

石川県手取川におけるダム建設にともなう着生珪藻群集の変化

墨田 勉 彰*・渡辺 仁 治**

* 小松明峰高校 (923 石川県小松市平面町)

** 奈良女子大学理学部生物学科 (530 奈良市北魚屋西町)

SUMITA, M. and WATANABE, T. 1986. The changes of benthic diatom assemblages affected by dam construction and its completion on the Tedorigawa River in Ishikawa Prefecture. Jap. J. Phycol. 34: 194-202.

During the period of the construction work, the values of ignition loss of the sediments on the river bed (representing the standing crops of microorganisms) decreased. However, in the year after the finish of this work, the values were recovered to the same level or slightly lower level than that estimated before the construction.

The ratio of ignition loss to the amounts of inorganic silt deposited on the river bed decreased after the finish of dam construction work.

During the period of the dam construction, the specific components of benthic diatom assemblages on the river beds were simplified at the stations in the downstream from the site of the constructions. Dominant taxa in the assemblages, were *Cymbella ventricosa* and *Navicula viridula*. It appears that the increase in turbidity of the river water during the construction period markedly affected the specific components of the diatoms.

After finish of dam construction, a few diatom taxa preferring the clean water were found in the diatom assemblages at the stations affected by tributaries. It was proved that water quality of the downstream became slightly cleaner after the completion of the dam.

Key Index Words: Benthic diatom assemblages; biological indicator; dam construction; ignition loss; similarity index.

Michiaki Sumita, Komatsu Meiko High School, Komatsu, Ishikawa Prefecture, 923 Japan.

Toshiharu Watanabe, Biological Institute, Faculty of Science, Nara Women University, Nara, 630 Japan.

手取川は水源を白山に発し、幹線流路長 70.2 km 流域面積 809 km² の一級河川である。流域は年降水量平均が 3,200 mm の多雨豪雪地帯である。したがって、本河川は水量には恵まれているものの、流量変動の大きい、いわゆる“あばれ川”であった。この特性を生かした石川県の総合開発計画により、手取川本流に、大規模ピーク発電、水道水、工業用水の供給、洪水調節を目的とした多目的の手取第1ダムの建設を主目的とする手取川総合開発事業の起工式が1974年11月に行われた。

しかし道路新設等の河川水に影響を及ぼす付帯工事が始まったのは1975年10月であった。1979年6月同ダム湖の湛水開始を経て、1980年7月の金沢市を含む2市4町への給水開始で工事が終了した。また第2、第3ダムは第1ダムより1年半遅れて工事が始まり、完

成は1978年10月であった。

本河川の上流部一帯の地質は、中生代の手取層群からなり、従来から随所で風化による崩壊が発生していた。また、上流から下流にかけて、この工事以前から頻繁に砂利採集が行われていた。そのために本河川は工事以前から川床がシルトでおおわれ、水の濁りの著しい箇所も少なくなかった。したがって、河川生物にとっては、本河川は決して良い環境とはいえなかった。手取ダムの建設が、このような河川の性格をどのように変え、生物にどのような影響を与えるかは大変興味深い問題である。

本研究は、ダムの工事前、工事中、工事終了後の各時期での川床の付着珪藻群集の変化に基づいて、その影響を検討したものである。この影響を調べるために、工事開始前の1974年10月から、工事終了後の1980年11

月に至るまでの6年間、毎年、春季（5月中旬～6月中旬）と秋季（10月下旬～11月上旬）の2回、手取川本流に設定した8地点で調査を行った。春の調査は、融雪後に工事が開始された後の時期に、秋の調査は、その年度の工事が積雪期に入る前に終了した後の時期で、それぞれ10～14日以内で行った。

調査地点と調査法

調査地点は Fig. 1 に示した8地点である。これらの地点のうち、地点1（風嵐）はダム建設地よりも上流部で、工事の影響を受けない地点、地点2（女原）、3（仏師野）は工事現場に近く、その影響が大きい地点、地点4（木滑）、5（上野）、6（江津）、7（鶴来）、

8（粟生）はそれよりも下流で、影響が比較的小さいと考えられる地点である。

どの調査地点においても、水深が30～40 cmの瀬で、水面とほぼ平行な面をもち、藻類の発生量が多い石を選び、その上面の付着藻類を採集した。これらの試料は硫酸処理後、水洗して永久プレパラートを作製し、珪藻群集を調べた。

また、生物の現存量と石面に沈着したシルトの量を調べるために、付着藻類採集の場合と同一条件で、石礫上面の5 cm 平方内の付着物全部を、5試料づつ採集した。各試料について、強熱減量と強熱残留物を重量で求め、強熱減量を生物の現存量、強熱残留物の重量を沈着したシルト量とみなした（渡辺・上条 1974, 渡辺・墨田 1976）。強熱残留物中には、生物体の灰分

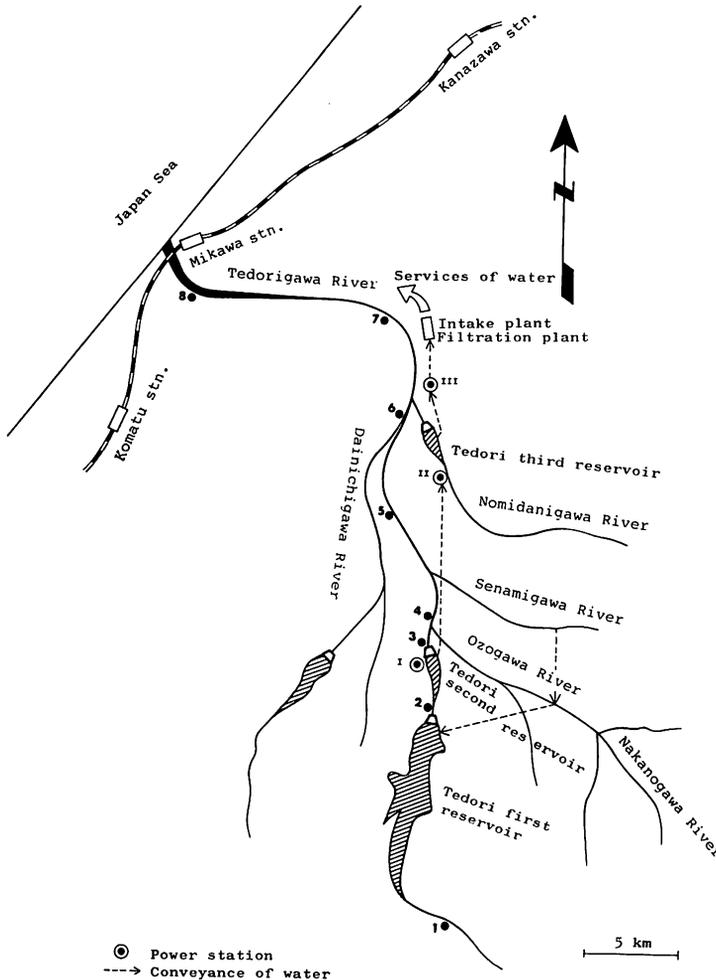


Fig. 1. The Tedorigawa River system and the locations of 8 sampling stations shown by figures.

も当然含まれているが、その重量はシルト量と比べて極めて小さいとみなせるのでこれを無視した。

なお、各地点における、強熱減量、強熱残留物に係る試料数が比較的少なく、測定値も必ずしも均等ではなかったことから、適正な平均値をえるために、近藤・舟坂 (1974) に従って、下記の数学的処理を施した。強熱減量(L)を例にとれば

まず、同一地点で採取した5試料の平均値(\bar{x})と、次式による不偏分散(v^2)を求める。

$$v^2 = \frac{\sum_{i=1}^m (x_i - \bar{x})^2}{n-1}$$

ただし、 x_i : 各試料それぞれのLの値

n : 各調査地点で採集した試料数
(今回は $n=5$)

さらに下記のように GRUBS の棄却検定を行った。

x_1 (最小値) の値が他と著しく異なるときには

$$g_0 = \frac{\bar{x} - x_1}{v}$$

を、 x_n (最大値) の値が他と著しく異なるときには

$$g_0 = \frac{x_n - \bar{x}}{v}$$

を検定規準として用い、 g_0 の値が

$$g_0 \geq g(n, \alpha)$$

ならば、有意水準 α で他と著しく異なった値を棄てる。ただし n は試料の数で今回は $n=5$ 、 $\alpha=0.01$ ならば、 $g(5, 0.01)=1.76$ となる。

各調査地点での5試料について、この棄却検定を行ない、棄てられた試料があった場合には、平均値(\bar{x})と不偏分散(v^2)を求め直し、同様に棄却検定を行

た。

次に棄却検定後の試料についての強熱減量(L)の平均値(Figs. 2, 3の棒グラフ)及び95%信頼できる推定値の範囲(Figs. 2, 3の矢印)を示した。推定値の範囲は母標準偏差未知の場合の区間検定を使った。その式は下記の通りである。

$$L = \bar{x} \pm t(n-1, 0.05) \sqrt{\frac{v^2}{n}}$$

n : 各調査地点で採集した試料数

$t(n-1, 0.05)$: 自由度 $n-1$ 、両側5%の
 t 分布

強熱残留物の重量(R)についても、同様の方法によって計算した。またL/Rは、棄却検定後のL、Rの平均値によって求めた。工事中Rは増加し、環境悪化のためLが減少した。このことからL/R値を無機汚濁の1つの指標値としてとりあげた。

結果と考察

(1) 水温とpH

水温、pHはすべての表層水の値を測定した。その結果の表記は省略するが、春季、秋季の水温は、地点、年度によって異なっているが、春季はほぼ15~18°C、秋季はほぼ13~16°Cであった。pHは、全調査期を通じて、工事とは関係なく、7.2~9.0の範囲内で変動していた。なお、工事中の1978年8月5日に、石川県衛生公害研究所が水質検査を行ったので、その結果をTab. 1に示した。

(2) 強熱減量と強熱残留物量

強熱減量(L)を生物の現存量とみなす場合、生物の遺骸や陸上から搬入された生物の碎片などが混入して

Table 1. The character of river water under the dam construction (Aug. 5, 1978).

Station	WT (°C)	TP (cm)	pH	SS (ppm)	COD (ppm)	Cl (ppm)	NO ₂ -N (ppm)	NO ₃ -N (ppm)	NH ₄ -N (ppm)	Kj-N (ppm)	T-P (ppm)
1. Kazaarashi	21.8	>30	8.9	<0.5	1.0	5.3	0.00	0.18	0.11	0.27	0.01
2. Onabara	20.4	>30	9.0	<0.5	0.8	7.4	0.00	0.71	0.22	0.22	0.01
3. Bushigano	22.0	>30	9.2	<0.5	0.7	7.4	0.00	0.62	0.08	0.31	0.01
4. Kinameri	16.8	>30	8.3	2.0	0.3	7.8	0.00	0.44	0.21	0.37	0.02
5. Kamino	22.2	>30	8.7	4.7	0.7	9.2	0.00	0.72	0.11	0.21	0.01
6. Gouzu	24.4	>30	9.0	2.5	0.8	9.6	0.01	0.82	0.12	0.22	0.02
7. Turugi	23.5	>30	8.7	1.2	1.8	9.9	0.02	0.84	0.09	0.25	0.01
8. Ao	22.6	>30	8.5	0.5	0.2	6.7	0.00	0.83	0.15	0.27	0.02

WT, water temperature; TP, transparency.

いるおそれがある。その場で増殖した生物の遺骸の混入は避け難いが、それを含めて、その場で一定期間中に増殖した生物量という概念でLを扱った。陸上からの有機物の混入については、先に述べた条件統一下で試料を採取し、かつ前記の統計の処理によって、その影響を最小限に抑えるように配慮した。

手取第2ダム工事は第1ダムの下流部(地点2,3の間)で行われたが、第1ダムの工事規模より、はるかに小さく、工事期間も第1ダム工事期間中に含まれていた。したがって下流部へのダム工事の影響として、第1ダム工事をとりあげた。また第3ダムは設置箇所が支流中での小河川である直海谷川下流で、工事期間も第1ダム工事期間中であった。

Figs. 2, 3 は春秋二期の採取試料の強熱減量(L)の測定値をそれぞれ図示したものである。図中の矢印の実線は測定値の範囲(有意水準 0.05)を示したものである。春季の測定値 Fig. 2 においては、1976~1978年の工事期間中、Lの値(生物の現存量)がどの地点においても、工事前後と比べて著しく減少していることがわかる。また、秋季の測定値 Fig. 3 においては、流れが停滞した地点2,3を除くと、1975~1978年の工事期間中は春季と同様にLの値の減少が認められる。次に工事前、後のLの値を比べると、春秋とも工事後は工事中よりも増えたとはいえ、工事前の状態にまで回復したとはいえない。

一方、春秋のL/Rは、Figs. 4, 5 に示したが、工事中のL/Rは共に工事前の値よりも大きくなる傾向があり、ことに融雪時の春季において、その傾向は著しい。この現象は、先に述べたように、工事中Lの値が小さくなっていったことに併せ、工事中のR(強熱残留物量)がL以上に減少していることによるものである。

次にL/Rの値は工事後春、秋季ともに多くの地点で急に増大した。工事後における生物の現存量Lは、Figs. 2, 3 に示すように工事中と比べて増加したとはいえ、L/Rの値ほどに著しい増加は認められない。しかしRの測定値がLの増加の割合以上に減少している。これは恐らく上流から下流してくる無機懸濁物質の多くがダム湖底に沈着し、ダム湖より下流での懸濁物質の沈着がダム建設前よりも減少したためであろう。

(3) 珪藻群集

全試料から同定した珪藻は25属85 taxaであった。なお種の同定はCLEVEVE-EULER 1951-1955, 福島ほか1973, HUSTEDT, F. 1930, 1930-1966, 小林1964, PATRICK, R. and REIMER, C. W. 1966, 1977によった。

出現した珪藻を Tab. 2 に列挙した。なお本調査期間中、いずれかの地点で、10%以上の相対頻度をえた taxon には * 印をつけた。次いで、工事の影響を調べるために、工事前は1974年10月と1975年5月、工事中は1976年、1977年の春、秋の2回ずつ、工事後は1980年の春、秋について、それらの珪藻群集を構成する各々の taxon の相対頻度を調べ、それに基づいて MOUNTFORD による群分析を行った(木元1976)。群の類別基準は70%とした(Figs. 6, 7)。

Figs. 6, 7 から明らかのように、工事前には各地点の珪藻群集は多様で全般的に共通性が少ない。しかし、工事が進行中の1976年と1977年の春には、各地点間の珪藻群集は均一化された。同様な現象は工事中の1976年秋にも現われているが、1977年秋には明瞭にみられなくなった。恐らく、これは手取川本流に大きな影響を及ぼす手取第1ダム及び第2,3ダムの各工事が完成に近づいたことが原因であろう。

工事中の珪藻群集を相対頻度の大きいもので代表させると、*Cymbella ventricosa*—*Navicula viridula* 群集であった。これらの taxon は、いづれも濁った水域において、しばしば優占的に出現する種とされている(渡辺・上条1974, 渡辺1968, 1970)。工事前には *Achnanthes japonica* を代表種とする珪藻群集が多く、その中で *Cymbella ventricosa* の相対頻度は工事中に比べて小さかった。

またダム完成後は *Diatoma elongatum*, *Cocconeis pediculus*, *Nitzschia sinuata* var. *tabellaria* の群集が見られるに至った。これらの3 taxa はいずれも清水域に出現するものである(福島・小林1975)。これらの taxa は第1ダムの下流の各地点で相対頻度は小さいながら出現した。

下流地点中で、地点2,3は第1,2ダムの直下のため工事完了後、本流の水量が激減し、流入する小溪流(Fig. 1は主な支流のみ)の水量が大部分を占め、地点4以下でも支流、小溪流から流入する、きれいな水が本流の水質に影響を与えたためと思われる。しかし、地点4以下での相対頻度は地点2,3の値より小さくなっている。

Figs. 6, 7 に示されている、工事後1980年6月における地点6,7,8の群集と、11月における地点7,8の群集との類似度が高くなっているのは、最大支流の大日川の流入による影響が大きくなりあらわれた結果と思われる。

このような珪藻群集の変化は、ダム工事の進行中には、工事現場よりも下流の地点で工事前より濁度が上

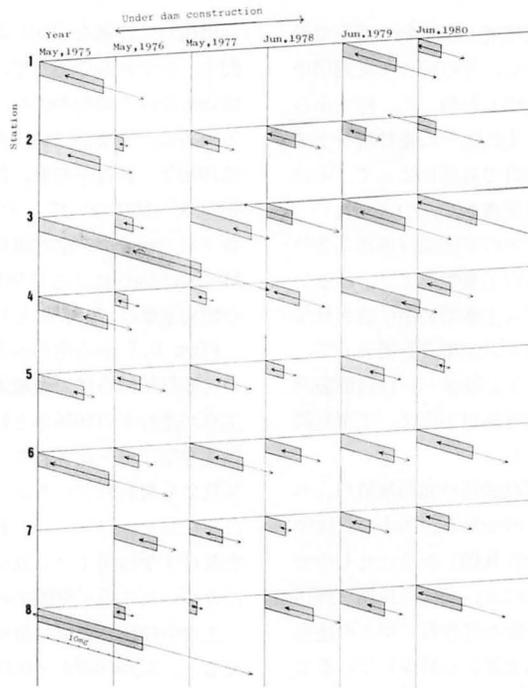


Fig. 2. The annual change of ignition loss (mg) of the sediments collected from 5 cm square on the river bed of each station (in spring). Bar graph: the average of ignition loss. Arrow line: its confidence interval with 95 percent.

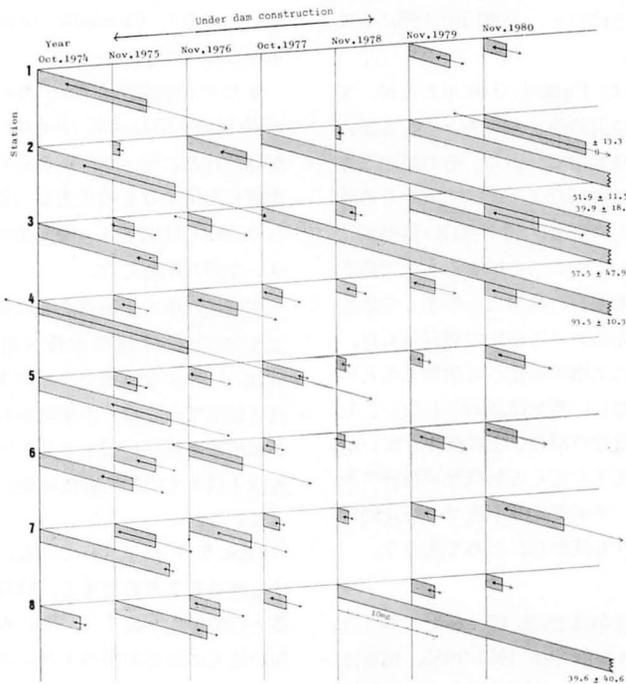


Fig. 3. The annual change of ignition loss (mg) of the sediments collected from 5 cm square on the river bed of each station (in autumn). Bar graph: the average of ignition loss. Arrow line: its confidence interval with 95 percent.

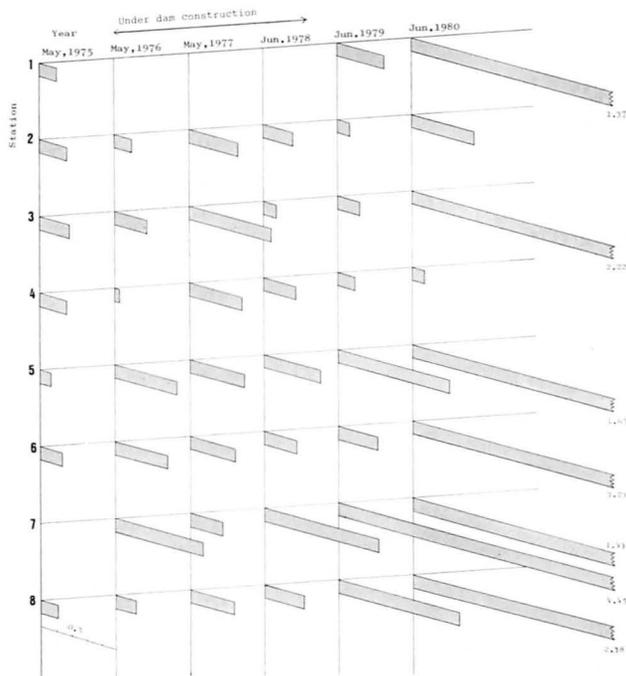


Fig. 4. The annual change of the ratio of ignition loss to ignition residue of the sediment collected from 5 cm square on the river bed of each station (in spring).

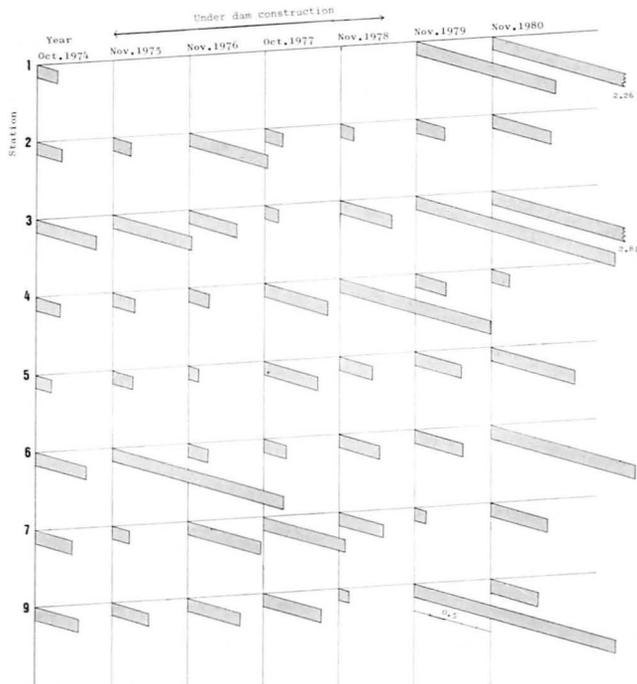


Fig. 5. The annual change of the ratio of ignition loss to ignition residue of the sediments collected from 5 cm square on the river bed of each station (in autumn).

Table 2. The list of benthic diatom taxa occurred in the period of this survey.

<i>Melosira distans</i>	<i>Navicula radiosa</i>
<i>M. varians</i>	<i>N. rhynchocephala</i>
<i>Cyclotella stelligera</i>	<i>N. rhynchocephala</i> var. <i>germainii</i>
<i>Diatom elongatum</i>	<i>N. salinarum</i> var. <i>intermedia</i>
* <i>D. hiemale</i> var. <i>mesodon</i>	<i>N. secreta</i> var. <i>apiculata</i>
* <i>D. vulgare</i>	* <i>N. viridula</i>
* <i>D. vulgare</i> var. <i>brevis</i>	<i>N. viridula</i> var. <i>avenacea</i>
<i>Meridion circulare</i>	<i>N. viridula</i> var. <i>slesvicensis</i>
<i>Asterionella formosa</i>	<i>N. ventralis</i>
* <i>Ceratoneis arcus</i> var. <i>recta</i>	<i>Pinnularia braunii</i>
<i>Fragilaria crotonensis</i>	<i>P. microstauron</i>
<i>F. pinnata</i>	<i>Amphora veneta</i>
* <i>F. vaucheriae</i>	<i>Cymbella cuspidata</i>
<i>Synedra inaequalis</i>	<i>C. gracilis</i>
<i>S. rumpens</i>	<i>C. prostrata</i>
<i>S. rumpens</i> var. <i>familiaris</i>	* <i>C. sinuata</i>
<i>S. ulna</i>	<i>C. tumida</i>
* <i>S. ulna</i> var. <i>ramesi</i>	* <i>C. turgidula</i>
<i>Eunotia arcus</i>	* <i>C. turgidula</i> var. <i>nipponica</i>
<i>E. sp.</i>	* <i>C. ventricosa</i>
* <i>Cocconeis pediculus</i>	<i>Gomphonema angustatum</i>
* <i>C. placentula</i> var. <i>lineata</i>	<i>G. angustatum</i> var. <i>producta</i>
<i>Achnanthes coarctata</i>	<i>G. gracile</i>
<i>A. convergens</i>	<i>G. parvulum</i>
<i>A. exigua</i>	<i>G. quadripunctatum</i>
* <i>A. japonica</i>	* <i>G. vastum</i> var. <i>elongata</i>
* <i>A. lanceolata</i>	<i>Rhopalodia gibba</i>
* <i>A. minutissima</i>	<i>Bacillaria paradoxa</i>
* <i>Rhoicosphenia curvata</i>	<i>Nitzschia amphibia</i>
<i>Frustulia rhomboides</i> var. <i>amphipleuroides</i>	<i>N. apiculata</i>
<i>F. vulgaris</i>	<i>N. denticula</i>
<i>Gyrosigma spencerii</i>	* <i>N. dissipata</i>
<i>Caloneis bacillum</i>	* <i>N. frustulum</i> var. <i>perpusilla</i>
<i>Stauroneis kriegeri</i>	<i>N. ignorata</i>
<i>Navicula cryptocephala</i>	<i>N. linearis</i>
* <i>N. cryptocephala</i> var. <i>veneta</i>	<i>N. palea</i>
<i>N. halophila</i>	<i>N. paleacea</i>
<i>N. heufferi</i>	<i>N. sinuata</i> var. <i>tabellaria</i>
<i>N. hungarica</i>	<i>Surirella angusta</i>
<i>N. lapidosa</i>	<i>S. lapponica</i>
<i>N. mutica</i>	<i>S. ovata</i>
<i>N. neoventricosa</i>	<i>S. ovata</i> var. <i>pinnata</i>
<i>N. pupula</i>	

* Dominant taxon (occurred over ten percent in relative frequency).

昇し、ダム工事終了後は工事前と比べて幾分清浄な方向へ変化したためとみなせよう。

なお、ダムの建築工事に当っては、諸種の方策を施しても、濁質の流出は避け難く、工事現場から下流では、従来から多少ともこの影響を受けるとされている。

また一般に、ダム完成による下流の河川水への影響は、ダムの立地条件や放水管理のあり方によって、水

質のみならず、濁質、水温などに様々な変化となってあらわれるのが普通である。

以上の諸結果を総合して考察すれば、本研究の結果は下記の1~4にまとめられよう。

1. 強熱減量で代表される川床への付着生物の現存量と、強熱残留物量で代表される川床への沈積シルト量とは、ダム建設の工事期間中は工事前より減

少したが、工事後1年目で強熱減量は同等又はやや少ない状態に回復した。(Figs. 2, 3)しかし、強熱残留量は減少の状態のままであった。

2. 強熱減量と強熱残留量の比は、工事中は小さくなり、工事後は著しく増大した (Figs. 3, 4)。
3. 前述 1, 2 より、工事後は工事前と比べて流下する懸濁物質がダム湖底へ沈積され、下流でのシルト量が減少したため、以前の“あばれ川”としての性質が一部抑制されたといえよう。これは川床の付着生物にとっては、確かに環境改善といえる。
4. 工事の影響をうけた水域では、工事後、珪藻群集は工事前の群集へ回復したが、工事前には出現しなかった清水性の随伴種も加わるようになった。この現象は、濁質が減少したことにもよるが、ダ

ム地点よりも下流の支流、小溪流からの流入水が、本流の流量の大部分を占めるに至った時点の水質を反映していることになろう。

結果的には、ダム湖よりも下流域の水質は、ダム建設以前と比べて幾分良くなったと考えられる。

終りに、本研究における、強熱減量等の測定に便宜を与えられた金沢大学教養学部教授、定塚謙二博士、全期間の調査を通じて、同行され協力をいただいた小松市役所農林水産課の高林英一氏、および、資料の統計処理に協力下さった金沢女子短期大学助教授、南俊博氏、水質検査の結果を提供下さった石川県衛生公害研究所主任研究員、矢鋪満雄氏に深謝の意を表します。

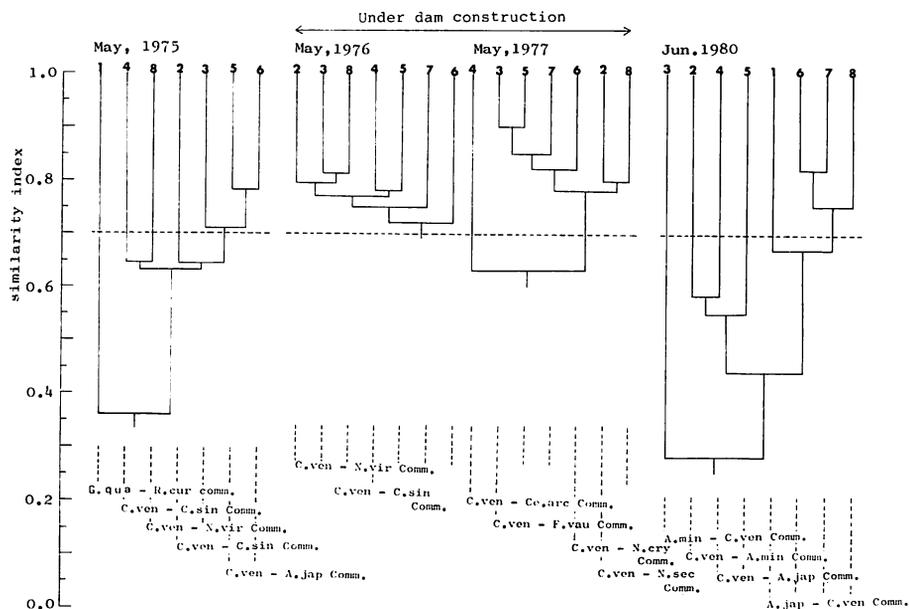


Fig. 6. Cluster analysis of similarity index between the benthic diatom assemblages on the river bed of sampling stations (in spring).

- | | |
|---|--|
| D. vul : <i>Diatoma vulgare</i> | N. vir : <i>Navicula viridula</i> |
| F. vau : <i>Fragilaria vaucheria</i> | C. sin : <i>Cymbella sinuata</i> |
| S. uln : <i>Synedra ulna</i> var. <i>ramesi</i> | C. tur : <i>C. turgidula</i> |
| Ce. arc : <i>Ceratoneis arcus</i> var. <i>recta</i> | C. nip : <i>C. turgidula</i> var. <i>nipponica</i> |
| R. cur : <i>Rhoicosphenia curvata</i> | C. ven : <i>C. ventricosa</i> |
| A. jap : <i>Achnanthes japonica</i> | G. ang : <i>Gomphonema angustatum</i> var. <i>producta</i> |
| A. min : <i>A. minutissima</i> | G. qua : <i>G. quadripunctatum</i> |
| Co. ped : <i>Cocconeis pediculus</i> | G. vas : <i>G. vastum</i> var. <i>elongata</i> |
| Co. pla : <i>C. placentula</i> var. <i>lineata</i> | Ni. amp : <i>Nitzschia amphibia</i> |
| N. cry : <i>Navicula cryptocephala</i> var. <i>veneta</i> | Ni. dis : <i>N. dissipata</i> |
| N. sec : <i>N. secreta</i> var. <i>apiculata</i> | Ni. fru : <i>N. frustulum</i> var. <i>perpusilla</i> |

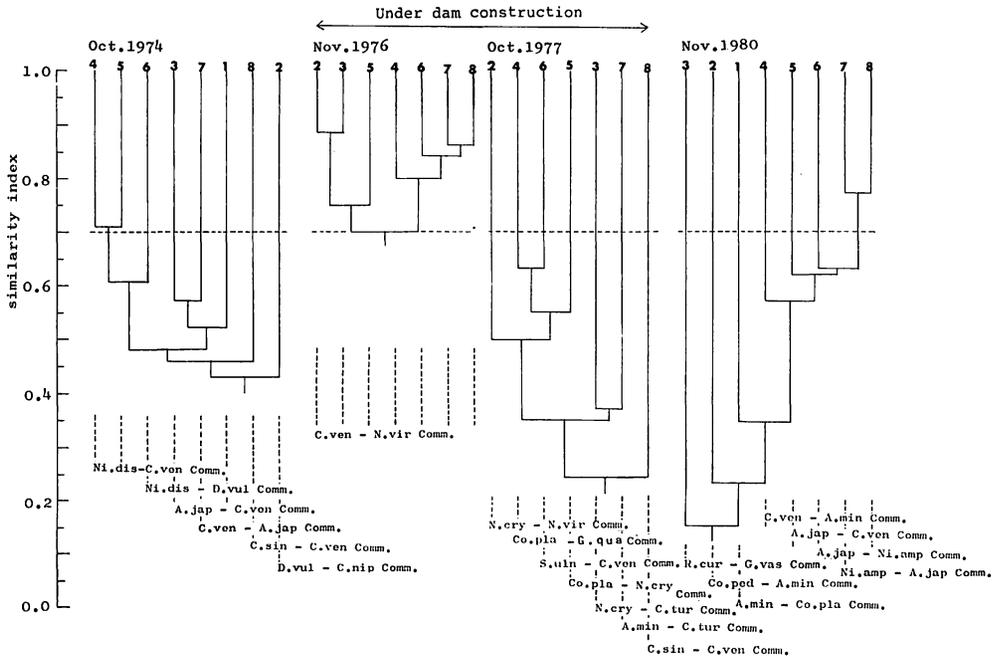


Fig. 7. Cluster analysis of similarity index between the benthic diatom assemblages on the river bed of sampling stations (in autumn).

引用文献

- CLEVE-EULER 1951-1955. Die Diatomen von Schweden und Finnland 1-5. K. Sven. Vet. Akad. Handle. 2(1): 1-155, 3(3): 1-143, 4(5): 1-240, 5(4): 1-217.
- 福島 博・木村 努・小林艶子 1973. 木曾川のケイ藻. 横浜市立大紀要生物学編 3: 1-155.
- 福島 博・小林艶子 1975. 生物指標としての珪藻. 日本生態学会編. 環境と生物指標 2: 54-60. 共立出版, 東京.
- HUSTEDT, F. 1930. Bacillariophyta (Diatomeae). In PASHER, A. (ed.) Die Süßwasser-Flora Mitteleuropas. Heft 10. Gustav Fischer, Jena.
- HUSTEDT, F. 1930-1966. Die Kieslagen Deutschlands, Österreichs und der Schweiz. In RABENHORST, L. (ed.), Kryptogamen-Flora Deutschland, Österreich und der Schweiz 7 (3): 1-920, 1-845, 1-816. Leipzig.
- 木元新作 1976. 動物群集研究法 I - 多様性と種類組成. 生態学研究法講座 14, pp. 147-151. 共立出版, 東京.
- 小林 弘 1964. 荒川産珪藻類 (2). 秩父自然博物館研究報告 1964(2): 65-77.
- 近藤良夫・舟坂 渡編 1974. 技術者のための統計的方法. pp. 89-101, 144-148, 共立出版, 東京.
- PATRICK, R. and REIMER, C.W. 1966. The diatoms of the United States (Exclusive of Alaska and Hawaii), 1. Acad. Nat. Sci. Philadelphia, Philadelphia.
- 渡辺仁治 1968. 大和吉野川における付着藻類と濁度. 日本処理生物誌 4: 9-11.
- 渡辺仁治 1970. 砂利採集の河川生物への影響. 遺伝 12: 9-16.
- 渡辺仁治・上條裕規 1974. 九頭竜川水系の付着生物におよぼす濁りの影響. 陸水雑 35: 73-81.
- 渡辺仁治・墨田迪彰 1976. 梯川水系の川床付着物による重金属の濃縮と生物相. 日本処理生物誌 12: 65-72.