

# 多摩川河川水の下水処理水臭の原因としての アルデヒド系臭気

2009年

浦瀬 太郎  
東京工科大学 応用生物学部 教授



2008年6月23日付第2007-15号

調査・試験研究課題

『多摩川河川水の下水処理水臭の原因としてのアルデヒド系臭気』

報告書

東京工科大学・応用生物学部・教授

浦瀬太郎

平成21年5月16日

## 1. はじめに

河川の臭気は、河川敷のレクリエーション利用などの際に場の快適性に大きな影響を与える重要な因子である。酸素不足による硫化水素臭は、下流感潮域部分で特に問題となっているが、一方、都市河川の中には、下水処理水の流水全量に占める割合が高い河川が増加しており、こうした場合には、下水処理水臭が覚知される。臭気の快・不快の程度は、個人差が大きく、下水処理水臭は、硫化水素臭と比較して、著しい不快感がある臭気ではないが、気になる臭気である。しかし、下水処理水臭の河川での挙動に関する報告例は論文の形ではほとんどない。

下水処理水による清流復活事業が行われている呑川について Onoki が大田区の路上で 20 歳以上の男女 83 名（大田区外在住者 14 名を含む）に対し、「もし改良が可能ならば、呑川の河川環境に対し、あなたは何を望みますか。」というアンケートを 2006 年 7 月に行っている<sup>1)</sup>。そのアンケート結果を図 1 に示す。これによると 55% の人が「臭気」と回答しており、以下、「ごみの散らかり」「水質」となっている。臭気との回答は、呑川下流の御成橋周辺での回答者によく見られ、これは、大雨の後に発生する合流式下水道越流による下水臭や、その後の晴天時の嫌気性分解で発生する硫化水素臭を含んでいるので、必ずしも、下水処理水臭だけのことを言っているのではない。しかし、河川の臭気は、下水処理水が通水された場合に、よく問題となることは、玉川上水や野火止用水に下水処理水が通水されたときにも、すでに、よく知られている。

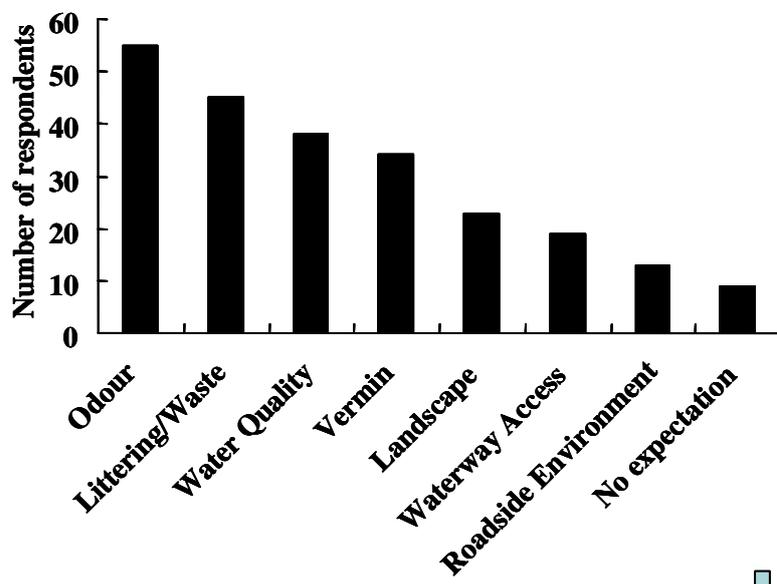


図-1 下水処理水が通水されている呑川の改善に期待することのアンケート回答<sup>1)</sup>

さらに、山本らは、多摩川と野川の合流点の二子多摩川の兵庫橋で、1998 年にアンケート調査を行った結果を報告している<sup>2)</sup>。76 名に「下水処理水を川に放流することへの不安」「多摩川の改善すべき点」という質問をしたところ、図 2 に示すように、半数以上の人々が下水処理水の悪臭について心配しており、これは生態系の変化と並んで危惧している。実際には、河川に下水処理水が多く流れていることをほとんどのアンケート回答者は知らないことから、それを知らせた上で回答させると現在の臭気は気にならないという可能性

もあるが、図-3 に示すように、多摩川の改善すべき点を訊くと、30%以上の人が悪臭に改善の余地があると考えている。

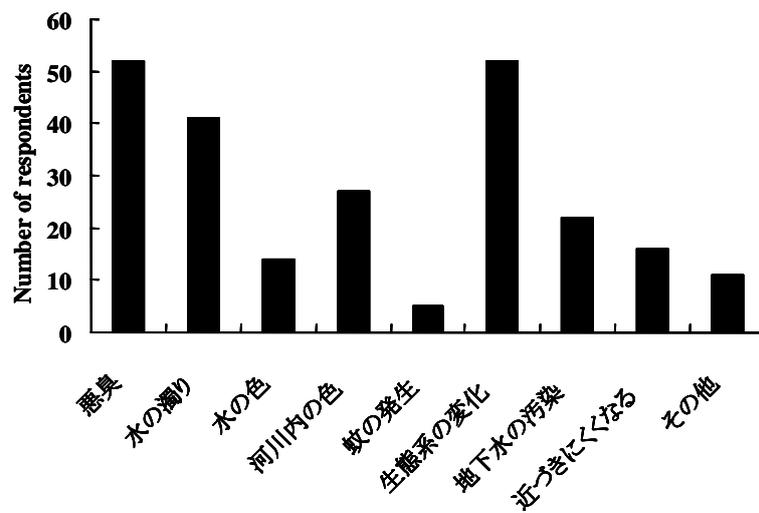


図 2 下水処理水を川に放流することへの不安<sup>2)</sup>

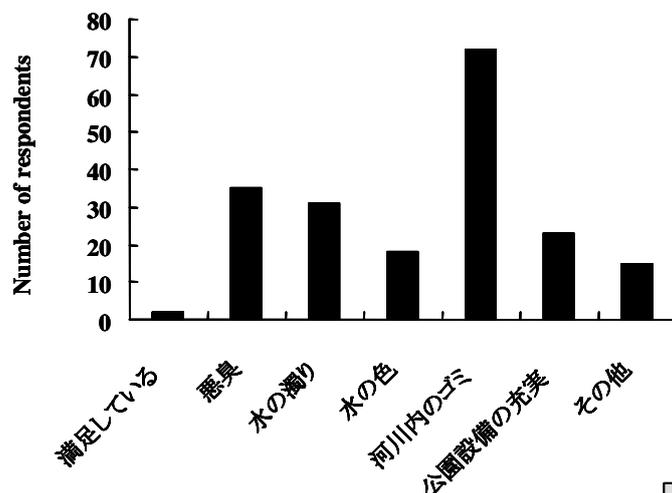


図 3 多摩川とより親しむための改善点<sup>2)</sup>

下水処理水臭は混合臭気であり、硫化水素、アンモニアなどの無機ガス、メチルメルカプタン、硫化メチルなどの硫黄系臭気、インドールなどの窒素系臭気、アルデヒド類、脂肪酸類などの混合臭とされる<sup>3,4)</sup>。最も研究例の多い硫黄系の臭気については、硫化水素のメチル化や廃水処理微生物による生成などが知られており、工場廃水中の成分を原因としている例もある<sup>5)</sup>。しかし、青木らは、図-4 に示すように、硫黄系臭気は比較的処理場で除去されやすく、最終的に処理水に残留している臭気閾値以上の臭気は、アセトアルデヒドであると報告している<sup>6)</sup>。アルデヒド類については、大気中のモニタリングデータは多いが、水質モニタリングのデータは限られている。

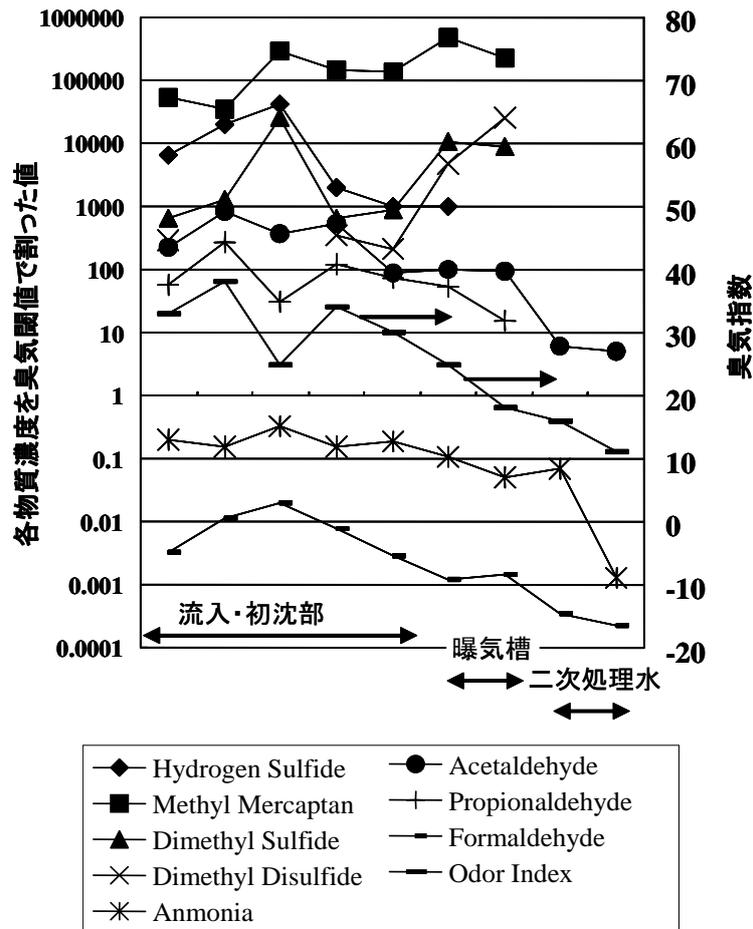


図4 臭気閾値で基準化した下水処理水工程水の悪臭物質の変化<sup>6)</sup>

本研究では、下水処理水の混入割合の大きい多摩川および下水処理水による清流復活事業が実施されている呑川を対象に下水処理水臭の実態を調査するとともに、アルデヒド類の濃度測定を同時に行った結果について報告する。また、臭気の流下に伴う揮発、および生物分解による濃度減少の大きさを実験によって評価した結果について報告し、さらに臭気鑑別装置やガスクロマトグラフ質量分析計を用いた機器による臭気の探索についても結果を報告する。

## 2. 方法

### 2.1 におい測定装置による臭気の鑑別

臭気の測定に関しては、機器分析法が発達してきており<sup>7,8)</sup>、下水処理水臭には対応していないものの何らかの臭気に関する情報を与えることが期待される。そこで、機器による臭気の質の鑑別としてFF-2A(島津製作所)により臭気の質の計測を行った。におい鑑別装置FF-2Aでは、においを分離せずに直接ヒトの鼻での機構を模した複数のにおいセンサ素子に導き、その複数のセンサからの信号をもとに、においの強さと質を判断する装置である。複数の酸化半導体センサは、ある特定のにおいのみ反応するのではなく、複数のにおい種に反応するが、比較的感度が高いにおい種がセンサごとに異なるため、センサ出力から測定した10個のセンサ出力をもとに、においを鑑別するものである。本研究では、田園調布堰多摩川河川水、下水処理水(等々力処理場、落合処理場呑川清流復活事業放

流地点)のほか、アセトアルデヒド、ジメチルスルフィド、ジオスミンについての測定も行った。

## 2. 2 臭気の官能試験

嗅覚を用いて臭気を測定する方法として、上水試験方法による臭気強度 (TON) 測定方法<sup>9)</sup>と環境庁告示第 63 号の三点比較式フラスコ法<sup>10)</sup>をもとに本実験の目的に合わせ改良した方法で測定を行った。具体的には、環境庁告示第 63 号のパネルの選定法により正常な嗅覚を有するパネルを各検水ごと 5 名もしくは 6 名選定した。測定は、採水日当日に行った。予備試験として、検水 200, 40, 10, 4 ml をそれぞれ共栓付三角フラスコ 300 ml に採り、無臭水を加えて各 200 ml とし、恒温水槽で 45℃ に加温した後、開栓と同時に発生する臭いをパネルが判断した。この予備試験で、概ねの臭気の強度を決定するが、後述の気液間の臭気の移動係数の測定の際には、おおむねの臭気が予測できるため、予備試験を省略した。続いて本試験では、予備試験の結果をもとに上水試験法に準拠して設定した 5 段階の希釈倍率<sup>7)</sup>の希釈サンプルを予備試験と同様に加温し、対照無臭水 2 本と希釈サンプル 1 本のうちから、正しく希釈サンプルを言い当てることのできた限界の閾希釈倍数を求めた。5 名または 6 名の閾希釈倍数値のうち、最大と最小の値を除いた幾何平均を臭気強度 (TON: Threshold Odor Number) とした。この方法は、JIS-K0102 や下水試験方法<sup>11)</sup> とほぼ共通の方法であるが、温時臭を測定する方法であることから、常温での気液分配測定を規定する悪臭防止法の方法とは測定法が異なる<sup>12)</sup>。また、感潮域で採水したサンプルについては、磯の臭気<sup>13)</sup>がした。下水処理水臭を測定するという目的から磯の臭気は外れるため、電気伝導度が  $100\text{mS}\cdot\text{m}^{-1}$  以上の試料は、海水の影響を強く受けていると判断し、今回の測定対象としなかった。また、海水の影響を受けない B 地点、B' 地点でも、下水処理水臭以外の臭気が比較的強くすることがあり、それについては、結果に記載した上で、それらの結果を図からは除いた。

## 2. 3 アルデヒド類の測定

本研究で測定対象としたアルデヒド類は、ホルムアルデヒド、アセトアルデヒドの 2 種で、測定方法は、Standard Method<sup>12)</sup>および上水試験法<sup>7)</sup>を参考にした。その概略は、アルデヒド類を含む 50ml の試料水に、 $1\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  の PFBHA (o-2,3,4,5,6-Penta-fluorobenzyl hydroxylamine · HCl, ジーエルサイエンス社製) を 3ml 入れ、振り混ぜ、暗所で 2 時間静置した。次いで、硫酸を 0.4ml 入れ誘導体化を停止させ、試料水を分液漏斗へ入れ、塩化ナトリウム 20 g, サロゲート (Acenaphthene d10) 20  $\mu\text{l}$ , ヘキサン 5ml を入れ、5 分間激しく振り混ぜ、ヘキサン層を検液とした。検出は、GC/MS (島津 QP-5000) で行った。アセトアルデヒドは、誘導体化物が 2 種生じるが、その両方の合計によって定量した。PFBHA の汚染に起因すると考えられるブランク測定のピークが  $0.2\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  相当で存在するため、その 2.5 倍の  $0.5\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  を水試料の定量下限値とした。試験は、採水日、もしくは、その翌日に行った。

## 2. 4 その他の項目の測定

他に、水温、電気伝導度を現場計測し、COD の測定を重クロム酸カリウムによる 2 時間加熱-吸光分析法 (HACH 社 DR-2100) により行った。

## 2. 5 調査地点

サンプルは、流域面積 1,240km<sup>2</sup> の首都圏を代表する河川である多摩川と都内の小河川である呑川から採取した。呑川の晴天時の流水のほぼ全量は、落合水再生センターの急速砂ろ過により高度処理された下水処理水である。

図-5 に今回の調査のサンプルの採取位置を示す。多摩川の A 地点は小作水道取水堰、B 地点は拝島橋で、ここより上流には大規模な下水処理場は存在しない。2008-2009 年の採水ではこれらの地点に代えて、多摩川水再生センター合流直前の B' 地点で採水を行った。このあと、a の多摩川上流水再生センター、b の八王子水再生センター、さらにサンプリング対象としていない 1 箇所の流域下水道終末処理場および 2 箇所の公共下水道終末処理場の処理水を合わせて、C 地点となり、この直下で c の北多摩 2 号水再生センターの処理水およびサンプリング対象ではない流域下水道終末処理場の処理水が合流する。D 地点では、その直下で d の北多摩 1 号水再生センターの処理水を合わせ、E の田園調布堰に至る。この堰より下流が感潮区間となり、e の等々力処理場の処理水をあわせて、F 地点のガス橋、G 地点の国道 15 号橋、H 地点の産業道路橋、I 地点の浮島公園に至る。東京多摩地域での下水道普及率は 97% で未処理下水の流入は多くはない。

a~e の下水処理水は、河川放流地点にて採水した。a~d の処理場は、活性汚泥法の処理場で、処理水の 2~5 割程度が嫌気無酸素好気法によって高度処理され、それぞれの処理場は汚泥処理設備を持っている。e は純酸素曝気の嫌気好気法で汚泥は別の施設へ移送している。下水の排除方式は、a, b, e は分流式、c, d は合流式である。f は、東京工科大学の廃水処理場で、2 次処理水を採水した。

一方、呑川では、P 地点が清流復活事業の下水処理水放流地点の工大橋で、晴天時の流水のほぼ 100% がこの地点では下水処理水である。流下して、Q 地点で第二京浜を交差し、R 地点が蒲田駅付近で、すでに感潮域となっており、S 地点(河口から 400m 地点)となる。

採水は、多数のサンプルの臭気強度を一度に測定することが困難であるので、2007-2008 年の調査では、多摩川中流域・下水処理場放流水と多摩川感潮区間・呑川の 2 つの地域に分けて、季節変化が明らかになるよう、多摩川中流域および下水処理場放流水については、平成 19 年 9 月 3 日、19 年 10 月 30 日、20 年 1 月 15 日の 3 回、多摩川感潮区間と呑川については平成 19 年 9 月 20 日、19 年 12 月 18 日の 2 回行った。さらに、2008-2009 年調査では、平成 20 年 12 月 25 日と平成 21 年 2 月 9 日、平成 21 年 3 月 9 日の 3 回、多摩川上流水再生センター、八王子水再生センター、多摩川上流処理場合流前河川水(B' 地点)、東京工科大学廃水処理場 2 次処理水(f)の調査を行った。現場で測定する以外の項目については、なるべく泡を立てないように静かに採水し、気相のないように瓶につめ、冷暗運搬し実験室で測定した。



## 2. 7 生物分解速度の測定

試料水にアセトアルデヒド，ホルムアルデヒドおよびプロピオンアルデヒドを  $10 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$  の濃度で添加したものを 100 ml 暗褐色瓶に空気が入らないように入れて密栓し，所定の温度 (5°C, 20°C, 35°C) で保管し，0, 2, 6, 24, 96 時間後にそれぞれ一つずつ開封し，アルデヒド測定を行う．一度開封した試料はそのまま破棄し，各時間に新たに新しい瓶を開封することにした．このようにすることでアルデヒド類の揮発を抑制した．使用した河川水は，多摩川丸子橋堰付近における河川水を標準的な河川水として使用し，さらに清浄な河川水として，多摩川上流小作付近における河川水，塩分を含んだ河川水として，多摩川中流国道 15 号下付近における河川水，多摩川下流産業道路下付近における河川水，多摩川最下流浮島橋公園付近における河川水を使用した．丸子橋堰での海水混入割合を 0%，海水の塩分濃度を 3.5% として，以下の式によって，各試料の海水混入率を算定した．

$$\text{海水割合} [\%] = \frac{\text{採取点電気伝導度} - \text{丸子橋堰電気伝導度}}{\text{海水電気伝導度} - \text{丸子橋堰電気伝導度}} \times 100 \quad (1)$$

この式によって計算された海水混入率は，浮島橋公園で 10.9%，産業道路下で 7.0%，国道 15 号下で 1.3% と計算された．さらに，滅菌下水処理水のみが流れる呑川工大橋放流口の河川水，やや呑川を流下した呑川中流八幡橋付近における河川水も使用し，水質による分解速度への影響を調べた．

## 2. 8 GC/MS によるアルデヒド系臭気物質の検索

15ml のバイアル瓶に 10ml のスペルコ社のマイクロ固相抽出 (SPME, 100um Polydimethylsiloxane fiber) でヘッドスペース臭気を吸着し，GC/MS 装置 (島津製作所 GC-2010, MS-PRVUM2, GL サイエンス社製カラム 5-MS-Sil, 30m) に注入し，TIC モードで臭気物質の検索を行った．

## 3. 結果と考察

### 3. 1 におい測定装置による臭気の鑑別

図-6 に下水処理水，多摩川河川水の臭気の FF-2A による鑑別結果を示す．呑川工大橋下 (晴天時の流水のほぼ 100% が落合水再生センターの下水処理水で，以下，呑川と書く)，多摩川調布取水堰 (以下，調布堰)，等々力水処理センター処理水 (以下，等々力排水) の 3 サンプルは共に硫黄系，アンモニア，有機酸系，アルデヒド系，芳香族系の臭気と類似の反応をしていたが，人間の嗅覚相当の補正 (閾値補正) を行った臭気寄与を考えると，調布堰は硫黄系の臭気の寄与でほとんど説明でき，呑川では硫黄系の臭気とわずかな有機酸系の臭気，等々力排水では硫黄系，有機酸系，アルデヒド系，硫化水素の臭気の寄与となった．等々力排水と呑川はともに下水処理水であり，調布堰は河川水であるため，下水処理水 2 サンプルの結果は類似すると予想していたが，予想に反し，調布堰と呑川が類似した結果となり，等々力では調布堰，呑川の臭気には現れていない硫化水素とアルデヒド系の臭気が含まれていた．

一方，水の臭気の候補として考えた 3 つの標準物質として測定した物質の結果を図-7 に示すが，アセトアルデヒドを検査した場合，当然アルデヒド系の臭気であるはずだが，FF-2A で閾値補正をした臭気寄与は，硫化水素 18.2，硫黄系 16.1，有機酸系 11.1，アル

デヒド系 8.5 となり，アルデヒド系の臭気と機械が厳密に判定するわけではないことがわかった。次に，硫黄系の代表物質であるジメチルスルフィドを標準物質とした場合，硫化水素 19，硫黄系 17.1，有機酸系 11.1，アルデヒド系 8.5 となり，必ずしも，硫黄系臭気だけに分類されるわけではなかった。また，湖沼水での代表的なカビ臭成分とされるジオスミンは，その分子構造に硫黄を含まないにもかかわらず，硫黄系を主成分とする結果を機械の測定は与えた。

アセトアルデヒドは，高濃度のものは刺激性の匂い，低濃度のものは果実のような甘い芳香であり，一方，ジメチルスルフィドは高濃度のものは腐ったキャベツのような臭い，低濃度のものは海苔のような磯臭い臭気であり，FF-2A の測定結果は実際に人間が感じる臭気とは異なるものであるように感じられる。

以上をまとめると，におい識別装置 FF-2A の測定値からは，多摩川河川水は硫黄系の臭気，下水処理水は硫化水素，硫黄系，アルデヒド系，有機酸系の混合臭であることが示唆されたが，標準物質として分析したアセトアルデヒドの臭気を FF-2A が硫化水素・硫黄系の臭気の寄与もあるように判定しており，また，硫黄系の物質であるジメチルスルフィドの臭気が，有機酸系・アルデヒド系の寄与も少なからずあるという判定，分子構造に硫黄を含まないジオスミンを硫黄系と判定していることも考えると，FF-2A を用いて河川水と下水処理水の臭気の実管理を行うには，基準臭の選び方などに工夫が必要であると考えられた。

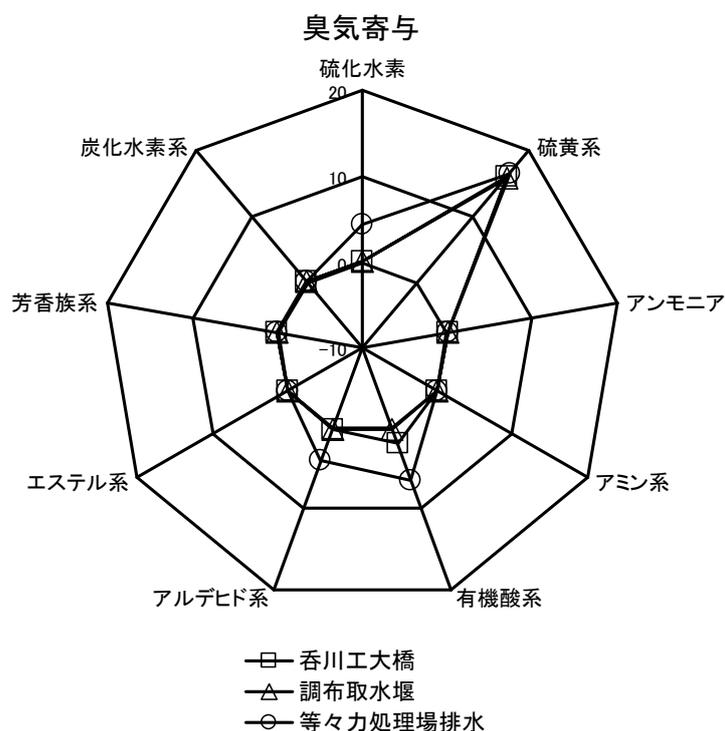


図-6 多摩川河川水及び下水処理水の FF-2A による臭気の鑑別結果

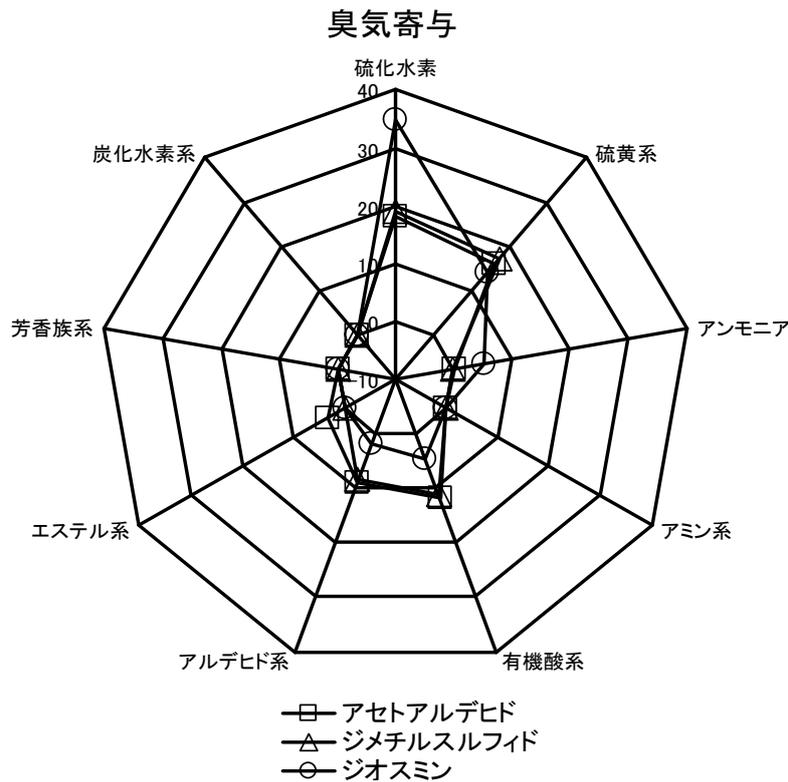


図-7 FF-2A による標準物質の臭気の鑑別結果

### 3. 2 臭気の官能試験の精度

平成 19 年 9 月～平成 20 年 1 月に測定した全測定結果 51 サンプルについて、5 名、もしくは、6 名のパネルそれぞれの臭気強度(TON)測定値がパネル平均値からどの程度のずれがあるかを変動係数として図-8 に示す。それぞれのパネルの測定値は、パネル平均値から変動係数で 34%のずれがあった。各パネルが与えた数値のうち、最大値、最小値を除外した場合には、変動係数は、平均 18%まで縮小した。最大値、最小値を除外して残った 4 名、もしくは、3 名の測定値の幾何平均値は、変動がさらに均一化されることから、18%よりもさらに小さい変動係数となることが期待される。また、2007-2008 年調査と 2008-2009 年調査では、臭気モニターの人をすべて入れ替えているが、次項で述べるように測定が重複する a, b の 2 箇所の下水処理水の測定値や B, B'の地点の河川水の測定値からは、モニターの入れ替えによって、大きく測定値に差が出たとは言えず、モニターの人選によらず、ほぼ、安定した計測ができるものと考えられた。

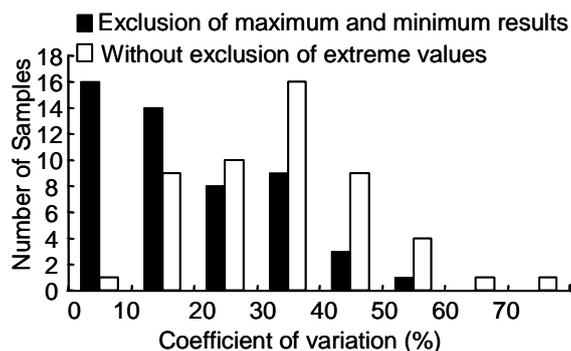


図-8 臭気測定の際の平均値(TON)からの各パネルの判定値(TON)のずれ(%)

### 3. 3 下水処理水の臭気強度

図-9に今回の調査対象とした a~e の 5 箇所の大規模処理場の河川への処理水放流口での臭気強度、および、大学の排水処理施設 f での 2 次処理水の値を示す。大規模な処理場では、60~373 の値となり、特に臭気の強い処理場や弱い処理場はなかった。また、2007-2008 年調査と 2008-2009 年調査で重複して測定した a, b の下水処理水の測定値は、a 処理場でやや測定値が 2008-2009 年に 2007-2008 年の冬時期よりも小さくなり、b 処理場でやや同冬時期よりも大きくなったが、ほぼ変動の範囲であると考えられる。図-9 に含めていないが、多摩川水系以外で筆者らが行った調査によれば、相模川流域下水道の左岸処理場、右岸処理場での処理水の臭気強度も、今回の多摩川の結果の範囲内であり、多摩川に放流する下水道以外でも、大規模な下水処理場であれば、処理水の臭気強度に大きな差はないと考えられた。

今回の臭気強度を臭気指数(=臭気強度の常用対数値の 10 倍)に換算すると 17~26 となる。青木らの報告する滋賀県の流域下水道終末処理場における臭気指数が 11 であり<sup>6)</sup>、瀧口らの東京都の公共下水道終末処理場における臭気指数が 8~14 であることから<sup>3)</sup>、今回の測定値は、それらに比較して高い値であった。この理由は、検水の加温による。わが国の上水試験法<sup>9)</sup>、下水試験方法<sup>11)</sup>、JIS K-0102、および米国の Standard Method<sup>14)</sup>がともに、臭気の官能試験方法として 40℃から 60℃での気液分配を指定している一方で、悪臭防止法が 25℃での気液分配を指定している<sup>12)</sup>。今回の試験方法は、45℃に検水を加温した温時臭測定となっていることから、本実験の条件の方が臭気成分を気相へ追い出す効果が高かったために、臭気指数が大きく測定されたと考えられる。

一方、小規模な処理場 f では、学校の休暇期間になる 3 月の負荷が小さい時期には、処理水の臭気も小さくなっており、その後の継続した調査結果でも、この処理場の処理水の臭気は、20 以下であった。冬季の微生物活性が低下し、過負荷になる一時期を除いて、小規模下水処理場の処理水の臭気は、大規模な処理場の場合よりも小さくなる考えられる。また、小規模な処理場の処理水の臭気の質は、大規模な処理場の処理水に特有の活性汚泥臭ではなく、糞便臭に近いものであり、小規模な処理場と大規模な処理場とで、処理水の臭気を構成する成分が大きく異なる考えられた。

季節変化では、2007-2008 年のデータでは、a の多摩川上流水再生センターや d の北多摩 1 号水再生センターの臭気が、季節が夏から冬となるにしたがい減少しているのに対して、b の八王子水再生センター、c の北多摩 2 号水再生センター、e の等々力処理場では、そのような傾向はなかった。a や d の処理場では、処理場から放流口間の距離が短く、生物

活動の活発な夏の方が臭気が強く、一方、b, c, e では放流渠にある程度の距離があることから、夏場の温度の高い条件では、臭気物質の一部が気散、あるいは、生物分解(加水分解や光分解も否定できない)した可能性がある。2007-2008年の調査での9月, 10月, 1月の各測定日における下水処理水の放流口での水温は、26.2~27.4℃, 22.5~24.5℃, 17.8~19.8℃, 2008-2009年の調査では、12月が19.9~20.9℃, 2月が18.5~19.1℃, 3月が18.5~19.3℃であった。

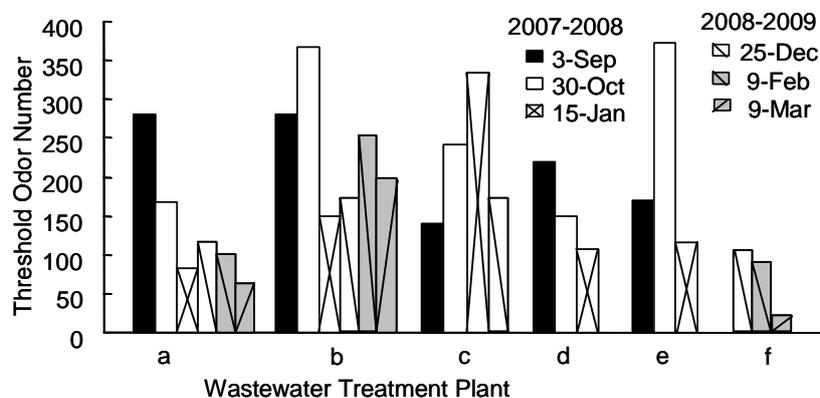


図-9 下水処理場の放流水の臭気強度

### 3. 4 河川水の臭気

図-10に河川の臭気強度を示す。下水処理水の混入のほとんどないA地点とB地点では6以下であった。2008-2009年の調査では、B'地点のみの調査であるが、これまでと同じで8以下の臭気強度であった。ただし、図から消している調査結果として、2007年9月3日のB地点の臭気強度が79, 2008年12月25日のB'地点の臭気強度が174の各データがある。これは、これらの日のこの地点の臭気が下水処理水臭ではなく、藻類臭あるいは泥臭であり、臭気の質が他と異なるとのパネルの回答であったため、この値は、図からは除外して欠測扱いにしたもので、上流域の下水処理水がほとんど入らない多摩川河川水では、下水処理水臭以外の匂いがする可能性があることを示している。C地点およびD地点は、下水処理場が集中している区間のサンプリング地点で、臭気強度が比較的高く、24~90であった。呑川は100%下水処理水であることから臭気が多摩川より強く、河川の清流復活事業による処理水の放流点であるP地点から6km流下したQ地点でも、臭気はほとんど変化がなかった。季節ごとの臭気強度を比較すると、夏季に臭気の強い傾向があった。

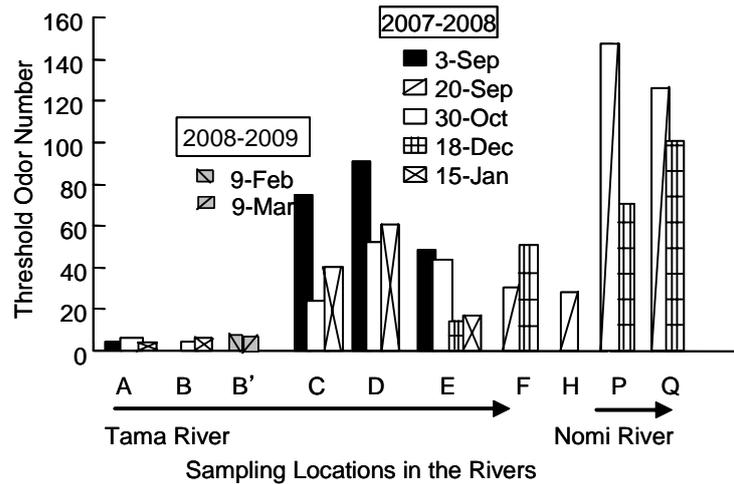


図-10 河川水（多摩川，呑川）の臭気強度

E 地点の田園調布堰(上)より上流で多摩川に流れ込む下水処理水量は，本調査の対象としている流域下水道終末処理場のうち 4 処理場( $6.0\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , 2006 年実績)と，対象外の流域下水道 2 処理場，公共下水道 3 処理場を合計して，日平均値で約  $10\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  となり，この付近の水文観測地点である多摩川水系石原地点の低水流量のほぼ 100%，平水流量に対しても 70%を下水処理水が占める。実際には，地下水・伏流水と表流水との交換や用水取水があるため，E 地点での流水のうち，下水処理水の割合は，これらよりも小さい。水質指標である電気伝導度は，伝導度に寄与する物質の水環境中での保存性が高く，物質濃度に対して高い線形応答性を持つので，水の混合割合を推定する指標として用いることが可能である。A 地点および下水処理水の電気伝導度から以下の式で，E 地点の下水処理水混入率  $\alpha$  を推定する。

$$EC(E) = \alpha EC(W) + (1 - \alpha) EC(A) \quad (2)$$

ただし， $EC(E)$  は E 地点の電気伝導度， $EC(A)$  は A 地点の電気伝導度， $EC(W)$  は，下水処理水の電気伝導度で今回の 5 処理場の平均値とする。

この式から求めた下水処理水混入率は，9 月 3 日で 44%，10 月 30 日で 37%，1 月 15 日で 48%となる。一方，臭気強度は，人間の嗅覚の限界に対する希釈倍率であるから，臭気強度とそれを構成する物質濃度の間には，単一臭気であれば線形関係が成立する。下水処理水臭は単一臭気ではないが，線形関係以外の関係を想定して立式することは困難であるので，臭気強度 (TON) についても電気伝導度と同様の式(3)を考えると，次の式が得られる。

$$TON(E) = \alpha TON(W) + (1 - \alpha) TON(A) \quad (3)$$

電気伝導度から求められた下水処理水混入率，A 地点の臭気強度および下水処理水の平均臭気強度を用いて E 地点の臭気強度を推定すると，9 月 30 日の場合で 99，10 月 30 日で 100，1 月 15 日で 78 となり，E 地点での実測値よりもかなり大きくなる。したがって，いくつかの仮定の検証は必要であるものの，多摩川のような大河川では，流下の途中で，希釈以外の揮発あるいは分解によってかなりの臭気の低減が生じているものと考えられる。

D 地点と E 地点との間は，D 地点直下で北多摩 1 号水再生センターの処理水が流入した

あと、比較的下水処理水の混入が少ない区間で、この区間の電気伝導度は10%以下の変動である。この区間で、臭気強度は、9月調査で90から48、10月調査で52から43、1月調査で60から17へと変化し、かなりの臭気の減少があった。DE間16kmの流下で半分以下にまで臭気強度が下がる場合があることがわかった。

### 3. 5 下水処理水中のアルデヒド類の濃度

図-11 に下水処理水に含まれるアセトアルデヒド濃度およびホルムアルデヒド濃度を示す。eの処理場のみ3回測定した。アセトアルデヒド濃度、ホルムアルデヒド濃度とも、aからdの処理場では、 $2\sim 3\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 程度で、青木らの調査<sup>6)</sup>よりもやや低めであった。eの処理場では、ホルムアルデヒドの値が、3回の調査とも、他の処理場よりもやや高めであり、 $7\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ を超える場合もあった。アセトアルデヒドについても、他の処理場と比較のできない12月の調査を除いて、eの処理場の処理水は高い濃度であった。この理由はわからないが、純酸素曝気をこの処理場が採用していることと関連している可能性が考えられる。

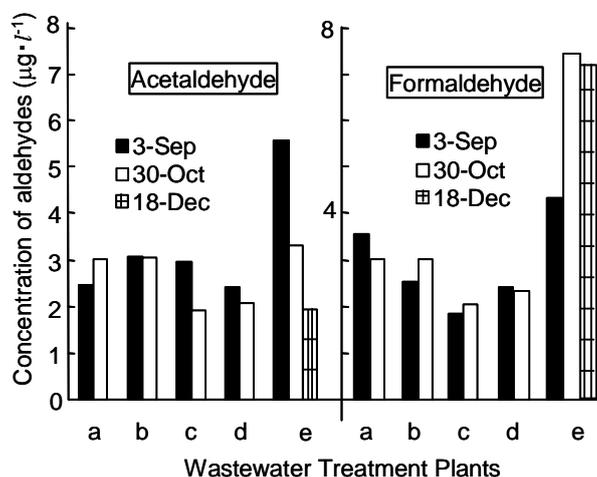


図-11 下水処理水に含まれるアセトアルデヒド、ホルムアルデヒド濃度

図-12 に河川水中のアセトアルデヒド濃度、図-13 に河川水中のホルムアルデヒド濃度を示す。下水処理水の流水への混入のほとんどない地点 A および地点 B では、アルデヒド類の濃度は定量下限とした  $0.5\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  以下であった。C 地点～E 地点では、ホルムアルデヒド、アセトアルデヒドとも下水処理水の流入の影響のため、概ね  $1\sim 1.5\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  の濃度となった。電気伝導度測定による E 地点での下水処理水の混入率は、前述のように 37% から 48% であるから、河川水中のアルデヒド類の濃度レベルは、下水処理水の単純希釈で説明のつくレベルであった。しかし、後述のように、アセトアルデヒドは、半減期で数時間での分解が多摩川河川内で期待できることから、分解の影響が含まれている可能性もある。

環境省の要調査項目存在状況調査結果(2000)によれば、代表的な公共用水域 70 地点余のアセトアルデヒド濃度測定結果は、定量限界の  $0.3\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  以下から  $1.7\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  に分布しており<sup>15)</sup>、今回の調査の結果も感潮域を除いて、概ね環境省の結果の範囲内であった。

呑川においても、多摩川においても、感潮域ではアルデヒド類の濃度は、上昇した。嫌気的な水環境ではアルデヒドが生成することが知られていることから、水が停滞しやすい感潮区間でアルデヒドが生成し、濃度が上昇したと考えられる。

呑川の清流復活事業による下水処理水の放流点でのアルデヒド類濃度は、下水処理水よりも濃度が低く、急速砂ろ過の高度処理は必ずしもアルデヒドの処理に有効ではないと考えられることから、15kmのパイプによる処理水の圧送中に分解もしくは反応によって、アルデヒド類が失われた可能性がある。

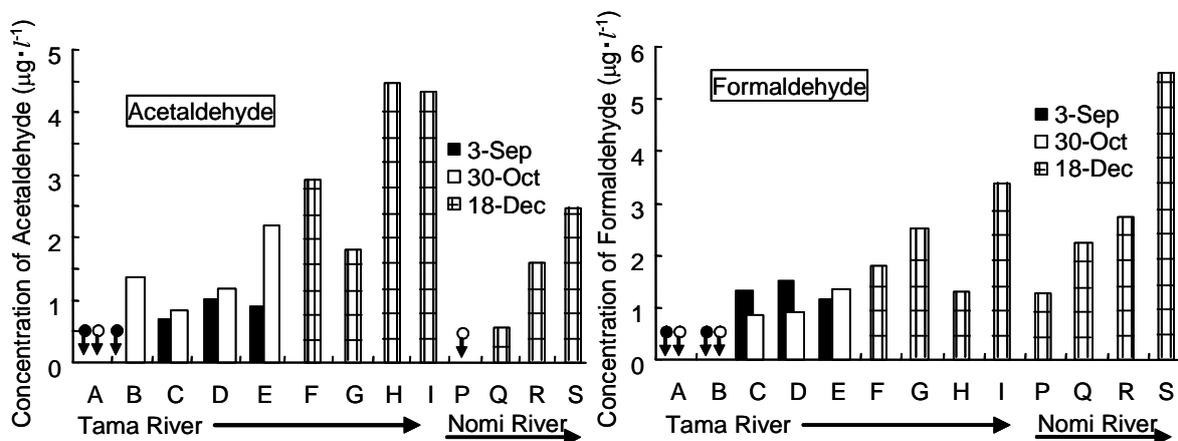


図-12 河川水中のアセトアルデヒド濃度 図-13 河川水中のホルムアルデヒド濃度

### 3. 6 アルデヒド類の臭気への寄与

下水処理水の臭気として考えられるもののうち、メチルメルカプタン、硫化メチル、二硫化メチル、硫化水素などは、下水処理の工程で除去され易く<sup>6)</sup>、多くの場合、下水処理水では臭気閾値以下まで処理できるとされる<sup>16)</sup>。一方、アルデヒド系の物質については、特に、アセトアルデヒドが臭気閾値以上で下水処理水に残留していること<sup>4)</sup>や下水処理場周辺を含む都市大気の臭気にアセトアルデヒドが関与している<sup>17)</sup>との報告がある。アセトアルデヒドの臭気閾値が気相濃度で0.0015ppmであり<sup>12)</sup>、その気相と25℃で平衡にある水相濃度は表-1に示すように約1µg·l<sup>-1</sup>であるから、今回の調査結果の下水処理水中アセトアルデヒド濃度である3µg·l<sup>-1</sup>程度の濃度は、25℃での臭気閾値の3倍程度の濃度で下水処理水にアセトアルデヒドが含まれていることを意味している。

表-1 今回の研究で対象としたアルデヒド類の空気中での臭気閾値とヘンリー定数で換算した水相での臭気閾値

物質名	気相閾値 <sup>12)</sup> (ppm)	ヘンリー定数 (Pa·m <sup>3</sup> /mol)	水相閾値(気相閾値 とヘンリー定数で 計算, µg·l <sup>-1</sup> )
ホルムアルデヒド	0.4	3.41 X 10 <sup>-2</sup>	35,000
アセトアルデヒド	0.0015	6.76	0.98
ノニルアルデヒド	0.00034	7.5 X 10	0.064
n-カプリンアルデヒド	0.0004	6.0	1.04

本研究での臭気強度計測が25℃ではなく40℃での計測であることから、単純に寄与率を算定することはできないが、下水処理水の臭気強度は25℃での測定例で、6~25と報告されていることから<sup>3,5)</sup>、水中濃度が臭気閾値の3倍程度であるアセトアルデヒドは、下水処理水の臭気に寄与はしているが、その過半を占めるものではなく別の物質が下水処理

水臭に寄与していることが推察される。一方、ホルムアルデヒドについては、臭気閾値の平衡水相濃度は、 $1\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ を超えるため、今回の調査の濃度レベルでは、処理水や河川水の臭気にホルムアルデヒドはほとんど寄与していないと考えられる。

図-14 にアセトアルデヒドと官能試験による臭気強度の関係を両測定値のあるサンプルについてプロットした。河川水サンプルの方が、下水処理水よりも低濃度側に測定点がばらついているが、河川水サンプルについても、下水処理水サンプルについても、臭気強度とアセトアルデヒド濃度の間での強い相関は認められなかった。相関関係からも、アセトアルデヒド以外の物質が下水処理水臭に対して相当の寄与をしている可能性が指摘できる。

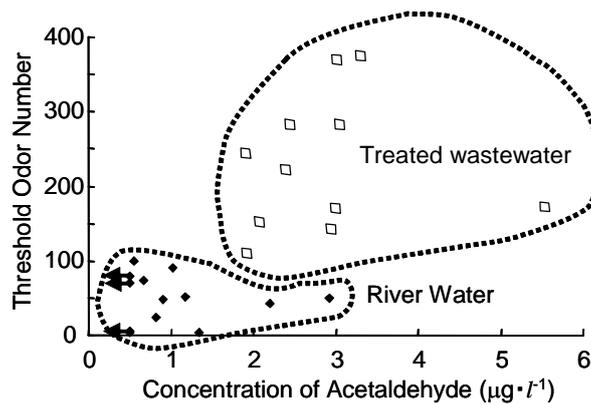


図-14 河川水中のアセトアルデヒド濃度と臭気強度との関係

### 3. 7 指標間相関

図-15 に臭気強度と  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  との関係を示す。下水処理水あるいは河川水のサンプルであることから、 $\text{COD}_{\text{Cr}}$  は、 $35\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  以下であり、臭気と  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  の間に強い関係があるとは考えられなかった。つまり、 $\text{COD}$  のような総括的な有機物指標では、臭気を予測することはできないと考えられる。また、図-12 に臭気と温度との関係を示す。本研究での臭気強度は、河川の現場でにおう臭気ではなく、水サンプルを採取して、実験室で臭気物質の含まれる程度を官能検査によって測定するものである。すでに考察したように、夏場の方が、下水処理水に含まれる臭気物質の量は多いと考えられるが、反面、揮発や分解も夏場の方が早く、流下とともに臭気は減少すると考えられる。しかし、図-16 に示すように、全体のデータをプロットすると、季節による変化は明瞭ではない。また、図に示すように、下水処理水は、冬場であっても放流口での温度が  $18^{\circ}\text{C}$  を切ることはなかった。

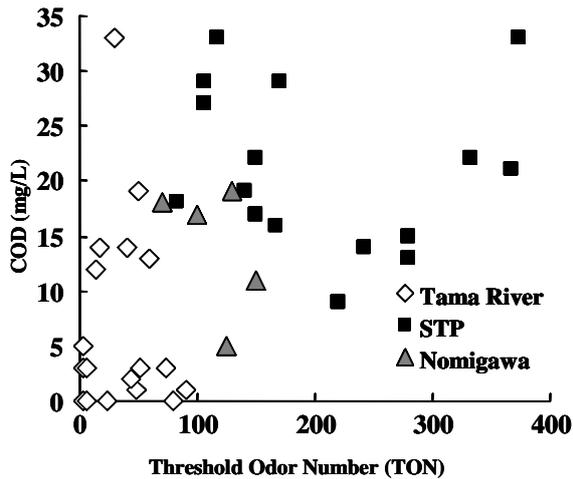


図-15 臭気強度と CODcr との関係

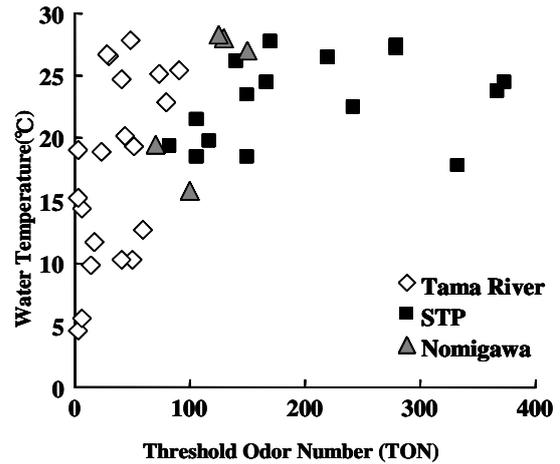


図-16 臭気強度と水温との関係

### 3. 8 気液間の臭気の移動係数の測定

一般に酸素の水への溶解に伴う溶存酸素量の変化は、以下の式で表すことができる。

$$\frac{dC}{dt} = k_{O_2}(C_s - C) \quad (4)$$

ここで、 $C$  は溶存酸素濃度、 $C_s$  は飽和溶存酸素濃度、 $k_{O_2}$  は酸素の気液間の移動係数である。一方、臭気については、混合物質であり、物質ごとに移動係数は異なるが、臭気の減衰速度が見かけ 1 次反応的に進むのであれば、混合臭気に対しての見かけの移動係数を定義し、臭気強度 [TON] について次のように立式することができる。

$$\frac{d[TON]}{dt} = -k_{TON}[TON] \quad (5)$$

ここで、 $k_{TON}$  は臭気の気散に関して、臭気強度を指標とした臭気の気液間の移動係数である。

図-17 にビーカー・スターラー系での酸素の溶解実験の結果を示す。測定開始時は酸素飽和度が 4% であったが、35 分で飽和度 98% へ回復した。式(4)の移動係数  $k_{O_2}$  を片対数軸での回帰分析で求めると、 $k_{O_2}$  は  $3.01(\text{hr}^{-1})$  となった。一方、図-18 は、同じビーカー・スターラー系での臭気の減少速度を示しているが、同様の計算から臭気の消失についての移動係数  $k_{TON}$  は  $0.113(\text{hr}^{-1})$  となった。これにより、酸素の空気中から水中への溶解に比較して、下水処理水の臭気の水槽から気相への追い出しは、かなり遅いプロセスであり、気液間の移動速度係数として 27 倍の差があることがわかった。

また、下水処理水に塩酸を加え pH を 2 としたものと水酸化ナトリウムを加え pH を 9 ~ 12 にしたものについても、同様に臭気の消失試験を行った。その結果、pH がアルカリ条件のものは、pH 調整をしなかったものとほぼ同じ速度での、臭気消失であったが、酸性のもの臭気強度は、アルカリ性のものの 65-75% となった。このことから、酸性条件の方が臭気が消失しやすく、酸性で気化しやすい有機酸などの何らかの酸性成分が下水処理水の臭気に寄与していると可能性が示唆されるが、一方で、完全に臭気が消失するほどの差でもないことから、pH に揮発があまり左右されない中性成分の寄与も大きいと考えられた。

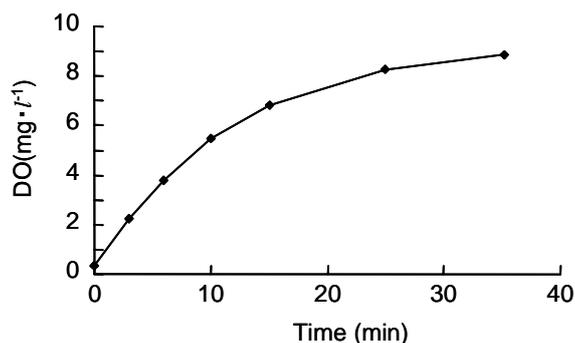


図-17 ビーカー・スターラー系での酸素の溶解速度を求める実験の結果

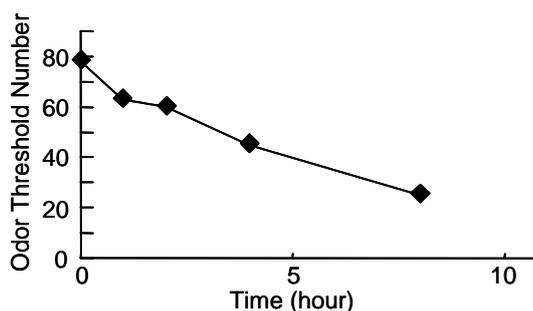


図-18 同じスターラービーカー系での臭気強度の減少

ここでは、河川の堰構造物がどの程度の臭気を除去できるのか検討する。単位幅流量  $1 \text{ m}^2/\text{s}^{-1}$ 、落差  $1 \text{ m}$ 、飽和溶存酸素濃度が水温  $20^\circ\text{C}$  で  $C_s = 9 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  で、堰の上流での溶存酸素濃度は飽和の半分で  $4.5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  で、堰の上流側の臭気強度が  $200 \text{ TON}$  の場合を考える。この堰における落差のエネルギーは、 $E = \rho Q g H$  で与えられ、また、総括酸素移動容量係数が土木学会の水理公式集によれば、

$$k_L a = 1.2 \times 10^{-4} E^{0.85} \quad \text{より} \quad (2)$$

$$= 0.296$$

と計算できる。また、総括酸素移動容量係数の定義より、濃度変化の式

$$\frac{dC}{dt} = \frac{k_L a}{V} (C_s - C)$$

が成立するから、この堰の落下による酸素の濃度変化は

$$\frac{dC}{dt} = 1.33 \quad (\text{飽和溶存酸素量: } C_s = 9 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1})$$

と求めることができ、この仮想堰では、溶存酸素が  $4.5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  から  $5.83 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  に回復すると考えられる。これは、概ね、直感とも一致し、妥当な値であるが、同時に臭気がどの程度気散するかを計算すると、この堰の落下による臭気の濃度変化は、

$$\frac{d(\text{TON})}{dt} = -\frac{k_L a_{odor}}{V} (\text{TON}) \quad \text{より}$$

$$\frac{d(\text{TON})}{dt} = 2.25$$

となる。よって、この落差 1m の仮想堰を仮定した水質の河川水が通過することにより、溶存酸素が約  $1.3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  増加するとともに、臭気強度は 200TON から 197.7TON へ 2.3TON 減少すると考えられる。この程度の臭気強度の差は、人間の嗅覚ではほとんど違いを感じることはない。本研究の河川調査の結果からも、河川が短時間流下するだけでは、おおきな臭気低減効果は認められておらず、現場調査とこの実験の結果は一致している。ビーカー・スターラー系の実験条件が、河川での波立ちや堰構造を十分に模擬し得ていない可能性もあるが、溶存酸素の回復に十分な気液の混合が確保される河川区間であっても、臭気の液相から気相への追い出しは、十分には生じないことが予想される。

### 3. 9 アルデヒド類の生物分解特性

アルデヒド類の生物分解特性の温度、水質、塩分への依存性を調べた。典型的な実験結果を図-19 に、温度の影響の実験結果例として示す。温度が高くなるに従い分解速度が上昇し、生物分解の典型的な特性を示していた。なお、実験途中にホルムアルデヒド濃度の上昇が見られる場合があり、これは、容器中の酸素が使用されつくした場合に、嫌気的な条件で溶媒として混入しているメタノールからホルムアルデヒドが生成するためである。そのような場合は、好気的な分解条件を満たしていないため、結果から除外した。また、プロピオンアルデヒドは、実験場の問題から測定しなかった。

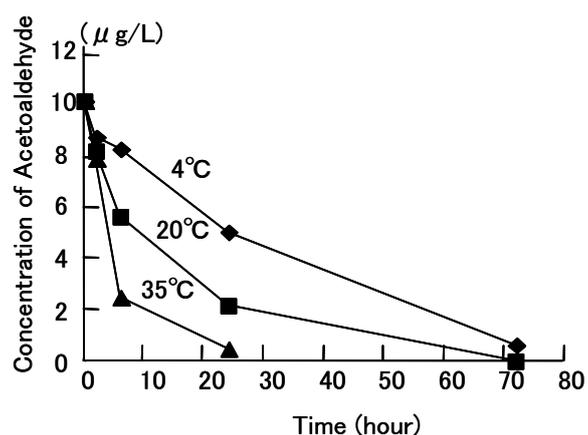


図-19 多摩川河川水によるアセトアルデヒドの分解の温度依存性

すべての実験結果を半減期として整理した結果を表-2 に整理する。多摩川丸子橋堰付近における河川水に  $10 \mu \text{g} \cdot \text{l}^{-1}$  のアルデヒド類を添加し、20°Cで保った実験は、計3回行ったが、それぞれのアセトアルデヒドの半減期はそれぞれ 8.5, 1.5, 1.5 時間とややばらついており、気象条件その他の理由で試料水に含まれる微生物量が異なることが原因と考えられた。

水温の影響については、同じ試料水について行った実験で比較すると半減期で 20°Cで 8.5 時間に対し、5°Cで保った実験 2 ケースでは 26 時間（平均 23 時間）と 3 倍以上高くなった。逆に 35°Cで保ったケースでは 4.5 時間と水温が高くなるにつれて生物の活動も活発になり、アセトアルデヒドの分解が速く起きることが確認できた。

生物量が少ない多摩上流小作付近の河川水での半減期は、35 時間と遅く、滅菌された下水処理水が流水のほとんどを占める呑川緑ヶ丘付近の河川水においても半減期は 18 時間と長かったが、生物量が増えていると考えられる呑川八幡橋付近河川水の場合では半減期

が 2.5 時間と短くなり、生物量が増加することにより、半減期が短くなることが確認できた。

また、塩分濃度の影響については、丸子橋での試料水の半減期 1.5 時間に対して、産業道路下、浮島公園と塩分が増加するに従って、半減期は増加した。ただし、最下流の浮島公園においても、海水に比較するとかなり薄い塩濃度であり、この半減期の増加は、塩分が増加したためよりは、むしろ、分解に寄与する微生物濃度が低下したためと考えることができる。

一方、ホルムアルデヒドでは、基本条件でのホルムアルデヒドの半減期はそれぞれ 16, 11.5, 8.5 時間であり、平均 12 時間でアセトアルデヒドよりも長時間を要した。

生物量が少ない多摩上流小作付近では、ホルムアルデヒド濃度半減期は 48 時間と長くなった。また、下水処理水が水源で生物量が少ない呑川緑ヶ丘付近の河川水での半減時間も 60 時間と長くなったが、生物量が増えていると考えられる呑川八幡橋付近河川水では 19 時間と短くなり、生物量が増加することにより半減期も小さくなることが確認できた。塩分濃度に対する影響はあまり顕著ではないが、海水混入率の高い浮島講演での分解速度は他の場所よりも小さかった。

これらのことから、アルデヒド類の分解は、アセトアルデヒドの場合で数時間から半日程度の半減期で分解すると考えられ、ホルムアルデヒドの分解はそれよりもさらに遅いと考えられる。清浄な上流の多摩川河川水や感潮域の塩分を含んだ河川水、滅菌下水処理水での分解は、多摩川中流域や呑川の八幡橋付近での分解よりも遅く、分解に寄与する微生物量の違いと考えられた。

表-2 アルデヒド類の分解実験における半減期

測定日	試料水場所	水温(°C)	アセトアルデヒド半減期(時間)	ホルムアルデヒド半減期(時間)
①	純水	20	>72	>72
	丸子橋堰付近	5	26	>72
	丸子橋堰付近	20	8.5	16
	丸子橋堰付近	35	4.5	16
②	小作付近	20	35	48
	丸子橋堰付近	20	1.5	11.5
	呑川緑ヶ丘付近	20	18	60
	呑川八幡橋付近	20	2.5	19
③	丸子橋堰付近	20	1.5	8.5
	国道15号下付近	20	1.5	5
	産業道路下付近	20	2.5	6
	浮島橋公園付近	20	4	14.5

### 3. 10 GC/MS による臭気物質の検索

GC/MS による臭気物質の検索を行った。図-20 に TIC クロマトグラムの一部を示す。マススペクトルの類似性からは、アルコール類、炭化水素類、ベンゼン管にいくつかの炭

化水素気が結合したものなどが検索されたが、標準物質を用いて保持時間とマススペクトルの両方が一致した3物質を報告する。そのうちの1つの物質は、多摩川上流処理場および八王子処理場の大規模な下水処理水で見い出されたジクロロフェノールである。下水処理水の消毒においては、塩素の添加量によって、生成する塩素消毒副生成物が異なり、多摩川上流処理場、八王子処理場の両方でジクロロフェノールが検出されていることから、下水処理水に添加する程度の塩素量では、ジクロロフェノールが生じやすいと考えられる。残り二つは、大規模な処理場2箇所と大学の廃水処理場の調査したすべての下水処理水から検出されたアルデヒド類で、ノニルアルデヒド(ノナナル)とn-カプリンアルデヒド(デカナル)が同定された。これらのうち、ノニルアルデヒドは、いわゆる加齢臭とされるノネナールと近縁の物質で、下水処理水に存在することが今回の研究で示された。ただし、これらの鎖長の長いアルデヒドは、ブランクサンプルからも若干検出されることから、正確な定量には課題を残している。今回の検討では、それらの鎖長の長いアルデヒド類の臭気への寄与までは明らかにできなかったが、表-1に示すように、これらのアルデヒドの水相臭気閾値はかなり小さく $1\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 程度であることから、下水処理水の臭気に関連している可能性がある。今後の検討によって、これらの比較的長鎖のアルデヒドが下水処理水の臭気を構成しているかどうかを明らかにする必要がある。

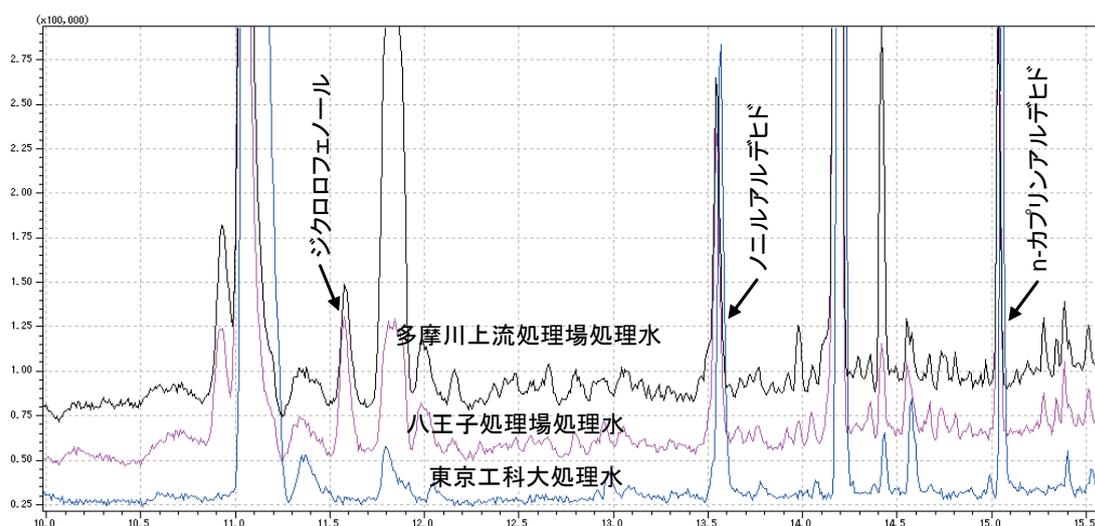


図-20 臭気物質のGC/MSのTICによる検索結果

#### 4. まとめ

多摩川流域の下水処理場の下水処理水および河川水、さらに、下水処理水による清流復活事業の行われている呑川を対象に、水の臭気が一般の人々に気になる対象であることを既往のアンケート結果で示し、臭気環境の重要性を整理した。臭気に対する的確な対応をするために、本研究では、水の臭気強度を測定し、河川の下水処理水臭の挙動を調査した。また、アルデヒド類の濃度の調査を同時に行い、アルデヒド濃度と下水処理水臭との関連を調べた。さらに、GC/MSやFF-2Aによる臭気検索、アルデヒド類の分解実験も含めて、この研究から得られた主な結論を以下に示す。

1) JISや上水試験方法、下水試験方法、Standard Methodにほぼ準拠した45℃三点比較式フラスコ法で臭気強度(TON)を求めたところ、サンプルごとに最大値、最小値を与え

たパネルを除いた 3・4 名のパネルごとの臭気強度測定値は、その平均値から変動係数で平均 18%のばらつきがあった。

2) 詳細なサンプリング調査によって、下水処理水や下水放流域の臭気の実態をはじめて詳細に明らかにした。45°C 三点比較式フラスコ法で測定した臭気強度は、多摩川に放流される下水処理水では処理場による明確な差はなく 60~373, 下水処理水のほとんど入らない河川水で 6 以下, 下水処理水を受水する多摩川中流部で 17~90, 下水処理水を用いた清流復活事業の行われている呑川で 70~150 であった。河川や放流管渠の短い処理場での臭気強度は、夏の方が冬よりも高い傾向があった。下水処理水臭は河川において、単純希釈で考えた場合よりも臭気の減少が大きく、臭気の成分が気散あるいは分解していると考えられた。相模川へ放流される 2 箇所 of 下水処理水についても臭気強度の検討を行ったが、多摩川へ放流する下水処理水で得られた結果の範囲内であり、大規模な下水処理場の処理水はほぼ同様な臭気を有しているものと考えられた。一方、小規模な下水処理施設の処理水の臭気は、負荷が適正な場合には、臭気強度 20 以下になり、また、臭気の質も、大規模な下水処理場処理水に特有な活性汚泥臭ではなく、糞便臭であったことから、大規模な下水処理場の処理水と小規模な下水処理場の処理水とでは、臭気を構成する物質に大きな差があると考えられた。

3) アセトアルデヒド濃度は、下水処理水で  $1.9 \sim 5.6 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$  で、多摩川中流部で  $0.68 \sim 2.2 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$  であり、感潮区間では、おそらく、有機物の嫌気性分解により濃度がさらに増加した。下水処理水や多摩川中流部河川水に含まれるアセトアルデヒド濃度は、臭気閾値以上ではあるが、臭気強度とアセトアルデヒド濃度の間に相関はなかった。また、ホルムアルデヒド濃度は、臭気閾値以下であった。

4) ビーカー・スターラー系で気液間の移動係数を求めたところ、酸素の空気中から水中への溶解の気液間の移動係数に比較して、下水処理水臭の水中から空気中への揮発の気液間の移動係数は 1/27 程度であった。溶存酸素の回復に十分な気液の混合が確保される河川区間であっても、臭気の液相から気相への追い出しは、十分には生じないことが予想される。また、酸性条件の方が臭気の気相への追い出しが若干早く、有機酸のような酸性成分の臭気への寄与が考えられるが、一方で、過半の臭気は酸性にしても追い出されないことから中性の臭気成分が下水処理水の臭気に大きく寄与していることが考えられた。

5) アルデヒド類の分解実験を行ったところ、アセトアルデヒドの場合で、多摩川中流域や呑川の八幡橋付近の河川水を用いた場合には、数時間から半日程度の半減期で分解した。ホルムアルデヒドの分解はそれよりもさらに遅かった。清浄な上流の多摩川河川水や塩分を含んだ感潮域の水、微生物量の少ない下水処理水での分解は、多摩川中流域や呑川の八幡橋付近での分解よりも遅く、分解に寄与する微生物量の違いと考えられた。

6) GC/MS による下水処理水の揮発性成分の検索の結果、ジクロロフェノールが検出された。さらに、長鎖のアルデヒドであるノニルアルデヒド(ノナナル)、n-カプリンアルデヒド(デカナル)が下水処理水に含まれていることが明らかになった。しかし、これらの長鎖のアルデヒドは、ブランクサンプルからも検出されるなど分析上の課題があり、臭気への影響を十分に検討するにはいたらなかった。

7) 島津製作所のおい鑑別装置 FF-2A により、下水処理水の臭気の質を特徴化したところ、下水処理水は硫化水素、硫黄系、アルデヒド系、有機酸系の混合臭であることが

示唆されたが、下水処理水の臭気の管理にこの機器による分析を用いるには、基準臭の選  
び方などに工夫が必要であると考えられた。

## 5. 今後の課題

この研究では、アセトアルデヒドに注目したが、アセトアルデヒドが臭気の多くを説明  
することはできないという結果を得た一方で、他にも多くの物質が河川水の臭気を形成し  
ていることが示唆された。現在、GC/MS を中心とした機器分析で、これまで、注目され  
ていない河川水中の臭気物質の同定、定量の研究を進めているところである。

## 6. 付記

本研究の一部は、「浦瀬太郎，金巻賢二郎，野口智史（2008）：下水処理水を受水する河  
川での臭気強度およびアルデヒド類の濃度，水環境学会誌，31，12，769-774.」に発表し，  
さらに結果を追加して，別の論文を執筆予定である。

## 参考文献

- 1) Onoki Emiko (2007) Combined Sewer Overflow in Urban Hydrology A Case Study of the River Nomi (Nomigawa) Tokyo, Japan, BSc thesis in Geography, University College London.
- 2) 山本和夫，長岡裕，鈴木譲，浦瀬太郎（2000）都市水循環システム構築のための総合的評価手法の開発，平成9年度～平成11年度科学研究補助金，基盤研究(B)（2）09558074.
- 3) 瀧口博明，松尾友矩，花木啓祐，鈴木規之（1991）下水処理水の再利用のための臭気物質の分析と同定，衛生工学研究論文集，27，165-174.
- 4) Suffet, I.H. and Rosenfeld, P. (2007) The anatomy of odour wheels for odours of drinking water, wastewater, compost and the urban environment, *Water Science & Technology*, 55 (5), 335-344.
- 5) Cheng, X., Peterkin, E.D. and Burlingame, G.A. (2007) Study of the effect of DMSO on VOS odour production in a wastewater plant, *Water Science & Technology*, 55 (5), 327-333.
- 6) 青木眞一，杉本博之，馬場大哉（2004）下水処理水の工程別臭気の解析と臭気低減対策，水環境学会，27 (10), 643-649
- 7) 喜多純一(2006) におい識別装置「FF-2A」を用いた環境測定，生活と環境，(財)日本環境衛生センター，51 (3), 28-34.
- 8) Dewettinck, T., Van Hege, K. and Verstraete, W. (2001) The electronic nose as a rapid sensor for volatile compounds in treated domestic wastewater, *Water Research*, 35 (10), 2475-2483.
- 9) 日本水道協会（2001）上水試験方法 2001年版，pp.101-106.
- 10) 環境庁告示第63号，臭気指数及び臭気排出強度の算定方法，平成7年9月13日。
- 11) 下水道協会（1997）下水試験方法，pp.107-110.
- 12) 石黒辰吉（2002）臭気の測定と対策技術，pp51-79，オーム社。
- 13) 樋口隆哉，浮田正夫，関根雅彦，今井剛（2005）海辺環境における臭覚的アメニティ一要素に関する研究，におい・かおり環境学会誌，36 (1), 12-21.

- 14) APHA, AWWA, WEF (1998) Standard method for the examination of Water 20<sup>th</sup> edition, pp.(2-11)-(2-15).
- 15) 環境省 (2000) 要調査項目存在状況調査結果 , <http://www.env.go.jp/water/chosa/h12.pdf>
- 16) Islam, A.K.M.N., Hanaki, K. and Matsuo, T. (1998) Fate of dissolved odorous compounds in sewage treatment plants, *Water Science and Technology* **38** (3), 337-344.
- 17) 増田淳二, 板野泰之, 福山丈二 (2008) 大阪市とその周辺における低温濃縮法による環境臭気濃度の測定とその原因物質, *におい・かおり環境学会誌*, **39** (1), 10-16.

たまたがわかせんすい げすいしよりしゅう げんいん けいしゅうき  
多摩川河川水の下水処理水臭の原因としてのアルデヒド系臭気

(研究助成・学術研究VOL. 38—NO. 282)

著者 うらせ たろう  
浦瀬 太郎

発行日 2010年3月31日

発行者 財団法人 とうきゅう環境浄化財団

〒150-0002

東京都渋谷区渋谷1-16-14 (渋谷地下鉄ビル内)

TEL (03) 3400-9142

FAX (03) 3400-9141

<http://home.q07.itscom.net/tokyuenv/>