

表2 湖水および流入河川水における DOM, フミン物質(AHS), 親水性酸 (HiA)の分解率.

		Percentage of degradation [%]		
		DOM	AHS	HiA
湖水	St.1	17.9 (11.2*)	12.0 (8.8)	19.3 (14.9)
	St.3	12.1(6.1)	7.0 (5.4)	14.6 (10.2)
	St.7	13.9 (8.2)	10.3 (9.2)	12.5 (8.3)
	St.9	7.6 (6.0)	5.7 (4.3)	10.5 (8.3)
	St.12	6.5 (6.2)	5.3 (4.2)	9.8 (7.0)
河川水	恋瀬川	28.7 (13.7)	16.5 (10.4)	25.1 (17.6)
	桜川	30.4 (7.3)	13.6 (6.8)	26.1 (13.2)
	花室川	35.0 (12.8)	22.1 (7.1)	32.3 (16.2)
	小野川	29.9 (12.2)	15.8 (8.0)	24.9 (15.7)

*standard deviation.

サンプル数:湖水(24, 2000.1-2002.12), 河川水(12, 2001.4-2002.3).

湖水と河川水ともに、難分解性 DOM として、DOM の場合と同様に有機酸画分 (フミン物質+親水性酸) が卓越していた (図 8)。湖水 (湖心) では生分解後にフミン物質が微増し、親水性酸と塩基物質が微減した。一方、河川水ではフミン物質の存在比が著しく増大し (31.3%→37.7%), その他の画分の存在比は少し減少した。結果として、河川水の場合、生分解を経てフミン物質の存在比は親水性酸のそれに匹敵する値となった。従って、湖水で親水性酸、河川水ではフミン物質と親水性酸が代表的な難分解性 DOM であると言える。

[湖水・河川水での難分解性 DOM の動態]

霞ヶ浦 5 地点における 2001 年~2002 年の DOM, フミン物質, 親水性酸および難

分解性 DOM, フミン物質, 親水性酸の動態を 図 9 に示す。全ての採水地点において、難分解性 DOM, 難分解性フミン物質, 難分解性親水性酸の濃度は夏季から秋季にかけて増大する傾向を示した。難分解性親水性酸や難分解性フミン物質の濃度季節変化は、河川水が流入する採水地点に近いほど、すなわち St.1 や St.7 でその変動幅が大きかった。湖心(St.9)や湖尻(St.12)では変動幅が小さくなり季節変動は滑らかとなった。

DOM の分解率 ([DOM - 難分解性 DOM]/[DOM]) は 3 月~5 月, 9 月~12 月に高くなる傾向を示した。また、河川水流入ポイントに近い採水地点で分解率が高かった。

親水性酸の分解率トレンドと DOM の分解率トレンドは比較的対応していた。フミン物質は概ね年間を通じて分解率が低く、そ

の分解率トレンドは DOM や親水性酸のそれにはあまり対応していなかった。河川水が流入するポイントに近い採水地点である St.1 と St.7 で、2000 年の夏季から秋季にかけてフミン物質の分解率が非常に高くなった。これは特異的なケースで、大雨によ

る河川流出の影響と考えられる。難分解性親水性酸の濃度およびその変動幅はフミン物質よりも顕著に大きい。従って、湖水における難分解性 DOM の挙動は、フミン物質よりも、親水性酸によって規定されていると示唆される。

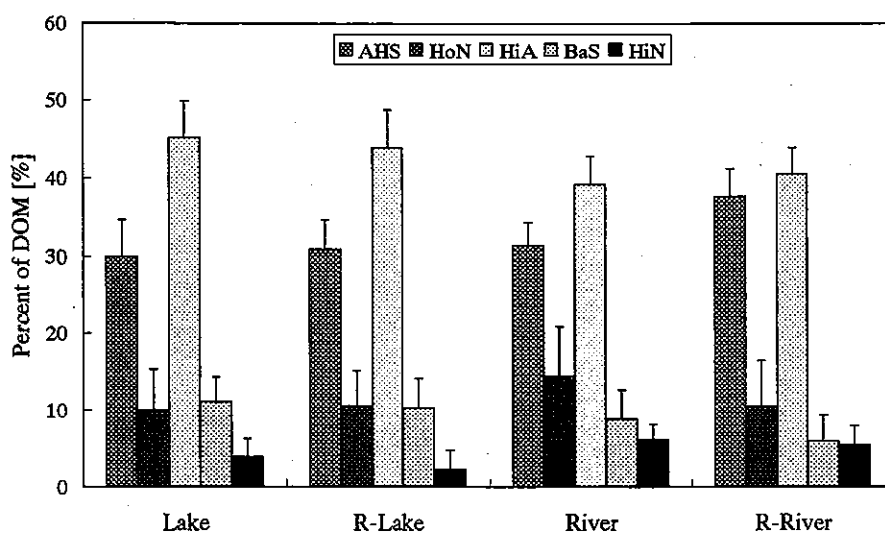


図 8 霞ヶ浦湖水（湖心）と流入 4 河川水中の難分解性 DOM の分画分布。湖水は 2001 年～2002 年，河川水は 2001 年 4 月～2002 年 3 月にサンプル採取。AHS：フミン物質，HoN：疎水性中性物質，HiA：親水性酸，BaS：塩基物質，HiN：親水性中性物質。

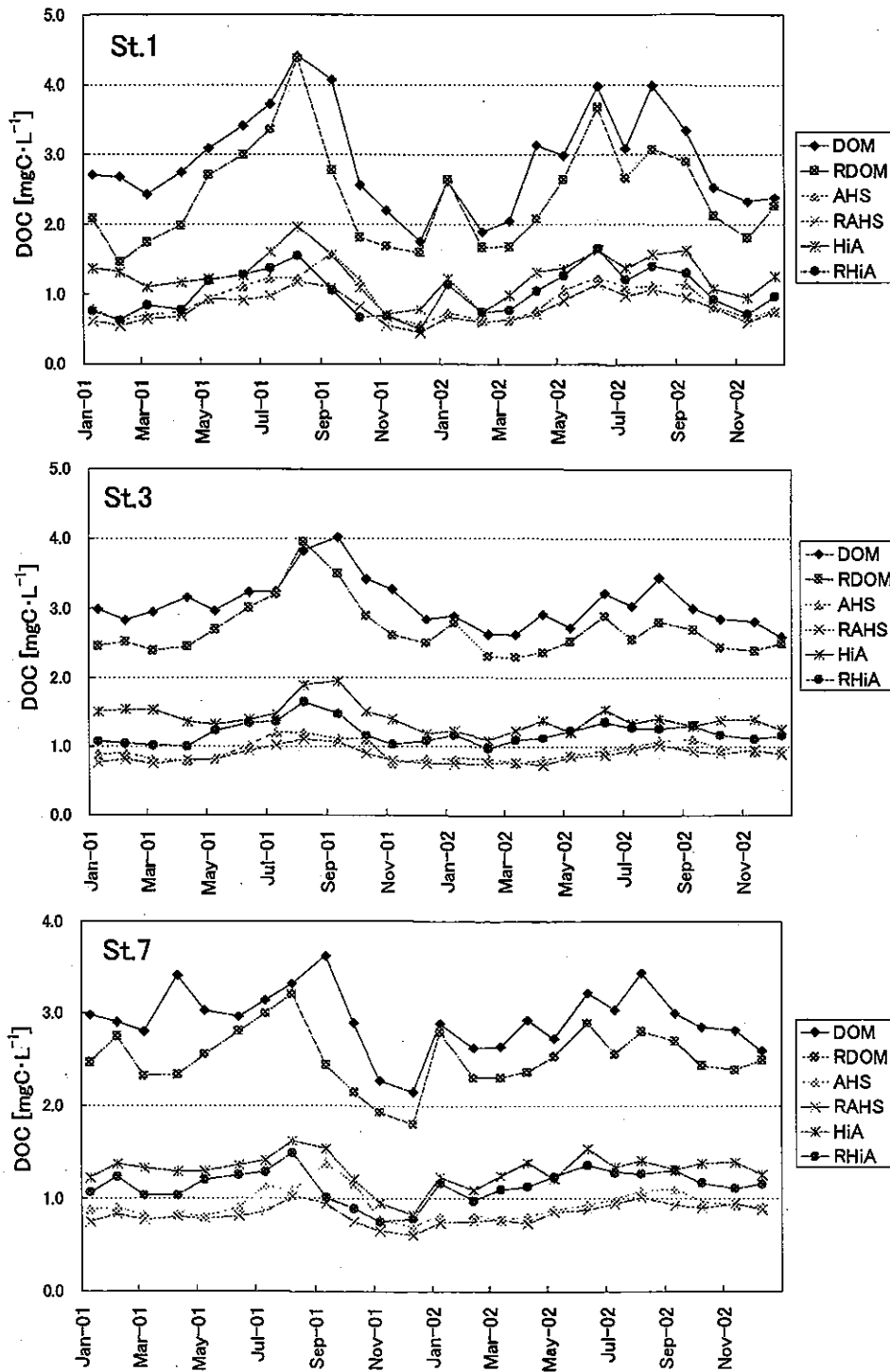


図 9(a) 霞ヶ浦湖水における難分解性 DOM の動態(2001 年-2002 年)(Sts. 1, 3, 7). AHS : フミン物質, HoN : 疎水性中性物質, HiA : 親水性酸, BaS : 塩基物質, HiN : 親水性中性物質, R-: 難分解性サンプル.

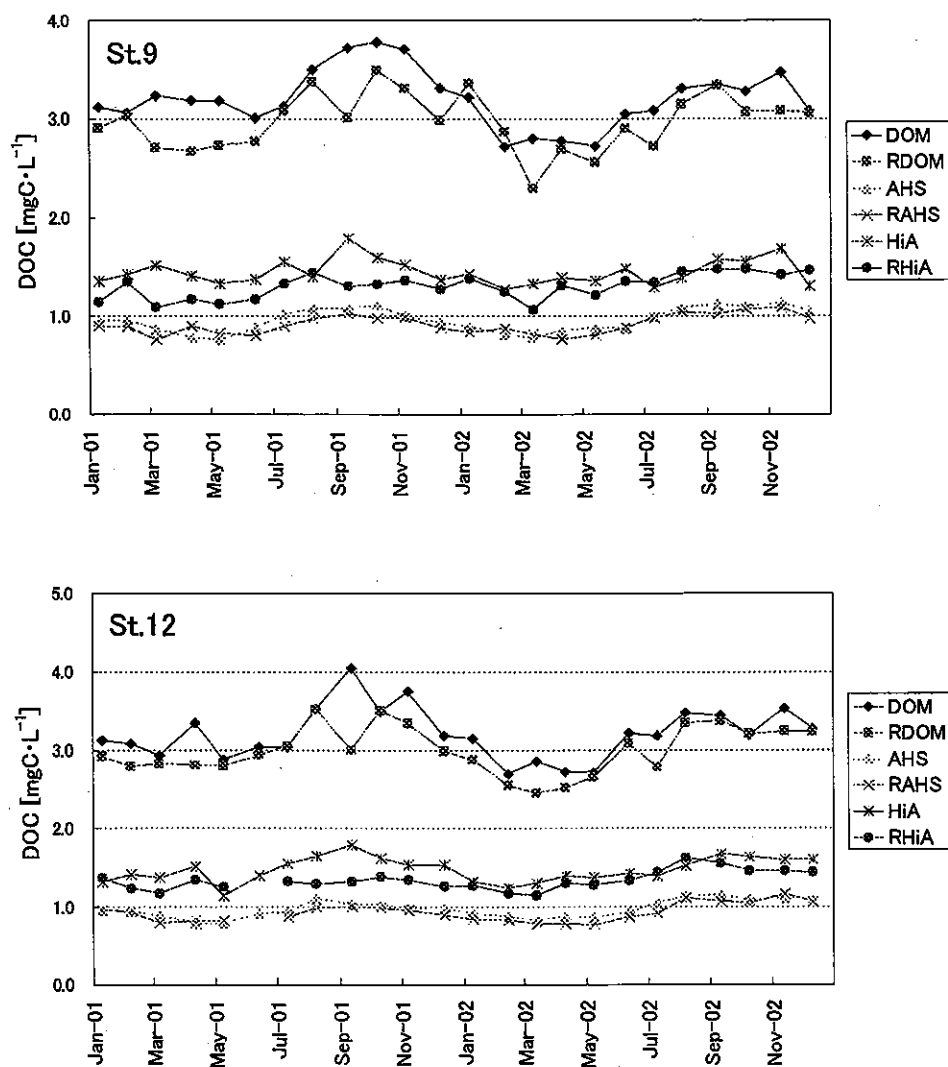


図 9(b) 霞ヶ浦湖水における難分解性 DOM の動態(2001 年-2002 年)(Sts. 9, 12). AHS: フミン物質, HoN: 疎水性中性物質, HiA: 親水性酸, BaS: 塩基物質, HiN: 親水性中性物質, R-: 難分解性サンプル.

[湖水・河川水中の DOM, フミン物質および親水性画分の分子量分布]

DOM, フミン物質および親水性画分 (= 親水性酸 + 塩基物質 + 親水性中性物質) 全てのサイズ排除クロマトグラムは, 明瞭には捉えられないピーク (ショルダー) と小さなピークを含む, 単一的モードの分子量分布を示した。DOM, フミン物質, 親水性画分の典型的なサイズ排除クロマトグラムを **図 10** に表す。ほとんどのサンプルにおいて, 重量平均物質と数平均分子量の比 (ポリディスペルシティ, polydispersity) は 2 以下であった。この結果は, DOM, フミン物質や親水性画分に対応する有機物質は, それぞれ比較的狭い分子サイズの範囲にあると言える。つまり, 同じような分子量を持つ有機物質の集合体である。

DOM の平均分子量 (重量平均分子量) は比較的 low, 2000 年 ~ 2002 年の 3 年間の平均値で $783 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$ - $712 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$ であった。フミン物質は DOM よりも分子量が大きく, $892 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$ - $940 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$ の値を示した。親水性画分はフミン物質よりもさらに小さく, その分子量は $595 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$ から $630 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$ に留まった。

サンプル採取地点と各調査年の違いによって平均分子量に顕著な差が認められた (**表 3**)。全ての採水地点で, DOM の平均分子量は 2000 年から 2002 年にかけて減少する傾向を示した。同時に DOM の平均分子量は湖水の流れ方向に (St.1 → St.2 → St.3 → St.9 → St.12, St.7 → St.9 → St.12) に低下していった。フミン物質についても同様な調査年と採水地点に係る

トレンドが認められた。親水性画分の平均分子量は, DOM やフミン物質と異なり, 明白な傾向は読みとれなかった。2000 年から 2001 年にかけて全ての採水地点で分子量が増大したが, 2001 年 - 2002 年では, St.1 を除いて, 著しい上昇は認められなかった。

[霞ヶ浦湖水のトリハロメタン生成能]

霞ヶ浦 6 地点で採取されたサンプルの DOM, フミン物質および親水性画分 (= 親水性酸 + 塩基物質 + 親水性中性物質) のトリハロメタン生成能 ($\mu\text{mol THM} \cdot \text{mgC}^{-1}$, STHMFP [specific THMFP]) の 2001 年 - 2002 年の各年平均を **図 11** に表す。全ての採水地点において, 親水性画分の STHMFP のほうがフミン物質の STHMFP よりも大きな値を示した。DOM, フミン物質, 親水性画分の全地点平均 STHMFP は, それぞれ 0.201, 0.201, $0.202 \mu\text{mol} \cdot \text{mgC}^{-1}$ であった。フミン物質と親水性画分の STHMFP が同じ値であった。St.1 と St.2 ではフミン物質の STHMFP が, 他の地点では親水性画分の STHMFP のほうが大きな値を示した。

DOM STHMFP の動態をみると, 全ての地点で, 春季に STHMFP 値が低下し夏季から秋季にかけては増大に転じて, 秋季から冬季に減少する傾向があった (**図 12**)。AHS STHMFP については, 夏季から夏季から秋季にかけての増大が特徴的であった。DOM や AHS の STHMFP とは異なり, HiF STHMFP は 2001 年から 2002 年にかけて漸増する傾向が認められた。

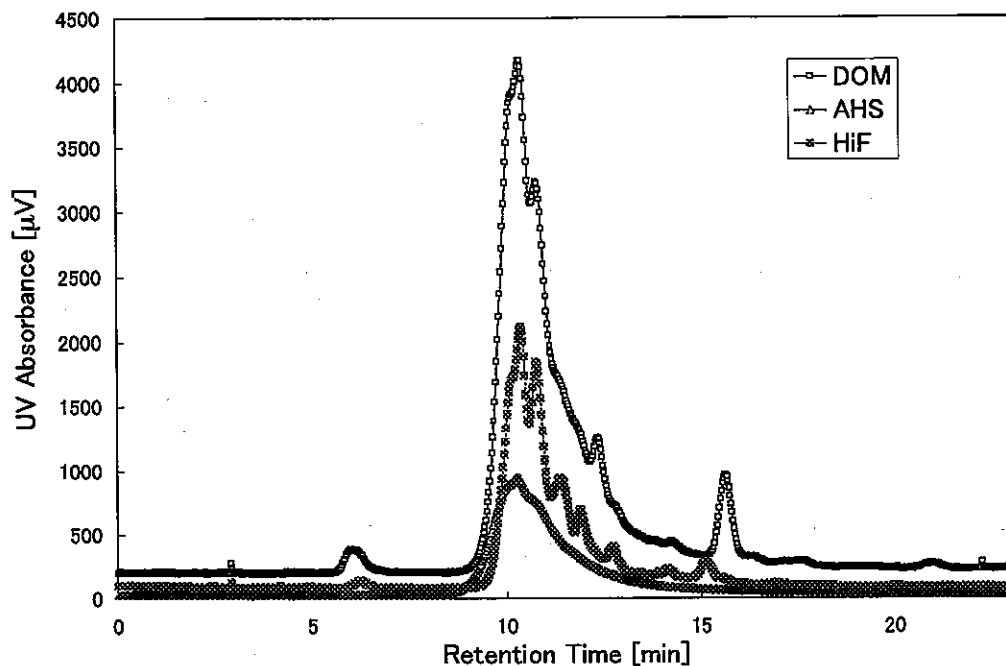


図 10 霞ヶ浦湖水における DOM, フミン物質 (AHS), 親水性画分(HiF)のサイズ排除クロマトグラム. サンプルは 2002 年 8 月 7 日の湖心(St.9)で採取. HiF=親水性酸+塩基物質+親水性中性物質.

表 3 霞ヶ浦湖水における DOM, フミン物質(AHS), 親水性画分(HiF)の平均分子量 (重量平均). HiF=親水性酸+塩基物質+親水性中性物質.

Weight-averaged molecular weight [$\text{g}\cdot\text{mol}^{-1}$]						
	St.1	St.2	St.3	St.7	St.9	St.12
DOM						
Year 2000	804(32)	756(44)	765(28)	762(34)	735(22)	749(15)
Year 2001	785(87)	764(76)	731(43)	736(65)	705(42)	711(43)
Year 2002	759(64)	738(59)	711(53)	702(47)	694(56)	702(56)
AHS						
Year 2000	993(33)	950(33)	994(416)	982(502)	953(450)	909(366)
Year 2001	1000(177)	936(131)	923(131)	936(126)	920(121)	887(113)
Year 2002	918(167)	878(135)	892(135)	901(178)	889(135)	879(138)
HiF						
Year 2000	595(57)	590(55)	579(48)	576(49)	581(54)	582(59)
Year 2001	630(75)	625(74)	617(60)	607(64)	606(59)	613(63)
Year 2002	665(67)	627(79)	622(57)	601(60)	616(47)	613(54)

Note: ()は標準偏差.

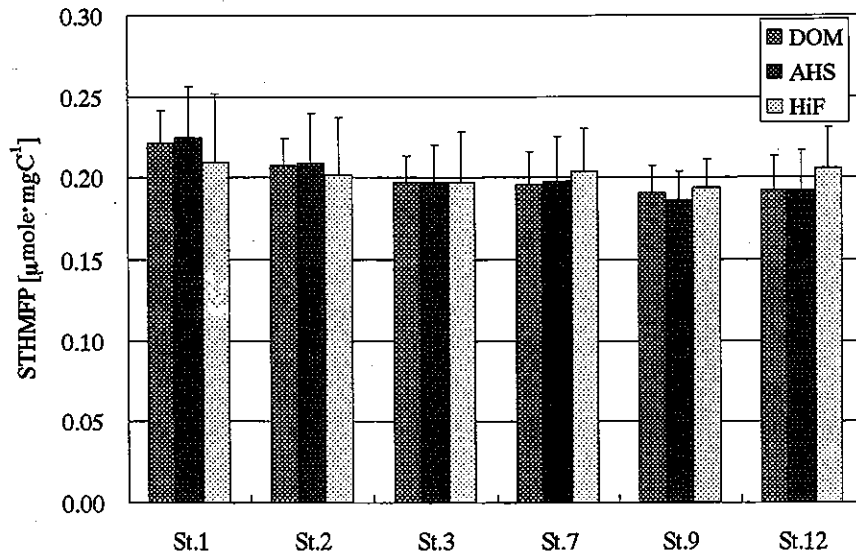


図 11 霞ヶ浦湖水における DOM, フミン物質 (AHS), 親水性画分(HiF)のトリハロメタン生成能(STHMFP, $\mu\text{mole} \cdot \text{mgC}^{-1}$). HiF = 親水性酸 + 塩基物質 + 親水性中性物質.

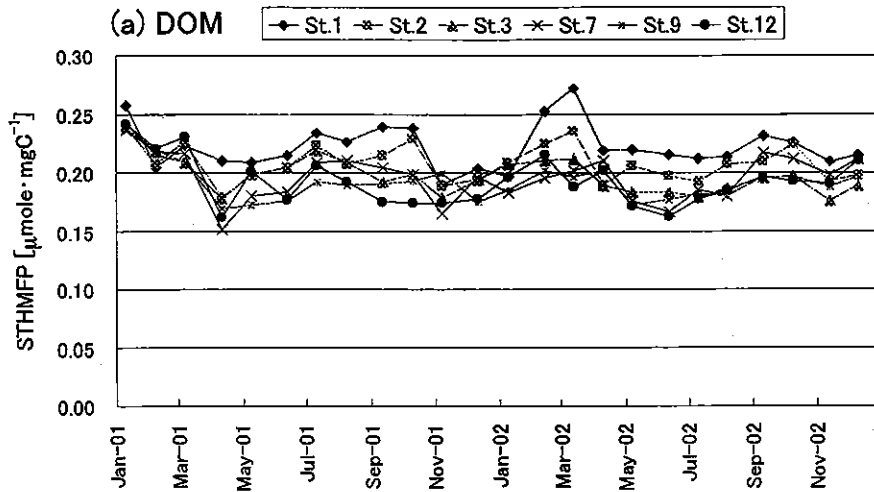


図 12(a) 霞ヶ浦湖水における DOM のトリハロメタン生成能(STHMFP, $\mu\text{mole} \cdot \text{mgC}^{-1}$)の変動 (2001 年~2002 年).

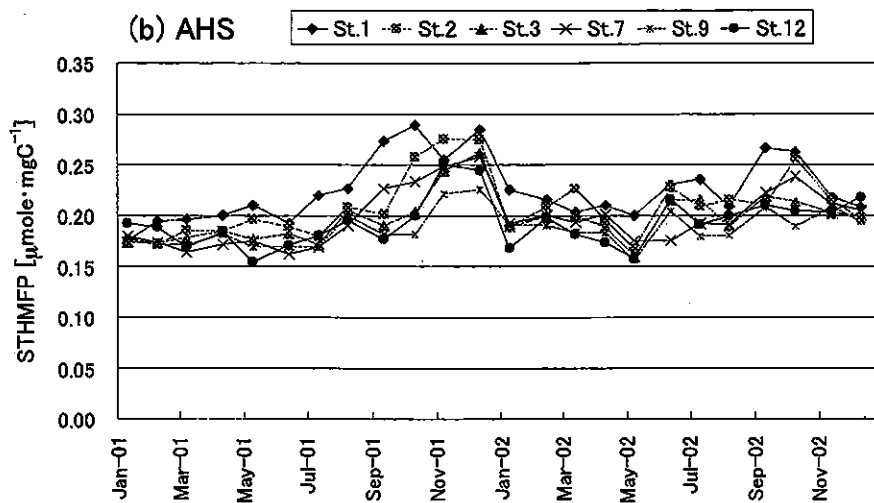


図 12(b) 霞ヶ浦湖水におけるフミン物質(AHS)のトリハロメタン生成能 (STHMFP, $\mu\text{mole}\cdot\text{mgC}^{-1}$)の変動 (2001年~2002年).

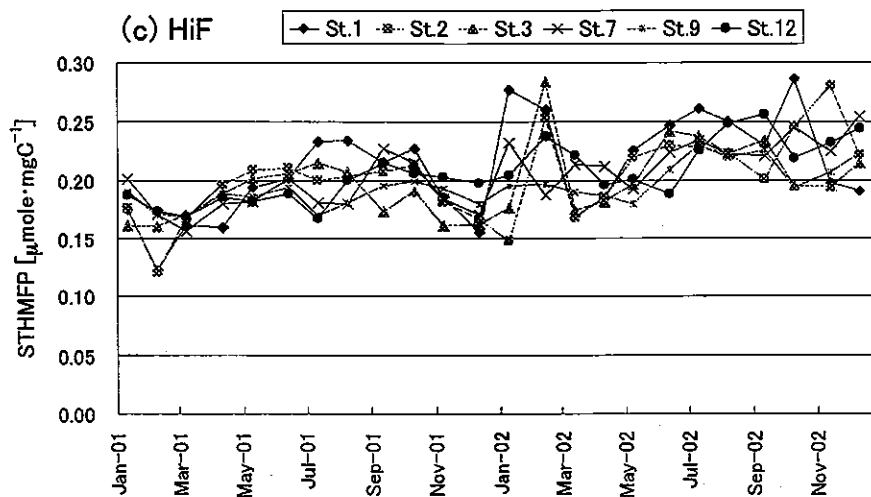


図 12(c) 霞ヶ浦湖水における親水性画分(HiF)のトリハロメタン生成能 (STHMFP, $\mu\text{mole}\cdot\text{mgC}^{-1}$)の変動 (2001年~2002年). HiF=親水性酸+塩基物質+親水性中性物質.

[霞ヶ浦湖水の全トリハロメタン生成能]

霞ヶ浦 6 地点において、存在濃度を考慮してトリハロメタン生成能を濃度ベース (THMFP, $\mu\text{mol THM}\cdot\text{l}^{-1}$) で評価した(表 4)。DOM の平均 THMFP は St.1 で最大(0.647[± 0.169 (標準誤差)] $\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$, St.7 で最小(0.572[± 0.086] $\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$)となった。相対的に、高浜入りで土浦入りや湖心域よりも THMFP が高くなる傾向があった。フミン物質の平均 THMFP は DOM の場合と同じく St.1 で最大となったが、最小値は St.9 (湖心) で観察された。親水性画分の平均 THMFP は、DOM やフミン物質のパターンとは異なり、St.12 (湖尻) で最大となり、St. 1 で最小となった。

DOM の THMFP の変動パターンは、全採水地点でほぼ同じで、冬季から春季にかけてはそれほど変化せず、春季から夏季に増大して、秋季から冬季にかけて減少するトレンドであった(図 13)。フミン物質 THMFP の変動パターンは DOM のそれに類似しており、秋季にピークが現れた。親水性画分の THMFP の変動パターンも春季から秋季にかけて増大する傾向が見られた。

DOM THMFP の 29%–33%がフミン物質の寄与、55%–66%が親水性画分による寄与であった。親水性画分の THMFP がフミン物質よりも圧倒的に高いことがわかる。従って、明らかに、霞ヶ浦湖水においては、親水性画分のほうがフミン物質よりも重要なトリハロメタン前駆物質であると結論される。

[トリハロメタン生成能と分子量および紫外外部吸光度/DOC 比の関係]

DOM, フミン物質や親水性画分の STHMFP の値が平均分子量や紫外外部吸光度と溶存有機炭素の比(UV/DOC 比)に何らかの関係があるか否かを地点別に検討した(表 5)。線形回帰分析において ANOVA で評価した。結果、平均分子量に関しては、全ての採水地点において、DOM, フミン物質、親水性画分と分子量の間に有意な関係 ($p < 0.05$) は見出せなかった。湖水 DOM の分子量情報からそのトリハロメタン生成能を推測することは困難であると判断される。霞ヶ浦における DOM, フミン物質や親水性画分の平均分子量の変動幅は小さすぎて STHMFP に影響を及ぼすほどではないと思われる。一方、分子量とは反対に、UV/DOC 比に関しては STHMFP との間に有意な関係が認められた。DOM については St.1, St.3, St.7, St.12 で有意な線形相関があった。フミン物質に関しては、St.1, St.2, St.7, St.12 で、親水性画分に関しては、全ての採水地点で STHMFP と UV/DOC 比に有意な関係($p < 0.05$)が認められた。これらの結果は、湖水 DOM のトリハロメタン生成能を見積もる際に、UV/DOC 比は非常に有効な指標であることを示唆する。特に、フミン物質と比較して UV/DOC 比の低い親水性画分で STHMFP との有意な関係があることはとても興味深い。湖水 DOM のトリハロメタン生成能を見積もるために、紫外外部吸光度(260 nm)と DOC をモニタリングする必要性は非常に高いと言える。

表 4 霞ヶ浦湖水における DOM, フミン物質(AHS), 親水性画分(HiF)のトリハロメタン生成能 (THMFP, $\mu\text{mole}\cdot\text{l}^{-1}$, 存在濃度考慮). HiF = 親水性酸 + 塩基物質 + 親水性中性物質.

	St.1	St.2	St.3	St.7	St.9	St.12
DOM	0.647 (0.169)	0.619 (0.102)	0.628 (0.077)	0.572 (0.086)	0.611 (0.075)	0.613 (0.071)
AHS	0.211 (0.079)	0.193 (0.047)	0.184 (0.036)	0.185 (0.044)	0.178 (0.032)	0.185 (0.037)
HiF	0.357 (0.126)	0.365 (0.103)	0.383 (0.071)	0.351 (0.054)	0.373 (0.042)	0.404 (0.064)

Note: () は標準偏差. サンプル数は 24(2001 年 1 月～2002 年 12 月).

[流入河川水のトリハロメタン生成能]

霞ヶ浦主要流入 4 河川水で 2001 年 4 月～2002 年 3 月に採取されたサンプルの DOM, フミン物質および親水性画分 (= 親水性酸 + 塩基物質 + 親水性中性物質) の平均トリハロメタン生成能 (STHMFP) を図 14 に表す。河川水 DOM STHMFP は湖水 DOM STHMFP よりも低かった。河川水フミン物質の STHMFP は湖水フミン物質よりも高く、一方、親水性画分の STHMFP はほぼ同じ値を呈した。河川水におけるフミン物質 STHMFP の大きさは特徴的であった。フミン物質と親水性画分の比較では、湖水とは異なり、4 河川全てでフミン物質 STHMFP のほうが親水性画分 STHMFP を上回っていた。トリハロメタン生成能という特性から見ると、河川水のフミン物質は湖水のフミン物質とはかなり異なったものであることが伺える。

存在濃度を考慮したトリハロメタン生成能, THMFP としての月平均値は、4 河川全てにおいて、親水性画分 THMFP がフミン物質 THMFP よりも大きかった(表 5)。従って、流入河川水においても、湖水と同様に、親水

性画分のほうがフミン物質よりもトリハロメタン前駆物質として重要であると結論される。

本研究で対象となった霞ヶ浦湖水を水道原水として利用している浄水処理場は、土浦入りに位置する取水口から湖水を採水している。土浦入りに流入する主要河川は桜川である。この取水口に最も近い本研究でのサンプリング地点は St.7 の THMFP とそこに流入する桜川の THMFP を 2001 年 4 月～2002 年 3 月において比較してみた(図 15)。2001 年 4 月から 7 月までは、St.7 と桜川の THMFP はほぼ同じレベルにある。しかし、8 月以降は St.7 の THMFP は桜川よりも遙かに高い値を呈していた。浄水処理場における DOM 除去やトリハロメタン生成を考えると、土浦入りで原水を取水するよりも桜川で取水したほうが効率的かつ有効と推察される。上記の考察は、確かに、水道水需要に対応する取水量が桜川のみで確保されるかに依存している。しかし、将来、DOM 除去やトリハロメタン等の消毒副生成物低減に対する要求が高まった際には、湖水と河川水の

取水を適宜切り替えて、あるいは両方を適正な比率で水道原水として用いるアプローチも有効な方策となるのではと想定される。

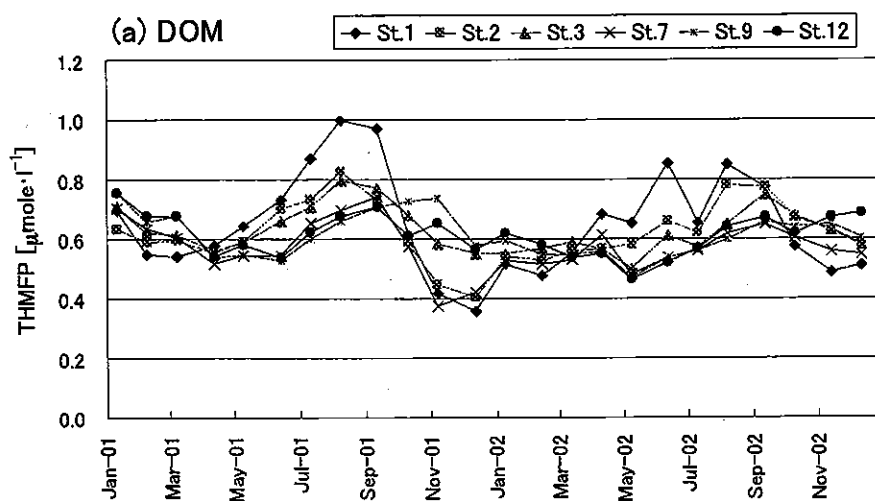


図 13(a) 霞ヶ浦湖水における DOM のトリハロメタン生成能(THMFP, $\mu\text{mole}\cdot\text{l}^{-1}$)の変動 (2001年~2002年).

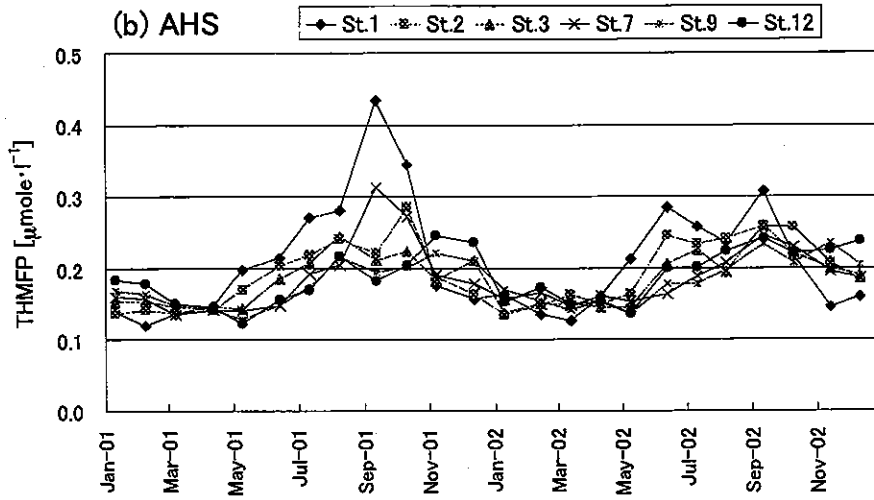


図 13(b) 霞ヶ浦湖水におけるフミン物質(AHS)のトリハロメタン生成能 (THMFP, $\mu\text{mole}\cdot\text{l}^{-1}$)の変動 (2001年~2002年).

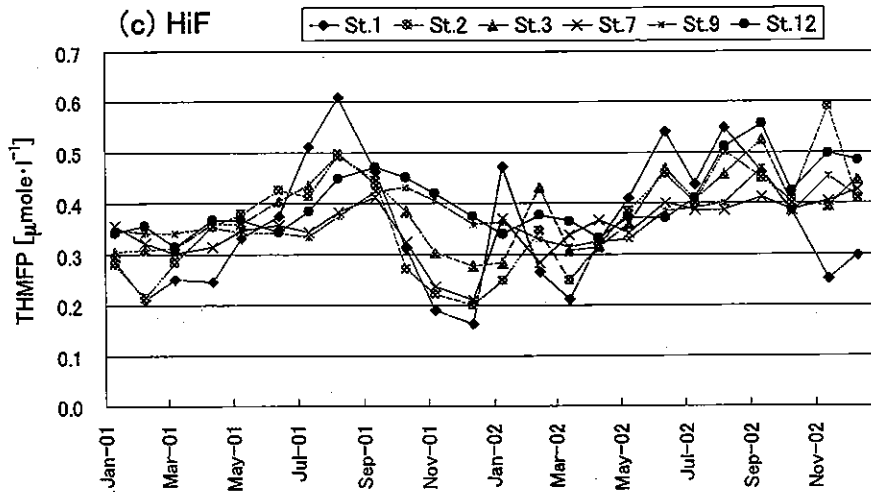


図 13(c) 霞ヶ浦湖水における親水性画分(HiF)のトリハロメタン生成能 (THMFP, $\mu\text{mole}\cdot\text{l}^{-1}$)の変動 (2001年~2002年). HiF=親水性酸+塩基物質+親水性中性物質.

表5 湖水におけるDOM, フミン物質(AHS), 親水性画分(HiF)のトリハロメタン生成能 (THMFP, $\mu\text{mole}\cdot\text{l}^{-1}$) と平均分子量および紫外部吸光度/DOC比との関係.

	St.1	St.2	St.3	St.7	St.9	St.12
Weight-averaged molecular weight vs. STHMFP						
DOM	0.057 (0.159)	0.085 (0.089)	0.019 (0.418)	0.059 (0.154)	0.037 (0.261)	0.005 (0.669)
AHS	0.004 (0.721)	0.011 (0.551)	0.053 (0.177)	0.011 (0.549)	0.050 (0.189)	0.037 (0.262)
HiF	0.021 (0.410)	0.015 (0.484)	0.004 (0.715)	0.000 (0.990)	0.042 (0.234)	0.057 (0.166)
Ultraviolet-ray absorbance over DOC ratio vs. STHMFP						
DOM	0.127 (0.033)	0.108 (0.051)	0.155 (0.018)	0.214 (0.005)	0.009 (0.578)	0.128 (0.032)
AHS	0.249 (0.002)	0.155 (0.018)	0.013 (0.506)	0.221 (0.004)	0.042 (0.231)	0.172 (0.012)
HiF	0.179 (0.011)	0.317 (0.000)	0.168 (0.014)	0.189 (0.008)	0.216 (0.005)	0.298 (0.000)

Note: HiF=親水性酸+塩基物質+親水性中性物質. 表の数値は線形回帰直線の R-squared. ()の数値はANOVAによる p 値.

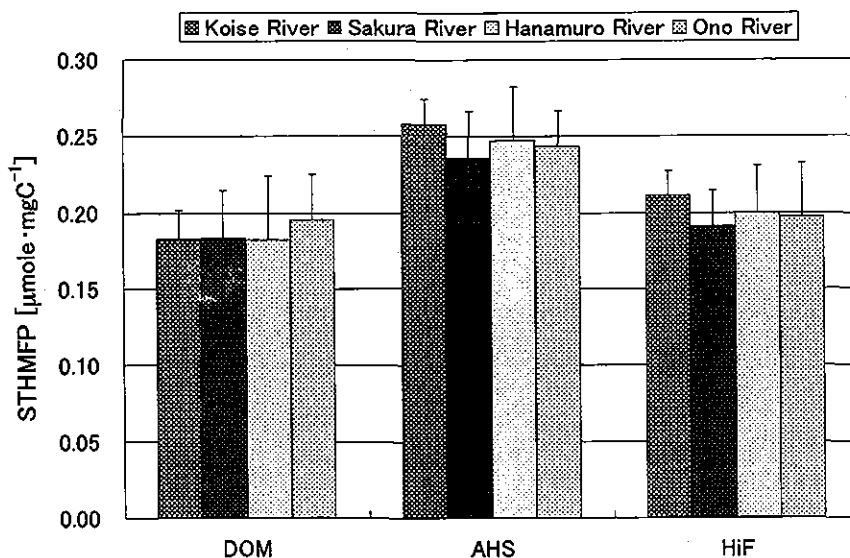


図14 霞ヶ浦流入主要4河川水におけるDOM, フミン物質(AHS), 親水性画分(HiF)のトリハロメタン生成能(STHMFP, $\mu\text{mole}\cdot\text{mgC}^{-1}$). HiF=親水性酸+塩基物質+親水性中性物質. 2001年4月~2002年3月.

表 6 流入河川水における DOM, フミン物質(AHS), 親水性画分(HiF)のトリハロメタン生成能 (THMFP, $\mu\text{mole}\cdot\text{l}^{-1}$, 存在濃度考慮). HiF = 親水性酸 + 塩基物質 + 親水性中性物質.

	DOM	AHS	HiF
Koise River	0.329 (0.205)	0.160 (0.096)	0.209 (0.128)
Sakura River	0.205 (0.146)	0.096 (0.070)	0.128 (0.086)
Hanamuro River	0.505 (0.144)	0.212 (0.071)	0.324 (0.162)
Ono River	0.447 (0.129)	0.187 (0.075)	0.249 (0.087)

Note: サンプル数は 12(2001 年 4 月～2002 年 3 月).

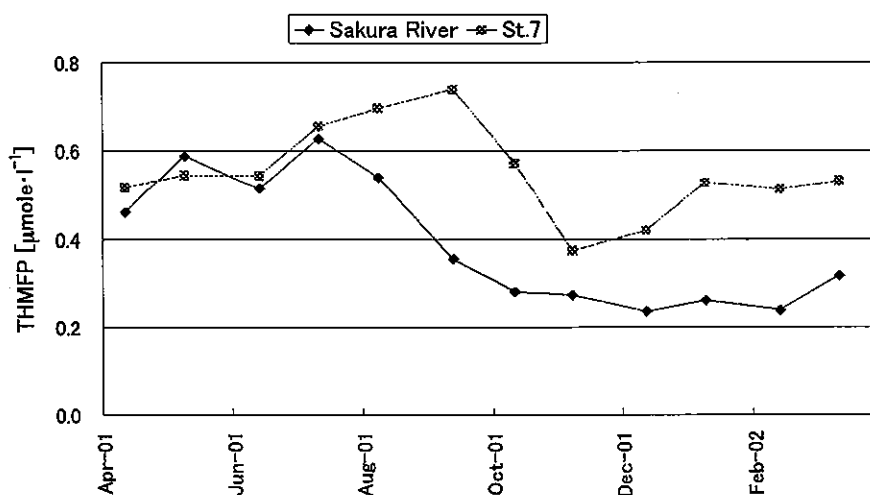


図 15 桜川と霞ヶ浦 St.7 における DOM のトリハロメタン生成能(THMFP)の変動.

[植物プランクトン由来 DOM の分画分布]

全ての藍藻類において培養後の培地ろ液では、DOMとして、フミン物質ではなく親水性のDOM（親水性酸、塩基物質、親水性中性物質）が卓越していた（図16）。また、同じ藍藻類でも種によってDOM分画分布は顕著に異なった。*Microcystis aeruginosa*由来DOMでは親水性酸と親水性中性物質が卓越していた。*Anabaena flos-aqua*由来DOMでは親水性酸が圧倒的に優占していた。一方、*O. agardhii*培養培地では塩基物質の存在比が顕著に高かった。*M. aeruginosa*では糖酸・脂肪酸様DOMおよび糖類様DOMが同程度に放出され、*A. flos-aquae*では糖酸・脂肪酸様DOMの放出が上回り、*Oscillatoria agardhii*ではタンパク質・アミノ酸様DOMが卓越して排出されると考えられる。ここで注目すべきは、本研究で対象とした藍藻類すべてにおいて、フミン物質の存在比が10%以下と非常に低いことである。この結果は、湖水の水柱には、藍藻由来のフミン物質はほとんど存在しないことを示唆する。従って、富栄養湖で藍藻が優占する霞ヶ浦においては、藻類由来フミン物質の存在は無視できると考えられる。

藍藻類由来DOMの生分解特性は藻類の種によって著しく異なっていた。*M. aeruginosa*由来DOMの分解率は平均47%、*A. flos-aquae*由来DOMは平均53%であるのに対して、*O. agardhii*由来DOMはその

ほとんど分解された（平均92%）。

藍藻類由来DOMの分画分布は生分解試験前後で顕著な違いを見せた（図17）。*M. aeruginosa*由来DOMは生分解後に親水性中性物質の割合が減少したが、親水性酸の存在比は顕著に増大した。*A. flos-aquae*由来のDOMでは生分解を経ても生分解前と同様に親水性酸が卓越していた。一方、*O. agardhii*由来DOMは、生分解によって、分解前に卓越していた塩基物質の存在比が著しく減少し、フミン物質、親水性酸の存在比と同程度の値を示した。*O. agardhii*由来DOMはほとんど分解されたため考察から除外すると、藍藻類由来の難分解性DOMとしては親水性DOM、特に親水性酸が卓越して存在すると示唆される。

[藍藻類由来DOMのトリハロメタン生成能] *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena flos-aquae*, *Oscillatoria agardhii*の培養後の培地ろ液中のDOM、フミン物質、親水性画分（=親水性酸+塩基物質+親水性中性物質）および難分解性DOM、フミン物質、親水性画分に対するトリハロメタン生成能（THMFP）測定の結果を図18に表す。

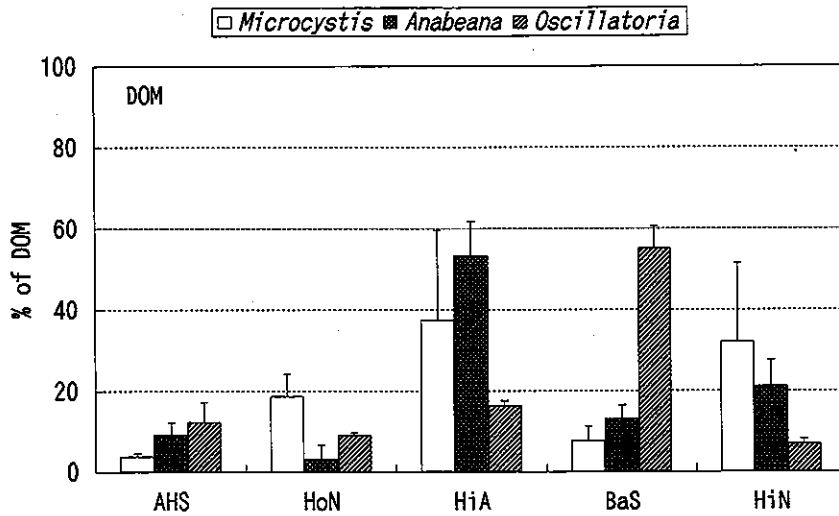


図 16 藍藻類由来溶存有機物 (DOM) の分画分布. AHS: フミン物質、HoN: 疎水性中性物質、HiA: 親水性酸、BaS: 塩基物質、HiN: 親水性中性物質.

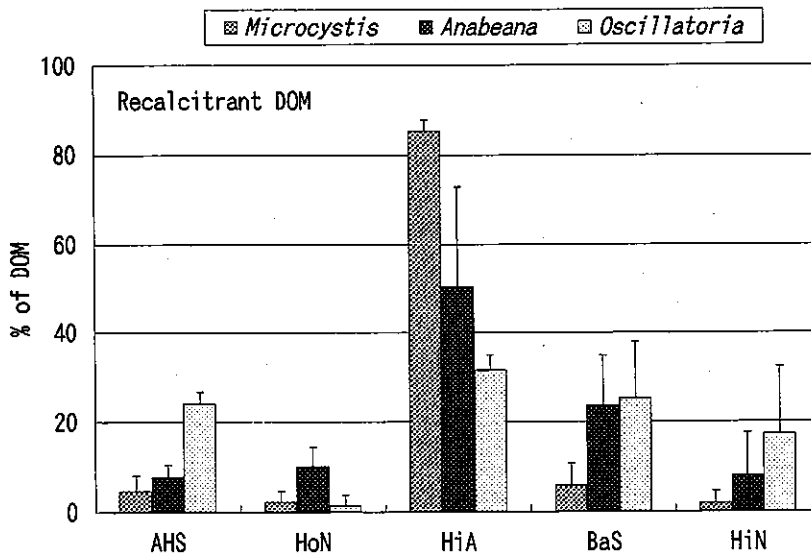


図 17 藍藻類由来の難分解性溶存有機物 (Recalcitrant-DOM) の分画分布. AHS: フミン物質、HoN: 疎水性中性物質、HiA: 親水性酸、BaS: 塩基物質、HiN: 親水性中性物質.

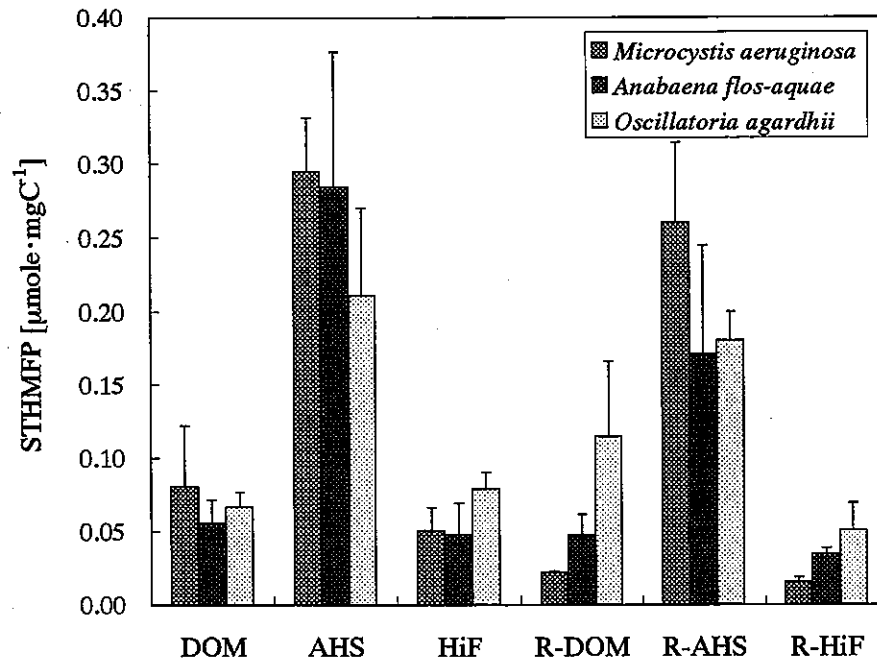


図 18 藍藻類由来溶存有機物(DOM)、フミン物質(AHS)、親水性画分(HiF)および難分解性DOM(R-DOM)、フミン物質(R-AHS)、親水性画分(R-HiF)のトリハロメタン生成能(THMFP). HiF = 親水性酸 + 塩基物質 + 親水性中性物質.

藍藻類由来 DOM の平均 STHMFP は $0.055-0.095 \mu\text{mol}\cdot\text{mgC}^{-1}$, フミン物質の平均 STHMFP は $0.223-0.295 \mu\text{mol}\cdot\text{mgC}^{-1}$, 親水性画分の平均 STHMFP は $0.048-0.084 \mu\text{mol}\cdot\text{mgC}^{-1}$ であった。藍藻類由来フミン物質の STHMFP は DOM および親水性画分の STHMFP よりも遥かに大きな値を示した。しかしながら, 藍藻類由来 DOM の STHMFP はほぼ親水性画分の THMFP に匹敵しており, これはフミン物質の STHMFP が大きくても藍藻類由来 DOM 中でフミン物質の占める割合が極めて低いため, 藍藻類由来 DOM の STHMFP としては親水性画分, すなわち親水性 DOM の影響が卓越することを示唆している。

藍藻類の種によって STHMFP は変化する傾向が認められた。*O. agardhii* 由来 DOM や親水性画分の STHMFP は, *M. aeruginosa* や *A. flos-aquae* 由来 DOM や親水性画分の STHMFP よりも顕著に大きな値を呈した。一方, フミン物質については, *O. agardhii* 由来フミン物質の STHMFP は他の藍藻類のフミン物質に比較して小さな値となった。

生分解試験の藍藻類由来 DOM の STHMFP に及ぼす影響は, 藍藻類の種によって異なっていた。*O. agardhii* 由来 DOM の場合, 生分解前後での DOM, フミン物質, 親水性画分 STHMFP の顕著な変化は認められなかった。一方, *M. aeruginosa* と *A. flos-aquae* 由来 DOM については, 生分解によって, DOM, フミン物質, 親水性画分の STHMFP が著しく減少した。*M. aeruginosa* 由来 DOM では特に DOM と親水性画分の STHMFP が減少した。*A. flos-aquae* 由来 DOM では

フミン物質の STHMFP が相当に低下した。

[浄水処理場における DOM の特性とトリハロメン生成能]

霞ヶ浦湖水を取水源とする霞ヶ浦浄水場の浄水処理プロセスは, 生物膜処理, 高速凝集沈殿, 急速ろ過, 活性炭吸着から成っている。各単位処理プロセスの処理水サンプル中の DOM 濃度とその分画分布を図 19, 図 20 に表す。湖水原水 DOM と生物膜処理水 DOM では分画分布に顕著な差はなかった。DOM 濃度 (DOC として) についても生物膜処理プロセスではほとんど変化しなかった (原水 $2.60 \text{ mgC}\cdot\text{l}^{-1}$, 生物膜処理水 $2.58 \text{ mgC}\cdot\text{l}^{-1}$)。従って, 生物膜処理は DOM 特性にほとんど影響を及ぼしていないと言える。霞ヶ浦湖水が非常に難分解性であることを考えると, この結果は妥当であると考察される。凝集沈殿処理後に DOM 分画分布に顕著な変化が認められた。フミン物質, 疎水性中性物質, 塩基物質の存在比が低下して親水性酸の存在比が顕著に上昇した。DOM 濃度も 31%低下した。凝集沈殿により親水性 DOM の割合が増大したと言える。砂ろ過+活性炭吸着操作によって顕著な DOM 濃度低下は認められなかったが, フミン物質の存在比は減少した。浄水処理プロセスによってフミン物質は 46%除去されたのに対して親水性酸は 28%除去された。

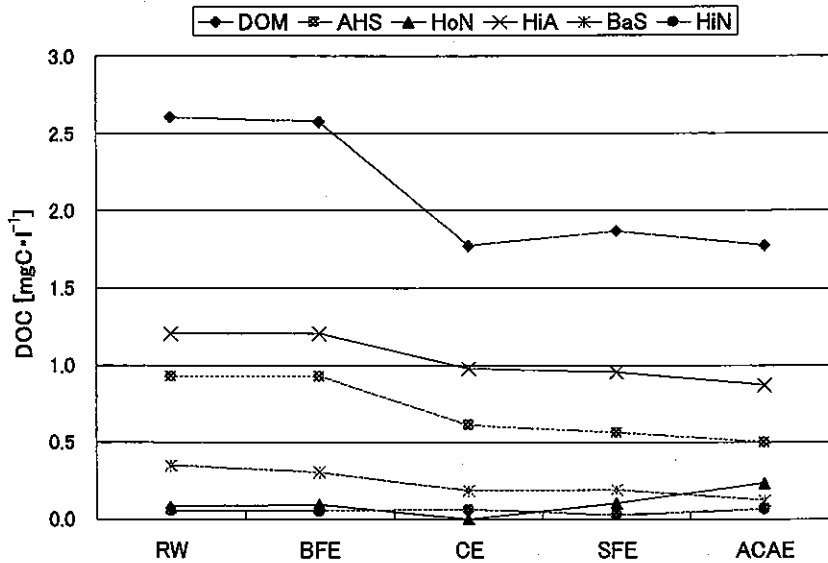


図 19 霞ヶ浦湖水を原水とする浄水処理場における DOM および各画分の処理プロセスの進展に伴う濃度変動. RW: 湖水原水, BFE: 生物膜, CE: 凝集沈殿, SFE: 砂ろ過, ACAE: 活性炭吸着. AHS: フミン物質, HoN: 疎水性中性物質, HiA: 親水性酸, BaS: 塩基物質, HiN: 親水性中性物質.

従って、浄水処理プロセスによって湖水 DOM はより親水性化されていると示唆される。実際に親水性酸/フミン物質の比は、原水 (1.3), 生物膜処理水 (1.3), 凝集沈殿処理水 (1.6), 砂ろ過処理水 (1.7), 活性炭吸着処理水 (1.8) と処理が進むにつれて増大していた。

各単位処理プロセス流出水中の DOM, フミン物質, 親水性画分の THMFP ($\mu\text{mole}\cdot\text{l}^{-1}$)

を図 21 に表す。DOM 濃度の変化と同様に、THMFP も凝集沈殿処理においてのみ顕著に除去 (45%) されていることが明らかとなった。凝集沈殿によってフミン物質と親水性画分の THMFP がほぼ同じ値になったが、その後位置する砂ろ過や活性炭吸着処理では再び親水性画分の THMFP の寄与がフミン物質のそれを大きく上回っていた。

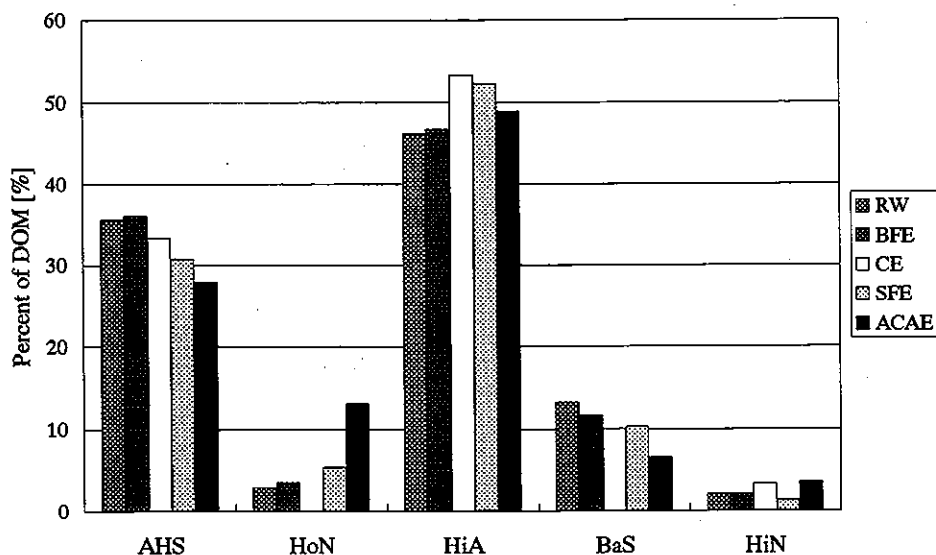


図 20 霞ヶ浦湖水を原水とする浄水処理場の各処理プロセス流出水の DOM 分画分布. AHS: フミン物質, HoN: 疎水性中性物質, HiA: 親水性酸, BaS: 塩基物質, HiN: 親水性中性物質. RW: 湖水原水, BFE: 生物膜, CE: 凝集沈殿, SFE: 砂ろ過, ACAE: 活性炭吸着.

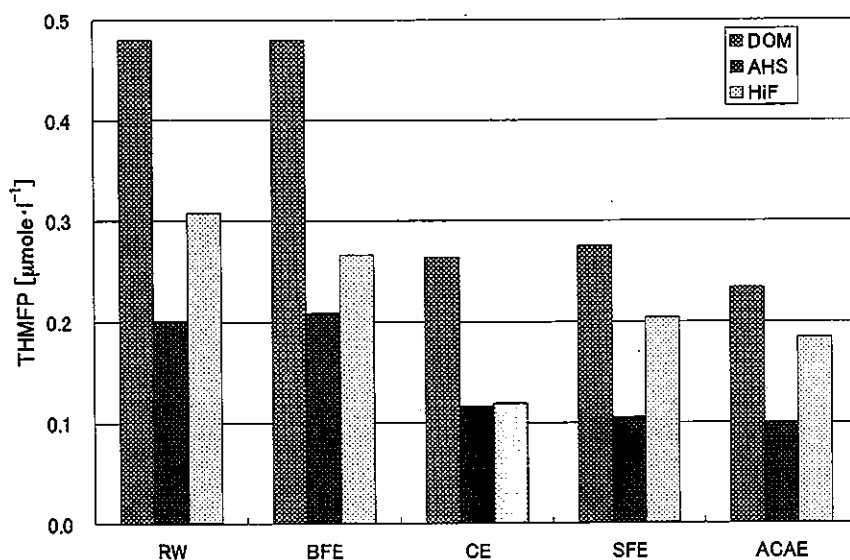


図 21 霞ヶ浦湖水を原水とする浄水処理場における処理プロセス進行に伴う DOM, フミン物質(AHS), 親水性画分(HiF)のトリハロメタン生成能($\mu\text{mole}\cdot\text{l}^{-1}$)の変化. RW: 湖水原水, BFE: 生物膜, CE: 凝集沈殿, SFE: 砂ろ過, ACAE: 活性炭吸着.