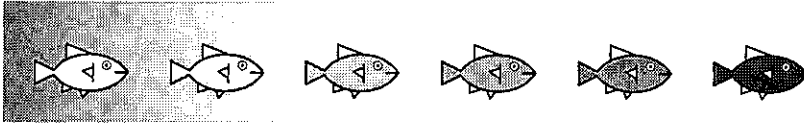


特集

生物相からみた
環境の変化



十和田湖で起きた生態系の変化と
健全な湖沼生態系の維持管理について

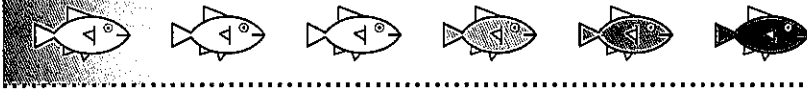
高村 典子

海洋
生物

海洋と生物 149 (vol. 25 no. 6), 2003

十和田湖で起きた生態系の変化と 健全な湖沼生態系の 維持管理について

高村 典子



1. はじめに

十和田湖は青森県と秋田県の県境に位置し、十和田八幡平国立公園にある二重カルデラ湖である。湖の最大水深は 326.8 m で我が国では田沢湖、支笏湖について 3 番目に深い。湖面積を含まない集水域面積は 67.54 km² と湖面積 (61.06 km²) とほぼ同じ程度の広さで、その 98.4% はブナ・ミズナラなどの落葉広葉樹からなる森林である。本来なら富栄養化など問題になりそうにない湖である。しかし、本湖では 1980 年代半ばから COD が環境基準値 (1 ppm) を超え、透明度の低下が目立ってきた (図 1)。

私は 1995 年から青森県環境保健センターと共同で十和田湖の水質とプランクトンの調査を開始した。その過程で、重要な水産資源であるヒメマスが 1985 年から不漁に陥り、その原因が特定できないことを知った。本稿では 1980 年代半ばに十和田湖で起きた生態系の変化を解説し、その後の共同研究の成果^{1,2)}を基に、今後、十和田湖を持続的に利用していけるような維持管理について考察したい。

2. 十和田湖で起きた生態系の変化

青森県内水面水産試験場がまとめた漁獲の年変動データ (図 2) をみると、十和田湖では 1984 年までヒメマスが安定して捕れていた。ところが、1985 年はヒメマスにかわってワカサギの漁獲量が増え、その後は総漁獲量が極めて不安定になっている。ワカサギは 1925 年に一度放流された記録があるが、その後

捕獲されることはなかった。しかし、1982 年に漁師による捕獲の記録があるので³⁾、その頃に導入されたと考えられる。

秋田県水産振興センターにより調べられた 1978 ~ 1996 年の十和田湖表水層に出現した動物プランクトン種別の密度データ (図 3) を眺めてみると、ヒメマス漁が順調であった頃の優占種ハリナガミジンコとヤマヒゲナガケンミジンコが、ワカサギが漁獲されはじめてから小型のゾウミジンコやワムシ類にとってかわられたのがわかる。同じく、秋田県水産振興センターにより調べられたヒメマスとワカサギの胃

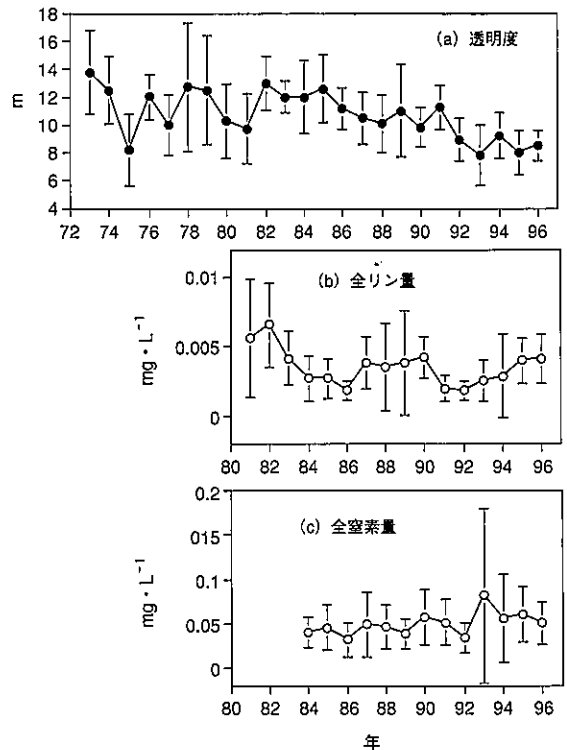


図 1 十和田湖における透明度の年変化 (Takamura *et al.*⁴⁾ を改変)。

Ecosystem changes in Lake Towada and its management for sustainable use

Noriko Takamura / Biodiversity Research Project, National Institute for Environmental Studies (生物多様性研究プロジェクト, 独立行政法人国立環境研究所)

Keywords: ecosystem management, sustainability, Lake Towada, top-down control, resilience



内容物の調査⁴⁾によると、ヒメマスは漁獲量が高い時期は、ハリナガミジンコとヤマヒゲナガケンミジンコをよく食べていた。しかし、漁獲量の低い時期は、水生昆虫や陸生昆虫などを食べており、ゾウミジンコやワムシ類は食べていなかった。一方、ワカサギは漁獲量に無関係に、ハリナガミジンコ、ヤマヒゲナガケンミジンコ、ユスリカの幼虫や蛹を食べていた。また、ゾウミジンコも食べていた。従って、ワカサギの導入により、ヒメマスとワカサギの共通

の餌であるハリナガミジンコやヤマヒゲナガケンミジンコなどの大型の甲殻類動物プランクトンへの捕食圧が上がったと考えられた。動物プランクトン食魚による捕食圧の増加は、その餌となる動物プランクトンを小型化させることが知られている⁵⁾。同じことが十和田湖でも起き、動物プランクトンが小型化したと考えることができた⁴⁾。

十和田湖に出現する甲殻類動物プランクトン種はいずれも植物プランクトン(懸濁物質)食である。この中でハリナガミジンコは利用できる餌のサイズの幅が広く、かつ、濾食速度が速い。それにひきかえ、ゾウミジンコは利用できる餌のサイズの幅が狭く濾食速度が遅い。そのため、ハリナガミジンコが消えゾウミジンコが優占すると、湖水中に食べられないで残る植物プランクトン量が増え、これが湖の透明度を低下させたと考えられた⁴⁾。

これまでの現象は、すべて青森県と秋田県により蓄積されたモニタリングデータによって解析したが、1995～1997年、我々が調査をしている間に、今度は逆の現象がみられた⁶⁾。というのは、1992年から

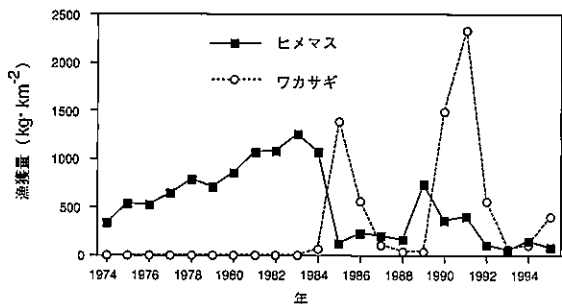


図2 十和田湖におけるヒメマスとワカサギの漁獲量の年変化(Takamura et al.⁴⁾を改変)。

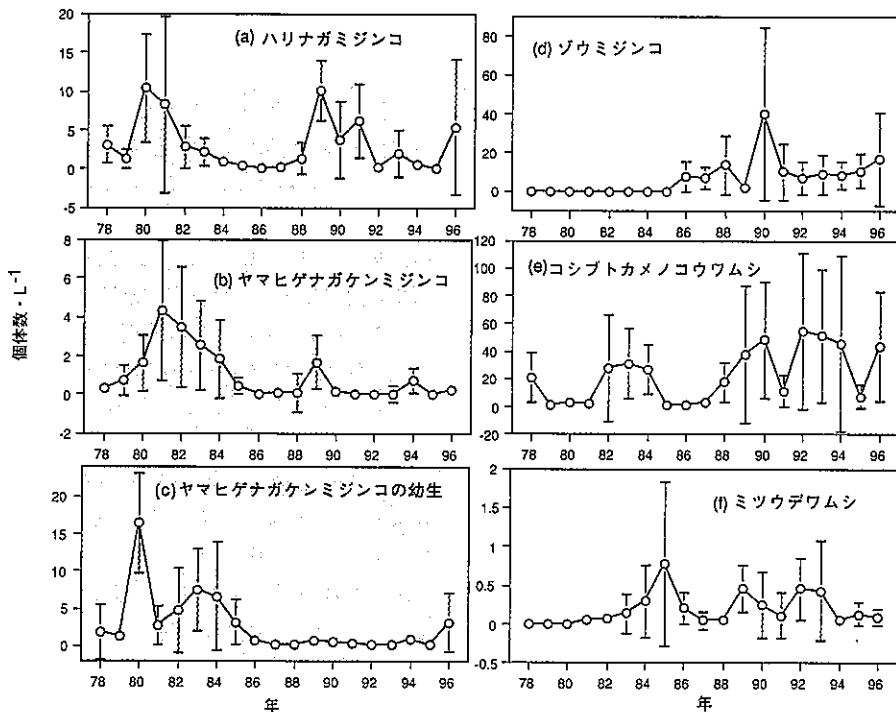


図3 十和田湖表層におけるハリナガミジンコ(a)、ヤマヒゲナガケンミジンコ(b)、ヤマヒゲナガケンミジンコの幼生(c)、ゾウミジンコ(d)、コシブトカメノコウワムシ(e)およびミツウデワムシ(f)の密度の年変化(Takamura et al.⁴⁾を改変)。棒は各測定値の標準偏差を示す。

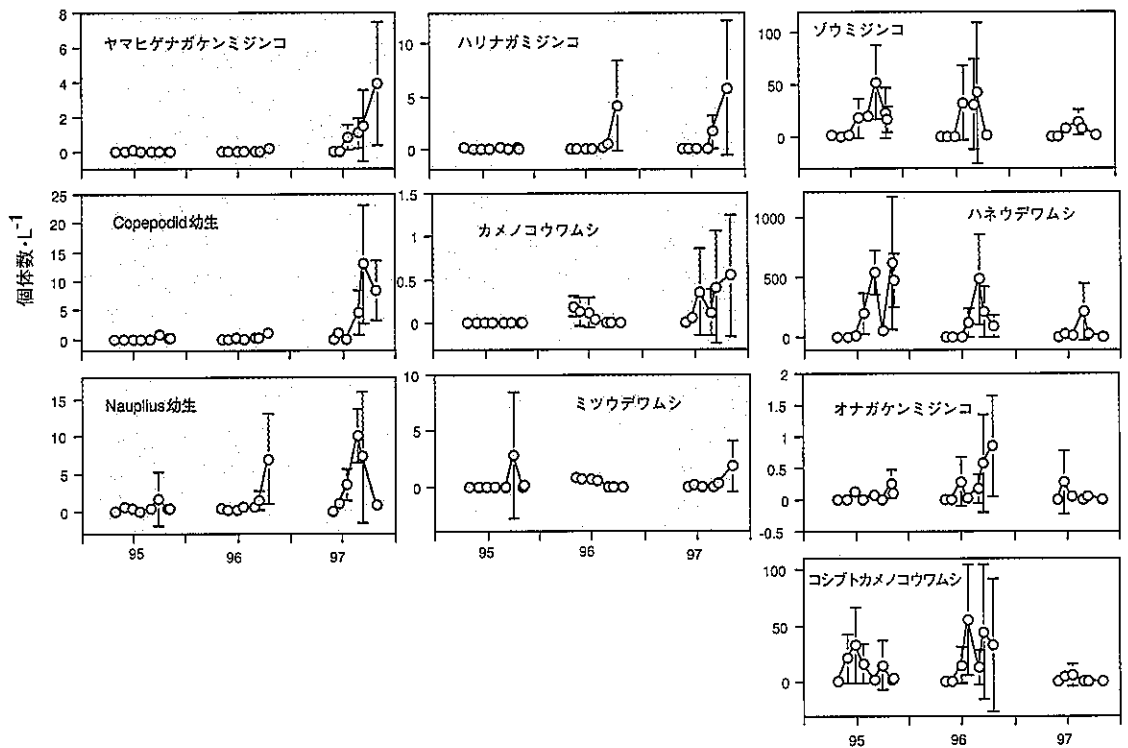


図4 1995～1997年までの十和田湖表層のヤマヒゲナガケンミジンコ、その幼生、ハリナガミジンコ、カメノコウワムシ、ゾウミジンコ、ハネウデワムシ、オナガケンミジンコおよびコシブトカメノコウワムシの密度の月変化 (Takamura *et al.*⁹⁾を改変)。権は図5と同じ。

ヒメマスは不漁続きであったが、大変幸運なことに1996年秋、ハリナガミジンコとヤマヒゲナガケンミジンコの幼生が増える兆しとともにヒメマスが太ってきた。そして1997年はゾウミジンコとワムシにかわってハリナガミジンコとヤマヒゲナガケンミジンコが優占した(図4)。その結果、1997年は水中のクロロフィル α 濃度が下がり、透明度が上がった(図5)。1995～1997年の漁獲量のデータを図6に示す。刺し網によるヒメマスの月別漁獲量は、おおよそではあるが月ごとのヒメマスの捕食を反映する数値と考えられる。一方、ワカサギの漁獲は春だけであるので、ワカサギの春の漁獲量はその前年のワカサギの捕食を反映する。そのように考えると、1996年春から夏にヒメマスとワカサギが動物プランクトン群集に与えた捕食圧はかなり低かったのではないかと推測することができる。そのため、1996年秋ごろからゾウミジンコとワムシなどの小型の動物プランクトンにかわって、大型のハリナガミジンコとヤマヒゲナガケンミジンコが増え始め、その後のヒメマスの漁獲量が上がったと考えることができた。

3. 望ましい生態系へ戻せるか?

1998年は、1997年に引き続き十和田湖ではハリナガミジンコが優占した。この年(主に5～10月)の甲殻類動物プランクトンの生産量は一次生産量の約40%と推定できた⁷⁾が、この値は藻類から草食性動物への転換効率として一般に報告されている値である5～20%に比べると極めて高い。また、ハリナガミジンコの実生産量からその摂食量を推定したところ、一次生産量が高い5～6月を除くと、一次生産量の約1～2倍の値にもなった。ハリナガミジンコがヒメマスやワカサギの良い餌であることを考えると、十和田湖ではハリナガミジンコが優占すると、植物プランクトンに吸収された窒素・リンが、ハリナガミジンコを通してヒメマスとワカサギへと効率よく転換されると考えられる。従って、ワカサギが入る前、すなわち1984年以前の十和田湖生態系では、植物プランクトン→ハリナガミジンコ→ヒメマスという生食食物連鎖間の高いエネルギー転換率に支えられ、ヒメマスがよく捕れ、かつ高い透明度が達成できる生態系が維持されていたことになる。



一方、ゾウミジンコの現存量は、十和田湖で観察された最大個体数を仮定しても、ハリナガミジンコの約1/10にしか達せず、しかもP:B(生産量:現存量比)比がハリナガミジンコより低い。また、ゾウミ

ジンコはヒメマスには小さすぎて食われにくい。そのため、ゾウミジンコが優占すると、生食食物連鎖間のエネルギー転換効率が落ち、漁獲量が減り、しかも、水中に食べられないで残る植物プランクトンの量が増え透明度が低下すると考えられる。

帰山³⁾は長崎・沢目⁹⁾を基に、十和田湖におけるヒメマスとワカサギとの種間関係をロトカ・ボルテラの競争式から検討した(図7)。その結果、ある年(x年)に対してヒメマスは4年後(x+4年)の漁獲量、ワカサギは2年後(x+2年)の漁獲量とに最も高い相関が得られた($r^2 = 0.217$)。このことは、ヒメマスとワカサギの種間関係が浮上時の初期生活史段階に最も強いことを表している。それぞれの環境収容力(K)と競争係数(a)は、ヒメマスが約59 t(K_s)と1.46 (a_j)、ワカサギが約20 t(K_j)と0.15 (a_s)と推定され、 $K_s/a_j > K_j$, $K_j/a_s > K_s$, $a_s \cdot a_j < 1$ が成立した。従って、十和田湖ではヒメマスとワカサギは同じ資源(餌)である動物プランクトンをめぐって競争関係にあるものの、安定して共存すると考えられた。

植物による光合成や微生物による分解など生態系の働きにより産み出される諸々の機能のうち、とくに人間がその恩恵に浴しているものを「生態系サービス」と呼ぶ。ワカサギが導入される前の十和田湖生態系と導入後のそれを比較すると、明らかに導入前の方が我々に与えてくれる生態系サービスが大きい。というのは、ハリナガミジンコとヤマヒゲナガケンミジンコが優占する系では、より高い透明度とより高いヒメマスの漁獲が期待できるからである(ヒメマスとワカサギでは、前者の価格がキロ当たり一桁高いそうである)。従って、できることなら前者の生態系を維持できるような管理をすることが望ましい。

我々の調査結果は、魚の捕食圧の変化による食物連鎖下位へのプランクトンの連鎖反応(トロフィック

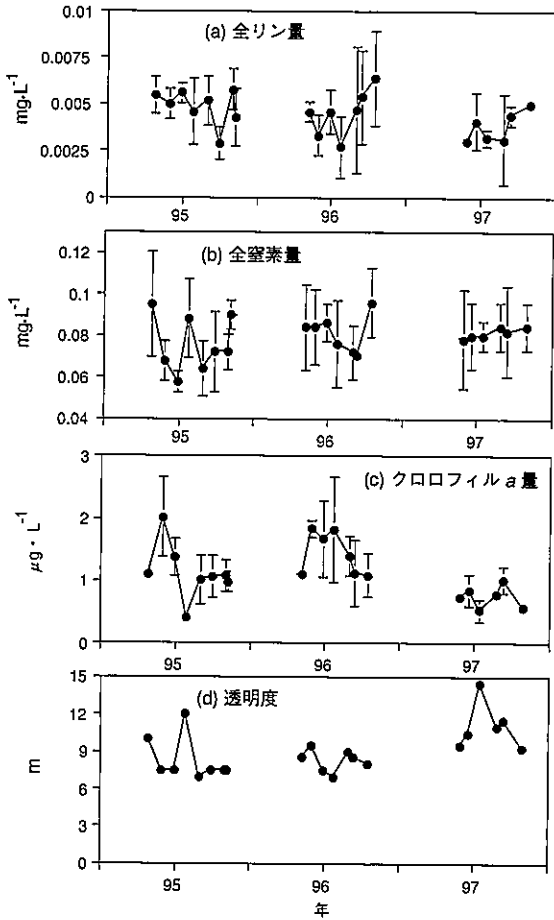


図5 1995～1997年までの十和田湖表層の全リン量(a)、全窒素量(b)、クロロフィルa量(c)および透明度(d)の月変化(Takamura et al.⁶⁾を改変)。棒は5水深の値の標準偏差を示す。

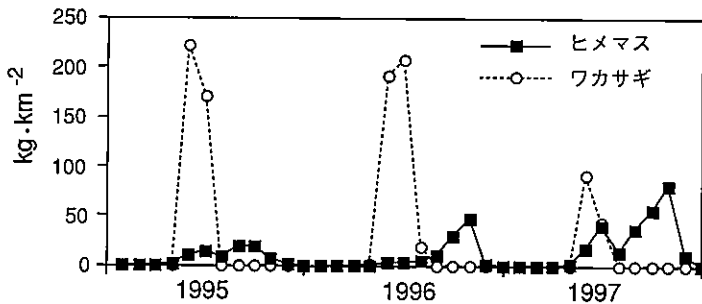


図6 1995～1997年までのヒメマスとワカサギの漁獲量の変化(Takamura et al.⁶⁾を改変)。

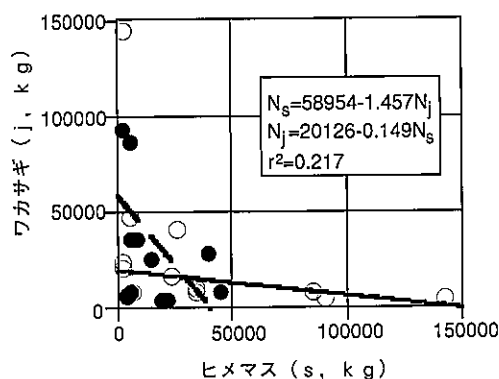


図7 十和田湖におけるヒメマスとワカサギの競争関係(帰山⁸⁾から)。

カスケード)は、比較的短い時間内に起こり、しかも回復可能であることを示している。従って、もしワカサギを十和田湖から取り除くことができるなら、生態系が元に戻る可能性が高い。しかし、実際、湖沼で自然繁殖している魚類を完全に取り除くという操作は、ほとんど不可能に近く、ヒメマスとワカサギは安定して共存していく関係である。そういう意味で、このような魚の導入による生態系の変化も、その回復が極めて困難であるといえる。

4. 湖沼生態系のレジリエンス

生態系はいくつものメタ安定な状態を持つシステムであるといわれている。ひとつのメタ安定状態の中では回復力や弾性(resilience)があり、ある攪乱に対して元の状態を維持しようという力が働く。本来の生態系の健全性を持続させるためには、生態系のレジリエンスに係る要素を見極めて、かけていい負荷とかけてはいけない負荷とを峻別することが必要になる。

湖沼生態系のレジリエンスに係る要素については、1)流域の河畔林や湿地、2)大型動物プランクトンの出現を左右する魚、3)リンの負荷とその循環速度を左右する溶存酸素、4)沿岸植生帯、特に沈水植物群落などが挙げられている¹⁰⁾。各々の要素に関しては、幾つかの生態機能が関連して相加的あるいは相乗的に働く。そのため、その要素が変化すると生態系のプロセスが大きく変化し、生態系の安定状態のシフトが起こり、別の安定状態に移行すると考えられる。そして、一旦、別の安定状態に移行すると回復は困難になる。

例えば、流域からのリンの流入を考えてみよう。

水は4℃で密度が最大になるので、温帯にある深い湖では、春と秋の循環期には水が垂直に混合する。夏は表層の温度が上昇し底層は4℃という温度成層ができる。逆に冬には表層の温度が1~3℃、また時には表面が結氷し底層の温度が4℃という逆列成層ができる。こうした湖へリンが流入した場合、湖が貧栄養な状態ではリンは生物に利用され湖の底へと沈降する。好気的な条件ではリンは $[\text{Fe}(\text{OH})_m(\text{PO}_4)_n]$ として底泥にトラップされる¹¹⁾。これは湖が貧栄養な状態を保とうとするレジリエンスである。ところが、湖へ過度の栄養塩の負荷がかかると湖の生物生産量が上がり、成層期には底層の酸素が枯渇する。底層が嫌気的条件になると底泥中の $[\text{Fe}(\text{OH})_m(\text{PO}_4)_n]$ が $[\text{Fe}^{2+}]$ と $[\text{PO}_4^{3-}]$ に還元され、これが循環期に表層にもたらされ、再び生物生産に使われ、湖は富栄養な状態を保つ系に変化する。富栄養化した湖で流域からの栄養塩流入を削減しても効果が現れにくいのはこのためと考えられる。そのため、リンの負荷量や底層の溶存酸素濃度の監視は重要である。

風により底層まで混合するような浅い湖では、沈水植物群落の有無により生態系が大きく変わる¹²⁾。浅い湖沼では本来沈水植物群落が発達する(これを沈水植物群落系と呼ぶ)。こうした湖では、ある程度富栄養化が進んでも、栄養塩は沈水植物群落、それに付着する藻類および植物プランクトンに分散して吸収されるため、水中の濁度の増え方は緩慢である。ところが、過度の栄養塩が負荷される、あるいはソウギョの導入や刈り取り、護岸などで生育条件の悪化などで沈水植物群落が衰退し始めると、植物プランクトンが増える。すると、沈水植物やそれに付着する藻類が生育するのに必要な太陽光が妨げられ、ますます沈水植物群落は生育できなくなり、植物プランクトンだけが繁茂する系(植物プランクトン系)に変化する。一旦、植物プランクトン系に変化した系を元の沈水植物群落系に戻すには、沈水植物の生育を保障する底までの光の透過が必要になるため、系が沈水植物群落系から植物プランクトン系へ移行した栄養塩濃度より、かなり濃度を下げる必要が生じることになる。

湖沼生態系を考えた場合、我々は人間活動を制御しないと生態系のシフトにより、生態系サービスが著しく低下することをよく理解すべきである。我々が生態系から高い生態系サービスを享受したいのであれば、それを実現してくれるような安定状態を生



態系を維持管理する必要が生じる。これまで本稿で述べてきた十和田湖生態系の移行の事例は、先に述べた湖沼生態系のレジリアンスに係る要素の2)番目に関する変化といえるだろう。

5. 十和田湖の持続的利用に向けて

我々の調査研究により、十和田湖の透明度の低下とヒメマス漁の不振の原因は特定できた。しかし、ワカサギを取り除くことはできない。こうした現状を踏まえて、今後の十和田湖をどのように管理していくのがベストか、湖沼生態系のレジリエンスに係る要素に着目して、その現状と今後の保全について具体的なポイントを以下に示す。

5-1. 集水域からの栄養塩負荷

十和田湖の集水域は、宇樽部川をはじめとする大小70河川を擁する外輪山を取り巻く区域(本来の集水域:図8)と、湖岸北東部に位置し水力発電用取水が行われている区域(青撫集水域:図8)から成り立っている。前者は67.5 km²で98%以上が森林であり、国立公園内にあることから森林伐採をはじめとする開発行為は厳しく制限されている。一方、後者(青撫集水域)は99.8 km²で、昭和40年代に森林伐採が行われ、杉を中心とした針葉樹の植林が行われたといわれている。また、牧場などの開発行為が行われている。十和田湖畔の青撫では湖から発電用取水が行われているが、過大な取水はヒメマス天然産卵床を干上がらせるため、十和田湖増殖漁業協同組合と(株)東北電力との間で月ごとの基準水位が定められており、これを満たすために春季と秋季に青撫集水域で貯えられた水を湖内に戻している(逆送水と呼ぶ)。また、青森・秋田両県では、1980年からホテル、民宿、住宅など約430戸を対象に十和田湖特定環境保全公共下水道事業(総事業費115億円)を実施し、1991年4月から一部供用を開始した。下水道処理水は放流渠により焼山十和田橋に放流され、湖内に処理水が流入しない。行政の働きかけにより下水道接続率は青森県では90%を超える。地下水や湧き水については不明であるが、十和田湖への窒素・リンは雨水、流入河川水および逆送水が主たる負荷源となる。

1999年7月~2000年6月にかけて青森県環境保健センター三上ら¹³⁾が行った十和田湖の栄養塩収支の調査から、十和田湖へ入る総リン量は5.24 tで、そのうち42%が直接湖面に降る雨、32%が流入河川、

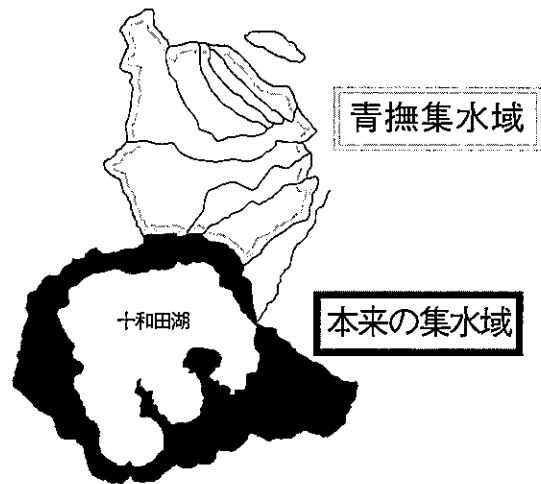


図8 十和田湖集水域(三上ら¹³⁾から)。

26%が青撫(逆送水)によるとされた。また、窒素については114.1 tで、69%が直接湖面に降る雨、23%が青撫(逆送水)、8%が河川水からとなった。一方、流出する総リン量は0.94 t、総窒素量は21.1 tで双方共に流入量の18%である。流出するリンの30%は漁獲によるもので、漁獲が水質の浄化に役立っている。

こうした十和田湖への窒素・リンの負荷量をどのように評価するかであるが、岩熊¹⁴⁾は人為影響がない場合を想定した湖の富栄養度の指標として、[集水域(湖面積を含む)/湖体積]を計算し、摩周湖;0.011、琵琶湖;0.14、霞ヶ浦;2.4、手賀沼;27という値を示している。同様に計算すると十和田湖(青撫集水域を加える)では0.055と琵琶湖より若干低い値となる。そこで、十和田湖への窒素・リンの負荷量を、琵琶湖(北湖)へのそれ(原単位)¹⁵⁾と比較した。単位湖沼体積当たりのリン負荷量は琵琶湖が0.034 mg m⁻³day⁻¹に比べ十和田湖では0.003 mg m⁻³day⁻¹、窒素負荷量は琵琶湖が0.600 mg m⁻³day⁻¹に比べ十和田湖では0.075 mg m⁻³day⁻¹となり、十和田湖では一桁低い値となった。(ただし、十和田湖では下水道接続率が100%とし、生活排水の流入はいっさいカウントしていないので過少見積りではある。)観光客の増加などを考えると、下水道整備事業は十和田湖の水質保全にとっては大変有効であったと考えられる。十和田湖の今後の水質に関しては、青撫集水域の開発規制が重要であり、湖の中では栄養塩の増加により底層の溶存酸素濃度が下がらないように、引き続き水質の監視が望まれる。



5-2. 沈水植物群落と沿岸域

十和田湖はカルデラ湖であるが、沿岸部は西湖の休屋と東湖の宇樽部沖に比較的広く存在する。大高¹⁶⁾は、底生動物群集構成の違いから十和田湖湖盆を深度の異なる4つの区域に分け、湖岸から水深が20 m 付近までを沿岸域とした。沿岸域では、底質は礫、砂、泥などを含み多様で、湖底は有光層(透明度の約2倍)にある。従って、水生植物や付着藻類が生育しており、これが動物群集に立体的な空間構造、隠れ家、餌資源を提供している。また、湖底の年間水温変動幅が大きく、上部は波動の影響を受ける。十和田湖沿岸域は、時間的にも空間的にも変化に富み、不均一で、餌資源が豊富な環境であると言える。

大高らの調査¹⁶⁾では、十和田湖の全底生動物分類群(53 分類群)のうち、沿岸域には機能的にも多様な44 分類群が認められている。さらに、底生動物総現存量と密度は、ともに沿岸域が最も高く沖帯に向かって減少する。湖盆全域に豊富に出現した貧毛類についても、その深度別ファウナをみると、水深20 m 以深で観察された種類がたった3~4 種にとどまるのに比べ、沿岸域では29 種にのぼる¹⁷⁾。

野原¹⁸⁾によると、十和田湖の水生植物については、中野治房(1912)以来幾つかの調査がなされている。1967 年以前には、抽水植物としてヨシ、ウキヤガラ、ヒメホタルイ、沈水植物としてクロモ、バイカモ、エゾヒルムシロ、ヒロハノエビモ、センニンモ、ホザキノフサモ、リュウノヒゲモ(絶滅危惧II 類)、エゾヤナギモ、車軸藻としてカタシャジクモ(絶滅危惧I 類)とヒメフラスコモ(絶滅危惧I 類)の計13 種が確認されていた。1999~2000 年の野原らの調査から、これらすべての沈水植物と車軸藻の種類が確認された。各地で話題になっている帰化植物もなく、健全な水生植物群落を維持していると言える。ただし、車軸藻2 種でその最大生育水深が以前の半分程度に浅くなっている。すなわち、カタシャジクモの出現最大水深は、1958 年は16 m であったが1999 年には7.4 m になった。また、ヒメフラスコモでは、1958 年は29 m であったが1999 年には14.5 m になった。これは近年の透明度の低下に対応しているのかもしれない。野原¹⁸⁾は十和田湖湖面積のうち水深0~15 m の部分は4.8 km²で全体の8%、水深0~30 m の部分は10.2 km²で全体の17%と試算している。この試算に従い、単純に水中植物の生育面積が40 年間に約5 km²狭められたと考えると、十和田湖

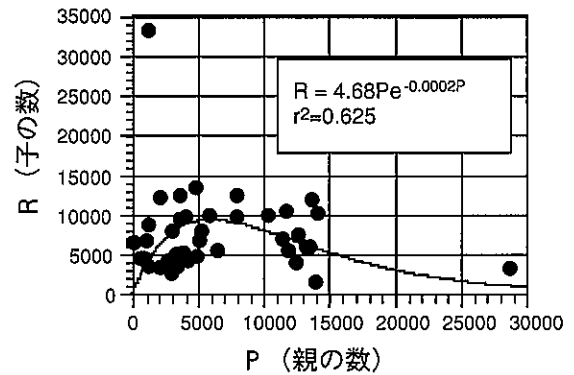


図9 十和田湖ヒメマスの再生産曲線(帰山⁸⁾から)。P:親の数。R:子の数。

は、夏に水中の水生植物として約7.7~33.6 tの窒素を保持する機能を失ったといえる¹⁸⁾。十和田湖のようなカルデラ湖でも、沿岸域のもつ生態的機能を十分に活用するような保全が望まれる。

5-3. 魚の管理

帰山⁸⁾は長崎・沢目⁹⁾を基に、1952 年級群以降のヒメマスの再生産曲線(図9)を作成し、十和田湖のヒメマス親魚の環境収容力は約8,000 尾と推定し、最大放流数を約160 万尾と試算した。今後は、十和田湖の環境容量にみあったヒメマスの資源管理を行うことが望まれる。また、すでに述べたヒメマスとワカサギのロトカ・ボルテラ式の解析結果より、今後の十和田湖のヒメマス漁はワカサギとの共存を図る方式を探ることになる。さらに、外来魚などが入り込まないように監視や水産資源以外の魚類群集のモニタリングも必要であろう。

5-4. 十和田湖深底のイトミミズ相と十和田湖生態系の特徴

大高¹⁷⁾は、いずれも最終的な噴火後数千年程度と歴史の浅い貧栄養なカルデラ温帯湖(十和田湖、支笏湖、洞爺湖および摩周湖)を対象に、その深底部の水生ミミズ相を調べ、4 湖沼に共通して出現する種がある一方で、特定の湖沼にだけ出現する種があることを示した。4 湖沼に共通して出現した *Rhyacodrilus komarovi* は、湖沼以外でも北海道と北東北に広く分布する種であり、河川上流部または湧水から採集されているという。一方、洞爺湖に出現した *Styloscolex japonicus* は、その生息環境は、やはり *R. komarovi* と同様に湧水や河川上流部であるが、北海道に固有な



種類であるという。従って、湖沼間で見られる種の共通性と特殊性は、各湖沼集水域の動物相の異同を反映した結果と結論づけ、水生ミミズ類などの移動能力の低い動物では、生物地理学的な要素が動物相を論じる際の重要な視点となることを指摘している。貧栄養湖深底部のイトミミズ相は、いずれも酸素要求性の高い種類であるため、本来の生物相を維持していくためにも、湖底まで十分な溶存酸素を保障するような湖沼管理が望まれる。

湖沼に生息する生物種や種数は、1)湖成立の歴史、2)地理的要因および3)生物間相互作用や環境要因により決まると考えられる。魚は移動性が低い、水産資源として利用しているため、すでに人為的影響が極めて強い。一方、プランクトンなど分散能力の高い生物は、生物間相互作用や環境要因が生物種や種数を決定する場合が大きい¹⁹⁾。その狭間にある底生動物群集の保全のあり方について議論するためには、こうした生物群集を対象として、生物地理学的な見地からより詳しい調査研究が必要である。

6. 水質管理から生態系管理へ

我が国の湖沼保全に係る施策は水質汚濁防止法(1970)により本格的に始まり、その水質(pH, COD, SS, DO, 大腸菌群数)に環境基準値を設けモニタリングが義務付けられている。その後、1982年には窒素とリンの項目が加えられた。1984年には湖沼水質保全特別措置法(湖沼法)が制定され、現在10の指定湖沼については、湖沼ごとに水質保全計画を作成し、5年後の水質予測を行い、保全のための施策を実行しながら、水質目標の達成を目指している。こうした既存の施策は、あくまで人間が湖沼の水を快適に利用するための水質管理が中心である。しかし、湖の管理も生物多様性や生態系に配慮したものを、言い換えれば「健全な湖沼生態系の持続性の維持」という生態系の「状態」に管理目標をおき、その目標に向けてどのような行為を行うかを管理の方針とする、そういう方向に大きく転換すべきではないかと考えられる。

そのためには、湖沼の生物相とその分布域を調べ、その生態系の特徴を把握し、どのような湖沼生態系を維持したいと人々が考えるのかを議論し、まず、管理目標を明確にすることが大切だと思う。次に、その目標に向けて流域と湖沼での行動指針を作る。その際、生態系のレジリアンスに係る要素である流域の森林、河畔林、湿地、沈水植物群落については、

なるべくその機能を減らさないような施策をとる必要があるだろう。やむなき流域の開発や土地利用形態の改変に際しては、湖沼に与える影響評価を義務付け、流域の森林や湿地の持つ生態的機能を人が何によって代替しうるのか、そうしたプランを提示することも必要であろう。特に、水道水源の流域などは、水源地保全のための新たな法的規制も必要かもしれない。徹底した流域管理と湖沼の生物多様性と生態系の保全、この両輪がかみあわないと、この半世紀に大きな負荷をかけてきた日本の浅い富栄養湖沼は蘇らないのではないかと感じている。

引用文献

- 1) 高村典子編: 十和田湖の生態系管理に向けて. 国立環境研究所研究報告 R146, 1999. <http://www.nies.go.jp/kanko/kenkyu/pdf/972146/972146-1-1.pdf>
- 2) 高村典子編: 十和田湖の生態系管理に向けて II. 国立環境研究所研究報告 R146, 2001. <http://www.nies.go.jp/kanko/kenkyu/pdf/r-167-2001.pdf>
- 3) 蝦名政仁: 十和田湖のワカサギについて. 昭和 57 年度青森県内水面水産試験場事業概要: 129-132, 1982.
- 4) Takamura, N., Mikami, H., Mizutani, H. and Nagasaki, K.: Did a drastic change in fish species from kokanee to pond smelt decrease the secchi disc transparency in the oligotrophic Lake Towada, Japan? *Arch Hydrobiol.*, **144**: 283-304, 1999.
- 5) Brooks J. L. and Dodson S. L.: Predation, body size, and composition of plankton. *Science*, **150**: 28-35, 1965.
- 6) Takamura, N., Mikami, H., Houki, A. and Nakagawa, M.: How did replacement of the fish community dominant influence on water quality and plankton community structure in an oligotrophic lake in Japan? *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **27**: 3319-3328, 2001.
- 7) Makino, W., Mikami, H., Katano, N., Nakagawa, M. and Takamura, N.: Biological productivity of Lake Towada, a north temperate, oligotrophic kokanee-fishery lake. *Limnology*, **4**: 79-90, 2003.
- 8) 嶋山雅秀: 十和田湖のヒメマス資源管理. 国立環境研究所研究報告 R146: 36-40, 1999.
- 9) 長崎勝康・沢目司: 十和田湖資源対策調査結果(1998 年). 国立環境研究所研究報告 R146: 126-136, 1999.
- 10) Carpenter, S. R. and Cottingham, K. L.: Resilience and the restoration of lakes. In: *Resilience and the Behavior of Large-Scale Systems*, Gunderson, L. H. and Pritchard L. Jr. eds., Island Press, Washington, pp. 51-70, 2002.
- 11) 小林節子: 湖沼底泥からのリンの溶出機構. 千葉県水質保全研究所水質資料 No. 55, 1991.
- 12) Scheffer, M.: *Ecology of Shallow Lakes*, Chapman and Hall, London, 1998.
- 13) 三上一・坂崎俊暉・工藤藤代・野澤久志・神穀統・今俊夫・前田寿哉: 十和田湖の負荷量調査(1999 ~ 2000 年). 国立環境研究所研究報告 R167: 1-14, 2001.
- 14) 岩能敏夫: 湖を読む. 岩波書店, 1994.
- 15) 滋賀県: 第 4 期湖沼水質保全計画, 2000.
- 16) 大高明史・加藤秀男・上野隆平・石田昭夫・安倍弘・井田宏一・森野浩: 十和田湖の底生動物相. 国立環境研究所研究報告 R146: 55-71, 1999.
- 17) 大高明史: 北日本の貧栄養カルデラ湖深底部における水生ミミズ相. 国立環境研究所研究報告 R167: 106-114, 2001.
- 18) 野原精一・上野隆平・加藤秀男: 十和田湖の水生植物分布の現状と現存量. 国立環境研究所研究報告 R167: 64-74, 2001.
- 19) Dodson, D. I., Arnott, S. E. and Cottingham, K. L.: The relationship in lake communities between primary productivity and species richness. *Ecology*, **81**: 2662-2679, 2000.



Abstract: In Lake Towada, the kokanee fishery collapsed in 1985 when the accidentally introduced pond smelt population began to increase in the lake. Furthermore, the Secchi depth decreased without a parallel increase in the total nitrogen and phosphorus concentrations in the lake. The replacement of kokanee by pond smelt caused a shift of zooplankton community structure from a *Daphnia* - *Acanthodiptomus* community to a *Bosmina* - rotifer community, and this shift led to a decrease in water transparency. Lotka-Volterra equations suggested stable coexistence of the two fish populations. I discussed how to conserve the lake for its sustainable use, based on the data of present nutrient loadings from the watersheds, changes in macrophyte vegetation, carrying capacity of the kokanee population, and the bottom fauna of the lake.
