

琵琶湖における溶存腐植物質の鉛直分布と季節変化

*松本真理子、丸尾雅啓、大田啓一（滋賀県立大学・環境科学）、
早川和秀（滋賀県琵琶湖・環境科学研究センター）

1.はじめに

腐植物質は河川水や湖水中の溶存有機炭素濃度の 40~50%を占める主要な構成成分であり、動植物の残渣や死骸が、バクテリアにより無機化される過程で生成される。また、それ自身は生分解を受けにくい。

腐植物質は水の光学的性質を左右し、また上水の塩素処理においてトリハロメタンなどの変異原性化合物の前駆物質となることや微量金属と錯体を形成し、その運命を支配するなどの作用が知られている。これらの性質から溶存腐植物質の挙動を知ることは環境科学的に大きな意味を持つ。

そこで、本研究では琵琶湖における溶存腐植物質の鉛直濃度分布とその季節変化を知り、季節ごとの水柱での現存量を求めた。同時に、実験によって光分解速度定数と湖底堆積物からの供給速度を求めた。また、鉛直濃度分布の季節的な変化から溶存腐植物質の挙動について考察し、分子量分布からその起源の推定を行った。

2.方法

滋賀県立大学実習船「はっさか」を用いて、琵琶湖 St.1(水深 0~60m、図.1)において採水、採泥、琵琶湖水中の粒子態有機物(POM:40~100 μm)の採取を行った。採水はバンドーン採水器を用いて、2006年2月、3月、7月、8月、9月上旬、9月下旬、10月、12月、1月の計9回行った。2006年12月には不攪乱採泥器を用いて採泥も行った。POM(40~100 μm)はプランクトンネットで採取した。

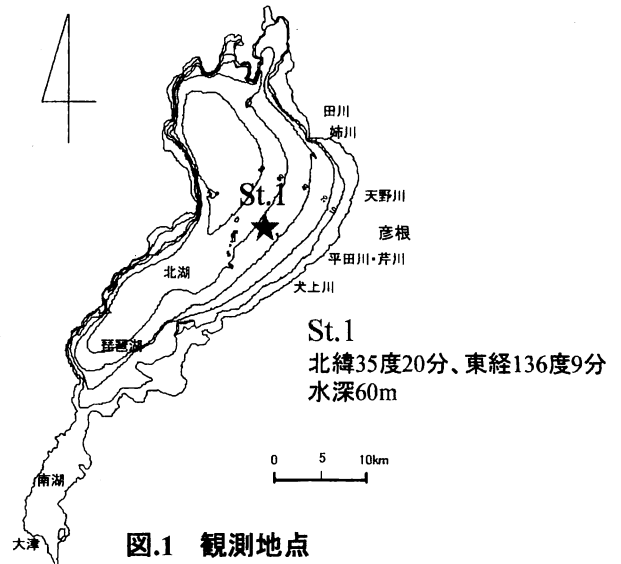
水試料は GF/F でろ過し、高速サイズ排除液体クロマトグラフ(HPSEC)および全有機炭素計(以下 DOC

分析)で分析した。

2006年8月の水深 0m および 30m の湖水を用いて、光照射実験を行なった。ろ過した湖水を石英ビンに封入したものを明ビンとし、これをアルミホイルで包んだものを暗ビンとした。これを水面に浮かべ、一定時間太陽光を照射した後、採取し HPSEC および DOC 分析した。

堆積物コア試料を用いて、湖底堆積物から湖水への溶存腐植物質の供給速度を求めた。採取した堆積物コア試料は暗下で静置し、一定時間ごとに、堆積物直上の湖水を採取し、GF/F ろ過後、HPSEC および DOC 分析した。

琵琶湖水中の POM を用いて、生分解実験を行った。GF/F ろ過した湖水に POM を $35\text{mgC}\cdot\text{L}^{-1}$ になるように添加した。培養は、暗黒下、 20°C で行った。培養から一定時間ごとに試水を採取し、GF/F ろ過後、HPSEC および DOC 分析した。



3. 結果と考察

琵琶湖水中の溶存腐植物質の HPSEC は保持時間 32 分、33 分、36 分(peak1、peak2、peak3 とする)

の3つの分子量群に分けられた。また、季節や水深によってこれらのピーク比率は変化していた。

光照射実験の結果、水深30mの湖水中の溶存腐植物質は光分解を受けていた。積算日射量 $10\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}$ までは光分解速度定数 $-0.034\text{MJ}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 、 $10\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}$ から $30\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}$ までは $-0.0060\text{MJ}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ であった。また、水深0m湖水はほとんど光分解を受けていなかったことから、すでに十分に光照射を受けていたと考えられる。

湖底堆積物からの溶存腐植物質の供給実験では、堆積物コア試料の直上の湖水に溶存腐植物質が溶出していた。実験開始から32時間目までは、溶出速度 $11\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ を求めることができた。

琵琶湖水中のPOMの生分解実験の90日目には琵琶湖水中の溶存腐植物質と似た分子量分布の生分解産物が生成していた。このことから、生分解90日目には溶存腐植物質が生成していたと考えられる。また、生分解3日目から10日目にpeak3に相当する生分解産物が著しく生成した。

琵琶湖における溶存腐植物質の鉛直濃度分布は季節によって変化した。冬(2月、3月、図2)には全層において約 $0.15\text{mgC}\cdot\text{L}^{-1}$ であった。これは、湖水が鉛直循環することによって溶存腐植物質が鉛直方向に均一な分布になったためと考えられる。

夏(7月、9月上旬、図3)になり水温躍層が形成されると、冬と比較して、表層で濃度の低下がみられた。これは、湖水の光照射実験の結果から、夏の琵琶湖表層において溶存腐植物質が光分解を受けたためと考えられる。また、水温躍層付近に溶存腐植物質の濃度極大がみられた。これは生分解実験の結果から、水温躍層付近において植物プランクトンなどのPOMが生分解を受け、溶存腐植物質が盛んに生成されたためと考えられる。夏の水温躍層付近ではpeak1、peak2に対しpeak3のピーク比率が高かった。これは、生分解実験の3日目から10日におけるpeak3の著しい生成と一致する。

秋から冬(9月下旬~1月)には、夏の表水層でみられた濃度減少が3月の表水層の濃度 ($0.15\text{mgC}\cdot\text{L}^{-1}$) に戻っていた。夏に水温躍層付近でみられた濃

度極大が消えていた。これは、夏に比べ植物プランクトンなどのPOMの生成が少ないことが原因の一つに考えられる。また本研究の中で生分解による溶存腐植物質の生成速度は温度に依存していることが分かったため、水温が夏に比べ低下する秋から冬では、生分解による溶存腐植物質の生成速度が遅かったと考えられる。また、夏に水温躍層から湖底にかけて増加した溶存腐植物質の濃度が時間とともに減少していった。琵琶湖において1月まで湖底付近の溶存酸素濃度が減少し続けることから、上層との水の混合はないと考えられる。そのため、光分解以外の何らかの溶存腐植物質の除去機構による減少だと考えられる。本研究において、この光分解以外の除去機構を明らかにすることはできなかった。

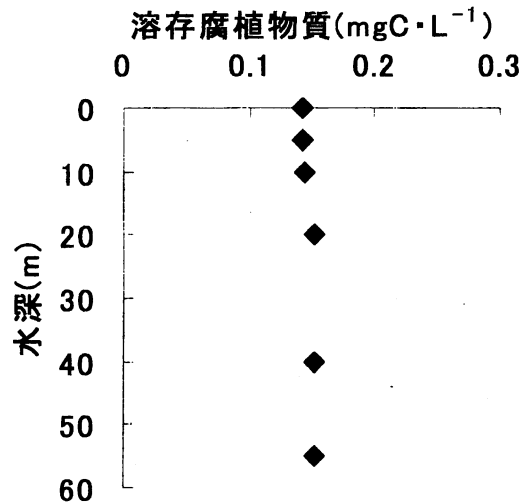


図2 2006年3月6日 琵琶湖 St.1

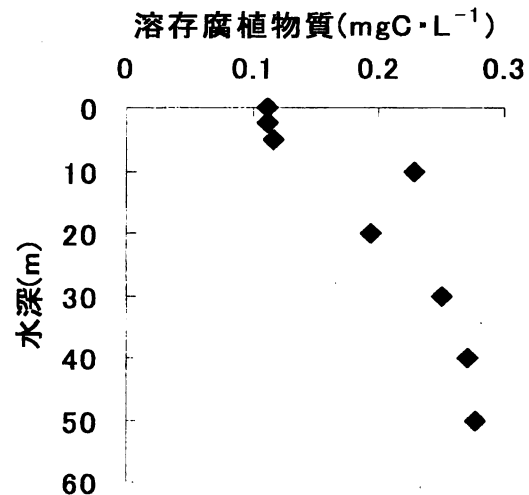


図3 2006年9月4日 琵琶湖 St.1