

黄河三角洲新生湿地土壤碳氮磷分布 及其生态化学计量学意义

张友^{1,2}, 徐刚^{1*}, 高丽³, 刘书花⁴, 吕迎春¹

(1. 中国科学院烟台海岸带研究所, 山东 烟台 264003; 2. 中国科学院大学, 北京 100049;
3. 烟台大学, 山东 烟台 264003; 4. 山东省分析测试中心, 济南 250014)

摘要: 河口湿地是连接陆地生态系统和海洋生态系统的纽带。土壤碳(C)、氮(N)、磷(P)元素是湿地生态系统营养水平的重要指示物,显著影响湿地生态系统的生产力。本文研究了黄河三角洲新生湿地不同植被下土壤C、N、P的分布特征和生态化学计量特征。结果表明,1) 黄河三角洲新生湿地C、N、P含量分别为1.2~8.4、0.2~0.8、0.4~0.6 g/kg,平均值分别为3.5、0.4、0.5 g/kg; 土壤表层的C、N、P含量显著高于亚表层。2) 黄河三角洲新生湿地C/N、C/P、N/P比值分别为4.62~12.67、2.02~16.39、0.22~1.53,平均值分别为8.77、6.81、0.77。土壤C/N、C/P、N/P比值随土壤剖面深度向下递减,不同植被土壤之间的C/N、C/P、N/P比值有所不同。土壤生态化学计量比值显示黄河三角洲新生湿地土壤有机质分解快,氮的矿化度高。因此,提高该地区土壤有机质的归还,同时适当增加氮肥使用成为湿地生态恢复的优先选项。

关键词: 黄河三角洲; 生态化学计量学; 湿地; 土壤理化性质

中图分类号: X53 **文献标识码:** A **文章编号:** 1672-9250(2016)06-0647-07 **doi:** 10.14050/j.cnki.1672-9250.2016.06.008

生态化学计量学(Ecological stoichiometry)是根据三大守恒定律(质量守恒、能量守恒和电荷守恒定律)、自然选择法则和分子生物学中心理论,结合生态学、化学计量学、生物学和物理学基本原理,研究生物系统能量平衡和多种化学元素(通常是C、N、P)平衡的科学^[1-3]。生态化学计量学为生态系统如何响应人类活动和全球变化(包括二氧化碳排放、氮沉降、气温上升等)的研究提供了工具^[4]。它是目前生态研究的热点和重要内容^[5-8]。

目前,我国湿地生态化学计量学集中于三江平原^[9]、河口^[10-13]、滨海湿地^[14-16]、沼泽^[17]和湖泊^[18-19]以及人工湿地^[20]。对于黄河三角洲新生湿地的研究还不足。特别是黄河三角洲新生湿地土壤生态化学计量学的研究相对较少。研究土壤生态化学计量学对调控土壤肥力和增加土壤碳储量具有良好的指示作用^[3,6,12],也可作为预测有机质分解速率和C、N、P养分循环的重要指标^[21]。黄河三角洲新生湿地是百余年来新淤地,最具特色、最

具研究和保护价值,但又属生态脆弱区,生物体系单一,抗逆能力差,生物多样性面临威胁,生态植被逆向演替^[22]。本文基于生态化学计量学基本原理和理论,以黄河三角洲新生湿地不同植被下土壤以及土壤剖面为研究对象,探讨不同植被下土壤和不同深度土壤C、N、P生态化学计量学特征。研究结果可为黄河三角洲湿地的生态恢复,湿地利用与保护提供参考。

1 材料与方法

1.1 研究区域

研究区域位于黄河三角洲国家级自然保护区(37°40'N~38°10'N,118°41'E~119°16'E)内,是以保护黄河口新生湿地生态系统和珍稀濒危鸟类为主体的自然保护区^[23]。保护区总面积15.3×10⁴ hm²,属温带大陆性季风气候,四季分明,年平均气温12.1℃,无霜期196 d,多年平均降水量约551.6 mm,降水主要集中在7~8月。区内植被以水

收稿日期: 2016-01-07; 改回日期: 2016-03-03

基金项目: 国家自然科学基金项目(41573120, 41273130); 山东省科技攻关计划(2014GGH02004)。

第一作者简介: 张友(1990-),男,硕士研究生,研究方向为环境科学。E-mail: youzhang@yic.ac.cn.

* 通讯作者: 徐刚(1979-),男,博士,副研究员。E-mail: gxu@yic.ac.cn.

生植被和盐生植被为主(85%以上),植物群落组成简单,建群种少,芦苇(*Phragmites australis*)、柽柳(*Tamarix chinensis*)及翅碱蓬(*Suaeda salsa*)分布较广,主要受土壤盐碱化程度影响。土壤质地以轻壤土和中壤土为主,土壤类型以潮土和盐土为主^[24-25]。

1.2 土壤样品采集和测试方法

2011年4月在黄河三角洲国家级自然保护区核心区由黄河岸边至海方向,根据不同植被类型设置7个点位(A~G),每个点位设两个重复。其中,为A-河滩(无植被)、B-假苇拂子茅(*Calamagrostis pseudophragmites*)区、C-白茅(*Imperat cylindrica*)区、D-芦苇区、E-翅碱蓬-柽柳区、F-翅碱蓬区、G-光滩区(无植被)。在每个采样点的土壤剖面分层采集土壤样品,每层间隔10 cm。其中A点受水分限制仅采至20 cm深度,其余样点采集深度至60 cm,样品风干后研磨,过100目孔筛,用元素分析仪(Vario-Maxcns)测定C(TOC)、N(TN),酸溶消解后紫外分光光度法测P(TP)。土壤pH值采用酸度计法测定(土水比为1:2.5),土壤盐度电导分析法测量,粒径测量使用英国马尔文公司的Mastersizer2000(英国)激光粒度仪测定,土壤Ca、Fe、Al采用采用ICPS-

7500测定。

1.3 数据处理

根据野外实测数据与实验室的分析结果,用Excel 2003和SPSS 19.0处理分析数据,用Origin8.0软件绘图。

2 研究结果

2.1 土壤基本理化性质

在研究区域内,pH平均值在8.17~8.81之间(表1),表明研究区pH高于中国湿地pH范围(6.5~7.5)^[26]。土壤平均盐度在0.38‰~24.52‰之间,从近黄河端向近海端逐渐增加。土壤Al、Ca、Fe的平均值分别为44.0~51.0、39.0~62.0、19.0~28.0 g/kg;土壤黏土、粉粒、砂粒平均值分别为1.1%~5.4%、39.3%~68.6%、23.2%~50.3%。

2.2 不同植被土壤的C、N、P含量随土壤深度的变化

研究区C含量为1.2~8.4 g/kg(图1),平均值为3.5 g/kg;N含量为0.2~0.8 g/kg,平均值为0.4 g/kg;P含量为0.4~0.6 g/kg,平均值为0.5 g/kg。从近黄河端到近海端,C、N和P含量有逐渐增加的趋势,其中芦苇区的C含量最高。海

表1 黄河三角洲湿地土壤的理化性质

Table 1 Physical and chemical properties of the wetland soil from the Yellow River Delta

采样点	pH	盐度/‰	Al/(g/kg)	Ca/(g/kg)	Fe/(g/kg)	黏粒/%	粉粒/%	砂粒/%
A	8.81±0.13	0.38±0.02	51.0±0.3	46.0±0.4	21.0±0.1	1.1±1.1	39.3±16	59.6±17.1
B	8.85±0.24	0.65±0.04	43.0±0.5	39.0±0.3	19.0±0.1	3.1±0.7	64.4±7.3	32.5±8.1
C	8.17±0.04	2.32±0.06	53.0±1.2	56.0±1.1	22.0±0.6	4.2±2.2	66.2±11.1	29.6±12.8
D	8.27±0.06	6.45±0.09	44.0±0.3	49.0±0.8	24.0±0.4	5.2±2.0	71.6±9.6	23.2±10.9
E	8.30±0.07	12.21±1.28	46.0±0.6	43.0±0.8	21.0±0.3	5.4±2.7	68.0±17.1	26.6±19.8
F	8.44±0.07	16.04±2.05	45.0±0.5	54.0±0.8	23.0±0.4	1.5±1.6	48.2±17	50.3±18.4
G	8.46±0.05	24.52±3.21	51.0±0.6	62.0±0.6	28.0±0.3	4.6±2.1	68.6±11.7	26.8±13.8

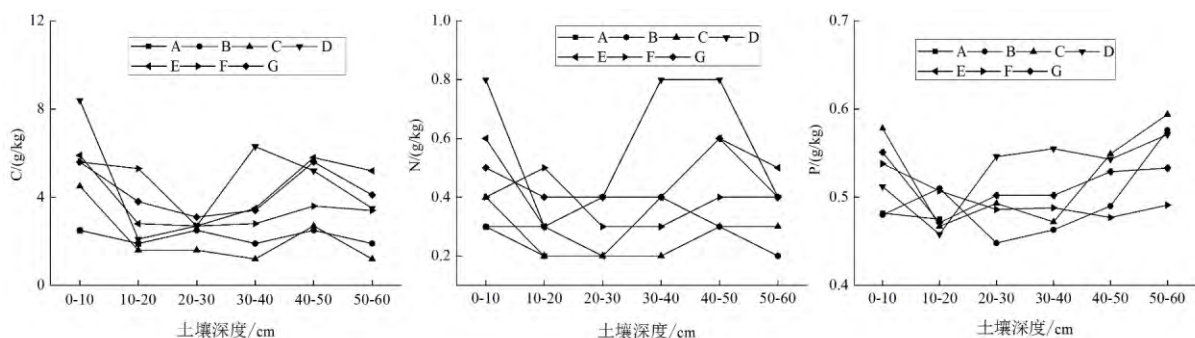


图1 黄河三角洲新生湿地不同植被下土壤C、N、P含量的随土壤深度的变化

Fig.1 Vertical changes contents of C, N, and P in soil from different vegetation wetlands of the Yellow River Delta

滩虽然没有植被覆盖,但由于径流和潮汐的影响,C含量也较高。C主要集中在土壤表层(0~20 cm),土壤深度到40~50 cm处,C含量有所增加。土壤P的变化比较稳定。

2.3 黄河三角洲新生湿地土壤 C、N、P 的相关性

黄河三角洲新生湿地 C、N、P 相关性分析的研究表明(图 2),C 与 N 关系极度显著($P < 0.01$),C 和 P 关系一般显著($P < 0.05$),N 和 P 关系不显著($P > 0.05$)。

2.4 不同植被土壤的 C、N、P 生态化学计量特征

研究区土壤的 C/N、C/P、N/P 比值分别为 4.62~12.87、2.02~16.39、0.38~1.53,平均值为 8.77、6.81、0.77。不同植被土壤的 C/N、C/P、N/P 比值差异显著($P < 0.05$) (表 2); A 区至 D 区的 C/N 比值小于平均值,E 区至 G 区的 C/N 比值高于平均值; C/P 和 N/P 比值在 A、B、C 区都低于平均值,D 区至 G 区高于平均值。不同植被土壤区的 C/N、C/P、N/P 比值各有差异;其中,C/N 比值在 B 区与 E、F 区之间的差异显著(C 区与 F、E 区之间的差异显著)。C/P 比值在 B 区与 D、E、F、G 区之间的差异显著(C 区与 D、E、F、G 区之间的差异显著)。N/P 比值在 C 区与 D、E、F、G 区之间的差异显著,以及在 D 区和 A、B、F 区之间的差异显著。

2.5 不同深度土壤 C、N、P 之间的化学计量比特征

在研究区内,不同土壤剖面的 C、N、P 之间的生

态化学计量比值如图 3 所示。在 30~40 cm 土壤深度,C/N 比值小于表层和底层;在 20~30 cm 土壤深度,C/P 比值小于表层和底层,在 10~30 和 50~60 cm 土壤深度,N/P 比值变化稳定。另外 C/N、C/P 比值都随土壤剖面深度向下递减,在土壤 40~50 cm 深度有所增加,其中以芦苇区表现最明显。

3 讨 论

3.1 土壤 C、N、P 的空间分布特征

黄河三角洲新生湿地 C 含量明显低于闽江河口湿地(19.4 g/kg)、胶州湾湿地(8.9 g/kg)和中国范围内湿地的平均(11.1 g/kg) C 含量^[7,10,27]。究其原因,是黄河口湿地土壤有机质主要来自于陆源输入^[28-29];黄河三角洲新生湿地成土时间短,土壤的潜育化程度低,植物生物量小,动植物残体分解快,且频繁过水使大量残体流失,致使土壤 C 含量偏低^[24,30];由于土壤深度一般在 30 cm 以下,植物根系难以深入,分布较少,根系的周转量急剧下降,致使该层土壤 C 含量开始明显降低^[31]。因此,C 主要集中在土壤表层。

研究区 N 含量低于闽江河口湿地(1.5 g/kg)、胶州湾湿地(0.6 g/kg)和中国范围内湿地的平均(1.1 g/kg) N 含量^[7,10,27]。黄河三角洲新生湿地植被单一,N 的归还能力弱,加上长期受潮汐作用的影响,因而所产生的硝酸盐容易淋溶而损失^[32]。

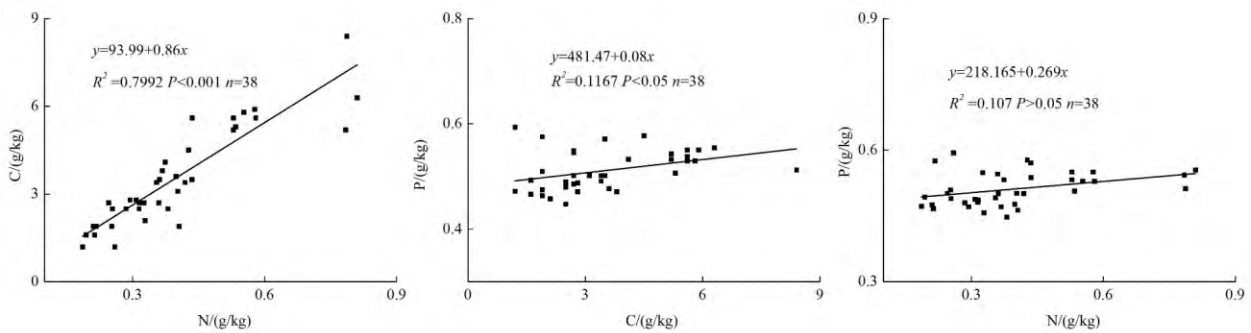


图 2 不同植被土壤 C、N、P 含量之间的相互关系图

Fig.2 Correlations of C, N and P contents in soil from different vegetation wetlands

表 2 不同植被土壤的 C/N、C/P、N/P 的比值

Table 2 Ratios of C/N, C/P and N/P for soil from different vegetation wetlands

比值	A	B	C	D	E	F	G
C/N	8.49 ± 0.77ab	7.70 ± 3.27b	7.61 ± 3.42b	7.84 ± 4.38b	10.14 ± 4.50a	9.85 ± 4.37a	9.57 ± 4.26ab
C/P	4.60 ± 0.84ab	4.50 ± 0.84b	3.99 ± 1.92b	8.83 ± 4.17a	8.29 ± 2.27a	7.77 ± 2.00a	8.24 ± 1.63a
N/P	0.55 ± 0.15bc	0.62 ± 0.2bc	0.5 ± 0.14c	1.1 ± 0.42a	0.82 ± 0.24ab	0.78 ± 0.16b	0.86 ± 0.14ab

注: 数据为平均值±标准偏差 a、b、c 表示在 LSD ($P < 0.05$) 的显著性水平。

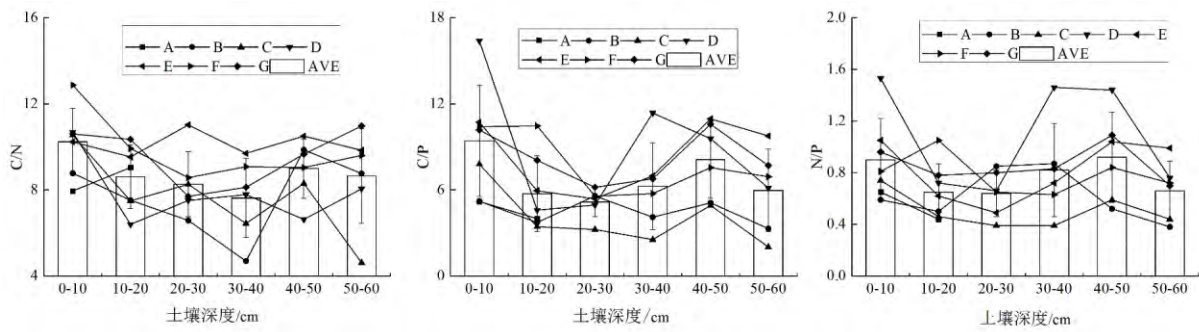


图3 土壤剖面 C/N、C/P 和 N/P 的比值随土壤深度的变化图

Fig.3 Ratios of C/N, C/P and N/P for soil changed with soil depth

黄河三角洲新生湿地系统中 P 的主要来源是陆源磷随黄河水流输入,且伴随着泥沙的沉积而保留在淤积土中^[25]。P 主要来源于矿物风化^[9,33]。所以研究区的 P 含量丰富,空间变异小。黄河三角洲新生湿地土壤 C、N、P 的水平分布规律与土壤含水量、湿地植物群落、土壤盐分状况、气候条件、及潮汐等关系密切,不同湿地植物对养分的吸收转化能力是影响 C、N、P 水平分布的重要因素^[10,21,33-34]。

芦苇对 P 有很强的吸附能力^[26]。D 区的芦苇生长茂盛导致芦苇区 C、N 相对比较丰富。另外,有研究表明^[7,24]光滩处于低潮滩,地势低,有机物质随地表径流或地下水向海洋方向流动,部分有机物质在此堆积,并且受到海洋影响,水流和泥沙中大量的有机质在涨落潮流的作用下被频繁地往返搬运,导致无植被区的光滩 C、N 含量相对较高。

3.2 土壤 C、N、P 之间的相互关系

回归分析表明 P 与 C 关系极度显著 ($P < 0.01$), C 与 P 关系一般显著 ($P < 0.05$), P 与 N 关系不显著。追究原因,土壤 C 的保持在一定程度上取决于土壤 N 的水平,比如土壤的 C/N 比值达到平衡状态时,土壤 N 含量大体上取决于 C 的含量,并且土壤中 C 与 N 的相互关系是通过微生物连接起来的^[31]。有机质能降低磷的固定而增加土壤 P 的有效性^[33]。郭胜利等(2005)^[35]和李霞(2014)^[36]对 P 与 C 的研究表明, P 在一定程度上增加了 C 含量;另外,由于 P 主要依赖于土壤母质风化和矿物风化,与 N 关系不明显;因此,关系不显著。

C 与 N、P 化学计量比的研究表明,生态系统中 C 储存在一定程度上是由关键养分 N、P 的可获得量所控制的,N、P 稀缺意味着 C 的相对过量(C/N 和 C/P 比值上升);反之,N、P 充裕意味着 C 的相对不足(C/N 和 C/P 比值下降)^[37]。生态系统碳储

存量会随着养分含量从低 C/N(C/P) 比值到高 C/N(C/P) 比值再分配而增加^[3,37]。这符合生态化学计量学的核心理论即动态平衡理论^[38],说明土壤肥力供给能力在一定时空范围内维持在一个相对稳定的环境中;研究区 C/N(C/P) 比值相对较低,表明了研究区 C 含量受到 N、P 元素的限制。

3.3 不同植被下土壤 C、N、P 化学计量特征及其意义

不同植被覆盖下的土壤 C/P、N/P 比值表现出一致的变化规律,主要是由于土壤磷含量变化较小,C、N 作为生物体的结构组成成分,在土壤中的变化规律存在一定的相关关系(图 2)。C、N 含量最高区域在 D 区,究其原因可能是 D 区植被土壤较少受到海潮或河水的干扰;而 C/N 比值最高在 E 区,这与 C、N 的含量有关。土壤 C/N、C/P、N/P 比值都随土层深度增加呈先逐渐降低后增加再降低的趋势。与土壤 C、N、P 相比,不同群落土壤 C/N、C/P、N/P 比值在不同土层深度间维持相对稳定,符合生态化学计量学的核心理论即动态平衡理论^[38]。这进一步说明土壤肥力供给能力在一定时空范围内保持相对稳定。

通过与其他湿地的 C、N、P 化学计量比的比较(表 3)表明,研究区 C/N、C/P、N/P 比值都小于中国范围湿地和全球湿地的 C/N、C/P、N/P 比值,这可能是由于研究区 C 含量少。

微生物分解有机质的适宜 C/N 比值是 25:1,在 $C/N > 25$ 时,微生物需要输入 N 来满足他们的生长;在 $C/N < 25$ 时,微生物需要大量的 C 来满足他们的生长^[40]。同时,C/N 比值指示有机质分解速率的快慢,且与 C/N 比值成反比^[3,21]。研究区 C/N (4.62 ~ 12.67) < 25 表明研究区土壤有机质分解较快,形成的腐殖质量少。另外有研究表明,当土壤 $C/N < 30$

表 3 不同地区土壤 C、N、P 的生态化学计量比值

Table 3 Ratios of C/N, C/P and N/P for soil from the world

区域	C/N	C/P	N/P
本研究	8.74±1.01	6.60±2.13	0.75±0.21
闽江河口湿地 ^[12]	16.4	90.5	5.5
胶州湾湿地 ^[7]	11.26	41.9	3.74
中国 ^[27]	11.94±0.4	61±0.9	5.2±0.1
全球 ^[39]	14.3±0.5	186±12.9	13.1±0.8

时,硝酸盐淋溶风险显著增高^[21]。C/P<200 时,将会出现土壤微生物体碳的短暂增加和有机磷的净矿化^[21]。因此,黄河三角洲新生湿地有机质分解较快导致 C 储量降低,大量 CO₂、N₂O 等温室气体排出,即“碳源”。

湿地碳库增加的主要途径是植被通过光合作用固定大气中的 CO₂^[41]。在气候稳定且没有人类干扰的情况下,湿地相对于其它生态系统能够更长期地储存碳^[42]。但由于黄河三角洲近年来受人干扰严重(例如,旅游开发^[43],开垦湿地^[44]等),湿地遭到破坏。湿地失去碳积累的能力,储存的碳重新被释放到大气中,使湿地成为温室气体的释放源。这可能是研究区 C/N 和 C/P 比值较低的原因。

此外,土壤中能被植物吸收的 N、P 分别是有效氮和有效磷,而土壤反映的是土壤全氮与全磷含量的计量比,故在土壤养分限制诊断方面有一定的局限性。但土壤在一定程度上可以反映土壤养分库容量和土壤氮、磷矿化速率,从而在一定程度上间接预测群落养分的供给性水平和限制性水平。研究区的 N/P 均值为 0.77,表明研究区的限制性营养元素为 N。

3.4 土壤 C、N、P 生态化学计量比同土壤理化性质的相关性分析

土壤生态化学计量比除了受 C、N、P 元素含量的影响外,还受土壤理化性质的影响(表 4)。土壤的理化性质通过影响 C、N、P 含量来影响它的计量比值;土壤 pH 与 C、N、P 以及其生态化学计量比值呈现负相关性,其中,pH 与 P 关系极显著($P<0.01$)。pH 是表述土壤酸碱度强弱的指标,也是植物生长和土壤肥力的重要影响因素之一,它直接影响着土壤中养分元素的存在形态和转化形式,还可以通过影响土壤微生物的活动来影响有机质的分解转化^[18]。同时,pH 还对养分有效性有很大

影响,如中性土壤中磷的有效性高,而碱性土壤中微量元素(Mn、Cu、Zn 等)有效性差。此外,土壤也会间接影响植被的生长,采取积极措施调节土壤的酸碱值是湿地恢复的一种重要手段。盐度是影响生态化学计量比的重要因子,其中盐度与 C/N 比值关系显著($P<0.05$)。植物光合作用过程中吸收大气中的 CO₂ 并转化为有机质,经腐殖化作用将有机质储存于湿地土壤,而土壤盐度的高低会影响植物的正常生长。此外,土壤盐度可以通过调节分解者的种群数量和活性影响土壤碳、氮、磷的分解和释放速率,并影响氮、磷的周转,特别是氮、磷的矿化作用,从而进一步影响土壤碳、氮、磷生态化学计量比。土壤粒径对 P 影响显著($P<0.05$);其中,P 与黏粒呈正相关,与砂粒呈负相关。研究表明,砂粒对相关酶的吸附作用也可以降低底物被降解利用的可能性^[45]。Ca、Fe 和 Al 对生态化学计量比值有一定影响,但不显著($P>0.05$)。

表 4 土壤理化因子与土壤 C/N、C/P 和 N/P 比值之间相互关系

Table 4 Correlations between ratios C/N, C/P, and N/P and physical and chemical properties of the soil

指标	pH	盐度	Al	Ca	Fe	粘粒	粉粒	沙粒
C	-0.502	0.721	-0.357	0.272	0.613	0.531	0.423	-0.439
N	-0.47	0.498	-0.448	0.177	0.556	0.594	0.533	-0.544
P	-0.878**	0.242	0.027	0.384	0.432	0.865*	0.848*	-0.856*
C/N	-0.139	0.772*	-0.047	0.214	0.332	0.004	-0.146	0.128
C/P	-0.439	0.739	-0.381	0.253	0.601	0.464	0.358	-0.373
N/P	-0.382	0.505	-0.503	0.133	0.535	0.53	0.476	-0.486

注: ** 在 0.01 水平上显著相关,* 在 0.05 水平上显著相关。

4 结 论

通过对黄河三角洲国家自然保护区新生湿地不同植被和土层深度 C、N、P 含量的分析,发现该区土壤碳含量显著低于其它类似地区,因此蕴藏巨大的“碳汇”潜力,同时有机质含量低也是该地区土壤生产力低下的重要原因;C/N、C/P、C/N 比值分别为 4.62~12.67、2.02~16.39、0.22~1.53,平均值分别为 8.77、6.81、0.77,显著低于同类湿地;不同植被土壤之间的 C、N、P 比值有所不同。土壤生态化学计量学分析表明 N 为本地区植物生长的限制营养元素。因此,提高该地区土壤有机质的归还同时适当增加氮肥使用,可以促进植物的生长,有利于湿地的恢复利用。

参 考 文 献

- [1] 陈蕾,李超伦. 海洋浮游生物的生态化学计量学研究进展[J]. 应用生态学报, 2014, 25(10): 3047-3055.
- [2] 曾德慧,陈广生. 生态化学计量学: 复杂生命系统奥秘的探索[J]. 植物生态学报, 2005, 29(6): 141-153.
- [3] 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.
- [4] Austin A T, Vitousek P M. Introduction to a Virtual Special Issue on ecological stoichiometry and global change[J]. New Phytologist, 2012, 196(3): 649-651.
- [5] 程滨,赵永军,张文广,等. 生态化学计量学研究进展[J]. 生态学报, 2010, 30(6): 1628-1637.
- [6] 李玮,郝子成,李廷轩. 不同植茶年限土壤团聚体碳氮磷生态化学计量学特征[J]. 应用生态学报, 2015, 26(1): 9-16.
- [7] 刘文龙. 胶州湾湿地生态系统碳氮磷含量及生态化学计量学特征[D]. 青岛: 青岛大学, 2014.
- [8] 于贵瑞,李轩然,赵宁,等. 生态化学计量学在陆地生态系统碳-氮-水耦合循环理论体系中作用初探[J]. 第四纪研究, 2014, 34(4): 881-890.
- [9] Zhang Z, Lu X, Song X, et al. Soil C, N and P stoichiometry of *Deyeuxia angustifolia* and *Carex lasiocarpa* wetlands in Sanjiang Plain, Northeast China[J]. Journal of Soils and Sediments, 2012, 12(9): 1309-1315.
- [10] 王维奇,仝川,贾瑞霞,等. 不同淹水频率下湿地土壤碳氮磷生态化学计量学特征[J]. 水土保持学报, 2010, 24(3): 238-242.
- [11] 韩华. 崇明滩涂湿地不同水盐梯度下植物群落碳氮磷生态化学计量学特征[D]. 上海: 华东师范大学, 2014.
- [12] 王维奇,王纯,曾从盛,等. 闽江河口不同河段芦苇湿地土壤碳氮磷生态化学计量学特征[J]. 生态学报, 2012, 32(13): 4087-4093.
- [13] 胡敏杰,邹芳芳,邹双全. 盐度梯度下闽江口短叶茳苳湿地土壤生态化学计量学特征[J]. 城市环境与城市生态, 2014, 27(4): 17-21.
- [14] 刘文龙,谢文霞,赵全升,等. 胶州湾芦苇潮滩土壤碳、氮和磷分布及生态化学计量学特征[J]. 湿地科学, 2014, 12(3): 362-368.
- [15] 荣锐,刘京涛,夏江宝,等. 莱州湾湿地柺柳叶片 N、P 生态化学计量学特征[J]. 生态学杂志, 2012, 31(12): 3032-3037.
- [16] 吴统贵,吴明,刘丽,等. 杭州湾滨海湿地 3 种草本植物叶片 N、P 化学计量学的季节变化[J]. 植物生态学报, 2010, 34(1): 23-28.
- [17] 肖烨,商丽娜,黄志刚,等. 吉林东部山地沼泽湿地土壤碳、氮、磷含量及其生态化学计量学特征[J]. 地理科学, 2014, 34(8): 994-1001.
- [18] 郑艳明,尧波,吴琴,等. 鄱阳湖湿地两种优势植物叶片 C、N、P 动态特征[J]. 生态学报, 2013, 33(20): 6488-6496.
- [19] 阎凯,付登高,何峰,等. 滇池流域富磷区不同土壤磷水平下植物叶片的养分化学计量特征[J]. 植物生态学报, 2011, 35(4): 353-361.
- [20] 刘其霞. 人工湿地植物营养元素积累及其生态化学计量学研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2006.
- [21] 孙超. 基于生态化学计量学的草地退化研究[D]. 长春: 吉林大学, 2012.
- [22] 刘丽云. 黄河三角洲湿地演化及其驱动力研究[D]. 济南: 山东师范大学, 2007.
- [23] 崔保山,李英华,杨志峰. 基于管理目标的黄河三角洲湿地生态需水量[J]. 生态学报, 2005, 25(3): 606-614.
- [24] 董洪芳,于君宝,孙志高,等. 黄河口滨岸潮滩湿地植物-土壤系统有机碳空间分布特征[J]. 环境科学, 2010, 31(6): 1594-1599.
- [25] 于君宝,陈小兵,毛培利,等. 新生滨海湿地土壤微量营养元素空间分异特征[J]. 湿地科学, 2010, 8(3): 213-219.
- [26] 屈凡柱. 黄河三角洲滨海芦苇湿地磷的生物地球化学过程[D]. 北京: 中国科学院大学, 2014.
- [27] Tian H, Chen G, Zhang C, et al. Pattern and variation of C:N:P ratios in China's soils: A synthesis of observational data[J]. Biogeochemistry, 2010, 98(1-3): 139-151.
- [28] 丁喜桂,叶思源,赵广明,等. 黄河三角洲滨海湿地演化及其对碳与营养成分的扣留[J]. 海洋与湖沼, 2014, 45(1): 94-102.
- [29] 王启栋,宋金明,李学刚. 黄河口湿地有机碳来源及其对碳埋藏提升策略的启示[J]. 生态学报, 2015, 35(2): 568-576.
- [30] Xu G, Shao H, Sun J, et al. Phosphorus fractions and profile distribution in newly formed wetland soils along a salinity gradient in the Yellow River Delta in China[J]. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 2012, 175(5): 721-728.
- [31] 刘景双,杨继松,于君宝,等. 三江平原沼泽湿地土壤有机碳的垂直分布特征研究[J]. 水土保持学报, 2003, 17(3): 5-8.
- [32] Cao L, Song J, Li X, et al. Geochemical characteristics of soil C, N, P, and their stoichiometrical significance in the coastal wetlands of Laizhou Bay, Bohai Sea[J]. CLEAN-Soil, Air, Water, 2015, 43(2): 260-270.
- [33] 屈凡柱. 黄河三角洲滨海湿地土壤磷组分研究[D]. 烟台: 中科院烟台海岸带研究所, 2010.
- [34] 欧维新,杨桂山,高建华. 盐城潮滩湿地对 N、P 营养物质的截留效应研究[J]. 湿地科学, 2006, 4(3): 179-186.
- [35] 郭胜利,党廷辉,刘守赞,等. 磷素吸附特性演变及其与土壤磷素形态、土壤有机碳含量的关系[J]. 植物营养与肥料学报, 2005, 11(1): 33-39.
- [36] 李霞. 土壤磷素耦合的水田碳-氮库动态消长规律及其生态化学计量学调控潜能[D]. 杭州: 浙江大学, 2014.
- [37] 刘万德,苏建荣,李帅锋,等. 云南普洱季风常绿阔叶林演替系列植物和土壤 C、N、P 化学计量特征[J]. 生态学报, 2010, 30(23): 6581-6590.
- [38] 邢伟,吴昊平,史肖,等. 生态化学计量学理论的应用、完善与扩展[J]. 生态科学, 2015, 34(1): 190-197.
- [39] Cleveland C C, Liptzin D. C:N:P stoichiometry in soil: Is there a "Redfield ratio" for the microbial biomass? [J]. Biogeochemistry, 2007, 85(3): 235-252.

- [40] 胡斌. 黄土高原旱作农田地膜覆盖下土壤磷素转化、机质矿化及土壤生态化学计量学特征[D]. 兰州: 兰州大学, 2013.
- [41] 于泉洲, 张祖陆, 吕建树, 等. 1987-2008年南四湖湿地植被碳储量时空变化特征[J]. 生态环境学报, 2012, 21(9): 1527-1532.
- [42] 刘春英, 周文斌. 我国湿地碳循环的研究进展[J]. 土壤通报, 2012, 43(5): 1264-1270.
- [43] 王健. 黄河三角洲湿地生态旅游开发研究[D]. 济南: 山东师范大学, 2010.
- [44] 张晓娟. 蓝色经济战略下的黄河三角洲湿地生态保护研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2013.
- [45] 苑亚茹. 不同土地利用与施肥管理对黑土团聚体中有机碳的影响[D]. 长春: 东北地理与农业生态研究所, 2013.

Distribution Characteristics of Soil C , N and P in Newly-formed Wetlands of the Yellow River Delta , China and Their Stoichiometry Implications

ZHANG You^{1,2} , XU Gang¹ , GAO Li³ , LIU Shuhua⁴ , LV Yingchun¹

(1. Yantai Institute of Coastal Zone Research , Chinese Academy of Science , Yantai 264003 , China;
2. University of Chinese Academy of Sciences , Beijing 100049 , China; 3. Yantai University , Yantai 264003 , China;
4. Analysis and Test Center of Shandong Province , Jinan 250014 , China)

Abstract: Estuarine land is a link between terrestrial and marine ecosystems. The existence of C , N , and P elements in soil can greatly influence the primary productivity of wetlands ecosystems and they are also the referent for nutrient level of these ecosystems. The present study measured the distribution characteristics of C , N , and P elements and explored ecological stoichiometric implications in the newly-formed wetland of the Yellow River delta with different vegetation. Results show that 1) C , N and P concentrations in newly-formed wetland of the Yellow River delta range 1.2-8.4 , 0.2-0.8 , and 0.4-0.6 g/kg with average contents of 3.5 , 0.4 and 0.5 mg/kg , respectively. Contents of C , N and P decrease significantly with increasing soil depth; 2) ratios of C/N , C/P and N/P in this wetland are 4.62-12.67 , 2.02-16.39 and 0.22-1.53 with average values of 8.77 , 6.81 , and 0.77 , respectively. These ratios vary greatly in different soil vegetation and decrease gradually with increasing soil depth. In addition the ratio analysis indicates that in this newly-formed wetland the decomposition rate of soil organic matter is faster and the degree of nitrogen mineralization is higher. Therefore , increasing the return of soil organic carbon and the utilization of nitrogen fertilizer should be given preferential treatment for the restoration of newly-formed wetlands in the Yellow River Delta.

Key words: the Yellow River Delta; ecological stoichiometry; wetland; soil property