

DOI: 10.5846/stxb201305131037

卢训令, 汤茜, 梁国付, 丁圣彦. 黄河下游平原不同非农生境中植物多样性. 生态学报, 2015, 35(5): 1527-1536.

Lu X L, Tang Q, Liang G F, Ding S Y. Plant species diversity of non-agricultural habitats in the lower reaches of the Yellow River plain. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(5): 1527-1536.

黄河下游平原不同非农生境中植物多样性

卢训令^{1,2,3}, 汤茜^{1,2}, 梁国付^{1,2}, 丁圣彦^{1,2,3,*}

1 教育部黄河中下游数字地理技术重点实验室, 开封 475004

2 河南大学环境与规划学院, 开封 475004

3 河南大学生态科学与技术研究所, 开封 475004

摘要: 自然、半自然等非农生境是区域农业景观的重要组成部分, 对区域生物多样性保护具有重要意义。黄河下游平原区是典型的农业景观, 农田是最主要的景观类型, 林地、树篱等景观要素散布其中, 为研究区内非农生境中生物多样性及其生态效应, 采用典型样地法对区内典型农业景观中林地、树篱、田间道路和沟渠等主要非农生境中的植物群落进行调查研究。结果显示: 区内植物组成以菊科、禾本科等为主; 区内植物科的地理成分以世界分布和泛热带分布为主, 各生境间有一定的差异, 属的地理成分复杂, 具有中国 15 个种子植物属分布型中的 13 个, 以温带分布、世界分布和泛热带分布为主, 总体上区内的植物组成以广布种为主, 优势科属明显, 特有种缺乏; 各非农生境中的植物多样性存在一定的差异, 林地和树篱生境具有较高的物种丰富度和多样性, 显著高于田间道路, 沟渠、林地和树篱生境中的物种均匀度和群落盖度均显著高于田间道路; β 多样性分析表明田间道路生境中的群落组成分化程度在各样点间最大 (β 多样性指数最高); 树篱、林地和田间道路等生境间群落相似性均较高, 但其群落结构和优势种组成方面却存在显著的差异, 沟渠作为一种特殊生境与其它生境间的群落相似性相对较低。研究表明, 在黄河下游平原典型农业景观中, 作为非农生境存在的林地和树篱在物种多样性维持中具有重要地位, 沟渠为水生和湿生植物提供了庇护所, 意义重大; 各生境间高的群落相似性仅是物种组成名录相似性的反映, 其空间格局和优势种群间差异明显, 各生境植物群落的生态功能差异巨大。未来区内生物多样性的保护应重在生态系统过程、功能的加强以及生态系统服务的维持和提高, 且需进一步在景观水平上探讨各非农景观要素的空间构型对其生态效益的影响机制及其调控和管理策略。

关键词: 非农生境; 植物群落; 物种多样性; 植物区系; 黄河下游平原

Plant species diversity of non-agricultural habitats in the lower reaches of the Yellow River plain

LU Xunling^{1,2,3}, TANG Qian^{1,2}, LIANG Guofu^{1,2}, DING Shengyan^{1,2,3,*}

1 Key Laboratory of Geospatial Technology for the Middle and Lower Yellow River Regions, Ministry of Education, Kaifeng 475004, China

2 College of Environment and Planning, Henan University, Kaifeng 475004, China

3 Institute of Ecological Science and Technology, Henan University, Kaifeng 475004, China

Abstract: The well-being and survival of humanity depends upon the stability and sustainability of services provided by agricultural ecosystems. Natural and semi-natural habitats within agricultural landscapes, as well as the associated plant communities thereof, are of vital importance for preserving biodiversity in agro-ecosystems. Agricultural landscapes interspersed with forest and hedge patches dominate the lower reaches of the Yellow River Plain. In order to understand the characteristics and ecological functions of plant communities in non-agricultural habitats, a total of 54 plots were set up in Fengqiu county of Henan Province, reflecting landscape patterns. Within these plots, the vegetation in natural and semi-natural habitats was investigated by using the Braun-Blanquet method. The surveyed habitats were mainly planted forests,

基金项目: 国家自然科学基金 (41371195, 41071118)

收稿日期: 2013-05-13; 网络出版日期: 2014-04-17

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: syding@henu.edu.cn

hedges, field roads, and ditches. The results of this study are as follows: (1) A total of 184 species belonging to 51 families and 157 genera (1 species belonging to ferns) have been encountered in the study area, 6 dominant families (Compositae, Gamineae, Leguminosae, Cruciferae, Labiatae, and Solanaceae) account for 48.9% of all species. The plants are predominantly cosmopolitan (26 families, 148 species) and pantropic (14 families, 23 species) types, accounting for 80.0% (40/50) of the total families and 93.4% (171/183) of the total species. Ditches and field roads are primary habitats of the cosmopolitan types-respectively, 88.5% and 86.0% of the plant species have been detected in these two habitats. The genera show complex patterns of geographical distribution type, comprising 13 of the 15 distribution types of Chinese seed plants. The temperate (53 genera, 56 species), cosmopolitan (32 genera, 48 species) and pantropic (30 genera, 34 species) are the dominant distribution types (73.7% of all genera and 75.4% of all species). Overall, the study area is dominated by the widespread species, the dominant families and genera show marked superiority over the lesser taxa, and there is a distinct lack of endemic species. (2) The planted forests and hedges have the highest species richness and diversity compared with the other non-agricultural habitats. The evenness and coverage in the ditches, planted forests and hedges are significantly higher than in the field roads. The field roads have the highest β -diversity. (3) Community similarity analysis shows that the planted forests, hedges and field roads have high inter-community similarity, while the ditches have low inter-community similarity attributable mainly to species characteristics. Given the difference in community coverage and species importance value (*IV*) of the planted forests, hedges and field roads, we suggest that the results of the similarity analysis reflect the similarity of species occurrence rather than that of ecological functioning. Based on the results of this study, we believe that the planted forests and hedges have an important role in species conservation. The species diversity of planted forests is nearly equal to that of the hedges, indicating that the two habitats have similar abilities for protecting plant species in agro-landscapes. The ditches provide shelters for the hydrophytes and hygrophites. In the future, we should concentrate on biodiversity characteristics controlling the ecosystem processes that underpin ecosystem functioning and services, investigate the ecological effects and mechanisms of the spatial configuration of the landscape elements, and explore appropriate regulation and management strategies. Furthermore, constructing hedge corridors may be an advisable approach for maintaining agricultural production and ecological functions in the study area. The ecological functions of planted forests may be enhanced by appropriately modifying the forests' structure and species composition to boost species diversity. Further studies are required to understand how agricultural landscapes can be configured to simultaneously maintain agricultural productivity and ecosystem functioning.

Key Words: non-agricultural habitats; plant community; species diversity; flora; lower reaches of the Yellow River plain

农业景观是人类生活所需资料的最主要来源地,约占据了地球陆地表层面积的 50%,农业景观生态系统的健康可持续关乎着人类福祉。随着农业用地的持续扩张,土地利用的集约程度也日益增强,与之相伴的是农业景观中生物多样性的持续丧失和生态系统功能和服务的严重缺失^[1-3]。而农业景观生态系统的持续发展离不开生物多样性早已成为共识^[4-5]。农业景观中很多非农生物与农业目标生物相伴而生,它们的生存离不开农业景观所提供的食物和栖息地^[6],农业景观中非农生境和异质性的存在与维持对生物多样性保护具有重要作用^[7-9]。通过增加景观异质性和非农生境构建以提高农业景观中生物多样性早已成为欧盟和美国农业环境保护的重要内容^[10-11]。在保障粮食供给以满足日益增长的人口需求的背景下,如何权衡农业用地、农业生产实践与保护生物多样性及其提供的生态系统服务已成为人类面临的最严峻挑战^[12-15],且已有研究证实这种双赢的局面是可以实现的^[16-17]。国内的研究人员对农业景观中的生物多样性和生态系统服务等也开展了大量研究,研究尺度涵盖了区域(景观)、局地和田块等不同水平^[18-20],但生物类群以动物为主,受“杂草”名称和对农产品产量追求等诸多负面的影响,农业景观生态系统中非农植物多样性的保护及其分布格局、生态过程和生态效应的研究尚未得到足够的关注^[21]。而农业景观中的植物群落又是捕食生物的食源地、栖息地、越冬地和庇护所等,在整个农业景观生态系统服务发挥和可持续发展中具有极其重要的生态作用。

黄河下游平原是我国最重要的粮食主产区和核心区之一,耕作历史最为悠久,农业用地是区内最重要的

土地利用方式,农业景观是区内的主体景观类型。人类活动对区内的景观结构影响深刻,并进一步对农业景观中的生物多样性和生态系统服务产生重要影响。但目前关于区内农业景观中生物多样性的研究还较少^[22-23]。区内农业景观中生物多样性及其分布格局如何?各非农生境对区域生物多样性有何贡献?目前这些问题尚不清楚,而这些问题的解决是探讨区域农业用地、生物多样性保护和生态系统服务维持的前提和基础。为此本研究通过对黄河下游平原典型区域农业景观中植物多样性进行调查,探讨区内主要非农生境中的植物物种多样性和群落特征,为未来区域可持续农业景观构建提供理论和数据支撑。

1 研究区概况

研究区位于河南省新乡市封丘县,地处黄河故道,是典型的黄河下游冲积平原区,我国的商品粮基地县之一。地理位置为 34°53′—35°14′ N,东经 114°14′—114°45′ E 之间,总面积约 1225.6km²。区内地势由西南向东北稍倾,成土母质为第四纪全新世以来的黄河冲积物,土壤类型以潮土为主,属暖温带大陆性季风气候,多年平均降雨量约 615mm,年均温约 13.9℃,地带性植被为落叶阔叶林,目前已几乎消失殆尽。区内以农业景观为主,农田(包括旱田、水田和设施农业等)是最主要的景观类型,居民点景观类型广泛散落在区域内,大小不一;林地景观多呈斑块状散布在农田中和居民点周边,以人工种植的杨树林为主(图 1)。

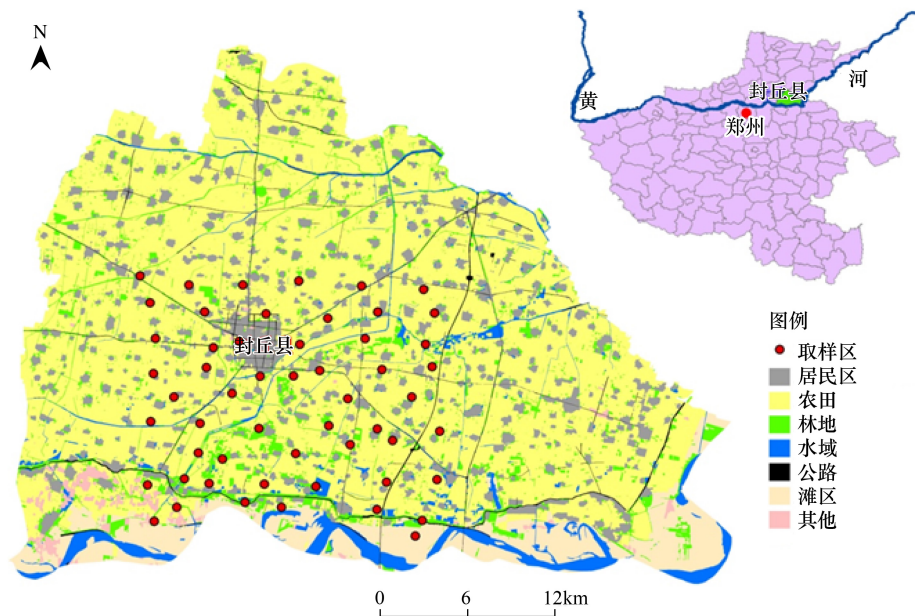


图 1 研究区景观类型及样地布设示意图

Fig.1 Landscape classification map and the schematic diagram of plots distribution

2 研究方法

2.1 样地设置和数据的收集

在研究区卫星影像和土地利用现状图的基础上,按照 2km×2km 分区的方式在研究区内进行布点,采用法瑞学派的典型样地法对各样点中主要非农生境(人工林地、树篱、田间道路和沟渠等)的植物群落进行调查,记录指标包括物种名、多优度、群集度、物候期等,同时记录各样方的地理坐标。野外群落调查在 2011 和 2012 年进行,其中 2011 年共设置 26 个样点,2012 年将取样点加密到 54 个,每个生境类别 5 个样方,全区共计调查 820 个样方(其中人工林地 255 个,树篱 260 个,田间道路 260 个,沟渠 45 个),在春、夏、秋三季进行重复取样。调查发现人工林地和树篱虽然存在乔木层,但其物种绝大多数均为单一的杨树,无多样性可言,且在整个研究区各生境中几乎均不存在灌木层,故整个研究和数据分析中所用的资料均为草本层数据。

2.2 数据的处理和指标的选择

(1) 物种丰富度

以样地中出现的物种数目 S 表示。

(2) 物种多样性指数

选取 Shannon-Wiener 指数为指标进行分析^[24], 计算公式为:

$$H' = - \sum_{i=1}^S P_i \ln P_i$$

式中, H' 为 Shannon-Wiener 指数; S 为样方内物种数目; P_i 为物种 i 在群落中的重要性, 为物种 i 的多优度与总多优度和的比值。

(3) 均匀度指数

本文选用基于 Shannon -Wiener 多样性指数的均匀度指数进行研究^[24]:

$$J'_H = \frac{H'}{H_{\max}}$$

其中, $H_{\max} = \ln S$

(4) Beta 多样性

选取 Whittaker Beta 多样性指数来反映生境中群落组成变化的幅度和分化程度^[25]。计算公式为:

$$\beta = \gamma / \alpha - 1$$

式中, γ 为某取样生境中的总物种数, α 为某生境类型所有取样点物种数的平均值。

(5) 相似性系数

分别选取 Jaccard 相似性系数、Czekanowski 相似性系数(又称 Sørensen 系数)和 Gleason 群落相似性系数进行计算, 其中 Gleason 系数由 Jaccard 相似性系数演变而来, 选用的计算指标为重要值^[26], 具体的计算公式分别如下:

$$IS_J = \frac{a}{a + b + c} \times 100\%$$

$$IS_C = \frac{2a}{2a + b + c} \times 100\%$$

$$IS_g = \frac{IV_a}{IV_a + IV_b + IV_c} \times 100\%$$

$$IV = PR + FR$$

式中, IS_J 、 IS_C 和 IS_g 分别为 Jaccard、Czekanowski 和 Gleason 相似性系数, a 为两个群落共有的物种数, b 和 c 分别为两个群落独有的物种数, IV 为物种的重要值, PR 为物种的相对显著度, 由物种的多优度计算获得, FR 为物种的相对频度, 所有物种的重要值总和为 2。

3 结果分析

3.1 植物区系分布

对群落调查数据进行统计分析发现, 在区内农业景观中共发现植物物种 184 种, 主要隶属于菊科 (Compositae)、禾本科 (Gramineae)、豆科 (Leguminosae)、十字花科 (Cruciferae)、唇形科 (Labiatae)、茄科 (Solanaceae) 等 51 科, 157 属, 蕨类植物 1 种。其中菊科 (19 属 29 种) 和禾本科 (23 属 24 种) 最为优势, 其次是豆科 (12 属 14 种), 十字花科 (8 属 9 种), 唇形科 (7 属 7 种) 和茄科 (6 属 7 种), 以上 6 科占了区内调查植物总种数的 48.9%。

参照吴征镒对中国种子植物科和属分布区类型的划分^[27-29], 对区内植物区系分布进行研究 (图 2), 结果表明: (1) 区内植物科的分布主要以世界广布 (26 科, 148 种) 和泛热带分布 (14 科, 23 种) 为主, 二者占了总科

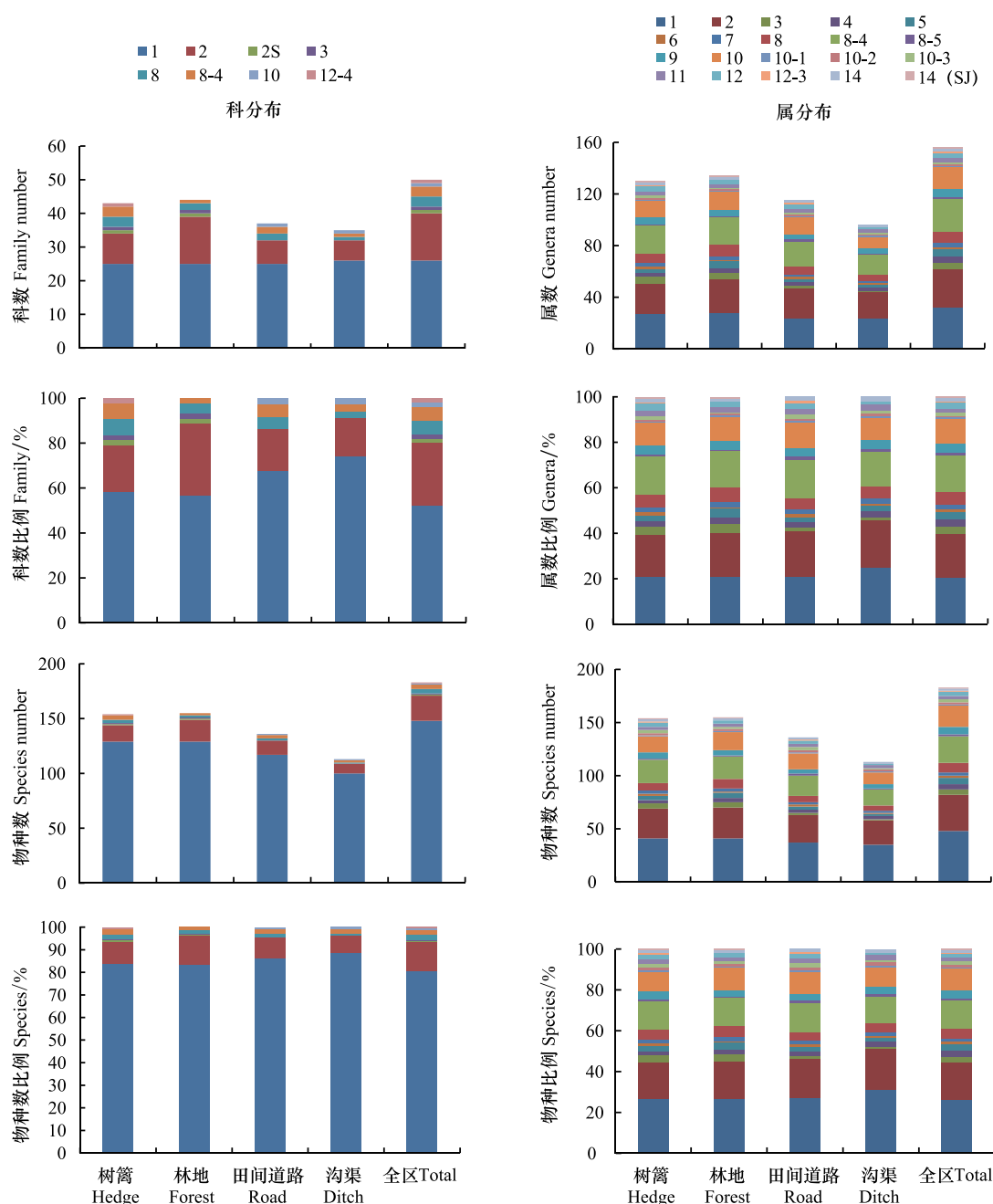


图2 植物区系分布特征

Fig.2 Distribution characteristics of flora

科的分布型 1: 世界广布, 2: 泛热带, 2S: 以南半球为主的泛热带, 3: 东亚(热带、亚热带)及热带南美间断, 8: 北温带, 8—4: 北温带和南温带间断分布, 10: 旧世界温带, 12—4: 巴尔干半岛至喜马拉雅间断于 Socotra 岛

属的分布型 1: 世界, 2: 泛热带, 3: 东亚(热带、亚热带)及热带南美间断, 4: 旧世界热带, 5: 热带亚洲至热带大洋洲, 6: 热带亚洲至热带非洲, 7: 热带亚洲, 8: 北温带, 8—4: 北温带和南温带间断分布, 8—5: 欧亚和南美洲温带间断, 9: 东亚及北美洲间断, 10: 旧世界温带, 10—1: 地中海区, 西亚(或中亚)和东亚间断, 10—2: 地中海区和喜马拉雅间断分布, 10—3: 欧亚和南非间断, 11: 温带亚洲, 12: 地中海区、西亚至中亚, 12—3: 地中海区至温带—热带亚洲, 大洋洲和/或北美南部至南美洲间断, 14: 东亚, 14(SJ): 中国—日本

数的 80.0% 和总种数的 93.4%, 北温带分布和全温带分布各有 3 科 4 种, 缺少特有分布科; 不同生境间有一定的差异, 田间路和沟渠生境中世界分布科的比例更高, 分别占了总科数的 67.6% 和 74.3%, 涵盖的物种比例更高达 86% 和 88.5%, 林地生境中的泛热带分布科的比例明显高于其它生境, 包含了总科数的 31.8% 和总种数的 12.9%, 树篱生境中具有较多的温带分布科, 占了总科数的 14.0%。(2) 属的地理成分复杂, 区内具有中国

15 个种子植物属分布区类型中的 13 个,仅缺少中亚分布与中国特有分布型,总体上以温带分布(53 属 56 种)、世界广布(32 属 48 种)和泛热带分布(30 属 34 种)为主,以上 3 种分布型占了全区属种数的 73.7% 和 75.4%,各生境中属的分布基本一致。以上结果表明,区内的植物物种组成以广布种为主,缺乏特有种。

3.2 植物物种多样性变化特征

对区内不同非农生境植物物种多样性特征进行分析(图 3),结果表明:物种丰富度在林地和树篱中最高(分别为 156 和 155 种),其次是田间道路,共 137 种,沟渠最少,仅 114 种;Shannon 多样性指数呈现林地中最高(3.70),其次是树篱(3.47)和沟渠(3.28),田间道路中最低(2.88),且林地、树篱和沟渠等生境中的物种多样性指数显著高于田间道路生境;各非农生境中的物种均匀度以林地和沟渠中最高,其次是树篱,但均显著高于田间道路生境;盖度能够从很大程度上反映一个生境中植物群落结构的优劣,从各生境中草本层盖度来看,沟渠生境中显著高于林地、树篱和田间道路等生境,并通过标准差反映出不同样点间的林地和田间道路生境中的草本层盖度存在较大的变异性(图 3)。

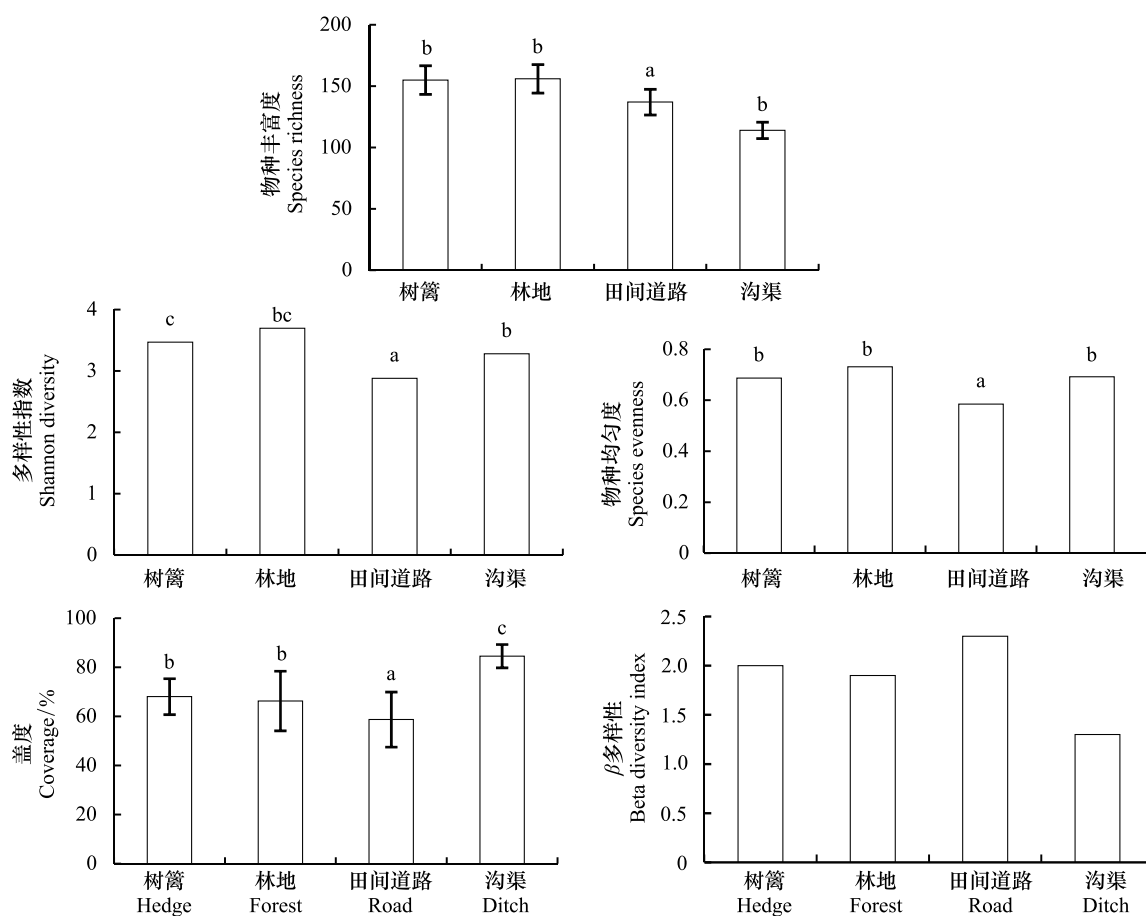


图 3 各非农生境间植物多样性特征比较

Fig.3 Comparison of plant diversity characteristics of different non-agricultural habitats

采用单因子方差分析进行显著性检验, $\alpha = 0.05$

β 多样性指数反映了不同生境内部群落组成在整个研究区各样点间的变化幅度和分化程度(图 3),结果表明:研究区田间道路生境中群落物种组成在各样点间的差异性是最大的,即各样点间物种的分化程度最高,其次是树篱和林地生境,沟渠生境中最低。这种变化趋势表明区域内非农生境中的植物群落结构受人类活动强度、干扰频率(田间道路生境中明显高于其它 3 种生境)和生境内生态因子异质性(沟渠生境中异质性相对较低)影响十分强烈。

3.3 生境间群落异质性分析

优势种对群落结构特征具有重要影响,物种的重要值展现了一个物种在整个区域内的优势度,通过对物种—累积重要值变化曲线的构建可以反映生境中优势种优势度的强度。不同生境中群落优势种重要值分析显示,群落主要优势种组成有一定的差异(表 1),树篱、田间道路和沟渠等生境中的物种重要值均以狗牙根(*Cynodon dactylon*)最高,尤以田间道路中为甚,林地生境中菰草(*Humulus scandens*)、狗牙根和小蓬草(*Conyza canadensis*)等具有相似的重要值,它们分别在不同样点中的林地生境中形成优势群落。结合物种数目-累积重要值变化曲线发现,田间道路中的优势种优势度最明显,沟渠、树篱和林地中顺次降低(图 4),推测在农业景观中,随着人类活动干扰的增强,群落中优势种的地位会更加突出,优势种对整个群落的控制作用愈加显著。对各生境的物种组成和基于物种重要值的相似性指数分析表明,各指数的变化趋势基本一致,只是数值高低稍有不同而已(图 4),3 个指数均显示:林地和树篱生境间的群落相似性最高,其次是树篱和田间道路间,水渠与林地和树篱生境间的相似性最低。表明在黄河下游平原农业景观中,除沟渠外,林地、树篱和田间道路等非农生境中物种组成具有极高的相似性,但群落优势种优势度和盖度等级具有较大的差异,尤其田间道路与其它生境间具有显著差异(图 3),推测农业景观中各非农生境间具有相似的物种组成,但其生态功能和服务却具有较大的差距。

表 1 不同生境植物群落主要优势种重要值排序
Table 1 Importance value (IV) of the dominant species in different habitats

	树篱 Hedge		林地 Forest		田间道路 Road		沟渠 Ditch	
	物种名 Species	重要值 IV	物种名 Species	重要值 IV	物种名 Species	重要值 IV	物种名 Species	重要值 IV
1	狗牙根 <i>C. dactylon</i>	0.22	菰草 <i>H. scandens</i>	0.15	狗牙根 <i>C. dactylon</i>	0.42	狗牙根 <i>C. dactylon</i>	0.18
2	菰草 <i>H. scandens</i>	0.14	狗牙根 <i>C. dactylon</i>	0.11	牛筋草 <i>Eleusineindica</i>	0.09	菰草 <i>H. scandens</i>	0.16
3	狗尾草 <i>SetariaViridis</i>	0.11	小蓬草 <i>C. canadensis</i>	0.11	狗尾草 <i>S. Viridis</i>	0.08	芦苇 <i>Phragmitesaustralis</i>	0.10
4	刺儿菜 <i>Cirsiumsetosum</i>	0.06	狗尾草 <i>S. Viridis</i>	0.10	蒺藜 <i>Polygonumaviculare</i>	0.07	白茅 <i>Imperatacylindrica</i> var. <i>major</i>	0.08
5	小蓬草 <i>C. canadensis</i>	0.05	鬼针草 <i>Bidensbipinnata</i>	0.06	菰草 <i>H. scandens</i>	0.06	狗尾草 <i>S. Viridis</i>	0.08
合计 Total		0.59		0.53		0.73		0.61
比例/% Ratio		29.31		26.26		36.47		30.25

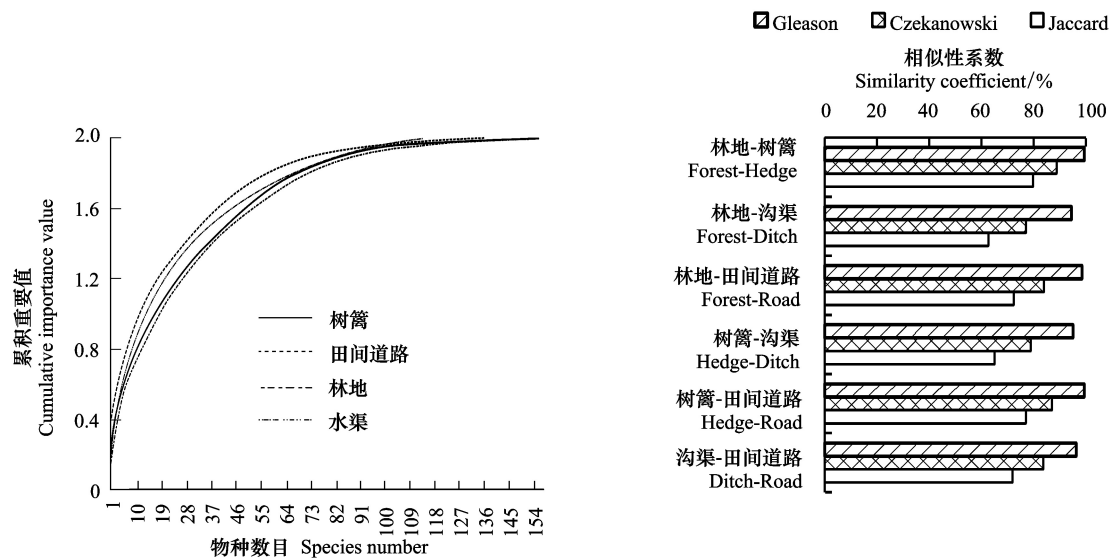


图 4 不同生境间群落异质性比较

Fig.4 Comparison of community heterogeneity of different habitats

4 结论和讨论

研究发现,黄河下游平原区农业景观中非农生境中具有较丰富的物种组成,但不同生境类型间具有一定的差异。林地和树篱生境中的物种丰富度和多样性最高,但与树篱相比,林地在物种多样性保护方面的优势并不甚明显;田间道路上物种多样性、均匀度和群落覆盖度均较低,且各样地间物种组成的分化程度很高,表明人类活动引起的干扰对该生境群落结构具有强烈影响;沟渠是区域内一个较为特殊的生境类型,物种多样性和均匀度较高,群落组成分化程度很低,群落间相似性系数分析表明沟渠景观中的植物群落是一个独立的类别,其群落组成与其它群落间差异较大;林地、树篱与田间道路等生境间的群落相似性极高,建议在景观或区域尺度上进行群落结构和生物多样性研究时,可以不再对这些生境进行单独分类。群落盖度和优势种重要值分析表明,田间道路生境与林地、树篱生境间的相似性仅是物种组成名录间的相似性,其群落结构、所发挥的生态系统功能和服务则是存在显著差异的。因人类活动的干扰,田间道路生境中在不同样点上物种组成的变异和分化程度急剧增大,优势种群更多的成群集或斑块状分布,多形成以狗牙根(*C. dactylon*)或蒺藜(*P. aviculare*)等耐践踏,强阳性物种为优势种的单优势群落。这些群落中优势种群的优势更明显。区系分析的结果表明,研究区内优势科属分布型很明显,各生境间优势分布科有一定的差异,但总体上以世界分布科为主。属的地理成分很复杂,具有中国 15 个种子植物属分布区类型中的 13 个,但各生境中均以温带、世界和泛热带分布为主。总体上,区内植物种以广布种为主,缺少特有种,优势科属分布型明显。因而在区域内进行的生物多样性保护应重在基于生态系统功能和服务的提高而进行的群落结构优化和生物多样性提高,更关注生物多样性控制和影响的生态系统过程及生态系统服务,而非单纯的追求高物种丰富度和众多濒危、特有物种的保护^[30]。

植物群落组成、结构、动态和物种多样性对区域生态系统结构、功能和服务的发挥具有至关重要的作用。非农生境中的植物群落在农业景观中具有重要的生态服务,如为动物提供食物、栖息地、保持水土等。研究表明随着农业集约化的进一步加强,农业景观中的昆虫和鸟类等物种丰富度因树篱等非农生境的清除及其导致的冬季食物缺乏和春季营巢地的缺少而持续降低^[1, 5, 9];同时研究证实在边缘生境中具有更高的物种多度和密度^[31],并随着植物多样性的下降,其生态效应会通过食物网络引起节肢动物种群丰富度的明显降低,并使系统内的食物网结构有捕食占优势向草食性转变^[32];另外这些非农生境中的植物群落对农药、化肥、降水等具有显著的过滤、沉降和缓冲效应,从而起到水源保障和避难所的作用^[33]。为减缓农业景观生物多样性的持续丧失,提高生态系统服务,欧盟在 20 世纪 80 年代提出了农业环境计划(Agri-Environment Schemes),尽管后来有些研究人员认为该计划对生物多样性的提升效用有限,尤其是对鸟类和哺乳动物而言^[34-35],但多数研究表明在特定区域其对遏制生物多样性丧失和提高生态系统服务具有重要意义^[36],非农生境的增加对植物多样性产生了强烈的促进作用^[31, 37],并能有效的提高传粉昆虫的服务效率^[38]和对生物物种丰富度产生强烈的影响^[39]。国内研究人员也发现农业景观中的非农生境在动物多样性保护方面具有重要作用^[18],但关于植物群落方面的研究还较少^[40-41]。而有关我国东部典型平原农业景观中非农生境植物群落结构、过程等依然不甚明了,农业景观中非农生境植物群落及其生态系统服务效应仍缺乏研究,在未来区域农业景观规划和管理过程中,如何权衡粮食供给和农业生态系统的健康可持续发展,农业景观中非农生境的布局和管理将具有极其重要的作用和意义。

黄河下游平原是我国最主要的粮食主产区和核心区,区域内农业生态系统的健康可持续发展是我们必须面对的科学和社会难题。农业景观中非农生境的存在对农业生态系统服务具有举足轻重的作用已成为共识^[6-9],但在全球人口激增、粮食需求日益增加的大背景下,在农业生产、生物多样性保护和生态系统服务可持续间的权衡与取舍中,如何合理的进行景观结构的优化,农业景观中的非农生境应该如何布局和管理才能使其生态服务效应最大化就成了全球性的挑战^[12-14, 42],而目前这一问题仍未得到解决^[43-44]。已有的研究表明,农业景观中非农生境连通性的增加能有效提高景观中的生物多样性^[45-46],树篱作为景观中一种典型的廊

道生境对生物多样性保护和生态系统服务具有举足轻重的作用,同时本研究也显示树篱生境中具有相当高的物种丰富度、多样性和群落盖度。研究区内的树篱和人工林生境中具备乔木层,但其绝大多数均为人工栽培的杨树,其 Shannon 多样性指数为 0,在单纯考虑物种多样性的情况下,本研究中没有对乔木层的多样性特征进行分析。但乔木层作为整个生态系统的上层部分,其组成和结构对整个生态系统的功能和下层植被特征及生物多样性具有重要的影响^[47],同时已有的研究也表明相较于自然林,没有乔木和灌木多样性的人工纯林在生态系统功能和服务方面的弱势和危害是显见的^[48]。在未来的农业景观构建中,应充分考虑树篱的重要作用,同时注意对当前人工林的合理改造,以提高其生物多样性和生态系统服务能力。沟渠作为区内农业景观的重要组成部分,提供了一种特殊生境,一方面是区内湿生物种的庇护所,同时其上的植物群落提供了净化水源、改善小气候等生态服务。但如何在农业景观中更有效的进行生物多样性保护与农业生态系统的健康可持续发展仍需进一步研究,并在景观水平上探讨各非农景观要素的空间构型对生物多样性和生态系统服务的影响机制及其调控和管理策略。

参考文献 (References):

- [1] Robinson R A, Sutherland W J. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology*, 2002, 39(1): 157-176.
- [2] Foley J A, DeFries R, Asner G P, Barford C, Bonan G, Carpenter S R, Chapin F S, Coe M T, Daily G C, Gibbs H K, Helkowski J H, Holloway T, Howard E A, Kucharik J, Monfreda C, Patz J A, Prentice I C, Ramankutty N, Snyder P K. Global consequences of land use. *Science*, 2005, 309(5734): 570-574.
- [3] Meehan T D, Werling B P, Landis D A, Gratton C. Agricultural landscape simplification and insecticide use in the Midwestern United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2011, 108(28): 11500-11505.
- [4] Altieri M A. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 1999, 74(1/3): 19-31.
- [5] Marshall E J P, Brown V K, Boatman N D, Lutman P J W, Squire G R, Ward L K. The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. *Weed Research*, 2003, 43(2): 77-89.
- [6] Tschamtké T, Klein A M, Krüess A, Steffan-Dewenter I, Thies C. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity-ecosystem service management. *Ecology Letters*, 2005, 8(8): 857-874.
- [7] Ernoult A, Alard D. Species richness of hedgerow habitats in changing agricultural landscapes: are α and β diversity shaped by the same factors? *Landscape Ecology*, 2011, 26(5): 683-696.
- [8] Groot J C J, Jellema A, Rossing W A H. Designing a hedgerow network in a multifunctional agricultural landscape: balancing trade-offs among ecological quality, landscape character and implementation costs. *European Journal of Agronomy*, 2010, 32(1): 112-119.
- [9] Marshall E J P, Moonen A C. Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2002, 89(1/2): 5-21.
- [10] Jackson L, van Noordwijk M, Bengtsson J, Foster W, Lipper L, Pulleman M, Said M, Snaddon J, Vodouhe R. Biodiversity and agricultural sustainability: from assessment to adaptive management. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2010, 2(1/2): 80-87.
- [11] Whittingham M J. The future of agri-environment schemes: biodiversity gains and ecosystem service delivery? *Journal of Applied Ecology*, 2011, 48(3): 509-513.
- [12] Godfray H C J, Beddington J R, Crute I R, Haddad L, Lawrence D, Muir J F, Pretty J, Robinson S, Thomas S M, Toulmin C. Food security: the challenge of feeding 9 billion people. *Science*, 2010, 327(5967): 812-818.
- [13] Phalan B, Onial M, Balmford A, Green R E. Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. *Science*, 2011, 333(6407): 1289-1291.
- [14] Tschamtké T, Clough Y, Wanger T C, Jackson L, Motzke I, Perfecto I, Vandermeer J, Whitbread A. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation*, 2012, 151(1): 53-59.
- [15] Gomiero T, Pimentel D, Paoletti M G. Is there a need for a more sustainable agriculture? *Critical Reviews in Plant Sciences*, 2011, 30(1/2): 6-23.
- [16] Clough Y, Barkmann J, Jührbandt J, Kessler M, Wanger T C, Anshary A, Buchori D, Cicuzza D, Darras K, Putra D D, Erasmí S, Pitopang R, Schmidt C, Schulze C H, Seidel D, Steffan-Dewenter I, Stenchly K, Vidal S, Weist M, Wielgoss A C, Tschamtké T. Combining high biodiversity with high yields in tropical agroforests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2011, 108(20): 8311-8316.
- [17] Seufert V, Ramankutty N, Foley J A. Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature*, 2012, 485(7397): 229-232.
- [18] 刘云慧, 宇振荣, 王长柳, 李良涛, 常虹. 坝上地区农田和恢复生境地地表甲虫多样性. *生态学报*, 2011, 31(2): 465-473.
- [19] 宇振荣, 谷卫彬, 胡敦孝. 江汉平原农业景观格局及生物多样性研究——以两个村为例. *资源科学*, 2000, 22(2): 19-23.

- [20] 常虹, 张旭珠, 段美春, 宇振荣, 刘云慧. 北京密云农业景观步甲群落空间分布格局. 应用生态学报, 2012, 23(6): 1545-1550.
- [21] Rundlöf M, Edlund M, Smith H G. Organic farming at local and landscape scales benefits plant diversity. *Ecography*, 2010, 33(3): 514-522.
- [22] 谷艳芳, 胡楠, 丁圣彦, 张丽霞. 开封地区不同土地利用方式农田杂草群落结构及动态. 生态学报, 2007, 27(4): 1359-1367.
- [23] 汪洋, 王刚, 杜英琪, 陈绮铭, 谷艳芳. 农林复合生态系统防护林斑块边缘效应对节肢动物的影响. 生态学报, 2011, 31(20): 6186-6193.
- [24] 马克平, 刘玉明. 生物群落多样性的测度方法 I α 多样性的测度方法(下). 生物多样性, 1994, 2(4): 231-239.
- [25] 陈圣宾, 欧阳志云, 徐卫华, 肖焱. Beta 多样性研究进展. 生物多样性, 2010, 18(4): 323-335.
- [26] 宋永昌. 植被生态学. 上海: 华东师范大学出版社, 2001: 580-588.
- [27] 吴征镒, 周浙昆, 李德铎, 彭华, 孙航. 世界种子植物科的分布区类型系统. 云南植物研究, 2003, 25(3): 245-257.
- [28] 吴征镒. 《世界种子植物科的分布区类型系统》的修订. 云南植物研究, 2003, 25(5): 535-538.
- [29] 吴征镒, 周浙昆, 孙航, 李德铎, 彭华. 种子植物分布区类型及其起源和分化. 昆明: 云南出版集团公司云南科技出版社, 2006: 146-451.
- [30] Mace G M, Norris K, Fitter A H. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology and Evolution*, 2012, 27(1): 19-26.
- [31] Gabriel D, Sait S M, Hodgson J A, Schmutz U, Kunin W E, Benton T G. Scale matters: the impact of organic farming on biodiversity at different spatial scales. *Ecology Letters*, 2010, 13(7): 858-869.
- [32] Haddad N, Crutsinger G M, Gross K, Haarstad J, Knops J M H, Tilman D. Plant species loss decreases arthropod diversity and shifts trophic structure. *Ecology Letters*, 2009, 12(10): 1029-1039.
- [33] Duelli P, Obrist M K. Regional biodiversity in an agricultural landscape: the contribution of seminatural habitat islands. *Basic and Applied Ecology*, 2003, 4(2): 129-138.
- [34] Birrer S, Spiess M, Herzog F, Jenny M, Kohli L, Lugin B. The Swissagri-environment scheme promotes farmland birds: but only moderately. *Journal of Ornithology*, 2007, 148(S2): 295-303.
- [35] Kleijn D, Baquero R A, Clough Y, Díaz M, Esteban J D, Fernández F, Gabriel D, Herzog F, Holzschuh A, Jöhl R, Knop E, Kruess A, Marshall E J P, Steffan-Dewenter I, Tschamtk T, Verhulst J, West T M, Yela J L. Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology Letters*, 2006, 9(3): 243-254.
- [36] Tschamtk T, Batáry P, Dormann C F. Set-aside management: How do succession, sowing patterns and landscape context affect biodiversity? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2011, 143(1): 37-44.
- [37] Jonason D, Andersson G K S, Öckinger E, Rundlöf M, Smith H G, Bengtsson J. Assessing the effect of the time since transition to organic farming on plants and butterflies. *Journal of Applied Ecology*, 2011, 48(3): 543-550.
- [38] Holzschuh A, Dudenhofer J H, Tschamtk T. Landscapes with wild bee habitats enhance pollination, fruit set and yield of sweet cherry. *Biological Conservation*, 2012, 153: 101-107.
- [39] Concepción E D, Díaz M, Kleijn D, Báldi A, Batáry P, Clough Y, Gabriel D, Herzog F, Holzschuh A, Knop E, Marshall E J P, Tschamtk T, Verhulst J. Interactive effects of landscape context constrain the effectiveness of local agri-environmental management. *Journal of Applied Ecology*, 2012, 49(3): 695-705.
- [40] 马守臣, 原东方, 杨慎骄, 王和洲. 豫北低山丘陵区农田边界系统植物多样性的研究. 中国生态农业学报, 2010, 18(4): 815-819.
- [41] 吴攀, 陈永乐, 赵洋, 胡宜刚, 黄磊, 张志山. 宁夏灵武地区农田排水沟植物物种多样性. 生态学杂志, 2011, 30(12): 2790-2796.
- [42] McShane T O, Hirsch P D, Trung T C, Songorwa A N, Kinzig A, Monteferrri B, Mutekanga D, Thang H V, Dammert J L, Pulgar-Vidal M, Welch-Devine M, Brosius J P, Coppolillo P, O'Connor S. Hard choices: Making trade-offs between biodiversity conservation and human well-being. *Biological Conservation*, 2011, 144(3): 966-972.
- [43] Fahrig L, Baudry J, Brotons L, Burel F G, Crist T O, Fuller R J, Sirami C, Siriwardena G M, Martin J L. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, 2011, 14(2): 101-112.
- [44] Wu J G. Key concepts and research topics in landscape ecology revisited: 30 years after the Allerton Park workshop. *Landscape Ecology*, 2013, 28(1): 1-11.
- [45] Delattre T, Vernon P, Burel F. An agri-environmental scheme enhances butterfly dispersal in European agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2013, 166: 102-109.
- [46] Donald P F, Evans A D. Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. *Journal of Applied Ecology*, 2006, 43(2): 209-218.
- [47] 卢训令, 丁圣彦, 游莉, 张恒月. 伏牛山自然保护区森林冠层结构对林下植被特征的影响. 生态学报, 2013, 33(15): 4715-4723.
- [48] 蔡年辉, 李根前, 朱存福, 黄永祥, 李俊楠, 赵文东. 云南松人工林与天然林群落结构的比较研究. 西北林学院学报, 2007, 22(2): 1-4.