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

浦瀬 太郎* 金巻 賢二郎** 野口 智史**

Odor and Concentration of Aldehydes in Rivers Receiving Treated Wastewater

Taro URASE*, Kenjiro KANEMAKI** and Satoshi NOGUCHI**

* School of Bioscience and Biotechnology, Tokyo University of Technology, Katakura 1401-1, Hachioji, Tokyo 192-0982, Japan

** Dept. of Civil Engineering, Tokyo Institute of Technology, Ookayama 2-12-1, Meguro, Tokyo 152-8552, Japan

Abstract

Threshold odor number (TON) was measured for samples of effluents from wastewater treatment plants and river water receiving treated wastewater in the Tama and Nomi rivers to identify factors affecting the odor of treated wastewater in river environments. The TONs of the effluents were between 87 and 373. TON decreased with biodegradation and volatilization in a section of the Tama river, although the transfer rate of odor from water to air was much smaller than that of oxygen from air to water. The acetaldehyde concentrations of the effluents were more than the odor threshold concentration, although no clear correlation between acetaldehyde concentration and TON was obtained.

Key words : odor, acetaldehyde, treated wastewater, river, mass transfer rate

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^{1,2)}。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³⁾。しかし、硫黄系臭気は比較的処理場で除去されやすく、処理水に残留している臭気には、アルデヒド類の方が寄与しているとの報告がある⁴⁾。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。

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香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。

2. 方 法

2.1 臭気の測定

臭気の測定に関しては、機器分析法が発達してきているが^{5,6)}、下水処理水臭には対応していない。本研究では、嗅覚を用いて臭気を測定する官能試験法を採用することにし、上水試験方法による臭気強度 (TON) 測定方法⁷⁾と環境庁告示第63号の三点比較式フラスコ法⁸⁾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⁷⁾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⁹⁾

* 東京工科大学応用生物学部 〒192-0982 東京都八王子市片倉町1404-1

** 東京工業大学大学院理工学研究科 〒152-8552 東京都目黒区大岡山2-12-1

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¹⁰⁾。また、感潮域で採水したサンプルについては、磯の臭気¹¹⁾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。

2.2 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 Method¹²⁾および上水試験法⁷⁾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20g、サロゲート(Acenaphthene d10)20 μl 、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。

2.3 その他の調査項目

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。

2.4 調査地点と採水時期

サンプルは、流域面積1,240 km^2 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。

Fig. 1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。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。

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、Q地点が第二京浜付近、R地点が蒲田駅付

Fig.1 The target rivers and the sampling points in this study. The sampling points from A to I are at Tama River. Those from P to S are at Nomi River. Those from a to e are for effluents from wastewater treatment plants.

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、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。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、冷蔵運搬し実験室で測定した。

2.5 気液間の臭気の移動係数の測定

流下に伴い水面が波立ち、あるいは、堰などの構造で水が攪拌されることにより、どの程度、下水処理水臭が液側から気側へ移動するかを、研究例の多い酸素の気側から液側への移動速度の相対値として求める実験を行った。

水道水1lをビーカーに取り、水温を室温と同じ20℃とした後、窒素ガスで曝気し、水道水中の酸素を追い出し、無酸素状態にした。溶存酸素が $0.3\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下になったら曝気を停止し、スターラーを用い攪拌し室内の酸素を溶解させ、酸素が飽和するまで溶存酸素を溶存酸素計(笠原理科工業株式会社D0-5Z)を用い計測した。液側は、1lのビーカーの中央に水深の60%の窪みができる攪拌強度でスターラーで攪拌し、気側は室内の空調のみによる緩い攪拌状態で試験をおこなった。この酸素溶解曲線から、このビーカー・スターラー系での酸素の溶解についての移動係数を求めた。

次に、呑川に放流されている下水処理水を工大橋下で採水し、酸素の溶解についての移動係数測定と同じ温度、水量、スターラー回転数の条件で、臭気強度(TON)を官能試験により時間を追って採水し測定した。この臭気測定では、予備試験を省略しているため、採水にともなう液量の減少は最終サンプルの採取前で100 ml以下であった。この実験から臭気の気散についての移動係数を求めた。工大橋下地点での下水処理水は、生物存在量が少なく、臭気の微生物分解はきわめて遅いと考えられるが、臭気の減少には気散による効果以外に若干の生物分解による効果が含まれる。

3. 結果と考察

3.1 臭気試験の精度

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Fig. 2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。

3.2 下水処理水の臭気

Fig. 3に今回の調査対象とした5箇所の処理場の河川への処理水放流口での臭気強度を示す。83~373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。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19~26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⁴⁾、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¹⁾、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⁷⁾、下水試験方法⁹⁾、JIS K-0102、および米国のStandard Method¹²⁾とともに、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

Fig. 2 The coefficient of variation in the measurement of threshold odor number.

Fig. 3 Threshold Odor Numbers of the effluents from the wastewater treatment plants.

止法が25℃での気液分配を指定している¹⁰⁾。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。

3回の測定結果を比較すると、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した可能性がある。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℃であった。

3.3 河川水の臭気

Fig. 4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9月3日のB地点を除いて6以下であった。9月3日のB地点の臭気は、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、例外と考えられる。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。

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(6.0m³・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10m³・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

Fig. 4 Threshold Odor Numbers of the river water

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 α を推定する。

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

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(2)を考えると、次の式が得られる。

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

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地点との間には、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。

3.4 下水処理水中のアルデヒド類の濃度

Fig. 5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、

Fig. 5 The concentration of acetaldehyde and formaldehyde in effluents of the wastewater treatment plants

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⁴⁾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。

3.5 河川水中のアルデヒド類の濃度

Fig. 6に河川水中のアセトアルデヒド濃度、Fig. 7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。

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¹³⁾、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。

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⁴⁾、多くの場合、下水

Fig. 6 The concentration of acetaldehyde in the target rivers

処理水では臭気閾値以下まで処理できるとされる¹⁴⁾。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⁴⁾や下水処理場周辺を含む都市大気臭気のアセトアルデヒドが関与している¹⁵⁾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¹⁰⁾、その気相と25℃で平衡にある水相濃度は約 $1.0 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 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 $3 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 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。

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¹⁴⁾、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。

Fig. 8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。河川水サンプルについても、下水処理水サンプルについても、両者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。

3.7 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。

$$\frac{dC}{dt} = k_{O_2}(C_s - C) \quad (3)$$

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。

$$\frac{d[TON]}{dt} = -k_{TON}[TON] \quad (4)$$

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。

Fig. 9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(1)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、Fig. 10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。

Fig. 8 The relationship between concentration of acetaldehyde and threshold odor number.

Fig. 9 Dissolved oxygen recovery in the stirred beaker.

Fig. 7 The concentration of formaldehyde in the target rivers

Fig. 10 The decrease in odor in the stirred beaker.

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。

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。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) 45℃三点比較式フラスコ法で測定した臭気強度は、下水処理水では処理場による明確な差はなく83~373、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、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生物分解していると考えられた。

3) アセトアルデヒド濃度は、下水処理水で1.9~5.6 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ で、多摩川中流部で0.68~2.2 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ であり、感潮区間では、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け込み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。

謝 辞

本研究は、とうきゅう環境浄化財団の援助を受けて行われたことを記して謝意を表する。

(原稿受付 2008年6月12日)

(原稿受理 2008年10月3日)

参 考 文 献

- 1) 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.
- 2) 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.
- 3) 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.
- 4) 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
- 5) 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.
- 6) 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.
- 7) 日本水道協会 (2001) 上水試験方法2001年版, pp.101-106.
- 8) 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.
- 9) 下水道協会 (1997) 下水試験方法, pp.107-110.
- 10) 石黒辰吉 (2002) 臭気の測定と対策技術, pp.51-79, オーム社.
- 11) 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ー要素に関する研究, におい・かおり環境学会誌, 36 (1), 12-21.
- 12) APHA, AWWA, WEF (1998) Standard method for the examination of Water 20th edition, pp.(2-11)-(2-15).
- 13) 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>
- 14) 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.
- 15) 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.