

基于非点源污染控制的景观格局优化方法与原则

高超¹, 朱继业¹, 窦贻俭¹, 张桃林²

(1. 南京大学城市与资源学系, 南京 210093; 2. 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008)

摘要:对目前国内外较为常用的基于非点源污染控制的景观格局优化方法及其设计原则进行了系统的评述, 以促进其推广应用并提高其污染控制效果。还通过分析这些方法在我国的应用前景, 强调了探索适合我国国情的景观格局优化方法对于控制非点源污染的重要意义。

关键词:非点源污染; 景观格局优化; 方法; 原则

Landscape management practices for the control of non-point source pollution: methods and principals

GAO Chao¹, ZHU Ji-Ye¹, DOU Yi-Jian¹, ZHANG Tao-Lin² (1. Department of Urban and Resource Sciences, Nanjing University, Nanjing, 210093, China; 2. Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(1): 109~116.

Abstract: Water quality deterioration induced by non-point source pollution has been of increasing concern in recent years. On the landscape scale there are always some areas which contribute much more nonpoint source pollutants to surface and subsurface waters than others as a result of more intensive land-use practices and other anthropogenic activities. Land-use activities also affect water quality by altering sediment, chemical loads, and watershed hydrology. Some land uses may contribute to the maintenance of water quality by forming physical or biogeochemical barriers which efficiently intercept and transform nonpoint pollutants. Landscape management methods thereby may offer great opportunity for water quality protection by alleviating the generation of pollutants from source areas and by removing pollutants on their way to water bodies.

Natural and constructed wetlands have been known for decades to remove nutrients discharged into waters from different sources. Riparian buffer strips/zones have been proved to be particularly important as biogeochemical and ecological buffers between upland and open water systems. In China, some landscape management practices have been very effective in maintaining the stability and productivity of both terrestrial and aquatic ecosystems and their role in mitigating nonpoint pollution have been increasingly recognized. The typical landscape in Southeast China with scattered multipond systems is very efficient in nutrients retention and removing. The properly established and managed contour hedgerow intercropping systems can reduce surface runoff, soil loss and therefore nutrient exports. Optimizing land use distribution can also result in a decreased nutrient input to and less nutrient export from agro-ecosystems. A well demonstrated example is the ecological agricultural model with forests at hilltop - tea and fruit at hillside - cropping in valley - fishery in pond in the hilly red soil region.

Bearing in mind that China has the world's largest population and very limited land resource, pollution control oriented landscape management practices in the country must be both strongly environmentally sound and economically viable. The

基金项目:中国科学院知识创新工程重要方向资助项目(KZCX3-SW-417);江苏省自然科学基金资助项目(BK2001040)

收稿日期:2002-09-25; **修订日期:**2003-05-18

作者简介:高超(1962~),男,博士,主要从事环境规划与管理研究。E-mail: chgao@nju.edu.cn

Foundation item: the Knowledge Innovation Program of Chinese Academy of Sciences (No. KZCX3-SW-417) and the Natural Science Foundation of Jiangsu Province (No. BK2001040)

Received date: 2002-09-25; **Accepted date:** 2003-05-18

Biography: GAO Chao, Ph. D., Main research interests are environmental planning and management. E-mail: chgao@nju.edu.cn

promotion of land productivity is equally important as the environmental protection. This goal can be achieved through optimal landscape design. In this paper the authors present some popular landscape management practices both at home and abroad. Then the authors summarize their design considerations and examine the potential of their application in nonpoint pollution control in China. The effective control of nonpoint pollution by landscape configuration measures requires the following:

- (1) Area and site-specific preventative measures and practices.
- (2) Critical areas where prevention options are most urgently needed be identified.
- (3) Information on cost-effectiveness of prevention options.
- (4) The effect of agricultural structure shift in nonpoint pollution control.

Finally, the authors point out that the potential of removing nutrients by configuring paddy field landscape should be probed because some investigations have shown that, once properly managed, paddy fields can act as a sink of nutrients.

Key words: non-point source pollution; landscape management; methods; principals

文章编号: 1000-0933(2004)01-0109-08 中图分类号: Q14, Q149, X171.5 文献标识码: A

近年来,非点源污染的研究与控制在我国已受到越来越多的重视^[1-6]。与点源污染的高浓度和集中排污不同,非点源污染总是在不确定的时间里以低浓度的形式在广阔的地域范围内出现,因而无法像点源污染物那样对其进行集中治理。非点源污染的控制和管理主要是通过采取各种“最佳管理措施”(Best management practices)来实现^[7,8]。其中通过优化土地利用格局,在源头减少非点源污染物的产生,在污染物运移过程中进行拦截并促进其向无害形态的转化,是非常经济而有效的控制措施^[7,9-11],在国内外已经得到了十分广泛的应用。对这些方法进行系统的分析和评述,可以进一步认识其应用效果和适用条件,有助于在实践中更好地运用这些方法,以达到既能防止土壤退化、提高土地利用效率,又能有效减轻非点源污染危害的目的。这对于人多地少的我国来说意义尤其重要。

1 景观格局优化与非点源污染控制

景观生态学的一项重要研究内容是景观格局对生态过程的影响^[12,13]。以景观生态学原理为指导,对景观格局进行调整和合理布局以提高系统的稳定性和改善其整体功能是景观规划的主要目的之一。由于空间要素,尤其是障碍、通道和高异质性区域的组合在很大程度上决定着物质和能量在景观中的流动^[13]。因此,以景观生态学原理为指导,对景观要素的数量、比例及时空配置进行有效的规划和管理,使景观中资源组合在结构和功能上接近或达到最优化,提高景观的稳定性,可以实现对非点源污染的有效控制。

景观格局变化对养分等非点源污染物发生、迁移和转化的影响主要表现在土地利用和土地覆盖的变化引起生态系统物质和能量流动过程的变化^[14,15]。与自然景观相比,人工景观的有序度高而稳定性较低,必需人为地输入大量负荷。通过优化景观格局,在城市和农田等人工系统为基质的景观中增加自然斑块和廊道,可以提高人工景观的稳定性和自我调节能力^[16],从而使生态系统的抗逆能力和内部物质循环增强,负荷输入(如农田生态系统的化肥、农药等)可以大大减少,这样也就在很大程度上减轻了非点源污染物的源强。

非点源污染的产生和迁移与降雨-产流过程密切相关,降雨及随之形成的地表和地下径流是非点源污染物产生的主要动力,水土流失是污染物迁移的主要载体。由于土地利用方式和人类活动强度的差异,不同类型景观中产生和输出的非点源污染负荷有着很大的差别^[17]。在城市和农田等非点源污染负荷较高的景观中增加绿色廊道和各种异质斑块,形成所谓的物理障和生物地球化学障(Physical and Biogeochemical Barrier)^[18,19],可以增加降雨的入渗,减少洪峰流量并延缓其形成时间,并通过降低地表径流速度和水流的泥沙携带能力,一方面减少非点源污染物的产生,另一方面使水流携带的污染物在其迁移过程中不断被阻截、吸收并向无害形态转化,从而大大减轻非点源污染的危害。

2 基于非点源污染控制的景观格局优化方法

目前发达国家常用的景观格局优化方法主要有两种:一是利用植被缓冲区(Vegetated Buffer Zone)对污染物进行阻截、吸收和转化,二是利用自然和人工湿地使污染物在其中沉淀、降解或被水生生物吸收。

植被缓冲区 植被缓冲区是设立在潜在污染源区与受纳水体之间由林、草或湿地植物覆盖的区域(通常为带状),一般紧邻河道、湖泊等水体一侧,其主要作用是去除过境的养分、农药和泥沙等污染物^[18]。植被缓冲区主要通过以下过程截留和去除地表及地下径流中的污染物:(1)降低地表径流速度并对其中的颗粒态污染物起过滤和拦截作用;(2)缓冲区的植物吸收溶解态的污染物;(3)缓冲区的土壤吸附溶解态的污染物;(4)促进氮的反硝化^[19,20]。

湿地景观 湿地景观具有保护物种多样性、稳定毗邻的生态系统、净化水体和减轻洪水危害等多种功能^[21,22]。利用各种自然和人工湿地系统去除污染物,其最突出的优点是技术简单、成本和维护费用低廉。这种方法不仅适用于点源污染物,也是去

除城市地表径流和农田径流中污染物^[23,24]的有效方法。因而湿地生态系统被人们称为“地球之肾”^[22]。湿地生态系统净化水质的物理、化学和生物过程可归纳为:(1)悬浮颗粒物在重力作用下沉淀;(2)溶解态污染物由于环境条件变化而发生吸附、络合和沉淀反应;(3)碳、氮、硫等元素的化合物在微生物的作用下发生形态转化;以及(4)湿地生物对污染物的吸收利用^[22]。

我国各地所广泛采用的一些生态工程技术,原本是为了保持水土、美化环境、提高资源利用效率和生态系统的生产力。而现在这些工程措施在控制非点源污染方面的作用正逐渐为人们所认识。尹澄清等人^[1, 25]的多年研究结果表明,我国南方农村的多水塘系统不仅具有灌溉、水产养殖和洗涤等多方面的功能,还具有很高的养分截留能力。傅伯杰等^[26]对比了黄土丘陵区不同土地利用结构类型坡面的土壤养分状况,认为通过对土地资源进行合理配置,可以提高景观的土壤养分保持能力。我国南方红壤区丘岗地从丘顶到坡麓,依其水土运移特点常可分为流失段(丘顶)、过渡段(腰坡)和积累段(坡麓),各段土层厚度、水分、养分状况差异较大,根据这一特点对土地利用实行立体布局,推行复合农业生态模式,可以增加水分、养分在农田生态系统内部的循环,大大减少养分的投入和流失,并提高生态系统的生产力和经济效益^[27,28]。充分利用坡地等高植物篱这种农业景观中的绿色廊道,一方面可以固氮、提供绿肥,在改善土壤质量的同时提供燃料、饲料等副产品。另一方面,还可以增加土壤水分渗透率和有效水库容,减缓地表径流流速并减小水流的泥沙携带能力,使地表径流降低 50%~70%,土壤侵蚀减少 95%以上^[29]。

3 基于非点源污染控制的景观格局优化原则

如果仅从非点源污染控制的角度出发,则景观中植被缓冲区、树篱等绿色廊道和湿地等异质斑块的面积越大则其效果越好。但是在任何地区土地资源都必须根据社会各部门的需要进行综合规划和统筹分配。因此,在进行以非点源污染控制为目的的景观格局优化工作时,必须根据当地自然、社会和经济特点以及环境质量状况与治理目标选择适合本地特点的优化方法,并进行合理规划和设计,力争在以占用较小的土地面积取得最好的污染治理效果。

3.1 植被缓冲区的设计与布局

植被缓冲区的效果决定于其规模、位置、植被、水文条件和土壤类型等因素。通常情况下缓冲区都是呈带状沿水体分布,其具体形状则应根据地形及地表和地下径流的运移途径而定^[18]。总的来说,植被缓冲区的去污效果随着带宽的增加而提高。有些研究者认为带宽不能小于 10m^[30,31],而另一些研究者认为 3~5m 的带宽即能取得理想的效果^[32]。一般当带宽大于 10m 时,其对过境泥沙的总体拦截率常常可达到 80%以上,对总磷的拦截率则一般达到 50%^[33]。实际上 5m 宽的缓冲区即可拦截大部分粗颗粒的泥沙,而对细至粘土级颗粒的泥沙则需要增加带宽^[18]。缓冲区对地下径流中的硝态氮也有着较好的去除效果^[34,35],如果以去除硝态氮为主要目的,则不需要太宽,因为缓冲区对硝态氮的去除主要发生在前 5~8 m^[18]。Haycock 等^[30]根据前人研究成果总结了不同水质保护目的和目标所要求的缓冲区宽度(图 1),可以作为建立植被缓冲区的参考依据。

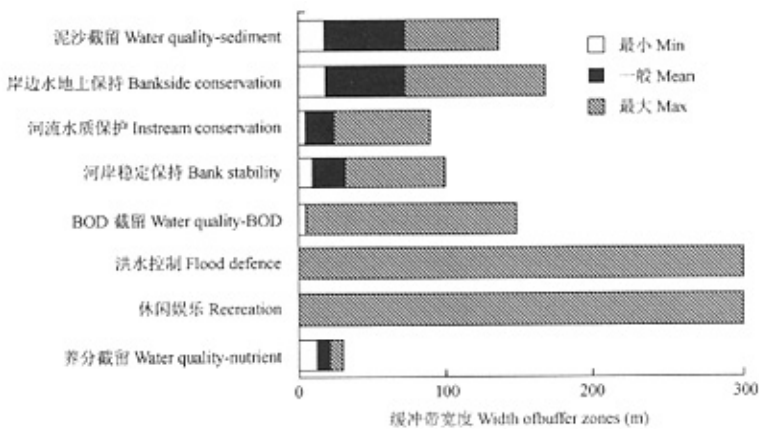


图 1 不同水质保护目的和目标所需的缓冲区宽度^[30]

Fig. 1 The width of buffer zones to achieve prescribed functions

为了进一步提高土地利用效率,很多研究者已尝试利用先进的技术手段来确定缓冲区的宽度。如 Philips^[36]根据土壤导水性、持水性、坡度和曼宁糙度等参数利用模型计算得出所需的带宽。Nikolaidis 等^[37]利用基于过程的模型描述氮在缓冲区中的水文和生物地球化学循环过程并评价缓冲区在去除硝态氮方面的效果。Tim 等^[38]将 ANGPS 水文/水质模型与 ARC/INFO 系统相结合,评价不同带宽和不同设立方式(沿主要水体全程设立或仅在重点地段设立)对缓冲区去除污染物效果的影响,并提出多种方案以供选择。Narumalani 等^[39]则利用 TM 遥感数据和 GIS 技术在大尺度上确定需要设立缓冲区保护的污染高风险区

(Critical Area), 为土地利用规划和环境管理工作提供科学依据。

至于缓冲区的植被选择, 一些研究者倾向于尽可能保留所在地的原有植被^[39]。如果选择重建植被, 则应考虑以下一些因素: 草本植物能够形成浓密的地表覆盖, 有利于降低地表径流速度和过滤其中的颗粒态污染物。选用高大乔木可以增加缓冲区的产出效益, 且林木采伐可以同时将区内的养分等污染物带走, 防止缓冲区因污染物饱和而失去净化能力。但应选择林冠较稀疏的树种, 以有利于林下植被的生长^[18]。

3.2 人工湿地的设计与布局

湿地对污染物的净化能力主要决定于污染物负荷与特性、湿地的滞水时间(湿地容量与其汇水区总径流量之比)^[10, 11]。因此, 人工湿地的设计与布局主要考虑流域的地形、土壤、土地利用、降雨强度和径流等因素。适当的面积和容量是湿地净化能力的重要保证, 也是湿地设计必须考虑的首要因素。一些国家和地区的政府还提出具体的要求, 作为土地规划和环境管理工作的指导原则, 如美国马里兰州政府推荐的湿地面积比例为3%^[41]。Mitsch等^[42]总结了一些地区不同水质保护目的所要求的湿地面积比例(表1)。Hey等^[43]根据多个小流域的实验结果得出结论认为, 占流域面积1%~5%的湿地常常已足以完成大部分过境养分的去除工作。而在澳大利亚东南部的一个小流域的研究结果表明, 占流域面积0.05%的一处人工湿地, 截留的氮、磷的分别相当于其过量量的11%和17%^[44]。在我国南方的丘陵农业区, 占流域面积4.9%的多水塘系统即能够截留、去除95%以上来自村庄和田的氮、磷等营养物质^[1, 25]。

由于流域内非点源污染物的输出主要与为数不多的几次强降雨事件有关^[45~48], 因此, 基于非点源污染控制的湿地景观设计应当把湿地库容作为一项重要指标, 如美国一些地区的湿地设计指南要求湿地的库容要足以滞留流域内90%降雨事件所产生的径流^[41]。我国南方多水塘系统对氮、磷的超强净化能力, 在很大程度上可能与这些水塘都具有一定的深度(>1m)和库容有关^[49]。

模型模拟和GIS技术也已运用于湿地景观的设计与布局。利用一级面积模型(First-order area model)和其它较简单的统计模型来估算湿地出口处污染物的浓度, 不需要太多复杂的参数, 虽然只是黑箱模型, 但常常可以较为准确地预测多种非点源污染物在湿地系统中的截留量^[41, 50], 为湿地景观设计提供了量化的工具。李秀珍等^[51, 52]在实验研究的基础上, 将生态过程模型与GIS分析功能相结合, 建立湿地净化的空间模拟模型, 分析景观空间格局对养分去除功能的影响, 为以污染治理为核心的景观规划提供了理论依据。

湿地的布局也对其净化能力有着很大的影响。水流经过湿地系统时由于流速降低和水生植物的阻隔、过滤, 泥沙和颗粒态污染物易于沉淀。但过分利用湿地沉淀泥沙会降低其它功能, 并大大缩短湿地系统的使用寿命。如果在入口处设立以去除泥沙为主要目的沉淀塘(池)并配合以一定规模的缓冲区, 可以降低湿地系统的维护成本, 保持湿地对污染物的去除能力^[10]。Raisin等^[44]在澳大利亚东南部的一个小流域的研究结果表明, 在靠近流域出口处设立一处面积较大人工湿地的效益费用比不如在上游部位设立若干个较小的湿地。如果湿地的设立是以去除硝态氮为主要目的, 则还应保证系统内外不断有碳源供给, 以便为微生物的活动提供足够的养料^[53]。

人工潜水径流湿地(Constructed subsurface flow wetlands)是国外近年来采用的一种污水处理手段, 这种湿地的表面用砂和砾石等材料覆盖, 污水水面始终低于地表^[54]。该方法不仅对于去除污水中的总悬浮物质和BOD₅特别有效, 而且还可避免蚊蝇等传病媒介的滋生和恶臭问题^[55, 56]。

3.3 植物篱的设计与布局

植物篱的布设原则是既能有效拦截水土, 又尽量减少对带间作物的不利影响。带间距太小, 会占据大量的作物种植面积, 而且加剧植物与作物之间的养分、水分竞争。带间距过大, 则其拦截水土的能力降低。除了需要考虑植物种类及土壤状况、气候条件及坡度、坡向等因素外, 施迅^[57]提出了植物篱带间距的理论公式:

$$L = 4H/\sin 2\alpha$$

式中, L 为植物篱间距, H 为坡面土层厚度, α 为坡度。该公式的应用前提是植物篱可拦截全部带间泥沙并最终形成水平梯田。许峰等^[58, 59]通过对植物篱带间养分流失的发展过程分析, 认为在带间径流侵蚀处于溅蚀分散-片流搬运为主的阶段时, 篱前淤积层宽度应使水流流速衰减至小于一定粒径的土壤细颗粒的起动流速, 才能有效减少土壤和养分流失, 因此, 他们在南方紫色

表1 不同水质保护目的所要求的湿地面积^[42]

Table 1 Estimated area of wetlands required in watershed for specific purposes^[42]

湿地作用/研究地点 Value/location	流域面积 (km ²) Watershed area	湿地应占流域 面积比例 Percent of watershed recommended as wetland
小尺度		
一般水质保护, 美国伊利诺斯州	378	1%~5%
截留磷, 美国密执安州	208	15%
氮污染控制, 瑞典东南部	882	5%
大尺度		
洪水控制, 密西西比河上游	1.9×10 ⁶	7%
硝态氮截留, 密西西比河流域	3.0×10 ⁶	3.4%~8.8%

土地地根据耕作要求、根系竞争、光照要求和土地利用效率确定最小带间距,并依据细沟侵蚀产生的临界坡长确定最大带间距,再结合其它条件选择最终的带间距。

3.4 “顶林-腰果-谷农-塘渔”的立体种植模式

红壤丘陵的丘岗中上部土壤瘠薄干旱,宜发展用材林、薪炭林和各种水保林,丘岗中下部应发展能吸收深层土壤水肥的果、茶、桑;坡麓土层深厚湿润,宜种植对水肥需求高的粮食、蔬菜和饮料作物。丘间塘库则以水产养殖来促进来自种植业和畜牧业的氮、磷等养分在农田生态系统内部的循环,形成种养结合、多层利用的食物链,从而构成“顶林-腰果-谷农-塘渔”的立体种植模式^[27-28]。

4 基于非点源污染控制的景观格局优化方法在我国的应用前景

在我国,各类非点源污染负荷有不断增加的趋势,已成为地表和地下水环境质量恶化的主要原因之一^[5,60]。只有加强对非点源污染的管理和控制,才能实现环境质量的根本改善,否则在点源污染治理上不断取得的成效将在很大程度上被抵消。通过优化景观格局,在源头减少非点源污染物的产生,在污染物运移过程中进行拦截并促进其向无害形态的转化,必将成为我国非点源污染管理和控制的重要手段。近年来,我国学者已经开始了这方面的研究工作。目前的研究多集中在湿地生态系统中氮、磷等污染物质的迁移、转化特点及其去除效果方面,并取得了较为丰富的成果,而其它方面的相关研究则相对薄弱。为了进一步推进景观格局优化方法在我国非点源污染控制中的应用,今后要加强以下方面的研究:

(1)方法的适用性研究 我国地域广泛,不同地区存在的主要环境问题不同。由于气候、水文、土壤等自然地理条件的差异,影响污染物迁移转化的因素也因地而异。因此,必须根据区域社会、经济和自然状况的特点,探索因地制宜的景观格局优化方法。平原地区除应充分发挥湿地生态系统对污染物的净化功能外,还应积极探索植被缓冲带方法的应用前景,对其布局方法和应用效果进行研究。丘陵山区则应进一步推广多水塘系统、等高植物篱和其它复合农林技术。我国各地都有很多适合当地特点、针对水土流失的防治措施和经验,这些措施在截留养分等非点源污染物方面的功效应加以研究、总结和充分发挥。

(2)景观格局优化方法的费用效益分析 我国人多地少的现实决定了人们必须不断探索适合我国国情的景观格局优化方法,以提高土地资源的利用效率。所选用的工程措施除能够有效控制非点源污染的发生和向水体的迁移外,还应尽可能具有其它功能,尤其是有利于最大程度地发挥土地资源的生产力。如南方的多水塘系统和坡地等高植物篱技术,既能减轻非点源污染的危害,又能因地制宜地发展牧、副、渔业,这样才能够在大城乡地区推广应用。今后的研究工作不能只局限于评估各种景观格局优化方法对污染物质的去除效果,还要对其费用和效益进行全面的分析和评估。在充分认识各种非点源污染所产生的外部性的基础上,评估治理措施所带来的经济效益和生态效益,这样才能使决策者和公众充分认识各种治理措施的必要性。

(3)非点源污染高风险区的识别 在设计生态工程的布局时,应充分利用区内各种现有资料,运用遥感和 GIS 等先进技术手段识别区内的非点源污染高风险区,再根据区内水环境保护目标,优先安排生态工程的布局,将有限的资源投入到最能发挥的地区,以便提高投资效益和治理成效,协调社会发展和环境保护之间的矛盾。

(4)农田作物配置对于减轻农业非点源污染的效果 农田作物配置是指在一定区域内作物的种类及其量比关系在时间和空间上的分配方式。对区域农田作物进行优化配置,可以改善和提高农业生态系统的总体功能,减少农业化学品的投入。如在时间上,作物的耕作期和施肥期应考虑避开当地的降水集中季节;空间上,敏感水体周围及水土流失易发生的地段多种植对养分投入需求较少和对地表覆盖较好的作物。

应该指出的是,我国广泛分布的水稻田湿地景观不仅是生产力最高的土地利用类型之一,而且可以高效地利用外源投入的养分。只要水肥管理措施得当,通过水循环从稻田生态系统流失的氮、磷等养分一般都低于随雨水和灌溉水输入的养分量^[61-63]。因此,水稻田与其它人工湿地一样可以对营养物质起拦截和净化作用。根据这一特点对农用地资源进行优化配置,调整作物布局,注意保护水耕农田,尤其是位于蔬菜等经济作物种植区与敏感水体之间的水田不得被随意占用或改种其它作物。通过加强水肥管理,利用水稻田吸纳上游旱坡地流失的养分,减少营养物质从农田景观的输出。

References:

- [1] Yan W, Yin C, Tang H. Nutrient retention by multipond systems: mechanisms for the control of nonpoint source pollution. *J. Environ. Qual.*, 1998, 27: 1009~1017.
- [2] Zhu J Y, Dou Y J. Total quantity control of non-point source pollution in urban water environment. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 1999, 19(4): 415~420.
- [3] Gao C, Zhang T L. Contribution of agricultural phosphorus losses to eutrophication of waters in its controlling strategies. *J. Lake Sci.*, 1999, 11(4): 369~375.
- [4] Chen L D and Bu B J. Farm ecosystem management and control of nonpoint source pollution. *Environmental Science*, 2000, 21(2): 98~

- 100.
- [5] Yin C, Yang C, Shan B, *et al.* Non-point pollution from China's rural areas and its countermeasures. *Wat. Sci. Tech.*, 2002, **44**(7): 123~128.
- [6] Quan W M, Yan L J. Effects of agricultural non-point source pollution on eutrophication of water body and its control measure. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, **22**(3): 291~299.
- [7] Sharpley A N, Chapra S C, Wedepohl R, *et al.* Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: issues and options. *J. Environ. Qual.*, 1994, **23**:437~451.
- [8] Rice R W, Izuno F T, Garcia R M. Phosphorus load reductions under best management practices for sugarcane cropping systems in the Everglades agricultural area. *Agri. Wat. Manage.*, 2002, **56**: 17~39.
- [9] Haycock N E and Muscutt A D. Landscape management strategies for the control of diffuse pollution. *Landscape and Urban Planning*, 1995, **31**:313~321.
- [10] Ryszkowski L, Bartoszewicz A, Kedziora A. Management of matter fluxes by biogeochemical barriers at the agricultural landscape level. *Landscape Ecol.*, 1999, **14**: 479~492.
- [11] Honisch M C, Hellmeier K Weiss. Response of surface and subsurface water quality to land use changes. *Geoderma*, 2002, **105**: 277~298
- [12] Forman R T and Gordron T M. *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, New York, 1986.
- [13] Xiao D N. The development and perspective of contemporary landscape ecology. In: Xiao D N ed. *Progress in Landscape Ecology*. Changsha: Hu'nan Science and Technology Press, 1999. 1~7.
- [14] Farina A. *Principles and Methods in Landscape Ecology*. Chapman & Hall, London, 1998.
- [15] Liu S L, Fu B J. Application of landscape ecology principle in soil science. *J. Soil and Water Conserv.*, 2001, **15**(3):102~106.
- [16] Zhao Y and Guo X D. Landscape agriculture and its practical meaning. *Chinese J. Ecology*, 2000, **19**(4): 67~71.
- [17] Basnyat P, Teeter L D, Flynn K M, *et al.* Relationships Between Landscape Characteristics and Nonpoint Source Pollution Inputs to Coastal Estuaries. *Environ. Manage.*, 1999, **23**(4):539~549.
- [18] Muscutt A D, Harris G L, Bailey S W, *et al.* Buffer zones to improve water quality: a review of their potential use in UK agriculture. *Agr. Ecosyst. and Environ.*, 1993, **45**:59~77.
- [19] Hefting M M and de Klein J J M. Nitrogen removal in buffer strips along a lowland stream in the Netherlands: a pilot study. *Environ. Pollut.*, 1998, **102**: 521~526.
- [20] Blackwell M S A, Hogan D V, Maltby E. The use of conventionally and alternatively located buffer zones for the removal of nitrate from diffuse agricultural run-off. *Wat. Sci. Tech.*, 1999, **39**(12): 157~164.
- [21] Yin C Q. The ecological function, protection and utilization of land/inland water ecotones. *Acta Ecologica Sinica*, 1995, **15**(3): 331~335.
- [22] Gopal B. Natural and constructed wetlands for wastewater treatment: potentials and problems. *Wat. Sci. Tech.*, 1999, **40**(3): 27~35.
- [23] Cutbill L B. *The potential for urban stormwater runoff treatment by constructed wetlands*. In: 4th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Guangzhou, China. IAWQ, 1994. 677~686.
- [24] De Laney T. Benefits to downstream flood attenuation and water quality as a result of constructed wetlands in agricultural landscapes. *J. Soil Wat. Conser.*, 1995, **50**: 620~626.
- [25] Yin C, Zhao M, Jin W. *et al.* A multi-pond system as a protective zone for the management of lakes in China. *Hydrobiologia*, 1993, **251**: 321~329.
- [26] Fu B J, Ma K M, Zhou H F, *et al.* Effect of land use pattern on soil nutrient levels in hilly loess region. *Chinese Science Bulletin*, 1998, **43**(22): 2444~2448.
- [27] Wang M Z and Yin R L. Study on ecological agriculture patterns in hilly red soil region. *Acta Ecologica Sinica*, 1998, **18**(6): 595~600.
- [28] He YQ, Wang M Z. Study on planting-breeding complex agro-ecosystem in the low hill land of red earth. *Eco-agriculture Research*, 1999, **7**(3): 55~58.
- [29] Tang Y, Xie J S, Chen K M, *et al.* Contour hedgerow intercropping technology and its application in the sustainable management of sloping agricultural lands in the mountains. *Res. Soil Water Conserv.*, 2001, **8**(1): 104~109.
- [30] Haycock N E and Pinay G. Groundwater nitrate dynamics in grass and poplar vegetated riparian buffer strips during the winter. *J. Environ. Qual.*, 1993, **22**: 273~378.
- [31] Castle A J, Johnson A W, Conolly C. Wetland and stream buffer size requirements: A review. *J. Environ. Qual.*, 1994, **23**: 878~882.

- [32] Simmons R C, Gold A J, Groffman P M. Nitrate dynamics in riparian forest; groundwater studies. *J. Environ. Qual.*, 1992, **21**: 659~669.
- [33] Uusi-Kämpä J, Braskerud B, Jansson H, *et al.* Buffer zones and constructed wetlands as filters for agricultural phosphorus. *J. Environ. Qual.*, 2000, **29**: 151~158.
- [34] Jacobs T C and Gilliam J W. Riparian losses of nitrate from agricultural drainage waters. *J. Environ. Qual.*, 1985, **14**: 472~478.
- [35] Borin M and Bigon E. Abatement of NO₃-N concentration in agricultural waters by narrow buffer strips. *Environ. Pollut.*, 2002, **117**: 165~168.
- [36] Phillips J D. Non-point source pollution control effectiveness of riparian forests along a coastal plain river. *J. Hydrol.*, 1989, **110**: 221~237.
- [37] Nikolaidis N P, Shen H H, Hu H, *et al.* Movement of nitrogen through an agricultural riparian zone; distributed modeling. *Wat. Sci. Tech.*, 1993, **28**: 13~23.
- [38] Tim U S, Jolly R, Liao H. Impact of landscape feature and feature placement on agricultural non-point-source-pollution control. *J. Wat. Res. Plan. Manage.*, 1995, **121**(6): 463~470.
- [39] Narumalani S, Zhou Y, Jensen J R. Application of remote sensing and geographic information systems to the delineation and analysis of riparian buffer zones. *Aquatic Botany*, 1997, **58**: 393~409.
- [40] Almendinger J E. A method to prioritize and monitor wetland restoration for water-quality improvement. *Wetlands Ecol. and Manage.*, 1999, **6**: 241~251.
- [41] Carleton J N, Grizzard T F, Godrej A N, *et al.* Factors affecting the performance of stormwater treatment wetlands. *Wat. Res.*, 2001, **35**(6): 1552~1562.
- [42] Mitsch W J and Gosselink J G. The value of wetlands; importance of scale and landscape setting. *Ecol. Econ.*, 2000, **35**: 25~33.
- [43] Hey D L, Barrett K R, Biegen C. The hydrology of four experimental constructed marshes. *Ecol. Eng.*, 1994, **3**: 319~343.
- [44] Raisin G W, Mitchell D S, Croome R L. The effectiveness of a small constructed wetland in ameliorating diffuse nutrient loadings from an Australian rural catchment. *Ecol. Eng.*, 1997, **9**: 19~35.
- [45] Lowrence R R, Todd R L, Asmussen L E. Nutrient cycling in an agricultural watershed II. Streamflow and artificial drainage. *J. Environ. Qual.*, 1984, **13**: 27~32.
- [46] Edwards W M and Owen L B. Large storm effects on total soil erosion. *J. Soil Water Conserv.*, 1991, **46**: 75~77.
- [47] Nash D M and Halliwell D J. Fertilizer and phosphorus loss from productive grazing systems. *Aust. J. Soil Res.*, 1999, **37**(3): 403~427.
- [48] Petry J, Soulsby C, Malcolm I A, *et al.* Hydrological controls on nutrient concentrations and fluxes in agricultural catchments. *Environ. Sci. Total Environ.*, 2002, **294**: 95~110.
- [49] Shan B, Yin C, Li G. Transport and retention of phosphorus pollutants in the landscape with a traditional multipond system. *Water Air Soil Poll.*, 2002, **139**: 15~34.
- [50] Braskerud B C. Factors affecting nitrogen retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecol. Eng.*, 2002, **18**: 351~370.
- [51] Li, X Z, Xiao D N, Hu Y M, *et al.* Spatial modeling on nutrient reduction in the wetlands I. concepts and methodology. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, **22**(3): 300~310.
- [52] Li, X Z, Xiao D N, Hu Y M, *et al.* Spatial modeling on nutrient reduction in the wetlands II. finalization and application. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, **22**(4): 486~495.
- [53] Bake L A. Design considerations and applications for wetland treatment of high-nitrate waters. *Wat. Sci. Tech.*, 1998, **38**(1): 389~395.
- [54] Merlin G, Pajean J, Lissolo T. Performances of constructed wetlands for municipal wastewater treatment in rural mountainous area. *Hydrobiologia*, 2002, **469**: 87~98.
- [55] Green M B and Upton J. Constructed reed beds-appropriate technology for small communities. *Wat. Sci. Tech.*, 1995, **32**: 339~348.
- [56] Sauter G and Leonard K. Wetland design methods for residential wastewater treatment. *J. Am. Wat. Res. Ass.*, 1997, **33**: 155~162.
- [57] Shi X. Species selection and horizontal structure design for living hedge in slopeland amelioration. *Eco-agriculture Research*, 1995, **3**(2): 49~53.
- [58] Xu, F, Cai Q G, Wu S A. The application of the contour hedgerows in the humid mountainous areas of South China. *J. Mount. Sci.*, 1999a, **17**(3): 193~199.
- [59] Xu, F, Cai Q G, Wu S A, *et al.* Effect of contour hedgerows on soil nutrient loss in slopeland. *J. Soil Eros. Soil Water Conserv.*,

- 1999b, 5(2): 23~29.
- [60] Gao C, Zhang T L, Wu W D. Agricultural soil nutrient status in Taihu lake area and its implication to nutrient management strategies. *Scientia Geographica Sinica*, 2001, 21(5): 428~432.
- [61] Ma L S, Wang Z Q, Zhang S M, et al. Pollution from agricultural non-point sources and its control in river system of Taihu Lake, Jiangsu. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 1997, 17(1): 39~47.
- [62] Xu Q, Yang L Z, Dong Y H. *Rice field ecosystem in China*. Beijing: China Agriculture Press, 1998.
- [63] Yan W J, Yin C Q, Sun P, et al. Phosphorus and nitrogen transfers and runoff losses from rice field wetlands of Chaohu Lake. *Chinese J. Appl. Ecology*, 1999, 10(3): 312~316.

参考文献:

- [2] 朱继业, 窦貽俭. 城市水环境非点源污染总量控制研究与应用. *环境科学学报*, 1999, 19(4): 415~420.
- [3] 高超, 张桃林. 农业非点源磷污染对水体富营养化的影响及对策. *湖泊科学*, 1999, 11(4): 369~375.
- [4] 陈利顶, 傅伯杰. 农田生态系统管理与非点源污染控制. *环境科学*, 2000, 21(2): 98~100.
- [6] 全为民, 严力蛟. 农业面源污染对水体富营养化的影响及其防治措施. *生态学报*, 2002, 22(3): 291~299.
- [13] 肖笃宁. 当代景观生态学的进展和展望. 见: 肖笃宁主编. *景观生态学研究进展*, 长沙: 湖南科学技术出版社, 1999. 1~7.
- [15] 刘世梁, 傅伯杰. 景观生态学原理在土壤学中的应用. *水土保持学报*, 2001, 15(3): 102~106.
- [16] 赵羿, 郭旭东. 景观农业研究的兴起及其实际意义. *生态学杂志*, 2000, 19(4): 67~71.
- [21] 尹澄清. 内陆水-陆地交错带的生态功能及其保护与开发前景. *生态学报*, 1995, 15(3): 331~335.
- [26] 傅伯杰, 马克明, 周华峰, 等. 黄土丘陵区土地利用结构对土壤养分分布的影响. *科学通报*, 1998, 43(22): 2444~2448.
- [27] 王明珠, 尹瑞龄. 红壤丘陵区生态农业模式研究. *生态学报*, 1998, 18(6): 595~600.
- [28] 何园球, 王明珠. 红壤低丘地区种养复合农业生态系统研究. *生态农业研究*, 1999, 7(3): 55~58.
- [29] 唐亚, 谢嘉穗, 陈克明, 等. 等高固氮植物篱技术在坡耕地可持续耕作中的应用. *水土保持研究*, 2001, 8(1): 104~109.
- [51] 李秀珍, 肖笃宁, 胡远满, 等. 湿地养分截留功能的空间模拟 I. 模型的概念和方法. *生态学报*, 2002, 22(3): 300~310.
- [52] 李秀珍, 肖笃宁, 胡远满, 等. 湿地养分截留功能的空间模拟 I. 模型的完善和应用. *生态学报*, 2002, 22(4): 486~495.
- [57] 施迅. 坡地改良利用中活篱笆的种类选择和水平空间结构初步研究. *生态农业研究*, 1995, 3(2): 49~53.
- [58] 许峰, 蔡强国, 吴淑安, 等高植物篱在南方湿润山区坡地的应用. *山地学报*, 1999a, 17(3): 193~199.
- [59] 许峰, 蔡强国, 吴淑安, 等. 坡地等高植物篱带间距对表土养分流失的影响. *土壤侵蚀与水土保持学报*, 1999b, 5(2): 23~29.
- [60] 高超, 张桃林, 吴蔚东. 太湖地区农田土壤养分动态及其启示. *地理科学*, 2001, 21(5): 428~432.
- [61] 马立珊, 汪祖强, 张水铭, 等. 苏南太湖水系农业面源污染及其控制对策研究. *环境科学学报*, 1997, 17(1): 39~47.
- [62] 徐琪, 杨林章, 董元华, 等. *中国稻田生态系统*. 北京: 中国农业出版社, 1998.
- [63] 晏维金, 尹澄清, 孙濮, 等. 磷氮在水田湿地中的迁移转化及径流流失过程. *应用生态学报*, 1999, 10(3): 312~316.