

難分解性有機物による八郎湖の水質汚濁メカニズム

秋田工業高等専門学校 環境都市工学科

金 主鉉

1. はじめに

八郎湖の水質は、干拓事業が完了して以後、徐々に富栄養化が進行し、近年、アオコが大量に発生するなど、水質環境基準が確保されない状況が続いている。このため、八郎湖は平成19年12月に湖沼水質保全特別措置法に基づく指定湖沼の指定を受け、秋田県は平成20年3月に「八郎湖に係る湖沼水質保全計画（第1期）」を策定し、現在この計画に基づいて様々な対策を実施しており、平成24年度までの第1期計画では、「八郎湖への汚濁負荷の削減」を主体とする点発生源対策に重点がおかれている（佐々木、2010）。

図1に1982年から2010年までのCOD値（全層平均）とBOD値の推移を示す。八郎湖では、有機物指標の一つであるBODが横ばいの推移であるにも関わらず、湖沼の環境基準であるCOD（過マンガン酸カリウム法）は年々増加の傾向にある。ここ28年間、CODは約 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ から $6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ を超過している。今後、点発生源対策が一層進めばBODは減少の傾向に転じることが予想されるが、COD減少は期待できない状況にある。COD上昇は単純に富栄養化の影響で説明できるが、内部生産が活発

な7～9月を除いても八郎湖のCOD値は年間を通じて環境基準を超過している。その原因の一つに、農地、土壌、森林のような面源負荷や内部生産に伴う藻類細胞外物質の生産などに起因する難分解性有機物の影響が考えられる。また、CODは塩化物イオン、硫化物、亜硝酸塩、還元性金属などの影響により測定値が過大評価される一方、難分解性有機物の分解率が低いため、正確な定量が困難である。したがって、八郎湖のような面源負荷が大きい富栄養湖では様々な有機物の水質指標を同時に検討し、環境基準としてのCODを位置づける必要がある。

一方、八郎湖は八郎潟干拓事業完了後、徐々に富栄養化が進行し、環境基準が確保されていない状況が続いている。湖沼水質に影響を与える負荷として、直接負荷、外部負荷、内部負荷などが挙げられる。秋田県の試算によると、八郎湖流域における排出負荷量はCOD $4,831 \text{ t} \cdot \text{yr}^{-1}$ 、全窒素 (T-N) $873 \text{ t} \cdot \text{yr}^{-1}$ 、全リン (T-P) $65 \text{ t} \cdot \text{yr}^{-1}$ と環境容量を超える汚濁負荷が流入している（秋田県八郎湖環境対策室、2008）。

そこで筆者らは、八郎湖の水質形成に及ぼす難

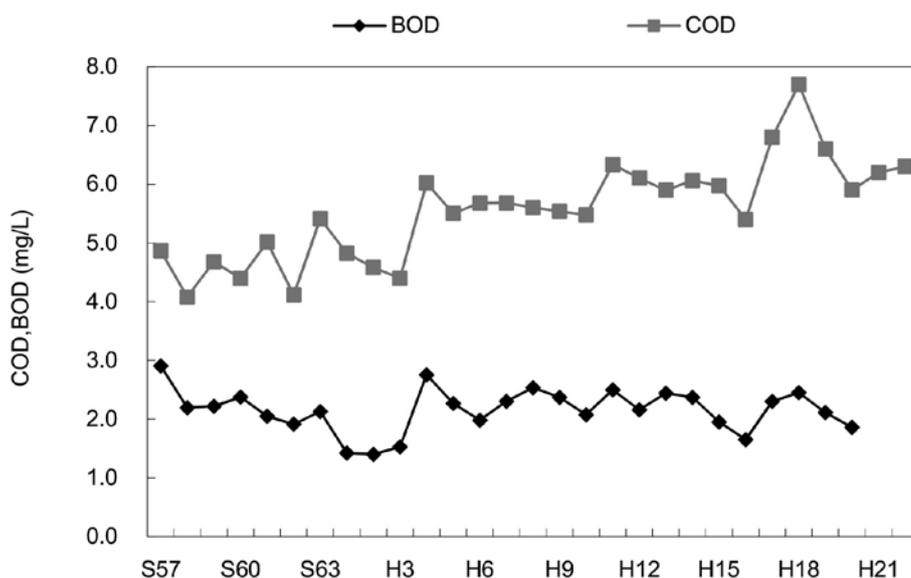


図1 八郎湖におけるBODとCODの乖離

分解性有機物の影響を把握するために秋田県八郎湖環境対策室と協力しながら、2011年から2012年にわたって生分解実験による難分解性有機物の定量と負荷解析を行った。検討事項の詳細は以下の通りである。

- ・生分解実験による難分解性有機物の分画と流入負荷源別特徴の解明
- ・これら難分解性有機物濃度の季節トレンドおよびその負荷量の算定
- ・紫外線吸光度 (UV₂₆₀)、溶存有機炭素 (DOC) による有機物起源の推定

また、生分解実験より残存し難分解性有機物と認められた物質の特定のため、三次元励起・蛍光スペクトルによる解析を加えた。

2. 難分解性有機物について

1) 難分解性有機物の定義

湖水中の有機物は、様々な特性を有する多様な物質の混合物であり、微生物により生物化学的に酸化されやすいもの、酸化されにくいものがある。一定水温、一定期間、暗所の条件において試料水の有機物を微生物に分解させた場合に、分解されずに水中に残存したものを難分解性有機物と定義することができる。また、生分解実験はBOD測定との整合性がとれるよう20℃暗条件で行うが、実験期間は残存有機物をモニタリングしながら決める必要がある。一方、生分解実験期間中に減少した有機物濃度は、微生物に化学的に酸化された有機物であり、「易分解性有機物」と定義できる（環境省、2011）。なお、本稿で対象とする難分解性有機物とは、水中に浮遊している有機物を含み、2 mmのふるいを通過したものとする。

2) 難分解性有機物の性質

湖水中の有機物は、様々な特性を有する多様な物質の混合物であり、難分解性有機物の分子構造もすべて特定されているわけではない。現在までに難分解性有機物の性質についていくつかの知見が得られている。

- ・湖水（琵琶湖、霞ヶ浦）の難分解性有機物は、親水性酸と疎水性酸（フミン物質）が多くを占めている（今井ら、1999；今井、2001；Imai et al., 1999）。
- ・難分解性有機物の平均分子量は相対的に小さく、フミン物質の場合1000以下である（米林、

2004）。

- ・難分解性有機物の一つであるフミン物質は生物化学的には分解されないが、紫外線によって分解される（早川ら、2009）。

3) 難分解性有機物の問題点

難分解性有機物による主な問題点としては、浄水処理過程において塩素と反応しトリハロメタン等の消毒副生成物を生成することである。森林由来のフミン物質（フミン物質、フルボ酸）はトリハロメタン生成への寄与が大きいとされている（小原、2009）。また、難分解性有機物の一つであるフミン物質は、有機化合物、特に農薬や疎水性有機化合物を吸着し、水環境での拡散を助長することが知られている。一方、生態系への影響としては藻類増殖に何らかの影響を及ぼす可能性が示唆されているにとどまっている（篠塚、1995）。

3. 調査および実験方法

1) 調査地点および採水

調査地点は、外部負荷源の調査地点として大潟村の2地点（北部排水機場、南部排水機場）、流入河川4地点（三種川尻橋、馬場目川竜馬橋、豊川豊川橋、馬踏川馬踏橋）、また内部負荷源の調査地点として環境基準点1地点（湖心）あわせて7地点とした（図2）。採水は、上記7地点に対して月1回の頻度で1年を通して各地点4 L採水を行った。

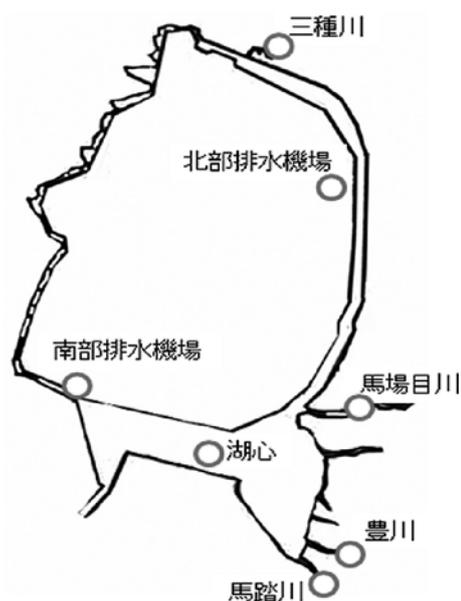


図2 調査地点

2) 水質分析項目

有機物の指標では全COD (T-COD) (化学的酸素要求量: Chemical Oxygen Demand)、溶存態COD (D-COD)、TOC(全有機炭素: Total Organic Carbon)、DOC(溶存有機炭素: Dissolved Organic Carbon)、波長260nmでの紫外線吸光度 (T-UV₂₆₀)、溶存態試料の紫外線吸光度 (D-UV₂₆₀) の計6項目について水質分析を行った。懸濁態COD (P-COD) は、T-CODとD-CODの差から求めた。

T-CODおよびD-CODの測定は、酸化剤として過マンガン酸カリウムを用いて100℃で30分間酸化する方法で行った。TOCとDOCの測定はSHIMADZU製の全有機炭素測定計TOC-V_{CSN}を用いた。紫外線吸光度はSHIMADZU製のUV-2450により測定した。波長254nm当たりの紫外線吸光度は有機物濃度と正の相関関係があり、有機物指標として有効である (Lance et al., 2011)。なお、溶存態の水質項目については0.45 μmメンブレンフィルターを用いてろ過し、懸濁物の除去したものを試料とした。

3) 生分解実験

本研究では、難分解性有機物の定量評価を目的として生分解実験を行った。実験条件は図3に示すような酸洗浄を行った2Lのガラス瓶に各調査地点の試料を入れ、スターラーにより400rpmで攪拌しながら、暗条件下で生分解を行った。恒温槽の温度は20℃と設定した。生分解実験では植種、



図3 生分解実験の様子

栄養塩類および緩衝液の添加は一切行わなかった。

生分解期間は、2011年の調査研究によりほぼ難分解性有機物のみ残存していると判断された約120日までとして、各有機物項目のモニタリングを行った。

4) 三次元励起・蛍光スペクトル測定

生分解実験が終了し、難分解性有機物が残存していると判断された試料について、物質の特定をするため、三次元励起・蛍光スペクトル測定を行った。

分析は、環境基準点として湖心、流域に森林地帯を有する馬場目川、農業地帯に加え油田地帯や廃棄物処理場などからの排水を含む馬踏川、大渦村の農業用水を排出する南部排水機場の4地点について、灌漑期・非灌漑期のそれぞれ2012年6月、11月の試料について行った。湖心のみ、内部生産が盛んである8月についても分析し、合計9点の分析を行った。

測定機種はFP8500型分光光度計を用いた。測定において励起波長間隔は5 nm、蛍光波長間隔は1 nmとして行った。

5) 三次元励起・蛍光スペクトル測定の意義

分子にある波長の励起光を当てると、物質はエネルギーを持ち基底状態から励起状態へ遷移する。その直後、物質が元の基底状態へ戻る際、様々な波長を有する光 (蛍光) を放出する。物質により発する蛍光の波長は異なり、蛍光強度は物質質量に比例するため、蛍光分析は物質質量の定量において広く用いられている。三次元励起・蛍光スペクトル (EEMs) 法は、そうした蛍光分析の手法を応用した測定方法である。試料に様々な波長の励起光を照射し、発せられる蛍光の強度を波長ごとに測定する。測定の後に、縦軸に励起波長、横軸に蛍光波長、高さ方向の軸に蛍光強度のデータをプロットすることで三次元の等高線図を描くことができる (小松, 2006)。

参考として表1にPeak位置と想定される蛍光発色団との対応関係を示す (小松, 2011)。同手法の利点は、前述の等高線図およびピーク位置と蛍光発色団との対応関係を利用して、様々な物質群 (蛍光発色団) を同時に測定できるところにある。例えば、励起/蛍光=230/340nm付近で得られるピー

ク (Peak 2) は、溶存有機物中タンパク質に含まれるトリプトファン由来であるとされている。また、励起/蛍光=350/450nm付近で検出されるピーク (Peak 5) は、フミン様物質由来であるとされているため、煩雑な分画作業を経なくともフミン物質量を簡便にモニタリングすることができる。しかし、同ピークがフミン物質由来であるとされる根拠は、あくまで米国のSwanee river等で抽出される標準フミン物質を測定した際に、そこにピークが検出されるという結果によるものである。そのため、「フミン物質」と断定するには至らない点に注意が必要である。

表 1 EEMのPeak位置と蛍光発色団との対応関係

Peak No.	ピーク位置		対応する蛍光発色団
	Ex (nm)	Em (nm)	
Peak1	225	280	タンパク質様 (チロシン、トリプトファン)
Peak2	225	340	
Peak3	240	420	フミン物質様
Peak4	280	350	タンパク質様
Peak5	350	450	フミン物質様
Peak6	480	520	下水処理水由来

4. 実験結果および考察

1) 調査地点の水質概要と採水時の気候

2012年4月から2013年3月まで行った各調査地点の結果、全体的に有機物濃度は5月から8月にかけて上昇し、9月、10月からは減少に転じる結果になった。この傾向は主に気候変化の影響によるものと考えられ、特に水温変化と傾向が一致する。4月採水時の水温は9.0~15.0℃、5月採水時の水温は14.5~21.5℃、6月22.9~25.5℃、7月25.3~27.2℃と上昇し、8月は28.9~31.8℃であった。8月の湖心では、透明度0.45m、pH9.15、アオコレベル2と藍藻類の出現に伴う水質悪化がみられた。9月からは水温は24.1~30℃と徐々に低下し、10月では19℃以下となった。一方、流域面積が最も広く上流域から豊富な森林渓流水が流入する馬場目川では、水温が他地点より2~5℃低かった。

2) 生分解実験による難分解性有機物の分画と特徴

COD値が特に大きかった2011年8月の各地点の

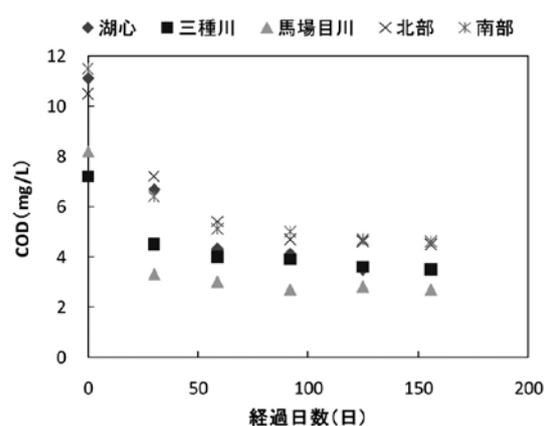


図 4 生分解実験結果 (2011年 8月)

試料水について約150日の生分解実験を行った。

その結果、減衰傾向だったのが約120日を経過した辺りで横ばいとなり、それ以降変化はみられなかった (図4)。その他の時期に採水した試料水については生分解実験90日前後からCODの変化がきわめて小さくなったことから、八郎湖水中の難分解性有機物の定義を、120日以後に残存する有機物とした。

3) 生分解実験による有機物分画と季節トレンド

生分解実験の結果に基づき、各月に採水した試料水のCODについて、懸濁態易分解性COD、懸濁態難分解性COD、溶存態易分解性COD、溶存態難分解性CODの4つに有機物分画を行った。

図5~図11に各調査地点におけるCOD成分の分画結果と2012年4月から2013年3月までの季節変化を示した。

湖心では難分解性COD濃度が1.8~4.0mg・L⁻¹で推移しており、灌漑期である5月から9月に向けて徐々に増加し、非灌漑期である10月以降には難分解性CODは徐々に減少する傾向が見られた (図5)。

北部・南部排水機場では、溶存態難分解性CODは2.4~5.2mg・L⁻¹と高い値で推移し、全CODの約半分を占める結果となった (図10、図11)。また、渇水期であり湖心でアオコの発生が確認された6月、北部地点において渇水による停滞が確認された9月では懸濁態難分解性CODが高い特徴がみられた。このような八郎湖への懸濁態難分解性CODの流入および蓄積は、湖水中のCODを長期的に上昇させる原因として考えられるため、底泥からの有機物溶出を含む実態調査が必要と思われる。

一方流入河川では、懸濁態および溶存態難分解性COD成分の変動が大きく明確な傾向がみられなかった。しかし、梅雨の時期である6月と水温上昇に伴って陸上生態系、水圏生態系ともに一次

生産が活発な8月・9月では、溶存態の難分解性COD値が大きいことがわかる。特に馬場目川では、難分解性CODに占める溶存態の割合は57~100%であり、北部・南部排水機場と同様に溶存態難分

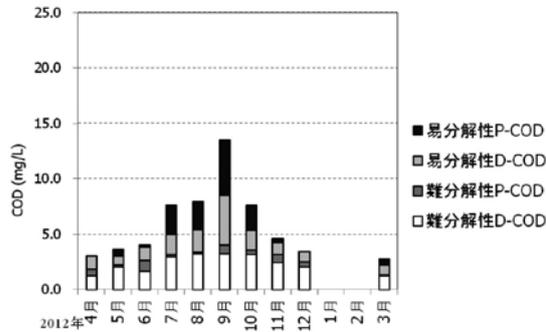


図5 湖心の有機物分画

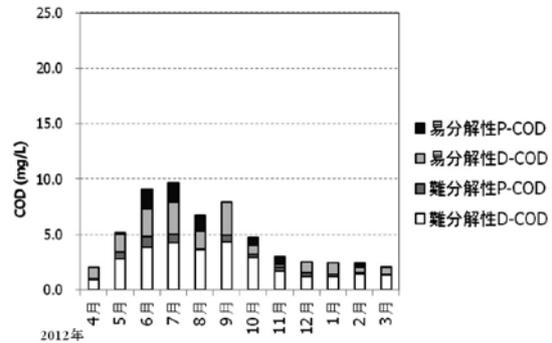


図6 三種川の有機物分画

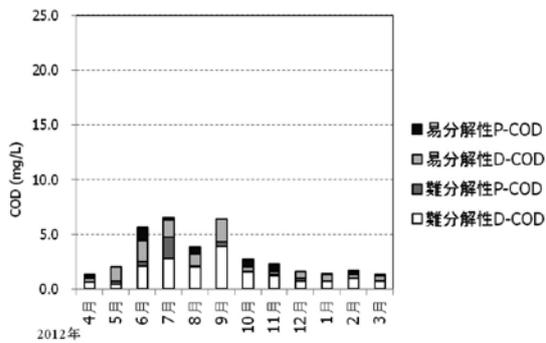


図7 馬場目川の有機物分画

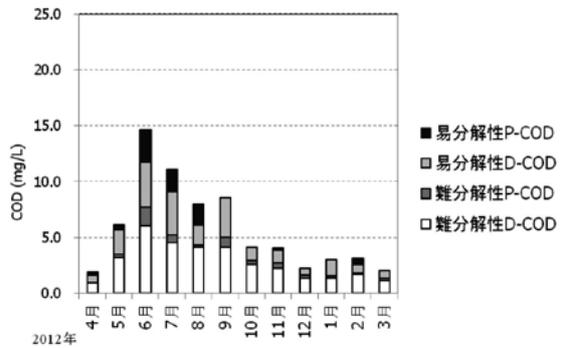


図8 豊川の有機物分画

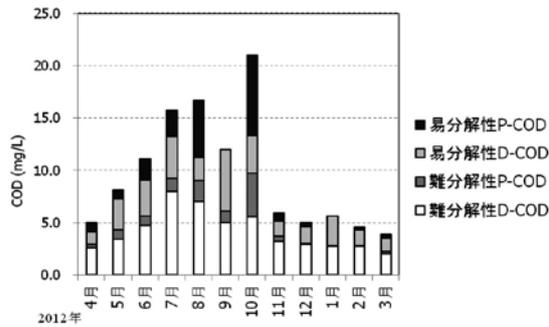


図9 馬踏川の有機物分画

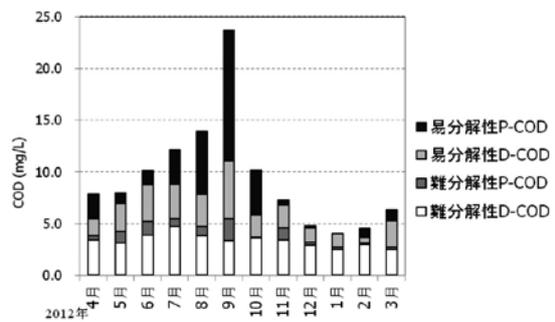


図10 北部排水機場の有機物分画

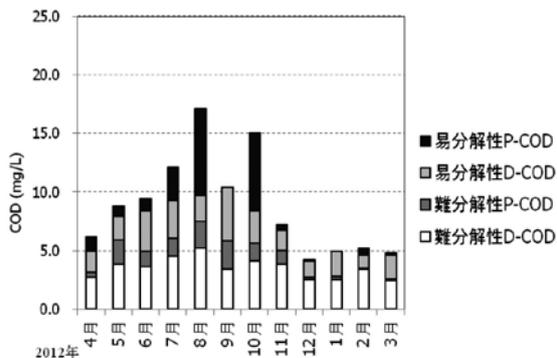


図11 南部排水機場の有機物分画

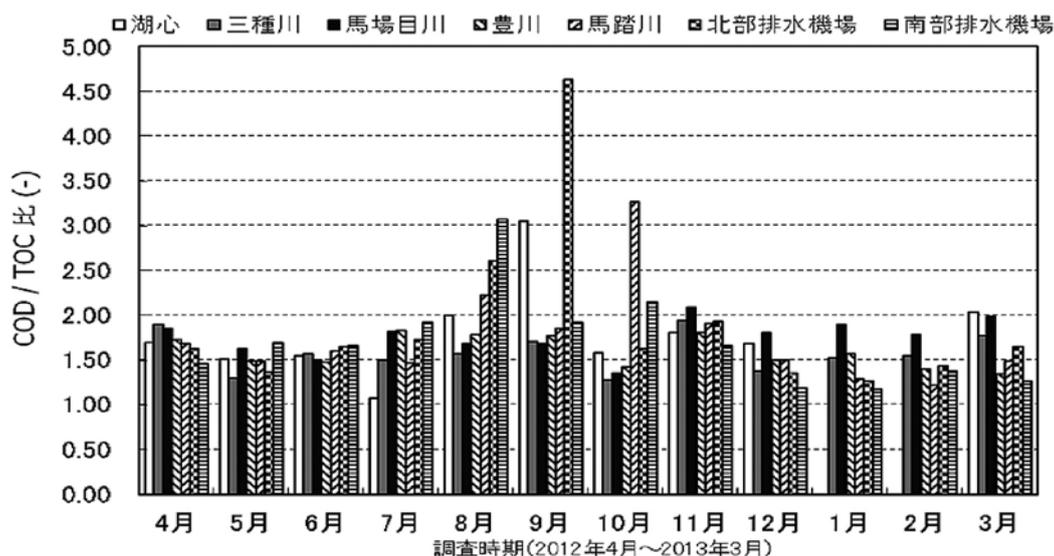


図12 各調査地点のCOD/TOC比

解性有機物の存在割合が高い結果となった。

4) COD/TOC比

CODでは有機物の性質によって分解率が大きく異なり（松尾、2011）、面源負荷の割合が大きい湖沼水では有機汚濁の指標性が小さい可能性が高い。従って、滞留時間が30日間と極めて短く農業用水として循環利用されている八郎湖では、CODによる有機汚濁評価に限界があると考えられる。本研究では以上の八郎湖の現状を踏まえ、有機汚濁指標としてCOD以外の水質指標を用いてCODとの比較・検討を行い、八郎湖の有機汚濁の特性解明を試みた。COD以外の有機物指標としては試料原液あるいはろ過液の有機炭素（TOC、DOC）、紫外線吸光度（ UV_{260} ）とした。

図12に各地点の調査期間におけるCOD/TOC比を示した。8月～10月を除いて全体的に1.5～2.0の範囲に収まる結果となった。厚生労働省の公共用水域の調査（厚生科学審議会、2003）では、過マンガン酸カリウム法によるCODとTOC（COD/TOC比）は18水域すべてのデータ平均で1.29、河川では1.02～1.35と報告している。これらのデータと八郎湖のCOD/TOC比と比較すると、八郎湖の平均値は1.72と全国湖沼の平均的な値より高い水準といえる。4月から3月までの変化をみると1.1から4.6と大きく変動し、藍藻類の異常増殖が観察された8～9月では3.1、4.6を示した。流入河川のうち三種川のCOD/TOC比は平均して1.6、馬場目川では1.8、豊川では1.6、馬踏川では1.7

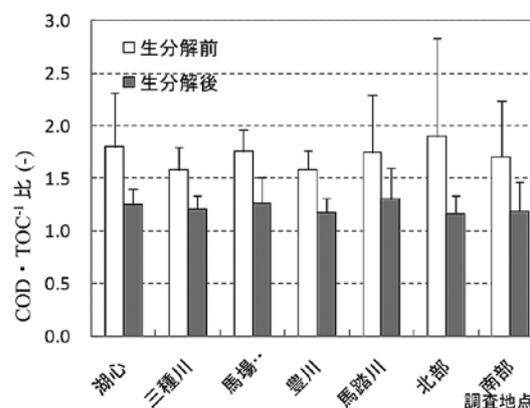


図13 各調査地点におけるCOD/TOC比の平均値

と比較的低い値を示したが、図13で示したように各調査地点の特徴はみられなかった。また、生分解後のCOD/TOC比はすべての地点において減少したことから、八郎湖水、流入河川、大潟村の農業排水中の難分解性有機物はTOCに比べ相対的にCODで補足しにくいことが示唆された。

5) UV_{260}/DOC 比からみた有機物の特性

一般的に有機物存在下で太陽エネルギー（特に紫外部の260nm波長）は大きく減衰することが知られており、この現象を用いて紫外線吸光による有機物の定量評価が可能である。そこで、生分解実験の際に得られたTOCと紫外線吸光度（ UV_{260} ）の相関関係を調べ、各試料の有機物成分の特徴を検討した。図14に生分解前後の各調査地点における UV_{260} とDOCの比を示す。土壌由来溶存態有

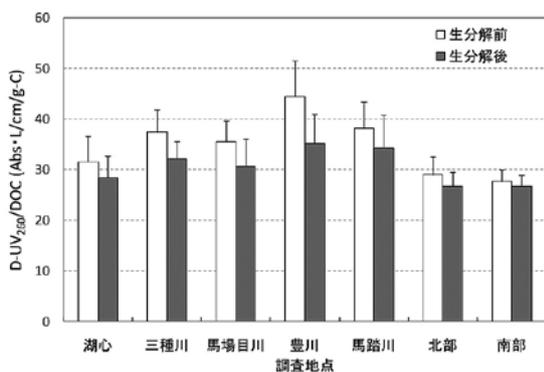


図14 各調査地点のUV₂₆₀/DOC比

機物のUV₂₆₀/DOC比は23~58Abs·L·(cm·g·C)⁻¹、内部生産由来の場合は12Abs·L·(cm·g·C)⁻¹程度と報告されており、例えば土壌由来のフミン物質が多い河川水（米国スワニー河、フルボ酸）では40Abs·L·(cm·g·C)⁻¹という報告がある（今井、2001）。河川水や大潟村からの農業排水のUV₂₆₀/DOC比はいずれも27~44Abs·L·(cm·g·C)⁻¹で、湖心のUV₂₆₀/DOC比は平均30Abs·L·(cm·g·C)⁻¹であった。内部生産由来の場合よりかなり高く、濁水発生や水利用状況を考えると、八郎湖の溶存有機物は外来性土壌由来の寄与の程度が大きいものと思われる。

6) 三次元励起・蛍光スペクトル測定

図15~図21に、生分解実験が終了した湖心、馬場目川、馬踏川、南部排水機場の、2012年6月、11月採水の試料について三次元励起・蛍光スペクトル測定した結果を示す。なお、湖心についてのみ8月のデータも示す。

全ての図に共通して励起/蛍光=260/440nm付近においてピークが検出されている。これらの結果は、表1に示した蛍光発色団との対応関係からすると、フミン様物質由来であることがわかる。また、湖心において11月の試料についてのみ励起/蛍光=220/330nm付近でピークが検出され、タンパク質に含まれるトリプトファン由来の物質が残存している可能性が示唆された。以上のことから、湖水中の難分解性有機物は、年間を通して大潟村からの農業排水および流入河川に含まれるフミン様物質の流入に起因するものと考えられる。その一方、湖心では内部生産により生成されるトリプトファンなどのタンパク様物質が八郎湖の水質形成に部分的に関与していることが示唆された。

7) 難分解性COD流入負荷量の推定

八郎湖に流入する難分解性COD負荷量の算定を行うため、次式により各流入源の流量の推定を行い、負荷量を算定した。

$$L = \frac{Q \cdot C}{1,000,000} \quad (\text{式1})$$

ここに、L：COD負荷量 (ton·month⁻¹)、Q：流量 (m³·month⁻¹)、C：COD濃度 (mg·L⁻¹)。

馬場目川、三種川等の流入河川の流量については、秋田県の公共用水域等水質調査の際に行った平成3年度から平成20年度までの流観データ（秒間流量）より算出した。北部・南部排水機場については、八郎湖湖沼水質保全計画策定等業務委託報告書・水収支編（日水コン、2008）を参考にした。

図22に各負荷源別流量の年間変動を示した。図に示したように流量の特徴として、三種川、馬場目川は梅雨の時期である6月に流量が多いが、馬場目川は年間を通じて流量が多く、北部・南部排水機場は灌漑期である5月~9月にかけて排水量が多く、逆に非灌漑期における排水量は非常に少ない。両排水機場、三種川は調査期間外の流量は少なく、5月~9月の負荷量が年間の大半を占めることが予想される。

表2に2012年4月から2013年3月までの調査期間における難分解性COD負荷の算出結果を示す。難分解性COD負荷の割合では南部排水機場の負荷量が最も多く、難分解性CODは年間1,358tonで、次に北部排水機場の負荷量は難分解性で800tonとCOD負荷に占める難分解性CODの割合はそれぞれ52%、43%であった。馬場目川は難分解性CODが年間643ton、三種川では難分解性CODが354ton、馬踏川では難分解性CODが77ton、そして豊川の負荷量は最も少なく難分解性CODは年間28tonであった。この内、大潟村からの農業排水由来の難分解性COD負荷は、全体の約70%を占めている。また、難分解性COD負荷量に占める溶存態の割合は最低でも50%を上回る結果となった。これら調査地点の流域面積は八郎湖全体の約70%を占めているため、表2に示した各流入源別COD負荷量の試算結果は八郎湖の水質汚濁メカニズムを解明する上で重要な基礎知見と考えられる。

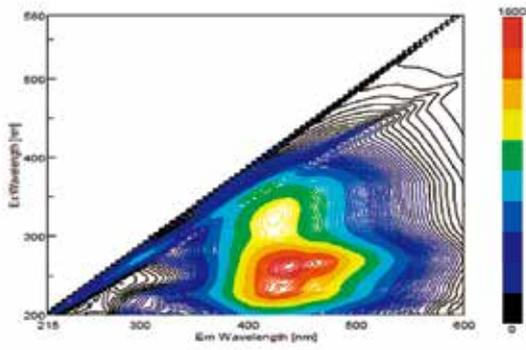


図15 湖心のEEM (2012年6月)

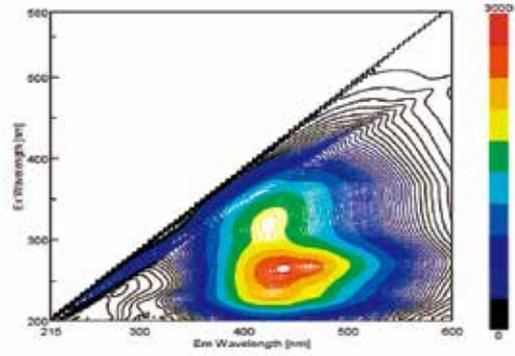


図16 湖心のEEM (2012年8月)

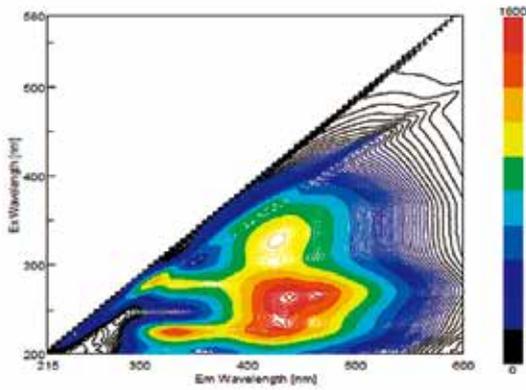


図17 湖心のEEM (2012年11月)

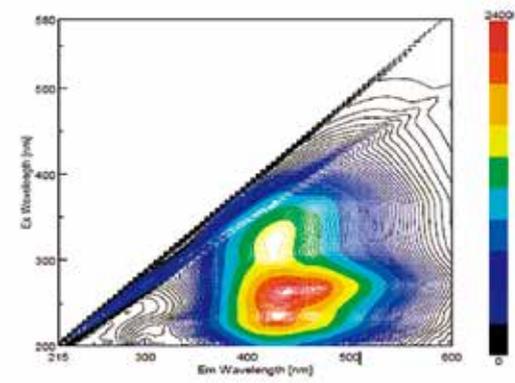


図18 馬場目川のEEM (2012年6月)

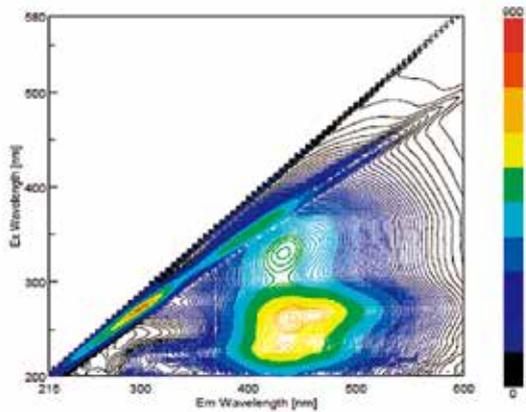


図19 馬場目川のEEM (2012年11月)

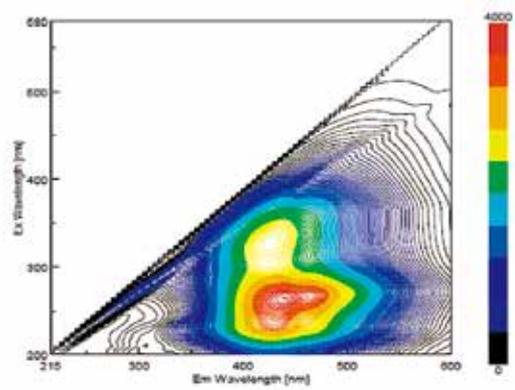


図20 南部排水機場のEEM (2012年6月)

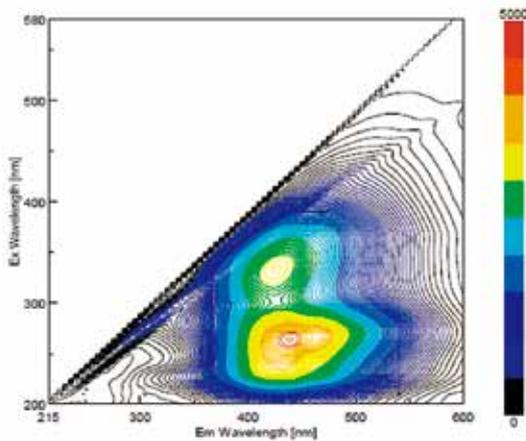


図21 南部排水機場のEEM (2012年11月)

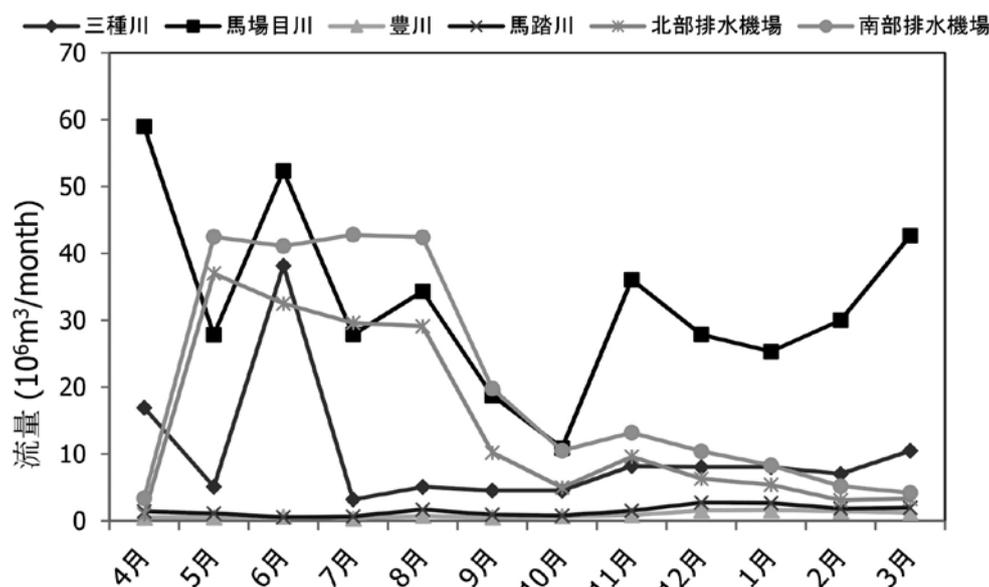


図22 各流入源別流量の経月変化

表2 2012年4月～2013年3月における各流入源別難分解性COD負荷量

COD負荷量 (ton/年)	流 入 河 川				大潟村の農業排水	
	三 種 川	馬 場 目 川	豊 川	馬 踏 川	北部排水機場	南部排水機場
易分解性COD負荷量	277	505	20	64	1,044	1,253
難分解性COD負荷量	354	643	28	77	800	1,358
COD負荷量の合計	631	1,148	48	141	1,844	2,611
難分解性COD負荷量 の割合(%)	56	56	58	55	43	52

5. まとめ

本稿では、八郎湖湖水および流入河川水、大潟村からの農業排水に含まれる難分解性有機物を存在形態別に定量評価するとともに季節トレンドを解析し、難分解性有機物による八郎湖の水質汚濁メカニズムを解明するための基礎研究の結果について紹介した。

主な結果としては、湖水（湖心の表層）の難分解性COD濃度は $1.3\sim 4.0\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ で推移し、全COD濃度の30%～65%を占め、また難分解性CODに占める溶存態の割合は、湖水62～97%、流入河川57～100%、排水機場59～97%と極めて高いことが明らかであった。この原因は、湖心の $\text{UV}_{260}/\text{DOC}$ 比が平均 $30\text{Abs}\cdot\text{L}(\text{cm}\cdot\text{g}\cdot\text{C})^{-1}$ と高いことから外来性土壌由来の難分解性有機物である可能性が示さ

れた。さらに溶存態難分解性有機物を同定するために行った三次元励起・蛍光スペクトル測定では、湖心および全ての流入負荷源ともにフミン様物質を示すピークが検出され、湖水中の難分解性有機物は年間を通して大潟村からの農業排水および流入河川に含まれるフミン様物質の流入に起因することが明らかであった。また、湖心では内部生産由来のタンパク質様難分解性有機物が残存し、八郎湖の水質形成に関与している可能性が示唆された。

一方、大潟村からの農業排水由来の難分解性COD負荷は、全体の約70%を占めており、難分解性COD負荷量に占める溶存態の割合は50%以上であることがわかった。

6. 参考文献

- A. Imai, T. Fukushima and K. Matsushige 1999. Effects of iron limitation and aquatic humic substances on the growth of *Microcystis aeruginosa*. *Can. J. Fish. Aquatic Sci.*, 56, 1929-1937.
- 秋田県生活環境文化部環境あきた創造課八郎湖環境対策室2008. 八郎湖に係る湖沼水質保全計画(第1期)の概要と平成20年度重点事業, p.5.
- Gone Droh LANCINE, Kamagate BAMORY, Ligban RAYMOND, Savane ISSIAKA and iemi JEAN (2011. Evaluating fluorescence and ultraviolet photometry to assess dissolved organic matter removal during coagulation-flocculation, *Water Environ J.*, Vol.25, No.4, 540-546.
- 今井章雄・福島武彦・松重一夫・金 庸桓1999. 琵琶湖湖水および流入河川水中の難分解性有機物の分画, 第33回日本水環境学会年会講演集, p. 205.
- 今井章雄他2001. 湖沼において増大する難分解性有機物の発生原因と影響評価に関する研究, 国立環境研究所特別研究報告, 8-11.
- 早川和秀他2009. 紫外線が琵琶湖の水質へ及ぼす影響評価, 紫外線吸収物質と光反応の検討, 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター研究報告書, No.4, 74-92.
- 環境省, 水・大気環境局水環境課2011. 難分解性有機物に関する報告書(案), 10-14.
- 小松一弘2006. 三次元励起蛍光スペクトル法を用いた霞ヶ浦湖水の解析, 独立行政法人国立環境研究所, 国環研ニュース25巻5号
- 小松一弘2011. 湖沼における難分解性溶存有機物の特性評価, 第34回日本水環境学会誌5号, pp.139-140.
- 第7回厚生科学審議会生活環境水道部会水質管理専門委員会 平成15年2月. 有機物の指標について(TOCの基準値案について), 資料1-4.
- 松尾友矩 編2011. 水環境工学, 改訂2版, オーム社, p.43.
- 日水コン 2008. 八郎湖湖沼水質保全計画策定等業務委託報告書・水収支編, p.6
- 小原慎弥他2009. 琵琶湖水におけるトリハロメタン前駆物質としてのフミン物質と藻類由来有機物の動態解析, *分析化学* Vol.58, No.4, 231-240.
- 佐々木次郎2010. 干拓残存湖の水質保全 八郎湖の水質保全対策について, *水環境学会誌*, Vol.33, 287-288.
- 篠塚則子1995. フミン物質と有機汚染物質との相互作用, *水環境学会誌*, 18(4), 261-265.
- 米林甲陽2004. 土・水圏のフミン物質—琵琶湖のROSE—, *水環境学会誌*, 27(2), p.75.