原著論文 ORIGINAL PAPER

ダム湖の湖水環境と深底部の貧毛類の種組成

大高 明史^{1)*}・一柳 英隆²⁾

1) 弘前大学教育学部 〒036-8560 弘前市文京町1

2) 水源地環境センター 〒102-0083 東京都千代田区麹町2-14-2 麹町NKビル

Akifumi OHTAKA^{1)*} & Hidetaka ICHIYANAGI²⁾: Water environment and species composition of profundal oligochaetes in dam lakes of Japan. *Ecol. Civil Eng.* 18(2), 87-98, 2015

1) Faculty of Education, Hirosaki University, Hirosaki 036-8560, Japan

2) Water Resources Environment Center, Japan, NK Building, Kojimachi 2-14-2, Chiyoda-ku, Tokyo 102-0083, Japan

Abstract: Water environment and species composition of profundal oligochaetes were studied for 48 dam lakes in Japan, by analyzing published data and scrutinizing voucher specimens, respectively. Among 11 environmental parameters in the surface water of the present dam lakes, total phosphorus was the most frequently correlated with other parameters. Modified Carlson's trophic state index based on Secchi disk transparency ranged from 31 to 70 among the present dam lakes, corresponding to meso- to eutrophic lakes. There is no significant relationship between abundance of profundal zoobenthos and water depth nor trophic conditions of dam lakes. Oligochaetes surpassed others among profundal macrozoobenthos in the present dam lakes. Sixteen species of oligochaetes were recorded in the 43 dam lakes studied, of which two tubificines, *Limnodrilus hoffmeisteri* and *Tubifex tubifex* were the commonest and widespread regardless of geographical location. The composition and abundance of oligochaete community were not largely different from those in deep, meso- and eutrophic natural lakes in Japan.

Key words: dam lakes, profundal oligochaetes, *Limnodrilus*, *Tubifex*, water quality

はじめに

ダム湖では一般に、流入域からダムサイトまで、流水帯、遷移帯、止水帯の3つのゾーンが認められ、河川の要素はこの順に小さくなる (Thornton et al. 1990). このうち、流入河川との接続部にあたる遷移帯の湖岸には、水位の変動によって水域になったり陸域になったりするエコトーンが発達し、ヤナギ林や湿地の形成と相まって、しばしば多様性の高い底生動物群集が見られる (吉村 2014; 谷田 2014). これに対して、ダムサイト側の湖岸は一般に傾斜が強く、水位変動域は裸地化するため、多くの底生動物にとってきびしい環境である. 一方、ダム

湖の止水帯の沖合には、粒度の細かい堆積物からなる比較的平坦な湖底が存在する. これは、ダムの造成で新たにできた環境で、自然湖沼の湖底平原に対応する.

ダム湖は人為的な堰止め湖で、集水域が広い点から、水生生物が周辺地域から湖内に侵入する機会が多いと考えられる. また、流入水量が大きく水の出入りが人為的に操作されるため、自然湖沼に比べて湖水の動きが複雑で湖底環境の変化が大きいと予想される反面、一般に湖盆が風の影響を受けにくい谷間に位置し、面積に比して深いことから、湖水が攪拌されにくい性質も持ちあわせている. 加えて、ダム湖では、流入土砂量が自然湖沼に比べて圧倒的に多く、森林性有機物の供給量も非常に多いという特徴を持っている (大森ほか 2011).

湖沼の深底部は、湖水の循環や生物活動などに伴う物

2014年6月23日受付, 2015年8月24日受理

*e-mail: ohtaka@hirosaki-u.ac.jp

質循環の過程が集約される場と考えられ、そこで見られる底生動物の組成は、以前から湖水環境の総合的な指標とされてきた (Brinkhurst 1974)。同様の視点から、森下 (1973) は、日本のダム湖を底生動物の組成の違いに基づいて Oligochaeta (貧毛綱) 型と Chironomidae (ユスリカ科) 型に大別し、さらに前者を二つ、後者を4つに区分した。このうち、貧毛類は、底層でも溶存酸素が枯渇することのない、深く水の澄んだダム湖 (*Tubifex* sp. I 型) から、それよりも浅く、底泥直上の溶存酸素がしばしば消失するダム湖 (*Tubifex* sp. II 型)、さらに、平地にあり、底泥直上で溶存酸素が著しく減少し、オオユスリカと共存するダム湖 (*Chironomus plumosus* - *Tubifex* sp. III 型) と、複数のタイプのダム湖に幅広く出現する。4年後に出版された森下 (1977) では、*Tubifex* sp. を“イトミミズ”に、*Chironomus plumosus* - *Chaoborus* sp. 型をフサカ型に置き換えているが、その体系は森下 (1973) と同様である。ここで使用されている“*Tubifex*”あるいは“イトミミズ”は、当時の生態学者が水生貧毛類に対して慣習的に用いていた名称で、特定の属や種を示したものではない (Ohtaka and Iwakuma 1993; 大高 2010)。実際には、日本のダム湖で深底部の貧毛類群集の組成が種レベルで解明された事例はこれまでほとんどなく、群集の異同や環境との対応についてはいまだに不明である。

富栄養化や温暖化などによる湖沼環境の変化は、深底部に生息する生物群集に大きな影響を与えると推測されるため、環境の変化に伴う底生動物群集の応答を知ることが重要な課題である。湖沼環境と生物群集の関係を日本列島全体で一般化するうえで、全国に数多く存在するダム湖は格好の研究対象であり、特に、自然湖沼の少ない南西日本に分布するダム湖は重要な位置にある。湖水の一回循環と二回循環の境界付近に位置する中部日本の湖沼やダム湖は、温暖化に伴う湖水循環や生物群集の応答を知る場としても重要である。

本研究では、ダム湖の深底部に見られる底生動物の群集構造、特に優占する貧毛類群集の組成を把握し、湖水環境との関連を明らかにすることを目的に、全国のダム湖で観測された環境データを集約するとともに、過去の調査で採集された標本の再検討を行った。

方法

ダム湖の水質環境

ダムによって形成されたダム湖 (貯水池) には固有の

名称が与えられているが、それらが一般的でない場合も多いため、本稿ではダム湖の名称をダム名で表した。ダム湖の水環境を把握するために、北海道から九州までの48のダム湖について、管理団体が2001年から2010年までに観測した水質のデータを検討した (Fig. 1)。いずれも国土交通省が管理する多目的ダムである。対象とした水質は、pH、COD、BOD、懸濁物質質量 (SS)、溶存酸素濃度 (DO)、大腸菌群数、濁度、全リン (TP)、全窒素 (TN)、クロロフィル *a* 濃度 (CHL-*a*)、透明度 (SD) の11項目である。いずれの水質項目も、期間内のいずれかの年に測定された表層 (水深 0.5 m) の月ごとの観測結果のうち、欠測の少ない5月から11月までの値の平均値 (表層平均値) でそれぞれのダム湖を代表させた。測定値が定量限界以下の場合は、定量限界値の半分の値として平均値を算出した。ダム湖の栄養状態を評価するために、クロロフィル *a* 濃度、全リン、透明度の値を用いて、修正カールソン富栄養化状態指数 (mTSl; Aizaki et al. 1981) を算出した。栄養状態の自然湖沼との比較には、自然湖沼で多くの測定結果が残されている透明度から算出した値を用いた。

ダム湖深底部の底生動物の密度と現存量

水質データを検討した48のダム湖で、2001年度から2011年度までのいずれかの年度に国土交通省「河川水辺の国勢調査」の一環として行われた底生動物調査の結果を用いて、ダム湖の深底部における底生動物の密度と現存量を把握した。この調査は、ダム湖の沖合または最深部で、エクスマンバージ採泥器を用いて、期間中に2回から10回、季節ごとあるいは月ごとに実施されたもので、マクロベントスだけを対象としている。底生動物の密度や現存量は、期間中の平均値でダム湖を代表させた。

ダム湖深底部の貧毛類相

ダム湖の深底部に出現する貧毛類の種組成を把握するため、水質を検討した48のダム湖のうち、標本が入手できなかったNo.2, 14, 37, 41, 46の5湖沼を除く43のダム湖について、2008年から2010年までのいずれかの年度に実施された国土交通省「河川水辺の国勢調査」で深底部または沖合から採集された標本を分類学的に再検討した。青森県浅瀬石川ダムと福島県三春ダムについては、それぞれ2009年、および2008年から2010年に筆者が採集した標本も検討に加えた。

貧毛類標本の観察にあたっては、ダムごとに、種レベルでの同定に必要な成熟個体を抜き出し、アルコールシリーズで脱水後、サリチル酸メチルで透徹し、カナダバルサムで包埋してプレパラートを作製し、光学顕微鏡で

Fig. 1. Distribution of studied dam lakes in Japan. Lake numbers correspond to those in Table 1.

調査したダム湖の分布。ダム湖の番号は表1に対応している。

分類学的観察を行った。サンプル中に成熟個体を含んでいない場合は、未成熟個体も観察の対象とした。貧毛類の分類体系に関して、本稿では、イトミミズ科 (Tubificidae) とミズミミズ科 (Naididae) をシノニムとみなし、後者を有効名とする体系 (Erséus et al. 2008) にしたかった。

ダム湖の水質項目どうしの関連性やその有意性の判定には、ピアソンの相関を用いた。また、底生動物の密度や現存量と、ダム湖の性状や水質項目との関連性を、スペアマンの順位相関係数による検定を用いて調べた。これらの検定には柳井 (2011) を用いた。

結果

ダム湖の水質環境

水質を比較した48のダム湖で観測された11の水質項目のうち、最も多くの項目と関連性があったのは全リンで、溶存酸素濃度を除く9項目で負 (透明度) または正 (その他) の有意な相関が見られた (Table 2)。また、BODと透明度も、それぞれ、他の8項目と有意な関係が見られた。相関係数が0.8以上と高い相関が見られた水質項目の組み合わせは、BODとクロロフィル *a* 濃度 (0.895)、SSと濁度 (0.891) およびCODと全リン

Table 1. A list of dam lakes showing environmental factors. Value in environmental factor is represented by a monthly average in surface water (0.5 m depth) between May and November in the year surveyed.

調査したダム湖の一覧と水質環境. 水質環境は5月から11月までの湖水表層(水深0.5 m)の平均値を示した.

No.in Fig. 1	Reservoir name	North latitude	Year	pH	COD [Mn] (mg/L)	BOD (mg/L)	SS (mg/L)	DO (mg/L)	Coliform bacteria count (MPN/100mL)	Turbidity (degree)	T-P (mg/L)	T-N (mg/L)	Chl- <i>a</i> (mg/m ³)	SD (m)	mTSI (SD)
1	Tokachi	43.2	2007	7.4	2.7	0.4	8.6	10.9	100	16.3	0.019	0.38	0.4	2.3	51
2	Kanayama	43.1	2008	7.6	2.7	0.8	1.5	10.1	85	2.1	0.008	0.33	6.0	2.8	48
3	Izarigawa	42.8	2008	7.4	2.5	1.2	3.3	11.1	nd	3.0	0.018	0.17	13.1	2.5	50
4	Satsunaigawa	42.6	2007	6.8	2.0	0.3	0.6	10.5	117	0.0	0.005	0.28	0.2	7.6	31
5	Aseishigawa	40.6	2009	7.8	3.2	1.4	3.1	10.7	834	3.5	0.012	0.29	14.7	1.9	54
6	Tamagawa	39.8	2009	5.0	0.9	0.4	1.1	9.7	nd	2.5	0.002	0.28	1.0	5.9	35
7	Shijiyushida	39.8	2007	7.6	2.2	1.0	3.1	10.2	1465	4.8	0.021	1.07	5.9	1.7	56
8	Gosho	39.7	2007	7.5	2.1	0.8	2.6	10.0	1329	4.9	0.012	0.46	2.6	2.1	53
9	Naruko	38.8	2007	7.3	1.9	1.2	4.6	10.0	535	nd	0.016	0.31	7.9	nd	46*
10	Kamafusa	38.2	2009	7.7	3.1	1.5	3.1	10.3	nd	nd	0.022	0.59	22.0	2.2	52
11	Shichikashuku	38.0	2005	7.8	2.3	0.8	2.0	9.4	23036	1.7	0.006	0.35	3.7	3.0	47
12	Miharu	37.4	2004	7.6	4.8	1.3	5.4	8.9	527	7.1	0.066	1.46	18.2	1.5	58
13	Yagisawa	36.9	2010	7.0	1.9	0.8	0.7	8.9	215	0.2	0.005	nd	3.6	4.4	40
14	Naramata	36.9	2010	7.2	2.6	0.9	0.4	9.1	32	0.7	0.006	0.19	2.5	4.8	39
15	Unazuki	36.8	2008	7.7	1.1	0.5	6.6	11.3	269	8.1	0.012	0.26	1.0	2.0	53
16	Fujiwara	36.8	2001	6.9	1.8	0.4	9.1	9.9	nd	8.9	0.012	0.38	2.4	3.6	44
17	Sonohara	36.8	2001	7.3	1.9	0.7	2.7	9.8	nd	2.9	0.019	0.80	4.1	2.1	52
18	Aimata	36.7	2001	7.0	1.4	0.5	1.6	9.5	nd	2.2	0.008	0.67	3.3	3.5	44
19	Kusaki	36.5	2010	7.6	1.8	1.1	2.1	9.8	55	2.2	0.010	0.63	7.6	2.3	51
20	Shimokubo	36.1	2010	8.5	2.8	1.1	3.0	9.7	180	2.4	0.014	1.04	7.8	2.4	50
21	Misogawa	36.0	2009	7.4	1.2	0.3	1.1	9.0	1505	1.2	0.004	0.15	1.8	5.3	37
22	Urayama	36.0	2009	8.9	3.3	2.2	5.7	9.9	142	5.1	0.020	0.77	21.0	1.6	57
23	Futase	35.9	2009	7.9	2.7	1.2	9.1	8.3	247	10.0	0.021	0.51	9.0	1.7	56
24	Managawa	35.9	2006	8.1	1.5	0.8	3.5	9.1	nd	nd	0.009	0.39	5.4	3.0	47
25	Kuzuryu	35.9	2006	7.8	1.3	0.6	1.2	8.6	nd	nd	0.004	0.23	1.9	6.8	33
26	Iwaya	35.8	2009	7.4	1.8	0.6	0.7	10.1	166	0.5	0.007	0.15	1.3	5.4	37
27	Yokoyama	35.6	2009	7.7	1.8	0.8	1.6	9.7	10129	2.2	0.013	0.31	7.7	nd	43*
28	Miyagase	35.5	2008	8.2	1.6	0.4	2.3	9.8	180	1.4	0.009	0.52	2.0	5.2	37
29	Maruyama	35.5	2009	7.3	1.6	0.6	2.4	9.8	1197	2.1	0.012	0.39	0.8	2.3	51
30	Agigawa	35.4	2009	7.4	2.9	0.6	3.2	9.8	980	2.1	nd	0.48	6.2	2.1	53
31	Origawa	35.3	2006	7.4	4.3	1.8	5.1	8.2	30543	5.4	0.049	0.84	8.9	0.8	70
32	Hiyoshi	35.1	2008	8.2	2.2	0.8	1.3	9.7	463	2.0	0.010	0.27	4.8	3.5	44
33	Hitokura	34.9	2008	8.8	6.3	1.9	6.5	11.6	20	5.9	0.059	0.54	17.4	2.0	54
34	Amagase	34.9	2008	7.7	3.2	1.0	2.4	8.4	nd	2.7	0.026	0.56	5.2	2.5	49
35	Takayama	34.8	2008	7.6	4.2	1.9	3.5	8.4	46270	3.4	0.052	1.16	17.8	2.5	50
36	Nunome	34.7	2008	7.9	4.9	1.8	5.4	9.0	5908	5.8	0.044	0.99	15.2	1.7	56
37	Hattabara	34.6	2007	8.1	3.7	1.6	3.4	9.2	12869	2.8	0.032	0.82	12.3	1.4	60
38	Sarutani	34.2	2007	7.8	2.2	1.0	1.4	8.4	1232	2.0	0.012	0.36	4.2	3.7	43
39	Shimajigawa	34.2	2008	9.0	3.6	1.4	3.0	10.6	nd	1.9	nd	nd	13.1	2.8	48
40	Ishitegawa	33.9	2008	8.0	2.9	0.9	1.4	9.3	3517	2.2	0.014	1.14	4.7	5.0	38
41	Oowatari	33.5	2005	8.5	1.8	0.7	1.9	9.6	nd	nd	nd	nd	4.6	2.1	53
42	Kanogawa	33.5	2008	9.0	4.7	1.6	4.7	11.3	3265	3.0	0.044	0.79	18.0	2.4	50
43	Terauchi	33.4	2008	8.1	2.2	1.0	2.6	10.0	1407	1.3	0.018	0.99	7.8	3.1	46
44	Kyuragi	33.3	2008	7.8	2.2	0.8	1.8	8.5	1888	1.9	0.012	0.79	4.9	3.0	46
45	Matsubara	33.2	2008	8.1	2.4	1.0	5.6	10.4	9297	3.5	0.026	0.49	12.0	2.3	51
46	Ryumon	33.0	2007	7.9	1.8	0.9	1.0	9.2	64	1.5	0.011	0.42	3.6	3.8	43
47	Nakasujigawa	32.9	2007	7.5	2.8	1.0	1.8	8.5	349	1.0	0.009	0.38	3.3	4.2	41
48	Midorikawa	32.6	2008	8.6	3.3	2.2	7.3	9.6	2406	9.7	0.038	0.72	20.7	1.5	58

*, calculated from TP value: 透明度が欠測のため, TP の値から算出した.

nd, no data: データなし

(0.881) の3つであった. 一方, 関連性が低い水質項目としては, 溶存酸素(有意な相関は一つ)と大腸菌群数および濁度(どちらも, 有意な相関は二つ)があげられる.

Aizaki et al. (1981) を用いて算出したダム湖の修正カールソン富栄養化状態指数 (mTSI) は, クロロフィル *a* を用いた場合7 (札内川ダム) から58 (釜房ダムと浦山ダム), 全リンを用いた場合20 (玉川ダム) から64 (三春ダム), 透明度を用いた場合31 (札内川ダム) か

ら70 (小里川ダム) の範囲であった. 異なった水質項目から導いた富栄養化状態指数どうしの関連を比較すると, 透明度と全リンの関係 ($r=0.793$) が, 他の組み合わせ(クロロフィル *a* と透明度, 0.599; クロロフィル *a* と全リン, 0.673) よりも相関が高かった. また, 透明度を用いた場合, クロロフィル *a* や全リンを用いた場合よりも指数がやや高く算出される傾向があった. この違いは, クロロフィル *a* 濃度で算出した値が低いダム湖で顕著で, たとえば, 札内川ダムではクロロフィル *a* 濃

Table 2. Pearson's correlations between 11 environmental factors in the surface waters of 48 dam lakes in Japan, based on Table 1. Significance of correlation coefficients : NS, $P \geq 0.05$ (not significant); *, $0.05 > P \geq 0.01$; **, $0.01 > P \geq 0.001$; ***, $0.001 > P$

日本の48ダム湖における11の水質項目間に見られるピアソンの相関係数。水質環境は表1に基づく。相関係数の有意性：NS（有意性なし）、 $P \geq 0.05$; *, $0.05 > P \geq 0.01$; **, $0.01 > P \geq 0.001$; ***, $0.001 > P$

	pH	COD	BOD	SS	DO	coliform bacteria count	Turbidity	TP	TN	CHL- <i>a</i>	Tr
pH		***	***	NS	NS	NS	NS	**	*	***	**
COD	0.471		***	**	NS	NS	NS	***	***	***	***
BOD	0.537	0.779		**	NS	*	NS	***	***	***	***
SS	0.248	0.406	0.395		NS	NS	***	***	NS	**	***
DO	0.178	0.079	-0.015	0.227		*	NS	NS	NS	NS	NS
coliform bacteria count	-0.065	0.294	0.354	0.057	-0.361		NS	*	NS	NS	NS
Turbidity	0.097	0.256	0.029	0.891	0.178	-0.014		**	NS	NS	***
TP	0.391	0.881	0.735	0.528	0.006	0.407	0.398		***	***	***
TN	0.313	0.528	0.492	0.213	-0.224	0.299	0.139	0.647		***	**
CHL- <i>a</i>	0.525	0.745	0.895	0.415	0.162	0.264	0.225	0.727	0.484		***
Tr	-0.42	-0.506	-0.611	-0.586	-0.124	0.24	-0.512	-0.604	-0.447	-0.572	

度を用いた場合、mTSIは7であったが、全リンと透明度を用いた場合はどちらも31と算出された。

ダム湖深底部の底生動物の密度と現存量

底生動物の密度と現存量のデータを得ることができた48のダム湖のうち、大型底生動物が全く見られなかった奈良俣ダムを除く47のダム湖における底生動物の密度は、5個体 m^{-2} （竜門ダム）から25357個体 m^{-2} （大渡ダム）の範囲であった（Table 3）。底生動物は貧毛類とユスリカ科幼虫の2群で構成されていたが、79%にあたる37のダム湖では、貧毛類が全体の9割以上を占めて優占し、このうち、12（25%）のダム湖は貧毛類だけで占められていた。奈良俣ダムを除く47のダム湖での底生動物全体の密度に占める貧毛類の割合の平均は97.7%で、ダム湖の沖合では貧毛類が大きく優占しているといえる。ユスリカ科幼虫の密度が貧毛類を上回るダム湖が4つ見られたが（金山ダム、二風谷ダム、横山ダム、鹿野川ダム）、それらはいずれも、底生動物の総密度が200個体 m^{-2} 未満のダム湖であった。

底生動物の総密度、総現存量とも、ダム湖の水深や栄養状態との間には有意な関係は見られなかった。総密度が20,000個体 m^{-2} を上回る底生動物群集がみられたダム湖は、大渡ダム（25,357個体 m^{-2} ）と真名川ダム（20,316個体 m^{-2} ）の2つで、両者は平均水深がそれぞれ52mおよび58m、富栄養状態指数（mTSI）が53お

よび47と、調べたダム湖の中では水深も栄養状態も中程度に位置するダム湖であった。

ダム湖深底部の貧毛類相

標本の観察を行った43のダム湖の深底部から、合わせて16種の貧毛類が確認された（Table 4）。出現種はすべてミズミミズ科（かつてのイトミミズ科を含む）で、内訳は、ナガレイトミミズ亜科2種、イトミミズ亜科10種、ミズミミズ亜科4種と、イトミミズ亜科で種数が多かった。最も多くのダム湖に出現した種類はユリミミズ *Limnodrilus hoffmeisteri* で、約8割にあたる32のダム湖から記録され、次いでイトミミズ（*Tubifex tubifex*）が31のダム湖で出現した。約半数にあたる21のダム湖では、ユリミミズとイトミミズが同所的に出現した。近畿地方以西のダム湖では、中部以東のダム湖よりもユリミミズが優占する頻度が高いものの、ユリミミズかイトミミズのどちらかが優占する傾向は北海道から九州までのダム湖に広く見られた。一方、この2種がどちらも確認されなかったダム湖は、エラミミズ *Branchiura sowerbyi* がわずかにみられた鹿野川ダムだけであった。ユリミミズとイトミミズに次いで頻繁に出現した種類は、モトムラユリミミズ *Limnodrilus claparedianus*（11ダム）、*Ilyodrilus templetoni*（7ダム）、ウチワミミズ *Dero digitata*（4ダム）の順で、いずれも、ユリミミズやイトミミズに比べると、出現の頻度はずっと低かった。

Table 3. Sanding crop and density of profundal zoobenthos in 48 dam lakes in Japan.
調査した 48 のダム湖の深底部における底生動物の密度と現存量.

No. in Fig. 1	Reservoir name	N.L.	Mean depth* (m)	mTSI (SD)*	Year	Total standing crop (mg m ⁻²)	Density of chironomids (No m ⁻²)	Density of oligochaetes (No m ⁻²)	Total density (No m ⁻²)
1	Tokachi	43.2	32	51	2007	38568	227	6780	7007
2	Kanayama	43.1	37	48	2008	nd	44	20	64
3	Izarigawa	42.8	10	50	2008	11084	1353	2785	4138
4	Satsunaigawa	42.6	52	31	2007	5072	84	1827	1911
5	Aseishigawa	40.6	12	54	2009	12852	0	4148	4148
6	Tamagawa	39.8	53	35	2009	5874	22	1481	1504
7	Shijiyushida	39.8	23	56	2007	12000	326	3378	3704
8	Gosho	39.7	26	53	2007	993	104	400	504
9	Naruko	38.8	51	46	2007	20074	15	9593	9607
10	Kamafusa	38.2	24	52	2009	3444	15	1096	1111
11	Shichikashuku	38.0	43	47	2005	13090	12	4563	4575
12	Miharu	37.4	36	58	2008-2010	8213	41	2101	2142
13	Yagisawa	36.9	80	40	2010	19511	281	6874	7156
14	Naramata	36.9	88	39	2009	0	0	0	0
15	Unazuki	36.8	23	53	2008	9615	185	7444	7630
16	Fujiwara	36.8	58	44	2001	nd	20	3368	3388
17	Sonohara	36.8	30	52	2001	nd	55	740	795
18	Aimata	36.7	31	44	2001	nd	15	1730	1745
19	Kusaki	36.5	76	51	2010/2011	9496	7	1681	1689
20	Shimokubo	36.1	73	50	2010/2011	230	0	326	326
21	Misogawa	36.0	94	37	2009	nd	148	2926	3074
22	Urayama	36.0	89	57	2009/2010	18548	67	9237	9304
23	Futase	35.9	46	56	2009/2010	0	0	24	24
24	Managawa	35.9	58	47	2006	23511	10	20306	20316
25	Kuzuryu	35.9	39	33	2006	30558	0	12879	12879
26	Iwaya	35.8	77	37	2009	289	67	111	178
27	Yokoyama	35.6	30	43	2009/2010	247	94	54	148
28	Miyagase	35.5	94	37	2008/2009	7185	10	2380	2390
29	Maruyama	35.5	63	51	2009/2010	2400	773	1587	2360
30	Agigawa	35.4	46	53	2009	4881	0	2415	2415
31	Origawa	35.3	50	70	2006/2007	32089	7	9711	9719
32	Hiyoshi	35.1	33	44	2008	926	0	674	674
33	Hitokura	34.9	46	54	2008	15481	7	11630	11637
34	Amagase	34.9	36	49	2008	24815	22	13252	13274
35	Takayama	34.8	31	50	2008	844	37	644	681
36	Nunome	34.7	39	56	2008	3704	81	1667	1748
37	Hattabara	34.6	40	60	2007/2008	14867	0	6311	6311
38	Sarutani	34.2	9	43	2007/2008	926	7	504	511
39	Shimajigawa	34.2	38	48	2008	104	0	52	52
40	Ishitegawa	33.9	41	38	2008/2009	9037	0	1622	1622
41	Oowatari	33.5	52	53	2005/2006	nd	3	25354	25357
42	Kanogawa	33.5	36	50	2008/2009	44	15	7	22
43	Terauchi	33.4	30	46	2008	4074	15	541	556
44	Kyuragi	33.3	69	46	2008/2009	nd	84	5960	6044
45	Matsubara	33.2	31	51	2009	3111	81	659	741
46	Ryumon	33.0	74	43	2007	49	0	5	5
47	Nakasujigawa	32.9	38	41	2007/2008	nd	0	963	963
48	Midorikawa	32.6	38	58	nd	nd	nd	nd	nd

“nd” indicates no data.

nd は欠測を示す.

Fig. 2. Relationships between modified Carison's trophic state index (mTSI) based on Secchi disk transparency and profundal oligochaete density in 48 dam lakes in Japan (data from Table 3). Solid circles, lakes in which *Tubifex tubifex* dominated; open circles, lakes in which *Limnodrilus hoffmeisteri* dominated; triangles, other lakes.

国内の48のダム湖における透明度から算出した修正カーソン富栄養化状態指数と深底部における貧毛類の密度の関係。Tab.3に基づく。黒丸、イトミミズが優占する湖沼；白丸、ユリミミズが優占する湖沼；三角、それ以外の湖沼。

調査を行ったダム湖の約1/4にあたる11のダム湖では、貧毛類が一種しか確認されなかった。このうち、エラミミズだけが出現した鹿野川ダムと、ユリミミズだけが見られた厳木ダムを除く9ダムは、共通してイトミミズが単独で出現した。一方、深底部での出現種数が最も多かったダム湖は、三春ダムと布目ダムでどちらも6種であった。しかし、両者で共通したのはユリミミズとモトムラユリミミズの2種だけだった。イトミミズの優占するダム湖はユリミミズが優占するダム湖よりも幅広い栄養状態に分布していたが、両者の密度に明瞭な違いは見られなかった (Figure 2)。

考察

ダム湖の水質の現状

Aizaki et al. (1981) による修正カーソン富栄養化状態指数 (mTSI) は、透明度を基準に考案されたカーソン指数を、生産層中のクロロフィル *a* 濃度を基準に修正したもので、富栄養化の状態を0から100までの範囲で連続的に表すことができる点で優れている。これは、日

本の調和型の自然湖沼で検討されたもので、クロロフィル *a* 濃度、全リン、透明度から算出された値は、それぞれの組み合わせでも相関係数が0.8以上と高い相関を示している (Aizaki et al. 1981)。同じ計算式を用いて、本研究で算出したダム湖での値は、自然湖沼に比べてやや相関性が低かった。また、クロロフィル *a* を用いた mTSI は透明度や全リンから算出した値よりも低く算出される場合があった。これは、自然湖沼に比べて高い濁度による光の不足で植物プランクトンの増殖が抑えられている可能性 (大森ほか 2011) や、湖水の滞留時間が短いために、栄養塩の濃度に植物プランクトンの増殖が追いつかないことなどが関連している可能性がある。

透明度から算出した日本の自然湖沼における修正カーソン富栄養化状態指数 (mTSI (SD)) を、日本陸水学会 (2006) による栄養状態の区分 (貧栄養湖、中栄養湖、富栄養湖) に対応させると、およそ30から50の湖沼が中栄養湖に該当し、それ以下とそれ以上がそれぞれ貧栄養湖および富栄養湖とみなすことができる (Ohtaka 2014)。本研究で算出したダム湖の mTSI (SD) は、最も低い札内川ダムの31から最も高い小里川ダムの70の

範囲であった。自然湖沼では、同様に透算出した mTSI が最も低い 7 (摩周湖) から最も高い 80 (手賀沼) とダム湖よりも幅広く (Ohtaka 2014), ダム湖では摩周湖や支笏湖のような典型的な貧栄養湖に匹敵する低い値は認められなかった。大森ほか (2011) は、これまでの水質データを整理し、湖沼型でみると、日本のダム湖は貧栄養湖から富栄養湖・過栄養湖まで存在し、水質の面では自然湖沼と大きく変わらないことを指摘している。一方、今回、研究対象としたダム湖の富栄養化状態は、中栄養から富栄養を中心とした、比較的狭い栄養状態の範囲に分布していた。これは、今回扱ったダム湖が比較的大型の多目的ダムだったことに関係している可能性がある。日本のダム湖の全容を知るためには、山間の砂防ダムや農地内に作られた農業用水専用のダム湖なども含めた解析が必要である。

ダム湖深底部の底生動物の密度と現存量

ダム湖深底部の大型底生動物群集は貧毛類とユスリカ類からなり、調べた 8 割のダム湖では、貧毛類が全体の密度の 9 割以上を占めて大きく優占した。日本の自然湖沼の深底部では、しばしばフサカ幼虫やウズムシ類、ミズムシ、貝類、ヨコエビ類などが出現し (Miyadi 1933), 底生動物群集の構造はダム湖よりも複雑な傾向はあるものの、貧毛類とユスリカ類が優占する点はダム湖と共通している。国内の 44 の自然湖沼で深底部の大型底生動物群集を比較した平林・大高 (未発表) によると、27 の湖沼では、大型底生動物が貧毛類とユスリカ類の 2 群だけから構成されており、そのうちの 10 湖沼 (22%) では貧毛類だけから構成されていた。大型底生動物群集に占める貧毛類の割合は深い湖盆を持つ湖沼で高く、支笏湖や洞爺湖のような、群集がほとんど貧毛類だけで構成されている深い貧栄養湖は、かつて、“貧毛類湖” (Miyadi 1933) と呼ばれたこともある。今回の研究では、ダム湖で見られた貧毛類の密度の最大値は、25,357 個体 m^{-2} (大渡ダム) であった。これは、自然湖沼である木崎湖の深底部で近年観測された 29,926 値 (個体 m^{-2} ; Hirabayashi et al. 2007) と同程度であった、ただし、自然湖沼では、過去に 55,000 個体 m^{-2} (諏訪湖; 福原ほか 1980) や 86,000 個体 m^{-2} (湯ノ湖; Ohtaka and Iwakuma 1993) など、これよりも密度が数倍高い貧毛類群集が記録されている。極端な富栄養化でユリミズが優占した 1970 年代の諏訪湖での記録 (福原ほか 1980) を除くと、こうした高い密度で貧毛類が見られる湖沼は、ダム湖でも自然湖沼でも、水深が数十 m の中栄養の湖沼で、イトミミズが優占する点も共通している。ある程

度の深さを持った栄養状態の高い湖沼でイトミミズが高密度で見られるのは、イトミミズが貧酸素に強い耐性を持つことに加え、餌条件が良好で捕食圧も低い湖底環境が関係していると推測される。

ダム湖深底部の貧毛類相

日本の自然湖沼を対象とした深底部の貧毛類相の調査では、50 の湖沼から 5 科にまたがる 38 種の貧毛類が記録されている (Ohtaka 2014)。今回、ダム湖の深底部から確認された 16 種の水生貧毛類はすべてミズミズ科で、ウィリーユリミミズ (*Limnodrilus udekemianus*) を除くと、いずれも自然湖沼の深底部でも記録されている種類である (Table 5)。京都府天瀬ダムで確認されたウィリーユリミミズも、日本各地の、主に池沼などの浅い水域に見られる貧毛類で、特に珍しい種類ではない。自然湖沼の深底部で記録されている 4 つの科 (オヨギミズ科、ナガミミズ科、ヒメミズ科、フレオドリルス科) は、今回調査を行ったいずれのダム湖でも見られなかった。このうち、フレオドリルス科は、ゴンドワナ起源の種群で、日本での記録 (*Astacopsidrilus ryuteki*) は移入の可能性が高く (Martin and Ohtaka 2008)、湖沼環境との関連性は不明だが、他の 3 科はいずれも mTSI (SD) が 28 以下の貧栄養湖にのみ出現していることから (Ohtaka 2014)、ダム湖でこれらの科が見られなかったのは、生息に適した貧栄養の環境が存在しなかったためと考えられる。これは、今回検討を行ったダム湖で観測された mTSI (SD) が 31 以上と、中栄養湖以上の栄養状態であることとも対応する。オヨギミズ科のうち、ヒメオヨギミズ (*Styloscolex japonicus*) と *Yamaguchia toyensis* は、これまで北海道でしか記録されていないため、今回の調査でこれらの種類がダム湖で見られなかった理由には、湖盆の地理的な位置も関係している可能性がある。

ダム湖で広く見られたイトミミズとユリミズはどちらも、貧酸素への耐性が高い種類として知られている (Aston 1973; Milbrink 1980)。深底部で、このどちらか、あるいは両方が優占する底生動物の組成は、国内の多くの自然湖沼でも普通に見られ (Ohtaka 2014)、欧米でも同様である。この点から、ダム湖深底部の貧毛類の組成は自然湖沼と大きく異なるわけではない。

森下 (1973) は底生動物を用いたダム湖の類型化にあたって、環境の異なるダム湖に出現する貧毛類を *Tubifex* I, II, III として区別した。今回、貧毛類相を検討したダム湖は栄養状態の幅が狭く、また、森下 (1973) と重複するダム湖が少ないために具体的な対応関係を検討す

Table 5. Occurrence of oligochaete species in the profundal bottom of dams and natural lakes in Japan. Numbers shown indicate number of dams or lakes where each species appeared. Data of natural lakes are after Ohtaka (2014).

ダム湖と自然湖沼の深底部に出現する貧毛類. 表中の数字は出現した湖沼数を示す. 自然湖沼での値は Ohtaka (2014) による.

		Type of lake No of lakes surveyed	Dam lake 43	Natural lake 50
Lumbriculidae	オヨギミズ科			
	<i>Styloscolex japonicus</i>	ヒメオヨギミズ		2
	<i>Lumbriculus variegatus</i>	オヨギミズ		3
	<i>Yamaguchia toyensis</i>			2
Haplotaxidae	ナガミズ科			
	<i>Haplotaxis gordioides</i>	ナガミズ		2
Enchytraeidae	ヒメミズ科			
	<i>Marionina klaskisharum</i>			2
	Enchytraeidae non det.			1
Naididae	ミズミズ科			
Naidinae	ミズミズ亜科			
	<i>Amphichaeta</i> sp.			1
	<i>Paranais frici</i>			2
	<i>Specaria josinae</i>	オナシミズミズ	1	5
	<i>Uncinais uncinata</i>	アカオビミズミズ		3
	<i>Ophidonais serpentina</i>	クロオビミズミズ	3	2
	<i>Nais communis</i>	ナシミズミズ		1
	<i>Slavina appendiculata</i>	ヨゴレミズミズ		2
	<i>Vejdovskyella simplex</i>	ノコギリミズミズ	1	3
	<i>Stylaria fossularis</i>	テングミズミズ		1
	<i>Dero digitata</i>	ウチワミズ	4	8
	<i>Stephensoniana trivandran</i>			6
Rhyacodrilinae	ナガレイトミズ亜科			
	<i>Bothrioneurum vej dovskyanum</i>		1	11
	<i>Branchiura sowerbyi</i>	エラミズ	3	9
	<i>Rhyacodrilus coccineus</i>	ナガレイトミズ		2
	<i>Rhyacodrilus komarovi</i>			6
	<i>Rhyacodrilus hiemalis</i>	フユナガレイトミズ		6
	<i>Rhyacodrilus</i> sp.			2
Tubificinae	イトミズ亜科			
	<i>Krenedrilus towadensis</i>			1
	<i>Tubifex tubifex</i>	イトミズ	31	31
	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	ユリミズ	32	36
	<i>Limnodrilus clapedianus</i>	モトムラユリミズ	11	10
	<i>Limnodrilus udekemianus</i>	ウィリーユリミズ	1	
	<i>Limnodrilus grandisetosus</i>	フトゲユリミズ		8
	<i>Limnodrilus profundicola</i>	ソコユリミズ		2
	<i>Ilyodrilus templetoni</i>		7	10
	<i>Embolecephalus nikolskyi</i>			1
	<i>Teneridrilus mastix</i>	ケチアケコイトミズ	2	9
	<i>Aulodrilus limnobius</i>	ツバサヒメイトミズ		3
	<i>Aulodrilus pugiet</i>	ヘラヒメイトミズ	2	8
	<i>Aulodrilus japonicus</i>	ヒメイトミズ	2	4
	<i>Aulodrilus pluriseta</i>		1	3
	<i>Aulodrilus</i> sp. A		1	10
Phreodrilidae	フレオドリスリ科			
	<i>Astacopsidrilus ryuteki</i>			1

るには限度があるものの、自然湖沼でもダム湖でも、イトミズとユリミズが幅広い栄養状態の湖沼で優占する点から、森下 (1973) の *Tubifex* sp. I, II, III は、いずれも、イトミズかユリミズ、あるいはその両方に対応すると推測される。

実際に、森下 (1973) が深く栄養状態の低い *Tubifex*

sp. I 型の例としてあげた鳴子ダムと九頭竜ダムでは、今回の研究ではイトミズが単独で出現し、同じく *Tubifex* sp. I 型とした猿谷ダムではユリミズが優占している。また、*Tubifex* sp. I 型よりも栄養状態が高い *Tubifex* sp. II 型の例としてあげた天瀬ダムでは、今回の研究でユリミズとウィリーイトミズが出現し、修正カール

ソン富栄養状態指数が 50 前後と天ヶ瀬ダムに似た栄養状態のダム湖では、イトミミズとユリミミズの両者が広く優占する。一方、森下（1973）が *Chironomus-Tubifex* III 型とした平地性の浅いダム湖に該当するダム湖は、今回の研究では数が少なかったが、森下（1973）が例としてあげた釜房ダムと高山ダムでは、どちらもユリミミズが優占した。諏訪湖や霞ヶ浦のような、浅く夏期に湖底高温になる平地の富栄養湖でも、同様に、ユリミミズが優占し、イトミミズが見られない（Ohtaka 2014）。こうした状況から、森下（1973）の *Tubifex* III はもっぱらユリミミズに対応すると推測される。

温暖化や富栄養化は、有機物の生産速度を速め、夏季の成層を強固にすることによって、湖底の貧酸素化を招き、底生動物の生息に大きな影響を与えることが懸念される。日本の自然湖沼では、Miyadi (1932a, 1932b, 1932c) によって 1930 年台には深底部に広く動物が見られたことが記録されている 5 湖沼（阿寒湖、田沢湖、沼沢湖、池田湖、鰻池）で、現在、無生物帯の存在が確認されている（Ohtaka 2014）。このうち、田沢湖での底生動物の消失は、酸性水の導入によると考えられているが、それ以外の 4 湖沼では、近年の富栄養化や、温暖化に起因する深層水の停滞によって湖底の貧酸素化が進行したためと推測されている（Ohtaka et al. 2006 ; Ohtaka 2014）。

集水域が広く流入水量が多いダム湖では、リターをはじめとする大型の外来性有機物の供給量が非常に多い（大森ほか 2011）。また、その湖盆は一般に、風の影響を受けにくい谷間に位置し、面積に比して深いことから、湖水は攪拌されにくい。こうした点から、ダム湖では水質にかかわらず深底部では酸素が枯渇しやすいと考えられ、湖底に動物が見られないダム湖も数多く存在すると予測された。しかし、今回調査対象としたダム湖で深底部が無生物帯になっていることが確認されたのは奈良俣ダム（平均水深 88 m, mTSI (SD) 39）だけで、似た栄養状態で平均水深が奈良俣ダムよりも大きい味噌川ダムや宮ヶ瀬ダム（どちらも平均水深 94 m, mTSI (SD) 37）や栄養状態が奈良俣ダムよりも高く、同様に深い浦山ダム（平均水深 89 m, mTSI (SD) 57）でも、さらに栄養状態の高いいずれのダム湖でも深底部に貧毛類が生息していた。この点から、ダム湖は深層が極端な貧酸素状態にならない、あるいは貧酸素状態が継続しない何らかの機構を備えていると推測され、高密度水の流入や曝気装置による強制循環などとの関連が示唆されるが、詳細については不明である。

湖水の成層と循環のパターンは、有機物を含む底泥の分解に必要な溶存酸素の供給量を規定することによって底層分解系の機能に大きく関係するとともに、底生動物群集の構造や現存量に直接的に大きな影響を与えていると考えられる。本研究では、ダム湖での循環様式や湖底の溶存酸素濃度の検討は行わなかったが、湖沼の環境変化に対する底生動物の応答を知るためには、水温や化学成分の鉛直分布の季節変化から湖水循環の様式を明らかにし、底生動物にとっての湖底環境を正しく評価することが必要である。

謝 辞

「河川水辺の国勢調査」で得られた貧毛類標本を貸与していただいたダム管理所と、ダム湖の環境データを提供いただいた土木研究所自然共生センターに感謝いたします。本研究は、水源地生態研究会の助成を受けて行った。

摘 要

日本のダム湖における水質環境と深底部で優占する貧毛類の種組成を把握するために、国土交通省が管理する全国 48 の多目的ダム湖を対象に、観測データを集約するとともに、過去の調査で採集された貧毛類標本の再検討を行った。湖水表層で観測された 11 の水質項目のうち、他の項目との有意な関係が最も多く見られたのは全リンであった。透明度から算出したダム湖の修正カルソン富栄養化状態指数は中栄養湖から富栄養湖に相当する 31 から 70 の範囲に分布していた。

調査したダム湖の深底部の大型底生動物群集は貧毛類とユスリカ類が優占し、8 割のダム湖では、貧毛類が群集全体の密度の 9 割以上を占めて、大きく優占した。底生動物の総密度と総現存量は、中栄養段階のダム湖の一部で高い値が見られた。しかし、どちらも、ダム湖の水深や栄養状態との間に有意な関係は見られなかった。

43 のダム湖の深底部から、ミズミミズ科（かつてのイトミミズ科を含む）に属する 16 種の貧毛類が確認された。優占種はユリミミズ *Limnodrilus hoffmeisteri* とイトミミズ *Tubifex tubifex* で、調べたダム湖の約半数では、両者が同所的に出現した。ダム湖の深底部の貧毛類群集の密度や構成は、自然湖沼のうち、水深のある程度大きい中栄養湖と類似していた。

引用文献

- Aizaki M., Otsuki A., Fukushima T., Kawai T., Hosomi M. & Muraoka K. (1981) Application of Carison's trophic state index to Japanese lakes and relationships between the index and other parameters. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie* **21**: 643-649.
- Aston R.J. (1973) Tubificids and water quality: a review. *Environmental Pollution* **5**: 1-10.
- Brinkhurst R.O. (1974) *The benthos of lakes*. Macmillan Press, London.
- Erséus C., Wetzel M.J. & Gustavsson L. (2008) ICZN rules-a farewell to Tubificidae (Annelida, Clitellata). *Zootaxa* **1744**: 66-68.
- 福原晴夫・大高明史・磯部吉章 (1980) 諏訪湖湖心部における底生動物現存量の季節変化について. 文部省環境科学特別研究. 諏訪湖集水域生態系研究報告 **40**: 30-33.
- Hirabayashi K., Oga K. & Yamamoto M. (2007) Seasonal change in depth distribution of aquatic Oligochaeta in southern Lake Kizaki, central Japan. *Acta Hydrobiologica Sinica* **31**: 109-115.
- Martin P. & Ohtaka A. (2008) A new phreodrilid species (Annelida; Clitellata; Phreodrilidae) from Lake Biwa, Japan. *Species Diversity* **13**: 221-230.
- Milbrink G. (1980) Oligochaete communities in pollution biology: the European situation with special reference to lakes in Scandinavia. In: *Aquatic Oligochaete Biology* (eds. Brinkhurst R.O. & Cook D.G.), pp. 433-455. Plenum, New York.
- Miyadi D. (1932a) Studies on the bottom fauna of Japanese lakes. VI. Lakes of southern Kyusyu. *Japanese Journal of Zoology* **4**: 127-149.
- Miyadi D. (1932b) Studies on the bottom fauna of Japanese lakes. VII. Lakes of Hokkaidô. *Japanese Journal of Zoology* **4**: 223-255.
- Miyadi D. (1932c) Studies on the bottom fauna of Japanese lakes. VIII. Lakes of North Japan. *Japanese Journal of Zoology* **4**: 253-287.
- Miyadi D. (1933) Studies on the bottom fauna of Japanese lakes. X. Regional characteristics and a system of Japanese lakes based on the bottom fauna. *Japanese Journal of Zoology* **4**: 417-438.
- 森下郁子 (1973) ダム湖の底生動物による類別. *陸水学雑誌* **34**: 192-201.
- 森下郁子 (1977) 川の健康診断 清冽な流れを求めて. 日本放送出版協会, 東京.
- 日本陸水学会 (編) (2006) 陸水の辞典. 講談社, 東京.
- 大森浩二・山田佳裕・末次忠司・牛島健・一柳英隆 (2011) 第1章. ダム湖の物理化学的特徴. 物理的, 地形学的特徴. 「ダム湖と環境の科学 II. ダム湖生態系と流域環境保全」(大森浩二・一柳英隆編), pp.3-30. 京都大学学術出版会, 京都.
- 大高明史 (2010) 水生ミミズ類と水質環境. 「河川環境の指標生物学」(谷田一三編), pp.86-94. 北隆館, 東京.
- Ohtaka A. (2014) Profundal oligochaete faunas (Annelida, Clitellata) in Japanese lakes. *Zoosymposia* **9**: 24-35.
- Ohtaka A. & Iwakuma T. (1993) Redescription of *Ophidonais serpentina* (Müller, 1773) (Naididae, Oligochaeta) from Lake Yunoko, central Japan, with record of the oligochaete composition in the lake. *Japanese Journal of Limnology* **54**: 251-259.
- Ohtaka A., Nishino M. & Kobayashi T. (2006) Disappearance of deep profundal zoobenthos in Lake Ikeda, southern Kyushu, Japan, with relation to recent environmental changes in the lake. *Limnology* **7**: 237-242.
- 吉村千洋 (2014) 第6章. 底生動物群集の動態. 「ダム湖と環境の科学 III. エコトーンと環境創出」(谷田一三ほか編), pp.139-157. 京都大学学術出版会, 京都.
- 谷田一三 (2014) 第7章. ダム湖水位変動帯の陸上無脊椎動物. 「ダム湖と環境の科学 III. エコトーンと環境創出」(谷田一三ほか編), pp. 159-173. 京都大学学術出版会, 京都.
- Thornton K.W., Kimmel B.L. & Payne E.E. (1990) *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*. John Wiley & Sons, Inc.
- 柳井久江 (2011) 4Steps エクセル統計第3版. オーエムエス出版, 所沢.