

沉水植物与环境关系评述

苏胜齐, 姚维志

(西南农业大学水产系, 重庆 400716)

摘要: 综述了沉水植物在水生态系统中的环境价值和渔业价值, 生物环境与非生物环境因子对沉水植物的影响, 以及受损水域中重建沉水植被的研究进展。

关键词: 沉水植物; 环境; 相互关系

中图分类号: X173 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-0267(2002)06-0570-04

A Brief Review on Mutual Relationship Between Submerged Macrophytes and Environment

SU Sheng-qi, YAO Wei-zhi

(Department of Aquaculture, Southwest Agricultural University, Chongqing 400716, China)

Abstract: Submerged vegetation is looked as forest submerged in water. It is very important for the structure and function of the aquatic ecosystem. At the same time, environment factors affect the living of submerged vegetation greatly. Submerged vegetation's functions are as follows: It supports the diversities of livings in water, influences the evolution of the water ecosystem, purifies the quality of water, supplies some food for hydrobiology directly and releases oxygen into water by photosynthesis. On the other hand, environmental factors (water temperature, light, nutrition, periphytic algae, aquaculture, harvest, and so on) have impacts on submerged macrophytes evidently. Up to now, some studies on the restoration of submerged macrophytes in eutrophic waters have been made and this will accelerate the development of ecologic restoration of aquatic ecosystem.

Keywords: Submerged macrophytes; environment; mutual relationship

在水域生态系统中,水生高等植物是水体保持良性运行的关键生态类群,其中沉水植物因其完全水生的特点,使得在水生植物各生活型中对环境胁迫的反应最为敏感^[2],因此,维持水生植被生态平衡的关键在于如何合理利用和保护沉水植被资源。水生植物的生长、生存、繁殖等与水体环境因素有着密切的关系,而水生植物的生存、生长等生命活动又影响水环境的各种环境条件,并使水环境向着一定规律不断地转变。

1 沉水植物在水体生态系统中的功能

1.1 沉水植物的环境价值

1.1.1 水体生物多样性赖以维持的基础

作为生物环境,沉水植物通过有效增加空间生态位,抑制生物性和非生物性悬浮物,改善水下光照和溶氧条件,为形成复杂的食物链提供了食物、场所和其他必需条件;也间接支持了肉食和碎食食物链,是水体生物多样性赖以维持的基础^[3]。沉水植物的衰败与消亡,将导致水体中与水草相克的浮游藻类

大量繁殖,使浮游动物、底栖动物乃至鱼类等水生动物群落结构趋于简单化、小型化,使得系统的生物多样性指数降低。

研究发现,水草丰富的东太湖的底栖硅藻、底栖动物种类与数量和价值高的经济鱼类种类与产量均较水草受破坏的西太湖多^[4]。在长荡湖,随着水草的衰败,大型鱼类资源严重衰竭,鱼类种群结构简单化、小型化;草食性、杂食性鱼类失去了饵料保证;草丛产卵型鱼类资源骤减,敞水产卵以浮游生物为食的梅鲚、银鱼的资源量逐渐上升^[5]。沉水植物表面还着生有大量藻类、原生动物和螺类等,一旦沉水植物消失,将使得水体生物群落结构发生改变,即食物链缩短,水体中的螺类、草食性鱼类和凶猛性鱼类等减少或消亡,滤食性鱼类增加^[6]。

1.1.2 对水体的净化功能

四种生态类型水生植物中,沉水植物具有较强的净化能力。为适应水中生长,沉水植物的茎、叶和表皮都与根一样具有吸收作用,且皮层细胞含有叶绿素,有进行光合作用的功能。这种结构对水体中营养盐类的吸收降解及对重金属元素的浓缩富集都有很强的作用^[4]。因此,沉水植物可以有效地吸收水中的营养物质,降解人工合成物质和有害物质等。正常情况下,沉水植物体内的氮含量为 $13 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, 磷含量为 $3 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 以上。以一个面积为 30 km^2 的中型湖泊为例,如果植物生物量平均为 $500 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \text{ DW}$, 那么正常固定的氮为 195 t, 磷为 45 t; 沉

收稿日期: 2001-11-23; 修订日期: 2002-05-17

基金项目: 重庆市“九五”攻关项目(1999847)资助

作者简介: 苏胜齐(1969—),男,四川仁寿人;讲师,硕士,主要从事水生生物学和水环境生态方向研究。

联系人: 姚维志

且,水生植物还具有过量吸收元素的能力^[2]。

水草通过与浮游藻类争夺营养、光照而有效抑制藻类的过量生长,从而提高水体透明度。利用水草对藻类的克制效应控制藻类恶性增长,提高水体的自净能力,已成为控制和治理湖泊富营养化的一种重要生物措施^[7]。

1.1.3 对生态系统过程的影响

沉水植物对水体物理环境的改变作用显著。当沉水植物生长繁茂时,往往使得水下的植株因光饥饿而枯萎死亡^[8];沉水植物区的垂直温差可达 $10\text{ }^{\circ}\text{C}\cdot\text{m}^{-1}$,而临近的无被区仅为 $0.2\text{ }^{\circ}\text{C}\cdot\text{m}^{-1}$;沉水植被能减缓风浪,有利于保持小颗粒底质的稳定性,增加碎屑的沉积量,提高水体的透明度^[2]。

沉水植物的生长代谢显著地影响着水环境的生物地球化学过程:(1)沉水植物较浮叶植物更能有效地提高水体的氧化程度。与相邻的裸地相比,草密区的日溶氧变幅是裸地的两倍多;根际氧化区的形成减少了底质磷通过形成铁-磷结合物的方式从底质流失到水层中。(2)沉水植物的代谢对无机碳和 pH 的影响特别强烈,光合作用通过合成有机物和形成碳酸盐沉积提取水中的无机碳。(3)沉水植物主要是通过根系吸收底质中的磷,然后分配到枝条,最后通过植物的活体释放或死亡腐烂释放到水体中。(4)植株腐烂的生态学后果是释放出溶解物质、消耗环境溶氧和抬高底质。

随着水体营养水平的提高,沉水植物首先发生演替,生产力和周转速度的莲座型植物为大叶冠层型代替,以后可能又被裂叶种取代,最后由于藻类竞争优势的扩大而走向消亡。沉水植物的消亡向湖盆提供了较多的沉积物,一旦浮叶植物和挺水植物开始克服水深限制在沿岸带形成群落,水体便会迅速开始沼泽化进程^[2]。

沉水植物的生长对其它生物群落也有一定的影响。沉水植物是附植生物的生活基质,为附生的牧食生物提供附植食物、避难所、接近空气-水层界面的生存环境、氨基酸和无氮条件;沉水植物的变化和消失会导致附植生物生境的减少。

1.2 沉水植物的渔业价值

1.2.1 为水生经济动物提供食物

大多数沉水植物都具有丰富的营养价值。我国已对黑藻、菹草等 10 多种沉水植物的营养成分进行了测定:粗蛋白为 13.53%—26.72%、粗脂肪为 2.21%—10.80%,灰分为 10.90%—24.99%,粗纤维为 15.60%—34.34%,无氮浸出物为 24.82%—48.18%;能量为 $12\ 503\text{—}17\ 078\text{ J}\cdot\text{g}^{-1[9-11]}$ 。东湖中每 25—90 kg 水草(湿重)能生产 0.5 kg 鱼,平均饵料系数为 120^[9]。东太湖伊乐藻对草食性鱼类的饵料系数为 70 左右,年产量相当于精饲料 2 000 t,折合产值 200 万元以上^[12]。调查发现,我国洪湖、太湖、东湖、东平湖和阳澄湖中水草的盛衰直接影响到鱼产量的丰歉^[4]。可见沉水植物是一种理想的高蛋白植物,完全满足草食性鱼类的营养需要,可作为鱼类的优良饲料。

沉水植物较陆生植物细嫩,适口性好,是池养草食性鱼类(草鱼、鳊鱼、鲢鱼等)和虾蟹类的首选饲料;将水草打成草浆或沤制成有机肥用来培养池塘浮游生物饲养滤食性鱼类(鲢、鳙

鱼)效果很好^[4]。我国生活在湖泊水库边的渔民已经习惯于捞草喂鱼、打草积肥。

1.2.2 为水生经济动物提供栖息和繁育场所

沉水植物丰富的水体栖息着许多小型鱼类、螺类和虾蟹。一方面水草是它们的索饵场所,因为水草和水草表面的周丛生物是它们喜食的食物;另一方面水草能为它们提供逃避敌害生物的避难所^[5]。此外,水草还是某些凶猛性鱼类的伏击场,如乌鳢在取食时就须埋伏在水草丛中伺机捕食。水草另一个重要的功能就是能为水生动物提供产卵、孵化和育幼场所,如湖泊中常见的鲤鱼、鲫鱼、黄颡鱼、乌鱼等均须以水草为产卵巢,而且鲤鱼、鲫鱼、黄颡鱼等水生动物产下的受精卵具粘性,粘附在水草上孵化能提高孵化率。大多数初孵幼体都以水草为附着载体,这有利于提高成活率。

1.2.3 为水体提供充足的溶解氧

充足的溶氧是鱼类等水生动物正常生长发育的重要条件。水中的溶氧主要来源有三:一是大气中氧气的溶解;二是浮游植物光合作用产生的氧气;三是水生植物光合作用释放的氧气。水生植物的 4 种生态类群中,挺水植物产生的氧气完全释放到空气中,对水体几乎不存在增氧作用;浮叶植物和飘浮植物产生的氧气仅有少部分溶于水;只有沉水植物光合作用产生的氧气完全释放于水中,对水体增氧的贡献率最大。有沉水植物生长的水体,其溶氧比缺少沉水植物而以浮游植物为主的水体的溶氧要高许多。

1.2.4 为水生经济动物提供良好的生活水质

一般养殖水体中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量较高,不利于鱼类等水生动物的生长。沉水植物的生长能吸收或降解水中营养物质、有毒物质和悬浮物质,并减少非生物性的氧耗,使水质清新,同时也使水中致病性厌氧菌无法滋生^[2,4]。

2 环境因子对沉水植物的影响

2.1 非生物环境对沉水植物的影响

水体光强是沉水植物生长的必需环境因子,弱光形成的光照不足在水体中最易发生。一般认为,水底光强不足入射光的 1% 时,沉水植物就不能定居^[2]。光照对水生高等植物繁殖体的萌发无显著影响,但对水生高等植物的存活率和生长有重要影响,藻型富营养湖泊较低的透明度是制约沉水植被恢复的关键因子^[13]。研究发现,梁子湖水草的种群数量受到水深(Z)及透明度(ZSD)的影响,Z/ZSD 达 5.26 时,绝大部分水草的生长受到威胁。为了保证沉水植物的正常生长所需的光照,应注意适时开闸放水,控制湖中维持适当的水位高度^[14]。

水温对沉水植物的影响较气温对陆生植物的影响要弱。不过,水温对植物季节生长的影响很显著,决定植物的萌发、生长量和最大生长,有时还决定开花和休眠期^[15]。研究认为菹草、大茨藻和苦草等 3 种沉水植物的种子萌发与种皮结构、水温以及萌发基质有关,水温对种子萌发有促进作用^[16]。

营养水平对沉水植物的影响明显。有的沉水植物喜肥水生活,有的沉水植物喜偏瘦水体。有研究认为,在贫营养水体或轻度富营养化水平下,N、P 的缺乏是水生植物的限制因子;而

在重富营养水体, 限制因子不再是 N、P, 而是矿物元素^[17]。另有观点认为, 具底质的水体, 沉水植物所需矿物元素可从底质中获取; 一般情况下, N、P 可完全满足植株生长需要; 与磷相比, 底质中的可利用氮量相对较少, 有时会成为限制因素^[2]。随着沉水植物光合作用强度增加, HCO_3^- 、 CO_3^{2-} 成为水中优势的碳酸离子种类, 而 H_2CO_3 在大部分水体中几乎消失, 因此沉水植物的生长都受到无机碳源的限制^[8]。

2.2 生物环境对沉水植物的影响

2.2.1 着生藻类对沉水植物的影响

着生藻类常与周丛动物、细菌及有机碎屑一同组成水草表面的覆盖物, 不仅是水体动物网的重要环节, 被水生动物利用, 而且对水草的生长、发育产生影响^[6]。着生藻类不仅大大削弱了到达植物表面的光照和营养物浓度, 其代谢产物还对水生植物的光合作用具有抑制作用^[18]。因此有观点认为, 导致富营养化湖泊水生植被衰亡的原因, 不是浮游藻类生物量的增加, 而是由于水生植被表面着生藻类生物量的增加^[19]。关于着生藻类对整个沉水植物生长影响的研究, 国内还只停留在沉水植物表面着生藻类群落结构和密度上面。研究发现淀山湖 5 种沉水植物上着生藻类群落密度总体上存在季节变化; 且不同的沉水植物上藻类着生密度存在差异; 着生藻类密度和生物量高的水草, 往往过早凋落^[20]。应该说, 目前着生藻类对沉水植物的影响研究还处于定性阶段。至于着生藻类怎样影响沉水植物生活、生长, 有多大影响的深入研究, 则有赖于科学实验方法的建立。

2.2.2 鱼类放养对沉水植物的影响

鱼类放养对沉水植物的生长和群落结构产生强烈的影响, 渔业强度较大时对植被产生直接牧食和间接的破坏效应, 其结果是导致植被的退化^[21]。草食性鱼类以水体中的水草为食物, 大量放养草食性鱼类加速了水体富营养进程中水生植被特别是沉水植被的衰退, 水生植物种类大量减少, 优势种从 K-选择型转变为 r-选择型, 使湖泊迅速由草型转为藻型^[22]。武汉东湖 1963 年水草极为丰富, 之后由于大量放养草鱼, 草鱼先是择食喜欢吃的苦草、菹草、黄丝草、小茨藻, 当喜吃水草匮乏时, 不喜吃的植物也被吃光, 甚至摄食昆虫及其幼虫, 到 1979 年时, 植物带已基本不存在了。内蒙古的岱海, 1954 年开始人工放流, 由于过量放流草鱼, 湖内丰富的水草资源在数年内被破坏殆尽, 草鱼甚至饥不择食, 迫食其它小鱼^[21]。可见, 富营养湖泊中鱼类群落结构的改变对湖泊生态系统的相对稳定具有决定性作用。

水草被吃光后, 水体的天然净化能力大大降低, 浮游植物大量繁殖, 透明度明显降低, 渔业生产转为主养滤食性鱼类(鲢、鳙)^[23]。我国大多数的中小型湖泊和水库, 都放养着各种经济鱼类, 以尽可能地利用水中的各类饵料生物资源。但是这种生产性养鱼活动势必对水体生态系统的结构和功能产生一定的影响。根据 Carpenter^[24]提出的“营养级联动假说”, 天然水域中鳙鱼对浮游动物的摄食, 减缓了浮游动物对浮游植物的摄食压力, 浮游植物生物量和初级生产力上升; 鲢鱼对大型浮游植物的大量摄食, 使得小型浮游藻类得以增值; 鲢、鳙鱼类加快

了水体磷的释放速率或循环速度。这样一来, 整个水体的透明度会越来越低, 水下光照越来越少, 沉水植被的恢复更加困难。如在我国东湖放养滤食性鱼类后, 大型浮游植物生物量下降, 小型浮游植物生物量上升, 在湖中心, 小于 30 μm 藻类细胞的叶绿素 a 量占总浮游植物叶绿素 a 量的 92%, 20 世纪 90 年代藻类的数量是 80 年代的 7 倍; 虽然鲢鳙密度持续增加使得东湖蓝藻“水华”消失, 但是“水华”消失后, 东湖富营养化程度并没有降低, 而是加速发展。因此, Smith^[25]认为鲢可以有效地控制浮游植物的生长, 其前提是为浮游动物提供庇护所, 使高密度的浮游动物与鲢共存。

2.3 收获对沉水植物的影响

收获水草削减水体内源性营养物质已成为大型植物响应型湖泊富营养化适度控制的核心问题, 是进行湖内治理的关键技术^[10]。但是, 收获水草与放养草食性鱼类对沉水植物所产生的后果有许多相似之处: 对植株都是机械性破坏行为; 都能导致顶枝丧失; 迅速造成植物生物量、资源储存量、光合作用组织、植物繁殖器官和生长点的损伤。在植物生物量处于低水平时, 收获造成的生理胁迫最为严重, 而在生长季节的后期影响最小。收获对冠层型植物光合作用的抑制效果很明显, 收获前后植株光合作用速率的下降要大于生物量下降的百分率。对在生长后期进行有性繁殖或无性繁殖的种进行收获可以影响其繁殖过程或带走大量的繁殖体。对顶枝的收获可造成永久性破坏^[2]。

3 受损水体沉水植被的生态恢复

3.1 用沉水植物修复水生生态系统的研究

人类对水草的认识经历了两个不同的阶段: 强调水草的促淤作用, 于是片面养鱼吃草、捞草喂鱼、打草积肥的认识阶段; 发现并重视水草对水生态系统结构的稳定作用与对水体的净化作用, 进而保护和恢复水草的阶段^[10, 23, 26]。

“八五”期间, 我国开始研究富营养化水体中沉水植物的恢复与重建技术。人们对草海中恢复沉水植物的技术和经济上的可行性进行了研究, 认为技术可行性的关键是消除影响沉水植物恢复的限制因子(透明度、光补偿点、光补偿水深), 只要透明度提高到 67—79 cm 以上沉水植物就能恢复; 经济上的可行性是基建投资、运行成本只相当于三级污水厂建设、运行成本的 1/10 和 1/50。并筛选出了篦齿眼子菜、菹草、马来眼子菜、菰草、金鱼藻、黑藻、苦草、伊乐藻和轮藻等沉水植物为选用物种^[27]。

采用人工围隔系统来研究重建沉水植被治理污染、修复水域生态系统的效果是目前水域生态恢复研究的热点和主要手段。南京地理与湖泊研究所在藻型富营养化的五里湖(太湖) 2 000 m^2 的围隔中先种植浮叶植物抑制藻类生长以增加透明度, 然后逐步种植伊乐藻(*Elodea nuttallii*)、菹草、黑藻、金鱼藻等沉水植物, 实现了由浮叶植物向沉水植物的过渡, 并有效治理了茭黄水^[12, 28]。宋碧玉等^[5]在东湖人工围隔中研究沉水植被恢复的生态效应, 发现围隔中的 TN 和 TP 分别比湖区降低 2 倍多和近 3 倍, 透明度提高近 2 倍, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 降低 10 倍、 $\text{NO}_2^- -$

N 降低 4 倍、NO₂ - N、PO₄ - P 各降低 2 倍；沉水植被恢复以后，水体透明度提高，溶解氧增加，浮游植物叶绿素 a 含量明显降低，原生动物的多样性也显著增加。

近两年，人们对用网箱种草研究沉水植物恢复与重建的可能性和效果进行了尝试。通过将金鱼藻、黑藻和竹叶眼子菜悬浮养殖于网箱内，置于废水塘中，结果证明水草生长正常，对静水和流速 ≤ 10 m · min⁻¹ 的水增氧作用显著，静水中 TN、TP、COD_{Mn}、NH₄ - N 削减明显^[26]。借助网箱的沉子、浮子，沉水植物可在光补偿深度垂直空间内上下移动，并可按需要及时调整箱内水草种类、数量，达到净化水质的目的。这样，沉水植物的生长不会受到光补偿深度、透明度、水体污染程度和着生藻类等因素的限制，夜间将网箱提起或移出可以减少夜间沉水植物对水中溶解氧的消耗，而且收获水草也方便。应该说，网箱养草净水技术有较好的应用前景。

3.2 沉水植被恢复开展的前期基础研究

水体透明度无疑是限制沉水植物萌发与生长的关键因子，但我们认为沉水植物引种（繁殖）材料的选择、沉水植物对受损水体的生态敏感度的强弱等也是决定沉水植被重建成功与否的重要因素。

沉水植物主要依靠种子、芽孢、块茎和断枝等器官或组织繁殖。有的以种子繁殖为主（如黄丝草），有的以芽孢繁殖（如菹草）为主，有的以块茎（如苦草）繁殖，不同的繁殖材料其萌发的条件差别很大。目前，有关沉水植物繁殖材料（器官）及其萌发规律的研究资料非常有限，因此，加强沉水植物繁殖生物学的研究是沉水植被重建时选择适宜引种材料的基础，也是沉水植被重建成功的前提。

生物体对来自生存环境中的各种因子的影响所作出的反应称为生态敏感度。研究发现，水生植物对有害因子的生态敏感度在组织水平上与分子水平上的表现截然相反^[29]。迄今，人们多单从植物组织水平（植物体受伤害后的形态症状）上的生态敏感度即种敏感度来判断水生植物的耐污力，而忽视从分子水平上探求植物的生态敏感度。其实，分子水平上研究植物的敏感度更能准确反应植物体的代谢水平等生理状况。因此，全面研究沉水植物的生态敏感度也是今后开展沉水植被重建的一项重要基础工作。

参考文献：

[1] 许木启, 黄玉瑶. 受损水域生态系统恢复与重建研究[J]. 生态学报, 1998, 18(5): 547 - 558.

[2] 刘建康. 高级水生生物学[M]. 北京: 科学出版社, 1999.

[3] 宋碧玉, 王建, 曹明, 等. 利用人工围隔研究沉水植被恢复的生态效应[J]. 生态学杂志, 1999, 18(5): 21 - 24.

[4] 曹萃禾. 水生维管束植物在太湖生态系统中的作用[J]. 生态学杂志, 1987, 6(1): 37 - 39.

[5] 朱清顺. 长荡湖水生植被动态及其渔业效应[J]. 水产学报, 1989, 13(1): 24 - 36.

[6] 由文辉. 螺类与着生藻类的相互作用及其对沉水植物的影响[J]. 生态学杂志, 1999, 18(3): 54 - 58.

[7] 况琪军, 夏宜峰, 吴振斌, 等. 人工模拟生态系统中水生植物与藻类的相关性研究[J]. 水生生物学报, 1997, 21(1): 90 - 94.

[8] 金送笛, 李永函, 王永利. 几种生态因子对菹草光合作用的影响[J]. 水生生物学报, 1991, 15(4): 295 - 301.

[9] 陈洪达, 何楚华. 武昌东湖水生维管束植物的物量及其在渔业上的合理利用问题[J]. 水生生物学集刊, 1975, 5(3): 410 - 419.

[10] 尚士友, 杜建民, 张志毅, 等. 沉水植物资源开发与湖泊保护的研究[J]. 农业工程学报, 1997, 13(3): 11 - 15.

[11] 文明, 盛哲, 林亲众. 蛋白质新资源—黑藻的研究 I: 黑藻生物学特性及营养成分的分析[J]. 湖南农学院学报, 1994, 20(5): 457 - 462.

[12] 李文朝. 浅水湖泊生态系统的多态理论及其应用[J]. 湖泊科学, 1997, 9(1): 97 - 104.

[13] 张圣照, 王国祥, 濮培民. 太湖藻型富营养化水对水生高等植物的影响及植被的恢复[J]. 植物资源与环境, 1998, 7(4): 52 - 57.

[14] 陈中义, 雷泽湘, 周进. 梁子湖 6 种沉水植物种群数量和生物量周年动态[J]. 水生生物学报, 2000, 24(6): 582 - 588.

[15] 李永函, 金送笛, 史进禄, 等. 几种生态因子对菹草鳞片形成和萌发的影响[J]. 大连水产学院学报, 1989, 4(3 - 4): 1 - 9.

[16] 由文辉, 宋勇昌. 淀山湖 3 种沉水植物的种子萌发生态[J]. 应用生态学报, 1992, 6(2): 196 - 200.

[17] 葛滢, 常杰, 王晓月, 等. 两种程度富营养化水中不同植物生理生态特性与净化能力的关系[J]. 生态学报, 2000, 20(6): 1 050 - 1 055.

[18] Jones, R C. Etal. Phytoplankton as factor in the decline of the submerged macrophyte *Myriophyllum spicatum* L. In Lake Wingra, Wisconsin, USA[J]. *Hydrobiol.* 1983, 107: 213 - 219.

[19] Phillips G L, et al. A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated waters[J]. *Aquat. Bot.* 1978, 4: 103 - 125.

[20] 由文辉. 淀山湖着生藻类群落结果与数量特征[J]. 环境科学, 1999, 20(5): 59 - 62.

[21] 张国华, 曹文宣, 陈宜瑜. 湖泊放养渔业对我国湖泊生态系统的影响[J]. 水生生物学报, 1997, 21(3): 271 - 280.

[22] 邱东茹, 吴振斌, 况琪军, 等. 不同生活型大型植物对浮游植物群落的影响[J]. 生态学杂志, 1998, 17(6): 22 - 27.

[23] 陈洪达. 养鱼对东湖生态系统的影响[J]. 水生生物学报, 1989, 13(4): 359 - 368.

[24] Carpenter S R, et al. Regulation of lake primary productivity by food web structure[J]. *Ecology*, 1987, 68: 1863 - 1876.

[25] Smith D W. Biological control of excessive phytoplankton growth and the enhancement of aquacultural production[J]. *Fish. Aquat. Sci.* 1985, 42: 1940 - 1945.

[26] 谢田, 陈桂芳, 熊娅, 等. 网箱养草净化地表水现场扩大实验结果初报[J]. 贵州环保科技, 2001, 7(1): 12 - 16.

[27] 国家环境保护局科技标准司. 湖泊污染控制指南[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1997.

[28] 李文朝. 浅型富营养湖泊的生态恢复——五里湖水生植被重建实验[J]. 湖泊科学, 1996, 8(增刊): 1 - 10.

[29] 李宏文, Paul K. Chien 水生植物的生态敏感度研究[J]. 农业环境保护, 2001, 20(3): 161 - 163.