

## 人为活动对云南纳帕海湿地土壤碳氮变化的影响\*

田 昆<sup>1, 2</sup> 常凤来<sup>2</sup> 陆 梅<sup>2</sup> 莫剑锋<sup>2</sup> 杨永兴<sup>3</sup>

(1 中国科学院东北地理与农业生态研究所, 长春 130012)

(2 西南林学院环境科学与工程系, 昆明 650224)

(3 同济大学环境科学与工程学院, 上海 200092)

**摘 要** 以纳帕海湿地原生沼泽作为参照, 选择人为干扰下的沼泽化草甸, 草甸和排干湿地开垦的耕地作为研究对象, 研究人为干扰对纳帕海湿地土壤碳氮变化的影响。两年的定位研究结果表明: 沼泽土壤 C/N 值较高; 人为干扰下纳帕海湿地土壤空间结构上土壤有机质 0~20 cm 表层与 20~40 cm 下层相差 4 倍, 水平分布上则随人为干扰加强、沼泽化过程减弱而降低, 下降幅度高达 22.92%~69.64%; 土壤全氮及其空间分布呈现与有机质相同趋势, 两者相关系数  $r = 0.98$ ;  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{NO}_3^--\text{N}$  与全氮和水解氮相关系数分别为  $r = -0.74$ ,  $r = -0.65$ ,  $r = -0.81$ ,  $r = -0.76$ 。表明了纳帕海湿地沼泽土壤较低的矿化量和对碳的固定及较大的氮累积量, 以及人为活动干扰后湿地土壤碳氮养分的释放变化。

**关键词** 纳帕海; 人为干扰; 湿地土壤; 碳氮变化; 退化

**中图分类号** X24; S158.1 **文献标识码** A

湿地作为营养元素尤其是碳和氮的源、汇和调节器, 可促进、延缓或遏制环境恶化。湿地土壤中碳和氮是湿地生态系统中极其重要的营养元素, 显著影响湿地生态系统的生产力, 一直备受湿地生态学以及土壤学等学科的关注, 目前又成为国际全球环境变化问题研究的核心内容之一<sup>[1]</sup>。湿地土壤中的碳和氮是气候环境变化的敏感指标同时也是土壤退化的重要评价指标<sup>[2]</sup>。我国过去对湿地退化土壤的研究不多, 近年来有增加的趋势。主要侧重在湿地土壤资源的开发利用与保护, 湿地土壤基本的物理和化学性质以及湿地土壤养分的循环与生态功能的关系方面, 直接以湿地土壤退化为主题的研究较少见, 也未见人为活动干扰下湿地土壤中碳氮营养变化的定位研究<sup>[3~5]</sup>。外来干扰超过湿地生态系统的弹性限度时, 湿地生态系统不可避免地出现退化, 并反映在湿地生态特征的变化上。湿地的排干垦殖将引起土壤养分的变化, 使沉积的碳氮营养释放出来, 增加温室气体的排放, 加重全球环境问题。因此进行退化湿地土壤碳氮养分变化的研究有助于湿地退化与全球变化的影响与响应关系研究的深入, 并揭示湿地退化过程与规律, 为相似土壤退化地区湿地生态恢复提供理论依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验地生态环境特征

位于金沙江流域、滇西北横断山中段  $99^{\circ}37' \sim 99^{\circ}43' \text{E}$ ,  $27^{\circ}49' \sim 27^{\circ}55' \text{N}$  之间的纳帕海湿地, 是在石灰岩上发育形成的喀斯特型低纬度高海拔 (3 260 m) 季节性高原沼泽湿地, 具有复杂的生物地理成分和高寒植物杉叶藻 (*Hippuris vulgaris*) 等水生植物群落<sup>[6]</sup>, 与长江中下游湖泊和北方平原湖泊湿地及若尔盖高原湿地有区别, 其发育于夷平面陷落部分而相对孤立狭小, 与其他湿地之间无水道相通, 生态环境极其脆弱, 为我国湿地的独特类型。纳帕海湿地面积 3 760.4  $\text{hm}^2$ , 其间分布有 8 种沼泽体<sup>[7]</sup>, 具有高寒、年均温低、霜期长、降水少、冬春季干旱突出、气温年较差和日较差大、冬季漫长而寒冷等特点。冬季从 9 月中旬开始至翌年 5 月底结束, 长达 257 d, 长冬无夏且春秋甚短, 年均温  $6^{\circ}\text{C}$  以下,  $\geq 10^{\circ}\text{C}$  活动积温不到 1 600  $^{\circ}\text{C}$ 。水量补给主要依靠降雨、地表径流、冰雪融水和湖东南侧几条短小河流, 以及湖两侧沿金沙江-中甸断裂带上涌的泉水。年降雨量 650 mm 左右, 6 月至 10 月为湖水上涨的雨季, 之后

\* 云南省自然科学基金(2001C0044M)和湖北省涝渍灾害与湿地农业重点开放实验室科研基金(HNKJFJ2002A04)资助

作者简介: 田 昆 (1957~), 男, 博士, 教授, 研究方向为湿地生态、土壤学、恢复生态

收稿日期: 2003-09-16; 收到修改稿日期: 2004-04-21

湖水退落,湖底暴露成为大片浅水沼泽草甸和草甸,当地居民随即开发利用,或疏干排水在干涸部分开垦耕地或在草甸上放牧尤其是放养破坏性较大的家猪,使冷湿条件下有利于沼泽发育的生态环境发生改变,导致湖面积和沼泽、草甸面积不断减少,加之近几年来无序旅游的影响,中旱生植物大量侵入,特有沼生植物不断消失,沼泽草甸沙化,土壤养分衰减,空间上呈现出不同程度退化的湿地土壤类型。

## 1.2 研究方法

通过对研究区域湿地生态环境特征和相关资料的收集以及实地考察,试验选择了无人干扰或干扰较小的原生沼泽土壤作为参照,并根据人为干扰程度差异,选取疏干垦殖的农耕地,排干后用于放牧的退化草甸以及浅水沼泽草甸(涨水时淹没,退水时仅呈过湿状态)4种不同湿地类型上的土壤,作为原生沼泽破坏后不同利用方式下湿地土壤性质变化的样地,考虑到植被类型、放牧强度、地形部位等的影响,选取景观性质相似或同一湿地类型条件相对一致的区域,每一湿地类型设置4~5个采样点,并以多点取样平均,多重重复取样等屏蔽上述因素的影响,以空间代时间方法<sup>[8]</sup>对土壤性质的变化进行研究。

依据典型性和代表性原则,利用原状土取土器<sup>[9,10]</sup>在每一湿地土壤利用类型设置的定位监测点定位监测土壤碳氮营养变化情况,自2002年以来每3个月取样一次以研究土壤碳和氮在沼泽湿地环境改变后空间和时间尺度上的动态变异,共取样7次(雨季4次,冬春旱季3次)。每一定位点3次采样重复,原生沼泽、沼泽草甸、草甸和耕地每一次的采样数目分别为15、15、15和12。采回的取土管原状土样按0~20 cm及20~40 cm分层,研究不同层次土壤性质差异。考虑到湖周集水坡面上杂性灌丛和森林植被(云杉 *Picea likiangensis*、冷杉 *Abies georgei* 和黄背栎 *Quercus pannosa*)对纳帕海湿地的影响,在坡中下部植被稀少的灌丛坡地土壤上设5个定位点,而对植被较好的坡上部设2个定位点,与不同湿地类型定位点取样同步,采集森林土壤样品以研究森林植被对湖泊湿地的涵养作用。

样品测定分析按参考文献[11]、[12],设3个重复,分析测定土壤全氮(开氏法)、铵态氮(氯化钾浸提-蒸馏法)、硝态氮(还原蒸馏法)、水解氮(蒸馏法)和有机质(重铬酸钾法),并对实验数据统计分析。

## 2 结果与讨论

### 2.1 纳帕海湿地土壤有机质和氮的空间结构差异特征

纳帕海湿地的土壤有机质与全氮在空间分布上是不均衡的(图1)。垂直空间分布上,0~20 cm表层土与20~40 cm下层土有机质差异显著( $r=0.85$ ),人为干扰较小的沼泽草甸表层土有机质平均含量高达 $85.30 \text{ g kg}^{-1}$ ,下层土仅 $22.66 \text{ g kg}^{-1}$ ,相差约4倍,人为干扰较大的草甸和耕地,表土与下层土壤的差异也高达4倍;水平空间分布上,有机质含量随沼泽化过程减弱而降低,即从原生沼泽的平均 $110.67 \text{ g kg}^{-1}$ 逐渐向沼泽草甸、草甸以及耕地下降,表层有机质下降的幅度分别为22.92%、69.64%、52.24%。

人为干扰下的纳帕海沼泽草甸0~20 cm表层土壤全氮含量 $1.64\sim 2.83 \text{ g kg}^{-1}$ ,而20~40 cm下层土壤仅为 $0.48\sim 0.98 \text{ g kg}^{-1}$ ,相差2.9~3.4倍( $r=0.93$ );水平分异上则从经常淹水的原生沼泽的全氮平均含量 $2.71 \text{ g kg}^{-1}$ ,逐渐向沼泽草甸、草甸、耕地下降,表层土壤全氮下降幅度分别为36.53%、58.67%、38.38%。针对过度放牧和无序旅游进行的研究表明(资料未发表):当地居民过度放牧,尤其是过度放养家猪造成植物残体量相对减少,而且找食时将下层土壤成片拱翻至表面,以及无序旅游中马匹践踏等扰动,加速了土壤有机物质的矿化分解,因此草甸的有机质和全氮分解最为强烈。对水平空间上土壤有机质和全氮下降幅度进行分析,可看出人为活动干扰最大的耕地有机物质衰减反而较草甸弱,这与当地居民为了增产,施用有机肥料增加了耕地表层的土壤有机质及全氮含量和承接位于其上的林地土壤地表径流中的养分有关,表层土壤有机质和全氮含量高于下层即为佐证,尽管如此,耕地土壤有机质和全氮与原生沼泽相比仍然衰减下降,表明人为活动干扰引起湿地土壤泥炭化、潜育化过程减弱或终止,且随着通气性改善,有机质分解加快,湿地的“汇”与“源”颠倒,增加了 $\text{CO}_2$ 等温室气体的释放,加重了环境问题。

纳帕海湿地土壤有机质及全氮含量无论是表层还是下层二者均显著相关。表层回归方程 $y=0.0175x+0.5692$ ,下层回归方程 $y=0.0212x+0.193$ 。纳帕海原生沼泽及沼泽草甸土壤有机质与全氮的比值较高,草甸、耕地和灌丛的碳氮比则较

低(表 1), 表明淹水条件下的沼泽土壤处于还原条件下, 有利于有机物质的形成, 而矿化较低, 有机质和氮处于积累状态, 外界扰动后的草甸和耕地土壤,

矿化程度提高, 有机质分解, 反映了较低矿化量以及作为“汇”对碳氮沉积的沼泽湿地在人为活动干扰下的养分变化。

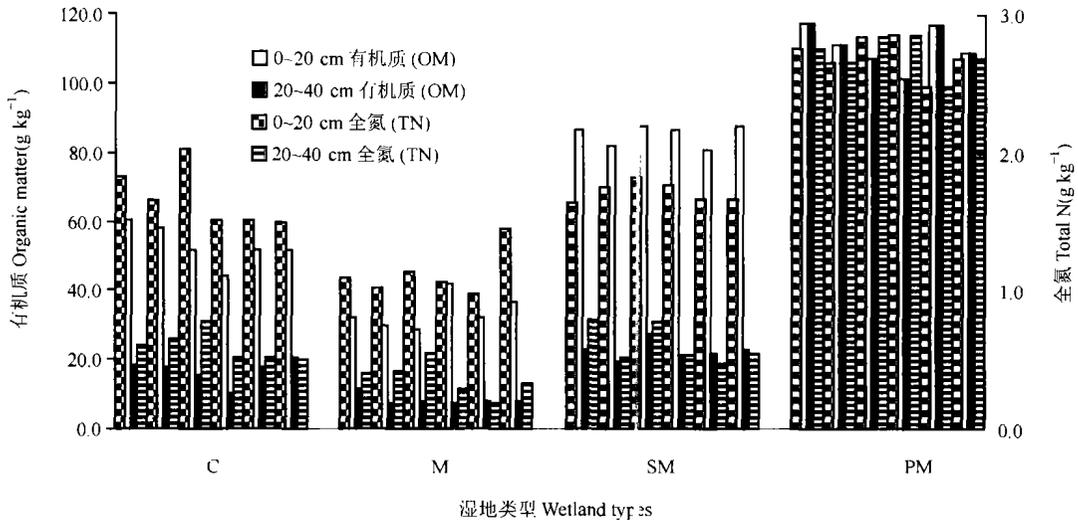


图 1 纳帕海湿地土壤有机质及全氮空间分布格局(G-耕地 Cropland; M-草甸 Meadow; SM-沼泽草甸 Swampy meadow; PM-原生沼泽 Primary marsh)  
Fig. 1 Spatial distribution of soil organic matter and total N in Napahai

表 1 纳帕海不同利用类型土壤碳氮比(C/N)

Table 1 Ratios of soil carbon and nitrogen under different types of land use in Napahai

利用类型 Utilization types	土层深度 Soil Depth	
	0~ 20 cm	20~ 40 cm
原生沼泽 Primary marsh	23.69	23.69
沼泽草甸 Swampy meadow	25.53	19.91
草甸 Meadow	18.07	13.38
耕地 Cropland	18.11	15.16
灌丛 Shrub	18.71	16.75
林地 Forest	28.38	23.20

### 2.2 纳帕海湿地土壤中氮的形态特征

纳帕海湿地全氮、水解氮、铵态氮和硝态氮空间垂直分异明显(表 2), 特征是从上到下含量依次减少。在淹水条件下, 原生沼泽土壤的铵态氮和硝态氮含量最低, 过湿条件下的沼泽草甸次之, 随通气性增加, 两种形态的氮含量增加。草甸与原生沼泽相比较, 表层土壤铵态氮和硝态氮含量分别增加了 53.84% 和 85.17%, 下层分别增加了 38.56% 和 82.58%, 且方差分析表明, 样品间的变异系数较小, 人为排干沼泽开垦的耕地, 由于促进了好气细菌分解下的矿质化过程, 土壤有机质和全氮含量迅速下

降, 铵态氮和硝态氮含量则大幅度递增, 可见人为活动干扰对湿地氮素营养吸收与释放的影响。

原生沼泽土壤全氮含量测定均值为  $2.71 \text{ g kg}^{-1}$ , 与有机质显著相关( $r = 0.98$ )。人为活动干扰后, 氮素各形态中, 铵态氮与硝态氮显著相关, 相关系数  $r = 0.91$ , 全氮与水解氮高度相关, 相关系数  $r = 0.99$ , 但铵态氮(硝态氮)与全氮和水解氮相关性均较低或显著负相关(表 3), 相关系数分别为  $r = -0.74$ ,  $r = -0.81$  ( $r = -0.65$ ,  $r = -0.76$ ), 表明了沼泽湿地较低的矿化量和对碳的固定及较大的氮累积量。

表 2 人为干扰下的纳帕海湿地土壤氮素营养变化

Table 2 Variation of soil nitrogen forms in Napahai wetland

湿地类型 Wetland types	土层 Soil depth (m)	全氮 TN		水解氮 HN		铵态氮 NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N		硝态氮 NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	
		(g kg <sup>-1</sup> )	CV%	(mg kg <sup>-1</sup> )	CV%	(mg kg <sup>-1</sup> )	CV%	(mg kg <sup>-1</sup> )	CV%
耕地	0~ 20	1. 67	24. 89	188. 91	14. 08	377. 85	56. 03	425. 20	53. 15
Cropland	20~ 40	0. 59	24. 51	68. 84	17. 47	369. 34	76. 56	338. 96	74. 96
草甸	0~ 20	1. 12	65. 91	156. 54	18. 63	339. 95	120. 32	282. 54	150. 22
Meadow	20~ 40	0. 36	49. 36	37. 32	33. 38	282. 97	100. 64	259. 88	170. 33
沼泽草甸	0~ 20	1. 88	36. 49	229. 96	31. 54	238. 78	151. 81	237. 79	147. 31
Swampy meadow	20~ 40	0. 64	36. 86	40. 82	37. 42	233. 89	155. 17	221. 93	150. 91
原生沼泽	0~ 20	2. 71	17. 98	324. 76	17. 15	223. 71	133. 38	138. 26	207. 58
Primary marsh	20~ 40	2. 71	17. 98	324. 76	17. 15	223. 71	133. 38	138. 26	207. 58

表 3 纳帕海原生沼泽湿地与沼泽草甸、草甸、耕地退化类型氮素形态之间的相关系数矩阵

Table 3 Matrix of correlation coefficient of soil nitrogen forms in Napahai primary marsh, swampy meadow, meadow and degraded cropland

	全氮 TN	水解氮 HN	铵态氮 NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	硝态氮 NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N
全氮 TN	1. 00			
水解氮 HN	0. 99* *	1. 00		
铵态氮 NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	- 0. 74* *	- 0. 81* *	1. 00	
硝态氮 NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	- 0. 65* *	- 0. 76* *	0. 91* *	1. 00

\* 显著性水平 0. 05 Significance  $p < 0. 05$ ; \* \* 显著性水平 0. 01 Significance  $p < 0. 01$

### 2.3 森林生态系统对纳帕海湿地碳氮的影响

纳帕海湿地周围的森林和灌丛生态系统发育形成的土壤含有丰富的有机质养分。垂直空间分布上,位于纳帕海湿地海拔之上 10°~ 20° 坡地的杂性灌丛土壤及其上的云冷杉、黄背栎-杜鹃阔叶林地土壤的成土过程与沼泽湿地土壤的成土过程明显不同,但由于气候冷凉,土壤以有机质积累的粘化作用为主,表层腐殖质化作用明显,植被覆盖下形成 15~ 20 cm 厚的腐殖质层,有机质含量高达 82. 52~ 90. 45 g kg<sup>-1</sup>。两年定位研究的结果显示,两种植被类型下的土壤养分在旱季和雨季的变化差异不大(表 4),样品间的变异系数也较小,但无论是灌丛还是林地,雨季的土壤有机质和全氮较旱季稍高,可能原因尚不得而知。

坡中下部的灌丛坡地土壤由于人为活动影响,植被稀少,返还土壤的养分比植被茂密的坡上部林地土壤少,有机质较林地稍低,但表层有机质含量仍

高达 81. 26~ 87. 00 g kg<sup>-1</sup>,全氮和水解氮及速效钾养分均较林地土壤高,全氮含量高达 2. 26~ 2. 82 g kg<sup>-1</sup>,可能是灌丛植被成分复杂,致使氮含量增加,养分丰富。位于沼泽湿地海拔之上的林地和灌丛这种富含有机质、氮素营养和速效养分的土壤极有利于其下作为“汇”的沼泽湿地养分的补给,尤其是植被稀少的灌丛坡地,降水后氮等营养元素随坡面径流从系统中输出,为其下的耕地和沼泽带去大量丰富养分,并显著影响湿地土壤中氮的形态及特征。但土壤裸露加剧了水土流失,径流汇入纳帕海后沿排水沟渠从落水洞漏走,而表土则随地表径流进入纳帕海沉积,资料表明纳帕海平均每年的淤积量约为  $6. 1 \times 10^4 \text{ m}^3$ ,结果是湖盆逐年抬高,水域不断缩小,水生植物杉叶藻群落大面积减少,这种植被破坏对位于其下湿地的影响进一步表明了森林生态系统对湿地的重要作用。但需对林地和灌丛养分的流失作进一步研究。

表 4 灌丛和林地表层(0~ 20 cm)不同季节的土壤理化性质特征

Table 4 Soil properties of the surface layer(0~ 20 cm) in forest ecosystems in different seasons

植被类型 Vegetation types	采样时间 Time of sampling	粘粒 Clay < 0.002 mm	pH (1: 2.5)	有机质 OM (g kg <sup>-1</sup> )	全氮 TN (g kg <sup>-1</sup> )	速效磷 Avai. P	速效钾 Avai. K	水解氮 HN (mg kg <sup>-1</sup> )	铵态氮 NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	硝态氮 NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N
灌丛 Shrub	旱季 Dry season	56.30	7.80	83.08 CV(25.34)	2.27 CV(27.34)	23.93 CV(19.89)	379.75 CV(23.69)	241.65 CV(22.39)	633.30 CV(27.37)	604.27 CV(27.40)
林地 Forest	旱季 Dry season	55.91	6.00	94.41 CV(30.60)	1.59 CV(34.73)	29.39 CV(19.73)	257.70 CV(72.66)	230.08 CV(37.28)	608.11 CV(49.12)	668.58 CV(26.33)
灌丛 Shrub	雨季 Wet season	52.34	7.83	84.70 CV(23.30)	2.65 CV(24.62)	21.59 CV(23.69)	376.23 CV(34.15)	249.52 CV(31.03)	308.12 CV(24.31)	300.75 CV(25.39)
林地 Forest	雨季 Wet season	48.97	6.15	89.54 CV(35.82)	1.90 CV(56.07)	26.87 CV(38.14)	224.88 CV(47.53)	215.31 CV(32.35)	434.95 CV(37.14)	550.88 CV(20.76)

1) 括号内数据为 CV% The values in parentheses are CV%

## 参考文献

- [ 1 ] 王仁卿, 刘纯惠, 晁敏. 从第五届国际湿地会议看湿地保护与研究趋势. 生态学杂志, 1997, 16 (5): 72~ 76. Wang R Q, Liu C H, Chao M. Wetland conservation and advanced derived from the fifth international wetlands conference (In Chinese). Chinese Journal of Ecology, 1997, 16 (5): 72~ 76
- [ 2 ] 李俊清, 崔国发. 西北地区天然林保护与退化生态系统恢复理论思考. 北京林业大学学报, 2000, 22 (4): 1~ 7. Li J Q, Cui G F. On nature forest protection and degraded ecosystem restoration in Northwest China (In Chinese). Journal of Beijing Forestry University, 2000, 22 (4): 1~ 7
- [ 3 ] Mitsch W J, Reeder B C. Modeling nutrient retention of a fresh water coastal wetland: Estimating the role of primary productivity, sedimentation, resuspension and hydrology. Ecological Modeling, 1991, 54: 151~ 187
- [ 4 ] 杨永兴, 何太蓉, 王世岩. 三江平原湿地生态系统 P、K 分布特征及季节动态研究. 应用生态学报, 2001, 12 (4): 522~ 526. Yang Y X, He T R, Wang S Y. *et al.* Distribution characteristics and dynamic of phosphorus and potassium in wetland ecosystem in the Sanjiang plain (In Chinese). Chinese Journal of Applied Ecology, 2001, 12 (4): 522~ 526
- [ 5 ] 张永泽. 自然湿地生态恢复研究概述. 生态学报, 2001, 21 (2): 309~ 314. Zhang Y Z. A review of ecological restoration studies on natural wetland (In Chinese). Acta Ecologica Sinica, 2001, 21 (2): 309~ 314
- [ 6 ] 李恒. 横断山区的湖泊植被. 云南植物研究, 1987, 9 (3): 257~ 270. Li H. The lake vegetation of Hengduan mountains (In Chinese). Acta Botanica Yunnanica, 1987, 9 (3): 257~ 270
- [ 7 ] 孙广友. 横断山滇西北地区沼泽成因、分布及主要类型的初步探讨. 见: 黄锡铸主编. 中国沼泽研究. 北京: 科学出版社, 1988. 275~ 283. Sun G Y. A preliminary discussion on types, formation and distribution of mires in the Hengduan Mountain section of northwest Yunnan Province. In: Huang X C ed. Study of Marshes in China (In Chinese). Beijing: Science Press, 1988. 275~ 283
- [ 8 ] 杨玉盛, 邱仁辉, 俞新妥等. 杉木连栽土壤微生物及生化特性的研究. 生物多样性, 1999, 7 (1): 1~ 7. Yang Y S, Qiu R H, Yu X T, *et al.* Study on soil microbes and biochemical activity in the continuous plantations of *Cunninghamia lanceolata* (In Chinese). Chinese Biodiversity, 1999, 7 (1): 1~ 7
- [ 9 ] Reason R J, Connell M J, Khanna P K. Methodology for studying fluxes of soil mineral-N in situ. Soil Bio. Biochem., 1987, 19 (5): 521~ 530
- [ 10 ] 田昆, 陈宝昆, 贝荣塔等. In-situ 方法在研究退化土壤氮库时空变化中的应用. 生态学报, 2003, 23 (9): 1937~ 1943. Tian K, Chen B K, Bei R T, *et al.* Application of *in-situ* technique to study N fluxes on degraded soils (In Chinese). Acta Ecologica Sinica, 2003, 23 (9): 1937~ 1943
- [ 11 ] 刘光崧. 土壤理化分析与剖面描述. 北京: 中国标准出版社, 1996. 31~ 37. Liu G S. Soil Physical and Chemical Analysis Description of Soil Profiles (In Chinese). Beijing: Standards Press of China, 1996. 31~ 37
- [ 12 ] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析. 上海: 上海科学技术出版社, 1978. 62~ 93, 132~ 135. Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences. ed. Analysis of Soil Physics-Chemical Properties (In Chinese). Shanghai: Shanghai Science and Technology Press, 1978. 62~ 93, 132~ 135

## IMPACTS OF HUMAN DISTURBANCES ON ORGANIC CARBON AND NITROGEN IN NAPAHAİ WETLANDS, NORTHWEST YUNNAN

Tian Kun<sup>1, 2</sup> Chang Fenglai<sup>2</sup> Lu Mei<sup>2</sup> Mo Jianfeng<sup>2</sup> Yang Yongxing<sup>3</sup>

(1 *Northeast Institute of Geography and Agricultural Ecology, Chinese Academy of Sciences, Changchun 130012, China*)

(2 *Department of Environment Science and Engineering, Southwest Forestry College, Kunming 650224, China*)

(3 *College of Environment Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China*)

**Abstract** Dynamics of organic carbon and total nitrogen under different types of land use in Napahai marsh wetland, northwest Yunnan was studied with the sequential coring and in-situ exposure method. The results show that soil organic carbon and total N varied significantly both vertically and horizontally. The content of organic matter was  $110.67 \text{ g kg}^{-1}$  in the primary marsh soil,  $85.30 \text{ g kg}^{-1}$  in the swampy meadow topsoil and only  $22.66 \text{ g kg}^{-1}$  in the deep soil layer, and decreased horizontally from primary marsh to swampy meadow, meadow and to cropland by 22.92% ~ 69.64%. Total N followed organic matter in the same trend in spatial distribution, showing a significant correlation coefficient vertically ( $r_{(\text{top})} = 0.93$ ,  $r_{(\text{deep})} = 0.96$ ). But it had a low correlation coefficient horizontally with  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ( $r = -0.74$ ) and  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  ( $r = -0.65$ ). Besides, a significantly negative correlation was observed between  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ( $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ) and hydrolysable N ( $r = -0.81$ ,  $r = -0.76$ ). The C/N was high (average 23.69) in the primary marsh, showing that primary marsh in Napahai wetland had low mineralization rate, a high nitrogen accumulation rate and a carbon fixation rate, which also explains that soil organic carbon and total N in Napahai wetland are degrading with human disturbances.

**Key words** Napahai; Human disturbance; Wetland soil; Dynamics of soil organic matter and total nitrogen; Degradation