富营养化湖泊水生植物群落恢复重建的理论与方法

李 伟

(中国科学院武汉植物园水生植物生物学实验室,湖北 武汉 430074)

摘要:以恢复生态学的基本理论与方法为指导,结合我国湖泊富营养化治理面临的问题,对水生植物群落恢复重建所涉及的理论与技术问题进行总结。在理论方面,介绍了稳态转换理论以及恢复生态学中的次生演替理论、自设计理论和入侵理论在水生植被恢复中的应用;在技术方法方面,全面介绍了水生植被恢复工作中需要考虑的各个方面;最后分析了水生植物的选择、栽培以及恢复群落的维护与管理问题。

关键词:水生植物;恢复生态学;富营养化

中图分类号:X171.4 **文献标志码**:A **文章编号**:1674-3075(2008)01-0008-06

水生植被的恢复重建已经成为我国湖泊富营养化治理的关键。近年来开展的水体治理研究与工程中,水生植被的恢复均是重要内容。在我国,湖泊水生植被退化的主要原因是各种人为干扰所加剧和加速的富营养化。与世界其他地区的湖泊富营养化相比,我国湖泊的富营养化有其自身的特点(金相灿等,1990),这决定了我国湖泊富营养化的治理所采取的理论与技术存在着极为显著的地区特色,不能完全照搬国外的理论与技术。本文以恢复生态学的基本理论与方法为指导,结合我国湖泊富营养化治理面临的问题,参照湿地恢复的理论和技术,对水生植物群落恢复重建所涉及的理论与技术问题进行探讨。

1 水生植物群落恢复重建的理论

目前,一个受到广泛关注的描述浅水湖泊优势生产者转换的理论是稳态转换理论(Scheffer M et al,1993)。该理论认为:浅水富营养湖泊或处于以大型水生植物(通常是根着水生植物,有时也可能是大型固着藻类)为主要初级生产者的清水状态,或处于以浮游植物为主要初级生产者的浑浊状态。2种状态各具有缓冲机制来保持稳定,抵抗外部条件的变化。

浅水湖泊具有的这种特性对其管理具有重要意义:在一定的营养浓度范围内,可以通过工程措施,促使湖泊的初级生产者转化为以大型水生植物为主的状态。湖泊稳态转换理论为湖泊富营养化治理提供了可能性,从这个理论来看,对浅水富营养化湖泊而言,水生植被的恢复重建是其治理的关键。

指导湿地恢复的理论主要有次生演替理论、自我设计理论和入侵理论(周进等,2001)。次生演替理论是一个指导恢复生态学的核心理论,该理论认为,只要将受损生态系统的生境条件(对湿地而言最重要的是水位)恢复至受损前的状态,该系统的植被(乃至整个生物群落)便可以循序地按照一定演替轨迹自动向前发展,直至恢复至受损前水平。人工干预的目的:一是要确保生境条件的恢复,二是要加速这一自然过程。

自我设计理论是从恢复生态学中产生的理论(Van der Valk A G,1999)。该理论认为,只要有足够的时间,随着时间的推移,退化生态系统将根据环境条件合理地组织自我并最终改变其组分。在此基础上发展的人为设计理论认为,通过工程方法和植物重建可直接恢复退化生态系统,但恢复的类型可能是多样的。

入侵理论主要讨论外来种或非湿地种对湿地植被的影响,目标种(desired plant)、非目标种(undesired plant)以及外来种在受损湿地中的定居和扩散等都可用该理论描述。

在水生植物的恢复实践中,并没有严格按照某一种理论进行水体生态恢复,更多的是将几种理论混合使用。例如,在湖泊综合治理时所采取的截断污染源、底泥疏浚、整治周边环境等可以看作是恢复水体的生境条件;而选择对污染耐受性强的植物作为先锋物种即是演替方面的考虑;当植物恢复成功后,水生植物群落的扩展一方面可以看作是演替过程的继续,另一方面也可以认为是自我组织过程的

收稿日期:2008-09-11

基金项目:国家973项目(2002CB412309)。

作者简介:李伟,1967年生,男,研究员,主要研究方向为水生植物生物学与湿地生态学。E-mail:liwei@rose.whiob.ac.cn

加强;当在植物恢复过程中使用了外来种类时,考虑它们对生态系统的影响又使用了入侵理论。

2　水生植物群落恢复与重建技术

水生植被恢复重建是水体综合治理工程的一部分。在此参照湿地恢复重建技术(安树青,2003),对水生植物群落恢复重建所涉及的 5 个主要技术部分加以介绍。

2.1　目标拟定

水生植物群落的恢复目标首先要服从于湖泊生态恢复的总体目标。目前在生态恢复的目标方面存在争论,即到何种程度才算恢复成功。就湖泊而言,恢复水生植物群落的目的是通过改变湖泊的主要初级生产者将湖泊生态系统恢复到一个比较健康的状态,以便改善水质状况、恢复水体的多种使用功能。

2.2　地点选择与背景调查

考虑到被治理水体理化性质在空间上分布的异质性,我们建议水体治理首先在环境条件最优的区域开展。区域选择包括 2 个层次:第 1 个层次是恢复区域的选择,主要取决于该区域的价值、受损程度及群落恢复重建的可行性等;第 2 个层次是生境选择,主要取决于所选用的水生植物种类的生物学特征。

2.3　恢复与重建工程设计

水生植被恢复重建所需要的技术是在水生植物生物学和生态学理论指导基础上的生态技术。因此对水生植物学、生态学和工程学的了解和掌握程度,是工程设计成功与否的关键,而工程设计是水生植物恢复与重建工程能否取得预期目标的基础。

2.4　群落改造与建立

尽管普遍认为水生植物是广域和隐域分布的,但是在植被恢复工程的具体实施工程中仍然需要遵循因地制宜的原则。关于种类选择和栽培方式的内容将在后文介绍,这里主要提出种子库在水生植被恢复工作中的重要性,在目前实际恢复工作中其作用几乎完全被忽视。

种子库是一个含义广泛的通称词,指的是土壤中具有繁殖能力的器官所组成的潜在植物种群,包括营养繁殖体(地下茎等)、种子、苔藓片段、孢子等(Brock M A& Britton D L1995)。受损湿地上层土壤中的种子库对植被恢复的作用正日益受到重视(Van der Valk A G & Davis C B,1979;Van der Valk A G & Pederson R L,1989;Van der Valk A G & Erhoeven J T A,1988;McDonald A W et al,1996)。从现有的工作看,在我国湖泊水生植被恢复的实践中,尚未对种子库的作用进行过研究,一方面是由于我国湿地种子库方面的研究近年来刚刚起步(李伟等,2002),对种子库在湖泊生态系统尤其是浅水湖泊生态系统中的作用认识不足,种子库的作用尚停留在理论探讨阶段(刘贵华等,2007);另一方面在许多生态退化历史较长的湖泊中,种子库也许已经消耗殆尽,对水生植被的恢复不能起重要作用。尽管如此,在进行湖泊生态恢复前,尤其是在进行水生植被恢复工作前,首先应当开展湖泊种子库状况的调查,这些资料可能对恢复策略、恢复过程以及恢复成效有重要意义。

2.5　工程评价与改进

沉水植物群落恢复能否成功受多种因子的影响,其中干扰持续的时间、湖泊生态系统被破坏的程度及生境恢复的方式等是主要因子(Heikkila H & Linholm T,1995)。就水生植物而言,恢复成功与否我们认为可以参照以下 2 个标准:恢复种群能够完成正常的生活史,并能产生繁殖体和可以繁殖的后代;种群能够持续增长,至少能够维持种群的生存。

以上这些方法在实际应用中能否发挥应有的作用与水体治理工程中所采取的其他方法紧密相关。水体富营养化对水生植物的影响主要表现在对其光合作用和营养生理的影响上,水体治理工程中所采取的技术方法如果能够增强水生植物的光合作用能力和抵御营养胁迫的能力,那么对水生植被的恢复重建将起到促进作用。由于不同的技术方法所解决的主要问题各有侧重,就需要在总体上对水体治理工程所需技术进行综合,以达到恢复水域生态系统健康的目的。以底泥疏浚为例,这是一种降低内源营养负荷的有效方法,但是如果没有其他措施促进水生植被的恢复,疏浚所带来的水体质量改善效果难以长期维持。对水生植被恢复来说,底泥疏浚降低了营养胁迫对水生植物的影响,但同时由于对底泥的扰动以及对水生植物种子库的破坏,又对水生植物的恢复带来了新的问题。其他一些技术同样对水生植被恢复具有利弊 2 方面的影响,这就需要对这些技术的生态影响进行综合评价。

在实际的水体治理实践中,如何最有效地实现水生植被的恢复受到各种条件的限制。湖泊生态治理是一个长期的工作,如果要在较短的时期内产生效果,必须将各种措施综合实施。以我国目前的水体治理工程来看,需要将水华的控制与水生植被的恢复结合起来,但是所用方法可能在最终结果上存

在矛盾。为了将各种措施的优势综合发挥出来,建议利用分室法,将被治理水体分割成不同的部分,在不同的部分利用不同的方法进行治理。

3 水生植物的选择标准

虽然原则上看,用于水生植被恢复的材料是由恢复的目的决定,但是实际上更多考虑的是以下标准:是否有充足稳定的种源,或是否具有丰富的易于收集和生产的繁殖体;在满足了这2个条件后再考虑植物对富营养化的耐受性,这对水生植被恢复重建的核心植被——沉水植被来说更是如此。从以上标准看,能够大规模应用的水生植物种类是很有限的,它们多为当地群落的优势种。需要指出的是,不同来源的同种植物在植被恢复过程中的表现不尽相同,如在湿地恢复工作中所选用的芦苇(Gensior A et al,1998;Koppitz H et al,1998)。这种现象在水生植被恢复中同样存在,这是由于不同来源的同种植物具有不同的遗传背景和适应历史。

在种类选择方面所需要考虑的另一个问题就是外来种问题。外来种已经成为生态安全所必须关注的热点问题,这方面的工作在陆生植物种开展的较多,对水生植物外来种的研究在我国除凤眼莲外非常少。据调查,我国许多地区已经出现了大量的水生植物外来种,其造成的生态后果基本上没有任何信息。在某种程度上,这些外来种有可能是我国水域生态系统安全的重大隐患。当前在沉水植被恢复工作中应用地最为广泛的外来种是伊乐藻,尽管近10~20年来尚未发现其重大的生态安全问题,但是也没有关于其生态效应的详细研究。对这些外来种在我国水域环境下的生态效应研究必须加强,同时需要考虑控制预案。

4 沉水植物的栽培

目前在水生植物恢复实践中主要采用的栽培方法分为以下2种。

4.1 播种法

此法成本较低,易于大面积作业,但失败的风险较大。由于沉水植物一般以无性繁殖为主要繁殖手段,因此能够采用这种方法的种类受到很大限制(当然有些能够产生大量特化营养繁殖体的植物也可以采用这种方法)。目前应用这种方法最为广泛的植物是苦草属(*Vallisneria*)的植物,其次还有水鳖科和眼子菜科的一些种类。

利用播种法受到2方面的限制。首先,需要有比较稳定和有一定规模的相应的种群以保证种子的供应。然后,由于对水生植物的繁殖与萌发生态学的研究尚不深入,尤其是主要分布在东亚地区的种类,采用种子进行恢复的工作无法得到有效开展。

4.2 营养体移植法

水生植物主要以无性繁殖方式进行繁殖,利用营养体移植是成功率较高的方法,这些方法在湿地恢复工作中已经得到了广泛应用(Gensior A et al,1998;Koppitz H et al,1998;Richards J R A et al,1995;Quinty F & Rochefort L,1997;Yetka L A & Galatouitsch S M,1999)。但此法费工费时,成本较高。定植密度是这种方法需要考虑的最重要参数。在种源有限的情况下,斑块状定植的效果较好。营养体移植法是目前水生植被恢复工作应用最为广泛的方法,一般采用随机和规则的方式种植。不过由于这种方法对植物种源的需求量巨大,如果仅仅依靠自然水体中植物的来源,有可能对这些水体带来巨大的破坏。因此采用这种方法,首先必须考虑种苗问题,需要建立稳定的种苗基地。

另外在湿地恢复工程中得到一定应用的草皮移植法,在水生植物恢复工程中难以应用,因为大量的种植均是水下作业。

目前在湖泊水生植物恢复的实际工作中,无论是采用播种法还是采用营养体移植法,均存在着植物成活率不高的问题。尤其是在富营养化程度较高的湖泊,由于风浪、透明度、基质强还原性的影响,直接栽种的沉水植物或者无法适应水体环境而死亡,或者无法在下一个生长季节继续存活。

5 恢复群落的维护与管理

水生植物的成功定植只是水生植被恢复的第1步,如何保证这些定植成功的水生植被能够形成一个自我维持与发展的种群直至成为湖泊生态系统的主要初级生产者是湖泊生态恢复取得成功的关键,在这一时期的工作重点是加强沉水植物群落的维护与管理。与水生植物的定植成功相比,这一工作更具综合性与整体性,不仅需要考虑植物生长与发展所需要的条件,还要考虑整个水体生态恢复所要达到的可持续性要求。可以把这一过程分为以下2个阶段。

5.1 水生植物恢复初期

这一时期的特点是所种植的水生植物基本成活,但是能否在整个水体工程形成的水体环境条件下完成植物的种群更新尚存在疑问。

在富营养浅水湖泊中,有很多因素会触发湖泊稳态的转换。在水生植物恢复初期,由于整个水体初级生产者仍然以藻类为主,加之整个水体环境尚未完全达到稳态转换的要求,例如水体营养仍然保持在较高的水平,定植成功的水生植物极易在这一时期无法长期发展。在我国的不少水体治理工程中,所种植水生植物往往不能在翌年继续存活即是这个原因。因此在这一时期最关键的工作是保证定植植物的成活与发展,以使得水生植物尽可能在短时期内建立优势。在这一时期,需要继续加强对水体环境条件的控制。根据我国湖泊生态环境的实际情况,点源和面源污染的控制在这一时期需要置于更为主要的层次。对水生植物而言,在资金和条件允许的情况下,扩大水生植物的种植面积是必要的。另外需要在一些水生植物的关键生活史时期,例如幼苗萌发期、开花结实期等加强对环境条件的控制,对那些具有明显生长周期的植物,在其衰亡时期更应该注意这一点,防止因为环境条件的波动造成水生植物无法进行健康的更新。另一个方法是采取前述的分室法,在不同的恢复区域根据植物生活史周期的不同选取不同的植物,保证在各个季节均存在水生植物的优势。

5.2　水生植物恢复的发展与稳定期

当水生植物在各种管理措施之下能够完成正常的生活史,并随着水体治理与管理措施的不断进行能够逐年扩大生长范围时,水生植物群落的恢复工作即进入了发展与稳定期。在这一时期除了要注意防止湖泊稳态转换过程的逆转外,主要精力应该逐步转到以下几个问题上。

5.2.1　*植物种间关系的调控*　在水生植被恢复初期,主要目的是植物的成活,种类选用标准主要是植物对富营养胁迫的耐受性以及种源规模,而对其生态功能与后续利用的关心较少。因此一般来看,用于水体植物恢复的种类比较单一,这种植物多样性比较单调的生态系统的稳定性也比较低,当某种原因导致已经恢复成功的水生植物无法更新时,整个水体将快速回到藻类占优势的状态。因此在植物逐步发展与稳定的工程中,一方面要注意水生植物的种类多样性问题,另一方面也要逐步开展水生植物种类的优化工作。植物种类的多样性问题建议同样采用分室法加以解决:当水体主要初级生产者实现由藻类到水生植物的转换后,在某些分室有计划控制已经稳定的水生植物,引入其他水生植物,或在具有明显季节生长状态的分室引入其他水生植物,逐步实现水生植物的种类多样化。当水生植物的多样化达到一定程度后,取消分室间的隔离,引导不同的水生植物展开竞争,以实现最后的稳定。对植物种类的优化问题主要考虑的是植物的后续利用以及外来种问题,在这方面可以同样采取分室方法。

5.2.2　*水生植物发展规模的控制*　从演替的角度看,浅水湖泊是一个暂时性的生态系统,随着时间的推移,沉水植被将不可避免地向挺水及湿地植被演替。以我国长江中下游地区的浅水湖泊群为例,它们多是长江及其支流的附属水体,在自然条件下,往往随着江河泛滥冲积而成,又由于植被的演替和泥沙淤积而消失。这些湖泊从全新世形成以来,历经沼泽化过程,有的甚至经历湖泊 - 沼泽 - 湖泊 - 沼泽的变迁。湖北的洪湖即是一个实例(蔡述明等,1991)。

在现今,由于湖泊的产生过程几乎完全被抑止,而湖泊的消失则由于各种自然的或人为的影响继续发展。对所治理的湖泊,当初级生产者转换到以水生植物为主要初级生产力的稳态时,也就重新启动了湖泊的自然演替过程。由于湖泊营养浓度的提高,这一过程可能比自然情况下的演替过程要加快。即水生植物大量发展,但是水生植物的自然利用率远较天然状况下低。大量发展的水生植物是造成湖泊沼泽化的主要因素。因此如果要保持湖泊的可持续性发展,在实现湖泊的稳态转换后,必须控制水生植物的发展规模,并制定水生植物的利用规则,保持水体生产力生产与利用的平衡。从这个角度看,实现水体生态系统的可持续发展是以人为控制湖泊的生产力为基础的,即具有这样特征的水体生态系统从本质上看是一个人为控制的生态系统。

最后强调一下湖泊水位管理的问题。自然状态下,我国江河流域的湖泊在秋冬季节均经历一个枯水时期,但是由于各种水利设施的兴建,湖泊与江河的联系被极大的削弱。实际上在秋冬季节降低湖泊水位将会产生以下有利于湖泊生态恢复的结果:提高底泥的温度,促进微生物活动,加快底泥物质的分解;改善基质或水底的光照条件,为植物的定居和萌发创造条件;增加水底的紫外线强度,促进底泥物质的分解;水位的降低也将有利于水底的气体交换过程。同时,降低水位将出现大面积的湖岸滩地,为植物的发展提供了可能性。同时在湖泊治理过程中,如果能够根据需要调整水位将对水生植物的定植与发展带来积极影响。若条件许可,强烈建议用人工方法恢复湖泊的水位波动。

参考文献:

安树青.2003.湿地生态工程[M].北京:化学工业出版社.

蔡述明,易朝路,张晓阳.1991.洪湖沼泽化与成土过程及其开发利用方向[M]//中国科学院水生生物研究所洪湖课题研究组.洪湖水体生物生产力综合开发及湖泊生态环境优化研究.北京:海洋出版社.

金相灿,等.1990.中国湖泊富营养化[M].北京:中国环境科学出版社.

李伟,刘贵华,周进,等.2002.淡水湿地种子库研究综述[J].生态学报,22(3):395-402.

刘贵华,肖葳,陈漱飞,等.2007.土壤种子库在长江中下游湿地恢复与生物多样性保护中的作用[J].自然科学进展,17(6):741-747.

周进,HisakoTachibana,李伟,等.2001.受损湿地植被的恢复与重建研究进展[J].植物生态学报,25(5):561~572.

Brock M A, Britton D L. 1995. The role of seed banks in the revegetation of Australian temporary wetlands [M]// Wheeler B D, Shaw S C, Fojt W J, et al. Restoration of temperate wetlands. Chichester: John Wiley & Sons, 183-188.

Gensior A, Zeitz J, Dietrich O, et al. 1998. Fen restoration and reed cultivation: first results of an interdisciplinary project in Northeastern Germany—biotic aspects [M]//Malterer T J, Johnson K W, Stewart J. Peatland restoration and reclamation. Duluth: International Peat Society.

Heikkila H, Lindholm T. 1995. The effects of mire drainage and the initial phases of mire restoration on the vegetation in the Seitseminen National Park, Western Finland [J]. Gunneria, 70:221-236.

Koppitz H, Kuhl H, Timmermann T, et al. 1998. Fen restoration and reed cultivation: first results of an interdisciplinary project in Northeastern Germany—biotic aspects [M]// Malterer T J, Johnson K W, Stewart J. Peatland restoration and reclamation. Duluth: International Peat Society.

McDonald A W, Bakker J P, Vegelin K. 1996. Seed bank classification and its importance for the restoration of species-rich flood meadows [J]. Journal of Vegatation Science, 7: 157-164.

Quinty F, Rochefort L. 1997. Plant reintroduction on a harvested peat bog[M]// Trettin C C, Jurgensen M F, Grigal D F, et al. Northern forested wetlands: ecology and management. Boca Raton: CRC Lewis Publishers.

Richards J R A, Wheeler B D, Willis A J. 1995. The growth and value of Eriophorum angustifolium Honck in relation to the revegetation of eroding blanket peat[M]//W heeler B D, Shaw S C, Fojt W J, et al. Restoration of temperate wetlands. Chichester: John Wiley & Sons.

Scheffer M, Hosper S H, Meijer M L, et al. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes [J]. Trends in Ecology and Evolution, 8: 275-279.

Van der Valk A G. 1999. Succession theory and wetland restoration[C]//Proceedings of INTECOL's international Wetlands Conference. Perth, Australia: INTECOL.

Van der Valk A G, Davis C B. 1979. A reconstruction of the recent vegetation history of a prairie marsh, Eagle Lake, Iowa from its seed bank [J]. Aquatic Botany, 6: 29-51.

Van der Valk A G, Pederson R L. 1989. Seed banks and the management and restoration of natural vegetation [M]// Leck M A, Parker V T, Simpson R L. Ecology of soil seed banks. New York: Academic Press Inc., 329-346.

Van der Valk A G, Erhoeven J T A. 1988. Potential role of seed banks and understorey vegetation in quaking fens from floating forests [J]. Vegetatio, 70: 3-13.

Yetka L A, Galatowitsch S M. 1999. Factors affecting revegetation of Carex lacustris and Carex stricta from rhizomes[J]. Restoration Ecology, 7: 162-171.

(责任编辑 杨春艳)

Theory and Methodology of Aquatic Plant Community Restoration in Eutrophicated Lakes

LI Wei

(Laboratory of Aquatic Plant Biology, Wuhan Botanical Garden, the Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430074, China)

Abstract: This paper summarized the theory and methodology of aquatic vegetation restoration in eutrophicated lakes based on the theory of restoration ecology and the problems concerned in the treatment of lake eutrophication in China. The theory of alternative stable states as well as the secondary succession theory, self - designed theory and invasive theory were described together with their possible meanings in aquatic vegetation restoration. As to the techniques, a detail description to all the aspects worthy considered in aquatic vegetation restoration was presented. Besides, the selection of aquatic macrophytes, planting methods and the maintenance and management of restored vegetation were analysed.

Key words: macrophyte; Restoration Ecology; eutrophication

欢迎订阅 2009 年度《水产科技情报》杂志

ISSN 1001 - 1994 CN 31 - 1250

●中文核心期刊 ●中国期刊方阵双效期刊

●上海市优秀科技期刊 ●上海市广告业先进单位

《水产科技情报》是由上海市水产研究所、上海市水产学会主办的水产技术类杂志,是中文核心期刊、中国期刊方阵双效期刊、上海市优秀科技期刊、上海市广告业先进单位。本刊坚持“以技术性为主,兼容学术性、普及性和动态、信息性”的办刊方针以及“立足上海、服务全国、面向市场,积极参与国际间渔业科技和信息交流”的办刊目标,注重学科的前瞻性,技术的先进性,动态信息的及时性,市场的导向性以及文字的可读性,把普及与提高结合起来,较好地适应了水产界多层次读者的需求,发行面遍及全国(包括港台地区),并涉足东南亚地区。主要栏目:综述、海水养殖、淡水养殖、水产饲料、病害防治、渔业环境、专题讲座(以特种水产养殖为主)、观赏鱼和水族生态、渔业简讯等。

本刊为双月刊,逢双月 20 号出版。国际标准大 16 开,48 页。读者可向当地邮局办理订阅手续,也可直接汇款至编辑部订阅。欢迎来电来函垂询。

本刊承接各类渔业商品广告,封页涂塑,彩版采用进口铜版纸印刷,并有彩色、双色、单色插页,设计独到,制作精良,收费合理,欢迎广大厂商惠顾。

邮发代号:4 - 204　每册定价:4.00 元

全年订费:24.00 元

编辑部地址:上海市佳木斯路 265 号

上海市水产研究所　邮编:200433

电话:021 - 65483215 - 631,65489796(直线)

传真:021 - 65508504　联系人:郭永进

E - mail:fishmaga@163.com, fishmaga@online.sh.cn

网址:http://www.shfishery.net