

博士学位論文

社会基盤整備にともなう岩石中の砒素および  
重金属に関する環境リスクマネジメント

Environmental Risk Management of heavy metals and arsenic in rocks natural  
background by development of infrastructure

平成 27 年 1 月

門間 聖子



## 目次

第1章 緒論	1
1.1 序	1
1.2 我が国の社会基盤整備における重金属等に関する環境リスクへの取り組みの経緯	1
1.3 地球化学的手法による環境リスクマネジメント	1
1.4 岩石構成成分の環境動態に関する研究	2
1.5 本研究の目的	2
1.6 本論文の構成	3
第2章 地球化学的手法による環境リスクマネジメント	5
2.1 緒言	5
2.2 ルート沿いの地質概要	5
2.3 鉍化変質帯の分布とその影響	6
2.4 地球化学的手法による重金属等リスク評価	6
2.4.1 地球化学図とその利用	6
2.4.2 サンプルングおよび分析方法	6
2.4.3 元素濃度分布図の作成	7
2.4.4 元素間の相関係数	12
2.4.5 多変量解析による元素間の関連性の検討	12
2.5 結言	17
第3章 環境動態に着目した環境リスクマネジメント	19
3.1 緒言	19
3.2 火成岩分布域における環境リスクマネジメント	19
3.3 堆積岩分布域における環境リスクマネジメント	20
3.3.1 研究の対象と地質状況	20
3.3.2 竜の口層の溶出特性の把握	22
3.3.3 「酸化溶出リスク」の判別試験方法の検討	31
3.3.4 「即時溶出リスク」の判別試験方法の検討	41
3.4 結言	52
第4章 社会基盤整備に伴う環境リスクマネジメント	53
4.1 緒言	53
4.2 社会基盤整備における環境リスクマネジメントの現状	53
4.3 社会基盤整備における環境リスクマネジメントの意義	55
4.3.1 環境リスクマネジメントを行わないことによる事業損失	55
4.3.2 地球化学的手法による環境リスクマネジメントの効果	55

4.3.3 環境動態に着目した環境リスクマネジメントの効果 .....	56
4.3.4 建設工事で取り扱われる岩石に対する環境リスク評価手法に係る課題と 今後の展望 .....	59
4.4 結言 .....	62
第5章 結論 .....	82

謝辞

引用文献

## 第1章 緒論

### 1.1 序

一般に、環境リスクとは「人為活動によって生じた環境の汚染や変化（環境負荷）が、環境の経路を通じて、ある条件のもとで人の健康や生態系に影響を及ぼす可能性（おそれ）」を意味するが、そうして引き起こされた環境汚染によって被害補償を求められる可能性をリスクとして捉える観点もある<sup>1)</sup>。具体的には、工場から排出される化学物質による大気をはじめとする環境汚染、地下水の過剰採取による表層土壌への塩類集積、あるいは人々の日常生活において排出される生活雑排水による河川や湖沼の水質汚染等、その内容は多岐にわたる。

本論文においては、これらの環境リスクのうち、建設事業によって岩石が掘削された際、それらに元来含まれる砒素や重金属（以後、「重金属等」と称する）ならびに酸性水の原因物質としての硫黄に起因して生ずる“人の健康や生物への影響”および“補償による経済的損失を負う可能性”を重金属リスクと定義し、このリスクの評価方法およびマネジメントについて論ずる。

### 1.2 我が国の社会基盤整備における重金属等に関する環境リスクへの取り組みの経緯

我が国の社会基盤整備に伴う建設事業においては、当初は重金属リスクはもとより環境リスク全体について配慮されることは少なかった。建設事業による環境リスクが認識され始めたのは、昭和30年代の経済の高度成長と共に、急速に整備が進められた道路建設に伴う自然環境の破壊である<sup>2)</sup>。その後、1984年(昭和59年)には国レベルの大規模事業を対象とする環境アセスメントの実施が閣議決定され、建設事業に伴う環境リスク低減への取り組みが本格化した。

そのような中、岩石の掘削による環境影響への対応も見られるようになった。公表されている事例としては東北新幹線盛岡―新青森間に建設された八甲田トンネルが挙げられる。八甲田トンネルは岩手県の八甲田山北東部を通過する全長26kmのトンネルで、大盛鉱山をはじめとした鉱脈鉱床分布域を通過する。このため、鉱化変質帯の掘削に伴う酸性水発生が懸念された<sup>3)</sup>。その後、同トンネルでは酸性水に伴う重金属等の溶出にも対応することとなった<sup>4)</sup>。

なお、諸外国における地盤中の重金属等による環境リスク問題としては、自然の土壌に含まれる砒素による河川水や地下水の汚染問題<sup>5)</sup>が知られているものの、建設事業に伴う岩石中の重金属等による環境リスクを扱った事例については報告がなく、社会基盤整備における重金属等に関する環境リスク問題は、現時点においては我が国特有の問題であるものと考えられる。

### 1.3 地球化学的手法による環境リスクマネジメント

地球化学図とはすなわち元素の濃度分布図であり、地表での重金属等の局所的な異常濃集帯を発見してその周辺に存在する鉱床を探索する、いわゆる地化学探査の一手法として古くからその作成が行われていた<sup>6)</sup>。しかし近年では、重金属等の生物、特に人体への有害性が環境リ

スクとして着目されるようになり、秋田県<sup>7)</sup>や北関東<sup>8)</sup>といった地域での作成を経て産業技術総合研究所により全国の地球化学図が公表され<sup>9)</sup>、その後も全国各地で地域的な地球化学図が作成されている。

この地球化学図を用いた環境リスクマネジメントとしては、太田ら(2003)<sup>10)</sup>による仙台市域における人為汚染に関する解析など環境汚染評価に用いた事例はあるが、建設工事やライフライン構築等の社会基盤整備への適用はなされていない。

#### 1.4 岩石構成成分の環境動態に関する研究

社会基盤整備においては、1970年代から鉱山地域を通過する道路や鉄道建設において岩石からの酸性水および重金属等の溶出に対する環境リスクマネジメントが行われ始めている。環境汚染は社会基盤整備においては負の要因であることから公表されないことが多かったが、そのような中で東北自動車道亀田山トンネル<sup>11)</sup>における重金属対策は数少ない公表事例であり、環境リスクマネジメントの先駆けとして広く知られている。当時の道路・鉄道建設における掘削対象の岩石の環境リスクの評価においては、溶媒に水を用いた溶出による重金属等の溶出リスク評価が主体であったが、服部ら(2007)<sup>4)</sup>は硫化鉱物の酸化溶出に着目し、火山岩類に対しては硫黄含有量、泥岩に対しては硫黄/カルシウムモル比について、酸性水発生リスク評価の指標としての有効性を示した。また、細川ら(2007)<sup>12)</sup>は道路トンネルにおける掘削対象岩石の酸性水発生・重金属等溶出リスク評価手法として、2~5mmに粉碎した岩石100gに500mLの蒸留水を添加して3分振とう、7分静置後に測定したpH、ならびに硫黄含有量、硫黄/カルシウムモル比、強熱減量を指標とする方法が有効であることを示した。

酸性水発生リスクについては、我が国においては1950年代に農用地の酸性硫酸塩土壌対策として評価手法の研究がはじめられた<sup>13)</sup>。村上(1967)<sup>14)</sup>は酸性硫酸塩土壌の原因物質が可酸化性硫黄、鉱物としては黄鉄鉱として土壌中に含まれることを特定した。また、酸性硫酸塩土壌に該当するか否かの判定方法としては、佐々木(1977)<sup>15)</sup>により30%過酸化水素水処理後の土壌のpHが3.5以下を示すものを便宜的に酸性硫酸塩土壌とするとの指標が示された。その後、奥村ら(1990)<sup>16)</sup>により消毒薬として利用されている3%過酸化水素水処理による酸性硫酸塩土壌の判定方法の検討がなされた。

また、酸性硫酸塩土壌に関連し、海成起源の泥岩において掘削後の酸化に伴い重金属等の溶出性が変化する現象に関連する研究としては、市原(1960)<sup>17)</sup>が硫化鉱物の酸化による海成粘土中の粘土鉱物の変化を示したほか、千木良(1988)<sup>18)</sup>は泥岩中の黄鉄鉱の酸化による成分の溶脱について論じている。さらに、須藤ら(2010)<sup>19)</sup>は海成堆積層である竜の口層の岩石を対象に、風化により重金属等の溶出挙動や形態に変化が生ずることを示している。

#### 1.5 本研究の目的

前述の八甲田トンネル等の事例が契機となり、土壤環境基準を超過する重金属等を溶出するおそれのある岩石を掘削する場合には何等かの処理対策が行われるようになった。一般的に用

いられた対策は遮水シートを用いた道路盛土内への封じ込め処理<sup>12)</sup>であったが、その処理は通常の道路建設における土砂工事の10倍以上のコストを要するものである。

また、当初は鉱山地帯等の火山性の変質を受けた地質に対して環境リスクを考慮していたものが、生活圏にも広く分布する海成堆積物からの砒素等の溶出といった問題に及ぶに至り、重金属等リスクへの対応のための費用が建設コストに大きく影響するケースが増加している。

さらに、2003年に施行され、2010年に改正された土壤汚染対策法では自然由来の重金属等を含む土壤までがその適用対象となったことから、中央リニア新幹線建設や東京オリンピックといった大規模建設プロジェクトを迎える我が国にとって、従来より年間300万tもの発生量増加が見込まれ<sup>20)</sup>、重金属等含有掘削土への対応に伴うコストの増大が懸念されている。

一方で、岩石は土壤環境基準あるいは土壤汚染対策法の適用外であるため、重金属等の溶出性に対する評価方法は確立されておらず、やむなく土壤に準じて2mm以下に粉碎した後に環境省告示第46号の溶出量試験にて評価を行っているのが現状である。小川ら(2013)<sup>21)</sup>は粉末～2mmの粒径について溶出性の比較を行い、2mmより細粒な試料において過剰溶出は見られず、この範囲では岩石の溶出性評価としての粒径の影響はないものと結論付けた。しかし、建設事業における実際の施工においてはより大粒径の状態では岩石が取り扱われているが、その粒径範囲と比較した場合での、環境省告示第46号試験の過剰溶出の可能性については十分に明らかにされたとはいえない状況である。

このように、社会基盤整備における事業者は、重金属リスクを回避しようとするあまり過剰に対応することで社会コストの圧迫につながっている可能性がある。このような現状を背景として、岩石が有する重金属等に関する環境リスクについてより合理的な対応を図ることで社会コストの適正配分に資することを目指し、岩石中の重金属等に関する環境リスクマネジメントに係る研究を行ったものである。

## 1.6 本論文の構成

本論文は、全5章より構成される。

第1章は緒論である。

第2章では地球化学的手法による環境リスクマネジメントとして、道路の計画段階において、ルート選定の判断要素の一つに重金属等によるリスクを導入した評価方法について述べる。計画ルート沿線上で1kmメッシュに1点ずつの土壤(B層)を採取し、それらに含まれる重金属等濃度の変数解析結果を用いて地球化学図を作成し、複数のルート案におけるリスクの程度を比較検討してより低リスクのルートを選定する。

第3章では岩石中の成分の環境動態に着目した環境リスクマネジメントについて述べる。

火成岩分布域においては、トンネル掘削の対象となる岩石の鉱化変質作用に伴う重金属等溶出あるいは酸性水発生リスクについて、2mm以下の粉碎試料に対する水溶出ならびに30%過

酸化水素水溶出により評価するとともに、より安全かつ簡易にリスク評価を行う手法として、過酸化水素水の濃度や反応時間を低減した判定試験や蛍光 X 線分析装置による硫黄やカルシウムの定量結果を用いた判定指標を検討する。

一方、堆積岩分布域においては、地下鉄建設路線上に分布する海成の堆積岩について、掘削後の経過時間の違いにより重金属等の溶出性が変化することを試験結果により示し、その原因について黄鉄鉱の酸化による硫酸酸性水の発生と重金属等の溶出における pH 依存性が関連している可能性について考察する。また、建設現場で求められる短時間のリスク判定手法の検討結果について述べる。このうち酸化溶出リスクに対しては過酸化水素水の濃度や反応時間を低減した判定試験、未酸化での重金属等（砒素）の溶出リスクにおいては環境省告示第 18 号溶出量試験に対する試験時間短縮の方法について検討する。

第 4 章では社会基盤整備における環境リスクマネジメントの現状を述べると共に、本研究により達成された適切な環境リスクマネジメントによる道路等の建設事業における効果を示し、社会基盤整備における環境リスクマネジメントの必要性和現状での課題について論ずる。

第 5 章は結論であり研究成果をまとめる。



## 第2章 地球化学的手法による環境リスクマネジメント

### 2.1 緒言

本章では、地球化学的手法を用いた重金属等に関する環境リスクマネジメントについて述べる。対象としたのは東北地方に計画された高規格道路であり、候補となった2ルートを選定に際し、地球化学図を用いてリスク評価を行ったものである。なお、重金属等の濃集する地域について言及することから、風評被害を避けるため、地名等の固有名詞は伏せるものとした。

### 2.2 ルート沿いの地質概要

計画ルートおよび周辺の地質図を図 2.1 に示す。計画ルート沿いには、新第三紀中新世のいわゆるグリーンタフを主とした火山岩、火山砕屑岩類および堆積岩類が分布しており、第四紀の段丘堆積物や火砕流堆積物がこれらを被覆している。

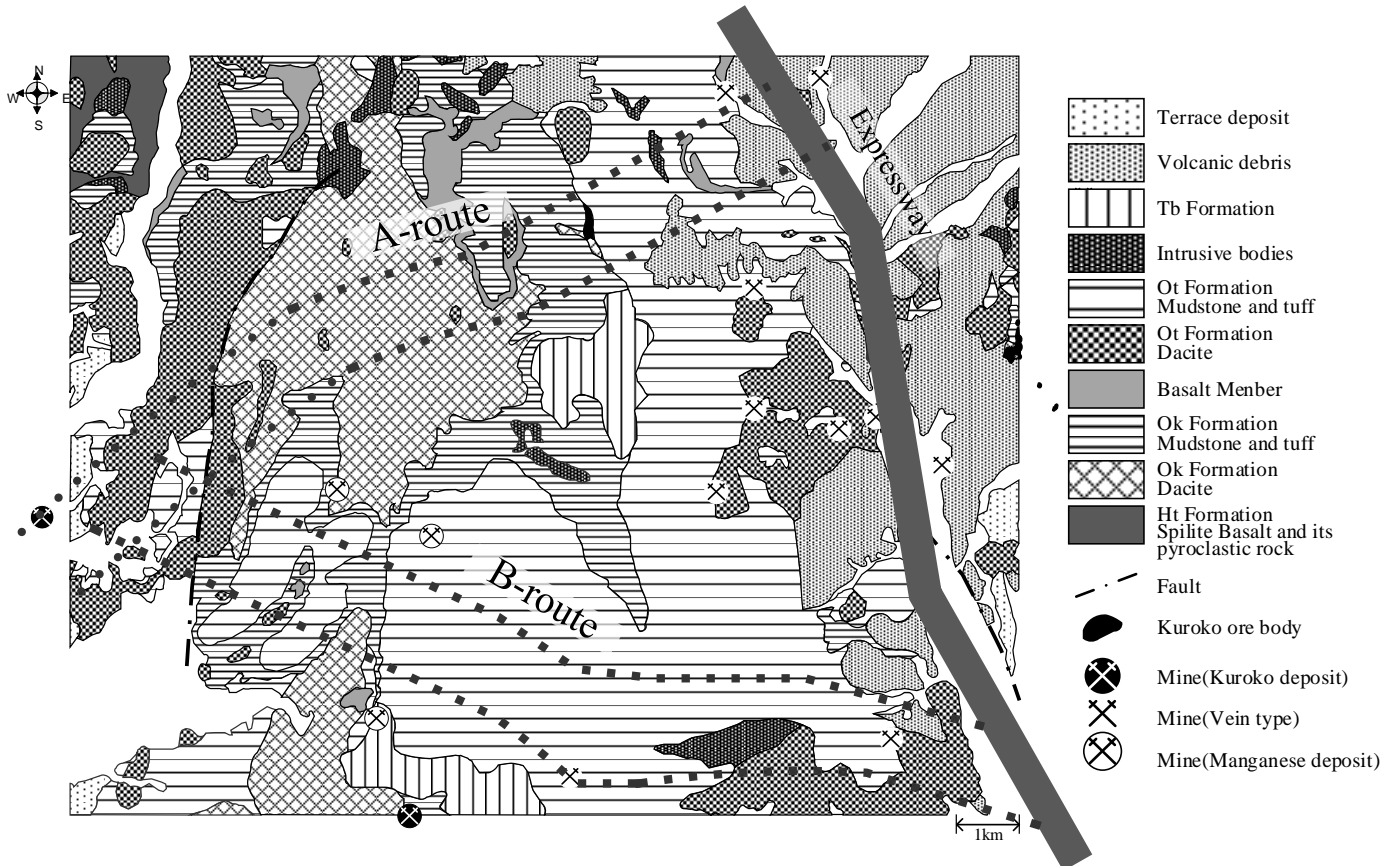


図 2.1 調査地周辺の地質図<sup>22)</sup>

調査地に分布する新第三系は、下位より Ok 層、Ot 層、Tb 層である。このうち Ok 層は、当地域の基盤をなす地層である。Ok 層は調査地内の山間地のほぼ全域に分布しており、A ルート上では西部と東部に、B ルート上では中央部にそれぞれ分布している。岩相は石英安山岩、

石英安山岩質凝灰岩、泥岩・凝灰岩互層、軽石質凝灰岩から構成される。このうち、Bルートに見られる石英安山岩質凝灰岩は、全般に絹雲母化作用、緑泥石化作用等の変質作用を受けており、また黄鉄鉱の鉱染も普遍的に認められ、黒鉱鉱床の母岩として重要な地質である。

Ot層は、主としてBルート沿いに広く分布しており、かんらん石玄武岩および同質火砕岩、石英安山岩、硬質泥岩・凝灰岩互層、硬質泥岩から構成される。

Tb層は、調査地西方および東方の所々に、溶岩円頂丘として独立峰を形成している。岩相は、主として石英安山岩からなる。

## 2.3 鉱化変質帯の分布とその影響<sup>23)</sup>

AルートおよびBルートが計画された地域は黒鉱鉱床および鉱脈型鉱床が分布し、古くから鉱物資源を多産することで知られている。当地域一帯の地質は広範囲にわたり鉱化作用を受け、多くの重金属を含んでいる。計画ルート周辺もこれらの鉱化作用を受けた地域に含まれる。このうちAルートを含む調査地北部では全体に熱水変質が弱く、鉱脈鉱床が卓越するが、本地域における規模としては小さい。それ以外では、2箇所のマンガン鉱床が開発された程度である。一方、Bルート周辺から南側は鉱化作用の卓越した地域であり、鉱脈鉱床のほか黒鉱鉱床の胚胎も見られる。鉱脈鉱床はルート東側に3箇所の鉱山が、またルート南側(図-1の範囲外)に3箇所、さらにその西にも3箇所の鉱山が分布する。鉱脈鉱床周辺の熱水作用は、鉱脈を中心としてその範囲は通常10m程度であるが、Bルート南方では数多くの鉱脈の分布により、付近の山体は黒鉱鉱化期と後黒鉱鉱化期の重複した著しい熱水変質が広く分布している。一方黒鉱鉱床はルート中央部、さらにその南方(図2.1の範囲外)に潜頭性の鉱山が分布する。黒鉱鉱床付近では著しい熱水変質作用が見られ、絹雲母、緑泥石の生成が顕著に認められる。

これらの鉱化変質帯に含まれる重金属類は、道路建設に伴い掘削されることにより種々の問題を引き起こすことが懸念された。

## 2.4 地球化学的手法による重金属等リスク評価

### 2.4.1 地球化学図とその利用

道路のルート選定段階で行われる広域的な地盤リスク評価は、文献資料調査、地表地質踏査あるいは物理探査といった手法により基礎地盤となる地質の強度、地すべりや断層といった変形を生ずる要因の有無を把握することで行われる<sup>24)</sup>。この広域的な地盤リスク評価において、重金属等リスクについては、地表地質踏査により熱水変質作用あるいは鉱化変質作用を受けた地質の抽出による評価が一般的である。しかし、この方法による評価は定性的にならざるを得ず、費用対効果の説明が求められる道路計画においては説明性に不足するという問題点があった。

一方、鉱床探査の分野では、土壌や岩石の元素分析結果を統計的に解析することで、地下に伏在するような未確認鉱床(潜頭鉱床)をある程度定量的な評価の下に探査するという地化学

探査が用いられている。この手法は、比較的密度の粗いサンプリングにより評価を行うことから、予算規模の小さい計画段階の調査においてもコスト的に有利な方法であると考えた。このため、本ルート選定における重金属リスク評価にあたっては、このような地化学探査の考え方を適用することとした。

地化学探査の測定対象は自然水、河川堆積物、土壌、岩石、植物と様々であるが<sup>25)</sup>、このうち鉱床中の元素の二次分散を反映すると言われる土壌を用い、その元素濃度分析結果ならびにそれらを統計解析したデータによる地球化学図を作成することで、広範囲にわたる道路計画ルートの重金属等リスクの定量的評価を試みた。

#### 2.4.2 サンプルングおよび分析方法

各ルートの周辺に 1km×1km の調査メッシュを設定し、各メッシュから 1 点を選定し、全 79 地点でサンプリングを行なった。地点選定に際しては、なるべくルート近傍を選ぶこと、また鉱化変質帯の分布が確認された場合には、そこを選定すること等を考慮した。

試料は、選定した地点の土壌を、1 地点につき 1kg 程度ステンレス製移植ベラでビニール袋に採取した。土壌は表層付近から A 層、B 層、C 層に大きく分けられる。このうち A 層は腐植等有機物に富む層、C 層は岩石が風化した層といわれ、B 層はその中間で無機元素等の物質が最も集積される層として「集積層 (illuviated horizon)」もしくは「蓄積帯 (zone of accumulation)」とも呼ばれる。サンプリングに際しては、この B 層の土壌を対象として採取した。なお、C 層は対象地の地質を最も反映しており、鉱化変質に関連した元素濃度も最も高いと考えられるが、一方で元素の濃集が局所的になるおそれがあることから、採取対象には選定しなかった。

土壌採取にあたっては、採取地点の基盤地質、土壌断面、周辺植生等を記録した。また、採取した土壌は室内でビニール袋より出し自然乾燥させ、土壌が十分に乾燥したところで、100 メッシュ (ふるいの目の大きさが 0.147mm) のステンレス製ふるいを用い、ふるい分けした。ふるい分けに 2mm ではなく 100 メッシュを用いたのは、金属鉱床探査手法の一種である地化学探査においては、土壌や岩石を 100 メッシュ以下に磨砕して分析に供するためである<sup>9)</sup>。ただし、本分析では前処理を簡便にすることを目的として、磨砕ではなくふるい分けにより 100 メッシュ以下になるよう調整した。その後、100 メッシュを通過した試料を四分法にて縮分し、分析用試料とした。

分析は、カドミウム、鉛、砒素、水銀、銅、マンガン、亜鉛の 7 元素について原子吸光法にて実施した。

#### 2.4.3 元素濃度分布図の作成

図 2.2 に、各元素の濃度分布を示す。なお、メッシュごとの元素濃度については、表 2.2(1)～(2)に示した。図 2.2 においては、各元素の分析値を対数変換した値の平均値( $m$ )および標準偏差( $\sigma$ )から、元素の分布特性を勘案して表 2.1 に示す区分とし、濃度の大きいものが濃く着色されるよう、メッシュごとの色の濃淡で濃度を示した。

表 2.1 元素濃度分布図における濃度区分

element class	Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)	As (mg/kg)	Hg ( $\mu$ g/kg)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Mn (mg/kg)
m+ $\sigma$	0.6	220	23.1	693	781	442	957
m	0.2	79.7	3.2	216	105	156	551
m- $\sigma$	0.1	25.4	0.4	67.7	14.2	54.8	317

以下に、各元素の濃度分布状況について述べる。

カドミウムは、A ルート、B ルートとも 0.2mg/kg 未満のメッシュがほとんどであるが、B ルートのほうが 0.6mg/kg 以上を示すメッシュの分布が多い結果となっている。

銅、鉛、亜鉛および水銀は同様な傾向を示した。これらの元素は、両ルートのほとんどのメッシュで 14mg/kg 以上を示した。このうち、A ルートでは東側に近い区域、B ルートでは中央から東側にかけての区域で相対的に高い濃度を示した。これらの区域はいずれも、黒鉱鉱床あるいは鉱脈鉱床を伴う鉱山に比較的近接している点が特徴的である。

砒素は、A ルートでは東側を除いて 3.2mg/kg 以下の低濃度を示したが、B ルートでは全般に A ルートより高い濃度を示し、さらに中央から東側にかけての区域では 23.1mg/kg 以上を示すメッシュも認められた。

マンガンは他の元素とは大きく異なる傾向を示した。両ルートとも西側で 957.1mg/kg 以上と相対的に高い値を示したほか、A ルートでは東側、B ルートでは中央付近でそれぞれ 957.1mg/kg 以上を示すメッシュが認められた。このうち、両ルートの西側の地域および B ルートの中央付近にはマンガン鉱山が分布していることから、濃度分布はこれらのマンガン鉱山の分布に関連していると考えられる。

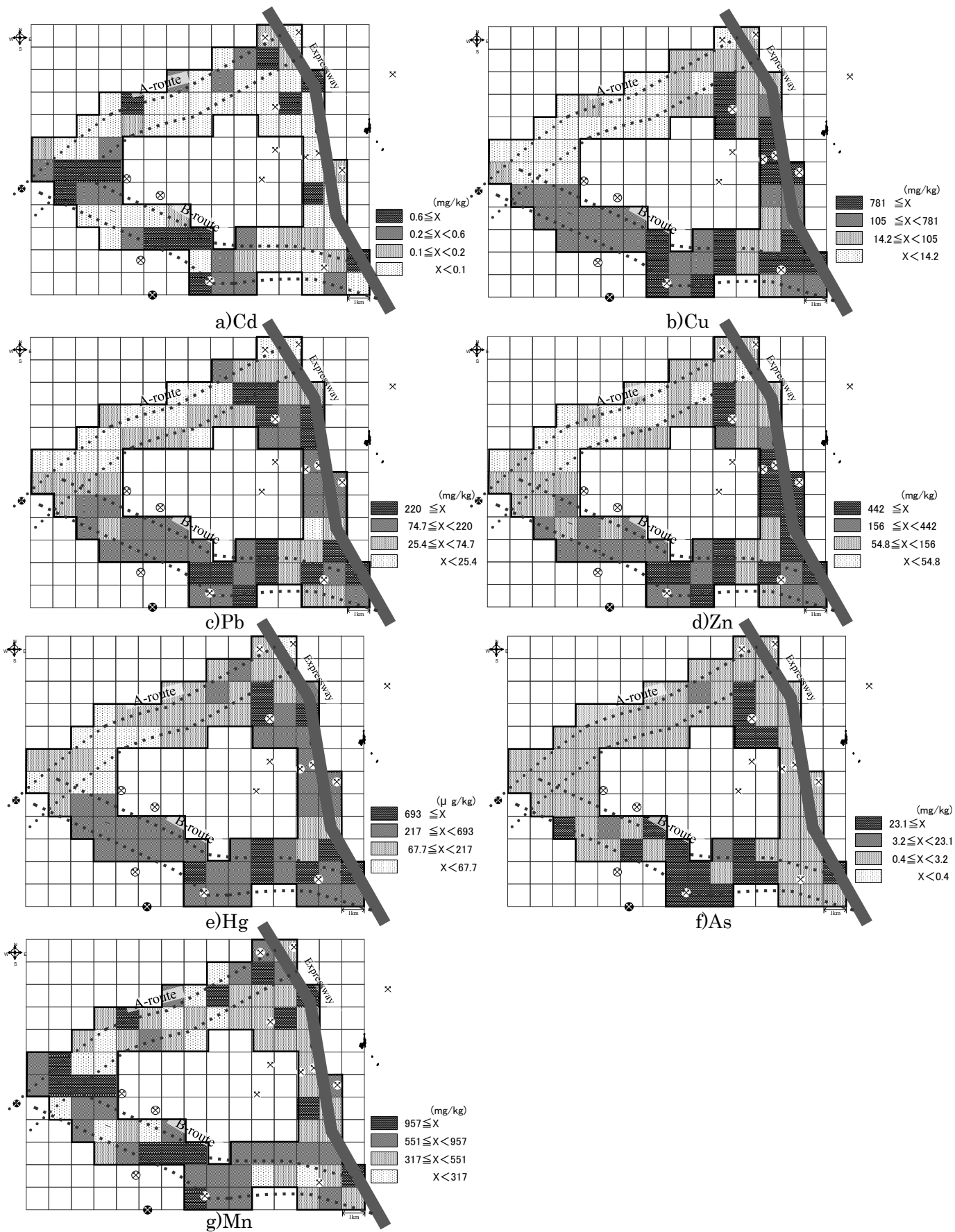


图 2.2 元素浓度分布图

表 2.2(1) 各メッシュにおける元素濃度(1/2)

Mesh No.	As(mg/kg)	Cd(mg/kg)	Cu(mg/kg)	Hg( $\mu$ g/kg)	Mn(mg/kg)	Pb(mg/kg)	Zn(mg/kg)
A-6	1	0.1	10	130	691	24	47
A-7	1	0.1	16	55	824	48	119
B-6	1	0.1	10	175	216	25	68
B-7	1	0.1	14	130	1030	30	116
B-8	1	0.1	127	215	1060	54	110
C-5	1	0.1	7	40	321	22	52
C-6	1	0.1	10	95	112	24	40
C-7	1	0.1	12	5	982	28	90
C-8	1	0.1	149	285	736	96	141
C-9	32	1.2	441	340	597	183	228
D-4	1	0.1	11	65	428	27	38
D-5	1	0.1	9	10	314	20	48
D-6	1	0.1	8	5	631	22	41
D-7	1	0.1	12	55	1190	32	68
D-8	1	0.1	498	315	803	155	231
D-9	1	0.1	200	225	228	65	115
D-10	16	0.1	408	350	463	129	210
E-4	1	0.1	36	95	1180	24	72
E-5	1	0.1	8	5	511	28	52
E-9	19	0.1	374	340	469	125	227
E-10	1	0.1	362	250	751	75	166
F-4	1	0.1	7	75	480	14	40
F-5	1	0.7	8	30	585	26	44
F-9	1	0.1	301	245	213	85	140
F-10	24	0.1	624	330	1050	185	294
G-3	1	0.1	12	200	939	24	58
G-4	1	0.1	6	100	197	13	24
G-5	1	0.1	14	195	325	29	56
G-9	33	0.1	514	360	681	124	227
G-10	1	0.1	435	410	1200	139	245
H-3	1	0.1	7	205	181	16	36
H-4	1	0.1	14	115	358	58	41
H-5	1	0.1	11	150	250	22	69
H-10	84	0.3	794	445	1140	195	335
H-11	797	14.5	4570	1250	935	1080	1710
H-12	99	0.1	1080	620	1160	198	431
I-2	1	0.1	23	200	270	76	59
I-3	18	2.6	57	430	1360	228	108
I-4	1	0.1	18	115	224	27	93
I-11	123	0.1	1170	530	802	265	459
I-12	25	0.1	677	335	751	162	362
J-2	1	0.1	24	250	842	32	84
J-3	1	0.1	13	80	495	16	51
J-4	1	0.1	21	115	435	32	104
J-10	6	0.1	592	260	763	118	240
J-11	1	0.1	528	370	640	142	239
J-12	114	0.1	1480	675	754	395	516

表 2.2(2) 各メッシュにおける元素濃度(2/2)

Mesh No.	As(mg/kg)	Cd(mg/kg)	Cu(mg/kg)	Hg( $\mu$ g/kg)	Mn(mg/kg)	Pb(mg/kg)	Zn(mg/kg)
K-1	1	0.1	10	175	679	20	63
K-2	1	0.1	33	155	1440	41	120
K-3	128	0.1	1510	745	335	285	553
K-4	194	2.8	1370	1160	325	1890	1270
K-5	35	0.1	794	460	497	208	391
K-10	340	3.4	2170	855	595	598	892
K-11	310	1.9	1850	725	269	512	628
L-1	1	0.1	23	65	388	24	76
L-2	1	0.1	28	150	668	40	52
L-3	1	0.1	54	170	459	39	116
L-4	1	0.1	72	275	1220	113	150
L-5	1	0.1	51	430	450	82	63
L-10	1	0.1	20	340	591	27	55
L-11	1	0.1	15	345	401	47	80
M-3	1	0.1	27	220	1120	70	130
M-4	1	0.1	146	1010	386	282	84
M-5	33	0.1	1110	685	488	228	412
M-6	1	4.9	1710	540	393	100	610
M-7	1	0.8	1520	600	345	161	1100
M-8	1	0.1	476	400	1280	91	575
M-9	1	0.1	27	190	510	25	80
M-10	1	0.1	37	100	557	41	123
M-11	266	2.1	2110	1280	300	462	754
M-12	1	0.1	60	280	430	55	118
N-7	1	2.4	977	640	898	141	1040
N-8	1	1.1	525	480	358	93	545
N-9	1	0.6	544	350	473	72	525
N-10	1	6.1	1740	775	662	231	1650
N-11	48	0.1	829	595	535	137	309
N-12	1	0.1	203	365	869	68	166
O-11	120	0.1	1800	700	1190	292	656
O-12	1	0.1	494	335	451	127	227

#### 2.4.4 元素間の相関係数

各元素間の相関係数一覧を表 2.3 に示す。同表によれば、マンガンを除く各元素（砒素、カドミウム、銅、水銀、鉛、亜鉛）間での相関係数は 0.396～0.924 と比較的良い相関を示している。一方、マンガンはそれ以外の元素との相関が低く、相関係数は-0.001～0.231 という結果が得られている。

表 2.3 元素間の相関係数

	Cd	Cu	Pb	Zn	Hg	As	Mn
Cd		0.489	0.542	0.609	0.399	0.396	-0.001
Cu			<b>0.887</b>	<b>0.924</b>	<b>0.756</b>	0.676	0.195
Pb				<b>0.848</b>	<b>0.737</b>	<b>0.770</b>	0.190
Zn					0.695	0.632	0.231
Hg						0.524	0.066
As							0.119
Mn							

このうち、銅、鉛、亜鉛の相関係数は一様に 0.8 以上を示し、相関が高いことが伺える。これは、当地域にみられる変質に伴う鉱化作用における元素間の共生関係と調和的である。このことは、各試料に含まれる元素は当地域の地質学的バックグラウンドを反映しており、人為的な汚染に見られる特定元素の局在とは異なることを示唆していると考えられる。また、これらの 3 元素と水銀、砒素については 0.7 前後の比較的高い相関を示している。このことから、鉱化作用を受けている地質においては、水銀や砒素についても検出される可能性があると考えられる。

#### 2.4.5 多変量解析による元素間の関連性の検討

次に、各試料に含まれる元素同士の関連性（共生関係）を考慮するため、各元素の濃度について多変量解析を実施した。多変量解析にはいくつかの手法があるが、ここでは主成分分析と因子分析を実施した。

主成分分析は、ある事象（ここでは土壌試料）について多数の観測値（ここでは分析値）が得られた場合に、それらの観測値間の相関関係を解析し、全体の観測値の持つ変動を正確に表現できるような合成変数を求める手法である。ここで求められた合成変数を、主成分と呼ぶ。

一方、因子分析は、先の主成分を共通因子（寄与率の大きい主成分：複数の観測値に共通な要因）と独自因子（寄与率の小さい主成分：個々の観測値に固有な要因）の 2 つの因子に分解し、共通因子を抽出して、観測値間の共通性を推定する手法である。

主成分と各元素の相関を表す因子負荷量、主成分分析で求めた因子の分散を表す固有値、ならびに各因子の寄与率を表 2.4 にそれぞれ示す。一般に、分析対象値の持つ情報を表すのに十分な因子の数は、累積寄与率が 70～80% に達する個数とされている。ここでは、表 2.4 に示し



たように、第2因子までの累積寄与率が77.2%となるため、因子数は2個とすることが適切であると判断した。

表 2.4 因子負荷量、固有値ならびに各因子の寄与率

Principal components	1	2	3	4	5	6	7
Cd	0.642	-0.289	0.696	0.033	0.133	0.002	0.034
Cu	<b>0.944</b>	0.034	-0.114	-0.109	-0.228	0.030	0.174
Pb	<b>0.948</b>	0.008	-0.088	0.074	-0.027	-0.290	-0.047
Zn	<b>0.936</b>	0.041	0.090	-0.107	-0.257	0.129	-0.143
Hg	<b>0.809</b>	-0.103	-0.260	-0.395	0.330	0.051	-0.013
As	<b>0.785</b>	-0.017	-0.215	0.554	0.139	0.106	0.002
Mn	0.214	<b>0.955</b>	0.180	-0.015	0.098	0.004	0.009
Eigenvalue	4.39	1.01	0.66	0.49	0.27	0.12	0.05
Contribution(%)	62.8	14.4	9.4	7.0	3.9	1.7	0.8
Cumulative contribtoin(%)	62.8	77.2	86.6	93.6	97.5	99.2	100.0

次に、これら寄与率の大きい第1・第2因子が持つ意味について、元素の共生関係から以下のとおり解釈した。

第1因子は、銅、鉛、亜鉛、水銀、砒素と強い相関性を示し、カドミウムとやや強い相関性を示している。これらの結果は、マンガンを除く各元素は共生関係にあることを示唆しており、これらの元素の分布が鉱化変質帯の分布に規制されていることが推定できる。

第2因子はマンガンとのみ強い相関を示している。このことから、マンガンの濃度が高い地域では、マンガンが他の元素と関連することなく分布していることが推察される。

次に、因子分析により得られた各試料の因子得点をプロットしたものを図 2.3 に示す。なお、各メッシュごとの因子得点は表 2.5 に示す。

第1因子得点分布図において濃く着色された箇所は、銅、鉛、亜鉛を主体とした鉱床が分布する地域と考えられる。図中においては、Aルート東側およびBルート中央・東側に、因子得点の高い箇所が認められる。

一方、第2因子得点分布図において濃く着色された箇所は、初生的にマンガンを含む岩石が分布している、あるいはマンガン鉱床が賦存している可能性が考えられる。図中においては、Aルート東方、Bルート中央付近および東方などに因子得点の高い箇所が認められる。

以上の多変量解析の結果から、第1因子得点が正の値を示すメッシュが分布する地域を、重金属等の含有量が高い地域と考えた。第1因子得点分布図によれば、Aルートでは因子得点が正の値を示すメッシュは1箇所であるのに対し、Bルートではほぼ全線にわたっている。

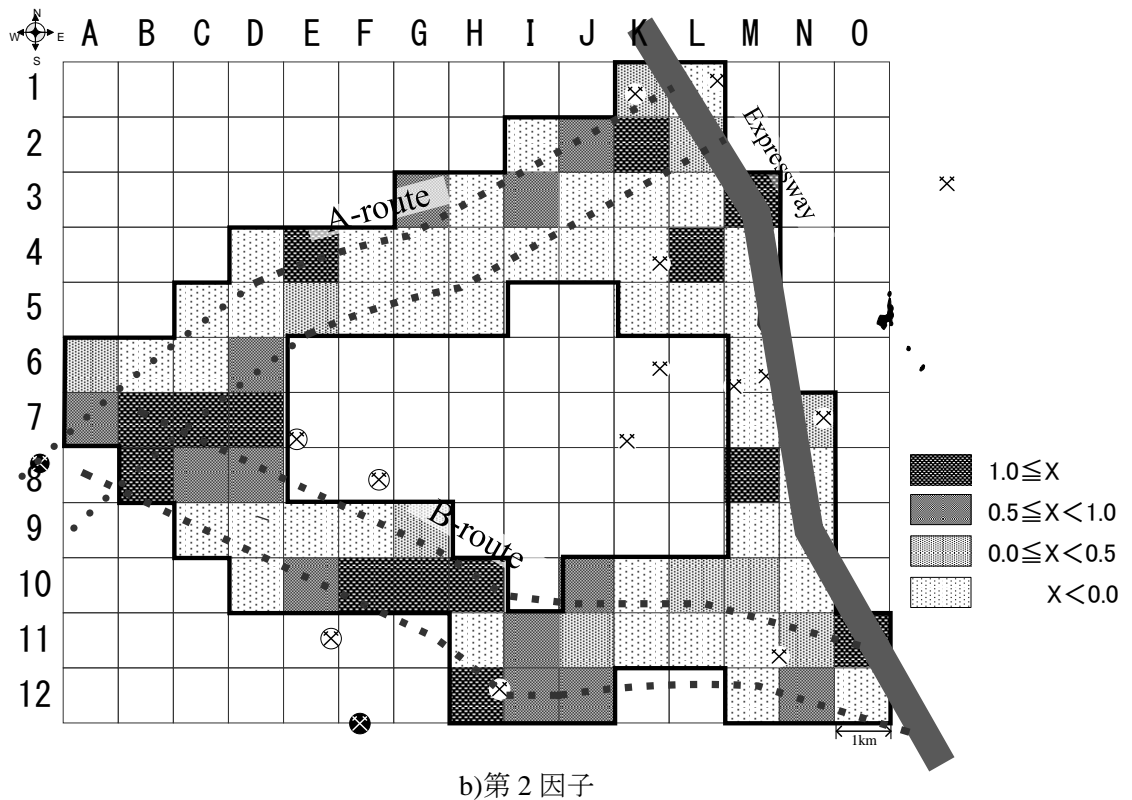
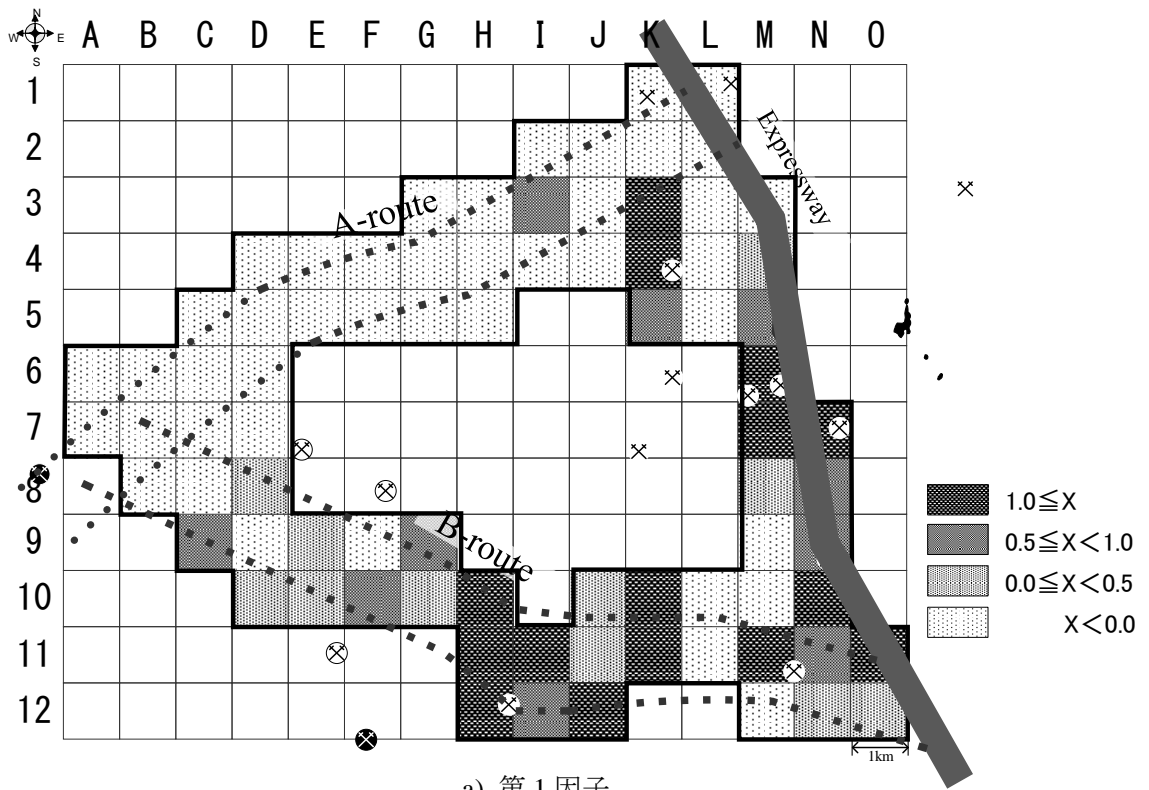


图 2.3 因子得分分布图

表 2.5 各メッシュごとの因子得点

Mesh No.	第一因子	第二因子	Mesh No.	第一因子	第二因子
A-6	-0.95	0.48	J-2	-0.56	0.79
A-7	-0.69	0.90	J-3	-1.09	-0.04
B-6	-0.92	-1.51	J-4	-0.71	-0.26
B-7	-0.65	1.19	J-10	0.41	0.71
B-8	-0.23	1.24	J-11	0.31	0.40
C-5	-1.24	-0.73	J-12	1.32	0.64
C-6	-1.19	-2.60	K-1	-0.88	0.43
C-7	-1.25	1.39	K-2	-0.43	1.77
C-8	-0.04	0.61	K-3	1.22	-0.75
C-9	0.92	-0.32	K-4	2.26	-1.58
D-4	-1.11	-0.28	K-5	0.86	-0.05
D-5	-1.47	-0.64	K-10	2.08	-0.58
D-6	-1.54	0.60	K-11	1.79	-1.80
D-7	-0.89	1.50	L-1	-0.92	-0.41
D-8	0.31	0.80	L-2	-0.70	0.43
D-9	-0.26	-1.37	L-3	-0.48	-0.18
D-10	0.45	-0.16	L-4	-0.03	1.46
E-4	-0.73	1.45	L-5	-0.32	-0.31
E-5	-1.46	0.25	L-10	-0.68	0.14
E-9	0.46	-0.16	L-11	-0.56	-0.50
E-10	0.02	0.68	M-3	-0.30	1.32
F-4	-0.25	-0.11	M-4	0.21	-0.61
F-5	-0.99	-0.14	M-5	0.98	-0.11
F-9	-0.12	-1.47	M-6	1.04	-1.32
F-10	0.74	1.24	M-7	1.03	-1.10
G-3	-0.79	0.97	M-8	0.46	1.60
G-4	-1.41	-1.68	M-9	-0.70	-0.04
G-5	-0.84	-0.83	M-10	-0.57	0.20
G-9	0.59	0.47	M-11	1.92	-1.68
G-10	0.36	1.45	M-12	-0.34	-0.32
H-3	-1.17	-1.86	N-7	1.17	0.25
H-4	-0.84	-0.63	N-8	0.67	-1.14
H-5	-0.95	-1.25	N-9	0.52	-0.50
H-10	1.10	1.09	N-10	1.53	-0.47
H-11	2.76	-0.15	N-11	0.81	0.03
H-12	1.12	1.36	N-12	0.02	0.88
I-2	-0.60	-1.13	O-11	1.38	1.42
I-3	0.74	0.82	O-12	0.23	-0.19
I-4	-0.84	-1.30			
I-11	1.16	0.75			
I-12	0.74	0.67			

ここで、B ルートの重金属含有量について、この調査より前に実施された既往ルートにおける C トンネル付近の因子得点との比較により評価を行なった。図 2.4 に、第 1 因子得点の分布と C トンネルの位置を示す。

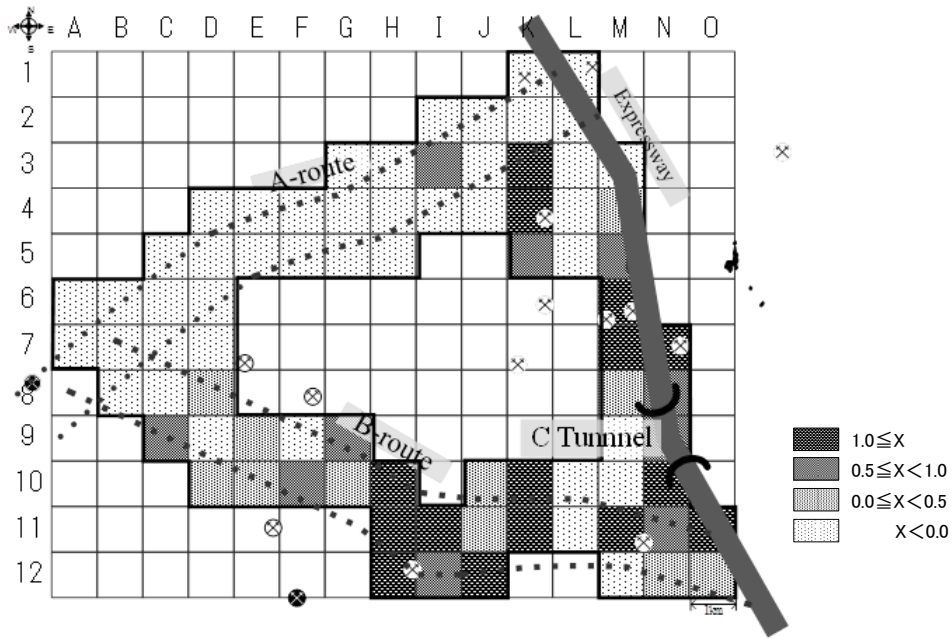


図 2.4 第 1 因子得点の分布および C トンネル位置

C トンネルでは、ルート上から採取したボーリングコア、調査工事ずり、堆積ずりについて調査が行われている。その結果、重金属含有量はクラーク数と比較して、硫黄、亜鉛、カドミウム、砒素が高い値を示し、溶出量は排水基準と比較して、pH が基準値より低く、銅、鉛、鉄が基準値を超過することが判明した。これらの結果から、トンネル工事に伴い生ずる掘削発生土は、処理プラントを所有する企業に委託処理することとされた。

このような経緯を有する C トンネル付近の因子得点と B ルートの因子得点を比較すると、C トンネル付近の因子得点が 0.5~1.0 の範囲であるのに対し、B ルートには 1.0 以上を示すメッシュがルート全体の約 3 割にわたって分布する。したがって、B ルートにおいては、C トンネル以上の延長にわたって対策が必要となることが予想された。

この結果を基に、第 1 因子得点が正の値を示すメッシュに掛かる区間の掘削発生土を全て重金属含有量が高いものとみなし、当時の土量算出結果と重ね合わせ、全掘削土量における重金属高含有土量の割合を求めた。その結果を表 2.6 に示す。同表に示すとおり、A ルートでは全掘削土量における重金属高含有土量の割合が 7.8%であるのに対し、B ルートでは 67.0%となった。これらの結果から、A ルートのほうが重金属対策の必要な区間が少なく、環境保全および建設コストの面で、B ルートとの比較において優位性があることが示された。この結果に基づき、最終的に A ルートを選定した。

表 2.6 各ルートにおける重金属高含有土の割合

(×10,000m<sup>3</sup>)

A route					B route				
Mesh No.	Amount of Surplus soil				Mesh No.	Amount of Surplus soil			
	cutting		tunnel			cutting		tunnel	
	total	Including high-concentration heavy metals	total	Including high-concentration heavy metals		total	Including high-concentration heavy metals	total	Including high-concentration heavy metals
A-7	28.0	0.0	—	—	B-8	5.8	0.0	5.0	0.0
B-7	93.2	0.0	—	—	C-8	1.3	1.3	12.6	12.6
B-6	2.0	0.0	—	—	D-8	—	—	1.6	1.6
C-6	—	—	18.2	0.0	D-9	—	—	12.6	12.6
C-5	—	—	1.9	0.0	E-9	—	—	16.0	0.0
D-5	16.9	0.0	—	—	F-9	4.9	0.0	—	—
D-4	1.0	0.0	—	—	F-10	—	—	—	—
E-4	2.3	0.0	15.4	0.0	G-10	1.3	1.3	10.8	10.8
F-4	16.9	0.0	—	—	H-10	—	—	—	—
G-5	—	—	—	—	H-11	2.0	2.0	—	—
G-4	13.1	0.0	—	—	I-11	—	—	—	—
H-4	31.7	0.0	3.8	0.0	I-12	—	—	—	—
H-3	—	—	8.8	8.8	J-11	33.9	33.9	—	—
I-3	—	—	13.6	13.6	K-11	12.7	12.7	—	—
J-3	3.7	0.0	—	—	L-11	8.4	0.0	9.6	0.0
J-2	0.9	0.0	10.2	0.0	M-11	1.9	1.9	4.6	4.6
K-2	3.9	0.0	0.6	0.0	N-11	0.1	0.1	—	—
K-1	—	—	—	—	N-12	4.5	4.5	—	—
					O-12	1.0	1.0	—	—
total	213.6	0.0	72.5	22.4	total	77.8	58.7	72.8	42.2
The rate of the heavy metal quantity content soil in the amount of whole surplus soil					The rate of the heavy metal quantity content soil in the amount of whole surplus soil				
7.8%					67.0%				

このように、地球化学図によるルート選定は、1km 角のメッシュごとに 1 点という比較的密度の粗いサンプリングに基づく調査であるにも関わらず、鉱化変質作用を受けた地質を的確に反映した評価を行うことができた。このことから、道路事業において予算規模の小さい計画段階の重金属等リスク評価手法として効果的な方法であると考えられる。

## 2.5 結言

高規格道路のルート選定に際して、表層土壌中の重金属の分析結果に基づく地球化学的手法により重金属リスクを評価した。その結果は以下のとおりまとめられる。

- (1) 各元素の濃度分布図を作成したところ、銅、鉛、亜鉛が同様な分布を示した。相対的に高濃度を示したのは A ルートでは東側、B ルートでは中央から東側にかけての区域であ

った。また、カドミウムおよび砒素は B ルートのほうが A ルートより相対的に高い濃度を示した。

- (2) 元素間の相関係数を見ると、銅、鉛、亜鉛は 0.8 以上の高い相関を示している。このことは当地域にみられる変質に伴う鉱化作用における元素間の共生関係と調和的であり、当地域の地質学的バックグラウンドを反映していると解釈される。また、水銀や砒素もこれらの元素と 0.6 前後のやや高い相関を示している。一方、マンガンについては他のどの元素とも相関が低かった。
- (3) 多変量解析の結果、第 1 因子が銅、鉛、亜鉛、水銀、砒素と強い相関性を、ならびにカドミウムとやや強い相関性を示した。これらの結果から、元素の分布が鉱化変質帯の分布に規制されていることが推定できた。
- (4) 多変量解析における第 1 因子得点が高い箇所を重金属リスクを有する箇所とし、A ルートでは掘削発生土全体の 7.8%、B ルートでは 67.0%が重金属等リスクを有する掘削発生土となるものと想定した。この結果に基づき、A ルートのほうが重金属対策の必要な区間が少なく、環境保全および建設コストの面で、B ルートとの比較において優位性があることから高規格道路のルートとして適していると評価した。
- (5) 地球化学図によるルート選定は、1km 角のメッシュごとに 1 点という比較的密度の粗いサンプリングに基づく調査であるにも関わらず、鉱化変質作用を受けた地質を的確に反映した評価を行うことができ、予算規模の小さい計画段階での重金属等リスク評価手法として効果的である。

## 第3章 環境動態に着目した環境リスクマネジメント

### 3.1 緒言

本章では、岩石に含まれる重金属等についての環境動態に着目した環境リスクマネジメントについて述べる。対象としたのは、鉍化変質帯を伴う火成岩分布域に計画された道路トンネル、ならびに海成泥岩を主体とした堆積岩分布域に計画された地下鉄（トンネルおよび開削）である。いずれも、岩石の溶出特性を把握した上で、それらが生ずる環境に応じたリスク評価方法を検討した。

### 3.2 火成岩分布域における環境リスクマネジメント

- ・火成岩分布域においては、トンネル掘削の対象となる岩石の鉍化変質作用に伴う重金属等溶出あるいは酸性水発生リスクについて、岩石自体の持つ重金属等リスクの評価を行うとともに、施工現場でより安全かつ簡易にリスク評価を行う手法について研究した。
- ・トンネル計画路線周辺の露頭から採取した岩石、ならびに計画路線上で掘削したボーリングコアを用い、2mm以下に粉砕した上で環境省告示第18号、19号試験により重金属等リスクを評価した。また、30%過酸化水素水添加による酸性化可能性試験を行った。その結果に基づき、トンネル計画路線上に分布する地質は、酸化が進行しなければ重金属等リスクは生じないこと、また、酸化が進行した場合にリスクが生ずるのは主として安山岩溶岩の鉍化変質部であることを明らかにした。
- ・安山岩溶岩の鉍化変質部分布区間において、重金属等リスクを有する地質をさらに絞り込むため、工事現場で適用可能な簡易な指標試験方法および判別指標を検討した。その結果、2mm以下に粉砕した試料について、30%過酸化水素水を添加し、6時間反応後のpHを測定する試験、ならびにエネルギー分散型蛍光X線分析装置で硫黄およびカルシウムの含有量測定を行うことで、リスクの有無（対策の要否）を判別できることが明らかとなった。また、各試験について、「簡易酸化を行った際のpHが3.2以下となった場合およびS/Ca $\geq$ 0.6かつSが検出された場合にリスクありと判断する」という判定指標を得た。

### 3.3 堆積岩分布域における環境リスクマネジメント

#### 3.3.1 研究の対象と地質状況

対象となる仙台市地下鉄東西線の路線図を図 3.3.1 に示す。計画路線のうち起点の青葉山から仙台駅を経由し連坊駅付近までの区間には、図 3.3.2 に示すとおり新第三紀中新世～鮮新世の堆積岩が分布し、それより東側には洪積世の砂礫が分布している。このうち、堆積岩分布域の約 8 割を新第三紀鮮新世の海成層である竜の口層を掘削することとなるが、土壌・地質汚染評価基本図<sup>30)</sup>が公表されたことにより竜の口層には重金属等を溶出するリスクがあることが明らかとなった。このため、竜の口層の掘削に先立ち、重金属等の溶出特性を把握した。

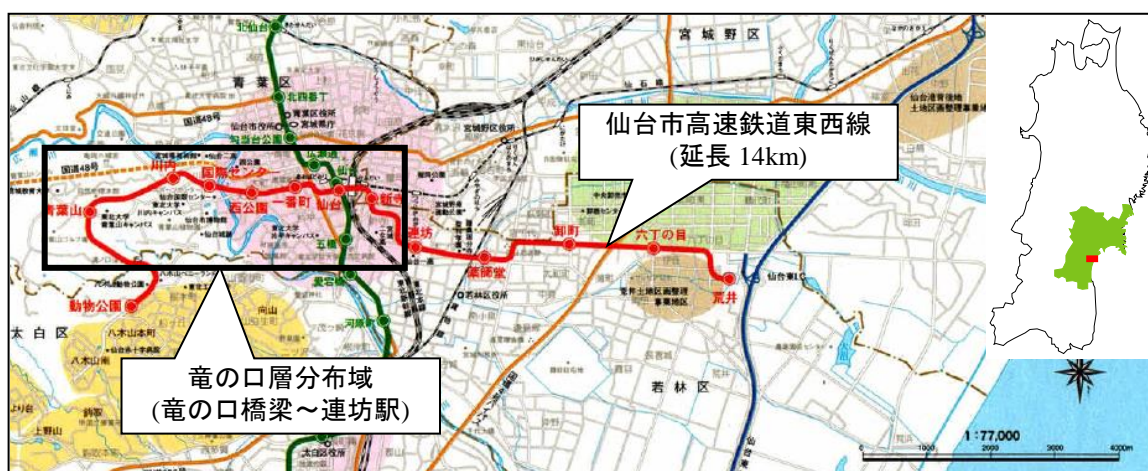


図 3.3.1 地下鉄東西線路線図および竜の口層分布域



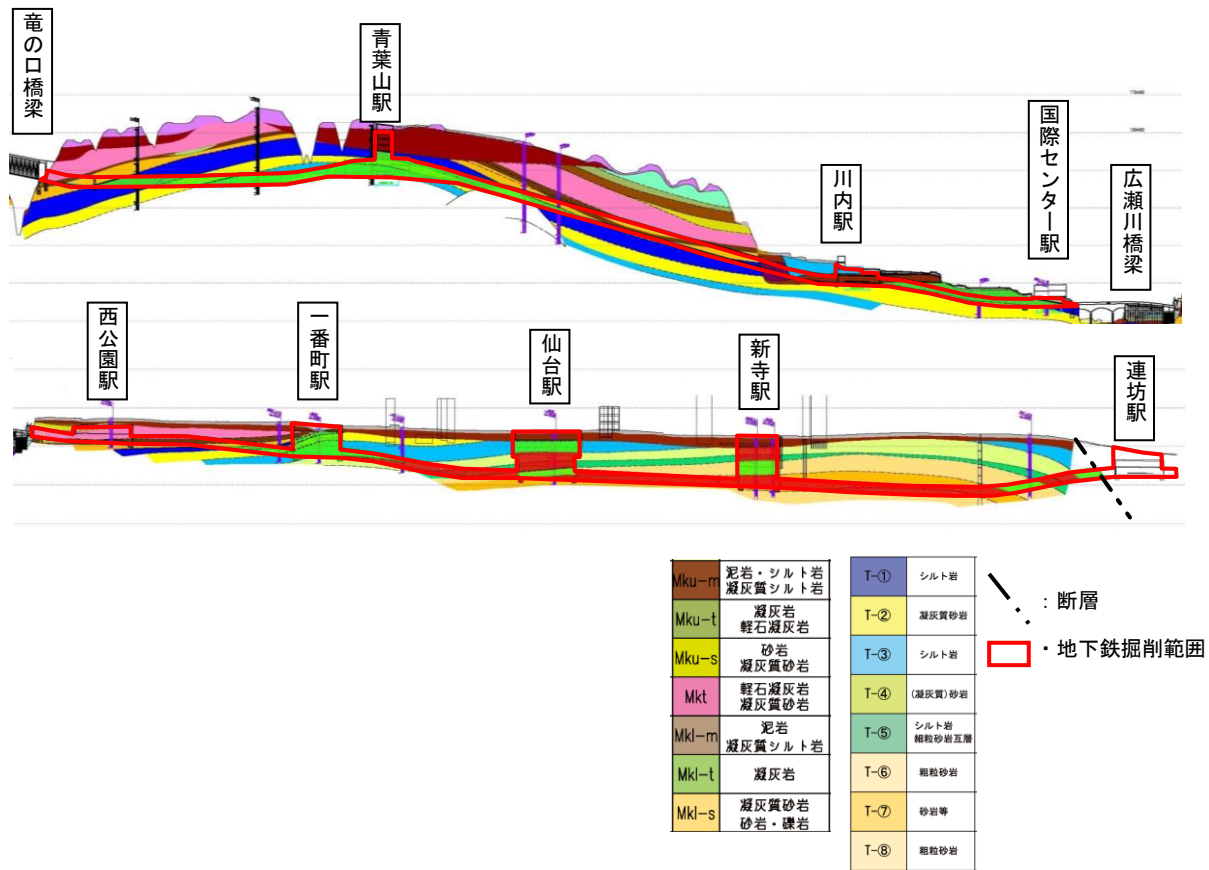


図 3.3.2 竜の口層分布域の地質縦断図(駅名は建設中の仮称)

### 3.3.2 竜の口層の溶出特性の把握

#### (1)ボーリングコアの溶出量試験結果

掘削対象となる竜の口層の岩石は、泥岩を主体とし、一部に凝灰岩や砂岩を夾在する。地下鉄計画路線上において、図 3.3.3 に示す箇所ではボーリング調査を行い、竜の口層の岩石の重金属等溶出特性の調査を行った。

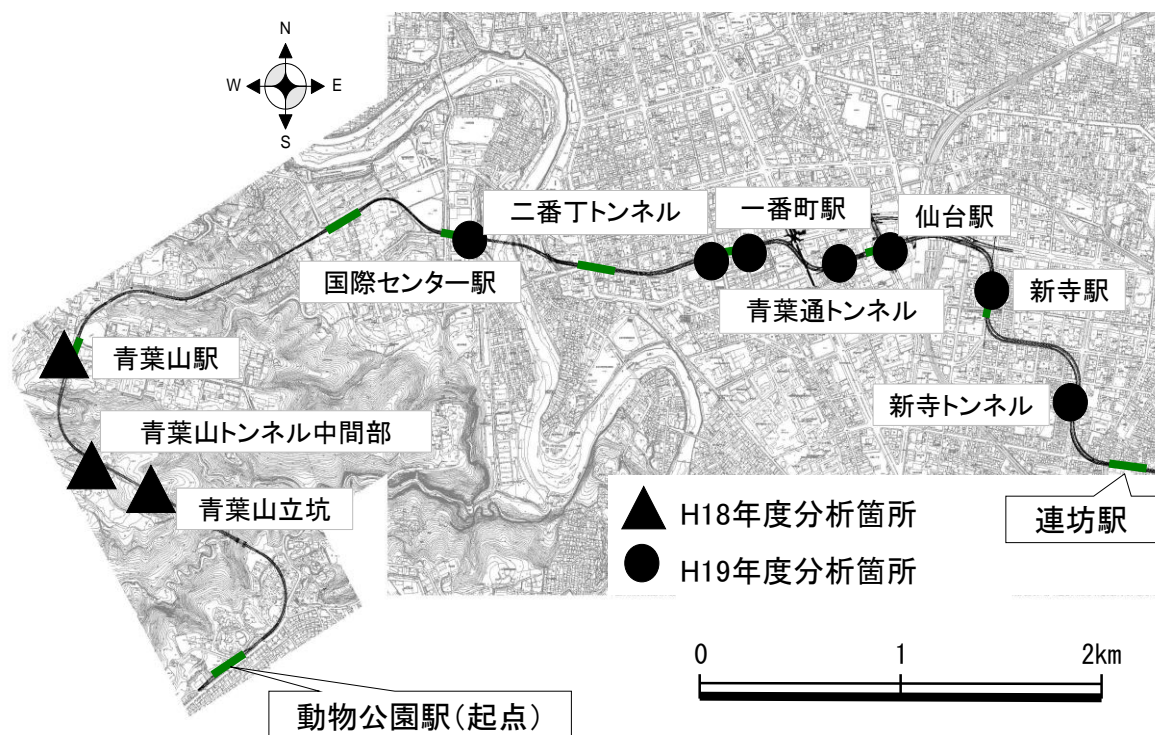


図 3.3.3 ボーリング調査位置図（駅名は施工中の仮称）

図 3.3.3 において、▲印で示した箇所は、地盤調査を目的として実施されたボーリング箇所である。これらの箇所では採取されたコアは、平成 18 年（2006 年）の土壌・地質汚染評価基本図の公表後、常温で保管されていたコアを重金属等の溶出性を確認するために採取から約 8 ヶ月経過した時点で分析に供された。一方、●印で示した箇所は、平成 19 年度（2007 年）に重金属等リスク把握を目的として新たに採取したコアで、採取後は冷蔵保管し、採取後 1 週間以内に分析に供した。

18 年度に採取されたコアは、竜の口層のうち代表的な岩相の部分から約 20cm 程度を抽出し、粉砕後 2mm 目のふるいを全通させ、環境省告示第 18 号溶出量試験ならびに第 19 号含有量試験に供された。また、19 年度に採取したコアは、竜の口層の岩相を 8 層に区分し、各岩相が連続する部分の最浅部から最深部まで等間隔に 5 個の試料を抽出し、粉砕し 2mm 目のふるいを全通させた後に等量混合して分析に供した。その後、18 年度採取コアと同様に、環境省告示第 18 号、19 号試験に供した。なお、いずれのコアも、分析項目は自然的原因により検出される可能性があるといわれるカドミウム、六価クロム、総水銀、鉛、砒素、ふっ素、ほう素、セレ

ンの 8 項目とした。

溶出量試験結果を、表 3.3.1 および図 3.3.4 に示す。

表 3.3.1 竜の口層のコアの溶出量試験結果

採取箇所名	採取深度	Cd (mg/L)	Cr <sup>6+</sup> (mg/L)	Hg (mg/L)	Se (mg/L)	Pb (mg/L)	As (mg/L)	F (mg/L)	B (mg/L)	pH	EC (mS/m)		
H 18	青葉山立坑 (H18.9採取)	24.80~29.50m	<0.001	<0.01	<0.0005	<0.002	<0.005	0.005	<0.08	<0.1	6.3	1.4	
		29.50~39.00m	<b>0.059</b>	<0.01	<0.0005	<0.002	0.010	0.007	0.32	<0.1	3.1	170	
		39.00~41.20m	<b>0.1</b>	<0.01	<0.0005	<0.002	0.007	0.006	0.15	<0.1	2.7	340	
	青葉山トナリ 中間部 (H18.12採取)	42.90~44.50m	<0.001	<0.01	<0.0005	<0.002	<0.005	<0.005	<0.08	<0.1	7.6	12	
		44.50~51.60m	<0.001	<0.01	<0.0005	<0.002	<0.005	<0.005	<0.08	<0.1	7.4	12	
		51.60~53.40m	<0.001	<0.01	<0.0005	<0.002	<0.005	<0.005	0.09	<0.1	8.1	16	
	青葉山駅 (H18.8採取)	16.80~22.30m	<b>0.016</b>	<0.01	<0.0005	<0.002	0.010	<0.005	<0.08	<0.1	3.8	90	
		22.30~26.35m	<0.001	<0.01	<0.0005	<0.002	0.010	<0.005	<0.08	<0.1	3.2	110	
		26.35~33.20m	<b>0.035</b>	<0.01	<0.0005	<0.002	<0.005	<0.005	0.73	<0.1	3.2	150	
		33.20~36.35m	<b>0.065</b>	<0.01	<0.0005	<0.002	<0.005	<0.005	<b>3.4</b>	<0.1	3.0	190	
	H 19	国際センター駅	7.00~9.60m	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	<b>0.026</b>	<0.08	<0.1	7.6	6.4
		青葉通トナリ	16.40~18.60m	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	<b>0.024</b>	<0.08	<0.1	5.0	9.0
18.60~20.90m			<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	<b>0.019</b>	<0.08	<0.1	6.8	10	
20.90~26.00m			<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	<b>0.009</b>	<0.08	<0.1	7.0	8.4	
一番町駅		4.50~6.15m	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	<0.005	<0.08	<0.1	6.5	6.6	
		6.15~7.45m	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	<0.005	<0.08	<0.1	4.0	4.0	
		7.45~9.05m	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	<0.005	<0.08	<0.1	8.2	9.4	
		9.65~10.70m	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	0.009	<0.08	<0.1	7.5	8.1	
		10.70~20.25m_1	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	<b>0.024</b>	<0.08	<0.1	7.1	6.3	
		10.70~20.25m_2	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	<b>0.019</b>	<0.08	<0.1	9.1	4.6	
		20.25~21.75m	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	<b>0.021</b>	<0.08	<0.1	8.3	4.2	
21.75~25.00m		<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	<b>0.014</b>	<0.08	<0.1	8.7	8.8		
二番丁トナリ		7.85~11.95m	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	<0.005	<0.08	<0.1	8.1	7.3	
		11.95~13.10m	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	<0.005	<0.08	<0.1	9.0	6.6	
		13.10~14.00m	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	0.009	<0.08	<0.1	8.9	8.8	
		14.00~16.75m	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	<0.005	<0.08	<0.1	9.0	7.0	
		16.75~18.55m	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	<b>0.019</b>	<0.08	<0.1	8.9	6.9	
		18.55~22.60m	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	<b>0.017</b>	<0.08	<0.1	9.0	5.4	
		22.60~24.34m	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	<b>0.012</b>	<0.08	<0.1	8.0	6.2	
		24.34~27.50m	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	0.008	<0.08	<0.1	8.5	6.6	
27.50~30.00m		<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	<b>0.011</b>	<0.08	<0.1	8.9	11		
仙台駅		7.00~10.40m	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	0.006	0.10	<0.1	6.9	2.7	
		10.40~14.10m	<0.001	<0.04	<0.0005	0.005	<0.005	0.009	0.10	<0.1	6.6	9.1	
		14.10~20.00m_1	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	<0.005	<0.08	<0.1	7.4	8.9	
		14.10~20.00m_2	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	<0.005	<0.08	<0.1	7.0	10	
		20.00~24.50m	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	<b>0.015</b>	<0.08	<0.1	7.4	10	
		24.50~32.00m_1	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	0.009	<0.08	<0.1	7.3	10	
		24.50~32.00m_2	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	<b>0.013</b>	<0.08	<0.1	7.4	6.2	
		32.00~35.00m	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	<b>0.028</b>	<0.08	<0.1	6.7	14	
新寺駅		7.40~9.00m	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	0.007	<0.08	<0.1	7.1	15	
		9.00~12.70m	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	0.007	<0.08	<0.1	6.8	23	
		12.70~16.40m	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	0.010	<0.08	<0.1	7.6	9.7	
		16.40~25.30m_1	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	<0.005	<0.08	<0.1	7.8	11	
		16.40~25.30m_2	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	<0.005	<0.08	<0.1	7.6	6.9	
		25.30~29.90m	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	0.007	<0.08	<0.1	7.5	8.5	
		29.90~34.30m	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	<b>0.015</b>	<0.08	<0.1	7.8	9.3	
	34.30~35.90m	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	<0.005	<0.08	<0.1	8.2	9.2		
37.10~40.00m	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	0.005	0.009	<0.08	<0.1	9.0	8.2			
新寺トンネル	7.050~12.20m	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	<b>0.018</b>	<0.08	<0.1	6.8	5.2		
	12.20~13.45m	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	<b>0.015</b>	<0.08	<0.1	6.8	7.5		
	13.45~23.50m_1	<0.001	<0.04	<0.0005	0.002	<0.005	<b>0.013</b>	<0.08	<0.1	7.1	10		
	13.45~23.50m_2	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	<b>0.011</b>	<0.08	<0.1	7.2	12		
	25.50~28.70m	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	<b>0.014</b>	<0.08	<0.1	7.3	6.9		
	28.70~35.10m_1	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	<0.005	<0.08	<0.1	7.0	5.4		
	28.70~35.10m_2	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	<0.005	<0.08	<0.1	6.9	7.4		
	35.10~42.00m_1	<0.001	<0.04	<0.0005	<0.002	<0.005	<0.005	<0.08	<0.1	7.2	7.3		
	35.10~42.00m_2	<0.001	<0.04	<0.0005	0.002	<0.005	<0.005	<0.08	<0.1	7.2	3.0		
溶出量基準値		0.01	0.05	0.0005	0.01	0.01	0.01	0.8	1	—	—		

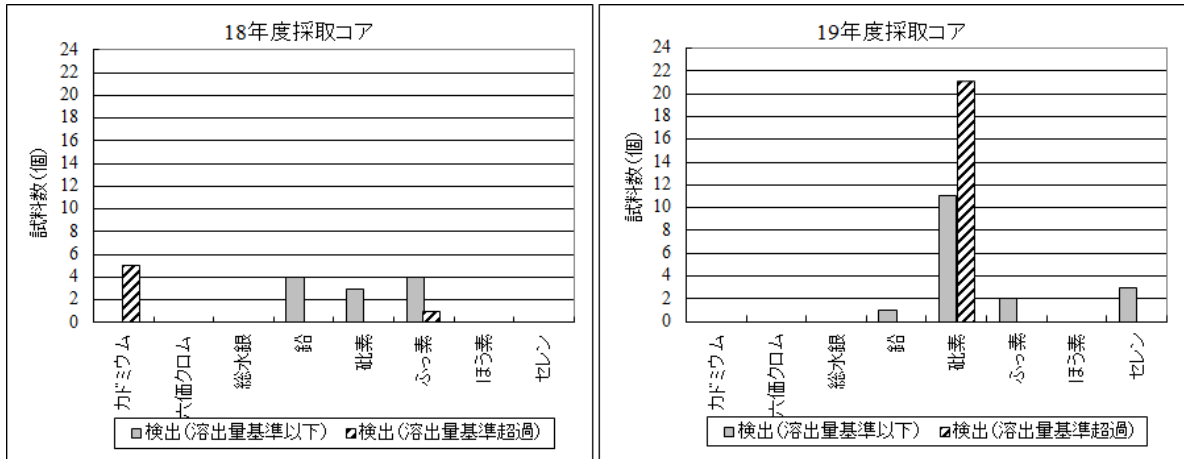


図 3.3.4 溶出量試験における重金属等検出状況

表 3.3.1 および図 3.3.4 に示すとおり、同じ竜の口層を対象とした 18 年度、19 年度採取コアはそれぞれ異なる溶出傾向を示した。すなわち、18 年度採取コアはカドミウム、鉛、砒素、ふっ素が検出され、このうちカドミウムとふっ素に土壌溶出量基準超過が見られたのに対し、19 年度採取コアは鉛、砒素、ふっ素、セレンが検出され、基準超過を示したのは砒素のみである。

また、溶出水の pH については、図 3.2.5 に示すとおり、18 年度採取コアの溶出水 pH は 3 以上 5 未満の酸性を示したものが多いのに対し、19 年度採取コアは 7 以上 9 未満、高いものは 9 以上と全体的にアルカリ性を示したものが多い。

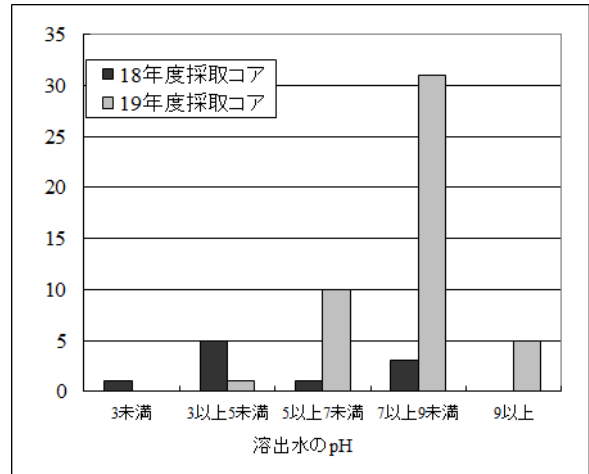


図 3.3.5 溶出水の pH の分布

(2)ボーリングコアの溶出特性の違いに係る検証

上述したとおり、18 年度、19 年度に採取した竜の口層のコアが著しく異なる溶出特性を示したことから、はじめに採取位置の違いの影響の有無を検討した。すなわち、既出図 3.3.1 に示すとおり、18 年度採取コアは路線の起点側（東側）の丘陵地で採取されたのに対し、19 年度採取コアはさらに終点側（西側）の平野部で採取されている。このため、図 3.2.6 に示すとおり 18 年度採取コアの近傍で新たに 1 箇所、また平野部で新たに 1 箇所のボーリングコアを採取し、試験に供した。これらのコアも採取後は冷蔵保管し、1 週間程度で分析に供した。これらの結果を、18 年度採取コアの結果と共に表 3.3.2 に示す。



以上の結果から、竜の口層の岩石は、コアの保管状況により異なる溶出特性を示す可能性が示唆された。その理由として、須藤ら(2010)<sup>19)</sup>は硫化鉱物の酸化により重金属等の溶出挙動や形態が変化することを示している。このため、地下鉄計画路線上に分布する竜の口層においても同様の現象が生じているのではないかとの仮説を立てた。竜の口層は海成層であるが、このような海成の泥岩や泥質堆積物には硫化鉱物（黄鉄鉱）が含まれており、掘削後の空気曝露に伴う酸化により硫酸酸性水を発生することが知られている<sup>31)32)33)</sup>。このため、竜の口層においても同様に硫化鉱物に起因した酸化により、溶出特性が経時的に変化したものと考えた。

この仮説を検証するため、次の2種類の試験を行った。

- ・未酸化のコアを強制的に酸化させて pH を測定する
  - ・地質状況がほぼ同一の場所で採取したコアについて、異なる経過時間の後に溶出試験を行う
- 以下に、これらの試験結果について述べる。

#### i) 未酸化のコアを強制的に酸化させた際の pH 測定

既出表 3.3.1 において溶出量試験に供した試料のうち、溶出水の pH が中性からアルカリ性を示した試料を 34 試料抽出し、30%過酸化水素水を添加し反応させた後の pH（以下「pH(H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>)」）を測定した。また、これらの試料については、併せて硫黄含有量の測定も行った。硫黄含有量は、波長分散型蛍光 X 線装置による定量分析にて測定した。

表 3.3.3 に pH(H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>)測定結果および硫黄含有量を、図 3.3.7 にそれらをグラフ上にプロットしたものをそれぞれ示す。

表 3.3.3 竜の口層のコアの pH(H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>)測定結果

採取箇所名	採取深度	pH	pH (H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> )	S (%)	採取箇所名	採取深度	pH	pH (H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> )	S (%)
青葉通トンネル	16.40～18.60m	5.0	7.1	2.4	仙台駅	10.40～14.10m	6.6	2.6	1.9
	20.90～26.00m	7.0	7.0	2.6		20.00～24.50m	7.4	3.4	1.3
一番町駅	4.50～6.15m	6.5	3.5	0.9	24.50～32.00m_1	7.3	7.2	2.0	
	6.15～7.45m	6.4	2.6	2.1	24.50～32.00m_2	7.4	2.6	2.7	
	9.65～10.70m	7.5	7.0	2.3	32.00～35.00m	6.7	3.6	1.1	
	10.70～20.25m_1	7.1	2.8	1.0	新寺駅	7.40～9.00m	7.1	2.4	2.3
	10.70～20.25m_2	9.1	3.9	0.9		9.00～12.70m	6.8	2.4	2.1
	20.25～21.75m	8.3	2.6	2.0		12.70～16.40m	7.6	2.4	1.5
	21.75～25.00m	8.7	3.0	1.7		16.40～25.30m_1	7.8	2.5	2.3
二番丁トンネル	7.85～11.95m	8.1	2.6	2.2	25.30～29.90m	7.5	4.2	1.1	
	13.10～14.00m	8.9	6.2	2.3	29.90～34.30m	7.8	2.4	2.6	
	14.00～16.75m	9.0	3.0	1.2	37.10～40.00m	9.0	2.7	1.6	
	22.60～24.34m	8.0	2.5	1.4	新寺トンネル	7.050～12.20m	6.8	3.2	0.9
	24.34～27.50m	8.5	2.8	1.7		13.45～23.50m_1	7.1	2.9	1.9
	27.50～30.00m	8.9	3.0	1.6		13.45～23.50m_2	7.2	2.5	1.8
				25.50～28.70m		7.3	2.5	1.4	
				28.70～35.10m_2		6.9	2.2	2.5	
				35.10～42.00m_1	7.2	2.9	2.0		
				35.10～42.00m_2	7.2	3.1	1.0		

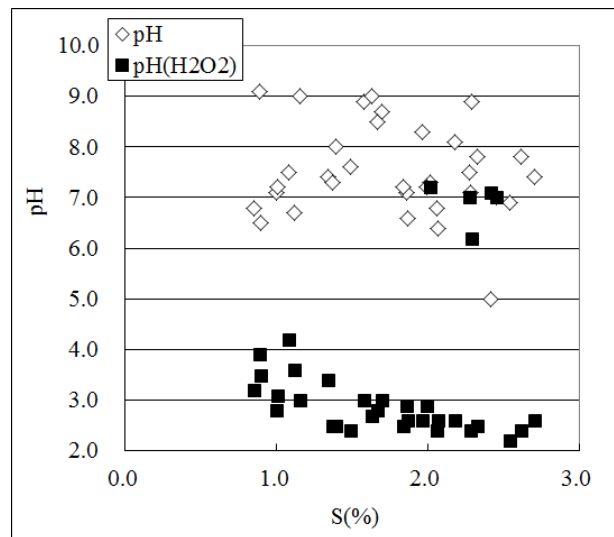


図 3.3.7 竜の口層のコア溶出水の pH、pH(H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>)、硫黄含有量の関係

図 3.3.7 に示されたとおり、蒸留水を溶媒とした溶出量試験における溶出水の pH が中性付近を示した試料に対して、過酸化水素水にて強制的に酸化させた場合、ほとんどの試料が pH4 以下の強酸性を示すことが明らかとなった。なお、pH が中性付近を示す試料は、図 3.3.8 に示すとおり貝化石が多量に含まれている試料であったことから、貝化石が含むカルシウム分により pH が緩衝されたものと考えられる。



図 3.3.8 貝化石を含むコアの例（二番丁トンネル 13.0～14.0m、白い部分が貝化石）



また、図 3.3.7 のグラフを見ると、全ての試料の硫黄含有量が約 1～3%の範囲に含まれている。これは、地殻中の平均存在量が 260ppm (=0.026%) と言われている<sup>26)</sup>ことから、比較的高い含有量と言える。このことから、竜の口層の岩石には酸化溶出を引き起こすに十分な硫黄分を含んでおり、それに起因して一定時間が経過するとコアの酸化および硫酸酸性水発生を引き起こしたものと考えられる。

ii) ほぼ同一の地質状況の箇所で採取したコアにおける異なる経過時間後の溶出量試験

次に、同一層準のコアについて、異なる時期に採取したコアを用いて、採取後の経過時間が溶出特性に与える影響を確認するための試験を行った。

対象とした試料は、新寺駅工区で採取された 2 種類のボーリングコアである。一つは、2007 年 8 月に採取され、1 ヶ月の冷蔵保管を経て同年 9 月に分析に供したもの（試料名「新寺駅」）、もう一つは 2007 年 3 月に採取され、7 ヶ月常温保管された後、同年 10 月に分析に供したもの（試料名「新寺駅 old」）である。コアを採取した新寺駅工区は、図 3.3.9 に示すとおり堆積構造はほぼ水平で、各ボーリングの孔間距離は約 55m となっており、岩相の対比が可能である。

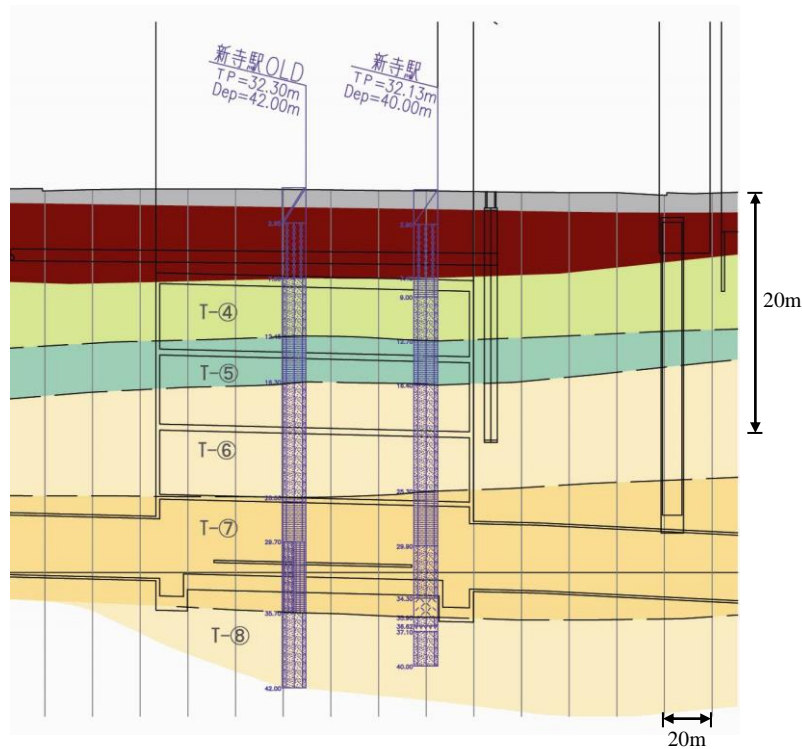


図 3.3.9 ボーリングコア採取位置図  
(T-④～T-⑧は竜の口層の岩相)

試料はそれぞれ、粉砕し 2mm 目のふるいを全通させた後、環境省告示第 18 号溶出量試験を行った。また、得られた溶出水については、pH および電気伝導率についても測定を行った。これらの試験結果を、表 3.3.4 に示す。

表 3.3.4 新寺駅、新寺駅 old の溶出量試験結果

試料：⑦新寺駅 (H19年8月採取、同年9月分析)											
計 量 項 目		Cd	Cr <sup>6+</sup>	Hg	Se	Pb	As	F	B	pH	EC
地層	試料深度	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)		(mS/m)
T-④	7.4~9.0m	ND	ND	ND	ND	ND	0.007	-	-	7.1	15
T-④	9.0~12.7m	ND	ND	ND	ND	ND	0.007	-	-	6.8	23
T-⑤	12.7~16.4m	ND	ND	ND	ND	ND	0.010	-	-	7.6	9.7
T-⑥	16.4~25.3m①	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	-	7.8	11
T-⑥	16.4~25.3m②	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	-	7.6	6.9
T-⑦	25.3~29.9m	ND	ND	ND	ND	ND	0.007	-	-	7.5	8.5
T-⑦	29.9~34.3m	ND	ND	ND	ND	ND	0.015	-	-	7.8	9.3
T-⑦	34.3~35.9m	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	-	8.2	9.2
T-⑧	37.1~40.0m	ND	ND	ND	ND	0.005	0.009	-	-	9.0	8.2
定量下限値		0.001	0.04	0.0005	0.002	0.005	0.005	0.08	0.1	-	-
土壤溶出量基準		0.01以下	0.05以下	0.0005以下	0.01以下	0.01以下	0.01以下	0.8以下	1以下	-	-

試料：⑦新寺駅old (H19年3月採取、同年10月分析)											
計 量 項 目		Cd	Cr <sup>6+</sup>	Hg	Se	Pb	As	F	B	pH	EC
地層	試料深度	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)		(mS/m)
T-④	(8.6~12.4m)	0.056	ND	ND	ND	0.007	ND	0.92	ND	3.4	100
T-⑤	(12.6~15.6m)	0.002	ND	ND	ND	ND	ND	0.4	ND	4.3	58
T-⑥	(16.9~20.8m)	0.009	ND	ND	ND	ND	ND	0.44	ND	3.3	81
T-⑥	(21.5~26.0m)	0.004	ND	ND	ND	ND	ND	0.17	ND	3.7	84
T-⑦	(26.3~29.7m)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	6.0	23
T-⑧	(36.4~40.0m)	0.003	ND	ND	ND	ND	ND	0.12	ND	4.1	60
T-⑧	(40.3~41.9m)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.09	ND	5.2	44
定量下限値		0.001	0.04	0.0005	0.002	0.005	0.005	0.08	0.1	-	-
土壤溶出量基準		0.01以下	0.05以下	0.0005以下	0.01以下	0.01以下	0.01以下	0.8以下	1以下	-	-
		基準値超過				検出(基準値以下)		ND		定量下限値未満(不検出)	

表 3.3.4 によれば、各試料の溶出状況の特徴は次のとおりとなる。

<試料名「新寺駅」>

- ・カドミウムおよびふっ素はいずれの岩相でも定量下限値未満である。
- ・砒素は T-⑥以外で検出され、一部は土壤溶出量基準を超過する。
- ・溶出水の pH は 6.8~9.0 と中性からアルカリ性を示す。
- ・溶出水の電気伝導率は 6.9~23(mS/m)の範囲である。

<試料名「新寺駅 old」>

- ・カドミウムおよびふっ素は T-⑦以外で検出され、一部は土壤溶出量基準を超過する。
- ・砒素はいずれの岩相でも定量下限値未満である。
- ・溶出水の pH は 3.3~6.0 と酸性を示す。
- ・溶出水の電気伝導率は 23~100(mS/m)の範囲である。

上記の結果から、同一の岩相においても、コアを採取してからの経過時間の違いにより、掘削当初は溶出水の pH は中性からアルカリ性で砒素を溶出するような性状から、掘削後に時間が経過すると溶出水の pH は酸性となりカドミウムやふっ素を溶出するような性状に変化することが明らかとなった。

### (3) pH と重金属等の溶出特性に係る考察

同一の岩相の岩石が経過時間により異なる重金属等の溶出特性を示す理由として、溶出水の pH が原因ではないかと考えた。これは、未酸化の試料の溶出水の pH が中性からアルカリ性を呈するのに対し、酸化進行後の試料の溶出水の pH は酸性を示す点に着目したものである。

鈴木ら(2004)<sup>34)</sup>によれば、砒素の溶出量と溶出液の pH の関係は図 3.3.10 に示すとおり、アルカリ性側と酸性側で溶出量が多く、中性付近では溶出が見られないことが示されている。その原因として、砒素が鉄酸化物の表面に吸着されて存在する場合、アルカリ領域では鉄酸化物や粘土鉱物の表面電荷がマイナスに帯電することから、 $H_2AsO_4^-$ ,  $HAsO_4^{2-}$ ,  $AsO_4^{3-}$  といった陰イオンとして存在することの多い砒素は反発して溶出する、あるいはモンモリロナイトに吸着されて存在する場合、pH9 付近でモンモリロナイトへの砒素の吸着量が低下する<sup>35)</sup>ためという理由が考えられる。

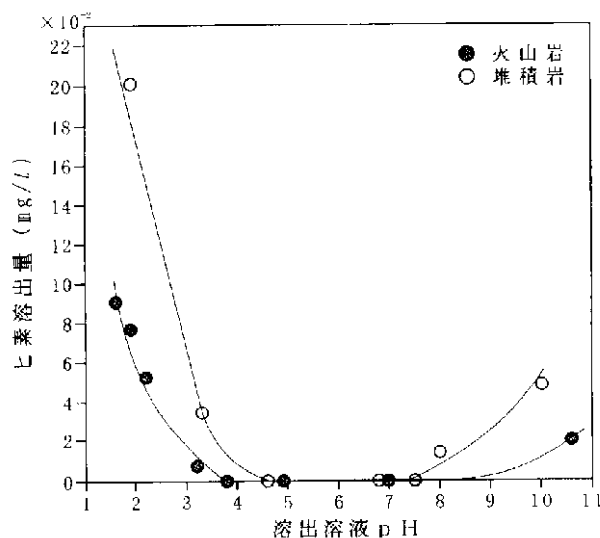


図 3.3.10 砒素の溶出量と溶出液 pH の関係<sup>34)</sup>

以上、i)および ii)の試験結果から、既出表 3.3.1 に見られたボーリングコア採取年度ごとの溶出特性の違いは、コアを採取してから時間が経過したことにより、コアが酸化した影響によるものであると判断される。このことから、地下鉄東西線計画路線上に分布する竜の口層の岩石は次のような重金属等リスクを有することが明らかとなった。

- ①掘削直後（未酸化の状態）：土壤溶出量基準を超過する砒素が溶出するおそれがある。
  - ②掘削数ヶ月後（酸化した状態）：土壤溶出量基準を超過するカドミウムやふっ素が溶出し、硫酸酸性水が発生するおそれがある。
- 以後、①のリスクを「即時溶出リスク」、②のリスクを「酸化溶出リスク」と称する。

### 3.3.3 「酸化溶出リスク」の判別試験方法の検討

地下鉄建設に際しては、ボーリングコアの試験により重金属等リスクの程度を把握し、図 3.3.11 に示すとおり岩相ごとの対策要否を施工前に設定した。このうち、「施工中に対策要否の分別を行う範囲」とした岩相については、事前の試験で重金属等リスクを有する試料の割合が低かったことから、施工中に改めて試験を行い、重金属等リスクの程度を確認した上で対策要否を判別するものとした。

施工中の重金属等リスクの判別にあたり、掘削直後の岩石は未酸化の状態であることから、前述の「即時溶出リスク」の評価は掘削直後に行うことが可能であるが、「酸化溶出リスク」

については、コアを数ヶ月間空気曝露し、酸化させた状態で評価する必要がある。しかし、仙台の市街地で行われる本地下鉄の工事においては、掘削した岩石を仮置きする場所が確保できないことから掘削後すぐに他工事への転用あるいは処理を行わなければならない、施工中に数ヶ月も評価のための時間を確保することは不可能であった。このため、「酸化溶出リスク」を短時間で判定する方法についての検討を行った。

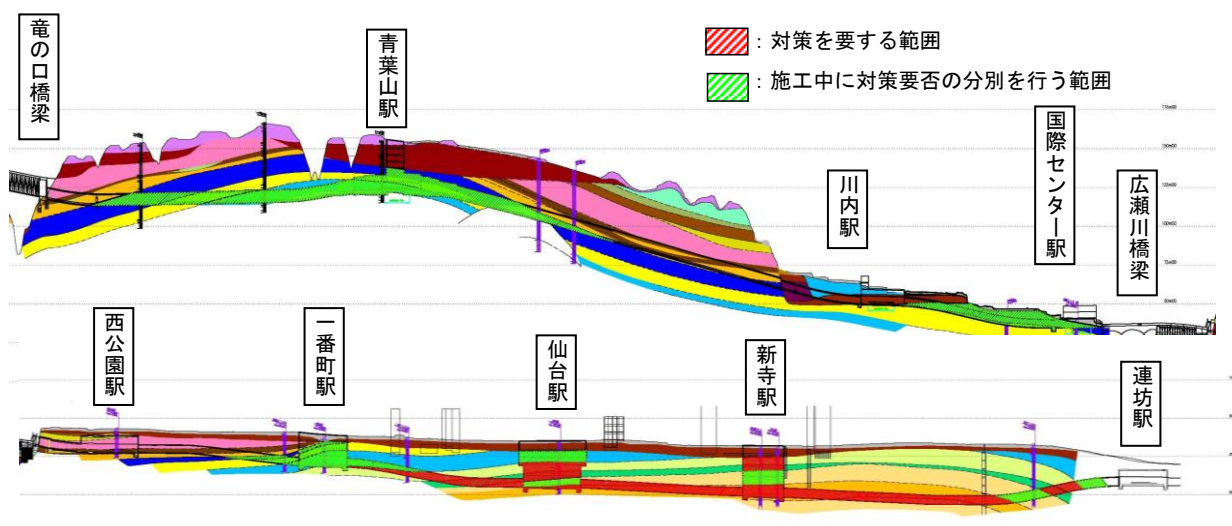


図 3.3.11 岩相ごとの対策要否区分

#### (1) 30%過酸化水素水による強制酸化試験

未酸化の試料を強制的に酸化させ、酸化進行後の pH 等を推定する試験方法の一例として、地盤工学会による「過酸化水素水を用いる pH 試験方法」<sup>28)</sup>が知られている。このため、この方法により試料を酸化させ、重金属等の溶出状況との比較から判定基準を設定する方法について検討を行った。

試料は、2007 年度に採取した未酸化のコアを用い、粉砕して 2mm のふるいを全通させたものを試験に供した。試験方法は地盤工学会の pH 試験方法に準じ、次の手順で実施した。

- ・粉砕した試料 10g をトールビーカーにとり、ビーカーと共に質量を測定する。また、pH も測定しておく。
- ・これに 30%の過酸化水素水を加え、一定時間ごとに pH を測定し、反応がおさまるまで室温で放置する。このとき、反応が激しすぎるようであれば、ビーカーを冷却する。
- ・反応が終了したら、ビーカーを加温して酸化反応を完結させる。
- ・ビーカーを放冷した後、再び質量を測定する。
- ・過酸化水素水を添加する前の質量より 100g 多くなるまで蒸留水を加えた後、溶液の pH、電気伝導率、重金属等を公定法に準ずる方法 (JIS K 0102) にて測定する。

表 3.3.5 に 30%過酸化水素水による強制酸化試験結果を示す。なお、同表には、同じ試料の

未酸化の状態の試験結果ならびに自然状態で酸化が進行したと思われる平成 18 年度採取コアの溶出量試験結果を併せて示した。

これらの結果のうち、pH と電気伝導率の関係について図 3.3.12 に示す。同図によれば、試料の酸化状態の進行と共に、図中の矢印の方向にプロット位置がシフトしていくことがわかる。そして、矢印の末尾の部分に、強制酸化試験結果がプロットされる。このことから、強制酸化試験は、掘削された岩石が時間を置いて酸化が進行した状態を示しているものと考えられる。ただし、それによる pH の低下や電気伝導率の増加の程度は、自然状態よりやや過大になる傾向が認められる。

表 3.3.5 30%過酸化水素水による強制酸化試験結果

自然酸化試料: 環境省告示第18号溶出量試験結果			未酸化試料: 30%過酸化水素水による強制酸化試験結果							
試料名	地層	試料深度	Cd (mg/L)	Se (mg/L)	Pb (mg/L)	As (mg/L)	F (mg/L)	pH	EC (mS/m)	
自然酸化試料	青葉山立坑 (H18.9採取、H19.3分析)	T-s(風化部)	24.80~29.50m	ND	ND	ND	0.005	ND	6.3	1.4
		T-s	29.50~39.00m	<b>0.059</b>	0.002	0.010	0.007	0.32	3.1	170
		T-m	39.00~41.20m	<b>0.1</b>	0.003	0.007	0.006	0.15	2.7	340
	青葉山トンネル 中間部 (H18.12採取、H19.3分析)	T-s(貝殻密集部)	42.90~44.50m	ND	ND	ND	ND	ND	7.6	12
		T-s	44.50~51.60m	ND	ND	ND	ND	ND	7.4	12
	青葉山駅 (H18.8採取、H19.3分析)	T-m	51.60~53.40m	ND	ND	ND	ND	0.09	8.1	16
		T-m(上)	16.80~22.30m	<b>0.016</b>	0.002	0.010	ND	ND	3.8	90
		T-s(上)	22.30~26.35m	0.009	ND	0.010	0.005	ND	3.2	110
		T-m(下)	26.35~33.20m	<b>0.035</b>	0.002	ND	ND	0.73	3.2	150
		T-s(下)	33.20~36.35m	<b>0.065</b>	ND	ND	ND	<b>3.4</b>	3.0	190
⑦新寺駅old (H19.3採取、H19.10分析)	T-④	8.6~12.4m	<b>0.056</b>	ND	0.007	ND	<b>0.92</b>	3.4	100	
	T-⑤	12.6~15.6m	0.002	ND	ND	ND	0.4	4.3	58	
	T-⑥	16.9~20.8m	0.009	ND	ND	ND	0.44	3.3	81	
	T-⑥	21.5~26.0m	0.004	ND	ND	ND	0.17	3.7	84	
	T-⑦	26.3~29.7m	ND	ND	ND	ND	-	6.0	23	
	T-⑧	36.4~40.0m	0.003	ND	ND	ND	0.12	4.1	60	
	T-⑧	40.3~41.9m	ND	ND	ND	ND	0.09	5.2	44	
	③青葉トンネル (H19.8採取、H19.9分析)	T-②	16.4~18.6m	ND	ND	ND	ND	0.12	7.1	146
T-③		20.9~26.0m	ND	ND	ND	ND	0.20	7.0	186	
④一番町駅 (H19.8採取、H19.9分析)	T-①	4.5~6.15m	0.01	ND	ND	ND	0.10	3.5	86.6	
	T-②	6.15~7.45m	<b>0.02</b>	ND	<b>0.047</b>	0.006	0.48	2.6	238	
	T-②	9.65~10.7m	ND	ND	ND	ND	0.09	7.0	166	
	T-③	10.7~20.25m①	0.002	ND	ND	ND	<b>1.1</b>	2.8	202	
	T-③	10.7~20.25m②	0.004	ND	<b>0.013</b>	ND	0.20	3.9	68	
	T-④	20.25~21.75m	0.006	ND	<b>0.014</b>	0.006	0.34	2.6	191	
	T-④	21.75~25.0m	<b>0.042</b>	ND	<b>0.032</b>	0.009	<b>1.4</b>	3.0	220	
⑤二番町トンネル (H19.8採取、H19.9分析)	T-②	7.85~11.95m	<b>0.023</b>	ND	<b>0.042</b>	0.005	<b>7.8</b>	2.6	311	
	T-③	13.1~14.0m	0.002	ND	ND	ND	0.10	6.2	190	
	T-③	14.0~16.75m	0.004	ND	<b>0.019</b>	ND	0.08	3.0	161	
	T-③	18.55~22.6m	0.009	ND	0.009	ND	0.72	2.8	228	
	T-④	22.6~24.34m	0.007	ND	0.007	0.009	0.31	2.5	237	
	T-④	24.34~27.5m	<b>0.062</b>	ND	<b>0.062</b>	ND	<b>2.9</b>	2.8	266	
	T-④	27.5~30.0m	<b>0.055</b>	ND	<b>0.023</b>	ND	<b>1.3</b>	3.0	196	
⑥仙台駅 (H19.8採取、H19.9分析))	T-③	10.4~14.1m	<b>0.17</b>	ND	<b>0.061</b>	<b>0.017</b>	<b>2.4</b>	2.6	272	
	T-④	14.1~20.0m①	<b>0.037</b>	ND	<b>0.011</b>	ND	<b>12</b>	2.8	280	
	T-⑤	20.0~24.5m	0.005	ND	0.008	ND	<b>1.0</b>	3.4	205	
	T-⑥	24.5~32.0m①	ND	ND	ND	ND	0.19	7.2	119	
	T-⑦	24.5~32.0m②	0.009	ND	<b>0.039</b>	0.10	<b>2.2</b>	2.6	268	
	T-⑦	32.0~35.0m	0.008	ND	ND	ND	0.2	3.6	165	
	⑦新寺駅 (H19.8採取、H19.9分析)	T-④	7.4~9.0m	<b>0.12</b>	ND	<b>0.082</b>	<b>0.060</b>	<b>3.6</b>	2.4	367
T-④		9.0~12.7m	<b>0.054</b>	ND	<b>0.061</b>	<b>0.012</b>	<b>3.9</b>	2.4	374	
T-⑤		12.7~16.4m	<b>0.012</b>	ND	ND	ND	<b>5.0</b>	2.4	410	
T-⑥		16.4~25.3m①	<b>0.018</b>	ND	<b>0.018</b>	ND	<b>5.3</b>	2.5	276	
T-⑦		25.3~29.9m	0.004	ND	ND	ND	0.17	4.2	136	
T-⑦		29.9~34.3m	0.007	ND	<b>0.051</b>	0.010	0.23	2.4	308	
T-⑧		37.1~40.0m	0.01	ND	<b>0.59</b>	ND	0.39	2.7	237	
⑧新寺トンネル (H19.8採取、H19.11分析)		T-③	7.05~12.2m	0.004	ND	0.010	ND	0.09	3.2	130
	T-④	13.45~23.5m①	<b>0.072</b>	ND	<b>0.032</b>	ND	<b>5.0</b>	2.9	255	
	T-④	13.45~23.5m②	<b>0.076</b>	ND	<b>0.051</b>	<b>0.011</b>	<b>2.4</b>	2.5	317	
	T-⑤	25.5~28.7m	<b>0.011</b>	ND	<b>0.028</b>	ND	<b>4.7</b>	2.5	318	
	T-⑥	28.7~35.1m②	0.010	ND	<b>0.063</b>	0.008	0.18	2.2	416	
	T-⑥	35.1~42.0m①	<b>0.116</b>	ND	<b>0.011</b>	ND	0.44	2.9	167	
	T-⑥	35.1~42.0m②	0.003	ND	ND	ND	0.16	3.1	85	
溶出量基準値 (mg/l)			0.01以下	0.01以下	0.01以下	0.01以下	0.8以下			
							ND	定量下限値未満 (不検出)		

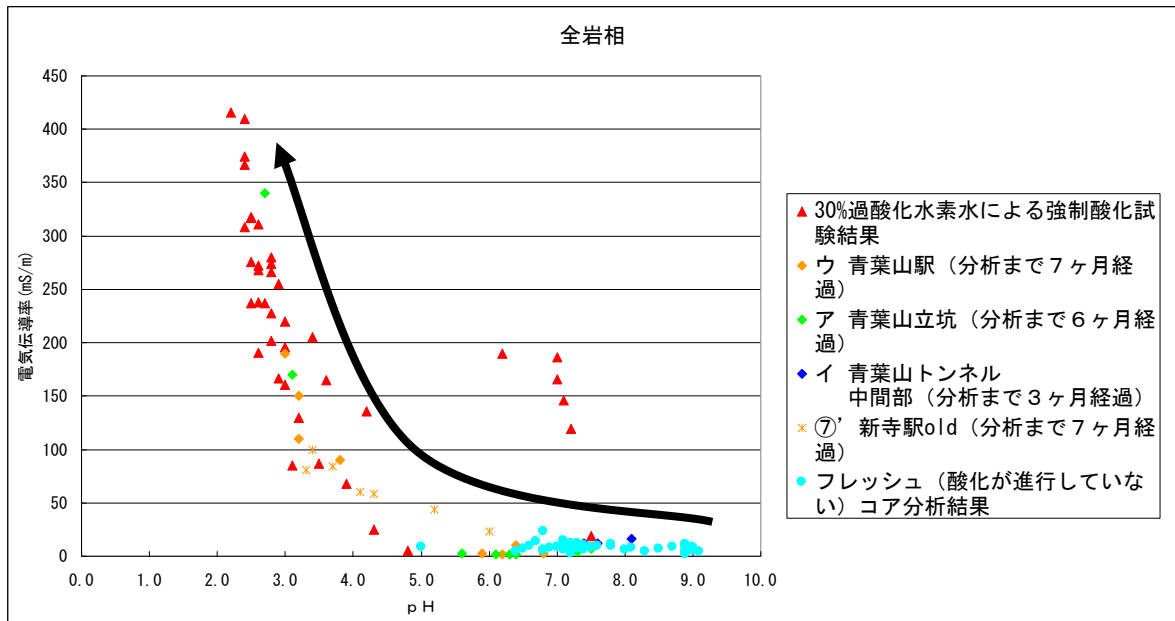


図 3.3.12 自然酸化したコアと強制酸化させたコアの pH および電気伝導率の関係

次に、自然酸化試料の溶出量試験結果と強制酸化試験結果を、pH あるいは電気伝導率と重金属等との関係という面から比較する。図 3.3.13 に、これらの関係図を示す。同グラフから、以下のことがわかる。

- ・ 強制酸化試験結果は、自然酸化試料の公定法結果と類似した溶出傾向を示す。ただし、酸化の影響が強く出ている。(重金属等の溶出量や電気伝導率が自然酸化試料より高めで、pH は低めに出る)
- ・ pH と重金属等溶出量の間を見比べると、強制酸化試験は、自然に酸化した場合の重金属溶出量と pH の関係に類似した関係を示している。このことは、強制酸化の pH を指標にできる可能性が考えられる。
- ・ 電気伝導率と重金属等溶出量の間では、どちらも正の相関を示すが、強制酸化のほうが値のばらつきが大きい。

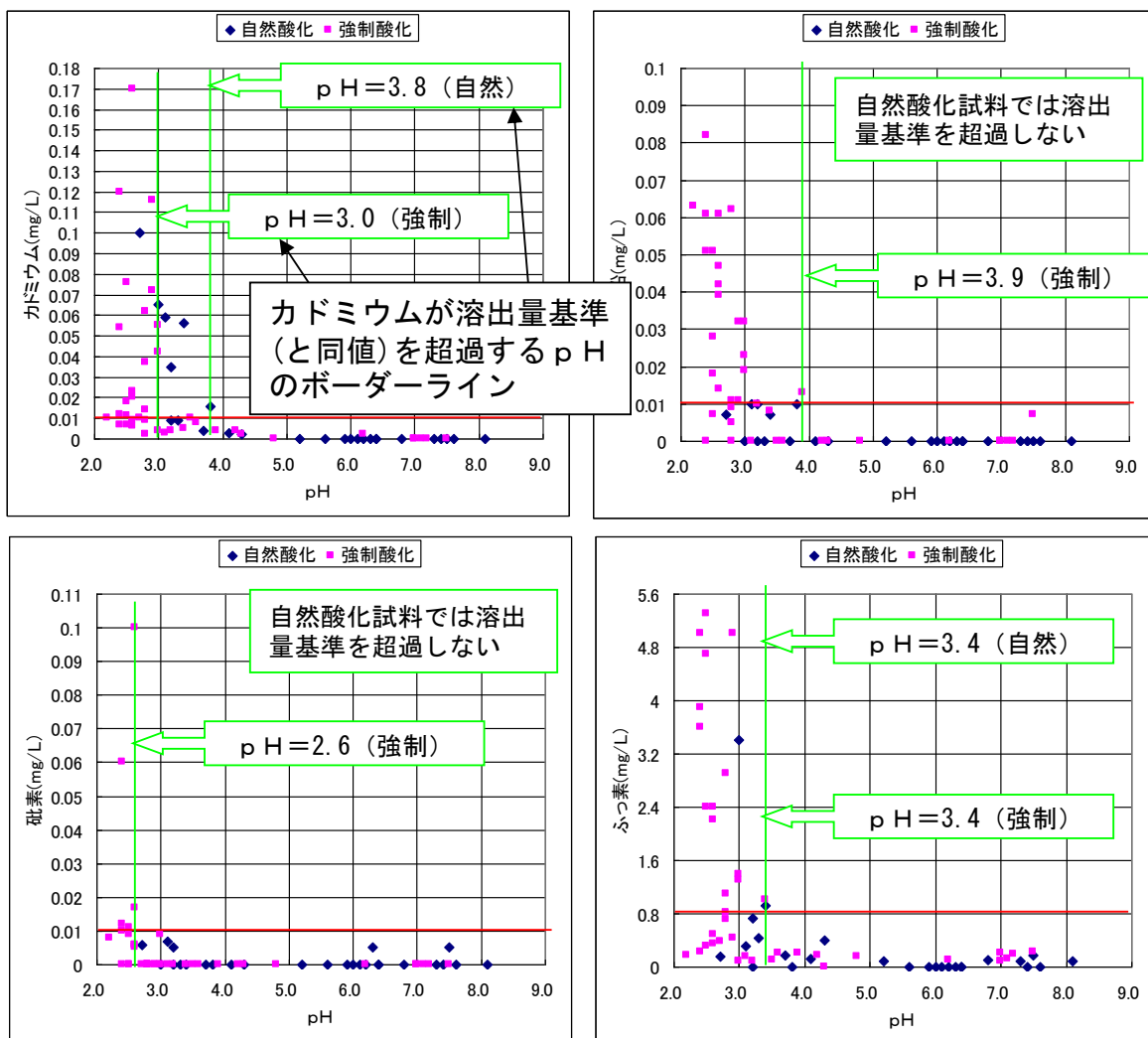


図 3.3.13 酸化状態の違いと pH、電気伝導率、重金属等溶出量との関係

以上の結果から、強制的に酸化させた際の pH を「酸化溶出」における重金属等リスクの判定指標に採用できる可能性が示された。しかし、30%過酸化水素水による酸化は自然状態での酸化より過剰であると考えられる点が、課題として残された。

(2) より自然状態に近い酸化によるしきい値の設定

(1)の試験結果から、30%過酸化水素水による酸化は自然での酸化よりも試料を過剰に酸化させてしまうおそれがあることが判明した。このため、より自然状態に近い形で酸化させる条件について検討するための試験を行った。

試験は、以下の要領で実施した。

- ・粉砕し 2mm 目のふるいを全通させた試料 10g をトールビーカーにとり、ビーカーと共に質量を測定する。
- ・これに下記に示す濃度の過酸化水素水を加え、下記に示す時間までそれぞれ反応させた後

に、溶液の pH、電気伝導率を JIS K 0102 にて測定した。

**添加過酸化水素濃度** : 3%、5%、10%、15%

**経過時間** : 15 分、30 分、45 分、60 分、75 分、90 分、105 分、120 分(2 時間)、240 分(4 時間)、360 分(6 時間)、480 分(8 時間)、1440 分(24 時間)

表 3.3.6 に過酸化水素水の濃度ごとの pH および電気伝導率測定結果を、図 3.2.14 に pH と電気伝導率の関係図をそれぞれ示す。なお、図 3.3.14 には自然酸化したコアの測定結果についても併せて示した。

表 3.3.6 過酸化水素水の濃度ごとの pH および電気伝導率測定結果

添加経過時間		15分	30分	45分	60分	75分	90分	105分	2時間	4時間	6時間	8時間	24時間
3% $H_2O_2$	pH	5.4	5.3	5.1	5.0	4.8	4.7	4.7	4.5	4.2	3.0	2.6	2.5
	EC (mS/m)	31	33.7	35.9	37.8	39.9	41.8	44.1	48.5	78.5	150	230	276
5% $H_2O_2$	pH	5.3	5.1	4.8	4.7	4.6	4.4	4.3	4.0	3.1	2.5	2.4	2.4
	EC (mS/m)	35.4	38.4	41.2	43.7	46.9	50.1	53	71.1	196	270	294	316
10% $H_2O_2$	pH	4.6	4.2	3.6	3.0	2.6	2.3	2.3	2.2	2.5	2.3	2.2	2.3
	EC (mS/m)	44.1	52.6	66.6	105	180	252	295	336	387	392	402	417
15% $H_2O_2$	pH	4.0	2.7	2.1	2.0	1.9	2.0	2.0	2.0	2.3	2.2	2.2	2.3
	EC (mS/m)	53.3	103	243	330	353	364	373	385	407	412	407	414

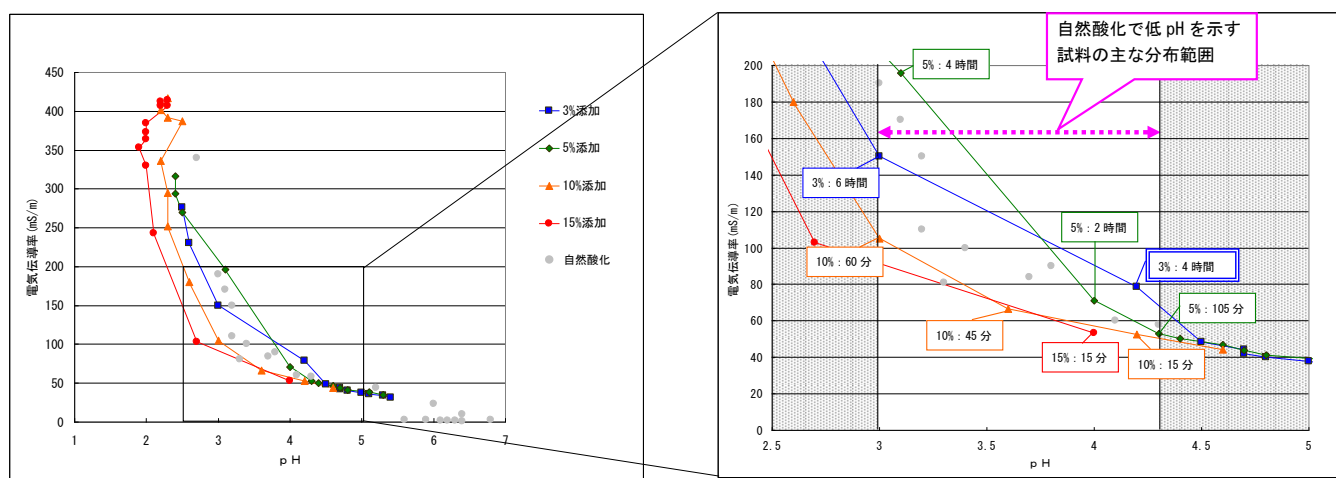


図 3.3.14 過酸化水素水の濃度ごとの pH および電気伝導率測定結果

図 3.3.14 に示すように、自然酸化で低 pH を示す試料が主に分布する pH3~4.3 の値を示したのは、3% : 240~360 分(4~6 時間)、5% : 105~240 分(2~4 時間)、10% : 15~60 分、15% : 15 分であった。このうち 10%および 15%は数十分のオーダーで酸化が進行していくため、測定作業時の酸化の進行度合いにばらつきが出やすいと考え、試験条件として不適と判断した。また、5%では 2 時間および 4 時間経過で適切な pH 範囲となっているが、4 時間経過の電気伝導率が高めの値を示していることから、上記と同様に酸化の進行がまだ進んでいると考えられ、試験時の時間的制約から不適と判断した。一方、3%では 4 時間および 6 時間経過で適切な pH、電気伝導率を示しており、4 時間後から 6 時間後までの酸化の進行も他の濃度より緩やかである



ことから、濃度 3%の過酸化水素水を添加後、4 時間経過という条件を、自然状態で起こりうる酸化に近い状態であるとした。

次に、上記の酸化条件が自然酸化した試料の pH や電気伝導率とどの程度整合するかを検証するための試験を行った。

試料は既出表 3.3.5 において 30%過酸化水素水による強制酸化試験を実施した試料とし、これらに対し 3%の過酸化水素水を添加し、4 時間経過後の pH および電気伝導率を測定した。その結果を図 3.3.15 に示す。

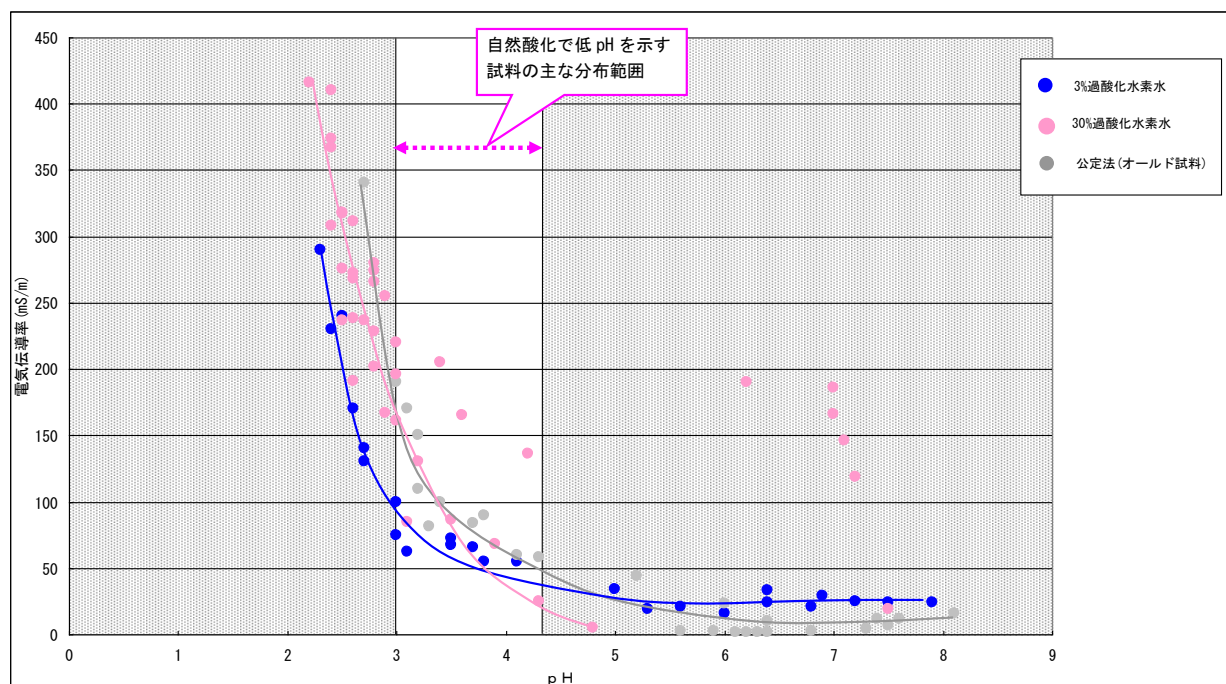


図 3.3.15 3%の過酸化水素水添加 4 時間経過後の pH および電気伝導率

図 3.3.15 に示すように、30%過酸化水素水による強制酸化試験結果ではほとんどの試料が pH5 以下に分布しているが、自然酸化した試料、ならびに 3%過酸化水素水による強制酸化を行った試料は pH3~8 に広く分布している。また分布の形状も自然酸化試料と 3%過酸化水素水による強制酸化試料では類似した形を示している。また、図 3.2.16 には、3%の過酸化水素水による強制酸化後の pH と試料の硫黄含有量の関係を示した。同図によれば、強制酸化後の pH と硫黄含有量は良好な相関を示していることから、強制酸化後の pH は硫黄を伴う硫化鉱物の酸化溶出リスクの程度を表す指標となり得ると判断される。

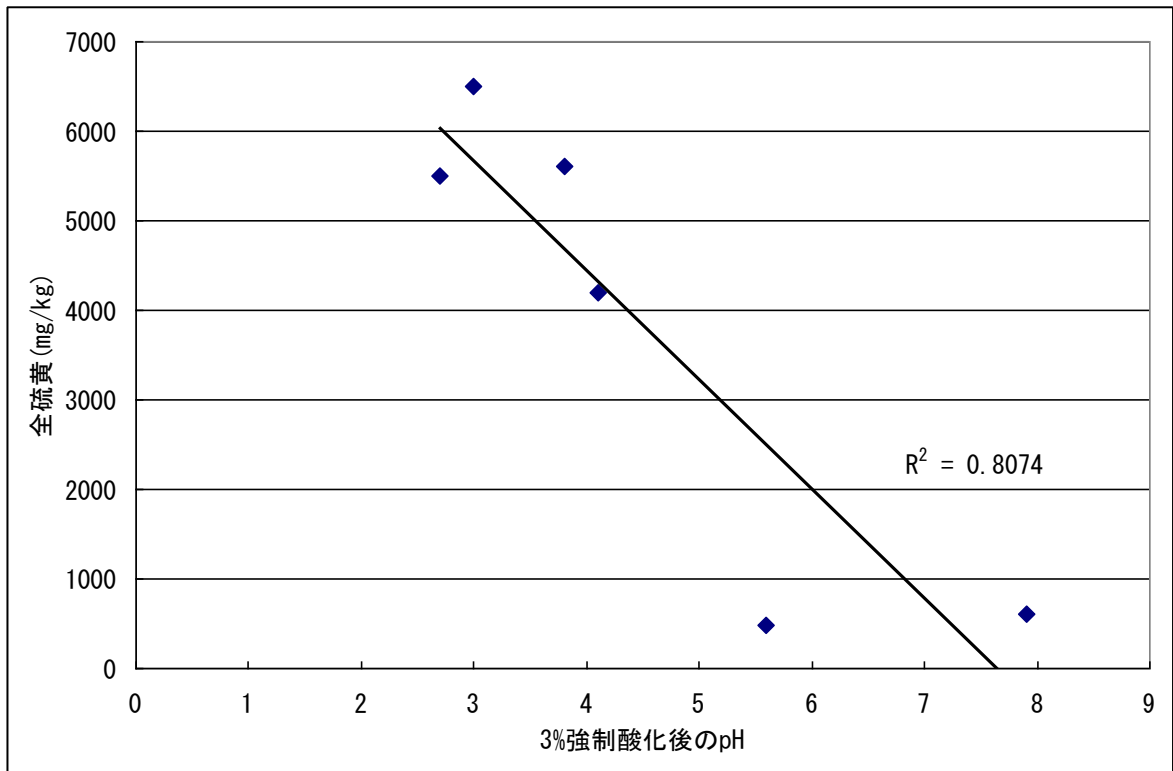


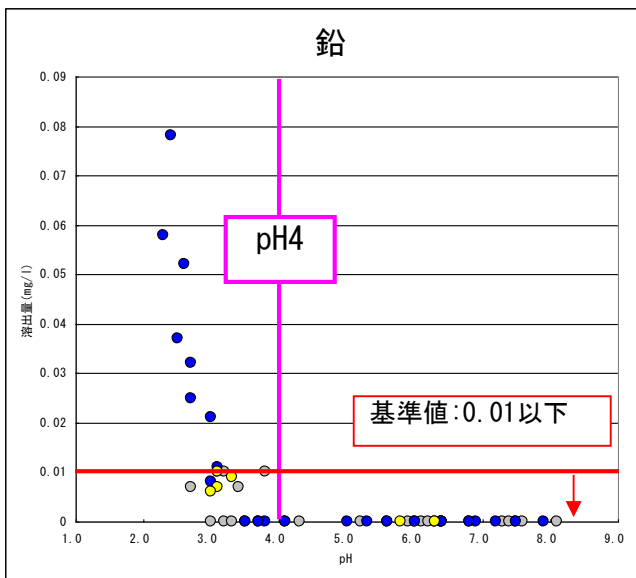
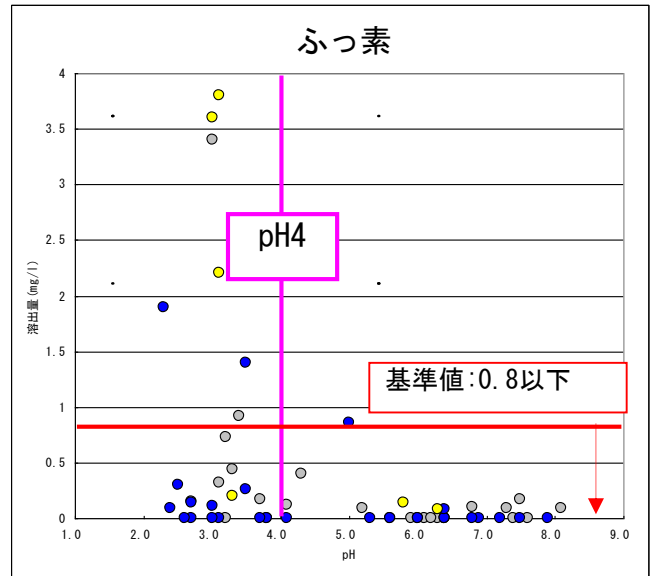
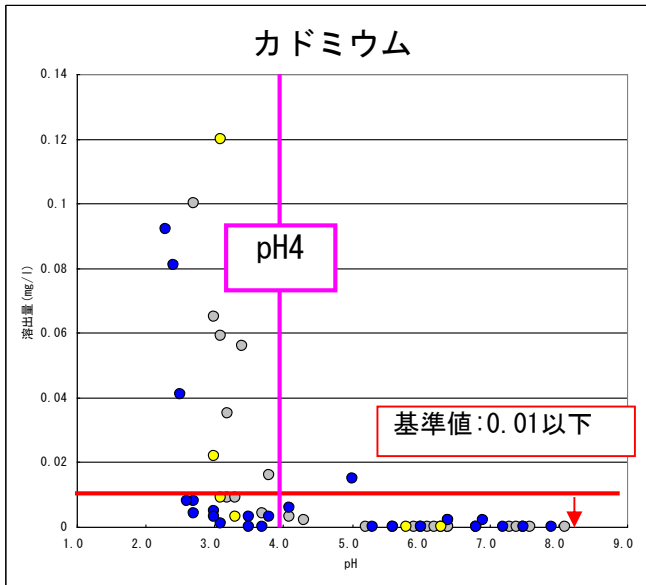
図 3.3.16 3%の過酸化水素水による強制酸化後の pH と試料の硫黄含有量の関係

以上のことから、未風化の試料を 3%過酸化水素水により 4 時間反応させた強制酸化試験により、自然状態で起こりうる酸化に近い状態を再現できるものと判断した。

最後に、上記の酸化条件で酸化させた際の重金属等溶出量を測定し、重金属等リスク判断のためのしきい値を検討した。分析対象項目はカドミウム、鉛、砒素、ふっ素、硫酸イオンとした。結果を自然酸化試料および 30%過酸化水素水による強制酸化試料の試験結果と併せて表 3.3.7 および図 3.3.17 に示す。なお 30%過酸化水素水において酸化の進行が見られなかった試料については、本試験においても同様の結果を示すことが想定されたため試験対象外とした。

表 3.3.7 3%の過酸化水素水添加4時間経過後の重金属等溶出量

試料名	地層	試料深度	3%過酸化水素水による強制酸化試験結果						
			Cd (mg/L)	Pb (mg/L)	As (mg/L)	F (mg/L)	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/L)	pH	EC (mS/m)
④一番町駅 (H19年8月採取、9月分析)	T-②	6.15~7.45m	0.005	0.008	ND	0.11	270	3.0	75
	T-③	10.7~20.25m①	ND	ND	ND	ND	99	5.3	24
	T-③	10.7~20.25m②	ND	ND	ND	ND	68	5.6	19
	T-④	20.25~21.75m	0.001	0.011	ND	ND	230	3.1	62
	T-④	21.75~25.0m	0.002	ND	ND	ND	82	6.4	24
⑤二番町トンネル (H19年8月採取、9月分析)	T-②	7.85~11.95m	0.008	0.025	ND	ND	610	2.7	140
	T-③	14.0~16.75m	ND	ND	0.011	ND	34	7.5	21
	T-④	24.34~27.5m	0.002	ND	ND	0.08	120	6.4	33
	T-④	27.5~30.0m	ND	ND	ND	ND	60	7.2	25
⑥仙台駅 (H19年8月採取、9月分析)	T-③	10.4~14.1m	0.015	ND	ND	0.86	150	5.0	34
	T-④	14.1~20.0m①	0.081	0.078	0.075	0.09	1000	2.4	230
	T-⑤	20.0~24.5m	ND	ND	0.012	-	34	7.9	24
	T-⑦	24.5~32.0m②	ND	ND	ND	1.4	320	3.5	67
⑦新寺駅 (H19年8月採取、9月分析)	T-④	7.4~9.0m	0.092	0.058	0.075	1.9	1300	2.3	290
	T-④	9.0~12.7m	0.041	0.037	0.019	0.3	1100	2.5	240
	T-⑤	12.7~16.4m	0.003	ND	ND	0.26	310	3.5	72
	T-⑥	16.4~25.3m①	0.003	ND	ND	ND	230	3.8	55
	T-⑦	29.9~34.3m	0.003	0.021	0.006	ND	410	3.0	100
⑧新寺トナリ (H19年8月採取、11月分析)	T-⑧	37.1~40.0m	ND	ND	ND	ND	260	3.7	66
	T-④	13.45~23.5m①	0.002	ND	ND	ND	98	6.9	29
	T-④	13.45~23.5m②	0.006	ND	ND	ND	240	4.1	55
	T-⑤	25.5~28.7m	ND	ND	ND	ND	54	6.8	21
	T-⑥	28.7~35.1m②	0.008	0.052	0.029	ND	650	2.6	170
T-⑥	35.1~42.0m①	0.004	0.032	ND	0.14	440	2.7	130	
			ND	定量下限値未満(不検出)					



- 自然酸化試料公定法試験結果
- 3% $H_2O_2$ 強制酸化試験結果
- 雨水曝露試験結果

図 3.3.17 3%の過酸化水素水添加4時間経過後の重金属等溶出量

図 3.3.17 に示したとおり、カドミウムとふっ素は自然酸化試料と強制酸化試料ともに pH が下がるほど溶出量が増加する傾向が見られるが、同程度の溶出量でも強制酸化試料の方が pH が若干低くなる傾向が見られる。また、自然酸化試料ではカドミウムは pH が 3.8 以下、ふっ素は pH が 3.4 以下に低下したときに溶出量基準を超過しているが、強制酸化試料では両項目とも pH が 5 以下に低下したときに溶出量基準の超過試料が見られる。これらの結果から、カドミウムとふっ素の酸化溶出は pH により傾向を把握することが可能であると思われる。

鉛は、自然酸化試料では溶出量基準超過は見られなかったが、強制酸化試料においては多くの試料で超過が見られる。このため、3%過酸化水素水を用いた酸化により、自然酸化よりも鉛が過剰に溶出し易い状態となったものと考えられる。ただし自然酸化・強制酸化ともに pH が低下するほど溶出量が増加しており、自然酸化試料では概ね pH4 以下で値が検出されていることから、カドミウム、ふっ素と同様に pH により酸化溶出の傾向を把握することは可能であると考えられる。

しきい値については、自然酸化および強制酸化試料ではカドミウム、ふっ素が溶出量基準値を超過する pH は 5 以下となる。ただし pH5 で基準値を超過する試料の存在が 1 試料のみであり、かつその濃度が高濃度ではないことを考慮すると、全体的傾向としては、公定法（オールド試料）が pH3.4~3.8 で基準値を超過したことから、3%過酸化水素水により 4 時間反応させた検液の pH が 4 以下の場合に酸化溶出リスクありと判断するのが妥当であると判断した。

### 3.3.4 「即時溶出リスク」の判別試験方法の検討

#### (1) 試験方法検討の背景

本地下鉄は市街地での施工であることから近傍に分析機関もあり、即時溶出リスク（未風化の岩石から基準を超過する砒素が溶出するリスク）については、試料を分析機関に搬入し、粉碎し 2mm 目のふるいを全通させた後に環境省告示第 18 号溶出量試験を行い、約 1 週間後に結果報告を行うことで判別可能と判断し、施工に入った。しかし、シールドトンネルにおいて対策要否の現場判別を行うにあたり、より短時間で試験結果報告が求められたことから、より短時間で即時溶出リスクを判定するための試験方法について検討を行った。

#### (2) 判別対象となるトンネルの概要

判別対象としたトンネルは、新寺駅と連坊駅（仮称）を繋ぐ新寺トンネルである。同トンネルには既出図 3.3.11 に示したとおり、「施工中に対策要否を分別する区間」が分布する。通常、施工中の分別に際しては、まず地質（岩相）の確認を行い、その上で分別対象の岩相である場合は試験を行って対策要否を判定する。しかし、シールド工法により掘削される新寺トンネルは、円筒形の Cutter をトンネル全断面に押し当てて掘削を進めることからトンネル切羽面の観察ができないほか、掘削発生土も最大でこぶし大程度の粒径であることから、目視観察による竜の口層内の詳細な岩相区分は困難な状態であった。このため、対策要否の判別は試験結果

のみで行うこととなった。このため、図 3.3.18 に示す通り T-③層および T-⑥層を分別対象（試験結果により対策要否を判断する岩相）とされた新寺トンネルにおいては、往路・復路においてそれぞれ掘削される 2 本のトンネルのうち、往路を試験坑とし（掘削された岩石は全量を要対策と判定・処理）、往路の結果を踏まえて復路において分別を行う方針とした。

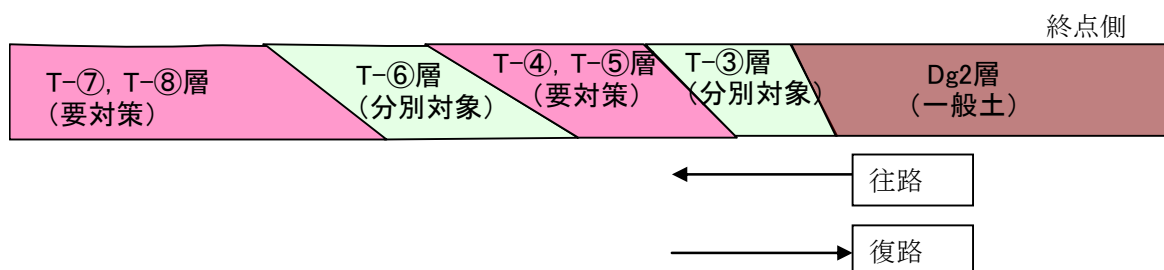


図 3.3.18 新寺トンネルにおける対策要否区分（模式図）

### (3) 往路の試験結果

往路においては、全線で掘削土の試験を行った。試料は、シールド掘削土を概ね 1 日 5 試料となるよう、掘削現場で等間隔に採取した。採取方法は、平均約 300m<sup>3</sup>につき 5 試料（=約 60 m<sup>3</sup>につき 1 試料）採取できるよう考慮し、セグメント 4 リングに土嚢袋 1 袋ずつ採取した。1 セグメントあたりの間隔は 1.2m であり、1 日に概ね 5 リングの進捗となることから、1 日 1～2 試料を採取することとなる。採取した試料は分析室に搬入し、風乾後に粉碎して 2mm 目のふるいを全通させたものを試験に供した。

試験は、「即時溶出リスク」評価のための試験として環境省告示第 18 号溶出量試験による砒素の測定、ならびに「酸化溶出リスク」評価のための試験として ii) で設定した 3% 過酸化水素水 4 時間反応後の pH の測定を行った。

試験結果を表 3.3.8 および図 3.3.19 にそれぞれ示す。

表 3.3.8 往路における掘削土試験結果

試験 番号	試験区間		区間 長(m)	対象層準	分析結果		判定 ※
	リングNo.	距離呈			As (mg/L)	強制酸化pH	
1	86 ~ 102	8 k 385.483 ~ 8 k 372.683	12.8	T-③	0.014	4.9	要対策土
2	106 ~ 122	8 k 369.483 ~ 8 k 356.683	12.8	T-③	ND	6.9	一般土
3	126 ~ 142	8 k 353.483 ~ 8 k 340.683	12.8	T-③~④	ND	<b>3.9</b>	要対策土
4	146 ~ 162	8 k 337.483 ~ 8 k 324.683	12.8	T-④	ND	<b>2.3</b>	要対策土
5	166 ~ 182	8 k 321.483 ~ 8 k 308.683	12.8	T-④	ND	4.5	一般土
6	186 ~ 202	8 k 305.483 ~ 8 k 292.683	12.8	T-④~⑤	ND	6.3	一般土
7	206 ~ 222	8 k 289.483 ~ 8 k 276.683	12.8	T-④~⑤	ND	7.0	一般土
8	226 ~ 242	8 k 273.483 ~ 8 k 260.683	12.8	T-⑤	ND	7.2	一般土
9	246 ~ 262	8 k 257.483 ~ 8 k 244.683	12.8	T-⑤~⑥	ND	7.7	一般土
10	266 ~ 282	8 k 241.483 ~ 8 k 228.683	12.8	T-⑤~⑥	<b>0.016</b>	7.7	要対策土
11	286 ~ 302	8 k 225.483 ~ 8 k 212.683	12.8	T-⑥	<b>0.037</b>	6.5	要対策土
12	306 ~ 322	8 k 209.483 ~ 8 k 196.683	12.8	T-⑥	<b>0.023</b>	7.1	要対策土
13	326 ~ 342	8 k 193.483 ~ 8 k 180.683	12.8	T-⑥	<b>0.024</b>	6.2	要対策土
14	346 ~ 362	8 k 177.483 ~ 8 k 164.683	12.8	T-⑥	<b>0.013</b>	7.2	要対策土
15	366 ~ 382	8 k 161.483 ~ 8 k 144.283	17.2	T-⑥	0.006	6.1	一般土
16	386 ~ 402	8 k 139.483 ~ 8 k 120.283	19.2	T-⑥~⑦	ND	5.8	一般土
17	406 ~ 422	8 k 115.483 ~ 8 k 96.283	19.2	T-⑥~⑦	ND	<b>2.6</b>	要対策土
18	426 ~ 442	8 k 91.483 ~ 8 k 72.283	19.2	T-⑥~⑦	ND	4.7	一般土
19	446 ~ 462	8 k 67.483 ~ 8 k 48.283	19.2	T-⑦	0.006	6.1	一般土
20	466 ~ 482	8 k 43.483 ~ 8 k 24.283	19.2	T-⑦	0.006	6.7	一般土
21	486 ~ 502	8 k 19.483 ~ 8 k 3.083	16.4	T-⑦	0.008	6.5	一般土
22	506 ~ 522	7 k 999.883 ~ 7 k 987.083	12.8	T-⑦~⑧	0.007	6.3	一般土
23	526 ~ 542	7 k 983.883 ~ 7 k 971.083	12.8	T-⑦~⑧	0.007	6.4	一般土
24	546 ~ 562	7 k 967.883 ~ 7 k 955.083	12.8	T-⑦~⑧	0.006	5.8	一般土
25	566 ~ 582	7 k 951.883 ~ 7 k 939.083	12.8	T-⑦~⑧	0.005	<b>4.0</b>	要対策土
26	586 ~ 602	7 k 935.883 ~ 7 k 923.083	12.8	T-⑦~⑧	0.005	<b>3.8</b>	要対策土
27	606 ~ 622	7 k 919.883 ~ 7 k 907.083	12.8	T-⑦~⑧	<b>0.015</b>	5.9	要対策土
28	626 ~ 642	7 k 903.883 ~ 7 k 891.083	12.8	T-⑦~⑧	<b>0.021</b>	5.7	要対策土
29	646 ~ 662	7 k 887.883 ~ 7 k 875.083	12.8	T-⑦~⑧	<b>0.018</b>	6.0	要対策土
30	666 ~ 682	7 k 871.883 ~ 7 k 859.083	12.8	T-⑦~⑧	<b>0.023</b>	6.2	要対策土
31	686 ~ 702	7 k 855.883 ~ 7 k 843.083	12.8	T-⑦~⑧	<b>0.028</b>	5.0	要対策土
32	706 ~ 722	7 k 839.883 ~ 7 k 827.083	12.8	T-⑦~⑧	<b>0.026</b>	4.7	要対策土
33	726 ~ 742	7 k 823.883 ~ 7 k 811.083	12.8	T-⑦~⑧	<b>0.028</b>	5.5	要対策土
34	746 ~ 762	7 k 807.883 ~ 7 k 795.083	12.8	T-⑦~⑧	<b>0.023</b>	5.2	要対策土
35	766 ~ 782	7 k 791.883 ~ 7 k 779.083	12.8	T-⑦~⑧	<b>0.022</b>	4.7	要対策土
36	786 ~ 802	7 k 775.883 ~ 7 k 758.683	17.2	T-⑦~⑧	<b>0.027</b>	5.5	要対策土
37	806 ~ 822	7 k 753.883 ~ 7 k 734.683	19.2	T-⑦~⑧	<b>0.015</b>	5.5	要対策土
38	826 ~ 842	7 k 729.883 ~ 7 k 710.683	19.2	T-⑦~⑧	<b>0.024</b>	5.5	要対策土
39	846 ~ 862	7 k 705.883 ~ 7 k 686.683	19.2	T-⑦~⑧	<b>0.017</b>	5.7	要対策土
40	866 ~ 882	7 k 681.883 ~ 7 k 662.683	19.2	T-⑦~⑧	<b>0.029</b>	7.6	要対策土
41	886 ~ 902	7 k 657.883 ~ 7 k 638.683	19.2	T-⑦~⑧	<b>0.018</b>	6.3	要対策土
42	906 ~ 922	7 k 633.883 ~ 7 k 614.683	19.2	T-⑦~⑧	0.001	<b>2.5</b>	要対策土
43	926 ~ 940	7 k 609.883 ~ 7 k 593.083	16.8	T-⑦~⑧	0.002	4.1	一般土
44	944 ~ 960	7 k 588.283 ~ 7 k 569.083	19.2	T-⑦~⑧	0.003	6.0	一般土
45	964 ~ 980	7 k 564.283 ~ 7 k 547.483	16.8	T-⑦~⑧	0.006	6.5	一般土
46	984 ~ 1000	7 k 544.283 ~ 7 k 531.483	12.8	T-⑦	<b>0.015</b>	7.2	要対策土
47	1004 ~ 1020	7 k 528.283 ~ 7 k 515.483	12.8	T-⑦	<b>0.015</b>	7.0	要対策土
48	1024 ~ 1040	7 k 512.283 ~ 7 k 499.483	12.8	T-⑦	<b>0.015</b>	7.0	要対策土
49	1044 ~ 1060	7 k 496.283 ~ 7 k 483.483	12.8	T-⑦	<b>0.014</b>	7.0	要対策土
50	1064 ~ 1080	7 k 480.283 ~ 7 k 467.483	12.8	T-⑦	<b>0.011</b>	7.0	要対策土
51	1084 ~ 1100	7 k 464.283 ~ 7 k 451.483	12.8	T-⑦	<b>0.028</b>	7.0	要対策土
52	1104 ~ 1120	7 k 448.283 ~ 7 k 435.483	12.8	T-⑦	<b>0.028</b>	6.9	要対策土
53	1124 ~ 1140	7 k 432.283 ~ 7 k 419.483	12.8	T-⑦	<b>0.032</b>	6.8	要対策土

※砒素は0.01mg/L超過、強制酸化pHは4以下いずれかに該当すれば要対策土判定となる。

ND: 定量下限値未満(不検出)

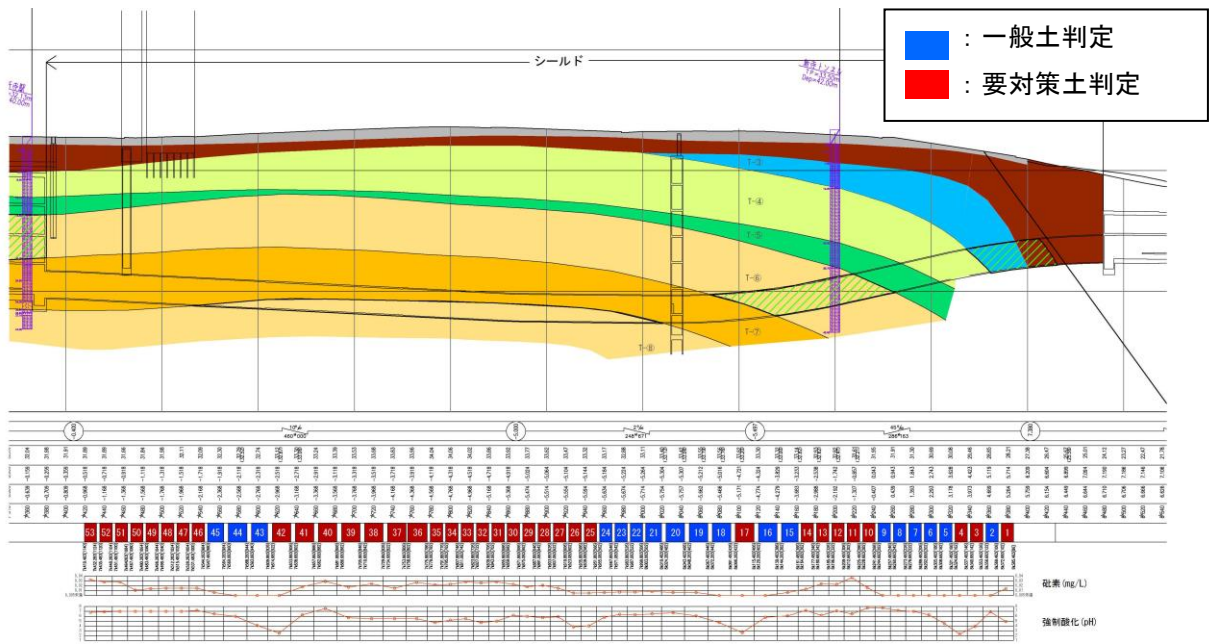


図 3.3.19 新寺トンネル往路における試験結果

これらの試験結果から、復路における対策要否区分を推定した。推定に際しては、往路で判明した対策要否境界を既往の地質調査結果に基づき地層の走向や傾斜を考慮して境界を設定した。その結果を、図 3.3.20 に示す。



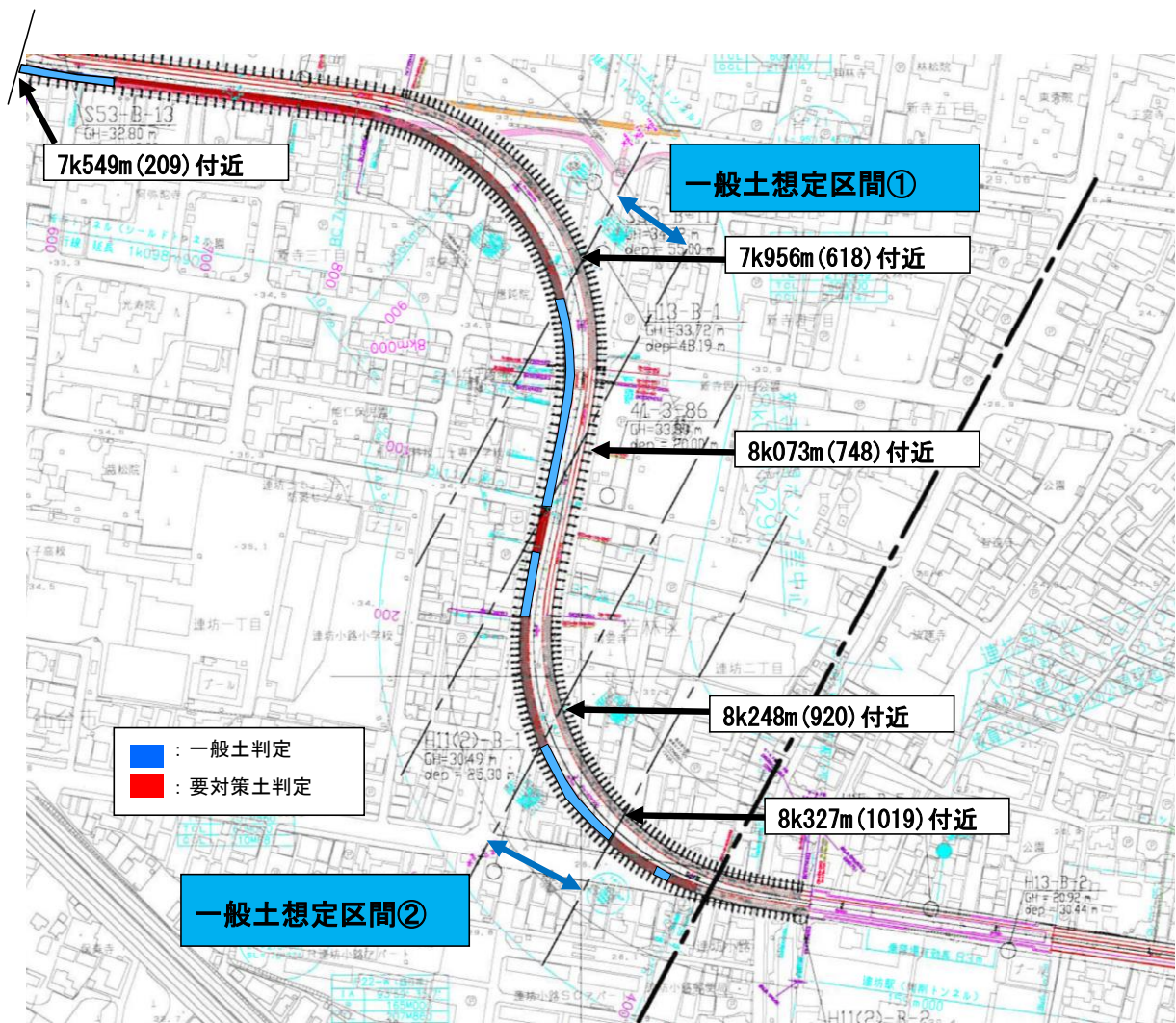


図 3.3.20 復路における対策要否区分推定結果

#### (4) 復路における判別方針と試験時間短縮の必要性

掘削の進行に伴う試験のタイミングは、図 3.3.21 の模式図に示すとおり、想定された対策要否の境界部の 20m 程度手前から試験による判定を開始し、試験結果により対策不要→要対策、あるいは要対策→対策不要へ判定が変わってから 20m 程度連続で同様な結果が確認された時点で、対策要否の境界を確定するものとした。

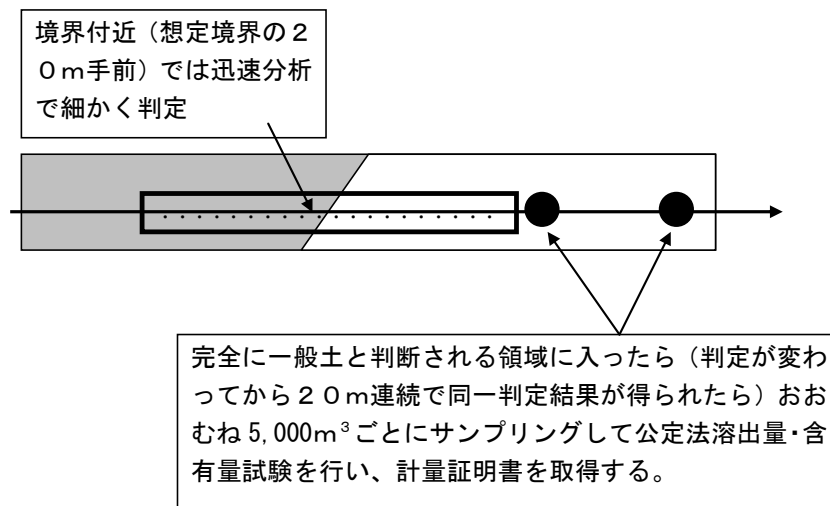


図 3.3.21 シールドトンネルにおける試験による対策要否の判定方法（模式図）

ここで、新寺トンネルの掘進速度は約6m/日であることから、対策要否境界における判別が確定するまでには $20\text{m}/6\text{m}=3.3$ 日に試験日数を加えた仮置き期間が必要となる。通常、分析機関が専任体制をとった場合、「即時溶出リスク」評価のための環境省告示第18号試験に5日、「酸化溶出リスク」評価のための3%過酸化水素水添加によるpH測定に4日を要する。しかし、施工現場より、仮置き期間の短縮の要請があったことから、これらの試験時間の短縮を検討した。

#### (5) 試験における所要時間の分析

はじめに、各試験における所要時間を分析し、時間短縮すべき項目の抽出を行った。

各試験手順で要する時間は図3.3.22のとおりであるが、新寺トンネルの掘削土は含水比が高く、また高分子ポリマーが混合されていた。このため、風乾に時間を要していた。また、砒素の分析では振とう溶出やろ過過程に6時間を要することから、この点も時間が掛る要因の一つとなっていた。このうち、ろ過については、現場にて高分子ポリマー混合前の試料採取が可能であったことから、試料採取のタイミングを変更することで対応するものとした。このため、風乾作業と振とう溶出での時間短縮可否について検討するものとした。

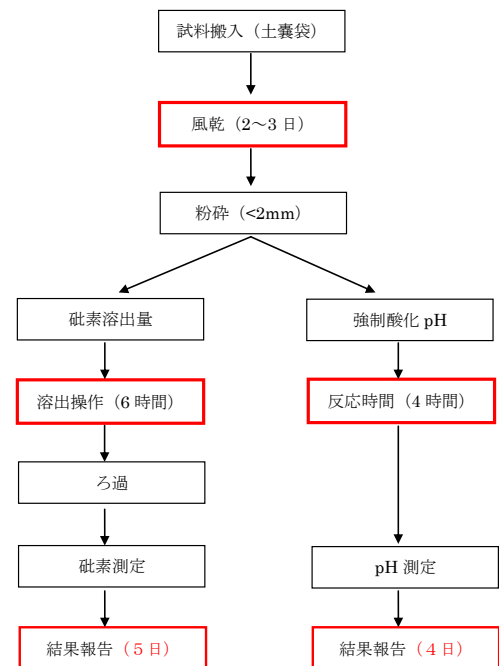


図 3.3.22 各試験の手順と所要時間

#### (6) 試験条件および試験結果

試験時間短縮のための検討として、乾燥過程と溶出（過酸化水素水は反応）過程の短縮可否

について検討を行うものとした。また、往路の試験結果は5試料を混合して得られたものであることから、復路ではより詳細な判定を行うために1試料ごとに試験を行うこととし、混合試料による試験結果との整合性についても検討するものとした。これらの試験条件を表 3.3.9 に示す。

表 3.3.9 風乾作業と振とう溶出の時間短縮の検討

着色箇所：公定法と異なる条件

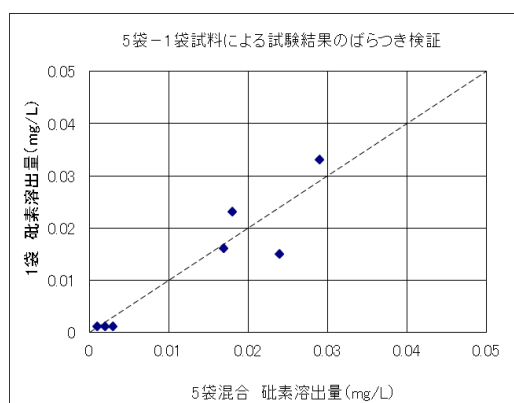
検討ケース	試料	乾燥方法	溶出時間	数量	備考
1. 短縮なし(混合)	5試料混合	風乾(自然乾燥)	6時間	10	砒素や強制酸化 pHの測定作業 は、いずれの検 討ケースも「短 縮なし」と同様 の方法とする。
2. 短縮なし(単一)	1試料単独	風乾(自然乾燥)	6時間	10	
3. 乾燥短縮	1試料単独	ドライヤー乾燥*	6時間	10	
4-1. 溶出10分	1試料単独	風乾(自然乾燥)	10分	10	
4-2. 溶出30分	1試料単独	風乾(自然乾燥)	30分	10	
4-3. 溶出1時間	1試料単独	風乾(自然乾燥)	1時間	10	
4-4. 溶出2時間	1試料単独	風乾(自然乾燥)	2時間	10	

i) 混合試料と単一試料についての比較検討結果

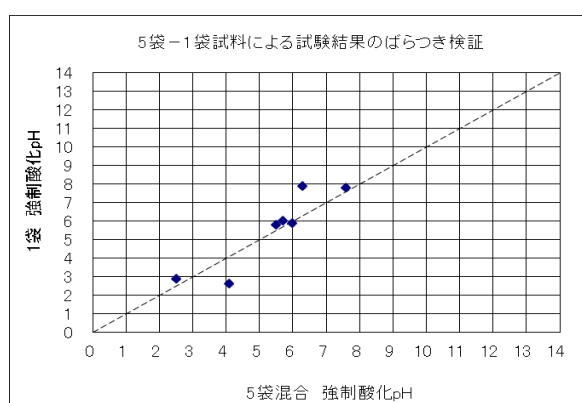
5袋混合試料と1袋のみの試験で同区間においていかなるばらつきが生じるかを検討した。試験結果を、表 3.3.10 および図 3.3.23 にそれぞれ示す。

表 3.3.10 混合試料と単一試料の試験結果

試験番号	試験区間 リングNo.	公定法(5袋混合)				試験区間 リングNo.	公定法(1袋単独)			
		砒素 (mg/L)	強制酸化 pH	判定	地質		砒素 (mg/L)	強制酸化 pH	判定	地質
38	826 ~ 842	0.024	5.5	要対策土	砂混じりシルト主体	842	0.015	5.8	要対策土	シルト混じり砂
39	846 ~ 862	0.017	5.7	要対策土	砂混じりシルト主体	854	0.016	6.0	要対策土	シルト混じり砂
40	866 ~ 882	0.029	7.6	要対策土	砂混じりシルト	870	0.033	7.8	要対策土	砂混じりシルト
41	886 ~ 902	0.018	6.3	要対策土	砂混じりシルト	890	0.023	7.9	要対策土	砂混じりシルト
42	906 ~ 922	0.001	2.5	要対策土	砂混じりシルト	910	0.001	2.9	要対策土	砂混じりシルト
43	926 ~ 940	0.002	4.1	一般土	砂混じりシルト	928	0.001	2.6	要対策土	砂混じりシルト
44	944 ~ 960	0.003	6.0	一般土	砂混じりシルト	952	0.001	5.9	一般土	砂混じりシルト



砒素溶出量



強制酸化後の pH

図 3.3.23 混合試料と単一試料の試験結果

試験の結果、砒素溶出量、強制酸化 pH は、概ね 1:1 の関係線近傍にプロットされ、分析値

のばらつきは概ね小さいことが確認された。

判定結果は、試験番号 43 の 1 例のみ、強制酸化 pH が混合試料で 4.1（一般土判定）に対し、単一試料にて 2.6（要対策土判定）を示したが、安全側の判定となっている。また、地質の違いによる分析値への影響は、試験番号 38、39 において、砂混じりシルト主体の区間から砂質土試料を抽出して検討した。その結果、試験番号 38 で、砒素溶出量が混合試料で 0.024mg/L に対し、単一試料にて 0.015mg/L を示したが、判定結果はいずれも要対策土となった。

以上の結果から、地質の変化がある場合は注意する必要があるが、単一試料での試験結果は往路における混合試料の試験結果に対比することが可能と判断された。

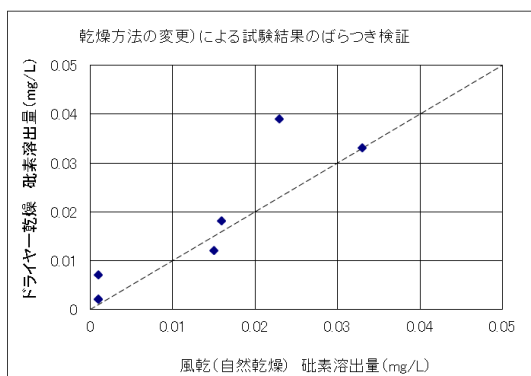
## ii) 風乾作業での時間短縮検討結果

1 袋単独試料を用いて、風乾（自然乾燥）とドライヤー乾燥による分析値への影響を検討した。このうちドライヤー乾燥については、シャーレ等に薄く試料を広げ、試料が飛散しない距離にスタンド等でドライヤーを固定し、その位置から送風することで乾燥させるものとした。

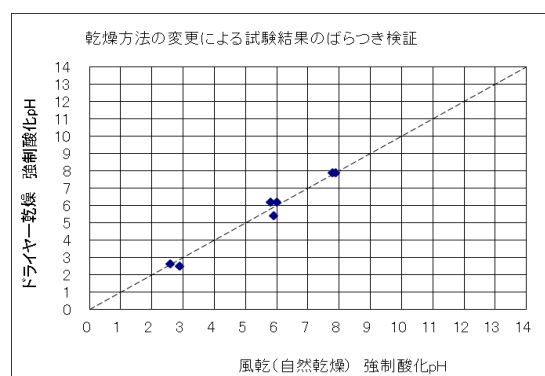
試験結果を、表 3.3.11 および図 3.3.24 にそれぞれ示す。

表 3.3.11 風乾（自然乾燥）とドライヤー乾燥による試験結果

試験番号	試験区間 リングNo.	風乾（自然乾燥）			ドライヤー乾燥		
		分析結果		判定	分析結果		判定
		砒素 (mg/L)	強制酸化 pH		砒素 (mg/L)	強制酸化 pH	
38	842	0.015	5.8	要対策土	0.012	6.2	要対策土
39	854	0.016	6.0	要対策土	0.018	6.2	要対策土
40	870	0.033	7.8	要対策土	0.033	7.9	要対策土
41	890	0.023	7.9	要対策土	0.039	7.9	要対策土
42	910	0.001	2.9	要対策土	0.002	2.5	要対策土
43	928	0.001	2.6	要対策土	0.002	2.6	要対策土
44	952	0.001	5.9	一般土	0.007	5.4	一般土



砒素溶出量



強制酸化後の pH

図 3.3.24 風乾（自然乾燥）とドライヤー乾燥による試験結果

検討試験の結果、砒素溶出量、強制酸化 pH は、概ね 1:1 の関係線近傍にプロットされ、分析値のばらつきは概ね小さいことが確認された。判定結果は、すべての試料で同じ結果となった。なお、試験番号 41 において、砒素溶出量が風乾で 0.023mg/L に対し、ドライヤー乾燥に

て0.039mg/Lを示したが、安全側の分析値となっている。

以上の結果から、ドライヤー乾燥による判定への影響は小さいものと判断した。

iii) 振とう溶出・反応時間の短縮検討結果

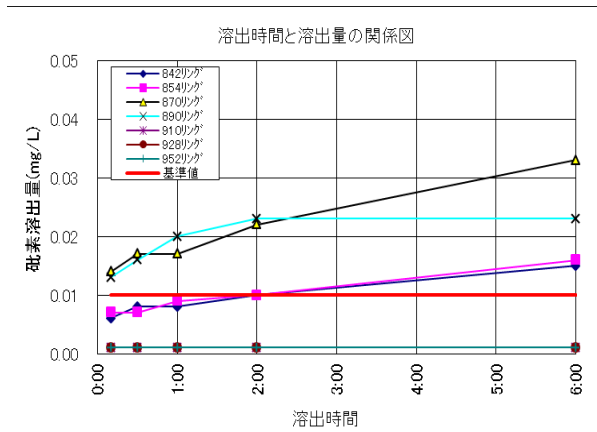
単一試料を用いて、振とう溶出時間の短縮による分析値への影響を検討した。

試験結果を、表 3.3.12 および図 3.3.25 にそれぞれ示す。

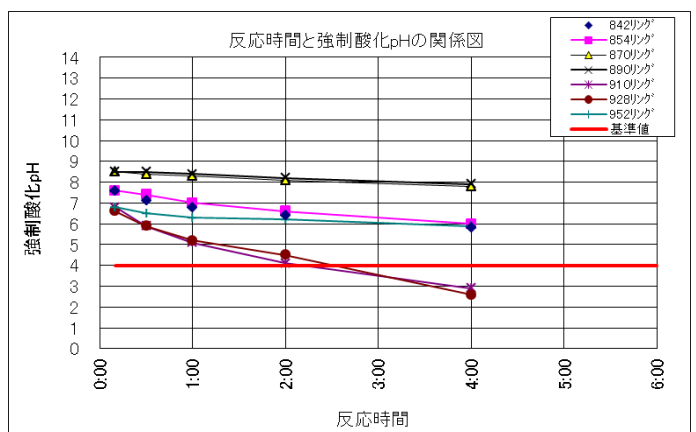
表 3.3.12 溶出時間および反応時間短縮による試験結果

		砒素溶出量 (mg/L)						
試験番号		38	39	40	41	42	43	44
試験区間		842リンク*	854リンク*	870リンク*	890リンク*	910リンク*	928リンク*	952リンク*
溶出時間	10分	0.006	0.007	0.014	0.013	0.001	0.001	0.001
	30分	0.008	0.007	0.017	0.016	0.001	0.001	0.001
	1時間	0.008	0.009	0.017	0.020	0.001	0.001	0.001
	2時間	0.010	0.010	0.022	0.023	0.001	0.001	0.001
	6時間	0.015	0.016	0.033	0.023	0.001	0.001	0.001

		強制酸化試験pH						
試験番号		38	39	40	41	42	43	44
試験区間		842リンク*	854リンク*	870リンク*	890リンク*	910リンク*	928リンク*	952リンク*
反応時間	10分	7.6	7.6	8.5	8.5	6.8	6.6	6.8
	30分	7.1	7.4	8.4	8.5	5.9	5.9	6.5
	1時間	6.8	7.0	8.3	8.4	5.1	5.2	6.3
	2時間	6.4	6.6	8.1	8.2	4.1	4.5	6.2
	4時間	5.8	6.0	7.8	7.9	2.9	2.6	5.9



砒素溶出量



強制酸化後の pH

図 3.3.25 溶出時間および反応時間短縮による試験結果

検討試験の結果、概ね2時間程度の試験時間で、基準値超過の可能性判断ができる可能性が見いだされた。なお、砒素溶出量については、今回の試験では、短縮を行わない通常の試験において、砒素が土壌溶出量基準値付近の値 (0.006~0.01mg/L 程度) を示す試料が得られなかった。このため、2時間の溶出時間で判断する場合には、砒素が検出された場合は、基準値以

下であっても要対策土とするなどの安全側の対応が必要と考えた。

このことから、短縮を行わない通常の溶出量試験での砒素溶出量分析値に対して、各溶出時間短縮（10分～2時間）における砒素溶出量がどの程度の割合となっているかを確認した。それらの結果を表 3.3.13 および図 3.3.26 に示す。

表 3.3.13 「短縮なし」に対する溶出時間短縮による砒素溶出量の割合

		6時間溶出(公定法)に対する割合						
試験番号		38	39	40	41	42	43	44
試験区間		842リンク*	854リンク*	870リンク*	890リンク*	910リンク*	928リンク*	952リンク*
溶出時間	10分	40	44	42	57	100	100	100
	30分	53	44	52	70	100	100	100
	1時間	53	56	52	87	100	100	100
	2時間	67	63	67	100	100	100	100
	6時間	100	100	100	100	100	100	100

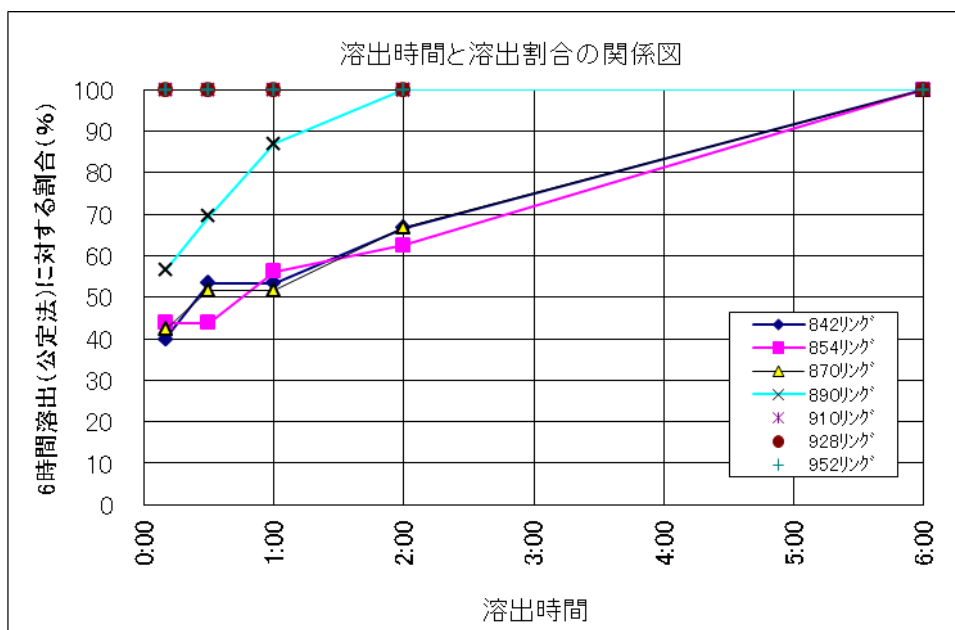


図 3.3.26 「短縮なし」に対する溶出時間短縮による砒素溶出量の割合

上記に示すように、2時間溶出時点での割合は60%以上を示していることから、2時間溶出時点で0.005mg/L以上を示す場合は、要対策土判定とするものとした。

#### iv) 試験時間短縮検討結果のまとめ

i)～iii)の結果を総合した結果、図 3.3.27 に示すとおり、「即時溶出リスク」（砒素の溶出量試験結果）については最短で48時間後、「酸化溶出リスク」（3%過酸化水素水4時間反応後のpH測定結果）については最短で24時間後に結果報告を行うことが可能となった。

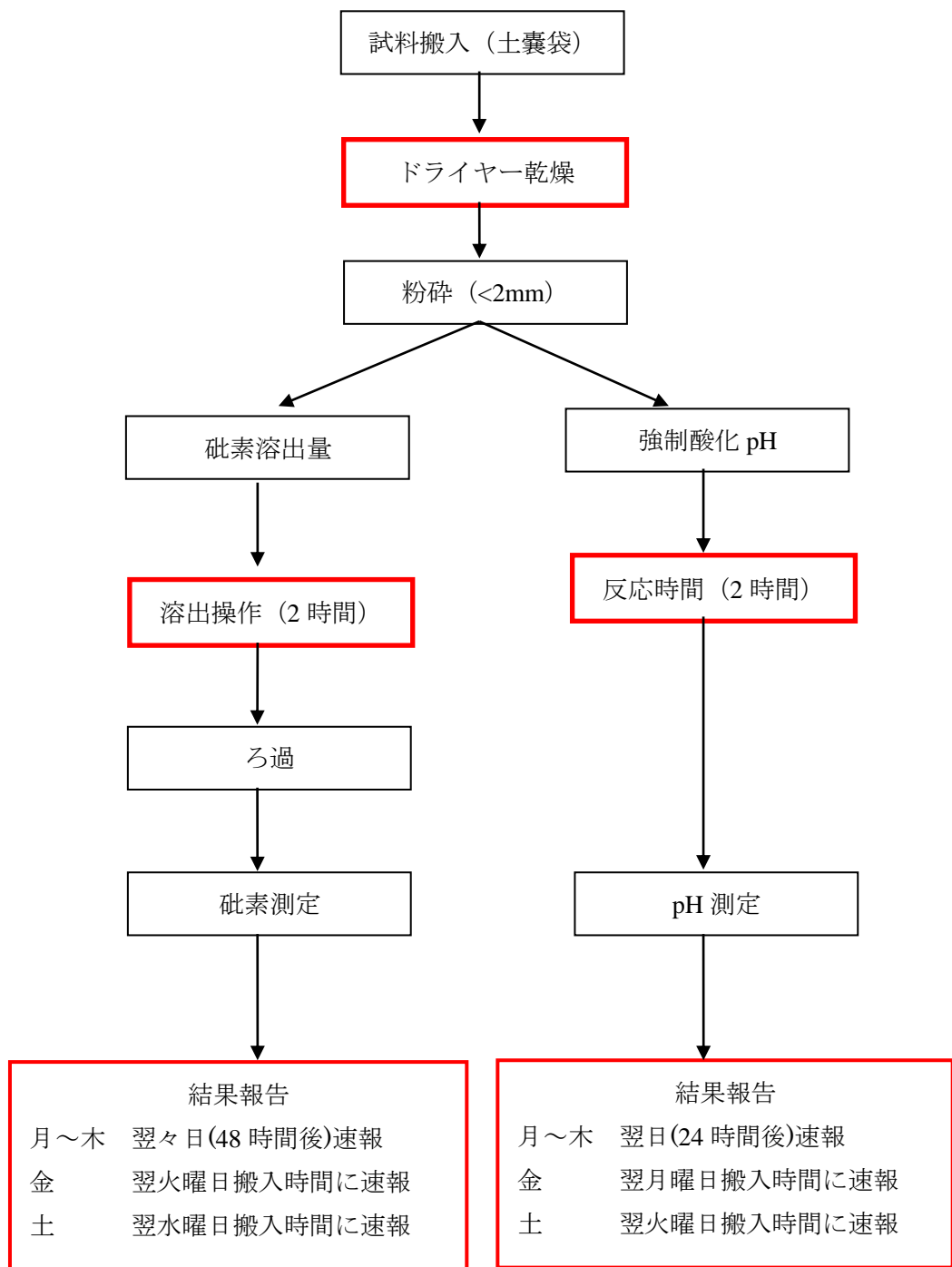


図 3.3.27 試験時間短縮結果

### 3.4 結言

火成岩分布域に計画されたトンネル工事に際して、事前調査の段階で地質ごとの重金属等リスクを評価し、さらに、工事中に岩石の重金属等リスク有無の判別を行うための指標試験方法と判別指標を検討した。また、堆積岩分布域に計画された地下鉄工事に際して、事前調査の段階で地質ごとの重金属等リスクを評価し、さらに、工事中に岩石の重金属等リスク有無の判別を行うための指標試験方法と判別指標を検討した。これらの結果は以下のとおりまとめられる。

- (1) トンネル計画路線周辺の露頭から採取した岩石、ならびに計画路線上で掘削したボーリングコアを用い、2mm 以下に粉砕した上で環境省告示第 18 号、19 号試験により重金属等リスクを評価した。また、30%過酸化水素水添加による酸性化可能性試験を行った。その結果に基づき、トンネル計画路線上に分布する地質は、酸化が進行しなければ重金属等リスクは生じないこと、また、酸化が進行した場合にリスクが生ずるのは主として安山岩溶岩の鉍化変質部であることを明らかにした。
- (2) 安山岩溶岩の鉍化変質部分布区間において、重金属等リスクを有する地質をさらに絞り込むため、工事現場で適用可能な簡易な指標試験方法および判別指標を検討した。その結果、2mm 以下に粉砕した試料について、30%過酸化水素水を添加し、6 時間反応後の pH を測定する試験、ならびにエネルギー分散型蛍光 X 線分析装置で硫黄およびカルシウムの含有量測定を行うことで、リスクの有無（対策の要否）を判別できることが明らかとなった。
- (3) 仙台市地下鉄東西線計画路線上に分布する竜の口層の岩石は、未酸化の状態では砒素の溶出量基準超過が、酸化が進行すると酸性水の発生とカドミウムやふっ素の溶出量基準超過が発生することが明らかとなった。
- (4) 竜の口層の酸化の進行に伴う溶出性の変化は、硫化鉍物（黄鉄鉍）の酸化による溶出水の pH の変化に起因する可能性があると推察され、重金属等の環境動態の把握が重要であることが明らかとなった。
- (5) 竜の口層の酸化溶出リスク（岩石が酸化した後に酸性水と重金属等の溶出量基準超過が発生するリスク）を短時間で判定するには、粉砕し 2mm 目のふるいを全通させた岩石に対して3%の過酸化水素水を添加し4時間反応させた後の pH を測定することでリスク有無の判定が可能であることが明らかとなった。



## 第4章 社会基盤整備に伴う環境リスクマネジメント

### 4.1 緒言

道路やダム建設といった社会基盤整備は、国民の安全・安心の確保や生活の質の向上を図るために行われる行政サービスの一環であり、その実施に際しては、国民に損失を与えることなく最少のコストで効果的かつ効率的に達成していくことが求められる。このため、事業予算の規模が大きい場合が多い社会基盤整備においては、各種のリスクを適切にマネジメントしていく必要がある。

本章では社会基盤整備における環境リスクマネジメントの現状を述べると共に、本研究により達成された適切な環境リスクマネジメントによる道路等の建設事業における効果を示し、社会基盤整備における環境リスクマネジメントの必要性和現状での課題について論ずる。

### 4.2 社会基盤整備における環境リスクマネジメントの現状

従来考えられている社会基盤整備におけるリスクとは、大谷ら(2001)<sup>36)</sup>によれば、例えば道路事業では表 4.1 のとおりと言われる。

社会基盤整備においては、これらのリスクに対処するためのリスクマネジメントが行われているが、その中で重金属等を含有する岩石による環境リスクの考慮についてはまだ一般的とは言えない状況である。国土交通省は2010年に「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）」<sup>37)</sup>を公表したが、これは環境リスクマネジメントを義務付けるものではなく、例えば国の事業において、各地方整備局が制定する共通仕様書<sup>38)</sup>の中に重金属等を含有する岩石への対応に関する記載がないという事実は環境リスクマネジメントが一般化していないことを示しているといえる。

表 4.1 道路事業におけるリスク

分類	リスク名称	内容
①各段階に共通するリスク	1)自然災害等の不可抗力のリスク	・自然災害により計画・設計の変更や再調査の必要性が生ずる、または施設の損傷が生ずる
	2)制度変更によるリスク	・法令や制度の変更により事業の変更・中断等が生ずる
	3)予算のリスク	・事業に要する予算を得られず事業の変更、中断、中止を余儀なくされる
	4)社会経済状況の変化のリスク	・物価や金利上昇等の経済状況の変化により事業コストが上昇する ・社会情勢や景気等の変化により道路の必要性が低減し、計画の変更・中断等が生じて費用やスケジュール等に悪影響を及ぼす ・既に着工している事業の中止により埋没費用が発生する ・実際の交通量が当初の想定を下回り、結果として社会的損失(無駄)が発生する
	5)自然環境リスク	・事業の実施により自然環境が破壊され、騒音、振動、大気汚染等の公害が発生する
	6)政治的リスク	・政権交代や、政治的判断等の政治的要因により事業の変更、中断・中止などが生じ、費用やスケジュールに悪影響を与える
②計画・調査段階におけるリスク	1)構想・計画のリスク	・当初の構想・計画から実際の人口や交通量などが乖離し、後に結果として社会的損失(無駄)が発生する
	2)調査・測定のリスク	・地形、地質調査等のミスや不足により、後の事業実施段階において、事業の設計や工法の変更の必要が生じ、費用やスケジュールに悪影響を与える
③事業実施段階におけるリスク	1)設計のリスク	・事前調査の不備や設計ミスによって後の事業実施段階において、事業の設計や工法の変更の必要が生じ、費用やスケジュールに悪影響を与える
	2)用地取得のリスク	・事業用地の取得が円滑に進まず、用地確保が遅延する ・用地変更による計画・設計等の変更が生じ、費用やスケジュールに悪影響を与える
	3)工事コストのリスク	・様々なリスクの顕在化により、工事に係るコストが当初の計画を上回ってしまう
	4)工事スケジュールのリスク	・様々なリスクが顕在化した結果、当初の計画より工事のスケジュールが遅延する
	5)品質・性能のリスク	・工事により完成した道路の品質・性能が、計画や設計の仕様を満たしておらず、再改修の必要が生じ、費用やスケジュールに悪影響を与える
	6)事故のリスク	・工事中に事故が発生し、費用やスケジュールに悪影響を与える
	7)監査・検査のリスク	・監査・検査で仕様不適合な点を見逃してしまう
④運営段階におけるリスク	1)維持管理・運営コストのリスク	・物価の上昇、施設の損傷、もしくは実際の交通量が当初の想定を上回り劣化が進む等により、維持管理・運営コストが当初の想定を上回ってしまう
	2)劣化のリスク	・道路の性能仕様の不適合や交通量が当初の想定を上回る等により、当初の想定より劣化が早く進み、維持管理・運営コストが上昇する
	3)事故のリスク	・性能および運営の瑕疵等により、自動車事故等が発生して施設が損傷し、公共サービスの中断やコストに悪影響を与える
	4)技術革新のリスク	・事業計画当初では想定していない技術革新により、実際の事業で採用した技術が陳腐化し、既存施設の効率性や安全性等が劣るため新しい技術を採用した施設の整備に追加投資が必要となる
	5)施設の損傷のリスク	・事故、災害、そして性能や運営の瑕疵により、施設に損傷が生じ、公共サービスの中断やコストに悪影響を与える
	6)関連施設整備のリスク	・当初想定していた道路周辺の開発や、道路のネットワーク整備の遅れ等により、当該道路の交通需要が低迷し、結果として社会的損失(無駄)が発生する

### 4.3 社会基盤整備における環境リスクマネジメントの意義

本節では、社会基盤整備における環境リスクマネジメントの意義について、それを行わなかったために損失を生じた事例、および前章までで述べた環境リスクマネジメント手法を社会基盤整備事業に適用されたことによる効果といった側面から論ずる。また、建設工事で取り扱われる岩石に対する環境リスク評価手法についての課題と今後の展望についても述べる。

#### 4.3.1 環境リスクマネジメントを行わないことによる事業損失

重金属等を含有する岩石に対する環境リスクマネジメントがなされていないことが原因で事業損失を生じた事例が発生している。

一例として、岐阜県における道路建設における残土処理に起因した溜池の水質事故が挙げられる<sup>39)</sup>。当該事例は、2003年4月に岐阜県可児市に位置する新滝ヶ洞溜池において約100匹の魚類がへい死したことにより発覚したもので、その原因は溜池上流側に盛り立てられた道路建設の掘削残土約3,000m<sup>3</sup>から浸出したカドミウムを含む酸性水によるものとされている。当該事例ではベントナイト混合土での覆土による雨水浸透量低減ならびに浸出水の水処理で環境影響の軽減を図っているが、水処理施設だけでも設置に約6億円、維持管理費に年間約4,000万円を要しており、事業経費に少なからず影響を与えている。また、問題解決の協議機関である対策協議会は問題発生から11年を経過した現在も継続しており、事業主体が費やした労力も相当量に達している。

なお、当該事例は、掘削対象となる中生代の美濃帯の粘板岩中に含まれる黄鉄鉱の存在とその影響を環境リスクとして適切に評価できていれば、一般的な費用(1m<sup>3</sup>あたり直接工事費約4,000円)<sup>40)</sup>として数千万円の処理対策規模で対応できていたものと推察される。このことから、重金属等を含有する岩石を取り扱う建設事業においては、環境リスクマネジメントが重要であると評価される。

#### 4.3.2 地球化学的手法による環境リスクマネジメントの効果

第2章では地球化学的手法による高規格道路のルート選定について述べた。

ここで選定されたAルートは、最終的に5本のトンネルからなるルートとして設計され、これらのトンネルでは、先進ボーリングコアの分析による重金属リスクの事前評価と切羽観察による確認により、掘削発生土の分別が行われた<sup>12)</sup>。その結果、対策が必要と判定された掘削発生土は10.2%であった。この中には、ルート選定当時は調査対象としていなかった(基準値が定められていなかった)ふっ素のリスクを有する掘削発生土が含まれているため、それを除外した要対策の掘削発生土は7.4%となる。これは、既出表2.4に示した多変量解析により推定した重金属高含有土量の割合である7.8%と同程度の値であり、要対策掘削発生土量の予測結果は妥当であったと評価される。

次に、これらの要対策掘削発生土が生じた箇所を第1因子得点分布図に重ねたものを図4.3.1

に示す。同図によれば、ルート選定当時評価対象外であったふっ素超過箇所と、ルート西側でのセレン・砒素超過箇所を除くと、おおむね第1因子得点が高い箇所の近傍で要対策掘削発生土が生じていることがわかる。この結果から、仮にBルートを選択した場合、要対策掘削発生土の発生量は大幅に増加したものと推察される。その量はAルートの実績（ふっ素超過箇所を除く）が約65,000m<sup>3</sup>であったのに対し、Bルートで推定された量は約1,009,000m<sup>3</sup>となり、対策事業費に換算すると（1m<sup>3</sup>あたり直接工事費約4,000円と仮定して）Bルートは約15倍の経費を要した可能性が考えられる。

以上の施工実績から、本事業のルート選定において環境リスクマネジメントを適用することにより、重金属等による環境影響を低減できたほか、事業費においても合理的な対応を図ることができたものと評価される。

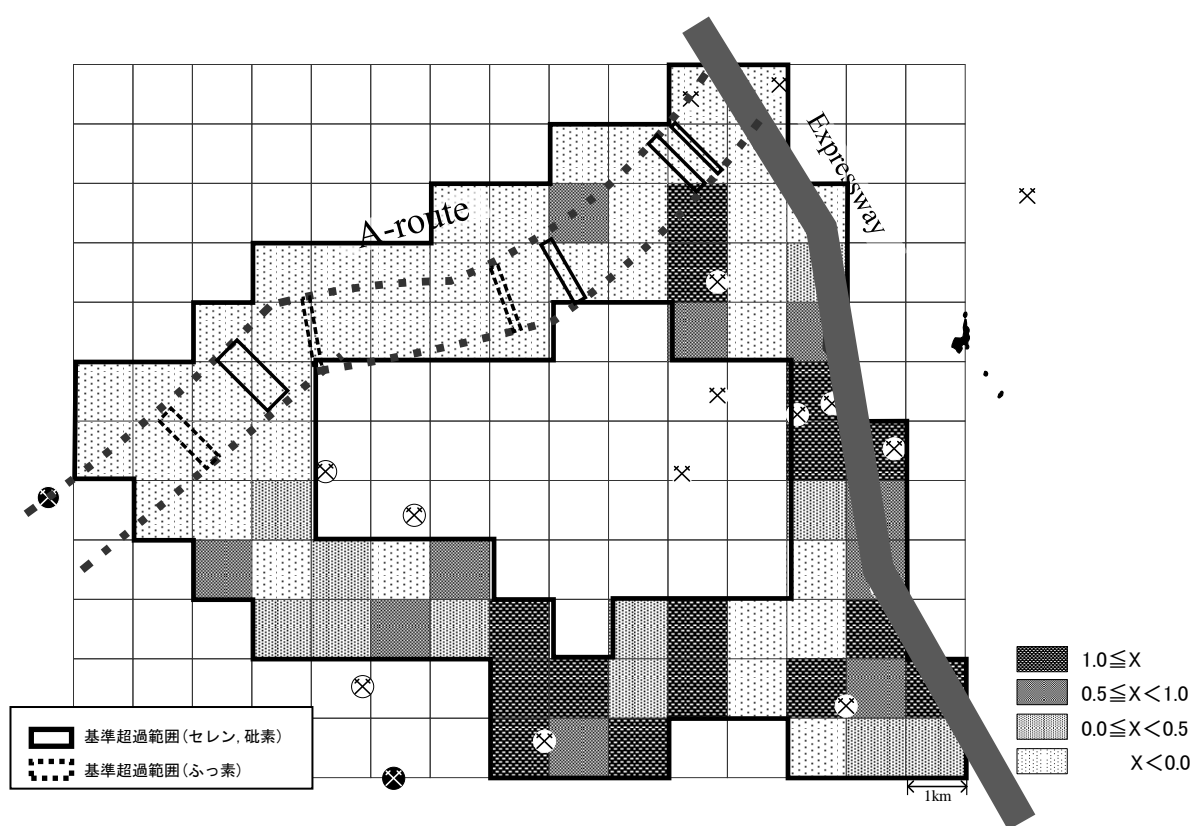


図 4.3.1 第1因子得点分布と施工実績における基準超過範囲

#### 4.3.3 環境動態に着目した環境リスクマネジメントの効果

第3章では岩石構成成分の環境動態に着目した環境リスクマネジメントとして、火成岩分布域および堆積岩分布域での研究について述べた。

このうち火成岩分布域のトンネル工事においては、トンネル計画路線上に出現する可能性のある岩石について環境省告示第18号溶出量試験および30%過酸化水素水を用いた強制酸化試験により未酸化および酸化進行後の環境リスクの評価を行った。その結果、当初、掘削発生土全体の42%について対策が必要と想定されていたのに対し、全体の9%のみの対策でよいこと

を示し、約4億円の対策コストが縮減できたほか、高リスク区間が比較的短い距離に限定されたことで、施工管理体制においても大幅に労力が軽減できる結果となった。

また、堆積岩分布域の地下鉄工事においては、図4.3.2および図4.3.3に示すとおり、ボーリングコアの分析を行った時期により異なる溶出試験結果が得られたことから、当初、行政側は対応に苦慮した。この点について、水溶出ならびに過酸化水素水溶出による重金属等の溶出性の比較および硫化鉱物の酸化溶出メカニズムに基づき、竜の口層の泥岩における時間経過（酸化進行）に伴う溶出特性の変化を明らかにし、“即時溶出リスク（掘削直後に砒素を溶出するリスク）”および“酸化溶出リスク（酸化進行後に酸性水ならびにカドミウム等の重金属を溶出するリスク）”を考慮した環境保全対策の方向性を導き出すことができた。さらに、本事例においても、施工中に短時間で実施可能な溶出リスクの判別試験方法を提案し、コスト縮減および施工性の向上を図ることが可能となった。



## 仙台市地下鉄 東西線工事

# 基準超のカドミウム

## 青葉山地区の 土壌から検出 処理に数億円超

仙台市は二十三日、地下鉄東西線の建設工事が進む青葉山地区（青葉区）の土壌の一部から、国の環境基準を超える自然由来のカドミウムを検出したと発表した。搬出土砂による汚染の拡散を防ぐため、市は有識者でつくる委員会を九月に設置し、年度内に具体的な対策を決める。

市が今年三月、東西線大で国の環境基準値（一）の「青葉山駅上区」と「青葉山トンネル区」で自主的なボーリング調査を実施。採取したサンプル十九のうち五つから、最

地層「竜の口層」は、火ムは検出しておらず、市は人為的な土壌汚染ではないと判断している。「竜の口層」は、東西線予定ルート上の西の起点から連坊駅（若林区）にかけて十キロ近くにわたり広がっている。

市は検出した地点にとどまらず、全体の工区で搬出土砂の汚染防止対策を取る。

見込まれる土砂の発生

国の環境基準を超えるカドミウムを検出した仙台市地下鉄東西線・青葉山駅上区のボーリング地点  
仙台市青葉区

量は約五十万立方メートルで、市の試算では処理費用は数億円〜十数億円に上る見通しという。

仙台市交通局東西線建設本部は「本体工事のコスト縮減を進めており、全体の事業費が増えることはない。二〇一五年の開業予定にも影響は出ない」と説明している。

トンネル工事などに伴う掘削土砂の重金属類が環境基準を超えるケースは、鉱山地域などで多い。自然由来の重金属は土壌汚染対策法では規制の対象外だが、国は通達で搬出残土の適切な処理を求めている。

図4.3.2 地下鉄工事における重金属等リスクに関する記事（2007.8.24）<sup>41)</sup>

### 地下鉄東西線工区からカドミ

## 基準値超すヒ素も

### 仙台市、年度内に対策決定

外部有識者初会合

仙台市が進める地下鉄

東西線工事の青葉山地区(青葉区)の土壌から国の環境基準を超えるカドミウムが検出された問題で、市は一日、対応策を

協議する外部有識者会議の初会合を開催した。国際センター駅(青葉区)―新寺トンネル(若林区)間で、基準を超えるヒ素を新たに検出したことが

報告された。初会合には、地質学の専門家ら委員五人が出席。柳沢栄司・東北大名誉教授(土木工学)を座長に選んだ。東西線予定

ルートの土壌に含まれる重金属類の検出状況を市が説明するとともに、東北新幹線八甲トンネル(青森県)など、重金属類を含む残土が発生したほかの工事での対応事例などを紹介した。

市は来年三月までに会合を二回程度開き、処理方法や処分地周辺の環境モニタリング計画など、搬出土砂による汚染防止対策を決める。

青葉山地区からカドミウムを検出後、市は追加調査を実施。八カ所すべてで、環境基準(一リットル0.01ミリグラム以下)を超えるヒ素を検出した。自然由来とみられ、最大値は基準値の二・八倍だった。新たなカドミウムの検出はなかった。

図 4.3.3 地下鉄工事における重金属等リスクに関する記事 (2007.10.2) 42)

#### 4.3.4 建設工事で取り扱われる岩石に対する環境リスク評価手法に係る課題と今後の展望

社会基盤整備において、重金属等を含有する岩石が引き起こす環境影響に対しては、何ら対応を行わなかった時代を経て、その後の知見や経験の蓄積によりリスクマネジメントが行われる事例が増加しつつある。しかし、その環境リスクについては未だ知見が十分とはいえない状況である。それらの課題について、以下に述べる。

##### ①粒径の違いが溶出性に及ぼす影響

ここで、道路や鉄道の建設工事において取り扱われるこれらの岩石の環境リスク評価においては、環境省告示第18号(46号)溶出量試験の適用が一般化している。これは、地盤材料の重金属等溶出性を評価する国内の基準的試験方法がこれ以外に存在しないためである。

しかしながら、道路や鉄道等の建設工事において岩石を掘削した場合、その粒径は数cm～数十cmオーダーとなる場合が多い。軟岩に分類され、掘削により破碎されやすい仙台市地下鉄東西線の竜の口層の泥岩においてさえ、図4.3.4に示すように細粒分以外にこぶし大の礫状となっている部分が多い。さらに、火成岩分布域では岩石もより硬質である場合が多く、細粒分の割合がさらに減少する可能性がある。



図 4.3.4 地下鉄工事における掘削発生土の粒径（こぶし大の岩石が多量に含まれる）

小川ら(2013)<sup>21)</sup>によれば、粉末状～2mm までの粒径範囲では細粒化に伴う過剰溶出は生じていないことが示されているが、2mm を超える粒径での重金属等の溶出性については十分な知見が得られていないのが現状である。

国土交通省が公表した「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）」<sup>43)</sup>において「岩石を粉砕した試料を用いて試験を行うと、一般に、実際の粒径より大きな溶出量を示すことから、土壌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。」とされており、実大盛土試験、土研式雨水曝露試験、寒地土研式雨水曝露試験といった実粒径での試験によるリスク評価方法が提唱されている。

## ②盛土処理による溶出性の低減現象

重金属等リスクを有する岩石に対し盛土を行うことで溶出性が低減する事例がある。現在供用されている仙台市地下鉄南北線(1981年着工、1992年全線開通)の掘削発生土盛土に対する文屋ら(2008)<sup>44)</sup>の研究によれば、3.2節でも述べた竜の口層の岩石を盛土処理した箇所におけるボーリングコアについて、処理後約20年を経過した後も酸化の進行が見られず、カドミウムの溶出量試験においても施工時に既に風化していた部分を除いてはほとんど溶出が見られず、形態も溶出しにくい残渣あるいは鉄酸化物態の割合が高いことが示されている。

また、同じ仙台市の地下鉄東西線における盛土処理地の浸出水の測定結果では、図4.3.5に示すとおり、2008年7月の盛土処理開始以降、約2年間は砒素濃度が定量下限値未満である。なお、図中には示していないが、カドミウムは定量下限値未満、鉛・セレン・ふっ素については地下水環境基準値以内の値となっている。3.3.2節で述べたとおり、事前のボーリングコアの溶出量試験では、粉砕し2mm目を通した試料に蒸留水を添加し、6時間振とうすることにより土壌溶出量基準(=地下水環境基準)を超過する砒素の溶出が見られた。この点を踏まえると、竜の口層の岩石については、こぶし大の岩石を多く含むような大粒径の状態での盛土を行い、十分に締め固めて酸化進行や雨水浸透を低減させることにより、2年間もの間重金属等の溶出を抑制することができたと言える。

なお、図4.3.5においては盛土開始後2年以降(2010年7月以降)は砒素濃度が上昇しているが、同図によればpHの上昇に伴い砒素濃度の上昇していることがわかる。このpHの上昇はトラフィカビリティの低下に伴う施工性の確保(含水率調整)のため石灰やセメントを添加したことによる影響と考えられ、このようなpH上昇に伴い、3.3.2節で述べた砒素の溶出におけるpH依存性に起因して盛土内地下水の砒素濃度が上昇したものと考えられる。竜の口層のような軟質な泥岩においては、掘削後の降雨浸透により泥濁化しトラフィカビリティが低下する場合があります。地下鉄東西線で実施した60万m<sup>3</sup>にわたる大規模な盛土においてはセメント等の地盤改良材によりその改善を図る必要が生ずる。近年は砒素の溶出に影響を及ぼしにくい中性固化剤と呼ばれる地盤改良材も実用化されているが、価格が高いため導入が困難であることが多い。このため、軟質な泥岩を大規模な盛土により処理対策を行うに際しては、砒素の溶出性に影響を及ぼさず、かつ安価な地盤改良材の開発が課題であると言える。



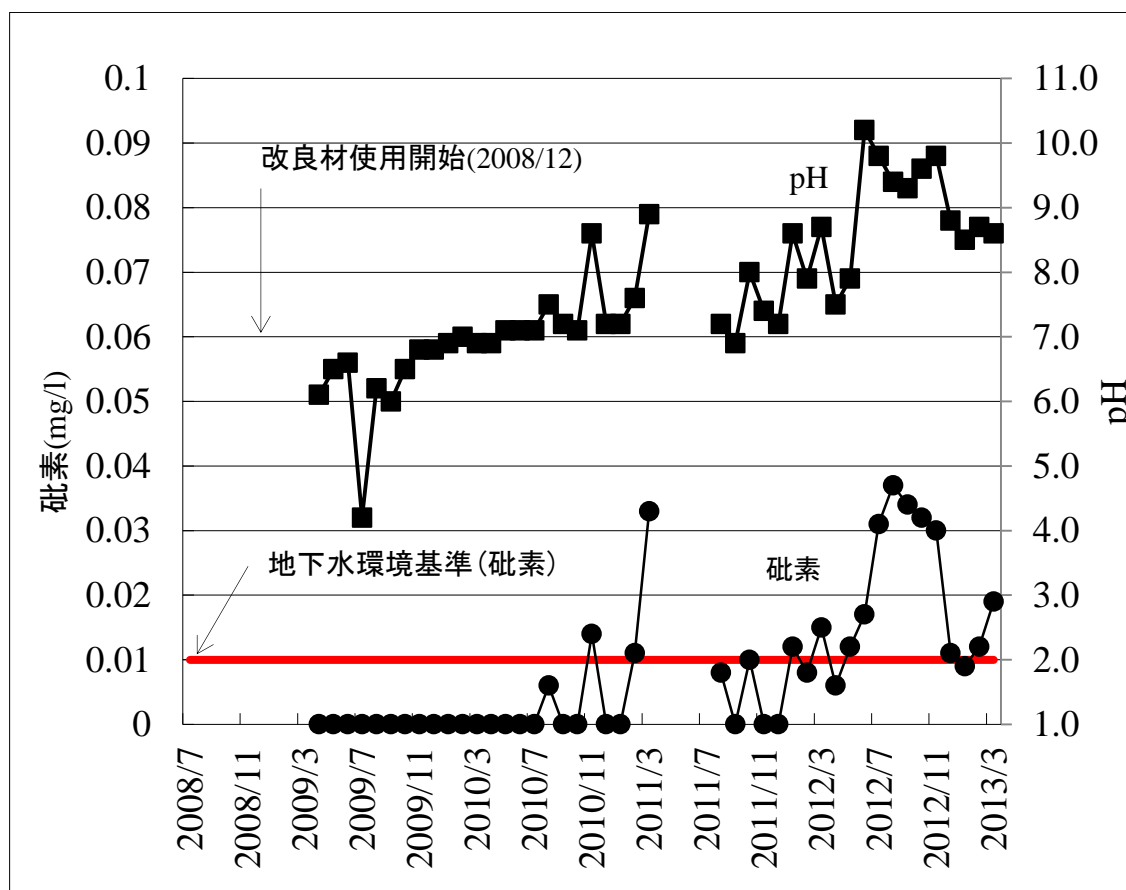


図 4.3.5 仙台市地下鉄東西線 要対策土盛土内地下水の砒素濃度および pH の推移

太田ら(2010)<sup>45)</sup>は、八甲田トンネルの管理型土捨場（重金属等を含有する岩石を盛土処理した場所）内部の水・岩石反応モデルを熱力学計算により検証しているが、実際の土捨場からの浸出水の重金属や砒素の濃度は計算結果と比較して非常に低く（0.001mmol/L 未満）、元素の吸着現象（粘土鉱物へのイオン交換反応による吸着、硫化鉄鉱物の分解により生成される水酸化鉄への錯体による吸着）がその理由であると考察している。このことから、図 4.3.3 に見られた仙台市地下鉄東西線における環境省告示第 18 号溶出量試験において重金属等（図 4.3.3 の事例では砒素）が土壌溶出量基準を超過した岩石を掘削・盛土した場合の盛土内地下水（浸出水の原水）中の濃度低減についても、同様の現象が生じている可能性が考えられる。

建設工事において掘削される岩石による重金属等の環境リスクにおける上記の課題については、粒径が大きいことによる比表面積の減少、あるいは盛土内での吸着効果により重金属等の溶出性を低減させることができる可能性を有しており、理論的な裏付けを得ることによりさらなる合理的な環境リスクマネジメントの実現に寄与するものと考えられる。

#### 4.4 結言

本章では社会基盤整備における環境リスクマネジメントの現状を述べると共に、本研究により達成された適切な環境リスクマネジメントによる道路等の建設事業における経済的効果とリスク評価のあり方を提案した。また、社会基盤整備における環境リスクマネジメントの必要性と現状での課題を示した。以下に結論をまとめる。

- (1) 黄鉄鉱や重金属等を含有する粘板岩の残土処理に起因して溜池の水質事故が生じた岐阜県の事例では、水処理施設設置に約 6 億円、維持管理費に年間約 4,000 万円を要しており、加えてベントナイト混合土による雨水浸透防止工事等も実施し事業経費に少なからず影響を与えているほか、問題発生から 11 年を経過した現在も対策協議会の活動を継続している状況にある。当該事例は、適切な環境リスク評価により数千万円の処理対策規模で対応できていたものと推察され、環境リスクマネジメントの重要性を示すものといえる。
- (2) 地球化学的手法による高規格道路のルート選定では、施工実績において要対策の掘削発生土は 7.4%と推定値 7.8%と同程度の値であり、予測結果は妥当であったと評価される。また、仮に環境リスク評価を行わず B ルートを選択した場合、対策事業費に換算すると約 15 倍の経費を要した可能性が考えられる。このことからルート選定において環境リスクマネジメントを適用することにより、重金属等による環境影響を低減できたほか、事業費においても合理的な対応を図ることができたものと評価される。
- (3) 建設工事において扱われる岩石の環境リスク評価においては、環境省告示第 18 号 (46 号) 溶出量試験の適用が一般化している。しかし建設工事において岩石を掘削した場合、その粒径は数 cm~数十 cm オーダーとなる場合が多く、このような 2mm を超える粒径での重金属等の溶出性については十分な知見が得られていないのが現状であり、実粒径での試験によるリスク評価方法が提唱されている。
- (4) 現在供用されている仙台市地下鉄南北線や東西線における盛土処理された岩石についてはカドミウムや砒素の溶出濃度が低く保たれていたことが明らかになっている。太田ら (2010) は、盛土内部で生ずるこのような重金属等の溶出濃度低減は元素の吸着現象 (粘土鉱物へのイオン交換反応による吸着、硫化鉄鉱物の分解により生成される水酸化鉄への錯体による吸着) がその理由であると考察しており、仙台市地下鉄の事例についても、同様の現象が生じている可能性が考えられる。一方で、軟質な泥岩は施工中に泥濘化しやすく、施工性改善のためにセメント処理を行うと砒素の溶出促進を引き起こす。砒素の溶出に影響を及ぼさず安価な地盤改良材の開発が今後の課題である。
- (5) (3) および (4) で示した事例は、粒径が大きいことによる比表面積の減少、あるいは

は盛土内での吸着効果により重金属等の溶出性を低減させることができる可能性を有しており、理論的な裏付けを得ることによりさらなる合理的な環境リスクマネジメントの実現につながるものと考えられる。

## 第5章 結論

本研究では、社会基盤整備、とくに道路や鉄道の建設において、重金属や砒素を溶出する、あるいは硫酸酸性水を発生する可能性のある岩石を取り扱う場合に、それらが有する環境リスクについての合理的な対応を図ることで社会コストの適正配分に資することを旨とし、地球化学的手法や環境動態に着目した環境リスクマネジメントの有効性を示した。この研究を通じて以下の結論が得られた。

第2章では高規格道路ルート選定において、地球化学図を用いた重金属等リスク評価を試みた。第3章では岩石の構成成分の環境動態に着目した環境リスクマネジメントとして、火成岩分布域ならびに堆積岩分布域において、岩石の溶出特性を考慮した重金属等リスク評価を行うとともに、施工現場で迅速にリスク評価を行うことができる試験方法を提案した。第4章では環境リスクマネジメントの有効性について、マネジメントを行わなかった事例で生じた事業損失について示すとともに、第2章および第3章で対象とした建設工事において、適切な環境リスクマネジメントを行うことにより得られた事業効果を示した。また、重金属等を含有する岩石の環境リスクマネジメントにおける現状の課題を明らかにし、今後の展望を述べた。以下に、これらの内容を総括する。

(1) 地球化学的手法による環境リスクマネジメントとして、高規格道路の計画段階において、ルート選定の判断要素の一つに重金属等によるリスクを導入した評価方法について検討し、地球化学図によるリスク評価を提案した。

検討対象となった2ルートを包括する1km角のメッシュを設定し、各メッシュ内から1点、土壌のB層に当たる部分を採取し重金属等の元素濃度を分析した。これらの濃度値および解析データを地球化学図として整理し、各ルートの重金属等リスクの評価を行った。

はじめに、各元素の濃度分布図を作成したところ、銅、鉛、亜鉛が同様な分布を示した。この時の元素間の相関係数を見ると、銅、鉛、亜鉛が高い相関を示し、当地域にみられる変質に伴う鉱化作用における元素間の共生関係と調和的な結果を示した。このことから、各地点の元素濃度は当地域の地質学的バックグラウンドを反映していると解釈された。銅、鉛、亜鉛が相対的に高濃度を示したのはAルートでは東側、Bルートでは中央から東側にかけての区域であり、また、カドミウムおよび砒素はBルートのほうがAルートより相対的に高い濃度を示した。これらの地域は鉱化作用の影響が強い地域と解釈された。一方、マンガンについては他のどの元素とも相関が低かった。

次に、各元素の濃度を用いて多変量解析を行った。その結果、第1因子が銅、鉛、亜鉛、水銀、砒素と強い相関性を、ならびにカドミウムとやや強い相関性を示し、元素の分布が鉱化変質帯の分布に規制されていることが推定できた。これらの結果から、第1因子得点が高い箇所を重金属等リスクを有する箇所とし、Aルートでは掘削発生土全体の7.8%、Bルートでは67.0%が重金属等リスクを有する掘削発生土となるものと想定した。この結果に基づき、Aルートのほうが重金属対策の必要な区間が少なく、環境保全および建設コストの面で、Bルートとの比較において優位性があることから高規格道路のルートとして適していると評価した。

(2) 火成岩と堆積岩の含有成分の環境動態に着目した環境リスクマネジメントを試みた。このうち火成岩分布域においては、トンネル掘削の対象となる岩石の鉱化変質作用に伴う重金属等溶出あるいは酸性水発生リスクについて、2mm 以下の粉砕試料に対する水溶出ならびに30%過酸化水素水溶出により評価した。その結果、トンネル計画路線上に分布する地質は、酸化が進行しなければ重金属等リスクは生じないこと、また、酸化が進行した場合にリスクが生ずるのは主として安山岩溶岩の鉱化変質部であることを明らかにした。また、重金属等リスクを有する地質をさらに絞り込むため、工事現場で適用可能な簡易な指標試験方法および判別指標を検討した。その結果、2mm 以下に粉砕した試料について、30%過酸化水素水を添加し、6時間反応後の pH を測定する試験、ならびにエネルギー分散型蛍光 X 線分析装置で硫黄およびカルシウムの含有量測定を行うことで、リスクの有無（対策の要否）を判別できることが明らかとなった。

一方、堆積岩分布域においては、対象とした仙台市地下鉄東西線計画路線上に分布する竜の口層の岩石について、未酸化の状態では砒素の溶出量基準超過が、酸化が進行すると酸性水の発生とカドミウムやふっ素の溶出量基準超過が発生することを明らかにした。このような竜の口層の酸化の進行に伴う溶出性の変化は、硫化鉱物（黄鉄鉱）の酸化による溶出水の pH の変化に起因する可能性があるかと推察した。また、竜の口層の酸化溶出リスク（岩石が酸化した後に酸性水と重金属等の溶出量基準超過が発生するリスク）を短時間で判定するには、粉砕し2mm 目のふるいを全通させた岩石に対して3%の過酸化水素水を添加し4時間反応させた後の pH を測定することでリスク有無の判定が可能であることを明らかとし、施工中の対策要否判別に有効な手法であることを示した。

(3) 社会基盤整備においては、岩石に含まれる重金属等に対する環境リスクマネジメントは一般化していない現状にある。環境リスクマネジメントを行わない場合として岐阜県の事例では、水処理施設設置に約6億円、維持管理費に年間約4,000万円を要しており、加えてベントナイト混合土による雨水浸透防止工事等も実施し事業経費に少なからず影響を与えているほか、問題発生から11年を経過した現在も対策協議会の活動を継続している状況にある。当該事例は、適切な環境リスク評価により数千万円の処理対策規模で対応できていたものと推察され、環境リスクマネジメントの重要性を示すものといえる。

一方、地球化学的手法による高規格道路のルート選定では、施工実績において要対策の掘削発生土は7.4%と推定値7.8%と同程度の値であり、手法の妥当性が証明された。また、仮に環境リスク評価を行わずBルートを選択した場合、対策事業費に換算すると約15倍の経費を要した可能性が考えられ、ルート選定において環境リスクマネジメントを適用することにより、重金属等による環境影響を低減できたほか、事業費においても合理的な対応を図ることができたものと評価される。

火成岩分布域における環境動態に着目した重金属等リスク評価として、2mm 以下に粉砕した試料の水溶出に加え、30%過酸化水素水による強制酸化試験を行い、リスクを有する範囲を当初の48%から9%に絞り込むことができ、施工管理体制における労力軽減を図ったほか、約4

億円の対策費用の低減が可能となった。

また、堆積岩分布域における環境動態に着目した重金属等リスク評価として、岩石の酸化の進行に伴う溶出特性の変化を明らかにし、未酸化の状態ならびに酸化が進行した状態のそれぞれを考慮した環境保全対策の方向性を導き出すことができた。さらに、施工中に短時間で実施可能な溶出リスクの判別試験方法を提案し、コスト縮減および施工性の向上を図った。

(4) 建設工事において扱われる岩石の環境リスク評価においては、環境省告示第 18 号 (46 号) 溶出量試験の適用が一般化している。しかし建設工事において岩石を掘削した場合、その粒径は数 cm～数十 cm オーダーとなる場合が多く、このような 2mm を超える粒径での重金属等の溶出性については十分な知見が得られていないのが現状であり、実粒径での試験によるリスク評価方法が提唱されている。

現在供用されている仙台市地下鉄南北線や建設中の東西線における盛土処理された岩石については、カドミウムや砒素の溶出濃度が低く保たれていたことが明らかになっている。これは、盛土内部で生ずるこのような重金属等の溶出濃度低減は元素の吸着現象（粘土鉱物へのイオン交換反応による吸着、硫化鉄鉱物の分解により生成される水酸化鉄への錯体による吸着）が生じていることによる可能性が考えられる。

一方で、地下鉄東西線の事例では軟質な泥岩による大規模盛土において、掘削後の降雨浸透により泥濘化しトラフィカビリティが低下するために地盤改良材として石灰やセメントを添加することで砒素の溶出が促進されるという問題点も示された。軟質な泥岩を大規模な盛土により処理対策を行うに際しては、砒素の溶出性に影響を及ぼさず、かつ安価な地盤改良材の開発が課題である。

建設工事において掘削される岩石については、粒径が大きいことによる比表面積の減少、あるいは盛土内での吸着効果により重金属等の溶出性を低減させることができる可能性を有しており、これらの溶出性の低減という現象に理論的な裏付けを得ることによりさらなる合理的な環境リスクマネジメントの実現に寄与するものと考えられる。

本研究においては、重金属等を含有する岩石の環境リスクマネジメント手法を実際の建設事業に適用した。このうち、とくに環境動態に着目したリスクマネジメントにおいては、本来であれば形態分析等を行って重金属等の溶出挙動を詳細に把握した上で評価手法の迅速化等の検討を行うことが理想ではあるが、それらの点については仮説とした上で試験や処理対策を行い、迅速試験の有効性や重金属等の拡散防止を現象面で確認することで成立している。

今後は、岩石の粒径、硬さ（細粒化のしやすさ）、重金属等の成因と含有形態を踏まえた溶出のメカニズム、ならびに処理対策手法として多く用いられる盛土処理を行った場合の盛土内部での成分の挙動を明らかにすることで、理論的な裏付けにより社会基盤整備における安全・安心を確たるものにすべく、さらなる研究と実践を進めていきたいと考える次第である。

## 謝辞

本研究の全般にわたり、終始適切なお助言・ご指導を賜りました東北大学大学院環境科学研究科 土屋範芳教授に深甚なる謝意を表します。

本研究を行うにあたり、東北大学大学院環境科学研究科 駒井武教授、ならびに東北大学大学院環境科学研究科 井上千弘教授には、本研究に対し多くの懇切かつ適切なお助言を頂きましたことに感謝の意を表します。

国土交通省ならびに仙台市交通局の関係各位には、各種データの使用を許可して頂きました。ここに記して深く感謝の意を表します。

名古屋大学減災連携研究センター 曾根好徳教授には、本論文をまとめる機会を与えて頂き、また、最終的な提出まで終始一貫してご指導・ご鞭撻ならびに激励を賜りました。心より感謝の意を表します。

応用地質株式会社および関係各位には、本研究を進めるにあたり様々な面でご支援・ご協力を頂きました。厚く感謝いたします。

元応用地質株式会社顧問 秋田大学 椎川誠名誉教授（故人）、元応用地質株式会社職員 三浦義征氏（故人）、久保田秀紀氏（故人）、小松なつ子氏には、地球化学図作成のためのデータ取得および解析に際して多大なるご指導ならびにご協力を賜りました。深く感謝いたします。

秋田大学 石川洋平名誉教授には、火成岩分布域における環境リスク評価に際して貴重なご助言とご討論を賜りました。ここに記して厚く感謝いたします。

最後に、終始精神面、生活面で支えとなってくれた夫と2人の娘たちに心から感謝いたします。

## 引用文献

- 1) 「EIC ネット 環境用語集」 <<http://www.eic.or.jp/ecoterm/?act=view&serial=551>> (2014.12.27 閲覧)
- 2) 西田不二夫(1997):環境アセスメントの歴史と今後の課題,プレック研究所スタディレポート No.1,p.26-43.
- 3) 北川 隆・野々村政一(1997):陸上世界最長トンネルの調査坑試験報告 東北新幹線八甲田トンネル,トンネルと地下,Vol.28,No.10,pp.811-822.
- 4) 服部修一・太田岳洋・菊池良弘(2007):八甲田トンネルにおける掘削残土の酸性水溶出に関する判定手法の評価,応用地質,Vol.47,No.6,pp.323-336.
- 5) Hemda G, Huw J, Agnieszca D, and Eugenia V.(2008):Arsenic pollution sources, *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, Vol.197,p.17-60.
- 6) 東野徳夫(1966):金属鉱床の地化学探査の手引き,地質ニュース,第139号,pp.22-29.
- 7) 椎川 誠・久保田秀樹・小野敏二(1976):地球化学図作成に関する基礎的研究,秋田大学教育学部研究紀要(自然科学),26,p.97-116.
- 8) 伊藤司郎・上岡 晃・田中 剛・富樫茂子・今井 登・金井 豊・寺島 滋・宇都浩三・岡井貴司・氏家真澄・柴田 賢・神谷雅晴・佐藤興平・坂本 亨・安藤 厚(1991):地球化学アトラス—北関東—,地質調査所,35p.
- 9) 今井 登・寺島 滋・太田充恒・御子柴真澄・岡井貴司・立花好子・富樫茂子・松久幸敬・金井 豊・上岡 晃(2004):日本の地球化学図,地質調査総合センター,209p.
- 10) 太田充恒・今井 登・岡井貴司・遠藤秀典・石井武政・田口雄作・上岡 晃・御子柴(氏家)真澄・寺島 滋(2003):地球化学図を用いた仙台市周辺地域の元素挙動の解明と環境評価,地球科学,vol.57, p.61-72.
- 11) 佐々木祐三(1986):東北自動車道・亀田山トンネルの鉱山廃坑・重金属対策,日本道路公団技術情報, No.81.
- 12) 細川迭男・菅井皇人・山崎充(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,Vol.47,No.6,pp.346-353.
- 13) 農林省農地局計画部資源課 編(1951):湖沼の干拓地の不良土壌の改良に関する研究,農林省農地局,58p.
- 14) 村上英行(1967):可酸化性イオウの形態 酸性硫酸塩土壌の特性と改良法(第2報),日本土壌肥料学雑誌,Vol.38,No.4,p.117-120.
- 15) 佐々木信夫(1977):新第三系強酸性硫酸塩土壌に関する研究,岩手県立農業試験場研究報告,Vol.20,p.23-54.
- 16) 奥村興平・島 茂樹・福田修三・森川真理子(1990):酸性硫酸塩土壌の簡易判定方法,土質工学会シンポジウム発表論文集,p.255-260.
- 17) 市原優子(1960):海成粘土にみられる粘土鉱物の風化,地質学雑誌,Vol.66,No.783,p.812-819.
- 18) 千木良雅弘(1988):泥岩の化学的風化-新潟県更新統灰爪層の例-,地質学雑誌,Vol.94,No.6,p.419-431.



- 19) 須藤孝一・米田 剛・小川泰正・山田亮一・井上千弘・土屋範芳(2010)：竜の口層の堆積岩における重金属類の溶出挙動および形態変化に及ぼす風化の影響,応用地質,Vol.51,No.4,p.181-190.
- 20) 自然由来重金属含有土壌 大型工事で年間 300 万 t 増へ 国内処理困難の可能性も,環境新聞,No.2245,2014-10-22.p.1.
- 21) 小川泰正・山田亮一・山崎慎一・井上千弘・土屋範芳(2013)：堆積岩類からの重金属類の水溶出試験結果に対する粒径の影響,資源地質,Vol.63,No.3,p.125-131.
- 22) 秋田県(1973)：秋田県総合地質図幅 碓ヶ関,十和田湖,大館,花輪.
- 23) 経済産業省資源エネルギー庁 (2004)：北鹿地域の層序問題と資源地質学的意義,平成 15 年度広域地質構造調査報告書 国内調査総合評価別冊資料,111p.
- 24) 地盤工学会(2013)：地盤調査の方法と解説—二分冊の 1—,公益社団法人地盤工学会,p.659.
- 25) 西山 孝(1991)：地球化学探査の地球化学的背景,地球化学,Vol.25,p.127-143.
- 26) 地質調査所(1976)：地球科学的試料の化学分析法 1 ,268p.
- 27) 笹木圭子(1998)：黄鉄鉱の常温酸化溶解に関する実験地球化学研究,鉱物学雑誌,Vol.27,No.2,p.93-103.
- 28) 社団法人 地盤工学会(2009)：地盤材料試験の方法と解説—二分冊の 1— p.314 「過酸化水素水を用いる pH 試験方法」
- 29) Nicholson , R.V., Gillham , R.W. and Reardon , E. J.(1988)：Pyrite oxidation in carbonate-buffered solution: 1. Experimental kinetics, *Geochimica et Cosmochimica Acta*,Vol.52,p.1077-1085.
- 30) 独立行政法人 産業技術総合研究所(2006)：土壌・地質汚染評価基本図 (1:50,000 仙台地域).
- 31) Evangelou, V.P.(1995)： *Pyrite oxidation and its control*, London,CRC press,293p.
- 32) 尾崎哲二・下垣久・塩月隆久・吉田恒夫(1999)：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,土木学会論文集,No.624,III-47,p.283-291.
- 33) 島田允堯(2003)：ヒ素に汚染された地下水の起源と問題点,資源地質,53(2),p.161-172.
- 34) 鈴木哲也・竹花大介・榊原正幸・板谷利久(2004)：重金属を含有する掘削土砂の処理判定と対策,土と基礎,Vol.52,No.9,p.13-15.
- 35) 天然素材利用による砒素等重金属汚染土の処理法基礎研究データに基づく考察,  
<<https://staff.aist.go.jp/k.marumo/siryu/pdf/arsenic.pdf>> (2015.1.2閲覧)
- 36) 大谷悟・安達豊(2001)：社会資本整備におけるリスクに関する研究,国土交通政策研究第 4 号.
- 37) 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(2010)：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) .
- 38) 例えば 国土交通省東北地方整備局(2014)：設計業務等共通仕様書 第 6 編 道路編(平成 26.4 改定).
- 39) 「新滝ヶ洞溜池の水質異常に関する情報」 < <http://www.cbr.mlit.go.jp/tajimi/suishitsu/> > (2007.1.11 閲覧)
- 40) 国土交通省「NETIS 新技術情報提供システム」  
<<http://www.netis.mlit.go.jp/NetisRev/Search/MainSearch.asp?TabType=2>> (2007.1.11 閲覧)

- 41) 仙台市地下鉄東西線工事 基準超のカドミウム,河北新報,2007-8-24.
- 42) 地下鉄東西線工区からカドミ 基準値超すヒ素も,河北新報,2007-10-2.
- 43) 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(2010) : 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)
- 44) 文屋ゆかり・米田 剛・須藤孝一・土屋範芳・井上千弘(2008) : 堆積環境の異なる竜の口層試料からの重金属溶出挙動,廃棄物学会東北支部 第1回研究発表会講演要旨集,p.5-6.
- 45) 太田岳洋・服部修一・菊池良弘(2010) : 土捨場内部における浸出水水質形成モデルの熱力学的検証,日本応用地質学会平成 22 年度研究発表会講演論文集,p.321-322.

## 本研究に直接関係する発表論文

### I. 雑誌等に掲載された論文

脇坂安彦・佐々木靖人・阿南修司・品川俊介・柴田光博・伊藤政美・奥村興平・宮口新治・中條邦英・門間聖子・石沢一吉・土屋秀二・高橋知克・大橋優子・利岡徹馬・藤原 靖・川又 睦・城 まゆみ・山上順民・大谷 崇・所崎 茂・藤田俊文・新坂孝志・菊池将郎・富山眞吾・武田耕造・長尾尚顕・上原大二郎・棚瀬充史・濱田光康・佐々木孝雄・小林浩久・竹花大介・荒木強・中川清森・小畑英樹・鈴木弘明・安田浩一朗・生川智彦・高橋昌弘・長谷川愛子(2007) : 岩石に由来する環境汚染に関する共同研究報告書,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),共同研究報告書 整理番号第 358 号,91p.

門間聖子・森研一郎・堀 修・野溝昌宏(2008) : 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 年度研究発表会講演論文集,p.75-76.

門間聖子・森研一郎・佐々木正春・堀修(2009) : 地下鉄建設工事における重金属を含む海成泥岩の調査・対策事例,第 15 回地下水・土壌汚染とその防止に関する研究集会講演集,p.695-700.

門間聖子(2009) : 海成泥岩からの重金属の溶出特性とリスク評価について,第 14 回アジア地下水砒素汚染フォーラム,p.95-100.

森研一郎・門間聖子・佐々木正春・堀修(2009) : 地下鉄建設工事における重金属を含む海成泥岩の対策について,第 8 回環境地盤工学シンポジウム発表論文集,p.197-202.

### II. 投稿中の論文

応用地質 : 門間聖子,細野哲久 高規格道路のルート選定における地球化学的リスク評価.