

松嫩草原中度退化草地不同植被恢复方式下 土壤线虫的群落特征

吴东辉^{1,2}, 尹文英², 卜照义³

(1. 吉林大学地球科学学院, 长春 130061; 2. 中国科学院上海植物生理生态研究所, 上海 200032;

3. Department of Entomology, the Ohio State University, Columbus, OH 43210, USA)

摘要: 2005 年 5 月 ~ 10 月对松嫩草原中度退化草地不同植被恢复方式样地进行土壤线虫调查, 淘洗-过筛-蔗糖离心法提取土壤线虫, 应用类群属数、个体密度、多样性指数和功能类群指数等多个群落参数, 研究中度退化草地不同植被恢复方式间土壤线虫群落特征的差异。研究共捕获线虫 13 713 条, 分别隶属于线虫动物门 2 纲 7 目 24 科 40 属, 个体密度平均 113 条/100g 干土。研究表明, 不同植被恢复方式间土壤线虫群落特征存在一定差异, 围栏封育和种植苜蓿均能明显改善中度退化草地土壤线虫群落环境, 但围栏封育较种植苜蓿更能显著提高土壤线虫的个体密度和群落多样性。土壤线虫个体密度垂直分布, 围栏封育样地线虫表聚性最明显, 种植苜蓿样地表聚性次之, 过度放牧样地表聚性最差, 其夏季和秋季土壤线虫向土壤下层移动明显。此外, 研究结果还表明, 功能类群指数能够指示中度退化草地植被恢复方式间的差异, 其中 ΣMI 指数和 PPI 指数对于不同植被恢复方式下土壤线虫群落变化反映最敏感, 根据功能类群指数统计, 与围栏封育相比, 种植苜蓿和过度放牧显著改变了土壤线虫群落中 r -和 k -选择植物寄生线虫的比例。对于松嫩草原中度退化草地, 选择围栏封育方式可能更利于草地土壤线虫群落的恢复与重建。

关键词: 土壤线虫; 中度退化; 植被恢复; 松嫩草原

文章编号: 1000-0933(2008)01-0001-12 中图分类号: Q142, Q958, S154 文献标识码: A

Changes among soil nematode community characteristics in relation to different vegetation restoration practices in the moderate degraded grasslands of Songnen

WU Dong-Hui^{1,2}, YIN Wen-Ying², BU Zhao-Yi³

1 College of Earth Sciences, Jilin University, Changchun 130061, China

2 Institute of Plant Physiology & Ecology, Shanghai Institutes for Biological Sciences, Chinese Academy of Sciences, Shanghai 200032, China;

3 Department of Entomology, the Ohio State University, Columbus, OH 43210, USA

Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(1): 0001 ~ 0012.

Abstract: The grassland of Songnen plain has being moderate degraded. Two vegetation restoration practices were applied in the degraded grassland: fencing enclosure, planting alfalfa. The overgrazing was used as a control treatment. Soil samples of three treatments were taken from May to October in 2005. The soil nematodes were collected from soil using sugar flotation and centrifugation method. A total of 13713 soil nematodes were identified to the genus level, which

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(40601047); 中国科学院知识创新工程重要方向资助项目(KZCX3-SW-356); 吉林大学创新基金资助项目(4CX105); 中国博士后科学基金资助项目(20060390643)

收稿日期: 2006-10-30; **修订日期:** 2007-04-29

作者简介: 吴东辉(1971 ~), 男, 黑龙江省望奎人, 博士, 主要从事土壤动物生态学研究. E-mail: wudhyang@yahoo.com.cn

Foundation item: The project was financially supported by National Natural Science Foundation of China (No. 40601047), Knowledge Innovation Program of the Chinese Academy of Sciences (No. KZCX3-SW-356), Innovation Project of Jilin University (No. 4CX105), and China Postdoctoral Science Foundation (No. 20060390643)

Received date: 2006-10-30; **Accepted date:** 2007-04-29

Biography: WU Dong-Hui, Ph. D., mainly engaged in soil animals ecology. E-mail: wudhyang@yahoo.com.cn

consisted of 2 classes, 7 orders, 24 families, and 40 genera. The ecological index such as Species richness, abundance, diversity index and trophic group index were analyzed. The three dominant groups, *Rotylenchus*, *Aphelenchus* and *Criconea*, accounted for 52.95% of the total individuals. The individual density was 113 inds. per 100 gram dry soil. The considerable difference of the number of groups and individuals varied with soil profile were found among three treatments. In the overgrazed site, the nematodes distributed evenly in the soil in both samples collected in July and October. Because there were intensively grazing activity during summer and autumn, more nematodes appeared in the lower layer of the soil profile. These results illustrated that the types of vegetation restoration significantly affected the species abundance and diversity, and could improve the structure and functioning of soil nematode community. The characteristics of the functional structure of the nematode communities under different types of vegetation restoration were analyzed by using *MI* (Maturity Index), *PPI* (Plant Parasite Index), ΣMI index and *PPI/MI* value while Shannon-Wiener index, Pielou index, and Margalef index were also used in analyzing the diversity of the nematode community. The results also showed that ΣMI and *PPI* were the more sensitive parameters to monitor the changes under different vegetation restoration practices. Planting alfalfa and over grazing considerably changed the ratio of *r*- and *k*- plant parasite nematodes. In grasslands of Songnen plain, fencing enclosure maybe efficiently restores the moderate degraded pasture in comparison with planting alfalfa.

Key Words: soil nematode; gently degraded; vegetation restoration; Songnen grasslands

土壤线虫在有机质分解、植物营养矿化及养分循环过程中起着重要作用^[1], 是土壤生态系统的重要功能组分^[2,3]。对其研究不仅有助于揭示土壤生态系统的结构, 还可以提供有关土壤生态过程的独特信息^[4], 线虫在各类土壤中普遍存在, 种类和数量丰富, 群落生物多样性高, 土壤线虫被看作是最重要的评价土壤质量变化的敏感指示生物之一^[5~9]。20 世纪 80 年代以来国外关于不同环境条件及管理措施下土壤线虫群落变化的研究得到重视^[10~14], 我国则从 20 世纪 90 年代开始有相关工作的报道^[4,15~18]。

松嫩草原位于欧亚草原带的最东端, 主要分布于我国吉林省西部、黑龙江省西部和内蒙古兴安盟。该草原区原为土壤肥沃、生物生产力较高的重要畜牧业生产基地, 长期以来, 由于超载过牧和开荒等人为活动影响, 草原大面积退化, 已成为我国典型的生态脆弱带^[19,20]。近年来, 有关该草原退化草地生态系统恢复与重建的研究受到广泛关注, 但许多学者多致力于植被恢复和土壤理化性质改良两大方面^[21,22], 而与线虫等土壤动物相关的研究涉及不多^[23]。鉴于线虫等土壤动物在土壤生态系统中的重要作用, 研究草地土壤线虫的变化对生态系统恢复与重建具有重要意义。

本文以松嫩草原退化草地植被恢复长期定位试验为基础, 着重研究不同植被恢复方式下中度退化草地土壤线虫群落特征差异, 主要目的是了解不同植被恢复方式对中度退化草地线虫群落特征的影响, 探讨土壤线虫对不同植被恢复方式的响应特点, 旨在为保护松嫩草原土壤线虫多样性和合理利用土壤动物资源, 提高中度退化草地生态系统恢复与重建质量, 促进土壤生态系统健康发展提供科学依据。

1 研究方法

1.1 样地选择与设置

试验区位于松嫩草原中南部张江窝棚草场, 行政隶属于吉林省长岭县, 地理位置东经 123°16', 北纬 44°23'。该草场气候属温带大陆性季风气候, 四季分明, 年平均气温 5.2℃左右, 年平均降水量 430mm 左右, 且多集中于夏季。地貌属低平原, 土壤为碱性较强的碱化草甸土。植被类型为以羊草 (*Leymus chinensis*) 为优势种的羊草草甸草原, 但由于长期过牧, 植被退化为以虎尾草 (*Chloris virgata*) 为优势种的草地, 植被退化等级为中度。

试验样地设置在试验区坡降为 1/6000 的平坦地段, 采用围栏自然封育和人工种植苜蓿 (紫花苜蓿 *Medicago sativa*) 等 2 种处理, 随机区组设计, 4 次重复, 同时设置过度放牧小区为对照。样地连续处理 5a, 每

年 8 月对苜蓿草场和围栏封育草场进行刈割。至采样时止,样地恢复过程中植物群落面貌发生了显著变化,围栏封育样地已自然演替为羊草 + 虎尾草植物群落,种植苜蓿样地采用人工干预(整地和施肥),苜蓿长势良好,过度放牧样地则由虎尾草为优势种的植物群落进一步退化,样地有较多碱蓬出现。

1.2 样品采集与处理

2005 年 5 月初(春季)、7 月末(夏季)和 10 月初(秋季)共 3 次对研究样地进行土壤线虫取样,其中冬季由于严寒,土壤中几乎无土壤动物活动,所以冬季未采样。各样地取样深度 20cm,沿土壤剖面划分为 0 ~ 5cm、5 ~ 10cm、10 ~ 15cm 和 15 ~ 20cm 四层,共采集用于提取分离土壤线虫的土壤样品 144 份。淘洗-过筛-蔗糖离心法实验室分离提取土壤线虫^[7,17],线虫标本主要依据尹文英《中国土壤动物检索图鉴》鉴定^[24],一般鉴定到属,并依据土壤湿度,将土壤线虫个体数量折算成每 100g 干土含有线虫的条数。土壤化学性质主要依据鲁如坤《土壤农业化学分析方法》测定^[25]:土壤有机质,重铬酸钾氧化法;全氮,开氏法;阳离子交换量,乙酸钠-火焰光度法;交换性钠,乙酸铵-氢氧化铵交换-火焰光度法;pH 值,电位法。常规方法测定土壤物理性质,环刀法测定土壤容重,烘干法测定土壤含水量。

1.3 数据统计与处理

各类群数量优势度的划分 个体数占总捕获量 10% 以上者为优势类群(+ + +),个体数占总捕获量 1% ~ 10% 为常见类群(+ +),个体数占总捕获量 1% 以下为稀有类群(+)^[19]。

根据线虫头部形态学特征和取食生境将土壤线虫分为以下 4 个功能(营养)类群:食细菌类群(Bacterivores)、食真菌类群(Fungivores)、植物寄生类群(Plant parasites)、捕食类群/杂食类群(Predators/Omnivores)^[7]。

本文采用 *MI*(maturity index)指数、*PPI*(plant parasite index)指数和 $\sum MI$ 指数表达各生境土壤线虫群落功能结构特征^[3,26]。上述 3 个指数计算公式形式相同,公式如下:

$$(1) MI \text{ 指数}(PPI \text{ 指数}、\sum MI \text{ 指数}) \quad MI(PPI、\sum MI) = \sum_{i=1}^n cp_i \times p_i$$

式中, cp_i 为非植物寄生性(植物寄生性)土壤线虫第 i 类群 colonizer-persister 值; n 为非植物寄生性(植物寄生性)土壤线虫类群数; P_i 为土壤线虫群落非植物寄生性(植物寄生性)土壤线虫第 i 类群的个体数占群落总个体数的比例。

群落多样性分析 国内外学者普遍运用 Shannon-Wiener 指数与 Pielou 均匀度指数和 Margalef 丰富度指数相结合研究土壤线虫群落的多样性^[7,18,27,28]。本文采用上述 3 个指数计算研究区土壤线虫群落多样性。公式如下:

$$(2) \text{Shannon-Wiener 指数}(H') \quad H' = - \sum_{i=1}^S \frac{P_i}{S} \ln P_i$$

式中, P_i 为土壤线虫群落第 i 类群个体数占总个体数的比例; S 为土壤线虫群落所有线虫群数。

$$(3) \text{Pielou 均匀度指数}(J) \quad J = H' / \ln S$$

$$(4) \text{Margalef 丰富度指数}(SR) \quad SR = (S - 1) / \ln N$$

式中, N 为土壤线虫群落全部类群的个体总数。

数据统计处理 方差分析运用 Statistica 统计分析软件完成。

2 结果与分析

2.1 土壤理化性质

由表 1 可见,各样地土壤有机质、全氮和总孔隙度随土层深度的增加呈现递减趋势,而碱化度、pH 值和容重则随土层深度的增加而升高。土壤理化性质随着处理方式的不同而存在较大差异,样地间比较,过度放牧样地土壤理化性质最差,有机质、全氮和总孔隙度均为最低,碱化度、pH 值和容重均为最高,其中在剖面下层还出现了明显的碱化层。围栏封育和种植苜蓿两类处理样地间相比,种植苜蓿样地土壤总孔隙度更高,有机质在土壤剖面土层间分布更为均匀,围栏封育样地碱化度和 pH 值在土壤剖面各土层则小于种植苜蓿样地。

上述结果表明,植被恢复方式对中度退化草地土壤理化性质影响明显,与过度放牧相比,围栏封育和种植苜蓿能够更好地改善中度退化草地土壤理化环境,但是围栏封育和种植苜蓿两类处理间也存在一定的差异。

表 1 不同植被恢复条件下主要土壤特征

Table 1 Chief soil characteristics under different vegetation restoration practices

条件 Condition		有机质(g·kg ⁻¹) Organic matter	全氮(g·kg ⁻¹) Total Nitrogen	容重(g·cm ⁻³) Volume weight	总孔隙度(%) Total porosity	碱化度(%) Na ⁺ /CEC	pH 值 pH value
FE	0 ~ 5cm	3.59 ± 0.08	0.24 ± 0.01	1.11 ± 0.09	58.18 ± 9.54	0.38 ± .01	8.11 ± 0.31
	5 ~ 10cm	2.48 ± 0.12	0.15 ± 0.02	1.25 ± 0.07	52.93 ± 8.20	0.43 ± 0.02	8.13 ± 0.26
	10 ~ 15cm	2.25 ± 0.14	0.15 ± 0.02	1.34 ± 0.07	49.63 ± 8.31	0.59 ± 0.04	8.21 ± 0.27
	15 ~ 20cm	1.85 ± 0.09	0.12 ± 0.01	1.34 ± 0.07	49.62 ± 8.34	0.77 ± 0.05	8.45 ± 0.21
PA	0 ~ 5cm	3.08 ± 0.07	0.19 ± 0.01	0.95 ± 0.04	64.31 ± 5.21	0.61 ± .05	8.15 ± 0.37
	5 ~ 10cm	2.29 ± 0.11	0.16 ± 0.02	1.06 ± 0.04	60.08 ± 5.11	0.91 ± 0.14	8.18 ± 0.16
	10 ~ 15cm	2.20 ± 0.06	0.14 ± 0.01	1.07 ± 0.05	59.58 ± 6.65	0.96 ± 0.21	8.19 ± 0.19
	15 ~ 20cm	2.13 ± 0.07	0.13 ± 0.01	1.22 ± 0.02	54.11 ± 3.11	1.25 ± 0.11	8.26 ± 0.11
OG	0 ~ 5cm	1.54 ± 0.15	0.09 ± 0.03	1.31 ± 0.11	50.56 ± 12.10	8.70 ± 1.43	9.17 ± 0.33
	5 ~ 10cm	1.28 ± 0.11	0.07 ± 0.02	1.40 ± 0.09	47.05 ± 9.23	16.38 ± 1.22	10.08 ± 0.35
	10 ~ 15cm	1.19 ± 0.08	0.06 ± 0.01	1.45 ± 0.08	45.47 ± 9.11	29.13 ± 2.41	10.27 ± 0.41
	15 ~ 20cm	1.09 ± 0.11	0.06 ± 0.02	1.45 ± 0.09	45.23 ± 9.45	32.09 ± 2.03	10.32 ± 0.38

FE 围栏封育 Fencing enclosure; PA 种植苜蓿 Planting alfalfa; OG 过度放牧 over grazing; 下同 the same below

2.2 土壤线虫群落组成

本研究共捕获土壤线虫 13 713 条,个体密度平均 113 条/100g 干土,分别隶属于线虫动物门 2 纲 7 目 24 科 40 属(表 2)。优势类群有 3 类,分别是盘旋属 *Rotylenchus*、真滑刃属 *Aphelenchus* 和环属 *Criconea*,共占总捕获个体数量 52.95%;常见类群包括绕线属 *Plectus* 等 12 属,占总捕获个体数量 40.77%;稀有类群类群共 25 属,占总捕获类群数量 62.50%,但个体数很少,仅占总捕获个体数量 6.28%。优势类群和常见类群共占总捕获个体数量的 93.72%,这些类群个体数量多,构成了研究区土壤线虫群落的主体。

围栏封育样地捕获土壤线虫 34 属 6 711 条,个体密度平均 164 条/100g 干土。盘旋属 *Rotylenchus* 和真滑刃属 *Aphelenchus* 为优势类群,个体数占总捕获个体数量 49.50%;常见类群包括环属 *Criconea* 等 13 属,个体数占总捕获个体数量 45.58%;稀有类群包括矮化属 *Tylenchorhynchus* 等共 19 属,占总捕获个体数量 4.92%。

种植苜蓿样地捕获土壤线虫 31 属 4 812 条,个体密度平均 120 条/100g 干土。环属 *Criconea*、真滑刃属 *Aphelenchus* 和盘旋属 *Rotylenchus* 为优势类群,个体数占总捕获个体数量 54.76%;常见类群包括小杆属 *Rhabditis* 等 10 属,个体数占总捕获个体数量 38.38%;稀有类群包括针属 *Paratylenchus* 等共 18 属,占总捕获个体数量 6.86%。

过度放牧样地捕获土壤线虫 30 属 2 190 条,个体密度平均 54 条/100g 干土。真滑刃属 *Aphelenchus* 和滑刃属 *Aphelenchoides* 为优势类群,个体数占总捕获个体数量 42.24%;常见类群包括盘旋属 *Rotylenchus* 等 16 属,个体数占总捕获个体数量 53.97%;稀有类群包括膜皮属 *Diphtherophora* 等共 12 属,占总捕获个体数量 3.79%。

围栏封育、种植苜蓿和过度放牧样地土壤线虫群落组成存在一定的差异,说明植被恢复方式不同,土壤线虫群落的组成会受到影响。

2.2 土壤线虫群落结构

2.2.1 垂直结构

图 1 和图 2 表明,中度退化草地生态恢复过程中,植被恢复方式不同,土壤线虫群落在土壤剖面具有不同的垂直分布规律。土壤线虫垂直分布,围栏封育和种植苜蓿样地,线虫群落个体密度和类群属数总体上从地表向下随土层的加深,其数量逐渐减少,其中种植苜蓿样地数量递减幅度小于围栏封育样地,季节间比较,夏

季个体密度和类群属数递减幅度大于春季和秋季。过度放牧样地土壤线虫群落个体密度和类群属数在土壤中的垂直分布,只有类群属数总体上从地表向下随土层的加深,其数量逐渐减少,而个体密度随土壤深度的增加均有不同程度增加,季节间比较,个体密度和类群属数没有表现出明显规律性变化。

表 2 退化草地土壤线虫群落组成

Table 2 Composition of soil nematode community in the degraded grasslands of Song-nen

土壤线虫属名 Genus of soil nematode	FE		PA		OG		cp 值 cp value
	个体数 Individuals	优势度 Dominance	个体数 Individuals	优势度 Dominance	个体数 Individuals	优势度 Dominance	
盘旋属 <i>Rotylenchus</i>	2530	+++	629	+++	71	++	H ₃
真滑刃属 <i>Aphelenchus</i>	792	+++	985	+++	693	+++	Fu ₂
环属 <i>Criconea</i>	513	++	1021	+++	27	++	H ₃
绕线属 <i>Plectus</i>	618	++	395	++	173	++	Ba ₂
小杆属 <i>Rhabditis</i>	392	++	356	++	189	++	Ba ₁
短体属 <i>Pratylenchus</i>	345	++	318	++	147	++	H ₃
滑刃属 <i>Aphelenchoides</i>	222	++	233	++	232	+++	Fu ₂
散香属 <i>Boleodorus</i>	303	++	149	++	70	++	H ₂
裸矛属 <i>Psilenchus</i>	97	++	90	++	97	++	H ₂
拟丽突属 <i>Acrobeloides</i>	108	++	91	++	67	++	Ba ₂
板唇属 <i>Chiloplacus</i>	90	++	95	++	36	++	Ba ₂
螺旋属 <i>Helicotylenchus</i>	149	++	41	+	7	+	H ₃
孔咽属 <i>Aporcelaimus</i>	69	++	65	++	45	++	PO ₅
茎属 <i>Ditylenchus</i>	76	++	55	++	25	++	Fu ₂
似绕线属 <i>Anaplectus</i>	55	+	26	+	65	++	Ba ₂
伪垫刃属 <i>Nothotylenchus</i>	37	+	42	+	55	++	H ₂
鹿角唇属 <i>Cervidellus</i>	77	++	17	+	6	+	Ba ₂
矮化属 <i>Tylenchorhynchus</i>	46	+	14	+	36	++	H ₃
膜皮属 <i>Diphtherophora</i>	37	+	33	+	21	+	Fu ₂
针属 <i>Paratylenchus</i>	39	+	45	+	6	+	H ₂
丽突属 <i>Acrobeles</i>	13	+	31	+	44	++	Ba ₂
垫刃属 <i>Tylenchus</i>	20	+	21	+	35	++	H ₂
色矛属 <i>Chromadorita</i>	16	+	19	+	5	+	PO ₃
伊龙属 <i>Ironus</i>	7	+	5	+	16	+	PO ₅
三等齿属 <i>Pelodera</i>	8	+	16	+			Ba ₁
拟杯咽属 <i>Paracyatholaimus</i>	18	+					PO ₃
铗齿属 <i>Mylonchulus</i>	12	+			6	+	PO ₄
异色矛属 <i>Achromadora</i>			6	+	7	+	PO ₃
基齿属 <i>Iotonchus</i>	6	+					PO ₄
中矛线属 <i>Mesodorylaimus</i>	6	+					PO ₅
头叶属 <i>Cephalobus</i>	2	+	2	+	2	+	Ba ₂
鞘属 <i>Hemicyclophora</i>			6	+			H ₃
畸头属 <i>Teratocephalus</i>					4	+	Ba ₃
异皮属 <i>Heterodera</i>			2	+	2	+	H ₃
单齿属 <i>Mononchus</i>	3	+					PO ₄
剑属 <i>Xiphinema</i>	2	+	1	+			H ₅
盆咽属 <i>Panagrolaimus</i>			3	+			Ba ₁
双胃属 <i>Diplogaster</i>	2	+					Ba ₁
矛线属 <i>Dorylaimus</i>	1	+					PO ₄
锥属 <i>Dolichorus</i>					1	+	H ₃
合计 Total	6711		4812		2190		

(1) Ba 食细菌类群 Bacterivores; Fu 食真菌类群 Fungivores; PO 捕食类群/杂食类群 Predators/Omnivores; H 植物寄生类群 Plant parasites;

(2) 功能类群所附数字为 cp 值 Suffixed numbers of functional groups are cp values^[29~31]

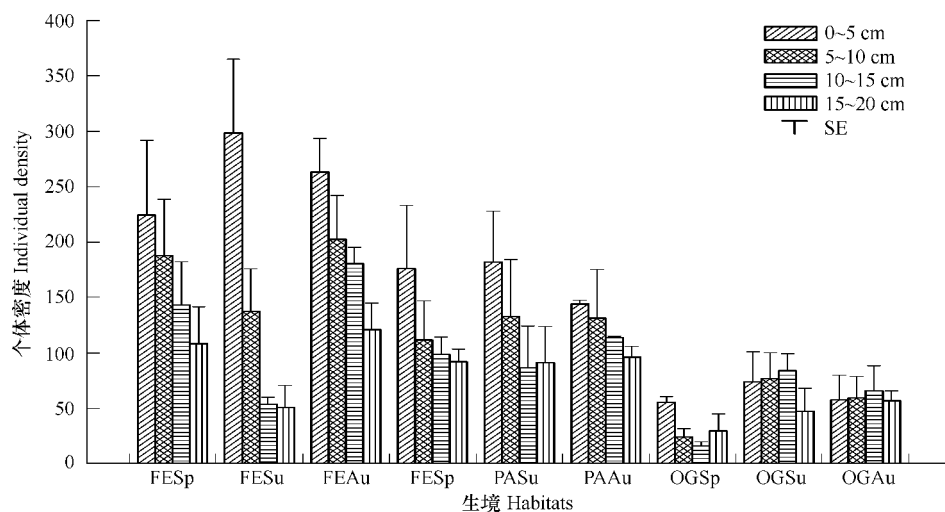


图1 不同植被恢复方式下土壤线虫个体密度在土壤中的垂直分布和季节变化

Fig.1 Vertical distribution and seasonal change of individual density (ind./100 g dry soil) of soil nematode under different vegetation restoration practices

Sp 春季 Spring; Su 夏季 Summer; Au 秋季 Autumn; SE 标准误差 Standard error; 下同 the same below

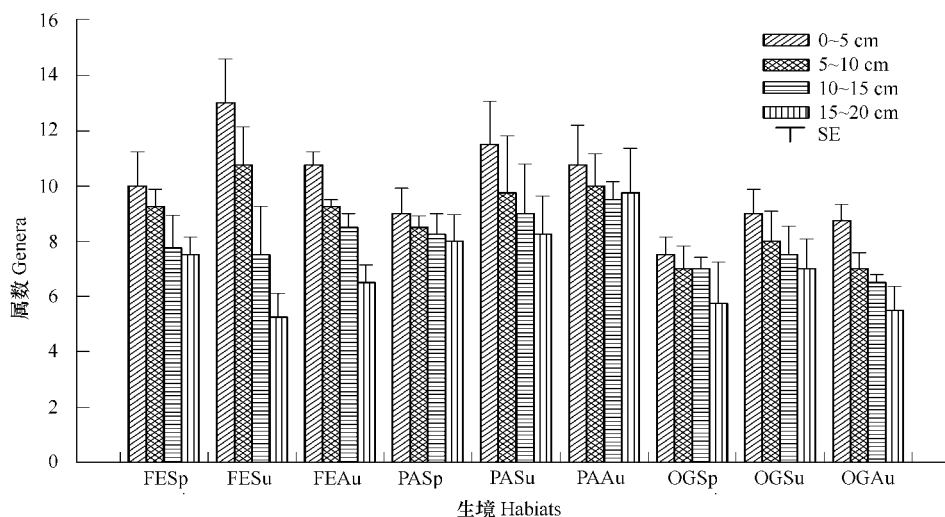


图2 不同植被恢复方式下土壤线虫类群属数在土壤中的垂直分布和季节变化

Fig. 2 Vertical distribution and seasonal change of groups (genera) of soil nematode under different vegetation restoration practices

2.2.2 水平结构

通过对不同植被恢复方式样地所获土壤线虫个体密度和类群属数进行方差分析,表明植被恢复方式对土壤线虫群落个体密度具有极为显著影响($p < 0.001$),而对类群属数差异影响不明显($p > 0.05$) (表3)。过度放牧样地土壤线虫个体密度明显低于围栏封育和种植苜蓿样地,其中围栏封育样地线虫个体密度总体上最高,分别是过度放牧样地的3.05倍和种植苜蓿样地的1.36倍。上述结果表明,对于中度退化草地植被恢复方式,选择围栏封育能最大程度提高土壤线虫的个体密度,种植苜蓿次之,过度放牧最差,但3种恢复方式对类群属数的提高作用差异不大。

各季节样地间线虫个体密度相比,春季,围栏封育>种植苜蓿>过度放牧;夏季,围栏封育>种植苜蓿>过度放牧;秋季,围栏封育>种植苜蓿>过度放牧,统计分析差异均显著,其中围栏封育样地春季个体密度与过度放牧样地春季相差最大,相差达5.27倍。各类样地季节间线虫个体密度比较,围栏封育样地夏季低于春

季和秋季,统计分析差异显著;种植苜蓿样地季节间相差不大,统计分析差异不显著;过度放牧样地春季低于夏季和秋季,统计分析差异显著(表4)。上述结果表明,植被恢复方式一定程度上干预线虫个体密度季节变化。

表3 不同植被恢复条件和季节变化对土壤线虫群落结构的影响

Table 3 Effect of different vegetation restoration practices and seasons on structure of soil nematode community

项目 Item	DF	类群数 Genus number		个体密度 Density		多样性 H' Diversity		均匀度 J Evenness		丰富度 SR Richness	
		F	P	F	P	F	P	F	P	F	P
生境 Habitats	2	2.506	> 0.05	13.761	< 0.001	3.836	< 0.05	2.264	> 0.05	1.599	> 0.05
季节 Seasons	2	3.156	> 0.05	0.447	> 0.05	11.088	< 0.001	13.022	< 0.001	1.555	> 0.05
交互作用 Interaction	4	2.142	> 0.05	3.672	< 0.05	4.089	< 0.05	3.422	< 0.05	3.356	< 0.05

表4 不同植被恢复与重建条件下土壤线虫群落结构

Table 4 Structure of soil nematode community under different vegetation restoration practices

因子 Factors	类群数 Genus number	个体密度 Density	多样性 H' Diversity	均匀度 J Evenness	丰富度 SR Richness
FE	17.25 ^{ns} ± 0.71	164.17 ^a ± 16.88	0.95 ^a ± 0.02	0.77 ^{ns} ± 0.03	6.71 ^{ns} ± 0.20
PA	17.25 ^{ns} ± 0.66	120.58 ^b ± 17.27	0.91 ^{ab} ± 0.03	0.74 ^{ns} ± 0.02	6.42 ^{ns} ± 0.29
OG	15.83 ^{ns} ± 0.27	53.92 ^c ± 6.31	0.86 ^b ± 0.05	0.70 ^{ns} ± 0.04	6.07 ^{ns} ± 0.37
春季 Spring	15.83 ^{ns} ± 0.46	105.75 ^{ns} ± 23.74	0.98 ^a ± 0.02	0.82 ^a ± 0.02	6.28 ^{ns} ± 0.35
夏季 Summer	17.67 ^{ns} ± 0.70	108.58 ^{ns} ± 17.08	0.81 ^b ± 0.03	0.64 ^c ± 0.03	6.16 ^{ns} ± 0.25
秋季 Autumn	16.83 ^{ns} ± 0.53	124.33 ^{ns} ± 17.60	0.93 ^a ± 0.03	0.74 ^b ± 0.03	6.76 ^{ns} ± 0.28
FE 春季 Spring	15.75 ^{ns} ± 1.18	166.00 ^a ± 36.04	1.03 ^a ± 0.01	0.85 ^a ± 0.01	7.47 ^a ± 0.23
夏季 Summer	19.50 ^{ns} ± 0.87	135.00 ^{ab} ± 32.66	0.88 ^{ab} ± 0.02	0.67 ^{bc} ± 0.07	6.57 ^{abc} ± 0.23
秋季 Autumn	16.50 ^{ns} ± 0.87	191.50 ^a ± 15.30	0.93 ^{ab} ± 0.02	0.78 ^{ab} ± 0.02	6.29 ^{abc} ± 0.21
PA 春季 Spring	15.75 ^{ns} ± 0.85	119.75 ^{ab} ± 42.10	0.97 ^{ab} ± 0.03	0.81 ^{ab} ± 0.01	5.91 ^{bc} ± 0.53
夏季 Summer	17.50 ^{ns} ± 1.44	120.50 ^{ab} ± 35.17	0.84 ^b ± 0.05	0.68 ^b ± 0.05	6.38 ^{abc} ± 0.55
秋季 Autumn	18.50 ^{ns} ± 0.87	121.50 ^{ab} ± 16.45	0.93 ^{ab} ± 0.06	0.73 ^{ab} ± 0.04	6.78 ^{abc} ± 0.48
OG 春季 Spring	16.00 ^{ns} ± 0.41	31.50 ^c ± 4.05	0.95 ^{ab} ± 0.04	0.80 ^{ab} ± 0.05	5.45 ^c ± 0.49
夏季 Summer	16.00 ^{ns} ± 0.71	70.25 ^{bc} ± 11.68	0.70 ^c ± 0.03	0.58 ^c ± 0.02	5.52 ^c ± 0.38
秋季 Autumn	15.50 ^{ns} ± 0.29	60.00 ^{bc} ± 4.04	0.92 ^{ab} ± 0.09	0.71 ^b ± 0.07	7.22 ^{ab} ± 0.67

小写字母表示差异显著性,相同字母差异不显著,不同字母差异显著($p < 0.05$, 邓肯法), ns 表示同组内均无显著性差异 Small letters denote statistical significance, same letters indicate no significant differences, different letters indicate significant differences ($p < 0.05$ by Duncan method), ns indicates no significant difference occurred in the whole group; 下同 the same below

2.2.3 群落多样性

采用多样性 H' 指数、均匀度 J 指数和丰富度 SR 指数计算各处理样地土壤线虫群落多样性,计算结果见表4。植被恢复方式间群落多样性相比,围栏封育样地群落多样性最高,种植苜蓿次之,过度放牧最低,方差分析显示,尽管均匀度 J 指数和丰富度 SR 指数差异不明显($p > 0.05$),但土壤线虫群落多样性 H' 指数样地间差异依然显著($p < 0.05$)(表3)。生物多样性是群落生物组成结构的重要指标,反映群落内物种的多少和生态系统食物网的复杂程度,从而反映各生境间的相似性及差异性。围栏封育样地群落多样性显著高于种植苜蓿和过度放牧样地,表明经过5a的连续处理,围栏封育样地、种植苜蓿和过度放牧等3类退化草地植被恢复方式样地土壤线虫群落环境已经发生了明显变化,与过度放牧相比,围栏封育和种植苜蓿等2种植被恢复方式都能很好地改善土壤线虫群落环境,但围栏封育方式处理样地土壤线虫群落最为复杂和稳定。

植被恢复方式也对土壤线虫群落多样性的季节变化产生了影响。各季节样地间线虫群落多样性 H' 指数、 J 指数和 SR 指数相比, H' 指数,春季和夏季围栏封育显著高于种植苜蓿和过度放牧,秋季尽管围栏封育高于种植苜蓿和过度放牧,但统计分析差异不明显; J 指数,春季和秋季围栏封育显著高于种植苜蓿和过度放牧,夏季则是种植苜蓿和围栏封育显著高于过度放牧; SR 指数,春季围栏封育显著高于种植苜蓿和过度放牧,夏季,围栏封育和种植苜蓿显著高于过度放牧,秋季过度放牧显著高于种植苜蓿和围栏封育。各类样地季节间土壤线虫群落多样性 H' 指数、 J 指数和 SR 指数比较, H' 指数和 J 指数,3类样地均为春季显著高于秋季和

夏季; *SR* 指数, 围栏封育样地春季 > 夏季 > 秋季, 种植苜蓿和过度放牧样地为秋季 > 夏季 > 春季, 统计分析差异显著(表 4)。

2.3 土壤线虫群落功能类群特征

采用 ΣMI 指数、*MI* 指数、*PPI* 指数和 *PPI/MI* 值研究中度退化草地不同植被恢复方式下土壤线虫群落功能结构的差异。功能(营养)类群划分和 *cp* 值的确定见表 2。 ΣMI 指数、*MI* 指数、*PPI* 指数和 *PPI/MI* 值计算结果见表 6。

植被恢复方式间土壤线虫功能类群特征相比, ΣMI 指数、*PPI* 指数和 *PPI/MI* 值, 过度放牧样地最高, 种植苜蓿次之, 围栏封育最低, 方差分析显示 ΣMI 指数和 *PPI* 指数样地间差异极为显著 ($p < 0.001$), *PPI/MI* 值样地间差异较显著 ($p < 0.01$), 而 *MI* 指数, 尽管围栏封育样地最高, 过度放牧次之, 种植苜蓿最低, 方差分析显示其样地间差异不明显 ($p > 0.05$) (表 5)。

表 5 不同植被恢复条件和季节变化对土壤线虫功能类群特征的影响

Table 5 Effect of different vegetation restoration practices and seasons on functional groups of soil nematodes

项目 Item	DF	ΣMI		<i>MI</i>		<i>PPI</i>		<i>PPI/MI</i>	
		<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
生境 Habitats	2	17.359	< 0.001	1.882	> 0.05	13.282	< 0.001	9.003	< 0.01
季节 Seasons	2	0.646	> 0.05	2.291	> 0.05	1.579	> 0.05	0.270	> 0.05
交互作用 Interaction	4	2.932	< 0.05	1.210	> 0.05	3.155	< 0.05	3.963	< 0.05

种植苜蓿和过度放牧样地 ΣMI 指数、*PPI* 指数和 *PPI/MI* 值明显高于围栏封育样地, 表明经过长期处理, 围栏封育样地、种植苜蓿和过度放牧等退化草地植被恢复方式样地间土壤线虫群落功能类群特征发生了一定程度的改变, 与围栏封育相比, 过度放牧和种植苜蓿植被恢复方式显著改变了植物寄生性线虫 *r*-和 *k*-选择的比例, 而自由生活线虫 *r*-和 *k*-选择比例样地间相差不大。植被恢复方式对植物寄生性线虫类群特征的影响更大。

表 6 可见, 各季节样地间土壤线虫群落 ΣMI 指数、*MI* 指数、*PPI* 指数和 *PPI/MI* 值相比, ΣMI 指数和 *PPI* 指数, 春季和秋季过度放牧和种植苜蓿显著高于围栏封育, 夏季则是种植苜蓿和过度放牧显著高于围栏封育; *MI* 指数, 各季节样地间差异不明显; *PPI/MI* 值, 春季和夏季种植苜蓿和过度放牧显著高于围栏封育, 秋季则是过度放牧显著高于种植苜蓿和围栏封育。

表 6 不同植被恢复与重建条件下土壤线虫功能类群特征

Table 6 Characteristics of functional groups of soil nematodes under different vegetation restoration conditions

因子 Factors	ΣMI	<i>MI</i>	<i>PPI</i>	<i>PPI/MI</i>
FE	2.16 ^b ± 0.02	2.05 ^{ns} ± 0.03	2.54 ^b ± 0.06	1.24 ^b ± 0.04
PA	2.40 ^a ± 0.05	1.98 ^{ns} ± 0.03	2.79 ^a ± 0.04	1.41 ^a ± 0.03
OG	2.49 ^a ± 0.06	2.00 ^{ns} ± 0.03	2.83 ^a ± 0.04	1.42 ^a ± 0.03
春季 Spring	2.32 ^{ns} ± 0.04	1.97 ^{ns} ± 0.03	2.70 ^{ns} ± 0.04	1.38 ^{ns} ± 0.04
夏季 Summer	2.34 ^{ns} ± 0.07	2.01 ^{ns} ± 0.04	2.68 ^{ns} ± 0.08	1.34 ^{ns} ± 0.06
秋季 Autumn	2.38 ^{ns} ± 0.07	2.05 ^{ns} ± 0.01	2.78 ^{ns} ± 0.04	1.36 ^{ns} ± 0.02
FE 春季 Spring	2.23 ^{od} ± 0.01	2.05 ^{ns} ± 0.04	2.62 ^b ± 0.09	1.28 ^{bc} ± 0.06
夏季 Summer	2.12 ^d ± 0.06	2.06 ^{ns} ± 0.09	2.36 ^c ± 0.13	1.16 ^c ± 0.10
秋季 Autumn	2.12 ^d ± 0.02	2.05 ^{ns} ± 0.02	2.65 ^b ± 0.04	1.29 ^{abc} ± 0.03
PA 春季 Spring	2.28 ^{bcd} ± 0.06	1.89 ^{ns} ± 0.04	2.71 ^{ab} ± 0.07	1.44 ^{ab} ± 0.07
夏季 Summer	2.51 ^{ab} ± 0.07	1.95 ^{ns} ± 0.05	2.89 ^a ± 0.02	1.48 ^a ± 0.04
秋季 Autumn	2.40 ^{bc} ± 0.10	2.09 ^{ns} ± 0.01	2.76 ^{ab} ± 0.07	1.32 ^{abc} ± 0.03
OG 春季 Spring	2.44 ^{abc} ± 0.07	1.96 ^{ns} ± 0.04	2.75 ^{ab} ± 0.07	1.41 ^{ab} ± 0.06
夏季 Summer	2.40 ^{bc} ± 0.14	2.02 ^{ns} ± 0.09	2.80 ^{ab} ± 0.07	1.39 ^{ab} ± 0.06
秋季 Autumn	2.64 ^a ± 0.00	2.03 ^{ns} ± 0.01	2.93 ^a ± 0.01	1.45 ^{ab} ± 0.01

各类样地季节间土壤线虫群落 ΣMI 指数、 MI 指数、 PPI 指数和 PPI/MI 值相比,围栏封育样地, ΣMI 指数春季明显高于夏季和秋季, MI 指数季节间差异不大, PPI 指数和 PPI/MI 值夏季显著低于秋季和春季;种植苜蓿样地, MI 指数秋季显著高于夏季和春季, ΣMI 指数、 PPI 指数和 PPI/MI 值均为夏季最高;过度放牧样地, ΣMI 指数、 MI 指数、 PPI 指数和 PPI/MI 值均为秋季最高, ΣMI 指数和 PPI 指数秋季与春夏两季差异显著, MI 指数和 PPI/MI 值季节间差异不明显。

3 讨论

过度放牧主要表现为家畜对草地的过度采食和践踏,过度采食和践踏会减少牧草种类和数量,降低牧草的高度、密度和盖度,使地表裸露,蒸发作用增强,使溶于地下水的盐碱随毛管作用上升,土壤盐碱化加重,同时由于凋落物的减少或消失,也会使其分解产物有机质和有机酸含量下降,从而使土壤碱性增强,肥力下降^[20]。本研究表 1、表 2 结果表明,过度放牧致使草地土壤环境恶化,样地土壤线虫群落组成受到影响。此外,有研究表明过度放牧也影响牧草地下生物量的累积,尽管家畜不直接采食牧草地下部分^[22]。过度放牧条件下,牧草的根茎生长深度与节间长度都发生变化,相对于封育条件,牧草的根茎变浅、变短,牧草的根茎减小必然导致其地下部分生物量的积累的降低。牧草地下部分生物量的积累的降低也可能对土壤线虫的群落组成产生影响。

围栏封育是退化草地自然恢复最为经济的一种方法,它可以使植物在自然恢复过程中得以休养生息,不但群落类型发生改变,而且群落结构也随着发生相应的变化,植被按正向演替进行,使退化草地自然恢复到原来面貌。苜蓿是世界上分布广泛的一种多年生豆科牧草,无论是干草还是青储都是家畜和驯养野生动物的优良饲草,苜蓿有强大的根系,能吸收土壤深层的水分、养分和固定土壤中游离态氮,可以培肥地力,同时具有改良土壤、保持水土的作用^[20]。目前松嫩草原退化草地的恢复与重建措施以生物改良为主,围栏封育和种植苜蓿等优良牧草是最主要和常见的两种方式。

过度放牧是造成草地退化的主要原因之一^[20]。过度放牧活动对包括线虫在内的土壤动物群落结构的影响是负面的^[32,33]。与过度放牧样地相比,围栏封育和种植苜蓿样地无论线虫个体密度还是类群属数都是最高,这两类样地土壤线虫群落拥有较高的多样性、均匀度和丰富度,环境条件相对优越,而过度放牧样地,土壤线虫的个体密度、类群属数、多样性、均匀度和丰富度等很低。在土壤线虫群落结构所有参数中,个体密度和多样性指数(H')样地间差异最显著,围栏封育和种植苜蓿样地明显高于过度放牧样地,这些差异反映了围栏封育和种植苜蓿对退化草地土壤线虫群落结构具有明显改善作用。

表 4 结果显示,种植苜蓿样地土壤线虫个体密度和群落多样性指数(H')尽管明显高于过度放牧样地,但是依然显著低于围栏封育样地。该结果可能与两个样地间土壤有机质和全氮等的差异有关。苜蓿具有强大的固氮能力,导致植株反馈到土壤中的分泌物和根系腐烂物含氮量高,从而降低了土壤有机质的 C/N 比,加强了有机质的矿化分解,又因有机质与全氮呈正相关,即全氮中有机氮占 95% 以上,有机质分解导致其含量降低,全氮量也随之降低^[20]。与围栏封育样地相比,种植苜蓿样地土壤有机质和全氮改善升高幅度小。土壤有机质和全氮等土壤质量指标与线虫个体密度一般呈极显著正相关^[4]。上述结果表明与种植苜蓿植被恢复方式比,选择围栏封育可能更利于退化草地土壤线虫群落的恢复与重建。

一般情况下,土体中土壤动物类群数量和个体数量的垂直分布具有表聚性^[19]。这主要因为土壤动物的垂直分布受土壤理化性质和营养状况的制约,随着土层的加深,土壤温度和孔隙度减少,土壤 pH 值和含盐量升高,营养状况也是如此,土壤有机质和全 N 也是随着土层深度而减少,0 ~ 10cm 土层正是植物根系分布区,土壤相对疏松,通气性好,营养丰富,因而土壤动物相对增多,这种规律在草原区具有普遍性^[34]。围栏封育样地与该规律相符,土壤线虫类群和个体数量主要分布在 0 ~ 10cm 土层,种植苜蓿样地线虫类群和个体数量在表层土层和深层土层间递减幅度小于围栏封育样地,过度放牧样地线虫个体数量夏季和秋季则表现出明显的下移趋势,深层土层个体数量甚至高于表层土层。人工种植苜蓿和过度放牧对土壤线虫的垂直分布产生了影响。

MI 指数和 *PPI* 指数最早由 Bongers 提出,反映土壤线虫群落功能结构特征,用以评价人为干扰活动对土壤线虫群落的影响^[26]。*MI* 指数指示土壤自由生活线虫 *r*-选择和 *k*-选择的比例,显示线虫的生活周期、繁殖力和抗干扰能力的强弱;*PPI* 指数则指示植物寄生线虫 *r*-选择和 *k*-选择的比例,反映植物寄生线虫的抗干扰能力和繁殖能力^[35]。后来 Yeates 又提出了 ΣMI 指数^[3]。*PPI/MI* 值的应用是 Bongers 1997 年提出的,他认为耕作和施肥会使土壤线虫群落 *PPI/MI* 值升高,未受扰动的自然环境的土壤线虫群落 *PPI/MI* 值将低于耕作土壤,在一定条件下 *PPI/MI* 值反映土壤生态系统对外界干扰恢复程度可能更敏感^[36]。依据表 6 数据,围栏封育样地 *PPI/MI* 值明显小于种植苜蓿和过度放牧样地,统计差异显著,基本符合客观实际,种植苜蓿过程中存在整地和施肥等干扰活动,而过度放牧则由于家畜的过度采食和践踏,使草地受到的外来干扰作用更强。

类群属数、个体密度、群落多样性和功能类群指数是评价土壤线虫群落结构变化的量化指标,上述不同指数组成的指标能够一定程度反映群落环境质量状况。本文通过研究土壤线虫类群属数、个体密度、群落多样性和功能类群指数可以反映围栏封育和种植苜蓿等中度退化草地植被恢复生境与过度放牧导致草地退化生境的土壤线虫群落的显著差异,并可以进一步区分围栏封育和种植苜蓿之间的不同。松嫩草原中度退化草地植被恢复方式对土壤线虫生存环境产生了明显影响。退化草地生态恢复与重建过程中,在充分考虑区域植被景观改善和土壤理化性质改良时,也应该考虑不同恢复措施对土壤线虫的影响,毕竟土壤中线虫具有丰富的物种多样性,它们是陆地生态系统的重要组成部分。

References:

- [1] Ingham R E, Trofymow J A, Ingham E R, *et al.* Interactions of bacteria, fungi, and their nematode grazers effects of nutrient cycling and plant growth. *Ecological Monographs*, 1985, 55: 119—140.
- [2] Liang W, Wen D Z. Soil biota and its role in soil ecology. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2001, 12(1): 137—140.
- [3] Yeates G W, Bongers T. Nematode diversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 1999, 74: 113—135.
- [4] Li H X, Liu M Q, Hu F, *et al.* Nematode abundance under different vegetations restored on degraded Red Soil. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, 22(11): 1882—1889.
- [5] Urzelai A, Hernandez A J, Pastor J. Biotic indices based on soil nematode communities for assessing soil quality in terrestrial ecosystems. *The Science of the Total Environment*, 2000, 247: 253—261.
- [6] Ekschmitt K, Bakony G, Bongers M. Nematode community structure as indicator of soil functioning in European grassland soils. *European Journal of Soil Biology*, 2001, 37: 263—268.
- [7] Liang W J, Zhang W M, Li W G, *et al.* Effect of chemical fertilizer on nematode community composition and diversity in the Black Soil Region. *Biodiversity Science*, 2001, 9(3): 237—240.
- [8] Schloter M, Dilly O, Munch J C. Indicators for evaluating soil quality. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2003, 98: 255—262.
- [9] Li Y J, Wu J H, Chen H L, *et al.* Nematodes as bioindicator of soil health: methods and applications. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2005, 16(8): 1541—1546.
- [10] Sohlenius B, Bostrom S, Sandor A. Long-term dynamics of nematode communities in arable soil under four cropping systems. *Journal of Applied Ecology*, 1987, 24: 131—144.
- [11] Freckman D W, Ettema C H. Assessing nematode communities in agri-ecosystems of varying human intervention. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 1993, 45: 239—261.
- [12] Fu S L, Coleman D C, Hendrix P F. Responses of trophic groups of soil nematodes to residue application under conventional tillage and no-till regimes. *Soil Biology & Biochemistry*, 2000, 32: 1731—1741.
- [13] Ferris H, Venette R C, Scow K M. Soil management to enhance bacterivore and fungivore nematode populations and their nitrogen mineralisation function. *Applied Soil Ecology*, 2004, 25: 19—35.
- [14] Wasilewska L. Changes in the structure of the soil nematode community over long-term secondary grassland succession in drained fen peat. *Applied Soil Ecology*, 2006, 32: 165—179.
- [15] Wang Z Z, Zhang Y M, Wu H S. Study towards the eco-geographic community of Mountain soil Nematoda in the middle of Hunan. *Journal of Natural*

- Science of Hunan Normal University, 1992, 15(3): 72—78.
- [16] Hu F, Lin M S, Wu S M. Characteristics of nematode population in low hill red soil ecosystems in central Jiangxi Province, subtropical China. In: Wang M Z, Zhang T L, He Y Q eds. Research on Red Soil Ecosystem. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 1993. 177—182.
- [17] Liang W J, Li Q, Jiang Y, *et al.* Nematode faunal analysis in an aquatic brown soil fertilized with slow-release urea, Northeast China. Applied Soil Ecology, 2005, 29: 185—192.
- [18] Wu J H, Fu C C, Lu F, *et al.* Changes in free-living nematode community structure in relation to progressive land reclamation at an intertidal marsh. Applied Soil Ecology, 2005, 29: 47—58.
- [19] Yin X Q, Wang H X, Zhou D W. Characteristics soil animals communities in different agricultural ecosystem in the Songnen Grassland of China. Acta Ecologica Sinica, 2003, 23(6): 1071—1078.
- [20] Liu X T. Management on degraded land and agricultural development in Songnen Plain. Beijing: Science Press, 2001. 62—192.
- [21] Song C C, Ke Y, Deng W, *et al.* Ecological Geochemistry of Salinization Soil in Songnen Plain. Beijing: Science Press, 2003. 1—206.
- [22] Zhu T C. Yang-Cao Biological Ecology. Changchun: Jilin Science and Technology Press, 2004. 523—609.
- [23] Wu D H, Hu K, Yin X Q. Ecological characteristics of soil macro-animal community in mid-south Songnen degraded *Leymus chinensis* grassland under restoration succession. Acta Prataculturae Sinica, 2004, 13(5): 121—126.
- [24] Yin W Y. Pictorial keys to soil animals of China. Beijing: Science Press, 1998. 51—89, 437—475.
- [25] Lu R K. Soil and agricultural chemistry analysis. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 1999. 1—163.
- [26] Bongers T. The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. Oecologia, 1990, 83: 14—19.
- [27] Serigne T K, Callistus K P O, Alain A. Diversity of plant-parasitic nematodes and their relationships with some soil physico-chemical characteristics in improved fallows in western Kenya. Applied Soil Ecology, 2001, 18: 143—157.
- [28] Imaz A, Hernández M A, Ariño A H, *et al.* Diversity of soil nematodes across a Mediterranean ecotone. Applied Soil Ecology, 2002, 20: 191—198.
- [29] Bongers T, de Goede R G M, Korthals G, *et al.* Proposed changes of c-p classification for nematodes. Russian Journal of Nematology, 1995, 3: 61—62.
- [30] Berkelmans R, Ferris H, Tenuta M. Effects of long-term crop management on nematode trophic levels other than plant feeders disappear after 1 year of disruptive soil management. Applied Soil Ecology, 2003, 23: 223—235.
- [31] Ferris H, Venette R C, Scow K M. Soil management to enhance bacterivore and fungivore nematode populations and their nitrogen mineralisation function. Applied Soil Ecology, 2004, 25: 19—35.
- [32] Liu X M, Guan H B, Liu Y J, *et al.* Study on soil animal diversity under grazing in horqin sandy pasture, Inner Mongolia. Journal of Desert Research, 2000, 20(suppl.): 29—32.
- [33] Wang K H, McSorley R, Bohlen P, *et al.* Cattle grazing increases microbial biomass and alters soil nematode communities in subtropical pastures. Soil Biology & Biochemistry, 2006, 38: 1956—1965.
- [34] Guo J X, Zhu T C. Characteristics of soil fauna in *Aneurolepidium Chinense* grassland. Chinese Journal of Applied Ecology, 1995, 6(4): 359—362.
- [35] Chen L J, Duan Y X, Liang W J, *et al.* Effects of aldicarb on community structure and biodiversity of soil nematodes in soybean field. Soybean Science, 2006, 25(2): 164—169.
- [36] Bongers T, van der Meulen H, Korthals G. Inverse relationship between the nematode maturity index and plant parasite index under enriched nutrient conditions. Applied Soil Ecology, 1997, 6: 195—199.

参考文献:

- [2] 梁文举, 闻大中. 土壤生物及其对土壤生态学发展的影响. 应用生态学报, 2001, 12(1): 137—140.
- [4] 李辉信, 刘满强, 胡锋, 等. 不同植被恢复方式下红壤线虫数量特征. 生态学报, 2002, 22(11): 1882—1889.
- [7] 梁文举, 张万民, 李维光, 等. 施用化肥对黑土地区线虫群落组成及多样性产生的影响. 生物多样性, 2001, 9(3): 237—240.

- [9] 李玉娟,吴纪华,陈惠丽,等. 线虫作为土壤健康指示生物的方法及应用. 应用生态学报,2005,16(8):1541~1546.
- [15] 王振中,张友梅,伍惠生. 湘中山地土壤线虫(Nematoda)生态地理群的研究. 湖南师范大学自然科学学报,1992,15(3):72~78.
- [16] 胡锋,林茂松,吴珊眉. 江西中部亚热带低山红壤生态系统线虫种群特征. 见:王明珠,张桃林,何圆球,等编. 红壤生态系统研究(第二集). 北京:中国农业科技出版社,1993.177~182.
- [19] 殷秀琴,王海霞,周道玮. 松嫩草原区不同农业生态系统土壤动物群落特征. 生态学报,2003,23(6):1071~1078.
- [20] 刘兴土. 松嫩平原退化土地整治与农业发展. 北京:科学出版社,2001. 62~192.
- [21] 宋长春,何岩,邓伟,等. 松嫩平原盐渍土壤生态地球化学. 北京:科学出版社,2003. 1~206.
- [22] 祝廷成. 羊草生物生态学. 长春:吉林科学技术出版社,2004. 523~609.
- [23] 吴东辉,胡克,殷秀琴. 松嫩草原中南部退化羊草草地生态恢复与重建中大型土壤动物群落生态特征. 草业学报,2004,13(5):121~126.
- [24] 尹文英. 中国土壤动物检索图鉴. 北京:科学出版社,1998. 51~89,437~475.
- [25] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京:中国农业科技出版社,1999. 1~163.
- [32] 刘新民,关宏斌,刘永江,等. 科尔沁沙质放牧草地土壤动物多样性特征研究. 中国沙漠,2000,20(增刊):29~32.
- [34] 郭继勋,祝廷成. 羊草草原土壤动物特征的研究. 应用生态学报,1995,6(4):359~362.
- [35] 陈立杰,段玉玺,梁文举,等. 涕灭威对大豆田土壤线虫生物多样性的影响. 大豆科学,2006,25(2):164~169.