

表層環境を考慮した生物圏評価手法の 構築に関する検討

Development of Biosphere Assessment Methodology in View of Surface
and Near-Surface Environment

板津 透 稲垣 学 加藤 智子 鈴木 祐二 小山田 潔
江橋 健 川村 淳 蛭名 貴憲 宮原 要

Toru ITAZU, Manabu INAGAKI, Tomoko KATO, Yuji SUZUKI, Kiyoshi OYAMADA
Takeshi EBASHI, Makoto KAWAMURA, Takanori EBINA and Kaname MIYAHARA

地層処分研究開発部門
地層処分基盤研究開発ユニット

Geological Isolation Research Unit
Geological Isolation Research and Development Directorate

July 2009

Japan Atomic Energy Agency

日本原子力研究開発機構

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

独立行政法人日本原子力研究開発機構 研究技術情報部 研究技術情報課
〒319-1195 茨城県那珂郡東海村白方白根2番地4
電話 029-282-6387, Fax 029-282-5920, E-mail:ird-support@jaea.go.jp

This report is issued irregularly by Japan Atomic Energy Agency
Inquiries about availability and/or copyright of this report should be addressed to
Intellectual Resources Section, Intellectual Resources Department,
Japan Atomic Energy Agency
2-4 Shirakata Shirane, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki-ken, 319-1195 Japan
Tel +81-29-282-6387, Fax +81-29-282-5920, E-mail:ird-support@jaea.go.jp

© Japan Atomic Energy Agency, 2009

表層環境を考慮した生物圏評価手法の構築に関する検討

日本原子力研究開発機構 地層処分研究開発部門
地層処分基盤研究開発ユニット

板津 透^{*}, 稲垣 学^{*}, 加藤 智子,
鈴木 祐二^{*1}, 小山田 潔^{*2}, 江橋 健,
川村 淳^{*}, 蛭名 貴憲^{*1}, 宮原 要

(2009年5月18日受理)

わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分は、事業がサイト選定の段階を迎えつつあり、これまでのジェネリックな地質環境での評価から得られた方法論を個別の地域へ適用した検討が第2次取りまとめ以降進められている。生物圏評価においても、具体的な地質条件等を踏まえて核種挙動を推定し、その結果を評価に反映させる検討が始まっている。

本研究では、個別の地域において、表層環境（天然バリアからの核種移行先となる帯水層や生物圏の環境）を考慮した生物圏評価手法を構築するためのいとぐちとして、評価に使用される表層水理解析（生物圏評価に利用されることを目的とした表層環境における水理・物質移行解析）について検討した。なお、本研究における表層水理解析は、表層環境のうち特に帯水層中での地下水流動に重点を置いている。表層水理解析は生物圏評価を目的とするが、そのような解析はわが国ではまだ実施されていない。そのため、現時点で表層水理解析に有用な技術を把握し、今後解析を実施する場合の課題を検討することをここでの目的とした。実施内容は、①表層水理解析に関する海外文献調査、②表層水理解析に有用である地下水流動・物質移行調査技術に関する国内文献調査、③モデルサイトの表層環境における物質移行解析の試行、④表層水理解析におけるモデル設定・境界条件の検討である。

①については、スウェーデンの事例について文献調査を行い、表層環境である第四紀層中の核種移行を考慮した線量計算、処分場深度が第四紀層における核種移行に与える影響等について把握した。②については、国内で実施された生物圏評価を目的としていない通常の地下水流動・地下水汚染調査事例から、わが国の表層水理解析の特性（表層環境における地下水流動の鉛直方向成分を推定しなければならないこと、表層環境における層相変化が大きいこと）に対して有用と思われる技術情報を整理し、環境トレーサーの利用法、不圧地下水位データを利用した透水係数の推定法等の情報を得た。③については、将来的な感度解析への利用を目的として、モデルサイトとして選定された地域の表層環境における物質移行解析を試行し、いくつかのパラメータ値を変えて計算される濃度分布に与える影響を検討した。対象地域における結果では、解析範囲（平野部と隣接する丘陵までとする場合、およびさらに広域的な分水嶺までを含める場合）、透水異方性による濃度分布の変化は小さかったが、ソース位置の違いによる変化は比較的大きかった。④については、表層水理解析による計算結果を生物圏評価モデルへの入力値として利用するために、河川・湖沼・海域等への地下水・物質流出入量が求められるようなモデル設定・境界条件について検討し、その結果をまとめた。

核燃料サイクル工学研究所（駐在）：〒319-1194 茨城県那珂郡東海村村松 4-33

※ 技術開発協力員

*1 株式会社 NESI

*2 日揮株式会社

Development of Biosphere Assessment Methodology in View of Surface and Near-Surface Environment

Toru ITAZU[※], Manabu INAGAKI[※], Tomoko KATO,
Yuji SUZUKI^{*1}, Kiyoshi OYAMADA^{*2}, Takeshi EBASHI,
Makoto KAWAMURA[※], Takanori EBINA^{*1} and Kaname MIYAHARA

Geological Isolation Research Unit
Geological Isolation Research and Development Directorate
Japan Atomic Energy Agency
Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki-ken

(Received May 18, 2009)

The project of high-level radioactive waste disposal is in the stage of site selection in Japan, and the site-specific performance assessment using the methodology of site-generic study has been developed after the publication of the second progress report (H12). In the same way, biosphere assessment using the behavior of radionuclides, which depends on the site-specific condition, has been started.

As the beginning of development of biosphere modeling for HLW disposal founded on the environment of aquifer and biosphere that is the effluent region of radionuclides from natural barrier (surface and near-surface environment), we did examination of the surface and near-surface hydrological analysis, which is the hydrological and transport analysis in surface and near-surface environment for being used in biosphere assessment. This study specially focuses on groundwater flow in aquifer of surface and near-surface environment. Because no example of the surface and near-surface hydrological analysis, which is for biosphere assessment, in Japan, the purpose of this study is to understand the existing valuable skills and future issues in the implementation of the analysis.

The issues have been addressed in this study are the following:

- (i) Survey of the foreign literature relating to the surface and near-surface hydrological analysis.
- (ii) Survey of the domestic literature of groundwater flow and transport useful for the analysis.
- (iii) Trial of transport analysis in surface and near-surface environment of the model site.
- (iv) The setting and boundary conditions of model used for the surface and near-surface hydrological analysis.

About the first issue, from literature of Sweden, we studied the calculation of the dose with account to radionuclides migration in the Quaternary, the influence of repository depth on the migration. Concerning the second item, collecting and compiling the useful information for the surface and near-surface hydrological analysis, which require the consideration of the vertical components of groundwater flow and large diversity of layers in surface and near-surface environment, from literature related to groundwater flow and pollution survey in Japan, we learned about the environmental tracer method, the permeability estimation method using unconfined groundwater level and so on.

※ Collaborating Engineer

*1 NESI Incorporated

*2 JGC Corporation

Concerning the third point, transport analysis in surface and near-surface environment using site-specific data for sensitivity analysis after this has been carried out to check out the influence of some parameters on transport phenomena, and the low sensitivities of the model area, permeability anisotropy to the concentration pattern and the relative high sensitivity of the difference of the source positions were shown. Concerning the fourth item, we examined the setting and the boundary conditions of model whose outputs include groundwater flow and transport rate into river, lake, sea. These outputs are used as inputs of biosphere assessment model.

Keywords: HLW Geological Disposal, Biosphere, Surface and Near-Surface Environment

This is a blank page.

目 次

1	はじめに	1
2	生物圏評価手法	4
2.1	既存の生物圏評価手法	4
2.2	表層環境を考慮した生物圏評価手法	8
3	海外における表層水理解析に関する最近の検討状況	9
3.1	目的および概要	9
3.2	スウェーデンにおける事例	10
3.2.1	第四紀層における核種移行を考慮した被ばく線量の計算	10
3.2.2	処分場深度が第四紀層における核種移行に与える影響	13
3.2.3	地下水・地表水連成解析	15
4	国内における表層水理解析に有用な地下水流動・物質移行調査技術	16
4.1	目的および概要	16
4.2	地下水流動調査	18
4.2.1	一般的地下水流動	18
4.2.2	地質環境から表層環境にいたる地下水流動	21
4.2.3	表層環境における地下水流動（その1）	26
4.2.4	表層環境における地下水流動（その2）	31
4.3	物質移行調査	35
4.3.1	地下水汚染調査事例	35
4.3.2	物質移行解析と事後監査	38
5	表層水理解析の実際的検討	44
5.1	モデルサイトの表層環境における物質移行解析の試行例	44
5.2	表層水理解析におけるモデル設定・境界条件に関する検討	53
6	おわりに	57
	謝辞	57
	参考文献	58

Contents

1. Introduction	1
2. Biosphere assessments	4
2.1 Existing method of biosphere assessments	4
2.2 Biosphere assessments based on surface and near-surface environment	8
3. Foreign approaches and issues relating to the surface and near-surface hydrological analysis	9
3.1 Purpose and outline	9
3.2 The cases of Sweden	10
3.2.1 Calculation of dose rate for radionuclides with account to radionuclides migration in the Quaternary	10
3.2.2 Influence of repository depth on the radionuclides migration in the Quaternary	13
3.2.3 Integrated surface-subsurface water flow	15
4. Research skills of groundwater flow and transport valuable for the surface and near-surface hydrological analysis.	16
4.1 Purpose and outline	16
4.2 Research of groundwater flow analysis	18
4.2.1 General groundwater flow	18
4.2.2 Groundwater flow ranging from geological environment to surface and near-surface environment	21
4.2.3 Groundwater flow in surface and near-surface environment (1)	26
4.2.4 Groundwater flow in surface and near-surface environment (2)	31
4.3 Research of transport in groundwater	35
4.3.1 A case of groundwater pollution	35
4.3.2 A post audit of transport analysis	38
5. Practical examination of the surface and near-surface hydrological analysis	44
5.1 Trial of transport analysis in surface and near-surface environment of the model site	44
5.2 Setting and the boundary conditions of model used for the surface and near-surface hydrological analysis	53
6. Conclusion	57
Acknowledgement	57
References	58

1. はじめに

わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分は、事業がサイト選定の段階を迎えつつある。そのため、生物圏評価においても、個別の地域についてその場の特徴を考慮した評価手法を検討する必要がある。これまでの生物圏評価に関する研究では、実際の場所を特定しないジェネリックな環境を対象としており、例えば、地層処分研究開発第2次取りまとめ（核燃料サイクル開発機構，1999¹⁾：以下、「第2次取りまとめ」という）で評価に用いた水理情報は、地形パターン（山地・平野・丘陵）ごとのわが国における平均的な値等に基づくものであった。

放射性廃棄物地層処分の生物圏評価においては、地表付近を複数のそれぞれ均質な区画（コンパートメント）で近似するモデル（コンパートメントモデル）や、保守的な仮定に基づくパラメータ値を用いた評価法が利用されている。第2次取りまとめでは、地表付近を河川水、河川堆積層、沿岸海域堆積層、沿岸海域水等の生物圏要素で代表させるコンパートメントモデルを用いている。そして、天然バリアから移行してきた核種をどれか1つのコンパートメントに全て流入させ、各コンパートメント間の核種移行を想定し、線量への換算係数（地層処分に起因する放射性核種の移行率を生物圏で人間が受ける放射線量に換算する係数）を求めている。これらは、仮想的な場を対象としているため、生物圏評価に関連する水理現象については平均的なパラメータ値を求めて、その値を保守的な仮定に基づいて設定したモデルに対して適用しており、実際の場を設定してその特徴や条件を考慮した評価ではない。

天然バリアから移行してきた核種が流入すると想定される生物圏要素は、**Geosphere-Biosphere Interface**（以下、「**GBI**」という）と呼ばれる。**GBI**は、本来、ニアフィールド、ファーフィールド、生物圏の3層から成る処分場からの核種移行解析モデルにおいて、ファーフィールド、およびそこから流出した核種の移行先である生物圏との間に存在する核種を受け渡すモデル上の境界面を示している（**BIOPROTA, 2005²⁾**）。ただし、一般には、境界面だけではなく、境界面を含めた生物圏要素全体が**GBI**と呼ばれる。なお、第2次取りまとめでは、人工バリア、天然バリア、生物圏から成る3層モデルが使用されている。ニアフィールドは、「人工バリア及び人工バリアが設置されることによって、影響を受けると考えられる周辺範囲の地層のこと」であり、人工バリアよりやや広い領域を示すことになる。そのため、ニアフィールドとファーフィールドの境界は、人工バリアと天然バリアの境界と若干異なることになる。しかし、ファーフィールドと生物圏の境界は、天然バリアと生物圏の境界と同じとみなせる。本研究では、第2次取りまとめにならない、人工バリア、天然バリア、生物圏から成る3層モデルを想定し、ファーフィールドではなく天然バリアという用語を用いることとする。

実際に特定された場所において天然バリアから生物圏への核種移行を考えた場合、天然バリアと生物圏の間には帯水層が存在し、そこでは天然バリアとは異なる核種移行条件となることが予想される。最近の生物圏評価では、帯水層中での核種の希釈等の効果が無視できないと考えられ、この領域も含めて**GBI**として設定されることが多くなっている。その場合、**GBI**は面ではなく大きさをもつ領域となるため、**Geosphere-Biosphere Interface Zone**（以下、「**GBIZ**」という）という用語が用いられることが多い。

生物圏評価において、実際の**GBIZ**の特性を考慮して核種移行を予測することは、より現実に近い形での評価を行ううえで重要であり、安全評価モデルの高度化に貢献する。生物圏評価の重要課題について検討するための国際プロジェクトである**BIOPROTA**は、**GBIZ**におけるモデリングプロセスをテーマとしたレポート（**BIOPROTA, 2005²⁾**）の目的を、**GBIZ**中の核種移行に関連した蓄積・分散・希釈等の現象の取扱いについてより良く理解できるようになることとしている。

帯水層のうち GBIZ となる部分は、天然バリアからの核種流入位置に対して求めた核種移行経路により決定されることになる。ただし、本研究では、天然バリアからの核種流入位置が特定できない状態で帯水層中の地下水流動・物質移行解析を行うことを想定するため、GBIZ と成りうる領域である天然バリアから核種が移行する可能性のある帯水層全体を GBIZ とする。GBIZ は、個々のサイトの地形・地質条件等に応じて設定されることになる。

本研究では、天然バリア上面を基準として、GBIZ および生物圏における環境を「表層環境」とし、人工バリアの設置・天然バリアに関わる岩盤がある地下の環境を示す「地質環境」と区別する。表層環境には、地形・地質・気象・利水等の水理・物質移行に関わる環境が含まれ、将来の研究においては水理的な要素だけではなく気候変動、隆起・侵食等の要素も含める可能性がある。また、生物圏評価に利用されることを目的とした表層環境における水理・物質移行解析を「表層水理解析」と呼ぶ。表層水理解析では、解析範囲として表層環境だけではなく天然バリアとみなせる岩盤領域までも含むことになる。

なお、本研究では、表層環境の中でも特に GBIZ 中での地下水流動に重点を置き、表層環境に含まれる河川等の表層水や不飽和帯における流動は詳細には扱っていない。これは、研究が初期段階にあり、現時点で表層環境における水理現象全てを対象にすることが困難なためである。そのため、ここでの表層環境を考慮した生物圏評価とは、GBIZ での具体的な核種移行経路・移行時間の推定、移行時の地下水中での分散・希釈や地層への収着等についての情報が活用された評価になる。また、今後の実施を想定している表層水理解析モデルでは、不飽和帯における流動や表層水流動は含めないことを前提としている。ただし、解析モデルにおいて計算される河川への地下水流出量と、解析対象地域における河川流量実測値との整合性を図るようなかたちで、表層水流動が解析モデルに考慮される。

地下水汚染調査では、地下水中の汚染物質の濃度を的確に評価するために、河川等の水域を含む地形や地層層序の情報を用いたシミュレーションが行われている（例えば、環境省、2005³⁾）。これらのシミュレーションでは、評価地域における水理条件や利水条件、気象等が考慮されて、汚染物質の地下水中濃度が推定されている。地下水汚染におけるこのような技術を利用することにより、地層処分の性能評価においても、特定された表層環境について現実的な水理解析に基づく物質移行の評価が可能となる。ただし、地層処分の性能評価においては、評価時間が長く空間スケールが大きいこと、物質のソース位置が地表付近ではなく地下にあること等、通常の地下水汚染とは異なる点も多く存在する。

表層水理解析に関する研究は、稲垣ほか(2007)⁴⁾により行われ、諸外国における GBI の取扱い、広域水理を考慮した核種流入域のパターン化、利水環境での核種の希釈・分散効果を評価するための水収支推定に用いるデータ等の課題が検討されたが、個別の地域における表層水理解析を行う際の具体的な方法（モデル設定・境界条件等）については扱われなかった。そこで本研究では、個別の地域における表層環境を考慮した生物圏評価手法を構築するためのいとぐちとして、既存技術の現状を把握し、現時点で表層水理解析に有用な技術および今後解析を実施する場合の課題を検討することを目的とした。そのため、既存文献情報を収集するとともに、表層水理解析におけるモデル設定・境界条件（河川・湖沼・海域等への地下水・物質流入量を求めることを目的とした設定）の考え方を整理した。また、将来的に感度解析に利用することを目的として、モデルサイトの表層環境における物質移行解析を試行し、パラメータ値による解析結果の違いを検討した。

表層水理解析は生物圏評価を目的としているが、このような解析は、海外における事例はあるが、わが国ではまだ実施されていない。また、わが国においては、国内の地質条件に応じて開発されてきた調査技術を表層水理解析に適用する必要がある。そのため、既存文献調査にお

いては、海外は実際に行われた表層水理解析に関するもの、国内は表層水理解析に利用できる地下水流動・物質移行調査技術に関するものを対象とした。

本研究での実施内容は、

- ① スウェーデンにおける表層水理解析に関する文献調査
- ② 国内における表層水理解析に有用な地下水流動・物質移行調査技術に関する文献調査
- ③ モデルサイトの表層環境における物質移行解析の試行
- ④ 表層水理解析におけるモデル設定・境界条件の検討

である。これらの成果は、今後、個別の地域において表層水理解析を行う際に利用されるものである。

なお、表層環境における物質移行現象を理解し、その結果を生物圏評価に活用することは、評価へ与える影響の大きい要因を把握し、有効な現地調査法の提案等につながる可能性がある。また、場所による物質移行量の違い等の実際の表層環境に即した具体的な結果を提示することにより、説明性を向上させる効果も将来的には見込まれる。

2. 生物圏評価手法

2.1 既存の生物圏評価手法

本節では、本研究での対象である「表層環境を考慮した生物圏評価手法」の新規性を明らかにするため、「既存の生物圏評価手法」を示す。

生物圏評価では、地下深部の処分場から母岩および断層を経て移行してきた核種が、最終的に河川などの表層水系や海への放出、あるいは井戸からの地下水汲み上げによって人間の生活環境に流入するとしている。第2次取りまとめにおいては、地形（山地、丘陵、平野）および地下水（陸水系、海水系）の特徴に着目し、それらの組み合わせに応じて放射性核種が流入すると想定される生物圏要素を GBI として設定した（表 2.1-1）。

このように、想定した表層環境・地質環境に応じた GBI を設定することにより、生物圏評価を行うことができる。生物圏評価とは、人間の生活環境における核種移行プロセス、およびこのプロセスによる被ばくの形態(被ばくプロセス)について評価を行い、人間への被ばくの影響を推定することである。生物圏評価の結果は、生物圏に至る核種の移行率を線量に換算するために用いられる。

動力炉・核燃料開発事業団(1992)⁵⁾による高レベル放射性廃棄物地層処分研究開発の技術報告書（以下、「第1次取りまとめ」という）では、詳細な生物圏を特定せず、天然バリアからの核種移行率を、パラメータとして設定した年間の希釈水量で除算した。そして、得られる濃度をわが国の既存の原子力施設に対して定められている「周辺監視区域外の水中濃度限度」（科学技術庁，1988⁶⁾）で再度除算することによって、線量に換算した。

一方、第2次取りまとめにおける生物圏評価では、河川水、河川堆積層、沿岸海域堆積層、沿岸海域水等の生物圏要素をコンパートメントで代表させるコンパートメントモデルが用いられている。

第2次取りまとめでは、生物圏評価のレファレンスケースとして、表 2.1-1 の組み合わせのうち、地形が平野で地下水が陸水系の場合を想定し、表層水のうち河川を GBI とした河川水モデルを用いた（図 2.1-1）。また、天然バリアからの放射性核種の移行においては、帯水層での収着による核種の移行遅延やそれにとまらなう放射性崩壊を考慮せず、河川にすべて流入することを想定している。

第2次取りまとめのレファレンスケースである河川水モデルの核種移行プロセスおよび被ばくプロセスを図 2.1-2 に示す。レファレンスケースにおいて、天然バリアから河川水コンパートメントに流入した核種は、河川堆積層、沿岸海域水等の他のコンパートメントとの間を設定したプロセスにより移行する。コンパートメント間の移行プロセスには、降水の表面土壌への年間浸透量、河川流量、海洋拡散による希釈水量等の様々なパラメータ設定値が関与する。この移行プロセス計

表 2.1-1 地形と地下水の組み合わせに対応して設定した GBI (核燃料サイクル開発機構，1999¹⁾)

地形	山地	丘陵	平野（低地，台地）
地下水			
陸水系	・表層水系 (河川，湖沼など) ・海	・表層水系 (河川，湖沼など) ・井戸 ・海	・表層水系 (河川，湖沼など) ・井戸 ・海
海水系	・海	・海	・海

注) ・陸水系地下水には、降水を起源としたものと海水を起源としたもの（化石海水）が考えられるが、化石海水が地表近傍に到達したとしても大量に存在する降水起源の地下水によって混合されるため、降水起源の地下水のみを対象とする。

・山地においては灌漑水などに利用している井戸がほとんどないことから、山地での井戸は対象外とする。

算により、各コンパートメントにおける核種濃度の時間変化が計算されることになる。コンパートメントから人間への被ばくプロセスについては、職業別被ばくグループごとの生活様式をもとに設定されている。

このような手順を経ることにより、天然バリアからの核種移行率を入力値とし、その値から生物圏におけるコンパートメント濃度を計算して、職業別グループごとの被ばく

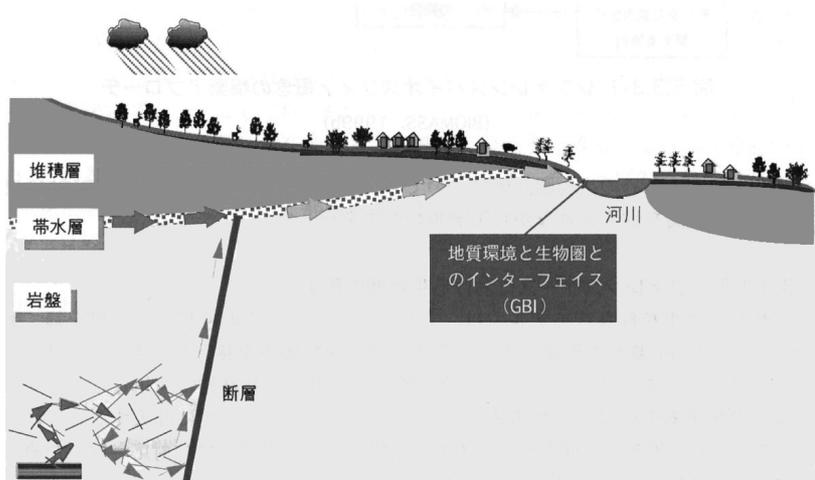
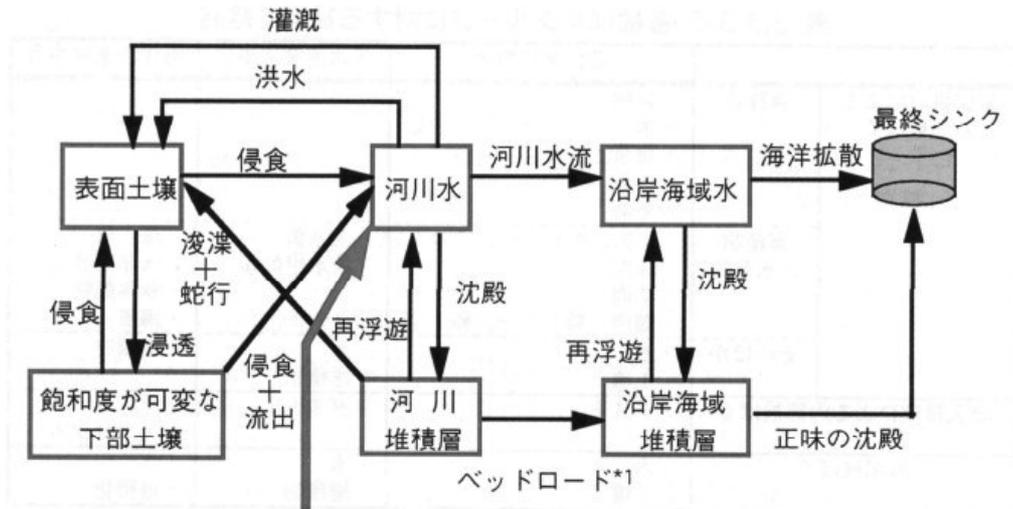


図 2.1-1 レファレンスケースにおいて設定した GBI (核燃料サイクル開発機構, 1999¹⁾)

線量が求められる。単位入力値とした核種移行率に対し、定常状態に達した線量を「線量への換算係数」とすることにより、天然バリアからの任意の核種移行率を線量に換算できることになる。各被ばくグループについて、線量への換算係数を求めた結果を図 2.1-3 に示す。なお、図中で H3 とあるのは、第 1 次取りまとめでの考え方に基づく線量への換算係数である。

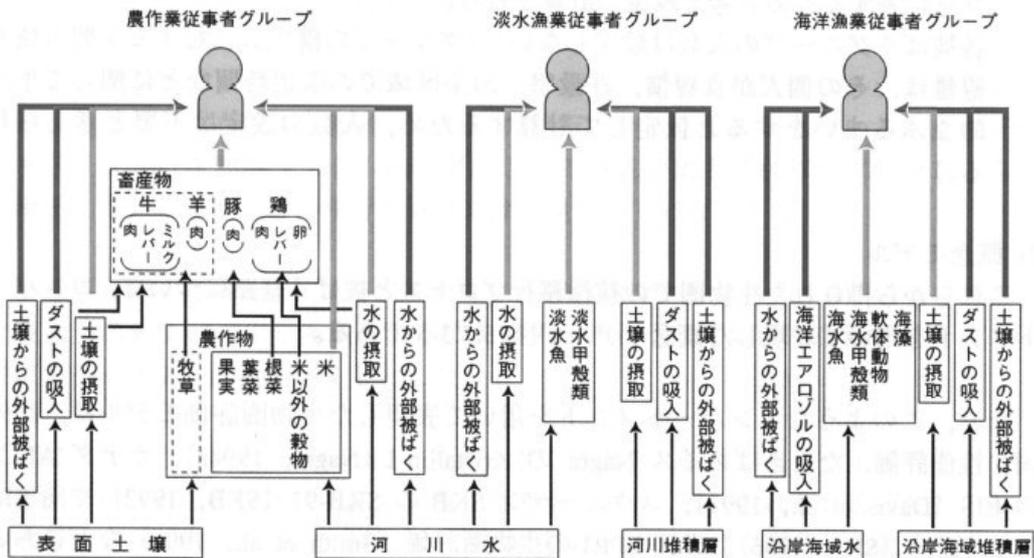
第 2 次取りまとめの生物圏評価においては、天然バリアから核種が流入するコンパートメントを変えて、レファレンスケースである河川水モデルの他に 4 つのモデル(河川堆積層モデル、深井戸モデル、沿岸海域水モデル、沿岸海域堆積層モデル)を作成した。このような第 2 次取りまとめにおけるジェネリックな評価方法は、生物圏評価の基本となるものである。個別の地域を対象とした場合でも、このようなジェネリックな方法に基づく評価と個別の表層環境を考慮した評価を比較することにより、生物圏評価において表層環境を考慮する必要性を検討することができる。



地圏からの核種流入

- *1 堆積物を水底面にそって引きずりながら運搬する流れにより固相が運搬されるプロセスを指す。
- *2 ボックス (青枠) は生物圏構成要素 (コンパートメント) を表す。
- *3 「沈殿」は液相コンパートメント中の浮遊物の沈殿にともなう核種移行プロセスを、「正味の沈殿」は沿岸海域堆積層における核種の不可逆的な閉じ込めのプロセスを表す。

(a) 核種移行プロセス



(b) 被ばくプロセス

図 2.1-2 レファレンスケースで考慮した概念モデル (核燃料サイクル開発機構, 1999¹⁾)

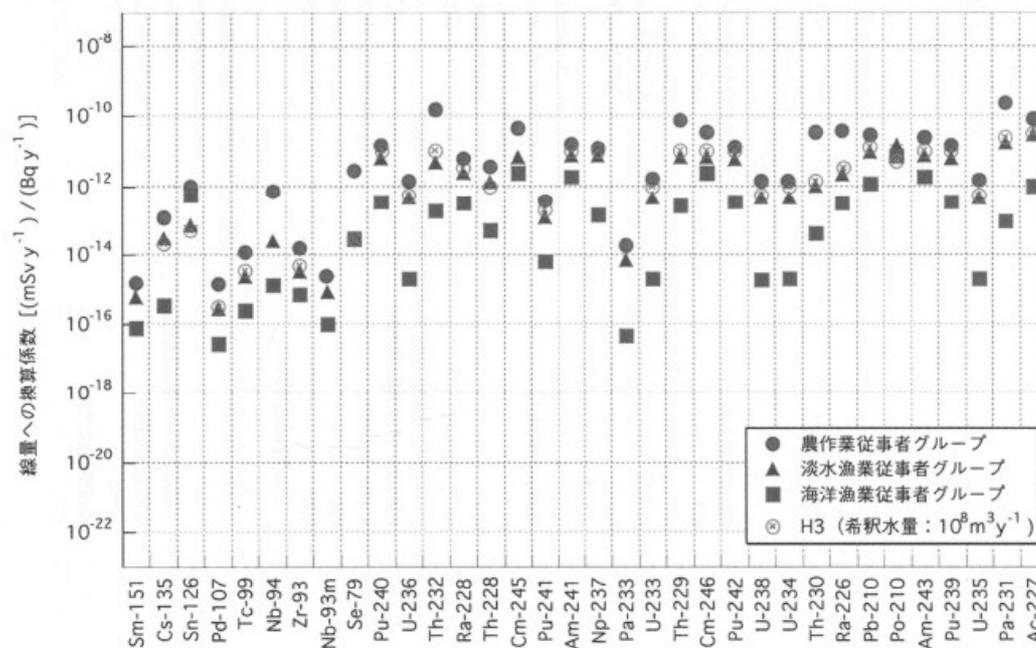


図 2.1-3 各被ばくグループに対する線量への換算係数の結果（核燃料サイクル開発機構，1999¹⁾）

2.2 表層環境を考慮した生物圏評価手法

前節で示した既存の生物圏評価手法では、天然バリアからの核種移行について、ジェネリックな表層環境において評価している。このようなジェネリックな表層環境を対象とした評価方法に基づいて、個別の地域を対象とする場合は、さらにそれぞれの表層環境における核種移行の評価方法を考慮する必要がある。

生物圏評価では、天然バリアから移行してきた核種が人間に与える影響を個別の地域において評価することになる。その際、天然バリアと生物圏の間にある帯水層領域が GBIZ となる。なお、第2次取りまとめでは、核種流入を想定する生物圏要素を「GBI」と呼んでいたが、本研究においては、「GBIZ」との用語上の混乱を避ける必要がある。そのため、GBIZ に対しては、「GBI」と同じ意味である「生物圏レセプタ」という用語を「核種流入を想定する生物圏要素」として使うことにする。GBIZ は、生物圏レセプタを含み、一般的には、天然バリアと比べて地下水流速が大きく地層の多様性が高い領域である。また、核種は複数の生物圏レセプタに流入することも想定される。

「GBIZ と天然バリアの境界面がどこになるのか」という点については、表層環境や天然バリア性能に関わる地質環境により異なるため、一概には定義できず個々のケースにおける判断が必要になる。ただし、少なくとも生物圏レセプタとなり得る帯水層については、GBIZ に含まれるのが望ましい。そのため、飲用利用されている井戸の深度や、どのような井戸を生物圏レセプタとして扱うか等も GBIZ と天然バリアの境界面深度に関わる可能性がある。GBIZ と天然バリアの境界面は、一般的には沖積層または第四紀層の基底面である可能性が高いが、先に書いたような地下水流速の違いや生物圏レセプタの種類等の条件を考慮しなければならない。

GBIZ における核種移行計算においては、天然バリアから移行してきた核種の流入箇所を GBIZ と天然バリアの境界面上に設定する必要がある。この流入箇所は、地質構造や各地層の物性値等のデータのもつ不確実性から、一意的には決められない可能性が高い。そのため、核種流入箇所については、特定できないものと仮定して GBIZ と天然バリアの境界面全体に広く設定し、その結果を生物圏評価に利用するようにする。このような方法は GBIZ における核種移行と天然バリアにおける核種移行を分離するため、天然バリアにおける核種移行に伴う不確実性を GBIZ における不確実性から分離する効果がある。

GBIZ における核種移行計算においては、

- 1) 最終的に核種が流入する生物圏レセプタの種類（河川、河川堆積層、沿岸海域水、沿岸海域堆積層等）および生物圏レセプタにおける具体的な流入箇所
- 2) 核種の GBIZ 中での分散現象による希釈の効果
- 3) 核種の GBIZ 中での収着現象の効果
- 4) 水理モデルのパラメータ（モデル構成等を含む）による不確実性およびパラメータ不確実性が核種移行に与える影響

等が明確になるようにする。本研究の最終的な目的は、表層環境を考慮した核種移行計算に基づく適切な生物圏評価手法の構築であり、このような計算によって、地域の特徴に応じてどのような生物圏評価手法を用いるかについても提案することが可能になる。

3. 海外における表層水理解析に関する最近の検討状況

3.1 目的および概要

最終的に生物圏評価モデル構築に利用される表層水理解析については、各国で研究が行われている。稲垣ほか(2007)⁴⁾では、国際プロジェクト (BIOMASS, BioMoSA, BIOPROTA)や諸外国 (スウェーデン・ベルギー・米国・スイス) での生物圏評価モデルにおける GBI 設定に関する事例がまとめられた。その結果、既往の生物圏評価では対象としなかった表層環境での核種移行を考慮することにより、希釈や収着による遅延効果が期待でき、評価結果に少なからず影響を与えることがわかった。また、諸外国における検討は、特定サイト (処分場候補地等) の環境条件を考慮した評価を実施している点でわが国よりも先行していること、および欧米とわが国では表層環境における水理・地質構造が異なるが、わが国における GBI 設定に有用な情報が含まれていることが具体例とともに示された。有用な情報とは、例えば SR-97 (SKB, 1999⁷⁾) やスイス EN2002 (Nagra, 2002⁸⁾) で検討された GBI 設定のために利用したデータの一覧、Yucca Mountain プロジェクト (DOE, 2002⁹⁾) で検討された地形や土地利用の情報に基づく環境把握による GBI 設定の流れ等である。

表層水理解析についてどの程度まで詳細に取扱うかは、地質状況や水理条件、得られる情報量やその不確実性に関する判断等に大きく左右されるため、各国により異なる。表層水理の取扱いとは、具体的な水の流動をどの程度考慮するか、また考慮する場合は計算方法を断面 2 次元、水平 2 次元、3 次元等のうちどれにするか、GBIZ と天然バリアの境界面をどこに設定するかといった事を意味する。

本章での目的は、海外における表層水理解析の取扱いの基本的な考え方を把握し、日本での表層水理解析における作業内容を検討する際に役立てることである。特に、表層水理解析結果が最終的な線量計算に与える影響について、他国の結果を具体的に理解しておくことが重要になる。そこで、本研究では、比較的研究が進んでいると思われるスウェーデンにおける表層水理の解析事例について調査を実施した。紹介文献は、稲垣ほか(2007)⁴⁾と重なるものもあるが、より具体的な内容について検討した。スウェーデンの研究対象地域の地質は、基本的に基盤岩 (結晶質岩) および GBIZ とみなせる第四紀層 (厚さ 20m 以下程度) から成り、日本に比べて第四紀層が薄い。全体的な研究の内容としては、①第四紀層における核種移行を考慮した線量計算、②処分場深度が第四紀層における核種移行に与える影響、③地下水・地表水連成解析に関するものが主であった。

研究①では、第四紀層中における核種移行経路の多様性、および収着による遅延効果に着目し、第四紀層中の核種移行が線量に与える影響を評価している。また、研究②、③は、直接的に生物圏評価に利用されるまでには至っていないが、将来的に利用が見込まれる研究として表層水理解析に含めた。これらでは、第四紀層における核種の移行経路を正確に求めることを目的としていると思われ、処分場深度や河川等の表層水による影響が検討されている。スウェーデンにおいて核種移行を計算した Wörman et al. (2004)¹⁰⁾、Wörman et al. (2006)¹¹⁾では、移行に伴う核種の空間的な広がり計算されていないことから、第四紀層における希釈・分散効果よりも収着残留の効果に関心があると考えられる。なお、文献紹介の詳細は次節で行っている。

3.2 スウェーデンにおける事例

ここでは、スウェーデンにおける3種の研究について、文献内容を紹介する。

3.2.1 第四紀層における核種移行を考慮した被ばく線量の計算

(1) 文献概要

表 3.2.1-1 に文献概要を示す。

表 3.2.1-1 文献概要 (第四紀層における核種移行を考慮した被ばく線量の計算)

題名	Role of the Bio- and Geosphere Interface on Migration Pathways for ^{135}Cs and Ecological Effects
著者	A. Wörman, B. A. Dverstorp, R. A. Klos and S. Xu
出典	NUCLEAR TECHNOLOGY, Vol.148, pp.194-204(2004) ¹⁰⁾
抄録	基盤岩および第四紀層 (厚さ 20m) の 2 層から成る仮想的なモデルを用いて、基盤岩に処分場が設置された場合について、第四紀層中の核種移行を考慮した性能評価を行った。処分場から ^{135}Cs (セシウム 135) が瞬間的に流出した場合における被ばく線量について、海岸モデルおよび陸域モデルの 2 種類のモデルを設定し、各モデルにおいて第四紀層中の核種移行を考慮した場合としない場合の値を求め、第四紀層中の核種移行が線量に与える影響を検討している。

(2) 文献の具体的内容

基盤岩とそれを覆う第四紀層から成る二層構造の仮想的二次元断面を作成し (図 3.2.1-1)、図中の「Lake or bay」と書かれている水域を湖とした場合を陸域モデル、湾とした場合を海岸モデルとした。透水係数は、基盤岩が 10^{-8} m/s, 第四紀層が 10^{-4} m/s, 間隙率は、基盤岩が 0.01, 第四紀層が 0.2 とした。そして、深さ 240~440m (図中の

「Different release position of repository」にある楕円上の複数の異なる位置から ^{135}Cs を放出し、粒子追跡計算 (particle tracking) を行った結果を用いて、コンパートメントモデルにより線量計算を行った。粒子は、Pathway1 を通って陸域に流出するもの、および Pathway2 を通って水域に流出するものに分かれた。また、陸域モデル・海岸モデルのそれぞれについて、GBIZ とみなせる第四紀層中の核種移行を無視した場合と考慮した場合について、線量を求めた。なお、陸地では地表面には河川があるものと想定し、地表

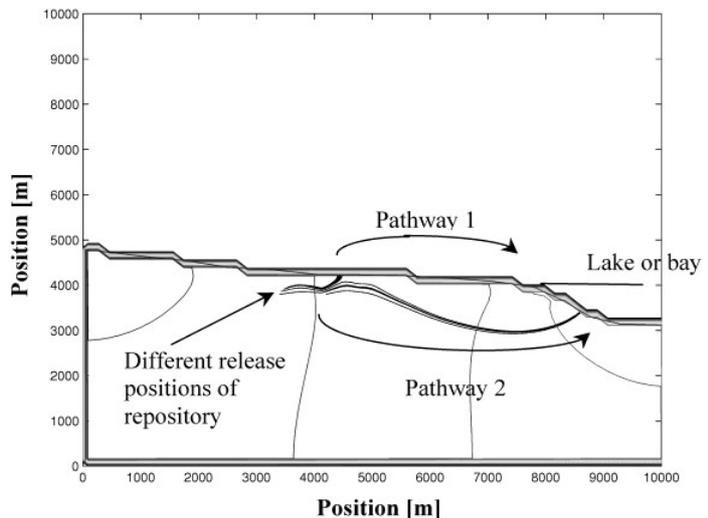


図 3.2.1-1 モデル断面図, 等地下水頭線および移行経路線 (Wörman et al., 2004¹⁰⁾)

Copyright 23 March 2009 by the American Nuclear Society, La Grange Park, Illinois.

面に達した ^{135}Cs は河川により湖または湾まで運ばれるものとする。

陸域モデルと海岸モデルでは、使用するコンパートメントが異なり、陸域モデルでは河川、森林、耕地、牧草地、湿地、湖等、海岸モデルでは湾、海洋等のコンパートメントから成る。第四紀層中の核種移行を無視した場合は、第四紀層に流入した ^{135}Cs はすぐ水域（湖・湾）に流出するとしている。一方、第四紀層中の核種移行を考慮した場合は、移行にかかる時間が線量計算に考慮される。陸域モデルでは、第四紀層中の移行時に設定した割合で湿地、牧草地等に ^{135}Cs が分配された上で線量が計算されるが、海岸モデルでは、移行時の線量は計算されない。なお、 ^{135}Cs の移行に際しては、基盤岩、第四紀層、河川に対して遅延係数がそれぞれ 10, 500, 3000 に設定されており、遅延効果が考慮されている。

移行経路により分類された地下水および ^{135}Cs の平均滞留時間を表 3. 2. 1-2 に示す。第四紀層中の ^{135}Cs 滞留時間は、収着性が高いために長くなり、陸地の第四紀層底面に流入してから河川に到達するまでの値（17716 年）は基盤岩中の値（15819 年）と同程度、湖底にある第四紀層（湖底堆積物）中における値（485300 年）は実流速が小さいこともあり基盤岩中の 30 倍程度となった。第四紀層は、基盤岩に比べて収着効果による遅延効果が大きい（50 倍）ため、間隙中の物質流速が実流速に比べて小さくなり、滞留時間が基盤岩中と同程度となった。一方、湖底堆積物は、前者と同じ理由に加えて、湖底堆積物中の実流速自体が遅いことにより、滞留時間が基盤岩中の 30 倍程度となった。

表 3. 2. 1-2 移行経路ごとの地下水、 ^{135}Cs の平均滞留時間（Wörman et al., 2004¹⁰⁾
Copyright 23 March 2009 by the American Nuclear Society, La Grange Park, Illinois.

	Average Water Residence Time (yr)	Average ^{135}Cs Residence Time (yr)
Average through bedrock, all pathways	1438	15 819
Through quaternary sediment layer to stream drainage system	35	17 716
Through river to lake	0.033	99
Through bottom sediments (20 m) of lake	968	485 300
Pathway 1: bedrock and quaternary sediment layer	2495	44 754
Pathway 1: bedrock, quaternary sediment layer, and river to lake	2495	44 853
Pathway 2: bedrock, sediments, and lake	2166	498 470

海岸モデルによる線量の計算結果を図 3. 2. 1-2 に示す。第四紀層中の核種移行を無視した場合、基盤岩中の移行経路長が異なる 2 つの流出経路（陸域経由と湖底流出）があることが原因と思われる 2 つの線量ピークができています。第四紀層中の核種移行を考慮した場合、さらに実流速の遅い湖底堆積物を通過する際の遅延効果が加わるため、2 つの線量ピークの時間差が大きくなっています。また、線量の立ち上がり時間が遅くなり、最大線量が低くなった。これは、湾に ^{135}Cs が到達するまで、第四紀層を通過する時間がかかることによると思われる。このように、第四紀層における核種の移行を考慮するしないの違いが線量に与える影響は、第四紀層の遅延効果が大きい場合には非常に大きくなる。

陸域モデルによる線量の計算結果を図 3. 2. 1-3 に示す。陸域モデルの場合、第四紀層に流入した ^{135}Cs が湖に出るまでの経路における被ばくが考慮されるようになるため、第四紀層中の核種移行を考慮した場合に最大線量はかえって増加している。したがって、第四紀層中の核種移行を考慮することは、必ずしも被ばく線量が減少する方向にのみ作用するわけではないことになる。

(3) 日本の表層水理解析における参考点

論文で示された湖底堆積物中における ^{135}Cs 滞留時間の長さは、湖底堆積物中の地下水流速が小さく遅延係数が大きいことによる。日本においても同様な現象が起きる可能性については、今後検討する必要がある。

この解析における湖底堆積物中の地下水流速の小ささは、基盤岩の透水性の低さによると推定される。ただし、日本における第四紀層は厚く地下水流速が大きいため、湖沼がある第四紀層が GBIZ となる場合においても、湖底堆積物中における地下水流速は論文より大きな値をとる可能性が高いと思われる。しかし、論文では、湖底堆積物の分配係数の値を $0.05 (\text{m}^3 \text{kg}^{-1})$ と仮定して遅延係数を求めているが、地質によってはこの値がさらに大きくなる可能性がある。例えば、第2次取りまとめでは、沿岸海域堆積層の分配係数が $3 (\text{m}^3 \text{kg}^{-1})$ となっている。したがって、遅延係数は論文での値よりも大きくなるケースも考えられ、その場合、日本の湖底堆積物における核種の滞留時間も長くなる可能性がある。

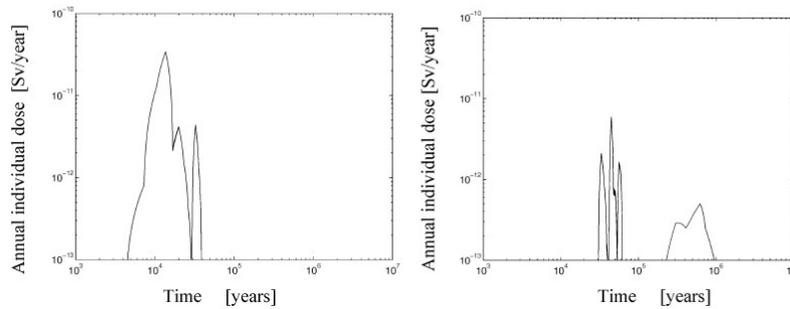


図 3.2.1-2 海岸モデルにおける線量計算結果（左の図が第四紀層中の核種移行を無視した場合，右の図が考慮した場合 (Wörman et al., 2004¹⁰)

Copyright 23 March 2009 by the American Nuclear Society, La Grange Park, Illinois.

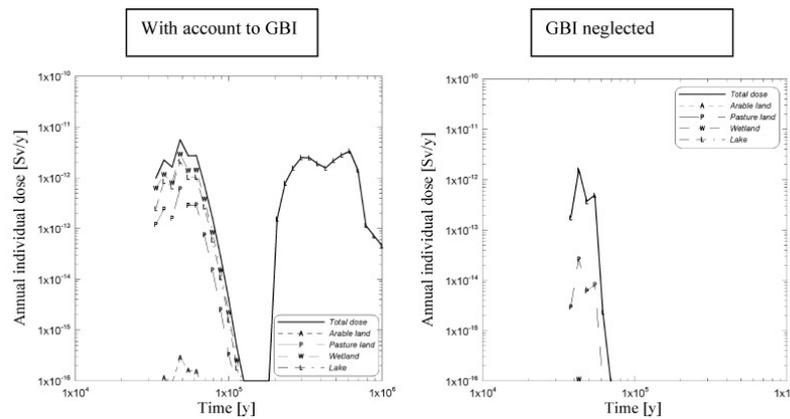


図 3.2.1-3 陸域モデルにおける線量計算結果（左の図が第四紀層中の核種移行を考慮した場合，右の図が無視した場合 (Wörman et al., 2004¹⁰)

Copyright 23 March 2009 by the American Nuclear Society, La Grange Park, Illinois.

3.2.2 処分場深度が第四紀層における核種移行に与える影響

(1) 文献概要

表 3.2.2-1 に文献概要を示す。

表 3.2.2-1 文献概要（処分場深度が第四紀層における核種移行に与える影響）

題名	Impact of Repository Depth on Residence Times for Leaking Radionuclides in Land-Based Surface Water
著者	A. Wörman, L. Marklund, S. Xu, and B. Dverstorp
出典	Proceedings on the 11th International High-Level Radioactive Waste Management Conference (IHLRWM2006), pp.974-979(2006) ¹¹⁾
抄録	沿岸地域における実際の地形データ（Forsmark area）を用いて、処分場深度が第四紀層における ^{135}Cs 移行に与える影響を検討した。処分場から放出された ^{135}Cs の流出先は陸地の地表面および海底に分かれたが、処分場深度は、地表面に流出する核種の位置に影響を与え、処分場が深いほど大河川付近に流出する割合が高くなった。その結果、大河川または海底に流出するまで ^{135}Cs が第四紀層に滞留する時間は、処分場深度が深くなるに伴い短くなった。

(2) 文献の具体的内容

沿岸地域の地形データを用いて、基盤岩とそれを覆う GBIZ とみなせる第四紀層から成る $50 \times 50 \times 3\text{km}$ のモデルを作成し、第四紀層には均一な透水性を与え、基盤岩には深度の増加に伴い低くなる透水性を与えた。また、地下水面は地表面と同じとした。なお、第四紀層の厚さは最大 16m である。

^{135}Cs の放出位置として、深さ 100~2000m の範囲でいくつかの深度を設定し、各深度における計算領域平面の全グリッドから ^{135}Cs を放出するようにした。 ^{135}Cs の移行は、粒子追跡法により第四紀層表面に流出するまでを計算した。流出先は陸地の地表面および海底に分かれたが、地表面に流出した ^{135}Cs については、その後最も近くの河川まで一定速度の地表面流により移動するとした。河川に到達した後は、河川の次数により河川流速を変えて海までの移行を計算した。なお、第四紀層および河川には遅延係数が設定された。この計算により、処分場深度が第四紀層中の核種移行経路や移行時間に与える影響が検討された。

深い処分場からの地表面への ^{135}Cs の流出位置は、大河川付近が多く、一方浅い処分場からの流出点は陸地内に比較的均一に分布した（図 3.2.2-1）。大河川または海底に流出するまで第四紀層中に ^{135}Cs が滞留する時間について、各深度において平面的に分布する全ての放出位置についての平均値を求めた。その結果、深度 100m で 950 日なのに対し、深度 2000m で 320 日となり、処分場深度の増加に伴い短くなった。

核種の第四紀層表面における流出位置は、核種放出位置を通る地下水の流動系の大きさによって変わり、広域的地下水流動系により運ばれた核種は、局所的地下水流動系により運ばれたものに比べて、地表面において大河川付近に流出しやすいと考えられる。そして、処分場が深くなるにつれて、その深度における局所的地下水流動系が占める平面的な面積割合が減り、逆に広域的地下水流動系が占める平面的な面積割合が増えるため、 ^{135}Cs が大河川に流出しやすくなると思われる。

(3) 日本の表層水理解析における参考点

地下水流動系は地形に影響を受け、地形が複雑（局所的な凸凹が多い）な地域ほど局所的地下水流動系の占める領域が大きくなる。そのような地域では、比較的浅い位置から広域的地下水流動系が支配的である平坦な地域に比べ、深度に伴う局所的なものから広域的なものへの支配的地下水流動系の変化が大きくなる。日本でも複雑な地形をもつ地域は多く存在するため、本論文と同様な現象が起こる可能性があり、このような検討を日本においても試行してみる必要がある。その場合、陸地の第四紀層における核種移行経路や滞留時間の違いが線量にどの程度影響するかが重要になるため、その計算も併せて行うことが望ましい。

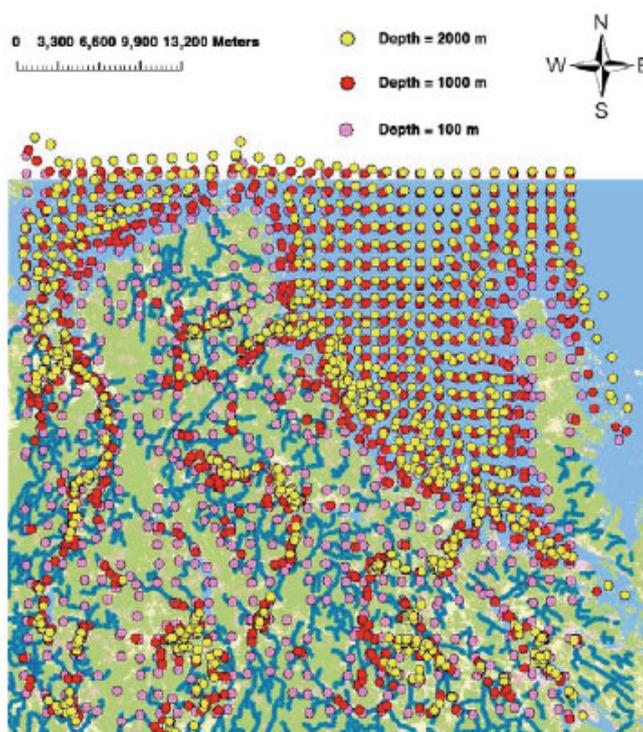


図 3.2.2-1 処分場深度ごとの核種流出点分布
(Wörman et al., 2006¹¹⁾)

Copyright 23 March 2009 by the American Nuclear Society, La Grange Park, Illinois.

3.2.3 地下水・地表水連成解析

(1) 文献概要

表 3.2.3-1 に文献概要を示す。

表 3.2.3-1 文献概要（地下水・地表水連成解析）

題名	Sensitivity analysis and development of calibration methodology for near-surface hydrogeology model of Laxemar
著者	M. Aneljung, M. Sassner and L. G. Gustafsson
出典	SKB Report R-07-52 (2007) ¹²⁾
抄録	地下水と地表水（河川）を統合した 3 次元解析ソフト（MIKE SHE）が改良され、Laxemar における実測値（地下水位、河川流量等）とのキャリブレーションが行われた。河川流量の変化傾向は良く一致したが、河川流量自体は計算値が観測値より小さかった。また、地下水位やその変動幅はあまり良い一致ではなかった。
題名	Integrated surface-subsurface water flow modelling of the Laxemar area
著者	N. Sokrut, K. Werner and J. Holmén
出典	SKB Report R-07-07 (2007) ¹³⁾
抄録	地下水と地表水（河川）を統合した 3 次元解析を行うソフト（ECOFLOW）が開発され、Laxemar における計算が行われた。ECOFLOW は、既存ソフトである MODFLOW により計算した地下水流動結果と ECOFLOW により計算した地表水流動結果を統合している。ECOFLOW の利点は計算速度にあり、既存ソフトである MIKE SHE で 8 時間以上かかる 1 年間分の計算が、ECOFLOW では 6～14 分間で終わった。

(2) 文献の具体的内容

地下水と地表水を統合した 3 次元解析は、地下水および地表水の両方の流動を再現するモデルである。例えば MIKE SHE では、降水、蒸発、地表流（斜面等の地表面を流れる水）、河川流、不飽和地下水流、飽和地下水流が考慮されている。このような解析は、天然バリアから核種の移行があった場合、核種が GBIZ とみなせる第四紀層を通して河川に流出し、さらに河川流によって移行するまでの過程を詳細に再現することを目的としていると思われる。ECOFLOW も同様なソフトであるが、MIKE SHE に比べて地表流、河川流、不飽和地下水流等の取り扱いを簡略化しており、計算速度が速いソフトである。なお、両文献での計算においては、第四紀層を均一に扱わず、泥炭、粘土、氷河堆積物等に細かく分類している。

(3) 日本の表層水理解析における参考点

地下水・地表水連成解析は、現時点における流動解析においても有効であるが、将来的な気候変動に対して、河川網等の河川状況や地下水面位置の変動とそれに伴って変化する地下水流動を予測する機能も期待されている。このような将来予測は非常に長い期間が対象となるため、解析ソフトの高速化を試行していると思われる。

日本においても、地表水の流れを考慮可能な解析コードや国内の適用例について調べ、生物圏評価への適用性を把握しておく必要がある。

4. 国内における表層水理解析に有用な地下水流動・物質移行調査技術

4.1 目的および概要

表層水理解析に有用な国内の既存地下水流動・物質移行調査技術について把握することは、わが国の地質・地形条件に適合した解析を行ううえで重要である。本節では、生物圏評価を目的としていない通常の地下水流動・物質移行調査技術のうち、表層水理解析に利用できるものに関する国内文献調査を行って情報を整理し、今後の調査に反映することを目的とする。対象とする事例は、精度が高いと思われる多数のデータや複数の物理量を用いた調査、また予測について検証を行った調査等である。

表層水理解析の観点からは、GBIZ と天然バリアの境界面に任意に設定した移行物質の出発点（ソース位置）から地表に物質を移行させる地下水流動の鉛直方向成分を推定する必要がある。そのような鉛直方向成分は、地質環境における地下水流動も関与し、深い位置における鉛直方向の透水係数や動水勾配等のデータが必要となるため、推定することが難しい。また、層相変化の激しい表層環境において詳細な水理解析を行う場合、データ量の問題で正確なモデル設定を行うことが困難な場合が多い。ここでは、表層水理解析の問題点として、

- ・ 限られたデータから表層環境における地下水流動の鉛直方向成分を推定すること
- ・ 表層環境における水理構造を詳細にモデル化すること

に着目し、地質環境から表層環境にいたる地下水流動および表層環境における地下水流動に関する事例について示す。

物質移行調査については、核種以外の一般的な汚染物質についての事例を調べる。汚染物質は、その種類によって特性が異なり、原液状態では地下水と挙動が大きく異なるものがあることに注意を要する。例えば、有機塩素化合物の原液は、水よりも密度が大きく粘性が小さいため、自重によって地下水が通過しにくい難透水層を比較的容易に浸透することが多い。しかし、このような挙動に注意して水に溶解した汚染物質の挙動のみに着目すれば、汚染物質は地下水の実際の流動についてのトレーサーとなり、分散等の現象に関する実例を示すため、表層水理解析にとって参考になる点が多い。汚染調査に関するデータは、観測値が公表されているものの詳細な解析に至っていないものも多い。ただ、このような事例についても、今後の解析によってさらに有用な情報が抽出できる可能性がある。ここでは、既存の地下水汚染調査事例および地下水汚染解析と事後検討を行った事例を示す。

なお、表 4.1-1 に今回の文献調査結果についてまとめる。表で用いている「環境トレーサー」という用語については、榎根(1994)¹⁴⁾により「環境中で計測することができ、水循環のトレーサーとなり得る全ての物理量を意味し、具体的には水に含まれる安定同位体、放射性同位体、水質、温度などを指している。」と定義されている。

表 4.1-1 表層水理解析に有用な地下水流動・物質移行調査技術に関する文献調査結果

タイトル	文献番号	内容	表層水理解析に有用な点
昭島市周辺地下水流動調査報告書	15	一般的な地下水流動シミュレーション	<ul style="list-style-type: none"> 一般的な地下水流動シミュレーションとしての見本
地下水温と安定同位体比から推定した十勝平野の地下水流動系	16	複数種のデータによる地質環境から表層環境にいたる地下水流動の推定	<ul style="list-style-type: none"> 1000m以深から地表付近にいたる鉛直成分の大きい地下水流動の調査実例 環境トレーサーの利用法
地下水温による北海道美々川周辺の地下水流動解析	17	複数種のデータによる表層環境における地下水流動の推定	<ul style="list-style-type: none"> 表層環境における複雑な地下水流動の調査実例 環境トレーサーの利用法
情報不足条件下での広域地下水の非定常流動解析手法に関する研究 -サロベツ湿原を例として-	18	層相変化の大きい表層環境における透水係数推定・地下水流動解析	<ul style="list-style-type: none"> 地質データではなく不圧地下水水位データを利用した透水係数の推定法 層相変化の大きい表層環境における地下水流動解析実例
地下水汚染の現場から - 汚染機構の解明と対策の確立のために -	19	地下水汚染調査事例	<ul style="list-style-type: none"> 多数のボーリングによる地質・地下水流動調査実例 複雑な物質移行に関する実例
揮発性有機化合物汚染サイトにおける数値シミュレーションの事後監査	20	地下水汚染に関する数値シミュレーションの事後監査	<ul style="list-style-type: none"> 地下水汚染における数値計算の結果検証と誤差要因の解明実例 分散現象についての野外における実例

4.2 地下水流動調査

4.2.1 一般的地下水流動

(1) 文献概要

表 4.2.1-1 に文献概要を示す。

表 4.2.1-1 文献概要（一般的な地下水流動シミュレーション）

題名	昭島市周辺地下水流動調査報告書，平成 17 年 3 月
著者	昭島市水道部(2005) ¹⁵⁾
抄録	昭島市の地下水の循環と水収支の実態を明らかにし，地下水の流動方向を調べるために実施した周辺地下水流動調査報告書である。
使用データ	既存地質データ，土地利用状況データ，揚水試験データ，地下水位，水道水源井および企業井の実績揚水量，水質測定，同位体分析
数値解析	三次元地下水流動解析，モデルサイズ 東西約 11km，南北約 6km，深さ約 370m

(2) 文献の具体的内容

昭島市周辺地下水流動調査は，昭島市周辺の地下水の循環と水収支の実態を明らかにし，地下水の流動方向を調べることを目的として行われたものであり，調査は平成 14 年度から平成 16 年度までの 3 年にわたって実施された。調査資料では，既存の資料を元に，昭島市の地形，地質，土地利用状況を明らかにしている。昭島市の帯水層は，既存の資料では 9 層に区分されている。このうち，第 1 層は立川礫層等の段丘礫層，第 2～第 6 層が上総層群上位の東久留米層，第 7 層～第 9 層が上総層群下位の北多摩層に相当するものと推定されている。また，第 1 層は不圧地下水の帯水層で，第 2 層以深は被圧地下水の帯水層である。昭島市における主要な帯水層は，既存深井戸の深度が 100m～200m であることが多いことから考えて，東久留米層であると推定されている。

昭島市の地下水は大きく浅層地下水と深層地下水に区分することができる。浅層地下水は主に立川礫層や拝島礫層中に分布する地下水で，民家の浅井戸はこの地下水を利用している。深層地下水は段丘礫層の下位に厚く分布する東久留米層や北多摩層中の地下水で，昭島市では水道水源井や企業の深井戸で利用されている。深層地下水の水位は昭和 30 年代から 40 年代にかけて急激な低下を示しており，昭和 48 年ころに最低水位を記録したが（水位低下量約 40m），その後は水位上昇に転じ，昭和 58 年ころまで約 10m の水位上昇を示した。それ以降は，ほぼ横ばい状態である。深層地下水の定期地下水位測定は，水道水源井 20 箇所で行われている。また，この他に深層地下水の井戸が昭島市周辺のものも含めると 20 箇所ある。

三次元地下水流動解析においては，主要な帯水層をある程度単純化して，ローム層・段丘砂礫層および東久留米層，東久留米層中の透水性のよい部分，北多摩層の 3 種類について透水係数を設定し，数値モデルを作成している。計算では，領域外縁を水位一定とし，揚水量，降水涵養量，多摩川からの地下水涵養量を入力値として与えている。計算の対象時期については示されていないが，少なくとも昭和 48 年より前の時期からを対象にし，平成 15 年まで連続した計算を行ったものと思われる。平成 15 年および昭和 48 年（最も水位が低下した年）について，深層地下水の計算水位と深井戸の水位観測結果を比較した結果を図 4.2.1-1，4.2.1-2 に示す。

なお、図中に示された単位の T.P.は、東京湾平均海面を基準にした標高を意味する。それぞれの年のコンタ形状の違いが再現されており、計算結果は実測値とよく一致していると言え、作成したモデルが妥当であるとしている。また、この数値モデルを使用して、将来揚水量が増えた場合の地下水低下量予測を行っている。

(3) 表層水理解析における参考点

このような主に被圧帯水層からの揚水による影響を調べることを目的とした地下水流動解析は、日本では数多く実施されている。ここでは、そのような解析の一例として、文献を紹介した。

昭島市は水道水源を 100%地下水に依存していることもあり、地質・地下水に関するデータが豊富な地域であると言える。データが豊富な場合は、地下水流動モデルにおける不明なパラメータが少なくなり、計算地下水位が実測値に適合するようにパラメータを決定することが容易になる。本文献の場合、領域外縁の水位をパラメータとして試行錯誤的に決定している。ただし、この場合でも、例えば図 4.2.1-1 において実測値 65mコンタと計算値 70mコンタが重なっている箇所があり、5m程度の誤差が発生している。表層水理解析では、本文献よりデータが少なく地下水流動解析における誤差が大きくなる可能性があるため、誤差の大きさを評価することが必要になる。そのため、このような既存データを系統的に収集整理して、誤差の大きさとその要因についてまとめ、生物圏評価に与える影響を検討しておくが重要である。

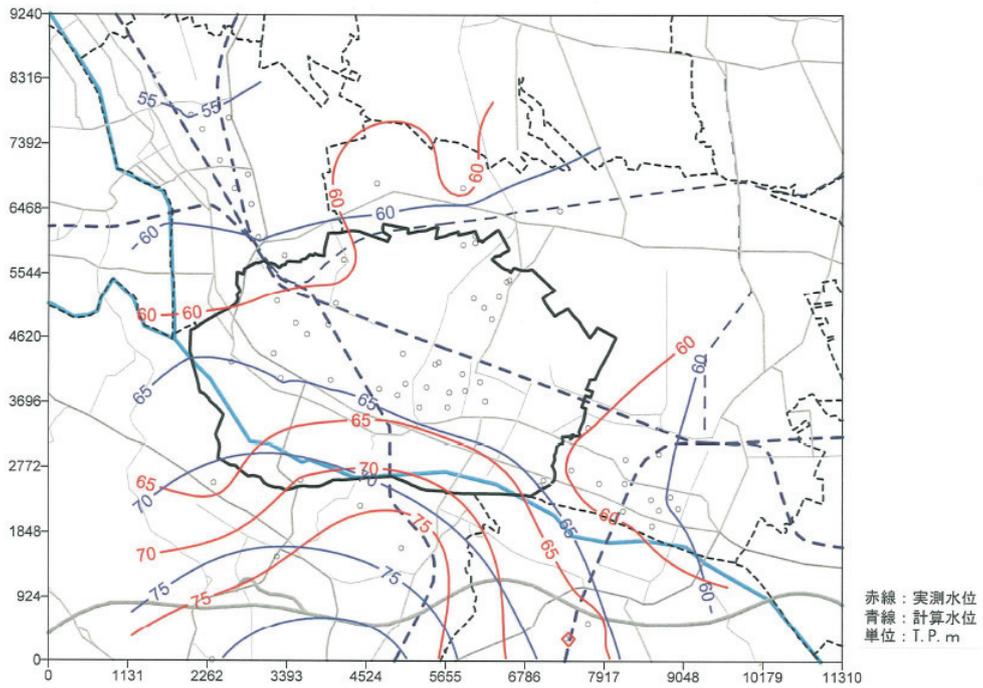


図 4.2.1-1 シミュレーションによる地下水位の再現 平成 15 年 (昭島市水道部, 2005¹⁵⁾)

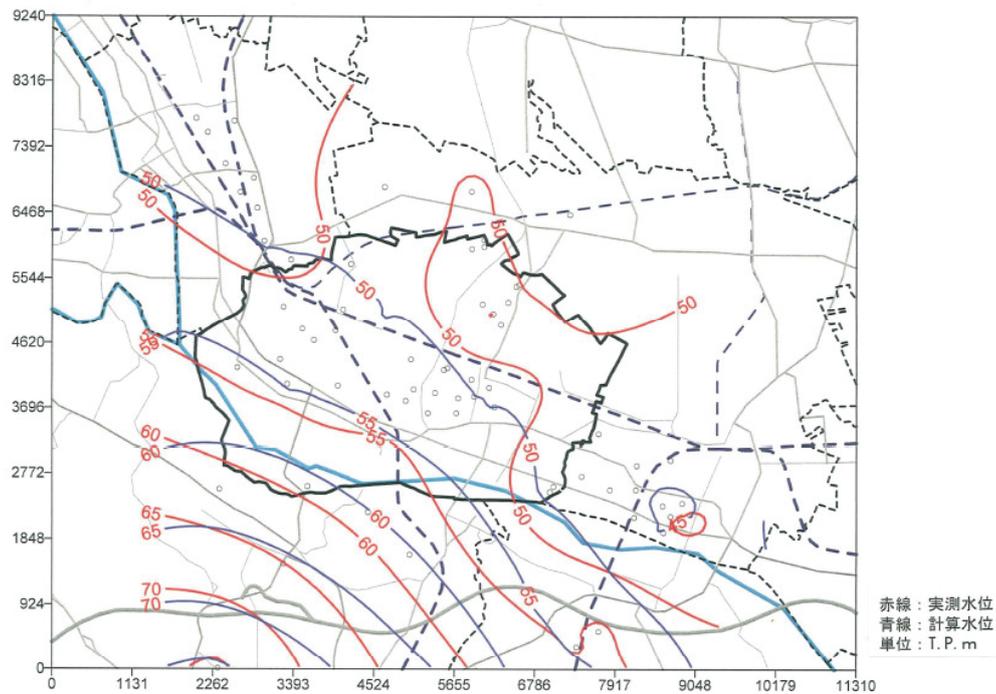


図 4.2.1-2 シミュレーションによる地下水位の再現 昭和 48 年 (昭島市水道部, 2005¹⁵⁾)

4.2.2 地質環境から表層環境にいたる地下水流動

(1) 文献概要

表 4.2.2-1 に文献概要を示す。

表 4.2.2-1 文献概要（複数種のデータによる地質環境から表層環境にいたる地下水流動の推定）

題名	地下水温と安定同位体比から推定した十勝平野の地下水流動系
著者	池田光良, 操上広志, 三浦均也
出典	地下水学会誌, Vol.42, No.1, pp.3-26(2000) ¹⁶⁾
抄録	<p>十勝川温泉（十勝平野東側ブロック）における地下水が高温である原因を示すため、北海道の十勝平野西部の地下水流動を検討し、地下水位、地下水温、水素と酸素の安定同位体比等を用いて、以下のような地下水の流動機構を明らかにした。</p> <ul style="list-style-type: none"> ・ 十勝平野西部の地下水および十勝川温泉水は天水起源である。 ・ 地下水温は、山麓では平均より低温、平野の中心部では高温となり、それぞれ涵養域と流出域に対応すると考えられる。 ・ 十勝中央断層の東側ブロックは十勝地下水盆の東側の不透水境界的役割を果たしている。 <p>推定した流動機構に基づいた深部を含む三次元熱移流解析（地表面から標高－1300m程度までを含む範囲）を行い、十勝川温泉は十勝平野西部の地下水流動の収束場と考えることで高泉温の原因の多くを説明できるとしている。また、地下水温から推定された地下水流速は、水理学的解析の結果と整合した。</p>
使用データ	既存地質データ, 地下水水質, 長周期微動探査, 地下水温, 揚水試験データ, 安定同位体比 δD ・ $\delta^{18}O$, ^{14}C による地下水年代測定
数値解析	三次元熱移流拡散解析

(2) 文献の具体的内容

十勝平野は、十勝中央断層を境として東側ブロックが上昇、西側ブロックが下降している。十勝川温泉を含む東側は地温勾配が $5\sim 6^{\circ}C/100m$ の高温域であり、西側（地温勾配 $3\pm 1^{\circ}C/100m$ ）と異なる。この東側ブロック高温の原因として、従来の未知の高温岩体による影響説や大雪山系からの熱水流入説に対し、広域地下水流動による地下深部からの上昇流によるとする仮説について検証した。

十勝中央断層は、

- ・ 地下水位分布（地下水位等高線から推定される地下水流動方向が断層に平行であること）、
- ・ 地形（断層東側が西側より最大で 200m 高い）、
- ・ 地質（断層をはさんで西に帯水層である長流枝内層、東に透水性の低い池田層が分布）、
- ・ 地下水水質（断層西側で炭酸硬度型、東側で炭酸アルカリ型または非炭酸アルカリ型）、
- ・ 基盤岩類までの深度（長周期微動探査から求めた基盤岩類までの深度が、西側で深く東側

で浅い)

等の理由から十勝中央断層の東側は、西側に対して不透水境界的な役割を果たしていると言える。これは、断層自体に難透水層的な機能があるのではなく、断層の両側における地層の違いによるものであり、十勝川付近を除き、比高差 200m で透水性の低い断層の東側ブロックが西側に対して立ちふさがっているためであると考えられる。以下で地下水流動における東側ブロックの役割を考察する。

1) 深度 50m の地下水温分布 (図 4.2.2-1) からは、以下のことが示された。なお、図は北海道立地下資源調査所による掘削当時 (1968 年頃) のデータを用いて作成した。

- ・ 深層地下水の涵養域は盆地周辺であり、地下水は盆地中央部 (十勝川断層西側の 13°C コンタおよび断層東側にある十勝川温泉の高温コンタ付近) で流出していると考えられる。
- ・ ただし、十勝川温泉付近で断層 (図中の「TCF」) をはさんで温度が大きく異なり、盆地中央部の断層西側において西から東へ流れる地下水流があるが、断層を横切って流れる流量は少ないとみなせる。
- ・ 北部の然別火山群を含む大雪山系の高温帯の影響は、その周辺域に限られるため (図の上辺中央の 14°C コンタ付近)、大雪山系からの熱水流入説は考えにくい。

また、複数の井戸における深度 250m 程度までの地下水温・スクリーン深度データを整理し、その結果を用いて熱移流拡散方程式 (解析解) から地下水のダルシー流速を求めた。なお、対象深度には 3 層の難透水層 (上位から第 1, 第 2, 第 3) によって隔てられた被圧帯水層が 3 層 (上部, 中部, 下部) 存在する。解析では、水平流動域と考えられる図 4.2.2-1 下の中札内から図中央付近の帯広にかけての中部被圧帯水層における水平地下水流速、および流出域 (盆地中央部) にある 3 層の難透水層における鉛直地下水流速を求めた。

地下水温から求めた水平地下水流速は、揚水試験から求めた 7 井の透水係数、および揚水の影響による日・週単位の水頭変動の解析から求めた 1 井の透水係数を用いて、実測動水勾配との積から求めた流速と同じオーダーであった。また、鉛直地下水流速は、同じ地層について水理学的なデータがないため、第 1 難透水層の下位にある上部被圧帯水層中の粘性土の値と比較した。鉛直地下水流速について実測動水勾配を用いて鉛直透水係数に変換し、上部被圧帯水層中の粘性土の鉛直透水係数を「漏水を考慮した揚水試験解析」により求めた値と比べた。その結果、第 1 難透水層は揚水試験による値より透水性が高く、第 2, 第 3 難透水層は低くなった。このため、下位にある地層ほど圧密が進んで透水性が低くなるという地質的に矛盾のない結果となった。

これらの結果から、地下水温から求めた地下水流速は水理学的な計算値と整合し、地下水温からもとめた流速は有意であるとしている。

2) 水素同位体比 δD は、値が大きいほど重たい水であることを示す。降水の重さは、高度効果 (標高が高いほど軽い)、温度効果 (温度が高いほど重い)、内陸効果 (海岸から離れるほど軽い) 等により変わる。ここでは、高度効果、温度効果の影響について考察されている。十勝平野における深度 50~300m の地下水の δD (水素同位体比) の分布 (図 4.2.2-2) から、以下のことが示された。

- ・ 周辺部から平野の中心部に向けてマイナス値が大きくなり、平野の中心部に近いほどより標高の高い所で涵養された軽い水が現われていることを示す。
- ・ 十勝川温泉（糠内層）の同位体比は、十勝平野で最も小さく（ $\delta D = -84 \sim -98\text{‰}$ ）、図に示されていないが3km東の千代田温泉（ $\delta D = -15\text{‰}$ ）と大きなギャップがある。糠内層の温泉水の同位体比は断層西側ブロックでも小さな値を示し、十勝川温泉の水源として西側ブロック糠内層の水を考えても矛盾しない。

なお、軽い安定同位対比を示す地下水について、現在よりも軽い水が降水となっていた氷期に涵養された可能性を断層西側と東側に分けて考察している。西側については、移行経路を仮定し、推定した透水係数、有効間隙率、および実測動水勾配を用いて必要な移行時間を求め、地下水は温暖期である縄文時代以降に涵養されたとしている。一方、断層東側については、十勝川温泉水の ^{14}C による年代測定結果から、一部ではウルムⅡ氷期の影響を受けた可能性があることを示した。

3) 十勝平野西部について三次元熱移流拡散解析について、十勝川温泉付近を通るほぼ東西方向の断面における結果を図4.2.2-3に示す。なお、図右側の「Miocene」より上位にある「Ikeda form.2」とその西側にある「Osarushinai form.」および「Shibusan form.」の境界が十勝中央断層に相当する。解析結果から、以下のことが示された。

- ・ 地下水ポテンシャル分布は、各層における透水係数の水平と鉛直方向の異方性を考慮することにより、帯水層の下方ほど高くなっている実測ポテンシャルが再現できた。
- ・ 地下水温度分布から山麓で涵養された地下水が、各帯水層を通して十勝中央断層付近で収束して流出している。糠内層と十勝川温泉の温度分布は、特別な熱源を与えなくとも熱移流で温度上昇量の多くを説明できる。
- ・ ただし、十勝川温泉における1970年代以前の計測では、 40°C 以上の部分が200m以浅まで分布し実測値が計算値より 10°C 以上高いものも見られるため、高温岩体から熱が供給されている可能性も高い。
- ・ 図中の①～④で示した位置において、計算された温度と温度検層実測値の比較が行われ、おおむねよい整合を示した。

4) これらの結果から、地下水温度、安定同位体比からそれぞれ推定した地下水流動機構が整合し、各データの利用は有効であったと言える。また、地下水温度から地下水流速を求める方法は、計算値が水理学的な方法による値と整合したことから、今後も利用できる可能性が示された。ただし、さらなる検証が必要であると思われる。

(3) 表層水理解析における参考点

表層水理解析において重要である地質環境から表層環境にいたる地下水流動については、地下水位データを十分に得られない可能性が高く、地下水位以外のデータを用いる方法を検討することは有効であると思われる。環境トレーサーを用いる場合、本調査地域では、温泉地域であることによるボーリング数の多さが解析に役立っているが、生物圏評価を行う地域においては、ボーリング数が制限される可能性がある。そのため、そのような場合に有効に環境トレーサーを活用する方法について今後検討し、地下水流動の推定に必要なデータ数等を明らかにしていく必要がある。

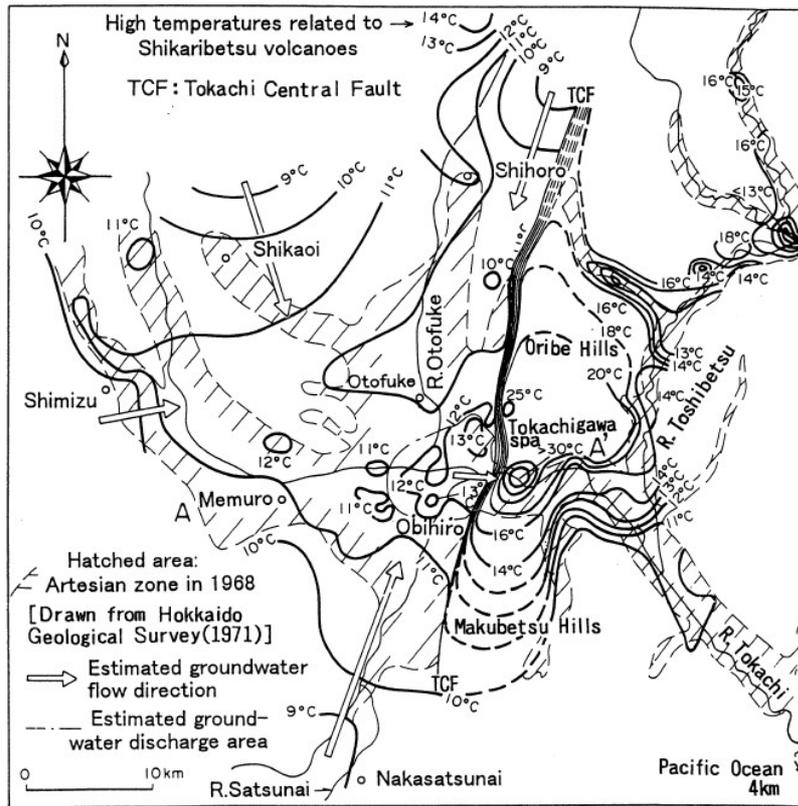


図 4.2.2-1 十勝平野西部の 50m 深地下水水温分布, (池田ほか, 2000¹⁶⁾)

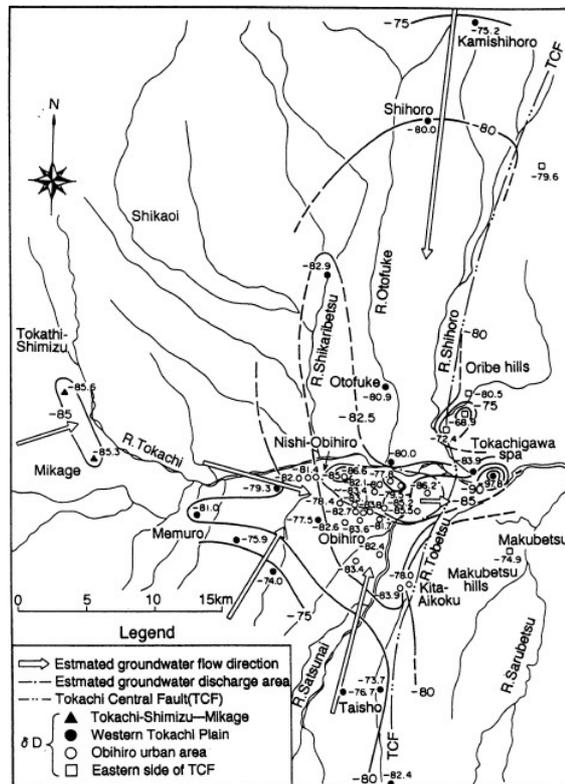


図 4.2.2-2 十勝平野における深さ 50~300m の地下水の δD 分布図, (池田ほか, 2000¹⁶⁾)

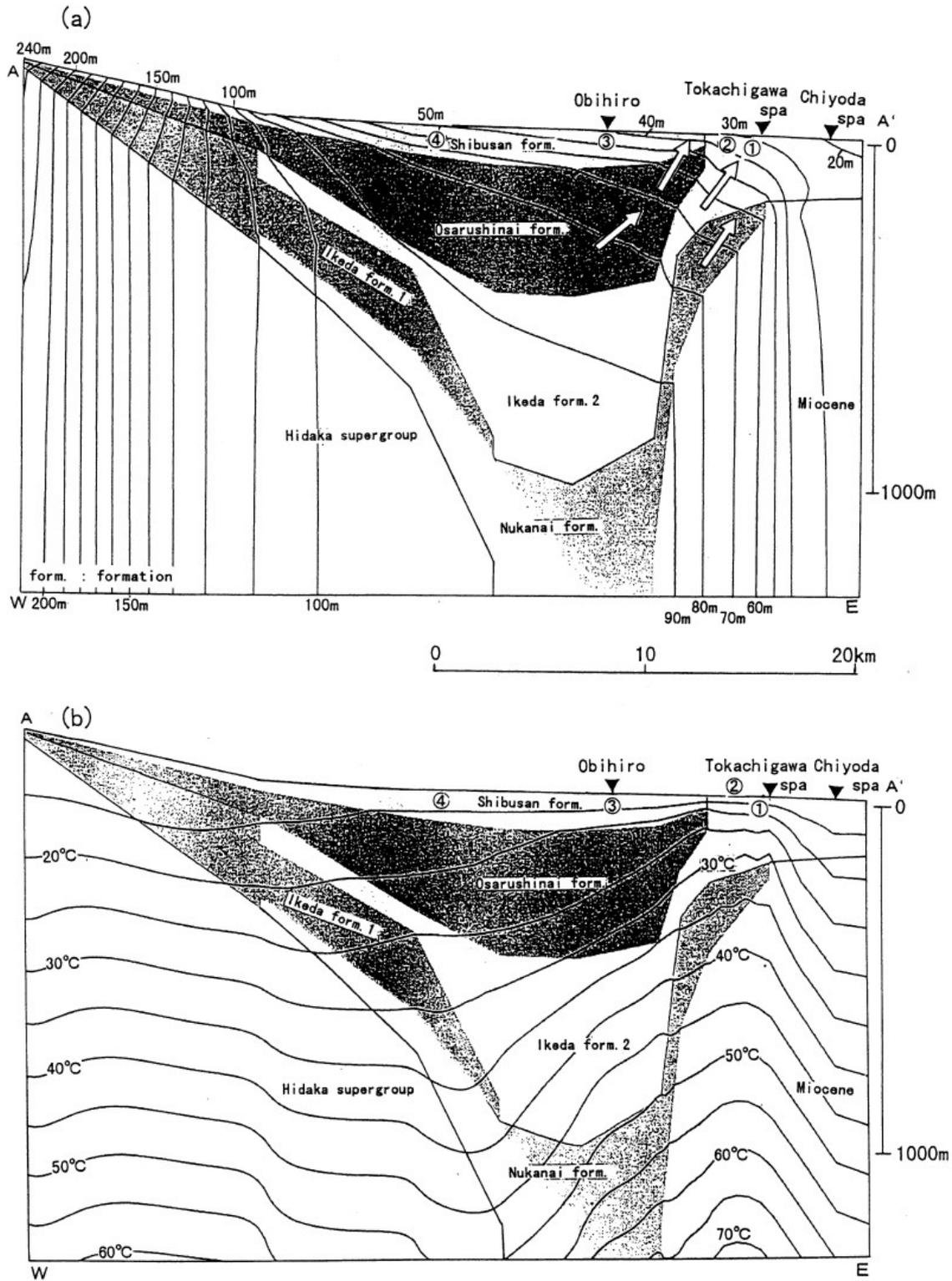


図 4.2.2-3 3次元熱移流拡散解析結果 (a)ポテンシャル分布 (b)地下水温分布, (池田ほか, 2000¹⁶⁾)

4.2.3 表層環境における地下水流動（その1）

(1) 文献概要

表 4.2.3-1 に文献概要を示す。

表 4.2.3-1 文献概要（複数種のデータによる表層環境における地下水流動の推定）

題名	地下水温による北海道美々川周辺の地下水流動解析
著者	池田光良, 三浦均也, 操上広志
出典	応用地質, Vol.40, No.2, pp.70-85(1999) ¹⁷⁾
抄録	<p>涵養域で地下水温が平均値より低温, 流出域で高温となる性質を利用し, 実際に河川に流出する地下水範囲を意味する地下水域が地形から推定される河川流域と異なる美々川周辺において, その範囲を以下のように特定した。</p> <ul style="list-style-type: none"> ・ 美々川に隣接する遠浅川上流域において地形から推定される遠浅川流域は, 馬追丘陵を除いて美々川地下水域に属する。 ・ 遠浅川中流域において, 美々川と遠浅川の地下水域の境界が遠浅川を横断して存在する。 ・ 美々川地下水域の西側境界は, かつて漠然と考えられていた支笏湖ではなく, より美々川に近い西方火山灰台地の 90m ピークである。 <p>これら地下水温から推定された地下水域は, 熱移流拡散解析, 実測地下水面形状および水収支による結果と整合する。</p>
使用データ	既存地質データ, 地下水温, 河川水温, 水収支データ (降水量, 蒸発散量, 河川流量, 地下水貯留量), トリチウムによる地下水年代測定
数値解析	二次元熱移流拡散解析

(2) 文献の具体的内容

地下水は, その流動によって熱移流を引き起こして温度場にひずみを生じさせ, 同一深度で比較すると涵養域で低温場, 流出域で高温場が形成される。ここでは, この原理を利用して, 美々川周辺の地下水流動系の実態を明らかにしている。

美々川に平行してその東側を流れる遠浅川は, かつて伏没していた 2 つの河川を河川改修により合流させ, さらに他の河川とつなげたものである。美々川は, 地形から推定される流域面積と比べて流量が大きく, 特に最大の湧水帯である左支川源頭部では流域面積からの概算値の 10 倍以上となっている。また, 美々川右岸 (西側) については, 地形から推定される河川流域を越えて支笏湖からの漏水が漠然と考えられていた。

美々川流域周辺の主帯水層である Spfa_{1,2} 層について, 熱移流による温度差が最も顕著な 5 月の水温分布 (図 4.2.3-1) から, 以下のことが示された。

- ・ 遠浅川東側にある馬追丘陵 (図の右上部) から遠浅川上流部を越えて美々川左支川へ向かう冷水塊 (図の右上の 8.75°C コンタ) が存在し, これが美々川左支川源頭部を涵養していると考えられる。
- ・ 美々川左支川群 (図中の青線) は谷地形を形成し, 高温域となっているため, 流出域と考

えられる。

- ・ 遠浅川中流部東側にある旧遠浅川源頭部，旧湿地帯跡，富岡湧水（図中の緑線）付近でも高温域が見られ，流出域と考えられる。ただし，これらは美々川地下水域ではない。
- ・ 美々川右岸の地下水の大半は，地形から推定される河川流域の境界付近で涵養され美々川に流出していると考えられる。

このため，地下水域の境界が遠浅川を横断している可能性が推定される。実測された地下水面形状から推定された地下水域の境界は，上記の地下水温から推定した地下水域の境界とほぼ一致した。さらに美々川左岸について，推定される駒里台地（遠浅川上流域から馬追丘陵を除いた部分），美々川左支川群，遠浅川の3つの地下水域に分けて（図4.2.3-2）水収支を検討した。その結果，駒里台地の不足分と美々川左支川群の過剰分がほぼ一致した。また，遠浅川の水収支はほぼバランスしていた。ここで水収支の不足とは，周囲への地下水流入を考へない地下水域単位のバランスから見て，あるべき水量が無い状態を意味する。この結果から，駒里台地の不足分水量が帯水層を通過して美々川左支川群に流入していると考えられ，図の「駒里台地流域」と「美々川左支川群流域」は一連の地下水域とみなせることになる。

図4.2.3-1 右上付近にあるⅡ測線における地下水温断面（図4.2.3-3）から，以下のことが示された。

- ・ 旧伏没地点であるⅠ-2付近から冷水塊の混入が認められる。
- ・ 左支川源頭部付近において等温線が上向きに屈曲する流出域に特徴的な高温域を形成する。

支笏湖－美々川断面である図4.2.3-1 左のⅦ測線（ただし，図4.2.3-1にⅦ-1，Ⅶ-2は示されていなく，Ⅶ-4は測線に投影）における地下水温断面（図4.2.3-4）から，以下のことが示された。

- ・ 図のⅦ-3付近にある西方90m台地から涵養された冷水塊（8.25℃のコンタ）の大部分が深さ120m付近まで達し，Spfa_{1,2}層を主なみずみちとし美々川へ流出していると考えられる。
- ・ 支笏湖外輪山山麓で涵養された地下水は，Spfl層の上半を通過して，図のⅦ-2とⅦ-3の間にあるイマジリママチ川，植苗川（図には表記されていない）へ流出する。

これらの断面について熱移流拡散解析を行った結果，それぞれの測線の特徴的な温度分布が再現された。

(3) 表層水理解析における参考点

本文献では，地形から推定される河川流域と実際に河川に流出する地下水範囲である地下水域が一致していない地域における流動について，環境トレーサーを用いて推定している。地形から推定される河川流域が実際の地下水流動と一致しない可能性はどの場所についても考えられる。そのため，地形から推定される地下水流動については，何らかの方法で検証をする必要がある。その場合，環境トレーサーにより地下水域を確認する方法は有効であると思われる。

また，今回推定された地下水流動は，遠浅川の河川改修前の状態（伏没）から予想されたものを支持している。表層水理解析を行う場合は，河川について改修履歴を確認し，元々の河川状態についても認識しておく必要がある。

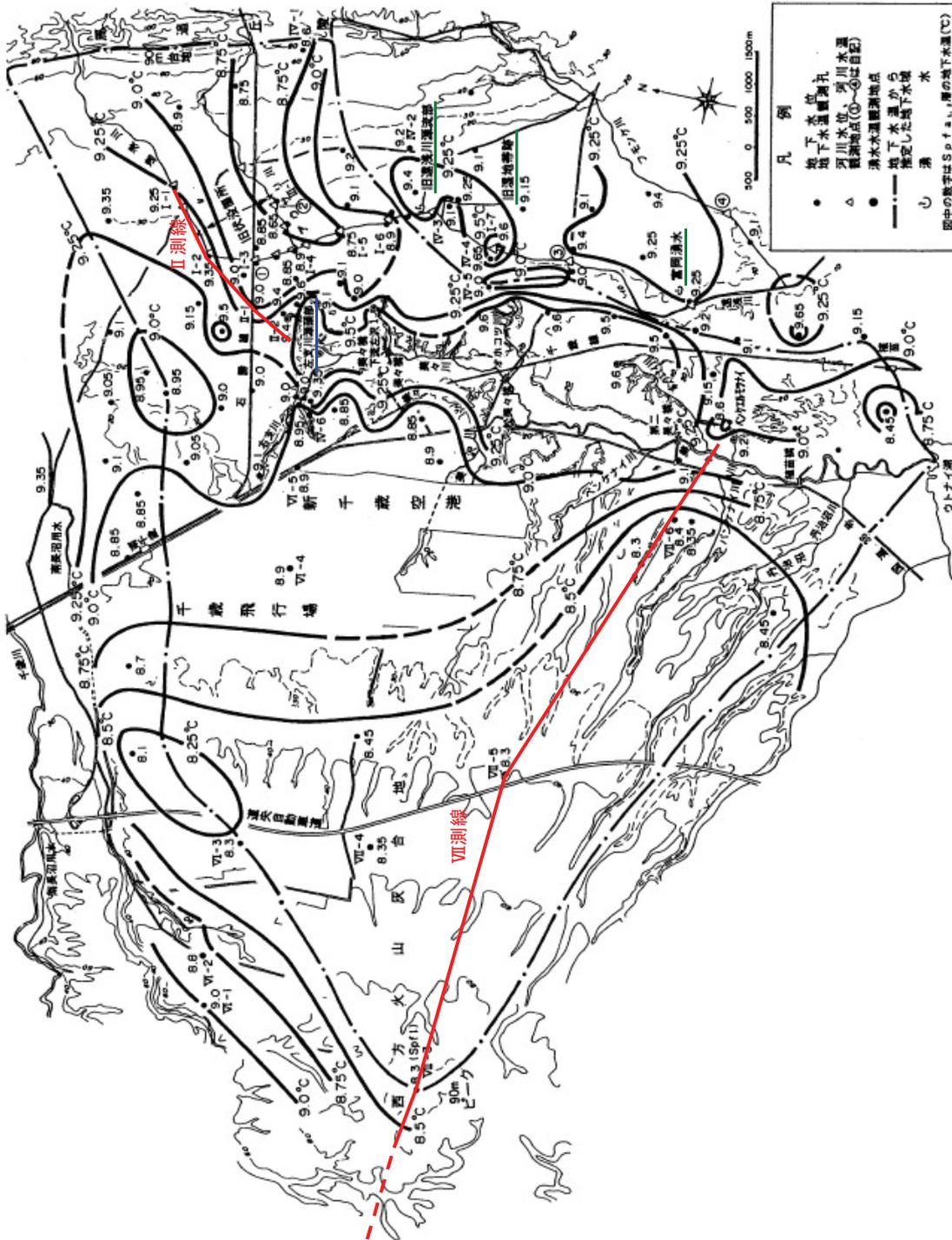


図 4. 2. 3-1 Spfa1,2 層の地下水温度およびそれから推定される美々川の地下水域 (1996, 1997 年 5 月平均) (池田ほか, 1999¹⁷⁾に加筆)

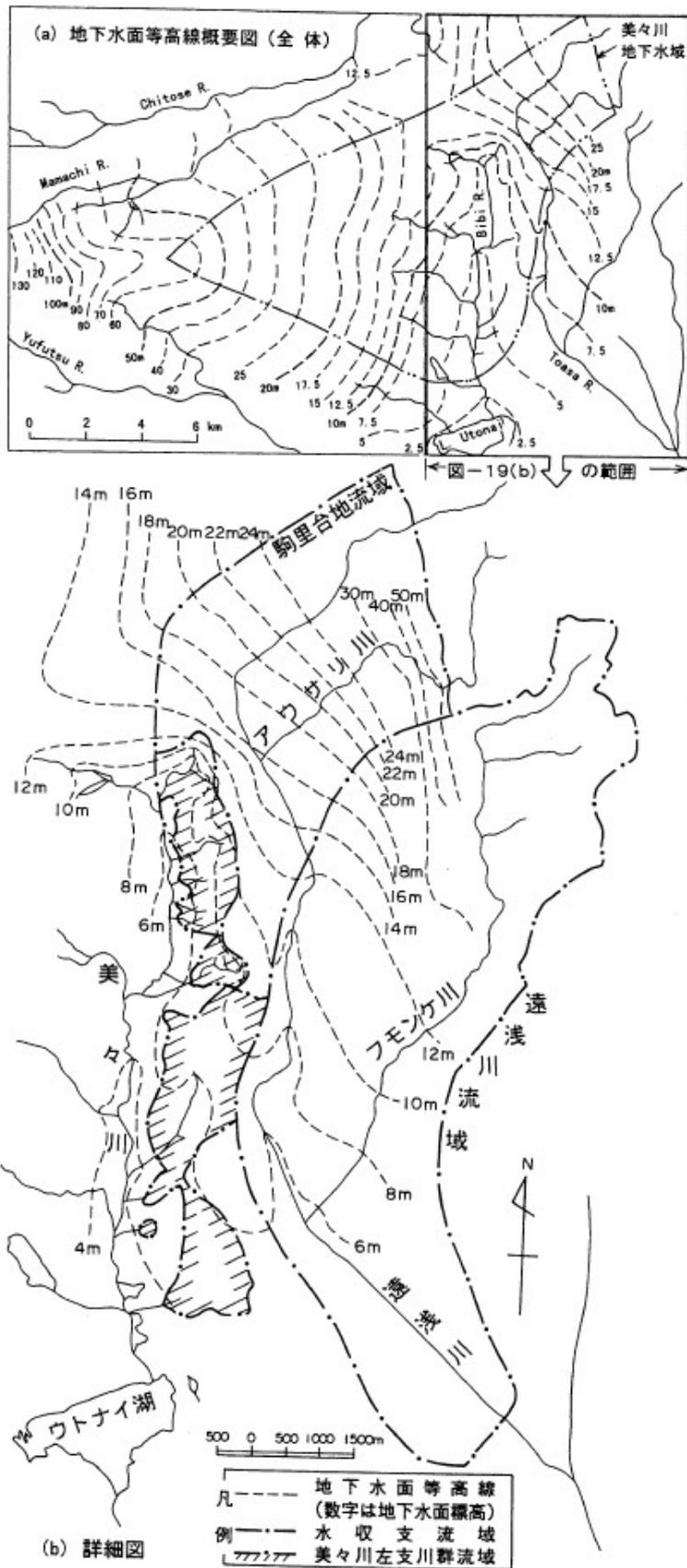


図 4.2.3-2 美々川-遠浅川周辺の地下水面等高線と水収支流流域 (池田ほか, 1999¹⁷⁾)

4.2.4 表層環境における地下水流動（その2）

(1) 文献概要

表 4.2.4-1 に文献概要を示す。

表 4.2.4-1 文献概要（層相変化の大きい表層環境における透水係数推定・地下水流動解析）

題名	情報不足条件下での広域地下水の非定常流動解析手法に関する研究 -サロベツ湿原を例として-
著者	張祥偉, 山本直樹, 竹内邦良, 石平博, 中津川誠, 羽山早織
出典	水文・水資源学会誌, Vol.16, No.4, pp.349-367(2003) ¹⁸⁾
抄録	<p>本研究では, サロベツ湿原における地下水の非定常流れの解析を例として, 地質統計手法, 融雪の推定及び地下水流動解析の融合を行うことにより, 透水係数の空間分布情報が不足している地域における融雪を考慮した地下水流れの解析手法を提案した。</p> <p>ここでは,</p> <ul style="list-style-type: none"> ・ ROKMT 法による点在する不圧地下水位の実測データからの地下水位空間分布の推定 ・ 推定した地下水位の空間分布から, 最適化法を用いた透水係数の同定 ・ 降雪・融雪モデルによる積雪水量と融雪水量の算定 ・ 得られた透水係数, 融雪水量の空間分布を用いて, 3年間の月平均地下水シミュレーション <p>が行われた。地下水シミュレーションでは, サロベツ地下水位の空間分布の特性, 年間の変化などの特徴が明らかとなった。また, 10 箇所における地下水位の経時変化の計算結果と実測値を比較し, 一部を除いて地下水流動経時変化の再現性が確保された。</p>
使用データ	地下水位データ, 水収支データ (降水量, 蒸発散量, 河川流量)
数値解析	二次元地下水流動解析

(2) 文献の具体的内容

サロベツ湿原は, 流域面積 634.9km²のサロベツ川の下流域に広がる面積約 230 km²に及ぶ広大な湿原である (図 4.2.4-1)。図において色が濃く示されている湖沼は, 北から兜沼, ペンケ沼, パンケ沼である。サロベツ湿原は, 近年, 地下水位の低下による湿原乾燥化が進み, 面積の縮小が続いているため, 様々な地下水位低下防止対策が提案されている。対策の実施にあたっては, 地下水の流動を正確にシミュレートすることが必要である。

しかしながら, サロベツ湿原における地下水流動解析にあたっては, 透水係数情報の不足, 融雪の影響, 排水路の影響の三つの問題がある。本文献では三つの問題に対応する新しい手法を提案しているが, ここでは特に他の地域にも適用できる「透水係数情報の不足」に関する手法について示す。透水係数情報の不足とは, 広い面積を有するサロベツ湿原において, 現場で揚水試験が行われた箇所は7ヶ所しかなく, 透水係数のデータが不十分であるという問題である。

このため、透水係数の空間分布情報が不明確で、地下水の流れを正確に把握することが困難である。

サロベツ湿原では1997年に地下水位一斉測水調査が72ヶ所で行われ、また、河川水位は5ヶ所、三つの沼の水位は3ヶ所で観測されている。一斉測水調査で測定された不圧地下水位およびサロベツ川水位データを用いて、不圧地下水位と地形標高との相関を分析したところ、両者の決定係数 R^2 は0.877で、高い相関関係が存在した。この点に在る実測地下水位データから、地下水位の空間分布を推定する方法として、ROKMT法が用いられた。

ROKMT法では、地下水位を地下水位のトレンド成分、およびトレンド成分からのずれである剰余に分解する。トレンド成分は、空間座標と地形標高の関数であり、地下水位の実測データから推定できる。また、剰余は空間に依存する確率変数であるとする。実測地点の剰余は算定できるので、その値から剰余の空間分布を地球統計学的方法で推定することができる。したがって、トレンド成分と剰余の和として地下水位の空間分布を推定できる。剰余を計算してみると、地形標高が高い所で大きく、標高の低い湿原で小さい傾向が認められた。

この方法から、図4.2.4-2のように河川や湖沼を組み込んだメッシュにおける不圧地下水位を計算し、図4.2.4-3のような地下水流れの方向が明らかとなった。計算されたサロベツ湿原地下水の流れは、大局的に地形形状に沿って、東部と北部の丘陵山地からサロベツ川に向かい流れていることが認められる。地下水位の勾配については、サロベツ川の左岸（図ではサロベツ川の東側）において小河川、排水路近傍を除けば緩やかであり、右岸では、標高5~20mの高度を有する海岸砂丘の地形の影響により、急な勾配となっている。

この不圧地下水位の空間分布に基づき、逆解析手法を用いて透水係数の空間分布を推定する。ここで使われた方法では、地下水位分布から求められる流動が、定常状態における不圧地下水流動を表すと仮定している。また、その場合の地下水流動量は、タンクネットワークモデルに基づく水収支解析の結果から年平均降水量の23%としている。ここで用いた方法では、透水量係数分布が求められることになるが、その値については実測値からの推定により0.0043~6800 m^2/day という制限をかけている。

この透水量係数について、不圧地下水の水深で割ると透水係数が求められる。ただし、ここでは不圧帯水層の基底を成すと考えている粘土層の深度が不明であるため、地下水位の標高から粘土層よりさらに下位にある更別層の上面の標高を引いた値を不圧地下水厚さとしている。同定した透水係数の最小値は0.112 m/day ($=1.30 \times 10^{-4} m/s$)でパンケ沼付近の泥炭地に位置しており、最大値は197.42 m/day ($=2.28 \times 10^{-1} m/s$)で兜沼付近のサロベツ沖積層にある。したがって、透水係数は約3オーダーの違いを示していることになる。

図4.2.4-4に示した計算された透水係数分布では、パンケ沼、パンケ沼及びサロベツ川と清明川との合流点付近の透水係数が小さく、パンケ沼とサロベツ川合流点より上流右岸の海浜堆積物層、パンケ沼北側の沖積層及び兜沼川の沖積層の透水係数が大きい。この結果について、論文では「以上の透水係数の空間分布は、現地の土壌分布特性ともほぼ一致している。従って、サロベツ湿原の地質は多層構造になっているにもかかわらず、透水係数は地表面下20m付近までに分布している湿原性堆積物、特に泥炭層に支配されると考えられる。」としている。

この透水係数分布および降雪・融雪モデルにより算定された融雪水量の空間分布を用いて、3年間の月平均地下水に関するシミュレーションが行われた。地下水シミュレーションでは、サロベツ地下水位の空間分布の特性、年間の変化などの特徴が明らかとなった。また、10箇所において地下水位経時変化の計算結果と実測値を比較し、一部を除いて地下水流動経時変化の再現性が確保された。これは、定常状態を仮定して求めた透水係数分布が、非定常流れの計算に対応できることを示している。

(3) 表層水理解析における参考点

サロベツ湿原のような沖積低地では、層相の変化が激しく、限られた地質調査のみから広い範囲における透水係数を設定するのが難しい場合がある。本文献の方法は、言わば地質調査の一つとして不圧地下水位測定を行っていることになる。ただし、計算された透水係数について、地質との具体的な1対1の対応については述べられていない。このような方法については、地質のみから推定される透水係数と比較し、その地質的妥当性を検証することが望まれる。また、本文献では解析領域における深部からの地下水流入は無視しているが、この点については広域地下水流動解析等の別な情報からの検討が必要になる。

本文献の方法は、不圧地下水位が浅く、測定孔が人力等により簡易に掘削でき、比較的容易に多数の地下水位測定点が取れる沖積低地が対象であったため、適用できたと思われる。生物圏評価を考えた場合、地質ボーリングの本数には限りがあるため、同様な地質条件であれば本文献の方法が有効である可能性がある。



図 4.2.4-1 サロベツ湿原の位置図 (張ほか, 2003¹⁸⁾)

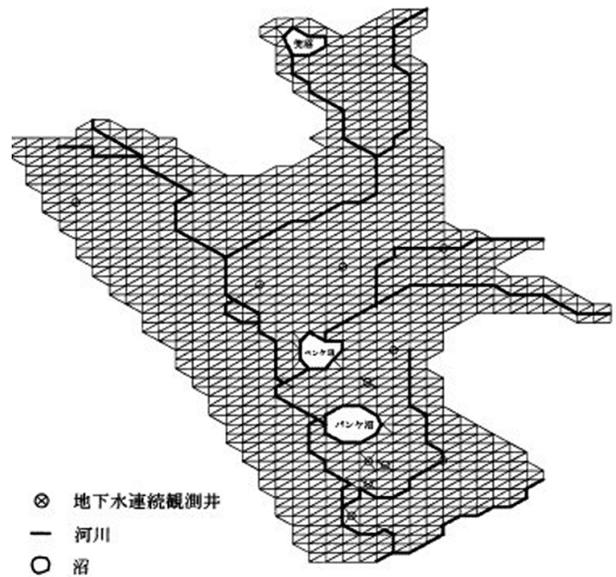


図 4.2.4-2 メッシュ図 (張ほか, 2003¹⁸⁾)

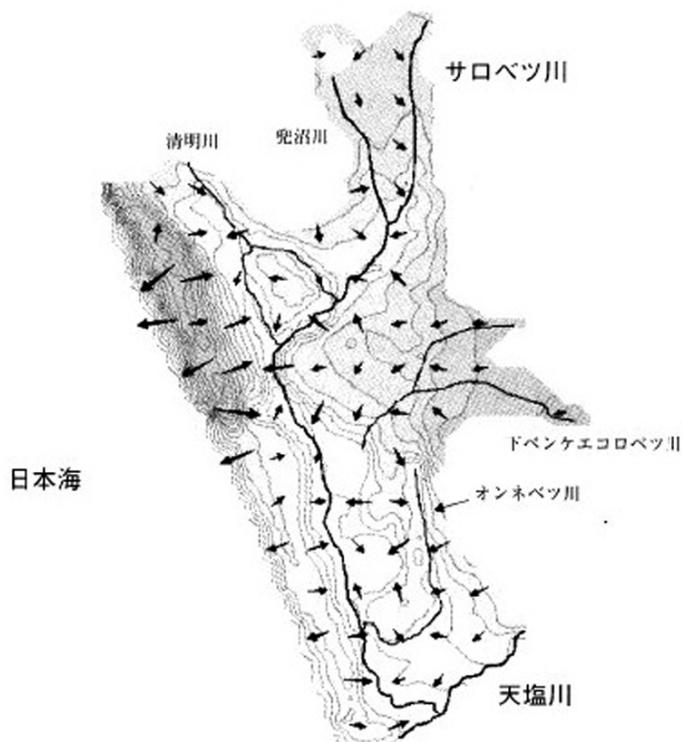


図 4. 2. 4-3 地下水流れの方向 (張ほか, 2003¹⁸⁾)

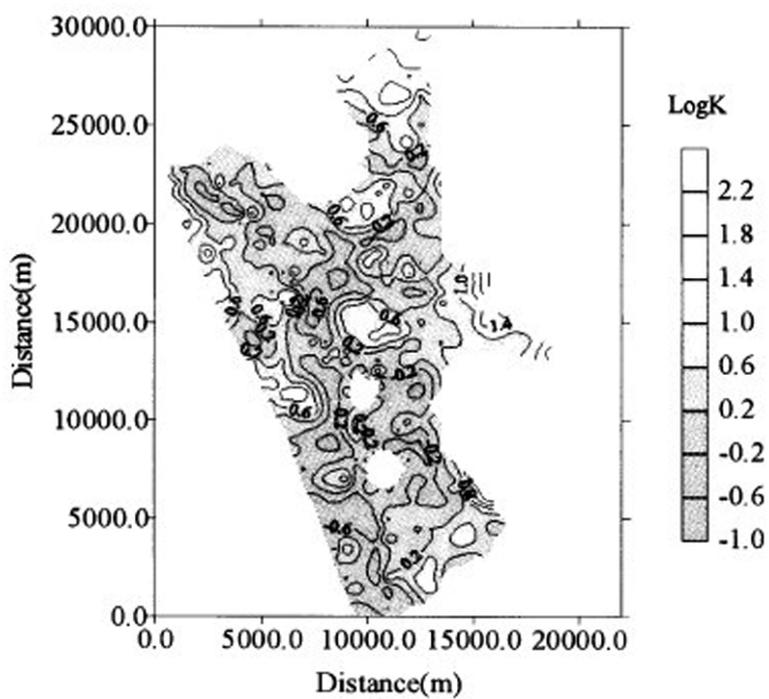


図 4. 2. 4-4 透水係数 (単位は m/day) の同定結果 (張ほか, 2003¹⁸⁾)

4.3 物質移行調査

4.3.1 地下水汚染調査事例

(1) 文献概要

表 4.3.1-1 に文献概要を示す。

表 4.3.1-1 文献概要（地下水汚染調査事例）

題名	地下水汚染の現場から－汚染機構の解明と対策の確立のために－
著者	佐藤賢司，稲生義彦，楡井久
出典	アーバンクボタ，No.27，pp.58-60(1988) ¹⁹⁾
抄録	<p>本論文では，関東ローム台地における 6 価クロムイオン (Cr^{6+}) による地下水汚染現場の事例を示し，地下水汚染機構の調査方法と浄化対策について記している。具体的には，地質ボーリングから地質を明らかにして帯水層単元を確立し，ボーリングコアに含まれる Cr^{6+} を分析した。そして，どの帯水層まで汚染が進行しているのかを確認し，地下水汚染機構を解明している。また，浄化対策としては汚染地層の掘削除去と地下水揚水を行った。</p> <p>汚染現場において地表の浸透枡や排水溝から浸透した Cr^{6+} は，宙水によって水平方向に移動した後，宙水の基底である常総粘土層がせん滅している箇所を下位の帯水層に降下し，帯水層中を主に水平方向に移動する特徴的な傾向を示した。</p>
使用データ	地質ボーリング，ボーリング試料の地層汚染濃度，地下水位，地下水汚染濃度

(2) 文献の具体的内容

本文献では，汚染が発見された実際のサイトに関して調査の原則にそって，現地調査，汚染機構の解明，浄化対策の実施が行われた例が示されている。本文献では以下の地下水汚染調査の 3 原則を提案している。

- ① 帯水層単元の確立
- ② 各帯水層や帯水層間の地下水流動の解明
- ③ 汚染物質の移動経路と拡散・吸着過程の解明

調査対象とした汚染現場の平面図を図 4.3.1-1 に示す。 Cr^{6+} を含む廃液が，幅 4m 四方，深さ 3m に素掘りされた浸透枡および排水溝から地下に浸透したと考えられ，浸透枡から 150m 離れた 3 つの家庭用井戸で汚染が発見された。地質ボーリング 39 本（深度 60m を 4 本，30m を 12 本，6m を 23 本），ハンドボーリング 16 本（深度 4～6m）が実施され，試料の地層汚染濃度が測定された。現場では，下総層群とみられる砂層が 3 層の帯水層（上位から第 1，第 2，第 3 帯水層）を形成し，さらに表層付近で常総粘土層を基底として宙水が存在する。調査地では，地質ボーリング孔および追加掘削により，地下水観測孔が 59 井（第 3 帯水層用 4 井，第 2 帯水層用 16 井，第 1 帯水層用 16 井，宙水層用 23 井）設置された。

ボーリング試料の地層汚染濃度, 地下水流向等から推定された汚染機構を図 4.3.1-2 に示す。なお, 地層汚染濃度とは, 簡易的な溶出試験により測定した地層粒子に付着した汚染物質質量の地層粒子質量に対する比である。Cr⁶⁺を含む廃液は, 浸透枘から関東ローム層に鉛直に浸透した後, 宙水の流動により水平(南方)に移動する。その後, 常総粘土層がせん滅している箇所を下位の第1帯水層に降下し, 第1帯水層中を主に水平方向(北西方向)に移動する。図 4.3.1-3 に宙水層の水位および宙水層～常総粘土層の地層汚染濃度分布, 図 4.3.1-4 に第1帯水層の水位および第1帯水層～第1加圧層の地層汚染濃度分布を示す。なお, 図はいずれも北が上向きである。図 4.3.1-3 から Cr⁶⁺が浸透枘位置から南方に移動したことが示され, 図 4.3.1-4 から第1帯水層中を北西方向に移動したことが示される。このような移動経路は, 地層中に含まれる Cr⁶⁺濃度分布の特徴となって現れる。例えば, 宙水層から Cr⁶⁺が降下している地点(図 4.3.1-4 の A 点)を除いては, 第1帯水層中の地下水面より上位の地層からは Cr⁶⁺が検出されない(図 4.3.1-4 の B～F 点)。

(3) 表層水理解析における参考点

通常地下水調査では, 地下水の実際の流動について直接的な証拠が示されることは少ない。本論文のような地下水汚染に関する事例は, 汚染物質により地下水流動が明らかにされる点において, 表層水理解析に有用な地域情報を与えることになる。ただ, 生物圏評価が実施される地域において, 必ずしも過去に地下水汚染が発生しているわけではない。そのため, このような地下水汚染事例から, 他の地域に適用できる有用であるジェネリックな情報を抽出する必要がある。

地下水汚染調査事例からは, 以下のような点が活用できると思われる。

- ・ 地下水汚染は, 一般のトレーサー試験に比べ, 長い時間スケール, 広い空間スケールにおいて, 多くの物質を長時間投入したトレーサー試験とある程度同様にみなせるため, 広いスケールにおける分散や吸着現象に関する知見が得られる可能性があること。
- ・ 地下水汚染現場では, 比較的せまい範囲に多数のボーリングが行われることが多いため, 地層や地下水流動のばらつきを推定できるデータが得られること。

本文献の事例で明らかになった宙水層の細かい分布状況, およびその流向が下位の帯水層と異なるという結果は, 通常地質調査では判明しなかったと思われる。また, 第1帯水層の地層汚染濃度分布のようなデータから, 分散に関する情報を取り出せる可能性がある。今後, 地下水汚染調査について広く報告書レベルの情報を収集すれば, 分散係数や地層のばらつき等の表層水理解析に有用な情報が得られる可能性がある。

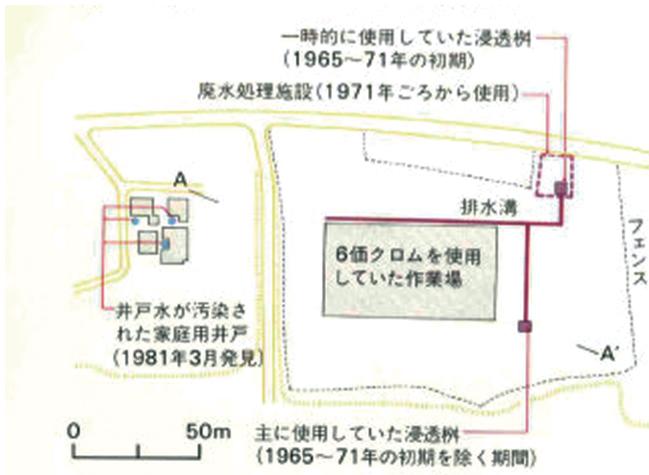


図 4.3.1-1 汚染現場の平面図 (佐藤ほか, 1988¹⁹⁾)

株式会社クボタ発行 アーバンクボタ No.27 より

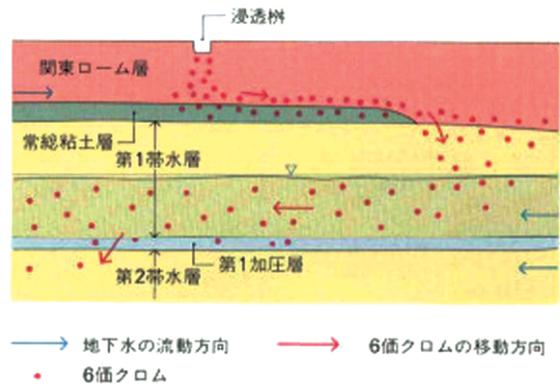


図 4.3.1-2 汚染機構の概念図 (佐藤ほか, 1988¹⁹⁾)

株式会社クボタ発行 アーバンクボタ No.27 より

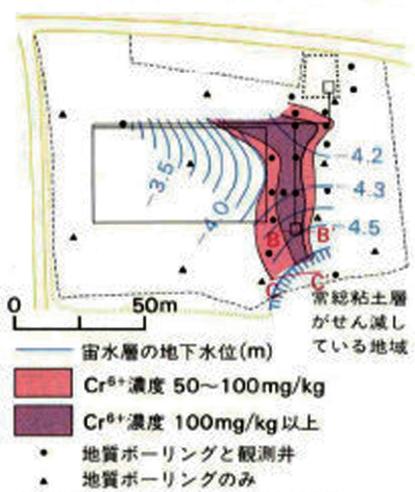


図 4.3.1-3 宙水層の水位および宙水層～常総粘土層の地層汚染濃度分布 (佐藤ほか, 1988¹⁹⁾)

株式会社クボタ発行 アーバンクボタ No.27 より

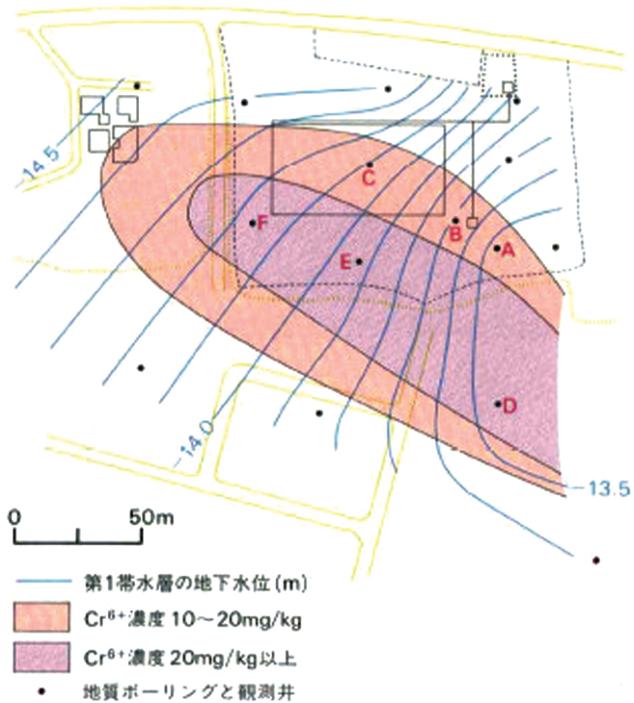


図 4.3.1-4 第1帯水層の水位および第1帯水層～第1加圧層の地層汚染濃度分布 (佐藤ほか, 1988¹⁹⁾)

株式会社クボタ発行 アーバンクボタ No.27 より

4.3.2 物質移行解析と事後監査

(1) 文献概要

表 4.3.2-1 に文献概要を示す。

表 4.3.2-1 文献概要（地下水汚染に関する数値シミュレーションの事後監査）

題名	揮発性有機化合物汚染サイトにおける数値シミュレーションの事後監査
著者	藤崎克博, 古野邦雄, 高中二三夫, 楡井久
出典	地質汚染－医療地質－社会地質学会誌, Vol.1, No.1, pp.1-18(2005) ²⁰⁾
抄録	<p>本論文では, 物質輸送シミュレーションの事後監査 (予測の検証) における事例として, 静岡県静岡市におけるテトラクロロエチレン(PCE)地下水汚染シミュレーションおよび千葉県茂原市におけるトリクロロエチレン(TCE)地下水汚染シミュレーションについて報告したものである。</p> <p>PCE 汚染の発見された静岡駅周辺において, PCE プリユームの移動を予測するため, 1991 年に物質移行シミュレーションを実施した。その結果, PCE プリユームはピーク濃度を減じながら地下水流の下流側へと移動し, およそ 20 年後には 1991 年時の汚染範囲から移動してなくなると予測された。しかしながら, 観測結果によると, PCE プリユームは移動することなく 10 年程度で消滅してしまった。予測結果と観測値との食い違いは, 予測計算において, 地下水揚水と地下水涵養を無視してしまったことによると考えられた。</p> <p>茂原市の TCE の汚染事例では, 地下水揚水による水質改善をシミュレーションした。汚染源においては, 新たな汚染物質の流入を考慮しなかったため, 観測値は予測値より濃度低下に時間がかかる結果となった。また, 低濃度域では, 生物分解により観測値は予測より早く低下した。</p> <p>上記 2 つのいずれのケースも, 予測値と観測値の違いの原因を考慮したモデルを作成し再計算したところ, 観測値の傾向を良く再現できた。</p>
【静岡市の検討事例】	
使用データ	既存地質データ (ボーリング・井戸柱状図), 地下水位 (19 ヶ所において 1 年間月 1 回の定期観測), 地下水 PCE 濃度 (最初 30 ヶ所だが, 1991 年 9 月以降は 14 ヶ所)
数値解析	平面二次元地下水汚染シミュレーション (1 回目: MOC 再計算: MODFLOW および MT3D), グリッドサイズ 1,100m×425m
【茂原市の汚染事例】	
使用データ	地質データ (調査のために 13 本の観測井ボーリングによるデータ), 地下水位 (13 ヶ所), 地下水 TCE 濃度
数値解析	平面二次元地下水汚染シミュレーション (1 回目: MOC 再計算: MODFLOW および MT3D), グリッドサイズ 450m×175m

(2) 文献の具体的内容

本文献では, 地下水盆管理のための地下水シミュレーションにおける長期間にわたる予測が正確かどうかを検証することを目的として, 静岡市および茂原市の検討例を記載している。文

献では、10年以上の長期間の予測が正確かどうかを検証することを事後監査と定義している。

1) 静岡市の事例

汚染現場は、安部川左岸の沖積平野の扇状地に位置する沿岸地域で、1988年にテトラクロロエチレン（PCE）の地下水汚染が見つかった。地質は砂礫層を主として、地下10m付近に薄いシルト層が不連続に存在して、上下の砂礫層を隔てている。地下水汚染は、このシルト層より上位の砂礫層中の不圧地下水にとどまっており、下位には達していない。浄化対策としては、汚染地層の除去、および汚染源となった事業所の敷地内および敷地付近での揚水が行われた。また、汚染地域には家庭用井戸が広く分布している。

1971年からのPCE負荷量を仮定し、1991年における汚染プルームを再現するようなモデル（以下、「1991モデル」という）を作成して解析を行い、1991年の観測結果と比較した（図4.3.2-1）。この1991モデルを用いて、将来のPCE濃度予測計算を行った。1991モデルでは、揚水量および涵養量については、その差を入力値として与えた。モデルの大部分を占める浄化用井戸が無い箇所では、家庭用井戸による揚水があるため、微小な涵養量（ 2.1×10^{-5} mm/day）が与えられた。

1991モデルでは、汚染プルームは、揚水によってピーク濃度を減じながら地下水流の下流側へ移動し、1991年時の汚染範囲から移動してなくなるには20年程度の期間が必要と予測された。しかし、その後に静岡市が汚染浄化対策として当該地域の家庭用井戸による揚水を奨励したこともあり、汚染プルームは下流側に移動することなく10年程度で消滅している。図4.3.2-2に1997年のPCE濃度観測値を示す。この誤差の原因は、1991モデルでは揚水量および涵養量の差を入力値としたため、涵養による希釈および家庭用井戸の揚水による汚染物質除去の効果が正確に反映されなかったことであると考えられる。そのため、揚水量および涵養量を別個な入力値として与えるモデル（以下、「2004モデル」という）が構築され、浄化用井戸が無い箇所に涵養量として0.813 mm/day、揚水量として0.840 mm/dayが与えられた。

汚染現場6地点におけるPCE濃度の経時変化について、1991、2004モデルによる予測結果、および観測結果を図4.3.2-3に示す。グラフの左側（1991年以前）が1991年実測結果を再現するための計算期間（Calibration）、グラフの右側（1991年以降）が予測計算期間（Prediction）である。2004モデルの開発により、汚染プルームの中央部分から下流側の領域では濃度変化をより実測値に近づけることが出来た（図の(b)(c)グラフ）。ただし、汚染源近傍では1991モデルのほうがより正しい結果を示した（図の(a)グラフ）。これは、PCEの負荷が正確にモデル化されていないことによると考えられる。

2) 茂原市の事例

汚染現場は、茂原市南部の標高9m程度の沖積低地に位置している。九十九里粘土層の上位にある不圧地下水でトリクロロエチレン（TCE）汚染が確認され、調査の後に浄化が行われた。

この汚染現場では、汚染源において汚染地層を除去した後、1991年9月から3本の揚水井で地下水を揚水した。揚水開始から2年後にTCE濃度は、汚染源付近のNo.11観測井において当初200mg/l以上であったものが、47 mg/lへと低下する。また、低濃度域にあるNo.1観測井では、10mg/l以上であった濃度が、環境基準程度まで低下する。揚水開始から4年後には、No.11観測井で11mg/lとなり、残りのほとんどの観測井で定量限界以下になる。6年後には、No.11観測井で環境基準をわずかに超す濃度を示すのみとなり、その3ヶ月後には環境基準を超える観測井はなくなる。

現況再現を行ったモデルによる予測計算結果と比較すると、汚染源付近のNo.11観測井にお

いては、計算値は3年程度で環境基準以下になるのに対し、観測値は4年以上も10mg/l以上の値を示し、環境基準以下になるまでに6年以上かかっている。一方、低濃度域にあるNo.1観測井では、計算値は環境基準程度の濃度まで低下するのに6年かかっているが、観測値では2年で達成されている。

この原因は次のように考えられる。観測濃度が予測値より高かった汚染源付近では、揚水の効果が過大に計算されており、また、予測計算ではないものと考えた新たな汚染物質の流入が、実際は地下に残留した汚染物質の地下水への溶出によって発生していたものと考えられる。一方、汚染プルームの末端部では、揚水の効果が過小に計算されているとともに、比較的低濃度であるため生物分解がすすみ、計算よりも速く濃度が低下したものと考えられる。調査地域では、沖積層の地下水にも比較的高濃度のメタンが含まれていて、このメタンをエネルギー源とするメタン資化細菌が高いTCE分解活性を示している(竹内ほか, 1999²¹⁾)。

これらのことを考慮した再計算結果は、観測値に比べてプルームの横方向に濃度が広がっていることをのぞけば、計算値は観測値の変化をよく再現している。

3) 分散長

本文献では、野外における分散現象によりできる汚染プルームが示され、分散長を用いた数値計算結果との比較が成されている。今後を表層水理解析で分散長を設定する際の参考とするため、表4.3.2-2に汚染プルームと分散長に関する情報をまとめておく。一般に、縦分散長は観測スケールに依存すると言われている。

Kinzelbach(1990)²²⁾には、Beims(1983)²³⁾が縦分散長と観測スケールについて、過去の観測事例を整理して作成した散布図および相関曲線が示されている。この相関曲線の値を読み取った結果を表4.3.2-3に示す。本文献の結果について、観測スケールを汚染源から汚染プルームの最高濃度点までとした場合、Beims(1983)²³⁾による縦分散長の推定値は約6m(観測スケール300mに対する値)となる。静岡市の値(10および20m)、茂原市の値(5m)とも、実流速等に含まれる誤差を考慮するとBeims(1983)²³⁾による推定値と大きな矛盾はないと言える。また、縦分散長と横分散長の比については、Pickens and Grisak(1980)²⁴⁾により現地調査においては0.01から0.3であることが報告されている。本文献での値は、静岡市で0.02~0.1、茂原市で0.02であり、Pickens and Grisak(1980)²⁴⁾による値の範囲内であった。

表 4.3.2-2 汚染プルームおよび分散長に関する情報

	静岡市	茂原市
汚染源～汚染プルーム最高濃度点の距離	約380m(1990年)	約210m(1989年)
汚染プルーム形状	縦 約820m 横 約200m (1990年における濃度0.01mg/L以上の範囲)	縦 約310m 横 約60m (1989年における濃度0.03mg/L以上の範囲)
数値計算に用いた縦分散長	10m (1991モデル)	5m
	20m (2004モデル)	
数値計算に用いた横分散長	1m (1991モデル)	0.1m
	0.4m (2004モデル)	

表 4.3.2-3 Beims(1983)²³⁾による観測スケールと縦分散長の関係

観測スケール(m)	縦分散長(m)
1	約0.02
10	約0.3
100	約2
300	約6
1000	約10
7000	約30
10000	約40

(3) 表層水理解析における参考点

本文献で解析対象となった領域は狭く、水文地質構造や地下水流動も不圧地下水のみを考えればよいと比較的単純である。そのため、基本的なモデルについては大きな誤差はなかったが、その他の要因により誤差が発生した。今回の誤差要因は、涵養・揚水の無視、汚染源における汚染物質流入の発生、生物分解の無視、推定揚水量の違い等であった。このような誤差要因はつねに発生する可能性があるため、解析において考慮すべき要因を整理し、それぞれの不確実性と予測計算結果に与える影響を明らかにする方法について検討する必要がある。

また、通常の地下水汚染調査における時間スケールは 10 年の桁と考えられ、また解析対象となる領域も数 km 程度の範囲である。一方、表層水理解析は時間スケールが大きく、解析領域が広いため、誤差は地下水汚染調査よりも大きくなると考えられる。特に地形変化のような自然的誤差要因や揚水等の人工的誤差要因を長期にわたり予測することは困難である。そのため、表層水理解析においては、モデルについて不確実性を見込んだ解析が必要になる。

地下水汚染の調査結果は、そのほとんどが公表されることがない。本文献で紹介した事例は、野外における物質移行例として表層水理解析にとっても有用である。今後は、このような事例を収集整理し、分散長等をジェネリックなデータとして活用できるようにすることが重要であると思われる。

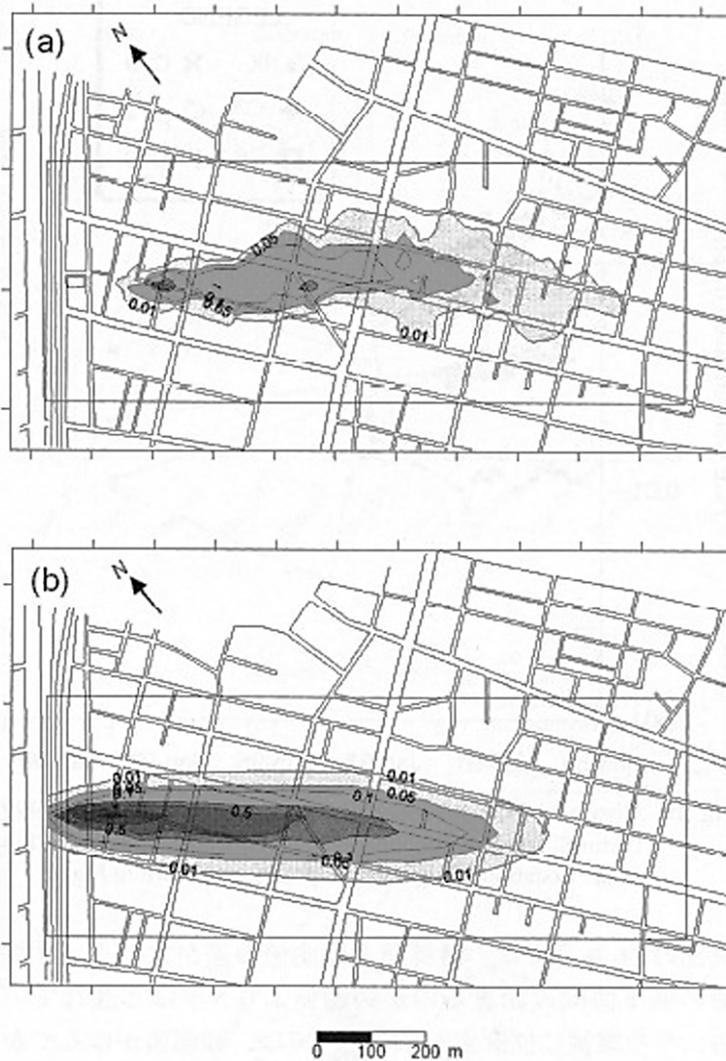


図 4.3.2-1 PCE 濃度観測結果(a)と 1991 年モデルによる解析結果(b)の比較 (藤崎ほか, 2005²⁰)

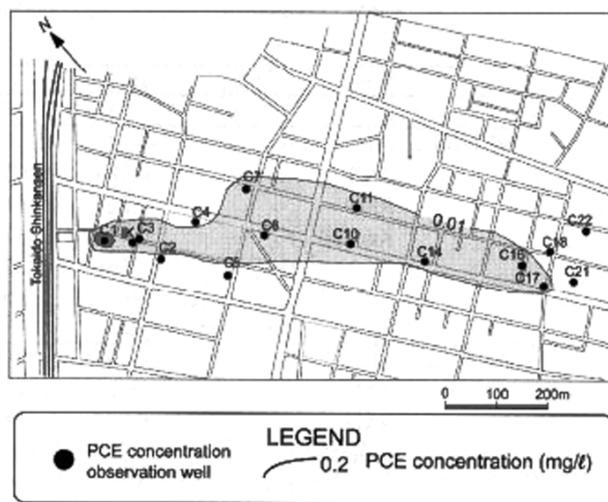


図 4.3.2-2 1997 年の PCE 濃度観測結果 (藤崎ほか, 2005²⁰)

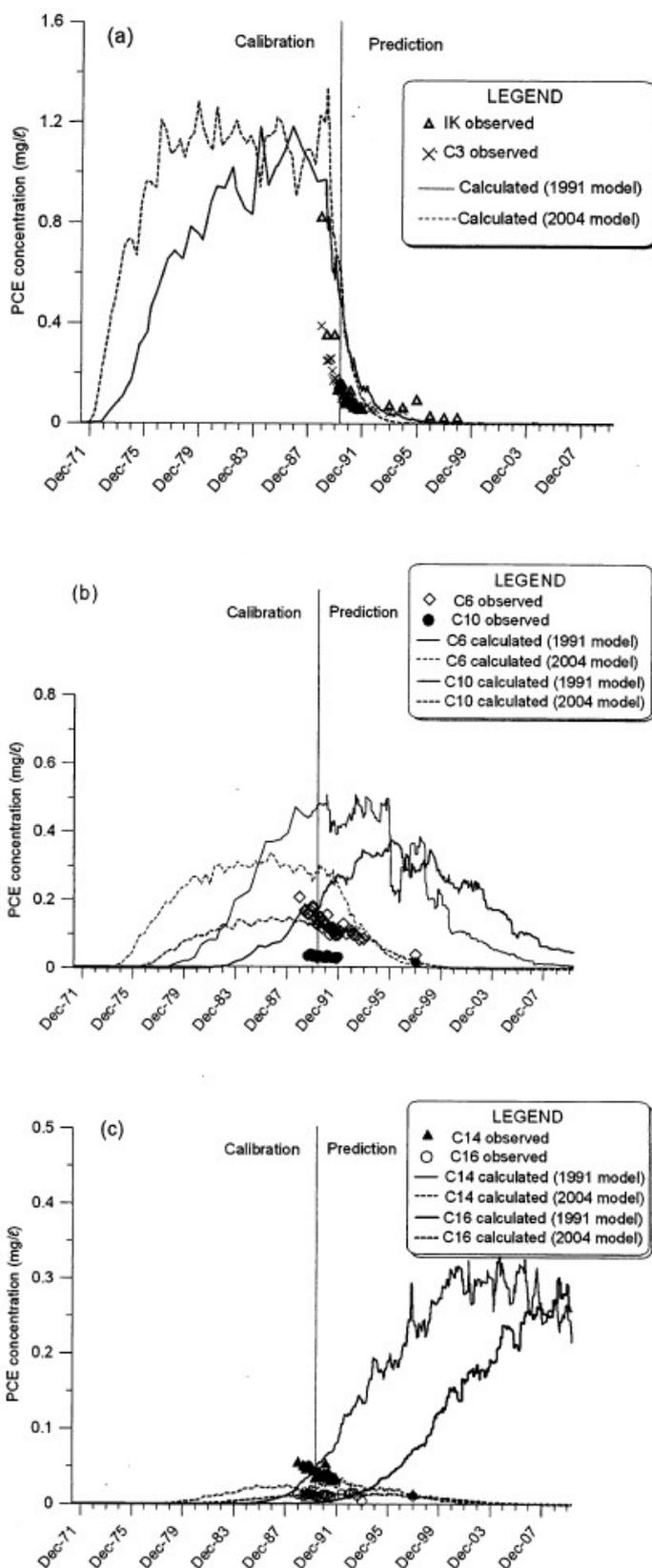


図 4.3.2-3 PCE 濃度予測値および観測結果の比較 (藤崎ほか, 2005²⁰)

5. 表層水理解析の実際的検討

5.1 モデルサイトの表層環境における物質移行解析の試行例

表層水理解析では、モデル（地質構造、地層の物性値等）につねに不確実性があり、一意的に決定することは困難である。そのため、最終的にモデルを確定した場合でも、感度解析によってモデルの不確実性が物質移行解析結果に与える影響を評価する必要がある。本節では、将来的には物質移行に関わるパラメータに対する感度解析に利用することを想定して、モデルサイト（北海道の幌延町周辺地域）について物質移行解析を試行した例を示す。

ここでは、既存データによる水理地質構造を基に、鉛直 2 次元断面解析のための解析領域を設定し、水理定数や境界条件を検討して、対象地域の地下水位を再現する現況再現モデルを構築する。この現況再現モデルを用いて、移流分散解析を行って物質の濃度分布を求め、パラメータ値の違いによってどの程度の差異が生じるかを検討する。

なお、本解析は、今後の感度解析に利用できるようにいくつかのパラメータ値（解析領域、透水異方性、ソース位置）を変えて物質移行解析を試行し、計算濃度分布に与える影響を調べることを目的としており、必ずしも計算結果を直接的に生物圏評価に利用できるような設定にはなっていない。生物圏評価での利用を目的としている表層水理解析のモデル設定・境界条件については、5.2 節において検討する。

(1) 解析設定

物質移行解析を試行するモデルサイトは、検証のための実測データ、概略の水理構造、物性値等の参照が可能な北海道の幌延町周辺地域とした。幌延町周辺地域では、太田ほか(2007)²⁵⁾の幌延深地層研究計画において調査がなされ、深度 1,500m 程度の概略の地質構造の調査結果が提示されている。

表層環境における物質移行を評価するには、対象地域の水理・地質構造、地下水状況の情報が必要となる。幌延町周辺地域については、深部については幌延深地層研究での情報が使えるが、浅部に関しては情報が不足している。これを補足するものとしては、沖積層の地質についてまとめた岡ほか(2006)²⁶⁾、資源保全のための地下水調査研究として下沼駅周辺の既存井戸調査を行っている幌延地圏環境研究所(2006)²⁷⁾がある。また、産業技術総合研究所(2006)²⁸⁾では、深部および沖積層の地質断面図が示されている。これらを参考にし、水理地質断面を作成した。

解析領域は、2 パターン（平野部と隣接する丘陵までとする解析領域 1、および解析領域 1 につづく広域的な分水嶺までを含めた解析領域 2）の鉛直 2 次元断面を設定し、物質移行の違いを調べた。図 5.1-1 に解析断面の位置、図 5.1-2 に対象解析領域を示す。図 5.1-2 の最下段に海岸線からの水平距離、その上に赤線で水平方向、鉛直方向 1 : 1 (H:V=1:1) の地形を示す。全体的に起伏が少なく平坦な地形であることから、明瞭な分水界の設定が困難である。このため、鉛直方向を 25 倍 (H:V=1:25) に拡大した図をその上に示す。

解析の主な対象地域である平野部とほぼ同等の範囲となる対象地域上流側の幌延丘陵までをひと続きの地下水流動系域と考え、幌延丘陵のほぼ中央を分水界とした海岸線から約 10km の範囲を「解析領域 1」として設定した。また、上流側境界の設定の影響を検討するため、解析断面において日本海からオホーツク海までの範囲のほぼ中央に位置し、最大標高 (427m) となる幌尻山 (ポロシリ山) を分水界とした約 32km の範囲を「解析領域 2」とした。また、解析領域の底部は標高 -500m に設定し、対象地域の沖積層厚の約 10 倍、解析領域 2 の最大標高 (幌尻山の標高) と同程度の深度となるようにした。解析においては、地下水流動および物質

移行の境界条件について表 5.1-1 のように設定し、地下水流動については定常解析、物質移行については非定常解析とした。解析領域 1 は、節点数 18,800、要素数 18,597 の要素分割とし、更別層より上位は水平方向 20m、鉛直方向 2.5m を基本として要素分割を行った。また、解析領域 2 は、節点数 19,998、要素数 19,756 の要素分割とした。

図 5.1-3 に解析領域 1 の水理区分を示す。更別層より上位は泥炭、砂（砂丘・砂州）、砂礫（海浜砂）、シルト優勢（上部）、砂泥互層（上部）、砂、シルト優勢（下部）、砂泥互層（下部）段丘層（泥、砂、礫）砂礫に区分し、その下部に更別層、勇知層を設定した。また、解析領域 2 における解析領域 1 以外の部分は、大部分が勇知層であり、残りが更別層である。これらの透水係数、有効間隙率、および透水係数の設定根拠を表 5.1-2 に示す。透水係数の設定根拠として、幌延地圏環境研究所(2006)²⁷⁾、梅田(1981)²⁹⁾、産業創造研究所(2007)³⁰⁾を用い、それらに値のない地層については推定値を用いた。最も透水係数が高く設定されているのは、更別層直上および海岸付近に分布する砂礫層である。特に更別層直上の砂礫層は今回設定したソース位置に近いため、本解析における物質移行を支配する帯水層になると思われる。また、有効間隙率については砂質系の地層については 0.4、泥質系の地層については 0.5 とした。

今回設定した透水係数では、水平方向と鉛直方向の値について、異方性を考慮せずに同じ値としている。しかし、透水性の異なる地層が層を成す地層では、一般に透水異方性が大きいと考えられる。これは、層を成す地層のうち透水係数が大きい地層が水平方向の透水性を支配するのに対して、鉛直方向の流れは透水性が小さい地層が支配するためである。そこで、層状構造をもち透水異方性が大きいと考えられる砂泥互層、シルト優勢層については、透水異方性による物質移行への影響を調べるため、水平方向と鉛直方向の透水係数を表 5.1-3 のように変えた計算を行った。ここでは、鉛直方向の透水係数を低く設定し、水平方向の透水係数は大きく変更しなかった。

本解析では、GBIZ と天然バリアの境界面を更別層上面と仮定して、移行物質のソース位置を設定した。なお、この境界の設定はあくまで本解析のためのものであり、更別層のバリア性を

表 5.1-1 解析における境界条件

境界	地下水流動条件	物質移行条件
地表面	浸出境界	分散フラックスゼロ境界
海側側面	定水頭(EL0m)境界	分散フラックスゼロ境界
山側側面	不透水境界	全フラックスゼロ境界
底面	不透水境界	全フラックスゼロ境界

表 5.1-2 地層ごとの設定物性値

帯水層区分	透水係数 (m/s)	有効間隙率	透水係数設定根拠
砂(砂丘・砂洲)	5×10^{-5}	0.4	砂泥互層と同じ
砂礫(海浜砂)	3×10^{-4}	0.4	砂礫と同じ
泥炭層	7×10^{-6}	0.5	*b
砂	5×10^{-5}	0.4	砂泥互層と同じ
シルト優勢(上部)	5×10^{-7}	0.5	砂泥互層の1/100
砂泥互層(上部)	5×10^{-5}	0.4	*a
シルト優勢(下部)	5×10^{-7}	0.5	砂泥互層の1/100
砂泥互層(下部)	5×10^{-5}	0.4	*a
砂礫	3×10^{-4}	0.4	*a
段丘層	5×10^{-5}	0.4	*a
更別層	10^{-6}	0.4	*c
勇知層	10^{-6}	0.4	更別層と同じ

*a 幌延地圏環境研究所(2006)²⁷⁾

*b 梅田(1981)²⁹⁾

*c 産業創造研究所(2007)³⁰⁾

能等を詳細に検討して設定したものではない。

表 5.1-3 透水異方性設定値

帯水層区分	透水異方性 3乗オーダー (m/s)	透水異方性 2乗オーダー (m/s)
砂泥互層(水平)	2×10^{-5}	5×10^{-5}
砂泥互層(鉛直)	2×10^{-8}	5×10^{-7}
シルト優勢(水平)	2×10^{-5}	5×10^{-5}
シルト優勢(鉛直)	2×10^{-8}	5×10^{-7}

鉛直 2次元移流分散解析での更別層上面におけるソース位置は、操上ほか(2005)³¹⁾で実施された 3次元地下水流動解析結果を参考に設定した。3次元地下水流動解析結果を地形図に投影することにより、幌延丘陵地下の深度約 500m から伸びる流跡線が地表に達する範囲は、沖積層分布範囲の東端(宗谷本線付近)から 2km 程度と推定

された。そのため、本解析においても、沖積層分布範囲の東端から 2km 範囲のうち、更別層上面の勾配が変化する箇所(段丘層の中央付近)をソース位置①、段丘層下流端から 500m 下流側をソース位置②(ソース位置①と②の離間距離は 1,395m)として 2箇所を設定した(図 5.1-3)。

今回は、実測地下水位を指標とした現況再現解析では定常浸透流解析、物質移行解析は非定常移流分散解析を行っている。本解析で用いたコードは、岡山大学・(株)ダイヤコンサルタント・三菱マテリアル(株)が共同開発した有限要素法による浸透流・移流分散解析コード「Dtransu-2D・EL」である(西垣ほか, 1999³²⁾)。

対象地域の地下水流動傾向を再現するため、降水浸透量(設定した降水量に対する地表から地下への涵養分)、透水異方性、解析領域をパラメータとして現況再現解析を行った。降水浸透量は、年降水量 1,100mm に対して 10%、7%とした。参照地下水位は、幌延地圏環境研究所(2005)²⁴⁾で測定された幌延丘陵と平野部の境界付近における井戸水位について、揚水による影響と推定される水位低下量を除いて補正した値を用いた。現況再現解析は表 5.1-4 に示す 6 ケースについて実施し、計算地下水位と参照地下水位の水位差を検討した。参照点 5 点について、計算水位と実測水位の差の 2 乗の和を求め、水位差の指標とした。現況再現解析における参照水位と計算水位の差は、降水浸透量 10%とした 2 ケースはいずれも降水浸透量 7%とした 4 ケースに比べて大きな値となった。そのため、降水浸透量 10%の場合は現況を再現できないとして除外し、それ以外の降水浸透量 7%としたケースについて物質移行解析を行った。

表 5.1-4 現況再現解析ケース一覧

ケース名	解析領域	設定透水係数	降水浸透量	水位差 2乗和(m ²)
Case1-0-1	解析領域1	標準(異方性を考慮しない)	10%	13.4
Case1-0-2	解析領域1	標準(異方性を考慮しない)	7%	10.5
Case1-1-1	解析領域1	透水異方性(3乗オーダー)	10%	12.4
Case1-1-2	解析領域1	透水異方性(3乗オーダー)	7%	8.2
Case2-1-1	解析領域2	透水異方性(3乗オーダー)	7%	10.4
Case2-2-1	解析領域2	透水異方性(2乗オーダー)	7%	10.9

次に、物質移行解析として移流分散解析を実施した。移流分散解析では、現況再現解析で得られたダルシー流速を有効間隙率で除した実流速で物質移行を評価している。表 5.1-5 に移流分散解析に用いたパラメータを示す。本解析における物質移行距離をソース位置①から海岸までの水平距離とすると、7km 程度である。この距離を観測スケールと考え、Beims(1983)²³⁾を参考にした場合、縦分散長は 30m 程度となる。ただし、縦分散長は不確実性が大きいことから、過度に分散の影響が現われないような小さめの値に設定することにし、今回の解析では 5m とした。また、横分散長は縦分散長の 1/10 とした。分散係数の大きさは分散長と実流速の積であるため、分散長の大きさに依存する。拡散係数は、水分子拡散係数に屈曲度 0.5 をかけたものとした。表 5.1-6 に今回実施した物質移行解析ケースを示す。ここでは、現況再現解析で用いた 4 つのケース、およびソース位置の影響を調べるため追加した 1 ケースの計 5 ケースについて解析を実施した。したがって、物質移行解析において変えたパラメータは、解析領域の範囲、透水異方性、移行物質のソース位置になる。また、今回は、分散現象の主要なパラメータである分散長については固定した。

表 5.1-5 移流分散設定パラメータ

パラメータ	設定値
縦分散長	5.0 m
横分散長	0.5 m
拡散係数	$5.0 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$

表 5.1-6 物質移行解析ケース一覧

ケース名	解析領域	設定透水係数	発生位置	解析結果 図番号
Case1-0-1m	解析領域1	標準(異方性を考慮しない)	ソース位置①(段丘層 中央付近)	図5.1-4
Case1-1-1m	解析領域1	透水異方性(3乗オーダー)	ソース位置①(段丘層中央付近)	図5.1-5
Case2-1-1m	解析領域2	透水異方性(3乗オーダー)	ソース位置①(段丘層中央付近)	図5.1-6
Case2-2-1m	解析領域2	透水異方性(2乗オーダー)	ソース位置①(段丘層中央付近)	図5.1-7
Case2-1-2m	解析領域2	透水異方性(3乗オーダー)	ソース位置②(段丘層下流端から 500m)	図5.1-8

(2) 解析結果

表 5.1-6 に示した 5 ケースにおける 1,000 年後の比濃度分布を図 5.1-4～図 5.1-8 に示す(図では鉛直方向を 20 倍に拡大)。濃度は、ソース位置の濃度を 1 とする比濃度の分布として示している。以下に今回の解析からわかったことをまとめる。

- ・ 移流分散解析で得られた 1,000 年後の比濃度分布は大局的には透水係数異方性の設定によらず、同様に海岸線まで物質が移行し、ソース位置に近い地表面に比濃度で 0.01 から 0.1 の領域が到達する比濃度分布が得られた。
- ・ 図 5.1-5 と図 5.1-6 を比較した結果、解析領域の範囲による違いは、ほとんど認められなかった。

- ・ 対象地域のように透水性の低い更別層の上位に透水性の高い砂礫層がある水理構造の場合、砂礫層上位の砂泥互層、シルト優勢層の透水異方性のオーダーが大きいほど砂礫層の水平流が卓越する。図 5.1-4 と図 5.1-5、および図 5.1-6 と図 5.1-7 を比較した結果、透水異方性が小さい方が鉛直方向の広がりが大きくなる比濃度分布が認められた。ただし、その違いは小さかった。
- ・ 今回の解析では分散係数に流速依存性が考慮されているため、ソース位置における地下水流速が大きければ分散係数も大きくなる。図 5.1-6 と図 5.1-8 を比較した結果、ソース位置が流速の大きい砂礫層にある場合、砂礫層中の地下水流動の下流側（ソース位置から左側）で比濃度が高い範囲が広がる解析結果が認められた。

(3) まとめ

今回の解析では、比濃度分布はソース位置の違いによる影響が大きく、透水異方性、解析範囲の影響は小さかった。これは、ソース位置を変えた場合については、ソース位置の違いによる流速の違いが大きいため分散係数に与える影響が大きいが、他の場合は流速の違いが小さく分散係数に与える影響が小さかったためであると推定される。今回設定したソース位置からの物質移行は、比較的透水性の低い更別層および砂泥互層（下部）には含まれた透水性の高い砂礫層中の水平移動によるものが大きい。そのため、砂礫層上位の地層の鉛直方向透水性を低くしても、基本的な流向や流速に影響が少なく、透水異方性の違いが物質移行には大きく影響していないと思われる。また、更別層より上位の地下水流動が主に解析領域 1 で設定された範囲内の流動によるため、解析領域の範囲による影響が小さかったと考えられる。

本解析では、ソース位置の違いによって流速が異なる場合、ソース位置が物質移行に与える影響が比較的大きい可能性が示された。そのため、ソース位置をどの程度正確に決定する必要があるかを検討するためにも、このような物質移行解析が必要になると思われる。また、今回固定した値を用いた分散長は、スケール依存性があることがわかっているが、その詳細については不明な点も多く、不確実性は他の物性値より大きいと思われる。今後は、天然バリアと GBIZ の境界面に設定するソース位置の違い、分散長やその他のパラメータについて感度解析を実施するのが望ましい。



図 5.1-1 解析断面位置 (国土地理院 20 万分の 1 地勢図「天塩」, 「枝幸」に加筆)

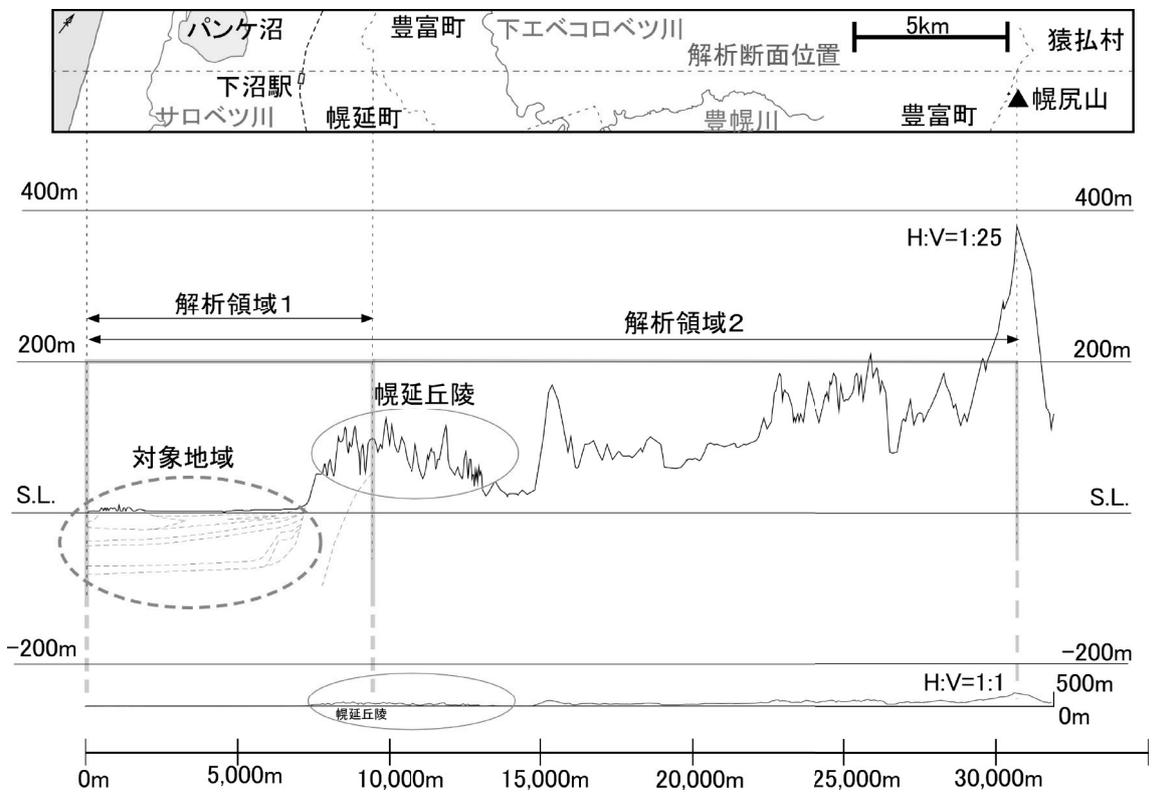


図 5.1-2 解析領域の地形断面図

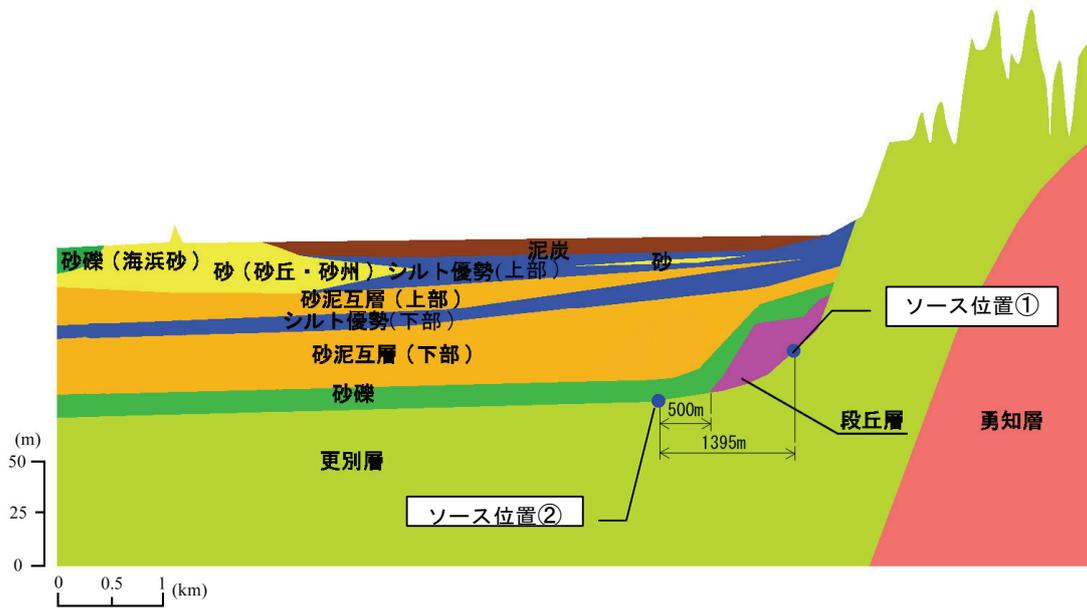


図 5.1-3 水理区分および物質移行発生位置

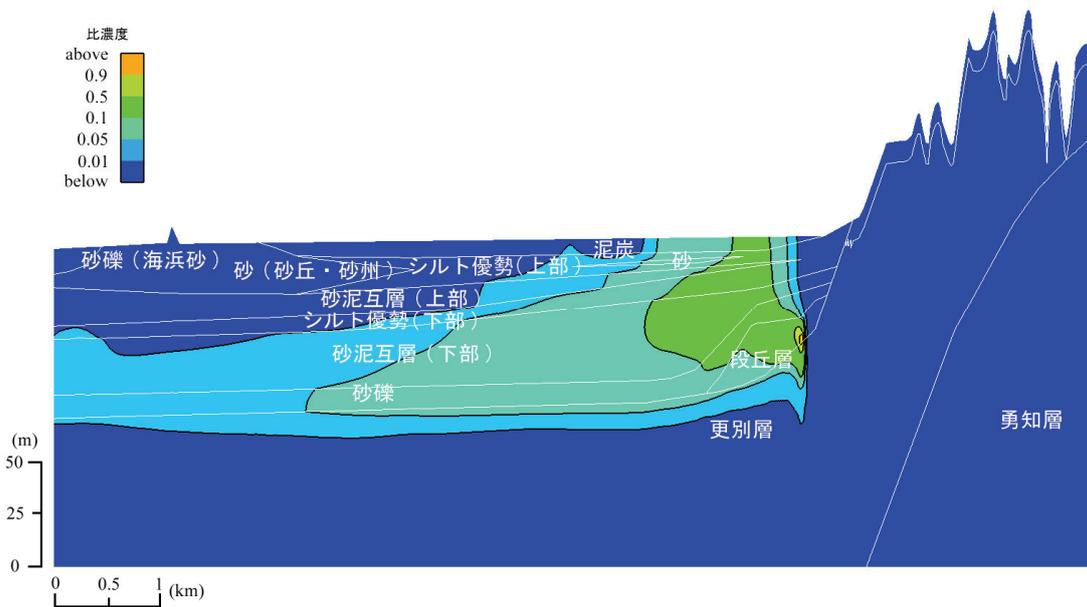


図 5.1-4 Case1-0-1m 比濃度分布図 (1,000 年後)

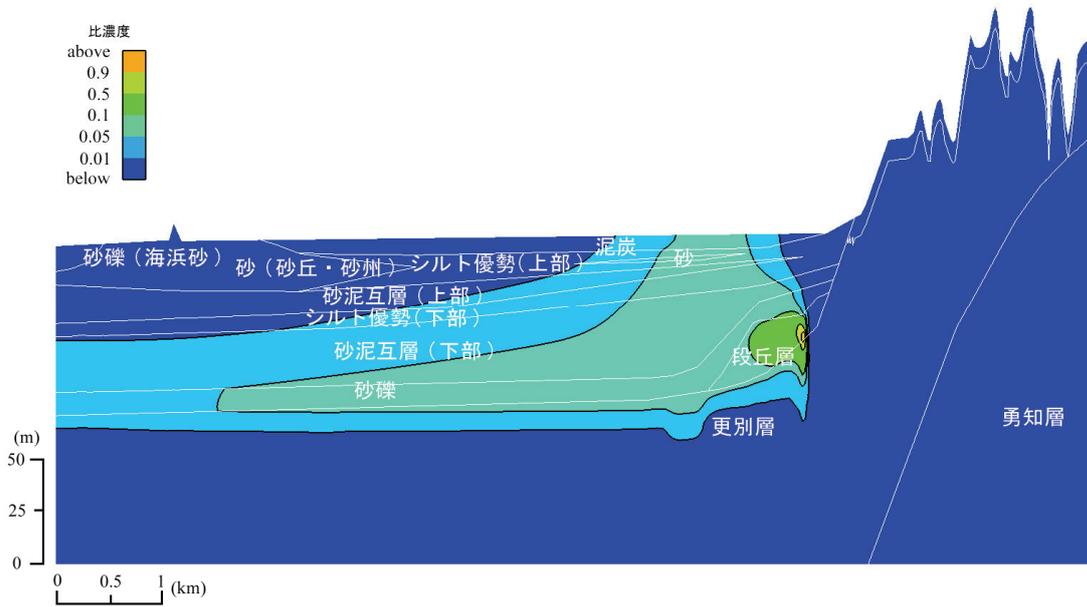


図 5.1-5 Case1-1-1m 比濃度分布図 (1,000 年後)

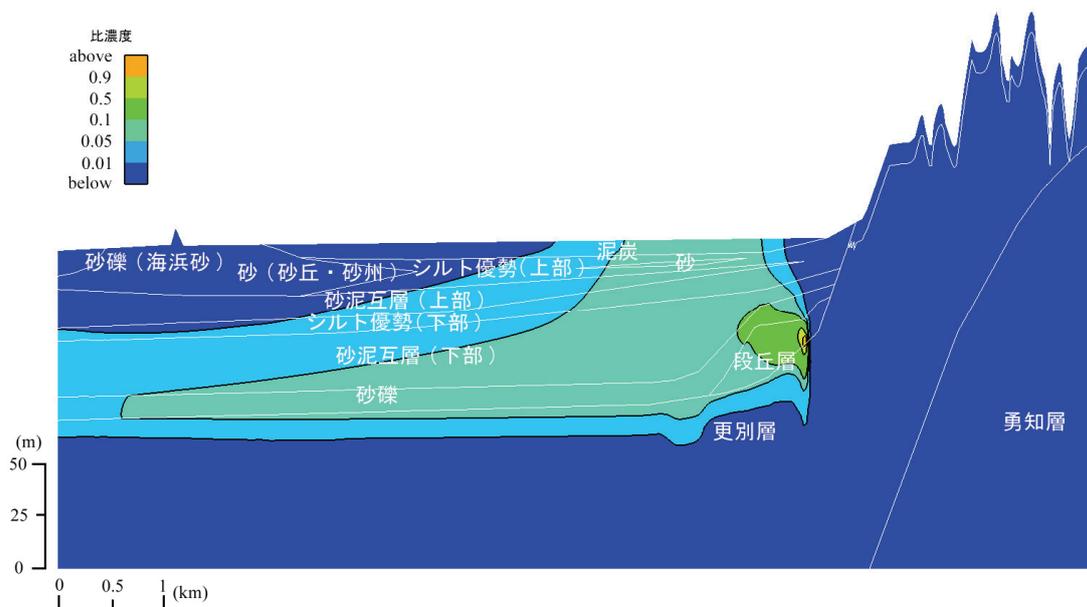


図 5.1-6 Case2-1-1m 比濃度分布図 (1,000 年後)

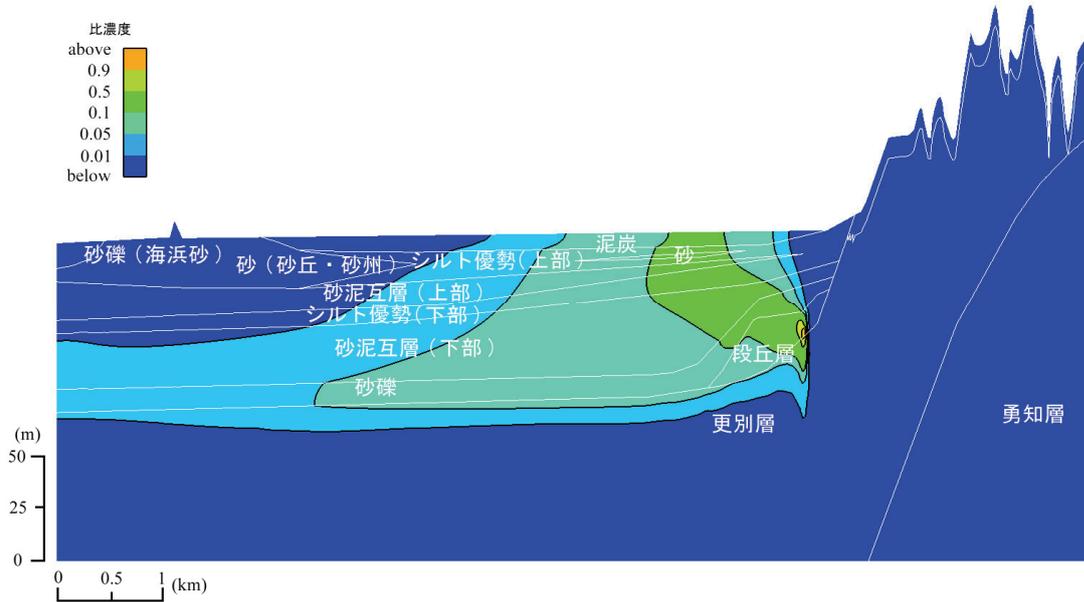


図 5.1-7 Case2-2-1m 比濃度分布図 (1,000 年後)

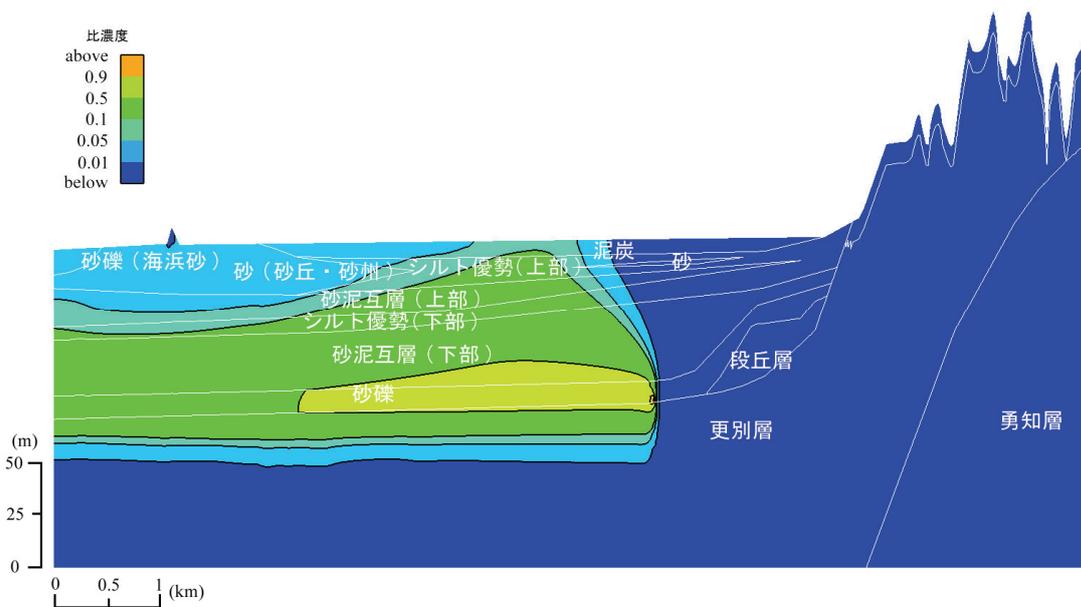


図 5.1-8 Case2-1-2m 比濃度分布図 (1,000 年後)

5.2 表層水理解析におけるモデル設定・境界条件に関する検討

表層水理解析は、生物圏評価を目的とし、そのために利用できるような計算結果を出力する必要があるため、通常の地下水汚染解析とは異なる点が生じる。それは、「河川、河川堆積層、湖沼、湖沼堆積層、海域、海域堆積層等の生物圏レセプタが地下水流動モデルに組み込まれ、計算結果として生物圏レセプタへの地下水・物質の流出入量が求められること」である。これは、表層水理解析による計算結果について、コンパートメントモデル等の生物圏評価モデルへの入力値として利用できるような形で出力されることを想定している。

通常の地下水汚染に関する水理解析では、対象となる領域に河川・湖沼等の表層水があっても、モデルに組み込まれないことがある。この理由としては、主な取水対象が不圧帯水層や被圧帯水層であり、その中における汚染物質移行が関心となる場合が多いことが挙げられる。そのため、表層水については、簡易に扱われることになる。河川は、モデル全体から見ると面積として小さく、モデルに組み入れることは計算モデルの要素数の増大・モデル形状の複雑化につながり、計算負荷を大きくする可能性がある。そのため、明確な目的がない限りは、モデル化の対象から外されてしまうことも多い。

ここでは、一般的な地下水汚染に関する水理解析において、考慮されないことの多いこの条件を満たすような解析方法について、モデル設定および境界条件の観点から提案する。これは、アプローチの一つとしての提案であり、個別の地域の適用において適宜修正していく。表 5.2-1 に検討内容をまとめておく。また、本節では、通常に行われているような設定等であっても、確認のため明文化するようにする。

表 5.2-1 生物圏評価を目的とした表層水理解析におけるモデル設定・境界条件についての検討結果

検討項目	検討結果
モデル設定	<ul style="list-style-type: none"> 基本的に 3 次元モデルを使用。 生物圏レセプタ（河川、河川堆積層、湖沼、湖沼堆積層、沿岸海域水、沿岸海域堆積層）をモデルに組み込む。 解析モデルの陸地における平面的範囲は、適宜選択した河川について、その河川流域が全て含まれるように設定する。
地表面境界条件	<ul style="list-style-type: none"> 地下水流動境界は、地下水面データが十分ある場合は定水頭境界、そうでない場合は浸出境界とするが、いずれの場合も実際の地下水面状況と矛盾がないことを確認する。 物質移行境界は、分散フラックスゼロ境界とする。
海域境界条件	<ul style="list-style-type: none"> 海面下の帯水層において、不透水境界として扱う塩淡水境界面を設定し、地下水の海域への流出が可能なモデルにする。ただし、現時点では密度流は解析モデルに組み込まず、別途その影響を考慮するようにする。 塩淡水境界面の分布をパラメータの 1 つとして扱い、地下水流動との関係を明らかにする。 沿岸海域堆積層の表面は、定水頭節点（地下水流動境界）、分散フラックスゼロ境界または濃度ゼロ境界（物質移行境界）とする

(1) モデル設定

解析モデルは、基本的に 3 次元モデルを使用する。これは、地表に水平 2 次元的に分布する

多様な表層水とそれに関わる地下水流動、および深部からの鉛直2次元地下水流動の両方を考慮しなければならないことによる。ただし、感度解析等で大量の計算を行う場合は、計算負荷を小さくするために3次元モデルと矛盾しないような2次元モデルを作成して用いる場合もある。その場合は、モデル断面位置に注意し、3次元モデルと計算結果が整合するようにする。

解析モデルでは、生物圏レセプタをモデルに組み込むようにする。陸地においては、河川、河川堆積層、湖沼、湖沼堆積層等が生物圏レセプタとなる。例えば、解析モデルに河川が組み込まれるとは、河川に対して地下水および地下水に含まれる物質が流出入でき、その流量が計算されるようにすることである。また、河川・湖沼については、人工的な排水路・ため池等まで含めると非常に数が多くなって計算負荷が増えるため、モデルに組み込む表層水サイズについては何らかの基準を設けるのが望ましい。河川や湖沼の底面深度は、数値地図情報に含まれていないため設定されないことが多い。しかし、平坦な地形においては、河川底面が形成する凹地形は地下水流動に大きく影響している可能性があり、地下水流動を正確に求めるという観点からもモデルに組み込む必要がある。また、海岸域については、生物圏にかかわる海域部分（海面下の地層とそれを覆う沿岸海域堆積層）をモデルに組み込み、海域への地下水流動が求められるようにする。

表層水理解析では、ある河川に対して流入する地下水および物質の全量を求める必要がある。そのため、解析モデルの陸地における平面的範囲は、適宜選択した河川について、その河川流域が全て含まれるように設定するのが望ましい。その場合、解析モデルにより計算される河川への地下水流入量については、河川流量実測値との整合性を確保する必要がある。

河川流量は、概略的には、降水時に速やかに河川に流出する成分（表面・中間流出成分）、および遅れて流出し非降水時の河川流量を主に維持する成分（地下水流出成分）に分離される。表面、中間流出はそれぞれ地表面、浅い土壌中を通る流れであって地下水としての流動ではないのに対し、地下水流出は、地下に浸透した降水が地下水となって河川に流出する流れである。表層水理解析では、河川に流出する地下水を河川流量における地下水流出成分に相当するとみなし、計算結果と実測値を比較する。また、解析領域の深度方向範囲については、GBIZと天然バリアの間の境界面が、解析モデル底面からある程度の余裕をもった距離で含まれることが条件になる。

なお、地下水と地表水の流動を関連づけて求めるには、地下水・地表水連成解析による方法があるが、そのような解析は計算負荷が大きい。地下水流動解析は、表面・中間流出に相当する流動を無視する点で地下水・地表水連成解析と異なる。このような流動は、不飽和帯に到達した物質を河川に洗い出す可能性があると思われるため、別途解析を行い生物圏評価の段階で考慮するのが望ましい。地下水流動解析により層相変化の大きい表層環境を成す地層の設定（透水係数等）を検証することは、将来的に地下水・地表水連成解析を行う場合でも有用である。

なお、解析領域の大きさは、モデルサイズの上限や解析時間等も考慮して決められことになる。広域地下水流動系を形成していると考えられる範囲を全て解析領域とするのが計算精度の点からは望ましいが、現実的にはそれより小さくなると思われる。

広域的地下水流動系では、涵養域において地表から地下深くまで浸透した降水が水平移動し、涵養域と離れた位置にある流出域において深部から地表へ流出することになる。GBIZと天然バリアの境界面にあるソース位置から地表面に物質を移行させる地下水流動の鉛直成分について、広域的地下水流動系が影響する可能性がある。そのため、解析モデルに広域的地下水流動系が含まれない場合、解析モデルに関与する広域的地下水流動について、解析モデルとは別な形で評価して取扱いを決めることが望ましい。もし、広域地下水流動の影響が大きいと評価された場合は、広域地下水流動の計算結果をネスティング等により解析モデルに受け渡すことを

考慮する必要がある。

(2) 地表面境界条件設定

地下水流動における地表面の境界条件では、多くの場合に定水頭境界か浸出境界のどちらかが設定される。定水頭境界は地下水面を既知データとして与えるのに対し、浸出境界では降水量を地表面における入力値として与え、降水により地下水面が上昇して地表に達した地点は定水頭境界として扱う。

地表面を定水頭境界とする場合、多数の地下水面データが必要になるが、そのようなデータが実測されていることは少ない。また、地表面と地下水面が完全に一致しているという仮定で境界条件を与える方法が用いられることがあるが、地下水面の起伏が実際より大きくなるため、地下水流動が正しく評価されていない可能性がある。

一方、浸出境界は降水量を与えた結果として形成される地下水面を求めるため、地下水面データの無い場合にも適用しやすい。ただし、結果を検証するにはやはりある程度の数の地下水面データが必要となる。また、浸出境界において地下水面が地表面に達した地点は、地下水が地表面から流出するため、降水が地表面へ浸透できない地下水流出域となることに注意を要する。このような領域は、地下水が河川に流出せずに地表面から流出することにより、生物圏評価に影響する可能性がある。

実際に地表面境界条件を設定する場合は以下のような方法が望ましい。

- ・ 実測地下水面データを多く集める。また、地形図から読み取れる情報（河川・湖沼の位置等）や踏査により確認された湧水位置等の情報も地下水面データとして利用する。
- ・ 地下水面情報が豊富な場合は、地表面を定水頭境界とする。ただし、モデルにおける水頭値を設定する場合は、線形補間等ではなく地形情報も組み込んだ補間を行うのが望ましい。
- ・ 浸出境界を与える場合は、計算により求められた地下水面についてデータによる十分な検証を行う。また、現実的に河川に接していなく、湧水にもなっていない地点において、地表面に地下水面が達していないことを確認する。

なお、計算時の降水浸透量は、実測河川流量における地下水流出成分や水収支的な考察をもとにして、計算された河川への地下水流入量が実測値に整合するように与える。

物質移行における境界条件としては、一般に濃度、濃度勾配、全フラックス等が規定される。全フラックスとは、移流フラックスと分散フラックスの合計を意味する。全フラックスを規定する場合、一般的には全フラックスゼロ境界、あるいはその特殊な場合として分散フラックスゼロ境界という条件が用いられる。全フラックスゼロ境界は、物質が通過できない境界に対して用いられる。ただし、そのような境界はほとんどで地下水流動についても不透水な境界であり、移流フラックスがゼロであることから、必然的に分散フラックスがゼロになる。分散フラックスゼロ境界という条件は、濃度勾配が小さいため移流フラックスが分散フラックスに卓越し、全フラックスと移流フラックスが等しいものとして扱えるような低濃度域の境界条件として用いられることが多い。実際の解析において分散フラックスゼロ境界は、降水や河川水等が解析領域に流入する場合は定濃度境界、地下水が流出する場合は濃度勾配ゼロ境界として扱われる。

河川側面・底面は、分散フラックスゼロ境界とする。これは、河川付近が河川の希釈効果によって低濃度域になることを想定している。ただし、河川側面・底面について地下水が河川に流出する場合のみを想定するなら、実質的には濃度勾配ゼロ境界になる。河川水が地下水に流

入する場合は、河川水濃度を定濃度値として与える必要がある。また、河川側面・底面以外の地表面についても分散フラックスゼロ境界とする。地表面では、解析領域に水が流入する場合については、降水浸透を想定するため、濃度ゼロである定濃度境界とする。

(3) 海域境界条件設定

海域境界の取扱いは、特に沿岸域での地下水流動を決定するため重要である。ただし、実際の海岸付近における地下水流動については、実測が難しいため不明な点も多い。

海面下の地層には海水が含まれるが、海水は地下水に対して基本的には不透水境界となるため、塩淡水境界面の分布は地下水流動を左右する。海面下の帯水層に海水のみが存在し、海域への地下水流出を海水によって塞がれている場合、地下水は海岸において地表に吹き上がることになる。このような状態は現実的ではなく、実際には海洋への地下水流出があると考えられる。谷口(2000)³³⁾により、河川等による陸域から海洋への全流出量に対する地下水流出量の割合が数%～10%と推定されている。塩淡水境界面は、沖合および海底地下深くに押し出されることにより、帯水層側面と海域が接する境界において、海域への地下水流出面を作っている。また、複数の帯水層が層を成している場合、不圧帯水層だけではなくより深部の帯水層についても、それぞれの帯水層において塩淡水境界ができることと推定される。ただし、具体的な塩淡水境界面の分布を明らかにするのは困難である場合が多く、一意的に決定できない可能性が高い。そのため、塩淡水境界面の分布についてはパラメータとして扱い、その分布と地下水流動、特に海域への地下水流出量との関係を明らかにする。また、計算負荷を低減させるため、密度流や塩淡水境界面における塩水から淡水への遷移領域は考慮せず、塩淡水境界面を不透水境界として扱う。密度流については、別途に関連する現象を整理して、海域への地下水流出に与える影響について評価するようにする。

なお、沿岸海域堆積層の表面は、海水の密度を考慮した定水頭節点とし、物質移行境界としては分散フラックスゼロ境界または濃度ゼロ境界とする。

6. おわりに

本研究では、個別の地域における表層環境を考慮した生物圏評価手法の構築のいとぐちとして、表層水理解析について、現時点で有用な技術および今後解析を実施する場合の課題を明らかにすることを目的とした。実施内容は、①海外における表層水理解析に関する文献調査、②国内における表層水理解析に有用な地下水流動・物質移行調査技術に関する文献調査、③モデルサイトの表層環境における物質移行解析の試行、④表層水理解析におけるモデル設定・境界条件の検討である。

①については、スウェーデンの事例について文献調査を行い、第四紀層中の核種移行を考慮した線量計算、処分場深度が第四紀層における核種移行に与える影響等について把握した。スウェーデンでは、表層水理解析結果を生物圏評価に利用する試みが始まっており、第四紀層中における核種移行経路の多様性、および収着による遅延効果から移行に時間がかかることが着目されている。紹介事例では、核種の各地層中における滞留時間について、第四紀層中では基盤岩中と同程度、湖底堆積物中では基盤岩中の30倍程度の滞留時間が見積もられていた。

②について、国内で表層水理解析を行う場合、限られたデータから表層環境における地下水流動の鉛直方向成分を推定しなければならないこと、および層相変化の大きい表層環境の水理地質構造を詳細にモデル化する必要があること等を考慮して、有用と思われる既存の水理・物質移行調査技術について文献調査を行った。ここでは、地質環境から表層環境にいたる地下水流動や表層環境における複雑な地下水流動を把握するのに有効な環境トレーサーを用いた調査法、層相変化が大きい表層環境におけるばらつきの大きな地層の透水係数を不圧地下水位データから推定する方法、物質移行解析について予測結果を検証し、誤差原因を推定してモデル修正を行った事例等を紹介した。

③については、モデルサイトの表層環境において物質移行解析を試行し、いくつかのパラメータ値を変えた解析結果を検討した。対象地域については、解析領域の範囲（平野部と隣接する丘陵までとする場合、およびさらに広域的な分水嶺までを含める場合）、透水異方性による濃度分布の変化は少ないが、ソース位置の違いによる変化は比較的大きかった。また、このような解析により、実際のサイト情報が与えられた場合に、表層環境中の物質移行に関する感度解析に利用できる方法を例示することができた。

④については、表層水理解析による計算結果を生物圏評価モデルへの入力値として利用できるようにするため、生物圏レセプタへの地下水・物質流入量が求められることが必要であるという観点から、モデル設定・境界条件の検討を行った。

今後は、個別の地域について、5.2節で示した上記④に関する検討を参考にして解析を行い、モデル設定から生物圏評価のために計算結果を受け渡すまでを実際に行ってみることで課題を抽出する必要がある。また、天然バリアとGBIZの境界面に設定するソース位置の違い、分散長等のパラメータに着目した物質移行に対する感度解析が必要であると思われる。

謝 辞

本研究を進めるにあたり、システム性能研究グループの柴田雅博サブグループリーダーには、終始ご支援とご指導をいただきました。また、株式会社ダイヤコンサルタントの菱谷智幸博士と森島直樹氏には、モデルサイトにおける物質移行解析作業を御担当いただきました。記して謝意を表します。

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－分冊3 地層処分システムの安全評価”，JNC TN1400 99-023（1999）．
- 2) BIOPROTA：“THEME 2: Task 7: Modelling Processes in the Geosphere Biosphere Interface Zone”，Key Issues in Biosphere Aspects of Assessment of the Long-term Impact of Contaminant Releases Associated with Radioactive Waste Management, <http://www.bioprota.com/publications.php> (2005)
- 3) 環境省：“茨城県神栖町における汚染メカニズム解明のための調査 中間報告書”（2005）．
- 4) 稲垣学，加藤智子，吉田英爾，小山田潔，深谷友紀子，鈴木祐二，大井貴夫：“表層での水理・物質移行を考慮した生物圏における評価に関する検討”，JAEA-Research 2007-029（2007）．
- 5) 動力炉・核燃料開発事業団：“高レベル放射性廃棄物地層処分研究開発の技術報告書－平成3年度－”，PNC TN1410 92-081（1992）．
- 6) 科学技術庁：“試験研究の用に供する原子炉等の設置，運転等に関する規制等の規定に基づく線量当量限度等を定める件”，科学技術庁告示第20号（1988）．
- 7) SKB：“Deep repository for spent nuclear fuel, SR97 - Post-closure safety, Main report summary”, TR-99-06 (1999).
- 8) Nagra：“Project Opalinus clay - Safety report - Demonstration of disposal feasibility for spent fuel, vitrified high-level waste and long-lived intermediate-level waste (Entsorgungsnachweis)”, NTB-02-05 (2002).
- 9) DOE：“Yucca Mountain science and engineering report: technical information supporting site recommendation consideration”, Revision 1, DOE/RW-0539-1 (2002).
- 10) A. Wörman, B. A. Dverstorp, R. A. Klos and S. Xu:” Role of the Bio- and Geosphere Interface on Migration Pathways for 135Cs and Ecological Effects”, Nucl. Technol., 148, pp.194-204 (2004).
- 11) A. Wörman, L. Marklund, S. Xu, and B. Dverstorp:” Impact of Repository Depth on Residence Times for Leaking Radionuclides in Land-Based Surface Water”, Proceedings on the 11th International High-Level Radioactive Waste Management Conference (IHLRWM2006), pp.974-979 (2006).
- 12) M. Aneljung, M. Sassner and L. G. Gustafsson:” Sensitivity analysis and development of calibration methodology for near-surface hydrogeology model of Laxemar”, SKB Report R-07-52 (2007).
- 13) N. Sokrut, K. Werner and J. Holmén:” Integrated surface-subsurface water flow modelling of the Laxemar area”, SKB Report R-07-07 (2007).
- 14) 榎根勇：“熱帯火山地域における水循環と水利用 1. 熱帯地方における環境とレーザーによる水循環調査手法”，地下水技術，36，5，pp.1-8（1994）．
- 15) 昭島市水道部，“昭島市周辺地下水流動調査報告書”（2005）．
- 16) 池田光良，操上広志，三浦均也：“地下水温と安定同位体比から推定した十勝平野の地下水流動系”，地下水学会誌，42，1，pp.3-26（2000）．
- 17) 池田光良，三浦均也，操上広志：“地下水温による北海道美々川周辺の地下水流動解析”，応用地質，40，2，pp.70-85（1999）．

- 18) 張祥偉, 山本直樹, 竹内邦良, 石平博, 中津川誠, 羽山早織: “情報不足条件下での広域地下水の非定常流動解析手法に関する研究—サロベツ湿原を例として—”, 水文・水資源学会誌, 16, 4, pp.349-367 (2003) .
- 19) 佐藤賢司, 稲生義彦, 楡井久: “地下水汚染の現場から—汚染機構の解明と対策の確立のために—”, アーバンクボタ No.27 特集「地下水」, 株式会社クボタ, pp.58-60 (1988) .
- 20) 藤崎克博, 古野邦雄, 高中二三夫, 楡井久: “揮発性有機化合物汚染サイトにおける数値シミュレーションの事後監査”, 地質汚染—医療地質—社会地質学会誌, 1, 1, pp.1-18 (2005) .
- 21) 竹内美緒・難波謙二・楡井久・古谷研, : “地下水中のメタン資化細菌の活性”, 第9回環境地質学シンポジウム講演論文集, 日本地質学会環境地質研究委員会, pp.141-144 (1999).
- 22) W. Kinzelbach (上田年比古監訳): “パソコンによる地下水解析”, 森北出版, pp.169-170 (1990) .
- 23) U. Beims: “Planung, Durchführung und Auswertung von Gütepumpversuchen”, Zeitschrift für angewandte Geologie, 29, 10, pp.482-490 (1983).
- 24) F. J. Pickens and E. G. Grisak: “Scale-dependent dispersion in a stratified granular aquifer”, Water Res. Res., 17, 4, pp.1191-1121 (1980).
- 25) 太田久仁雄, 阿部寛信, 山口雄大, 國丸貴紀, 石井英一, 操上広志, 戸村豪治, 柴野一則, 濱克宏, 松井裕哉, 新里忠史, 高橋一晴, 丹生屋純夫, 大原英史, 浅森浩一, 森岡宏之, 舟木泰智, 茂田直孝, 福島龍朗: “幌延深地層研究計画における地上からの調査研究段階(第1段階)研究成果報告書 分冊 深地層の科学的研究”, JAEA-Research 2007-044 (2007) .
- 26) 岡孝雄, 五十嵐八枝子, 林正彦: “ボーリングデータ解析および花粉分析による天塩平野の沖積層の研究”, 北海道立地質研究所報告, 77, pp.17-75 (2006) .
- 27) 財団法人 北海道科学技術総合振興センター 幌延地圏環境研究所: “平成17年度 地圏環境研究事業 研究成果報告書” (2006) .
- 28) 独立行政法人 産業技術総合研究所: “サロベツ断層帯の活動性および活動履歴調査「基盤的調査観測対象断層帯の追加・補完調査」成果報告書”, No.H17-1 (2006) .
- 29) 梅田安治: “泥炭地の地下水”, 地下水と井戸とポンプ, 23, 6, pp. 21-27 (1981).
- 30) 財団法人 産業創造研究所: “平成18年度地層処分技術調査等バリア機能総合調査(塩水環境下処分技術調査) 成果報告書”, 平成19年3月, p.226 (2007) .
- 31) 操上広志, 竹内竜史, 瀬尾昭治: “幌延深地層研究計画における地下水流動解析(研究報告)”, JNC TN5400 2005-003, (2005) .
- 32) 西垣誠, 菱谷智幸, 橋本学, 河野伊一郎: “飽和・不飽和領域における物質移動を伴う密度依存地下水流の数値解析手法に関する研究”, 土木学会論文集, No.511/III-30, pp.135-144 (1999) .
- 33) 谷口真人: “グローバルな観点からの地下水研究の現状と課題—地下水研究の時空間方向へのスケールアップ—”, 水文・水資源学会誌, 13, 6, pp.476-485 (2000).

This is a blank page.

国際単位系 (SI)

表1. SI基本単位

基本量	SI基本単位	
	名称	記号
長さ	メートル	m
質量	キログラム	kg
時間	秒	s
電流	アンペア	A
熱力学温度	ケルビン	K
物質量	モル	mol
光度	カンデラ	cd

表2. 基本単位を用いて表されるSI組立単位の例

組立量	SI基本単位	
	名称	記号
面積	平方メートル	m ²
体積	立方メートル	m ³
速度	メートル毎秒	m/s
加速度	メートル毎秒毎秒	m/s ²
波数	毎メートル	m ⁻¹
密度, 質量密度	キログラム毎立方メートル	kg/m ³
面積密度	キログラム毎平方メートル	kg/m ²
比体積	立方メートル毎キログラム	m ³ /kg
電流密度	アンペア毎平方メートル	A/m ²
磁界の強さ	アンペア毎メートル	A/m
量濃度 ^(a) , 濃度	モル毎立方メートル	mol/m ³
質量濃度	キログラム毎立方メートル	kg/m ³
輝度	カンデラ毎平方メートル	cd/m ²
屈折率 ^(b)	(数字の)	1
比透磁率 ^(b)	(数字の)	1

(a) 量濃度 (amount concentration) は臨床化学の分野では物質濃度 (substance concentration) ともよばれる。
 (b) これらは無次元量あるいは次元1をもつ量であるが、そのことを表す単位記号である数字の1は通常は表記しない。

表3. 固有の名称と記号で表されるSI組立単位

組立量	SI組立単位			
	名称	記号	他のSI単位による表し方	SI基本単位による表し方
平面角	ラジアン ^(b)	rad	1 ^(b)	m/m
立体角	ステラジアン ^(b)	sr ^(c)	1 ^(b)	m ² /m ²
周波数	ヘルツ ^(d)	Hz		s ⁻¹
力	ニュートン	N		m kg s ⁻²
圧力, 応力	パスカル	Pa	N/m ²	m ⁻¹ kg s ⁻²
エネルギー, 仕事, 熱量	ジュール	J	N m	m ² kg s ⁻²
仕事率, 工率, 放射束	ワット	W	J/s	m ² kg s ⁻³
電荷, 電気量	クーロン	C		s A
電位差 (電圧), 起電力	ボルト	V	W/A	m ² kg s ⁻³ A ⁻¹
静電容量	ファラド	F	C/V	m ⁻² kg ⁻¹ s ⁴ A ²
電気抵抗	オーム	Ω	V/A	m ² kg s ⁻³ A ⁻²
コンダクタンス	ジーメンズ	S	A/V	m ⁻² kg ⁻¹ s ³ A ²
磁束	ウェーバ	Wb	Vs	m ² kg s ⁻² A ⁻¹
磁束密度	テスラ	T	Wb/m ²	kg s ⁻² A ⁻¹
インダクタンス	ヘンリー	H	Wb/A	m ² kg s ⁻² A ⁻²
セルシウス温度	セルシウス度 ^(e)	°C		K
光照度	ルーメン	lm	cd sr ^(c)	cd
放射線量	ルクス	lx	lm/m ²	m ² cd
放射線種の放射能 ^(f)	ベクレル ^(d)	Bq		s ⁻¹
吸収線量, 比エネルギー分与, カーマ	グレイ	Gy	J/kg	m ² s ⁻²
線量当量, 周辺線量当量, 方向線量当量, 個人線量当量	シーベルト ^(g)	Sv	J/kg	m ² s ⁻²
酸素活性化	カタール	kat		s ⁻¹ mol

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

表4. 単位の中に固有の名称と記号を含むSI組立単位の例

組立量	SI組立単位		
	名称	記号	SI基本単位による表し方
粘力のモーメント	パスカル秒	Pa s	m ⁻¹ kg s ⁻¹
表面張力	ニュートンメートル	N m	m ² kg s ⁻²
角速度	ニュートン毎メートル	N/m	kg s ⁻²
角加速度	ラジアン毎秒	rad/s	m m ⁻¹ s ⁻¹ =s ⁻¹
熱流密度, 放射照度	ラジアン毎秒毎秒	rad/s ²	m m ⁻¹ s ⁻² =s ⁻²
熱容量, エントロピー	ワット毎平方メートル	W/m ²	kg s ⁻³
比熱容量, 比エントロピー	ジュール毎ケルビン	J/K	m ² kg s ⁻² K ⁻¹
比エネルギー	ジュール毎キログラム毎ケルビン	J/(kg K)	m ² s ⁻² K ⁻¹
熱伝導率	ジュール毎キログラム	J/kg	m ² s ⁻²
体積エネルギー	ワット毎メートル毎ケルビン	W/(m K)	m kg s ⁻³ K ⁻¹
電界の強さ	ジュール毎立方メートル	J/m ³	m ³ kg s ⁻²
電荷密度	ボルト毎メートル	V/m	m kg s ⁻³ A ⁻¹
表面電荷	クーロン毎立方メートル	C/m ³	m ³ s A
電束密度, 電気変位	クーロン毎平方メートル	C/m ²	m ² s A
誘電率	クーロン毎平方メートル	C/m ²	m ² s A
透磁率	ファラド毎メートル	F/m	m ³ kg ⁻¹ s ⁴ A ²
モルエネルギー	ヘンリー毎メートル	H/m	m kg s ⁻² A ⁻²
モルエントロピー, モル熱容量	ジュール毎モル	J/mol	m ² kg s ⁻² mol ⁻¹
照射線量 (X線及びγ線)	ジュール毎モル毎ケルビン	J/(mol K)	m ² kg s ⁻² K ⁻¹ mol ⁻¹
吸収線量率	クーロン毎キログラム	C/kg	kg ⁻¹ s A
放射線強度	グレイ毎秒	Gy/s	m ² s ⁻³
放射輝度	ワット毎ステラジアン	W/sr	m ² m ⁻² kg s ⁻³ =m ² kg s ⁻³
酵素活性濃度	ワット毎平方メートル毎ステラジアン	W/(m ² sr)	m ² m ⁻² kg s ⁻³ =kg s ⁻³
	カタール毎立方メートル	kat/m ³	m ³ s ⁻¹ mol

表5. SI接頭語

乗数	接頭語	記号	乗数	接頭語	記号
10 ²⁴	ヨタ	Y	10 ⁻¹	デシ	d
10 ²¹	ゼタ	Z	10 ⁻²	センチ	c
10 ¹⁸	エクサ	E	10 ⁻³	ミリ	m
10 ¹⁵	ペタ	P	10 ⁻⁶	マイクロ	μ
10 ¹²	テラ	T	10 ⁻⁹	ナノ	n
10 ⁹	ギガ	G	10 ⁻¹²	ピコ	p
10 ⁶	メガ	M	10 ⁻¹⁵	フェムト	f
10 ³	キロ	k	10 ⁻¹⁸	アト	a
10 ²	ヘクト	h	10 ⁻²¹	ゼプト	z
10 ¹	デカ	da	10 ⁻²⁴	ヨクト	y

表6. SIに属さないが、SIと併用される単位

名称	記号	SI単位による値
分	min	1 min=60s
時	h	1h=60 min=3600 s
日	d	1 d=24 h=86 400 s
度	°	1°=(π/180) rad
分	'	1'=(1/60)°=(π/10800) rad
秒	"	1"=(1/60)'=(π/648000) rad
ヘクタール	ha	1ha=1hm ² =10 ⁴ m ²
リットル	L, l	1L=1l=1dm ³ =10 ³ cm ³ =10 ⁻³ m ³
トン	t	1t=10 ³ kg

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

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

表8. SIに属さないが、SIと併用されるその他の単位

名称	記号	SI単位で表される数値
バール	bar	1 bar=0.1MPa=100kPa=10 ⁵ Pa
水銀柱ミリメートル	mmHg	1mmHg=133.322Pa
オングストローム	Å	1 Å=0.1nm=100pm=10 ⁻¹⁰ m
海里	M	1 M=1852m
バイン	b	1 b=100fm ² =(10 ⁻¹² cm) ² =10 ⁻²⁸ m ²
ノット	kn	1 kn=(1852/3600)m/s
ネーパ	Np	SI単位との数値的な関係は、対数量の定義に依存。
ベベル	B	
デジベル	dB	

表9. 固有の名称をもつCGS組立単位

名称	記号	SI単位で表される数値
エルグ	erg	1 erg=10 ⁻⁷ J
ダイン	dyn	1 dyn=10 ⁻⁵ N
ポアズ	P	1 P=1 dyn s cm ⁻² =0.1Pa s
ストークス	St	1 St=1cm ² s ⁻¹ =10 ⁻⁴ m ² s ⁻¹
スチルブ	sb	1 sb=1cd cm ⁻² =10 ⁻⁴ cd m ⁻²
ファ	ph	1 ph=1cd sr cm ⁻² 10 ⁴ lx
ガラ	Gal	1 Gal=1cm s ⁻² =10 ⁻² ms ⁻²
マクスウェル	Mx	1 Mx=1G cm ² =10 ⁻⁸ Wb
ガウス	G	1 G=1Mx cm ⁻² =10 ⁻⁴ T
エルステッド ^(c)	Oe	1 Oe ≐ (10 ³ /4π)A m ⁻¹

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

表10. SIに属さないその他の単位の例

名称	記号	SI単位で表される数値
キュリー	Ci	1 Ci=3.7×10 ¹⁰ Bq
レントゲン	R	1 R=2.58×10 ⁻⁴ C/kg
ラド	rad	1 rad=1cGy=10 ⁻² Gy
レム	rem	1 rem=1 cSv=10 ⁻² Sv
ガンマ	γ	1 γ=1 nT=10 ⁻⁹ T
フェルミ	f	1フェルミ=1 fm=10 ⁻¹⁵ m
メートル系カラット		1メートル系カラット=200 mg=2×10 ⁻⁴ kg
トル	Torr	1 Torr=(101 325/760) Pa
標準大気圧	atm	1 atm=101 325 Pa
カロリ	cal	1cal=4.1858J (「15°C」カロリ), 4.1868J (「IT」カロリ), 4.184J (「熱化学」カロリ)
マイクロン	μ	1 μ=1μm=10 ⁻⁶ m

