

文章编号:0559-9350(2019)07-0835-09

## 典型盐碱地改良区农田排水沟水体与底泥界面氧通量研究

潘延鑫<sup>1,2</sup>, 冯绍元<sup>1</sup>, 罗 纨<sup>1</sup>, 贾忠华<sup>1</sup>, 井思媛<sup>2</sup>

(1. 扬州大学 水利与能源动力工程学院, 江苏 扬州 225009;

2. 南昌工程学院 鄱阳湖流域水工程安全与资源高效利用国家地方联合实验室, 江西 南昌 330099)

**摘要:** 农田排水沟水体与底泥中的氧含量决定了底泥中各种生源要素的最终归趋, 对维持农田排水沟的水环境至关重要。本论文以陕西富平县卤泊滩盐碱地改良区农田排水沟水体与底泥为研究对象, 从环境微界面角度出发, 根据多年监测数据构建室内试验, 采用高分辨率微环境固液剖面传感系统(丹麦 Unisense 微电极系统), 探究了研究区农田排水沟水体与底泥界面氧通量变化规律。研究表明: 底泥中的溶解氧随深度的增加逐渐减小, 直至溶解氧浓度为零, 到达厌氧层; 溶解氧剖面浓度的实测值与 Profile 模型模拟值的相关系数均在 0.995 以上, 表明该模型能客观地描述溶解氧在农田排水沟水体与底泥扩散边界层和底泥中的分布; 农田排水沟上游不同监测点位的底泥含氧层厚度在 3.5 ~ 6 mm 之间, 而下游监测点位的底泥含氧层厚度约为 1.5 mm, 差异显著; 通过氧浓度线性分布、剖面拐点法得到氧气扩散边界厚度, 上游监测点位的氧气扩散边界层厚度基本在 1 mm, 而下游监测点位的氧气扩散边界层厚度减少至 0.2 mm。农田排水沟水体与底泥界面氧通量的测定, 对于认识农田排水沟底泥的地球化学过程及水环境作用机理具有重要意义, 可为农田排水沟水环境治理提供参考依据。

**关键词:** 农田排水沟; 底泥; 界面; 扩散边界层; 氧通量

**中图分类号:** S276.7

**文献标识码:** A

**doi:** 10.13243/j.cnki.slxb.20190285

## 1 研究背景

农田排水沟由水、生物、土壤组成, 具有一定的深度和宽度, 可发挥相应的水生态环境功能<sup>[1]</sup>。农田大量施肥施药, 造成农田排水沟内氮、磷等污染负荷不断攀升<sup>[2]</sup>, 水体呈现富营养化状态<sup>[3]</sup>, 严重影响了农田排水沟的生态服务功能乃至污染下游接纳水体, 威胁河流水环境<sup>[4]</sup>。如何维持现有农田排水沟的良好水生态环境是一个亟需解决的问题。已有研究表明, 水体污染物迁移转化的重要环节很多情况下都是发生在微界面<sup>[5-6]</sup>, 其变化或反应特性也与界面微环境密切相关<sup>[7]</sup>, 对水体环境污染过程的研究也由常规尺度向更微观尺度(最小可达纳米级)发展<sup>[8]</sup>。农田排水沟水体与底泥界面由水和沉积物两相共同组成, 是农田排水沟水体在物理、化学和生物特征等方面差异最显著的环境边界, 污染物在水体与底泥界面的迁移行为对水体的营养水平起着重要作用。一方面, 盐碱地农田排水沟中盐分和氮磷等污染物会向底泥中迁移; 另一方面, 底泥中的生化反应产物也可重新扩散至水体甚至大气环境。这些过程的发生都必须通过水体与底泥界面, 而底泥中氧含量决定了物质在其中的赋存形态与最终归趋, 是农田排水沟水体环境质量的重要指示指标之一, 对农田排水沟水生生态系统的意义重大。

农田排水沟底泥中溶解氧含量既决定了底泥中各种生命元素的归趋, 也决定了水体与底泥之间物质与能量的传递过程, 从而在更深层次影响着农田排水沟水质及其生态功能。利用完整的农田排

收稿日期: 2019-04-23; 网络出版日期: 2019-07-22

网络出版地址: <http://kns.cnki.net/kcms/detail/11.1882.TV.20190722.0947.001.html>

基金项目: 国家自然科学基金项目(51709144); 江西省教育厅科研项目(GJJ170981、GJJ151137)

作者简介: 潘延鑫(1985-), 博士, 主要从事农业水资源与环境保护研究。E-mail: yanxinpanxaut@126.com

通讯作者: 冯绍元(1963-), 教授, 博士生导师, 主要从事水资源及水环境研究。E-mail: syfeng@yzu.edu.cn

水沟物质平衡计算，可估计农田排水沟内部作用和水体中其他生物地球化学作用对整个水体的贡献，但不能涉及农田排水沟水体与底泥物质交换的内在机制。农田排水沟底泥中大量溶解性物质主要以孔隙水为媒介通过扩散边界层向上覆水体扩散迁移，而上覆水体通过一系列的物理化学和扩散作用参与界面作用，与底泥迁移上来的物质一起为界面反应提供物质基础。现有关于水体与沉积物界面氧通量的研究多集中在海洋<sup>[9-11]</sup>、湖泊<sup>[12-14]</sup>和河流<sup>[15]</sup>，且大多研究是将界面的氧通量与水体中营养盐等物质以及水体流速等要素关联起来进行研究，发现水体与沉积物界面扩散边界层的存在抑制了二者间的物质交换，是影响扩散通量的瓶颈所在。

目前对农田排水沟底泥中氧传递的过程研究较为缺乏，农田排水沟水体与底泥界面是其水生生态系统最重要的界面之一，是底泥中物质参与环境地球化学循环和生物耦合的“热区”。为了研究农田排水沟水体与底泥界面氧通量变化过程，本文以陕西省富平县卤泊滩盐碱地改良区典型农田排水沟为研究对象，通过原位采集农田排水沟水体与底泥，模拟天然水体环境，运用微电极技术对农田排水沟水体与底泥界面氧通量进行了测定，以探索农田排水沟这一特殊地理环境中水体与底泥界面的氧通量变化过程，为进一步研究灌区农田排水沟底泥盐分和污染物运移的内在机理提供基础信息，为农田排水沟水生生态环境和农业健康可持续发展提供理论基础。

## 2 研究区概况

陕西省富平县的卤泊滩盐碱地改良区，因历史上曾为古湖泊洼地，土壤盐分累积较多，区内农业生产一直受到土壤盐渍化的制约。直到1990年末，经有关部门土地平整和健全灌排系统措施，在降雨和灌溉的作用下，农田土壤盐分逐渐降低。受到地形影响，农田排水沟在作物生长季节，除了接纳本区的排水以外，还接纳部分来自上游灌区的灌溉退水。区内排水沟和一些下游洼地形成了一定的水面，成为一些水生植物和动物的栖息地<sup>[16]</sup>。

卤泊滩，古称卤阳湖，横跨蒲城、富平两县，东西长30 km，南北宽1.5~7 km，总面积109.14 km<sup>2</sup>，海拔377~380 m，地势四周高、中间低，形成槽型封闭式洼地，洼地南源和渭河三级阶地相接，洼地内开阔平缓，由西北向东南方向倾斜。滩地组成物质为第四纪松散堆积物，下部是含高盐分的河湖相沉积物，由古湖泊退化而成。水质属硫酸盐氯化型水，其矿化度最高可达43 g/L，pH值最高可达10.1。属大陆性干旱气候，全年蒸发量为1000~1300 mm，是降雨量的2~3倍(图1)。卤泊滩盐碱地综合治理的和谐生态模式确定工程设计水地比例为8.5%<sup>[17]</sup>。

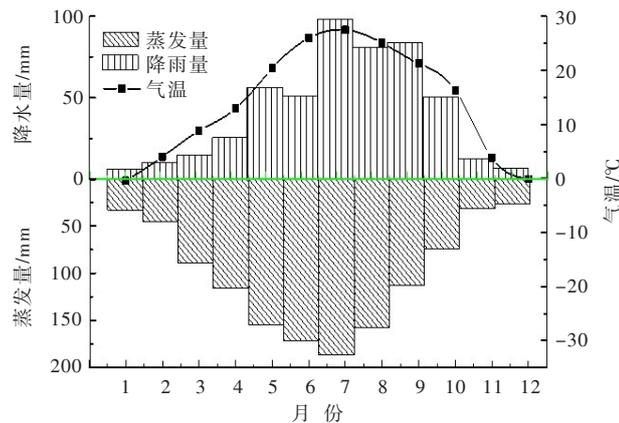


图1 研究区多年平均月降水量、蒸发量及气温值

## 3 材料与方法

### 3.1 试验材料与装置

3.1.1 试验材料 如图2所示，陕西省富平县卤泊滩盐碱地改良区农田为标准田块400 m×100 m，有

3条农田排水干沟和若干条农田排水支沟纵横交错构成了农田排水沟系统，本试验在研究区内3条排水干沟(图2中P、N、M沟)上从北到南自上游至下游依次布设了监测点位，8个监测点分别布设在干沟与支沟交汇处，命名为P14、P10、N16、N10、M20、M14、M8、M6。图2中箭头代表水流方向，上游灌区退水自西边进入卤泊滩盐碱地改良区，流入M沟，水量较大时，部分水量沿相反方向进入N沟与P沟。2018年8月16日在研究区农田排水沟中进行现场底泥采样，每个监测样点用自制的水样取样器采集泥面以上10 cm处的水样，放入车载冰箱冷藏带回实验室，同时用柱状采样器取界面清晰的泥柱，密封后运回实验室，每个监测点位每次取3个水样，采集2~3个柱状泥柱，共采集泥柱19个，供平行测试。如图6所示，依据监测点位的命名和供试泥柱数对所观测的溶解氧浓度剖面进行编排(从P14剖面01至M6剖面19)。同时利用多参数水质分析仪(美国哈希HQ40d)测定现场采样点水质指标。实验室水质指标总氮和总磷的测定依据国家环保总局编著的《水和废水监测分析方法》(第四版，2002)，底泥有机质采用重铬酸钾氧化-外加热法测定参照《土壤农化分析》(第三版，2008)。研究区农田排水沟现状实景及底泥取样位置示意如图3所示。

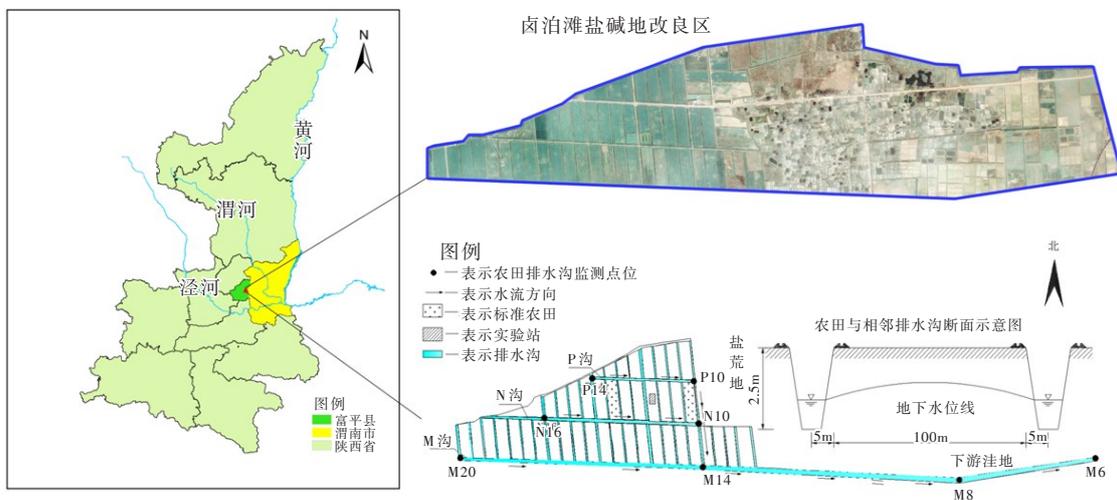


图2 研究区位置及农田排水沟水体与底泥监测点位图

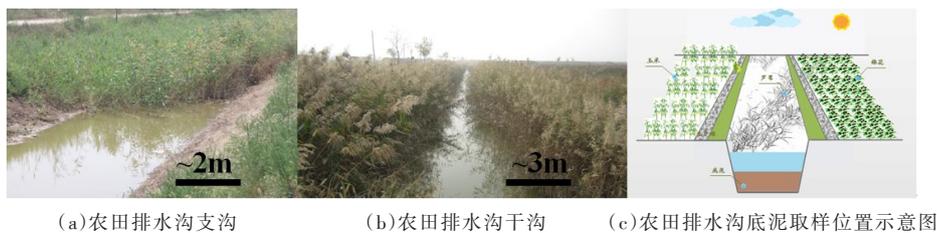


图3 研究区农田排水沟支、干沟实景及底泥取样位置

**3.1.2 试验装置** 农田排水沟水体与底泥界面(sediment-water interface, SWI)是氧传递发生的重要区域，在准确表征SWI氧通量的产生、影响因素方面，高精度的原位监测技术成为了主要制约因素<sup>[18-19]</sup>。随着计算机科学的发展以及传感技术的进步，微电极的应用使科研人员对沉积物-水界面的研究尺度从常规尺度的厘米级减少为微观尺度的数十微米，可以大幅度提高界面研究过程的微观性<sup>[20]</sup>、多维性<sup>[21-23]</sup>和准确性<sup>[24-25]</sup>。本试验采用丹麦微电极(MM-METER, Unisense)系统在实验室进行农田排水沟水体与底泥剖面的溶解氧(DO)测定。该系统主要由微电极、四通道主机、马达控制器、微电极推进器、Sensor Trace PRO软件、实验室支架LS18等组成图4(a)(c)。溶解氧电极是一个带有保护阴极的微型化Clark型微电极，其尖端很细仅有25 μm、响应时间0.05s。试验过程中将溶解氧微电极搭载至高精度三维马达控制器，该控制推进器能以1 μm的精度将微电极刺入底泥(图4(b))，气体从微电极尖端扩散进入微电极，然后与阴极反应产生电流，电流信号经主机接收并放大后传输至计算机软件，利用校正的标准曲线测得气体的浓度值。尽管该电极是用玻璃制作的，但其尖端具有一定的柔

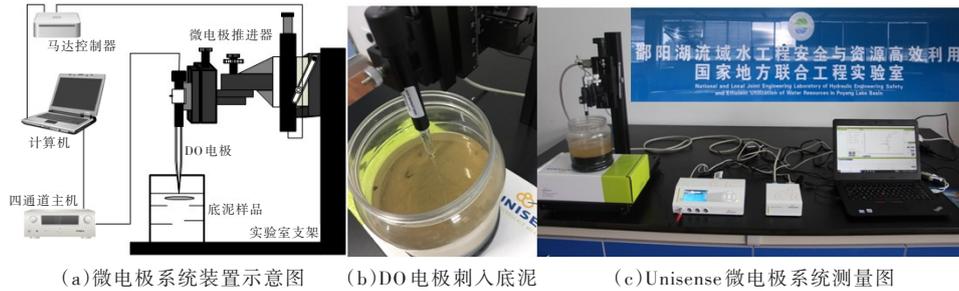


图4 实验室水体与底泥溶解氧监测试验过程及装置示意图

韧性，可以轻微弯曲，因此微电极能刺入底泥进行环境微界面化学指标测量，全过程的搅拌敏感度低，可实现微损甚至无损状态下环境微界面中物质浓度的分布与变化过程监测，而对界面物理结构几乎无扰动影响。

### 3.2 试验步骤与方法

#### 3.2.1 固液剖面传感器系统测量步骤

(1) DO 微电极校正。①零校正：将氧电极放入充满零校正溶液中，信号稳定后设浓度为  $0 \mu\text{mol/L}$ ，氧电极零校正溶液有多种配制方法，通常用实验室超纯水以  $5 \text{ L/min}$  的速率通氮气  $5 \text{ min}$  以上，驱除  $99.99\%$  的氧气；②饱和校正：取一定量溶液用泵通空气  $5 \text{ min}$  以上，软件自动生成相应的饱和浓度值，则 DO 电极校正结束，标定过程中校正溶液温度为  $22.5 \text{ }^\circ\text{C}$ 。

(2) 安装实验室支架和推进器。将尖端外径为  $25 \mu\text{m}$  的 DO 微电极安装至推进器，然后连接马达控制器与四通道主机，在 Sensor Trace PRO 软件中设置好马达控制器推进深度和移动精度，为了将人为操作对底泥水体的扰动降到最低，静置  $10 \text{ min}$  后再从软件界面点击开始测定，测定数值将在电脑软件上显示(图 4(c))。

(3) 以  $100 \mu\text{m}$  和  $50 \mu\text{m}$  两个深度为步长对水体与底泥剖面 DO 进行无扰动测定。试验设置  $2 \sim 3$  个平行样分别测量 DO 值，为了提高试验精度，对同一监测点位的氧通量指标测量 3 次后求平均值，每组实验重复进行 3 次，实验室温度为  $23.5 \text{ }^\circ\text{C}$ 。每组溶解氧浓度剖面的测量时间约  $90 \text{ min}$ ，剖面起始于底泥上边界  $2 \sim 3 \text{ mm}$  处，当电极进入底泥且电流信号值降低至持续的低值信号完成一次测量，共观测 19 个溶解氧浓度剖面，历时  $28 \text{ h}$ (图 6)。

3.2.2 Profile 模型及计算简介 Sensor Trace Profiling 程序中的模型是建立在 Peter Berg 和其合作者在 1998 年所发表的方法基础之上优化了沉积物孔隙水溶解物的生物地球化学解释<sup>[26]</sup>。存在于水-沉积物界面的生物相可视为一个微小的生态系统，对水土界面处营养盐的吸收释放起着重要的作用。由于耗氧微生物生命活动存在主要以光合作用和呼吸作用为主，因此有学者就利用环境中溶解氧的变化速率来反映微生物活动的强弱<sup>[27]</sup>。Jan Lorenzen 等<sup>[28]</sup>结合微电极建立了 Profile 模型，引入了氧气净产量的概念，即光合作用、呼吸作用以及扩散作用综合的结果，来反映界面中有氧微生物的生命活动强弱。该模型主要基于 Fick 扩散第二定律：

$$\frac{\partial C(z, t)}{\partial t} = D_s \times \frac{\partial^2 C(z, t)}{\partial z^2} + P(z) \quad (1)$$

式中： $C(z, t)$  为时间  $t$  和深度  $z$  时的氧气浓度； $P(z)$  为深度  $z$  时的氧气净产速率； $D_s$  为氧气在沉积物中的扩散系数。当系统达到稳定状态时：

$$\frac{\partial C(z, t)}{\partial t} = 0 \quad (2)$$

则式(1)变为：

$$D_s \times \frac{\partial^2 C(z, t)}{\partial z^2} = -P(z) \quad (3)$$

令  $A(z) = \frac{P(z)}{D_s}$ ，结合欧拉公式，得到：

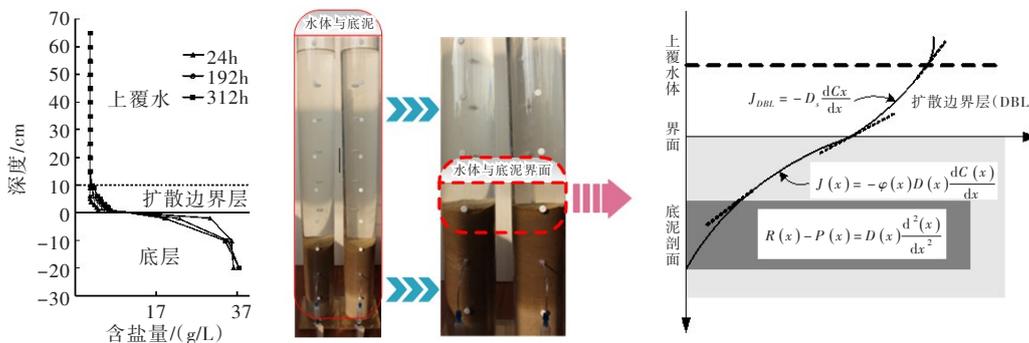
$$\frac{\partial C}{\partial Z_{n+1}} = \frac{\partial C}{\partial Z_n} + h \times A_n \quad (n=1, 2, 3, \dots) \quad (4)$$

式中： $h$ 指数值积分的步长，即为垂直剖面上两相邻测点间的间距。对式(4)两边积分并合并后，得到：

$$C_{n+1} = C_n + h \times \left[ \frac{\partial C}{\partial Z_{n-1}} + h \times A_{n-1} \right] \quad (5)$$

利用式(5)可以求得界面中净氧气产量变化速率，其中当为正值时代表净产氧速率，负值代表净耗氧速率。求解式(5)时需2个初始条件，分别为溶解氧剖面浓度的零点和上覆水中溶解氧值，前者代表了好氧层的结束和厌氧层的开始，而后者被视为一个稳定的环境，可作为稳定边界条件。计算步长 $h$ 取 $100 \mu\text{m}$ ，扩散系数 $D$ 取 $2.104 \times 10^{-5} \text{cm}^2/\text{s}$ ， $\varphi$ 为底泥孔隙度，见文献[16]。

**3.3 农田排水沟水体与底泥界面物质运移过程描述** 从微观角度来看，水体与底泥界面是两种介质在一定的微尺度中的相互渗透和包含，从而使“界面”在垂向上进行拉伸形成了立体尺度。由于重力作用，农田排水沟中密度大于水的颗粒沉于水底，在一定的沉积和物理压实作用下，形成含水量和孔隙度不等的底泥沉积层，并随沉积作用使水体与底泥界面在垂向上有所延展<sup>[25]</sup>。图5(b)是作者在进行排水沟蓄集淡水、水体保持静态时底泥与上覆水体的盐分交换试验时发现，底泥与上覆水界面(图5(c))之上10 cm(图5(a))的范围内存在一个高盐分渐变区(即扩散边界层)，分子扩散是边界层内盐分运移的主要机制，扩散边界层的存在在一定程度上阻滞了盐分的释放，并且随着边界层厚度的增加，阻滞效应也显著增强<sup>[16]</sup>。图5(d)是微电极技术测定界面尺度氧气浓度分布的数学模型剖面图。



(a) 水体与底泥盐分分布 (b) 盐分交换柱 (c) 水体与底泥物质交换界面 (d) 微电极物质浓度分布的数学模型剖面

图5 农田排水沟水体与底泥界面盐分与氧气浓度剖面图

## 4 结果与分析

**4.1 农田排水沟监测点水环境与底泥有机质状况** 研究区农田排水沟监测点水质指标和底泥有机质含量如表1所示。结果显示：P沟和N沟监测点位电导率值差别不大，基本稳定在 $4 \sim 6 \text{ms/cm}$ ，M沟监测点位电导率值变化较大，下游监测点位电导率值是上游的3倍之多，结合作者多年对研究区的研究，表明盐分在排水沟的下游有一定的富集；排水沟pH值从上游到下游逐渐升高，水体呈现出一定的碱性；上游监测点位水体溶解氧基本稳定，下游监测点位水体溶解氧明显减小，水体有异常气味；水体总氮和总磷沿着排水沟水体流动方向逐渐增大；底泥有机质含量也表现出在下游最高。

**4.2 农田排水沟底泥水体溶解氧浓度垂向分布分析** 由溶解氧微电极测得3条农田排水沟不同监测

表1 研究区农田排水沟监测点水体水质与底泥指标值

采样点	电导率/(ms/cm)	pH值	氧化还原电位/mV	溶解氧DO/(mg/L)	温度/°C	总氮/(mg/L)	总磷/(mg/L)	底泥有机质/(g/kg)
P14	4.84	8.53	68.5	8.5	20.2	2.41	0.21	22
P12	5.34	8.74	66.7	8.7	20.4	3.09	0.28	25
N16	4.56	8.26	70.8	8.9	20.6	2.33	0.25	24
N10	5.14	8.53	76.4	8.8	20.1	3.13	0.29	27
M20	4.88	7.21	74.2	8.3	19.5	3.18	0.11	23
M14	5.19	8.80	78.6	9.0	20.4	3.91	0.24	28
M8	10.72	9.03	85.5	5.6	21.2	4.23	0.31	30
M6	18.64	9.89	80.8	5.12	22.0	5.85	0.38	36

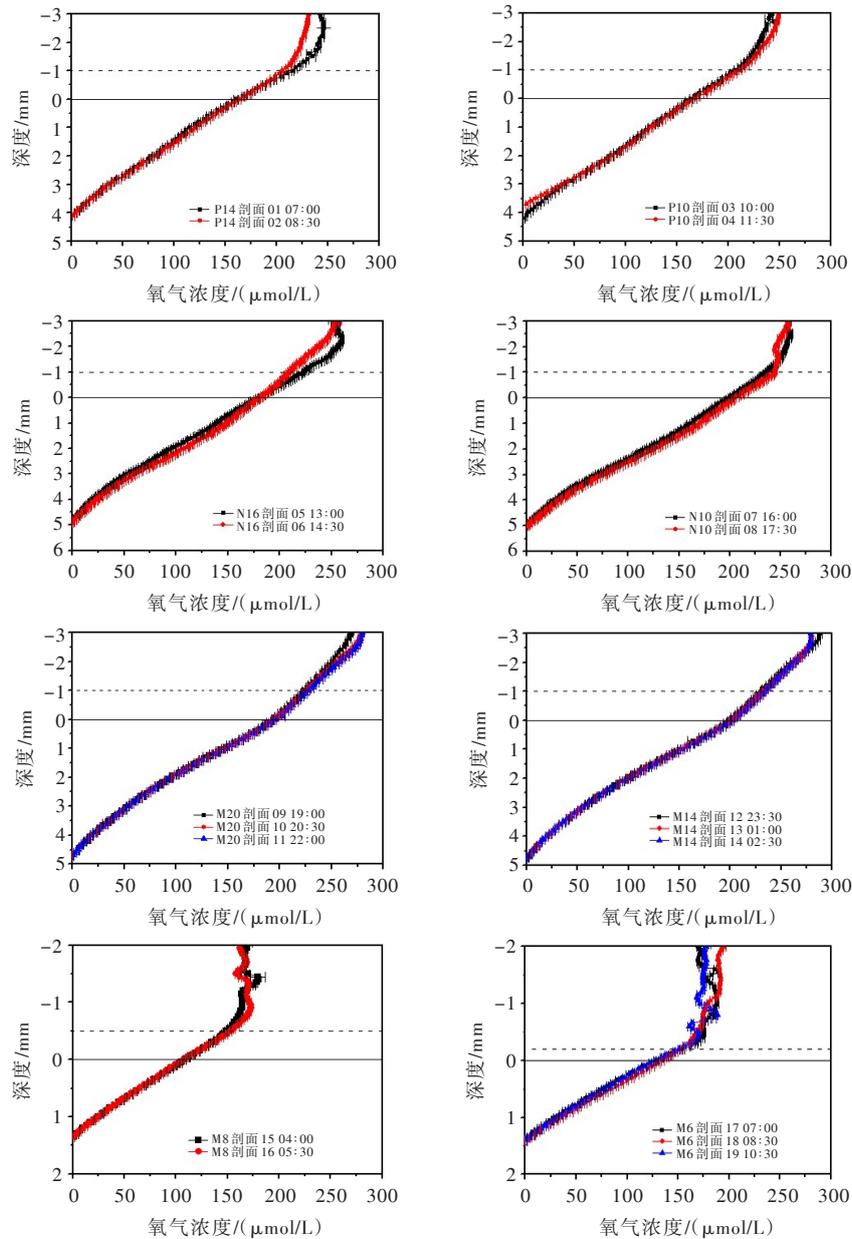


图6 研究区农田排水沟不同监测点位水体与底泥溶解氧分布

点水体与底泥溶解氧剖面浓度分布如图6所示，图中深度为0表示水体与底泥界面，垂直向下即为底泥深度。由图可知，不同监测点位不同剖面水体与底泥界面以上(上覆水区)的溶解氧浓度与现

场溶解氧监测结果(表1)基本一致, P沟监测点位表层DO浓度在232~259  $\mu\text{mol/L}$ , N沟监测点位表层DO浓度在237~270  $\mu\text{mol/L}$ , M沟上游监测点位表层DO浓度在279~295  $\mu\text{mol/L}$ , 下游监测点位表层DO浓度在175~191  $\mu\text{mol/L}$ , 随着深度的增加, 溶解氧浓度逐渐减小, 直至溶解氧浓度为零, 到达厌氧层。根据实测的溶解氧剖面浓度分布, 结合Profile模型假设在恒定状态下忽略生物扰动和冲洗作用, 剖面的上边界条件为扩散边界层最上面一点的DO浓度值, 下边界为底泥含氧区与无氧区的交界值设为0, 消除偶然因素计算溶解氧扩散通量, 计算结果经F检验后输出, 模拟值和实测值的相关系数均在0.995以上, 表明该模型能客观地描述溶解氧在界面扩散边界层和底泥中的分布。

研究区农田排水沟上游不同监测点位的含氧层厚度在3.5~6 mm之间, 而下游监测点位的含氧层厚度约为1.5 mm, 差异显著。与国内外有关沉积物含氧层测定的结果进行对比, Jan Lorenzen等<sup>[28]</sup>对海底带生物垫的水土界面进行测定后发现其含氧层厚度在1~4 mm之间, 而王建军等<sup>[14]</sup>对太湖和南四湖水土界面溶解氧剖面浓度测定时发现其含氧层厚度在3~7 mm之间, 钱宝<sup>[27]</sup>等人对南京玄武湖北湖区水体与底泥界面溶解氧剖面浓度测定发现底泥含氧层厚度约为5 mm, 表明本次试验得到的结果是合理的, 农田排水沟底泥含氧层在1~6 mm。溶解氧进入水体后被用于各种生物化学过程, 水体与底泥界面的溶解氧供给速率(即溶解氧传输通量)与底泥的溶解氧利用速率(溶解氧消耗量)的平衡决定了底泥中的耗氧区。根据所测的溶解氧剖面浓度分布, 结合现场水环境监测指标初步推断下游底泥含氧层深度较小的原因是有机质含量较高, 微生物活动强烈所致。

农田排水沟水体与底泥溶解氧的交换过程对生态系统的物质迁移转化至关重要, 但扩散边界层的存在对物质交换具有抑制作用, 是农田排水沟水体与底泥界面扩散通量的主要瓶颈。扩散边界层是底泥上边界极薄的一层, 厚度一般在0.2~1 mm之间<sup>[25]</sup>, 通过氧浓度线性分布、剖面拐点法获得本次试验的扩散边界厚度, 结果表明研究区上游农田排水沟监测点位的氧气扩散边界层厚度基本在1 mm, 而下游农田排水沟监测点位氧气的扩散边界层厚度分别为0.5 mm和0.2 mm。且扩散边界层以上氧气浓度有一定的差异, 尤其是下游农田排水沟监测点位的氧气浓度在扩散边界层以上波动显著, 这可能与下游农田排水沟水体盐分含量较高以及微生物活动剧烈等因素有关。农业生产实际中农田排水沟水体是流动状态, 而水动力条件也是影响界面氧传输的重要因素, 农田排水沟水体与底泥界面的空间尺度与水流的流速和湍流的程度密切相关, 后期应加强对不同水动力条件下水体与底泥界面氧通量及其他化学指标与底泥孔隙度、微尺度地形和生物耦合研究, 以全面深刻揭示农田排水沟底泥污染物地球化学循环深层机理。

## 5 结论

本文采取野外采样、室内试验与理论相结合的研究方法对典型盐碱地改良区农田排水沟水体与底泥界面氧通量进行了研究, 主要结论如下:

(1)研究区农田排水沟水体溶解氧含量从上游至下游沿程降低, 有机质含量从上游至下游沿程增加, 盐分在下游有一定的富集。

(2)研究区农田排水沟水体与底泥溶解氧剖面浓度随着深度的增加逐渐减小, 直至溶解氧浓度为零, 到达厌氧层。底泥含氧层厚度在6 mm以内, 下游底泥含氧层厚度较浅在1~2 mm之间。Profile模型能客观地描述溶解氧在农田排水沟水体与底泥界面扩散边界层和底泥中的分布。

(3)研究区农田排水沟上游水体与底泥界面氧气扩散边界层的厚度基本在1 mm, 下游氧气扩散边界层厚度减小至0.2 mm。

## 参 考 文 献:

- [ 1 ] 陆海明, 孙金华, 邹鹰, 等. 农田排水沟渠的环境效应与生态功能综述[J]. 水科学进展, 2010, 21(5):

- 719–725 .
- [ 2 ] 冯绍元, 黄冠华 . 试论水环境中的氮污染行为[J] . 灌溉排水学报, 1997, 16(2): 34–36 .
- [ 3 ] 高占义 . 我国灌区建设及管理技术发展成就与展望[J] . 水利学报, 2019, 50(1): 88–96 .
- [ 4 ] 罗纨, 朱金城, 贾忠华, 等 . 排水沟塘分布特性及与农田水力联系对水质净化能力的影响[J] . 农业工程学报, 2017, 33(10): 161–167 .
- [ 5 ] LUTHER G W, REIMERS C E, NUZZIO D B, et al . In situ deployment of voltammetric, potentiometric and ampero-metric microelectrodes from a ROV to determine dissolved O<sub>2</sub>, Mn, Fe, S(-2) and pH in pore waters[J] . Environmental Science & Technology, 1999, 33: 4352–4356 .
- [ 6 ] HONEYMAN B D . Colloidal culprits in contamination[J] . Nature, 1999, 397(7): 23–24 .
- [ 7 ] 汤鸿霄 . 环境纳米污染物与微界面水质过程[J] . 环境科学学报, 2003, 23(2): 146–155 .
- [ 8 ] 曲久辉, 贺泓, 刘会娟 . 典型环境微界面及其对污染物环境行为的影响[J] . 环境科学学报, 2009, 29(1): 2–10 .
- [ 9 ] AHMERKAMP S, WINTER C, KRAEMER K, et al . Regulation of benthic oxygen fluxes in permeable sediments of the coastal ocean[J] . Limnology and Oceanography, 2017, 62(5): 1935–1954 .
- [ 10 ] NAKAMURA Y . Sediment oxygen consumption and vertical flux of organic matter in the Seto Inland Sea, Japan [J] . Estuarine Coastal & Shelf Science, 2003, 56(2): 213–220 .
- [ 11 ] DENISE B, LISA A L, ANDREAS O, et al . Declining oxygen in the global ocean and coastal waters[J] . Science, 2018, 359: 1–11 .
- [ 12 ] 范成新, 相崎守弘, 福岛武彦, 等 . 霞浦湖沉积物需氧速率的研究[J] . 海洋与湖沼, 1998, 29(5): 508–513 .
- [ 13 ] BIERLEIN KA, REZVANI M, SOCOLOFSKY SA, et al . Increased sediment oxygen flux in lakes and reservoirs: the impact of hypolimnetic oxygenation[J] . Water Resources Research, 2017, 53(6): 4876–4890 .
- [ 14 ] 王建军, 沈吉, 张路, 等 . 湖泊沉积物-水界面氧气交换速率的测定及影响因素[J] . 湖泊科学, 2009, 21(4): 474–482 .
- [ 15 ] 郑阳华, 邹浩东, 何强, 等 . 水动力条件对沉积物-水界面氧通量的影响[J] . 湖泊科学, 2018, 30(6): 1552–1559 .
- [ 16 ] 潘延鑫, 罗纨, 贾忠华, 等 . 盐碱地排水沟蓄水后底泥与水体盐分交换试验[J] . 农业工程学报, 2013, 29(2): 81–87 .
- [ 17 ] 韩霁昌, 解建仓, 朱记伟, 等 . 陕西卤泊滩盐碱地综合治理模式的研究[J] . 水利学报, 2009, 40(3): 472–477 .
- [ 18 ] NIELSEN L P, RISGAARD-PETERSEN N, FOSSING H, et al . Electric currents couple spatially separated biogeochemical processes in marine sediment[J] . Nature, 2010, 463(7284): 1071–1074 .
- [ 19 ] GUNDERSEN J K, JORGENSEN B B . Microstructure of diffusive boundary layers and the oxygen uptake of the sea floor[J] . Nature, 1990, 345: 604–607 .
- [ 20 ] PFEFFER C, LARSEN S, SONG J . Filamentous bacteria transport electrons over centimeter distances[J] . Nature, 2012, 463: 11586–11590 .
- [ 21 ] FABRICIUS A L, DUESTER L, ECKER D, et al . Metal and metalloid size-fractionation strategies in spatial high-resolution sediment pore water profiles [J] . Environmental Science & Technology, 2016, 50(17): 9506–9514 .
- [ 22 ] DAVLSON W, ZHANG H . In situ speciation measurements of trace components in natural waters using thin-film gels[J] . Nature, 1994, 367: 546–548 .
- [ 23 ] BRAVO A G, BOUCHET S, TOLU J, et al . Molecular composition of organic matter controls methylmercury formation in boreal lakes[J] . Nature Communications, 2017, 8: 14255 .
- [ 24 ] WANG PF, YAO Y, WANG C, et al . Impact of macrozoobenthic bioturbation and wind fluctuation interactions on net methylmercury in freshwater lakes[J] . Water Research, 2017, 124: 320–330 .
- [ 25 ] 雷沛, 张洪, 王超, 等 . 沉积物水界面污染物迁移扩散的研究进展[J] . 湖泊科学, 2018, 30(6): 1489–1508 .
- [ 26 ] BERG P, RISGAARD-PETERSEN N, RYSGAARD S . Interpretation of measured concentration profiles in sedi-

ment pore water[J]. *Limnology and Oceanography*, 1998, 43(7): 1500–1510.

- [ 27 ] 钱宝, 刘凌, 肖潇, 等. 湖泊沉积物-水微界面上磷的释放过程研究[J]. *水利学报*, 2014, 45(4): 482–489.
- [ 28 ] LORENZEN J, LARSEN L H, KJAR T, et al. Biosensor determination of the microscale distribution of nitrate, nitrate assimilation, nitrification, and denitrification in diatom-inhabited freshwater sediment[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1998, 64(9): 3264–3269.

## Experimental studies on the oxygen flux across the sediment–water interface in drainage ditches of saline water

PAN Yanxin<sup>1, 2</sup>, FENG Shaoyuan<sup>1</sup>, LUO Wan<sup>1</sup>, JIA Zhonghua<sup>1</sup>, JING Siyuan<sup>2</sup>

(1. *College of Hydraulic, Energy and Power Engineering, Yangzhou University, Yangzhou 225009, China;*

2. *National and Local Joint Engineering Laboratory of Hydraulic Engineering Safety and Efficient Utilization of Water Resources in Poyang Lake Basin, Nanchang Institute of Technology, Nanchang 330099, China*)

**Abstract:** The micro-interface between the sediment of farmland drainage ditch and the water environment is an important place for oxygen transfer between the water phase and the sediment phase, which determines the fate of various solutes in the bottom sediment of drainage ditches. Accurate representation of the flux and diffusion boundary layer of the reactive components at the interface is very important for studying their environmental micro-interface behavior. In this paper, the water body and bottom sediment of farmland drainage ditches in a saline-alkali land improvement area of Fuping County, Shaanxi province is taken as the research object. Targeting the environmental micro-interface, an indoor experiment based on field monitoring data was conducted by using a high resolution microenvironment solid-liquid profile sensing system (unisense microelectrode system in Denmark). The variation of oxygen flux at the bottom of the drainage ditch was investigated. The results show that the dissolved oxygen in the bottom mud decreased gradually with the increase of depth until the dissolved oxygen concentration became zero and reached the anaerobic layer. The correlation coefficient between the measured concentration of dissolved oxygen profile and the simulated value of the Profile model was above 0.995, indicating that the model can reasonably well describe the distribution of dissolved oxygen in the boundary layer and bottom mud of the interface diffusion. The thickness of oxygen layer in different monitoring points in the upper reaches of the drainage ditch was between 3.5 and 6 mm, while the thickness of oxygen layer in the downstream monitoring point was about 1.5 mm, significant differences were observed. The diffusion boundary thickness was obtained by the linear distribution of oxygen concentration and the profile inflection point method. The diffusion boundary layer of the upstream monitoring point position was about 1 mm, while the diffusion boundary layer of the downstream monitoring point position was 0.5 mm and 0.2 mm, respectively. The determination of oxygen flux at the micro-interface between water body and sediment in farmland drainage ditch is of great significance to know the geochemical processes and water environment mechanism of sediment in drainage ditch, which may provide reference for water environment management in farmland drainage ditch.

**Keywords:** drainage ditch; sediment; sediment–water interface; diffusive boundary layer; oxygen flux

(责任编辑: 祁 伟)