地浸铀矿山地下水修复技术研究进展

孟 童[1],杨 冰[1],连国玺[1,2],张昊岩[1]

(1. 中核第四研究设计工程有限公司,河北 石家庄 050021;
2. 北京师范大学 环境学院,北京 100875)

摘要:原地浸出采铀工艺已被广泛应用于砂岩型铀矿的开采,地浸采铀过程对地下水环境的影响一直受到社会各界广泛关注。笔者总结了地浸铀矿山地下水修复技术的研究方向及研究进展,对国内外地浸铀矿山地下水场地修复案例所采用的技术及修复效果进行了分析。结果表明,抽出—处理技术具有修复效率高,修复周期短等优势,但其修复成本高,修复后期因含水层固相介质中污染物的持续释放而出现修复反弹和拖尾等问题;自然衰减技术的优点是修复效果显著,对放射性及非放射性元素均有效果,但存在修复周期长,修复效果需进行长期监测等缺点。单一修复技术的应用会受到各种因素的制约,多种修复技术联合应用,在不同的修复阶段选用不同的修复技术将成为未来趋势。中国地浸铀矿山地下水修复可考虑抽出—处理技术和自然衰减技术相结合的修复方案。

关键词:原地浸出采铀;地下水修复;自然衰减技术;抽出处理技术;地下水环境影响
中图分类号:TD868;X523 **文献标志码**:A **文章编号**:1000-8063(2023)04-0039-08
DOI:10.13426/j.cnki.yky.2023.05.05

目前,原地浸出采铀工艺是开采砂岩型铀矿的主流工艺,该工艺将浸出剂通过注液井注入含矿层,然后将形成的含铀溶液经抽液井提至地表回收铀[1]。原地浸出采铀具有工艺简单、生产成本低、环境友好等优点,截至 2021 年,全球地浸采铀产量在天然铀总产量中的占比为 63%,中国地浸采铀产量在天然铀总产量中的占比超过 70%[2-3]。

中国采用的地浸采铀工艺包括酸法地浸和“CO_2+O_2”地浸工艺。酸法地浸采用 H_2SO_4 和氧化剂作浸出剂,浸出剂不仅将铀浸出,同时也会浸出其他非放射性组分,导致地下水环境由近中性和还原状态变为强酸性(pH 在 2 左右)和氧化状态,地下水中溶解组分的含量也会明显增高,形成放射性与非放射性组分共存的高 TDS 地下水体系[4]。“CO_2+O_2”地浸采用 CO_2 和 O_2 作为浸出剂,相较于酸法地浸工艺对地下水影响较小,但浸出剂的注入也导致地下水中铀与其他组分的含量显著升高,造成地下水污染[5]。地浸采铀生产过程对地下水环境造成的影响受到广泛关注[6-9]。《铀矿冶辐射防护和辐射环境保护规定》(GB 23727—2020)明确要求,地浸铀矿山终采后应继续实行地下水监测,以控制浸出液的迁移扩散范围。由此可见,地浸铀矿山地下水修复和治理势在必行。

中国地浸采铀活动始于 1984 年,截至 2020 年中国已有约 35%的地浸采区进入终采待退役阶段。地浸铀矿山终采后的地下水修复问题亟待解决。目前,中国对地浸铀矿山地下水修复技术的系统研究较少,地浸铀矿山地下水修复工程实践仍处于起步阶段。因此,归纳总结国内外地浸铀矿山地下水修复技术的试验研究进展和场地修复实例,对未来中国地下水修复技术的研发与工程应用具有重要指导意义。

1 地浸铀矿山地下水修复技术概述

目前常用的地浸铀矿山地下水修复技术包括自然衰减技术、抽出—处理技术、原位化学修复技

收稿日期:2023-05-16
基金项目:中核集团集中研发项目(中核科发〔2021〕144 号)
第一作者简介:孟童(1995—),女,河北衡水人,硕士,助理工程师,主要研究方向为地下水污染修复。

术和微生物修复技术等[10-12]。

自然衰减技术是指利用天然环境条件实现水体净化，地下水中的污染物随天然地下水的流动被稀释，并在流动过程中发生物理、化学和生物等自然净化作用，使污染物浓度逐渐降低，达到净化的效果。此技术无需人工干预，环境友好，修复效果显著，可持续降低地下水中多种污染物的浓度[13-14]；但其修复周期长，长期监测所需成本较高，无法彻底清除水中污染物，适用于污染物自然衰减能力较强的区域[15]1,[16]。

抽出—处理技术是指将被污染的地下水抽至地表，在地表通过反渗透法、电渗析法、蒸发法、吸附法或离子交换法等技术去除水中污染物，之后将清洁地下水重新注入地下的过程[12]119。抽出—处理技术操作简单，适用范围广，修复效率高，已在地下水修复工程中得到广泛应用[17]。但是，抽出—处理技术也存在修复后期污染物浓度下降不明显，修复时间长，设备持续运行，修复成本较高，修复完成后，地下水中的污染物浓度“反弹”等缺点[10]150。

原位化学修复技术是指向污染地下水中添加化学药剂，通过化学吸附、化学还原氧化和化学沉淀等作用去除污染物的过程[18-20]。该技术操作简单，处理费用低，污染物去除效率高；但引入化学药剂可能会给地下水造成二次污染。PO_4^{3-}、Na_2S、H_2S、$Na_2S_2O_4$等药剂常作为化学修复剂应用于地下水修复[21]1814,[22]。受地下水流场动力学和化学作用条件等因素的限制，化学药剂治理地下水未达到理想修复效果；而且新引入的药剂也会造成二次污染，化学修复技术在地下水修复工程中的应用效果不理想。

微生物修复技术是指通过向地下水中投加碳源或优势微生物菌群，利用微生物的生物积累、生物吸附、生物矿化或生物还原等作用去除地下水中污染物的过程[23-26]。多个 U 污染地下水的场地修复中试试验已证实了微生物修复技术的可行性[27]。该技术具有修复成本低，受环境扰动小，操作简单等优点。但在工程应用中，微生物修复技术受到修复周期长、碳源供给不足、修复效果稳定性差、地下水环境条件($Ca\text{-}UO_2\text{-}CO_3$体系、硝酸盐/硫酸盐还原竞争)等因素制约[28-30]，维持地下水中微生物优势菌群的长期活性是实现微生物修复技术工程应用的关键[31]。

2 地下水铀修复试验研究进展

目前，已开展的针对地浸铀矿山地下水修复技术的试验研究，包括室内试验研究和场地中试试验研究。室内试验研究以原位化学修复技术和微生物修复技术为主，场地中试试验研究则集中在自然衰减技术和抽出—处理技术。

2.1 室内试验研究进展

在化学修复试验中，溶液中 U 的去除率均较高。在以化学沉淀为作用机制的试验中，以酸法地浸铀矿山地下水为反应介质，植酸水解液、硅酸钠-磷酸二氢钾混合溶液等均可与水中 95% 以上的 U 形成沉淀矿物[32-33]，磷酸钙也可通过沉淀作用去除溶液中 57% 的 U[34]。在以化学还原为作用机制的试验中，Na_2S、H_2S、Fe(Ⅱ)可将水中 U(Ⅵ)还原成 U(Ⅳ)[35-36]。此外，溶液条件也会影响化学还原剂对 U 的还原，如高浓度 CO_3^{2-} 会抑制 H_2S 对 U 的还原[37]。目前化学修复试验主要在模拟水样中进行，反应体系较为单一，无法真实反映地浸铀矿山地下水中污染物的运移反应动力学。

在微生物修复试验中，常采用碳源刺激土著菌群的方法进行地下水修复研究。以 β-甘油磷酸钠刺激水中的土著菌群，菌群可在生物还原和生物矿化作用下，去除中性含 U 模拟地下水中 98% 以上的 U(Ⅵ)[38]。通过向富含微生物群落的沉积物中投加碳源刺激土著菌生长，酸法地浸铀矿山地下水中 U 的质量浓度可由 3 mg/L 降至 0.039 mg/L[39]。此外，在缺氧地下水中加入碳源，也可实现对 U(Ⅵ)的还原[40]。

以柱试验模拟的地浸铀矿山地下水修复试验中，先以 $NaHCO_3$ 浸出液溶浸 U，再分别加入磷酸盐溶液和乳酸溶液进行化学和生物修复，由于药剂和浸出剂混合不充分导致化学和生物稳定剂均未实现对污染物的固定。由此可见，室内试验对地下水修复技术的研究有一定局限性，场地修复试验可更好地反映对地下水的修复效果。

2.2 场地中试试验研究进展

在美国 SRH 地浸铀矿山为期 432 d 的 U 自然衰减场地试验中，自然衰减技术可去除地下水中约 50% 的 U(Ⅵ)[41]。由此可见，自然衰减技术无法彻底消除地下水中的 U(Ⅵ)，其在地下水修复工程中的应用存在一定限制。

德国某酸法地浸铀矿山 217 d 的场地试验表明，抽出－处理技术可恢复地浸铀矿山地下水的还原环境，并且可在适宜条件下进一步降低 U 等污染物的浓度[42]。中国对酸法地浸铀矿山地下水进行的天然水清洗试验表明，天然水清洗是水文地球化学和动力学的综合作用过程，与其他方法联合应用才能彻底清除地浸开采后地下水中的铀[43]。美国多个地浸采区已采用抽出－处理技术结合化学还原、增强自然衰减等方法修复地下水[44]161,[45]。抽出－处理技术与其他技术联合应用可能成为未来趋势。

3　地浸铀矿山地下水场地修复实例

国外对地浸铀矿山地下水的修复工程多以抽出－处理技术为主，以化学还原技术和微生物修复技术作为增强修复措施，并在修复结束后长期监测自然衰减过程[44]161。国内对于地浸铀矿山地下水场地修复研究主要集中在试验研究阶段，仍未有大规模实践工程。因数据较敏感，大部分地浸铀矿山地下水修复工程数据未有详细披露。因此，笔者仅选取可收集到的典型修复案例进行分析总结。

3.1　美国 HUP 地浸铀矿山地下水修复

美国 Smith Ranch Highland Uranium Project(HUP)地浸铀矿山位于怀俄明州，地下水修复以 A 井场为研究区域[21]1816。该研究区矿体的平均深度为 161.5 m，地下水的平均天然流速约为 1.7 m/a，流向整体向东，局部向南或向北。A 井场共 31 个生产单元，分为 A-1、A-2 和 A-3 采区，采铀时间为 1988 年 1 月至 1991 年 7 月。

表 1　采区各阶段运行时间及数据采集

Table 1　The operation time and data acquisition in each stage of mining area

阶段	时间	数据采集
矿山开采前(本底浓度)	1987 年 8 月	MP-1、MP-2、MP-3、MP-4、MP-5 的平均值
采铀阶段	1988 年 1 月至 1991 年 7 月	未披露
修复阶段	1991 年 7 月至 1998 年 10 月	MP-1、MP-2、MP-3、MP-4、MP-5 的平均值
修复稳定期	1999 年 2 月至 1999 年 10 月	MP-1、MP-2、MP-3、MP-4、MP-5 的平均值
长期稳定监测	1995 年至 2005 年	未采集数据
	2005 年至 2010 年	I-21，MP-4，LTM-4，M-3，M-4

美国 HUP 铀矿山井场监测井分布见图 1。其中，I-21 为注液井，MP-1 至 MP-5 为监测生产井；LTM-4 为长期监测井，位于 I-21 约 15 m 处；M-3 与 M-4 为外围监测井，距离采区边界约 90 m。A 井场采用地下水抽出—反渗透—注入化学还原剂的方法修复地下水。其中，地下水抽出阶段持续 35 个月，共抽出4.9 万 m^3 地下水；反渗透处理阶段运行 41 个月；还原剂 H_2S 注入时间为 5 个月；修复后的稳定期为 8 个月。修复完成后，该井场一直处于关停状态，仅留下部分观测井用于长期监测。

A 井场地下水中^{226}Ra 本底浓度较高，地下水质量为怀俄明州 5 类水标准，不适合用于家庭、灌溉或家畜用途。在修复完成后，污染物浓度较本底值普遍升高，U、As、Fe、Mn 和 Se 的浓度比本底浓度至少增加了 5 倍；但修复完 4 个月后的地下水的 35 个指标中，有 30 个指标均低于怀俄明州环境部水质量标准中任何使用类别的限值(表

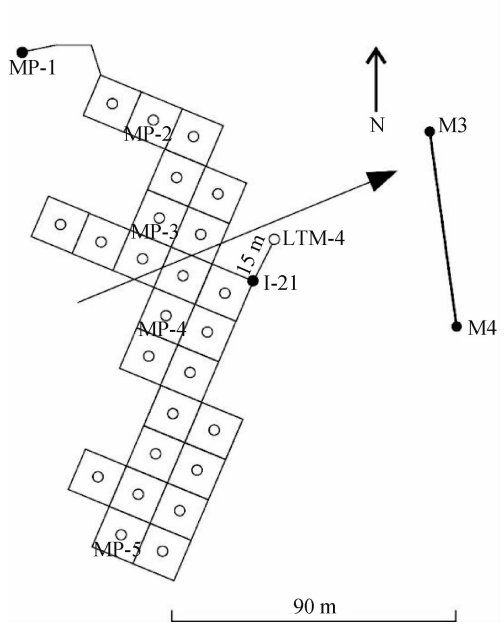


图 1　美国 HUP 铀矿山 A 井场监测井分布情况示意图

Fig. 1　The distribution of monitoring wells of well site A，HUP uraninm mine，USA

2 仅列出主要指标数据),说明该修复工艺有一定的修复效果,但仍不能将地下水环境修复至本底水平。此外,通过地下水抽出和反渗透之后注入 H_2S,并不能进一步降低 U(Ⅵ)浓度;可能是由于在地下水中 HCO_3^- 浓度较高(平均为 4 mmol/L)时,U(Ⅵ)无法被还原。

从时间上看,外围监测井 M-3 井和 M-4 井的各项地下水监测指标并无显著变化,外围监测井附近地下水化学和氧化还原环境稳定,未受到地浸生产及后续修复的影响。在修复后的 10 年内,生产采区的地下水以 1.7 m/a 的速度迁移至 LTM-4 监测井,LTM-4 的 U 浓度以每年 30%的速度下降。自然衰减修复技术与周围环境相关性较强,当地下水可恢复至最初的水化学氧化还原环境时,则可将自然衰减技术作为备选修复方案。

表 2 不同修复阶段地下水主要指标

Table 2 The concentration of main components in groundwater at different restoration stages

组分	本底浓度 (1987 年 8 月)	终采后 (1991 年 7 月)	H_2S 加入前 (1998 年 5 月,完成抽出和反渗透处理)	修复完成后 (1999 年 2 月)	修复完成后浓度与本底浓度的比值
K	6.1～12.1	13.1～14.1	3.0～6.8	3.3～5.9	0.55
Ca	43.8～44.4	296.0～343.0	35.2～117.0	64～83.0	1.66
Na	52.5～55.6	77.9～83.8	32.4～51.6	35.1～57.0	0.77
Mg	8.6～10.2	53.5～63.6	6.1～21.6	7.8～16.2	1.50
pH	7.65～8.28	6.54～7.20	6.71～7.73	7.09～7.53	0.91
Al	0.1～0.1	0.1～0.1	0.1～0.1	0.1～0.1	1.00
HCO_3^-	207.0～223.0	690.0～810.0	122.0～401.0	211.0～314.0	1.19
SO_4^{2-}	89.4～94.5	364.0～413.0	61.6～108.0	94.0～159.0	1.40
Cl^-	4.2～5.1	188.0～239.0	4.0～34.9	15.0～20.0	3.83
U	0.02～0.07	24.40～62.50	0.08～9.86	0.17～8.35	70.60
As	0.001～0.002	0.001～0.002	0.001～0.049	0.001～0.092	30.00
Fe	0.05～0.05	0.05～0.05	0.05～3.55	0.44～2.20	26.00
Mn	0.01～0.03	0.07～1.08	0.14～0.54	0.30～0.80	16.33
Se	0.001～0.004	0.313～1.590	0.001～0.504	0.001～0.343	70.00
Ra	67～916	1 974～5 984	284～3 030	293～3 220	1.71

注:A 井场各阶段 MP-1 至 MP-5 井的水质数据;除 pH 无量纲及 Ra 的单位为 pCi/L 外,其他指标均以 mg/L 为单位;表中 0.1～0.1 以及 0.05～0.05 表示该阶段 5 口井数据均在同一数值。

3.2 美国某 R&D 地浸铀矿山地下水修复

美国某 R&D 地浸铀矿山采用碱法浸出工艺,以 $(NH_4)_2CO_3$ 和 H_2O_2/O_2 为浸出剂进行 2 个井场的铀矿开采。1 号井场包括 12 口生产井,采铀活动进行了 6 个月左右;1 号井场停采后,浸出剂被转移到 2 号井场。2 号井场共有约 20 口生产井,采铀活动进行了 9 个月。井场停采后,1 号和 2 号井场地下水中 $\rho(NH_4^+)$ 分别为 700、3 000 mg/L[45]。以抽出－处理技术对 1 号和 2 号井场进行地下水修复。

3.2.1 1 号井场的修复过程

1 号井场的修复过程包括:地下水抽出、地表处理、空气吹脱。地下水抽出共运行 15 d,抽出 5.4 PV(孔隙体积)的地下水,$\rho(NH_4^+)$ 降至 420 mg/L。地表处理包括阳离子交换处理和反渗透处理。在阳离子交换处理阶段,从含水层抽出的地下水,经 2 个离子交换柱处理(脱铀柱和脱铵柱)后再注入地下,共运行 11 d,抽出 4.5 PV 的地下水,处理后地下水 $\rho(NH_4^+)$ 升至 630 mg/L。在反渗透处理阶段,地下水抽出经过反渗透处理后

再注入地下，此阶段共运行 33 d，抽出6.5 PV的地下水，处理后地下水 $\rho(NH_4^+)$为140 mg/L。在抽出的地下水中加入 Na 和 K，再通过空气吹脱柱，使 NH_3挥发至大气中；此过程共运行 26 d，抽出 26 PV 的地下水，处理后地下水 $\rho(NH_4^+)$稳定至 25 mg/L。

1 号井场地下水的修复共抽出处理约 42 PV 的地下水，最终将地下水 $\rho(NH_4^+)$降至 25 mg/L。但停止修复 6 个月后的监测结果显示，地下水中 pH、TDS、U、^{226}Ra、As、Se、NH_3等组分的浓度又超过了本底值。

3.2.2　2 号井场的修复过程

2 号井场的修复过程包括空气吹脱、地下水抽出、离子交换、二次空气吹脱、二次地下水抽出。空气吹脱处理 12 PV 的地下水，处理后地下水中的 $\rho(NH_4^+)$从 3 400 mg/L 降至 185 mg/L。在地下水抽出和离子交换阶段，抽出约 1.6 PV 的地下水，经离子交换柱处理后再注入地下，地下水 $\rho(NH_4^+)$降至 120 mg/L。二次空气吹脱处理约 5.6 PV 地下水。二次地下水抽出共处理约 2.8 PV地下水。

修复完成后，2 号井场地下水的修复共处理地下水约 22 PV，地下水 $\rho(NH_4^+)$降至 2.54 mg/L。停止修复 6 个月后的监测结果显示，NH_4^+、TDS、Se、U、SO_4^{2-}、pH、^{226}Ra 等指标的浓度再次超过本底值及标准值。

修复完成后污染物浓度再次上升，可能是由于：1）缺少蒸发池，无法进行大规模的地下水抽出；2）修复过程中主要采用空气吹脱方法去除 NH_3，此方法对于其他污染物的去除效果甚微；3）修复结束后，含水层水力梯度逆转，污染组分可能会缓慢回流至含水层。

3.3　中国西北某酸法地浸铀矿山地下水修复

中国西北某酸法地浸铀矿山位于伊犁盆地。该矿山采用酸法浸出工艺采铀，分 A 区、B 区和 C 区。A 区运营时间为 1991—1996 年；B 区运营时间为 1995—2009 年；C 区仍在运营中，因此未在 C 区采样测试。

矿区停采后至 2010 年前，A 区、B 区承压含水层未进行任何修复，采用自然衰减技术来恢复地下水水质，并定期进行取样监测[15]3。取样监测自 A 区和 B 区停采后开始，取样时间为 2009 年 10 月至 2010 年 10 月；共设 49 口监测井，其中 41 口井是由生产井改造而来，其余井为在采区外围 1 km 新建而成。

监测分析发现，A 区的 SO_4^{2-} 和 U 浓度远低于 B 区对应物质浓度。由于 A 区和 B 区所用的采铀工艺相同，B 区退役时的污染物浓度应与 A 区在同一数量级。A 区和 B 区污染物浓度的巨大差异说明 A 区污染物在 13 年间存在显著自然衰减。

在空间上，A 区污染羽中心向下迁移了 100 m；在污染物扩散路径 1 km 处，大部分离子和元素的浓度已达到世界卫生组织和中国饮用水标准（表 3）。

表 3　中国西北某酸法地浸铀矿山地下水主要指标

Table 3　The concentration of major components in groundwater of an acid leaching uranium mine in northwest China

组分	背景值（1991 年 4 月）	下游 1 km 处（2009 年 10 月）	WHO 标准	中国饮用水标准
$\rho(Cl^-)$/(mg/L)	44.3	141.72	—	250
$\rho(SO_4^{2-})$/(g/L)	0.18	0.40	—	0.3
$\rho(U)$/(μg/L)	60	6.20	30	—
$\rho(Fe)$/(mg/L)	0.04	2.29	—	0.3
$\rho(Ca)$/(mg/L)	/	106.01	—	—
$\rho(Mg)$/(mg/L)	/	26.50	—	—
$\rho(As)$/(μg/L)	<10	1.23	10	10
$\rho(Al)$/(mg/L)	/	1.18	—	0.2
$\rho(Zn)$/(μg/L)	<1	40.07	—	1 000

注：“—”表示无对应标准，“/”表示未检测数据。

这说明该区域污染物在随地下水迁移过程中存在强烈的自然衰减作用。从 2009 年 10 月至 2010 年 10 月，矿区地下水中 SO_4^{2-} 和 U 浓度呈下降趋势，自然衰减起了重要作用。

总的来说，酸法地浸铀矿山退役后，承压含水层中的酸性污染物迁移速度比区域地下水慢得多，自然衰减效果较为明显；但本案例监测时间较短，仍需实施更严格的取样监测方案以监控污染物的变化趋势。

4 结论与展望

原位化学修复技术和微生物修复技术室内试验研究较多，但受多种因素制约，在地下水场地修复中应用较少。自然衰减技术和抽出－处理技术操作方便，修复效果显著，在地下水修复工程中的应用较多。但自然衰减技术修复周期较长，无法彻底清除污染物；抽出－处理技术修复成本较高，修复后期污染物浓度下降不明显，甚至可能会“反弹”。修复技术的联合应用将成为未来趋势。

中国地浸铀矿山地下水修复工程中，可结合场地实际采用抽出－处理技术和自然衰减技术相结合的地下水修复方案。修复前期通过抽出－处理技术去除大部分污染物，后期采用自然衰减技术，并进行长期监测。此方案可降低修复成本，提升地下水修复效果。

参考文献：

[1] 杨冰，惠淑君，郭华明，等. 地浸井场外围含水层砂岩对铀的吸附行为[J]. 环境科学学报，2020，40(11)：3958-3963.

[2] Nuclear Energy Agency, International Atommic Energy Agency. Uranium 2022: resources, production and demand[M]. Paris: OECD Publishing, 2023.

[3] 杜运斌. 坚持改革创新，不断推进我国天然铀产业转型升级[M]. 核能发展蓝皮书：中国核能发展报告(2019). 北京：社会科学文献出版社，2019：193-204.

[4] 陈约余. 西北某酸法地浸采铀矿山退役采区的岩芯样特征及地下水理化性质分析[D]. 衡阳：南华大学，2020.

[5] 何成垚，谭凯旋，李咏梅，等. 新疆某铀矿酸法和 CO_2 地浸采区地下水的污染特征及机理[J]. 有色金属(冶炼部分)，2021(6)：53-59.

[6] MUDD G M. Critical review of acid in situ leach uranium mining：1. USA and Australia[J]. Environmental Geology，2001，41(3/4)：390-403.

[7] MUDD G M. Critical review of acid in situ leach uranium mining：2. Soviet Block and Asia[J]. Environmental Geology，2001，41(3)：404-416.

[8] TAYLOR G, FARRINGTON V, WOODS P, et al. Review of environmental impacts of the acid in-situ leach uranium mining process[R]. CSIRO Land and Water Client Report，2004.

[9] 孙占学，马文洁，刘亚洁，等. 地浸采铀矿山地下水环境修复研究进展[J]. 地学前缘，2021，28(5)：215-225.

[10] 陈约余，张辉，胡南，等. 地浸采铀地下水修复技术研究进展[J]. 矿业研究与开发，2021，41(2)：149-154.

[11] 滕彦国，胡竞丹，郑富新，等. 铀矿区地下水污染治理与修复技术研究进展[J]. 南水北调与水利科技(中英文)，2022，20(5)：886-901.

[12] 杨萌，翁仕龙，潘怡然，等. 地下水污染修复技术研究进展[J]. 环境科学与管理，2022，47(4)：118-122.

[13] LASAGNA M, DE LUCA D A, DEBERNARDI L, et al. Effect of the dilution process on the attenuation of contaminants in aquifers[J]. Environmental Earth Sciences，2013，70(6)：2767-2784.

[14] ROBERTSON W D, ROY J W, BROWN S J, et al. Natural attenuation of perchlorate in denitrified groundwater[J]. Ground Water, 2014, 52(1)：63-70.

[15] DONG Y H, XIE Y Q, LI G M, et al. Efficient natural attenuation of acidic contaminants in a confined aquifer[J]. Environmental Earth Sciences，2016，75：1-8.

[16] ZHU C, ANDERSON G M, BURDEN D S. Natural attenuation reactions at a uranium mill tailings site, western U. S. A.[J]. Ground Water，2002，40(1)：5-13.

[17] 牛洁，张学礼. 捷克 Straz 地浸铀矿山地下水恢复治理介绍[J]. 铀矿冶，2016，35(2)：110-117.

[18] TROYER L D, TANG Y Z, BORCH T. Simultaneous reduction of arsenic(V) and uranium(VI) by mackinawite: role of uranyl arsenate precipitate formation[J]. Environmental Science & Technology，2014，48(24)：14326.

[19] WEN H, PAN Z Z, GIAMMAR D, et al. Enhanced uranium immobilization by phosphate amendment under variable geochemical and flow

conditions: insights from reactive transport modeling[J]. Environmental Science & Technology, 2018,52(10):5841-5850.

[20] CHENG TAO, BARNETT M O, RODEN E E, et al. Reactive transport of uranium(VI) and phosphate in a goethite-coated sand column: an experimental study[J]. Chemosphere, 2007, 68(7): 1218-1223.

[21] BORCH T, ROCHE N, JOHNSON T E. Determination of contaminant levels and remediation efficacy in groundwater at a former in situ recovery uranium mine[J]. Journal of Environmental Monitoring,2012,14(7):1814-1823.

[22] RUIZ O, THOMSON B, CERRATO J M, et al. Groundwater restoration following in-situ recovery (ISR) mining of uranium[J]. Applied Geochemistry,2019,109:104418.

[23] 刘正义，董文明，刘红旭. 铀的微生物成矿作用实验研究进展[J]. 世界核地质科学，2010，27(2)：78-84.

[24] 宋建，章志悦，刘颖，等. 低浓度铀污染地下水的生物还原矿化修复研究进展[J]. 环境科学与技术，2022,45(1):217-226.

[25] 孙娟，安毅夫，连国玺，等. 微生物还原固化技术在铀尾矿(渣)渗水污染防控中的应用[J]. 辐射防护，2020,40(4):308-315.

[26] 王国华，杨思芹，周耀辉，等. 生物还原法修复铀污染地下水的研究进展[J]. 环境科学与技术，2019，42(8):47-53.

[27] NEWSOME L, MORRIS K, LIOYD J R. The biogeochemistry and bioremediation of uranium and other priority radionuclides[J]. Chemical Geology, 2014,363(1):164-184.

[28] YABUSAKI S B, FANG Y, LONG P E, et al. Uranium removal from groundwater via in situ biostimulation: field-scale modeling of transport and biological processes[J]. Journal of Contaminant Hydrology,2007,93(1/4):216-235.

[29] WILLIAMS K H, LONG P E, DAVIS J A, et al. Acetate availability and its influence on sustainable bioremediation of uranium-contaminated groundwater[J]. Geomicrobiology Journal,2011, 28(5/6): 519-539.

[30] NEWSOME L, MORRIS K, LLOYD J R. The biogeochemistry and bioremediation of uranium and other priority radionuclides[J]. Chemical Geology, 2014,363:164-184.

[31] ANDERSON R T, VRIONIS H A, ORTIZ-BERNAD I, et al. Stimulating the in situ activity of geobacter species to remove uranium from the groundwater of a uranium-contaminated aquifer[J]. Applied and Environmental Microbiology, 2003,69(10):5884-5891.

[32] 仇晓钰，张辉，李艾书，等. 基于植酸水解液的酸法地浸铀矿污染地下水修复试验[J]. 有色金属(矿山部分)，2022，74(6):19-27.

[33] 张琪，马建洪，张丹，等. 硅酸盐-磷酸盐对酸法地浸采铀退役采区模拟地下水的修复[J]. 环境工程学报，2022，16(5):1506-1515.

[34] MEHTA V S, MAILLOT F, WANG ZHEMING, et al. Effect of reaction pathway on the extent and mechanism of uranium(VI) immobilization with calcium and phosphate[J]. Environmental Science & Technology,2016,50(6):3128-3136.

[35] O'LOUGHLIN E J, KELLY S D, COOK R E, et al. Reduction of uranium(VI) by mixed iron(II)/iron(III) hydroxide (green rust): formation of UO_2 nanoparticles[J]. Environmental Science & Technology,2003,37(4):721-727.

[36] HYUN S P, DAVIS J A, HAYES K F. Abiotic U(VI) reduction by aqueous sulfide[J]. Applied Geochemistry,2014,50:7-15.

[37] HUA B, XU H, TERRY J, et al. Kinetics of uranium(VI) reduction by hydrogen sulfide in anoxic aqueous systems[J]. Environmental Science & Technology,2006,40(15):4666-4671.

[38] 王国华，刘颖，王家莉，等. 土著菌群还原矿化修复铀污染地下水[J]. 过程工程学报，2023，23(1)：88-97.

[39] 胡南，刘晶晶，马建洪，等. 微生物群落修复酸法地浸采铀矿山退役采区地下水[J]. 中国有色金属学报，2023,33(6):2031-2042.

[40] DING D, LI S, HU N, et al. Bioreduction of U(VI) in groundwater under anoxic conditions from a decommissioned in situ leaching uranium mine[J]. Bioprocess and Biosystems Engineering,2015, 38:661-669.

[41] REIMUS P W, DANGELMAYR M A, CLAY J T, et al. Uranium natural attenuation downgradient of an in situ recovery mine inferred from a cross-hole field test[J]. Environmental Science & Technology,2019,53(13):7483-7493.

[42] JENK U, KLEDITZ N, BILEK F, et al. Field test to restore original geochemical conditions in a

flooded mine area-an essential milestone for the complete remediation of the Königstein uranium mine[J]. Mine Water and the Environment, 2023, 42(1):50-58.

[43] 高柏,张文,王国华,等.天然水清洗法修复铀地浸后地下水的探索[J].铀矿冶,2005,24(4):37-40+44.

[44] 荣耀,荣恪萱.国外地浸铀矿山地下水修复技术[J].铀矿冶,2021,40(2):158-164+178.

[45] ANASTASI F S, WILLIAMS R E. Aquifer restoration at uranium in situ leach sites[J]. International Journal of Mine Water, 1984, 3:29-37.

Research Progress on Groundwater Remediation Technology at In-situ Leaching Uranium Mines

MENG Tong[1], YANG Bing[1], LIAN Guoxi[1,2], ZHANG Haoyan[1]

(1. The Fourth Research and Design Engineering Corporation, CNNC, Shijiazhuang 050021, China;
2. School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, China)

Abstract: In-situ leaching uranium technologies has been widely used in the mining of sandstone uranium mines, and the potential environmental impact of in-situ leaching process on groundwater has always attracted wide attention from societies. This author summarized the progress of experimental researches on groundwater remediation technology at in-situ leaching uranium mines and analyzed the remediation technologies and effects of groundwater remediation cases on in-situ leaching uranium mines worldwide. The results show that the pump and treat technology with high restoration efficiency and short cycle repaired costly, and the continuous release of pollutants in the aquifer solid medium can lead to restoration rebound and tailing in the late restoration period. The natural attenuation technology has remarkable repair effect on both radioactive and non-radioactive elements. However, long remediation period and long-term monitoring of repair effect limited its applications. Therefore, the application of a single repair technology can be restricted by various factors, combining multiple remediation technologies, and different technologies in different repair stages will be applied in future. Combining the pump and treat technology and the natural attenuation technology can be considered as a groundwater remediation scheme in China.

Key words: in-situ leaching uranium; groundwater remediation; natural attenuation technology; pump and treat technology; groundwater environmental impact