生物多样性保护的景观规划途径*

俞孔坚 李迪华

(北京大学城市与环境学系, 北京 100871)

段铁武

(北京师范大学环境科学研究所, 北京 100875)

摘要 景观规划设计在生物多样性保护中起着决定性的作用。基于不同的保护哲学,生物多样性保护的景观规划途径主要可分为两种:一是以物种为核心的景观规划途径,另一种是以景观元素为核心和出发点的规划途径。前者首先确定物种,然后根据物种的生态特性来设计景观格局,后者则以各种尺度的景观元素作为保护对象,根据其空间位置和关系设计景观格局。多种空间战略被认为有利于生物多样性的保护,包括保护核心栖息地、建立缓冲区、构筑廊道、增加景观异质性和引入或恢复栖息地。落实这些空间战略必须首先回答选择什么和在什么地方设计上述景观元素的问题。对此,目前尚没有很好的答案。传统的生物保护战略被动地强调现存濒危物种和景观元素的保护,如果将物种运动和生态过程作为一个能动的景观控制过程来对待,我们将会有一种全新的景观规划途径。其中有三个方面的概念对这种新的景观规划途径有启发意义:即景观的空间构型对生态过程的作用,生物进化空间轨迹与景观格局设计及景观阻力与潜在的生态基础设施的设计。景观生态安全格局正是在这些方向上的一个新的探索。

关键词 生物多样性,生物保护,景观生态,景观规划

Landscape approaches in biodiversity conservation/YU Kong-Jian¹⁾, LI Di-Hua¹⁾, DUAN Tie-Wu²⁾

Abstract Landscape planning and design play an important role in biodiversity conservation. Depending on their differences in emphasis, two kinds of landscape planning approaches to biodiversity conservation exist: the species-oriented and the landscape-element-oriented approaches. In the former, a landscape is designed based on detailed information about specific target species, whereas in the later, a landscape is designed based on the existing landscape elements and patterns. Regardless of the differences in planning approaches, five spatial tactics are widely considered to be effective in biodiversity conservation: protecting core habitats, buffering, building corridors, increasing heterogeneity, and restoring habitats. Questions, however, still remain as to what and where. It is argued that the current landscape planning approaches to biodiversity conservation have limitations in that they treat species as passive organisms to be encircled in a specific area or network, and in that only the solid landscape elements were targeted, not the contextual landscape, namely the matrix in which the solid landscape elements exist. Approaches in landscape planning might be greatly different if species are treated as initiative and competing controllers of the landscape. Three new concepts are highly appreciated for their potential application in landscape planning: the concept of spatial configuration, the concept of evolutionary dynamic lineage and the concept of landscape resistance. The approach of landscape ecological security patterns was a new attempt toward an alternative model of landscape planing in biodiversity conservation.

Key words biodiversity, biological conservation, landscape ecology, landscape planning

Author's address 1) Department of Urban and Environmental Sciences, Peking University, Beijing 100871

2) Institute of Environmental Science, Beijing Normal University, Beijing 100875

1 生物多样性保护的景观规划途径

景观规划设计在生物多样性保护中的意义已引起生物学家的高度重视,用 Wilson^[1]的话说:“作为一个发展中的专业,景观设计(landscape design)将在生物多样性保护中起着决定性的作用,在环境日益人工化的情况下,仍然可以通过林地、绿带、水系、水库和人工池塘及湖泊的巧妙布置来使生物多样性保持在很高的程度。总体规划不但考虑经济效益和美,同时考虑生物种类的保护”。

生物多样性(biodiversity)包含三个层次的含意:(1)遗传多样性,即指所有遗传信息的总和,它包含在动植物和微生物个体的基因内;(2)物种多样性,即生命机体的变化和多样化;(3)生态系统多样性,即栖息地、生物群落和生物圈内生态过程的多样化^[2-4]。相应的生物多样性保护也分别在环环相扣的多个生物空间等级层次(biospatial hierarchy)上进行,即(i)景观或生态系统综合体层次(ii)群落层次(iii)物种层次(iv)种群层次和(v)基因层次。生物多样性的空间等级层次与空间位置和格局紧密相关,这也正是本文关于生物多样性保护景观规划讨论的出发点。

总起来讲,生物多样性保护可分为两种途径:以物种为中心的途径和以生态系统为中心的途径。前者强调濒危物种本身的保护,而后者则强调景观系统和自然栖息地的整体保护,力图通过保护景观的多样性来实现生物多样性的保护。保护战略上的两种不同途径也体现在以生物保护为目的的景观规划设计中:以物种为出发点的规划途径和以景观元素为出发点的规划途径。尽管两者都考虑物种和生态基础设施的保护,但前者的规划过程是从物种到景观格局,而后者是从景观元素到景观格局。

1.1 以物种为出发点的景观规划途径

该规划方法强调,使景观生态规划具有意义的充分必要条件是选准保护对象,并对其习性、运动规律和所有相关信息有充分的了解。以此为基础来设计针对特定物种的景观保护格局。一个整体优化的生物保护景观格局是由多个以单一物种保护为对象的景观最佳格局的叠加与协调^[5,6]。这一途径一般可分为下列五个步骤:

(1)根据物种的重要性,选择目前的或潜在的保护对象;(2)收集关于保护对象的信息,包括查阅文献,明确适合于每一保护对象的最佳景观结构;(3)汇总和比较所有保护对象对景观的需要;(4)修改保护物种清单以取得保护的协调与一致性;(5)综合以单一物种保护为目的的景观规划来获得某一地域的总体生物保护景观规划。

如果有足够详尽的关于物种及其相关联的信息的话,以物种为中心的景观规划途径可以说是最有效和科学的生物保护途径。但是,这一途径一开始就将可能遇到规划师和生物学家都无法解决的问题,即什么物种应优先保护的问题。人们一般用三个方面的标准来选择优先保护的物种:

(1)目前的稀有、特有性,受胁状态及其实用性,大型哺乳动物和那些被列入国际濒危物种名单之列的物种显然应作为首选的保护对象;(2)物种在生态系统及群落中的地位。保护对象应对维护整体生态平衡有关键作用;(3)物种的进化意义。一种杂草可能本身很不起眼,在群落内也表现不出重要意义,但却有可能对进化史及未来生物多样性的发展有重要价值。用进化的观点来进行生物多样性保护比被动地保护现存的濒危物种更具有意义^[7]。

1.2 以景观元素保护为出发点的途径

这一途径并不基于对单一物种的深入研究来作景观规划,而是把生物空间等级系统作为

一个整体来对待。集中针对景观的整体特征如景观的连续性、异质性和景观的动态变化来进行规划设计。该途径认为,现实的生态过程发生在一个时空镶嵌体中,包含生物等级系统的各个层次。而批评以物种或群落保护为对象的规划只是片面地解决了一个连续的复杂系列的局部和片段^[8]。因此,以景观元素为核心的整体规划途径强调以下的步骤^[8~10]:

(1)生态过程和生物多样性成份包含在一个广泛的时空尺度上,因此,一个全面的规划应该以生物等级系统的各个层次的受胁成分或节点(node)作为保护对象。强调节点的多样性,这些节点小到一棵孤树或一个森林斑块,大到国家公园和自然保护区。而对单一物种本身则不作深入考察;(2)因为景观的破碎和分割被认为是威胁生物多样性的一个最重要因素,所以,规划强调景观的连结关系和格局设计。规划的目标是将每一景观中各种大小的节点连接成为整体的保护网络,并在区域和大陆尺度上建立景观保护体系;(3)景观及其保护必须从时空系统和动态的、飘移的镶嵌体(shifting mosaic)角度来认识和理解。所以,生物多样性保护的景观规划旨在维护镶嵌体的稳定性,综合考虑保护及发展规划,以实现景观的可持续性。

与以物种为核心的规划不同,以景观元素为核心的规划的第一步不是确定单一物种作为保护对象与研究其特性,而是首先分析现存景观元素及相互间的空间联系或障碍,然后提出方案来利用和改进现存的格局,建立景观保护基础设施(conservation infrastructure)。包括在现有景观格局基础上,加宽景观元素间的联接廊道、增加景观的多样性、引入新的景观斑块和调整土地利用格局。

以景观元素为核心的规划途径的理论指导包括岛屿生物地理学(Island Biogeography)和景观生态学。景观的连续性、异质性、动态和飘移等是规划着重考虑的景观特性。

这一规划途径的一个典型代表是所谓的景观群岛模式(archipelago model),或称为综合利用模式(multiple-use model,简称MUMs^[8,9])。这一模式包括一个绝对保护的核心区和周围缓冲区。沿核心区向外人类活动强度逐渐增加。核心区是生物多样性等级系统中任一层次上的某一节点。

一个关于整体景观保护的类似的概念是所谓的景观补偿区网络(network of landscape compensative areas),这一概念强调景观规划和管理的一个最重要原则是景观的多样性和最优格局。而这样一种最优格局表现为地域内多层次的景观补偿系统和生态基础设施^[11]。这一理想的景观格局实际上是一个等边六角形。在这样一个六角形中,景观的生态多样性和稳定性通过多层次的生态过渡带和补偿区网络来实现。

以景观元素为导向的规划避免了上述的以特定物种为核心的规划途径的缺点,而从整体上来设计全面的、包容的景观格局。对于景观这一复杂的系统来说,这似乎是合理的。问题是,这种从形式出发的景观格局设计是否能满足内容即物种的保护需要?景观格局是为谁而设计的?

2 多样性保护的空间战略

生物多样性的丧失主要有以下六方面的原因:

(1)栖息地的消失;(2)栖息地(景观)的破碎化;(3)外来种的入侵和疾病的扩散;(4)过度开发利用;(5)水、空气和土壤的污染;和(6)气候的改变。

其中,栖息地的消失和破碎是生物多样性消失的最主要原因之一。在中国尤其如此^[12]。栖息地的消失直接导致物种的迅速消亡,而栖息地的破碎化则导致栖息地内部环境条件的改变,使物种缺乏足够大的栖息和运动空间,并有利于外来物种的侵入。适应于在大的整体景观

中生存的物种一般扩散能力都很弱,所以最易受到破碎化的影响。

尽管生物保护的景观规划途径有所不同,一些空间战略都被普遍认为是有效的。这些战略对克服上述人为干扰有积极作用。包括:(1)建立绝对保护的栖息地核心区;(2)建立缓冲区以减少外围人为活动对核心区的干扰;(3)在栖息地之间建立廊道;(4)增加景观的异质性;(5)在关键性的部位引入或恢复乡土(native)景观斑块。

2.1 绝对保护核

这是自然保护中最传统的战略,其基本思想是将保护对象(残遗斑块或濒危物种栖息地)尽量完整地保护起来,并将人类活动排斥在核心区周围的缓冲区以外。

岛屿生物地理学强调自然保护区设计中的面积和临近关系。这一理论最早由 Preston^[13]和 MacArthur 及 Wilson^[14,15]等首先提出并发展。这一理论假设一个岛上的物种数目最终将趋于一种动态平衡。导致平衡的两种过程是物种的迁入和灭绝。达到平衡状态的物种数主要取决于岛屿的大小和岛屿离种源的距离,即面积效应(area effect)和距离效应(distance effect)。也就是说,一个小的保护区不但最终将只能允许少数物种的生存,并在一开始就使物种迅速消亡。而远离种源的保护地,则很难使物种有再迁入来取代消亡的个体。这一假设或多或少在海洋岛屿和孤立的陆地残遗斑块的观察中得到证实^[9,16-18]。但是,陆地景观斑块与海洋岛屿的状况有很大差异^[9,19],目前还没有一个有效的途径来衡量陆地景观斑块隔离状况。有学者提出用景观阻力(landscape resistance)来衡量栖息地斑块间的隔离程度^[17,18]。影响景观阻力的因素包括景观的基相质地和边界频率等。Kanaapen 等^[20]提出用最小累积阻力来衡量隔离程度。

岛屿生物地理学的越大越好和越近越好的基本原则在今天仍被广为接受,但也有不同的看法^[21],认为几个小的保护区可能比一个大型保护区有更多的优越性。

一些反映面积和物种及种群关系的门槛(threshold)为规划提供了有用的指导。其中之一是种群健康所需要的最小面积(viable minimum area)。对此,有两条法则,即近期法则和长期法则。近期法则主张最小的有效种群数是 50;长期法则主张最小种群数为 200~500,这样才能保证生物保护的长期安全。根据这两个门槛,可以相应地确定最小面积^[9,16]。

根据岛屿生物地理学,物种与面积之间存在着以下的关系^[15]: $S = CA^z$,其中 S 和 A 分别是物种数和面积(公顷), C 和 z 是特定物种及环境条件下的参数。尽管 C 和 z 因具体情况变化很大^[22],这一公式指出,当栖息地斑块很小时,保护面积的微小增加会导致物种的大幅度增加,而当栖息地斑块很大时,其面积的进一步扩大只能增加少量的物种。根据这一特点,一般认为保护区的面积每减少 10 倍,物种数将损失 30%。

另一种门槛变量是破碎度。根据采伐的模拟表明,景观中至少有 50%~70% 的原有森林生境才能保护物种及生态过程的健康和维持正常秩序^[23]。

2.2 缓冲区

缓冲区(buffer zones)或过渡带(transition zones)的功能是保护核心区的生态过程和自然演替,减少外界景观人为干扰带来的冲击。通常的方法是在保护核心区周围划一辅助性的保护和管理范围。但试图在保护核周围建立缓冲区的设想往往会落空,原因是缓冲区土地的所有权法律上不属于保护区管理部门^[24]。在有的情况下保护区内部也设缓冲区。但是,国际上关于如何划分缓冲区的技术问题一直没有解决。也就是说缓冲区应该划到什么地方,如何划才最有利于保护同时不给当地居民带来过分的经济损失。显然,以核心区为中心同心圆式地划分缓冲区的做法是不科学的。一个新的划分缓冲区的途径是利用阻力面的等阻线来确定其

边界和形状^[24~26]。阻力面类似于地形表面 ,其中有缓坡和陡坡 ,呈现一些门槛特征。据此来划分缓冲区不但可以有效地利用土地 ,而且 ,可以判别缓冲区合理的形状和格局 ,减少缓冲区划分的盲目性。

2.3 建立廊道(corridor)

对抗景观破碎化的一个重要空间战略是在相对孤立的栖息地斑块之间建立联系。其中最主要的是建立廊道。生态学家们普遍认为 ,通过廊道将孤立的栖息地斑块与大型的种源栖息地相联接有利于物种的持续和增加生物多样性^[17、18、27、29]。这一观点最近在景观规划和设计领域内得到认真的对待^[14]。

理论上讲 ,相似的栖息地斑块之间通过廊道可以增加基因的交换和物种流动 ,给缺乏空间扩散能力的物种提供一个连续的栖息地网络 ,增加物种重新迁入的机会和提供乡土物种生存的机会。许多实地观察也证实了廊道的这种功能^[17、28]

廊道的联系和辐射功能使它们成为促进未来生物多样性进化的重要景观结构^[7]。根据这一功能 ,廊道的设计应与生物进化的轨迹相适应 ,连接重要的物种源以保护不断的物种交流和辐射。

但是 ,廊道的意义也不能过分地强调。它们有时并不能起到联系乡土栖息地的作用。相反 ,它们有可能对乡土物种带来危害。在大尺度空间上的一个例子是南北美大陆连接的形成在过去几百万年内导致生物多样性的灾难性的损失^[30、31]。在小尺度上的观察也证明廊道对乡土物种的危害性^[28]。对某些生态过程有促进作用的廊道 ,恰恰对某些物种的运动有阻碍作用。联结孤立栖息地之间的廊道往往会引导天敌的进入 ,或外来物种的侵入而威胁到乡土物种的生存。美国佛罗里达州的开发就有许多这样的问题。外来物种沿着交通廊道侵入景观深处 ,威胁乡土物种的生存^[28]。

由于廊道功能的这些矛盾 ,要求景观设计师谨慎考虑如何使廊道有利于乡土生物多样性的保护。特别应注重以下几个方面的考虑^[28] :

(1)多于一条廊道 多一条廊道就相当于为物种的空间运动多增加一个可选择的途径 ,为其安全增加一份保险 ;(2)乡土特性 构成廊道的植被本身应是乡土植物 ;(3)越宽越好 廊道必须与种源栖息地相连接 ,必须有足够的宽度。否则 ,廊道不但起不到空间联系的效用 ,而且 ,可能引导外来物种的入侵。至于多宽的廊道较为合适 ,目前尚无定论 ,但越宽越好是一条基本原则。至于针对某一种动物运动的廊道 ,当地的生物和生态专家的经验往往能提供最可靠的参考^[32] ;(4)自然的本底 廊道应是自然的或是对原有自然廊道的恢复。任何人为设计的廊道都必须与自然的景观格局 ,如水系格局相适应。

其它连接破碎斑块的方式包括建立动物运动的“ 跳板 ”(stepping stones) ,改造栖息地斑块之间的质地(texture)和减少景观中的硬性边界(hard boundary)频度等以减少动物穿越景观的阻力。

2.4 增加景观的异质性(heterogeneity)

实验观察和模拟研究都显示 ,景观异质性或时空的斑块特性(patchness)有利于物种的生存和连续及整体生态系统的稳定^[33~37]。许多物种需要两种或多种栖息地环境。景观的空间格局与时间更替一样可能会显得杂乱无章。但这种动态和交替抹去了景观中的剧烈性的变化 ,使系统保持稳定。所以 ,保护和有意识地增加景观的异质性有时是必要的^[16、38]。增加异质性的人为措施包括控制性的火烧或水淹、采伐等。

2.5 恢复栖息地

另一种代价很高的生物保护战略是栖息地的恢复,在关键性的部位引进乡土栖息地斑块,作为孤立栖息地之间的“跳板”,或增加一个适宜于保护对象的栖息地。这样可以大大增强生物多样性保护的效果,同时也可提高景观的美学价值^[38,39]。

上述生物多样性的保护战略都在不同程度上有积极作用。关键的问题是在什么地方和怎样来构建上述空间结构和战略。也就是说在什么地方划分缓冲区?在什么地方建廊道来连接栖息地斑块?在什么地方引入新的斑块来有效地影响生态过程?这些问题还远未得到解决。

3 生物保护的景观规划途径讨论

3.1 普遍的缺陷和应改进的方面

上述关于生物保护的景观规划途径和空间战略总起来有以下两个方面的不足:

(1)被动的途径:除少数例外,目前生物保护多采用被动方式。生物多样性或乡土栖息地被作为被动的保护对象,被圈在一定的地区或限制在一定的网络内运动。如果把生物对景观的利用作为一个能动的生态过程,一种对景观的竞争性的控制过程,情景可能会很不一样。在这种假设下,通过识别关键性的景观局部和空间联系,而利用物种自身的对空间的探索和侵占能力来保护生物多样性。这也正是景观生态安全格局(ecological security patterns)概念的基本出发点之一^[24,25,40,41]。

(2)局限于对“实体”景观的保护:由于上述关于把物种作为被动对象保护在特定地域和现存景观元素中的局限性,生物保护中的景观生态研究和规划往往注重现有景观元素及格局与生物运动过程的关系^[42]或偏于记载和再现现存的景观实体元素,而对景观的另一半,即作为景观实体元素背景的部分研究很少。而恰恰是这部分“虚体”景观,如作为景观中森林斑块背景的农田基质,对物种的空间运动起着很重要的作用。那么,在这种景观基质、或背景中是否存在着某种隐藏的或是潜在的结构,影响、甚至控制着景观生态过程呢?

由于上述两个局限性,生物保护的上述空间战略的有效性也就值得怀疑了。如传统的缓冲区的划分方法,和根据现存的自然结构来建立廊道并相信物种能利用其进行空间运动等都值得进一步讨论。

所以,有三个问题依然存在:(a)如果要选择某一栖息地进行保护应如何选择,包括什么和在什么位置;(b)如果两个或多个孤立的栖息地之间需要构筑廊道,什么地方设廊道才具有高效性;(c)如果恢复一个退化的景观,应在什么地方着手,才可以使恢复过程更有效,包括有效地使乡土物种得以维持和繁衍,和有效地阻止外来物种的侵入。

对这些问题的回答不但需要考察现存景观元素及其空间格局,同时还应研究潜在的景观基础设施。景观生态安全格局理论在这方面作了初步的探讨^[25-27,40,41]。

3.2 一些具有启发意义的概念

针对上述普遍采用的景观规划和空间战略的局限性,有学者提出了一些新的概念和模式。尽管这些新概念在很大程度上还停留在理论阶段,但对未来生物保护的景观规划有重要的启发意义。

(1)景观的空间构型概念(spatial configuration):这一概念强调景观的构型,即景观元素的毗邻关系。景观的空间构型可能比笼统意义上的景观异质性或景观的镶嵌体特性更具有意义^[18,43],但关于这一设想尚没有进一步的实验观察的支持。

同样的设想也包含在森林的群岛模式之中,这一模式主要讨论破碎化的残遗森林景观的空间分布^[9]。该模式强调斑块在联系整体群岛系统中的作用应作为斑块被选作为保护对象

的首要因素。单一斑块选择作为保护对象的标准包括 :①空间位置 ,②总的物种丰富度 ;③对特有区系成分生存和延续的意义 ;④发生遗传变异的可能性。而“选择栖息地岛屿保护地的压倒一切的保护标准是其在整体景观生态系统中的作用”^[9]。

(2)进化动态世系概念(evolutionary dynamic lineage) :这一概念认为 ,目前生物保护的策略基本上是保护那些正走向灭绝的稀有物种 ,而这并不是我们所需的。应该保护的是进化的过程^[7]。那些对当代进化过程有重要意义的关键地区应作为我们的保护和管理重点。根据物种进化的空间轨迹来设计景观生态保护格局 ,才使生物保护更具有意义而应作为我们今后努力的方向。

(3)景观阻力(landscape reristance)的概念 :用景观阻力来衡量景观中栖息地岛屿的隔离状态在景观生态规划中具有重要意义^[18]。景观阻力根据景观介面特征和距离来衡量物种穿越景观时遇到的阻力。其中一个最具有吸引力的阻力计算模型是最小累积阻力模型(minimum cumulative resistance 即 MCR^[24~26])。根据 MCR 可以得到一个阻力表面。根据阻力表面上的某些空间属性 ,包括点线面特征可以判别对控制生态流和运动有关键意义的潜在的战略局部、位置 and 空间联系 ,即景观生态安全格局 ,它们对保护生物多样性和维护生态过程的健康与安全具有重要意义。基于景观生态安全格局进行景观生态规划设计可以使生物保护和景观改变具有高效性^[24~26,40,41]。

总之 ,景观生态学 ,保护生物学和岛屿生物地理学的研究成果为生物保护提供了丰富的经验积累和理论指导 ,而景观规划设计在生态学的理论和经验与生物多样性保护实践之间构筑了一道桥梁 ,其专业前景是广阔而富于挑战性的。

参 考 文 献

1 Wilson E. The diversity of life. Cambridge M A , The Belknap Press , 1992
2 McNeely J A , Miller K R et al. Conserving the world's biological diversity. Gland , Switzerland , 1990
3 Soule M E. Conservation : tactics for a constant crisis. *Science* , 1991 **253** : 744 ~ 750
4 NAS (National Research Council). Conserving biodiversity : a research agenda for development agencies. Washington D C : National Academy Press , 1992
5 Amstel A Van , Schoorl B Veen H Van De. A method for the development of ecological infrastructure at species and landscape level. In : Schrieiber K F (ed) , *Connectivity in Landscape Ecology* , Proceedings of the 2nd International Seminar of the International Association for Landscape Ecology Ferdinand Schoningh Paderborn , 1988 93 ~ 96
6 Selin A J Van. Ecological infrastructure a conceptual framework for designing habitat networks. In : Schrieiber K F (ed) , *Connectivity in Landscape Ecology* , Proceedings of the 2nd International Seminar of the International Association for Landscape Ecology Ferdinand Schoningh Paderborn , 1988 , 63 ~ 66
7 Erwin T L. An evolutionary basis for conservation strategies. *Science* , 1991 **253** : 750 ~ 752
8 Noss R H , L D Harris. Nodes , networks and MUMs : Preserving diversity at all scales. *Environmental Management* , 1986 , **10** (3) : 299 ~ 309
9 Harris L D. The fragmented forest : island biogeography theory and preservation of biotic diversity. Chicago I L : University of Chicago Press , 1984
10 Noss R H. Landscape connectivity : Different functions at different scales. In : Hundson W E (ed) , *Landscape Linkages and Biodiversity* , Defenders of Wildlife Island Press , 1991 27 ~ 39
11 Mander Ue , Jagonaegi J , Kueltvik M. Network of compensative areas as an ecological infrasture of territories. In : Schrieiber K F (ed) , *Connectivity in Landscape Ecology* , Proceedings of the 2nd International Seminar of the International Association for Landscape Ecology Ferdinand Schoningh Paderborn , 1988 35 ~ 38
12 BCCA (Biodiversity Committee of The Chinese Academy of Science). Biodiversity in China , status and conservation. Beijing : Science Press , 1992
13 Preston F W. The canonical distribution of commonness and rarity : Ecology , 1962 , **43** : 185 ~ 215 , 410 ~ 432
14 MacArthur R H , Wilson E O. An equilibrium theory of insular ziigeography. *Evolution* , 1963 , **17** : 373 ~ 387
15 MacArthur R H , Wilson E O. The theory of island biogeography. Princeton N J : Princeton University Press ,

1967

- 16 Frankel O H ,M E Soule. Conservation and evolution. Cambridge University Press ,1986
- 17 Forman R T T ,Godron M. Landscape ecology. New York : John Wiley ,1986
- 18 Forman R T T. Land mosaics : the ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press ,1995
- 19 Forman R T T (ed.). Pine barrens : ecosystem and landscape. New York : Academic Press ,1979
- 20 Kanaapen J P ,Scheffer M ,Harms B. Estimating habitat isolation in landscape planning. *Landscape and Urban Plann* ,1992 , **23** :10 ~ 16
- 21 Simberloff D S ,L G Abele. Island biogeography theory and conservation practice. *Science* ,1976 ,**154** :937 ~ 977
- 22 Wilcox B A ,Murphy D D. Conservation strategies : the effects of fragmentation on extinction. *Am Nat* ,1985 , **125** :879 ~ 887
- 23 Franklin J F , Forman R T T. Creating landscape patterns by forest cutting : Ecological consequences and principles. *Landscape Ecology* ,1987 , **1** (1) : 5 ~ 18
- 24 Yu K J. Security patterns in landscape planning : with a case. In : *South China Doctoral Thesis* , Harvard University , 1995a.
- 25 Yu K J. Ecological security patterns of landscapes : concept ,method and a case. In : *International Symposium of Geoinformatics 95* , Hong Kong ,1995b. 396 ~ 405
- 26 Yu K J. Security patterns and surface model in landscape planning. *Landscape and Urban Planning* ,1996a **36** (5) : 1 ~ 17
- 27 Harris L D ,Scheck J. From implications to applications : the dispersal corridors principle applied to the conservation of biological diversity. In : Saunders D A ,Hobbs R J (eds) , *Nature conservation 2 : The Role of Corridors* , Surrey Beatty & Sons ,1991 ,189 ~ 220
- 28 Saunders D A ,R J Hobbs (ed.). Nature conservation : the role of corridor. Chiooing Norton ,NSW ,Surrey Beatty & Sons ,1991
- 29 Smith D S ,Hellmund P C (eds). Ecology of greenways. Minneapolis M N : University of Minnesota Press , 1993
- 30 May R M. The evolution of ecological systems. *Scientific American* ,1978 **239**(3) :119 ~ 133
- 31 Gould S J. Hen's teeth and horse's toes penguin. *Harmondsworth* ,1983
- 32 Binford M W ,Burchenau M J. Riparian greenways and water resources In : Smith D S , Hellmund P C S (ed) , *Ecology of Greenways* ,Minneapolis M N : University of Minnesota Press ,1993 , 69 ~ 104
- 33 Turner M G (ed.). Landscape heterogeneity and disturbance. New York : Springer-Verlag ,1987
- 34 Pickett S T A ,Thompson J N. Patch dynamics and the design of nature reserves. *Bio Conserv* ,1978 ,**13** :27 ~ 37
- 35 Kolasa J ,Pickett S T A (eds.). Ecological heterogeneity. New York : Springer-Verlag , 1991
- 36 Renshaw E. Modeling biological populations in space and time. Cambridge University Press ,1991
- 37 Kozakiewicz M ,Kozakiewicz A ,Lukowski A ,Gortat T. Use of space by bank voles (*Cethrionomys glareolus*) in a polish farm Landscape. *Ecology* ,1993 **8**(1) :19 ~ 24
- 38 Hayes T D ,Riskind D H ,Pace W L. Patch-within-patch restoration of man-modified landscapes within Texas state parks. In : Turner M G ,Gardner R H (eds) , *Quantitative Methods in Landscape Ecology* , Springer-Verlag ,1987 ,173 ~ 198
- 39 Morris D. Landscape restoration in response to previous disturbance. In : Turner M G , Gardner R H (eds) , *Quantitative Methods in Landscape Ecology* , Springer-Verlag ,1987 , 159 ~ 172
- 40 Yu K J. Ecological security patterns in landscape and GIS application. *Geographical Information Sciences* , 1995c , **1**(2) : 1 ~ 17
- 41 Yu K J. Ecologists ,farmers ,tourists——GIS support planning of Red Stone Park ,China. In : Craglia M (ed) , *Geographic Information Research : Bridge the Atlantic* , Taylor & Francis ,1996b , 480 ~ 494
- 42 Laver C J ,Haine-Young R H. Equilibrium landscapes and their aftermath : Spatial heterogeneity and the role of the new technology. In : R Haines-Young , Green D R , Cousins S (eds) , *Landscape Ecology and Geographic Information* , Systems Taylor & Francis ,London ,1993 57 ~ 74
- 43 Forman R T T. Ecologically sustainable landscapes : the role of spatial configuration changing landscapes. *An Ecological Perspectives*. New York : Springer-Verlag ,1990