

東京大学大学院 新領域創成科学研究科

自然環境学専攻

自然環境構造学分野

平成 25 年度 修士論文

水草起源有機物が湖沼水質に与える影響

Effects of organic matter originating from aquatic macrophytes on
lake eutrophication

2014 年 1 月 23 日提出

2014 年 3 月修了

指導教員 山室真澄 教授

126606 上原達弥

目次

1.	はじめに	1
1-1	背景	1
1-2	目的	4
2.	方法	5
2-1	実験の概要	5
2-2	実験サンプル（枯れヨシ、アサザの茎、アサザの葉、環境水）	6
2-3	実験条件	8
2-4	測定方法	8
2-5	植物サンプルの乾燥重量測定	9
2-6	溶存有機物の分画	10
3.	結果	11
3-1	pH・DO	11
3-2	枯れヨシ、アサザ茎、アサザ葉の乾湿比	14
3-3	乾重量あたりの溶存有機炭素溶出量	14
3-4	溶存有機物の分画	15
3-5	炭素含有量の寄与率および炭素量あたりの溶出有機炭素量	18
4.	考察	20
5.	謝辞	29
6.	引用文献	31

1. はじめに

1-1 背景

日本国内の公共用水域（湖沼・河川・海域）では、1970年代に田子の浦のヘドロ化に象徴される、水域の有機汚濁負荷が全国的に問題になったことを受けて、水質汚濁防止法（昭和45年法律第138号）によって環境基準が規定されるようになった。有機汚濁が増加すると底層で酸欠状態になり、動物が生息できなくなる。また還元化が進んで底層で硫化水素が発生し、それが湧昇によって浅部までもたらされると、表層域も含めて生態系に壊滅的な被害が生じる。また汚濁状態そのものが景観を損なうだけでなく、硫化水素臭などの悪臭の問題が生じる。このため水質汚濁防止法では有機汚濁の指標として河川では生物化学的酸素要求量（BOD）、湖沼および海域では化学的酸素要求量（COD）を用いて、基準値までレベルを下げることを目指している。また、窒素やリンが増えると一次生産が増えることで有機物が増加するため、後に全窒素・全リンの基準も設けられたが、減らす対象は、あくまで有機物である。

その環境基準の近年の達成率は全体では88%と高い値を示している。しかし、湖沼の環境基準達成率に限っては過去30年間を見ても40-50%で横ばいになっており、低い達成率である(Fig1-1;環境省, 2013)

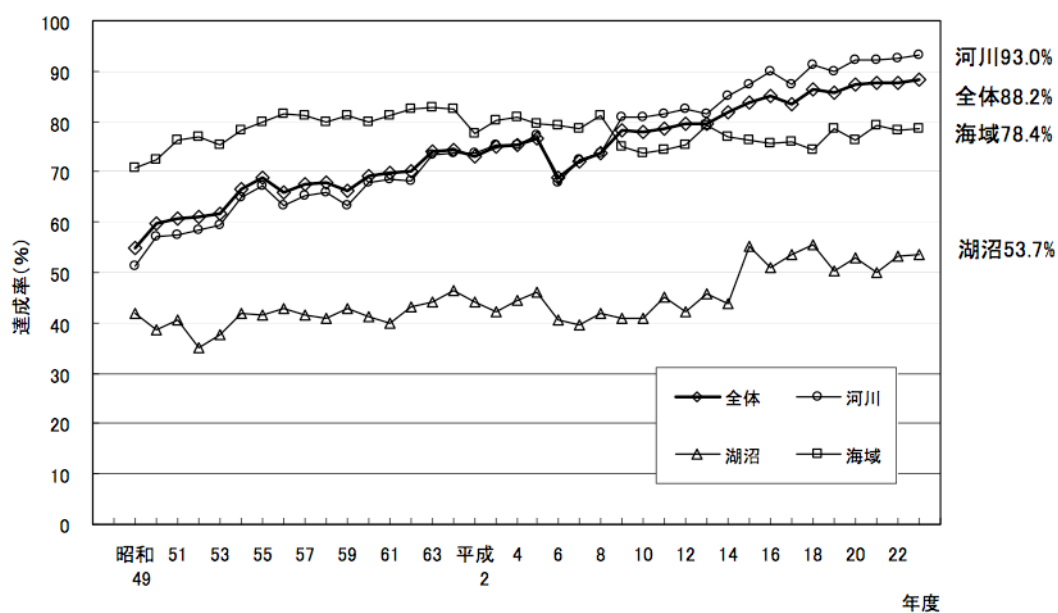


Fig.1-1 環境基準達成率の推移(BOD 又は COD) (環境省, 2013)

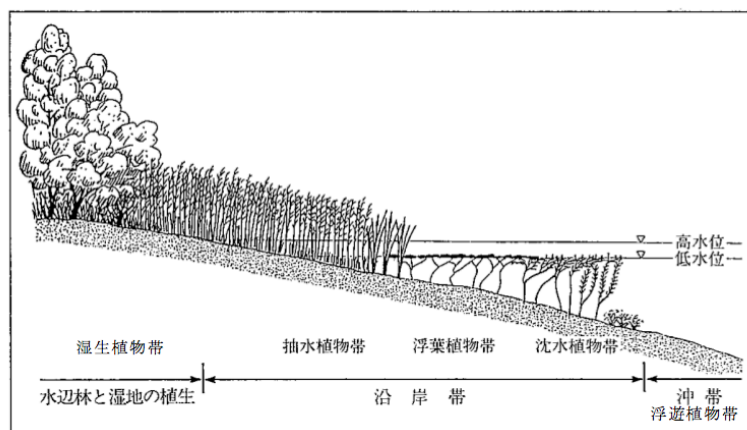
湖沼が河川や海域と比べて環境基準達成率が低い理由として、他の公共用水域と比べ湖沼は閉鎖的性が強く、また滞留期間も長いことから、汚濁物質が蓄積しやすいことなどが挙げられている。しかし、流入源である河川からの有機物負荷量が減少しているのにもかかわらず、湖沼では有機物負荷量が横ばいまたは漸増傾向である。その原因として、湖沼の

内部生産（湖沼中の植物プランクトンの光合成など）によって有機物が生産されるためであるとされている。水質汚染に対して特に対策が必要とされ指定湖沼に設定されている霞ヶ浦、琵琶湖、宍道湖では、内部生産による有機物負荷が過半数以上を占めていることが報告されている(国土交通省 湖沼技術研究会,2007)。また、一度汚染が進行すると、堆積物からの栄養塩の回帰などにより、対策を講じても汚染前の水質へ回復しにくいという問題がある。

そこで環境省中央環境審議会（2005）では、非特定汚染源（面源）対策の推進や工場・事業所、生活排水等の特定汚染源対策に加え、自然浄化機能の活用と推進が明記されている。これを受け、湖沼生態系の保全、富栄養化の原因となる栄養塩の吸収によるプランクトンの増殖を抑えるなどの水生植物が持つとされる水質浄化機能を活用する取り組みが行われるようになった。

湖沼の水質改善に資するものとして環境省令で定めるものとして 環境省(2007)では具体的な種名が表記されている。

- ・ 湿生植物：十分な水分供給の立地にも耐えうる陸上植物（例）アヤメ
- ・ 抽水植物：根が水底に固着し、植物体の一部が水面を突き抜け空気中に出る植物（例）ヨシ、マコモ
- ・ 浮葉植物：根が水底に固着し、水面に浮く葉を展開する植物（例）ヒシ、アサザ
- ・ 沈水植物：根が水底に固着し、植物体全体が水中に沈む（例）エビモ、ササバモ
- ・ 浮遊植物：根が水底に固着せずに浮遊する植物（例）ウキクサ



(出典:桜井善雄 著「水辺の環境学 生きものとの共存」新日本出版社)

Fig.1-2 湖沼の水質の改善に資する植物の植生の例(環境省, 2007)

これらの植物の中で、水質浄化を目的として植栽される代表種は、抽水植物のヨシと浮葉植物のアサザである。

ヨシ(*Phragmites australis*)は茎の長さが1～3m、葉の長さが2～4cmのイネ科の多年草で抽水植物である。滋賀県の琵琶湖や島根県の宍道湖など各地で植栽が行われている(Fig. 1-3)。



Fig.1-3 ヨシ(*Phragmites australis*)

ヨシは休耕田など湖沼や河川から切り離された土地の方がよく成長するが、水で飽和した酸素不足で強い還元状態にある土地にも耐性があり、また土壌中の塩分にも抵抗性がかなり強いので、淡水～汽水域での水際でも繁茂することができる(吉良, 1991)。

ヨシの水質浄化作用については田畑ら(1996)、下濃ら(1998)、野口ら(2006)によって報告されており、それらの報告では、ヨシが植栽された水路や、ヨシを植栽した浮き礁を用いて検討が行われている。ただし水質浄化機能としては水中の窒素とリンの除去機能のみ検討しており、有機物については考慮していない。さらに、田畑ら(1996)の水路実験での窒素とリンの除去効果は、懸濁態リン、懸濁態窒素の沈降が主な要因であり、一次生産に用いられる溶存無機リンについては効果が検証されていないなど、有機汚濁負荷を減少させるという本来の目的である浄化作用がヨシにあることを示した文献は、今のところ存在しない。

アサザ(*Nymphoides peltate*)はミツカシワ科の多年草で丸く、一箇所切れ込みのある葉を持つ浮葉植物である。茨城県の霞ヶ浦や秋田県の八郎潟、福島県猪苗代湖など各地で植栽活動が進められている。更に、中学校の理科の教科書でもヨシとともに水質浄化作用があると紹介され、小中学校のビオトープなどにも導入されている(Fig. 1-4)。



Fig.1-4 アサザ(*Nymphoides peltate*)

環境省(2007)では、これらの植生によって発揮される効果は人間が刈り取ったり焼き払うなどの管理を行わなくても、微生物への生息環境の提供や湖沼の流速の低下や障害物の増加によって浮遊物の沈殿などが起こり、水質に様々な効果があるとしている (Fig.1-5)。

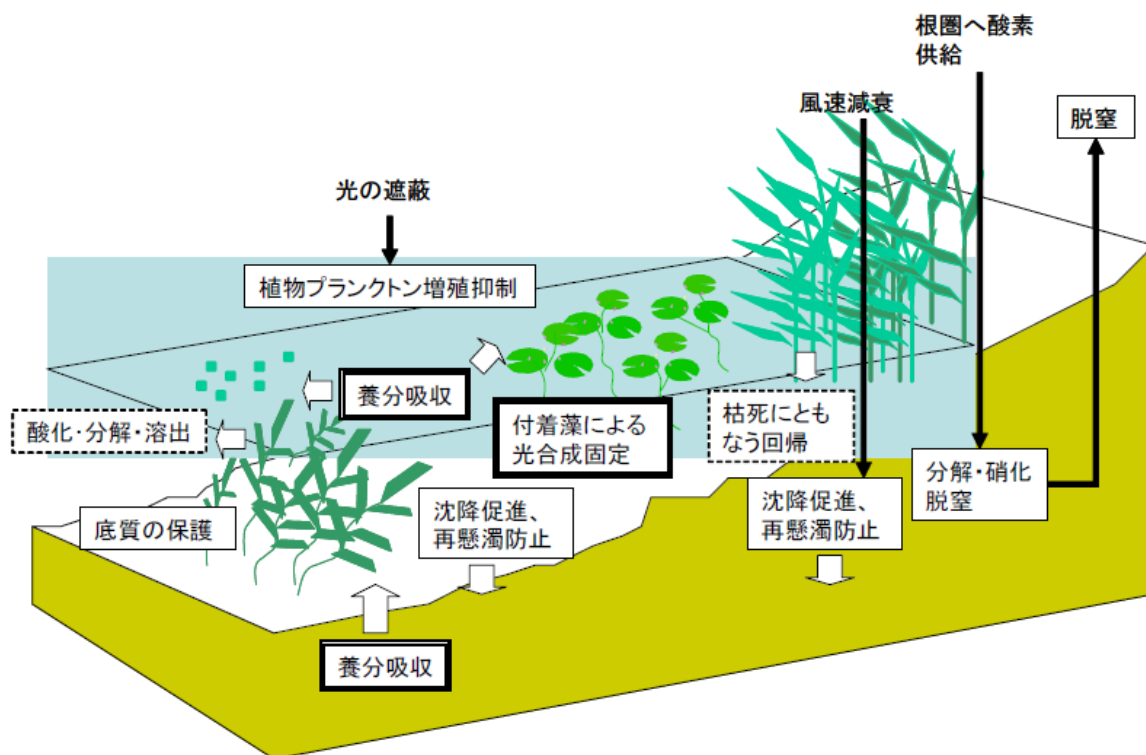


Fig.1-5 湖沼の植生の水質浄化に係る機能の概念図（環境省, 2007）

そもそも、窒素やリンが湖沼水質の環境基準に設定されているのは、これら栄養塩によって植物プランクトンなどの光合成による有機物生産を増加させないようにするためである。水生植物が窒素やリンといった栄養塩を吸収するとしても、水生植物自体も有機物でできているため、水生植物自身から供給される有機物負荷についても考慮する必要があるが、そのような観点から水生植物による浄化効果を総合的に検討した研究はこれまでに存在しない。

1-2 目的

湖沼水中の有機物の起源を明らかにするためには、ある程度以上の量で流入することが想定されるすべての有機物について、起源物質の特性（たとえばフミン質、親水性物質など）を調べ、湖水中の有機物から得られた特性との比較を行う必要がある。

湖水中の溶存有機物に関しては、紫外部吸光度法による有機物起源の把握(福島ら, 1997)や、物質のグループ化（分画）による起源の特定や湖内および流域の有機物特性の把握な

どが行われている（今井ら,19981; Imai et.al.2001; 金,2003; 山田ら,2009）。しかし現状では負荷起源と想定されて特性が調べられているのは植物プランクトンがほとんどであり、ヨシやアサザといった水質浄化機能を有するとされている水生植物について、そこから溶出する有機物の特性や、有機物負荷速度、酸素消費速度などは全く検討されていなかった。

そこで本研究では水質浄化作用を有するとされ、全国で植栽が行われているヨシとアサザの2種を対象に、水草起源の有機物が湖沼水質に与える影響について明らかにすることを目的とした。ヨシやアサザが枯死して湖に堆積すれば、底質への有機物汚濁負荷となる。しかし「水質浄化」とは先述のように、湖「水」中のCODで測定される有機物濃度を減らすことであるため、堆積物に負荷があっても、湖水のCODが減っていれば水質浄化機能となる。逆に増えていたら汚濁したことになる。また、そもそも有機物濃度を下げるのは酸素消費速度を減らすためであることから、枯死体の分解を通じて酸素が消費されていれば、湖水への悪影響とみなすことができる。そこで本研究では、ヨシやアサザから湖水に回帰する溶存有機物を見積もるとともに、酸素消費量についても見積もることとした。

ヨシはイネ科の植物であり、シリカの含有率が比較的高いとされている。そのため50%分解に要する日数が224日であり、他の沈水植物や浮葉植物に比べて分解が遅い（浅枝, 2011）。このことからヨシとアサザで有機物の溶出実験を行った場合、アサザの方がヨシに比べ速やかに有機物を供給することが考える。また、ヨシとアサザでは含有する成分についても異なるため、溶出する有機物の性質も異なることが予想される。

2. 方法

2-1 実験の概要

本研究では、湖岸もしくは湖岸近傍で前年に成長・枯死したヨシが湖内に流入すると考えて、前年に成長して枯死したヨシ（以下、「枯れヨシ」）を実験対象とした。またアサザについては、植物体は根以外すべて水中にあるため、生のアササ茎、アササ葉を用いて、水質に影響を与える溶存有機物を対象に溶出実験を行った。

植物の分解・溶出実験に用いる容器は、PET製のウォーターサーバー用12Lスクリュートルを使用した。

CODとして測定される溶存有機物（以下DOC）について、近年では、酸素消費につながらない難分解性DOCと易分解性DOCに分かれ、指定湖沼でCODが目標値に削減できない理由として、難分解性DOCの割合が増えているためである可能性が指摘されている（国立環境研究所,2004）。難分解性DOCと易分解性DOCの定義としては、便宜的に、100日間で減少しない分画を難分解性としているが、その根拠として、琵琶湖の生分解試験を150日行ったが、100日以降はTOC（溶存有機炭素）の値が変化しなかったことが示されている（滋賀県琵琶湖環境化学研究センター,2008）。そこで本研究では、前年に立ち枯れたヨシや当年

に繁茂したアサザが梅雨末期の豪雨によって湖沼に流入したと仮定し、BOD測定（バクテリアによる酸素消費速度を測定）で設定される水温20度において100日の滞留時間中の植物体あたり酸素消費量や、溶存有機物溶出量を測定することとした。具体的に枯れヨシは2013年7月12日～2013年10月20日の100日間、アサザは2013年7月26日～2013年11月03日の100日間で実験を行った。

水生植物からの溶出実験に用いた水は、植物体の分解を行う細菌類を含んだ環境水として、千葉県北部に位置する手賀沼の水を用いた。また、細菌類フリーの水としてMilli-Q水を用いた。採水は10日おきに行い、TOC(全有機炭素)、pH、DO(溶存酸素濃度)を測定した。

環境水で溶出実験を行った枯れヨシ、アサザ茎、アサザ葉の試料水については、スチレンビニルベンゼン共重合体カートリッジを用いて疎水性酸、親水性画分、疎水性中性物質の3つに分画して、構成を調べた。分画法としてはImai (2002)の方法が排水処理プラント排水の溶存有機物の分画など広く用いられているが、分画に用いる非イオン性マクロ網状アクリル樹脂XR-D8(Amberlite 20-60mesh;平均比表面積 $450\text{m}^2\text{g}^{-1}$;平均粒径 250\AA)が精製に多量の有機溶剤と多大な時間を必要とするだけでなく、精製を行っても低濃度のDOC測定が可能なレベルまでブランク値を下げるのが難しいという問題があるため、本研究では角脇・吉田 (2009) の分画方法を採用した。

2-2 実験サンプル（枯れヨシ、アサザの茎、アサザの葉、環境水）

枯れヨシは2013年4月19日に島根県北東部に位置する宍道湖の湖岸で採取されたものを、付着した泥や砂を除去してから使用した（Fig.2-1）。



Fig.3-1 実験に用いた枯れヨシ

アサザの茎と葉は、霞ヶ浦麻生地区で採取し、東京大学環境棟屋上で1年間栽培したものを2013年7月25日に採取し、茎と葉に分け、付着藻類などを除去してからMilli-Q水で水洗いしたものをを用いた（Fig.2-2, Fig.2-3）。



Fig.2-2 実験に用いたアサザの茎



Fig.2-3 実験に用いたアサザの葉

環境水として用いた手賀沼湖水は手賀沼湖心で採水し、プランクトンネット（目合100 μ m）で濾過したものを使用した。

2-3 実験条件

Milli-Q水と環境水をそれぞれ10L入れたウォーターサーバー用 12L スクリューボトルに、枯れヨシを40g（湿重量）、アサザの茎・葉をそれぞれ20g（湿重量）加えた。ヨシはイネ科の植物でありシリカを持つため、分解が遅く、溶出してくる溶存有機物の量も少なくなると考え、アサザ（茎・葉）の倍量を実験に用いた。それぞれの条件についてn=3になるようにした。また、コントロールとしてMilli-Q水のみボトルと環境水のみボトルを含めた、合わせて20のボトルを室温20℃に設定した恒温室に設置し、暗条件で静置した(Fig.2-4)。

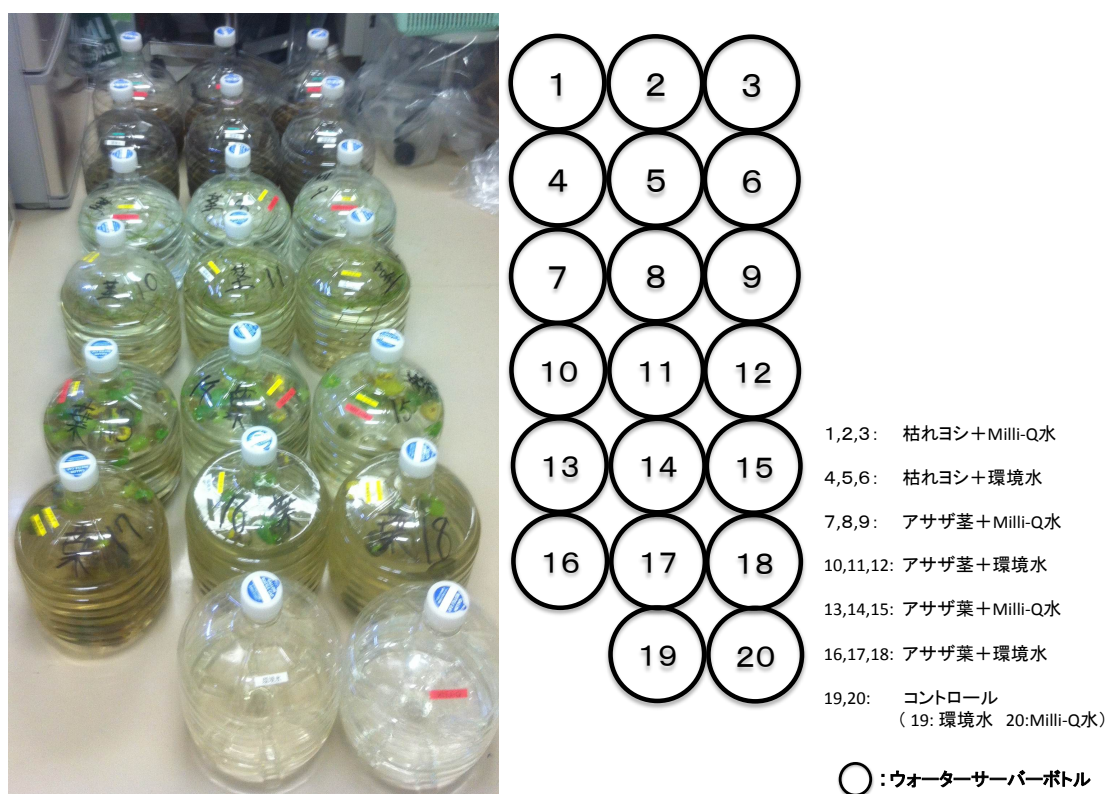


Fig.3-4 実際の実験に使用したウォーターサーバーボトルと実験条件
上記写真は撮影のために遮光ネットを外し、照明をつけている。

2-4 測定方法

各ウォーターサーバーボトルから10日ごとに100mLずつ採水を行い、ガラス繊維濾紙（Whatman社製GF/F）で濾過した後に、全有機炭素量（TOC）の測定を行った。測定にはTOC-LCPH（株式会社 島津製作所製）を用いた。測定条件は以下のとおりである(Table.3-1)。

Table.2-1 本研究におけるTOCの測定条件

測定法	TC-IC法
測定単位	mg/L
注入回数	2/3回
洗浄回数	2回
SD上限	0.10000
CV上限	2.00%
酸添加(TC)	0.0%

本研究で使用したTOC-LではTOC（全有機炭素）の測定法として下記の2つの方法がある。

- ・ TC（全炭素）-IC（無機炭素）法
- ・ NPOC(不揮発性有機炭素)法

最も一般的な測定方法はNPOC法である。この方法は試料中のIC（無機炭素）を酸性にすることで、二酸化炭素として除去した試料のTCを測定することでTOCを求める方法である。本研究では、溶存有機物中にPOC（揮発性有機炭素）が高濃度で存在する可能性を考慮し、TC-IC法による測定を行った。

植物起源溶存有機物濃度は以下のように定義して算出した

測定値 - それぞれのコントロール（Milli-Q水、環境水）

採水を行う際にpHとDO(溶存酸素濃度)の測定も行った。pH、DO(溶存酸素濃度)の測定にはそれぞれHORIBA pH/ION/COND METER F-74BW、HORIBA DO METER OM-51を用いた。

2-5 植物サンプルの乾燥重量測定

枯れヨシ、アサザ茎、アサザ葉から乾燥重量あたりどの位の溶存有機物量を溶出するかを換算するために、重量の乾湿比を求めた。それぞれのサンプルを湿重量で約10g（n=3）量り取り、Yamato Dry Oven DX300を用いて70℃に設定し、重量の減少がみられなくなるまでの3日間乾燥を行った。またアサザの茎については5cmに長さを揃えた茎20本の重量を測定し、1cmあたりのバイオマス量を算出した。

2-6 溶存有機物の分画

環境水中の溶出実験で得られたサンプルを角脇・吉田 (2009)を参考に、スチレンジベンゼン共重合樹脂カートリッジ (Sep-Pak製 PS-2 Cartridge) を用いて疎水性酸、疎水性中性物質、親水性画分の3つに分画を行った (Fig.3-7)。

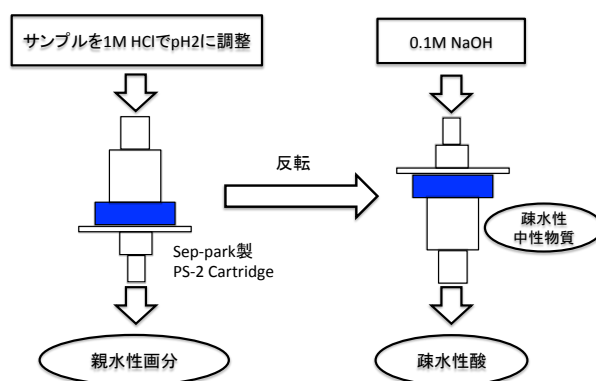


Fig.3-7 溶存有機物の分画方法(角脇、吉田2009に加筆)

スチレンベンゼン共重合樹脂カートリッジはコンタミを防ぐために、アセトン10mL、メタノール10mL、Milli-Q水10mL、0.1M HCl 10mL、0.1M NaOH 10mLの順に通液を行い、Milli-Q水で通過液が中性になるまで通液を行い使用した。溶出実験のサンプル20mLを上記図に従いpH2になるように調整した後、20mlガラスシリンジでスチレンベンゼン共重合樹脂カートリッジに通液させ、親水性画分を得た後、カートリッジを反転させ0.1M NaOHを20mL通液し、疎水性酸を抽出した。サンプルと同じ調整を行ったMilli-Q水をカートリッジに注水し、その濃度をブランク値とした。抽出した画分は、TOC-LCPH (株式会社 島津製作所製) を用いて測定を行った。得られた画分の濃度は下記のようにして算出した。

- ・ 親水性画分＝親水性画分サンプルの濃度－ブランク値
- ・ 疎水性酸＝疎水性酸サンプルの濃度－ブランク値
- ・ 疎水性中性物質＝分画を行う前のサンプルの濃度－（親水性画分＋疎水性酸）

3. 結果

3-1 pH・DO

pH の測定結果を Fig.3-1 に示す。植物条件の違い、水条件の違いにかかわらず、すべてのサンプルで pH が極端に酸性にも塩基性にもなることはなく、pH=7 付近で安定していることが確認された。

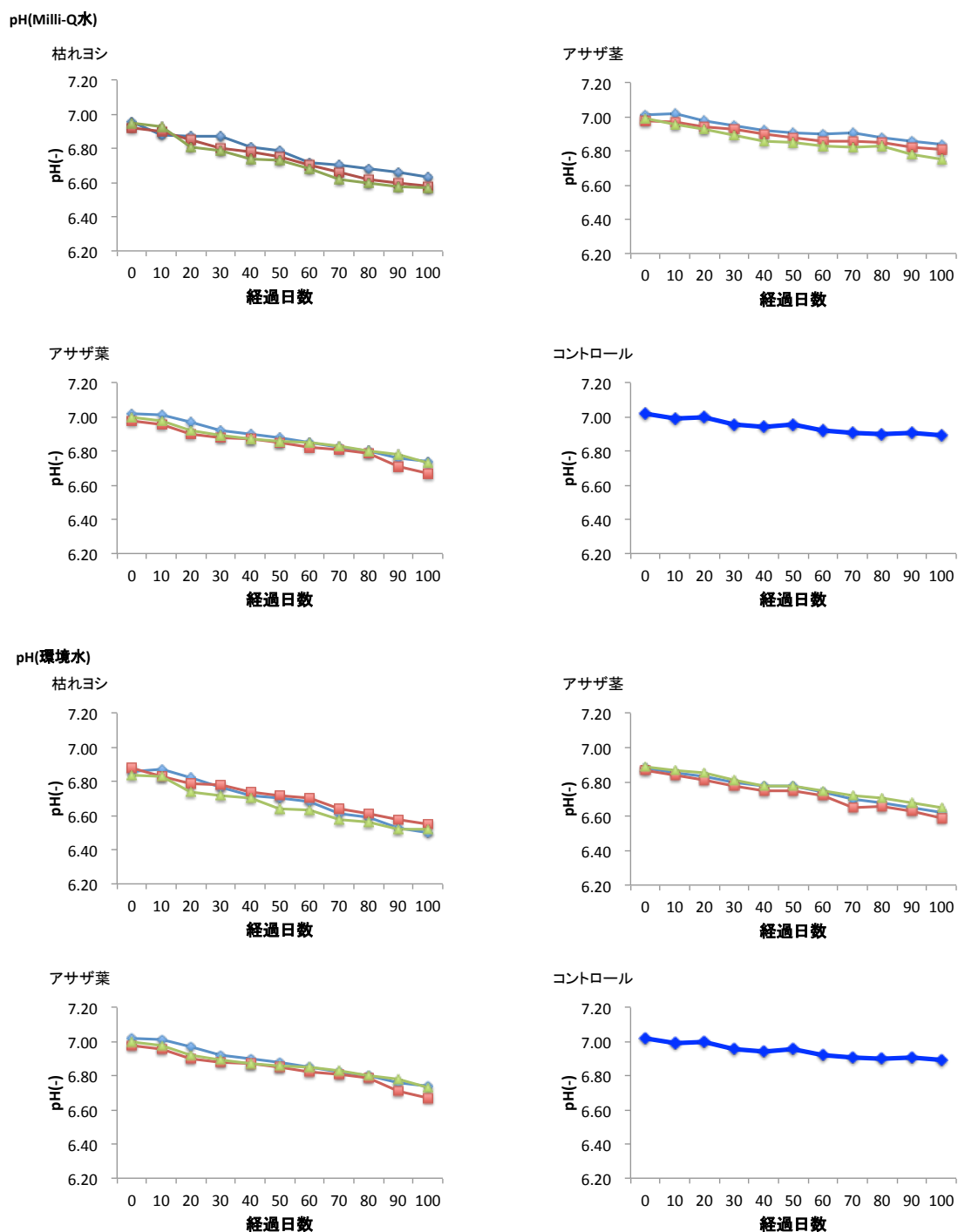


Fig.3-1 実験期間中の各条件の pH

溶存酸素濃度については、測定値にボトル内の水の量を乗じて溶存酸素量に変換した。実験期間中の溶存酸素量の変化について Fig.3-2 に示す。枯れヨシとアサザ茎では、実験開始から 10 日目にかけて溶存酸素量が大きく減少した。アサザ葉は 10 日目から 20 日目にかけて溶存酸素量の減少がみられた。

実験開始時の溶存酸素量と実験終了時の溶存酸素量の差を Table.3-1 に示す。溶存酸素量は実験期間を通じて、実験開始時の半分以下に減少することはなかった。

枯れヨシ、アサザ茎、アサザ葉の炭素濃度を文献値から参照し、それぞれの含有炭素量を計算した。枯れヨシについては同地点で採取された安部（未発表）の分析値を用いた。アサザ(*Nymphoides peltate*)については、同種の炭素濃度を記載した文献が見あたらなかったため、同属であるハナガバタ(*Nymphoides aquatic*)の葉の炭素濃度(Troxler and Richards, 2009) を参照した。同文献では葉と茎を分けて測定していなかったため、ここでは葉と茎の濃度を同じと仮定した。炭素濃度はそれぞれ、枯れヨシが 33.44%、アサザ葉・茎が 45.36%である。また、乾燥重量および炭素量あたりの溶存酸素の減少量についても Table.3-2 に示す。乾重量あたり、炭素量あたりの両方でアサザの方がより酸素消費が大きくなった。

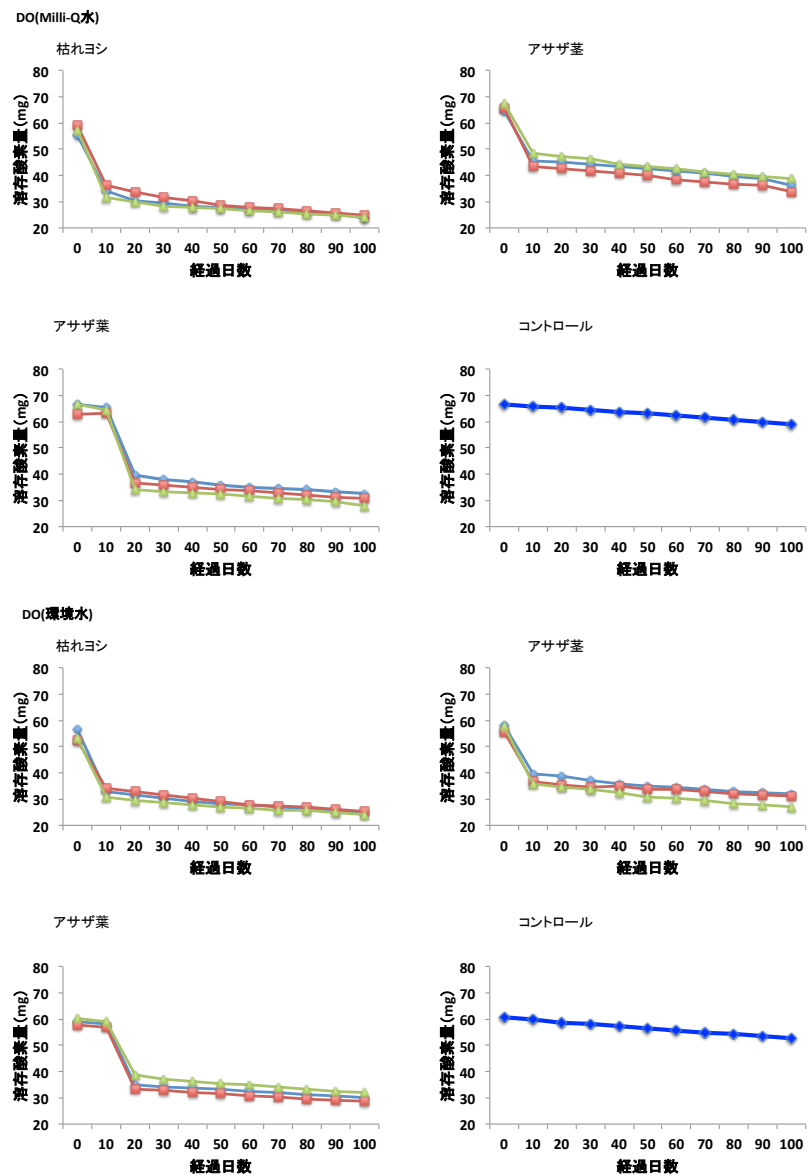


Fig.3-2 実験期間中の各条件の 溶存酸素量

Table.3-1 実験期間中の溶存酸素の減少量

サンプル	実験開始時(mg)	実験終了時(mg)	減少量(mg)
枯れヨシ Milli-Q水	57.23	24.18	33.05
枯れヨシ 環境水	54.00	24.69	29.31
アサザ茎 Milli-Q水	65.93	36.24	29.69
アサザ茎 環境水	57.20	30.00	27.20
アサザ葉 Milli-Q水	65.40	30.48	34.92
アサザ葉 環境水	59.07	30.24	28.83

Table.3-2 乾重量（上段）および炭素量（下段）あたりの溶存酸素の減少量

サンプル	実験開始時(mg/g)	実験終了時(mg/g)	減少量(mg/g)
枯れヨシ Milli-Q水(乾重量あたり)	1.55	0.65	0.89
枯れヨシ 環境水(乾重量あたり)	1.46	0.67	0.79
アサザ茎 Milli-Q水(乾燥重量あたり)	28.18	15.49	12.69
アサザ茎 環境水(乾燥重量あたり)	24.44	12.82	11.62
アサザ葉 Milli-Q水(乾燥重量あたり)	42.47	19.79	22.68
アサザ葉 環境水(乾燥重量あたり)	38.35	19.64	18.72
枯れヨシ Milli-Q水(炭素量あたり)	4.64	1.96	2.68
枯れヨシ 環境水(炭素量あたり)	4.38	2.00	2.38
アサザ茎 Milli-Q水(炭素量あたり)	62.12	34.14	27.97
アサザ茎 環境水(炭素量あたり)	53.89	28.26	25.63
アサザ葉 Milli-Q水(炭素量あたり)	93.62	43.63	49.99
アサザ葉 環境水(炭素量あたり)	84.56	43.29	41.27

3-2 枯れヨシ、アサザ茎、アサザ葉の乾湿比

枯れヨシ、アサザ茎、アサザ葉について湿重量と乾重量を測定し、乾質比を求めた。結果を Table.3-4 に示す。

Table.3-4 枯れヨシ、アサザ茎、アサザ葉について湿重量・乾重量と乾湿比

サンプル	湿重量(g)	乾重量(g)	乾湿比(—)
枯れヨシ	40.02	36.96	0.924
アサザ茎	20.05	2.34	0.117
アサザ葉	20.02	1.54	0.077

3-3 乾重量あたりの溶存有機炭素溶出量

枯れヨシ、アサザ茎、アサザ葉それぞれの乾湿比を用いて、有機物量の変化を乾重量あたりの有機物量に変換し、Milli-Q 水と環境水それぞれについて比較を行った。Milli-Q 水条件下での 100 日時点の植物体乾重量あたりの溶出した溶存有機炭素量を比較すると、枯れヨシが $14.51 \pm 0.51 \text{ mg/g}$ 、アサザ葉が $73.93 \pm 2.43 \text{ mg/g}$ となり、アサザ葉が枯れヨシの 5.10 倍の溶存有機炭素を供給した (Fig.3-2)。環境水条件下での 100 日時点の乾重量あたりの溶存有機炭素量を比較すると、枯れヨシが $14.59 \pm 0.50 \text{ mg/g}$ 、アサザ葉が $121.00 \pm 3.39 \text{ mg/g}$ となり、アサザの葉が枯れヨシの 8.29 倍の溶存有機炭素を供給した。また、環境水条件下でのアサザの茎については $21.81 \pm 0.86 \text{ mg/g}$ であり、アサザ茎が枯れヨシの 1.49 倍の溶存有機炭素を供給した (Fig.3-3)。

水条件の違いによる有機物炭素量溶出の違いについて対応のある t 検定にて検討を

行ったところ、枯れヨシでは水条件による有機炭素溶出量に有意な差はみられなかった ($p>0.05$)。アサザ茎、アサザ葉についてはどちらも水条件の違いによる溶存有機炭素量に有意な差がみられた (アサザ茎 : $p<0.01$, アサザ葉 : $p<0.01$)。アサザ葉から供給される溶存有機炭素は、Milli-Q 水に比較して環境水の方が 1.64 倍多かった。またアサザ茎から供給される溶存有機炭素は、Milli-Q 水に比較して環境水の方が 2.72 倍多かった。

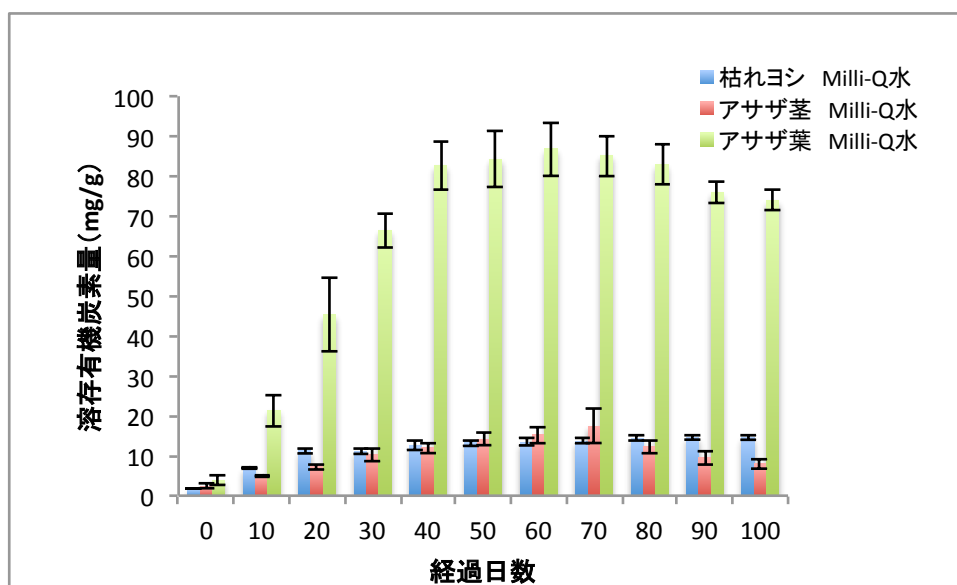


Fig.3-2 Milli-Q 水条件における乾重量あたりの溶存有機物量の変動
(グラフのエラーバーは標準誤差を示す)

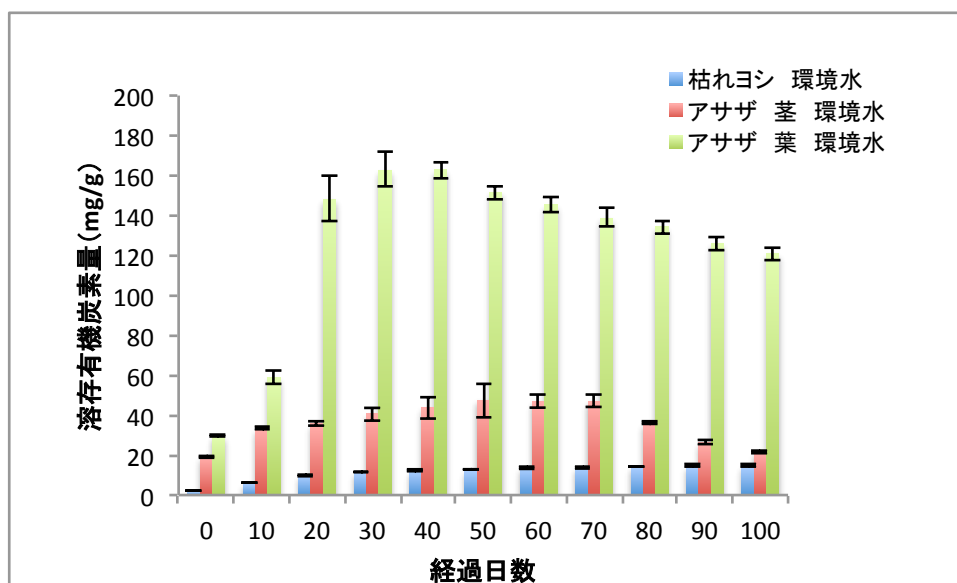


Fig.3-3 環境水条件における乾重量あたりの溶存有機物量の変動
(グラフのエラーバーは標準誤差を示す)

3-4 溶存有機物の分画

枯れヨシ、アサザ茎、アサザ葉それぞれの乾湿比を用いて、各画分の有機物量の変化を、

植物体乾重量あたりの各画分有機物量に変換した。国立環境研究所（2004）によると、それぞれの画分が対応する有機物は Table.3-4 の通りである。

Table.3-4 溶存有機物の分類

分画名	対応すると考えられる有機化合物
親水性画分	親水性酸：糖酸、脂肪酸、ヒドロキシ酸など 親水性中性物質：オリゴ糖類、多糖類など 親水性塩基物質：芳香族アミン、タンパク質など
疎水性酸	フミン酸、フルボ酸
疎水性中性物質	炭化水素、オキシ化合物 鎖状アルキルスルホン酸エステル(LAS,洗剤)など

枯れヨシにおいては実験初期には親水性画分の量が高かったが、徐々に疎水性酸の割合が増加し、実験開始から 100 日後の結果では疎水性酸量が $6.61 \pm 0.06 \text{ mg/g}$ となり、親水性画分量の $6.55 \pm 0.07 \text{ mg/g}$ とほぼ同量となった。また、全溶存有機物に占める割合でも疎水性酸が 48.4%、親水性画分が 48.0% となり、この二成分で 96.4% になった (Fig.3-4)。アサザ茎では、実験開始から 100 日後の結果では、疎水性酸量が $10.32 \pm 0.33 \text{ mg/g}$ と最も多く、全溶存有機物に占める割合も 48.12% と最も割合が大きくなった (Fig.3-5)。アサザ葉では、親水性画分量が常に多くなった。実験開始から 100 日後の結果ではでは親水性画分量が $53.71 \pm 0.42 \text{ mg/g}$ であり、全溶存有機物に占める割合は 46.2% であった (Fig.3-6)

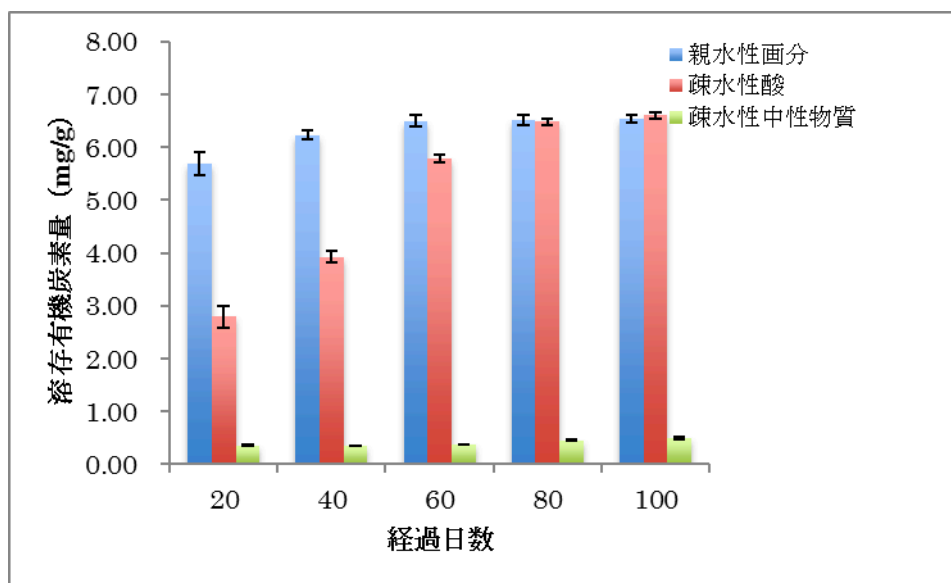


Fig.3-4 枯れヨシ乾重量あたりの環境水条件の分画結果
(グラフのエラーバーは標準誤差を示す)

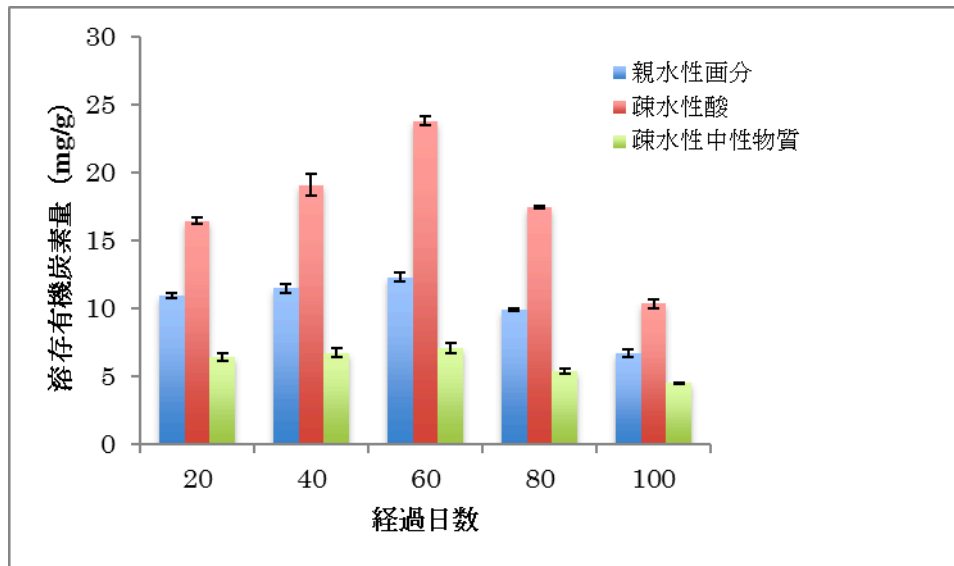


Fig.3-5 アサザ茎乾重量あたりの環境水条件の分画結果
(グラフのエラーバーは標準誤差を示す)

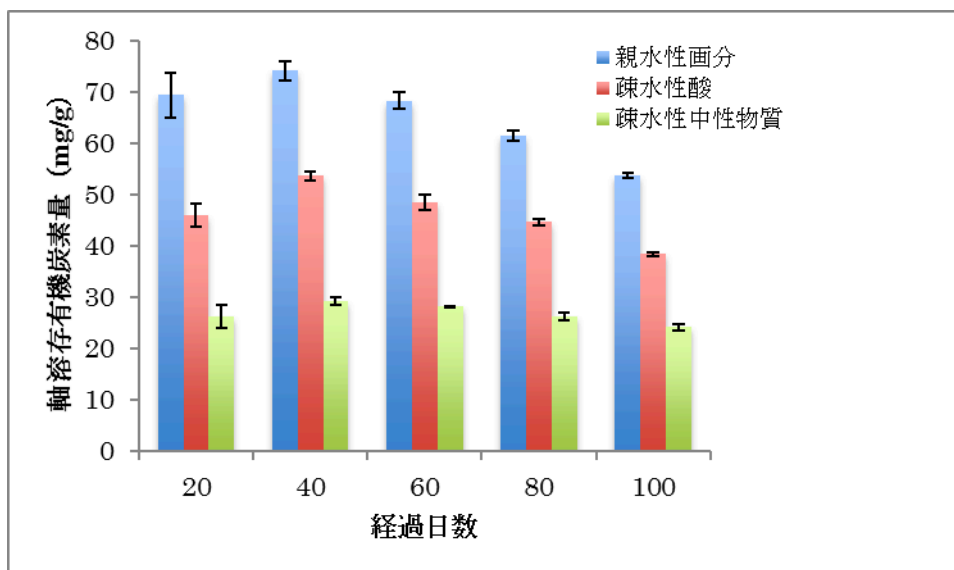


Fig.3-6 アサザ葉乾重量あたりの環境水条件下の分画結果
(グラフのエラーバーは標準誤差を示す)

3-5 炭素含有量の寄与率および炭素量あたりの溶出有機炭素量

枯れヨシに含まれる炭素量のうち溶存有機物へ変換されたと考えられる炭素の割合は、Milli-Q 水では 4.21%、環境水では 4.23%となった。アサザ茎に含まれる炭素量のうち溶存有機物へ変換されたと考えられる炭素の割合は、Milli-Q 水では 1.77%、環境水では 4.81%となった。アサザ葉に含まれる炭素量のうち溶存有機物へ変換されたと考えられる炭素の割合は、Milli-Q 水では 16.30%、環境水では 26.68%となり、他条件と比較し高い割合を示した (Table.3-5)。

Table.3-5 植物体から溶出した溶存有機物炭素が植物体炭素に占める割合

サンプル	実験使用量(g) (乾重量)	%C(文献値)	炭素量(mg)	水条件	100日時点での 溶存有機炭素量(mg)	溶存有機炭素への 炭素量寄与率(w/w%)
枯れヨシ	36.9	34.4	1.27×10^4	Milli-Q水	535.9	4.21
				環境水	539.0	4.23
アサザ茎	2.34	45.4	1.06×10^3	Milli-Q水	18.77	1.77
				環境水	51.03	4.81
アサザ葉	1.54	45.4	6.98×10^2	Milli-Q水	113.4	16.3
				環境水	186.4	26.7

枯れヨシ、アサザ茎、アサザ葉それぞれの炭素量を用いて、植物体炭素量あたりの溶出した有機炭素量の変動をそれぞれの条件でグラフに示した。Milli-Q 水条件下での 100 日時点での植物体炭素量あたりの溶存有機炭素量を比較すると、枯れヨシが $42.17 \pm 1.49\text{mg/g}$ 、アサザ葉が $162.93 \pm 5.36\text{mg/g}$ となり、アサザ葉が枯れヨシの 3.86 倍の溶存有機炭素を供給した (Fig.3-7)。また環境水条件下での 100 日時点の乾重量あたりの溶出した有機炭素量を比較すると、枯れヨシ葉が $42.41 \pm 2.54\text{mg/g}$ 、アサザ葉が $266.76 \pm 7.48\text{mg/g}$ となり、アサザの葉が枯れヨシの 6.29 倍の溶存有機物を供給した (Fig.3-8)。アサザの茎では $72.73 \pm 1.89\text{mg/g}$ であり、枯れヨシの 1.71 倍の溶存有機物を供給した。

溶出した有機炭素量の水条件による違いを対応のある t 検定にて検討を行ったところ、枯れヨシでは水条件による溶存有機物量の違いに有意な差はみられなかった ($p>0.05$)。アサザ茎、アサザ葉については、どちらも水条件の違いにより溶存有機物量に有意な差がみられた (アサザ茎 : $p<0.01$, アサザ葉 : $p<0.01$) アサザ葉から供給される溶存有機炭素は、Milli-Q 水に比較して環境水の方が 1.64 倍多かった。またアサザ茎から供給される溶存有機炭素は、Milli-Q 水に比較して環境水の方が 2.24 倍多かった。

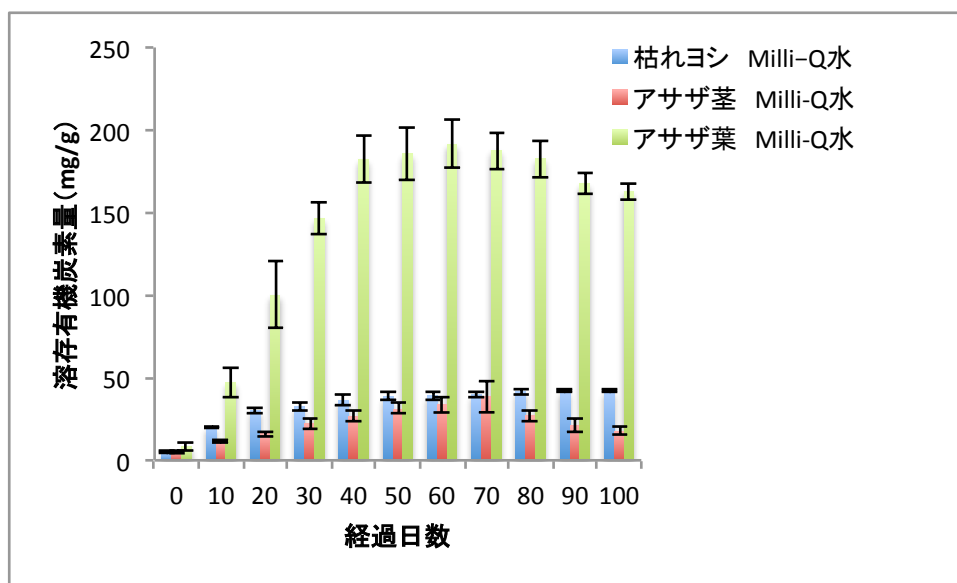


Fig.3-7 Milli-Q 水条件における植物体炭素量あたりの溶存有機炭素量の変動
(グラフのエラーバーは標準誤差を示す)

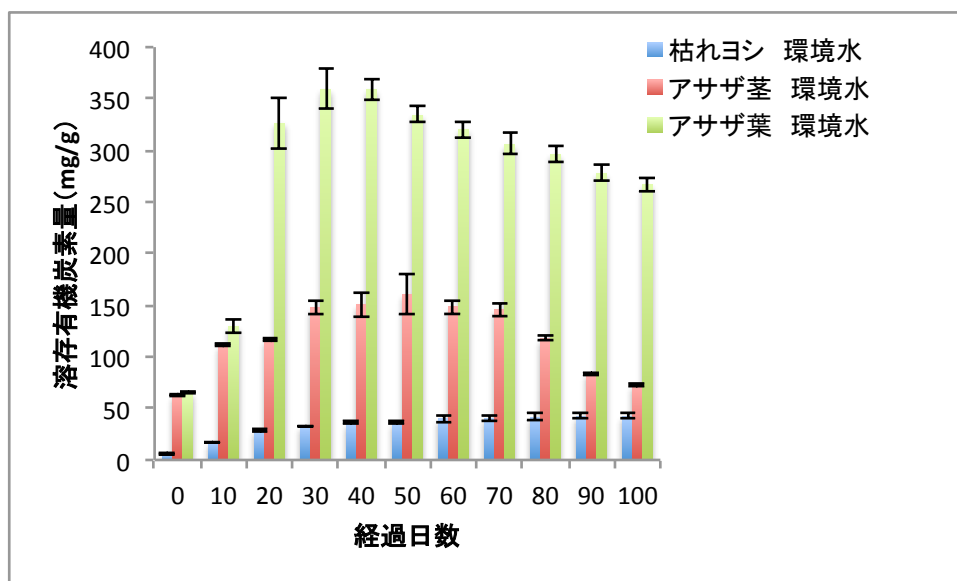


Fig.3-8 環境水条件における植物体炭素量あたりの溶存有機炭素量の変動
(グラフのエラーバーは標準誤差を示す)

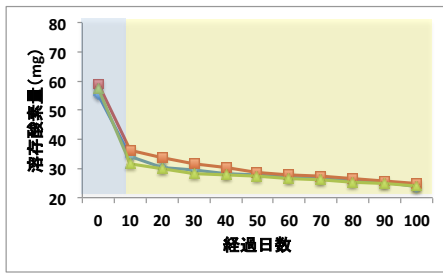
4. 考察

本研究より、水質浄化作用があるとされ各地で植栽が行われているヨシ、アサザからは、湖水の有機汚濁負荷を増加させる溶存有機炭素が供給されることが明らかとなった。その供給量は乾重量・炭素量あたりの換算の違いや、Milli-Q 水・環境水の条件の違いに関わらず、アサザの葉で最も大きくなった(Fig.3-2,3-3,3-7,3-8)。本研究では含有炭素濃度当たりでヨシとアサザからの溶存有機炭素量の違いを検討したが、炭素当たりでもヨシよりアサザの方が高かったことから、シリカが少ないこと以外に、アサザの葉からはイネ科のヨシよりも溶存有機炭素が溶出しやすい要因があると考えられる。

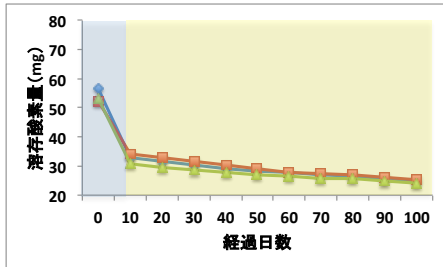
水条件の違いについて(Fig.3-2.3-3)は、枯れヨシでは Milli-Q 水、環境水の間で、有機炭素の溶出量に有意な差が見られなかった。このことから、ヨシの分解はアサザと比べて小さい速度で進み、分解に関わる細菌など微生物の初期濃度の影響は小さいと考えられる。これに対してアサザでは、サンプル投与直後から、環境水において溶存有機物の溶出がみられた。また 100 日後まで常に枯れヨシよりも多い溶存有機炭素量が検出されたことから、アサザの分解はヨシに比べて大きい速度で進み、分解にかかわる細菌などの微生物の初期濃度の影響が大きいと考えられる。

溶存酸素量の消費については、枯れヨシとアサザの茎では実験開始から 10 日までの間に大きな減少が見られたが、その後は溶存酸素量の急激な低下が確認されなかった(Fig.3-2)。このことから、ヨシでは酸素の消費につながる有機炭素、つまり、分解にかかわる、細菌などの微生物が分解しやすい有機炭素（易分解性溶存有機炭素）が実験開始から 10 日までに分解されたと考えられる。したがって 10 日以降に増加した溶存有機炭素は酸素の消費に結びつかない有機炭素、すなわち細菌が分解しにくい有機炭素（難分解性溶存有機炭素）であると考えられる。アサザ葉では、実験開始から 10 日から 20 日までの間に大きな減少が見られたが、その後は溶存酸素量の急激な低下が確認されなかった(Fig.3-2)。このことから、アサザ葉では酸素の消費につながる有機炭素、つまり、分解にかかわる細菌や微生物が分解しやすい有機炭素（易分解性溶存有機炭素）が実験開始から 20 日までに分解されたと考えられる。したがって 20 日以降に増加した溶存有機炭素は酸素の消費に結びつかない有機炭素、分解にかかわる細菌が分解しにくい有機炭素（難分解性溶存有機炭素）であると考えられる。以上より、DO の大幅な減少の前後で、溶存有機物の溶出に関して、易分解性溶存炭素生成期 (Phase.1) と難分解性溶存有機炭素生成期(Phase.2)の 2 つに分けられると考えた(Fig.4-1.4-2,4-3)。

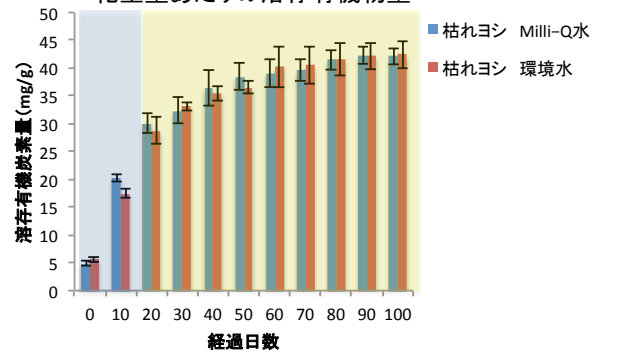
枯れヨシ Milli-Q水



枯れヨシ 環境水



乾重量あたりの溶存有機物量

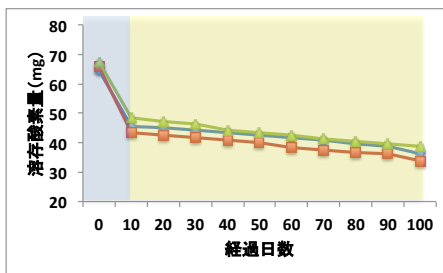


Phase.1 (易分解性溶存有機炭素生成期)

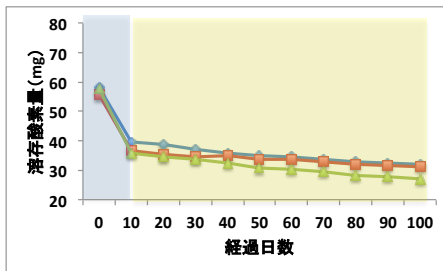
Phase.2 (難分解性溶存有機炭素生成期)

Fig.4-1 枯れヨシにおける易分解性溶存炭素生成期と難分解性溶存炭素生成期

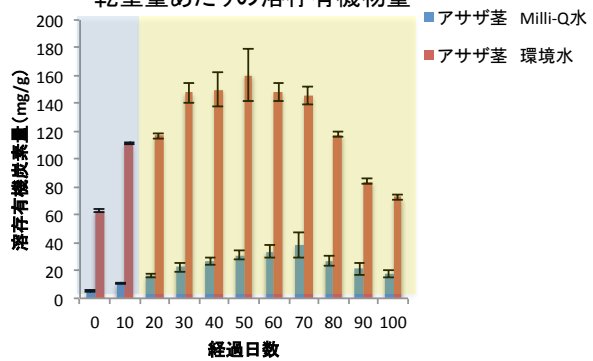
アサザ茎 Milli-Q水



アサザ茎 環境水



乾重量あたりの溶存有機物量



Phase.1 (易分解性溶存有機炭素生成期)

Phase.2 (難分解性溶存有機炭素生成期)

Fig.4-2 アサザ茎における易分解性溶存炭素生成期と難分解性溶存炭素生成期

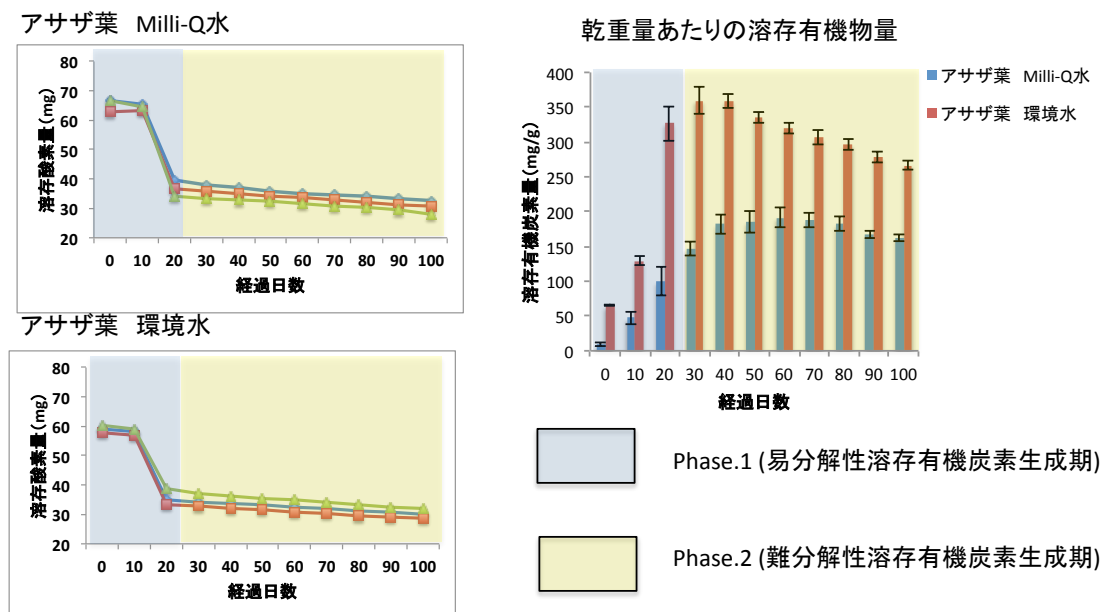


Fig.4-3 アサザ葉における易分解性溶存炭素生成期と難分解性溶存炭素生成期

枯れヨシやアサザ茎、アサザ葉を環境水条件下で実験を行ったサンプルでの溶存有機物の分画から、アサザ葉では親水性画分（糖酸、オリゴ糖類、タンパク質など）、アサザ茎はフミン物質が最も多く供給されていることが分かった。ヨシでは親水性画分と疎水性酸の割合だけで 96%を上回り、疎水性中性物質（炭化水素、オキシ化合物）はほとんど供給していなかった(Fig.3-4,3-5,3-6)。溶存有機物の画分によるトリハロメタン生成能に関する既報（国立環境研究所, 2004；永井ら, 2005；山田・布施, 2007；山田・布施, 2012）によれば、親水性画分のトリハロメタン生成能が、それまで高い値を示すとされていた疎水性酸（フミン物質）よりも高いことが報告されている。

以上のことから、枯れヨシ、アサザ茎、アサザ葉との比較では、湖沼へ供給される有機物負荷として最も大きな影響を与え、さらにトリハロメタン生成能の高い親水性画分を多くの割合で供給するアサザの葉が、水質悪化の影響が最も大きいと言える。また、これら植物体の溶出・分解によって生成された溶存有機炭素の大部分が、難分解性溶存有機炭素である可能性が示唆された。

本研究で得られた結果を用いて、仮想湖沼において水質浄化を目的としてヨシ、アサザが植栽され、刈り取りや火入れといった管理を施さなかった場合に湖沼水質にどのような影響を与えるかを推定する。計算は有機汚濁の程度を示す環境指標である COD(化学的酸素要求量)と、貧酸素化などの指標となる DO(溶存酸素濃度)とする。

仮想湖沼は計算を簡単にするために、縦、横 100m,深さ 1m とする。この中には本実験で用いた手賀沼水と同じ水が満たされているとし、湖岸から 5m の範囲にヨシを植栽し、湖面全面をアサザが覆っているとする (Fig.5-1)。溶出実験で想定したように、水温 20 度に

において 100 日の滞留時間中の植物体あたり酸素消費量や、溶存有機物溶出量が仮想湖沼の水質にどのような影響を与えるのかを検討する。DO の初期値については実験の環境水コントロールの値を設定した。

本研究で得られたパラメータで補完できないものについては既報を参照した。ヨシの地上部バイオマス量 (2.35kg/m^2) および、ヨシ地上部の水中への回帰率 (27%) は原田 (2003) を、アサザのバイオマス量 (乾重量) (40g/m^2) は鷺谷 (1999)、TOC から COD への換算係数は厚生労働省 (2003) を参照した。計算に用いたパラメータを Table.5-1 に示す。

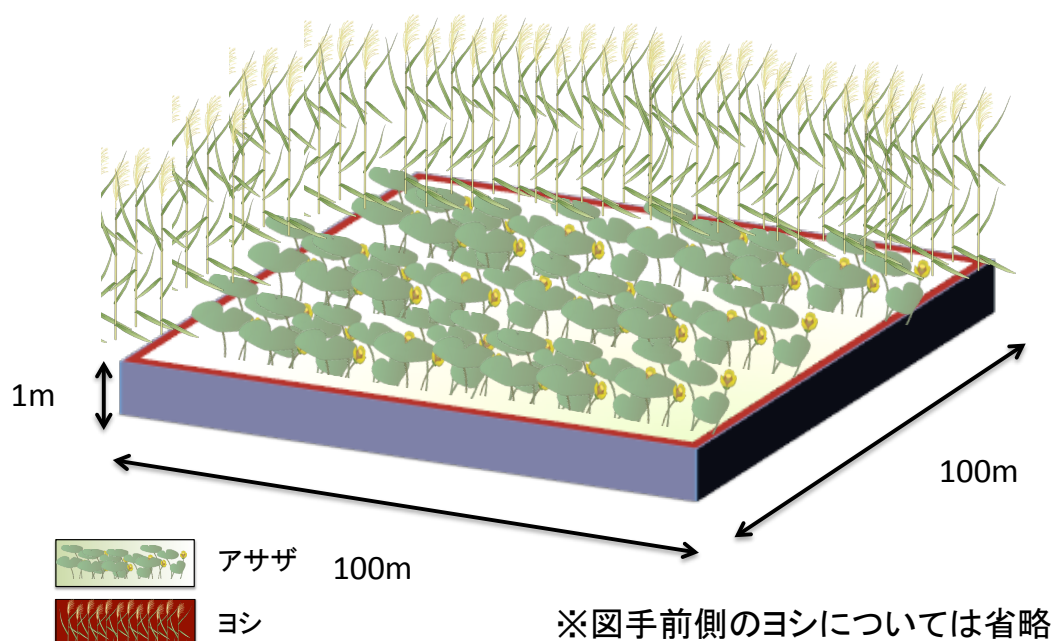


Fig.4-4 仮想湖沼と植栽されたヨシ・アサザの分布。Z方向は10倍に拡大して示した。

Table.5-1 推定に用いたパラメーター一覧

パラメーター	値	単位
乾重量あたりの溶存有機炭素供給量(枯れヨシ)(100日)	14.59	mg/g
乾重量あたりの溶存有機炭素供給量(アサザ茎)(100日)	21.81	mg/g
乾重量あたりの溶存有機炭素供給量(アサザ葉)(100日)	121	mg/g
1mあたりのアサザ茎のバイオマス量(湿重量)	1.51	g
アサザ茎の乾湿比	0.117	—
環境水コントロールのTOC初期値	3.58	mg/L
環境水コントロールのDO濃度初期値	6.06	mg/L
実験期間中の乾重量あたりの酸素消費量(枯れヨシ)	0.79	mg/g
実験期間中の乾重量あたりの酸素消費量(アサザ茎)	11.62	mg/g
実験期間中の乾重量あたりの酸素消費量(アサザ葉)	18.72	mg/g
ヨシ地上部のバイオマス量(乾重量)(文献値)	2.35	kg/m ²
ヨシ地上部の水中への回帰率(文献値)	27	%
アサザ葉の密度(乾重量)(文献値)	40	g/m ²
TOCからCODへの換算係数(文献値)	1.29	—
アサザの葉の大きさ(直径)(推定値)	4	cm

上記パラメータを用いて枯れヨシ、アサザ茎、アサザ葉の影響によるCOD(化学的酸素要求量)とDO(溶存酸素濃度)を計算した。計算方法については以下のようにして計算した。

COD(化学的酸素要求量) (mg/L) 算出法

・ヨシ

乾重量あたりの溶存有機炭素供給量×(ヨシ地上部のバイオマス量×ヨシ地上部の水中への回帰率)

＝乾重量あたりの溶存有機炭素供給量×単位面積あたりのバイオマス量(乾重量)

＝単位面積あたりの溶存有機炭素供給量(ヨシ)

単位面積あたりの溶存有機炭素供給量(ヨシ)×植栽面積＝ヨシ植栽面積で供給される溶存有機炭素量＝A

・アサザ茎

乾重量あたりの溶存有機炭素供給量×
〔(1m²あたりのアサザの葉の数＝茎の本数)×1mあたりのアサザ茎のバイオマス量(湿重量)×アサザ茎の乾湿比〕

＝乾重量あたりの溶存有機炭素供給量×
〔{1m²÷{(アサザ葉の直径(推定値)÷2)²×円周率}}×1mあたりのアサザ茎のバイオマス量(湿重量)×アサザ茎の乾湿比

＝乾燥重量あたりの溶存有機炭素量×単位面積あたりのアサザ茎のバイオマス量(乾重量)

＝単位面積あたりの溶存有機炭素供給量(アサザ茎)

単位面積あたりの溶存有機炭素供給量(アサザ茎)×植栽面積＝アサザ茎植栽面積で供給される溶存有機炭素量＝B

・アサザ葉

乾重量あたりの溶存有機炭素供給量×単位面積あたりのアサザ葉のバイオマス量(乾重量)

＝単位面積あたりの溶存有機炭素供給量(アサザ葉)

単位面積あたりの溶存有機炭素供給量(アサザ葉)×植栽面積＝アサザ葉植栽面積で供給される溶存有機炭素量＝C

・仮想湖沼中の全溶存有機炭素量

環境水コントロールの溶存有機炭素量×仮想湖沼水量＋A＋B＋C

したがって、仮想湖沼のCODの値は…

$$\frac{\text{環境水コントロールの溶存有機炭素量} \times \text{仮想湖沼水量} + A + B + C}{\text{仮想湖沼水量}} \times \text{TOCからCODへの換算係数}$$

DO(溶存酸素量) (mg/L) 算出法

・ヨシ

乾重量あたりの溶存酸素消費量×(ヨシ地上部のバイオマス量×ヨシ地上部の水中への回帰率)

=乾重量あたりの溶存酸素消費量×単位面積あたりのバイオマス量(乾重量)

=単位面積あたりの溶存酸素消費量(ヨシ)

単位面積あたりの溶存酸素消費量(ヨシ)×植栽面積=ヨシ植栽面積で消費される溶存酸素量=A'

・アサザ茎

乾重量あたりの溶存酸素消費量×

{(1m²あたりのアサザの葉の数=茎の本数)×1mあたりのアサザ茎のバイオマス量(湿重量)×アサザ茎の乾湿比}

=乾重量あたりの溶存酸素消費量×

[{1m²÷{(アサザ葉の直径(推定値)÷2)²×円周率}}]×1mあたりのアサザ茎のバイオマス量(湿重量)×アサザ茎の乾湿比

=乾燥重量あたりの溶存酸素消費量×単位面積あたりのアサザ茎のバイオマス量(乾重量)

=単位面積あたりの溶存酸素消費量(アサザ茎)

単位面積あたりの溶存酸素消費量(アサザ茎)×植栽面積=アサザ茎植栽面積で消費される溶存酸素量=B'

・アサザ葉

乾重量あたりの溶存酸素消費量×単位面積あたりのアサザ葉のバイオマス量(乾重量)

=単位面積あたりの溶存酸素消費量(アサザ葉)

単位面積あたりの溶存酸素消費量(アサザ葉)×植栽面積=アサザ葉植栽面積で消費される溶存酸素量=C

・仮想湖沼中の全溶存酸素量

環境水コントロールの溶存酸素量×仮想湖沼水量-(A'+B'+C')

したがって、仮想湖沼のDOの値は…

$$\frac{\text{環境水コントロールの溶存酸素量} \times \text{仮想湖沼水量} - (A' + B' + C')}{\text{仮想湖沼水量}}$$

計算の結果、初期値ではCODが4.62mg/Lであったが、100日後には15.11mg/Lにまで増加を示した。COD増加量に占める各植物サンプルの寄与率は、枯れヨシが21.2%、アサザ茎が30.6%、アサザ葉が48.2%であり、アサザ葉からの供給負荷が最も大きく、植物種で比較するとアサザからの供給負荷が大きくなった。仮に初期のCODの値である4.62mg/Lが植物プランクトンのみによるものとし、ヨシやアサザの植栽によって栄養塩の供給が無く、湖底からの栄養塩の溶出も無いことで4.62mg/gのCODは発生しないとしても、植物体からの溶存有機炭素の供給だけでCODは10.48 mg/Lに増加し、COD初期値の2倍以上の値となった。DOについては初期値の6.06mg/Lから4.04mg/Lに減少し貧酸素状態となった。DO減少量に占める各植物サンプルの寄与率は、枯れヨシが4.6%、アサザ茎が65.4%、アサザ葉が30.0%となり、アサザ茎によるDOの減少が最も大きく、植物種で比較をおこなうとアサザ起源有機物による消費が多くなった。酸素消費量から二酸化炭素として大気中に放出された炭素量を求め、仮想湖沼全体における各植物体の含有炭素量から全炭素量あたりの

二酸化炭素として放出された炭素量の割合を算出した。同様に水中に供給された溶存炭素量を求め、全炭素量あたりの水中に供給された溶存炭素量の割合を算出した。残りの炭素量については湖底に堆積する炭素量としてそれぞれ炭素量と割合を算出した。その結果をTable.5-2に示す。枯れヨシ、アサザ茎は湖底に堆積する炭素量が、植物体の持つ炭素量の95%以上となった。また、アサザ葉においても73.3%であることから、湖底に堆積する炭素量が非常に大きいことがわかる。これらは100日間では溶存有機炭素を溶出しないかもしれないが、以後徐々に溶出していく可能性がある。これは水中CODの増加に直接つながる。さらに堆積物中有機物が蓄積していくことで堆積物の嫌気化が進み、有毒な硫化水素や温暖化ガスのメタンが蓄積し、一部は拡散によって水中にでていく。また、ここでは植物体に含まれる窒素やリンについては検討対象にしなかったが、植物体が分解して有機炭素が溶出する際に窒素やリンも溶出する可能性は十分ある。また植物体のまま堆積物中に埋没した場合でも、上述のように堆積物の嫌気化が進むに従って、アンモニアや正リン酸などの栄養塩として溶出する可能性が高い。すなわち、有機汚濁負荷の面だけでなく栄養塩除去の面からも、植物体を湖外に除去しない限り、アサザやヨシによる水質浄化作用は望めないことになる。

Table.5-2 仮想湖沼における各要素の炭素量およびその割合

サンプル	枯れヨシ	アサザ茎	アサザ葉
全炭素量(kg)	405.9	5149.5	1471
二酸化炭素として 消費される炭素量(kg)	0.3623	49.49	22.76
有機炭素として 水中に溶出する炭素量(kg)	17.17	247.7	392.7
堆積する炭素量(kg)	388.36	4931.6	1408.7
二酸化炭素として 消費される炭素量の割合(%)	0.09	0.96	1.55
有機炭素として 水中に溶出する炭素量の割合(%)	4.23	4.81	26.7
堆積する炭素量の割合(%)	95.7	94.2	71.8

以上より、ヨシやアサザの植栽は、本来改善が望まれる環境基準（CODおよびDO）に対して悪影響を及ぼし、水質を改善するどころかむしろ悪化させる方向に進行することが示唆された。また、短期的には酸素消費にも溶存有機炭素にも結びつかない炭素が枯れヨシ、アサザ茎では植物体全体の94%以上になり、アサザ葉においても71.8%であったことからこれらの堆積によって湖底の嫌気化が進み、湖底からの栄養塩の溶出に寄与することが示唆される。

本研究によって水質浄化に係る機能をもつとされ植栽が行われているヨシやアサザが、水質の環境基準であるCODとBODに悪影響を与えることが明らかとなった。また、DOの減少のプロセスとCOD増加のプロセスとは異なるタイミングで起こっている可能性が示唆

された。さらにCODを増加させた溶存有機炭素は、分画の結果よりトリハロメタン生成能が高く、トリハロメタン生成リスクの高いものであった。したがって水道水として用いられている湖沼にこうした水草を植栽し、何の対策もせずに放置しておくことは人々の健康に与えるリスクを増大させることに繋がり、見過ごす事はできない問題である。また湖底に植物体が堆積することにより湖底の嫌気化が進み、湖底からの栄養塩の溶出が起こることが考えられる。ヨシやアサザを植栽したことで、栄養塩を吸収したとしても、湖底に堆積することで、結果的に栄養塩を回帰させることにつながる事が示唆される(Fig.4-5)。

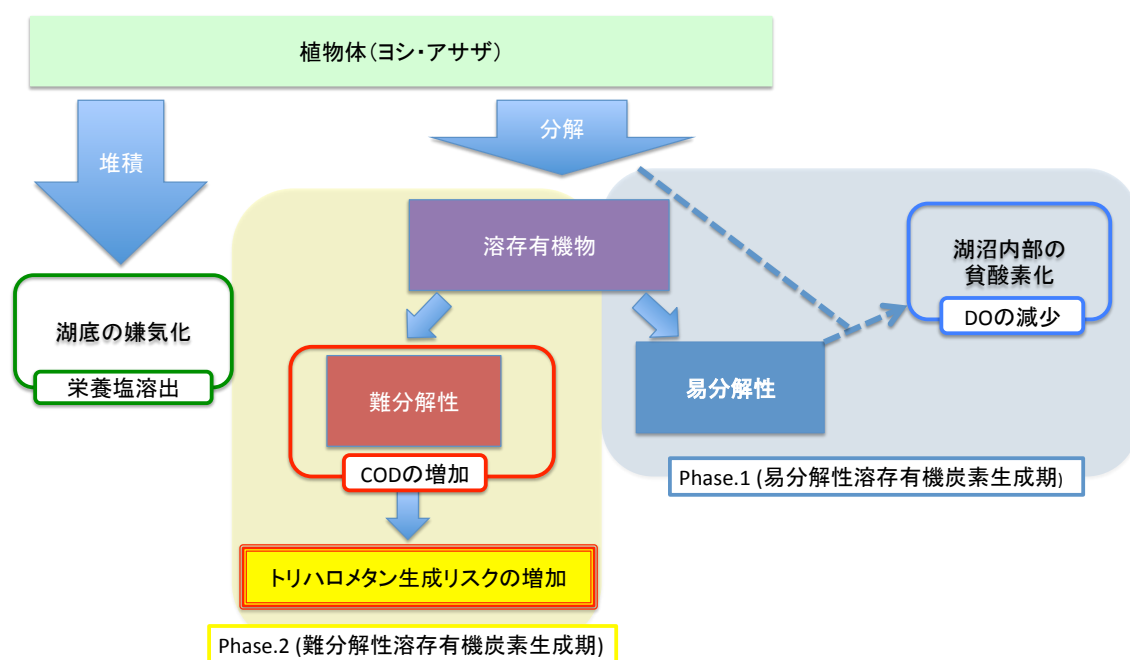


Fig.4-5環境中でのヨシやアサザの分解・溶出による環境基準への影響の概念図

日本国内においては、本研究で示すような水草による環境への悪影響を示した例は少ない。しかしアメリカのフロリダ州にあるIstokpoga湖では、抽水植物群落によってDOの低下によって酸欠が起こること (Bunchら,2010) や、アサザによって沈水植物の成長が阻害されることによる多様性の低下 (Larson、2007) が報告されている。湖沼水質改善の為に水生植物を利用する対策は、本来目的とした有機汚濁負荷の改善どころか汚濁の増加にしかないことを鑑み、再検討されるべきである。また水質改善ではなく動物への生息場所提供など生態系サービスの向上を目的に植栽を行う場合においても、上記した海外での弊害事例や、本研究で明らかとなった貧酸素化や人健康へのリスク増加等を総合的に判断し、環境省中央環境審議会 (2005) で強調されているように、水域に本来生息していた植物の本来繁茂していた範囲への適用や、定期的に刈取りを行う等維持・管理の徹底による水環境の保全を検討していくべきである。

5. 謝辞

今、私がこうして謝辞を書くことができているのは多くの良い出会い・巡り合わせの賜物であると確信しています。

本研究を行うにあたり、いや、私が修士課程の2年間を過ごすにあたり、山室真澄教授には大変多くのご指導およびご支援を頂きました。なかなかテーマが決まらず、M2からの再スタートとなり精神的にも追い詰められることが多く、どうしてよいかわからなくなってしまうようなときも、先生が方向性を指し示して下さいのおかげで、頑張ることが出来ました。データの解釈についても、年末のお忙しい中（大晦日！）にもかかわらず、電話対応をしてくださり、研究の方向性だけでなく、私のやり場のない不安を解消してくださいました。先生には数多くのご迷惑をお掛けしたことと思いますが、お許し下さい。こころより御礼申し上げます。

シャジクモによるリン資源回収をテーマとして考えていた際には、千葉県立中央博物館の林紀男氏にシャジクモを分けていただいただけでなく、種の判別の仕方、培養の仕方など、植物についての知識が全くない私に親切丁寧に教えてくださりました。心より御礼申し上げます。

DOWA テクノロジー株式会社の中里広幸様には、シャジクモ石灰化実験に利用できそうなフィールドの検討、事前調査だけでなく、植物一般の知識についてどの参考書が良いかなど多くの面でアドバイスを頂きました。心より御礼申し上げます。

島根保健環境科学研究所の神谷宏氏には研究テーマが定まらずにいた時、陸水学会の時にアドバイスをくださいました。ありがとうございました。自然と人間環境研究機構の石飛裕氏にはヨシ植栽事業に関連した写真、資料等を送って頂きました。心より御礼申し上げます。

本実験を計画する際、実験を進める際に、様々な意見を専攻ゼミで多くの方にアドバイスを頂きました。様々な観点からの鋭いご指摘やアドバイスによって、今自分の研究がどういう位置付けで、どこを改善していく必要があるのかを客観的に考えるきっかけを与えてくれました。心より御礼申し上げます。

陸水学研究室での生活は、丁寧にかつ的確な指摘をくださる頼れる先輩方、苦楽を共に過ごした同期、後輩に恵まれ充実した日々を送ることが出来ました。溶出・分解実験に使う容器をどうしようかと悩んでいた際に、滝上研究室 博士課程の松神秀徳さんに、ウォーターサーバー用ボトルを提案していただきました。また、研究についても、数多くのアイデア、アドバイスを頂きました。本当にありがとうございました。常に謙虚で、ひたむきに研究に取り組む鑑迫研究室博士課程の中村中さんには研究の流れや、手法、また発表の仕方等多くのコメント・アドバイスを頂きました。中さんにはまだまだ全然及びませんが、大学院入学前に比べて発表のスキルは数段向上できました。陸水研の後輩の安部雄大くんには炭素量のデータを引用させてもらい、お陰でより深い議論を論文の中でのこ

とが出来ました。ありがとうございました。

小室隆さん、矢口無我さんはまさに陸水研の頼れる兄貴でした。研究以外のことにしても気さくにいろいろ教えてくださったり、相談に乗ってもらったりしました。ありがとうございました。同期の阿部良子さんは、M2 になってからは毎週火曜の陸水ゼミの際にしかお会いする機会がなく、あまりお話する機会がなかったのが残念でした。英語のアブストやタイトル等を決める際には、いつも Greg に添削をしてもらって、本当に感謝しています。中村佑希くんこと Bob は常にギリギリを攻めるそのスタイルを真似したいとは思わなかったけど凄いなと思っていました。免許無事とれてよかったね！宮澤雅光くんとは、彼の調査に同行したり、他研究室の村上友弥くんや原島義明くん、山田修栄くんとともに、徹夜作業前にご飯を食べに行ったり、急に何処かへ遊びに行ったりしました。共に研究生生活を送ることができ、有意義な時間を過ごせました。

後輩の実川君、岡本君には先輩らしいことを何一つできていなかった気がしてなりませんが、こんな私からも反面教師でもいいので何か学ぶことがあったなら幸いです。

この修士の 2 年間で物事を論理的に考えて、人にわかりやすく説明することの大切さ、難しさに改めて気付かされました。研究を通して身につけた論理的な考え方は、今後にも必ず役立つことだと思います。来春からはエンジニアとして社会に出ますが、この二年間で学んだことを糧に、社会で活躍できるよう日々努力していきながら頑張っていきたいとします。最後に大学院での 2 年間という時間を私に与えてくれた家族に感謝して私の謝辞と致します。

平成 26 年 1 月 尊敬する下田研人さんから受け継いだ環境棟 5 階 6 号部屋の机にて

6. 引用文献

- 浅枝隆 (2011) : 生態系の環境. 朝倉書店, 東京, 179pp.
- Bunch, A.J., Allen, M.S., Gwin, D.C.(2010): Spatial and temporal hypoxia dynamics in dense emergent macrophytes in a Florida Lake and Wetlands, 30, 429-435
- 福島武彦, 今井章雄, 松重一夫, 井上隆信, 小澤秀明 (1997) : 湖水溶存有機物と紫外部吸光度 : DOC 比の特性とそれの水質管理への利用. 水環境学会誌, 20, 397-403
- 原田正光 (2003) : ヨシ地上部現存量の推定方法. 福島工業高等専門学校研究報告 43 巻
- 今井章雄, 福島武彦, 松重一夫, 井上隆信, 石橋敏昌 (1998) : 琵琶湖湖水および流入河川中の溶存有機物の分画. 陸水学雑誌, 59, 53-68.
- Imai, A., Fukushima, T., Matsusige, K., Kim, Y.H. (2001): Fraction and characterization of dissolved organic matter in a shallow eutrophic lake, its inflowing rivers, and other organic matter sources. Water Research, 35, 4019-4028
- Imai, A., Fukushima, T., Matsusige, K., Kim, Y.H. (2002): Characterization of dissolved organic matter in effluents from wastewater treatment plants. Water Research 36, 859-870
- 今井章雄 (2002) : 湖沼における難分解性溶存有機物の蓄積. 海洋と生物, 24, 203-208
- 角脇怜, 吉田恭司 (2009) : スチレンジビニルベンゼン共重合体樹脂を用いた天然水中における疎水性と親水性の溶存有機物の分画. 水環境学会誌, 32, 205-211
- 環境省 (2007) : 逐条解説湖沼水質保全特別措置法. 78pp.
- 環境省中央環境審議会 (2005) : 湖沼環境保全精度の在り方について (答申) . 13pp.
- 環境省水・大気環境局 (2013) : 平成 24 年度公共用水域水質測定結果. 130pp.
- 金庸桓, 李淳和, 今井章雄, 松重一夫 (2003) : 雲門湖水中の溶存有機物の特性. 水環境学会誌, 26, 861-867
- 吉良竜夫 (1991) : ヨシの生態おぼえがき. 琵琶湖研究所報, No.9, 29-37
- 国土交通省湖沼技術研究会 (2007) : 湖沼における水理・水質管理の技術 第 3 章 湖沼水質に影響を及ぼす負荷の把握. 83pp.
- 国立環境研究所 (2004) : 難分解性溶存有機物 湖沼環境研究の新展開. 環境儀, No.13
- 厚生労働省 (2003) : 第 7 回構成科学審議会生活環境水道部会水質管理専門委員会配布資料 有機物の指標について (TOC の基準値案について) . 4pp.
- Larson, D. (2007): Growth of three submerged plants below different densities of *Nymphaea peltata* (S.G.Gmel.)Kuntze. Aquatic Botany, 86, 280-284
- 永井健一, 青木眞一, 布施泰朗, 山田悦 (2005) : 琵琶湖・淀川水系河川水中におけるトリハロメタン前駆体物質と仕手の溶存有機物の分画. 分析化学, 54, 923-928
- 野口正人, 浦里実, 中尾政法, 山崎次人 (2006) : 健全な水環境に向けた取り組み, 並びに, 長崎市西部下水処理場のヨシ植栽水路での水質浄化実験. 長崎大学工学部研究報告, 36.

- 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター (2008) : 難分解性有機物を含めた有機物による琵琶湖水質汚濁メカニズムについて. 滋賀県琵琶湖環境科学センター研究報告, 第 5 号
- 下濃義弘, 今富幸也, 杉山邦義, 古谷典子, 田中克正, 前田達男 (1998) : ヨシによる水質浄化 (I) 山口県衛生公害研究センター業績報告, 第 19 号
- Troxler, T.G., Richards, J.H., (2009): $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, carbon, nitrogen and phosphorus as indicators of plant ecophysiology and organic matter pathways in Everglands deep slough, Florida USA. *Aquatic Botany*, 91, 157-165
- 田畑真佐子, 加藤聡子, 川村晶, 鈴木潤三, 鈴木静夫 (1996) : ヨシ植栽水路における河川水中の窒素・リンの除去効果. *水環境学会誌*, 19, 331-338
- 鷺谷いづみ・飯島博 (1999) : よみがえれアサザ咲く水辺-霞ヶ浦からの挑戦. 文一総合出版, 東京, 229pp.
- 山田悦, 布施泰朗 (2007) : 琵琶湖・淀川水系におけるトリハロメタン前駆物質としての溶存有機物について. 京都工芸繊維大学環境科学センター報「環境」第 19 号, 44-53
- 山田悦, 青木眞一, 布施泰朗 (2009) : 湖沼などの閉鎖性水域における難分解性有機物増加の原因解明に関する研究 I. 琵琶湖におけるフミン物質および溶存有機物質の動態と COD 増加への影響. 京都工芸繊維大学環境科学センター報「環境」第 21 号, 26-36
- 山田悦, 布施泰朗 (2012) : 湖沼などの閉鎖水域における難分解性有機物増加の原因解明に関する研究 IV. 琵琶湖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. 京都工芸繊維大学環境科学センター報「環境」第 24 号, 33-48