水域の生物活性鉛直分布の測定

福島 武彦* 松 重 一 夫** 尾 崎 則 篤***
藤 岡 那津子† 金 澤 真 文††

Measurement of Vertical Distribution of Biological Activity in Aquatic Systems

Takehiko FUKUSHIMA*, Kazuo MATSUSHIGE**, Noriatsu OZAKI***
Natsuko FUJIOKA† and Masafumi KANAZAWA††

* Institute of Geoscience, University of Tsukuba, Tennoudai 1-1-1, Tsukuba 305-8571, Japan

** National Institute for Environmental Studied, Onogawa 16-2, Tsukuba 305-0053, Japan

*** Graduate School of Engineering, Hiroshima University, Kagamiyama 1-4-1, Higashi-hiroshima 739-8527, Japan

† Nara Prefecture, Noborioji-cho 30, Nara 630-8501, Japan

†† Hyogo Prefecture, Yamate-dori 5-10-1, Cyuo-ku, Kobe 650-8567, Japan

Abstract

At the center of Lake Kasumigaura, water temperature, DO, pH, and chlorophyll *a* were measured at 6 different depths at 24-minute intervals for four 1-week periods. Using the models for vertical mixing and air-water exchange, the vertical distribution of biological changes in the lake water was estimated quasi-continuously, although the estimation was difficult when the decay of stratification occurred. Simultaneous measurements of DO and pH demonstrated the accuracy of the estimated biological activities. This system shows potential for field measurements of biological activities, e. g., primary productivity and respiration in the columns of aquatic systems.

Key words : vertical distribution of biological activity, continuous measurement, DO, pH

1. はじめに

様々な環境改変, 地球温暖化, 毒性物質などが水界生態系に及ぼす影響については, 社会的に大きく注目されているにもかかわらず, いまだ不明な点が多い。こうした影響や対策の効果を定量的に評価する技術として, 生態系の活性を簡易に, 定量的に測定することができる手法の確立が望まれている。

従来, 水域での生物生産, 消費の大きさは, 水域にボトルを吊し, 期間前後での溶存酸素 (DO) や無機態炭素濃度 (DIC) の変化を測定することから推測されてきた (ボトル法)¹⁾。しかし, この方法では, 1) 時間的にも空間的にも短期の, 離散的な観測値しか得られない (時間的に, 空間的に密に, 長期の測定を行おうとすると極めて膨大な労力が必要となる), 2) ボトル効果によりアーティファクトが生じる (ボトル壁の影響, 混合の差, など) といった問題点を有していて, 水域での生物活性を時間的, 空間的に連続に測定することは出来ない。一方, 水中に吊した DO, pH などのセンサー出力結果から生物活性を時間的に連続測定する方法があり, フリーウォー

ター法と呼ばれているが, 大気との交換, 鉛直拡散を正確に見積もる必要がある。このため, 水質の鉛直差が発生しないような系²⁻⁵⁾やそうした差を無視して生物活性の連続測定⁶⁾が行われてきた。なお, ボトル法とフリーウォーター法を組み合わせ, 一片20cmの明箱, 暗箱中の水を定期的に交換し, 箱中の水の DO, pH を連続測定する方法もあるが⁷⁾, やはり鉛直特性の評価は行えない。

本研究は, 水中に吊した DO, pH, 水温などのセンサーを定期的に上げ下げし, 多くの水深での DO や DIC (アルカリ度と pH から計算) の経時変化を疑似的に連続測定する装置を開発し, 湖沼のような水域で利用可能かどうかを調べることを目的とした。すなわち, 1) 上下させる装置の安定性, ならびに固定型システムとの精度比較, 2) 流れが変動する場合の大気交換, 鉛直拡散の補正方法, 3) 生物活性の評価方法, を報告し, 議論する。

2. 方 法

2.1 測定システム

水質測定にはゾンデ YSI-Model6600を用いた。水温 (サーミスター; 分解能0.01°C), 深度 (圧力式; 1 mm),

* 筑波大学地球科学系 〒305-8571 つくば市天王台1-1-1

** 国立環境研究所 〒305-0053 つくば市小野川18-2

*** 広島大学大学院工学研究科 〒739-8527 東広島市鏡山1-4-1

† 奈良県 〒630-8501 奈良市登大路町30

†† 兵庫県 〒650-8567 神戸市中央区山手通5-10-1

DO(クラーク型ポーラログラフ電極; $0.01\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), pH(ガラス複合電極; 0.01), クロロフィル *a* (蛍光式; $0.1\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$), 電気伝導度のセンサー(温度補正回路組み込み式電極; $1\text{ }\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)を有し, また測定データを内部のデータロガーに内蔵できるものである。そのゾンデの昇降装置は糸の巻き上げ装置と糸, ゾンデ回転防止用のガイド(4 mの2本のチューブを平行に測定区間に設置し, それらをゾンデの腹に固定した2つのパイプの中にそれぞれ通すことでゾンデの回転をなくし, また流されないようにしたもの), ならびに昇降を制御するコンピュータ, 電源で構成されている。なお, 糸の巻き上げ, 巻き下ろしのカウント数を数えるシリアルリンクボックスをパソコンが制御することで, 指定の時間に, 指定の位置にゾンデを上下させることが可能なシステムである。本観測では, 最浅水深を60cm前後, 最深水深を4 m前後とし, その間を等間隔に分割するよう, 全6水深で測定を行うようプログラムを設定した。なお, 測定の時間間隔, 繰り返しに関しては3.1に示すような検討を行い, 決定した。

測定前にセンサーの校正を行った。また, 測定前後に数水深で採水した水の分析を行って, 測定値のキャリブレーションをするとともに, アルカリ度を測定した。水の分析方法は既報^{3,5,7)}と同じである。また, 無機炭素(DIC)濃度はpHとアルカリ度から算出した²⁾。また, 気温, 風向・風速, 日射量, 水位, 大気圧は, 2.2に示す湖心観測所と同じく霞ヶ浦湖心域にある国立環境研究所の湖上モニターの測定値⁸⁾を用いた。

なお, 3.1と3.2では測定方式の検討, 固定型システムとの比較を行うが, 個別の実験, 観測方法はそれぞれの節で示す。

2.2 測定場所と期間

霞ヶ浦の湖心にある国土交通省霞ヶ浦工事事務所霞ヶ浦湖心観測所に, 上述のシステムを設置して測定を行った。2001年8月(8月27日—9月3日), 9月(9月18日—25日), 10月(10月26日—11月7日), 2002年1月(1月11日—21日)に, それぞれで約1週間にわたり連続測定を行った。以降, それぞれ8, 9, 11, 1月調査と呼ぶ。電源には自動車用12Vバッテリーを10個程度用いた。しかし, 電源の供給, ゾンデ昇降用の糸の切断など問題によりゾンデが上下しなくなる事態も発生したので, 本論文では正常に上下した期間のデータの解析結果のみを示す(8月: 6日間, 9月: 2日間, 11月: 4日間, 1月1日間)。

3. 結果と考察

3.1 測定の安定性から見た測定方式の検討

(1) 水深

どの測定期間中とも水位変化は小さかったが(8月の観測で最大3 cmの変化), 水深観測結果には約10cmの変化が見られる場合があった。そこで大気圧の補正を行った結果, 補正水深の変化は1 cm程度となり, ゾンデの昇降装置が指定通りに稼動したことが確認された。このため, 以下の解析では一定水位, 固定水深での観測結果として取り扱う。

(2) 測定間隔

ゾンデが移動することから, センサーの反応の遅れや

Fig. 1 Change in depth and DO, (1) during mixing condition (moderately strong wind).

Fig. 1 (2) during calm condition (negligible wind).

水界の攪拌による誤差が懸念される。予備実験として, 国立環境研究所屋外実験池において, 3水深でそれぞれ2分間隔, 各3回の測定を行った。すなわち, 各水深に6分留まり, その間, 1, 3, 5分に値を読み, データロガーに記録し, 次の水深に移動するように設定した。

Fig. 1には, 風が比較的に強く($5\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 前後)水界がよく混合している期間と, 風が弱く($1\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 以下)鉛直分布が観察される期間の測定結果を示す。前者の場合(Fig. 1(1)), もともと水質の水深差は少なく, 水質は時間的に変化しているの, ゾンデの測定結果はほぼ滑らかに推移している。これに対して後者では(Fig. 1(2)), 移動後の1分目と3, 5分目ではかなり値が異なることがわかる。時間的な推移からみても, 1分目の測定値はその前の測定値の影響を受けているようである。この原因はセンサーの反応の遅れ, ゾンデの移動に伴う水界の移動, あるいは混合ではないかと考えられる。このため本実験は, 6水深で各水深にそれぞれ4分留まり, その1, 3分目に測定を行い, その内3分目のデータを解析に供することとした。

3.2 固定型システムとの比較

3.1に示したような測定の安定性の観点では, 各水深にゾンデを固定するシステムの方が優位である。しかし, 以下に示すようなゾンデセンサーの長期安定性の問題があるので, そうした観点を加味して移動型と固定型のシステムを比較する必要がある。

ゾンデセンサーの安定性を調べるために, 容器に純水(Milli-Q. TOC)を入れ, エアバブリングしながら暗恒温室に置き, 10分間隔で約1週間にわたりセンサー出力を計測した。すなわち, 水温, DO, pH等を一定に保ったときのセンサーの安定性を調べた。センサーには1時間以内の短期変動, 1日程度の中期変動, 1週間程度の長期変動, すなわちトレンドが存在した(Fig. 2)。それぞれ, センサーの短, 中, 長期的な安定性と関係していると考えられるが, 中期変動に関しては恒温室内でも外界の1日変動を消しきれず, その影響が出た可能性もある(すなわち, その場合は濃度変化が実際に存在したことに

Fig. 2 Variations in water temperature, DO and pH when the sonde was put in air-saturated Milli-Q water placed in a dark and thermostatic chamber.

なり、以下の中期変動の大きさは過大評価となっている)。それぞれの大きさは、短期変動は3個の測定値の移動平均値と測定値との差の標準偏差として、中期変動は1日の移動平均値と測定値との差の標準偏差として、長期変動は測定期間中での初期値からの最大のずれとして求めた。後述するように、長期、中期、短期の順に、特に長期で大きいことがわかる。

ここでは、生物活性を測定することを目的としているので、一日の濃度変化の大きさや、物理的な混合の大きさを補正するため鉛直方向の濃度差（詳細は次節）の測定精度が重要である。そうした観点から、1台のゾンデを昇降させるシステムと複数のゾンデを固定するシステムでは測定誤差に関わる要因をTable 1(1)のように整理できる。すなわち、1日の濃度変化の精度はともに中期変動の大きさで推測できるが、鉛直方向の濃度差に関しては1台システムでは短期変動であるのに対して、複数台システムでは値のキャリブレーションの関係で長期変動の大きさとなる。1台システムでは鉛直濃度差を精度よく測定出来るのが大きな利点である。この結果、Table 1(2)に示すように測定精度が推定されるが、鉛直濃度差の精度は、1台システムでは複数台システムと比べDOで17倍、pHで76倍もよいことがわかる。なお、pHではセンサーの初期変動が大きいので、その部分を除いて長期変動の大きさを推定すると（3日目以降の最大値と最小値の差）0.12と若干小さくなるが、やはり短期変動の46倍であり、1台システムの優位性が示される。

3.3 観測結果、大気交換、鉛直拡散の補正方法

(1) 観測結果

水温、DO、pHともに昼間高く、夜低いパターンを繰り返している（Fig. 3と後述のFig. 6）。風の強い日には全水深で水質差は小さいが、風の弱い日には水深間の水質差が大きい。

(2) 大気交換、鉛直拡散の補正

水平方向の濃度差が無視できるとすると、DOやDICの濃度変化は下記のような生成・消失項のある鉛直拡散方程式で記述される。

$$\partial C / \partial t = \partial (K_z \partial C / \partial z) / \partial z + F_{biol} \quad (1)$$

ここに C は水質濃度、 t は時間、 z は鉛直下向きの座標軸、 K_z は鉛直拡散係数、 F_{biol} は光合成や呼吸といった生物現象による濃度変化、である。

Table 1(1) Main causes of the errors.

	One-sonde system	Plural-sonde system
Diurnal difference	M	M
Vertical difference	S	L

S: Variation in a short-term time scale, M: Variation in a middle-term time scale, L: Variation in a long-term time scale

Table 1(2) Estimated error magnitudes for DO and pH by one-sonde system and plural-sonde system.

		one sonde	plural sondes
DO (μM)	Diurnal	± 0.557	± 0.557
	Vertical	± 0.296	± 5.0
pH (10^{-9})	Diurnal	± 20.4	± 20.4
	Vertical	± 2.63	± 200

Fig. 3 Changes in water temperature, DO and DIC at 6 depths at the center of Lake Kasumigaura during the period from Aug. 27 to Sept. 3, 2001. D1: 0.64m, D2: 1.30m, D3: 1.96m, D4: 2.62m, D5: 3.28m, D6: 3.94m.

式(1)をある水深範囲で積分すれば、その範囲での生物活動によるDO、DIC変化の大きさが推定できる。ここでは、ゾンデの留まる水深間の中間の位置の範囲（層と呼ぶ。上から順に1から6層）で積分を行い、層内では C が一定とする。なお、1層は水表面までを考えるが、6層は2～5層と同じ厚さとする（例えば8月の測定では1層は0～97cm、2層は97～163cm、3層は163～229cm、4層は229～295cm、5層は295～361cm、6層は361～427cm）。さらにこの時、濃度勾配、 K_z 、ならびに水表面、底面でのフラックスを与えられなければならない。まず、濃度勾配は濃度差を水深差で割って求める。水表面のフラックスは福島ら²⁾で用いたのと同じように、飽和濃度と水中濃度の差にガス拡散係数を乗じたものとし、ガス拡散係数は風速の関数とする。DICではChemical Enhancement効果を補正したものを用いる。また、底面でのフラックスはゼロと近似する。

最後に、鉛直拡散係数は以下のように与えた。すなわち、鉛直成層場での鉛直拡散係数 K_z はリチャードソン数 Ri を用いて次のようにモデル化される^{9,10)}。

$$K_z = K_{z0} \cdot f(Ri) \quad (2)$$

$$f(Ri) = (1 + \alpha Ri^\gamma)^{-\beta} \quad (3)$$

$$Ri = \frac{g(\partial\rho/\partial z)/\rho}{(\partial u/\partial z)^2} \quad (4)$$

$$K_{z0} = l^2 |du/dz| = l\sqrt{\tau/\rho} \quad (5)$$

$$l = \kappa z(1 - z/h)B_z \quad (6)$$

$$\tau = \rho_a C_f W^2 \quad (7)$$

ここに、 K_{z0} は密度差のない時の鉛直拡散係数、 α 、 β 、 γ は常数(それぞれ50, 1, 1とした⁹⁾)、 g は重力加速度、 ρ は水の密度、 u は水平流速、 l は混合長、 τ は風のせん断力、 κ はカルマン常数、 h は水深、 B_z は補正係数(ここでは1とする)、 ρ_a は空気密度、 W は水面上10mでの風速である。 K_{z0} は吹送流場での渦動粘性係数を推定する理論から与え、応力としては風応力を、混合長は固定、自由境界からの距離に比例するとして与えた。 C_f は水面の粗滑などにより変化するが、 $W=0\sim10\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ で一般的に使われている0.001を用いた。

以上の式(2)~(7)を用いれば、鉛直拡散効果を定量化することが可能で、その結果、式(1)から生物現象による変化を計算可能である(モデル1)。しかし、成層化した場合には問題がないものの、成層化していない場合、すなわち鉛直混合が激しく水質が均一化している場合には鉛直拡散係数が大きくなり、水質勾配のわずかな見積り違いによっても拡散項が大きくなりすぎ、生物現象による変化量が極めて不安定となってしまう。このため、大気交換による影響が全水深均一に生じるとして、生物現象による変化を計算する方式を考えた(モデル2)。そして、成層している場合はモデル1を、成層していない場合はモデル2を用いる方式をモデル3とした。成層しているかどうかの判定には水温分布を用いることとし、い

Fig. 4 Changes in biological activity at D1 and D6 applying Model 3 to the data shown in Fig. 3.

Fig. 5 Biological change calculated on the basis of DO change vs. concentration difference of DO at D1 during the period Aug. 27 to Sept. 3.

くつかの検討の結果、「最上層と最下層の水温差が 0.02°C 以上かどうか」で判断することにした。

Fig. 4 には、8月の測定結果に対してモデル3を適用して得られた生物現象による変動(最上層と最下層のみ)を示す。DOとDICの変動は極めて相関性が高いことが分かる(正負を逆にして表示。3.4で解析)。成層していない期間、また成層していても水深の浅い層ではなだらかに変化していて、生物現象による変化を再現しているように見えるが、成層時の深い層では正、負の変動がかなり激しい。特に、成層が破壊される昼過ぎ頃の変動は、鉛直混合の見積り誤差の影響を受けているものと考えられる。なお、Fig. 5には濃度変化と生物現象による変化の大きさを比較したものであるが(式(1)の左辺と右辺第2項の比較)、濃度変化が小さい時間帯を除くと両者はほぼ比例関係にあり、一般的には大気交換の影響は大きくはないことがわかる。

同様に、モデル3を9、11、1月のデータに当てはめたが(11月の観測結果をFig. 6に示す)、8月の結果と同じく、成層破壊時の下層で生物現象による変動が激しいという結果となった。そこで、成層破壊時には全水深で均一な生物現象がある、とするモデル4を作成し、当てはめた(Fig. 7)。当然のことながら、11月の結果では破壊時の変動が押さえられていて、生物現象をよりの確に

Fig. 6 Changes in water temperature, DO and DIC at 6 depths at the center of Lake Kasumigaura during the period from Nov. 1 to Nov. 5, 2001.

Fig. 7 Changes in biological activity at D1 and D6 applying Model 3 to the data shown in Fig. 6.

Table 2 Percentage of inappropriate MQ (%).

	Raw data			elimination within -0.001 to 0.001		elimination within -0.002 to 0.002	
	MQ<0.5	MQ>2.0	total	eliminated	MQ<0.5 or MQ>2.0	eliminated	MQ<0.5 or MQ>2.0
D1	7.0	4.8	11.9	12.1	4.8	28.1	1.9
D2	2.4	4.8	7.3	9.9	1.9	28.6	0.2
D3	3.9	3.6	7.5	11.6	2.9	28.8	1.7
D4	4.6	5.6	10.2	15.7	2.2	33.9	0.7
D5	4.6	5.6	10.2	16.5	2.9	35.8	1.5
D6	7.3	7.0	14.3	17.4	3.4	38.5	1.2

再現しているのではないかと考えられる。なお、モデル 4 を 8 月のデータに当てはめたが、成層破壊時にはすべての層で生物現象による変化が負となるような結果となった。この時、成層は 4 m よりも深く形成されていて、この期間すなわち、成層破壊が 4 m 以下の層にも及ぶ期間では、今回の計測の最下層 4 m より上の層すべてで DO が減少し、DIC が増加する結果となった。すなわち、混合により濃度変化が急激に起こっている層の観測を行っていないので、そうした期間の生物現象による変化を推測するのは難しい。9, 11, 1 月では成層が表層部にのみ生じたので、4 m までの観測でも生物現象の推定が可能であったものと考えられる。以上から、観測システムの設置にあたっては、生物現象の影響の深さに加えて、成層の深さに注意すべきことがわかる。

3.4 生物活性の評価

(1) MQ

MQ は生物現象による DIC 変化に対する DO 変化の比である^{2,3,5)}。光合成の際の窒素源、生成有機物、分解の際の生成物、酸素条件が影響していると考えられている。ここでは、その比が 1 から大きく隔たらないことを利用してモニタリングへの活用法を考える。

3.3 のモデルを用いて推定された生物現象による DO, DIC 変化量をもとに MQ を計算すると、0.5 以下や 2 以上と一般的な状態では予想されない値が得られる場合があり、全観測値の 10% 程度を占めた (Table 2)。これは、現実にもそのような比の反応が生じているという可能性があるものの、両者の値が小さいことによるばらつきや鉛直混合の評価誤差などにより生じた可能性が大きい。そこで、生物現象による DO と DIC の変化 (絶対値) のいずれかがある値より小さい場合には MQ の計算を行わないとして、MQ が 0.5 以上、2 以上となる割合を計算した (Table 2)。閾値を $0.001\text{mM}\cdot\text{h}^{-1}$ 、 $0.002\text{mM}\cdot\text{h}^{-1}$ とすると、それぞれ 10~17%、28~38% が削除されることになるが、MQ が 0.5~2 の範囲外となるのはそれぞれ 2~5%、0~2% と極めて少なくなる。また、MQ の平均値は既往の報告値^{11,12)}に近い 1.06~1.15 の範囲に入る (Table 3)。その時間変化もかなり滑らかとなるので (閾値 0.001 , $0.002\text{mM}\cdot\text{h}^{-1}$ の例を示す; Fig. 8), このような配慮をしながら MQ の算定を行うことから、モニタリング結果ならびに解析の適切さを評価できるものと考えられる。なお、生物現象では DO と DIC 変化はカップリングしていて、その比である MQ の短時間での急激な変化は起こり得ないので、MQ の滑らかな変化を期待した。

(2) 水界全体での光合成量、呼吸量

得られた生物現象による DO, DIC 変化と物理量との関係を調べた。光合成量は以下のように表現されることが多いので¹³⁾,

Table 3 MQ. Mean $\pm$ standard deviation (number of data for calculation, number of data excluded for MQ<0.5 or MQ>2). elimination limit = 0.001mM h^{-1} .

	Daytime	Nighttime
D1	1.145 ± 0.142 (92, 4)	1.115 ± 0.141 (108, 0)
D2	1.066 ± 0.207 (92, 3)	1.106 ± 0.153 (109, 0)
D3	1.113 ± 0.240 (88, 3)	1.105 ± 0.154 (109, 0)
D4	1.037 ± 0.240 (85, 1)	1.118 ± 0.179 (109, 0)
D5	1.192 ± 0.301 (70, 6)	1.104 ± 0.179 (110, 0)
D6	1.160 ± 0.278 (66, 7)	1.103 ± 0.160 (106, 0)

Fig. 8 Change in MQ of the data shown in Fig. 3 at D1. open circle: elimination limit = 0.001mM h^{-1} , solid circle: elimination limit = 0.002mM h^{-1} . The four negative data (open circle) were removed.

Fig. 9 Irradiation vs. production of the whole depth. Each plot corresponds to each morning (from dawn to noon).

$$P = P_0 \cdot f(I) \cdot Chla \quad (8)$$

$$f(I) = I(z, t) / I_0 \quad (9)$$

$$I(z, t) = I(t) \exp(-\varepsilon z) \quad (10)$$

$$\varepsilon = 0.2 \times Chla + 1.1 \quad (11)$$

水深ごとの光とクロロフィル *a* 濃度の積の全水深積分値と光合成量の全水深積分値との関係を見た (Fig. 9)。

$$\int_{t_1}^{t_2} \int_0^{z_{max}} P dz dt = (P_0 / I_0) \int_{t_1}^{t_2} \int_0^h Chla \cdot I(t) \exp(-\varepsilon z) dz dt \quad (12)$$

ここに、 P は光合成速度、 P_0 はクロロフィル *a* 当たり、

光量が I_0 の光合成速度, $I(z, t)$ は水深 z , 時間 t での光量, $I(t)$ は水面での光量, I_0 は基準光量, ε は光消散係数(式(1))での単位は $Chla: \mu g \cdot l^{-1}$, $\varepsilon: m^{-1}$, $Chla$ はクロロフィル a 濃度, t_1 と t_2 は測定開始と終了時間である。

生物現象による変化は光合成速度に呼吸速度が加味されているので, 光合成量は水深ごとに生物現象変化に前夜の呼吸速度(後述)を足し, 全水深で積分した。また, 前節に示したように, 午後になると成層の効果による誤差が入る可能性があるため, ここでは午前中の平均値を求めた。Fig. 9 から, 8 月には光量と光合成量の間に有意な相関があること, すなわち, 式(12)の関係が大まかに成立しているため, 光合成が光律速になっていると推測される。これに対して, その他の期間では同じ光量でも光合成量が少なく, (P_0/I_0) の部分が季節的に変化している。また, 11 月の測定期間中では両者に正の相関が見られないことから, 光合成が光以外の要因で変化しているのではないかと推測される。

次に, 夜間(18時~4時)における生物現象による DO 減少速度から呼吸速度を推測し, それをクロロフィル a 濃度で除したものと水温との関係を見たのが Fig. 10 である。両者はかなり高い相関係数を有することがわかる。また, 多くの文献で示されるように¹³⁾, 10°C の上昇で 1.5~2 倍の増加となっている。以上から, 本論文で提案した手法を用いれば, 湖内での全水深にわたる生物活動を定量化しようといえる。

4. おわりに

浅い, 富栄養化した水域において, 水質測定センサーとその記憶装置を昇降装置に取り付けることから, 以下のことを明らかにした。

- 1) 水質の鉛直分布, 時間変化を連続的に, 精度よく観測可能である。
- 2) 1) の結果に鉛直混合, 大気拡散を表現するモデルを組み合わせて, 水中の生物現象による変化を空間, 時間的に連続して定量化することが可能である。
- 3) 観測システムの設置にあたっては, 生物現象の影響する深さに加えて, 成層の深さにも注意しなければならない。
- 4) DO, DIC 両方の変化を同時に測定することからモニタリングの正確性を検証する。
- 5) 光合成, 呼吸などのモデル化に必要な資料を現場で測定可能である。

なお, 今回の霞ヶ浦での観測では, 昇降装置に問題が発生し, 当初予定していた期間すべてでの測定が 8 月を除いて行えなかった。これは, 今回作成した昇降システムの問題であり, その部分の改良を図れば, 固定型システムと比べより精度が高く, 情報量に富むデータの取得が可能と考えている。

謝 辞

システムを設置させて頂いた国土交通省霞ヶ浦工事事

Fig. 10 Water temperature vs. respiration rate divided by chlorophyll a measured during night.

務所に記して感謝の意を表す。なお, 本研究は平成12—14年度文部科学省科研費(基盤研究(B)(2))の援助を受けて行われた。

(原稿受付 2002年6月12日)

(原稿受理 2002年8月23日)

参 考 文 献

- 1) 例えば半田暢彦, 金成誠一, 井内美郎, 沖野外輝夫(1987) 湖沼調査法, 215pp, 古今書院, 東京。
- 2) 福島武彦, 松重和夫, Weisburd, R. S. J. (1995) DO, pH の連続測定による気液ガス交換, 光合成, 呼吸速度の推定方法について, 水環境学会誌, 18, 279-289。
- 3) 福島武彦, 松重一夫, Weisburd, R. S. J., 秦美和子, 細見正明(1995) DO, pH の連続測定結果をもとにした実験池の物質循環, 生物代謝特性の評価, 水環境学会誌, 18, 775-765。
- 4) 福島武彦, 松重一夫, 相崎守弘, 朴哲済, R. H. Goma, 孔東壽(1995) 魚の水質, 物質循環に及ぼす影響に関する実験的研究, 水環境学会誌, 18, 883-893。
- 5) Fukushima, T., Matsushige, K. and Weisburd, R. S. J. (2000) Characteristics of nighttime respiration in outdoor mesocosms. *Limnology*, 1, 159-170。
- 6) 天野耕二, 福島武彦, 松重一夫(1998) 湖沼における DO と pH の連続モニタリング結果を用いた物質循環, 生物代謝特性の評価方法, 水環境学会誌, 21, 112-118。
- 7) Deb, S. C., Matsushige, K., Fukushima, T., Ikei, M. and Ozaki, N. (1999) In situ measurement of productivity and respiration in aquatic systems by a new box incubation method. *Hydrobiologia*, 394, 129-144。
- 8) <http://www.nies.go.jp>
- 9) Deadroff, J. W. (1967) Empirical dependence of the eddy coefficient for heat upon stability above the lowest 50m. *J. Applied Meteorology*, 6, 631-643。
- 10) 福島武彦(1984) 浅い湖沼の水質変化特性と水質管理方法に関する研究。東京大学博士論文, 164pp。
- 11) Williams, P. J. leB and Robertson, J. E. (1991) Overall planktonic oxygen and carbon dioxide metabolisms: the problem of reconciling observations and calculations of photosynthetic quotients. *J. Plankton Res.*, 13, 153-169。
- 12) Laws, E. A. (1991) Photosynthetic quotients, new production and net community production in the open ocean. *Deep-Sea Res.*, 38, 143-167。
- 13) 松岡譲(1984) 霞ヶ浦の富栄養化モデル, 国立公害研究所報告, 54, 53-242。