

貯水ダム下流の環境変化と底生動物群集の様式

波多野 圭亮*・竹門 康弘・池淵 周一

* 京都大学大学院工学研究科

要 旨

ダム下流域では土砂供給が制限される結果、底質が粗粒化し固化する現象（アーマー化）や、底生動物の種多様性の減少する例が報告されている。本研究は、近畿圏における16のダム直下において、ダムによる生息環境と底生動物群集の特性を示し、さらに、生息場所の物理化学的条件を介した底生動物群集への影響過程と、餌資源の組成や量を介した底生動物群集への影響過程を考察した。

ダム下流の流程と同規模で上流にダムのない対照流程を比較した結果、河床攪乱と砂礫供給の減少とダム湖のプランクトン供給が付着層の発達を促すことによってヒラタカゲロウなどの滑行型のみならず、シマトビケラなどの造網型の生息環境をも劣化させることがわかった。いっぽう、支川の流入に伴う生息環境と底生動物群集の流程変化を分析した結果、ダム直下から数百メートルの距離で底生動物の群集構造が劇的に変化することがわかった。

キーワード： 貯水ダム、底生動物群集、生息環境、生物多様性、アーマー化

1. 序論

1.1 研究の背景

河川は、流水および流送土砂によって侵食堆積などの攪乱を受ける場所であり、この攪乱の形態、規模および頻度が、河川に生息する生態系の構造と変動を規定していると考えられる。

1997年の河川法改正により、河川管理の目的に治水・利水に加えて河川環境が加えられ、生態系の保全や復元が大きな事業目的となってきた。しかしながら、河川生態系の構造や変動形態を維持するための方法論については未だ模索段階にある。

河川生物は、河床の攪乱およびそれによって形成される環境に対応して生息している結果、適度の河床変動時に種多様性が最大化すると考えられている（Connell 1978）。この仮説を検証するために各地で実験的研究が試みられているが、その現象過程につ

いては未だ不明の部分が多く、河川生態環境を好適に維持するために必要な攪乱体制を明らかにするためには、まず攪乱の様式が人為的に変化している流程と自然様式を保っている流程とを比較する研究が必要である。例えば、ダム下流域では土砂供給が制限される結果、アーマー化と呼ばれる底質が粗粒化し固化する現象（辻本 1999; 内田 2002）や、底生動物の種多様性の減少する例が報告されている（谷田・竹門 1999）。また、大迫ダム（奈良県紀ノ川水系 1973 年竣工）下流の底質環境と底生動物群集を分析したところ、河床表面の糸状藻類間に浮遊物質（Suspended Solids, 以下 SS と呼ぶ）が堆積した付着層（Epilithon, **Photo 1**）が発達するため、滑行型の底生動物を欠く現象や、早瀬中の粗粒化した底質内に SS や細粒状有機物（Fine Particle Organic Matter, 以下 FPOM と呼ぶ）が堆積し、特定の固着型や掘潜型の底生動物の密度が高まる現象が認め



Photo 1 Epilithon attached on the surface of stones in the downstream reach of Yasugawa Dam.

られた（波多野ほか 2003）。

しかし、河川構造物の建設・操作による攪乱要因の変化という人為的なインパクトが、河川生態系にどのような影響を与えていくかについては明らかとされていない。

1.2 研究の目的

本研究は、これらの現象の一般性を確かめるため、近畿圏における 16 のダム直下と上流にダムのない 5 河川 8 地点とで、生息環境と底生動物群集について比較した。また、ダムの経過年数、立地条件、運用方法（流況制御の程度）による生息環境や底生動物群集の特性を分析することで、ダムによる底生動物群集への影響要因を考察することを第一の目的とした。さらに、ダム直下から流程に沿った生息環境と底生動物群集の変化様式を捉えることにより、支川の流入がもたらす回復過程を明らかにすることを第二の目的とした。なお、分析と考察に際しては、生息環境の物理構造や水質環境からの分析（生息場所経路からの分析）と餌資源環境からの分析（栄養経路からの分析）を行った。

2. 研究手法

2.1 底生動物を適用する理由

底生動物群集は以下の点で環境指標として優れている。

- 底生動物は遊泳魚のような移動能力を欠くので、その場の物理環境など微生息場などに影響を受けやすく、その場の健全性を評価するのに有効である。
- 底生動物は比較的狭い面積に多数の種が生息するので、種の多様性を評価しやすい。
- 底生動物では、魚類における放流や捕獲などの人為的攪乱を受けずにすむため、ノイズが少

ないと考えられる。

- 底生動物は、水域生態系の中で基礎生産者から高次の消費者につなぐ重要な役割を果たすなど、物質とエネルギーの循環に貢献している。そこで、本研究では底生動物を対象とした。

2.2 底生動物群集の分類

底生動物群集の種構成を分析する場合には、系統分類群によるもの以外に、底生動物の生活要求に応じた生態型が用いられることが多い。とくに、河川生態系の構造や機能の研究では、餌の種類や採餌方法に着目した摂食機能群（Functional Feeding Group）による群集構成の比較を行うことが常套的になっている。また、摂食型以外にも、底生動物の形態や生活の仕方に着目した生活型などがあり、多くの研究者によって様々な類型が提案されてきた。系統分類学上のタクサは、進化の過程で適応放散や適応集中を起こす結果、生態学的な機能単位としてはむしろ生態型の類型が有効であると考えられる。

(1) 生活型による分類

生活型（Life types）とは、底生動物の生息場所の物理構造や流れ環境条件の特性と適応した体形や生活様式を反映した類型であり、生息場所経路による分析に用いた。本研究では、Merritt & Cummins ならびに、竹門（2005）に従って以下の 10 グループの生活型に分類した。

1. 遊泳型 Swimmers：コカゲロウ科 Baetidae に代表されるように、移動の際に主として遊泳しながら動く底生動物群。
2. 固着型 Attachers：アミカ科 Blepharoceridae、ブユ科 Simuliidae などに代表されるように、強い吸着器官または鉤着器官をもって他物に固着している底生動物群。
3. 造網型 Net-spinners：シマトビケラ科 Hydropsychidae、ヒゲナガカワトビケラ

科 Stenopsychidae に代表される、分泌絹糸を用いて捕獲網を作る底生動物群。

4. 滑行型 Gliders: ヒラタカゲロウ科 Heptageniidae, ヒラタドロムシ科 Psephenidae などに代表される、扁平な体形で河床表面を滑るように移動する底生動物群。
5. 粘液匍匐型 Creepers: ナミウズムシ *Dugesia japonica* やカワニナ *Semisulcospira* などのように、繊毛や粘液で這うように移動する底生動物群。
6. 匍匐型 Crawlers: カワゲラ目 Plecoptera, ナガレトビケラ科 Rhyacophilidae, ヘビトンボ科 Corydalidae などに代表される、河床などを脚で匍匐して移動する底生動物群。
7. 携巣型 Case-bearers: ヒメトビケラ科 Hydropsychidae, ヤマトビケラ科 Glossosomatidae などに代表される、巣に入って生活する底生動物群。運動方法は匍匐型と同様であるが、筒巣を持つ点を考慮して、匍匐型とは別で考えた。
8. 滑行掘潜型 Gliding burrowers: トビイロカゲロウ属 *Paraleptophlebia*, キイロカワカゲロウ *Potamanthodes formosus* に代表される、はまり石や載り石の砂底との隙間に入り込み、石表面と隙間とで生活する底生動物群。
9. 自由掘潜型 Free burrowers: モンカゲロウ科 Ephemeraeidae, サナエトンボ科 Gomphidae などに代表されるような、砂または泥の中に潜って生活する底生動物群。
10. 造巣掘潜型 Tube builders: ヒゲユスリカ属 *Tanytarsus*, ツヤムネユスリカ属 *Microtendipes* などに代表される、細かい砂や泥、あるいは付着層の内部に分泌絹糸を巻きつけて巣をつくり生活する底生動物群。

(2) 摂食機能群による分類

摂食機能群 (Functional feeding groups) とは、餌の種類と採餌方法による類型であり、栄養経路からの分析で用いた。Merritt & Cummins に従い、以下の 5 グループに分類した。

1. 刈取食者 Grazers: 主に付着藻類を刈り取って食べる方法で栄養を得ている底生動物群。
2. 採集食者 Collector-gatherers: 底質に堆積した FPOM 等を集める方法で栄養を得ている底生動物群。
3. 破碎食者 Shredders: リター (葉) などを粉砕して食べる方法で栄養を得ている底生動物群。
4. 捕食者 Predators: 他の動物を食する底生動物群。本研究では、Piercers の一部も捕食者として分類した。

て分類した。

5. 濾過食者 Filterers: 流れてくる懸濁態有機物を網や口器など体毛で濾過する方法で栄養を得ている底生動物群。

2.3 調査地の選定

本研究では、近畿圏における 16 のダムの下流 21 地点と対照地点 5 河川 8 地点を対象にした (Fig.1)。ダムの竣工年を 1950 年代から 2000 年代まで幅広く選定し、中でも比較的大規模な貯水ダム (貯水容量 700 万 t 以上) を選んだ。また、対照地点として上流にダムのない河川に選定した (Table1)。ダムの影響に関する対照地点には、ダムの上流に設定する方法や、近傍からダムのない対照河川を設定する方法が考えられる。本研究では、規模が大きい貯水ダムを研究対象としたため、ダム湖の上流では下流とセグメント (山本 1994) の特性が変わってしまう問題点が想定された。このため本研究では、後者の設定方法を採用した。



Fig. 1 Map of study sites

全調査地点の標高は 80 m~370m の範囲であり、勾配はダム湖の距離が長いことを考慮しダム前後約 5km で求めると 1/23~1/385 であった。これらを求める際は、数値地図 50 mメッシュ (標高) (国土地理院) を用いた。山本 (1994) に基づいて勾配で

Table 1 List of study sites

Year of construction	Name of dam or river	Drainage system	Water-shed area(km ²)	Storage capacity of dam(1000m ³)	Purpose of dam ※	Segment category	Distance from dam(m)
Impact site							
1951	Yasugawa	Yodogawa	59	8,500	A	I	<400
1956	Miyagawa	Miyagawa	126	70,500	FNP	I	410
1962	Tsuburo	Kinokawa	161	25,700	FA	M	<400
1969	Takayama	Yodogawa	615	56,800	FNWP	I	<400
1970	Shorenji	Yodogawa	100	27,200	FNWP	I	<400
1972	Eigenji	Yodogawa	132	22,741	AP	I	910
1973	Osako st.1	Kinokawa	115	27,750	AP	I	120
1973	Osako st.2	Kinokawa	115	27,750	AP	I	450
1973	Osako st.3	Kinokawa	115	27,750	AP	I	640
1973	Osako st.4	Kinokawa	115	27,750	AP	I	2600
1973	Osako st.5	Kinokawa	115	27,750	AP	I	3000
1974	Murou	Yodogawa	169	16,900	FNW	I	<400
1983	Hitokura	Yodogawa	115	30,800	FNW	I	<400
1987	Ozuchi	Yodogawa	54	7,300	FNWI	I	<400
1988	Tsubayama	Hidakagawa	397	49,000	FNP	I	<400
1991	Hachisu	Kushidagawa	81	32,600	FNWP	I	<400
1992	Nunome	Yodogawa	75	17,300	FNW	I	<400
1997	Hiyoshi	Yodogawa	290	66,000	FNWI	I	<400
1998	Hinachi	Yodogawa	76	20,800	FNWI	I	<400
2003	Otaki(lateral bar)	Kinokawa	258	84,000	FNWI	I	3000
2003	Otaki(point bar)	Kinokawa	258	84,000	FNWI	I	3400
Control site							
	Tonda Riv.	Tondagawa	139	-	-	I	-
	Takami Riv.	Kinokawa	131	-	-	I	-
	Ado Riv.(upstream)	Yodogawa	80	-	-	M	-
	Ado Riv.(midstream)	Yodogawa	160	-	-	I	-
	Ado Riv.(downstream)	Yodogawa	270	-	-	I	-
	Takatoki Riv.(up)	Yodogawa	40	-	-	M	-
	Takatoki Riv.(mid)	Yodogawa	170	-	-	I	-
	Kizu Riv.	Yodogawa	573	-	-	I	-

※ F:Flood control, N:Nonspecific use,ecological discharge, A:irrigation Agriculture, W:Waterworks, I:Industrial use, P:Pawer generation

考えた場合、上流のセグメント M に分類されるのは 3 地点（津風呂ダム 1/45、安曇川上流 1/56、高時川上流 1/23）であり、そのほかの調査地点はセグメント に分類されたが、セグメント間での底生動物群集の違いはないものとして分析を行った。

2.4 調査・分析方法

各調査地点の早瀬上流端の 4 地点をランダムに選択し、各地点で底質環境の調査と 1 地点で底生動物の採集を行った。

生息環境調査として、水理環境（流速、水深）、底質環境（河床材の粒径調査、河床材表面の付着層量）、水質環境（溶存酸素濃度（DO 濃度）・電気伝導度（EC））、付着藻類量（クロロフィル a 量）の測定を行った。底生動物の採集はコドラート付きサーバーネット（25 × 25cm）を用い、河床表面と間隙水域（深さ 10cm）を採集した。採集物は 0.5mm メッシュの土壌分析用ふるいで分画し、タクサゴとの個体数および湿重量を測った。

(1) 水理環境の計測

水深の計測は、25cm × 25cm のコドラートの四隅と中央の 5 点を測り、それらの平均を水深とした。流速の計測は、コドラート中央の水深 60 % において電磁流速計（KENEK 製 VP3000 型、最小 1/1000 (m/sec)）を用いて 5 秒間に 3 回計測し、その平均値とした。底面直上の流速もコドラート中央の底面において同様に計測した。

(2) 水質環境の調査

水質は、各地点の表流水と間隙水について、溶存酸素濃度 (mg/l) (YSI95)、水温 10 °C で補正した電気伝導度 (μ S) (YSI63) を測定した。間隙水は、サンプル地点上流側にシリコン採水管（内径 4mm、厚み 2mm、長さ 60～80cm のシリコンチューブの先端に、アクリル綿でシルトのろ過装置を装着したもの）を河床表面から約 20cm 下層まで鉄杭を打ち込んだところへ埋め込み、そこからシリンジで吸い上げて計測した。

表流水の DO 濃度に対する間隙水の DO 濃度低下

率（Decreasing Rate of DO : DRDO）を求め、河床間隙への表流水の浸透度合いや、間隙の目詰まり程度の指標とした。

(3) 河床材の粒度調査

河床表面の粒度調査では、面格子法による分析を行った。面格子法では、1m × 1m の枠に 20cm おきにラインを引き、計 36 格子点における河床材の長径を最小 2mm 以上で計った。

間隙材の粒度調査（matrix）は、河床表面の石礫を取り除いた後、300cc のステンレス製カップ 2 杯分（400～600cc）の土砂を採集し、室内で十分に乾燥させた後、ふるい分析による粒度試験を行った。シーブの目は 31.5mm, 16mm, 8mm, 4mm, 2mm, 1mm, 0.500mm, 0.250mm, 0.125mm, 0.063mm にて、自動振動機（FRITSCH 製 Analysetta-3 model SPARTAN）を用いて振幅 1.5～2.0mm で 15 分間行った。ふるい分析では、平均粒径 D_{50} の他、均等係数 $U_c = D_{60}/D_{10}$ 、および曲率係数 $U'_c = (D_{30})^2 / (D_{60}D_{10})$ を求めることによって粒径の幅の広さを分析した。一般に U_c が 10 以上を示し U'_c が 1～3 のとき、粒径の幅が広い、つまり、河床材の粒径が多様であるとされている（土質試験 2000）。

(4) 堆積有機物（BPOM）量の調査

土砂サンプルのふるい分析によって、目が 0.500mm, 0.250mm, 0.125mm, 0.063mm のシーブ、および受け皿に残ったサンプルをるつぼに移し、60℃で 2 時間程度乾燥させた後、電子天秤（SHIMADZU AUW220）を用いて乾燥重量を 0.1mg まで計測し電子マッフル炉（ADVANTEC KM-160）にて 600℃で 2 時間強熱し、灼熱減量（Loss Of Ignition : LOI）を量り BPOM 量（%）とした。

(5) 付着層量の調査

付着層の調査のため、長径 15～30cm 程度の河床材を表面を傷つけないよう慎重に持ち帰った。実験室にて乾燥させた後、河床材の頂点部において 5cm × 5cm を切り抜いたゴム製枠を固定し、枠内の付着層をプラスチックブラシとはけを用いて剥ぎ取った。シリカゲルの入ったデシケーターに入れ 2 時間乾燥させた後、乾燥重量を量り、その後 600℃で 2 時間強熱し灼熱減量を量った。乾燥重量を 付着層量（g/ ），灼熱減量を藻類や SPOM などの有機物量（g AFDW/ ），そして、 から を差し引いたものを 無機物量（Epi-InOM）（g/ ）として分析を行った。

(6) 付着藻類量の調査

河床材の表面に付着した藻類を擦りとり法（谷田ほか 1999）を用いて各地点 4 サンプル採集した。本研究では、直径 25mm の円を切り抜いたゴム板を石面上に固定し、円孔内の付着藻類をミクロクロスで色が着かなくなるまで擦りとった。採集した付着藻類サンプルは、10ml の 99 %エタノールに浸し、冷暗所で 24 時間以上おきクロロフィルの抽出を行った。その後、SCOR/UNESCO 法（SCOR/UNESCO 1966）に準じて、波長 649nm, 665nm の吸光度から式（1）を用いて、クロロフィル a 量の測定を行った。クロロフィルには a, b, c, d の四種類に分類されるが、本研究では光合成生産に最も寄与するクロロフィル a の色素量を藻類現存量の指標とした（西條・三田村 1995）。また、式（2）で求められる AI（Autotrophic Index）を用い、付着藻類の相対的な活性を求めた。この値は大きいほど死滅した付着藻類あるいは付着層内にトラップされた有機物量が大きいことを表す。

$$\text{Chl.a}(\text{mg/l}) = 13.7E_{665} - 5.67E_{649} \dots\dots (1)$$

E_{649}, E_{665} : 波長 649nm, 665nm における吸光度

$$AI = \frac{\text{Epilithon}(\text{gAFDW}/\text{m}^2)}{\text{Chl.a}(\text{g}/\text{m}^2)} \dots\dots\dots (2)$$

Epilithon : 付着層の灼熱減量（有機物量）

Chl.a : 付着藻類のクロロフィル a 量

(7) 流下粒状有機物（SPOM）量の調査

各地点の流心部 1 地点において、メッシュサイズ 100 μ m の SPOM 採集用プランクトンネット（NXX13）を用いて 2 分間採集した。その間、プランクトンネットの直前の中心部において電磁流速計を用い流速を計測し、濾過流量を求めた。サンプルは、ホルマリンで固定し持ち帰り、1.0mm, 0.025mm の目のシーブに空け、粗粒状有機物（Coarse Particle Organic Matter, 以下 CPOM と呼ぶ）と FPOM とに分け、60℃で 2 時間乾燥させた後乾燥重量を計測し、その後 600℃で 2 時間強熱し灼熱減量を求めた。灼熱減量を SPOM 量とし、その際、直径 1mm 以上のものを S-CPOM 量、直径 1mm 未満のものを S-FPOM 量とした。また、乾燥重量から灼熱減量除いたものを流下無機物（S-Inorganic Matter）量とした。

(8) 底生動物群集の調査

採集には 25cm × 25cm のコドラート付きサーバーネット（NXX10 $\frac{1}{2}$ ）を用いた。まず河床表面の石を取り出し、石表面に付いた底生動物をブラシで落と

し採集した後、河床間隙域の土砂を約 10cm の深さまで採りだしてから、少量ずつ洗面器に移し河川水を入れてかき混ぜ、浮遊してきた底生動物を 500 μ m のシーブにあけた。底生動物が浮いてこなくなるまでこの作業を繰り返した。底生動物の採集後、長径 4cm 以上の石について長径・短径・高さを測定した。ホルマリンで固定し持ち帰った底生動物サンプルの処理は、以下の手順で行った。

1. 底生動物のソーティング(種分け): 4mm, 1mm の目合いの土壌分析用シーブでふるい分け、それぞれをバットにあけて実体顕微鏡 (Nikon SMZ800, SMZ1500) を用いて、底生動物を種分けした。
2. 底生動物の種の同定: 水生昆虫の同定は日本産水生昆虫検索図説 (川合 1985), 石綿 (2000), 竹門 (2004), 近藤ほか (2001), Wiederholm (1981) などが示した方法を用いた。水生昆虫以外の底生動物の同定は日本淡水生物学を用いた。
3. 底生動物の計量: 同定を行った後、ろ紙で水分を吸いとり電子天秤を用いて、タクサごとの湿重量を 0.01mg 単位で計量した。

(9) 掃流力の算出

ダム直下では、土砂供給が制限されることから、河床材の粗粒化の程度は過去に経験した掃流力で決まると考えられるため、その検証のために過去最大放流量による掃流力の算出をした。

計算には 1 時間平均の過去最大放流量 Q_{max} (m^3/sec) を用いた (高山ダム平成 15 年, 青蓮寺ダム平成 15 年, 大迫ダム平成 6 年, 室生ダム平成 15 年, 一庫ダム平成 15 年, 青土ダム平成 13 年, 蓮ダム平成 15 年, 布目ダム平成 15 年, 日吉ダム平成 15 年, 比奈知ダム平成 15 年)。流速は等流近似として Manning の平均流速公式で式 (5) ~ (7) により最大経験掃流力 $\tau_{max}(N/m^2)$ を求めた。

Manning の粗度係数 n は、土木工学ハンドブックでは「自然河川、線形、河床が礫、草岸」のとき $n=0.030\sim0.040$ が与えられているので、中間値の 0.035 とした。断面形状は自然河川に多いとされる放物線 $y = ax^2$ とし、断面積 A を求めた (式 (3))。また、潤辺 S は数値地図 50m メッシュ (標高) (国土地理院) を用いて、河道から岸に向かって 19~21m (; ダム下流観測点の過去最大水位以下) の高さ (h) に至るまでの水平距離の 2 倍を B としてアスペクト比 $\alpha = B/h$ を求め式 (4) により求めた。また、勾配は、ダム直下から下流 2km までの平均勾配とした。この下流 2km とは、すべての調査地点がダム直下から下流 2km 以内にあることによる。大迫

ダム下流はダム直下地点のみを分析対象とした。

$$A = 2 \int_0^h x dy = 2 \int_0^h \sqrt{\frac{y}{a}} dy = \frac{2}{3} Bh \quad \dots (3)$$

$$S = \int_{-B/2}^{B/2} \sqrt{1 + \left(\frac{dy}{dx}\right)^2} dx \cong B \left(1 + \frac{8}{3 \alpha^2}\right) \quad (4)$$

$$V = \frac{1}{n} R^{2/3} I^{1/2} \dots \dots \dots (5)$$

$$Q_{max} = AV \dots \dots \dots (6)$$

$$\tau_{max} = \rho g R I_e \dots \dots \dots (7)$$

V : 断面平均流速 (m/sec), n : Manning の粗度係数, R : 径深 (m) = $A (m^2)/S (m)$, I : 水面勾配, Q_{max} : 過去最大流量 (m^3/sec), τ_{max} : 最大経験掃流力 (N/m^2), ρ : 水の密度 (kg/m^3), g : 重力加速度 (m/sec^2), I_e : エネルギー勾配

2.5 底生動物群集の分析方法

底生動物群集の変量としてタクサ数 (Species richness) (単位: taxa), 個体数密度 (Density) ($n/$), 現存量 (Biomass) ($g/$), 生活型, 摂食機能群ごとの現存量, さらに下記の多様性指数および造網型係数を用いた。ここで、タクサとは分類群のことで、種と属あるいは科の混ざったものをさす。

(1) 多様性指数

Shannon-Wiener 多様性指数 H' は、式 (8) で表され、全ての個体数に差が少なくなるほど高くなり、全ての個体数が等しくなった時、 $\ln S$ をとる。この指標は、種の多さと個体数の均等性を示すものである。

$$H' = - \sum_{i=1}^S \frac{x_i}{N} \ln \frac{x_i}{N} \dots \dots \dots (8)$$

S : サンプル中の総種類数

x_i : 種 i の個体数

N : 総個体数

(2) 造網型係数 Index of Net-spinners

津田 (1957) は、安定した河川環境では、瀬の底生動物群集は造網型 (シマトビケラ科やヒゲナガカワトビケラ科) が優占する群集に遷移するという。

この説によれば、造網型の種は増水などで頻繁に川底が変化する河川では少なく、流況の安定した河川に多い傾向があることになり、造網型係数 (式 (9)) は河床の安定度の目安、また底生動物群集の極相の度合いを示すと考えられる。

$$\text{造網型係数 (\%)} = \frac{A}{W} \times 100 \dots \dots \dots (9)$$

A : 造網型昆虫の湿重量

W : 全底生動物の総湿重量

2.6 統計分析の方法

統計分析の手法については、基本的には市原(1990)を参考にした。まず、堤体からの距離が400m以内のダム直下地点(13地点)と対照地点(8地点)とで独立した2群の差の検定を行なった。独立2群の差の検定は通常スチューデントのt検定を行なったが、等分散と群内の正規性が前提となる。そのため、Leveneの等分散性検定を行い、等分散でないとの検定結果が得られた場合はウェルチのt検定を行った(t-test)。生物群集変量(タクサ数、個体数、現存量、多様性指数、造網型係数)は正規性を有していない場合が多く、その場合はマン・ホイットニー検定(U-test)を行なった。

また、相関分析を行う際にはピアソン(Pearson)の相関係数(r)を用い、正規性が得られなければスピアマン(Spearman)の相関係数(rs)を用いた。このとき、大迫ダム下流5地点は直下のみを、大滝ダム2地点はその平均値を用い、計16地点での相関分析を行った。また、流量データは全地点での入手ができなかったため、10地点(高山ダム、青蓮寺ダム、大迫ダム、室生ダム、一庫ダム、青土ダム、蓮ダム、布目ダム、日吉ダム、比奈知ダム)について分析した。

以上の検定は統計解析ソフトSPSS(ver.11.0J)を用いて行い、本論文での結果の表示は『平均値±標準偏差』で表記した。

3. 結果及び考察

3.1 ダム直下と対照河川との比較

ダム直下に共通した特性を明らかにするため、ダム直下地点(Impact sites, n=13)と対照地点(Control sites, n=8)とで、生息環境と底生動物群集について比較した。

(1) 生息環境の比較

水理環境の結果 ダム直下の60%水深の流速(Water Velocity: WV)は対照地点よりも有意に小さかった($P<0.05$, t-test)。水深と水温については有意差はなかった(Table 2)。

底質環境の比較 河床表面の河床材の平均粒径を比較したところ、ダム直下($26.2 \pm 9.6\text{cm}$)が対照地点($11.7 \pm 3.3\text{cm}$)よりも有意に大きかった($P<0.01$, t-test, Table 2)ことから、一般的にダム直下では粗粒化が起きていることが示された。

また、河床表面の河床材平均粒径はダム年齢と正の相関がみられ($r=0.659$, $P<0.01$, $n=15$)、竣工からの経過年数によって、粗粒化の程度が大きくなることがわかった。また、目的変数を河床材平均粒

径、説明変数をダム年齢とし回帰分析したところ、直線回帰では決定係数 $R^2=0.434$ ($P<0.01$, $n=15$)であったのに対し、各種曲線回帰を試みたところ、対数($R^2=0.593$, $P<0.01$)、逆数($R^2=0.455$, $P<0.01$)、二次関数($R^2=0.539$, $P<0.05$)、三次関数($R^2=0.582$, $P<0.05$)、べき乗($R^2=0.714$, $P<0.001$)となり、べき乗(0.4278乗)の R^2 が最大であった(Fig. 2(a))。よって、ダム竣工後に粗粒化が急激に進行し始め、徐々に粗粒化の進行程度が頭打ちになることがわかった。

また、河床材平均粒径を、説明変数を過去最大流量 Q_{max} および、最大経験掃流力 τ_{max} としてべき乗で曲線回帰した。流量データのある10地点について、再びダム年齢との回帰をしたところ $R^2=0.333$ (ns)であったのに対し、 Q_{max} は $R^2=0.448$ ($P<0.05$, Fig. 2(b))であった。また、 τ_{max} は $R^2=0.312$ (ns)であり、ダム年齢と Q_{max} よりも小さかった。掃流力が河床材を動かす力であるため、予想とは反対の結果であったが、掃流力の計算における断面形状や勾配を数値地図からでなく実際に測量して求めれば、また違う結果となるかもしれない。

河床内部の平均粒径 D_{50} 、均等係数 U_c 、および曲率係数 U'_c をダム直下と対照地点とで比較したところ、いずれも差はみられなかった(ns, t-test, Table 2)。すなわち、河床内部の粒度分布についてはダムによる影響はないとわかった。

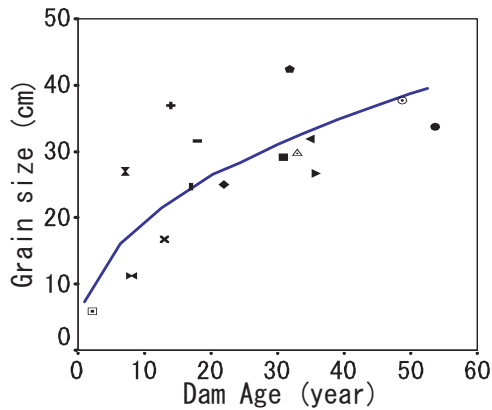
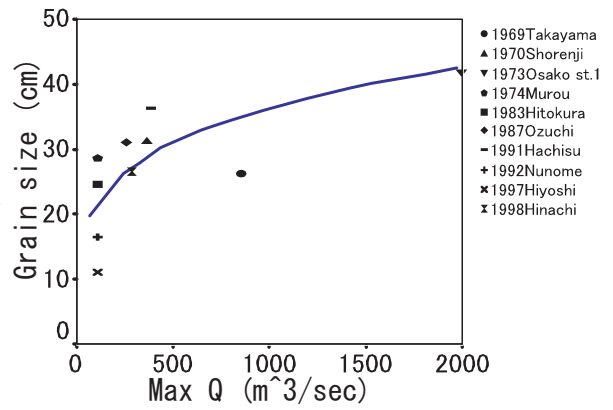
次に、河床内部のBPOM量(%)を直径1.0mm以下について比較したところ、ダム直下($8.85 \pm 3.61\%$)が対照地点($5.31 \pm 1.28\%$)よりも有意に高かった($P<0.01$, t-test, Table 2)。そのうち粒径別で比較したところ、1.0~0.5mmではいずれも差がみられなかった(ns, U-test)。0.5~0.25mmではダム直下($5.69 \pm 4.44\%$)が対照地点($3.26 \pm 1.25\%$)よりも高かった($P<0.05$, U-test, Table 2)。0.25~0.125mmでも、ダム直下($9.47 \pm 5.08\%$)が対照地点($4.34 \pm 1.98\%$)よりも有意に高かった($P<0.05$, U-test)。0.125~0.063mmでも、ダム直下($12.29 \pm 4.23\%$)が対照地点($6.72 \pm 2.51\%$)よりも有意に高かった($P<0.01$, t-test)。0.063mm未満でも、ダム直下($13.25 \pm 3.39\%$)が対照地点($8.50 \pm 3.39\%$)よりも有意に高かった($P<0.01$, t-test)。よって、ダム直下では粒状有機物のうち直径0.5mm未満のFPOMが対照地点よりも多く堆積することがわかった。

また、 D_{50} 、 U_c 、 U'_c 、および各BPOM量を目的変数とし、ダム年齢、 Q_{max} 、 τ_{max} 、平水流量、平水流量の2倍および3倍の放流があったときから調

Table 2 The mean value $\pm$ standard deviation of substrate structures & water qualities

	Control sites n=8		Impact sites n=13
60%depth WV (cm/sec)	45 $\pm$ 18	$\searrow^*$	27 $\pm$ 9
Water depth (cm)	30 $\pm$ 12		26 $\pm$ 8
Water temperature ($^{\circ}$ C)	10.1 $\pm$ 2.4		9.2 $\pm$ 3.9
Grain size (cm)	11.7 $\pm$ 3.3	$\nearrow^*$	26.2 $\pm$ 9.6
D_{50} (cm)	11.47 $\pm$ 6.07		11.55 $\pm$ 4.37
U_c	11.76 $\pm$ 5.96		8.56 $\pm$ 4.85
U'_c	0.96 $\pm$ 0.34		0.91 $\pm$ 0.33
LOI BPOM (%)	5.31 $\pm$ 1.28	$\nearrow^{**}$	8.85 $\pm$ 3.61
1.0mm $\sim$	3.75 $\pm$ 3.76		3.55 $\pm$ 3.15
0.5mm $\sim$	3.26 $\pm$ 1.25	$\nearrow^*$	5.69 $\pm$ 4.44
0.25mm $\sim$	4.34 $\pm$ 1.98	$\nearrow^{**}$	9.47 $\pm$ 5.08
0.125mm $\sim$	6.72 $\pm$ 2.51	$\nearrow^{**}$	12.29 $\pm$ 4.23
0.063mm $\sim$	8.50 $\pm$ 3.39	$\nearrow^{**}$	13.25 $\pm$ 3.39
DO_{sw} (mg/l)	10.97 $\pm$ 1.29		12.26 $\pm$ 1.66
DO_{hw} (mg/l)	9.88 $\pm$ 0.96		9.22 $\pm$ 2.39
EC_{sw} (μ S)	77.04 $\pm$ 35.68		91.73 $\pm$ 27.34
EC_{hw} (μ S)	77.02 $\pm$ 37.02		98.50 $\pm$ 31.63
DRDO	0.09 $\pm$ 0.08	$\nearrow^{**}$	0.25 $\pm$ 0.15
Epilithon (g/)	10.84 $\pm$ 16.51	$\nearrow^{**}$	135.25 $\pm$ 130.52
Epilithon (g AFDW/)	2.49 $\pm$ 4.19	$\nearrow^{**}$	45.26 $\pm$ 41.80
Epi-InOM (g/)	8.35 $\pm$ 12.40	$\nearrow^{**}$	89.35 $\pm$ 91.08
Chl.a Biomass (g/)	1.279 $\pm$ 1.494	$\nearrow^*$	3.131 $\pm$ 1.982
Autotrophic Index	1.1 $\pm$ 1.2	$\nearrow^{**}$	15.9 $\pm$ 10.7
	n=6		n=6
AFDW of SPOM (g/m ³)	0.530 $\pm$ 0.655		0.043 $\pm$ 0.038
S-CPOM	0.353 $\pm$ 0.517		0.008 $\pm$ 0.008
S-FPOM	0.177 $\pm$ 0.179	$\searrow^*$	0.036 $\pm$ 0.039
S-Inorganic Matter (g/m ³)	0.186 $\pm$ 0.233		0.030 $\pm$ 0.029

* : significant difference at 5% level. ** : at 1% level. .

 $\nearrow$: Increasing effect by Dam. $\searrow$: Decreasing effect.(a) Dam age ($R^2=0.714$, $P<0.001$, $y = x^{0.43} + 7.25$)(b) Max Q ($R^2=0.448$, $P<0.05$, $y = x^{0.23} + 7.32$)**Fig. 2** Relations of substrate grain size to dam age (a), and to the maximum flow after dam construction (b).

査日までの日数を説明変数として直線回帰およびべき乗回帰したところ、 U'_c と Q_{max} の回帰直線がえられた ($R^2=0.527$, $P<0.05$, $n=10$) ため、過去最大放流量の規模が大きいほど河床内部の粒度分布に偏りがなくなることが考えられた。その他について

は有意な関係はえられなかった。

水質環境の結果 DO 濃度と EC の比較をダム直下と対照地点で行ったところ、表流水についても間隙水についても差はみられなかった (ns, t-test)。また、DO 濃度は全地点において生物に影響を与える

ほど低くなかった。

DO 濃度低下率を比較したところ、ダム直下 0.25 ± 0.15 が対照地点 0.09 ± 0.08 よりも有意に高かった ($P < 0.05$, t-test, **Table2**)。

底質環境の BPOM 量の結果とあわせると、DO 低下率と 0.063mm 未満の BPOM 灼熱減量との間に弱いながら相関がみられ ($r=0.391$, $P < 0.05$, $n=29$ (全地点))、ダム下流の河床内部には有機物が多く堆積しており、間隙の目詰まりを起こしていることが示唆された。

付着層量の比較 剥ぎ取った付着層の乾燥重量 (g/) を比較したところ、ダム直下 $135.25 \pm 130.52\text{g/}$ が対照地点 $10.84 \pm 16.51\text{g/}$ より有意に多かった ($P < 0.01$, U-test, **Table2**)。次に、付着層内有機物量については、ダム直下 45.26 ± 41.80 (g AFDW/) が対照地点 2.49 ± 4.19 (g AFDW/) よりも有意に多かった ($P < 0.01$, U-test)。また、付着層内無機物量についても、ダム直下 $89.35 \pm 91.08\text{g/}$ が対照地点 $8.35 \pm 12.40\text{g/}$ よりも多かった ($P < 0.01$, U-test)。

付着層量を目的変数とし、ダム年齢、 Q_{max} 、 τ_{max} 、平水流量、平水流量の 2 倍および 3 倍の放流があったときから調査日までの日数を説明変数として各種回帰分析を行ったが、いずれも有意な関係はみられなかった。

付着層量、有機物量、無機物量の最も多かった地点は高山ダムであった。有機物量は 178.50 ± 50.68 (g AFDW/) であり、二番目に多い室生ダム 57.53 ± 17.99 (g AFDW/) の約 3 倍もの量であった。また、ダム直下の平均値の約 4 倍であることから、付着層はかなり発達していたことがわかる。

藻類量および AI の比較 藻類量としてクロロフィル a 量をダム直下と対照地点とで比較したところ、ダム直下 ($3.131 \pm 1.982\text{g/}$) が対照地点 ($1.279 \pm 1.494\text{g/}$) よりも有意に多かった ($P < 0.05$, t-test, **Table2**)。よって、ダム直下には藻類の現存量が多いことがわかった。

AI については、ダム直下の 15.9 ± 10.7 が対照地点の 1.1 ± 1.2 の 15 倍以上に達し有意に大きかった ($P < 0.01$, t-test)。よって、ダム直下の河床材に発達する付着層は、死滅した藻類の上に生きた藻類が発達しているか、あるいは、付着層に有機物が多くトラップされていることが示された。

流下有機物量の比較 単位流量あたりに含まれる SPOM をダム直下と対照地点で比較したところ有意な差はみられなかった (ns, t-test, **Table2**)。

直径 1mm 以上の CPOM と 1mm 以下の FPOM

のサイズ別で比較したところ、流下 CPOM 量では、ダム直下 ($0.353 \pm 0.517\text{g AFDW/m}^3$) と対照地点 ($0.008 \pm 0.008\text{g AFDW/m}^3$) とで差はみられなかった (ns, t-test) が、流下 FPOM 量では、ダム直下 ($0.036 \pm 0.039\text{g AFDW/m}^3$) が対照地点 ($0.177 \pm 0.179\text{g AFDW/m}^3$) よりも有意に低かった ($P < 0.05$, t-test)。また、流下無機物量についてはダム直下と対照地点で有意な差はみられなかった (ns, t-test)。

(2) 底生動物群集の比較

群集変量の比較 底生動物群集のタクサ数は、ダム直下 $41.5 \pm 12.1\text{taxa}$ と対照地点 ($46.4 \pm 18.9\text{taxa}$) で差はみられなかった (ns, t-test, **Table3**)。個体数密度は、ダム直下 ($28253 \pm 18462\text{n/m}^2$) が対照地点 ($7042 \pm 4829\text{n/m}^2$) よりも有意に大きかった ($P < 0.01$, t-test)。Shannon-Wiener の多様性指数は、ダム直下 (2.47 ± 0.34) が対照地点 (2.98 ± 0.36) よりも有意に低かった。また、現存量は、ダム直下 ($67.90 \pm 50.12\text{g/m}^2$) が対照地点 ($16.98 \pm 9.83\text{g/m}^2$) よりも有意に多かった ($P < 0.01$, t-test)。

生活型での比較 ダム直下における生活型の現存量の組成割合を多い順で示すと、造網型、匍匐型、固着型、自由掘潜型、遊泳型、粘液匍匐型、滑行型、携巢型、造巢掘潜型、滑行掘潜型であった。対照地点では、多い順で、匍匐型、造網型、滑行型、固着型、遊泳型、携巢型、粘液匍匐型、滑行掘潜型、自由掘潜型、造巢掘潜型であった (**Fig.3(b)**)。造網型係数は、ダム直下 ($57.50 \pm 25.79\%$) が対照地点 ($31.75 \pm 19.93\%$) よりも有意に大きく ($P < 0.05$, t-test)、造網型が大きく優占する底生動物群集であった。

次に、各生活型の現存量についてダム直下と対照地点とで比較した **Fig.3(b)** ところ、造網型は、タクサ数には差がみられなかった (ns, t-test)。個体数密度についてはダム直下 ($8228 \pm 12263\text{n/m}^2$) が対照地点 ($1186 \pm 1455\text{n/m}^2$) よりも有意に大きかった ($P < 0.05$, t-test)。現存量についてもダム直下 ($47.49 \pm 47.52\text{g/m}^2$) が対照地点 ($6.03 \pm 3.92\text{g/m}^2$) よりも有意に多かった ($P < 0.01$, t-test)。

匍匐型は、タクサ数と現存量については差がみられなかった (ns, t-test) が、個体数密度については、ダム直下 ($9349 \pm 4191\text{n/m}^2$) が対照地点 ($2246 \pm 1482\text{n/m}^2$) よりも有意に高かった ($P < 0.01$, U-test)。

固着型は、タクサ数と現存量で差がみられなかった

Table 3 Difference in the benthos communities between control sites and impact sites of reservoir dams.

	Control sites n=8	Impact sites n=13
Species richness (taxa)	46.4 ± 18.9	41.5 ± 12.1
Density (n/)	7042 ± 4829	28253 ± 18462
Biomass (g/m ²)	16.98 ± 9.83	67.90 ± 50.12
Shannon's H'	2.98 ± 0.36	2.47 ± 0.34

* : significant difference at 5% level. ** : at 1% level .

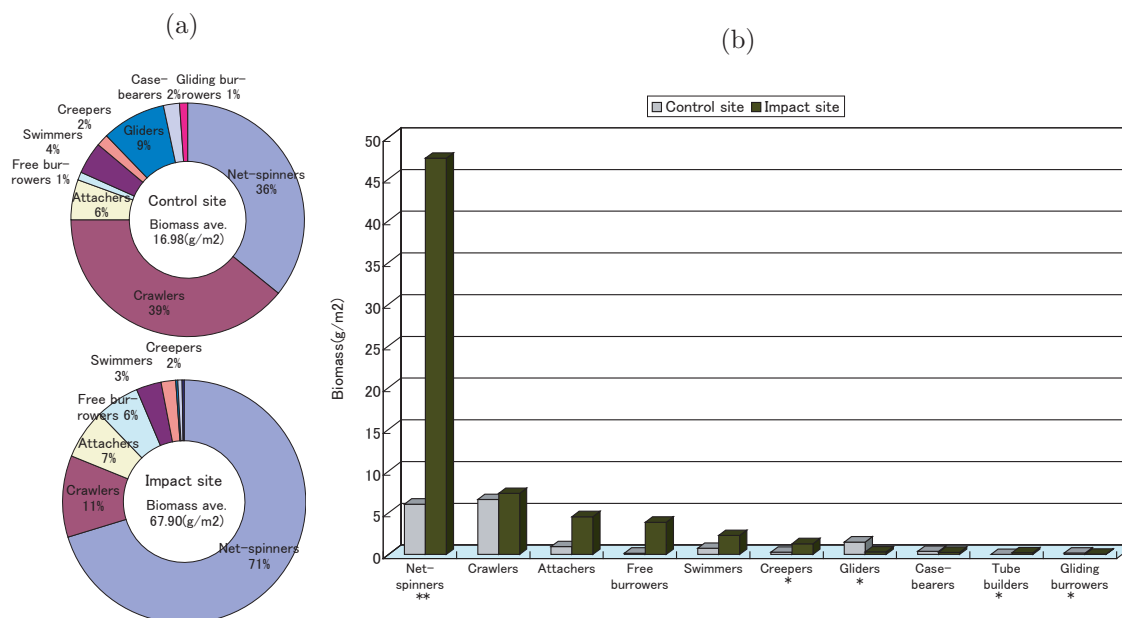


Fig. 3 Differences in (a) relative abundance (%) of each life type and (b) biomass (g/m²) between control sites and impact sites of reservoir dams. * : significant difference at 5% level. ** : at 1% level .

(ns, t-test). 個体数密度についてはダム直下 (3,745 ± 4,519 n/m²) が対照地点 (802 ± 783 n/m²) よりも有意に大きかった (P < 0.05, t-test)。

自由掘潜型は、タクサ数については、ダム直下 (5.2 ± 3.6 taxa) が対照地点 (2.3 ± 1.8 taxa) よりも有意に多かった (P < 0.05, t-test)。個体数密度と現存量については、いずれも差がみられなかった (ns, t-test (タクサ数, 個体数密度), U-test (現存量))。

遊泳型は、タクサ数, 個体数密度, 現存量のいずれもダム直下と対照地点で差はみられなかった (ns, t-test (タクサ数, 個体数密度), U-test (現存量))。

粘液匍匐型は、本研究ではナミウズムシとカワニナの2種のみであったため、タクサ数の比較は行わなかった。個体数密度については、ナミウズムシが粘液匍匐型の総個体数 99 % 以上を占めており、ダム直下 (1194 ± 1360 n/m²) が対照地点 (144 ± 217 n/m²) よりも有意に高かった (P < 0.05, t-test)。また、現存量については、ナミウズムシが 96 % を占めてお

りダム直下 (1.29 ± 1.27 g/m²) が対照地点 (0.28 ± 0.47 g/m²) よりも有意に多かった (P < 0.05, t-test)。

滑行型は、個体数密度には差がないものの (ns, t-test), タクサ数についてはダム直下 (1.9 ± 1.5 taxa) が対照地点 (5.5 ± 2.9 taxa) よりも有意に低く (P < 0.01, t-test), 現存量についてもダム直下 (0.30 ± 0.34 g/m²) が対照地点 (1.50 ± 1.44 g/m²) よりも有意に少なかった (P < 0.01, t-test)。

携巢型は、いずれも有意な差はみられなかった (ns, t-test (タクサ数, 個体数密度), U-test (現存量))。

造巣掘潜型は、タクサ数については、ダム直下 (2.4 ± 1.3 taxa) が対照地点 (1.0 ± 0.8 taxa) よりも有意に多かった (P < 0.05, t-test)。また、個体数密度についてはツヤムネユスリカ属 *Microtendipes* sp. が造巣掘潜型の総個体数の 89 % を占めており、ダム直下 (1493 ± 3439 n/m²) が対照地点 (34 ± 41 n/m²) よりも有意に高かった (P < 0.01,

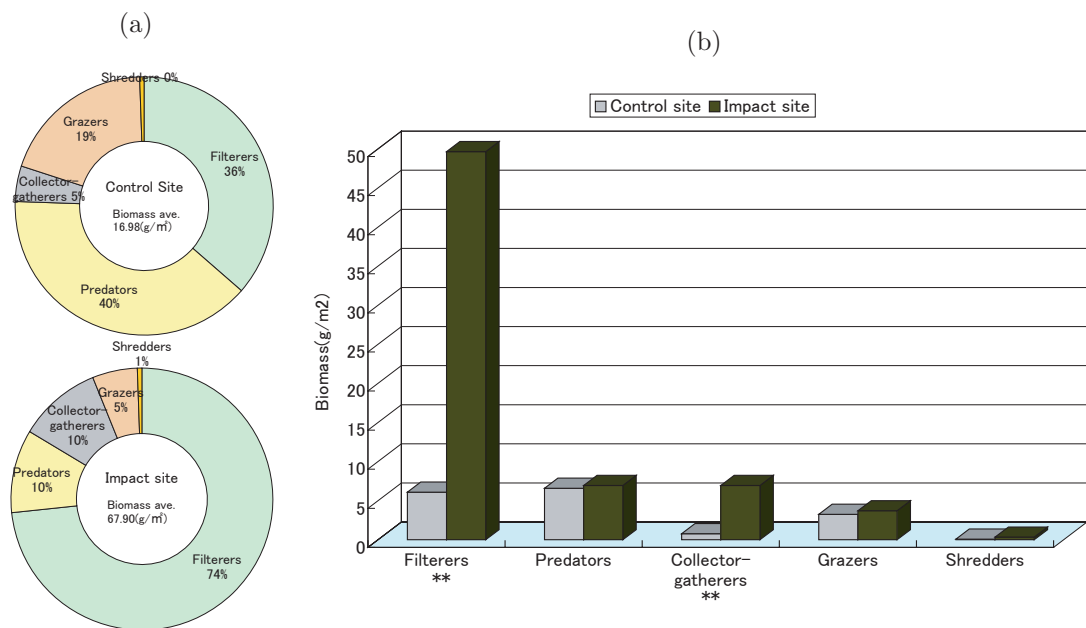


Fig. 4 Differences in (a)relative abundance(%) of each life type and (b)biomass(g/m²) between control sites and impact sites of reservoir dams. * : significant difference at 5% level. ** : at 1% level .

t-test)。現存量については、差がみられなかった (ns,U-test)。

滑行掘潜型は、本研究ではキイロカワカゲロウとトビイロカゲロウ属の2種の最大3タクサのみであったため、タクサ数の比較は行わなかった。個体数密度については、ダム直下 ($28 \pm 56\text{n/m}^2$) が対照地点 ($348 \pm 506\text{n/m}^2$) よりも有意に低かった ($P < 0.05$, U-test)。また、現存量についても、ダム直下 ($0.037 \pm 0.075\text{g/m}^2$) が対照地点 ($0.18 \pm 0.29\text{g/m}^2$) よりも有意に少なかった ($P < 0.05$, U-test)。

摂食機能群での比較 ダム直下における摂食機能群の現存量の組成割合を多い順で示すと、濾過食者、捕食者、採集食者、刈取食者、破碎食者であった。対照地点については、多い順で、捕食者、濾過食者、刈取食者、採集食者、破碎食者であった。**Fig.4(a)**より、ダム直下において濾過食者の現存量割合が著しく増加していることがわかった。

次に、摂食機能群別でダム直下と対照地点の比較を行った (**Fig.4(b)**) ところ、濾過食者は、タクサ数についてはダム直下と対照地点で差はみられず (ns,t-test)、個体数密度についてはダム直下 ($10594 \pm 15437\text{n/m}^2$) が対照地点 ($1250 \pm 1500\text{n/m}^2$) よりも有意に高かった ($P < 0.01$, t-test)。また、現存量についてもダム直下 ($49.65 \pm 47.70\text{g/m}^2$) が対照地点 ($6.09 \pm 3.95\text{g/m}^2$) よりも有意に大きかった ($P < 0.01$, t-test)。濾過食者のうち現存量で70%以上がシマトビケラ科であったため、シマトビケラ

科についてのみ、ダム直下と対照地点で比較したところ、個体数密度についてはダム直下 ($8135 \pm 12235\text{n/m}^2$) が対照地点 ($954 \pm 1257\text{n/m}^2$) よりも有意に高く ($P < 0.05$, U-test)、現存量についても、ダム直下 ($41.00 \pm 45.04\text{g/m}^2$) が対照地点 ($2.97 \pm 3.41\text{g/m}^2$) よりも有意に大きかった ($P < 0.05$, U-test)。

採集食者は、タクサ数についてはダム直下 ($11.4 \pm 3.8\text{taxa}$) が対照地点 ($7.1 \pm 3.7\text{taxa}$) よりも有意に多かった ($P < 0.05$, t-test)。個体数密度についてもダム直下 ($6252 \pm 5568\text{n/m}^2$) が対照地点 ($1404 \pm 1859\text{n/m}^2$) よりも有意に高かった ($P < 0.01$, t-test)。また、現存量についても、ダム直下 ($6.94 \pm 5.24\text{g/m}^2$) が対照地点 ($0.78 \pm 0.90\text{g/m}^2$) よりも有意に少なかった ($P < 0.01$, t-test)。

刈取食者は、タクサ数についてはダム直下 ($9.9 \pm 3.7\text{taxa}$) が対照地点 ($16.3 \pm 5.9\text{taxa}$) よりも有意に多かった ($P < 0.01$, t-test)。個体数密度と現存量についてはいずれもダム直下と対照地点で差はみられなかった (ns,U-test)。

破碎食者は、タクサ数、個体数密度、現存量のいずれもダム直下と対照地点で差はみられなかった (ns,U-test)。個体数密度についてはダム直下 ($5881 \pm 5856\text{n/m}^2$) が対照地点 ($1736 \pm 1364\text{n/m}^2$) よりも有意に高かった ($P < 0.05$, t-test)。

ダム直下において、濾過食者と採集食者の個体数密度増加と現存量の増加が起こることがわかった。濾過食者と採集食者はFPOM (SPOM および

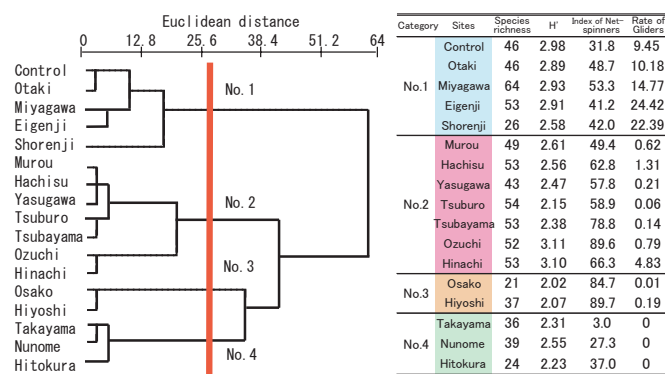


Fig. 5 The dendrogram of cluster analysis using Ward method with species richness, Shannon's H', Index of Net-spinners, and Rate of Gliders.

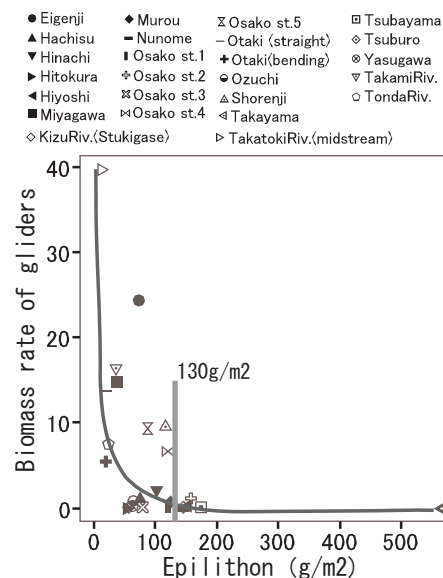


Fig. 6 Relationship between epilithon density and rate of gliders. $R^2=0.652$, $P<0.001$, $n=25$, $y = 153/x$.

BPOM) を餌としており、生息環境の結果からも、ダム直下での FPOM 食者にとっての餌環境の向上が要因と考えられる。これらの分析は、後に述べる。

3.2 ダム下流における底生動物群集類型とその要因

(1) 底生動物群集の特徴を用いた類型

ダム直下では H' の低下と造網型の増大に加え、滑行型の減少が特徴であったため、H'、造網型係数、滑行型現存量割合、さらに、生物多様性を示す基本的指標のタクサ数を用いてクラスター分析した結果 Fig.5 のように類型でき、4 カテゴリーに分類した。対照地点がありタクサ数と H' が高く、滑行型の現存量割合が最も高いカテゴリー No.1(Control)、タクサ数と H' が高く、滑行型の現存量割合が少し低いカテゴリー No.2(Dam)、タクサ数、H' および滑行型の現存量割合が低く、造網型係数が最も高いカテゴリー No.3(Net-spinner)、および、タクサ数と H' が低く滑行型が生息しておらず、造網型係数も低いカテゴリー No.4(Eutrophication: 富栄養化) とに分けられた。

(2) 生息環境要因と生活型・摂食機能群を用いた類型と要因の把握

次に、CCA (Canonical corresponded Analysis: Canoco) を用い各環境要因と底生動物群集の対応から、ダムによる底生動物群集への影響要因を考察した。CCA は、ter Braak (1986) が CA (直接相関) の拡張として導入したものであり、環境要因と種とが直接相関されるため、底生動物に対する主要

な環境要因を明らかにする上で、有効な手段である。CCA では、序列図に調査地点スコアと種 (群集) スコアがプロットされ、環境要因は図中で種・調査地点スコアに沿ったベクトルによって表される。ベクトルの長さは、環境要因の寄与度を示し、方向は他の要因との相関の強さを示す。したがって、ベクトル間の角度は環境要因間の相関を表わしている。また、ベクトルへの相対的な種スコアの位置はそれぞれの種の各要因への相関を示す。また、反対に、中心に近いものは環境要因に左右されていないことから、全調査地点においていずれにも多くみられる共通的な種であるといえる。

まず、生活型を種スコアとし、環境要因として粗粒化の程度を示す Grain size、河床表面の河床材粒径のばらつきを示す Grain size の変動係数 CV、河床内部の粒径を示す D_{10} 、河床内部の粒度の幅の広さを示す U_c 、水質の悪化を示す COD75%値 (mg/l)、付着層量を示す Epilithon、藻類量を表す Chl.a 量、BPOM 量 (0.063~0.125mm)、および直径 1mm 以下の流下有機物量として S-FPOM の 9 要因を用いた。Fig.7(a) によると、遊泳型は付着層の発達に関係なく、粗粒化の起こったところに生息する傾向があり、造網型は最も中心近くに位置しているため、ダム直下においてよくみられる群集であるといえる。滑行型は付着層の発達が少ないところに多く、粘液匍匐型および匍匐型は付着層の発達し、COD の高いところに多かった。滑行掘潜型は、河床表面で粗粒化がなく、河床内部において細粒成分の多い場所に多かった。自由掘潜型は、河床表面・内部の

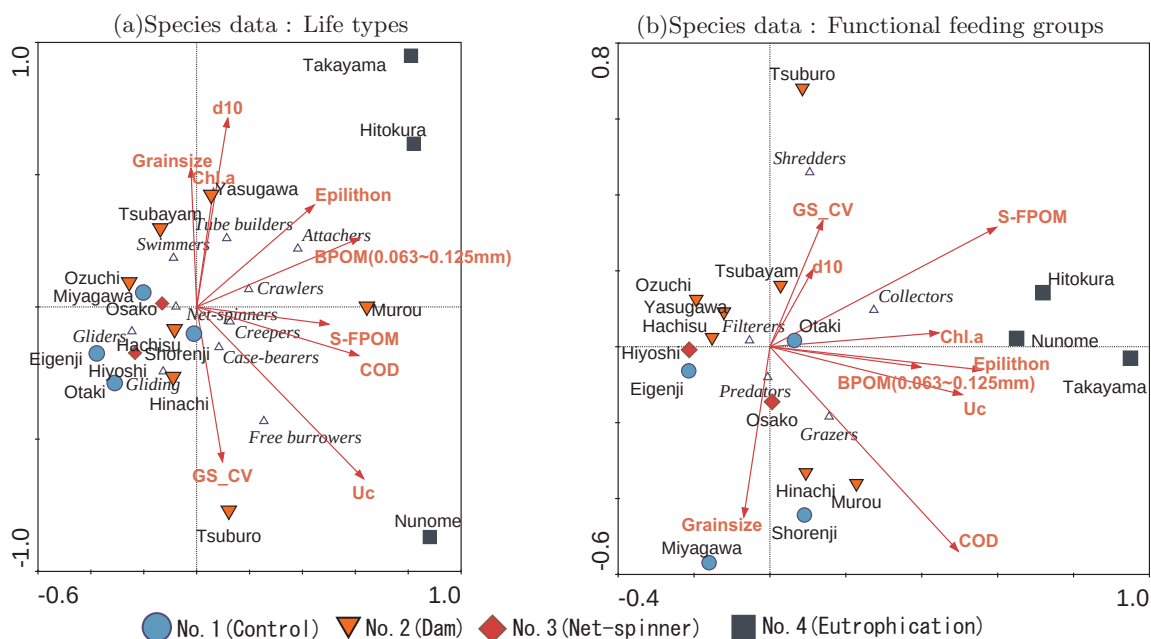


Fig. 7 Triplot diagram with species data(Δ), sites data(four figures) and environmental variables(arrow), based on CCA ; first axis horizontally, second axis vertically.

Table 4 The results of ordination by CCA.

Axis	Fig.7(a)		Fig.7(b)	
	1	2	1	2
Eigenvalues	0.183	0.117	0.160	0.084
Species-environment correlations	0.942	0.877	0.869	0.840
Cumulative percentage variance of species data	28.4%	46.8%	40.6%	61.8%
of species-environment relation	42.4%	69.7%	58.1%	88.5%
Correlation coefficients				
COD	0.61	0.17	0.49	-0.54
Chl.a	0.06	-0.49	0.44	0.03
Grain size	-0.03	-0.57	-0.07	-0.43
GS-CV	0.10	0.60	0.14	0.32
Epilithon	0.32	-0.06	0.48	0.20
D ₁₀	0.11	-0.74	0.12	0.20
Uc	0.64	0.67	0.51	-0.14
BPOM	0.62	-0.27	0.40	-0.06
S-FPOM	0.50	0.05	0.60	0.29

粒径の幅が広い場所に多かった。造巣掘潜型は、河床内部の D_{10} が大きい、すなわち、細粒成分の少ないところに多かった。

次に、摂食機能群に分類したものを種スコアとし、環境要因として **Fig.7(a)** と同様の 9 要因を用いたところ **Fig.7(b)** のようになった。採集食者と破碎食者は、S-FPOM 量や BPOM 量の多いところで増えることがわかった。捕食者は、S-FPOM 量や BPOM 量の少ないところで増える傾向がみられた。濾過食者は、少し離れてはいるが中心に最も近く、ダム直下において優占する摂食機能群であった。

Fig.5 で示した 4 カテゴリーを用いて、CCA の地点スコアをみると、**Fig.7(a)** においては自然型が左下を占めているのに対し、ダム型が 2 軸の負の位置を占めていた。そのため、ダム型から自然型に

移行させるためには、粗粒化の解消、および、付着層の剥離が必要であるといえる。そこで、特に滑行型について付着層の発達との関係を **Fig.6** にみると、付着層量 130g/m^2 以上の地点（日吉ダム、布目ダム、椿山ダム、津風呂ダム、大迫ダム St.2、高山ダム）では、いずれも滑行型の現存量が低くなっていた。また、特に、No.4 は COD が高い 3 地点であるが、富栄養化が非常に進むと造網型を含め生物相が貧弱になることが伺えた。よって、自然型へと移行させるには、富栄養化対策が重要であると考えられた。

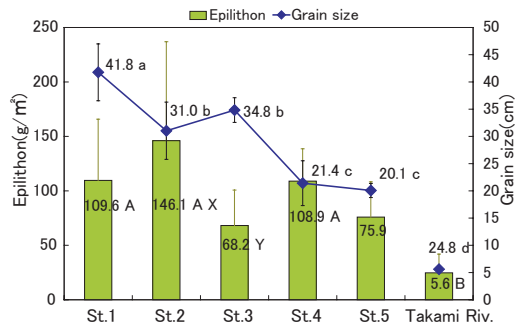


Fig. 8 Changing patterns of Epilithon density & Grain size in the downstream reach of Osako dam. Data between a-b, A-B, and X-Y indicates significant difference at 5% level, n=4.

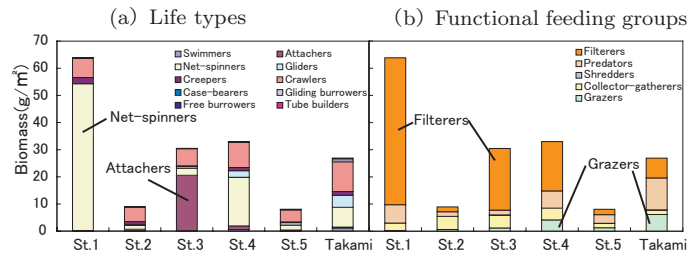


Fig. 9 Changing patterns of benthos communities in the downstream reach of Osako dam.

3.3 大迫ダム下流における生息環境と底生動物群集の変化様式

ダムからの距離による生息環境と底生動物群集の変化様式を調べたところ、下流に行くにつれて粗粒化の程度が大きく回復しており、また、付着層の剥離が示唆された (Fig.8)。さらに、底生動物群集の種組成が数百メートルの間に変化していることがわかった (Fig.9)。ダム直下ではナカハラシマトビケラ等の造網型の濾過食者が優占種となり、極相状態であった。これは、流況と河床が安定した生息環境と、ダムからの SPOM 量の増加という餌環境とが合わさり、造網型の濾過食者にとって最適な場となっているからであると考えられた。また、下流 640m 地点 (St.3) では、固着型で濾過食者であるブユ属が高密度で出現した。これは、ダムからの SPOM 量が増加し、河床表面の付着層の剥離による裸岩化した生息環境ができたことにより、固着型の濾過食者にとって最適な場となっていたことが示唆された。また、ヒラタカゲロウ科などの滑行型の刈取食者にとっては、藻類量が多ければ好適な餌環境であると考えられるが、付着層の発達しすぎた場には生息できないため、付着層の剥離がみられるところで増加すると思われた。

4. 結論

ダム直下では現存量と個体数密度の著しい増加がみられ、生物多様性は低下していた。ダム直下における物理環境構造の変化、すなわち、河床材の粗粒化、0.5mm 未満の堆積有機物の増加と、それに伴う河床間隙の目詰まり、河床材表面の付着層の発達は造網型、粘液匍匐型、造巣掘潜型にとって好適な環境であることがわかった。反対に、付着層の発達は滑行型にとって、河床間隙の目詰まりは滑行掘潜

型にとって生息困難となることがわかった。また、BPOM の増加、SPOM の増加などの餌資源環境の変化は、濾過食者、および採集食者にとって好適であることが推測された。さらに、ダム湖の富栄養化が進むと造網型が減少し、滑行型も生息できないことがわかった。

これらの結果から、ダム直下では土砂の人為供給などによって河床の攪乱を起こし、付着層の剥離や河床間隙の目詰まりの解消を実現できれば、それが造網型の減少と、ヒラタカゲロウなど滑行型の増加を通じて、生物多様性の増大が期待された。

謝辞

近畿農政局南近畿土地改良調査管理事務所長様、滋賀県土木交通部河川開発課の森野氏をはじめとする皆様、滋賀県農政水産部耕地課の竹山氏、また、(財)ダム水源地環境整備センターの一柳英隆氏には流量・水質データ等の提供にご協力いただき、心から御礼申し上げます。

参考文献

- 市原清志 (1990): バイオサイエンスの統計学, 南江堂.
- 上野益三 (1986): 川村 日本淡水生物学, 北隆館.
- 宇多高明・藤田光一・佐々木克也・服部敦・平館治 (1994): 河道特性による植物群落の分類—利根川と鬼怒川を事例として, 土木技術資料, 36(9), pp.56-61.
- 内田臣一・加藤大典・末松朋浩・西山正臣 (2002): 矢作川のアーマー化した河床における砂礫粒径の特徴, 愛知工業大学 "研究報告", No37, pp.109-114.
- 川合禎次 (1985): 日本産水生昆虫検索図説, 東海大学出版会.
- 近藤繁生・平林公男・岩熊敏夫・上野隆平 (2001): ユスリカの世界, 培風館.

- 西條八束・三田村緒佐武 (1995) : 新編 湖沼調査法, 講談社サイエンティフィック, pp.81-82.
- 竹門康弘 (2004) : 水生昆虫の生活史にかかわる研究課題, 昆虫と自然, 第 39 号 6 巻, pp.4-7.
- 竹門康弘 (2005) : 底生動物の生活型と摂食機能群による河川生態系評価, 日本生態学会, 55 巻 = 印刷中.
- 谷田一三・竹門康弘 (1999) : 底生動物に与えるダムの影響, 応用生態工学 (応用生態工学研究会), Vol.2 No.2.
- 谷田一三・三橋弘宗・藤谷俊仁 (1999) : 特殊アクリル繊維による付着藻類定量法.
- 玉井信行 (2004) : 河川計画論—潜在自然概念の展開, 財団法人 東京大学出版, p.26.
- 辻本哲郎 (1999) : ダムが河川の物理環境に与える影響—河川工学および推理工学的視点から—, 応用生態工学 2 (2), pp.103-112.
- 津田松苗 (1957) : カワの生物遷移についてのある考察, 関西自然科学研究会誌, 第 10 号, pp.37-40.
- 土の試験実習書 (第一回改訂版) 編集委員会 (2000) : 土質試験—基本と手引き— (第一回改訂版), 社団法人 地盤工学会, pp.27-36.
- 波多野圭亮・竹門康弘・池淵周一 (2003) : 貯水ダムが下流域生態系へ及ぼす影響評価, 京都大学防災研究所年報, 第 46 号 B, pp.851-866.
- 水野信彦・御勢久右衛門 (1993) : 補訂・新装版 河川の生態学, 築地書館, p.51.
- 森下正明 (1996) : 日本生態学会誌, No.46, pp.269-289.
- 山本晃一 (1994) : 沖積河川学, 山海堂, pp.6-16.
- ter Braak, C. J. F (1986) : Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. Ecology. 67, pp.1167-1179.
- Connell, J. H. (1978) : Diversity in tropical rainforests and coral reefs. Science, vol.199, pp.1302-1310.
- K. W. Cummins (1974) : Structure and Function of Stream Ecosystems, Bio Science Vol.24 No.11, pp.631-641.
- R. W. Merritt & K. W. Cummins: An introduction to the Aquatic insects of North America, Third edition, Kendall/Hunt Publishing Company.
- The SCOR/UNESCO Working Group on Photosynthetic Pigments (1966) : Monograph on Oceanographic Methodology, No.1, Publ.Unesco, p.69.
- Waver, C.I (1973) : Biological field and laboratory methods for measuring the quality of surface water and effluents, United States E.P.A Report 670/4/73/001.
- T. Weinderholm (1981) : Chironomidae of the Holarctic region. Part 1.Larvae.,Entomologica Scandinavica, Supplement No.19 .

Characteristics of benthos community and habitat structure in the downstream reaches of reservoir dams

Keisuke HATANO*, Yasuhiro TAKEMON, Shuichi IKEBUCHI

* Graduate School of Engineering, Kyoto University

Synopsis

Ecological impacts of reservoir dams on down stream benthos communities and physico-chemical habitat structure of river bed were investigated at 16 impact sites and 8 control sites in Kinki district in central Japan. The results showed that substrate became remarkably armored with thick epilithon on the substrate in the tailwaters of the dams, and the armoring intensity was well explained by the maximum flow volumes occurred after the dam construction. The density and biomass of benthic animals, species diversity, abundance of Net-spinners, Creepers Tube-builders, Collector-gatherers and Filterers were more at the impacts sites, whereas those of Gliders and Gliding burrowers were more in the control sites. Relations of biomass of Gliders to epilithon density showed that Gliders will disappear where the epilithon density exceeds $130 \text{ gAFDW}/m^2$. In addition, field studies on longitudinal changes in benthos communities in the tailwater reaches of Osako dam indicated that the dam impacts on the community structure characterized by increase in Net-spinners and decrease in Gliders were recovered within 3 km reaches.

Keywords : reservoir dam, benthos community, habitat, biodiversity