

# 高密度网围养鱼对水生植被的影响及生态对策探讨\*

杨清心 李文朝 (中国科学院南京地理与湖泊研究所, 南京 210008)

**【摘要】** 研究了东太湖高密度网围养鱼实验区周围水生植被退化情况, 影响范围半径 $>600\text{ m}$ , 在中心带优势种微齿眼子菜为黑藻、金鱼藻和穗花狐尾藻所代替, 并引起水绵严重发生, 丧失了饲料生产能力。养鱼污染可导致水生植被退化,  $14.3\text{ hm}^2$  网围面积上年 N、P 污染负荷量分别达  $242\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$  和  $27.4\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 。网围对风浪、水流的作用和水草收割的障碍效应是水生植被退化的另一重要原因。应对湖泊中网围养鱼的规模进行严格限制, 并通过网围的小型、分散和短期化来减弱其环境效应的时空叠加, 加强对网围周围水草的收割管理以防止植被退化和湖泊营养化。

**关键词** 网围养鱼 污染效应 水生植被 东太湖

**Effect of intensive pen fish farming on aquatic vegetation and its ecological strategy.** Yang Qingxin and Li Wenchao (Nanjing Institute of Geography & Limnology, Academia Sinica, Nanjing 210008). -Chin. J. Appl. Ecol., 1996, 7(1): 83~88.

The effect of intensive pen fish farming on surrounding aquatic vegetation is studied in East Taihu Lake. The affected area is larger than  $1200\text{ m}$  in diameter. In the central area, *Potamogeton maackianus* is replaced by *Hydrilla verticillata*, *Ceratophyllum demersum* and *Myriophyllum spicatum*. *Spirogyra* sp. becomes the dominant species, and its plants lost their value as fish food. Pollutant from the pens is the main cause of vegetation degeneration because the load of nitrogen and phosphorus is as high as  $242$  and  $27.4\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{yr}^{-1}$  respectively in the pens ( $14.3\text{ hm}^2$ ). The obstacle-effect of the pens on wind-wave, water current and plant removal is another important cause of the degeneration of aquatic vegetation in the surrounding area. The total area of pen fish farming should be limited in the lake, and the pen should be small, well-distributed and moved its position every two or three years to prevent regional or whole lake eutrophication and vegetation degeneration.

**Key words** Pen fish farming, Pollution effect, Aquatic vegetation, East Taihu Lake.

## 1 引言

自 70 年代以来, 人们一直在积极探索草型湖泊中渔业资源的开发利用途径<sup>[1,7,8]</sup>。在全湖性放养草食性鱼类引起了杭州西湖、武汉东湖、南京玄武湖等众多草型湖泊中水生植被的彻底毁灭之后<sup>[6,7]</sup>, 人们便以更为谨慎的态度开始了围栏养殖, 并在 80 年代中期由以天然饲料为基础的低密度大围栏放牧式养鱼发展到以投饲为

主的高密度小网围养鱼, 获得了较高的产量和利润<sup>[1,8]</sup>。高密度网围养鱼占用较小的湖面, 但鱼类排泄物污染效应和网围的物理障碍效应对周围环境和水生植被的影响是不可忽视的<sup>[1,5,8,9]</sup>。作为对高密度网围养鱼环境生态效应研究的一部分, 本文以东太湖网围养鱼实验区为例, 探讨网围养鱼对水生植被影响及可采取的生态对策。

\* 国家“八五”科技攻关项目。

1994 年 2 月 21 日收到, 1995 年 3 月 16 日改回。

## 2 研究方法

由 5 个网围小区组成的实验区位于东太湖西北部茭白港外 0.5 km 处(图 1),水深 0.8~1.2 m,湖底有 0.5 m 以上的松软淤泥层,背景植被是以微齿眼子菜(*Potamogeton maackianus*)占绝对优势的沉水植被.网围区周围水生植被的调查于 1990 年 9 月中旬进行,采用辐射状样线法布设采样点 40 个(图 1).水生植物采集用自制 0.5 m×0.5 m 网夹式采样器,在每个样点上采集 4 次(可连根采起),植物样品经清洗和甩干后分种称取鲜重.沿各样线观察记录植被景观的变化情况,依据盖度绘制水绵(*Spirogyra* sp.)分布图.在各样点上计算出各组分的相对多度(该种的鲜重占植物总鲜重的百分数),在此基础上对 40 个样

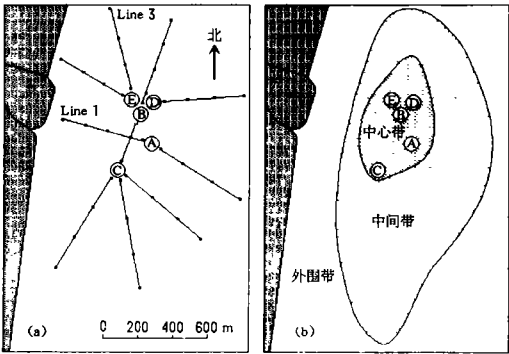


图 1 东太湖网围养鱼实验区周围水生植被调查样线样点分布图(a)及水生植被分区图(b)  
Fig. 1 Distribution of sampling points (a) and aquatic vegetation(b) in surrounding area of fish-farming pens in East Taihu Lake.

表 1 网围养鱼实验区周围水生植物现存量及其种类组成

Table 1 Standing biomass(fresh weight) and species composition of aquatic plant in surrounding area of fish-farming pens

区带 Zone	现存量 Standing biomass (g·m <sup>-2</sup> )	组分种的相对多度 <sup>*</sup> Relative abundance of main plant species (%)						
		P. mc	V. sp	H. ve	P. ml	M. sp	C. de	Else
中心带 Central zone	3443	24.8	11.8	36.7	1.2	4.8	20.5	0.2
中间带 Middle zone	3324	49.3	16.7	10.5	5.6	16.6	0.2	1.1
外围带 Out zone	2070	74.7	15.4	3.5	4.5	1.9	0	0
1986 年 <sup>**</sup>	2466	68.8	1.2	1.1	2.9	24.7	0	2.3
1990 年 <sup>***</sup>	3427	89.0	0	5.5	2.6	1.7	0.6	0.6

\* P. mc: *Potamogeton maackianus*; V. sp: *Vallisneria spiralis*; H. ve: *Hydrilla verticillata*; P. ml: *P. malaianus*; M. sp: *Myriophyllum spicatum*; C. de: *Ceratophyllum demersum*; Else: Other species. \*\* 1986 年 6 月 A 网围区周围的水生植被, \*\*\* 1990 年 9 月调查区域周围的水生植被.

点进行统计分析.

## 3 结果与讨论

### 3.1 植被调查结果

依据各样点上优势植物种类的相对多度,可将网围周围的水生植被划分成 3 个区带(图 1b),各区带内水生植被的平均状况见表 1. 据 1986 年调查结果,当时仅有的网围区 A 周围植被为微齿眼子菜群丛,其相对多度在 70% 左右<sup>[2]</sup>. 1990 年调查区域以外仍为微齿眼子菜群丛,且相对多度有增高趋势. 在中心带,原第一优势种微齿眼子菜已被黑藻所取代,金鱼藻的相对多度高达 20%,穗花狐尾藻也略有增加. 在中间带,微齿眼子菜的优势度明显降低,伴之以穗花狐尾藻的增加,外围带变化较小. 在整个调查区域内,苦草占有 10% 以上的相对多度.

水绵分布以 A、B、D、E 4 个网围区为中心,呈同心环状分布(图 1b). 它附着于长至水面的水生植物上,形成水面覆盖层,在中心部盖度和生物量分别达 70% 和 2000 g·m<sup>-2</sup>(鲜重)以上,盖度>50% 的面积约为 36 hm<sup>2</sup>,>20% 的 75 hm<sup>2</sup>,>5% 的 140 hm<sup>2</sup>,是养鱼网围面积近 10 倍.

### 3.2 网围养鱼对水生植被的影响及环境

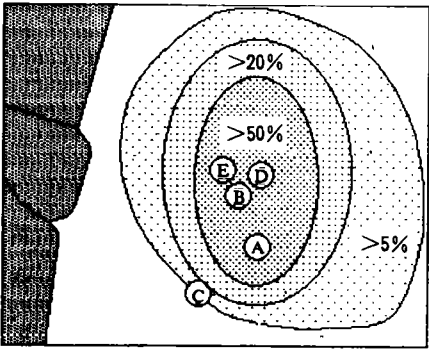


图 2 网围养鱼实验区周围水绵盖度分布图  
Fig. 2 Distribution of *Spirogyra* sp. in the surrounding area of fish-farming pens.

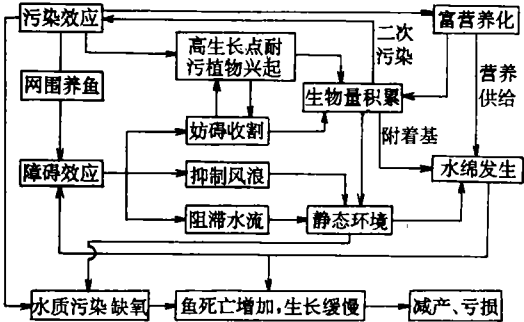


图 3 高密度网围养鱼对周围水生植被的影响及其环境生态效应  
Fig. 3 Effect of intensive pen fish farming on the surrounding aquatic vegetation and its environmental-ecological effect.

生态效应

网围养鱼实验区的周围水生植被的退化及水绵发生是网围养鱼的污染效应和网围的物理障碍效应共同作用的结果(图

3). 5 个网围分别建于 1985、1988 和 1989 年,总面积 14.3 hm<sup>2</sup>,1990 年净产鱼 136.8 t,消耗水草、豆饼、菜饼、麦类等饲料共计 779.8 t. 饲料中所含 N、P 只有 9.1%和 17.4%被鱼类同化,最终通过捕捞输出湖外;其余 34.61 t N 和 3.92 t P 则以残余饲料、排泄物及分泌物的形式残留在湖中(表 2),造成 14.3 hm<sup>2</sup> 网围内 242 g · m<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup> 的 N 污染负荷和 27.4 g · m<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup> 的 P 污染负荷. 按照浅水湖泊的 N、P 污染负荷能力<sup>[10]</sup>,这样的污染量足以使百倍于网围面积的水面发生富营养化. 但由于湖水流动和网围的通透性,这些污染物随水流向外扩散,改善了网围内的水质,但对网围周围的水质、底质和水生植物产生了一定的影响<sup>[5,8,9]</sup>. 据 1992 年 8 月对网围内外水质监测结果,网围内 TN、TP 和 COD 含量分别是全湖平均含量的 5.03、1.62 和 1.30 倍,从网围向外有明显的扩散梯度,影响范围远大于 200 m<sup>[3]</sup>.

按照在东太湖的自然分布情况<sup>[2]</sup>,微齿眼子菜主要分布在西北部开敞湖区,水较浅且透明度见底,属于清水型不耐污种类;而黑藻、金鱼藻和狐尾藻多分布在近岸湖湾和河口区,有较强的耐污性;苦草主要分布在河口区和东太湖口部深水区,耐污性较强,愈是靠近网围,微齿眼子菜的相对多度愈小,而黑藻、金鱼藻和狐尾藻则相应

表 2 1990 年网围养鱼实验区 N、P 释放量概算表  
Table 2 Nitrogen and phosphorus added to the lake by pen fish farming in 1990

实验网围号 Pen No.	A	B	C	D	E	合计 Total
建围年份 Building time (year)	1985	1988	1989	1989	1989	
网围面积 Pen area (hm <sup>2</sup> )	3.0	2.9	2.9	2.6	2.9	14.3
净鱼产量 Fish yield (t)	50.2	35.1	17.7	15.3	18.5	136.8
饲料消耗量 Food consumption (t)	286.1	200.1	100.9	87.2	105.5	779.8
N 投入量 Nitrogen input (t)	13.975	9.772	4.929	4.259	5.150	38.085
N 输出量 Nitrogen output (t)	1.275	0.892	0.449	0.389	0.470	3.475
N 污染量 Nitrogen addition (t)	12.70	8.88	4.48	3.87	4.68	34.61
P 投入量 Phosphorus input (t)	1.744	1.212	0.617	0.533	0.642	4.748
P 输出量 Phosphorus output (t)	0.304	0.212	0.107	0.093	0.112	0.828
P 污染量 Phosphorus addition (t)	1.44	1.00	0.51	0.44	0.53	3.92

表 3 网围养鱼实验区周围水生植物现存量及其种类组成随至网围距离的变化

Table 3 Change of standing biomass (fresh weight) and species composition of the aquatic plant in the surrounding area of the pens along with the distance to the pens

距离 Distance (m)	现存量 Standing biomass (g · m <sup>-2</sup> )	组分种的相对多度 Relative abundance of main plant species (%)						
		P. mc	V. sp	H. ve	P. ml	M. sp	C. de	Else
10	3972	14.1	11.6	43.0	1.4	5.9	23.8	0.2
200	3660	44.5	9.9	21.8	6.9	17.0	0.2	0.4
400	3151	49.7	24.2	6.2	4.9	14.8	0	0.3
600	2984	53.9	21.2	9.8	5.1	8.2	0.2	1.7

增加(表 3),并且在与湖岸平行的主水流方向影响范围和强度较大(图 2、4),在靠湖心一侧影响范围和强度比近岸一侧大,这与网围养鱼污染物随水流向外扩散有关<sup>[8]</sup>. 整个调查区域内苦草的增加可能与湖水浊度增大有关<sup>[5,8]</sup>. 同时,扩散出的污染物为水生植物和水绵生长提供了较好的营养条件.

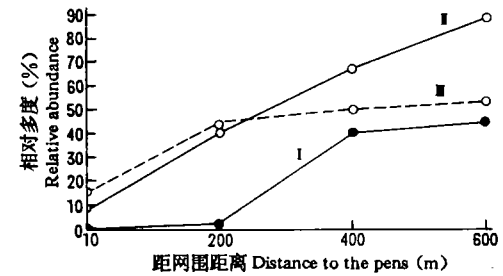


图 4 在不同方向上微齿眼子菜的相对多度随至网围距离的变化

Fig. 4 Change of relative abundance of *P. maackianus* along with the distance to the pens in different directions.

1. 样线 1 Sampling line 1; 2. 样线 2 Sampling line 2; 3. 平均 Average.

网围具有阻滞风浪和水流的作用<sup>[8]</sup>,这不利于污染物的稀释扩散,并减轻了网围周围的风浪冲刷强度,有利于黑藻、金鱼藻、水绵这类喜静态环境植物的生长. 养鱼网围外有一层保护网围,其圈护范围是养鱼网围面积的 5~10 倍,这严重妨碍了对水生植物的收割作业;金鱼藻和穗花狐尾藻饲喂草鱼适口性较差,加之附生其上的水绵对鱼类有害<sup>[8]</sup>,影响了对网围周围水生植物的收割利用. 微齿眼子菜属于底层低生长点植物,而黑藻、金鱼藻和穗花狐尾

藻属于上层高生长点植物,在空间和光资源的竞争上微齿眼子菜处于相对劣势地位<sup>[2,4]</sup>,频繁的收割则能抑制后 3 种上层植物,促进微齿眼子菜的生长;减少收割则有利于上层植物的生长. 上层植物黑藻、金鱼藻和穗花狐尾藻的生长进一步阻滞了风浪和水流,减缓了污染物的稀释扩散,加剧了近网围带水质的污染,促进了耐污种类的生长;形成了接近于静态的水体环境,并成为水绵的附着基,导致水绵大面积发生. 这样就形成了一种恶性循环,最终影响到网围养鱼本身(图 3),引发缺氧和鱼病流行. 1989 至 1992 年这一实验区因缺氧和鱼病死鱼达数万公斤,导致严重亏损.

网围养鱼对周围水生植被的影响具有空间叠加效应和时间累积效应,这与污染物的积累和污染负荷量的增加有关,也与植被退化引起的恶性循环有关. 较早的网围区 A、B 分别建于 1985 和 1988 年,在它们之间的湖面上水生植物平均生物量只有 2460 g · m<sup>-2</sup>,其中微齿眼子菜占 3.2%,金鱼藻、黑藻和穗花狐尾藻分别占其 65.0%、19.5% 和 10.6%. 在 B、D、E 3 个网围之间,微齿眼子菜已完全消失,黑藻占水生植物生物量的 99%,生物量达 5840 g · m<sup>-2</sup>. 网围区 C 建立只有 1 年,影响较小,植被退化和水绵发生均以 A、B、D、E 4 个网围为中心,表现了对周围水生植被的影响强度在空间上的叠加和时间上的累积特性.

3.3 生态对策探讨

网围养鱼以污染和物理障碍作用影响其周围的水生植被和生态环境,这就有可能通过对特定水体中网围养鱼规模的限制和分布格局的调整来减轻其影响。

王友亮等<sup>[1]</sup>以 N 为基础提出了草型湖泊长荡湖网围养鱼有效利用面积模式:

$$(SA - TA)PP = TA \cdot UAY \cdot b + PR \\ EF \cdot EFNC = PR \cdot PNC \\ + TA \cdot UAY \cdot FNC$$

其中 SA 为湖泊总面积,TA 为网围养鱼总面积,PP 为单位湖面水生植物可收获生产量,b 为生产单位重量鱼产品水草投喂量,PR 和 PNC 为水生植物直接收获输出量和含 N 量,EF 和 EFNC 分别为外源饲料投入量和含 N 量,UAY 为单位面积鱼产量,FNC 为鱼体含 N 量.其中心含义是外源饲料投入的 N 量不超过鱼产品和植物产品收获输出的 N 量,认为这样网围养鱼没有给湖泊增加 N 污染负荷.这一模式忽视了一个问题:当今绝大多数草型湖泊的外源污染负荷 EPL 已远远超过引起富营养化的临界污染负荷量<sup>[10]</sup>,收获水草的营养输出不仅要平衡渔业污染,同时也要平衡外源污染。

从湖泊生态系统营养平衡的角度提出如下网围养鱼最大规模模式:

$$EPL + FPL - BR - SR - OFR + a \\ = 0 \\ EPL = IFL + RL + AL \\ FPL = TA \cdot UAY \cdot UYPL \\ BR = FR + PR \\ OFR = OFQ \cdot OC \\ TA = (BR + SR + OFR - EPL - a) / \\ (UAY \cdot UYPL)$$

即外源污染 EPL 及渔业污染 FPL 与生物收获输出 BR, 沉积输出 SR, 泄水输出 OFR 及其他输入(或输出)a 在允许的营养水平 OC 上达成平衡.这个营养水

平是指湖水的营养水平,它不至于引起水生植被的退化和水质富营养化,不低于饮用水源水质标准. EPL 主要包括水流输入量 IFL, 区间输入量 RL 和大气沉降量 AL 3 部分. 渔业污染量 FPL 是饲料(包括水草)与鱼产品所含污染物的差值,在一定的养殖模式下单位面积网围的净鱼产量 UAY 和每生产单位重量鱼产品释放的污染物量 UYPL 可近似为常量,实际上是网围总面积 TA 决定了 FPL. 生物收获输出 BR 指随(天然捕捞)渔业产品收获和植物产品收获输出的污染物量 FR 及 PR. 沉积输出 SR 是指污染物沉积与分解释放间的平衡,即进入永久沉积的污染物量. 湖水中污染物的最大允许含量 OC 和泄水量 OFQ 决定了污染物的泄水输出量 OFR. a 为由湖内其它物理化学和生化过程引起的污染物增减量及未知污染量,包括生物固氮、反硝化、有机物的光分解、微型生物的代谢等。

目前东太湖 RL、SL、AL 为估算值,a 为推算值,其它参数都有较为可靠的计算依据(表 4). 湖水中 TN、TP、COD 的平均

表 4 东太湖适宜网围养鱼规模模型参数(1993)  
Table 4 Parameters of appropriate pen fish farming scale model of East Taihu Lake(1993)

参 数 Parameter	总 N Total N	总 P Total P
EPL (t · yr <sup>-1</sup> )	6202	212.5
IFL (t · yr <sup>-1</sup> )	5655	182.7
RL (t · yr <sup>-1</sup> )	370	24.7
AL (t · yr <sup>-1</sup> )	177	5.1
FPL (t · yr <sup>-1</sup> )	167.8	21.5
TA (hm <sup>2</sup> )	385.4	
UAY (t · hm <sup>-2</sup> )	5.03	
UYPL (t · t <sup>-1</sup> )	0.0866	0.0111
BR (t · yr <sup>-1</sup> )	1963.4	307.5
FR (t · yr <sup>-1</sup> )	71.8	10.7
PR (t · yr <sup>-1</sup> )	1891.6	296.8
SR (t · yr <sup>-1</sup> )	238	58
OFR (t · yr <sup>-1</sup> )	3944	153.7
a (t · yr <sup>-1</sup> )	-224.4	285.2

含量分别为  $1.04 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  和  $75 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ , 已超过了中-富营养水平 ( $0.65 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,  $50 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ), 其允许营养水平的确定还有待深入研究.

要在保持现有水质  $OC$  的基础上扩大网围养鱼规模  $TA$ , 有:

$$TA = (BR + K_1) / (K_2 \cdot UYPL)$$

$K_1$  和  $K_2$  均为常数, 可通过 2 个主要途径来增加  $TA$ : 1) 改造水生植被, 提高初级生产力, 增加收获输出  $BR$ ; 2) 改进养鱼技术, 减少生产单位重量鱼产品释放的污染物量  $UYPL$ . 在没有任何改进的情况下增加网围养鱼规模,  $FPL$  的增加将使湖水营养水平上升, 同时影响到  $BR$ 、 $SR$  和  $OFR$ . 必须经过充分的实验研究来确定安全的最大允许营养水平和对应的模型参数, 计算出围栏养鱼最大规模.

在允许的规模范围内, 合理调整网围的大小、布局和使用年限可减轻或消除局部性的环境污染和植被退化, 这里提出小型、分散、短期的原则. 经过多年的改进, 东太湖现有网围平均单围面积  $0.41 \text{ hm}^2$ , 净产鱼  $2.06 \text{ t}$ , 净利润  $5092 \text{ 元}$ , 适合于单户经营管理. 但分布过于集中, 分散分布有利于污染物的稀释扩散, 削弱污染叠加效应. 单围年释放污染物  $N178 \text{ kg}$ ,  $P23 \text{ kg}$ ; 通过收获水生植物可从  $1 \text{ hm}^2$  湖面上去除  $N151 \text{ kg}$ ,  $P23.7 \text{ kg}$ ; 同时考虑到其它污染负荷和网围周围水生植物生产力的下降等因素, 单个网围周围应保留 5 倍以上的湖面作为污染净化区, 网围间距离应大于  $85 \text{ m}$ . 网围均为毛竹尼龙网结构, 安全使用年限为两年, 应在两年后另选地点建立

新围, 在原围区恢复水生植被, 这样既可利用原围区底泥中的营养物生产水草, 又能防止污染效应的累加.

## 4 结 论

高密度网围养鱼因其污染效应和物理障碍效应而影响周围环境和水生植物, 引起了植被退化和水绵发生, 有害于网围养鱼自身. 这种影响具有时间累积和空间叠加的特性. 应以整个湖泊生态系统营养平衡为基础, 通过实验研究确定其允许营养水平和最大网围养鱼规模, 实行网围小型化、短期化和分散分布的管理策略, 以防止全湖或局部性环境和植被的退化.

## 参考文献

- 1 王友亮等. 1990. 长荡湖网围养鱼有效利用面积的研究. 河海大学学报 (海洋湖沼专集), 18: 175~183.
- 2 李文朝. 1993. 东太湖沉水植被的演替动态及生态对策. 中国科学院南京地理与湖泊研究所集刊, No. 9: 83~93.
- 3 吴庆龙. 1995. 大水面网围精养的水环境效应及对策探讨. 水产学报, (3): 240~246.
- 4 杨清心、李文朝. 1989. 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, No. 6: 84~93.
- 5 季 江. 1990. 东太湖网围区悬移质状况及其对鱼类的影响. 中国科学院南京地理与湖泊研究所集刊, No. 7: 35~45.
- 6 陈洪达. 1984. 杭州西湖水生植被恢复的途径与水质净化问题. 水生生物学集刊, 8(2): 237~244.
- 7 陈洪达. 1989. 养鱼对武汉东湖生态系的影响. 水生生物学报, 13(4): 359~368.
- 8 高礼存等. 1988. 湖泊网围养鱼综合技术. 南京: 江苏科学技术出版社, 27~126.
- 9 隋桂荣. 1990. 东太湖网围养鱼对底质的影响. 湖泊科学, 2(2): 61~65.
- 10 Jorgensen, S. E. and Vollenweider, R. A. 1988. Guidelines of lake management, Vol. 1: Principles of lake management. UNEP & ILEC Press, Shiga, Japan, 37~134.