

小野川湖における嫌気層の広がり

佐藤泰哲、會澤公平、佐藤健、齋藤昭二

はじめに

酸素は、湖の好気層における、有機物分解の最終電子受容体である。しかし、生産性の高い湖では、深水層への有機物負荷が大きく、夏季停滞期に、深水層中の酸素はしばしば枯渇し、嫌気層が形成される。すると、硝酸塩、 Mn^{4+} 、 Fe^{3+} 、硫酸塩、有機物自身のような酸素以外の物質が順次最終的電子受容体となり、嫌氣的有機物分解が進行する (Wetzel 2001)。

この嫌氣的有機物分解にともない、嫌気層に特有の様々な現象が現れる。アンモニアの蓄積もその一つで、有機物分解で生成したアンモニアは、好氣的環境では硝化され硝酸塩と成るが、嫌気層では硝化が進行せず蓄積する。Satoh 等 (2002) は、深水層のアンモニア蓄積量を制御するのは、嫌気層の発達程度であることを示した。

植物プランクトンによる一次生産は、光、水温、pH 等さまざまな因子により制限されるが、しばしば環境中の栄養塩によっても制限される。栄養塩の中でも、窒素とリンが制限栄養塩になりやすいが、中でも、湖沼ではしばしばリンが制限栄養塩となる (Goldman 1994、Wetzel 2001)。しかし、湖沼において、窒素も、場合によっては制限栄養塩となることが知られている (Goldman 1981、Canfield 1983、White et al. 1985、Priscu et al. 1989、Soto et al. 1993)。その窒素栄養塩の中では、室内実験でも現場でもアンモニアが最も植物プランクトンに好まれる栄養塩である (Syrett and Morris 1963、Conway 1977、McCarthy et al. 1977)。嫌氣的深水層に蓄積したアンモニアは、秋の湖水循環に伴い光合成層に運ばれ、一次生産を促進する。以上の観点から、嫌気層に蓄積するアンモニアは一次生産の観点から興味深い。

このように嫌氣的諸過程は、湖沼の物質代謝の中で重要なので、湖沼における嫌気層の広がりを明らかにすることは興味深い。しかし、それを明らかにした研究はほとんど知られていない。今回、小野川湖の嫌気層の広がりを明らかにしたので、ここに報告する。

方法

小野川湖(37° 40'N, 140° 06'E)は、1988年の磐梯山の噴火の際生じた、大規模な泥流による堰止湖である (図 1A)。標高は 794 m、最大水深 21 m、表面積は 1.4 m² である (Horie 1962)。栄養状態は中栄養と富栄養の境界と考えられている (Satoh et al. 1996)。試水は、最大深度近傍の定点より、2002年4月から12月まで、ほぼ4週間毎に6リットル・バンドン・採水器を用いて表面より2.5 m 間隔で採水した。それに加え1 m 水も採水した。化学分析用試水は、4リットルのポリエチレン瓶に入れ、そのポリエチレン瓶を断熱箱に入れて、湖畔の山形大学裏磐梯湖沼実験所に運んだ。同実験所にて、直ちに、予め加熱処理したワットマン GF/F グラスファイバー

フィルター(公称平均口径 0.7 μm)を用い、試水をろ過した。ろ過後、ろ液を直ちに凍結し、山形大学へ持ち帰り、分析まで凍結保存した。アンモニアは Solórzano (1969)の方法で分析した。溶存酸素定量にはウインクラー法、水温測定にはサーミスター水温計を用いた。

嫌気層の広がり、2002年9月10日、11日に観測点2から11で検証した(図1B)。国土地理院の地形図により、湖の北東と南西の浅い部分は調査から除外した。各観測点における嫌気層出現深度はウインクラー法を用いて明らかにした。様々な深度から試水した採水に、ウインクラー法を適用し、ウインクラー法で生成した沈殿を、ポット上で塩酸を加え溶解しでんぷん溶液を加え、ヨウ素でん粉反応を示すか示さないかで好気、嫌気を判断した。

嫌気層の面積と体積を計算するため、湖の詳細な湖盆図が必要であるが、利用可能な湖盆図はない。そこで、図1Cに示した20本の航路に従い、超音波測深をし、主湖盆の湖盆図を作成した(図1D)。嫌気層の面積は、湖盆図に嫌気層を覆う表面を記入し、上質紙にコピーし、それを切り抜き秤量した。この値を、既知の面積を切り出し秤量した値に対し検量し求めた。3回繰り返して測定した測定制度は $\pm 0.4\%$ であった。嫌気層の体積はWetzel (2001)により求めた。

結果

成層は6月に始まり、8月に最も発達し、9月まで続いた。部分循環が10月に始まり、11月に完全循環した(図2)。成層の発達に伴い、深水層の溶存酸素は顕著に減少し、8月には嫌気層が出現した。嫌気層の広がりを調査した9月には、嫌気層が最も発達していた(図3)。深水層のアンモニアは、溶存酸素減少と共に増加した(図4)。アンモニアは、10月最下層で年間の最大値 $92 \mu\text{mol l}^{-1}$ に達した。しかし、この時、湖水の分部循環により、 $3 \mu\text{mol l}^{-1}$ の等濃度線は、9月に比べ3 m 下降しており、アンモニア蓄積層の厚さは嫌気層の広がりを調査した9月に最大であった(図4)。

嫌気層の広がりを調査した9月、嫌気層の上限の深さは観測点2の10 m から観測点6の12.5 m の範囲で、平均11.5 m であった(表1)。便宜上、本稿では、好気-嫌気境界層を11.5 m とした。すると、嫌気層を覆う表面積は 0.33 m^2 となる(図1E)。湖の全表面積は 1.6 m^2 であるから嫌気層を覆う面積は、全体の21%に相当する。Horie (1962)によると、湖の表面積は 1.4 m^2 であるが、我々の見積もりでは 1.6 m^2 であった。本稿では、我々の値を用いた。嫌気層の体積は $4.8 \times 10^{-4} \text{ m}^3$ で、全体積の4.3%であった(表2)。

アンモニア態窒素の現存量を計算するために、9月10日のアンモニアの垂直分布を基に(図5)、アンモニア濃度の加重平均値を求めた(表2)。各層のアンモニア現存量は、その層の水の体積に、その層のアンモニア濃度の加重平均値と、窒素の原子量14.0を掛けて求めた(表2)。湖全体のアンモニア態窒素は679 kg と計算され、そのうちの66%は、水深11.5 m 以浅の好気層に存在し、残り34%が嫌気層に存在した。全湖水体積の4.3%に過ぎない嫌気層に、全湖水中のアンモニア態窒素の1/3が

存在しており、アンモニアの動態に対する嫌気層の重要性が示された。

まとめ

嫌気層の一番発達する 9 月に、小野川湖の嫌気層の広がりアンモニアの分布を明らかにした。その結果、次の事項が明らかとなった。

- 1) 嫌気層を覆う面積は 0.33 m^2 で、全湖面積の 21%に相当した。
- 2) 嫌気層の体積は $4.8 \times 10^{-4} \text{ m}^3$ で、全体積の 4.3%であった。
- 3) 湖全体のアンモニア態窒素は 679 kg と見積もられた。
- 4) 全アンモニア態窒素の 66%は好気層に、残り 34%は嫌気層に存在した。
- 5) 全湖水体積の 4.3%に過ぎない嫌気層に、全湖水中のアンモニア態窒素の 1/3 が存在しており、アンモニアの動態に対する嫌気層の重要性が示された。

参考文献

Canfield DE (1983) Prediction of chlorophyll-a concentration in Florida lakes: the importance of phosphorus and nitrogen. *Water Res Bull* 19:255-262

Conway, H.L. (1977) Interaction of inorganic nitrogen in the uptake and assimilation by marine phytoplankton. *Mar. Bio.* 39: 221-232.

Goldman CR (1981) Lake Tahoe: two decades of change in a nitrogen deficient oligotrophic lake. *Verh Internat Verein Limnol* 21:45-70

Horie S (1962) Morphometric features and the classification of all of the lakes in Japan. *Mem Coll Sci Univ Kyoto (B)* 29:191-262

Horne A, Goldman CR (1994) *Limnology* (2nd ed). McGraw-Hill, New York

McCarthy JJ, Taylor WR, Taft JL (1977) Nitrogenous nutrition of the plankton in the Chesapeake Bay. I. Nutrient availability and phytoplankton preference. *Limnol Oceanogr* 22:996-1011

Priscu JC, Vincent WF, Howard-Williams C (1989) Inorganic nitrogen uptake and regeneration in perennially ice-covered Lakes Fryxell and Vanda, Antarctica. *J Plankton Res* 11:335-351

Satoh Y, Nakamura S, Katoh K, Sagisaka H (1996) Distribution of some physicochemical parameters and trophic status of Lake Onogawa. *Jpn J Limnol* 57:145-152

- Satoh Y, Ura H, Kimura T, Shiono M, Seo S-K (2002) Factors controlling hypolimnetic ammonia accumulation in a lake. *Limnology* 3:43-46
- Solórzano L (1969) Determination of ammonia in natural waters by the phenylhypochlorite method. *Limnol Oceanogr* 14:799-801
- Soto D, Campos H, Steffen W, Parra O, Zuniga L (1993) The Torres del Paine lake district (Chilean Patagonia): A case of potentially N-limited lakes and pools. *Arch Hydrobiol/suppl* 99:181-197.
- Syrett, P.J. and I. Morris (1963) The inhibition of nitrate assimilation by ammonia in *Chlorella*. *Biochim. Biophys. Acta* 67: 566-575.
- Wetzel RG (2001) *Limnology* (3rd ed). Academic Press, San Diego
- White E, Law E, Payne G, Pickmere S (1985) Nutrient demand and availability among planktonic communities – an attempt to assess nutrient limitation to plant growth in 12 central volcanic plateau lakes. *NZ J Mar Freshwater Res* 19:49-62

Table 1. Depth of the upper limit of the anoxic zone in m.

Stn.	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	Average
Depth	10.0	12.0	11.5	11.0	12.5	11.5	11.5	11.5	11.5	11.5	11.5

Table 2. Water volume in km³, a weighted average of ammonia concentration in $\mu\text{mol l}^{-1}$ and a standing stock of ammonia in each stratum of Lake Onogawa,

Stratum	Water volume		Ammonia concentration	Standing stock of ammonia nitrogen		
0 m – 8 m	9.0×10^{-3}	81%	0.89	8.0×10^3 mol	112 kg	16%
8 m – 11.5 m	1.7×10^{-3}	15%	14	2.4×10^4 mol	336 kg	50%
11.5 m – 12 m	1.6×10^{-4}	1.5%	25	4.0×10^3 mol	56 kg	8.2%
12 m – 14 m	2.8×10^{-4}	2.5%	34	9.5×10^3 mol	133 kg	20%
14 m – 16 m	3.4×10^{-5}	0.3%	48	1.6×10^3 mol	22 kg	3.2%
16 m – 18 m	9.1×10^{-6}	0.08%	89	8.1×10^2 mol	11 kg	1.6%
18 m – 18.3 m	3.9×10^{-7}	0.003%	164	6.4×10 mol	9 kg	1.3%
Whole lake	1.1×10^{-2}	100.4%	—	4.2×10^4 mol	679 kg	100.3%

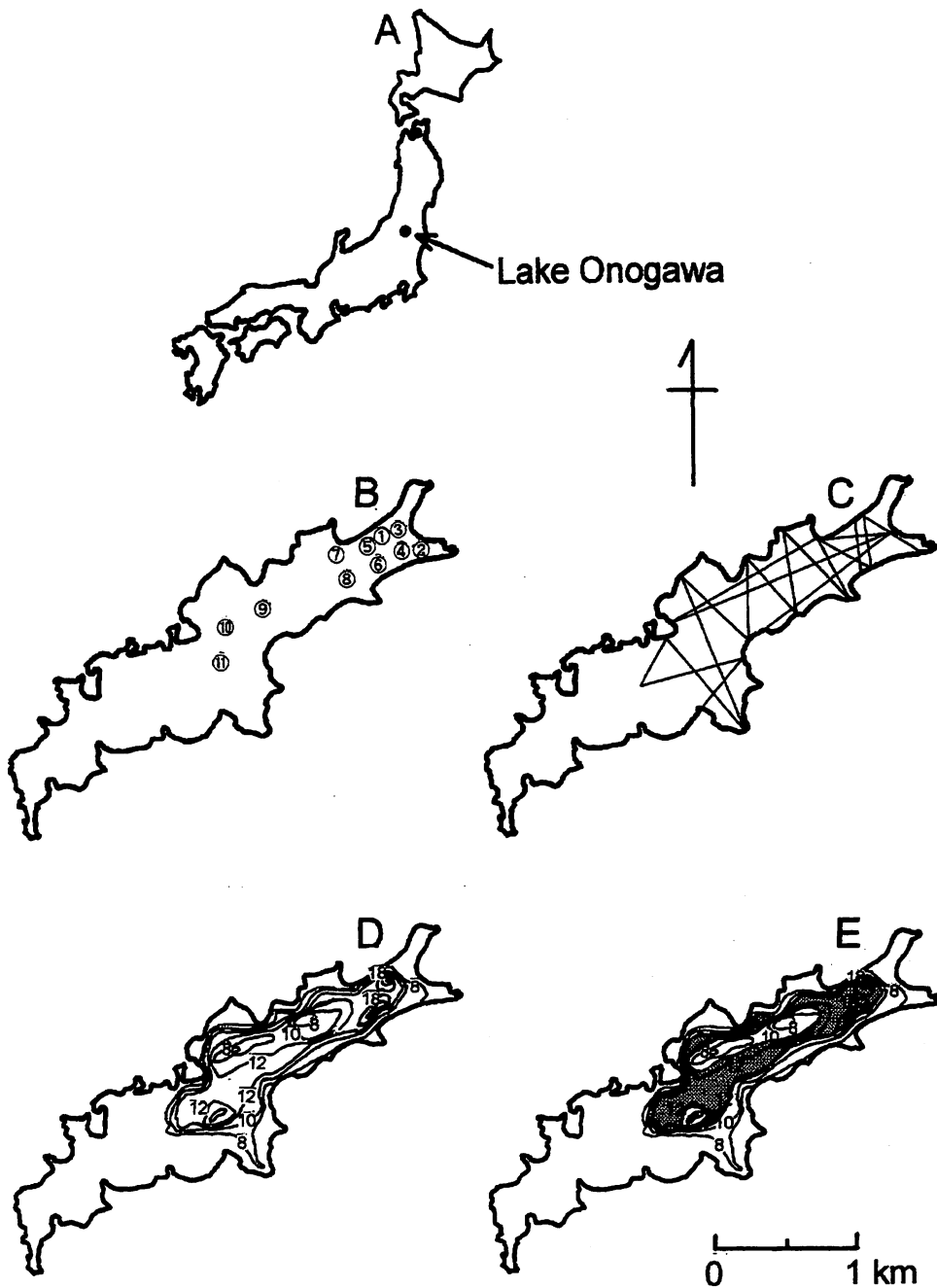


Fig. 1. Map showing A; location of Lake Onogawa in Japan, B; station locations in Lake Onogawa, C; tracks of ultrasonic soundings, D; bathymetric map of the main basin and E; extent of anoxic zone shown with shade. The isodepth lines in Fig. D are from 8 m to 18 m with a depth interval of 2 m.

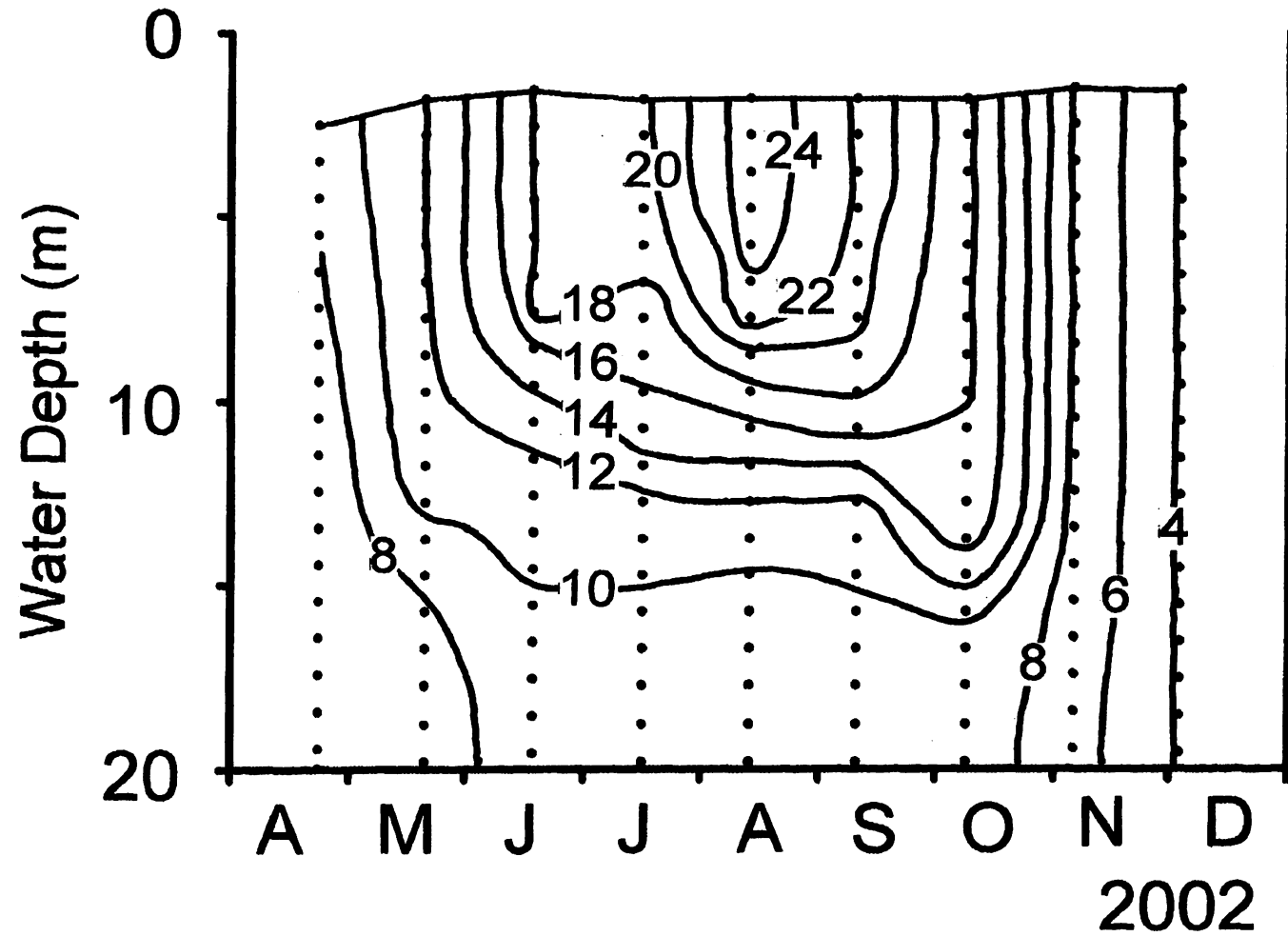


Fig. 2. Depth-time diagram of water temperature of Lake Onogawa in °C in 2002.

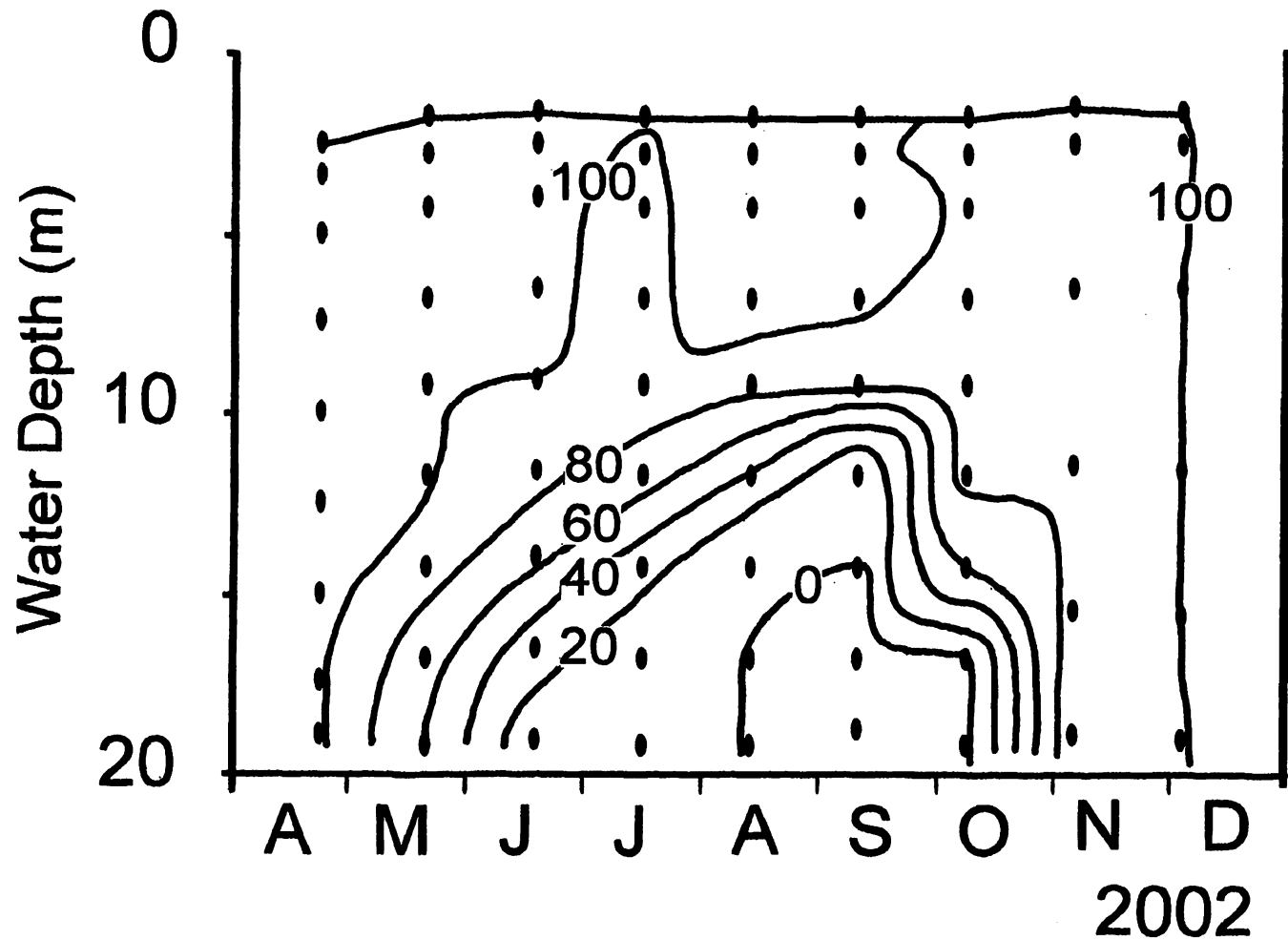


Fig. 3. Depth-time diagram of dissolved oxygen of Lake Onogawa in saturation % in 2002.

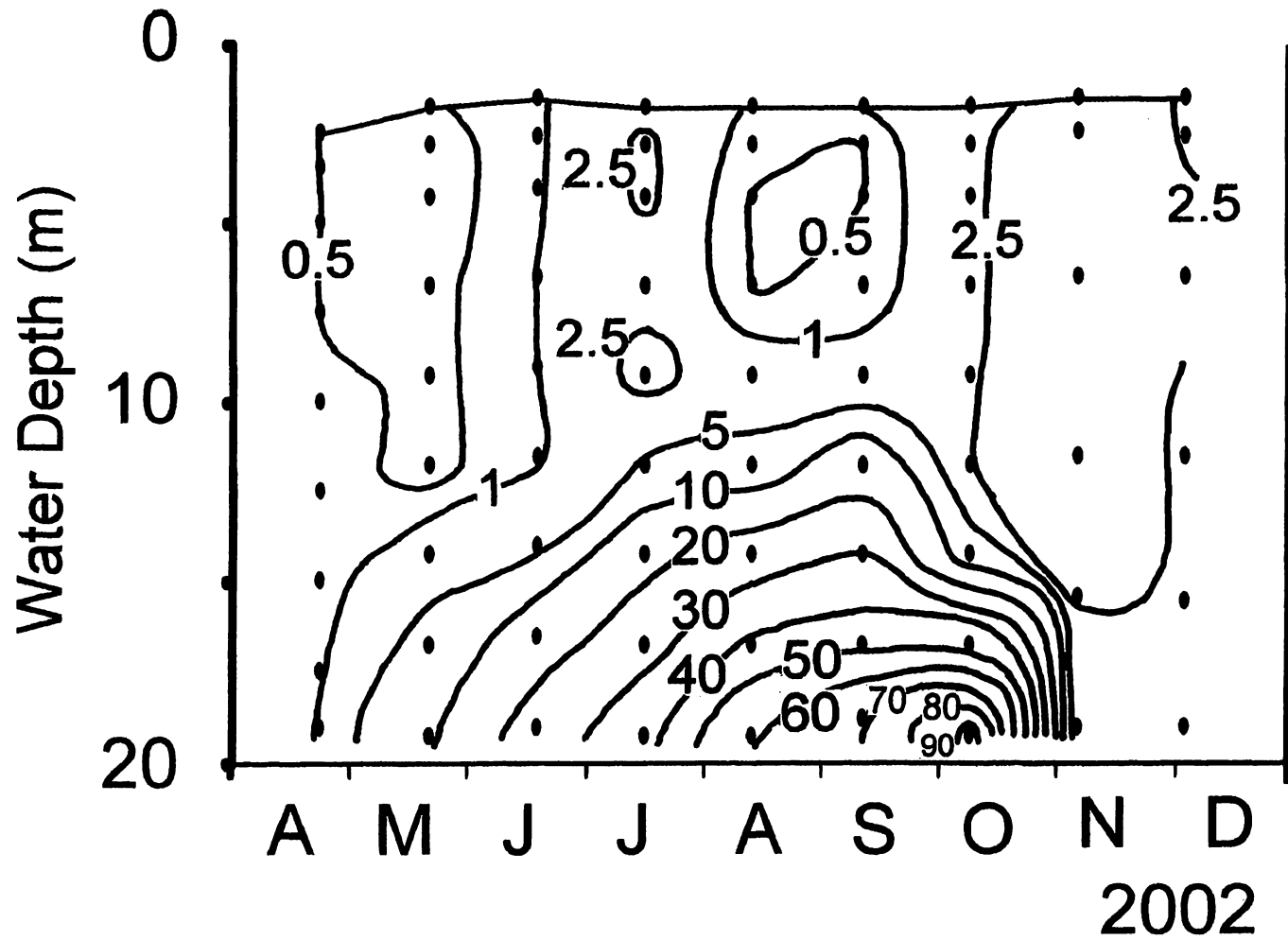


Fig. 4. Depth-time diagram of ammonia of Lake Onogawa in $\mu\text{mol l}^{-1}$ in 2002.

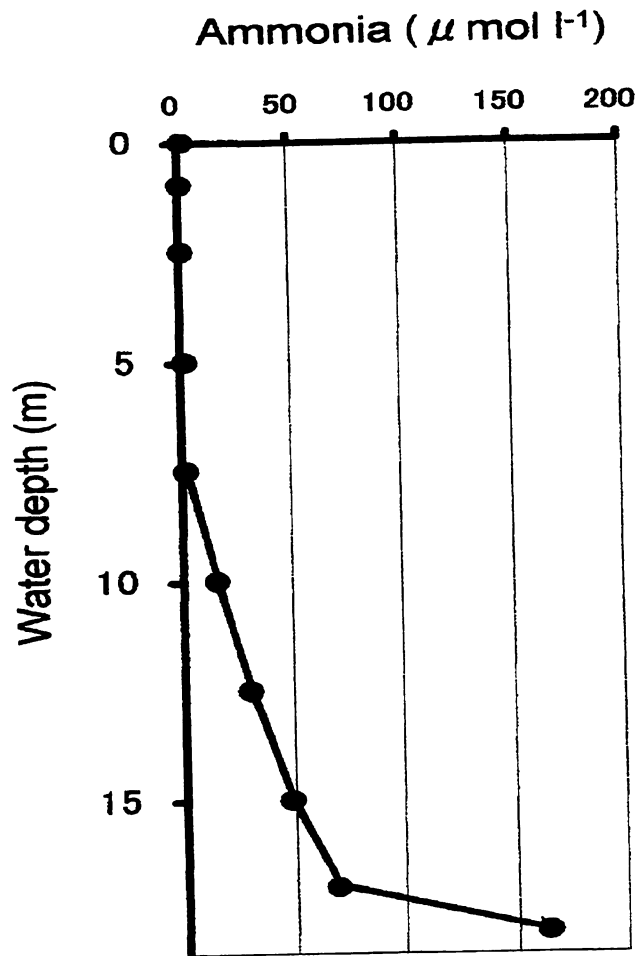


Fig. 5. Vertical distribution of ammonia in $\mu\text{ mol l}^{-1}$ at Stn. 1 on 10 September 2002.

An additional sample of 50 cm from the lake bottom (lowermost circle) is added to the routine samples.

3 . 研究実績

この章に掲載した論文は、いずれ学術雑誌に原著として発表される予定です。
特に引用を希望される方は、引用の可否について下記へお問い合わせ下さい。

問い合わせ先

名前：原 慶明

住所：990-8560 山形市小白川町1-4-12 山形大学理学部生物学科

電話：023-628-4610

Fax：023-628-4625

e-mail：hara@sci.kj.yamagata-u.ac.jp