



Title	高度浄水処理システムの効率化
Author(s)	笠原, 伸介; 相澤, 拓; 渡辺, 義公; 小澤, 源三
Citation	衛生工学シンポジウム論文集, 4, 178-183
Issue Date	1996-11-01
Doc URL	http://hdl.handle.net/2115/7846
Type	bulletin (article)
Note	第4回衛生工学シンポジウム（平成8年11月7日（木）-8日（金）北海道大学学術交流会館）. 4 物理化学処理 . P4-6
File Information	4-4-6_p178-183.pdf



[Instructions for use](#)

4-6

高度浄水処理システムの効率化

北海道大学大学院 笠原 伸介 北海道大学大学院 相澤 拓
北海道大学工学部 渡辺 義公 北海道大学工学部 小澤 源三

1. はじめに

現行の急速ろ過システムでは、凝集操作のみが、溶解性成分の水質変換を行いうる唯一のプロセスである。それゆえ、水道水質の向上が期待される現在、生物活性炭（BAC）プロセスを付加した高度浄水処理システムは、凝集処理の対象とならない様々な溶解性成分に幅広く対応できるシステムとして、大きく注目されている。しかしながら、システムの複合化は、敷地面積の拡大やエネルギー消費の増大の原因となるため、今後の処理対象の中心となる溶解性成分の除去に直接関与しないフロキュレーション・沈殿操作などは、理論的根拠に基づいて簡素化されるべきと考えられる。他方、BAC処理は、少ない再生頻度でDBPの制御やバクテリアの増殖ポテンシャルの抑制を成し得るとして、活性炭表面において生物分解作用を最大限に発揮することを目的としているが、いまだその操作は工学的に有効に制御されていない。

本研究では、固液分離を簡素化するために開発された噴流攪拌固液分離装置¹⁾（JMS）と生物付着性を高めるために開発された木質系活性炭を組み込んだ高度浄水処理システム（処理水量50m³/d）を用い、約2年間にわたる連続通水実験を行った。ここでは、(1) JMSの操作条件と分離特性、(2) 木質系活性炭と一般の石炭系活性炭における溶解性成分の除去特性について報告する。

2. 実験装置

図-1に、実験装置のフローを示す。実験装置は、北海道江別市上江別浄水場内に設置した。原水は、千歳川表流水を用い、凝集剤として、原水水質の変動に応じてPACもしくは硫酸バンド（活性ケイ酸併用）を注入し、スタティックミキサーにおいて急速混和した後、JMSに

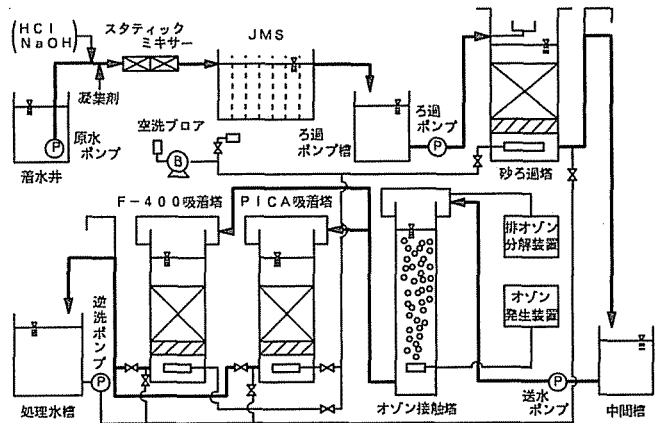


図-1 実験装置フロー

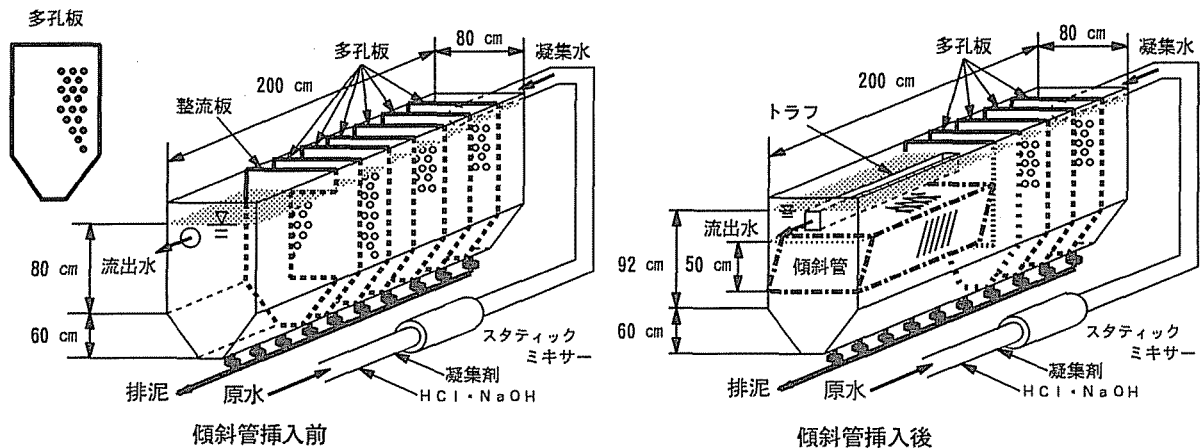


図-2 JMS詳細

通水した。JMSは、図-2に示すように水流方向に対して垂直に数枚の多孔板が挿入された分離槽で、多孔板間において発生する噴流攪拌によって、フロッキュレーションと沈殿操作が同時に行われる¹⁾。多孔板には直径2 cmの孔が、流入部から3段目までは13箇所（噴流速度14.3 cm/sec）、それより後段には19箇所（噴流速度 9.8cm/sec）それぞれ左右交互に開けられており、連続通水時における汚泥貯留部を除く滞留時間は、傾斜管挿入前後でそれぞれ37、49分となっている。その後、急速ろ過された水は、オゾン接触塔（オゾン注入率2mgO₃/L 一定）を経て2本の活性炭吸着塔に同一通水条件（LV=143.4 m/d、SV=4.0hr⁻¹）で分割通水し、活性炭吸着塔には木質系活性炭（PICA社：PICABIOL）と石炭系活性炭（CALGON社：F-400）をそれぞれ充填した。凝集・JMS・砂ろ過プロセスについては'94年9月13日より、オゾン・活性炭プロセスについては'94年10月31日よりそれぞれ通水を開始した。

3. JMSの操作条件と分離特性

3-1. JMSのG値とGC₀T値

まず、連続通水に先立って、流量（1.1、2.1、3.1m³/hr）と開口比を変化させたときの多孔板流出直後の濁度（全濁度・全フロック濃度の指標）と、それを30分静置した後の上澄濁度（静置後上澄濁度・マイクロフロック濃度の指標）、および損失水頭を測定し、(1)式よりG値を算出した。

$$G = \left(\frac{\rho g h}{\mu T} \right)^{1/2} \quad \dots (1)$$

ここで、 ρ ；水の密度、 g ；重力加速度(=9.8 cm/sec²)、 h ；損失水頭(cm)、 μ ；水の粘性係数(= 1.163×10⁻² g/cm・sec(15 °C))、 T ；滞留時間 (sec)。

図-3に示したG値と濁度の関係によると、G値が約4 sec⁻¹以下の場合、マイクロフロックの減少に必要な攪拌強度が十分得られないため、G値の減少とともに静置後上澄濁度は上昇した。それに対し、G値が約6 sec⁻¹以上の場合、静置後上澄濁度は低く、沈降性のフロックが形成されているにもかかわらず、G値の増加とともに全濁度は上昇した。このことは、JMSには最適なG値が存在することを意味しており、今回用いたJMSでは、G値が約5～6 sec⁻¹、損失水頭にするとわずか0.5cm程度で最大の分離効果を発揮できるとことがわかった。また、このG値は、通常のプロッキュレータ（約20～50 sec⁻¹）に比べてはるかに小さな値であることも同時に認められた。これは、JMSにおける攪拌が、通常のプロッキュレータのように流水系の中で常にフロックを浮遊させることを目的とせず、マイクロフロックの成長を主目的としているためで、このことが、JMSにおける小さなG値（損失水頭）での操作、すなわちエネルギー消費の削減につながっていると考えられる。さらに、粒子の体積濃度（C₀値）を、粘土とアルミニウムの体積率の加算法²⁾により求め、原水濁度14.9度、多孔板部のGT値6,900におけるGC₀T値とJMS流出水濁度の関係を示した図-4によると、GC₀T値が1.0以上で流出濁度がほぼ平衡になっていることから、沈降速度の小さな

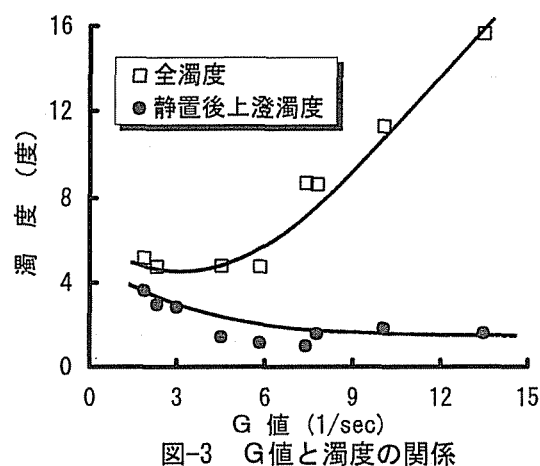


図-3 G値と濁度の関係

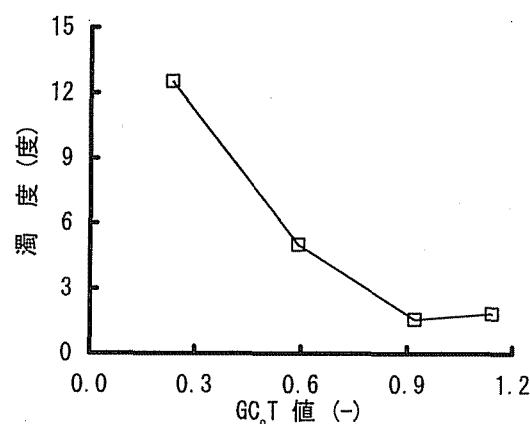


図-4 GC₀T値と流出濁度の関係

粒子を削減できるGCOT値は、JMSにおいても通常のフロッキュレータと同程度であることが明らかになった。

3-2. JMSの分離特性

原水とJMS流出水の濁度の経日変化を示した図-5によると、原水濁度は3.9~200.9度(平均21.2度)と大きく変動しているのに対し、傾斜管挿入前におけるJMS流出濁度は平均6.2度で、安定した固液分離を行うことができた。また、傾斜管を挿入すると、平均流出濁度が1.3度にまで低下し、分離効果を飛躍的に向上させることができた。つぎに、多孔板部における濁度分布を示した図-6によると、流入側の濁度は、いずれの水深においてもほぼ同じであるのに対し、流出側では、水深が深くなるに連れて濁度が高くなっていることから、各多孔板間において、流入側で主に噴流攪拌によるフロッキュレーションが、流出側で主に成長したフロックの沈殿が促進されていると考えられる。このように、JMS前半部でフロッキュレーションと沈殿を繰り返し、濁質負荷をある程度低くすることで、傾斜管内において発生する密度流の悪影響^{3) 4)}を抑制し、最終的に、JMSは流入濁質の負荷変動の緩衝と滞留時間の短縮を達成していることが明らかになった。

4. 2種類の活性炭における溶解性成分の除去特性

4-1 活性炭の物理特性

表-1によると、両活性炭で単位質量当たりの表面積が大きく異なり、PICABIOLはF-400の約1.8倍であることがわかる。しかしながら、両者の充填密度を比較すると、PICABIOLはF-400の1/2であることから、充填体積当たりの表面積は、両者で大きな差はなかった。つぎに、図-7における細孔径分布(窒素吸着・BJH法)によると、300Å以下の細孔容積は、F-400

表-1 活性炭の物理特性

	F-400	PICABIOL
全表面積 (N ₂ 吸着, BET法) m ² /g	1,108	1,991
充填密度 g/mL	0.4	0.2
有効径 mm	0.55~0.65	1.1~1.25

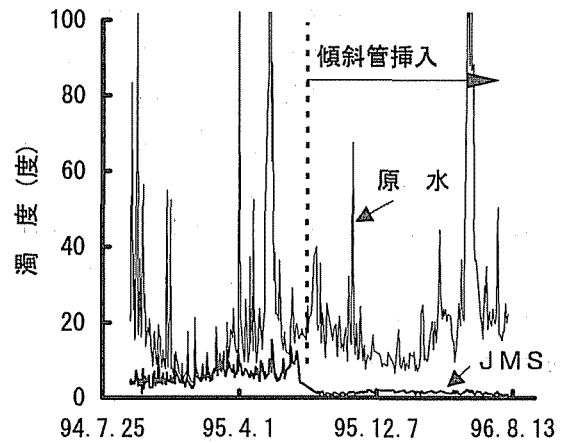


図-5 濁度の経日変化

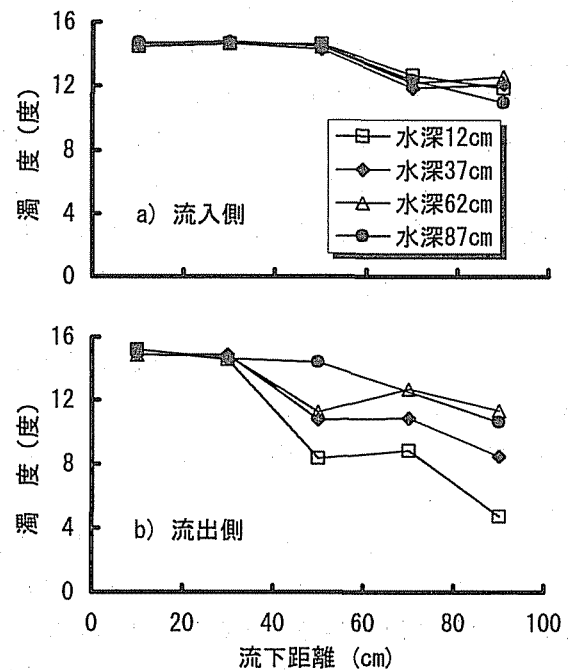


図-6 多孔板部における濁度分布

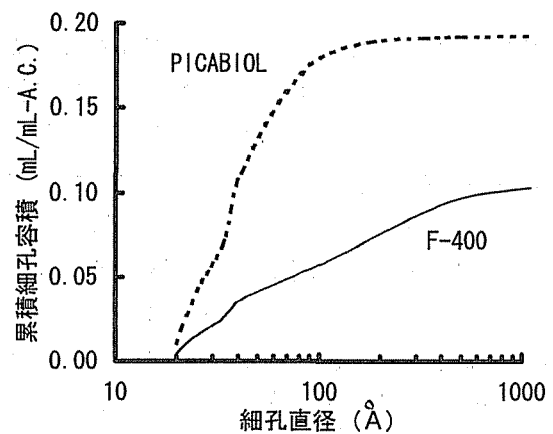


図-7 活性炭細孔径分布

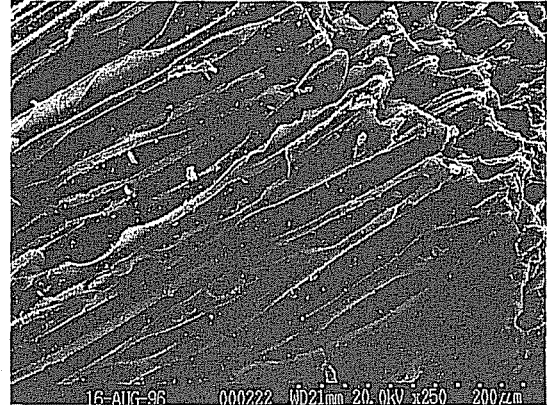
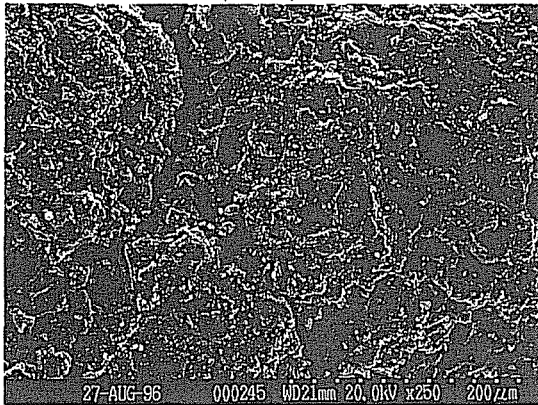


写真 活性炭（新炭）表面（左：F-400，右：PICABIOL - 250 倍 -）

で 0.09 mL/mL-A.C.、PICABIOLで 0.19 mL/mL-A.C.とPICABIOLの方が F-400の約 2.2倍となっていた。また、各細孔直径ごとに比較すると、F-400 がPICABIOLに比べて30 Å以下では約12%、30~100 Åでは41%、100~200 Åでは約 1.7倍、200~300 Åでは約6.4 倍となり、F-400の方が径の大きな細孔が多数存在していることが認められた。さらに、活性炭新炭表面のSEM写真によると、F-400には比較的小さな起伏が表面全体に広がっているのに対し、PICABIOLには木質系特有ともいえる比較的大規模の筋状の凹凸が存在していることがわかる。こうした活性炭の物理的な特性の違いが、後述するように吸着や生物分解作用に様々な影響を及ぼしていると考えられる。

4-2. 溶解性有機物の除去特性

表-2に示した実験原水の平均水質によると、DOC/E260は30~50程度であることから、含有する有機物は、ほぼ生物難分解性のフミン質類によって構成されていると推測される。また、凝集・沈殿・砂ろ過によってDOC、E260はそれぞれ38、65%除去され、さらにオゾン処理によって活性炭流入水のE260は0.007~0.047まで減少した。ここで、図-8にDOCの破過曲線を示す。まず、破過曲線が平衡に到達したときの残存率に注目すると、両活性炭による差は小さく、かつその値も約0.8~0.9と1に近かった。このことから、活性炭流入水中に含まれる有機成分の多くは生物難分解性であることが示唆され、BAC処理における有機物除去に、吸着作用が卓越していることがうかがえる。つぎに、破過曲線が平衡に到達するまでに要した通水倍率を比較すると、PICABIOLでは約8,000倍であったのに対し、F-400では約50,000倍を超えていた。さらに、通水当初の残存率についてもF-400、PICABIOLでそれぞれ約0.09、0.25であったことから、フミン質の吸着に適したメソポア領域の細孔⁵⁾を多く有するF-400の方が、PICABIOLに比べて非常に高い有機物除去性を保持していることが明らかになった。

表-2 千歳川表流水平均水質

	3~5月	6~8月	9~11月	12~2月
濁度 (度)	32.5	22.9	20.6	8.7
E260 (1/cm)	0.092	0.142	0.102	0.070
DOC (mg/L)	3.2	5.0	3.2	2.1
NH ₄ ⁺ -N (mg N/L)	0.42	0.14	0.16	0.47

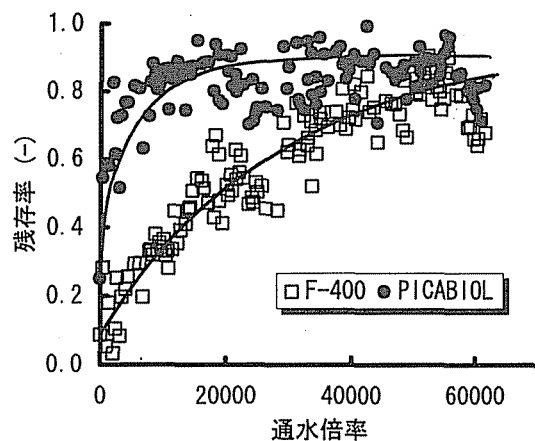


図-8 DOC破過曲線

4-3. 生物分解性成分の除去特性

図-9に、アンモニア性窒素除去率の経日変化を示す。これによると、アンモニア性窒素の除去開始時期は、いずれの活性炭においても水温が約13℃を上回る通水開始約6ヶ月後ときわめて遅く、かつほぼ同時期に除去率が上昇していることから、硝化の立ち上がりに対する通水当初の水温の重要性が示唆された。また、一度硝化が起こると、F-400では水温が約13度以下になると、アンモニア性窒素はほとんど除去されなくなるのに対し、PICABIOLでは水温が約1℃まで低下してもほぼ完全に除去された。このことは、活性炭の有する硝化菌の担体としての機能は、特に低水温期における硝化の挙動に大きく影響することを意味しており、PICABIOLを用いると、水温に関係なく硝化を期待できることが明らかになった。

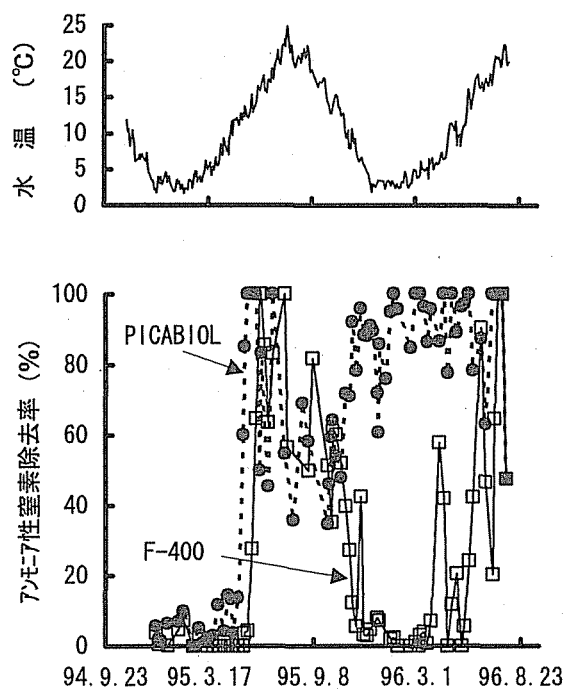


図-9 アンモニア性窒素除去率の経日変化

つぎに、アンモニア性窒素の除去率が大きく異なった'96.3.8(水温 3.6℃)にAOCの測定を行った。

AOCの測定については、*P. fluorescens* strain P17と*Sp. irillum* sp. strain NOXを一度に接種し、最大コロニー数をパラメータとして酢酸に換算して求めた⁶⁾。表-3に示したAOC測定結果によると、PICABIOLにおける除去率の方が若干高いものの、その差は13%とアンモニア性窒素ほど明確な差ではなかった。一般に、生物易分解性有機物は吸着性が低いこと、またAOC測定時の活性炭におけるDOC

表-3 AOC測定結果

試料	AOC ($\mu\text{g ac-C eq/L}$)
原水	70.4
砂ろ過水	60.8
オゾン処理水	124.7
F-400	61.4
PICABIOL	45.3

除去率はF-400、PICABIOLでそれぞれ21、13%、E260除去率はそれぞれ23、8%と、ほぼ吸着平衡に達していたことから、ここでのAOC除去はほぼ生物分解のみによってなされていたと考えられ、いずれの活性炭を用いても、AOCの生物分解は硝化ほど水温による影響を受けないことが示唆された。さらに、活性炭流出水中のAOC濃度は45~61 $\mu\text{g ac-C eq/L}$ と、Van der Kooij⁶⁾によって示された生物学的に安定な濃度(10 $\mu\text{g ac-C eq/L}$)の4~6倍に及んでおり、低水温期にはいずれの活性炭を用いてもAOCを十分除去できないことも同時に確認された。

5. おわりに

一連の実験結果をまとめると、以下の通りである。

- 1) JMSを、G値5~6 sec^{-1} 、GC₀T値約1.0で操作することにより、短い滞留時間と少ないエネルギー消費量で、凝集・沈殿の目的を従来どおり達成することができる。
- 2) PICABIOLを少ない再生頻度で用いることにより、10~20%程度の有機物とほぼ100%のアンモニア性窒素を水温変動に関係なく除去でき、塩素要求量の削減を期待できる。しかしながら、徹底的な有機物除去をBAC処理の目的とすれば、F-400の使用が有効であり、目的に応じた活性炭の選定が必要であると考えられる。

最後に、AOC測定にご尽力下さった北大工学部衛生工学科 岡部 聡先生、実験場を提供して頂いた江別市水道部の方々、ならびに実験装置を提供して頂いた(株)クボタの関係各位に対し、心より感謝の意を表します。

【 文 献 】

- 1) Y.Watanabe, M.Fukui and T.Miyanoshta: Theory and Performance of a Jet-Mixed Separator, J. of Water SRT-Aqua, Vol. 39, No. 6, pp. 387-395, '90
- 2) 丹保憲仁: フロッキュレーター設計指標のG値とGC₀T値, 水道協会雑誌, 685号, pp. 11-18, 平3.10
- 3) 丹保憲仁・庄司正志: 傾斜板沈殿池の除去特性, 水道協会雑誌, 456号, pp. 6-26, 昭47.12
- 4) 丹保憲仁・小笠原紘一: 浄水の技術, 技報堂出版株式会社, '90.9
- 5) 海老江邦雄・李 富生・湯浅 晶: 活性炭によるフミン質及び微量有害有機成分の吸着特性, 水道協会雑誌, 732号, pp. 38-48, 平7.9
- 6) Dirk van der Kooij: Assimilable Organic Carbon as an Indicator of Bacterial Regrowth, J. of AWWA, pp. 57-65, '92.2
- 7) 笠原伸介・渡辺義公・小澤源三・丹保憲仁: 噴流攪拌固液分離装置による固液分離の簡素化, 水道協会雑誌, 740号, pp. 22-31, 平8.5
- 8) Mark A. Carlson, et al., : Comparing Two GACs for Adsorption and Biostabilization, J. of AWWA, pp. 91-102, '94.3