

97.9C2.2
37-104
李文朝 Q178.513
浅水湖泊生态系统的多稳态理论及其应用

李文朝

(中国科学院南京地理与湖泊研究所, 南京 210008)

提要 在“八五”期间太湖研究工作的基础上,发展和充实了浅水湖泊多稳态理论,简要介绍了多稳态概念模型,并将这一理论和模型贯穿于太湖富营养化防治研究中,总结了太湖各湖区的状态演变过程,提出保护东太湖生态环境和治理五里湖的策略及技术路线,并付诸于实验,证明了利用多稳态理论和多稳态模型指导湖泊富营养化防治的可行性。

关键词 浅水湖泊 多稳态理论 多稳态模型 太湖 富营养化防治

生态系统

浅水湖泊是一类较为脆弱的生态系统,湖水与底泥间物质交换强烈,沉积较为缓慢,具有较低的污染负荷能力^[1]。浅水湖泊的富营养化问题早在本世纪初就已出现,发达国家在治理富营养湖泊方面已经历了近半个世纪的研究与探索,积累了丰富的经验,但治理过程一般需要少则十几年、多则几十年的时间^[2-4]。我国拥有数千个浅水湖泊,大多数分布在平原地区,它们在湖区经济发展中起了至关重要的作用。自70年代以来,这些湖泊的富营养化问题日趋严重,限制了湖区经济的发展^[5]。如太湖、西湖、巢湖、滇池、东湖等著名的浅水湖泊都是大城市的水源地和风景旅游胜地,富营养化引起的蓝藻水华问题给沿湖城市的供水造成了很大困难。国家自“六五”起就全面开展了富营养湖泊的研究和治理工作,对西湖^[6]、滇池^[7]等湖泊进行了重点整治,耗资数十亿元;有关地方政府也对玄武湖、东湖、五里湖等小型城市湖泊进行了整治。但迄今为目,尚无一个湖泊实现了水质和生态环境的完全恢复。治理强度不够固然是太湖、巢湖、滇池等大型湖泊治理成效不显著的主要原因之一,但对于象西湖、玄武湖、东湖那样的小型城市湖泊已远非如此。对浅水湖泊生态系统特性有一个全面的认识和科学系统的指导思想,在富营养化防治中选择正确的途径和技术方法,无疑将提高防治效率,加快富营养湖泊的治理进程。

在相同的外界环境条件下,有些生态系统有可能出现两种或多种不同的稳定状态,这就是多稳态现象^[7]。生态系统的多稳态理论是指人类科学管理和改造自然的重要理论依据。对于浅水湖泊,人们对于其多稳态特性早就有所认识,并且自觉或不自觉地利用着它,只是没有上升为系统全面的理论,并主动用来指导湖泊管理。80年代,欧洲一些湖泊学家初步提出了浅水湖泊的多稳态理论,并用一个简单的“杯中弹子模型”来描述^[8]。“八五”期间,针对我国浅水湖泊的普遍富营养化问题,为寻求防治富营养化的科学途径,作者以太湖为例,开展了浅水湖泊多稳态特性的研究,建立了较为完整的多稳态概念模型,并用以指导东太湖和五里湖的富营养化防治研究,取得了较大的进展。本文简要介绍浅水湖泊的多稳态理论及在东太湖生态系统保护和五里湖生态恢复方面的研究成果,以期有助于太湖及其它浅水湖泊的富营养化防治。

• 国家“八五”科技攻关项目(85-14-01-03-02)资助。

收稿日期:1996-05-22;收到修改稿日期:1996-08-21。

作者简介:李文朝,男,1957年生,副研究员,1985年于兰州大学获硕士学位,现从事湖泊生态学方面的研究,已发表有关论文30余篇。

1 浅水湖泊生态系统的多稳态特性与多稳态模型

在完全相同的外界条件(气候、水文、外源营养负荷等)下,一个浅水湖泊可能处在某一状态,也可能处在与之完全不同的另一状态,这就是浅水湖泊生态系统的多稳态现象。早在70年代,我国许多小型湖泊因大量放养草鱼而导致水生植被的毁灭和藻型浊水状态的出现^[9],这是多稳态现象的典型事例。80年代,欧洲一些湖泊学家在研究小型浅水湖泊的治理时也发现了类似的多稳态现象(Multiple stable states)^[10,11],提出了一个简单的“杯中弹子模型”(Marble-in-a-cup)^[8],认为“草型清水状态”和“藻型浊水状态”在某一营养阶段均有可能出现,通过适当的生物调控(biomanipulation)可以实现这两种状态之间的相互转换,并有一些成功的事例^[11,12]。

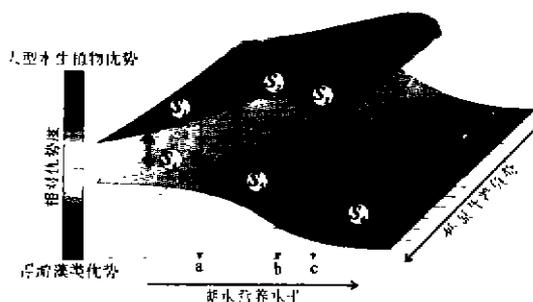


图1 浅水湖泊生态系统多稳态模型

Fig. 1 Conceptual model of multiple stable states in shallow lakes

在对太湖的研究中,作者发现了多稳态现象的复杂性:湖泊所处的状态不仅与湖水营养水平有关,而且与湖泊形态(如水深、湖面开敞度)、湖区气候(如温度、风情、辐射强度)等因素有关;在浅水湖泊中还存在着第三种状态,即泥沙型浊水状态;湖泊状态的跃变不是在同一营养水平上的滑动,而且伴随着大幅度的营养水平变化;即使属于同一种状态,当系统处在不同营养水平时,有可能表现出截然不同的属性。“杯中弹子模型”已经无法反映这些多稳态特性,因此,作者提出了一个较为全面的多稳态概念模型(图1)。

模型处在一个三维空间中:第一维是湖泊的外源营养负荷量(ENL),第二维是湖水营养水平(WNL),第三维是湖泊中大型水生植物与浮游藻类的相对优势度(RD)。通常认为磷是限制性营养元素,因而在多数湖泊中ENL和WNL选择磷的外源负荷量和在湖水中的含量。RD定义为:

$$RD = N_m / K_m - N_p / K_p \quad (-1 \leq RD \leq 1)$$

其中, N_m 和 K_m 为该湖泊中沉水植物的现存夏季生物量和在最适营养条件下的潜在生物量, N_p 和 K_p 为浮游藻类的现存夏季生物量和在最适营养条件下的潜在生物量。

模型由上、下两个曲面组成:上曲面为大型水生植物占优势的清水相,下曲面为浮游藻类占优势的浊水相。临界营养水平a,b将两个曲面分割成六部分,每部分代表一个特定的状态 S_1 — S_6 ,它们拥有各自的属性(表1)。

当 $WNL < a$ 时,只存在一种稳定状态 S_1 。某些特殊的环境因素(如强烈的风浪搅拌、存在大量草食性鱼类等)可使系统偏离稳定态 S_1 ,进入亚稳定态 S_4 。但当这些环境因素撤除后系统会自动回复到 S_1 (有大型植物种源)。当 $a < WNL < b$ 时,存在两个稳定态 S_2 和 S_5 ,这两种状态间可以相互转换,但必须借助于较为强烈的人为干预;毁坏水生植被将导致 $S_2 \rightarrow S_5$ 的跃变,东湖、五里湖等都曾经历了这一跃变过程;重建水生植被可以促成 $S_5 \rightarrow S_2$ 的逆向跃变,荷兰的Zwemlust湖^[12]以及五里湖^[13]重建水生植被实验都是很好的例证。当 $WNL > b$ 时,只存在一种

表 1 浅水湖泊生态系统的多种状态及其特性
Tab. 1 Multiple states and their characteristics

系统特性	S_1	S_2	S_3	S_4	S_5	S_6
稳定性	稳定性	稳定态	非稳定态	亚稳定态	稳定态	恒稳定态
营养水平	$WNL < a$	$a < WNL < b$	$WNL > b$	$WNL < a$	$a < WNL < b$	$WNL > b$
水质特点	较清澈	清澈	较浑浊	浑浊	浑浊	极浑浊
湖泊实例	1960 年东太湖	东太湖、湖	—	东南后湖	1975 年东湖	五里湖
优势植物	大型植物	大型植物	大型植物	浮游藻类	浮游藻类	浮游藻类
现存量	$< 1 \text{ kg/m}^2$	$> 1 \text{ kg/m}^2$	衰减	$< 10^4 \text{ cell/L}$	$> 10^4 \text{ cell/L}$	$> 10^6 \text{ cell/L}$
维持条件	大型植物	大型植物	大型植物	特殊因素	—	—
可跃变进入	S_4	S_5	S_6	S_2	S_2	—
实现跃变的条件	破坏水生植被 (如放养草鱼)	破坏水生植被 (如放养草鱼)	自然跃变	去除危及沉水植物 生存的环境因素	重建水生植被	先实施工程治理 再重建水生植被

恒稳定态 S_6 , 非稳定态 S_3 只是系统在富营养过程中经历的一个短暂的过渡态。

太湖的大部分湖面处在 S_5 状态(图 2), 五里湖和梅梁湾北部已经进入 S_6 状态, 唯有东太湖仍保持着 S_2 状态^[14-16]。

2 浅水湖泊生态系统的保护

营养盐的输入与积累是引发湖泊富营养化的根本原因, 但某些自然因素和人为因素能改变富营养化的途径与速度。浅水湖泊的富营养化有三条可能的途径(图 3):

(1) ($S_1 \rightarrow S_2 \rightarrow S_3 \rightarrow S_6$): 由营养盐输入与积累引起的自然富营养化过程, 围栏养殖污染能加快富营养化进程。如溇湖^[1], “八五”期间 TN 和 TP 分别增高了 1.7 倍和 0.6 倍。

(2) ($S_4 \rightarrow S_5 \rightarrow S_6$): 有某种环境障碍持续存在, 它危及大型水生植物的生存, 如太湖、巢湖、洪泽湖等大型湖泊开敞湖区强烈的风浪搅拌, 太湖北部湖湾区使用拖网捕鱼和机械化吸螺, 大量草食性鱼类的存在, 不适合于大型水生植物生长的底质条件等。

(3) ($S_1 \rightarrow S_2 \rightarrow S_5 \rightarrow S_6$): 水生植被的人为破坏加速了富营养化进程。如东湖等在 70 年



图 2 太湖各湖区所处的状态
Fig. 2 States of different basins in Taihu Lake

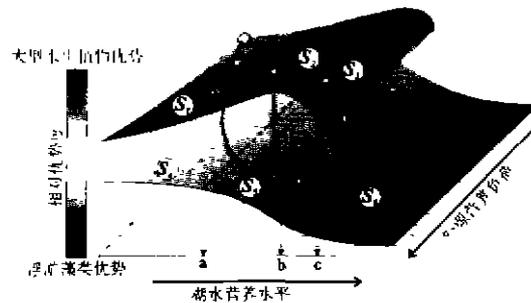


图 3 富营养化的可能途径
Fig. 3 Possible approaches of eutrophication

[1] 朱成德. 中型草型湖泊渔业综合高产技术研究. 国家“八五”科技攻关项目(85-14-01-02)研究报告, 1995.

代大量放养草鱼后导致大型水生植物的迅速消亡,引起 $S_2 \rightarrow S_3$ 的跃变^[5]。五里湖由于围垦 1/2 的湖面,破坏了大型水生植物的生存环境,加之放养草鱼,引起 $S_2 \rightarrow S_3$ 的跃变^[17]。过度收割利用大型水生植物也有可能诱发类似的变化。

表 2 太湖不同湖区的状态演变

Tab. 2 State succession in different basins of Taihu Lake

湖区(泊)	状态演变过程	经历的时间	主要影响因素
东太湖	$S_1 \rightarrow S_2$	1960—1995	
溇湖	$S_1 \rightarrow S_2$	1960—1995	
西大湖	$S_4 \rightarrow S_5$	1950—1995	风浪、拖网
梅梁湾	$S_1 \rightarrow S_4 \rightarrow S_5 \rightarrow S_6$	1950—1995	机械化吸螺、拖网
胥江湾	$S_1 \rightarrow S_2 \rightarrow S_5$	1950—1995	拖网、吸螺、割草
五里湖	$S_2 \rightarrow S_5 \rightarrow S_6$	1950—1995	放养草鱼
东湖	$S_2 \rightarrow S_5 \rightarrow S_6$	1950—1995	放养草鱼

拖网捕鱼是导致水生植被消失的主要原因。梅梁湾北部已经发展到了 S_6 ^[19]。五里湖 50 年代初就已处在 S_2 ^[20], 70 年代放养草鱼引发了 $S_2 \rightarrow S_3$ 跃变, 80 年代末期就已进入 S_6 ^[17]。武汉东湖经历的演变过程与五里湖相似^[21-22]。

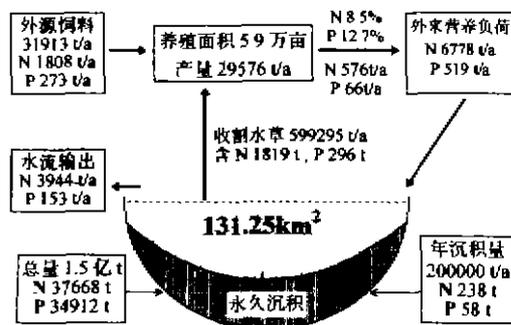


图 4 东太湖生态系统的主要营养流转途径

Fig. 4 The main nutrient flowing approaches in East Taihu Lake

东太湖生态系统的外源营养负荷已高达 $N 51.6 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$, $P 3.95 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ ^[23], 是全太湖平均外源营养负荷量的 4—5 倍^[24]。但它保持了全湖最好的水质和 S_2 状态, 根本原因在于良好的水生植被及其所提供的净化机制^[25]。每年有大约 $60 \times 10^4 \text{ t}$ 水生植物被收割, 用作围垦区和网围养殖草、鳊鱼的饲料, 从湖中带走大量的 N、P 等营养物质(图 4)。收获水生植物从东太湖去除的 P 相当于外源 P 负荷量的 57%, 对于保持 P 平衡起了关键作用。东太湖及其围垦区的渔业产量高达 29 579 t, 占全太湖总产量的 68%, 但其面积还不到太湖的 10%。这说明, 浅水湖泊生态系统处在 S_2 状态时, 具有很强的自净能力和较高的生产力, 同时保持了较好的水质, 对人类较为有利^[23]。

从另一方面看, 养殖业给东太湖增加的 N、P 量已经分别占到外源负荷总量的 8.5% 和 12.7%^[1]。网围养殖正在发展, 养殖污染量也将随之增加。同时, 东太湖 80% 以上的外源 N、P 负荷来自西太湖(水流携入), 西太湖富营养化的发展将对东太湖构成严重的威胁。因此, 必须对东太湖实施有效的保护, 使其稳定地保持 S_2 状态。从可操作性考虑, 通过对养殖业和水生植被的优化改造, 削减东太湖外源营养负荷, 增加营养物质生物输出, 强化湖泊自身的净化功能, 是保护东太湖的现实策略。

① 李文朝等. 东太湖渔业生态环境质量及优化调控对策研究. “八五”科技攻关项目(85-14-01-03-02)研究报告, 1995.

东太湖养殖业由网围养鱼、网围养蟹及围垦区养鱼组成(图 5),网围养鱼的产量和利润只占东太湖的 10.7%和 7.0%,但它向湖泊释放的 N、P 量高达总养殖业的 70%以上^[26].因此,对网围养鱼的改造是削减养殖污染的关键.改造网围养鱼途径有二:(1) 将其改为网围养蟹,不仅可以减少 90%以上的污染量,而且将原用于网围养鱼的 10%水生植物收获产量转向围垦区养鱼,可以增加输出 N234t、P27t,净削减原养殖污染量的 70%以上.(2) 推广应用“无污染养殖业单元模式”,即在网围养鱼区外建立面积 5 倍于养鱼区的生物净化带,种植伊乐藻等高产沉水植物,利用这些植物吸收净化自养鱼区扩散出来的营养物质,同时收获沉水植物,用作养鱼饲料.这样可以形成营养内循环,使养殖区与净化带之间达成营养平衡,基本上不给湖泊增加污染负荷^[27].这一养殖模式已经为部分渔民所接受,正在逐步推广.

虽然东太湖水生植物得到了较好的收获利用,但每年仍有 78 411t 干重的植体残留在湖内,其中 25.6%来自茭草,30.1%来自浮叶植物杏菜和菱^①.这两类植物分布在东部沿岸带 36.4%的湖面上,利用率只有 9.7%和 0%.大量植物残体沉积在湖底,不仅形成了严重的生物淤积,而且在夏季枯水季节常因植物残体的腐烂分解导致水质腐败和严重缺氧.我们提出了局部性剔除这两类植物,代之以沉水植物的植被改造方案,并于 1993 年成功地将 5hm² 茭草改造为沉水植被.据此实验结果,如果对占湖面 36.4%的茭草和浮叶植物区实施改造,不仅可以减少 34%的植物残留总量,通过收割利用改造后的沉水植被,还能增加 32%的水生植物收获输出量,增加输出 N663t、P110t.

引入速生高产沉水植物伊乐藻,是提高东太湖初级生产力和吸收净化功能、增强系统自净能力的重要举措^[27].自 1986 年引入东太湖以来,经过近十年的推广种植和利用,现有分布面积已经达到 1 300hm² 左右,1993 年 4—6 月提供收获产量约 5×10⁴t^①.伊乐藻为草、鳊鱼所喜食,饲料系数 70 左右^[28],年产量相当于精饲料 2 000t,折合产值 200×10⁴元以上.伊乐藻耐寒,主要生长在冬春季节,可以与其它喜温型沉水植物形成季相交替,组成常绿型植被,提高生产力^[27].如能在全湖推广种植伊乐藻,可望使东太湖的初级生产力和净化能力成倍地提高.

3 富营养湖泊的生态恢复

富营养湖泊的治理通常以高强度消减营养负荷,促使系统沿 $S_6 \rightarrow S_5 \rightarrow S_4 \rightarrow S_1$ 的途径逐步实现生态恢复(图 6).由于浅水湖泊内底泥和生物营养库中营养物质的不断释放,即使在彻底控制了外营养源的情况下,湖水营养水平的下降仍十分缓慢,实现生态恢复一般需要很长的时间.如日本的 Suwa 湖,自 60 年代就开始了全面的治理,至今仍处在 S_5 状态^[3,4].芬兰的 Vesi-

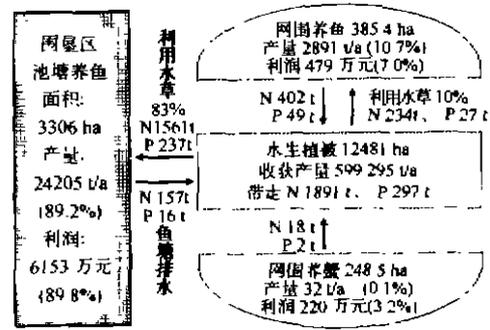


图 5 东太湖养殖体系结构及其与营养循环的关系
Fig. 5 The basic structure of fish farming system in East Taihu Lake and its role in nutrient cycling

①. 李文朝等. 东太湖渔业生态环境质量及优化调控对策研究. “八五”科技攻关项目(B5-14-01-03-02)研究报告, 1995.

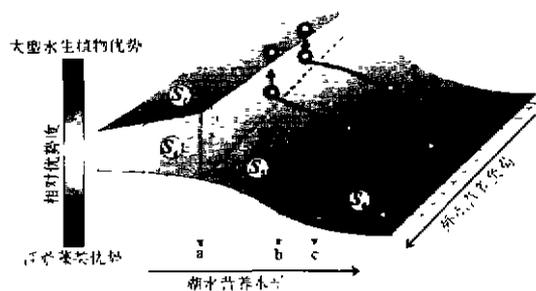


图 6 削减外源营养负荷后的自然恢复过程

Fig. 6 Natural restoration process when external nutrient load has been reduced

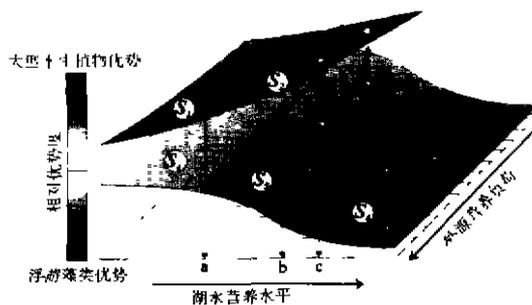


图 7 重建水生植被可以提早实现生态恢复

Fig. 7 Accelerate restoration process by re-establishing aquatic vegetation

jarvi 湖, 在 70 年代中期就去除了 95% 以上的外源 P 负荷量, 其蓝藻水华仍在持续^[2]。

据多稳态模型, 在系统恢复到 S_0 状态后, 人为协助重建水生植被, 可以实现 S_2 状态, 提早在较高的营养水平上实现生态恢复(图 7)。太湖东北沿岸带的几个湖湾均处于 S_0 状态, 有类似于东太湖的自然条件^[29], 完全有可能通过重建水生植被实现生态恢复。五里湖经过一定的工程措施治理之后也能在短期内进入 S_0 状态, 进而建立水生植被。据此, 作者于 1992-1993 年在五里湖开展了重建水生植被、恢复 S_2 状态的围隔实验^[13]。实验区面积 2000m², 首先采用围隔技术控制实验区内外的营养交换(模拟削减外源营养负荷), 再种植浮叶植物以净化实验区内的水质和抑制浮游藻类, 在 1992 年 7-10 月稳定地保持了 S_0 状态, 创造了适合沉水植物生长的水质和环境条件(表 3)。在此基础上, 自 1992 年 8 月开始, 以空间镶嵌的方式在实验区内逐步种植伊乐藻、菹藻、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。1992 年 11 月-1993 年 3 月, 维持了茂密的沉水植物和清澈的水质, 实现了 S_2 状态^[13]。同时证明, P 是主要限制营养元素, S_2 和 S_0 处在同一 P 含量水平上。1993 年 3 月之后, 随着水位的迅速上升(实验区最大水深达 3.8m), 湖水携带大量营养物质和藻类进入实验围隔, 加之温度升高, 引起藻类水华暴发, 实验被迫终止, 未能实现由耐寒型沉水植物向喜温型沉水植物的过渡。

表 3 五里湖重建水生植被实验的水质恢复效果

Tab. 3 The experimental results to restore S_2 state by reestablishing aquatic vegetation in Wuli Lake

部 位	时 间	水深 (m)	透明度 (m)	chl. a ($\mu\text{g/L}$)	TN (mg/L)	NH_4^+ (mg/L)	TP (mg/L)	PO_4^{3-} (mg/L)	系 统 状 态
实验区外	1992 年 6-10 月	1.74	0.34	33	3.80	1.75	0.365	0.034	S_0
实验区	1992 年 7-10 月	1.64	1.28	11	3.64	1.73	0.113	0.026	S_0
实验区	1992 年 11 月-1993 年 3 月	1.4	见底	3	6.21	2.93	0.114	0.010	S_2

据此实验结果可以推断, 在富营养的小型浅水湖泊中, 当水位和外源营养负荷得到有效控制时, 通过以上措施重建水生植被, 在短期内实现生态恢复是完全可能的。太湖其它湖湾的营养水平远低于五里湖, TN、TP 含量一般在 2mg/L 和 0.1mg/L 以下^[3], 直接重建水生植被(S_2 。

① 李文朝等, 太湖富营养化现状调查研究, 水利部太湖流域管理局委托项目研究报告, 1992。

→ S_2)是可能的。

4 结语

以上仅是对浅水湖泊生态系统多稳态理论及运用这一理论指导富营养化防治的初步探索,所取得的进展是令人鼓舞的,它显示了多稳态理论在湖泊生态环境管理方面的潜在应用前景。但从另一方面看,浅水湖泊生态系统多稳态理论还处在发展时期,所述及的多稳态模型仅是一个概念模型,有待于进一步研究和完善,使其逐渐达到定量水平。在湖泊环境的保护和富营养湖泊治理方面,也需要继续研究积累科学资料,逐步形成一整套完整的理论和技术体系。太湖水环境的治理已被列入国家“九五”计划,这将为今后的研究和实践提供良好的机会。

参 考 文 献

- 1 Jorgensen S E and Vollenweider R A. Guidelines of lake management, Vol 1: Principles of lake management. Tokyo: ILEC & UNEP Press, 1988
- 2 Juha Keto and Ilkka Sammalkorpi. A fading recovery, a conceptual model for Lake Vesijarvi management and research. *Aquatic Botany*, 1988, 18(2): 193-204
- 3 Kurasawa H, et al. Report of the Suwa Hydrobiological Station Shinshu University, No 6. Nagaolen, Shinshu University Press, 1987
- 4 Tatu Kira, et al. Data book of world lakes. National Institute for Research Advancement, Tokyo, Japan, 1984. 109-122
- 5 金相灿等. 中国湖泊富营养化. 北京: 中国环境科学出版社, 1990
- 6 马玖兰. 西湖引水前后氮、磷、叶绿素 a 含量的年周期变化. *湖泊科学*, 1996, 8(2): 144-151
- 7 May R M. Thresholds and break points in ecosystems with a multiplicity of stable states. *Nature*, 1977, 269: 471-477
- 8 Scheffer M. Multiplicity of stable states in freshwater systems. *Hydrobiologia*, 1990, 200/201: 475-486
- 9 陈洪达. 养鱼对武汉东湖生态系统的影响. *水生生物学报*, 1989, 13(4): 359-368
- 10 Moss B. Engineering and biological approaches to the restoration from eutrophication of shallow lakes in which aquatic plant communities are important components. *Hydrobiologia*, 1990, 200/201: 367-377
- 11 Hooper S H. Biomaniipulation, new perspective for restoring shallow, eutrophic lakes in the Netherlands. *Hydrobiol Bull.*, 1989, 23: 5-11
- 12 Jeppesen E, et al. Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic, temperate lakes 2: threshold levels, long-term stability and conclusions. *Hydrobiologia*, 1990, 200/201: 219-227
- 13 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. *湖泊科学*, 1996, 8(增刊): 1-10
- 14 李文朝等. 五里湖营养状况及治理对策探讨. *湖泊科学*, 1994, 6(2): 136-143
- 15 杨清心. 太湖水华成因及控制途径初探. *湖泊科学*, 1996, 8(1): 67-74
- 16 杨清心. 东太湖网围养鱼后生态环境的演变. *中国环境科学*, 1996, 16(2): 101-106
- 17 李文朝等. 五里湖营养化过程中生物及生态环境的演变. *湖泊科学*, 1996, 8(增刊): 37-45
- 18 中国科学院南京地理研究所. 太湖综合调查初步报告. 北京: 科学出版社, 1965
- 19 朱树屏, 杨光圻. 太湖北部湖水中几种理化性质的周年变化. *海洋与湖沼*, 1959, 2(3): 146-162
- 20 伍献文等. 五里湖 1951 年湖泊学调查. *水生生物学集刊*, 1962, (1): 63-113
- 21 刘健康. 东湖生态学研究(一). 北京: 科学出版社, 1990
- 22 刘健康. 东湖生态学研究(二). 北京: 科学出版社, 1995
- 23 李文朝. 太湖湿地生态功能与利用. 见: 陈宜瑜等编著. 中国湿地研究. 长春: 吉林科学技术出版社, 1995. 191-201
- 24 Huang Y P. The water quality and eutrophication state in Lake Taihu. In: Horst Sud & Yu Xiaogang, eds. Environmental protection and lake ecosystem. Beijing: Chinese Science and Technology Press, 1994. 181-192
- 25 Li W C and Yang Q X. Wetland utilization in Lake Taihu for fish farming and improvement of lake water quality. *Ecological*

Engineering, 1995, (5): 107-212

- 26 杨清心,李文朝. 东太湖围栏养殖及其环境效应. *湖泊科学*, 1995, 7(3): 256-262
 27 杨清心,李文朝. 伊乐藻在东太湖的引种. *中国科学院南京地理与湖泊研究所集刊*, 第 6 号. 北京: 科学出版社, 1989
 28 杨清心. 伊乐藻的利用价值. *水产养殖*, 1988, 3: 22-24
 29 孙顺才, 黄漪平. 太湖. 北京: 海洋出版社, 1993

MULTIPLICITY OF STABLE STATES IN SHALLOW LAKES AND ITS APPLICATION

Li Wenchao

(*Nanjing Institute of Geography & Linnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008*)

Abstract

The theory and model of multiple stable states in shallow lakes were improved on the basis of researches in Taihu Lake and other similar lakes. This paper presents the outline of a conceptual model for multiple stable states in shallow lakes. The model is composed of two curved surfaces in a three-dimensional space. The first dimension is external nutrient load of the lake (ENL) which acts as the main forcing factor in eutrophication process of lake ecosystem. Water nutrient level (WNL) takes the second dimension. The third one represents relative dominance of macrophyte and phytoplankton (RD). The upper surface is macrophyte-dominated clear-water phase, and the lower surface represents phytoplankton-dominated turbid-water phase. The two phases are divided into six states (S_1-S_6) by the critical values a and b on the WNL dimension. When $WNL < a$, there is only one stable state, macrophyte-dominated clear-water state S_1 . Some biologic or environmental factors may keep the lake water at a turbid state, sub-stable state S_4 . If those factors are removed, the system will automatically turn to S_1 state. When $a < WNL < b$, two stable states S_2 and S_5 may exist. The S_2 state may be kept by aquatic macrophyte for its positive effects on the water quality and inhibition effects on phytoplankton. If macrophyte is destroyed for any reason, the system may irreversibly skip to S_5 state, phytoplankton-dominated turbid-water state. To restore the system back to S_2 state, great efforts is needed from the human being. When $WNL > b$, there is only one permanent stable state, phytoplankton-dominated turbid-water state S_3 . An unstable state S_6 may exist if $b < WNL < c$, but macrophyte dominance will be automatically replaced by phytoplankton dominance in a short time. When $WNL > b$, any attempt to restore the system by biomanipulation will be infructuous. With the guiding of this model, state succession process in each basin of Taihu Lake is analyzed. Experiments were carried out to protect East Taihu Lake from algal-dominance and to restore other basins.

Key Words Shallow lakes, multiple stable states theory, multiple stable states model, Taihu Lake, eutrophication control