

氨氮在人工湿地 - 微生物燃料电池耦合系统中的数值模拟研究

吴 雪¹, 陈子豪¹, 钟 非², 陈 月³, 吴 娟^{1,4}, 成水平^{1,4*}

¹同济大学环境科学与工程学院, 长江水环境教育部重点实验室, 上海

²南通大学生命科学学院, 江苏 南通

³河北建设集团安装工程有限公司, 河北 保定

⁴同济大学环境生态工程研究所, 上海

Email: 1832783@tongji.edu.cn, *shpcheng@tongji.edu.cn

收稿日期: 2020年12月14日; 录用日期: 2021年1月13日; 发布日期: 2021年1月20日

摘要

人工湿地 - 微生物燃料电池系统(CW-MFC)是将微生物燃料电池(MFC)与人工湿地(CW)耦合的一种新兴强化污水处理技术。随着研究的深入, 焦点逐渐从CW-MFC产电、有机物的去除等转到了强化脱氮。在实体模型中, 氨氮($\text{NH}_4^+ \text{-N}$)在开路系统中的去除率为 $57.6 \pm 1.45\%$, 闭路系统中为 $67.6 \pm 4.74\%$ 。在此基础上开创性地借助Hydrus湿地模块建立了CW-MFC脱氮过程的数值模拟模型, 以人工湿地模型为基础, 构建水流运动及生化反应模型, 并通过调整模型参数来拟合闭路耦合系统的强化脱氮效果, 并取得了良好的仿真结果。基于模型预测结果, 可通过采用单侧进水、双侧出水的方式来改善系统水流均一性问题。另外, 可适当增加电极厚度以富集更多微生物, 有利于提高电极的强化作用, 进而提升系统的脱氮性能。实验数据与数值模拟手段的结合, 有助于预测复杂耦合系统的脱氮效果, 为系统设计的量化、工艺的优化、规模的放大化提供理论支撑和参考依据。

关键词

微生物燃料电池, 人工湿地, 氨氮, 数值模拟

Numerical Simulation of Ammonium Nitrogen in Constructed Wetland-Microbial Fuel Cell Coupled System

Xue Wu¹, Zihao Chen¹, Fei Zhong², Yue Chen³, Juan Wu^{1,4}, Shuiping Cheng^{1,4*}

¹Key Laboratory of Yangtze River Water Environment, Ministry of Education, College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai

*通讯作者。

文章引用: 吴雪, 陈子豪, 钟非, 陈月, 吴娟, 成水平. 氨氮在人工湿地 - 微生物燃料电池耦合系统中的数值模拟研究[J]. 水污染及处理, 2021, 9(1): 36-46. DOI: 10.12677/wpt.2021.91005

²School of Life Sciences, Nantong University, Nantong Jiangsu

³Hebei Construction Group Installation Engineering Co. LTD., Baoding Hebei

⁴Institute of Eco-Environmental Engineering, Tongji University, Shanghai

Email: 1832783@tongji.edu.cn, *shpcheng@tongji.edu.cn

Received: Dec. 14th, 2020; accepted: Jan. 13th, 2021; published: Jan. 20th, 2021

Abstract

Constructed wetland-microbial fuel cell system (CW-MFC) is a novel wastewater treatment technology which integrates microbial fuel cell (MFC) into constructed wetland (CW). Recently, the focus of CW-MFC studies gradually shifted from electricity production and organic matter degradation to the enhancement of nitrogen removal. In the entity model, the removal percentage of ammonia nitrogen ($\text{NH}_4^+ - \text{N}$) in the open-circuit system was $57.6 \pm 1.45\%$, and in the closed-circuit system was $67.6 \pm 4.74\%$. Combined with the experiment, we employed the Hydrus wetland module, to establish the numerical simulation model concerning CW-MFC nitrogen removal processes. This simulation included the water flow movement and biochemical reaction models which based on the module of CW. Through the adjustment of model parameters to fit the nitrogen removal effect in the closed-circuit coupled system, the sensitive simulation results were obtained. From the modeling results, it predicted that the uniformity of water flow could be improved by using one-sided inlet and two-sides outlet mode, and the enrichment of microorganisms by properly increasing the thickness of electrode would benefit the nitrogen removal. The combination of experimental data and numerical simulation methods could help predict the denitrification effect of the complex coupled systems, and provide theoretical support and reference for the quantification of system design, process optimization and scale expansion.

Keywords

Microbial Fuel Cell, Constructed Wetland, Ammonia, Numerical Simulation

Copyright © 2021 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 引言

人工湿地(CW)是一种发展于自然或半自然湿地系统的污水净化技术[1]。人工湿地建设运营简单、维护管理廉价、污染物去除效果稳定，可用于多种污水及雨水的净化处理。微生物燃料电池(MFC)是以微生物为催化剂将底物中的化学能转化为电能的清洁能源生产单元[2]，降解污染物。人工湿地的底部是厌氧的而表层是好氧的，这种自然形成的氧化还原环境正好可以满足微生物燃料电池所需的阳极区厌氧和阴极区好氧的要求[3]，这样为二者的结合创造了条件，共同促进污染物降解作用。

长期以来，人工湿地被视为“黑箱模式”，其中一系列交互的物理、化学、生物作用让湿地机理研究变得复杂[4]。应用模型方法来描述水流运动、溶质运移以及污染物降解是理解湿地功能的一个很好手段。与此同时，微生物燃料电池与人工湿地有着共同点，即反应复杂且受到微生物影响较大。微生物燃料电池涉及大量的生物电化学耦合反应，这使其具有较强的非线性特性特征和显著的滞后特性，难以直

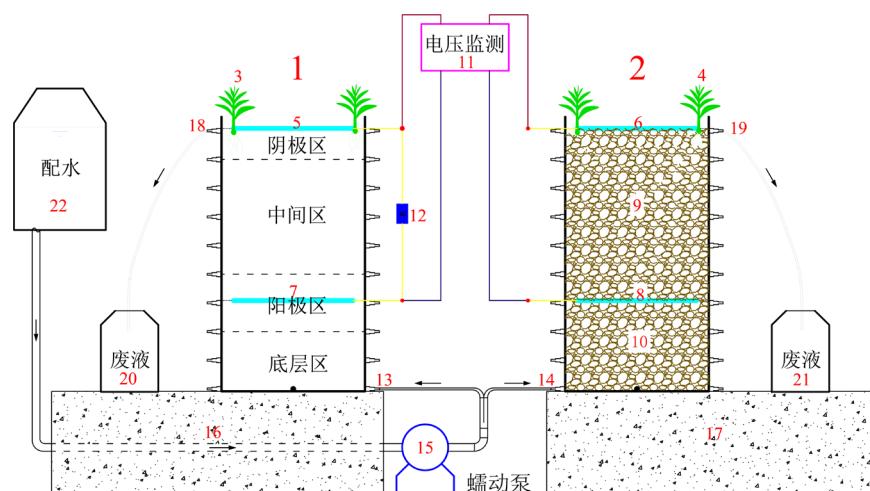
接控制和优化其产电过程。因此，应用数学模型以了解整个系统的主要影响因素[5]，并理解限制系统的主要瓶颈，是提升微生物燃料电池性能的有效途径，也是微生物燃料电池成功实施的关键。

在过去的二十多年里，大量文献报道了人工湿地中物理 - 化学 - 生物过程的建模工作，采用黑箱法将一些基本假设计算用作模拟生活污水的处理，其以一级速率方程为基础，运用神经网络等理论，校正进出水的污染物浓度[6]。随后机理模型出现，同时考虑人工湿地系统中的流体动力学和生物降解过程，用于工业废水、地表径流等多种来源污水处理模拟[7]。基于此，大量饱和/不饱和、垂直/水平、表面/潜流的人工湿地得以成功建设[8]。Pálfy 等[9]应用 CW2D 来模拟 SBR 反应器的出水，以提升其处理效果。Morvannou 等[10]用 CW2D 模拟了法式垂直流湿地，他们通过了两周的数据采集，着重模拟了氨氮的去除。Pálfy 等[11]模拟了饱和序批式系统，涉及了水流、传热等过程，通过调整参数及利用实测数据校正，验证了 CWM1 模型的可行性。Rizzo 等[12]利用 CWM1 探讨了不稳定负荷下的生化过程(包括氨氮及 COD 的去除)，并利用实测数据的均值，对模拟数据进行了定量的分析。因此，将实验数据与数值模拟手段结合可建立 CW-MFC 模型，为系统设计的量化、工艺的优化、规模的放大化提供理论支撑和参考依据，实现在强化人工湿地污水处理过程中回收电能，为清洁能源生产和环境污染防治提供新思路、新方法、新实践。

2. 材料与方法

2.1. 实体模型的构建

人工湿地 - 微生物燃料电池系统(CW-MFC)是在人工湿地中加入微生物燃料电池的电极，构成耦合装置。耦合系统示意图见图 1。



(注：1-闭路 CW-MFC 耦合系统，2-开路 CW-MFC 耦合系统，3、4-植物(美人蕉)，5、6-阴极，7、8-阳极，9、10-填料，11-数字信号采集器，12-定值电阻，13、14-进水口，15-蠕动泵，16、17-支撑底座，18、19-出水口，20、21-出水废液收集装置，22-进水配水槽)

Figure 1. The schematic diagram of CW-MFC plot

图 1. CW-MFC 耦合系统示意图

装置的框架为圆柱筒体($\varphi = 30 \text{ cm}$, $h = 60 \text{ cm}$, $d = 0.5 \text{ cm}$)，材质为聚甲基丙烯酸甲酯。耦合系统对应的内部分区见表 1，微生物燃料电池电极材料为炭纤维毡($\varphi = 25 \text{ cm}$, $d = 30 \text{ cm}$)，电极间距为 30 cm，以耐腐蚀、抗氧化的金属材料钛丝($\varphi = 1 \text{ mm}$ ，纯度为 99.99%)穿入碳毡内部作为电子导体。阴阳极之间以铜质导线连接阻值为 $1000 \Omega (\pm 5 \Omega)$ 的定值电阻，在电阻两段并联数字信号采集器，可根据需要按照不同时间间隔自动采集外电阻两端的电压。人工湿地的基质为陶粒，粒径 3~8 mm。选用污染物去除效果好、

生命力旺盛的美人蕉作为湿地植物，每个装置栽种 3 棵，均匀分布在碳毡与筒壁的缝隙之间。以蠕动泵从配水槽中抽取人工配制的模拟污水从装置底部连续注入系统(水力负荷为 100 mm/d)，装置顶端的出水用橡胶管导入至废水收集装置中。

Table 1. The internal partition of CW-MFC plot**表 1.** 耦合系统对应内部分区

区域	底层区	阳极区	中间区	阴极区
位置及高度	0~10 cm	10~20 cm (阳极: 10 cm)	20~40 cm	40~45 cm (阴极: 45 cm)

注：装置底部为 0 cm 处。

2.2. 分析模型的建立

利用 Hydrus 2.05 软件，采用 Richards 方程作为水流控制方程，根据系统实际的构造、尺寸及基质参数(空隙率、饱和渗透系数等)，设置域特性、有限元网格、边界条件及初始值，完成 CW-MFC 耦合系统的水力模型构建(见表 2)。在此基础上，利用软件内置 CWM1 及 CW2D 湿地模型，代入进水污染物实际浓度及水质参数值进行计算，模拟生化反应过程。比对模拟值和实测值的差异并进行参数调整至拟合良好，完成耦合系统脱氮过程模拟。

Table 2. The modeling description of CW-MFC plot**表 2.** 耦合系统建模描述

系统情况	描述
几何域	2D-XZ 方向
长度单位	厘米(cm)
定义范围	29 × 45 矩形
时间单位	小时(h)
基质种类	2 种(陶粒和碳毡)
离散化设置	X 方向 14; Y 方向 35 有限元网格数 980
系统运行条件	连续上行流(取 HLR = 100 mm/d 的水力条件)
模拟内容	水力传输及 NH_4^+ 去除情况

2.2.1. 水力模型的建立

水力传导是模型的基础，在精准的水力模型基础上，才能建立溶质运移、生化反应的平衡。根据系统实际的水力停留时间，取 50 h 的模拟时长，建立水力平衡状态。设置模拟时间、迭代参数等相关信息(见表 3)。

Table 3. The time setting of hydraulic model**表 3.** 水力模型时间设置

参数	设置值
模拟过程	Water flow
模拟时长	50 h

Continued

初始步长	0.001 h
最小步长	0.0001 h
最大步长	1 h
时变边界条件记录	1 次
输出设置	每 2 h 输出一次

选取 *van Genuchten-Mualem* 平衡方程作为水力模型的控制方程[9]，表达式如下：

$$\theta(h) = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{\left[1 + |\alpha \cdot h|^n\right]^m} \quad (h < 0)$$

$$\theta(h) = \theta_s \quad (h \geq 0)$$

$$K(h) = K_s \cdot S_e^l \cdot \left[1 - \left(1 - S_e^{\frac{1}{m}}\right)^m\right]^2$$

$$S_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r}$$

式中： θ 为含水量； $\theta(h)$ 为体积含水率； $\theta(r)$ 为固定含水量； θ_s 为饱和含水量； $K(h)$ 为不饱和水力传导函数； K_s 为饱和水力传导系数； l 为空隙连通参数， α 、 n 为经验参数； $m = 1 - 1/n$ ， h 为水头； S_e 为有效水含量。

按照 *van Genuchten-Mualem* 方程的基本原理，在 HYDRUS 软件中设置运算所需的初始条件、边界条件，代入运算(见表 4)。

Table 4. The operation table of hydraulic model
表 4. 水力模型运算表

要素	设置
平衡方差	<i>van Genuchten-Mualem</i> 1) 饱和渗透系数 陶粒：3508.02 cm/h，碳毡：495.50 cm/h
材料特性	2) 孔隙率 陶粒：0.0413，碳毡：0.958
初始条件	Pressure head (水头平衡)
边界条件	进水：时变边界条件记录 出水恒定水头

2.2.2. 溶质运移与生化反应模型建立

系统的生化反应是建立在溶质运移(彼此运输、接触、碰撞等)的基础之上的。考虑到垂直上行流人工湿地的特点，选取 CWM1 湿地模块来建立湿地生化反应模型[13]。各物质的迁移转化以如下方程为基础：

$$\frac{dS_k^k}{dt} = \alpha \cdot \left[(1-f) \cdot \frac{k_{s,k} \cdot c_k^{\beta^k}}{1 + \eta_k \cdot c_k^{\beta^k}} - S_k^k \right]$$

方程当中, S_k^k 为假定时变吸附浓度, c_k 为液相浓度, α 为一级交换速率系数, 当 $\eta_k = 0$ 时 $k_{s,k}$ 和 β_k 为吸附等温系数, f 为假定溶液相平衡时的交换位点比例(在湿地模型当中设置为 0)。

生化模型以水力模型为基础, 因此以 1.2.2 中的水力平衡终态为生化模型的初值。考虑到生化反应的规律和系统的稳定性, 将迭代运算的最大步长缩小以提高运算精准度, 并延长模拟时长至 5 d (120 h), 直至系统内各组分平衡且稳定(主要是 NH_4^+ -N 不再发生明显变化)。通过调整模型内相关参数[11] [14], 至拟合良好, 详见表 5。

Table 5. The operation table of hydraulic model
表 5. 水力模型运算表

要素	设置
模拟过程	Water flow and Solute transport
初始条件	水力平衡结果(1.2.1)
模拟时长	120 h
迭代参数	最大步长 0.01 h
生化模型	CWM1 湿地模块
主要参数	水解速率常数: 0.00625 h^{-1}
	自养菌最大增长速率: 0.0417 h^{-1}
	氧利用饱和系数: $1 \text{ mg O}_2/\text{L}$
	氨利用饱和系数: 0.5 mg N/L

2.3. 实验条件

实验在同济大学南校区玻璃房内进行, 光照充沛。实验用水为模拟初沉池生活污水, 运行期间水温 $25^\circ\text{C}\sim30^\circ\text{C}$, 进水水质 COD 浓度为 120 mg/L 、氨氮(NH_4^+ -N)浓度为 35 mg/L 。

2.4. 水质分析与数据分析

从 2019 年 10 月~2019 年 11 月, 对 CW-MFC 耦合系统的进水及沿程出水进行连续采样。 NH_4^+ -N 采用连续流动 - 水杨酸分光光度法测定(HJ665-2013, SEAL-AA3, GER) [15]。实验数据采用 OriginPro 2017 进行分析。

3. 结果与讨论

3.1. 实体模型的氨氮去除结果

开、闭路系统对 NH_4^+ -N 的去除率分别为 $57.6 \pm 1.45\%$ 与 $67.6 \pm 4.74\%$ 。由图 2 可知, 底层区对 NH_4^+ -N 去除(40%)有较大贡献, 这可能是进水中溶解氧浓度较高, 在底部大量消耗[16], NH_4^+ -N 得以氧化, 因此底层区取得了较好的去除效果。进入阳极区后, 开路系统 NH_4^+ -N 浓度变化不大, 闭路系统则有所下降。电极所在的位置(15 cm)由于碳毡材料较为致密, 对 NH_4^+ -N 的吸附较强, 而开路系统中阳极产生的电子无法沿闭合回路导出, 可能会导致 NH_4^+ -N 浓度变化不大。而在闭路系统中, 由于电子传输速度提升使电极附近附着了种类丰富的微生物(如假单胞菌属、地杆菌属) [17]。Wang 等指出, 阳极附近富集了大量电化学活性菌, 其中弧菌属对于氨的氧化作用(将氨氧化为亚硝酸盐)具有重要作用[18], 这可能是阳极区 NH_4^+ -N 下降的重要原因。在中间区, NH_4^+ -N 下降不明显, 尤其是在 20~30 cm 的位置, 这可能是由于这一段处在好氧与厌氧交替位置的缘故。Oon 等[19]也报道了类似的现象, 位于阳极与阴极之间的中间区域,

系统的氧化还原电位处于好氧(>100 mV)与厌氧(<-100 mV)之间。而进入到阴极区后,由于空气的复氧作用、植物根系的泌氧作用以及植物根系的吸附吸收作用使得 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 有较多的去除。相比于开路系统,闭路系统 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 下降趋势更大,这说明电路的作用使得生物阴极发挥了更好的脱氮作用,这在先前的研究中已经阐明[20]。

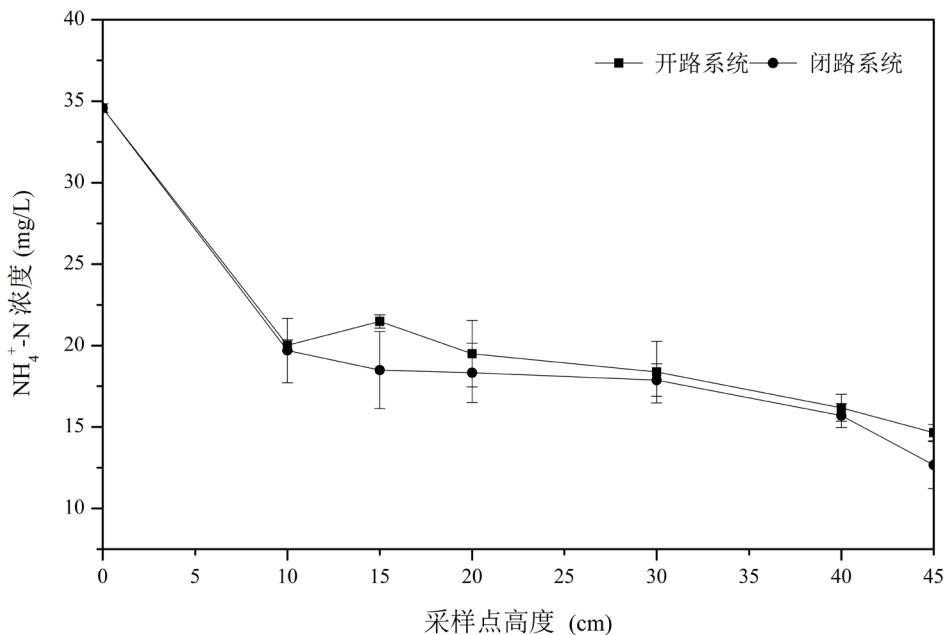


Figure 2. The concentration of $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ along the CW-MFC plot

图 2. 耦合系统 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 沿程变化图

3.2. 数值模拟解析

由图 3, 系统在进水口(左下)和出水口(右上)位置, 水流速度较大;而在左上角和右下角位置, 流速明显很小。水流流经阴极阳极碳毡位置时, 流速变缓, 而相应地在电极两侧流速增大。在其余位置, 水流速度基本恒定。

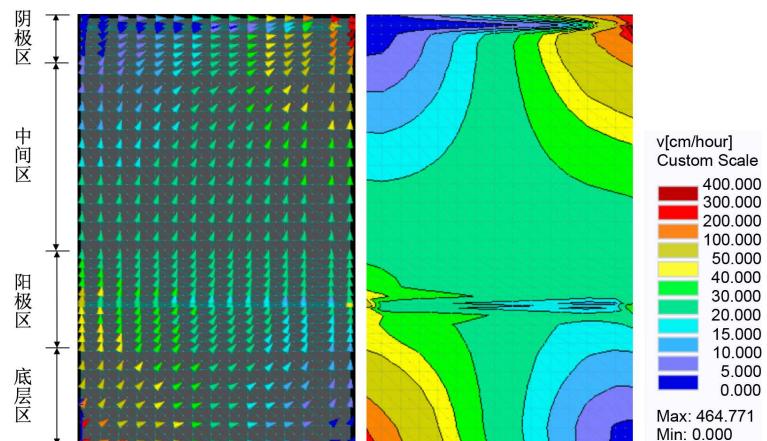


Figure 3. The simulation of hydraulic conduction in the system

图 3. 系统水力传导模拟情况

在进水口和出水口，水流分别受到蠕动泵动力和自由出流重力的影响，流速很大。而在远离进出水口的其他沿壁区域，由于器壁限制和流动形式的影响，则各产生一个流动性很差的死水区，这对于整个系统的生化反应是不利的，相当于削弱了系统的处理能力并且使其内部传质受限、扩散不均[4]。另外，由于碳毡电极水力传导系数较小，流体流速则变缓，这有利于污水充分接触电极表面的生物膜，促进其对污染物的去除作用。

将系统内各层的 NH_4^+ -N 浓度的模型模拟值与实测值对比(图 4)，就总体而言， NH_4^+ -N 浓度的拟合度良好($R^2 = 0.966$)。在 10 cm、15 cm、20 cm 高度处，模拟值高于实测平均值。而在 30 cm、40 cm、45 cm 各层模拟值略低于实测平均值。从最终出水的 NH_4^+ -N 浓度来看，实测值为 $12.7 \pm 1.44 \text{ mg/L}$ ，而模拟值为 12.5 mg/L ，其结果表明 CW-MFC 模型拟合效果良好。

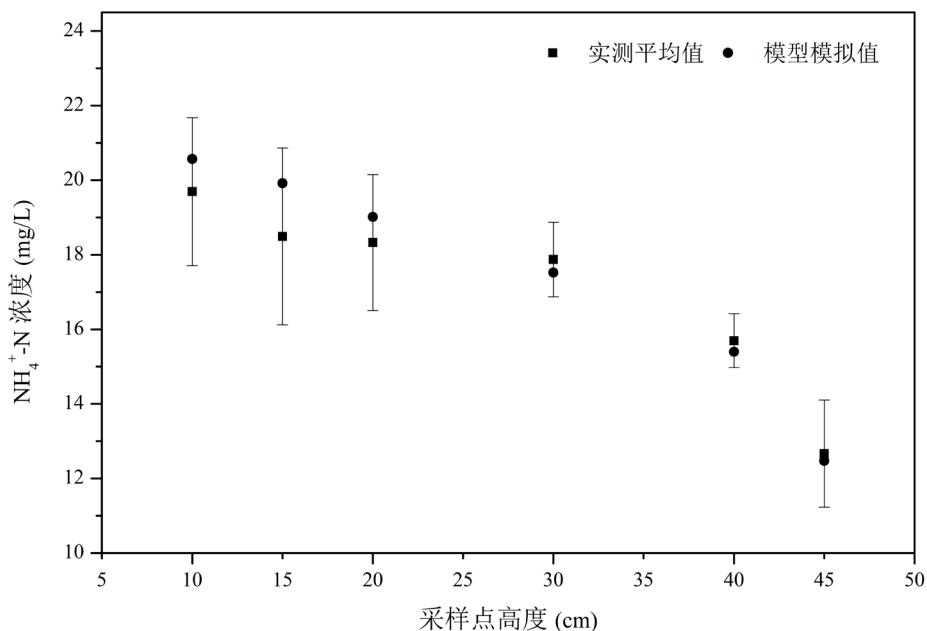


Figure 4. The simulation concentration of NH_4^+ -N in the system

图 4. 系统 NH_4^+ -N 浓度模拟对照图

对于拟合值和实测值之间的差异，主要可以归结为以下几点原因：一方面如水力分析当中提到的，存在一些死水区及流速大的区域[21]，系统内各处流速不均，这对系统的影响是不能忽略的[6]。因此各点位生化反应的溶质平衡结果也不均匀，模拟结果需取各点的平均值，这给模拟值带来了一定的误差。另一方面，在采样过程中，靠下端的采样点受到水压的影响较大，导致其出水流速较大，对其周围的水层存在一定扰动。此外，所选取的建模平面是圆筒直径矩形面，是情况最为简单、最理想化的一个反应面，而实际情况中圆筒反应器其他弦截面并不均一，情况更为复杂。想要建立更加全面完整的反应模型，则需要更加完善的建模思路和更高的计算能力。

3.3. 系统优化分析

3.3.1. 改善水力传导条件

系统脱氮是溶质运移和生化反应作用的结果，而溶质运移则是生化反应的基础。尤其是在连续流系统中，良好的水力传导条件对于溶质运移尤为重要。考虑到实验所采用的系统中水流不均匀的区域较大

(图 5(a)), 现改变进水或出水方式, 并重新进行模拟, 分别得到图 5 中图 5(b)、图 5(c)、图 5(d)的结果。

其中图 5(b)为进水方式不变, 改为从左上角位置出水; 图 5(c)为进水方式不变, 改为左上、右上双侧出水; 图 5(d)为左下、右下双侧进水(流量减半), 且左上、右上双侧出水。由图可见图 5(d)方式水流均匀性最好, 死水区和流速过大区面积明显减小, 其次是图 5(c)方式, 而图 5(b)方式死水区和流速过大区面积均增大且分化严重, 水流更加不均。

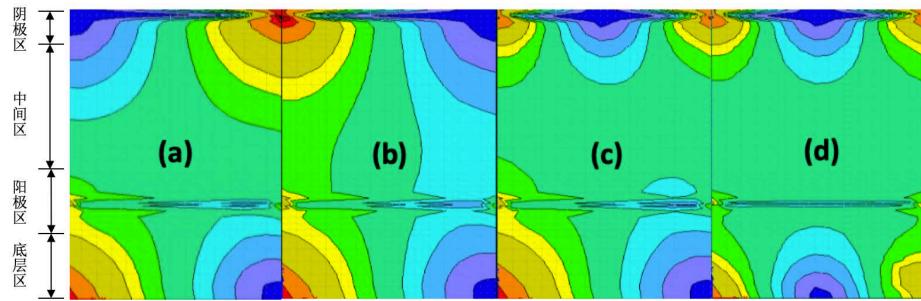


Figure 5. The simulation of hydraulic conduction under different influent modes in the system
图 5. 不同进水方式下系统水力传导模拟图

因此, 图 5(d)方式水力条件最佳。但由于增加进水点位, 将导致机械设备增加(进水泵等)。考虑到成本问题, 图 5(c)方式较为可取, 即底端单侧进水、顶端双侧出水, 有利于水流均一化。

3.3.2. 优化系统微生物

NH_4^+ -N 的去除主要依赖于氨氧化细菌的生化活动, 这些微生物主要是自养菌。取采样位置所在的不同层级的自养微生物平衡结果, 如图 6 所示。模型模拟结果表明 30 cm、40 cm 位置处生物量最少; 而 10 cm 位置处生物量较多, Bellucci 等[22]以及 Liu 等[23]指出, 在低氧环境下仍有很多微生物可以参与 NH_4^+ -N 的氧化(如假单胞菌、黄单胞菌、红球菌、鞘氨醇单胞菌等)。15 cm 处是阳极所在位置, 由于微生物燃料电池的作用此处形成较为稳定的生物膜。同时, 这一层氮源较丰富, 加之阳极可作为固态电子受体参与厌氧氨氧化作用[24], 故富集的生物量最大。此外, 阴极直接接触氧气使其附近有较多的好氧菌群[25]。

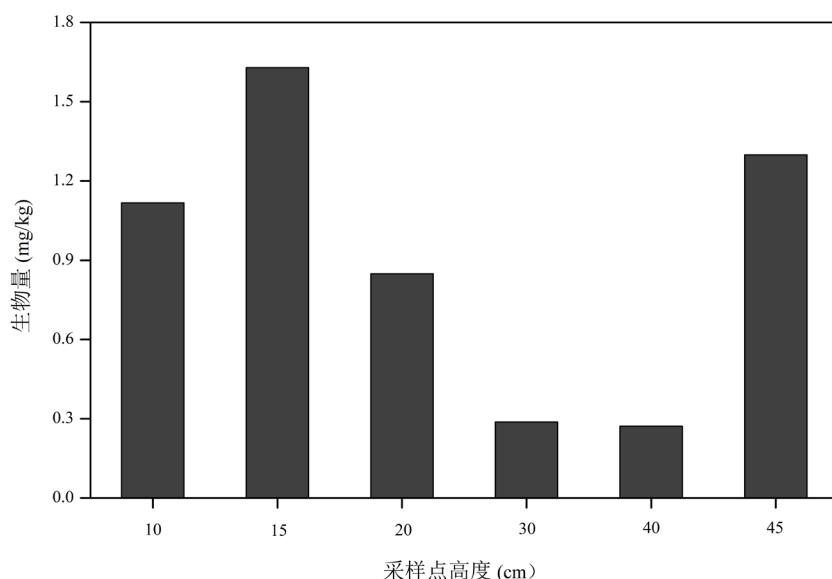


Figure 6. The simulation of autotrophic bacteria in the system
图 6. 系统自养微生物模拟值

在本实验初期，各阳极接种了厌氧污泥，而阴极未做接种处理。通过上述微生物模拟分析，底层区接近进水口附近区域亦可接种一些好氧微生物，而阴极更应该以好氧菌驯化，这样可以缩短系统达到平衡所需的时间。通过观察阴极、阳极及其附近位置的生物量发现，从45 cm到40 cm以及从15 cm到20 cm处，自养微生物大量减少，这说明系统受电极影响的区域有限。因此可适当增加电极厚度，同时也应避免系统堵塞问题，以富集更多的微生物，提升污染物去除效果，这一点在Pucher等的研究中也得到了证实[13]。

4. 结论

过程模拟是一种预测系统污水处理效果的有效手段，从脱氮的角度来看，可将微生物燃料电池的电化学作用转化为对人工湿地的强化作用，并利用人工湿地过程模拟的方法，预测耦合系统的NH₄⁺-N去除效果。借助Hydrus软件CWM1湿地模型，可以取得良好的仿真结果。从经济实用的角度出发，可采用单侧进水、双侧出水的方式，以改进系统水力条件，提高水流均一性。另外从提升系统生化反应性能角度来看，可适当增加电极厚度以富集更多微生物。而在系统驯化前期除了向阳极接种厌氧污泥之外，底层区靠近进水口附近区域与阴极处应接种适量好氧菌，以缩短系统稳定时间。数值模拟作为一种仿真和预测的研究方法，为便于计算和分析，往往简化实际情况来建立模型，更加精准的建模和计算方法仍需不断探索。

基金项目

河北省重点研发计划(20373601D)资助。

参考文献

- [1] 成水平, 吴振斌, 況琪军. 人工湿地植物研究[J]. 湖泊科学, 2002, 14(2): 179-184.
<http://dx.chinadoi.cn/10.18307/2002.0213>
- [2] Du, Z.W., Li, H.R. and Gu, T.Y. (2007) A State of the Art Review on Microbial Fuel Cells: A Promising Technology for Wastewater Treatment and Bioenergy. *Biotechnology Advances*, **25**, 464-482.
<https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2007.05.004>
- [3] Yadav, A.K., Dash, P., Mohanty, A., Abbassi, R. and Kanta Mishra, B. (2012) Performance Assessment of Innovative Constructed Wetland-Microbial Fuel Cell for Electricity Production and Dye Removal. *Ecological Engineering*, **47**, 126-131.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.06.029>
- [4] Toscano, A., Langergraber, G., Consoli, S. and Cirelli, G.L. (2009) Modelling Pollutant Removal in a Pilot-Scale Two-Stage Subsurface Flow Constructed Wetlands. *Ecological Engineering*, **35**, 281-289.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.07.011>
- [5] Xia, C.S., Zhang, D.X., Pedrycz, W., Zhu, Y.M. and Guo, Y.X. (2018) Models for Microbial Fuel Cells: A Critical Review. *Journal of Power Sources*, **373**, 119-131. <https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2017.11.001>
- [6] Langergraber, G., Giraldi, D., Mena, J., Meyer, D., Peña, M., Toscano, A., et al. (2009) Recent Developments in Numerical Modelling of Subsurface Flow Constructed Wetlands. *Science of the Total Environment*, **407**, 3931-3943.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.07.057>
- [7] Meyer, D., Chazarenc, F., Claveau-Mallet, D., Dittmer, U., Forquet, N., Molle, P., et al. (2015) Modelling Constructed Wetlands: Scopes and Aims—A Comparative Review. *Ecological Engineering*, **80**, 205-213.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.10.031>
- [8] Fonder, N. and Headley, T. (2013) The Taxonomy of Treatment Wetlands: A Proposed Classification and Nomenclature System. *Ecological Engineering*, **51**, 203-211. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.011>
- [9] Pálfy, T.G. and Langergraber, G. (2013) Numerical Simulation of the Treatment Performance of a Horizontal Flow Constructed Wetland for Polishing SBR Effluent. *Extended Abstract, Accepted for Oral Presentation at the 5th International Symposium on Wetland Pollutant Dynamics and Control*, Nantes, 13-17 October 2013, 168-169.
- [10] Morvannou, A., Choubert, J.M., Vanclooster, M. and Molle, P. (2014) Modeling Nitrogen Removal in a Vertical Flow Constructed Wetland Treating Directly Domestic Wastewater. *Ecological Engineering*, **70**, 379-386.

<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.06.034>

- [11] Pálfy, T.G. and Langergraber, G. (2014) The Verification of the Constructed Wetland Model No. 1 Implementation in Hydrus Using Column Experiment Data. *Ecological Engineering*, **68**, 105-115. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.016>
- [12] Rizzo, A., Langergraber, G., Galvao, A., Boano, F., Revelli, R. and Ridolfi, L. (2014) Modelling the Response of Laboratory Horizontal Flow Constructed Wetlands to Unsteady Organic Loads with HYDRUS-CWM1. *Ecological Engineering*, **68**, 209-213. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.073>
- [13] Pucher, B., Ruiz, H., Paing, J., Chazarenc, F., Molle, P. and Langergraber, G. (2017) Using Numerical Simulation of a One Stage Vertical Flow Wetland to Optimize the Depth of a Zeolite Layer. *Water Science and Technology*, **75**, 650-658. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.545>
- [14] Karlsson, S.C., Langergraber, G., Pell, M., Dalahmeh, S., Vinnerås, B. and Jönsson, H. (2015) Simulation and Verification of Hydraulic Properties and Organic Matter Degradation in Sand Filters for Greywater Treatment. *Water Science and Technology*, **71**, 426-433. <https://doi.org/10.2166/wst.2015.003>
- [15] 中华人民共和国国家环境保护局. GB7481-87. 水质铵的测定水杨酸分光光度法[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 1987.
- [16] Oon, Y.L., Ong, S.A., Ho, L.N., Wong, Y.-S., Aini Dahalan, F., Oon, Y.-S., et al. (2017) Role of Macrophyte and Effect of Supplementary Aeration in Up-Flow Constructed Wetland-Microbial Fuel Cell for Simultaneous Wastewater Treatment and Energy Recovery. *Bioresource Technology*, **224**, 265-275. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.10.079>
- [17] Lu, L., Xing, D.F. and Ren, Z.J. (2015) Microbial Community Structure Accompanied with Electricity Production in a Constructed Wetland Plant Microbial Fuel Cell. *Bioresource Technology*, **195**, 115-121. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.05.098>
- [18] Wang, J.F., Song, X.S., Wang, Y.H., Abayneh, B., Ding, Y., Yan, D.H., et al. (2016) Microbial Community Structure of Different Electrode Materials in Constructed Wetland Incorporating Microbial Fuel Cell. *Bioresource Technology*, **221**, 697-702. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.09.116>
- [19] Oon, Y.L., Ong, S.A., Ho, L.N., Wong, Y.-S., Oon, Y.-S., Kaur Lehl, H., et al. (2015) Hybrid System Up-Flow Constructed Wetland Integrated with Microbial Fuel Cell for Simultaneous Wastewater Treatment and Electricity Generation. *Bioresource Technology*, **186**, 270-275. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.014>
- [20] You, S.J., Ren, N.Q., Zhao, Q.L., Kiely, P.D., Wang, J.-Y., Yang, F.-L., et al. (2009) Improving Phosphate Buffer-Free Cathode Performance of Microbial Fuel Cell Based on Biological Nitrification. *Biosensors & Bioelectronics*, **24**, 3698-3701. <https://doi.org/10.1016/j.bios.2009.05.015>
- [21] Langergraber, G. (2011) Numerical Modelling: A Tool for Better Constructed Wetland Design? *Water Science and Technology*, **64**, 14-21. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.520>
- [22] Bellucci, M., Ofiteru, I.D., Graham, D.W., Head, I.M. and Curtis, T.P. (2011) Low-Dissolved-Oxygen Nitrifying Systems Exploit Ammonia-Oxidizing Bacteria with Unusually High Yields. *Applied and Environmental Microbiology*, **77**, 7787-7796. <https://doi.org/10.1128/AEM.00330-11>
- [23] Liu, G.Q. and Wang, J.M. (2013) Long-Term Low DO Enriches and Shifts Nitrifier Community in Activated Sludge. *Environmental Science & Technology*, **47**, 5109-5117. <https://doi.org/10.1021/es304647y>
- [24] Srivastava, P., Yadav, A.K., Garaniya, V., Lewis, T., Abbassi, R., and Khan, S.J. (2020) Electrode Dependent Anaerobic Ammonium Oxidation in Microbial Fuel Cell Integrated hybrid Constructed Wetlands: A New Process. *Science of the Total Environment*, **698**, Article ID: 134248. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134248>
- [25] Xu, F., Ouyang, D.L., Rene, E.R., Ng, H.Y., Guo, L.-L., Zhu, Y.-J., et al. (2019) Electricity Production Enhancement in a Constructed Wetland-Microbial Fuel Cell System for Treating Saline Wastewater. *Bioresource Technology*, **288**, Article ID: 121462. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121462>