

湖泊富营养化控制的适应性管理研究

王俊德^{1,2}, 梅春辉^{1,2}, 施强¹, 冯绍平^{1,2}, 李珂¹

(1. 河南省地质矿产勘查开发局第一地质矿产调查院, 河南洛阳 471000; 2. 中国地质大学(北京), 北京 100083)

摘要 介绍了湖泊富营养化与适应性管理的概念, 提出了湖泊富营养化控制的适应性管理的框架和主要内涵, 揭示了湖泊适应性管理的主要特征。总的来说, 适应性管理模式对湖泊富营养化控制具有重要价值。

关键词 富营养化; 适应性管理; 控制对策

中图分类号 S181.3 **文献标识码** A **文章编号** 0517-6611(2013)11-04991-03

Study on the Adaptive Management of Lake Eutrophication

WANG Jun-de et al (China University of Geosciences, Beijing 100083)

Abstract The study firstly introduced the concept of eutrophication of lakes and adaptive management, and then proposed the framework and content of the adaptive management for the control of eutrophication. The main characteristics for the adaptive lake management were revealed.

Adaptive management model has significant value on lake eutrophication control.

Key words Eutrophication; Adaptive management; Control strategies

富营养化的本义指的是营养盐过剩。对湖泊富营养化而言, 指的是湖泊水体通常相对封闭, 当氮、磷等无机营养物大量进入, 在外界环境作用下, 水体中一些藻类和浮游生物过度繁殖消耗水中溶解氧, 进而导致鱼虾等水生生物大量死亡的现象^[1]。湖泊富营养化的产生有复杂的自然社会原因, 它的治理是水污染控制中最艰难和棘手的一个课题。湖泊富营养化在全球范围的湖泊管理实践中都是难以回避的难题, 在我国尤其突出。一直以来, 我国传统的湖泊管理主要为基于水环境容量的管理模式, 认为管理者对水生态系统的认知足够帮助实现预测, 从而可基于这种预测制定相应的管理方案, 并进一步依据方案主要以行政手段静态分配排污量和削减量。这种模式具有很强的针对性, 对工业点源污染管理效率较高。然而, 模式的公众参与度低, 规则静态化导致弹性不足, 在面对农业面源污染、生活污染和新型污染等问题时存在很大缺陷, 特别是湖泊流域本身是一个复杂的自然生态与社会经济系统。过去 20 年我国湖泊治理的实践已经表明, 静态的基于水环境容量的管理模式常常难以达到目的, 开拓新的思路, 引进新的动态的、更加灵活而完善的管理模式十分重要而迫切。

基于这一背景, 笔者将探讨在湖泊富营养化管理中引入适应性管理模式。在国内, 适应性管理模式在水资源管理中已有研究, 但专门针对湖泊富营养化问题的研究尚未见报道。适应性管理的前提是人类对任何生态系统主要驱动力及系统行为和响应的认识能力存在固有局限性, 因此管理必须具有适应性和通过积累并吸收以往经验和见解改变管理实践的能力, 通过不断调整战略、目标及方案等, 以适应快速变化的社会经济状况与环境变化维持可持续的社会生态系统, 其目的在于维持和增强生态系统恢复力, 即湖泊流域关键生态系统结构和过程对自然和人类社会干扰的持续性和适应性, 而不是对生态系统进行控制。因此, 适应性管理是

一个通过从已实施策略结果中学习来持续改进管理政策与实践的系统过程, 即通过管理学习来学习管理的过程。适应性管理的这一特点对湖泊富营养化控制具有重要意义。

1 湖泊富营养化控制的适应性管理的内容

1.1 评估和确定问题 确定湖泊管理期望达到的目标(如营养物削减程度); 确定为实现目标可供选择的管理行动; 确定可用来对湖泊管理行为进行监控和对行为结果进行评估的指标(富营养化标准); 给出方案实施中的不确定性。各项的具体含义如下。目标: 湖泊流域分区特点, 不同区域具有不同的目标。同一湖泊不同时间节点上也具有不同的调控目标。可选的管理行为: 可能范围内的机构机制的调整, 营养物削减的相关政策措施, 富营养化调控的工程技术措施等。指标: 叶绿素 a、总氮、总磷、高锰酸钾指数、透明度等。根据《地表水资源质量评价技术规程》, 水体富营养化的常用评价标准见表 1。不确定性: 管理目标的不确定性主要指不同湖泊期望达到的治理目标往往存在概念上的模糊。此外, 由于湖泊周边环境动态变化, 过去设定的管理目标也应随之变化。管理行为的不确定性一方面是由于管理机构、部门协调能力不足导致的, 如长期存在的“多龙治水”、“条块分割”局面。另一方面是由行为人自身带来的, 由于不同自然人的知识背景、业务素质、个性特征等的差异, 会导致协作决策具有不确定性。管理工程的不确定性则既包括工程所属自然环境的不确定性, 也包括方案所用数学模型的不确定性。此外, 还包括其他政策、市场等外在不确定性。

表 1 水体富营养化评价标准

营养状态	TN//mg/ml	TP//mg/ml	透明度//m
贫营养	0.02~0.05	0.001~0.004	10.00~5.00
中营养	0.10~0.50	0.010~0.050	3.00~1.00
轻度富营养	1.00	0.100	0.50
中度富营养	2.00~6.00	0.200~0.600	0.40~0.30
重度富营养	9.00~16.00	0.900~1.300	0.20~0.12

作者简介 王俊德(1980-), 男, 山西神池人, 工程师, 在读硕士, 从事地质矿产勘查和水资源研究, E-mail: 909902492@qq.com。

收稿日期 2013-03-26

在科学量化和集成的湖泊富营养化适应性管理体系中,

不确定性可通过一系列措施将其规范在一定的范围。传统上常用的数学方法如遗传算法、人工神经网络和模糊数学理论等可在满足一定的条件下实施。但总的来说,考虑湖泊富营养化问题的复杂性,现有的理论仍非常有限,远远不能满足实际应用的需要。

1.2 方案设计 为确保方案的科学性与有效性,定制的计划 and 拟采取的管理措施应十分细化,同时要明确监控方案,系统具有及时将执行结果准确反馈的能力。在方案设计之初,可以考虑建立概念化模型加深对湖泊富营养化的演进过程及控制因子的科学和直观认识。方案设计中常用的思路包括:①提倡湖泊流域发展的循环经济模式,加强对产业结构的调整。对新、改、建项目的审批加强监管,同时对已有的污染企业加强环保整治与监控力度。②改进水利调度,通过水路改造、水闸开关、底泥疏浚等方法改变水动力条件,提升水体的自净能力。充分掌握和利用水情,减少高浓度污染水体在湖区的停留时间。③强调对生产、生活方式的改造和升级,突出对农业面源污染的治理,要限制氮磷等化肥的使用

量,提倡使用农家肥,改进施肥方法,推广生态农业。此外还有多种生态与生物工程治理方法。在实际中,湖泊富营养化治理要想达到好的效果,往往需采取多种方法综合的治理模式。如对太湖,即应着力改造和升级环湖地区产业结构,稳步提升工厂污水达标排放率,加强湖泊的综合治理,对北部工业污染严重地区应以实施禁磷,局部底泥疏浚等为主,而对东太湖等草型湖泊则应强调水生植被的改良。

富营养化模型可以定量地描述水体污染的演化形态,生动直观地展示湖泊水体富营养化的过去、现在与未来可能的形态,成为研究者形成相关政策的有力工具。在湖泊富营养化控制的适应性管理中,尤其应当突出对模型的使用。目前国际上通用的模型结构已经高度复合化。许多模型中实现了与生物组分的结合,与水动力模型连接,以及与 GIS 数据信息的连接^[2]。在湖泊富营养化治理中,强调与社会经济耦合的集成技术路线(图 1)^[3]将成为主流。这种集成思路具有更高的针对性,由于加入了对区域政策、经济发展水平等层面的考量,在实践中的可操作性更强,应用价值也更大。

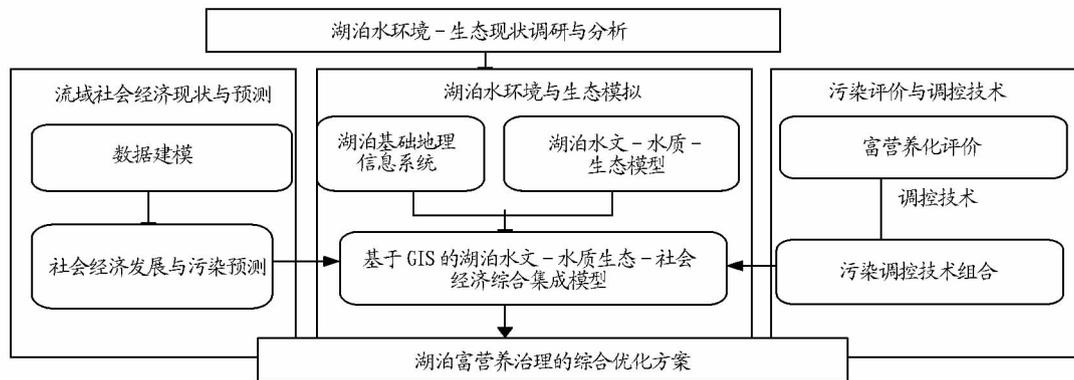


图 1 湖泊富营养化综合治理技术路线^[3]

另外还需在以下方面注意:①方案设计必须体现空间上的分区性。从湖泊富营养化的空间分区特点来看,不同湖泊基于不同的水文、地质、生物等自然条件及城市化水平、工业化水平等社会经济条件,因此应因地制宜地采取针对性强的治理方案。赵永宏将我国湖泊富营养化分为 4 种控制类型区:重点控制区,包括东部平原湖区、东北湖区;部分控制区,主要包括蒙新湖区;潜在威胁区,包括云贵湖区;维持现状区,包括青藏湖区^[4]。不同分区内湖泊在具有共性特点的同时也有各自特征。②方案设计必须体现时间上的针对性。从湖泊富营养化治理的时间的针对性上看,即使是同一湖泊在不同发展阶段的治理目标也会有很大区别,而且目前很多湖泊的富营养化问题早已经多年累积,情况严重。因此,一般来讲,通过阶梯式渐进的治理方案才是科学的解决办法。该类方案的形成目前可依赖一些将湖泊富营养化治理与流域经济社会发展耦合的模型,通过计算形成初始的一系列调控策略。如邓祥征等基于动态环境 CGE 模型对内蒙古乌梁素海进行研究,通过综合考虑科技、社会经济、人口与氮磷排放的关系,提出了一整套与流域水质目标相适应的氮磷分期调控策略^[5]。

1.3 方案实施 方案的实施既要体现对原设计的尊重,力求尽可能完整的执行,同时在细节上也可因地因时而异地进行微调,但总体上要使方案的不确定性限制在量化和可控的范畴。湖泊流域富营养化治理是极其复杂的,涉及所在流域的所有主要自然人文要素。因此,方案的实施中必须保证不同部门和利益群体的沟通顺畅,并充分尊重和照顾各方利益,调动相关单位与个体的积极性,从而减少可能遇到的各种阻力,保证方案的顺利实施。同时,方案的实施本身也是管理者对特定湖泊富营养化的相关问题增进理解,进而减少不确定性的过程。

方案的实施往往依赖于具体的技术手段。从工程技术方面看,仅以富营养化水质改善方面而言,相关成果可以归纳为减少入湖外源性营养负荷的技术、控制湖泊内源营养负荷技术、控制湖泊富营养化的湖泊生态修复技术和水体中藻类的治理技术。外源控制技术有废污水迁移、氧化塘技术、土地处理系统、生物除磷、前置库、限制合成洗涤剂含磷量、水栽生物过滤法等。内源控制技术主要指沉积物氧化、化学沉淀、底泥覆盖、引水冲刷、底泥疏浚、湖内下层水抽取、水位操作、生物技术等。湖泊生态修复技术主要包括大型高等水

生植物修复技术、食鱼性鱼调控技术等。水体中藻类的治理主要包括直接过滤除藻、气浮除藻、化学药剂除藻、养鱼除藻、机械收藻等^[4]。

1.4 监控结果 监控是适应性管理的关键环节。通过监控原设计方案管理者的行为和实施结果,能够及时掌握方案的效用和执行过程中存在的问题。有效的监控依赖于强大的信息采集体系,智能化、信息化、网络化是今后富营养化管理监控系统数据库建成和动态更新的趋势。这里,首先要确定合适的主体来客观地监控管理者和利益相关者的行为。因此,这个主体建议主要由相关领域的科学家、基层民意代表组成,同时吸纳少数的政府相关部门官员,保证方案监控过程的透明性。尽可能保证方案不被歪曲,在评估阶段性成果时由于其相对独立性而能够保证客观性。

适应性管理在很大程度上有赖于一个高效准确的监测系统,通过收集重要的基础信息(自然、社会),可以评价富营养化控制方案的实施效果。监测项目应具有一定的灵活性。技术上,建立高科技网络化环境监测系统是一个趋势。一系列新的技术正在投入到相关领域的应用。如基于中科院知识创新工程重大项目“湖泊富营养化过程监测与水华灾害预警技术与系统集成”,蓝藻水华微波遥感监测技术、水体蓝藻及其污染物原位在线监测技术和设备、三层无线传感网络架构等一系列先进技术和产品得到发展和使用(http://www.bre.cas.cn/gzdt/201110/t2011102_13379936.html)。

1.5 结果评估 根据监控结果和其他反馈,对所采用的方案进行评估。这一阶段尤其需要强调科学研究的重要作用,应通过邀请多学科的专家学者,基于严格的数据分析和科学理论支撑,对所设计的方案进行全面准确的评估,分析其利弊、成因,从而有助于确保对湖泊富营养化治理结果评估的科学性。结果的评估有必要通过召集相关利益方共同参与听证和研讨,对适应性管理具有重要意义。对跨行政区的湖泊而言,利益相关方的主体可以为不同行政区。对处同一行政区的湖泊而言,利益相关方的主体则可能为不同的企事业单位或居民群体。通过客观公开的结果评估程序,实现最大程度协调各方利益,形成治理的合力。

1.6 调整方案 适应性管理方案与传统思路最大的区别在于其可调整性。在试验设计之初,通常会对试验的整体执行效力和结果形成判断。试验执行和结束后,根据一系列监控和评估结果,再重新调整确定新的湖泊富营养化管理目标、湖泊营养物削减的管理政策和具体管理手段,使适应性管理取得阶段性优化成果。这也是学习的成果,学习贯穿适应性管理的全过程。适应性管理强调学习的重要性,传统的管理则重视维持现状方案。而且,适应性管理的学习,不是简单地在经验和失败中总结,而是依据管理试验预先建立的监控指标和方法,持续而系统地监控和评估管理措施和环境的反应,动态地从管理实践中学习。调整之前设计的方案既是过去一轮动态学习的结果,也是新一轮动态学习的开始。

2 结论及讨论

适应性管理战略探究把自然系统和社会系统结合在一

起并使双方受益的途径,它的提出最初是为了克服静态环境评价和管理的局限性。适应性管理方法示意图如图2^[6-7]。总的来看,湖泊适应性管理具有以下一些特征。

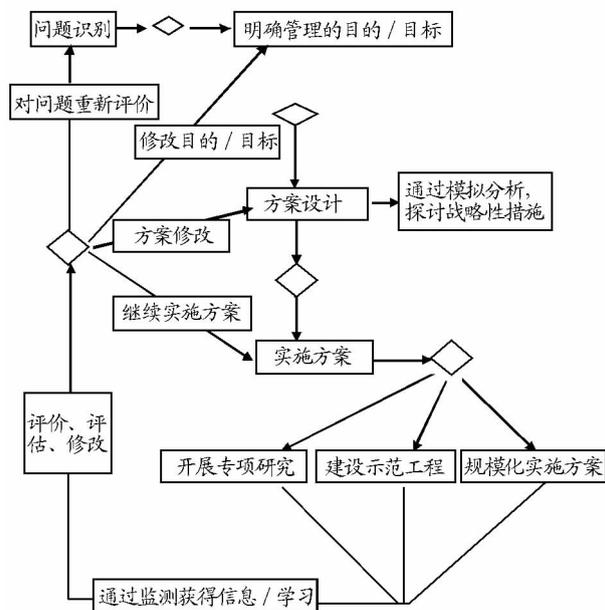


图2 适应性管理方法示意图^[6-7]

(1) 承认并寻求利用湖泊流域系统的不确定性。在科学认知方面:认为人类对湖泊流域系统的理解是不完全的;在管理实践方面:认为管理行为的生物物理响应具有很高的不确定性。这是认识论的重要突破。

(2) 促进多学科合作及公众参与。在适应性管理中,水利工程师、水文学家、生态学家、生物学家和社会学家可在各类问题上通力合作,代表各利益群体的广泛的公众参与则可使各方利益得到保证和协调,从而减小方案执行的阻力。

(3) 方案设计手段丰富而科学。在承认系统不确定性下建立多种模拟模型更能逼近湖泊生态系统的本质特性,增进对湖泊的认知,同时还能有效减少管理成本。

(4) 信息反馈准确、及时、灵活。基于湖泊流域生态系统监测的数据保证了信息的准确性,对于动态的适应性管理具有重要意义,能够及时指导理决策及方案设计,处理新型污染等突发事件具有良好的弹性。

当然,任何一种管理模式都不可能完美,适应性管理方案也存在自身的缺陷,如方案决策时间长,效率低;沟通协调成本高;资源较为分散等。然而,总的来说,适应性管理模式对湖泊富营养化控制具有重要价值,而目前国内在这一方面的研究尚未见报道。为提高湖泊流域管理水平,有效控制富营养化问题,未来值得有关学者在这一领域进行深入研究。

参考文献

- [1] 王晓蓉. 环境化学[M]. 南京: 南京大学出版社,1993: 238.
- [2] 梁婕,曾光明,郭生练,等. 湖泊富营养化模型的研究进展[J]. 环境污染治理技术与设备,2006(7):24-30.
- [3] 毛国柱,刘永,郭怀成,等. 湖泊富营养化控制技术综合集成方法框架[J]. 环境工程,2006(24):65-67.

2.3 产气潜力分析 结合图2、3对熊猫粪和竹子叶厌氧发酵的产气潜力进行统计分析。由表3可知,竹子叶厌氧发酵的TS产气率、VS产气率及新鲜原料产气率均高于熊猫粪。与一些动物粪便相比较,熊猫粪产沼气潜力较差(表4),而竹子叶产沼气潜力优于部分植物性原料(表5)。

表3 熊猫粪和竹子叶厌氧发酵的产气潜力

原料	总产气量	TS产气率	VS产气率	新鲜原料
	ml	ml/g TS	ml/g VS	产气率//ml/g
熊猫粪	1 001	121	123	50
竹子叶	1 247	168	197	83

表4 不同动物粪便发酵原料的产气潜力

动物粪便	发酵时间//d	TS产气潜力 ml/g TS	TS产气潜力 倍数(熊猫粪:其他发酵原料)	文献
熊猫粪	40(30℃)	120	1.00	该研究
A组熊粪	54(30℃)	557	0.22	[5]
B组熊粪	33(30℃)	491	0.25	[5]
野猪粪	80(35℃)	170	0.71	[6]
牛粪	39(常温)	300	0.40	[7]
斑马粪	66(30℃)	360	0.33	[8]
大象粪	41(30℃)	265	0.45	[9]
羊粪	113(30℃)	214	0.56	[10]
宠物狗粪	31(常温)	164	0.73	[11]
象粪和虎粪(3:5)	45(30℃)	206	0.58	[12]

表5 不同植物性发酵原料的产气潜力

植物性原料	发酵时间 (30℃)//d	TS产气潜力 ml/g TS	TS产气潜力 倍数(竹子叶:其他发酵原料)	文献
竹子叶	92	168.00	1.00	该研究
法国梧桐叶	76	69.17	2.43	[13]
紫叶李叶	50	67.05	2.51	[13]
三角枫	56	53.69	3.13	[13]
早熟禾	75	456.09	0.37	[14]
聚合草	45	240.20	0.70	[14]
白三叶	31	105.60	1.59	[14]
玉米秆	89	204.88	0.82	[15]
稻秆	89	163.65	1.03	[4]
葵盘	70	137.90	1.22	[16]
豆秆	70	268.51	0.63	[16]
麦秆	70	207.47	0.81	[16]
康乃馨秸秆	32	266.00	0.63	[17]

3 结论与讨论

(1)分别以熊猫粪和竹子叶为发酵原料,在30℃进行批量式厌氧发酵试验,熊猫粪发酵时间为40d,产气启动较快,主要产气阶段集中在前21d;竹子叶发酵时间为92d,发酵

时间较长,主要产气阶段集中在前56d。

(2)在整个发酵过程中,熊猫粪发酵共产气1 001 ml,其中TS利用率为3.87%,VS利用率为7.89%,经过计算熊猫粪的原料产气率为50 ml/g,TS产气率为123 ml/g TS,VS产气率为123 ml/g VS;竹子叶发酵共产气1 247 ml,其中TS利用率为27.34%,VS利用率为14.61%,经过计算竹子叶的原料产气率为83 ml/g,TS产气率为168 ml/g TS,VS产气率为197 ml/g VS。

(3)试验结果表明,熊猫粪和竹子叶均可作为沼气发酵原料,产气效果一般,竹子叶的产气潜力和降解效果明显好于熊猫粪,但熊猫粪的发酵时间仅为竹子叶发酵时间的2/5,表明经过大熊猫消化后的熊猫粪更易于发酵,这可能与其所含的大量消化纤维素的微生物有关,但具体原因不明,需通过分子生态学的手段进行验证。

参考文献

- [1] 李洪玉,孙静芸,戴诗文. 竹叶化学成分研究[J]. 中药材,2003,26(8):562.
- [2] 陈秀英. 竹叶中主要营养成分的比较研究[J]. 山西食品工业,2003,4(12):70-74.
- [3] 鲍楠,刘成君,张和民,等. 大熊猫肠道微生物的研究进展[J]. 畜牧与兽医,2005,37(4):57-59.
- [4] 张无敌,宋洪川,尹芳,等. 沼气发酵与综合利用[M]. 昆明:云南科技出版社,2004.
- [5] 李秋敏,张无敌,尹芳,等. 两种接种物对熊粪厌氧消化产沼气的效果的影响[J]. 安徽农业科学,2012,40(33):16318-16319,16332.
- [6] 张成,马煜,张无敌,等. 野猪粪发酵产沼气的产气潜力研究[J]. 云南师范大学学报:自然科学版,2011,31(S2):70-74.
- [7] 罗艳丽,郑春霞,贾宏涛,等. 牛粪常温厌氧发酵特性的实验研究[J]. 新疆农业科学,2010,47(5):976-979.
- [8] 周晓庆,马煜,张无敌,等. 斑马粪的沼气潜力研究[J]. 云南师范大学学报:自然科学版,2011,31(6):33-36.
- [9] 杨斌,马煜,张无敌,等. 象粪中温发酵产沼气的实验研究[J]. 云南师范大学学报:自然科学版,2011,31(S2):85-89.
- [10] 路娟娟,张无敌,刘士清,等. 羊粪沼气发酵产气潜力的试验研究[J]. 可再生能源,2006(5):29-31.
- [11] 雷宇,马煜,刘士清,等. 宠物狗粪厌氧发酵试验研究[J]. 云南师范大学学报:自然科学版,2011,31(S2):102-106.
- [12] 杨斌,马煜,张无敌,等. 虎粪和象粪联合发酵产沼气的实验研究[J]. 云南师范大学学报:自然科学版,2011,31(6):28-32.
- [13] 张翠丽,杨改河,卜东升,等. 温度对秸秆厌氧消化产气量及发酵周期影响的研究[J]. 农业环境科学学报,2008,27(5):2069-2074.
- [14] 楚莉莉,杨改河,张翠丽,等. 不同温度条件下农作物秸秆产气效率研究[J]. 干旱地区农业研究,2008,26(2):191-193.
- [15] 冯茵菲,丘陵,王晓曼,等. 葵盘、麦秆和豆秆中温厌氧发酵产气潜力及特性[J]. 西北农业学报,2009,18(3):361-364.
- [16] 江蕴华,余晓华. 利用火焰颜色判断沼气中甲烷含量[J]. 中国沼气,1983(3):28.
- [17] 杨红,马煜,张无敌,等. 康乃馨秸秆发酵产沼气的产气潜力的试验研究[J]. 云南师范大学学报,2011,31(S1):81-84.
- [18] 李裕荣,刘永霞,赵泽英,等. 畜禽粪便厌氧发酵的产气特点及其发酵物养分的变化动态[J]. 西南农业学报,2012(6):2305-2310.
- [19] 刘战广,朱洪光,王彪,等. 粪草比对干式厌氧发酵产气效果的影响[J]. 农业工程学报,2009(4):196-200.
- [20] 孙东亚,董哲仁,赵进雾. 河流生态恢复的适应性管理方法[J]. 水利水电技术,2007,38(2):57-59.
- [21] 李燕子,赵运林,董萌. 湖泊湿地富营养化模型的研究进展[J]. 安徽农业科学,2011,39(1):395-396,399.
- [22] 刘俊,张清东,马莹莹,等. 金鱼藻对富营养化水体营养源的净化作用[J]. 西南农业学报,2012(1):257-260.

(上接第4993页)

- [4] 赵永宏,邓祥征,战金艳,等. 我国湖泊富营养化防治与控制策略研究进展[J]. 环境科学与技术,2010,33(3):92-98.
- [5] 邓祥征,吴锋,林英志. 基于动态环境CGE模型的乌梁素海流域氮磷分期调控策略[J]. 地理研究,2011,24(1):110-117.
- [6] JESSIE LEVINEL. Adaptive management in river restoration: theory vs practice in Western North America[R]. 2004.