

森林生态系统生物多样性的遥感评估

郭中伟, 李典谟, 甘雅玲

(中国科学院动物研究所, 北京 100080)

摘要:目前的评估由于方法的原因,常常会遗留下一些含糊不清的地方。遥感则可以作为一种观察生态系统多样性和单个生态系统中各种结构侧面的重要工具。它提供了一种能够跨越几个不同空间尺度实施评估的手段,并且对于评估生态系统格局随时间的变化也是必不可少。现在许多不同的遥感技术已经被应用在生态学研究。大多数工作所用的数据主要是来自机载和星载平台提供的摄影和数字光学图像,目前则越来越强调激光扫描和合成孔径雷达数据的应用。这些技术手段为从景观到林分规模的不同现象的评估提供了机会。遥感提供了可用于确定森林生态系统中生物多样性景观尺度的元素的最有效的工具,例如基质和斑块的相对百分比以及它们的配置。在中间尺度,遥感为评价廊道的存在和边界的特性提供了理想的工具。在林分尺度,遥感技术可用于获取关于森林林分结构属性的信息,例如冠层表面的特性,是否存在冠内分层等等。随着技术的发展,遥感将更广泛地用于生态学研究。

关键词:森林生态系统;生物多样性;遥感;景观评估;卫星图像

The assessment of forest ecosystem biodiversity by remote sensing

GUO Zhong-Wei, LI Dian-Mo, GAN Ya-Ling (Institute of Zoology, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100080)

Abstract: Forest biodiversity refers to either the biological diversity within species, between species, and of ecosystems, and means not only species diversity but also the variation in ecological structures, functions and processes. Their assessment involves potentially enormous work, and any methods that can be time-saving for data collecting are therefore of interest. Remote sensing represents such a method although it has been under-utilized in the studies of forest biodiversity.

Remote sensing operates from the species to the global scale. The grain, the smallest unit in landscape ecology, is defined by the pixel size or the scale-dependent resolution of photographs. The major benefit of remote sensing is the total coverage of extended areas, which assures easy assessment of structural parameters in a synoptic way, derivation of geographically correct models of the landscape, visualization of the area, and documentation of all visible information. Remote sensing thus has the potential to provide a range of different data for biodiversity studies.

A number of different remote sensing technologies are available and the required resolution of the end product determines which will be the most appropriate. Photography, which will use the film as data carrier, and digital optical images are the two main technologies used to derive information. As film normally provides a better spatial resolution than digital data, film is mostly used for applications with high requirements for detailed textural information, while digital data often provide better spectral information. In addition, there are some promising remote sensing technologies, which might also provide very interesting information for the assessment of biodiversity. One such is the use of lasers, which supply information on

基金项目:国家自然科学基金重大研究(39893360)和青年科学家小组(C2999083)资助项目。在美国工作期间得到 World Bank 的 BRIM(Biodiversity Research and Information Management)项目和 NASA Earth Observation System Interdisciplinary Science Program 的资助

收稿日期:1999-10-02; **修订日期:**2000-06-10

作者简介:郭中伟(1957-),男,上海市人。博士,研究员。主要从事生态系统结构与功能,生物多样性等方面研究。

the height and form of the ground surface and the different vegetation layers. Others include thermal remote sensing and radar. Photographs and digital optical images, the most frequently used forms of remote sensing in ecology, are provided from three different platforms: terrestrial, airborne and spaceborne. Terrestrial photography enables the assessment of sections of landscapes, single species, or parts of species, at large scales and from an earth-bounded perspective. While airborne and spaceborne remote sensing technologies allow a synoptic view from a bird's-eye perspective, mostly at scales of 1:1000 upwards. Airborne and spaceborne remote sensing enable the assessment of species, habitats and landscapes. The importance of each technology is dependent on the information being sought.

Remote sensing is normally considered as referring to airborne or spaceborne technologies. Airborne remote sensing methods may be either aerial photography or digital airborne scanner data, while spaceborne remote sensing methods refer mainly to digital satellite data. Radar and lasers might provide information about the internal structure of forest stands. Existing earth observation satellites provide data which are suitable for the assessment of between habitat, landscape and regional to global diversity information. The spatial scales for the studies are in general smaller than those provided by aerial photography and three-dimensional data are not usually accessible.

Forests occur within the context of the landscape. They are embedded within a landscape consisting not only of forests but also of a variety of other habitats. The overall effect is one of a mosaic of different habitats. These habitats vary in size, shape, composition and persistence. The degree of habitat fragmentation plays a decisive role affecting the viabilities of both plant and animal populations in the remaining fragments. The degree of fragmentation appears to influence important ecosystem processes. AVHRR has been used to look at land cover richness, vegetation richness and vegetation clustering, while high resolution satellites can provide more detailed spatial information. The investigation of structure diversity at a landscape level implies the selection of a spatial resolution which may vary from several meters to a kilometer.

The grain size is also variable at intermediate scales. The information requirements may be for a resolution of between less than a meter and tens of meters. Satellite data and airborne digital imagery can be used for the latter but, for a resolution of less than one meter, only aerial photography provides sufficiently detailed information. The intermediate disturbance hypothesis is related to the idea of the size of gaps playing an important role. A multitemporal approach using remote sensing methods often allows the visible documentation of rate, size and temporal correlation of disturbances in landscapes of habitats. Edges and corridors represent important intermediate scale aspects of the landscape. Both satellite data and aerial photography have proved useful for the quantitative assessment of edges and for mapping and analyzing the geometry and spatial organization of corridors.

The majority of assessments of forest biodiversity are limited in scope and are primarily concerned with species diversity. This is normally best assessed at the scale of the stand. An important distinction in relation to assessments using remote sensing is between structural and interstitial species. Structural species create or provide the physical structure of the environment, whereas interstitial species are those that depend on the structural species. If a structural species or a particular habitat type is used as the indicator, remote sensing may play an important role in monitoring the habitat availability. Terrestrial photogrammetric methods enable the photogrammetric measurement of single trees and bushes as well as tree/bush sections or groups or sections of landscapes, which mainly contribute to the assessment of microhabitat diversity and **万方数据** habitat diversity.

Remote sensing can provide a rapid answer to the assessment of the potential conservation value of a

forested landscape. For example, a number of studies in the boreal zone have indicated that species losses accelerate once the original forest cover falls below 30% of the original forest cover. Such information can be derived relatively easily by remote sensing, and could provide an indication of the likelihood that species losses have already occurred within an area.

This literature review has demonstrated that remote sensing can be used effectively in biodiversity studies. It can provide an important starting point for documenting changes in the landscape which can then form the basis for studying the processes operating over the landscape. It would also be useful for monitoring biodiversity-related changes in forested landscapes as a result of management interventions.

Key words: forest ecosystem; biodiversity; remote sensing; landscape assessment; satellite imagery.
文章编号:1000-0933(2001)08-1369-16 中图分类号:Q31 文献标识码:A

近来,生态系统生物多样性的评估已经成为一个优先发展的领域。生态系统生物多样性包括了种内、种间的多样性和生态系统的多样性,并且不仅包括了物种的多样性,还包括了生态结构、功能和过程的多样性^[1,2]。评估它们会是一个庞大的任务,因此应该尽量采用任何可以减少数据收集时间的方法。遥感就是这样一种方法,尽管它还很少用于森林生态系统生物多样性的研究^[3]。由于很少情况下,遥感手段能够提供物种水平的信息,它在生物多样性研究中的应用是基于这样一个前提,即景观结构及其单位和生态系统,物种及存在于其中的基因型之间存在着联系。由于生态系统在景观尺度上被很好地定义了,而物种和基因型则被定义在更小的尺度上,因而这一方法是依赖于空间尺度的。遥感特别能用于有关景观尺度上的生态系统多样性的评估^[4],但就像下面所描述的,对于检验若干不同尺度上的生物多样性,它也是一个有价值的工具。

Jones 等人^[5]讨论了不同空间尺度上的生物多样性的评估,但这些尺度反映了不同目标。在全球尺度上,利用卫星图象可以观察那些影响物种丰富区分布的因素,如 Fjeldsa 等人 1997 年的工作^[6]。在景观尺度,区域评估可以用来确定生物多样性和栖息地的状态和趋势。继区域评估之后的是较小尺度的特征评估,这是基于特殊的物种,物种类群或栖息地类型的。在更精细的尺度上,评估是为了评价某些特定的管理政策对生物多样性的影响的。不同尺度之间的关系已经被等级理论所解释^[7,8]。尽管一段时间以来,空间尺度与所需信息的类型之间的关系已经成为遥感数据选择的核心主题,但是仍然存在许多不确定性^[9,10]。

尽管生物多样性在区域层次上的重要性是毫无疑问的,但是大多数调查一直集中于相对小的地域上。例如 Kareiva 等人^[11]发现发表在生态学刊物上的论文,其中 95% 所选取的研究区域是小于 1 km² 的。然而为了改进对生态功能和过程的了解,并且也为了发展对景观的一个整体描述,小区域的深入研究和大区域的评估都是需要的。在这个领域中,已经取得了相当多的进展,并且与区域水平栖息地相关联的模型正在日臻成熟,如 Hepinstall 等人在 1997 年的工作^[12]。生物多样性的评估需要包括几个不同空间尺度上的调查。横跨这些空间尺度是非常困难的,况且格局和尺度又是生态学中的核心问题^[13]。空间尺度所涉及到的难点也是测度生态系统变化的关键^[14]。

Aspinall 和 Birnie^[15]描述了 3 个不同的关于景观生态学和生物多样性建模的方法。他们区分这 3 种方法为:分析关系的统计模型;测定环境条件的类型、定位和空间组成的地理学模型和注重过程的生态学模型。遥感能够为这 3 类方法提供信息,但信息的水平和强度有所不同。遥感也具有识别群落结构,如格局、扩展、动态、分布和物种^[16]的能力。这些群落特征是评估、描述和评价生物多样性的基础。Quattrochi & Pelletier^[17]列举了那些遥感能够对生态学研究有所贡献的问题:

- (1) 空间 存在什么? 景观元素的配置、分布和格局是什么? 分析所需要的空间尺度是什么?
- (2) 时间 景观的时间动态是什么? 分析所需要的时间框架是什么?
- (3) 动态 哪些类型的过程涉及到景观的形成(隐性、显性)? 这些过程的性质(静态、熵、混沌、干扰、持久)是什么? 哪类数据可以用来定义、测度或模拟这些过程?

遥感能够以列举清单和绘制地图,将环境特性定量化和评价生物多样性的状态、变化和影响力等方式

为解决这些问题作出贡献。Guo 等人的工作就是一个例证^[18]。结合陆地调查,遥感在生物多样性研究中潜在的贡献将会更大^[5]。当结合其他信息,如数字高程模型时,遥感数据也能够显著增加计算机图像应用于生物多样性可视化的价值,以辅助这类数据在管理问题中的应用,如 Narendra Prasad 等人的工作^[19]。

遥感的景观信息是多维的,水平的、垂直的、多光谱的,并且在多数情况下也是多时段的。因此,遥感为生物多样性的研究提供了更多的维数。遥感能够提供关于物种和结构多样性参数及其随时间变化的信息,这些信息可能是初级,或是次级的。初级信息涉及到图像数据直接应用于统计、构造和光谱分析,从而导出的关于景观空间构成的信息。次级信息则是那些被解释的和被分类的数据,这些数据也被用来导出景观空间构成的信息。

遥感的实施可以从物种到全球尺度。细粒(Grain),景观生态学中最小的单位,就是通过像素的尺寸或依赖于照片分辨率的尺度来定义的。遥感的主要好处就是对广大区域可以实施全面覆盖,这奠定了以宏观方式对结构参数的简易评估,从地理上实现正确景观模型的导出,和区域的可视化 and 所有可视信息的文件化。

因此,遥感有能力为生物多样性研究提供一系列各种不同的数据。本文的目的是要唤起对遥感这一能力的注意,并且以森林生态系统中生物多样性的研究为例,说明遥感数据如何能够导出对生物多样性研究有用的信息。

1 遥感技术用于森林生态系统中生物多样性研究的可利用性

有若干种不同的遥感技术可以用于生物多样性的研究,而所得到成品所具有的解析度决定了哪一种是最适用的。以胶片作为数据载体的图片和数字化光学图像是两种用来导出信息的主要技术。由于胶片通常提供了比数字化数据更好的空间分辨率,因此它更多地被用于那些对详细的构造信息有更高要求的研究中,而数字化数据常常提供更好的光谱信息。此外,一些有前途的遥感技术也可以为生物多样性的评价提供有趣的信息,但是它们仍然需要充分的测试。激光的应用就是其中之一,它提供了关于地表的高程和形状,以及不同植被层的信息^[20]。Nilsson^[21]发现从机载激光数据获得的平均树高被低估了 2.1~3.7m。Hugh 和 Wehr^[22]证明利用激光数据,根据所提供的辐射度和几何信息的特性,可以区分植被类型。然而,信息提取的方法仍然有待发展,并且垂直结构的信息能够精细到什么程度还不清楚。

其它方法包括了热遥感和雷达。热遥感方法也已经被应用在生态学研究中了^[23],例如 Pierce 等人^[24]和 Mayer^[25]应用这一方法,提供了温度分布格局及其随时间变化的信息。这种方法不常被用于生物多样性或景观生态学评估,是因为辐射热能对表面温度的校正是很困难的以及较少卫星携带有热通道(例如: Landsat 5 TM, AVHRR),而所采取的固定日间数据获取方式和相对粗糙的空间分辨率也使得它们较少被用于这一领域。机载热扫描仪可以提供高解析度和灵活的数据获取方式,但是频繁用于景观生态学研究就太昂贵了。

利用雷达数据,在植被区域已经开展了许多研究。这些工作表明微波和植被林分之间的相互作用是十分复杂的。表面的粗糙度和林分的几何学是主要的驱动参数,它们影响着后散射的响应^[26~28]。对覆盖森林地带的雷达数据的信息内容的研究,无法给出一个一致的图像。雷达数据已经被成功地应用到森林地带的评估^[29],但这类数据仍然难于处理,并且尚没有标准化的方法,而且所获得的结果也是无法重复的。雷达也被成功地用于植被下洪水的探测和林地毁坏的监测^[30,31]。关于利用雷达数据确定木材量和其他森林属性的可能性已经被讨论^[32,33],但是没有证据说明,雷达数据的信息内容比光学遥感数据更为有用。

由于雷达,激光和热扫描在可利用技术上和数据处理上,即分类过程上仍然面临着许多困难,因此绝大多数的研究是使用光学技术。照相和数字光学图像是最频繁地被应用于生态学的遥感方式,它们可以从 3 种平台获得,即:陆地的、机载的和星载的。陆地照相能够以大比例尺和地表视角,评估景观片段,单一物种,或群落的一部分;而机载和星载的遥感技术可以提供俯视概貌,大多数比例尺为 1:1000 以上。机载和星载的遥感能够做物种、栖息地和景观的评估。每一种方法的重要性是依赖于所寻找的信息。例如,陆地照相在林分尺度具有特殊价值,利用它能够评估和测量单个个体或林分的片段(图 1)。

一般地,遥感数据是与机载或星载技术相联系的。航空遥感方法可以是航空摄影或数字航空扫描数据,而卫星遥感方法主要涉及到数字卫星数据。卫星摄影也是相当普遍的,但是数据(胶片)传输到地球常

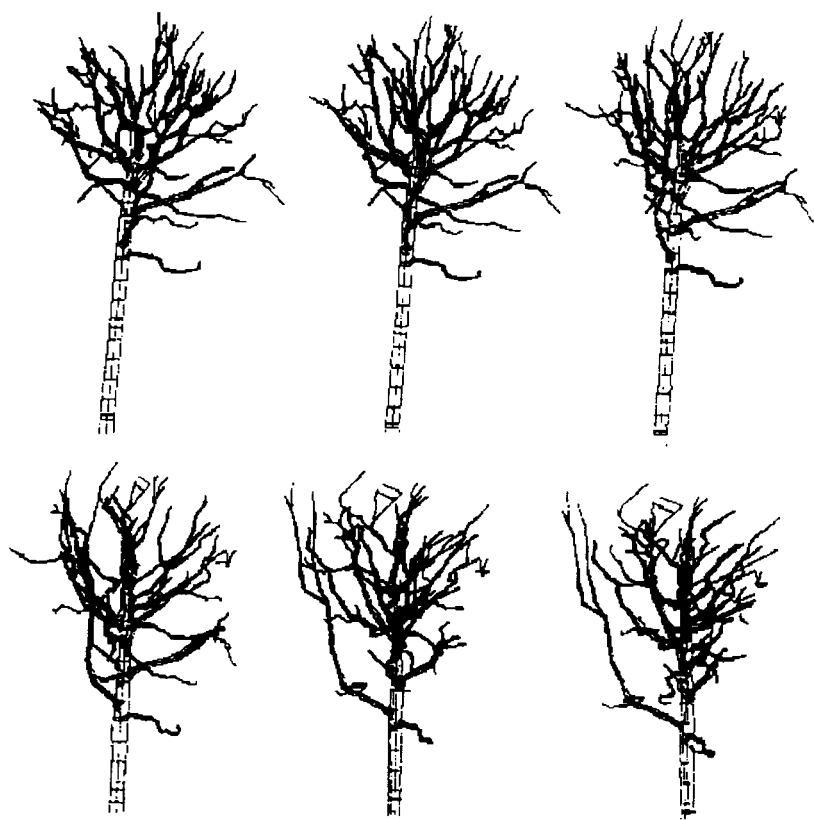


图 1 从不同视点利用陆地摄影测量方法对单一栋树的评价^[81],该树树高 24m

Fig. 1 Assessment of a single oak tree with terrestrial photogrammetry presented from different viewing points^[81]. The height of the tree is 24m

常是困难的。机载或星载遥感技术的应用改变了观察视角,并且由于所产生的信息一般被限定于植被冠层的表面,因而也使评估的比例尺变得更小了。雷达和激光可以提供关于森林林分内部结构的信息。但像前面所提到的,激光技术的应用仍然是有待发展的。对于雷达,尽管已经进行了许多研究,但结果并没有显示出它们在生物多样性研究中具有足够的可重复性。

已有的地球观察卫星所提供的数据适合于栖息地之间、景观和区域乃至全球的多样性信息的评估。研究的空间比例尺通常要比航空摄影所提供的小,并且往往无法得到三维数据。利用卫星数据,一些结构元素已经被成功地评估,特别是在景观和区域的尺度上,提供了关于空间组织的详尽信息,如这些元素的分维、丰富度、镶嵌、联通、持续、散布的状况和几何形状等。利用结构指数可以计算互相补充的结构信息,如在重复格局中分隔或方向性的探测^[34]。同质性 (Homogeneity)—— 计算样本邻近频度,浅度 (Shallowness)—— 计算局部梯度(边缘)的陡度和变化频率是关于景观生态学的其它的重要结构指数^[35],因而也是用于生物多样性研究的重要结构指数。

就像素的大小(尺度)、立体信息和对天气依赖性而言,与卫星数据应用相关联的局限性在未来的几年内有可能减少。具有改进的数据获取时间频率和高空间分辨率,并通常有立体性能的新一代的高分辨率卫星将投入使用(表 1)。这些都增加了遥感在生态系统生物多样性研究中的应用的可能性。

来自甚高分辨率卫星的数据将不但能够更详细地评价栖息地之间、景观或区域尺度的结构元素,并且能够评价那[此处原文有模糊文字]内部多样性的结构元素。这种组合提供了比单独使用如主题地图仪(TM)更大的潜力,因为较早时的测试表明 Landsat TM 辨别不同的栖息地类型的能力是有限的^[36]。然而使用图像分割

技术和线性典范判别分析(Linear Canonical Discriminant Analysis)方法对 Landsat TM 数据的分析,近来已经给出了更加鼓舞人心的结果^[37]。

表 1 已有的和计划中的主要的高分辨率光学卫星系统

Table 1 List of major existing and planned high resolution optical satellite systems

名称 Name	国别 State	光谱 分辨率 Spectral resolution	空间 分辨率 (m) Spatial resolution	扫描 幅宽 (km) Swathe width	发射 时间 (a) Launch	重复 频率 (d) Repeat frequency	视角 View angle	波长 (μm) Wavelengths
现存的光学卫星系统								
LANDSAT 5 TM	美国	6 波段 + 1 波段	30/120	185	1984	16 在赤道	无	(1) 0.45~0.52 (2) 0.52~0.60 (3) 0.63~0.69 (4) 0.76~0.90 (5) 1.55~1.75 (6) 10.4~12.4 (7) 2.08~2.35
LANDSAT 7 TM	美国	全色	15	185	1998	16	立体 (HRMSI ¹)	0.52~0.90
LANDSAT 7 TM	美国	6 波段 + 1 波段	(1) 15 (2,3,4,5,7) 30 (6) 60	185	1998	16	立体 (HRMSI ¹)	(1) 0.45~0.515 (2) 0.525~0.605 (3) 0.63~0.69 (4) 0.75~0.90 (5) 1.55~1.75 (6) 10.4~12.5 (7) 2.09~2.35
IKONOS I	美国	全色	0.8~2	11	1998	140 ²	立体	0.45~0.90
IKONOS I	美国	4 波段	取决于纬度	11	1998	140 ²	立体	(1) 0.45~0.52 (2) 0.52~0.60 (3) 0.63~0.69 (4) 0.76~0.90
SOPT HR	法国	全色	10	60 (最低点) ³	SPOT 4; 1998 SPOT 2; 1990	26	立体	0.51~0.73
SPOT XS	法国	SPOT 2;3 波段 SPOT 4;3 波段 +SWIR ⁵	20	60 (最低点) ³	SPOT 4; 1998 SPOT 2; 1990	26	立体	(1) ⁴ 0.50~0.59 (2) 0.61~0.68 (3) 0.79~0.89 (SWIR) 1.58~1.75
JERS I OPS	日本	4 波段	18	75	1992	44	立体	(1) 0.52~0.60 (2) 0.63~0.69 (3) 0.76~0.86 (4) 0.76~0.86 (5) 1.60~1.71 ⁶ (6) 2.01~2.12 (7) 2.27~2.40
IRS-Ic (PAN)	印度	全色	6	74	1995	24 ⁸ 在赤道	无	0.5~0.75
IRS-Ic (LISS-III)	印度	4 波段	23.5 ⁷ SWIR;70.7 ⁷	(1~3)141 (4)148	1995	24 ⁸ 在赤道	无	(1) 0.52~0.59 (2) 0.62~0.68 (3) 0.77~0.86 (SWIR) 1.55~1.70

续表 1

名称 Name	国别 State	光谱 分辨率 Spectral resolution	空间 分辨率 (m) Spatial resolution	扫描 幅宽 (km) Swathe width	发射 时间 (a) Launch	重复 频率 (d) Repeat frequency	视角 View angle	波长 (μm) Wavelengths
IRS-Ic (WiFS ⁶)	印度	2 波段	188	806	1995	5	无	(1) 0.62~0.68 (2) 0.77~0.86
IRS-Id (PAN)	印度	全色	6	74	1997	24 ⁸ 在赤道	无	0.5~0.75
IRS-Id (LISS-III)	印度	4 波段	23.5 ⁷ SWIR;70.7	(1~3)141 (4)148	1997	24 ⁸ 在赤道	无	(1) 0.52~0.59 (2) 0.62~0.68 (3) 0.77~0.86 (SWIR) 1.55~ 1.70
IRS-Id (WiFS)	印度	2 波段	188	806	1997	5	无	(1) 0.62~0.68 (2) 0.77~0.86
计划中的光学卫星系统								
SPOT 5/6	法国	全色	1	60	SPOT 5; 2002	26	立体	0.51~0.73
SPOT 5/6	法国	3 波段+ 1 波段	10/20	60	SPOT 5; 2002	26	立体	(1) 0.50~0.59 (2) 0.61~0.68 (3) 0.79~0.89
Quick Bird	美国	全色	1	22	1999	1~4 ⁹	立体	0.45~0.90
Quick Bird	美国	4 波段	4	22	1999	1~4 ⁹	立体	(1) 0.45~0.52 (2) 0.52~0.60 (3) 0.63~0.69 (4) 0.76~0.90
IKONOS 2	美国	全色	0.8~2	11	1999	<140 ¹⁰	立体	0.45~0.90
IKONOS 2	美国	4 波段	取决于纬度	11	1999	<140 ¹⁰	立体	(1) 0.45~0.52 (2) 0.52~0.60 (3) 0.63~0.69 (4) 0.76~0.90

1 HRMSI, 高分辨率多光谱立体图像仪。2 取决于纬度, 在 52°, 非太阳同步轨道。3 双重制图方式, 调整两个感应仪器, 当从垂直位置(低轨道)观察地球时, 使之能覆盖相邻的地面。在这种设置下, 总扫描幅宽是 117 km, 两个感应器具有 3 km 的重合。4 (1), 1 波段。5 SWIR, 短波红外线。6 前视。7 WiFS, 宽域感应器。8 重新设为 25m。9 通过倾斜视角变动, 最少是 5 天。10 随着远离最低视角而减少。

倘若在栖息地内仅一小部分物种能被确定的话^[38], 一些关于森林生物多样性最有用的信息可能来自于构造和结构多样性元素的测定, 这些元素提供了关于物种、功能和过程的生物多样性信息。构造和结构多样性元素的测定^[39]表明了整体遥感技术的价值, 因为遥感方法能有效地提供所必需信息中的大多数, 并且在一些情况下, 它们可能是用数量表示诸如冠状结构、植被表面结构和大面积景观结构组织等现象的唯一可利用的技术。由于程序 FRAGSTATS^[40]提供了一系列可能的指数(表 2), 这种分析现在是景观生态学家可以利用的标准工具的一部分。为了使分析更有效, 这些指数最好是组合应用^[41], 并且要重视它们由推导而产生的局限性^[42]。有一个前提需要明确, 即这些指数自身并不能够成为终极目标^[43]; 这些指数的目标必须总是作为详细评价森林内部其它生物多样性组分(如, 物种多样性, 基因多样性)的替代。

2 景观尺度的评估

森林, 在景观的演化进程中出现。它们镶嵌在景观之中, 但这里不仅仅有森林, 还有各种其它的栖息地, 其总体效果是一种不同栖息地的镶嵌图。这些栖息地在大小、形状、组分和持续性上变化着。森林自身

包含了不同的单元,并且这些单元又能被划分,最终达到个体树冠的水平。此外,除了这种空间的变化外,还有垂直的变化;森林生态系统具有三维结构。进一步,森林随时间变化,为变化提供了时间元素。这些变化的结果形成了一个由随各种时间和空间尺度变化的不同类型森林组成的复杂镶嵌图^[44]。森林的数量是一个能够加以利用的指数,但它包含着相对少的信息,森林区域的空间联结可能是更加重要的。例如,森林是怎样在区域内分布的?单独的森林斑块在什么程度上被廊道所联结?物种从一片森林到另一片森林的流动是否存在着任何主要的障碍,并且这些障碍是怎样扩展的?

表 2 利用 FRAGSTATS 程序^[40]计算的斑块和景观指数
Table 2 Patch and landscape indices computed by the FRAGSTATS program^[40]

指数 Indices	计算 Calculation
面积测度 Area metrics	面积(hm ²)
	景观相似指数(%)
	分类面积(hm ²)
	景观的百分比(%)
	景观总面积(hm ²)
斑块密度,斑块大小 和可变化指数	最大斑块指数(%)
	斑块数量
	斑块密度(个/100hm ²)
	平均斑块大小(hm ²)
	斑块大小变化系数(%)
边界指数 Edge indices	周长(m)
	边界对比指数(%)
	总边界(m)
	边界密度(m/hm ²)
	形状指数
形状指数 Shape indices	分维
	景观形状指数
	平均形状指数
	面积加权平均形状指数
	双对数分维
	平均斑块分维
	面积加权平均分维
	最邻近距离(m)
	最邻近指数
	平均最邻近距离(m)
最邻近指数 Nearest-neighbour indices	最邻近标准偏差(m)
	最邻近变化系数(%)
	平均亲近指数
	Shannon 多样性指数
	Simpson 多样性指数
	改进的 Simpson 多样性指数
	斑块丰富度(个)
	斑块丰富度密度(个/hm ²)
	相对斑块丰富度(%)
	Shannon 平衡指数
多样性指数 Diversity indices	Simpson 平衡指数
	改进的 Simpson 平衡指数
	散置和毗邻指数(%)
	传播与扩散指数
	Contagion and dispersion indices
	传播指数(%)
	均一性等如最近邻度分析(Nearest Neighbour analysis)和欧氏距离度量(Euclidean Distance metrics)提供了描述景观多样性格局的定量方法。第一种是基于基本的光谱信息的定量方法。第二类方法是根据结构指示

在景观内,不同单元的物理排列是重要的,将景观变化与生物多样性相联系的基本前提是:景观单元的排列影响着包含景观的生态系统的运行^[45]。它的一个最重要的方面是栖息地的破碎程度,这对影响栖息在残留片段内的植物和动物种群生存力上能够起决定性的作用。此外,破碎的程度能够对重要的生态过程产生影响,如栖息地资源的分配^[46]和运转过程如花粉传播^[47]和分解作用^[48]。许多研究已经表明,单元的大小和它们彼此的相似程度对于占据其作为栖息地的一些物种的种群动态有着显著的效应^[49]。这些信息能够并且应当在各种尺度上被加以收集^[50]。例如,AVHRR(Advanced Very High Resolution Radiometer, 超甚高分辨率发射机)已经被用于观察陆地覆盖的丰富度、植被的丰富度和植被的集群^[51]。

相比 AVHRR 所提供的相对粗糙的信息,高分辨率卫星不仅仅为空间特征的评价,并且为栖息地的分类和亚群的识别都提供了更详细的空间信息。Griffiths 和 Wooding^[52]以及 Aspinall^[53]已经表明卫星数据所能够提供的关于一个区域景观的空间构成和结构元素的信息远远多于地面评估所能提供的。另外,采用遥感评价景观的结构和空间构成比地面观测更加快捷,并且在地理上更加精确。这种卫星图像能够与航空摄影相结合来增加分类的精确度^[54]。

景观水平上的结构多样性的调查需要选定空间分辨率,变化幅度可能会从几米到 1 km。Wiens^[55]强调了比例尺的重要性,因为景观结构随着比例尺或空间分辨率的改变而明显不同。等级理论的发展^[7]验证了过程和限制因素是怎样跨比例尺变化的。用于景观格局评估的最佳比例尺可以通过一些基于统计学方法的技术来定义^[56]。然而,如果要采用最适当的方法,就需要一些关于景观特有形式的初步信息。遥感数据为在景观内定义基本格局提供了必要的区域覆盖,因而有助于最佳分析方法的选择。

除了统计方法被用于比例尺和空间分辨率的定义以外,构造图像分析程序如快速傅立叶变换技术,

物来分析地形的状况,并且需要解释或分类过的数据。对所选择区域的完全的覆盖,有助于获得此类数据。根据遥感数据评价结构指示物,可以赋予那些通过定量分析灰度值图形而得的评估不同的维度。Gulinck 等人^[57]、Aspinall^[15]、Scott 等人^[58]、Guo 等人^[18]以及其他等人已经开展过由遥感数据导出的生态格局分析的工作。并且也有人为了实现发展景观格局评价基础的目标,试图引入光谱和构造特性,以获得最大可能的分类精度^[59~61]。

由于大多数关于景观结构的信息能够容易地被包含在地理信息系统中,从而实现不同地图的叠加,并完成各种景观参数的分析(图 2)。这其中包括了一些基本测量,例如溪流单元的长度,森林边缘的长度和特定空间单元的面积。接下来的步骤是将单个物种或功能群与其对空间的需求联系起来。这是 GAP 分析的核心特性^[62,63]。在 GAP 分析中,GIS 被用于物种丰富度的空间分布变化的建模和具有特殊的高物种多样性的区域的预测。建模是依据以地图表示的植被覆盖状况,并且要结合有关特殊植被类型的物种亲合关系的知识来实现的,这些植被图可能产生于 LANDSAT 图像,以及航空摄影和机载射频摄影^[64]。那么,这类信息是与保护区的分布有关的,并且可以识别保护区分布中的遗漏区域(Gap)。依据摄影制图的方法构造景观的精密模型的可能性,为从空间上模拟未来发展和导出关于多样性变化的更好思路,提供了机会(图 3)。同时,利用一个特定时刻的所有可视信息的总汇,能够对那些以后被察觉具有重要性的元素进行追朔评价。Guo 等人^[18]利用 LANDSAT 图像,提取了关于景观的数据,并建立了相关的 GIS。据此,对中国湖北省兴山县的植被-土壤-地形景观复合体类型进行了分类,分析了该区域内生态系统调节水量的能力。

3 中间尺度的评价

在中间尺度,细粒的大小(在景观中可以观察到的精细等级)也是可变的。所需信息的分辨率可能是介于小于一米到数十米之间的。卫星数据和航空数字图像能够被用于后者,但对于小于 1 m 的分辨率,只有航空摄影能够提供足够细致的信息。这表明随着遥感技术越来越多的应用,两种完全不同的遥感技术可能被牵扯到中间尺度。尤其是,卫星数据和航空数字数据是经得起数字定量构造分析和结构指示物评价的检验的^[65],反之,这些对于航空摄影来说就十分困难了。航空摄影是一种模拟方法,所以,格局统计分析无法直接应用。然而,通过扫描照片,可以将模拟数据转换成数字数据。这样,格局分析就可以在原始数据集上进行了。从传统上来说,来自航空摄影的结构信息可以通过下面的方法获得:首先,解析地或数字地画出栖息地单元的轮廓,然后,利用结构指示物来评价它们的空间构成。航空摄影具有与卫星数据相同的优点,也就是,完全的涵盖与概要式的视角,而由于较高的空间分辨率和精细的比例尺(通常是这样),使得它可以提供在空间上更为详细的信息,这是其它空间手段所不及的^[66]。

在航空摄影中,胶片类型、比例尺和立体性能等的选择,取决于用户的需求。彩色红外胶片和立体摄影被强烈推荐用于中间尺度的植被或栖息地的制图。立体摄影可以实施垂直结构的测量,如植被表面模型,林分高度和地形。由于航空摄影是一种机载技术,它比卫星系统较少地依赖于气候条件,甚至在云量比例较高的情况下也被相当成功地应用。然而在较大面积范围上,使用航空摄影就比卫星需要更高的费用了。这样,在中间尺度,航空摄影一种技术最适合就取决于用户的需要。

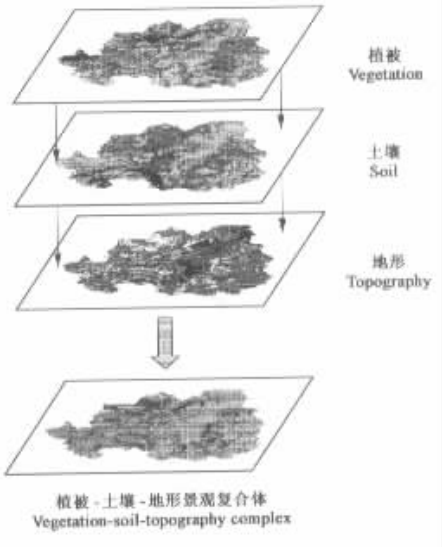


图 2 利用地理信息系统实现景观信息的叠加^[18]
Fig. 2 The overlay of the information for landscape with a GIS^[18]

对于动物种群,就种群的存活而言,景观格局的变化率比其自身空间格局更为重要^[67]。栖息地干扰的

速率,规模和与时间的相互关系,连同斑块的比例和寿命,是影响动物的重要方面。当干扰速率增加时,空间格局的重要性逐渐减小,因演化的终点具有太高的干扰速率以至使种群消亡(因而,空间格局是不相干的)。干扰的同步程度也是重要的。如果栖息地的大部分面积同时被干扰,那么,正常的再迁移格局将被破坏,造成对种群的潜在的问题^[68]。中度干扰假说是与具有重要作用的遗漏区域的思路相关的。假说认为最大的物种多样性发生在具有中等程度干扰的地方。应用遥感技术的多时段方法提供了在景观或栖息地中,干扰的速率,规模和时间关联性的可视文件^[69]。Coppin 和 Bauer^[70]对依据多时段遥感数据集,评价景观格局的变化不同方法给出了一个令人感兴趣的总体评述。Lyon 等人^[71]给出了如何利用植被指数来探测这类变化。

4 边界与廊道

边界和廊道代表了景观的中间尺度的重要方面。边界的存在和特性是一个重要的,影响森林中物种多样性的因子^[72]。鸟的群落看起来,特别容易受到边界的影响,已有大量的文献论及这一方面。边界对其它的类群也有影响,包括无脊椎动物^[73]和其它的脊椎动物^[74]。边界地的数量是重要的,当然它们的质量也同样重要。例如,一个移植的生长良好的边界就比一个新近形成的内在的树林边界有价值得多,这是因为该边界地的复杂性和与之相结合的移植边界是经历过相当一段时间的发展的^[75]。根据形状和结构,各种各样不同的边界类型可以被识别。例如,它们可能是轮廓分明的(硬),也可能是弥漫的(软)。它们可以是直的或是曲折的。不同的形状对动物物种穿越边界的方式有着不同程度的影响^[76]。例如,能穿越弥漫边界的物种就比能穿越硬边界的多^[77]。

卫星数据和航空摄影已经被证明有助于边界的定量评价^[66]。两个不同的方法再次可能用于边界的定量评价,这就是在原始光谱数据的基础上的边界增强法,其原理是通过在遥感数据中运用图像增强算法和对边界的分类或解释来增强边界。通常,边界的几何形状是在图像数据解释或分类之后,再进行评估的。遥感数据用于几何特性的评价是理想的,如边界的走向,长度和宽度以及它们的拓扑关系,包括连通性和邻近区域的特性等。然而,由于混合像素的问题是特别重要的,所以有一些技术上的难题需要处理。已经有一些方法被发展用来处理这类问题,其中包括一些识别光谱空间中组分终极要素的模型的发展^[78],将分类器的输出与等级比例相联系的参数分类方法^[79]和应用于这类问题的人工智能技术^[80]。

就像上面所提到的,边界的几何形状和质量是重要的。关于边界的定性评价,那些信息,如显现、边界结构、物种构成和死物质的百分比等是重要的。Innes 等人^[81]介绍了能够利用 1 : 7000 的航空立体照片来评估的大多数的这类定性标准。尽管,由于没有可利用的草本和灌木植被层的信息,因而不大可能作出物种构成的详细评价,但物种的成分常常能被相当准确地确定。这种图像对于边界特性随时间的定量变化也是有用的,并且因此可以有助于确定边界随时间的变化对那些对林地边界和内部种至关重要的环境变量

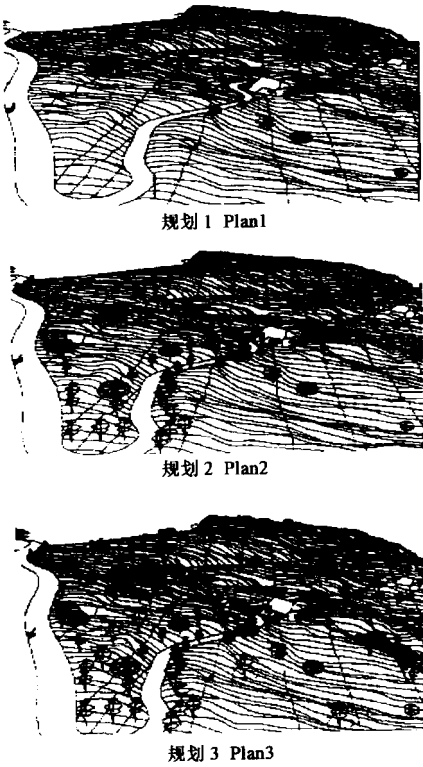


图 3 景观模型所显示的当前假定状况和不同造林阶段的模拟

Fig. 3 Landscape model showing a hypothetical current situation and simulation of afforestation stages

规划 1: 现状; 规划 2: 低造林密度的模拟; 规划 3: 中度造林密度的模拟

Plan 1: status quo; Plan 2: simulation of low afforestation density; Plan 3: simulation of medium afforestation density

的影响^[82]。

廊道的存在对于一些类群来说也是重要的,利用它们可以形成屏障,提供一种扩散的手段,或者相当于一系列新的栖息地^[83]。在一个区域内,它们可能与增长的多样性相关联,但在许多情况下,物种多样性的增长,本质上更多地是由于新栖息地的可利用性,而不是因为线性特征的存在,如沟渠和树篱在农田景观中的重要性^[84]。廊道对物种多样性也可能有负效应,如为潜在的捕食者提供了接近的途径,或者本身就是一个干扰源^[85]。再者,廊道的年龄可能是重要的,因为随着时间,它的生态意义可能会发生变化^[86]。

廊道作为物种通道的价值,是取决于多种因素的,包括物种的活动性,廊道的宽度,边际效应的强度,廊道的形状,以及斑块和廊道之间相互作用的空间格局等等^[87]。卫星数据和航空摄影可以被用于廊道的几何形状和空间构成的分析与制图^[88]。

5 林分尺度的评价

大多数的森林生物多样性的评价都有一定的范围限制,并且基本上集中在物种多样性上。正常情况下,物种多样性最好在林分尺度上评价。当应用遥感方式进行评价时,结构和填隙(Interstitial)物种之间的区分是相当重要的。结构物种形成或提供了环境的物理结构^[89],而间质物种则是依赖于结构物种的那些物种。在森林中,正常情况下,结构物种是树木,但它们可能也包括一些灌木和草本植物。然而,这个概念是依赖于尺度的。那些通常被看作是填隙物种的,如附生地衣,如果它们正是依赖于其的物种(例如,各种无脊椎动物)的栖息地的话,那么可能实际上它们代表了生态系统的结构元素。

关于物种多样性的传统方法常常将多样性看作包含两个成分:物种密度(单位面积内物种的数量),和这些物种的相对多度。在一些实例中,遥感能被用于确定不同郁闭度物种的相对多度。然而,这仅仅是在具有相对有限数量的不同物种的森林中的例子(例如:山毛榉-冷杉混交林(*Fagus sylvatica*-*Abies alba*))。在许多热带和温带的更复杂的森林中,除了利用大比例尺的彩色照片以外,单个的物种是不易通过遥感来区分的^[90]。

然而,有一种可能性,那就是把注意力集中于指示物种。这是一些被确信是代表了一个特定的类群或栖息地类型的物种。十分常见的是,将濒危物种作为指示物种,例如,近几年在美国,已经关注于北方斑点梟(*Strix occidentalis* ssp. *caurina*)^[91]和红翎啄木鸟(*Picoides borealis*)的森林栖息地的保护。这种“旗舰”指示物种的应用存在着许多问题,而更加有用的方法可能是将注意力集中于所谓的“关键(Keystone)”物种,即这些物种可以通过自身现状来确定若干其它物种的良好境遇^[92]。如果动物被当作指示物种,那么遥感就帮不上什么忙了。但是,如果是利用一个结构物种的话,如一个树种,那么机会就很多了。同样,如果利用一个特定的栖息地类型(如,一个过熟的森林),那么遥感在监测栖息地的可利用性上就可以发挥重要作用了。利用栖息地结构可以评价野生动物资源^[93],但许多物种确切的栖息地需求仍然是不确定的。倘若某个地区,那里一些特定的植物类型很重要,而被作为结构物种,陆地摄影测量的方法能够实施单一树木和灌木以及树木/灌木的部分或类群,或景观的部分的摄影测量。根据 Whittaker^[4]的多样性尺度,陆地摄影主要用于微栖息地和栖息地内部多样性的评价。树木和灌木的结构和维数能够从水平和垂直两个方面进行定量评价(图4)。冠层的盖度,结构,树干的形状和其它的垂直和水平结构都是可能的。从几何学上来讲,精确测量可以实现随时间变化的详细评价以及不同观察位置的物体的可视化。几何结构精确测量的一个主要优点是使用了非破坏性的方法。这些数据可以作为生长模型、阴影模型和其它的模型的输入数据。星载和航空的遥感方法主要是提供了关于树冠表面的信息。当使用机载方法时航空摄影是最为普通的应用技术。依据比例尺,航空照片可以提供树种和地层部分的信息,但它们特别适合于结构的评价。可以获得关于结构的定量信息,如林分表面结构,林分和树木的高度,冠层的姿态和冠层的周长,稀疏的地方,或内部分界线和郁闭度的动态^[94]。大多数的结构参数可以被高精度地评估出来。使用数字航空摄影能够显著地增加照片的分析速度^[95]。星载的遥感方法已经被用来探测林分特征,例如由严重的昆虫爆发所形成的特征^[96],并且极有可能把这种研究拓展到生物多样性的调查。

在一定分辨率数据有可能获得一些关于林分内部或地表特征的信息。由于较大的目标可以被识别,而较小的则不易被察觉,因此这类信息也是依赖于尺度大小的。例如,Bretz-Guby 和 Dobbertin 的工作^[97]

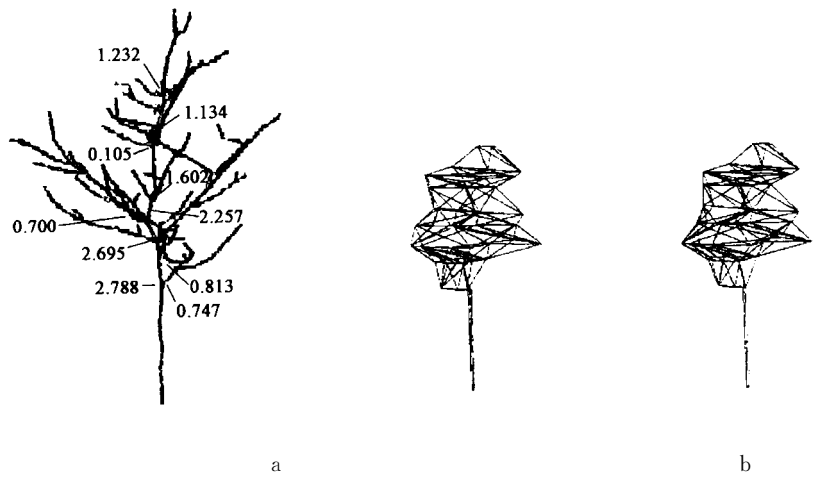


图 4 利用陆地摄影测量方法测量树木来评估树枝的直径和树冠的总面积^[81]

Fig. 4 Tree measured using terrestrial photogrammetric methods that assess branch diameters and total crown area^[81]

a 中的数字表示了树枝的直径(cm),b 显示了不同透视下的树冠形状

The numbers indicate branch diameters in cm. The (b) figures indicate the crown shape from different perspectives

表明漂浮在森林洪水中的大部分死树是小尺度级的(直径<15 cm),其中多数在遥感观测时未被察觉。

基于星载遥感数据的林分内部的信息仅仅能用来评估特殊现象的空间构成。较粗的空间分辨率只能提供关于主要树种和地表的非常有限的信息。树冠维数和树高的测量一般是不可能的。然而,可以提供一些关于空隙、内部边界,或者在将来提供关于平均林分高度的信息(后者只有在卫星能够提供立体数据时才可能)。

森林具有显著的垂直结构。树木所能达到的高度变化非常之大。在东南亚,树冠高度可达 60~70 m,加利福尼亚的红树和一些澳大利亚的桉树高度达到了 100 m。植物类群和动物类群的垂直分异就在这种结构之中发生。结构内的不同层被称作“垂直层(Stratum)”,尽管有时它们十分难以区分。森林的垂直结构常常由侧轮廓图表示。这是森林的侧视图,为了方便起见,其宽取 7.5 m,长取 60 m。激光技术极有可能提供垂直林分结构的详细信息(参阅前面)。系统是机载的,并且依据激光的工作脉冲,测量到达被观察物体的距离。侧视图的分辨率使得能够分辨出林分内不同的层。在能够确定机载激光系统在评估垂直林分结构中的所有价值之前,仍然需要进一步的实地调查。

在所有的这类事例中,基本上,遥感提供了一个描述林分各结构方面的手段。那么,就需要作出某种假设,即物种在林分中的存在能够被林分的结构所确定。当然,还有许多其它因子能够确定一个物种在林分中的存在与否。例如,Wiens^[55]开列了若干个不同的因子,它们可以对鸟、栖息地的相互关系施加影响,其中许多,如物种对捕食者、猎物、寄生虫或竞争者等的反映,就无法通过遥感数据获得。一些因子,如迁徙物种在它们的越冬和中途栖息地的经历,可能需要在物种生活周期中所利用的所有栖息地中进行同步评估^[98,99]。

6 森林生态系统中生物多样性的保护

在大多数景观中,由于人类的原因,森林在一定程度上退化了。结果是它们的保护涉及到部分的恢复和部分的残留景观元素的维护。Angelstam^[45]给出了在一个大约 100 km² 的景观中需要被考虑的 4 个性质:景观可利用的地点类型的全分布;干扰实体的全分布,包括在总面积中和地理上的分散状况;林分规模、毗邻和构成的多样性以及影响森林生态系统的有关过程的维持。遥感至少能够对前 3 个性质作出重要贡献,最后,万物数据系统过程的维持,能够部分地通过遥感来评价。例如,动物种群在斑块之间运动的容易程度就可以部分地通过这些斑块的空间关系来确定。

遥感对一个森林景观潜在保护价值的评价能够提供快速的回答。例如,在一些地带的若干研究已经表明,一旦森林覆盖下降到原有的 30%,物种丧失就将加快^[100,45]。这类信息能够相对容易地通过遥感获得,并且能够提供物种丧失已经在—个地区内发生的可能性的迹象。更重要的是,遥感能够提供在人类造成的影响较少的和较严重的地区内,关于特定栖息地特征的自然事变的重要的基准信息,如散布的大树,站立的死树和稀疏的区域等。在许多实例中,遥感技术的使用,如航空摄影,几乎成为惯例^[101],而在其它的研究实例中,如在许多无线电跟踪的研究中,航空摄影,作为表示栖息地类型特性的手段就没有被充分利用起来。

7 结论

近几年,一系列的方法被用来评估生物多样性,涵盖了各种范围。注意力已经逐渐集中于指示物种和功能类群^[102],无论是作为“关键物种”^[103],特殊环境条件的指示物^[104],还是作为被认为对环境具有相似反映方式的植物依赖集团的指示物^[105]。还有其它几种指示物类型^[106],包括“保护伞(物种具有较大的面积需求,如果它被保护,也就同时保护了许多对面积需求较少的物种)”,“旗舰(受欢迎的,具有魅力的物种,能够吸引公众的注意)”和“易受伤害的(被认为具有风险的物种)”等等。

一般来说,对一个物种的最好保护就是保护其栖息地的质量。遥感技术被认为是评价栖息地质量的手段之一。综观过去的十来年,许多研究已经在这个领域开展,并取得了不同程度的成功。结果表明,当目标被精确定义并且所选用的遥感工具适合于所需解决的问题时,遥感是一个有用的工具。遥感不能提供所有的生物多样性评估所需要的信息,但它在全区域涵盖和/或费用—效益方面具有超过传统陆地评估的不可低估的优点。根据评估的尺度,可以应用不同的遥感工具,从陆地摄影测量到低分辨率卫星。在现阶段,主要的方式是航空摄影和光学卫星图像。已经表明,这些方法提供了关于面积测量,结构与构成元素和物种类型的信息。当评估景观规模的生物多样性时,遥感工具是特别有用的。数据能够被存储起来,为利用地理信息系统分析而作好准备,并且可以与该地区内所收集的其它数据是空间相关的。这就展现了在大尺度上评估区域规模的森林生态系统生物多样性中的状况和趋势的可能性。然而,遥感在这一领域中的潜力仍然需要充分地实现。

其它遥感方法仍然在发展之中。当然,成像雷达和激光扫描数据显露出了不可忽视的潜力。许多近来的研究已经使用成像雷达数据。然而,对于森林所达到的结果仍然不足以将其包括在生态学研究的标准工具之中。鉴于非常先进雷达成像系统和处理方法的快速发展,鼓舞人心的初步研究有可能发展成为广泛的应用。在生态学的研究中,人们已经将注意力集中在激光扫描数据上了。机载系统已经提供了能够在高精度水平上实现地表和林分表面高度评估的数据。林分高度测量的初步调查是非常有希望的,并且看起来,激光扫描数据将提供关于林分垂直结构的非常有用的信息。如果这些研究能够被重复的话,那么激光扫描将成为可用于生态学研究的最有意义的遥感工具。

尽管生态学家对树木和冠层的结构有着相当大的兴趣,但很少有将陆地摄影测量应用到生态学研究中的。陆地摄影测量很适合于单一树木和树冠的精确测量,并且在未来将会得到更多的应用。随着数字相机的日益广泛的应用,这种遥感方法势必会更多地被用于生态学研究。

本文的分析表明:遥感能够有效地应用在生物多样性的研究之中。它能够记录景观中的变化提供一个重要的起点,这种变化是研究那些在整个景观中发挥作用的过程的基础^[107]。遥感也可用于监测在森林景观中与生物多样性相关的变化,这种变化常常是管理干涉的结果^[108]。然而,一个主要的问题是遥感与生物多样性研究的双方需要更多的相互协作,来改进策略以便将遥感工具与生物多样性研究成功地结合在一起。在这个方向,已经开始迈出一些步子^[109],但是,仍然需要将景观尺度上的研究与涉及个体物种的生态学研究很好地结合起来。

参考文献

- [1] Kaennel M. Biodiversity: a diversity in definition. In: Bachmann P., Kohl M. and Paivinen R. *Assessment of biodiversity in forest planning*. Kluwer, Dordrecht, 1997. 71~81.
- [2] Innes L., Keller and Boesch R. Assessment of biodiversity in ecosystem monitoring plots with particular reference to Switzerland. *Forest biodiversity: research, monitoring and modelling*. In: Dallmeier F. and Comiskey J. A.,

- eds *Conceptual background and Old World case studies* UNESCO. Paris and Parthenon Publishing, Pearl River. 1998. 371~395.
- [3] Stom D M and Estes J E. A remote sensing research agenda for mapping and monitoring biodiversity. *Int. J. Remote Sens.*, 1993, **14**:1839~1860.
- [4] Whittaker R H. Evolution of species diversity in land communities. In: Hecht M K., Steere W C. and Wallace B., *Evolutionary biology*. Plenum, New York. 1977. 1~67.
- [5] Jones K B and Riddle B R. Regional scale monitoring of biodiversity. *Biodiversity in managed landscapes: theory and practice* Szaro R C. and Johnston D W., 193~209. Oxford University Press, New York. 1996.
- [6] Fields J, Ehrlich D, Lambin E, *et al.* Are biodiversity 'hotspots' correlated with current ecoclimatic stability? A pilot study using the NOAA-AVHRR remote sensing data. *Biodiversity Conserv.*, 1997, **6**:401~422.
- [7] Allen T F H and Starr T B. *Hierarchy: perspectives for ecological complexity*. University of Chicago Press, Chicago. 1982.
- [8] O'Neill R V, DeAngelis D L, Waide J B, *et al.* *A hierarchical concept of ecosystems. Monographs in population biology* 23. Princeton University Press, New Jersey. 1986.
- [9] Strahler A H, Woodcock C E and Smith J A. On the nature of models in remote sensing. *Remote Sens. Environ.* 1986, **20**: 121~139.
- [10] Woodcock C E and Strahler A H. The factor scale in remote sensing. *Remote Sens. Environ.* 1987, **21**:311~332.
- [11] Kareiva P and Anderson. Spatial aspects of species interactions: the wedding of models and experiments. *Community ecology* By A. Hastings ed., 35~50. Springer-Verlag, Berlin. 1988.
- [12] Hepinstall J A and Sader S A. Using Bayesian statistics, Thematic Mapper satellite imagery, and breeding bird survey data to model bird species probability of occurrence in Maine. *Photogramm. Eng. Remote Sens.*, 1997, **63**:1231~1237.
- [13] Levin S A. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*, 1992, **73**:1943~1967.
- [14] Innes J L. Measuring environmental change. In: Peterson D. L. and Parker V T., ed. *Ecological scale: theory and applications* Columbia University Press, New York. 1998. 429~457.
- [15] Aspinall R and Birnie D. Principles related to the extraction of ecologically-significant measures from satellite imagery. Remote Sensing in Landscape Ecological Mapping, 1994. Report EUR 16265 EN. European Commission, Brussels. 1994. 41~50.
- [16] Lund H G, Evans D L and Linden D S. Scanned, zapped, timed, and digitized! Advanced technologies for measuring and monitoring vegetation diversity. In: Boyle T J B. and Boontawee B., ed. *Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forests* Centre for International Forestry Research, Bogor. 1995. 365~382.
- [17] Ouattrochi D and Pelletier R. Remote sensing for analysis of landscape: an introduction. In: By M. Turner and R. Gardner ed., *Quantitative methods in landscape ecology* Springer-Verlag, Berlin. 1991. 51~77.
- [18] Guo Z, Xiao X and Li D. An Assessment of Ecosystem Service Supplied by a Yangtze River Watershed: Water Flow Regulation and Hydroelectric Power Production. *Ecological Applications*. 1999.
- [19] Narendra Prasad S, Prabakaran B and Jegannathan C. Visualization in biodiversity research: a case study of Mehao Wildlife Sanctuary, Arunachal Pradesh, north-east India. *Current Science*, 1996, **71**:1001~1005.
- [20] Nelson R F, Krabill W B and Tonelli J. Estimating Forest Biomass and Using Airborne Laser Data. *Remote Sens. Environ.*, 1988, **15**:201~212.
- [21] Nilsson M. Estimation of Tree Heights and Stand Using an Airborne LIDAR System. *Remote Sens. Environ.* 1996, **56**:1~7.
- [22] Hugh C H and Wehr A. ScarLAERS offers advanced data processing possibilities. *Earsel Newsl.* 1997, **32**:8~12.
- [23] Luvall J and Holbo R. Thermal remote sensing methods in landscape ecology. In: Turner M. and Gardner R., *Quantitative methods in landscape ecology* Springer-Verlag, Berlin. 1991. 127~152.
- [24] Pierce L L and Congalton R G. A methodology for mapping forest latent heat flux densities using remote sensing. *Remote Sens. Environ.*, 1988, **24**:405~418.
- [25] Mayer H. Results from the research program STADTKLIMA BAYERN for urban planning. *Energy Buildings*, 1988, **11**:115~121.
- [26] Koch B. The forest relevant information in multifrequent radar data. EFI Proceedings no. 7. New Trust in Forest Inventory, European Forest Institute, Joensuu. 1996. 111~121.
- [27] Evans D L, Plaut J J and Stefan E R. Overview of the spaceborne imaging radar C/X band synthetic aperture radar (SIR-C/X-SAR) missions. *Remote Sens. Environ.*, 1997, **59**:135~141.
- [28] Kasischke E S, Melack J M and Dobson C M. The use of image radar for ecological applications—a review. *Remote Sens. Environ.*, 1997, **59**:141~157.
- [29] Saatchi S S, Soares J V and Alves D S. Mapping deforestation and land use in Amazon rainforest by using SIR-C imagery. *Remote Sens. Environ.*, 1997, **59**:191~203.
- [30] Keil M, Scales D, Winter R, *et al.* Tropical rainforest investigation in Brazil using multitemporal ERS-1 SAR data. Proceedings of the second ERS-application workshop. ESA SP-283, 2/96, European Space Agency, Paris. 1996. 77~82.
- [31] Pope K O, Rejmankova E, Paris J F, *et al.* Detecting seasonal flooding cycles in marshes of the Yucatan Peninsula with SIR-C polarimetric radar imagery. *Remote Sens. Environ.*, 1997, **59**:157~167.
- [32] Harrell P A, Kasisschke E S, Bourgeau-Chavez L L, *et al.* Evaluation of approaches to estimating aboveground biomass in southern pine forests using SIR-C data. *Remote Sens. Environ.*, 1997, **59**:223~234.
- [33] Ranson J K and Sun G. An evaluation of AIRSAR and SIR-C/X-SAR images for mapping northern forest attributes in Maine, USA. *Remote Sens. Environ.*, 1997, **58**:203~223.
- [34] Musick B and Grover H. Image textural measures as indices of landscape pattern. In: eds. Turner M. and Gardner R. *Quantitative methods in landscape ecology* Springer-Verlag, Berlin. 1991. 77~105.
- [35] Forman R T T. Land mosaics. The ecology of landscape and regions. Cambridge University Press. Cambridge. 1995.
- [36] Powell G V N, Rappole J H and Sader S A. Neotropical migrant landbird use of lowland Atlantic habitats in Costa Rica: a test of remote sensing for identification of habitat. *Ecology and conservation of neotropical migrant landbirds* Hagan J M. and Johnston DW., 287~298. Smithsonian Institution Press. Washington. 1992.
- [37] Lobo A and Gullison R E. Mapping the tropical landscapes of Beni (Bolivia) from Landsat-TM imagery: beyond the "forest intactness" legend. In: Dallmeier F. and Comiskey J A. eds, *Forest biodiversity, research, monitoring and modeling: conceptual background and Old World case studies* UNESCO, Paris, and Parthenon Publishing

- Group, Pearl River. 1998. 159~181.
- [38] Hunter M L. Wildlife, forests and forestry: principles of managing forests for biological diversity. Prentice Hall, New Jersey. 1990.
- [39] Lavorel S, Gardner R H and O'Neill R V. Analysis of patterns in hierarchically structured landscapes. *Oikos*, 1993, **67**:183~193.
- [40] McGarigal K and Marks B J. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA Forest Service. Pacific Northwest Research Station, General Technical Report PNW-GTR-351. Portland, Oregon. 1995.
- [41] Dale V H and Pearson S M. Quantifying habitat fragmentation due to land use change in Amazonia. Tropical forest remnants. In: Laurance W. F. and Bierregaard R. O., *Ecology, management, and conservation of fragmented communities* University of Chicago Press, Chicago. 1997. 400~409.
- [42] Hargis C D, Bissonette J A and David J L. The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landsc. Ecol.*, 1998, **13**:167~186.
- [43] Ribe R, Morganti R, Hulse D, et al. A management driven investigation of landscape patterns of northern spotted owl nesting territories in the high Cascades of Oregon. *Landsc. Ecol.*, 1998, **13**:1~13.
- [44] Forman R T T and Gordon M. Landscape ecology. John Wiley & Sons, New York. 1986.
- [45] Angelstam P. Landscape analysis as a tool for the scientific management of biodiversity. Boreal ecosystems and landscapes: structure, processes and conservation of biodiversity *Ecol. Bull.*, 1997, **46**:140~170.
- [46] Souza O F F and Brown V K. Effects of habitat fragmentation on Amazonian termite communities. *J. Trop. Ecol.*, 1994, **10**:197~206.
- [47] Aizen M A and Feinsinger P. Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in Chaco dry forest, Argentina. *Ecology*, 1994, **75**: 330~351.
- [48] Didham R K. An overview of invertebrate responses to forest fragmentation. In: Watt A D., Stork N. E. and Hunter M. D. ed. *Forests and insects* Chapman & Hall, London. 1997. 303~320.
- [49] Hanski I. Single-species metapopulation dynamics: concepts, models and observations. *Biol. J. Linn. Soc.*, 1991, **42**:17~38.
- [50] Holling C S. Cross-scale morphology, geometry, and dynamics of ecosystem. *Ecol. Monogr.*, 1992, **62**:447~502.
- [51] Ricotta C, Ramsey R D, Falconer A, et al. A fractal approach for the characterization for NOAA-AVHRR NDVI profiles of broad scale ecoregions. Bachmann P., Kohl M. and Paivinen R., ed. *Assessment of biodiversity for improved forest planning* Kluwer Academic, Dordrecht. 1998. 255~261.
- [52] Griffiths G H and Wooding M G. Pattern analysis and the ecological interpretation of satellite imagery. I-GARSS88. Remote sensing: moving towards the 21st century. ESA Publication SP-284, 917~922. European Space Agency, Paris. 1988.
- [53] Aspinall R. Data quality issues for using remotely sensed data in landscape ecology. Remote Sensing in Landscape Ecological Mapping, 1994. Report EUR 16265 EN. European Commission, Brussels. 1994. 29~40.
- [54] Kramer E A. Measuring landscape changes in remnant tropical dry forests. In: Laurance W F. and Bierregaard R O., ed. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities* University of Chicago Press, Chicago. 1997. 386~399.
- [55] Wiens J A. The ecology of bird communities. Vol. 1. Foundation and pattern. Cambridge University Press, Cambridge. 1989.
- [56] Turner M and Gardner R. Quantitative methods in landscape ecology: an introduction. In: Turner M. and Gardner R., *Quantitative methods in landscape ecology* Springer-Verlag, Berlin. 1991. 3~14.
- [57] Gulinck, Walpot H O, Jannssens P and Dries I. The visualization of corridors using remote sensing data (SPOT). In: Saunders D A. and Hobbs R J., ed. *Nature Conservation 2: the role of Corridors* Surrey Beatty and Sons. Chipping Norton, NSW. 1991. 9~17.
- [58] Scott J M, Tear and T H, Davis F W. Gap analysis. A landscape approach to biodiversity planning. Proceedings of the ASPRS/GAP Symposium. National Biological Service, Moscow, Idaho. 1996.
- [59] Ryherd S and Woodcock C E. Combining spectral and texture data in the segmentation of remotely sensed data. *Photogramm. Eng. Remote Sens.*, 1996, **64**:161~194.
- [60] Abeyta A M and Franklin J. The accuracy of vegetation stand boundaries derived from image segmentation in a desert environment. *Photogramm. Eng. Remote Sens.*, 1997, **64**:59~66.
- [61] Soares J V, Renno C D, Formaggio A R, et al. An investigation on the selection of texture feature for crop discrimination using SAR imagery. *Remote Sens. Environ.*, 1997, **59**:234~247.
- [62] Csuti B. Gap analysis: mapping biodiversity for conservation and management. *Endangered Species Update*, 1994, **11**:1~4.
- [63] Jennings M D. Gap analysis today: a confluence of biology, ecology, and geography for management of biological resources. *Wildlife Soc. Bull.*, 1995, **23**:658~662.
- [64] Graham L A. Airborne video for near real-time natural resource applications. *J. For.*, 1993, **91**:28~32.
- [65] Blackburn G A and Milton E J. Filling the gaps: remote sensing meets woodland ecology. *Global Ecol. Biogeogr. Letts*, 1996, **5**:175~191.
- [66] Ihse M. Landscape ecology mapping and evaluation of small biotopes in the Swedish agricultural landscape by visual remote sensing - a pilot project. Remote Sensing in Landscape Ecological Mapping 1994. Report EUR 16265 En, pp. 91~99. European Commission, Brussels. 1994.
- [67] Harrison S and Fahrig L. Landscape pattern and population conservation. In: Hansson L., Fahrig L. and Merriam G., *Mosaic landscape and ecological processes* Chapman & Hall, London. 1995. 293~308.
- [68] Harrison S and Quinn J F. Correlated environments and the persistence of metapopulations. *Oikos*, 1989, **56**:293~298.
- [69] Sachs D L, Sollins P and Cohen W B. Detecting landscape changes in the interior of British Columbia from 1975 to 1992 using satellite imagery. *Can. J. For. Res.*, 1998, **28**:23~36.
- [70] Coppin P R and Bauer M E. Digital change detection in forest ecosystems with remote sensing imagery. *Remote Sens. Rec.*, 1996, **13**:207~234.
- [71] Lyon J G, Yuan D, Lunetta R S et al. A change detection experiment using vegetation indices. *Photogramm. Eng. Remote Sens.*, 1998, **64**:143~150.
- [72] Saunders D A, Hobbs R J and Margules C R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Con-*

- serv. Biol., 1991, **5**:18~32.
- [73] Greatedorex-Davies J N. Woodland edge management for invertebrates. In: Ferris-Kaan R., ed. *Edge management in woodlands* Forestry Commission Occasional Paper 28. Forestry Commission, Edinburgh. 1991. 25~30.
- [74] Mayle B A and Gurnell J. In: *Edge management in woodlands* Ferris-Kaan R., ed. Edge management and small mammals. Forestry Commission Occasional Paper 28. Forestry Commission, Edinburgh. 1991. 42~48.
- [75] Peterken G F. *Woodland conservation and management*. Chapman & Hall, London. 1993.
- [76] Ims R A. Movement patterns related to spatial structures. In: Hansson L., Fahrig L. and Merriam G., ed. *Mosaic landscapes and ecological processes* Chapman & Hall, London. 1995. 85~109.
- [77] Wunderle J M, Diaz A, Velquez I, et al. R. Forest openings and the distribution of understory birds in a Puerto Rican rainforest. *Wilson Bull.*, 1987, **99**:22~37.
- [78] Foody G M and Cox D P. Sub-pixel land cover composition estimation using a linear mixture model and fuzzy membership functions. *Int. J. Remote Sens.*, 1994, **15**:619~631.
- [79] Foody G M, Campbell N A, Trodd N M, et al. Derivation and applications of probabilistic measures of class membership from the maximum likelihood classification. *Photogramm. Eng. Remote Sens.*, 1992, **58**:1335~1341.
- [80] Warner T A and Shank M. An evaluation of the potential for fuzzy classification of multispectral data using artificial neural networks. *Photogramm. Eng. Remote Sens.*, 1997, **63**:1285~1294.
- [81] Innes J L, and Koch B. Forest biodiversity and its assessment by remote sensing. *Global Ecol. Biogeogr. Letts*, 1998, **7**:397~419.
- [82] Kapos V, Wandelli E, Camargo J L et al. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazonia. In: Laurance W F. and Bierregaard R O., ed. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities* University of Chicago Press, Chicago. 1997. 35~50.
- [83] Gustafsson L and Hansson L. Corridors as a conservation tool. Boreal ecosystems and landscape: structures, processes and conservation of biodiversity. *Ecol. Bull.*, 1997, **46**:182~190.
- [84] Arnold G W. The influence of ditch and hedgerow structure, length of hedgerows and area of woodland and garden on bird numbers on farmland. *J. Appl. Ecol.*, 1983, **20**:731~750.
- [85] Van der Zande A N, ter Keurs W J and J van der Weijden W. The impact of roads on the densities of four bird species in an open field habitat: evidence of a long distance effect. *Biol. Conserv.*, 1980, **18**: 299~321.
- [86] Bierregaard R O, Lovejoy T E, Kapos V, et al The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *Bioscience*, 1992, **42**: 859~866.
- [87] Wiens J A. Habitat fragmentation: island vs. Landscape perspectives on bird conservation. *Ibis*, 1995, **137**: S97~S104.
- [88] Walpot O, Dufourmont H and Gulinck H. Landschapanalyse met SPOT. *Landschap*, 1992, **9**: 237~254.
- [89] Huston M A. *Biological diversity: the coexistence of species on changing landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge. 1994.
- [90] Myers B J. Guide to the identification of some tropical rainforest species from large-scale color aerial photographs. *Photogramm. Eng. Remote Sens.*, 1982, **47**:505~513.
- [91] Thomas J W, Forsman E D, Lint J B, et al. 1990 S conservation strategy for the Northern Spotted Owl. U. S. Government Printing Office, Portland. 1
- [92] Simberloff D, Flagships, umbrellas, and keystones. Is single-species management passe in the landscape era? *Biol. Conserv.*, 1998, **83**: 247~257.
- [93] Patton D R. *Wildlife habitat relationships in forested ecosystems*. Timber Press, Portland. 1997.
- [94] Herwitz S R, Slye R E and Turton S M. Co-registered aerial stereopairs from low-flying aircraft for the analysis of long-term tropical rainforest canopy dynamics. *Photogramm. Eng. Remote Sens.*, 1998, **64**:397~405.
- [95] Holopainen M and Wang G. Digitized aerial photographs for assessing forest biodiversity. In: Bachmann P., Kohl M. and Paivinen R., ed. *Assessment of biodiversity for improved forest planning* Kluwer Academic, Dordrecht. 1998. 249~254.
- [96] Chalifoux S, Cavayas F and Cray J T. Map-guided approach for the automatic detection on Landsat TM images of forest stands damaged by the spruce budworm. *Photogramm. Eng. Remote Sens.*, 1998, **64**:629~635.
- [97] Bretz-Guby N A and Dobbertin M. Quantitative estimates of coarse woody debris and standing dead trees in selected Swiss forests. *Global Ecol. Biogeogr. Letts*, 1996, **5**:327~341.
- [98] Sherry T W and Holmes R T. Are populations of Neotropical migrant birds limited in summer or winter? Implications for management. In: Finch D M. and Stange P W. *Status and management of neotropical migratory birds* USDA Forest Service General Technical Report RM-229, Fort Collins, Colorado, 1993. 47~47.
- [99] Petit D R, Lynch J F, Hutto R L, et al. Habitat use and conservation in the Neotropics. In: Martin T E. and Finch D M., ed. *Ecology and management of neotropical migratory birds: a synthesis and review of critical issues* 145~197. Oxford University Press, Oxford. 1995.
- [100] Andren H. Habitat fragmentation and changes in biodiversity. *Ecol. Bull.*, 1997, **46**:171~181.
- [101] Dennis P. Impact of forest and woodland structure on insect abundance and diversity. In: Watt A D., Stork N E. and Hunter M D., ed. *Forests and insects* 321~341. Chapman & Hall, London. 1997.
- [102] Pearson D L. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. *Phil. Trans. Roy. Soc. Lond. Series B*, 1995, **345**:75~79.
- [103] Paine R T. Food web complexity and species diversity. *Am. Nat.*, 1966, **100**:65~75.
- [104] Kremen C. Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. *Ecol. Appl.*, 1992, **2**:203~217.
- [105] Root R B. The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. *Ecol. Monogr.*, 1967, **37**:317~350.
- [106] Noss R F. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conserv. Biol.*, 1990, **4**:355~364.
- [107] Ripple W J, Bradshaw G A and Spies T A. Measuring forest landscape patterns in the Cascade Range of Oregon, USA. *Biol. Conserv.*, 1991, **57**:73~88.
- [108] Thompson F R, Probst J R and Raphael M G. Impacts of silviculture: overview and management recommendations. In: Martin T E. and Finch D M., ed. *Ecology and management of neotropical migratory birds: a synthesis and review of critical issues* Oxford University Press, Oxford. 1995. 201~219.
- [109] Pearson S M, Turner M G, Gardner R H, et al. An organism-based perspective of habitat fragmentation. In: Szaro D. and Johnston D W., ed. *Biodiversity in managed landscape. theory and practice* Oxford University Press, Oxford. 1996. 77~95.