

環境変化に伴う掘削岩からの 自然由来砒素溶出に関する基礎的研究

Basic Research on Arsenic Leaching from Naturally Contaminated Rocks Attributable to Environmental Change

鈴木奨士* 清水祐也** 白石祐彰* 倉品 悠***

要 旨

トンネル工事等で発生する、砒素を含有する掘削岩は拡散防止対策が施された処分場等に埋め立てられる。拡散防止対策の設計には、掘削直後の砒素溶出性が考慮される。しかしながら、還元環境に曝されるなど、掘削岩が対策後に受ける環境変化は考慮されていないのが現状である。本研究では、埋め立て後の環境変化に伴う掘削岩からの砒素溶出性を把握することを目的に、処分場内の環境モニタリングの結果をもとにして、大気曝露酸化および還元剤を使用した酸化還元電位、周辺酸素濃度による硫化鉱物の酸化遅延および温度変化の影響を考慮した各種環境模擬試験を実施した。その結果、砒素溶出濃度は酸化還元電位、養生酸素濃度および温度の影響を強く受け、対策設計には、環境変化による砒素溶出性を考慮する必要性が示唆された。

キーワード：掘削岩、砒素溶出、酸化還元電位、周辺酸素濃度、温度変化

1. まえがき

山岳トンネル工事で発生する大量の掘削岩は、人体に有害な重金属等を潜在的に含有している場合がある。半金属の一つである砒素（以下、As）は岩中の硫化鉱物に含まれて存在するケースがあり、多くの発生事例が報告されている¹⁾。掘削岩から土壌溶出量基準値を超過して重金属等が溶出すると想定される場合には、周辺環境に悪影響を及ぼさないように遮水工封じ込め、不溶化処理、吸着層工法などの拡散防止対策が施される²⁾。

掘削直後から拡散防止対策の埋め立て後において、掘削岩は溶媒の酸化還元電位（以下、Eh）や温度、岩周辺の酸素濃度などの環境変化に曝される。掘削後の大気曝露では、掘削岩中の硫化鉱物の酸化分解により、硫化鉱物に含有していた As が溶出される可能性がある。また、還元環境下では、還元溶解により As が溶出される可能性がある。しかしながら、環境変化に伴う As 溶出変化に関する知見は少なく、加えて、拡散防止対策後の掘削岩が受ける環境変化をモニタリングした報告も少ないため³⁾、対策後の実態的な環境変化および、その環境変化に伴う重金属等溶出がどの程度変化するのか不明である。環境変化を考慮した重金属等溶出性の把握は、合理的な拡散防止対策の設計に寄与すると考えられる。

そこで本研究では、拡散防止対策後の重金属等溶出性を把握するため、その影響因子となる、Eh、温度、酸素濃度について、掘削岩が埋め立てられた処分場内でモニタリングを実施した。また、処分場から As を含有する掘削岩をサンプリングし、上記モニタリング結果に基づく環境変化（Eh、温度、酸素濃度）を考慮したバッチ試験および不飽和カラム試験を行い、その溶出濃度の変化を確認した。

2. 処分場内のモニタリング

2.1 処分場内環境の測定

モニタリングした処分場の外景およびボーリング孔内のセンサー設置位置を図-1に示す。処分場には約 18 万 m³ の掘削岩がベントナイト混合土で封じ込められている。処分場内の 1ヶ所にボーリングを実施し、ボーリング孔の深度 2.0、6.0、10.0 および 14.0 m に温度センサー（ATMOS-12、メーター社）、酸素濃度センサー（OXYMAN、泰榮エンジニアリング社）をそれぞれ設置した。測定空間を確保するため、各センサー上下 15 cm 程度に珪砂 3 号 A を充填し、各深度のセンサー間には、孔内での通気・通水を防止するため、粒径 0.09 mm 以下の含有量が 80%以上の珪砂粉を充填した。

*技術本部技術研究所環境研究グループ **技術本部技術戦略部環境ソリューション室

***技術本部技術戦略部知的財産管理室

図-2に浸出水排水管およびセンサーの位置を示す。処分場内の浸出水は約80mの浸出水排水管を通り、水槽へ排出される。その際に、浸出水をポリ容器で受け、ポリ容器内に水温やEhを測定するマルチ水質センサー(HI9829、ハンナインストルメント社)を設置した。なお、浸出水は中和処理を行い、As濃度が基準値以下であることを確認し放流している。酸素濃度および温度は2021年11月、水温およびEhは2022年3月からモニタリングを開始した。本報では2023年2月までの結果を報告する。

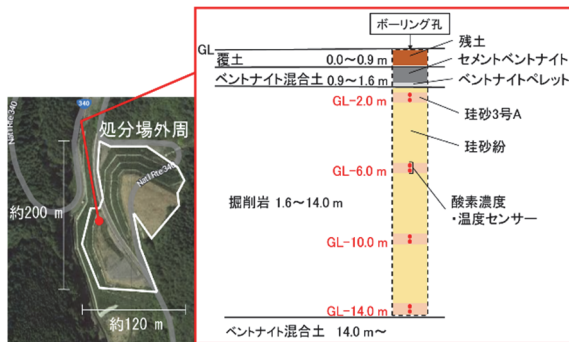


図-1 処分場外景とボーリング孔内センサー設置位置

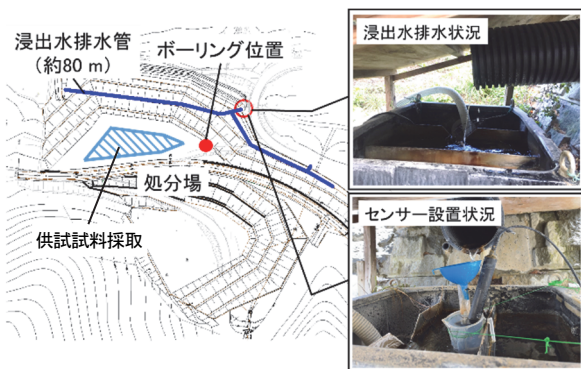


図-2 浸出水排水管とセンサーの位置

2.2 処分場内環境の変動

図-3に処分場内の深度別における温度および酸素濃度の経時変化を示す。温度は処分場内の気相、液相、固相で構成される地中の温度を指し、酸素濃度は処分場内の気相中の酸素濃度を指す。処分場内の温度変化は、深度が小さいほど変動幅が大きくなり、地表に最も近いGL-2.0mでは、約5~18°Cの範囲で変動し、夏季と冬季で約13°Cの差があった。また、GL-6.0mでは約10~15°Cの間で推移し、GL-10.0mおよびGL-14.0mでは12°C前後を推移した。GL-2.0mおよびGL-6.0mの温度は外気温のピークから約2ヶ月、約4ヶ月それぞれ遅れてピークに達した。なお、これは地表面と地中の温度差で生じる熱移動が影響していると考えられ、GL-10.0mより深い位置では外気の温度変化の影響は少なかった。

酸素濃度は、夏季に低く冬季に高い傾向であった。深度により酸素濃度の増減幅は異なり、最大の増減幅は

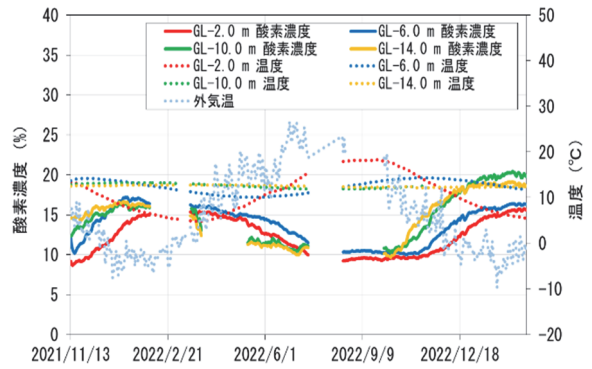


図-3 処分場内の温度および酸素濃度の経時変化

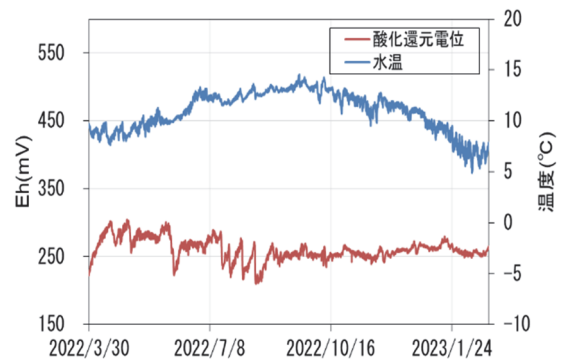


図-4 処分場内の水温およびEhの経時変化

GL-10.0mの約10%であった。浸出水排水管が処分場底面部に設置され、外部と繋がっているため、酸素は処分場の底面部から浅部への供給が予想される。夏季では、処分場浅部の温度上昇により好気性微生物の活性が促進され、酸素消費量が増大する。したがって、処分場底面部から供給された酸素を、活性化された好気性微生物が消費したため、地中の深さによらず酸素濃度が約10%と低かったと推察した。一方冬季では、処分場浅部の温度低下に伴い微生物活性が低減し、酸素消費量は減少すると予想される。そのため、深部では酸素濃度が高く、浅部での酸素濃度は深部よりも低かったが夏季よりは高くなったと推察した。

図-4に処分場内からの浸出水における水温およびEhの経時変化を示す。浸出水の水温は約5~15°Cを推移し、平均値は10.8°Cであった。一方、Ehは季節に関係なく、約+200~+300mVを推移し、平均値は約+260mVであった。後述するが、高純度精製水(以下、精製水)のEhが約+460mVであったことから、浸出水は精製水より還元力強いことが示された。センサーは浸出水排水管の出口に設置されているため(図-2)、処分場内では、Ehが+200mVよりも低くなっており、より強い還元環境にある箇所もあると推察された。

3. 処分場内環境模擬試験

3.1 供試試料および試料調製

本研究で供試した掘削岩は、覆土完了前の処分場からバックホウで掘り起こし採取した。採取箇所は、**図-2**の水色のハッチングで示した。掘削岩は頁岩と砂岩で構成され、採取試料のほとんどは、白色の石英または方解石の脈を含んでいた。また、電子線マイクロアナライザー (EPMA) を用いて、頁岩中の磁硫鉄鉱 (FeS) および磁硫鉄鉱中に As が含まれていることを確認した。

次に、掘削直後の状態を模擬するため、岩塊の表面約 1 cm を切り取り、酸化が進んでいないと思われる内部試料を得た。この内部試料をジョークラッシャーで粉砕し、粒径を 2 mm 以下および 2~10 mm に篩分けした。

3.2 実験方法

a. 模擬酸化還元条件によるバッチ試験

岩石は、掘削後の仮置き時に大気曝露され、酸化環境となるが、その後、処分場に埋め立てられると還元環境に変わる。この過程を模擬するため、前節で調製した掘削岩試料に対して大気曝露養生を行った後に、還元剤による溶出試験を行った。2 mm 以下に篩分けした試料をバットに入れ、大気曝露養生 0、14、31、60、120 日目で試料を約 30.0 g ポリ瓶に入れ、還元剤溶液を 300 mL 添加した。本研究では、還元剤としてギ酸 Na、アスコルビン酸 Na を使用した。**表-1**に抽出溶媒種および濃度等を示す。処分場の浸出水排水管出口付近の Eh は約 +200~+300 mV であった。しかしながら、外気の影響を受けにくい処分場内の掘削岩は、より還元環境にある可能性があるため、抽出液の Eh が約-50~+300 mV になるよう溶媒濃度を設定した。各溶媒を添加後、200 rpm で 3 時間振とうし、その後 2200 G (5000 rpm) で 10 分間遠心分離をした。上澄み液を 0.45 μm メンブレンフィルター (以下、0.45 μmMF) でろ過し、抽出液を得た。抽出液の pH および ORP (比較電極 (3.3 mol/L-KCl-AgCl) に対して測定された酸化還元電位) をマルチ水質計 (品番 D-74、HORIBA 社)、As 濃度を誘導結合プラズマ質量分析 (以下、ICP-MS)、鉄 (以下、Fe) 濃度および硫酸イオン (以下、SO₄²⁻) 濃度をイオンクロマトグラフィー (以下、IC) でそれぞれ測定した。式(1)より、標準水素電極での酸化還元電位 (Eh) に換算できる。ORP 測定時の検液の温度は 20°C であったため、補正値の +210 mV を足し、Eh に換算した。

表-1 バッチ試験の抽出溶媒

抽出溶媒種	濃度 (mol/L)	溶液 Eh (mV)	表記
精製水	-	460.0	精製水
ギ酸 Na	0.05	316.3	ギ酸-0.05
	0.1	265.8	ギ酸-0.1
	0.2	222.2	ギ酸-0.2
アスコルビン酸 Na	0.05	86.7	ア酸-0.05
	0.1	59.7	ア酸-0.1
	0.2	29.7	ア酸-0.2

$$Eh = ORP + 206 - 0.7 (t - 25) \quad ; t=0 \sim 60^{\circ}C \quad (1)$$

b. 異なる酸素濃度養生でのバッチ試験

処分場内の酸素濃度は深度により異なり、GL-2.0 m では約 10~15%、GL-10.0 m では約 10~20% であった (**図-3**)。大気中の酸素濃度 (約 20%) と比較して低い酸素濃度は頁岩中の磁硫鉄鉱の酸化を遅らせ、また、試料の含水状態により磁硫鉄鉱の酸化速度は異なると考えた。そこで、乾燥試料および湿潤試料において、酸素濃度別に頁岩を養生し、所定の日数で溶出試験を行った。

湿潤試料として、2 mm 以下に篩分けした試料に含水率約 10% となるように精製水を添加した。密閉容器に乾燥試料と湿潤試料を分けて入れ、酸素窒素混合ガスを注入して容器内の酸素濃度を調整した。既往の文献では、覆土盛土内の酸素濃度は 0~20% であったこと³⁾、また、拡散防止対策の規模や形状、埋め立て材料により、対策後の掘削岩が受ける酸素濃度は異なることから、本研究では酸素濃度を 0、5、10、15、20% で実施した。養生 0、34、54 日目で試料を約 20.0 g ポリ瓶に入れ、精製水を 200 mL 添加し、200 rpm で 6 時間振とうした。振とう後、2200 G (5000 rpm) で 10 分間遠心分離した。上澄み液を 0.45 μmMF でろ過し、抽出液を得た。抽出液中の As 濃度を ICP-MS、Fe 濃度および SO₄²⁻濃度を IC でそれぞれ測定した。

c. 不飽和カラム試験

処分場内の温度変化に伴う As 溶出挙動を検証するため、室温を 10~35°C に変化させた不飽和カラム試験を実施した。**表-2**に不飽和カラム試験の運用条件を示す。内径 106 mm のアクリル製カラムに粒径 2 mm 以下および 2~10 mm の試料を 1:0、2:1、1:2、0:1 で混合し、高さ 70 cm となるように充填した。各ケースの試料重量は、Case-1~4 でそれぞれ 8.6、9.4、9.1、7.7 kg であった。また、カラム下部から 20 cm のところに水分センサー (品番 ZL-6、メータージャパン社) を設置し、カラム内の単位体積含水量を測定した。室温 20°C において、水道水を純水器でろ過した純水をカラム上部から 85 mL/hr の流量で散水した。カラム試験は 2022 年 8 月 3 日に開始し、カラム下部からの浸出液を定期的に回収して As 濃度を ICP-MS で測定した。室温については、As 溶出が一定の推移に収まった後、2023 年 1 月 11 日に 35°C に上げ、1 月 16 日に 20°C に戻した。その後、1 月 20 日に 10°C に下げ、1 月 26 日に再び 20°C に戻した。

表-2 不飽和カラム試験の運用条件

	混合比 (<2 mm : 2~10 mm)	試料重量 (kg)	散水量 (mL/hr)
Case-1	1:0	8.6	85
Case-2	2:1	9.4	85
Case-3	1:2	9.1	85
Case-4	0:1	7.7	85

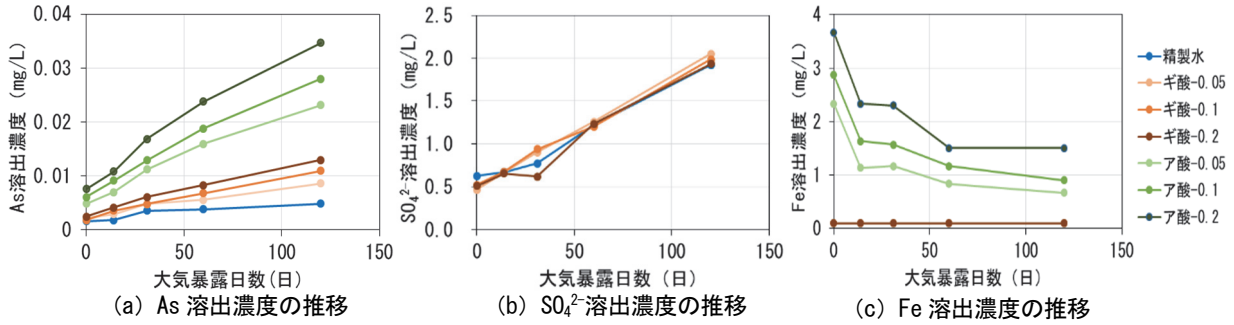


図-5 バッチ試験における大気曝露に伴う各種溶出濃度の推移

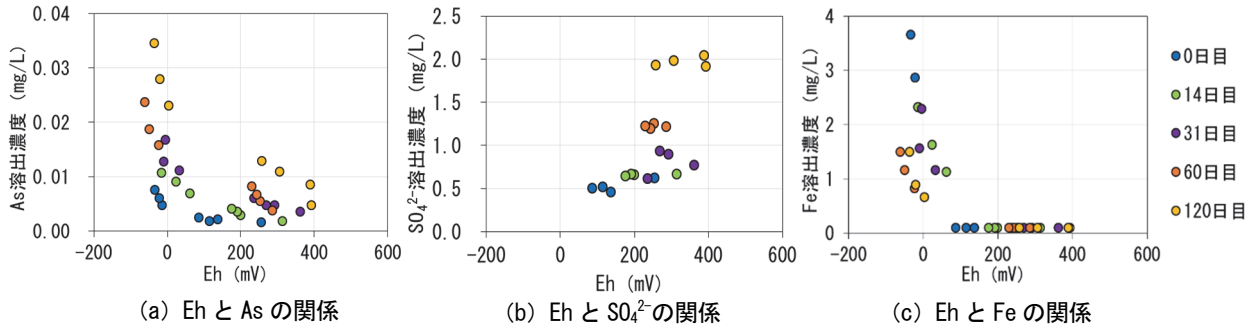


図-6 バッチ試験における抽出液中の Eh と各種溶出濃度との関係

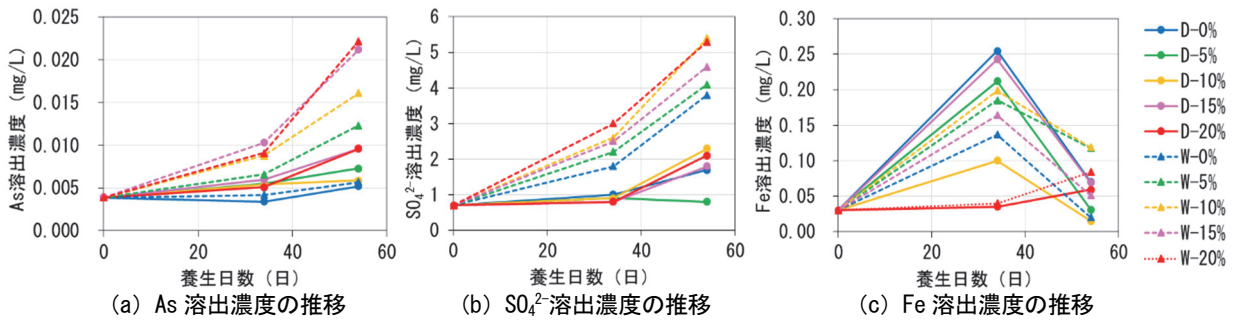


図-7 酸素濃度別養生日数に伴う各種溶出濃度の推移 (乾燥試料：D、湿潤試料：W - 酸素濃度 (%))

表-3 養生54日間の各種溶出濃度の変化量 (D：乾燥試料、W：湿潤試料)

	酸素濃度 0%		酸素濃度 5%		酸素濃度 10%		酸素濃度 15%		酸素濃度 20%	
	D	W	D	W	D	W	D	W	D	W
As (mg/L)	0.001	0.002	0.003	0.002	0.002	0.012	0.006	0.017	0.006	0.018
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	1.00	3.10	0.10	3.40	1.60	4.70	1.10	3.90	1.40	4.60
Fe (mg/L)	0.04	-0.01	0.001	0.088	-0.015	0.089	0.039	0.021	0.029	0.054

4. 結果

4.1 大気曝露養生による各種溶出濃度の推移

図-5に大気曝露に伴う各種溶出濃度の推移を示す。As 溶出濃度は、還元力が異なるすべての抽出溶媒において、大気曝露日数の増加に伴い増加した (図-5 (a))。還元力が強い抽出溶媒を用いたケースほど、大気曝露に伴う As 溶出濃度は大きく増加する傾向であった。120 日間の大気曝露で、精製水による As 溶出濃度は約 1.9 倍増加したのに対し、0.2 mol/L アスコルビン酸 Na は約 3.6 倍増加した。

SO₄²⁻溶出濃度は、大気曝露日数の増加に伴い増加する傾向であった (図-5 (b))。SO₄²⁻溶出濃度は、い

れの大気曝露日数においても溶媒濃度による SO₄²⁻溶出濃度に差異はなく、120 日間の大気曝露により、約 0.5 mg/L から約 2.0 mg/L に増加した。なお、アスコルビン酸 Na 抽出については SO₄²⁻ピークが他物質と重なり定量できなかったため、図中に記載しなかった。

Fe 溶出濃度は、溶媒濃度によらず大気曝露に伴い減少傾向であった (図-5 (c))。0.05 mol/L アスコルビン酸 Na では、120 日間の大気曝露により、約 2.30 mg/L から約 0.67 mg/L まで減少し、0.2 mol/L アスコルビン酸 Na では、約 3.67 mg/L から約 1.50 mg/L まで減少した。なお、精製水およびギ酸 Na 抽出については、Fe 溶出濃度は定量下限値を下回ったため、定量下限値の 0.1 mg/L とした。

図-6に抽出液中の Eh と各種溶出濃度の関係を示す。図-6 (a) より、いずれの大气曝露日数においても、Eh が低いほど As 溶出濃度は高くなる傾向にあった。また、同程度の Eh では大气曝露日数が多い試料の方が As 溶出濃度は高かった。

図-6 (b) より、同大气曝露日数において、Eh によらず SO_4^{2-} 溶出濃度は大きく変わらなかった。しかしながら、大气曝露日数の増加に伴い、Eh と SO_4^{2-} は共に増加傾向にあり、全てのプロットでは Eh と SO_4^{2-} との間に正の相関が見られた。

図-6 (c) より、Fe 溶出濃度は Eh が約+100 mV 以下で高くなり、同程度の Eh では大气曝露日数が多い試料ほど Fe 溶出濃度は低かった。

4.2 異なる養生酸素濃度による各種溶出濃度

図-7に酸素濃度別養生日数に伴う各種溶出濃度の推移、表-3に養生54日間における各種溶出濃度の変化量を示す。図-7 (a) より、乾燥試料および湿潤試料によらず、すべての養生酸素濃度において、養生日数の増加に伴い As 溶出濃度は増加した。また、同養生酸素濃度では、乾燥試料より湿潤試料の方が As 溶出濃度は高く、養生酸素濃度が高いほどその差は大きくなった。表-3より、養生酸素濃度 0%の乾燥試料では養生期間による As 溶出濃度の増加はほとんどなく、養生日数54日で 0.001 mg/L 増加し、湿潤試料では 0.002 mg/L 増加した。一方、養生酸素濃度 20%の乾燥試料では 0.006 mg/L 増加し、湿潤試料では 0.018 mg/L 増加した。

図-7 (b) より、 SO_4^{2-} は As と同様の傾向を示し、養生日数の増加に伴い SO_4^{2-} 溶出濃度は増加した。表-3より、養生54日間において、同酸素養生濃度では、湿潤試料は乾燥試料の約3倍以上 SO_4^{2-} 溶出濃度が増加した。養生酸素濃度 0%の乾燥試料では、養生54日間で、1.00 mg/L 増加し、湿潤試料では 3.10 mg/L 増加した。一方、養生酸素濃度 20%の乾燥試料では 1.40 mg/L 増加し、湿潤試料では 4.60 mg/L 増加した。

図-7 (c) より、養生日数に伴う Fe 溶出濃度の推移は、養生酸素濃度 20%以外で異なる傾向を示した。養生日数34日目は、0日目と比較して増加傾向にあったが、養生日数54日目で減少した。表-3より、同養生酸素濃度条件下における養生54日間での Fe 溶出濃度の変化量は、乾燥試料が湿潤試料よりも高い場合もあれば、湿潤試料が乾燥試料より高い場合もあり、養生酸素濃度や試料の乾燥湿潤状態との関係性が見られなかった。

4.3 温度変化による As 溶出濃度

Case-1~4の単位体積含水量は、それぞれ0.36、0.28、0.21、0.06 m^3/m^3 であった(データ省略)。図-8に不飽和カラム試験における As 溶出濃度の推移を示す。室温変化前の2022年12月26日からの As 溶出濃度を示した。図中の水温は散水前の純水温度を記載した。また、図中背景には温度変化期間を色分けした。いずれのケー

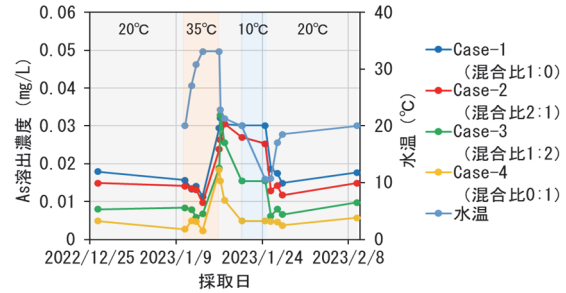


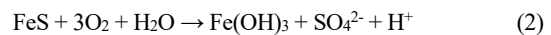
図-8 不飽和カラム試験における As 溶出濃度の推移

スにおいても室温を 35°Cに上げた直後、As 溶出濃度はわずかに減少し、その後 As 溶出濃度が増加した。また、Case-3、4において、As 溶出濃度は、温度を上げる前は土壤溶出量基準値である 0.01 mg/L を下回っていたが、室温を 35°Cにすることで、基準値を上回る濃度増加が確認された。その後、室温が 35°Cから 20°C、20°Cから 10°Cに低下すると、各ケースの As 溶出濃度は減少した。これらのことから、試料粒径が大きいケース、つまり単位体積含水量が低いケースほど As 溶出濃度は速やかに減少する傾向があることがわかった。また、室温を 20°Cに戻した後、それぞれのケースの As 溶出濃度は、温度変化前の2022年12月26日時点の As 溶出濃度と同程度になった。

5. 考察

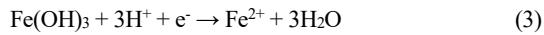
5.1 As 溶出における酸化還元電位の影響

掘削岩中の磁硫鉄鉱は、式(2)のように大气曝露により酸化分解反応が進行することが知られている。大气曝露に伴う SO_4^{2-} の増加は(図-5 (b))、磁硫鉄鉱の酸化分解による SO_4^{2-} の発生が原因と推察した。また、大气曝露に伴う Fe 溶出濃度の減少は(図-5 (c))、酸化分解により発生した Fe イオンが水酸化鉄等として沈殿し、結晶性が上がったことが原因と推察した。



大气曝露による堆積岩からの As 溶出に関する既往研究⁴⁾では、14日以上的大気曝露で As 溶出濃度が減少することが示され、硫化鉱物である黄鉄鉱 (FeS_2) の酸化分解後に形成された水酸化鉄に As が吸着して沈殿したこと、および黄鉄鉱の酸化分解による pH の低下が水酸化鉄への As 吸着を促進させたことが原因と報告されている。本研究において、120日間の大気曝露で As 溶出濃度が増加傾向にあったのは(図-5 (a))、掘削岩中の磁硫鉄鉱の酸化分解により発生する H^+ を消費する炭酸塩鉱物である方解石が含まれ、掘削岩の pH が高かったことが原因と推察した (pH:8.8~9.3) (データ省略)。

低 Eh は水酸化鉄の還元溶解を引き起こし、式(3)の反応が起こる。



同程度の Eh において、大気曝露日数が多い試料ほど As 溶出濃度が高くなったのは (図-6 (a))、磁硫鉄鉱の酸化分解により、水酸化鉄に沈殿した As が水酸化鉄の還元溶解に伴い溶出したためと推察した。

5.2 As 溶出における養生酸素濃度の影響

養生 54 日間で、養生酸素濃度が高いほど SO_4^{2-} 溶出濃度は高くなった (図-7 (b))。また、養生酸素濃度による SO_4^{2-} 溶出濃度の差については、乾燥試料の方が湿潤試料と比較して小さかった (表-3)。磁硫鉄鉱の酸化分解には水が必要なこと (式(2)) から、同養生酸素濃度の条件では乾燥試料より湿潤試料の方が SO_4^{2-} 溶出濃度が高い傾向となった。養生日数 54 日で Fe 溶出濃度が減少したのは (図-7 (c))、酸化分解後の更なる酸化により水酸化鉄の結晶性が上がったためと推察した。

養生日数に伴い As 溶出濃度は増加した (図-7 (a))。また、20%より低い酸素濃度や乾燥試料では、As 溶出濃度は低かった。磁硫鉄鉱の酸化分解によって磁硫鉄鉱中に含まれている As が放出される。そのため、磁硫鉄鉱の酸化分解が進行しにくい低い酸素濃度や乾燥試料では、As 溶出濃度が低かったと推察した。

5.3 As 溶出濃度における温度変化の影響

掘削岩からの As 溶出濃度は、室温を 20°C から 35°C に上げた直後は低くなったが、その後増加傾向にあった。また、室温を下げると低くなる傾向にあった (図-8)。このような 35°C への室温変化直後の As 溶出濃度の減少理由は不明であり、今後の検討課題である。高温度による As 溶出の促進は他の研究でも報告されている⁵⁾。本研究では、As 溶出濃度は、試料粒径が大きいケースや単位体積含水量が低いほど温度変化による影響が強かった。そのため、各ケースにおける温度変化の影響の差異は、カラムの実積率の違いによる熱伝導の影響や単位体積含水量による熱伝達の影響が原因と推察した。

6. まとめ

本研究では、処分場に各種センサーを設置し、環境変化をモニタリングした。モニタリング結果を基に磁硫鉄鉱を含む頁岩からの As 溶出における Eh および養生酸素の影響をバッチ試験により検討した。また、不飽和カラムにより As 溶出における温度の影響を検討した。得られた知見は下記のとおりである。

《処分場のモニタリング》

- i. 処分場内の酸素濃度は季節により異なり、約 10～20%で推移した
- ii. 処分場からの浸出水の Eh は約+200～+300 mV であった

《処分場内環境模擬試験》

- i. 大気曝露日数が高い試料ほど As 溶出濃度は高くなった
- ii. 抽出液中の Eh が低いほど As 溶出濃度は高くなり、同程度の Eh では大気曝露日数が高い試料ほど高い As 溶出濃度を示した
- iii. 湿潤状態で養生した掘削岩は、乾燥状態よりも磁硫鉄鉱の酸化分解が促進され、As 溶出濃度が高かった
- iv. 養生酸素濃度が低いほど、養生日数に伴う砒素溶出濃度の増加は低くなった
- v. 温度変化により掘削岩からの As 溶出濃度は変化し、試料の粒径によらず室温 20°C から 35°C の温度上昇で、As 溶出濃度は増加した
- vi. 試料粒度が大きいほど、また、単位含水量が低いほど、As 溶出は温度変化の影響を強く受けた

7. あとがき

本研究により、埋め立てまでの仮置き期間や処分場内の環境変化は、掘削岩からの As 溶出濃度を変化させることが示唆された。今後は、拡散防止対策の設計に活用できるよう As 溶出濃度変化に関する岩種別の依存性を確認し、As 溶出濃度変化を推測できるよう研究を進めたい。

【参考文献】

- 1) 金澤孝仁、門倉伸行、門間聖子、有馬孝彦、汚染土壌等の適正な利用に関する検討部会、「自然由来重金属等含有土壌・岩石への対応事例と適正利用に関する考え方」、第 23 回地下水・土壌汚染とその防止対策に関する研究集会講演集、S1-16、2017
- 2) 建設工事における自然由来重金属等含有岩石・土壌への対応マニュアル改訂委員会、「建設工事における自然由来重金属等含有岩石・土壌への対応マニュアル (2023 年版)」、(2023 年 4 月 11 日閲覧)
- 3) 田本修一、阿南修司、伊藤佳彦、「掘削ずりによるヒ素汚染対策としての覆土処理に関する現場実験」、土木技術資料、52-6、2010
- 4) Kamata, A., Katoh, M.; Arsenic release from marine sedimentary rock after excavation from urbanized coastal areas: Oxidation of framboidal pyrite and subsequent natural suppression of arsenic release, Science of The Total Environment, Vol.670, pp.752-759, 2019
- 5) Kato, T., Takai, A., Iwata, Y., Gathuka, L.W., Katsumi, T.; Evaluating temperature effects on leaching behavior of geogenic arsenic and boron from crushed excavated rocks using shaking and nonshaking batch tests, Soils and Foundations, 63, 101274, 2023