

11. 湖沼の環境変化と水質・生物群集の変化に関する比較湖沼研究

琵琶湖と洱海における水位変化による水質・生物群集の変化の比較研究

焦春萌・濱端悦治¹⁾・余輝²⁾・杜宝漢³⁾

要旨

琵琶湖南湖では、沈水植物の繁茂による航路障害、景観悪化などいわゆる「水草問題」が政策課題の一つとなっている。この課題への対応を検討するにあたり、琵琶湖より約20年先行して水位低下とそれに伴う沈水植物帯の増加とを経験した中国雲南省の洱海（エルハイ）で比較研究を行った。

琵琶湖では1994年の大渇水以降、特に南湖を中心に沈水植物帯の回復が著しく、1980年代には水深の浅い、湖岸にごく近い部分にしか生育が見られなかったが、2000年には分布面積が南湖の50%を越え、その後も増加は続き、現在では80%以上に沈水植物が生育していると考えられている。水質にも改善が見られるようになってきており、渇水以降は南湖の南部での透明度や全リンの改善傾向が著しく、またクロロフィルaは南湖全域で低くなるとともに、全窒素では2000年付近から低下傾向が見られるようになってきている。

一方、中国雲南省にある洱海では1970年代半ばに流出口が掘り下げられ、湖面水位が低下し、それに伴って沈水植物が増加を始め、透明度の上昇が進んだ。沈水植物の最大分布水深は、1950年代に3mしかなかったものが、1970年代後半には7m、1980年代には10mにまで拡大した。透明度も1982年に最大値となり、その後1990年代前半までは比較的高い傾向を示した。こうした水位低下に伴う、水草帯の回復や水質の改善は、琵琶湖に非常に類似していた。しかし、その後洱海では、透明度が急速に低下し、水草帯も激減してしまった。今後の琵琶湖の水草帯の管理を考える上で、洱海は貴重な情報を提供してくれると考えられる。なお、この沈水植物の回復・減少と水質・生物群集の変化に関する比較湖沼研究の主な研究成果は以下のとおりである。

- 1) 琵琶湖と洱海の沈水植物群落および水位・水質に関する情報を收集整理し、検討を行った。琵琶湖の南湖（平均水深：3.5m）では、1994年に水位が-1.23mに低下した後、沈水植物群落の増加がみられたが、洱海（平均水深10.5m）でも、1982年に数年前より3m水位が低下した後、沈水植物群落の大規模な拡大が起こったことが明らかとなった。
- 2) 洱海では、琵琶湖南湖と同様、沈水植物帯の回復に伴って水質の回復が見られ、水位低下に伴う沈水植物帯の回復が、2つの湖沼において大規模なレジームシフトを起こしたと考えられた。
- 3) その後、洱海では、沈水植物帯の回復に伴って、網生け簀でのソウギョやハクレンの養魚が盛んになり、魚類の飼料として沈水植物が大量に刈り取られた。1996年から全湖でアオコの発生が見られるようになり、その原因として、水草の刈取りによる水草帯の減少と、魚類の餌の摂取効率の低さなどが考えられた。
- 4) 洱海では、水草の刈取規制や網生け簀の制限などが政策的にとられ、1998年には水草帯の回復が見られたものの、水質の悪化は続き、2000年代に入って急速に種組成の変化、現存量の低下が起こった。沈水植物種では、クロモやセキシウモが減少し、これまでの分布情報や近年の報告などから、最も補償点の低い種と考えられるセンニンモや、マツモ、ホザキノフサモなどが優占するようになった。
- 5) 洱海における2005年の予備調査で、水草帯が最も多く存在するはずの南部の湖棚でサンプリングを試みたが、沈水植物は全く採取できず、また沿岸帯で刈取りを行っていた水草種が、1990年代はじめに見られた沈水植物種ではなく、マコモであったことなどから、沈水植物帯がかなり減少していると考えられた。また予備調査では、外来種のオオカナダモの侵入を確認しており、洱海では今後、外来種の増加が大きな問題を引き起こす可能性があると考えられた。
- 6) 琵琶湖南湖では、1997年から2002年の5年間では、クロモとセンニンモはまだ拮抗状態にあり、センニンモが優占度を増してきているとはいえない状況にあり、今後の動向に注意が必要であることもわかった。センニンモはクロモに比べれば群落高が低く、航路障害の原因にはなりにくい、密度が高く、また密な地下茎を発達させる。そのため、シジミ漁などの障害となる恐れがある。

1) 滋賀県立大学環境科学部、 2) 中国環境科学研究院湖沼研究センター、 3) 中国雲南大理州環境科学研究所

- 7) 琵琶湖南湖の沈水植物群落での遷移についての情報はほとんど知られていないが、今後クロモからセンニンモへ遷移するかどうかを明らかにするは、種間関係を含めた種生態的な研究が必要であると考えられた。
- 8) これらの結果から、琵琶湖での水草帯の管理を考える場合、水草帯の刈取には十分な検討が必要であることが明らかになった。

1. はじめに

琵琶湖では1994年の大渇水のあと南湖を中心に沈水植物群落の回復が著しく、その結果、南湖においては水質にもその影響が及んできていると考えられる。しかし、全リン（TP）、全窒素（TN）の濃度の低下、透明度の上昇などが進む一方で、沈水植物の繁茂が航路障害、景観等に悪影響を及ぼすようになってきた。沈水植物の繁茂と水質改善との関係については仮説としては説明が可能であるが、まだ十分に実証されてはおらず、その検証を行う必要がある。また琵琶湖での沈水植物の今後の動態（遷移方向等）を予測することは、水草帯の管理を考える上では欠かすことができない。こうしたことから比較湖沼研究を行うに至った。

比較対象湖沼としたのは、中国雲南省西部の大理州にある洱海(Erhai)である。この湖は台湾北部程度の低緯度（北緯25° 36′ ～25° 58′ ）に位置するものの、湖面海拔高度が1,974mと高いため、平均気温は琵琶湖と大きな違いはない。しかし、月平均気温は最低10℃から最高20℃と年較差は10℃程度しかない（表1.1）。その湖は面積246km²を持ち、雲南省第2の湖で、琵琶湖の1/3より少し大きい程度である（表1.1）（Zhang & Du , 1990）。



図1.1 洱海の水深地形図

表1.1 琵琶湖と洱海との比較

	琵琶湖	洱海
標高(m)	85.6	1974
表面積(km ²)	674	236-257
容積(× 10 ⁹ m ³)	27.5	2.2-3.0
最大水深(m)	104	21
平均水深(m)	41	10.5
滞留時間(年)	5.5	2.4
湖岸長(km)	235	115
集水域面積(km ²)	3,174	2,565
平均気温(℃)	14.1(3.2-26.4)	15.3(9.1-19.9)
平均降水量(mm)	1,741	1,048

気温と降水量は滋賀県大津市と雲南省大理市の値
洱海の値は Zhang、Du(1990)による

洱海は琵琶湖と同じく断層湖である。琵琶湖における西側の比良山の位置には点蒼山山脈（標高約4,000m）がそびえており、東側には湖東平野はないものの、比較的低い山地になっている。湖に流入する河川は116本あるが、北部から流入する弥苴川が全流入量の6割近くを占め、流出は琵琶湖の瀬田川同様南端の西洱川のみであり、地形的にも琵琶湖によく似ている。表1.2には、1992年に琵琶湖研究所が洱海で行った調査の際に確認した沈水植物種を示しているが、その大部分が琵琶湖との共通種である。こうしたことから、洱海は琵琶湖との湖沼比較をする上で、特に水草群落についての研究で、またとない湖と考えられる。

1970年代の調査では洱海には、マツモ、ホザキノフサモ、クロモ、ガシャモク（学名は*Potamogeton lucens*であるので、琵琶湖に分布記録があるガシャモク（*P. dentatus*）とは異なるが、かつてガシャモクはこの変種とされたこともあり、非常に類似しているのでこの名称を用いた）、ササバモ、エビモ、リュウノヒゲモ、センニンモ、海菜花（花茎の長いミズオオバコ）、セキシウモなどの群落が分布していた（李・濱端, 2006）。

しかしその後の富栄養化などで、海菜花が失われるとともに、沈水植物群落の分布下限が上昇し、面積も減少した。

下流のダムでの発電量を増加させるために、1970年代半ばに流出口が掘り下げられ、それに伴って湖面水位が

表1.2 洱海で1992年に見られた沈水植物と琵琶湖との類似（濱端，1999）

種名	和名	琵琶湖との関係
1 <i>Chara globularis</i>	カタシジクモ	
2 <i>C. vulgaris</i> var. <i>inconnexa</i>		
3 <i>Nittela mucronata</i>	サキホソフラスコモ	？
4 <i>Potamogeton malaianus</i>	ササバモ	○
5 <i>P. crispus</i>	エビモ	○
6 <i>P. perfoliatus</i>	ヒロハエビモ	○
7 <i>P. maackianus</i>	センニンモ	○
8 <i>P. pectinatus</i>	リュウノヒゲモ	●
9 <i>P. lucens</i>	ガシヤモ?	▲
10 <i>P. anguillanus</i> ?	オオササエビモ?	△
11 <i>P. pusillus</i>	イトモ	
12 <i>Vallisneria natans</i>	セキショウモ	○
13 <i>Hydrilla verticillata</i>	クロモ	○
14 <i>Ceratophyllum demersum</i>	マツモ	○
15 <i>Myriophyllum spicatum</i>	ホサギノフサモ	○

○：琵琶湖と共通種； △：類似種を示す ●：琵琶湖で絶滅した種
空白：琵琶湖で未確認であることを示す

低下した。そして沈水植物が増加を始め、透明度の上昇が進んだ。この湖面水位の低下と水草帯の回復、透明度の上昇という一連の動きは、琵琶湖での1994年夏の渇水に続く経緯と良く類似している。前回我々が調査した1990年、1992年のころは、まさに透明度が回復していた時期で、我々の調査でも10mの透明度を記録している。

本研究では、琵琶湖でのこれまでの沈水植物群落について研究の成果を整理するとともに、琵琶湖での水草帯の回復において、20年先行する洱海における水質、水位などのデータ、さらには気象データなどを収集整理し、水草の変化とそれらとの関係について検討を行う。そして洱海での過去の変化と、琵琶湖での1994年以降の変化とを比較検討することによって、水草群落の拡大と水質変化の機構、水草群落の遷移方向などを明らかにするとともに、望ましい浅水湖沼生態系に向けての管理目標や手法について検討を行うことを計画している。

表2.1 琵琶湖における沈水植物群落面積の変遷

調査年	沈水植物群落面積 (ha)			文献
	北湖	南湖	合計	
1953	3,570	2,344	5,914	滋賀水試(1954)
1969	2,229	710	2,939	滋賀水試(1972)
1974-75	-	327	-	谷水・三浦(1976)
1994	3,383	623	4,006	浜端(1996)
1995	2,111	947	3,059	滋賀水試(1998)
1997-98	4,647	2,381	7,029	水資源開発公団(2001)
2000	4,144	2,927	7,071	Hamabata & Kobayashi(2002)
2001	-	3,200	-	大塚ほか(2004)

いずれも被度評価をしていない値を示す。

2. 琵琶湖における沈水植物群落の変化と水質の変化

2.1 群落面積の変化

琵琶湖は674km²の面積を持つが、それは平均水深44mの主湖盆である北湖（面積：614km²）と、南湖（平均水深：3.5m、面積：56km²）とに湖盆地形から分けられる。

県南部地域では、京阪神への通勤の至便性などから、戦後、人口が増加し市街地化が進み、その下流にあたる南湖では富栄養化が著しく進行した。植物プランクトンの増加から透明度が減少し、光不足を主原因として水草（沈水植物）帯が急速に失われてきた。しかし、1994年の大渇水（-123cm）以降、琵琶湖では沈水植物群落の回復が著しく、中でも浅水湖沼の特徴を持つ南湖での回復はより顕著となっている。

琵琶湖では戦後、多くの機関等が沈水植物群落面積について報告している（表2.1）。北湖については、調査方法や精度などの違いのためか面積変化の傾向は明確ではないが、南湖での変化は顕著で、戦後から1970年代にかけて減少し、1994年以降急速に増加してきていることがわかる（図2.1）。1974年から1994年の20年間の群落面積に関する報告はないが、1980年代後半に行った南湖での潜水調査では、沈水植物が分布する最大水深は北湖に近い南湖北部を除くと、たとえ生育していたとしても3m止まりで、しかも湖岸にごく近い部分に限定されていた（濱端，1991）。そうした状況にあった南湖の沈水植物群落が1994年以降急速に拡大し始め（濱端，1996）、2000年には南湖面積の50%を越え（Hamabata・Kobayashi, 2002）、その後も増加傾向は続き、現在では南湖面積の80%以上に沈水植物が分布していると考えられている（濱端・芳賀，2005）。

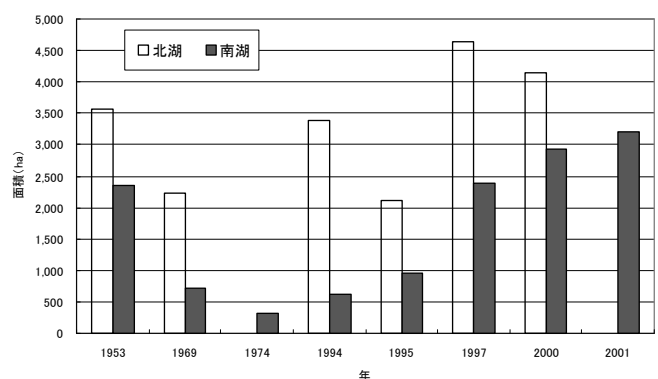


図2.1 北湖と南湖での沈水植物群落の分布面積の経年変化

2.2 種類組成の変化

1986・1987年に琵琶湖全域で行った沈水植物を対象と

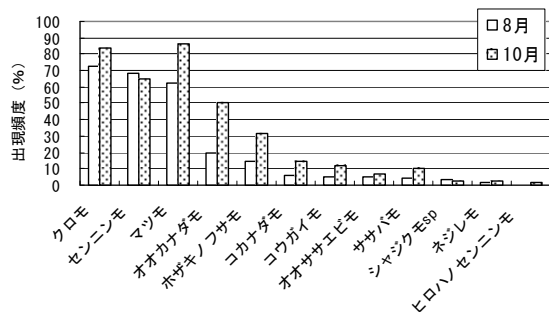


図2.2 2002年南湖での出現頻度順位

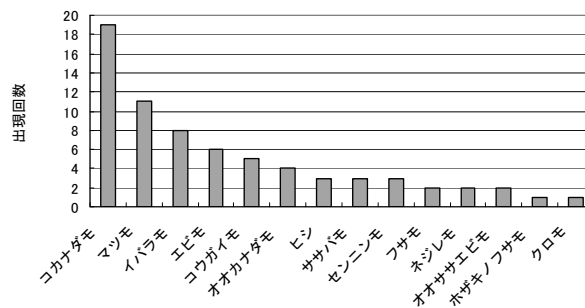


図2.3 1988・1989年の南湖における出現回数順位

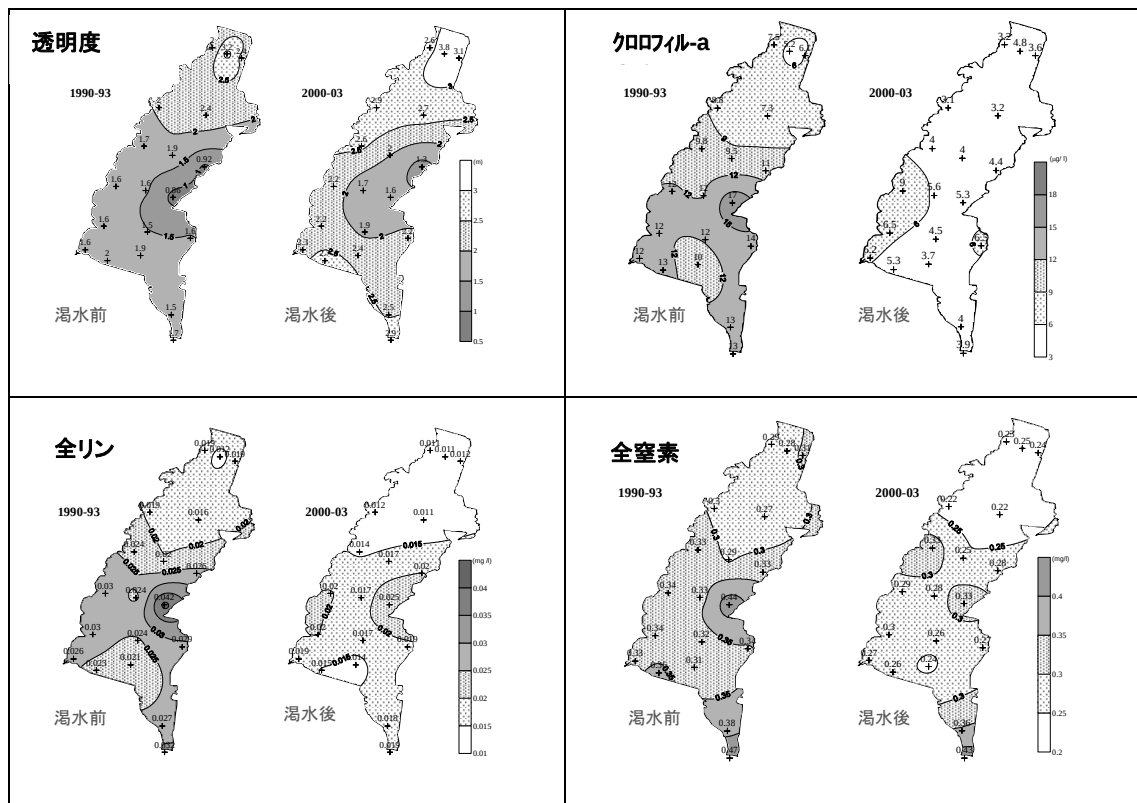


図2.4 南湖における洪水前後での水質指標の比較

した植生調査では、クロモ、センニンモ、コカナダモの出現頻度が高く、この3種が当時の優占種と考えられた（濱端，1991）。2002年8月と10月とに南湖で行った植生調査での出現頻度順位は、上位優占種の中からコカナダモが欠落した形となった（図2.2）。1988・1989年に滋賀県は南湖についてソナーによるライントランセクト調査を行っており、その際に主要種も記載されている。

それを用いて各種の出現回数を見ると（図2.3）コカナダモが南湖でも優占種であったことがわかる。

1980年代から1990年代前半までは、琵琶湖では外来種のコカナダモが優占種であったが、1994年の洪水以降、特に南湖では在来種のクロモやセンニンモが勢力を盛り返したと考えられる。また、水資源開発公団琵琶湖開

発総合管理所が2002年に行った調査では、北湖でもコカナダモの減少が確認されている。

2.3 沈水植物帯の回復と水質の変化

南湖では沈水植物群落の繁茂にともなって、水質にも改善が見られるようになってきた。県の定期観測の結果（滋賀県，1990-2003）でも改善傾向が現れてきている。

洪水の前後の水質指標を比較して見ると、透明度、クロロフィルa、全リン、全窒素などの濃度は全体に洪水の前より低くなったことが明らかになった（図2.4）。

3. 洱海における沈水植物の遷移特性

3.1 洱海沈水植物の遷移

水生植物群落の遷移過程は非常に複雑で、多種な要因に影響され、水生植物と環境との動態的な関係を反映している。植物群落の遷移は、最も顕著な特徴としては優占種の遷移である。この50年以来、洱海の水生植物群落はいくつもの遷移過程を経過していた。

3.1.1 水生植物の種組成およびその変化

表3.1には洱海の水生植物の種組成および変化を示す。50年代に中国科学院水生生物研究所が行った洱海の調査によると、洱海湖内の水生植物現存量及び被度が少なく、水深が3mを超えると無植生となり、優占種としては、海菜花(*Ottelia acuminata*; ミズオハコ属)および大茨藻(*Najas marina*; イハモ) (黎, 1963) であった。

70年代では水生植物の回復面積が、沖帯へ進み、沈水植物の湖内での分布は水深6～7mから10mまで拡大した。

水生植物は20科51種で、そのうち、沈水植物が18種、抽水植物が11種、浮葉植物が7種、浮遊植物4種およびその他11種で、全湖現存量は $61.7 \times 10^4 \text{t}$ (以下いずれも湿重量) であった。優占種としては、海菜花(*Ottelia acuminata*; ミズオハコ属)、苦草(*Vallisneria natans*; セキショウモ属)、黒藻(*Hydrilla verticillata*; クロモ)であり、

紅綫草(*Potamogeton pectinatus*; リュウヒゲモ)、大茨藻(*Najas marina*; イハモ) および海菜花(*Ottelia acuminata*; ミズオハコ属)などの数が減少しつつあった(李, 1990)。

80年代では、沈水植物の分布が水深10mにまで達し、かつ湖内水深9～10m以内の水域では巨大な閉鎖的植物圏が形成されていた。1981年から1983年までの間に、戴全裕は洱海で32種の水生植物を採取した。これらはそれぞれ24属17科で、そのうち沈水植物が13種、抽水植物が4種、浮葉植物が3種、浮遊植物が4種およびその他が8種で、全湖現存量は $79.96 \times 10^4 \text{t}$ となった。優占種は微齒眼子菜(*Potamogeton maackianus*; センニンモ)、黒藻(*Hydrilla verticillata*; クロモ)、苦草(*Vallisneria gigantea*; セキショウモ属)および金魚藻(*Ceratophyllum demersum*; マツモ) (戴, 1990) であった。また、錢徳仁は1985年に21科37属50種の水生植物を採取した。そのうち、沈水植物が15種、浮葉植物が5種、浮遊植物4種、抽水植物が11種、およびその他が16種で、全湖現存量は $47.9 \times 10^4 \text{t}$ となった。優占種は微齒眼子菜(*Potamogeton maackianus*; センニンモ)、苦草(*Vallisneria gigantea*; セキショウモ属)、金魚藻(*Ceratophyllum demersum*; マツモ)および黒藻(*Hydrilla verticillata*; クロモ)であり、紅綫草(*Potamogeton pectinatus*; リュウヒゲモ)、大茨藻(*Najas marina*; イハモ)、海菜花(*Ottelia acuminata*; ミズオハコ属)などが殆ど消滅した。その後、外来種の鳳眼蓮(*Eichhornia crassipes*; ホイアオイ) および水花生(*Alternanthera philoxeroides*; ナガエツリノゲイトウ) (錢, 1990) が現れた。1988年の杜宝漢らの調査結果はほぼ錢徳仁と同じで、現存量が $56.3 \times 10^4 \text{t}$ であった。

1992年の洱海生態における日中共同調査によると、沈水植物の分布水深は8mまでに下がり、水生植物種類は49種で、新たに現れた角果藻(*Zannichelia palustris*; イトクズモ: ただし共同研究を行った濱端悦治はこの種を確認していない) 沈水植物の現存量は $16.0 \times 10^4 \text{t}$ となり、優占種は微齒眼子菜(*Potamogeton maackianus*; センニンモ)、苦草(*Vallisneria gigantea*; セキショウモ属)および黒藻(*Hydrilla verticillata*; クロモ) (杜, 1992) となった。

1996年の董雲仙らの調査では、19科26属の35種の水生植物を採集した。そのうち、沈水植物が12種で、浮葉植物が5種、浮遊植物が5種、抽水植物が6種、その他が7種で、現存量は $35.9 \times 10^4 \text{t}$ となった。優占種は微齒眼子菜(*Potamogeton maackianus*; センニンモ)、苦草(*Vallisneria gigantea*; セキショウモ属)および黒藻(*Hydrilla verticillata*; クロモ) (董, 2003) であった。1998年の杜宝漢らの調査(杜, 2000)は、8属6科の13種沈水植物を採集した。沈水植物は眼子菜科(ヒルシ科)が多く、7種もあ

表3.1 水生植物の種組成およびその変化

年代	平均海拔 水位(m)	種 類	優占種	現存量 (kg/m ²)	分布 水深 (m)
1957	1974.15		海菜花(<i>Ottelia acuminata</i> ; ミズオハコ属) 大茨藻(<i>Najas marina</i> ; イハモ) 紅綫草(<i>Potamogeton pectinatus</i> ; リュウヒゲモ)	—	3.0
1977	1972.84	51(沈水種18)	海菜花(<i>Ottelia acuminata</i> ; ミズオハコ属) 苦草(<i>Vallisneria</i> ; セキショウモ属) 黒藻(<i>Hydrilla verticillata</i> ; クロモ)	10.0	6～7, 10
1982	1971.1	32(沈水種12)	微齒眼子菜(<i>Potamogeton maackianus</i> ; センニンモ) 黒藻(<i>Hydrilla verticillata</i> ; クロモ) 金魚藻(<i>Ceratophyllum demersum</i> ; マツモ) 苦草(<i>Vallisneria</i> ; セキショウモ属)	57.0(最高)	10
1985	1972.82	48(沈水種15)	微齒眼子菜(<i>Potamogeton maackianus</i> ; センニンモ) 黒藻(<i>Hydrilla verticillata</i> ; クロモ) 金魚藻(<i>Ceratophyllum demersum</i> ; マツモ) 苦草(<i>Vallisneria</i> ; セキショウモ属)	7.67	10
1988	1971.74	48(沈水種15)	微齒眼子菜(<i>Potamogeton maackianus</i> ; センニンモ) 苦草(<i>Vallisneria</i> ; セキショウモ属) 金魚藻(<i>Ceratophyllum demersum</i> ; マツモ)	8.40	10

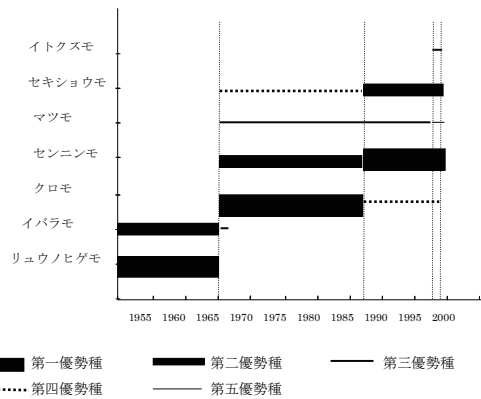


図3.1 洱海における水生植物優占種の年季変化

表3.2 沈水植物と水質との関係

年代	T-N (mg/l)	T-P (mg/l)	透明度 (m)	植物プランクトン ($\times 10^4$ 個/l)	水草現存量 ($\times 10^4$ t)
1957	—	0.026~0.217	0.8~1.9	131.795	—
1977	—	—	1.5~3.0	—	61.7
1982	0.23	0.012	4.0~10	34.8	79.96
1988	0.28	0.015	3.5	160.8	56.3
1992	0.31	0.018	3.3	316.1	36.8
1998	0.35	0.025	1.8	632.6	57.0
2003	0.47	0.032	1.2	1509.1	39.6

り、沈水植物全体の53.8%を占める。沈水植物の主な優占種は、微歯眼子菜(*Potamogeton maackianus*; センニンモ)、苦草(*Vallisneria spiralis*; セキショウモ属)、黒藻(*Hydrilla verticillata*; クロモ)および金魚藻(*Ceratophyllum demersum*; マツモ)であった。紅綫草(*Potamogeton pectinatus*; リュウノヒゲモ)と角果藻(*Zannichellia palustris*; イトクズモ)は洱海で一定量の分布していることが分かった。また挖色湖湾で初めて小茨藻(*Najas minor*; トリガモ)を採集し、その現存量が57.0 $\times 10^4$ tであった。

2003年の雲南省環境検測所の湖岸帯サンプリング結果によると、洱海の水生植物は49種で、優占種は微歯眼子菜(*Potamogeton maackianus*; センニンモ)、金魚藻(*Ceratophyllum demersum*; マツモ)および狐尾藻(*Myriophyllum spicatum*; オキナモ)であり、現存量は41.6 $\times 10^4$ tとなった。優占種の年季変化は図3.1に示している。洱海における水生植物と水質との関係は表3.2に示す。

1957年の洱海の水質は高い状態で、藻類の数は131.795 $\times 10^4$ 個/Lで、透明度は0.8~1.5mしかなかった。李恒の1977年の調査によると、洱海水生植物現存量は61.7万tに達し、透明度は1.5~3.0mまで増加した。1982年ではT-N、T-P濃度が最も低く、水生植物現存量が最大となり、藻類数が最小で、透明度が最大であった。

T-NおよびT-Pの変化、藻類と水草との相関および水



図3.2 洱海におけるTNおよびTP濃度の変化

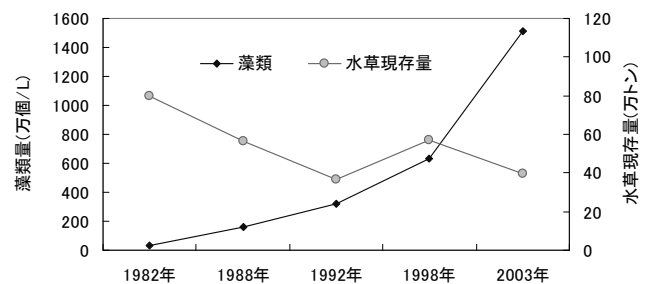


図3.3 洱海における藻類量と水草現存量との関係

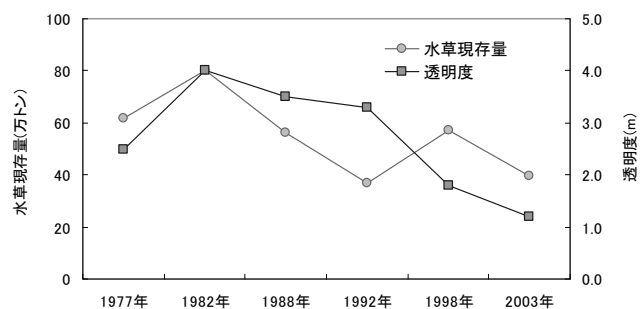


図3.4 洱海における水草現存量と透明度との関係

生植物現存量と透視度との相関をそれぞれ図3.2、図3.3および図3.4に示している。

表3.2と図3.2から、80年代中期以後、洱海の水質が年々増加傾向にあることが分かる。表3.2と図3.3から、水生植物現存量の増加と藻類数の減少および水生植物現存量の減少と藻類の増加の相関が見られる。

表3.2および図3.4には、水生植物現存量の増加に従い透明度が高くなり、現存量の減少とともに透明度も下がるという傾向が示されている。

3.2 考察

3.2.1 50~60年代の洱海の水生植物状況

50~60年代では、洱海の水生植物は、海菜花(*Ottelia*

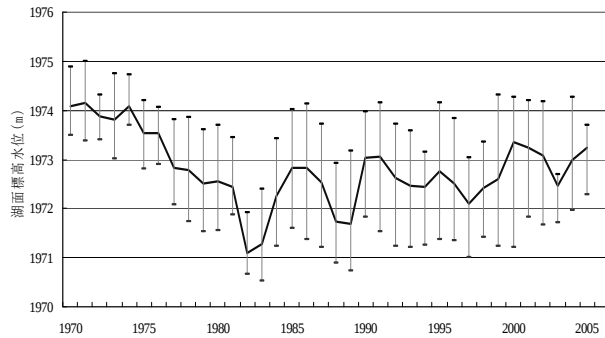


図3.5 洱海における水位の変化

acuminata; ミズオバコ属)、大茨藻(*Najas marina*; イバラモ)が優占種となっている。透明度が0.8~1.9mと低く、3mを超える水深に水草がないことから、水生植物現存量が高くないと推測される。逆に、藻類の生物量が比較的に高く、T-P濃度もやや高いという状態であった。

3.2.2 70~80年代の洱海水生植物遷移に影響する要因

3.2.2.1 水位変化による日射強度の影響

湖沼の水生植物の増殖は日射強度と密接な関係がある。とくに沈水植物にとっては、日射強度は湖沼の水位と関係している。洱海の水位変化を図3.5に示す。

1971年以前の洱海の水平均水位は海拔1,974m以上であった。1971年12月26日に、西洱海に4級ダムが建設され発電を開始したことにより、1973年には水位が1,973.88mにまで低下したが、1976年までは1,973m以上に保たれた。その後ダムの供用が開始され、水位も次第

に下降した。発電用水の確保のため、1976年西洱海が7m掘削され、1977年には洱海の水位はさらに1,972.54mまで低下した。1980年12月には、1級、2級及び4級の発電所がすべて供用され、また、旱魃に伴う集水域からの流入水量の減少も生じた。1982年には流入量が最小の $1.72 \times 10^8 \text{ m}^3$ 、年平均水位が1,971.10mまで低下し、1983年においてもほぼ同程度の1,971.27mとなった。その後政府の取水制限対策により、1984年から1987年には1,972m台に回復した。しかし1988年から1989年には、また降水量の低下のために、1988年には1,971.74m、1989年には1,971.68mまで水位が低下した。その後、水位は回復し、多少の変動が見られるが、1,973m前後で推移している。

水中の日射条件は沈水植物の光合成に影響し、沈水植物の成長を左右する重要な環境因子である。沈水植物の必要光量は光補償点で表す。光補償点とは緑色植物において光合成と呼吸とがつりあった状態となる日射強度をいう。光補償点以上の場合、日射強度の増加に従って、光合成も次第に高まり呼吸作用を超え、植物が栄養分を蓄積して繁殖が始まる。その反対、光補償点以下の場合に、植物体内の有機分は分解し、次第に枯れ衰亡する。

植物は光補償点と飽和点との間にある場合、光量は直接に沈水植物の生産力を左右する。

研究結果によると、よく見られる沈水植物の中に苦草(*Vallisneria gigantea*; センショウモ属)と微齒眼子菜(*Potamogeton maackianus*; センモ)の光補償点は最も低い。次は黒藻(*Hydrilla verticillata*; 加モ)で、金魚藻(*Ceratophyllum demersum*; マツモ)と狐尾藻(*Myriophyllum spicatum*; ホヰギノサモ)の光補償点は最も高い。紅綫草(*Potamogeton pectinatus*; リュルビゲモ)、狐

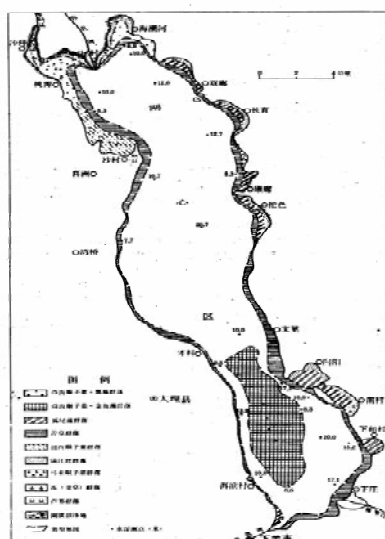


図3.6 低水位時の水生植物の分布範囲(1982、左)

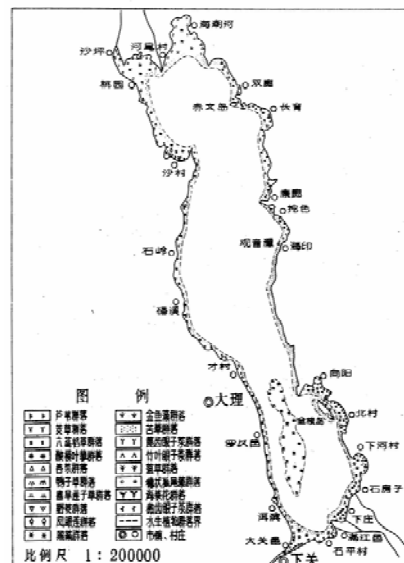


図3.6 高水位時の水生植物の分布範囲(1985、右)

図3.6 低水位時の水生植物の分布範囲(1982、左)と高水位時の水生植物の分布範囲(1985、右)

尾藻(*Myriophyllum spicatum*; ホサギノフサモ)、金魚藻(*Ceratophyllum demersum*; マツモ)、黒藻(*Hydrilla verticillata*; クモ)などの最適の日射強度範囲は20,000–25,000Luxであり、十分な光エネルギーを得ると速やかに成長し、水深の深い水域へ広がる。

1983年では洱海水位が最低時(1,971.10m)に、全湖での水生植物の現存量は 79.96×10^4 tにも達した。水生植物の現存量の急激な増加で、水中の栄養塩のTN、TP濃度はそれぞれ0.23mg/Lおよび0.012mg/Lまで減少した。そのため、植物プランクトンは栄養塩不足で繁殖が抑制され、植物プランクトンの数が 34.8×10^4 個/Lにまで激減した。植物プランクトンの減少で、湖水の透明度が4m以上、時には10mにも達した。1984年から1987年までの4年間は洱海の貯水水位が高く保たれた。そのためその翌年の1988年には水生植物現存量は 56.3×10^4 tに低下し、逆に植物プランクトン量は 160.8×10^4 個/Lに増加し、透明度は3.5mに低下した。TN、TP濃度も同様に上昇した。水生植物の分布範囲と水位の関係は図3.6に示している。

低水位時の水生植物の分布範囲は高水位時よりかなり広い。

3.2.2.2 流動状態の影響

西洱海ダムは雲南省の電力ネットの調整の役割を果たしている。つまり電力の過不足を整える。よって、雨期(6月～12月)にはゲートが閉まり、洱海水位は、1,971mから1,974mまで上昇させられる。この半年の間は湖水が殆ど流れなくなり、流動状態から静水状態になってしまう。乾期の1月から5月の間には、再び発電が開始されるため、水位が1,974mから1,971mまで次第に低下する。こうした変動幅が3mにも達する。このように、洱海は自然状態の湖沼から人為的にコントロールされたダム湖になった。水資源の調達の変化、そして山地・農地などのノン・ポイントソースおよび生活排水などのポイントソースなどからの汚染物の湖内への流入と蓄積、分解によるTN、TP濃度の上昇などが原因となり、本来は流水性水草である海菜花(*Ottelia acuminata*; ミズオハコ属)、馬來眼子菜(*Potamogeton*

表3.3 洱海における網生け簀での魚養殖の餌とするための水草刈り取りの影響

年代	網生け簀面積 (HA)	漁量 (T)	水草刈り取り量 (万t)	養殖水面積 (HA)
1991	5.91	455.6	6.83	2386.9
1992	6.83	535.8	8.31	2761.4
1993	9.43	715	10.73	3812.0
1994	9.90	1260.5	18.91	4000.6
1995	10.10	717	8.7	4070.6
合計	-	3701.9	53.48	



写真3.1 洱海での網生け簀と投入される水草の様子
(1990/9/15 濱端悦治撮影)



写真3.2 1996年9月中旬に洱海におけるアオコの大発生
(1996/9/15 杜宝漢撮影)

malaianus; サバモ)、狸藻(*Utricularia acurea*; ナメモ)、大茨藻(*Najas marina*; イハラモ)などが次第に消滅し、静水性の微歯眼子菜(*Potamogeton maackianus*; センニンモ)、金魚藻(*Ceratophyllum demersum*; マツモ)、狐尾藻(*Myriophyllum spicatum*; ホサギノフサモ)などが優占種となってしまった。

3.2.3 90年代における洱海水生植物の遷移に対する影響要因

3.2.3.1 養殖の影響

90年代の洱海では、湖中に網で囲った網生け簀(写真3.1)や干拓池を使った魚の養殖業が盛んとなり、1996年には生け簀は7,714個、干拓面積は246.04km²にも達した。どちらの養殖においても水草を餌としており、その採取のため、洱海の水生植物の現存量は激減し、1992年には 36.8×10^4 tの推定量しかなかった。特に、1994年の水草刈り取り量は、18.9万トンで、その現存量の半分に至った。

水生植物群落の破壊は藍藻類の栄養塩での競合相手をなくし、1996年9月中旬、ついに洱海においてアオコの大発生を引き起こした(写真3.2)。雲南省大理州政府は

動力船の運行および網生け簀養殖の取り締まりを強化するとともに、水草取りの禁止処置を実施した。その結果、水生植物の現存量は1998年の $57.0 \times 10^4 \text{t}$ にまで回復した。

3.2.3.2 富栄養化の進行による日射強度現象の影響

富栄養化の進行は水中の光量の減少を引き起こし、植物成長の主な制限因子となる。その結果、水生植物の栄養塩を巡る競争から光を巡る競争に変える。微歯眼子菜(*Potamogeton maackianus*; センシモ)と苦草(*Vallisneria spiralis*; センシモ属)などのような光補償点が高い植物は、藻類の量が比較的に多く、水体の透明度もある程度低下している場合でも、栄養塩を有効に吸収し生き残ることができる。それらの種類のうち、特に発芽時期が早い種類は光の競合に勝ち優占種となる。例えば、多年生水生植物である微歯眼子菜(*Potamogeton maackianus*; センシモ)は、越冬後、速やかに繁殖し、しかも生産力が高いため、他の沈水植物の成長を著しく抑制し、優占種となる場合が多く見られる。金魚藻(*Ceratophyllum demersum*; マツモ)と狐尾藻(*Myriophyllum spicatum*; ホシキナ)は新しい株でクロロフィル含量を増やし、弱光下での環境に適合させ、成熟株になると、株の大部分が水面を覆って光を得て、秋の優占種となる。その一方、光補償点の高い植物にとっては、日射量は光補償点に到達できないため、その成長が制限され、その結果、分布水域及び現存量が減少する。現在、洱海の水生植物の分布面積及びその現存量は減少傾向にある。

4. おわりに

本研究では、これまでの琵琶湖と洱海の近年の状況についての一次的な整理を行った。

琵琶湖の1990年代後半以降と同様、洱海においても、水草が繁茂し透明度が高くなった状態から、さらに1990年代に入って水草が減少し透明度が低下した今日の状態に至った経緯が示されたが、特に、後半部の悪化の原因についてはまだ十分明らかになったとはいえない。その原因の一つとして養魚の飼料としての水草の刈り取りなどが上げられているが、まだ詳細に検討する必要がある。しかし、今後、琵琶湖の将来の考える上で、洱海には多くの学ぶべき点があるように考えられる。

なお、「湖沼の環境変化と水質・生物群集の変化に関する比較湖沼研究」の研究成果は、次期中期計画のプロジェクト研究「湖岸生態系の保全・修復および管理に関する研究」に継承され、「水草管理のあり方に関する研究」で活用される予定である。

引用文献

- 濱端悦治・芳賀裕樹 (2005) : 琵琶湖の沈水植物群落の20年間の変遷 ―深い主湖盆と浅い副湖盆での事例―. 日本陸水学会第70回大会講演要旨集: 160.
- 濱端悦治 (1999) : 中国雲南省大理州洱海(Erhai)における沈水植物群落の分布. 植生学会第4回大会講演要旨集: 37.
- 濱端悦治 (1991) : 琵琶湖の沈水植物群落に関する研究 (1) 潜水調査による種組成と分布. 日生態会誌, 41: 125-139.
- 濱端悦治 (1996) : 水位低下時に計測された湖岸植生面積. 琵琶湖研究所所報, 13: 32-35.
- Hamabata, E. and Kobayashi, Y. (2002): Present status of submerged macrophyte growth in Lake Biwa: Recent recovery following a summer decline in the water level. Lakes & Reservoirs: Research and management. 7: 331-338.
- 水資源開発公団琵琶湖開発総合管理所 (2001) : 琵琶湖沈水植物図説. 国土環境株式会社: 92.
- 大塚康介・桑原靖典・芳賀裕樹 (2004) : 琵琶湖南湖における沈水植物群落の分布および現存量-魚群探知機を用いた推定-. 陸水学会誌, 65: 13-20.
- 戴全裕 (1990) : 洱海水生植被の初步研究, 云南洱海科学論文集, 云南民族出版社: 235~243
- 滋賀県農林部水産課 (1954) : 水位低下対策(水産生物)調査報告書, 大津.
- 滋賀県水産試験場 (1972) : 琵琶湖沿岸帯調査報告書, 彦根.
- 滋賀県水産試験場 (1998) : 平成7年度琵琶湖沿岸帯調査報告書, 彦根.
- 滋賀県 (1990-2003) : 滋賀県環境白書―資料編.
- 銭徳仁 (1990) : 洱海水生植被考察, 云南洱海科学論文集, 云南民族出版社: 45~67.
- 谷水久利雄, 三浦康蔵 (1976) : びわ湖における沈水植物群集に関する研究 I. 南湖における侵入種オオカナダモの分布と生産能. 生理生態, 17: 1-8.
- 董云仙等 (2003) : 洱海水生植被資源及其可持続利用途逕. 大理洱海科学研究, 民族出版社: 102~106.
- 杜宝漢 (1992) : 日中洱海生態調査, 海洋与湖沼.
- 杜宝漢・李文朝・胡小貞・朱江等 (2000) : 洱海沉水植物回復技術研究. 海洋与湖沼
- 李恒 (1990) : 洱海水生植被回顧, 云南洱海科学論文集, 云南民族出版社: 31~44.
- 李恒・浜端悦治 (2006) : 雲南高原湖沼の水生植物群落とその生態. 「東アジアモンスーン域の湖沼と流域」(坂本充, 熊谷道夫編). 名古屋大学出版会: 285-306.
- 黎尚豪 (1963) : 海洋与湖沼, 5 (2) : 87~114.
- Zhang, J. and Du, Baohan (1990) : "Eutrophication of lakes in China" (ed. Jin, X. et al.), pp. 390-412. 4th International Conference on the Conservation and Management of Lakes "HANGZHOU'90", Beijing.