropical China. *Pedosphere*, 2012, 22(5): 698-706.
- [23] 俞琳莺, 孙志高, 孙文广, 胡星云, 陈冰冰. 外源氮输入对生长季黄河口碱蓬-土壤系统磷分布规律的影响. *环境科学研究*, 2019, 32(6): 1052-1062.
- [24] 何力为, 周学进, 吉磊, 李彬. 洱海表层沉积物中磷形态分布及 pH、DO 影响的分析. *环境保护科学*, 2017, 53(3): 106-111.
- [25] 郭志勇, 李晓晨, 王超, 马海涛. pH 值对玄武湖沉积物中磷的释放及形态分布的影响. *农业环境科学学报*, 2007, 26(3): 873-877.
- [26] 秦胜金, 刘景双, 王国平, 周旺明. 沼泽湿地开垦对土壤磷形态的影响. *浙江大学学报: 农业与生命科学版*, 2008, 34(3): 315-321.
- [27] Kolawole G O, Tian G, Tijani-Eniola H. Effects of fallow duration on soil phosphorus fractions and crop P uptake under natural regrowth and planted *Pueraria Phaseoloides* fallow systems in southwestern Nigeria. *Experimental Agriculture*, 2005, 41(1): 51-68.
- [28] 赵少华, 宇万太, 张璐, 沈善敏, 马强. 土壤有机磷研究进展. *应用生态学报*, 2004, 15(11): 2189-2194.
- [29] 于君宝, 陈小兵, 毛培利, 吴春发, 董洪芳, 单凯. 新生滨海湿地土壤微量营养元素空间分异特征. *湿地科学*, 2010, 8(3): 213-219.
- [30] Reddy D D, Rao A S, Rupa T R. Effects of continuous use of cattle manure and fertilizer phosphorus on crop yields and soil organic phosphorus in a Vertisol. *Bioresource Technology*, 2000, 75(2): 113-118.