

---

巻頭言 土壌・地下水・地盤環境と保全 大阪産業大学教授 寺島 泰 1

小特集 地盤環境

土壌・地下水汚染に関する物性の計測と  
解析の現状 西垣 誠 2

露天採掘跡地の景観予測評価 大塚尚寛 7

鉦山地帯を貫く八甲田トンネル掘削における  
環境対策 服部修一 13  
太田岳洋  
蓼沼慶正

地層処分と地質環境 駒田広也 19

## 土壌・地下水・地盤環境と保全

大阪産業大学人間環境学部教授・産業研究所長  
 京都大学名誉教授 前日本地下水学会会長

寺島 泰

古来、大地は天と一体に万物の世界の広がりを持ち、また万物を生み育む母なる存在として神話の世から崇められてきました。我が国の土地本位観は聖徳太子の治世に遡りますが、現代に至ってこの狭隘かつ貴重な国土で世界史に類の無い社会経済活動を展開し、世界において先進社会の地位を確立いたしました。しかしその延長では、土地の生産性をバブルと言われる昂揚の中で限りなく夢想するというような神話信仰的な失敗をしてしまいましたし、発展の過程では、天地の理を忘れて人間の利ばかりを追求するという、やおよずの神を蔑ろにするような失敗も重ねてきました。

その結果、地盤沈下を含むいわゆる典型7公害等が、戦後復興期に続き昭和30年代から始まる高度経済成長、都市の拡大に伴って顕在化しました。これらに対し、旧公害対策基本法(昭和42年)に始まり、関係法制度や施設の整備など対策が進められましたが、人為の害はその間も、灯台下暗し、足元の大地に及び、蓄積もされていました。先行した農用地の汚染や小規模汚染事例をさておけば、市街地土壌・地下水汚染が大きな社会問題となるのは昭和50年代からで、まずは鉋さい埋立てや工場跡地における六価クロム、水銀その他の重金属による土壌・地下水の汚染がクローズアップされました。環境庁による最初の市街地土地汚染問題検討委員会に参加し、汚染の判定レベルや対策を検討したのが昭和59年からであったと記憶します。次いで、先端産業等で使用されたトリクロロエチレンなど、揮発性有機化合物による地下水汚染、過剰施肥等による畑農業地域地下水の窒素化合物汚染、そして廃棄物等燃焼時に発生するダイオキシンによる土壌汚染など、問題が拡大したのであります。これらに対しては、水質汚濁防止法や廃棄物処理法の一部改正による防止規制、土壌汚染環境基準(平成3年)、地下水環境基準(平成9年)などの制定、土壌・地下水汚染の調査・対策指針の整備、そして土壌汚染対策法の施行(平成15年2月)などが進められてきました。環

境保全対策も、大気環境、水環境に次ぎ、土壌・地下水・地盤環境に及ぶこととなり、制度的な体系はようやくほぼ整えられたといえます。

土壌環境・地下水環境・地盤環境など、岩石圏(あるいは地圏)の表層部で生活に関わる環境を小生は併せて地環境と呼んでいます。地環境は、今更ながらですが、陸上の複雑な生態系と水や物質の自然循環とを維持し、人間に各種の資源を供給して生産の源泉をなすとともに、人間活動のための種々の人工物の基盤としても役立つなど、種々の重要な機能を持ち、役割を果たしています。しかるに多様に展開される人間活動は、地環境に長期的、蓄積的に、観測困難でまた回復困難な影響を与えうるものであることを十分に理解しておく必要があります。

影響の要因を挙げれば、①事業活動(工場・事業場、廃棄物・下水、建設・地下空間利用など)の拡大・多様化による局所的・地域的な土壌・地下水汚染と地盤環境影響、なかでも、②地下水利用に伴う地盤沈下と地下水塩水化、③継続する大気汚染(重金属、化学物質、酸性物質)による土壌汚染・地下水影響、④農業活動(肥料、灌漑)に伴う地下水・土壌汚染、⑤継続する地表水汚染による地下水の汚染など、直接的、間接的なものがあります。

産業革命を経験し、石炭利用の歴史が古い英国では、百数十年前から非農地の観測定点でも土壌の酸性化や重金属、化学物質の測定を行っています。我が国においても地環境長期変化の観測など地環境管理の合理化は今後の課題です。実効ある汚染修復の円滑な実施や経済的な汚染修復技術の開発、地下水流域管理システムの整備、石油や内分泌系攪乱物質など未規制物質による汚染の対策、さらには上記のような影響要因の管理とそれらを踏まえて行う大気・水・地環境からのリスクの総合管理、その他、地環境の管理と保全にはなお一層の努力が要請されております。この機会と紙面をお借りし、環境の世紀のための皆様のご尽力を願い、ご成功を祈念する次第です。

# 土壌・地下水汚染に関する 物性の計測と解析の現状

にし がき まこと  
西 垣 誠\*

## 1. はじめに

土壌・地下水汚染が社会的な問題となって数十年になる。その間、世界中の色々な所で驚かされるような汚染の現状が多く報告されているが、その挙動の予測を定量的に検討された例はきわめて少ない。これは、過去では挙動の予測のための道具である数値解析手法が一般にそれほど簡単に利用できなかったためである。しかし、近年では3次元の地盤全体を対象とした汚染物質の挙動の予測解析のためのコンピュータプログラムも公開<sup>1)2)</sup>されたり市販されており、地下水中の汚染物質の挙動だけでなく、汚染源である地表と地下水との間の不飽和領域を含めた解析コードが容易に利用できるようになってきている。このような解析の進歩に対して現状では、汚染の挙動の解析のための物理特性を原位置で測定する方法が確立していないことが、予測の大きな壁になっている。

汚染の挙動の予測は従来では表1に示すように地下水の塩水化を考慮した地下水利用限度の検討や汚染地盤の浄化の効果の予測に利用されてきた。2002年5月に土壌汚染対策法が議決、2003年2月より施行され、汚染地盤のリスク評価が必要になり、数値解析法等による環境影響評価はきわめて重要なものとなってきている。したがって、本論文では、土壌・地下水汚染の挙動の予測に関係する物理特性の原位置または室内における計測方法について論述する。

表1 汚染物質の挙動の予測の必要性

(1) 地下水利用による地下水の予測
(2) 汚染地盤の修復効果の予測
(3) 汚染領域の将来の挙動の予測
(4) 地下水利用施設への汚染の影響予測 (リスク評価)
(5) 汚染源の同定
(6) 汚染に関する物性の逆解析
(7) 調査の範囲、方向の決定

## 2. 汚染物質の挙動を支配する基礎方程式

土壌・地下水汚染には大きく次の2種類がある。すなわち、(a) 地下水中に溶ける物質による汚染(水溶性汚染物質、重金属等)、(b) 地下水と非混合な物質による汚染(非水溶性汚染物質、TCE等)である。

しかし、基本的には非水溶性汚染物として数学的に取り扱われていたTCE等も、濃度が薄い時には微量であるが地下水に溶解する。(TCEで20°Cの地下水に対する溶解度は1,000 mg/lである。)ために、TCEも溶解物質として取り扱うことにする。

地下水への溶解物質の挙動を定量的に評価するには地下水の浸透の支配方程式と物質移動の支配方程式を並列に解く方法が用いられる。

### 2.1 浸透に関する支配方程式と物理特性

3次元の飽和領域と不飽和領域を対象とした浸透の支配方程式は次式になる<sup>3)</sup>。

$$\frac{\partial}{\partial x}(\rho k_x \frac{\partial \psi}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y}(\rho k_y \frac{\partial \psi}{\partial y}) + \frac{\partial}{\partial z}(\rho k_z \frac{\partial \psi}{\partial z}) = \rho(C_s + \alpha S_s) \frac{\partial \psi}{\partial t} + \rho_f \theta \gamma \frac{\partial C}{\partial t} \quad (1)$$

ここで、

$\psi$ : 圧力水頭、

$k_x, k_y, k_z$ :  $x, y, z$ 方向の透水係数、

$C_s$ : 比水分容量、  $S_s$ : 比貯留係数、

$\alpha$ : 飽和領域では $\alpha=1$ 、不飽和領域では $\alpha=0$ 、

$\rho$ : 流体の密度、  $\rho_f$ : 溶媒の密度、

$\rho_r$ : 溶媒の密度に対する流体の密度の比、

$\gamma$ : 溶質の密度比、  $\theta$ : 体積含水率

### 2.2 浸透に関する物性の計測法

式(1)を水頭既知か流量既知かの境界条件と解くためには、次の物性が必要となる。

#### (1) 透水係数の分布

地層の不均質な分布特性が計測できたならば、地盤内のそれぞれの不均質なグループに対して、原位置での単孔式透水試験や揚水試験を実施すると飽和透水係数が求められ

\* 岡山大学教授 環境理工学部環境デザイン工学科

る。透水係数の異方性が求めたいならボーリング孔の削孔方向を色々な方向にすることによって、水平方向や鉛直方向の透水係数が求められる。地盤内のある点に関して求められた透水係数の値と地盤内の水頭の分布が多くの観測井によって計測されると、その水頭の分布に対応した透水係数の値が、不均質に分割された場に対して求められる。

## (2) 比貯留係数の分布

地盤内での地下水の水圧の分布を表わす比貯留係数の値は、完全貫入井による揚水試験より被圧帯水層に対して求めることができる。しかし、一般に、地盤は不均質であるため、帯水層を均質な場と仮定した Theis や Jacob 流の揚水試験が適用されることはきわめてまれである。したがって、不均質な地盤に対しては、2つのボーリング孔間でのクロスホールによる水圧トモグラフィ試験を行って、受圧孔での計測結果より、3次元の不均質な地盤の各ブロックにおける  $k/S_s$  の分布が求められる。これらの値により、単孔式透水試験等より求めた透水係数 ( $k$ ) を用いると、 $S_s$  の値が求められる。 $S_s$  の値は堆積地盤で同じような深さでは、砂であっても粘土であってもあまり大きな差はない。しかし、透水係数では砂質地盤と粘性土地盤では数オーダーの差がある。したがって、水圧トモグラフィで発振側(加圧側)から受振側で実施されても  $k/S_s$  の値が小さいところではあまりその値が正確には計測されない。

また、対象領域の中に高透水ゾーンが存在していて、それを挟むように孔間水圧トモグラフィ試験を行っても、高透水ゾーンの  $k/S_s$  を精度良く求めることはきわめて困難である。すなわち、水圧の伝播は、高透水ゾーンの両側にある低透水ゾーンの  $k/S_s$  の値によって支配され、高透水ゾーンの  $k/S_s$  が十分に大きいため、その値は何であっても良いことになる。このような場合には、高透水性ゾーンのみを対象として2点間での孔間透水試験と単孔式透水試験を実施する必要がある。地盤汚染のリスク解析を行うためには、このような高透水性ゾーンの存在をキャッチしておかないと、汚染がきわめて短時間に拡散してしまうことがあり、非常に危険である。しかし、現在の地下の水利調査や物理探査でこのような危険な“水みち”を見つけ出すまでには到っていない。

## (3) 不飽和透水係数( $\theta-k$ )

土壌・地下水の汚染の大半は、人間の生活によるものが多い。このような汚染源は地表から地下水への物質移動になり、地表と地下水間での不飽和領域の浸透特性である不飽和状態の体積含水率 ( $\theta$ ) と不飽和での透水係数の関係が必要になる (図1参照)。

乾燥地帯とは異なり、我が国のように年間降雨量が1,000 mm 近い所では、地盤内の飽和度は比較的高い。したがって、飽和度が約60%から100%の範囲を対象とした不飽和領域で十分であると考えられる。この飽和度の領域を限定しても、その浸透特性を室内および原位置で計測することはきわめて困難である。

原位置で降雨等による地盤内の飽和度の変化を比抵抗トモグラフィ等で計測することによって数値解析を用いて不飽和の浸透特性を逆に推定する方法が検討できるが、こ

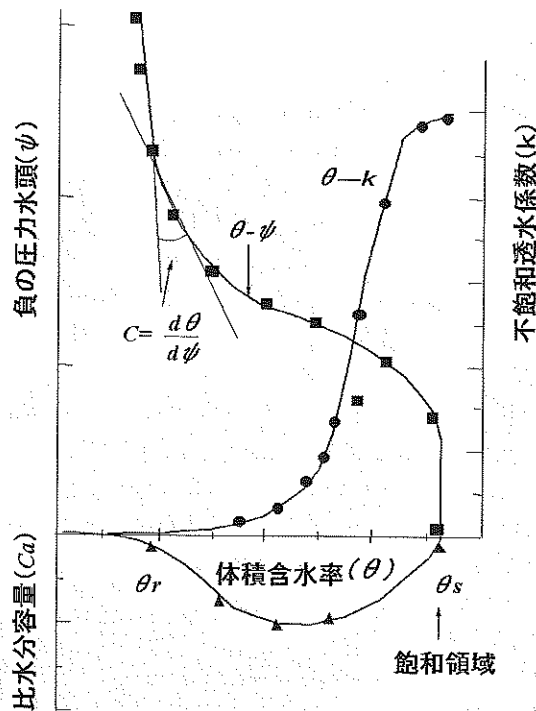


図1 不飽和度の浸透特性

の場合には、水分特性曲線 (WCC) が必要になる。

電解質のトレーサーを流して、その挙動を物理探査より計測して不飽和状態の浸透特性である  $\theta-k$ 、WCC を推定する方法がある。この方法は、あくまで WCC を van-Genuchten<sup>1)</sup> の式によって仮定して、不飽和透水係数も予測したうえで、van-Genuchten の式の中の係数を推定している。WCC に関しては van-Genuchten の式はきわめて有力な式であるが、それからの不飽和透水係数の推定に関してはまだまだデータの蓄積が必要である。またこの場合も当然、飽和状態での透水係数 ( $k_s$ ) の値が必要である。

## (4) 水分特性曲線 (WCC) および比水分容量 ( $C_a-\psi$ )

WCC に関しては、地盤の不均質性の分布が物理探査等により計測できると、それぞれの不均質な材料に対して、不かく乱サンプルを採集して、室内で PF 試験を実施するか、原位置で地下水位を上下させて、それによる負の圧力水頭と体積含水率を計測する方法が考えられる。いずれにしても負の間隙水圧と体積含水率の変化を計測しなければならない。

比水分容量は WCC の勾配 ( $C = d\theta/d\psi$ ) と体積含水率の関係があるため、WCC さえ求めれば算定できる値である。

## (5) 間隙率 ( $n$ )

地盤の間隙率に関しては、比抵抗トモグラフィと弾性波トモグラフィの複合解析によって推定する方法が提案されている<sup>2)</sup>。

一般に飽和領域だけを対象とした浸透解析では、間隙率 ( $n$ ) の値は解析には必要でない。しかし、不飽和領域までを対象とすると、間隙率の値が必要になる。従来では、不圧帯水層を対象に揚水試験を実施して、有効間隙率 ( $S_y$ ) として計測していた。

(6) 有効間隙率( $n_e$ )

不飽和領域を対象とした浸透解析で対象としている飽和時の体積含水率( $\theta_s$ )や間隙率( $n$ )の値ではなく、地下水が土粒子の間隙の中をどのように移動しているかを評価するパラメータとして有効間隙率( $n_e$ )がある。土壌・地下水汚染を扱わないかぎりこの値は必要ないが、不飽和領域の降雨の鉛直の浸透においても  $n_e$  の値は大切な値となる。

地盤内に薬液を注入する際にも、 $n_e$  の値がわかれば、注入範囲が推定できると考えられるほど、 $n_e$  の値は重要な値である。

有効間隙率( $n_e$ )の値は、飽和領域では、土の体積( $V$ )に対する土中内で動き得る水の体積( $V_{mw}$ )の割合である。したがって、土中の土粒子と間隙水の比抵抗値を物理探査で計測し、間隙水の動き得る水を他の電解質の液体で置換した後の比抵抗値等を求めると、計測が可能と考えられる。すなわち、置換前後の比抵抗値を  $R_1, R_2$  とすると、次式を得る。

$$R_1 = (1-n)R_s + nR_w \quad (2)$$

$$R_2 = (1-n)R_s + (n-n_e)R_w + n_eR_{w1} \quad (3)$$

ここで、 $n$  : 間隙率、 $n_e$  : 有効間隙率、 $R_s$  : 土粒子骨格の比抵抗値、 $R_w$  : 間隙水の比抵抗値、また  $R_{w1}$  : 置換した流体の比抵抗値。

式(2)と式(3)の差を取ると、

$$R_1 - R_2 = n_e(R_w - R_{w1}) \quad (4)$$

これより、有効間隙率( $n_e$ )は、次式のように求められる。

$$n_e = \frac{R_1 - R_2}{R_w - R_{w1}} \quad (5)$$

電解質の汚染でなく、有機塩素系の汚染であれば、比抵抗値のかわりに、誘電率( $\epsilon$ )を計測すると、図2のように、同様の手法で、有効間隙率( $n_e$ )の値が次式より求められる<sup>9)</sup>。

$$n_e = \frac{\epsilon_1 - \epsilon_2}{\epsilon_w - \epsilon_{w1}} \quad (6)$$

ここで、 $\epsilon_1$  は土全体の誘電率であり、 $\epsilon_2$  は有機塩素系の流体で間隙水を置換した後の土全体の誘電率である。また  $\epsilon_w$  は水の誘電率で  $\epsilon_{w1}$  は有機塩素系の汚染液体の誘電率である。

有効間隙率の値は、汚染物質の移動速度に関係する。すなわち、図3に示す汚染物質の移動速度( $v$ : 間隙流速)と、地下水の浸透の中で論議されるダルシーの流速( $v_d$ )との間には次の関係がある。

$$v = v_d / n_e \quad (7)$$

これは、地下水の動水勾配( $i$ )と透水係数( $k$ )から求められるダルシーの流速より間隙流速( $v$ )は速いことになる。ダルシー流速( $v_d$ )の値は、断面積( $A$ )の中を浸透する流量( $Q$ )より次のように求められる。

$$v_d = Q / A \quad (8)$$

しかし、実際には、多孔質体中の浸透では断面積( $A$ )ではなく、浸透してきた断面積( $A_e$ )は  $A$  より小さい。したがって、 $A_e$  の中を  $1/n_e$  倍速く移動していることになる。このような関係から式(7)が得られる。このように考えると汚染物質の移動を議論する時には、有効間隙率( $n_e$ )の値がき

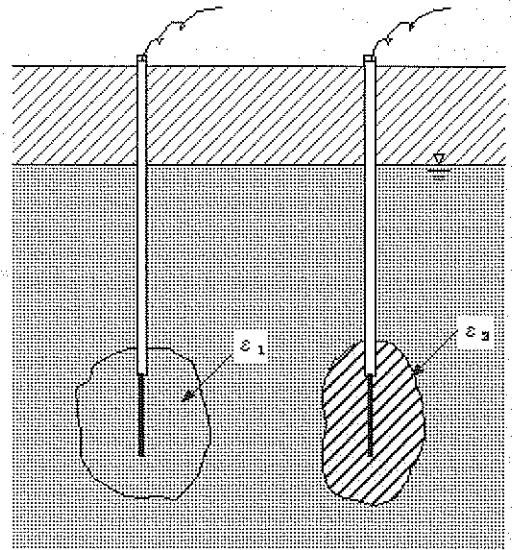


図2 地中の誘電率の計測

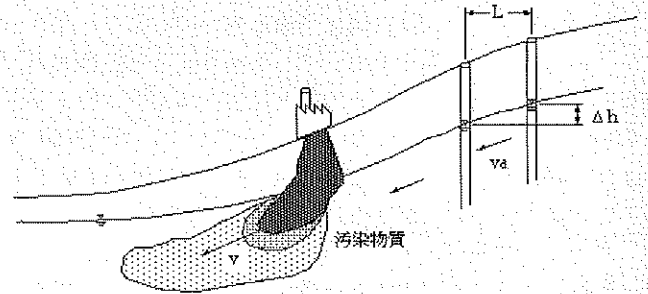


図3 汚染物質の移動

わめて大切であることがわかる。また、この値を求めないかぎり正確な汚染の挙動が評価できないことになる。 $n_e$  の値も、場の平均的な値であり、トレーサーが卓越して移動する“水みち”の調査が一番大切になり、これらの分布は、3次元的な、温度や比抵抗値等を用いた物理探査によって可能になる。

ちなみに、式(2)において、場の比抵抗値  $R_1$  が飽和の領域で求められると、土粒子骨格の比抵抗値( $R_s$ )と間隙水の比抵抗値( $R_w$ )が既知であれば、間隙率( $n$ )は次式より求められる。

$$n = \frac{R_1 - R_s}{R_w - R_s} \quad (9)$$

地盤内のある点での誘電率( $\epsilon_1$ )を求めても、同様に場が飽和であれば、間隙率は次式より求められる。

$$n = \frac{\epsilon_1 - \epsilon_s}{\epsilon_w - \epsilon_s} \quad (10)$$

$\epsilon_w$  は水の誘電率で 82 (15°C) である。また  $\epsilon_s$  は土粒子の誘電率で 1.5 程度である。したがって  $\epsilon_1$  を原位置で計測すると、間隙率の値を求めることができる<sup>9)</sup>。

2.3 汚染物質の移流分散に関する支配方程式と物理特性

汚染物質の挙動を支配する方程式として、次の移流分散の支配方程式が用いられる<sup>9)</sup>。



$$\theta R \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left( \theta D_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( \theta D_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( \theta D_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) - v_{ax} \frac{\partial C}{\partial x} - v_{ay} \frac{\partial C}{\partial y} - v_{az} \frac{\partial C}{\partial z} \quad (11)$$

ここで、 $\theta$  は体積含水率、 $R$  は溶液の土粒子表面や内部に吸着する項で遅延係数と呼ばれている。

また、 $D_{ij}$  は分散係数で、Scheidegger によって次式が提案されている<sup>7)</sup>。

$$\theta D_{ij} = \alpha_T |v_d| \delta_{ij} + (\alpha_L - \alpha_T) \frac{v_{ai} v_{dj}}{|v_d|} + D_m \tau \delta_{ij} \quad (12)$$

ここで、 $\alpha_L$  : 縦分散長、 $\alpha_T$  : 横分散長、

$v_{ai}$  :  $i$  方向の Darcy 流速、

$|v_d|$  : Darcy 流速の平均値、

$D_m$  : 分子拡散係数、 $\tau$  : 屈曲度、

$\delta_{ij}$  : クロネッカのデルタである。

$$(i=j, \delta_{ii}=1, i \neq j, \delta_{ij}=0)$$

式(11)を用いて汚染の挙動を解くには、場の流速を式(1)によって解析し、その値を式(11)に用いて、分散係数と遅延係数を決定すると汚染物質の挙動がわかることになる。

式(11)の種々の解析手法に関する詳細な解説は、現在、地盤工学会の「土と基礎」の講座で示されているのでそれを参照してほしい<sup>9)~10)</sup>。

このような数値解析手法で3次元の問題を解析する現状の課題を整理すると以下ようになる。

- (a) 3次元の場を詳細に表現するだけの計算機の容量が不足している。現状では20万~30万節点の解析までが可能であり、それ以上は地球シミュレータを用いないと不可能である。
- (b) 詳細な非定常の解析をするまでの不均質な地層のモデルを求められるまでの調査が困難である。
- (c) それぞれの不均質な場の物性が求められていない。
- (d) 場の汚染の3次元の初期の分布が詳細に計測されていない。

#### 2.4 汚染物質の挙動に関する諸要因

式(11)を解くために必要な物理量を式(12)の下に示したが、これらパラメータを室内試験より求める方法については参考文献を参照してほしい<sup>2),11)</sup>。ただ現状では、ある調査区間で原位置でトレーサ試験等で分散長を求めても、場の不均質性によってこの値が変化してしまう。したがって、場の不均質性をいかに正確に把握して、その縦、横の分散長を求めるかである。それが困難であるため、透水係数の分布を求め、統計的な処理によってパラメータを設定して解析する手法が世界的に検討されている<sup>12)</sup>。

ここで問題を簡単にするために、一次元の挙動を実験的に考えた場について、Kutilek と Nielsen は図4に示すような5つのパターンについて分類している<sup>13)</sup>。実際の現象はこれらが混合したもので、もっと複雑な挙動をする。この図4の中で(a)のピストン流は、移流だけが生じている汚染物質の挙動であり、式(11)の中での分散係数がきわめ

て小さい時に生じる物質移動である。

(b)の分散、分子拡散的挙動はきわめて一般的な挙動で、この場合に拡散係数が大きい場合や分散長が大きい場合には破過曲線の勾配が低くなる。

(c)の不飽和地盤での一次元のカラムでの流出口での濃度の計測結果であるが初期の数分、数時間は、不飽和土内に吸着されてしまうため流出してこない状況になり、その後、急に濃い濃度の液体が排出してくる。これは、不飽和状態独特の挙動であって、まだまだ解明されていない要因が多くあると考えられる。

(d)の吸着や脱離現状を伴う現象で、式(11)の中の $R$ に関係する現象である。等温状態での吸着・脱離に関しては Henry や Freundlich 等の式が提案されているが<sup>14)</sup>、遅延係数( $R$ )も最も簡単な式は次式である。

$$R = 1 + \frac{\rho_s}{n_e} k_d \quad (13)$$

ここで、 $\rho_s$  は土粒子の密度、 $n_e$  は有効間隙率、 $k_d$  は吸着係数である。仮に $R$ の値を変動させると、一次元のカラムでの破過曲線は図5のようになる。この現象は分散係数が変化すると類似しているが、定量的な取り扱いができていない。

### 3. おわりに

土壌・地下水汚染に関する物性の計測と解析の現状について述べた。土壌汚染対策法によって、リスク評価が重要になってきている。現在の汚染の現状を詳細に調査することは当然重要なことであるが、これが今後、どのような挙

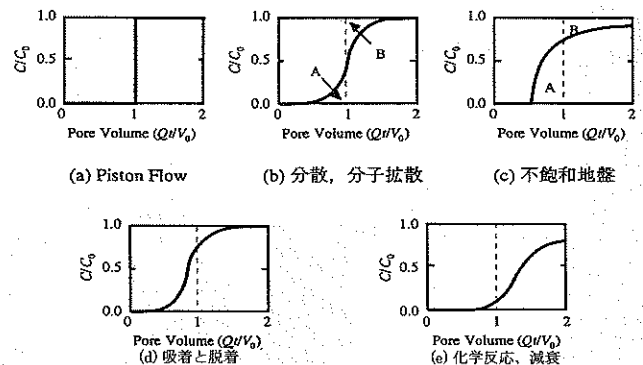


図4 溶解質の汚染での種々の破過曲線

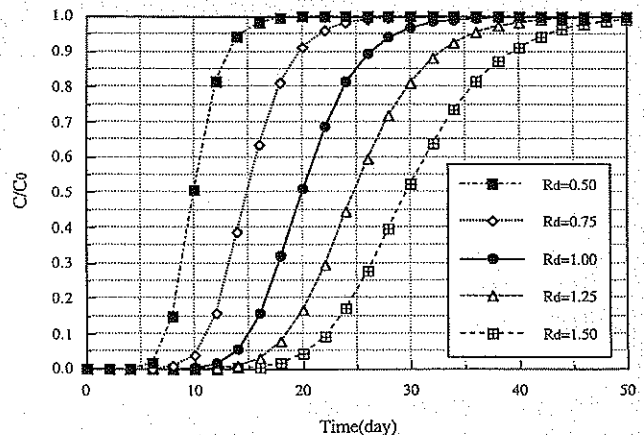


図5 Rの変動による破過曲線の変化

動をして、どのような危険性があるのかを評価する必要がある。もし、それほど危険でないなら、ゆっくり時間をかけて修復する方法も考えられる。そのためにも解析に必要な物性を求め、正確な予測法が多く現場に適用されることを期待する。

#### 参考文献

- 1) 西垣 誠ほか：Dtransu-3D・EL マニュアル資料, 第4回地下水移流分散解析ソフト「Dtransu-3D・EL」セミナー, 2001.
- 2) 地盤工学会：土壌・地下水汚染の調査・予測・対策, p. 271, 2002.
- 3) 地盤工学会：根切り工事と地下水—調査設計から施工まで—, pp. 356-374, 1991.
- 4) van Genuchten, M. T.: A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils, Soil Sci. Soc. Am. J., Vol. 44, pp. 892-898, 1980.
- 5) 鈴木浩一・伊藤栄紀・千木良雅弘：風化花崗岩表層の緩みと斜面内部への降雨の浸透, 応用地質, 第43巻, 第5号, pp. 270-283, 2002.
- 6) 西垣 誠・小松 満・Man-il KIM: Experimental study on measurement of the effective porosity of a porous media, 日本地下水学会秋季講演会講演要旨, pp. 130-133, 2002.
- 7) Scheidgger, A. E.: General theory of dispersion in porous media, J. Geophys. Res., Vol. 66, pp. 3275-3278, 1961.
- 8) 菱谷智幸：地盤内の物質移動の支配方程式 (その1), 土と基礎, vol. 50, No. 9, pp. 61-64, 2002.  
菱谷智幸：地盤内の物質移動の支配方程式 (その1), 土と基礎, vol. 50, No. 10, pp. 53-58, 2002.
- 9) 長谷川琢磨：オイラー法による移流分散解析, 土と基礎, vol. 51, No. 2, pp. 5-60, 2003.
- 10) 梶井和朗：粒子追跡法による移動分散解析, 土と基礎, vol. 51, No. 1, pp. 43-47, 2003.
- 11) 西垣 誠・小松 満：物質移動解析に必要な物性, 土と基礎, vol. 51, No. 2, pp. 55-60, 2003.
- 12) 神野健二編著：地下水中の物質輸送数値解析, 九州大学出版会, pp. 1-11, 2001.
- 13) Kutilek, M. and Nielsen, D. R.: Soil Hydrology, GeoEcology Publications, pp. 290-295, 1994.
- 14) 高橋 雅・登坂博行：土壌・岩石中の非定常吸着・脱離過程に関する検討, 日本地下水学会秋季講演会講演要旨, pp. 94-97, 2002.

# 露天採掘跡地の景観予測評価

おつか なおひろ  
大塚 尚寛\*

## 1. はじめに

社会基盤整備に必要な建設用基礎資材である石灰石や砕石は、国内で自給できる数少ない鉱産資源である。そのほとんどは露天採掘により採取されており、国内生産量は年間5億tを上回っている。現在、国内には約2,500箇所の露天採掘場が存在するが、これらの多くにおいては生活地域との近接化等によって種々の環境問題が派生してきている<sup>1),2)</sup>。特に近年では、自然保護や環境保全に対する社会的関心の高まりや環境関連法規制の強化等を背景として、採掘跡地の修復緑化が、環境保全、景観保持、生態系保全等の観点から重要となってきた。なかでも採掘後に岩盤が露出して裸地化した跡地は、周囲の自然景観と著しく不調和となったり、尾根部にまで及ぶ採掘が地形までもを改変して、見るものに自然破壊のイメージを強烈に与えている場合がある。そのため、露天採掘イコール自然破壊というイメージを必要以上に与えることから<sup>3),4)</sup>、地方自治体における景観条例制定の動きとも併せて、操業上の重要課題となってきた<sup>5),6)</sup>。

自然系の回復、景観保持の観点からすれば、採掘終了後の跡地は順次修復緑化を行っていくことが原則である<sup>7),8)</sup>。しかし、採掘後の残壁は植物の生育基盤としては劣悪な条件にあるため、緑化施工がきわめて困難であり、多額の経費を要する<sup>9),10)</sup>。また、緑化を行っても人工的な印象が強く、どの程度の緑化を行えば景観修復効果が得られるのかを合理的に定めるのは困難である<sup>11),12)</sup>。景観に対する社会的要請は、近年、より質の高い緑の導入を求める方向に移りつつあるため、単に緑化を行うだけではなく、景観修復効果の高い緑化を行うための景観工学的検討が必要となってきた<sup>13),14)</sup>。

一方近年、パーソナルコンピュータの高速・大容量化、グラフィック機能の高度化等ハードウェアの飛躍的な性能向上と、画像処理関連の各種ソフトウェアの開発等が長足の進歩を遂げている。これに伴って、パソコンによる画像処理技術を利用して、採掘進展に伴う跡地の変化予測や修復緑化状況のシミュレーションを行い、景観予測や評価に

利用されるようになってきている<sup>15),16)</sup>。

本報では、露天採掘に伴う景観変化をコンピュータシミュレーションにより予測する方法と、採掘後および修復緑化後の景観を計量心理学的手法を用いて評価する方法について紹介する。

## 2. 景観の調査・予測・評価の概要

ここで対象とする景観とは、露天採掘によって跡地が出現したときに、採掘前と比べ「環境のながめ」がどのように変化するかを、調査・予測・評価するものである。

図1は、景観の調査・解析・対策の概要を示したものである。はじめに、現地踏査などによって現況の景観調査を行い景観特性の把握・整理を行う。つぎに、採掘の進展に伴う景観変化を予測・評価する。さらに必要に応じて、景観対策を検討する。

調査・予測・評価方法は、可視解析、定量的解析、視覚的解析の三つに大別される<sup>17)</sup>。調査・予測では、露天採掘場が眺望地点から見えるか見えないか、すなわち、可視・不可視領域を判定する可視解析が基本となる。つぎに、採掘場が見える場合、どの程度見えるかという見えの大きさ(量)を扱う定量的解析が必要である。さらに、採掘場がどのように見えるかという見えの状況(質)を扱う視覚的解析が必要である。

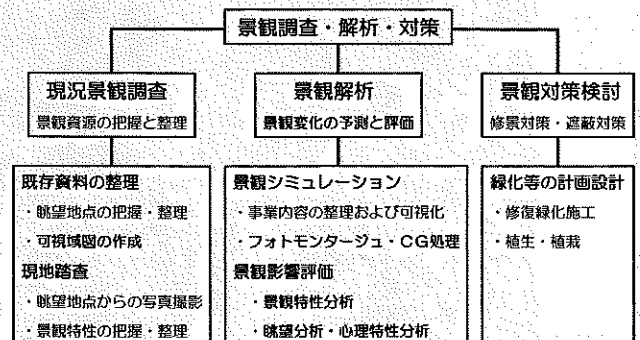


図1 景観調査・解析・対策の概要

\* 岩手大学教授 工学部建設環境工学科 工博



### 3. 数値地形モデルの作成

露天採掘跡地は、原地形の状態や採掘形態などによって複雑に様相が変化し、また、それを眺める地点により、形状、大きさもさまざまに変化する。そのため両者の組合せによる景観はきわめて多様なものとなり、開発計画の段階において図面上で景観変化を予測することは困難である。そこで近年飛躍的に進歩しているパーソナルコンピュータ(PC)による画像処理法を用いて、採掘進展に伴う景観変化をさまざまな採掘形態や視点を想定して予測する方法が試みられている<sup>15)</sup>。これらの方法を実行するうえで最も基本となるのが、標高のデジタル化、すなわち数値地形モデルの作成である。数値地形モデルの作成には、標高データの入力第一段階となる。データ入力には、現在、つぎのような方法が用いられている<sup>16)</sup>。

- ① 地図上にメッシュを切り、各格子点の標高データを読み取る方法
- ② デジタイザーにより、地形図上の等高線をトレースする方法
- ③ 国土地理院発行のCD-ROM版の数値地図を利用する方法
- ④ リモートセンシングデータを利用する方法
- ⑤ GPS測量データを利用する方法
- ⑥ デジタルカメラを利用する方法
- ⑦ レーザースキャナーを利用する方法

当研究室では、景観シミュレーション用のデータ入力には①の方法を、また、可視領域図作成用のデータ入力には

③の方法を利用している。

### 4. 可視解析

採掘跡地が周辺地域のどこから見えるかを判定することは、景観を扱ううえで最も基本的な事項である。可視解析とは、採掘跡地が周辺地域のどこから見えるかを明らかにするものである。不可視域とは、手前の障害物によって隠れて見えない場合をいい、可視域であっても、遠方にありすぎるとか、悪天候のためとか、霧や「もや」のために見えない場合には、視界が悪いだけにすぎない。

可視・不可視領域を求める方法には、数値地形モデル法がある。この方法では、可視・不可視の判定に、視点と採掘跡地を結ぶ直線(視軸)がメッシュ標高モデルにより作られる地表面と交わらない場合には可視、交わった場合には不可視とする方法を用いる。なお、可視・不可視の判定のアルゴリズムは、判定点での法線ベクトル  $\vec{N}$  と視点へのベクトル  $\vec{E}$  との角度が  $90^\circ$  以下、すなわち  $\vec{N} \cdot \vec{E} > 0$  のとき可視、 $90^\circ$  以上すなわち  $\vec{N} \cdot \vec{E} < 0$  のとき不可視とする内積による判定を用いている。

採掘跡地の可視領域の予測には、GIS(地理情報システム)の利用が有効である。

図2は、国土地理院発行の数値地図50mメッシュ(標高)のデータを利用して、GISコアソフトArc View 3.1に、拡張機能としてSpatial Analystという空間解析機能を使用することによって、可視領域の予測を行ったものである。図より、採掘跡地が見える領域、すなわち可視領域

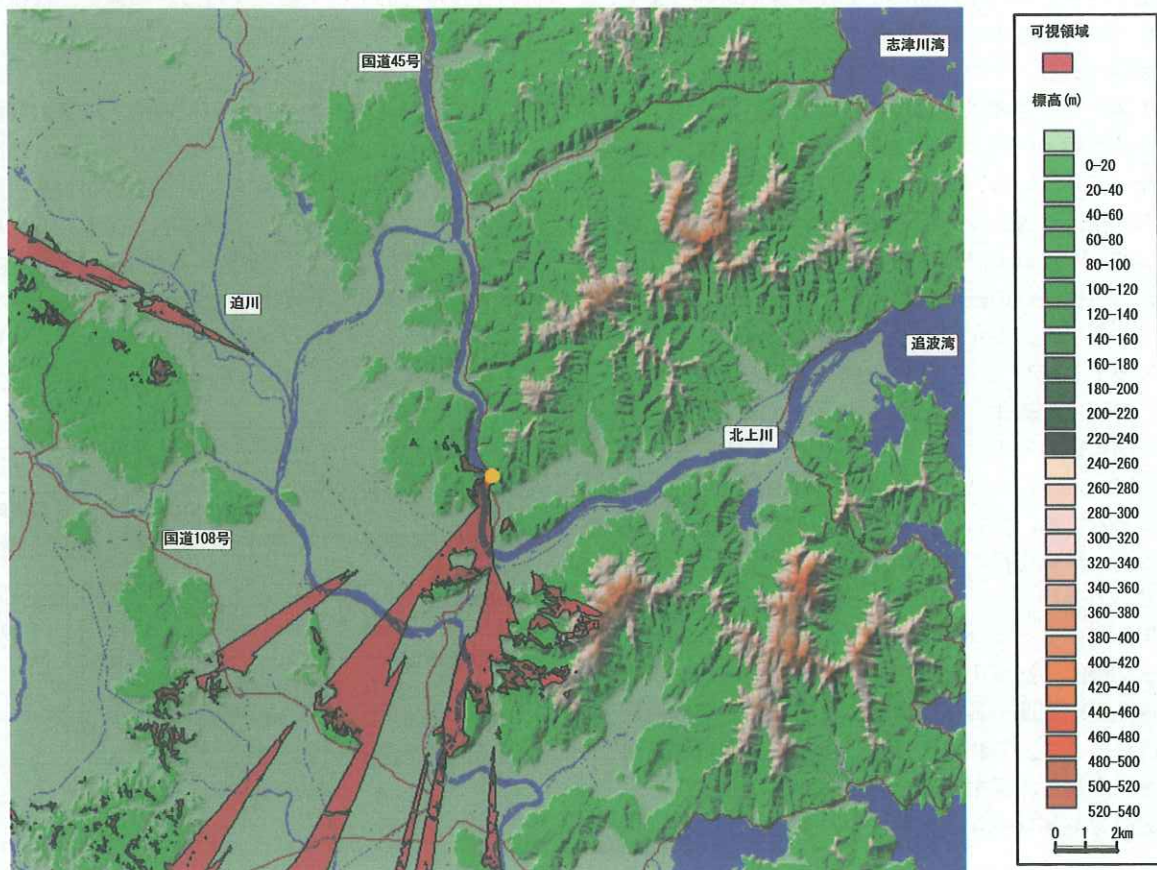


図2 GISを利用した採掘跡地の可視領域予測

は、一方向に連続的な範囲に広がるものではないことがわかる。このように、GISの機能により地形が標高別に色分け表示されるので、同じ平地内でも手前の山で採掘跡地が見えなくなる領域ができることなどを、地形の状態と合わせて的確に把握することができる。

## 5. 視覚的解析 (景観シミュレーション)

### 5.1 コンピュータグラフィックスによる景観シミュレーション

採掘に伴う跡地の形状変化や緑化による修復状況は、コンピュータグラフィックス (CG) によりシミュレーションする。この方法では、まず、採掘場を含む対象地域のメッシュ標高データを入力して、数値地形モデルを作成する。これに採掘に伴う地形改変や修復緑化による地形修正などにより標高が変化する地点のデータを更新して、各視点から眺望される跡地の様子を、森林や山肌の遠近感や光線の加減による立体感をリアルに表現できるポリゴン画像処理法を用いたサーフェースモデルによりシミュレーションする。採掘場内を等間隔格子点でモデリングすると、実際の形状とかなり異なった地形モデルが形成される。そのため人工的に作られた採掘場を正確に再現するには、標高のサンプリング点を等間隔格子点ではなく、地形の特徴を反映するように選定しなければならない。このような場合、地形表面をさまざまな形状、大きさの三角形で表現する三角網法 (TIN 地形モデル) が適している<sup>19)</sup>。

### 5.2 カラー画像処理システムを利用したフォトモンタージュの作成

CGにより採掘進展に伴う景観変化を、かなりリアルに予測できるようになってきている。しかし、CGには地形や森林以外の地域景観を構成する要素がすべて含まれているわけではなく、現時点ではアニメーションの域を出ていない。したがって、景観評価を行う場合には、実際に撮影した現況写真をベースとして、CGを照合することによって作成したカラーフォトモンタージュを使用する。

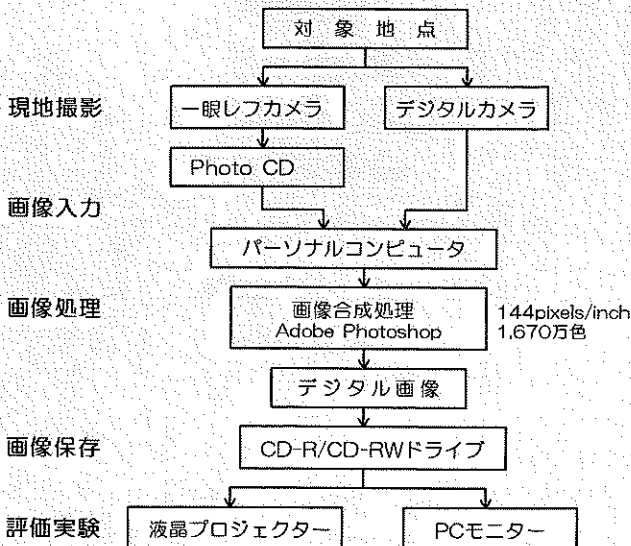


図3 カラー画像処理システム

図3は、PCを用いたカラー画像処理システムを示したものである。PCによる画像合成処理を利用した方法は、視覚性および認識性が良く、実体感や臨場感を表現できるうえに、周囲の風景が組み入れられるため、実際に近い状況を創り出せる。また、PC自体の性能向上、製作者の画像処理技術の向上などにより、よりリアルなフォトモンタージュを作成することが可能である。

## 6. 景観評価

景観とは環境に対する視覚的な側面をいい、ある特定の活動を通じて相対的に評価されるものである。そのため、絶対的普遍的な判断基準を求めることは困難であり、露天採掘跡地の景観評価においても、これまでは自然保護の観点から定性的な評価が行われてきた。近年では、採掘跡地の景観評価に計量心理学的評価手法を導入して、複数の人間の主観的評価を統計的に処理することによって、定量的に評価することが可能になっている<sup>20)</sup>。

図4に、景観予測、評価システムのプロセスを示す。景観評価では、計量心理学的手法に基づく評定尺度法<sup>21)</sup>とSD法(意味微分法)<sup>22)</sup>による実験を行う。評定尺度法では、跡地がどの程度見えると景観的に問題となるか、あるいはどの程度緑化を行えば景観的に許容されるかといった見えの大きさ(量)を扱う定量的解析を行う。一方、SD法では、跡地がどのように見えるか、あるいはどのように緑化すればよいかという、見えの状況(質)を扱う視覚的解析を行う。

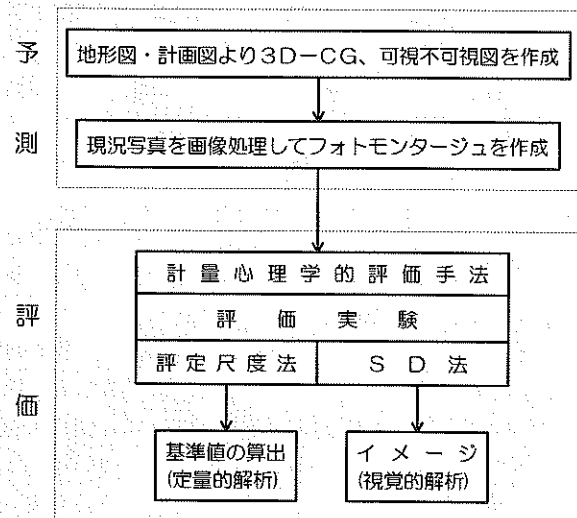


図4 景観予測・評価のプロセス

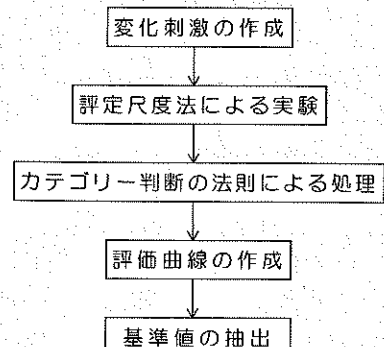


図5 評定尺度法のプロセス



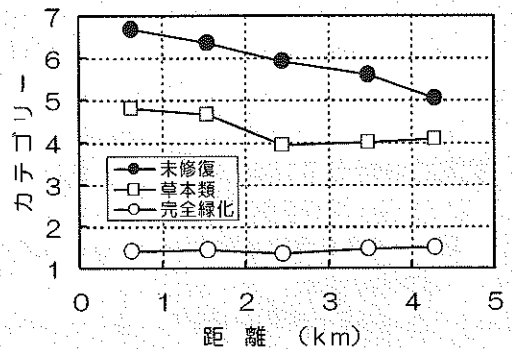
### 6.1 評定尺度法

図5は、定量的解析で用いる評定尺度法のプロセスを示したものである。評定尺度法では、各視点から採掘場を撮影した写真をもとに、修復緑化工法別のカラーフォトモンタージュを作成し、これらを変化刺激として用いて評価実験を行う。実験結果をカテゴリー判断の法則による統計処理を行い、評価曲線を作成して、採掘跡地をどの程度緑化すれば景観的に許容されるかという基準値を求める。

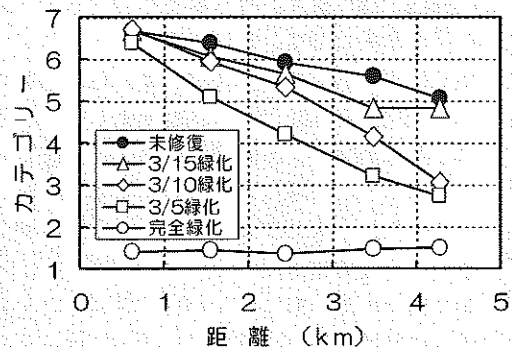
一例として、岩手県平泉町にある史跡、毛越寺からの景観を阻害するとして問題化している採掘跡地を挙げる。変化刺激の作成について説明すると、写真を撮影した地点は、採掘跡地の全景が見える方向の直線上で、跡地からの距離が0.63, 1.55, 2.45, 3.48, 4.28 kmの5地点である。写真撮影には、人間が景観を一望する視野と近似した焦点距離28 mmのレンズを使用した。想定上の緑化工法は、草本類、木本類、草本類+木本類の3種類である。なお、木本類および草本類+木本類による緑化では、採掘後のベンチ小段は樹木の生育基盤としては劣悪な条件にあり、現実的に植栽可能な樹木の高さは3 m程度であることから、植栽木の高さを一定にしてベンチ高さを変えることによって緑化の割合を変化させるという方法を想定した。すなわち、ベンチ高さをそれぞれ5, 10, 15 mに造成した小段に、高さ3 mの木本類を植栽したと想定した。

評価実験に用いた変化刺激は、草本類では、未修復、草本類による緑化、完全緑化(周囲の森林と同じように採掘前の状態に完全に緑化した状態)の3段階×距離5段階の計15条件、木本類および草本類+木本類による緑化では、未修復、ベンチ高さをそれぞれ5, 10, 15 mに造成した小段に高さ3 mの木本類を植栽したもの、および完全緑化の5段階×距離5段階の計25条件である。このようにして作成した変化刺激を評定者に映写呈示し、1.「全く気にならない」、2.「気にならない」、3.「あまり気にならない」、4.「どちらでもない」、5.「少し気になる」、6.「気になる」、7.「非常に気になる」の7段階のカテゴリーで、第三者的立場の多数の人に評価してもらう。

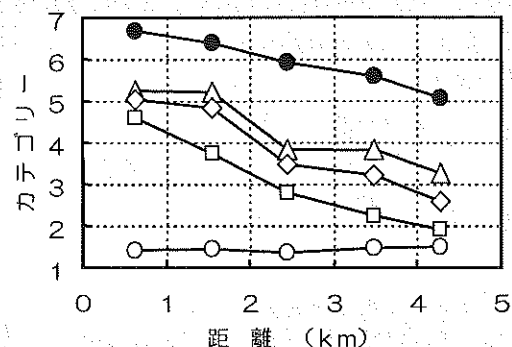
図6は、緑化工法別のカテゴリーの平均値と採掘跡地までの距離との関係を示したものである。図をみると、未修復の場合は、跡地に最も近い地点1では、7の「非常に気になる」に近い値となっているが、跡地から最も遠い地点5では、5の「少し気になる」程度の値となっている。緑化工法別にみると、草本類による緑化では、地点1で5の「少し気になる」程度で、地点3以遠では4の「どちらでもない」に収束している。木本類による緑化では、地点1では6~7程度の値であり、最遠の地点5では、3/10, 3/5緑化では3の「あまり気にならない」程度の値であるが、3/15緑化では未修復の場合と同程度の値であり、緑化による景観修復効果がほとんどないことがわかる。一方、草本類+木本類による緑化では、地点1では草本類のみによる緑化と同程度の値であるが、跡地から離れるにしたがって気になる度合いが低くなり、地点5では3/5緑化が完全緑化と同程度の値、3/15緑化でも3の「あまり気にならない」程度の値となっており、景観修復効果がかなりみとめられる。



(a) 草本類による緑化



(b) 木本類による緑化



(c) 草本類+木本類による緑化

図6 カテゴリーの平均値と距離との関係

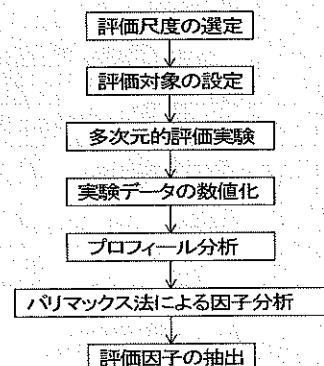


図7 SD法(意味微分法)のプロセス

### 6.2 SD法

図7は、視覚的解析で用いるSD法のプロセスを示したものである。SD法による評価実験では、採掘跡地の視覚的解析にふさわしいと思われる21組の形容詞対を用意し、こ

れらを5段階の評価尺度で評価する。なお、ここに示した事例では、評価対象としては、跡地の見えの状況(質)を評価するという観点から、跡地が最も大きく見える地点1における変化刺激を対象として選定した。実験により得られた評定を数値化して、対象や各評価尺度および評定者のもつ特質をパターンとして把握するためのプロフィール分析と、それらを量的に捉えるための因子分析を行う。

(1) プロフィール曲線

図8は、21組の形容詞対について、5段階の評価尺度で評価した結果の平均値をプロットしたプロフィール曲線である。景観的にみて、左側がマイナスの評価、右側がプラスの評価を示している。全体的にプロット点は、「どちらともいえない」より左側のマイナス点側にあり、露天採掘跡地は景観的には良いイメージを与えていないことがわかる。緑化工法別に比較すると、未修復が最もマイナス側にあり、草本類による緑化の評価点が高い傾向にある。未修復の場合には、21項目の内3項目のみがプラスの評価点であるのに対して、草本類による緑化では14項目がプラスの評価点となっており、緑化による景観修復効果が窺われる。

(2) 因子分析

緑化工法などによる個別的な評価構造を、統一的な構造にまとめるために因子分析が行われる。因子分析とは、変数間に存在する共通因子を見つけ出して変数間の関係を説明しようとするもので、数多くの形容詞対の代わりとなる評価因子を抽出し、その対象の特性を簡潔に表現することを目的とした分析方法である。この方法によって、量的データとして景観評価構造と因子の意味が検討できる。

表1は、バリマックス法による因子分析の結果から得られた因子負荷量を示したものである。表より、寄与率の大きな五つの因子を特定することができる。すなわち、第1因子が美観性、第2因子がテクスチャー(質感)、第3因子が日常性、第4因子が規模性、第5因子が季節感である。特に、美観性とテクスチャーの因子の寄与率が大きく、これらの因子が潜在的意識として景観評価に作用しているものと思われる。

図9は、各形容詞対の分散の比率を示したものである。分散の比率とは、表1中の因子負荷量を2乗することにより求められるものであり、その因子によって説明される分散の比率を示す。図より、美観性の因子では特に「美しい⇔醜い」、「自然な⇔人工的な」、「印象のよい⇔悪い」といった評価項目の比率が大きく、採掘跡地の視覚的評価要因として重要であることがわかる。また、第2の因子として、テクスチャー、すなわち採掘跡地の質感が重要であることがわかる。

これまで、採掘跡地の景観評価を規定する

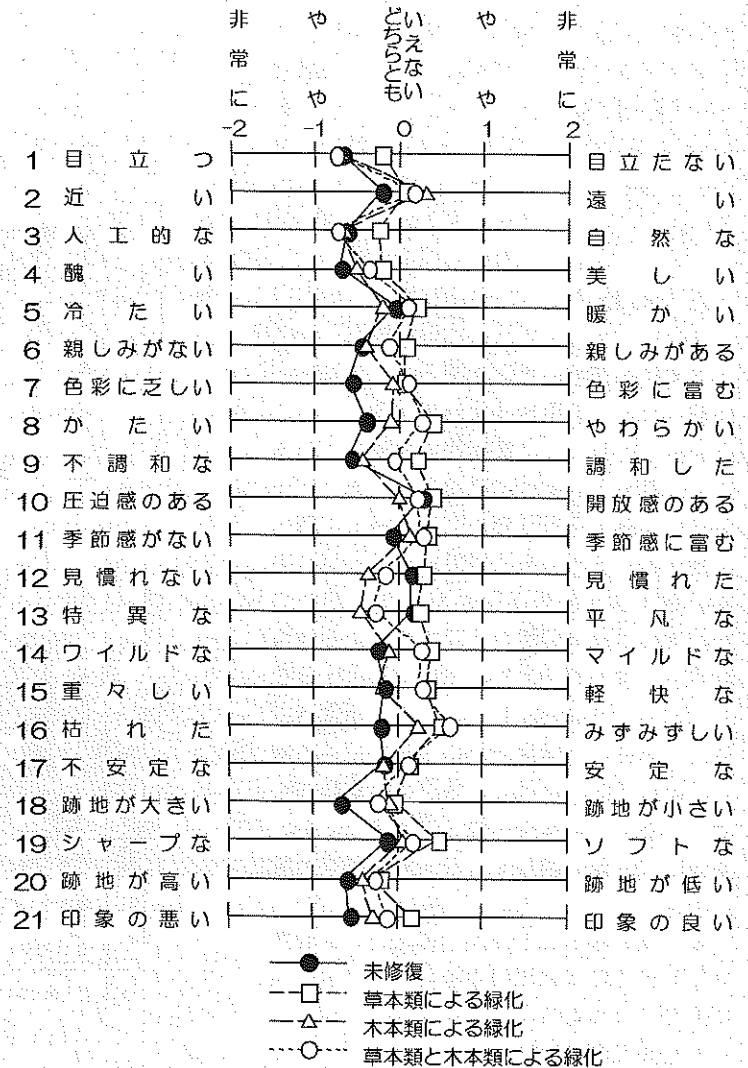


図8 緑化工法別のプロフィール曲線

表1 各形容詞対の因子負荷量

	形容詞対	第1因子	第2因子	第3因子	第4因子	第5因子
美観性	美しい⇔醜い	0.798	-0.068	0.093	0.141	0.022
	自然な⇔人工的な	0.707	-0.217	-0.006	0.480	0.085
	印象のよい⇔印象の悪い	0.695	-0.141	0.318	0.063	0.290
	暖かい⇔冷たい	0.633	-0.505	0.139	0.029	0.042
	調和した⇔不調和な	0.550	0.049	0.485	0.310	0.035
	親しみがある⇔親しみがない	0.562	-0.313	0.200	0.104	0.320
	安定な⇔不安定な	0.411	-0.144	0.320	0.327	0.190
	軽快な⇔重々しい	0.032	-0.714	0.261	0.136	0.223
テクスチャー	マイルドな⇔ワイルドな	0.092	-0.577	-0.051	0.349	0.079
	やわらかい⇔かたい	0.370	-0.564	0.027	0.101	0.223
	ソフトな⇔ハードな	0.144	-0.496	0.096	0.057	-0.027
日常性	平凡な⇔特異な	0.085	-0.414	0.600	0.207	0.119
	遠い⇔近い	0.139	0.116	0.542	0.037	-0.133
	開放感のある⇔圧迫感のある	0.382	-0.213	0.531	0.025	0.198
規模性	見慣れた⇔見慣れない	0.027	-0.298	0.508	-0.078	0.200
	目立たない⇔目立つ	0.201	-0.073	0.030	0.671	0.141
	跡地が小さい⇔跡地が大きい	0.229	-0.163	0.299	0.408	0.262
季節感	跡地が低い⇔跡地が高い	0.034	-0.223	0.043	0.321	-0.081
	季節感に富む⇔季節感に乏しい	0.021	-0.127	0.189	0.107	0.680
	みずみずしい⇔枯れた	0.102	-0.369	-0.043	0.325	0.592
寄与率	色彩に富む⇔色彩に乏しい	0.167	0.040	-0.020	-0.047	0.326
	寄与率	0.1562	0.1148	0.0910	0.0720	0.0698
累積寄与率	累積寄与率	0.1562	0.2710	0.3620	0.4340	0.5038

要因としては、「規模性」が最も重要であると考えられてきた。しかし、これらの景観工学的検討の結果によると、この要因以外にも、「美観性」、「調和性」、「感覚性」などの評価要因が存在することが示されている<sup>22)</sup>。

## 7. おわりに

露天採掘跡地の景観対策としては、植生、植栽などによる事後的な対策が取られることが多い。しかし、採掘後の残壁は、草木の生育基盤としては劣悪な条件にあり、十分な緑化施工を行うためには、多大な費用を要する。そのため、繁茂が早く、経費も安い種子吹き付けが行われることが多いが、周囲が森林の場合、草本類による修復緑化では違和感があり、景観的には十分な効果は得られない。したがって、採掘後の景観の影響は、開発計画の段階でできる限り正確に予測、評価し、残壁部分を極力小さくするように採掘計画を立てることが、事後的な対策を講じるよりも効果的な方策といえる。

露天採掘跡地の景観問題は、骨材資源開発における環境問題の中でも特に重要な事項となりつつある。本報が、露天採掘における景観問題への取組みの一助となれば幸いである。

### 参考文献

- 1) 大塚尚寛・関本善則：採掘跡地の修復に関する景観工学的研究，資源・素材学会誌，Vol. 105，pp. 215～219，1989。
- 2) 渡邊知子・大塚尚寛・齊藤 貢：地形改変を伴う開発地域周辺の風向・風速変化予測，資源と素材，Vol. 116，pp. 253～258，2000。
- 3) 西山 孝・楠田 啓・伊藤俊秀：砕石資源と砕石業の課題，資源と素材，Vol. 110，pp. 1037～1042，1994。
- 4) 大塚尚寛・関本善則：砕石資源開発と景観シミュレーション，建設用原材料，Vol. 6，No. 2，pp. 1～6，1996。
- 5) 秋本 勲：砕石産業経営の現状と課題，資源と素材，Vol. 110，pp. 1017～1022，1994。
- 6) 関本善則・大塚尚寛・齊藤 貢・主濱英夫：東北地方における砕石の採掘現況とその変遷，建設用原材料，Vol. 6，No. 2，pp. 33～38，1996。
- 7) 倉田益二郎：緑化工技術，pp. 257～262，森北出版，1979。
- 8) 小橋澄治・吉田博宣・森本幸裕：斜面緑化，pp. 1～25，鹿島出版会，1982。
- 9) 小橋澄治・村井 宏：のり面緑化の最先端，pp. 196～199，ソフトサイエンス社，1995。
- 10) 小橋澄治・村井 宏・亀山 章：環境緑化工学，pp. 126～135，朝倉書店，1992。
- 11) 北村眞一：法面保護工の景観，土と基礎，Vol. 44，No. 6，pp. 17～20，1996。
- 12) 菊地洋司・山田 守・堀江直樹：景観を配慮した最近の斜面对策工，土と基礎，Vol. 44，No. 6，pp. 21～24，1996。
- 13) 大塚尚寛・関本善則：露天採掘に伴う景観評価の予測と評価，資源と素材，Vol. 109，pp. 203～208，1993。
- 14) 大塚尚寛・関本善則：露天採掘跡地の緑化による景観修復効果に関する計量心理学的評価，資源と素材，Vol. 113，pp. 543～547，1997。
- 15) 大塚尚寛・関本善則・尾刀幸雄：パソコンによる画像処理を利用した露天採掘跡地の景観評価，資源と素材，Vol. 111，pp. 835～840，1995。
- 16) 西山 孝・大塚尚寛・伊藤俊秀・大村 誠 他：情報技術と露天採掘—GPS，デジタルカメラ，データベースの応用—，pp. 109～119，古今書院，1999。
- 17) 大塚尚寛：露天採掘場の景観調査・予測・評価および対策について（その2），骨材資源，No. 129，pp. 61～67，2001。
- 18) 前出16) pp. 1～41。
- 19) 大塚尚寛：露天採掘場の景観調査・予測・評価および対策について（その3），骨材資源，No. 130，pp. 117～121，2001。
- 20) 大塚尚寛：露天採掘場の景観調査・予測・評価および対策について（その4），骨材資源，No. 131，pp. 187～195，2001。
- 21) 大塚尚寛・関本善則：SD法による露天採掘跡地の景観評価に関する検討，資源と素材，Vol. 110，pp. 157～162，1994。
- 22) 大塚尚寛・関本善則・齊藤 貢・鎌田 武：露天採掘跡地の緑化による景観修復効果に関する計量心理学的評価，資源と素材，Vol. 113，pp. 543～547，1997。

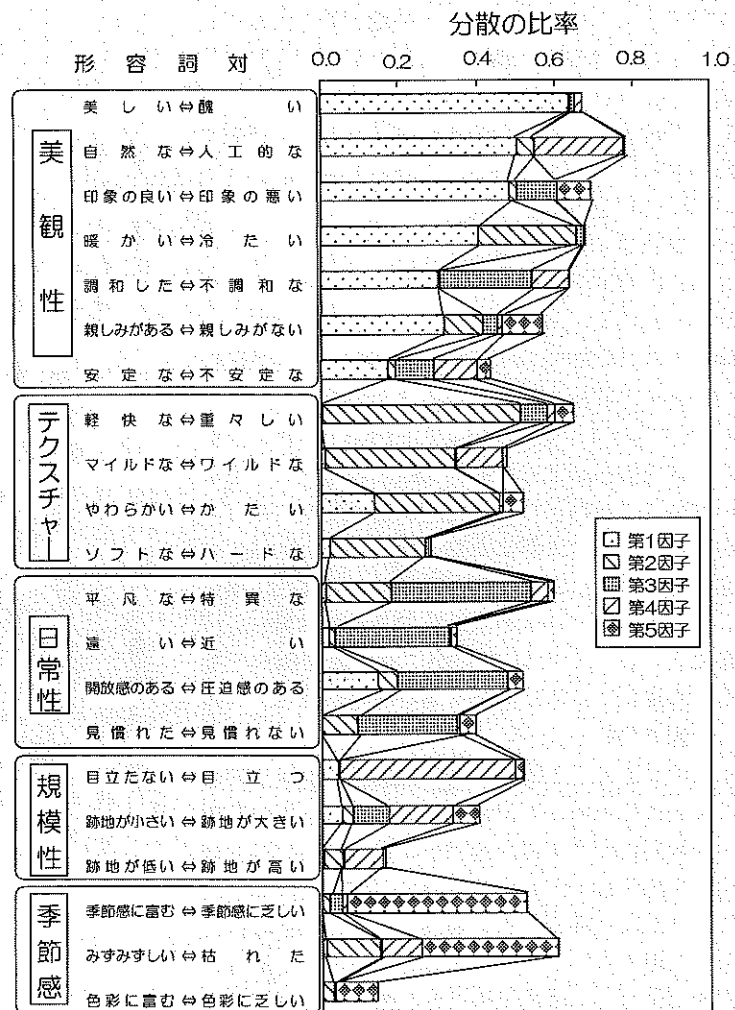


図9 各形容詞対の分散の比率





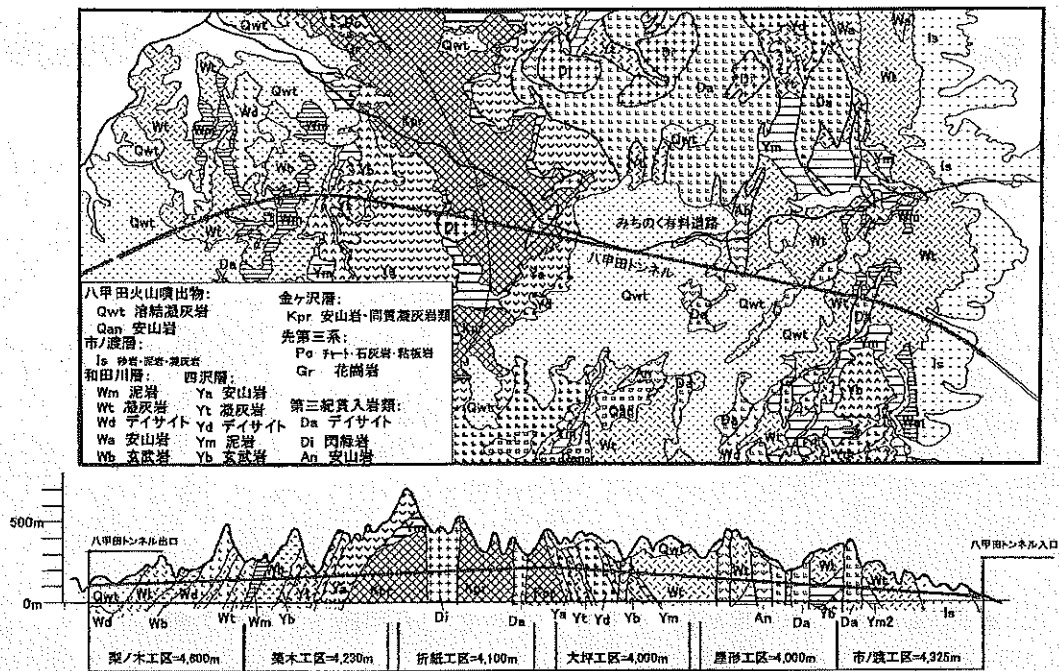


図2 八甲田トンネル地質平面図・縦断面図

### 3. 計画段階における鉍化変質岩の溶出特性の検討

鉍化変質岩を含むずり（以下、鉍化ずりという）の処理方法の検討のため、八甲田トンネル近傍のトンネルずり等を用いてモデル土捨場を構築して自然状態下に暴露し、盛土からの浸出水のpH、電気伝導率、重金属含有量の経時変化を長期的に測定した<sup>3)</sup>。その結果、① 硫黄含有量2wt%程度の鉍化ずりの場合は酸性水の発生は認められないこと、② 多量に硫黄を含む鉍化ずりの場合は、覆土や石灰岩碎石による中和にもかかわらず酸性水が溶出すること、が明らかとなった。

さらに酸性水を発生させる可能性の高い岩相を把握することを目的として、トンネル周辺で地表から20~35mの短尺ボーリングを9本行い、金ヶ沢層、四沢層、和田川層

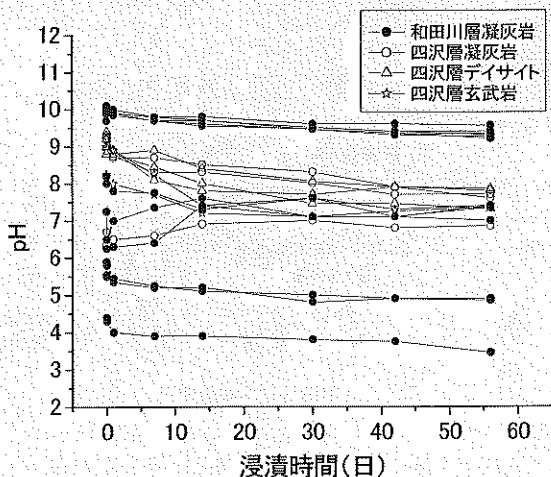


図3 簡易溶出試験時のpH経時変化 (短尺ボーリング試料)

の各層の代表的な岩相試料を採取して、簡易溶出試験(6.3参照)を実施した。この試験結果では、10分後のpHが6.0以上のものは30日後でも酸性水は発生していない(図3)。この結果に基づき計画段階においては、10分後pHの値を酸性水発生の有無を判断する重要な指標と位置づけた。

### 4. 鉍化ずりの処理方法の検討

トンネル掘削ずりを処理した事例としては、ずり全量を盛土の路体材に使用し、表面を防水シート・吹付けコンクリートで遮水する構造とした事例<sup>7)</sup>や、処理プラントを有する企業にずり全量を運搬し、その処理を委託した事例<sup>8),9)</sup>が報告されている。

鉍化ずりの処理については、いったん酸性水が発生すると長期間処理を続ける必要性が想定されることから、施工段階での十分な対策、つまり酸性水を発生させない処理方法を開発する必要がある。鉍化ずりからの酸性水発生を防止するには、次のような処理方法が考えられる。

- ① 酸化を防止するため、十分な深さの海底に投棄すること等により還元状態を保つ「還元状態維持型」
- ② 選鉍設備で硫化鉍物を除去後、土捨する「処理プラント型」
- ③ 酸性水を石灰岩等で中和する「中和処理型」
- ④ 産業廃棄物処理技術を応用し、鉍化ずりを地下水・降水・空気と遮断する「管理型」

このうち、①については事例などもなく現実的ではないと判断した。また、②については、八甲田トンネルのように掘削延長が長く、かつ多量の処理を必要とする点で経済的に困難であると考えた。そこで、上記③、④について以下の検討を行った。

#### (1) 中和処理型

酸性河川水の中和処理方法として、河川水に石灰岩また

は炭酸カルシウムを投入して中和する手法がある。これに従い鉍化ずり盛土に酸性化を中和する能力のある石灰岩等を敷設、混合することで、鉍化ずりから発生した酸性水を盛土内で中和する処理法が考えられる。

石灰岩や炭酸カルシウムによる中和能力を検証するため、室内溶出試験を実施した。試験方法は、18 lのポリタンクに硫黄含有量 15.6%の鉍山ずりと石灰岩碎石または炭酸カルシウムを入れ、蒸留水 10 l を注入し一日経過後、排水バルブを開放し水質を分析後2週間放置することを5回繰り返して pH の変化を測定した。その結果、炭酸カルシウムについては顕著な中和効果が認められた。ただし、炭酸カルシウムは中和剤としては非常に高価であり、多量の処理量との関係から経済的に困難であると判断した。他方、石灰岩碎石では鉍化ずりに対して相当多量の石灰岩を投入する必要があり、その場合も中和の効果が現れるまでに時間を要することがわかった。さらに、土捨場の容量が限られていることや、石灰岩碎石表面に酸性水との反応による石膏の皮膜が生成し、以降の反応が進まなくなること<sup>10)</sup>、等から石灰岩碎石を用いる方法についても適切ではないと判断した。

## (2) 管理型

鉍化ずりからの酸性水の発生を防止するため、酸素を溶存する降水や地下水と鉍化ずりとを遮断する構造あるいは機能を有する土捨場とすることを前提として検討を進めた。産業廃棄物処理の技術の進歩により、特に地下水との遮断については遮水シートなどの開発により確実性が高く<sup>11)</sup>、費用の面からも現実的な方法が開発されている。このことから、管理型土捨場により鉍化ずりを処理することとした。

## 5. 掘削ずり処理の基本的概念

八甲田トンネル施工においては、掘削ずり土量が膨大(地山で約 230 万 m<sup>3</sup>)であり、その全量に対し酸性水が発生するとして一様の処置を行うと、大きなコストがかかる。このため掘削ずりを、排水基準を満たさない浸出水の発生が想定される掘削ずり(管理型ずり)とそれに該当しないずり

(一般型ずり)とに分別し、前者を産業廃棄物最終処分場と同様の遮水性能を有する土捨場(以下「管理型土捨場」と称す)に処分し、ずりからの浸出水が下流域の地下水、公共水域に悪影響を及ぼさないことを基本とした。

また、八甲田トンネルの場合、豪雪地域にあり遠距離の土捨は困難なことから、坑口に近接する林野内の川沿いの低地に土捨場を設置しずりを処理する必要があった。このため、管理型土捨場は一般型土捨場と併設し(写真1)、工区ごとに構築するものとした。

## 6. 管理型ずりの分別・判定

### 6.1 分別・判定の基本条件

トンネル工事の実情から、ずりを分別する判定方法の基本的な条件を、次の5項目とした。

- (1) 切羽ごとにずりを細かく分別することは工事の実態上不可能なため、一日のずり全量を単位として管理する。
- (2) 判定に日数を要すると、その日数分の容量の貯積場(ずりビン)が必要となるため、24時間以内に判定結果を得ることとした。また、図4に示すように、トンネル坑口付近のずり貯積場所(ずりビン)を2区画に区分して2日分のずりを貯留し、岩石の判定後にずりを土捨場に運搬することによ

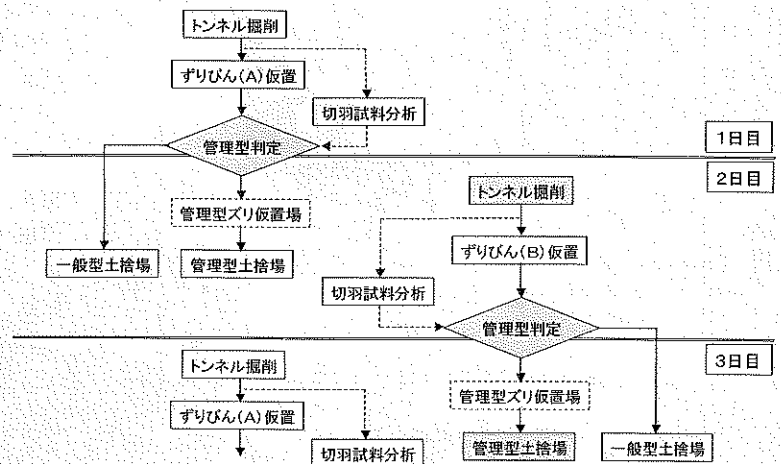


図4 ずり管理フロー

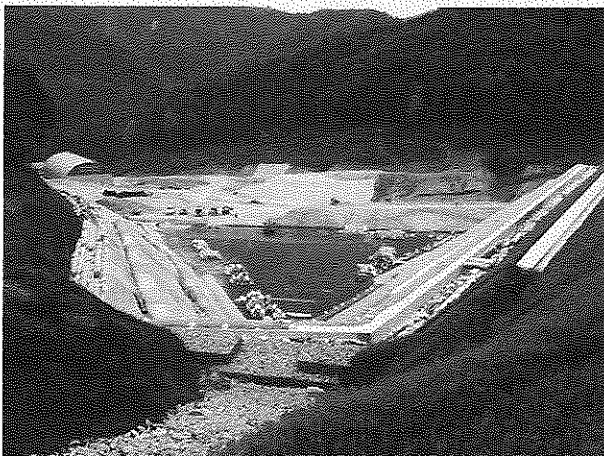


写真1 管理型土捨場全景

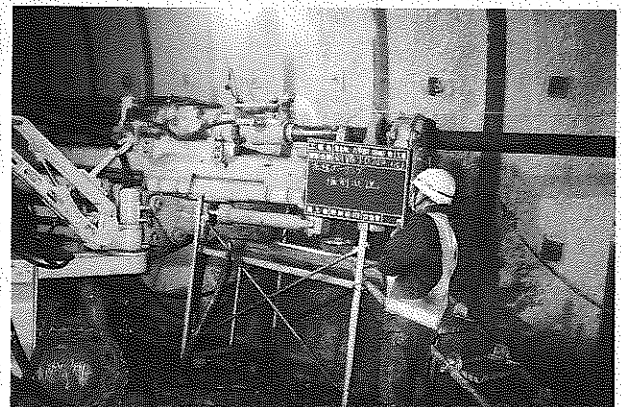


写真2 先進ボーリングの状況: φ101 mm のロータリーパーカッションドリル工法でコアリングをしている

り、鉱化ずりを管理型の土捨場に確実に処分することとした。

- (3) 一日の掘削中に地質が急変することもあることから、常時水平先進ボーリングにより、あらかじめ前方の地質を確認する。先進ボーリングは、トンネル掘削作業に対する影響を小さくするため、基本として週末に行っており、1回のボーリング長は100 m程度としている(写真2)。
- (4) 工事開始当初には、3章に述べた事前の検討結果を基に、岩石の硫黄含有量が2.0 wt%以上、あるいは簡易溶出試験の10分後溶出水pHが6.0以下を示す岩石を含むずりを管理型ずりとして管理型土捨場に処理することを基本方針とした。
- (5) 岩石判定は、現地付近に分析機器を備えた試験所を設置し、専任の鉱山地質技術者を配置して分析・判定のための土捨管理を行うこととした。

## 6.2 実績に基づく判定方法の評価

### (1) 簡易溶出試験による判定

斜路トンネル掘削時に切羽から採取された試料では、10分後pHが6以下を示す試料は認められず、10分後pHが8.0以上を示し、28日・56日後にpHが5.0以下となる試料が認められた。この原因として、事前調査時に採取した

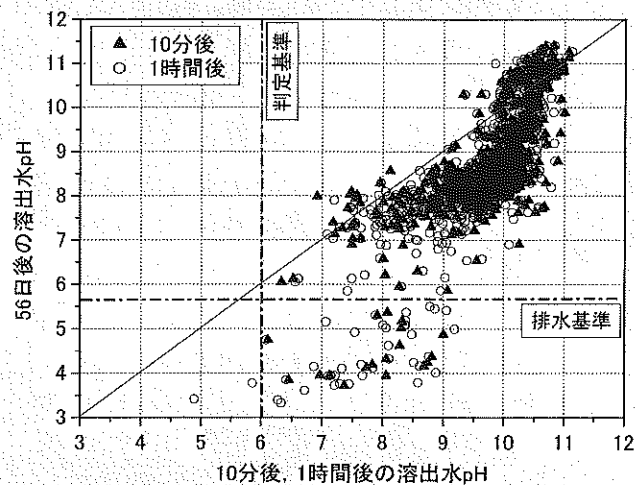


図5 10分後pH, 1時間後pHと56日後pHの関係

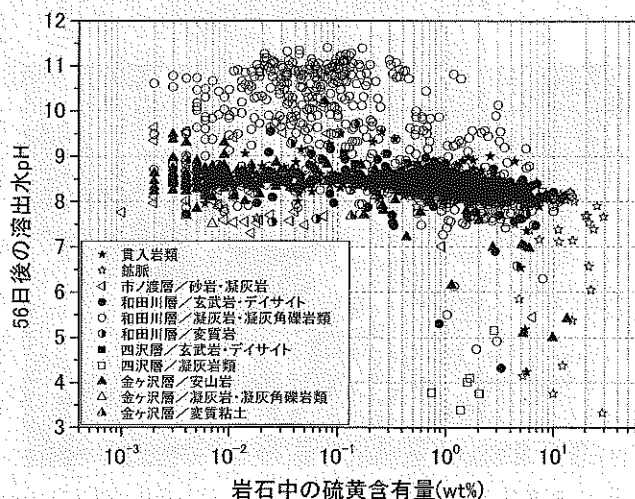


図6 岩石中の硫黄含有量と56日後溶出水pHの関係

短尺ボーリング試料がすでに化学的風化作用により黄鉄鉱の酸化と方解石等の緩衝鉱物の溶脱<sup>12)</sup>が進んだ岩石試料であった可能性があるのに対し、トンネル内の試料はほぼ風化していない岩石と考えられる点があげられる。

次に1時間後の溶出水のpHを見ると、6.0以下のpHを示す試料が少数認められ、また1時間後のpHが7.0以下の試料の大部分が56日後に酸性を示している(図5)。このことから、1時間後のpHによる酸性化の有無の評価が適切であることがわかる。

### (2) 硫黄含有量による判定

岩石からの酸性水発生の原因となる黄鉄鉱の主成分である硫黄の含有量による判定指標を検討した。前述したように土捨場モデル試験結果から、トンネルの掘削開始当初は、硫黄含有量2.0 wt%を基準値として、それ以上のずりを管理型に、それ未満を一般型に区分し、泥岩は全てを管理型とした。

八甲田トンネルの切羽試料のうち、泥岩以外の試料に関する硫黄含有量と簡易溶出試験56日後の溶出水のpHの関係を図6に示す。56日後pHが5.8以下を示す試料は硫黄含有量2.0 wt%以上のものがほとんどで、2.0 wt%以下でpH 5.8以下となるものは1,821試料中7試料(0.4%)である。このことから、硫黄含有率2.0 wt%は基準値として妥当な値と判断できる。

### (3) 帯磁率による判定

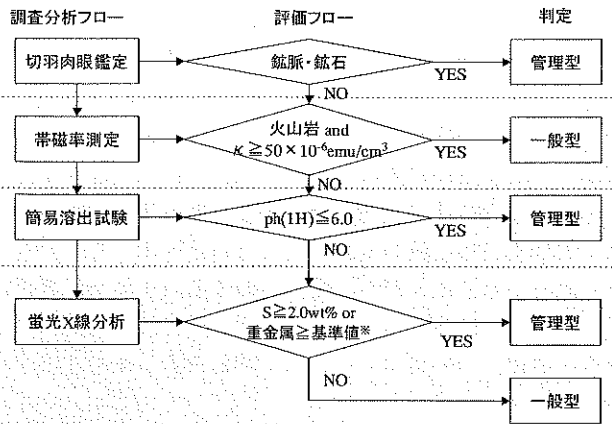
新鮮な火成岩中には強い磁性を示す磁鉄鉱( $Fe_3O_4$ )が多く含まれているが、鉱化変質作用を受けると硫黄によって還元され黄鉄鉱に変化し磁性が低下することが知られている。この関係から、帯磁率の大きい火成岩は鉱化作用を受けておらず、かつ硫黄含有量が少ないと考えられる<sup>13),14)</sup>。帯磁率は比較的簡便な装置により短時間で測定できるので、帯磁率を鉱化変質岩の判定指標とすることができれば、有効な判定手法となる。ここで、トンネル切羽から採取した試料について、帯磁率と簡易溶出試験56日後溶出水pHおよび全岩硫黄含有量の関係を調査した。その結果、八甲田トンネルにおける試料では、溶出水が排出基準のpH 5.8以下となる試料の帯磁率は $3 \times 10^{-6} \text{ emu/cm}^3$ 以下を示し、さらに帯磁率が $50 \times 10^{-6} \text{ emu/cm}^3$ 以上を示す試料の硫黄含有量が2.0 wt%以下であることがわかった。

## 6.3 現在の管理型ずり判定フロー

以上に述べてきた検討結果をもとに、八甲田トンネルにおける日々の管理型ずりの判定は現在図7に示すような判定フローによって行っている。

- ① 肉眼鑑定：鉱山地質技術者が切羽を観察し鉱脈・鉱石が存在した場合には管理型とする。
- ② 帯磁率測定：粒径2~4 mmの試料を用意し、体積および帯磁率を測定する。 $50 \times 10^{-6} \text{ emu/cm}^3$ 以上を示す火成岩は一般型とする。
- ③ 簡易溶出試験：試料を10 mm以下に粉碎し、蒸留水に入れ、一定時間振とうさせたうえで静置する。その結果、1時間後の溶出水pHが6.0以下を示す岩石は管理型とする。なお、上記に加え、56日後ま





※土壌・地下水汚染に係る調査・対策指針(環境省)の含有量参考値  
 図7 岩石判定フロー (泥岩を除く)

での pH, 電気伝導率の変化を測定し, 溶出水に対し高周波プラズマ発光分析装置を用いて溶出した元素の分析を行っている。

- ④ 全岩化学組成分析: 粉末試料を用意し, 蛍光 X 線装置により, 試料の化学組成を分析する。

上記の調査結果, 硫黄含有量が 2.0 wt% 以上を管理型, 2.0 wt% 未満を一般型とする。

なお, 上記分別基準は, 各種分析試験の結果を基に学識経験者等で構成された八甲田トンネル技術委員会で検討した, またその判定方法および基準値については後述する施工実績をフィードバックさせて, 適宜修正を行うこととしている。

## 7. 管理型土捨場の構造の検討

### 7.1 土捨場構造の基本的な考え方

以上の分析によって, 有害な酸性水が発生する可能性があるとして判定されたずりは管理型土捨場に土捨されることとなる。土捨においての基本事項は以下の 2 点である。

第一は, 掘削ずりの酸性化を抑制することである。地山状態は還元状態であるため, 酸性水は発生しないと考えられる。したがって, 極力この状態を維持しながら土捨を行うことにより, 掘削ずりの酸性土化を極力防止することが望ましい。しかし, 現実の工事ではずりを湧水や空気と全く触れさせず土捨場に運搬することや地山と同様の還元状態に維持することは困難である。そこで, 土捨場において雨水, 地下水などの水や空気と遮断することにより, 掘削ずりの酸性化を抑制するものとする。

第二は, 管理型土捨場から将来的に浸出水を発生させないこととする。浸出水が発生すると, それを管理する必要が生じる。また浸出水の発生は, ずりの酸性化の進行を促進すると考えられる。

なお, 土捨場の検討に際しては施設の施工時における経済性を考慮するとともに, 開業後種々の問題が発生しない土捨場設備にすることが求められる。

## 7.2 土捨場の構造

### (1) 底面部

土捨場の底面部には産業廃棄物最終処分場に準拠した遮水工を実施するものとし, 特に遮水性能の長期的の安定性や経済性を考慮し, 二重遮水シートによる遮水構造を採用した(図8)。さらに遮水シート施工時および土捨時における遮水シート損傷を防止するために, 遮水シートと地山との間には碎石およびモルタル吹付を, 遮水シートの上面には保護層として荒砂 ( $t=50\text{ cm}$  厚) を敷設している。

### (2) キャッピング

盛土の沈下に伴う変状等を考慮して, 埋立完了後におけるずりへの雨水の侵入防止, 埋立面での確実な雨水の表面排除の確保を目的に, 遮水シート, 不透水性土に対し覆土を行い, 覆土と遮水シート(または不透水性土)との間の排水層で浸透水を排除する多重構造を採用した。

### (3) 漏水検知システム

遮水シートと掘削ずりとの間には保護層があり, 施工中もしくは施工後における遮水シートの破損の可能性はないと思われる。しかし何らかの要因で破損した場合, 埋立後すぐにキャッピングを行うことから, 掘り起こして補修することは困難である。したがって, 遮水シートの破損時に適時かつ機械的に補修が可能な漏水検知システムおよびその補修システムを導入した。

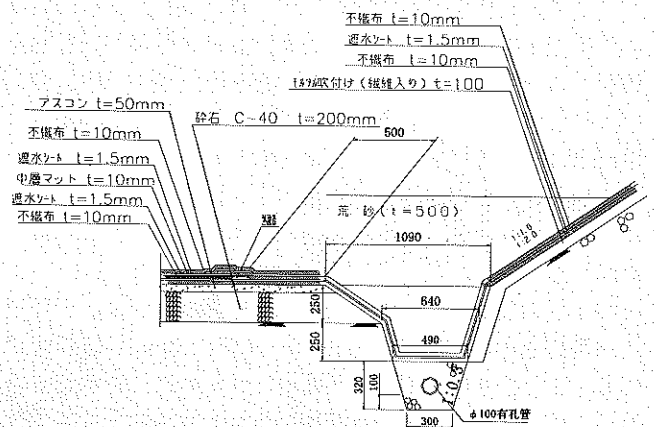


図8 遮水層断面図

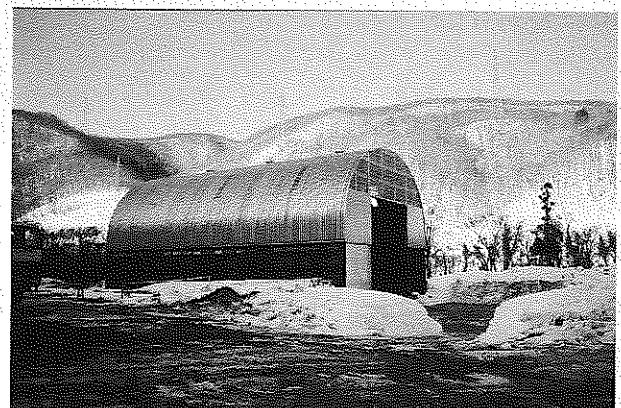


写真3 ずり仮置き場: この仮置き場の容量は 6000 m<sup>3</sup> であり, 坑口付近に設置されている



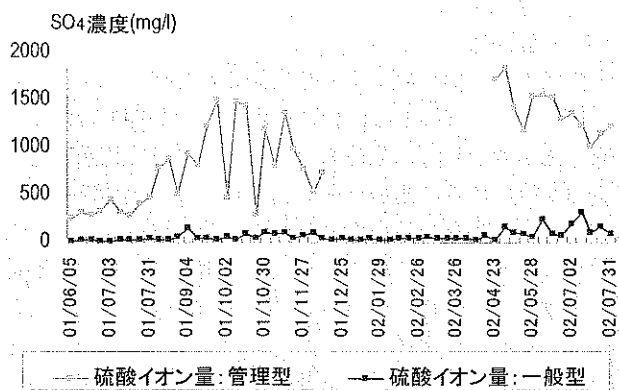


図9 硫酸イオン濃度と排水量

### 7.3 冬期間の仮置き

八甲田トンネルの、土捨場周辺では、冬期間は2~3m程度の積雪となる。このため、冬期間に土捨を行った場合、管理型土捨場内のずりに雪が混入される可能性がある。混入された雪は徐々に融けるため、ずりが長期にわたり雪水と接触し、酸性化することが考えられる。このことから降雪時に発生した管理型ずりは土捨場に搬出せず、基本的に屋根付きのずり仮置き場(容量3000~6000m<sup>3</sup>)に仮置きをし、無降雪時に搬出することとした(写真3)。

## 8. 土捨場排水の水質の現状

ここで、土捨場が稼働開始して1年経過した工区における管理型土捨場からの浸出水の水質計測の結果と一般型土捨場からの水質と比較・分析し、管理型土捨場の構造および分別方法について評価する。なお、管理型土捨場からの浸出水は坑内等において岩石に付着した水に由来し、一般型土捨場からの浸出水は付着水および雨水・地下水である。また、冬期間は管理型土捨場の浸出水の凍結のため水質を計測していない。

浸出水の硫酸イオン濃度と排水量を図9に示す。管理型土捨場排水の硫酸イオン濃度は一般型に比べ10倍程度である。また排水のpHは両土捨場とも7.0以上を示している。このことから、分別は適切に行われていると判断できる。

## 9. 終わりに

本稿では鉱化変質帯に位置する八甲田トンネルにおける掘削ずりについて、分別方法および管理型と判断された掘削ずりの処理方を紹介してきた。

今後は、岩石の判定基準値については、データを蓄積し

て適切な値とするよう継続的に検討を行っていく計画である。また、管理型土捨場における酸性水溶出についての分析も進めていきたい。なお、八甲田地域以外の鉱山地域への上記基準値の適用については、地域ごとの岩石の特徴を考慮して慎重に検討すべきであるが、今後の同様な条件下の地域における建設残土の合理的な処理方法の検討に、ここでの考え方や成果が貢献できるものと期待する。

これを進めるにあたり、技術上の問題点を調査、審議いただいた八甲田トンネル技術委員会(委員長須田照八戸工業大学教授)の委員の方々に深く謝意を表します。

注1) ここは、水質汚濁防止法でのpHの規制値以下(5.8以下)の水を酸性水としている。

### 参考文献

- 1) 加納 博・宮城一男・由井俊三・小島貞雄:東北新幹線「八甲田トンネルルート」における水質汚染問題について,青森市新幹線水資源汚染対策専門委員会,1979.
- 2) 由井俊三・宮城一男・加納 博:東北新幹線「八甲田トンネルルート」の地質学的諸問題,日本地質学会東北支部会報, no. 10, pp. 5~6, 1980.
- 3) 北川 隆・野々村政一:陸上世界最長トンネルの調査坑試験報告,トンネルと地下, vol. 28, 10, pp. 7~18, 1997.
- 4) 服部修一・太田岳洋・木谷日出男:鉱山地域におけるトンネル掘削残土の管理手法に関する検討,第12回トンネル工学研究発表会論文・報告集.
- 5) 服部修一・佐々木裕・夢沼慶正:鉱山地域における掘削ずり処理と土捨場構造,第12回トンネル工学研究発表会論文・報告集.
- 6) 太田岳洋・木谷日出男・服部修一:トンネルから発生する泥岩掘削残土の溶出特性,日本応用地質学会平成14年度研究発表会講演論文集.
- 7) 原田勇雄:オロフレトンネルの設計施工—鉱化変質帯のトンネル施工例,土と基礎, vol. 37, no. 9, 1989.
- 8) 佐々木祐三・田中 栄:旧鉱山地域におけるトンネル工事について—東北自動車道亀田山トンネル—,日本道路公団技術情報, no. 77, 1985.
- 9) 佐々木祐三: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, 1986.
- 10) 地盤工学会:土質試験の方法と解説—第一回改訂版—,地盤工学会, pp. 159~165, 2000.
- 11) 嶋谷 孝・黒岩正夫:廃棄物最終処分場における遮水技術,土木学会誌, vol. 83, no. 4, pp. 14~16, 1998.
- 12) 千木良雅弘:風化と崩壊,近未来社, pp. 107~129, 1995.
- 13) 橋口博宣・白井 恒:黒鉱床の広域探査における探査標的限定の一方—硫黄ハローと帯磁率ハローについて—,鉱山地質, vol. 25, pp. 293~301, 1975.
- 14) 石川洋平・沢口俊美・岩谷伸一・堀内正俊:黒鉱床の下盤石英安山岩溶岩による探査標的へのアプローチ—その活動様式と深沢鉱床の変質鉱化ハローの追跡—,鉱山地質, vol. 26, pp. 105~117, 1976.

# 地層処分と地質環境

こま だ ひろ や  
駒 田 広 也\*

## 1. はじめに

我が国では、原子力発電により発生する使用済燃料を再処理して、ウラン、プルトニウム等を再利用する原子燃料サイクルの確立が国の方針となっている。原子燃料サイクルの確立にはいくつかの重要な技術の組合せが必要となるが、特に再処理に伴って発生する高レベル放射性廃棄物の処分が重要課題であると認識されている。

高レベル放射性廃棄物の処分については、世界各国がいろいろな対策を検討してきており、特に、①現在の技術、知見が利用できること、②長期にわたり安全性が確保できる見通しがあること、③原則として自国内で処分が実現可能であること等の理由から、地層処分が合理性、安全性、実現性、経済性に優れ、有望なオプションであるとされている。

高レベル放射性廃棄物地層処分は地下300~1,000 m程度の深い地下に廃棄物を処分する概念であり、地質環境と関係が大きい施設である。ここでは、高レベル放射性廃棄物の地層処分を実現化していくにあたっての現状と地質環境との係わりを述べる。

## 2. 高レベル放射性廃棄物の特性

原子力発電で使用した使用済燃料を再処理する工程から発生する高レベル放射性廃液をガラス固化した高レベル放射性廃棄物は、発生当初は放射能が高く発熱量も高い状態にある。しかし、冷却のため30年から50年間程度貯蔵した後では、発熱量は当初の約3分の1から5分の1に減少し、合理的処分が行えるようになる。その後、図1のように地下300~1,000 m程度の安定した地層中の岩盤に埋設し、処分するのが地層処分の概念である。

一方、放射能は、ガラス固化後数百年にわたって、セシウム137やストロンチウム90等の核分裂生成物が支配的であるが、これらの核種の崩壊が進むにつれて放射能は減衰し、千年後には数千分の1に低下する。それ以降では、半減期の長いアメリカシウム241やある限られた核分裂生成

物による放射能が、減衰しつつも長期にわたって残存する。高レベル放射性廃棄物に残存する放射能の相对比较の一例として、元の天然ウラン鉱石と同じレベルの放射能まで減衰するには数万年程度を要するとされている。

## 3. 高レベル放射性廃棄物の管理

我が国では、高レベル放射性廃棄物であるガラス固化体は青森県六ヶ所村にある貯蔵施設において原子炉等規制法の定めに従って、安全に貯蔵されている。この限りにおいて我が国の高レベル放射性廃棄物は、現在、人間の生活環境から遮断された場所で安全に管理され、今後についても、数十年から百年程度の期間であれば安全に管理することは制度的にも技術的にも十分に可能である。しかしながら、高レベル放射性廃棄物の放射能は、数万年といった期間に

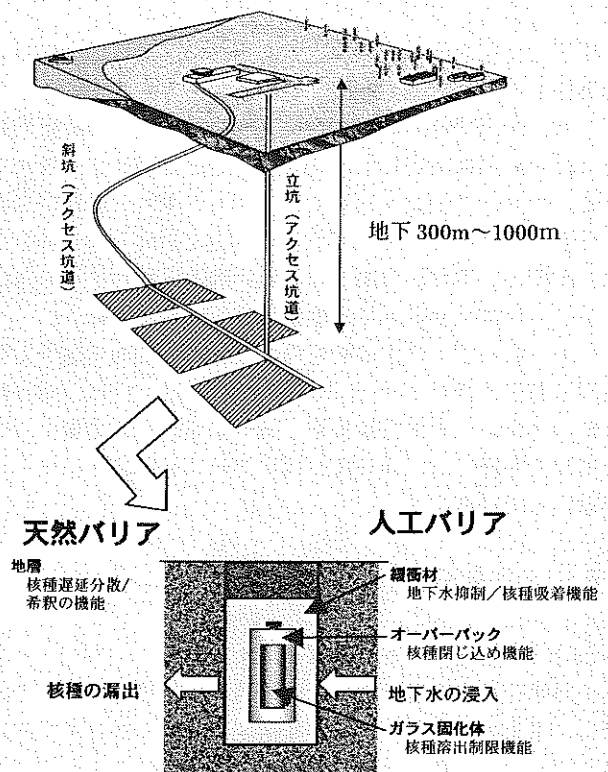


図1 地層処分施設概念および多重バリアシステム概念

\* (財)電力中央研究所 我孫子研究所 研究参事

わたって減衰しつつも存在し続けることになる。モニタリング等によって人間が常時管理することを長期にわたって続けることを将来の社会が受容し、技術的にもそれが可能であるという確かな見通しを保証することは困難と見られる。そうである以上、高レベル放射性廃棄物については、長期にわたる人間の直接的な管理の継続を前提とせずとも安全が保てるような対策を検討する必要がある。これが原子力の恩恵を受けている現世代の責任と考えられている<sup>2)</sup>。

#### 4. 地層処分の選択

高レベル放射性廃棄物を長期にわたり人間の生活環境から隔離して安全に処分する方法について、長年、各国および国際機関においてさまざまな可能性が検討されてきた。人間の生活環境から隔離するため、宇宙空間への処分、南極大陸などの氷床への処分、海洋底または海洋底堆積物中への処分、深地層への処分が考えられてきたが、地層処分以外の処分方法についての実現にあたっての問題が多いことから、現在、我が国を含めて国際的に、最も好ましい方策として地層処分が共通の考え方になっている。

すなわち、地層処分の対象となる深部の地質環境は、一般に地表近くの環境に比べきわめて長期の地質学的時間にわたり安定性があると考えられる。したがって、処分場として適切な地点を選べば、放射能レベルが高い期間や、その後の期間においても、埋設された廃棄物が人間環境に有意な影響を及ぼさないようにすることができると考えられる<sup>3)</sup>。

#### 5. 地層処分の現状

原子力発電を行ってきた欧米の多くの国では、地層処分を実施するために、かねてより準備が進められている。すなわち、米国では、ネバダ州ヤッカマウンテンの凝灰岩層を最終処分場に決定して、2010年に処分を開始する計画である。また、フィンランドでは、オルキオの花崗岩を処分場に決定して、2020年の処分開始を計画している。他に、欧州のいくつかの国では、処分場の候補サイトの選定中あるいは候補サイトでの地質調査を実施している。

一方、我が国では、地層処分の実施主体である原子力発電環境整備機構が2000年10月に設立され、今後、処分候補地の選定、サイト特性調査、処分場設計、安全審査、処分場建設を経て、2030年代半ばに処分開始のスケジュールを設定している。

#### 6. 地層処分施設の概念

##### (1) 地層処分の安全確保の考え方

地層処分の安全性は、天然の地層のみに依存するのではなく、本来の地層の有する隔離機能にいくつかの工学的対策を組み合わせたいわゆる「多重バリアシステム」が基本になっている。すなわち、図1に示したように、地層処分

施設は処分された放射性廃棄物を人工の構造物と天然の地層からなる多重の障壁で人間環境から隔離するシステムである。

この多重バリアシステムは、ガラス固化体、オーバーパック、緩衝材などの人工的な製作物（人工バリア）と、天然の地層（天然バリア）のバリア機能を多重に組み合わせることによる。これにより、高レベル放射性廃棄物を長期間にわたり地下水による放射性核種の溶解と運搬を抑制することによって、廃棄物に含まれる放射性物質による影響が人間環境に及ばないようにすることができる。このような考え方は高レベル放射性廃棄物の地層処分を検討している各国の共通した概念である<sup>3)</sup>。

##### (2) 処分施設の概念設計<sup>4),5)</sup>

地層処分施設は、主に、高レベル放射性廃棄物であるガラス固化体を受け入れる施設等の地上施設とガラス固化体を埋設する地下施設とからなる。これら処分施設の概念設計例として、電力中央研究所・電気事業連合会が検討した結果を以下に紹介する。

我が国では、まだ処分地が決定されていないので、処分地の地質条件として、我が国に比較的広く分布する花崗岩等の結晶質岩盤と砂岩・泥岩等の堆積岩盤の2種類を前提として、廃棄体4万本（日本の商業用原子力発電の第1号機が運転を開始した1966年から今後2015年までの原子力発電に伴う発生量に相当）を1箇所処分の施設を検討している。

##### 1) 人工バリア

人工バリアはガラス固化体、オーバーパック、緩衝材から構成されるもので、高レベル放射性液体廃棄物に対して人工的なバリアを構成するもので、図2に設計例を示す。

・ガラス固化体は、放射性廃液をガラスで固化し、核種の溶質を抑制する役割を持つが、これらは高レベル放射性

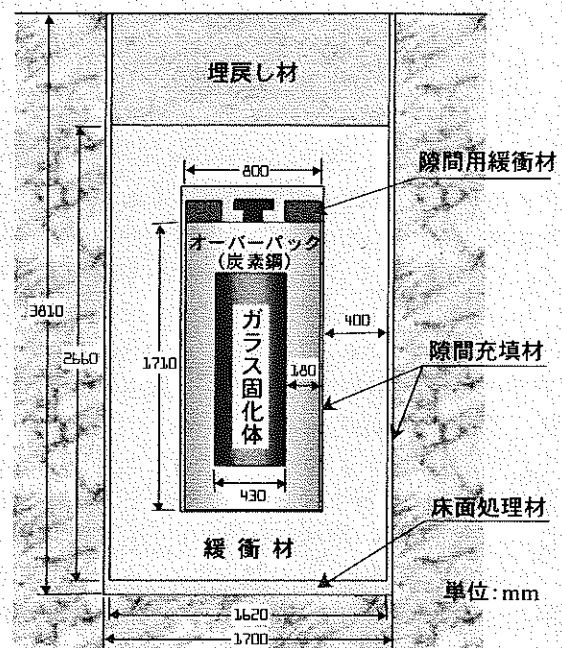


図2 処分孔に埋設される人工バリアの設計例

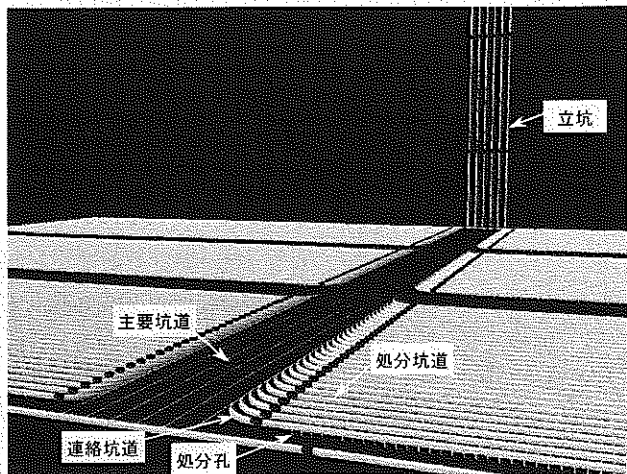


図3 地下施設の鳥かん図

廃液の処理として、すでに実施されている。

・オーバーパックは、所定の期間、ガラス固化体を密封保護するとともに、ガラス固化体と地下水の接触を抑制する役割を持つ。オーバーパック用材料として、耐圧性、耐熱性、耐放射線性などの特徴を有する炭素鋼が主に検討されている。

特にオーバーパックの設計厚さに大きく影響するのは耐圧性への要求である。耐圧性の評価する荷重には、地圧、地下水圧、緩衝材の膨潤圧、オーバーパック自身の腐食生成物膨潤圧を考慮した荷重を足し合わせる必要がある。

・緩衝材は、オーバーパックと岩盤の間に充填され、地下水の移動を抑制する（止水性）とともに、放射性核種の移行を抑制する（吸着性）役割を持つ。緩衝材用材料として、止水性、吸着性、熱伝導性等の特徴を有するように、ベントナイトと砂を混合して高密度に締め固めた土を検討している。

## 2) 地上施設

地上施設には、ガラス固化体を受け入れ、オーバーパックの封入・溶接・検査する施設、緩衝材や埋戻し材を製作する施設、さらに管理棟、資材置き場、掘削ズリ置き場等のような廃棄体を地下施設に定置・埋設するための準備工程や後行程となるさまざまな施設が建設される。地下施設の埋め戻しには、地下の掘削ズリをベントナイトで混合した材料使用を検討している。地上施設の面積として約40万m<sup>2</sup>、他に掘削ズリ置き場として約50万m<sup>2</sup>が必要となる。

## 3) 地下施設

地下の岩盤中に処分坑道を掘削して、その底部の処分孔にガラス固化体を収納した廃棄体を埋設していくことになる。地下

施設には、図3に示すように、その他に廃棄体の搬入、作業員の通行、換気用の各種坑道等の建設も必要となる。廃棄体の埋設間隔は処分坑道や処分孔の力学的安定性保持の条件と廃棄体からの発熱を消散させる熱的条件とから決定される。設計例として堆積岩盤の地下約500mに4万本を処分する場合、処分坑道の総延長が約200km、地下施設の面積が約2.5km<sup>2</sup>にもなる。

## 4) 廃棄体のハンドリング

廃棄体を地上施設から地下施設に搬入して処分孔に定置し埋設することになる。廃棄体1体は約5t、緩衝材は約10tにもなり、いずれもかなりの重量となる。しかも、ハンドリングには廃棄体からの被ばく低減を図るために、遠隔で操作する設備が必要となり、それらの設備の概念設計が行われている。

## 5) 地下施設の埋め戻し

廃棄体の埋設が終了すると、事前に決められた閉鎖や解体の条件を満たしていることを確認して、地下施設を閉鎖するために埋め戻すことになる。埋め戻しには、基本的には低透水性、膨潤性、力学的特性（強度と可塑性）、核種移行遅延性、化学的特性、長期健全性の確保とともに、経済性、調達性などに留意する必要がある。埋め戻し材としては、ベントナイト、砂、礫、現地発生ズリ等の混合材を適切に配合した材料が検討されている。

## 6) 処分施設の安全評価

処分施設が将来にわたって人間環境への影響がないことを評価する必要があり、図4のような安全評価のシナリオを設定している。地下水シナリオでは廃棄物からの漏洩した放射性核種が人間および環境に接触するプロセスを検討し、人間への長期的な影響を被ばく線量当量等で表し、目標線量当量と比較することによって行われるのが一般的である。一方、接近シナリオでは放射性核種が地下水を媒介せずに人間環境に接近し、被ばくをもたらすことを想定し

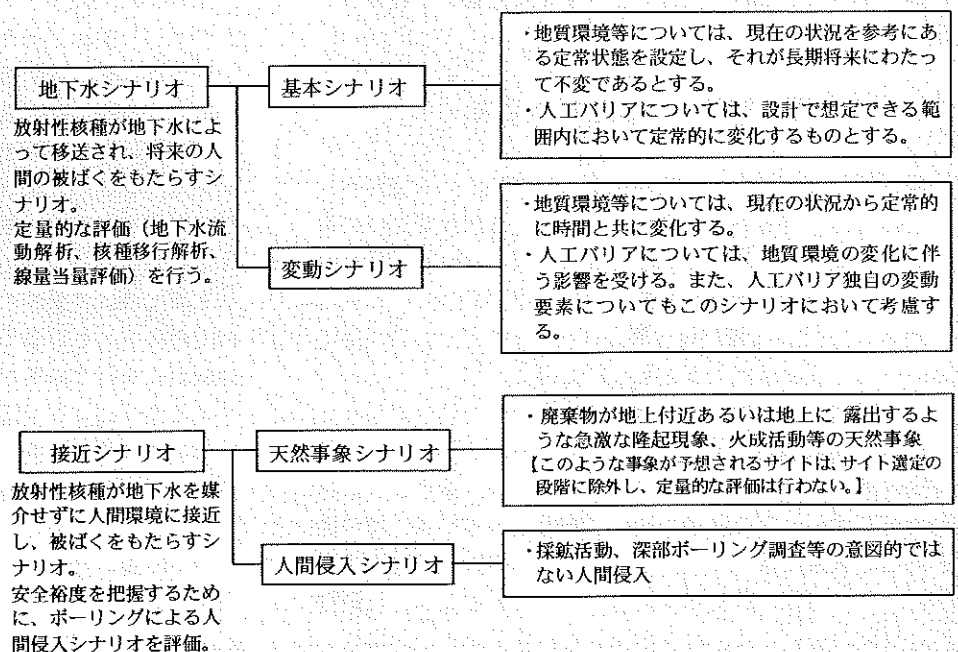


図4 地層処分施設の安全評価シナリオ



ている。

## 7. 地層処分する場所

我が国では地層処分する場所は未だ決定していないので、今後、処分場を選定していくことが重要課題でもある。それには、処分された廃棄物が、将来にわたって人間の生活環境に影響をもたらさない場所を処分場に選定する必要がある。影響が想定されるケースとしては、図4に示したように、火成活動、隆起・侵食などの天然現象や資源探査のための試錐・掘削などの人間活動によって高レベル放射性廃棄物と人間との距離が近づく場合（接近シナリオ）と、高レベル放射性廃棄物に含まれる放射性物質が長い時間をかけて徐々に地下水に溶け出して人間環境に運ばれてくる場合（地下水シナリオ）である。

地層処分の長期的な安定性を確保するうえで、火成活動、断層活動などの天然現象の影響が及ばない安定な地層を選び、また、隆起・侵食および気候・海水準変動などの変化を考慮して、廃棄物と人間環境との距離が近づくことを避けることが重要である。

このうち、我が国では、火山は限られた地域に偏っている。また、活断層の分布もその多くが把握されており、活断層のない場所は広く分布している。隆起・侵食および気候・海水準変動については地域差があるが、予想される工学的な変化量は分かっている。

また、将来、資源探査のための試錐・掘削などを行い廃棄物に達してしまう可能性については、我が国における鉱物などの地下資源の分布はほぼ把握されており、処分場として鉱物などの資源のない場所を選ぶことにより対処することができる<sup>9)</sup>。

一方、地下水によって放射性物質が人間環境に運ばれてくる場合に対しては、前述したように、人工的に設けられる人工バリアと岩盤である天然バリアとの多重バリアシステムの構成により、安全性を確保できる岩盤の存在は我が国に広く存在するとされている。

## 8. 我が国の処分地の選定プロセス

我が国では、高レベル放射性廃棄物の最終処分施設を建設する地点の選定方法を定めた「特定放射性廃棄物の最終処分に関する法律」が2000年6月に公布された。この法律には、処分地の選定を「概要調査地区」の選定、「精密調査地区」の選定、「最終処分施設建設地」の選定の三段階のプロセスを経て行うよう定められている。

第一段階の概要調査地区選定では、全国を調査対象として、主に文献調査により、将来にわたって自然現象による地層の著しい変動の生じるおそれが少ないと見込まれる地域を選定する。第二段階の精密調査地区選定では、概要調査地区を調査対象として、主にボーリング調査、物理探査等により、将来にわたって地層が安定であること、坑道掘削に支障がないこと、地下水流動等が地下施設に悪影響を及ぼす恐れが少ないことなどを確認するものである。第三

段階の最終処分施設建設地選定では、精密調査地区を調査対象として、主に地表からの詳細ボーリング調査、物理探査等、さらに坑道での調査、試験等により、最終処分施設を建設する場としての適性を確認するものである。

## 9. 処分地選定に考慮すべき地質環境

地層処分を推進するにあたり、当面の実施が前述した概要調査地区の選定である。この選定に対応して、土木学会原子力土木委員会地下環境部会では、2001年8月に「概要調査地区選定時に考慮すべき地質環境に関する基本的考え方」<sup>10)</sup>を、原子力安全委員会では、2002年9月に「高レベル放射性廃棄物処分の概要調査地区選定段階において考慮すべき環境要件について」<sup>11)</sup>を取りまとめている。これらの取りまとめに基づいて、ここでは、処分地選定に際して考慮すべき地質環境を、地質環境の長期安定性、人間侵入、処分場の建設可能性、多重バリア性能、および施工上の安全性の観点から、以下に述べる。

### (1) 地質環境の長期安定性

処分場は長期的に安定と考えられる岩盤中に設置することが求められる。ここでの長期安定の期間は、地質学的に予測が可能とされている十万年程度としている。火成活動、断層活動、地震活動等は突発的な変動事象であり、これより処分場が著しい影響を受ける地域は処分場に適しないと考えられる。過去の記録において隆起・侵食が著しいと考えられる地域についても、その変動が処分場に及ぼす可能性がある。さらに、汎世界的な変動して気候・海水準変動があり、それらが処分システムに対してどのような影響を与えるかを検討しておく必要がある。

#### 1) 火成活動

火成活動が処分システムに及ぼす影響としては、マグマの貫入・噴出による処分施設の直接的破壊と、熱・熱水の放出による天然バリアへの水理学的、地化学的影響、人工バリアの性能低下等が考えられる。したがって、火成活動による処分施設の直接的破壊を避けるためには、火山地域を除外することが必要である。

プレート沈み込みに関連する火成活動が生じている地域では、第四紀火山が集中して分布する地域を火山地域として、将来的にも火成活動が起こる可能性が高いと見なされる。しかし、沈み込みに関連しない火成活動が生じている地域では、将来的な火成活動が起こり得る場についての特定が必ずしも容易でないので、地域が限定された時点で詳細調査を行う必要がある。

火成活動による周辺への熱・熱水の影響については、著しい影響の及ぶ範囲を除外する必要がある。なお、土木学会<sup>12)</sup>では、除外する範囲を第四紀火山の中心から20 km程度を目安としている。

#### 2) 断層活動

断層活動が処分システムに及ぼす影響としては、岩盤の破断・破壊に伴う処分施設や廃棄体の直接的破壊と、周辺岩盤の力学的、水理学的変化による多重バリアの機能低下



等の影響が考えられる。したがって、断層活動による処分施設の直接的破壊を避けるためには、活断層を避ける必要がある。また、周辺岩盤への力学的、水理学的影響が著しい範囲は除外する必要がある。なお、土木学会<sup>7)</sup>では除外する範囲を活断層から両側2 km程度を目安としている。

### 3) 地震活動

地震活動が処分システムに及ぼす影響としては、処分施設に対する地震動の影響、岩盤における地震時の地下水圧の変化等が考えられる。

地下深部の地震動は地表部に比較して小さいことが知られており、地下の処分施設は想定される地震動に応じて対処可能と考えられている。なお、地上施設については、原子力施設の耐震設計に準じれば対処可能である。

地震前後における岩盤のひずみの変化に起因して、地下水位や地下水圧が広域的に変化する場合がある。しかし、これらの変化は数週間～数カ月にはもとに回復する事例が多く、地下水流動に対して恒常的な影響は及ぼさないと考えられている。

したがって、地域が特定された時点で、対象岩盤の特性を考慮して、地震活動に対する詳細検討を行えば良いと考えられる。

### 4) 隆起・侵食

隆起・侵食が処分システムに及ぼす影響としては、地下の処分場が地表への接近に伴い、地下水流動特性や地化学的条件が変化することによる核種移行の促進等が考えられる。

隆起は主にプレート運動に起因する地殻応力場に対応して、地域ごとに一定の傾向に沿って累積している。過去数十万年の変化の外挿によれば、将来数十万年程度の隆起量は一部の地域を除けば50 m未満～100 m未満と推定される。侵食速度は、河川の下刻を考慮しても10万年で数10～100 m程度と考えられている。

なお、沈降については処分深度が増すので、処分施設には有利な面が大きいと考えられる。

したがって、地域が限定された時点で、地域的な隆起速度と侵食速度の関連性を考慮した設計により、その影響を避けることが可能と考えられる。

### 5) 気候・海水準変動

気候・海水準変動による影響としては、降水量の変化、動水勾配の変化、沿岸域における塩淡境界の移動等のように、処分施設周辺の地下水流動および地化学的環境の変化が挙げられる。これについては、隆起・侵食、地下水流動特性、地下水の地化学特性に関する検討の際に考慮する必要があるが、その影響は比較的浅部に限られており、処分深度の設定により対処が可能であると考えられる。

## (2) 人間侵入

処分場が設置される深度では、人間の生活環境とはほぼ切り離されていると考えられる。しかし、深部に地下資源が存在するような場合にはこの限りではなく、採鉱や探査目的による掘削により人間が侵入する可能性があるとの考え方があ

る。したがって、廃棄体の隔離性が損なわれる可能性を回避するために、現在、採鉱あるいは開発の計画がある資源が分布する地域は処分地選定の対象から除外する必要がある。

### (3) 処分場の建設可能性

地下処分場を建設するうえで、十分な規模の岩盤が適切な深度に分布している必要がある。しかも、設計・性能評価に資するための地質環境把握の容易さから、なるべく均質で、地質構造が単純であるが好ましいと考えられる。また、設計上の制約を少なくする観点からはなるべく大きな岩体である方が好ましい。

さらに、岩盤の力学特性は、処分上の設計・建設・操業・閉鎖の各段階における地下施設の安定性および閉鎖後における地下施設の長期安定性を検討するうえで、重要な情報である。

### (4) 多重バリア性能

放射性核種に対する処分システムの多重バリア性能の観点から、地下水流動特性、および地下水の地化学特性は重要である。

地下水の流速や水みちの連続性等は、核種の移行に関与し、バリアの核種閉じ込め機能に大きな影響を及ぼすと考えられる。地質構造線等の大規模な破碎帯を伴う断層、第四紀火山岩は透水性が高く、天然バリアの核種閉じ込め機能を期待できないと予想される。また、透水性が高く、動水勾配が大きい地域、あるいは熱対流の影響が大きいと考えられる地域では、処分システムへの影響を考慮する必要がある。

地下水の地化学特性は人工バリアの安定性や地下水中での核種の溶解・沈殿、吸着等に影響を与える。現状の多重バリア概念は、処分場閉鎖後還元状態に移り、それが長い期間継続することを前提に検討が進められている。酸化還元状態は、オーバーパックのような金属材料の腐食様式、廃棄物中に含まれる核種の溶解度や存在形態に大きく係ることが知られている。また、著しい酸性もしくはアルカリ性の地下水や熱水が支配的に分布する場合には、処分システムに影響を及ぼす可能性がある。

### (5) 施工上の安全性

異常間隙水圧、膨張性地山、大湧水等は処分場の施工に障害を与える可能性がある。施工時にこれらに遭遇したとしても、技術的には施工対策を講ずることにより、坑道掘削は可能であると考えられるが、施工性や経済性の観点から、これらが予想される地域は処分地選定から除外することが望ましい。

## 10. 今後の課題と展望

高レベル放射性廃棄物地層処分施設を推進していくにあたっての当面の課題は、処分地選定の第一段階である概要調査地区の選定である。その後の概要調査地区での調査は

平成10年代後半からの開始を予定している。この概要調査にあたって、地質環境の調査の観点から今後の課題と展望を述べる。

#### 1) ボーリング調査と物理探査の信頼性向上

概要調査地区での調査では、地表からの限定された個数のボーリングと物理探査で、1,000 m程度までの大深度で、数km四方の広域にわたっての地質地下水状況の概要を把握する必要がある。これには、今後、ボーリング孔での調査法および地表からの物理探査法の信頼性向上が必要である。

#### 2) 天然事象（火成活動，断層活動，隆起・侵食等）の長期挙動に関する将来予測手法の構築

天然事象の長期予測は処分地選定プロセスの初期に必要なものである。文献調査，地表調査，ボーリング調査等のみでの将来予測手法を確立しておく必要がある。

#### 3) 沿岸海底下の地質環境調査法の構築

従来，処分候補地として，主に陸上部の深部地下を検討の対象としてきた。しかし，廃棄体の輸送，処分施設の安全評価等の観点から沿岸海底下も処分地として有望と考えられている。今後，沿岸海底下の立地を想定した地質環境調査法の構築が必要である。

## 11. おわりに

高レベル放射性廃棄物地層処分の現状と特に地質環境と

の関係述べた。高レベル放射性廃棄物対策は今後も原子力発電を継続したうえで，避けることができない課題である。現在の概念設計では，処分施設の処分坑道の総延長が約200 km，総費用が約3兆円にもなる巨大プロジェクトである<sup>9)</sup>。このプロジェクトの推進には地質・土木技術者に期待されるところが大きいものがあります。

#### 参考文献

- 1) 核燃料サイクル開発機構：わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性—地層処分研究開発第2次取りまとめ—，平成11年11月。
- 2) 原子力委員会高レベル放射性廃棄物処分懇談会：高レベル放射性廃棄物処分に向けての基本的考え方，平成10年5月。
- 3) 原子力委員会：原子力の研究，開発及び利用に関する長期計画，平成6年6月。
- 4) 電力中央研究所・電気事業連合会：高レベル放射性廃棄物地層処分の事業化技術，平成11年3月。
- 5) 北山一美・駒田広也：高レベル放射性廃棄物処分の事業化技術，原子力学会，Vol. 41, No. 8, pp. 858~874, 平成11年8月。
- 6) 原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会：高レベル放射性廃棄物の地層処分—研究開発等の今後の進め方—，平成9年4月。
- 7) 土木学会：地層処分と地質環境 概要調査地区選定時に考慮すべき地質環境に関する基本的考え方，平成13年8月。
- 8) 原子力安全委員会：高レベル放射性廃棄物処分の概要調査地区選定段階において考慮すべき環境要件について，平成14年9月。
- 9) 総合エネルギー調査会原子力部会中間報告：高レベル放射性廃棄物処分事業のあり方，平成11年3月。