

土壤、土地利用多样性及其与相关景观指数的关联分析

张学雷^{1,2}, 屈永慧^{1,2}, 任圆圆^{1,2}, 赵斐斐^{1,2}

1. 郑州大学水利与环境学院, 河南 郑州 450001; 2. 郑州大学自然资源与生态环境研究所, 河南 郑州 450001

摘要: 土壤作为人类赖以生存的物质基础, 与土地利用之间存在密切联系, 土壤类型及属性的差异很大程度上决定了土地利用的方式, 同时土地利用方式的不同也间接地改变着土壤类型、性质及功能多样性的格局。在人地矛盾、人与自然矛盾不断加剧的今天, 研究土地和土壤的空间分布格局变化及两者之间的交互关系具有重要意义。利用土壤多样性理论和景观生态学原理综合分析土壤、土地利用类型的空间分布格局, 并借助空间网格的概念量化分析土壤和土地利用类型的空间分布情况。以河南省中南部样区为研究对象, 利用仙农熵变形公式计算了1 km × 1 km、3 km × 3 km、5 km × 5 km 3种网格尺度下的土壤和土地利用的空间分布多样性和各县市的土壤和土地利用构成组分多样性, 运用ArcGIS探讨了多样性指数与景观指数之间的关联性, 综合评价研究区的土壤类型空间分布与土地利用空间分布格局的相互性。研究表明: 同一种土壤和土地利用类型的空间分布多样性指数在异网格尺度下具有相似的分异规律; 土地利用与土壤类型的构成组分多样性之间不具有明显的相关性, 土壤类型均匀分布的地区, 土地利用类型不一定会均匀分布, 而两者的平均斑块面积之间具有明显的相关性, 土壤斑块的大小对土地利用斑块的大小影响较大, 土壤类型的空间分布特征在一定程度上, 将影响土地利用的空间分布格局和变化过程; 土壤类型的面积指数、平均斑块面积指数分别与土壤空间分布多样性之间具有较好的相关性, 相关系数分别为 $r^2=0.990$ 、 $r^2=0.599$ 。而土地利用的面积指数、平均斑块面积指数与土地利用空间分布多样性指数之间的相关性较差, 相关系数分别为 $r^2=0.437$ 、 $r^2=0.034$ 。土壤的平均斑块形状指数与多样性指数之间存在一定正相关关系, 相关系数为 $r^2=0.612$; 但土地利用的形状指数与多样性之间具有较好的相关性, 相关系数高达 $r^2=0.895$ 。人类活动对土地利用格局的干扰程度比较强烈, 而对土壤类型的影响相对较小。

关键词: 仙农熵; 景观指数; 空间分布多样性; 构成组分多样性; 相关性

中图分类号: S155 **文献标志码:** A **文章编号:** 1674-5906 (2014) 06-0923-09

引用格式: 张学雷, 屈永慧, 任圆圆, 赵斐斐. 土壤、土地利用多样性及其与相关景观指数的关联分析[J]. 生态环境学报, 2014, 23(6): 923-931.

ZHANG Xuelei, QU Yonghui, REN Yuanyuan, ZHAO Feifei. Correlative analysis among pedodiversity, land use diversity and the other related ecological indexes [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2014, 23(6): 923-931.

土地利用的变化是短期内人类活动对自然环境资源施加影响的显著表现形式, 土地利用变化研究已成为目前地理学和生态学界研究的热点之一(刘黎明, 2010; 白元等, 2013; Wu和Ruschmann, 2007)。土地利用方式和强度在一定程度上反映了人类活动对自然生态系统干扰的性质和过程, 而土壤作为人类活动赖以生存的物质基础, 也是土地利用格局形成的基础条件, 它在空间上的分布格局将在一定程度上影响土地利用的空间格局及其演变过程(Chen等, 2001; 曾辉等, 2001; Gunilla和Olsson, 2000; 马克明和傅伯杰, 2000; 张学雷和龚子同, 2003)。目前更多地从社会、经济方面探讨土地利用格局的演变及其对区域生态环境的影响, 而从自然环境方面探讨各种背景因子的空间分布与土地

利用之间的相互关系的研究相对较少(Filser等, 2002; 王敏等, 2013)。将在生态学领域中应用广泛的多样性理论引入到土地利用与土壤空间分布格局的相互关系的研究中, 对于探讨自然因素(如土壤)在土地利用变化过程中的地位和作用具有重要意义, 同时有利于辨识不同景观地区土地利用变化中自然和人为驱动因子的贡献和差异。20世纪90年代Ibáñez等(2009)将多样性的概念与方法引入到土壤空间变异或空间可变性的研究中, 使得量化描述土壤空间分布格局问题成为可能(Ibáñez等, 2009; Ibáñez和DeAlba, 1999)。此后, 土壤多样性的概念和研究方法逐渐被人所知并被各国的土壤学家所使用。各国学者基于各地数据在不同尺度下进行了土壤多样性相关研究, 美国学者(Yinyan

基金项目: 国家自然科学基金项目(41171177)

作者简介: 张学雷(1960年生), 男, 教授, 博士, 主要从事运用数据库和3S对土壤、土地资源等的分析与研究。E-mail: zxlzsu@zzu.edu.cn

收稿日期: 2014-04-16

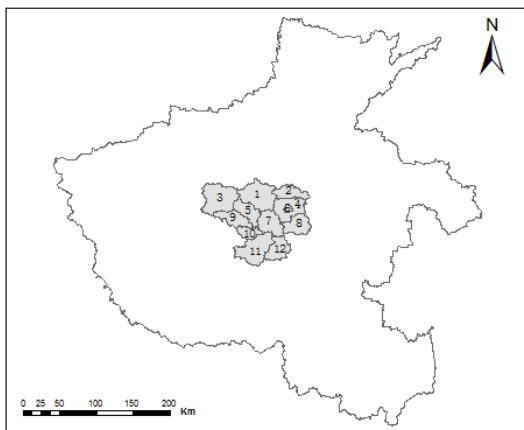
等, 2003) 对美国全国土壤多样性进行研究发现, 农业化和城市化是导致美国土壤多样性降低的首要原因。另外, 在研究中结合了诸如土地利用方式、嵌套性分析、归一化植被指数、土壤发育等不同要素 (Yabuki等, 2009; 张学雷等, 2003; 张学雷等, 2008; 张学雷等, 2004; 段金龙和张学雷, 2012), 段金龙(段金龙等, 2013; 段金龙和张学雷, 2011) 等首次将多样性理论用于评价土地利用类型变化和水体空间分布特征, 从而使多样性在土壤学、地理学 (张学雷, 2014) 和景观生态学等地理学领域的研究视野变得更为开阔。

本研究以河南省中部偏南包括漯河市、平顶山市、许昌市为研究区, 运用土壤多样性理论和景观生态学原理, 对土地利用和土壤类型的空间分布格局进行了定量分析与评价。通过探究景观斑块基本特征指数与空间分布多样性指数和构成组分多样性指数之间的关联性, 分析了土地利用类型与土壤类型空间分布之间的相互关系, 为土地利用方式和土壤类型空间分布格局的研究提供了新的视角。

1 研究区与研究方法

1.1 研究区概况

本研究选取的研究区位于河南中部偏南(图1), 北纬 $31^{\circ}23' \sim 36^{\circ}22'$, 东经 $110^{\circ}21' \sim 116^{\circ}39'$ 之间, 属于亚热带季风气候, 包括漯河市、平顶山市、许昌



注: 1-禹州市, 2-长葛市, 3-汝州市, 4-许昌县, 5-郟县, 6-许昌市, 7-襄城县, 8-临颖县, 9-宝丰县, 10-平顶山, 11-叶县, 12-舞阳县

图1 典型样区在河南省的分布

Fig.1 Distribution of case areas in Henan Province

市。研究区总面积为 $10\,517.19\text{ km}^2$ 。研究区内, 少量为山地, 其余都是平原; 研究区含有 22 个土壤亚类、51 个土属, 其中潮褐土、褐土、潮土、黄褐土和脱潮土的面积在 $1\,000\text{ km}^2$ 以上, 这 5 种土壤类型的面积占研究区总面积的 61.41%。是小麦、棉花、油料、烟叶等农产品的生产基地, 同时也是重要的食品生产基地。另外, 平顶山市是河南省煤矿的主要产地之一, 含有丰富的矿产资源, 境内有沙河、汝河、澧河、甘江河等 31 条河流, 大中型水库 175 座, 库容 28 亿 m^3 , 年平均降水量在 620 mm 以上。许昌市北临万里黄河, 西依伏牛山脉、中岳嵩山, 东、南接黄淮海大平原, 年平均降水量 640.9 mm。漯河市年平均降水量 786 mm, 境内有沙颍河、沙河、澧河等河流。

1.2 数据源

研究所用遥感数据均为美国地球资源卫星 (Landsat) 的 TM 或 ETM+ 的传感器数据 (表 1), 由于两景图像季节相近, 研究忽略数据间的时相差异。由于每一时期的两景图像季节相近, 研究忽略数据间的时相差异。其他相关数据包括比例尺为 1:100 万的第二次土壤普查的河南省土壤矢量数据, 漯河市、平顶山市、许昌市的行政区划矢量数据和相关统计资料等。借助 ENVI4.5 进行影像的波段合成、几何校正、监督分类并根据 Google earth 进行目视解译, 利用 ArcGIS10.0 进行图像裁剪和相关属性统计分析。

1.3 研究方法

1.3.1 多样性方法

经典的土壤多样性计算公式, 即仙农熵公式如下:

$$H = \sum P_i \ln P_i \quad (1)$$

式中, H 为仙农指数, P_i 为通过计算 n_i/N 所得, n_i 为被第 i 个土壤类别个体所覆盖的面积, N 为研究区的总面积 (张学雷等, 2004)。 H 表示土壤种类的多样性分布程度, 取值范围是 $[0, \ln S]$, 当一个土壤类别占据全部面积时取 0, 当所有土类均匀分布时取极大值 $\ln S$, S 表示土壤类别数。

为更好地表征研究对象空间分布的均匀程度和空间离散度, 使用如下仙农熵变形公式:

$$Y_h = \frac{-\sum_{i=1}^S P_i \ln P_i}{\ln S} \quad (2)$$

表 1 遥感数据年份统计

Table 1 Statistics of remote sensing data

研究区域	具体研究区域范围	时期①	时期②
漯河市	临颖县、舞阳县	2001-05-10	2007-05-19
平顶山市	汝州市、郟县、宝丰县、平顶山市市辖区、叶县	2001-05-10	2007-05-19
许昌市	禹州市、长葛市、许昌县、许昌市市辖区、襄城县	2001-05-10	2007-05-19

式中， S 和 Y_h 定义如下：

1) 在土壤和土地利用的构成组分多样性里， S 表示研究区土壤亚类的数目或土地利用类型总数目， P_i 表示研究区第 i 个土壤亚类或土地利用类型的相对多度，其中 $P_i = n_i / N$ (n_i 为被第 i 类土地利用类型或亚类所覆盖的面积， N 为研究区总面积)。在此前提下，多样性指数 Y_h 表示研究区内土壤类型或土地利用在组成分布上的多样性特征，即所有分类单元在组成分布上的均匀程度。

2) 在土壤和土地利用空间分布多样性里，利用 ArcGIS 中的空间分布功能，引入空间网格的概念， S 表示研究区空间网格的总数目， P_i 表示第 i 个空间网格里某一类土壤亚类（或土地利用类型）的面积占研究区该土壤亚类（或土地利用类型）总面积的比例。多样性指数 Y_h 表征研究区内某类土壤或土地利用类型在空间分布上的情况，即为研究对象空间分布的多样性格局问题。

以上两种情况，多样性指数 Y_h 的取值区间为 [0, 1]，在构成组分多样性里，取值越大，说明研究区的每种土壤类型或土地利用类别分布越均匀。如果趋于 0，说明研究区的土壤类型或土地利用类别分布不均衡，即某一类或少数几类土壤或土地利用类型占据了研究区。在空间分布多样性里，当单个土壤类型或土地利用类别的相对丰度分布极度不均匀，即对象集中分布在研究区少数几个网格时， Y_h 取值趋于 0；当对象在研究区网格中均匀分布时， Y_h 取值等于 1。此方法涉及到空间网格的概念，为土地利用变化及土地利用类型的分布提供了空间格局的研究视角。能为决策者对于一个地区的土地利用规划提供有力的决策支持。

1.3.2 关联分析的测度方法

为探究多样性指数与景观指数之间的关联性，定义了一种关于两者之间相关性的关联系数，其公式为：

$$r(A, B) = \pm \max \{ |r_1(A, B)|, |r_{nl}(A, B)| \}$$

式中， A 和 B 分别为多样性指数和景观指数，

$r(A, B)$ 即为两者之间的关联系数，其符号与所取值的原始值符号保持一致。其中， $r_1(A, B)$ 为两者之间的线性相关系数（Pearson 积矩相关系数）； $r_{nl}(A, B)$ 为两者的非线性相关系数，定义如下：

$$r_{nl}(A, B) = \pm \max \{ |r_1(\ln A, B)|, |r_1(A, \ln B)|, |r_1(\ln A, \ln B)| \}$$

式中， $r_1(\ln A, B)$ 、 $r_1(A, \ln B)$ 和 $r_1(\ln A, \ln B)$ 分别为多样性的自然对数与景观指数、多样性指数与景观指数的自然对数和多样性指数的自然对数与景观指数的自然对数之间的 Pearson 积矩相关系数， $r_{nl}(A, B)$ 的符号与所取值的原始值符号一致。

最后，在 $P=0.01$ 和 $P=0.05$ 下进行显著性检验。当 $|r| > 0.8$, $P < 0.01$ 时，为显著相关关系；当 $0.7 < |r| < 0.8$, $P < 0.01$ 时，为明显变化趋势关系；当 $|r| < 0.7$, $P > 0.01$ 时，为无相关关系。

1.3.3 常见景观指数的测度方法

描述斑块类型水平的常见的景观指数主要有面积指数（PLAND）、平均斑块面积（MPS, Mean Patch Area）、景观分离度（DIVISION, Landscape Division Index）和平均斑块形状指数（MSI）等（表 2）。

2 结果与分析

2.1 异网格尺度下土壤和土地利用空间分布多样性特征

本研究引入空间网格的概念，将空间分布多样性用于评估土壤和土地利用的离散程度。空间分布多样性的计算步骤是：（1）根据研究区行政边界，在 ArcGIS 中生成与研究区相匹配的空间网格，利用 ArcMap 工具中的 Create Fishnet 生成研究区 $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ 、 $3 \text{ km} \times 3 \text{ km}$ 、 $5 \text{ km} \times 5 \text{ km}$ 三种网格尺度下的网格图；（2）将土壤图或土地利用图与不同尺度下的网格叠加，可计算出不同网格编号中不同土壤类别或土地利用类型的面积。利用公式（2）计算土壤或土地利用在不同网格尺度下的空间分布多样性指数（见表 3）。离散性可以评价单一土壤类别在研究区的分布状态是否连片集中，利用空间

表 2 景观斑块基本指数及其生态意义（禹朴家等，2010；陈文波等，2002）

Table 2 landscape indices and their ecological meaning of pitch type

指数	计算公式	编号	应用层次	生态意义
面积指数 (PLAND)	$PLAND = \frac{A}{TA}$	(1)	斑块类型	景观的组分，反映斑块类型空间分布情况
平均斑块面积 (MPS)	$MPS = \frac{A}{N} \cdot 10^{-4}$	(2)	斑块类型	描述景观粒度，一定意义上揭示景观的破碎化程度
平均斑块形状指数 (MSI)	$MSI = \frac{\sum_{i=1}^N \frac{0.25 \times P_i}{\sqrt{A_i}}}{N}$	(3)	斑块类型	揭示斑块形状的复杂性，斑块形状越规则、简单，该指数值越小，反之越大。

表中各式， A 为区域内某类型景观的总面积， km^2 ； TA 为区域的总面积， km^2 ； N 为某类型景观的斑块数目； L 为某类型景观的总边长， m 。 A_i 为某类土属第 i 个斑块面积， km^2 ； P_i 为第 i 个斑块的周长， m

表3 土壤空间分布多样性统计表
Table 3 Statistics of soil spatial distribution diversity

土壤类型编码	土壤类型(亚类)	总面积/km ²	1 km 网格 Y_h	3 km 网格 Y_h	5 km 网格 Y_h	3种网格平均数
1	褐土	1228.286	0.795	0.776	0.768	0.780
2	褐土性土	1027.776	0.773	0.748	0.734	0.752
3	潮褐土	1545.646	0.811	0.786	0.772	0.790
4	潮土	1212.895	0.789	0.766	0.760	0.772
5	黄褐土	1271.498	0.781	0.726	0.690	0.732
6	脱潮土	1149.409	0.778	0.739	0.718	0.745
7	石灰性砂姜黑土	804.856	0.741	0.697	0.680	0.706
8	砂姜黑土	468.892	0.693	0.652	0.627	0.657
9	硅质粗骨土	305.356	0.662	0.643	0.643	0.650
10	红褐土	295.600	0.661	0.620	0.603	0.628
11	钙质粗骨土	290.077	0.641	0.582	0.554	0.592
12	粗骨土	226.046	0.612	0.545	0.508	0.555
13	黄褐土性土	119.248	0.560	0.484	0.443	0.496
14	淋溶褐土	108.289	0.550	0.486	0.440	0.492
15	钙质石质土	57.709	0.484	0.420	0.424	0.443
16	红土性土	65.139	0.500	0.406	0.373	0.426
17	灰潮土	71.585	0.494	0.406	0.381	0.427
18	硅质石质土	45.229	0.462	0.394	0.352	0.402
19	石灰性褐土	28.513	0.410	0.325	0.289	0.341
20	红粘土	8.035	0.290	0.209	0.200	0.233
21	湿潮土	13.623	0.317	0.196	0.176	0.230
22	棕壤性土	7.841	0.283	0.202	0.109	0.198

网格计算出的空间分布多样性指数,可以量化研究对象的空间分布离散性(段金龙和张学雷,2011)。所以,面积最大的土壤亚类,潮褐土(1545.646 km²)的空间分布多样性指数(0.790)也是最高的,说明潮褐土在研究区的空间分布离散性较高,即在研究区呈均匀分布。其次,黄褐土(1271.498 km²,0.732)、褐土(1228.286 km²,0.780)、潮土(1212.895 km²,0.772)的空间分布多样性指数相对较高,说明其空间分布离散性较高即呈均匀、集中分布趋势。另外,在三种网格尺度下,土壤空间分布多样性指数平均值小于0.300的亚类分别是红粘土、湿潮土、棕壤性土,说明这些土壤类型的空间分布离散性较低,面积指数较小,分布范围也较小,属于研究区的稀有土壤。

表3、4分别统计了在1 km、3 km和5 km网格尺度下土壤亚类和土地利用的空间分布多样性指数。可以发现,在不同网格尺度下土壤和土地利用的空间分布多样性指数不同,而同一种土壤或土地利用类型在不同网格尺度下具有相似的分异规律,如研究区22种土壤亚类以及城镇用地、农用地、自然绿地的空间分布多样性指数均随着网格尺度的变大而逐渐减小,但是水域和交通运输用地的空间分布多样性指数则随着网格尺度的变大呈递减趋势。从景观生态学的角度可以解释上述情况,因为自然绿地和交通运输用地属于不同的景观类

型,所以其空间分布规律有差异,网状景观(水体、交通运输用地)空间连接性高,随着网格尺度的增大,空间离散性也增高,所以空间分布多样性指数会增大。而基底景观(农用地)和散布状景观(城镇、自然绿地、土壤亚类),随着网格尺度的增大,空间离散性降低,所以空间分布多样性指数会减小。

表4统计了研究区2001年和2007年6种土地利用的空间分布多样性特征。农用地的空间分布多样性指数在两个时期均取最大值,2001年是0.978,2007年是0.977,说明研究区的土地利用方式以农用地为主。说明位于河南省中部偏南以平原为主的研究区的土地多用于农业生产。另外,水域的空间分布多样性指数2001年为0.799,2007年为0.798,表明研究区的水资源空间分布离散性较高,即分布相对比较均匀,相对丰富的水资源比较有利于农业生产。另外,交通运输用地的空间分布多样性指数由2001年的0.873增加到2007年的0.883,表明该研究区交通道路分布比较均匀,而作为城市化进程的主要衡量因子,交通运输用地分布范围逐年增加,可以推断研究区的城市化进程在迅速发展。

从表2的景观斑块基本特征指数计算公式看,对于特定的某一土地利用类型的MPS、DIVISION、MSI指数均与景观斑块数量N直接相关;对于斑块数量的确定,受主观制图因素的影响使同时期同地区同一土地利用类型的斑块数量不同,并且水域和

表 4 土地利用空间分布多样性指数及景观斑块基本特征指数
Table 4 Land use spatial distribution diversity and landscape indices

年份	土地利用类型	斑块数量	面积/km ²	面积指数 (PLAND)	平均斑块面积指数 (MPS)	平均斑块形状 指数 (MSI)	1 km 网格 Y _h	3 km 网格 Y _h	5 km 网格 Y _h	多样性指 数 Y _h
2001 年	水域	5015	202.365	0.019	4.035	1.532	0.778	0.806	0.814	0.799
	城镇建筑	581	289.232	0.028	49.782	1.420	0.666	0.623	0.612	0.634
	农用地	1416	8861.409	0.843	625.806	1.711	0.985	0.978	0.972	0.978
	工矿仓储	579	110.987	0.011	19.169	1.322	0.627	0.631	0.637	0.632
	交通运输	4699	104.244	0.010	2.218	1.687	0.831	0.886	0.902	0.873
	自然绿地	398	946.027	0.090	237.695	1.536	0.764	0.725	0.705	0.731
2007 年	水域	1401	227.922	0.022	16.269	2.125	0.774	0.804	0.816	0.798
	城镇建筑	466	303.142	0.029	65.052	1.425	0.660	0.612	0.612	0.628
	农用地	2091	8724.222	0.830	417.227	1.511	0.983	0.977	0.972	0.977
	工矿仓储	311	103.103	0.010	33.152	1.334	0.601	0.608	0.608	0.606
	交通运输	498	195.041	0.019	39.165	3.081	0.842	0.896	0.912	0.883
	自然绿地	270	960.834	0.091	355.864	1.672	0.764	0.723	0.703	0.730

交通运输用地这种网状景观，由于在空间分布上具有连续性而难以判定斑块数目 N。例如，表 4 中 2001 年交通运输用地的斑块数量为 4 699，2007 年为 498；随着城市化进程逐渐推进，交通运输用地的分布会越来越广泛，单纯用景观指数无法解释研究区土地利用变化的驱动因子。故通过单一景观指数讨论研究区的土地利用变化和空间分布特征显然是不合适的。利用公式 (1) 计算的空间分布多样性指数则与 N 无关且能定量反映研究对象空间分布的离散性程度。因而景观生态学原理与多样性理论的结合提高了分析土壤和土地利用的空间分布格局的精准性。

2.2 土壤和土地利用构成组分多样性的相关性

利用公式 (1) 和景观指数计算公式，计算了研究区各县市的土壤构成组分多样性以及 2001 年和 2007 年的土地利用构成组分多样性和土壤、土地的平均斑块面积指数 (见表 5)。构成组分多样

性表征研究区所有分类单元 (6 种土地利用类型或 22 种土壤亚类) 在组成分布上的均匀程度。对于土地利用构成组分多样性，2007 年的各县市的土地利用构成组分多样性普遍高于 2001 年，表明研究区各县市城市化进程均在快速发展，使土地利用类型趋于均匀化；对于同时期的 12 个县市，平顶山市区和许昌市区的土地利用构成组分多样性指数均较高，2001 年平顶山市为 0.764，许昌市为 0.591，2007 年分别为 0.742，0.551。说明这两个地区城市化程度较高；而 2001 年的构成组分多样性比 2007 年的要高，城市化进程的加快，大量农用地成为建筑用地，使得土地均匀程度降低。从而说明人类活动对土地利用格局的影响较大。

构成组分多样性表征研究区所有分类单元 (6 种土地利用类型或 22 种土壤亚类) 在组成分布上的丰富度即均匀程度。为探索土壤类型空间分布丰富度与土地利用方式之间的关系，图 2 中分析了土

表 5 土壤和土地利用构成组分多样性统计表
Table 5 Statistics of composition distribution diversity of soil and land use

序号	县市	面积/km ²	2001 年		2007 年		土壤	
			多样性指数	平均斑块面积/km ²	多样性指数	平均斑块面积/km ²	多样性指数	平均斑块面积/km ²
1	宝丰县	728.286	0.316	76.181	0.345	235.691	0.742	1721.624
2	郟县	724.741	0.272	109.643	0.323	409.458	0.686	2574.505
3	临颖县	796.200	0.175	133.367	0.151	390.294	0.790	2746.783
4	平顶山市	418.232	0.764	67.348	0.742	137.576	0.896	1554.932
5	汝州市	1567.288	0.445	94.586	0.464	376.752	0.655	2154.670
6	舞阳县	779.116	0.161	110.045	0.171	452.974	0.751	2887.245
7	襄城县	922.096	0.214	104.784	0.217	640.344	0.764	3651.768
8	许昌市	87.706	0.591	36.544	0.551	82.741	0.711	974.510
9	许昌县	993.018	0.130	99.005	0.198	315.244	0.789	3009.533
10	叶县	1386.497	0.300	102.173	0.318	412.648	0.691	3302.359
11	禹州市	1469.948	0.405	122.7	0.453	523.113	0.695	2278.394
12	长葛市	641.136	0.185	114.286	0.241	222.617	0.623	2788.869

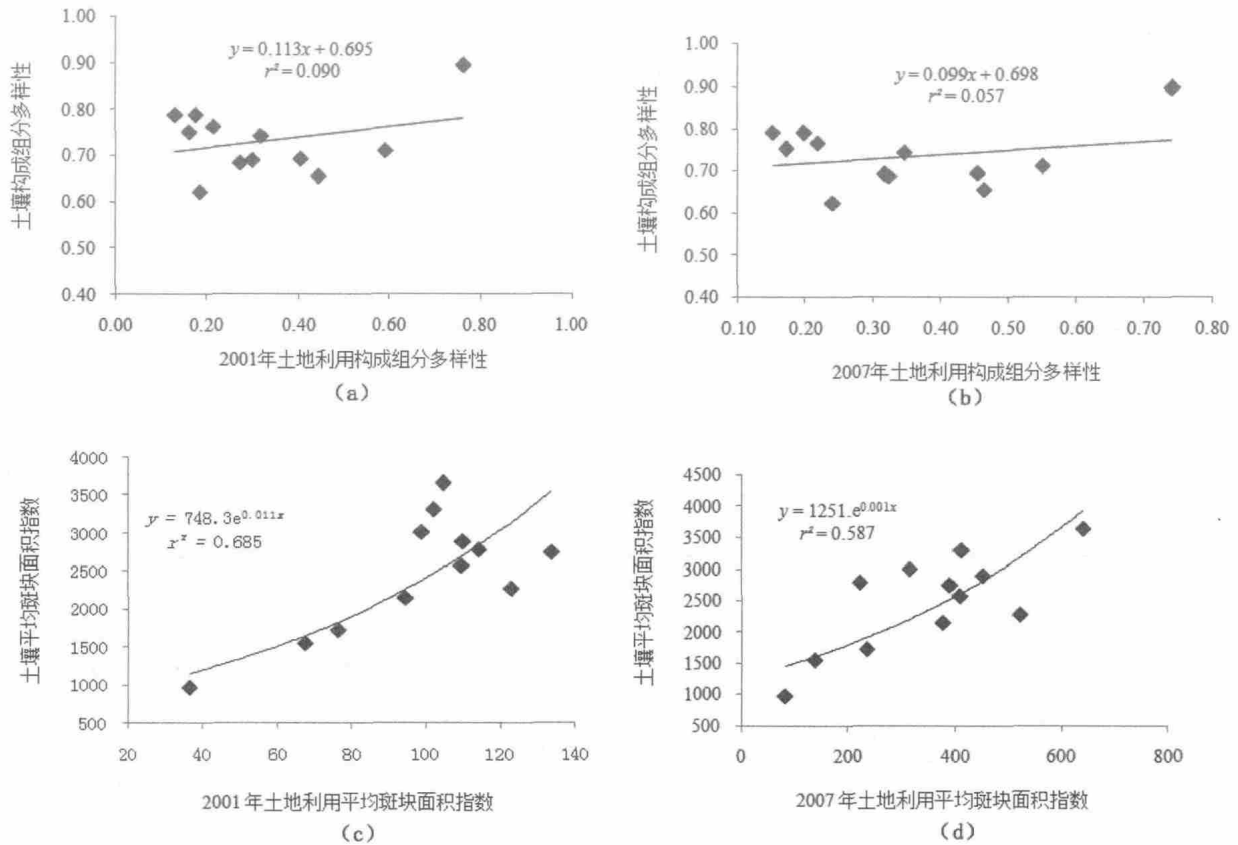


图2 土壤与土地利用之间构成组分多样性指数与平均斑块面积指数的相关性分析

Fig.2 The correlation analysis on composition distribution diversity and MPS between soil and land use

壤与土地利用之间构成组分多样性指数、平均斑块面积指数之间的相关性。图 2(a)和图 2(b)表明,土地利用类型与土壤的构成组分多样性之间不存在相关性,二者之间的相关系数 2001 年为: 0.090, 2007 年为: 0.057,说明土壤类型均匀分布的地区,土地利用类型不一定会均匀分布。而二者之间的平均斑块面积指数之间存在明显的相关性,相关系数 2001 年为: 0.685, 2007 年为: 0.587。说明土地利用类型的丰富多样性与土壤类型的丰富多样性无明显关系,但土壤斑块的大小对土地利用斑块的大小影响较大,土壤类型的空间分布特征在一定程度上将影响土地利用的空间分布格局和变化过程。人类活动改变了土地利用格局,而土地利用格局的变化又会一定程度上改变土壤类别的多样性,即改变了研究区土壤类型空间分布的丰富度、均匀度,土壤类型的空间分布格局与土地利用类型的变化过程之间是相互影响的。

2.3 土壤、土地利用空间分布多样性指数、景观指数的关联性

图 3 (a) 表明了研究区土壤类型的面积指数与空间分布多样性指数之间的关系,图 3 (b) 表示研究区土地利用类型面积指数与空间分布多样性指

数之间的相关关系。土地利用的面积指数与多样性指数之间没有明显的正相关关系,相关系数仅为 0.437,表明土地利用空间分布多样性指数随着面积指数的增加而没有明显的增长趋势。但对于土壤,面积指数与空间分布多样性指数之间存在明显的正相关关系,相关系数高达 0.990,表明土壤类型的面积指数越大,其空间分布多样性指数越高。

将平均斑块面积指数与空间分布多样性指数进行相关性分析,图 3 (c) 表明土壤的平均斑块面积指数与空间分布多样性指数之间存在一定的正相关关系,相关系数为 0.599,即随着土壤平均斑块面积的增加,其多样性指数呈上升趋势。从图 3(d) 可以发现,土地利用空间分布多样性指数与平均斑块面积指数之间并不存在正相关关系,即土地的平均斑块面积大小对其空间分布的离散性没有明显影响。

斑块形状指数可以反映斑块形状的复杂程度,但它主要反映斑块的狭长程度即偏离正方形或是圆形的程度。斑块形状指数越小,斑块的形状越规则、简单,长短轴比值越小,斑块的几何形状越趋近于正方形或圆形,受到人类的干扰较大;相反,斑块形状指数越大,斑块的形状越复杂,受到的人

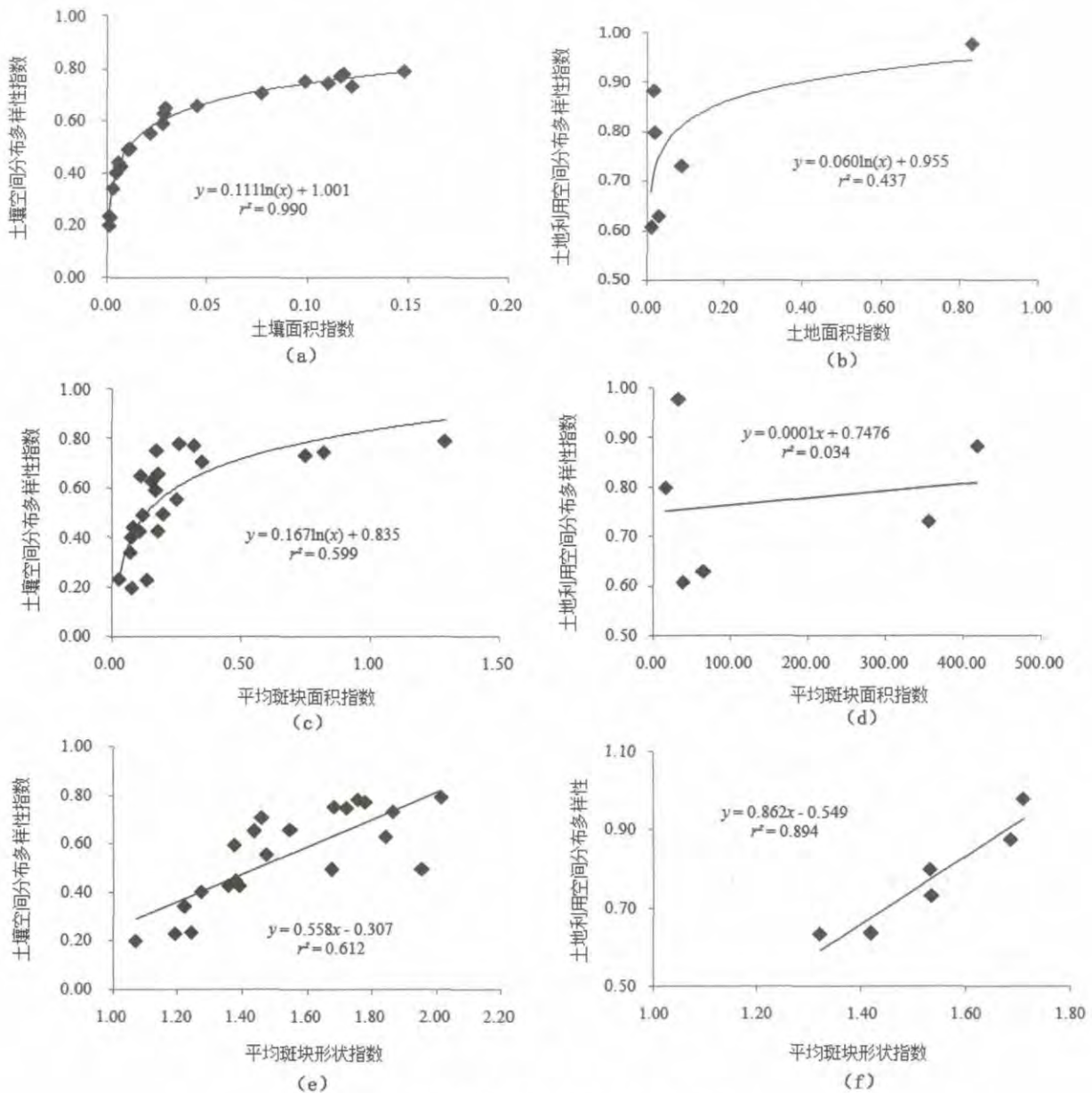


图3 空间分布多样性与景观指数相关性

Fig.3 The correlation ship between spatial distribution diversity and landscape index

类的干扰程度较小。图3(e)的土壤空间分布多样性指数与平均斑块形状指数之间具有一定的正相关关系，相关系数为0.612，图3(f)的土地利用空间分布多样性指数与平均斑块形状指数之间则具有明显的正相关关系，相关系数高达0.895。说明人类活动对土地利用格局的干扰程度较强，而对土壤类型的空间分布格局影响相对较小。因为土壤受自然因素的影响显著，而对土地利用类型来说人为因素的干扰程度比自然因素的影响更强烈。人类活动改变土地利用斑块的形状及空间分布离散性比改变土壤类型斑块的形状和空间分布格局相对比较容易。

以上研究可以发现，面积指数、平均斑块面积的大小可直观反映土壤类型、土地利用类型面积的多少，平均斑块形状指数可反映人类行为对土地、土壤的干扰程度。空间分布多样性则反映了研究区土壤类型、土地利用空间分布的离散性程度，而构成组分多样性表征研究区所有分类单元(6种土地利用类型或22种土壤亚类)在组成分布上的丰富度即均匀程度。通过以上多样性指数与景观指数的关联性分析可以发现，土壤类型的空间分布格局与土地利用类型的变化过程之间是相互影响的。土地利用变化多样性的引入对于评价区域土壤类型的空间分布具有实际意义，为传统宏观上的土壤类型

的空间分布格局研究、土地利用的规划提供了新的研究角度和数据补充。

3 结论

土壤作为人类赖以生存的自然资源之一,为人类活动的发展提供了基础条件,也在一定程度上决定着区域土地利用的空间特征和变化过程。研究土地利用类型的空间格局与土壤类型的空间分布的相互关系,对于探讨自然因素(如土壤)在土地利用中的地位 and 作用具有重要意义。将多样性理论与景观生态学原理应用到土地利用和土壤空间分布格局的评价中,分析了土地利用与土壤空间分布的相关性,得出以下结论:(1)在不同网格尺度下土壤和土地利用的空间分布多样性指数不同,而同一种土壤或土地利用类型在不同网格尺度下具有相似的分异规律,随着网格尺度的增大,网状景观(水体、交通运输用地)的空间离散性也增高。而基底景观(农用地)和散布状景观(城镇、自然绿地、土壤类型),随着网格尺度的增大,其空间离散性降低。(2)对于土壤类型和土地利用,两者的构成组分多样性之间不具有明显的相关性,而平均斑块面积则具有一定的相关性,相关系数 2001 年是 0.685, 2007 年是 0.587,说明土地利用类型的丰富多样性与土壤类型的丰富多样性无明显的关系,但土壤斑块的大小对土地利用斑块的大小影响较大,土壤类型的空间分布特征在一定程度上将影响土地利用的空间分布格局和变化过程。(3)土壤类型的面积指数、平均斑块面积指数与土壤空间分布多样性之间具有极显著的相关性,相关系数分别为 0.990, 0.599。随着面积指数、平均斑块面积的增加,空间分布多样性指数将呈递增趋势。而土地利用的面积指数、平均斑块面积指数与其空间分布多样性指数之间的相关性较差。土壤的平均斑块形状指数与多样性指数之间存在显著的正相关关系,相关系数为 0.612;但土地利用的平均斑块形状指数与多样性之间具有极显著的相关性,相关系数高达 0.895。人类活动改变土地利用斑块的形状及空间分布离散性比改变土壤类型斑块的形状和空间分布格局相对比较容易。

参考文献:

CHEN L D, WANG J, Fu B J, et al. 2001. Land use change in a small catchment of northern Loess Plateau, China[J]. *Agriculture Ecosystem and Environment*, 86 (2): 163-172.

FILSER J, MEBES K H, WINTER K, et al. 2002. Long-term dynamics and

interrelationships of soil Collembola and microorganisms in an arable landscape following land use change[J]. *Geoderma*, 105 : 201-221.

GUNILLA E and OLSSON A. 2000. Landscape change patterns in mountains, land use and environmental diversity, Mid-Norway 1960 ~ 1993[J]. *Landscape Ecology*, 15 (2): 155-170.

IBÁÑEZ J J, ARNOLD R W, AHRENS R J. 2009. The fractal mind of pedologists(soil taxonomists and soil surveyors) [J]. *Ecological complexity*, 6(3):286-293.

IBÁÑEZ J J, DEALBA S. 1999. On the concept of pedodiversity and its measurement.A reply[J]. *Geoderma*, 93:339-344.

WU N, RUSCHMANN M. 2007. Loop closure for enhanced win percentage in an air operation[C]. *Proc of the American Control Conference*, 1097-1102.

YABUKI T, MATSUMURA Y, NAKATANI Y. Evaluation of pedodiversity and land use diversity in terms of the Shannon entropy [DB/OL].[2009-05-19] <http://cdsweb.cern.ch/record/1178038>.

YINYAN GUO, PENG GONG, RONALD AMUNDSON. 2003. Pedodiversity and land use in the United States[J]. *Geoderma*, 117(1-2): 99-115.

白元,徐海量,刘新华,等. 2013. 塔里木河干流耕地动态变化及其景观格局[J]. *土壤学报*, 03: 492-500.

曾辉,孔宁宁,李书娟. 2001. 卧龙自然保护区人为活动对景观结构的影响[J]. *生态学报*, 21(12): 1994-2001.

陈文波,肖笃宁,李秀珍. 2002. 景观指数分类、应用及构建研究[J]. *应用生态学报*, 01: 121-125.

段金龙,屈水慧,张学雷. 2013. 地表水空间分布与土壤类别多样性关联分析[J]. *农业机械学报*, 06:110-116.

段金龙,张学雷. 2011. 基于仙农熵的土壤多样性和土地利用多样性关联评价[J]. *土壤学报*, 48(5):893-903.

段金龙,张学雷. 2012. 区域地表水体、归一化植被指数与热环境多样性格局的关联分析[J]. *应用生态学报*, 10: 2812-2820.

刘黎明. 2010. 土地资源学[M]. 中国农业大学出版社, 290-292.

马克明,傅伯杰. 2000. 北京东灵山地区的景观格局及其破碎化评价[J]. *植物生态学报*, 24(3): 320-326.

王敏,孟浩,白杨,等. 2013. 上海市土地利用空间格局与地表温度关系研究[J]. *生态环境学报*, 02: 343-350.

禹朴家,徐海量,乔木,等. 2010. 玛纳斯河流域土壤类型空间分布格局分析[J]. *土壤学报*, 06: 1050-1059.

张学雷,陈杰,龚子同. 2004. 土壤多样性理论在欧美的实践及在我国土壤景观研究中的应用前景[J]. *生态学报*, 05:1063-1072.

张学雷,陈杰,檀满枝,龚子同. 2003. 土壤多样性理论方法的新近发展与应用[J]. *地球科学进展*, 03:374-379.

张学雷,龚子同. 2003. 人为诱导下中国的土壤退化问题[J]. *生态环境*, 03: 317-321.

张学雷,王辉,张薇,等. 2008. 土壤系统分类与生物系统分类体系中的多样性特征对比分析[J]. *土壤学报*, 01:1-8.

张学雷. 2014. 土壤多样性:土壤地理学研究的契机[J]. *土壤*, 46(1):1-6.

Correlative analysis among pedodiversity, land use diversity and the other related ecological indexes

ZHANG Xuelei^{1,2}, QU Yonghui^{1,2}, REN Yuanyuan^{1,2}, ZHAO Feifei^{1,2}

1. School of Hydraulic and Environmental Engineering of Zhengzhou University, Zhengzhou 450001, China;

2. Institute of Natural Resources and Eco-environment of Zhengzhou University, Zhengzhou 450001, China

Abstract: Soil as a material for human survival has a close relationship with the land use. Differences in soil types and attributes definitely determine the way of land use. The relationship for spatial distribution change between soil and land is very important when today there has conflict between human and nature. Based on recently developed pedodiversity theory and landscape ecology, the spatial distribution of soil and land are analysed and also quantified by Shannon entropy at spatial grids. The soil and land use spatial distribution diversity index and composition distribution diversity in different grid scales of 1km×1km, 3km×3km and 5km×5km for the research areas in the central Henan province were calculated by using the modified Shannon entropy formula. ArcGIS is used to explore the correlation between diversity index and landscape indices before an evaluation of soil type and land use type spatial distribution. Results show that the spatial distribution diversity of the same soil type or land use type had similar variation in different grid scales; Comparing the soil and the land use types, slight correlation is found between the composition distribution diversity of land use and soil that land use types are sometimes not as evenly distributed as the soil types within the same area, while a good positive relationship between the MPS from soil and land use types. This implies that the size of soil patch had an obvious effect on the size of land use type and the spatial distribution of soil types may affect land use structure and change; There was a positive correlation between PLAND of soil types and soil spatial distribution diversity, the correlation index was 0.990; There also was a positive correlation between MPS and soil spatial distribution diversity, the correlation index was 0.599. But there was not a clear correlation between PLAND, MPS and spatial distribution diversity of land use types; There was a positive correlation between MSI of soil and soil spatial distribution diversity, $R^2=0.612$; There was an more obviously positive correlation between MSI and spatial distribution diversity of land use types, $R^2=0.895$. So the main finding may be that human activities made much more interference on land use patterns than on soil types.

Key words: shannon entropy; landscape index; spatial distribution diversity; composition distribution diversity; correlation