

长江中下游典型湖泊富营养化演变过程及其特征分析

成小英 李世杰*

(中国科学院南京地理与湖泊研究所, 南京 210008; 江南大学工业生物技术教育部重点实验室, 无锡 214036; 江南大学生物工程学院, 无锡 214036.* 联系人, E-mail: shjli@niglas.ac.cn)

摘要 通过对长江中下游典型湖泊水环境资料的分析得出, 湖泊富营养化是指湖泊由于营养元素的富集导致湖泊生态系统的退化进而使水质恶化的过程, 湖泊生态系统的演变、水质类别的变化均与湖泊营养水平的演化耦合良好, 进而提出湖泊富营养化概念模型, 并将湖泊状态分为 10 类, 据此对长江中下游典型湖泊富营养化过程进行分析. 结果显示, 以鄱阳湖为代表的大型过水吞吐型湖泊是由 20 世纪 80 年代以前的湖泊状态 1 演化到 80 年代以后的湖泊状态 2, 以太湖为代表的大中型浅水湖泊是由 60 年代的湖泊状态 1~2 演化到 80 年代的湖泊状态 8 再演化到 90 年代的湖泊状态 9, 以洪湖为代表的中小型浅水湖泊是由 60 年代的湖泊状态 1 演化到 80 年代以后的湖泊状态 2, 以东湖为代表的城市(郊)小型湖泊是由 60 年代的湖泊状态 2 演化到 70 年代以后的湖泊状态 9, 其中以鄱阳湖、洪湖和太湖为代表的不同类型湖泊进入中营养水平的关键转型期是 80 年代, 太湖进入富营养水平的关键转型期是 90 年代, 以东湖为代表的城市(郊)小型湖泊进入富营养水平的关键转型期则是 70 年代. 因而, 不同典型湖泊的营养演化序列是类似的, 然而营养演化过程并不是同步的, 这与湖泊流域不同的人文和自然条件驱动机制有关. 其中, 经济的发展引起了一定的水环境的负效应, 在发展经济的同时应保护湖泊水生态环境, 才可实现可持续发展. 湖泊富营养化概念模型的研究还可为长江中下游湖泊的生态修复提供相应的生物目标与化学目标.

关键词 湖泊富营养化概念模型 耦合 湖泊状态 关键转型期 驱动机制

长江中下游是中国湖泊分布最为集中的地区之一, 也是中国淡水湖泊最为集中的区域, 其形成演化与河网水系的变迁和人类活动关系密切. 然而, 近几十年来, 随着人类活动的加剧和经济的快速发展, 湖泊环境发生了急剧的变化, 最为严重的问题是湖泊富营养化. 大部分城市湖泊已处于重富营养状态, 多数中型湖泊已进入富营养状态, 太湖、巢湖已成为富营养型湖泊^[1]. 湖泊富营养化导致生态系统退化、水质恶化, 严重影响了水资源开发利用、社会经济发展和人类生存环境. 因此, 深入研究湖泊富营养化演变过程的规律, 可为湖泊生态修复和生态管理提供理论依据. 目前, 对不同区域湖泊的富营养化过程, 国内外已有大量研究^[2~4], 但对长江中下游湖泊富营养化演变过程尚未完全明了^[1,4]. 本文试图在厘定湖泊富营养化概念的基础上, 初步分析长江中下游典型湖泊的富营养化演变过程及其特征, 对其富营养化演变过程进行初步分类.

1 湖泊富营养化研究的进展

富营养化(eutrophication)一词来源已久. Weber^[5]使用eutrophe, mestrophe和oligophe来描述泥炭沼泽

发展初期植物群落的营养状态. 后来, Naumann^[6]根据湖泊浮游植物初级生产力水平的高低, 借用上述词汇描述了两种湖泊类型: 生产力较高的(eutrophic)湖泊和生产力较低的(oligotrophic)湖泊, 奠定了当代湖泊营养类型分类的基础. 在利用底栖生物(尤其是摇蚊)划分湖泊类型时, Thinemann^[7,8]得出了类似结论, 并采用Naumann的术语描述了两种湖泊类型: 以贫营养摇蚊指示种Tanyzarm为主的oligotrophic湖泊和以富营养摇蚊指示种Chironomus为主的eutrophic湖泊. 在经典著作《The Trophic-dynamic Aspect of Ecology》中, Lindeman^[9]指出, 湖泊富营养化(Eutrophication)是一种自然演变过程, 在此过程中, 有机物质不断累积, 湖泊逐渐变浅, 直至衰亡. 该概念指出湖泊在正常演化过程中, 最后阶段必然是一个富营养化的过程. 这可能是最早的明确的湖泊富营养化(Eutrophication)概念. Vollenweider^[10]在研究湖泊营养盐年平均值的预测模型时提出, 营养盐浓度可作为湖泊类型划分的一个静态指标. 在此基础上, OECD^[11]依据氮、磷浓度, 叶绿素(Chla)和透明度(SD)指标定量的将湖泊划分为Oligotrophic, Mesotrophic, Eutrophic和Hypertrophic四种类型. 目前, 湖泊富营养化是指

由于营养元素的富集导致湖泊从较低营养状态变化到较高营养状态的过程. 这个过程可能导致水生植物的生长被抑制, 生物多样性下降, 蓝、绿藻水华爆发, 甚至引起沉水植物的急剧消失和以浮游藻类为主的浊水态的突然出现^[12]. 由此看来, 国际上对湖泊富营养化的研究, 是从早期对湖泊状态的描述到湖泊营养类型分类指标的提出, 再到后来对生态系统变化的不断深入的研究过程. 但对湖泊富营养化本身的定义仍存在不确定性, Lindeman的定义最为明确, 但仅强调了湖泊自然演化的过程, 而忽视了人类活动引起的非自然演化过程, 这和所处的时代有关.

20 世纪 70 年代末期, 随着中国湖泊富营养化调查研究工作的开展, 逐步引进了湖泊富营养化的概念, 并随着研究工作的深入, 其含义也在不断的完善. 至 90 年代, 多数研究者认为^[13~23], 湖泊富营养化是指湖泊等水体接纳过量的氮、磷等营养性物质, 使藻类以及其它水生生物异常繁殖, 水体透明度和溶解氧变化, 造成湖泊水质恶化, 加速湖泊老化, 从而使湖泊生态系统和水的功能受到阻碍和破坏. 另有少数研究者^[24~27]认为, 水体富营养化是指水体中氮磷的含量超过一定的限值, 引起浮游动植物的异常增殖、水体透明度下降、水质恶化的过程.

综上所述, 不难看出, 对湖泊富营养化仍缺乏一个完整、明了、清晰且覆盖面广的定义. 通过近些年来对长江中下游典型湖泊的调查研究, 我们认为: 湖泊富营养化是指湖泊由于营养元素的富集导致湖泊生态系统的退化, 进而使水质恶化的过程. 营养元素的富集, 包括外源输入(人类活动和干、湿沉降)和内源富集与释放(物理、化学、生物等过程)是湖泊富营养化发生的根本要素, 它的不同发展阶段可用湖泊营养状态分类指标来描述; 湖泊生态系统的退化是湖泊富营养化发展过程的中间环节, 是一个复杂的生命演化过程, 并且有不同阶段的正、负反馈作用; 而水质恶化是湖泊富营养化发生的结果, 可用地表水质评价标准来定量描述. 该定义强调湖泊富营养化是动态的连续过程, 而不是静止的状态, 但在这个动态连续过程的不同阶段又可用定量的状态指标来表达; 同时, 湖泊营养物质、生态系统和水质是富营养化过程不可分割的组成部分, 是一个动态的整体. 另一方面, 该定义既包涵了湖泊自然演化的富营养化过程, 也包涵了人类活动导致的富营养化过程. 依据湖泊的营养水平演化、生态系统退化与水质恶化过程, 提

出图 1 所示的概念模型. 也就是说, 随着营养物质的增多, 湖泊营养水平逐步升高, 由贫营养水平变化到中营养水平再变化到富营养水平; 同时, 湖泊生态系统发生相应的退化过程, 从草型湖泊逐步演变为藻型湖泊; 而这两者的变化导致湖泊水质不断恶化. 作者将湖泊状态分为 10 类, 湖泊状态 0 为湖泊未受人类扰动的状况, 也就是湖泊的自然本底值; 湖泊状态 1 为湖泊遭受人类轻微扰动的状况, 湖泊处于贫营养水平, 水草生长良好, 浮游植物数量较少, 水质清洁; 湖泊状态 2~8 为受到不同程度人类扰动的湖泊状况, 如处于状态 2 的湖泊属中营养水平, 水草生长繁茂, 水质较好, 再如处于状态 8 的湖泊属中营养水平, 浮游植物数量较多, 水质恶劣; 湖泊状态 9 为湖泊遭受最为强烈人类扰动的状况, 湖泊处于富营养水平, 水草几乎消失, 浮游藻类数量极多, 水质恶劣.

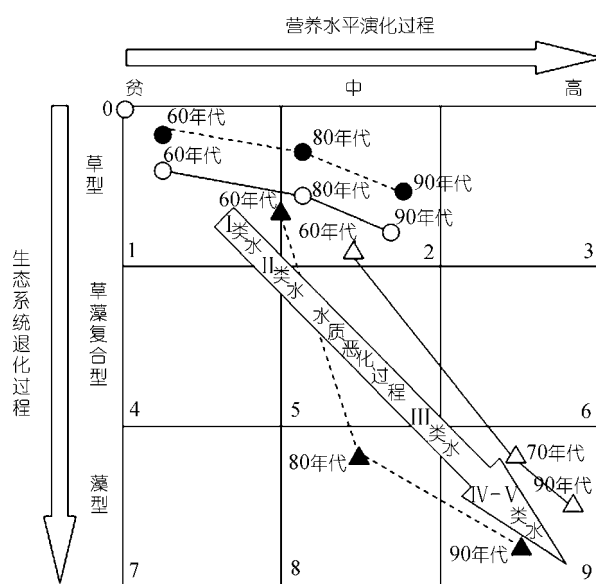


图 1 湖泊富营养化概念模型

---●---鄱阳湖, —○—洪湖, ---▲---太湖, —△---东湖. 0~9 代表不同的湖泊状态, 0 为湖泊未受人类扰动的状况, 2~8 为湖泊受到不同程度人类扰动的状况, 9 为湖泊遭受最为强烈人类扰动的状况

2 研究方法

根据上述湖泊富营养化概念模型, 对长江中下游典型湖泊富营养化过程不同阶段的营养水平, 生态系统结构和水质状况进行耦合, 研究三者的相互关系, 以验证概念模型; 通过耦合人类活动强度变化与湖泊富营养化演变过程, 研究人类活动对长江中下游湖泊富营养化的作用; 通过比较不同的典型湖泊

富营养化演变过程, 研究其自然驱动机制与人文驱动机制的不同.

2.1 湖泊营养水平评价方法

对湖泊富营养化过程中营养物质富集的不同阶段可用定量指标来评价. 为了能够反映与湖泊富营养化关系密切的营养物的变化过程, 本文选择了TN, NH_4^+-N , TP与 COD_{Mn} 4项参数作为评价内容, 按照七五期间(1986~1990年)全国湖泊水库富营养化调查研究课题组对全国20多个代表性湖泊调查研究得出的中国湖泊的水质参数与营养状态指数的关系^[13]作为主要评价标准依据(表1).

表1 中国湖泊的水质参数与营养状态指数的关系^[13]

营养状态 分级	状态 指数	TN /mg·L ⁻¹	NH_4^+-N /mg·L ⁻¹	TP /mg·L ⁻¹	COD_{Mn} /mg·L ⁻¹
贫营养	0	0.040	0.009	0.003	0.960
	10	0.072	0.017	0.005	1.398
	20	0.130	0.030	0.010	2.036
	30	0.235	0.055	0.019	2.964
中营养	40	0.424	0.102	0.035	4.316
	50	0.765	0.186	0.065	6.285
富营养	60	1.381	0.342	0.120	9.150
	70	2.492	0.627	0.223	13.325
	80	4.496	1.149	0.413	19.403
	90	8.113	2.106	0.764	28.254
	100	14.640	3.864	1.415	41.140

2.2 湖泊生态系统状况评价方法

对湖泊富营养化过程中生态系统演变的不同阶段, 本文选择了有较完整监测数据的定性评价参数(水生高等植物与浮游植物的群落结构)作为主要评价内容.

2.3 湖泊水质评价方法

对湖泊富营养化过程中水质变化的不同阶段, 根据国家颁布的有关水质评价的标准方法进行评价.

3 长江中下游典型湖泊富营养化演变过程案例

3.1 大型过水吞吐型湖泊——以鄱阳湖为代表

鄱阳湖是中国最大的淡水过水性吞吐型湖泊, 该湖南纳赣江、抚河、信江、饶河、修河五大河流来水, 经调蓄后于北部泻入长江. 鄱阳湖年内洪、枯水位期间的湖泊形态差异显著:洪水期间, 鄱阳湖面积可达到2933 km², 平均水深5.1 m; 枯水期间, 鄱阳湖面积仅为146.0 km², 当地称该湖为“洪水一片, 枯

水一线”^[28,29].

20世纪80年代以前, 鄱阳湖营养盐含量较低, 处于贫营养水平. 据60年代初调查, 鄱阳湖有水生植物(包括湿生植物)119种^[28]. 1980~1981年, 鄱阳湖整个湖体水质属于I级, 为清洁水域^[31](湖泊状态1)(图1, 表2, 3).

80年代以后, 鄱阳湖营养物质含量显著增加, 进入中营养水平. 80年代调查显示, 鄱阳湖见有102种水生植物, 面积2262 km², 占全湖总面积的80.8%, 其中沉水植物占全湖植被总面积的49.7%, 主要种类如马来眼子菜、苦草、黑藻等. 1984年, 鄱阳湖浮游植物年均值为47.6×10⁴个/L, 优势种类为蓝藻、绿藻、甲藻和硅藻, 其数量随季节变化较大^[31](湖泊状态2)(图1, 表2, 3).

1988~1998年间, 鄱阳湖营养物质含量较高且保持相对稳定, 缓慢的向富营养水平发展. 1987~1993年, 浮游植物优势种类依次为绿藻、硅藻和蓝藻^[45], 全湖年均值为51.52×10⁴个/L, 浮游藻类数量增多. 1991~1995年, 整个湖区水质达到Ⅲ类标准; 1996~2000年, 水质基本维持在Ⅲ~Ⅳ类水标准^[41](湖泊状态2)(图1, 表2, 3).

综上所述, 20世纪80年代以前, 鄱阳湖属贫营养型湖泊, 水草繁茂、浮游藻类数量较少, 水质Ⅰ级; 80年代以后, 鄱阳湖进入中营养状态, 水生高等植物种类减少、浮游藻类数量增加, 水质Ⅲ级. 80年代是鄱阳湖富营养化的关键转型期. 洞庭湖也属于这类湖泊.

3.2 大中型浅水湖泊——以太湖为代表

太湖水面面积2338 km², 是中国第三大淡水湖, 平均水深2.12 m^[37].

20世纪60年代初, 太湖三氮含量仅为0.05mg/L, 大致处于贫营养型至中营养型之间. 20世纪50, 60年代, 太湖水生植物为66种, 沉水植物大量生长、广泛分布, 其优势种为马来眼子菜. 1960年太湖浮游植物共91种, 藻细胞计数量级为每升数万个, 以蓝藻为主^[36]. 20世纪60年代, 太湖为Ⅲ~Ⅳ类水^[42](湖泊状态1~2之间)(图1, 表2, 3).

70年代末80年代初, 太湖氮磷营养物质含量增加很快, 进入中营养水平. 此时, 五里湖已无天然水生植被. 1980年, 太湖浮游植物共79种, 藻细胞计数量级为每升数十万个, 以硅藻和蓝藻为主要藻类^[36].

表 2 鄱阳湖、太湖、洪湖和东湖历年营养物质含量变化(mg/L)^{a)}

湖名	调查年份	TN	NH ₄ ⁺ -N	TP	COD _{Mn}	调查年份	TN	NH ₄ ⁺ -N	TP	COD _{Mn}
鄱阳湖	1965 ^{*[30]}	0.02~0.032	0.01	0	—	1991	0.71	0.06	0.062	2.2
	1965 ^{**[30]}	0.05	—	0	5.3	1992 河口 ^[34]	1.03	—	0.037	2.2
	1978 ^[30]	0.02	痕迹	痕迹	1.59	1992 湖区 ^[34]	1.35	—	0.055	3.5
	1980~1981 ^[31]	—	—	—	2.0	1993 河口 ^[34]	1.26	—	0.042	2.1
	1980~1988 ^[32]	0.873	—	0.095	1.5	1993 湖区 ^[34]	1.46	—	0.094	2.2
	1987	0.79	0.10	0.085	1.9	1994	0.86	0.04	0.058	2.1
	1988 ^[33]	0.684	0.136	0.076	2.05	1996-1998 ^[35]	0.9841	—	0.1061	—
	1989	1.05	0.05	0.079	2.1	2000	0.86	0.10	0.060	2.2
	1990	0.72	0.05	0.059	2.2	2001	0.83	0.19	0.057	2.4
太湖	1960 ^[30]	0.05	0.02	0.020	1.90	1990 ^[37]	2.349	0.33	0.058	3.9
	1979 ^[30]	1.76	0.13	0.050	2.84	1991 ^[37]	1.890	0.30	0.050	3.7
	1980 ^[36]	1.279	0.12	0.008	2.83	1992 ^[37]	2.870	0.48	0.080	3.7
	1981 ^[37]	0.900	0.10	0.020	2.83	1993 ^[37]	2.350	0.45	0.080	4.05
	1982 ^[37]	—	—	—	3.94	1994 ^[37]	1.730	0.58	0.130	4.12
	1983 ^[37]	—	—	—	2.96	1995 ^[37]	3.14	0.78	0.133	4.48
	1984 ^[37]	—	—	—	3.52	1996	3.71	0.70	0.144	5.04
	1985 ^[37]	—	—	—	3.35	1998	2.54	0.62	0.114	4.68
	1986 ^[37]	—	—	—	3.22	1999	2.63	1.01	0.104	5.13
	1987 ^[37]	1.543	0.24	0.029	3.3	2000	2.70	0.82	0.133	6.33
	1988 ^[37]	2.772	0.24	0.055	4.2	2001	2.60	0.68	0.113	5.73
	1989 ^[37]	2.480	0.43	0.071	3.86	2002	2.81	0.96	0.100	5.00
洪湖	1959~1960 ^[30]	0.3327	—	0.0167	—	1993	0.45	0.27	0.052	5.20
	1981~1982 ^[38]	0.4070	—	0.0350	—	1994	0.48	0.33	0.040	6.63
	1986	0.41	0.11	0.034	4.70	1995	0.41	0.15	0.044	5.69
	1987	0.57	0.15	0.031	4.33	1996	0.61	0.16	0.042	5.42
	1988	0.39	0.09	0.036	5.46	1997	0.69	0.35	0.051	5.36
	1989	0.42	0.08	0.049	4.03	1998	0.67	0.31	0.050	5.24
	1990	0.41	0.09	0.044	4.22	1999	0.62	0.24	0.044	5.87
	1991	0.44	0.09	0.046	5.11	2000	0.60	0.21	0.046	6.28
	1992	0.36	0.09	0.040	5.75					
东湖	1954~1957 ^[39]	0.106~0.243	0.06~0.15	0.03	6.4~6.8	1989	1.96	0.65	0.09	4.8
	1956~1957 ^{*[40]}	1.250	0.263	0.090	—	1990	1.92	0.91	0.15	5.2
	1956~1957 ^{**[40]}	0.911	0.043	0.070	—	1991	2.05	0.94	0.20	5.3
	1964 ^{*[40]}	0.526	微量	0.039	—	1992	2.03	0.86	0.23	6.2
	1973~1975 ^{**[40]}	0.833	0.120	0.079	—	1993	1.70	0.63	0.16	5.4
	1973~1976 ^[39]	0.88	0.1~0.16	0.07	—	1994	1.09	0.79	0.16	4.4
	1978~1979 ^[39]	1.83	0.23~0.24	0.08	5.03	1995	1.91	1.13	0.19	5.2
	1979~1986 ^[39]	1.5~3.17	—	0.125	3.2~21.9	1996	2.26	0.89	0.18	5.2
	1980~1985 ^{*[40]}	2.698	1.036	0.639	—	1997	2.05	1.46	0.12	6.5
	1980~1985 ^{**[40]}	1.825	0.333	0.217	—	1998	1.75	1.22	0.17	7.6
	1986	1.92	0.85	0.12	4.7	1999	2.54	1.61	0.15	5.9
	1987	1.94	0.47	0.1	4.2	2000	2.46	1.45	0.20	7.6
	1988	2.51	0.56	0.18	5.1	2001	2.26	1.40	0.19	7.2

a) 鄱阳湖 1965 年以林隆湖水域为代表, TN 为三氮之和, TP 以 PO₄³⁻-P 为代表;1965^{**}以北口湾水域为代表, TN 为 NO₃⁻-N 与 NO₂⁻-N 之和, TP 以 PO₄³⁻-P 为代表;1978 年, TN 为三氮之和, TP 以 PO₄³⁻-P 为代表;1992 年河口、湖区均以平水期为代表;1993 年河口、湖区均以枯水期为代表. 太湖 1960、1979、1980 年 TN 为三氮之和, TP 以 PO₄³⁻-P 为代表;1979 年以五里湖为代表. 洪湖 1959~1960、1981~1982 年 TN 为三氮之和, TP 以 PO₄³⁻-P 为代表. 东湖 1954~1957 年 TN 为三氮之和; *以 1 站为代表, **以 1 站为代表

80 年代初水质平均为 Ⅲ 类. 此后, 太湖营养物质继续增多, 富营养程度加深, 水质继续恶化, 80 年代末全面进入 Ⅳ 类, 局部 Ⅲ 类和 Ⅱ 类^[42] (湖泊状态 8) (图 1, 表 2, 3).

90 年代初, 太湖进入富营养水平. 90 年代后, 水生植被严重退化, 太湖水生植物仅余 17 种, 优势种为苦草, 竺山湖沉水植物几近消失. 1993 年, 太湖浮游植物种类减至 86 种, 藻细胞计数量级变为每升数

千万个,以蓝藻和硅藻为主要藻类^[36].90 年代中期太湖水质平均已达 Ⅲ类,1/3 湖区为 Ⅳ类^[42](湖泊状态 9)(图 1,表 2,3).

可以看出,太湖约 10 年营养水平上升一个级别,浮游植物种类数大致每十年减少 10 种,藻细胞计数上升一个量级,水质下降一个级别:20 世纪 60 年代,太湖处于贫营养型至中营养型之间,水生高等植物生长繁茂,水质 Ⅲ类;80 年代初,太湖进入中营养水平,水生植物迅速减少,水质 Ⅳ类;90 年代初,太湖进入富营养水平,水生植被严重退化,水质 Ⅴ类.80 年代是太湖富营养化的关键转型期.水化学资料也证明了这一点:80 年代以前,太湖TN变化较为明显,其中COD浓度也有所增加;此后,TN增长趋势减缓,而COD及TP却呈稳定的增长态势^[42].

3.3 中小型浅水湖泊——以洪湖为代表

洪湖居于长江北岸,面积 344.4 km²,平均水深 1.91 m,属中型湖泊^[28].

20 世纪 60 年代初,洪湖磷的含量较低,湖泊处于贫营养水平;水生植被覆盖率达 50%以上,优势种为菱、竹叶眼子菜、苦草、黑藻等;水草上的着生藻类十分丰富,以硅藻和鼓藻占优势,浮游植物种类多而数量少;洪湖的水环境质量较好^[38,43](湖泊状态 1)(图 1,表 2,3).

80 年代初,洪湖的氮磷含量迅速增加,达到中营养水平.80 年代,优势群落总数减少了 6 个,微齿眼子菜和穗花狐尾藻成为全湖的优势种.1981~1982

年间,浮游植物共有 90 属,浮游植物数量和生物量的年平均值分别为 108.17×10⁴ 个/L 与 2.4376 mg/L,硅藻类的数量和生物量均最大^[38,43].1981~1982 的调查显示,洪湖水质处于 Ⅲ-Ⅳ 之间^[38](湖泊状态 2)(图 1,表 2,3).

90 年代,洪湖保持在中营养水平,但湖内营养物质明显增加.微齿眼子菜和穗花狐尾藻则成为全湖的绝对优势群落^[43].1992~1993 年,浮游植物共发现 77 个属,较 11 年前的调查结果减少了 13 属;浮游植物数量和生物量的年平均值分别为 698.98×10⁴ 个/L 与 1.24 mg/L,其数量在 11 年内增加了数倍,生物量却减少了近一半,同时蓝藻类的数量迅速增加,超过了硅藻^[38].1991~2000 年水质资料表明,洪湖总体上达到地表水 Ⅲ类标准^[44](湖泊状态 2)(图 1,表 2,3).

综上所述,80 年代以前,洪湖处于贫营养状态,水生植物繁茂,浮游植物数量较少;80 年代以后,洪湖进入中营养型水平,水生植物优势种种类减少,浮游植物数量增加,水质 Ⅳ类.80 年代是洪湖富营养化的关键转型期.

3.4 城市(郊)小型湖泊——以东湖为代表

东湖位于武汉市城区东部,属城市湖泊,湖泊面积 30.75 km²,平均水深 2.21 m^[45].20 世纪 50,60 年代,东湖氮磷含量相对较低,处于中营养水平.20 世纪 60 年代初,东湖共有 83 种水生植物.1963 年,全湖的植被占总面积的 83%,黄丝草为优势种.浮游植物种类丰富,以硅藻、甲藻为主^[46].20 世纪 60 年代前,东湖

表 3 鄱阳湖、太湖、洪湖和东湖富营养化过程不同阶段的营养水平、生态系统结构、水质类别的耦合关系					
湖名	时间	营养水平	水生高等植物群落结构	浮游植物群落结构	水质类别
鄱阳湖	60 年代	贫	水生植物(包括湿生植物)119 种	—	Ⅲ 级
	80 年代	中	水生植物 102 种,水生植被覆盖率 80.8%,沉水植物优势种马来眼子菜、苦草、黑藻、芦苇、莲、菱等	优势种为蓝藻、绿藻、甲藻和硅藻	Ⅲ 级
	90 年代	中	水生植物 101 种,芦苇、莲、菱等衰落,沉水植物有所发展	优势种为绿藻、硅藻和蓝藻	Ⅳ 类
太湖	60 年代	贫-中	共 66 种,沉水植物优势种为马来眼子菜	共 91 种,藻细胞计数量级为每升数万,以蓝藻为主	Ⅳ 类
	80 年代	中	五里湖已无天然水生植被	共 79 种,藻细胞计数量级为每升数十万个,以硅藻和蓝藻为主	Ⅳ 类
	90 年代	富	共 17 种,优势种为苦草,竺山湖沉水植物几近消失	共 86 种,藻细胞计数量级为每升数十万个,以硅藻和蓝藻为主,蓝藻生物量多于硅藻	Ⅴ 类
洪湖	60 年代	贫	优势种为菱、竹叶眼子菜、苦草、黑藻等,水生植被覆盖率达 50%以上	优势种为硅藻和鼓藻,种类多而数量少	水质清洁
	80 年代	中	优势种为微齿眼子菜和穗花狐尾藻	优势种为硅藻,共 90 属	Ⅳ 类
	90 年代	中	微齿眼子菜和穗花狐尾藻成为全湖绝对优势群落	优势种为蓝藻,共 77 个属	Ⅴ 类
东湖	60 年代	中	共 83 种,植被覆盖率 83%,优势种为黄丝草	种类丰富,以硅藻、甲藻为主	水质良好
	70 年代	富	优势种为大茨藻,水生植物趋于灭绝	以绿藻、蓝藻为主	水质恶化
	90 年代	富	植被覆盖率不到 3%,优势种为大茨藻,聚草和苦草	绿藻、蓝藻为主	Ⅴ 类

水质良好^[45](湖泊状态 2)(图 1, 表 2, 3).

随着营养物质的大量输入, 70 年代中期东湖进入富营养状态. 湖泊生态系统发生了相应的变化. 1975 年, 黄丝草已消失, 代之以大茨藻, 水生植物趋于灭绝, 浮游植物种类以蓝藻、绿藻为主^[46](湖泊状态 9)(图 1, 表 2, 3).

1988~1998 期间, TP 含量较高且波动不大, 表明这 10 年间东湖一直保持着较高的富营养水平. 1991~1993 年, 水生植被面积不到总面积的 3%, 大茨藻, 聚草和苦草为优势种. 浮游植物种类趋于小型化, 以绿藻、蓝藻为主^[46]. 1991~1998 年, 东湖的水质基本稳定在 Ⅲ类^[41]. 1997 年 12 月~1999 年 3 月, 水果湖区为 Ⅲ类水, 郭郑湖(武大区)为 Ⅲ类水^[47](湖泊状态 9)(图 1, 表 2, 3).

可以看出, 20 世纪 50、60 年代, 东湖处于中营养水平, 水生植物生长茂盛, 浮游植物种类丰富, 水质良好;70 年代中期, 东湖进入富营养水平, 水生植物几乎灭绝, 浮游植物种类减少, 水质恶化, 90 年代以后水质继续恶化达 Ⅳ-Ⅴ类水状态, 因此 70 年代是东湖富营养化的关键转型期.

4 讨论与结论

4.1 典型湖泊富营养化过程与人类活动强度的变化相耦合

长江中下游湖泊的富营养化进程明显反映了人类活动强度的变化过程, 以太湖为例. 20 世纪 60 年代初, 太湖流域经济处于困难时期; 60 年代中期, 经济发展滞缓^[48], 污染物排放量较小, 太湖处于贫营养至中营养状态之间, 生态系统健康, 太湖水质为 Ⅲ类. 70 年代初, 太湖流域经济仍然缓慢发展, 改革开放以后, 城乡经济开始进一步发展^[48], 污染物排放量不断增加. 1979 年, 太湖流域污水排放总量为 66175 t, 人均污水排放量约为 110 L/d^[49], 此时, 太湖开始向中营养型转变. 80 年代初期, 乡村工业兴起、乡镇企业蓬勃发展^[48], 污染物排放量持续增加. 1989 年, 太湖流域非农业人口是 1979 年的 1.5 倍, 工业生产总产值是 1979 年的 6.5 倍, 废水排放量是 1979 年的 1.7 倍^[49]. 太湖处于中营养水平, 生态系统退化, 水质平均为 Ⅲ类. 90 年代为全面开放时期, 经济开发升温^[50], 工业废水排放量急剧增加, 太湖也相应进入富营养水平. 此后, 太湖污染物排放量维持在较高水平上, 如 1999 年, 太湖流域工业生产总产值是 1979 年

的 36.6 倍, 是 1989 年的 5.6 倍, 人均污水排放量为 150 L/d, 是 1979 年的 1.4 倍^[49](表 4). 太湖富营养化程度加剧, 生态系统退化严重, 水质平均达到 Ⅲ类水平. 由此可见, 太湖富营养化演变过程三个主要方面的变化均与经济变化的耦合良好, 也就是说, 经济发展引起了一定的水环境的负效应, 对湖泊水环境产生了较大的影响, 使湖泊环境恶化. 总的来说, 湖泊富营养化演变过程有一定的自然背景, 然而人类活动强度的变化起着非常重要的作用.

表 4 太湖流域历年经济指标与污水排放量^[49]

指标	1979 年	1989 年	1999 年
人口(万人)	农业人口 1443	1468	1342
	非农业人口 298	438	661
	合计 1741	1906	2003
工业生产总产值(万元)	2550705	16663719	93447231
农林牧渔总产值(万元)	1005571	2054955	4985193
废水排放量(万吨)	工业 53813	94485	102537
	城镇生活 12362	20812	36187
	合计 66175	115297	138724
化学需氧量 COD _{Cr} (万吨)	工业 12.5	18.2	21
	城镇生活 4.9	6.2	10.1
	合计 17.4	24.4	31.1

4.2 湖泊富营养化概念模型的普适意义

长江中下游典型湖泊富营养化过程的分析表明, 湖泊生态系统的演变与水质类别的变化均与湖泊营养水平的演化耦合良好, 也就是随着湖泊营养物质的增加, 湖泊水生植物群落结构趋向简单, 水生高等植物种类不断减少, 浮游植物种类也不断减少, 个体数量不断增加, 富营养化指示种类蓝藻的优势地位不断上升, 湖泊由草型湖泊逐步演变为藻型湖泊, 湖泊水质随之逐步恶化, 可以认为, 在长江中下游地区, Ⅲ类水一般存在于贫营养型湖泊中, Ⅳ类水一般存在于中营养型湖泊中, 而Ⅴ类以上的水一般存在于富营养型湖泊中, 这些都说明了本文提出的湖泊富营养化概念模型具有普适意义.

由上述资料分析表明, 在长江中下游地区, 以鄱阳湖、洪湖和太湖为代表的不同类型的湖泊进入中营养水平的关键转型期是 80 年代, 太湖进入富营养水平的关键转型期是 90 年代, 以东湖为代表的城市(郊)小型湖泊进入富营养水平的关键转型期则是 70 年代.

4.3 典型湖泊富营养化演变过程存在差异

长江中下游地区不同湖泊的富营养化过程是类似的, 然而不同湖泊的富营养化过程并不是同步的,

这与湖泊周围不同的人文和自然条件驱动机制有关,如与不同湖泊流域的经济发展水平与产业结构不同,排入湖泊中的营养物质来源构成与数量也有所不同有关;再如与不同湖泊换水周期的不同,营养物质滞留时间也同等因素密切相关.

表 5 显示,洪湖的营养物质主要来源于流域农业面源污染;太湖的营养物质主要来源于流域农业面源污染、城市生产废水与生活污水;东湖的营养物质主要来源于城市生活污水.而鄱阳湖的营养物质主要来源于五大河流携带入湖量,如 1987~1988 年, TN和 TP分别约占总入湖量的 66.8%和 76.6%^[33].

从单位面积负荷量(表 6)可以看出,洪湖单位面积负荷量较小,因此洪湖富营养化进程较慢,目前仍处于中营养水平.东湖作为城市湖泊,自 50 年代中期开始,固定居民人口成倍增加,1976 年已有 374169 人和 66 家各类工厂的生活污水和工业废水排入东湖^[40],因此东湖富营养化开始较早.太湖流域 1989 年工农业生产总值为 1871.87 亿^[49],因此太湖富营养化进程较快.鄱阳湖单位面积负荷量虽然较大,其换水周期仅为 59 d,这显著减缓了鄱阳湖的富营养化进程.

4.4 湖泊富营养化概念模型为长江中下游富营养化湖泊生态修复提供生物目标与化学目标

研究长江中下游典型湖泊富营养化过程,至少可为湖泊生态修复提供生态修复的修复目标,修复目标可以是自然本底值,也可以是人为选定的某一湖泊状态.目前修复目标一般仅限于化学目标中营养物质的含量,而长江中下游湖泊的主要功能之一是作为饮用水源,富营养化湖泊生态修复的一个主要目的就是改善湖泊水质,因此必须考虑到有机污染项目、五项毒物等.此外,仅有化学目标是不够的,还必须有生物目标,因为即使湖泊的化学目标已达到,湖泊中原有的生态系统未必同时恢复.在一个较宽的营养范围内,以藻类为主的浊水态生态系统可

以存在,以水生高等植物为主的清水态生态系统也可以存在;并且通过一系列缓冲机制,这两种系统均可在同样的营养负荷水平下稳定存在.例如,当水体营养盐负荷减少很多时,以藻类为主的浊水态生态系统依然能够稳定存在^[52].本文根据湖泊富营养化概念模型研究的长江中下游典型湖泊的富营养化演变过程,就可为这些湖泊的生态修复提供一定的化学目标和生物目标.以太湖为例,可将湖泊状态 8(包括营养水平,水生植物群落结构与水质)作为太湖的初级修复目标,将湖泊状态 1 作为太湖的最终修复目标.

4.5 提出预警,建议保持资源、环境与经济的可持续发展

作为流域气候、地质、生物等综合作用的复杂系统,湖泊沉积物连续、敏感的记录了区域及全球环境变化.湖泊沉积通常较快(>1 mm/a),记录了湖泊生态环境变化的高精度信息^[53].通过精确定年,利用湖泊表层沉积物可以确定有毒物质、金属元素、有机化合物等的变化趋势^[54],同时可利用保存在湖泊表层沉积物中的生物记录,确定湖泊生物种群的变化趋势,提供预警信号^[53].如英国的Loch Ness湖泊表层沉积物硅藻的分析显示了湖泊富营养化的趋势,提出了早期预警^[55].此外,还可利用长期水质监测资料,建立水质变化趋势分析、水质预警预报等模型对湖泊的富营养化进程进行预警,并用湖泊沉积物中保存的信息进行模型校正^[53].

经济的发展使一些湖泊的水环境发生恶化,每一次经济的飞跃都可能使湖泊水质的级别有所上升,经济的发展在一定程度上是以水环境的恶化为代价的,这给我们一个预警,不能重蹈发达国家的覆辙,不能先污染后治理.我们必须在发展经济的同时大力加强污染防治措施,统一项目进行长期监测,注意保护湖泊水生态环境,使资源、环境与经济协调发展,从而实现可持续发展.

表 5 洪湖、太湖和东湖的营养物质来源构成(t/a)

营养来源	洪湖(1999~2000 年) ^[51]			太湖(1994 年) ^[42]			东湖(90 年代) ^[45]		
	农业面源污染	生活污水	工业污水	农业污染	生活污水	工业污水	农业面源污染	生活污水	工业污水
TN	4270	518	113(氨氮)	30694	19948	12544	80.73	473.52	11.67
TP	690	104	13(磷酸盐)	1385	3394	591	7.35	38.9	0.99

表 6 湖泊单位面积营养物质负荷量(t/a)

洪湖(1999~2000 年)		太湖(1994 年)		东湖(90 年代)		鄱阳湖(1987~1988)	
TN	TP	TN	TP	TN	TP	TN	TP
14.23	2.34	32.30	2.30	24.18	2.08	24.81	3.49

致谢 本工作受中国科学院知识创新工程重大项目(批准号: KZCX1-SW-12-I)和国家科技部重大基础研究前期研究专项(批准号: 2004CCA02900)联合资助。

参 考 文 献

- 1 赵生才. 中国湖泊富营养化的发生机制与控制对策. 地球科学进展, 2004, 19(1): 138 - 140
- 2 Perrow M R, Davy A J. Handbook of Ecological Restoration. Cambridge: Cambridge University Press, 2002. 1 - 80
- 3 Philips G, Bramwell A, Pitt J, et al. Practical application of 25 years' research into the management of shallow lakes. Hydrobiologia, 1999, 395/396: 61 - 76[DOI]
- 4 秦伯强. 长江中下游浅水湖泊富营养化发生机制与控制途径初探. 湖泊科学, 2002, 14(3): 193 - 202
- 5 Weber C A. Aufbau und vegetation der Moore Norddeutschlands. Bot Jahrb 40 Beiblatt zu den Botanischen Jahrbuchern, 1907, 90: 19 - 34
- 6 Naumann E. Några synpunkter angående limnoplanktons ökologi med särskild hänsyn till fytoplankton. Svensk Botanisk Tidskrift, 1919, 13: 129 - 163
- 7 Thiennemann A. Untersuchungen über die Beziehungen zwischen dem Sauerstoffgehalt des Wassers und der Zusammensetzung der Fauna in norddeutschen Seen. Archiv für Hydrobiologie, 1918, 12: 1 - 65
- 8 Thienemann A. Seetypen. Naturwissenschaften, 1921, 18: 1 - 3
- 9 Lindeman R L. The trophic-dynamic aspect of ecology. Ecology, 1942, 23: 399 - 418
- 10 Vollenweider R A. Möglichkeiten und Grenzen elementarer Modelle der Stoffbilanz von Seen. Arch Hydrobiol, 1969, 66: 1 - 36
- 11 Janus L L, Vollenweider R A. Summary report: The CECO Cooperative Programme on Eutrophication-Canadian contribution Scientific Series No. 131 and 131-S, Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Ontario, Canada, 1981
- 12 Moss B, Madgwick J, Phillips G A. A Guide to the Restoration of Nutrient-enriched Shallow Lakes. London: W W Hawes, 1997. 41 - 44
- 13 金相灿, 屠清瑛. 湖泊富营养化调查规范. 北京: 中国环境科学出版社, 1990. 10 - 302
- 14 王明翠, 刘雪芹, 张建辉. 湖泊富营养化评价方法及分级标准. 中国环境监测, 2002, 18(5): 47 - 49
- 15 王俊, 姜建祥, 吕耀坤, 等. 吉林省湖库富营养化评价. 东北师大学报自然科学版, 1994, 2: 90 - 93
- 16 陈永灿, 张宝旭, 李玉梁. 密云水库富营养化分析与预测. 水利学报, 1998, 7: 12 - 15
- 17 陈斌, 刘文伟, 陈宗永. 南湖富营养化主要控制因子分析. 污染防治技术, 1998, 11(2): 76 - 80
- 18 王静. 浅谈水体的富营养化及其危害和防治. 山东环境, 1997, 4: 29 - 30
- 19 张伟, 杨秀山. 水体的富营养化及其治理. 生物学通报, 2001, 36(11): 20 - 22
- 20 陈水勇, 吴振明, 俞伟波, 等. 水体富营养化的形成、危害和防治. 环境科学与技术, 1999, 2: 11 - 15
- 21 姜永军, 丁敏, 丁磊. 水体富营养化控制因子及其污染途径研究. 甘肃科技, 2003, 19(10): 91 - 92
- 22 谢雄飞, 肖锦. 水体富营养化问题评述. 四川环境, 2000, 19(2): 22 - 25
- 23 李典友. 水体富营养化污染的生物防治对策及效益分析. 生物学杂志, 2000, 17(6): 35 - 36
- 24 楼台方, 夏中明. 氮与水质富营养化. 氮肥设计, 1996, 34(5): 61 - 62
- 25 任铁军. 哈素海富营养化的主要特征及其评价. 内蒙古环境保护, 1995, 7(1): 22 - 34
- 26 王海珍, 陈德辉, 王全喜, 等. 水生植被对富营养化湖泊生态恢复的作用. 自然杂志, 2002, 24(1): 33 - 36
- 27 刘霞, 杜桂森. 藻类植物与水体富营养化控制. 首都师范大学学报自然科学版, 2002, 23(4): 56 - 63
- 28 王苏民, 窦鸿身. 中国湖泊志. 北京: 科学出版社, 1998. 179 - 316
- 29 姜加虎, 窦鸿身. 中国五大淡水湖. 合肥: 中国科学技术大学出版社, 2003. 1 - 10
- 30 窦鸿身, 姜加虎, 苏守德. 长江淮河中下游地区湖泊的资源与环境. 合肥: 中国科学技术大学出版社, 2006. 60 - 66
- 31 刘雪芬. 五大淡水湖水水质状况的初步分析. 海洋湖泊通报, 1987, 1: 22 - 33
- 32 吕兰军. 鄱阳湖水化学特性分析. 海洋湖泊通报, 1993, 1: 32 - 41
- 33 朱海虹, 张本. 鄱阳湖. 合肥: 中国科学技术大学出版社, 1997. 119 - 169
- 34 吕兰军. 鄱阳湖富营养化调查与评价. 湖泊科学, 1996, 8(3): 241 - 247
- 35 刘瑞秋, 张水元. 长江中下游若干湖泊水质的多元分析与比较. 水生生物学报, 2000, 24(5): 439 - 445
- 36 范成新. 太湖水体生态环境历史演变. 湖泊科学, 1996, 8(4): 297 - 304
- 37 黄涛平. 太湖水环境及其污染控制. 北京: 科学出版社, 2001. 168
- 38 陈宜瑜, 许蕴轩等. 洪湖水生生物及其资源开发. 北京: 科学出版社, 1995. 20 - 141
- 39 金相灿, 刘鸿亮, 屠清瑛, 等. 中国湖泊富营养化. 北京: 中国环境科学出版社, 1990. 121 - 520
- 40 刘健康. 东湖生态学研究. 北京: 科学出版社, 1990. 40 - 50
- 41 谢钦铭, 李长春, 彭赐莲. 鄱阳湖浮游藻类群落生态的初步研究. 江西科学, 2000, 18(3): 162 - 166
- 42 秦伯强, 吴庆农, 高俊峰, 等. 太湖地区的水资源与水环境. 自然资源学报, 2002, 17(2): 221 - 228
- 43 卢山, 姜加虎. 洪湖湿地资源及保护对策. 湖泊科学, 2003, 15(3): 281 - 284
- 44 王学雷, 刘兴士, 吴宜进. 洪湖水环境特征与湖泊湿地净化能力研究. 武汉大学学报, 2003, 49(2): 217 - 220
- 45 张良轶, 韦进宝. 武汉东湖的污染现状与可持续发展对策研究. 武汉大学学报, 1998, 44(6): 665 - 668
- 46 沈晓鲤. 武汉东湖的生态环境变迁与恢复问题. 环境科学与技术, 2003, 26(4): 24 - 26
- 47 朱雷, 陈威. 模糊综合指数法在水质评价中的应用. 武汉理工大学学报, 2001, 23(8): 61 - 65
- 48 谢红彬, 虞孝感, 张运林. 太湖流域水环境演变与人类活动耦合关系. 长江流域资源与环境, 2001(5): 393 - 400
- 49 胡必彬. 太湖流域水污染对太湖水质的影响分析. 上海环境科学, 2003(12): 1017 - 1021
- 50 谢红彬, 陈雯. 太湖流域制造业结构变化对水环境演变的影响分析——以苏锡常地区为例. 湖泊科学, 2002(1): 53 - 59
- 51 秦恒. 论江汉湖群湿地的环境保护. 环境科学与技术, 2001 年增刊, 0013 - 03
- 52 Sayer C D, Robert C D. Establishing realistic restoration targets for nutrient-enriched shallow lakes: linking diatom ecology and palaeoecology at the Attenborough Ponds, UK. Hydrobiologia, 2001, 448: 117 - 142[DOI]
- 53 Battarbee R W. The importance of paleolimnology to lake restoration. Hydrobiologia, 1999, 395/396: 149 - 159[DOI]
- 54 Boyle F, Mackay A W, Rose N J, et al. Sediment heavy metal record in lake Baikal: natural and anthropogenic sources. Journal of Paleolimnology, 1998, 20: 135 - 150[DOI]
- 55 Jones V J, Battarbee R W, Rose N J, et al. Evidence for the pollution of Loch Ness from the analysis of its recent sediment. Science of the Total Environment, 1997, 203: 37 - 49[DOI]

(2005-10-17 收稿, 2005-12-08 接受)