JAEA-Review 2018-004

DOI:10.11484/jaea-review-2018-004

TOYION

地下水管理技術の開発 報告書

Development of Groundwater Management Technology Report

弥富 洋介 見掛 信一郎 松井 裕哉

Yosuke IYATOMI, Shinichiro MIKAKE and Hiroya MATSUI

バックエンド研究開発部門 東濃地科学センター 地層科学研究部

Geoscientific Research Department
Tono Geoscience Center
Sector of Decommissioning and Radioactive Waste Management

March 2018

Japan Atomic Energy Agency

日本原子力研究開発機構

本レポートは国立研究開発法人日本原子力研究開発機構が不定期に発行する成果報告書です。 本レポートの入手並びに著作権利用に関するお問い合わせは、下記あてにお問い合わせ下さい。 なお、本レポートの全文は日本原子力研究開発機構ホームページ(http://www.jaea.go.jp) より発信されています。

This report is issued irregularly by Japan Atomic Energy Agency. Inquiries about availability and/or copyright of this report should be addressed to Institutional Repository Section,

Intellectual Resources Management and R&D Collaboration Department, Japan Atomic Energy Agency.

2-4 Shirakata, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki-ken 319-1195 Japan Tel +81-29-282-6387, Fax +81-29-282-5920, E-mail:ird-support@jaea.go.jp

© Japan Atomic Energy Agency, 2018

地下水管理技術の開発 報告書

日本原子力研究開発機構 バックエンド研究開発部門 東濃地科学センター 地層科学研究部

弥富 洋介、見掛 信一郎、松井 裕哉

(2018年1月11日受理)

国立研究開発法人日本原子力研究開発機構東濃地科学センターの瑞浪超深地層研究所 (以下、「研究所」)では、平成27年度から開始した第3期中長期計画において、3つの必 須の課題(地下坑道における工学的対策技術の開発、物質移動モデル化技術の開発、坑道 埋め戻し技術の開発)に絞り込んだ研究開発を進めている。「地下水管理技術の開発」は、 「地下坑道における工学的対策技術の開発」に位置付けられるものである。

現在、研究所の研究坑道内に湧出した地下水(湧水)には自然由来のふっ素、ほう素が含まれており、地上の排水処理設備において放流先河川の環境基準が達成できる濃度までこれらを除去した後に河川に放流している。また、近年、公共工事等で自然由来の重金属等を含む土壌や地下水が発生し、その対策が求められている。このため、排水処理も含めた地下水管理技術は、大規模地下施設の建設や維持管理におけるコスト低減の観点で重要な課題の一つである。

そこで、排水処理等に関する最新の技術的知見を調査し、研究所の湧水処理への適用可能性 について考察するとともに、自然由来の地下水汚染や地下水汚染の対策事例を取りまとめた。

その結果、環境基準まで除去可能な処理技術は、ふっ素は吸着法や共沈法、ほう素は吸着法であることを確認した。しかし、研究所の湧水は天然の地下水を主体としているものの、掘削工事による浮遊物質(SS)が発生することや坑道安定化のためにセメントを使用していること、地下水中のふっ素とほう素の濃度の違いにより除去率が異なること等、一般的な工業排水等の処理と異なる点がある。そのため、研究所の現行の湧水処理方法である、前工程として凝集沈殿処理によるふっ素及びSSを除去してpHを調整した後に、ほう素を吸着法(イオン交換)により除去する方法は適切であると判断された。大規模地下施設の建設・維持管理における坑内湧水の処理については、建設による水質の変動が想定されるため、その場所の地質や地下水の由来、溶存物質の把握とともに放流先水域の特徴も踏まえた上で、適用する排水処理技術を選択することがプロジェクト全体の環境負荷やコスト低減に有効と言える。

また、自然由来の地下水汚染や土壌汚染の対策事例については、関連する基準等や自然由来の汚染が想定される物質及び地質、対策事例を調査し、最新の処理技術の概要を整理した。

Development of Groundwater Management Technology Report

Yosuke IYATOMI, Shinichiro MIKAKE and Hiroya MATSUI

Geoscientific Research Department, Tono Geoscience Center Sector of Decommissioning and Radioactive Waste Management Japan Atomic Energy Agency Akiyo-cho, Mizunami-shi, Gifu-ken

(Received January 11, 2018)

The Mizunami Underground Research Laboratory (MIU) project is being pursued by the Japan Atomic Energy Agency (JAEA) to enhance the reliability of geological disposal technologies through investigations of the deep geological environment in the crystalline host rock (granite) at Mizunami City in Gifu Prefecture, central Japan. The three remaining important issues have been carrying out on the MIU project. This report focuses on "Development of groundwater management technology" for "Development of countermeasure technologies for reducing groundwater inflow", which is one of those important issues.

The concentrations of naturally occurring fluorine and boron dissolved in groundwater pumped from shafts and horizontal tunnels at MIU, are reduced to the levels below the environmental standards at a water treatment facility. The development of groundwater management technologies including such groundwater treatment is one key issue for large-scale underground facility construction.

Recently, countermeasures against rocks, soils and groundwater containing naturally occurring heavy metals are required for the construction works.

With this background, literature survey related to the latest treatment technologies for removing fluorine and boron from waste water was conducted and applicability of the technologies to MIU were reviewed. Additionally, the countermeasures against rocks, soils and groundwater containing naturally occurring heavy metals were summarized.

The literature survey results indicated that the adsorbent was able to remove fluorine and boron, and the coprecipitation was able to remove fluorine to the levels below their respective environmental standards. However, the groundwater at MIU contains suspended solids and cement due to excavation, its removal rates of fluorine and boron are different from the ones of general waste water. From this point, it concluded that the present groundwater treatment method performed at MIU: coagulation treatment for removal of fluorine and control of pH primary, and ion exchange treatment for removed boron is appropriated. It is effective for reduction of environmental load and maintenance cost.

In order to reducing the environmental load and costs of the underground facility project, it is effective to select waste water treatment technology in the construction and maintain of facility considering the geological features, the origin of the groundwater, the grasp of the dissolved matter, as well as the features of the discharged water area.

In regard to the countermeasures against rocks, soils and groundwater containing naturally occurring heavy metals, relevant environment standards, naturally occurring elements, geological conditions, and treatment technologies were summarized.

Keywords: Mizunami Underground Research Laboratory, MIU Project, Development of Groundwater Management Technology, Fluorine, Boron, Naturally Occurring

JAEA-Review 2018-004

目 次

1. はじめに ·······	1
2. 瑞浪超深地層研究所における湧水処理の状況	
2.1 これまでの経緯	
2.2 現在の状況	6
2.3 湧水中のふっ素及びほう素の由来や形態	8
2.4 放射線グラフト重合法により作製した捕集材を用いた湧水処理の検討	10
2.4.1 背景	
2.4.2 評価結果	…11
3. 排水中ふっ素及びほう素の最新処理技術に関する文献調査	
3.1 ふっ素の最新処理技術に関する文献調査	12
3.1.1 従来のふっ素処理技術と課題	12
3.1.2 最新のふっ素処理技術の概要と評価	12
3.2 ほう素の最新処理技術に関する文献調査	16
3.2.1 従来のほう素処理技術と課題	
3.2.2 最新のほう素処理技術の概要と評価	
3.3 最新処理技術と研究所湧水処理方法の比較・評価	
4. 自然由来の地下水及び土壌汚染の事例とその対策に関する文献調査	21
4.1 自然由来の重金属等について	21
4.1.1 関連する法令・基準	21
4.1.2 自然由来による汚染かどうかの識別	25
4.1.3 自然由来の重金属等の分布	
4.1.4 自然由来の重金属の溶出特性	
4.2 自然的原因による地下水及び土壌汚染の事例とその対策に関する文献調査	
5. まとめ	34
参考文献	36

JAEA-Review 2018-004

Contents

1. Introduction	1
2. Groundwater treatment at Mizunami Underground Research Labratory	3
2.1 Background	3
2.2 Current status of groundwater treatment	6
2.3 Origin and configuration of fluorine and boron dissolved in groundwater	8
2.4 Development of groundwater treatment methods using radiation-induced graft	
polymerization adsorbent	10
2.4.1 Background	10
2.4.2 Evaluation results	11
3. Literature survey on the latest treatment technology of fluorine and boron dissolved	
waste water	12
3.1 Literature survey on the latest treatment technology of fluorine	12
3.1.1 Conventional technologies and tasks	12
3.1.2 Summary and evaluation of the latest technologies	12
3.2 Literature survey on the latest treatment technology of boron	16
3.2.1 Conventional technologies and tasks	16
3.2.2 Summary and evaluation of the latest technologies	17
3.3 Comparison between the latest technologies with the present treatment method	
at MIU	19
4. Countermeasures against rocks, soils and groundwater containing naturally	
occurring heavy metals	21
4.1 About naturally occurring heavy metals	21
4.1.1 Relevant laws and standards	21
4.1.2 Discrimination of naturally occurring heavy metals contamination	25
4.1.3 Distribution of naturally occurring heavy metals	26
4.1.4 Dissolution behavior of naturally occurring heavy metals from soils	
4.2 Countermeasures against rocks, soils and groundwater containing naturally	
occurring heavy metals	29
5. Conclusions	34
References	36

1.はじめに

国立研究開発法人日本原子力研究開発機構(以下、「原子力機構」)東濃地科学センターの瑞浪超深地層研究所(以下、「研究所」)では、平成27年度から開始した第3期中長期計画において、3つの必須の課題(地下坑道における工学的対策技術の開発、物質移動モデル化技術の開発、坑道埋め戻し技術の開発)に絞り込んだ研究開発を進めている1)。「地下水管理技術の開発」は、「地下坑道における工学的対策技術の開発」に位置付けられるものである。また、近年、公共工事等で自然由来の重金属等を含む地下水や土壌が発生し、その対策が求められている2)。このため、排水処理も含めた地下水管理技術は、大規模地下施設の建設や維持管理における環境負荷やコストの低減の観点で重要な課題の一つである。

そこで、排水処理等に関する最新の技術的知見を調査し、研究所の排水処理への適用可能性について考察するとともに、自然由来の地下水汚染や土壌汚染の対策事例を取りまとめた。

現在、研究所においては、図1.1のように深度500mまでの2本の立坑及び立坑間を連結する予備ステージ並びに研究アクセス坑道といった研究坑道と、櫓設備等の地上設備を整備している。研究坑道内に湧出した地下水(湧水)には自然由来のふっ素及びほう素が含まれているため、図1.2のように地上の排水処理設備においてふっ素及びほう素を除去した後に河川に排水している。以降に、研究所における湧水処理の状況と、最新の排水処理技術の調査及び研究所の湧水処理への適用可能性の検討を行った結果について述べる。また、自然由来の地下水汚染や土壌汚染の対策事例に関する最新情報について整理した結果も詳述する。

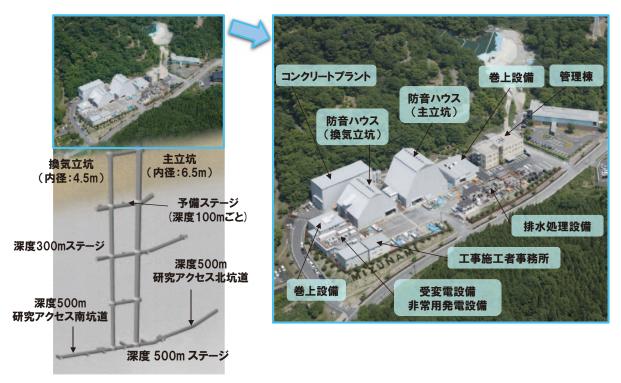


図 1.1 瑞浪超深地層研究所の施設の現状

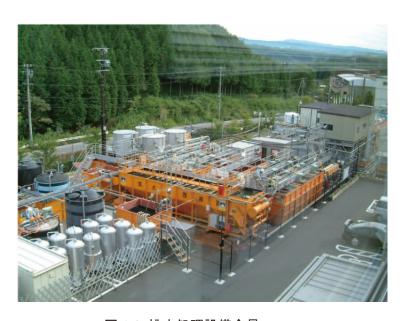


図 1.2 排水処理設備全景

2. 瑞浪超深地層研究所における湧水処理の状況

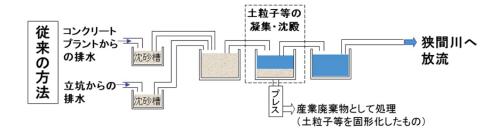
2.1 これまでの経緯

天然の地下水や河川に含まれるふっ素及びほう素については、多量に摂取すると斑状歯や人体に対する影響が懸念されることから、有害物質として環境基本法に基づく環境基準(ふっ素:0.8mg/L以下、ほう素:1mg/L以下)及び水質汚濁防止法に基づく排水基準(ふっ素:8mg/L以下、ほう素:10mg/L以下)が設定されている3。

研究所においては、2003年より研究坑道の掘削工事が行われており、同工事に伴って発生する坑道内の湧水はポンプによって地上に汲み上げ、コンクリートプラント(バッチャープラント)からの排水と合わせて排水処理設備において濁水処理を行い、排水基準を満たしていることを確認したうえで河川(狭間川)に排水していた。

しかし、2005年7月に採取した狭間川の河川水の水質分析結果のうち、ふっ素及びほう素の濃度(ふっ素:7.9mg/L、ほう素:1.4mg/L)が環境基準を超過していたことが 10月に判明した。そのため、関係自治体と協議が行われ、排水を停止したうえで、岐阜県及び瑞浪市と「瑞浪超深地層研究所に係る環境保全協定書」4を締結し、この協定書に基づく「環境保全に関する基準書」で定められた管理目標値(ふっ素:0.8mg/L、ほう素:1mg/L)に適合するように処理するため、排水処理設備にふっ素及びほう素を除去するための設備が増設された 50。

この両者の排水フローを比較すると図 2-1 となる。



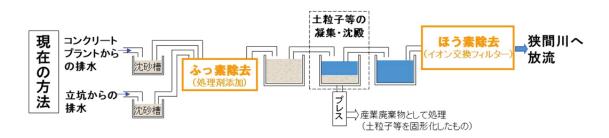


図 2.1 排水処理フローの概略比較

(上段:研究坑道掘削工事開始時、下段:2005年10月の改良後)

狭間川において環境基準を超過した理由として、湧水の水質と、河川流量と研究所から の排水量の関係の2点が要因と考えられる。

まず水質について、立坑周辺の地層から流入する地下水を集める集水リングの湧水中のふっ素濃度(2005 年度~2007 年度)は、主立坑での深度 77.3m 地点では 0.3~3.1mg/L、換気立坑での深度 39.5m 地点では 0.1 未満~1.8mg/L、深度 68.5m 地点では 0.3~5.3 mg/L となっており、これらの区間以深においても上記記載以上の濃度であった 100。また、湧水量が多くなる深度 100m 以深においても、掘削した直後の 2005 年 8 月時点の主立坑の壁面湧水(深度 132.5m)において、ふっ素濃度が 9.2 mg/L、ほう素濃度が 1.2 mg/L であった 100。 さらに、研究所用地の北側に位置する地上からのボーリング孔 1.2 MSB-1.2 号孔における地下水水質分析では、区間 1.2 (深度 1.2 MSB-1.2 MSB-1.2 号孔における地下水水質分析では、区間 1.2 (深度 1.2 MSB-1.2 MSB-1.2

次に、狭間川の流量に対して研究所からの排水量が多い場合があり、下流の河川流量の大部分を研究所からの排水が占める状態の時があった。狭間川の河川流量測定を定期的に実施しているが、年平均や年間最大量を見ると、上流及び中流の流量と比較して、研究所の排水が合流する下流の流量が大きく増加している場合が見受けられた。例えば、2015年の狭間川の最大流量として、上流地点では 0.148m³/s、中流地点では 0.227 m³/s に対して、研究所からの排水が流入した後の下流地点では 2.582 m³/s となっている。中流地点と下流地点の間は、研究所からの排水以外の流入は無いことから、増加分は研究所からの排水と考えられる。加えて、河川の環境基準が超過した 2005年7月末時点において、主立坑では深度約 130m 付近、換気立坑は深度約 160m 付近を掘削中であったが、その時の坑道内の湧水量は約 400m³/d であった 7。湧水量は、主立坑及び換気立坑とも深度 100m 付近を掘削していた 2005年6月初旬は両立坑合計で約 40m³/d であったが、掘削の進捗により同年8月初旬(主立坑深度 124.7m、換気立坑深度約 150m)には約 440m³/d まで急激に増加している 7。この原因としては、深度約 120m に透水性の高い堆積岩の土岐夾炭累層の砂岩優勢砂岩泥岩互層があり、坑道掘削の切羽がこの層に到達したことにより湧水量が増大したためと考えられる 8。

なお、研究所からの排水量には、コンクリートプラント等工事関係による排水も含まれるが、2005 年 2 月から 10 月までの排水量と立坑からの揚水量がほぼ同じ約 39,000 m³ であることから、研究所からの排水は坑道内の湧水とほぼ同一であると言える 9 。

さらに、適用される水質に関する基準と、一般的な例及び研究所の状況の概略について、図 2.2 に示す。研究所には坑道安定化のために使用するコンクリートの製造に関連する施設としてバッチャープラントを設置しているが、このバッチャープラントが水質汚濁防止法に基づく特定施設に定められており、研究所が特定施設を保有する特定事業場になる。そのため、研究所からの排水はバッチャープラント以外の排水も含めて水質汚濁防止法に基づく排水基準で管理される。一方、排水先の河川は環境基本法に基づく環境基準で管理され、基準値は排水基準の 1/10 となっている。

研究所からの排水については排水基準で管理しており、掘削開始当初の湧水中ふっ素及 びほう素濃度は環境基準よりも低かったものの、掘削が進捗することにより、自然由来の ふっ素及びほう素が多く含まれる湧水が多くなり、研究所からの排水中ふっ素及びほう素 濃度も上昇し、排水が大部分を占める状態となった河川において環境基準を超過する事態 になったと考えられる。

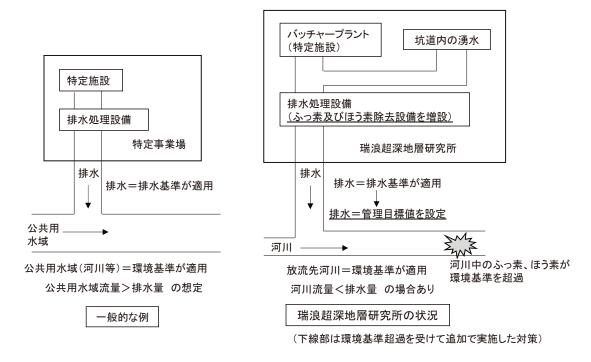


図 2.2 適用される水質に関する基準と研究所の状況の概略

2.2 現在の状況

現在の排水処理設備での処理フローを図 2.3 に示す。坑道内の湧水はポンプによって地上まで汲み上げた後、ふっ素除去のために凝集沈殿処理を行う。 具体的には、硫酸アルミニウム (硫酸バンド) を添加して水酸化アルミニウムを生成させた後、無機水処理剤や水酸化ナトリウム、ポリ硫酸第 2 鉄、ポリ塩化アルミニウム、高分子凝集剤といった薬剤を添加することによって、pH を調整するとともに、ふっ素を薬剤に凝集して沈殿させる。その後、シックナーでの沈降分離後の上澄みの水をイオン交換樹脂フィルターに通水することによってほう素を吸着させ、処理水を放流水槽で中和してから、河川に放流している 5,110。

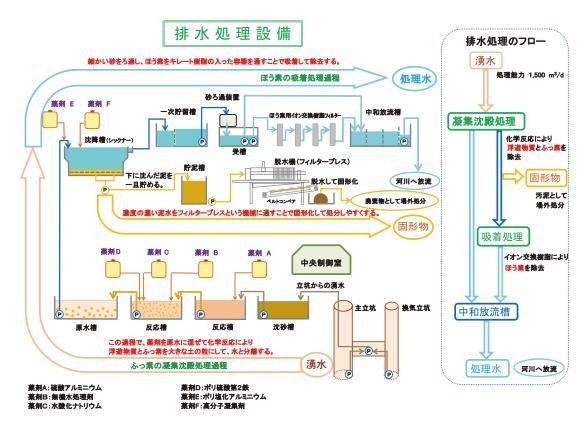


図 2.3 改良後排水処理フローの詳細 12)

ふっ素、ほう素の各処理方法は下記のとおりである 5,13)。

初めに、ふっ素の処理として凝集沈殿処理を採用しており、薬剤を添加して難溶性のふっ化化合物を生成・沈殿(凝集沈殿)させることにより排水から取り除き、ふっ素の濃度を低減させている。添加する薬剤のうち無機水処理剤には、カルシウム、マグネシウム等の成分が含まれており、粒子の荷電中和や難溶性塩の吸着粗大化、沈降分離効率の向上等の効果がある。この薬剤とふっ素が反応することによりふっ化化合物が生成されて沈殿することで、除去される。

続いてほう素の処理として吸着法(イオン交換処理)を採用しており、イオン交換樹脂 (N-メチルグルカミンを官能基とするスチレン系マクロポーラス型キレート樹脂)に通水 することにより、これにほう素を吸着させて除去している。 排水処理設備設置直後は処理対象の全量をイオン交換樹脂に通水してほう素の濃度を低減させていたが、繰り返しの室内実験結果をもとに対象処理量を徐々に減らし、現在では全量の約5割の処理を行うことでほう素処理の効率化を図っている。吸着されたほう素は、酸で離脱した後にほう素原料として再利用されており、同様にイオン交換樹脂も繰り返し再利用が行われている。

現在の排水処理量は約 $800 \text{ m}^3/\text{d}$ であり 14 、ほう素の吸着処理はそのうち約5割について実施している。現在の排水処理設備は、2007年から処理量 $1,500 \text{ m}^3/\text{d}$ に対応できる設備を用いて連続稼働しているが、これまで 10年間管理目標値までの除去を継続して運転している。

2.3 湧水中のふっ素及びほう素の由来や形態

研究所地点の地質は、深度約 170m までは新第三紀中新世の堆積岩(瑞浪層群)であり、それ以深は白亜紀後期の花崗岩(土岐花崗岩)である。研究所周辺の地下水の地球化学特性としては、浅部の堆積岩層では Na-Ca-HCO3系地下水、深部の花崗岩では Na-Ca-Cl 系地下水であることが分かっている ¹⁵⁾。これらの地下水は、深度 500m までの研究坑道の掘削に伴い、浅部の地下水が深部まで浸透することによって、坑道周辺では浅部と深部の地下水が混合している状態にある ¹⁶⁾。また、坑道の空洞安定性確保のための覆エコンクリート、坑道内に流入する湧水を抑制するための岩盤中へのセメント材の注入(グラウチング)等の施工により、坑道内の湧水の水質は、本来の地下水の水質にセメント材に起因する pH や Ca 濃度の変化や掘削等による浮遊物質(SS)が加わり、若干変動する ¹⁷⁾。排水処理設備に流入する湧水及び研究所から河川への排水の水質は毎月測定しており、2005 年 10 月から 2017 年 11 月までの湧水中ふっ素濃度は 3.5~10mg/L、ほう素濃度は 0.57~1.8mg/L、pH は 8.0~12 であり、処理後の排水中ふっ素濃度は 0.1~0.7mg/L、ほう素濃度は 0.01 mg/L 以下~0.74mg/L、pH は 6.5~7.9 である ¹⁸⁾。図 2.4 に、湧水と排水中のふっ素及びほう素の濃度と pH の推移を示す。

研究所の湧水中のふっ素の起源については、水-岩石反応試験の結果、花崗岩中のふっ素を含む鉱物(蛍石や黒雲母)から坑道周辺地下水に溶出している可能性が示唆されている 160。 岩石の全岩分析の結果からは、花崗岩中のふっ素濃度が 150mg/kg から 5,000mg/kg の広い分布範囲を示す結果が示されており、このことからもふっ素の含有量が高い花崗岩と反応することにより、地下水中にふっ素が供給されていると考えられている 160。

また、地下水中のふっ素は花崗岩類中の黒雲母や白雲母の水酸基を置換して存在している場合が多く、Na-HCO3型の水質で pH が弱アルカリ性を示す水が存在すると、雲母の F と弱アルカリ性水の OH によるイオン交換が進み、F が溶出するという報告がある 19 。 なお、岐阜県による研究所周辺の多治見市、土岐市、瑞浪市における井戸 10 カ所(深度 8 ~ 160 m)の平成 28 年度の地下水モニタリング結果においても、ふっ素濃度は $^{1.1}$ ~ $^{9.0}$ mg/L となっており 20 、環境基準を超過している箇所がある。

ほう素の起源については明確ではないが、研究所用地周辺の深部では、熱水もしくは海水起源と考えられる溶存成分濃度の高い地下水が確認されており 15)、ほう素はこれらの溶存成分濃度の高い地下水及び花崗岩が供給源であると考えられている 16)。

ほう素の水中での化学形態としては、常に酸素と結合しており、 H_3BO_3 または $B(OH)_4$ のいずれかで安定関係は下記式で表される 21 。

 $H_3BO_3+H_2O=B(OH)_4+H+(pKa=9.25)$ (式 2.1)

従って、pH>9.25 では $B(OH)_4$ が、pH<9.25 では H_3BO_3 が優先種として存在する。

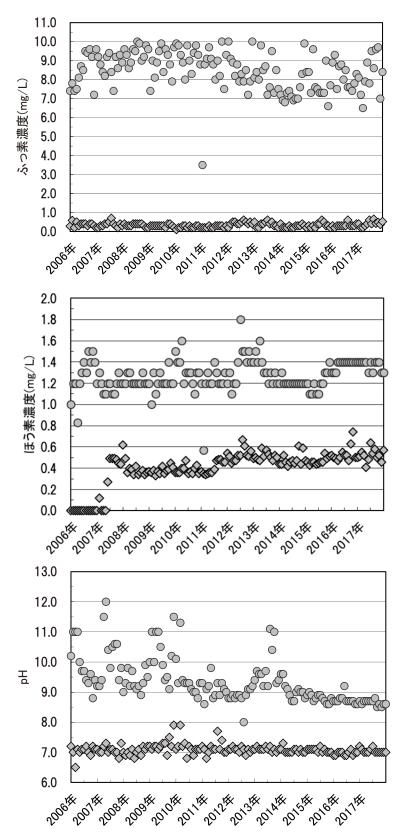


図 2.4 湧水及び排水中のふっ素、ほう素濃度及び pH の推移 (2005 年 10 月~2017 年 11 月)

(O:湧水、◇:排水)

2.4 放射線グラフト重合法により作製した捕集材を用いた湧水処理の検討

2.4.1 背景

前述の排水処理方法はいずれも一般的な方法であるが、研究坑道掘削工事中は、立坑及び研究坑道の掘削に伴って湧水量が増加し、より大きな規模の排水処理施設が求められることが予想されるとともに、沈殿処理やイオン交換処理に要する薬剤反応時間やろ過時間が必要であることから、高速処理が難しい等の課題が挙がっていた。

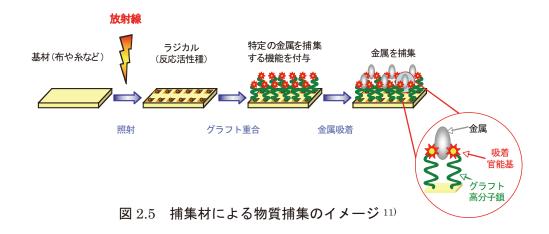
一方、原子力機構の量子ビーム応用研究部門の環境・産業応用研究開発ユニット (2006年当時、現在は国立研究開発法人量子科学研究開発機構)では、放射線グラフト重合法で作製した捕集材により、海水や温泉水等に含まれる低濃度の希少金属捕集の実績があった22)-25)

このため、小規模で高速に排水処理が可能な技術開発として、放射線グラフト重合法を 用いた湧水中ふっ素、ほう素を除去する捕集材の作製や、研究所の排水処理の効率化に関 する研究開発を 2006 年から開始した ¹¹⁾。

放射線グラフト重合法は、高分子の機能向上のために用いられる重合(反応)方法である。

高分子に高エネルギーの放射線を照射すると、高分子材料中の炭素と水素の結合が切れて活性種(ラジカル)が生成される。連鎖的に反応(重合)しやすいモノマー(基質、基になる薬品)を、ラジカル状態で反応させると重合が開始し、高分子鎖(グラフト鎖)が導入される。この方法が放射線グラフト重合法である。グラフトとは接木の意味であり、樹木の接木と類似している。図 2.5 にイメージを示す。

グラフト重合による高分子材料加工の特徴は、基材の形状や性質を保持したまま、新たな機能を導入できることである。基材はフィルム、繊維、布等多様な形状が利用可能である。不織布を基材にすると、ガスや液体の通過が良好なため、有害ガスや金属イオンの吸着除去性能に優れた材料が作製可能である。これまでアンモニア除去フィルターや純水製造装置に用いられている。この場合、有害ガスや金属イオンは化学吸着されるため、活性炭のような物理吸着と異なって、温度変化により吸着物質が脱離することはない。また、グラフト重合法で作製した金属捕集材は、低濃度の金属イオンも高い効率で吸着できるため、日本で採掘できない金属資源の回収にも応用可能である²²⁾。



2.4.2 評価結果

放射線グラフト重合法により作成した捕集材を用いて研究所の湧水処理についての試験 や評価を 2006 年から 2008 年に行った。

試験を行うに当たっては、目標として湧水中のふっ素、ほう素濃度について環境基準値まで除去できるか、処理効率を高めることができるか等の捕集材の性能や排水処理能力について、図 2.6 に示すような現場試験を実施して、評価を行った 11), 26)・28)。この結果、以下のような知見が得られた 27),28)。

(1) 捕集材について

ほう素について環境基準(1 mg/L 以下)を考慮したときに、捕集材は既往の吸着樹脂と比べて低濃度のほう素含有排水を高速に処理することができ、処理の効率化が可能である。現場試験結果では、SV (Space Volume:空間速度)が $120h^{-1}$ において、原水中濃度を 95% 除去できる処理量を示す BV (Bed Volume:通液速度)は 780 であった。また、既往の吸着樹脂のデータとして、SV が $10h^{-1}$ において BV が 500 のデータと比較して約 12 倍の高速の通液でほう素を吸着することが可能であることが明らかになった。しかし、試験時の湧水の pH の変動($9.6\sim10.6$)により、湧水中の $B(OH)_4$ と OH が競合したことが原因と考えられる吸着性能の低下が確認されたことから、処理水の pH の管理が重要である。

また、ふっ素については、SV が $36 \, h^{-1}$ において、BV が $320 \, となり$ 、排水中濃度の 95% を除去でき、ふっ素の環境基準値(0.8 mg/L 以下)までの除去も達成可能であることが確認できた。

(2) 排水処理能力について

ほう素については、一般的なイオン交換処理の吸着性能よりも優位であることが確認できたことから、研究所の排水処理設備の処理能力の向上は可能である。

一方、ふっ素については、排水中のふっ素濃度がほう素濃度と比べて高いため、放流先河川において環境基準値以下にするためには排水中のふっ素濃度を 1/10 程度まで低下させる必要がある。現行の捕集材では吸着容量が速く限界に達してしまうことから、現行の研究所における凝集沈殿処理と比較してコストの優位性は見えにくい。

また、捕集材の大量合成方法に課題があり、当面は捕集材が研究所の排水処理に適用できる可能性は低い²⁶。





図 2.6 現場試験で用いた装置(左)とカラム(右) 27)

3. 排水中ふっ素及びほう素の最新処理技術に関する文献調査

研究所における湧水中のふっ素及びほう素処理のより効率的な処理が可能かどうか検討するため、最新処理技術について文献調査を行い、整理した。

なお、ふっ素及びほう素処理技術開発としては、環境省において、低コストで効果的な排水処理手法を確立するため、平成 17~18 年度と 21~25 年度に温泉排水中のふっ素及びほう素を効果的に除去することができる実用化段階の技術が募集され、排水処理技術の実証試験が実施されている。それらに関する報告書 29)·31)も含めて文献調査を行った。

3.1 ふっ素の最新処理技術に関する文献調査

3.1.1 従来のふっ素処理技術と課題

最も一般的なふっ素排水の処理法は、消石灰や塩化カルシウム等のカルシウム化合物を加え、水中のふっ素(F・)を難溶性のフッ化カルシウム(CaF_2)として不溶化させ分離する方法である $^{29)}$ (以下、「 CaF_2 生成法」)。しかし、この方法では共存物質の影響を大きく受け、一般的な工場排水(原水濃度 20mg/L 以上)では $10\sim30mg/L$ 残留する場合が多く、排水基準(8mg/L 以下)まで除去することは難しい $^{32)}$ 。例えば消石灰を例にすると、対象排水中ふっ素濃度が 20mg/L 未満では、消石灰($Ca(OH)_2$)を約 1,500mg/L 以上添加してもふっ素濃度を低減させるのは困難となる $^{33)}$ 。

ふっ素濃度が数十mg/Lの排水を数mg/L以下まで除去する方法としては、硫酸バンドやPAC等のアルミニウム塩を加えてpHを中性に調整し、生成する水酸化アルミニウムにふっ素を吸着させ、固液を分離する(以下、「アルミニウム法」)。5mg/L以下までの除去も可能であるが、薬品使用量・汚泥発生量が多くなるという問題がある320。

なお、現在の研究所でのふっ素除去は、 CaF_2 生成法とアルミニウム法を組み合わせた方法で対応している $^{13)}$ 。

3.1.2 最新のふっ素処理技術の概要と評価

ふっ素処理の最新処理技術について、環境省の資料 29,30)、現在商品化されているものを中心として文献やメーカーのホームページ等を調査し、研究所への排水処理に適用できるか評価した。その結果を表 3.1 に示す。なお、コストについては、従来法と比較されている文献はいくつか認められたことから、情報が入手できた内容は記載したものの、排水の化学的性質等の条件が異なることから一概に比較することは困難なため、今回は評価の対象外とした。

調査の結果を表 3.1 にまとめた。従来法は凝集沈殿法に分別されるが、その凝集沈殿法の 効率を向上させるための改良法(表 3.1 の①、②)、共沈法と汚泥循環を組み合わせた方法 (同③)、ふっ素処理の効率化として吸着法(同④)に分けられた。

凝集沈殿法の改良として、凝集の促進のための担体の活用(同①-A)や、CaF2に生成されずに残存したふっ素を固定化するための不溶化剤の添加(同①-B)の手法が確認された。

これらは、既存設備の改造による導入が可能であり、幅広いふっ素濃度($20\sim5,000$ mg/L)に対応可能とのことであるが、排水基準までの除去を対象とするものであった。

次に、凝集沈殿法の改良として、凝集沈殿により発生する汚泥を循環利用することで、処理の効率化を図る手法(同②-A~B)である。従来の CaF_2 生成法の生成汚泥の一部を反応槽に返送する際にカルシウムイオンを汚泥表面に吸着させることで、返送先の反応槽での CaF_2 生成効率を向上させる手法(同②-A)や、アルミニウム法において生成された汚泥に酸を加えて再活性化させた上で再利用する手法(同②-B)が確認できた。特に②-B については、汚泥循環によりアルミニウム塩の添加量を低減することが可能であることから、従来のアルミニウム法と比べて汚泥発生量を 80% も削減可能としている。しかし、いずれも排水基準までの除去を対象とするものであった。

なお、共沈法として陰イオンを吸着する能力がある層状複水酸化物(Layered Double Hydroxides: LDH)を活用するとともに、中和剤として MgO を添加することで高密度の 汚泥を生成し、ふっ素を環境基準まで除去する手法(同③)が確認された。 LDH は II 価と III 価の金属イオンの水酸化物と、陰イオンと層間水が交互に積層した構造を持つ化合物で あり、II 価に Mg(II)、III 価に Al(III)を持つハイドロタルサイト(Mg6Al2(OH)16・CO3・4H2O)が代表例である 39 。 ハイドロタルサイトについては、陰イオン交換体としてふっ素やほう素の選択的吸着機能を持ち、処理に関する研究がされている 46 , 47 0。 LDH を活用すると処理 水がアルカリ性になり、ゲル状になることから、本法では沈降分離の促進及び汚泥の高密 度化を図るために、中和剤として MgO を添加するとともに、汚泥を循環利用するものである 39 0。 しかしながら、陰イオンの吸着性が高いハイドロタルサイトが多く生成されるまで LDH を繰り返し利用する必要があるとともに、実証試験では 2m3 h の処理量であることから、研究所のような大量の処理量への適用可能性は不明である。

吸着法については、ハイドロタルサイトや水酸化セリウムを吸着剤として活用することで、環境基準まで除去可能な手法(同Q-A、B)が確認できた。処理量も $40m^3/h$ と他の吸着法と比較して多量の処理が可能な手法もあったが、リンやアルミニウム等ふっ素吸着の妨害となる物質の除去や pH 調整といった事前の対策が求められる。その他に、珪藻土や貝殻粉末、リン酸ジルコニウムを吸着剤として活用する吸着法も確認されたが(同Q-C、D、E)、これらはふっ素濃度が数十 mg/L の排水を排水基準まで除去、あるいは原水濃度の半分程度まで除去するという目標によるものであった。

以上より、環境基準まで除去可能な処理技術は、LDHを活用した共沈法(同③)と、ハイドロタルサイトや水酸化セリウムを活用した吸着法(同④-A、B)であった。陰イオンの吸着性能が高いハイドロタルサイトの活用は、従来の処理技術である凝集沈殿法や吸着法では見られなかった処理技術である。しかし、研究所における大量の処理量において環境基準までの大幅な除去性能の実績を持つ処理技術は確認できなかった。

表 3.1 ふっ素処理技術の概要 (1/2)

環境基準	までの除去	×			×	0		
市・日 女心・上 市・出口・・	加锅性及 0週用性	・幅広い原水濃度に対応(20~ 5,000 mg/L 程度) ・既存態備のの道による導入が 可能(現地調査が必要)。 ・担体表面へ悪影響を与える物 質を含まないである排水であるこ とが必要。	・幅広い原水濃度に対応(20~ ・0000 mg/L 程度) ・1段処理設備のみであるため、 運転管理が容易でコンパクト。 ・現存設備の改造による導入が 可能(現地調査が必要)。	・発生脱水ケーキ量を半減	・カルシウム塩法の処理後の高度処理に適用。 で処理に適用。 ・既存設備の改造による導入が 可能(現地調査が必要)。	・様擬排水(F濃度20mg/L)では 繰り返し試験(1回)により環境 基準までの除去が可能。 ・ファ素のような陰イオンだけで なく、陽イオンだけでするく、関イスをは、	電子デバイス工場にて処理量 2m³/h規模パイロットプラントによる連続実証試験を実施。	
- T - O Cultir	独語のコスト	・イニシャルコスト: 300,000,000円 ・ランニングコスト: 23,930,000円/y 【条件】 処理量:1000m³/d,24h/d,365日稼働 原水濃度:50mg/L 処理水濃度:4~8mg/L	I	I	 ・従来のアルミニウム塩法と比較して汚泥 発生量を80%程度削減可能。 ・ランニングコストは従来法と比較して約30%削減。 ・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・	ı		
処理能力	処理水濃度	平均8.1mg/L未満 (8mg/Lを超過した理由は、原水に 塩類等が高濃度に共存していたこ とが影響) [条件] 滞留時間: 約5h 高分子凝集剤添加 濃度:1mg/L (環境省2011年実証試験結果)	8mg/L以下保証 (例えば石英ガラス加工業におい て原水濃度37mg/L→処理水濃度 1.4mg/L)	約10mg/L	2∼5mg/L	0.8mg/L以下	0.4mg/L	
	原水濃度	35~51 mg/L (温泉排水)	20~5,000 mg/L 程度	20,200mg/L (半導体工場排 水)	40mg/L以下 (カルシウム塩法 による処理後)	20mg/L (模擬排水)	3.7mg/L (半導体工場の 実排水)	
55 + 6 - 57 + F BL W	処理技術のM各	カルシウムとの反応工程において、結晶核生成の促進効果を有する特殊な地状出体(蛍石を主成分とする地径02~0.4mmの砂状物質)を分散・共存させ、ふっ素処理性を向上させる。 (環境省2011年実証試験)	カルシウムとふっ素を高度に不溶化させる不溶化剤を添加することにより、CaF』にならずに残存したふっ素を固定化させる。 一次処理のみで排水基準を達成。	CoF ₂ 法で発生した沈殿槽の汚泥を一部反応槽に返送し、カルシウムイオンを汚泥表面に吸着させた後、原水と混合するとそのカルシウムイオンを汚泥表面に吸着させた後、原水と混合するとそのカルシウムイオンとふっ素イオンが反応してOoFが生成される。汚泥の表面二次元反応のため、汚泥濃度が上昇。汚泥を返送する際に硫酸を添加することにより、汚泥の結晶化の進行及び粒径を増大させて、沈降速度が早くなる。省スペース。	アルミニウム法で、発生した汚泥を沈殿槽から引き抜き、酸を加えて ふっ素を溶出させ汚泥を再活性化させる。再活性化した汚泥は処理工程で再利用し、汚泥発生量を大幅に削減する。再活性化時に発生する ふつ素濃縮水はカルシウム処理工程で処理する。	Mg-Al系層状複水酸化物の一種であり、陰イオンを吸着する能力があるLDH(Layered Double Hydroxides:層状複水酸化物)と、中和剤としてMgOを使用することで高密度の沈殿物(汚泥)とし、汚泥循環も適用することで、LDH結晶の生成と沈降・脱水性に優れた処理法を考案。環境基準までの除去が可能。	※LDH: II 価とII 価の金属イオンの水酸化物より成る八面体基本層と中間層 (陰イオン層と層間水) が交互に積層した構造を持つ化合物であり、結晶子サイズを10 nm程度に調整することによって、陰イオンの吸着性能を大きく向上させたものである。	
処理技術の区分	(文献番号)	凝集沈殿法 文献33)~36)			海集沈殿法 (汚泥循環) 文献32)~34)	共次法+ 污泥循環	文献(39)	
H	7. 独争与	∢ ⊝	ω	4	в ⊗	(0)		
`	^				<i>⊎</i>			

表 3.1 ふつ素処理技術の概要 (2/2)

環境某準	までの除去	0	0	×	×	×
拡張性及び適用性		経済的な運転のためには、 い間 整や反応時間の適正化、反応後 の汚泥循環の検討が必要。	能や反応時間の適正化、反応後の汚泥循環の検討が必要。 の汚泥循環の検討が必要。 リンやアルミニウムイオンはふっ 素吸着の妨害物質となるため、 事前に除去が必要。 pH核存性が緩やかな水酸化ジ ルコーウムを担持した吸着剤もある。		I	I
藤毘のコスト		-	鉄系化合物処理との比較:1/1.9 キレート樹脂処理との比較:1/3.4 【条件】 処理量:40m ³ /h 原水濃度:20mg/L 加理水濃度:20mg/L 用水、電気代、廃棄物処理費用は含まな い。	イニシャルコスト: 10,000,000円 ランニングコスト: 5,857,280円/m 【条件】 稼働時間:30日、24h/d 処理量:2,880m³/m(4m³/d) 原水濃度:15mg/L 処理水濃度:8mg/L	イニシャルコスト: 19.500,000円 ランニングコスト: 13.704,000円/y (樹脂交換1回/m) (袋件) 処理量:100m³/d 処理前:16ng/L,処理後:8mg/L ・共存物質による吸着材への影響なしと 仮定 仮定	イニシャルコスト: 30,000,000円 ランニングコスト: 4,416,500円/y 【条件】 処理量:1000m³/h、24h/d、365日稼働 原本濃度:15mg/L 処理水濃度:8mg/L ・共存イナンの少ない温泉を対象として試 算
処理能力	処理水濃度	0.5~5.3mg/L (処理剤500mg/L添加)	0.8mg/L以下可能	2.3 mg/L 【条件】 空間速度SV=0.5(1/h) 処理量:48m³	<0.5∼2.1mg/L 【処理目標】 8mg/L以下まで除去	平均14.1mg/L未満 [条件] 滞留時間:約5h 高分子凝集剤添加 濃度:1mg/L [処理目標]
	原水濃度	16~21mg/L (ステンレス関連 業の廃液を一次 処理後)	5~30mg/L以下	48∼51mg/L	32.1~38.4mg/L (温泉排水)	33~35 mg/L (温泉排水)
	処理技術の内容	高い陰イオン吸着能を有するハイドロタルサイト $(Mg_8d_b(OH)_i \cdot CO_3 \cdot 4H_b(O)$ を主成分とする処理剤を添加する。イオン交換反応により排水中のハロゲンイオン(主としてふつ素)、リン酸イオン、硝酸イオンを除去可能。	含水酸化セリウムを用いた球状の吸着剤。酸性域(pH3~3.5)においてふつ素を吸着する。アルカリ性域にて脱着し、何度でも使用することができる。 ができる。 吸着性能はキレート樹脂の2~3倍。環境基準までの除去が可能。	希土類元素と珪藻土を混合し成形された粒子であり、珪藻土の親水性を利用して吸着剤へ吸着質を吸い込み、希土類化合物と反応することで固定化される。 (環境省2006年実証試験技術)	貝殻処理材を用いた吸着 (貝殻の種類等の記載なし) (環境省2009年実証試験技術)	ホタテ貝粉末及びリン酸ジルコニウムの微細結晶を含む吸着剤を用いてふっ素を初期濃度の半分以下まで除去する。 ボタチ貝殻粉末(単径02mm以下)を投入して、原水のpHを1.3から5.2 ボクエ昇きせた上で、リン酸ジルコーウムの微細結晶を投入してふっ素を結晶表面に固定化させる。 環境省2012年実証試験技術)
処理技術の区分	(文献番号)	吸着法文献40)	吸着法文献41),42)	吸着法 文献41),42) 吸着法 文献43)		吸着法文献45)
[分類番号	4	В	O	Q	ш
Li.	分類			•		

3.2 ほう素の最新処理技術に関する文献調査

3.2.1 従来のほう素処理技術と課題

ほう素の処理技術には下記の方法、及びこれらを組み合わせた方法があるが、実用化されている例は少ない。環境省や関連する資料^{21),30),48)}をもとに以下のような処理技術が挙げられた。

- ①凝集沈殿法
- ②吸着法
- ③溶媒抽出法
- ④減圧蒸発固化法
- ⑤膜分離法

このうち、主要な処理技術である凝集沈殿法と、吸着法の概要について、以下に述べる。 凝集沈殿法は、凝集剤を用いてほう素を凝集・沈殿させる方法である。2.3 に前述のとおり、ほう素は pH が 9.25 より小さい水溶液中ではほう酸 (H_3BO_3) が優先種として存在し、不溶化しにくい(凝集剤と反応しにくい)物質となっているため、溶液の pH を 9.25 より大きくしてほう酸イオン $(B(OH)_4)$ を優先種とする必要がある。そして、消石灰 $(Ca(OH)_2)$ を添加して溶液をアルカリ性にし、さらに凝集剤である硫酸アルミニウム $(Al_2(SO_4)_3)$ を加えてエトリガイド $(3CaO\cdot Al_2O_3\cdot 3CaSO_4\cdot 32H_2O)$ を生成し、これに含まれている硫酸イオン (SO_4^2) がほう酸イオン $(B(OH)_4)$ と置換することで、ほう素除去の効率が向上するという報告がある 33,49,50。

当該方法は従来から実績があるものの、大量の汚泥が発生する点及び共存塩化物イオンが処理効率を低下させる点が大きな課題となっている³³⁾。

吸着法は、吸着剤によってほう素を吸着除去する方法である。吸着剤にはイオン交換樹脂、酸化マグネシウム(MgO)、酸化ジルコニウム(ZrO_2)、酸化セリウム(CeO_2)、酸化アルミニウム、活性炭、シリカゲル等が用いられている 21)。当該方法は吸着容量に限度があることから、低濃度排水への適用に限られる 33)。なお、破過後の樹脂を使い捨てるとランニングコストが膨大になるため、定期的に再生して繰り返し使用することが基本となるが、その場合は再生廃液(ほう素濃縮液)の処理が別途必要になり、再生廃液の処理として上記の凝集沈殿法を併用することも既に検討されている 33)。また、後述するように、吸着したイオン交換樹脂からほう素を回収する技術(リサイクルシステムにより産業廃棄物を発生させない、もしくは発生量を極力抑える技術)についても研究開発されている。

また、ほう素の排水処理で広く用いられている凝集沈殿法、吸着法、及び両者を組み合わせた方法を対象に、和田 33)は排水 1m3 当りのランニングコスト (用水・下水費用、電力費、樹脂交換費用は除く)を整理しており、以下 2 点を指摘している。

1点目は、凝集沈殿法後の汚泥 (脱水後) 中のほう素含有量は、低濃度排水の場合は 0.1% にも満たず、濃度が高くなっても $0.2\sim0.3\%$ 程度のため効率が悪いことから薬品を大量に添加しなければならず、汚泥処分費まで含めたランニングコストは必然的に高くなる。

2点目は、ほう素をリサイクルできる技術も実用化されており、ほう素資源の循環という 一面からは高く評価できるが、ほう素の資源価値がさほど高くはないこともあり、ランニ ングコストがネックと言える。総じて、汚泥発生量、コストの両面でのほう素処理の難し さを示している。

3.2.2 最新のほう素処理技術の概要と評価

ほう素処理の最新処理技術について、3.1.2 と同様に環境省の資料 30,48)や、文献やメーカーの HP 等を調査するとともに、研究所への排水処理に適用できるか評価した。その結果を表 3.2 に示す。

調査の結果、凝集沈殿法の改良法(表 3.2 の①)、吸着法の改良(同②)に分けられた。 凝集沈殿法の改良法として、処理効率化のために薬剤の添加量の最適化(同①-A)、スラ リー返送による薬剤添加量や汚泥発生量の削減(同①-B)、エトリンガイトの生成効率を高 めるための処理工程の冷却(同①-C)が挙げられる。

生成量の向上や加熱脱水することによって生成されるメタエトリンガイトを利用した除去の効率化に関する研究報告があるものの ⁵¹⁾、いずれも排水基準までの除去を対象としている。

吸着法については、処理効率の向上のために繊維状の吸着材(同②-A)や陰イオンの吸着性能が高い物質を担持した吸着剤(同②-B)の事例が確認できた。環境基準まで除去が可能な手法(同②-A、B)もあった。これらの手法では、吸着したほう素を脱着して資源として再利用できるように、原位置での再生あるいは可搬型吸着塔によって工場まで搬送して再生する手法も適用されている。

環境基準まで除去可能な処理技術は、吸着法であった。現在研究所におけるほう素処理も吸着法を適用しており、イオン交換樹脂が充填された可搬型吸着塔に通液することによってほう素を除去している。吸着塔は工場に輸送されて、吸着したほう素は再利用されるとともに、樹脂も再生利用することでコスト低減が図られている 56)-58)。

表 3.2 ほう素処理技術の概要

環境基準	までの除去	×	×	×	0	0
中国 英语 计 电 计 电 计	仏伝 性及 ひ週 用性	・原水ほう素濃度が高い場合。 ・排水量が少ない場合(数 100m ³ /d以下)。 ・汚泥処理単価が安価な地域。	I	冷却のための電力費が新たに必要となるので、処理性の向上とコストの増加率の両面から採用の可否を検討する必要があるが、可否を検討する必要があるが、大きい排水や紅磁線排水(中和熱が大きい排水)などに適用性が高い。	・原水ほう素濃度が低く、かつ変動が小さい場合。 ・産業廃棄物の発生量を極力少なくしくい場合。 すくしたい場合。 ・重金原郷、SS、ふっ素、リン等 も同時除去(前処理のろ過装置 を利用)	リン、シリカ化合物イオンが吸着 に阻害する。
コイトシを置	気器のコスト			I	後来法の約1/10 汚泥発生量は約1/30以下 原水濃度:50mg/L 処理水濃度:50mg/L の理水濃度:10mg/L以下 <試験例> イニケッルコスト:350,000,000円 ランニングコスト:68,000,000円 原外温度:50mg/L 処理水濃度:10mg/L	キレート樹脂と比較してランニングコスト (再生薬剤臭・吸着剤桶充費)は2/3 (条件) 原外濃度:200mg/L 適次速度:200mg/L 適次速度:セリウム系樹脂はキレート樹 語の2倍 吸着性能:セリウム系樹脂はキレート樹 脂の2.6倍 だし、用水、電気代、廃棄物処理費用 は含まない。
処理能力	処理水濃度		10mg/L以下可能		1mg/L以下可能	1mg/L以下可能
	原水濃度	44. ・ ・ ・ ・ ・ ・ ・ ・ ・ ・ ・ ・ ・ ・ ・ ・ ・ ・		600mg/L以下		
日田井名6七珍	処理技術の内容	硫酸アルミニウムと消石灰の添加量を、ほう素処理効率が最大となる 比革に制御する。次工程で消石灰を追加添加い、アルミニウムを確実 に不治化して処理状の自高を防止する。 硫酸アルミニウムと消石灰の添加は定金機適能囲にシピアに制御して 処理効率を最適化する方法なので、水質が安定している排水(地下水 等)に限り適用できる。 通数アルミニウムと消石灰を添加した後、高分子凝集剤を添加する直 前の反応液(スラリー)を反応工程の上流側に選送した。対象構造を加する直 が最後がスラリー)を反応工程の上流側に選送し、対象構造を加する直 が最後がスラリー)を成立工程の上流側に選送して地理物等を向 上させる。 活場を外にを返する方法は、ほう素処理に限っては処理体が悪化 する場合がある。これを選けるため、沈殿構の活定ではなく、高分子凝 のが本法。 硫酸アルミニウムと消石灰の添加比率がやピアでない点も特徴で、適 用幅が広い。		硫酸アルミニウムと消石灰の組合せによるほう素処理において、処理 工程を冷却してエントリガイト生成効率を高め、ほう素処理効率を向上 させる。 エントリガイドは水温が低いと生成しやすくなる性質がある。本法は処 理工程を冷却して処理性を向上させるもので、原水の性状に制御なく 適用できる。	キレート樹脂とは形態が異なる繊維状の新型ほう素吸着剤を用いたほう素吸着剤を用いたほう、素吸着剤を開いたはい、 しい凝集なで処理する設備と結み合わせたもの。 ほう素濃度が低く、かつ変動が小さい場合に適用できる。 (環境省2011年実証試験)	吸着法 セリウム系樹脂にほご素をB(OH)』「GH>7)として吸着させる。吸着後 文献番号:41),55) はNaOHを通水して脱着し、HCIで吸着剤を洗浄する。
処理技術の区分	(文献番号)	港集次股法 (海石灰 2段处理) 文献番号:33)、 52)、53) 流集沈股法 (スラリー返送法) 文献番号:33)、 文献番号:33)、 (スラリー返送法) (天)、53)		滋集沈殿法 (低温処理法) 文献番号:33)、 52)、53)	吸着法 文献番号:54)	吸着法 文献番号:41),55)
1 	分類番号	∢	ω	O	∢	ω
1	K K		Θ		@	

3.3 最新処理技術と研究所湧水処理方法の比較・評価

研究所の湧水の特徴は2章で述べたように、下記の5点に整理できる。

- ・研究坑道の掘削によって地下水流動が変化し、浅部と深部の地下水が混合する。
- ・坑道の空洞安定性確保や湧水抑制対策のためにセメントの岩盤への吹き付け及び岩盤中への注入 (グラウチング) を実施していることから、坑道内の湧水の水質は本来の地下水から変化し、セメントによる pH や Ca 濃度の上昇や、掘削による浮遊物質 (SS) が加わる。
- ・坑道周辺の地質環境として高透水性の箇所があるため、湧水抑制対策技術を施工しているものの、坑道全体では多量の湧水が発生している。
- ・上記3点は坑道掘削工事の進捗により変動する。
- ・ふっ素とほう素では、湧水中濃度の違いにより除去率が大きく異なる。

現在の研究所の排水処理設備において、ふっ素除去では凝集沈殿法、ほう素除去では吸着法を採用しているが、上記の研究所の湧水処理の特徴を踏まえて、ふっ素、ほう素の最新処理技術に関する文献を調査し、現行の湧水処理技術と比較して評価を行った。

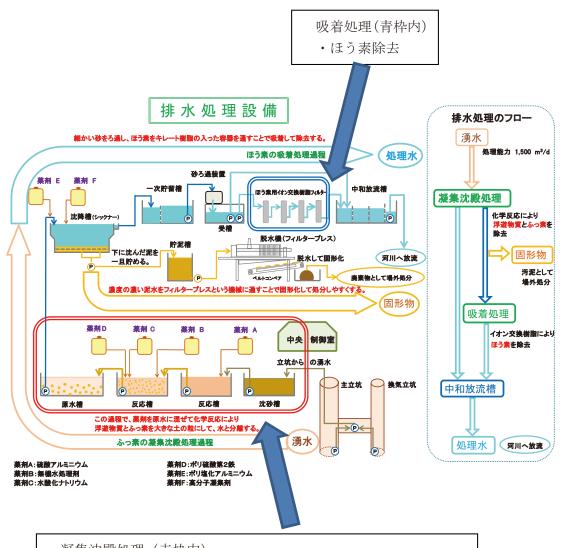
その結果、環境基準値まで除去できる処理技術としては、ふっ素は共沈法及び吸着法、ほう素は吸着法であることが確認された。

吸着法は、再生利用が可能であること、脱水ケーキのような 2 次廃棄物が発生しないこと等のメリットが挙げられるが、対象排水に除去対象物質以外のイオン物質が吸着を妨害することが実証試験においても報告されている 36)。また、図 2.4 に示すように、研究所のふっ素処理のような高濃度から低濃度にするといった、除去率が大きい処理では吸着樹脂が早期に破過してしまい、効率的な方法とは言えない。さらに、研究所で実施しているような多量の排水処理の実績について確認できなかった。

これに対して、凝集沈殿法は、懸濁粒子の荷電を中和して凝集が起こると考えられているが 59)、凝集によって生成される粗大粒子(フロック)によって、吸着法において効率低下の原因となる SS も除去可能である。また、研究所での既往の試験として、放射線グラフト重合により作成した捕集材を用いた試験では、pH が高い湧水ではほう素の形態が $B(OH)_4$ が優先種となり、湧水中の OHとの競合による除去効率の低下も確認されており 28、高 pH では吸着効率が低下する懸念がある。これらを踏まえると、ふっ素除去に凝集沈殿処理を適用していることは、吸着法によるほう素除去のための SS の除去及び pH の調整といった前処理の役割も兼ねていると言える 60)。(図 3.1 参照)

以上より、最新処理技術を調査したが、研究所の湧水処理における特徴を考慮すると、現在排水処理設備で適用している前工程として凝集沈殿法によるふっ素除去、後工程として吸着法によるほう素除去の効率を上回るような処理技術は見当たらず、現行の処理方法が適切と考えられた。

なお、大規模地下施設における自然由来の湧水処理については、ある程度水質が均質な 工業用排水とは異なり、その場所の地質や地下水の由来、地下施設の建設による周辺地下 水の混合等の要因によって水質の変動が想定される。従って、地下水に含まれている排水 基準、環境基準項目の物質の濃度やその起源、溶存形態の把握とともに、上記のような要 因と水処理技術の特性、放流先水域の特徴(水質や流量等)も踏まえた上で、どのような 処理法を適用するか、あるいは複数の処理技術をどのように組み合わせるかを事前に検討 することが必要と言える。



凝集沈殿処理 (赤枠内)

- ・ふっ素除去
- ・SSの除去やpHの調整(吸着処理によるほう素除去の前処理)

図 3.1 研究所の湧水処理フロー (図 2.3 に追記)

4. 自然由来の地下水及び土壌汚染の事例とその対策に関する文献調査

前章では、瑞浪超深地層研究所における自然由来のふっ素、ほう素について地下水処理に関する調査、評価を行ったが、近年、公共工事等において自然由来の重金属等を含む地下水や土壌が発生し、その対策が課題となってきている。本章では、より一般的な地下水や土壌の処理に求められている条件(法令の基準値等)や、自然由来による基準値超過のある地下水や土壌に関する項目(物質)、それらの国内での分布、溶出特性、対処事例について整理した。

4.1 自然由来の重金属等について

自然的原因により地下水や土壌に関する基準を超過する可能性がある物質として、土壌中の溶存物質が地下水中に溶出することによる汚染が考えられることから、土壌汚染に関する報告を調査した。

4.1.1 関連する法令・基準

一般的な土木工事等で地下水処理をする場合に関係する法令等を調査し、表 4.1 に整理した。

土木工事で発生した排水を公共用水域(河川、湖沼、港湾等)に排出し、かつ水質汚濁防止法(以下、「水濁法」)の施行令に定められている特定施設を設置している場合は、水濁法に基づく排水基準や地方自治体の条例等に基づく上乗せ基準、総量規制が適用される。一方、終末処理施設を備える下水道に排出する場合は、下水道法が適用される。また、排出先の河川等の流量が少ない等の状況によっては、排出水を環境基準で管理する場合もあり得るので、自治体や地元水利組合等の関係者との事前の確認や調整が必要である。

それ以外は、厳密には適用される法律基準はないが、一般的に土木工事の排水処理は水濁 法及び条例等に基づいた排水基準に適合するように実施する。また、掘削部面積が3000m² 以上の場合の土壌の取り扱いについては、土壌汚染対策法(以下、「土対法」)の届出が必要 となり、自然的原因も含めて有害物質が含まれる土壌を搬出・運搬・処理する場合等は土対 法が適用される。

土対法においては、平成22年4月の改正によって自然的原因により有害物質が含まれる土壌も対策が必要な対象に追加されており、「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(暫定版)」⁶¹⁾(以下、「対応マニュアル」)が取りまとめられている。

土対法における対象は、土壌が規制対象となっており、マグマ等が直接固結した火成岩、堆積物が固結した堆積岩及びこれらの岩石が応力や熱により再固結した変成岩で構成された地盤は岩盤とみなされ、土対法の適用外となっている 620。しかし、実際には岩石や海成堆積物に自然由来の重金属等が環境基準値よりも多く含まれる場合があることから、対応マニュアルでは岩石も含めて調査・試験方法が記載されている。なお、土木学会の調査報告書では、土対法と対応マニュアルの両者の溶出試験や含有量試験方法の内容について取りまとめられている 20。

また、土対法では、土壌に含まれることに起因して人の健康に係る被害を生ずるおそれがある物質として揮発性有機化合物等、重金属等、農薬等の25物質が特定有害物質として指定されているが、その中で地下水による摂取や有害物質を含む土壌を直接摂取によるリスクが考えられるカドミウム、六価クロム、シアン、水銀、セレン、鉛、砒素、ふっ素、ほう素(化合物を含む)が「第二種特定有害物質(重金属等)」として指定されており、土壌汚染状況調査の対象物質となっている610。

第二種特定有害物質のうち、シアンを除く 8 物質については、地殻を構成する岩石や土壌にもともと含まれているものであり、自然由来により土壌溶出慮基準を超過する場合があるとされている。これまでの事例においてもこれらの物質、特に砒素、鉛、ふっ素による自然由来の土壌汚染が報告されている 62,63。

金属鉱山等の休廃止鉱山において、使用済特定施設から排出される坑水又は廃水の鉱害防止に係る処理として、カドミウム、鉛、砒素、銅、亜鉛、溶解性鉄、溶解性マンガン等が処理されている 64)。また、岩盤や土壌に含まれる硫化鉱物の酸化による酸性水の発生は、酸性坑廃水として古くから知られている 61)。

以上のことから、一般土木工事を実施した際に、鉱山跡地も含めて自然的原因により土壌溶出量基準や環境基準等の基準を超過する可能性がある物質や項目として、カドミウム、六価クロム(クロムも含む)、水銀、セレン、鉛、砒素、ふっ素、ほう素、銅、亜鉛、溶解性鉄、溶解性マンガン、pH が考えられる。表 4.2 にこれらの物質の関連基準を整理した。

表 4.1 地下水処理及び排出に関連する法律や基準等(2017年12月時点)

法律名	基準名	適用条件	備考
水質汚濁防止法	排水基準	特定施設を設置している特定事業場から公 共用水域への排出	排出者が遵守すべき基準。自治体によっては上乗せ基準あり。総量規制が適用される区域あり。業種によって暫定基準あり。
	環境基準 (水質)	公共用水域	維持されることが望ましい基準。排水基準の 1/10の値。「人の健康の保護に関する環境基 準」と「生活環境の保全に関する環境基準」があ る。
環境基本法	地下水環境基準	地下水	水質の「人の健康の保護に関する環境基準」と同値。ただし、汚染が専ら自然的原因によることが明らかであると認められる場合を除く。
	土壤環境基準	土壌	土壌から検液への溶出量や、コメ又は土壌中の 有害物質量が定められている。
下水道法	排水基準	処理施設が設けられる 下水道への排出	有害物質に関する基準は水濁法の排水基準と 同等。自治体によって適用される項目及び基準 値が異なる。
河川法	届出	50m³/d以上の排出	水濁法による届け出がされている場合は除外。
	土壌溶出量	・施設が廃止された有害物質使用特定施設 に係る敷地の調査	土壌から水に溶出する特定有害物質の溶出量。地下水の汚染を経由して生じる健康影響を 考慮。 地下水等の摂取の観点から設定されている土 壌環境基準の溶出基準項目。
土壤汚染対策法	第二溶出量基準	・3000m ² 以上の土地 の変形における土壌 汚染の有無の判断(基 準を超えると要措置区 域に指定される。)	土壌溶出量基準の3~30倍の値。第二溶出量 基準を超えると遮断工封じ込めといった高度な 対策が必要。
	土壤含有量基準		土壌の直接摂取によるリスクを想定。第2種特 定有害物質(重金属等)に対する基準。

表 4.2 地下水処理等に関する基準値一覧 (2017年 12 月時点)

備考	等 本 本 本 本 本 本 本 本 本 本 本 本 本									- - - - -	休発 の事例 		
土壌含有量基準	150 mg/kg以下	250 mg/kg以下	15 mg/kg以下	150 mg/kg以下	150 mg/kg以下	150 mg/kg以下	4000 mg/kg以下	4000 mg/kg以下	I	I	I	I	I
第二溶出量基準	0.3 mg/L以下	1.5 mg/L以下	水銀が0.0005 mg/L以下、かつアルキル水銀が 検出されないこと。	0.3 mg/L以下	0.3 mg/L以下	0.3 mg/L以下 0.3 mg/L以下		30 mg/L以下	I	Ι	I	I	I
土壌溶出量基準	0.01 mg/L以下	0.05 mg/L以下	水 銀 が 0.0005 mg/L以 水 銀 が 0.0005 mg/L以下、かつアルキル水銀が下、かつアルキル水銀が検出されないこと。 検出されないこと。	0.01 mg/L以下	0.01 mg/L以下	0.01 mg/L以下	0.8 mg/L以下	1 mg/L以下	I	I	I	I	I
土壤環境基準	0.01mg/L以下であり、か つ、農用地においては、 米1kgにつき0.4mg以下で あること。	0.05 mg/L以下	0.0005 mg/L以下	0.01 mg/L以下	0.01 mg/L以下	0.01 mg/L以下であり、か つ、農用地(田に限る。) においては、土壌1kgに つき15mg未満であるこ と。	0.8 mg/L以下	1mg/L以下	農用地(田に限る。)にお いて、土壌1kgにつき 125mg未満であること。	I	I	I	ı
環境基準(水質) 地下水環境基準	0.03 mg/L以下	0.01 mg/L以下	0.0005 mg/L以下	0.01 mg/L以下	0.01 mg/L以下	0.01 mg/L以下	0.8 mg/L以下	1 mg/L以下	I	水域により異なる。	I	I	水域により異なる。
排水基準	0.03 mg/L以下	0.5 mg/L以下	0.005 mg/L ^{%1}	0.1 mg/L以下	0.1 mg/L以下	0.1 mg/L以下	8 mg/L以下 ^{※2}	10 mg/L以下 ^{※2}	3mg/L以下	2mg/L以下	10mg/L以下	10mg/L以下	pH 5.8以上8.6以下 ^{※2} 水
物質名	カドミウム	六価クロム	水銀	セレン	邻	平	シっ素	ほう素	夣	亜鉛	溶解性鉄	溶解性マンガン	Hd

※1:水銀及びアルキル水銀その他の水銀化合物 ※2:海域以外の公共用水域に排出されるもの

4.1.2 自然由来による汚染かどうかの識別

自然由来による汚染かどうかの判断として、対応マニュアルでは下記観点を基に調査し、現場の状況を総合的にとらえる必要があることから専門家の助言を求めることが望ましいとしている ⁶¹⁾。

- ・過去に人為的汚染の原因となる土地利用がなされていない場合。
- ・高濃度を示す場所が土地の使用履歴とは関係せず、深部に向かって濃度の低下が顕著でない場合。(ただし、鉱床・鉱脈、変質帯や温泉近傍は深部に向かって濃度の低下がみられることがある。)
- ・地下水中の重金属等の濃度について、周辺の広域に分布する地下水中の濃度と大きな違い がない場合。
- ・溶出量が土壌溶出量基準の概ね 10 倍を超える場合は人為的原因である可能性が比較的高くなる。
- ・全量分析による含有量のみで判断せず総合的に判断する必要がある。

識別する試験方法としては、対応マニュアルでは存在形態や鉛同位体分析法、蛍光 X 線分析法による元素分析、電子線等による有害物質の直視観察(化学組成の把握)等が紹介されている ⁶¹⁾。また、ふっ素について安定同位体(酸素、水素、硫黄、窒素)比を測定して検証を行うことで人為汚染か自然由来が判断された報告がある ¹⁹⁾。

4.1.3 自然由来の重金属等の分布

自然由来の重金属等の分布と溶出特性について、対応マニュアルや文献を中心に調査した 結果、自然由来の重金属が溶出する可能性がある地域は主に以下の2つである。

- (1) 金属鉱床地域・火山地帯
- (2) 堆積岩分布域(主に海成層)

(1) 金属鉱床地域・火山地帯等

対応マニュアルによると、日本国土は、環太平洋地域に位置しており、火山活動や地殻変動の活発な地帯であることから、金属鉱山地域・火山地帯や特定の地質体等で周辺に比べて重金属等の濃度が高い事例がある ⁶¹⁾。重金属等が濃集している主な金属鉱床地域・火山地帯等を表 4.3 に示す。

表 4.3 重金属等が濃集している主な金属鉱床地域・火山地帯等

項目	主な分布地域
カドミウム 鉛 銅 亜鉛	銅、亜鉛、スズ等の金属鉱床 黒鉱鉱床(グリーンタフ分布地域) キースラガー鉱床(三波川変成岩類分布域) 鉱脈型の熱水鉱床 スカルン鉱床
砒素	熱水性の金属鉱床 黒鉱鉱床等(グリーンタフ分布地域) 鉱脈鉱床の熱水鉱床
ふっ素	花崗岩類分布域 温泉地域
ほう素	海成堆積岩 温泉地域
クロム	超塩基性岩体(かんらん岩・蛇紋岩体)(三価) 蛇紋岩体(六価)
水銀	熱水性の金属鉱山 火山岩に隣接した熱水変質地帯
セレン	硫化物を主とする鉱山

(2) 堆積岩分布地域

鉱床ほど高濃度ではないが、砒素、鉛、ふっ素、ほう素等を含む海成堆積層が都市部周辺の平野部に広く分布している 66 。また、海水中には、ふっ素が 1.5mg/L、ほう素が 4.5mg/L 含まれていることから 67 、ふっ素及びほう素の環境基準は海域においては適用除外となっている。

佐々木他 68)は、変質を伴わない堆積岩等からの重金属の溶出事例について、文献等により情報収集し、その結果を整理しており、表 4.4 に示す。表 4.4 のように、海成の堆積岩・堆積物はほとんどの年代で重金属の溶出した事例がある。また、従来重金属等の溶出に関しては、海成の地層について注意を払うべきと考えられてきたが、陸生層においても重金属等の溶出する事例がある。

表 4.4 変質を伴わない堆積岩等からの重金属の溶出事例 68)

				T							
 地質時代	地域	地層名	 	溶出量基準超過元素(〇)							
地貝時代	104%	地信石	堆價垛	Cd	Pb	As	F	В	Se		
完新世	関東平野	沖積層	海成	0	0	0					
元初世	大阪府	沖積層	海成、シルト		0	0	0	0			
	宮城県	仙台層群	海成、シルト岩・砂岩・凝灰岩?	0	0	0					
	呂城宗	114日 日日	陸成、砂岩・シルト岩・凝灰岩?	0	0	0					
	福島県	和白屈	陸成、		0						
更新世 鮮新世		和泉層	砂岩~泥岩	0		0					
	千葉県	上総層群 下総層群	海成、泥層~砂層		0	0					
	愛知県	段丘堆積物	陸成		0						
	大阪平野	大阪層群	海成、泥層	0	0	0					
				秋保層群	海成、砂岩?		0	0			
中新世	京城県	志田層群	陸成、凝灰岩?		0	0					
中新世 	宮城県	夕阳层形	海成、シルト岩	0	0	0					
	_	名取層群	陸成、凝灰岩		0						
中生代	北海道	日高帯	砂岩・泥岩			0					
古生代	三重県	秩父帯	泥質片岩	0					0		

4.1.4 自然由来の重金属の溶出特性

自然由来の環境汚染としては、地質時代の硫化水素イオンを含む熱水活動により生成した鉱化変質岩(金属鉱床地域・火山地帯等)に起因するもの、海成層中に生成した硫化鉱物に起因するのが主である 69。

この硫化鉱物の酸化による酸性水の発生は、古くから酸性坑廃水として、また農業分野では酸性硫酸塩土壌として知られた現象である。酸性水の発生に寄与する主な鉱物は黄鉄鉱で、海成の泥岩や未固結堆積物や硫化鉱物を含む鉱床等に普遍的に含まれる。黄鉄鉱は水と空気中の酸素と反応すると以下の式に示す酸化反応を起こし、硫酸酸性水を生成する ⁶¹⁾。これにより pH が低下する。

$$2 FeS_2 + 7O_2 + 2H_2O \rightarrow 2 FeSO_4 + 2H_2SO_4$$

(黄鉄鉱) (硫酸第一鉄) (硫酸)
 $2 FeSO_4 + H_2 SO_4 + 1/2O_2 \rightarrow Fe_2(SO_4)_3 + H_2O$
(硫酸第二鉄)

生成した硫酸第二鉄は、水溶液の pH の上昇により、硫酸を生成する。

$$Fe_2(SO_4)_3$$
 + $6H_2O \rightarrow 2Fe(OH)_3$ + $3H_2SO_4$ (水酸化第二鉄)

硫酸第二鉄は強い酸化作用があり、様々な硫化鉱物を酸化させ、各々の重金属等を硫酸塩として溶出させる。例えば、方鉛鉱(PbS)、黄銅鉱(CuFeS2)、閃亜鉛鉱(ZnS)及び閃亜鉛鉱等に含まれる硫化カドミウム(CdS)はそれぞれ、Pb、Cu、Zn、Cdを溶出される。また、黄鉄鉱中に不純物として砒素を含有することがあり、黄鉄鉱の酸化分解によって溶液中に砒素が溶出することがあるという報告 61)や、砒素を吸着した水酸化鉄鉱物が酸化還元電位の低下による還元状態になると鉄イオンとともに砒素イオンも溶出することや、有機物や方解石による pH の上昇によって砒素イオン濃度が上昇するという報告 66)がある。

また、掘削直後の未酸化の状態で砒素を溶出する岩石と、酸化進行後に酸性水と重金属を溶出する岩石の2つの溶出リスクを念頭にした対策を実施した事例700。もあった。

このような土壌汚染のリスク評価のために、和田 71)は重金属等の形態別の含有量の把握のため、工学的方法として偏光顕微鏡や電子プローブマイクロアナライザ (EPMA) 等の電子顕微鏡による鉱物観察や、化学的な方法として選択抽出法または逐次抽出法を挙げている。また、丸茂 72)は海成堆積物に含まれる粘土鉱物と、関東ローム層等に含まれる低結晶質の鉄鉱物において、砒素の微細鉱物への吸着特性の相違が溶出特性に反映されている可能性を指摘している。

4.2 自然的原因による地下水及び土壌汚染の事例とその対策に関する文献調査

本調査では、トンネル工事等の自然由来による地下水及び土壌汚染の事例とその対策に関する文献を調査した。その結果をとりまとめたものを表 4.5 に示す。

(1) 対象物質

表 4.5 に示すとおり、今回調査した文献は、鉱山地域・火山地帯の変質帯に生成した硫化鉱物から溶出される砒素の文献事例が多い。ちなみに、表 4.4 に示す変質を伴わない堆積岩等からの重金属等の溶出事例は、カドミウム、砒素、鉛が多い。

(2) 実事例

今回調査した文献は、掘削土の迅速判定試験の方法及び管理型の盛土の方法について記載されたものが多かった。試験方法については、土壌に対しては土壌溶出量試験等、岩石に対してはスクリーニング試験等があり、溶出量や含有量、短期や長期の暴露試験によるリスクを評価するために用いられている 2^{3,61}。しかし、公定法では試験結果が判明するまでに時間がかかる場合があり、トンネル工事では掘削土の分析結果が判明するまで掘削作業が休止するか、風雨から適切に保護できる状態で仮置きする必要がある。そのため、簡易法や迅速分析法として、例えば溶出量試験として溶液に浸した電極の電位と電流から溶存物質の定性・定量分析を行うボルタンメトリー法を活用した事例や 75)、黄鉄鉱を多く含む泥岩における硫黄とカルシウムの比(S/Ca モル比)による溶出水 pH や全岩硫黄含有量の評価及び活用事例があった 80^{3,81}。

表 4.5 自然由来による地下水及び土壌汚染の事例とその対策に関する文献

No	名称	対象物質 (濃度)	地質	掘削ズリ対策	排水対策	排水量	文献No.
1	中部地方の山岳ト ンネル	砒素 (湧水濃度0.02~0.04mg/L)	濃飛流紋岩と岩脈 (花崗岩、玄武岩、 安山岩)との接触 部、鉱化作用部	重金属を含む残土は盛 土内部に移動して、盛 土表面に張りコンクリートを施工して遮水	処理対策は検討中	90~400m³/h (最大 600m³/h)	73)
2	甲子トンネル (福島県)	砒素、鉛、カドミウム、セレン (濃度データなし)	第四紀火山噴出部 群が主体 玄武岩類 那須火山帯隣接	遮水工封じ込め 盛土二重遮水構造	鉛、カドミウム:水酸化物処理方式 式 砒素:水酸化物共沈法 セレン:吸着法	濁水設備の 処理能力は 150m ³ /h	74),75)
3	新東名高速道路 (愛知県区間)	砒素 (土壌溶出量最大6.9mg/L)	砂質片麻岩 泥質片麻岩	遮水工封じ込め セメント固化による不溶 化	_	_	76),77)
4	新三国トンネル (群馬県・新潟県)	・コアの土壌溶出量基準超過 砒素、鉛、セレン、カドミウム、ふっ素 ・トンネルからの排出水 pH3~5、鉛、砒素、亜鉛が環境基準 超過	新第三紀中新世 泥岩 新第三紀鮮新世 ひん岩 熱水変質部	二重遮水シート工法	・施工中 凝集沈殿法を主 モニタリング結果排水基準超過 の恐れがある場合は重金属類 用の凝集剤に砂ろ過システム追加(想定処理水量48m³/h) ・施工後 モニタリングビットを常設し、水質 の急変時はピットに薬剤を投入 (施工後2年間は定期的なモニタ リングを実施)	・施工後は約 1800m³/dを 想定	78)~80)
5	海老坂トンネル (滋賀県)	砒素 (土壌溶出量0.017mg/L)	事前に溶出試験を 行った試料は熱水変 質部、マンガン鉱床	盛土部:底面吸着層工 法	_	_	81)
6	雪沢第二トンネル (日本海沿岸東北 自動車道 大館~ 小坂) (秋田県)	セレン (土壌溶出量最大0.019mg/L)	新第三期中新世(大 葛層、大滝層、貫入 岩) 泥岩、凝灰岩 鉱化作用 セレンは、硫化鉱と 共存or硫化鉱物中 に少量	遮水工封じ込め	-	_	82)
7	六甲山地のトンネ ル (兵庫県)	ふっ素(~3.76mg/L)	花崗岩類	_	_	1000t/d(六 甲トンネル完 工後)	83)
8	八甲田トンネル (青森県)	砒素、鉛、カドミウム、セレン、酸性 水	新第三期中新世火 山岩·火山砕屑岩 鉱化変質岩	遮水工封じ込め 遮水シート	_	_	64), 84), 85)
9	道道西野真駒内清 田線(こばやし峠)	砒素、鉛、セレン(土壌溶出量 0.016mg/L、 0.035mg/L)	崖錐堆積物、新第三 紀(盤の沢層)泥岩 安山岩 熱水変質	遮水工封じ込め (分岐トンネルを掘削し、 封じ込め)	_	_	86), 87)
10	仙台市営地下鉄東 西線	砒素 (地下水0.025~0.05mg/L) (土壌溶出量0.015mg/L) カドミウム (土壌溶出量0.056mg/L) ふつ素 (土壌溶出量0.92mg/L)	新第三紀中新世~ 完新世(浅海成堆積 層 カドミウム、砒素 が含有)	遮水工封じ込め 盛土部・遮水シート(森 林復旧事業の一部)	砒素:吸着塔(鉄系の薬剤) 初期コスト約500~800万円 維持コスト約50~80万円/m	30m³/d	70), 88)
11	北海道中央部から やや東方に位置す る山岳トンネル	pH10∼11	下位:白亜紀~古第三紀の日高累層群(頁岩と砂岩の互層)、新第三紀上支湧別層(礫岩) 頁岩や砂岩及び礫 担に含有する鉱物のひとつである方解石の溶解	_	・薬剤による中和処理 ・空気中の二酸化炭素の溶解 促進による自然浄化中和(気液 折衝の促進及び反応時間確保 のための多段トレイ)を検討	(不明)	89), 90)

(3) 対策例

対応マニュアルでは、自然由来の重金属等を含有する岩石・土壌を対象とした対策のうち、 地下水等の摂取による影響を防止する対策を表 4.6 としている。

具体的な内容 対応 目標 (下記対策を複数併用 備考 することも可能) 遮水工封じ込め(不溶化後の封じ 土壌汚染対策法に示される 込めを含む) レベル1のリスク評価#1 対策工の考え方に準じた対 による選定可能な対策 遮断工封じ込め 粘性土等による被覆・浸透防止 (1)雨水・地下水の浸透、 および浸出水の発生防止 転圧による透水性の低下 レベル2(詳細モデル)の (2)重金属等の溶出低減 不溶化等の処理 リスク評価に基づく対策 リスク評価#2による選定・ 設計可能な対策 吸着層 (3)重金属等の捕捉 浸出水処理 -体区域*への搬出 (4)その他

表 4.6 地下水等の摂取による影響を防止する対策の内容 61)

対応マニュアルに脚注の#1,2を加筆

- *ここで一体区域とは、同一の自然的原因により重金属等が存在し、かつ岩石・土壌の全 含有量バックグラウンド値が同程度以上の区域を指す。
- #1 レベル1リスク評価:標準モデル。土壌汚染対策法に示される対策工の考え方に準じたレベルのリスク評価。
- #2 レベル 2 リスク評価:詳細モデル。レベル 1 (標準モデル)を実施した後、詳細な調査・解析を実施し、現場状況に応じた対策の選定・設計・施工が可能となるレベルのリスク評価。レベル 2 のリスク評価欄に示した対策は、性能基準が明確に規定されていない対策。

表 4.6 によると複数の工法があるが、今回調査した文献事例では、遮水工封じ込め(主に遮水シート)が多数を占めた。その理由は以下のことが考えられる。

- ・表 4.6 に示すレベル 2 の対策工法は土壌汚染対策法では定められておらず、性能基準が明確に規定されていない対策であることから、適用には詳細な調査・解析が必要であり、かつ専門家の意見等が必要である。
- ・遮断工封じ込めとは、底面及び側面に鉄筋コンクリート等の遮断層を、上面にコンクリート蓋を設置し、降雨・流入水や地下水の侵入を防止する工法である。すなわち、遮水工封じ込めと比較すると費用が高い。

ただし、遮水工封じ込め工法は、第二溶出量基準に不適合の場合は、不溶化し第二溶出量 基準に適合させた上で、実施することが必要である。このため、第二溶出量基準を不適合の 掘削土等と適合した掘削土等と分離した対応が必要である。

金澤ら 91)によるトンネル工事等で発生した自然由来重金属含有土壌・岩石の対策方法の 事例調査においても、対策方法として遮水工封じ込めが多く、経済性や施工性が挙げられて おり、周辺住民への生活環境リスクの懸念や飲用井戸の有無が不溶化や場外搬出を含めた対 策選定の判断材料として取り上げられている。

なお、瑞浪超深地層研究所における掘削工事においても、花崗岩帯において砒素及びふっ素が溶出量基準を超過した箇所については、場外搬出して処理を行った 92),93)。 岩体については土対法の対象外であるが、自治体と締結した「瑞浪超深地層研究所に係る環境保全協定書」 4)において掘削土の溶出量(土壌溶出量基準値を参考)についても規定されているためである。

(4) 排水処理に関する対策例

排水処理プロセスが明記されていたのは、甲子トンネル 74 、新三国トンネル $^{76)^{\sim}78}$ 、仙台市地下鉄東西線工事 $^{86),87)}$ の 3 事例であった。

甲子トンネルは、トンネル湧水に重金属が溶出している可能性が高いので、重金属対応型の濁水処理設備を設置する計画である。重金属の処理方法は低コストの水酸化物処理方式により鉛・カドミウムを処理し、ヒ素は水酸化物共沈法で、セレンは吸着法で処理を行う計画となっている。

新三国トンネルは、重金属等(鉛、砒素)が排水基準を超過する可能性がある約1,600m³/dの排水処理対策として、凝集沈殿法を主体とし、モニタリングの結果から排水処理基準を満足しないと判断される場合には、重金属用の凝集剤と砂ろ過装置をくみ合わせたシステムを適宜追加する対策を採用する計画となっている。また故障等の場合を考慮し、予備を含んだ2系列を設置する計画である。

仙台市地下鉄東西線建設工事では、ヒ素が排水基準を超過する約 30m³/d の排水対策として、吸着塔を採用している。凝集沈殿法では薬剤添加槽と沈殿物除去層の 2 槽が必要となり、設備規模が大きくなるため、吸着塔を採用している。

(5) 金属鉱山の水処理技術

今回調査したトンネル工事等の事例では、排水処理対策についての記載が少なかった。このため、金属鉱山の水処理技術に関する文献を調査した。その結果、高橋 94)が水処理の概要についてまとめている。

代表的な廃水処理フローとして、中和プロセスの後に固液分離プロセスを挙げている。このうち、中和プロセスにおける中和澱物の処理は、水処理のプロセスにおいて比較的コストが高いことから、中和澱物の減容化及びコスト削減方法として、シックナー(沈降分離)において分離された沈殿物を再度中和攪拌層に添加する繰り返し利用を挙げている。そのメリットとして、下記2点が示されている。

- ・密度が高く粒径の大きい中和澱物の生成により、沈降性が向上するとともに脱水性向上に よって体積が減少。
- ・中和澱物には未反応の薬剤(アルカリ剤)が一部含まれていることから、これを中和槽に 繰り返すことで中和剤の節約になる。

また、水中の重金属は主にアルカリ剤の添加により pH を上げることで水酸化物として沈殿または共沈により除去される。アルカリ剤には、水酸化カルシウム(消石灰: $Ca(OH)_2$)、酸化カルシウム(生石灰: CaO)、炭酸カルシウム($CaCO_3$)、水酸化ナトリウム(苛性ソーダ、NaOH)、水酸化マグネシウム($Mg(OH)_2$)、酸化マグネシウム(MgO)等が使用されるが、これらはそれぞれのコストや中和能力、溶解性等に違いがあり、廃水に適合したアルカリ剤を選定することになる。カルシウム系のアルカリ剤は比較的安価であるため使用されることが多いが、石膏を生成するため、沈殿物の増加やスケールの付着により、水処理に悪影響を与えることもある。

元素別の主な廃水処理方法は以下のとおりである。

①鉄

3 価の鉄は pH が 4 を超えるとイオンで安定に存在できなくなり、水酸化物として沈殿する。そのため、鉄が 2 価で存在している場合は、曝気や鉄酸化バクテリア等により水中の鉄イオンを 3 価に酸化し、そのあとにアルカリ剤の添加により pH を中性にし、鉄を水酸化物として沈殿させる。

曝気による反応 $4Fe^{2+}+4H+O_2 \rightarrow 4Fe^{3+}+2H_2O$ 水酸化物沈殿 $Fe^{3+}+3OH+Fe(OH)_3\downarrow$

②銅

銅は廃水中に2価で存在することが多く、pHを7程度にすることで水酸化物沈殿が生じるため、消石灰等によってpHをあげて処理する。

$$Cu^{2+}+2OH$$
 \rightarrow $Cu(OH)_2 \downarrow$

③亜鉛、鉛、カドミウム、マンガン

pH を 8 以上にしなければ水酸化物沈殿を生じない。アルカリ剤を多く添加して重金属を 沈殿させたのち、硫酸等の酸を添加することで処理水を中和に戻す必要がある(逆中和)。 カドミウムやマンガンの処理では、高い反応性が必要なためアルカリ剤として苛性ソーダを 用いて処理するところもある。

4) 砒素

砒素は高pH領域でも溶存体として安定に存在することができるため、アルカリ剤で砒素単独の沈殿物を生成することは困難である。そのため、砒素含有廃水は鉄共沈により処理することになる。この鉄共沈とは鉄が水酸化物沈殿する際に砒素等のイオンを取り込んで沈殿することである。処理原水中の鉄濃度が高い場合は鉄を処理する際に除去されるが、処理原水中の鉄濃度が低い場合は硫酸鉄や塩化鉄を添加して鉄沈殿を生じさせて処理することになる。

5. まとめ

地下水管理技術の開発として、湧水中のふっ素及びほう素処理のより効率的な処理が可能 かどうか検討するため、最新処理技術について関連する文献を調査し、研究所の湧水処理へ の適用可能性について考察するとともに、自然由来の地下水汚染や土壌汚染の対策事例を取 りまとめた。

研究所の湧水処理への適用可能性については、最新処理技術を調査したものの、掘削工事による SS やセメントの使用、ふっ素とほう素の除去率が異なる等、研究所の湧水は天然の地下水処理と異なる点があり、現行の凝集沈殿処理によるふっ素の除去や pH 調整後に、吸着法(イオン交換)によるほう素除去の方式が適切であると考えられた。

なお、今回の排水処理に関する最新技術動向の調査結果をまとめた排水処理方法の概括的なイメージを図 5.1 に示す。一般的に、吸着法の多くは環境基準を満足できる濃度まで処理可能である。ただし、吸着材は高価であり、かつ高濃度の場合は少量の処理で吸着限界に達して破過してしまうため、高濃度の排水処理には不向きである。一方、凝集沈殿法は比較的廉価であり、高濃度処理に対しての適用性が高い。ただし、処理水の濃度を環境基準未満のような低濃度まで処理することが難しく、また、処理可能な場合でも除去量が小さい割に汚泥発生量が多量になることがあり、低濃度処理に適しているとは言い難い。これらのことから、大量の排水を環境基準値等の低濃度まで水処理する際は、以下の 2 段階に分け実施することが適当と考えられる。

第1段階(高濃度処理) 凝集沈殿法等 第2段階(低濃度処理) 吸着法等

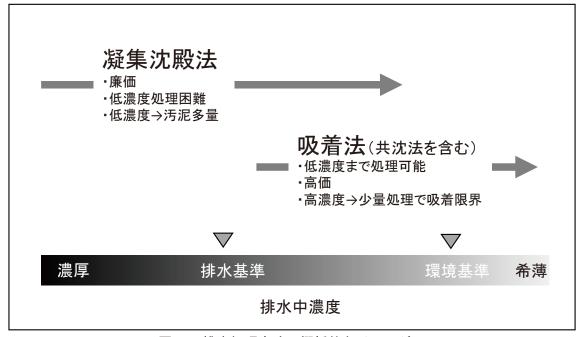


図 5.1 排水処理方法の概括的なイメージ

ただし、以下のことから上記に該当しない場合も多々あることに留意が必要である。

- ・重金属等の種類により処理方法が異なる。
- ・凝集沈殿法や吸着法の種類も多数あり、処理能力等も異なる。
- ・凝集沈殿法、吸着法以外の処理方法もある。また、処理方法の呼称や分類の仕方が複数 ある。
- ・工場排水や土木工事で発生する排水は、基本的に排水基準まで処理すれば良く、環境基準まで処理可能か否かを公表している事例は少ない。

自然由来の土壌汚染や地下水汚染の処理技術や対策事例の整理としては、環境の変化(酸化環境と還元環境)や土壌形態、重金属類の溶出特性に応じた対策をしている。それらは、掘削工事等によって本来の存在環境(酸化や還元状態)から異なる状況に置かれることによって汚染が発生するため、本来の存在環境、すなわち封じ込めの対策を取る例が多い。関連する地下水汚染の対策としては、含有する重金属類に対応した処理方法がとられているが、自然由来の地下水は工業排水よりも低濃度で変動が大きいといった特徴があり、対応の難しさがある。個別の元素に対する処理技術は、コストは別として確立されているので、上記の特徴に対して処理技術を如何に効率的に組み合わせて対応していくかが重要と考えられる。また、初期状態(工事前)の把握と継続的なモニタリングも必要であり、関連する法令や基準を把握した上で、数値は基準に適合しているか、数値の変動が何を示しているのかの監視も求められる。

参考文献

- 1) 濱克宏,岩月輝希, 松井裕哉,見掛信一郎,笹尾英嗣,大澤英昭:超深地層研究所計画における調査研究計画;第 3 期中長期計画における調査研究,JAEA-Review 2016-004, 2016, 38p.
- 2) 土木学会建設技術研究委員会土壌・地下水汚染対策研究小委員会編:自然由来金属汚染に関するマニュアル等と試験方法についての調査報告書,2016,34p.
- 3) 環境省:温泉排水規制に関する検討会(第1回)資料3 温泉排水に対するほう素、ふっ素の規制の経緯,2010,
 http://www.env.go.jp/water/onsen-haisui/conf/01/mat03.pdf(参照:2017年12月14日).
- 4) 日本原子力研究開発機構東濃地科学センター: 瑞浪超深地層研究所に係る環境保全協定書, https://www.jaea.go.jp/04/tono/kyoute/kyote051114k2.pdf (参照: 2017 年 12 月 14 日).
- 5) 見掛信一郎,山本勝,池田幸喜,杉原弘造,竹内真司,早野明,佐藤稔紀,武田信一,石井洋司,石田英明,浅井秀明,原雅人,久慈雅栄,南出賢司,黒田英高,松井裕哉,鶴田忠彦,竹内竜史,三枝博光,松岡稔幸,水野崇,大山卓也:結晶質岩を対象とした坑道掘削における湧水抑制対策の計画策定と施工結果に関する考察,JAEA-Technology 2010-026, 2010, 146p.
- 6) 濱克宏, 岩月輝希, 松井裕哉, 見掛信一郎, 石橋正祐紀, 尾上博則, 竹内竜史, 野原壯, 笹尾英嗣, 池田幸喜, 小出馨: 超深地層研究所計画,年度報告書; 2015 年度, JAEA-Review 2016-023, 2016, 65p.
- 7) 佐藤成二,尾方伸久,竹内竜史,武田匡樹:超深地層研究所計画における研究坑道での 湧水量計測; (2004~2011 年度) データ集, JAEA-Data/Code 2013-020, 2014, 38 p.
- 8) 野原壯, 三枝博光, 岩月輝希, 濱克宏, 松井裕哉, 見掛信一郎, 竹内竜史, 尾上博則, 笹尾英嗣: 超深地層研究所計画における研究坑道の掘削を伴う研究段階(第 2 段階) 研究成果報告書, JAEA-Research 2015-026, 2016, 98p.
- 9) 東濃地科学センター施設建設課:瑞浪超深地層研究所研究坑道掘削工事;平成 14 年度 から平成 17 年度までの建設工事記録(平成 18 年度の一部を含む), JAEA-Review 2012-026, 2012, 252p.
- 10) 齋正貴, 萩原大樹, 松島博之, 野田 正利, 納多勝, 安藤賢一, 田中達也, 上田正, 本田ゆう子, 水野 崇: 超深地層研究所計画における地下水の地球化学に関する調査研究・瑞浪層群・土岐花崗岩の地下水の地球化学特性データ集・(2004 年 4 月~ 2008 年 3 月), JAEA-Data/Code 2010-010, 2010, 75p.
- 11) 弥富洋介,島田顕臣,尾方伸久,杉原弘造,瀬古典明,笠井昇,保科宏行,植木悠二, 玉田正男:放射線グラフト重合法により作製した捕集材を用いた瑞浪超深地層研究所に おける湧水処理の検討(2006 年度成果報告書)(共同研究),JAEA-Technology 2008-056, 2008, 12p.
- 12) 東濃地科学センター 施設建設課:瑞浪超深地層研究所研究坑道掘削工事(その 6) 平成 26 年度、27 年度建設工事記録, JAEA-Review 2016-027, 2017, 190p.

- 13) 宮西賢一, 森本一生, 高田史朗: 天然鉱物資源を利用した超深層地下水中のフッ素除去技術の実例, 第13回 地下水・土壌汚染とその防止対策に関する研究集会, 2007.
- 14) 日本原子力研究開発機構東濃地科学センター:東濃地科学センター週報 PDF, https://www.jaea.go.jp/04/tono/syuho/syuho.html (参照: 2017年12月14日).
- 15) T. Iwatsuki, R. Furue, H. Mie, S. Ioka and T. Mizuno: Hydrochemical Baseline Condition of Groundwater at the Mizunami Underground Research Laboratory, Applied Geochemistry, vol.20, Issue 12, 2005, pp.2283-2302.
- 16) 三枝博光,松井裕哉,濱克宏,佐藤稔紀,鶴田忠彦,竹内竜史,國丸貴紀,松岡稔幸,水野崇:超深地層研究所計画における調査研究の考え方と進め方-深度 500m までの調査研究計画-,JAEA-Review 2011-022, 2011, 78p.
- 17) 岩月輝希, 湯口貴史, 大森一秋, 長谷川隆, 宗元隆志:瑞浪超深地層研究所における深度 500m までの地球化学調査および調査技術開発, JAEA-Research 2013-021, 2013, 63p.
- 18) 日本原子力研究開発機構東濃地科学センター:「瑞浪超深地層研究所に係る環境保全協定書」に基づく排出水等の測定結果, https://www.jaea.go.jp/04/tono/an_miuwater/an_miuwater_1.html (参照: 2017 年 12 月 14 日).
- 19) 島田允堯: 自然由来重金属等による地下水・土壌汚染問題の本質: フッ素, 応用地質技術年報, no.30, 2011, pp.3-29.
- 20) 岐阜県:地下水の水質調査結果(平成 28 年度)-概況調査及び定期モニタリング調査-, http://www.pref.gifu.lg.jp/kurashi/kankyo/kankyo-hozen/c11264/H28.html (参照: 2017年12月14日).
- 21) 島田允堯: 自然由来重金属等による地下水・土壌汚染問題の本質: ホウ素, 応用地質技術年報, no.32, 2013, pp.29-55.
- 22) 玉田正男:高分子の放射線加工,原子力 eye, vol.53, no.1, 2007, pp.9-12.
- 23) 玉田正男: 海水からウラン、温泉からスカンジウムーグラフト捕集材による有用金属の 回収,原子力 eye, vol.53, no.4, 2007, pp.68-71.
- 24) 玉田正男:海水中の希少金属の回収, 土木施工, 2007年3月号, 2007, pp.78-82.
- 25) 日本原子力研究開発機構プレス発表:「草津温泉から希少金属の回収に成功 放射線グラフト重合で開発した金属捕集布でスカンジウム回収を実証-」(2008年10月7日), http://www.jaea.go.jp/02/press2008/p08100703/index.html (参照:2017年12月14日).
- 26) 弥富洋介,島田顕臣,尾方伸久,杉原弘造,瀬古典明,笠井昇,保科宏行,植木悠二, 玉田正男:放射線グラフト重合法により作製した捕集材を用いた瑞浪超深地層研究所に おける湧水処理の検討 (2007 年度成果報告書) (共同研究), JAEA-Technology 2009-054, 2009, 10p.
- 27) 弥富洋介,保科宏行,瀬古典明,島田顕臣,尾方伸久,杉原弘造,笠井昇,植木悠二, 玉田正男:放射線グラフト重合法により作製した捕集材を用いた瑞浪超深地層研究所に おける湧水処理の検討(2008 年度成果報告書)(共同研究),JAEA-Technology 2010-045, 2011, 10p.

- 28) 弥富洋介,保科宏行,瀬古典明,島田顕臣,尾方伸久,杉原弘造,笠井昇,植木悠二, 玉田正男:放射線グラフト捕集材を用いた湧水中フッ素・ホウ素除去効率化の検討,日 本原子力学会和文論文誌,vol.9, No.3, 2010, pp.330-338.
- 29) 環境省:温泉排水処理技術に関する開発普及等調査, http://www.env.go.jp/water/onsen-haisui/tech.html (参照: 2017年12月14日).
- 30) 環境省:排水処理技術の事例, ほう素及びその化合物, ふっ素及びその化合物, http://www.env.go.jp/water/effluent_case/pdf/boron-fluorine.pdf(参照: 2017 年 12 月 14 日).
- 31) 環境省:非金属元素排水処理技術分野 (ほう素等排水処理技術), https://www.env.go.jp/policy/etv/field/f08/index.html (参照: 2017年12月14日).
- 32) 朝田裕之, 恵藤良弘: フッ素とホウ素の処理技術, 環境技術, vol. 29, No. 4, 2000, pp.283-289.
- 33) 和田祐司: 排水中ホウ素・フッ素の法規制・除去・処理技術, 化学装置, vol.52, no.8, 2010, pp.68-79.
- 34) 和田祐司: フッ素含有排水の高度処理法, 科学と工業, vol.76, no.11, 2002, pp.557-564.
- 35) NEC ファシリティーズ:フッ素排水処理システム, http://www.necf.jp/solution-service/eco/01-2.html(参照:2017年12月14日).
- 36) 環境省:平成23 年度 温泉排水処理実証試験報告書, http://www.env.go.jp/water/onsen-haisui/tech/rep_h23.pdf(参照:2017 年 12 月 14 日).
- 37) 林一樹:半導体工業における純水の役割とその廃液処理技術, Journal of the Society of Inorganic Materials, Japan, vol.12, no.319, 2005, pp.559-564.
- 38) 栗田工業株式会社:自動アルカリ汚泥循環処理による汚泥減容化技術 KHDS®5, http://www.kurita.co.jp/products/khds.html (参照: 2017年12月14日).
- 39) 二瓶智也, 林浩志, 山崎淳司, 所千晴: MgO を中和剤とする層状複水酸化物の生成反応とフッ素排水処理法への応用, 資源と素材, vol.129, no.4, 2013, pp.132-137.
- 40) 廣木功実, 三上八州家, 渡辺大晃: ハロゲンキラーによる排水中の F、B の除去, 表面技術, vol.55 no.8, 2004, pp.526-528.
- 41) 伊藤晴彦: セリウム,ジルコニュウム系吸着剤の特性とその活用事例,第 19 回イオン交換セミナーーイオン交換技術の新たな展開ー要旨集,2006, http://www.jaie.gr.jp/linkfile/seminar/proceedings_19.pdf (参照:2017年12月14日).
- 42) 株式会社日本海水 HP:フッ素用吸着剤(READ-F、READ-F(HG)、READ-F(PG)), http://www.nihonkaisui.co.jp/products/environment_product?tid=reads&sid=2#tab_reads (参照: 2017年12月14日).
- 43) 環境省:[環境技術実証モデル事業]平成 18 年度実証試験結果報告書の概要 非金属元素排水処理技術分野(ほう素等排水処理技術), 2006, http://www.env.go.jp/policy/etv/pdf/list/h18/02_hp.pdf(参照: 2017年12月14日).
- 44) 環境省:平成 21 年度 温泉排水処理実証試験報告書, http://www.env.go.jp/water/onsen-haisui/tech/rep_h21.pdf(参照: 2017 年 12 月 14 日).

- 45) 環境省:平成 24 年度 温泉排水処理実証試験報告書, http://www.env.go.jp/water/onsen-haisui/tech/rep_h24.pdf(参照: 2017 年 12 月 14 日).
- 46) 村上崇幸, 荒川浩輔, 大島久満, 桑原智之, 佐藤利夫: 無機層状イオン交換体ハイドロタルサイト化合物を用いた排水からのフッ素・ホウ素回収技術に関する検討, 日本海水学会, vol.62, no.3, 2008, pp.152-156.
- 47) 大野睦浩, 杉山周平, 横田季彦, 山崎淳司: NLDH/微結晶質層状複水酸化物を使った水処理システム, 粘土科学, vol.49, no.3, 2011, pp.108-112.
- 48) 環境省:温泉排水規制に関する検討会(第 10 回) 資料 4 高濃度源泉利用施設のほう 素低減方策検討結果, http://www.env.go.jp/water/onsen-haisui/conf/10/mat04.pdf(参照: 2017年12月14日).
- 49) 飯塚淳: 水中からのホウ素,フッ素除去,資源・素材 2013-秋季大会-,2013.
- 50) 和田洋六,清水健,黒田康弘,樋口昌史:エトリンガイトを用いたテトラフルオロホウ酸・六価クロム含有排水の凝集沈殿処理,表面技術,vol.67, no.2, 2016, pp.111-117.
- 51) 工藤聡, 坂田昌弘: 硫酸アルミニウムと消石灰による排水中のホウ酸の凝集沈殿処理-セッコウ添加によるホウ酸除去率の向上-, 日本化学会誌, vol. 2002, no. 2, 2002, pp.265-268.
- 52) NEC ファシリティーズ株式会社:ホウ素排水処理システム, http://www.necf.jp/solution-service/eco/01-3.html (参照:2017年12月14日).
- 53) 和田祐司:凝集沈殿法をベースとした新規ホウ素・フッ素処理技術,表面技術, vol.55, no.8, 2004, pp.517-519.
- 54) 和田祐司, 松上俊行, 森俊輔: 水中からの超高効率ホウ素除去技術, 化学装置, vol.54, no.2, 2012, pp.53-58.
- 55) 株式会社日本海水:ホウ素用吸着剤 (READ-B、READ-B(MC)、READ-B(LC)), http://www.nihonkaisui.co.jp/products/environment_product?tid=reads&sid=3#tab_reads (参照: 2017年12月14日).
- 56) 早川智:排水中のホウ素リサイクルシステム, 化学装置 vol.55, no.8, 2004, pp.511-516.
- 57) 環境省:[環境技術実証モデル事業]平成 17 年度実証試験結果報告書の概要 非金属元素排水処理技術分野 (ほう素等排水処理技術), 2005,
 - http://www.env.go.jp/policy/etv/pdf/list/h17/02_hp.pdf (参照:2017年12月14日).
- 58) 新日本電工株式会社:ほう素リサイクル B-クルパック, http://www.nippondenko.co.jp/ourbusiness/environment/environmental-system/crsy stem/wayacid/(参照:2017年12月14日).
- 59) 公害防止の技術と法規編集委員会編:新・公害防止の技術と法規 2006 水質編, 2006, 947p.
- 60) 弥富洋介, 見掛信一郎, 松井裕哉: 瑞浪超深地層研究所における湧水中ふっ素・ほう素 処理の検討について, 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, 2017.
- 61) 建設工事における自然由来重金属等含有土砂への対応マニュアル検討委員会: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(暫定版), 2010, 90p,

- http://www.mlit.go.jp/sogoseisaku/region/recycle/pdf/recyclehou/manual/sizenyurai manyu_zantei_honbun.pdf(参照:2017年12月14日).
- 62) 環境省水・大気環境局土壌環境課:土壌汚染対策法に基づく調査及び措置に関するガイドライン(改訂第2版),平成24年8月,
 - http://www.env.go.jp/water/dojo/gl_ex-me/index.html(参照:2017年12月14日).
- 63) 打木弘一,宮口新治,門倉伸行,大塚誠治,三沢泉,技術実態調査検討部会:自然由来 重金属等含有土壌等の調査・対策に係わる現状の問題点及び技術的な課題,第 20 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,2014.
- 64) 休廃止鉱山鉱害防止対策研究会,休廃止鉱山鉱害防止事業の新たな方向性-国民経済的 負担の軽減を目指して-(中間報告), 2010,
 - http://www.meti.go.jp/committee/materials2/downloadfiles/g100614e06j.pdf(参照:2017 年 12 月 24 日).
- 65) 建設工事における自然由来重金属等含有土砂への対応マニュアル検討委員会,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(暫定版)資料集,2010,60p,
 - http://www.mlit.go.jp/sogoseisaku/region/recycle/pdf/recyclehou/manual/sizenyurai manyu_zantei_siryou.pdf(参照:2017年12月14日).
- 66) 北岡幸:自然由来の重金属等に係る調査及び対策について,地球環境,vol.15, no.1, 2010, pp.23-30.
- 67) 環境省通知: 汽水域等における「ふっ素」及び「ほう素」濃度への海水の影響程度の把握方法について, 環水企 89-2・環水管 68-2, 2003, http://www.env.go.jp/hourei/05/000060.html (参照: 2017年12月14日).
- 68) 佐々木靖人, 浅井健一, 品川俊介: 自然的原因による重金属汚染の対策技術開発(1), 土木研究所 平成 22 年度重点プロジェクト研究報告書, 2010, https://www.pwri.go.jp/jpn/results/report/report-project/2010/pdf/pro-8-5.pdf(参照: 2017年12月14日).
- 69) 奥村興平, 桜井國幸, 門間聖子: 岩石由来の環境汚染に関する調査について, 応用地質技術年報, no.26, 2006, pp.79-93.
- 70) 門間聖子, 森研一郎, 堀修, 野溝昌宏: 仙台市内に分布する竜の口層の岩石の重金属溶 出特性について, 日本応用地質学会平成 20 年研究発表会講演論文集, 2010, pp.75-76.
- 71) 和田信一郎: 土壌における重金属類の動態, 地球環境, vol.15, no.1, 2010, pp.15-21.
- 72) 丸茂克美: 自然由来の重金属に起因する土壌汚染問題への地球科学的アプローチ, 地学雑誌, vol.116, no.6, 2007, pp.877-891.
- 73) 濱本拓志,藤野直樹: 重金属を含むトンネル地山の調査・対策例 (中部地方の山岳トンネルの例: その 2),全地連「技術フォーラム 2011」京都講演要旨集,2011,http://www.web-gis.jp/e-Forum/2011/046.PDF (参照: 2017年12月14日).
- 74) 中根稔, 佐藤周治, 小沼宏嗣: トンネル掘削に伴う重金属を含んだ変質岩および地下水の処理計画とこれまでの実績について, 土木学会第59回年次学術講演会要旨集, 2004, pp.787-788.

- 75) 戸田建設: 重金属を含んだトンネルずりの環境汚染防止 (2004年11月11日), http://www.toda.co.jp/news/2004/20041111.html (参照: 2017年12月14日).
- 76) 河東頼男, 立松和憲, 橋爪智: 新東名高速道路豊田東 JCT~浜松いなさ JCT 間のトンネル群, トンネルと地下, vol.47, no.7, 2016, pp.7~16.
- 77) 山脇慎,中野正樹,三嶋信雄,新東名高速道路盛土建設における重金属含有土対策,第 24回中部地盤工学シンポジウム論文集,2012,pp.139-146.
- 78) 国土交通省関東地方整備局高崎河川国道事務所,新三国トンネル環境検討委員会第 1 回検討資料,2014, http://www.ktr.mlit.go.jp/ktr_content/content/000108496.pdf (参照:2017年12月14日).
- 79) 国土交通省関東地方整備局高崎河川国道事務所,新三国トンネル環境検討委員会第 2 回検討資料,2014, http://www.ktr.mlit.go.jp/ktr_content/content/000113780.pdf (参照: 2017年12月14日).
- 80) 国土交通省関東地方整備局高崎河川国道事務所,新三国トンネル環境検討委員会第 3 回 検討資料, http://www.ktr.mlit.go.jp/ktr_content/content/000113782.pdf (参照: 2017年12月14日).
- 81) 木津武志, 木下栄治, 海老坂トンネル掘削発生土の土壌汚染対策事例について, 平成26 年度(第36回)滋賀県土木技術研究発表会講演要旨, 2014, http://www.pref.shiga.lg.jp/h/d-kanri/kikaku/files/7_kizu.pdf(参照:2017年12月14日).
- 82) 細川迭男, 菅井皇人, 山崎充: 自然的原因により重金属等を溶出するトンネル掘削土判定と処理-日本海沿岸東北自動車道 大館~小坂 雪沢第二トンネルー, 応用地質, vol.47, no.6, 2007, pp.346-353.
- 83) 笠間太郎, 鶴巻道二: 六甲山地トンネル湧水状況とその水質, 応用地質, vol.12, no.1, 1971, pp.16-28.
- 84) 佐々木幹夫, 木村裕俊, 赤澤正彦, 長谷川利晴: 八甲田トンネルで発生する鉱化変質岩の環境対策, 土と基礎, vol.53, No.5, 2005, pp.8-10.
- 85) 服部修一,太田岳洋,木谷日出男:酸性水発生に関わる掘削残土の応用地質学的検討-鉱山に近接して施工される八甲田トンネルにおける岩石特性評価法-,応用地質,vol.43, no.6, 2003, pp.359-371.
- 86) 札幌市建設局土木部: 道道西真駒内清田線(こばやし峠) トンネル掘削ずり適正処理指針【改定版】, 2013,
 - http://www.city.sapporo.jp/kensetsu/stn/genzainojigyo/kobayashi/documents/syorish ishin.pdf(参照:2017年12月14日).
- 87) 札幌市建設局土木部:主要道道西野真駒内清田線(こばやし峠)道路整備事業における 自然的原因により重金属が基準を超えるトンネル掘削ずりの対応について,2009年10 月6日報道発表資料,
 - http://www.city.sapporo.jp/kensetsu/stn/genzainojigyo/kobayashi/documents/091016 houdo.pdf(参照:2017 年 12 月 14 日).
- 88) 仙台市地下鉄東西線技術検討委員会建設発生土部会:仙台市地下鉄東西線技術検討委員会建設発生土部会檢討資料,2007,

- https://www.kotsu.city.sendai.jp/kigyou/pdf/touzaisen_gkiinkai13_1.pdf (参照: 2017年3月22日).
- 89) 青木卓也, 五十嵐敏文, 飯尾佳浩: アルカリ性トンネル排水の性状と自然浄化作用による中和過程, 応用地質, Vol.50, No.5, 2009, pp.273-279.
- 90) 青木卓也, 五十嵐敏文, 飯尾佳浩, 西尾英明: 大気中二酸化炭素の溶解によるアルカリ性トンネル排水の pH 低減, 応用地質, 第51巻, 第5号, 2010, pp.220-228.
- 91) 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, 2017.
- 92) 東濃地科学センター 施設建設課:瑞浪超深地層研究所研究坑道掘削工事; 平成 20 年度 建設工事記録, JAEA-Review 2010-061, 2011, 156p.
- 93) 東濃地科学センター 施設建設課:瑞浪超深地層研究所研究坑道掘削工事(その 5) 平成 24 年度, 25 年度建設工事記録, JAEA-Review 2016-002, 2016, 116p.
- 94) 高橋達:最新鉱山環境技術事情 (2), 金属資源レポート, vol.44, no.5, pp.23-30.

国際単位系(SI)

表 1. SI 基本単位

基本量	SI 基本単位			
巫平里	名称	記号		
長 さ	メートル	m		
質 量	キログラム	kg		
時 間	秒	s		
電 流	アンペア	A		
熱力学温度	ケルビン	K		
物質量	モル	mol		
光 度	カンデラ	cd		

表2. 基本単位を用いて表されるSI組立単位の例

組立量	SI 組立単位		
和工里	名称	記号	
面	責 平方メートル	m ²	
体		m^3	
速 さ , 速 月	まメートル毎秒	m/s	
加 速 月		m/s^2	
波	毎メートル	m ⁻¹	
密度,質量密度	ま キログラム毎立方メートル	kg/m ³	
面積密度	ま キログラム毎平方メートル	kg/m ²	
比 体 和	責 立方メートル毎キログラム	m³/kg	
電流密度	まアンペア毎平方メートル	A/m ²	
磁界の強き	アンペア毎メートル	A/m	
量濃度 ^(a) ,濃厚	ま モル毎立方メートル	mol/m ³	
質 量 濃 月	ま キログラム毎立方メートル	kg/m ³	
輝		cd/m ²	
出 切 半	b) (数字の) 1	1	
比透磁率(^{b)} (数字の) 1	1	

表3. 固有の名称と記号で表されるSI組立単位

平立周 圧エ	組立量	名称		SI 組立単位	
立周圧	組立量	to the			
立周圧			記号	他のSI単位による SI基本単位に、	
立周圧		20170	記り	表し方	表し方
周圧	平 面 角	ラジアン ^(b)	rad	1 (p)	m/m
圧	立 体 角	ステラジアン ^(b)	sr ^(c)	1 (b)	m^2/m^2
	刮 波 数	(ヘルツ ^(d)	Hz		s^{-1}
	力	ニュートン	N		m kg s ⁻²
エ	王力, 応力	パスカル	Pa	N/m ²	m ⁻¹ kg s ⁻²
	エネルギー、仕事、熱量	ジュール	J	N m	m ² kg s ⁻²
仕	士事率, 工率, 放射束	ワット	W	J/s	m ² kg s ⁻³
電	電荷,電気量	クーロン	C		s A
電	電位差 (電圧),起電力	ボルト	V	W/A	m ² kg s ⁻³ A ⁻¹
静	浄 電 容 量	ファラド	F	C/V	$m^{-2} kg^{-1} s^4 A^2$
電		オーム	Ω	V/A	m ² kg s ⁻³ A ⁻²
コ	コンダクタンプ	ジーメンス	S	A/V	$m^{-2} kg^{-1} s^3 A^2$
磁	滋	ウエーバ	Wb	Vs	m ² kg s ⁻² A ⁻¹
磁	滋 束 密 度	テスラ	T	Wb/m ²	kg s ⁻² A ⁻¹
1		ヘンリー	Н	Wb/A	m ² kg s ⁻² A ⁻²
セ	セルシウス温度	セルシウス度 ^(e)	$^{\circ}$ C		K
光	光 束	ルーメン	lm	cd sr ^(c)	cd
照		ルクス	lx	lm/m^2	m ⁻² cd
敖	放射性核種の放射能 ^(f)	ベクレル ^(d)	Bq		s^{-1}
瓜田須具 レーラルゼ 八日				I/lva	22
カ	カーマ	2 24	Gy	J/Kg	m s
縍	泉量当量,周辺線量当量,	. (-)		7.0	9 -9
力	方向性線量当量,個人線量当量	シーベルト(8)	Sv	J/kg	m" s "
		カタール	kat		s ⁻¹ mol
電コ磁磁イセ光照放吸力線方	電 気 抵 打 ス ス ス ス ス ス ス ス ス ス ス ス ス ス ス ス ス ス	ジーメンス ウエーバ テスラ ヘンリー セルシウス度 ^(e) ルーメン ルクス ベクレル ^(d) グレイ	S Wb T H C Im lx Bq Gy Sv	A/V Vs Wb/m^2 Wb/A $cd sr^{(c)}$	m² kg s³ A² m² kg s³ A² m² kg s² A¹ kg s² A¹ kg s² A² K cd m² cd

- 酸素活性|カタール kat simple

 (a)SI接頭語は固有の名称と記号を持つ組立単位と組み合わせても使用できる。しかし接頭語を付した単位はもはやコヒーレントではない。
 (b)ラジアンとステラジアンは数字の1に対する単位の特別な名称で、患についての情報をつたえるために使われる。実際には、使用する時には記号rad及びsrが用いられるが、習慣として組立単位としての記号である数字の1は明示されない。
 (c)測光学ではステラジアンという名称と記号srを単位の表し方の中に、そのまま維持している。(d)へルソは周朝現象についてのみ、ペクレルは放射性接種の統計的過程についてのみ使用される。(d)セルシウス度はケルビンの特別な名称で、セルシウス温度を表すために使用される。セルシウス度とケルビンの単位の大きさは同一である。したがって、温度差や温度開局を表す数値はどもらの単位で表しても同じである。(f)放射性核種の放射能(activity referred to a radionuclide)は、しばしば誤った用語で"radioactivity"と記される。(g)単位シーベルト(PV,2002,70,205)についてはCIPM動告2(CI-2002)を参照。

表 4 単位の中に因有の名称と記号を含むSI組立単位の例

表 4. 単位 Ø)中に固有の名称と記号を含		立の例
	S.	I 組立単位	
組立量	名称	記号	SI 基本単位による 表し方
粘度	パスカル秒	Pa s	m ⁻¹ kg s ⁻¹
カのモーメント	ニュートンメートル	N m	m ² kg s ⁻²
表 面 張 力	ニュートン毎メートル	N/m	kg s ⁻²
	ラジアン毎秒	rad/s	m m ⁻¹ s ⁻¹ =s ⁻¹
角 加 速 度	ラジアン毎秒毎秒	rad/s^2	m m ⁻¹ s ⁻² =s ⁻²
熱流密度,放射照度	ワット毎平方メートル	W/m ²	kg s ⁻³
熱容量,エントロピー		J/K	$m^2 \text{ kg s}^{-2} \text{ K}^{-1}$
比熱容量, 比エントロピー	ジュール毎キログラム毎ケルビン	J/(kg K)	$m^2 s^{-2} K^{-1}$
比エネルギー	ジュール毎キログラム	J/kg	m ² s ⁻²
熱 伝 導 率	ワット毎メートル毎ケルビン	W/(m K)	m kg s ⁻³ K ⁻¹
体積エネルギー	ジュール毎立方メートル	J/m ³	m ⁻¹ kg s ⁻²
電界の強さ	ボルト毎メートル	V/m	m kg s ⁻³ A ⁻¹
	クーロン毎立方メートル	C/m ³	m ⁻³ s A
	クーロン毎平方メートル	C/m ²	m ² s A
電 束 密 度 , 電 気 変 位	クーロン毎平方メートル	C/m ²	m ⁻² s A
誘 電 率	ファラド毎メートル	F/m	$m^{-3} kg^{-1} s^4 A^2$
透磁率	ヘンリー毎メートル	H/m	m kg s ⁻² A ⁻²
モルエネルギー	ジュール毎モル	J/mol	m ² kg s ⁻² mol ⁻¹
モルエントロピー, モル熱容量	ジュール毎モル毎ケルビン	J/(mol K)	m ² kg s ⁻² K ⁻¹ mol ⁻¹
照射線量 (X線及びγ線)	クーロン毎キログラム	C/kg	kg⁻¹ s A
吸 収 線 量 率	グレイ毎秒	Gy/s	m ² s ⁻³
放射 強度	ワット毎ステラジアン	W/sr	m4 m-2 kg s-3=m2 kg s-3
放 射 輝 度	ワット毎平方メートル毎ステラジアン	$W/(m^2 sr)$	m ² m ⁻² kg s ⁻³ =kg s ⁻³
酵素活性濃度	カタール毎立方メートル	kat/m³	m ⁻³ s ⁻¹ mol

表 5. SI 接頭語									
乗数	名称	記号	乗数	名称	記号				
10^{24}	ヨ タ	Y	10 ⁻¹	デ シ	d				
10^{21}	ゼタ	Z	10 ⁻²	センチ	c				
10^{18}	エクサ	E	10 ⁻³	₹ <i>リ</i>	m				
10^{15}	ペタ	Р	10 ⁻⁶	マイクロ	μ				
10^{12}	テラ	Т	10 ⁻⁹	ナーノ	n				
10^{9}	ギガ	G	10 ⁻¹²	ピコ	p				
10^{6}	メガ	M	10^{-15}	フェムト	f				
10^{3}	丰 口	k	10 ⁻¹⁸	アト	a				
0	2. 2		-01	18					

10-24 ヨクト

表6. SIに属さないが、SIと併用される単位							
名称	記号	SI 単位による値					
分	min	1 min=60 s					
時	h	1 h =60 min=3600 s					
目	d	1 d=24 h=86 400 s					
度	0	1°=(π/180) rad					
分	,	1'=(1/60)°=(π/10 800) rad					
秒	"	1"=(1/60)'=(π/648 000) rad					
ヘクタール	ha	1 ha=1 hm ² =10 ⁴ m ²					
リットル	L, l	1 L=1 l=1 dm ³ =10 ³ cm ³ =10 ⁻³ m ³					
トン	t	1 t=10 ³ kg					

da

表7. SIに属さないが、SIと併用される単位で、SI単位で 表される数値が実験的に得られるもの

名称	記号	SI 単位で表される数値					
電子ボルト	eV	1 eV=1.602 176 53(14)×10 ⁻¹⁹ J					
ダ ル ト ン	Da	1 Da=1.660 538 86(28)×10 ⁻²⁷ kg					
統一原子質量単位	u	1 u=1 Da					
天 文 単 位	ua	1 ua=1.495 978 706 91(6)×10 ¹¹ m					

表8. SIに属さないが、SIと併用されるその他の単位

名称	記号	SI 単位で表される数値		
バール	bar	1 bar=0.1MPa=100 kPa=10 ⁵ Pa		
		1 mmHg≈133.322Pa		
オングストローム	Å	1 Å=0.1nm=100pm=10 ⁻¹⁰ m		
海里	M	1 M=1852m		
バーン	b	1 b=100fm ² =(10 ⁻¹² cm) ² =10 ⁻²⁸ m ²		
ノット	kn	1 kn=(1852/3600)m/s		
ネ ー パ	Np ¬	CI単位しの粉は的な則核は		
ベル	В	SI単位との数値的な関係は、 対数量の定義に依存。		
デ シ ベ ル	dB ~	, , , , , , , , , , , , , , , , , , , ,		

表 9. 固有の名称をもつCGS組立単位

名称	記号	SI 単位で表される数値
エルグ	erg	1 erg=10 ⁻⁷ J
ダ イ ン	dyn	1 dyn=10 ⁻⁵ N
ポアズ	P	1 P=1 dyn s cm ⁻² =0.1Pa s
ストークス	St	1 St =1cm ² s ⁻¹ =10 ⁻⁴ m ² s ⁻¹
スチルブ	sb	1 sb =1cd cm ⁻² =10 ⁴ cd m ⁻²
フ ォ ト	ph	1 ph=1cd sr cm ⁻² =10 ⁴ lx
ガル	Gal	1 Gal =1cm s ⁻² =10 ⁻² ms ⁻²
マクスウエル	Mx	$1 \text{ Mx} = 1 \text{G cm}^2 = 10^{-8} \text{Wb}$
ガ ウ ス	G	1 G =1Mx cm ⁻² =10 ⁻⁴ T
エルステッド ^(a)	Oe	1 Oe ≙ (10 ³ /4 π)A m ⁻¹

(a) 3元系のCGS単位系とSIでは直接比較できないため、等号「 △ 」 は対応関係を示すものである。

表10. SIに属さないその他の単位の例

名称					記号	SI 単位で表される数値
+	ユ		リ	ſ	Ci	1 Ci=3.7×10 ¹⁰ Bq
ν	ン	卜	ゲ	ン	R	$1 \text{ R} = 2.58 \times 10^{-4} \text{C/kg}$
ラ				k	rad	1 rad=1cGy=10 ⁻² Gy
ν				ム	rem	1 rem=1 cSv=10 ⁻² Sv
ガ		ン		7	γ	$1 \gamma = 1 \text{ nT} = 10^{-9} \text{T}$
フ	æ.		ル	131		1フェルミ=1 fm=10 ⁻¹⁵ m
メートル系カラット			1 メートル系カラット= 0.2 g = 2×10 ⁻⁴ kg			
卜				ル	Torr	1 Torr = (101 325/760) Pa
標	準	大	気	圧	atm	1 atm = 101 325 Pa
力	П		IJ	ſ	cal	1 cal=4.1858J(「15℃」カロリー),4.1868J (「IT」カロリー),4.184J(「熱化学」カロリー)
3	ク		口	ン	μ	1 μ =1μm=10 ⁻⁶ m