

doi: 10.12068/j.issn.1005-3026.2019.11.022

地下污水渗滤系统基质层 ORP 扰动特征及其影响因素

李海波^{1,2}, 李英华^{1,3}, 白雪钰¹, 白佳宁¹

(1. 东北大学 资源与土木工程学院, 辽宁 沈阳 110819; 2. 马萨诸塞大学阿姆斯特分校 斯托克桥农学院, 马萨诸塞州 阿姆斯特 01002; 3. 佐治亚理工学院 土木与环境工程学院, 佐治亚州 亚特兰大 30332)

摘 要: 以往研究认为基质氧化还原电位分区呈垂直线性变化, 且即使存在微区穿透现象, 也未能获得充分的实验证实. 为揭示氧化还原微区变化规律及其影响因素, 采用土柱模拟方法探究了水力负荷与湿干比对氧化还原微区的扰动规律. 结果表明: 在中等水力负荷($0.1\text{ m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{d})$)下, 湿干比变化可诱导氧化还原电位分区纵向移动, 硝化区随湿干比增大而缩小, 反硝化区反之; 湿干比过大可导致硝化与反硝化微区互渗透, 产生非线性分区; 水力负荷变化对氧化还原微环境扰动显著, 负荷增大对中下层影响更明显; 湿干比为 4 h:8 h 时, 氧化还原电位分区随水力负荷变化呈明显线性波动.

关 键 词: 污水地下渗滤系统; 氧化还原电位; 扰动; 湿干比; 水力负荷

中图分类号: X 506 **文献标志码:** A **文章编号:** 1005-3026(2019)11-1641-07

Matrix ORP Disturbance Characteristics and Its Affecting Factors in Subsurface Wastewater Infiltration System

LI Hai-bo^{1,2}, LI Ying-hua^{1,3}, BAI Xue-yu¹, BAI Jia-ning¹

(1. School of Resources & Civil Engineering, Northeastern University, Shenyang 110819, China; 2. Stockbridge School of Agriculture, University of Massachusetts Amherst, Amherst 01002, USA; 3. School of Civil and Environmental Engineering, Georgia Institute of Technology, Atlanta 30332, USA. Corresponding author: LI Ying-hua, E-mail: liyinghua@mail.neu.edu.cn)

Abstract: Previous studies supported that the matrix ORP (oxidation reduction potential) partition varied linearly in the vertical direction. Even if there is mutual penetration between micro-zones, it has not been experimentally confirmed. To reveal the disturbance feature of ORP and its affecting factors, a soil column simulation experiment was conducted to study how the hydraulic loads (HLs) and wet-dry period ratios (WDPRs) influenced the OPR. The results indicated that, under a moderate HL($0.1\text{ m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{d})$), ORP micro-zones moved vertically along with the soil matrix induced by WDPR. Nitrification zone expanded and denitrification zone zoomed out when DWPR was increased. Moreover, extreme small WDPR would cause nonlinear ORP partition, i. e., mutual penetration between nitrification and denitrification zones. HL variety affected ORP micro-environment obviously, especially in the middle and lower layers of matrix while HL increased. Under 4 h:8 h WDPR, linear ORP partition was the dominant trend along with HL variety.

Key words: subsurface wastewater infiltration system (SWIS); oxidation reduction potential (ORP); disturbance; wet-dry period ratio(WDPR); hydraulic load(HL)

污水地下渗滤系统 (subsurface wastewater infiltration system, SWIS) 是借助具有良好渗透性的土壤基质以及毛细浸润、上升流、渗透与重力流等特定的水力学过程, 利用土壤物理截留、化学沉

淀和微生物降解等协同作用,使污水在几乎无能耗条件下得到深度净化和资源化的多介质生态处理工艺^[1],是分散污水就地收集、处理并回用的重要技术手段^[2].

SWIS 的重要特征之一是具备幅度较宽的自适应性^[1];当进水负荷在较大范围内波动或在运行参数控制不严格的情况下,系统并不迅速崩溃,其内部建立的净化机制仍能在较长时间内发挥作用并试图建立新的平衡,这种自我调节能力使得出水水质在一定程度上仍可得到保障^[3]. 对此,学术界的共识是:基质层内部存在空间界限清晰且随着操作条件波动的氧化还原电位(oxidation reduction potential, ORP)分区是维持这种自适应性最主要的微观机制^[4-5]. 通常,对上述 SWIS 维系自适应性的微观机制可作进一步解释:当 SWIS 的水力负荷、间歇运行周期等关键工艺参数在系统健康阈值内波动时,基质层 ORP 的宏观分区(或局部微区)可被不同程度地扰动,导致 ORP 分区发生垂直方向上的整体移动;由于这种整体移动是线性变化,因此好氧环境(硝化作用区)和厌氧环境(反硝化作用区)能够在相对较短的时间内被重新建立,虽然好氧区和厌氧区的空间位置及有效作用面积发生了改变,但系统仍具有保持相对稳定的完整功能^[5]. 作者早期的研究也证实,SWIS 基质层 ORP 宏观分区及其对环境因素和操作条件扰动的响应遵循土壤学基本原理,即 ORP 随土壤剖面深度的增加而线性降低,只要土壤基质的结构不发生破坏性损伤,这种线性变化在宏观上就总是存在^[3]. 然而,随着对 SWIS 基质空间异质性、微观水力学过程和生物作用机理研究的不断深入,一些复杂且异常的 ORP 微区变化现象被不断观测到,在某些常规实验条件下,好氧区和厌氧区在局部微小区域发生了互穿透^[2],这显然有悖于土壤学有关 ORP 垂向线性分区的经典理论. 为了阐明造成这一现象的驱动内因,研究者开始尝试揭示 SWIS 基质层各种微观过程,以期更加合理地解释 ORP 非线性变化现象,例如研究 SWIS 基质层微生物种群结构变化和多孔介质堵塞过程^[6-7]. 作者早前的研究认为,原位解析 SWIS 基质内部氧化还原微环境的动态特征,绘制多条件耦合作用下的 ORP 波动图谱,是了解 SWIS 基质层 ORP 变化规律的途径之一;为此,构建了多套模拟实验系统,采取连续

监测实验,观测并记录 SWIS 基质不同剖面深度处 ORP 的波动细节^[8]. 然而由于模拟实验系统边界效应导致 SWIS 出现局部水力短路和断路,基质组配不尽合理导致土壤团聚,最重要的是所使用的去极化电极灵敏度较差、响应时间较长,导致连续监测数据与运行条件波动间的滞后性明显,这种监测方法存在的重大缺陷使得实验现象与理论不自洽问题始终未能得到系统解释^[5].

针对上述问题,本文设计并构建了一套可灵活调控多项工艺参数的较大规模的模拟 SWIS 土柱实验平台,最大限度消除了土柱的边界效应,利用改进的去极化土壤 ORP 原位信号采集系统,极大地缩短了电极反应时间,避免了数据滞后缺陷,连续监测不同水力负荷与干湿间歇运行条件下基质层 ORP 空间变化细节,进一步分析了基质层 ORP 的扰动特征及其影响因素,为完善 SWIS 理论提供基础数据.

1 实验材料与实验方法

1.1 模拟装置

模拟 SWIS 实验平台(如图 1 所示)设计以实际工程为依据,采取方形土柱形式,有机玻璃材质,长、宽、高分别为 100, 60 和 200 cm. 柱体自上而下分三段(60, 70, 70 cm),以法兰连接. 柱体内装填人工调制的复合基质,自上至下为表土层 25 cm、生物基质层 70 cm、混合基质层 70 cm、集水层 20 cm,有效深度 185 cm.

沿柱体正、侧两面子午线垂直方向各设 5 个内径 4 cm 的取样/监测孔,安装去极化土壤 ORP 电极传感器(原始电极购自中科院南京土壤研究所,非商品化设备),断面深度 25, 40, 65, 95 和 145 cm. 对采购的 ORP 电极进行后期电极材料表面处理,最大限度地缩短了电极反应时间;ORP 传感器信号采集、数据记录与分析系统均为自主研发,避免了数据滞后以及监测频率较低的问题.

采用“工”字型散水系统,散水管长 55 cm,内径 5 cm,均匀打直径 5 mm 小孔 10 个,布设位置距装置柱体顶端 80 cm,散水管下 5 cm 设不透水槽(也称 Nimii 槽),散水区填装细砂(粒径 0.2 ~ 1.5 mm)和砾石(粒径 5 ~ 10 mm).

采用 PLC 与蠕动泵系统控制 SWIS 干湿运行周期,采用泵流量控制进水水力负荷.

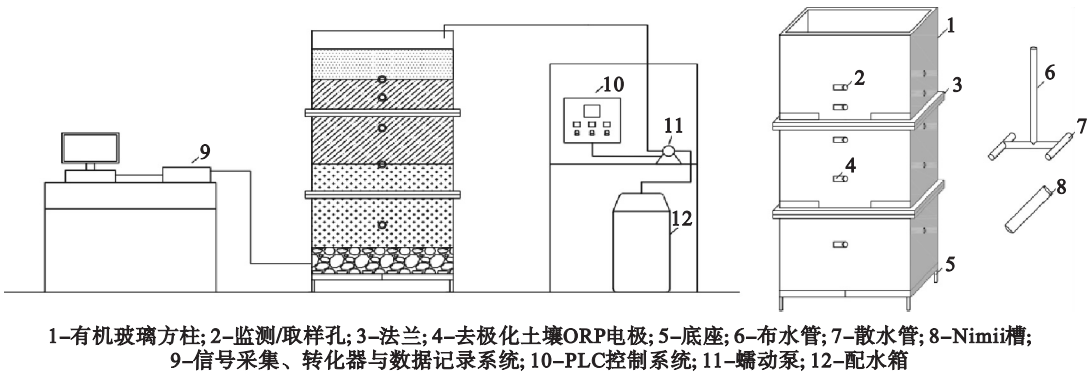


图 1 模拟 SWIS 实验平台
Fig. 1 Simulated SWIS experimental platform

1.2 复合基质

基于团粒结构、生物、化学及热力学稳定性好,有机质含量高,比表面积大且孔隙发育等原则,选用林地草甸棕壤为核心材料,按体积比 7:1.8:0.2:1 的比例与煤炉渣、活性污泥、细沙组配,构造适于菌群代谢的微观理化环境.复合基质理化性质:有机质 2.0%,pH = 6.9,孔隙率 55.4%,渗透率 $6.2 \times 10^{-4}(\text{cm} \cdot \text{s}^{-1})$.

1.3 SWIS 进水水质

SWIS 进水取自城市市政管网,经沉淀、水解酸化等预处理后,布入 SWIS 模拟系统.进水水质见表 1.

表 1 模拟 SWIS 实验系统进水水质
Table 1 Influent quality of SWIS simulation

项目	监测值	均值
		$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$
COD _{cr}	82.5 ~ 153.2	124.6
BOD ₅	51.7 ~ 96.6	75.8
NH ₄ ⁺ - N	23.2 ~ 43.5	31.4
TN	30.1 ~ 50.4	38.9
TP	2.5 ~ 6.2	3.5
SS	31.2 ~ 74.8	49.6
pH	7.17 ~ 7.6	7.38
NO ₃ ⁻ - N	3.27 ~ 15.7	12.12
NO ₂ ⁻ - N	0.8 ~ 1.82	1.32

1.4 实验设计

干湿交替运行周期变化对基质 ORP 影响的实验:根据文献[8],分别选择 4 h:8 h(1:2),8 h:8 h(1:1),8 h:4 h(2:1)湿干比,在水力负荷为 $0.1 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 条件下,连续监测湿干比对基质 ORP 的影响,监测频率 1 h,监测周期 60 h.

水力负荷变化对基质 ORP 影响的实验:根据文献[9],分别选取 0.04,0.10 和 $0.18 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 为低、中、高水力负荷,待 SWIS

成功启动并稳定运行后,在 4 h:8 h 湿干比条件下,连续监测水力负荷波动对基质 ORP 的影响,监测频率 1 h,监测周期 60 h.

2 结果与讨论

2.1 湿干比变化对基质 ORP 的影响

SWIS 是典型的多介质体系,受溶解氧水平、有机质成分、盐基状况、水力负荷、间歇运行和温度等耦合影响,基质 ORP 随时间和空间的变化跨度通常会很大^[10],其中水力负荷和间歇运行是可人为控制的操作因素,一般认为其波动可对 ORP 产生强烈扰动.按照经典理论,ORP > 400 mV 为氧化环境,200 ~ 400 mV 为弱氧化环境,0 ~ 200 mV 为兼性环境,-200 ~ 0 mV 为弱还原环境,< -200 mV 为完全还原环境.据此,后续讨论将 SWIS 基质层划分为好氧区(> 200 mV)、缺氧区(100 ~ 200 mV)、兼性厌氧区(-200 ~ 100 mV)和完全厌氧区(< -200 mV).

保持 SWIS 水力负荷为 $0.10 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$,在 4 h:8 h,8 h:8 h,8 h:4 h 湿干比条件下,连续监测基质层不同深度(25,40,65,95,145 cm) ORP 的变化情况,结果如图 2 所示.

从图 2a 可见,干湿运行对表层基质(25 cm) ORP 影响不大,其值保持在 600 mV 以上且不随湿干比变化而发生波动,这主要是因为表层基质在污水处理过程中仅起到向床体内输送氧气的作用,污水并不流经该区域,因此进水与落干过程并不直接影响基质层的 ORP^[11].基质底层(145 cm) ORP 变化受干湿运行的影响较明显(见图 2e),三种湿干比条件下 ORP 均稳定保持在 -284,-304 和 -319 mV 上下波动,且床层处于完全厌氧环境.虽然湿干比变化诱导了 SWIS 基质底层 ORP 改变,但该区域始终维持着完全厌氧

环境状态.

基质层 40 cm 剖面通常被视为毛细水力过程(上升流)的极限区域^[12],该剖面 ORP 对水力负荷与干湿交替运行的响应较为敏感.从图 2b 可见,在不同湿干比条件下,基质层 40 cm 处 ORP 均呈随进水降低、随落干上升的周期性变化趋势,进水周期(湿周期)内 ORP 下降速度与湿干比密切相关,随着湿干比的升高呈现由慢至快再慢的趋势.在湿周期内,湿干比为 8 h:8 h 时,ORP 降幅最大,从 580 mV 降至 -100 mV 甚至更低;其他

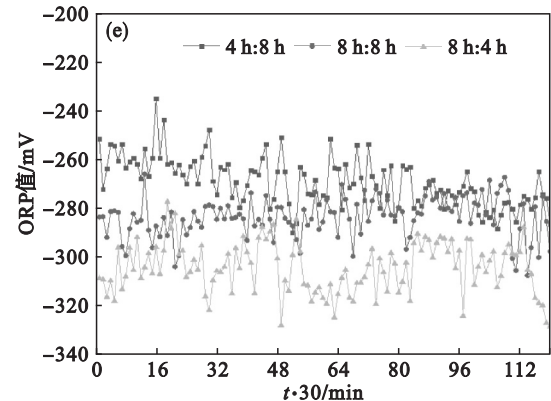
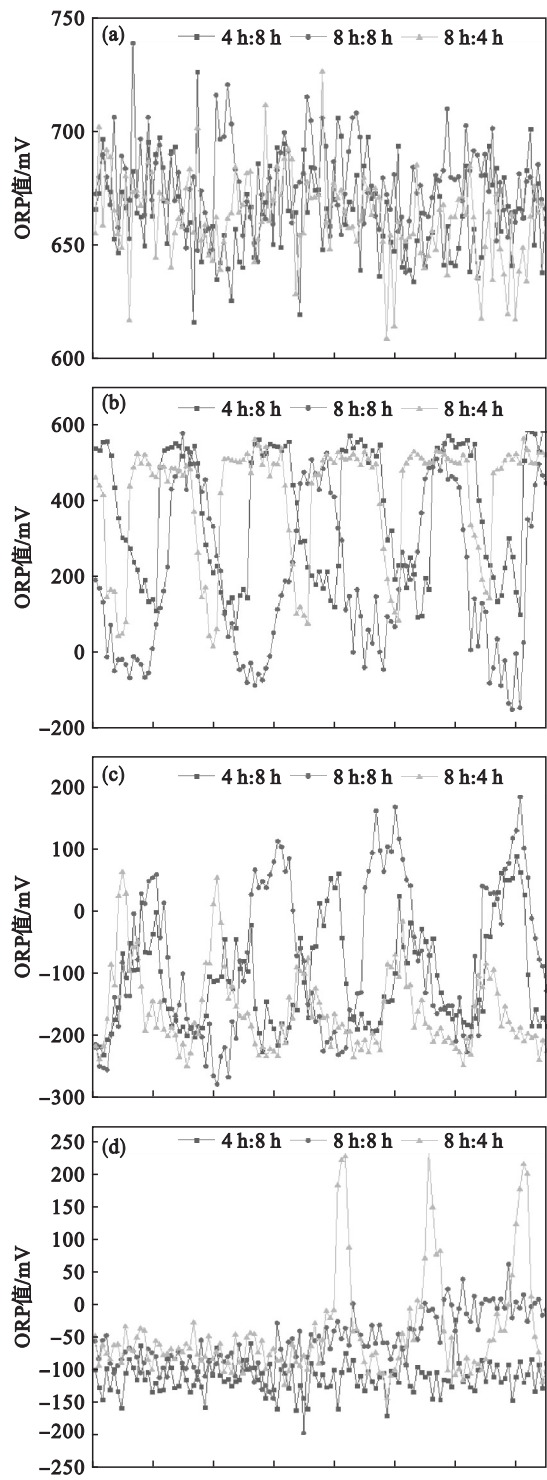


图 2 不同湿干运行周期比条件下基质 ORP 变化特征
Fig. 2 Matrix ORP variation characteristics of SWIS under different WDPRs
(a)—基质深度 25 cm; (b)—基质深度 40 cm;
(c)—基质深度 65 cm; (d)—基质深度 95 cm;
(e)—基质深度 145 cm.

湿干比条件下,ORP 最低降至 100 mV 左右.其主要原因可能是,虽然湿干比 4 h:8 h 最小,理论上湿周期最短,但由于布水时间较短,毛细上升流作用不充分,因此 ORP 降幅不大,且降速也非最快.随湿干比升高,落干周期(干周期)内 ORP 升速无明显差别,均能回升至 500 mV 以上.

基质层 65 cm 剖面是 SWIS 散水区域,该区域内 ORP 对操作条件的响应最敏感^[13].从图 2c 可见,ORP 变化趋势与图 2b 类似,湿周期内下降,干周期内升高,但总体介于缺氧和兼性厌氧区范围内,表明散水区上升流与重力流混杂较明显;当水力负荷维持在较高水平时,重力流占优,当水力负荷维持在较低水平时,上升流占优,当水力负荷适中时,两者掺混,基质 ORP 更多受干湿交替运行的影响.在这一区域,观察到基质 ORP 波动异常的现象,干湿交替运行诱发的 ORP 扰动产生滞后,湿周期内 ORP 升高,干周期内 ORP 下降,这与理论推测不相符,也明显有别于以往研究结果^[5].分析其原因可能是,散水区是典型的非均匀多介质体系,湿周期适度延长能够形成局部推流,通过持续的流动剪切消除微孔水分驻留以及微生物代谢产物堵塞,导致 ORP 下降幅度减小,速度减缓.

基质层 95 cm 剖面已经进入重力流区域,湿干比变化对 ORP 的影响规律基本类似.在湿干比 4 h:8 h 条件下,ORP 在 -113 mV 左右小幅变化;在湿干比 8 h:8 h 条件下,ORP 有小幅上升,在 0 mV 上下干湿波动;湿干比升高到 8 h:4 h 后,基质 ORP 出现异常峰谷周期变化,在后 3 个干湿交替周期内,ORP 突变至 200 mV 以上,又迅速降低

至 -100 mV . 其主要原因在于:当湿周期明显长于干周期时,基质下层过渡到水分饱和/过饱和状态,污水在 SWIS 内停留时间延长,渗滤速度减缓,溶解氧消耗殆尽且不能及时补充,导致 ORP 锐减. 虽然有研究表明基质处于还原或淹水状态时部分金属氧化物 (M_2O_x) 可被微生物和 H^+ 还原^[14],在一定程度上影响 ORP 变化,但总体上 95 cm 区域 ORP 依然维持兼性厌氧/完全厌氧环境,能够保障反硝化过程顺利进行. 即便在湿干比 $8\text{ h}:4\text{ h}$ 时观察到了水力穿透现象,ORP 呈现非线性扰动,该区域微环境仍然相对稳定.

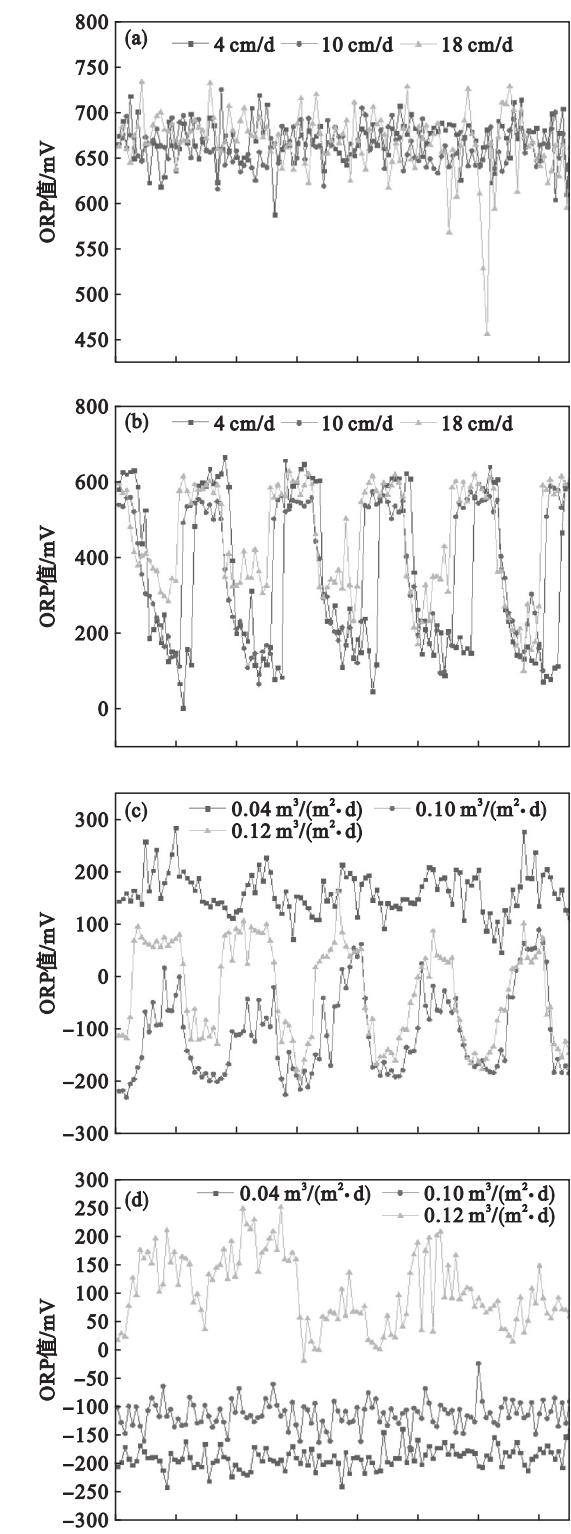
2.2 水力负荷变化对基质 ORP 的影响

水力负荷对基质 ORP 的影响显著且贯穿于除基质表层外的所有剖面^[15]. 通常 SWIS 适宜的水力负荷是 $8\sim12\text{ m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{d})$,过低时基质层处于水力断路状态,硝化作用完全但反硝化作用被抑制;过高时毛细水力过程(上升流)不发育,反硝化作用完全但硝化作用被抑制. 在湿干比 $4\text{ h}:8\text{ h}$ 条件下,水力负荷对基质 ORP 扰动特征的影响如图 3 所示.

基质表层 ORP 对水力负荷变化的响应极弱,从图 3a 可见,SWIS 在低、中、高三种水力负荷条件下运行时,基质 ORP 均在 680 mV 左右波动,差别不大,说明基质表层供氧状态较好,受进水、落干和水力负荷的影响小.

在上升流极限区(40 cm 剖面),基质 ORP 在低水力负荷 ($0.04\text{ m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{d})$) 和中水力负荷 ($0.10\text{ m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{d})$) 条件下的波动幅度反而比高水力负荷 ($0.18\text{ m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{d})$) 时更大,中低水力负荷时,湿周期基质 ORP 可下降至 200 mV 甚至 100 mV 以下,而高水力负荷时却降至近 300 mV ;干周期则没观测到类似现象(见图 3b). Zhang 等^[16]在研究水力负荷影响地下渗透系统中生物膜时发现,指示好氧微生物种群的多糖含量随水力负荷增加而显著增大,随基质层剖面深度的增加而减小:当水力负荷从 0.2 m/d 上升到 0.4 m/d 时,多糖质量从 $560\sim1\,110\text{ }\mu\text{g/g}$ 增加到 $1\,200\sim3\,300\text{ }\mu\text{g/g}$,当基质剖面深度从 45 cm 降低到 90 cm 时,多糖质量从 $1\,000\sim3\,500\text{ }\mu\text{g/g}$ 减小到 $380\sim1\,050\text{ }\mu\text{g/g}$. 此外,指示微生物种群丰度与类型的蛋白含量也呈相同变化规律. 其研究结果表明:SWIS 微生物种群结构与基质层剖面深度严格相关. 然而本研究发现,在水力负荷从 0.04 m/d 增加到 0.12 m/d 过程中,硝化与反硝化区的形态变化仅在高水力负荷时与 Zhang 等的研究结果吻合,在中低水力负荷条件下,硝化与反

硝化区发生了穿越,好氧和厌氧微生物种群结构产生混杂,并不与基质深度严格相关,本实验的结果与文献结论存在较大差异. 这提示:SWIS 基质 ORP 受水力负荷的扰动异常复杂,适度提高水力负荷不仅可以提高污水处理效率,甚至还可能因能够适度扩大硝化区域并同时保障反硝化区域的作用空间,从而改善污水处理效果. 究其原因,可能是由于上升水流区毛细作用占优,而毛细作用



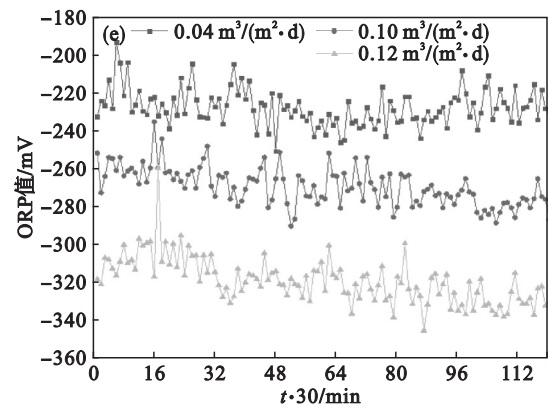


图 3 不同水力负荷条件下基质 ORP 扰动特征
Fig. 3 Matrix ORP disturbance characteristics of SWIS under different HLs

(a)—基质深度 25 cm; (b)—基质深度 40 cm;
(c)—基质深度 65 cm; (d)—基质深度 95 cm;
(e)—基质深度 145 cm.

与基质粒度、孔隙率、含水率等密切相关. 当水力负荷增大时, 向下推流作用不断增强, 在一定程度上弱化了毛细作用; 而中低水力负荷时毛细作用相对较强, 湿周期内上升流极限区污水的饱和度较高, 且在该区域有机物降解消耗溶解氧更快, 因此导致上述实验现象的发生. ORP 在该区域存在异常扰动的事实为建立基于这一现象的 SWIS 调控技术提供了新思路.

65 cm 剖面处于散水区域, 是毛细水力过程和重力水力过程的混杂区域, 若上述实验现象可重复, 则在该区域应可观测到类似的现象. 从图 3c 可见, 在 SWIS 运行 30 h 前, 高水力负荷条件下基质 ORP 值(-100 ~ 100 mV) 高于中水力负荷情形(-225 ~ 100 mV), 低于低水力负荷情形, 这一异常现象又被观测到. 与 40 cm 剖面不同的是, 低水力负荷条件下基质 ORP 在 200 mV 上下波动, 最低 50 mV, 最高 275 mV, 符合经典理论^[2,7]. 造成这一结果的原因可能是, 由于散水管布设于 65 cm 处, 该剖面水量波动大, 低水力负荷时基质 ORP 受进水溶解氧和上层基质向下输送氧气的影响显著, 中高水力负荷时, 该区域毛细作用微弱, 在微生物快速消耗溶解氧的情况下, 基质 ORP 更容易受 Fe - Mn 系矿物质形态变化所控制. 表面荷电并含变价元素的 Fe/Mn 氧化物具有良好的表面活性, 在溶解氧水平较低时, 其可形成活跃的氧化态, 导致 ORP 异常. 这一现象表示可通过在调制复合基质时考虑适度添加 Fe/Mn 矿物质含量高的材料, 从而克服水力负荷波动造成的基质微环境扰动, 确保 SWIS 稳定运行.

SWI 基质下层和底层 ORP 随水力负荷扰动

的规律恰好相反, 如图 3d 和图 3e 所示. 按照土壤学原理, 水力负荷越高, 土壤厌氧区的 ORP 应该越低, 而 95 cm 剖面区域 ORP 出现的异常现象恰好与既有理论相悖. 可能的解释是, 由于 SWIS 基质结构不均匀, 长期运行导致基质层内部出现水力短路, 特别是中高水力负荷可诱发基质层局部崩塌, 产生完全不饱和区, 这些不饱和区更容易存储空气, 从而导致 ORP 异常升高. SWIS 最底层则由于水分饱和而不发生上述现象. 上述实验结果表明: 为了维系 SWIS 基质下层处于稳定的反硝化环境, 在构造和调配复合基质床时, 应避免应力不均匀和孔隙不均匀等物理缺陷, 提高 SWIS 运行稳定性.

3 结 论

- 1) SWIS 基质 ORP 分区稳定性是保障系统高效运行的根本原因, 基质内部好氧区、缺氧区、兼性厌氧区和完全厌氧区在一定条件下可互相穿透, 存在非线性变化的现象.
- 2) 干湿交替运行可提高 SWIS 自适应性的幅宽, 湿干比过高和过低均不利于 SWIS 维系最优处理效率和净化效果. 在本研究设定的条件下, 适宜的湿干比为 8 h:8 h.
- 3) 水力负荷对 SWIS 基质 ORP 的影响机制相当复杂, 水力负荷增大对中下层基质 ORP 影响更显著; 适当提高水力负荷可以在不明显扰动反硝化环境的同时扩大硝化作用区域, 从而提高 SWIS 处理效率, 改善处理效果.

参考文献:

[1] Sun T H, Li H B. Theory and practices of wastewater regeneration using eco-treatment in China [J]. *Journal of Water and Waste*, 2007, 49 (10) : 885 - 894.

[2] 李海波, 李英华, 孙铁珩. 污水地下渗滤系统脱氮效果及动力学过程 [J]. *生态学报*, 2011, 31 (24) : 7351 - 7356. (Li Hai-bo, Li Ying-hua, Sun Tie-heng. Denitrification effect and kinetic process of sewage underground infiltration system [J]. *Journal of Ecology*, 2011, 31 (24) : 7351 - 7356.)

[3] 李英华, 李海波, 孙铁珩. 进水负荷对地下渗滤系统 ORP 及脱氮效果的影响 [J]. *中国给水排水*, 2012, 28 (17) : 117 - 121. (Li Ying-hua, Li Hai-bo, Sun Tie-heng. Influence of influent load on ORP and denitrification effect of subsurface infiltration system [J]. *China Water Supply and Drainage*, 2012, 28 (17) : 117 - 121.)

[4] Zhang L Y, Ye Y B, Wang L J, et al. Nitrogen removal processes in deep subsurface wastewater infiltration systems [J]. *Ecological Engineering*, 2015, 77 : 275 - 283.

[5] 郭飞. 地下渗滤系统氧化还原微环境变化规律研究 [D]. 沈阳: 东北大学, 2016.

(Guo Fei. Study on the change law of redox microenvironment in underground percolation system [D]. Shenyang:Northeastern University,2016.)

[6] Goh S G,Rahardjo H,Leong E C. Modification of triaxial apparatus for permeability measurement of unsaturated soils [J]. *Soils and Foundations*,2015,55(1) :63 – 73.

[7] Qin W,Dou J F, Ding A Z, et al. A study of subsurface wastewater infiltration systems for distributed rural sewage treatment [J]. *Environmental Technology*, 2014, 35 (16) : 2115 – 2121.

[8] Li Y H,Li H B,Sun T H. Effects of hydraulic loading rate on pollutants removal by a deep subsurface wastewater infiltration system [J]. *Ecological Engineering*, 2011, 37 (4) :1425 – 1429.

[9] Li H B,Li Y H, Sun T H, et al. The use of a subsurface infiltration system in treating campus sewage under variable loading rates [J]. *Ecological Engineering*, 2012, 38 (1) : 105 – 109.

[10] Liu C J, Xie J Z, Song M L, et al. Nitrogen removal performance and microbial community changes in subsurface wastewater infiltration systems (SWISSs) at low temperature with different bioaugmentation strategies [J]. *Bioresource Technology*,2018,250:603 – 610.

[11] Mander Ü,Maddison M, Soosaar K, et al. The impact of a pulsing water table on waste water purification and greenhouse gas emission in a horizontal subsurface flow constructed wetland [J]. *Ecological Engineering*, 2015, 80: 69 – 78.

[12] McKinley J W,Siegrist R L. Accumulation of organic matter components in soil under conditions imposed by wastewater infiltration [J]. *Soil & Water Management & Conservation*, 2010,74(5) :1690 – 1700.

[13] Nazari S,Hassanlourad M,Chavoshi E, et al. Experimental investigation of unsaturated silt-sand soil permeability [J/OL]. (2018 – 05 – 13) [2018 – 07 – 13]. <https://www.hindawi.com/journals/ace/2018/4946956/>.

[14] Rahimi A, Rahardjo H, Leong E C. Effects of soil-water characteristic curve and relative permeability equations on estimation of unsaturated permeability function [J]. *Soils and Foundations*,2015,55(6) :1400 – 1411.

[15] Wang H Q,Zhang L Y. Research on the nitrogen removal efficiency and mechanism of deep subsurface wastewater infiltration systems by fine bubble aeration [J]. *Ecological Engineering*,2017,107:33 – 40.

[16] Zhang L B,Yang J. The influence of hydraulic loading on biofilm properties in a subsurface wastewater infiltration system [J]. *Archives of Environmental Protection*,2016,42 (4) :70 – 79.

(上接第 1640 页)

[3] 王述红,胥世明,王存根,等. 基于非接触测量技术裂隙岩体隧道开挖局部损伤分析[J]. 现代隧道技术,2014,51 (3) :110 – 116.

(Wang Shu-hong, Zan Shi-ming, Wang Cun-gen, et al. Analysis of local damage induced by tunnelling in a fractured rock mass based on noncontact measurement Techniques[J]. *Modern Tunnelling Technology*,2014,51(3) :110 – 116.)

[4] 王述红,朱承金,张紫杉,等. 基于动态强度折减 DDA 法的边坡多滑面稳定性分析[J]. 煤炭学报, 2019, 44 (4) : 1084 – 1091.

(Wang Shu-hong, Zhu Cheng-jin, Zhang Zi-shan, et al. Stability analysis of multi-slip surface of slope based on dynamic strength reduction DDA method [J]. *Journal of China Coal Society*,2019,44(4) :1084 – 1091.)

[5] Niethammer U,James M R,Rothmund S, et al. UAV-based remote sensing of the Super-Sauze landslide:evaluation and results[J]. *Engineering Geology*,2012,128(4) :1 – 11.

[6] Wang S H,Zhang Z S, Wang C G, et al. Multistep rocky slope stability analysis based on unmanned aerial vehicle photogrammetry[J]. *Environmental Earth Sciences*,2019,78 (8) :260 – 275.

[7] 贾曙光,金爱兵,赵怡晴. 无人机摄影测量在高陡边坡地质调查中的应用[J]. 岩土力学,2018,39(3) :1130 – 1135.

(Jia Shu-guang, Jin Ai-bing, Zhao Yi-qing, Application of UAV oblique photogrammetry in the field of geology survey at the high and steep slope[J]. *Rock and Soil Mechanics*, 2018,39(3) :1130 – 1135.)

[8] Lindeberg T. Feature detection with automatic scale selection [J]. *International Journal of Computer Vision*,2008,80(2) : 189 – 210.

[9] Shi L M,Guo F S, Hu Z Y. An improved PMVS through scene geometric information [J]. *Acta Automatica Sinica*, 2011,37(5) :560 – 568.

[10] Lee D T, Lin A K. Generalized Delaunay triangulation for planar graphs[J]. *Discrete & Computational Geometry*,1986, 1(3) :201 – 217.

[11] Wang S H,Ni P P. Application of block theory modeling on spatial block topological identification to rock slope stability analysis [J]. *International Journal of Computational Methods*,2014,11(1) :903 – 914.