

空气氧化除 Fe^{2+} 理论与生物除 Fe^{2+} 除 Mn^{2+} 工艺技术研究 (I)

李冬¹, 杨宏¹, 陈立学², 赵英丽³, 张杰¹

(1. 北京工业大学 建筑工程学院, 北京 100022; 2. 中国市政工程东北设计研究院, 长春 130021;

3. 沈阳自来水公司 东陵营业处, 沈阳 110015)

摘要: 水质工程界认为 MnO_2 或 Mn_3O_4 是 Mn^{2+} 接触氧化的催化剂, 但国内外除 Fe^{2+} 除 Mn^{2+} 水厂的出厂水中 Mn^{2+} 含量却一直达不到水质标准. 通过滤柱模型试验和水厂的生产试验证实了曝气-过滤的除 Mn^{2+} 过程是生物的催化氧化作用的结果. 随着除 Mn^{2+} 滤层中以除 Mn^{2+} 菌为核心的生物群系的增殖, Mn^{2+} 的去除效率不断增强. 在成熟滤层中每毫升湿砂上存在着不少于 $n \times 10^5 \sim n \times 10^6$ 个具有除 Mn^{2+} 能力的细菌. 成熟砂和未成熟砂经高压灭菌后, 仍然具有除 Mn^{2+} 能力, 但经含 Mn^{2+} 溶液浸泡 60 h 后, 就丧失了除 Mn^{2+} 能力, 灭菌后短暂的除 Mn^{2+} 能力是滤砂表面吸附容量再生了的结果. 以此确立了生物固 Mn^{2+} 除 Mn^{2+} 机理.

关键词: 地下水; 生物固 Mn^{2+} 除 Mn^{2+} ; Fe^{2+} Mn^{2+} 同时去除

中图分类号: X 523

文献标识码: A

文章编号: 0254-0037(2003)03-0328-06

地下水一直是人们优良的饮用水和理想的工业水源, 其储量约占我国水资源总量的 30%^[1]. 我国许多地区尤其是北方地区的地下水中常常溶有 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} , 给生活和生产带来诸多不便. 所以近百年来地下水除 Fe^{2+} 除 Mn^{2+} 技术的研发一直是水质工程学的重要课题. Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 是构成地壳的主要成分之一, 在自然界分布广泛. 它们既能发生生物化学氧化、还原, 又能发生非生物化学氧化、还原. Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 的空气化学氧化与反应环境或微环境的 pH 值有关, 在中性条件下 Fe^{2+} 就可被空气中的氧所氧化, 1868 年在荷兰建成世界上第一座大型除 Fe^{2+} 装置^[2], 自此以后, 一些优秀的除 Fe^{2+} 方法诸如: 空气氧化法、氯氧化法、接触过滤法等一直沿用至今. 然而 Mn^{2+} 几乎不能被空气所氧化, 由于它的危害是隐蔽的, 所以一直到 20 世纪中叶才被水质科学所重视. 长期以来, 传统观念认为 MnO_2 或 Mn_3O_4 或 $\gamma\text{-FeOOH}$ 是 Mn^{2+} 氧化的催化剂^[3-5], 并用该理论来指导除 Fe^{2+} 除 Mn^{2+} 水厂的设计和运行, 其结果致使几乎所有的除 Fe^{2+} 除 Mn^{2+} 水厂 Fe^{2+} 去除得尚好而除 Mn^{2+} 效果不佳. 笔者的课题组历经 20 多年的不懈探索, 经多项国家课题攻关, 最终明确指出, 在 pH 中性条件下, 接触过滤池中 Mn^{2+} 的氧化是生物氧化, 并建立了生物固 Mn^{2+} 除 Mn^{2+} 机理^[6].

1 材料与方 法

1.1 除 Mn^{2+} 滤池中生物量与 Mn^{2+} 的氧化去除效率的研究

有机玻璃制模拟柱 2 根, 滤柱高 2 950 mm, 内径为 100 mm, 分别装入石英砂和 Mn^{2+} 砂滤料. 粒径为 0.8~1.2 mm, 滤层厚 800 mm. 采用卵石垫层, 粒径 2~10 mm, 厚 300 mm. 试验原水为抚顺开发区地下水, 原水水质如表 1.

将经曝气的原水引入滤柱进行长期过滤试验. 运行的最初一个月内, 滤速由 2.5 m/h 渐增至 15 m/h, 滤柱每 24 h 冲洗一次, 反冲洗强度由 8 L/(s·m²) 渐增至 15 L/(s·m²), 反冲洗历时 8 min. 在滤柱运转的

收稿日期: 2003-07-07.

基金项目: 国家科技攻关基金资助项目(86-06-02); 吉林省科技攻关基金资助项目(990334).

作者简介: 李冬(1976-), 女, 博士生.

最初几天内,每天向柱中接种由该水厂 Fe^{2+} 泥中提取并经扩增培养以 Mn^{2+} 氧化菌为主的菌群.每天测定记录滤速等运行参数,分析出水水质,分析项目和检测方法如表2.

表1 原水水质

检测项目	检测结果	检测项目	检测结果	检测项目	检测结果
$\rho(\text{Fe}) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	8.00	水温 / $^{\circ}\text{C}$	9.00	$\rho(\text{NH}_4^+-\text{N}) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	0.20
$\rho(\text{Mn}) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	1.40	pH	6.90	$\rho(\text{NO}_2^--\text{N}) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	未检出
$\rho(\text{HCO}_3^-) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	139.61	色度 / 度	10.00	$\rho(\text{NO}_3^--\text{N}) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	未检出
溶解氧 / $(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	0.90	浑浊度 / 度	40.00	$\rho(\text{CO}_2) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	28.34
总硬度	77.70	$\rho(\text{Ca}) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	42.69	$\rho(\text{SiO}_2) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	20.00
总碱度 / $(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	6.41	$\rho(\text{Mg}) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	7.82	耗氧量 / $(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	0.56
总酸度 / $(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	0.64				

表2 分析项目和检测方法^[7]

分析项目	检测方法	分析项目	检测方法	分析项目	检测方法
Fe^{2+}	邻菲罗啉分光光度法	Ca^{2+}	EDTA滴定法	氨氮	纳氏试剂光度法
总 Fe^{2+}	邻菲罗啉分光光度法	Mg^{2+}	EDTA络合滴定法	CO_2	酚酞指示剂滴定法
Mn^{2+}	甲醛脲分光光度法	SiO_2	硅钼黄光度法	总碱度	酸碱指示剂滴定法
溶解氧	溶解氧测定仪	浊度	浊度仪	HCO_3^-	酸碱指示剂滴定法
pH	pH计	水温	温度计	总硬度	EDTA滴定法

1.2 生物滤层滤料的灭活试验

选用2种试验柱(模拟柱和小玻璃柱),模拟柱规格同前,小玻璃柱高600 mm,滤层厚300 mm,垫层厚50 mm.用该柱做各种灭活试验.试验用原水水质同前.2根模拟柱装入马山 Mn^{2+} 砂进行接种培养,在1根滤柱尚未培养成熟,但对 Mn^{2+} 有了一定的去除能力之际,从滤层上部300 mm厚的滤砂中取砂样(未成熟砂)测得细菌数量为 $n \times 10^4$ 个/mL湿砂.另1根滤柱培养成熟后,当测得细菌数量为 $n \times 10^6$ 个/mL湿砂时,对 Mn^{2+} 的去除能力非常强.当滤速提高到13 m/h,出水 Mn^{2+} 仍为痕量.从2根模拟柱上部300 mm厚的滤层中取出未成熟和成熟砂样分别制成各种试样:①成熟砂原样(未经任何处理);②成熟砂高压灭菌样(取成熟砂样,利用高压灭菌锅在121 $^{\circ}\text{C}$ 高压灭菌20 min,取出后用滤后水冲洗);③成熟砂抑制样(取成熟砂样,用浓度为1.5%的 HgCl_2 溶液浸泡72 h,以达到抑制细菌的作用);④未成熟砂原样(未经任何处理);⑤未成熟砂高压灭菌样(取未成熟砂样,利用高压灭菌锅在121 $^{\circ}\text{C}$ 高压灭菌20 min,取出后用滤后水冲洗);⑥未成熟砂高压灭菌后经 Mn^{2+} 溶液浸泡样(用浓度为1.5%的 Mn^{2+} 溶液浸泡60 h).分别将上述6种试样装入小玻璃试验柱内,通曝气后的原水,滤速1.2 m/h连续运转,每天定时用滤后水反冲洗3 min,尽可能把原水带进的 Fe^{2+} 泥冲净,定时取样分析.

1.3 生物滤层滤料的活性分析

滤料:未使用过的 Mn^{2+} 砂(简称生料),水厂除 Mn^{2+} 滤池中经驯化的成熟 Mn^{2+} 砂(简称熟料),水厂试验柱中驯化成熟的石英砂.

试剂:N,N,N',N'-四甲基对苯二胺(简称TMPD),Aldrich出品,AR;其他均为国产分析纯或生物纯试剂.细菌计数与分离:

1) PYCM培养基.蛋白胨0.8 g,酵母浸膏0.2 g, $\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ 0.2 g, K_2HPO_4 0.1 g, $\text{MnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.2 g, NaNO_3 0.2 g, CaCl_2 0.1 g, $(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$ 0.1 g,加水1 L,调pH=6.8~7.2,固体培养基加琼脂1.5%,湿热灭菌后使用.

2) 取适量熟料,加无菌水充分振荡,将振荡后得到的悬浊液梯度稀释,在25 $^{\circ}\text{C}$ 用PYCM培养基进行混合平板培养15 d.

细菌活性的判定:

1) 刮取少量的菌落,分别用过硫酸法和 TMPD 法测定其中的 Mn^{2+} . 过硫酸法结果呈红色且 TMPD 法结果呈蓝色的菌落是具有 Mn^{2+} 氧化能力的,其他情况均表明菌落无活性.

2) 从上述有活性的菌落中随机选取 5 个在 $25\text{ }^{\circ}\text{C}$ 用 TMPD 培养基进行摇瓶培养 $7\sim 10\text{ d}$, 100 r/min . 用离心机离去除培养液中的沉淀,上清液离心 10 min ,将沉淀用 10 mmol/L , $\text{pH}=7.0$ 的 Tris-HCl 缓冲液悬浮,再离心,重复 2 次. 离心机、缓冲液均预冷至 $4\text{ }^{\circ}\text{C}$. 菌体再次用同上缓冲液悬浮,调节菌浓度至 $\text{OD}_{600}=1.0$,取上述菌悬液 10 mL ,加 MnSO_4 至 20 mg/L ,静置 12 h ,用 TMPD 法测定其中的高价 Mn . 测定吸光度之前将菌体离心去除.

2 试验结果与分析

2.1 除 Mn^{2+} 滤池中生物量与 Mn^{2+} 的氧化去除效率的研究

2.1.1 微生物的增殖与除 Mn^{2+} 效果

滤柱经接种培养和连续运行,其结果如图 1、2 所示. 图 1 表明了石英砂柱成熟过程中原水、滤后水中 Mn^{2+} 质量浓度、滤速及反冲洗水中细菌数量随时间变化的情况. 从图中曲线可以看出,反冲洗水中的 Fe^{2+} 细菌的对数增长期是 $15\sim 30\text{ d}$. 正好与滤层除 Mn^{2+} 活性快速增长、滤后水 Mn^{2+} 的质量浓度急剧下降到痕量的时期相对应. 反冲洗水中的细菌,并不是固定在滤砂上,而是吸附或包埋在由滤砂所截留的 Fe^{2+} 泥 (Fe^{2+} 的氧化物、氢氧化物等形成的 Fe^{2+} 锈色粘泥) 中的. 这说明滤柱最初的活性增长不是来源于滤砂表面的细菌增长,而是 Fe^{2+} 泥中的细菌的增长. 此时尚不能认为滤柱已成熟,滤柱还需要一段时间使细菌固定在滤砂上. 因此滤柱的成熟过程基本上可分为 4 个时期,即:适应期 ($0\sim 15\text{ d}$),此时石英砂滤层无明显除 Mn^{2+} 效果;第 1 活性增长期 ($15\sim 30\text{ d}$),在适宜微生物代谢繁殖的条件下,滤层内细菌快速增长,除 Mn^{2+} 率不断提高;第 2 活性增长期 ($30\sim 50\text{ d}$),微生物群体趋于平衡,出水 Mn^{2+} 达标并趋于稳定;稳定期 (50 d 以后),滤层完全成熟而且运行稳定,并有一定的抗冲击能力.

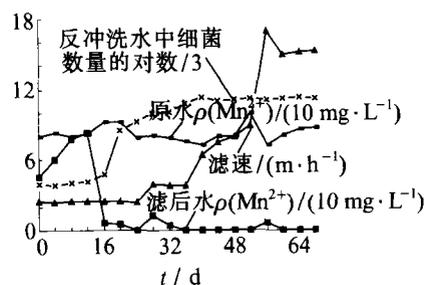


图1 石英砂柱成熟情况

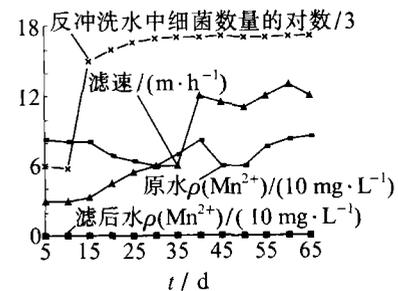


图2 Mn^{2+} 砂柱成熟情况

图 2 表明了 Mn^{2+} 砂柱成熟过程中原水、滤后水中 Mn^{2+} 质量浓度、滤速及反冲洗水中细菌数量随时间变化的情况. 通常 Mn^{2+} 砂在使用初期对 Mn^{2+} 离子有很强的吸附能力(是石英砂的 500 倍)^[8],因此在最初的 $20\sim 30\text{ d}$ 内滤池也能有效地去除 Mn^{2+} ,但吸附饱和后,如果滤池仍未成熟,其除 Mn^{2+} 率会急剧下降,直至接近于零. 但图 2 同时也表明了,在适当培养的条件下, Mn^{2+} 砂滤池的成熟期完全可以和吸附期衔接起来,避免吸附期后出水水质短期下降情况的出现.

2.1.2 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 氧化细菌在滤池(柱)中的分布

图 3 和图 4 表明了 Mn^{2+} 砂柱和 Mn^{2+} 砂滤池在不同深度的滤砂上细菌的数量. 可以看出,随着深度的加大,细菌的数量不断减小. 这可能是由于随着深度的增加营养物质 (Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 、 DO 等) 的供应也不断减少,不利于细菌的繁殖,同时 Fe^{2+} 泥对滤柱的穿透力也是有限的,深层滤砂中 Fe^{2+} 泥较少,因而细菌初期繁殖的场所也较少.

2.1.3 其他微生物在滤池(柱)成熟过程中的变化

试验表明滤柱中存在着显著而复杂的微生物群落,除了 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 氧化细菌外,其他微生物在滤池

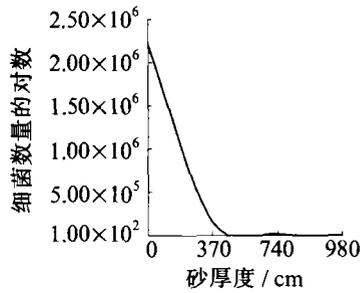


图3 模拟柱(Mn²⁺砂)细菌数量的纵向分布

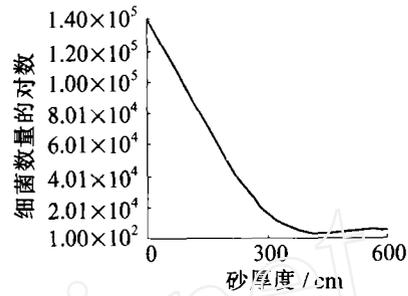
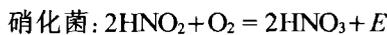
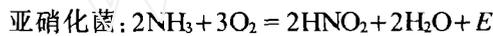


图4 生产滤池细菌数量的纵向分布

(柱)成熟过程中也发生着变化。其中有些细菌如：亚硝化菌和硝化菌的变化，对滤后水的水质有较大的影响。图5表明Mn²⁺砂柱成熟过程中亚硝化菌和硝化菌的数量及原水、滤后水中NO₂⁻质量浓度变化情况。亚硝化菌和硝化菌是2类化能自养菌，它们分别能催化如下的化学反应并从中获得能量^[9]：



由于原水中只存在NH₄⁺，不存在NO₂⁻，所以滤柱在培养初期亚硝化菌首先增殖并产生NO₂⁻，随着亚硝化菌的增殖，

水中NO₂⁻质量浓度逐渐上升，硝化菌也开始繁殖，由于硝化菌的增殖落后于亚硝化菌，导致在这期间滤后水中的NO₂⁻质量浓度上升，影响了出水水质。随着硝化菌数量的不断增加，2种细菌数量逐渐达到平衡，滤后水中的NO₂⁻质量浓度开始下降，并最终降为零，于是亚硝化菌和硝化菌形成了共生关系。

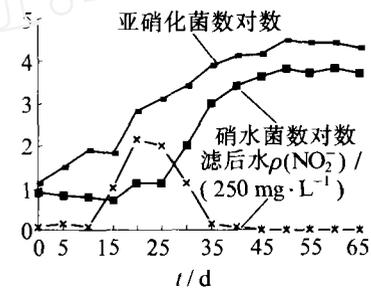


图5 Mn²⁺砂柱成熟过程中亚硝化菌、硝化菌的数量及滤后水ρ(NO₂⁻)的变化

2.2 生物滤层滤料的灭活试验

2.2.1 成熟砂灭活试验

成熟砂原样、高压灭菌样、HgCl₂抑制样3种滤料的小玻璃柱进出水中Mn²⁺质量浓度逐日变化及去除率曲线见图6、7。从图6、7中可见，成熟砂对Mn²⁺的去除率很高且稳定，始终保持在85%以上，经高温高压灭菌的砂样，开始出现较高的去除效果，然后就大幅度下降，从70%降至20%。经HgCl₂抑菌的砂样开始去除率为60%，然后也出现大幅度下降，从60%降至10%。由此可见，成熟Mn²⁺砂表面的细菌数量很大，对Mn²⁺有很强的去除能力，当细菌被高温高压灭活或活性被药物抑制后，虽然保持了短暂的除Mn²⁺能力，而后去除效率大幅度降低。这也说明短暂的除Mn²⁺能力可能是吸附表面被再生的结果。

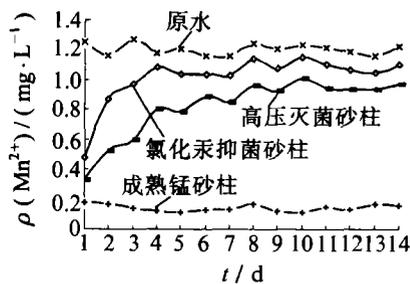


图6 成熟砂柱和其灭菌滤柱出水ρ(Mn²⁺)逐日变化曲线

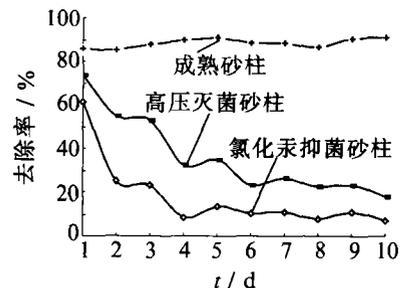


图7 成熟砂柱和其灭菌砂柱除Mn²⁺效率曲线

2.2.2 未成熟砂灭活试验

未成熟砂原样、高压灭菌样、高压灭菌后Mn²⁺溶液浸泡样3种滤料的小玻璃滤柱进出水中Mn²⁺质量浓度逐日变化和其去除率曲线见图8、9。从图8、9中可以明显看出，未成熟砂的高温高压灭菌样对Mn²⁺

的去除能力竟高于(未成熟砂)原砂样. 成熟砂样和未成熟砂样都出现了除 Mn^{2+} 能力复活的同一现象, 即高温高压灭菌后出现了暂时的高除 Mn^{2+} 能力. 不言而喻, 这种除 Mn^{2+} 能力并非生化作用, 而是其他原因造成的. 而经 $20\text{ mg/L } Mn^{2+}$ 溶液浸泡 60 h 的高压灭菌砂样对 Mn^{2+} 的去除率大幅度降低, 全部在 10% 以下. 高压灭菌样经 Mn^{2+} 溶液浸泡后, 使滤料表面饱和了 Mn^{2+} , 于是就丧失了除 Mn^{2+} 能力. 这就证实了成熟或未成熟砂样经高温高压处理后, 砂样的除 Mn^{2+} 能力是吸附表面被再生的结果.

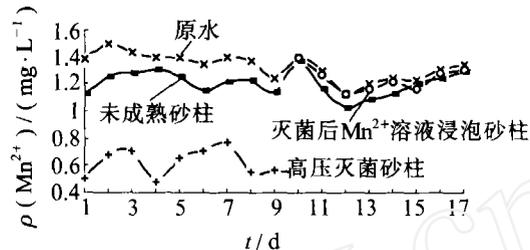


图8 未成熟砂柱和其灭菌砂柱出水 $\rho(Mn^{2+})$ 变化曲线

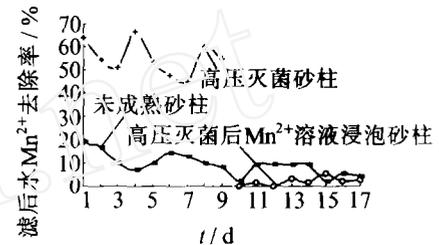


图9 未成熟砂柱和其灭菌砂柱出水 Mn^{2+} 去除率变化曲线

2.3 生物滤层滤料的活性分析

从表 3 中可以看出, 在每毫升成熟滤料表面存在着不少于 $10^5 \sim 10^6$ 个细菌, 其中至少有相同数量级的细菌具有对 Mn^{2+} 的氧化能力. 由于有些细菌在滤料表面吸附得较牢固, 而且有些细菌未必适于在 PYCM 培养基上生长, 滤料表面上的细菌(包括有 Mn^{2+} 氧化能力的细菌)的数量应该比表 3 中所示的数量大. 判断细菌是否有氧化能力时发现, 棕色的菌落无一例外都具有 Mn^{2+} 氧化能力, 而其他颜色的菌落(白色、黄色、红色)都不具有 Mn^{2+} 氧化能力. 这种棕色物质是 Mn 的高价氧化物. 摇瓶培养得到的细菌的活性测定结果见表 4.

表3 熟料表面的细菌数* 个/mL湿砂

滤料来源	总菌数	具有 Mn^{2+} 氧化能力的细菌数
成熟石英砂滤柱	6.2×10^5	2.5×10^5
运行良好的 Mn^{2+} 砂滤池	5.5×10^6	2.8×10^6

*指能在 PYCM 培养基上生长的细菌

表4 棕色菌落菌悬液活性

菌株编号	1	2	3	4	5
被氧化的 Mn^{2+} / ($nmol \cdot d^{-1}$)	140	120	80	65	70

表 4 所示的结果, 进一步证实了形成棕色菌落的细菌具有催化 Mn^{2+} 氧化的能力. 细菌的进一步纯化和活性定位正在研究之中^[10-12].

3 结论

经十几年的试验研究和工程实践, 突破了地下水除 Fe^{2+} 除 Mn^{2+} 的化学氧化去除机理, 确立了生物固 Mn^{2+} 除 Mn^{2+} 机制和生物除 Fe^{2+} 除 Mn^{2+} 技术.

1) 在 pH 中性条件下, 除 Fe^{2+} 除 Mn^{2+} 滤池中 Mn^{2+} 的去除是生物氧化作用的结果. Mn^{2+} 的去除效果与滤层中生物量直接相关. 滤层中以 Mn^{2+} 氧化菌为核心的生物群系的平衡与稳定是除 Mn^{2+} 活性之所在.

2) 滤池投入运行阶段, 有一个生物接种、培养和成熟的过程, 可分为适应期(0~15 d), 第 1 活性增长期(15~30 d), 第 2 活性增长期(30~50 d) 和稳定运行期(50 d 以后). 在成熟的生物滤层的滤料表面存在着一个复杂的微生物群落, 其中有大量具有 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 氧化能力的细菌, 这个复杂的微生物群落的存在与稳定对于滤料除 Mn^{2+} 活性是至关重要的, 它需要各种运行条件共同来维系.

3) 在滤池投产之初的适应期, Mn^{2+} 的去除是滤砂物理吸附作用的结果, 当吸附量饱和以后, 如果滤层尚未成熟, 将出现若干天的漏 Mn^{2+} 时段. 若滤砂的选择和培养期的运行参数控制适当, 生物氧化除 Mn^{2+} 完全可以和物理吸附期相衔接, 避免漏 Mn^{2+} 现象的出现.

参考文献:

- [1] 吴季松. 现代水资源管理概论 [M]. 北京: 中国水利水电出版社, 2002.
- [2] MOUCHET P. From conventional to biological removal of iron and manganese in france[J]. AWWA, 1992, 84(4): 158-167.
- [3] 高井雄. 用水の除鉄・除マンガン処理 (1)[J]. 用水と废水, 1982, 24(3): 3-10.
- [4] 高井雄. 用水の除鉄・除マンガン処理 (18)[J]. 用水と废水, 1985, 23(2): 19-23.
- [5] 高井雄. 用水の除鉄・除マンガン処理 (22)[J]. 用水と废水, 1985, 27(12): 3-13.
- [6] 张杰, 杨宏. 生物固锰技术的确立[J]. 给水排水, 1996, 22(10): 5-10.
- [7] 国家环保局. 水和废水监测分析方法[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1988.
- [8] 李圭白, 刘灿生. 铁质活性滤膜接触氧化除铁原理 [A]. 地下水除铁除锰学术论文集[C]. 北京: 中国建筑工业出版社, 1992. 34-36.
- [9] 翁稣影. 环境微生物学[M]. 北京: 科学出版社, 1985.
- [10] ROCK. Formation of haotforms during chlorination of natural waters[J]. Water Treat Exam, 1974(23): 234-243.
- [11] SEPPANEN H T. Experience of biological iron and manganese removal in finland[J]. JIWEM, 1992, 6: 333-341.
- [12] VANDDENABEELE J, de BEER D. Manganese oxidation by microbial consortia from sand filters[J]. Micro Ecol, 1992, 24: 91-108.

Study on the Mechanism of Iron Removal by Air Oxidation and the Technology of Biological Removal of Fe^{2+} , Mn^{2+} (I)

LI Dong¹, YANG Hong¹, CHEN Li-xue², ZHAO Ying-li³, ZHANG Jie¹

(1.College of Architecture and Civil Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100022, China;

2.Northeast China Municipal Engineering Design and Research Institute, Changchun 130021, China;

3.Donglin Department, Shenyang Tapwater Company, Shenyang 110015, China)

Abstract: MnO_2 and Mn_3O_4 have been regarded as the contact oxidation catalyzer of Mn^{2+} . The manganese in filtrate has not reached the drinking water standard. It has been proved that manganese removal is a process of biological catalysis oxidation. With the reproduction of biome with manganese removal bacteria as the nucleus, manganese removal efficiency increases. The population of manganese oxidizing bacteria is no less than $n \times 10^5 \sim n \times 10^6$ /mL. After sterilization mature and immature sands still have the capability of manganese removal, but after dipped in the solution of Mn^{2+} for 60 h, the capability disappeared. The transient manganese removal capability is the result of regeneration of adsorption capacity. The mechanism of biological fixation and removal of manganese is just based on these.

Key words: groundwater; biological fixation and removal of Mn^{2+} ; simultaneous removal of Fe^{2+} Mn^{2+}