

# 資料集

1.	土壌・地下水汚染に係る基準値	資料 1
2.	関係法令等	資料 3
	2-1 土砂のたい積、埋立て等による土壌汚染の防止を図る条例等	資料 3
	2-2 不溶化処理土壌の評価方法（(社)土壌環境センター技術標準 抜粋）	資料 6
3.	岩石・土壌に含まれる重金属等の起源を識別する試験方法	資料 8
4.	各重金属等の基準値設定根拠	資料 12
5.	蛍光X線分析装置の定量下限値および検出限界	資料 15
6.	短期溶出量試験結果の補正方法	資料 16
7.	過酸化水素水を用いる促進酸化試験	資料 18
8.	硫化鉱物を含む岩石・土壌の溶出特性	資料 19
9.	実現象再現溶出試験方法の例	資料 22
10.	迅速判定試験の適用事例	資料 31
11.	リスク評価手法の理論	資料 32
12.	リスク計算例	資料 37
13.	特定有害物質の地盤（地下水を含む）内での挙動	資料 44
14.	酸性水への対応	資料 45
15.	ケースヒストリー	資料 48

# 1. 土壌・地下水汚染に係る基準値

表-1 土壌・地下水汚染に係る基準値

土壌汚染 対策法に 基づく分類	特定有害 物質の種類	環境基本法		土壌汚染対策法			海洋汚染 防止法
		土壌 環境基準 (mg/L)	地下水 環境基準 (mg/L)	指定基準		第二溶出量 基準 (mg/L)	水底土砂に 係る判定基準 (mg/L)*
				土壌溶出量 基準 (mg/L)	土壌含有量 基準 (mg/kg)		
第一種 特定有害 物質 (揮発性 有機化合 物等)	四塩化炭素	0.002 以下	0.002 以下	0.002 以下	—	0.02 以下	0.02 以下
	1,2-ジクロロエタン	0.004 以下	0.004 以下	0.004 以下	—	0.04 以下	0.04 以下
	1,1-ジクロロエチレン	0.02 以下	0.1 以下	0.02 以下	—	0.2 以下	0.2 以下
	シス-1,2-ジクロロエチレン**	0.04 以下	0.04 以下	0.04 以下	—	0.4 以下	0.4 以下
	1,3-ジクロロプロペン	0.002 以下	0.002 以下	0.002 以下	—	0.02 以下	0.02 以下
	ジクロロメタン	0.02 以下	0.02 以下	0.02 以下	—	0.2 以下	0.2 以下
	トリクロロエチレン	0.03 以下	0.03 以下	0.03 以下	—	0.3 以下	0.3 以下
	1,1,1-トリクロロエタン	1 以下	1 以下	1 以下	—	3 以下	3 以下
	1,1,2-トリクロロエタン	0.006 以下	0.006 以下	0.006 以下	—	0.06 以下	0.06 以下
	テトラクロロエチレン	0.01 以下	0.01 以下	0.01 以下	—	0.1 以下	0.1 以下
	塩化ビニルモノマー	—	0.002 以下	—	—	—	—
	1,4-ジオキサン	—	0.05 以下	—	—	—	—
	ベンゼン	0.01 以下	0.01 以下	0.01 以下	—	0.1 以下	0.1 以下
	有機塩素化合物	—	—	—	—	—	40 以下*
第二種 特定有害 物質 (重金属 等)	カドミウム及びその化合物	0.01 以下 農用地では米 1kg に つき 1mg 未満	0.01 以下	0.01 以下	150 以下	0.3 以下	0.1 以下
	六価クロム化合物	0.05 以下	0.05 以下	0.05 以下	250 以下	1.5 以下	0.5 以下
	シアン化合物	不検出	不検出	不検出	遊離シアン 50 以下	1 以下	1 以下
	水銀及びその化合物	0.0005 以下 アルキル水銀 は不検出	0.0005 以下 アルキル水銀 は不検出	0.0005 以下 アルキル水銀 は不検出	15 以下	0.005 以下 アルキル水銀 は不検出	0.005 以下 アルキル水銀 は不検出
	セレン及びその化合物	0.01 以下	0.01 以下	0.01 以下	150 以下	0.3 以下	0.1 以下
	鉛及びその化合物	0.01 以下	0.01 以下	0.01 以下	150 以下	0.3 以下	0.1 以下
	砒素及びその化合物	0.01 以下 農用地(田に限る)で は、土壌 1kg につき 15mg 未満	0.01 以下	0.01 以下	150 以下	0.3 以下	0.1 以下
	ふっ素及びその化合物	0.8 以下	0.8 以下	0.8 以下	4000 以下	24 以下	15 以下
	ほう素及びその化合物	1 以下	1 以下	1 以下	4000 以下	30 以下	—
	銅又はその化合物	農用地(田に限る)で は、土壌 1kg につき 125mg 未満	—	—	—	—	3 以下
	亜鉛又はその化合物	—	—	—	—	—	2 以下
	バリウム又はその化合物	—	—	—	—	—	2.5 以下
	クロム又はその化合物	—	—	—	—	—	2 以下
ニッケル又はその化合物	—	—	—	—	—	1.2 以下	
バナジウム又はその化合物	—	—	—	—	—	1.5 以下	
第三種 特定有害 物質 (農薬等)	ポリ塩化ビフェニル(PCB)	不検出	不検出	不検出	—	0.003 以下	0.003 以下
	チウラム	0.006 以下	0.006 以下	0.006 以下	—	0.06 以下	0.06 以下
	シマジン	0.003 以下	0.003 以下	0.003 以下	—	0.03 以下	0.03 以下
	チオベンカルブ	0.02 以下	0.02 以下	0.02 以下	—	0.2 以下	0.2 以下
	有機りん化合物	不検出	不検出	不検出	—	1 以下	1 以下
硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素	—	10 以下	—	—	—	—	

- 1 土壌溶出量とは土壌に水を加えた場合に溶出する物質の量を、土壌含有量とは土壌に含まれる物質の量をいう。
- 2 土壌溶出量は環境省告示（第 18 号平成 15 年 3 月 6 日）、土壌含有量は環境省告示（第 19 号平成 15 年 3 月 6 日）により測定したもの。
- 3 水底土砂に係る判定基準は環境庁告示（第 14 号昭和 48 年 2 月 17 日）により測定したもの。
- 4 「不検出」とは、2 に掲げる方法により測定した場合において、その結果が当該方法の定量限界を下回ることをいう。
- 5 有機塩素化合物とは廃棄物処理令別表第三の三第二十四号に掲げるものをいう。
- 6 有機りん化合物とはパラチオン、メチルパラチオン、メチルジメトン及び EPN をいう。
- 7 第一種特定有害物質のうち、ベンゼンを除く揮発性有機化合物 12 項目が DNAPLs（水より比重大）に分類され、ベンゼンは LNAPLs（水より比重小）に分類される。

\* 有機塩素化合物の単位は mg/kg

\*\*地下水環境基準においてはシス体とトランス体の和である 1,2-ジクロロエチレンの基準値を示す。

## 2. 関係法令等

### 2-1 土砂のたい積、埋立て等による土壌汚染の防止を図る条例等

「平成 19 年度 土壌汚染対策法の施行状況及び土壌汚染調査・対策事例等に関する調査結果」（平成 21 年 1 月 30 日、環境省 水・大気環境局発表）を引用したもので、当該調査以後に制定されたものについては未記載。

#### (1) 都道府県・土壌汚染対策法政令市が制定している条例等

茨城県	茨城県土砂等による土地の埋立て等の規制に関する条例
栃木県	栃木県土砂等の埋立て等による土壌の汚染及び災害の発生の防止に関する条例
埼玉県	埼玉県土砂の排出、たい積等の規制に関する条例
千葉県	千葉県土砂等の埋立て等による土壌の汚染及び災害の発生の防止に関する条例
岐阜県	岐阜県埋立て等の規制に関する条例
兵庫県	産業廃棄物等の不適正な処理の防止に関する条例 淡路地域における残土の埋立事業の適正化に関する要綱
徳島県	徳島県生活環境保全条例（土砂等の埋立て等に関する環境保全）
香川県	みどり豊かでうるおいのある県土づくり条例
愛媛県	愛媛県土砂等の埋立て等による土壌の汚染及び災害の発生の防止に関する条例
大分県	大分県土砂等のたい積行為の規制に関する条例
秋田市	秋田市汚染土壌の処理に関する指導要綱（施設を設置する際の基準や県外から搬入される汚染土壌保管の届出）
水戸市	水戸市土砂等による土地の埋立て等の規制に関する条例
つくば市	つくば市土砂等の埋立て等の規制に関する条例施行規則
宇都宮市	宇都宮市土砂等の埋立て等による土壌の汚染及び災害の発生の防止に関する条例
さいたま市	さいたま市土砂のたい積等の規制に関する条例
川越市	川越市土砂のたい積等の規制に関する条例
所沢市	所沢市土砂のたい積の規制に関する条例
千葉市	千葉市土砂等の埋立て等による土壌の汚染及び災害の発生の防止に関する条例
市川市	市川市土砂等の埋立て等による土壌の汚染及び災害の発生の防止に関する条例
船橋市	船橋市土砂等の埋立て等による土壌の汚染及び災害の発生の防止に関する条例
柏市	柏市埋立事業規制条例
市原市	市原市土砂等による土地の埋立て、盛土及びたい積行為の規制に関する条例
相模原市	相模原市盛土等の規制に関する条例

#### (2) 都道府県・土壌汚染対策法政令市以外が制定している条例等

秋田県	大館市	大館市環境保全条例（土壌等の搬入及び処理、処分に係る制限）
茨城県	日立市、高萩市、北茨木市、笠間市、ひたちなか市、常陸大宮市、那珂市、茨城町、大洗町、城里町、東海村、大子町	土砂等による土地の埋立て等の規制に関する条例
	常陸太田市、小美玉市	土砂等による土地の埋立て、盛土及びたい積の規制に関する条例
栃木県	大田原市、矢板市、上三川町、壬生町、下野市、足利市、栃木市、佐野市、鹿沼市、日光市、小山市、真岡市、西方町、二宮町、益子町、茂木町、市貝町、芳賀町、藤岡町、岩舟町、都賀町、塩谷町、高根沢町、那須町、大平町、那須塩原市、さくら市、那須烏山市、那珂川町	土砂等の埋立て等による土壌の汚染及び災害発生の防止に関する条例
	野木町	野木町うるおいのあるまちづくり条例
群馬県	桐生市	桐生市土砂等の埋立て等による土壌の汚染及び災害の発生防止に関する条例
	板倉町	板倉町残土等による土地の埋立て盛土又はたい積行為に関する指導要綱 板倉町土砂等による土地の埋立ての規制に関する条例
	邑楽町	邑楽町土砂等による土地の埋立て等の規制に関する条例
埼玉県	東松山市、滑川町	

	土砂等による土地の埋立て等及び不法投棄の規制に関する条例
	飯能市、加須市、日高市、ときがわ町
	環境保全条例
	熊谷市、春日部市、秩父市、桶川市、幸手市、北本市、和光市、越生町、鳩山町、横瀬町
	土砂等のたい積の規制に関する条例
	狭山市、入間市、蓮田市、行田市、羽生市、久喜市、菖蒲町、嵐山町、小鹿野町
	土砂等による土地の埋立て等の規制に関する条例
	毛呂山町 土地の埋立て等の規制に関する条例
神奈川県	秦野市、伊勢原市、大井町
	土地の埋立て等の規制に関する条例
	南足柄市、中井町
	土砂等による土地の埋立て等の規制に関する条例
千葉県	佐倉市、神崎町
	土地の埋立て及び土質等の規制に関する条例
	銚子市、成田市、東金市、八街市
	土地の埋立て等及び土砂等の規制に関する条例
	館山市、大網白里町
	土砂等による土地の埋立て、盛土及びたい積行為の規制に関する条例
	木更津市、茂原市、旭市、習志野市、流山市、八千代市、君津市、富津市、四街道市、袖ヶ浦市、印西市、白井市、酒々井町、横芝光町
	土砂等の埋立て等による土壌の汚染及び災害の発生の防止に関する条例
	野田市、勝浦市、鴨川市、鎌ヶ谷市、富里市、南房総市、香取市、いすみ市、印旛村、本埜村、栄町、多古町、東庄町、九十九里町、一宮町、睦沢町、長生村、白子町、長柄町、長南町、大多喜町、御宿町
	小規模埋立て等による土壌の汚染及び災害の発生の防止に関する条例
	我孫子市 埋立て等による土壌の汚染及び災害の発生の防止に関する条例
	匝瑳市 土砂等の小規模埋立て等による土壌の汚染及び災害の発生の防止に関する条例
	山武市 残土の埋立てによる地下水の水質の汚濁の防止に関する条例
	芝山町 残土等による土地の埋立、盛土及びたい積行為の規制に関する条例
	鋸南町 土砂等による土地の埋立て、盛土及びたい積の規制に関する条例
長野県	信濃町 信濃町土砂等による土地の埋立、盛土及びたい積の規制に関する条例
岐阜県	美濃市 住みたいまち美濃市の環境を守る条例
愛知県	三好町 三好町土砂等の埋立て等による土壌の汚染及び災害の発生の防止
	犬山市 犬山市埋立て等による地下水の汚染の防止に関する条例
	大口町 大口町地下水の水質保全に関する条例
	一色町 一色町土砂等の埋立て等による汚染及び災害の発生防止に関する条例
	阿久比町 阿久比町土砂等の埋立て等による土壌の汚染及び災害の発生の防止に関する条例
京都府	亀岡市 亀岡市土砂等による土地の埋立て、盛土たい積行為及び切土の規制に関する条例
	八幡市 八幡市土砂等による土地の埋立て、盛土及びたい積行為の規制並びに土砂採取事業の規制に関する条例
	京田辺市 京田辺市土砂等による埋立事業規制に関する条例
	京丹波町 京丹波町の環境保全等に関する条例
	城陽市 城陽市砂利採取及び土砂等の採取又は土地の埋立て等に関する条例
大阪府	河内長野市 土砂埋立等による土壌汚染と災害を防止するための規制条例
	富田林市 土砂埋立て等による土壌汚染及び災害を防止するための規制条例
	岬町 土砂等による土地の埋立て、盛土又はたい積行為の規制に関する条例
	柏原市 土壌等による土地の埋立等の規制に関する条例
	羽曳野市 土砂等による土地の埋立等に関する指導要綱
兵庫県	洲本市、南あわじ市
	土砂等の埋立て等に災害及び土壌汚染の防止に関する条例
	淡路市 淡路市における残土埋立事業の適正化に関する条例

徳島県	阿南市	阿南市土砂等の埋立て等による土壌の汚染及び災害の発生の防止に関する条例
	勝浦町	勝浦町土砂等による土地の埋立て等の規制に関する条例
愛媛県	伊予市	土砂等による土地の埋立て等に関する指導要綱
	今治市	吉海町土砂等による土地の埋立て、盛土及びたい積行為の規制に関する条例（吉海町に限定）
福岡県	豊前市、吉富町、上毛町	土砂のたい積の規制に関する条例
	築上町	築上町土砂等による土地や埋立て、盛土及びたい積の規制に関する条例
熊本県	南関町	南関町土砂等の埋立て等による土壌の汚染及び災害の発生の防止に関する条例
大分県	豊後高田市	土砂等による土地の埋立て、盛土及びたい積行為の規制に関する条例
	杵築市、日出町、国東市、佐伯市、中津市、姫島村、宇佐市	土砂等による土地の埋立て、盛土及びたい積行為の規制に関する条例
鹿児島県	志布志市	土砂等による土地の埋立て、盛土及びたい積について規制（許可制）

## 2-2 不溶化処理土壌の評価方法（(社)土壌環境センター技術標準 抜粋）

### 重金属等不溶化処理土壌の pH 変化に対する安定性の相対的評価方法 —硫酸添加溶出試験法・消石灰添加溶出試験法— Leaching Test for Heavy Metals Immobilized Soil Using Acid or Alkaline Solution

#### 1. 適用範囲

この標準は、重金属等の汚染土壌を試験対象とする不溶化処理技術の検討及びその室内試験に用いることを目的とし、不溶化処理後の土壌試料について pH を一定条件で変化させたときの溶出量を相対的に評価する硫酸添加及び消石灰添加溶出試験法について規定する。

この試験方法は以下の 9 物質に適用する。

- ① カドミウム及びその化合物
- ② 六価クロム化合物
- ③ シアン化合物
- ④ 水銀及びその化合物
- ⑤ セレン及びその化合物
- ⑥ 鉛及びその化合物
- ⑦ 砒素及びその化合物
- ⑧ ふっ素及びその化合物
- ⑨ ほう素及びその化合物

ただし、シアン化合物は硫酸を添加することによって酸性になるとシアン化水素ガス（HCN）が発生するおそれがあり、溶出量を過小評価する場合がある。

**備考 1.** 本試験法は、不溶化処理の技術的な検討を目的とした一定の条件を定めた溶出試験方法であり、測定値は相対的なものとなる。従って法令、基準、他の類似試験規格との整合性はなく比較もできない。

**備考 2.** 本試験法は、以下の試料は試験適用の対象としない。

- ① 自然地盤の土壌および建設発生土
- ② 不溶化処理を含む措置を施す前の汚染土壌
- ③ 汚染土壌において、不溶化処理以外の措置（例えば加熱処理、洗浄処理等）を施した土壌
- ④ 廃棄物が混入していることにより全体が廃棄物であると判断されるもの
- ⑤ 溶融スラグ等、廃棄物の処理・無害化物

**備考 3.** 現場において不溶化処理を施した土壌に適用することを妨げるものではない。

（後略）

（出典：(社)土壌環境センター技術標準「重金属等不溶化処理土壌の pH 変化に対する安定性の相対的評価方法」より抜粋）

- ・ 硫酸添加溶出試験法・消石灰添加溶出試験法およびその結果について

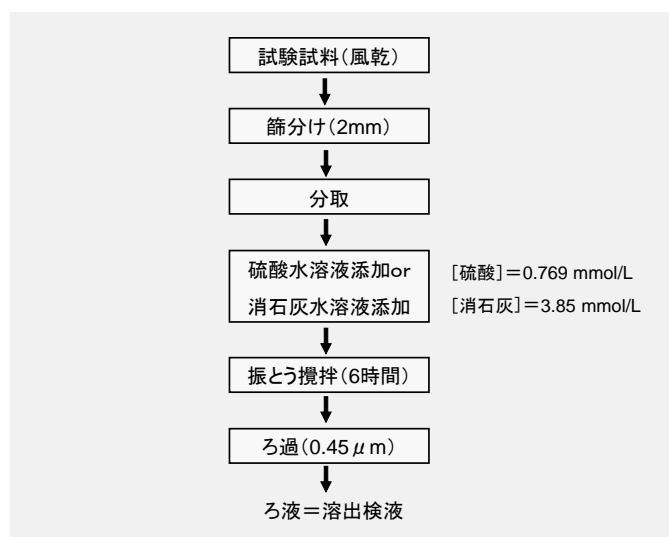


図1 硫酸添加溶出試験法と消石灰添加溶出試験法の手順

硫酸添加溶出試験法および消石灰添加溶出試験法で得られた結果は、不溶化处理土壤の100年間の安定性（本技術標準解説書 参考資料 2）を評価するものでも保証するものでもない。しかしながら、本試験で重金属が溶出しない技術であれば、安定した不溶化处理効果が期待できることは容易に推察できる。また、埋め戻した不溶化处理土壤は、多少の酸あるいはアルカリに曝されたとしても、重金属等の再溶出を起こすおそれが少ないと評価することはできる。

（後略）

（出典：（社）土壤環境センター技術標準「重金属等不溶化处理土壤のpH変化に対する安定性の相対的評価方法」解説書より抜粋）



### 3. 岩石・土壌に含まれる重金属等の起源を識別する試験方法

天然の鉱物には特定の重金属等を主成分、あるいは副成分として含むことが知られている。対象となる岩石・土壌中に特定の重金属等を含む天然の鉱物が確認できれば、重金属等の起源が自然由来である有力な証拠となる。

一般的には肉眼による鉱物鑑定、光学顕微鏡を用いた岩石薄片試料やスミアスライド試料の鉱物鑑定、X線回折試験による鉱物分析により、特定の重金属等を含む鉱物を確認する。

ここでは、上記の伝統的な鉱物学的観察・分析手法についての説明を省略し、化学分析を主体とした分析手法の例を紹介する。

#### (1) 存在形態分析法

ひ素や鉛などの重金属等は土壌の間隙水中に溶存する形態や、粘土鉱物表面の吸着態やイオン交換態、炭酸塩鉱物態、有機物と結合している有機物態、鉄・マンガン鉱物態、硫化鉱物態などとして存在している(図-1)。分別抽出法は塩化マグネシウムや酢酸、シュウ酸などの溶媒を用いて、粘土鉱物表面の吸着態やイオン交換態、有機物と結合している有機物態として存在するひ素や鉛を解放して溶媒に移行させて分析する。また硝酸等の溶媒を用いて、鉱物の中に存在するひ素や鉛を溶媒に溶かして分析できる(図-2)。分別抽出法は使用する溶媒によって様々な方法に分類されるが、現在では Tessier らの方法や Community Bureau of Reference, Commission of the European Community の提唱した3段階抽出法である BCR 法が普及している<sup>1)</sup>。

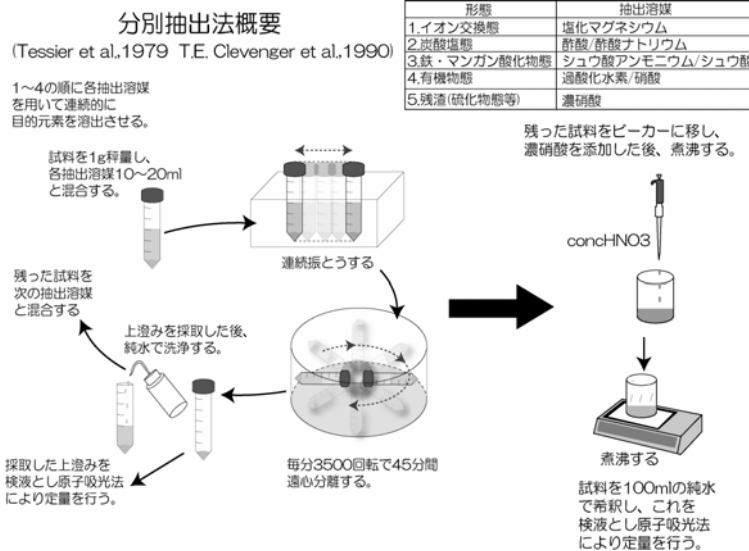
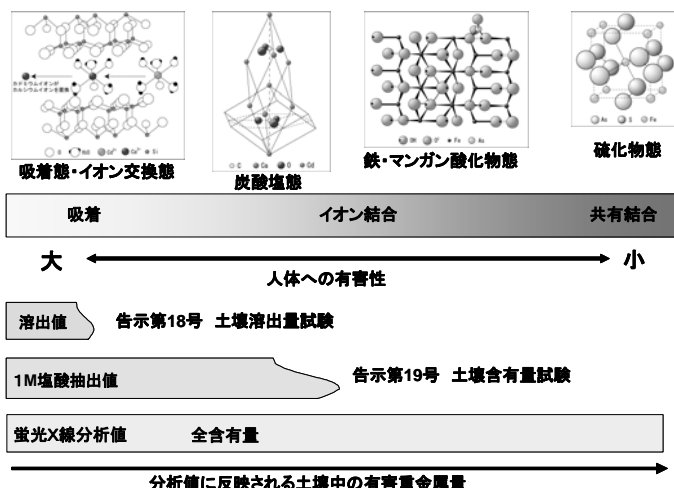


図-2 分別抽出法の概要

図-3 は鉱床地域に分布する自然由来の鉛汚染土壌と、工業活動に伴って生じた人為的鉛汚染土壌の分別抽出法による鉛分析結果である。この事例では、自然由来の鉛汚染土壌には吸着態として存在する鉛の割合が多く、工業活動に伴って生じた人為的鉛汚染土壌には炭酸塩態として存在する鉛（実際は酸化鉛として存在していると考えられる）の割合が多い<sup>1)</sup>。

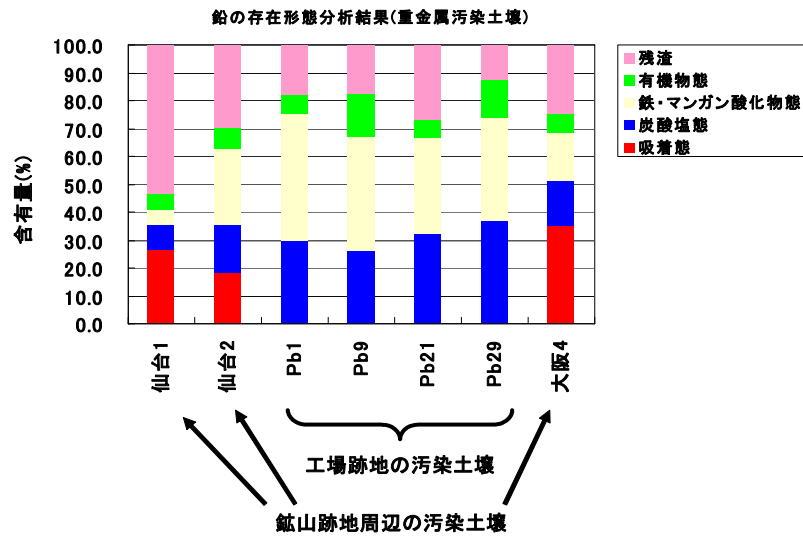


図-3 工場跡地の人為汚染土壌と鉱山跡地の自然由来重金属の鉛の存在形態の相違

## (2) 鉛同位体分析法

鉛には質量数が204の鉛の他に、ウラン238が分裂する過程で生成される質量数が206の鉛や、ウラン235が分裂する過程で生成される質量数が207の鉛、さらにトリウム232が分裂する過程で生成される質量数が208の鉛が存在する。こうした<sup>204</sup>Pb、<sup>206</sup>Pb、<sup>207</sup>Pb、<sup>208</sup>Pbの存在比は、鉛の指紋であり、鉛の起源の特定に活用することができる。特に<sup>206</sup>Pb、<sup>207</sup>Pb、<sup>208</sup>Pbの存在比はICP質量分析計で分析できるため、データの入手が容易である(丸茂ら、2003)。

図-4は鉛含有量が290～54,000mg/kgの人為的鉛汚染土壌の<sup>206</sup>Pb、<sup>207</sup>Pb、<sup>208</sup>Pbの存在比と、公定法による溶出試験で汚染土壌として評価されてしまう千葉県市原市周辺の自然由来の汚染土壌の<sup>206</sup>Pb、<sup>207</sup>Pb、<sup>208</sup>Pbの存在比、それに日本各地の鉱山周辺の自然由来の鉛の<sup>206</sup>Pb、<sup>207</sup>Pb、<sup>208</sup>Pbの存在比を比べた結果である<sup>1)</sup>。非汚染土壌と鉛汚染土壌とを識別することは可能である。また自然由来の鉛汚染土壌と、人為的鉛汚染土壌との区別も可能である。

鉛の同位体分析では<sup>204</sup>Pb、<sup>206</sup>Pb、<sup>207</sup>Pb、<sup>208</sup>Pbのすべての比を測定する場合には表面電離型質量分析計(TIMS)が必要であるが、この装置は一部の大学や国・公立系の研究機関などに設置されているものの、計量証明事業所には配備されていないのが現状である。一方、<sup>206</sup>Pb、<sup>207</sup>Pb、<sup>208</sup>Pbのみの測定ではICP質量分析計で対応できるため、一部の計量証明事業所で分析サービスが行われている。

鉛同位体組成を用いた汚染土壌の識別

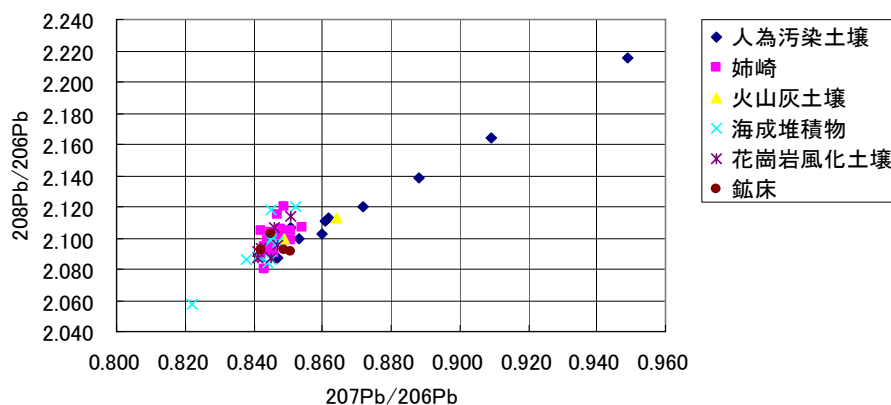


図-4 わが国の様々な土壌・堆積物試料の鉛同位体組成データには人為汚染を受けた土壌、姉崎地域の土壌・堆積物、関東・九州地域の火山灰質土壌、海成堆積物、花崗岩風化土壌、および金属鉱床周辺の土壌が含まれる

(3) 蛍光X線分析法

自然由来のひ素やカドミウム、鉛などは鉱物態として存在するため、これらの元素が自然由来のものであるか人為汚染に起因するかを識別するためには、鉱物の含まれる硫黄やカリウム、カルシウム、鉄、亜鉛などの分析を実施し、各元素量の相関を調べる必要がある。例えば鉛がカリ長石に含まれる場合には(図-5)、カリウムと鉛の全含有量の間には正の相関が見られる<sup>2)</sup>。また、ひ素と鉄の全含有量の間には正の相関がある場合には(図-6)、ひ素は鉄鉱物として存在する可能性が高い<sup>3)</sup>。また、蛍光X線分析法は土壌中に含まれる大半の元素を分析することができるため、ひ素やカドミウム、鉛などの汚染が自然由来のものか、人為汚染に起因するかを判断するための重要な情報を提供できる。

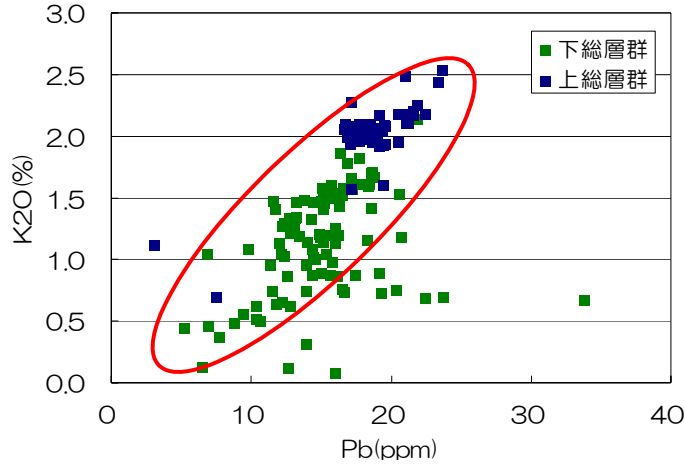


図-5 市原地域の堆積物中の鉛とカリウムの全含有量の相関

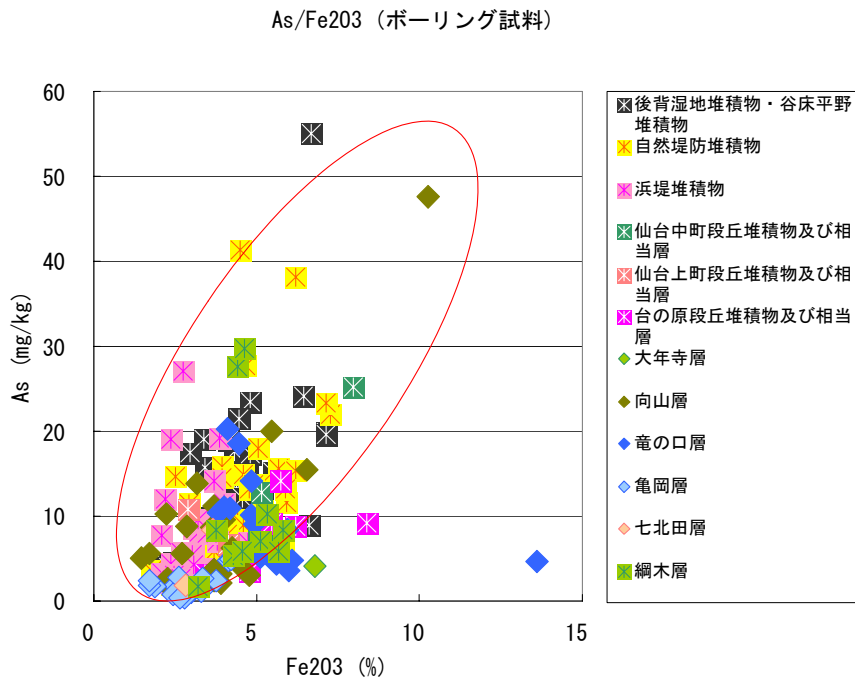


図-6 仙台市のボーリング試料中の砒素と鉄の全含有量の相関

#### (4) 電子線やX線を用いた有害物質の直視観察

土壌は可視光線を通さないため、土壌中に含まれる有害物質の直視観察を行うためには、電子線やX線を活用して、ひ素やカドミウム、鉛を含む粒子を直視観察して形態を把握することができる。またエネルギー分散型X線分析装置を利用してこれらの粒子の化学組成を分析することにより、これらの元素が自然由来の鉱物態として存在しているか、あるいは自然界に存在する鉱物とは異なった形態と化学組成を有する化合物として存在するかを把握することができる。

例えば鉛の存在形態の解明のためには、エネルギー分散型X線分析装置を装備した透過型分析電子顕微鏡を用いて、鉛を含んだ物質の同定と化学分析を行うことが有効である<sup>1)</sup>。図-7は鉄、亜鉛、鉛を含む硫化鉱物の電子顕微鏡写真である。なお、電子顕微鏡は真空系下で電子を発生させて試料を観察するため、操作が複雑であり、装置も高額であるため、設置されている施設も限定される。また、観察できる範囲も微小域に限定されるため、用途は実験室での詳細分析に限定される。

一方、X線は電子線に比べて貫通力が高く、かつ大気中でも使用できる簡便な方法（透視X線法）である。特に鉛のような重い元素からなる粒子を判定する場合、透視X線法を用いることにより土壌中の存在形態を把握できる<sup>4)</sup>。図-8は人為汚染を受けた土壌中に含まれる金属鉛粒のX線透視像である。

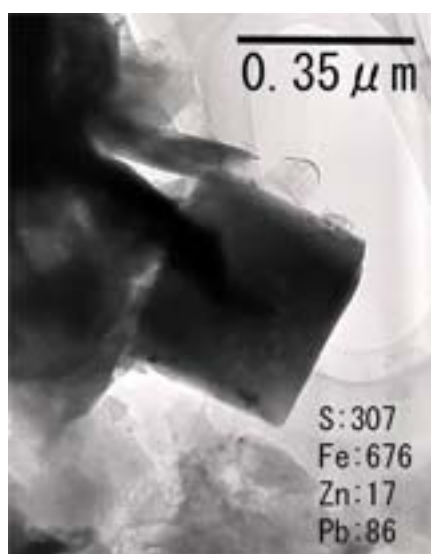


図-7 鉄、亜鉛、鉛を含む硫化鉱物の電子顕微鏡写真

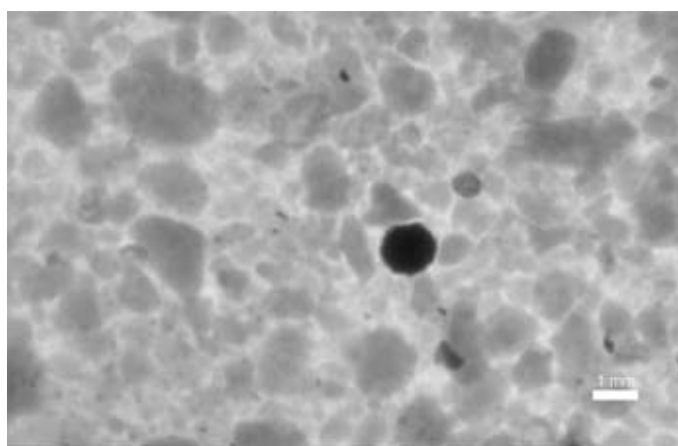


図-8 人為汚染土壌中の金属鉛粒の透過X線像

#### 【引用文献】

- 1) 丸茂克美・江橋俊臣・氏家 亨(2003)：日本各地の土壌中の重金属含有量と鉛同位体組成，資源地質，53巻。
- 2) 独立行政法人産業技術総合研究所地質調査総合センター (2003)：土壌・地質汚染評価基本図「5万分の1 姉崎」。
- 3) 独立行政法人産業技術総合研究所地質調査総合センター (2006)：土壌・地質汚染評価基本図「5万分の1 仙台地域」。
- 4) 丸茂克美・小野雅弘・細川好則(2008)：可搬型X線透視装置による鉛汚染土壌分析，第14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要旨。

## 4. 各重金属等の基準値設定根拠

### (1) 総水銀

現行の総水銀の水質環境基準値 (0.0005mg/L) は、魚介類の食品としての暫定的規制値 (総水銀 0.4ppm、メチル水銀 0.3ppm) を越えない環境濃度として設定されており、これは環境水質が 0.0005mg/L から 0.001mg/L 程度であれば、十分な安全率を持って魚介類中の水銀含有量が暫定的規制値以下にとどまるという専門家会議での検討結果に基づいている。またアルキル水銀の水質環境基準値は、魚介類による生物濃縮を考慮すればできるだけ低いことが望ましく、検出されないこと (検出限界 0.0005 mg/L) とされている。

総水銀の水質環境基準値は以下のように定められている。1972年の国際連合食糧農業機関 (FAO) と世界保健機関 (WHO) のジョイント委員会 (JECFA) では総水銀の暫定耐容1週摂取量 (PTWI) を 5 $\mu$ g/kg と定め、その中にメチル水銀が 3.3 $\mu$ g/kg 以上含まれてはならないとした。この PTWI のデータから、無機水銀が生体内や環境中でメチル水銀に変化する可能性も考慮し、より安全側にたった観点で総水銀の水質基準値を算出している。水銀の主な曝露は食物からであり、PTWI の 10% を飲用水の寄与率として計算すると、総水銀の飲用水の規制値は 0.001 mg/L 以下となる。WHO のガイドラインもこの値が採用されているが、わが国ではそれ以前からより厳しい 0.0005mg/L が採用されており、基準の継続性を考慮して現在もその値が採用されている。

汚染土壌からの水銀化合物の摂取量が現行の飲用水からの理論最大摂取量と同程度となるよう算定すると、土壌含有量基準値の設定値は 9.0mg/kg となる。

なお、国際がん研究機関 (IARC) では、メチル水銀化合物は Group 2B (ヒトで発がんの可能性あり) に分類されているが、現時点では発がん性に基づくメチル水銀化合物の実質安全量 (VSD) 等を導き出すことはできない状況にある。また、金属水銀と無機水銀化合物は Group 3 (ヒト発がん性に分類できない) に分類されている。

### (2) カドミウム

カドミウムが最も影響を及ぼす器官は腎臓とされており、まず低分子量タンパク質の尿中排泄量の増大を招き、さらにカドミウムの蓄積が増えると骨からのミネラルの再吸収を引き起こし、腎臓結石や骨軟化症が発症する。JECFA では PTWI として 7 $\mu$ g/kg/week を設定しており、2003年の見直しにおいても現行の PTWI 値を維持することにした。この PTWI 値 (耐容1日摂取量 (TDI) 値として 1 $\mu$ g/kg/day) に基づき、水の寄与率 10%、体重 50kg、飲料水量 2L/day として、わが国のカドミウムの水質環境基準値は 0.01mg/L と定められており、魚類におけるカドミウムの蓄積についても飲料水の基準程度であれば問題がないと考えられる。

汚染土壌からのカドミウム化合物の摂取量が現行の飲用水からの理論最大摂取量と同程度となるよう算定すると、土壌含有量基準値の設定値は 150mg/kg となる。

カドミウムが吸入経路による発がん性をもつ証拠がいくつかあり、IRAC はカドミウムとカドミウム化合物を Group 1 (ヒトの発がん性) に分類した。しかし、経口投与による発がん性に関しては、限られた知見しかない。

### (3) 鉛

鉛は蓄積毒なので身体負荷増を避けねばならない物質である。JECFA では 1986年に乳児の代謝研究で、鉛の平均1日摂取量 3~4  $\mu$ g/kg で血中鉛レベルの増加には関連がないことを示す一方、5  $\mu$ g/kg の摂取で鉛が貯留することを示し、幼児に対する PTWI として 25 $\mu$ g/kg/week (TDI 相当値 3.5 $\mu$ g/kg/day) を設定した。これより WHO で定めた鉛の水質基準のガイドライン値は 0.01mg/L となっている。この値は、体重 5kg の人工栄養の乳児が1日に 0.75L の飲料水を消費するものとし、飲料水からの鉛摂取量を 50% と仮定し得られるものである。鉛に対し最も感受性の強い乳幼児を防護する値なので、この幼児に対する PTWI 値により他の年齢群も防護できるとしている。わが国では、水道管に鉛管が多く使われてきたため、かつて水質環境基準は 0.1mg/L であったが、1994年に改定され現在は 0.01mg/L となっている。

汚染土壌からの鉛化合物の摂取量が現行の飲用水からの理論最大摂取量と同程度となるよう算定すると、土壌含有量基準値の設定値は 150mg/kg となる。

ヒトへの鉛の発がん性は、研究数が限られているものの、鉛塩摂取と腎臓腫瘍の関係が実験的に示されており、鉛と無機鉛化合物は IARC の Group 2B とされている。

### (4) ひ素

世界各地でひ素汚染井戸水の摂取による慢性のひ素中毒症が発生しており、慢性中毒症状としては、皮膚の異常・

末梢性神経症・皮膚がん・末梢の循環不全などが報告されている。JECFA において、各種疫学調査に基づいてひ素の PTWI 値として 15 $\mu$ g/kg を設定した。これに基づき WHO では、水の寄与率 20%、体重 50kg、飲料水量 2L/day として、ひ素の水質基準のガイドライン値を 0.01mg/L とした。我が国における水質環境基準は、以前は慢性中毒の危険から安全性を見込んで 0.05mg/L 以下とされていたが、WHO での飲料水の水質ガイドラインの変更やその後の新たな知見の集積も踏まえて、1992 年、0.01mg/L 以下に改正された。

汚染土壌からのひ素化合物の摂取量が現行の飲用水からの理論最大摂取量と同程度となるよう算定すると、土壌含有量基準値の設定値は 150mg/kg となる。

無機ひ素化合物は、ヒトにおける発がん性の十分な証拠と動物における発がん性の限られた知見に基づき、IARC によって Group 1 (ヒトへの発がん性) に分類されている。飲料水からのひ素摂取量と発がんとの関係についてのかんりのデータが蓄積されているものの、現時点では発がん性に基づくひ素の TDI または実質安全量 (VSD) を導き出すことは困難である。今後、がんを引き起こすひ素の毒性発現メカニズムが解明されることにより、ひ素の基準値が変更される可能性がある。

#### (5) 六価クロム

六価クロムは呼吸器・消化器系障害や腎臓障害を引き起こすとされ、1958 年に WHO により六価クロムの健康影響に基づく最大許容濃度として 0.05mg/L が提案された。また、六価クロムに関して人の吸入暴露により肺がん発生が認められているが、経口毒性試験では顕著な毒性も腫瘍も認められていない。一方、金属クロムと三価クロムに関しては、顕著な毒性は認められないため、クロムの水質環境基準を定める際には六価のものに着目することが妥当とされている。この WHO の見解に基づき、わが国においても水質環境基準値は六価クロムとして 0.05mg/L 以下としている。その後 WHO 等において六価クロムの指針値について再検討がなされたが、新しい値を導く毒学的データがサポートされておらず、現在のガイドライン値が健康に重大なリスクを与えないと考えられることから数値の改定にはいたっていない。

汚染土壌からの六価クロムの摂取量が現行の飲用水からの理論最大摂取量と同程度となるよう算定すると、土壌含有量基準値の設定値は 900mg/kg となる。ただし六価クロムについては、大気から吸入暴露に伴う鼻粘膜等への直接的影響が懸念されるのに対し、土壌含有量基準で考慮するのは経口暴露に伴う影響であることから、汚染土壌の飛散による影響について留意する必要がある。

気道からの吸入による発がん性のため、IARC ではクロム(VI)は Group 1 に分類されているが、金属クロムとクロム(III)は、ヒトおよび実験動物での発がん性に関しては Group 3 (ヒト発がん性ありに分類できない) に分類されている。

#### (6) ふっ素

ふっ素は、必須元素と考えられているが、必ずしも明確な根拠は示されていなく、最小栄養学的必須摂取量も設定されていない。多くの疫学研究により、飲料水濃度 2 mg/L 以上で虫歯の予防効果が特に子供において増強されることが報告されており、この作用は少なくとも約 0.5 mg/L 以上の濃度が必要であるとされている。一方、国内外の疫学調査から 0.9~1.2 mg/L の範囲の飲料水中ふっ素濃度により、軽度の斑状菌が 12 から 46% のヒトに発生することが報告されている。わが国では 1958 年の水質基準に関する厚生省令により、ふっ素の水質環境基準が 0.8mg/L に定められ、現在に至っている。WHO によるふっ素の飲料水ガイドラインは 1.5mg/L となっており、アメリカ環境保護庁(EPA)の暫定飲料水基準では 2mg/L、EU では 1.5mg/L となっている。

汚染土壌からのふっ素の摂取量が現行の飲用水からの理論最大摂取量と同程度となるよう算定すると、土壌含有量基準値の設定値は 10,000mg/kg となる。

より高濃度の飲料水濃度では、骨へのふっ素沈着が認められ、骨の内部構造変化も引き起こすことが報告されている。発がん性に関しては、動物実験において決定的な発がん性を示すデータはなく、IARC においてもヒトへの発がん性に関し有効な知見は見当たらないとしている。

#### (7) ほう素

実験動物へのほう酸あるいはほう砂の短期あるいは長期間暴露実験により、雄生殖器官への毒性が共通して認められ、精巣傷害がラット、マウス、イヌへほう酸またはほう砂を食餌または飲料水に混ぜて投与したときに観察される。1996 年に報告されたラットを用いた催奇形性試験による最大無作用量 (NOAEL) 9.6mg/kg/day に基づき、わが国ではほう素の TDI 値として 0.096mg/kg/day を採用している。この TDI 値から水質環境基準値を求める際に、他の元素と異なる水の寄与率が使われている。ほう素の場合、水の寄与率は食品経由に対する飲用水経由の摂取率

が島嶼地域など海水淡水化を行っている地域できわめて高くなっていることから、40%として計算される。したがって、上記 TDI 値から、体重 50kg、飲用水量 2L/day として、ほう素の水質環境基準値は 1mg/L と算出されている。

汚染土壌からのほう素の摂取量が現行の飲用水からの理論最大摂取量と同程度となるよう算定すると、土壌含有量基準値の設定値は 4,000mg/kg となる。

なお、ほう素に関する多くの変異原性試験は陰性の結果を示し、ほう酸あるいはほう砂は遺伝子障害性のないことを示すと共に、ラットとマウスを用いた長期試験では腫瘍発生の増加は認められていない。

#### (8) セレン

ヒトの長期間セレン曝露による毒性影響は、爪、頭髮、肝臓でみられ、中国のデータによると、臨床生化学的徴候が 0.8mg/day の摂取でみられる。肝臓タンパク質合成への影響も、セレンを 0.25 mg/day (全曝露経路からの総 1 日摂取量は約 0.35 mg) 投与されたリウマチ様関節炎患者の小グループでみられた。セレンの毒性の臨床生化学的徴候は、食物からの平均 1 日摂取量が 4µg/kg/day の 142 人のグループでは報告されなかった。これらの結果から、ヒトの NOAEL を飲用水中の可溶セレンが食物中の有機化合セレンより有毒であると仮定し、約 4 µg/kg/day と推定している。一方、セレンはヒトの必須元素であり、WHO によると推奨 1 日摂取量は成人で 0.9 µg/kg であるので、NOAEL=TDI として水質環境基準値を算出する必要がある。したがって、TDI の飲料水へ寄与率を 10% とし、体重 50kg の人が 1 日 2L 飲むと仮定して得られた評価値 0.01mg/L がセレンの水質環境基準値となっている。

汚染土壌からのセレン化合物の摂取量が現行の飲用水からの理論最大摂取量と同程度となるよう算定すると、土壌含有量基準値の設定値は 150mg/kg となる。

飲用水中には存在しないセレン硫化物を除き、セレンには発がん性はみられない。IARC はセレンとセレン化合物を Group 3 としている。セレン化合物のラットへの長期間曝露では、成長遅延と肝臓病変が引き起こされている可能性がある。

#### 【参考文献】

##### ●水質環境基準の設定根拠全般

中央環境審議会(2004): 環境基準項目等の設定根拠等. (中央環境審議会(平成16年2月26日)「水質汚濁に係る人の健康の保護に関する環境基準等の見直しについて(第1次答申)」別紙2)

<http://www.env.go.jp/council/toshin/t090-h1510/02.pdf>

厚生科学審議会生活環境水道部会水質管理専門委員会(2003): 水質基準の見直し等について. (厚生科学審議会(平成15年4月28日)「水道法第4条第2項の規定に基づき定められる水質基準の見直しを行うことについて(答申)」別紙)

<http://www.mhlw.go.jp/shingi/2003/04/dl/s0428-4e.pdf>

##### ●土壌環境基準の考え方

土壌の含有量リスク評価検討会(2001): 土壌の直接摂取によるリスク評価等について. (中央環境審議会(平成14年9月20日)「土壌汚染対策法に係る技術的事項について(答申)」別添資料)

<http://www.env.go.jp/council/toshin/t10-h1407/08.pdf>

土壌環境施策に関するあり方懇談会(2008): 指定基準値の設定の考え方. (土壌環境施策に関するあり方懇談会(第6回)資料2)

[http://www.env.go.jp/water/dojo/sesaku\\_kondan/06/mat02.pdf](http://www.env.go.jp/water/dojo/sesaku_kondan/06/mat02.pdf)

## 5. 蛍光 X 線分析装置の定量下限値および検出限界

表-1 は、日本国内で蛍光 X 線分析装置を販売する 5 社に対し、岩石・土壌の粉末を加圧したペレット試料に関する各社保有のデータに基づき定量下限値および検出限界に関する情報を提供していただき、集約したものである。従って、本表の結果は同一の試料に基づく分析結果ではなく、測定時間などの条件も統一されていない。また、本マニュアルに沿った測定方法による結果ではないため、あくまで参考値として取り扱うものである。

表-1 蛍光 X 線分析装置の元素別定量下限値および検出限界

機器の型	元素名	カドミウム	総クロム	総水銀	セレン	鉛	ヒ素	フッ素	ほう素
エネルギー分散型・ 卓上型	定量下限値 (mg/kg)	6-12	<b>6-100</b>	12-38	2.7-9	<b>6.3-16</b>	<b>2.7-9.49</b>	測定不可	測定不可
	検出限界 (mg/kg)	2-4	<b>2-30</b>	3.6-11	0.9-3	<b>2.1-5</b>	<b>0.9-2.85</b>	測定不可	測定不可
エネルギー分散型・ 据付型	定量下限値 (mg/kg)	1.4	<b>7</b>	2.9	1.5	<b>2.7</b>	<b>1.5</b>	測定不可	測定不可
	検出限界 (mg/kg)	0.4	<b>2</b>	0.9	0.5	<b>0.8</b>	<b>0.5</b>	測定不可	測定不可
波長分散型・ 据付型	定量下限値 (mg/kg)	2.7-10	<b>3.9-13</b>	3-7	0.9-3	<b>2.7-7</b>	<b>0.9-3</b>	<b>150-380</b>	600-1500
	検出限界 (mg/kg)	0.9-3	<b>1.3-4</b>	1-2	0.3-1	<b>0.9-2</b>	<b>0.3-1</b>	<b>45-120</b>	180-500
スクリーニング基準値 (mg/kg)		0.15	65	0.05	0.1	23	9	625	10

太数字：スクリーニング基準値以下の値であることを示す。



## 6. 短期溶出量試験結果の補正方法

岩石を粉砕した試料を用いて溶出試験を行うと、一般に、実際の粒径より大きな溶出量を示すことから、土壤溶出量基準そのもので評価することは適切でない場合がある。

そこで、大粒径のまま盛土等に用いる場合は、短期溶出試験の結果を補正し、土壤溶出量基準と比較することが可能な場合がある。

大粒径の試料を用いた短期溶出試験の結果と通常の短期溶出試験の結果を用いた、短期溶出量試験結果の補正の一例を示す。

### 1. 試料の調製

現地で発生する岩石を採取・粉砕し、粒径を 40mm 以下に調整した試料 500g および粒径を 2mm 以下に調整した試料 50g を用意する。その際本文「4.7 地質試料の調製」を参考に、試料の偏りを生じないように留意する。

### 2. 大粒径の試料を用いた短期溶出試験<sup>1)</sup>の実施

粒径を 40mm 以下に調整した試料 500g を、水酸化ナトリウム水溶液を用いて pH を 5.8~6.3 に調整した蒸留水 5L と混合し、溶出試験を実施する。試料量および液量以外の仕様は、短期溶出試験に準ずる。

本試験で得られた対象元素の溶出量を  $C_{40}$  [mg/L] とする。

なお、大粒径の溶出試験結果の例を資料集 9 図 5-1 に示す。

### 3. 通常の粒径の試料を用いた短期溶出試験の実施

粒径を 2mm 以下に調整した試料 50g を用いて短期溶出試験を実施する。

本試験で得られた対象元素の溶出量を  $C_2$  [mg/L] とする。

### 4. 短期溶出量試験結果の補正係数の決定

溶出量補正係数  $\alpha$  は次式で求める。

ただし、濃度の測定における定量下限値については溶出量基準値の 1/10 もしくはそれ以下とする。その際、 $C_{40}$  が定量下限値以下の場合は、 $C_{40}$  を定量下限値とする。

$$\alpha = C_{40}/C_2$$

ここで、 $C_{40}$  [mg/L] : 大粒径の試料を用いた短期溶出試験結果

$C_2$  [mg/L] : 通常の粒径の試料を用いた短期溶出試験結果

### 5. 短期溶出試験結果

上記の試験に用いた岩石と同種の岩石と考えられるものについて、大粒径のまま盛土等に用いる場合は、短期溶出試験の結果を以下の式によって補正し、土壤溶出量基準と比較する。

補正した溶出量  $X_a$  は次式で求める。

$$X_a = \alpha \times X$$

ここで、 $X$  [mg/L] : 短期溶出試験結果

### 6. 適用の留意点

- 溶出量の粒径補正を行うにあたり、試料の不均質性に配慮し、同一岩種について複数の試験を実施し、それぞれの粒径での試験値の平均値を用いて溶出量補正係数を算出する。
- スレーキングなど、掘削後に細粒化することが明らかな岩石に対しては、溶出量の粒径補正を行わない。
- 長期的な酸性化の可能性がある試料（酸性化可能性試験で検液の pH が 3.5 以下になるもの）については補正を行わない。これまでの実験結果<sup>2)</sup>から、酸性化する試料に関しては溶出量の粒径依存性が見られないことが明らかになっている。

### 【引用文献】

- 1) 田本修一・伊東佳彦・橋本祥司(2004): 岩石の有害物質溶出に関する考察. 平成 16 年度研究発表会講演論文集, 日本応用地質学会, 33-36.
- 2) 田本修一・岡崎健治・阿南修司・伊東佳彦(2009): 酸性化した溶出水による岩石ずりの重金属類溶出量評価に

関する考察. 第8回環境地盤工学シンポジウム発表論文集, 203-208.

## 7. 過酸化水素水を用いる促進酸化試験

### 1. 試験の目的

本試験は、地質試料中に含まれる硫化鉱物が酸化した際に重金属等の溶出の可能性を評価する目的で実施されるものである。

硫化鉱物の酸化反応は、いわゆる風化現象であるため、自然界においてゆっくりと進行しているが、建設工事などによって促進されるものと判断しなければならない。すなわち、本促進酸化試験によって、対象岩石・土壌が将来にわたって内包する環境汚染リスクを推定するものである。

なお、本試験は実績が少ないため、参考として示すものである。

### 2. 試料調製および試験準備

地質試料は、乾燥させた後、粉碎し、2mm 目のふるいを全量通過させたものを用いる。

試料を酸化させる酸化剤として、過酸化水素溶液を使用する。通常 30%に調整されたものが販売されており、これをそのまま、あるいは希釈して使用する。水酸化ナトリウムによる pH 調整を行わないことが、酸性化可能性試験（本文 4.9.3）と大きく違う点である。

過酸化水素水を用いた地質試料の酸化実験では、30%、10%、5%あるいは 3%など様々な濃度にて実施されており、その試験方法も様々である。これらの試験結果より、使用する過酸化水素水の最適な濃度や地質試料の酸化程度などは把握されていない。また、高濃度の過酸化水素水を用いた場合、かなり激しく反応するため簡易試験として現場にて行う場合は安全確保に特に留意する。

ここでは、試験の安全な実施を考え、10%過酸化水素水を用いる方法を記す。過酸化水素水は、かなり激しく地質試料と反応するため、試験実施の際には、耐薬性の保護具の使用が不可欠である、特に 30%など高濃度過酸化水素水を使用する場合、現場での簡易試験としては実施せず、整備された化学実験室において、ドラフト上にて、保護メガネ等の保護具を着用の上、試験を実施することを推奨する。

### 3. 試験

固液比を 1:3 とし、容器に入れる。ガス発生が収まるまで放置（2 時間以上）し、その後、軽く振とう攪拌する。高濃度の過酸化水素を用いた場合には、反応時間を短くすることも可能であるが、激しく反応しガス発生を生じるため、必ずドラフト内にて混合、反応させる。また、極めて反応性の高い試料の場合、固体試料に対する溶液量を増加させることも推奨する。

### 4. 分析

分析項目は、溶液の pH、電気伝導率（EC）および溶出した重金属等の濃度である。

pH は、pH メータを用いて測定する。電気伝導率は、電気伝導率計を用いて測定する。

重金属等の濃度は、反応液を 10 分から 30 分程度静置した後、約 3,000rpm で 20 分間遠心分離した後の上澄み液を孔径 0.45 $\mu$ m のメンブランフィルターでろ過し、そのろ液を検液とする。

### 5. 試験結果の評価

分析結果より、対象試料が酸化されることによる酸性化および重金属等の溶出量変化を推定する。

まず、酸性化については、10%過酸化水素水を用い固液比 1:3 にて試験を行った場合、pH5.8（水質汚濁防止法に定める一般排水基準の最低値）以下にまで低下している試料は、酸化されることによって周辺の水環境の酸性化を引き起こす可能性がある。この pH 値は、使用する過酸化水素濃度および固液比によって変化するため、試験状況によって判断する必要がある。

また、電気伝導率（EC）については、この値が高いことは、溶液中のイオン濃度が高いことを示しており、重金属等が溶出していると高い値をとる。10%過酸化水素水を用い固液比 1:3 にて試験を行った場合、20mS/m を超えない場合、溶出しているイオン濃度は十分に低いと考えられるため、重金属等が溶出してくる可能性は小さいと考えられる。この EC 値についても使用する過酸化水素濃度および固液比によって変化するため、試験状況によって判断する必要がある。

重金属等の溶出量について、酸化されることによって土壌汚染対策法に定める溶出量基準を超過するような試料の場合、将来にわたっての管理が必要である可能性がある。

## 8. 硫化鉱物を含む岩石・土壌の溶出特性

### 1. 酸性水および重金属等溶出水の発生機構の概要

変質帯など、硫化鉱物を含む地質の分布域での掘削工事に伴う周辺環境への影響として、大気中の酸素を溶存した水が地山や掘削岩石に接触あるいは浸透した際に、酸性水の発生などの水質上の問題を生ずるといふ点が挙げられる。その酸性水の発生速度と酸性の程度は、酸の発生源となる硫化鉱物と中和能（緩衝能）を有する方解石など炭酸塩鉱物や長石類の存在形態（量、粒径、結晶度など）と化学的環境および水理条件（飽和状況、透水形態、透水係数など）によって異なる。硫化鉱物の酸化によって硫酸が生成し、同時に硫化鉱物に含まれる鉄が溶出するとともに、鉱物中に重金属等が含まれる場合は溶出することがある。これらの重金属等は地盤の化学環境と吸着性等によって溶存状態（化学形態と濃度）が変化する。例えば一般に重金属等は、酸性で陽イオン（易溶）、中性～アルカリ性で重金属水酸化物（難溶）となるが、酸化物となるヒ素、セレン、六価クロムは、アルカリ性で陰イオン（易溶）となる。

### 2. 酸性水発生・重金属等溶出の素因と誘因

酸性水の発生や重金属等の溶出は、素因となる硫化鉱物（酸の発生源）と炭酸塩鉱物や長石類鉱物（中和能）の多寡に支配され、誘因となる酸素供給量（酸化作用）と透水性（移流・拡散）により、pH低下速度、硫酸の生成速度や負荷量が変化すると考えられる。

図-1 酸性化・重金属等溶出の素因となる硫化鉱物と炭酸塩鉱物の関係（酸化的環境）

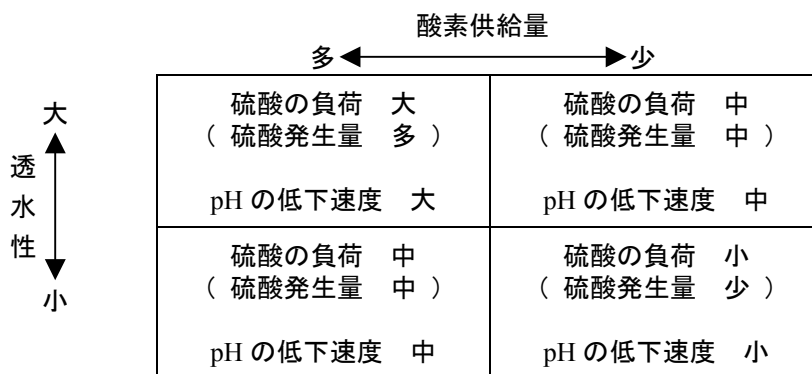
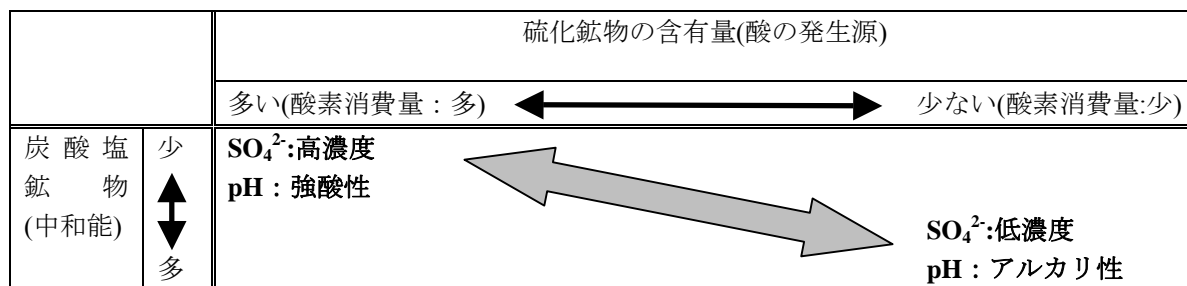


図-2 酸性化・重金属等溶出の誘因となる酸素供給量と透水性の働き

### 3. 岩石からの酸性水の発生と重金属等の長期溶出に関する研究例

岩石からの酸性水の発生や、重金属等の長期的な溶出を把握する方法は現状において確立していないが、以下に研究例を示す。

#### (1) 岩石からの重金属等の長期溶出評価方法に関する研究例<sup>1)</sup>

岩石からの重金属等の溶出試験・評価法を検討する目的で、各種の促進溶出試験と長期溶出試験の結果の比較を行った。

17試料について土研式雨水曝露試験（資料集9（2））のpH変化を図-3に示す。図中の赤字は、同一試料を2mm

以下に粉碎した試料について、過酸化水素水を用いる pH 試験（「4.9.3 酸性化可能性試験」）を実施した結果もしくは環告第 18 号試験に準ずる試験（「4.9.2 短期溶出試験」）を実施した結果、pH が 3.5 以下になった試料を示す。雨水曝露試験で pH が水質汚濁防止法の排水基準の下限値である 5.8 を下回る試料は、全て過酸化水素水を用いる pH 試験等で酸性化するものと判定された。特に曝露開始後約 1000 日を経過してから酸性化する試料についても、過酸化水素水を用いる pH 試験によって適切に判定された。

また、タンクリーチング試験（資料集 9（4））による検液の最大濃度もしくは土研式雨水曝露試験による検液の 308 日間平均濃度が土壌溶出量基準を超過する試料は、概ね環告第 18 号試験に準ずる試験で土壌溶出量基準を超過するか、過酸化水素水を用いる pH 試験で pH が 3.5 以下になる試料であった（図-4）。

以上より、長期的な浸出水の酸性化を把握する方法として、過酸化水素水を用いる pH 試験による評価がおおむね妥当と考えられる。また現時点では、長期的な重金属等の溶出を把握する方法として、環告 18 号に準ずる試験による評価に加えて、過酸化水素水を用いる pH 試験による評価を行うことがおおむね妥当と考えられる。

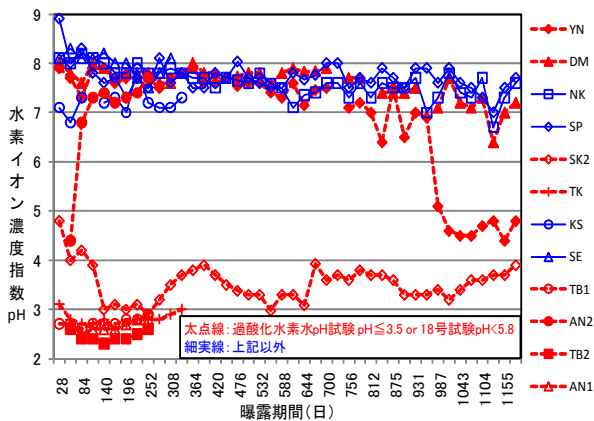


図-3 土研式雨水曝露試験の検液の pH 変化<sup>1)</sup>

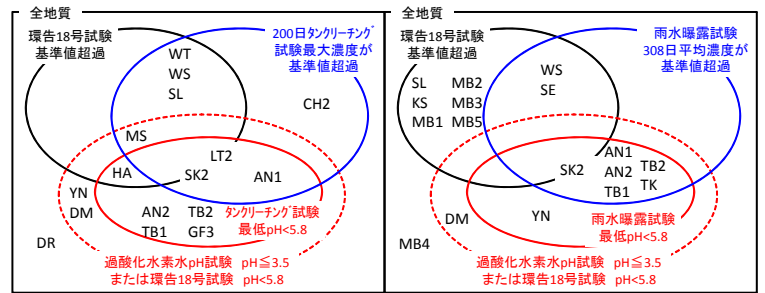


図-4 各種溶出試験結果の関係<sup>1)</sup>

(2) 溶出水が強酸性化 ( $\text{pH}(\text{H}_2\text{O}) \leq 3.5$ ) する岩石ずりの分別判定の検討例<sup>2)</sup>

溶出水が酸性化する岩石ずりでは、重金属等の溶出量が短期溶出試験で不検出ないしは土壌溶出量基準値以下であったものでも、長期溶出特性を把握するためのタンクリーチング試験では基準値を超過する場合がある。このような岩石ずりを分別するための判定条件について検討を行った。

タンクリーチング試験における溶液中の  $\text{SO}_4^{2-}$  および Fe 濃度と pH との関係を図-5 に示す。これらの図より、pH3.5 付近を境界とする酸性環境において  $\text{SO}_4^{2-}$  と Fe とともに急激に増加することが分かる。これは、参考文献<sup>3)</sup>より pH3.5 付近まで低下すると強い酸化力を有する 3 価の Fe が、黄鉄鉱等の硫黄を含む鉄化合物を酸化し分解することにより生じるものと考えられる。このことから、ここでは 3 価の Fe による酸性化の促進を考慮してタンクリーチング試験における pH が 3.5 以下になるものを強酸性と定義した。

判定条件検討の結果、表-1 および図-6 に示すように 30%過酸化水素水による pH 試験で pH3.5 以下、総硫黄含有量 0.4%以上、公定法の溶出試験 pH7 以下の 3 指標をすべて満足したものが、溶出水が強酸性化する可能性のある岩石ずりであると考えられた。ただし、それぞれの指標単独では、溶出水が強酸性化する可能性のある岩石ずりを評価できないことに留意する必要がある。



図-5 タンクリーチング試験における溶液中の  $\text{SO}_4^{2-}$  および Fe 濃度 pH との関係<sup>2)</sup>

表-1 溶出水が強酸性化する試料の対応一覧<sup>2)</sup>

	pH(H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> ) ≤ 3.5	総硫黄含有量 ≥ 0.4%	公定法の溶出試験pH ≤ 7	タンクリーチング試験pH
LT2	○	○	○	2.7
AN1	○	○	○	2.7
AN2	×(一部:○)	×	○	6.0
TB1	○	○	○	2.7
TB2	○	○	○	3.4
WS	×	×	×	7.6
DR	×	○	×	7.4
WT	×	×	×	7.9
HA	×	○	×	7.9
MS	○	○	×	7.4
SL	×	×	×	7.6

※○:該当する、×:該当しない

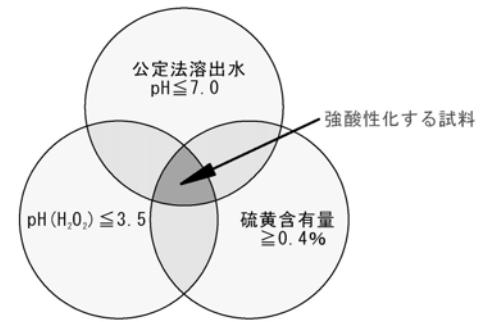


図-6 溶出水が強酸性化する岩石ずりの判定条件<sup>2)</sup>

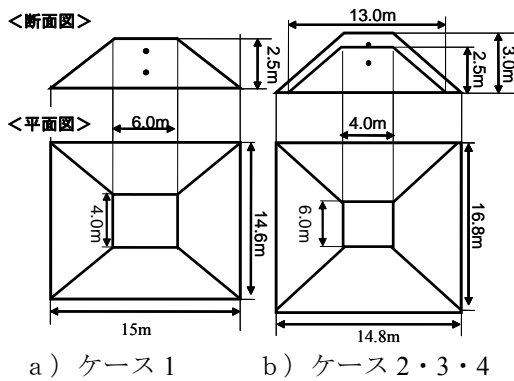
### 【引用文献】

- 1) 品川俊介ほか(2009): 岩石からの重金属等の長期溶出評価方法. 日本応用地質学会平成 21 年度研究発表会講演論文集, 99-100.
- 2) 田本修一・岡崎健治・阿南修司・伊東佳彦(2009): 酸性化した溶出水による岩石ずりの重金属類溶出量評価に関する考察. 第 8 回環境地盤工学シンポジウム発表論文集, 203-208.
- 3) 桜本勇治(1994): 海成泥岩が酸性水を発生させる可能性について. 地下水技術, 36(4), 29-33.

## 9. 実現象再現溶出試験方法の例

### (1) 実大盛土試験<sup>1)</sup>

実大盛土試験は、実現象再現溶出試験の中で現場の溶出現象を忠実に再現する試験方法である。ここで、紹介する盛土試験は、道路本線盛土の路体盛土を想定している。盛土形状を図-1.1に、試験条件を表-1.1に、また試験状況を写真-1.1にそれぞれ示す。図-1.1に示すように14.6m×15.0m四方で高さ2.5mの盛土を表-1.1に示す締め密度条件D=85%以上で築造した。盛土内には、図-1.2に示す位置に計測器を設置した。盛土内のモニタリングは、TDRによる土中水分量(体積含水率)、熱電対による地温、ガルバニ式酸素濃度計による間隙気相中の酸素濃度を測定項目とし、各計測機器は盛土天端から0.5m、1.5mの深度で埋設した。実験期間中の盛土内間隙水を分析するため、計測機器と同深度において土壌溶液採取器を設置し、また、盛土底部からの浸出水を採水するため、集水容器を設置した。間隙水の採水方法は、土壌溶液採取器から負圧吸引により採水した。



a) ケース1      b) ケース2・3・4  
図-1.1 盛土形状<sup>1)</sup>

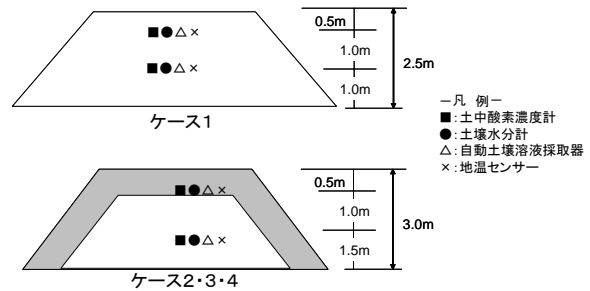


図-1.2 計測機器設置位置<sup>1)</sup>

表-1.1 試験条件<sup>1)</sup>を修正

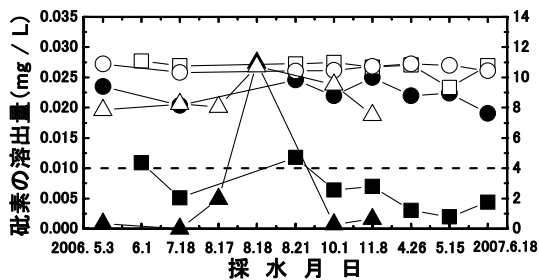
ケース	1	2	3	4
路体材料	ひ素含有掘削ずり	ひ素含有掘削ずり	ひ素含有掘削ずり	ひ素含有掘削ずり
覆土材料	—	床堀土	購入土	購入土 + 3%ウッドチップ
路体締め密度D	85%以上	85%以上	85%以上	85%以上
路体乾燥密度	1.811g/cm <sup>3</sup> 以上	1.811g/cm <sup>3</sup> 以上	1.811g/cm <sup>3</sup> 以上	1.811g/cm <sup>3</sup> 以上
覆土締め密度D	—	95%以上	85~90%	85~90%
覆土乾燥密度	—	1.136g/cm <sup>3</sup> 以上	1.392~1.474g/cm <sup>3</sup>	1.392~1.474g/cm <sup>3</sup>
路体透水系数k	4.36 × 10 <sup>-2</sup> (D=85%)	4.36 × 10 <sup>-2</sup> (D=85%)	4.36 × 10 <sup>-2</sup> (D=85%)	4.36 × 10 <sup>-2</sup> (D=85%)
覆土透水系数k	—	1.29 × 10 <sup>-5</sup> (D=95%)	3.62 × 10 <sup>-4</sup> (D=85%) ~ 2.23 × 10 <sup>-4</sup> (D=90%)	3.62 × 10 <sup>-4</sup> (D=85%) ~ 2.23 × 10 <sup>-4</sup> (D=90%)



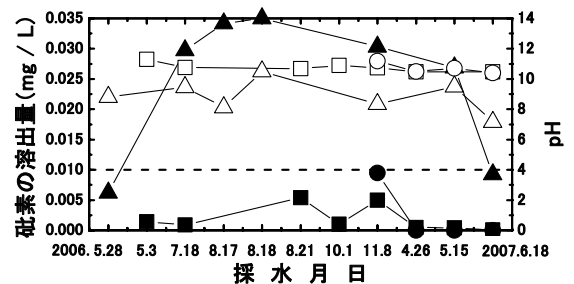
写真-1.1 試験状況<sup>1)</sup>

本実験の結果、盛土内部のひ素溶出量は、無対策および覆土を施したケースで土壌溶出量基準値を超過し、pHは10~11のアルカリ性を示した(図-1.3)。また、盛土内の地温は冬期間でも0℃以上を示し、酸素濃度は無対策のケースと比較して、覆土を施したケースで夏期に減少し冬期に増加する傾向を示した(図-1.4)。これは、雨水や融雪水によって盛土内の環境が還元状況と酸化状況の季節変動を繰り返すことを示している。なお、実験結果の詳細は参考文献<sup>1)</sup>を参照されたい。

実大盛土試験は現場の溶出現象を忠実に再現するため、処理対策の立案などに望ましい試験方法であるが、試験用地の確保や試験期間の確保など建設事業計画との十分な検討を要することに留意する必要がある。



a) ケース1



b) ケース2

図-1.3 水質分析結果例(ケース1・2)<sup>1)</sup>



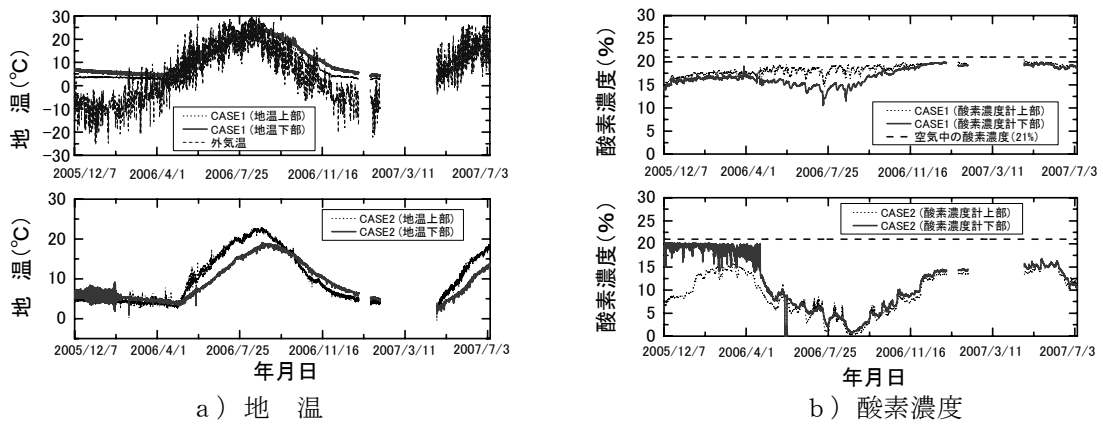


図-1.4 観測機器の計測結果例 (ケース1・2) <sup>1)</sup>

(2) 土研式雨水曝露試験 <sup>2)</sup> およびライシメーター試験

土研式雨水曝露試験は、現実の盛土場に近い条件を想定した曝露試験方法である。装置の外観を写真-2.1 に、概念図を図-2.1 に示す。

ワグネルポット (wagner pots) は、作物栽培試験用の容器であり、断面積が  $0.05\text{m}^2$  など正確な大きさで作られている。ワグネルポット (1/2000 アール) に岩石 (ずり) を充填し、ポットを通過した雨水をポリタンクに貯留、定期的に分析に供した。ここでは試験試料の粒径を、建設発生土の再利用を考慮して最大粒径  $40\text{mm}$  とし、採水間隔は 28 日とした。実験結果については資料集 8 を参照のこと。

ライシメーター試験は、土研式雨水曝露試験と同様なものを室内に設置し、降雨の代わりに定期的に撒水して行う試験である。土研式雨水曝露試験と比較して、降雨量や降雨間隔を制御できる長所がある一方、撒水を定期的に行う必要があるなどの手間がかかる。また雨水と実験に用いる水の化学組成が異なる点、日射、凍結、乾燥などの条件が屋外での条件と異なる点など、実験結果の解釈に留意が必要である。



写真-2.1 土研式雨水曝露試験 <sup>2)</sup>

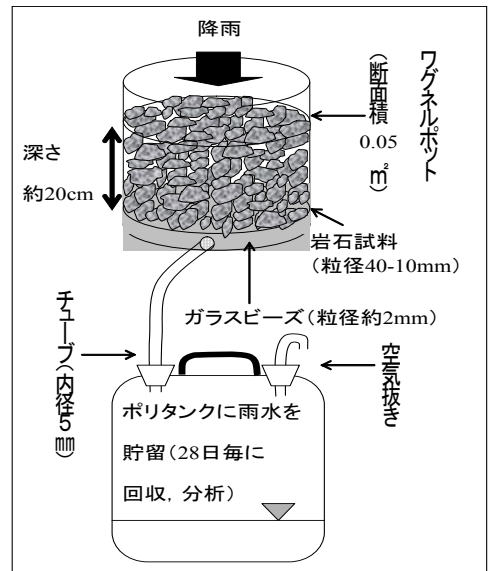


図-2.1 土研式雨水曝露試験装置概念図 <sup>2)</sup>



(3) 寒地土研式雨水曝露試験<sup>3)</sup>

雨水曝露試験は、現場の盛土場に近い条件を想定した長期曝露試験方法である。コンテナ (1.4×0.9×0.7m) を用いて掘削ずりを 30cm の厚さで敷き詰めて設置する。設置状況を写真-3.1 に示す。試験試料の粒径は、凍上抑制層に用いられる切込砕石を想定して粉碎し、RC-80mm 級 (75mm のふるい目を通じた試料) に調整した。降雨に応じて、コンテナ内に浸透した水を採取し、分析に供した。また、雨水も別途採水容器に集水し、分析に供した。

試験結果を図-3.1 に示す。浸出水の pH が酸性を示す試料では、検出した重金属等は基準値を超過し、経過日数とともに大局的には増加傾向を示す。浸出水の pH が中性～アルカリ性を示す試料では、ひ素またはセレンが検出され、基準値を超過するもののセレンは経過日数とともに減少傾向を示し、ひ素は一定濃度を推移する。なお、試験結果の詳細は参考文献<sup>3)</sup>を参照されたい。雨水曝露試験での留意点として降雨強度と溶出濃度との関係、降雨量と重金属等の溶出総量との関係を把握することである。試験期間中の降雨状況などモニタリングが必要である。



写真-3.1 雨水曝露試験状況<sup>3)</sup>

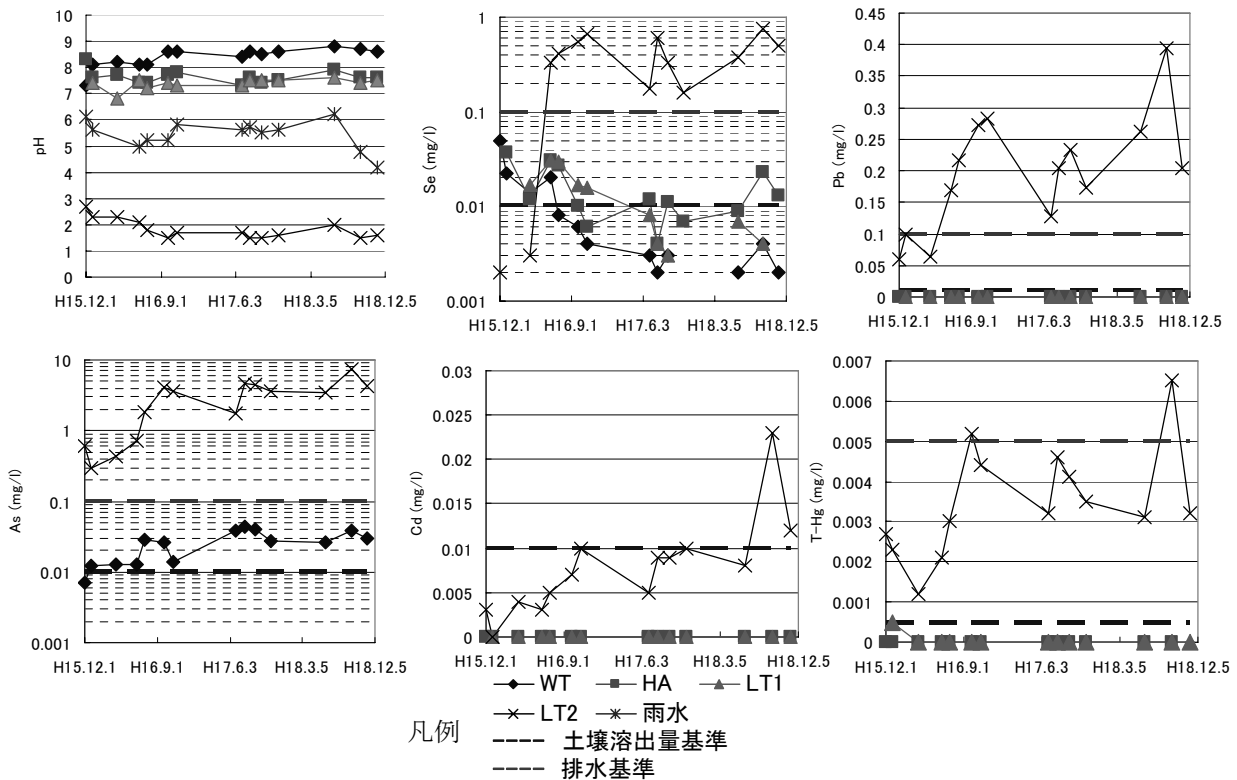


図-3.1 雨水曝露試験結果 (pH, Se, Pb, As, Cd, T-Hg)<sup>3)</sup>

(4) タンクリーチング試験

タンクリーチング試験は国土交通省大臣官房技術審議官通達（平成 13 年 4 月 20 日）「セメント及びセメント系固化材を使用した改良土の六価クロム溶出試験実施要領（案）」に基づき、一定の対象工法に対して、セメントおよびセメント系固化材を原位置もしくはプラントにおいて土と混合する改良土の六価クロム溶出量試験方法である。試験方法は、塊状のまま試料 400g 程度を pH5.8~6.3 に調整した蒸留水を溶媒として、固液比 1:10 で 20℃の恒温槽内に静置する。28 日後、溶媒水を 0.45 μm のメンブランフィルターでろ過してそのろ液を検液とするものである。この試験は、試料を溶媒中に長期間静置することから、地下水中の掘削ずりの長期溶出傾向を把握する試験として準用される。また、試験期間は任意で設定でき、固液比を 1:10 に調整することにより環告 18 号溶出試験（公定法）との比較も行うことができる。180 日経過後の試験状況を写真-4.1 に示す。



写真-4.1 試験状況（180日経過後）

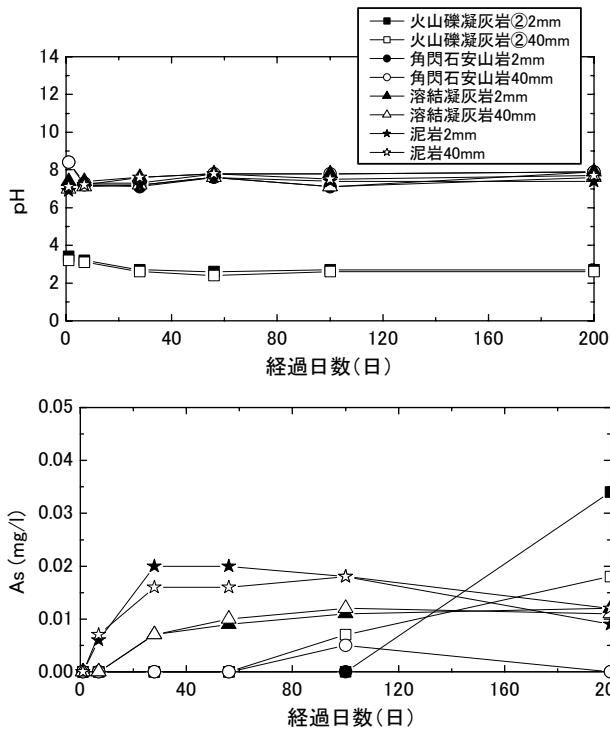


図-4.1 タンクリーチング試験結果 (pH、ひ素) <sup>4)</sup>

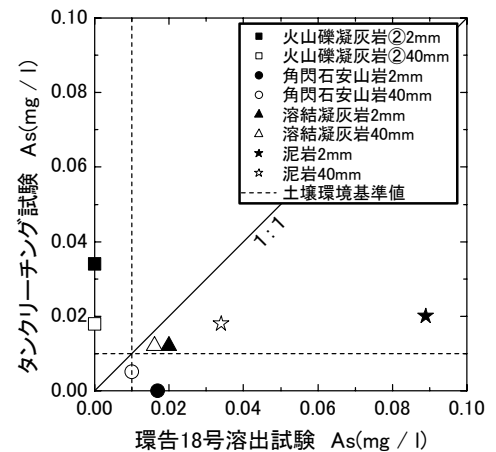


図-4.2 公定法とタンクリーチング試験のひ素溶出量の関係 <sup>4)</sup>

タンクリーチング試験結果を図-4.1 に示す。この図より、タンクリーチング試験によるひ素の長期溶出特性は、溶出量が最大値を示し、その後一定量に収束するもの、ある程度の日数経過後に検出され、濃度が更に上昇するものに分けられる。次に、図-4.2 に公定法とタンクリーチング試験のひ素溶出量の関係を示す。公定法およびタンクリーチング試験結果との比較により、公定法によるひ素の溶出量評価は、一般的には安全側の評価を与える。ただし、溶出試験の検液の pH が酸性を示す試料については、公定法では十分評価されない場合がある。なお、試験結果の詳細は、参考文献 <sup>4)</sup> を参照されたい。タンクリーチング試験の留意点としては、採水の際には可能な限り泡立てないように行う必要がある。また、長期にわたる試験でもあるため、試験計画の立案にあたっては建設事業との関係を留意する必要がある。

(5) 大粒径溶出試験 <sup>5)</sup>

大粒径溶出試験は、掘削ずり等を再利用する場合の粒度を想定した溶出試験である。試験方法は概ね環境省告示第 18 号に示される方法（公定法）に準じているが、試料の調整方法が異なっている。公定法は、試料を粉碎せずに 2mm ふるい通過分の試料を試験に供しているが、大粒径溶出試験は掘削ずり等を粗砕して、想定粒度に調整するものである。

大粒径溶出試験結果について、図-5.1 に示す。ここでは、粒径別のデータが得られたひ素、セレンについて最大

粒径と溶出量の関係を示す。この図よりひ素およびセレンは、概ね粒径が大きくなると溶出量が低下する可能性がある。試験結果の詳細は、参考文献<sup>5)</sup>を参照されたい。

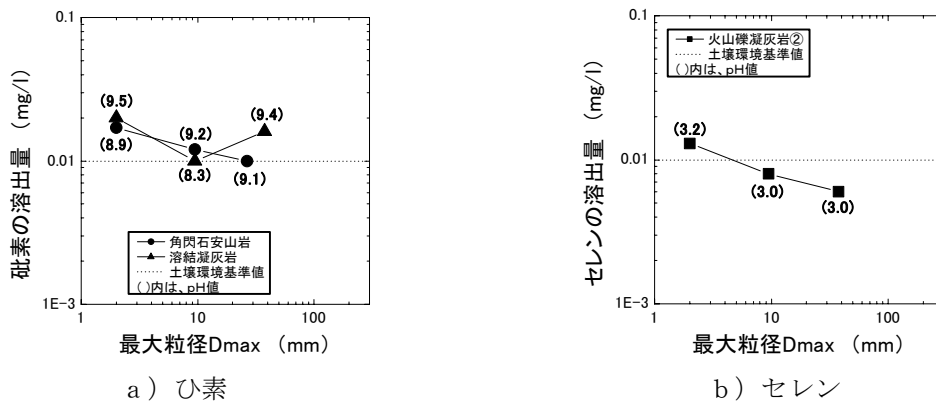


図-5.1 最大粒径と溶出量の関係<sup>5)</sup>

### (6) 促進酸化試験

促進酸化試験は、長期間経過後に環境基準値を超過するような溶出傾向や pH の変化に伴う溶出傾向について公定法では捉えきれない溶出現象を再現する溶出試験である。一般に上記のような溶出傾向は、溶出液の酸性化によるものと考えられるため、溶媒に 30%過酸化水素水、硫酸、硝酸などの酸を用いて試験が実施される。ここでは、公定法（46 号試験）とタンクリーチング試験（長期溶出試験）結果を基に試験溶媒を 30%過酸化水素水と pH2 に調整した希硫酸を用いた例を紹介する。なお、試験方法などの詳細は、参考文献<sup>6)</sup>を参照されたい。なお、10%過酸化水素水を用いた方法については資料集 7 を参照されたい。

各溶出試験結果を図-6.1 に示す。pH は、いずれの試料においても酸性を示す。長期溶出試験では AN2 以外、日数が経過するほど pH も低下し、概ね 46 号試験 > 長期溶出試験最低値 > 希硫酸溶出試験の傾向があり、長期溶出試験の pH は希硫酸溶出試験の pH に近似する可能性がある。

EC は、pH が低下ないしは上昇している LT2、TB2、AN2 において増加傾向を示し、pH 変動の少ない AN1、TB1 ではほぼ一定値を示し平衡状態にあるものとする。長期溶出試験における 180 日以降の値は、強制酸化試験および希硫酸溶出試験の値には達していない。

前述のとおり LT2 において、46 号試験で検出されなかった As は、長期溶出試験では基準値を超過して検出された。また、強制酸化試験および希硫酸溶出試験においても、基準値を超過して As が検出された。Pb では、46 号試験で基準値以下であった AN1 において、長期溶出試験では 180 日で基準値を超過し、希硫酸溶出試験でも基準値を超過して検出された。その他の重金属類では、46 号試験において不検出または基準値以下のもので、長期溶出試験で基準値を超過するものはなかった。

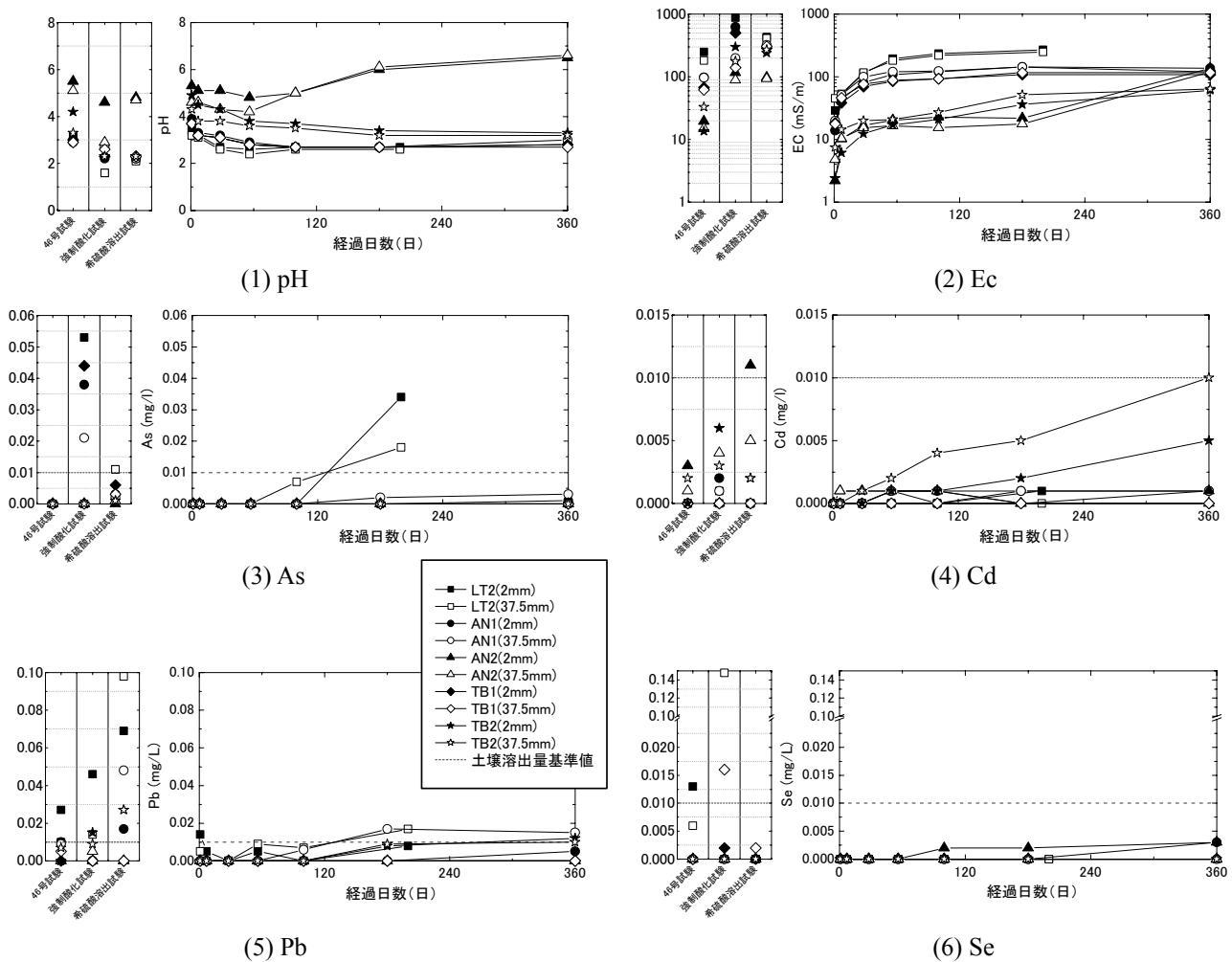


図-6.1 各溶出条件における溶出試験結果<sup>6)</sup>

(7) 繰返し溶出試験

繰返し溶出試験は、粒状あるいは破碎試料を用いて所定の時間に所定の固液比で溶出させる試験であり、固体は溶出操作後に固液分離し、決められた溶出回数まで溶出液を新しいものに交換して行うものである。試験方法の概念図<sup>7)</sup>を図-7.1に示す。溶出操作方法は、公定法に準じて実施される場合が多い。繰返し溶出試験で得られるデータは、可溶性成分の一時的な放出量を推定するために用いられる場合がある。例えば、溶出源評価として長期的な溶出傾向の想定である。以下、参考文献<sup>8)</sup>を基に述べる。繰返し溶出試験方法は、バッチ法に基づき実施した。20~25℃の温度条件で、粉碎した粘板岩 15g に脱イオン水 150mL を加え、往復振とう機を用いて約 120rpm で1日間の振とうを行った。振とう後、溶液の pH を測定し、0.45 μm メンブレンフィルターによって固液分離した。ろ液に対して化学分析を行うとともに、岩石試料に再び脱イオン水 150 mL を加え溶出試験を 10 回繰返し行った。ろ液中の分析対象とした項目は As である。As 分析は、水素化物発生プラズマ発光分析法 (ICP-AES) を用いた。

繰返し溶出試験結果について、溶出水中の As 濃度変化を図-7.2 に示す。この図より As 濃度は初回の溶出時に最大値を示し、溶出回数とともに徐々に減少する。このことから、実現場においては岩石に接触する水が増加することにより As の溶出量が減少していくものと考えられる。溶出水中の pH 変化を図-7.3 に示す。この図より、溶出回数によって pH の変化は大きな挙動を示さず、pH7.7~8.4 の弱アルカリ性を示した。

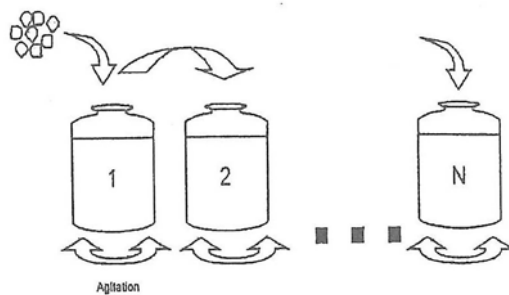


図-7.1 繰返し溶出試験の概念図<sup>7)</sup>

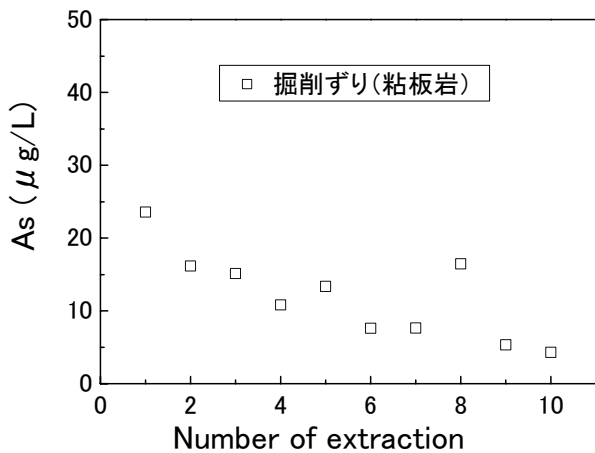


図-7.2 溶出回数と As 溶出量の関係<sup>8)</sup>

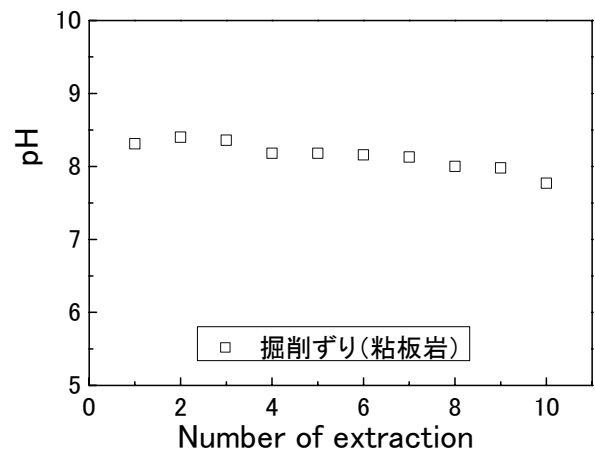


図-7.3 溶出回数と pH の関係<sup>8)</sup>

### (8) 脱気水を用いた溶出試験

脱気水を用いた溶出試験について、ここでは盛土内や埋立地内における嫌気的な環境での溶出現象を想定した例について参考文献<sup>9)</sup>を基に述べる。試験方法は以下の通りである。

#### 1) 脱酸素水作製

嫌気条件溶出試験に用いる脱酸素水を作製した。脱酸素水作製作業工程フローを図-8.1 に示す。作製方法は、真空ビンを使用し、超音波振動を与えながらの減圧を1時間行い、その後に窒素バブリングを1時間、炭酸ガスバブリングを5分行った。簡易グローブボックス内でフランビンに分取し、ウインクラージャ化ナトリウム変法にて溶存酸素量(DO)を確認した。

なお、脱酸素水の作製管理指標は、事前に予備試験を行い、目標とする酸化還元電位 300mV に対応する DO を求め、0.5mg/L を管理目標値とした。

#### 2) 嫌気条件溶出試験

粉砕試料を用いて、振とう時間のみを変化させた環境省告示第 18 号付表の方法による溶出試験を無酸素条件下で行った。嫌気条件溶出試験作業工程フローを図-8.2 に示す。溶出作業は、窒素ガス充填を行ったグローブバック内で行った。ただし、空気がバック内に進入しないよう注意を払い、バック内の酸素濃度が 5%以下に維持できるように必要に応じて窒素ガスを導入充填した。溶出試験は固液比 1:10 の割合で行い、溶出操作は振幅 4~5cm、毎分 200 回で振とうする振とう機を用いて 6 時間、24 時間、7 日間および 14 日間で行った。溶媒の作成量は 55g 分取量に対し 550ml 脱酸素水を添加したものを 5 本作製した。グローブバック内で各々の溶出操作後、20~30 分静置し、固液分離を行うため、30 分間遠心分離 (3,000rpm) を行い、0.45 μm メンブランフィルターをセットした注射器を用い

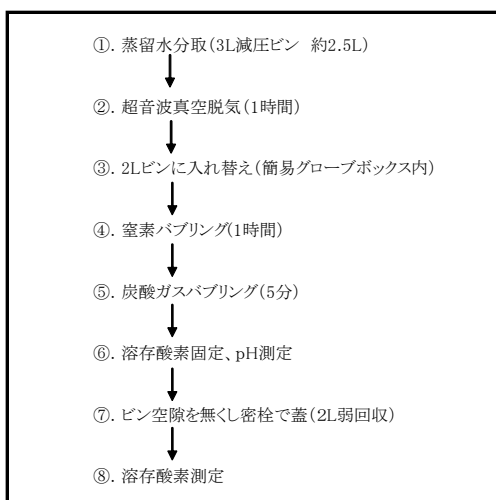


図-8.1 脱酸素水作製作業工程フロー<sup>9)</sup>

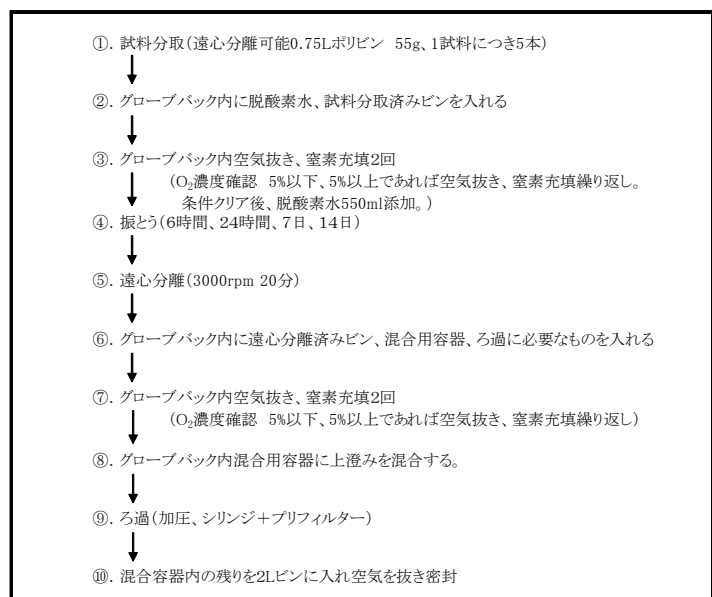


図-8.2 嫌気条件溶出試験作業工程フロー<sup>9)</sup>

てろ過を行い、水質分析用の検液とした。

試験結果について各試料の振とう時間と溶出量の関係を図-8.3 に示す。なお、同図中では大気下で行った試験結果(好気条件)も示す。また、定量下限値未満の溶出量については、便宜上0とした。以下に試料毎の溶出傾向を述べる。

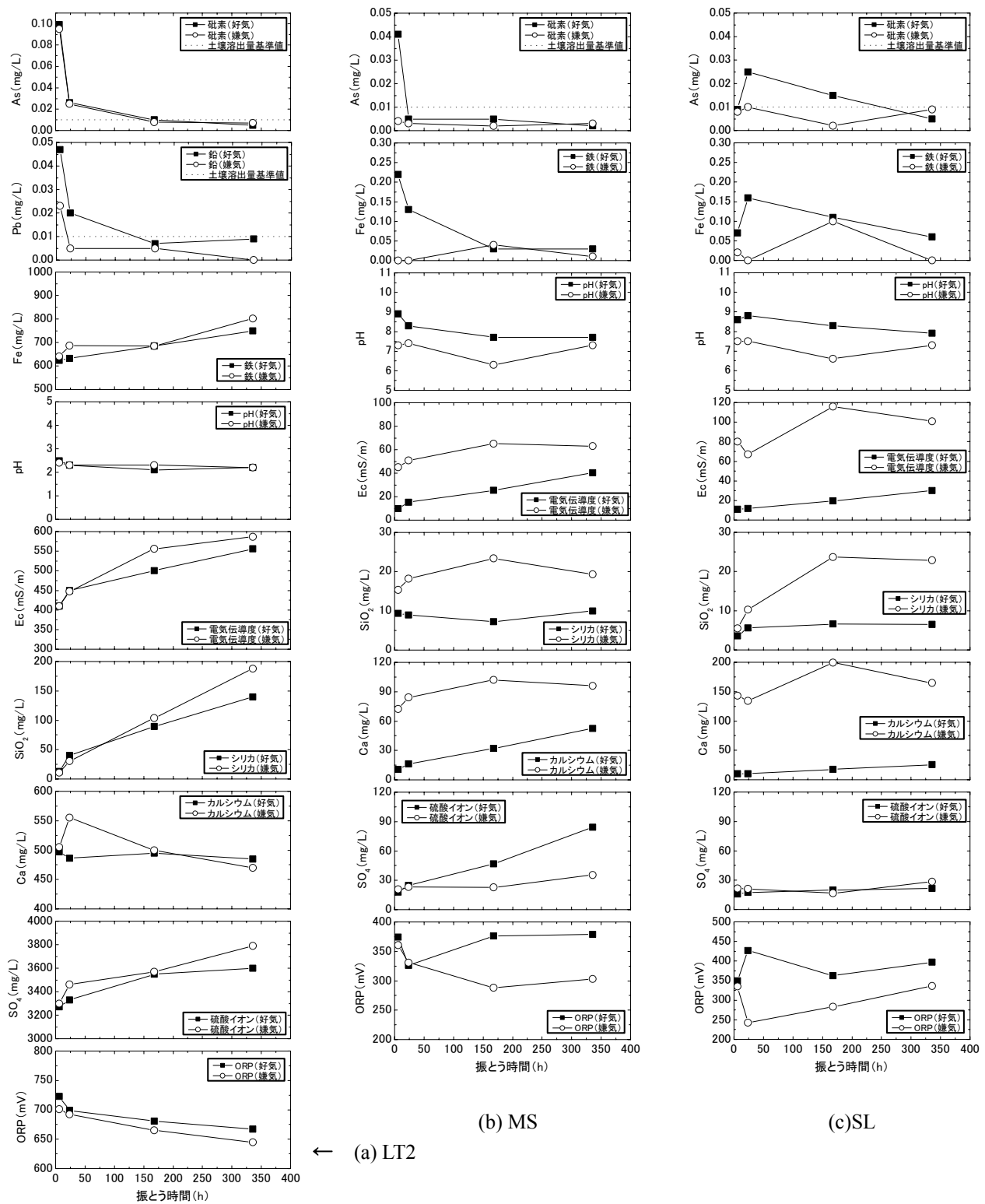


図-8.3 各試料の振とう時間と溶出量の関係<sup>9)</sup>

(a) LT2 (火山礫凝灰岩②)

As および Pb は、好気・嫌気条件ともに 6 時間振とうにおいて土壌溶出量基準値を超過して最大値を示し、振とう時間が長くなるにしたがい低下する傾向が見られる。また、As は微量であるが Pb でも好気条件の方が溶出量は高い。pH は、好気・嫌気条件ともに 2.1~2.5 の酸性を示す。Fe、EC、SiO<sub>2</sub>、SO<sub>4</sub> は、好気・嫌気条件ともに振とう時間が長くなるほど増加傾向であり、嫌気条件の方がさらに高くなる傾向がある。Ca は、好気条件ではほぼ一定値を推移し、嫌気条件では 24 時間振とうで最高値を示すが、その後、減少傾向を示す。ORP は、好気・嫌気条件ともに減少傾向を示しており、振とう時間が長くなるほど嫌氣的になる。

(b) MS (泥岩)

As は、好気条件の 6 時間振とうにおいて土壌溶出量基準値を超過して最大値を示した。振とう時間が長くなるにしたがい低下する傾向が見られる。また、14 日間振とうを除いて As は好気条件の方が高い。pH は、好気条件では 7.7~8.9 を示し、嫌気条件では 6.3~7.3 を示す。好気条件における EC、Ca、SO<sub>4</sub> および嫌気条件における SO<sub>4</sub> は、振とう時間が長くなるほど増加傾向である。嫌気条件における EC、SiO<sub>2</sub>、Ca は、好気条件よりも高い値で推移する。嫌気条件における ORP は、好気条件よりも概ね低い値で推移する。

(c) SL (粘板岩)

As は、好気・嫌気条件ともに 24 時間振とうにおいて最大値を示し、好気条件においては土壌溶出量基準値を超過した。また、MS と同様に 14 日間振とうを除いて As の溶出量は好気条件の方が高い。pH は、好気条件では 7.9~8.8 を示し、嫌気条件では 6.6~7.5 を示す。好気条件における EC、Ca、SiO<sub>2</sub>、SO<sub>4</sub> は、振とう時間が長くなるほど増加傾向である。嫌気条件における EC、SiO<sub>2</sub>、Ca は、好気条件よりも高い値で推移する。嫌気条件における ORP は、好気条件よりも概ね低い値で推移する。

【引用文献】

- 1) 田本修一ほか(2007): 覆土による重金属汚染対策に関する現場実験. 地盤工学会北海道支部第 47 回技術報告会, pp.247-250.
- 2) 土木研究所・応用地質・大成建設・三信建設工業・住鉱コンサルタント・日本工営(2007): 建設工事における自然由来の重金属汚染対応マニュアル (暫定版). 土木研究所共同研究報告書第 358 号, 91p.
- 3) 田本修一・伊東佳彦・日下部祐基(2007): 熱水変質岩の雨水曝露試験. 日本応用地質学会北海道支部・北海道応用地質研究会平成 19 年度研究発表会講演予稿集, 27, 9-10.
- 4) 田本修一・伊東佳彦・日下部祐基(2006): 建設発生土に含まれる砒素の溶出特性について (その 2). 第 41 回地盤工学研究発表会, 2347-2348.
- 5) 田本修一・伊東佳彦・橋本祥司(2004): 岩石の有害物質溶出に関する考察. 平成 16 年度研究発表会講演論文集, 日本応用地質学会, 33-36.
- 6) 田本修一・岡崎健治・阿南修司・伊東佳彦(2009): 酸性化した溶出水による岩石ずりの重金属類溶出量評価に関する考察. 第 8 回環境地盤工学シンポジウム発表論文集, 203-208.
- 7) The International Ash Working Group(1997): Municipal Solid Waste Incinerator Residues, Elsevier, p.974.
- 8) 田本修一ほか(2008): 覆土による重金属汚染対策に関する現場実験 (その 2). 地盤工学会北海道支部第 48 回技術報告会, 157-160.
- 9) 田本修一・伊東佳彦・岡崎健治(2008): 酸化・還元条件におけるトンネル掘削ずりからの重金属類溶出特性. 第 14 回地下水・土壌汚染とその防止対策に関する研究集会, 1-4.

## 10. 迅速判定試験の適用事例

表-1 迅速判定試験の適用事例

	甲子トンネル <sup>1,2)</sup>	八甲田トンネル <sup>3)</sup>		雪沢第二トンネル <sup>4)</sup>
対象元素	ひ素、カドミウム、鉛、セレン	ひ素、鉛、セレン、カドミウム		セレン
地質	玄武岩質溶岩・火砕岩	泥岩	火山岩、火砕岩類、鉍脈	新第三系泥岩、凝灰岩、火山礫凝灰岩
ずりの評価方法	硫黄含有量、pH(3% $H_2O_2$ )による現場判定	肉眼判定、硫黄・カルシウム含有量、帯磁率、pH( $H_2O$ )、重金属含有量による現場判定		先進ボーリングによるpH( $H_2O$ )、強熱減量、硫黄・カルシウム含有量、18号試験による溶出量
迅速判定試験方法	蛍光X線分析、pH(3% $H_2O_2$ )（粒径5mm以下、固液比1:5、3分振とうののち15分静置）	蛍光X線分析、単位体積当たり帯磁率（粒径2-4mm）、pH( $H_2O$ )（粒径10mm以下、固液比1:5、3分振とうののち1時間静置）		ICP発光分析、強熱減量、pH( $H_2O$ )（粒径、固液比1:5、3分振とうののち7分静置）、強熱減量
迅速判定基準	$S \geq 1.5\%$ or $pH(3\%H_2O_2) \leq 7$ を要対策	①肉眼判定で鉍脈・鉍石を要対策。 ② $pH(H_2O) \leq 6$ を要対策。 ③ $S/Ca \geq 1$ or $S \geq 2\%$ を要対策。 ④環境庁提示の含有量参考値を上回るものを要対策。	①肉眼判定で鉍脈・鉍石を要対策。 ② $MS \leq 50 \times 10^{-6} \text{ emu/cm}^3$ の火山岩を要対策。 ③ $pH(H_2O) \leq 6$ を要対策。 ④ $S \geq 2\%$ を要対策。 ⑤環境庁提示の含有量参考値を上回るものを要対策。	① $S \geq 1\%$ or $S/Ca \geq 1$ は③（詳細試験）へ ② $pH(H_2O) < 6$ or $pH(H_2O) > ①10$ 、かつ強熱減量 $> 10\%$ は③（詳細試験）へ ③（詳細試験）18号試験（粒径2-5mm）溶出量
分析頻度	先進ボーリング5m毎切羽1回/日	岩相毎に採取、分析（同一岩相の場合8m毎）		先進ボーリング5m毎
分析に要する日数	3時間	24時間		2日（詳細調査10日）
ずり処理方法	盛土内に遮水封じ込め	処分場（新設）に遮水封じ込め		盛土内に遮水封じ込め
その他	先進ボーリングの分析は事前把握が目的	S/Ca $\geq 1$ or $S \geq 2\%$ を要対策とした根拠として、56日間の溶出試験および10年間の曝露試験の結果がある。これによるとひ素を除く重金属等は酸性条件で溶出が大きくなること、および検液の酸性化と試料の硫黄含有量（泥岩においてはS/Caモル比）に相関がある。また、帯磁率と硫黄含有量には相関がある。なお、ひ素の溶出量はひ素含有量と弱い相関がある。		アルカリかつ強熱減量大は、ひ素溶出の可能性。1回/日の切羽観察結果と先進ボーリングの結果が異なる場合は試験を再度行う。

### 【引用文献】

- 1) 岩淵誠ほか(2006): 重金属と突発湧水への対応—国道 289 号 甲子トンネル—。トンネルと地下, 37-11, 15-23.
- 2) 木賀一美(2005): 甲子トンネル下郷鉍区工事（福島県） 有害な掘削岩を道路に封じ込める。日経コンストラクション, 2005 2-11, 62-67.
- 3) 服部修一ほか(2003): 酸性水発生に関わる掘削残土の応用地質学的検討—鉍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, 43, 359-371.
- 4) 細川送男ほか(2007): 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—。応用地質, 47, 346-353.



## 1.1. リスク評価手法の理論

### 1. 総論

サイト概念モデルに基づくリスク評価において使用できる手法として、GERAS、DTRANSU、MODFLOW、FHREEQC など様々な解析コードが提供されている。各解析コードによって適用範囲や計算に必要なパラメータは異なるため、使用にあたっては調査や試験の手戻り等がないよう留意が必要となる。

なお、これらのリスク評価手法はそれぞれ適用に限界がある。例えば、飽和不飽和浸透流解析に基づいている手法（GERAS や 1DTRANSU など）については、その適用範囲は土壌中の移流拡散現象に限られる。そのため、岩盤上に保管された自然由来重金属等を含む岩石・土砂のリスク評価には使えないことに留意が必要である。そのため、利用予定のリスク評価手法の適用範囲と実際の現場の条件を考慮して、リスク評価を実施する必要がある。

これらの解析コードのうち、比較的容易に利用できる一次元もの（主にレベル 1（標準モデル）に利用することを想定）として、GERAS2 や 1DTRANSU が存在する。いずれも、Excel（1DTRANSU は外部プログラムを利用するため WindowsXP 以降でのみ動作）を用いており、通常の PC で動作し無料で提供されている。詳細については以下に問い合わせられたい。

#### GERAS2 :

独立行政法人産業総合研究所 地圏資源環境研究部門 地圏環境評価研究グループ  
(URL: <http://unit.aist.go.jp/georesenv/topicslog6.html>)

#### 1DTRANSU (1次元のみ) :

独立行政法人土木研究所 材料地盤研究グループ 土質・振動チーム  
(URL: <http://www.pwri.go.jp/team/smd/index.htm>)

### 2. 移流分散解析の基礎式

移流分散解析は、地下水の流れと特定有害物質の移流分散特性や吸着特性から特定有害物質の移行を解析する手法である。地下水流動特性が複雑な場合や、汚染の規模が大きく分散による汚染の拡散が進行している場合、あるいは吸着性を考慮した特定有害物質の移動と汚染除去等の措置の効果について検討する場合などでは、地盤水理条件を考慮した移流分散解析を行い、汚染拡散範囲や敷地境界や保全対象近傍までの到達時間について検討を行うことが可能である。

#### (1) 入力パラメータ

サイト概念モデルに基づくリスク評価（レベル 1：サイトモデル）では地下水等経由と直接摂取の二つの曝露経路を考慮して、発生源評価および周辺地盤評価を行う。表-1 にリスク評価（レベル 1）において必要な入力パラメータの一覧を示す。

表-1 リスク評価（レベル1）の入力パラメータ（○：必要、－：不要）

入力パラメータ	説明	一般的な値	評価対象	GERAS2	1DTRANSU
$C_s$ [mg/kg] あるいは $C_l$ [mg/L]	全含有量 あるいは溶出量	分析値	発生源	○ 全含有量 溶出量	○ 溶出量
	粘土含有量	実測	発生源	○	—
	有機物含有量	実測	発生源	○	—
$df$ [-]	地下水希釈係数	0.1	発生源、周辺	○	—
$y$ [cm]	汚染源からの地下水ま での距離	実測	周辺	—	○
$\rho_d$ [g/cm <sup>3</sup> ]	土壌乾燥密度	実測 or 1.6 (砂質土)	発生源、周辺	○	○
$\rho_s$ [g/cm <sup>3</sup> ]	土粒子の密度	実測 or 2.6	周辺	○	○
$V_w$ [-]	間隙水の体積分率	実測 or 0.3 (砂質土)	発生源、周辺	○	—
$K_d$ [L/kg]	土壌-水分配係数	実測 or 文献値	発生源、周辺	○	—
$R$	遅延係数	実測 or 文献値	周辺	—	○
$v$ [cm/秒],	間隙内地下水平均流速	実測	周辺	○	○
$\theta$ [-]	帯水層間隙率	実測	周辺	○	○
$x$ [cm]	汚染源からの距離	実測	周辺	○	○
$D$ [cm <sup>2</sup> /秒]	汚染物質拡散係数	実測 or 文献値	周辺	○	○

## (2) 発生源評価

GERAS2における発生源評価には、包括的モデル等を用いる。包括的モデルはワンボックスモデルであり、土壌中の有害化学物質の含有量あるいは土壌からの溶出値を設定すると、土壌からの分配により地下水、大気および農作物等中の有害化学物質濃度が算出される。そして、それに基づき土壌の直接摂取、大気、地下水あるいは農作物経由などによるヒトへの曝露量が求められリスクが算出される（図-1）。

一方、1DTRANSUでは地下水濃度のみを考慮しているため、溶出量のみを入力する。

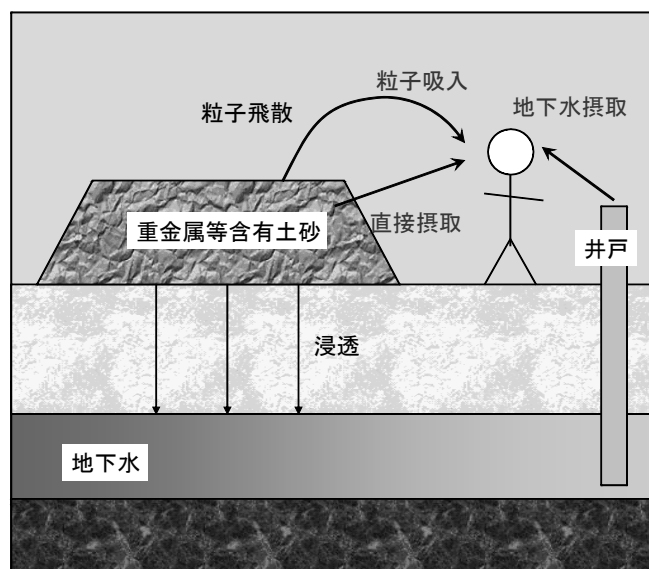


図-1 包括的モデルの概念図

地下水等経由のリスク評価を行う際、現場における地下水の実測値があれば、それを用いて評価することが望ましい。実測値を取得することが困難である場合、GERAS2においてはXRF等による全含有量試験、溶出量試験（環告18号）、含有量試験（環告19号）等、1DTRANSUにおいては溶出量試験により得られた重金属等の濃度をリスク評価モデルに代入し、溶出濃度を推定することが可能である。

GERAS2において発生源評価に用いる式は以下のとおりである。

$$C_{GW} = \frac{df \cdot \rho_d}{V_w + K_d \rho_d} \cdot C_s$$

$C_{GW}$ : 地下水への溶出濃度 [mg/L],  $C_s$ : 含有量 [mg/kg],  $df$ : 地下水希釈係数 [-],  $K_d$ : 土壌-水分配係数 [L/kg],  $\rho_d$ : 土壌乾燥密度 [g/cm<sup>3</sup>],  $V_w$ : 間隙水の体積分率 [-]

なお、含有量  $C_s$  を測定しておらず、溶出試験しか行っていない場合には、以下の式により溶出量  $C_l$  [mg/L] から含有量  $C_s$  を推算することが可能である。

$$C_s = \left( \frac{1}{0.1 + \rho_d} + K_d \right) \cdot C_l$$

地下水希釈係数  $df$  は、不飽和帯の条件や帯水層までの距離等に依存する。また、土壌乾燥密度  $\rho_s$  および間隙水の体積分率  $V_w$  は調査等により実測することが望ましい。土壌-水分配係数  $K_d$  は重金属等および土壌中に含まれる有機炭素量、粘土分率、pH により異なる (表-2)。

表-2 重金属等の  $K_d$  値 (人為由来の汚染の値であり使用には留意が必要)

重金属等	$K_d$ モデル ( $pH$ : 土壌 pH, $foc$ : 有機炭素含有率, $fcl$ : 粘土分含有率)	砂質土における $K_d$ 値 [L/kg]
ヒ素 <sup>a)</sup>	-	1800
カドミウム <sup>b)</sup>	$\log K_d = -0.43 + 0.48pH + 0.71 \log(100foc)$	1400
クロム <sup>b)</sup>	$\log K_d = 2.64 + 0.21pH$	7900
水銀 <sup>a)</sup>	-	2120
鉛 <sup>c)</sup>	$\log K_d = 0.83 + 0.46pH + 0.71 \log(100fcl)$	38000
セレン <sup>d)</sup>	-	20

a) Otte et al. (2001)

b) Janssen et al. (1996)

c) Otte et al. (2000)

d) Kreule and Swartjes (1998)

### (3) 周辺地盤評価

発生源における地下水中の重金属等が、移流・分散等により敷地境界や保全対象近傍に影響を評価するために、周辺地盤評価を行う必要がある。周辺地盤評価では、文献値や現場条件を考慮した適切な試験方法により、流速・流向等帯水層の水理特性や帯水層における間隙率あるいは重金属等の吸着等の物理・化学的特性を取得することが重要である。そして、これらのパラメータを基に一次元分散解析等の簡易的なサイト概念モデル (図-2) によりリスク評価を行う。

敷地境界や保全対象における地下水中の重金属等濃度の算出には、吸着等を考慮した一次元分散解析を用いる。

$$\frac{\partial C_{GW}}{\partial t} = \frac{D}{R} \frac{\partial^2 C_{GW}}{\partial x^2} - v \frac{\partial C_{GW}}{\partial x} - k C_{GW}$$

$D$ : 拡散係数 [cm<sup>2</sup>/秒],  $k$ : 一次減衰係数 [1/秒],  $v$ : 間隙内地下水平均流速 [cm/秒],  $x$ : 発生源からの距離 [cm],

$t$ : 時間 [秒]

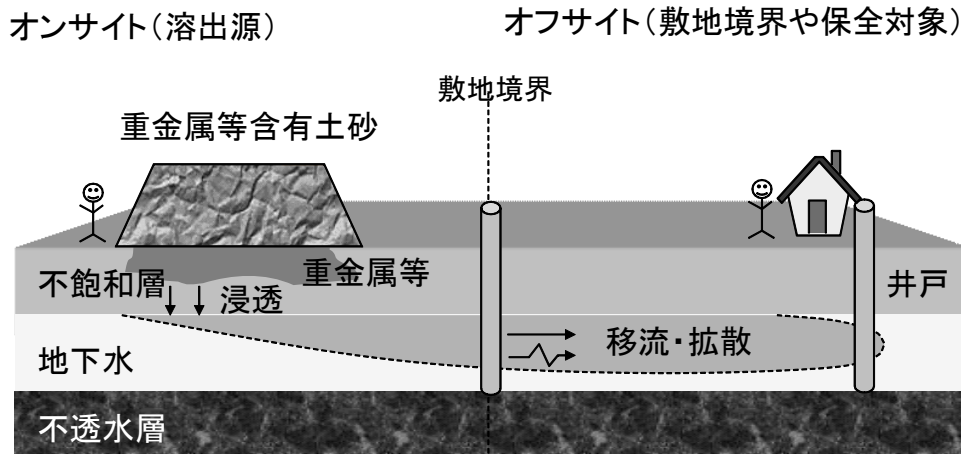


図-2 周辺地盤評価の概念図

$R$  は遅延係数であり、一次元線形吸着の場合次式で表され、文献値やバッチ吸着試験等により設定する。

$$R = 1 + \frac{\rho_d K_d}{\theta} = 1 + \frac{(1-\theta)\rho_s K_d}{\theta}$$

$\theta$  : 間隙率[-]

多くの重金属等では、微生物等による減衰が考えられないため一次減衰項 ( $-kC_{GW}$ ) は無視することができ、上式は以下に示す解析解を得る。

$$C_{GW} = \frac{1}{2} \operatorname{erfc}\left(\frac{Rx - vt}{2\sqrt{DRt}}\right) + \frac{1}{2} \exp\left(\frac{vx}{D}\right) \operatorname{erfc}\left(\frac{Rx + vt}{2\sqrt{DRt}}\right)$$

erfc: 余誤差関数

#### (4) リスク評価

100年間( $t$ )の敷地境界あるいは保全対象近傍( $x$ )における地下水中重金属等濃度( $C_{GW}$ )を算出し、地下水環境基準もしくは地下水バックグラウンド値より濃度が大きい場合には、適切な対策工を施さなければならない。

#### (5) 留意点

移流分散解析では、検討領域とその境界条件、地層の水理定数や有効間隙率、特定有害物質の縦・横分散長や遅延係数の設定が必要となる。特に地下水流動が重要となることから、事前に飽和不飽和浸透流解析による検討が必要である。

また、移流分散解析を精度よく実施するためには解析の特徴を把握しておく必要がある。特に、解析結果に影響を及ぼす基本的な特徴として次のような事項がある。

- ① 地下水の流れや特定有害物質の移行を一次元でモデル化するのか、あるいは多次元でモデル化するのかなどの解析モデルの次元によって、得られる特定有害物質の移動状況が異なる。モデルの次元が大きくなるほど、移流および分散による影響が大きくなり、危険側の評価を与えることに留意が必要である。
- ② 解析に使用するモデルのメッシュサイズと時間刻みの設定が、得られる特定有害物質の濃度の再現性に影響を及ぼす場合があるため留意が必要である。
- ③ 解析を実行するための必須のパラメータとして分散係数(分散係数は、分散長と地下水の実流速の積)があり、文献値から設定が可能である。その際には、観測スケールによる分散長の変化があり、解析領域や検討領域をどのように設定するかによって、分散長の設定が変わることに留意が必要である。

例えば、DTRANSU をリスク評価に用いる場合、特に溶出濃度と遅延係数の設定は、リスク評価の結果に大きな影響を与えるため、現場の試料を用いた溶出試験とバッチ試験を実施することが必要である。また、その他のパラメータの設定において、原位置での試験が困難な項目もあるが、可能であればできるだけ現場の試料を用いた室内試験等を行うことが望ましい。また、初期条件、境界条件といった解析条件の設定も必要となるため、汚染箇所およびその周辺の地盤状況や河川・水路などの水象の状況を現地調査により把握する。さらに、モニタリング結果をもとに、逆解析を実施しより精度の高いパラメータに更新できるよう検討が必要である。

#### 【引用文献】

- 1) Otte,P.F.,Lijzen,J.P.A.,Otte,J.G.,Swartjes,F.A.and Versluijs,C.W.:RIVM report,711701021 (2001)
- 2) Janssen,R.P.T.,Pretorius,P.J.,Peijnenburg,W.G.J.M.and van den Hoop,M.A.G.T.:RIVM report, 719101023 (1996)
- 3) Otte, J.G, Romkens, P.F.A.M, Tiktak, A.and de Vries W. :Reports PGBO, deal 30 (2000), pp.44.
- 4) Kreule, P. and Swartjes, F. A.:RIVM report, 711701005 (1998)

## 1 2. リスク計算例

### 1. 概要

#### (1) リスク評価条件

図-1 に示すように、平坦地に自然由来の重金属等を含有する岩石・土壌を盛土したケースについて、地下水を介して重金属等が拡散することを想定し、敷地境界においてどの程度の影響が表れるかについて、リスク評価を実施した。

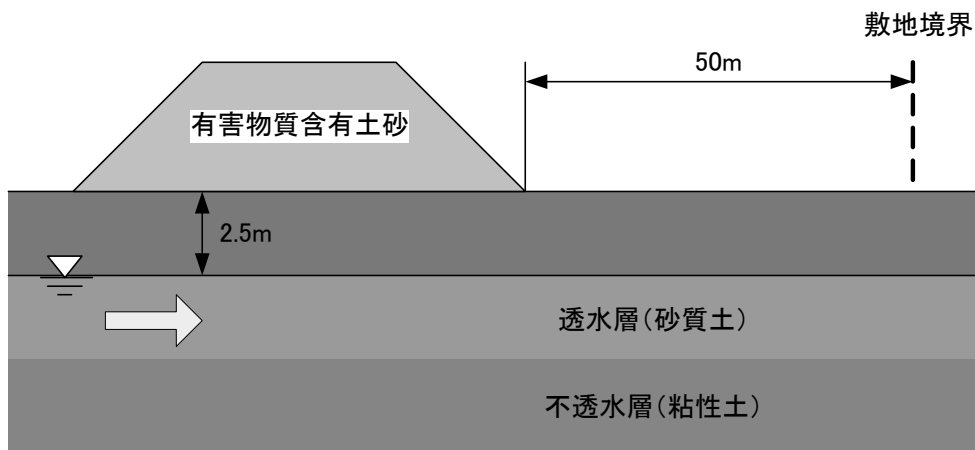


図-1 リスク評価を実施したケースの模式図

以下に解析条件を示す。

- ・対象とする重金属等は、鉛、ひ素、ふっ素、ほう素の4種類
- ・それぞれの物質が示す遅延係数（文献値・実測値）を考慮
- ・重金属等の溶出量は、基準値の3倍を設定し、重金属等の総量は考慮しない
- ・解析コードは Level 1 では GERAS2,1Dtransu、Level 2 では Dtransu 2D
- ・Level 2 では、図-2 に示す対策工を実施した場合についても解析した

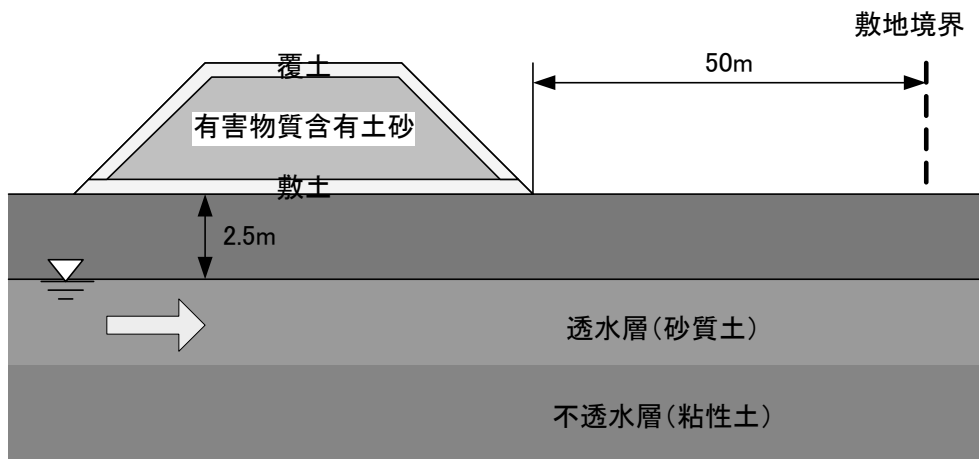


図-2 対策工の模式図（覆土敷土）

(2) リスク評価の流れ

リスク評価の流れを図-3 に示す。

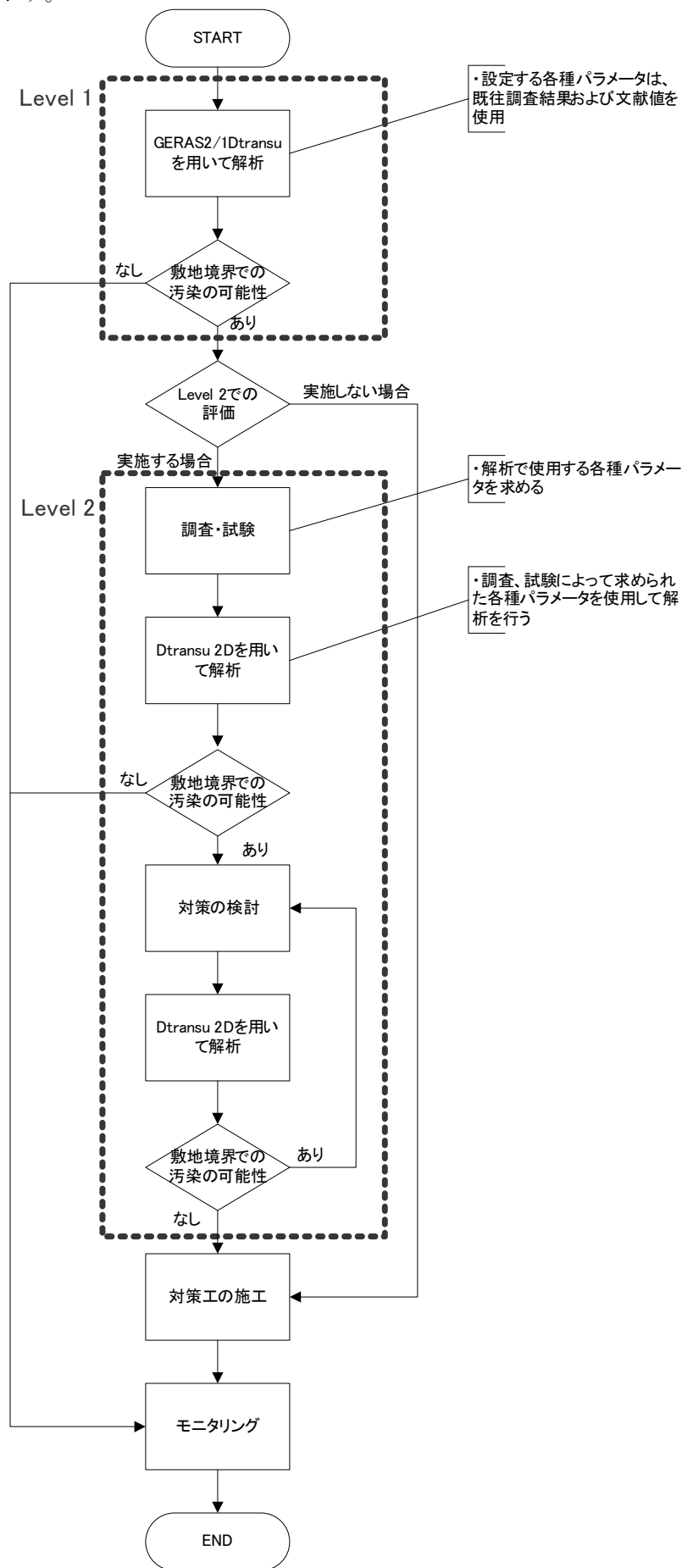


図-3 リスク評価の流れ

## 2. Level 1 のリスク評価

### (1) 1Dtransu でのリスク評価結果 (表-1)

設定パラメータ		 <p>敷地境界において基準値を超過しない。</p>	設定パラメータ		 <p>敷地境界において基準値を超過する。</p>
汚染物質	鉛		汚染物質	ふっ素	
汚染土総量 (ton)	130		汚染土総量 (ton)	130	
汚染土範囲の面積 (m <sup>2</sup> )	18		汚染土範囲の面積 (m <sup>2</sup> )	18	
溶出量 (mg/L)	0.03		溶出量 (mg/L)	2.4	
帯水層の種類	砂質土		帯水層の種類	砂質土	
帯水層の透水係数 (m/sec)	8.0E-05		帯水層の透水係数 (m/sec)	8.0E-05	
帯水層の間隙率 (%)	41		帯水層の間隙率 (%)	41	
遅延係数	1389		遅延係数	1	
汚染源から敷地境界までの距離 (m)	50		汚染源から敷地境界までの距離 (m)	50	
汚染源の地下水位 (m)	-2.5		汚染源の地下水位 (m)	-2.5	
敷地境界の地下水位 (m)	-2.8		敷地境界の地下水位 (m)	-2.8	
地下水流速 (m/day)	約 0.1		地下水流速 (m/day)	約 0.1	
年間降水量 (mm/year)	1500	年間降水量 (mm/year)	1500		
降雨浸透率 (%)	70	降雨浸透率 (%)	70		
地面から地下水までの距離 (m)	2.5	地面から地下水までの距離 (m)	2.5		
設定パラメータ		 <p>敷地境界において基準を超過する。</p>	設定パラメータ		 <p>敷地境界において基準値を超過する。</p>
汚染物質	ひ素		汚染物質	ほう素	
汚染土総量 (ton)	130		汚染土総量 (ton)	130	
汚染土範囲の面積 (m <sup>2</sup> )	18		汚染土範囲の面積 (m <sup>2</sup> )	18	
溶出量 (mg/L)	0.03		溶出量 (mg/L)	3.0	
帯水層の種類	砂質土		帯水層の種類	砂質土	
帯水層の透水係数 (m/sec)	8.0E-05		帯水層の透水係数 (m/sec)	8.0E-05	
帯水層の間隙率 (%)	41		帯水層の間隙率 (%)	41	
遅延係数	9		遅延係数	1	
汚染源から敷地境界までの距離 (m)	50		汚染源から敷地境界までの距離 (m)	50	
汚染源の地下水位 (m)	-2.5		汚染源の地下水位 (m)	-2.5	
敷地境界の地下水位 (m)	-2.8		敷地境界の地下水位 (m)	-2.8	
地下水流速 (m/day)	約 0.1		地下水流速 (m/day)	約 0.1	
年間降水量 (mm/year)	1500	年間降水量 (mm/year)	1500		
降雨浸透率 (%)	70	降雨浸透率 (%)	70		
地面から地下水までの距離 (m)	2.5	地面から地下水までの距離 (m)	2.5		



(2) GERAS2 でのリスク評価結果 (表-2)

設定パラメータ			設定パラメータ		
汚染物質	鉛			汚染物質	
溶出量 (mg/L)	0.03		溶出量 (mg/L)	2.4	
土質 (USER 項目で設定)	砂質		土質 (USER 項目で設定)	砂質	
土壤空気の体積分率	0.2		土壤空気の体積分率	0.2	
土壤間隙水の体積分率	0.3		土壤間隙水の体積分率	0.3	
土壤固体の体積分率	0.5		土壤固体の体積分率	0.5	
土壤 pH	6		土壤 pH	6	
土壤温度 (K)	293		土壤温度 (K)	293	
土壤中の有機炭素含有率	0.058		土壤中の有機炭素含有率	0.058	
土壤中の粘土分率	0.10		土壤中の粘土分率	0.10	
土壤密度 (g/cm3)	1.6		土壤密度 (g/cm3)	1.6	
汚染範囲 (直径 m)	18		汚染範囲 (直径 m)	18	
汚染深さ (m)	0		汚染深さ (m)	0	
帯水層までの距離 (m)	2.5		帯水層までの距離 (m)	2.5	
地下水流速 (m/year)	36.5		地下水流速 (m/year)	36.5	
帯水層間隙率	0.2		帯水層間隙率	0.2	
汚染源からの距離 (m)	50		汚染源からの距離 (m)	50	
設定パラメータ			設定パラメータ		
汚染物質	砒素		汚染物質	ほう素	
溶出量 (mg/L)	0.03		溶出量 (mg/L)	3.0	
土質 (USER 項目で設定)	砂質		土質 (USER 項目で設定)	砂質	
土壤空気の体積分率	0.2		土壤空気の体積分率	0.2	
土壤間隙水の体積分率	0.3		土壤間隙水の体積分率	0.3	
土壤固体の体積分率	0.5		土壤固体の体積分率	0.5	
土壤 pH	6		土壤 pH	6	
土壤温度 (K)	293		土壤温度 (K)	293	
土壤中の有機炭素含有率	0.058		土壤中の有機炭素含有率	0.058	
土壤中の粘土分率	0.10		土壤中の粘土分率	0.10	
土壤密度 (g/cm3)	1.6		土壤密度 (g/cm3)	1.6	
汚染範囲 (直径 m)	18		汚染範囲 (直径 m)	18	
汚染深さ (m)	0		汚染深さ (m)	0	
帯水層までの距離 (m)	2.5		帯水層までの距離 (m)	2.5	
地下水流速 (m/year)	36.5		地下水流速 (m/year)	36.5	
帯水層間隙率	0.2		帯水層間隙率	0.2	
汚染源からの距離 (m)	50		汚染源からの距離 (m)	50	

敷地境界において基準値を超過しない。

敷地境界において基準値を超過する。

敷地境界において基準値を超過しない。

敷地境界において基準値を超過する。

(3) Level 1 でのリスク評価結果

Level 1 でのリスク評価結果を表-3 にまとめる。

表-3 Level 1 でのリスク評価結果

物質名	1Dtransu	GERAS2	総合判定
鉛	○	○	○
ひ素	×	○	×
ふっ素	×	×	×
ほう素	×	×	×

以上の結果から、鉛については 1Dtransu、GERAS2 とともに敷地境界での汚染の可能性が低い評価となり、以後、モニタリングのみを実施していくこととなる。

ひ素、ふっ素、ほう素は Level 1 でのリスク評価からは、敷地境界での汚染の可能性があることから、Level 2 でのリスク評価を実施することになる。特に、ほう素については岩石・土壌への吸着がほとんど期待できないため、サイト概念モデルに基づくリスク評価を実施することによりリスクを過大に評価する可能性がある。

### 3. Level 2 (Dtransu 2D) でのリスク評価

Level 1 でのリスク評価の結果、敷地境界で汚染のリスクの可能性が高いと判定された、ひ素・ふっ素・ほう素について Dtransu 2D を用いてリスク評価を実施する。ここで設定する各種パラメータは、調査・試験を実施して求めた値を用いる。

#### (1) ひ素のリスク評価

ひ素のリスク評価結果を図-4 に示す。この中で、図-4 (a) には Level1 でのリスク評価で設定したパラメータを用いて、Dtransu 2D にてリスク評価を実施した例を示し、図-4 (b) に調査・試験によって求められたパラメータ（ここでは遅延係数のみ変更）を用いた評価結果を示す。また、図-4 (b) のケースに対策工（遮水シートなし、かつ透水係数が  $10^{-7}$ m/sec, 厚さ 50cm の覆土・敷土）を施工したケースを図-4 (c) に示す。これらの結果から、調査・試験によってパラメータを求めることによって、Level1 の評価と比較してリスクが低減できることや、適切な対策工を施工することで、さらにリスクの低減が図れることを示している。

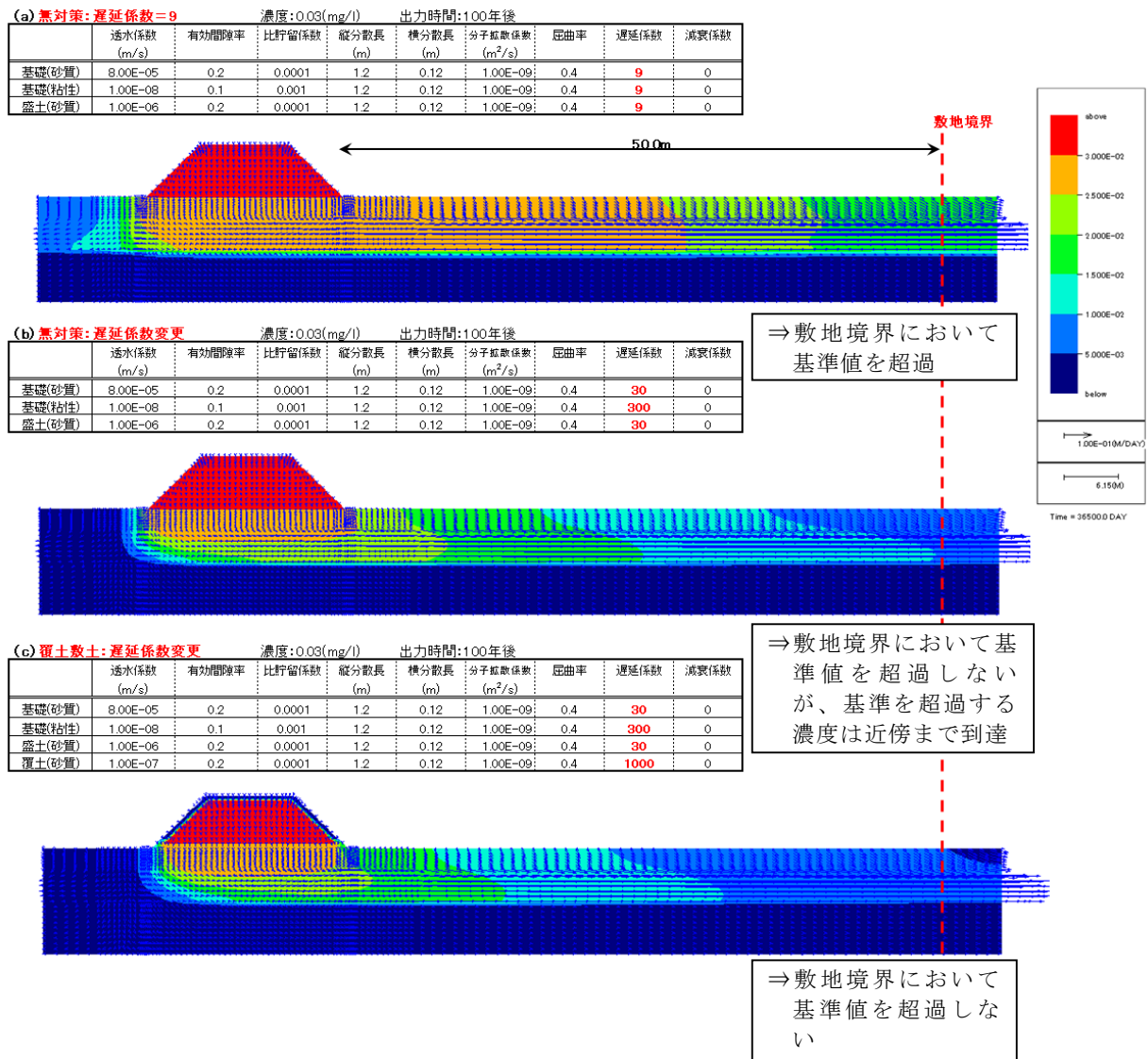


図-4 ひ素のリスク評価結果 (Level 2)

(2) ふっ素・ほう素のリスク評価

ふっ素・ほう素は物理的にほとんど同じ挙動を示すことから、ここではほう素のケースについて例示する。

図-5 には、ほう素のリスク評価結果を示す。この中で、図-5 (a) には無対策のケース、図-5 (b) には対策工（覆土・敷土）を施工したケースを示す。

これらの結果から、ほう素のように遅延係数の低い物質では、解析上、対策工を施工しても汚染が拡散してしまうということになり、リスクを過大に評価する結果となった。

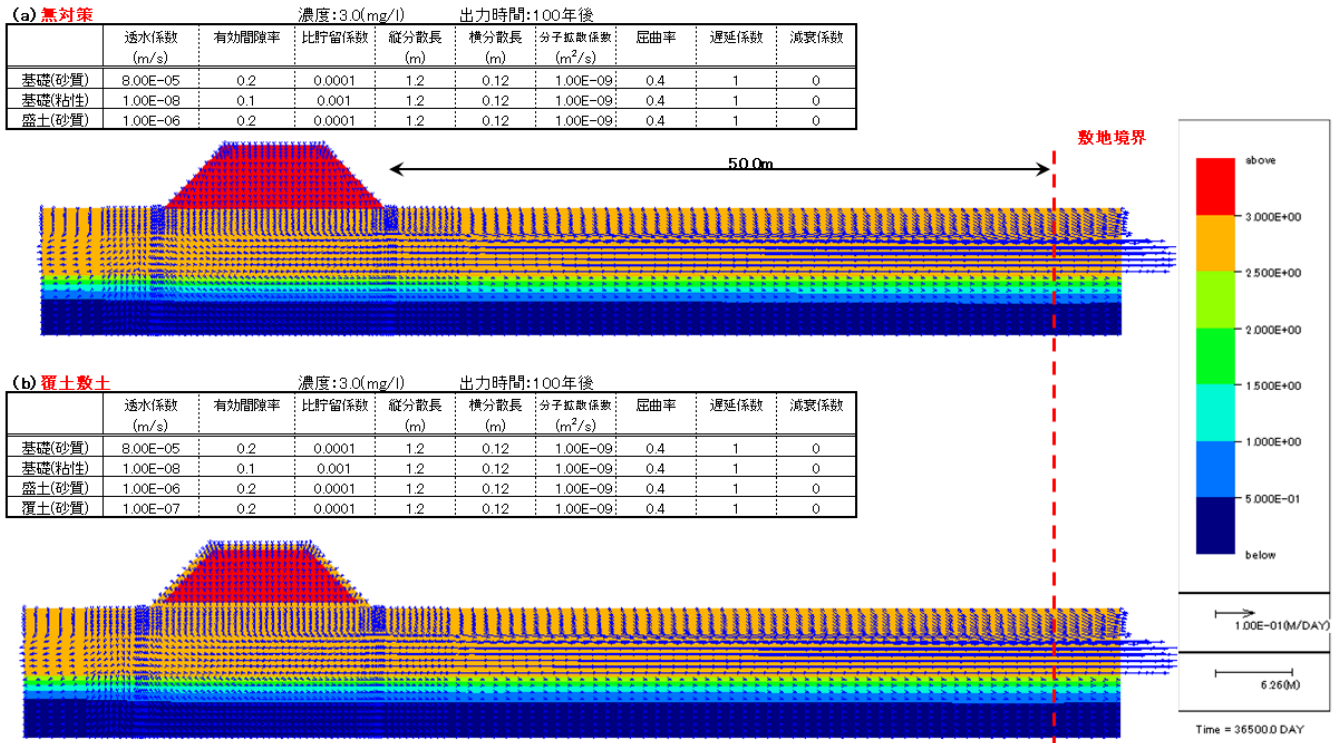


図-5 ほう素のリスク評価結果 (Level 2)

### 1.3. 特定有害物質の地盤（地下水を含む）内での挙動<sup>1)</sup>より抜粋

物質	地盤（地下水を含む）内での挙動	参考データ		
		水溶解度(mg/l)		密度(g/cm <sup>3</sup> )
カドミウム及びその化合物	水中ではCd(H <sub>2</sub> O) <sub>4</sub> <sup>2+</sup> として、また、塩素イオンと錯体を作りやすく、Cl <sup>-</sup> 濃度に応じてCdCl <sub>2</sub> (H <sub>2</sub> O) <sub>2</sub> <sup>0</sup> などの形で存在する。土壌中では陽イオンの形の場合は粘土等に吸着されるが、わずかなCl <sup>-</sup> の存在で中性又は陰電荷をもつ錯イオンとなり、粘土から離れていくという特質を持つ。アルカリ性では水酸化物の生成により難溶化する。ただし、NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> が存在すると[Cd(NH <sub>3</sub> ) <sub>4</sub> ] <sup>2+</sup> を生成して溶解する。炭酸塩、硫化物についても難溶性塩である。	Cd(OH) <sub>2</sub> として	2.74 (18℃)	8.67
	CdSとして	2.74 (18℃)		
	CdCl <sub>2</sub> として	531000 (20℃)		
六価クロム化合物	水溶性としてHCrO <sub>4</sub> <sup>-</sup> またはCrO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> が陰イオンとしてpHに対応して存在する。(Cr <sub>2</sub> O <sub>7</sub> <sup>2-</sup> はほとんど考慮しなくてよい。) アルカリ領域では移動度が高いが、中性から酸性領域にかけて土壌中のFe、Mn、Alの酸化物や粘土鉱物などに吸着される。この吸着は共存する他の陰イオンによって阻害される。また、地下水中の六価クロムは有機物や第二鉄、硫化物などによって還元されて毒性の低い三価クロムに還元される。三価クロムは中性付近では溶解度が低く、地盤中での移動性は小さい。	CrO <sub>3</sub> として	629000 (25℃)	7.14
	Na <sub>2</sub> CrO <sub>4</sub> として	463000 (25℃)		
	Ag <sub>2</sub> CrO <sub>4</sub> として	32 (25℃)		
	PbCrO <sub>4</sub> として	0.17 (25℃)		
シアン化合物	無機系と有機系化合物がある。無機系化合物の中にも、遊離型のシアンと錯体型のシアンがあり、遊離型のシアンは水中でシアン化物イオン(CN <sup>-</sup> )及びシアン化水素(HCN)を容易に生成する。錯体型のシアンは金属と錯化合物(シアン錯体)を形成しており、例えば鉄とは[Fe(CN) <sub>6</sub> ] <sup>4-</sup> (フェリシアン)や[Fe(CN) <sub>6</sub> ] <sup>3-</sup> (フェロシアン)がある。地盤中のシアン化合物は遊離シアンは水によく溶けて移動度が高いが、土壌中の鉄などの重金属と錯体を作り、さらに安定な難溶塩を形成して(例えばFe <sub>4</sub> [Fe(CN) <sub>6</sub> ] <sub>3</sub> フェリフェロ型(プルシアンブルー)など)地盤中に固定される。	NaCNとして	342000(15℃)	
水銀及びその化合物	火山地帯や温泉地の熱水鉱床中から、主に赤色の辰砂(HgS)として産出される。主な化合物は、一価及び二価のハロゲン化合物、硫化物及び有機化合物(アルキル水銀)が知られている。環境水中では、無機水銀から生物学的または化学的にメチル水銀が生成し、またメチル水銀の無機化も同時に進行している。このため、水中生物間の食物連鎖を経て、魚介類へ高濃度に蓄積し、最終的に人間が摂取する危険性がある。	Hgとして	0.002 (20℃)	13.6
	HgOとして	52 (25℃)		
	HgClとして	2.35 (20℃)		
	HgCl <sub>2</sub> として	61000 (20℃)		
セレン及びその化合物	天然には硫化物及び硫黄鉱床に含まれ、地殻中には微量ながら広範囲に存在している。セレンの原子価は二価、四価、及び六価があり、化合物は四価がもっとも安定である。	SeO <sub>2</sub> として	72000 (20℃)	4.19
	SeO <sub>3</sub> として	95100 (25℃)		
	Na <sub>2</sub> SeO <sub>3</sub> として	47200 (25℃)		
	Na <sub>2</sub> SeO <sub>4</sub> として	37100 (25℃)		
鉛及びその化合物	水中ではPb <sup>2+</sup> 、[Pb(OH)] <sup>+</sup> 、[Pb(OH) <sub>2</sub> ] <sup>0</sup> などとして存在している。還元状態ではきわめて不溶性の硫化物を作るが、通常酸化状態ではやや酸性の状況で、水溶状となるが、硫酸鉛の溶解度は小さい。中性から弱アルカリ性では鉛は加水分解して水酸化物となって難溶となり沈殿するか、粘土鉱物に吸着される。炭酸塩、硫化物、クロム酸塩、硫酸塩、リン酸塩についても難溶性塩である。	PbOとして	107 (25℃)	11.3
	PbCO <sub>3</sub> として	1.7 (20℃)		
	PbCl <sub>2</sub> として	9700 (20℃)		
	Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> として	361000 (20℃)		
	溶解度積			
	Pb(OH) <sub>2</sub> として	1.2×10 <sup>-15</sup>		
	PbSとして	1×10 <sup>-25</sup>		
砒素及びその化合物	主な化合物は三価と五価であり、三価の砒素は酸素のある酸化的条件下では亜砒酸イオンとなって水によく溶ける。しかし硫黄との親和性が高く、硫化物が安定に存在できる程度の還元状態では硫化砒素として難溶性となる。五価の砒素も水への溶解度は高い。地盤中での移動は三価の亜砒酸イオンの方がより重要と考えられる。それは大気との平衡状態では砒酸がより安定(析出しやすい)であることと、弱酸性から弱アルカリ性の広い領域で亜砒酸は中性分子であるが、砒酸は陰イオンであり土壌粒子の吸着を受けやすいことによる。	As <sub>2</sub> S <sub>3</sub> として	0.8 (0℃)	5.73
	As <sub>2</sub> O <sub>3</sub> として	20100 (25℃)		
	Na <sub>3</sub> AsO <sub>4</sub> ・12H <sub>2</sub> Oとして	104000 (17℃)		
ふっ素及びその化合物	特異吸着性を有する。	NaFとして	41500 (25℃)	1.71 (F <sub>2</sub> ガス 0℃1気圧の 密度)
	KFとして	101600 (20℃)		
	CaF <sub>2</sub> として	16 (20℃)		
	MgF <sub>2</sub> として	1300 (25℃)		
ほう素及びその化合物	溶液のpHが9以上である場合B(OH) <sub>4</sub> <sup>-</sup> として存在し、それよりpHが低い場合電荷を帯びないB(OH) <sub>3</sub> として存在する。したがって、pHが9以下では鉱物への吸着はほとんど無いと予想される。更に、pHが9以上ではアロフェンなどの非晶質アルミノケイ酸塩鉱物の表面電荷はマイナスとなるため、B(OH) <sub>4</sub> <sup>-</sup> もあまり吸着はない。したがって、芳香族や脂肪族の有機物と結合すると考えられる。	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub> として	36500 (10℃)	2.45
	Na <sub>2</sub> B <sub>4</sub> O <sub>7</sub> として	47000 (20℃)		

(参考:「土壌汚染と対応の実務」 平田健正監修, (社) 土壌環境センター編, 「環境化学物質便覧」 環境庁環境化学物質研究会編, 「廃棄物のやさしい化学 第I巻 有害物質の巻」 村田徳治著, 「廃棄物のやさしい化学 第II巻 廃油・廃プラの巻」 村田徳治著, 「廃棄物のやさしい化学 第III巻 廃酸・廃アルカリ・汚泥の巻」 村田徳治著 等)

#### 【引用文献】

- 1) 独立行政法人 土木研究所 (編) (2004): 建設工事で遭遇する地盤汚染対応マニュアル (暫定版). 鹿島出版会, 149p.

## 1.4. 酸性水への対応

### (1) 酸性水対策の考え方

酸性水発生のメカニズムや岩石・土壌の酸性化の進行と重金属等の溶出の関係についてはマニュアル本文で述べたとおりである。ここでは、のり面の酸性化の進行について模式図を図-1 に示す。

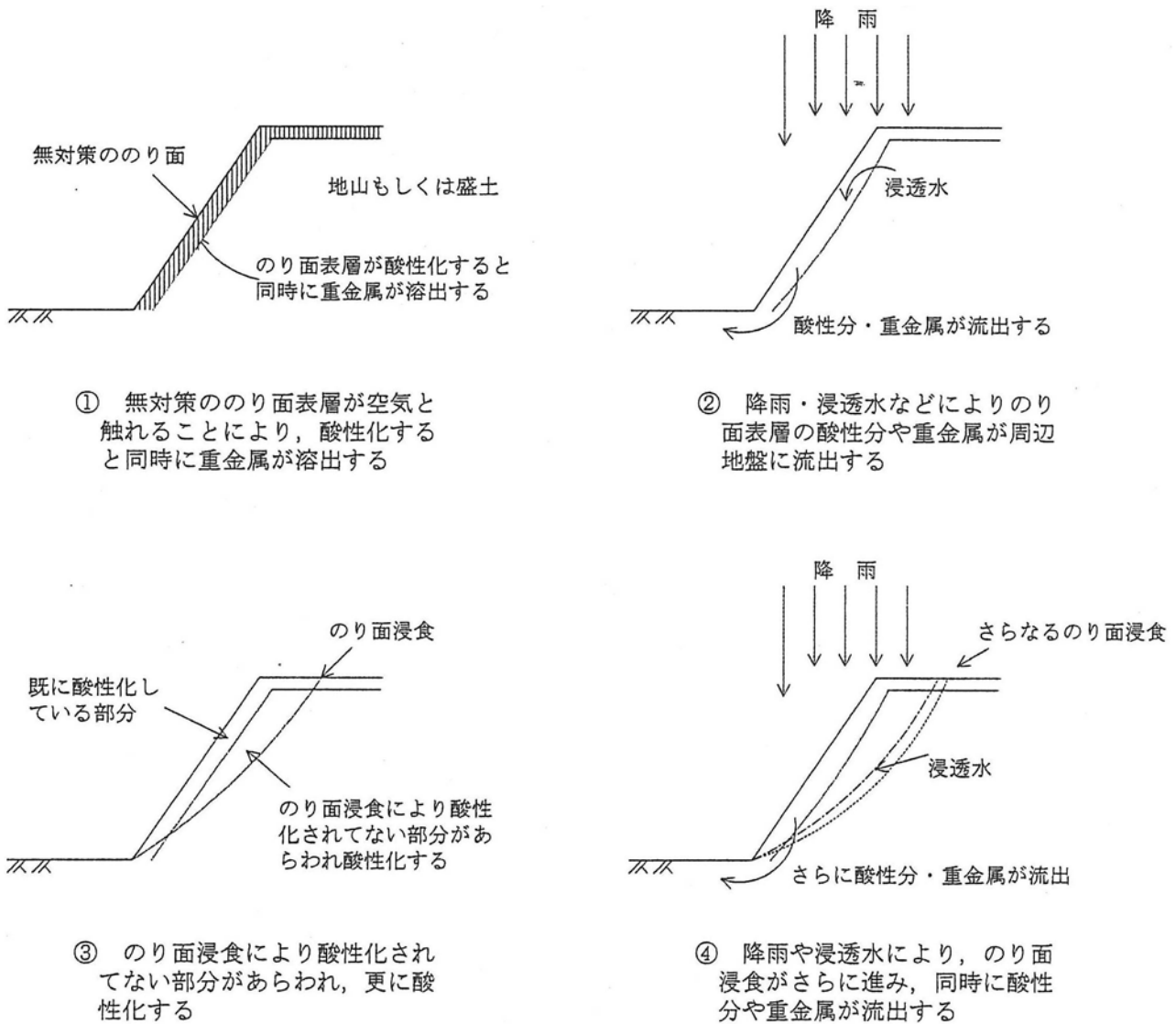


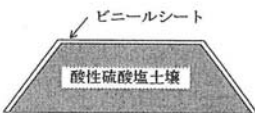
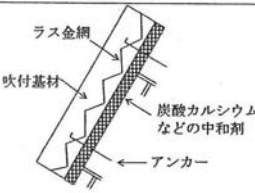
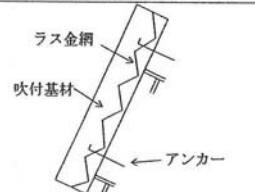
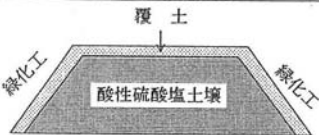
図-1 のり面の酸性化進行の模式図

図-1 よりのり面の酸性化の進行は、空気と雨水や表流水の接触による酸化とのり面浸食による新鮮部の露出の進行によることから、酸性水対策の考え方は岩石・土壌の酸化の防止と適切なのり面保護を行うことを基本とする。

(2) 対策工の種類

酸性水対策は、酸化の防止と適切なり面保護を行うことを基本とすることから、表-1 に示す対策工法が考えられる。

表-1 主な酸性水対策の一覧

工法の内容	概要	酸性発生抑止対策か 酸性化の酸性緩和対策かの区分
 <p>ビニールシート工法</p>	<p>盛土をビニールによって被覆し、空気との接触を遮断するとともに、酸化してしまっている物質の雨水による流出を防止する。</p> <p>〔ただし、ビニールシートは仮設であり長期的対策としては難しい。〕</p>	緩和
 <p>中和工法</p>	<p>盛土に直接、炭酸カルシウム等の石灰成分（中和剤）の水溶液や、中和剤、バーク堆肥および粘結剤の混合剤等を散布し、生育基盤の酸度を緩和するとともに、中和剤散布後、盛土の侵食防止を目的として植生基材吹付工を施工する。</p>	緩和
 <p>厚層基材吹付工法</p>	<p>侵食防止材としてアルカリ資材（普通セメント）を用いる種の厚層基材を地山に直接吹き付け、基材の酸度を緩和する。</p>	緩和
 <p>覆土工法</p>	<p>良質の土壌によって酸性質の盛土を被覆する。良質土には、侵食防止を目的として各種緑化工の導入を行う。</p>	抑止

(3) 覆土工法について

ここでは、酸性水対策として一般的に行われている覆土工法についてその対策の概要や留意点について述べる。道路盛土での覆土を行った場合の概念図を図-2 に示す。

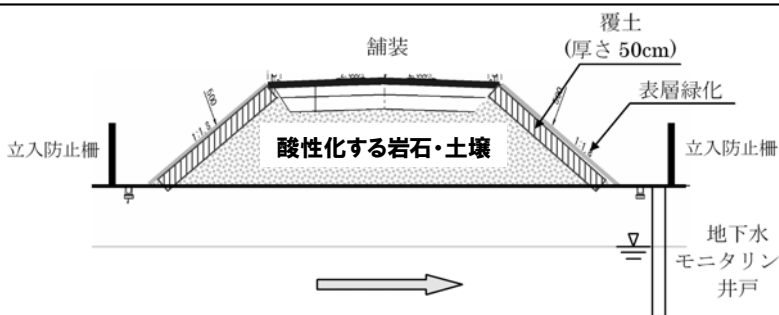
対策	覆土工法
概念図	
概要	<ul style="list-style-type: none"> <li>盛土の法面は50cmの覆土を行い表層は緑化することで雨水の浸入をできるだけ防止する。周囲には立入防止柵を設置。</li> <li>上面は舗装。</li> <li>地下水流向の下流側にモニタリング井戸を設け、定期的に地下水の水質を監視。</li> </ul>

図-2 覆土工法の概念図

酸性水対策としての覆土工法について、以下の点に留意する必要がある

- ・表流水や地下水の酸性化する岩石・土壌への底面からの浸透を防止する。
- ・盛り立てる場合、速やかに現場搬入し、転圧は十分に行う。盛土内の空隙部を少なくするとともに難透水の路体の築造を行う。
- ・酸性水流出防止のための難透水性材料による覆土厚さを 0.5m とし、酸化防止と雨水浸透防止工とする。
- ・覆土材料は、強酸性土、強アルカリ性土および植物の生育に有害となる成分を含む植生に適さないもの、粒度分布の悪い砂、軽石、しらす、火山灰などの雨水に洗掘されやすいものを用いないように、のり面安定と植生の両面から留意する必要がある。
- ・岩石・土壌の酸性度に大小がある場合、酸性化緩和のため覆土材料や中和剤の混合など施工過程に配慮する。
- ・雨水の浸透により酸性水の流出がないか観測井や道路側溝などの定期的なモニタリングを実施する。

#### 【酸性水関連の主な参考文献】

- 1) 荒井 賛・渡辺次郎・大関昌平(1983)：極強酸性土壌地の緑化について．緑化工技術，19(2)，1-10.
- 2) 笛木伸彦(1997)：土壌調査における硫酸酸性度の評価方法とその重要性，全地連技術フォーラム 97.
- 3) 長谷川秀三・大津洋介・岩永安正・栗原昭司(1995)：酸性硫酸塩土壌の過酸化水素による簡易 pH 測定法について．日本緑化工学会誌，20(2)，116-122.
- 4) 石渡輝夫ほか(1986)：北海道で見いだされた酸性硫酸塩土壌及び熱水変質安山岩風化物の分布性状．土木試験所月報，398，15-24.
- 5) 石渡輝夫ほか(1992)：北海道における各種酸性硫酸塩土壌の区分，分布と性状．日本土壌肥科学雑誌，63(1)，86-90.
- 6) 加村崇雄(1987)：火成性パイライト酸化による酸性硫酸塩土壌の生成と鉄・イオウ細菌．日本土壌肥科学雑誌，57(3).
- 7) 川崎 弘(1989)：わが国の酸性硫酸塩土壌の分布と性状．農業技術，44(9)，409-414.
- 8) 金谷尚知ほか(1993)：出羽丘陵地域における未利用地・低利用地の草地造成利用，農業土木学会誌，61(12)，31-36.
- 9) 葛西敏行・近野康彦・高橋邦雄(1996)：酸性硫酸塩土壌対策について．第 40 回北海道開発局技術研究発表会，83～88.
- 10) 光永演允・谷口美津男・丹 明博(1995)：酸性硫酸塩土壌のり面の緑化について．日本緑化工学会誌，20(4) 270-273.
- 11) 中野祐司(1991)：極強酸性のり面の緑化について．緑友，1991 夏季号.
- 12) 中野祐司(1991)：極強酸性土壌のり面の緑化について．新潟応用地質研究会誌，37，28-37.
- 13) 中野祐司(1992)：極強酸性土壌のり面緑化の経時変化について．緑友，7.
- 14) 中野祐司(1996)：極々強酸性法面の緑化対策工について．日本緑化工学会誌，22(2)，117-125.
- 15) 大津洋介ほか(1995)：切土のり面における酸性硫酸塩土壌の出現と植生の生育状況．第 26 回日本緑化工学会研究発表会研究発表要旨集.
- 16) 作田庸一ほか(2000)：ホタテガイ加工残さの有効利用システムの開発．廃棄物学会論文誌，11(3)，145-154.
- 17) 横濱充宏・斉藤惣一・石渡輝夫(1995)：酸性硫酸塩土壌の露出した切土のり面における植生工法，開発土木研究所月報，506，17-25.
- 18) 渡辺秀文ほか(1994)：極強酸性土壌のり面の緑化対策工について，第 25 回日本緑化工学会研究発表会研究発表要旨集.
- 19) 田本修一・岡崎健治・阿南修司・伊東佳彦(2009)：酸性化した溶出水による岩石ずりの重金属類溶出量評価に関する考察，第 8 回環境地盤工学シンポジウム発表論文集，203-208.
- 20) 桜本勇治(1994)：海成泥岩が酸性水を発生させる可能性について，地下水技術，36(4)，29-33.



## 15. ケースヒストリー

- 事例－1 一般国道 450 号 旭川紋別自動車道 中越トンネル
- 事例－2 日本海沿岸東北自動車道 大館～小坂間トンネル
- 事例－3 東北新幹線 八甲田トンネル
- 事例－4 仙台市高速鉄道東西線
- 事例－5 一般国道 289 号 甲子トンネル
- 事例－6 岡山県内工業団地 調整池



- ④試験頻度：ボーリング 100m/1回、  
10m 程度を 1 区間として実施

### 3.2 掘削土

先進ボーリングによって要対応区間を決定しており、掘削土砂搬出後の試験等は実施していない。

## 4. 自然由来重金属等対策方法

### ①掘削ずりの仮置き

- ・降雨による仮置き場所地盤への有害物質浸透防止
- ・汚染土壌の飛散防止



写真 仮置きヤードの状況<sup>1)</sup>

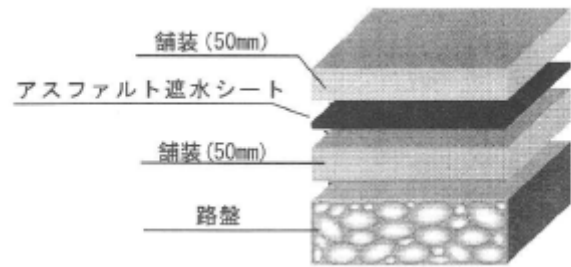


図 仮置きヤード遮水構造<sup>1)</sup>

### ②道路盛土への遮水工封じ込め

- ・保護層を構築し、その上面に保護マット、遮水シート、保護マットを重ねて敷設。
- ・掘削ずりを敷均（1層 30cm で転圧）。
- ・作業を実施しない時間帯・場所は、飛散防止のためシート養生。
- ・第二溶出量基準を超過する土壌については、封じ込め場所搬入後、セメント固化。
- ・周辺地下水をモニタリング。



写真 遮水シートの敷設<sup>1)</sup>

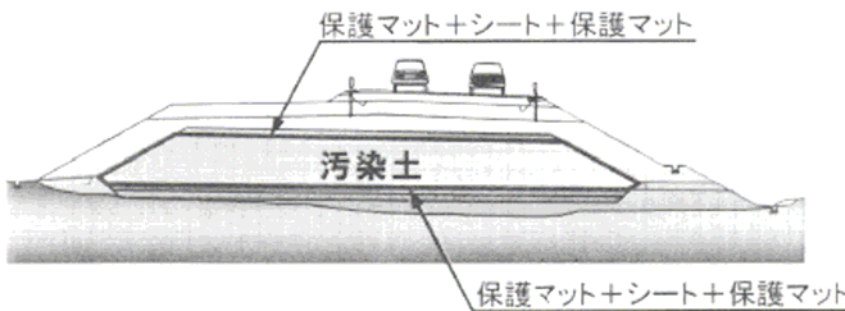


図 遮水工封じ込めの概要<sup>1)</sup>



写真 掘削ずりの敷き均し<sup>1)</sup>



写真 遮水シートの敷設<sup>1)</sup>

## 5. 引用した資料

- 1) 「自然的原因による有害物質を含むトンネル掘削ずりの土捨て場管理について」（藤井ほか，ジオシンセティックス技術情報 技術邦文，12-17，2005.）

## 事例一 2 日本海沿岸東北自動車道 大館～小坂間トンネル

### 1. 当該地の概要

- 1.1 事業種  
道路（トンネル） 日本海沿岸東北自動車道
- 1.2 事業者  
国土交通省東北地方整備局 能代河川国道事務所
- 1.3 現在の事業段階  
施工中
- 1.4 対象元素等  
セレン、ひ素、ふっ素
- 1.5 地質状況  
周辺に黒鉱鉱床あり
- 1.6 対象  
掘削土砂（約 90 万 m<sup>3</sup>）

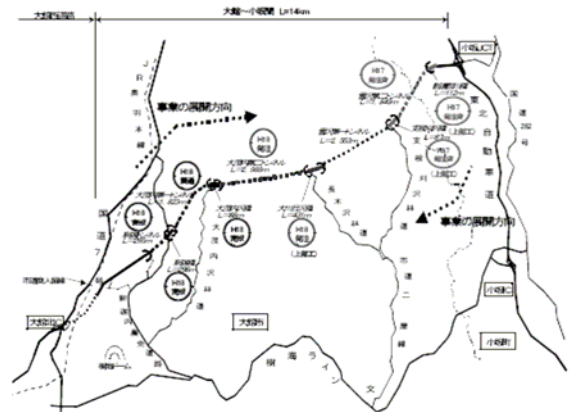


図 トンネルの位置<sup>1)</sup>

### 2. 自然由来重金属等の発見の経緯と対応の流れ

- ①事業着手時に、地質調査で、重金属等（鉛、セレン、ひ素、ふっ素）を含有していることを確認。
- ②本区間のトンネル工事において、掘削土の一部が溶出量基準（18号試験）を超過。
- ③日本海沿岸東北自動車道 大館～小坂間トンネル掘削土調査検討委員会設置（H12）。
- ④「日本海沿岸東北自動車道 大館～小坂間トンネル掘削土判定・処理・管理マニュアル」を作成（H16.3）。
- ⑤以後、マニュアルの検討・改訂、分析試験の効率化（H19）を行う。

### 3. 自然由来重金属等の試験・判定方法・試験頻度

#### 3.1 掘削前

- ①試料採取：先進ボーリングによる試料採取
- ②試験方法：溶出量試験（18号試験）  
含有量試験（19号試験）  
他：簡易溶出 pH、全岩 S・Ca 含有量、強熱減量
- ③判定基準：溶出量基準、  
第二溶出量基準、  
含有量基準
- ④試験頻度：ボーリング 100m/1回  
10m 程度を 1 区間として実施

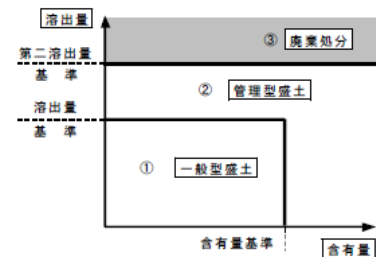


図 トンネル掘削土の区分<sup>1)</sup>

#### 3.2 掘削土

- ①試料採取：記載無し
- ②試験方法：
  - ・簡易試験（指標試験）：  
基準値を超過する可能性のある試料の選別  
試験項目：pH 強熱減量 硫黄含有量  
(H19 現在、迅速試験（比色法）の適用性を検討中)
  - ・詳細試験：  
指標試験により選別された試料を対象に処理方法を決定  
試験項目：溶出量試験（18号試験）、含有量試験（19号試験）

#### ③判定基準：

- ・簡易試験（指標試験）：  
掘削前調査での溶出量試験、含有量試験との相関性から判断

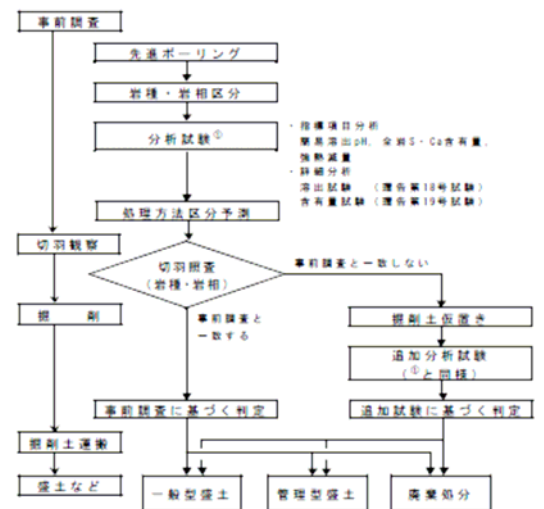


図 掘削土判定の流れ<sup>1)</sup>

- ・ 詳細試験  
基準値

④ 試験頻度：記載無し

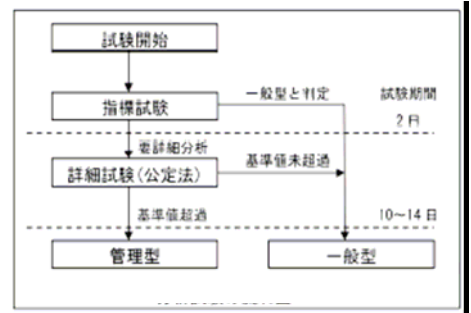


図 分析試験の流れ<sup>1)</sup>

#### 4. 自然由来重金属等対策方法

掘削土の処理は、土壤汚染対策法に定められた基準値を満たすものは一般盛土へ、また、超過するものは管理型盛土へ運搬処理する。

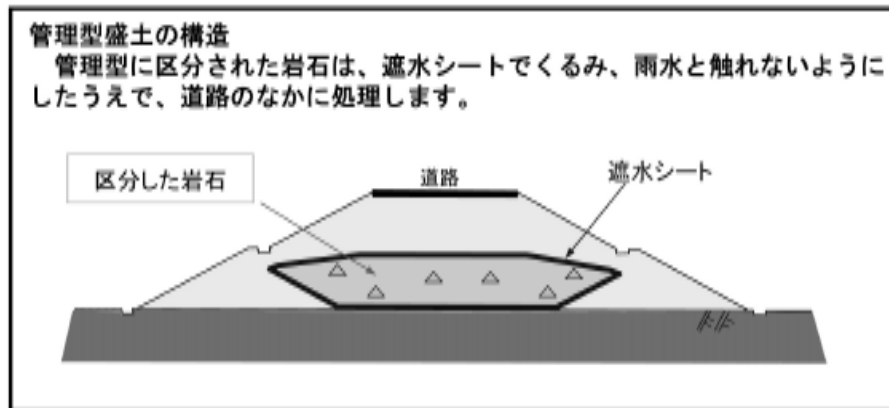


図 管理型盛土の構造<sup>1)</sup>

#### 5. 引用した資料

- 1) 「トンネル工事で発生する重金属等含有掘削土砂対策について」(渋谷・五十嵐, 平成 19 年度国土交通省東北地方整備局管内技術発表会, <http://www.thr.mlit.go.jp/Bumon/B00097/k00360/happyoukai/H19/ronbun/5-14.pdf>)

### 事例ー 3 東北新幹線 八甲田トンネル

#### 1. 当該地の概要

##### 1.1 事業種

鉄道（トンネル） 東北新幹線

##### 1.2 事業者

（独）鉄道建設・運輸施設整備支援機構

##### 1.3 現在の事業段階

掘削工事終了

##### 1.4 対象元素等

ひ素、鉛、カドミウム、セレン、酸性水

##### 1.5 地質状況

トンネルの地質は、主に第三紀中新世の火山岩・火山砕屑岩・堆積岩からなり、閃緑岩、安山岩等が貫入している。貫入岩体の接触部付近や鉱脈の周辺部に鉱化変質岩が分布し、これらに含まれる黄鉄鉱の掘削等にもなう酸化により、酸性水の生成と重金属等の溶出の可能性がある。

##### 1.6 対象

トンネル掘削残土



青森県天間林村から青森市に至る全長26km455mの陸上トンネル

図 八甲田トンネルの位置 <sup>1)</sup>に加筆

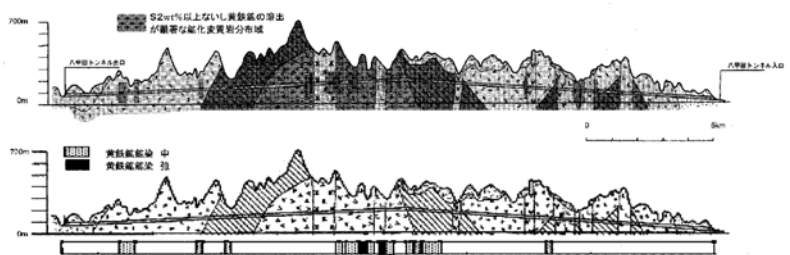
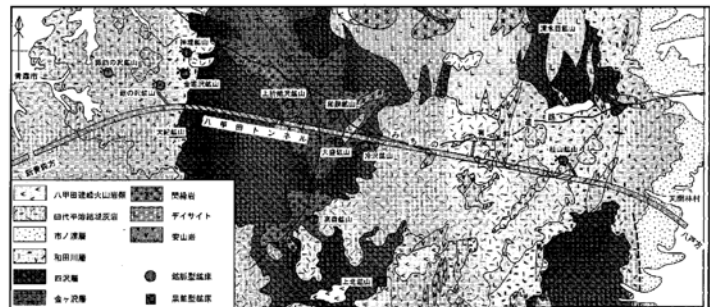


図 八甲田トンネルの地質 <sup>3)</sup>

#### 2. 自然由来重金属等の発見の経緯と対応の流れ

- ① 鉱化変質岩から生成された酸性水や溶出した重金属等の河川等への流出等による周辺環境への影響が懸念されたため、旧国鉄が昭和50年代より検討を行った。
- ② 事業認可を受けて旧鉄道建設公団が平成10年度に「八甲田トンネル技術委員会」を設置。
- ③ 酸性水を生じさせる可能性のある鉱化変質岩の判定方法を検討。
- ④ 八甲田トンネル試験室調査・分析業務マニュアルの制定（平成12年10月1日，平成14年3月14日改訂）
- ⑤ 判定方法により管理型とされた掘削残土の管理型土捨場への埋立。

#### 3. 自然由来重金属等の試験・判定方法・試験頻度

- ① 試料採取：掘削ずり
- ② 試験方法：半日程度
  - ・肉眼鑑定（鉱脈、鉱石の判定）
  - ・火山岩を対象とした帯磁率測定
  - ・簡易溶出試験（現地にて判断）
    - 試料を10mm以下に粉砕
    - 粉砕試料100gに蒸留水500mlを添加し、3分間振とう
    - pH、電気伝導率測定（1時間後）
  - ・全岩化学組成分析
    - 75μmに粉末状とし、蛍光X線分析（検量線法）

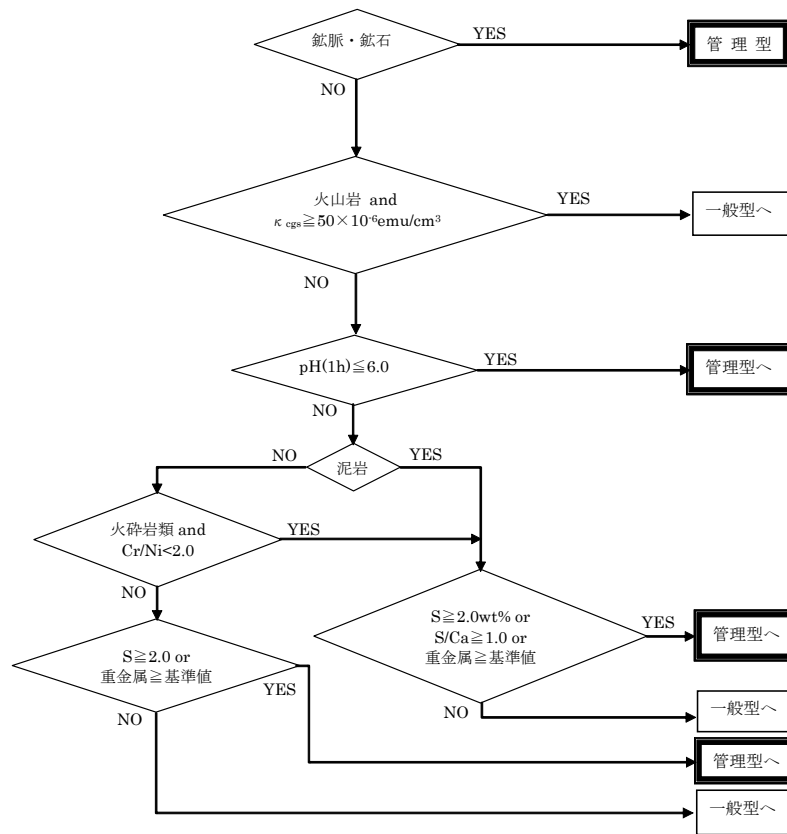


図 岩石判定フロー<sup>3)</sup>

表 岩石判定基準値設定の概要<sup>3)</sup>

判定項目	判定基準値	基準値設定の根拠
帯磁率 ( $\kappa_{CGS}$ )	$\kappa_{CGS} \geq 50 \times 10^{-6} \text{ emu/cm}^3$ → 一般型	・基準値以上の火山岩で酸性化を示す試料がみとめられない。 ・基準値以下でSを2.0wt%以上含む火山岩は非常に少ない。
溶出水のpH	1時間後のpH $\leq 6.0$ → 管理型	・1時間後の溶出水pHが6.0以下を示す試料はすべて、56日後でも酸性を示す。
火砕岩類のCr/Ni比	Cr/Ni < 2.0 → 泥岩に準拠	・火砕岩類は、Cr/Ni比が1.0前後の試料と2.0以上の試料とに大別される。 ・泥岩のCr/Ni比は1.0前後で、火成岩のCr/Ni比は2.0以上である。 ・Cr/Ni比が1.0前後の火砕岩類の溶出特性が泥岩に類似する。
泥岩および火砕岩類(Cr/Ni < 2.0)のS/Caモル比	S/Caモル比 $\geq 1.0$ → 管理型	・S/Caモル比が増加すると溶出水のpHが低下する。 ・S/Caモル比が1.0以上で溶出水が酸性化する場合が認められる。
S含有量	S $\geq 2.0\text{wt}\%$ → 管理型	・溶出水が酸性を示す火成岩類は、Sを2.0wt%以上含むことが多い。

#### 4. 自然由来重金属等対策方法

##### ① ずりびんへの貯積

通常の施工工程に掘削ずりの鉱化変質岩の判定が加わるため、切羽から採取した試料の判定結果が出るまでの分を考慮して管理する（2分割し最大2日分溜め置き可能）。

##### ② 一般型土捨場への埋立

判定の結果、一般型とされる掘削残土について、通常のトンネル工事において用いられる構造と同様の土捨場に埋め立てる。

##### ③ 管理型土捨場

管理型として判定された掘削残土を管理型土捨場に埋め立て、雨水・地下水等との接触を断ち環境汚染を防止。構造は、産業廃棄物管理型最終処分場に準拠した構造を有する。底盤部、法面部・覆土部の全てをシートで覆い、遮水構造とした。浸出水は周辺の雨水・地下水とは別系統の貯水池に集水し、水質検査後、適切な処置を行い河川等に放流。土捨場からの浸出水の発生が確認されなくなった段階で、排水管を閉鎖する。

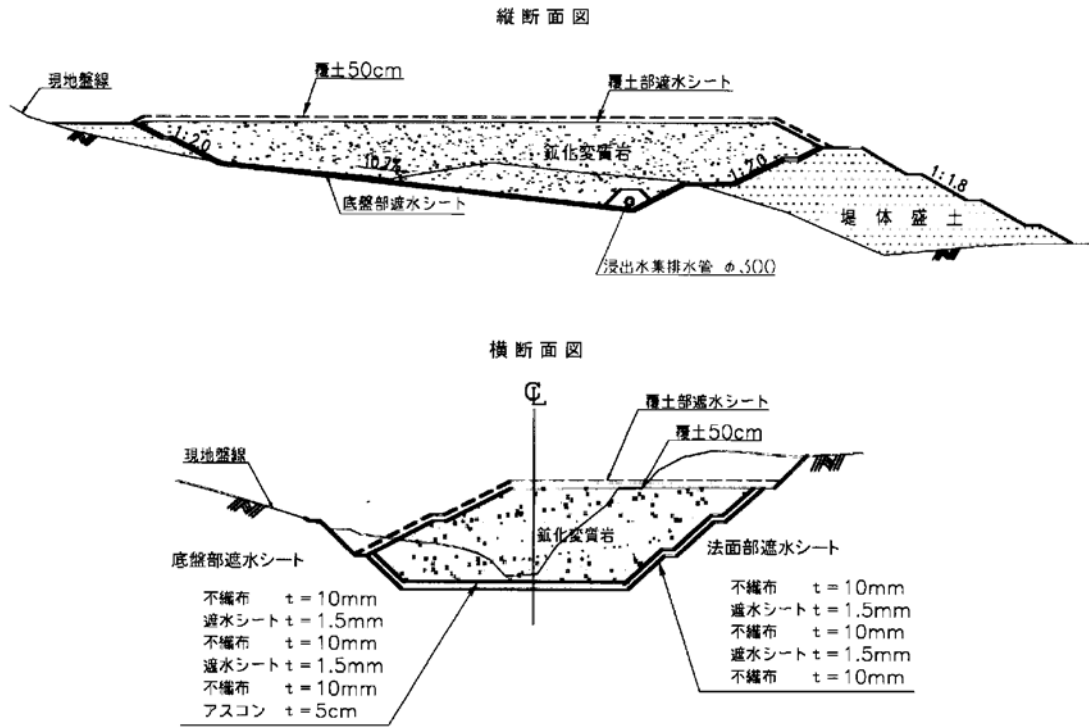


図 管理型土捨場の構造<sup>1)</sup>

5. 引用した資料

- 1) 「八甲田トンネルで発生する酸化変質岩の環境対策」(佐々木ら, 土と基礎, 53(5), 8-10, 2005)
- 2) 「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」(服部ら, 応用地質, 43(6), 359-371, 2003)
- 3) 「八甲田トンネルにおける掘削残土の酸性水特性に関する判定手法の評価」(服部ら, 応用地質, 47(6), 323-336, 2007)





採石場跡地に搬出し、盛土の一部として有効利用。建設発生土が掘削により化学的性状が変化し溶出性を発現することから、処分に關しては、盛り立てて覆土を行い還元的な地山の状態に戻し溶出を抑制する。盛土の下部は重金属等の浸透を抑制する処理を施し、排水処理施設の設置等により用地外に重金属等を排出させない対策を講ずる。

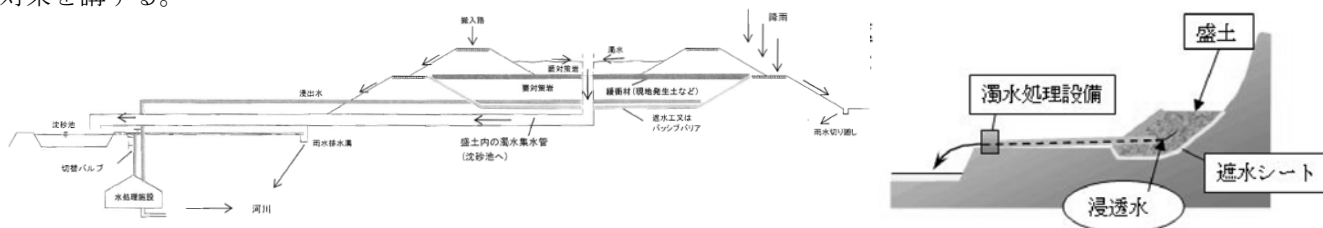


図 盛土の構造模式

## 5. 引用した資料

- 「仙台市地下鉄東西線技術検討委員会(第1回)建設発生土部会資料」
- 「仙台市地下鉄東西線技術検討委員会(第2回)建設発生土部会資料」
- 「仙台市地下鉄東西線技術検討委員会(第3回)建設発生土部会資料」
- 「仙台市記者発表資料(平成19年8月23日,平成20年8月7日)」

## 事例－5 一般国道 289 号 甲子トンネル

### 1. 当該地の概要

#### 1.1 事業種

道路（トンネル） 一般国道 289 号

#### 1.2 事業者

国土交通省東北地方整備局 および 福島県

#### 1.3 現在の事業段階

供用中

#### 1.4 対象元素等

鉛、ひ素、セレン

#### 1.5 地質状況

玄武岩質岩など更新統と先第三系からなり、安山岩の貫入が認められ、広い範囲の岩盤が鉍染状に硫化鉍物を含んでいる。

事前調査では、一部の岩石で土壤環境基準を超過する重金属等の溶出が確認されている。

#### 1.6 対象

トンネル掘削残土



福島県南会津地方と県南地方を結ぶ甲子道路 23.3km のうち 4345m のトンネル

図 甲子トンネルの位置 <sup>1)</sup>に加筆

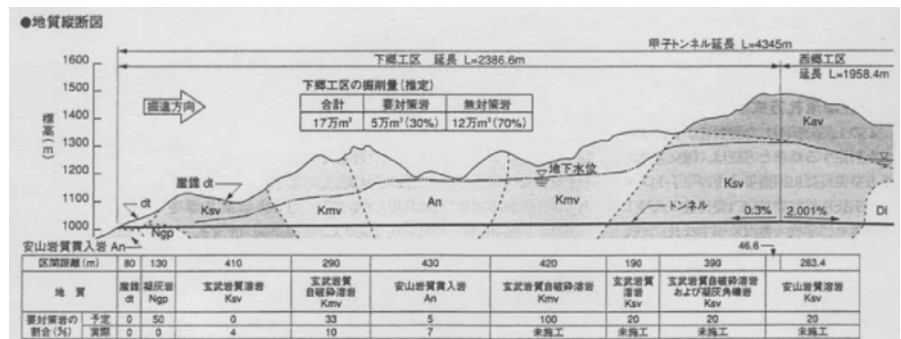


図 甲子トンネルの地質性状 <sup>1)</sup>

## 2. 自然由来重金属等の発見の経緯と対応の流れ

- ①事前調査ボーリングにおいて、土壤環境基準を超過した鉛、セレン等が含まれていること、ひ素、カドミウムが長期的に溶出する可能性があることを確認。
- ②甲子トンネル施工技術検討委員会により、判定基準、対策工法等を検討
- ③要対策岩について、道路盛土に封じ込めを行う。

### 3. 自然由来重金属等の試験・判定方法・試験頻度

#### 3.1 一次判定

- ①試料採取：先進ボーリング
- ②試験方法：
  - ・pH(H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>)測定と全硫黄含有量測定
- ③判定基準：独自基準（フロー参照）
- ④試験頻度：ボーリング 1回/5m

#### 3.2 二次判定

- ①試料採取：仮置き場からの任意採取
- ②試験方法：pH(H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>)測定と全硫黄含有量測定
- ③判定基準：独自基準（フロー参照）
- ④試験頻度：1回/1日掘削分

### 4. 自然由来重金属等対策方法

#### ①仮置き場への仮置き

重金属等に関する判定の結果が出るまでの間、降雪・降雨により、重金属が溶出するのを防止するために、屋根付き構造とした一次仮置き場に一時仮置きした。

冬季は降雪により盛土工事ができないため、要対策岩を仮置できるように屋根付きの構造とした大容量の二次仮置き場を設置した。

#### ②要対策岩の封じ込め対策

道路盛土工事の路体の中に遮水シート（二重）で封じ込める工法を選定した。

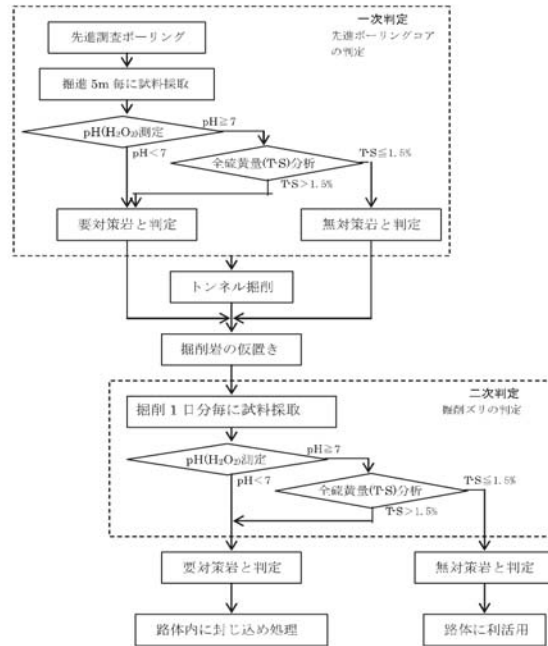


図 判定方法フロー<sup>2)</sup>

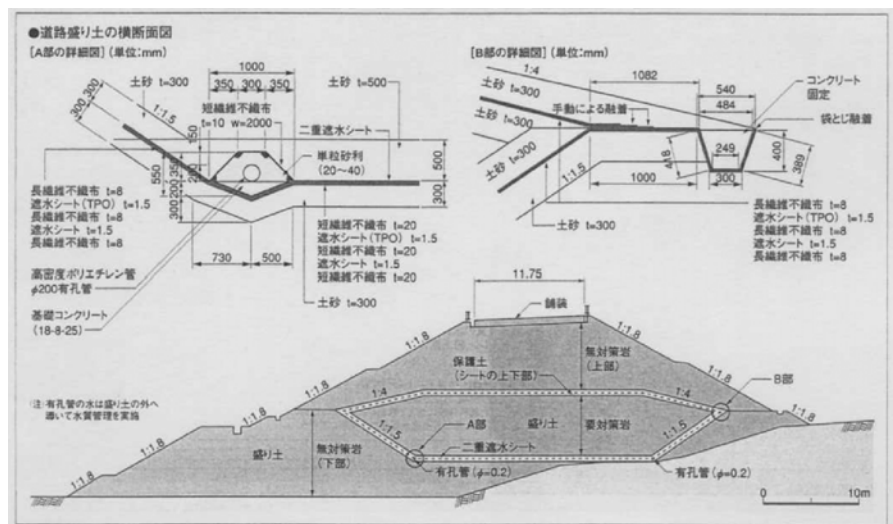


図 道路盛土への封じ込め対策<sup>1)</sup>

### 5. 引用した資料

- 1) 「甲子トンネル下郷工区工事（福島県）有害な掘削岩を道路に封じ込める」（木賀，日経コンストラクション 2005年2月11日，64-67）
- 2) 「自然起源の重金属等による環境への影響と対策」（奥村ら，地学雑誌，116(6)，892-905，2007）

## 事例－6 岡山県内工業団地 調整池

### 1. 当該地の概要

#### 1.1 事業種

調整池造成

#### 1.2 事業者

不明

#### 1.3 現在の事業段階

施工済

#### 1.4 対象元素等

酸性水

#### 1.5 地質状況

基盤岩として新第三紀中新世に堆積した勝田層群、山頂部には新第三紀～第四紀に基盤岩に貫入した玄武岩が分布。造成地の地層は、勝田層群のうち植月層に位置する。調整池および法面部の一部に硫酸酸性を示す泥岩が存在。

#### 1.6 対象

調整池底面の泥岩層（植月層）

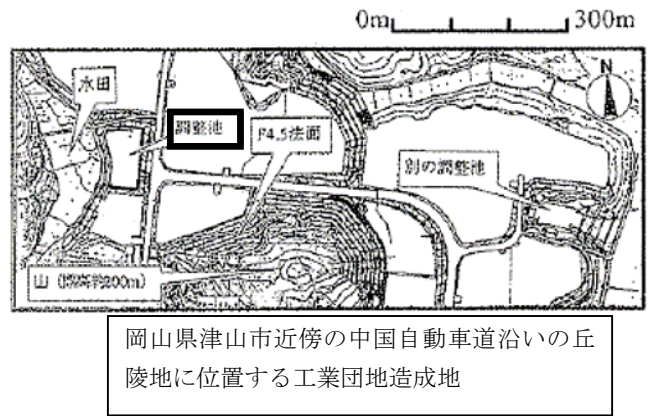


図 調整池の位置<sup>1)</sup>に加筆

### 2. 自然由来重金属等の発見の経緯と対応の流れ

- ①工業団地造成地内の調整池の完成直後に底面の溜まり水が強酸性を呈することを確認。
- ②底面層を遮断するための改良土層を設置。試験施工を経て仕様を決定。
- ③対策工を実施し、湛水後、pHが中性に安定していることを確認。

### 3. 自然由来重金属等の試験・判定方法・試験頻度

#### 3.1 現地状況確認（試験方法）

##### ①水質分析項目

・pH、主要イオン分析（ $\text{SO}_3^{2-}$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{Na}^+$ 、 $\text{K}^+$ 、 $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ ）

##### ②土壌

・pH（ $\text{H}_2\text{O}$ ）試験、pH（ $\text{H}_2\text{O}_2$ ）試験：土質試験法 JGST21

・全硫黄、硫酸態硫黄：地球科学的試料の化学分析法 2

### 4. 自然由来重金属等対策方法

- ①泥土化した調整池底盤の掘削除去
- ②遮断層施工前の石灰散布
- ③調整池底面の遮断層の施工（良質土の撒き出しとセメント系固化材の練混）
- ④碎石敷き均し

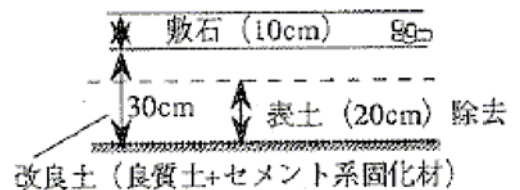


図 遮断層の施工<sup>1)</sup>

### 5. 引用した資料

- 1) 「堆積性泥岩に起因する強酸性水の発生とその対策について」（尾崎哲二ら，土木学会論文集，624/Ⅲ-47，283-291，1999）