

図 2.58 2010 年度 水温の鉛直季節変動

## 2.4 結論

1979 年度から継続して測定している今津沖中央定点 (17B) での湖底直上 1 m の溶存酸素濃度の年度最低値が、2008 年度は過去 32 年間の最低値の 0.5 mg/L であった。2008 年度、2009 年度、2010 年度ともに冬の鉛直混合による湖底の溶存酸素濃度の回復を確認した。またこれらの溶存酸素濃度の変化に対応した水質の変化を把握することができた。今後とも水深別水質調査は継続して調査を実施していくとともにデータ解析を進めていく必要がある。さらに特に今後は湖底に近い環境の水質の把握のため、底泥境界面での溶存酸素の消費速度や栄養塩や重金属の溶出などを詳細に調査していく必要がある。

水深 90 m の溶存酸素濃度の平面分布には濃度差があり、均一には低下や回復をしておらず、測定年度によりその分布も異なる。今後も平面分布の経年的な変動を把握していくために、溶存酸素濃度補足調査は継続して実施していく必要がある。

今津沖中央定点 (17B) と第一湖盆中央 (L 点) との、りんなどの水質の測定値の差の検定結果から、測定値に差があるとはいえないとの結果になった。溶存酸素濃度については、濃度に差が見られた。このことから L 点での水質詳細調査については、溶存酸素濃度のみを縮小して今後実施していくべきと判断した。

## 3. 自動連続観測機器による琵琶湖深水層における低酸素水塊の動態解析

### 3.1 はじめに

琵琶湖北湖では、水深 90m を超える第一湖盆を中心に、9 月から 12 月の間、低い溶存酸素濃度が観測され、生物の生存に必要な溶存酸素濃度の目安とされる 2 mg/l を

下回る現象が頻発していて、低酸素水塊が形成されている。この低酸素水塊の溶存酸素濃度は空間分布が不均一で、時間的にも変化している。2007 年には溶存酸素濃度の低下した湖底から自律型潜水ロボット「淡探」による撮影で第一湖盆湖底の広範囲においてイサザやエビ類が死亡している様子が観察されている。

琵琶湖の溶存酸素濃度の減少は、湖底境界層の流れの向きと関係している。つまり、南西方向に流れるとき溶存酸素濃度は減少するという事は、北東の方向から低溶存酸素濃度の水塊が移動してきていることを示唆している。琵琶湖の北湖の深水層は流れが小さく安定した領域ではなく、時には表層に近い速度で移動している (熊谷, 1989)。

成層期でも水平方向の水の動きは盛んであり (奥村・遠藤, 1985)、水塊が大きく入れ替わったことによって溶存酸素飽和度の値が大きく変わったかもしれない。風の影響で底層に強い流れが生じる場合があり、強風によって表層水が攪拌され、その影響が遅れて底層におよび水塊が入れ替わることによって、溶存酸素飽和度が大きくなる場合があると思われる (奥村・遠藤, 1985)。

この低酸素水塊の水温・溶存酸素濃度の変化の特徴を理解するために、本研究では、自動連続観測機器を用いて、溶存酸素濃度の低下した水塊を観測し、その動態を明らかにすることを目的とした。

## 3.2 方法

### 3.2.1 自動連続観測機器による現場調査

自動連続観測は、図 3.1 の示したように、第一湖盆の中心を通した南北に湖盆を横断する線上 (N1~N6) で行った。調査の種類は以下のように分けられる。

#### 1) RBR 社製の高精度水温計・溶存酸素計 3 台

第一湖盆の水温・溶存酸素濃度の時間・空間変化の詳しい構造を測るために、N3、N4、N5 のそれぞれ湖底から 1m において測定精度  $\pm 0.002^{\circ}\text{C}$  の水温計、測定精度  $\pm 1\%$  の溶存酸素計を設置した。

#### 2) サーミスタ温度計

第一湖盆の湖底境界層の水温成層構造および内部波を把握するため、N3、N4、N5 のそれぞれ湖底から 2m 毎に計 8 個の水温ロガー (TidbiT、OnSet 社製、測定精度  $\pm 0.2^{\circ}\text{C}$ )、表水層に 5m 毎に計 7 個の水温ロガーを設置し、年間を通して 5 分間隔で鉛直水温分布を自動連続測定した。

#### 3) 精密測流装置 ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler: ドップラー流向流速計)

第一湖盆の深水層の流れおよび内部波を把握するた

め、N4、N5 のそれぞれ湖底から 1m において、ADCP 流速計 (NORTEK AS 社製、測定精度：流向は±2 度、流速は±0.5cm/s) を設置した。なお、この流速計で湖底から 2m 毎に 30m の範囲の流れの鉛直分布を観測できる。

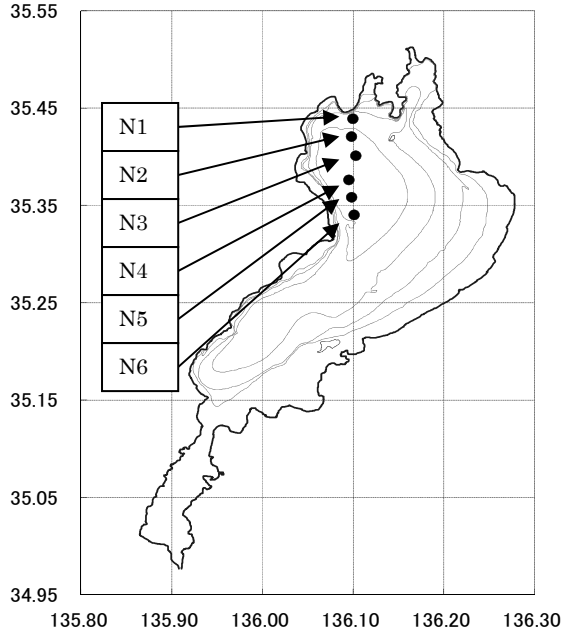


図 3.1 第一湖盆における調査地点および調査項目

### 3.2.2 流れデータの回転スペクトル解析 (Rotary Spectrum Analyses)

湖底境界層・低酸素水塊の周期運動、回転特性を分かるために、流れデータの回転スペクトル解析が必要である。

$\vec{w}$  は、流れベクトル時系列  $(u(t), v(t))$  で、 $u(t)$ 、 $v(t)$  は、それぞれ東西、南北の流れ時系列である。(以下の記述では  $\omega$  は正負の値をとる角周波数、 $\sigma$  は正值のみをとる角周波数を表す。)

$$u(t) = \frac{1}{2\pi} \int_0^{\infty} \{a_1(\sigma) \cos \sigma t + b_1(\sigma) \sin \sigma t\} d\sigma \quad (3.1)$$

$$v(t) = \frac{1}{2\pi} \int_0^{\infty} \{a_2(\sigma) \cos \sigma t + b_2(\sigma) \sin \sigma t\} d\sigma \quad (3.2)$$

ここで、ベクトル  $\vec{w}(u, v)$  を複素数表示し、かつ、 $\cos \sigma t = (e^{i\sigma t} + e^{-i\sigma t})/2$ 、 $\sin \sigma t = (e^{i\sigma t} - e^{-i\sigma t})/2i$  の関係を用いれば、次のようなフーリエ変換になる。

$$w(t) = u(t) + iv(t)$$

$$\begin{aligned} &= \frac{1}{4\pi} \int_0^{\infty} [a_{1\sigma}(e^{i\sigma t} + e^{-i\sigma t}) + b_{2\sigma}(e^{i\sigma t} - e^{-i\sigma t}) \\ &+ i\{a_{2\sigma}(e^{i\sigma t} + e^{-i\sigma t}) - b_{1\sigma}(e^{i\sigma t} - e^{-i\sigma t})\}] d\sigma \\ &= \frac{1}{2\pi} \int_0^{\infty} \{Z_+(\sigma)e^{i\sigma t} + Z_-(\sigma)e^{-i\sigma t}\} d\sigma \end{aligned} \quad (3.3)$$

ここに、

$$\begin{aligned} Z_+(\sigma) &= \frac{1}{2} \{(a_{1\sigma} + b_{2\sigma}) + i(a_{2\sigma} - b_{1\sigma})\} = |Z_{+\sigma}| e^{i\theta^+} \\ Z_-(\sigma) &= \frac{1}{2} \{(a_{1\sigma} - b_{2\sigma}) + i(a_{2\sigma} + b_{1\sigma})\} \\ &= |Z_{-\sigma}| e^{i\theta^-} \end{aligned} \quad (3.4)$$

式(3.3)の逆フーリエ変換は、以下の通りである。

$$\begin{aligned} Z_+(\sigma) &= \int_0^{\infty} \{x(t) + iy(t)\} e^{-i\sigma t} dt \\ Z_-(\sigma) &= \int_0^{\infty} \{x(t) + iy(t)\} e^{+i\sigma t} dt \end{aligned} \quad (3.5)$$

正負領域で定義される角周波数  $\omega$  を用いて表わすと、上式は

$$\begin{aligned} z(t) &= \frac{1}{2\pi} \int_{-\infty}^{\infty} Z(\omega) e^{i\omega t} d\omega \\ Z(\omega) &= \int_{-\infty}^{\infty} z(t) e^{-i\omega t} dt \end{aligned} \quad (3.6)$$

ここに、

$$Z(\omega) = \begin{cases} Z_+(\sigma) & (\sigma = \omega, \omega \geq 0) \\ Z_-(\sigma) & (\sigma = -\omega, \omega < 0) \end{cases} \quad (3.7)$$

反時計まわりのスペクトル (anticlockwise (or counter clockwise) spectrum)

$$S_+(\sigma) = \frac{2\pi \langle Z_+^*(\sigma) Z_+(\sigma) \rangle}{T} \quad (3.8)$$

時計まわりのスペクトル (clockwise spectrum)

$$S_-(\sigma) = \frac{2\pi \langle Z_-^*(\sigma) Z_-(\sigma) \rangle}{T} \quad (3.9)$$

ここで、 $Z_+^*(\sigma)$  と  $Z_-^*(\sigma)$  は、それぞれ  $Z_+(\sigma)$  と  $Z_-(\sigma)$  の共役複素数である。方程式 (3.8)、(3.9) は、本研究の流れベクトルの回転スペクトル解析で使う。

### 3.2.3 局所重み付け回帰 (LOWESS)

本研究では、北湖第一湖盆に設置した溶存酸素計、水温計で得られたデータの長期変化、短期変化を分けるために、「局所重み付け回帰」方法 (Cleveland et al., 1979) を使う。この方法は、特定の位置のスムージングされた隣り合う値への影響がその位置によって減少する効果

を伴う重み付け関数を使用する。外れ値は他の手法に比べ低めに重み付けされる。

局所重み付け回帰では、まず、インクルードされるポイントの範囲が決定される。これらのポイントの数  $n$  が指定される。この値が大きくなるほど、結果のカーブは平滑になる。選択したポイント自体も含め、 $n$  個の値が範囲にあり、選択したポイントがその範囲の中央にあるように範囲が決定される。

次には、局所重み付け回帰スムージングのための重み付けが定められる。重み付け関数は以下に定義される。

$$w(x_k) = \left(1 - \left|\frac{x_i - x_k}{d_i}\right|^3\right)^3 \quad (3.10)$$

$k = 1, \dots, N$ 、 $d_i$  は  $x_i$  から  $N$  番目の近接点までの距離である。重み付け関数は左右対称である。

次に局所重み付け回帰の一次回帰パラメータは以下の関数が最小化されるように計算される。

$$\hat{y}_k = a + bx_k \quad (3.11)$$

次には、ロバスト重み付けが決定される。相対的に少数の観測データが個々の範囲の一次回帰関数の推定にインクルードされる。それゆえ、推定された回帰パラメータは外れ値に影響を受ける可能性がある。これを回避するためにロバスト重み付けが決定される。重み付けを決定するために、このポイントまでの値の残差が推定され、これらから中央値が計算される。

ロバスト重み付けは以下の式を使って計算される。

$$G(x_k) = \begin{cases} \left(1 - \left(\frac{|y_i - \hat{y}_i|}{6\text{median}(|y_i - \hat{y}_i|)}\right)^2\right)^2 & \frac{|y_i - \hat{y}_i|}{6\text{median}(|y_i - \hat{y}_i|)} < 1 \\ 0 & \frac{|y_i - \hat{y}_i|}{6\text{median}(|y_i - \hat{y}_i|)} \geq 1 \end{cases} \quad (3.12)$$

残差が  $6m$  ( $m =$  残差中央値) 以上の場合は、ロバスト重み付けが  $0$  になる。これにより外れ値が除外される。

回帰重み付けで乗算されたロバスト重み付けは個々の範囲での一次回帰関数の再推定に使用される。

$$\sum_k w(x_k) G(x_k) (y_k - a - bx_k)^2 \quad (3.13)$$

その結果は、新しくスムージングされた値のシリーズ(局所重み付け回帰シリーズ)で、データの長期変化を表せる。原データシリーズとこの局所重み付け回帰シリーズの残差は、データの短期変化を表せる。

### 3.3 結果と考察

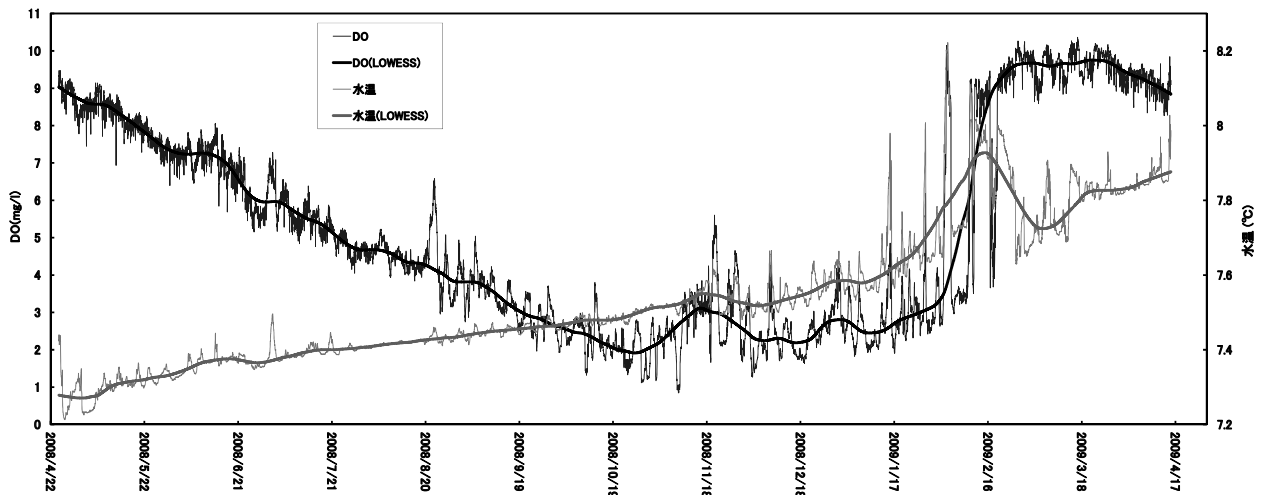
琵琶湖北湖第1湖盆の水深90m地点の湖底直上1mにRBR水温・溶存酸素計を設置して、5分間ごとの自動長期連続観測を実施した。本報で使ったデータの観測期間は、2008年4月から2009年3月の12ヶ月間(2008年、2009年、2010年3年間調査を続けたが、典型的な溶存酸素の低い年である2008年のデータを使う)である。期間中の溶存酸素濃度と水温のデータの時系列変化を図3.2に示す。原データのLOWESSでの長期変化を見ると、N3の溶存酸素は、観測開始直後の2008年4月は約9mg/lであったが、10月末には約1.5mg/lまで減少した。1日当たり約0.039mg/lの速度で単調に低下していく。これは、N3における、みかけの酸素消費速度(0.039mg/l・d)である。4月から10月にかけて単調に減少した後、10月下旬に少し増加する。この時期は成層が発達しているので水温躍層上下の水の混合は無いので表層から酸素が供給されたとは考えにくい。それ以降から2009年2月初めにかけて、小さい変動を繰り返しながらも増加の傾向にある。2009年の2月下旬に鉛直循環が湖底にまで達し(いわゆる全循環、琵琶湖の深呼吸)、溶存酸素濃度は一挙に約10mg/lまで上昇した。2009年の4月上旬から再び溶存酸素濃度は減少した。

N3の水温は、2008年4月には約7.3℃であったが、2009年1月までの9か月間で約0.3℃上昇した。そして、2009年2月に全循環が起こった際に急上昇し、7.9℃になった。その後、約15日間で約7.7℃まで降下して、2009年3月下旬から成層が始まると、また徐々に上昇した。

N4の溶存酸素濃度の年変化の傾向は、N3のものと同様の傾向があるが、2008年4月は約9mg/lであったが、11月上旬には局所重み付け回帰値で約0.3mg/l(原データは0.1mg/l)まで減少した。この値が最低の溶存酸素濃度であり、N4の溶存酸素濃度は、N3のものよりかなり低くなり、無酸素状態に近い状態になった。この間、1日当たり約0.041mg/lの速度で単調に低下した。これは、N4における、みかけの酸素消費速度(0.041mg/l・d)である。4月から11月にかけて単調に減少した後、11月中旬から回復する。それ以降から2009年2月初めにかけて、小さい変動を繰り返しながらも、増加の傾向にある。2009年の2月下旬に全循環が起こり、溶存酸素濃度は一挙に約10mg/lまで上昇した。2009年の4月上旬から再び溶存酸素濃度は減少した。

N4の水温は、2008年4月には約7.3℃であったが、2009年1月までの9か月間で約0.3℃上昇した。そして、2009年2月に全循環が起こった時に急上昇し、7.9℃になった。その後、約15日間で約7.7℃まで降下して、2009年3月下旬から成層が始まると、また徐々に上昇した。

N3



N4

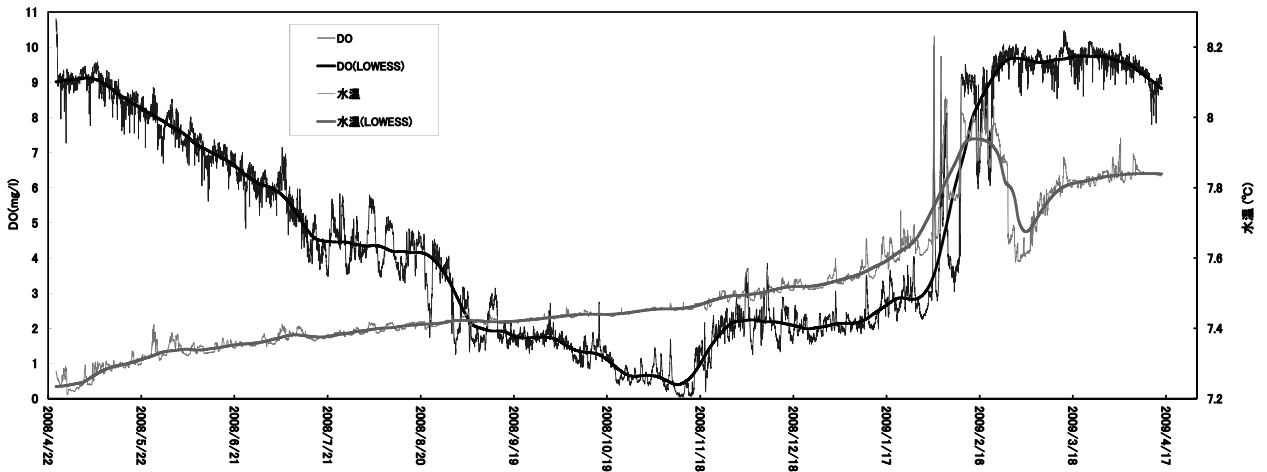


図 3.2 琵琶湖北湖 N3 (水深 90m), N4 (水深 91m) の湖底から 1m における水温と溶存酸素濃度  
 細い線は原データで、太い線は原データの局所重み付け回帰である。

N3 の水温と N4 の水温と比べてみると、その長期変化の傾向は非常に似ているが、N4 の短期変化の振幅は N3 より小さい。これは、N4 が低酸素水塊の真中に位置し、湖底波の節点にあるためと思われる。夏の琵琶湖深底部における低酸素水塊の溶存酸素濃度は区間分布が不均一で時間的にも変化していて、その動態は物理変数（水温、流れ）に依存することが分かった。N3、N4、N5 における水温と溶存酸素濃度の短期変動（水温と溶存酸素濃度-LOWESS（観測値からその局所重み付け回帰値を引いた値））を図 3.3 に示す。N3、N4、N5 における水温と溶存酸素濃度の短期変動は正の相関で、特に N3 の水温短期変動値と溶存酸素濃度短期変動値と顕著な正の相関 ( $R=0.82$ 、 $P<10^{-5}$ )、N5 の水温短期変動値と溶存酸素

濃度短期変動値も顕著な正の相関 ( $R=0.76$ 、 $P<10^{-5}$ ) である。

低酸素水塊の南端と北端との関連性を調べるため、N3 の水温短期変動値と N5 の水温短期変動値および N3 の溶存酸素濃度短期変動値と N5 の溶存酸素濃度短期変動値との相関解析を行った。N3 の水温短期変動値と N5 の水温短期変動値では顕著な負の相関 ( $R=-0.68$ 、 $P<10^{-5}$ ) が見られ、N3 の溶存酸素濃度短期変動値と N5 の溶存酸素濃度の短期変動値もでも顕著な負の相関 ( $R=-0.41$ 、 $P<10^{-5}$ ) が見られる (図 3.4)。

また、N4 における溶存酸素濃度が年間最小値になった時期と流速の絶対値が最小になった時期が一致していることが分かった (図 3.5)。

さらに、式 (3.8)、(3.9) を使って、流れベクトルの回転スペクトル解析をしたところ、5日周期の反時計まわりの内部波の存在が分かった。なお、この5日の周

期は、流れだけではなく、水温と溶存酸素濃度とともに共有していることが分かった。

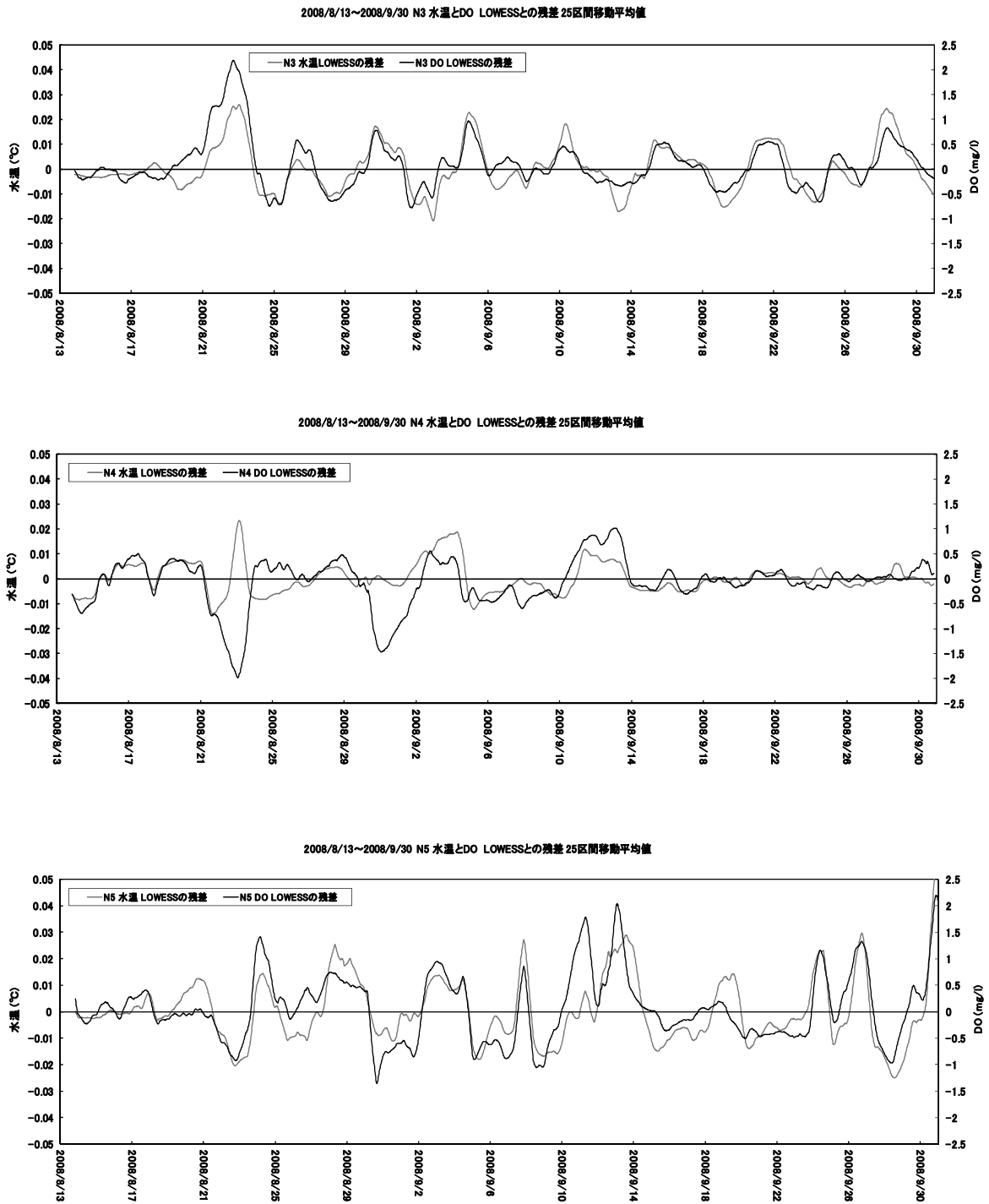


図 3.3 琵琶湖北湖 N3 (水深 90m)、N4 (水深 91m)、N5 (水深 90m) の湖底から 1 m における水温と溶存酸素濃度の残差 (=原データ-局所重み付け回帰)

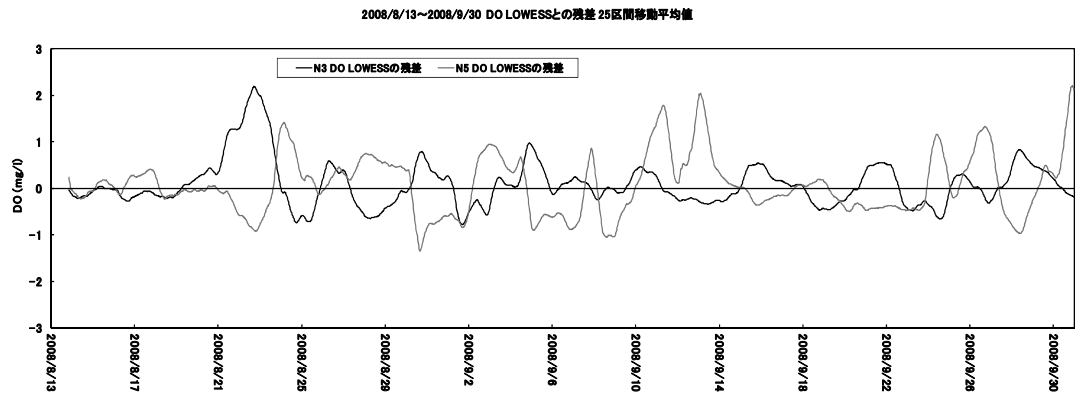
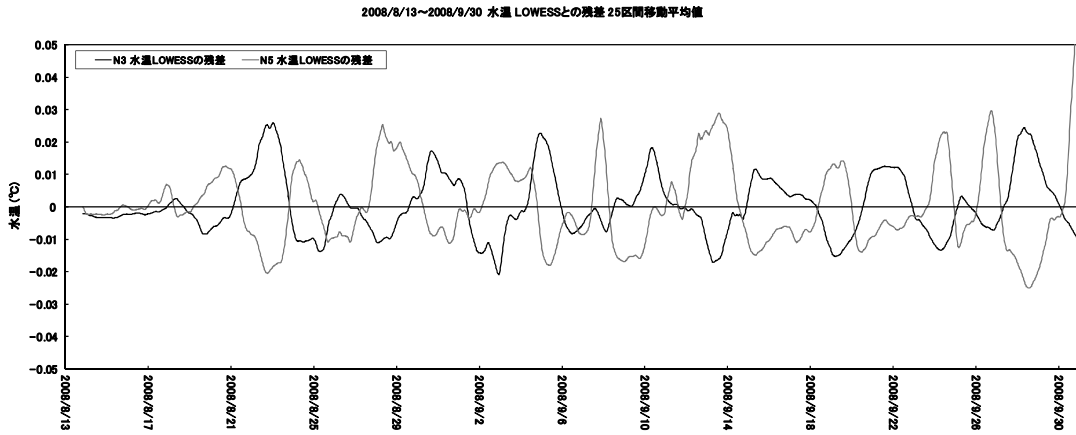


図 3.4 上 : N3 の水温短期変動値と N5 の水温短期変動値  
下 : N3 の溶存酸素濃度短期変動値と N5 の溶存酸素濃度短期変動値

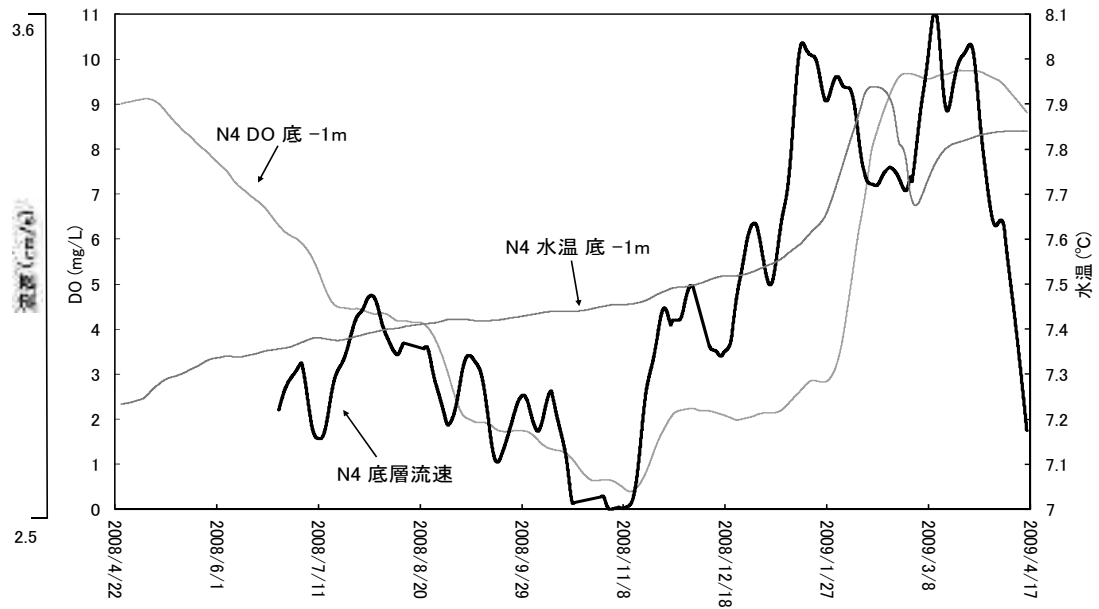


図 3.5 琵琶湖北湖 N4 (水深 91m) の湖底から 1m における水温 (°C)、溶存酸素濃度 (DO) (mg/l)、流れの流速 (cm/s)

### 3.4 まとめ

一般的には、湖沼の富栄養化が進行すると深水層の溶存酸素濃度は減少するといわれているが、琵琶湖北湖の場合には必ずしもそれだけが原因ではないようである。溶存酸素濃度は、長期変化と短期変化と両方の変化を持っている。特に、その短期変化は、湖底近くの5日周期の反時計まわりの内部波と関係していることは興味深い。低酸素水塊のダイナミクスを詳細に調査・研究していく必要がある。

## 4. 深水層の低酸素化が生物群集に与える影響

### (1) 底泥における硫黄酸化細菌チオプロローカの動態

#### 4.1 はじめに

近年、琵琶湖北湖深底部では溶存酸素濃度の低下が問題になっている。好気から嫌気状態への移行メカニズムとそれに伴う生物の応答は未解明なことも多く、知見の集積と監視が求められている。1991年に琵琶湖で初めて見つかった巨大糸状体の硫黄酸化細菌チオプロローカ (*Thioploca spp.*)は、1998年～2000年の調査では、最大約  $1.2 \times 10^6 \mu\text{m}/\text{cm}^3$  あり、魚網に粘りつくなどの問題を生じていた (Nishino et al. 1998; 中島 2005)。本種は、硫化水素を取り込み、それを酸化したときに生ずるエネルギーを活動源として利用する硫黄酸化細菌である。硫化水素は、湖底泥が還元状態 (無酸素) になったときに嫌気性細菌が底泥中の硫酸イオンを還元して生ずる。したがって、硫化水素を利用するチオプロローカが北湖深底部において高密度で発見されたことは、湖底境界層が還元状態に近づいている兆候を示している。さらに、本種は、微好気性であることから、琵琶湖北湖深底部の嫌気化が進行すると、生息しにくくなるため湖底の環境変化を示す指標生物になると考えられてきた。実際、琵琶湖の深水層では、2000年以降は、2002年、2004年、2007年、2008年と極度の酸素低下が頻繁に起こるようになった。本研究では、チオプロローカが発見されてから10年以上を経て、本種の現存量がどのように変化したのかを追跡調査した。

#### 4.2 方法

##### 経月調査

サンプリング：2007年4月～2008年2月に月1回の頻度で、琵琶湖北湖水深90m地点 (早崎90:HY90)において、不攪乱採泥器 (離合社製) を用いてコアサンプル (直径11cm) を採取した。また、その中にアクリルチューブ (直径46mm) 3本を差し込み、サブコアサンプルを得た。サブコアサンプルは、泥-湖水の境界面から0-2cm、

2-5cm、5-8cmに切り分けた。

計数：サブコア2本分の底泥サンプルを250 $\mu\text{m}$ のメッシュ上で洗浄してチオプロローカを分離し、Nishino et al. (1998)と同様にオルソンの方法で計数した。

環境計測：多項目水質計 (F-probe) を用いて計測した。

##### 分布調査

2009年6月および11月に、琵琶湖17地点において、経月調査と同様の方法でチオプロローカの計数、環境計測を行った。

#### 4.3 結果

HY90 (図4.2参照)における0-2cmのチオプロローカは、 $1.1 \times 10^3 \sim 7.0 \times 10^5 \mu\text{m}/\text{cm}^3$ の間で変動し、季節変化については、バラつきが大きく特徴的な傾向はつかめなかったが、4月、7月、11月、2月にピークがみられた。1998年～2000年の調査結果と比較すると、0-2cm、2-5cm層で少なかった (図4.3)。

また、2009年17地点におけるチオプロローカの分布調査の結果を図4.4に示した。南湖では少なく、特に矢橋沖の浚渫窪地 (Yabase) では6月、11月ともに検出されなかった。北湖では、N4では6月、11月ともに少ない結果となった。

2007年4月～2008年2月にHY90の湖底-1m (湖底直上1m) において測定した水温および溶存酸素濃度の変化を表4.1に示した。水温は7.46～8.15 $^{\circ}\text{C}$ の間で変動し、溶存酸素濃度は、2.30～10.08mg/Lの範囲で変動した。水温は2月に最も低く1月に最も高くなり、溶存酸素濃度は12月に最も低く4月に最も高かった。すなわちHY90では12月～4月の調査日の間に鉛直混合が発生した。

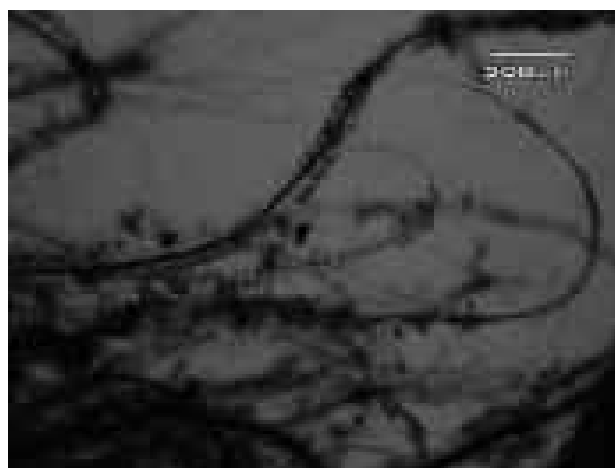


図4.1 水深90m地点の底泥中に生息する *Thioploca* sp. シースの中を糸状体が滑走する (カラー版は4ページ参照)

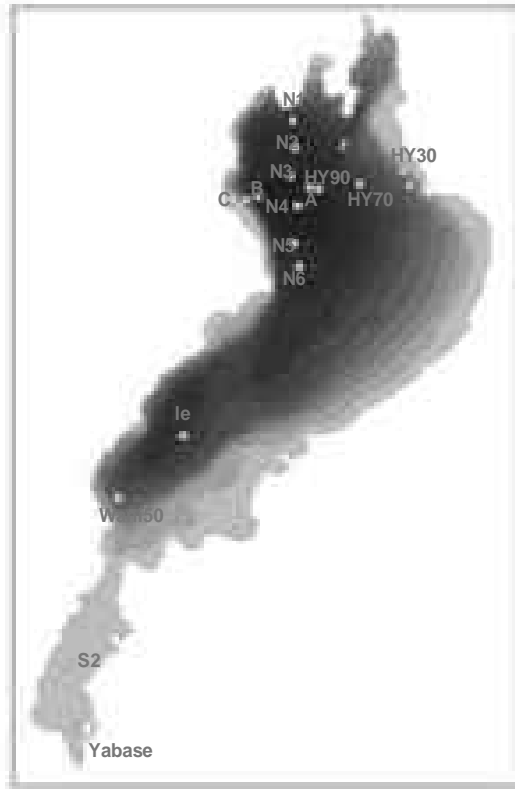


図 4.2 サンプルング地点

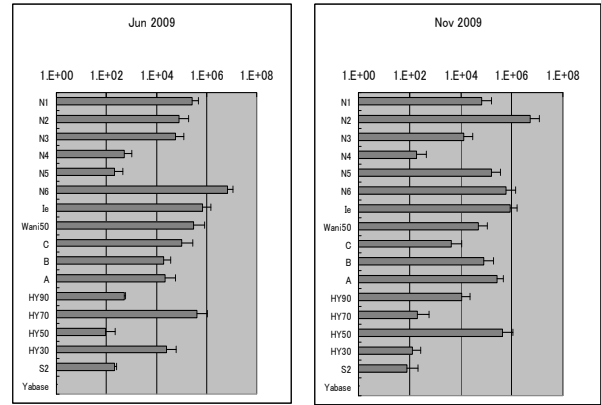


図 4.4 琵琶湖底泥のチオプロローカ計数結果

左：2009年6月，右：2009年11月

2009年6月および11月の湖底-1mにおける水温および溶存酸素濃度を表4.2に示した。

各調査点の水深は、S2（南湖中央）3.7mが最も浅く、N6（安曇川沖、最深部）100mが最も深い。水温は6月の調査では、7.97～25.14℃の範囲にあり、11月は8.10～13.38℃の範囲であった。南湖は北湖に比べて季節変化が著しい。溶存酸素濃度は、6月は1.00～9.38mg/Lの範囲にあり、南湖矢橋沖の浚渫窪地(Yabase)で最も低い値を示した。11月は、2.81～11.12mg/Lの範囲にあり、北湖第一湖盆の中心部N4で最も低い値を示し、Yabaseでは最も高かった。水深の大きいところ(約50m以上)では、6月と11月を比較すると、11月の方が低い値を示したが、水深が浅い地点では逆の傾向を示し、11月の方が高くなった。

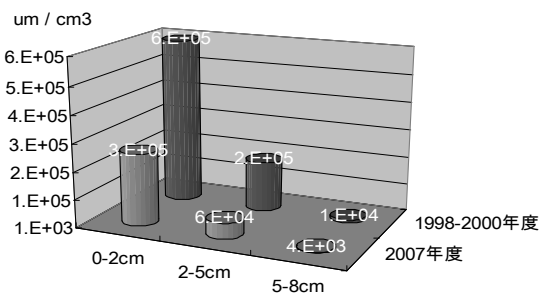


図 4.3 底泥のチオプロローカ現存量（HY90：期間平均値）の変化

#### 4.4 考察

2007年初旬は、暖冬の影響により、これまでになく全循環の時期が遅れ、翌年までの著しい酸素低下が危惧された。2007年度のSta. HY90におけるチオプロローカの現存量は、10年前と比較して底泥表面0-2cm、2-5cmで低くなる傾向が見られた。1998年～2000年のHY90における溶存酸素濃度は、1999年11月に2.5mg/Lまで低下したが、それ以外の月で3mg/L未満に下がることはなかった（西野ほか 2002）。1997年当時、深底部の無酸素化がさらに進むと、湖底境界層のような無酸素と有酸素の境界層に生息するチオプロローカの生息環境としても不適になると懸念されていたが、2007年は、その後の度重なる低い酸素状態に曝され、実際に「さらなる酸素の低下がチオプロローカの現存量低下をもたらした」と考えられる結果となった。



表 4.1 HY90 の水深、湖底-1m における水温と溶存酸素濃度 (DO) (2007 年 4 月~2008 年 2 月)

Date	Water Temperature at bottom -1m ( °C )	DO (mg/l)
19-Apr	7.98	10.08
23-May	8.00	9.05
19-Jun	8.00	8.25
11-Jul	8.06	7.49
22-Aug	8.02	7.35
12-Sep	8.07	6.04
16-Oct	8.05	9.10
14-Nov	8.04	2.52
18-Dec	8.06	2.30
23-Jan	8.15	3.22
22-Feb	7.46	9.29

表 4.2 サンプルング地点の水深、湖底-1m における水温と溶存酸素濃度 (DO)

Sta.	Depth (m)	Water Temperature at bottom -1m		DO at bottom -1m	
		Jun-09	Nov-09	Jun-09	Nov-09
N1	71.6	8.15	8.14	9.04	4.81
N2	82.7	8.00	8.08	7.74	3.34
N3	89.5	8.00	8.08	7.96	3.74
N4	90.9	7.99	8.10	8.27	2.81
N5	88.4	8.02	8.14	8.48	4.09
N6	100	7.99	8.10	8.70	3.48
le	71	8.17	8.39	9.17	6.20
Wani 50	44.2	8.74	11.10	8.80	9.91
C	39	8.51	9.60	9.38	7.20
B	85.4	7.97	8.10	6.40	3.91
A	90.1	7.97	8.11	7.64	3.96
HY90	89.1	7.98	8.14	7.70	4.23
HY70	68.4	8.21	8.28	8.56	6.13
HY50	39	9.23	9.08	8.72	5.98
HY30	30	13.30	13.38	8.54	10.12
S2	3.7	25.14	8.74	8.65	9.57
Yabase	11.5	13.45	11.67	1.00	11.12



図 4.5 バクテリアのマットに覆われた琵琶湖の湖底 (2004 年 5 月 10 日 水深 67.5m 淡探による撮影)

また、2009 年は 9 月に台風が上陸したため、湖底の低酸素化は 2007 年、2008 年と比較すると、深刻な状況ではなかった。しかし、第一湖盆の中心などの比較的低酸素になりやすい地点では、6 月、11 月の両方の時期にお

いて、他の地点よりもチオプロローカの現存量は少なく、この地点では、微好気性のチオプロローカにとっても、すでに生息環境が適さないレベルの湖底環境となったことが示唆された。

10 年前の調査時には、酸揮発性硫化物 (AVS) が  $1 \mu\text{mol S/g}$  であり 1981 年 3 月の Kawai and Maeda (1984) の  $11 \mu\text{mol S/g}$  より大幅に減少していたこと。また、チオプロローカの現存量と AVS 量の間逆相関がみられたことから、チオプロローカの現存量と関わる重要な要因と考えられていた (西野ほか 2002)。多量のチオプロローカのマットが存在するチリ沖の研究から、チオプロローカは溶存酸素が  $40 \mu\text{mol/L}$  以下、硫化物濃度が  $<500 \mu\text{mol/L}$  以下の環境に生息するといわれている。(e.g. Huettel et al., 1996) しかし 2007 年の湖底表面における酸揮発性硫化物濃度は、 $0.3 \sim 7 \mu\text{mol S/g}$  の範囲にあり、チオプロローカの減少要因として考えにくい。

チオプロローカは未だ培養ができない細菌であり、それゆえに生態が解明されていない部分も多いため、本種の減少が酸素の低下のみが原因であると断定できるほど十分なデータを持ち合わせていないが、本研究では、チオプロローカの大量発生時 (1990 年代) に想定された結果となったことが確認されたことは、本追加調査の大きな成果である。

自律型潜水ロボット「淡探」による調査では、湖底に形成された分厚いバクテリアのマットが発見されている (図 4.5)。淡探は、観察のみでサンプル採取ができないロボットであるため、これらのバクテリアのマットを構成する種 (チオプロローカであるか否か、或いは、別の種か) を明らかにすることはできなかったが、琵琶湖の湖底においても、このようなバクテリアの大量増殖が起きていることが明らかになった。今後、湖底を監視しながらサンプル採取できる技術を開発し、頻繁に利用できるようになれば、湖底の物質循環に寄与する微生物との関わりについてもっと詳細に知ることができるとは違いない。

## 5. 深水層の低酸素化が生物群集に与える影響 (2) 生物の貧酸素耐性

### 5.1 はじめに

水生生物が溶存酸素 (dissolved oxygen, DO) の低下によって受ける影響は、さまざまな段階の現象として現れる。この中で、もっとも深刻な影響は死亡である。死亡は呼吸に必要な酸素が欠乏しておることが普通であると考えられる。溶存酸素の低下に伴う物質の化学変化やそれに伴う底泥からの物質の溶出が死亡につながる可能性も否定できないが、溶存酸素の低下とそれらの

要因についての相対的評価は内外でもほとんど研究されていない。

生物の多くは短期間であれば酸素がない状態でも耐えることができる。ただし、そのような状態では体内に乳酸などの蓄積がおこり、酸素を十分に獲得した際には、酸素の無い状態で蓄積された物質との反応に酸素を余分に必要とする。これを酸素欠損 (oxygen debt) と呼ぶ。酸素欠損によって耐えられる時間は生物種や個体の状態によって異なるが、大型底生生物や魚類では数日にわたって酸素欠損を抱えた状態でも耐えうるという報告はなく、潮間帯などにおいて数時間無酸素で耐えられる生物の報告がほとんどである。

死亡に至らないが次に深刻な状況として、活動の大幅な低下が考えられる。生命の維持に必要な最低限の酸素は入手できるものの、それ以外の活動に必要な酸素が得られない状態である。このような状況下では動物は移動をすることができず、餌を入手することが困難になる。このような状態が長く続けば、やがて餓死するであろう。また、酸素低下に強い外敵が出現した場合には逃れることができないし、仮に酸素濃度の高い逃避場所があってもそこに移動することができない。つまり、その個体は酸素消費を可能な限り低下させ、周囲の溶存酸素濃度が回復を待つ以外できない状態である。

若干の活動が可能な状況も、生物の成長に対しては影響をもつことになる。例えば、溶存酸素濃度によって餌を食べる速度、すなわち摂食速度が低下するのであれば、体の成長や繁殖に使うエネルギーや物質の量が減ることにつながる。個体ではなく、個体の集合すなわち個体群で影響を評価するのであれば、個体数の低下という形で影響が表れるであろう。同様に、捕食者からの回避能力の低下も個体数の低下につながる。

このような若干の活動の余地がある溶存酸素濃度では、生物は溶存酸素をより多く獲得するための行動をみせる場合がある。例えば、魚類の貧酸素耐性を測定する実験でみられる鼻上げ行動や、えら蓋の開閉の回数の増加といった現象は、これにあたるであろう。今回実験した生物についてこれらの行動を定量的に測定することはしなかったが、実験装置を観察しているとスジエビが上方に向かって遊泳を試みる場合や、気密性の落ちた容器の気相部の近傍にピワオオウズムシが存在するといった現象がみられた。残念ながら、後者は実験としては失敗であるが、中程度の溶存酸素濃度の低下について今後評価する上で、ヒントとなる事象である。

湖沼で溶存酸素が低下しやすい場所の一つである湖底深くにおいてはあまり問題にならないが、同じく溶存酸素が低下する場所である水草帯においては、さらに影

響を考えなければならないことがある。それは、卵の生残である。湖沼の水生生物のなかでも特に魚類は水草などの基質に卵を産み付けることが多い。卵もやはり溶存酸素なしではやがて死亡してしまうため、溶存酸素の低下の影響を考えなければいけない。

このような溶存酸素の低下に対する評価は、これまでも様々な方法で取り組まれてきた。死亡に至る影響としてよく使われているのが、半数致死濃度 (lethal concentration 50%, Lc50) である。対象となる生物を通常 24 時間あるいは 48 時間、溶存酸素濃度が決められた容器内で飼育し、異なる溶存酸素濃度での死亡率の曲線をもとに、50%が死亡する溶存酸素濃度を求めるものである。この方法は十分な個体数を安定して飼育できる生物には有力な方法である。また、実験デザインを適切に行えば、50%に限らず死亡確率と溶存酸素濃度の対応が得られるため、予測モデルをたてやすい。

Lc50 が魚類でよく使われるのに対して、魚類に加えて無脊椎動物でもよく使われる評価手法が Pc (Pressure of critical oxygen concentration) の測定である。この手法では、さまざまな溶存酸素濃度で対象となる生物の呼吸速度を測定し、呼吸速度が急激に減少する溶存酸素濃度を Pc として推定するものである。一個体あるいは複数個体で測定できることや、生死の判別が付けにくい生物でも実験が可能である。一方、呼吸速度の測定には分析手法がやや煩雑であることが難点である。Pc 値を河川の水生昆虫で測定した結果をレビューした論文 (林, 1989) では、酸素の低下しやすい環境を利用できる種の Pc 値が低く、貧酸素耐性が強いことが示されている。

この他にも、行動をもとにした評価方法、例えば魚類のえら蓋の動きの回数、鼻上げ行動と呼ばれる水面近くに移動する頻度などを用いたものもある。

本研究で対象としている湖沼の深底部には、魚類や無脊椎動物が生息しているが、一般的に深底部の生物の飼育は方法が十分確立していない。また、これらの動物を大量にかつダメージの少ない状態で捕獲することは困難であることが多い。そのため、湖沼深底部での溶存酸素低下の評価手法として、Lc50 よりも Pc のほうが現実的であると考え、琵琶湖を対象に Pc を用いた酸素低下の評価を試みることにした。

## 5.2 材料と方法

### 実験に用いた生物の概略

Pc を求める実験で用いた生物は、琵琶湖深底部での代表的な大型底生生物であるスジエビ (*Palaemon paucidens*)、ピワオオウズムシ (*Bdellocephala*

*annandalei*)、アナンデルヨコエビ (*Jesogammarus annandalei*) の3種である。このうちピワオオウズムシとアナンデルヨコエビの2種は琵琶湖の固有種であり、スジエビについても生態的特徴から地域個体群として扱うべきものである (Nishino, 1984)。

これら3種は、保全対象としての重要度も高い。環境省のレッドデータリストにおいて、ピワオオウズムシは絶滅危惧I類 (CR+EN)、アナンデルヨコエビは準絶滅危惧 (NT) となっている (環境省自然環境局, 2006)。滋賀県版レッドデータブックでは、ピワオオウズムシは絶滅危惧種、アナンデルヨコエビは希少種となっている (滋賀県生きもの総合調査委員会, 2011)。

また、琵琶湖中層の代表的な遊泳種であるピワマス (*Oncorhynchus masou rhodurus*) や深底部でみられる魚類の代表種であるイサザ (*Gymnogobius isaza*) は底生の無脊椎動物を餌として利用することが知られている (Miura, 1966; 藤岡, 2009)。このため、底生の無脊椎動物に対する DO 低下の影響を評価することは、琵琶湖の水温躍層以深の高次捕食者への影響を検討するためにも不可欠なものであるといえる。

### 実験に用いた個体の入手方法

Pc を求める実験に用いたスジエビは、漁業者より購入したものを用いた。漁業者によればスジエビは主に琵琶湖北湖で採取され、一時的に湖内で蓄養したものである。このスジエビは実験室内での水槽の飼育中にある程度死亡してしまつたため、実験に用いる個体は漁業者から入手後、1週間以上水槽で飼育したものを用いた。この間、水槽は8℃に設定した低温インキュベーター内に設置し、暗条件で常にエアレーションを行った。

Pc を求める実験に用いたピワオオウズムシは、琵琶湖北湖に設置した係留機器を回収した際に、係留ロープに付着した個体を集めることで入手した。係留場所は安曇川沖から今津沖の水深70m~90mの複数の場所である。得られたピワオオウズムシのサイズはバラエティに富みコホートを明確に推定することが困難であったため、さまざまなサイズの個体を実験に使用することとした。回収時に受けた外傷などにより実験室での飼育後に死亡する個体がみられたため、実験に用いる個体は採集後、1週間以上水槽で飼育したものを用いた。この間、水槽は8℃に設定した低温インキュベーター内に設置し、暗条件とした。エアレーションは特に行わなかったが、容器内 (100mL~300mL) に5匹程度を飼育することにとどめ、高密度にならないように留意した。

Pc を求める実験に用いたアナンデルヨコエビは、琵琶湖北湖に設置した係留機器を回収した際に、係留ロー

プに付着した個体を集めることで入手した。係留場所は安曇川沖から今津沖の水深70m~90mの複数の場所である。アナンデルヨコエビは8月から10月ごろに世代交代を行い、新しい世代の個体はしばらく水中を遊泳していることが知られている。このため、湖底のDO低下の影響は湖底を利用する親世代で顕著であると考えられる。そこで、実験では8月以降に得られた親世代の個体を用いた。得られたアナンデルヨコエビ個体は、数日間8℃に設定した低温インキュベーター内に設置したガラス容器内で飼育し、暗条件・エアレーションはなしとした。

### 室内実験の方法

スジエビ、ピワオオウズムシ、アナンデルヨコエビのいずれについても、実験中および実験前の飼育には、琵琶湖北湖の30m以深で採水した湖水を使用した。湖水は濾過をせず、8℃暗条件にて一昼夜以上静沈したものの上澄みを用いた。また、飼育温度が8℃と低く、より高い水温条件に比べて給餌の有無による絶食状態の影響が小さいものと判断し、実験前、実験中ともに餌を与えなかった。実際、実験と同時期に飼育した個体を無給餌で飼育したが、1か月程度は生存させることに成功しており、飢餓によって実験結果が受ける影響は小さいものと判断される。

Pc を求める実験では密閉した容器内 (酸素瓶・フラン瓶) に対象となる生物を入れ、溶存酸素センサーを用いて溶存酸素の減少を記録したデータをもとに求めた。

スジエビを用いた実験では、300mLのフラン瓶に前述の琵琶湖水を満たし、その中にスジエビを1個体入れた。スジエビの体長はフラン瓶よりも小さく、実験容器内で正常な姿勢を保つ空間は十分あった。フラン瓶の上部の開口部には、蛍光式溶存酸素センサー (LD0101, Hach Company) を設置し、開口部とセンサーの隙間はブチルゴムテープを用いて密閉した。蛍光式溶存酸素センサーは指示器 (Hq40d) に接続し、1分ごとの読み取り値をメモリーに記録した。実験は十分なDO濃度 (8mg/L以上) の状態から開始し、スジエビ個体の死亡・あるいはセンサーの読み取り下限値 (0.1mg/L) に達するまで継続した。

ピワオオウズムシとアナンデルヨコエビを用いた実験では、100mLのフラン瓶に前述の琵琶湖水を満たし、その中にピワオオウズムシあるいはアナンデルヨコエビを5個体前後入れた。フラン瓶の上部の開口部には、蛍光式溶存酸素センサー (LD0101, Hach Company) を設置し、開口部とセンサーの隙間はブチルゴムテープを用いて密閉した。蛍光式溶存酸素センサーは指示器 (Hq40d) に接続し、1分ごとの読み取り値をメモリーに記録した。

実験は十分な DO 濃度 (8mg/L 以上) の状態から開始しセンサーの読み取り下限値 (0.01mg/L) に達するまで継続した。

### データの解析方法

室内実験によって記録された DO 濃度は 1 分ごとの値であり、分解能は 0.01mg/L であった。データが得られた 1 分ごとの DO 減少速度を算出すると、ゼロやマイナスの値も生じた。これは、水温が低く 1 分ごとの減少速度はこの分解能では測定できないことに加え、実験用の瓶内の水は外力を使って攪拌されておらず、実験に用いた生物の動きや瓶内のわずかな水温差による対流によって攪拌されていることも関係している。

そこで、スジエビについては 1 時間ごとの平均値 (60 の記録値の相加平均)、ピワオオウズムシとアナンデルヨコエビについては 4 時間ごとの平均値 (240 の記録値の相加平均) をまず算出した。次に、スジエビについては 1 時間後、ピワオオウズムシとアナンデルヨコエビについては 4 時間後の平均値との差を用いて、1 時間あたりの DO 減少速度を求めた。本研究では、この DO 減少速度が急激に変化する DO 濃度を Pc とした。

Pc を求めるために、上記のように求めた DO 減少速度と DO 濃度の値を用いて、折れ線回帰と呼ばれる統計手法により推定した。折れ線回帰は統計パッケージ R ver. 2.12.2 (R Development Core Team, 2005) の追加パッケージ “segmented” (Muggeo, 2003) を用いて行った。

### 5.3 結果

スジエビの実験では 6 回分のデータを得ることができた。実験中、明らかに DO 濃度が高い状態で死亡した試行はこれに含めていない。実験中は DO の低下が 2mg/L あたりまでほぼ直線的にすすみ、その後カーブがゆるくなった。一例として、1 時間ごとの DO 減少速度と DO 濃度の関係を示したものが図 5.1 である。8 回の試行によって得られた Pc の平均値は 1.2mg/L であった。

アナンデルヨコエビの実験は、当初 1 個体で試行を行ったが、容器に対して呼吸速度が小さかったため実験時間が多くなり、測定機器の記録能力をオーバーすることや、容器の密閉が保てずに実験を中断せざるを得ない状況が生じてしまった。そこで、1 個体ではなく、5~10 個体を用いた実験を行い、2 回のデータを得た。この 2 回の試行で得られた Pc 値の平均は 1.03mg/L であった。

ピワオオウズムシの実験は、当初 1 個体で試行したが、容器に対して呼吸速度が小さかったため実験時間が多くなり、測定機器の記録能力をオーバーすることや、容器の密閉が保てずに実験を中断せざるを得ない状況が

生じてしまった。そこで、1 個体ではなく、5~10 個体を用いた実験を行い、3 回のデータを得た。この 3 回の試行で得られた Pc の平均値は 0.72mg/L であった。

### 5.4 考察

本研究では、琵琶湖深底部に生息する 3 種の無脊椎動物について、Pc 値による貧酸素耐性の評価を行うことができた。Pc 値が最も低かったのはピワオオウズムシ、次にアナンデルヨコエビ、最も高かったのがスジエビであった。このことは、貧酸素耐性が最も強いのがピワオオウズムシ、次に強いのがアナンデルヨコエビ、最も弱いのがスジエビという結果を示している。

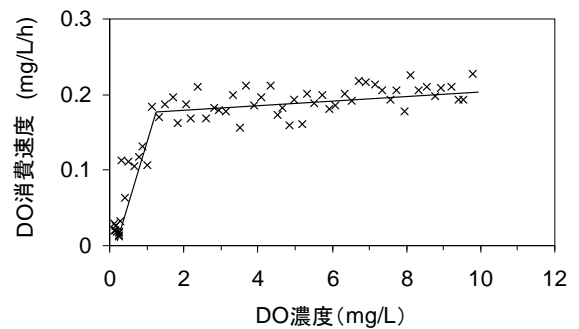


図 5.1 スジエビの実験結果の例

2007 年に自律型潜水ロボット「淡探」により、第一湖盆湖底の広範囲においてイサザやエビ類が死亡している様子が観察されたが、ピワオオウズムシとアナンデルヨコエビについては異常を確認するには至らなかった。この理由として、そもそもサイズの小さいピワオオウズムシとアナンデルヨコエビは異常かどうか確認できないという見方もあるだろう。一方で、本研究で示されたように、スジエビに比べてピワオオウズムシやアナンデルヨコエビは貧酸素耐性が強いので、2007 年の深底部での溶存酸素濃度の低下では大きな影響を受けなかった可能性も考えられる。特に、アナンデルヨコエビは 2007 年に溶存酸素濃度の低下が顕著になった 11 月・12 月には後述のように水中を浮遊していたものと考えられるため、結果として溶存酸素の低下による影響をあまり受けなかった可能性も考えられる。

Pc 値は、その生物が呼吸速度を弱める溶存酸素濃度であり、この値を下回る溶存酸素濃度では活動が大きく制限される。実際、実験中に観察したところ、Pc 値と推定された溶存酸素濃度付近では、スジエビやアナンデルヨコエビは実験容器の底で動かない状態であった。ピワオオウズムシの行動は観察からはよくわからないものの、Pc 値の意味から考えると動かなくなっていたものと

推察される。

琵琶湖の湖底の溶存酸素濃度がそれぞれの  $P_c$  値を下回った状態になった場合、それまでに逃避することに成功すればよいが、そうでない場合は溶存酸素濃度が低下した水域から逃れるための移動行動をとることは困難となり、 $D_0$  低下が長引けばやがて死亡に至る可能性もある。ただし、どれほど長引くと死亡に至るかは定量的な議論が必要である。実際の琵琶湖では溶存酸素濃度が  $1\text{mg/L}$  を 1 か月程度下回ることが 1979 年以降、数回起きている。

低濃度の溶存酸素濃度下における死亡率を求めることは  $Lc50$  を求める実験の一部で実施することもできるため、このような情報が必要であれば、 $Lc50$  を測定することが妥当であろう。ただし、魚類のように容易に死亡が確認できる生物ばかりではないことが、 $Lc50$  の測定における困難さである。また、次に述べるように溶存酸素濃度の低下をやり過ごすための繁殖行動をとる生物については、 $P_c$  や  $Lc50$  といった生理的な評価を個体数の増減（個体群動態）に関する推察を深めることに困難がありうる。

そこで、溶存酸素の低下が底生生物に与える影響を生理学的な評価（ $P_c$  値や  $Lc50$ ）による評価で行うことに加え、生活史や行動といった生態学的な側面から貧酸素水域を回避できる可能性を考えてみたい。

ピワオオウズムシは、深底部で一生活を過ごす生物と考えられるが、繁殖の際には丈夫な殻をもった卵を産む。ピワオオウズムシが底泥上に分布することや、実際に卵が採泥試料や係留の錘やロープに付着していること（石川、personal observation）から推察すると、その卵は底泥中ではなく、湖底の表面に存在するものと思われる。無脊椎動物の中には卵の状態では酸素の低下に耐えられるもの（例えばミジンコの耐久卵）がいるため、ピワオオウズムシについても卵の状態における貧酸素耐性を検討する必要がある。実験は、ピワオオウズムシの卵を様々な溶存酸素濃度下に曝露し、孵化成功率を測定するものであるが、曝露時間と溶存酸素濃度の二つをコントロールすることが必要と考えられる。

アナンデルヨコエビは、低い水温下で分布する生物と考えられるが、湖底にのみ分布するのではなく水中を遊泳することが知られている（Ishikawa & Urabe 2005）。琵琶湖において湖底の溶存酸素濃度の低下が顕著になるのは、現在は 9 月から 12 月の間であることが多い。アナンデルヨコエビは産卵期が 8 月から 9 月であり、その後個体群を占める個体は新しい世代へと変わる。新しい世代である体サイズが小さい個体は、一日の多くを遊泳もしくは浮遊して過ごす。Ishikawa & Urabe (2005)

は、11 月にもアナンデルヨコエビは水中に分布すると結論付けている。琵琶湖の湖底における  $D_0$  低下は、現在のところ湖底近傍に限られていることから、遊泳する個体のすべてが  $D_0$  低下の影響を受けるとは考えにくい。むしろ、世代交代前の 8 月から 9 月の抱卵個体に対する影響を念頭に  $D_0$  低下の影響を判断していくことが肝要であると思われる。

スジエビについては、潜水ロボットなどの動画撮影から若干の遊泳能力を有すると判断される。しかし、アナンデルヨコエビのように顕著に水中に分布することは認められず、湖底近傍の溶存酸素低下に対して有効な逃避は困難であると思われる。一方、スジエビはピワオオウズムシやアナンデルヨコエビと異なり、季節的に湖底を移動していることが知られている（原田、1966）。このため、スジエビについては季節によっては  $D_0$  低下の激しい湖底にはそもそも存在しないという考え方もあるだろう。これについてさらに検討してみる必要がある。

これまでの琵琶湖の  $D_0$  低下パターンを考えると、春から秋にかけて徐々に  $D_0$  が低下し、10 月から 12 月ごろにその年の最低値が観測されてきた。スジエビは夏に湖岸で繁殖し、秋から冬にかけて新しい世代の個体が深い湖底に移動する。春を迎えると浅い水深を目指す移動が始まり、夏に再び湖岸に戻ってくる（原田、1966）。このことから、琵琶湖の湖底の  $D_0$  低下が顕著になる時期に、スジエビは  $D_0$  が低下しやすい水深の深い水域に存在すると考えたほうが妥当であろう。

このように、湖底の無脊椎動物に対する  $D_0$  低下の影響を考える上では、本研究で測定したような個体の貧酸素耐性といった生理学的な側面と同時に、生活史を通じた詳細な分布など生態学的な側面からの評価も必要となる。本研究で扱った 3 種はある程度の生態学的な情報が得られており、生態学的な側面の評価も考察することができたが、その他の底生無脊椎動物については生態学的な情報がほとんど得られていない種もある。

$D_0$  低下の評価というと、生理学的な評価に陥りがちだが、基礎的な生態学的知見を集積することの重要性を再度ここで指摘しておきたい。

今回評価した  $P_c$  値は、個体の代謝について扱った値に過ぎず、個体の集団つまり個体群に与える影響については直接的な評価につながらない。このため、個体数がどのように変化するか、いいかえれば絶滅確率がどのように変化するか、ということについては直接的な答えを示すことはできない。ただし、 $P_c$  値を下回る  $D_0$  濃度にさらされた状況下では、活動が制限されており摂食活動も期待できないため、その状況が長期間続けばやがて死

亡につながると考えられる。また、短期間であっても摂食活動の制限が成長の低下につながれば、産卵数の低下につながり、ひいては個体数の減少につながるであろう。このようなことを定量的に議論するためには、Pc 値よりもより高い DO 濃度での行動影響を評価していく必要があるだろう。具体的には、1) Pc 値以上の DO 濃度条件下における摂食活動や遊泳能力の低下についての実験（後者は捕食者からの回避能力に関連する）、2) Pc 値近傍の DO 濃度における絶食状態への体制の実験である。この 2 点があれば、より深い議論が可能になると思われる。さらに付け加えるのであれば、個体群への影響を正しく評価するため、影響の対象となる生物種が琵琶湖の中でどのような分布をしているか、生息数がどれくらいと推定できるか、通常の状態を正確に把握しておくことが重要である。湖底で DO 濃度が大きく減少する事象を想定する場合、個体群を対象に評価する場合は、ある基準（例えば本研究で用いた Pc 値）を下回る水域に生息する個体数と、個体群全体に対するその割合が不可欠だからである。

なお、本研究とは別の取り組みとして、環境省の委託研究において深底部の底生魚類であるイサザの Pc を測定した事例によれば、イサザの Pc 値は 1.72mg/L と本研究においてもっとも Pc 値が高い（貧酸素耐性が弱い）スジエビよりもさらに高い Pc 値を示した。イサザは環境省や滋賀県のレッドデータリストにおいて、絶滅の危機が高いものと扱われていることから、溶存酸素濃度の低下について生理学的・生態学的な評価をさらに推し進めると同時に、深底部の溶存酸素濃度低下以外に個体群に負の影響を与える要因も解明し、効果的な保護手法を模索していく責務があるといえよう。

以上をまとめると、本研究では、個体数を多数集めることが困難であるが、短期間であれば飼育できる生物について DO 低下の影響の受けやすさを示す手法(Pc 値の測定)を用いて、3 種の琵琶湖深底部に生息する底生生物の貧酸素耐性の強弱を示すことができた。これらの生物は、多数の個体を飼育する方法が十分確立しておらず、Lc50 などの貧酸素耐性の評価は困難であった。高精度の溶存酸素センサーを用いて詳細な溶存酸素濃度変化を記録する本研究で用いた手法は様々な生物への DO 低下影響手法として活用できるものであり、深底部に限らず琵琶湖の生物と溶存酸素濃度の関係を明らかにするうえで非常に有用なものと考えられる。

標準代謝量、活動代謝量と Pc の関係についての Pc 値となる溶存酸素濃度を下回ると、平常代謝量に相当する酸素消費（呼吸）がみられなくなる。つまり、生物は平常状態ではなくなり、活動に制限がかかっていること

を示す。

表 5.1 琵琶湖の湖底に生息する生物 4 種と実験で得られた Pc の平均値（イサザは環境省委託研究による）

生物の種類	Pc の値
スジエビ	1.2mg/L
アナンデールヨコエビ	1.03 mg/L
ビワオオウズムシ	0.72mg/L
*イサザ	1.72 mg/L

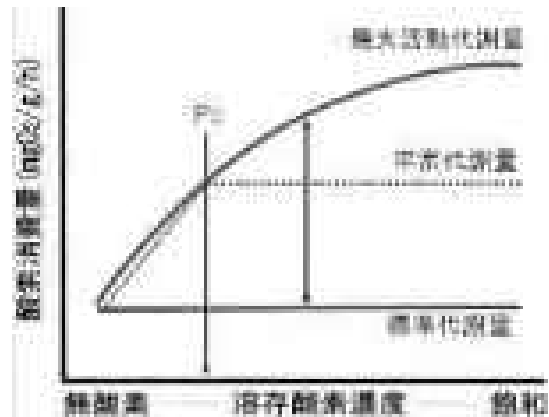


図 5.2 標準代謝量、活動代謝量と Pc の関係(模式的な説明)

## 6. 謝辞

32 年間の継続した観測に関わられてきた多くの皆様の努力に感謝します。

## 7. 引用・参考文献

- 青木眞一・古角恵美・一瀬諭・矢田稔 (2009) : 琵琶湖の水深 90m 地点での 2008 年度の深層部の溶存酸素濃度の低下について. 日本陸水学会第 74 回大会講演要旨集, 93.
- 青木眞一・奥村陽子・橋本信代 (2010) : 琵琶湖の水深 90m 地点での 2009 年度の深層部の溶存酸素濃度の低下について. 日本陸水学会第 75 回大会講演要旨集, 172.
- 青木眞一・焦春萌・奥村陽子 (2011) : 琵琶湖の水深 90m 地点での 2010 年度の深層部の溶存酸素濃度の低下について. 日本陸水学会第 76 回大会講演要旨集, 127.
- Cleveland, W.S. (1979). Robust Locally Weighted Regression and Smoothing Scatterplots. Journal of the American Statistical Association, Vol. 74, pp. 829-836.
- 藤岡康弘 (2009) 川と湖の回遊魚ビワマスの謎を探る サンライズ出版 216pp.
- 原島省 (2011) : シリカ欠損 : ケイ素循環への人為影響と

- 海洋生態系の変質. 地球環境, 16:61-70.
- 林文男 (1989) 低酸素濃度に対する水生昆虫の呼吸反応, 陸水学雑誌, 50: 255-268.
- 平江多績 (2000) : 池田湖の周辺環境と水質. 国立環境研究所研究報告, 154: 242-249
- Huttel, M., S. Forster, S. Klöser and H. Fossing (1996) Vertical migration in the sediment-dwelling sulfur bacteria *Thioploca* spp. in overcoming diffusion limitations. Appl. Environ. Microbiol. 62:1863-1872.
- 一瀬諭・若林徹哉・岡本高弘・藤原直樹・井上健・加賀爪敏明・宮島利宏 (2006) : 琵琶湖深層部の微生物由来マンガン酸化物構造体 Metallogenium の発生. 用水と排水, 48: 439-447.
- Ishikawa T., Urabe J. (2005) Ontogenetic changes in vertical distribution of an endemic amphipod, *Jesogammarus annandalei*, in Lake Biwa, Japan. Archiv fur Hydrobiologie 164:465-478.
- IPCC (2007) : Climate change and water, IPCC Technical paper VI.
- 環境省自然環境局 (2006) 鳥類、爬虫類、両生類及びその他無脊椎動物のレッドリストの見直しについて. 環境省報道発表資料.  
URL:<http://www.env.go.jp/press/press.php?serial=7849>
- Kawai, A. and H. Maeda (1984) Oxygen consumption in the bottom water related with the production of sulfides in the bottom sediments. Nippon Suisan Gakkaisi, 50:119-124.
- 国土交通省近畿地方整備局琵琶湖河川事務所・(独)水資源機構琵琶湖開発総合管理所(2010) : 平成 20 年度琵琶湖水質調査報告書
- 熊谷道夫 (1989) : 琵琶湖における溶存酸素の減少、きれいな水環境に関するシンポジウム 講演要旨集 89:51-55.
- 熊谷道夫 (2008) : 地球温暖化が琵琶湖に与える影響. 環境技術, 37: 407-413.
- 熊谷道夫・青田容明・焦春萌・石川可奈子 (2006) : 台風の影響と溶存酸素濃度の変化. 平成 16 年度滋賀県琵琶湖環境科学研究センター試験研究報告書: 44-50.
- Livingstone, D. M. (2003) : Impact of secular climate change on the thermal structure of a large temperate central European lake. Climatic Change, 57: 205-225.
- Miura T. (1966) Ecological notes of the fishes and the interspecific relations among them in Lake Biwa. Jpn. J. Limnology 27:49-72.
- Muggeo, V.M.R. (2003) stimating regression models with unknown break-points. Statistics in Medicine 22: 3055-3071.
- Nishino M. (1984) Developmental variation in larval morphology among three populations of the freshwater shrimp, [*Palaemon paucidens*] de haan. Lake Biwa Study Monographs 1 118pp.
- 奥村康昭・遠藤修一(1985):びわ湖における連続測流 (I) 一測流の方法と流況の概要一. 陸水学雑誌, 46: 135-142.
- R Development Core Team (2005). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0,  
URL: <http://www.R-project.org>
- 滋賀県生きもの総合調査委員会 (2011) 滋賀県で大切にすべき野生生物-滋賀県レッドデータブック 2010 年版- サンライズ出版 584pp.
- 滋賀県(2009):滋賀の環境 2009(平成 21 年度版環境白書)-資料編-
- 滋賀県(2010):滋賀の環境 2010(平成 22 年度版環境白書)-資料編-
- 滋賀県(2011):滋賀の環境 2011(平成 23 年度版環境白書)-資料編-
- 滋賀県(2010):平成 22 年度公共用水域・地下水水質測定計画
- 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター(2008): 琵琶湖水深別調査総合報告書
- 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター (2011) : 平成 21 年度琵琶湖水質調査報告書
- 中賢治 (1973) : びわ湖深層の全循環期前の溶存酸素量の永年変化について. 陸水学雑誌, 34:41-43.
- 中島拓男 (2005) チオプロローカ研究 琵琶湖研究所記念誌 22:197-200.
- Nishino, M., M. Fukui and T. Nakajima (1998) Dense mats of *Thioploca*, gliding filamentous sulfur-oxidizing bacteria in Lake Biwa, central Japan. Wat. Res. 32:953-957.
- 西野麻知子・中島拓男・辻村茂男・大高明史・杉原夕華 (2002) 北湖深底部の低酸素化に伴う生態系変化の解明-チオプロローカと底生動物の変化が訴えるもの - 琵琶湖研究所所報 19:18-35.
- Straile, D., K. Jöhnk and H. Rossknecht (2003) : Complex effects of winter warming on the physicochemical characteristics of a deep lake. Limnology and Oceanography, 48: 1432-1438.