

寡少な水中光環境下にある富栄養化水域の DO の動態特性

Dynamic Characteristics of Dissolved Oxygen in a Eutrophic Water Body under Scarce Underwater Light Environment

○原田昌佳*・平松和昭*・齋藤孝**

Harada Masayoshi*, Hiramatsu Kazuaki*, Saitoh Takashi**

1. はじめに 富栄養化水域では、多量の懸濁物質や溶存物質の存在により水中光強度の水深方向への減衰は極めて大きい。そのため、水域の光、熱、溶存酸素 (DO) は水深方向で大きく異なり、無光層や水温躍層の形成、さらには水域の貧酸素化・無酸素化が生じる。水中の光環境が各種水質の動態に直接的な影響を与えることから、富栄養化水域の保全・改善を考える上で、寡少な水中光環境下での水質の動態特性を明らかにすることは重要な課題である。本研究では、多量のフミン質の存在によって透明度が極めて低い貯水池を対象に、水質観測と生態系モデルによる数値計算を通じて DO の動態特性を検討した。

2. 観測概要 対象池は、森林域を伐採し造成された水深約 8m の洪水調整池であり、その周辺に散布された伐採木材チップ由来の大量のフミン質によって茶褐色を呈する。2007 年 7 月 26 日～10 月 30 日に、池中心部の水深約 8m の地点で水温、水質、水中光量子量、透明度の定期観測を約 1 週間間隔で実施した。水温、DO、光量子量については 0.5m 間隔で、富栄養化に関わる水質項目については 1m 間隔で、これらの鉛直分布を測定した。

3. 観測結果 水温、光量子量、DO の観測結果の一例を Fig.1 に示す。同図中の基準化した光量子量とは、各水深の光量子量を水面のそれで除した値である。また、光量子量の鉛直分布より求めた光の消散係数 η と透明度 D_s の関係を Fig.2 に示す。Fig.1 より、光強度がゼロとなる水深は 8 月で約 1m 以深、9 月以降

で約 2m 以深であった。これに応じて D_s は、8 月で 0.3m～0.5m、9 月以降で 1.0m～1.4m の範囲で変化した (Fig.2 参照)。表層でのプランクトン調査によれば、8 月に藍藻類 *Anabaena* 属が大量に発生し、Chl. a も高濃度であったが、9 月以降ではその個体数は急激に減少し、Chl. a は低濃度であった (松本, 2008)。このような藍藻類の消長によって、8 月と 9 月以降で D_s が大きく異なると考えられる。8 月では水面と水底の水温差が約 20℃と大きく、強固な水温成層が形成され、約 1m 以深で無酸素状態にあった。9 月中旬以降、無光層、無酸素化に転じる位置が徐々に下がり、10 月下旬では約 5m 以浅で水温と DO はほぼ一様に分布し、混合層の発達を確認できる。

一般に、消散係数と透明度の関係は $\eta = 1.7/D_s$ で表されるが (有田, 1998), Fig.2 によれば $\eta = 1.28/D_s$ であった。消散係数は懸濁物質や溶存物質の濃度に依存するが、観測期

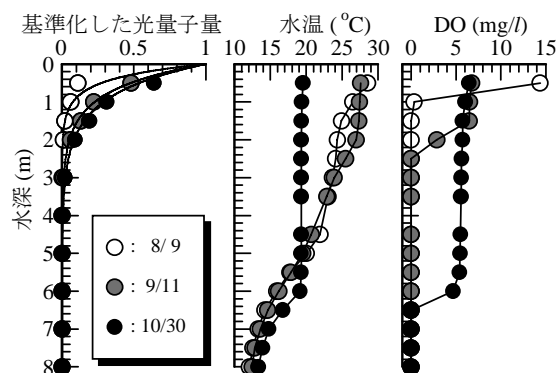


Fig.1 水温、光量子量、DO の鉛直分布

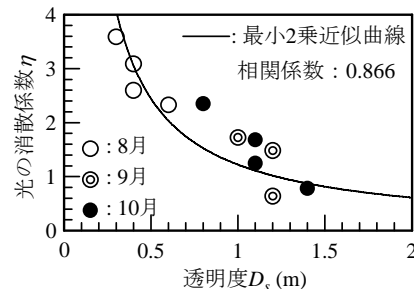


Fig.2 η と D_s の関係

*九州大学大学院農学研究院 / Faculty of Agriculture, Kyushu University Koei Co., Ltd.

**日本工営株式会社 / Nippon

キーワード [和]: 富栄養化, 溶存酸素, 水中光環境, 透明度, 鉛直 1 次元生態系モデル

間中の DOC/TOC 比は夏季で約 0.8, 秋季で約 0.9 と高いことから, フミン質を主体とする溶存物質が光の減衰の主な原因と推察できる. **Fig.2** は, このことを反映した結果と考えられる.

4. 鉛直 1 次元低次生態系モデルによる水質動態解析 解析モデルは水温と状態変数に関する鉛直 1 次元拡散方程式から構成される. 後者は, 動植物プランクトン, 懸濁態・溶存態有機物, 栄養塩および DO を状態変数とする低次生態系モデルである. 本モデルでは, 水中光強度の鉛直分布を Lambert-Beer 式で表し, 同式中の η は **Fig.2** 中の近似曲線より与えた. 同モデルを用いて, 観測期間内の水温と水質の経時変化を再現した. 生態系モデルのパラメータ設定では, 中田 (2002) が用いた値を基本に, 十分な再現性が得られるようにパラメータ値を調整した. なお, 池内の水の流入出と外部負荷の影響は考慮していない.

Fig.3 に DO の再現結果と観測値の比較を示す. 同図には, 生産, 消費および鉛直拡散輸送の各過程による 1 日当たりの DO 変動量の経時変化を併記する. 再現結果と観測値は良好に一致し, パラメータ値も含め妥当なモデルが構築できたと判断できる. DO 変動量の経時変化より, 9 月以降の水深 2m, 3m での DO 増加は, 光合成と鉛直拡散輸送による酸素の供給に起因する. また, 10 月では拡散輸送量が卓越し, とくに, 水深 4m~6m での DO 増加は, 鉛直拡散輸送による酸素供給のみに起因する. 9 月以降の水深 2m, 3m での生産量の増加は, 同時期に透明度が 1.0m~1.4m に上昇したことを反映した結果と推察できる. 一般に, 秋季では放熱による水面冷却が顕著となり, これに伴う自然対流の発生の結果として混合層が厚くなる. 水深 2m~6m での鉛直拡散輸送による DO 増加はこのような混合層の発達に起因し, その位置は 9 月下旬に水深 3m, 10 月上旬に水深 4m, 10 月下旬に水深 5m にまで達したと考えられる. DO の生産量から補償深度を判断すると, 8 月 ($D_s = 0.3\text{m} \sim 0.5\text{m}$) で水深約 1m, 9 月以降 ($D_s = 1.0\text{m} \sim 1.4\text{m}$) で水深約 3m である. これより, フミン質が光の減衰の主たる原因である水域においても, 補償深度は D_s の 3 倍程度と考えられる. ところで, 観測期間内の風速データから季節的な変化や特性を見出せず, 水域内の水理学的現象に対する風応力の影響は期間を通じて同程度であったと考えられる. すなわち, 水深 4m~6m で見られる DO の拡散輸送量の増大は水中の光・熱環境に依存し, 風による機械的な擾乱がそれに果たす役割は小さいことが示唆された.

5. おわりに 降雨, 調整池内の水の流入出, 外部負荷の影響を考慮した水質の動態解析が今後の課題である. 本研究は, 平成 18, 19 年度九州大学教育研究プログラム・研究拠点形成プロジェクトからの助成を得た. 記して謝意を表す.

参考文献 有田正光編 (1998): 水圏の環境, 東京電機大学出版局, pp.20-23. 中田喜三郎 (2002): 湖沼沿岸域および内湖の物質循環, 滋賀県琵琶湖研究所所報, **19**, pp.84-96. 松本晶子 (2008): 動植物プランクトンの季節的消長からみた富栄養貯水池の水環境評価, 九州大学農学部卒業論文.

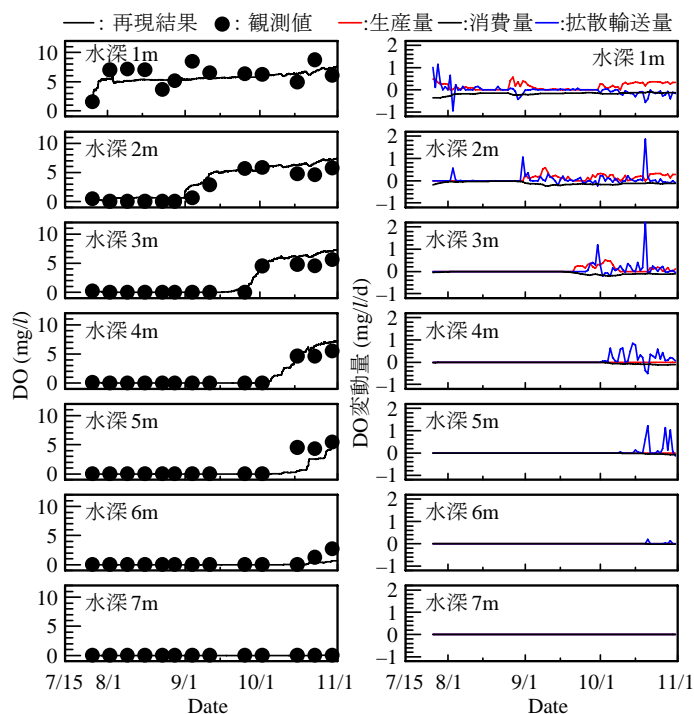


Fig.3 DO の再現結果と観測値の比較 (左) ならびに DO 変動量の経時変化 (右)