

西太湖水生植物时空变化

刘伟龙^{1,2}, 胡维平^{1,*}, 陈永根^{1,2}, 谷孝鸿¹, 胡志新¹, 陈宇炜¹, 季江¹

(1. 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 南京 210008; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100039)

摘要 水生植物在浅水湖泊生态系统中具有十分重要的作用。根据中国科学院太湖湖泊生态系统研究站 1989 年以来的常规监测资料, 将西太湖 (除东太湖以外的湖区) 划分为 9 个区, 采用点截法 (point intercept method), 于 2002 ~ 2005 年对各区水生植物的种类、生物量和空间分布情况进行了 6 次调查。结果表明, 西太湖现有水生植物 16 种, 分属于 11 科 12 属; 水生植物总面积约 10220hm², 其中沉水植物分布面积约占 64.58%, 挺水植物约占 0.29%, 漂浮植物约占 38.16%。各个种之间生物量差异显著, 马来眼子菜、荇菜、芦苇的生物量在所有水生植物中居前 3 位。多样性分析表明, 水生植物种类 4a 来未发生明显变化, 但种类和生物量季节性差异较大。水生植物呈环状分布在距湖岸 5km 以内的水域和部分岛屿周围, 东岸和南岸为水生植物的主要集中分布区域, 分布区连续性好, 且水草种类齐全。挺水植物种类单一, 仅有芦苇 (*Phragmites communis*) 一种, 分布区域多限于水深小于 1.6m 的湖岸, 沉水植物共有 8 种, 为水生植物的主要组成部分, 马来眼子菜 (*Potamogeton malaianus*) 的分布频度最高, 在西山岛周围水域逐年扩张, 成为该区域的先锋种, 漂浮植物 3 种, 主要以荇菜 (*Nymphoides peltata*) 为主, 在七都水域有逐渐扩张的趋势。马来眼子菜、芦苇、荇菜表现出对水环境较强的适应能力, 目前为西太湖的 3 个优势种。20 世纪 50 年代以来, 西太湖水生植物种类减少了 50 种, 其中水质下降是导致水生植物种类不断减少甚至消失的一个重要原因。围网养殖和不合理的捕捞方式也对局部水域的植物造成极大的破坏。水生植物生存环境日益严峻, 种群单一化趋势日益明显。

关键词 水生植物; 优势种; 分布特征; 时空变化; 影响因素; 西太湖

文章编号: 1000-0933 (2007) 01-0159-12 中图分类号: Q178, Q948.8 文献标识码: A

Temporal and spatial variation of aquatic macrophytes in West Taihu Lake

Liu Weilong^{1,2}, Hu Weiping^{1,*}, Chen Yonggen^{1,2}, Gu Xiaohong¹, Hu Zhixin¹, Chen Yuwei¹, Ji Jiang¹

¹ Nanjing Institute of Geography & Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China

² Graduate School, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China

Acta Ecologica Sinica 2007, 27 (1): 0159 ~ 0170.

Abstract: The abundance and composition of aquatic macrophytes community has a great effect on a shallow lake ecosystem. Shallow lakes that support abundant aquatic macrophytes when the water is clear may be degraded by excessive nutrient inputs. Such degraded lakes are often turbid and devoid of aquatic vegetation. Taihu Lake is among the five largest fresh water lakes in China. Its ecosystem has deteriorated due to the increasing amount of pollutants discharged into the water body since the 1980s. Some aquatic macrophyte species decreased gradually and some even disappeared entirely in Taihu Lake.

Many researchers focus attention on the aquatic macrophytes in East Taihu Lake while a few have focused on West

基金项目: 中国科学院资源环境领域野外台站基金资助项目; 中国科学院知识创新工程资助项目 (ZCX1-SW-01-15); 中国科学院引江济太资助项目 (THYJB-BS-02-002)

收稿日期: 2006-05-09; 修订日期: 2006-12-06

作者简介: 刘伟龙 (1976 ~) 男, 陕西省宝鸡市人, 博士生, 主要从事水生植物生态学研究. E-mail: wlliu@niglas.ac.cn

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: wphu@niglas.ac.cn

Foundation item: The project was financially supported by Chinese Ecosystem Research Network; Knowledge Innovation Engineering Program of CAS (No. ZCX1-SW-01-15); Water Diversion from the Yangtze to Taihu Lake (No. THYJB-BS-02-002)

Received date: 2006-05-09; **Accepted date:** 2006-12-06

Biography: Liu Weilong, Ph. D. candidate, mainly engaged in ecology of aquatic macrophytes in fresh water. E-mail: wlliu@niglas.ac.cn

Taihu lake specifically in recent years. In order to have a better understanding of the temporal and spatial variation of aquatic macrophytes, we divided West Taihu Lake into nine zones according to the data of routine aquatic macrophytes investigations since 1989 by Taihu Laboratory for Lake Ecosystem Research (TLER), Nanjing Institute of Geogrophy & limnology, CAS. From 2002 to 2005, six comprehensive investigations on the macrophyte species, biomass and distribution in the nine zones had been performed with the point-intercept method in the entire area of West Taihu Lake. The results show that there are 16 aquatic macrophyte species in 11 families, 12 genera. The total distribution area of aquatic macrophytes is about 10220hm², among which 64.58% is for submerged macrophytes, 0.29% for emergent vegetation and 38.16% for floating vegetation. The biomass differs greatly among the species; *Potamogeton malaianus*, *Nymphoides peltata*, *Phragmites communis* top all the species in biomass. Biodiversity suggests that no obvious changes occurred to the species over the past four years, but there exists a great seasonal difference in the species and biomass. The macrophytes distribute circularly within 5km water body from the shore and around some islands. The east and south shore are the main areas for aquatic macrophyte distribution with a fine continuity and full range of species. The only species of emergent macrophytes is *Phragmites communis*, mainly distributing above -1.6m water depth. There are 8 species of submerged macrophytes, making up the majority of aquatic vegetation. The distribution frequency of *Potamogeton malaianus* ranks first and it is becoming the pioneer species with its constant spreading around Xishan island. *Nymphoides peltata* takes the lead among the three floating macrophytes and tends to increase gradually in Qidu area. *P. malaianus*, *P. communis* and *N. peltata* can strongly adapt to the changing environment, and they have become the dominant species in the West Lake Taihu.

The degradation of water quality is among the main causes to the continuous decrease of aquatic macrophyte species. The difference of sediments leads to a distinct regularity in the macrophyte distribution. Pen fishing and improper fishing activities also cause tremendous threat to the aquatic macrophytes in some areas. The aquatic macrophyte species in West Taihu Lake have continuously suffered decreases and some have become extinct since the 1950s, but they have remained relatively stable during the past four years. The aquatic macrophytes community shows a simple developing tendency and the living conditions for the macrophytes are now becoming more and more severe.

Key Words: aquatic macrophytes; dominant species; distribution characteristics; temporal and spatial variation; influential factors; West Taihu Lake

20 世纪 80 年代以来, 社会经济迅速发展带来的点源和面源污染, 引起太湖水质急剧下降, 导致太湖生态系统自我调节功能降低^[1]。水生植物作为湖泊生态系统的重要调节者, 在固定底泥、防止沉积物再悬浮、净化水质等方面具有重要的作用^[2~7]。由于水质下降, 水生植物面积不断萎缩, 个别种类不断减少甚至消失, 植物种群向单一化发展, 藻类水华频繁爆发, 加剧了水环境的进一步恶化。因此, 研究水生植被的种类、群落结构、时空变化以及生物多样性等特征, 对合理利用湖泊资源, 改善湖泊水质具有重要的现实意义^[8~10]。

目前对于太湖水生植物群落结构和生态功能的研究多限于东太湖^[11~23], 对西太湖水生植物的分布特征及时空变化方面涉及较少^[24~26]。本文通过 2002 ~ 2005 年对西太湖的实地调查, 对水生植物的生物量、空间分布和多样性方面进行了比较分析, 结合水质、底质、渔业等影响因素的分析, 对水生植物的演变和分布特征进行了探讨, 以为揭示太湖水质空间分异机制, 探求自然变化和人类活动对于湖泊水生植被的影响提供基础数据, 同时为太湖水生植物保护和富营养化治理提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 水生植物调查时间

调查采样时间分别为 2002 年 9 月和 12 月, 2003 年 4 月和 7 月, 2005 年 6 月和 10 月, 基本覆盖了西太湖水生植物春夏秋冬完整的生长周期。

1.2 分区与采样点布设

中国科学院太湖湖泊生态系统研究站 1989 年以来监测数据显示,太湖高等水生植被主要分布于太湖东部、南部及北部,湖心区基本无水生植物分布。据此,将西太湖划分为 9 个湖区(图 1),分别为: I 湖北两湾区(梅梁湾、竺山湾)面积约为 24710hm²; II 贡湖湾,面积约 21560hm²; III 光福湾,面积约为 10920hm²; IV 胥口湾,面积约为 14390hm²; V 环西山岛水域,面积约为 19040hm²; VI 七都水域,面积约为 18150hm²; VII 西南区,面积约为 26170hm²; VIII 西岸区,面积约为 24700hm²; IX 湖心区,面积约为 61060hm²。利用点截法(point intercept method)^[27-28],在各区以“之”字形沿湖岸或岛屿布设采样点位,每 300m 进行 1 次采样。根据水生植物的分布情况,6 次调查先后在西太湖设立的采样点数分别为 94、126、148、130、155、238 个。根据水生植物具体分布情况,每次调查时对各区设置的采样点进行适当调整,尽量减少无效数据的产生。采样点的位置用全球定位系统(GPS)确定。

1.3 采样方法

水生植物种类的定义以 Cook 的概念为准。湖岸湿生植物不在调查范围内。本文所指的漂浮植物包括根生浮叶植物(rooted floating-leaved plants)和自由漂浮植物(free floating plants)。沉水植物采集主要使用彼得逊采泥器(Petersen grab, 0.12m × 0.30m)和自行研制的口径为 0.25m²的水草采集刀具,在同一点位进行 4 次相反方向采集,力求采集到所有植物^[29-30]。由于多数沉水植物是以无性繁殖为主,因此植物个体数以底泥表面生长的植株数目计算。根生浮叶植物和挺水植物则用自行研制的采草刀具与长柄可调剪刀(ARS-180, Japan)结合,将 1m × 1m 样方内植物从底泥以上的部位剪断采集。无根漂浮植物采样则将水面上样方内的植物手工采集。植物样品采集后立即去泥、分类、称重,生物量取各个采样点四次采集的植物平均鲜重值^[31],同时目测可见植物种类的覆盖度。湖水透明度用赛克盘(Secchi Disc)测量,水深用带刻度的 PVC 管子测量。对大面积的水生植物,沿分布区的外缘绕行,利用 GPS(eTrex Legend)面积测量功能计算水生植物分布面积。小面积的水生植物区则记录水草边界坐标,利用 Mapinfo 计算面积。采集的植物种类鉴定到种水平。群丛类型划分依据植物的分布面积、外貌、结构和优势种。多样性指数采用 Shannon-Wiener 多样性指数^[32-34]:

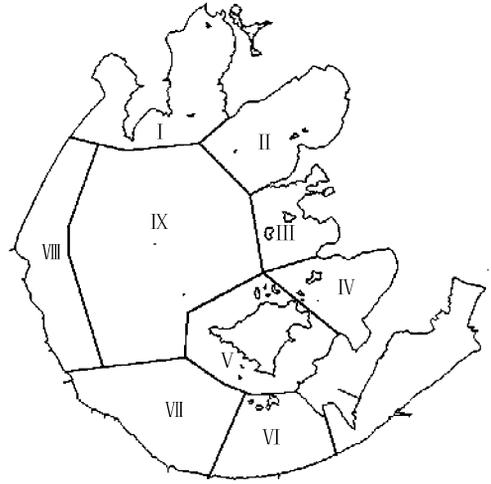
$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

式中, s 是植物的种类数; p_i 是第 i 物种相对于所有物种 s 所占的比例 ($p_i = n_i/N$); n_i 是统计样方内第 i 物种的个体数目; N 是统计样方内的全部物种个体数。

水生植物优势度(重要值) = [(相对频度) + (相对生物量) × 100%] / 2^[35-36]。

2 调查结果与分析

2002 ~ 2005 年调查结果表明,西太湖共有水生植物 16 种,隶属 11 科 12 属,其中包括蕨类植物 1 种,单子叶植物 10 种,双子叶植物 5 种。其中沉水植物 8 种,马来眼子菜为沉水植物中的优势种,挺水植物只有芦苇 1 种,漂浮植物(包括根生浮叶植物和漂浮植物) 7 种,荇菜为优势种。水生植物面积约为 10220hm²,占西太湖面积的 4.77%。其中沉水植物面积约为 6600hm²,约占水生植物总面积的 64.58% 多,挺水植物约为 30hm²,约为水生植物总面积的 0.29%,漂浮植物面积约为 3900hm²,占水生植物总面积的 38.16%。由于分布的重叠性,各生态型水生植物分布面积之和大于总面积。各湖区水生植物的种类与分布存在一定的季节性差异,



- | | |
|------------------|-------------------|
| I 湖北两湾区(梅梁湾、竺山湾) | VI 七都水域 |
| II 贡湖湾 | VII 西南区 |
| III 光福湾 | VIII 西岸区 |
| IV 胥口湾 | IX 湖心区 |
| V 环西山岛水域 | 下同 The same below |

图 1 西太湖水生植物调查湖区划分图

Fig. 1 Sampling zones of aquatic macrophytes in West Taihu Lake

生物量季节变化明显。结果见下表 (历次调查中,湖心区均未见水生植物生存)。

2.1 春季水生植物种类和分布特征

春季调查共采集水生植物 12 种。其中挺水植物 1 种,漂浮植物 3 种,沉水植物 8 种 (表 1)。荇菜 (*Nymphoides peltata* (Gmel.) Kuntze) 的生物量最高,所有采样点平均生物量为 $91\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$,其次为马来眼子菜 (*Potamogeton malaianus* Miq.) 和芦苇 (*Phragmites communis* Trin.)。芦苇残体和群落内由于风浪作用聚集的其他腐烂水草为新芦苇幼苗提供了丰富的营养,芦苇均长势良好,分布在水深不超过 1.6m 的湖滨。凤眼莲 (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) 和水花生 (*Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb) 主要在风浪相对较小的湖汊和芦苇丛中零星出现,其平均生物量在所有水生植物中最低。马来眼子菜在贴近湖底部分须根已经开始生长,大部分芽体已经分化,部分幼叶达到 35cm,平均长度约为 50cm。苦草 (*Vallisneria spiralis* L.) 此时也开始生长,平均生物量为 $19\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ 。菹草 (*Potamogeton crispus* L.) 出现在透明度 15cm 以上的水体内,平均生物量为 $13\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ 。凤眼莲、水花生的生物量很低,只占春季所有湖区植物总生物量的 1.8% 和 2.3%。荇菜 ($91\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)、马来眼子菜 ($69\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)、芦苇 ($30\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$) 的生物量位于前三。

表 1 春季水生植物种类及各区平均生物量

Table 1 Aquatic macrophytes species and average biomass in each sampling zone in Spring ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)

水生植物 Aquatic macrophytes species	湖区 Sampling zone									总生物量 TBM1 ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)	平均生物量 ABM ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)	比例 TBM1 (%)
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX			
	测点数 Sampling point											
	11	16	20	23	25	15	16	12	10			
芦苇 <i>Phragmites communis</i>	20	44	33	59	44	22	11	41	0	274	30	9.1
凤眼莲 <i>Eichhornia crassipes</i>	10	0	0	11	18	9	5	0	0	53	6	1.8
水花生 <i>Alternanthera philoxeroides</i>	14	0	0	13	19	14	8	0	0	68	8	2.3
荇菜 <i>Nymphoides peltata</i>	16	58	305	162	114	110	54	0	0	819	91	27.2
马来眼子菜 <i>Potamogeton malaianus</i>	12	86	101	120	76	158	68	0	0	621	69	20.6
苦草 <i>Vallisneria spiralis</i>	0	14	31	48	46	19	17	0	0	175	19	5.8
轮叶黑藻 <i>Hydrilla verticillata</i>	6	0	48	52	35	45	14	0	0	200	22	6.6
伊乐藻 <i>Elodea nuttalli</i>	0	0	44	31	21	32	23	0	0	151	17	5.0
微齿眼子 <i>Potamogeton maackianus</i>	9	0	56	15	30	41	0	0	0	151	17	5.0
菹草 <i>Potamogeton crispus</i>	6	0	19	19	13	46	12	0	0	115	13	3.8
金鱼藻 <i>Ceratophyllum demersum</i>	7	21	27	44	18	40	13	14	0	184	20	6.1
狐尾藻 <i>Myriophyllum verticillatum</i>	0	26	43	30	16	57	11	16	0	199	22	6.6
总生物量 TBM2	100	249	707	604	450	593	236	71	0	3010	334	100.0

TBM1 所有湖区某种植物的生物量 Total biomass of a certain macrophyte species in all sampling zones ;TBM2 代表某个湖区所有植物的生物量之和 Total biomass of all macrophytes species in a certain sampling zone ;ABM 代表某种植物在所有湖区采样点的平均生物量 Average biomass of a certain macrophyte in all sampling zones ;下同 the same below

在 IV (胥口湾)、V (环西山岛水域)、VI (七都水域)、VII (西南区), 12 种水生植物都有出现,透明度较其他湖区也高 5~10cm。其中 VIII (西岸区) 在调查中只发现 3 种水草,为芦苇、金鱼藻 (*Ceratophyllum demersum* L.)、狐尾藻 (*Myriophyllum verticillatum* L.) 在 VIII 区芦苇的生物量在所有的调查样点中达到 $41\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ 。

2.2 夏季水生植物种类与分布特征

夏季调查共采集植物 15 种 (表 2),比春季的水生植物多 3 种,分别为菱 (*Trapa maximowiczii* Korsh)、无根萍 (*Wolffia arrhiza* Linn.)、槐叶萍 (*Salvinia natans* L.)。水生植物的覆盖度大幅提高,在光福湾和七都水域,以沉水植物为主的水草覆盖度甚至达到 85% 以上,造成局部水域船只通行困难。

夏季植物进入生长高峰期,生物量较春季显著增长。芦苇的生物量是春季的 387.2%,开始成为湖滨水陆交界处的绝对优势种。荇菜进入开花盛期,在湖面上形成 10~1000m² 的斑块。马来眼子菜生物量为春季的 276.5%,在覆盖度和分布面积上,成为沉水植物种的优势种之一。菱进入成熟期,在湖心区和西岸以外的

其他湖区的湖汊和近岸有少量分布。无根萍由于形体较小,主要散布在湖滨挺水植物和漂浮植物群落以及水流相对静止的水面。

表 2 夏季水生植物种类及其生物量

Table 2 Aquatic macrophytes species and average biomass in each sampling zone in summer ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)

水生植物 Aquatic macrophytes species	湖区 Sampling zone									总生物量 TBM1 ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)	平均生物量 ABM ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)	比例 TBM1 (%)
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX			
	测点数 Sampling point											
	8	16	18	26	17	22	17	13	8			
芦苇 <i>Phragmites communis</i>	63	249	112	130	94	145	151	118	0	1061	118	12.8
凤眼莲 <i>Eichhornia crassipes</i>	32	37	46	32	37	34	26	59	0	302	34	3.6
水花生 <i>Alternanthera philoxeroides</i>	26	23	62	30	39	42	27	28	0	274	30	3.3
荇菜 <i>Nymphoides peltata</i>	105	208	304	288	185	205	140	0	0	1433	159	17.3
菱 <i>Trapa maximowiczii</i>	27	23	50	47	35	30	11	0	0	222	25	2.7
无根萍 <i>Wolffia arrhiza</i>	25	26	0	0	30	23	48	28	0	178	20	2.1
槐叶萍 <i>Salvinia natans</i>	50	0	0	0	12	12	22	26	0	122	14	1.5
马来眼子菜 <i>Potamogeton malaianus</i>	102	286	375	293	218	248	192	0	0	1711	190	20.6
苦草 <i>Vallisneria spiralis</i>	53	196	92	70	66	101	27	0	0	603	67	7.3
轮叶黑藻 <i>Hydrilla verticillata</i>	58	111	153	85	66	68	71	0	0	611	68	7.4
伊乐藻 <i>Elodea nuttalli</i>	11	25	48	76	75	53	37	0	0	324	36	3.9
微齿眼子 <i>Potamogeton maackianus</i>	14	26	65	53	44	49	55	50	0	354	39	4.3
菹草 <i>Potamogeton crispus</i>	13	33	55	57	59	33	46	39	0	333	37	4.0
金鱼藻 <i>Ceratophyllum demersum</i>	7	24	23	36	62	57	30	23	0	259	29	3.1
狐尾藻 <i>Myriophyllum verticillatum</i>	24	43	227	40	57	56	43	22	0	511	57	6.2
总生物量 TBM2	606	1307	1609	1232	1076	1153	923	390	0	8298	922	100.0

I、V、VI、VII区植物种类较丰富,15种水草均有发现。III区水草的生物量最高,单位面积水草的总生物量达到 $1609\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ 。VIII区水草种类较春季多5种,达到9种,虽然在所有湖区中(除湖心区以外),该区生物量最低,但是总生物量从春季的 $71\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ 跃升至 $390\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ 。槐叶萍和无根萍的平均生物量最低,分别为 $14\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ 和 $20\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ 。平均生物量和分布面积位于前3位的依然是马来眼子菜($190\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$)、荇菜($159\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$)、芦苇($118\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$)。

2.3 秋季水生植物种类与分布特征

秋季紫背浮萍(*Spirodela polyrhiza* L.)大量出现,水生植物种类达到16种。多数水生植物开始从营养生长转入生殖生长。

紫背浮萍主要分布在芦苇群落或风浪较小的水域,通常形成 $2\sim 5\text{m}^2$ 小斑块漂浮在水面上,平均生物量为 $17\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ 。槐叶萍的生物量较夏季增加了97.9%,而且在贡湖湾、光福湾、七都、小梅口水域出现。马来眼子菜的穗状花序在水面上大量出现,花梗达到 $3\sim 5\text{cm}$ 。荇菜的花期仍然在持续。轮叶黑藻(*Hydrilla verticillata* (Lf) Royle)、伊乐藻(*Elodea nuttalli* (Planch.) St. John)、苦草、狐尾藻等一些沉水植物未显示衰亡的迹象,仍然保持旺盛的生长势。槐叶萍(*Salvinia natans* (Linn.) All)、紫背浮萍、无根萍(*Wolffia arrhiza* (L.) Wimmer)在湖水相对静止的湖汊和芦苇群落中分布,由于形体较小,即使在局部地区的覆盖度达到60%以上,生物量仍然很小。马来眼子菜和荇菜的生物量最高,分别占全部水生植物生物量的20.3%和19.7%。II区植物生物量较夏季增加 $125\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$,VII区植物生物量比夏季减少 $125\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ 。马来眼子菜、荇菜和芦苇的生物量一直处于较高水平。

9个湖区中,III(光福湾)植物种类齐全,其他湖区种类相对减少,特别是VII(西南区)只发现荇菜、菱、马来眼子菜。VIII(西岸区)也仅有3种水草出现,为芦苇、荇菜、马来眼子菜。

表3 秋季水生植物种类及其生物量

Table 3 Aquatic macrophytes species and average biomass in each sampling district in autumn ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)

水生植物 Aquatic macrophytes species	湖区 Sampling zone									总生物量 TBM1 ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)	平均生物量 ABM ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)	比例 TBM1 (%)
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX			
	测点数 Sampling point											
	8	16	18	26	17	22	17	13	8			
芦苇 <i>Phragmites communis</i>	79	261	133	195	164	72	0	92	0	996	111	12.1
凤眼莲 <i>Eichhornia crassipes</i>	24	44	61	46	0	0	0	0	0	175	19	2.1
水花生 <i>Alternanthera philoxeroides</i>	35	41	61	57	0	0	0	0	0	194	22	2.4
荇菜 <i>Nymphoides peltata</i>	123	186	191	245	294	363	161	58	0	1621	180	19.7
菱 <i>Trapa maximowiczii</i>	60	21	81	41	0	0	17	0	0	220	24	2.7
无根萍 <i>Wolffia arrhiza</i>	25	19	36	0	0	0	0	0	0	80	9	1.0
紫背浮萍 <i>Spirodela polyrhiza</i>	19	37	35	27	44	18	0	0	0	180	20	2.2
槐叶萍 <i>Salvinia natans</i>	78	0	137	0	0	0	0	0	0	215	24	2.6
马来眼子菜 <i>Potamogeton malaianus</i>	60	273	379	297	347	138	121	53	0	1668	185	20.3
苦草 <i>Vallisneria spiralis</i>	0	211	97	148	54	46	0	0	0	556	62	6.8
轮叶黑藻 <i>Hydrilla verticillata</i>	39	82	116	123	106	52	0	0	0	518	58	6.3
伊乐藻 <i>Elodea nuttalli</i>	21	53	48	39	97	83	0	0	0	341	38	4.1
微齿眼子菜 <i>Potamogeton maackianus</i>	40	162	161	54	72	47	0	0	0	536	60	6.5
菹草 <i>Potamogeton crispus</i>	70	43	40	41	56	90	0	0	0	340	38	4.1
金鱼藻 <i>Ceratophyllum demersum</i>	0	42	58	22	73	49	0	0	0	244	27	3.0
狐尾藻 <i>Myriophyllum verticillatum</i>	0	61	63	56	121	64	0	0	0	365	41	4.4
总生物量 TBM2	671	1532	1693	1389	1427	1019	299	202	0	8232	915	100.0

2.4 冬季水生植物种类与分布特征

冬季调查共发现水生植物有 12 种(表 4),其中槐叶萍、无根萍、菱、紫背浮萍在所有采样点未见分布。此时,全湖平均水温(水下 50cm)为 7.5℃,水生植物生长受到抑制。在风浪扰动下,已经衰亡的微齿眼子菜(*Potamogeton maackianus* A. Benn)、金鱼藻(*Ceratophyllum demersum* L.)等沉水植物枝叶浮到水面上,在局部湖汊和芦苇丛中聚集着风浪带来的凤眼莲和水花生。

表4 冬季水生植物种类及其生物量

Table 4 Aquatic macrophytes species and average biomass in each sampling zone in Winter ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)

水生植物 Aquatic macrophytes species	湖区 Sampling zone									总生物量 TBM1 ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)	平均生物量 ABM ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)	比例 TBM1 (%)
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX			
	测点数 Sampling point											
	8	16	18	26	17	22	17	13	8			
芦苇 <i>Phragmites communis</i>	11	20	33	42	25	11	26	52	0	220	24	6.2
凤眼莲 <i>Eichhornia crassipes</i>	16	10	0	0	0	0	0	13	0	39	4	1.1
水花生 <i>Alternanthera philoxeroides</i>	19	5	0	0	0	13	0	8	0	45	5	1.3
荇菜 <i>Nymphoides peltata</i>	31	0	242	318	170	123	81	0	0	965	107	27.2
马来眼子菜 <i>Potamogeton malaianus</i>	25	160	293	264	200	287	108	0	0	1337	149	37.6
苦草 <i>Vallisneria spiralis</i>	14	15	54	69	40	39	9	0	0	240	27	6.8
轮叶黑藻 <i>Hydrilla verticillata</i>	12	0	30	13	10	26	0	0	0	91	10	2.6
伊乐藻 <i>Elodea nuttalli</i>	0	0	62	33	80	15	0	0	0	190	21	5.3
微齿眼子菜 <i>Potamogeton maackianus</i>	7	0	23	28	10	13	0	0	0	81	9	2.3
菹草 <i>Potamogeton crispus</i>	18	0	33	15	10	24	0	0	0	100	11	2.8
金鱼藻 <i>Ceratophyllum demersum</i>	9	0	9	0	0	28	13	0	0	59	7	1.7
狐尾藻 <i>Myriophyllum verticillatum</i>	0	20	12	29	60	41	24	0	0	186	21	5.2
总生物量 TBM2	162	230	791	811	605	620	261	73	0	3553	395	100.0

Ⅲ、Ⅳ湖区中水草的生物量分别为 $791 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 和 $811 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$,Ⅴ、Ⅵ湖区水草的总生物量相对持平 ,Ⅷ (西岸区)的总生物量在所有湖区 (除湖心区以外)中依然为最低 ,仅为 $73 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 。水草种类在各个湖区分布不均匀 ,其中Ⅵ水草种类为 11 种 ,在所有湖区中居首位 ,其次是Ⅰ、Ⅲ湖区 ,均为 10 种。各种水草的平均生物量急剧下降 ,马来眼子菜的生物量仅为夏季的 59.3% 。凤眼莲、水花生、金鱼藻的平均生物量也分别只有 $4 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 、 $5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 、 $7 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 。

3 讨论

3.1 西太湖水生植被结构及分布特征

调查结果显示 ,西太湖共有 4 个植被类型 ,主要为芦苇群丛 (*Phragmites communis* association) 、荇菜群丛 (*Nymphoides peltata* association) 、马来眼子菜群丛 (*Potamogeton malaianus* association) 、荇菜-马来眼子菜群丛 (*Nymphoides peltata*-*Potamogeton malaianus* association) 。芦苇群丛的主要伴生种为凤眼莲、水花生、紫背浮萍等 ,荇菜群丛的伴生种主要为马来眼子菜、苦草、菱等 ;马来眼子菜群丛伴生种主要为苦草、轮叶黑藻、菹草等 ;荇菜-马来眼子菜群丛的主要伴生种为苦草、金鱼藻、伊乐藻等。芦苇、马来眼子菜、荇菜为水生植被分布的主要种类 ,年平均生物量在所有水生植物生物量中居前 3 位 (图 2) 。群丛的分布与东太湖相比显得相对单一 ,东太湖面积仅为 13100 hm^2 ,2002 年表现出 9 个植被类型 [23] ,西太湖面积为东太湖的 16.8 倍 ,2002 ~ 2005 年仅有 4 个植被类型。东西太湖水生植被的明显差异值得进一步探讨。

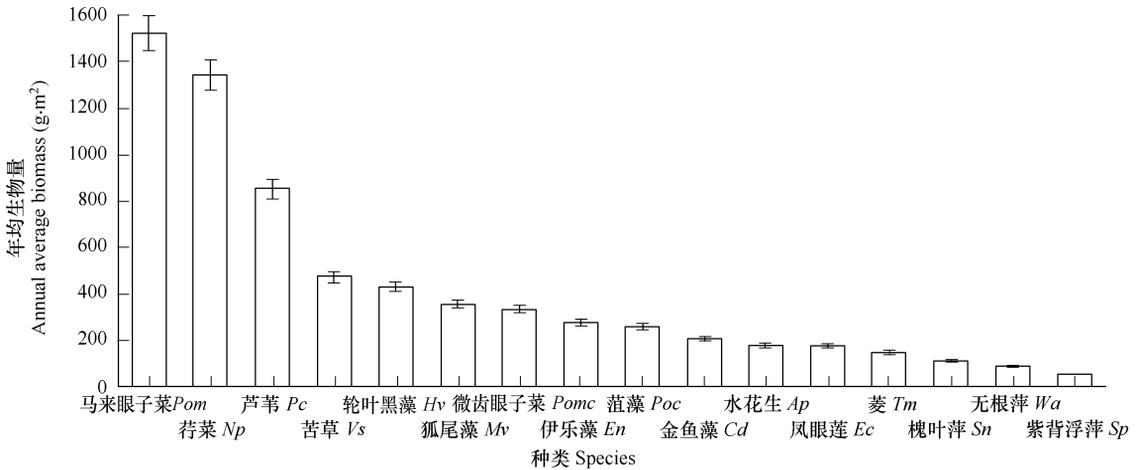


图 2 西太湖各种水生植物年平均生物量

Fig. 2 Annual average biomass of different species in West Taihu Lake

Pc = *Phragmites communis* ; *Ec* = *Eichhornia crassipes* ; *Ap* = *Alternanthera philoxeroides* ; *Np* = *Nymphoides peltata* ; *Tm* = *Trapa maximowiczii* ; *Wa* = *Wolffia arrhiza* ; *Sp* = *Spirodela polyrhiza* ; *Sn* = *Salvinia natans* ; *Pom* = *Potamogeton malaianus* ; *Vs* = *Vallisneria spiralis* ; *Hv* = *Hydrilla verticillata* ; *EN* = *Elodea nuttalli* ; *Pomc* = *Potamogeton maackianus* ; *Poc* = *Potamogeton crispus* ; *Cd* = *Ceratophyllum demersum* ; *Mv* = *Myriophyllum verticillatum*

水生植被类型分布呈现明显规律性 ,芦苇群丛、荇菜群丛、马来眼子菜群丛、荇菜-马来眼子菜群丛从湖岸到湖心随水深呈阶梯状分布。水生植被集中分布区域是Ⅴ、Ⅵ、Ⅶ区。东部、南部主要为马来眼子菜群丛和荇菜群丛。西山岛以南的水域为荇菜-马来眼子菜群丛主要分布区。整体来看 ,东部、南部水生植被群丛较丰富 ,西部、北部的植被群丛单一 ,Ⅷ (西岸区)仅有芦苇群丛分布。植物群丛的不均匀分布也体现在不同湖区水生植物生物量的不均衡方面 (图 3) ,东部、南部生物量普遍较高 ,湖西、湖北较低 ,湖心区无水生植物。其中

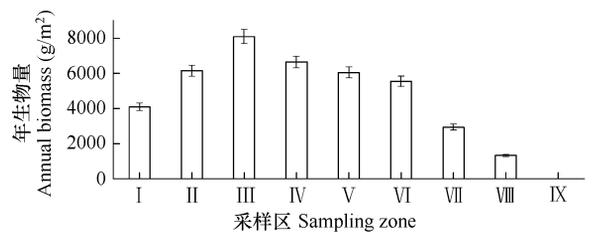


图 3 2005 年 10 月各湖区水生植物总生物量

Fig. 3 Total biomass of aquatic macrophytes in each sampling zone of West Taihu Lake in Oct. 2005

IV区的生物量最高,Ⅷ区生物量最低,各个湖区不同年份的水生植物生物量之和的大小依次为 IV > V > III > VI > II > VII > I > VIII > IX。

3.2 底质对水生植物分布的影响

太湖不同湖区底质差异也对水生植物的分布具有至关重要的影响。底质是根生水生植物的主要营养源^[37,38]。底质对根生水生植物营养盐的利用具有深远的影响^[39,40]。太湖底质复杂,全湖有69.83%面积为0.1m厚度以上的淤泥所覆盖,平均底泥厚度为0.82m,西岸底泥分布面积和厚度均比湖东部大,湖心区底泥分布少且薄^[41]。东部湖泊岸线比较曲折,由于湖湾效应^[42]与太湖风浪影响,引起悬浮物在这些水域聚集沉淀,同时水生植物在这些区域的繁衍进一步促进了泥沙的沉积,形成适应植物生长的多样性生境,因此,西太湖水生植物主要分布在湖东岸。湖心区风浪较大,容易引起底泥再悬浮,使水体光照强度减弱,植物的光合作用受到抑制^[43],不利于植物生长,因此,湖心区未见植物分布。湖西底泥虽然较东部厚,但是湖岸线单一,人为活动频繁,因此水生植物种类分布很少,而且种类单一,基本上以挺水植物芦苇为主。

3.3 水质变化与水生植物种类

由于对水质的适应阈不同,水质变化能导致生物多样性变化、退化和消失^[44]。水体营养盐的提高能够显著提高植物的生产力,但会导致植物种类减少,中度营养水体中生物多样性最高^[45~46]。水生植物种类的减少甚至消失是水质下降的一个明显的标志^[47]。

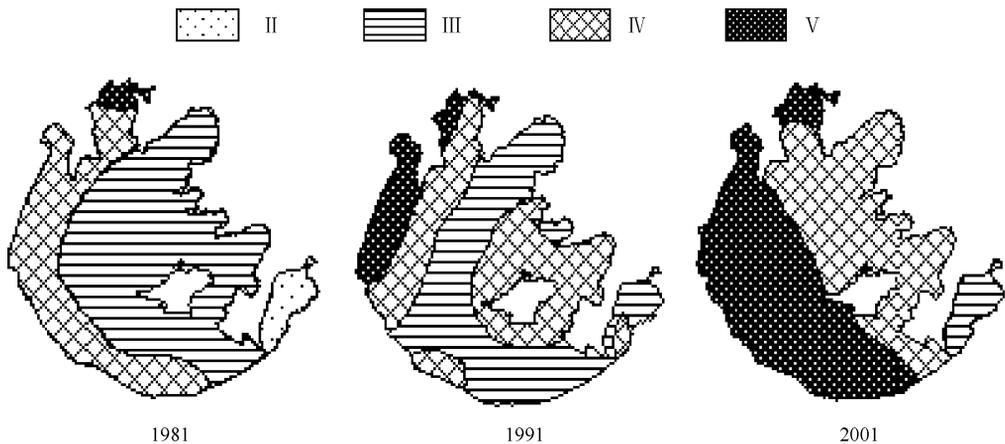


图4 1981~2001年太湖水质变化趋势

Fig. 4 The trend of water quality changing from 1981 to 2001

中国科学院太湖湖泊生态系统研究站监测资料显示,太湖20世纪60年代属I~II类水体,70年代其水质发展至II类,80年代初其水质平均为II~III类,80年代末,太湖水质大部分为III类,局部IV和V类,90年代中期水质平均为IV类,三分之一湖区为V类(图4)。2000~2005年太湖水质属中度富营养状态,水质为劣V类。平均每10a左右下降一个级别,近10多年下降速度明显加快。1987~1995年,太湖水体中的凯氏氮和总磷含量分别上升了66%和79%。

目前,沉水植物和漂浮植物主要分布在水质相对较好的东部,挺水植物则分布在图4所显示的水质较差的湖西岸,水生植物的分布区域与水环境的差异具有较好的一致性。可见水体富营养化对西太湖水生植物的影响非常显著,1960年太湖水生植物为66种^[48],2005年西太湖水体中仅存16种。对水环境变化敏感的一些种类如水蕨(*Ceratopteris thalictroides* (L.) Brown)、泽泻(*Alisma canaliculatum* A. Braun et Bouche)等在西太湖历次调查中均未发现。马来眼子菜、荇菜等适应性强的单一种类水生植物的分布迅速扩大,单一化的植物群落无法为其他水生生物提供广泛适宜的生存环境,造成水生生物多样性下降,湖泊生态平衡受到严重影响,进一步加剧水质的恶化,使食物链、碳循环、营养循环发生改变,导致生态系统的恶性循环。

3.4 西太湖水生植物多样性

Shannon-Wiener 指数是对群落中植物种类不定性的衡量,同时也可以作为物种多样性指标^[49]。对西太湖水生植物进行 Shannon 多样性指数分析结果表明(表 5)2002 年 12 月多样性指数最低,主要原因可能是由于季节的影响,冬季气温下降,部分水草进入休眠期,因此种类较少。2003 年 4 月的多样性指数较低则是因为春季部分水草尚未完全进入生长期,或者形体太小,采样时未能完全采集到,因此造成统计频率偏低。其他年份的 6、7、9、10 月份,多样性指数大体相同,平均为 2.51。从多样性指数分析可以看出,2002~2005a 西太湖水生植物的种类虽然在不同季节上有小幅增减,主要由于植物的生理周期影响,植物的种类并未发生显著变化。

3.5 渔业发展对于水生植物分布的影响

太湖围网养殖起源于 1984 年,主要集中在东太湖。20 世纪 90 年代以后,围网养殖面积迅速扩大^[50]。2000 年以后,围网养殖区域已经突破东太湖,向西太湖逐步发展。到 2005 年,七都以北、西山岛以南、东太湖以东的区域,围网养殖已经形成一定的规模。围网养殖引起的污染和物理障碍导致网内水生植物严重退化^[51],而且为了养殖需要,养殖户利用宽耙沉底的方法,以机动船进行拖曳式捕捞围网附近水域的水生植物,这种捕捞植物的方式往往将植物连根拔起,造成水生植物几乎彻底消失。在调查中可以发现,围网周围的水生植物的分布往往呈狭窄的长条形分布,这是机动船捕捞水草时形成的一个特殊分布形式。围网形成以后,由于养殖、销售等需要,机动船只频繁往返这些区域,对水生植物造成机械损伤也是导致水生植物在这些区域减少的因素之一。每年 9 月开捕以后,渔民在湖上大面积拉网围捕,利用大网进行拖曳捕捞鱼虾等,此时多数水生植物正处于开花结实阶段,大网拖曳将水生植物连根拔起,对植物的有性繁殖和营养繁殖造成即时和潜在的破坏。因此围网养殖和不合理的捕捞方式等人为破坏是局部水域水生植物减少的一个不容忽视的原因。

表 5 水生植物不同时期分布频率及多样性

Table 5 The species frequencies (percentage of all samples containing each species) and diversity index in different time

水生植物 Aquatic macrophytes species	调查时间 Investigation time					
	2002-09	2002-12	2003-04	2003-07	2005-06	2005-10
芦苇 <i>Phragmites communis</i>	29	65	21	24	18	44
凤眼莲 <i>Eichhornia crassipes</i>	3.6	11.8	3	2.6	1.7	5
水花生 <i>Alternanthera philoxeroides</i>	6	10	5	3.7	1.5	1.5
菱 <i>Trapa maximowiczii</i>	8	0	0	6.8	5	1.5
无根萍 <i>Wolffia arrhiza</i>	3.6	0	0	0	0	2.5
紫背浮萍 <i>Spirodela polyrhiza</i>	9	0	0	7.8	3.3	5
槐叶萍 <i>Salvinia natans</i>	4.9	0	0	3	1.7	2.5
荇菜 <i>Nymphoides peltata</i>	31	48	18	26	16	35
马来眼子菜 <i>Potamogeton malaianus</i>	18	78	13	33	17	55
苦草 <i>Vallisneria spiralis</i>	18	13	7	21	10	27
轮叶黑藻 <i>Hydrilla verticillata</i>	9	9.8	8	13	10	11
伊乐藻 <i>Elodea nuttalli</i>	8	6	4	9	6.7	6
微齿眼子菜 <i>Potamogeton maackianus</i>	10	15	6	14	8	12
菹草 <i>Potamogeton crispus</i>	8	8	6	9	9	8
金鱼藻 <i>Ceratophyllum demersum</i>	12	6.8	5	13	6	15
狐尾藻 <i>Myriophyllum verticillatum</i>	8	3.2	4	15	9	16
总种类 Species richness	16	12	12	15	15	16
香农指数 Shannon diversity	2.57	2.01	2.29	2.50	2.49	2.48

3.6 西太湖水生植物演变趋势

1948 年,曲仲湘^[52]对鼋头渚附近水域的水生植物进行了调查,把植被分为芦苇、浮叶根生带、沉水根生

植物带和浮生植物带,芦苇为挺水植物优势种,植物种类丰富。由于条件所限,未对太湖水生植物作系统的调查分析。1960年中国科学院南京地理研究所对太湖水生植物进行全面调查,结果显示芦苇为西太湖沿岸的优势种,并形成连续性很好的芦苇带,湖中绝大部分岛屿周围都断续的有芦苇分布,沉水植物马来眼子菜和苦草分布稀疏。荇菜、菱、槐叶萍等在芦苇带内偶有分布,其中东西太湖的植物种类基本一致^[46]。1988~1989年,西太湖挺水植物优势种依然为芦苇,但是分布区连续性遭到破坏,苦草成为沉水植物中的优势种,菹草和马来眼子菜居次位。漂浮植物中荇菜仍为优势种^[25]。目前西太湖挺水植物优势种为芦苇,但由于人为干扰,分布面积急剧缩减,从2002年的31hm²降到2005年的30hm²,平均每年消失约0.25hm²。半个多世纪以来,挺水植物的优势种一直为芦苇,但分布区域和面积大幅缩减。沉水植物优势种变化明显。对水环境敏感的种类在近20a迅速减少或消失,马来眼子菜逐步成为西太湖沉水植物的优势种,分布面积逐步扩张。漂浮植物中荇菜的分布面积不断增加,在水质好坏的区域均有较好的适应性,目前在漂浮植物中分布面积最大、生物量最高。与东太湖沼泽化趋势不同,西太湖的水生植物种类呈加速度减少,单一种逐渐扩大,水生植物单一化发展。

4 小结

经过4a的6次调查,对于西太湖的水生植物分布现状有了比较系统详细的了解,发现马来眼子菜逐步成为太湖沉水植物的优势种,在西山岛周围局部水域成为先锋种。荇菜群落稳定且有小幅扩张趋势。由于水深的限制和波浪干扰过于强烈,湖心区未见水草。挺水植物芦苇基本上分布在西太湖滨岸,在生物量和分布面积上均占绝对优势。水生植物种类的出现具有明显的季节性。结合历史资料可以看出,半个世纪以来西太湖水生植物的种类不断减少,个别植物种类甚至消失,水环境的恶化导致水生植物的生存环境日益严峻;同时,围网养殖和不合理的捕捞方式等人为因素也是水生植物退化消失的原因之一。不同湖区底质分异与植物分布具有明显相关性。水生植物单一化趋势明显。

调查过程中,由于大型湖泊水生植物全面调查的特殊性,船只无法深入水草茂密的水域,个别水生植物种类可能未采集到。水生植物特别是沉水植物的采样技术不够成熟,虽然进行了重复采样,但是不能够完全代表样地的实际情况,需要对采样技术和采样工具进一步改进。在时间安排上,由于每次的调查工作量大,工作时间长,每年只进行了两次,但在统计分析中,是以水生植物的一个连续的生长周期来参照的,虽然水生植物种类在4a中未发生明显改变,但是年际间某些局部变化可能被忽略。在以后的调查中,应对西太湖水生植物变化明显的区域设置长期固定的监测点,收集长时间序列的数据,为水生植物的研究提供更加可靠的基础数据。

References :

- [1] Hu W P, Sven E J, Zhang F B. A vertical-compressed three-dimensional ecological model in Lake Taihu, China. *Ecological Modelling*, 2006, 190 (4): 367-398.
- [2] Mcqueen D, Mark J, Johannes R S, *et al.* Effects of planktivore abundance on chlorophyll-a and Secchi depth. *Hydrobiologia*, 1990, 201: 337-341.
- [3] Moss B. Engineering and biological approaches to the restoration from eutrophication of shallow lakes in which aquatic plant communities are important components. *Hydrobiologia*, 1990, 201: 367-377.
- [4] Blindow I, Andersson G, Hargeby A, *et al.* Long-term pattern of alternative stable states in two eutrophic shallow lakes. *Freshwater Biology*, 1993, 30: 159-167.
- [5] Petticrew E, Kalf J. Water flow and clay retention in submerged macrophyte beds. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1992, 49: 2483-2489.
- [6] Vandenberg M S, Coops H, Meijer M L, *et al.* Clear water associated with a dense *Chara* vegetation in the shallow and turbid Lake Veluwemeer, The Netherlands. *Ecological Studies*, 1998, 131: 339-352.
- [7] Timms R, Moss B. Prevention of growth of potentially dense phytoplankton populations by zooplankton grazing, in the presence of zooplanktivorous fish, in a shallow wetland ecosystem. *Limnology & Oceanography*, 1984, 29: 472-486.
- [8] Bergström L, Bergström U. Species diversity and distribution of aquatic macrophytes in the Northern Quark, Baltic Sea. *Nordic Journal of Botany*, 1999, 19 (3): 375-383.
- [9] Carpenter S R, Lodge D M. Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic Botany*, 1986, 26: 341-370.

- [10] Blindow I, Hargeby A, Andersson G. Alternative stable states in shallow lakes : What causes a shift ? *Ecological Studies*, 1998, 131 : 353 — 360.
- [11] Nanjing Institute of Geography, Academia Sinica. Comprehensive investigation on Lake Taihu. Beijing : Science Press, 1958.
- [12] Biology Department of East China Normal University. The aquatic biology investigation in East Lake Taihu. School Magazine of East China Normal University, 1959.
- [13] Li W C. Studies on the successional trend of submerged vegetation in East Taihu lake, China and its ecological cures. *Memoirs of Nanjing Institute of Geography and Limnology, Academia Sinica*. Beijing : Science Press, 1993. 83 — 93.
- [14] Li W C. "Yellow Water" in East Taihu Lake caused by *Zizania latifolia* and its prevention. *Journal of Lake Sciences*, 1997, 9 (4) : 364 — 368.
- [15] Li W C. Nitrogen accumulation in the sediment of East Taihu Lake and biological sedimentation of aquatic plants. *China Environmental Science*, 1997, 17 (5) : 418 — 421.
- [16] Yang Q X, Li W C. Effects of high density Pen-Fish-Farming on aquatic macrophyte and its countermeasure. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 1996, 7 (1) : 83 — 88.
- [17] Yang Q X, Li W C. Environmental changes since foundation of Pen-Fish-Farming in East Taihu Lake. *China Environmental Science*, 1996, 16 (2) : 101 — 106.
- [18] Yang Q X. Ecological functions of aquatic vegetation in East Taihu Lake and its reasonable regulation. *Journal of Lake Sciences*, 1998, 10 (1) : 67 — 72.
- [19] Zhang S Z. Vegetation and its environmental condition in East Taihu Lake. *Miscellany of Oceanology and Limnology*. Nanjing : Jiangsu Science Press, 1986.
- [20] Zhang S Z, Wang G X, Pu P M. Succession of hydrophytic vegetation and swampy tendency in the East Taihu Lake. *Journal of Plant Resources and Environment*, 1999, 8 (2) : 1 — 6.
- [21] Gu X H, Wang X R, Hu W P. Effect of fishery development on water environment and its ecocountermeasure in East Taihu Lake. *Shanghai Environmental Sciences*, 2003, 22 (10) : 702 — 711.
- [22] Gu X H, Chen K N, Hu Y H. Nureient reproduction of *Elodea nuttallii* in East Taihu Lake and its purification on fishery sewage. *Shanghai Environmental Sciences*, 2002, 21 (1) : 43 — 45.
- [23] Gu X H, Zhang S Z, Bai X L, *et al.* Evolution of community structure of aquatic macrophytes in East Taihu Lake and its wetlands. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25 (7) : 1541 — 1548.
- [24] Xu Z M. The Investigation report of aquatic vascular plant resources in West Taihu Lake. *Aquatic Product Increment in Lake Taihu*, 1981, 2 (1) : 1 — 19.
- [25] Huang Y P. The water environment and pollution control in Lake Taihu. Beijing : Science Press, 2001.
- [26] Lei Z X, Xu D L, Huang P S, *et al.* Submersed and floating-leaved macrophytes in Taihu Lake and their water environmental effect. *Ecology and Environment*, 2006, 15 (2) : 239 — 243.
- [27] Madsen J D. Point intercept and line intercept methods for aquatic plant management. US Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station, *Aquatic Plant Control Technical Note MI-02*, 1999.
- [28] Robert S, Capers. A comparison of two sampling techniques in the study of submersed macrophyte richness and abundance. *Aquatic Botany*, 2000, 68 : 87 — 92.
- [29] Wade P M, Bowles F. A comparison of the efficiency of freshwater macrophyte surveys carried out from underwater with those from the shore or a boat. *Prog. Underwater Sci.*, 1981, 6 : 7 — 11.
- [30] Madsen J D, Bloomfield J A, Sutherland J W, *et al.* The aquatic macrophyte community of Onondaga Lake : Field survey and plant growth bioassays of lake sediments. *Lake and Reservoir Management*, 1996, 12 : 73 — 79.
- [31] Madsen J D. Biomass techniques for monitoring and assessing control of aquatic vegetation. *Lake and Reservoir Management*, 1993, 7 : 141 — 154.
- [32] Ma K P. Measurement of biotic community diversity I. α diversity. *Biodiversity Science (part 2)*, 1994, 2 (4) : 231 — 239.
- [33] Zhang J T. *Mathematics Ecology*. Beijing : Science Press, 2004.
- [34] Wang Y H, Chen B G, Su Z Y. Advance in species diversity research. *Ecologic Science*, 2000, 19 (3) : 50 — 54.
- [35] Chen H D. The structure and dynamics of aquatic vascular plant communities in Dong Lake, Wuhan. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 1980, 11 : 277 — 283.
- [36] Cui X H, Chen J K, Li W. Survey methods on aquatic macrophyte vegetation in lakes in the middle and lower reaches of Changjiang River. *Journal of Wuhan Botanical Research*, 1999, 17 (4) : 356 — 357
- [37] Carignan R, Kalff J. Phosphorous sources of aquatic weeds : water or sediments ? *Science*, 1980, 207 : 987 — 988.
- [38] Barko J W, Gunnison D, Carpenter S R. Sediment interactions with submerged macrophyte growth and community dynamics. *Aquatic Botany*, 1991, 41 : 41 — 65.
- [39] Barko J W, Smart R M. Sediment-related mechanisms of growth limitation in submersed macrophytes. *Ecology*, 1986, 67 : 1328 — 1340.
- [40] Titus J E. Submersed macrophyte growth at low pH II. $\text{CO}_2 \times$ sediment interactions. *Oecologia*, 1992, 92 : 391 — 398.
- [41] Fan C X, Liu Y B. Approach on estimating storage sludge in Lake Taihu and its distributing characteristics. *Shanghai Environmental Sciences*,

2002, 19 (2): 72-75.

- [42] Yu D, Kang H, Chen Y J. Lake bend effect and its influence on the specific diversity of aquatic plants in the lakes of middle basins of Changjiang River. *Acta Ecologica Sinica*, 1996, 16 (5): 476-483.
- [43] Luo L C, Qin B Q, Zhu G W. Sediment distribution and the maximum resuspension depth with disturbance in Lake Taihu. *Journal of Sediment Research*, 2004, 2 (1): 9-14.
- [44] Wu A P, Wu S K, Ni L Y. Study of macrophytes nitrogen and phosphorus contents of the shallow lakes in the middle reaches of Changjiang River. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2005, 29 (4): 406-412.
- [45] Ducrot J P. Indications of change in the marine flora of the North Sea in the 1990s. *Mar Pollut. Bull.*, 1999, 38: 646-654.
- [46] Pokomy J J, Kvet J, Pondok. Functioning of the plant component in densely stocked fishponds. *Bull. Ecol.*, 21 (3): 44-48.
- [47] Melzer A. Aquatic macrophytes as tools for lake management. *Hydrobiologia*, 1999, 396: 181-190.
- [48] Nanjing Institute of Geography, CAS. The primary report of comprehensive investigation on Lake Taihu. Beijing: Science Press, 1965.
- [49] Ma K P. Measurement of biodiversity. In: Qian Y Q ed. Principle and methods of biodiversity studies. Beijing: Chinese Scientific & Technological Press, 1994. 141-165.
- [50] Gu X H, Bai X L, Jiang N, et al. Fishery development, regional classification and functional positioning of Lake Taihu. *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26 (7): 2247-2254.
- [51] Yang Z F, Shi W G, Chen L Q, et al. Effect of pen fish culture on the ecological environment of Taihu Lake. *Scientia Agricultura Sinica*, 2004, 37 (6): 928-932.
- [52] Qu Z X. The first exercise report in Taihu Lake, Wuxi City. *Scientific World*, 1948, 17 (12): 430-438.

参考文献:

- [1] 南京地理研究所. 太湖综合调查. 北京: 科技出版社, 1958.
- [2] 华东师范大学生物系. 东太湖水生生物调查报告. 华东师范大学校刊, 1959, 25-42.
- [3] 李文朝. 东太湖沉水植被的演替趋势及生态对策. 中国科学院南京地理与湖泊研究所集, 北京: 科学出版社, 1993. 83-93.
- [4] 李文朝. 东太湖茭黄水发生原因及其防治对策探讨. *湖泊科学*, 1997, 9 (4): 364-368.
- [5] 李文朝. 东太湖沉积物中氮的积累与水生植物沉积. *中国环境科学*, 1997, 17 (5): 418-421.
- [6] 杨清心, 李文朝. 高密度网围养鱼对水生植被的影响及其对策探讨. *应用生态学报*, 1996, 7 (1): 83-88.
- [7] 杨清心, 李文朝. 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.
- [8] 杨清心. 东太湖水生植被的功能及调节. *湖泊科学*, 1998, 10 (1): 67-72.
- [9] 张圣照. 东太湖的植被及其环境条件. *海洋湖沼研究文集*. 南京: 江苏科技出版社, 1986. 84-87.
- [20] 张圣照, 王国祥, 濮培民. 东太湖水生植被及其沼泽化趋势. *植物资源与环境*, 1999, 8 (2): 1-6.
- [21] 谷孝鸿, 王晓蓉, 胡维平. 东太湖渔业发展对水环境的影响及其生态对策. *上海环境科学*, 2003, 22 (10): 702-711.
- [22] 谷孝鸿, 陈开宁, 胡耀辉. 东太湖伊乐藻的营养繁殖及对渔业污水的净化. *上海环境科学*, 2002, 21 (1): 43-45.
- [23] 谷孝鸿, 张圣照, 白秀玲等. 东太湖水生植物群落结构的演变及其沼泽化. *生态学报*, 2005, 7 (25): 1541-1548.
- [24] 许兆明. 西太湖水生维管束植物资源调查报告. 太湖水产增值, 1981, 2 (1): 1-19.
- [25] 黄漪平. 太湖水环境及其污染控制. 北京: 科学出版社, 2001. 83-93.
- [26] 雷泽湘, 徐德兰, 黄沛生, 等. 太湖沉水和浮叶植被及其水环境效应研究. *生态环境*, 2006, 15 (2): 239-243.
- [32] 马克平, 刘玉明. 生物群落多样性的测度方法 I. α 多样性的测度方法(下). *生物多样性*, 1994, 2 (4): 231-239.
- [33] 张金屯. 数量生态学. 北京: 科学出版社, 2004. 86-91
- [34] 汪永华, 陈北光, 苏志尧. 物种多样性研究的进展. *生态科学*, 2000, 19 (3): 50-54
- [35] 陈洪达. 武汉东湖水生维管束植物群落的结构和动态. *海洋与湖沼*, 1980, 11 (3): 275-284.
- [36] 崔心红, 陈家宽, 李伟. 长江中下游湖泊水生植被调查方法. *武汉植物学研究*, 1999, 17 (4): 356-357.
- [41] 范成新, 刘元波. 太湖底泥蓄积量估算及分布特征探讨. *上海环境科学*, 2002, 19 (2): 72-75.
- [42] 于丹, 康辉, 陈宜君. 湖湾效应对长江中游湖泊水生植物多样性的影响. *生态学报*, 1996, 16 (5): 476-483.
- [43] 罗淑葱, 秦伯强, 朱广伟. 太湖沉积物的分布和动力扰动下最大侵蚀深度的确定. *泥沙研究*, 2004, 2 (1): 9-14.
- [44] 吴爱平, 吴世凯, 倪乐意. 长江中游浅水湖泊水生植物氮磷含量与水柱营养的关系. *水生生物学报*, 2005, (29) 4: 406-412.
- [48] 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.
- [49] 马克平. 生物多样性的测定. 见: 钱迎清主编. 生物多样性的原理与方法. 北京: 中国科学技术出版社, 1994. 141-165.
- [50] 谷孝鸿, 白秀玲, 江南, 等. 太湖渔业发展及区域设置与功能定位. *生态学报*, 2006, 26 (7): 2247-2254.
- [51] 杨再福, 施炜纲, 陈立侨, 等. 网围养殖对太湖生态环境的影响. *中国农业科学*, 2004, 37 (6): 928-932.
- [52] 曲仲湘. 无锡太湖初次实习报告. *科学世界*, 1948, 17 (12): 430-438.