地浸采铀生产与地下水修复环境监测指示参量

王海峰[1]，李建东[2]，刘正邦[1]，原 渊[3]，陈梅芳[1]，许 影[1]

（1. 核工业北京化工冶金研究院，北京 101149；
2. 中广核铀业发展有限公司，北京 100029；
3. 中核通辽铀业有限责任公司，内蒙古 通辽 028000）

摘要：地浸采铀试验、生产和地下水修复阶段选定的指示参量不适当，常造成对地下水原始状态、金属浸出条件、氧化还原环境、溶液渗漏现象、溶浸范围控制等的错误判断，导致所采取的控制措施无效或使存在的问题恶化。根据酸法和“CO_2+O_2”浸出及其地下水修复期的环境特点，分析了 U、电导率、TDS、pH、*Eh*、SO_4^{2-}、HCO_3^- 等指示参量，提出了不同浸出环境和退役矿山地下水修复期、稳定期应选定的指示参量。实践证明，所推荐的指示参量可真实反映浸出环境和地下水修复效果，并可为政府制定地下水修复法规提供有力依据。

关键词：地浸采铀；地下水修复；环境监测；指示参量

中图分类号：X873 **文献标志码**：A **文章编号**：1000-8063(2023)03-0081-07

DOI：10.13426/j.cnki.yky.2023.02.02

地浸采铀可分为酸法、碱法和“CO_2+O_2”中性浸出。目前地浸采铀生产主要以酸法和“CO_2+O_2”浸出为主导[1]。据 IAEA 公布的资料，2021 年地浸采铀量占世界天然铀总产量的 66%，达到历史最高水平。酸法地浸主要在哈萨克斯坦、澳大利亚、乌兹别克斯坦、俄罗斯、中国、乌克兰应用[2]，占地浸采铀量的 97%以上。碱法地浸采铀最早在美国应用，采用碳酸氢铵浸出。目前，“CO_2+O_2”中性浸出应用较多，有时补加碳酸氢钠[3-4]。

地浸采铀地下浸出环境由使用的浸出剂和氧化剂的特性决定，目前世界上酸法浸出主要使用硫酸浸出剂[5]。为创造良好的铀浸出环境，原则上酸法地浸采铀 pH 应小于 2，借助氧化剂和黄铁矿将四价铀氧化成六价铀，并溶解在浸出液中。而“CO_2+O_2”浸出一般 pH 控制在 6.5～8.0，借助氧化剂和碳酸盐矿物生成的碳酸氢根将铀溶解于浸出液中。无论何种浸出类型，若要高效、经济地浸出铀，浸出环境均应控制在最佳状态。

判断浸出环境的因素很多，指示参量在地浸采铀中发挥着重要作用[6]，如何选定正确的指示参量，成为保证最佳浸出环境的关键。无论是在地下水修复期还是稳定监测期，必须监测 U、pH、SO_4^{2-} 等指示参量，进而判断不同阶段的修复效果。因此，指示参量的正确选定成为判断地浸采铀矿山地下水修复效果和政府制定地下水修复法规的决定因素。

1 指示参量的意义

1.1 指示参量

在地浸采铀过程中，特别是地下水治理阶段，能反映地下浸出状态和溶浸范围控制效果的离子被称为指示参量[7]。指示参量应易分析、易测得，且具有较高的敏感度，当水中化学成分发生变化时能及时给出指示[8]。

依据矿床地下水原始状态、矿山所使用的浸出剂、氧化剂及矿山所处的阶段不同，所选定的指示参量各异。一般情况下，矿山所监测的指示参量有 U、电导率、pH、*Eh*、SO_4^{2-}、HCO_3^-、总溶解固体量（TDS）、Ca^{2+}、Na^+、Mg^{2+}、Cl^-、CO_3^{2-} 等。

1.2 指示参量选定的影响因素

地浸采铀矿山指示参量的选定主要受以下因素影响：1）矿床地质、水文地质、矿物成分；2）含矿

收稿日期：2023-02-01

基金项目：中核集团青年英才项目（CNNC-YC2021）

第一作者简介：王海峰（1948—），男，黑龙江哈尔滨人，学士，正高级工程师，主要从事原地浸出采铀技术研究。

含水层地下水成分;3)酸性、碱性和中性浸出环境;4)矿山所处阶段,如试验、生产和地下水修复阶段;5)监测目的和政府法规。

目前,地浸开采仅限于潜水氧化带型、层间氧化带型和古河床型等砂岩型铀矿床,而以层间氧化带砂岩型铀矿床居多。层间氧化带砂岩型铀矿床的铀矿物主要以沥青铀矿、铀黑和铀石为主,受成矿时氧化还原作用影响,矿床规模、形态、铀矿物及非铀矿物的种类和品位各不相同。由于矿床成因各异,地下水的存在形式、流速和成分等也不同,中国某砂岩型铀矿床地下水中 $\rho(HCO_3^-)$ 高达 2 g/L 以上[9],另一地浸开采矿床地下水 TDS 达 10 g/L 左右[10],而澳大利亚 Honeymoon 地浸矿山 TDS 甚至超过 20 g/L[11]。

浸出剂类型决定浸出环境,氧化还原环境与氧化剂密切相关。试验、生产或地下水修复阶段监测目标各异,示踪试验特点更突出。在实践中必须注意上述因素对指示参量选定和取样频率的影响。另外,在地下水修复阶段,须依据政府法规监测的表征修复效果的参量而选定指示参量,以便为验收提供依据。澳大利亚 Honeymoon 矿床酸法地浸采铀期间所监测的部分参量见表 1[12]。

表 1 澳大利亚 Honeymoon 酸法地浸采铀矿山监测参量

Table 1 Monitoring parameters of Honeymoon acid in-situ leaching uranium mine in Australia

参量	浸出液		原始地下水	
	范围	平均值	范围	平均值
$\rho(U_3O_8)$/(μg/L)	20～1 000	75	0.02～7.3	1.2
ρ(Fe)/(mg/L)	110～370	260	<1.0	<1.0
ρ(V)/(μg/L)	2～8	4	<0.02	<0.02
$\rho(SO_4^{2-})$/(g/L)	3.58～6.80	5.30	1.10～2.67	1.77
ρ(Al)/(mg/L)	0.2～70	15	<1.0	<1.0
ρ(Cu)/(mg/L)	1～20	7	0.01～0.12	0.02
$\rho(Zn^{2+})$/(mg/L)	80～130	110	0.03～0.67	0.19
$\rho(Na^+)$/(g/L)	5.15～7.20	6.17	2.82～5.25	4.31
$C(^{226}Ra)$/(Bq/L)	510～1 300	830	30～450	169
TDS/(g/L)	2.00～15.30	16.43	9.40～20.00	16.10
电导率/(mS/cm)	32～39	34	14～28	23
pH	1.8～2.6	2.2	6.5～8.1	7.1

表 1 中列出了 22 项监测参量中的 12 项,这些参量并不都是指示参量。一些元素含量增加与矿层中含有的矿物成分相关,如 U_3O_8、Fe、V、Al、Cu、Zn^{2+}、Na^+ 等,由浸出剂与含有这些金属的矿物反应所致。TDS 为溶液中全部溶质的总量,在不存在大量无机物时,TDS 与电导率成正比;电导率易测定,方便用其估算 TDS。TDS 增大会造成矿层堵塞和影响浸出液后处理工艺。而 SO_4^{2-} 和 pH 的变化完全是由于注入硫酸所致。

2 地浸采铀浸出环境指示参量

2.1 酸法浸出指示参量

酸法浸出工艺具有金属回收率高、浸出时间短、工艺简单、成本低和工艺通用性强等特点,特别适用于矿石品位在 0.05%～0.1%的矿床。

矿石中的铀主要呈 UO_2、U_3O_8、UO_3 等形式。从铀矿物溶解条件界定,pH<1.45 时,UO_2 直接溶于酸;pH<4.5 时,沥青铀矿和晶质铀矿的溶解度增加。从浸出过程中化学堵塞界定,pH<6.0 时,二价铁的氢氧化物溶解;在 pH<4.0 时,氢氧化铝溶解;pH<3.5 时,可避免六价铀水解沉淀;pH<3.0 时,三价铁的氢氧化物溶解[13]。因此,pH 是酸法浸出的指示参量,在酸浸过程中通常将 pH 控制在 2.0 以下。

硫酸浸出剂与矿物的反应能力较强,会造成 U、V、Na^+、Zn、Cu、Al、Fe、Mg 等含量增加,从而导致浸出过程中 TDS 增加[14]。因此,铀和 TDS 均可作为判断浸出环境的指示参量。另外,在酸化过程中,通常 pH 未发生变化时,浸出液的 SO_4^{2-} 已发生变化,可以通过 SO_4^{2-} 这一指示参量掌握抽注井间的连通状态和浸出过程中浸出剂的扩散情况。

2.2 “CO_2+O_2”浸出指示参量

“CO_2+O_2”地浸采铀是向含矿层中注入 CO_2 和 O_2,使水溶性 CO_2 与矿层水中的碳酸盐发生反应生成 HCO_3^-,矿床中的 U(Ⅳ)矿物与 O_2 发生反应生成 U(Ⅵ)矿物,HCO_3^- 将在化学障上沉淀的铀矿物溶解。其地下浸出环境 pH 一般需保持在 6.5～8.0,pH 是首选指示参量。

“CO_2+O_2”浸出工艺的实质是 HCO_3^- 的溶解作用,所以在矿床碳酸盐含量低和地下水中 HCO_3^- 含量低的情况下,须慎重选择此工艺。综上所述,HCO_3^- 应作为监测“CO_2+O_2”浸出环境的指示参量。此外,铀是必然的指示参量;TDS

几乎不被离子交换反应影响，也可作为指示参量。

在美国，地浸采铀矿山主要采用“CO_2+O_2”浸出工艺，在必要时不定期加入碳酸氢钠；在生产期间主要分析溶液中的阴、阳离子的浓度，如 U、pH、TDS、电导率、Ca^{2+}、Na^+、Mg^{2+}、Cl^-、SO_4^{2-}、CO_3^{2-}、HCO_3^- 等。

3　地浸采铀氧化还原环境指示参量

3.1　酸法浸出工艺氧化还原环境指示参量

在酸性条件下，矿石中含铁矿物的溶解使溶液中含有大量 Fe^{2+}。当采用过氧化氢做氧化剂时，可将 Fe^{2+} 氧化为 Fe^{3+}，生成的 Fe^{3+} 进一步将 U(Ⅳ)氧化为 U(Ⅵ)。因此，溶液 *Eh* 主要受溶液中 $\rho(Fe^{3+})/\rho(Fe^{2+})$ 的影响。另外，溶液中酸浓度对 *Eh* 也有一定的影响。一般情况下，酸浓度越高，$\rho(Fe^{3+})/\rho(Fe^{2+})$ 越大，溶液的氧化性越强。因此，*Eh* 可作为酸法浸出指示参量来监测溶液的氧化还原环境。

必须指出，无论在酸性或碱性条件下都能监测 *Eh*、电导率、SO_4^{2-}。但是，酸法浸出过程中大量矿物质与酸发生反应，电解质较多，电导率不能准确反映溶液的氧化还原环境。同时，酸法浸出一般采用硫酸浸出剂，浸出体系中含有大量 SO_4^{2-}，其量远大于矿层中硫化物氧化和硫酸盐溶解所产生的地下水环境中的 SO_4^{2-} 含量。因此，在酸性条件下很难通过 SO_4^{2-} 来判断地下氧化还原环境。

3.2　“CO_2+O_2”浸出工艺氧化还原环境指示参量

当采用“CO_2+O_2”浸出工艺时，仅有少量硅酸盐、两性氧化物、两性氢氧化物发生反应，反应生成物较少，减轻了后期地下水修复的压力。在浸出过程中，矿石中的黄铁矿被氧化生成 SO_4^{2-}，因此可以将 SO_4^{2-} 作为反映氧化还原环境的指示参量。溶氧量与氧化剂的注入量、温度、压力等有关，溶氧量随 O_2 注入量的增加而增大，随地下水温的增高而降低，随压力的降低而降低，可将其作为指示参量。

某“CO_2+O_2”地浸采铀矿山 U、溶氧量和 SO_4^{2-} 随时间变化曲线[15]12 见图 1。可以看出，溶氧量和 SO_4^{2-} 变化趋势相近，仅将 SO_4^{2-} 作为指示参量监测即可。

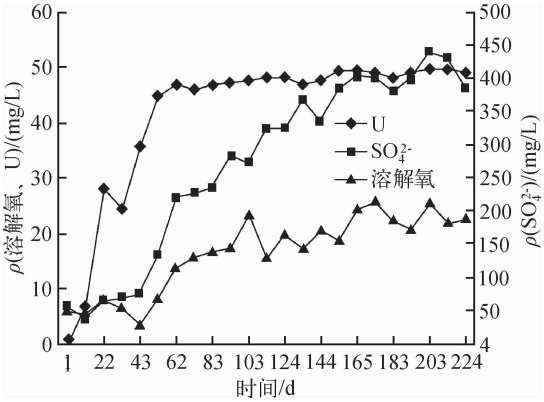


图 1　某“CO_2+O_2”地浸采铀矿山 U、溶氧量和 SO_4^{2-} 随时间变化

Fig. 1　Changes of U, dissolved oxygen and SO_4^{2-} with time in a "CO_2+O_2" in-situ leaching uranium mine

当采用“CO_2+O_2”浸出工艺时，因矿物成分不易被氧化，溶液中杂质成分少，不宜以 *Eh* 作为判断体系氧化还原环境的指示参量。同时，浸出液处理工艺中一般会引入氯盐、硝酸盐等，虽然淋洗后贫树脂经过转型，但仍有少量离子会在吸附过程中随吸附尾液进入井场，导致浸出体系中电解质含量增加。因此，电导率不宜作为指示参量判断“CO_2+O_2”浸出地下氧化环境。某“CO_2+O_2”地浸采铀矿山不同浸出时间 U、HCO_3^-、SO_4^{2-} 和 pH 等指示参量的监测值见表 2[16]。对于“CO_2+O_2”浸出工艺，监测 U、pH、HCO_3^- 的目的是掌握铀浸出环境，监测 SO_4^{2-} 的目的是掌握氧化还原环境，监测电导率和溶氧量的必要性并不确定。

表 2　某“CO_2+O_2”地浸采铀矿山指示参量监测

Table 2　Monitoring of indicators in a "CO_2+O_2" in-situ leaching uranium mine

浸出时间/d	ρ(U)/(mg/L)	$\rho(HCO_3^-)$/(mg/L)	$\rho(SO_4^{2-})$/(mg/L)	pH
18	39.7	930	196.7	7.06
36	40.3	943	150.0	7.04
57	40.1	956	243.0	7.11
83	39.9	977	225.0	7.17
103	39.7	1 011	264.0	7.15
116	40.1	1 045	274.0	7.23
149	39.5	1 074	255.0	7.20
178	39.1	1 103	255.0	7.15
195	39.3	1 228	254.7	7.22

4 地浸采铀地下水修复指示参量

4.1 确定溶浸范围的指示参量

4.1.1 酸法浸出

判断地浸采铀地下溶液渗流扩散能力的指示参量，是溶浸范围和地下水环境影响范围。溶浸范围即在井场运行时，溶液在含矿含水层中所能溶浸到的范围，基于指示参量 SO_4^{2-}、pH 和铀等确定。地下水环境影响范围是指由于地浸生产造成的地下水中铀质量浓度达到 0.05 mg/L 的范围，以铀作为指示参量。地浸采铀矿山关闭后，主要通过从监测井取样分析指示参量的变化，获得溶浸范围和地下水环境影响范围的变化。

酸法浸出时，由于注入硫酸使地下水 SO_4^{2-} 增加，SO_4^{2-} 有着比较明显的前兆性指示作用，是地下水修复过程中溶浸范围的指示参量。

4.1.2 “CO_2+O_2”浸出

“CO_2+O_2”浸出工艺 pH 维持在 6.5～8.0，从某“CO_2+O_2”中性地浸铀矿山 HCO_3^- 和 pH 随时间变化曲线[15]12（图 2）可看出，pH 基本在 7～9，变化不明显。在矿山关闭后的地下水修复期间，无法用 pH 作为指示参量圈定溶浸范围。

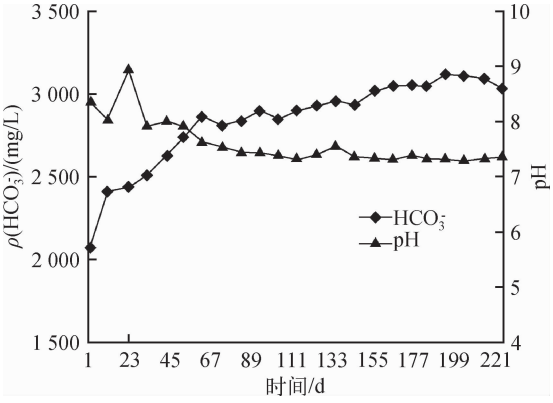


图 2 某“CO_2+O_2”地浸采铀矿山 HCO_3^- 和 pH 随时间变化

Fig. 2 Changes of HCO_3^- and pH with time in a "CO_2+O_2" in-situ leaching uranium mine

地浸采铀过程中由于 O_2 的注入，铀以六价形式存在。当溶液迁移到外部环境后，天然地下水中不能保证足够的 O_2 含量，溶解的铀会处于相对还原的水化学环境中，六价铀可能被还原成四价铀，处于难迁移状态。因此，铀的迁移距离会明显小于其他对氧化还原环境不敏感元素的迁移距离，以铀作为指示参量判断溶浸范围时须注意。

采用计算机模拟圈定某“CO_2+O_2”地浸采铀矿山的地下水环境影响范围，模拟条件为抽液量大于注液量 0.3%，并以地下水中铀质量浓度 0.05 mg/L 为影响范围边界指示参量[17]。该影响范围的大小除取决于钻孔抽液量大于注液量的比例外，更取决于指示参量。

4.2 溶液渗漏指示参量

在浸出过程中，为了及时发现溶液迁移情况，需对生产采区内上下含水层、生产采区外部以及对照监测井取样，分析指示参量电导率、pH，$U_{天然}$、SO_4^{2-}（酸法）、HCO_3^-（碱法/中性）等地浸特征污染物，其中上下含水层的取样频率最高，对照监测井的取样频率最低。

除上述指示参量外，有时为确定溶浸渗漏的发生而监测砷、硒或氨等参量；但对于生产采区外部，这些参量并不是渗漏指示的最好参量。这些参量由于氧化还原反应、沉淀或吸收作用，会在长距离迁移中消失，可能在较远的监测井探测不到。

采区垂向渗漏的发生最难治理，需不断监测找到渗漏源。为监测和控制垂向渗漏，美国针对地浸采铀矿山建立了上限值概念（Upper Control Limits，简称 UCL），TDS、Cl^-、SO_4^{2-}、HCO_3^- 和 Na^+ 被列为上限值的指示参量[18]。

4.3 地下水修复效果指示参量

4.3.1 酸法浸出

酸法地浸采铀 pH 需控制在 2.0 以下，生产结束后随着清除、反渗透和注入还原剂等地下水修复措施的实施，井场外围原始地下水不断涌入，pH 逐渐升高并恢复至原始水平，pH 是监测环境变化最好的指示参量。哈萨克斯坦 Irkol 矿山某采区，在酸法地浸开采结束后进入了地下水修复的自然净化期，修复使得 pH 从 2.5 逐年增加到 7.5 左右（图 3）[19]。

酸法浸出所注入含矿含水层的硫酸不但导致 pH 下降，还会引起 SO_4^{2-} 和 TDS 增加；在地下水修复阶段可将 SO_4^{2-} 和 TDS 视为指示参量，反映地下水环境的变化。某酸法矿山地下水修复期间 SO_4^{2-} 的变化趋势见图 4，可以看出，高浓度 SO_4^{2-} 的污染晕在逐年减小。另外，美国 Nine Mile Lake 酸法地浸矿山地下水修复也采用 pH、SO_4^{2-} 和 TDS 作为指示参量，同时还监测 Ca^{2+}[20]，监测结果见表 3[21]。

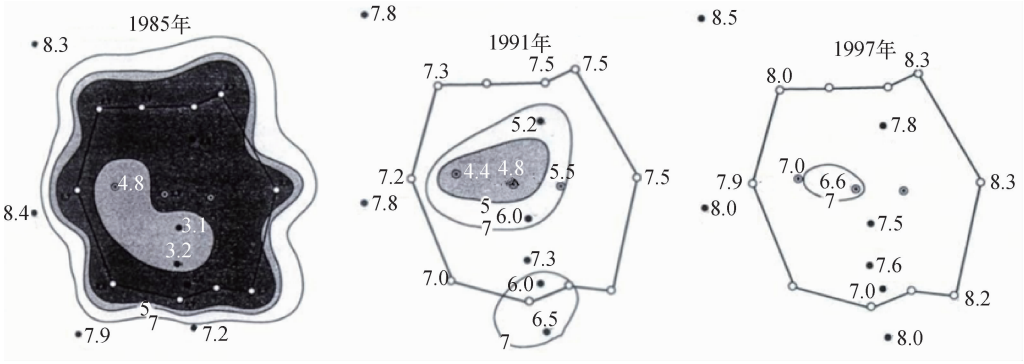
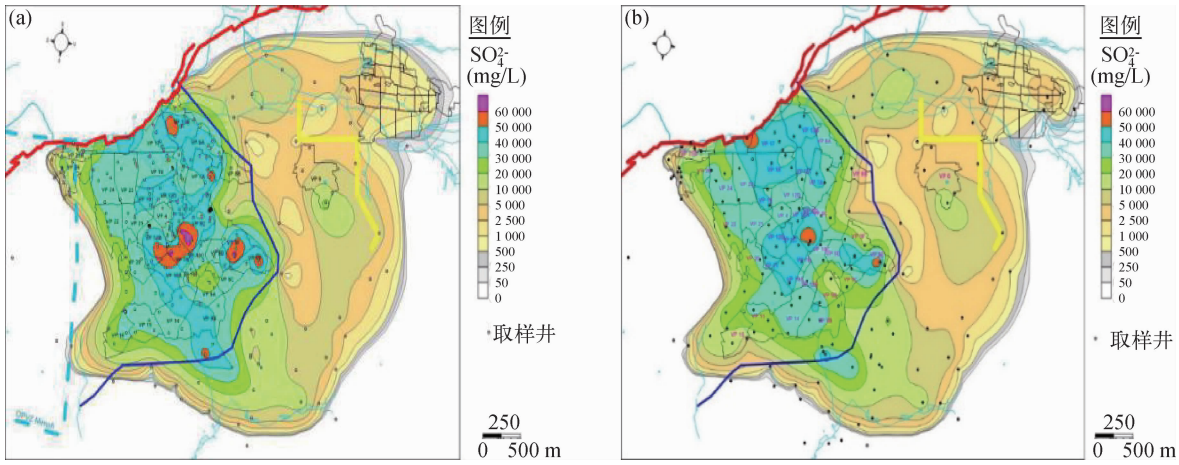


图 3　Irkol 地浸采铀矿山地下水修复 pH 变化

Fig. 3　pH change of groundwater remediation in Irkol in-situ leaching uranium mine



(a)2009 年上半年污染状况；(b)2012 年下半年污染状况。

图 4　捷克 Straz 矿山地下水修复 SO_4^{2-} 减少趋势

Fig. 4　SO_4^{2-} reduction trend of groundwater remediation in Czech Straz mine

表 3　美国 Nine Mile Lake 酸法地浸矿山地下水修复阶段指示参量监测结果

Table 3　Monitoring results of indicators during groundwater remediation of Nine Mile Lake acid in-situ leaching mine in the United States

参量	原始地下水	溶浸区地下水	治理后地下水
pH	6.8	5.8～7.9	6.0
$\rho(Ca^{2+})$/(mg/L)	110	20～360	65
$\rho(SO_4^{2-})$/(g/L)	1.62	0.30～3.60	2.20
TDS/(g/L)	2.66	0.68～5.45	3.00

4.3.2　“CO_2+O_2”浸出

地下水修复期间所监测的指示参量与浸出环境有关，一般为 U、TDS、SO_4^{2-} 等。但地下水修复需满足政府的要求，所监测的指示参量也必须符合政府环境保护或地下水水质控制的法规要求。因此，地下水修复效果和修复时间与政府法规密切相关。美国早期地浸采铀矿山地下水修复结果在得到政府认可后即可结束，但近年来发现修复后地下水中的某些参量会反弹，从而增加了 6 个月的稳定期。在稳定期内，按政府规定的指示参

量进行监测，若在 6 个月内指示参量未发生任何反弹才可判定地下水修复结束。

美国 Highland “CO_2+O_2”地浸采铀矿山 1 号采区地下水修复持续 8 年，而后进入几年的稳定期，最终美国核管理委员会认可的修复结果见表 4[22]。可以看出，某些参量修复后仍然较高，如 Fe 和 Mn；但这 2 个参量一般不作为检验水质的指标，而且还有利于还原环境的形成。修复后 As、Se、Ra、U 和 V 等的浓度仍高于本底值，但随着时间的推移这些元素的浓度会逐渐降低。地下水修复后由于一些参量出现反弹，拖长了稳定期的监测时间。

表 4 美国 Highland 矿山 1 号采区地下水修复效果

Table 4 Groundwater remediation effect in No. 1 mining block of Highland mine in the United States

参量	本底值	治理前	注入 H_2S 前	治理后
ρ(As)/(mg/L)	0.001	0.001	0.01	0.03
电导率/(μS/cm)	525	2 390	579	647
ρ(Fe)/(mg/L)	0.05	0.05	1.32	1.30
ρ(Mg)/(mg/L)	9.00	59.5	12.4	13.5
ρ(Mn)/(mg/L)	0.03	0.66	0.41	0.49
pH	8.00	6.78	7.25	7.31
C(Ra)/(Bq/L)	24.98	121.58	39.07	42.66
ρ(Se)/(mg/L)	0.001	0.99	0.16	0.07
$\rho(SO_4^{2-})$/(mg/L)	91.0	380.6	83.9	127.2
TDS/(mg/L)	330	1 507	342	410
ρ(U)/(mg/L)	0.05	40.19	3.00	3.53
ρ(V)/(mg/L)	0.10	0.19	0.10	0.10

碱法浸出时，尽管向铀矿层注入 NH_4HCO_3；但却不用 U、NH_4^+ 和 HCO_3^- 作指示参量，可能是因为 NH_4^+ 易被吸收，HCO_3^- 已消耗掉，U 在到达监测井之前已沉淀。

5 结论

1)测定浸出环境的指示参量随浸出剂的种类不同而不同，但 U 是酸法和“CO_2+O_2”浸出公认的指示参量；在酸性浸出条件下，pH、TDS 等也是监测浸出环境的有效指示参量；在“CO_2+O_2”浸出条件下，pH，HCO_3^- 是较好的指示参量。

2)对于浸出过程中氧化还原环境的监测，Eh 是酸法浸出具有代表性的指示参量；SO_4^{2-} 是“CO_2+O_2”浸出的代表性指示参量，无需同时监测 SO_4^{2-}、溶氧量和电导率。

3)在生产和地下水修复期间，可将 U、SO_4^{2-}、pH 等作为指示参量监测溶浸范围和环境影响范围。为随时、直观掌握修复效果，应做出每个指示参量的变化趋势图。

4)检验地下水修复效果的最好指示参量为 U、pH、TDS、SO_4^{2-} 等，但必须考虑生产期间的浸出环境，且应重视政府法规提出的参量及其限值。

参考文献：

[1] 王海峰，徐屹群，汤庆四，等. 我国地浸采铀矿山采区浸出率现状分析[J]. 东华理工大学学报(自然科学版)，2017，39(9)：66-70.

[2] ESCARIO S, SEIGNEUR N, COLLET A, et al. A reactive transport model designed to predict the environmental footprint of an ‘in-situ recovery’ uranium exploitation[J]. Journal of Contaminant Hydrology，2023(254)：104106.

[3] COLLINGS S P, CATCHPOLE G, KIRCHNER G. The Crow Butte ISL project：a case history[C]// Innovations in uranium exploration, mining and processing techniques, and new exploration target areas, Proceedings of a Technical Committee Meeting. Vienna：IAEA，1994：89-117.

[4] MUHAMMAD M. Nuclear minerals in Pakistan [J]. The Nucleus，2005，42(1/2)：73-83.

[5] ESCARIO S, SEIGNEUR N, COLLET A，et al. A reactive transport model designed to predict the environmental footprint of an ‘in-situ recovery’ uranium exploitation[J]. Journal of Contaminant Hydrology，2022：104-130.

[6] 朱国明，王艺，何斌，等. 地浸采铀中 201×7 型树脂硅中毒的解毒工艺探索[J]. 东华理工大学学报(自然科学版)，2021，44(4)：382-394.

[7] 王海峰. 核科学技术名词：原地浸出采铀[M]. 北京：科学技术出版社，2023：325-331.

[8] 王海峰，谭亚辉，杜运斌，等. 原地浸出采铀井场工艺[M]. 北京：冶金工业出版社，2002：157-159.

[9] 任锦荣，夏毓亮，张振强，等. 松辽盆地钱家店铀矿床地浸开采水文地质条件研究[J]. 铀矿冶，2022，41(1)：21-29.

[10] 高柏，胡宝群，史维浚. 新疆十红滩铀矿床碱法地浸水岩作用讨论[J]. 东华理工大学学报(自然科学版)，2013，36(2)：101-106.

[11] VICTOR J A, PETER J B, COLIN B, et al. Summary of feasibility study of honeymoon uranium project[R]. Australia: SXR Uranium One Inc., 2006:36-49.

[12] ACKLAND M C, HUNTER T C. Australia's Honeymoon project-from acquisition to approval-1997 to 2002[R]. Beijing:IAEA Meeting, 2002:5-10.

[13] IAEA. Manual of acid in situ leach uranium mining technology[M]. Vienna: Austria International Atomic Energy Agency,2001:28-42.

[14] 邢晓东，邢拥国，刘金辉，等. 某砂岩型铀矿床矿石酸法柱浸试验研究[J]. 东华理工大学学报(自然科学版)，2016，39(1)：23-28.

[15] 董惠琦，李喜龙，张渤. 内蒙古某铀矿 CO_2+O_2 地浸采铀试验研究[J]. 铀矿冶，2019，38(1)：8-13.

[16] 霍建党，江国平，原渊，等. 纳岭沟铀矿加速开采工程技术研究[R]. 北京：核工业北京化工冶金研究院，2015.

[17] 王海峰，陈梅芳. 原地浸出采铀几个科技术语的讨论[J]. 中国科技术语，2020，22(6)：88-93.

[18] OECD, IAEA. Environmental remediation of uranium production facilities[R]. Vienna: Nuclear Energy Agency, 2002:271-303.

[19] YAZIKOV V G, ZABAZNOV V U. Experience with restoration of ore-bearing aquifers after in situ leach uranium mining[C]// IAEA. The Uranium Production Cycle and the Environment. Vienna: IAEA,2000:396-403.

[20] 王海峰. 酸法地浸采铀矿山地下水修复译文集[Z]. 北京：核工业北京化工冶金研究院，2002：24-36.

[21] PHILLIPS P E, DARYL R, TWEETON, et al. Restoration of groundwater quality following pilot-scale acidic in-situ uranium leaching at Nine-Mile Lake site near Casper, Wyoming[J]. Society of Petroleum Engineers Journal, 1982(6):382-398.

[22] SCHMIDT C. Groundwater restoration and stabilization at the Ruth-ISL test site in Wyoming, USA[C]// Proceedings of in situ leaching of uranium technical, environmental and economical aspects. Vienna:IAEA, 1989:97-127.

Indicators for Environmental Monitoring of In-situ Leaching Uranium Mining Production and Groundwater Remediation

WANG Haifeng[1], LI Jiandong[2], LIU Zhengbang[1], YUAN Yuan[3], CHEN Meifang[1], XU Ying[1]

(1. Beijing Research Institute of Chemical Engineering and Metallurgy, Beijing 101149, China;
2. CGN Uranium Industry Development Co., Ltd., Beijing 100029, China;
3. Tongliao Uranium Co., Ltd., CNNC, Tongliao 028000, China)

Abstract: In the stage of in-situ leaching uranium test, production and groundwater remediation, due to the selected indicators are not appropriate, the wrong judgments on the original state of groundwater, metal leaching conditions, redox environment, solution leakage, leaching range control etc. are often caused, which lead to ineffective control measures or worsening of existing problems. Based on the environmental characteristics of acid leaching, CO_2+O_2 leaching and groundwater remediation, the indicators such as U, electrical conductivity, TDS, pH, *Eh*, SO_4^{2-}, HCO_3^- in the leaching solution are analyzed, and the indicators that should be selected in different leaching environments, or in the groundwater remediation and stabilization periods of decommissioned mines are proposed in combination with examples. The practice has proved that the recommended indicators can truly reflect the leaching environment and groundwater remediation effect, and can provide a strong evidence for the government to formulate groundwater remediation indicators.

Key words: in-situ leaching uranium; groundwater remediation; environment monitoring; indicator