

微生物反硝化及其电化学强化研究进展

张万辉 (广州市市政集团有限公司, 广东广州 510060)

摘要 微生物反硝化过程是在硝酸盐还原酶、亚硝酸盐还原酶、一氧化氮还原酶、一氧化二氮还原酶及其他一些脱氢酶的作用下, 将电子供体的电子传递给 NO_3^- 的过程。在此综述了反硝化的各种电子供体及各种碳源。根据碳源的不同, 反硝化菌可分为异养型反硝化菌和自养型反硝化菌。针对反硝化的过程, 可以通过提供电子供体、加入电子载体、提高酶活性、加速辅酶再生、电刺激提高微生物活性等方法来强化反硝化过程。

关键词 反硝化; 电子传递; 电子供体; BER; 电刺激

中图分类号 S181.3 **文献标识码** A **文章编号** 0517-6611(2014)19-06324-03

The Mechanism of Denitrification and the Enhancement by Electrode

ZHANG Wan-hui (Guangzhou Municipal Group Co. Ltd., Guangzhou, Guangdong 510060)

Abstract The process of denitrification is transfer of electron from donor to receiver, with the catalysis of corresponding nitrate reductase (NAR), nitrate reductase (NIR), nitric oxide reductase (NOR) and nitrous oxide reductase (N_2OR). Various electron donors and carbon sources of denitrification were summarized. Denitrification could be separated to heterotrophic denitrification and autorrophic denitrification, according to the difference of carbon source. Various methods to enhance the effect of denitrification were depicted, such as adding electron donor and electron carrier, enhancing the activity of enzyme, accelerating the regeneration of enzyme, adding electrode field and so on.

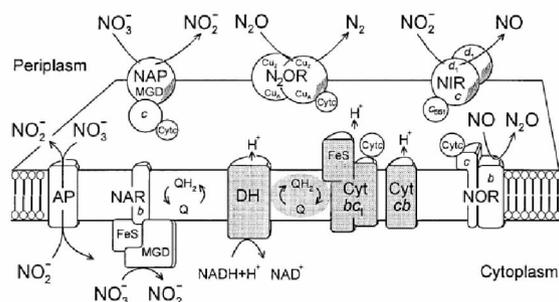
Key words Denitrification; Electron flow; Electron donor; BER; Electrolytic stimulation

随着工业的发展, 硝酸盐在土壤和水环境大量富集, 现已是世界各国需要面临的严峻的环境问题^[1]。含氮化合物排入到环境中, 会引起水体的富营养化, 硝酸盐对人和动物会产生危害, 能引起婴儿的高铁血红蛋白症^[2]。实验室中动物实验已证明, 硝酸盐能够引起心脏和行为问题^[3], 且由硝酸盐转化成的硝酸铵是强致癌物^[4]。目前, 各国的学者均在致力于脱除饮用水、水产用水和工业废水中的硝酸根。脱除硝酸盐的方法有物理化学法和生物法。离子交换、吸附、化学处理、膜技术和微生物法已广泛应用, 离子交换和吸附法已被应用于生产高纯度水, 但交换树脂的吸附容量会迅速饱和, 需要不断地更换和再生^[5]。膜技术是一种富集的方法, 需要在后续处理浓缩液, 且不适合于低浓度硝酸盐废水的处理^[6]。微生物反硝化相比于其他的方法更加经济有效。笔者在此综述了反硝化的各种电子供体及各种碳源。

1 反硝化的机理

反硝化过程是伴随着电子传递而发生硝酸盐还原的生化过程, 研究表明硝酸盐(NO_3^-)完全还原转化为氮气(N_2)包括以下4个过程^[7], 即 $\text{NO}_3^- \xrightarrow{(+5)} \text{NO}_2^- \xrightarrow{(+3)} \text{NO} \xrightarrow{(+2)} \text{N}_2\text{O} \xrightarrow{(+1)} \text{N}_2$ 。反硝化过程涉及多种酶和多种中间反应产物并伴随着电子的传递, Park 等揭示了这些酶和相关反应如图1所示^[5,8-9]。由 NO_3^- 还原成 NO_2^- 的过程在细胞膜中进行, 其他3个过程均在周质中进行。NAR 是膜结合蛋白, 在革兰氏阴性菌中属于周质酶, 在反硝化菌细胞内存在2种硝酸盐还原酶, 细胞膜内侧的膜内硝酸盐还原酶和细胞膜外侧的膜外硝酸盐还原酶^[10-11]。NIR 是存在于细胞膜外细胞周质中的周质酶, 有含有 c 和 d1 2 种细胞色素的 Cyt cd1 型和含铜催化中心的

Cu 型^[12]。NOR 是位于细胞膜上与膜结合的细胞色素 bc 复合物, 由2个亚单位 Cyt b 和 Cyt c 结合, 该酶含有非血红素铁^[13]。 N_2OR 是含有2个 Cu 活性中心同型二聚体的细胞周质酶^[14]。



注: NAR 为硝酸盐还原酶; NIR 为亚硝酸盐还原酶; NOR 为一氧化氮还原酶; N_2OR 为一氧化二氮还原酶; Cyt c 为细胞色素; NAD 为烟酰胺腺嘌呤二核苷酸; FeS 为铁硫蛋白; CoQ 为辅酶 Q。

图1 反硝化的生化反应和电子传递

在反硝化过程中, 反硝化菌通过电子传递体系将电子传递给最终电子受体硝酸盐^[15], 反硝化菌细胞膜内电子载体的氧化还原电位大小顺序依次为 NAD^+/NADH (-0.320 V) $< \text{FP}$ (-0.300 V) $< \text{FeS}$ (-0.180 V) $< \text{Cyt}_{bc1, \text{ox/red}}$ (0.030 V) $< \text{Cyt}_{bc1}$ (0.032 V) $< \text{CoQ}/\text{CoQH}_2$ (0.010 V) $< \text{Cyt}_{c, \text{ox/red}}$ (0.254 V) $< \text{NO}_3^-/\text{NO}_2^-$ (0.433 V)^[16]。

2 反硝化过程的能量利用

反硝化菌能够利用有机物、无机物和光能等作为其能量的来源。反硝化的生化反应式为^[10]: $\text{NO}_3^- + 2\text{H}^+ + 2\text{e}^- \xrightarrow{\text{NaR}} \text{NO}_2^- + \text{H}_2\text{O} - 89.2\text{ kJ/mol}$, $\text{NO}_2^- + 2\text{H}^+ + \text{e}^- \xrightarrow{\text{NiR}} \text{NO} + \text{H}_2\text{O} - 32.9\text{ kJ/mol}$, $2\text{NO} + 2\text{H}^+ + 2\text{e}^- \xrightarrow{\text{NoR}} \text{N}_2\text{O} + \text{H}_2\text{O} - 226.4\text{ kJ/mol}$

$\text{mol} \cdot \text{N}_2\text{O} + 2\text{H}^+ + 2\text{e}^- \xrightarrow{\text{N}_2\text{OR}} \text{N}_2 + \text{H}_2\text{O} - 261.8 \text{ kJ/mol}$ 。反硝化菌多数为兼性厌氧菌,在以硝酸盐作为电子受体时基质释放的能量会下降,氧化磷酸化仅产生 2 mol 的 ATP^[17]。反硝化过程共放出 604 kJ 的能量,即使这些能量全部转化为 ATP,约可产生 11.5 mol ATP,属于低级能源。

表 1 不同碳源的反硝化反应化学方程式

电子供体	化学方程式	参考文献
CH ₃ OH	$1.08\text{CH}_3\text{OH} + \text{NO}_3^- + 0.24\text{H}_2\text{CO}_3 \rightarrow 0.06\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N} + 0.47\text{N}_2 + 1.68\text{H}_2\text{O} + \text{HCO}_3^-$	18
C ₂ H ₅ OH	$0.69\text{C}_2\text{H}_5\text{OH} + \text{NO}_3^- + \text{H}^+ \rightarrow 0.14\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N} + 0.43\text{N}_2 + 0.67\text{CO}_2 + 2.07\text{H}_2\text{O}$	19
CH ₃ COOH	$0.82\text{CH}_3\text{COOH} + \text{NO}_3^- \rightarrow 0.07\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N} + 0.47\text{N}_2 + 0.90\text{H}_2\text{O} + \text{HCO}_3^- + 0.30\text{CO}_2$	20
C ₆ H ₁₂ O ₆	$0.36\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + \text{NO}_3^- + 0.18\text{NH}_4^+ + 0.82\text{H}^+ \rightarrow 0.18\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N} + 0.5\text{N}_2 + 2.28\text{H}_2\text{O} + \text{HCO}_3^- + 1.25\text{CO}_2$	21
S	$1.10\text{S} + \text{NO}_3^- + 0.086\text{NH}_4^+ + 0.76\text{H}_2\text{O} + 0.4\text{CO}_2 \rightarrow 0.04\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N} + 0.48\text{N}_2 + 0.98\text{SO}_4^{2-} + \text{HCO}_3^- + 0.96\text{H}^+$	22
H ₂ S	$0.421\text{H}_2\text{S} + 0.421\text{HS}^- + \text{NO}_3^- + 0.346\text{CO}_2 + 0.086\text{HCO}_3^- + 0.086\text{NH}_4^+ \rightarrow 0.086\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N} + 0.50\text{N}_2 + 0.842\text{SO}_4^{2-} + \text{HCO}_3^- + 0.262\text{H}^+ + 0.434\text{H}_2\text{O}$	23
S ₂ O ₃ ²⁻	$\text{NO}_3^- + 0.43\text{H}_2\text{O} + 0.35\text{CO}_2 + 0.87\text{HCO}_3^- + 0.087\text{NH}_4^+ \rightarrow 0.087\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N} + 0.50\text{N}_2 + 1.69\text{SO}_4^{2-} + 0.7\text{H}^+$	5
H ₂	$0.303\text{H}_2 + \text{NO}_3^- + 0.23\text{CO}_2 + \text{H}^+ \rightarrow 0.05\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N} + 0.48\text{N}_2 + 3.37\text{H}_2\text{O}$	24
e ⁻	$2\text{NO}_3^- + 6\text{H}_2\text{O} + 10\text{e}^- \rightarrow \text{N}_2 + 12\text{OH}^-$	1

3.1 异养反硝化 异养反硝化菌在缺氧的条件下利用各种有机碳源作为能量和电子供体,主要有假单胞菌(*Pseudomonas*)、脱氮副球菌(*Paracoccus*)、产碱菌(*Alcaligenes*)、黄质菌(*flavobacterium*)和杆菌(*Bacillus*)等^[25]。异养反硝化已经应用于资源回收和传统的污水处理厂。对于市政污水和农业废水,含有大量的有机碳源,反硝化所需的碳氮比(C/N)很容易满足,但大量的工业废水碳源的含量很低,需要投加碳源满足反硝化菌的需要。研究发现,向碳源不足的废水中投加甲醇、乙醇、乙酸、葡萄糖或淀粉等碳源可以有效地促进反硝化反应^[21,26]。但反硝化过程投加的碳源也引起了关注。一些有机碳源是有毒物质,反硝化的剩余量将仍然滞留在水中,且一些外加碳源的反硝化的副产物需要作进一步处理^[7]。甲醇是现在已知用于反硝化过程最便宜的碳源,目前研究者们致力于研究采用更为廉价的碳源代替甲醇,多种廉价的不溶性碳源用于反硝化,如棉花、麦秆、报纸、锯末、淀粉和植物油等^[27-28]。

3.2 自养反硝化 自养反硝化菌利以 CO₂、CO 和 CO₃²⁻ 作为碳源,以 H₂ 和硫化物等作为电子供体和能量来源。相比于异养反硝化,自养反硝化避免了一些有机碳源的毒害、较低的污泥和基质产生量等优点,避免了反应器的堵塞且简化了预处理。可以作为电子供体的硫化物有 S₂⁻、S、S₂O₃²⁻、S₄O₆²⁻ 和 SO₃²⁻ 等,相比于甲醇和乙酸等有机碳源,硫的价格较便宜,且反硝化过程可以降低反硝化的费用^[29-30]。

氢气由于无毒、清洁、在水中的低溶解性且无代谢基质等优点,已经成为一种理想的反硝化电子供体^[24]。利用氢气作为电子受体的反硝化菌主要有 *Paracoccus* 菌、*Alcaligenes eutrophus* 菌和 *Pseudomonas* 菌等^[31-32],采用氢气作为电子供体能够取得较好的反硝化效果。Gentzar 采用氢气代替有机碳作为电子供体,结果发现脱氮效果提高了 8.5 倍^[33]。但氢气在水中的低溶解度(1.6 mg/L, 20 °C)限制了其从气态到液态间的传质速率,从而影响反硝化速率^[24]。

3 反硝化类型

反硝化菌是以 NO₃⁻ 作为最终电子受体,将 NO₃⁻ 还原为 N₂ 的细菌总称。根据对碳素营养物的同化能力的不同分为异养型和自养型反硝化菌,它们的电子供体的反硝化化学方程式如表 1 所示。

另外,氢气是一种危险气体,容易发生爆炸,限制了在反硝化过程中的应用^[7]。为了克服氢气的缺点,Sakakibara 等开发了电化学和微生物耦合的方法,微生物电极反应器(BER),在这个系统中微生物利用阴极电解产生的氢气进行脱氮,研究表明,BER 系统能够取得良好的脱氮效果^[34]。研究较多的 BER 是二维电极和微生物的耦合的方法,三维电极和微生物耦合的方法较少,尤其是单极性三维电极和微生物耦合更少(表 2)。Zhou 等研究了单极性三维电极微生物反应器,第三极活性炭不仅提供了生物膜和氢气形成的点位,且其表面能与 O₂ 反应产生 CO₂,创造更好的缺氧环境,这种 BER 系统脱氮率可达 0.222 mg NO₃²⁻ - N/(cm² · d),电流效率高达 227%^[35]。在 BER 系统中,对于电极的作用还没有一致的意见,普遍认为微生物利用阴极电解产生的 H₂ 作为电子供体进行反硝化,Park 等认为 BER 系统中,微生物直接利用阴极的电子进行反硝化,在 200 mA 电流作用下,硝酸盐的最大去除速率为 0.17 mg NO₃²⁻ - N/(cm² · d),去除率高达 98%^[1]。Zhang 等认为阴极所在的一区产生有宜于微生物生长的较低氧化还原电位的环境,从而加速了微生物的反硝化反应^[42]。Beschkov 等认为电场作用下微生物反硝化作用提高是电化学和微生物活性两方面共同的作用^[43]。

4 强化反硝化过程

传统的反硝化过程是在缺氧或厌氧条件下,反硝化菌通过电子传递链将电子从电子供体传递给 NO₃⁻,这个过程涉及硝酸盐还原酶、亚硝酸盐还原酶、一氧化氮还原酶、一氧化二氮还原酶^[10]。不同的研究者针对这个过程,采用不同的方法从不同的角度来提高反硝化过程。Robert 等将具有电子传递功能的燃料基质藏红 T 等与 NaR、NiR 和 N₂OR 等共同固定在阴极表面,发现酶的活性显著提高,能将 NO₃⁻ 彻底还原为 N₂^[44]。微生物反硝化过程是由脱氢酶直接参与电子传递过程,如果能够加速辅酶的再生就能够提高反硝化的效果,Palmore 等采用与 NAD⁺/NADH 氧化还原电位接近的联

吡啶作为电子载体,硫辛酰胺脱氢酶催化 NAD^+ 的再生,加速了电子的传递^[45]。辅酶再生的方法有化学法、光化学法、酶法和电化学法,现在辅酶再生方法在发酵工程和微生物燃料电池方面研究较多,反硝化过程中的研究还鲜有报道。在低电场下,细胞具有更好的通透性,有利于营养物质的吸收,胞外酶的活性变强加速了酶催化反应。宋波研究

了 *Enterobacter dissllven* 在直流电条件下的生长和代谢过程,发现在直流电刺激作用下阴极细菌葡萄糖降解率和脱氢酶活性显著提高^[46]。Beschkov 等研究了再恒电位下反硝化菌 *Pseudomonas denitrificans* 的反硝化过程,发现电解刺激作用显著提高了脱氮效率并缩短了细胞生长停滞期的时间^[43]。

表 2 各种不同类型的 BER 反应系统

BER 类型	阴极	阳极	处理废水类型	脱氮速率	参考文献
平行板电极 BER	金属网	铂电极	反硝化脱氮、排除 SS	脱氮速率达 16.40 mgN/h	[36]
圆柱型 BER	石墨柱	石墨柱	反硝化脱氮	硝酸盐的去除率高达 98%	[37]
棒状 BER	不锈钢	石墨棒	反硝化脱氮、中和溶液	实现同时反硝化和去除铜又可调节 pH	[38]
管型 BER	不锈钢网	不锈钢	反硝化脱氮	实现同时去除 2,4-DCP 和重金属	[39]
流化床 BER	活性炭纤维		饮用水反硝化	反硝化速率达 0.031 mgN/(cm ² ·d)	[40]
三维电极 BER	活性炭纤维	PbO ₂	地下水脱氮	0.222 mgNO ₃ ²⁻ -N/(cm ² ·d)	[35]
旋转电极 BER	旋转圆盘	碳素板	反硝化脱氮	脱氮率达 100%	[41]

5 小结与讨论

反硝化过程是一个涉及到在微生物细胞内外不同位置各种酶参与作用下,通过电子链将电子供体提供的电子传递给 NO_3^- 的过程。为了提高反硝化的速率,针对反硝化过程不同阶段,研究者们从不同的方向着手,如采用适宜的电子供体、直接提供电子、提高酶的活性、加速辅酶的再生、采用电子载体传递电子、提高细胞的通透性等来提高反硝化速率。BER 系统是微生物和电化学的结合来提高反硝化的速率,现在研究较多的是二维电极 BER 系统,三维电极 BER 研究较少尤其是单极性三维 BER 系统。采用导电且易挂膜的材料作为第三极的单极性 BER 应是极具潜力的研究领域,但 BER 系统强化反硝化的机理还未彻底清楚,需要作进一步的研究。

现在已有学者采用微生物燃料电池来提高反硝化速率,直接利用有机物氧化产生的电子通过电极转移到阴极区进行微生物反硝化,既提高了反硝化速率又可以节省电能,此方向是反硝化研究又一新领域。以往的研究只是单纯地针对 NO_3^- 的反硝化,如果能够将反硝化过程和难降解有机物共同作为研究对象,同时提高二者去除效果将会更有意义。

参考文献

[1] PARK H I, KIM D K, CHOI Y J, et al. Nitrate reduction using an electrode as direct electron donor in a biofilm-electrode reactor [J]. *Process Biochem*, 2005, 40(10): 3383-3388.

[2] WINTON E F. Nitrate in drinking water [J]. *J AWWA*, 1971, 63: 95-103.

[3] SHUVAL H I. Infant methemoglobinemia and other health effects of nitrates in drinking water [J]. *Pro Water Technol*, 1980, 12: 165-183.

[4] MIRVISH S S. N-Nitroso Compounds, Nitrite, and Nitrate-Possible Implications for Causation of Human Cancer [J]. *Prog Water Technol*, 1977, 8: 195-207.

[5] PARK J Y. Biological nitrate removal in industrial wastewater treatment: which electron donor we can choose [J]. *Appl Microbiol Biotechnol*, 2009, 82: 415-429.

[6] CROLL B T, HAYES C R. Nitrate and Water-Supplies in the United-Kingdom [J]. *Environ Pollut*, 1988, 50: 163-187.

[7] FELEKE Z, SAKAKIBARA Y. A bio-electrochemical reactor coupled with adsorber for the removal of nitrate and inhibitory pesticide [J]. *Water Res*, 2002, 36(12): 3092-3102.

[8] TAVARES P, PEREIRA A S, MOURA J J G, et al. Metalloenzymes of the denitrification pathway [J]. *J Inorg Biochem*, 2006, 100: 2087-2100.

[9] ZUMFT W G. Cell biology and molecular basis of denitrification [J]. *Microbiol Mol Biol R*, 1997, 61(4): 533-616.

[10] 王淑莹, 孙洪伟, 杨庆, 等. 传统生物脱氮反硝化过程的生化机理及动力学 [J]. *应用与环境生物学报*, 2008, 14(5): 732-736.

[11] KIRSTEIN K, BOCK E. Close Genetic-Relationship between *Nitrobacter-Hamburgensis* Nitrite Oxidoreductase and *Escherichia - Coli* Nitrate Reductases [J]. *Arch Microbiol*, 1993, 160(16): 447-453.

[12] QIU X Y, HURT R A, WU L Y. Detection and quantification of copper-denitrifying bacteria by quantitative competitive PCR [J]. *J Microbiol Meth*, 2004, 59(2): 199-210.

[13] ZUMFT W G, PETER M H. Kroneck respiratory transformation of nitrous oxide (N_2O) to dinitrogen by bacteria and archaea [J]. *Adv Microb Physiol*, 2006, 52: 107-227.

[14] WUNSCH P, KORNER H, NEESE F. NosX function connects to nitrous oxide (N_2O) reduction by affecting the CuZ center of NosZ and its activity in vivo [J]. *FEBS*, 2005, 579(21): 4605-4609.

[15] MADIGAN M T, MARTINKO M, PARKER J. *Brock Biology of Microorganisms* [M]. Beijing: Scientific Publisher, 1997.

[16] GRADY C P L, DAIGGER G T, LIM H C. *Biological Wastewater Treatment* [M]. 2nd ed. Beijing: Chemical Industrial Press, 2003: 258-300.

[17] 叶建峰. 废水生物脱氮处理新技术 [M]. 北京: 化学工业出版社, 2006, 19-29.

[18] LEMOINE D, JOUENNE T, JUNTER G A. Reduction of Nitrate by *Pseudomonas-Putrefaciens* Entrapped in Composite Agar Layer Microporous Membrane Structures [J]. *Biotechnol Lett*, 1988, 10(6): 399-402.

[19] MCADAM E J, JUDD S J. A review of membrane bioreactor potential for nitrate removal from drinking water [J]. *Desalination*, 2006, 196: 135-148.

[20] VÍT MAT ĚJ E, SIMONA ĀI ŽINSKÁ, JAKUB KREJ ČÍ, et al. Biological water denitrification-A review [J]. *Enzyme Microb Technol*, 1992, 14: 170-183.

[21] KIM Y S, NAKANO K, LEE T J. On-site nitrate removal of groundwater by an immobilized psychrophilic denitrifier using soluble starch as a carbon source [J]. *J Biosci Bioeng*, 2002, 93(3): 303-308.

[22] HASHIMOTO S, FURUKAWA K, SHIOYAMA M. Autotrophic denitrification using elemental sulphur [J]. *J Ferment Technol*, 1978, 65(6): 683-692.

[23] CAMPOS J L, CARVALHO S, PORTELA R. Kinetics of denitrification using sulphur compounds; Effects of S/N ratio, endogenous and exogenous compounds [J]. *Bioresource Technol*, 2008, 99(5): 1293-1299.

[24] SHAHIM G, MASITAH H, MOHAMED K A. Bio-electrochemical removal of nitrate from water and wastewater-A review [J]. *Bioresource Tech*, 2008, 99: 3966-3974.

[25] KOREN D W, GOULD W D, BEDARD P. Biological removal of ammonia and nitrate from simulated mine and mill effluents [J]. *Hydrometallurgy*, 2000, 56(2): 127-144.

[26] KILLINGSTAD M W, WIDDOWSON M A, SMITH R L. Modeling enhanced in situ denitrification in groundwater [J]. *J Environ Eng-Asce*, 2002, 128(6): 491-504.

危害程度大的比例高于南京市,有一半的南京农户认为地膜危害程度不大,原因是南京经济发达,农户购买危害较小的地膜,农户清理地膜的残留率较低。

(2) 经济发展程度越高,越倾向于使用市场手段处理地膜污染,其处理程度越好。处理废膜方面,经济发达地区如南京市的地膜回收率为 50.0%,高于其他 2 个地区,且种植经济作物(如西瓜)地区出现通过契约等经济手段清理地膜,这与南京市经济发展程度有一定的关系,经济发展到一定阶段,人们就不仅仅将眼光停留在追求短期经济利益上,而有余力来关注可持续土地利用,关注环境,追求长远利益。经济较发达地区如莱州市处理地膜分为 2 种情况:种植大姜的农户使用地膜的经验丰富,地膜残留将影响其大姜的产量,为提高其产量增加经济效益,自主清理地膜;种植花生的农户在清理地膜上的态度意愿与晋中市的农户大体一致,他们既缺乏对地膜危害的认识,又没有一定的约束机制,因此农户在清理残膜方面主要靠自我约束和较弱的环保意识,导致地膜的残留率较高。

(3) 地区间经济发展水平不同将影响农户对地膜污染的认识,会对农户购买地膜的类型起导向性作用,并对地膜的处理情况造成影响。因此,需要根据地区经济水平的差别,对农户认知、购买地膜类型及处理情况、激励政策等方面应该有所侧重,更有针对性地引导农户地膜的使用与处理。对于经济发达的地区,由于农户对地膜危害的认知程度较高,

应重点培育地膜污染清理手段市场化环境,如建立农村土地流转市场以及市场的监督机制,培育农村土地流转的契约化以及合同的规范化意识,保证零残留率;提高农户清理地膜的积极性,在保证经济利益的基础上,实现土地利用和环境的可持续性发展。对于经济较发达地区,在进一步加强宣传教育、提高农户意识的基础上,鼓励农户使用非一次性地膜,并考虑对农户处理地膜行为进行奖励等经济激励政策,实现地膜的低残留率。对于经济欠发达地区,着力普及地膜使用及处理等相关技术知识,加强地膜危害的宣传教育,在提高农户意识的前提下注重地膜的多次利用和低残留率。

参考文献

- [1] 王惠群. 治理农用地膜污染刻不容缓[J]. 中国经济周刊, 2013(17): 26.
- [2] 彭训广, 王彩虹, 孙力, 等. 农用薄膜对土壤污染现状、原因与治理对策[J]. 价值工程, 2010(4): 83.
- [3] 闫实. 白色污染对农业生态环境安全影响研究[J]. 农业环境与发展, 2012(5): 40-42.
- [4] 杜建雄. 农业白色污染及防治对策[J]. 农技服务, 2013, 30(9): 1035-1036, 1038.
- [5] 苏海英. 新疆农田地膜污染现状及治理存在的问题和对策[J]. 新疆农业科技, 2009(5): 64.
- [6] 张江华, 蒋平安, 申玉熙, 等. 新疆农田地膜污染现状及对策[J]. 新疆农业科学, 2010(8): 1656-1659.
- [7] 董合干, 王栋, 王迎涛, 等. 新疆石河子地区棉田地膜残留的时空分布特征[J]. 干旱区资源与环境, 2013(9): 182-186.
- [8] 徐刚, 杜晓明, 曹云者, 等. 典型地区农用地膜残留水平及其形态特征研究[J]. 农业环境科学学报, 2005(1): 79-83.
- [9] 周红. 农用地膜废弃物管理中的生产者责任延伸制探讨[J]. 中国环保产业, 2008(10): 51-54.
- [10] 王惠群. 治理农用地膜污染刻不容缓[J]. 中国经济周刊, 2013(17): 26.
- [11] 彭训广, 王彩虹, 孙力, 等. 农用薄膜对土壤污染现状、原因与治理对策[J]. 价值工程, 2010(4): 83.
- [12] 闫实. 白色污染对农业生态环境安全影响研究[J]. 农业环境与发展, 2012(5): 40-42.
- [13] 杜建雄. 农业白色污染及防治对策[J]. 农技服务, 2013, 30(9): 1035-1036, 1038.
- [14] 苏海英. 新疆农田地膜污染现状及治理存在的问题和对策[J]. 新疆农业科技, 2009(5): 64.
- [15] 张江华, 蒋平安, 申玉熙, 等. 新疆农田地膜污染现状及对策[J]. 新疆农业科学, 2010(8): 1656-1659.
- [16] 董合干, 王栋, 王迎涛, 等. 新疆石河子地区棉田地膜残留的时空分布特征[J]. 干旱区资源与环境, 2013(9): 182-186.
- [17] 徐刚, 杜晓明, 曹云者, 等. 典型地区农用地膜残留水平及其形态特征研究[J]. 农业环境科学学报, 2005(1): 79-83.
- [18] 周红. 农用地膜废弃物管理中的生产者责任延伸制探讨[J]. 中国环保产业, 2008(10): 51-54.
- [19] SOARES M I M. Biological denitrification of groundwater[J]. Water Air Soil Poll, 2000, 123: 183-193.
- [20] HUNTER W J. Use of vegetable oil in a pilot-scale denitrifying barrier[J]. J Contam Hydrol, 2001, 53: 119-131.
- [21] BATCHELOR B, LAWRENCE A W. Kinetic-Model for Autotrophic Denitrification Using Elemental Sulfur[J]. Water Res, 1978, 12(12): 1075-1084.
- [22] JANG A M, BUM M, KIM S. Assessment of characteristics of biofilm formed on autotrophic denitrification[J]. J Microbiol Biotechnol, 2005, 15(3): 455-460.
- [23] CHANG C C, TSENG S K, HUANG H K. Hydrogenotrophic denitrification with immobilized *Alcaligenes eutrophus* for drinking water treatment[J]. Bioresource Technol, 1999, 69(1): 53-58.
- [24] MATEJU V, CIZINSKA S, KREJCI J. Biological Water Denitrification-A Review[J]. Enzyme Microb Tech, 1992, 14(3): 170-173.
- [25] GENTZAR C J. Membrane dissolution of hydrogen for biological nitrate removal[R]. Water Environ. Fed. Conference, 1995: 40-60.
- [26] SAKAKIBARA Y, KURODA M. Electric prompting and control of denitrification[R]. Biotechnol Bioeng, 1993, 42(4): 535-537.
- [27] ZHOU M H, FU W J, GU H Y. Nitrate removal from groundwater by a novel three-dimensional electrode biofilm reactor[J]. Electrochimica Acta, 2007, 52(19): 6052-6059.
- [28] PROSNANSKY M, SAKAKIBARA Y, KURODA M. High-rate denitrification and SS rejection by biofilm-electrode reactor (BER) combined with microfiltration[J]. Water Res, 2002, 36(19): 4801-4810.
- [29] ISLAM S, SUIDAN M T. Electrolytic denitrification: Long term performance and effect of current intensity[J]. Water Res, 1998, 32(2): 528-536.
- [30] WATANABE T, MOTOYAMA H, KURODA M. Denitrification and neutralization treatment by direct feeding of an acidic wastewater containing copper ion and high-strength nitrate to a bio-electrochemical reactor process[J]. Water Res, 2001, 25(17): 4102-4110.
- [31] SKADBERG B, GEOLY-HORN S L, SANGAMALLI V. Influence of pH, current and copper on the biological dechlorination of 2,6-dichlorophenol in an electrochemical cell[J]. Water Res, 1999, 33(9): 1997-2010.
- [32] KURT M, DUNN I J, BOURNE J R. Biological denitrification of drinking-water using autotrophic organisms H_2 in a fluidized-bed biofilm reactor[J]. Biotechnol. Bioeng., 1987, 29(4): 493-501.
- [33] 郭一令, 王铮, 薛梅, 等. 旋转电极型生物反应器的脱氮研究[J]. 中国给水排水, 2003(19): 9-11.
- [34] ZHANG L H, JIA J P, YING D W. Electrochemical effect on denitrification in different microenvironments around anodes and cathodes[J]. Res Microbiol, 2005, 156(1): 88-92.
- [35] BESCHKOV V, VELIZAROV S, AGATHOS S N. Bacterial denitrification of waste water stimulated by constant electric field. Biochem[J]. Eng J, 2004, 17(2): 141-145.
- [36] ROBERT B, MELLOR J R, WILBUR H. Reduction of nitrate and nitrite in water by immobilized enzymes[J]. Nature, 1992, 355: 717-719.
- [37] PALMORE G T R, BERTSCHY H, BERGEN S H. Whitesides. A methanol/dioxygen biofuel cell that uses NAD^+ -dependent dehydrogenases as catalysts; application of an electro-enzymatic method to regenerate nicotinamide adenine dinucleotide at low overpotentials[J]. J Electro Chem, 1998, 443(1): 155-161.
- [38] 宋波. 细菌 *enterobacter dissolvens* 的电解刺激效应研究[J]. 生物技术, 2009, 19(1): 84-87.

(上接第 6326 页)