

戦-11 都市水環境における水質評価手法に関する調査

研究予算：運営費交付金（一般勘定）

研究期間：平 18～平 22

担当チーム：水環境研究グループ（水質）

研究担当者：鈴木穰、北村清明、岡安祐司、
北村友一

【要旨】

水質環境基準の遵守のみでは都市部の水環境に豊かな水生生態系を構築することが困難である現状を踏まえ、化学的水質分析手法に加えて生態系評価手法やバイオアッセイ手法を取り込み、生態影響を対象とした水質評価指標を開発することを本研究の目標としている。今年度は、付着藻類や底生動物に水質が与える影響を推測するため、水質項目として新たに金属類を加え、流入する排水の種類が異なる様々な河川について統計解析を行った。また、水質指標として適切なバイオアッセイ手法を見出すため、3種類のバイオアッセイ手法により様々な河川水の測定を実施した。さらに、下水処理水に対して、好気条件での担体処理を追加的に実施し、下水処理水の付着藻類増殖を抑制する手法を検討した。

キーワード：河川水質、水生生態系、底生動物、付着藻類、統計解析、バイオアッセイ、藻類抑制

1. はじめに

近年、下水道普及率の向上等により、都市部の河川環境は改善の方向にある。しかし、水質環境基準を達成しても良好な水生生態系が形成されるとは限らないため、水生生態系の保全も考慮した水質改善が求められている。

このような中、平成 15 年度から新たに水生生物保全の観点から亜鉛が水質環境基準の項目として加えられた。この設定に当たっては、魚類の餌となる底生動物の一種であるヒラタカゲロウの生息条件が考慮された。また、国土交通省は平成 17 年に、従来の有機性汚濁指標（BOD）のみでは評価しきれない川の水質を住民に対し分かりやすく評価するという観点から「今後の河川水質管理の指標項目（案）」¹⁾を提案し、「豊かな生態系の確保」という視点においては、溶存酸素（DO）とアンモニア態窒素（ $\text{NH}_4\text{-N}$ ）を評価項目として設定した。しかし、水生生態系に対しては、他にも様々な水質項目が影響を与えていると考えられ、また、水生生物が河川における水質の指標ともされることから、これまでの化学的水質分析手法のみならず、現場における生物相の調査手法やバイオアッセイ手法を取り込み、生態影響を対象とした水質評価指標を開発する必要がある。

平成 18 年度は、様々な汚濁状況の河川において試料採取を行い、水質と生物相（付着藻類と底生動物）についてのおおまかな傾向を把握した。平成 19 年度は、

流入する排水の種類が異なるため様々な水質を呈する都市河川において、水質と生物相について統計解析を行うことにより、底生動物に影響を与える水質項目を推測するとともに、水のきれいさを表現できる指標の構築を試みた。今年度は、水質項目として金属類を加えて水質が水生生態系に与える影響についてより詳細な解析を行うとともに、水質指標として適用できるバイオアッセイ手法を検討した。

2. 水質、付着藻類、底生動物の統計解析による関係説明

2.1 調査対象水系

本調査では、水質と水生生態系の関係を明らかにするため、様々な水質の河川における実態調査を行う必要があり、下水道整備途上地域、下水道浄化槽混在地域等を対象とした他、下水処理水せせらぎも含め、24 地点を調査対象とした。試料の採取は全て冬期に実施した。

2.2 調査項目

2.2.1 水質項目

水質については、一般項目として電気伝導度、DO、水温、全窒素、アンモニア態窒素、硝酸態窒素、全りん、TOC の 8 項目、金属類として Li, B, Al, Mn, Fe, Cu, Zn, Sr, Ba の 9 項目を統計解析の対象とした。

電気伝導度、DO、水温、については、調査対象地点において携帯型水質測定器（HORIBA 社、U-22 または

U-10) を河川中に投入して測定を行った。残留塩素についても対象地点で採取した試水を携帯型の測定器を用いて測定したが、ほとんどの地点で非検出であったため、解析には用いなかった。

全窒素、アンモニア態窒素、硝酸態窒素、全りん、TOC については、対象地点においてポリビンへ河川水を採水し、分析室へ冷蔵で輸送した後、分析を行った。分析は、TOC については自動分析計 (SHIMADZU 社、TOC-5000A) を用い、全窒素、アンモニア態窒素、硝酸態窒素、全りんについてはオートアナライザー (Bran Lubbe 社、TRAACS800) を用いて行った。

金属類については、前処理として試料に硝酸を加え加熱処理を行った後、冷却、内部標準物質添加、定容後、ICP 質量分析法 (サーモフィッシャーサイエンティフィック社製: X7CCT にて測定した。なお、測定を実施した項目は Li, Be, B, Al, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Sr, Mo, Ag, Cd, In, Sn, Sb, Te, Ba, Tl, Pb の 25 項目である。

2.2.2 付着藻類項目

付着藻類の分析試料は、対象地点において水中にある径 10~30cm の石を採取し、その石の表面へ 5×5cm の方形枠を当てて枠の範囲にある付着物をブラシで擦り取ることによって採取した。この作業を 5 回繰り返すことを基本として、採取した全ての試料を混合して分析用の試料とした。

採取した付着藻類分析用試料は、変質を防ぐためにホルマリンを約 5%(v/v) の割合で混ぜて生物を固定した上で分析室へ輸送した。

分析方法は定量分析とし、光学顕微鏡を用いて出現種の同定および計数を行って、出現種ごとの単位面積当たりの細胞数を算出した。

統計解析には、出現種数、多様度指数 (Shannon-Wiener)、総細胞数、糸状藻類細胞数、珪藻類細胞数、藍藻類細胞数の 6 項目を用いた。なお、細胞数については対数化して解析を行った。

2.2.3 底生動物項目

底生動物の分析試料は、対象地点の河床へ 30×30cm の方形枠を設定し、その下流側に採集ネットを受けて、枠内にある石表面や底質中に生息する生物を収集した。およそ径 10cm 以上の石礫については、河川中で表面をブラシ等で擦ることで生物をネット中に洗い落とした。小石や砂泥については水中から取り出し、水を入れたバケツの中で生物を洗い落とした後にピンセット等で採集した。この作業を 3 回繰り返すことを基本として、採取した全ての試料を混合して分析用の試料とした。

試料採取の対象地点は、水深が比較的浅く、流速が確保されている、いわゆる“瀬”の状態になっている所を原則として選定した。

採取した底生動物分析用試料は、変質を防ぐためにホルマリンを約 10%(v/v) の割合で混ぜて生物を固定した上で分析室へ輸送した。

分析方法は定量分析とし、出現種の同定および計数を行って、出現種ごとの単位面積当たりの個体数および湿重量を算出した。

統計解析には、出現種数、多様度指数 (Shannon-Wiener)、総湿重量、総個体数、ミミズ類個体数、ユスリカ類個体数、カゲロウ類個体数、トビケラ類個体数の 8 項目を用いた。なお、個体数については対数化して解析を行った。

2.2.4 統計解析手法

統計解析手法としては、単相関等基本的な統計量を算出した他、多変量解析手法である主成分分析と重回帰分析を用いた。主成分分析は STATISTICA5.1J を用いて行った。

2.3 調査結果

2.3.1 金属類の検出状況

今回測定を実施した項目は 25 項目であったが、このうち全地点で定量下限値である 0.5 μ g/L を全地点で下回り非検出であった項目は Be, Ag, Cd, In, Te, Tl の 6 項目、半分以上の地点で非検出であった項目は V, Cr, Co, Ni, As, Se, Sn, Sb, Pb の 9 項目、半分以上の地点で検出されたが統計処理のために必要と判断した検出率 80%を下回っていたのが Mo のみの 1 項目、検出率 80%以上 100%未満であったのが Li と Mn の 2 項目、全地点において検出されたのが B, Al, Fe, Cu, Zn, Sr, Ba の 7 項目であった。このように、項目により大きく検出率が異なり、水質環境基準が設定されている項目については B (ホウ素) 以外は概ね検出率が低かった。人の健康の保護に関する環境基準が設定されている Cd, Pb, Cr, As, Se, B については、基準値を超過している地点はなかったが、生活環境の保全に関する環境基準が設定されている Zn については、基準値である 0.03mg/L を超過する地点が 3 地点あり、このうち 2 地点は下水処理水せせらぎであった。なお、環境基準の達成状況は年間平均値により評価するため、今回の測定結果において基準値を超過していたことと基準の適否とは関連がない。

2.3.2 水質項目のグループ化

水質項目は相互の相関が高く、そのまま統計解析を実施すると冗長な項目により実際の現象と全く異なる

表 2-2 グループ化した水質と生物項目との間の相関係数

	G1	G2	溶存酸素	G3	Li, B	Sr, Ba
出現種数	-0.043	0.170	0.121	0.462	0.131	-0.262
付多様度指数	-0.058	0.142	0.181	0.462	0.107	-0.334
着総細胞数	-0.191	-0.101	0.039	-0.016	-0.032	0.382
藻藍藻類細胞数	0.064	-0.006	-0.045	-0.006	0.076	0.474
珪藻類細胞数	-0.403	-0.011	0.177	0.384	0.001	0.082
糸状藻類細胞数	0.071	-0.012	-0.100	-0.078	0.092	0.467
出現種数	-0.622	-0.688	0.606	-0.437	-0.063	0.076
多様度指数	-0.485	-0.545	0.433	-0.399	-0.279	0.048
底総湿重量	-0.148	-0.220	0.262	-0.160	-0.078	-0.094
生総個体数	-0.516	-0.500	0.377	-0.448	-0.025	0.176
動ミズ類個体数	-0.319	-0.196	0.377	-0.138	-0.039	0.431
物ユスリカ類個体数	-0.743	-0.572	0.557	-0.180	0.029	0.113
カゲロウ類個体数	-0.410	-0.697	0.586	-0.465	-0.008	0.101
トビケラ類個体数	-0.363	-0.510	0.440	-0.454	0.003	0.108

(網掛けは無相関検定において $p < 0.05$ で相関が無いと判定)

ブがどの程度水生生態系へ影響を与えるのか、重回帰分析を用いて推測することとした。水質グループとしてはG1、G2、溶存酸素、G3を、生物項目としては出現種数、多様度指数、総個体数、ユスリカ類個体数、カゲロウ類個体数、トビケラ類個体数の6項目(個体数については対数化した値)を用いた。なお、これらの水質グループと生物項目とは、表2-2に示したように相関が否定できない結果となっている。

水質グループを独立変数、生物項目を従属変数として重回帰分析を行った結果として、各独立変数の寄与比を表2-3に示す。ここで、最大寄与となる変数を-1として比を算出している。なお、表2-2の結果と符号が異なる、あるいは寄与比が最大寄与の10%以下の場合、寄与がない変数であると見なした。

表 2-3 各水質グループの生物項目への影響の寄与比

	G1	G2	溶存酸素	G3
出現種数	-1	-0.92	0.56	-0.84
多様度指数	-1	-0.75	-	-0.90
総個体数	-1	-	-	-0.74
ユスリカ類個体数	-1	-	-	-
カゲロウ類個体数	-	-1	0.57	-0.28
トビケラ類個体数	-	-0.66	0.69	-1

この表より、底生動物に対してはG1が最も影響を与える生物項目であると推測され、G1に含まれる項目は一般的な水質汚濁を表していると考えられることから、河川中水質の向上が水生生態系の改善につながる事が裏付けられた。なお、G2やG3による影響も小さくはなく、溶存酸素はいくつかの項目に対して好影響を与えていると推測される。

各生物項目について見ると、カゲロウ個体数、トビケラ個体数については他の4項目とやや異なる結果となっている。他の4項目では最も寄与が大きいG1の寄

与が見られない一方、他の水質グループの寄与は見られる。カゲロウやトビケラは比較的きれいな水環境に生息する底生動物である²⁾ことから、これらG2やG3のような水質グループあるいはこれらと同様の挙動を示す水質項目の河川中濃度を低減できれば、水生生態系の質的向上につながると考えられる。なお、G2に含まれる物質のうち3つは金属類であることから、排出源としては、工業、ノンポイント負荷源、自然由来等が考えられる。また、G3にはアンモニア態窒素が含まれていることから、排出源としては単独浄化槽排水や未処理雑排水等が考えられる。このような手法により、排水の由来と水生生態系との関係が把握できると、よりよい水生生態系の形成のための適切な排水処理計画の策定が可能になると考えられる。

3. バイオアッセイの水質指標としての検討

3.1 供試生物とバイオアッセイ手法

3.1.1 細菌

供試生物として海洋性発光細菌(*Vibrio fischeri*)を使用する英SDI社製の試験システム(MICROTOX®)を用い、細菌が発する光量の増減から細菌の代謝に対する阻害影響をみた。試験は添付の急性毒性試験のプロトコールに従い、曝露時間を5分及び15分として、半数阻害濃度(EC50)を装置附属の計算ソフトにより求めた。

3.1.2 藻類

供試生物として緑藻類の*Pseudokirchneriella subcapitata*(NIES-35)を用いた。試験は96ウェルマイクロプレートを使用して曝露し、マイクロプレートリーダーによる吸光度測定から細胞数を換算する方法で行った。96時間曝露した後に藻類の増殖量から生長阻害率を計算し、試料濃度と阻害率の関係から半数阻害

濃度 (EC50) を求めた。

3.1.3 環境水毒性試験

通常の河川水の毒性は低く、バイオアッセイ試験で阻害等が確認されにくい。そこで、固相抽出法を用いて試料を濃縮する試験法を適用した。

抽出のための固相は OASIS-HLB を使用し、GF/B で濾過した 1000mL の試料を通水した後にメタノールで溶出し、溶出液を乾固後 100 μL の DMSO に再溶解したものを濃縮サンプルとした。この濃縮液を培養液中に最大濃度 1000% (原水の 10 倍濃度、溶媒の DMSO 最大濃度 0.1%) となるように添加して試験に供した。

試験によって得られる毒性指標である EC50 は毒性が強いほど数値が小さくなるため毒性の強弱を直感的に把握しにくく、毒性が確認できない場合には値が無限大となり他の数値との比較が困難になる。そこで、EC50 の値から毒性単位 (TU=100/EC50) を算出し指標とすることとした。ここでは、急性毒性値より算出した毒性単位であることから、TUa と表記する。

3. 2 調査対象水系

様々な水質を有する河川として、2.1 に挙げた下水道整備途上地域、下水道浄化槽混在地域、下水処理水せせらぎ等、32 地点を調査対象とし、複数回採取のデータも含め 54 試料を得た。

3. 3 調査結果

3.3.1 TUa (毒性単位) の検出状況

細菌と藻類を用いた濃縮河川水のバイオアッセイ結果を TUa 値として得られた割合を表 3-1 に示す。

表 3-1 供試生物ごとの濃縮河川水 TUa 値検出状況

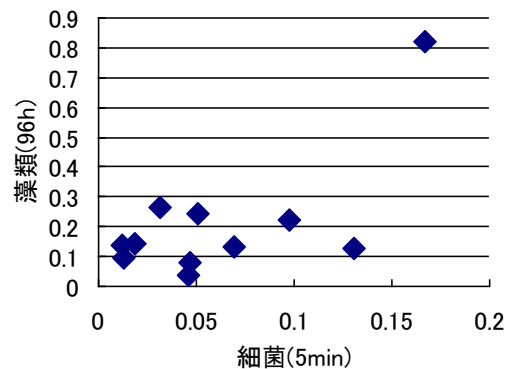
供試生物	細菌 (5min)	細菌 (15min)	藻類 (96h)
検出状況	53/54	43/54	12/54

細菌を用いた場合の TUa 値の検出割合は高く、試験時間が 5 分の場合に 1 検体を除き TUa 値が検出された。一方、藻類については検出率が 22% と低かった。なお、細菌を用いた場合の試験時間が 5 分と 15 分の結果は相関係数が 0.996 と非常に高かったため、以後は検出率の高かった試験時間 5 分の結果を用いる。

3.3.2 細菌と藻類のバイオアッセイ結果の比較

バイオアッセイの供試生物による違いを調べるため、藻類のバイオアッセイ試験において結果が得られた 12 検体について、細菌の結果との相関を図 3-1 に示す。ここに示した全 12 データの相関係数は 0.68 で統計的に有意な相関となるが、細菌、藻類、ともに最も高い TUa 値が得られたデータを除く 11 データの相関係

図 3-1 細菌と藻類によるバイオアッセイの結果比較 (TUa 値)



数は 0.10 と有意な相関とはならなかった。このことから、河川水中に含まれる異なる物質群がそれぞれの生物に対して影響を与えていることも考えられ、水質指標としては異なる用途へ適用できる可能性がある。

次に、細菌によるバイオアッセイにより得られた全データを TUa 値の大きな順に図 3-2 に示す。ここで、藻類のバイオアッセイにより毒性値が得られたか否かを色分けにより区別をしている。この図より分かるように、藻類のバイオアッセイにより値が得られた検体については細菌による TUa 値は大きい値となっており、細菌で算出された値が小さい場合には藻類では値が算出されなかったことから、細菌と藻類の毒性試験においては感度に差があることが考えられる。

以上のような細菌と藻類を用いた濃縮河川水のバイオアッセイ結果の比較から、これら生物によるバイオアッセイを水質指標として用いることを想定した場合、スクリーニングには藻類を用い、詳細なデータを得る場合は細菌を用いるという使い分けができる可能性がある。また、2 種の試験を併行して実施することで、より幅広い汚濁物質に対応できる可能性もある。

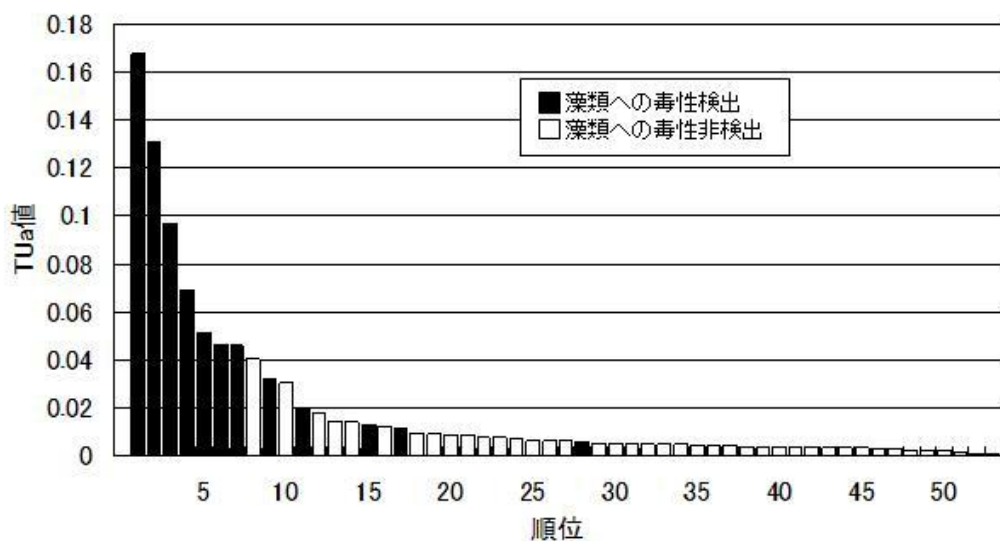


図 3-2 細菌によるバイオアッセイ結果

4. 下水処理の高度処理による藻類増殖抑制

4.1 はじめに

下水処理水は、都市内の水資源として有効利用が求められているが、窒素やリン等の栄養塩類を高濃度を含むため、都市内水路や池などに再利用した場合に、付着藻類や浮遊藻類の大量発生を引き起こし、景観障害等の問題が生じる。この問題に対応するため、下水処理水中の栄養塩類の濃度を極めて低くする方法（凝集剤の大量使用によるリンの高度除去等）が試験的に適用されているが、設備費、運転費とも高価であり、普及していないのが現状である。

本研究では、下水処理水に対して、簡易な設備かつ安価な運転費用により追加的に高度処理を実施し、下水処理水の藻類増殖能を低下させ、再利用に当たっての景観障害を低下させることを目的とする。

4.2 実験方法

4.2.1 連続実験

茨城県霞ヶ浦流域下水道湖北処理場内の実験施設室内に設置した擬似嫌気好気活性汚泥法実験プラント（有効水深2m、最初沈殿池容量0.5m³、反応槽容量2m³、最終沈殿池容量0.5m³、HRT=8時間、SRT=約10日、返送比=0.4）の下水処理水を、微生物保持担体が添加された反応槽（容量0.25m³、HRT=2時間）に導入し、下部より曝気を行い、担体表面に自然発生的に付着した生物膜により高度処理を実施した。さらに、反応槽流出水は急速砂ろ過装置（ろ過速度=300m/日）を通過させ、余剰生物膜を分離し、ろ過水②を得た。また比較対照として、下水処理水の一部を急速砂ろ過装置（ろ過速度=300m/日）によりろ過し、ろ過水①を得た。

ろ過水①、②はそれぞれ、屋外に設置された同一形状の循環式試験水路（市販の雨樋、塩化ビニール製、長さ180cm、幅7cm）に通水し、水深1.8cm、流速20cm/secになるように流量および水路床勾配を調整した。また、水路内水のHRTは約11分となるように設定した。なお、本報告の連続実験は、2008年夏季（6～9月）の10週間にわたり行い、期間中の下水処理水の水温は22～29℃程度であった。

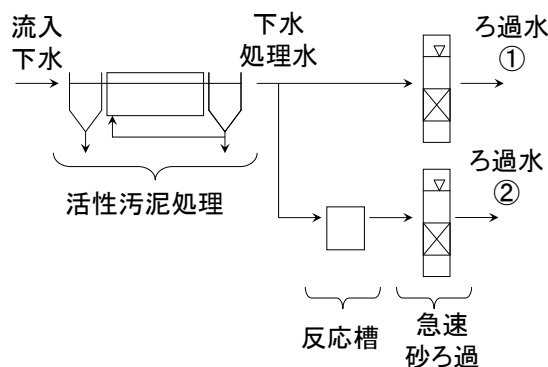


図 4-1 連続実験装置の概要

4.2.2 測定方法

水質測定は、ろ過水①、②については、週2回の頻度でSS、DOC、T-N、NH₄⁺-N、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N、T-P、PO₄³⁻-Pを、2週間に1回の頻度でT-Fe、D-Fe、T-Mn、D-Mnを実施した。また、試験水路については、10週間の連続実験後に通水を停止し、水路床および側壁に付着した固形物を回収し、TS、T-N、T-P、T-Fe、T-Mn、Chl. *a*について測定を実施した。

4. 3 実験結果と考察

表 4-1 に実験期間中のろ過水①、②の水質測定結果を、表 4-2 に試験水路で観測された固形物の測定結果を示す。ろ過水①に比べて、担体処理を行ったろ過水②では、T-Mn 濃度が大きく低下しているのが特徴的である。

ろ過水②を供給した試験水路では、固形物や付着藻類の生成が顕著に抑制され、Chl. -a 量は、良好な景観と感じられる範囲 (100~150mg/m²以下)³⁾に入っていた。ろ過水①、②の T-P 濃度は、生物脱りんにより 0.4mg/L 程度に低下させることができたが、藻類増殖が抑制されるレベル⁴⁾を大きく上回っており、P 濃度が藻類増殖を制限しているとは考えにくい。一方、Mn は環境水中に通常、100 μg/L 程度含まれ、これが藻類増殖を抑制することは無いと考えられるが、本研究では、ろ過水②では 1 μg/L 以下にまで低下しており、藻類増殖を抑制する因子となっている可能性が考えられる。

5. まとめ

様々な水質を有する河川における水質、付着藻類、底生動物を調査し、これらの関係について統計解析を行ったところ、水生生態系の向上には有機物や窒素等の一般的な水質汚濁の改善が有効であることを裏付ける結果が得られたとともに、きれいな水環境に生息する底生動物への影響が大きい水質項目を推定できた。こういった知見は今後よりよい水生生態系の形成のための適切な排水処理計画の策定等に活用できると考えられる。

また、細菌と藻類を用いるバイオアッセイの水質指標としての利用可能性を検討したところ、詳細なデータを得る場合には細菌、スクリーニングには藻類という使い分けができる可能性や、2 種の試験の併行実施により、より幅広い汚濁物質に対応できる可能性が示唆された。

さらに、下水処理水に対して、好気条件での担体処理を追加的に実施し、微量金属 (Mn) の除去により、下水処理水の付着藻類増殖を抑制し、再利用に当たったの景観障害を低下させることができる可能性が示された。

今後は、水路実験により各水質項目の水生生態系への影響を確認していくとともに、バイオアッセイの水質指標としての可能性をさらに調査していく。さらに、これらの知見を元に、主に都市域において多様性のある生態系を創出するために必要な要件を検討していく。

表 4-1 水質測定結果 (平均値)

項目	単位	ろ過水①	ろ過水②
SS	mg/l	1.6	1.1
DOC	mg/l	7.3	6
T-N	mg/l	15.7	16.2
T-P	mg/l	0.44	0.37
T-Fe	μg/l	40.7	37.5
T-Mn	μg/l	15.9	0.6

表 4-2 試験水路上の固形物の測定結果

項目	単位	ろ過水① 通水	ろ過水② 通水
TS	g/m ²	117	16.8
T-N	g/m ²	1.83	0.41
T-P	g/m ²	0.25	0.08
T-Fe	mg/m ²	201	5
T-Mn	mg/m ²	279	0.77
Chl.-a	mg/m ²	383	127

参考文献

- 1) 国土交通省 (2005) 河川水質の新しい指標について、
http://www.mlit.go.jp/kisha/kisha05/05/050330_.html
- 2) 環境省, 国土交通省 (2001) 川の生きものを調べよう
水生生物による水質判定
- 3) 身近な水環境研究会編 (1996) 都市の中に生きた水辺を、
信山社, 70-81
- 4) (財)河川環境管理財団編 (2005) 河川と栄養塩類, 技報
堂出版, 109-113

WATER QUALITY EVALUATION METHOD FOR WATER ENVIRONMENT IN URBAN AREA

Abstract : In river environment, water quality items such BOD are regularly measured. However, there are no methods for evaluating the effect of water quality on ecosystem. Therefore, it is necessary to develop new methods for the evaluation by incorporating bioassay techniques and ecosystem analysis. In FY2008, we obtained following results:

- 1) The relationship between water quality and ecosystems in various rivers were analyzed statistically. The result supports that reduction of concentration such as organic matter and nitrogen in rivers introduce improvement of ecosystems. For further improvement of the quality of ecosystems, reduction of ammonium or metals should be focused.
- 2) The bioassay using a kind of bacteria has a potential for index of water quality to evaluate ecosystems in rivers.
- 3) Aerobic post-treatment of sewage treatment effluent removing manganese has a potential to reduce excessive algae growth in landscape use.

Key words : water quality, ecosystem, macro benthos, periphyton, statistical analysis, bioassay, algae reduction