#### DOI: 10.5846/stxb201608061615

陈海滨,陈志彪,陈志强,马秀丽.不同治理年限的离子型稀土矿区土壤生态化学计量特征.生态学报,2017,37(1): - . Chen H B, Chen Z B, Chen Z Q, Ma X L. Ecological stoichiometry characteristics of ionic rare earth mining area soil in different management years. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(1): - .

# 不同治理年限的离子型稀土矿区土壤生态化学计量 特征

陈海滨<sup>1,2,3</sup>,陈志彪<sup>1,2,\*</sup>,陈志强<sup>1,2</sup>,马秀丽<sup>1,2</sup>

1 福建师范大学地理科学学院,福州 350007

2 湿润亚热带山地生态地理过程教育部重点实验室,福州 350007

3 闽南师范大学,漳州 363000

摘要:以福建省长汀县三个不同水土流失治理年限的离子型稀土矿区为研究对象,并以未开采的稀土矿治理地为对照,对其表层 0—10cm 和 10—20cm 土壤碳氮磷含量及生态化学计量特征进行分析,探讨稀土矿治理区的土壤养分恢复状况。结果表明: 土壤有机碳、全氮、全磷含量的变化范围分别为 0.69—15.7g/kg、0.26—1.21g/kg、0.05-0.11g/kg,0—10cm 土壤养分含量高于 10—20cm 土壤。土壤 C:N、C:P、N:P 比变化范围分别为 0.89—15.42、9.50—136.46、4.17—20.87,随治理年限的增加呈先递减 后递增的趋势。土壤生态化学计量特征在治理初期由于矿区氮素的残留,主要受有机碳缺乏的影响;治理后期随着氮素的流 失,则主要受氮素限制的影响。研究认为,离子型稀土矿治理初期,要及时种植生存能力强的植物,以充分利用矿区残留的氮 素;治理后期则要施加氮肥以克服氮素缺乏对植物生长的限制。

关键词:离子型稀土矿;治理年限;生态化学计量;长汀县

# Ecological stoichiometry characteristics of ionic rare earth mining area soil in different management years

CHEN Haibin<sup>1, 2, 3</sup>, CHEN Zhibiao<sup>1,2,\*</sup>, CHEN Zhiqiang<sup>1, 2</sup>, MA Xiuli<sup>1, 2</sup>

1 College of Geographical Sciences, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China

2 Key Laboratory of Humid Subtropical Eco-geographical Process, Ministry of Education, Fuzhou 350007, China

3 Minnan Normal University, Zhangzhou, Fujian 363000, China

Abstract: The mining of ionic rare earth elements causes serious ecological problems, and it has become an important issue for ecological restoration management in South China. Ecological stoichiometry, combined with the basic principles of physics, biology, and chemistry, can be used to investigate the ecological processes affecting chemical elements. It can be used to investigate soil ecosystem nutrient cycling and to identify the limiting factors on plant growth when it is used in ionic rare earth mining ecology restoration projects. The present study used ecological stoichiometry to analyze the topsoil nutrient contents at soil sampling depths of 0-10 cm and 10-20 cm over three different management years in an ionic rare earth mining area and one unexploited rare earth mine in Changting County, Fujian Province. The results showed that the soil organic carbon, total nitrogen, and total phosphorus contents were in the range of 0.69-15.7 g/kg, 0.26-1.21 g/kg, and 0.05-0.11 g/kg, respectively. The soil nutrient contents were higher in the 0-10 cm layer than in the 10-20 cm layer. The soil C:N, C:P, and N:P ratios were in the range of 0.89-15.42, 9.50-136.46, and 4.17-20.87, respectively.

基金项目:国家自然科学基金项目(41171232,41371512),福建省社会发展引导性(重点)项目(2016Y0024)

收稿日期:2016-00-00; 修订日期:2016-00-00

<sup>\*</sup> 通讯作者 Corresponding author.E-mail: chenzhib408@ vip.163.com

The ratios first decreased, and then increased as management time progressed. The soil ecological stoichiometry characteristics were affected mainly by the organic matter content because of the residual nitrogen levels and the loss of organic matter in the early management years. In the later management years, soil ecological stoichiometry characteristics were mainly affected by nitrogen limitation due to its increased loss during the late management period. Our research suggested that stress resistant plant species should be planted to take full advantage of the residual nitrogen in the early years of management. Plant growth and soil nitrogen uptake as time progresses means that nitrogen should be applied during the late management years to overcome nitrogen limitations.

Key Words: Ionic rare earth mining area; Management years; Ecological stoichiometry; Changting County

我国南方离子型稀土矿主要分布于江西、福建、广东等省区,是我国和世界重稀土的主要来源<sup>[1]</sup>,其中福 建省稀土矿的储量位居全国前列<sup>[2]</sup>。长汀县地处福建省西南部闽赣交界,其他矿产资源匮乏,唯有稀土资源 丰富(占福建省稀土探明储量的60%以上),是福建省稀土资源储量最多、稀土产业发展最早的县份。另一方 面长汀县又是福建省水土流失最严重的地区之一,同时也是我国南方红壤侵蚀地区生态系统退化的一个典型 代表<sup>[3]</sup>。丰富的资源对当地经济的发展原本是有利的因素,但是人们为了眼前的利益,在稀土矿区盗挖盗采 的现象极为严重,为了节约成本采用的都是俗称"搬山运动"的池浸和堆浸开采工艺<sup>[4]</sup>,进一步导致区内水土 流失的加重,形成大面积严重退化生态系统。

自 2000 年以来,长汀县针对稀土矿展开大规模的治理,所采取的基本是以种植生态林草的修复方法,但 由于稀土矿区恶劣的生长环境,造成植物种成活周期较短。因此,稀土矿区的治理成为该区生态恢复的一个 难点<sup>[3]</sup>。离子型稀土矿的关注点侧重于其对环境的污染<sup>[5-8]</sup>,而矿区土壤由于经过人为的堆放压实,浸矿液 的不断溶浸所造成的土壤结构与理化性质的破坏及养分的大量流失,也是导致植物难以生长的原因,因此对 矿区土壤养分特征的研究也尤为必要。生态化学计量学结合了物理、生物与化学等学科的基本原理,利用生 态过程中化学元素的平衡关系进行生态系统的研究<sup>[9]</sup>,近十几年来生态化学计量学已经成为研究生态系统 的新兴工具<sup>[10-12]</sup>,在各类生态系统中都得到广泛地应用<sup>[13-16]</sup>,而对矿区等受损生态系统的研究还相对较少, 在离子型稀土矿区治理的应用更为薄弱。不同土壤结构形成不同的生态化学计量特征,进而影响植物的生长 发育<sup>[13]</sup>,研究稀土矿区土壤生态化学计量特征,对于揭示稀土矿区土壤生态系统养分循环和平衡机制具有重 要意义,进而找出植物生长的限制因子。因此,在离子型稀土矿治理地利用生态化学计量学的方法研究其土 壤养分特征,可为矿区水土流失的治理及生态恢复提供一定的借鉴依据。

#### 1 材料与方法

#### 1.1 试验地概况

长汀县地处福建省西南部,位于北纬 25°38′15″—25°42′55″,东经 116°23′30″—116°30′30″,属于中亚热带 季风性湿润气候,多年平均气温为 18.4℃,1 月平均气温 8.0℃,7 月平均气温 27.2℃,11 月平均气温 14.6℃, 无霜期 265d;年降水量 1 700—2 000 mm,降水年内变化大,多集中于 3—8 月份,占全年降水量的 76%<sup>[3]</sup>。土 壤主要为花岗岩在湿热气候条件下风化淋溶形成的红壤和侵蚀红壤,抗蚀性极差,保水保肥能力低<sup>[3]</sup>。试验 地包括三个离子型稀土矿治理地与一个稀土矿非开采区对照地,具体采样点信息见表 1,采样点位置见图 1。 1.2 样品采集及分析方法

采样时间为2013年11月,采样地景观图见图2。各个稀土矿治理区采样地点均为面积较大的平地,种植植物皆为乔灌草,可保证植被、土壤环境的一致性。样区的调查情况如下:牛屎塘矿区水土流失已得到有效控制,调查显示芒萁(Dicranopteris dichotoma)已明显扩散,长势比较好,并逐步代替其他的草本植物,盖度约为72%。乔木以枫香(Liquidambar formosana)为主,平均树高为170cm,平均地径为2.7cm;另外零星分布少数木荷(Schima superba)、马尾松(Pinus massoniana)。灌木以胡枝子(Lespedeza bicolor)为主。下坑矿区水土流失

现象还较为严重,大部分植被为人工种植的草本宽叶雀稗(Paspalum wetsfeteini),其盖度约为 68%,芒萁 (Dicranopteris dichotoma)比较矮小,长势不如牛屎塘矿区,盖度约为 6%。乔木以枫香(Liquidambar formosana)、木荷(Schima superba)为主,其中枫香(Liquidambar formosana)的平均树高为 190cm,地径约为 5. 4cm。三洲桐坝矿区还存在地表裸露情况,草本植被以宽叶雀稗(Paspalum wetsfeteini)为主,盖度约为 73%,草 丛高约为 85cm。芒萁(Dicranopteris dichotoma)的长势较下坑矿区更为矮小,平均丛高为 5.3cm。龙颈矿区为 稀土矿非开采区,治理前 A 层土壤流失殆尽,B 层出露,本底条件与三个稀土矿开采区相似。乔木层马尾松 (Pinus massoniana)的树高约为 9.5m,平均胸径为 12cm;地表几乎被芒萁(Dicranopteris dichotoma)全部覆盖, 盖度在 92%以上。

Table 1 The location and vegatition of sampling points in rare earth elements mining area						
样地 Sampling plot	牛屎塘 Niushitang	下坑 Xiakeng	三洲桐坝 Sanzhoutongba	龙颈(对照地) Longjing(reference)		
治理时间 Management time	2006	2008	2011	2006		
经度 Longitude	116°23′41.1″	116°24′57.1″	116°24′39.6″	116°27′37.6″		
纬度 Latitude	25°36′11.2″	25°36'33.0"	25°36′13.3″	25°39'31.9"		
植被 Vegatition	芒萁、木荷、胡枝子、金 茅、枫香	芒萁、胡枝子、枫香、宽叶 雀稗、油茶、木荷	芒萁、宽叶雀稗、胡枝子、 枫香、油茶	芒萁、马尾松、木荷、五 节芒		

表1 稀土矿治理区采样点的地理位置及植被



图 1 采样点位置图 Fig.1 Location of sampling points in study area

在每个采样地设置3个样方作为土壤采样点,采用对角线法在每个样方分别采集0—10cm、10—20cm深度的土壤,4个样地总共采集土壤样品24个。土壤样品带回实验室置于阴凉通风处自然风干,风干过程中用

3



图 2 采样地景观图 Fig.2 Landscape of sample plot

镊子挑拣石块、根系等杂质。取部分风干后的土壤样品用研钵进行研磨,过100目(0.149mm)筛用于土壤理 化性质和稀土元素的测定。

测定方法如下:pH采用土:水=1:2.5 水浸-电位测定;机械组成采用马尔文粒度分析仪(Masterrizer 2000, 英国)测定;土壤有机碳及全氮使用碳氮元素分析仪(Elementar Vario MAX,德国)测定;全磷采用高氯酸消煮 法、钼锑抗比色法测定;土壤稀土元素采用高温消解 ICP-MS(XSERIES 2, Thermo Scientific,美国)测定<sup>[17]</sup>。 土壤基本理化性质及稀土元素含量见表 2。

Table 2 Physicochemical properties and REE of the soil						
样地	亚样涩亩		机械组			
Sample plot	Sampling depth/cm	pН	砂粒 Sand particle/%	粉粒 Silt particle/%	粘粒 Clay particle/%	(mg/kg)
牛屎塘 Niushitang	0—10	4.64±0.15	51.44±5.19	39.13±3.43	$9.43 \pm 1.99$	212.92
	10—20	5.22±0.17	$51.10 \pm 12.02$	39.15±8.31	$9.75 \pm 3.73$	234.39
下坑 Xiakeng	0—10	4.35±0.12	44.97±10.59	44.89±8.72	$10.13 \pm 2.03$	595.90
	10—20	$4.44 \pm 0.32$	$52.83 \pm 3.83$	38.64±3.59	8.53±0.26	432.63
三洲桐坝 Sanzhoutongba	0—10	$4.72 \pm 0.03$	$53.61 \pm 4.40$	38.42±5.52	$8.05 \pm 1.24$	105.81
	10—20	$4.58 \pm 0.15$	54.42±5.52	$37.36 \pm 4.92$	$8.23 \pm 0.74$	89.82
龙颈(对照地)	0—10	4.31±0.14	23.93±7.25	61.07±7.45	$15.01 \pm 2.04$	38.48
Longjing(reference)	10—20	4.60±0.15	$20.56 \pm 6.42$	60.11±3.86	19.63±2.68	27.67

表 2 土壤基本理化性质及稀土元素含量	
---------------------	--

∑REE 指土壤稀土元素含量

#### 1.3 数据分析

全部实验数据均在 Microsoft Excel 2003 和 SPSS 19.0 软件下处理完成。采用单因素方差分析(One-Way ANOVA)的最小显著差异(LSD)法对土壤碳氮磷养分和生态化学计量特征进行差异性检验,并采用 Pearson 相关分析法进行相关分析。

#### 2 结果与分析

### 2.1 不同治理年限的土壤碳氮磷含量特征

由表3可以看出,土壤有机碳含量变化范围为0.69—15.7 g/kg,在不同采样深度,龙颈(对照地)都显著高于其他三个采样地(P<0.05),三个样地不同土层之间土壤均没有显著差异;0—10cm土壤有机碳含量大小排序为龙颈(对照地)>牛屎塘>三洲桐坝>下坑,10—20cm土壤有机碳含量大小排序为龙颈(对照地)>三洲桐坝>牛屎塘>下坑。土壤全氮含量变化范围为0.26—1.21 g/kg,除了治理年限最长的牛屎塘10—20cm土壤显著低于其他两个样地和对照地(P<0.05),各个样地之间的差异都不显著;0—10cm土壤大小排序为龙颈(对照地)>三洲桐坝>牛屎塘>下坑,10—20cm土壤大小排序为三洲桐坝>龙颈(对照地)>下坑>牛屎塘,不同土层之间除了治理年限较短的三洲桐坝外,其余均呈0—10cm土层高于10—20cm土层。土壤全磷含量变化范围为0.05-0.11 g/kg,龙颈(对照地)不同采样深度含量都高于其他三个采样地,除了10—20cm土层与下坑治理地没有呈显著差异外,其他均呈显著差异(P<0.05);0—10cm和10—20cm土壤全磷含量大小排序均为龙颈(对照地)>下坑>三洲桐坝>牛屎塘。

Table 3 The features of soil carbon, nitrogen and phosphorus contents							
样地 Sample plot	治理年限 Management year/a	采样深度 Sampling depth/cm	有机碳 Organic carbon/ (g/kg)	全氮 Total nitrogen/ (g/kg)	全磷 Total phosphorus/ (g/kg)		
牛屎塘 Niushitang	8	0—10	3.76±2.17aB	0.53±0.29aA	$0.06 \pm 0.02 aB$		
		10—20	$0.70\pm0.49\mathrm{aB}$	0.26±0.12aB	$0.05 \pm 0.01 \mathrm{aB}$		
下坑 Xiakeng	6	0—10	$0.88 \pm 0.19 aB$	0.33±0.11aA	$0.08 \pm 0.02 aB$		
		10—20	$0.69 \pm 0.24 aB$	0.32±0.03aA	$0.07 \pm 0.02$ aA		
三洲桐坝 Sanzhoutongba	3	0—10	3.17±1.93aB	$0.93 \pm 0.64$ aA	0.07±0.01aB		
		10—20	$1.02 \pm 0.74 aB$	1.21±0.95aA	0.06±0.01aB		
龙颈(对照地)	8	0—10	15.70±6.92aA	$1.01 \pm 0.40 aA$	0.11±0.02aA		
Longjing(reference)		10—20	$4.19\pm0.14$ aA	0.37±0.18aA	0.08±0.02aA		

表 3 土壤碳氮磷含量特征

小写字母不同表示同一样地不同采样深度土壤之间差异性显著,大写字母不同表示不同样地同一采样深度土壤之间差异性显著(P<0.05)

# 2.2 不同治理年限的土壤生态化学计量特征

不同治理年限的稀土矿区土壤生态化学计量特征统计见表4。由表4可以看出,土壤C:N比变化范围为 0.89—15.42,其比值三个样地和龙颈(对照地)均呈0—10cm土壤高于10—20cm土壤,除了下坑,其他两个样 地和对照地不同土层均呈显著差异(P<0.05),龙颈(对照地)不同土层土壤C:N比均显著高于其他三个样地 (P<0.05);0—10cm土壤C:N比大小排序为龙颈(对照地)>牛屎塘>三洲桐坝>下坑,10—20cm土壤C:N比 大小排序为龙颈(对照地)>牛屎塘>下坑>三洲桐坝。土壤C:P比变化范围较大,为9.50—136.46,龙颈(对 照地)不同土层均显著高于其他三个样地(P<0.05),不同土层之间只有牛屎塘和龙颈(对照地)呈显著差异 (P<0.05);0—10cm土壤C:P比大小排序为龙颈(对照地)>牛屎塘>三洲桐坝>下坑,10—20cm土壤C:N比 大小排序为龙颈(对照地)>三洲桐坝>牛屎塘>下坑。土壤N:P比变化范围为4.17—20.87,最大值出现在治 理年限最短的三洲桐坝的10—20cm土壤,与其他两个样地和对照地之间呈显著差异(P<0.05),0—10cm土 壤最大值也为三洲桐坝;0—10cm土壤C:P比大小排序为三洲桐坝>龙颈(对照地)>牛屎塘>下坑,10—20cm 土壤C:N比大小排序为三洲桐坝>牛屎塘>龙颈(对照地)>下坑。

Table 4 Ecological stoichiometry characteristics of soil								
样地 Sample plot	治理年限 Management year/a	采样深度 Sampling depth/cm	C :N	C : P	N :P			
牛屎塘 Niushitang	8	0—10	7.02±0.30aB	61.62±17.38aB	8.76±2.3aA			
		10—20	$3.02 \pm 2.25 \text{bB}$	$14.03 \pm 7.30 \mathrm{bB}$	$5.79 \pm 3.46 aB$			
下坑 Xiakeng	6	0—10	$2.74\pm0.56aC$	11.41±2.50aC	4.17±0.59aB			
		10—20	2.17±0.80aB	9.50±3.59aB	$4.40\pm0.57\mathrm{aB}$			
三洲桐坝 Sanzhoutongba	3	0—10	3.51±0.26aC	46.42±22.01aB	13.58±7.55aA			
		10—20	$0.89 \pm 0.16 \mathrm{bB}$	17.53±11.99aB	20.87±15.47aA			
龙颈(对照地)	8	0—10	15.42±0.58aA	136.46±33.74aA	8.81±1.86aA			
Longjing(reference)		10—20	$11.04{\pm}1.84{\rm bA}$	$51.85{\pm}20.78\mathrm{bA}$	$4.60 \pm 1.27 \mathrm{bB}$			

表 4 土壤生态化学计量特征

小写字母不同表示同一样地不同采样深度土壤之间差异性显著,大写字母不同表示不同样地同一采样深度土壤之间差异性显著(P<0.05)

#### 2.3 土壤养分与生态化学计量比的相关性

土壤养分与生态化学计量比的 Pearson 相关性分析结果如表 5。从表 5 可以看出土壤有机碳与全氮(α=0.05)、全磷(α=0.01)呈显著相关,而土壤全氮与全磷之间相关性不显著。土壤有机碳与 C:N、C:P 比均呈显 著相关(α=0.01),与 N:P 比相关性不显著;土壤全氮与 C:P 比呈显著相关(α=0.05),与 N:P 比呈显著相关(α=0.01),与 C:N 比相关性不显著;土壤全磷与 C:N、C:P 比均呈显著相关(α=0.01),与 N:P 比相关性不显著;土壤全磷与 C:N、C:P 比均呈显著相关(α=0.01),与 N:P 比相关性不显著;

表 5 土壤 C、N、P 及生态化学计量比的相关性 Table 5 Correlation coefficients of soil C, N, P and ecological stoichiometry

	Tuble 2 Contention coefficients of son C, 10, 1 and coordinately						
	С	Ν	Р	C :N	C : P	N :P	
С	1	0.446 *	0.783 **	0.815 **	0.958 **	0.089	
Ν		1	0.302	0.086	0.458 *	0.912 **	
Р			1	0.623 **	0.670 **	-0.085	

\*\*表示在 0.01 水平显著相关,\*表示在 0.05 水平显著相关

#### 3 讨论

# 3.1 土壤碳氮磷含量变化特征比较

土壤碳氮磷作为土壤养分的主要指标,可以反映土壤肥力的基本状况<sup>[18]</sup>。本研究结果表明,稀土矿区未 开采的治理地土壤有机碳都显著高于开采区的治理地,未开采地经过8年的治理时间,0—10cm土壤有机碳 含量已达15.7g/kg,与福建省红壤平均值22.1g/kg较为接近<sup>[19]</sup>,说明稀土矿区未开采的流失地随着植被的 恢复,有效减少了水土流失,土壤有机碳含量逐步提高<sup>[20]</sup>;而10—20cm土壤有机碳含量仅为4.19g/kg,说明 土壤恢复是一个缓慢的过程,恢复前期植被枯落物的归还和对土壤养分的提高更多还集中在土壤0—10cm 土层。张秋芳在该地区的研究也表明,10—20cm土壤经过30年的治理土壤有机碳含量也基本在5g/kg左 右<sup>[21]</sup>。三个开采区土壤有机碳含量就更低,最高值为经过8年治理时间的牛屎塘样地的0—10cm土壤,仅为 3.76g/kg,并呈现出随治理时间的推进先降低后增加的趋势。稀土矿区治理初期,为使种植的植物能够更好 地生长,都施用一定的肥料,但是由于初期种植的植物很难适应矿区恶劣的生长环境,成活率并不高。李永 锈<sup>[22]</sup>在赣南稀土矿区的研究也表明,在治理的前两三年相当一部分植物都枯死。随着植物的枯死,雨水对土 壤的冲刷,土壤有机碳含量在三年后开始呈下降的趋势,之后在芒萁(*Dicranopteris dichotoma*)等一些本地草种 逐渐入侵后,才使得土壤有机碳有所提高。

土壤全氮含量在治理初期都比较高,由于离子型稀土开采采用的是硫酸铵浸提的工艺,矿区废弃后还会残留大量的硫酸铵,经过三年治理时间的三洲桐坝10—20cm 土壤全氮含量达1.21 g/kg,而该地区未侵蚀红

壤也仅为 0.6 g/kg 左右<sup>[21]</sup>,可见矿区治理前期硫酸铵的残留使土壤氮素含量增加。由于植物在治理前期很 难生长,不能有效利用土壤中残留的氮素,而土壤中残留的硫酸铵很容易受雨水冲刷流失<sup>[22]</sup>,氮素的流失使 得矿区的肥力进一步下降,治理时间为 6 年的下坑样地氮素含量就仅为 0.3 g/kg 左右。氮素由于雨水的冲刷 淋溶作用而呈现 10—20cm 土层的含量高于 0—10cm 土层的含量,所以在治理过程当中还要注意加大对上下 层土壤的翻动,以提高植物对氮素的有效利用。

土壤磷素主要来源于母岩,南亚热带土壤普遍都缺乏磷素,未侵蚀红壤山地0-20cm全磷含量也仅为0. 15 g/kg<sup>[23]</sup>,对照地经过8年的治理,0-10cm土壤全磷含量已和未侵蚀红壤山地接近,但10-20cm土壤全磷 含量还是相对较低。采矿区的全磷含量则更低,磷的缺乏限制土壤微生物的生长,导致矿区土壤环境的改善 更为困难,一定程度上也限制植物更好地生长<sup>[23]</sup>。三个采矿区治理地的全磷含量的变化趋势基本随治理时 间的延长先递增后递减,治理初期由于种植植物吸收一定的磷,治理3年的三洲桐坝样地土壤中全磷含量相 对较低;随着植物的死亡,磷素又归还到土壤当中,治理6年的下坑样地全磷含量就相对提高;之后随着新的 植物入侵吸收利用磷,土壤全磷含量又呈下降趋势。

3.2 土壤化学计量特征及限制因子分析

土壤碳氮磷比值是反映土壤养分循环的主要指标,综合反映了整个生态系统功能的变异性,有助于确定 土壤生态系统过程对环境变化的响应<sup>[9,10,24]</sup>。稀土矿区的生态修复方法主要采用植物修复方法,由于稀土矿 采矿所形成新的土壤环境条件<sup>[25]</sup>,利用生态化学计量比探讨其所形成生态系统功能有助于揭示利于植物生 长的环境条件。由于成土过程受多种因素的影响,土壤碳氮磷比值差异较大,本研究中土壤 C:N 比变化范围 在 0.89—15.42 之间,福建省山地土壤 C:N 比变化范围为 11.7—18.2<sup>[19]</sup>,全国土壤平均值为 11.9<sup>[11]</sup>,除了未 开采的对照地,开采区都低于中国和福建省的平均水平。未开采地经过 8 年时间的治理,基本恢复到福建省 的平均范围内,趋向平衡的状态。而稀土矿开采地 C:N 比治理时间最长的牛屎塘 0—10cm 土壤仅为 7.02,还 达不到全国土壤的平均值,治理时间为 3 年的三洲桐坝 10—20cm 土壤 C:N 比甚至仅为 0.89,可见开采地的 C:N 比处于严重失衡的状态。从 C、N 元素的相关性分析中也可看出,多数的研究表明 C、N 元素在 0.01 水平 呈显著相关性<sup>[13,21,26,27]</sup>,对环境的响应也几乎同步,而本研究表明 C、N 元素只在 0.05 水平呈显著相关,相关 系数也仅为 0.446,可见矿区土壤由于经过人工搬运压实及硫酸铵等药水的浸泡淋溶使得土壤结构遭到严重 破坏,土壤 C、N 元素相关性减弱。从治理年限来看在初期由于大量氮素的存在使得土壤 C:N 比较低,而土 壤 C:N 比较低时微生物超量的氮素又会释放到土壤中<sup>[28]</sup>,使得土壤氮素进一步积累。可见在稀土矿治理初 期要加大有机碳的投入,从而创造更有利植物生长的环境条件,使土壤 C:N 比能处于较平衡的状态。

土壤 C:P 比变化范围较大为 9.50—136.46, Tian<sup>[11]</sup>等的研究结果表明,中国热带亚热带地区土壤 C:P 比 的均值为 78,研究区只有对照地的 0—10cm 土壤高于平均值。当土壤 C:P 比较大时,会发生生物固定,反之则发生物矿化<sup>[28]</sup>,说明研究区大部分土壤都进行磷的矿化,土壤磷有效性较高。亚热带地区土壤普遍都缺磷<sup>[20]</sup>,未开采地治理 8 年后的土壤 C:P 比达 136.46,呈现缺磷状况。治理初期土壤 C:P 比较低,可能由于稀 土矿治理初期植物生物较为缓慢,对磷素的需求量相对较低,所以磷素基本上还能满足植物生长的需要。从 不同治理年限上的变化也可以看出,土壤 C:P 比随治理时间的推进呈先递减后递增的趋势,治理年限 8 年的 牛屎塘土壤 C:P 比才升高到 61.62,而后磷素才逐渐成为限制植物生长的因子。土壤 C:P 比与 C、P 元素的 相关性也可以看出,土壤 C:P 比受 C 元素变化的影响更为明显。

土壤 N:P 比的变化范围在 4.17—20.87 之间,中国亚热带土壤的平均值为 6.4<sup>[11]</sup>,研究区除下坑及牛屎 塘治理地和对照地的 10—20cm 土壤外,其余样地土壤都高于平均值。按照 Tessier<sup>[29]</sup>等的研究 N:P 可作为 诊断 N 饱和的指标,N:P<14 为氮限制,N:P>16 为磷限制。研究区除三洲桐坝 10—20cm 土壤外,其余样地 土壤主要还是受到氮限制,而三洲桐坝主要是由于治理年限较短还有硫酸铵残留而不受氮限制,所以可以认 为稀土矿区植被的恢复主要还是受到氮限制作用。张秋芳<sup>[18]</sup>等的研究也认为,该地区植物在生长过程中逐 渐适应了低磷土壤环境状况,在生态恢复过程对氮素的响应更为敏感。土壤 N:P 比与土壤养分的相关性也

可以看出,与氮素在0.01水平达显著相关,进一步说明土壤N:P比主要受土壤氮素的影响。

稀土矿开采所造成的土壤养分的大量流失是造成植物难以生长甚至死亡的重要因素,而其所造成的土壤 结构的破坏及所形成的生理毒性也是造成矿区恢复困难问题所在,也是继续开展研究的一个方向,可以从更 全面的角度揭示稀土矿区治理所面临的难题,为矿区生态恢复提供实践依据。

#### 4 结论

稀土矿区土壤养分含量经过多年的治理有明显变化,有机碳全氮含量呈先递减后递增的趋势,全磷含量则呈先递减后递增的趋势,经过8年时间的治理,土壤养分含量还是远低于对照地,表明矿区土壤养分的恢复是一个长期的过程。土壤C:N、C:P、N:P比随治理时间的推进呈先递减而后递增的趋势,进一步揭示稀土矿区在治理过程中所受到的限制因素,在治理前期土壤养分主要是由于有机碳的匮乏而限制植物的生长,而到后期逐渐变为受氮素限制的影响。因此离子型稀土矿在治理过程中,在矿区氨氮还没完全流失前,要及时种植生存能力强的植物,并施以有机肥料以促其生长,既可以充分利用矿区残留的氨氮,也可减少氨氮流失对下游的污染。随着治理时间的推进,植物在矿区能够较好生长后,则要施用一定氮肥以克服氮素缺乏对植物生长所造成的限制作用。

#### 参考文献(References):

- [1] 刘国平,胡朋,邵胜军,张璨.中国稀土资源在全球地位的评估.世界有色金属,2012,(12):26-29.
- [2] 王兵. 福建龙岩着力打造"中国海西稀土中心". 功能材料信息, 2010, 7(5/6): 72.
- [3] 陈志彪, 陈志强, 岳辉. 花岗岩红壤侵蚀区水土保持综合研究——以福建省长汀朱溪小流域为例. 北京: 科学出版社, 2013.
- [4] 刘文深,刘畅,王志威,滕文凯,汤叶涛,仇荣亮.离子型稀土矿尾砂地植被恢复障碍因子研究.土壤学报,2015,52(4):879-887.
- [5] 高志强,周启新.稀土矿露天开采过程的污染及对资源和生态环境的影响.生态学杂志,2011,30(12):2915-2922.
- [6] 温小军. 赣南稀土矿区土壤环境特征及稀土金属地球化学行为研究[D]. 昆明: 云南大学, 2012.
- [7] 李小飞, 陈志彪, 张永贺, 陈志强. 稀土矿区土壤和蔬菜稀土元素含量及其健康风险评价. 环境科学学报, 2013, 33(3): 835-843.
- [8] Li X F, Chen Z B, Chen Z Q, Zhang Y H. A human health risk assessment of rare earth elements in soil and vegetables from a mining area in Fujian Province, Southeast China. Chemosphere, 2013, 93(6): 1240-1246.
- [9] Elser J J, Sterner R W, Gorokhova E, Fagan W F, Markow T A, Cotner J B, Harrison J F, Hobbie S E, Odell G M, Weider L W. Biological stoichiometry from genes to ecosystems. Ecology Letters, 2000, 3(6): 540-550.
- [10] Cleveland C C, Liptzin D. C: N: P stoichiometry in soil: Is there a "Redfield ratio" for the microbial biomass? Biogeochemistry, 2007, 85(3): 235-252.
- [11] Tian H Q, Chen G S, Zhang C, Melillo J M, Hall C A S. Pattern and variation of C: N: P ratios in China's soils: A synthesis of observational data. Biogeochemistry, 2010, 98(1-3): 139-151.
- [12] Hessen D O, Elser J J, Sterner R W, Urabe J. Ecological stoichiometry: An elementary approach using basic principles. Limnology and Oceanography, 2013, 58(6): 2219-2236.
- [13] Gonzúlez-Alcaraz M N, Egea C, Jiménez-Cúrceles F J, Púrraga I, María-Cervantes A, Delgado J. Storage of organic carbon, nitrogen and phosphorus in the soil-plant system of *Phragmites australis* stands from a eutrophicated Mediterranean salt marsh. Geoderma, 2012, 185-186: 61-72.
- [14] 李家兵,张秋婷,张丽烟, 仝川. 闽江河口春季互花米草入侵过程对短叶茳芏沼泽土壤碳氮分布特征的影响. 生态学报, 2016, 36(12): 3628-3638.
- [15] Di Francesca P, Fornara D. Soil fertility and the carbon: nutrient stoichiometry of herbaceous plant species. Ecosphere, 2015, 6(12): 1-15.
- [16] Jiao F, Wen Z M, An S S, Yuan Z. Successional changes in soil stoichiometry after land abandonment in Loess Plateau, China. Ecological Engineering, 2013, 58: 249-254.
- [17] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
- [18] Six J, Conant R T, Paul E A, Paustian K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. Plant and Soil, 2002, 241(2): 155-176.
- [19] 福建省土壤普查办公室. 福建土壤. 福州: 福建科学技术出版社, 1991.
- [20] 陈志彪. 花岗岩侵蚀山地生态重建及其生态环境效应[D]. 福州: 福建师范大学, 2005.

- [21] 张秋芳,陈奶寿,陈坦,吕茂奎,杨玉盛,谢锦升.不同恢复年限侵蚀红壤生态化学计量特征.中国水土保持科学,2016,14(2):59-66.
- [22] 李永锈. 离子吸附型稀土资源与绿色提取. 北京: 化学工业出版社, 2014.
- [23] Hou E Q, Chen C R, Wen D Z, Liu X. Phosphatase activity in relation to key litter and soil properties in mature subtropical forests in China. Science of the Total Environment, 2015, 515-516: 83-91.
- [24] 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. 生态学报, 2008, 28(8): 3937-3947.
- [25] 雷海清, 柏明娥. 矿山废弃地植被恢复的实践与发展. 北京: 中国林业出版社, 2010.
- [26] 朱秋莲,邢肖毅,张宏,安韶山.黄土丘陵沟壑区不同植被区土壤生态化学计量特征.生态学报,2013,33(15):4674-4682.
- [27] Chen Z Q, Chen Z B, Yan X Y, Bai L Y. Stoichiometric mechanisms of *Dicranopteris dichotoma* growth and resistance to nutrient limitation in the Zhuxi watershed in the red soil hilly region of China. Plant Soil, 2016, 398(1-2): 367-379.
- [28] 陈怀满. 环境土壤学. 北京: 科学出版社, 2010.
- [29] Tessier J T, Raynal D J. Use of nitrogen to phosphorus ratios in plant tissue as an indicator of nutrient limitation and nitrogen saturation. Journal of Applied Ecology, 2003, 40(3): 523-534.