

种、种的多样性及退化生态系统功能的恢复和维持研究*

赵平** (中国科学院华南植物研究所, 广州 510650)

彭少麟 (中国科学院广州分院, 广州 510070)

【摘要】 物种多样性是生态系统的重要特征并维持系统的功能运行, 生物种和不同种类构成的群落为人类提供诸如营养物质循环、生物生产力、营养功能等形式的重要生态服务. 物种多样性与生态系统抵御逆境和干扰的能力紧密相关, 多样性的提高会增加系统的稳定性. 与单个种和种类的数量相比, 功能群和功能多样性对生态系统功能的影响效应要大得多, 且易于被用来测度稳定性和预测群落变化. 本文提出并探讨了种对生态系统功能作用的几种形式. 理解物种多样性与生态系统的功能关系能指导退化生态系统恢复和维持其功能的实践活动, 尤其为恢复的初始阶段进行群落的“种类组装”提供生态理论基础.

关键词 物种多样性 物种丰富度 生态系统功能 退化生态系统

文章编号 1001 - 9332(2001)01 - 0132 - 05 **中图分类号** Q16, X171.4 **文献标识码** A

Species and species diversity in relation with restoration and persistence of degraded ecosystem functions. ZHAO Ping (South China Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510650), PENG Shaolin (Guangzhou Branch, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510070). -Chin. J. Appl. Ecol., 2001, 12(1): 132 ~ 136.

Species diversity is an important character of an ecosystem, and keeps it to function. Species diversity and their communities provide human with essential ecosystem services, including nutrient cycling, biological productivity, trophic function, etc. Species diversity is tightly related with the ecosystem's ability to withstand stress and disturbance. Increasing biodiversity could enhance system stability. Compared to individual species and species number, functional group and functional diversity impose larger impact on system functioning, and are good approaches used to measure stability and to predict community change. Several forms with which the species act on ecosystem functioning were proposed and discussed in this paper. Understanding the relationship between species diversity and ecosystem function could guide the practice of restoring degraded ecosystem and maintaining its functions. Particularly, it provides basic ecological theories for "species assemblage" at initial stage of restoration.

Key words Species diversity, Species richness, Ecosystem function, Degraded ecosystems.

1 引言

生态功能是指系统内的各个生态过程和速率(如初级生产力、凋落物分解、营养物质循环、水分平衡等), 涵盖了许多方面和层次. 比较恰当的定义是指生态系统维持自身的能量流动和营养成份在各营养级之间循环的正常运行, 以保持生态系统的完整性^[3, 4, 34]. 运行良好的生态系统能在环境产生波动的情况下正常“工作”. 退化生态系统以其生境波动频繁、波动幅度大及功能衰退为特征, 生态恢复的目的就是恢复生态系统的结构和功能, 为人类提供生态服务. 生态恢复的实践中, 构建初始生态系统是恢复演替的第一步, 也是关键的一步. 以何种类、多少种类(即群落的种类组成)去组建先锋群落, 决定了生态恢复计划的首战能否成功, 并会影响退化生态系统恢复的方向和速度. 如何确定最低限度的种类数量或类型, 以保证群落功能的恢复与维持, 对恢复生态学工作者来说尤其重要. 因此, 种类组成与退化生态系统功能的恢复是生态恢复的核心问题, 必然要牵涉到生物多样性与生态系统功能的关系这一问题.

生物多样性与生态功能是当今生态学研究领域的焦点问题之一, 并随着人类对地球改造的不断加剧而变得越来越关键. 大规模的土地利用致使许多种类消亡, 物种的分布与多度也因此发生深刻的变化. 同时, 全球性发达的交通网络的扩展, 使某些种类被迅速地广泛传播^[35]. 目前的全球变化, 包括气候变化、营养循环的改变和生物圈的化学污染均会伴随着这样的生物重组. 对生态系统进行以市场取向为目的经营、管理, 将生态生产力引向功能不断减少的单元化过程, 进一步降低了系统对干扰的应变弹性, 致使系统变得越来越脆弱, 越来越容易受生物、物理、经济及其它社会事件的影响. 要恢复和维持生态系统对人类的服务功能, 有必要认识和理解种类的变化与生态功能的关系.

* 中国科学院“九五”重大项目(KZ951-B1-110)、中国生态网络“九五”重大项目(KZ95-T-04-02, KZ951-A1-301)和中国科学院鹤山丘陵综合开放试验站研究基金项目资助.

** 通讯联系人.

1999 - 03 - 15 收稿, 1999 - 04 - 26 接受.

2 物种对生态功能效应的形式

生物种类具有多样化的生态功能. 一些种类可以调节生物地球化学循环, 或改变干扰的强度和方式, 或改变物理环境; 有些种类通过营养级的相互作用, 如捕食、寄生等关系间接地调节生态过程; 有些种类还可以通过传粉、种子传播等方式影响生态系统的功能过程^[6, 23, 24, 28]. 但是, 某一个种是不可能同时履行多种功能的, 因此, 生态学家提出, 增加物种的丰富度会提高生态功能的多样性, 从而导致生态系统稳定性的提高^[31].

物种的丰富度带来生态稳定性的思想形成较早, 一个生态系统种数的增加会使现行生态系统的生态功能的项数增加, 进而提高该系统的稳定性^[9], 人们对这个规律的认识则有一个从否定到肯定的过程. May^[12]以建立数学模型的方式, 提出数学证据, 认为多样化的系统比简单化的系统更不稳定, 一个生态系统的种越多样, 种之间的相互作用的网络越复杂, 受干扰影响的机会增大. 如干旱造成一个复杂生态系统的关键植物灭亡必将广泛影响以该种植物为食的动物. 一年以后, May 提出更正, 认为尽管多样化会使得个别种更脆弱, 但整个生态系统的总生物量保持稳定, 种类的多样增加了抗性更强、生长更繁盛的种在功能上补偿受害种类的机会. 干旱或许会伤害某一特定的种, 但多样性的生态系统生产力的总体未受损害. 因为一些根系深或贮水力强的种会取代抗性较差的种^[9, 13, 20]. May 的理论深刻地影响着该领域的研究与发展.

虽然, 物种多样性导致生态稳定性是一个较早提出的观点, 但直到现在, 才得到令人信服的实验证据的支持. 最近, 有不少学者通过生态实验证实, 在一个较小的生态系统和相对较短的生态周期内, 物种丰富度的增加会提高生态系统功能的效率和稳定性, 但也会降低种群的稳定性^[18, 25, 32, 35]. 我国学者通过长期的定位研究, 在退化生态系统植被恢复方面也得出类似的结论^[39, 40].

更有学者通过重复性实验, 证明不同的物种丰富度水平的人工生态系统 CO₂ 吸收量、营养生长和生产力会随种的丰富度增加而增加, 这种增幅在 9 ~ 15 个种的梯度之间比在 15 ~ 23 个种的梯度之间更加明显, 但水分和营养的截留量未发生明显变化, 因而提出了生态系统内种类的进一步增加, 系统会产生生态过剩^[18]的现象. Schindler 也曾观察到, 只有当功能群中幸存的唯一一个种被消灭, 由此引发的生态系统的功能过程和食物网组织的变化才达到最大^[25]. 以上结果表明, 许多生态的功能过程(但不是全部)的稳定性随物种的丰富度提高, 同时, 功能群的多样性比种类多样性产生生态稳定性的效应更明显.

目前, 越来越多的学者把注意力转向功能群, 即将一个生态系统的种类划分为不同类型的功能群, 以此来阐述生态系统的稳定性与功能群多样性的关系. 功能群系指生态系统内具有相同功能所有种类的集合, 从某种意义上来说是可替换的, 常常被看作一个单位整体^[5, 26, 27]. 功能群的多样性比物种的多样性对生态系统的影响更大, 从功能群的角度来考虑群落, 比从种类组成来研究群落更稳定, 更易于预测^[7, 8, 33]. 在一个生态系统中, 所有种类的作用是不平等的, 具有某种功能特征的种类的

消失或加入, 对某一特定的生态系统功能过程的影响有可能大于其它种类, 但不同的功能过程倾向于受不同种类和功能群的影响. 众多的生态因子里, 每一个因子都会对生态系统的许多功能过程产生效应, 但功能组成和功能的多样性是解释植物生产力、植物的 N 动态以及群落光透射比率的主要因子. 因此, 引起功能组成和功能多样性变化的环境变动和管理行为最有可能对生态系统功能过程产生较大的影响^[33].

在一个生态系统里, 物种具有不同的相互作用关系, 有些种的影响和显示度比其它种大, 相同环境要求的种, 其干扰效应也会有差别. 用单个种描述系统的特征或功能特点自然会有其局限性, 存在不少困难. 例如, 所选的种真正指示的是什么样的特点, 是描述或指示除自身的需求以外的所有东西抑或只是仅仅描述一下所在的生境; 此外, 没有一个种拥有研究者所期望的所有特征. 因此, 研究种与生态系统的功能关系, 自然要多层次, 考虑多种功能群的作用. 在此, 根据不同学者的研究, 总结出种在生态系统的作用方式及表现形式.

2.1 物种多样性的形式

原初的思想是, 一定区域或一定面积被越多的种类所占据, 其生态稳定性比较少种类占据的区域或面积稳定. 它把生态的功能描述为类似于生态位的多维空间, 假定种类的生态功能不随种类而变化, 并认为该生态系统的功能空间足够大, 种类增加, 不断填充这些空间, 稳定性提高^[11] (图 1a). 尽管许多研究显示物种的数目增加会提高生态系统功能的稳定性, 但至今还没有确实的实验证明, 种类的进一步增加, 稳定性也恒定地提高^[10], 说明这种关系过于简单化. 也许, 这种原理只适用于小系统、时间较短的尺度范围. 具体的实践中, 常常会遇到类似的例子. 退化生态系统恢复演替的早期, 当用过多的种类进行组建先锋群落时, 群落的结构与功能显然是不稳定的, 此时环境还不具备容纳太多的种类定居的条件.

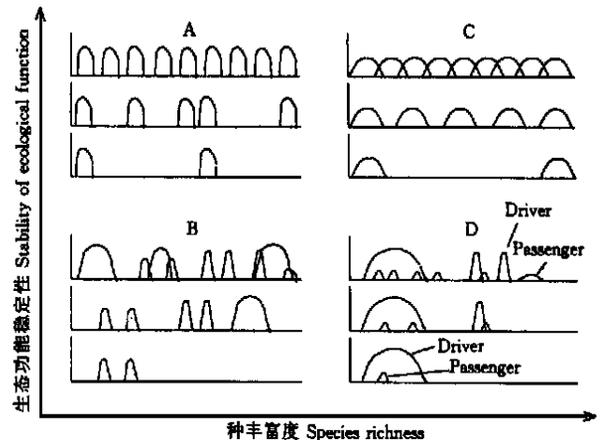


图 1 种的丰富度与生态功能稳定性关系的几种形式
Fig. 1 Proposed forms of relationship between species richness and stability of ecological function.

2.2 物种的特质性形式

认为种对生态系统的贡献不是均匀的, 功能分配有大有小, 特别强调种与种的相互作用, 即生态系统的功能特点取决于不同的种之间的相互作用强度; 群落的稳定性程度, 特别地依赖于究竟是哪些种的存在 (图 1b). 某一个种对某一特定生态

系统的影响很大,但在另一个生态系统或地区,它的作用却完全不同,甚至会起到另一种意想不到的作用^[22].这就意味着生态系统的功能可能是由该地区的生态历史和相互作用种类的演化历史决定,但是生态系统生态学的理论证明,生态系统不仅仅是历史的偶然产物,许多生态系统往往在组织构造上是相似的,即不同的种类组成所构成的生态系统常常具有明显的生态相似性,同样地不同的种类组合和种群密度可以保持相似的生态功能^[25].

由于每一个种对生态功能的贡献受种之间相互作用的影响,因此,将一个种引入或排除出生态系统所带来的效应是微乎其微,还是非常明显,完全由该种的性质及与其发生相互作用的种的性质来决定^[21].

2.3 铆钉种的形式

许多研究表明,向某一生态系统加入或从其中取消种类,产生的效应各异,有些种与种之间起到相互补偿的作用,有人把这些种比作将飞机机翼与机身相连接的铆钉,即使部分铆钉脱落,飞机仍然照常飞行,因为没脱落的铆钉还是能把机翼牢牢地固定着.这样比喻的理论基础是不同种的生态功能是重叠的,且生态功能非常均匀地分配在系统内的各个种里^[21](图 1c).

正是不同种的组合引起生态功能的重叠,使得生态系统的功能在丧失一些种时能持续下去,因为具类似功能的种发挥了补偿作用.然而,通过新种类的增加而获得的稳定性,其提高程度会在进一步增加种类的情况下有所下降,因为种丰富度继续上升,功能空间变得越来越拥挤.这样,“补偿”常常会掩盖了生态系统的退化,因为丧失部分种类的退化生态系统还能维持着与原来完整系统一样的功能,同时也使得系统的抗干扰和抵御种类继续减少的能力下降.

2.4 驱动种和乘客种的形式

Walker^[36,37]首先提出驱动种和乘客种的概念,把驱动种定义为具有强大生态功能的种类,生态系统的基本结构主要是由这些种搭建,乘客种则是那些功能效应微弱的种类.生态系统的生态功能是不均匀地分配着种类,驱动种的变化对生态系统的影响比起发生同等程度变化的乘客种要深刻得多,驱动种的增加会导致生态系统稳定性上升,而乘客种的作用甚微,甚至不起作用(图 1d).

驱动种呈现不同的形式,有些被称为“生态工程师”^[1,9,19],强调对环境的塑造,为其它种类创造适宜的生存条件,系统的生境特点由它们来决定.有些被称为关键种,在群落中的作用有别于优势种,不易由其在系统内的多度来进行测度和预测,常被定义为对群落或系统的作用非常大,但与其在群落内的多度不成比例的种类^[2,15,23,30].关键种的种群动态界定了植被演替的镶嵌格局,它的生命活动主导了能量的流动和物质循环.关键种存在于地球上所有主要的生态系统中,且不仅仅出现于较高的营养层,同时还可以处于较低的营养层.如在北美荒漠地区土壤中的蓝细菌和石内地衣,具有固 N 的能力,是该地区蜗牛的食物来源.蜗牛取食这些细菌和地衣的同时,分解岩石表面而创造土壤.它们在群落中的影响显然与其微不足道的生

物量形成极大的反差^[28,29].

关键种不仅可以通过消费机理,即食物网来对群落或系统施加影响,也可以透过诸如竞争、互惠、种子传播、传粉等等相互作用的功能过程对系统产生作用;有些关键种还能改造生境或改变非生物因子,因而又被称为关键改造者^[15].它们对群落结构和功能的影响是间接的.

我国学者在恢复生态学研究中发现,恢复的速率明显受系统的起始阶段驱动种的影响,我国南方退化生态系统的植被恢复工作常以豆科植物作为先锋树种,其高的净光合速率和根瘤固 N 作用的生物学特性能加快能量和物质(主要是离子 N)向系统内输入,使得群落演替的初级阶段处于一个较高的起点,在较短的时间内明显改善系统的微环境,为后继种类的入侵创造条件,加快了群落的演替进程,突显豆科固 N 植物的迅速驱动作用^[40,41].

此外,关键种对生态系统的脆弱性具明显的指示作用,寻找和鉴别出关键种对指导生态恢复非常重要,因此,在生态恢复的实践中,尤其要仔细考虑关键种的需要.因为关键种一旦建立(形成),将会决定群落恢复的结果、生物多样性的维持及要恢复的生态功能.但要鉴别关键种,在技术上比较困难,因为关键种在生态系统内往往是低多度的,生态行为甚至不明显,必须依靠对种类的研究和野外试验来确定关键种.

3 退化生态系统功能的恢复:种的作用

许多退化生态系统恢复的研究计划,事实上是依照自然植被的演替规律,按生态系统发生功能的方式,引入不同数量的种类或不同类型的种,构建新的生态系统,验证种的丰富度的效应和种丰富度在群落恢复及功能上的作用,确定群落正常功能的情况下最低限度种的数量和类型的数量^[20,38].与此同时,在恢复与重建的研究中检验以往的生态学理论,经总结、修正,提出新的理论观点.

以上的论述表明,系统生物多样性的增加确实使系统更加稳定,但具体某一个种或许未必也是稳定的.每一个生态恢复的研究计划就应有一个明确的目标:如果恢复的目的是有关濒危种的保护和管理,当考虑多样性时,不必考虑种的最大数量,而仅仅是研究和理解多样性对被关注的种的定居和持久性的影响^[14].如果恢复的目的是群落功能状态,我们考虑的不仅停留在个别种的水平上,更多的注意力应转向群落功能群的恢复或一群物种的恢复^[20].

考虑功能的恢复,我们所要关心的不应局限于个别的种,事实上,在一群先锋种类中是存在功能过剩的^[6,18,36],尤其是当每一个种都具有多样的生态功能时,就会造成功能重叠,从而引起功能过剩的现象较为突出.此种情况下,物种的多样性与生态系统的功能(稳定性)的关系并不显著^[34],这就意味着,设定最低限度的被恢复种类的丰富度可以保证系统功能的恢复与维持,即在初始阶段构建先锋群落时,设法确定最低种类数量的组成究竟是多少就能支持系统的结构和功能.

虽然,不少学者并不赞成保证功能恢复的物种多样性的最低阈值观点^[6,7],但生态恢复的工作必须考虑实际需要以及恢

复全部所有种类的可能性,更要顾及成本/收益的比例关系。按照自然生态系统的演替规律,群落内的种类组成随着演替从低级到高级逐渐增加,尤其是起始阶段,此时的环境条件往往无法容纳太多的种类,种类过多只会造成竞争激烈,相当多的种类会因此灭亡或退出群落,因此最低阈值的理论还是有明显的指导意义的。实践上可优先考虑驱动种的选择,先让群落的基本结构和功能恢复,进而让新的种类成员不断地进入,逐步地增加种的多样性。

明确被恢复的地区的退化生态系统的功能类型,是指导构建群落种类组成所用方法的重要原则,若是恢复植被的防风效应(如海岸防风林),考虑的种类就应该是那些生长快但机械纤维丰富,抗物理压力强的种类以及适当的下层灌木;若要恢复水土保持的功能,则首先考虑选用耐瘠、护沙固土强的草本植物组建先锋群落;若要恢复具净化环境功能的人工植被,具有抗污染生理生态特征的种类应是优先被考虑的对象;若要恢复生产力高的人工植被(薪碳林、造纸林等),速生生长和更新能力强的阳生性树种常常被优先选用;若要以恢复自然景观为主要目的,种类的选择和群落构建的方法会复杂些,常常选用不同生长型的乡土树种进行株行混交以及块状混交。不同生态功能类型决定了种类的选择和群落构建的方式。

退化生态系统由于其不稳定的环境条件容易被外来种入侵,生态恢复还要考虑外来种对群落的效应,外来种有时会改变被恢复地区的物种多样性,或阻止当地种的加入和定居^[20],而人类的干扰常常会增大外来种入侵的可能性^[16],它们的定居一旦成功,要排除它们是异常困难的,因为与当地种相比,它们面临竞争或被捕食的压力要小得多。夏威夷群岛的许多原生植物群落生态恢复计划常常花费巨大努力,以对付外来种入侵所带来难以解决的难题。由于当地自然入侵的种类占高等植物的47%,严重阻碍了顶极植物群落功能的恢复^[17]。但是,正是由于外来种面临的竞争或被捕食的压力小的原因,它们在恢复的早期阶段能迅速覆盖裸地、提高群落的生物量和改善小气候。因此,设计某一生态恢复计划时,最好要考虑该计划的实施不需排除已成功定居的外来种的各种选择和情况,如果这些外来种妨碍了恢复的进展,则要适当采取降低其对系统效应的措施。

退化生态系统恢复的实质是群落演替,每一个阶段系统功能的恢复都会有利于引入构成下一个阶段种类组成中的新种类,如阳生性树种组成的乔木层形成以后,对下层空间起到盖幕作用,适宜中生和阴生植物种类的入侵和定居,同时增加土壤表面的生物和其它动物种类的数量。退化生态系统恢复的演替过程中,经常出现不可预测的干扰,种类的入侵和定居也呈现随机性,以功能群为核心的群落组建理论指导生态恢复显得非常重要,生态恢复研究者必须关心环境和生物相互作用对具有特殊功能特征的种类的效应。一旦理解构成某个演替阶段的种类的功能作用,就可以通过人为介入,按顺序地向群落加入不同的种或功能群,能加速系统沿着自然演替路线发展。如果这些种、功能群的优先效应和相互作用不干扰恢复的序列,还可以操纵绕过某些阶段,促使群落向所期望的最终阶段演替。

总之,弄清哪些种对系统的功能至关重要,既能理解自然生态系统的结构与功能的内在关系,又能有助于我们有目的地选择特别的种或功能群,将系统恢复到能自我维持功能的水平,从而实现生态恢复的目的。

参考文献

- Alper J. 1998. Ecosystem 'engineers' shape habitats for other species. *Science*, **280**:1195 ~ 1196
- Brown JH, Heske EJ. 1990. Control of a desert-grassland by a keystone rodent guild. *Science*, **250**:1705 ~ 1707
- Davis GW & Richardson DM. 1995. Mediterranean-type Ecosystems: the Function of Biodiversity. Berlin:Springer-Verlag.
- Davis WJ. 1996. Focal species offer a management tool. *Science*, **271**:1362 ~ 1363
- Deleo GA, Levin S. 1997. The multifaceted aspects of ecosystem integrity. *Conserv Ecol*, **1**(1):3
- Gitay H, Wilson JB, Lee WG. 1996. Species redundancy: a redundant concept. *J Ecol*, **84**:121 ~ 124
- Hay M. 1994. Species as "noise" in community ecology: do seaweeds block our view of the kelp forest. *Trends in Ecol and Evol*, **9**:414 ~ 416
- Hooper DU, Vitousek PM. 1997. The effect of plant composition and diversity on ecosystem processes. *Science*, **277**:1302 ~ 1305
- Jones CG, Lawton JH. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, **69**:373 ~ 386
- Kareiva P. 1996. Diversity and sustainability on the prairie. *Nature*, **379**:673
- MacArthur RH. 1955. Fluctuations of animal populations and a measure of community stability. *Ecology*, **36**:533 ~ 536
- May RM. 1973. Stability and Complexity in Model Ecosystems. Princeton, New Jersey:Princeton University Press.
- May RM. 1977. Thresholds and breadpoints in ecosystems with a multiplicity of stable states. *Nature*, **269**:471 ~ 477
- Mcpeck MA. 1996. Linking local species interactions to rates of speciation in communities. *Ecology*, **77**:1355 ~ 1366
- Mills EL, Leach JH, Carlton JT *et al.* 1994. Exotic species and the integrity of the Great Lakes. *BioScience*, **44**:666 ~ 676
- Mills LS, Soule M, Doak DF. 1993. The keystone-species concept in ecology and conservation. *BioScience*, **43**:219 ~ 224
- Montalvo AM, Williams SL, Rice KJ *et al.* 1997. Restoration biology: a population biology perspective. *Restor Ecol*, **5**(4):277 ~ 290
- Naeem S, Thompson LJ, Lawler SP *et al.* 1994. Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature*, **368**:734 ~ 737
- Naiman RJ, Pinay G, Johnston CA *et al.* 1994. Beaver influences on the long-term biogeochemical characteristics of boreal forest drainage networks. *Ecology*, **75**:905 ~ 921
- Palmer MA, Ambrose RF, Poff NL. 1997. Ecological theory and community restoration ecology. *Restor Ecol*, **5**(4):291 ~ 300
- Peterson G, Allen CR, Holling CS. 1998. Ecological resilience, biodiversity, and scale. *Ecosystems*, **1**:6 ~ 18
- Porter SD, Savignano DA. 1990. Invasion of polygyne fire ants decimates native ants and disrupts arthropod community. *Ecology*, **71**:2095 ~ 2116
- Power ME, Tilman D, Estes JA *et al.* 1996. Challenge in the quest for keystones. *BioScience*, **46**(8):609 ~ 920
- Prins HHT, Van der Jeud HP. 1993. Herbivore population crashes and woodland structure in East Africa. *J Ecol*, **81**:305 ~ 314
- Schindler DW. 1990. Experimental perturbations of whole lakes as tests of hypotheses concerning ecosystem structure and function. *Oikos*, **57**:25 ~ 41
- Schulze ED. 1982. Plant life forms and their carbon, water, and nutrient relations. In: Lange OL, Noble PS, Osmond CB, Ziegler H. eds. *Physiological Plant Ecology*. Berlin:Springer-Verlag. 616 ~ 676
- Schulze ED, Mooney HA. 1993. Biodiversity and ecosystem function.

- Berlin: Springer-Verlag.
- 28 Shachak M, Jones CG, Granot Y. 1987. Herbivory in rocks and the weathering of a desert. *Science*, **236**: 1098 ~ 1099
- 29 Shachak M, Steinberger Y. 1980. An algae desert snail food chain: energy flow and soil turnover. *Oecologia*, **146**: 402 ~ 411
- 30 Stone R. 1995. Taking a new look at life through functional lens. *Science*, **269**: 316 ~ 317
- 31 Tilman BJ, Wedin D, Knops J. 1996. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grasslands ecosystems. *Nature*, **379**: 718 ~ 720
- 32 Tilman D, Downing JA, Wedin DA. 1994. Does diversity beget stability. *Nature*, **371**: 257 ~ 264
- 33 Tilman D, Knops J, Wedin D *et al.* 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem. *Science*, **277**: 1302 ~ 1305
- 34 Tilman D. 1996. Biodiversity: population versus ecosystem stability. *Ecology*, **77**: 350 ~ 363
- 35 Vitousek PM, Mooney HA, Lubchenco J *et al.* 1997. Human domination of earth's ecosystems. *Science*, **277**: 494 ~ 499
- 36 Walker B. 1992. Biological diversity and ecological redundancy. *Conser Biol*, **66**: 18 ~ 23
- 37 Walker B. 1995. Conserving biological diversity through ecosystem resilience. *Conser Biol*, **9**: 747 ~ 752
- 38 Wang Zh (王战), Fu P-Y (傅沛云), Deng Y-Ch (邓玉诚) *et al.* 1997. Dynamic geobotany and applied ecology in the future. *Chin J Appl Ecol (应用生态学报)*, **8**(4): 337 ~ 340 (in Chinese)
- 39 Wen Y-G (温远光). 1998. Restorative trend and rate of the species diversity of recovering process in degraded ecosystem of evergreen broad-leaved forest. *J Guangxi Agric Univ (广西农业大学学报)*, **17**: 93 ~ 106 (in Chinese)
- 40 Yu Z-Y (余作岳), Peng Sh-L (彭少麟). 1996. Ecological Studies on Vegetation Rehabilitation of Tropical and Subtropical Degraded Ecosystems. Guangzhou: Guangdong Science & Technology Press. 10 ~ 30, 31 ~ 35 (in Chinese)
- 41 Zhao P (赵平), Zeng X-P (曾小平), Yu Z-Y (余作岳). 1995. The annual photosynthetic trend of trees on downland in Heshan, Guangdong. *Acta Ecol Sin (生态学报)*, **15**(supp A): 64 ~ 67 (in Chinese)

作者简介 赵平,男,1963年生,硕士,副研究员,主要从事热带亚热带退化生态系统恢复的建群植物的生理生态特性研究,发表论文 20 余篇。E-mail: heshanstation@scib.ac.cn

第二届亚洲及太平洋地区景观生态学国际研讨会 (第一轮通知) 景观变化与人类活动 (2001年9月22-25日,兰州)

主办: 国际景观生态学中国分会 (IAL E-China)
国际景观生态学澳大利亚分会 (IAL E-Australia)

承办: 中国科学院寒区旱区环境与工程研究所

学术委员会:
Richard Hobbs(澳大利亚) 肖笃宁(中国) Nobukazu Nakagoshi(日本) Sun - Kee Hong(韩国) Parida Kunepong(泰国) Elena Klimina(俄罗斯) Kalpana Bhakuni(印度) 詹志勇(中国香港) 张俊彦(中国台湾)

组织委员会:
肖笃宁(中科院应用生态研究所,组委会主席)
Richard Hobbs(澳大利亚 Murdoch 大学,组委会主席)
程国栋(中科院寒区旱区环境与工程研究所)
傅伯杰(中科院生态环境研究中心)
崔海亭(北京大学城环系)
杨一光(云南大学地植物与生态研究所)
王刚(兰州大学干旱农业生态国家实验室)

会议主题:

本次会议的主题在于帮助与会者更好地了解亚太地区的景观变化和人类活动影响,包括局部和区域景观生态系统的恢复和重建。

A. 景观生态学理论与数量方法:景观格局与过程,景观模型,地理信息系统与遥感应用;

B. 景观变化与驱动力:全球变化的区域响应,人类活动与土地利用,景观与文化;

C. 景观管理与重建:自然景观的恢复,农村地区的景观规划,流域生态风险与生态安全评价,农业景观生态工程;

D. 中国西部地区的景观生态建设:绿洲景观管理,荒漠景观与荒漠化防治,内流区的水-生态过程,景观资源与特色旅游;

E. 城市景观生态。

会议初步日程:

2001年9月22日,报到注册

2001年9月23日,全天会议

2001年9月24日,上午国内代表会议,下午兰州市考察

2001年9月25日,全天会议

会议工作语言:英语,国内代表交流会:中文

会后考察:9月26-29日

1线:甘肃河西走廊:敦煌,嘉峪关,祁连山,张掖绿洲

2线:青藏高原景观:青海湖,柴达木,昆仑山

3线:兰州-松潘草地-四川九寨沟

论文摘要征集:

与会人员请交 500 单词以内中英文摘要各一份。鼓励使用 Email 联系。摘要可以 Email 主体或 TXT 格式附件发送到大会秘书处(Landscape2001@sina.com),请尽量避免使用带格式文件(如 Word, WPS 等)。也可打印寄给:中科院沈阳应用生态所,110015,曹宇。摘要内容请包括与会者的详细地址、联系电话、传真、Email。会前将编印论文摘要集,会后将择优出版论文专刊。

摘要截止日期:2001年6月30日。

会议注册:

有兴趣参加野外考察的与会者请说明选择路线或要求,我们将竭诚为您服务。有关住宿、交通等方面的事宜将在第二轮通知中明确。

会议注册费:每人 400 元人民币,住宿费自理。

野外考察费用:1500 元,含交通及食宿费用。

报名联系地址:730000 兰州市东岗西路 260 号,中科院寒区旱区环境与工程研究所 角媛梅 王根绪 收

学术秘书(摘要等):李秀珍 曹禹(中科院沈阳应用生态所,沈阳市文化路 72 号,110016,电话:024-23916291,传真:024-23843313,Email:Landscape2001@sina.com)

工作秘书:王根绪 角媛梅(中国科学院寒区旱区环境与工程研究所,兰州东岗西路 260 号,730000,电话:0931-8275120、0931-8275122,传真:0931-8273894)

Email:Landscape2001@sina.com、Gxwang@ns.lzb.ac.cn