

1-25 水生生態系からみた河川水質の評価に関する調査

研究予算：運営費交付金（治水勘定）

研究期間：平 12 年度～平 17 年度

担当チーム：水質チーム

研究担当者：鈴木穰，宮島潔

【要旨】

河川における水生生態系に関する研究は、河床材料、河床構造、及び河川水量等の物理的な要因について精力的に行われているものの、河川水質との関係について十分な知見は得られていない。そこで本研究では、水質は改善しているものの、下水処理水の流入により水質が急激に変化する都市河川に着目し、そこに生息している水生生物と河川水質との関係を調べ、両者の関係を把握することを目的とした。

本研究では、全国 12 箇所の下水処理場について、下水処理水が流入する水域において実施された生物及び水質調査結果から、水質と生物相の関係について検討を行った。また、多摩川における現地調査を行い、処理水の河川水との混合状態や、底生動物相の実態調査、微量物質の生物濃縮等を検討した。さらに、処理水を流す試験水路において、微量物質の水中から付着藻類への移行状態について実験を行った。

これらの結果から、次のような結果を得た。

- ①消毒用の塩素やアンモニア濃度によって、生物の出現種に制限が生じる
- ②河川に放流された処理水は、河川水の水塊と分離した状態で流下し、混合までに時間と距離が必要
- ③冬期においては、河川水と処理水の分離により底生動物相にも違いが生じた
- ④多くの重金属類は水中から付着藻類さらに底生動物への濃縮影響は小さいとみられた。
- ⑤底生動物の摂食機能群等の分類から、処理水が流入することによる水質の変化を捉えられる可能性が示され、ここから水生生物相からみた水質評価についての基礎検討を行った。

キーワード：水質，微量物質，生態影響，下水処理水，水生生態系

1. はじめに

近年、下水道整備により公共用水域の水質は改善され、水生生物への直接的な汚濁の影響はある程度改善されてきたと考えられる。しかし都市域では人口の集中化に伴い、河川水に占める下水処理水の割合は年々大きくなっており、その割合が 90% を超えるような河川もみられている。このような河川においては、公共用水域の水質保全に加え、多様な生物が生育・生息できるような「生態系に配慮した取り組み」が必要となっている。

また、都市の水循環を考慮し、数少ない自己水源である下水処理水の中に含まれる化学物質が河川に放流された後どのような挙動を示すのかについても知見を深める必要がある。河川における水生生態系に関する研究は、河床材料、河床構造、及び河川水量等の物理的な要因や水質等の要因との関係について精力的に行われているものの、河川水質との関

係については、汚水生物体系¹⁾に代表される有機汚濁との関係等が一部の生物について把握されているものの、未だ十分な知見は得られていない。

そこで、本研究では、水質は改善しているものの、下水処理水の流入により水質が急激に変化する都市河川に着目した。この中では、まず処理水の流入先水域に生育・生息している水生生物と水質についての現地調査によるデータを蓄積し、それらを解析することで両者の実態とその関係を把握することを目的とした。また、現地調査を行うことで、下水処理水の放流先河川における混合特性や、重金属等の微量物質の生物相への移行について解明することを目的とした。

2. 研究方法

本研究では下水処理水の流入が河川生態系に与える影響を把握するために、いくつかの下水処理水放

流先水域における生物相と水質に関するデータを収集し、それらのデータを整理および解析を行うことで、処理水質と出現する生物種との関係を調べた。

また、処理水がはじめに多摩川に多く流入する地点において、下水処理場の放流口付近で横断方向に水質測定を行い、放流水と河川水の混合特性について調査を行った。また、下水処理水の放流地点ならびにその上下流地点に形成される水生生物の調査から、下水処理水中に含まれる化学物質の、水生生物の各栄養段階における蓄積について調査を行った。

さらに、底生生物のうち食物連鎖の起点となる付着藻類について、化学物質の水中から生物への移行状態の把握についての調査も行った。

2.1. 下水処理水放流先生物相調査

(1) 調査対象水域

この調査では、平成8年度から平成15年度にかけて実施された、9つの自治体における12箇所の下水処理場放流先河川における水質と生物相の現地調査結果をとりまとめ、解析を行った。

表1 調査対象水域一覧

調査期間	処理場名	処理方式	調査水域に放流する処理水の消毒方式	調査水域	概算処理水量比(%)
H8~H10	S処理場	標準活性汚泥法 + 急速ろ過	塩素	せせらぎ水路	100
H12~H14	A処理場	標準活性汚泥法	塩素	既存河川	70
H13	H浄化センター	二段式嫌気好気 活性汚泥法 + 急速ろ過	オゾン	既存河川	70
H8~H10	C処理場	嫌気好気活性汚泥法	塩素	既存河川	80
H8~H9	T下水処理場	嫌気硝化内生脱窒法 + PAC注入 + 急速ろ過	オゾン	せせらぎ水路	100
H9~H10 H14~H15	K下水処理場	標準活性汚泥法 + 急速ろ過	オゾン	せせらぎ水路	100
H12~H13	S下水処理場	標準活性汚泥法	塩素	既存河川	70
H12~H13	O浄化センター	標準活性汚泥法 + 急速ろ過	紫外線	ビオトープ	100
H12~H14	Y浄化センター	凝集剤添加 標準活性汚泥法 + 急速ろ過	無し	せせらぎ水路 (H12のみ)	100
			紫外線	冷却池	100
				植生浄化池	100
H9~H11	N処理場	嫌気好気活性汚泥法 + 急速ろ過 + 曝間接触酸化	紫外線	安定池	100
			塩素	既存河川	70
				既存河川	90
H14~H15	M浄化センター	循環式硝化脱窒法 + 急速ろ過	塩素	既存河川	50
H12~H14	G浄化センター	標準活性汚泥法	塩素	ビオトープ	100

対象とした放流先水域は、処理水のみが流れる「せせらぎ水路」や「ビオトープ」、および処理水が合流

する「既存河川放流口周辺」である。

表1に、調査対象となった水域および調査年度についてまとめた。各水域に放流される下水処理水の処理方法や消毒方法は様々であった。

(2) 調査対象項目

この調査で対象とした項目は以下の通りである。

生物：付着藻類、底生動物、植物プランクトン、魚類

水質：水温、pH、濁度、透視度、電気伝導度、DO、SS、BOD、TOC、T-N、O-N、NH₄-N、NO₂-N、NO₃-N、T-P、PO₄-P、Chl-a

付着物：乾燥重量、強熱減量、Chl-a

これらの項目のうち、魚類やプランクトン性の生物は水塊を移動するため局所的な水質の違いを反映していない可能性がある。一方、付着藻類や底生動物は移動性が小さいことから、対象とした水域の水質変化を直接また経時的に反映しているものと考えられる。そこで、今回の解析においては、特に付着藻類と底生動物に注目して実施した。

2.2. 多摩川現地調査

(1) 調査対象水域

多摩川における多摩大橋周辺地区は、多摩川を挟んで右岸側の八王子市、左岸側の昭島市に接した区域である。この地区の上流には羽村取水堰があり、多摩川から水道原水として東京都東村山浄水場などに取水しているほか、下流域については約2m³/sの流量を水質浄化対策として放流している。ここに、秋川の加わった流量が多摩川本川となり当該地区に到達している。

この地区の特徴は、上流域には大規模な下水処理施設がなく、この地区で初めて下水処理場からの放流水が排水樋管を経由して多摩川本川に流入し、河川流量だけでなく栄養塩類等の河川水質も大きく変化している地点であることがあげられる。

そこで、調査はこの地区の多摩川流域の下水処理場の処理水放流口、流域内からの用排水路樋門および多摩川本川を対象として行い、本川に対して横断方向の各水質項目の濃度分布の把握を行った。

調査の対象とした地点は、多摩川の本川および流入する樋管を対象とし、表2に示す14地点について調査を実施した。調査範囲を図1に示す。

(2) 調査時期

本調査区域における現地調査は、平成12~16年度にかけて実施した。

- ・放流水の河川水との混合状態の把握

- 平成 12～14 年度
 ・放流先水域に生息する生物の実態調査
 平成 13～16 年度

表 2 多摩川における調査地点

No.	調査地点名	測定・採水位置
0	奥多摩橋	流心の1地点で採水、底生動物
①	日野用水堰	流心の1地点で測定、採水、底生動物
①'	多摩川上流幹線樋門直上	流心の1地点で測定、底生動物(分類のみ)
②	多摩川上流幹線樋門	流心の1地点で測定、採水
③	多摩大橋 直上流	横断方向に一定間隔で測定、採水
④	八王子排水樋管	流心の1地点で測定、採水
⑤	野水堀排水樋管	流心の1地点で測定、採水
⑥	多摩大橋 下流 1300m	横断方向に一定間隔で測定、採水、底生動物
⑦	多摩大橋 下流 2000m	横断方向に一定間隔で測定、採水
⑧	谷地川	流心の1地点で測定、採水
⑨	栄町排水樋管	流心の1地点で測定、採水
⑩	多摩大橋 下流 3000m	横断方向に一定間隔で測定、採水
⑪	残堀川	流心の1地点で測定、採水
⑫	日野排水樋管	流心の1地点で測定、採水
⑬	立川錦処理場排水	流心の1地点で測定、採水
⑭	日野橋	横断方向に一定間隔で測定、採水、底生動物

(3) 調査項目

- ①放流水の河川水との混合状態の把握
 水深、流速、水温、pH、電気伝導度、COD_{Mn}

- TOC, NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N, PO₄-P
 ②放流先水域に生息する生物の実態調査
 ・水質変化と出現する底生動物相の変化
 電気伝導度、マクロベントス
 ・付着藻類や底生動物への金属類の蓄積
 Cu, Zn, Pb, Mn, Mo, Ni, Cr, Cd, As, Co, Se, Fe, Al, 付着藻類, マクロベントス, 粒子状有機物(POM)

(4) 試料採取方法

- ・付着藻類や底生動物への蓄積量の分析試料

a) 付着藻類

付着藻類はハブラシを用いて河床の砂礫からこそぎ採り、実験室に持ち帰った。この試料を遠沈管に入れ遠心分離(2500ppm, 20分間)し、水層と分離させた。この際、ユスリカやブユ等の底生生物が上層に分離されるため、これらを目視にて取り除いた。また下部にはシルトが分離されるため、目視で下層部のシルトを採取しないように注意しながら中層部の試料のみを採取し、この試料を分析試料とした。

b) 底生生物

底生生物はサーバーネット(方形枠 50×50cm, オープニングメッシュ 475μm)を用いて採取した。ここで大型種については、現地でソーティングをし、分析に供した。残りの生物種は実験室に持ち帰り、速やかにソーティングを行うとともに種の同定を

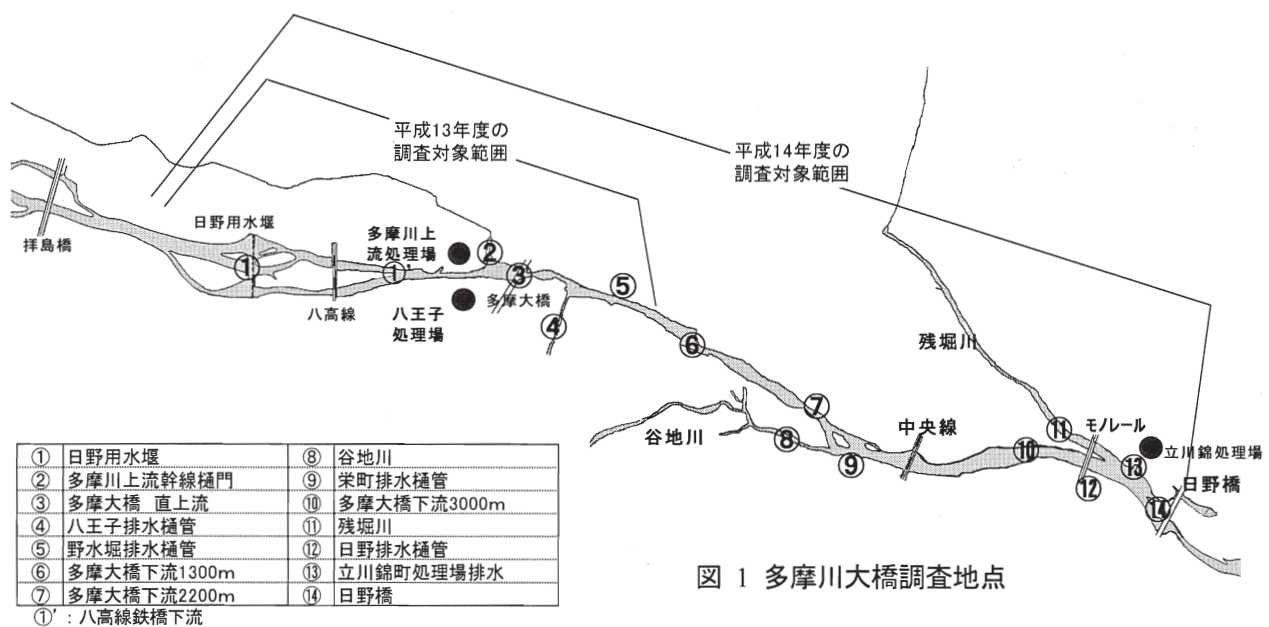


図 1 多摩川大橋調査地点

行い、分析を行える試料量（湿重量で 10 g 以上）が確保できた種については、種毎に分析を行った。

3. 研究結果

3.1. 下水処理水放流先生物相調査

(1) 塩素消毒による生物相への影響

処理水は公共用水域等に放流する前には衛生上の観点から消毒が行われる。この消毒は生物である細菌等を殺す（または不活性化）ことを目的としていることから、放流先の生物に対しても影響を及ぼす可能性があると考えられる。過去の調査結果より、付着藻類出現種のうち緑藻類の *Chlorolobion* 属は、塩素消毒された処理水において特徴的に出現する種であると考えられている。

そこで、処理場における塩素の注入率の記録から、調査前 2 ヶ月間の平均塩素注入率と、*Chlorolobion* 属が付着藻類総細胞数に占める割合と比較した結果を図 3 に示す。

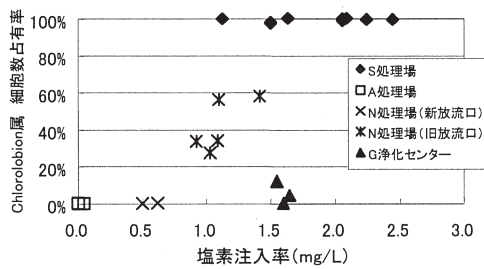


図 3 塩素注入率と *Chlorolobion* 属細胞数占有率の関係

ここから、*Chlorolobion* 属の占有率について、塩素注入率が 1.0mg/L 付近から立ち上がる S 字の曲線がみてとれた。すなわち、塩素注入率で約 1.0mg/L 以上、処理水中の総残留塩素濃度の実測値で約 0.1~0.2mg/L 以上で *Chlorolobion* 属の占める割合が急激に大きくなる傾向がみられた。

次に、生物の出現種数と塩素消毒との関係を整理した。まずは、現地で測定された残留塩素濃度と当該水域で確認された生物の種数を、付着藻類と底生動物とに分けて整理した結果を図 4 に示した。

しかし、前提となる残留塩素が検出されたデータ数が少なく、消毒のレベルと出現種類数の関係を把握することは難しかった。

そこで、*Chlorolobion* 属との比較と同様に塩素注入率平均値と、当該水域で確認された生物の種数を、付着藻類と底生動物とに分けて整理した結果を図 5 に示す。

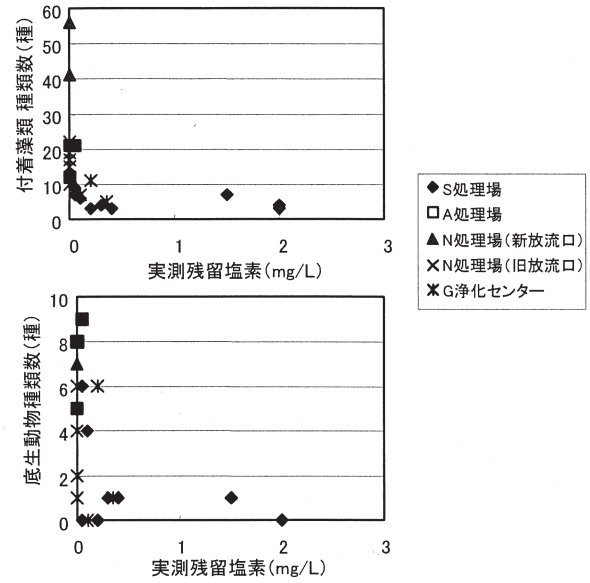


図 4 残留塩素濃度と出現生物の種類数

付着藻類の N 処理場（新放流口）におけるデータがやや離れているが、これは処理水の放流開始直後のデータであることから、処理水の影響が十分に反映されていなかったことが要因として考えられる。

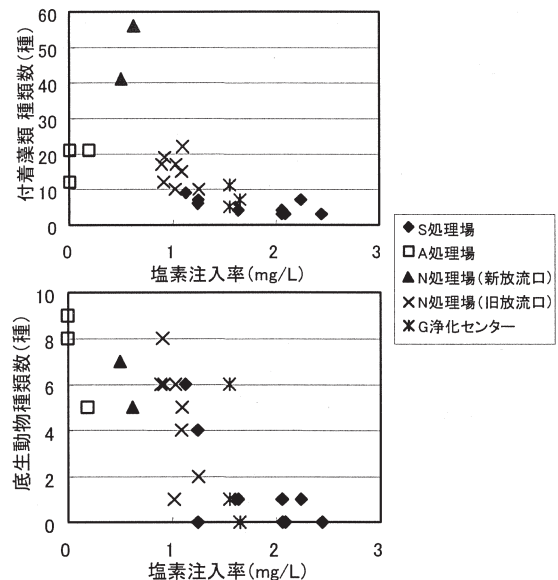


図 5 塩素注入率と出現生物の種類数

この結果から、付着藻類、底生動物ともに塩素注入率が 1.0~1.5mg/L を越えると目立って影響が大きくなり、出現する種類数が極端に少なくなる傾向がうかがわれた。

(2) 栄養塩濃度と生物相の変化

下水処理水は通常の河川水と比べて 1 桁近く高い栄養塩濃度であることが多い。そこで、栄養塩を用いて生育する付着藻類の変化について、各生物指数と栄養塩濃度の関係から検討した。

ここでは、T 下水処理場と、K 下水処理場の処理水放流先に注目した。これらの放流先は、どちらも処理水 100%の人工せせらぎ水路であり、放流される処理水はどちらもオゾン処理されているが、K 下水処理場は標準活性汚泥法による処理であるのに対して、T 下水処理場では高度処理（嫌気硝化内生脱窒法、PAC 添加）によって栄養塩類の除去を行っている。このため、両処理場の処理水放流先水域を比較することで、消毒方式や河川構造など他の要因に影響されずに、栄養塩濃度の違いを主要要因として把握することができる可能性がある。そこで、この2つの水域における栄養塩濃度と付着藻類の状況についてのデータについて比較を行った。

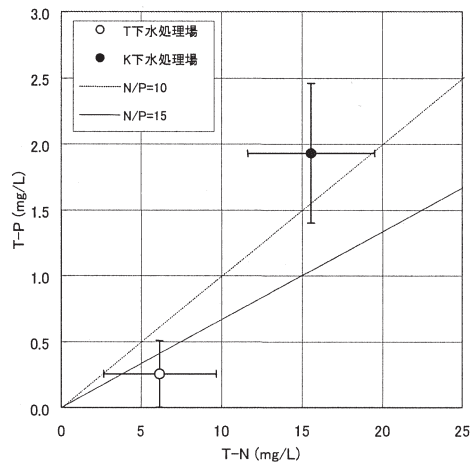


図 6 各放流水の栄養塩濃度の関係

まず、両処理場からの放流水における栄養塩濃度について、T 処理場 8 回分、K 処理場 7 回分のスポットサンプルによるデータをまとめると図 6 のようになった。ここから、K 下水処理場からの放流水は、T 下水処理場からの放流水と比べて、窒素で約 3 倍、リンでは約 6 倍近く高い濃度であったことがわかる。

そこで、処理場の持つ継続的な定期データなども取り込んで、調査前 2 ヶ月間の処理場定期分析結果の値を平均した数値を栄養塩濃度として、付着藻類の生物量と多様性について比較を行った。

生物量を総細胞数、多様性を Shannon の多様性指数(H')として比較した結果を図 7 に示す。

なお、Shannon の多様性指数は、生物種の多様性を評価する指数で、多くの種が出現し、かつ個体数が均等なほど指数は大きくなり、多様性が高くなることを示している。逆に特定の出現種のみが卓越した場合は、指数は小さくなる傾向を示す。これは、以

下の式によって計算される。

$$H' = - \sum_{i=1}^S P_i \log_2 P_i$$

S : 出現種類数,

Pi : i 番目の種類の個体数が総個体数に占める割合

この結果から、栄養塩濃度の違いによる付着藻類の各指数生物量と多様性の差は明確にならず、栄養塩濃度の違いが付着藻類相に及ぼす影響について説明することはできなかつた。

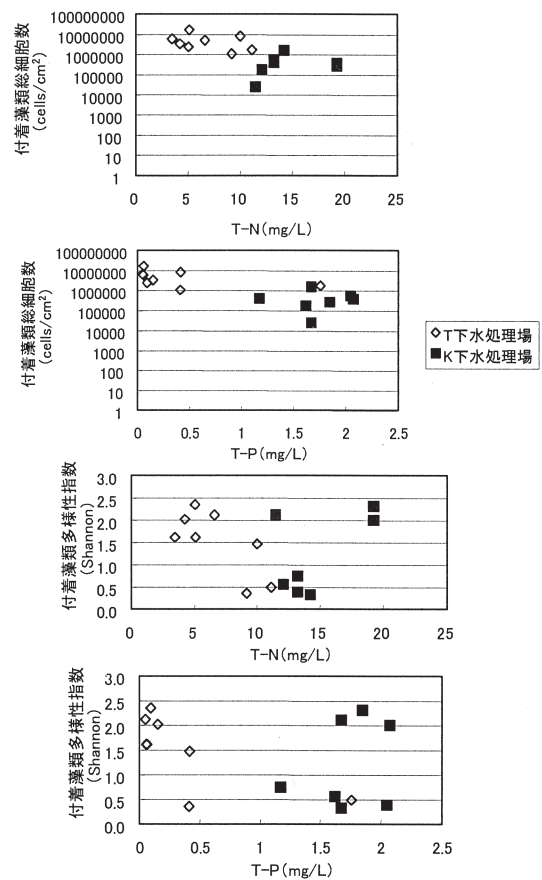


図 7 栄養塩濃度と付着藻類相の関係

(3) アンモニア性窒素濃度と底生動物

アンモニアは、藻類などの光合成を行う生物にとっては栄養素ともなるが、逆に底生動物などに対しては毒性を示す物質でもある。そこで、アンモニア濃度と生息する底生動物の状況とを比較し、その影響を把握する検討を行った。

なお、自然水域中でアンモニアは、イオン化していない[NH₃]とイオン化している[NH₄⁺]の2つの形態で存在しており、これらは水温と pH によって平衡関係が維持される。このイオン化していない[NH₃]

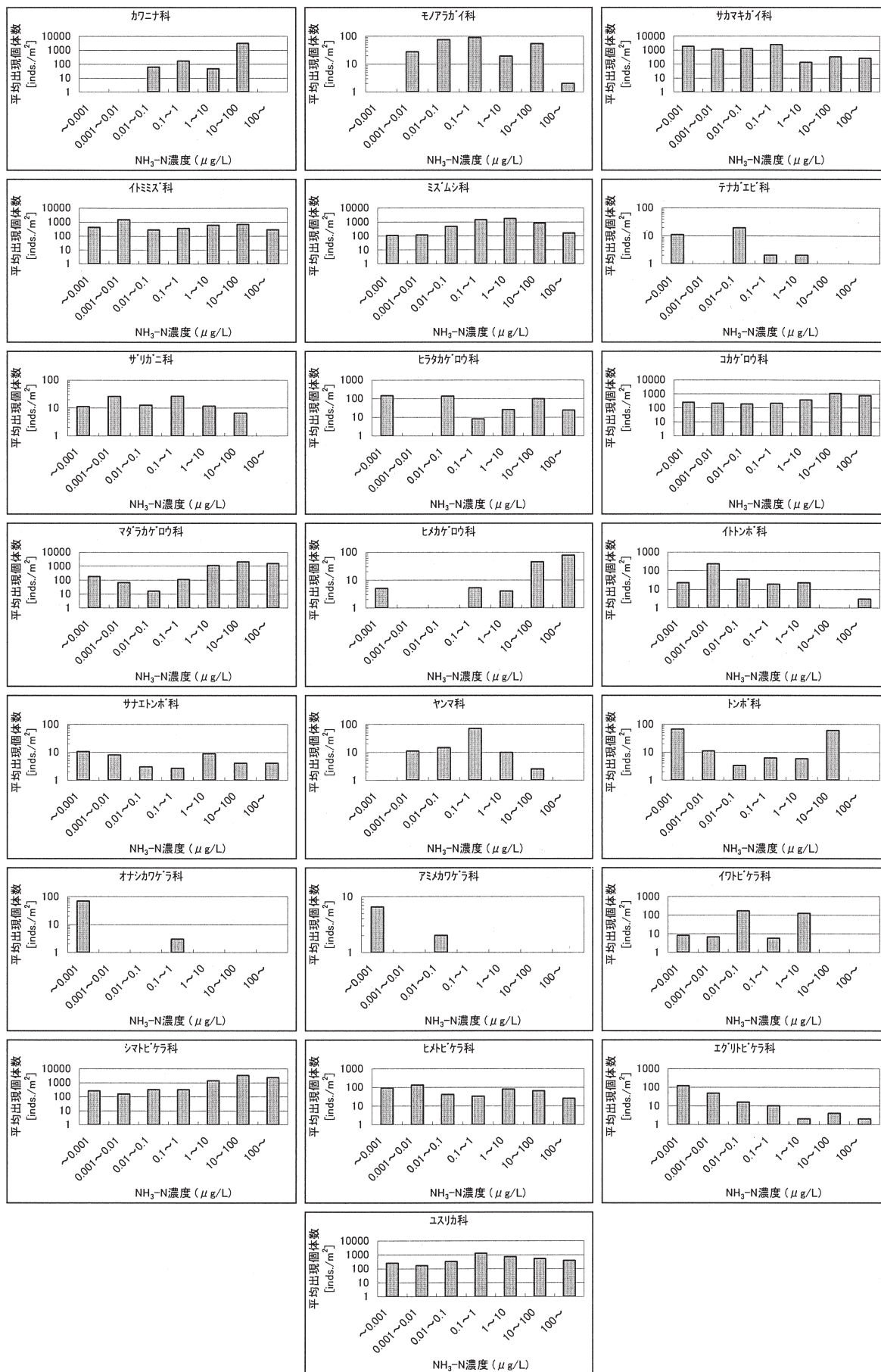


図 8 非イオン化アンモニア濃度と底生動物出現状況

の方がイオン化している[NH₄⁺]より毒性が高いとされる。このためアンモニアと生態系との関係を考察するには、イオン化アンモニアのみでなく、非イオン化アンモニアとの関係を考慮する必要がある。特に pH がアルカリ側に傾く場合、および水温が高くなる場合に[NH₃]の割合が高くなる。

これらの関係は、水温を T (°C) とすると、以下の式で表される。

$$pK = 0.09018 + \frac{2729.92}{273.2 + T}$$

$$\frac{[NH_3]}{[NH_4^+]} = 10^{(pH - pK)}$$

この式を用いて、各調査において測定されたアンモニア性窒素濃度の値と水温、pH の値から非イオン化アンモニアの濃度を計算し、底生動物の出現個体数を分類科別に整理した。なお、使用したデータは S 処理場 (9 回)、A 処理場 (6 回)、H 浄化センター (3 回)、C 処理場 (11 回)、T 下水処理場 (8 回)、K 下水処理場 (11 回)、S 下水処理場 (7 回)、O 浄化センター (5 回)、Y 浄化センター (6 回)、N 処理場 (7 回)、M 浄化センター (6 回)、G 浄化センター (6 回) の調査結果による。結果を図 8 に示す。

イトミミズやユスリカ、ミズムシ、シマトビケラなどは低濃度域から高濃度域まで、幅広い濃度範囲で出現が確認されたが、イトトンボ科やエグリトビケラ科などの生物は非イオン化アンモニア濃度の上昇に伴って、出現個体数が減少していった。

そこで、底生動物の分類科ごとに、最も多い個体数の出現が確認された時の非イオン化アンモニア濃度の範囲と出現が確認された時の非イオン化アンモニアの最大濃度を表 3 に整理し、そこから生息可能な濃度範囲を推定した結果を示す。

ここから、確認された地点数が少ないものの、カワゲラ目の生物は、0.5 μg/L を超える水域では出現がみられず、アンモニアに対する耐性が弱いことがみてとれた。

一方、イトミミズ科やトビケラ科の一部、ユスリカ科などの生物は、1mg/L を超える濃度の水域においても出現が確認され、アンモニアに対する耐性が大きいことがうかがわれた。

しかし、同じトビケラ科でもエグリトビケラ科は出現のみられた最大濃度は高いレベルにあるものの、最も多く出現がみられた濃度域は 1ng/L 未満であり、

ある程度の耐性はあるが、基本的にはアンモニア濃度の低い水域に多く生育するものと考えられる。また、同様の傾向はヒラタカゲロウ科やトンボ目にもみられ、これらの生物も低アンモニア濃度の水域を指標する生物とみられる。

表 3 底生動物出現種と NH₃ 濃度範囲

	最も多く出現する NH ₃ 濃度範囲 (μg/L)	出現のみられた NH ₃ 最大濃度 (μg/L)	出現確認延べ地点数 (地点)
カワニナ科	10 ~ 100	11.30	16
モノアラガイ科	0.1 ~ 1	156.11	62
サカマキガイ科	0.1 ~ 1	442.51	156
イトミミズ科	0.001 ~ 0.01	1540.32	210
ミズムシ科	1 ~ 10	478.13	226
テナガエビ科	0.01 ~ 0.1	4.18	6
ザリガニ科	0.1 ~ 1	86.00	41
ヒラタカゲロウ科	~ 0.001	433.05	20
コカゲロウ科	10 ~ 100	916.64	160
マダラカゲロウ科	10 ~ 100	478.13	52
ヒメカゲロウ科	100 ~	332.23	15
イトトンボ科	0.001 ~ 0.01	442.51	33
サナエトンボ科	~ 0.001	452.28	19
ヤンマ科	0.1 ~ 1	25.31	15
トンボ科	~ 0.001	20.13	30
オナシカワゲラ科	~ 0.001	0.48	4
アミメカワゲラ科	~ 0.001	0.02	3
イワトビケラ科	0.01 ~ 0.1	2.62	14
シマトビケラ科	10 ~ 100	1540.32	127
ヒメトビケラ科	0.001 ~ 0.01	1540.32	61
エグリトビケラ科	~ 0.001	916.64	13
ユスリカ科	0.1 ~ 1	1540.32	330

なお、底生動物のうち昆虫類などには成虫期には水中を離れる種もあるため、出現状態の把握には各生物種の生活環に注意する必要がある。ただし、今回の整理に用いたデータは生活環を考慮して集計できる方針の詳細な調査によるものではないため、全ての季節のデータを総合して処理している。

(4) 底生動物の分類による水環境の評価

底生動物は、水中に生息する生物の中では魚類等と比べて移動力が弱いことから、環境の変化に対して逃避行動を取りにくく、また調査時に偶然通過しただけの個体を採取してしまう可能性が小さい。従って、底生動物の生物相は、対象とする水域の経時的な水質変化の影響を直接または間接的に反映しているものと考えられる。直接的な影響としては、高温や毒性物質などの底生動物そのものの活動に影響するものであり、間接的な影響としては、餌となる藻類やデトリタスなどの生産に影響するものである。

底生動物による水環境の評価方法としては、冒頭で述べたように各生物種の汚濁に対する耐性から整理された「汚水生物体系」などがあるが、ここでは底生動物の餌の食べ方による分類「摂食機能群」と生活形態による分類「生活型」によって分類を行った。また、検討の対象とした水域は、既存の河川に

表 4 摂食機能群と生活型の分類別特徴

摂食機能群	略語	特徴	具体例
濾過食者	濾	網を張ったりして水中の有機物粒子を濾し取って食べる。	二枚貝類, シマトビケラ科, ブユ科など。
堆積物採集者	堆	底質中の有機物粒子を集めて食べる。	イトミミズ類, マダラカゲロウ類, ユスリカ類など。
刈取食者	刈	基質上の付着藻類等を刈り取って食べる。	巻貝類, ヒラタカゲロウ類, ウスバヒメガガンボ亜科など。
破碎食者	破	落葉等をかじって食べる。	オナシカワゲラ科, カクツツビケラ科など。
寄生者	寄	宿主に寄生する。	ヒル類, ミズバチなど。
捕食者	捕	肉食。	トンボ類, ゲンゴロウ類, 水生半翅類など。

生活型	略語	特徴	具体例
匍匐型	匍	のしおといった感じで歩いて移動する。	巻貝類, マダラカゲロウ類, トンボ類など。
滑行型	滑	体は扁平で, 石の表面を滑るように移動する。	ヒラタカゲロウ類など。
掘潜型	掘	砂や泥の中に潜っている。	二枚貝類, イトミミズ類, ユスリカ類など。
構築型	構	石や落葉で巣をつくる。	エグリトビケラ科, カクツツビケラ科など。
固着型	固	石表面に吸着し, あまり移動しない。	ウスバヒメガガンボ亜科, ブユ科など。
造網型	造	糸を用いて網を張り, 餌をとる。	シマトビケラ科, ヒゲナガカワトビケラ科など。
遊泳型	遊	主に遊泳して移動する。	コカゲロウ科, ゲンゴロウ類, 水生半翅類など。

出典:

・Richard W. Merritt and Kenneth W. Cummins, "An Introduction to the Aquatic Insects of North America", KENDALL/HUNT PUBLISHING COMPANY, (1978)
 ・谷田一三(監修), 丸山博紀, 高井幹夫(著), 「原色 川虫図鑑」, 全国農村教育協会, (2000) からとりまとめ。

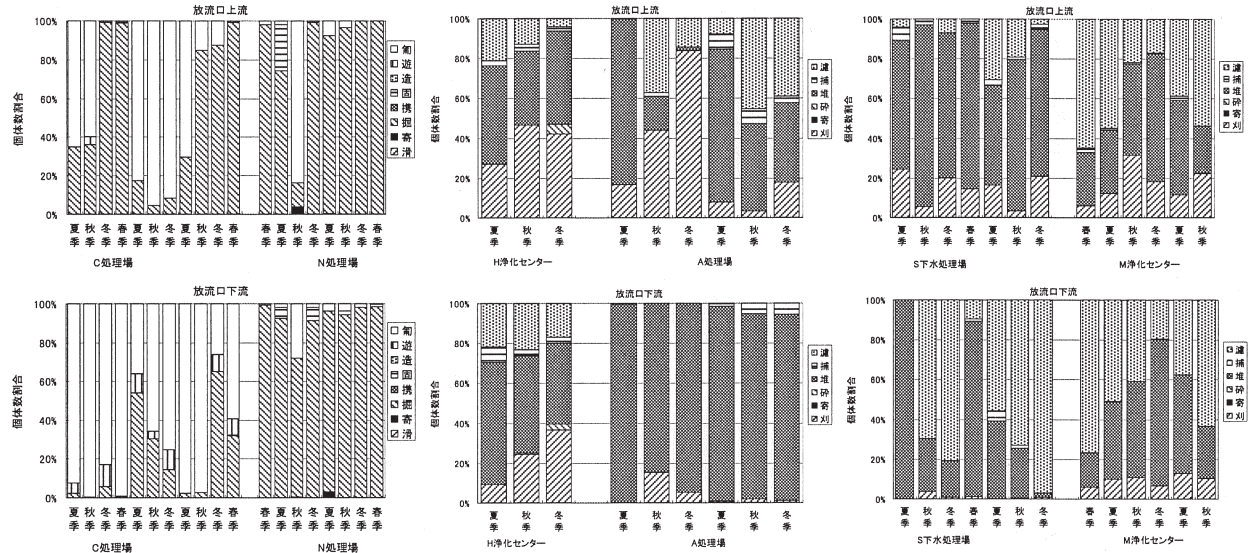


図 9 摂食機能群からみた底生動物相の変化

処理水が放流される地点の前後として、処理水の流入による水環境の変化について比較した。

底生動物についての摂食機能群および生活型については、表 4 のよう分類を行った。

①摂食機能群による比較

放流先の河川がコンクリート三面張りである下水処理場 (C 処理場, N 処理場) と、河床が礫である通常の河川 (H 浄化センター, A 処理場, S 下水処理場, M 浄化センター) における、摂食機能群による分類を個体数に占める割合で整理すると、図 9 のようになった。

摂食機能群による比較において、三面張り河川では処理水の流入前後において出現していた種はいずれも「刈取食者」「堆積物食者」であり、明確な違いはみられなかった。

一方、礫床の河川においては、S 下水処理場では処理水の流入後に「濾過食者」の割合が増加し、「堆積物食者」が減少したのに対して、A 処理場では逆に「濾過食者」が減少し、「堆積物食者」が増加した。

このことは、河床の特性を反映している可能性が

考えられる。すなわち、S 下水処理場では放流口上流の河床は堆積が多いものと考えられ、それらを餌とする堆積物食者の割合が多いが、処理水の流入によって河床堆積物が掃流されると堆積物食者が減り、代わって増加する藻類等の流下を捕らえて餌とする濾過食者が増加したものと考えられる。一方、A 処理場では、相対的に清冽な水質である河川水の水域では、様々な摂食形態をとる生物が生息していたが、処理水の流入によって河床堆積物が増加、河床への有機物の沈降が生じ、堆積物食者の割合が高くなったものと考えられる。このように、摂食機能群による比較では、三面張りのような単調な河床の河川においては、摂食機能群のバリエーションが得られず、明確な変化を捕らえることは出来なかったが、礫床の河川においては、水質変化による環境の変化を表現している可能性が示唆された。

②生活型による比較

同様に、放流先の河川がコンクリート三面張りである下水処理場 (C 処理場, N 処理場) と、河床が

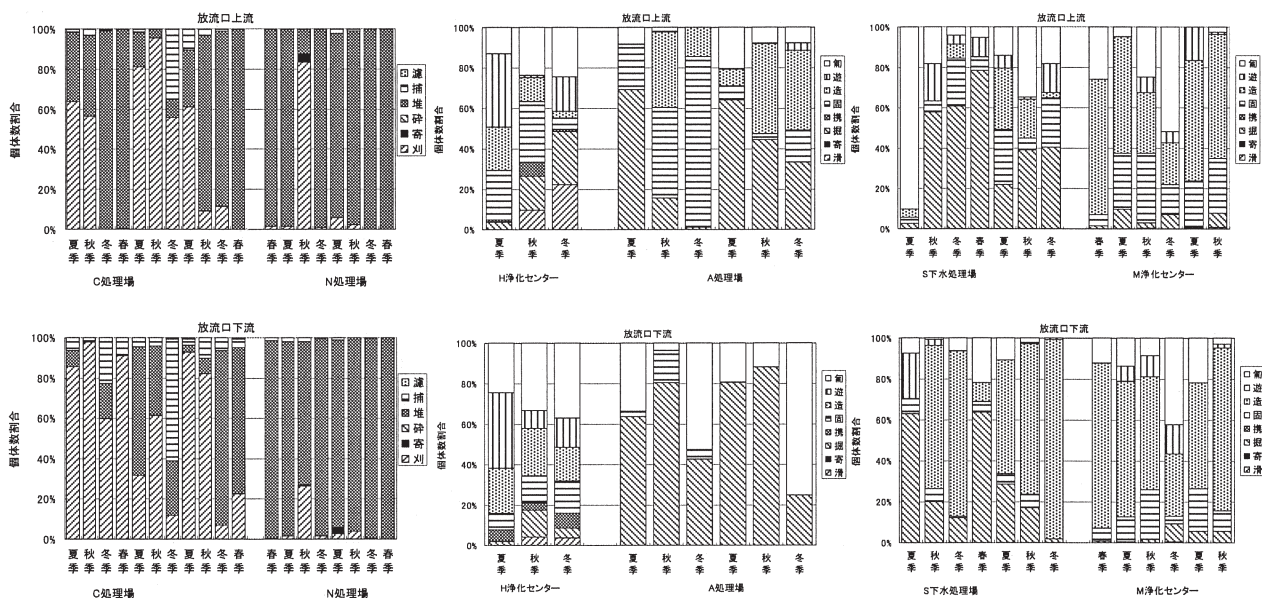


図 10 生活型からみた底生動物相の変化

礫である通常の河川（H 浄化センター，A 処理場，S 下水処理場，M 浄化センター）における、摂食機能群による分類を個体数に占める割合で整理すると、図 10 のようになった。

ここから、生活型による比較においても、三面張りの都市河川においては、放流口の上下流による目立った違いはみられなかった。

一方、礫河床の河川においては、S 下水処理場では、造網型については放流口下流部で割合が相対的に高くなる傾向がみられたが、A 処理場では造網型は放流口上流部で割合が高くなっていた。

このように、生活型による分類では、河川の構造等の要因によって処理水の流入の影響は一定の傾向を示すことはなかったが、河床が自然に近い礫の河川においては、変化が認められた。

3.2. 多摩川現地調査

(1) 放流水の河川水との混合状態の把握

支川、樋管等の流入によって生じる多摩川本川の横断方向の水質変化を確認するために、多摩川本川、支川、流入樋管の各項目の水質結果を図 11～図 12 に示す。

多摩大橋地区より上流は、汚水対策の効果によって水質の改善が図られており、上水原水として良好な水質が供給できる状況である。これらの生活排水の多くは下水処理場を経由して河川に集中放流されるため、下水処理水の合流に伴い水質が大きく変動する。多摩大橋地区は多摩川において最初に大規模

な下水処理水が放流される地点であり、兩岸から多摩川上流処理場（現：多摩川上流水再生センター）、八王子処理場（現：八王子水再生センター）からの下水処理水が多摩川に放流されている。平成 13 年度調査では、これらの下水処理水が合流した後、これらの水は河川水とすぐには混ざらず、横断方向に濃度勾配を保ちながら混合、拡散し、多摩大橋下流 1300m 地点では、横断方向に均一な濃度分布を形成していることを確認し、翌年度には調査対象区間を日野橋まで延長し、この区間で合流する支川、樋管の影響についても確認した。その結果、多摩大橋下流 1300m 地点より下流の、多摩大橋下流 2000m 地点、多摩大橋下流 3000m 地点についても横断方向に均一な濃度分布が確認された。最下流の日野橋地点では、残堀川、立川錦処理場の排水の影響を受けて左岸で窒素、リン、導電率の濃度勾配が確認された。

また支川、樋管等の窒素、リン濃度に注目すると、支川、樋管等の濃度は上流地点（日野用水堰）に比べて特に冬期に高くなっていた。

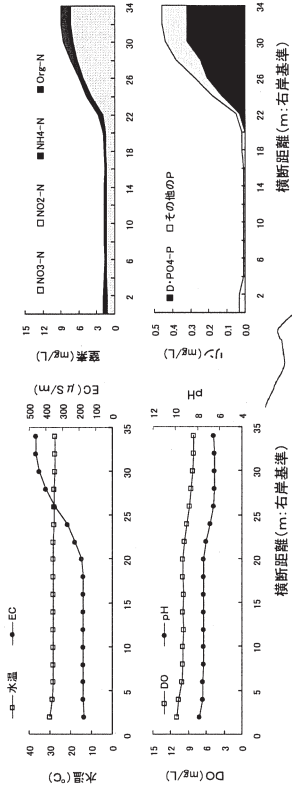
(2) 放流先水域に生息する生物の実態調査

① 水質変化と出現する底生動物相の変化

[平成 13 年度冬期調査]

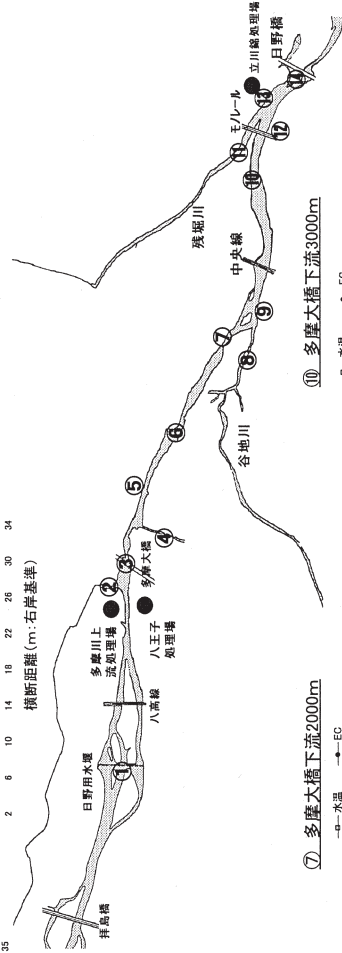
下水処理水の河川への混合状況について導電率を指標として確認した。その結果を図 13 に示す。前述したように、処理水の放流後 100m 下流の地点③では余り混合されない状態であった。この地点③よりもさらに下流の地点⑥では、栄養塩類、電気伝導率は概ね横断方向に見ても左右岸に差はなく均一に

③ 多摩大橋直上流

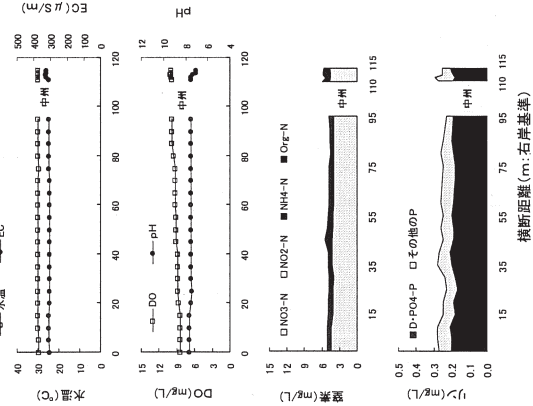


多摩大橋地区に流入する支川、雑管等の水質結果

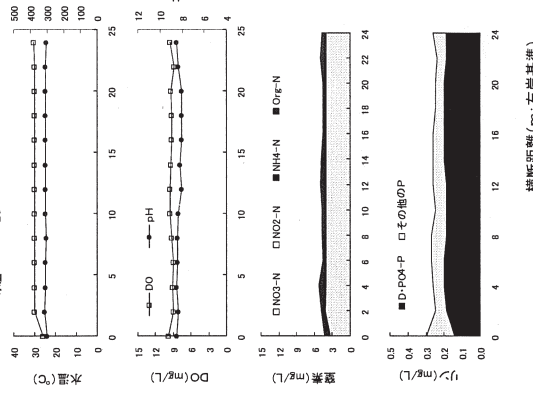
No.	地点名	水温	pH	DO	EC	T-N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	NH ₄ -N	T-P	D-PO ₄ -P
①	日野用水堰	28.0	8.6	11.6	161	3.19	1.38	0.01	<0.01	0.02	<0.01
②	多摩川上流総線樋門	27.3	7.1	8.1	438	11.22	6.66	0.07	0.42	0.49	0.32
③	八王子排水雑管	29.3	6.9	8.2	604	16.88	10.34	0.10	0.24	1.02	0.86
④	野水堀排水雑管	26.9	9.5	11.6	149	2.74	1.19	0.01	<0.01	0.02	<0.01
⑤	谷地川	29.0	8.3	10.6	231	3.52	1.71	0.02	<0.01	0.11	0.05
⑥	采町排水雑管	29.0	8.5	9.9	173	2.59	1.4	0.02	0.03	0.11	0.04
⑦	残堀川	22.7	8.4	11.4	173	3.31	2.18	0.01	<0.01	0.06	0.01
⑧	日野排水雑管	28.5	7.4	5.6	278	9.38	3.4	0.26	2.28	0.55	0.45
⑨	立川錦町処理場排水	30.7	8.4	7.2	378	9.23	5.57	0.05	0.33	1.44	1.26



⑥ 多摩大橋下流1300m



⑦ 多摩大橋下流2000m



⑩ 多摩大橋下流3000m

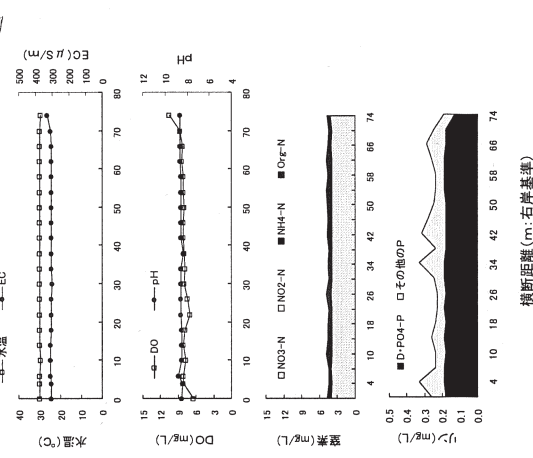
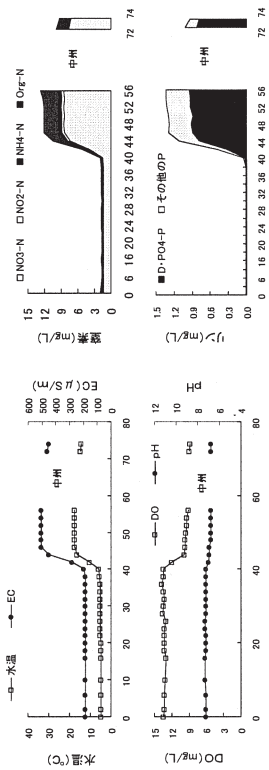


図 11 多摩大橋地区における河川横断方向の水質変化

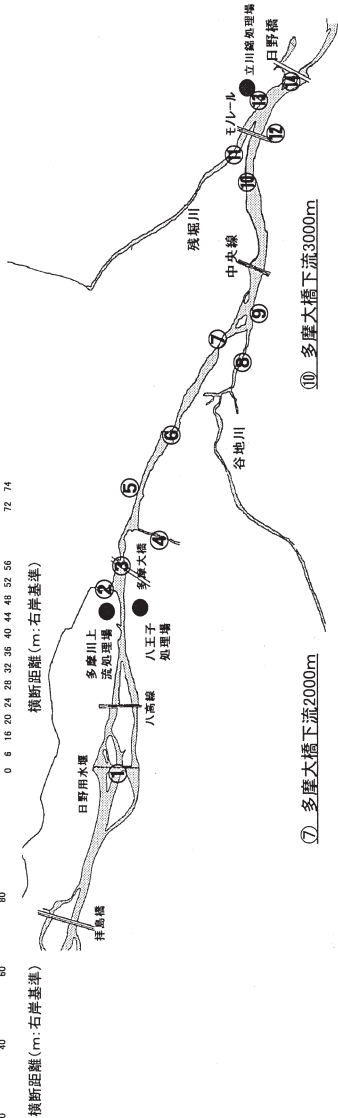
※日野橋地点は日没により横断調査を未実施

③ 多摩大橋直上流

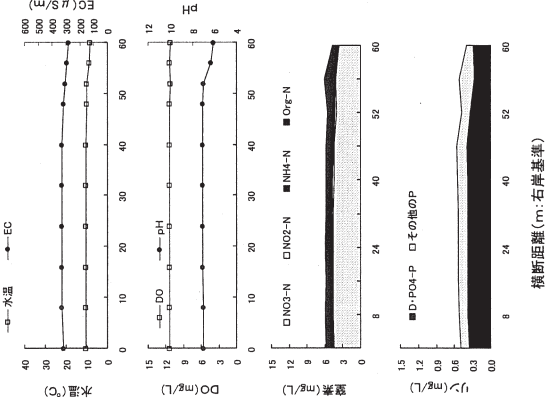


多摩大橋地区に流入する支川、樋管等の水質結果

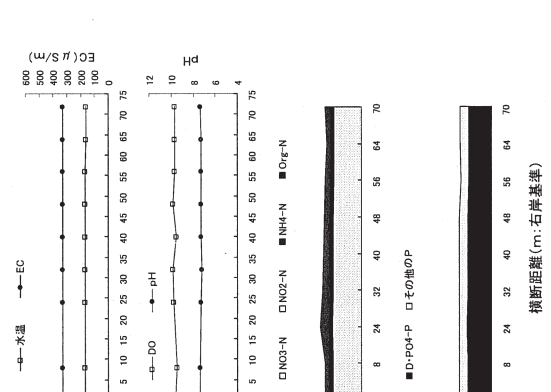
No.	地点名	水温	pH	DO	EC	T-N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	NH ₄ -N	T-P	D-PO ₄ -P
①	日野用水堰	3.6	7.3	13.5	156	1.65	1.36	0.04	<0.01	0.02	<0.01
②	多摩川上流幹線樋管	18.1	6.8	8.9	488	12.42	7.86	0.39	0.74	1.19	0.81
④	八王子排水樋管	16.1	7.0	10.0	322	16.56	10.21	0.34	1.82	1.10	0.89
⑤	野水堀排水樋管	10.2	7.4	9.0	591	8.87	0.16	0.06	5.09	1.02	0.59
⑥	谷地川	6.0	7.2	12.2	478	5.41	3.80	0.08	0.29	0.15	0.10
⑨	菜町排水樋管	4.9	7.1	12	268	4.48	1.55	0.12	1.28	0.24	0.14
⑪	残堀川	10.8	7.2	5.8	415	13.68	0.33	0.32	8.65	1.36	1.04
⑫	日野排水樋管	8.9	7.3	7.8	209	3.65	2.55	0.04	0.02	1.33	1.25
⑬	立川緑町処理排水	16.4	6.8	8.8	476	13.69	4.36	0.36	5.43	1.64	1.43



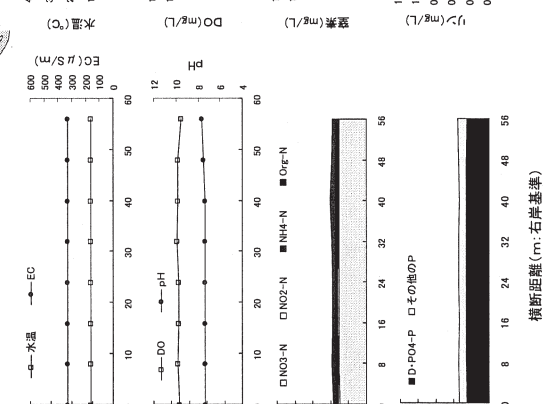
⑥ 多摩大橋下流1300m



⑦ 多摩大橋下流2000m



⑩ 多摩大橋下流3000m



⑭ 日野橋

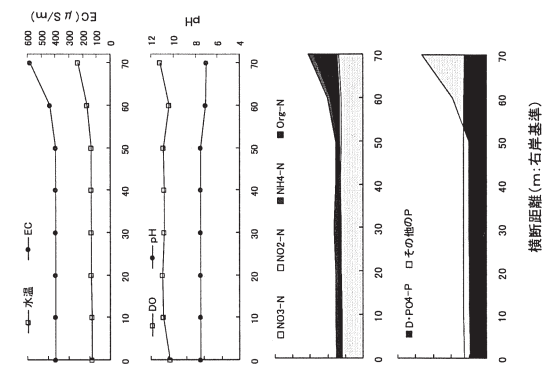


図 12 多摩大橋地区における河川横断方向の水質変化 (平成 15 年 2 月 4 日調査)

混合していることを確認した。

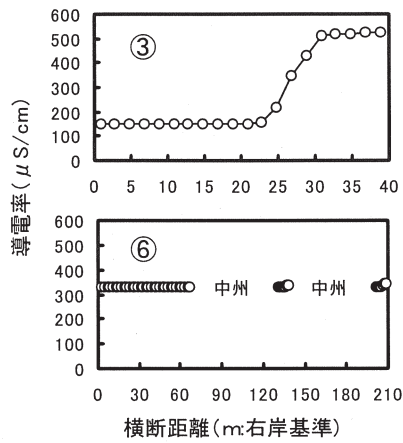


図 13 EC 横断変化(H13.12)

そこでこれらの縦横断方向の濃度変化を利用して、下水処理水の合流に伴う底生生物の変化について検討を行なった。また以下に示す式から多様性指数(Shannon)についても算出した。

底生生物の調査結果を図 14 に示す。底生生物の生物量(乾燥重量)については、地点③では下水処理水の影響が見られる左岸から横断方向へ、次第に生物量が減少する傾向が、また、多様性指数についても低下する傾向が確認された。

また、種の構成を見ると下水処理水の混入する地点③、⑥では、下水処理水を含まない地点①'と比べてカゲロウ目の出現量が減少する傾向が明瞭に確認された。さらに地点⑥ではミミズ目の出現量が多くみられたことにより、乾燥重量や多様性指数が大きく変動した。

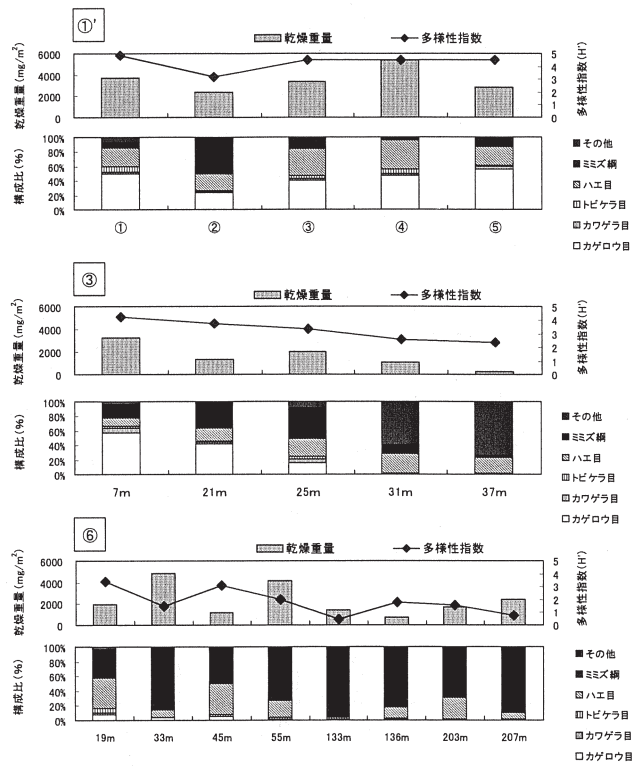


図 14 各調査地点における底生生物の乾燥重量、多様性指数、構成比の分布 (H13.12)

[平成 14 年度夏期調査]

平成 14 年 8 月に再度多摩大橋直上流地点③、および下流 1300m 地点⑥における底生動物の調査結果を図 15 に示す。図中に示した導電率は下水処理水の河川への流入状況を示しており、多摩大橋直上流地点③では平成 13 年 12 月の調査時と同様に、多摩川上流水再生センターの放流水の影響を受け左岸側で導電率が高くなっているのが確認された。一方、下流 1300m 地点⑥では均一に混合し、左右岸で水質

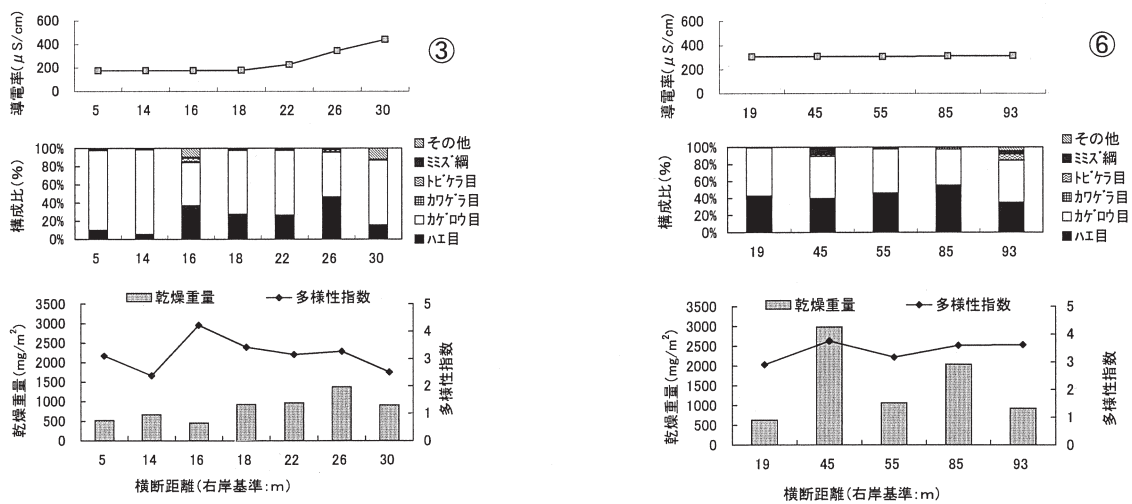


図 15 各調査地点における底生生物の乾燥重量、多様性指数、構成比の分布 (H14.8.)

の偏りはみられなかった。

しかし、多摩大橋直上流地点の夏期の調査結果を見ると、冬期調査と異なり、構成比、多様性指数、乾燥重量ともに下水処理水の流入に伴う底生動物群集の特徴的な変化は確認できなかった。

② 附着藻類や底生動物への金属類の蓄積

底生動物の試料としては、ヒゲナガカワトビケラ

については全地点で試料確保が行えたが、シマトビケラ科、カワゲラ亜科の数種については、試料量が十分に確保できなかったため、科もしくは亜科にまとめた。なおシマトビケラ科、カワゲラ亜科の種の情報は表 5 に示すようであった。またこれらの種以外の種については、種別に分析に可能な試料量が確保できなかったため、コンポジットとして分析に供した。

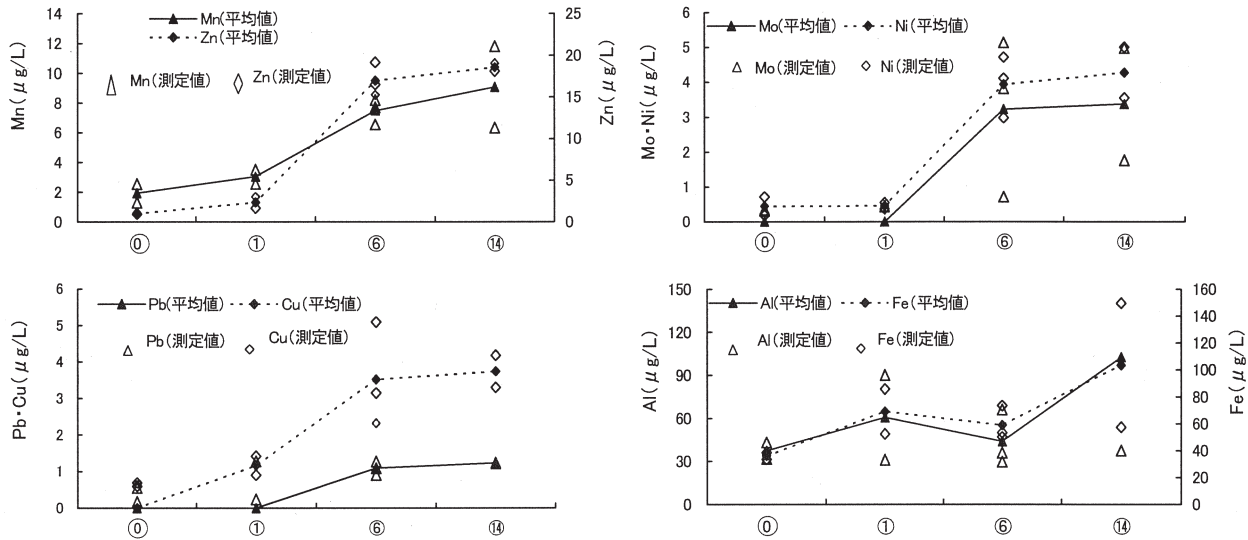


図 19 各地点の重金属水中濃度

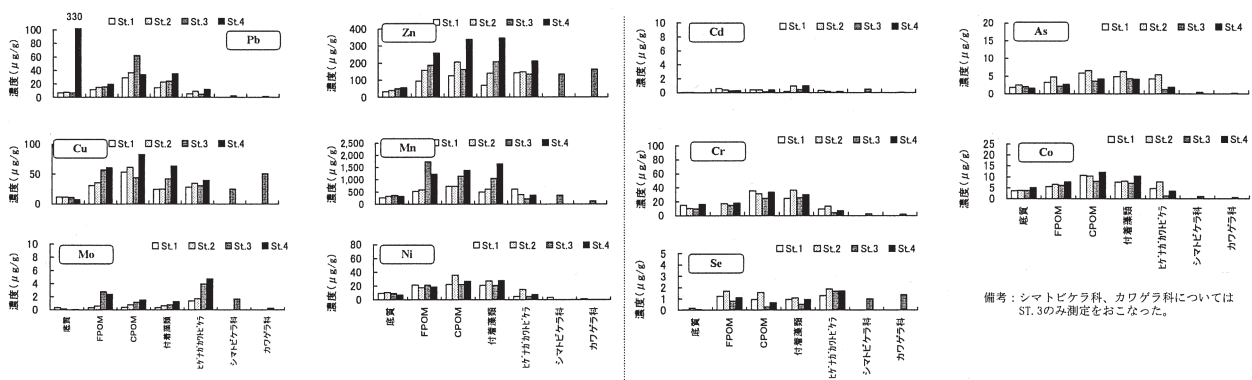


図 20 処理水の合流で水質の濃度が高くなった項目

図 21 水質の濃度が定量下限値であった項目

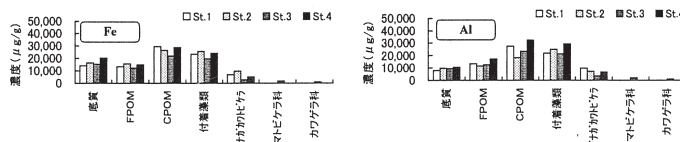


図 22 処理水合流後に明確な水質変化がなかった項目

表 5 分析用底生動物の分類群別内訳

地点	シマトビケラ科	カワゲラ亜科
⑩	コガシマトビケラ属, ウルマーシマトビケラ ナカハラシマトビケラ, シマトビケラ属	カミムカワゲラ, ウエノカミムカワゲラ フタツムカワゲラ属, クラカカワゲラ属
①	コガシマトビケラ属, ウルマーシマトビケラ ナカハラシマトビケラ	フタツムカワゲラ属
⑥	ナミコガシマトビケラ, ウルマーシマトビケラ ナカハラシマトビケラ, シマトビケラ属	フタツムカワゲラ属, オヤマカワゲラ
⑭	コガシマトビケラ属, オヤマシマトビケラ ウルマーシマトビケラ, ナカハラシマトビケラ	フタツムカワゲラ属, オヤマカワゲラ

まず、当該地点における各物質の水質調査結果を図 19 に示す。⑩及び①は下水処理水の流入前の地点であり、特に⑩は人為的汚染の少ない地点として設定された地点である。⑥及び⑭は下水処理水の合流後の地点である。下水処理水の合流によってマンガン、亜鉛、鉛、銅、モリブデン、ニッケルの濃度が上昇した。これらの金属類はその濃度が高い場合、生物に対して毒性として作用するが、今回の結果を毒性情報と比較すると、毒性影響の見られる濃度ではなかった。

下水処理水の合流に伴い濃度上昇が見られる金属類の内、亜鉛、銅、マンガン、モリブデンは、藻類の微量必須元素として重要であり、銅はプラスチックアニオンの構成要素、マンガンは酸素発生反応系が機能するために必要な元素である。また亜鉛は炭酸脱水酵素の構成要素、モリブデンは藍藻類が窒素固定を行う際に必要な酵素の必須元素として知られており、毒性影響の観点だけでなく、藻類の増殖刺激物質としての役割として作用している。

鉄やアルミニウムは先に示した物質と異なり、下水処理水の合流による変化は確認できなかった。またカドミウム、砒素、セレン、コバルト、クロムは全ての地点で検出されなかった。

次に、底質、POM、付着藻類、底生生物（ヒゲナガカワトビケラ）への含有量を図 20～22 に示す。まず下水処理水の流入によって水質濃度が上昇した 6 項目（鉛、亜鉛、銅、マンガン、モリブデン、ニッケル）に着目すると、亜鉛、銅、マンガンの付着藻類の含有量は下水処理水の合流によって含有量も増える傾向が確認される。また鉛やモリブデンについても、やや明瞭さを欠いているが、同様の傾向が確認できる。しかしニッケルについてはこのような傾向は確認されず、他の 5 物質とは傾向が異なった。また藻類の含有量と底生生物の含有量を比較すると、付着藻類の含有量が高く、これらの金属類は付着藻

類に蓄積されていることが確認された。

また、下水処理水の影響で藻類含有量の変化した濃度は、図 23 に示すように既往文献値と比較した場合、平均的な数値の範囲であり、種の感受性を配慮しない範囲では、藻類への影響は低いことが予想される。

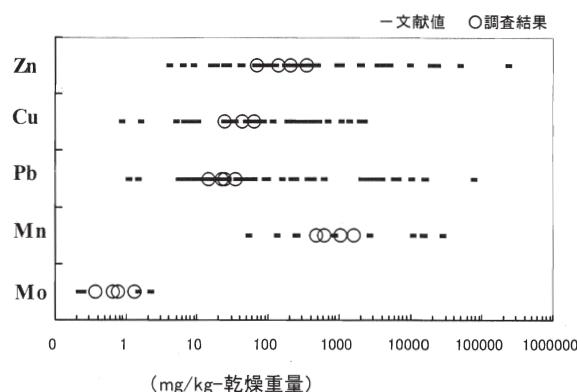


図 23 藻類中の金属類含有量

全地点で水質結果が定量下限値未満であった 5 項目（カドミウム、砒素、セレン、全クロム、コバルト）については、底質、POM、付着藻類、底生生物ともに下水処理水の合流による濃度の増加は確認されなかった。また鉄やアルミニウムについても同様に、下水処理水の合流による変化は確認されなかった。

続いて、付着藻類及び底生生物の蓄積性をみるために、下水処理水の流入によって水質濃度が上昇した 6 項目（鉛、亜鉛、銅、マンガン、モリブデン、ニッケル）について蓄積係数を算出し、既往文献値と比較しその妥当性を含めて評価した。その結果を図 24 に示す。なお水生生物の蓄積に関する情報は、US.EPA の ECOTOX データベース、と Jam が藻類についてとりまとめた結果を用いた。また生物蓄積係数の算出にあたっては、付着藻類の含有量または底生生物の含有量を水質の濃度で割ることで算出した。

鉛の結果（文献値）に着目すると、鉛の B A F 及び B C F は栄養段階が高くなるにつれて低くなっており、食物網を通じた濃縮性が低いことが理解できる。また底生生物に関する文献情報は殆ど得られなかったが、今回調査を行った結果に注目すると、底生生物の生物蓄積係数は $10^3 \sim 10^4$ 程度であり、付着藻類に比べ低い値である。底生生物の種間の違いに着目すると、ヒゲナガカワトビケラ、シマトビケラ科、カワゲラ亜科の生物蓄積係数は 4500, 2500, 1400 であった。

亜鉛については、文献値では室内実験データ（B

CF)では藻類の濃縮性に比べ、魚類の濃縮性が低い傾向が確認されるが、現地調査結果(BAF)では、藻類濃度と比べて生物濃縮係数に特徴的な傾向を確認できない。また今回の調査結果においても藻類と底生生物の生蓄積係数に大きな差は無く、栄養段階上位にあたる底生生物への食物網を通じた亜鉛の蓄積は確認できなかった。またこのような藻類と底生生物の蓄積係数に違いがないという傾向は、銅についても確認された。

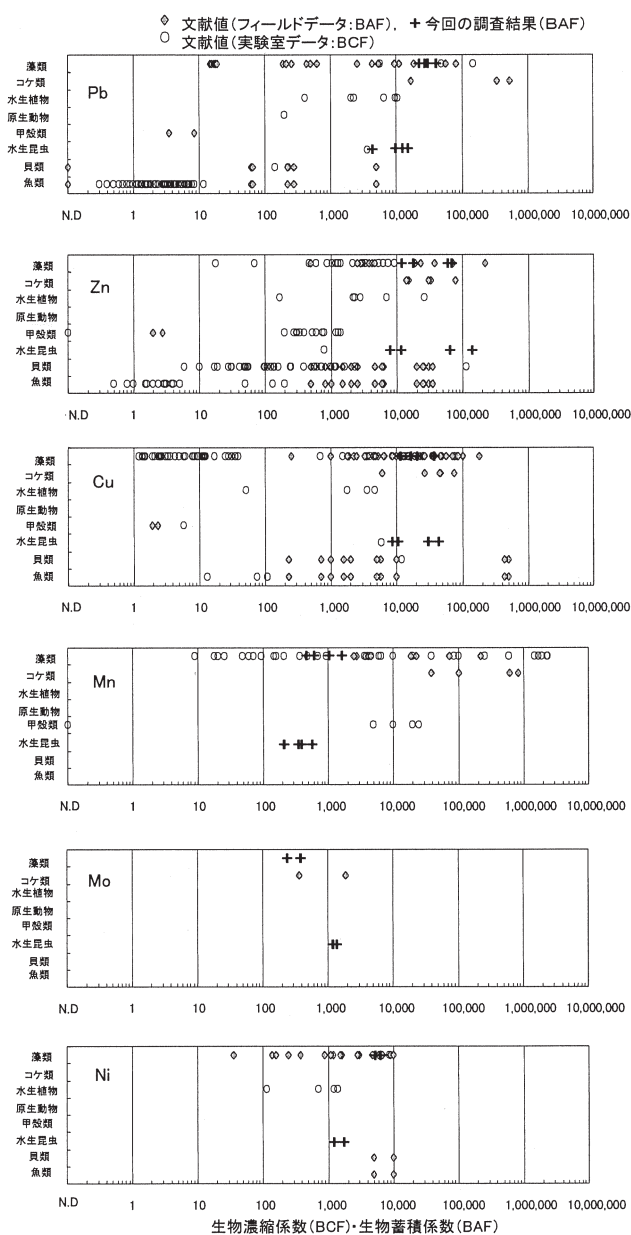


図 24 金属に関する生物濃縮係数

モリブデンに関する文献情報は非常に少なく、生物への蓄積に関する情報は殆ど得られなかった。しかしモリブデンは細菌から高等動物に広く含まれており、モリブデン含有酵素としてそれぞれの生物に

対して重要な役割を果たしている。今回の調査では生物蓄積係数は $10^2 \sim 10^3$ のオーダーであり、他の5項目と比較しても低い値であった。藻類に比べ底生生物の蓄積係数の方がやや高いことが、他の項目とは異なった特徴として挙げられる。Saiki et al.は農業排水の影響を評価するために、水質、底質、付着藻類、底生生物、魚類について調査を行った結果、農業排水の流入のない地点に比べて高かった項目は、セレンとホウ素だが、食物網を通じた濃縮は確認できなかったと報告²⁾している。また Peterson et al.は、ウラン鉱山の周辺河川で底生生物について調査を行った結果、対照地点に比べ底生生物のセレン、砒素、モリブデン、バナジウム濃度が高かったが、個体群に影響を与える程度のもではなかったと報告³⁾している。

今回の結果では、底生生物のモリブデン及びセレンの濃縮係数は、付着藻類に比べて高いものの、その値は $10^3 \sim 10^4$ 程度であり、今回調査した他の金属類に比べると低い結果である。また上位の魚類への蓄積性が低いとの報告もあることから、その食物網を通じた蓄積の影響は低いものと考えられる。

4. 考察とまとめ

以上の結果をもとに、水生生態系と水質との関係について、以下の視点から検討とまとめを行った。

- ・河川における下水処理水放流水の混合特性
- ・水質の違いと水生生物相の変化の実態
- ・水生生物に影響を及ぼす水質項目
- ・水生生物相からみた水質評価
(バイオロジカルクライテリア)

4.1. 河川における下水処理水放流水の混合特性

多摩川における現地調査の結果から、放流される下水処理水は、放流後に上流からの河川水の水塊と下水処理水の水塊に分離した状態が維持されることがわかった。このため、水温や栄養塩については同一河道内でも左右岸で水質に大きな違いが生じ、特に水温については冬期に大きな違いが確認された。また、この差が均一化することが確認できたのは1km以上も流下した地点であった。

このような水塊の分離は、河道構造による攪拌の状態や、河川水と処理水の流量比、水温や塩濃度等による比重の違いなどによって生じると考えられ、他の河川においても同様の現象が生じているものと考えられる。そこで、処理水放流に伴う水質の不均一状態を緩和するためには次のような対応が考えら

れる。

- ・混合が進むように流れに変化を付けることで攪拌効果を得る
- ・河川水と処理水のどちらかの流量を多く（または少なく）する
- ・処理水の水温や物質濃度を河川水と同等にする

しかし、下水処理場の多くが存在する河川の中下流部には、上流部のように瀬や淵が連続するダイナミックな流れの変化は基本的には存在しないため、攪拌効果が得られる構造は少ない。また、人工的な構造物による攪拌は、その構造物自体が周辺環境に影響を及ぼす可能性がある。また、処理水質を河川水質に近付ける技術も現段階ではコスト面等で現実性が小さい。

従って、このような河道内における下水処理水放流による水質変化の局在を緩和する方策としては、以下のような方策が考えられる。

- ・処理水の放流口を一箇所だけでなく、河川の上流または支川等に分散させ少量ずつ混合させる
- ・空間的な余裕があれば、河川に入れる前に滞留池等を経由させる“なじみ放流”を行う

4.2. 水質の違いと水生生物相の変化の実態

(1) 底生動物

多摩川の現地調査結果から、夏期における調査の結果は冬期における調査の結果と比べると傾向が異なった。冬期調査では、下水処理水の影響を受けている区間では、カゲロウ目の減少、ミミズ綱の増加といった特徴的な傾向が確認されたが、夏期調査ではそのような傾向は確認されなかった。このような差が見られる要因として次のような点があげられる。

- ・夏期は、放流水と河川水の水温差が小さくなるため
 - ・降雨などの影響で河床の攪乱が生じるため、上流の底生生物群集から分離流下してきた個体が混入することによる影響
 - ・ライフサイクルによる生物現存量の季節的減少
- 上流からの流下個体の影響については、同地区で行なった安定同位体比を用いた検討結果ではこのことを支持する結果も得られており⁴⁾、冬期は流量も安定し河床の攪乱が少なくなるため、底生生物群集は水質との関係が強まりこのような結果の差が見られたことが考えられた。

しかし、これら底生生物の変化と水質の関係につ

いて解析を行ない、底生動物相の変化に与える要因となる主な水質項目について検討を行ったが、今回調査を行なった導電率、窒素、リン、TOC、DO、pHの各項目の間には、互いに有意な相関関係が確認されており、これらの水質項目のどの成分が生物群集変化に影響を与えたかについて分離することは困難であった。

一方、各調査地点では物理要因（流速、水深、河床構造等）が異なっていたことから、今後は、各水質項目のどの成分が底生生物群集の変化を明らかにしていく研究を進めていくとともに、物理的要因を考慮した評価手法についても検討を行なっていく必要があるものと考えられた。

なお、多摩川における底生動物調査の一部は、河川生態学術研究会の総合的な調査研究の一環として実施されたものである。底生生物の調査に関しては、東京大学大学院農学生命科学研究科森林動物学教室の加賀谷隆先生との合同調査で実施したものであり、先生には多大なご指導を頂いた。

(2) 付着藻類

2つの下水処理場における処理水放流先の調査結果から、栄養塩類濃度と付着藻類の生物量および多様性との間の関係については明確な関係を得ることはできなかった。

このことは、両水域ともに下水処理水が水量の全てを占めているため、栄養塩濃度が T-N:5~15mg/L、T-P:0.3~2.0mg/L と幅広い範囲にあったにもかかわらず、通常の河川水（T-N:0.1~1mg/L、T-P:0.01~0.1mg/L）と比べた場合には高い範囲に集中していたことが要因の一つと考えられる。

河川における付着藻類量と栄養塩濃度の関係についての報告として、米国 EPA の資料⁵⁾に全窒素および全リンと付着藻類中の Chl-a 量との関係を示すデータが紹介されている。このデータからは全窒素濃度で約 1mg/L 以下の範囲で、また全リン濃度で約 0.3mg/L 以下の範囲で濃度依存的に Chl-a 量が増加する傾向がうかがうことができるが、この範囲を超えると栄養塩濃度と Chl-a 量との関係はみられなくなっていた。これは、栄養塩類が一定以上の濃度になると、藻類の生長にとって過剰となり、増殖速度に対して飽和状態になっていることを意味すると考えられる。

下水処理における高度処理は、内湾における栄養塩類の総量規制等に対応して近年整備が進められており、海域等における富栄養化の低減に効果をあげ

始めている。しかし、上記の結果から今後において放流先河川の生態系にまで配慮を進めていく際には、現段階における高度処理のレベルから、さらに一段階進んだレベルまで対策を行う必要があるものと考えられる。

4.3. 水生生物に影響を及ぼす水質項目

本研究の中で扱った水質項目の中で、水生生物に影響を及ぼすと考えられる項目として、塩素消毒とアンモニア、重金属を取り上げ、その影響について以下に検討を行った。

(1) 塩素消毒

塩素注入率と出現生物種数の関係において、河川（処理場）ごとに注入率の範囲に偏りがあるため、地域差が含まれる可能性もあるが、全体として一定の傾向がみられ、付着藻類、底生動物ともに塩素注入率が1.0~1.5mg/Lを越えると、出現する種類数が極端に少なくなる傾向がみられた。

実際の水域で生物に作用する塩素量の指標は、残留塩素濃度（遊離体およびクロラミン等の結合体）であるが、かなり高濃度で処理水に注入されている場合以外は、現地の水質測定では残留塩素として検出されることはない。これは、処理水中に含まれる有機物等と塩素が反応することで、有効塩素量が低下するためである。

しかし、これまでみたように仮に放流する時に残留塩素が検出されていなくても、消毒時に塩素注入量が一定以上の場合には、出現する生物に何らかの影響が及んでいる可能性がうかがわれる。従って、放流先の生態系への影響を考慮する必要がある場合には、塩素注入量を必要最小限に留めるようコントロールすることや、脱塩素過程の追加、オゾンや紫外線等の代替消毒法への変更などを検討する必要がある。

(2) アンモニア

アンモニアのイオン化は前述のように pH と水温を変数とする平衡状態によって決定される。また、pH は水中の炭酸ガス濃度と関係して変化する。

そこで、これらの要因を生態系の構成生物との関係から考えると、次のような過程により非イオン化状態のアンモニア濃度に作用する可能性が考えられる。

水中におけるアンモニアは通常はほとんどイオン化していると考えられるため、比較的

高濃度であっても毒性は低い

↓

水温が高温になり、光エネルギーの供給も十分な夏期には、河床における付着藻類等の光合成生物が高い栄養塩濃度を背景に大量に繁茂する

↓

光合成が盛んになることで、炭酸同化が進み、水中の pH が上昇する

↓

水温と pH の上昇により、非イオン化アンモニアの割合が上昇し生物に対する毒性が高くなる

従って、排水等により高アンモニア濃度である水域においては、例えある時点において水生生物への影響が確認されていなくても、夏期の昼間などの特殊な条件下においては、急激にその毒性が高まる可能性もあり、注意が必要であると考えられる。

(3) 生物濃縮 [金属類]

まず、水中の金属類の濃度について、下水処理水の合流によって水質濃度が上昇した金属類は、亜鉛、銅、鉛、マンガン、モリブデン、ニッケルであった。このうち、ニッケル以外の項目については、付着藻類含有量も同様の傾向が確認された。しかし、底生生物の含有量ではモリブデンについては同様の傾向が確認されたが、その他の項目については異なり、下水処理水の影響は確認されなかった。

また、濃縮性については、セレンとモリブデンを除けば、前述の環境ホルモン関連物質と同様に、「食性や種の違いによって金属類に関する生物蓄積係数に大きな差が見られないこと」、「POM、付着藻類に比べ底生生物の生物蓄積係数が低い」ことから、底生生物への食物網を通じた金属類の蓄積が生じていないことを示す結果として理解できる。

また、底生生物のモリブデン及びセレンの濃縮係数は、付着藻類に比べて高いものの、その値は 10^3 ~ 10^4 程度であり、今回調査した他の金属類に比べると低い結果であり、その食物網を通じた蓄積の影響は高くないものと考えられる

4.4. 水生生物相からみた水質評価

(バイオロジカルクライテリア)

生息する生物の状態から当該水域の水環境を評価しようというバイオロジカルクライテリアの考え方

は、冒頭で述べた汚水生物体系をはじめ、1980年代後半にアメリカ合衆国で導入された IBI(Index of Biological Integrity)という魚類に関して 総種類数や特定のグループに属する種類数など 10 程度の項目にそれぞれ得点を与えた指数や、ICI(Invertebrate Community Index)という IBI と同様な考え方を底生動物に当てはめた指数⁶⁾、また、IBI-Japan という IBI における考え方を、日本に適応した底生動物に当てはめて提案された指標⁷⁾などいくつかのものが提示されてきている。これらは、対象水域の状態の把握に有効である。

そこで、ここでは河川に下水処理水等の大きく水質が異なる水が流入した際の中小都市河川における水環境の“変化”について、生物相から評価する手法について検討を行った。

下水処理水が放流される 6 箇所の水域において、生息する底生動物を「摂食機能群」および「生活型」によって分類し処理水の合流前後で比較した。その結果、いくつかの水域について処理水の流入による水質の変化によると考えられる底生動物相の変化が確認された。

このことは、底生動物相の変化から逆に水質の変化を捉えることができる可能性を示していると考えられる。この結果をもとに、底生動物の摂食機能群及び生活型における各分類群が、水質の変化に対してどのような反応を示すかについての仮説を検討することで、生物相の状態から水質を評価する指標を提示することを試みた。

下水処理水による水質の変化を対象とした場合に、底生動物の「摂食機能群」や「生活型」へ与える影響を考えると、次のような反応が仮説として想定される。

a) 摂食機能群に与える変化

①：濾過食者

処理水中の有機物濃度は、放流先河川水中の有機物濃度とは異なる。また、水中に含まれる藻類の量は、処理水中の栄養塩によって増殖し、下流ほど増加することが想定される。従って、餌となる有機物量や藻類量が多くなるため、濾過食者の割合が高くなると想定される。

また、流速の低い水域では、処理水の流入によって流速が上がることで、水中の有機物の捕捉効率が高まることで、生息数が増加する可能性も考えられる。

②：堆積物採集者

餌となる堆積物に与える処理水の影響は、放流先河川の状態によって大きく異なると考えられる。すなわち、放流先が汚濁した河川であり有機性の堆積物が多く存在する場合には、処理水は堆積物を掃流する方向に作用することから、堆積物採集者は減少すると考えられる。

逆に放流先河川が処理水質と比較して清冽である場合、処理水中に含まれる有機物が沈殿したり、栄養塩の供給によって繁茂した付着藻類が堆積することによって有機性の堆積物が増加する方向に作用することから、堆積物採集者の割合は増加するものと考えられる。

③：刈取食者

処理水に含まれる栄養塩類は、餌となる付着藻類の生育を促進する。しかし、処理水中で生育する付着藻類は、付着の状態が自然な河川水中とは異なり、底生動物の餌として採取しにくい形状になる可能性も考えられるため、小型の生物にとっての餌としては適さなくなることも考えられる。

従って、刈取食者に対する処理水の影響は状況によって異なるものと考えられる。

例えば、流れが速く、河床も礫状で攪乱の多い水域では、付着藻類の生育が良くなり、それらを餌とする刈取食者の割合は増加する。一方、流れが安定して攪乱の少ない水域では、付着藻類相が糸状体となる種が中心となる方向に遷移し、刈取食者の割合が減少する。

④：その他の摂食機能群

破碎食者や寄生者、捕食者などの生物群については、処理水の流入による直接の影響は他の群と比べると小さいと考えられるが、他の生物群が変化することにより間接的に変化することは考えられる。

b) 生活型に与える変化

①：滑り型

これらの生物は表面に移動の障害となるような堆積物や糸状藻類がないような石や岩の所で生息する。従って、処理水によって堆積物が掃流されれば増加し、逆に堆積方向に作用すれば減少すると考えられる。また、処理水中の栄養塩類によって糸状体等が形成される場合には減少する要因となりうる。

②：掘潜型

これらの生物は、河床に潜ることのできる砂や泥が存在する場所に生息する。したがって、前述の a-

①堆積物採集者と同様に、処理水の放流による堆積物の状態変化に伴って、生息数も変化するものと考えられる。

③：携巢型

流れがあり、巣を固定させることのできる石などの基盤がある場所に生息することから、汚濁した河川においては処理水による掃流効果で有機物等の堆積が少なくなるために増加し、清冽な河川においては処理水による栄養塩濃度の上昇による付着藻類の繁茂などにより減少する。

④：造網型

網を張って餌となる有機物等を捕捉することから、処理水の流入に対しては、前述の a-①濾過食者と同様の傾向を示すものと考えられる。

⑤：その他の生活型

前述以外の生物群については、処理水の流入による直接の影響は他の生物群と比べると小さいと考えられるが、堆積物の状況や石礫の存在状況などによって、個別の生物種でみると影響を受ける可能性がある。

以上の仮説をまとめ、生物の変化によって表現される水質の変化をまとめると表 7 及び表 8 のようになる。

なお、表中の変化が示す意味は、絶対的な量を意

味するものではない。すなわち、水塊と水塊の間における相対的な量の方向性を示すものである。また、対象生物の変化についても、出現の有無を意味するのではなく、底生動物相全体の中における、相対的な比率の変化の方向性を示すものである。

最後に、この解析方法についての課題点としては以下にあげる点が考えられる。

- ・現状では、摂食方法や生活様式についての情報が得られている底生動物種は限りがある
- ・同じ種でも地域性や採取時期によって生活様式等が変化する可能性がある

従って、フィールド調査などにより、底生動物の生態についての知見をさらに収集整理し、精度をあげることが必要となる。

参考文献

- 1) 津田松苗 (1972) 水質汚濁の生態学, 公害対策技術同友会
- 2) Saiki MK, Jennings MR, Brumbaugh WG, Boron, (1993 Apr;24) Molybdenum, and selenium in aquatic food chains from the lower San Joaquin River and its tributaries, California, Arch Environ Contam Toxicol. (3):307-19.
- 3) Peterson MJ, Smith JG, Southworth GR, Ryon MG

表 7 摂食機能群からみた水環境の評価

分類	反応	比率の増加	比率の減少
濾過食者		水質変化： 有機物量の増加 物理変化： 流速の上昇	水質変化： 有機物量の減少 物理変化： 河床の泥化
堆積物採集者		水質変化： 有機物量の増加 栄養塩濃度の上昇 物理変化： 流速の低下	水質変化： 有機物量の減少 栄養塩濃度の低下 物理変化： 流速の上昇
刈取食者		水質変化： 有機物量の減少 物理変化： 流速の上昇	水質変化： 有機物量の増加 栄養塩濃度の上昇 (攪乱の少ない河川の場合) 物理変化： 流速の低下 河床の泥化
その他		上述の生物種が変化したことによる間接的影響	

表 8 生活型からみた水環境の評価

分類	反応	比率の増加	比率の減少
滑行型		水質変化： 有機物量の低下 物理変化： 流速の上昇	水質変化： 栄養塩濃度の上昇 (攪乱の少ない河川の場合) 物理変化： 河床の泥化
掘潜型		水質変化： 有機物量の増加 栄養塩濃度の上昇 物理変化： 流速の低下	水質変化： 有機物量の減少 栄養塩濃度の低下 物理変化： 流速の上昇
携巢型		物理変化： 流速の上昇	水質変化： 有機物量の増加 栄養塩濃度の上昇 (攪乱の少ない河川の場合) 物理変化： 流速の低下 河床の泥化
増網型		水質変化： 有機物量の増加 物理変化： 流速の上昇	水質変化： 有機物量の減少 物理変化： 河床の泥化
その他		上述の生物種が変化したことによる間接的影響	

Eddlemon GK.(2002) Trace element contamination in benthic macroinvertebrates from a small stream near a uranium mill tailings site, Environ Monit Assess ,72(2), pp193-208.

- 4) 上田眞吾 (2006) 安定同位体からみた物質循環, 多摩川の総合研究－多摩大橋地区の下水処理水の流入影響を中心として－, 河川生態学術研究会多摩川研究グループ, 123-133.
- 5) USEPA (2000), Nutrient Criteria/Technical Guidance Manual/Rivers and Streams, EPA-822-B-00-002
- 6) Wayne S. Davis, Thomas P. Simon (1995) Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making, Lewis Publishers.
- 7) 森下依理子 (1996) 水環境カルテ, 生物からのメッセージ川と湖の博物館 4, 山海堂