DOI: 10.11766/trxb201812240572

若尔盖高寒沼泽湿地退化过程中土壤 有机氮组分的演变特征^{*}

胡 容¹ 叶 春¹ 蒲玉琳^{1,2†} 胡嗣佳¹ 张世熔³ 向 双² 贾永霞¹ 徐小逊³

(1 四川农业大学资源学院,成都 611130)

(2 中国科学院山地生态恢复与生物资源利用重点实验室,生态恢复与生物多样性保育四川省重点实验室,

中国科学院成都生物研究所,成都 610041)

(3四川农业大学环境学院,成都 611130)

摘 要 为明确湿地退化过程中土壤有机氮组分的变化及其生物有效性,采用实地采样调查、室内分析与数理统计法,研究若尔盖自然湿地保护区内相对原生沼泽(RPM)向轻度退化沼泽(LDM)、中度退化沼泽(MDM)、重度退化沼泽(HDM)退化过程中土壤有机氮组分的演变特征及与有效氮的耦合关系。结果表明,当沼泽发生中度、重度退化时,土壤全氮(TN)含量分别降低33.4%~77.8%、69.4%~93.7%(P<0.05),碱解氮(AN)含量分别降低36.8%~80.2%、57.6%~82.2%(P<0.05)。4 类湿地土壤的酸解氨态氮、氨基酸态氮、未知态氮含量均按 RPM、LDM、MDM、HDM 的顺序降低。与 RPM 相比,HDM 土壤酸解氨态氮与未知态氮含量分别降低66.3%~70.8%、62.2%~78.4%(P<0.05),MDM 和 HDM 土壤氨基酸态氮含量分别降低47.2%~68.6%、85.7%~86.7%(P<0.05)。氨基糖态氮含量随着湿地退化先升高后降低。随着湿地退化程度的加剧,氨基糖态氮与酸解氨态氮占全氮的比例上升,而氨基酸态氮的比例下降。酸解氨态氮和未知态氮分别是影响 RPM 和 HDM 土壤碱解氮含量的主要有机氮组分,LDM 与MDM 土壤碱解氮含量却主要受有机氮组分中氨基酸态的控制。若尔盖湿地退化降低了土壤全氮及酸解组分氮含量,减弱了土壤氮"汇"功能,改变了有机氮组分对氮素有效性的贡献。

关键词 若尔盖;湿地退化;酸解组分氮;氮素积累;氮素有效性

中图分类号 S151 文献标识码 A

土壤有机态氮约占全氮 90%以上,是植物生长 过程中有效氮的源和库^[1]。自 Bremner^[2]提出将有机 氮分为酸解氨态氮、氨基酸态氮、氨基糖态氮、未 知态氮和非酸解氮等化学形态后,人们开始关注不 同施肥与耕作措施^[3]、土壤类型^[4]、土地利用方式^[5] 下土壤有机氮组分的变异特征。如化肥配施有机肥 可提高水田土壤酸解有机氮及其氨基酸氮、氨基糖 氮和酸解氨态氮含量^[3]。草甸型水稻土以未知态氮 为主,而滨海盐渍型水稻土以酸解氨基酸态氮和氨 态氮为主^[6]。同一土壤在不同利用方式下有机氮组 分差异明显,如旱地土壤的全氮、酸解总氮含量均 显著低于相应的水稻土^[7]。但上述研究多集中于农 田、草地和森林生态系统,鲜有报道土壤有机氮组 分对湿地环境变化的响应。

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: pyulin@sicau.edu.cn

^{*} 中国科学院开放基金(kxysws1606)和国家自然科学基金项目(41401328)共同资助 Supported by the Open Fund of the Chinese Academy of Sciences (No.kxysws1606) and the National Natural Science Foundation of China (No. 41401328)

作者简介: 胡 容(1993—), 女, 重庆武隆人, 硕士研究生, 主要研究方向为土壤碳氮养分循环。E-mail: hy_rong@yeah.net 收稿日期: 2018-12-24; 收到修改稿日期: 2019-03-04; 优先数字出版日期(www.cnki.net): 2019-03-22

湿地作为维持生物多样性和自然资源的重要生 态系统,被称为"地球之肾"^[8]。若尔盖高寒沼泽 湿地是青藏高原上面积最大的沼泽湿地,对全球气 候变化和人类干扰的敏感性高^[9]。从 20 世纪 60 年 代开始,受气候干暖化及开沟排水、放牧等人为因 素的影响,沼泽向沼泽化草甸、草甸、退化草甸逆 向演替,甚至出现沙化草甸^[10]。高寒沼泽干化、甚 至沙化,伴随植被退化会给土壤碳、氮、磷、硫等 重要物质的循环带来怎样的影响?由此产生怎样的 大气、水环境效应?近年来诸多学者围绕这些问题主要 展开了湿地退化条件下土壤有机碳及其组分变化[11-12]、 土壤碳氮磷化学计量特征^[13]、温室气体排放通量^[14]等 研究。土壤有机氮是湿地有效氮的主要来源,氮素的有 效性通常限制湿地的净初级生产力[15]。对湿地有机氮 的关注,主要集中于土壤全氮储量及剖面变化[16-17]、土 壤溶解性有机氮的空间分布特征[18],鲜有退化湿地土 壤有机氮组分变化的系统、定量研究,有机氮组分与有 效氮的耦合关系也尚不明晰。

因此,本文以若尔盖高寒沼泽干化过程中不同 退化程度沼泽湿地为对象,探讨高寒沼泽湿地退化 过程中土壤氮素积累和有机氮组分的演变特征,以 期为深入研究高寒湿地退化过程中氮转化的演变特 征提供理论基础,为恢复退化高寒沼泽湿地提供基 础数据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

若尔盖高寒沼泽湿地位于青藏高原东北部 (102°08′E~103°39′E,32°56′N~34°19′N),海拔 3 400~3 800 m,为典型的大陆性高原季风气候。最 冷月1月平均气温–10.6℃,绝对最低气温–33.7℃; 最热月7月平均气温10.8℃,绝对最高气温24.6℃, 年平均气温0.7℃。年降水量600~800 mm,平均降 水量656.8 mm,其中86%集中于4月下旬至10 月中旬。植被以沼泽植被和草甸植被为主,沼泽植 物的优势种有木里苔草(*Carex mulieensis*)、毛果 苔草(*Carex lasiocarpa*)、乌拉苔草(*Carex meyeriana*)等;草甸植被以草地早熟禾(*Kentucky bluegrass*)、车前草(*Plantain*)、黑褐苔草(*Carex alrofusca*)等植物为主^[19]。

1.2 土壤样品采集

本研究在 2006—2013 年开展的 4 次若尔盖沼泽 湿地分布状况的实地调查基础上,根据湿地的水文 (有无地表积水与积水程度)、年际土壤水分状况、 植被群落类型、植被盖度和人为干扰活动等生态环 境指标,将研究区退化沼泽大致分为轻度退化沼泽 (Lightly degraded marsh, LDM)、中度退化沼泽 (Moderately degraded marsh, MDM)和重度退化沼 泽(Heavily degraded marsh, HDM)。

2015年7月利用前期的实地调查研究成果,在 若尔盖湿地自然保护区用空间代替时间法,选择沼 泽以及由沼泽退化而成的沼泽化草甸、草甸和退化草 甸 4 种湿地景观, 分别代表相对原生沼泽(Relatively pristine marsh, RPM)、LDM、MDM 和 HDM。4 种 不同程度退化湿地的生态环境状况如表 1。在花湖-热尔大坝、向东牧场、尧拉乔-唐克、黑青乔、黑河 牧场、黑河流域的中下游嫩哇段 6 个采样区设置 4 类景观 100 m×100 m 样地 2~3 个,每个样地先使用 GPS 定位和记录优势植被类型后,在每个样地设立 3 个 1 m ×1 m 的样方,利用原状土取土器 (Eijkelkamp, 荷兰)采集 0~100 cm 土壤剖面样品, 按 0~10、10~20、20~30、30~40、40~60、60~ 80、80~100 cm 土层采集土样。将同一样地内 3 个 样方的同一土层土样放置一起,去除杂物及植物根 系、凋落物等,混合土样,缩分至1kg,装入密封 塑料袋。土壤样品带回室内风干,研磨,过筛备用。

1.3 分析项目及方法

土壤有机氮分组采用 Bremner^[2]法,其中,酸解 态氮测定采用 6 mol·L⁻¹HCl 酸解—凯氏半微量定氮 法;酸解氨态氮测定采用 MgO 蒸馏法;酸解氨态氮 与氨基糖态氮测定采用磷酸盐-硼酸盐缓冲液蒸馏 法;酸解氨基酸态氮测定采用茚三酮氧化、磷酸盐-硼酸盐缓冲液蒸馏法;酸解未知态氮、非酸解氮和 酸解氨基糖态氮则采用差减法求得。全氮、碱解氮 分别采用 CuSO₄-K₂SO₄-Se (100:1:1)消化、半 微量凯氏定氮法和碱解扩散法测定^[20]。

1.4 数据分析与制图

数据运用 Excel 2010 和 SPSS 19.0 进行计算和 统计分析,采用单因素方差分析(One-way ANOVA) 和邓肯(Duncan)法分析不同退化程度湿地土壤氮 素间的差异显著性,应用皮尔逊(Pearson)相关系 数分析全氮、碱解氮与有机氮组分间的相关性,多

湿地类型	土壤类型	地表积水	植被覆盖度	植被群落	优势植物	人为干扰情况 Human	地上生物量	地下生物量
Watland type	Coil time	Surface water	Vegetation	Vegetation	Dominant alont	dicturbance	Above-ground	Underground
w cuaitu iy po	out type	Juitace watch	coverage/%	community		uistu vance	biomass / ($g \cdot m^{-2}$)	biomass/ (g·m ⁻²)
PM	潜育沼泽土	常年积水	60~85	沼生植被	薹草、狐尾藻、木里苔草、	无放牧		
	Incubationmarsh soil	Perennial		Helophytes	乌拉苔草	No grazing		0101 2000
		water-logging			Carex, Water milfoil, Carex		0.805~5.455	815 1~C.906
					mulieensis, Carex meyeriana			
DM	沼泽化草甸土	季节性积水	70~90	沼生、草甸植	华扁穗草、木里苔草、垂穗披	放牧较少、		
	Swampingmeadow	Seasonal		被 Helophytesand	碱草、西藏蒿草	开沟排水		
	soil	water-logging		meadow vegetation	Blysmus sinocompressus, Carex	Less grazing, ditching	473.4~823.6	712.0~1 407
					mulieensis, Elymus nutans,	and drainage		
					Littelezdalei			
1DM	草甸土	无积水	70~85	草甸植被 Meadow	草地早熟禾、鹅绒委陵菜、	过度过牧、无序旅游		
	Meadow soil	No stagnant		vegetation	蒲公英、高原毛茛	Overgrazing and		0 7 10 0 17
		water			Kentucky bluegrass, Potentilla	disorderly tourism	0./05~4.000	010.0~010.0
					anserina, Dandelion, R.tanguticu	S		
IDM	草甸土	无积水	02~09	草甸、中生植被	车前草、狼毒、火绒草、黑褐	超载放牧、无序旅游、		
	Meadow soil	No stagnant		Meadow and	苔草	鼠害	C 1 CC 0 801	1011 010
		water		terraneous	Plantain, Euphorbia, Edelweiss,	Overgrazing, disorderly	C.177~0.001	+.71+~017
				vegetation	Carex alrofusca	tourism and rodent damage		

表1 不同退化程度湿地的生态环境状况

胡 容等: 若尔盖高寒沼泽湿地退化过程中土壤有机氮组分的演变特征

1427

Moderately degraded marsh; HDM, Heavily degraded marsh. The same below

6期

http: //pedologica. issas. ac. cn

元逐步回归分析进一步阐明有机氮组分对碱解氮的 贡献。统计检验的显著水平为 *P* = 0.05。利用 Origin 9.0 软件绘图。

2 结 果

湿地退化条件下土壤全氮与碱解氮含量及其 垂直变化

如图 1 所示, RPM 土壤 TN 含量最高可达 13.6 g·kg⁻¹。与 RPM 相比, LDM、MDM、HDM 土壤 TN 含量分别降低 7.2%~22.3%、33.4%~77.8%、 69.4%~93.7%, 且 RPM、LDM 土壤 TN 含量与 MDM、HDM 的差异显著(*P*<0.05)。表明沼泽退化 导致土壤 TN 含量降低, 且降低幅度随着退化程度 的加剧而增加。

随着土层深度的增加,LDM 土壤 TN 含量先降 低后增加再降低,但各土层间无显著差异。RPM、 MDM 和 HDM 土壤 TN 含量均随着土层的加深而显 著降低。其中, RPM 土壤 TN 含量各土层间无显著 差异(*P*>0.01); MDM 中土壤 TN 含量在 0~10 cm 与 20~100 cm 土层间、10~20 cm 与 40~100 cm 土层间的差异显著(*P*<0.01); HDM 中土壤 TN 含 量在 0~10 cm 与 30~100 cm 土层间、10~30 cm 与 40~100 cm 土层间、30~40 cm 与 60~100 cm 土层间显著差异(*P*<0.01)。说明土壤 TN 含量的剖 面分异随沼泽退化的加剧而增大。

1 m 深度内, RPM、LDM 各土层碱解氮(AN) 含量分别为 0.363~0.622 g·kg⁻¹、0.343~ 0.814 g·kg⁻¹。AN 含量在 RPM 与 LDM 间、MDM 与 HDM 间无显著差异(*P*>0.05)(图 1)。然而, RPM、 LDM 各土层土壤 AN 含量显著高于 MDM、HDM (*P*<0.05)(图 1)。MDM 和 HDM 土壤 AN 含量分 別较 RPM 降低 36.8%~80.2%、57.6%~82.2%,分 别较 LDM 降低 51.7%~82.3%、65.2%~81.1%。 说明沼泽发生中度、重度退化时,土壤 AN 含量显 著降低。



注: 小写字母代表同一土层不同类型土壤差异显著 (P<0.05),大写字母代表同一类型土壤不同土层差异显著 (P<0.01)。下同 Note: Lowercase letters mean significant difference between soils different in type in the same depth at P<0.05, and uppercase letters mean significant difference between soil layers in the same type of soil at P<0.01. The same below

图 1 湿地退化条件下土壤全氮和碱解氮含量

Fig. 1 Soil total nitrogen and alkalytic nitrogen in wetland under degradation

http: //pedologica. issas. ac. cn

各类湿地土壤 AN 含量均随着土层深度的增加 而降低。RPM、LDM 土壤 AN 含量在土层间无显著 差异(*P*>0.01); MDM 中土壤 AN 含量在 0~10 cm 与 10~100 cm 土层间、10~20 cm 与 40~100 cm 土层间的差异显著 (*P*<0.01); HDM 土壤中 AN 含 量在 0~10 cm 与 30~100 cm 间、0~30 cm 与 80~ 100 cm 间的差异显著 (*P*<0.01)。表明随着沼泽退 化的加剧,土壤 AN 含量的剖面分异加剧。

2.2 湿地退化条件下土壤有机氮组分变化

2.2.1 土壤酸解态氮和非酸解态氮含量变化 如 图 2 所示, 0~40 cm 深度内,各类湿地土壤酸解 氮、非酸解氮含量随土层深度的增加而降低。4

类湿地土壤酸解氮含量均大于非酸解氮,且各土 层土壤酸解氮与非酸解氮含量均按 RPM、LDM、 MDM、HDM 的顺序降低,其中,RPM 酸解氮与 非酸解氮含量分别可达 9.8、3.3 g·kg⁻¹。MDM、 HDM 的土壤酸解氮含量相较于 RPM 分别降低 38.9%~60.9%、72.3%~78.8 % (*P*<0.05)。0~ 20 cm 土层,HDM 土壤非酸解氮含量较 RPM 降低 66.1%(*P*<0.05),20~40 cm 土层,MDM 和 HDM 土壤非酸解氮含量分别较 RPM 降低 58.5%、66.7% (*P*<0.05),表明沼泽退化显著降低了土壤酸解氮 和非酸解氮含量,且降低幅度随沼泽退化程度的 加剧而增大。





2.2.2 土壤酸解氮组分含量变化 如图 3 所示, 随土层深度的增加,4 类湿地土壤酸解氨态氮、氨 基酸态氮、未知态氮含量均降低,除 MDM 外的其 余 3 类湿地土壤的氨基糖态氮含量却增加。沼泽退 化显著降低了土壤除氨基糖态氮外的其余酸解氮组 分含量,且降低幅度随退化程度的加剧而增加。其 中,0~20 cm 土层 HDM 土壤酸解氨态氮含量相较 于 RPM (2.4 g·kg⁻¹)降低 66.3% (*P*<0.05);20~40 cm 土层, MDM 和 HDM 土壤酸解氨态氮含量分别 较 RPM (1.9 g·kg⁻¹)降低 47.4%、70.8% (*P*<0.05)。 MDM 和 HDM 土壤氨基酸态氮含量相较于 RPM (2.9~4.0 g·kg⁻¹)分别降低 47.2%~68.6%、85.7%~ 86.7% (*P*<0.05)。HDM 未知态氮较 RPM (3.0~3.3 g·kg⁻¹)降低 62.2%~78.4% (*P*<0.05)。4 类湿地土 壤氨基糖态氮含量的显著差异主要体现在 20~40 cm 土层,其中 MDM、HDM 土层土壤氨基糖态氮 含量分别较 LDM (0.20 g·kg⁻¹)降低 56.1%、49.4% (*P*<0.05)。

2.2.3 土壤各有机氮组分占全氮的比例 由图 4 可见,土壤氨基酸态氮或未知态氮的占比最高,分别约为 25.5%~30.8%、26.7%~38.1%;酸解氮中氨 基糖态氮占全氮的比例最低,仅为 0.9%~5.8%。

湿地发生轻度退化时,酸解氮占全氮的比例约为 84.9%,增加了 8.6%;而湿地中度或重度退化后,酸解氮占全氮比例却分别降低了 7.1%、10.5%。与 RPM 相比,HDM 土壤氨基糖态氮与酸解氨态氮占 全氮的比例分别上升了 3.1%、5.5%,而氨基酸态氮 的比例下降了 14.9% (图 4)。



图 3 湿地退化条件下土壤酸解氮组分含量 Fig. 3 Soil acidolytic nitrogen fractions in wetland under degradation



注: AIN, 非酸解氮; HUN, 未知态氮; AAN, 氨基酸态氮; AMN, 酸解氨态氮; ASN, 氨基糖态氮。下同 Note: AIN, non-acidolysable N; HUN, Unidentified acidolytic N; AAN, Amino acid N; AMN, Ammonium N; ASN, Amino sugar N. The same below 图 4 湿地退化条件下土壤有机氮各组分占全氮的比例 Fig. 4 Proportions of organic nitrogen fractions to TN in wetland under degradation

2.3 湿地退化条件下有机氮组分与碱解氮的相关性

除氨基糖态氮外,尽管4类湿地土壤全氮、碱 解氮与有机氮各组分基本呈极显著正相关关系 (P<0.01)(表2),但逐步线性回归分析显示,各类湿 地土壤中均仅有一个氮组分进入碱解氮与氮组分的回 归拟合方程(表3)。RPM 土壤中碱解氮含量的主要影 响因子是酸解氨态氮,LDM 与 MDM 土壤中的主要影 响因子是氨基酸态氮,HDM 中为未知态氮。

 Table 2 Correlation coefficient	ts of soil organic nitro	gen fractions, w	vith total nitrogen	and alkalytic nitrog	en in wetland une	der degradation
湿地类型 Wetland type	指标 Index	AMN	ASN	AAN	HUN	AIN
 RPM	TN	0.949**	0.278	0.874**	0.819**	0.918**
	AN	0.939**	0.147	0.926**	0.889**	0.815**
LDM	TN	0.984**	0.056	0.868**	0.794**	0.912**
	AN	0.854**	-0.443	0.947**	0.372	0.866**
MDM	TN	0.976**	-0.127	0.947**	0.910**	0.932**
	AN	0.634**	-0.255	0.710**	0.566**	0.454*
HDM	TN	0.979**	-0.204	0.906**	0.764**	0.790**
	AN	0.701**	-0.239	0.449*	0.882**	0.189

表 2 湿地退化条件下土壤有机氮组分与全氮、碱解氮的相关系数

注: TN, 全氮; AN, 碱解氮。**在 0.01 水平上极显著相关, *在 0.05 水平上显著相关 Note: TN, Total nitrogen; AN, Alkalytic nitrogen. ** significant correlation at the level of 0.01, * significant correlation at the level of 0.05

表 3 不同退化程度湿地土壤碱解氮与氮组分间的多元逐步回归

 Table 3
 Multivariate stepwise regression analysis of soil alkalytic nitrogen and organic nitrogen fractions in wetland relative to degradation degree

湿地类型 Wetland type	回归方程 Regression equation	决定系数 Coefficient of determination/R ²
RPM	AN=-372.8+0.551AMN	0.939
LDM	AN=78.48+0.188AAN	0.947
MDM	AN=199.5+0.100AAN	0.710
HDM	AN=67.59+0.142AIN	0.882

3 讨 论

3.1 湿地退化对土壤氮素积累的影响

土壤氮素主要来源于凋落物与根系,水分及温度 状况、植物群落影响着土壤氮素积累^[21]。RPM 土壤 TN 含量最高,由于相对原生沼泽常年积水(表1), 土壤通气性极差,微生物活性低,有机质分解缓慢, 有利于有机氮的积累^[21],全氮积累量可高达 13.6 g·kg⁻¹。RPM 向 LDM 演变后,土壤处于季节性积水 状态,季节性疏干时有机质在好氧微生物的作用下 分解^[22],致使 TN 含量有所降低,但与 RPM 无显著 差异。当 RPM 水分持续减少,退化为 MDM 后,一 方面土壤通气条件得到显著改善,有机氮的矿化增强 ^[23],另一方面放牧强度增大,植物在生长初期就被 牛羊消耗,使得地上植被覆盖度随之降低(表 1), 枯落物归还量大大减少,结果导致土壤 TN 含量相 比 RPM 降低 56%(*P*<0.05)。MDM 长期超载放牧, 加之鼠害频发,植被种类与数量、盖度大大降低, 地下根系生物量与枯落物归还量也因此大大减少 (表1),至此, RPM 退化为 HDM,土壤 TN 含量较 RPM 降低 82% (*P*<0.05)。因此,4 类不同退化程 度湿地,由于水文状况、植被群落特征、枯落物归 还量、地下根系、放牧等人为干扰的差异导致土壤 TN 含量表现为: RPM>LDM>MDM>HDM,与Li等 ^[24]的研究结果相似。

正是由于上述植被与水文、放牧等影响,高寒 沼泽湿地向草甸-退化草甸演替时,土壤碱解氮含量 逐渐降低,但向沼泽化草甸转变时,土壤碱解氮含 量却增加。究其原因,与微生物数量与活性有关, 因为有机氮化合物只有在微生物作用下才能转变成 碱解氮类,如酰胺、蛋白质等小分子有机氮和无机 态氮^[23]。相较于沼泽而言,沼泽化草甸处于干湿交 替频繁的条件下,好气和兼性厌气性细菌和放线菌 大量繁殖^[25],地下生物量增大(表1),根系分泌物 更多,有机氮分解量增大。所以 LDM 土壤碱解氮 含量高于 RPM。

3.2 湿地退化对土壤有机氮组分的影响

土壤有机氮组分含量及其在全氮中的分配比例 常因环境条件的变化而有所差异^[5]。本研究中,除 氨基糖态氮外,其余各有机氮组分含量均随着湿地 退化加剧而逐渐降低(图3),与余倩等^[26]关于高寒 草地沙化条件下土壤有机氮组分含量变化特征相 似。究其原因与沼泽逆向演替条件下土壤全氮含量 的变化一致。然而,氨基糖态氮含量随着湿地的退 化先升高后降低,在 LDM 处最高,这是因为氨基 糖态氮主要来源于微生物细胞壁物质^[26],处于干湿 交替环境的沼泽化草甸土壤微生物得以大量繁殖;而 当沼泽演变为草甸、退化草甸后微生物数量降低^[27]。

研究表明,酸解氨态氮主要来源于土壤中的交 换性铵和固定态铵,是植物吸收利用的有效氮库^[5]。 本研究中,土壤氨态氮占全氮的比例随着湿地退化 呈现升高的趋势。这可能是由于湿地逆向演变成草 甸、退化草甸后,有机氮分解速率加快,而大部分 固定态铵被固定于矿物晶格之间,释放缓慢,造成 了氨态氮相对比例增加。氨基酸态氮作为一个过渡 氮库,协调土壤氮素储存和植物吸收有效氮之间的 关系^[28]。湿地退化过程中,有机氮库中的氨态氮一 部分以固定态铵的形式存在,导致可矿化氮不足以 满足植物生长,依赖更多的氨基酸态氮分解,来满 足植物的氮素需求。因此,氨基酸态氮占全氮的比 例随着湿地的退化而降低。这与王晋等^[7]研究不同 种植年限水稻土氨基酸态氮比例的变化趋势相似。 氨基糖态氮占全氮的比例随着湿地的退化而增加, 这可能与湿地退化后土壤微生物群落的改变有关。 未知态氮和非酸解氮占全氮比例无明显变化趋势, 是因为未知态氮由脂肪胺和芳胺等生物有效性低的 含氮物质组成^[1],非酸解氮主要存在于腐殖质结构 成分中^[29],在有机氮库中较为稳定、难矿化。

3.3 湿地退化条件下土壤有机氮组分对氮素有效 性的贡献

土壤中无机态及部分小分子有机态的有效氮 (碱解氮)能够较灵敏地反映土壤供氮水平^[30]。本研 究显示,相对原始沼泽,土壤中酸解氨态氮是碱解 氮的主要贡献者。究其原因是由于淹水环境抑制了 真菌、部分放线菌和一些硝化细菌的活性,使得土 壤中累积了大量的 NH⁴₄-N^[31]。当沼泽演变为沼泽化 草甸或草甸后,土壤中氨基酸态氮对碱解氮贡献最 大,与 Bardgett 等^[32]对棕壤型草地土壤的研究结果 相似,可能是由于相较于沼泽土壤而言,沼泽化草 甸通气条件有所改善,草甸土壤通气性大大改善, 氨态氮中活性的交换性铵含量下降^[33],致使氨基酸 态氮分解加快来满足植物生长。草甸继续退化后, 甚至沙趋化或沙化后,未知态氮变为有效氮的主要 影响因素,这是由于沼泽发生严重退化时,人为干 扰剧烈,易于矿化的氨态氮及氨基酸态氮含量大大 降低,促使未知态氮向碱解氮转化。

4 结 论

不同退化程度沼泽土壤全氮(TN)与除氨基糖 态氮外的各有机氮组分含量均随湿地退化的加剧而 降低,碱解氮(AN)含量与氨基糖态氮却随着湿地 的退化先升高后降低。湿地退化改变了有机氮组分 占全氮的比例以及对氮素有效性的贡献。随着湿地 退化程度的加剧,氨基糖态氮与氨态氮占全氮的比 例上升,而氨基酸态氮的比例下降。RPM 土壤中碱 解氮含量的主要影响因子是氨态氮,LDM 与 MDM 土壤中的是氨基酸态氮,HDM 中的为未知态氮。

参考文献

- [1] 吴汉卿,杜世宇,高娜,等.水氮调控对设施土壤有机 氮组分、全氮和矿质氮的影响.水土保持学报,2017, 31(6):212-219
 Wu H Q, Du S Y, Gao N, et al. Effects of water and nitrogen regulation on soil organic nitrogenfractions, total nitrogen and mineral nitrogen in greenhouse soils (In Chinese). Journal of Soil and Water Conservation, 2017, 31(6): 212-219
- Bremner J M. Organic forms of nitrogen//Black C A. Methods of soil analysis. Madison, USA: American Society of Agronomy, 1965: 1238-1255
- [3] Kaur J, Singh J P. Long-term effects of continuous cropping and different nutrient management practices on the distribution of organic nitrogen in soil under rice-wheat system. Plant, Soil and Environment, 2014, 60 (2): 63-68
- 【4】 张玉玲,顾婉宣,丛耀辉,等.下辽河平原两种类型水 稻土有机氮组分的研究.土壤,2015,47(6):1021 --1026

Zhang Y L, Gu W X, Cong Y H, et al. Study on organic

- [5] Tian J, Wei K, Condron L M, et al. Effects of elevated nitrogen and precipitation on soil organic nitrogen fractions and nitrogen-mineralizing enzymes in semi-arid steppe and abandoned cropland. Plant and Soil, 2017, 417: 217-229
- [6] 伍玉鹏,邓婵娟,姜炎彬,等.长期施肥对水稻土有机 氮组分及氮素矿化特性的影响.农业环境科学学报, 2015,34(10):1958—1964
 Wu Y P, Deng C J, Jiang Y B, et al. Effects of long-term fertilization on organic nitrogen components and nitrogen mineralization characteristics of paddy soils(In Chinese). Journal of Agro-environment Science, 2015, 34 (10): 1958—1964
- [7] 王晋, 庄舜尧, 朱兆良. 不同种植年限水田与旱地土壤 有机氮组分变化. 土壤学报, 2014, 51 (2): 286—294
 Wang J, Zhuang SY, Zhu Z L. Fractions of soil organic nitrogen in paddy and upland soils relative to cropping history (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2014, 51 (2): 286—294
- [8] Wu C Y, Chen W, Cao C X, et al. Diagnosis of wetland ecosystem health in the Zoige wetland, Sichuan of China. Wetlands, 2018, 38 (3): 469-484
- [9] Bai J H, Lu Q Q, Wang J J, et al. Landscape pattern evolution processes of alpine wetlands and their driving factors in the Zoige Plateau of China. Journal of Mountain Science, 2013, 10 (1): 54-67
- [10] Gao J, Li X L, Cheung A, et al. Degradation of wetlands on the Qinghai-Tibet Plateau : A comparison of the effectiveness of three indicators. Journal of Mountain Science, 2013, 10 (4): 658-667
- [11] Ma K, Liu J G, Balkovič J, et al. Changes in soil organic carbon stocks of wetlands on China's Zoige plateau from 1980 to 2010. Ecological Modelling, 2016, 327: 18-28
- [12] Ma K, Zhang Y, Tang S X, et al. Spatial distribution of soil organic carbon in the Zoige alpine wetland, northeastern Qinghai-Tibet Plateau. Catena, 2016, 144: 102-108
- [13] 青烨,孙飞达,李勇,等.若尔盖高寒退化湿地土壤碳 氮磷比及相关性分析.草业学报,2015,24(3):38—47
 Qing Y, Sun F D, Li Y, et al. Soil C/N/P ratio and correlation analysis of Alpine degraded wetland in Zoige (In Chinese). Acta Prataculturae Sinica, 2015, 24(3): 38—47
- Liu Y, Liu G, Xiong Z, et al. Response of greenhouse gas emissions from three types of wetland soils to simulated temperature change on the Qinghai-Tibetan Plateau. Atmospheric Environment, 2017, 171: 17-24
- [15] 解成杰,郭雪莲,余磊朝,等. 滇西北高原纳帕海湿地土

壤氮矿化特征. 生态学报, 2013, 33 (24): 7782—7787 Xie C J, Guo X L, Yu L C, et al. Net nitrogen mineralization in soils of Napahai wetland in Northwest Yunnan (In Chinese). Acta Ecologica Sinica, 2013, 33 (24): 7782—7787

[16] 万斯昂,刘兴土,牟晓杰.双台河口四种类型湿地土壤
 中的碳、氮含量垂直分布特征.湿地科学,2017,15
 (4):149—154

Wan S A, Liu X T, Mou X J. Vertical distribution characteristics of carbon and nitrogen contents in soils of 4 types of wetlands in Shuangtai River Estuary (In Chinese). Wetland Science, 2017, 15 (4): 149–154

- [17] Hua C, Popovich S, Mceuen A, et al. Carbon and nitrogen storage of a restored wetland at Illinois' Emiquon Preserve : Potential for carbon sequestration. Hydrobiologia, 2017, 804 (6): 1-12
- [18] 李兰海,刘翔,朱咏莉. 垦殖对伊犁河谷湿地土壤可溶 性有机氮含量的影响. 南京林业大学学报(自然科学版),2017,41(3):1--6 LiLH, LiuX, ZhuYL. Effects of reclamation on soil soluble organic nitrogen contents in wetlands of the Ili River Valley (In Chinese). Journal of Nanjing Forestry University (Natural Sciences Edition), 2017,41(3): 1--6
- Yang G, Wang M, Chen H, et al. Responses of CO₂ emission and pore water DOC concentration to soil warming and water table drawdown in Zoige Peatlands. Atmospheric Environment, 2017, 152: 323-329
- [20] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京:中国农业科学 技术出版社, 2000
 Lu R K. Analytical methods for soil and agro-chemistry (In Chinese). Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000
- [21] Wan S, Mou X J, Liu X T. Effects of reclamation on soil carbon and nitrogen in coastal wetlands of Liaohe River Delta, China. Chinese Geographical Science, 2018, 28 (3): 443-455
- [22] 万忠梅,宋长春,杨桂生,等. 三江平原湿地土壤活性 有机碳组分特征及其与土壤酶活性的关系.环境科学 学报,2009,29(2):406—412
 Wan Z M, Song C C, Yang G S, et al. The active soil organic carbon fraction and its relationship with soil enzyme activity in different types of marshes in the Sanjiang Plain (In Chinese). Acta Scientiae Circumstantiae, 2009, 29(2): 406—412
- [23] Nannipieri P, Eldor P. The chemical and functional characterization of soil N and its biotic components. Soil Biology and Biochemistry, 2009, 41 (12): 2357-2369
- [24] Li W, Wang J L, Zhang X J, et al. Effect of degradation and rebuilding of artificial grasslands on soil respiration and carbon and nitrogen pools on an alpine meadow of the Qinghai-Tibetan Plateau. Ecological Engineering,

2018, 111: 134-142

[25] 徐国伟,陆大克,孙会忠,等.干湿交替灌溉与施氮耦
 合对水稻根际环境的影响.农业工程学报,2017,33
 (4):186-194

Xu G W, Lu D K, Sun H Z, et al. Effect of alternative wetting and drying irrigation and nitrogen coupling on rhizosphere environment of rice (In Chinese). Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2017, 33 (4): 186–194

- [26] 余倩,胡玉福,蒋双龙,等.川西北高寒沙化草地有机 氮组分特征.中国沙漠, 2017, 37 (3): 500—506
 Yu Q, Hu Y F, Jiang S L, et al. Characteristics of soil organic nitrogen fractions in the process of grassland desertification in northwest of Sichuan (In Chinese). Journal of Desert Research, 2017, 37 (3): 500—506
- [27] 唐杰,徐青锐,王立明,等.若尔盖高原湿地不同退化 阶段的土壤细菌群落多样性. 微生物学通报, 2011, 38 (5): 677-686
 Tang J, Xu Q R, Wang L M, et al.Soil bacterial community diversity under different stages of degradation in Zoige Wetland (In Chinese). Microbiology China, 2011, 38 (5): 677-686
- Lü H J, He H B, Zhao J S, et al. Dynamics of fertilizer-derived organic nitrogen fractions in an arable soil during a growing season. Plant and Soil, 2013, 373 (1/2): 595-607

- [29] 彭令发,郝明德,来璐. 土壤有机氮组分及其矿化模型研究. 水土保持研究, 2003, 10 (1): 46-49, 70
 Peng L F, Hao M D, Lai L. Soil organic nitrogen compounds and the research of its mineralizable models (In Chinese). Research of Soil and Water Conservation, 2003, 10 (1): 46-49, 70
- [30] 艾尤尔·亥热提,王勇辉,海米提·依米提.艾比湖湿地 土壤碱解氮的空间变异性分析.土壤,2014,46(5): 819-824
 Ghayur·Ghayat, Wang Y H, Hamit·Yimid. Spatial variability of soil available nitrogen in Ebinur Lake Wetland (In Chinese). Soils, 2014, 46(5): 819-824
- [31] Wang J, Zhuang S Y, Zhu Z L. Soil organic nitrogen composition and mineralization of paddy soils in a cultivation chronosequence in China. Journal of Soils and Sediments, 2017, 17 (6): 1588-1598
- [32] Bardgett R D, Streeter T C, Bol R. Soil microbes compete effectively with plants for organic nitrogen inputs to temperate grasslands. Ecology, 2003, 84(5): 1277–1287
- [33] 吴江琪,马维伟,李广.甘南尕海湿地泥炭地不同退化状态下氮素的特征.水土保持通报,2016,36(5):107-112

Wu J Q, Ma W W, Li G. Nitrogen characteristics of peat land under different degradation states in Gahai Lake wetland of south Gansu Province (In Chinese). Bulletin of Soil and Water Conservation, 2016, 36 (5): 107–112

Evolution of Soil Organic Nitrogen Composition with Degradation of Zoige Alpine Marsh Wetland

HU Rong¹ YE Chun¹ PU Yulin^{1,2†} HU Sijia¹ ZHANG Shirong³ XIANG Shuang² JIA Yongxia¹ XU Xiaoxun³

(1 College of Resources, Sichuan Agricultural University, Chengdu 611130, China)

(2 Key Laboratory of Mountain Ecological Restoration and Bioresource Utilization, CAS & Ecological Restoration and Biodiversity Conservation Key Laboratory of Sichuan Province, Chengdu Institute of Biology, Chinese Academy of Sciences, Chengdu 610041, China) (3 College of Environment, Sichuan Agricultural University, Chengdu 611130, China)

Abstract [Objective] This study was oriented to characterize the evolution of organic nitrogen composition and bioavailabilities of its components with degradation of alpine wetlands, in an attempt to provide certain basic data for restoration of degraded alpine marsh wetlands. [Method] Soil samples were collected from 4 types of wetlands, including relatively pristine marsh (RPM), lightly degraded marsh (LDM), moderately degraded marsh (MDM), and heavily degraded marsh (HDM) in the Zoige Wetland Nature Reserve. Organic nitrogen in the soil samples were fractionated using the Bremner method. Multivariate stepwise regression analysis was performed to determine contribution of each fraction of organic nitrogen to availability of soil nitrogen. [Result] With RPM turning into MDM and HDM, soil total nitrogen (TN) decreased significantly or by 33.4%–77.8% and 69.4%–93.7%, respectively, and alkalytic nitrogen (AN) by 36.8%–80.2% and 57.6%–82.2%, respectively, in content. In terms of contents of acidolytic ammonia nitrogen, amino acid nitrogen and unknown nitrogen, the four types of wetlands exhibited an order of RPM > LDM > MDM > HDM. With a marsh degrading, amino sugar nitrogen therein increased first and

then decreased in content, and the proportion of amino sugar nitrogen and ammonia nitrogen to TN increased, while that of amino acid nitrogen to TN decreased. The main organic nitrogen fraction affecting the content of soil available nitrogen in RPM and HDM was ammonia nitrogen and unknown nitrogen, respectively; whereas that in LDM and MDM was amino acid nitrogen. [Conclusion] Degradation of the Zoige Alpine Wetland reduced the contents of soil TN and the fraction of acidolytic nitrogen, weakened nitrogen " sink " function of the soil, and changed the contribution of each organic nitrogen fraction to nitrogen availability.

Key words Zoige; Wetland degradation; Organic nitrogen fractions; Nitrogen accumulation; Nitrogen availability

(责任编辑:陈荣府)