

霞浦湖沉积物需氧速率的研究*

范成新 相崎守弘[†] 福岛武彦^{††} 松重一夫^{††}

(中国科学院南京地理与湖泊研究所 南京 210008)

[†](日本岛根县岛根大学生物资源科学部 690)

^{††}(日本国立环境研究所地域环境研究部 305)

提要 1995年2月,用大口径采样器采集日本霞浦湖土浦湾和湖心柱状沉积物样品,在20℃恒温蔽光封闭条件下,研究了该湖沉积物需氧(SOD)速率及实验前后上覆水和间隙水中形态营养物浓度变化。结果表明,实验初期(0—5h),SOD速率随时间呈线性上升,大于5h后呈非线性下降,对线性部分计算的SOD速率约在0.6—1.8mg/(m²·d)之间。实验发现,上覆水和表层间隙水中形态营养物Fe(II),NH₄⁺-N和溶解性有机氮含量在SOD实验前后有很大变化。

关键词 沉积物需氧 速率 室内模拟 营养物 霞浦湖

学科分类号 X524

沉积物SOD速率在综合评价水体水质和环境特征时被认为是一个非常有用的参数(Rolley *et al.*, 1967)。大量研究表明,SOD速率与环境因子(如温度和水体生产力等)有重要关系(张永良等, 1990; Hargrave, 1972)。Edburg等(1973)和Seiki等(1989)设计了罩式实验装置,在现场模拟SOD实验,其结果被认为更接近于实际,但系统环境条件人为调节困难。Edburg等(1973)还做了室内比较实验,认为两者实验结果虽有少量差别,但室内实验易于控制。大多数研究者选择在室内进行SOD实验。詹朝坤等(1986)研究了分散性底泥在循环体系中的SOD速率;Moriwa(1986)考虑保持底泥样品原状用柱状采样器在控制条件下研究了SOD速率,结果重复性较好。本文在前人研究基础上,应用大口径采样器保持样品原状进行控制条件下的室内模拟实验以探讨霞浦湖沉积物的SOD速率。

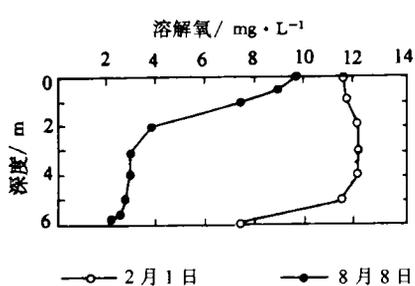


图1 湖心区溶解氧垂直分布(1995年)

Fig.1 The vertical distribution of dissolved oxygen in the lake center (1995)

泥在循环体系中的SOD速率;Moriwa(1986)考虑保持底泥样品原状用柱状采样器在控制条件下研究了SOD速率,结果重复性较好。本文在前人研究基础上,应用大口径采样器保持样品原状进行控制条件下的室内模拟实验以探讨霞浦湖沉积物的SOD速率。

1 研究区概况

霞浦湖位于日本茨城县境内,面积为167.6km²,平均水深为4m,最大水深为7m。多年来,受人为活动的影响,该湖已成为富营养化湖泊。1991年湖水

* 日本“霞浦湖底泥疏浚效果评价及对生态环境的影响”研究项目部分内容。范成新,男,出生于1954年10月,研究员,Fax:0086-025-7714759

收稿日期:1996-07-01,收修改稿日期:1998-05-08

平均总氮和总磷含量分别达 1.3mg/L 和 0.068mg/L。夏季湖面常形成水华, 深水区湖底有时处于缺氧和无氧状态, 1995 年 8 月 8 日近沉积物界面上覆水中溶解氧浓度仅为表层中的 1/3(加藤あぐみ等, 1996)(图 1), 在接近底部约 50cm 处, 溶解氧明显下降, 反映湖底底泥有显著的耗氧作用发生。

2 样品采集与分析方法

于 1995 年 2 月 1 日和 10 日在霞浦湖心(36°02′01.7″N, 140°04′17.9″E)和该测点向西约 10km 处的土浦湾(36°03′43.8″N, 140°14′10.0″E)两测点, 用大尺寸(Φ110 × 500mm)重力封底式采样器各采集两个柱状样品, 用现场水样注满, 橡皮塞塞紧后垂直放置。另取小尺寸采样管(Φ40 × 325mm)各采集 3 个柱状样。现场测定垂直溶解氧并采集上层水样。实验室内将小尺寸采样管中的柱状沉积物表层样(2cm)进行分层离心(5 000rpm, 20min), 得间隙水样。用于分析和实验的间隙水和湖水样品均用滤膜(Whatman GF/F)过滤。表层沉积物、间隙水和上覆水样品性质见表 1。各项目测定所用仪器和方法为: 溶解

表1 表层沉积物、间隙水、上覆水主要性质

Tab.1 Characteristics of the superficial sediments, interstitial water and overlaying water

| 项 目 | 湖 心 | | | 土 浦 湾 | | |
|---------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | 沉积物 | 间隙水 | 湖水 | 沉积物 | 间隙水 | 湖水 |
| pH | 6.75 | 7.48 | 8.05 | 6.89 | 7.57 | 8.26 |
| Eh (mV) | -31.2 | — | — | -14.7 | — | — |
| TN (mg/g)/DTN(mg/L) | 7.5 | 4.59 | 1.12 | 2.6 | 0.346 | 1.05 |
| TP (mg/g)/DTP(mg/L) | 1.2 | 0.825 | 0.015 | 0.8 | 0.158 | 0.009 |
| TOC(mg/g)/DOC(mg/L) | 6.2 | — | 4.50 | 4.2 | — | 4.30 |
| Fe(II)(mg/L) | — | 1.84 | 0.000 | — | 0.637 | 0.000 |

氧 DO(Mode159 溶氧测定仪, YSI); pH / Eh (HM-60V 型 pH 计); 溶解性总氮 DTN 和溶解性总磷 DTP(过硫酸盐消化接 TRAACS-800 分析); 溶解性有机碳 DOC(干式酸化法, 岛津 TOC-5 000); Fe(II)(2, 2′-二氮杂苯显色法)。所涉及仪器均为日产。

3 沉积物需氧(SOD)实验

样品采集后立即运回实验室, 于 6h 内进行实验。先用虹吸软管小心抽去柱状样上层水样, 用预先经滤膜(Whatman GF/F)过滤的原样点湖水样沿壁缓缓(不扰动沉积物表层)加入, 至满, 加盖, 不留气泡。按图 2 接通装置。调节循环泵适当流量和搅拌器适当转速(不使底泥上层悬浮), 开启数字式溶解氧仪和计算机, 同步进行测试和数字采集, 记录时间, 全部实验体系在恒温 20℃ 和蔽光条件下进行, 48h 停止。实验结束后, 将柱状样按每 2cm 分层,

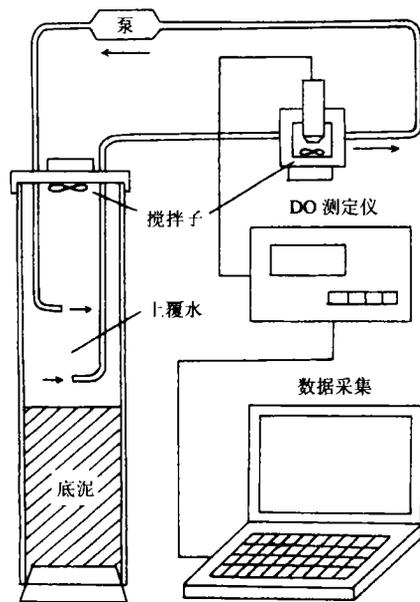


图2 沉积物需氧实验装置

Fig.2 The layout of SOD experiment

离心,上覆水和间隙水样按同上相应分析要求进行测定。

4 结果与讨论

4.1 底泥 SOD 速率

在沉积物 SOD 实验中,霞浦湖湖心和土浦湾样品上覆水(湖心 2.13L,土浦湾 1.14L) DO 在恒温 20℃ 下的变化如图 3 所示。实验初期(0—5h),上覆水中 DO 呈线性下降;自 5h 起,下降曲线呈非线性变化;40h 以后曲线接近于水平(湖心样品)。土浦湾样品在 25—40h 间出现一段非常态变化,但总体下降趋势与湖心样相似。国内外 SOD 实验多在短期内(小于 2—10h)进行完毕(Seiki *et al.*, 1989; 詹朝坤等 1986; Moniwa, 1986), 所得结果与线性规律吻合。本实验连续采集数据 48h, 当线性变化期已过, 随着时间延长, 体系溶解氧不断降低, 逐渐对底泥中生物的呼吸、微生物分解作用和还原性物质氧化产生影响和限制作用, 从而使 SOD 速率减小(张永良等, 1990)。

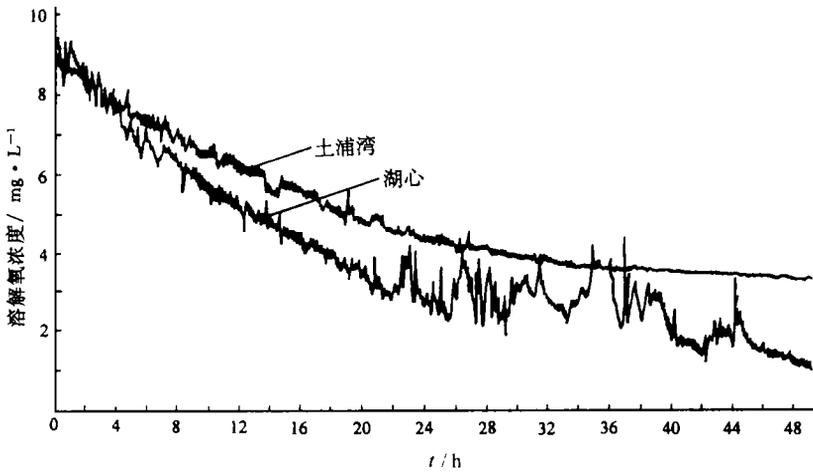


图 3 需氧速率实验中溶解氧浓度随时间变化曲线(20℃)

Fig.3 The curves of DO change with time in the SOD rate experiments (20℃)

对于指定条件(如温度等)下的沉积物-水体系, SOD 速率应为常数, 反映在 DO 变化

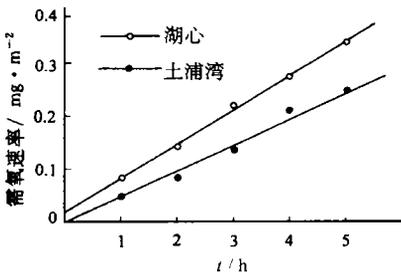


图 4 SOD 实验线性部分计算结果

Fig.4 The results of SOD calculation on the basis of the linear section

曲线中的线性部分。将本实验 0—5h 内的溶解氧变化按单位面积需氧量随时间变化作图 4, 采用线性回归法计算出湖心和土浦湾样品的 SOD 速率分别为: 1.54mg/(m²·d) 和 1.25mg/(m²·d)。季节或温度变化被认为对 SOD 可产生很大影响(Moniwa, 1986)。图 1 已反映, 季节不同 DO 浓度垂直分布差异明显。以湖心区测点为例, 除 DO 浓度在相同深度情况下, 冬季均高于夏季外, 其余 DO 最大变化率位置相差较大。冬季(2月1日中午, 表层水温 4.3℃, 底层 4.2℃)在底层接近沉积物-水界面处, DO 发生急速下降, 表层和底层 DO 差值约为 4mg/L; 夏季(8月8日中

午, 表层水温 30.3℃, 底层 29.5℃) DO 下降突变位置发生于近表层(0—2m), 降幅达 7mg/L, 明显大于冬季。两者垂直分布差异主要与水体中的温度、复氧状况、生物呼吸和光合作用等有关。但注意到, 在接近沉积物-水界面时, DO 均有一明显的突降, 这应理解为与 SOD 贡献有关(Hargrave, 1972)。比较夏季和冬季水深 5m 处的 DO 浓度, 后者比前者约高出 9mg/L。在接近底层近 1m 内, 冬季 DO 下降变化率却明显大于夏季, 表明近底层处 DO 含量的大小可对 SOD 速率有更为重要的影响。这与本文封闭系统实验中, 在 DO 下降至一定浓度后, SOD 逐步减少而使 DO 非线性下降结果较为一致。

另一方面, 由于温度上升, 沉积物-水界面的生物和化学反应活性得以提高, 使夏、秋季的 SOD 速率较之冬、春季约增加 1—2 倍(Seiki *et al.*, 1989)。本研究在恒温 20℃ 条件下进行, 接近于该湖夏末秋初下层水体温度(Ebise *et al.*, 1994)。经估算, 霞浦湖全年沉积物 SOD 速率约在 0.6—1.8mg/(m²·d) 范围内。

4.2 SOD 实验中形态营养物质变化

沉积物 SOD 除反映底栖生物呼吸和有机物在微生物作用下的氧化分解等状态外, 还反映沉积物中还原性物质(如二价铁、二价锰、低价氮和硫化物等)的存在状态和化学氧化情况。许多研究已证实(吴丰昌等, 1996; Rolley *et al.*, 1967; Hohener *et al.*, 1994), Fe(II) 是水土界面的主要还原物质, 对氧化还原环境极为敏感; NH₄⁺ 在缺氧状态下有明显的水土界面交换发生; 溶解性有机氮(DON)变化则与体系中有有机物质和氮的变化有关。表 2 列出 SOD 实验前后, 体系中近表层上覆水和表层间隙水中 Fe(II), NH₄⁺ 和 DON 营养物含量。对于 Fe(II), 实验后上覆水和间隙水中含量均有增加, 其中湖心和土浦湾样品的上覆水实验前呈未检出, 实验后上升至 0.537mg/L 和 0.012mg/L。比较表 2 中实验前后 Fe(II) 含量增加值(C - C₀)反映, 湖心样间隙水中 Fe(II) 浓度均明显高于土浦湾样, 由于前者上覆水体积(2.13L)约是后者(1.14L)的 1.87 倍, 释放到水体中 Fe(II) 的浓度亦高于后者, 因此由于 Fe(II) 的存在而产生的耗氧前者比后者作用强烈。本研究中湖心样的 SOD 速率比土浦湾样增加 23.2%, 其原因与沉积物中还原态物质含量差异有很大关系。

表2 实验前后上覆水和间隙水中部分营养物质含量变化(mg/L)

Tab.2 The variations of the nutrients (mg/L) in overlying water and interstitial water around the experiment

| 样点 | 项目 | Fe(II) | | NH ₄ ⁺ -N | | DON | |
|-----|--------------------|--------|-------|---------------------------------|--------|-------|--------|
| | | 上覆水 | 间隙水 | 上覆水 | 间隙水 | 上覆水 | 间隙水 |
| 湖心 | 实验前 C ₀ | 0.000 | 1.840 | 0.002 | 3.152 | 0.532 | 2.493 |
| | 实验后 C | 0.037 | 2.171 | 0.379 | 2.608 | 1.198 | 1.696 |
| | C - C ₀ | 0.037 | 0.331 | 0.377 | -0.544 | 0.667 | -0.797 |
| 土浦湾 | 实验前 C ₀ | 0.000 | 0.637 | 0.005 | 0.839 | 0.408 | 1.693 |
| | 实验后 C | 0.012 | 1.152 | 0.292 | 0.732 | 0.622 | 1.339 |
| | C - C ₀ | 0.012 | 0.515 | 0.287 | -0.107 | 0.214 | -0.354 |

体系中 NH₄⁺ - N 的变化应主要与底泥厌氧释放有关。本研究采用封闭体系, 水土界面的氧含量随着体系氧消耗绝对量增加而降低, 由富氧状态而逐步进入缺氧环境。在实验期 48h 内, 上覆水 NH₄⁺ - N 含量均有所增加, 而间隙水含量则出现降低。由于体系 DO 含量下降, 缺氧程度增加, 有利于其自沉积物间隙水向上层水体释放, 使表层间隙水中

$\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度降低, 上覆水中含量上升; 另一方面, 氧浓度下降不利于氮氧化物 NO_x^- 的存在(加藤あぐみ等, 1996), 甚至发生反硝化作用, 使 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量下降。经计算, 本实验中湖心和土浦湾沉积物 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 释放量分别为 $42.26\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 和 $17.22\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 。与 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 相似, DON 实验前后在上覆水中均有增加, 间隙水中下降。DON 在沉积物-水界面的行为除与厌氧释放作用有关外, 还与微生物在体系中的代谢作用有关, 微生物的种类数量对这一过程将有很重要的影响。有研究证明(范成新, 1992), 表层沉积物上的细菌数与其有机质含量呈线性关系。表 1 中反映, 湖心沉积物 TOC 含量 ($6.2\text{mg}/\text{g}$, 干重) 高于土浦湾 ($4.2\text{mg}/\text{g}$, 干重), 微生物含量在湖心区亦较高(Ebise *et al.*, 1994), 因此在 SOD 实验中, 湖泊沉积物中的微生物对界面上有机物的分解和代谢应比土浦样中的微生物贡献作用大, 其生物需氧将是 SOD 重要组成部分。

表层间隙水中低价态元素增加的主要来源为: (1) 下层间隙水分子扩散; (2) 缺氧条件下沉积物和间隙水中的高价态元素的转化。由表 2 可分析, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 DON 的实验前后含量增加值 ($C - C_0$) 上覆水为正, 间隙水为负, 且数值接近, 暗示着上覆水中的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 DON 的增加主要是由于间隙水中分子扩散所作的贡献; 而对于 Fe(II), 其 $C - C_0$ 值在上覆水和间隙水中均为正, 且间隙水中的含量增加值远大于上覆水, 由此初步推断: 体系的耗氧进程是表层间隙水 Fe(II) 含量增加的主要因子。SOD 实验原理涉及的因素很多且很复杂, 需进行更深入研究, 但 SOD 速率作为沉积物的一项综合性参数将对评价沉积物水体系环境质量有重要帮助。

5 结语

在有湖泊沉积物存在的完全封闭体系中, 溶解氧含量随时间变化总体呈非线性下降, 湖泊沉积物需氧(SOD)在实验初期与时间存在明显的线性关系, 后者可用于 SOD 速率的计算。对霞浦湖沉积物氧消耗曲线的线性部分计算表明, 该湖的 SOD 速率约在 $0.6 - 1.8\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 之间。沉积物耗氧状态对体系中的形态营养物含量变化有重要影响。随着体系耗氧进程的增加, 上覆水和表层间隙水中形态营养物 Fe(II), $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和溶解性有机氮含量在 SOD 实验前后有很大变化, 耗氧速率大的体系有利于元素自高价态向低价态转化。

致谢 木幡邦男、田中秀之、杉山典子和朴济哲等帮助在野外采样和室内分析, 谨志谢忱。

参 考 文 献

- 吴丰昌 万国江 蔡玉蓉, 1996. 沉积物-水界面的生物地球化学作用. 地球科学进展, 11(2): 191-197
- 张永良 刘培哲主编, 1990. 水环境容量综合手册. 北京: 清华大学出版社. 600-601
- 范成新 1992. 细菌在土壤上吸附的研究. 土壤, 24(1): 23-28
- 詹朝坤 罗孟华 胡成宣, 1986. 底泥耗氧率的测试方法研究. 环境科学, 7(6): 43-46
- 加藤あぐみ 春日清一 山根爽一, 1996. 霞ヶ浦の无酸素形成脱窒. 霞ヶ浦临湖实验施設研究発表会讲演报告集(10). 筑波: 国立环境研究所出版社. F-88-'96/NIES, 25-29
- Ebise S, Aizaki M, Fukushima T, 1994. Environmental Data for Lake Kasumigaura. Tsukuba: Nat Env Stu Press F-6-94', 44-89

- Edberg N, Hofsten B V, 1973. Oxygen uptake of bottom sediments studied in situ and in the laboratory. *Water Res*, 7:1 285—1 294
- Hargrave B T, 1972. A comparison of sediment oxygen uptake, hypolimnetic oxygen deficit and primary production in Lake Esrom, Denmark. *Verh int Verein theor angew. Limmol*, 18:134—139
- Hohener P, Gachter R, 1994. Nitrogen cycling across the sediment-water interface in an eutrophic, artificially oxygenated lake. *Aquatic Sci*, 56(2)115—130
- Moniwa T, 1986. Laboratory studies on the oxygen demand of bottom sediments. *Jap J Water Pollut Res*, 9: 231—238
- Rolley H L J, Owens M, 1967. Oxygen consumption rates and some chemical properties of river muds. *Water Res*, 1:759—766
- Seiki T, Izawa H, Date E, 1989. Benthic nutrient remineralization and oxygen consumption in the coastal area of Hiroshima Bay. *Water Res*, 23(2):219—228

STUDY ON THE RATE OF THE SEDIMENT OXYGEN DEMAND IN KASUMIGAURA LAKE

FAN Cheng-xin, Morihiro Aizaki[†], Takehiko Fukushima^{††}, Kazuo Matsushige^{††}

(*Nanjing Institute of Geography & Limnology, The Chinese Academy of Sciences, Nanjing, 210008*)

[†](*Faculty of Life and Environmental Science, Shimane University, Matsue, Shimane, 690, Japan*)

^{††}(*Regional Environmental Division of National Institute for Environmental Studies, Tsukuba, 305, Japan*)

Abstract Some sediment cores from Tsuchiura Bay and the lake center in Kasumigaura Lake, Japan, were collected with a large-size core sampler in February, 1995. The changes of dissolved oxygen in the sediment-water enclosed system were synchronously recorded and the variations in the nutrient concentrations in the overlaying water and interstitial water were also analyzed under the conditions of 20°C constant temperature and being sheltered from light. The sediment oxygen demand (SOD) rates were calculated. The results show that the dissolved oxygen in the system decreased linearly with time in the initial stage (0—5h) and, however, gave a non-obvious decrease after 5h. The SOD rate in the lake was analyzed and evaluated to be around 0.6—1.8mg / (m² · d) on the basis of the linear part. The formal nutrient contents, such as Fe(II), NH₄⁺ - N and dissolved organic nitrogen, were observed to change apparently in the overlying water and superficial interstitial water during the experiments.

Key words Sediment oxygen demand Rate Indoor simulating Nutrient Kasumigaura Lake

Subject classification number X524