

博 士 論 文

陸域水循環システムにおける流体・熱・化学物質・土砂輸送
の連成モデリング技術の開発

森 康 二

要 旨

流域を視点とした水をはじめとする様々な物質とエネルギー（熱量）の循環システムは、あらゆる生命の維持と繁栄のための場を形成する。この物質・エネルギー循環の健全性、すなわち、それらの「入」と「出」を如何にバランスさせるかは、自然共生とか持続可能性が求められる21世紀の地球環境問題において極めて重要な着眼点となる。地上で営まれる様々な人間活動は、流域の物質・エネルギー循環に変化を与える原因となるが、今日に至る複雑多様化した変化の中では、もはや流域で何がおこっているかをイメージすることでさえ困難な事態に直面していると言えるであろう。物質・エネルギー循環の健全性を監視するためには、それらの正味収支が最も直接的な数値指標の1つとなるが、フィールドの平面的、立体的広がりに対して容易に計測できるものではない。そこには、流域内を循環する物質、エネルギーとそれらに関わる様々な素過程を一体化した数理モデリング技術が有効となる。

本研究では、こうした流域物質・エネルギー循環系の実態把握、環境監視や管理のために有用となる新たなシステム統合化技術の確立を目指し、陸域水循環システムにおける流体、熱、化学物質、土砂の同時輸送過程を考慮した新しい連成モデリング技術を開発した。流域を対象とした数値解析技術には既に様々なものが考案されているが、本解析手法の特徴の1つは、斜面、河川、帯水層などの流域を構成する部分（流域コンポーネント）に分離して、それらを個別に解析したのち、経験的パラメータ等を用いて再結合する従来法によらない統合化技術に基づく複合事象の連成モデリングにある。本研究では、上述の従来法を一括してWR（Watershed Routing）と称し、本提案手法の利点を提案した。本研究では、WRに依らない地表水・地下水結合解析技術をベースとし、流体、熱、化学物質、土砂間で生じる様々な相互作用過程をプログラミングした新たな数値シミュレータを開発した。

開発した数値シミュレータは、厳密解や実験値が得られている比較的単純な系に対する基本動作と数値解の検証を行うとともに、実フィールドにおける流域問題へ適用した。具体的には、シカの食害によって荒廃した水源林の土壌流亡問題（流体・土砂系の同時輸送解析）、流域河川からの栄養塩負荷流入等による閉鎖性水域の水質汚染問題（流体・化学物質系の同時輸送解析）、降下放射性セシウムによる流域汚染問題（流体・化学物質・土砂系の同時輸送解析）などの実流域を対象としたケーススタディを実施し、観測データとの比較による再現性検証と実フィールドへの適用性を評価した。これらのケーススタディは、いずれも流域を地上、地下連成系として一体的にモデル化したものであり、従来の解析技術や既往の数値シミュレータでは適用そのものが困難なものである。本研究で開発した数理モデリングは、地上の水・土砂流出量、地下水位、地上地下の物質濃度等の多地点、多項目の観測データを矛盾なく再現することにより、直接視ることができない流域システムの内部構造を同定する有効なツールとなる。

本研究の成果は、従来困難であった陸域水循環システムにおける流体・熱・化学物質・土砂の同時輸送過程を地上、地下を一体化した流域モデリングの中に実用レベルで統合化した点として要約される。これらは、それぞれの保存量の輸送過程と相互作用によって決定づけられる。言うまでもなく、本研究で開発した連成モデリング手法が流域で生じる実現象のすべてを包含できているわけではない。実流域を対象としたケーススタディを通じて幾つかの課題も明らかになった。

今後は、食糧やエネルギーの安全保障の視点を含めた異分野領域の多様なニーズを扱う流域問題の解決へ取り込むことが可能となり、適用領域の大幅な拡大が期待される。作物収量を最大化しかつ水質汚染を最小化する土地・水利用のあり方などの客観的な分析を可能とする評価ツール等はその一例である。このような多目的最適化問題への適用事例はまだ限られており、取り扱う問題の規模も小さく研究途上にある。複雑化する多様な流域問題の計画立案及び政策意思決定に役立つ実用的ツールとしての発展させてゆくことが期待される。

キーワード：水循環，流域，連成モデリング，シミュレーション，土砂輸送，反応性物質輸送，熱輸送

Abstract

Material and energy flow in terrestrial hydrological cycle produces a nature prosperous environment for our life. Maintaining health of the cycle system requires to control the disequilibrium (net balance) between inflow and outflow of the conserved quantities (i.e. water, gas, heat, chemical substances and sediment material), which is considered to be crucial tasks in the 21th century's global environmental problems. Since various human activities on the livelihood sphere had long-caused gradual changes of the material and energy cycle, it would be no longer easy to capture the whole picture on what has happened in there. Therefore, the disequilibrium of the conserved quantities derived from the energy/material flow components (i.e., inflows, outflows and change of storage) is considered to be one of the key indicators. However, it is infeasible to measure those quantities directly with their spatiotemporal variation over the watershed. An integrated watershed modelling techniques enable to synthesize their complicated hydrological processes, and become effective tool to estimate those indicators.

This research aims to develop systems integration techniques of terrestrial hydrologic cycles which can be effective for not only processes understanding but also sustainable watershed management in nature environment. The author developed a novel watershed modelling method which allows computing fluid flow, heat, chemical and sediment transport coupled processes.

Although there have been developed many computer codes for watershed-scale numerical modelling, it is required explicitly to define and disconnect the watershed components (e.g., stream, slope and aquifer), and then to compute the individual processes separately. To obtain the watershed-scale numerical solution, each of these computed results must be reconnected. However, it is difficult to disconnect and reconnect in a priori those watershed components since the inter-relationships are varying at every moment in spatially and temporally. Furthermore, the specific empirical coefficients, which are less physical, are commonly needed to determine the inter-relationship of them. In this study, the author called such conventional integration approaches "*Watershed Routing (WR)*". On the other hands, the author proposed the "*Direct Representation (DR)*" approach discretizing the whole region of watershed covering from source to mouth and surface to subsurface, which doesn't require any disconnection, reconnections and the associated empirical parameters. Therefore, a novel numerical simulator was developed by extending the GETFLOWS simulator which was originally developed by Tosaka et al. (1996) for this task. Coupled processes of fluid flow, heat, chemical and sediment transport were incorporated into the GETFLOWS simulator. The developed simulator was qualified using the selected V&V (Verification and Validation) test cases. Simulated results were compared with the theoretical solutions, the laboratory experimental results and so forth. After

the sufficient accuracy has been attained, the simulator was applied to the actual watersheds problems as followings:

- Estimating spatiotemporal change of water budget caused by deer feeding damage in water source forest catchments using "the fluid flow and sediment transport coupled simulation".
- Investigation of nutrient pollutant linkages in eutrophic closed lake basin using "the fluid flow and reactive solute transport coupled simulation".
- Environmental impact estimation of fallout radionuclide derived from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accidents using "the fluid flow, reactive solute and sediment transport coupled simulation".

These case studies were successfully demonstrated by fully-integration modelling of surface and subsurface coupled watershed system. It indicated that the developed mathematical formulation and the numerical simulator for computing terrestrial coupled processes is effective to identify invisible watershed structures through the history matching using measurement data of water/sediment discharge, groundwater level, water temperature, solute concentration, and so forth. It is considered that most of conventional WR-based modelling approaches are difficult even to apply to these case studies.

Remarkable achievements of this study can be summarized that fluid, heat, chemical and sediment coupled processes were successfully integrated into all-in-one watershed model with the surface and subsurface fully-coupled bases. These coupled systems are modeled by combining migration processes of each conserved quantity and their interactions. Note that this modelling study doesn't cover all hydrological processes considered to be taken place in nature environment. It was also found some improvements should be addressed for the future modelling challenges through the case studies.

The proposed coupled modelling technique would be an effective tool in integrated water resources managements (IWRM) which involves competitive requirements including food and energy security problems. And the developed simulator is expected to be extended to more widely applicable fields. For instance, investigating an optimal allocation of LULC (land use/land cover) and its related water use are one of typical examples. It can be realized by coupling the watershed model tool with other software which has different purposes in agricultural and energy utilization domains. Applications to such multidisciplinary design optimization problems is still limited excluding research purposes, however these are expected to be helpful to support decision making in sustainable water resources management.

Keywords: Hydrologic cycle, Watershed, Coupled modeling, Simulation, Sediment transport, Reactive solute transport, Heat transport

目 次

要 旨	i
Abstract.....	iii
目 次	v
表 目 次.....	ix
図 目 次.....	xi
第1章 序論.....	1
1.1 研究背景.....	1
1.2 陸域水循環システムにおける数理モデリングの現状と課題.....	2
1.2.1 流体系の表現.....	2
1.2.2 場の表現.....	4
1.3 本研究の目的.....	5
1.4 本論文の構成.....	6
第2章 既往研究の状況.....	9
2.1 陸域水循環システムの数理モデリング技術.....	9
2.2 地表・地下熱輸送解析.....	16
2.3 地表・地下化学物質輸送解析.....	16
2.4 地表土砂輸送解析.....	20
2.5 連成解析の状況.....	20
2.6 本研究が目指す数理モデリングの特徴.....	20
2.6.1 場の表現.....	20
2.6.2 流体・熱・化学物質・土砂系の表現.....	23
2.6.3 物質間の相互作用.....	25
2.6.4 Watershed Routing に依らない統合化の重要性.....	28
2.6.5 地上・地下連成系の取扱い.....	29
第3章 流体・熱・化学物質系の同時輸送解析手法の開発.....	34
3.1 本章の目的.....	34
3.1.1 流体・化学物質同時輸送解析.....	34
3.1.2 流体・熱同時輸送解析.....	34
3.2 地上・地下連成系における流体・化学物質同時輸送解析.....	35
3.2.1 対象系の概念.....	35
3.2.2 支配方程式.....	37
3.2.3 流域における物質負荷と動態の取扱い.....	39
3.2.4 拡散・分散.....	46
3.2.5 吸着・脱離.....	47

3.3	地上・地下連成系における流体・熱同時輸送解析	47
3.3.1	対象系の概念	47
3.3.2	支配方程式	50
3.3.3	陸面熱収支の取扱い	51
3.3.4	土壌蒸発の取扱い	52
3.4	本章のまとめ	53
第4章	流体・化学物質・土砂系の同時輸送解析手法の開発	54
4.1	本章の目的	54
4.2	対象系の概念	54
4.3	支配方程式	57
4.4	混合粒径土砂の取り扱い	60
4.4.1	非粘着性材料	60
4.4.2	粘着性材料	64
4.5	粒子状汚染物質の取り扱い（吸着・脱離）	67
4.6	本章のまとめ	68
第5章	数理モデルの解法と基本動作の検証	69
5.1	本章の目的	69
5.2	離散化手法	69
5.2.1	空間離散化	69
5.2.2	時間離散化	72
5.3	計算処理手順	74
5.4	数値シミュレータの開発	76
5.5	基本動作の検証	77
5.5.1	流体・熱同時輸送問題に関する動作確認	79
5.5.2	流体・化学物質同時輸送問題に関する動作確認	100
5.5.3	流体・土砂同時輸送問題に関する動作確認	118
5.6	本章のまとめ	126
第6章	実流域におけるケーススタディ（流体・土砂系）	127
6.1	本章の目的	127
6.2	本ケーススタディの背景と目的	127
6.3	対象領域	129
6.4	検討手順	131
6.4.1	自然状態および現流況の再現	133
6.4.2	森林施業効果の予測解析	133
6.5	宮ヶ瀬湖上流域モデルと大洞沢流域モデル	135
6.6	結果と考察	139

6.6.1	河川流量, 浮遊砂濃度及び宮ヶ瀬湖流入量の再現計算	139
6.6.2	森林施業効果の予測解析結果.....	146
6.7	本章のまとめ.....	149
第7章	実流域におけるケーススタディ (流体・化学物質系)	151
7.1	本章の目的	151
7.2	本ケーススタディの背景と目的.....	152
7.3	対象領域.....	152
7.4	検討手順.....	153
7.5	霞ヶ浦流域モデル.....	154
7.6	窒素負荷源と反応過程.....	159
7.6.1	手法1: 原単位を用いた一般的な移流分散解析	159
7.6.2	手法2: 物質成分毎の移行・反応過程を考慮した反応性溶質移行解析.....	160
7.6.3	手法3: 酸化還元場の形成過程を考慮した反応性溶質移行解析.....	162
7.7	結果と考察	163
7.7.1	水量・水質の再現性検証.....	163
7.7.2	霞ヶ浦流域内の水・窒素動態.....	167
7.8	本章のまとめ.....	173
第8章	実流域におけるケーススタディ (流体・化学物質・土砂系).....	175
8.1	本章の目的	175
8.2	本ケーススタディの背景と目的.....	175
8.3	対象領域.....	176
8.4	検討手順.....	177
8.5	ダム流域モデル.....	179
8.6	結果と考察	186
8.7	本章のまとめ.....	195
第9章	結語.....	197
9.1	本研究のまとめ	197
9.1.1	流体・熱・化学物質・土砂系の同時輸送解析手法の開発.....	197
9.1.2	実流域へ適用したケーススタディ	198
9.2	今後の課題と展望.....	199
9.2.1	個別輸送過程のモデル化に関する課題.....	199
9.2.2	相互作用過程のモデル化に関する課題.....	201
9.2.3	異分野複合問題への適用.....	201
9.2.4	数値解析技術に関する課題	202
謝辞	204
参考文献	207

記号一覧	220
------------	-----

表 目 次

表 1	流域を対象とした国内外の主な数値シミュレータ	14
表 2	流域環境中における降下放射性核種の輸送過程を対象とする数値シミュレータ	15
表 3	窒素移動過程を対象としたモデル化・解析に関する先行研究	19
表 4	場の分類と考慮する物理化学過程	25
表 5	流体・熱・化学物質・土砂同時輸送系の相互作用マトリクス	27
表 6	物質負荷及び反応過程の取り扱い	40
表 7	陸面状態に応じた放射熱収支の取扱い	51
表 8	格子毎の主変数（状態量）	71
表 9	開発した数理モデル及び数値シミュレータの検証ケース	78
表 10	解析条件 (Case-T1)	81
表 11	解析条件 (Case-T2)	86
表 12	解析条件 (Case-H3)	91
表 13	流体成分の基礎物性	96
表 14	陸面熱収支及び地層物性に関する主な解析条件 (Case-T4)	96
表 15	解析条件 (Case-T5)	99
表 16	本検討で用いた数値シミュレータの一覧	101
表 17	解析条件 (Case-C2)	107
表 18	解析条件 (Case-C3)	111
表 19	水理パラメータ	114
表 20	溶質移行及び反応速度パラメータ	114
表 21	解析条件 (Case-S1)	119
表 22	解析条件 (Case-S2)	122
表 23	解析条件 (Case-S3)	125
表 24	森林施業のオプションとモデルパラメータの関連付け	135
表 25	蒸発散量の算定に用いたパラメータ	138
表 26	土地利用に応じたマニングの粗度係数	138
表 27	表層土壌パラメータ（掃流砂及び浮遊砂に関する条件）	138
表 28	地下地層の水理物性	139
表 29	2005, 2006 及び 2007 年の越流堰への土砂流入状況	143
表 30	マニングの粗度係数	156
表 31	生活系, 工場・事業系及び農業・畜産系の水利用	157
表 32	地層区分毎の水理物性	158
表 33	生活, 農業, 工業系の主な原単位	159
表 34	有機態窒素の無機化に関するパラメータ	161

表 35	硝化, 脱窒に関する速度定数	161
表 36	Monod の速度モデルに関するパラメータ	162
表 37	分散, 拡散と吸着に関するパラメータ	163
表 38	主な利用データ	180
表 39	土地利用区分ごとのマニングの粗度係数	183
表 40	地層区分ごとの水理パラメータ (絶対浸透率, 有効間隙率)	184
表 41	モデル化する表土層の区分とそれぞれの粒度配分, 粘着力及びSDI	184
表 42	地下多孔質媒体中の ¹³⁷ Csに関する移行パラメータ	186

目 次

図 1 陸域水循環システムにおける水の動き	3
図 2 本研究で開発する流体・熱・化学物質・土砂輸送の連成モデリング	8
図 3 対象システム概念	22
図 5 3次元格子システム概念	22
図 4 地表付近における流体・熱・化学物質・土砂の同時輸送系概念	23
図 6 流体・熱・化学物質・土砂系の構成成分	24
図 7 流体・熱・化学物質・土砂同時輸送系における相互作用過程	27
図 8 黄河領域を対象とした広域水循環モデル(Mori et al, 2009; 森ほか, 2007a)	31
図 9 地上・地下が一体化された水の流れの解析事例(Mori et al, 2009; 森ほか, 2007a)	32
図 10 黄河上・中流域における河川水取水量の増加が下流域へ与える影響予測事例	32
図 11 神奈川県秦野市を対象とした水循環モデル (森ほか, 2012a)	33
図 12 秦野盆地における地表水・地下水流動状況の解析事例 (秦野市環境産業部環境保全課, 2012)	33
図 13 水・空気 2相流体中の反応性溶質輸送概念	35
図 14 陸域水循環システムにおける点源及び面源物質負荷概念 (森ほか, 2016)	36
図 15 豊水期・渇水期の窒素負荷物質の挙動概念	36
図 16 窒素化合物と反応過程概念	41
図 17 ベイドズゾーンにおける流体・熱・水蒸気輸送過程概念	49
図 18 水蒸気生成と移流拡散による土壌蒸発概念	49
図 19 流体・土砂同時輸送過程概念 (森ほか, 2011)	55
図 20 流域における降下放射性核種の移行挙動概念(Mori et al., 2014; Mori et al., 2015)	56
図 21 地表面付近における土砂 (浮遊砂) ・化学物質移動概念 (森ほか, 2012b)	56
図 22 コーナーポイント型差分格子による空間離散化概念	70
図 23 侵食・堆積による地表面コーナーポイントの Z 座標の更新	71
図 24 計算処理フロー	76
図 25 Domenico らの定常理論解(1973)における地下水流れと温度の境界条件	80
図 26 定常状態における温度分布の理論解と解析結果の比較	82
図 27 定常状態における温度分布の理論解と解析結果の比較 : (a)水平座標 X=590m, 12400m 地点における深度方向の温度分布, (b)標高 Z=37.5m, Z=74m 地点における水平方向の温度分布(Case T1-b)	83
図 28 FEBEX モックアップ試験系 (Enresa, 2000 に加筆)	85
図 29 FEBEX モックアップ試験系を模擬した 2次元軸対称モデル	86
図 30 2相流パラメータ (水相の相対浸透率曲線, 毛細管圧力)	87

図 31	ベントナイト内部の水飽和度, 水蒸気濃度, 温度分布の経時変化.....	88
図 32	温度, 注水量, 相対湿度のシミュレーション結果と実験結果の比較.....	89
図 33	地表面に与えた気象データ (月データ, 2002 年~2004 年)	91
図 34	地表面からの累積水蒸気フラックス (累積土壌蒸発量)	92
図 35	深度 5m 地点における温度変化と地表面を通過する水蒸気フラックス.....	93
図 36	異なる地形・地層構造を模擬した数値実験モデル	94
図 37	地表面を通過する水蒸気フラックスの解析結果.....	97
図 38	地表面を通過する累積水蒸気量の解析結果	97
図 39	解析モデルの格子分割 (Case-T5).....	99
図 40	自然対熱流の発生状況と温度分布: (a)TOUGH2, (b) 本研究 (GETFLOWS).....	100
図 41	一次元移流問題の条件設定 (Case-C1).....	101
図 42	クーラン数の相違による濃度プロファイルの比較	103
図 43	対象とする単一亀裂-母岩系	106
図 44	単一亀裂・母岩系の格子分割モデル	107
図 45	単一亀裂-母岩系内の濃度分布の解析結果	108
図 46	亀裂に沿った方向の濃度分布: 理論解と数値解の比較	109
図 47	母岩に沿った方向の濃度分布: 理論解と数値解の比較	109
図 48	Elder 問題の基本条件.....	111
図 49	2 年後, 10 年後及び 20 年後における濃度分布の解析結果 (TOUGH2 による既報の 解析結果と本解析結果の比較)	112
図 50	深度断面二次元系の数値実験モデル	113
図 51	定常流動場の解析結果 (流速分布と流跡線)	116
図 52	硝酸態窒素の濃度分布 (上段) と流出/流入濃度比 (下段)	116
図 53	平均年代と硝化・脱窒域の関係 (Case 1).....	117
図 54	平均年代と硝化・脱窒域の関係 (Case 2, Case3).....	117
図 55	1 次元河道-貯水ダム系の概念.....	118
図 56	河床変動解析結果 (関根, 2005)	120
図 57	掃流力, 流砂量, 河床及び水位の解析結果	120
図 58	Gao ら(2003) の人工降雨実験系の概念図.....	122
図 59	雨滴侵食土砂量の解析結果と実験結果の比較: (a) Gao らの実験結果, (b)解析結果	123
図 60	斜面浸食実験再現解析モデル	125
図 61	計算流出量と実測値の比較: (a)土砂流出量の実測値と解析結果の比較, (b)水流出量 の本数値シミュレータと InHm シミュレータによる解析結果の比較.....	126
図 62	シカ食害によって衰退する下層植生 (写真提供: 神奈川県自然環境保全センター)	128

図 63 シカ分布域の変化（環境省，2010）	129
図 64 神奈川県水源の森林エリア	130
図 65 大洞沢試験流域（神奈川県東丹沢）	131
図 66 異なる気象外力を用いた現況再現及びシナリオ解析のシーケンス	132
図 67 宮ヶ瀬湖上流域及び大洞沢試験流域の現況再現及びシナリオ解析の手順	132
図 68 シナリオ解析で考慮する場の概念	134
図 69 宮ヶ瀬湖上流域及び大洞沢試験流域の 3 次元格子モデル	137
図 70 観測流量と計算流量の比較：(a) 宮ヶ瀬湖上流域モデルによる結果（中津川），(b) 大洞沢試験流域モデルによる解析結果（No.1）	140
図 71 浮遊砂濃度の実測値と解析結果の比較（大洞沢流域，No1）	140
図 72 地表面における水・土砂関連諸量の解析結果（大洞沢流域）	141
図 73 宮ヶ瀬湖流入水量の観測値と計算値の比較	141
図 74 2005，2006 及び 2007 年の越流堰への流入土砂量の再現結果	144
図 75 各観測年の流量ピーク時の土砂流出量分布	145
図 76 地形変化量（表層土壌厚の変化量）	145
図 77 シナリオ解析結果（河川流況の変化）	147
図 78 シナリオ解析結果（土砂流出量の変化）	148
図 79 森林施業による水源涵養の予測結果	149
図 80 霞ヶ浦流域と基本諸元	153
図 81 霞ヶ浦流域を対象としたマルチスケールモデリング	154
図 82 霞ヶ浦流域の土地利用	156
図 83 地質構造を組み込んだ 3 次元格子モデル	158
図 84 畑地，水田における月毎の施肥・作物吸収量	161
図 85 地下水位の計算値と観測値の比較	165
図 86 流量ハイドログラフの計算値と観測値の比較	165
図 87 流入河川の窒素濃度変化（観測値と再現結果の比較）	166
図 88 巴川，銚田川地点の窒素濃度変化（観測値と再現結果の比較）	167
図 89 平衡状態における流跡線の解析結果	169
図 90 平衡状態における地下水位等高線コンターの解析結果	170
図 91 再現結果に基づく流入河川別の窒素フラックスの経年変化（手法 3：酸化還元場の形成過程を考慮した反応性溶質移行解析）	170
図 92 深度 25m の水平断面における硝酸態窒素濃度の解析結果	171
図 93 垂直断面における硝酸態窒素濃度の解析結果	171
図 94 硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素測定値（出典：茨城県生活環境部環境対策課）	172
図 95 再現結果に基づく霞ヶ浦流入窒素フラックスの地表水，地下水の寄与（手法 3：酸化還元場の形成過程を考慮した反応性溶質移行解析）	173

図 96 堀川ダム位置図.....	176
図 97 解析対象領域.....	177
図 98 現況再現解析の手順.....	178
図 99 対象領域の降水量, 気温及び積雪深 (2011 年, 那須)	181
図 100 対象領域内の土地利用・被覆 (植生) および表層土壌分布.....	182
図 101 3次元格子システム鳥瞰図 (上段: 地形標高区分図, 下段: 地質区分図)	183
図 102 2011 年 8 月 28 日時点の放射性セシウム土壌沈着量 (MEXT, 2014)	185
図 103 ダム湖へ流入する河川流量の解析結果と観測値の比較.....	187
図 104 シミュレーション結果を用いた諸量の空間分布 (上段: 流動経路の平面投影図, 中 段: 湧出水フラックス分布図, 下段: 浸食・堆積高分布図)	188
図 105 ダム湖内 (E 地点, 図 97 参照) における ^{137}Cs 濃度の時系列変化 (上段: 水中の 溶存態セシウム, 下段: 水中の浮遊砂に吸着した懸濁態セシウム)	190
図 106 ダム底質における ^{137}Cs 濃度の時系列変化.....	191
図 107 流入河川 R1, R2 からのダム湖への ^{137}Cs 流入量に対する分配係数の感度.....	192
図 108 シミュレーション結果に基づく ^{137}Cs 変化量の空間分布(2013/12/8 時点)	193
図 109 シミュレーション結果に基づく地下水中の ^{137}Cs 濃度 (Case1 : $K_d = 1,200 \text{ L/Kg}$, Case2 : $K_d = 400,000 \text{ L/Kg}$, Case3 : $K_d = 5,000,000 \text{ L/Kg}$) (2013/12/8 時点)....	194
図 110 流域内の核種量変化の予測結果	194

第1章 序論

1.1 研究背景

深刻化する21世紀の水問題は、温暖化ガス排出による気候変動、都市部のヒートアイランド、水質劣化、食糧自給と安全保障、再生可能エネルギーの効率的利用、生物多様性の喪失、渇水、砂漠化、水不足、水・土砂災害などに代表され、世界の多くの国で様々な問題に対しての取り組みがなされている（例えば、IPCC, 2014; 環境省, 2015; WHO, 2015; UNSDR, 2015; Millennium Ecosystem Assessment, 2005）。これらの問題に加えて、東日本大震災以降の我が国では、福島第一原子力発電所事故によって環境中に放出された放射性セシウムの監視や除染事業、巨大自然災害による事業継続性BCPを正しく評価しようとする取り組みが推し進められている（例えば、環境省, 2013; 経済産業省, 2015b）。また、2014年7月には、水循環に関する施策を集中的かつ総合的に推進し、我が国の経済社会の健全な発展及び国民生活の安定向上に寄与することを目的とした水循環基本法が施行され、内閣総理大臣を本部長とする水循環政策本部の設置のもと、2015年夏に水循環基本計画が閣議決定された（内閣府, 2015）。

こうした国内外における水問題への取り組みには、いずれも自然共生の持続可能性や劣鋭化する環境変化の緩和・適応等の考え方が基本にあると思われる。様々な対策の立案とその適正な実行・管理のためには、客観的な数値指標の導入が不可欠であり、その1つには流域を単位とした物質やエネルギーの「収支」があげられる。収支は流域に対する「入」と「出」の不均衡であり、その不均衡はそれまでの環境変化を検知するシグナルともなり、持続可能性を監視する1つの客観的指標となるものと考えられる。収支は、任意の時間・空間スケールに対して評価することができるが、物質やエネルギーの出入りの全てを把握しなければならないため、その収支が閉じる流域を単位とすることが一般的である。地域固有の特徴が反映された流域を単位とした取り扱いは、局地から広域、短期から長期の幅広いスケールの収支に対して容易に関連付けることができる。

言うまでもなく、収支自体をフィールドで直接測ることはできない。流域内を循環する物質や熱の収支は、様々な要因が作用した物質・熱輸送過程の帰結として決まる時間・空間変動データであるが、それらの全容を捉えることは必ずしも容易なことではない。フィールドでの測定結果や採水試料の分析結果は点情報であり、広がりを持った流域の全体像を明らかにすることはできない。衛星画像や航空写真は比較的広い範囲の面的情報を得ることができるが、地下の状況を知ることはできない。弾性波や比抵抗を利用した物理探査は地下構成物質の物理諸量の一部を表現できるが、測定範囲は地上環境の諸条件に左右されやすく限定的である。

こうした直接測定できないフィールド情報を補うために、地上から地下を一体化した流域スケールを数値モデル化したシミュレーション技術が利用されている。これは、降雨、積雪・融雪、地表水流れ、地下浸透・湧出、蒸発散、土壌浸食・堆積などの地表面における様々な物理現象と地下の流体挙動を一体的に捉えることを目指した統合化技術の一つと考えられている。そこでは、流域内の水のみならず、熱や溶質などの様々な物質（保存量）を含めたモデル化が可能となるものであり、河川、地下帯水層、湖沼などの流域を構成する部分領域を限定して解析される従来の数値解析とは異なった思想が取り入れられ、その概念は「流域モデリング」や「水循環モデリング」などと称されている。

地上、地下をカップリングした統合化では、分水嶺に囲まれた領域の 3 次元モデルを構築し、これを用いて河川流量、地下水位や水質などの実測可能な多数の測定値を矛盾なく再現するマッチングが行われる。シミュレーション結果と測定値の十分なマッチングにより流域の全体像が同定されたモデルは、政策者の意思決定支援や住民の合意形成のための客観的かつ視覚的にも分かりやすいツールとして利用することが可能となる。

我が国の水循環基本計画をはじめ、世界的にその実務的利用が進む統合型水資源管理 (Integrated Water Resources Management: IWRM) (e.g., UNEP, 2012) から要請される様々な対策においては、地球温暖化による気候変動、局地の極端気象現象、あるいは土地・水利用変化や営農に対する環境影響の発現、水源林保全のための様々な施策がどのような効果をもたらすか等の源流から河口、地上から地下をカバーする流域スケールの短期から長期にわたる幅広い視点に立った疑問・要請に答えることができるシステム統合化技術の確立が求められる。

1.2 陸域水循環システムにおける数理モデリングの現状と課題

1.2.1 流体系の表現

流域には地上の植生、河川、湖沼、山地斜面、地下地層、さらには天水の再配置やそれに付随する熱、化学物質や土砂などの物質・熱輸送過程に関与する多様な場が含まれる。それらは、短期から長期、局地から広域の多様な時間・空間スケールの中に幅広く存在し、循環する流体系のダイナミクスに様々な形で関与する (図 1)。

このような陸域水循環システムにおける地圏流体系のダイナミクスを対象とした数値シミュレータには、これまで多数のものが開発され、実務や研究の様々な場面で利用されてきている。国内外で用いられている主要な数値シミュレータに関する詳細は次章で述べるが、それらは主に流域に存在する水を対象とし、熱、化学物質、土砂の全てを含めた同時輸送現象を取り扱うことができるものはない。一部に水、土砂、放射性物質の同時輸送現象に着目して開発された数値シミュレータ RIVTOX (Zheleznyak, et al., 2003), TODAM (Onishi and Yokuda, 2013), THREEETOX (Margvelashvili, 1997)及び GSTAR1D (US.DOI, 2006)

が存在するが、いずれも河川、湖沼などの流域内の特定のある部分領域のみを対象とし、流域スケールへ適用することはできない。

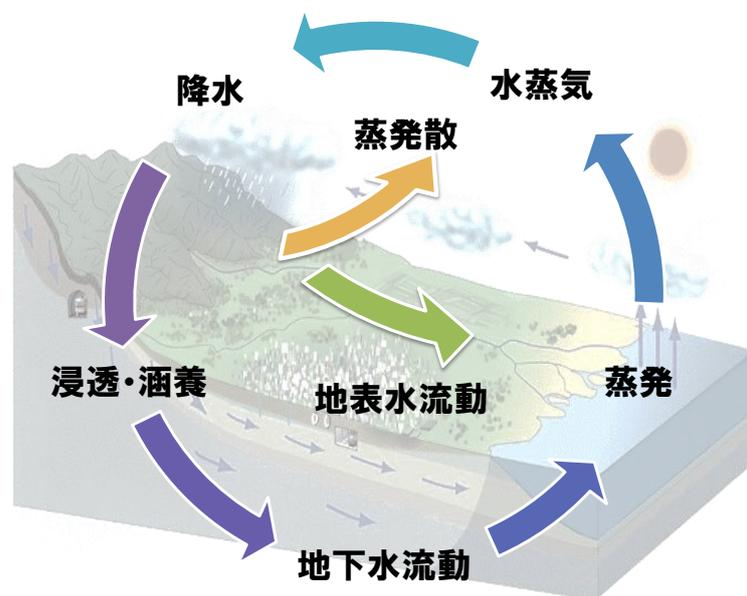


図 1 陸域水循環システムにおける水の動き

Figure 1 Water flow in a terrestrial hydrologic cycle

前述した地球温暖化、水資源開発、ヒートアイランド、自然再生エネルギー利用、環境中の放射性物質動態予測などの現在の深刻化する流域問題に対しては、水以外の様々な化学物質、熱エネルギー、土砂等を含めて一体的に捉えなければならない場面も少なくない。すなわち、流域内に流体、熱、化学物質、土砂等が共存し移動する物質・熱循環系としての取り扱いである。どのような流体系を対象とするかは個別の目的にもよるところであり、常に流体系の全てを考慮しなければならないとは限らない。しかし、水文科学に関する近年のフィールド研究では、流域における水温、水質、安定同位体などの様々な物質の動態が追跡され、それらをトレーサとして物質・熱循環系の状態を総合的に明らかにしようとする試みが盛んに進められている（例えば、IAEA., 2013; Shimada et al., 2012a; Shimada et al., 2012b; Ichiyanagi et al., 2012; Hosono et al. 2013）。流域内を物質がどのように移動するかはトレーサの種類によって異なる。すなわち、トレーサの性質や流域内での特徴的な挙動を使い分けて対象系を同定することができ、その組み合わせによっては同定可能な時間・空間スケールが異なることを意味する。地上のみならず地下空間を含めた流域系の全体像に対して、測定可能な複数のトレーサ濃度から推定される物質・熱循環系とそれらを矛盾なく再現する数値モデルを用いて間接的に実態を捉えようとするモデリングのアプローチは、直接的に測ることが困難な対象に対しては特に有効であろう。

以上に述べた陸域水循環システムを対象とした数理モデリングにおける「流体系」の取り扱い、流域に存在する流体、熱、化学物質、土砂のいずれか、あるいは特定の組み合わせのみのモデル化に留まり、任意の物質（保存量）とそれらの間の連成を含めた一般流体システムとしての統合化が十分になされていない。水以外の様々な保存量を対象としなければならない幅広い流域問題を扱うためには、流体、土砂等の粒子状物質を輸送媒体とし、任意の化学物質や熱を含めた一般流体システムを解析可能なモデリング技術の確立が求められる。

1.2.2 場の表現

従来から行われてきた地下水解析（浸透流解析）は地下地層中の水の移動過程のみを対象とし、また、流出解析は地上の河川水のみを対象としてきた。そこでは、流域内の注目する特定の部分領域（以下、流域コンポーネントと呼ぶ）のみを分離して取り出し、地下水位をどれだけ精度良く再現できるか等に注意が払われてきた。対象領域を流域から分離して取り出すことは、例えば領域端に境界条件を与える等してそれらを再結合する必要があることを意味するが、この分離と再結合(Disconnection and Reconnection)は、流域内を流体や化学物質がどのように移動するかを予め決めることに他ならない (Mori, et al., 2015)。河川や斜面の流出解析の分野ではルーティング等と呼ばれるモデル化手法である。また、境界条件を与えて流域コンポーネントを再結合するには、地下水位（全水頭）や河川水位・流量の緻密な時間・空間変化データが必要となるが、それらの全てを実測できることは通常ほとんど無い。多くは、推定に基づく何等かの仮定を設けなければならず、それに伴う不確実性が避けられない。化学物質の濃度や熱量が加わると更にその推定は困難になる。このような流域コンポーネントの分離と再結合による統合化を、本研究では Watershed Routing (WR) と呼ぶことにする。

我々が地上で直接見ることができる流域の姿は、極めて広範な時間・空間スケールの中で様々な流域コンポーネントが多様に関与した帰結としての一端に過ぎない。流域コンポーネントの分離と再結合に関しては、一次元河道と二次元の山地斜面を結合する単純な場合においても、河道内の水位と河幅は常に変動するため、どこまでを河道とし、どこからを山地斜面とするか、また、両者でどのような水量（物質量）を受け渡すべきかでさえ容易に決めることができない。理想的な系を除いて、流域コンポーネント間の全ての関係を予め与えることは極めて困難である。例えば、地上と地下間を結合（連成）する際に、First order coefficient 等と呼ばれる経験的パラメータが用いられるが、しばしば数値計算上の不安定性を生じたり、正確な数値解が得られないことがあることが指摘されている (Ebel et al., 2009; Kollet et al., 2006)。さらには、ある時点の実測値にマッチングさせることで得られた経験的パラメータは、想定が異なる将来の予測には適用できない場合も考えられる。この

ことは、特定の流域コンポーネントの分離・再結合から地圏流体系の全貌を明らかにする従来型の研究アプローチに課せられる重篤な制約の 1 つである。現象を支配する自然法則のもとで流域全体を分断せずにより一体化したモデリングの視点が重視されるべきである。

一方で、陸域水循環システムの数理モデリングは地表面を介した地上・地下相互作用（連成現象）を本質的に含めるべきものである。そこでは、地表面付近の物理化学的環境に応じた流体、化学物質及び熱が相変化、熱交換、化学反応などの形態変化を伴って地表面を出入りする。例えば、地下水面より上の通気領域で生じる水蒸気生成・凝縮と地上・地下の比湿差に応じて移動する水蒸気及び熱量フラックス、大気降下物質や地上の人間活動を由来とする化学物質が分解や反応を伴いながら移動する物質フラックス等はその典型例であるが、流域スケールの不均質な変動場において、そのような物質移動現象を取り扱ったモデリング技術は現状では開発されていない。

以上の陸域水循環システムにおける「場」の取り扱いに関して、現状とその課題を要約すると次のようになる。

- 場の表現は、流域コンポーネントの分離と再結合を基本とする。すなわち、流域を植生、河川、山地斜面、地下地層（不飽和帯、飽和帯）などの多数の構成要素（流域コンポーネント）に分離し、それらを再結合するための境界条件やパラメータを仮定して陽的につなぎ合わされる。
- これらのパラメータは実現象との関連付けに乏しく経験的に導出しなければならず、そこには工学的判断が求められる。システム間の関係、強さ、相互影響の伝播メカニズムやその速さは時間・空間で変化するため、事前に決めることは難しい。
- 複雑な 3 次元問題や互いに関連を及ぼし合う多種の物質を含む実システムではその設定は一層困難となる。不自然なシミュレーション結果や数値解の不安定性を誘発することもある(Ebel et al., 2009)。
- 地表面付近の物理化学的環境に応じた流体、化学物質及び熱の形態変化（相変化、熱交換、化学反応他）とそれによる地上・地下相互作用が考慮されない。

1.3 本研究の目的

以上で述べたように、陸域水循環システムにおける数理モデリングの現状の課題は、対象とする流体系（流体、熱、化学物質及び土砂など）の範囲や流域を構成する場（植生、河川、斜面、地下帯水層などの流域コンポーネント）の表現、またそれらの間の連成現象の取扱いにある。流域コンポーネントの分離と再結合を必要とする従来のアプローチは、水循環システムの内部構造や相互の関係性を予め決める必要性が生じるが、その決定は極めて困難なものであり、さらには適用可能な時間・空間スケールが制限されるものである。物質、熱量等の保存量の収支が閉じる流域を単位に、それらの時間的・空間的変動を自

然科学の普遍的法則に基づき一体的にモデル化することが求められる。

そこで、本研究では流域内の流体、土砂、熱及び化学物質とそれらの連成現象を含めた同時輸送過程を対象とし、流域コンポーネントの分離・再結合に依らない数理モデリングとそれらをプログラミングした数値シミュレータを開発する。対象とする場合は、地表面から地下を含む任意の3次元領域とし、局地から広域、短期から長期に及ぶ広範な流域問題へ適用可能な連成モデリング技術を開発する。

なお、本研究では水循環システムの特に陸域に着目することから、その対象を「陸域水循環システム」と呼ぶこととし、陸域水循環システムにおける流体、土砂、化学物質及び熱の保存量はそれぞれ次のように取扱う。

- (a) 流体 : 等温・非等温状態における圧縮性を考慮した気液二相流体（主に、水相と空気相を対象とする）
- (b) 土砂 : 粒径の異なる土粒子の集合体からなる混合粒径土砂（落葉落枝や有機物などの土砂以外の粒子状物質を含めて一般化）
- (c) 化学物質 : 流体（水相，空気相），混合粒径土砂（固相）を輸送媒体とし，複数の化学物質成分と物質成分間の連成を考慮する反応性溶質
- (d) 熱 : 流体相，混合粒径土砂及び地盤（固相），化学物質を輸送媒体とし（水相，空気相），媒体間の熱交換現象を考慮する熱輸送系

1.4 本論文の構成

本論文の構成は次のとおりである。

第2章では陸域水循環システムを対象とした国内外の既往研究及び主な数値シミュレータに関する現状をレビューし、それぞれの適用範囲を整理した。また、これらの既往研究におけるモデル化の特徴を踏まえて、本研究の目指す陸域水循環システムにおける流体・熱・化学物質・土砂輸送の連成モデリングの考え方について述べた。

第3章，第4章では、それぞれ流体・熱・化学物質系，流体・化学物質・土砂系の同時輸送解析で取り扱う概念モデルを開発し、その数理モデルの数学的定式化を与えた。

流体・熱・化学物質系の同時輸送解析では、陸域水循環システムに存在する任意の物質成分とそれらの間の相互作用を考慮可能な流体・化学物質同時輸送解析モデル，熱・物質間の相互影響を考慮可能な流体・熱同時輸送解析モデルについて基本方程式システムを開発した。

流体・化学物質・土砂系の同時輸送解析では、流域における非粘着性材料，粘着性材料を含む流域土砂の生産，輸送及び堆積過程を広範囲の粒度組成へ適用できるよう拡張し，土砂とともに移動する化学物質についても，吸着・離脱による相間物質移動現象，化学変

化等と一体化し、流域内の流体・化学物質・土砂の相互作用を取り入れた解析モデルについて基本方程式システムを開発した。

第5章では、定式化がなされた基礎方程式システムの時間・空間離散化と数値解法について記述するとともに、それらをプログラミングした数値シミュレータの開発と基本動作を確認した結果について述べた。基本動作の確認では、流体、熱、化学物質、土砂に着目した基礎的な検証問題を設定し、理論解、実験値との比較や数値解の定性的な傾向確認等を通じて本研究で開発した数理モデルおよび数値シミュレータの基本的な機能・性能を検証した。

第6章～第8章では、上記で開発した連成モデリング技術を実フィールドへ適用した3つのケーススタディを示した。第6章では神奈川県中津川水系大洞沢流域を対象に、第4章に示した流体・土砂系の同時輸送解析を適用し、現地観測データの再現と森林施業の各種シナリオに対する効果を予測した結果を示した。第7章では、茨城県霞ヶ浦流域における硝酸態窒素汚染問題へ流体・化学物質系の同時輸送解析を適用し、流域内の自然及び人為由来の窒素負荷に対する汚染状況の経年的変化を再現し、霞ヶ浦流入河川毎の窒素負荷流入機構を評価した結果を述べた。第8章では、2011年3月東日本大震災の福島第一原子力発電所事故によって周辺地域へ沈着した放射性セシウムの動的挙動を再現するため、流体・化学物質・土砂系の同時輸送解析を福島県内のダム流域へ適用した結果について述べた。ここでは、特に土砂のような粒子状物質及びそれらとの相互作用を伴って移動する化学物質の時間的・空間的再配置に関して開発手法の適用性について論じた。なお、これらのケーススタディは、必ずしも全て保存量（流体、熱、化学物質、土砂）を含めた連成モデリングとはなっていない。それぞれのケーススタディに対して求められる評価上の重要な保存量の組み合わせとそれらの連成挙動に着目して適用がなされたものである。

本研究で開発する流体・熱・化学物質・土砂輸送の連成モデリングについて、それらの構成を先行研究との関連付けと共に図2に示した。

以上の研究成果を取りまとめ、第9章では本研究の到達点と今後の課題・展望について述べた。

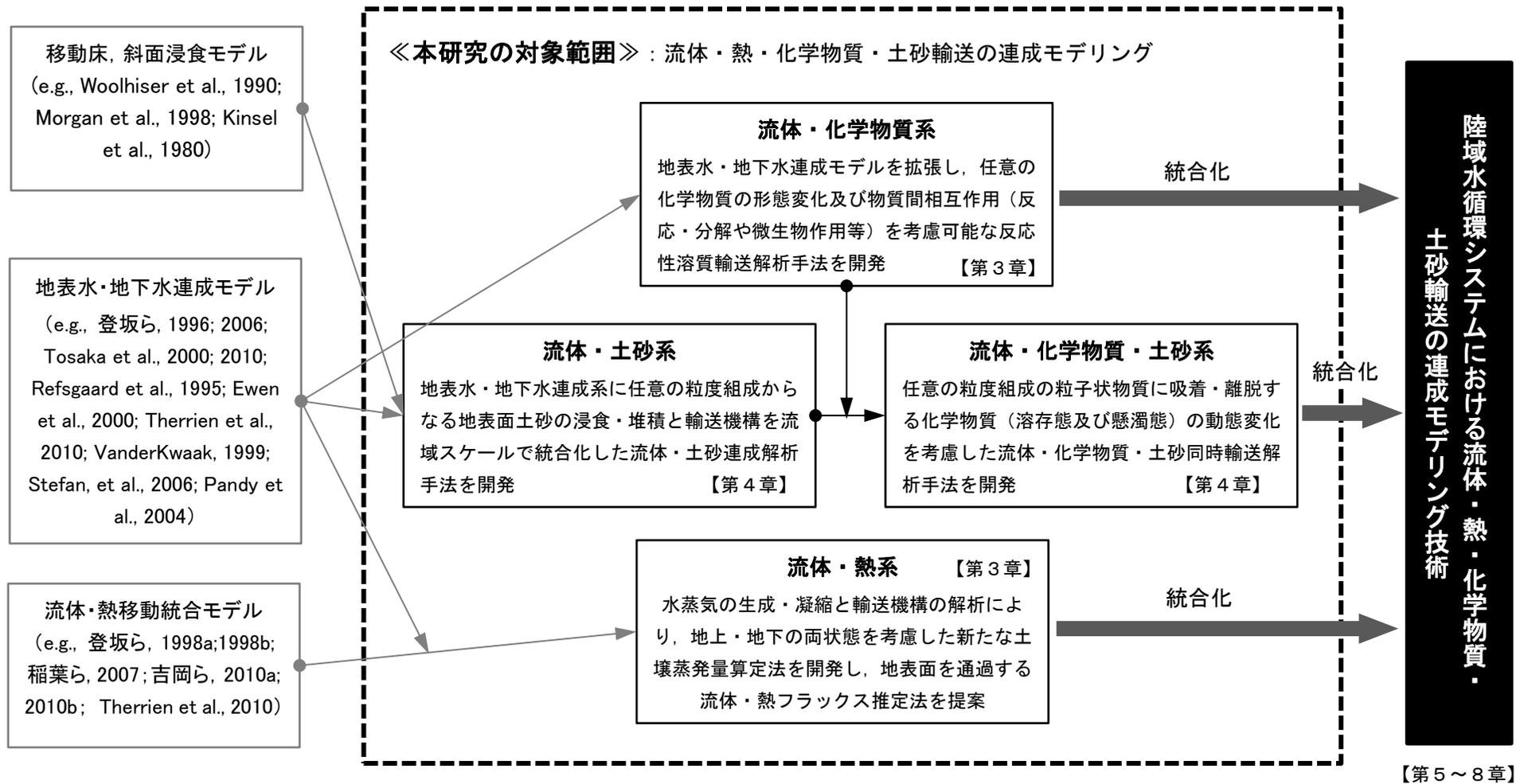


図 2 本研究で開発する流体・熱・化学物質・土砂輸送の連成モデリング

Figure 2 The integrated watershed modelling of fluid, heat, chemical and sediment transport coupled processes in this study

第2章 既往研究の状況

2.1 陸域水循環システムの数理モデリング技術

陸域水循環システムの数理モデリングへ適用可能な国内外における主な数値シミュレータについて、表1に取り扱う流体系と地上・地下連成解法等の基本諸元を比較した。これらは、流域の様々な時間・空間スケールを対象とするものである。地上・地下連成解法については、Furmanらによる非連成解法(UC: Uncoupled)、反復連成解法(IC: Iterative Coupling)及び完全連成解法(FC: Fully Coupled)の3つの手法に分類した(Furman, 2008)。

これらの数値シミュレータは、比較的狭いスケールの圃場や山地斜面を対象とし、豪雨イベントに対する地上の流出現象に着目したモデル CREAMS (Knisel, 1980), ANSWER/ANSWER-2000 (Beasley et al., 1980), AGNPS/Ann-AGNPS (Yuan et al., 2003; Young et al., 1987, 1989), HSPF (Johanson et al., 1981), WEPP (Foster et al., 1987), EUROSEM (Morgan, et al., 1998), 任意のスケールを対象とし、流域の地上・地下を一体化した統合モデル MIKE-SHE (DHI, 2007), SHETRAN (Ewen, et al., 2000), HydroGeoSphere (Therrien, et al., 2010), InHM (VanderKwaak, 1999), ParFlow (Kollet, et al., 2006), CATHY (Camporese et al., 2010), MODHMS (Panday et al., 2004)等に分類することができよう。

前者は、流域内を移動する物質の移動経路を予め指定する WR (Watershed Routing, 1. 2. 2 参照) を基本とする手法である。また、地下水を考慮しないか地表面からの鉛直浸透を考慮した簡易な経験式等で表現するため、適用する時間・空間スケールが制限される。後者は部分的に WR を用いるものも含まれるが、地上、地下を含めて一体化さがなされるものである。

以下に、これらの流域シミュレータの概要を示す。

CREAMS (Chemical, Runoff and Erosion from Agricultural Management System) は1980年以降に米国農務省 USDA を中心に開発が進められてきた (Knisel, et al, 1980). 主に、圃場の水質管理のための水、土砂および化学物質の流出挙動を解析する分布型物理モデルとされているが、降雨、土壌水分量、土地利用から流出量を経験式によって算出する Curve Number (CN)法によるものである。

ANSWER (Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation)は、農地の土地利用や排水計画、面源汚染対策等のために開発され、それまでの集中化された流域モデルに対し、矩形グリッドに分割した分布型パラメータにより場が表現できるものである (Beasley et al., 1980). 水理的特性値の空間分布は均質系のみを対象とするが、土砂、栄養塩の移動を考慮することができる。土壌浸食は経験的パラメータを用いた USLE 式 (Universal Soil Loss Equation) による。土砂輸送は斜面のみで考慮され、開水路では扱われない。地表

流の発生は、降雨強度が地表面の浸透能を超過した際に発生する Horton 型が仮定され、斜面、開水路ともにマニング式と連続式を陽解法で解く。地下水は Green-Ampt 式による鉛直浸透のみが考慮される。ANSWER の適用は、豪雨イベント単位を前提とするが、拡張版である ANSWER-2000 は、時間刻み幅を豪雨イベント中は 30 秒単位、豪雨イベント間を日単位などとすることができる。

AGNPS (Agricultural Non-Point Source Pollution Model)は、流出、浸透、浸食及び土砂輸送を考慮する (Yuan et al., 2003; Young et al., 1987, 1989)。拡張版の Ann-AGNPS (Annualized AGNPS)は、栄養塩や農薬の輸送も含めて考慮することができる (Bingner and Theurer, 2001)。流域を矩形グリッドの均質系で表現し、物質の移動経路は 1 次元のルーティングを前提とする。土壌浸食は USLE 式により、斜面、水路ともにマニング流れによる土砂輸送を解くことができる。土砂の粒度組成は、粘土、シルト、砂とその他の凝集物として考慮される。地下水は鉛直方向の浸透のみが考慮される。流出挙動は CREAMS と同様の CN 法による。

HSPF (Hydrological Simulation Program - Fortran)は 米国環境庁と民間コンサルタントの共同で開発され準分布型モデルである (Johanson et al., 1981)。流域を浸透・不浸透の矩形グリッドで表現し、HRUs (Hydrologic Response Units) と呼ばれる集水単位をベースとした 1 次元のルーティングを前提とする。流出、浸透、土壌浸食、土砂及び化学物質の輸送を考慮する。面源、点源の様々な化学物質 (二酸化炭素、溶存酸素、窒素、アンモニア、有機体窒素、リン、有機リン等) を考慮することができるため、農地や都市流域の水質解析へ適用される。開水路流れと地下浸透は経験式による。土砂輸送は、粘着性及び非粘着性材料の双方を考慮し、斜面及び開水路の輸送を扱うことができる。

EUROSEM (European Soil Erosion Model) は、豪雨イベント単位の土砂流出過程を計算する分布型物理モデルであり、EC (Europe Commission)によるプロジェクトの一環で 1990 年代に開発がなされてきたものである (Morgan, et al., 1998)。比較的小規模の流域への適用を前提とする。対象とする浸食過程は、水流によって形成されるリル状浸食、リル浸食の溝の間で発達するインターリル浸食である。地表流は Horton 型を仮定し、流域スケールを斜面、リル、開水路に沿った一次元フラックスを結合させた分布型貯留関数法により解かれる。熱エネルギーや化学物質の移動現象、地上・地下連成現象を直接取扱うことはできない。

WEPP (Water Erosion Prediction Project) は、米国農務省 USDA により開発された開発当時に次世代の土壌侵食予測モデルとされたものである (Foster et al., 1987)。流域は斜面と水路の組み合わせで記述され、1 次元のルーティングを前提とする。斜面に対しては、多数の要素モデル (Climate generation, Winter processes, Irrigation, Hydrology, Soils, plant growth, Residue decomposition, Hydraulics of overland flow, and Erosion) が適用され、浸透、流出、土壌蒸発、蒸散、林床遮断等の過程が考慮される。流出は運動波近似、地下水は修正 Green-Ampt 式による鉛直浸透が考慮される。斜面浸食は水流によって形成されるリル浸食、インターリル浸食、水路は限界掃流力による浸食モデルが考慮される。いずれも粒径分布を考慮する。

熱エネルギーや化学物質の移動現象，地上・地下連成現象を直接取扱うことはできない。

MIKE SHEはSHEモデル (Système Hydrologique Européen) (Abbott et al., 1986)に基づく決定論ベースの分布型物理モデルであり，1977年に英，仏及びデンマークのコンソーシアムにより開発が開始され，1980年代半ば以降はDHI社によって開発と機能拡張が進められてきたものである。

MIKE SHEでは，流域を①降水遮断及び蒸発散，②水路及び斜面流れ，③不飽和帯，④飽和帯，⑤融雪，⑥河川一帯水層相互作用の6つの流域コンポーネントの組み合わせによってモデル化する。具体的には，河川等の水路内の流れは1次元，斜面は平面2次元，不飽和帯は鉛直1次元，飽和帯は3次元でモデル化される。上記①，⑤は理論式を用いて解く。②は水路を1次元，斜面を2次元とし，それぞれSaint Venant式または拡散波近似を適用した運動量保存式，③は1次元Richards式，④は準3次元Boussinesq式が適用され，有限差分法によって解かれる。飽和地下水は密度変化を考慮しないBoussinesq近似を前提とするため，塩分を含む水や深部地下水を取り扱うことはできない。地表面は正方形格子で離散化され，深度方向は地層分布を考慮して高さの異なる層に離散化される。河川は河道幅が格子幅よりも十分小さいことを仮定して1次元流路で記述される。この仮定は，河道幅が格子幅に対して大きい場合や氾濫源に対しては適用できない (Thompson et al., 2004)。土砂，栄養塩等の化学物質の移動現象を取り扱うが，熱移動は含まれない。

SHETRANは，MIKE SHEと同様のSHEモデルをベースとした分布型物理モデルである (Ewen, et al., 2000)。①水路及び斜面流れ(WAT)，②土砂(SY)及び③溶質(CM)の移動を扱う3つの計算モジュールをコアとし，蒸発散(ET)，水路・斜面流(OC)，飽和・不飽和地下水流れ(VSS)，融雪(SM)の異なるモジュールとのデータ交換により計算が行われる。ここで，水の流動は土砂や溶質の影響を受けず，また，土砂の移動は溶質移動の影響を受けないものと仮定される。

SHETRANは，地下水流動，水路及び斜面の水流，降水遮断，蒸発散，積雪・融雪，水路及び斜面の土砂移動を取り扱い，有限差分法により解かれる。3次元飽和・不飽和地下水流れをモデル化するため，深層地下水までを含むことができる。地表面は矩形格子で離散化され，河川は水路ネットワークとして矩形格子の辺(格子境界)を用いて表現される。MIKE SHEと同様に河道幅は格子幅よりも十分小さいことを前提とする。熱の移動は含まれない。

HydroGeoSphere (HGS)は1993年にカナダのWaterloo大学によって開発された地表水・地下水完全連成を考慮可能な分布型物理モデルである (Therrien, et al., 2010)。2次元地表流，溶質輸送及び飽和・不飽和地下水流動，物質，熱輸送を解析対象とすることができる。気相等を含めた流体圧縮性の変化は考慮されない。また，格子分割の細分化 (Sub-gridding)，時間分割の細分化 (Sub-timing)，並列計算等の演算処理を効率化するための機能が搭載されている。

HGS は、気象条件、地表面条件、地下地層条件を個々の格子物性として指定することができ、空間不均一性の柔軟な表現が可能である。降雨、蒸発散、積雪・融雪、樹冠遮断等の複雑な陸面状態や様々な汚染物質、熱エネルギーの輸送現象を取扱うことが可能である。離散化はコントロールボリューム有限要素法 (CVFEM) 及び有限差分法 (FDM) による。上記のシミュレータと比較して、適用可能な時間・空間スケールに対する制約は緩いが、地表面を通過する地表水・地下水交換水量を決めるための経験的パラメータ (1st Order Exchange Coefficient と呼ばれる) を必要とし、解析結果の精度に影響を与えることがある。これらの経験的パラメータはフィールドで直接測定したり検証することはできないものである。

InHM (VanderKwaak, 1999; Heppner et al., 2006; Ran et al., 2007) は HGS とほぼ同等の機能を有する分布型物理モデルである。1998 年以降、スタンフォード大学によって開発が行われ、土砂輸送解析機能の導入・拡張など等が行われてきている。

ParFlow は、米国ローレンスリバモア国立研究所によって開発された地表・地下完全連成を考慮可能な分布型物理モデル (有限差分法) である (Kollet, et al., 2006)。陸面モデル LSM (Land Surface Model) による地表の熱収支、降雪プロセスを含めたシミュレーションを可能とし、大規模並列計算に特徴を有する。複雑な地形起伏、地表面特性、地質性状に対して大規模な格子モデルを構築でき、時間、空間スケールの対象範囲に制約はない。斜面の地表流および河道内流れに運動波近似を用いるため、緩斜面や氾濫原などの水深勾配による流れが卓越する場合への適用は困難である。

CATHY (CATchment HYdrogy model) は、3次元飽和・不飽和地下水解析と地表水解析を結合し、地表水・地下水連成解析を行うものである (Camporese et al., 2010)。地下水流動は Richards 式をガラーキン有限要素法により離散化し、飽和・不飽和パラメータの非線形性は Newton 法あるいは Pickard 法により解く。地表流は河川を一次元開水路網により表現する。斜面に対しては、リル状流れを仮定して DEM から抽出した一次元ネットワークで表現し、河川と共に差分法を用いて解く。地表水と地下水は逐次的に解かれることで両者の相互作用が考慮される。水以外の物質、熱エネルギーの輸送過程は考慮されない。

MODHMS は、流域内の利用可能な水量を定量化することを目的に開発された分布型物理モデル (有限差分法) である (Panday et al., 2004)。機能的には米国地質調査所 USGS による地下水解析コード MODFLOW とアメリカ工兵隊による流出解析コード HEC-HMS の両者を組み合わせたものに相当し、地表水・地下水の相互作用の解析を可能とする。不飽和多相流解析コード MODFLOW-SURFACT の拡張版であり、MODFLOW の地下水解析に加えて、地表面流及び河道流をモデル化することが可能である。地表面流は 2 次元、河道流については 1 次元の拡散波近似により解析する。ダムや湖沼をモデル化することができ、ボックスカルバートやゲート操作にも対応している。

以上に述べた数値シミュレータの他に、1986 年に発生したチェルノブイリ原子力発電所

事故後や我が国の福島第一原子力発電所事故を契機に、流域内の放射性物質の移動現象に取り扱う数値シミュレータが開発されてきている。

表 2 に主な数値シミュレータを示す。環境中へ放出された放射性セシウムなどが地表面に沈着する大気降下物質は、土壌や有機物に吸着した粒子性物質として移動すると考えられている。すなわち、流域に存在する水と粒子状物質の双方がそれらの輸送媒体となる。しかしながら、これらの数値シミュレータのほとんどは、そのような物質輸送過程を流域スケールで解析することができない。土砂による放射性物質の移動過程を解析する RIVTOX (Zheleznyak, 1997; Zheleznyak et al., 2003), TODAM (Onishi et al., 2013) 及び GSTAR1D (USDOI, 2006) は、一次元河道中の核種移行挙動を解析するものである。THREETOX (Margvelashvily, 1997) は湖沼などの水域中の 3 次元核種移行挙動を解析するものである。いずれも流域内の特定の部分領域に対する利用を前提とされるものであり、流域全体へ適用できるものではない。

表 1 流域を対象とした国内外の主な数値シミュレータ
Table 1 The selected computer codes for watershed modelling

Model Name (Reference)	Hydrology		Heat ³⁾		Sediment ⁴⁾	Chemical substance ⁵⁾		Coupling ⁶⁾
	Surface ¹⁾	Subsurface ²⁾	Surface	Subsurface	Surface	Surface	Subsurface	
AGRICULTURE/URBAN WATERSHED MODEL								
CREAMS (Knisel, 1980)	1D	1D	—	—	1D	1D	1D	UC
ANSWER/ANSWER-2000 (Beasley et al., 1980)	1D	1D, GA	—	—	1D	1D	1D	UC
AGNPS/Ann-AGNPS (Yuan et al., 2003; Young et al., 1987, 1989)	1D	1D	—	—	1D	1D	1D	UC
HSPF (Johanson et al., 1981)	1D	1D, EM	1D	—	1D	1D	—	UC
EUROSEM (Morgan et al., 1998)	1D, KW	—	—	—	1D	—	—	UC
WEPP (Foster et al., 1987)	1D, KW	—	—	—	1D, HS, CH	—	—	UC
INTEGRATED WATERSHED MODEL								
MIKE-SHE (DHI, 2007)	1D/2D,SV,DW	1D/1D,R+B	—	—	1D/2D, HS, CH	1D/2D	1D/3D	UC/DU
SHETRAN (Ewen, et al., 2000)	1D/2D,SV,DW	1D/3D, R	—	—	1D/2D, HS, CH	1D/2D	1D/3D	UC/DU
HydroGeoSphere(Therrien,et al., 2010)	2D, DW	3D, R	2D, L	3D, L, S	—	2D	3D	FC
InHM (VanderKwaak, 1999)	2D, DW	3D, R	—	—	2D	—	—	FC
ParFlow (Kollet, et al., 2006)	1D, KW	3D, R	—	—	—	—	—	IC
CATHY (Camporese et al., 2010)	1D, DW	3D, R	—	—	—	—	—	IC
MODHMS (Panday et al., 2004)	1D/2D, DW	3D, R	—	—	—	—	—	FC/IC
GETFLOWS (This study)	2D, DW	3D, GD	2D, G, L	3D, G, L, S	2D	2D	3D	FC

1) KW(kinematic wave); SV(Saint-Venant); DW(diffusion wave); NS(Navier-Sokes)

2) EM(Empirical equation); GA(Green-Ampt equation); R(Rechar's equation); B(Boussinesq equation); GD(generalized Darcy's law for multi-phase fluid flow)

3) Heat transport by G(gases phase), L(liquid phase) and S (solid phase).

4) HS(hillslope); CH(channel/channel network), WB(water body)

5) Chemical substance dissolved in water phase and adsorbed onto solid phase (e.g. suspended sediment, soil and rock)

6) UC(Uncoupled)/DU(Degenerated uncoupled); IC(Iterative coupling); FC(Fully coupled)

表 2 流域環境中における降下放射性核種の輸送過程を対象とする数値シミュレータ

Table 2 The selected computer codes for simulating fallout radionuclide fate and transport in watershed environment

Model Name (Reference)	<u>Hydrology</u>		<u>Heat</u> ³⁾		<u>Sediment</u> ⁴⁾	<u>Chemical substance</u> ⁵⁾		<u>Coupling</u> ⁶⁾
	Surface ¹⁾	Subsurface ²⁾	Surface	Subsurface	Surface	Surface	Subsurface	
RIVTOX (Zheleznyak, et al.,2003)	1D, DW	—	—	—	1D, CH	1D	—	UC
TODAM (Onishi, 2013)	—	—	—	—	1D, CH	1D	—	UC
THREETOX (Margvelashvili., et al., 1997)	3D, NS	—	—	—	3D, WB	3D	—	UC
GSTAR1D (US.DOI, 2006)	1D, SV	—	—	—	1D, CH	—	—	UC
GETFLOWS (This study)	2D, DW	3D, GD	2D, G, L	3D, G, L, S	2D, HS, CH	2D	3D	FC

1) KW(kinematic wave); SV(Saint-Venant); DW(diffusion wave); NS(Navier-Sokes)

2) EM(Empirical equation); GA(Green-Ampt equation); R(Rechard's equation); GD(generalized Darcy's law for multi-phase fluid flow)

3) Heat transport by G(gases phase), L(liquid phase) and S (solid phase).

4) HS(hillslope); CH(channel/channel network), WB(water body)

5) Chemical substance dissolved in water phase and adsorbed onto solid phase (e.g. suspended sediment, soil and rock)

6) UC(Uncoupled)/DU(Degenerated uncoupled); IC(Iterative coupling); FC(Fully coupled)

2.2 地表・地下熱輸送解析

以上に取り上げた数値シミュレータには、流域内の熱輸送現象を取り扱うことができるものは少なく、地表・地下の熱輸送と地表面を通過する熱移動を考慮できる数値シミュレータは HGS のみである。HGS は地表水（マニング流れ）、地下水（飽和・不飽和地下浸透流）のそれぞれに対してエネルギー保存式が解かれ、地表水には正味放射、潜熱・顕熱輸送の寄与を含むことができる。地表・地下連成は、それぞれの熱量保存式中の生成・消滅項により取り入れられるが、熱量の移動には一次交換係数のような経験的パラメータが必要とされる。水の密度と粘性の温度依存性は考慮されるが、熱力学的な取扱いは不完全なため、高温高压条件となる深部地下への適用はできない。浅層地下水への適用に制限される。

登坂らによって開発された地表・地下熱輸送解析（登坂ほか，1998a；1998b；吉岡ほか，2010a；2010b）は、①気相を含めた気液2相流体系を前提とした熱輸送現象の取り扱い、②地表・地下連成は地表面を出入りする流体流動（熱移流，拡散）と地表面での熱交換により考慮（経験的パラメータを含む生成・消滅項を付加する必要が無い）、③幅広い圧力・温度条件に対する流体物性の非線形性，等の点で HGS より厳密なモデル化と言える。

2.3 地表・地下化学物質輸送解析

CREAM, ANSWER 及び AGNPS 等の主に農薬汚染問題への適用を前提とする数値シミュレータは、様々な化学物質の輸送現象を取扱うことができる。しかし、これらはいずれも水、化学物質の輸送現象は1次元に制限され、地表・地下の連成は考慮されない。MIKE-SHE, SHETRAN 及び HGS は、地表2次元，地下3次元系を対象とできるが、地表・地下連成を考慮するものは HGS のみである。SHE モデルをベースとした MIKE-SHE, SHETRAN では、地下の不飽和帯は1次元，飽和帯は準3次元等として物質移動経路はルーティングによって簡略化される。HGS の化学物質の取扱いは、上述の熱輸送解析とのアナロジーがありほぼそれと同等のものとなっている。

人間活動に由来する閉鎖性水域の富栄養化や地下水資源の硝酸性窒素汚染等に対する種々の対策効果の検証や将来予測に目を向けると、流域スケールを対象とした窒素移動過程の数値シミュレーションが有効なツールとなると考えられるが、長期にわたる汚染実態のモデル化は必ずしも容易ではない。そこには、地表水・地下水資源の窒素汚染メカニズムの解明に重要な i) 時間・空間変化を伴う窒素負荷(Nitrogen loads), ii) 硝化・脱窒反応の速度論及び反応機構(Nitrogen kinetics), の実態把握が困難なことに加えて、これまでに適切なモデリング技術が確立されていないことも関与していると思われる。このうち、i) 時間・空間変化を伴う窒素負荷は、流域における人間活動の変遷を主な要因として生じているものである。流域内の窒素動態を解析するには、原単位に基づいた窒素の溶脱量や濃度等が

土地利用区分等と関連付けられた負荷条件として与えられる。水田や畑地等の特定の地域を対象とする際には、現地調査から負荷実態をある程度は把握することもでき、そのような情報に基づいた解析事例はこれまでも多数行われている（例えば、中村・取手, 2007 ; Jang et al., 2005; Rajmohan et al., 2001）。しかしながら、地形・地質条件や土地・水利用条件が不均一に混在する流域スケールへの拡張を考えると、窒素負荷の時間・空間変化の実態把握は困難であり、そのモデル化には相応の不確実性を伴うことが避けられない。安間ほか (2006), 辻倉ほか (2003) は、東京湾流入河川流域を対象に表層, 不飽和層, 地下水層に分けた分布型タンクモデルを適用し, COD, TN, TP 濃度の再現を試みた検討を行っている。また, リーほか (2011) は, 茨城県の恋瀬川流域へ分布型物理モデル WEP (Jia et al., 2001) を適用し, 窒素化合物を区別しない溶存態窒素の挙動解析を行っている。これらは, いずれも人口, 家畜頭数, 面積等のフレームに対応付けた原単位を用いたものであるが, そこには流域内の地下水涵養・湧出等の窒素輸送媒体となる流動状況の時間・空間変動が考慮されず, 流域全体にわたる帯水層への窒素負荷が正しく評価されない場合が容易に考えられる。窒素化合物の形態変化についても考慮されないものである。久保田ほか (2006; 2007), Mori et al., (2008) は, これをより実態に即したモデル化へと発展させ, 窒素化合物ごとの負荷源を個別に取扱い, 地上・地下連成モデルを用いることにより, 地表面を出入りする流れの状態変化を考慮した窒素移動過程の解析を実流域へ適用した。しかし, 硝化や脱窒等の反応過程は予め与えられる反応速度定数によって考慮されるため, 反応に重要となる流域内の好氣的・嫌氣的状態の時間・空間変動が適切に反映されるものではない。一方, ii) 硝化・脱窒反応の速度論及び反応機構に関しては, 地下水中を移動する窒素化合物とそこで生じる微生物反応を考慮した解析手法が考案されている (例えば, Zarnetske et al., 2012; Lee et al., 2006; 中村ほか, 2007 ; Berlin et al., 2014)。硝化や脱窒は, 栄養源となる基質濃度に応じて場所毎の時々刻々と変化する反応速度に従って進行し, 特定の反応速度定数を予め与える必要がない。しかし, これらの手法はいずれも不飽和帯や帯水層の一部のみを対象とするものであり, 上述の地表面付近における流動状況の考慮や流域スケールへの適用はなされていない。多数の物質成分の移動現象と反応速度論に基づく物質間相互作用を同時に解くことで計算量が極端に増えること等が背景にあると思われる。

表 3 に, 以上で述べた硝酸性窒素汚染に関する先行研究の特徴を整理した。これらの既存手法における問題点は, ①窒素負荷の設定に地表付近の詳細な流れの状態が反映されず, 時間・空間で変化する実質的な負荷量の見積もりが困難であること, ②硝化や脱窒等の反応を律速するパラメータ (速度定数など) に流域内の酸化還元条件が反映され難いこと, ③生物化学的反応を考慮する際には, 対象化学種と反応系が複雑となり, 流域スケールへの適用は計算量の増加を伴い容易でないこと, 等として要約される。

このような現状のもとで, 上述の既存解析は, 冒頭で述べた i), ii) の実態が不確定な制約下で, 様々な仮定を導入して適用されてきたと言えよう。流域スケールではこの i), ii) のいずれもが明らかとなることは通常ほとんど期待できないため, モデリングとフィールド調

査を組み合わせた相互反復的な検討が不可欠となる。そこでは、任意の複数の化学種及びそれらの組み合わせに対し、様々な生物化学的反応を取り扱うことができる流域解析技術が求められるが、上述した問題点のいずれかが障壁となっているのが現状である。

表 3 窒素移動過程を対象としたモデル化・解析に関する先行研究
 Table 3 Selected existing studies on modeling of nitrogen fate and transport processes

先行研究	次元	対象領域	地上・地下 連成 ^{a) b)}	窒素化合物の取扱い	生物化学的 反応	モデル名
中村ほか, 2007	鉛直 1D	畑地, 水田土壌カラム	UC	$\text{NH}_4^+, \text{NO}_3^-$	n/a ^{d)}	-
Jang et al., 2005	水平 2D	沖積扇状地帯水層	UC	$\text{NH}_4^+, \text{NO}_3^-$	n/a ^{d)}	MODFLOW, MT3DMS
Rajmohan et al., 2001	鉛直 1D	水田土壌カラム	UC	NO_3^-	n/a ^{d)}	HYDRUS
安間ほか, 2006	1D, 準 3D	東京湾流入河川流域	UC	T-N	n/a ^{d)}	-
辻倉ほか, 2003	1D, 準 3D	霞ヶ浦流域	UC	T-N	n/a ^{d)}	-
リーほか, 2011	1D, 準 3D	恋瀬川流域	UC	溶存態 N	n/a ^{d)}	WEP
久保田ほか, 2006	3D	恋瀬川流域	FC	$\text{NH}_4^+, \text{NO}_3^-$	n/a ^{d)}	GETFLOWS
Mori et al., 2008	3D	霞ヶ浦流域	FC	$\text{NH}_4^+, \text{NO}_3^-$	n/a ^{d)}	GETFLOWS
Zarnetske et al., 2012	水平 1D	河岸沿い HZ ^{c)} DriftCreek, US	UC	$\text{NH}_4^+, \text{NO}_3^-$	Monod ^{e)}	-
Lee et al., 2006	水平 2D	西オーストラリア帯水層	UC	$\text{NH}_4^+, \text{NO}_2^-, \text{NO}_3^-, \text{N}_2$	Monod ^{e)}	MODFLOW, RT3D
Berlin et al., 2014	鉛直 1D	土壌	UC	$\text{NH}_4^+, \text{NO}_2^-, \text{NO}_3^-, \text{N}_2$	Monod ^{e)}	-
森ほか, 2016 (本研究)	3D	熊本, 都城盆地他	FC	$\text{NH}_4^+, \text{NO}_3^-$	Monod ^{e)}	GETFLOWS

a) Furman(2008)の分類による; b) 連成しない (Uncoupled, UC); 完全な連成 (Fully Coupled, FC); c) 可床周辺の地下水と河川水との交換が顕著な領域 (Hyporheic Zone, HZ); d) 考慮なし(n/a); e) Multiple Monod kinetics (Monod, 1949)による

2.4 地表土砂輸送解析

前述の数値シミュレータのうち、多数のもので土砂輸送解析が可能であるが、山地斜面や農地等の移動経路を1次元として取り扱うものが大部分である。流域全体をカバーできるものは、地表流を2次元浅水波近似で表現する MIKE-SHE, SHETRAN 及び InHM である。これらは、地表流を河川と斜面に分離し、河川にサンブナン式、斜面に拡散波近似を適用するため、前述のとおり、それらの再結合にはパラメータの設定に関する細心の留意が必要となる。土砂生産のモデル化は、雨滴衝撃と水流による浸食が考慮できる移送容量 (Transport Capacity) が用いられる。流域スケールの斜面では、一般的な河川分野で用いられる砂礫材料 (非粘着性材料) を対象にした流砂量関数式はそのままでは使うことができない。ほぼ常に水流のある河床に対して、水流の間欠に曝される山地斜面の粘着性材料を対象に開発された TC モデルを用いる必要がある。ここでは非粘着性材料には無い浸食・堆積機構が取り入れられたものが考案されている (例えば, Julien et al, 1985)。地表・地下連成を取り扱うものは InHM のみであるが、土砂輸送を含めた連成過程の具体的な取扱いは不明である。なお、地層間隙中のコロイド輸送、浸食・堆積による地形変化及び地表面特性値 (粗度、傾斜など) の変化等は、地表面を通過する物質に影響を及ぼす重要な連成過程と考えられるが、これらを汎用的に取り扱う構成モデルを搭載した数値シミュレータはない。

2.5 連成解析の状況

既往研究で開発された数値シミュレータは、いずれも流体・熱・化学物質・土砂の同時輸送現象を地表・地下の連成系の中で取り扱うことはできない。流域スケールの場の表現は、河川や斜面等の流域コンポーネントに分離し、経験的パラメータを用いて再結合する WR による統合化が基本となっている。第1章で述べたように、このような手法は適用可能な時間・空間スケールに制約を与えるものである。流域空間を直接的かつ一体的に表現し、流域コンポーネントの分離・再結合によらないモデル化手法としては、登坂らによる地表水・地下水解析技術 (登坂ほか, 1996a; 1996b; 1998a; 1998b; 2006 ; Tosaka, et al., 1986; 2000; 2010) のみであるが、混合粒径土砂や任意の酸化還元反応を伴う化学物質は扱われていない。

2.6 本研究が目指す数理モデリングの特徴

2.6.1 場の表現

本研究の対象とする陸域水循環システムの概念を図3に示す。モデル化の対象範囲は、

地上と地下を含めた 3 次元領域とする。地上空間は地表付近の接地境界層を対象とし、大気と地表面から構成される。大気は、接地境界層での気圧、気温などの気象場が反映されたバウンダリーとして表現する。地表面は地形、土地利用、植生・被覆及び表層土壌の面的分布をもつ空間として表現する。地下空間は土壌や岩石の分布する 3 次元場として表現する。

対象システムの空間離散化は、デカルト直交座標系における不規則コーナーポイント型差分格子システムを基本とする。コーナーポイント型差分格子は、直交分割の構造格子系を基本とした通常の差分格子に対して、複雑な地形起伏、地層構造、人工建造物の空間表現を可能とするものである (Wadsley, 1980; Ponting, 1989; Ding, 1995)。図 4 に格子分割の概念を示す。コーナーポイント型差分格子では、各格子の頂点の座標値が同一格子の他の頂点と重複したり、交差しない範囲で任意に配置することができる。

大気層 (Atmospheric layer)

地上の大気格子は格子最上面の第一層として表現される。接地境界層とも対応付けられ、物理的には毛管圧力は 0 (自由空間) で、非常に大きな容量をもつ大気空間であることから間隙率は数値的無限大とする。浸透率 (透水係数に相当) は非常に大きく、水飽和率が極めて小さな自由空間として設定する。大気格子と地表格子間では流体、熱、化学物質、土砂を駆動するポテンシャル勾配に従った移動が表現される。

地表層 (Surface layer)

大気層の下位層となる地表層では、降水遮断、蒸発散、積雪・融雪、河川や斜面を流れる地表水、潜熱・顕熱輸送、湖沼・海洋の貯水体等の陸面過程を表現する。地表水の移動は浅水流近似をしたマニング型の開水路流れとして扱う。場所による地表水の易動性の相違は、土地利用や被覆状態に応じた地表面粗度等によって考慮される。地表層の間隙率は通常 1.0 とし、毛管圧力は 0 とする。

地下層 (Subsurface layer)

地下は 3 次元空間の地層媒体を表現し、一般化ダルシー則に従った物質・熱移動現象を表現する。地層の水理物性分布 (間隙率、浸透率、毛管曲線、相対浸透率曲線) は個々の格子に与えられる。六面体の各格子面に異なる透水係数を与えることで異方性のある地層媒体中の流れを考慮することができる。地表層の直下の最上位の地下層は土砂交換層として扱われる。

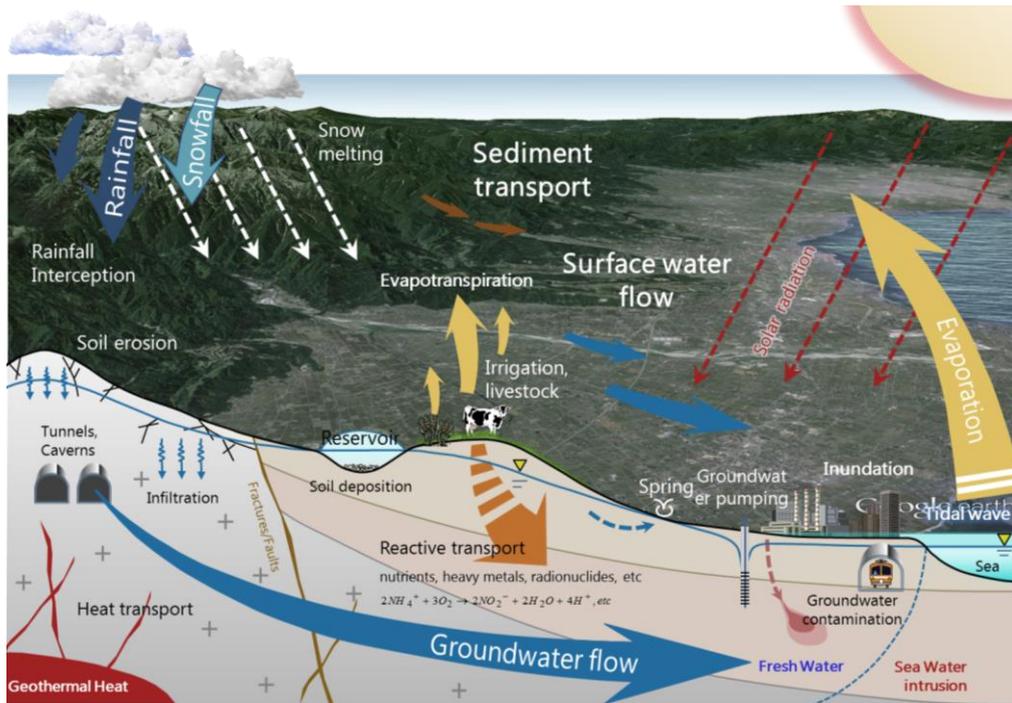


図 3 対象システムの概念

Figure 3 Schematic representation of terrestrial hydrologic cycle

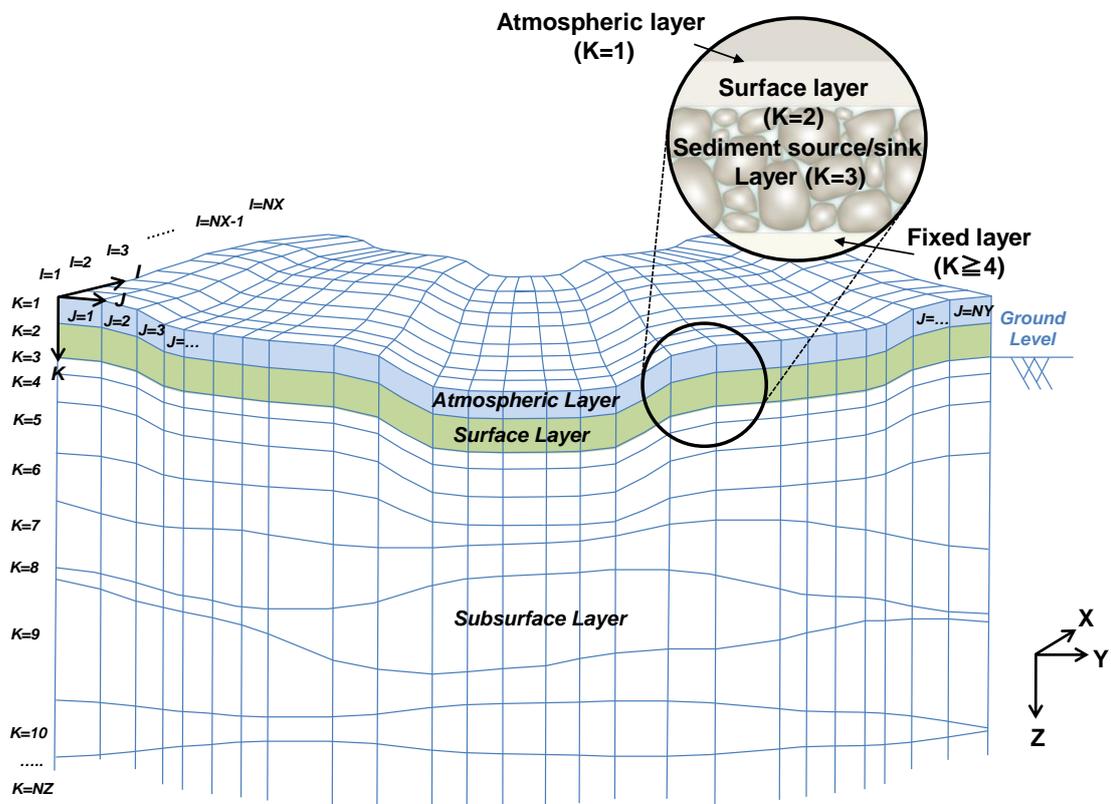


図 4 3次元格子システムの概念

Figure 4 Schematic of spatial discretization by corner-pointed finite difference grid-block

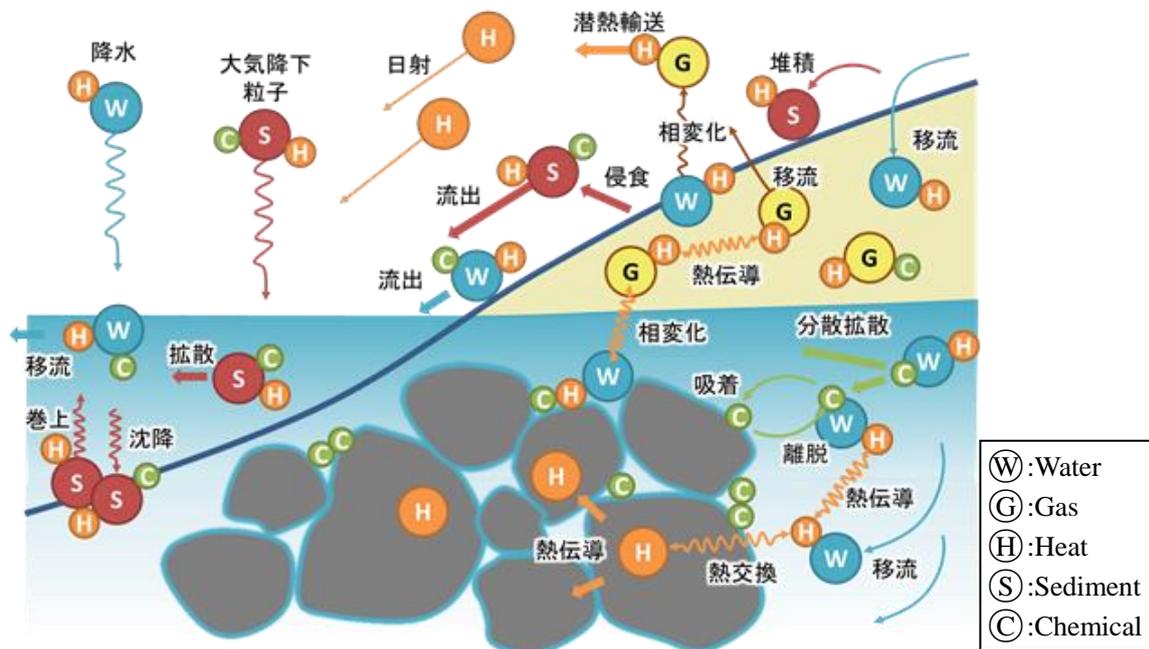


図 5 地表付近における流体・熱・化学物質・土砂の同時輸送系の概念

Figure 5 Conceptual model of fluid, heat, chemical and sediment transport coupled processes near the land surface

2. 6. 2 流体・熱・化学物質・土砂系の表現

流域に存在する流体，熱，化学物質及び土砂（粒子状物質）は，等温および非等温状態における多相多成分流体システムとして一般化する．それぞれの物質は，流域における存在形態や輸送媒体の違いを考慮した複数の成分によって記述される．図 5 は地表付近における流体・熱・化学物質・土砂輸送の連成系の概念を模式的に示したものである．

流体は，水相，空気相の気液 2 相流体系を基本とする．熱は，それぞれの流体相が移流によって輸送する熱量と固相中を伝導する熱量を考慮して記述される．化学物質や粒子状物質によって輸送される熱量も同様に考慮することができる．化学物質は任意の複数成分の化学種を取扱い，反応や分解等の成分間の任意の関係を考慮する．土砂は粒子状物質として一般化して取扱い，任意の異なる粒径成分からなる混合粒径物質として考慮できるようにする（図 6）．

表 4 は上述した地上，地下のそれぞれの場の中で考慮される物理化学過程を示したものである．これらの場は同一の離散化手法によって一体的に解かれ，流体，熱，化学物質及び土砂（粒状性物質）の同時輸送現象を解析する．流体，熱，化学物質及び土砂（粒状性物質）の相互作用過程，地表面フラックスの具体的取扱いについては後述する．

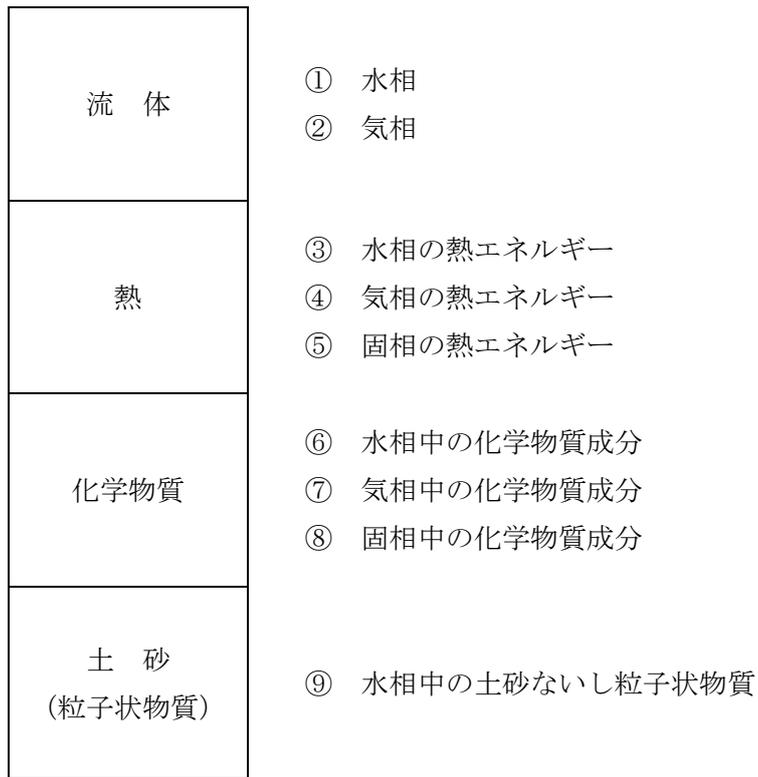


図 6 流体・熱・化学物質・土砂系の構成成分

Figure 6 Components of fluid, heat, chemical and sediment coupled system

表 4 場の分類と考慮する物理化学過程

Table 4 Field classifications and physicochemical processes

場	物質系	物理化学過程
大気 Atmosphere		無限大の容量をもつ空間として設定し，地表層の状態変化（水深変化）に応じた気相流動のバッファーとなる．また，対象地域の気象変化（大気圧，気温）を反映することができる．
	流体	降水遮断，マニング流れ(liquid)，ストークス流れ(gas)，蒸散，積雪・融雪，相変化
地表 Surface	熱エネルギー	放射，顕熱・潜熱輸送(liquid, gas)，地中熱伝導
	化学物質	移流，乱流拡散，吸着・脱離，分解・生成，放射性崩壊
	土砂	移流，乱流拡散，雨滴衝撃及び水流による浸食・堆積，地形変化
地下 Subsurface	流体	多相ダルシー流れ，毛管現象，相変化（蒸発・凝縮），水蒸気輸送，密度流
	熱エネルギー	対流，機械的分散，熱伝導，相間熱移動（例えば，固液熱交換等）
	化学物質	移流，分子拡散，機械的分散，吸着・脱離，分解・生成，放射性崩壊
	土砂	コロイド移行

2.6.3 物質間の相互作用

流体，熱，化学物質及び土砂（粒子状物質）の物質間の関係は，図 7 に示す有向線図や表 5 に示すマトリクスなどを用いて相互作用が記述される．これらは流域に存在する流体と土砂（粒子性物質）を輸送媒体とした化学物質及び熱の輸送過程の中で同時に考慮されるべきものである．

本研究で取り扱う物質間の相互作用過程には，次のようなものがある．

移流

ポテンシャル勾配を駆動力とした流体相そのものの移動とそこに（水や空気）含まれる熱，化学物質，土砂の輸送現象．地上，地下の双方で考慮される．

分子拡散

流体相中に存在する化学物質の濃度勾配によって生じる輸送現象.

分散

地下多孔質媒体の間隙の大きさや経路の屈曲によって生じる巨視的な輸送現象.

熱伝導

流体相, 固相中の温度勾配によって生じる温度拡散現象.

物性変化

粘性や密度などの流体物性が温度によって変化する現象.

反応・分解速度

化学物質間で生じる反応や分解の速度 (反応に関与する微生物活性) が温度によって変化する現象.

浸食速度

地表面の土壌の浸食速度 (粘土鉱物の溶解等を含む) が温度によって変化する現象.

化学反応・崩壊熱

化学物質間で生じる反応や分解に伴う発熱・吸熱現象.

地形・被覆変化

地表面の浸食・堆積によって, 地形形状や被覆の状態が変化し, 流体, 熱及び化学物質の輸送過程へ影響を及ぼす現象.

以上の流体, 熱, 化学物質, 土砂の保存量間の相互作用には, 互いの関係性が強いもの (強連成) と弱いもの (弱連成) を含めて現状で考えられるものを示した. これらの相互作用を記述する構成モデルは, 必ずしも十分な知見が得られているものばかりではなく, まだ明らかになっていないものや将来の研究に委ねなければならないものも含まれている. 第6章以降で述べる実流域を対象としたケーススタディでは, 化学物質, 土砂輸送の温度依存性に関する構成モデル, 必要な基礎データが十分でないことなどから, 熱輸送との連成は考慮していない. 流体, 熱, 化学物質, 土砂の全てを含めた連成モデルの実流域への適用そのものに困難はないが, 本研究では流体, 熱, 化学物質, 土砂の任意の組み合わせによる連成問題へ適用でき, さらには, 保存量間の相互作用を記述する構成モデルをモジュール化し, 新たな構成モデルを容易に組み入れる (または取り外す) ことができる数値シミュレータの開発を目指した.

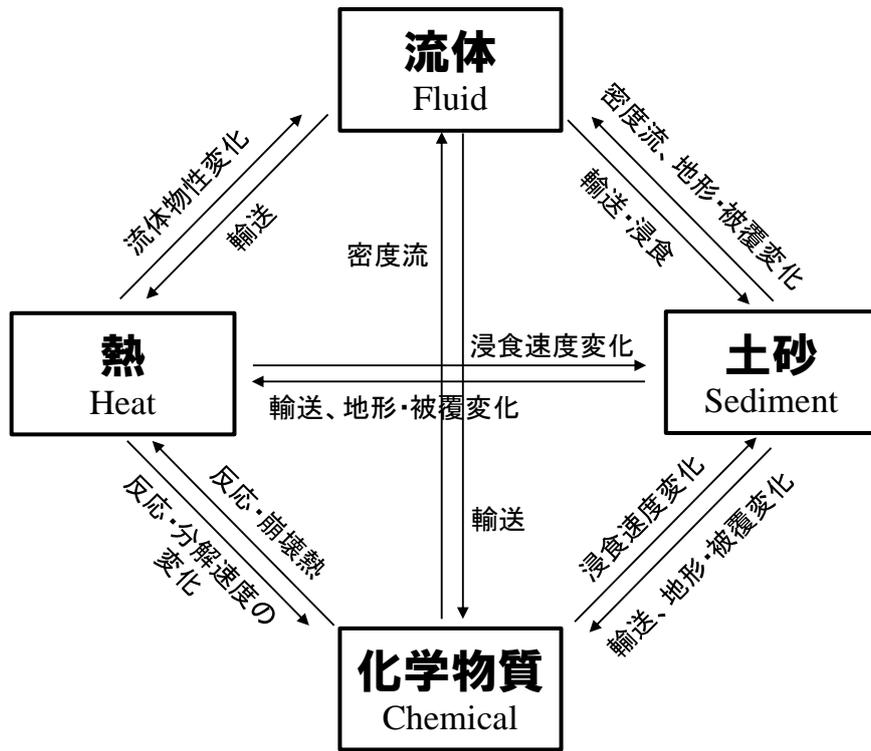


図 7 流体・熱・化学物質・土砂同時輸送系における相互作用過程

Figure 7 Interaction of fluid flow, heat, chemical substrate and sediment transport processes

表 5 流体・熱・化学物質・土砂同時輸送系の相互作用マトリクス

Table 5 Interaction matrix of fluid flow, heat, chemical and sediment transport processes

	流体 Fluid	熱 Heat	化学物質 Chemical	土砂 Sediment
流体 Fluid		移流 分散拡散	移流 分散拡散	移流 拡散
熱 Heat	流体物性 変化		反応・分解 速度変化	浸食速度 変化
化学物質 Chemical	密度流	化学反応・崩 壊熱		浸食速度 変化
土砂 Sediment	密度流, 地形 被覆変化	輸送, 地形・ 被覆変化	輸送, 地形・ 被覆変化	

2.6.4 Watershed Routing に依らない統合化の重要性

以上に述べたとおり、既往の数値シミュレータはいずれも流域内の水の移動経路を予め決める Watershed Routine (WR) と呼ばれる考え方を採用するものである。小流域を単位とした集水域を定義する Hydrological Response Units (HRUs)、流出量や浸透量を経験的に決める Curve Number (CN) 法等を用いる点等はその典型例である。すなわち、河川、斜面、地下の不飽和帯、飽和帯等の流域コンポーネントとそれらの関係を定義することで流域全体を統合化するものである。流域コンポーネント間の関係をどの程度強く固定的に定義するかはシミュレータによって異なる。

地上と地下の関係を定義することも1つのWRと捉えることができよう。CATHY, HGS, InHM や MODHMS では、地上・地下連成系をモデル化するために一次交換係数 (First-order exchange coefficients) やスケーリング係数 (Scaling coefficients) などと呼ばれるパラメータを用いなければならない (Ebel et al., 2009; Sulis et al., 2010)。これらのパラメータは物理的意味をもたず、直接フィールドで計測して決めることができないものである。条件の設定によっては、しばしば、数値計算上の異常や不安定性を誘発することが知られている (Ebel et al., 2009; Kollet et al., 2006)。また、MIKE-SHE や SHETRAN は、河川流を1次元流れ、斜面流を2次元流れとしてそれらが結合される。また、地下地層中の不飽和域は鉛直方向のみを考慮した1次元流れ、飽和域を3次元流れとしてモデル化する必要がある。流域内の時々刻々と変動する場の中で、どこまでが河川水面でどこからが山地斜面になるか、あるいはどこまでが不飽和帯でどこからが飽和帯かなど、個々の流域コンポーネントを確定的に区別することは容易ではない。

このような流域コンポーネントとそれらの関係をアприオリに定義することは、それぞれのシミュレータの適用範囲となる時間・空間スケールに制約が課せられることに留意しなければならない。例えば、CREAM, ANSWER, AGNPS, HSPF 等の農地管理用に開発されたシミュレータやEUROSEMやWEPPの土砂流出に特化して開発されたシミュレータは、地下水の挙動が扱われていないか簡易な経験式に基づくため河川の基底流を含めて解析することができない。そのため、流域の広がりや解析期間の範囲（例えば、豪雨時の出水イベント単位等）に対して適用が制限される。そのようなシミュレータは、低水期の流れや流域環境が変化するような長期挙動予測等では利用できない。

以上に述べたWRの考え方は、水・土砂流出、洪水氾濫や地下水汚染等の流域で生じる現象の個々の一面に着目した場合のものであり、注目する現象を支配する重要な流域コンポーネントとその現象のみをできるだけ簡易に記述するというモデリング思想に基づくものである。モデリングの対象を限定できる設計ツールとしては有効なものである。

しかしながら、近年、我々はこれまで経験したことのない洪水や渇水を身近に体験し始めている。想定外の自然・人工災害と人間との関わりを的確に予測し、適応・緩和してゆかなければならない。そのためには、WRのような適用が限定されるモデリングではなく、できるだけアприオリに決めるパラメータを排除し、現象を支配する正確な物理法則と数学モデルのみに基づき統合化されたモデリングが重視されるべきである。

このような統合化手法に登坂らによって開発された自然流体・熱系の結合シミュレーション手法（登坂ほか、1998a; 1998b）がある。この手法は、流域空間の全体を3次元格子を用いて直接表現し、流域コンポーネントやそれらの関係性を予め決めることなく地上・地下連成系における統合化解析を可能とするものである。しかし、流域に存在する水以外の粒子状物質や化学物質の変化を伴う輸送系への適用はなされていない。流域の土砂や化学物質を含めた統合モデリングは、良質な水資源賦存量の評価や将来の持続可能性を予測する上で特に重要である。

以降で述べるように、本研究では、登坂らの手法を更に拡張し、流域における流体・熱・化学物質・土砂の同時輸送過程を取り扱うことができる陸域水循環システムの数学的定式化を行い、それらをプログラミングした数値シミュレータを開発する。

2.6.5 地上・地下連成系の取扱い

流域に存在する流体、熱、化学物質及び粒子状物質は、地表面を通過して地上、地下間を移動する。粒子状物質については、土壌間隙より小さい微粒子のみが地下水と共にある程度移動すると考えられるが、地表面にそのまま堆積するものも多い。この地表面を通過する物質をフラックスで表したものを総称して、ここでは地表面フラックスと呼ぶことにする。

前述のとおり、水、熱に関する地表面フラックスは、登坂らの自然流体・熱系の結合シミュレーションによって既に地上・地下連成系の取扱いの中に取り入れられている。本研究では、これを次の点に着目して改良・拡張し、流体、熱、化学物質及び粒子状物質の同時輸送過程を考慮した包括的な数理モデリング法へと発展させる。

- ・ 反応を伴う複数の化学物質の地表面フラックス
- ・ 粒径の異なる複数の粒子状物質、粒子状物質に吸着・離脱する化学物質を含めた地表面フラックス
- ・ 水蒸気の地表面フラックスとして土壌蒸発量

本手法では、様々な物質成分に対して、移動経路や地表面フラックスをあらかじめ指定する Watershed Routing を必要としない。流域内の流体、土砂を輸送媒体として熱、化学物質が相互に影響を及ぼし、かつ化学反応や分解作用等によって自身の形態を変えながら移動する過程を、地上、地下を問わず一体化して解析する手法と捉えることができる。地表面フラックスはその結果として評価される物理量に過ぎず、それらは対象とする場に固有

の地域性が反映されたものとなる。従って、化学物質を含めた地上・地下相互作用の解析を可能とする。さらには、従来多くの手法で必要とされてきた流出率、涵養量や汚濁物質の排出原単位等についても不要となる。それらは、むしろ地上・地下連成系のシミュレーションから得られる出力値となる。このことは、対象を分離し、それらを再結合するためのパラメータを必要とする従来の手法と本質的に異なる本手法の特徴である。

場に固有の地域性が反映された地表面フラックスの解析結果として、著者らがこれまでに実施した典型的な数理モデリングの事例を以下に示す。

図 8 は、大スケールの河川流域への適用事例として、黄河流域の水循環解析を実施したものである(森ほか, 2007; Mori et al., 2009)。対象流体系は等温状態における水、空気 2 相系を仮定し、黄河源流域から河口(渤海湾)までの水資源量評価を行ったものである。構築モデルは、多点の地下水位、年代分析データ等の実測データの再現等を経て検証され、地上、地下を分断しない一体化された水の流れが解析された(図 9)。これを用いて黄河中・上流域の農業用水の水源を地下水、地表水の依存割合の組み合わせを変えたシナリオ計算が実施され、中・上流域での過剰な地表水利用が下流域の断流を生じさせた可能性が示唆された(図 10)。

図 11 は、著者らが開発した神奈川県秦野市の水資源管理で利用するために開発された「はだの水循環モデル」である(神奈川県秦野市, 2012; 森ほか, 2012a)。図 12 にはだの水循環モデルを用いて解析された秦野盆地内の地表水、地下水が一体化された流動状況を示した。河川水を表す青いラインが所々消えたり現れたりする結果が得られている。これらの傾向は、現地で実際に確認される河川水の伏流や湧水と整合するものである。

このようなモデル化と解析結果は、Watershed Routing によったモデリング技術では本質的に再現が困難なものである。

- Number of Grid-blocks : 1,413,600
- Spatial Resolution : Avg. 0.1° (10km)

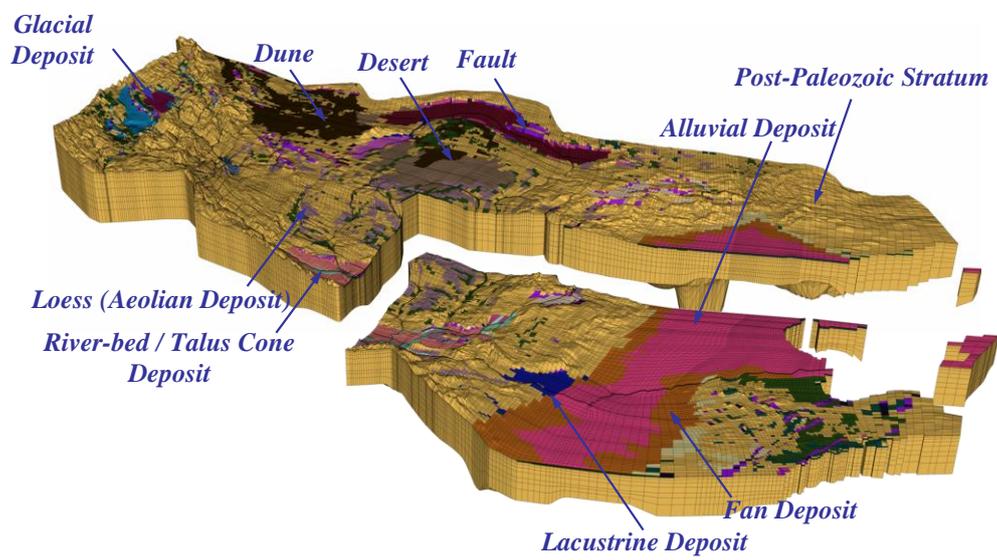
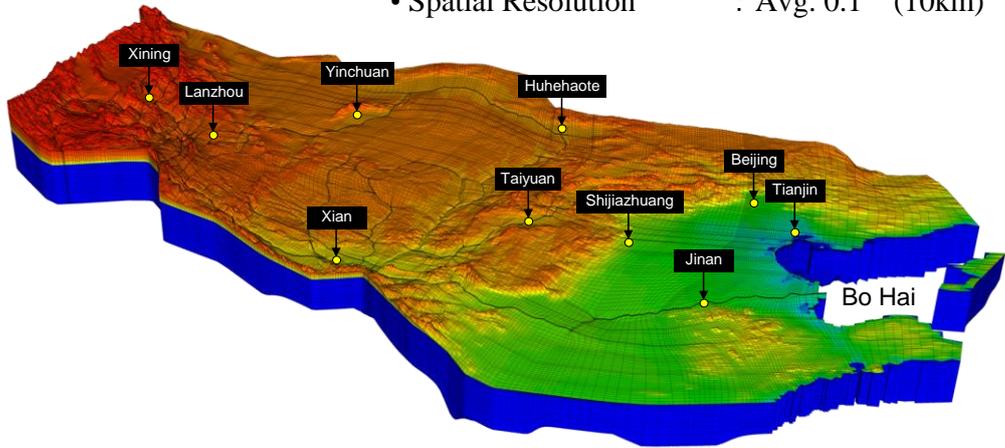


図 8 黄河領域を対象とした広域水循環モデル(Mori et al, 2009; 森ほか, 2007a)
 Figure 8 The large-scale watershed model for simulating hydrologic cycle the Yellow River basin

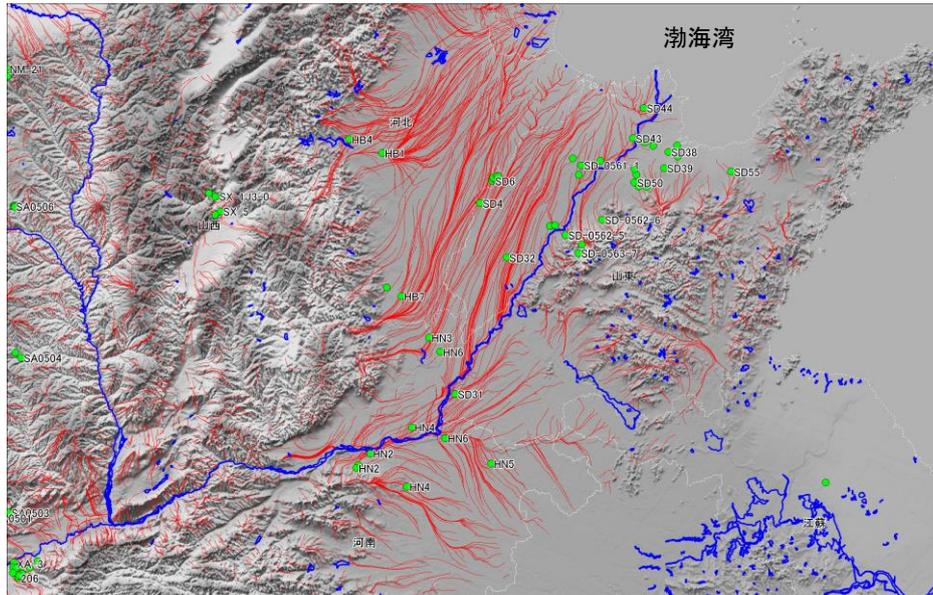


図 9 地上・地下が一体化された水の流れの解析事例(Mori et al, 2009; 森ほか, 2007a)
 Figure 9 Simulated streamline (red lines) representing surface and subsurface coupled flow. The blue lines show the main stream of the Yellow River and the surrounding water area in the HYDRO-1k. Dots colored with green represent groundwater monitoring wells.

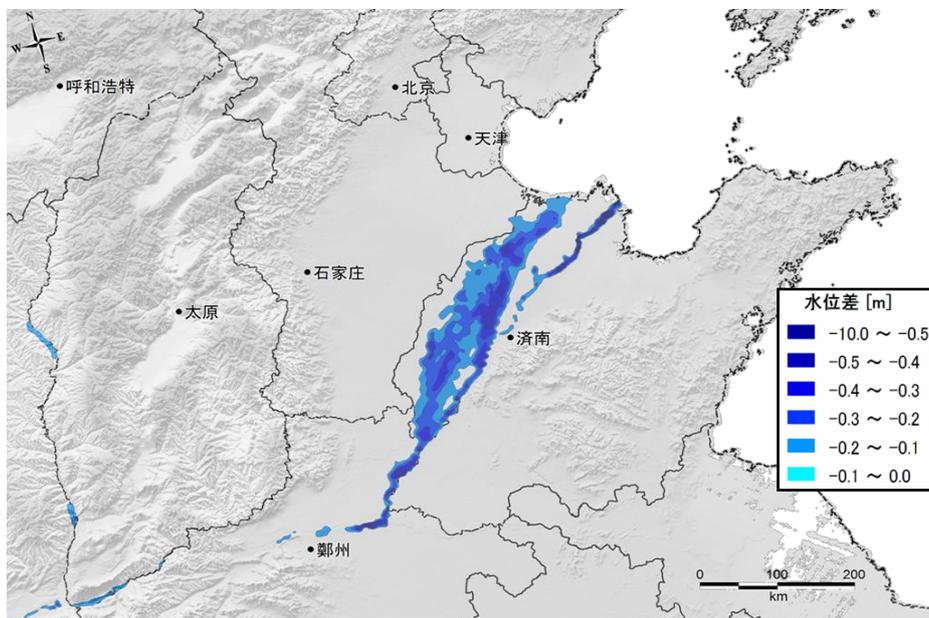


図 10 黄河上・中流域における河川水取水量の増加が下流域へ与える影響予測事例
 (黄河中・上流域の地下水利用を 50%減じ, 地表水を代替水源とした場合)
 Figure 10 Estimated groundwater depletion in the lower area caused by increasing river water use in the middle and upper region of the Yellow River

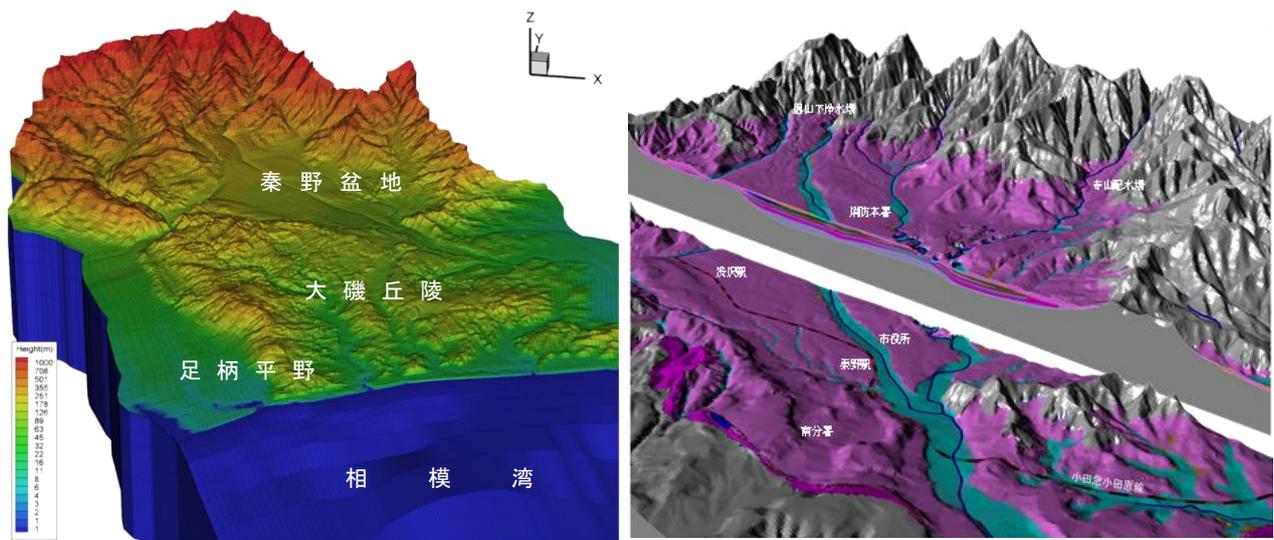


図 11 神奈川県秦野市を対象とした水循環モデル (森ほか, 2012a)

Figure 11 An example of watershed model for the Hadano City in the Kanagawa Prefecture. Color represents the surface elevation (left) and the hydrogeological units (right).

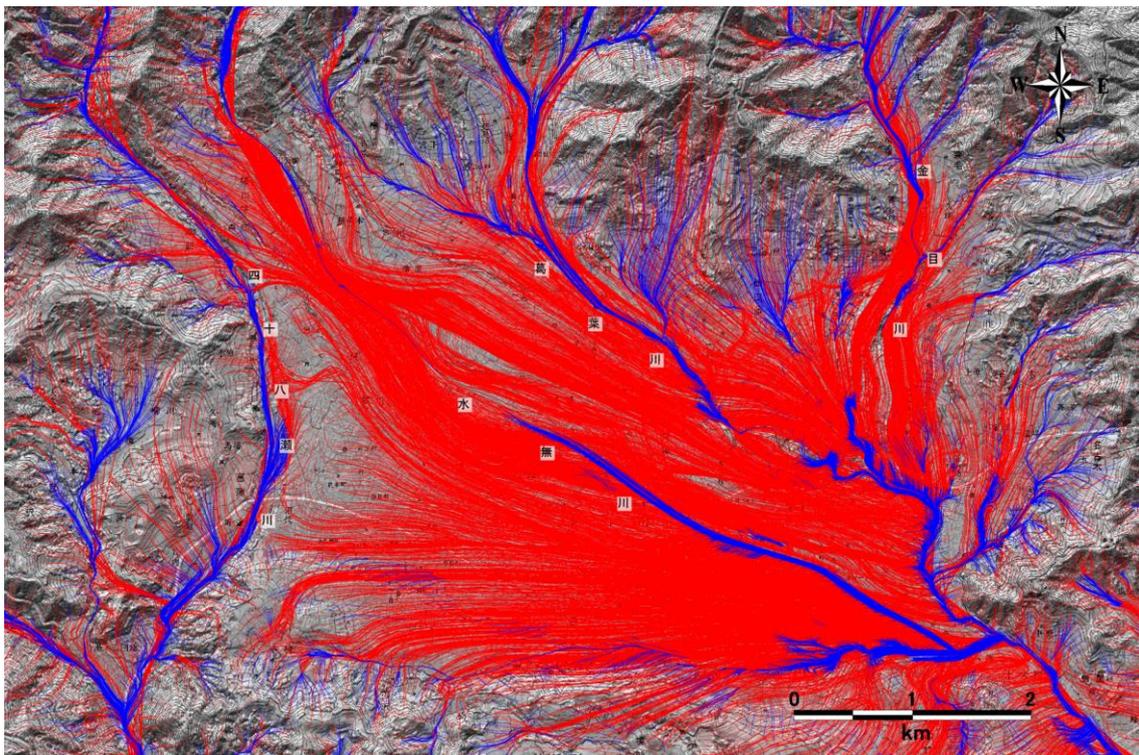


図 12 秦野盆地における地表水・地下水流動状況の解析事例 (秦野市環境産業部環境保全課, 2012)

Figure 12 Orthogonal projection of simulated surface and subsurface coupled flow in the Hadano Basin. The simulated groundwater and surface water movement is colored with blue and red lines, respectively.

第3章 流体・熱・化学物質系の同時輸送解析手法の開発

3.1 本章の目的

本章では、陸域水循環システムにおける流体・熱・化学物質同時輸送解析のための対象系の概念化と支配方程式の定式化を行う。本解析手法の特徴は、地表面を介して地上・地下を出入りする熱量や物質フラックスの時間・空間変動を、地表付近の流れの状態、生物化学的反応や流体相変化等の形態変化を考慮して解析する点にある。

ここでは、第5章以降で述べる実流域におけるケーススタディとの対応付けが容易となるよう、以下の2つの定式化に分けて数学的記述を与える。

3.1.1 流体・化学物質同時輸送解析

陸域水循環システムに存在する化学物質を対象とし、任意の化学種と化学種間の相互作用を考慮可能な反応性溶質移行解析モデルの数学的定式化を行う。化学種間の相互作用は、任意の反応系に応じた速度論モデルを用いて記述し、化学種毎の質量収支式（移流分散方程式）の生成・消滅項として考慮されるものである。

本研究では、特に陸域水循環システムにおける汚染負荷実態の時間的・空間的変遷、酸化還元反応の速度論的反應機構の取扱いに着目し、地上・地下の複雑な流動場の変化との連成が可能な解析モデルを開発する。対象物質とその反応系は任意の系へ適用可能な汎用モデルの枠組みとする。ここでは、その具体的な適用としてアンモニア態窒素、硝酸態窒素からなる窒素化合物系を取り上げ、地下微生物相の影響による酸化還元場の形成過程を考慮する数理モデルの定式化を行う（森ほか, 2013b; Mori et al., 2015b; 森ほか, 2016）。

3.1.2 流体・熱同時輸送解析

陸域水循環システムで生じる熱輸送現象に着目し、水、水蒸気、土壌等の異なる輸送媒体及び媒体間の熱交換現象を考慮可能な流体・熱同時輸送解析モデルの数学的定式化を行う。熱輸送媒体間の熱交換は瞬時平衡過程または速度論的な取扱いによる非平衡過程として、媒体毎の熱量収支式の生成・消滅項として考慮する。

本研究では、大気条件に応じた陸面熱収支と水蒸気生成・凝縮と輸送現象を地上、地下連成モデルを基礎とした陸域水循環システムの中に取り入れることにより、地表面を通過する物質及び熱量フラックスの時間・空間変動を算出可能な流体・熱同時輸送解析モデルとして定式化し、例えば、地表付近に存在する水分量の非線形関数として評価さ

れる蒸発効率曲線を必要としない新たな土壌蒸発モデルを開発する（森ほか，2014）。

3.2 地上・地下連成系における流体・化学物質同時輸送解析

3.2.1 対象系の概念

地上，地下を一体化した陸域水循環システムにおける流体，化学物質の同時輸送過程を考える。化学物質は水，空気 2 相流体のいずれかまたは双方を輸送媒体とし，反応の進行や相間物質移動による物質生成・消滅を伴う輸送現象として一般化される（図 13）。

いま，これを流域における窒素化合物の動態解析へ適用することを考える。図 14 に対象系の概念を示す。汚染源となる窒素負荷は，地上の人間活動に伴う点源及び面源負荷（畑地，水田，畜産事業所，工場など）として考慮する。気相中へ揮散した物質や熱量自体の移動現象はここでは扱わない。地上では，気象条件，地形，被覆，土地・水利用の時間空間変化を考慮し，それらと関係する様々な水文過程（地表水流れ，蒸発散，地下水浸透・湧出など）を地下水流動と一体的に表現する。水利用は生活系，事業系，畜産及び農業系の人間活動による取排水を含めて考える。地下では地層間隙中を移動する水と溶存物質を考慮し，反応・分解による物質変化，分散拡散及び土壌・岩石への吸着や離脱等の様々な水理過程を地上と一体化して表現する。

地上・地下連成系を取り扱う本モデルの特徴は，地表付近の水位変動等によって時期によっても異なる物質移動経路や負荷量が適切に考慮される点である。例えば，地下水位が高い豊水期には負荷物質の地表・地下交換が頻繁に生じるのに対して，地下水位が低い渇水期には鉛直降下の移動が卓越すること等が考えられる（図 15）。

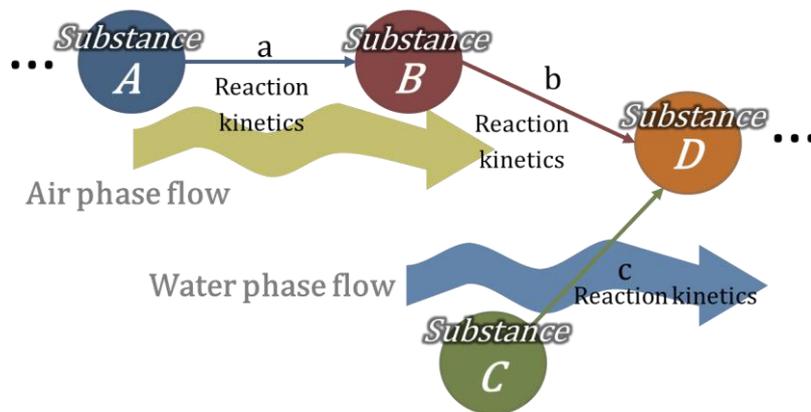


図 13 水・空気 2 相流体中の反応性溶質輸送の概念

Figure 13 Conceptual diagram of reactive solute transport in air/water 2-phase flow system

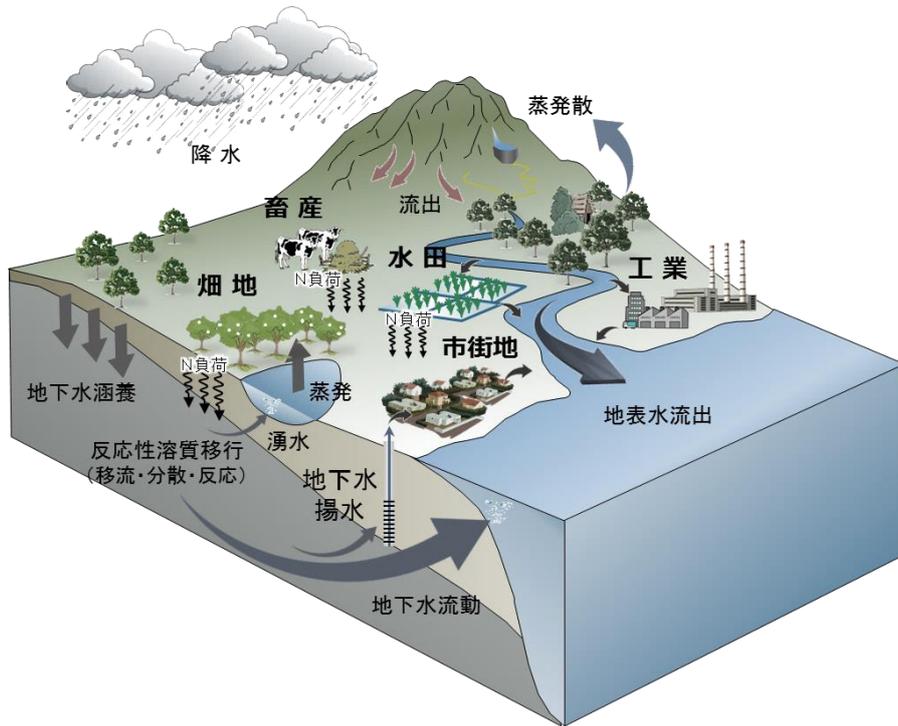


図 14 陸域水循環システムにおける点源及び面源物質負荷の概念 (森ほか, 2016)
 Figure 14 Schematic representation of point and non-point source contaminant loads in terrestrial hydrological cycle (Mori et al., 2016)

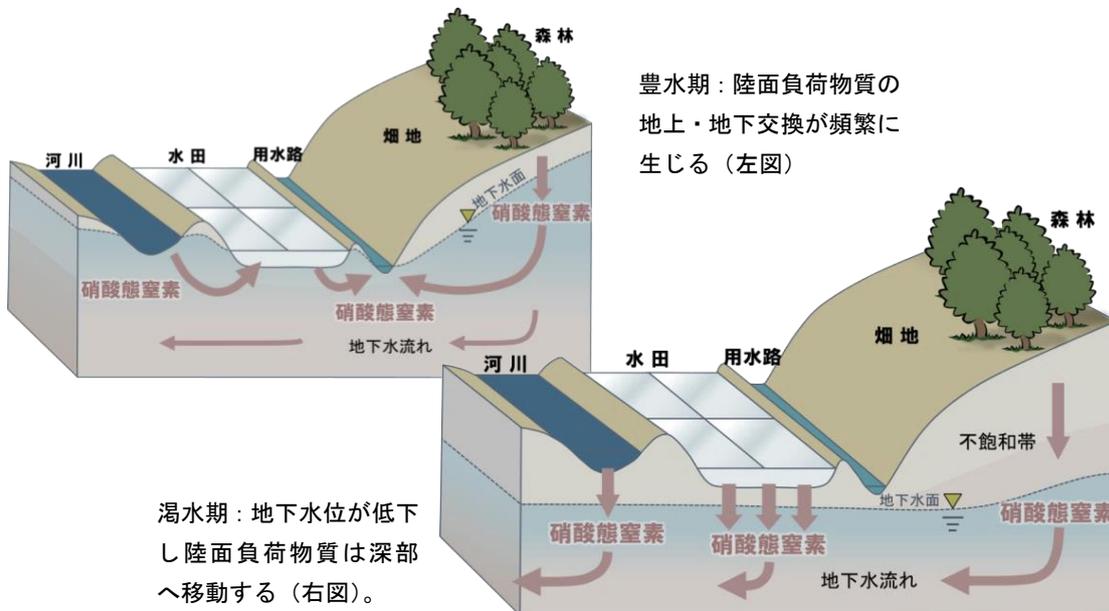


図 15 豊水期・渇水期の窒素負荷物質の挙動の概念
 Figure 15 Conceptual transport behavior of N load from land surface in wet and dry seasons

3.2.2 支配方程式

等温状態における地上，地下の水・空気 2 相流れの支配方程式は単位時間，単位体積当たりの質量保存則を適用した次式により記述される。

$$-\nabla \cdot (\rho_p V_p) - \rho_p q_p = \frac{\partial(\rho_p \phi S_p)}{\partial t} \quad (p = \text{water, air}) \quad (3-1)$$

左辺第 1 項の流動項は，地上，地下流体のそれぞれに対してマニング則，一般化ダルシー則を適用して次のように使い分けられる(Tosaka, et al., 2000)。

$$\begin{array}{l} \text{地上} \\ \text{(Surface fluid)} \end{array} \quad V_w = -\frac{R_l^{2/3}}{n_l} \sqrt{\left| \frac{\partial h}{\partial l} + \frac{\partial Z}{\partial l} \right|} \text{sgn} \left(\frac{\partial h}{\partial l} + \frac{\partial Z}{\partial l} \right) \quad (l = x, y) \quad (3-2)$$

$$V_g = -\frac{K k_{r,g}}{\mu_g} \nabla (P_g + \rho_g g Z) \quad (3-3)$$

$$\begin{array}{l} \text{地下} \\ \text{(Subsurface fluid)} \end{array} \quad V_p = -\frac{K k_{r,p}}{\mu_p} \nabla (P_p + \rho_p g Z) \quad (p = \text{water, air}) \quad (3-4)$$

ここに， V_p は流速(m/s)， K は絶対浸透率(m²)， $k_{r,p}$ は相対浸透率(-)， S_p は飽和度(-)， μ_p は粘性係数(Pa・s)， ρ_p は流体密度(kg/m³)， q_p は生産・圧入速度(m³/m³/s)， P_p は流体圧力(Pa)， R_l は流れの方向 l の径深(m)， h は地上の水深(m)， Z は基準面高さ(m)， n_l は流れの方向 l のマニングの粗度係数(m^{-1/3}s)， g は重力加速度(m/s²)， ϕ は有効間隙率(-)， t は時間(s)， p は流体相を表す添字($w = \text{water}, g = \text{gas}$)， l は地表水流れの方向成分を表す添字($l = x, y$)である。

圧縮性による流体密度の変化は，大きな圧力範囲とならない等温状態で汚染物質が含まれていない水，空気を考えると，水の場合は $\rho_w = \rho_{w,S}[1 + c_F(P - P_S)]$ ，空気の場合は $\rho_a = \rho_{a,S}P/P_S$ により近似できる。ここに， c_F は水の圧縮率(1/Pa)， $\rho_{p,S}$ は標準状態における流体密度(kg m⁻³)である。流体圧による間隙の変化は，弾性域内の微小変形を仮定した間隙率変化 $\phi = \phi_0[1 + c_R(P - P_S)]$ により考慮する。ここに， ϕ_0 は標準圧力 P_S での間隙率(-)， c_R は間隙の圧縮率(1/Pa)である。 P は間隙圧(Pa)を表すが，水相，気相または両相を平均化した圧力等が考えられ，厳密な間隙圧の評価は必ずしも容易でない。ここでは単純に不飽和域では気相圧力，飽和域では水相圧力を用いる。また，地層間隙の圧縮率 c_R は砂や圧密粘土を除くと一般に小さく(例えば，地盤工学会，1982；登坂，2006)，大きな圧力範囲とならない本検討では地層毎の間隙率変化の違いは顕著とならない。

以上に述べた流体と間隙の圧縮率によって、一般的な浸透流解析で用いられる比貯留係数と等価な取扱いがなされ（登坂ほか，2015），地層のもつ貯留性が直接的に評価される．地上の空気相の流動は，十分に大きい浸透率を与えることにより，地表水の運動を阻害しないものと仮定する．このような取扱いは，地上と地下の両者を水，空気 2 相流動として同形の支配方程式によって定式化することができるため，それぞれを分離せず一体的に離散化することができ，数値的安定性の良好な完全陰解法を適用する上でも都合の良いものである．これらの地上，地下連成現象の詳しい取り扱いについては登坂ほか(1996a; 1996b), Tosaka et al. (2000), 登坂(2006)などを参照されたい．なお，地上の空気の運動を詳しく知りたい場合等には，厳密な運動量保存式 (Navier-Stokes 方程式) と質量保存式の両者を同時に解く必要がある．

上記の地上・地下連成系における物質移動過程は，流体相間の移動や分解・反応等による生成・消滅を付加した多成分系の拡張移流分散モデルとして一般化される．いま，対象物質が水相中のみを移動し，その物質濃度は十分に低く流体物性へ影響を及ぼさないものと仮定すると，物質成分 j の単位体積当たりの質量収支式は次のように記述される．

$$\begin{aligned}
 & -\nabla \cdot (V_p C_{p,j}) + \nabla \cdot (D_{p,j} \nabla C_{p,j}) - q_p C_{p,j} - \sum_{\substack{ir=1 \\ ir \neq j}}^{NC} m_{p,ir \rightarrow j} + \sum_{\substack{ir=1 \\ ir \neq j}}^{NC} m_{p,j \rightarrow ir} + m_{p \rightarrow ss,j} \\
 & + m_{pt,j} = \frac{\partial}{\partial t} (\phi S_p C_{p,j})
 \end{aligned} \tag{3-5}$$

ここに， $C_{p,j}$ は物質成分 j の濃度(kg/m^3)， $D_{p,j}$ は物質成分 i の乱流拡散係数（地上の場合）または水力学的分散係数（地下の場合）(m^2/s)， $m_{p \rightarrow ss,j}$ は物質成分 j の固相への吸着速度($kg/m^3/s$)， $m_{p,j1 \rightarrow j2}$ は物質成分 $j1$ が $j2$ に変化する際の生成・消滅速度($kg/m^3/s$)， $m_{pt,j}$ は物質成分 j の相間移動速度($kg/m^3/s$)， NC は物質成分の数， p は流体相に関する諸量であることを表す．上記(3-5)式の左辺第 1 項は移流項，第 2 項は分散拡散項，第 3 項は降水や取排水等に伴う物質成分の生成・消滅項，第 4 項は他の物質成分の分解・反応などによって加わる生成項，第 5 項は他の物質成分へ変化することによる消滅項，第 6 項は水相から固相への相間移動項（吸着項），第 7 項は水相，空気相間の相間移動項（相変化項）である．

密度，粘性等の流体物性は，物質成分の濃度に依存した非線形性が考慮され，上述の質量保存式の中で取り扱われる．具体的な関数形の記述については，登坂（2006）に詳しい．また，対象とする物質成分と生成・消滅項の具体的記述は，単一ないし複数の物質成分間の相互作用によっても異なるものであり，これまでも多数の手法が考案されている．

以下では，陸域水循環システムで対象とする化学物質とその動態に関する幾つかの取扱いについて述べる．

3.2.3 流域における物質負荷と動態の取扱い

物質負荷の最も簡易な与え方は原単位を用いるものであり、単位時間当たりに環境中へ排出される物質を負荷条件とするものである。原単位は、生活系、事業系及び畜産・農業系等の分類に対して、地域的要素や特徴が反映された多数の排出源項目に対して策定されている。非特定汚染源（面源）については、市街地、農地、森林等の土地利用区分に関連付けられて原単位が評価される。これらは、降水、施肥、地下浸透、反応・分解、作物吸収等の地上における様々な物理化学過程の影響を流出率や流達率等を仮定して見込まれた数値となっている。さらに、これらの原単位は全窒素 TN や全リン TP などのような総量として与えられ、必ずしも化合物の区別は与えられていない。従って、原単位に基づいて面源負荷条件を決定する場合、それらを与える場（例えば、地上の水域、表層土壌、飽和帯の地下水等）との整合性に十分な留意を払う必要がある。

本研究では、対象物質の化学形態とその性状の違いを考慮し、上述した質量収支式中の生成・消滅項へ異なる考え方を適用した次の反応性溶質移行解析を比較検討する。

一方は、対象物質の化学形態の違いを考慮し、環境中へ排出される物質成分毎の負荷条件とそれらが移動する間に反応や分解によって化学形態が変化する過程を取り入れるものである。自然および人為由来の面源負荷は、降水、施肥等の複数の排出項目を土地利用とも関連付けて区別し、物質成分毎のフラックスを負荷条件として与える。物質成分間の反応・分解過程は、予め与える反応速度式と速度定数によって生じるものとする。以上の手法を、ここでは物質成分毎の移動過程を考慮した反応性溶質移行解析と呼ぶことにする。

他方は、上記解析の取扱いに加えて、反応に必要な基質の有無によって変化する地下微生物相の影響を取り入れる手法である。そこでは、対象とする化学物質のみならず、溶存酸素や有機物のような微生物活性に関与する物質成分の移動についても考慮される。上記の手法との違いは、硝化や脱窒等の反応過程がその場所の微生物活性そのものによって律速される点である。この微生物活性は流域内の時間、場所によって異なる物質濃度に応じて評価され、酸化還元場の時間・空間変動についても同時に評価される。ここでは、これを酸化還元場の形成過程を考慮した反応性溶質移行解析と呼ぶ。

これらの手法に、原単位を用いた従来の一般的な解析手法を加えて、それぞれの対象物質と負荷条件の取り扱いの相違を比較した（表 6）。

表 6 物質負荷及び反応過程の取り扱い

Table 6 Comparisons of model settings of contaminant loads and their kinetics reactions

	原単位を用いた 一般的な解析手法 (手法 1)	物質成分毎の移行・ 反応過程を考慮 (手法 2)	酸化還元場の 形成過程を考慮 (手法 3)
① 対象物質	単成分	多成分	同左
② 負荷条件	物質フラックス	物質成分毎の フラックス	同左
特定汚染源 (点源)	排出源毎の原単位	同左	同左
非特定汚染源 (面源)	土地利用毎の原単位 (農地, 森林など)	負荷源毎 (降水, 施肥等)	同左
③ 化学形態の変化	考慮しない	考慮する	同左
④ 地下微生物相	考慮しない	考慮しない	考慮する

(1) 物質成分毎の移行・反応過程のモデル化

農地等から過剰に投与された化学肥料や有機体窒素に含まれる窒素化合物は、土壌中の好氣的・嫌氣的条件に応じて生じる酸化還元反応により変化する。これらの酸化還元反応は、流域内の地表水及び地下水による窒素移動過程を伴うものである。ここでは、地上及び地下地層中の窒素化合物の形態変化とその場所での水分移動状態の違いをモデル化する。河川水、湖沼や地下水に対する正味の窒素負荷は、地上における窒素負荷の排出とその場所に応じて生じる酸化還元反応、移動の過程を経た帰結として決まるものである。すなわち、同じ窒素排出量に対しても、流域内の場所や時期によっては水分移動や酸化還元状態の違いで実質的な負荷量が異なる。

図 16 に本研究で取り扱う主な窒素化合物と反応過程の概念を示す。ここでは、硝化反応に伴って亜硝酸態窒素が土壌中に蓄積することは考えない (服部ほか, 1996 ; 中村ほか, 2007)。

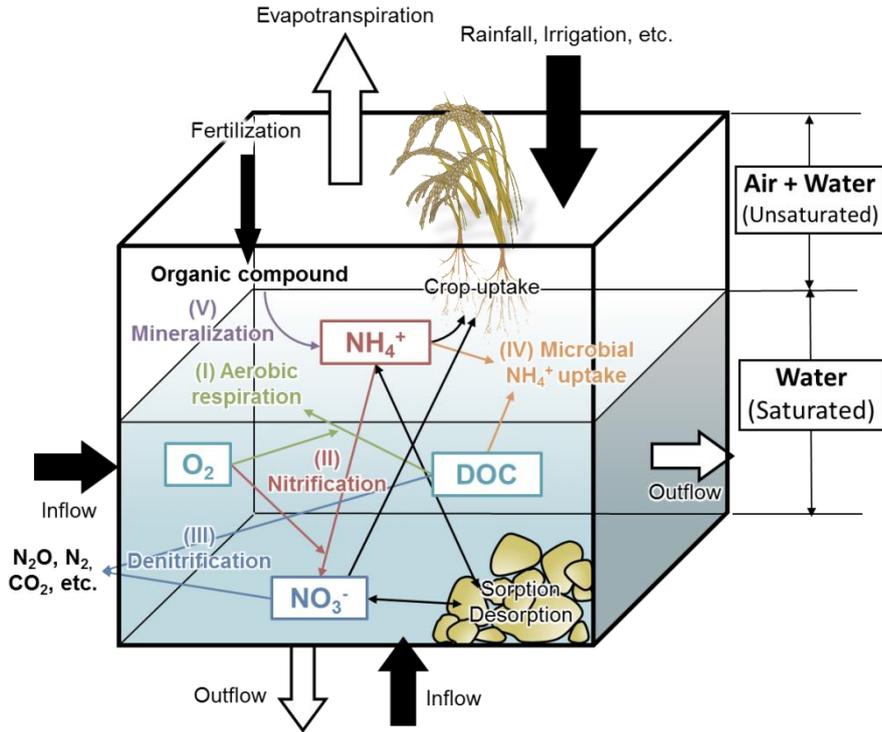


図 16 窒素化合物と反応過程の概念

Figure 16 Conceptual model of nitrogen compounds transformations

これらの系を地上，地下における流体流動と反応性溶質移行の結合系として定式化する．対象流体は上述の水・空気 2 相系とし，陸面における地上・地下流体の相互交換を考慮する．いま，水，空気 2 相流体中を移動するアンモニア態窒素 NH_4^+ 及び硝酸性窒素 NO_3^- の 2 成分のみを考えると，水相中のそれぞれの質量保存式は次のように記述される．

$$\begin{aligned}
 & -\nabla \cdot (V_w C_{w,NH_4}) + \nabla \cdot (D_{w,NH_4} \nabla C_{w,NH_4}) - q_w C_{w,NH_4} + m_{NH_4}^{Nit} + m_{NH_4}^{Min} \\
 & + m_{NH_4}^{Up} + m_{NH_4}^{Ads} = \frac{\partial}{\partial t} (\phi S_w C_{w,NH_4})
 \end{aligned} \tag{3-6}$$

$$\begin{aligned}
 & -\nabla \cdot (V_w C_{w,NO_3}) + \nabla \cdot (D_{w,NO_3} \nabla C_{w,NO_3}) - q_w C_{w,NO_3} + m_{NO_3}^{Nit} + m_{NO_3}^{Denit} \\
 & + m_{NO_3}^{Up} + m_{NO_3}^{Ads} = \frac{\partial}{\partial t} (\phi S_w C_{w,NO_3})
 \end{aligned} \tag{3-7}$$

ここに， m_j^{Nit} は硝化による NH_4^+ ， NO_3^- の生成・消滅量($kg/m^3/s$)， $m_{NO_3}^{Denit}$ は脱窒による NO_3^- の消滅量($kg/m^3/s$)， $m_{NH_4}^{Min}$ は無機化による NH_4^+ の生成量($kg/m^3/s$)， m_j^{Up} は作物吸収による NH_4^+ ， NO_3^- の消滅量($kg/m^3/s$)， m_j^{Ads} は吸着・脱離による NH_4^+ ， NO_3^- の生成・消滅量($kg/m^3/s$)である．各変数の添字 w は水相中の諸量であることを示し， j は窒素化合物

の物質成分($j = NH_4, NO_3$)を表す識別子である.

硝化と脱窒は, それぞれの反応速度を k_{Nit} , k_{Denit} として, 次に示す一次反応則に従うものとする (中村ほか, 2007).

$$m_{NH_4}^{Nit} = k_{Nit} \phi S_w C_{w,NH_4} \quad (3-8)$$

$$m_{NO_3}^{Nit} = -r_{NO_3/NH_4} m_{NH_4}^{Nit} \quad (3-9)$$

$$m_{NO_3}^{Denit} = k_{Denit} \phi S_w C_{w,NO_3} \quad (3-10)$$

ここに, r_{NO_3/NH_4} は NO_3^- , NH_4^+ のモル質量 M_j ($kg\ mol^{-1}$)を用いて M_{NO_3}/M_{NH_4} であらわされる.

有機態窒素の無機化は, 基準温度における無機化速度 k_{Min} を様々な温度状態へ拡張した次の一次反応則で表される (杉浦ほか, 1986).

$$m_{NH_4}^{Min} = \frac{d}{dt} [N_0 [1 - \exp(-k_{Min} T_{eq})] + b] \quad (3-11)$$

$$T_{eq} = \int_0^t \exp \left[\frac{E_a (T_s - T_{ref})}{RT_s T_{ref}} \right] dt \quad (3-12)$$

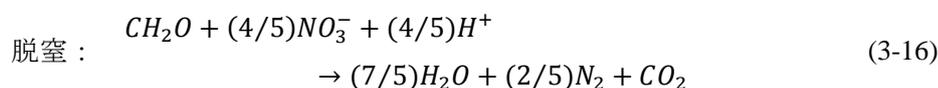
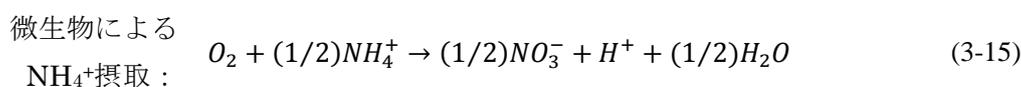
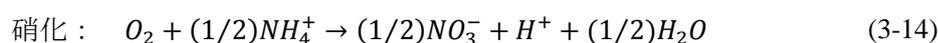
ここに, N_0 は初期の可分解性有機窒素量(kg/m^3), b は初期の無機態窒素量(kg/m^3), T_{eq} は基準温度換算時の見かけの経過時間(s), E_a は見かけの活性化エネルギー(cal/mol), T_s は土壌温度(K), T_{ref} は基準温度(K), R は気体定数($cal/K/mol$)である. このうちのパラメータ N_0 , k_{Min} , E_a については, 我が国の様々な水田, 畑土壌及び有機質資材に関する無機化特性値として利用性の高いデータ集がまとめられている(古江・上沢, 2001).

作物吸収は, 年平均値や時間変化値を予め仮定して, これを地表面下の根圏相当の深度に与える 0 次モデルとして扱う. 窒素濃度等に制限される作物の生育や残渣の還元等を考慮した作物成長モデル (例えば, Verkroost and Wassen, 2005; Nendel et al., 2011) との連成については, ここでは扱わない. 吸脱着の取り扱い, 実験的・経験的な様々な定式化 (例えば, Limousin et al., 2007) を適用することができる.

(2) 酸化還元場の形成過程のモデル化

上記の定式化に対して、酸化還元反応に必要な基質濃度と地下微生物相の作用を考慮する。ここでは、対象とする窒素化合物に加えて、DO (Dissolved Oxygen)や DOC (Dissolved Organic Carbon)のような微生物活性に関与する溶存物質の生成・移動現象についても同時に考慮する。手法 2 との違いは、硝化や脱窒等の反応過程がその場所の微生物活性そのものによって律速される点である。この微生物活性は流域内の時間、場所によって異なる基質濃度に応じて評価され、どのような場所で還元状態となり脱窒が顕著となるか等の推定を可能とする。

流域内の酸化還元場の形成と硝化・脱窒に関与する反応機構は多数あげられるが、Zarnetske ら (2012) は、以下に示す (I) 好気呼吸 (Aerobic respiration), (II) 硝化 (Nitrification), (III) 脱窒 (Denitrification), (IV) 微生物による NH_4^+ 摂取 (Microbial uptake) の組み合わせとして考えている。



ここで対象とする物質系は、水相中の O_2 , DOC, NH_4^+ , NO_3^- の 4 成分である。硝化と脱窒は、酸素消費を介して非競争的な関係で反応が進行する。前記のとおり、 NH_4^+ から NO_2^- への酸化過程は考えない。有機炭素は DOC として一般化して扱い、いずれも、微生物分解に利用できる易分解性有機炭素 (Labile DOC) として流域内に存在するものと仮定する。

(3-16)式に示した有機物を電子供与体とする従属栄養型の脱窒の他には、Fe(II)や CH_4 等の無機物を電子供与体とする独立栄養型の脱窒が存在する。さらに、溶液組成を完全に記述するには、他に多数の化学種を含めた様々な地球化学的反応(例えば、岩石・水相互作用、二次鉱物の生成、再溶解など)を熱力学的関係と共に考慮する必要がある。一方で、(3-13)-(3-16)式に示した硝化、脱窒を制限する支配的な反応過程のみに着目することは、計算量の増加を避け、ロバストな数値解を得る観点からも重要である。流域内の環境によってはその支配的な反応自体も異なることも考えられ、試行錯誤が必要となることも少なくない。ここでは、任意の複数の化学種と反応系の組み合わせをモデル化でき

る汎用的手法を数値シミュレータに組み込み、その試行的な適用例の 1 つとして上述した支配化学種と反応系を仮定した Zarnetske et al. (2012) の条件に基づくこととする。

以上の系を地上、地下における流体流動と反応性溶質移行の結合系として定式化する。いま、水相中を移動する DOC, O₂, NH₄⁺, NO₃⁻ の 4 成分を考えると、系全体の質量保存式は次のように記述される。

$$\begin{aligned} -\nabla \cdot (V_w C_{w,DOC}) + \nabla \cdot (D_{w,DOC} \nabla C_{w,DOC}) - q_w C_{w,DOC} + m_{DOC}^{Ads} + m_{DOC}^{Mup} + m_{DOC}^{AR} \\ + m_{DOC}^{Denit} = \frac{\partial}{\partial t} (\phi S_w C_{w,DOC}) \end{aligned} \quad (3-17)$$

$$\begin{aligned} -\nabla \cdot (V_w C_{w,O_2}) + \nabla \cdot (D_{w,O_2} \nabla C_{w,O_2}) - q_w C_{w,O_2} - m_{O_2}^{Dis} + m_{O_2}^{AR} + m_{O_2}^{Nit} \\ = \frac{\partial}{\partial t} (\phi S_w C_{w,O_2}) \end{aligned} \quad (3-18)$$

$$\begin{aligned} -\nabla \cdot (V_w C_{w,NH_4}) + \nabla \cdot (D_{w,NH_4} \nabla C_{w,NH_4}) - q_w C_{w,NH_4} + m_{NH_4}^{Ads} + m_{NH_4}^{Up} + m_{NH_4}^{Min} \\ + m_{NH_4}^{Mup} + m_{NH_4}^{Nit} = \frac{\partial}{\partial t} (\phi S_w C_{w,NH_4}) \end{aligned} \quad (3-19)$$

$$\begin{aligned} -\nabla \cdot (V_w C_{w,NO_3}) + \nabla \cdot (D_{w,NO_3} \nabla C_{w,NO_3}) - q_w C_{w,NO_3} + m_{NO_3}^{Ads} + m_{NO_3}^{Up} + m_{NO_3}^{Denit} \\ + m_{NO_3}^{Nit} = \frac{\partial}{\partial t} (\phi S_w C_{w,NO_3}) \end{aligned} \quad (3-20)$$

ここに、 $m_{O_2}^{Dis}$ は酸素の溶解速度 ($kg/m^3/s$)、 m_j^{AR} は好氣的呼吸による消滅速度 ($kg/m^3/s$)、 m_j^{Nit} は硝化による生成・消滅速度 ($kg/m^3/s$)、 m_j^{Up} は作物吸収による消滅速度 ($kg/m^3/s$)、 m_j^{Mup} は微生物吸収による消滅速度 ($kg/m^3/s$)、 m_j^{Denit} は脱窒による消滅速度 ($kg/m^3/s$)、 $m_{NH_4}^{Min}$ は無機化によるアンモニア態窒素の生成速度 ($kg/m^3/s$)、 m_j^{Ads} は吸着による生成・消滅速度 ($kg/m^3/s$)、である。各変数の添字 w は水相中の諸量であることを示し、 j は窒素化合物の物質成分 ($i = DOC, O_2, NH_4, NO_3$) を表す識別子である。

微生物反応による物質成分の生成・消滅速度の評価は、多成分基質に対する Monod の速度モデル Multiple Monod Kinetics (Monod, 1949) を適用する。Monod の速度モデルは、微生物反応が制限される時間、空間を予め与える必要がなく、競争関係にある複数種の基質の供給能から評価される。そのため、地域毎に異なる地表、地下水流動と物質移動とを一体化させることで脱窒が生じやすい時期や場所を推定することが可能となる。支配方程式系に微生物自体の増殖・死滅を記述する連立微分方程式を加えて解くことに困難はないが、基礎的なデータが限られていることもありここでは直接は考えない。

以下の(3-21)～(3-32)式に、微生物反応による物質成分毎の速度式を示す。

溶解性有機炭素 DOC

$$\text{呼吸：} \quad m_{DOC}^{AR} = \gamma_{O_2} \gamma_{O_2} \phi S_w X_{AR} \left(\frac{C_{w,DOC}}{K_{DOC} + C_{w,DOC}} \right) \left(\frac{C_{w,O_2}}{K_{O_2} + C_{w,O_2}} \right) \quad (3-21)$$

$$\text{硝化：} \quad m_{DOC}^{Mup} = \gamma_{NH_4} (1 - \gamma_{NH_4}) \phi S_w X_{Up} \left(\frac{C_{w,NH_4}}{K_{NH_4} + C_{w,NH_4}} \right) \left(\frac{C_{w,DOC}}{K_{DOC} + C_{w,DOC}} \right) \quad (3-22)$$

$$\gamma_{NH_4} = \Delta G_{Nit}^0 / (\Delta G_{Nit}^0 + \Delta G_{AR}^0) \quad (3-23)$$

$$\text{脱窒：} \quad m_{DOC}^{Denit} = \gamma_{NO_3} \phi S_w X_{Denit} I \left(\frac{C_{w,DOC}}{K_{DOC} + C_{w,DOC}} \right) \left(\frac{C_{w,NO_3}}{K_{NO_3} + C_{w,NO_3}} \right) \quad (3-24)$$

$$I = K_{Inhibit} / (K_{Inhibit} + C_{w,O_2}) \quad (3-25)$$

酸素 O₂

$$\text{呼吸：} \quad m_{O_2}^{AR} = \alpha_{O_2} \gamma_{O_2} \gamma_{O_2} \phi S_w X_{AR} \left(\frac{C_{w,DOC}}{K_{DOC} + C_{w,DOC}} \right) \left(\frac{C_{w,O_2}}{K_{O_2} + C_{w,O_2}} \right) \quad (3-26)$$

$$\text{硝化：} \quad m_{O_2}^{Nit} = \gamma_{O_2} (1 - \gamma_{O_2}) \phi S_w X_{Nit} \left(\frac{C_{w,NH_4}}{K_{NH_4} + C_{w,NH_4}} \right) \left(\frac{C_{w,O_2}}{K_{O_2} + C_{w,O_2}} \right) \quad (3-27)$$

$$\gamma_{O_2} = \Delta G_{AR}^0 / (\Delta G_{AR}^0 + \Delta G_{Nit}^0) \quad (3-28)$$

アンモニア態窒素 NH₄⁺

$$\text{吸収：} \quad m_{NH_4}^{Mup} = \alpha_{NH_4} \gamma_{NH_4} (1 - \gamma_{NH_4}) \phi S_w X_{Up} \left(\frac{C_{w,NH_4}}{K_{NH_4} + C_{w,NH_4}} \right) \left(\frac{C_{w,DOC}}{K_{DOC} + C_{w,DOC}} \right) \quad (3-29)$$

$$\text{硝化：} \quad m_{NH_4}^{Nit} = \gamma_{NH_4} \gamma_{NH_4} \phi S_w X_{Nit} \left(\frac{C_{w,NH_4}}{K_{NH_4} + C_{w,NH_4}} \right) \left(\frac{C_{w,O_2}}{K_{O_2} + C_{w,O_2}} \right) \quad (3-30)$$

硝酸態窒素 NO₃⁻

$$\text{硝化：} \quad m_{NO_3}^{Nit} = -r_{NO_3/NH_4} m_{NH_4}^{Nit} \quad (3-31)$$

$$\text{脱窒：} \quad m_{NO_3}^{Denit} = \alpha_{NO_3} \gamma_{NO_3} \phi S_w X_{Denit} I \left(\frac{C_{w,DOC}}{K_{DOC} + C_{w,DOC}} \right) \left(\frac{C_{w,NO_3}}{K_{NO_3} + C_{w,NO_3}} \right) \quad (3-32)$$

ここに、 γ_j は最大反応速度(1/s)、 y_j は反応の寄与を表す係数(-)、 X_k は微生物反応 k に関するバイオマス濃度(kg/m^3)、 K_j は基質飽和定数(kg/m^3)、 $K_{Inhibit}$ は酸素阻害係数(kg/m^3)、 $\Delta G_{AR}^0, \Delta G_{Nit}^0$ は好気呼吸と硝化の自由エネルギー(kJ/mol)である。

微生物の維持・増殖に必要なとなる基質間の競争関係は、反応の熱力学に基づく自由エネルギーを用いて記述する。すなわち、好氣的呼吸と硝化の競争関係にある O_2 消費は、(3-23)式及び(3-28)式に示すように両者の自由エネルギーの和に対する当該反応の自由エネルギーの比率により按分する。微生物による摂取と硝化における NH_4^+ 消費についても同様に考える。硝化、脱窒反応に対する O_2 消費は非競争的であり、熱力学的には硝化の O_2 要求が優勢となる。 O_2 濃度は脱窒の阻害要因として(3-26)式に示した 0~1 の間の数値として考慮する。(3-26)式中の α_{O_2} は、反応進行時の酸素消費量が微生物個体の増殖に消費された DOC 吸収量に比例すると仮定した比例定数であり、Molz et al. (1986) による酸素消費係数(Oxygen use coefficient)に相当する。(3-29)、(3-32)式中の α_{NH_4} 及び α_{NO_3} も同様の考え方に基づく比例定数である。これらは、物質質量、酸化還元反応の供与・受容電子及び微生物代謝エネルギーの保存則を組み合わせた化学量論に基づいて求める必要があるが、他の様々な反応系が関与する流域地層内を厳密に記述することは容易でない。ここでは、Zarnetske et al. (2012) の検討と同様に、基質の消費量は DOC 吸収量と同一（すなわち、比例定数が 1.0）と仮定し、解析結果の妥当性に依じて今後の見直しを行うものとする。

3.2.4 拡散・分散

地下多孔質媒体中における流体相 p の物質成分 i に関する分散係数(m^2/s)は、土壌や岩石中の流れの速度と濃度勾配に比例するとした次の一般形が用いられる。

$$D_{p,x,j} = De_{p,j} + \alpha_L \frac{v_{p,x}^2}{\bar{V}_p} + \alpha_T \frac{v_{p,y}^2}{\bar{V}_p} + \alpha_T \frac{v_{p,z}^2}{\bar{V}_p} \quad (3-33)$$

$$D_{p,y,j} = De_{p,j} + \alpha_T \frac{v_{p,x}^2}{\bar{V}_p} + \alpha_L \frac{v_{p,y}^2}{\bar{V}_p} + \alpha_T \frac{v_{p,z}^2}{\bar{V}_p} \quad (3-34)$$

$$D_{p,z,j} = De_{p,j} + \alpha_T \frac{v_{p,x}^2}{\bar{V}_p} + \alpha_T \frac{v_{p,y}^2}{\bar{V}_p} + \alpha_L \frac{v_{p,z}^2}{\bar{V}_p} \quad (3-35)$$

$$\bar{V}_p = \sqrt{v_{p,x}^2 + v_{p,y}^2 + v_{p,z}^2} \quad (3-36)$$

ここに、 α_L, α_T はそれぞれ縦分散長(m)及び横分散長(m)、 $De_{p,j}$ は物質成分毎に決まる分子拡散係数に多孔質媒体の間隙構造の違いを考慮に入れた有効拡散係数(m^2/s)、 $v_{p,x}, v_{p,y}$ 及び $v_{p,z}$ は方向成分を考慮した流体相 p のダルシー流速(m/s)である。

間隙中に水、空気が共存する不飽和領域では、上記で算定された分散係数に水相の存

在比に相当する重みを乗じて飽和領域とは区別する。なお、地表水中の物質成分に対しては、例えば、水深、流速に応じた乱流拡散係数に相当する量を用いる。

3.2.5 吸着・脱離

流体相中に含まれる物質成分の吸着は、流体相から固相への物質移動現象として定式化される。固相界面を吸着等温線上にある最大吸着濃度と考えると、単位時間あたりの物質移動量は浸透説 (Higbie, 1935) による非定常拡散を仮定すると次の形式で表される (登坂ほか, 1996b ; 登坂, 2006)。

$$m_j^{Ads} = 2a_{ads} \sqrt{\frac{D_{ads,j}}{\pi \Delta t}} (C_{s,sat} - C_{p,j}) \quad (3-37)$$

ここに、 $C_{s,sat}$ は最大吸着濃度 (kg/m^3)、 a_{ads} は単位体積の地盤内に含まれる流体相、固相間の接触面積の比率 (m^2/m^3)、 $D_{ads,j}$ は吸着・脱離速度 (m^2/s)、 $C_{p,j}$ は流体相 p 中の物質濃度 (kg/m^3)、 Δt は流体相と固相の両相の接触時間 (s) である。 a_{ads} の具体形には、水相や気相の飽和度の関数形などが用いられる (例えば、登坂ほか 1996b ; 登坂 ; 2006)。

最大吸着濃度 $C_{s,sat}$ は、時々刻々と変化する流体相中の物質濃度を用いて次に示す Freundlich 型、Langmuir 型等の等温吸着式等によって評価される。複数の吸着サイトが互いに関係する場合などを含めた一般形については、例えば Limousin et al. (2007) に詳しい。

$$C_{s,sat} = \theta_1 C_{p,j}^{\theta_2} \quad (\text{Freundlich 型}) \quad (3-38)$$

$$C_{s,sat} = \frac{Q_{max,j} a C_{p,j}}{1 + a C_{p,j}} \quad (\text{Langmuir 型}) \quad (3-39)$$

ここに、 θ_1, θ_2, a は実験的に求まるパラメータであり、物質成分の濃度に応じた次元をもつ。 $Q_{max,j}$ は最大吸着量 (kg/m^3) である。Freundlich 型の吸着式は、 $\theta_2 = 1$ のとき線形吸着式となり、このとき θ_1 は分配係数に相当する。瞬時平衡的な吸着現象を扱う場合は、十分大きな吸着速度定数を用いることで表現できる。

3.3 地上・地下連成系における流体・熱同時輸送解析

3.3.1 対象系概念

地表面から地下水面 (飽和帯) の間の水、ガス等が共存する通気領域はベイドゾーンなどと呼ばれ、土壌間隙中の様々な物質が相互に影響を及ぼしながら移動する場とし

て捉えられる。そこでは水・空気置換流れ、毛管現象、孔隙内の気液相変化に加え、根圏での水分消費や微生物による分解、酸化還元反応などの多様な物理化学的プロセスを伴う。ベイドズゾーンは地上環境と地下飽和帯をつなぐ接続領域として捉えることもでき、両者の相互影響に関与する重要な領域と考えられる。

流域スケールの地上・地下相互影響評価に用いられる地表水-地下水連成解析や大気循環-植生-地下水結合解析などでは、例えば熱量や物質の陸面フラックスが、相互に受け渡される保存量として扱われる（例えば、Maxwell et al., 2007）。これらの陸面フラックスは、ベイドズゾーンでの熱・物質移動現象の一端をあらわす重要な物理量の1つであるが、気象や土地被覆等の地上条件、地形、地下地層構造の違いによってどのような影響を受け、地上・地下間のどのような相互影響を出現させるかについては未だ十分な知見が得られていない。

本研究では、ベイドズゾーンにおける熱・物質移動現象に着目し、陸面を通過する熱量や水蒸気等のフラックス変動を解析する数理モデルを定式化する。

図 17に本研究で対象とする地上・地下の熱・物質輸送過程の概念を示す。対象とする場は、短期から長期、局地から広域に及ぶスケールの流域問題を念頭においた地上地下空間とする。流体系は水、空気2相流体に水蒸気、熱の移動を加えた非等温流体系とする。地上空間では、降水や放射等の気象外力に対する水、熱の移動と再配置を追跡する。大気（気相）の移動やそれに伴う熱移動は考えない。地下空間は、水・空気2相流体が共存する領域、毛管領域、地下水面下の飽和領域を含む地層媒体を対象とする。それぞれの領域は、条件設定として予め与えるものではなく、熱・物質輸送過程の結果として形成される時間・空間変動場として取り扱う。

地上、地下の熱・物質交換は主に移流拡散による。表層土壌からの蒸発現象は、熱力学的平衡状態に向かう気液相間の物質移動（蒸発と凝縮）と周囲への移流拡散移動の結果として捉えることができる（図 18）。

既往研究における土壌蒸発量の取扱いは、多くは地上地下の比湿差と抵抗則を用いたバルク式が用いられ、それらを表層土壌に対する陽的な境界条件として与える。しかし、バルク式では土壌中の流体移動や水分状態の違いがほとんど考慮されないため、それらに対応づいた地表面への水蒸気フラックスを適切に評価することは困難である。本来、放射によって土壌間隙中で生成された水蒸気は、地下の間隙圧、飽和度、温度や濃度等の状態に応じて3次元空間を自由に移動できるものである。本検討で取り扱う土壌蒸発は、地下で生成された水蒸気が地上へ拡散移動したものとして一般化し、地下の熱・物質同時輸送過程と矛盾なく対応付けられた水蒸気フラックスとして評価する。

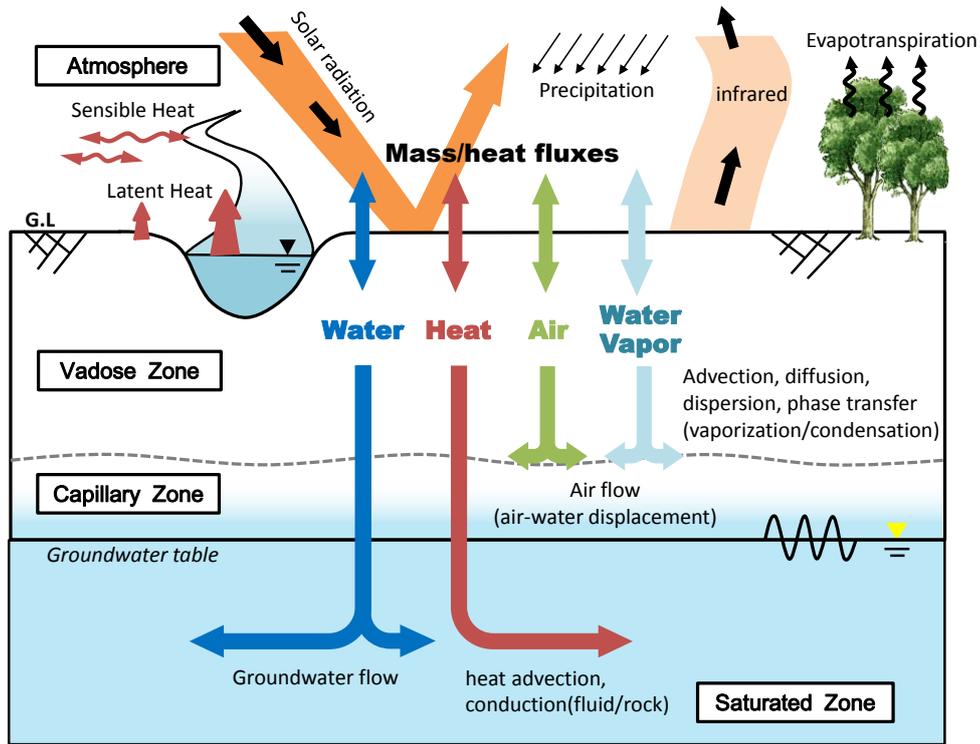


図 17 ベイドズゾーンにおける流体・熱・水蒸気輸送過程の概念

Figure 17 Schematic view of fluid flow, heat and water vapor transport coupled processes in vadose zone

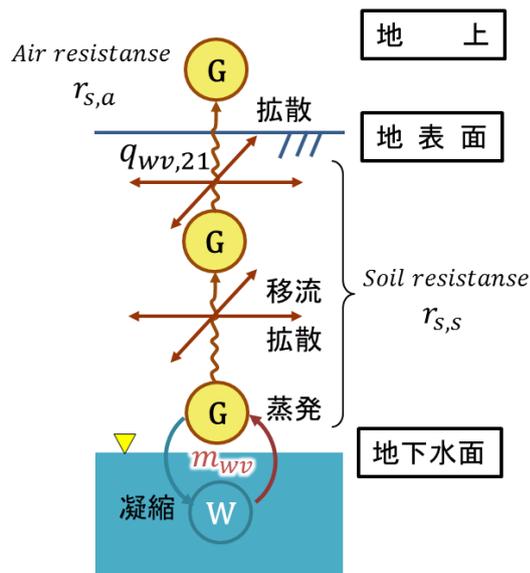


図 18 水蒸気生成と移流拡散による土壌蒸発の概念

Figure 18 Conceptual model of soil evaporation due to water vapor production and migration

3.3.2 支配方程式

登坂らによる定式化 (1998a; 1998b) に水蒸気輸送と陸面熱収支を取り入れて拡張すると、非等温状態における水、空気、水蒸気、熱の同時輸送過程は、地上、地下流体の平均流量公式 (運動量保存式) を組み入れた次の質量収支則によって表される。

$$\text{水} \quad -\nabla \cdot (\rho_w V_w) + m_{wv} - \rho_w q_w = \frac{\partial(\rho_w \phi S_w)}{\partial t} \quad (3-40)$$

$$\text{空気} \quad -\nabla \cdot (\rho_g V_g) - \rho_g q_g = \frac{\partial(\rho_g \phi S_g)}{\partial t} \quad (3-41)$$

$$\begin{aligned} \text{空気相中の水蒸気} \quad & -\nabla \cdot (V_g C_{wv}) + \nabla \cdot D_{wv} \nabla (C_{wv}) - m_{wv} - q_g C_{wv} \\ & = \frac{\partial(\phi S_g C_{wv})}{\partial t} \end{aligned} \quad (3-42)$$

$$\begin{aligned} \text{水相中の熱} \quad & -\nabla \cdot (\rho_w V_w H_w) + \nabla \cdot D_w \nabla (\rho_w H_w) + \nabla \cdot K_{T,w} (\nabla T_w) \\ & + m_{wv} H_w + E_{wg} + E_{ws} + cF_w - q_w H_w \\ & = \frac{\partial(\phi \rho_w U_w S_w)}{\partial t} \end{aligned} \quad (3-43)$$

$$\begin{aligned} \text{気相中の熱} \quad & -\nabla \cdot (\rho_g V_g H_g + C_{wv} V_g H_{wv}) + \nabla \cdot D_g \nabla (\rho_g H_g) + \nabla \\ & \cdot D_{wv} \nabla (C_{wv} H_{wv}) \\ & + \nabla \cdot K_{T,g} (\nabla T_g) - m_{wv} H_{wv} - E_{wg} + E_{gs} + cF_g - q_g H_g \\ & = \frac{\partial[\phi S_g (\rho_g U_g + C_{wv} U_{wv})]}{\partial t} \end{aligned} \quad (3-44)$$

$$\begin{aligned} \text{固相中の熱} \quad & \nabla \cdot K_{T,s} (\nabla T_s) - E_{gs} - E_{ws} + cF_s - q_s H_s \\ & = \frac{\partial}{\partial t} [\rho_s (1 - \phi) U_s] \end{aligned} \quad (3-45)$$

ここに、上式(3-40)～(3-45)は、それぞれ水相、空気相、水蒸気の質量保存式、水相、空気相、固相のエネルギー保存式を表す。下添え字 w, g, wv, s は、それぞれ水相、気相、水蒸気及び固相に関する諸量を表し、 C_{wv} は気相中の水蒸気濃度(kg/m^3)、 D_{wv} は水蒸気の水力学的分散係数(m^2/s)、 H_p はエンタルピー(J/kg)、 U_p は内部エネルギー(J/kg)、 T_p は温度、 $K_{T,p}$ は熱伝導率($J/m/K/s$)、 q_p は流体の生産・消滅量($m^3/m^3/s$)、 m_{wv} は水蒸気の生成・凝縮量($kg/m^3/s$)、 E_{wg} は水相と空気相間の熱移動量($J/m^3/s$)、 E_{ws} は水相と固相間の熱移動量($J/m^3/s$)、 E_{gs} は空気相と固相間の熱移動量($J/m^3/s$)、 F_w, F_g はそれぞれ水相、気相に関する陸面熱収支項($J/m^3/s$)、 F_s は陸面の放射、潜熱、顕熱に関する生成・消滅量($J/m^3/s$)、 c はエネルギー保存式に組み込む際に単位を統一するための換算係数である。

(3-40)、(3-41)式は、前章に述べた水相、空気相に関する質量保存式である。(3-40)式の

左辺第二項は、水相からの水蒸気生成・凝縮による生産・消滅項であり、水蒸気の質量保存式である(3-42)式の左辺第三項と連成する。(3-43)、(3-44)式の左辺第一項～第四項は、それぞれ流体流動による熱移流、地層中の間隙構造によって生じる機械的熱分散、流体相中の熱伝導、水蒸気の生成・凝縮による熱の生産・消滅項である。(3-44)式の左辺第一項は、空気相と水蒸気輸送のそれぞれの流動による熱移流の和を表す。

特に水相、流体相及び固相間の温度差が無く、相間熱移動が瞬間的に平衡状態に達すると仮定できる場合には、(3-43)、(3-44)及び(3-45)は以下のエネルギー保存式のみで記述される。式中における T は水相、空気相及び固相で共通の温度である。

$$\begin{aligned}
 & -\nabla \cdot (\rho_w V_w H_w) - \nabla \cdot (\rho_g V_g H_g) + \nabla \cdot D_w \nabla (\rho_w H_w) + \nabla \cdot D_g \nabla (\rho_g H_g) \\
 & + \nabla \cdot K_{T,w} (\nabla T) + \nabla \cdot K_{T,g} (\nabla T) + \nabla \cdot K_{T,s} (\nabla T) + m_{wv} H_w \\
 & + cF_w + cF_g + cF_s - q_w H_w - q_g H_g - q_s H_s \\
 & = \frac{\partial [(\rho_w \phi U_w S_w + \rho_g \phi U_g S_g) + \rho_g \phi C_{wv} U_{wv} + \rho_s (1 - \phi) U_s]}{\partial t}
 \end{aligned} \tag{3-46}$$

3.3.3 陸面熱収支の取扱い

上述の(3-43)、(3-44)及び(3-45)式中の F_p は、陸面における放射熱収支への寄与に着目して使い分けがなされる。陸面の放射熱収支は短波放射、長波放射、潜熱輸送、顕熱輸送及び地下熱伝導量によって保存され、それぞれの寄与については放射を受ける陸面の状態によって異なるものとして考える(表7)。

表7 陸面状態に応じた放射熱収支の取扱い

Table 7 Heat budget components with and without water phase on the grand surface

	地上に水面がある場合	地上に水面が無い場合
地上の水相 F_w :	$\varepsilon L_{in} - L_{out} - H - LE + G_d$	0
地上の空気相 F_g :	$H + LE$	$H + LE$
地表面(固相) F_s :	$(1 - \alpha) S_{in} - G_d$	$(1 - \alpha) S_{in} + \varepsilon L_{in} - L_{out} - H - LE + G_d$

ここに、 ε は射出率(-)、 L_{in} は陸面への下向き長波放射(W/m^2)、 L_{out} は陸面からの上向き長波放射(W/m^2)、 S_{in} は陸面への下向き短波放射(W/m^2)、 H は顕熱フラックスの密度(W/m^2)、 LE は潜熱フラックスの密度(W/m^2)、 G_d は下方への熱フラックスの密度(W/m^2)、 α はアルベド(-)である。

地上に水面がある場合は、水相が長波放射を受け、地表水による熱輸送、貯留、潜熱、顕熱及び下方への熱伝導により再分配される。短波放射は地上水体の波立ちや濁りによ

って散乱・反射することが知られている（例えば、池田ほか，1994）が，その寄与は大きいものではない．ここでは，短波放射は地上水体を透過し地表面へ達し，地下流体による熱輸送，貯留，土壌中の熱伝導によって再分配されるものと仮定する（吉岡ほか，2010a; 2010b）．地上に水面が無い場合は，短波放射，長波放射はともに地表面が受けるものとする．地上の空気相は地上水相や地表面から潜熱，顕熱を受け取る．放射を直接受けない地下地層中では考えない．

3.3.4 土壌蒸発の取扱い

土壌蒸発は上式の(3-40)及び(3-42)式の中の水蒸気生成・消滅項 m_{wv} により評価される．気液界面における物質移動を両相の濃度勾配によって生じる拡散現象として捉え，気液界面から十分離れた水蒸気濃度をゼロとした非定常拡散の厳密解を適用すると，気液界面の単位面積当たり，単位時間の水蒸気移動量（水蒸気の生成・凝縮）は次のように表される．

$$m_{wv} = 2a_{wv} \sqrt{\frac{D'_{wv}}{\pi \Delta t}} (C_{wv,sat} - C_{wv}) \quad (3-47)$$

ここに， $C_{wv,sat}$ は飽和水蒸気濃度(kg/m^3)， D'_{wv} は相間移動速度(m^2/s)， π は円周率， Δt は水相と空気相の接触時間(s)， a_{wv} は単位体積の地盤中に含まれる気液両相の接触面積の比率（比表面積）(m^2/m^3)である． D'_{wv} は厳密な測定が難しい移動速度であるが，ここでは近似的に水蒸気拡散係数を用いる（ $D'_{wv} \approx D_{wv}$ ）．

前述のとおり，土壌蒸発は地下で生成された水蒸気が地表面を介して地上へ拡散移動する現象として捉える．実際の現象は，拡散のほかに気相の流動による移流の寄与も存在する．とくに気相の流動を考えない場合では，地表面を通過する単位面積当たりの拡散フラックスは，地上・地下の水蒸気濃度勾配（比湿差）を用いて次のように表すことができる．

$$q_{wv,21} = \frac{D_{wv}}{r_{wv}} \left[\frac{\partial^2}{\partial z^2} (C_{wv,2} - C_{wv,1}) \right] \quad (3-48)$$

ここに， $C_{wv,2}$ ， $C_{wv,1}$ はそれぞれ地表面付近の地上側，地下側の水蒸気濃度(kg/m^3)， r_{wv} は地下から地上への水蒸気拡散に対する抵抗を考慮する無次元パラメータ(-)である． r_{wv} はバルク式で用いられる空気力学的抵抗 $r_{s,a}$ や土壌抵抗 $r_{s,s}$ に相当する．空気力学的抵抗は地上の風速や地表面状態等によって変化すると考えられるが，その具体形は実測値との比較等を通じて確定する．土壌抵抗は地表面から蒸発によって土壌の乾燥が徐々に進展し，拡散フラックスが次第に減少していく過程を考慮するものである．乾燥フロントがどのように進展していくかは，土壌の間隙構造や流体の存在形態によっても異なる微視的現

象も関係すると考えられ、その厳密な評価は容易でない。数値計算上は、土壌格子内の気相飽和度を乗じるなどしてその効果を取り入れる。単純に気相飽和度を用いる場合、蒸発量が格子サイズによって異なるため、それらは飽和度に対する非線形関数等に乗じて格子サイズによらない同程度の拡散距離を得られるようにする。

(3-48)式の実扱いは、地表面を通過する地上・地下間の拡散フラックスのみの評価で考慮する。水平方向や下方への拡散フラックスに対しては土壌に対して定義された拡散係数、水力学的分散係数を用いる。

3.4 本章のまとめ

地上・地下連成系における流体・熱・化学物質同時輸送解析のための基本数理モデルを構築した。ここでは、流域に存在する任意の物質成分とそれらの間の相互作用を考慮可能な流体・化学物質同時輸送解析、熱・物質間の相互影響を考慮可能な流体・熱同時輸送解析について具体的記述を与えた。

流体・化学物質同時輸送解析の特徴は、地上からの物質負荷が流域に対してどのように作用するかを地上・地下連成系の中で生物化学的な様々な反応事象と一体化して取り扱った点にある。実流域を対象とした具体的なケーススタディについては、第7章及び第8章で述べる。また、流体・熱同時輸送解析では、地上・地下連成系における気・液・固の異なる媒体による熱輸送の拡張数理モデルを開発した。さらに、従来、バルク式等の経験式により評価されることが多かった土壌蒸発に着目し、間隙水の相変化によって生産された水蒸気が地表面を介して地上へ拡散移動する物理的現象として一般化した新たなモデルを開発した。従来法との違いやその特徴については、第5章の数値実験モデルを用いた検討の中で述べる。

第4章 流体・化学物質・土砂系の同時輸送解析手法の開発

4.1 本章の目的

本章では、陸域水循環システムにおける流体・化学物質・土砂同時輸送解析のための対象系の概念化と支配方程式の定式化を与える。

陸域における土砂の生産、輸送及び堆積過程には様々な機構が含まれるが、大気降水物質や植物体からの落葉落枝、有機物等の細粒物質に着目すると、これらは流域における粒子状物質の挙動として取扱いを一般化することができる。本研究では、降雨や地表流を営力とした地上環境に曝される粒子状物質の浸食・堆積を主な対象とする。地下水流動、風化や地震等に起因した斜面崩壊現象は取り扱わない。土砂生産源となる地表面の土壌は、その粒度組成に応じて非粘着性材料、粘着性材料に分類される。これらは、おもに非粘着性材料は河川分野、粘着性材料は森林分野を中心として研究が発展してきたものと言える。この両者の違いは、生産、輸送及び堆積の各過程のモデル化の中で考慮される。非粘着性材料は、さらに掃流砂、浮遊砂に区分され、それぞれの移動限界には掃流利、実験的に得られた流砂量関数式等が用いられる。粘着性材料の場合は浮遊砂、掃流砂の区分は無く、移送容量 (Transport Capacity) と呼ばれる地表流の流速や斜面勾配等の水理的特性値に関係付けられた移動限界が用いられる。流域スケールで考えると、地表面の粒度組成は時間・空間で変化するため、いずれの材料としてのモデル化を採用するかを決めることが困難な場合もある。少なくとも、対象フィールドの特徴に応じて使い分けができる必要がある。

ここでは、非粘着性材料、粘着性材料を含む流域土砂の生産、輸送及び堆積過程を広範囲の粒度組成へ適用できるよう拡張した数理モデルの定式化を記述する。また、流体、土砂とともに移動する化学物質についても、流体相-土砂 (固相) 間の吸着・離脱による相間物質移動現象を考慮し、流域内の流体・化学物質・土砂の相互作用を取り扱うことができる拡張数理モデルを定式化する。

4.2 対象系の概念

図 19 に地表水、地下水の同時流れと土砂移動の相互作用を考慮した流体・土砂同時輸送過程の概念を示す。

図中に示した主なプロセスは、地表水流動、地下水流動、地表水・地下水相互作用 (河川の伏没や湧水等)、掃流砂移動、浮遊砂移動、沈降・巻上げ、浸食・堆積による地形変化、地形変化によって生じる流況変化である。

また、流域内における化学物質を含めた流体・化学物質・土砂同時輸送過程として、化学物質が水や土粒子の輸送媒体を輸送媒体として移動し、水相に溶解した溶存態物質と土

粒子に吸着して水中に浮遊する懸濁態物質の双方を考える。例えば、大気からの降下放射性核種は、沈着形態や土地被覆（森林、耕作地、建物、裸地など）によって異なる機構（たとえば、大気中の微粒子状物質、森林の落葉・落枝、降雨や降雪など）で地表面に沈着し、陸水環境中で再配分される（図 20）。地表面に沈着した放射性核種は、地表水や地下水の流れに溶存態核種として取り込まれて移流分散によって輸送されるものと、表層土壌や岩石へ吸着するものと共に再配置される（図 21 図 20）。表層土壌や岩石へ吸着した放射性核種はその場に留まるが、表層土壌の一部は雨滴や水流によって土粒子と共に水流に取り込まれた懸濁態核種となり流水中を移流拡散し、河川や湖沼、海洋へ到達する。その間、時間経過と共に放射崩壊により減衰する。土粒子等の懸濁態物質に吸着された放射性核種は、脱離や再吸着により相間を移動する事ができるが、吸着の強さは吸着サイト（粘土、イオン交換態、有機物）の違いによって異なる。イオン交換態や有機物を吸着サイトとした核種は植生により吸収されやすい。

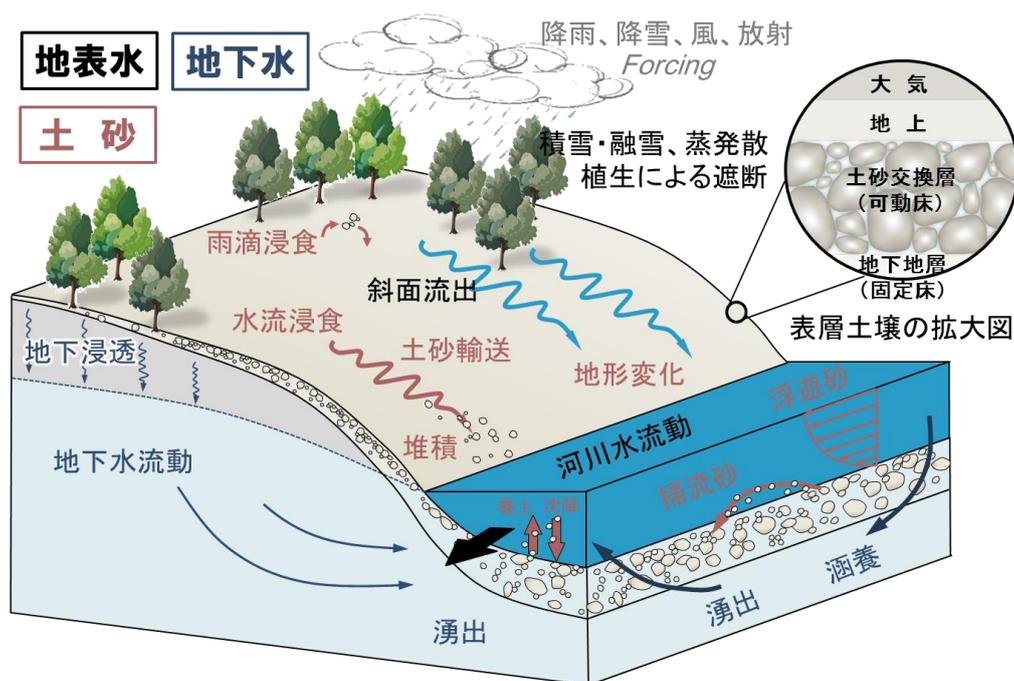


図 19 流体・土砂同時輸送過程の概念（森ほか，2011）

Figure 19 Conceptual model for simulating fluid flow and sediment transport coupled processes

本研究では、これらの流体、化学物質、土砂の同時輸送過程に加えて、降雨、蒸発散、樹冠及び林床での降水遮断等の流域における一般的な水文素過程の統合モデルを構築する。前記のとおり、土砂生産機構は非粘着性材料と粘着性材料では本質的に異なるが、どちらも巨視的な土砂収支に着目した数学モデル上の生産項として定式化できることを示す。

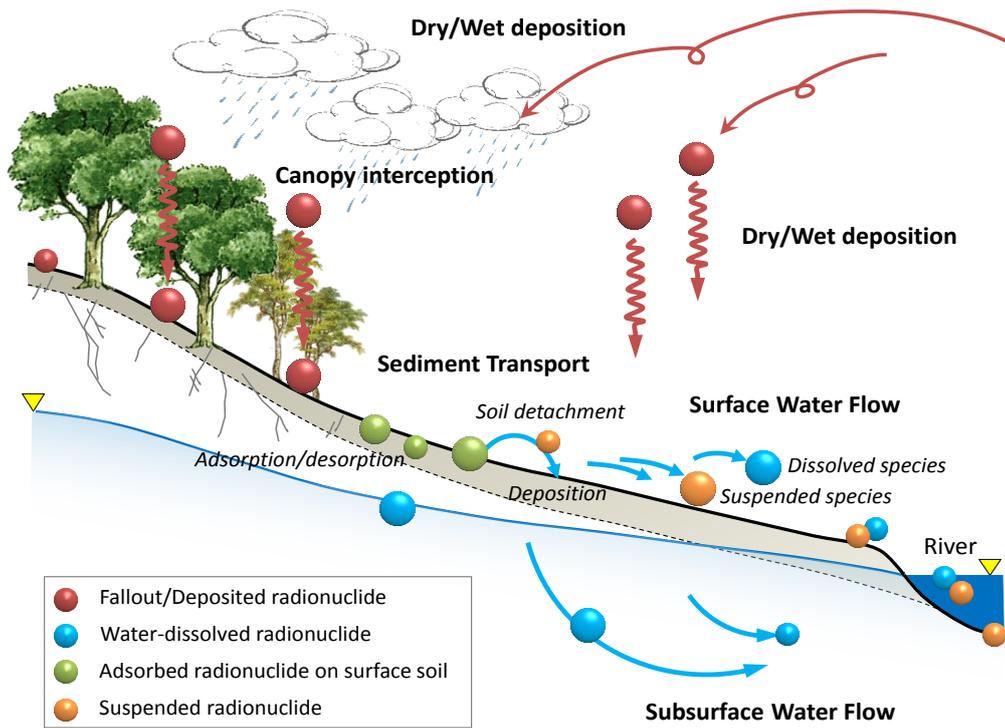


図 20 流域における降下放射性核種の移行挙動の概念(Mori et al., 2014; Mori et al., 2015)
 Figure 20 Schematic representation of fallout radionuclide redistribution in a watershed system

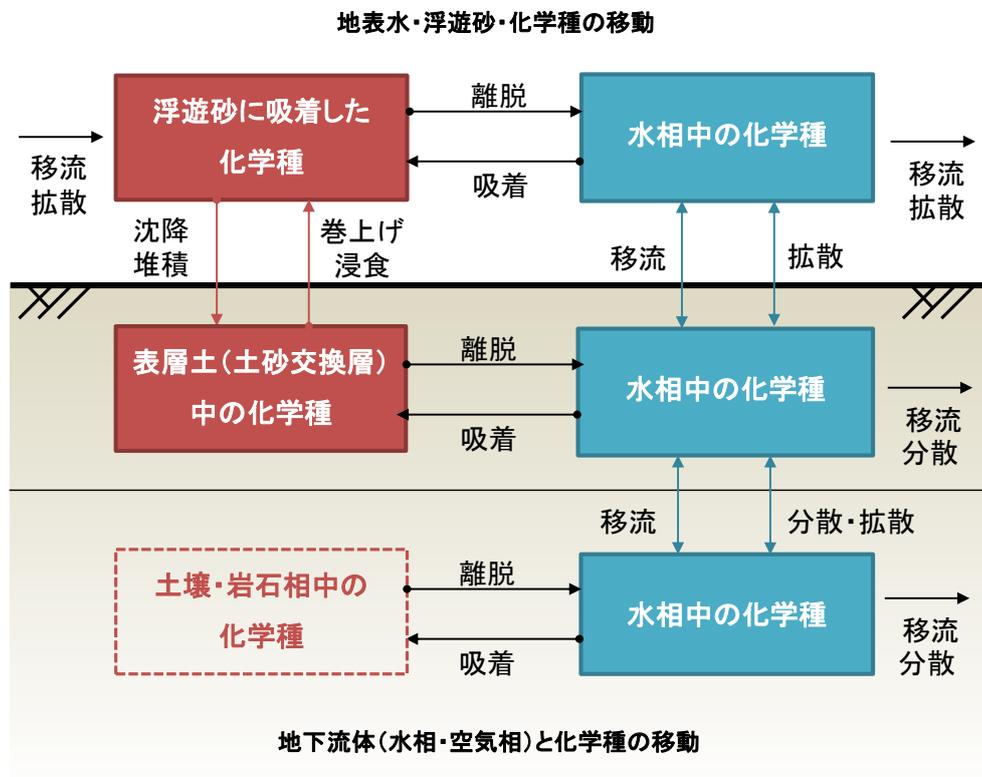


図 21 地表面付近における土砂（浮遊砂）・化学物質移動の概念（森ほか，2012b）
 Figure 21 Radionuclide transport by water and suspended sediment near the ground surface

4.3 支配方程式

流体・化学物質，土砂同時輸送過程の支配方程式は，前章で述べた流体・化学物質系に以下に示す土砂の質量収支式を加えることで定式化される．等温状態における地上，地下の気液2相流れの支配方程式は，前章と同様の次の記述で与えられる．

$$-\nabla \cdot (\rho_p V_p) - \rho_p q_p = \frac{\partial(\rho_p \phi S_p)}{\partial t} \quad (p = \text{water, air}) \quad (4-1)$$

第一項の流動項は，地上，地下の流体で次のように使い分けがなされる．

$$\begin{array}{l} \text{地上} \\ \text{(Surface fluid flow)} \end{array} \quad V_w = -\frac{R_l^{2/3}}{n_l} \sqrt{\left| \frac{\partial h}{\partial l} + \frac{\partial Z}{\partial l} \right|} \text{sgn} \left(\frac{\partial h}{\partial l} + \frac{\partial Z}{\partial l} \right) \quad (l = x, y) \quad (4-2)$$

$$V_g = -\frac{K k_{r,g}}{\mu_g} \nabla (P_g + \rho_g g Z) \quad (4-3)$$

$$\begin{array}{l} \text{地下} \\ \text{(Subsurface fluid flow)} \end{array} \quad V_p = -\frac{K k_{r,p}}{\mu_p} \nabla (P_p + \rho_p g Z) \quad (p = \text{water, air}) \quad (4-4)$$

ここに， V_p は流速(m/s)， K は絶対浸透率(m²)， $k_{r,p}$ は相対浸透率(-)， S_p は飽和度(-)， μ_p は粘性係数(Pa·s)， ρ_p は流体密度(kg/m³)， q_p は生産・圧入速度(m³/m³/s)， P_p は流体圧力(Pa)， R_l は流れの方向 l の径深(m)， h は地上の水深(m)， Z は基準面高さ(m)， n_l は流れの方向 l のマニングの粗度係数(m^{-1/3}s)， g は重力加速度(m/s²)， ϕ は有効間隙率(-)， p は流体相を表す添字($w = \text{water}, g = \text{gas}$)，である．

いま，粒径の異なる土粒子により構成される表層土壌を考え，これを地表水と共に移動する土砂に対する生産・消滅源（土砂交換層）とすると，地表水中の移動を記述する粒径成分ごとの土粒子に対する質量収支式は次のようになる．

$$-\nabla \cdot (V_w C_{ss,i}) + \nabla \cdot (\varepsilon_{ss,i} \nabla C_{ss,i}) - m_{ss,i}^{\text{noncohesive}} - m_{ss,i}^{\text{cohesive}} - q_w C_{ss,i} = \frac{\partial C_{ss,i}}{\partial t} \quad (4-5)$$

$$-\frac{1}{(1-\phi)} \sum_i \left[\left(\frac{\partial f_{b,x,i}}{\partial x} + \frac{\partial f_{b,y,i}}{\partial y} \right) + \frac{(m_{ss,i}^{\text{noncohesive}} + m_{ss,i}^{\text{cohesive}})/c}{\rho_{ss,i}} + \xi_{q,i} \right] = \frac{\partial \xi}{\partial t} \quad (4-6)$$

ここに，

- $C_{ss,i}$; 水相（地表水）中の粒径成分 i の土砂濃度(kg/m³)
- $\varepsilon_{ss,i}$; 粒径成分 i の乱流拡散係数(m²/s)
- $m_{ss,i}^{\text{noncohesive}}$; 非粘着性材料（浮遊砂）の粒径成分 i の浸食・堆積速度(kg/m³/s)

$m_{ss,i}^{cohesive}$; 粘着性材料に対する粒径成分 <i>i</i> の浸食・堆積速度(kg/m ³ /s)
$f_{b,l,i}$; 非粘着性材料（掃流砂）に対する粒径成分 <i>i</i> , 流れ成分 <i>l</i> の単位面積当たりの浸食・堆積速度(m ³ /m ² /s)
$\rho_{ss,i}$; 粒径成分 <i>i</i> の密度(kg/m ³)
c	; 単位を統一するための換算係数(m ² /m ³)
i	; 粒径成分を表す添字($i = 1, 2, \dots, NG$)
NG	; 粒径成分の総数
ξ	; 土砂交換層の高さ(m)
$\xi_{q,i}$; 粒径成分 <i>i</i> の生成・消滅速度(m/s)
t	; 時間(s)

上記の(4-5)式は、粒径成分毎の土砂の移流拡散方程式に土砂交換層との相互作用項（浸食・堆積による生産・消滅項）を付加したものである。(4-6)式は表層土壌の質量収支式を示し、非粘着性材料及び粘着性材料からなる表層土壌の層厚変化（地形変化）を求めるものである。

浸食・堆積速度は、厳密に非粘着性材料と粘着性材料の2区分のみで記述できるとは限らない。両者を含む広範囲の粒度組成へ適用可能な浸食・堆積速度式の記述には、時間経過と共に生じる圧密・膨張や風化作用等の物理生化学的な様々な過程が関与し、複合現象としての相互作用を解明しなければならないが、現時点ではそれらの基礎的知見及びデータが限られている。ここでは、既往研究によって流砂量関数式や浸食・堆積速度式などとして適用性が実証されている上記2区分によって記述を行った。なお、非粘着性材料の浸食・堆積速度については、地表水の移流拡散による輸送に寄与する浮遊砂のみを(4-5)式で考慮する。掃流砂については流れに伴う滑動や回転等の移流拡散以外の移動形態をとるため、土砂収支式(4-6)の生産・消滅項として考慮する。

流域内の化学物質は、水相中の溶存物質と固相表面の吸着物質等の形態で存在する。固相は、水流と共に移動することができる粒子状媒体と地下地層の固定床としての多孔質媒体に分けられる。このような異なる存在形態をもつ化学物質の輸送現象に吸着・脱離等の相間物質移動を考慮し、さらに、放射性物質のような崩壊連鎖等を伴う物質そのものの変化を加味すると、物質成分*j*の質量保存式は、地上・地下の存在形態毎に記述された次の移流拡散方程式を用いて表される。

$$\underbrace{-\nabla \cdot \left(V_w \frac{C_{ss,i}}{\rho_{ss,i}} C_{cs,i,j} \right)}_{\text{Advection}} + \underbrace{\nabla \cdot \left(\varepsilon_{ss,i} \nabla \left(\frac{C_{ss,i}}{\rho_{ss,i}} C_{cs,i,j} \right) \right)}_{\text{Diffusion}} - \underbrace{q_w \frac{C_{ss,i}}{\rho_{ss,i}} C_{cs,i,j}}_{\text{Sink/Source}} \quad (4-7)$$

$$\begin{aligned}
& \underbrace{+\frac{C_{ss,i}}{\rho_{ss,i}}(-\lambda_j C_{cs,i,j} + \lambda_{j-1} C_{cs,i,j-1})}_{\text{Decay chain}} \underbrace{-m_{i,j}^{Ads}}_{\text{Sorption/Desorption}} \\
& \quad + \underbrace{\frac{C_{cs,i,j}}{\rho_{ss,i}}(m_{ss,i}^{noncohesive} + m_{ss,i}^{cohesive})}_{\text{Sediment detachment/deposition}} = \underbrace{\frac{\partial}{\partial t} \left(\frac{C_{ss,i}}{\rho_{ss,i}} C_{cs,i,j} \right)}_{\text{Storage of suspended radionuclide}} \\
& \underbrace{-\nabla \cdot (V_w C_{w,j})}_{\text{Advection}} \underbrace{+\nabla \cdot D_{w,j} \nabla C_{w,j}}_{\text{Diffusion/Dispersion}} \underbrace{-q_w C_{w,j}}_{\text{Sink/Source}} \\
& \quad \underbrace{-\lambda_j C_{w,j} + \lambda_{j-1} C_{w,j-1}}_{\text{Decay chain}} \underbrace{+m_{i,j}^{Ads}}_{\text{Sorption/Desorption}} = \underbrace{\frac{\partial(\phi S_w C_{w,j})}{\partial t}}_{\text{Storage of dissolved radionuclide}} \quad (4-8) \\
& \underbrace{(1-\phi)(-\lambda_j C_{cs,i,j} + \lambda_{j-1} C_{cs,i,j-1})}_{\text{Decay chain}} \underbrace{-m_{s,j}^{Ads}}_{\text{Sorption/Desorption}} \\
& \quad - \underbrace{\frac{C_{cs,i,j}}{\rho_{ss,i}}(m_{ss,i}^{noncohesive} + m_{ss,i}^{cohesive})}_{\text{Sediment detachment/deposition}} = \underbrace{\frac{\partial[(1-\phi)C_{cs,i,j}]}{\partial t}}_{\text{Storage of dissolved radionuclide}} \quad (4-9)
\end{aligned}$$

ここに、 $C_{w,j}$ は物質成分 j の水相中の溶存濃度(kg/m^3 -water), $C_{cs,i,j}$ は物質成分 j の粒子状媒体の粒径成分 i の固相表面における吸着濃度(kg/m^3 -sediment), $\varepsilon_{ss,i}$ は粒子状媒体の粒径成分 i に関する乱流拡散係数(m^2/s), $D_{w,j}$ は物質成分 j の多孔質媒体中の水力学的分散係数(m^2/s), λ_j は物質成分 j の崩壊定数($1/\text{s}$), $m_{i,j}^{Ads}$ は物質成分 j の水相と粒子状媒体の粒径成分 i または地下多孔質媒体の固相表面 (添字 $i = s$ により表記) 間の移動 (吸着・脱離) 速度($\text{kg}/\text{m}^3/\text{s}$), NC は物質成分の総数($i = 1, 2, \dots, NC$)である。

上記の(4-7)式は、地表水中を移流拡散によって移動する土粒子に吸着した物質成分の質量保存式を表し、地上のみに適用される。ここでは地層間隙内の地下水によるコロイド移動は考えない。各項に現れる $(C_{ss,i}/\rho_{ss,i})C_{cs,i,j}$ は、物質成分 j が単位体積の水に含まれる粒径成分 i の粒子状媒体へ吸着した物質量であり、地表水中の諸量を用いて次のように書き表される。

$$\frac{C_{ss,i}}{\rho_{ss,i}} C_{cs,i,j} = \frac{M_{sediment,i}}{V_{water}} \cdot \frac{V_{sediment,i}}{M_{sediment,i}} \cdot \frac{M_{contaminant,i,j}}{V_{sediment,i}} = \frac{M_{contaminant,i,j}}{V_{water}} \quad (4-10)$$

ここに、 $M_{sediment,i}$ は粒径成分 i の質量(kg), V_{water} は水の体積(m^3), $V_{sediment,i}$ は粒径成分 i の体積(m^3), $M_{contaminant,i,j}$ は粒径成分 i の粒子状物質に吸着した物質成分 i の質量(kg)である。

また、(4-8)式は水相中に溶存する物質成分の質量保存式を表し、地上と地下の双方で同じ形をとるが、地上の場合、水力学的分散係数は乱流拡散係数、間隙率は 1.0 として置き換える。(4-9)式は土砂交換層中の物質成分に関する質量保存式を表す。

以上の流体，土砂，化学物質に関して立てた質量保存式を数値的に解くことで，任意の時間，空間に関する次の諸量が求められる．

- ① 空気相圧力； P_a
- ② 水相飽和度； S_w
- ③ 水相（地表水）中の粒径成分 i の土砂濃度； $C_{ss,i}$
- ④ 土砂交換層の高さ； ξ
- ⑤ 物質成分 j の水相中の溶存濃度； $C_{w,j}$
- ⑥ 物質成分 j の粒子状媒体の粒径成分 i の固相表面における吸着濃度； $C_{cs,i,j}$

対象とする粒径及び化学物質の成分が単一の場合，数値計算から直接求められる状態量はこれらの6変数となる．水相圧力や空気相飽和度等の上記に含まれていない諸量は，地層間隙中を水，空気2相状態とした関係から導かれる補助方程式を用いて従属的に求めることができる．

4. 4 混合粒径土砂の取り扱い

上述の土砂に関する支配方程式(4-5)及び(4-6)では，異なる粒径成分からなる表層土壌を土粒子の生成・消滅源（土砂交換層）とし，表層土壌の粒度組成とも関連付けられる非粘着性材料と粘着性材料に対する浸食・堆積項（ $m_{ss,i}^{noncohesive}$ ， $m_{ss,i}^{cohesive}$ ）に分離して定式化を行った．

地表面土壌の浸食機構は非粘着性，粘着性によって異なり，一般的には，常に水流がある砂礫主体の河床に対しては非粘着性材料，水流に間欠が発生する斜面に対しては粘着性材料とし，それぞれの土砂量評価式が適用されてきた．しかし，流域に存在する表層土壌の存在形態は幅広く，上記のように単純に2区分に分離できるものではないと思われる．それらは時間，場所によっても変化し，両者の中間的な性質をもつ土壌も含まれるであろう．前記のとおり，現時点では，粘性土から大粒径の砂礫までを含む幅広い粒度組成へ適用可能な土砂量評価式は考案されていないため，対象に応じて使い分けられる必要がある．

以下に，非粘着性材料，粘着性材料に対する土砂量評価式の具体的記述を示す．

4. 4. 1 非粘着性材料

(1) 掃流砂

土砂交換層を生産源とした掃流砂の移動は，水流の底面（地表面）に作用するせん断応力がある限界値を超えた際に生じると考える．今，勾配のある流路内の流れについて，流下方向の水塊の力の釣り合いを考えると，底面せん断応力は，以下に示す抵抗則によって表わされる．

$$\bar{\tau}_{0,l} = \rho_w C_{f,l} \tilde{V}_{w,l}^2 = \rho_w \frac{g \cdot n_l^2}{R_l^{1/3}} \tilde{V}_{w,l}^2 \quad (4-11)$$

ここに、 $C_{f,l}$ は抗力係数(-)でありマニングの粗度係数 n_l と $C_{f,l} = g \cdot n_l^2 / R_l^{1/3}$ の関係が成り立つ。 $\tilde{V}_{w,l}$ は流れの平均流速(m/s)であり、質量収支式中の流動フラックスと同義である。添字 l は流れの方向成分を示し、 x, y 方向成分の諸量であることを示す。

移動限界として用いる底面せん断応力は、地表面に作用する掃流力(流れの抵抗に対する反力)であり、以下に示す無次元掃流力が用いられる。

$$\tau_{l,i}^* = \frac{\bar{\tau}_{0,l}}{(\rho_{ss,i} - \rho_w)gD_i} = \frac{\bar{\tau}_{0,l}}{\rho_w R_d g D_i} = \frac{u_l^{*2}}{R_d g D_i} \quad (4-12)$$

ここに、 D_i は粒径成分 i の土砂の粒径(m)、 R_d は土砂密度 $\rho_{ss,i}$ (kg/m³)を用いて $\rho_{ss,i} / \rho_w - 1$ で定義される水中比重(-)、 u_l^* は $u_l^* = \sqrt{\bar{\tau}_{0,l} / \rho_w}$ の関係で定義される摩擦速度(m/s)、である。

限界掃流力は、流れの方向と水深方向の力の釣り合いから導かれ、流速の鉛直分布に基づき評価される関数形 $f(z_b)$ を必要とする。 $f(z_{bs})$ は掃流力が作用する位置 z_{bs} における流速を示し、粒径によって異なる値をとる。表層土壌を構成する土砂粒径の違い(混合粒径)を考慮した限界掃流力の評価は、この関数形に対数分布則を適用したEgiazaroffの式(Egiazaroff, 1965)とその一部を芦田、道上が修正した以下の関係式(芦田・道上, 1972)を粒径を考慮して適用する。

$$\frac{\tau_{c,i}^*}{\tau_{c,m}^*} = \begin{cases} \left[\frac{\ln 19}{\ln \{19(D_i/D_m)\}} \right] & (D_i/D_m \geq 0.4) \\ 0.85 \left(\frac{D_m}{D_i} \right) & (D_i/D_m \leq 0.4) \end{cases} \quad (4-13)$$

ここに、 $\tau_{c,i}^*$ は粒径 D_i の限界掃流力、 D_m は土砂交換層の平均粒径(m)、 $\tau_{c,m}^*$ は D_m に対する限界掃流力である。

上式により粒径別の限界掃流力を算定するには、平均粒径に対する限界掃流力 $\tau_{c,m}^*$ を求める必要があり、それらは次の岩垣公式(岩垣, 1956)に基づく。

$$\begin{aligned} 0.3030 \leq D_i & & u_c^{*2} &= 80.9D_i \\ 0.1180 \leq D_i \leq 0.3030 & & &= 134.6D_i^{31/22} \\ 0.0565 \leq D_i \leq 0.1180 & & &= 55.0D_i \\ 0.0065 \leq D_i \leq 0.0565 & & &= 8.41D_i^{11/32} \\ D_i \leq 0.0065 & & &= 226D_i \end{aligned} \quad (4-14)$$

これは、標準的な砂粒子の水中比重比 1.65 (-)、動粘性係数 0.01 (cm²/s)、重力加速

度 $980(\text{cm}/\text{s}^2)$ とした際の公式であり、粒径と限界摩擦速度で表されるレイノルズ数を用いて一般化表記される場合もある。この関係から平均粒径に対する限界摩擦速度を求め、さらに(4-12)式を用いることで限界掃流力を得ることができる。

移動限界を超えた掃流砂の運動機構は、滑動、転動および跳躍等として知られている。これらの運動は、移動と停止を不定期に繰り返す間欠的なものであり、連続体としての直接のモデル化は困難である。そこで、単位時間あたりに通過する掃流砂の流量を記述する掃流砂量関数式が用いられ、これにより連続体の運動方程式の中で取り扱いが可能となる。

掃流砂量関数式には、掃流砂の運動量保存則に基づいた芦田・道上の式(1972)、佐藤・吉川・芦田の式(佐藤ほか, 1957)、Meyer-Peter and Muller (1948)などの多数の実用式が考案されている。いずれの関数式の取り扱いにも困難はないが、以下の芦田・道上の無次元掃流砂量式が良く用いられる。

$$f_{b,l,i}^* = \frac{f_{b,l,i}}{\sqrt{R_d g D_i^3}} = 17 \cdot \tau_{l,i}^{*3/2} \left[1 - \frac{\tau_{c,i}^*}{\tau_{l,i}^*} \right] \left[1 - \sqrt{\frac{\tau_{c,i}^*}{\tau_{l,i}^*}} \right] \quad (4-15)$$

ここに、 $f_{b,l,i}$ は粒径*i*に関する流動方向*l*の単位幅あたりの掃流砂量($\text{m}^3/\text{m}/\text{s}$)である。式中の係数 17 は実験結果と一致するよう見出されたフィッティングパラメータである。混合粒径を扱う場合は、粒径毎の存在割合を乗じて全流量を算定する。

(2) 浮遊砂

水流中を移動する浮遊砂の濃度変化は、乱流状態の平均的な振る舞いを記述した移流拡散方程式に沈降・巻上げによる土砂交換層との連成項を付加した質量保存式として与えられる。移流、拡散による浮遊砂の移動フラックスは、それぞれ流れの方向成分を考慮して次のように表される。

$$\mathbf{q}_{sa,i} = \{ \tilde{V}_{w,x} C_{ss,i}, \tilde{V}_{w,y} C_{ss,i}, \tilde{V}_{w,z} C_{ss,i} \}^T \quad (4-16)$$

$$\mathbf{q}_{sd,i} = \left\{ \varepsilon_{ss,x} \frac{\partial C_{ss,i}}{\partial x}, \varepsilon_{ss,y} \frac{\partial C_{ss,i}}{\partial y}, \varepsilon_{ss,z} \frac{\partial C_{ss,i}}{\partial z} \right\}^T \quad (4-17)$$

ここに、 $C_{ss,i}$ は粒径成分*i*の浮遊砂の平均体積濃度(m^3/m^3)、 $\tilde{V}_{w,x}, \tilde{V}_{w,y}, \tilde{V}_{w,z}$ は流れの流速成分(m/s)、 $\varepsilon_{ss,x}, \varepsilon_{ss,y}, \varepsilon_{ss,z}$ は方向成分を考慮した乱流拡散係数(m^2/s)である。乱流拡散係数は、上述の摩擦速度 u_i^* を用いて $(1/6)\kappa u_i^* h$ により評価され、 κ はカルマン定数、 h は水深を表す。

沈降及び巻上げ項は、地表水の鉛直方向の濃度分布を仮定し、地表面からのある基準高さにおける土砂収支式から導かれる。平衡状態における水流の鉛直方向の移流拡散方

程式を水深方向に積分して得られる濃度分布式には、Rouse (1937)や Lane-Kalinske (1941)の濃度分布式など多数のものが考案されている。Lane-Kalinske の濃度分布式は、次式で表わされる。

$$\frac{C_{ss,i}}{C_{bs,i}} = \exp \left[-6 \frac{w_{0,i}}{\kappa u_l^*} \frac{z - z_{bs}}{h} \right] \quad (4-18)$$

ここに、 $w_{0,i}$ は粒径成分*i*の沈降速度(m/s)、 z は水深方向の座標(m)、 z_{bs} は基準点の高さ(m)であり、 $w_{0,i}/\kappa u_l^*$ はラウス数と呼ばれ濃度分布の形状を決める。 $C_{bs,i}$ は上述の河床からの基準点の高さにおける濃度を示す。この濃度分布関数を用いることにより、基準点高さの境界面における土砂収支を考えることができる。

同様に、基準点高さの境界面における沈降フラックスは $-w_{0,i}C_{bs,i}$ で評価される。基準高さにおける濃度と水流中の平均濃度の関係は、上述の Lane-Kalinske の濃度分布式を水深方向に積分して平均化した単位時間、単位面積当たりの浮遊砂濃度を粒径成分毎に適用した次式で表される。

$$f_{set,i} = -w_{0,i}C_{bs,i} = \frac{hw_{0,i}^2}{\varepsilon_{ss,z}} C_{ss,i} \quad (4-19)$$

添字*i*は粒径成分*i*に関する諸量であることを示す。式中の沈降速度の評価は、十分に深い静水中に静かに放たれた砂粒子に対する運動方程式に基づき、一次元鉛直方向の定常落下時の最終沈降速度として得られる。この最終沈降速度の表記は陰形式となり、反復計算による求解を必要とする。概略的な近似解として、以下の陽形式で表わされた Rubey の式(Rubey, 1933)を用いる。

$$w_{0,i} = \sqrt{\frac{2}{3} \left[\frac{\rho_{ss,i}}{\rho_w} - 1 \right] g D_i + \frac{36\mu_w^2}{D_i^2}} - \frac{6\mu_w}{D_i} \quad (4-20)$$

ここに、 μ_w は水の動粘性係数(Pa・s)、 D_i は粒径成分*i*の粒径(m)である。なお、浮遊粒子の沈降速度については他に様々な関係式が考案されてきている (Darby et al., 2009)

地表面から浮上する単位時間、単位面積当たりの浮遊砂質量は、次式で表わされる板倉・岸の式 (Itakura and Kishi, 1980)に従う。

$$f_{up,i} = \rho_{ss,i} K_\Omega \left(\alpha_* \frac{1}{\tau_{l,i}^*} \cdot \frac{\rho_w}{\rho_{ss,i}} \cdot \frac{u_i^*}{w_{0,i}} \Omega_i - 1 \right) \quad (4-21)$$

$$\Omega_i = \frac{\tau_{l,i}^*}{B_*} \cdot \frac{\int_{a'}^{\infty} \xi \frac{1}{\sqrt{\pi}} \exp(-\xi^2) d\xi}{\int_{a'}^{\infty} \frac{1}{\sqrt{\pi}} \exp(-\xi^2) d\xi} + \frac{B_* \eta_0}{\tau_{l,i}^*} - 1 \quad (4-22)$$

ここに、 $K_\Omega = 0.008$ 、 $\alpha_* = 0.14$ 、 $a' = B_*/\tau_{l,i}^* - 1/\eta_0$ 、 $B_* = 0.143$ 、 $\eta_0 = 0.5$ である。

なお、 Ω_i の算定は、 $\tau_{l,i}^* > 10^{-1}$ の範囲で99%以上の精度で $\Omega_i \approx 14\tau_{l,i}^* - 0.9$ によって近似できる(土木学会水理委員会, 1999)とされるためシミュレータ内部ではこれを用いる。

以上に述べた非粘着性材料に対する流砂量の具体形は、(4-5)式に示した支配方程式中で次のように記述される。

$$m_{ss,i}^{noncohesive} = G_i \cdot c \cdot (f_{set,i} + f_{up,i}) \quad (4-23)$$

ここに、 G_i は混合粒径成分*i*の存在割合(-)、 c は(4-5)式に示した単位時間、単位体積当たりに対して記述された質量保存式に組み込む際に単位を統一する換算係数(m^2/m^3)である。後述する数値シミュレータ内のプログラミングでは、沈降速度 $f_{set,i}$ ($kg/m^2/s$)、巻上速度 $f_{up,i}$ ($kg/m^2/s$)に計算格子の水平面積を乗じることで、単位時間、単位体積当たり生成・消滅する土砂量($kg/m^3/s$)が見積られる。

4.4.2 粘着性材料

粘着性材料は、主に山地斜面などのように雨量によって水流に間断が出現する地表面を対象とする。そのため、限界掃流力による浸食機構のみならず、河道等の非粘着性材料では考慮されない他の様々な物理生化学的因子を考慮しなければならない(例えば、Berlamont et al., 1993; 関根, 2005; 森ほか, 2011a)。これまでに考案されている粘着性材料の一般的な土砂量評価式に掃流砂、浮遊砂の区分はなく、いずれも浸食量を表す総量としての厚さや土砂濃度等を用いて記述される。本研究では、このような従来の記述を混合粒径土砂へ適用できるよう拡張を行った。

(1) 雨滴衝撃による浸食

山地斜面に達した雨滴の運動エネルギーは、植生に遮られることなく林床へ到達する直達雨量と樹冠に遮断されたのち林床へ滴下する滴下雨量による寄与を分離した次式により表すことができる (Brandt, 1989)。

$$E_r = E_{DD} \cdot (1 - C_c) \cdot H_T + E_{LD} \cdot C_c \cdot H_N \quad (4-24)$$

$$E_{DD} = 8.95 + 8.44 \log(I) \quad (4-25)$$

$$E_{LD} = 15.8\sqrt{PH} - 5.87 \quad (4-26)$$

ここに、

- E_r ; 雨滴衝撃の運動エネルギー($J/m^2/s$)
- E_{DD} ; 直達降雨の運動エネルギー($J/m^2/mm$)
- E_{LD} ; 樹冠からの雨滴の運動エネルギー($J/m^2/mm$)

- H_T ; 直達雨量(mm/s)
 H_N ; 滴下雨量(mm/s)
 C_c ; 植生の密閉度を反映した植生被覆率 (0.0-1.0) (m^2/m^2)
 I ; 降雨強度(mm/h)
 PH ; 樹冠高さ(m)

雨滴衝撃によって地表面から剥離・飛散する土砂量は、地上の状態に応じた雨滴衝撃が緩衝される効果を加味し、混合粒径土砂へ拡張した次式によって評価する。

$$m_{ss,i}^{splash} = G_i k_e E_r B_f \quad (4-27)$$

式中の B_f は雨滴衝撃の緩和成分を表し、地上の水深や土粒子の粒径を用いた次の実験式が考案されている。

$$B_f = e^{-\zeta h} \quad (\text{Torri et al., 1987}) \quad (4-28)$$

$$B_f = \begin{cases} \exp(1 - h/d_{mr}) & h > d_{mr} \\ 1 & h \leq d_{mr} \end{cases} \quad (\text{Park et al., 1982}) \quad (4-29)$$

$$d_{mr} = 0.00124I^{0.182}$$

ここに、

k_e ; 土砂剥離指数 (SDI: Soil Detachability Index) (kg/J)

$$k_e = k_d \cdot (1 - S_w) + k_w \cdot S_w$$

k_d ; 地表面土壌が乾燥した状態の SDI(kg/J)

k_w ; 地表面土壌が水飽和した状態の SDI(kg/J)

ζ ; 土の表面状態を表す実験定数(0.9 – 3.9)(-)

d_{mr} ; 雨滴粒径(m)

なお、SDIは単位の雨滴衝撃エネルギーに対して土砂交換層から剥離する土砂量として定義される。MorganらはSDIの典型値として次の値を示している (Morgan, 1998)。

粗粒 (粘土 15%以下, 砂質ローム, ローム) ; 0.3×10^{-3} (kg/J)

中間 (粘土 35%以下, 砂質粘土ローム, シルト質ローム) ; 0.4×10^{-3} (kg/J)

細粒 (粘土 35%以下, シルト質粘土, 砂質粘土) ; 0.4×10^{-3} (kg/J)

(2) 水流による浸食・堆積

斜面の水流による浸食・堆積は同時双方向的に発生し、両者を個々に評価することは困難である。ここでは、浸食・堆積による正味の土砂浸食量を混合粒径土砂へ拡張した次式により評価する。

$$m_{ss,i}^{erosion} = \beta_s w_{0,i} (\rho_{ss,i} TC - C_{ss,i}) \quad (4-30)$$

ここに,

- β_s ; 粘性土に関する補正パラメータ(-)
 TC ; 土砂移送容量 (Transport Capacity) (m^3/m^3)

式中の β_s は, 斜面を構成する粘着性材料に対する補正係数を示し, 非粘着性材料の場合 $\beta_s = 1.0$, 粘着性材料では粘土成分の増加と共に 1.0 から 0 に減少する. 粘着力を J (kPa)とすると, 補正係数の一般形は次のように表される.

$$\beta_s = Ae^{B \cdot J} \quad (4-31)$$

式中の A , B は, フィールド条件に応じて決まる実験パラメータである. Kabir et al. (2011)の検討例では, $A = 0.79$, $B = -0.85$ が用いられている.

土砂移送容量 TC は, 水流に沿って輸送される最大流砂量として定義され, 次のような様々な評価式が考案されている. これらは, いずれも実験等に基づくパラメータを用いるものであり, 質量収支式へ組み入れる際には単位や適用範囲等の取扱いに留意が必要となる.

$$TC = \sigma(\omega_1 - \omega_{cr})^\eta \quad (\text{Govers, 1990}) \quad (4-32)$$

$$\log_{10}(TC) = -34.47 + \frac{38.61e^{[0.845+0.412\log(\omega_2)]}}{1 + e^{[0.845+0.412\log(\omega_2)]}} \quad (\text{Nearing et al., 1997}) \quad (4-33)$$

$$TC = -0.3109 + 0.01718s + 0.1203Q_w \quad (\text{Lei et al., 2001}) \quad (4-34)$$

ここに,

- ω_1 ; Unit Stream Power ($\omega_1 = 10\tilde{V}_w s_l$) (cm/s)
 ω_2 ; Stream Power Function ($\omega_2 = \rho_w g S_x q$) (kg/s)
 ω_{cr} ; 移動限界 (Unit Stream Power) = 0.4 (cm/s)
 σ, η ; 平均粒径に関する実験パラメータ(-)

$$\sigma = \left(\frac{d_{50} + 5}{0.32}\right)^{-0.6} \quad \eta = \left(\frac{d_{50} + 5}{300}\right)^{-0.25} \quad (4-35)$$

- d_{50} ; 50%平均粒径(m)
 s_l ; 勾配(%)
 S_x ; リル斜面勾配(m/m)
 Q_w ; 流量(L/min)

本研究では, どのような実験式に対しても組み込み可能な統一的な数学モデルにより記述し, 後述する具体的なケーススタディでは Govers(1990)の評価式を用いる. Govers

によって提案された土砂移送容量は、必要となる入力データの取得が比較的容易であり、シルトから粗粒砂の中粒砂、斜面勾配 1~15%、流出量 2~100cm³/cm/s のリル浸食を対象とした 500 の試験データに基づく経験式である。斜面における土砂移送量と水理的特性を表す様々な諸量との関係式については Julien et al., (1985), Prosser et al., (2000) 等に詳しい。

以上に述べた粘着性材料に対する土砂移動量の具体形は、(4-5)式、(4-6)式に示した支配方程式中で次のように記述される。

$$m_{ss,i}^{cohesive} = c \cdot [G_i k_e E_r F_w + \beta_s w_{0,i} (\rho_{ss,i} TC - C_{ss,i})] \quad (4-36)$$

上述の土砂量評価式はいずれも単位時間、単位面積当たりの土砂量(kg/m²/s)を記述するものであり、そのままでは支配方程式の次元(kg/m³/s)と一致しない。非粘着性材料の沈降、巻上速度の場合と同様に、単位を統一する換算係数c(m³/m²)を用いる。

4.5 粒子状汚染物質の取り扱い（吸着・脱離）

放射性核種などが水相中と浮遊砂、土壌・岩石等の固相表面との相間界面を通過する相間移動現象は、吸着・脱離として考慮される。吸着・脱離量の評価には、Freundlich 型、Langmuir 型等として知られる等温吸着式 (e.g. Limousin et al., 2007) が用いられ、対象物質の最大吸着能を用いて固液相間の物質移動量が評価される。放射性セシウムの粘土鉱物への吸着は、特性の異なる複数の吸着サイトの関与が知られており、複数の吸着サイトと吸着サイト間の移動現象が考慮された最大吸着能の一般形は次のように表される (Hinz, 2001)。

$$Q_j = Q_{max,j} \sum_{s=1}^{\omega} f_s \prod_{k=1}^{\tau_s} \left(\frac{A_{s,k} C_{p,j}^{p_{s,k}}}{1 + B_{s,k} C_{p,j}^{q_{s,k}}} \right)^{r_{s,k}} \quad (4-37)$$

ここに、 $Q_{max,j}$ は化学種 j の最大吸着量 (kg/m³)、 f_s は吸着サイト s の存在比率 (-)、 $A_{s,k}$ 、 $B_{s,k}$ は親和力を表す経験的パラメータ、 $p_{s,k}$ 、 $q_{s,k}$ 、 $r_{s,k}$ は多サイト吸着過程に関する実験パラメータ、 τ_s は異なる型の吸着サイト間の相互作用の総数、 ω は異なる型の吸着サイトの総数である。

吸着サイトが単一の線形吸着を考えると、上式中のパラメータは $p_{s,k} = r_{s,k} = 1$ 、 $B_{s,k} = q_{s,k} = \omega = \tau_s = 0$ 、 $A_{s,k}$ は分配係数となる。懸濁態物質の粒径成分毎に異なる吸着能を考慮すると、吸着・脱離速度式は次のように記述される。

$$m_{i,j}^{Ads} = 2a_{ads} \sqrt{\frac{a_{i,j}^{1,2}}{\pi \Delta t}} (C_{ss,i} K_{d,i,j} C_{cw,j} - C_{cs,i,j}) \quad (4-38)$$

ここに、 $m_{i,j}^{Ads}$ は吸着・脱離による化学種 j の相間移動量($\text{kg}/\text{m}^3/\text{s}$)、 $K_{d,i,j}$ は化学種 j の粒径成分 i に対する分配係数(m^3/kg)、 a_{ads} は単位体積の地盤に存在する流体・固相間の接触面積の比率 (m^2/m^3)、 Δt は水相と固相の両相の接触時間(s)、 $a_{i,j}^{1,2}$ (脱離の場合は $a_{i,j}^{2,1}$ 、非可逆吸着の場合 $a_{i,j}^{1,2} \neq a_{i,j}^{2,1}$) は粒径成分 i に関する化学種 j の相間移動速度(m^2/s)であり、前章で述べた Higbie の浸透説(1935)と一次元拡散方程式の厳密解を組み合わせた評価式 (登坂ほか, 1996a ; 1996b ; 登坂, 2006) などが懸濁態物質の表面積 (粒径) や固液接触状態に関与する比表面積と共に用いられる。

この相間移動現象に関する平衡・非平衡性, 可逆・非可逆性, イオン交換, 選択的特性などは, 粘土や有機物等の吸着サイトによっても異なるものであり, これまでに多数のものが考案されている(e.g. Goldberg et al., 2007).

4.6 本章のまとめ

本章では, 陸域水循環システムにおける流体・化学物質・土砂同時輸送解析のための対象系の概念化と支配方程式の定式化を与えた. 本手法の特徴は, 非粘着性材料, 粘着性材料を含む流域土砂の生産, 輸送及び堆積過程を広範囲の粒度組成へ適用できるよう拡張した点であり, さらには, 土砂とともに移動する化学物質についても, 吸着・離脱による相間物質移動現象, 化学変化等と一体的に解析し, 流体・化学物質・土砂の相互作用を取り入れた点にある.

実流域を対象とした具体的なケーススタディについては, 第6章 (流体・土砂同時輸送解析), 第8章 (流体・化学物質・土砂同時輸送解析) でそれぞれ述べる.

第5章 数理モデルの解法と基本動作の検証

5.1 本章の目的

前章までに記述した陸域水循環システムの流体・熱・化学物質・土砂輸送の連成モデルを数値的に解くための数値シミュレータを開発した。本研究では、等温、非等温状態における多相多成分流体の地表水・地下水結合解析を可能とした GETFLOWS (登坂ほか, 1996a; 1996b) をベースとし、上記の連成モデルを組み込むとともに、陸域水循環システムの大規模シミュレーションに求められる動的メモリによるデータ容量の効率化や実用的な処理速度を達成するために不可欠な超並列化等の改良を加え、プログラミング全般を大幅に追加・拡張した。

本章では、連成モデルを記述する支配方程式系の離散化手法及び計算処理の手順について述べる。また、厳密解や実験結果等との比較を含む多数の例題データセットを準備して実施した基本動作の検証結果について述べる。

5.2 離散化手法

5.2.1 空間離散化

対象システムの空間離散化は、地表や地下の複雑な形状を表現するためにコーナーポイント型差分格子として定義されるコントロールボリュームを用いる。ここでは、デカルト座標系の構造格子によるコーナーポイント型差分格子を採用する。コーナーポイント型差分格子は、直交分割の構造格子系を基本とした通常の差分格子に対して、複雑な地形起伏、地下地層構造、人工構造物の柔軟な空間表現を可能とするものである (Wadsley, 1980; Ponting, 1989; Ding, 1995)。コーナーポイント型差分格子は、非構造格子系を含めた任意形状の格子分割やそれらを局所的に細分化する LGR (Locally Grid-block Refinement) を適用することができる。

図 22 にコーナーポイント型差分格子の概念 (隣接する 2 つの格子 n, m 間の諸量) を示す。一般的な差分格子は直交分割を基本とし、3次元方向成分のそれぞれの格子幅のみから格子体積 V_B^n, V_B^m や隣接格子との面積 A_l^{nm} 、格子間距離 Ds_n, Ds_m などの幾何形状データを容易に評価することができるが、斜面や地下地層内の傾斜した断層の空間表現は近似的なものとなる。一方、コーナーポイント型差分格子では、各格子の頂点の座標値が同一格子の他の頂点と重複したり、交差しない範囲で任意に配置することができるものである。

格子体積の計算については、任意の地形や地層の標高データを DEM などから抽出すると、一般に4点のコーナーポイントは平面とならないため、上面4点の平均標高点を新たに計算して与え、4個の角柱により格子体積を幾何学的に正確に計算する。状態量の計算点は格子中心点とし、格子上面・下面8点の算術平均位置に定義する。また、地表面物性、地下地層物性には一般的に大きな異方性がある。これを表現するために、格子の各方向に浸透率を与え、調和平均を算出することで、格子間トランスミッシビリティの異方性を取り扱う。侵食・堆積による表層土砂の収支を考慮する場合には、地表面コーナーポイントのZ座標を更新し、上述の諸量が逐次的に再評価される (図 23)。

なお、極端に変形した格子形状を用いる場合には、格子方向効果 (Grid Orientation Effect: GOE) と呼ばれる数値誤差が入ることが知られているが、大スケールの解析では一般には問題とならないことが多い。

本研究では、各格子を出入りする流体、熱、化学物質及び土砂の体積 (質量) フラックスを積分し、局所質量収支を完全に保証することができるコントロールボリューム型有限差分法により系全体を空間離散化した保存型のシステム方程式を構築する。

上記のとおり、格子毎の主変数 (状態量) は、コーナーポイント格子上面及び下面8点の算術平均となる格子中心点で定義する。格子中心点における主変数は対象とする流体システムによって異なり、最も基本的な水・空気2相流体の場合、圧力と飽和度の2変数となる。熱、化学物質、土砂を含む場合の主変数の構成は濃度や温度が加えられ、それらは表 8 に示すようにまとめられる。化学物質及び土砂の濃度は、それぞれ考慮する化学種、粒径の成分数に応じて主変数が増減する。

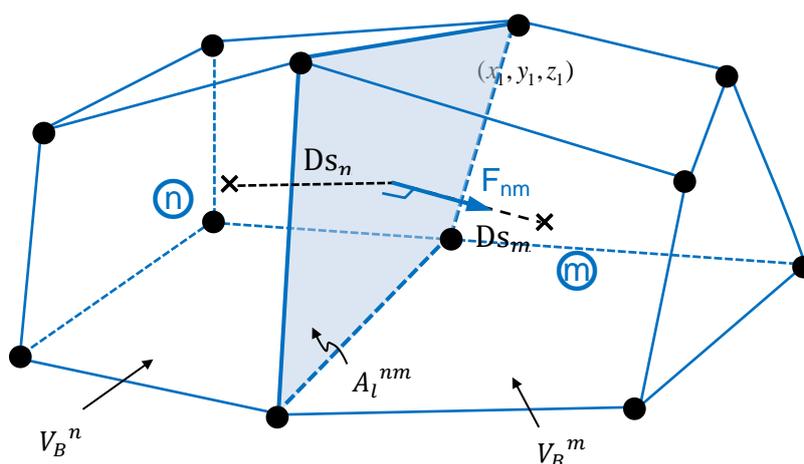


図 22 コーナーポイント型差分格子による空間離散化の概念

Figure 22 Schematic representation of spatial discretization by corner-point finite difference grid-blocks

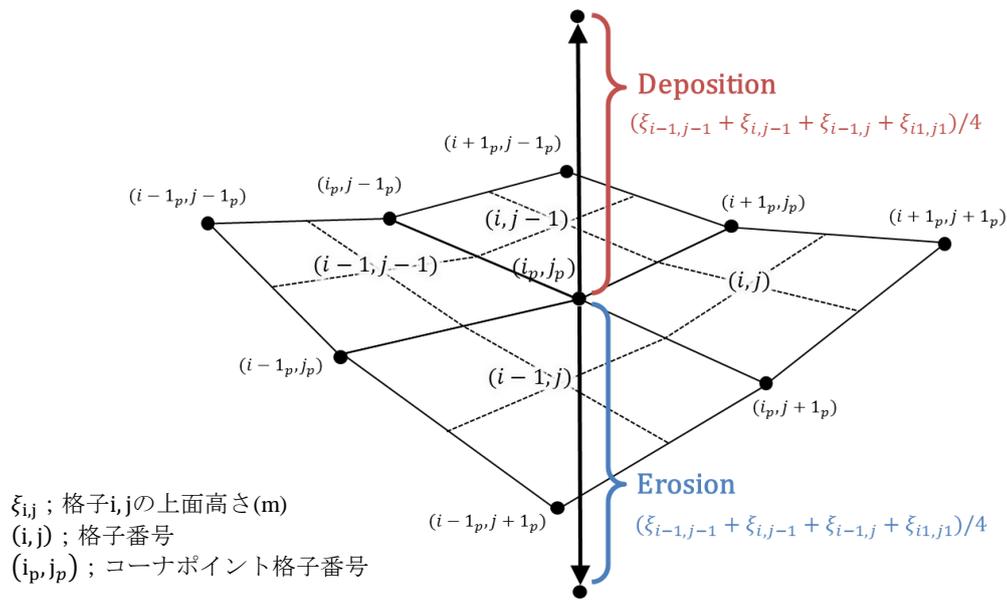


図 23 侵食・堆積による地表面コーナーポイントの Z 座標の更新

Figure 23 Update of the Z-coordinate discretizing the land surface corner-points by soil detachment (erosion) and deposition

表 8 格子毎の主変数 (状態量)

Table 8 Primary variables of the grid-block

No	主変数 (状態量)	相	対象とする地圏流体システムの例			
			流体・熱	流体・ 化学物質	流体・土砂	流体・熱・ 化学物質・ 土砂
1	圧力	気相	✓	✓	✓	✓
2	飽和度	水相	✓	✓	✓	✓
3	化学物質濃度*	水相		✓		✓
4		気相		✓		✓
5	土砂濃度*	水相			✓	✓
6	温度	水相	✓			✓
7		気相	✓			✓
8		固相	✓			✓
9	地形標高**	—			✓	✓

※ 化学物質及び土砂の濃度は化学種，粒径の成分数の主変数が求められる。

※ 地形標高は，土砂交換層とする表層土壌の質量収支式を解く場合に当該格子（第3層）に対して求められる主変数である（図 23）。

5.2.2 時間離散化

格子毎の複数の主変数（状態量）を同時完全陰的に解くために、ブロックマトリクスが含まれる残差形式に対して Newton-Raphson 法を採用する。流動項（移流項）の空間離散化には一次風上差分を用い、時間的には完全陰解法を適用する。

いま、最も基本的な水・空気 2 相流体を考え、体積 V_B を占めるある 6 面体格子 i について、それぞれの質量収支を同時完全陰的に離散化すると次の残差形式が得られる。

$$R_{w,i} = \sum_l A_l^{nm} m_{w,l}^{\nu+1} - V_B^n (\rho_w q_w)^{\nu+1} - \frac{V_B^n}{\Delta t} [(\rho_w \phi S_w)^{\nu+1} - (\rho_w \phi S_w)^\nu] = 0 \quad (5-1)$$

$$R_{g,i} = \sum_l A_l^{nm} m_{g,l}^{\nu+1} - V_B^n (\rho_g q_g)^{\nu+1} - \frac{V_B^n}{\Delta t} [(\rho_g \phi S_g)^{\nu+1} - (\rho_g \phi S_g)^\nu] = 0 \quad (5-2)$$

ここに、 A_l^{nm} は格子間の面積 (m^2)、 $m_{w,l}$ は l 方向の流体相に関する質量フラックス ($kg/m^2/s$)、 V_B^n は格子 n の体積 (m^3) である。右肩に付した添字 ν は、現在の反復回数 ν 、次の新たな反復回数 $\nu + 1$ に関する諸量を示すものである。 l は隣接格子間の境界面の方向成分を表す。

この残差形式を総格子数 NB の全体系へ拡張すると、次の残差方程式が得られる。

$$\mathbf{R}(\mathbf{X}) = \begin{Bmatrix} \mathbf{r}_1(\mathbf{x}_1) \\ \mathbf{r}_2(\mathbf{x}_2) \\ \vdots \\ \mathbf{r}_{NB}(\mathbf{x}_{NB}) \end{Bmatrix} = \begin{Bmatrix} \mathbf{0} \\ \mathbf{0} \\ \vdots \\ \mathbf{0} \end{Bmatrix}, \quad (i = 1, 2, \dots, NB) \quad (5-3)$$

ここに、

$$\mathbf{r}_i(\mathbf{x}_i) = \begin{Bmatrix} r_{w,i}(\mathbf{x}_i) \\ r_{g,i}(\mathbf{x}_i) \end{Bmatrix}, \quad \mathbf{x}_i = \begin{Bmatrix} P_{g,i} \\ S_{w,i} \end{Bmatrix} \quad (5-4)$$

Newton-Raphson 法の反復段階においては、次の行列方程式を解く。

$$\mathbf{J}^\nu \delta \mathbf{X} = -\mathbf{R} \quad (5-5)$$

ここで、 \mathbf{J}^ν はヤコビアン係数行列で、残差の各状態量に関する以下の導関数のブロックマトリクスを成分とするものである。

$$\bar{J}_{i,j}^v = \begin{bmatrix} \frac{\delta r_{w,i}}{\delta P_{g,j}} & \frac{\delta r_{w,i}}{\delta S_{w,j}} \\ \frac{\delta r_{g,i}}{\delta P_{g,j}} & \frac{\delta r_{g,i}}{\delta S_{w,j}} \end{bmatrix}^v \quad (5-6)$$

ここに、 j は当該格子または隣接格子を表す添字である。上式を解くことで得られる各反復における変化量 δX を現在の変化量ベクトル X^v に足し合わせ、以下に示す新たな推定値を得る。

$$X^{v+1} = X^v + \delta X = \begin{Bmatrix} x_1 \\ x_2 \\ \vdots \\ x_{NB} \end{Bmatrix}^v + \begin{Bmatrix} \delta x_1 \\ \delta x_2 \\ \vdots \\ \delta x_{NB} \end{Bmatrix} \quad (5-7)$$

この反復計算は、以下の判定基準を満たすまで繰り返す

$$|X^{v+1} - X^v| \leq \epsilon \quad (5-8)$$

ここに、 ϵ は反復計算の収斂を判定する十分小さい数値を成分とする許容値のベクトルである。実用上は圧力 (kgf/cm²)、飽和度(m³-water/m³-pore)に対して 10⁻³~10⁻⁵ 程度を用いれば適切な精度が得られる。

以上に示した完全陰的な空間・時間離散化は、熱、化学物質、土砂を含めた場合にも容易に拡張することができる。水相中の化学物質や土砂の濃度が十分に希薄で流体物性変化を無視できる場合は、流れの速度場と物質の濃度場を逐次的に解く演算子分離法を適用し、安定性と計算速度を向上させる。

いま、支配方程式系を離散化して得られる次の時間発展系の一般表記を考える。

$$\frac{\partial X(x, y, z, t + \Delta t)}{\partial t} + \mathcal{L}[X(x, y, z, t + \Delta t)] = 0 \quad (5-9)$$

ここに、 \mathcal{L} は支配方程式内に現れる様々な物理化学過程を表す微分演算子、 X は未知変数で張られるベクトルである。

非線形性の強い流体流動に関する過程のみを取り出すと、上式は次のようになる。

$$\frac{\partial x_F(x, y, z, t + \Delta t)}{\partial t} + L_F[x_F(x, y, z, t + \Delta t)] = 0 \quad (5-10)$$

ここに、 L_F は流体流動過程を表す微分演算子、 x_F は流れの速度場（流動場）を一意に決める未知変数ベクトル($x_F \in X$)である。 x_F の成分は気相圧力と水相飽和度となる。

本研究では、この x_F を用いて全ての計算格子に対する流速ベクトルと移流項を評価し、以下の物質輸送過程を逐次的に解く。

$$\frac{\partial \mathbf{x}_T(x, y, z, t + \Delta t)}{\partial t} + L_T[\mathbf{x}_T(x, y, z, t + \Delta t)] = 0 \quad (5-11)$$

ここに、 L_T は物質輸送過程を表す微分演算子、 \mathbf{x}_T は物質の濃度場を一意に決める未知変数ベクトル($\mathbf{x}_T \in \mathbf{X}$)である。

これらの速度場と濃度場を分離して記述した支配方程式は、それぞれに上述の完全陰解法を適用して逐次的に解くことができる。相間物質移動や化学反応を考慮しないなどのように、(5-11)式が線形システムとなる場合は通常1回の反復計算のみで速やかに収斂する。

このような演算子分離法の適用は、観測値を十分な精度で再現する流体流動場が得られた後は、その解析結果を一定の時間毎に書き出しておくことで、以降の濃度計算ではそれを読み込み再利用すればよく、多数の試行錯誤を伴う場合等には計算効率が大幅に向上する。ただし、この流速場に一定頻度で出力されたある時点での瞬間値を用いると、しばしば質量収支誤差が顕著となる場合が生じる。かなり頻繁に書き出しを行えばその影響は緩和されることになるが、流域スケールの大規模計算では必要な記憶容量が膨大となりディスクアクセスへの負荷が無視できなくなる。ここでは、速度場が書き出される毎のある期間にわたる平均値を求め、これを濃度計算の移流項へ反映することとした。

5.3 計算処理手順

陸域水循環システムにおける流体、熱、化学物質、土砂輸送の連成モデリングの主な計算処理手順を図24に示す。

プログラム処理の主な構成は、入力・初期化处理、反復計算処理および出力処理に大別される。

入力・初期化处理部では、入力データを読み込み、解析対象とする流体系（相数、成分数）の設定と3次元格子モデルのジオメトリデータを作成する。密度、粘性係数等の流体相毎の物性は入力データで与えられた圧力、飽和度等の初期状態量に対して初期化を行う。3次元格子モデルは、入力データで読み込まれたコーナーポイント座標を用いて組み立て、まず、座標値の重複やオーダリング違反等の明らかな異常入力の有無をチェックする。次に、格子毎の体積、重心座標、隣接格子間の面積等の幾何形状に関する諸量を計算し、浸透率や有効間隙率等の地層物性を全ての格子に割り当てる。最後に、圧力、飽和度等の主変数を格納する配列を初期化し、次の反復計算処理を開始する。

反復計算処理部では、時間ループ内の各計算ステップでは、まず熱収支、蒸発散、積雪・融雪などの陸面過程を解析する (Process-1)。時々刻々と変化する気象外力データの読み込み・更新もここで行う。

次に、陸面過程の解析結果を用いて、地表水・地下水連成解析を行う (Process-2)。流体

物性の温度依存性を考慮する非等温流体では、流体・熱同時輸送過程を解く。上述の流動場と濃度場を分離した逐次計算法を用いる場合は、この段階では土砂、化学物質の輸送過程は含まない。

流動場の解析結果は、次いで混合粒径土砂を対象とした輸送解析で用いる。ここでは粒径成分間の相互作用は考慮せず、入力された粒度成分の数だけ同様の計算を繰り返す (Process-3)。

以上で得られた流体及び土砂の流速ベクトルの計算結果から移流項を評価し、多成分の反応性化学物質を対象とした物質輸送解析を行う (Process-4)。

とくに、地表面の浸食・堆積による長期的な地形変化を考慮する場合は、土砂交換層の土砂収支式を陽的解法を用いて解き、次の時間ステップの地表水・地下水連成解析へ反映する (Process-5)。

それぞれの非線形反復ループの中では、全ての差分格子について3次元方向成分をスイープし、サブマトリクスにより構成される7重対角行列(ヤコビアン係数行列)と残差ベクトルを組み立て、前処理つき共役勾配法(PCR-ORTHOMIN)を用いて解く。前処理法にはNested Factorization (Appleyard, 1983)を用いた。

流体物性や多相流の強い非線形は上述したNewton-Raphson法によって数値解を反復収斂させる。収束判定の条件は、格子毎の圧力、飽和度等の主変数の最大変化量として与えられ、入力で与えられた許容範囲内に収まるよう時間刻み幅を自動更新し、繰り返し計算が行われる。ヤコビアン係数行列や残差ベクトルのサイズは、解析対象とする流体系によって異なる。また、本計算では非線形反復計算の間で許容値を満足する格子を逐次的に特定・除外し、ヤコビアン係数行列の大きさを動的に縮約させることにより計算速度を加速させる逐次陽化解法(Successive Locking Process, SLP) (Tosaka, 1986)を適用する。

出力処理部では、全ての格子に関する主変数(圧力、飽和度、濃度、温度)、指定された格子の格子間流量、濃度、水位等の時系列データを書き出す。

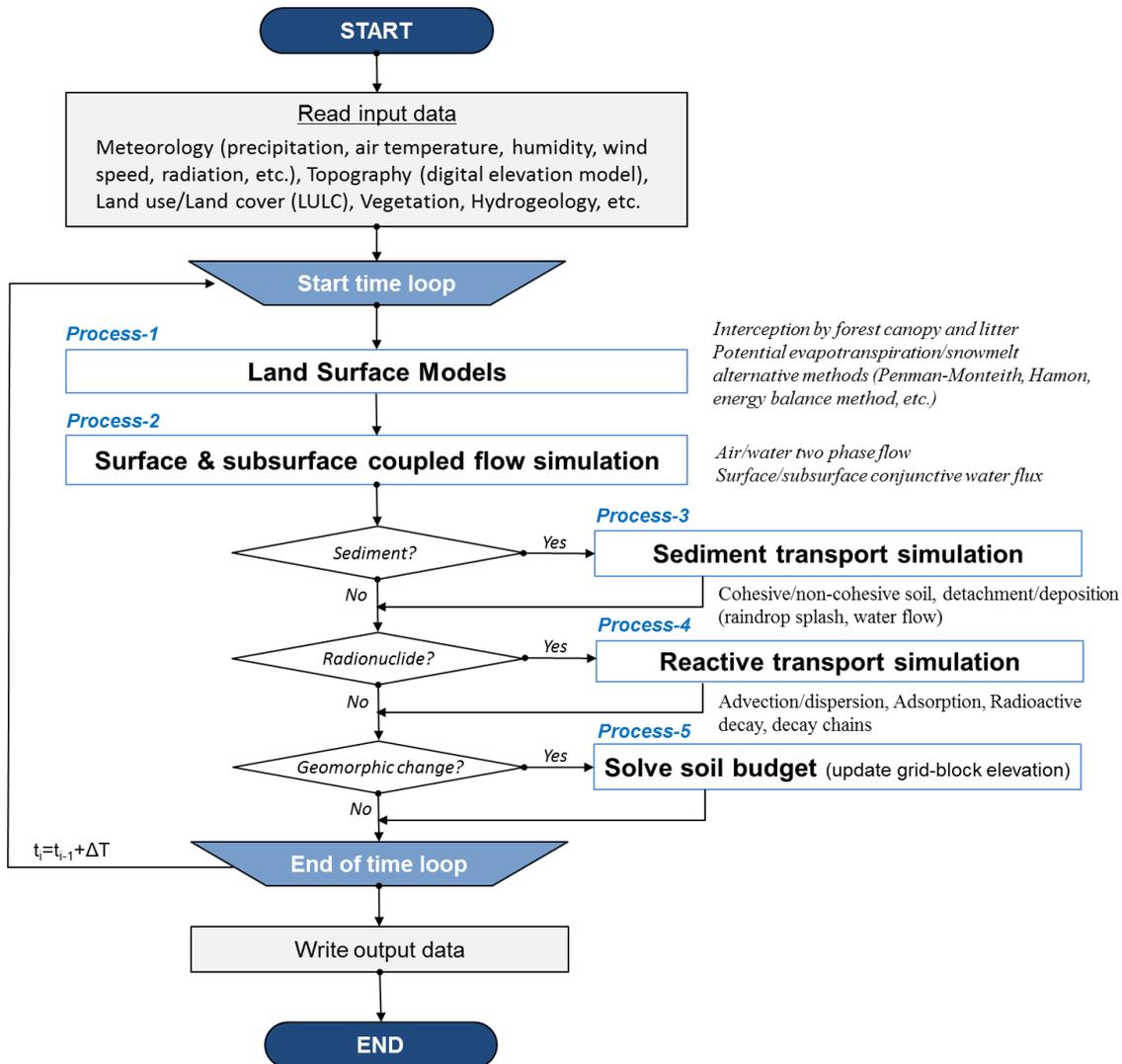


図 24 計算処理フロー

Figure 24 Computational flowchart for the developed simulator

5.4 数値シミュレータの開発

以上に述べた陸域水循環システムにおける流体，熱，化学物質，土砂輸送の連成モデル及びその計算処理の手順を，地表水・地下水結合解析を可能とする数値シミュレータ GETFLOWS (Tosaka et al., 1996)へ組み込んだ新たな拡張シミュレータを開発した。本研究では，開発のベースとした GETFLOWS (Fortran77 プログラム約 20000 ライン，サブルーチン数 130) に対して，ステップ数 40000，サブルーチン数 140 のプログラミングを加えて大幅な拡張を行った。このプログラム拡張は，Fortran90/95 へのアップデート，メモリの動的ア

ロケーション，領域分割法による並列化等の基本機能の拡張も一部に含むものである。

本開発に用いた基本的なソフトウェア環境は次のとおりである。

コンパイラ：	Intel® fortran compiler, 64bit
通信ライブラリ：	MPITCH2 version 1.4.1p1
OS：	Linux CentOS release 6.4
プロセッサ：	Intel® Core™ i7-2600S CPU @2.80GHz
メモリ：	16GB

開発した数値シミュレータの基本動作と性能の検証は，後述する多数のケースの厳密解及び実験結果等と解析結果との比較により行った。

5.5 基本動作の検証

本研究で開発した数値シミュレータの基本動作と性能の検証を行った。

数値シミュレータの検証は，ソフトウェアの品質保証から要請される重要な開発ステップの一部であり，プログラム機能に着目した数値的な正確性に加えて，取り扱う物理化学過程の実現象に対する適用性，科学的正当性を客観的に示す V&V(verification and validation)として既に良く知られている。航空宇宙，原子力分野をはじめとした様々な産業分野でも同様に求められている(e.g., Oreskes et al., 1994; Van Der Heijde, 1990)。

本研究で対象とする陸域水循環システムの連成モデリングは，源流から河口，地上から地下におよぶ広範囲の空間スケールに対して，時間，日，年，数十年，数百年に及ぶ広範な時間変化の諸過程をカバーするため，V&Vで対象としなければならない範囲も極めて多岐にわたる。これは，河川流出や地下浸透流などの個別の水文水理現象を対象とした従来の数値シミュレータとは異なる特徴の1つである(田原ほか, 2010; Kobayashi et al., 2014; 登坂ほか, 2015)。

本検証では，流体，熱，化学物質，土砂に着目した基礎的な検証問題を設定し，理論解，実験値との比較や数値解の定性的な傾向確認等を通じて本研究で開発した数値モデルおよび数値シミュレータの基本機能を検証した(Verification)。必ずしも理論解や実験データが存在しない複雑系の機能検証については，典型的な状態設定を想定した数値実験を行い，パラメータ感度などを含めて解析結果の妥当性を確認した。

表 9 に本検証で実施した解析ケースの一覧を示す。流域スケールを対象とした実フィールドへの適用とその妥当性検証を含めた具体的なケーススタディ(Validation)については次節以降で述べる。

表 9 開発した数値モデル及び数値シミュレータの検証ケース

Table 9 Verification cases of the developed numerical model and simulator

検証ケース	数値計算結果との比較対象 (検証の方法) ※	対象とする熱・物質系			
		流体	熱	化学 物質	土砂
T1 地下水流動の影響を受けた地下温度分布の定常理論解との比較	■理論解 □実験 □他コード□その他	✓	✓		
T2 高密度粘土材料中の水・熱同時輸送実験の再現解析	□理論解 ■実験 □他コード□その他	✓	✓		
T3 水蒸気輸送現象としての土壌蒸発量評価に関する動作確認	□理論解 ■実験 □他コード■その他	✓	✓		
T4 地表面を通過する熱・物質フラックスに関する数値実験	□理論解 □実験 □他コード■その他	✓	✓		
T5 自然熱対流に関する動作確認	□理論解 □実験 ■他コード□その他	✓	✓		
C1 移流場が卓越する物質移行問題を対象としたコード間相互比較	■理論解 □実験 ■他コード□その他	✓		✓	
C2 亀裂性媒体を対象とした移流拡散理論解との比較	■理論解 □実験 □他コード□その他	✓		✓	
C3 ELDER 問題	□理論解 □実験 ■他コード□その他	✓		✓	
C4 酸化還元場の形成を伴う反応・分解性溶質移行解析	□理論解 □実験 □他コード■その他	✓		✓	
S1 ダム堆砂・河床変動問題	□理論解 □実験 □他コード■その他	✓			✓
S2 雨滴浸食実験の再現解析	□理論解 ■実験 □他コード□その他	✓			✓
S3 斜面浸食実験の再現解析	□理論解 ■実験 □他コード□その他	✓			✓

※数値計算結果との比較対象 (検証の方法)

- 理論解 : 解析的に導出される厳密解またはそれを数値的に解いたものとの比較
- 実験 : 室内または野外実験データとの比較
- 他コード : 検証済の他の数値シミュレータとの比較
- その他 : 文献値との比較や数値解の定性的傾向の解釈による検証

5.5.1 流体・熱同時輸送問題に関する動作確認

(1) 地下水流動の影響を受けた地下温度分布の定常理論解との比較

1) 概要

地下地層中の温度分布は、地下水の流動状況が反映されたものとして現れることから、地下水流動状況を知るためのトレーサの1つとして古くから利用されてきている(e.g., Sakura et al., 1993; Sakura et al., 2000; Taniguchi et al., 1999). 地下水流動のない静水圧条件下では、深度に対して等温線が水平の一定の地温勾配となるが、ポテンシャル差によって地下水流動が生じる場合は、涵養域（流れが下向き）は等温線が下に凸、湧出域（流れが上向き）は上に凸となることが知られている。このような地下水流動の影響を受けた地下温度分布については、深度断面に対する2次元定常理論解が導出されている(Domenico and Palciauskas, 1972). ここでは、開発したシミュレータによる解析結果とDomenicoらの定常理論解との比較を行った。

2) Domenico and Palciauskas の定常理論解

文献

Domenico, P. A., & Palciauskas, V. V. (1973). Theoretical analysis of forced convective heat transfer in regional ground-water flow. *Geological Society of America Bulletin*, 84(12), 3803-3814.

前提条件

- ① 等方均質な多孔質媒体からなる2次元深度断面を対象とする
- ② 対象深さは水理基盤と見なせる水平な難透水層までの範囲とする
- ③ 地下水面下の飽和領域のみを対象とする
- ④ 領域内の水理ポテンシャルと温度は定常状態にある
- ⑤ 領域内部の熱の生成・消滅はない
- ⑥ 自然熱対流は考えない
- ⑦ 固相，流体相間の熱交換は考えない
- ⑧ 地形は単純な曲線形で近似されるものと仮定する
- ⑨ 流れに対する境界条件は上部を水位固定，下部を不透水とし，側方は分水嶺と見なす（閉境界）
- ⑩ 熱に対する境界条件は，下部に深さ方向の温度勾配，側方は水平方向の温度勾配をゼロ，上部は温度固定境界とする

理論解

図 25 に対象系の概念と水理ポテンシャル，温度に関する境界条件を示す。対象領

域は水平方向に距離 L ，深度方向に深さ z_0 の範囲とする．同図中の(a)及び(c)は，それぞれ地下水流れと温度に関する境界条件を示したものである．同図(b)及び(d)は，それぞれ水理ポテンシャル，温度の等高線分布を示し，温度は地下水流動の影響のない状態の分布を表したものである．

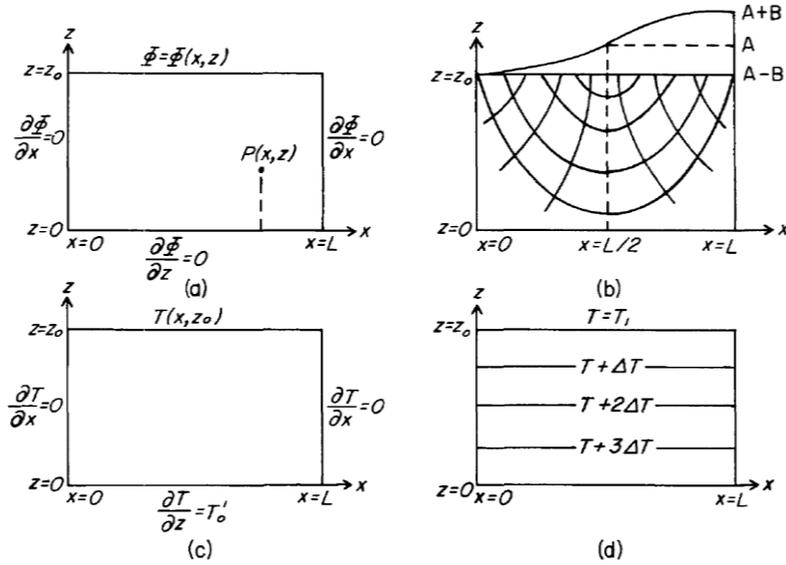


Figure 1. Two-dimensional diagrams showing (a) the boundary conditions for the flow problem, (b) the flow field for the water-table configuration $A - B \cos(\pi x/L)$, (c) the boundary conditions for the steady-state temperature distribution, and (d) the temperature field of pure conduction for a constant temperature upper boundary.

図 25 Domenico らの定常理論解(1973)における地下水流れと温度の境界条件
Figure 25 Boundary conditions of groundwater flow and temperature field in the steady state analytical solution (Domenico and Palciauskas, 1973)

Domenico ら(1973)によって導出された定常温度分布の理論解は次式で与えられる．

$$T(x, z) = T_1 + T_0'(z_0 - z) - \left(\frac{T_0'KB}{2\alpha} \right) \times \left[\frac{\cos\left(\frac{\pi x}{L}\right)}{\cosh\left(\frac{\pi z_0}{L}\right)} \right] \times (z_0 - z) \cosh\left(\frac{\pi z}{L}\right) + L/\pi \left[\frac{\sinh\left(\frac{\pi(z_0 - z)}{L}\right)}{\cosh\left(\frac{\pi z_0}{L}\right)} \right] \quad (5-12)$$

ここに， T は温度($^{\circ}\text{C}$)， T_0' は温度勾配(-)， K は透水係数(m/s)， α は土壌や岩石(固相)と地下水(液相)の混合体に対する熱拡散率($1/\text{m}^2/\text{s}$)， z は鉛直方向の位置座標(m)， x は水平方向の位置座標(m)を表す．熱拡散率 α は，固液混合体の熱伝導率を密度と比熱の積で除した量に相当するものである．

3) 解析条件

表 10 に理論解及び数値解の計算に用いた主な解析条件を示す。理論解と数値解の比較は、地層の透水係数が異なる 3 ケース (Case T1-a, b 及び c) に対して行った。なお、理論解の導出で前提とされた仮定と整合させるため、本研究で開発した数値シミュレータを用いた解析では、流体物性の圧力、温度に対する依存性は考慮しないものとした。また、定常状態を対象とするため、地層貯留性に関する物性値 (圧縮率、有効間隙率) は使用しない。

表 10 解析条件 (Case-T1)

Table 10 List of major parameters for the Case-T1a,b,c

地上の温度	T_1	°C	11.5	
温度勾配	T_0'	°C/m	-0.02	
底面温度勾配		°C/m	0.102	
帯水層厚さ	z_0	m	250	
水平距離	L	m	130,000	
水位差	B	m	6.0	
熱拡散率	α	cm ² /s	0.01	
透水係数	K	m/s	1×10^{-5}	Case T1-a
			1×10^{-4}	Case T1-b
			3×10^{-4}	Case T1-c
固相密度		kg/m ³	2500	
比熱		J/m ³ /K	640	
熱伝導率		W/m/K	1.16	

4) 結果

図 26, 図 27 は定常状態における温度分布の理論解と解析結果を比較したものである。

図 26 は対象領域の温度分布の比較結果を示し、本シミュレータによる解析結果は透水係数の異なるいずれのケースに対しても理論解と良く一致する結果が得られた。理論解、数値解のいずれも、透水係数が大きくなるほど、流動場に応じた温度分布の変化となり、初期条件として与えた水平様な温度勾配を歪める特徴的な結果となった。

図 27 は、X=590m, 12400m 地点における深度方向の温度プロファイル、Z=37.5m, 74m における水平方向の温度分布を取り出し、理論解と解析結果を比較したものである。いずれの測線についても、本解析結果 (数値解) と理論解はほぼ一致する結果が得られている。

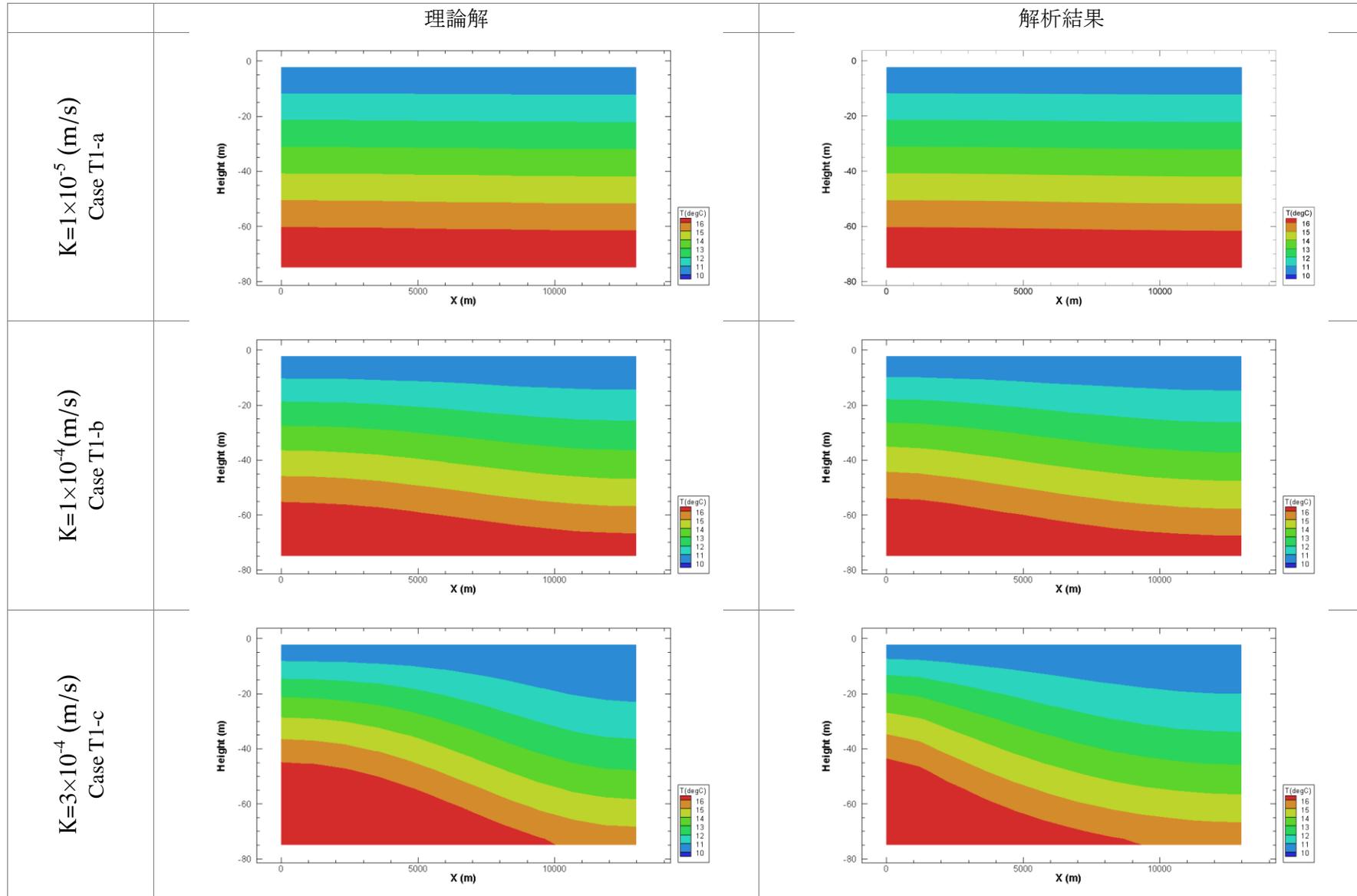


図 26 定常状態における温度分布の理論解と解析結果の比較

Figure 26 Comparison of simulated results and exact solutions of temperature field in steady state

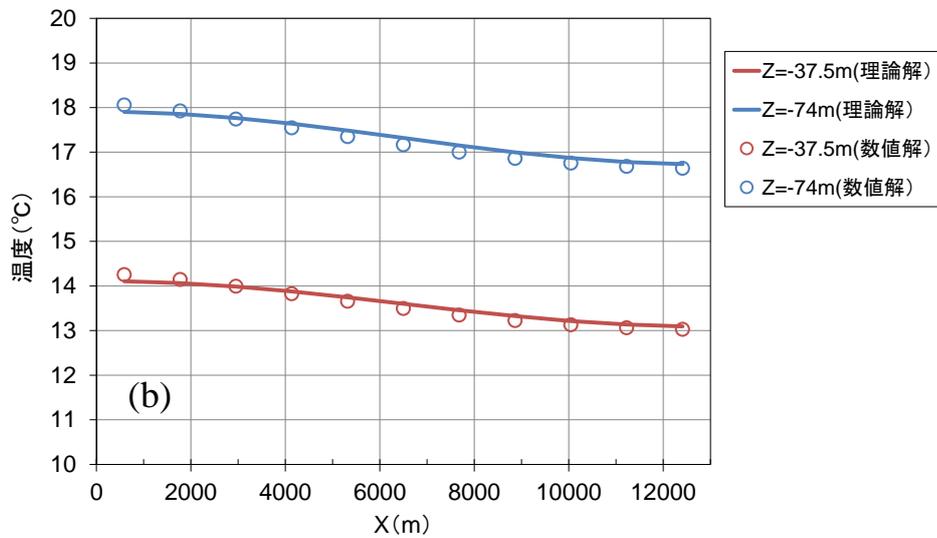
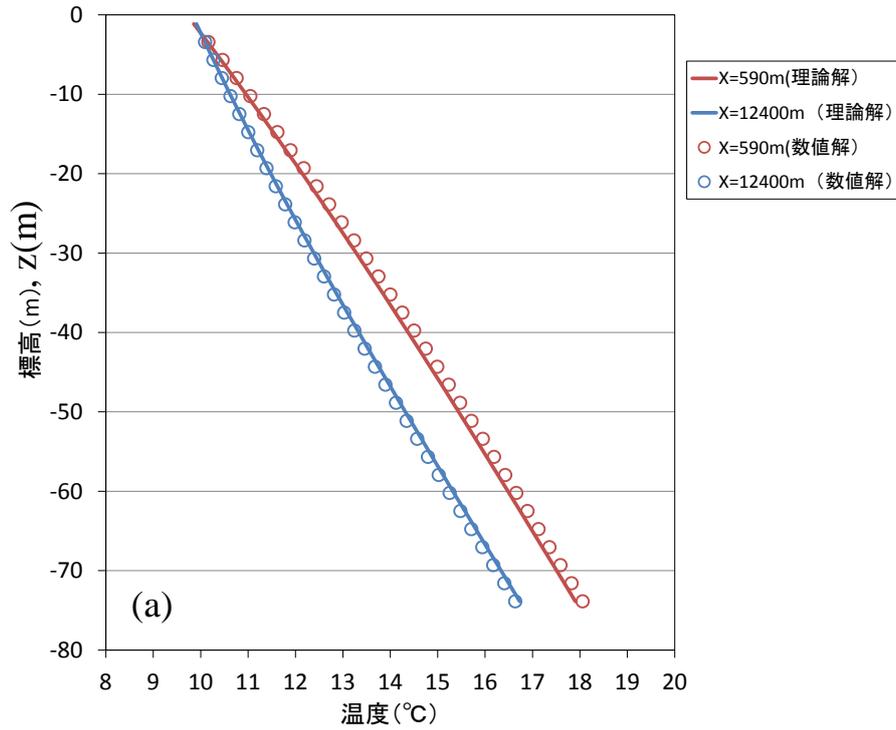


図 27 定常状態における温度分布の理論解と解析結果の比較：(a)水平座標 $X=590\text{m}$, 12400m 地点における深度方向の温度分布, (b)標高 $Z=37.5\text{m}$, $Z=74\text{m}$ 地点における水平方向の温度分布(Case T1-b)

Figure 27 Comparison of simulated results of Case T1-b with exact solutions of temperature field in steady state: temperature profiles along (a) the depth direction at the locations $X=590\text{m}$ and $X=12400\text{m}$, (b) the horizontal direction at the elevations $z=37.5\text{m}$ and $z=74\text{m}$.

(2) 高密度粘土材料中の流体・熱同時輸送実験の再現解析

1) 概要

高レベル放射性廃棄物の地層処分研究分野では、深部地下の岩盤空洞中に設置される人工バリア (EBS: Engineered Barrier System) 中の流体移動挙動を解明するための様々な実験的、解析的取り組みが行われてきている。

高密度に圧密された粘性土 (ベントナイト) は、ガラス固化された放射性廃棄物を格納する金属製オーバーパックの周囲に設置される主要な EBS 構成材料の 1 つである。処分場閉鎖後の EBS 内部状態は、周辺岩盤からの地下水流入によって再冠水が進行する。同時に金属製オーバーパックに地下水が接触することで腐食ガスが発生し、EBS 中の再冠水と共にガス移行が同時進行する複合挙動が生じることが知られている。

ここでは、スペイン放射性廃棄物管理公社 Enresa を実施主体として行われた国際共同研究 FEBEX より、工学規模における再冠水過程を模擬したモックアップ試験系を対象とし、ベントナイト内部の流体・熱同時輸送挙動の再現解析を行った。

2) FEBEX モックアップ試験

文献

Enresa, FEBEX project full-scale engineered barriers experiment for a deep geological repository for high level radioactive waste in crystalline host rock, FINAL REPORT
Martin, P. L., Barcala, J. M., & Huertas, F. (2006). Large-scale and long-term coupled thermo-hydro-mechanic experiments with bentonite: the FEBEX mock-up test. *Journal of Iberian geology*, 32(2), 259-282.

試験系のセットアップ

図 28 に FEBEX モックアップ試験系の概要を示す。ベントナイトは多数の成型ブロックを用いて全長 6m、直径 1.62m の円筒形状に組み合わされ、スチール製容器内に格納される状態で設置されている。ブロック間の隙間を含めたバルク乾燥密度は 1.65Mg/m^3 である。

試験系統は加熱試験系と注水試験系から構成される。加熱試験はベントナイト中心部に埋め込まれた 2 機のヒータを用いて行われる。注水試験は給水タンクに接続されたベントナイト外側からの圧入によって行われる。本試験は 1997～2002 年までの間に実施され、ベントナイト内部の計 25 か所の測定断面に埋め込んだ温度、圧力および相対湿度等の各種センサーにより内部状態の連続計測が行われた。

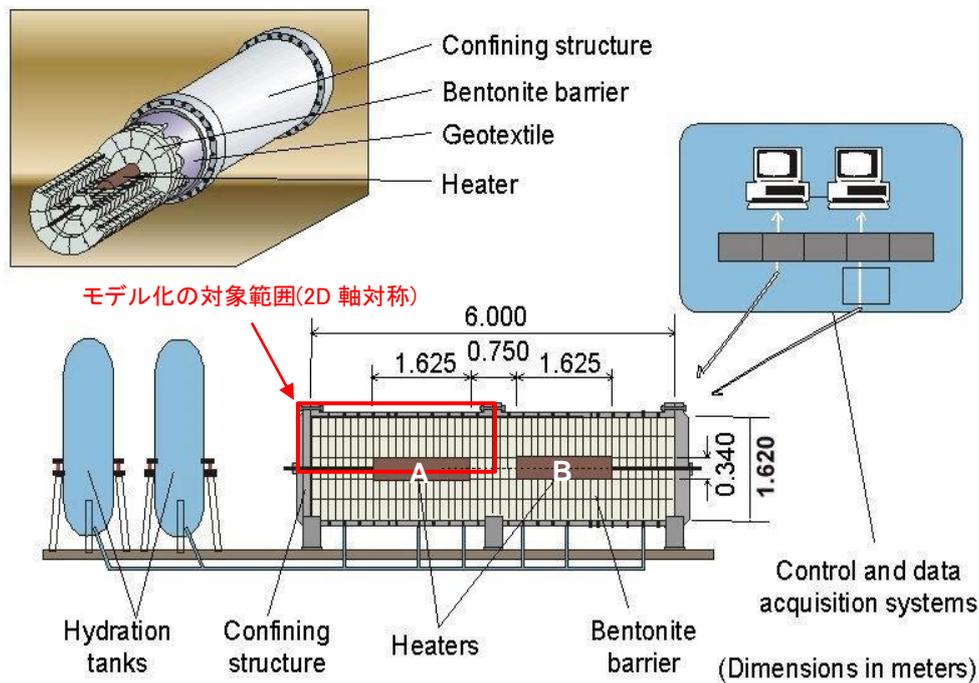


図 28 FEBEX モックアップ試験系 (Enresa, 2000 に加筆)

Figure 28 Experimental set-up of the FEBEX mock-up test

3) 解析条件

対象システムは、水、ガスの 2 相流れに水蒸気、溶解ガスの移流拡散及び熱の移動を加えた 2 相 5 成分流体系とし、実験開始後のベントナイト内の水分状態の変遷を解析した。固相-流体相間の熱交換は瞬時平衡を仮定し、両相の温度差は無視できるものと仮定した。気液流体の相変化は、水蒸気生成・凝縮、ガス溶解・遊離による相間移動現象を考慮した。

対象試験系は発熱性廃棄体を模擬した 2 機のヒータ A、B を直列に配置した坑道横置き方式を模擬するものである。坑道の長手方向は、ヒータ A と B の中間点 (AB 面) を対称面としたモデルを作成した。また、ベントナイトの中心からの加熱と周囲からの注水時の圧力負荷は半径方向の流体、熱移動を支配的にする (重力の影響を無視できる) ものとして軸対称性を仮定した。

図 29 に、これらの対称性を考慮した 2 次元軸対称モデルを示す。ベントナイト材料の初期温度は 21°C、水飽和率は 58.6% である。ヒータ部には温度変化条件を与え、外周のステンレス容器は、圧力一定としてベントナイト最外周からの均質に注水される境界条件を模擬した。モックアップ試験系で使用されたベントナイトの浸透率、毛細管圧力、熱伝導率等の基本データは各種の室内実験により取得されている。これらの物性条件を表 11 に示した。

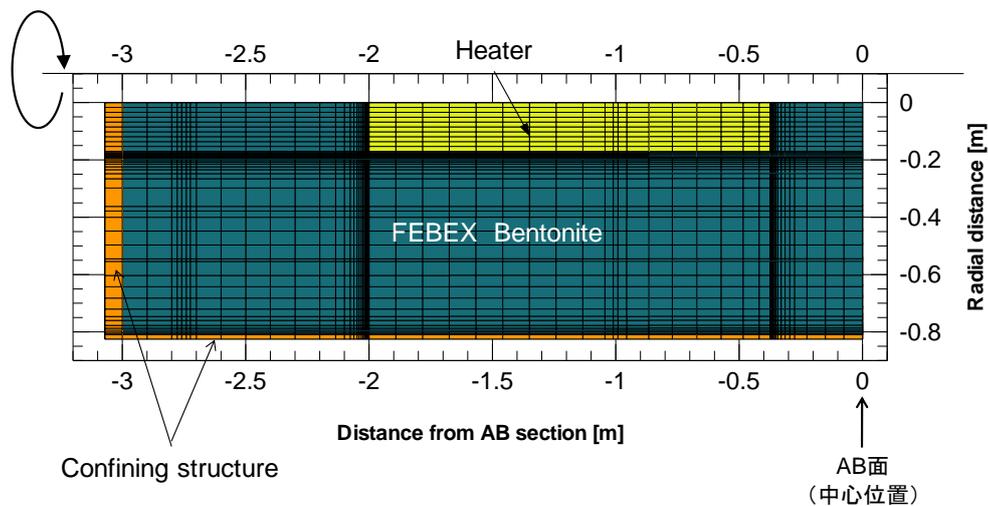


図 29 FEBEX モックアップ試験系を模擬した 2次元軸対称モデル

Figure 29 2D axis-symmetric numerical model of the FEBEX mock-up test field

表 11 解析条件 (Case-T2)

Table 11 List of major parameters of the Case-T2

分類	パラメータ	単位	数値	備考
ベントナイト	乾燥密度 (平均)	Mg/m ³	1.64	
	空隙率	-	0.40	
流体	絶対浸透率 (水相)	m ²	1.0×10 ⁻²¹	
	絶対浸透率 (気相)	m ²	1.0×10 ⁻¹⁶	
	相対浸透率曲線 (水相)	-	S _w ^{1.95}	(図 30)
	相対浸透率曲線 (気相)	-	1.0	
	毛細管圧力曲線		Van-Genuchten 式	(図 30)
	残留飽和率	-	0.1	
	最大飽和率	-	1	
	ガス侵入圧	Pa	30	
	実験パラメータ λ	-	0.32	
水蒸気	拡散係数	m ² /s	2.13×10 ⁻⁵	
熱	熱伝導率	W/m/K	1.1	
	比熱	J/kg/K	870.50	

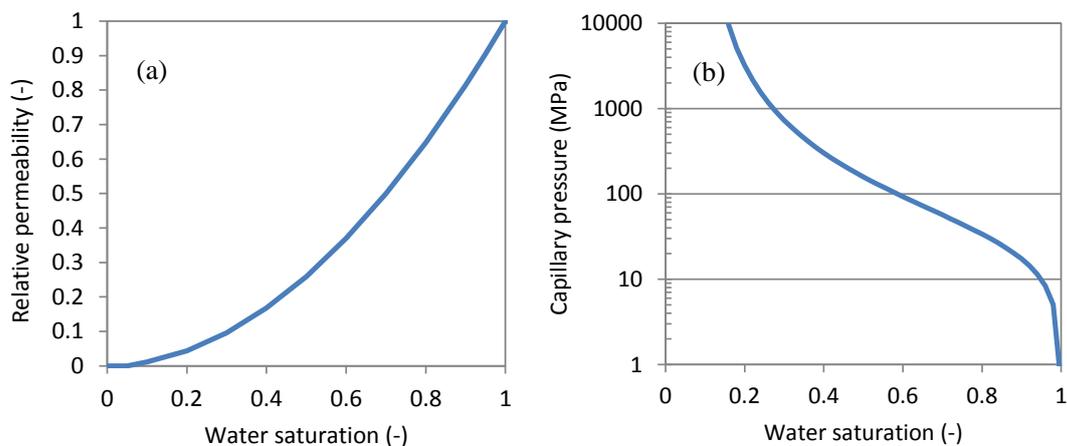


図 30 2 相流パラメータ（水相の相対浸透率曲線，毛細管圧力）

Figure 30 Air-water two phase flow parameters: (a) relative permeability curve for water phase (left), (b) capillary pressure curve (right)

4) 結果

図 31 に，ベントナイト中の水飽和度，水蒸気濃度及び温度の分布について，実験開始後の状態変化を解析した結果を示す．時間経過に従って，ベントナイト中の水飽和度は注水を与えているベントナイト外周から上昇するとともに，ヒーター周辺の高温部で生成した水蒸気が外周方向へ移動する結果となった．温度上昇はヒーター周辺から周囲へ広がる結果となった．図 32 には，熱源（ヒーター）からの距離が異なる幾つかの地点について，温度，注水量及び相対湿度の経時変化を実験結果と解析結果を比較した．各点の温度変化及び径方向の温度勾配は，両者で良く一致する結果となった．相対湿度については，実験開始直後の温度上昇による急激な増加とその後の水蒸気拡散によって低下する特徴的な傾向が良好に再現された．これより，熱源から外側へ向かうベントナイト内部の水分移動は，熱源近傍の高温側で生成された水蒸気がガス相中を拡散移動し，熱源から離れた低温側で凝縮する潜熱移動を考慮した 2 相流体流動として解釈できることが示された．実験開始後の 20～300 日間に見られるヒータ近傍 ($r=0.22\text{m}$) での相対湿度の低下は，解析結果が実験結果に対して早い傾向となった．ヒータから離れた地点 ($r=0.70\text{m}$) では解析結果が実験結果より応答が緩慢となった．実際の実験系では，試験体中に埋め込まれたセンサーケーブルやブロック間の隙間を事前注水によって膨潤させ，試料全体を均質化させる操作が行われている．この操作過程でのベントナイト内部の水分状態の変化が実験開始時の初期状態となり，直後の非定常変化の実験結果と解析結果の相違に関与しているものと考えられる．なお，CODE_BRIGHT 等による同様の解析結果では，ここで得られた結果と同様の傾向が得られており，実験開始時のベントナイト内部の水分状態の不均質性が指摘されている(Martin, 2006)．

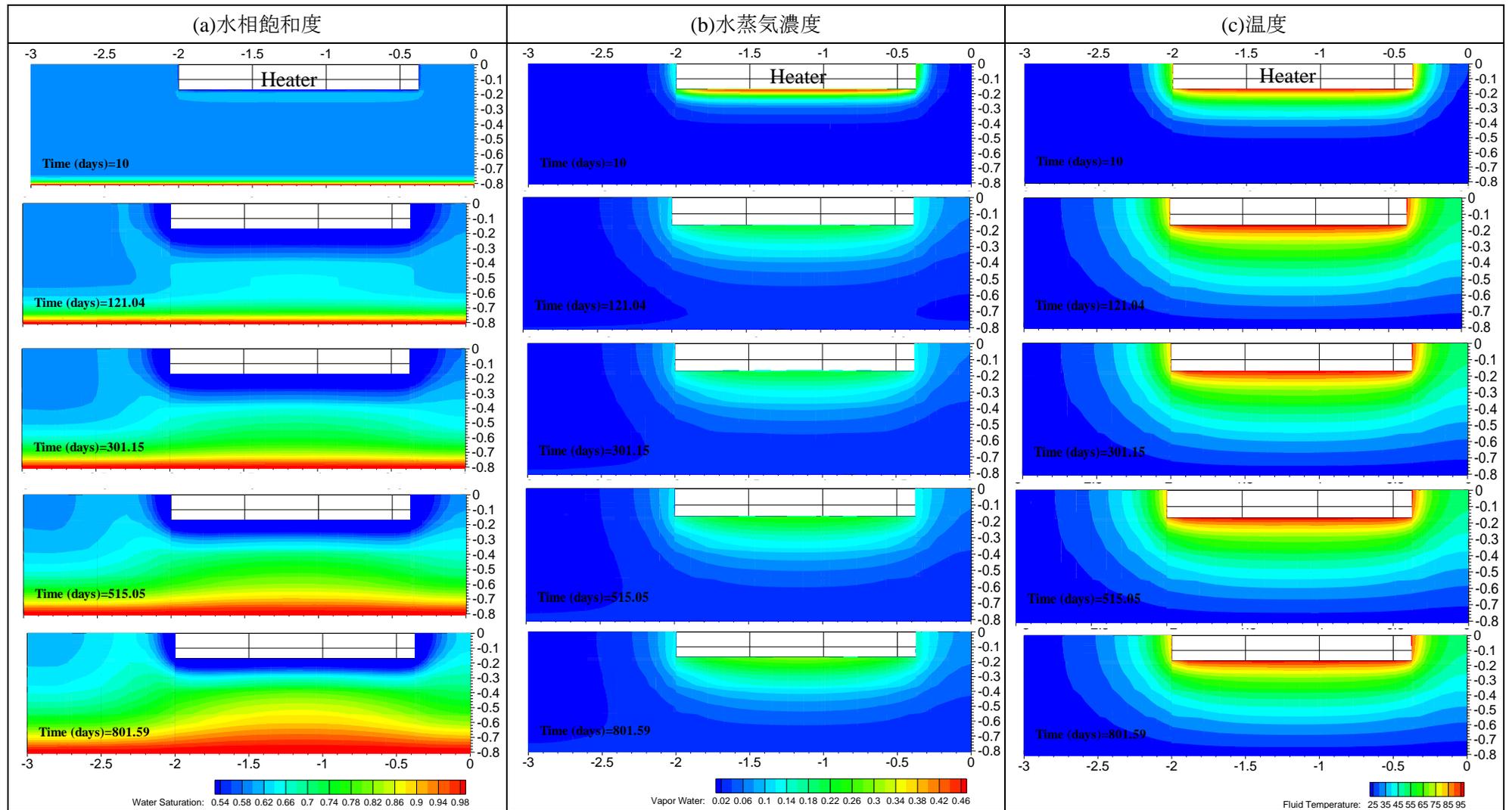


図 31 ベントナイト内部の水飽和度，水蒸気濃度，温度分布の経時変化

Figure 31 Simulated spatial distribution of (a) water saturation (left), (b) water vapor (middle) and (c) temperature (right) in bentonite material at different elapsed times

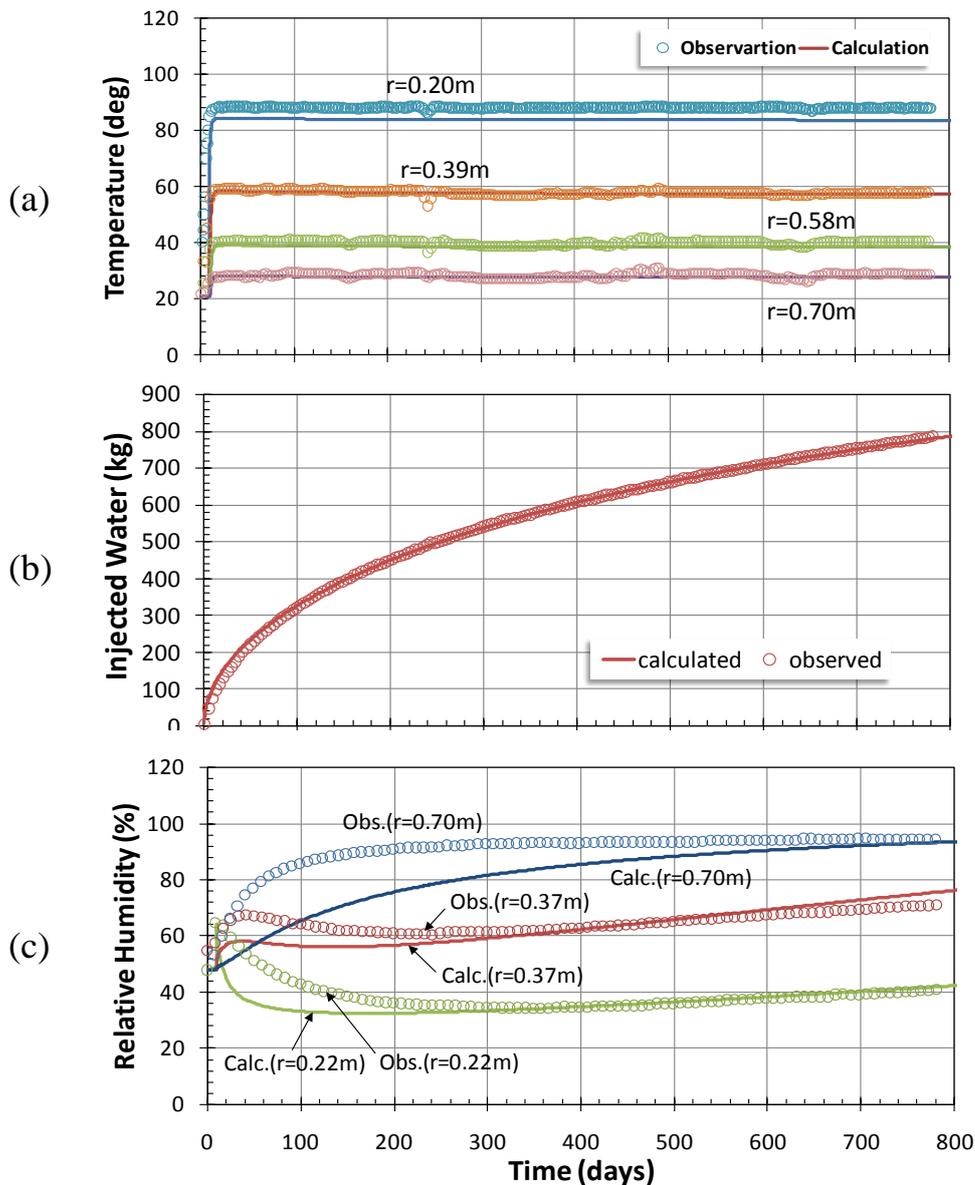


図 32 温度，注水量，相対湿度のシミュレーション結果と実験結果の比較

Figure 32 Comparisons of simulated and measured results: (a) temperature at the different radius locations ($r=0.20\text{m}$, 0.39m , 0.58m and 0.7m), (b) cumulative injected water mass, (c) relative humidity at the different radius locations ($r=0.22\text{m}$, 0.37m and 0.7m)

(3) 水蒸気輸送現象としての土壌蒸発量評価に関する動作確認

1) 概要

土壌カラムを模擬した鉛直一次元系を対象とし，カラム上面を地表面として日射及び降水の時間変動データを与えた数値実験を実施した。

ここでは，土壌中の水分状態と地表面を通過する水蒸気フラックス（土壌蒸発量）の

応答関係を考察するとともに、土壌蒸発量については、第3章で述べた水蒸気生成・凝縮とその移動現象として一般化した新たなモデル化手法とバルク式による推定結果との比較を通じて、数値解の妥当性を検証した。

2) 数値実験系の概要

長さ 30m の土壌カラムを模擬した鉛直一次元モデルを用いる。モデル上端は地表面とし、地上の気象変化を外力条件として与えた際の土壌内部における状態量変化を解析する。気象外力は、アメダス観測データより実際の放射、降水量等の季節変化データを地表面へ与え、土壌内部の変化が周期的に反復される状態となった2か年を評価対象期間とした。なお、水相、気相及び固相間の熱交換は平衡過程を仮定し、各相の温度は同じものとした。土壌カラム内の初期水位は、それぞれ乾燥状態、湿潤状態の違いに対応づけた GL-1m (高水ケース: Case HW), GL-28m (低水ケース: Case LW) について数値実験を実施した。いずれのケースも、モデル下端は圧力、飽和度、水蒸気濃度及び温度の状態量変化が生じない固定境界とした。

3) 解析条件

モデル上面の地表面へ与える気象条件は、図 33 に示す実際の地上観測データのうち 2002 年～2003 年の2年分を用いた。これらの気象外力は日単位の変動データとして与えた (図 33 は月単位データとして表記)。

本数値実験で用いる土壌物性値と初期水位を示す。

解析結果との比較に用いるバルク式による蒸発量は次式を用いる (近藤、2004)。

$${}_{t}E = {}_{t}\rho_{g}C_{E}V_{g}[q_{sat}(T) - q] \quad (5-13)$$

ここに、 ${}_{t}$ は水の気化潜熱 (J/kg)、 E は蒸発量 ($\text{kg}/\text{m}^2/\text{s}$)、 ρ_{g} は空気密度 (kg/m^3)、 C_E はバルク輸送係数 (-)、 V_g は風速 (m/s)、 q_{sat} は気温 T に対する飽和比湿(kg/kg)、 q は地表面温度に対する飽和比湿 (kg/kg)である。バルク輸送係数は、ここでは平らな裸地に相当する 0.0015 (近藤、2004) を用いた。

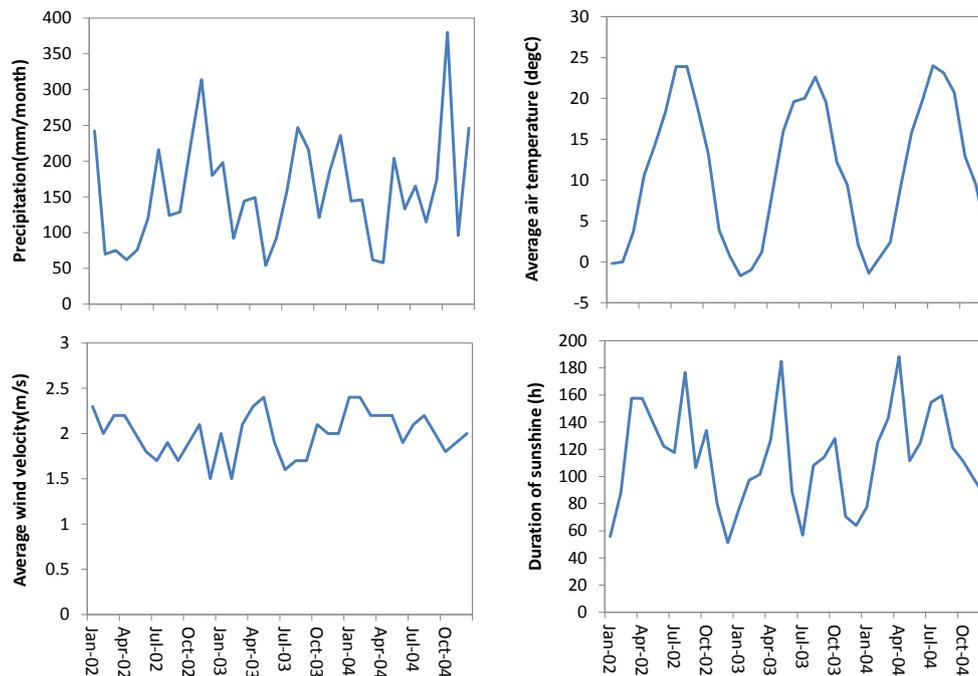


図 33 地表面に与えた気象データ（月データ，2002年～2004年）

Figure 33 Meteorological forcing data for land surface (Monthly, 2002 - 2004)

表 12 解析条件 (Case-H3)

Table 12 List of major parameters of the Case-H3

透水係数	1×10^{-7} m/s
有効間隙率	40 %
初期水位	高水ケース(Case HW) : GL-1m 低水ケース(Case LW) : GL-28m

4) 結果

図 34 に上述の2つの解析ケースで得られた地表面からの累積水蒸気フラックス（土壌蒸発量）をバルク法による潜熱輸送量の推定結果と比較した結果を示す。高水ケース HW では、本手法とバルク式による土壌蒸発量の差異は比較的小さく、両者の違いは1年間で約 50mm であった。土壌蒸発量は、本手法よりもバルク法がやや大きい。一方、低水ケース LW では、本手法に対してバルク法の土壌蒸発量が極端に小さく、ほとんど土壌蒸発が生じない結果となった。本手法とバルク法との差異は1年間で約 300mm に達する。すなわち、バルク法の土壌蒸発は初期水位に対して感度が大きく、本手法に対して高水ケースで過大評価、低水ケースで過少評価となる。本手法は高水、低水ケース間の土壌蒸発の差異は約 100mm/y と小さく、初期水位に対する感度はさほど大きくない結

果となった。

図 35 に地表面からの深度 5m の地点(GL-5m)の温度変化と地表面を通過する水蒸気フラックスの解析結果を示す。

これによると、GL-5m の温度変化の振幅は LW より HW が 5℃程度小くなる結果となった。季節による違いは、冬季は HW が LW より高く、逆に夏季は HW が LW より低く、HW は LW よりも応答が緩慢であると言える。この季節変動の傾向は両者の水分量によって異なるアルベドと熱輸送の関係から解釈することができる。土壌水分量の多い HW は、LW よりアルベドが小さく熱量を多く吸収するため、地下への熱伝導が LW よりも大きくなる。この傾向は正味放射が少ない冬季～初夏にかけて顕著にみられる。夏季は正味放射が多くなり、HW では地中熱伝導よりも蒸発が優勢となり温度上昇は抑制される。LW は土壌水分量が少なく 1 年を通じて蒸発が制限されるため、地中熱伝導が優勢となり、HW よりも地上の温度変化に対する影響が現れやすい結果となる。

このような土壌水分量に関係した特徴的な季節変動のパターンは、地表付近に地下水面があり比較的湿潤な沖積低地と不飽和領域が発達した山間地や段丘地形等の状態に対応付けて解釈することができる。

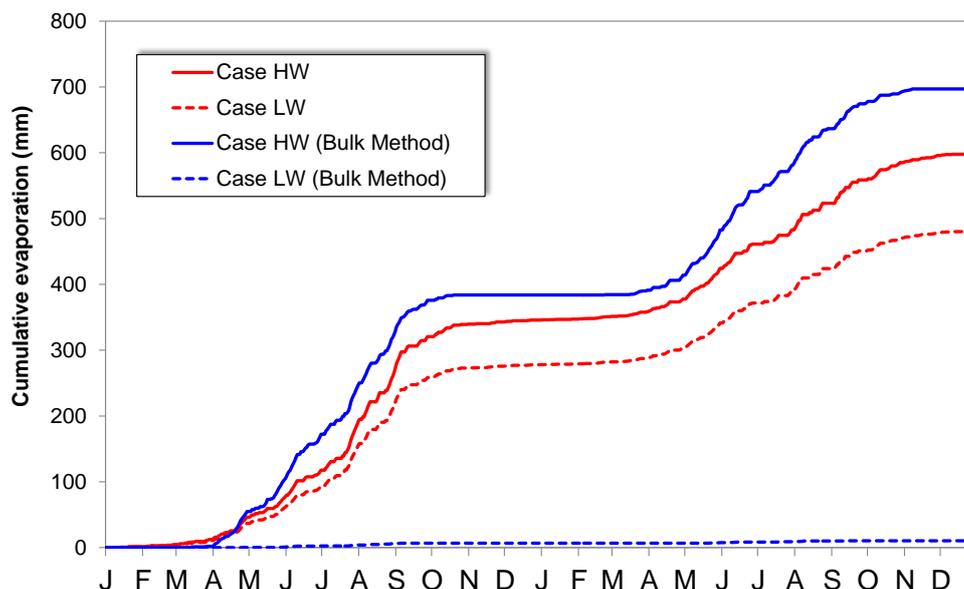


図 34 地表面からの累積水蒸気フラックス（累積土壌蒸発量）

Figure 34 Simulated cumulative water vapor flux through the land surface (cumulative soil evaporation): solid and dashed lines represent HW (high water) and LW (low water) cases, respectively. Simulated results by the proposed method are shown in red color. Blue color shows the estimated results by the bulk method.

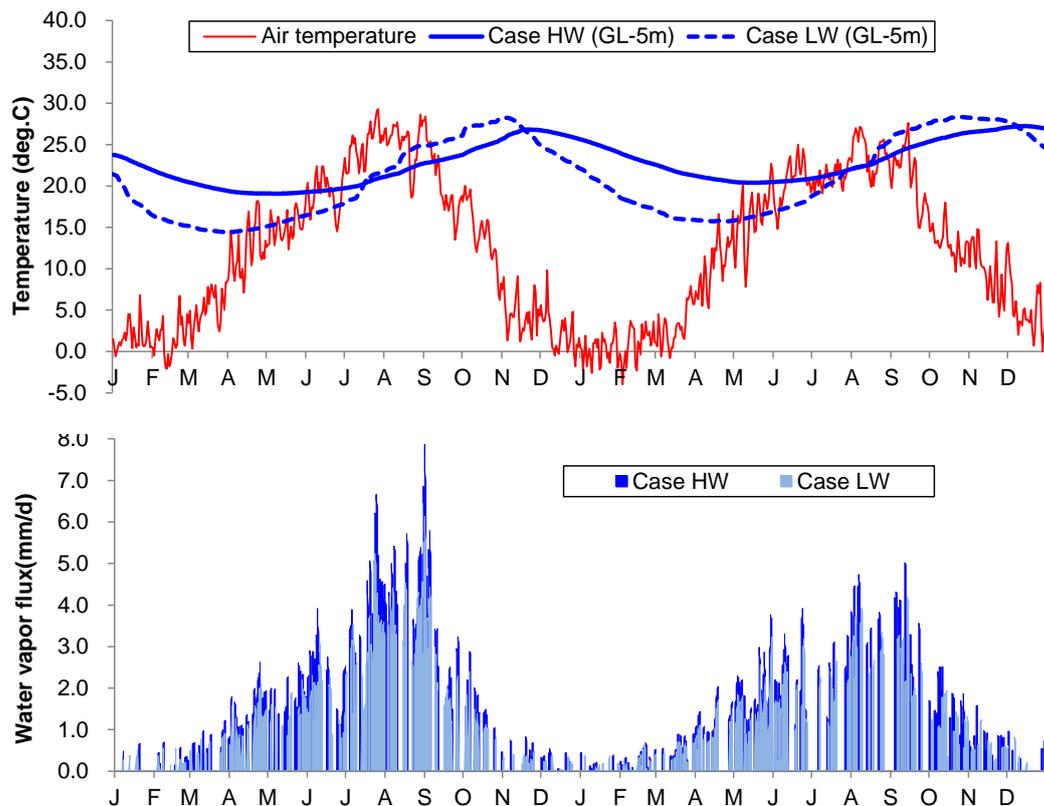


図 35 深度 5m 地点における温度変化と地表面を通過する水蒸気フラックス
 Figure 35 Simulated time evolutions of temperature at the depth 5m from the land surface (top) and water vapor flux through the land surface (bottom).

(4) 地表面を通過する熱・物質フラックスに関する数値実験

1) 概要

流域スケールの地表面～地下水面間の通気帯（ベイドズゾーン）における熱・物質移動現象と地表面を通過する水蒸気，熱量等のフラックス変動に着目した数値実験を行った。本数値実験では，我が国の典型的な地形・地層条件を模擬した複数パターンの数値実験モデルの結果を比較し，山体内の水分状態の相違が地表面を通過する水蒸気フラックスへ与える影響を考察した。

2) 数値実験系の概要

我が国の典型的な地形・地層条件を模擬した数値実験モデルを作成した。本検討では，水平距離が約 20km，比高 1000～1500m の水源域を想定した断面 2 次元モデルを用いた。数値実験モデルは，山体地質の形成過程と物性分布の異なる次の 4 パターンを作成した。図 36 に作成した数値実験モデル（透水性分布）を示す。

- Case. A: 風化・弛みゾーンの発達した堅岩
- Case. B: 固結度の低い堆積岩類
- Case. C: 花崗岩のマサ状風化
- Case. D: 火山体(Case.D)

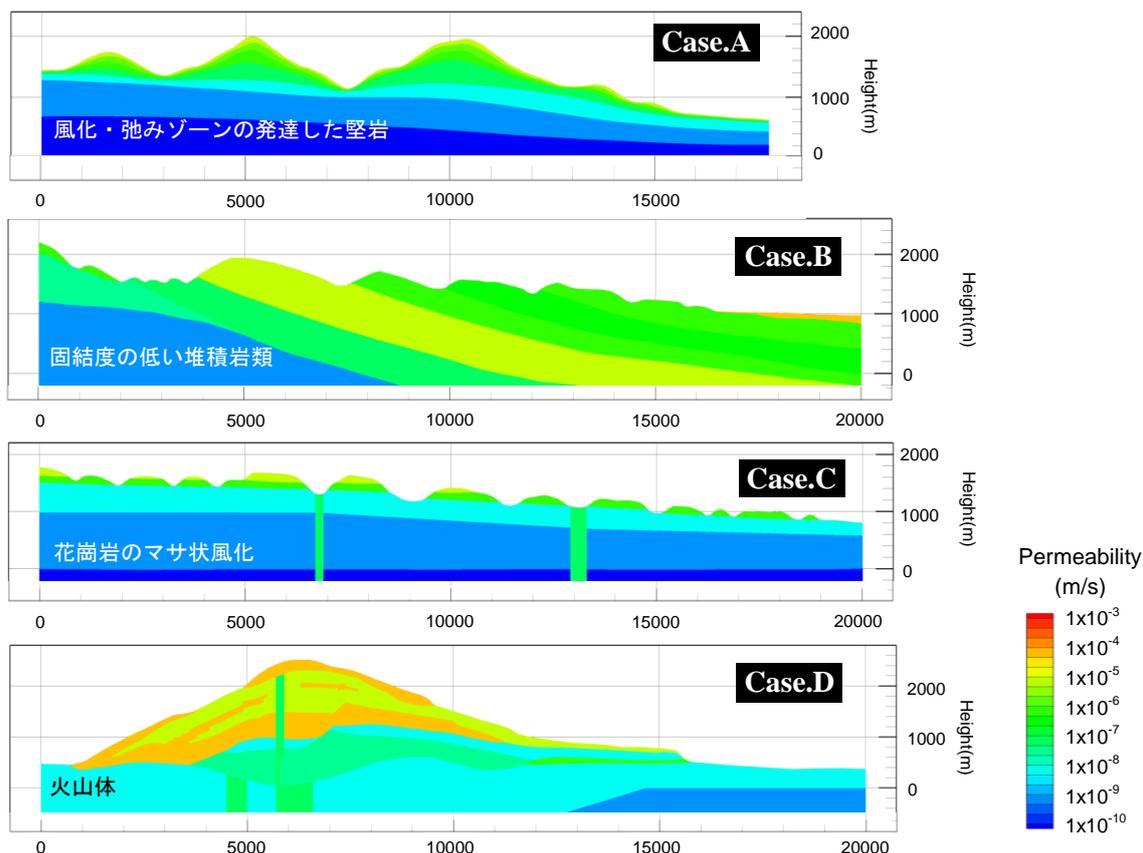


図 36 異なる地形・地層構造を模擬した数値実験モデル

Figure 36 Numerical experiment models with different topographical and geological settings (Case A, B, C and D). Colors show the magnitude of hydraulic permeability.

3) 解析条件

数値実験モデル毎に求めた平衡流動場を初期条件として，図 33 に示した 3 年間の季節変動を与えた非定常解析を行う．前ケースと同様に，気象外力は日単位データとして地表面に与える．

表 13 に水，空気（乾燥，湿潤）及び水蒸気の基礎物性を示す．飽和水蒸気圧の評価には，間隙中の液滴の表面張力による変化（Vapor Pressure Lowering）を考慮した．

表 14 に陸面熱収支及び地層物性の主な条件設定を示す．

使用した気象外力データは，ある地点で実際の観測データとして得られた日照時間，

気圧，降水，気温，平均風速，相対湿度とし，これを全てのモデルに同一の外力条件として与えた．ただし，各モデルの地形標高に応じて異なる気圧，気温の高度効果を考慮した．陸面の土地利用・被覆の詳細は考慮せず，マニングの粗度係数は一律 $0.3\text{m}^{-1/3}\text{s}$ と仮定した．可能蒸発散量の評価はバルク式によった．樹冠遮断，積雪・融雪は考慮しない．

なお，前ケースと同様に，本数値実験では流体，地盤の間の熱交換は平衡過程を仮定し，それぞれの温度は同一として扱った．

4) 結果

数値実験モデルによる地表面を通過する水蒸気フラックスの解析結果を図 37 に示す．これらの水蒸気フラックスは，計算領域の全体で合計した正味フラックスを単位面積当たりに換算したとして比較したものである．地下から地上への移動を正值，地上から地下への移動を負値として示した．

解析された水蒸気フラックスの季節変動パターンは，いずれのケースについても，夏季に地下から地上へ向かう移動（正值）が卓越し，温度上昇によって水蒸気生成が増加した影響が顕著に現れる結果となった．冬季の水蒸気フラックスは夏季に対して極端に小さくなり，地上・地下間の水蒸気交換はほとんど生じていない．

図 38 は，ケース間の水蒸気フラックスの相違を累積値で比較したものである．計算期間の全体にわたり，地下から地上へ移動する水蒸気が支配的であり，地上から地下への移動は限定的である．

1 年間の累積水蒸気量はモデルによって異なり $100\sim 200\text{kg/m}^2$ の範囲となり，大きい順に $C>A>B>D$ となった．累積水蒸気量が最も多い C モデルは，他ケースに比較して谷密度が明らかに大きいため，地下水が地表面に接近し易く，蒸発が促進されるためと解釈される．D モデルは火山体の透水性が高く不飽和帯が深部まで発達するため，山体中の水分量が最も少なく最も小さい．いずれのケースについても，水蒸気フラックスは地表付近の土壌水分量の影響を受け，1 次元土壌カラムを用いた前ケース T4 とほぼ整合した結果が得られた．

表 13 流体成分の基礎物性

Table 13 Basic fluid properties (water and air)

データ	単位	数値または評価式	備考
密度	kg/m ³	$\rho_p f(P) \cdot g(T)$ (水, 空気)	蒸気表
粘性係数	Pa · s	$\mu_p f(P) \cdot g(T)$ (水, 空気)	蒸気表
熱伝導率	W/m/K	0.561 (水) 0.0241 (湿り空気)	
比熱	J/kg/K	4200 (水), 1000 (乾き空気) 1800 (水蒸気)	
水蒸気分子拡散係数	m ² /s	$2.23 \times 10^{-5} (1013.25/P_g)$ $\times [(T + 273.15)/273.15]^{1.81}$	
飽和水蒸気圧*	Pa	$P_{sat}(T) \exp \left[\frac{M_w P_c(S_w)}{\rho_w R(T + 273.15)} \right]$	Kelvin 式

※ T は温度(°C), $P_{sat}(T)$ は飽和蒸気圧(Pa), M_w は水の分子量(g), $P_c(S_w)$ は毛細管圧力(Pa), R は気体定数(J/kg/K)

表 14 陸面熱収支及び地層物性に関する主な解析条件 (Case-T4)

Table 14 List of major parameters of the land surface processes and geological properties for the Case-T4

分類	データ	単位	数値または評価式	備考
陸面熱収支	短波放射	W/m ²	全日射量の日平均値	(近藤, 2004)
	長波放射	W/m ²	日照率より算定	(水津, 200)
	潜熱輸送	W/m ²	気液相変化	(3-47) 式
			拡散フラックス	(3-48) 式
	顕熱輸送	W/m ²	バルク式より算定	
土地利用・被覆*	粗度係数	m ^{-1/3} s	0.3	
	アルベド	-	$0.25(\theta_w < 0.1)$	アルベドは土壌
			$0.35 - \theta_w(0.1 < \theta_w < 0.25)$ $0.10(\theta_w < 0.25)$	水分量の関数として考慮
地層物性*	透水係数	m/s	$10^{-11} \sim 10^{-3}$	図 36 参照
	有効間隙率	%	1~50	
	密度	kg/m ³	2,500	
	熱伝導率	W/m/K	$K_{T,s,wet} S_w + K_{T,s,dry}(1 - S_w)$	飽和度の関数
	比熱	J/kg/K	$c_{p,wet} S_w + c_{p,dry}(1 - S_w)$	飽和度の関数
	屈曲度	-	0.5	

※ θ_w は体積含水率(m³/m³), $K_{T,wet}, K_{T,dry}$ はそれぞれ飽和, 乾燥状態の熱伝導率, $c_{p,wet}, c_{p,dry}$ はそれぞれ飽和, 乾燥状態の比熱(J/kg/K)

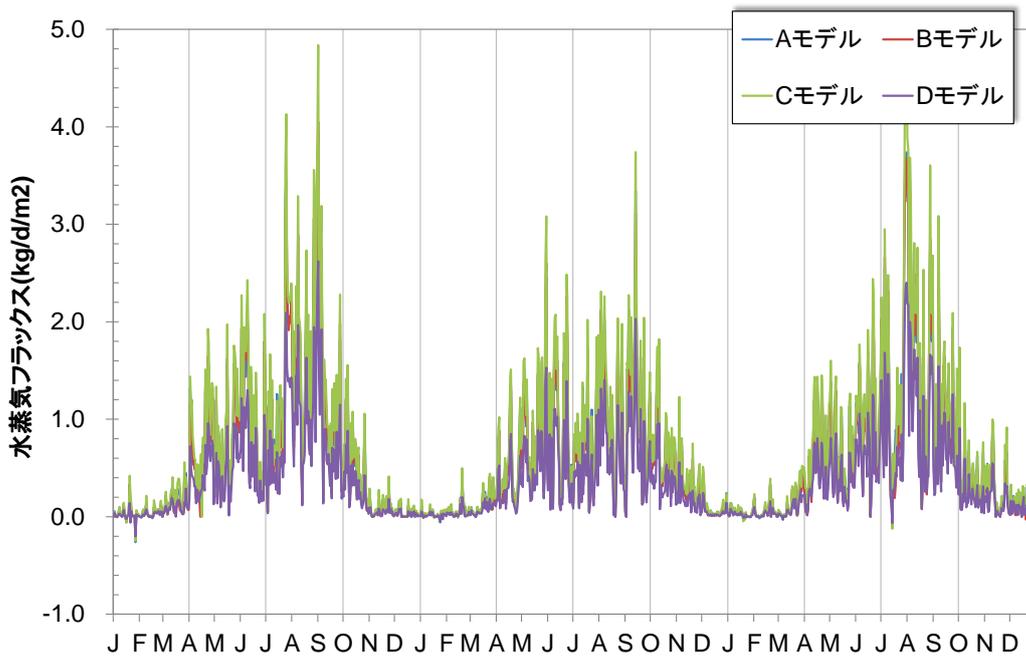


図 37 地表面を通過する水蒸気フラックスの解析結果

(正值：地下から地上への水蒸気フラックス，負値：地上から地下への水蒸気フラックス)

Figure 37 Simulated time evolution of water vapor flux through the land surface: positive and negative values show the direction of vapor water flux in upward (i.e. from subsurface to surface) and downward (i.e. from surface to subsurface) flow, respectively.

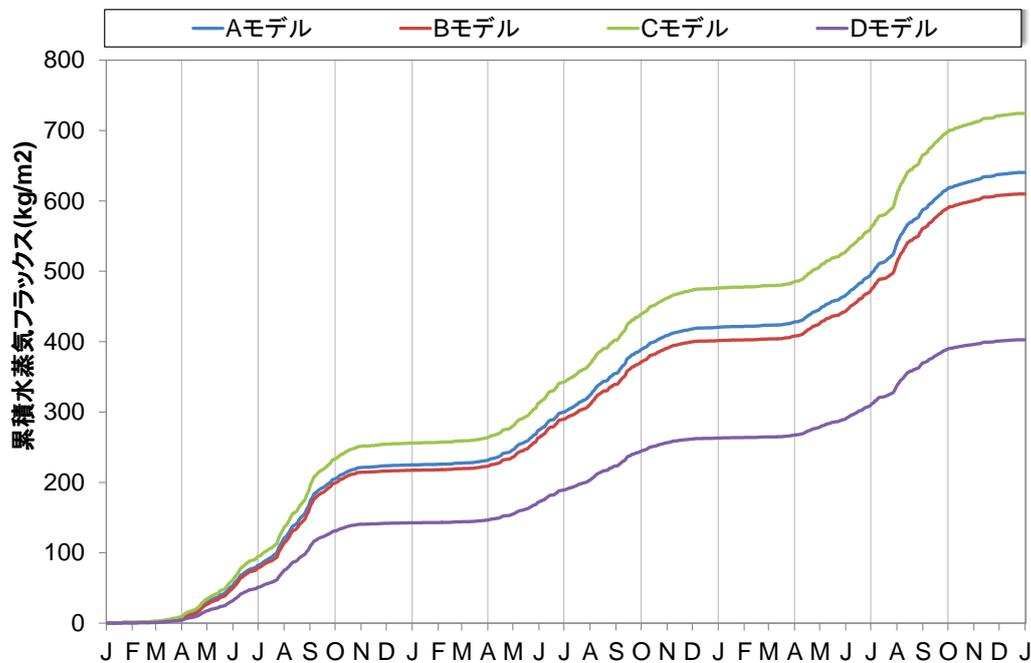


図 38 地表面を通過する累積水蒸気量の解析結果

Figure 38 Comparison of cumulative soil evaporation simulated by the different numerical experiment models A, B, C and D for 3 years

(5) 自然熱対流に関する動作確認

1) 概要

流域スケールの水循環解析では、極端に大きな圧力、温度範囲を対象としないため、流体物性の圧力・温度依存性を考慮しない等温状態のみを前提とした解析が行われる。しかし、地下から熱量供給が大きい地域や深部地下環境を着目する場合には、対象領域の温度、圧力変動範囲がかなり広がり、もはや流体物性変化との連成現象を無視することができなくなる。そのような連成現象の1つに、地下地層内の場所による温度の違いが流体密度を変化させることによって生じる自然対流が挙げられる。そこでは、密度や粘性係数等の流体物性の圧力・温度依存性を表した非線形性を考慮した流体・熱同時輸送現象が行われる。

ここでは、温度勾配が大きい実際の被圧帯水層を模擬した数値実験系を対象に、流体物性変化によって出現する自然熱対流に着目し、既往研究の TOUGH2 (Preuss, 1991)を用いた解析結果と本数値シミュレータによる解析結果との比較を行い、数値解の妥当性を検証する。

2) 数値実験系の概要

文献

Pestov, I. 2000. Thermal convection in the great Artesian basin, Australia. *Water resources management*, 14 (5), 391-403.

対象領域

本数値実験は、オーストラリア内陸東部の大規模被圧帯水層で推定されている自然熱対流を対象とするものである。

対象領域は、上下を不透水層に挟まれた矩形の被圧帯水層(水平 625m×鉛直 625m)としてモデル化し、その上面及び下面の温度をそれぞれ 36°C, 60°Cとした。この被圧帯水層の鉛直方向の地温勾配は 41.7K/km に相当するものである。帯水層上面の圧力は 1MPa, 内部は静水圧分布を初期状態とした。側方境界はいずれも閉境界とした。

3) 解析条件

数値実験系の解析モデルを図 39 に示す。

水平方向および深度方向ともに格子サイズ 25m, 25 分割とし、モデル上・下面には、上記の圧力及び温度を与える境界条件のための付加的な格子層を設けた。

表 15 に解析条件を示す。

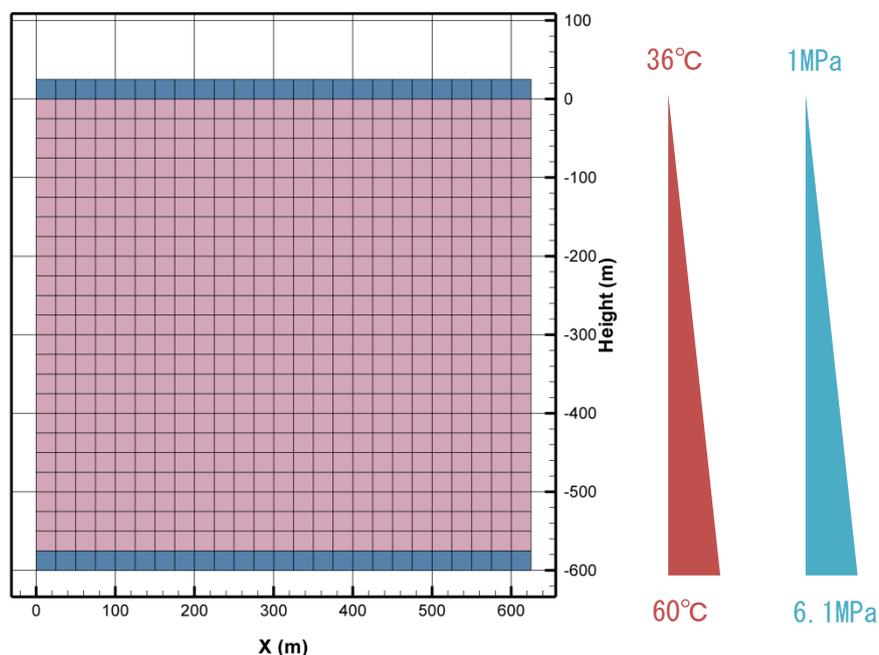


図 39 解析モデルの格子分割 (Case-T5)

Figure 39 Grid-block discretization of the numerical experiment system (Case-T5)

表 15 解析条件 (Case-T5)

Table 15 List of major parameters of the Case-T5

項目	単位	数値
熱伝導率	W/m/K	3.2 (水で飽和した岩石)
比熱 (岩石)	J/kg/K	1000
間隙率	-	0.2
岩石密度	kg/m ³	2650
帯水層の絶対浸透率	m ²	1×10 ⁻¹² (水平) 5×10 ⁻¹³ (鉛直)

4) 結果

図 40 に自然熱対流発生時の領域内の地下水流速及び温度の帯水層内分布を示した。同図(a)は既往研究の TOUGH2 による解析結果，同図(b)は本研究の解析結果を示したものである。いずれも領域中心ほど地下水流速が小さく，対流セルなどとして知られる循環流が形成され，両解析結果は良く一致する傾向が得られた。領域内の温度分布は対流セルの影響を受け，いずれも領域左端の上昇流側が高温 (54~60°C)，領域右端の下降流側が低温 (36~42°C) となる整合的な結果が得られ，流れ場と温度場の強い連成挙動に対して適切な数値解が得られることが示された。

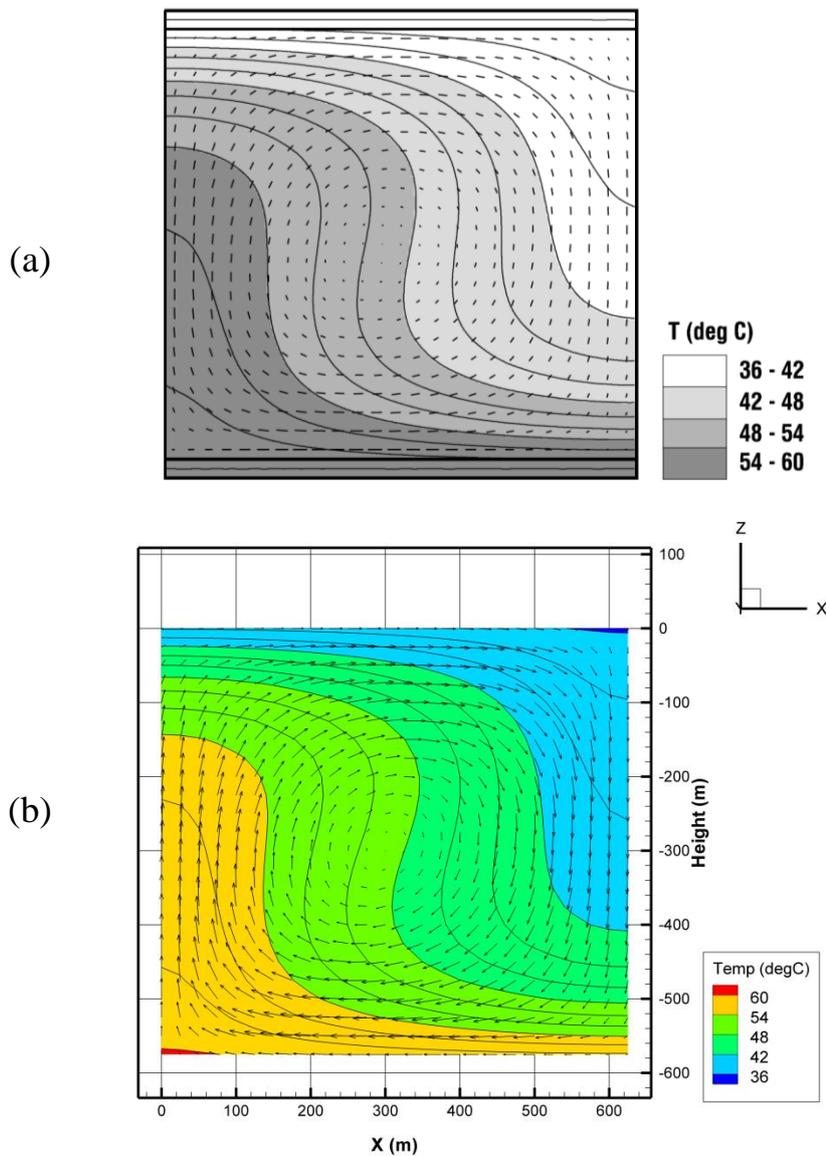


図 40 自然対熱流の発生状況と温度分布: (a)TOUGH2, (b) 本研究 (GETFLOWS)
 Figure 40 Comparison of the simulated temperature field and natural convective flow with the existing result by Pestov (2000): (a) TOUGH2, (b) This study (GETFLOWS)

5. 5. 2 流体・化学物質同時輸送問題に関する動作確認

(1) 移流場が卓越する物質移行問題を対象としたコード間相互比較

1) 概要

移流場が卓越する一次元多孔質媒体を対象に、本研究で開発した数値シミュレータと国内外で使用実績の豊富な複数の解析コードを用いて相互比較を行った。

2) 比較対象とする解析コード

本検討で用いた解析コードを表 16 に示す.

本研究で開発した数値シミュレータは時間離散化に完全陰解法を用いているため CFL (Courant-Friedrichs-Lewy) 条件は無条件安定となる. しかし, 移流項を空間一次精度の風上法によって離散化しりため数値分散を避けることはできない. これは TOUGH2 についても同様である. DTRANSU-3D・EL は移流項をラグランジュ法 (粒子追跡法), その他の項を有限要素法で計算するため, 数値分散は抑制されるが, 粒子と格子間の濃度の換算処理で数値分散が発生する. MODFLOW+MT3DMS は速度場を MODFLOW, 濃度場を MT3DMS により計算する. MT3DMS による移流項の計算には陰的差分, 陽的差分, 粒子追跡法, 3 次精度 TVD (陽解法) から選択できるよう複数の解法を備えている.

表 16 本検討で用いた数値シミュレータの一覧

Table 16 Selected computer codes to solve the advection-diffusion-dispersion problem for inter-comparison (Case-C1)

解析コード	数値解法 (離散化)	移流項の解法
TOUGH2 ^{a)}	有限体積法 (FVM)	陰的一次風上法
DTRANSU-3D・EL ^{b)}	有限要素法 (FEM)	ラグランジュ法 (粒子追跡法)
MODFLOW+MT3DMS ^{c)}	有限差分法 (FDM)	高次風上法, 粒子追跡法など
本研究 ^{d)}	有限体積法 (FVM)	陰的一次風上法

a) Preuss, 1991; b) 菱谷ほか, 1999; c) Prommer et al., 2003; d) 本研究 (GETFLOWS)

3) 解析条件

図 41 に解析モデルの基本設定を示す. 移行経路は全長 $L=100\text{m}$ とし, 格子サイズ $\Delta X=10\text{m}$ で 100 分割とした. 実流速は $1.0(\text{m}/\text{d})$ の一様流れとし, モデル両端の境界条件は入口を濃度固定, 出口を無限遠方で濃度ゼロとした. 移流場のみを対象とするため, ここでは分子拡散及び機械的分散は考慮しない.

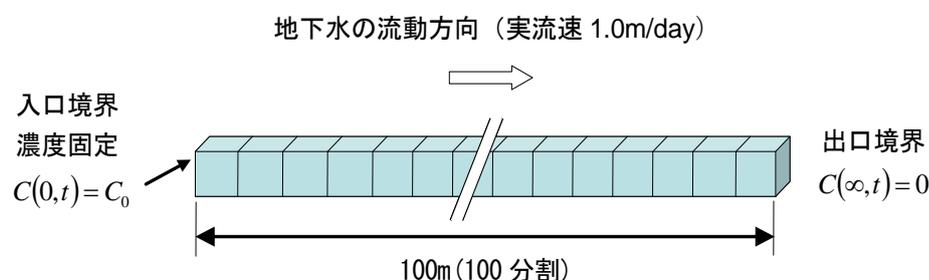


図 41 一次元移流問題の条件設定 (Case-C1)

Figure 41 Model setting of one dimensional solute transport problem (Case-C1)

4) 結果

移行経路に沿った濃度分布の解析結果を複数のクーラン数 $C (=0.5, 0.8, 1.0, 1.5$ 及び $2.0)$ に対して解析コード毎に比較した (図 42). 時間点は計算開始から 60 日後のものをを用い、それぞれに厳密解を示した.

MT3DMS は 3 次精度 TVD スキームを用いた. MT3DMS は解析コード内部で CFL 条件を満足するよう時間刻み幅 Δt を自動設定するため, クーラン数が 1.0 以下の結果のみを示した. 本数値シミュレータと TOUGH2 の解析結果は, 移流項の解法が同じためほぼ完全に一致する結果が得られた. いずれも移流項の空間離散化に一次風上法を採用しているため数値分散が入り, 濃度フロントのシャープな形状は保持されない.

実際のフィールド問題では, 物質の移行距離に応じた分散効果が必ず存在し, たとえば, 縦分散長 α_L が移行経路 L の $1/10$ 程度となること等が分かっている. それぞれの図中に併記した厳密解 Exact ($\alpha_L=10m$) は, $\alpha_L = L/10$ に相当する縦分散を考慮した理論解を表し, 数値分散の大きさと比較すると実フィールドの分散の方が大きい結果となった. 本シミュレータでは貯留項の離散化に対しても一次風上法を採用しているため, 時間刻み幅が大きくなるにつれて数値分散は増大する. 一次風上差分を用いた空間・時間離散化に伴う数値分散を分散長で表すと $\Delta x + v_f \Delta t$ となる. ここに, Δx は格子サイズ(m), v_f は流速(m/s), Δt は時間刻み幅(s)である.

DTRANSU-3D・EL の解析結果をみると多少の数値振動が発生しているものの, 比較的明瞭な濃度フロントが計算されている. DTRANSU-3D・EL の移流項の解法には粒子追跡法が用いられており理論上は数値分散を含まない. しかし, 拡散項の離散化には有限要素法を用いていることから粒子から節点に濃度を変換しなければならず, そこに数値誤差が含まれてしまう. クーラン数と数値分散との直接の相関はない.

MT3DMS は厳密解を最も良く再現し, ほぼシャープな濃度フロントが維持されている. しかし, 陽解法のため CFL 条件が大きな制約となり, クーラン数は 1.0 以下に制限され, 時間刻み幅を大きくとることができない.

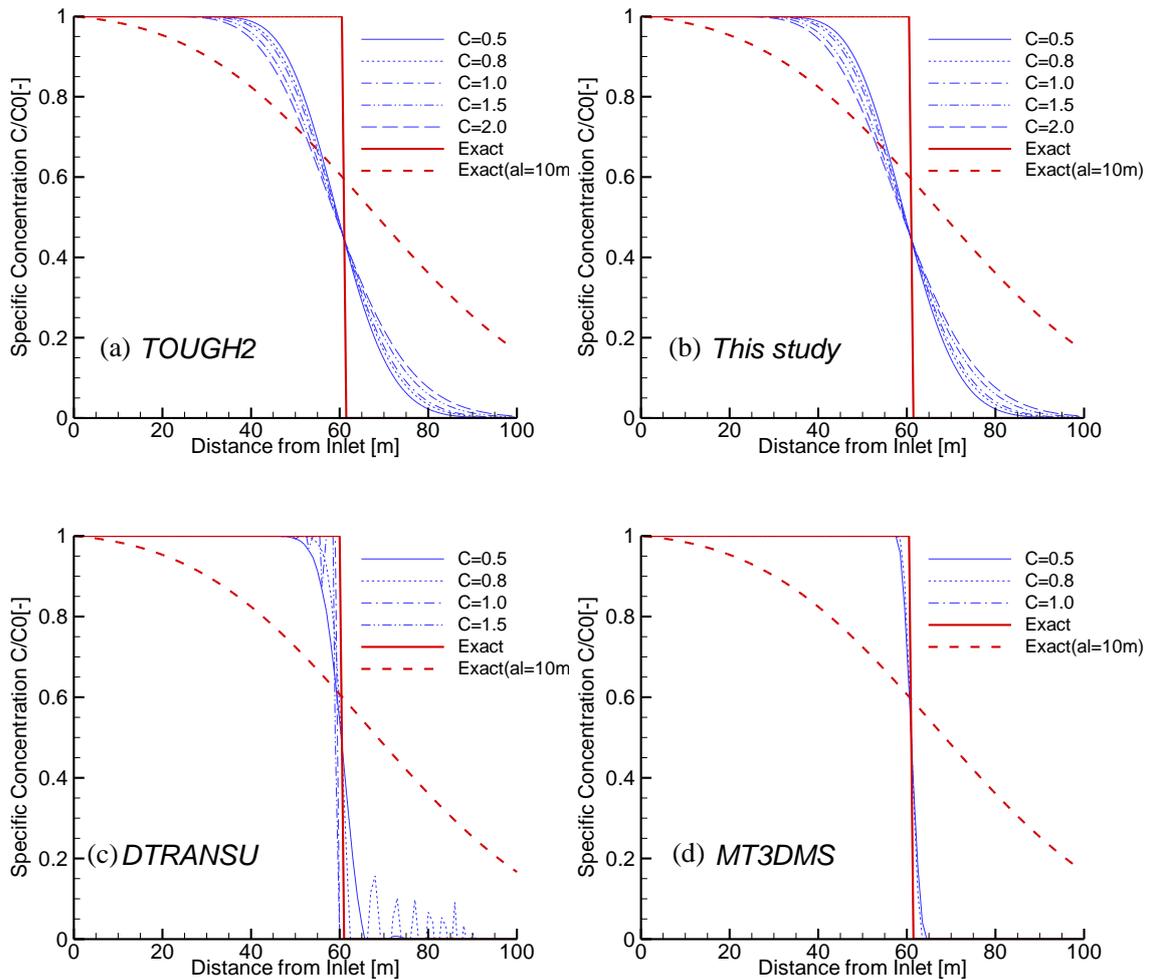


図 42 クーラン数の相違による濃度プロファイルの比較

Figure 42 Simulated results by the (a)TOUGH2, (b)GETFLOWS(this study), (c)DTRANSU and (d)MT3DMS with different Courant Numbers

(2) 亀裂性媒体を対象とした移流拡散理論解との比較

1) 概要

水で飽和した単一亀裂と周囲の母岩からなる系を対象に、Tang (1981)は亀裂及び母岩中における溶質濃度の非定常理論解を導出している。岩石中の亀裂の他にも、熱や物質が特定の経路を選択的に移動する場合は、高透水の断層や地層の不連続面等を含めて山体や深部地下などの実フィールドにおいても良く見られる状況である。ここでは、理想化された単一の亀裂を含む母岩系に対する数値解と Tang の非定常理論解を比較し、数値シミュレータの基本動作を検証した。

2) Tang の理論解

文献

Tang, D. H., Frind, E. Q., Sudicky, E. A., 1981. Contaminant Transport in Fractured Porous Media: Analytical Solution for a Single Fracture, Water Resources Research, 17 (3), 555-564

前提条件

- ① 飽和状態の単一の亀裂と母岩からなる系 (図 43)
- ② 亀裂は変形しない
- ③ 亀裂開口幅は亀裂長に対して十分小さい
- ④ 亀裂内の流速は一定とする
- ⑤ 亀裂入口は濃度一定の物質供給源 (汚染源) とする
- ⑥ 母岩内の物質移動は亀裂と直交する一次元方向の分子拡散のみ (機械的分散なし)
- ⑦ 亀裂及び母岩の範囲は無限長とする

理論解

(亀裂)

$$\frac{C_w^f}{C_0} = \frac{\exp\left(\frac{V_w}{2D_w^f} z\right)}{\pi^{\frac{1}{2}}} \int_{l'}^{\infty} \exp\left[-\xi'^2 - \frac{(V_w/2D_w^f)^2 z^2}{4\xi'^2}\right] \exp(-\chi z^2) \times \left\{ \exp[-\lambda^{1/2} Y] \operatorname{erfc}\left[\frac{Y}{2W} - \lambda^{1/2} W\right] + \exp[\lambda^{1/2} Y] \operatorname{erfc}\left[\frac{Y}{2W} + \lambda^{1/2} W\right] \right\} d\xi' \quad (5-14)$$

(母岩)

$$\frac{C_w^m}{C_0} = \frac{\exp\left(\frac{V_w}{2D_w^f} z\right)}{\pi^{\frac{1}{2}}} \int_{l'}^{\infty} \exp\left[-\xi'^2 - \frac{(V_w/2D_w^f)^2 z^2}{4\xi'^2}\right] \exp(-\chi z^2) \times \left\{ \exp\left[-\lambda^{\frac{1}{2}} Y'\right] \operatorname{erfc}\left[\frac{Y'}{2W} - \lambda^{1/2} W\right] + \exp[\lambda^{1/2} Y'] \operatorname{erfc}\left[\frac{Y'}{2W} + \lambda^{1/2} W\right] \right\} d\xi' \quad (5-15)$$

式中の媒介変数は次のとおり定義される.

$$l' = \frac{z}{2} \left(\frac{R^f}{D_w^f t} \right)^{1/2} \quad (5-16)$$

$$W = \left(t - \frac{R^f z^2}{4D_w^f \xi'^2} \right)^{1/2} \quad (5-17)$$

$$\chi = \frac{\lambda R^f}{4D_w^f \xi'^2} \quad (5-18)$$

$$Y = \frac{\left(\frac{V_w}{2D_w^f} \right)^2 \left[\frac{4R^f D_w^f}{(V_w/2D_w^f)^2} \right]^2 z^2}{\frac{4b' R^f}{\phi (R^m D_w^m)^{1/2}} \xi'^2} \quad (5-19)$$

$$Y' = \frac{\left(\frac{V_w}{2D_w^f} \right)^2 \left[\frac{4R^f D_w^f}{(V_w/2D_w^f)^2} \right]^2 z^2}{\frac{4b' R^f}{\phi (R^m D_w^m)^{1/2}} \xi'^2} + \left(\frac{R^m}{D_w^m} \right)^{1/2} (x - b') \quad (5-20)$$

ここに、 x は亀裂に対して垂直方向の空間座標(m)、 z は亀裂に沿った空間座標(m)、 t は時間(s)、 C_0 は汚染源の溶質濃度(kg/m³)、 C_w^f, C_w^m はそれぞれ亀裂中及び母岩中の間隙水中の溶質濃度(kg/m³)、 R^f, R^m はそれぞれ亀裂及び母岩の遅延係数($R^f = 1 + K_d^f/b', R^m = 1 + \rho_R K_d^m/\phi$)(dimensionless)、 K_d^f, K_d^m はそれぞれ亀裂及び母岩の分配係数(L/kg)、 ϕ は母岩の間隙率(dimensionless)、 ρ_R は母岩の密度(kg/m³)、 $2b'$ は亀裂開口幅(m)、 V_w は亀裂内の地下水流速(m/s)、 λ は崩壊定数(1/s)、 D_w^f は亀裂間隙水中の水力学的分散係数($D_w^f = \alpha_L V_w + D^*$)(m²/s)、 D_0 は分子拡散係数(m²/s)、 α_L は分散長(m)、 D_w^m は母岩間隙水中の実効拡散係数($D_w^m = \tau D_0$)(m²/s)、 τ は屈曲度(dimensionless)である。

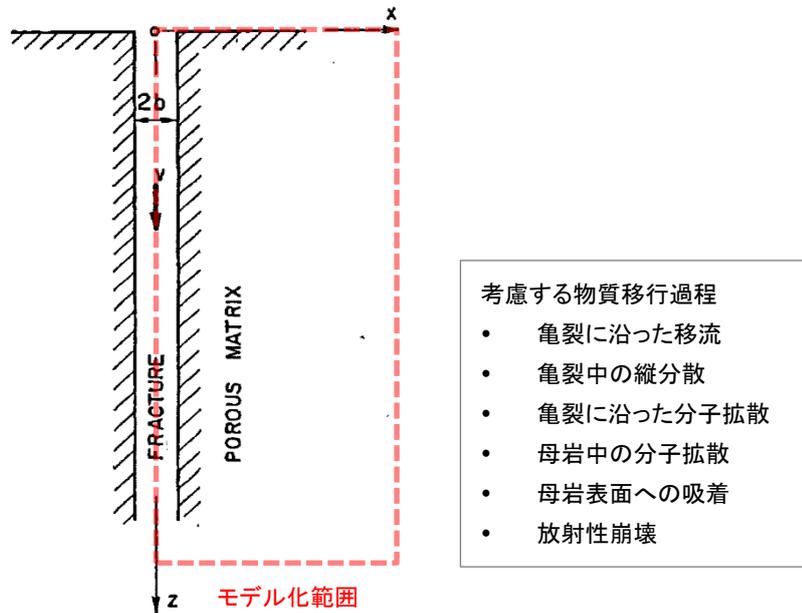


図 43 対象とする単一亀裂-母岩系

Figure 43 Schematic representation of a single fracture – host rock (matrix) system

3) 解析条件

対象系は亀裂幅の中心に対する対称性を有するため、計算領域は図 43 に示した 1/2 領域をモデル化範囲とした。亀裂及び母岩の移行距離長はそれぞれ 10m, 2m とし、出口側の境界条件の影響を受けないよう十分な長さを設定した。格子サイズは 0.02m とし、亀裂方向に 500 分割、母岩方向に 100 分割とした (図 44)。

表 17 に主な解析条件を示す。亀裂内は一定の地下水流速 0.01m/d となるよう透水係数と動水勾配を与えた。母岩内は分子拡散のみを与えるため透水係数を全域でゼロとした。境界条件は、亀裂入口を濃度一定、亀裂出口をゼロ濃度の境界とした。亀裂と接しない側の母岩の端部はゼロ濃度の境界とした。亀裂及び母岩内の初期溶質濃度は全域でゼロとした。

4) 結果

計算開始より 100 日、1000 日及び 10000 日時点における亀裂-母岩系内の濃度分布の解析結果を図 45 に示す。亀裂内の濃度変化に追随し、亀裂と直交する母岩方向のマトリクス拡散が時間の経過と共に進展する明瞭な傾向を確認することができる。

図 46 は亀裂方向の溶質濃度分布を理論解(5-15)式と数値解で比較した結果である。図 47 は、亀裂入口からの距離 3.33m, 1.67m 及び 0.67m の地点での母岩方向の溶質濃度を同様にして理論解(5-16)式と数値解を比較したものである。

いずれも、本数値シミュレータの解析結果は理論解と良好に一致し、適切な数値解が

得られていることが確認される。

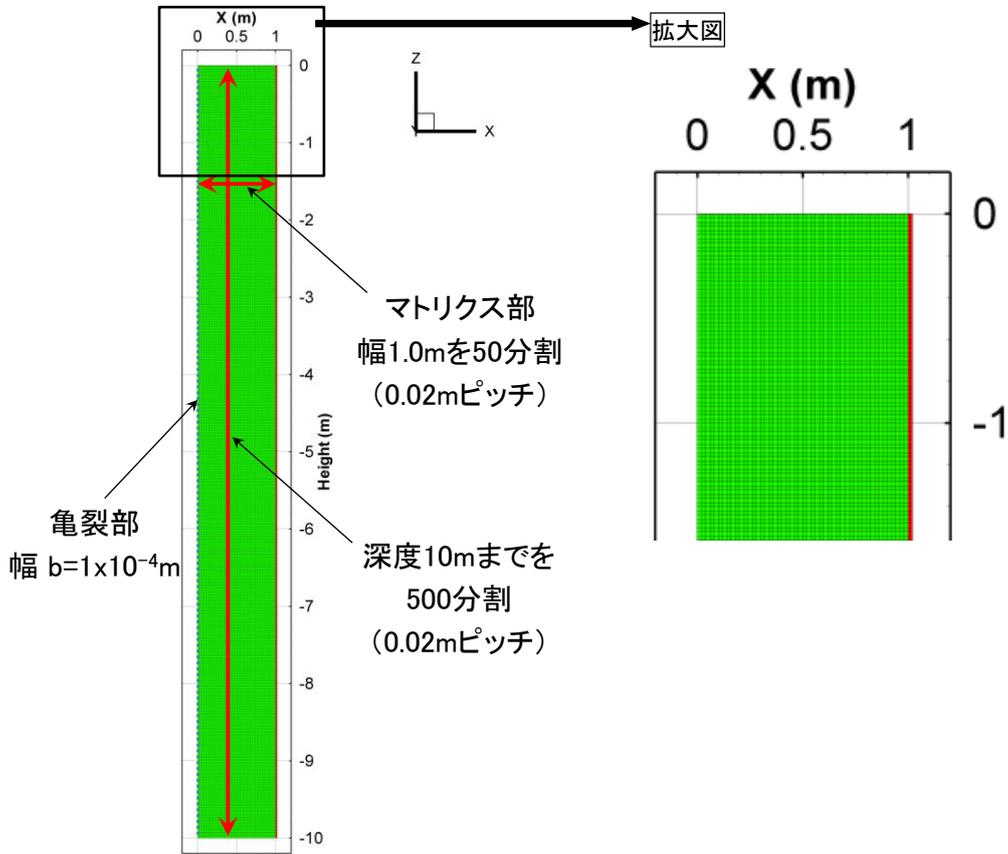


図 44 単一亀裂・母岩系の格子分割モデル

Figure 44 Grid-block system of the fracture and host rock (matrix) system.

表 17 解析条件 (Case-C2)

Table 17 List of major parameters for Case-C2

パラメータ	単位	亀裂	母岩
亀裂開口幅(2b)	μm	100	—
地下水流速	m/d	0.01	0.0
空隙率	-	1.0	0.01
分子拡散係数	m^2/s	1.6×10^{-9}	1.6×10^{-9}
分散長	m	0.50	—
屈曲度	-	—	0.1
分配係数	L/kg	0	0
崩壊定数	1/d	1.538×10^{-4}	1.538×10^{-4}

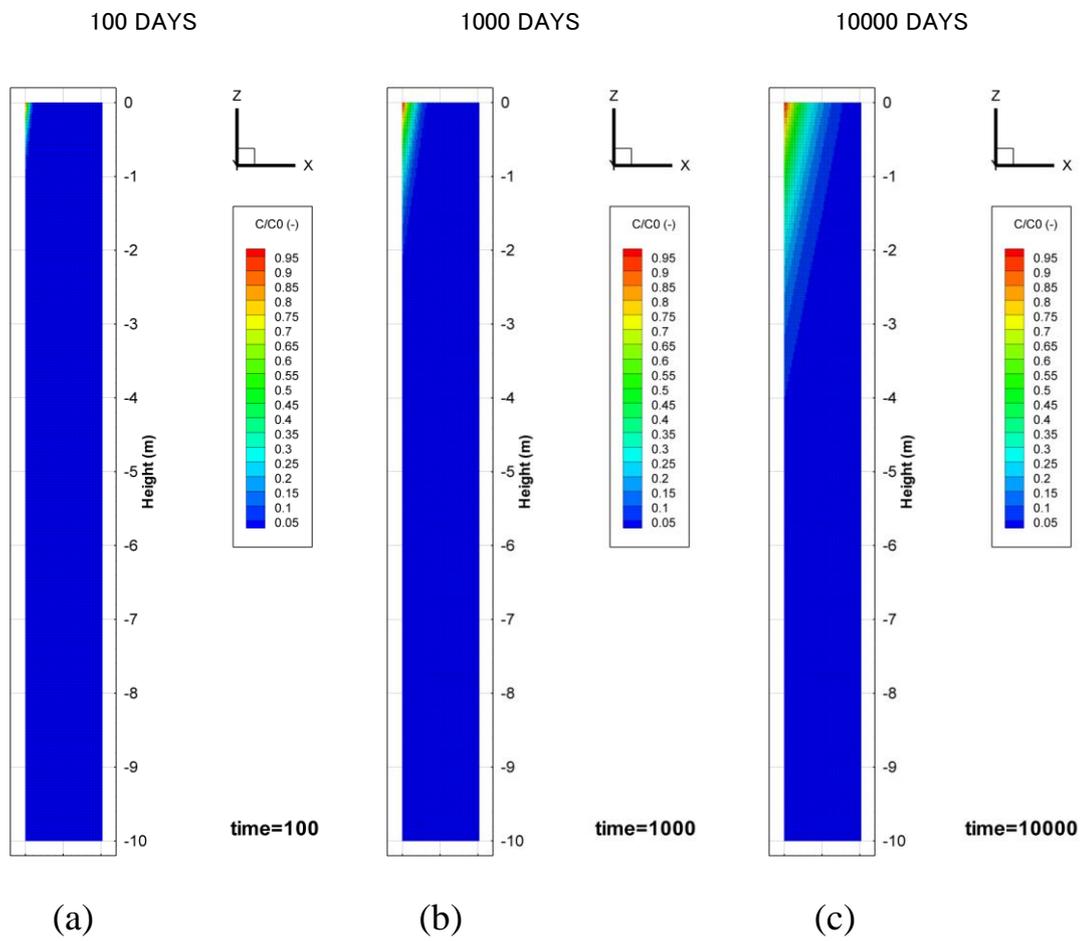


図 45 単一亀裂—母岩系内の濃度分布の解析結果

Figure 45 Simulated spatial distributions of solute concentration at elapsed times (a) 100d, (b) 1000d and (c) 10000d.

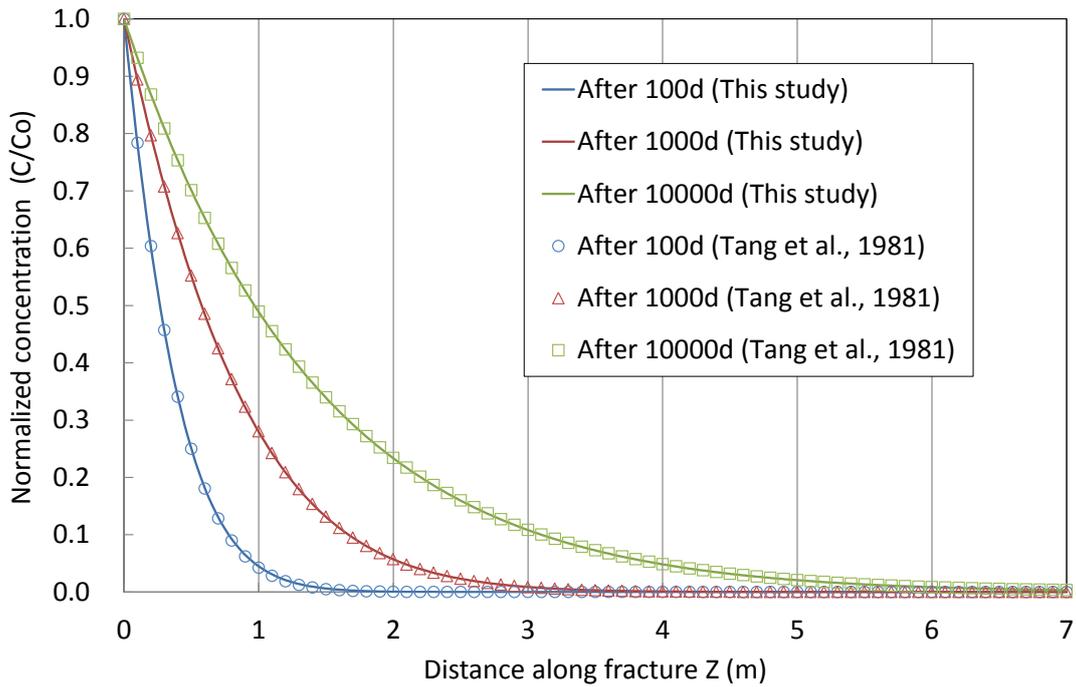


図 46 亀裂に沿った方向の濃度分布：理論解と数値解の比較

Figure 46 Comparison of simulated concentration with exact solutions in the fracture

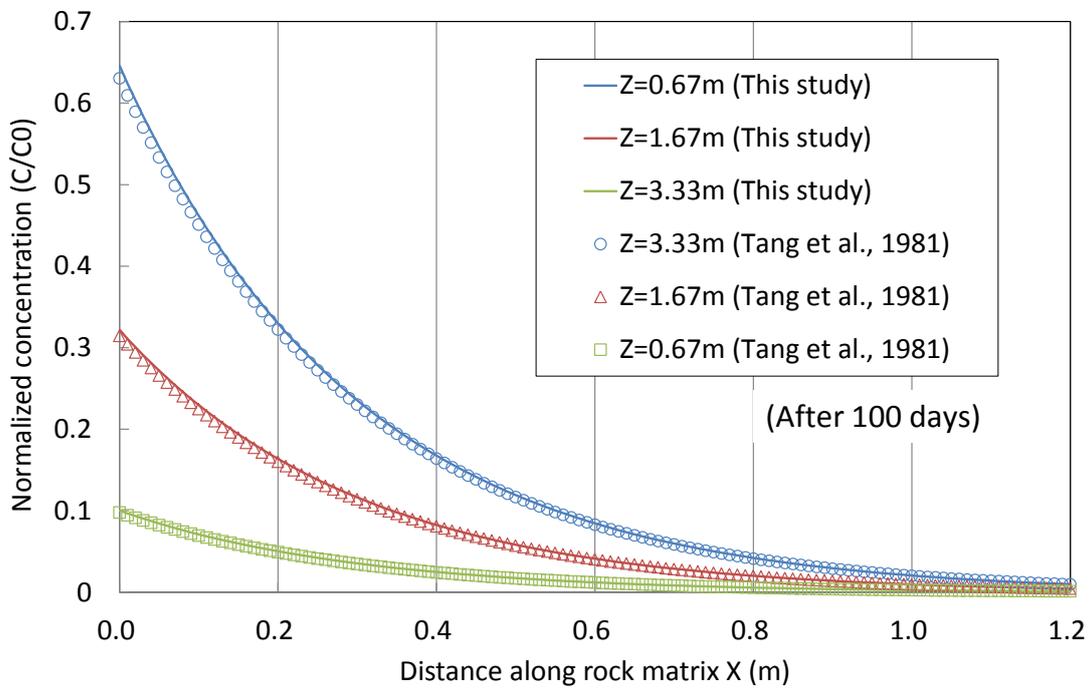


図 47 母岩に沿った方向の濃度分布：理論解と数値解の比較

Figure 47 Comparison of simulated concentration with exact solutions along perpendicular directions to the fracture axis

(3) ELDER 問題

1) 概要

流れの無い均質な飽和多孔質媒体における塩水と淡水との相互作用現象は、例えば Henry 問題や Elder 問題(Elder, 1967)等として知られ、溶存物質の濃度分布に起因して生じる密度流を対象とするものである。このような相互作用現象は、地下水が高濃度の化学物質によって汚染された地域、地下深部の塩分を多量に含む化石水、沿岸域等の実フィールドにおいても良く見られる状況である。

ここでは、Elder 問題に対する数値解と既報研究の他の解析コードによる解析結果との比較を行い、数値シミュレータの基本動作を検証した。

2) 数値実験系の概要

文献

Elder, J. W., 1967. Transient convection in a porous medium, *J. Fluid Mech.* 27, 609–623.

Oldenburg, C. M., Pruess, K. 1995. Strongly coupled single-phase flow problems: effects of density variation, hydrodynamic dispersion, and first order decay (No. LBL--36928; CONF-9503110--1). Lawrence Berkeley Lab., CA (United States).

Oltean, C., Buès, M. A. 2001. Coupled groundwater flow and transport in porous media. A conservative or non-conservative form?. *Transport in Porous Media*, 44(2), 219-246.

Diersch, H. J., Kolditz, O. 2002. Variable-density flow and transport in porous media: approaches and challenges. *Advances in Water Resources*, 25(8), 899-944.

ELDER 問題

水平方向に広がりを持った二次元領域の上面、仮面に対し、それぞれに高濃度の塩水と淡水を模擬した濃度境界条件を与え、濃度差によって生じる密度流を流体・化学物質同時輸送解析を適用した再現を試みた。

対象領域は水平距離 300m、深度 150m の範囲の淡水（塩分濃度 0）で飽和させた均質な多孔質媒体とし、解析モデルは図中の中心線 C.L を中心軸に対称性を考慮する（図 48）。モデルの上面は大気圧条件(0.1MPa)、側方及び底面は閉境界とした。

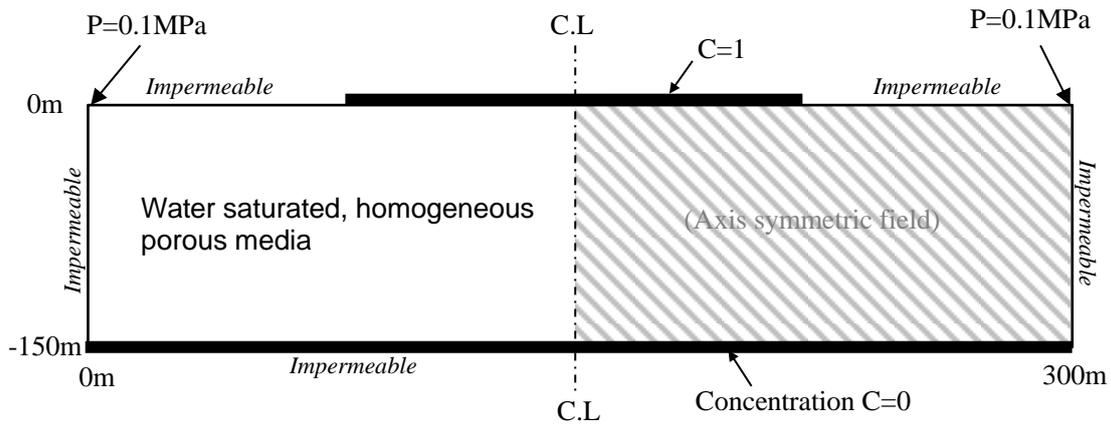


図 48 Elder 問題の基本条件

Figure 48 Computational domain of the Elder's problem

3) 解析条件

モデル化範囲は、中心線 C.L に対する対称性を考慮して 1/2 領域（図 48 の斜線領域）とした。表 18 に解析条件を示す。

表 18 解析条件 (Case-C3)

Table 18 List of major parameters of the Case-C3

項目	単位	数値
有効間隙率	-	0.1
絶対浸透率	m^2	1.845×10^{-13}
粘性係数	$\text{Pa} \cdot \text{s}$	1.0×10^{-3}
横分散長	m	0.0
縦分散長	m	0.0
分子拡散係数	m^2/s	3.565×10^{-6}
屈曲度	-	1.0
純水の密度	kg/m^3	1000.0
純塩水の密度	kg/m^3	1200.0

4) 結果

図 49 に計算開始から 2 年後、10 年後及び 20 年後における濃度分布を Oldenburg らによる TOUGH2 を用いた解析結果と本解析結果を比較した。それぞれの時点の等濃度線の広がり、両解析結果で良く一致する結果となり、流れ場と濃度場の強い連成挙動に対して適切な数値解が得られることが示された。

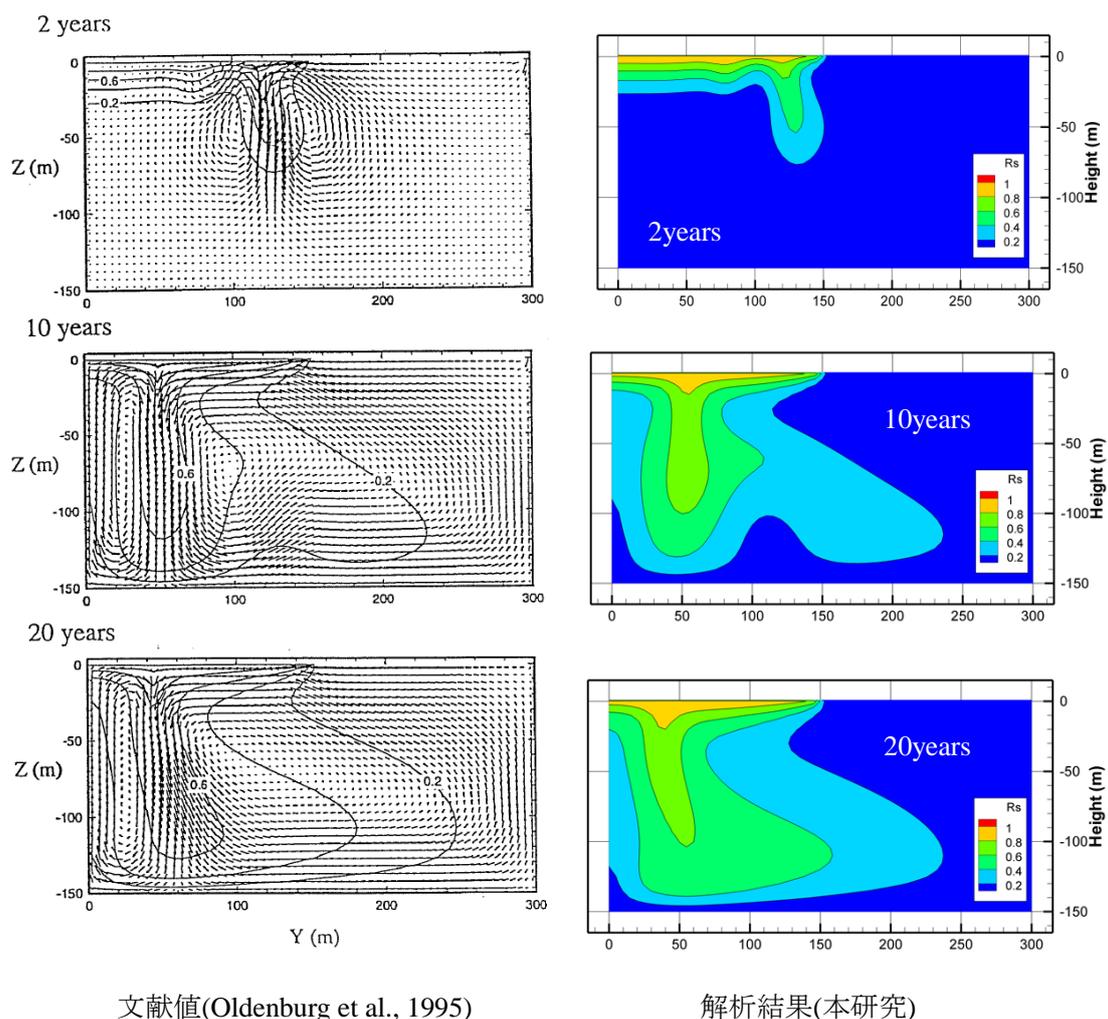


図 49 2 年後、10 年後及び 20 年後における濃度分布の解析結果 (TOUGH2 による既報の解析結果と本解析結果の比較)

Figure 49 Comparison of simulated concentration (right) and existing results (left) at the elapsed time 2 (upper), 10 (middle) and 20 (bottom) years

(4) 酸化還元場の形成を伴う反応・分解性溶質移行解析

1) 概要

斜面、段丘面、沖積低地からなる典型的な流域条件の想定のもとで深度断面 2 次元モデルを用いた数値実験を行った。本数値実験では、多数の既往研究から明らかになっている脱窒域の特徴に関する基礎的知見を踏まえて、地下水流動と脱窒域との関連性に着目し、脱窒域の生じる水理的特徴を分析することでシミュレーション結果の妥当性を考察した。

2) 数値実験系の概要

解析対象は全長 5,400m, 比高 300m の段丘地域に対する深度断面 2 次元モデルとした (図 50). 地層構成は全域を層厚 1m の表土層(Surface soil)が覆い, 下流域に沖積層 (Alluvium), 中流域に段丘堆積物(Terrace deposit), ローム(Loam), 洪積層(Diluvium), 上流域に風化岩(Weathered rock), 基盤岩(Bedrok)により構成されるものとした.

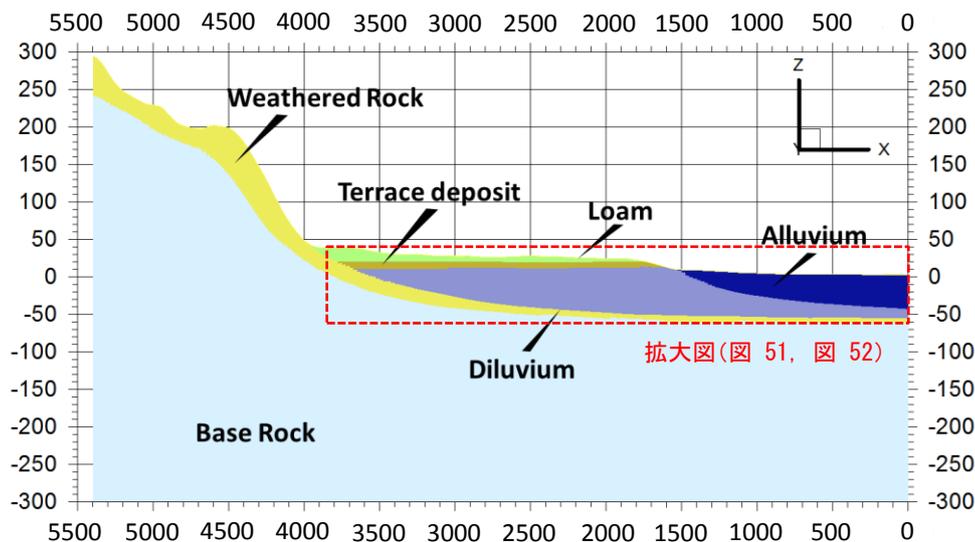


図 50 深度断面二次元系の数値実験モデル

Figure 50 Numerical experiment model in the two dimensional vertical section

3) 解析条件

各地層の水理パラメータを表 19 に示す.

本解析では, まず水, 空気 2 相流動系の定常流動場に対して, 降水起源の O_2 , 地上植生, 沖積層及び洪積層起源の DOC を与え続けることによりバックグラウンドとなる濃度場を求めた. 最下流端 ($X=0$) は, 地表層を河川水位一定の流出境界とし, 地下部分は閉境界とした. モデル最上流端 ($X=5,400m$), 底面 ($Z=-300m$) はいずれも閉境界とした. 降水条件は, 蒸発散を差し引いた有効雨量として領域全体に $1mm/日$ を与えた. 降水中の O_2 濃度は $11mg/L$, 地上植生を起源とする DOC の供給速度は $125mg/m^2/日$, 地層起源は $10^{-4}mg/m^3/日$ を仮定した.

次いで, 中流～上流域の営農や畜産を想定した窒素負荷源として, NH_4^+ を地表面から与えた非定常解析を行った. NH_4^+ の負荷量は $X<3,500m$ の地表面に $36mg/m^2/日$ を与えた. 有機態窒素の無機化プロセスや粒状性物質の移動は考慮しないものとした. 表 20 に溶質移行パラメータを示す. 本解析では, 不確実性の大きいと考えられる DOC の供給速度, 微生物反応速度の基本ケースとする Case 1 に対して感度計算を実施した. Case 2 では, DOC の供給速度を Case 1 に対して 1 オーダ低下させた. Case 3 では, 微生物反応に関する全ての速度定数を Case 1 に対して 3 オーダ低下させた.

表 19 水理パラメータ

Table 19 Hydraulic parameters for each geological unit

	Permeability(m/s)		Porosity(-)
	Horizontal	Vertical	
Surface soil	1×10^{-3}	1×10^{-4}	0.4
Alluvium	5×10^{-5}	1×10^{-6}	0.35
Loam	5×10^{-4}	5×10^{-4}	0.2
Terrace deposit	1×10^{-4}	1×10^{-4}	0.3
Diluvium	1×10^{-5}	1×10^{-5}	0.3
Weathered rock	1×10^{-6}	1×10^{-6}	0.2
Bedrock	1×10^{-7}	1×10^{-7}	0.1

表 20 溶質移行及び反応速度パラメータ

Table 20 Solute transport and kinetics reaction parameters

		Unit	Case 1	Case 2 ¹⁾	Case 3 ³⁾
Molecular diffusion coefficient	D_0	m^2/s	1.0×10^{-9}	←	←
Dispersion length	α_L	m	1	←	←
	α_T	m	0.1	←	←
Distribution coefficient	$K_{d,NH4}$	m^3/kg	5.0×10^{-4}	←	←
Rate constant	γ_{O2}	1/h	1.97	←	←
	γ_{NH4}	1/h	1.08	←	←
	γ_{NO3}	1/h	3.98	←	←
Half saturation constant ²⁾	K_{O2}	mg/L	5.28	←	5.28×10^{-3}
	K_{NH4}	mg/L	0.43	←	0.43×10^{-3}
	K_{NO3}	mg/L	1.64	←	1.64×10^{-3}
	K_{DOC}	mg/L	8.68	←	8.68×10^{-3}
Inhibition constant	$K_{Inhibit}$	mg/L	0.24	←	←

1) DOC の供給速度を Case 1 に対して 10^{-1} 倍 ($12.5 \text{ mg/m}^2/\text{日}$)

2) Zarnetske et al., 2012

3) 微生物反応に関する全ての速度定数を Case 1 に対して 3 オーダ低下

4) 結果

図 51 に定常状態の地下水流速分布, 流跡線の解析結果を示す. ここでは, 中流~下流域 ($4000\text{m} < X < 0\text{m}$) の浅層領域のみを示した (図 50 参照). この領域の地下水流速は $10^{-3} \sim 10^{-0} \text{ m/d}$ が優勢し, 局地的な地形起伏に応じて降下流, 上昇流が混在する.

図 52 は NH_4^+ 負荷の供給開始から 30 年後の NO_3^- 濃度分布 (上段) と格子毎の流入水

に対する流出水の NO_3^- 濃度の比（下段）を示したものである。図中に示した破線は、脱窒を考慮しない場合の NO_3^- 濃度フロントを表したものである。脱窒の有無による NO_3^- 濃度フロントの位置の差異はどのような場所で脱窒が生じたかを示唆するものである。この場合、基盤岩からの地下水が流入する大局的な湧出域での脱窒が顕著である（図中④）。これは、上流域で涵養された地下水がその滞留過程で溶存酸素が消費され、流入した帯水層内の還元場を維持したためである。局所的な湧出域では、濃度フロントの差異は小さい（図中⑤）。

同図下段に示した NO_3^- 濃度の比は、1（図中凡例の 10^0 ）より大きい場所で硝化、1より小さい場所は脱窒が優勢であることを示唆する。これは NO_3^- 濃度の正味の増減に関する局所の伝達関数と捉えることもできる。この伝達関数は大部分の範囲でほぼ1となり、フロント付近の限られた範囲で脱窒が顕著であった。

図 53 に NO_3^- 濃度比で表した伝達関数と平均年代との関係を示した。平均年代は Goode (1996) による直接年代解析を陸域水循環システムへ適用することにより求めた（森ほか, 2011b）。Case 1 との比較の為、脱窒を考慮しない結果を示した。これより、脱窒側のプロットは幅広い地下水年代に見られ、年代が古いほど脱窒が顕著となる傾向が明瞭に現れる結果となった。平均年代が数十年~1,000年に密集するプロットは上述の NO_3^- 濃度フロントに対応するものである。これに対して十分な DOC 補給がない Case 2 は、平均年代が数十年以下の地下水の大部分が硝化に転じる結果となった（図 54）。これらは、中流域のかん養域からの地下水である。年代の古い地下水の変化は比較的小さい。また、反応速度を低下させることで微生物反応の活性を低下させた Case 3 は、プロット全体が上方へシフトし、脱窒域の地下水が減少する結果となった。

これらの地下水流動経路長と平均年代の関係を用いると、脱窒はダルシー流速が $1.6 \times 10^{-6} \text{cm/s}$ 程度で顕著であった。この結果は斉藤・小野寺 (2009) による NO_3^- -N が 80% 以上消失するダルシー流速は $1.8 \times 10^{-6} \text{cm/s}$ より小さいとする研究結果とほぼ整合するものである。また、これらの結果から、平均年代が古く滞留時間の長い地下水は、平均年代が新しい滞留時間の短い地下水と比較して比較的安定な脱窒域となることが示唆された。この傾向は地表面からの負荷条件、バックグラウンドの基質濃度条件等によっても異なるものであるが、既往の研究成果とほぼ整合する結果である。

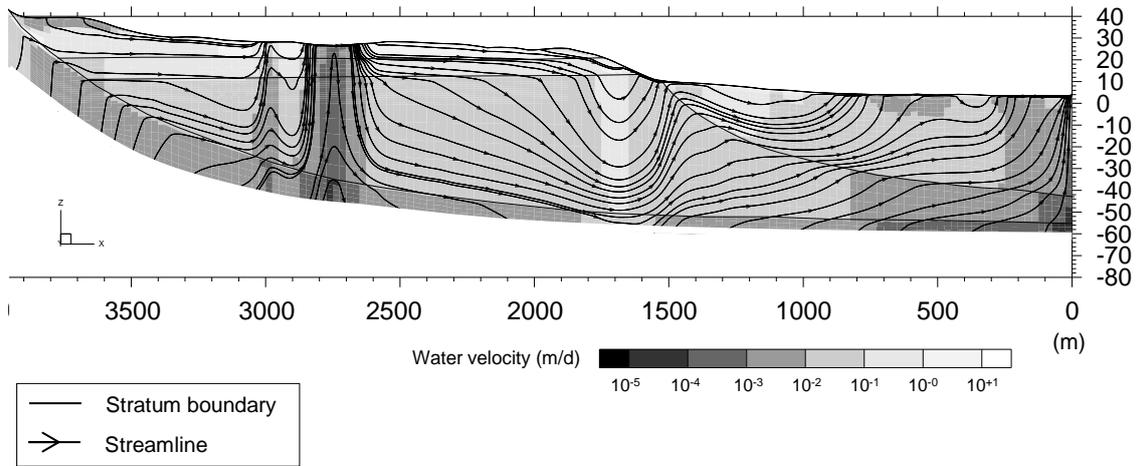


図 51 定常流動場の解析結果（流速分布と流跡線）

Figure 51 Simulated distribution of groundwater velocity and streamlines in equilibrium state

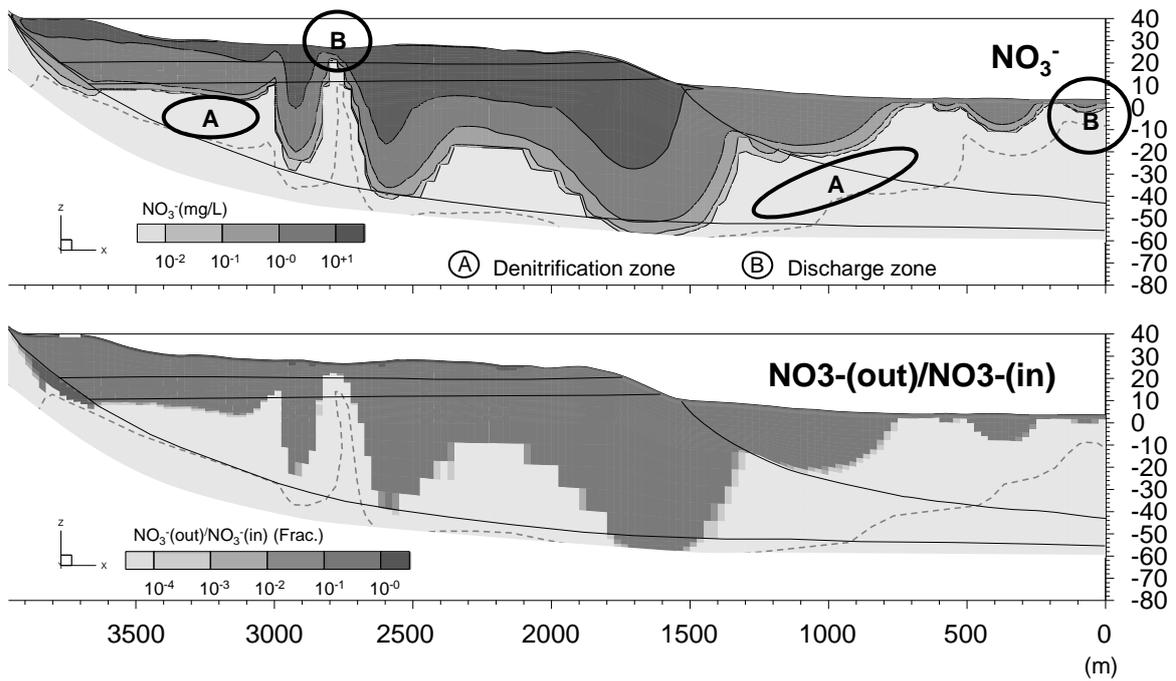


図 52 硝酸態窒素の濃度分布（上段）と流出／流入濃度比（下段）

Figure 52 Simulated distribution of NO_3^- concentration (upper) and $\text{NO}_3^-(\text{out})/\text{NO}_3^-(\text{in})$ ratio (bottom)

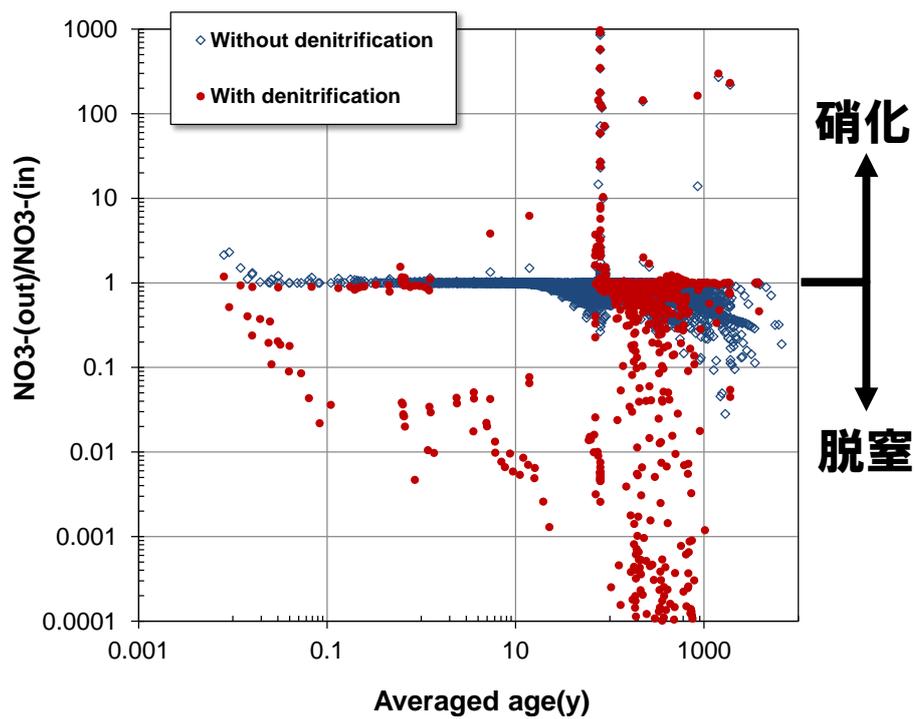


図 53 平均年代と硝化・脱窒域の関係 (Case 1)

Figure 53 Case 1: Relationship between simulated average water age (horizontal axis) and simulated nitrification/denitrification ratio (vertical axis).

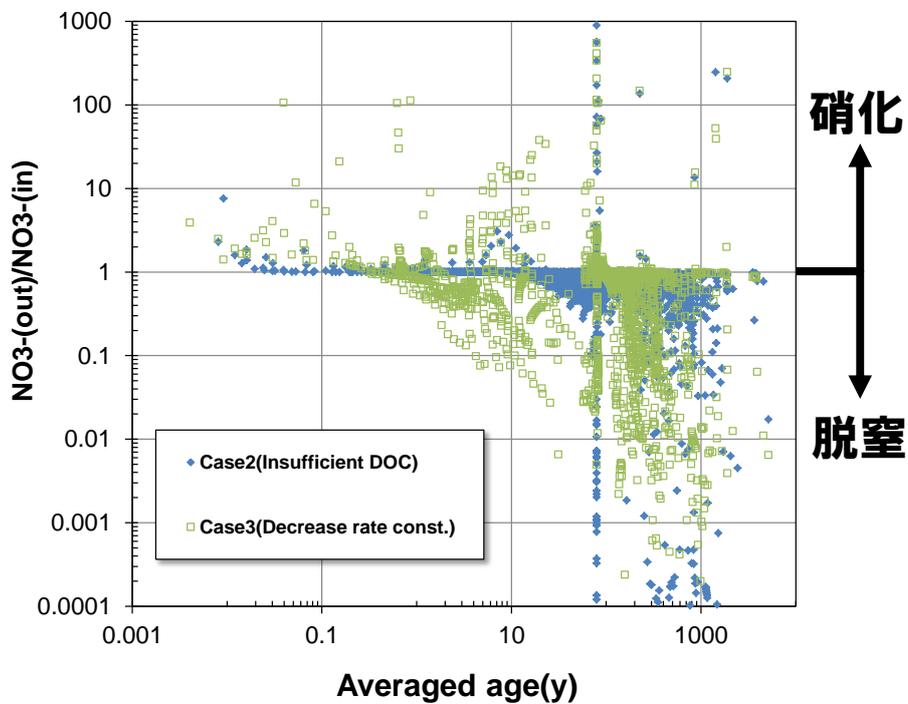


図 54 平均年代と硝化・脱窒域の関係 (Case 2, Case3)

Figure 54 Case 2 and 3: Relationship between simulated average water age (horizontal axis) and simulated nitrification/denitrification ratio (vertical axis).

5.5.3 流体・土砂同時輸送問題に関する動作確認

(1) ダム堆砂・河床変動問題

1) 概要

山間地から河川を介してダム湖などの閉鎖性水域へ供給される土砂輸送は、ダム機能を低下させる堆砂問題として知られ、また流域全体の総合的土砂管理の視点からも重要な事象である。ここでは、一次元河道とダム貯水池を模擬した単純系に対して、河床の浸食・堆積と貯水池内の堆砂による地形変化に着目し、文献で報告されている既往の解析結果（関根，2005）との比較を行い、数値解の妥当性を検証した。

2) 対象とする河道－貯水ダム系

一定の河床勾配をもつ河道とダムからなる全長 15km の一次元河床に対し、上流から一定流量の水が流入する状態を考える（図 55）。河幅は水深に比較して十分大きく、かつ流下方向に変化しないものと仮定する。時間の経過と共に、河床の浸食・堆積と貯水池内の堆砂が進行し、地形と流れの両者が影響を及ぼし合う過程を堆砂・河床変動解析を実施する。

文献

関根正人（2005）：移動床流れの水理学，共立出版，207p.

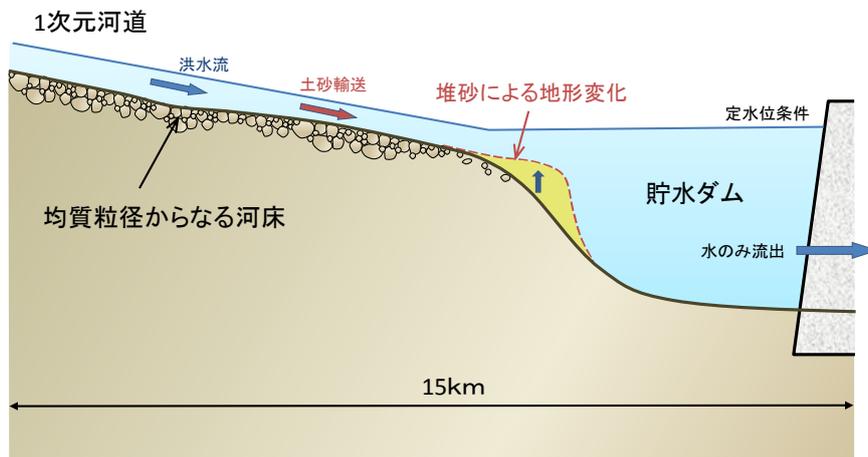


図 55 1次元河道－貯水ダム系の概念

Figure 55 Conceptual representation of the 1D river - reservoir system

3) 解析条件

堆砂・河床変動解析に用いる格子サイズは 200m とし、全長 15km を 750 分割した。河

床構成材料は粒径 50mm の均質な礫地盤とし、非粘着性材料の掃流砂量関数式（芦田ほか，1972）及び浮遊砂量関数式（土木学会，1999）を適用した．なお，下流ダムでは，貯水位は一定に維持され，水のみが流出することのできる定水位境界と仮定した．

表 21 に解析条件を示す．

表 21 解析条件 (Case-S1)

Table 21 Lists of major parameters for the Case-S1

諸元	単位	数値
解析領域	m	15,000
初期河床勾配	m/m	0.01
単位幅流量	m ³ /s/m	10.0
マンニングの粗度係数	m ^{-1/3} s	0.05
ダム水位標高（満水時）	m	50.0
河床構成材料（粒径）	m	0.05
河床地盤の有効空隙率	-	0.40
礫比重	kg/m ³	2.65
掃流砂量関数式	-	芦田・道上の式
浮遊砂量関数式	-	板倉・岸の式

4) 結果

図 56 は既存文献に示された解析結果を示したものである（関根，2005）．それぞれ流砂量 q_{BX} ，無次元掃流力 τ^* ，河床高さ η 及び水位 H の初期状態を流下方向に沿って示したものである．河床礫の移動限界として用いられる限界掃流力 τ_c^* は，上記の粒径 50mm に対して $\tau_c^* = 0.05$ と算定される．ダムより上流では，無次元掃流力は 0.3 程度となり，限界掃流力を上回るため，河床礫の移動が生じる．この地点での河床標高は流砂の出入りが均衡を保つため変化することはない．ダム貯水池内では無次元掃流力が限界掃流力より小さいため，礫の移動も河床変動も生じない．また，同図右段は洪水流量が 48 時間および 96 時間継続した後の河床および水位標高の変化を示したものである．時間の経過とともに堆砂フロントが進展し，48 時間後で約 12m，96 時間後で約 20m の標高差が生じる結果となっている．

図 57 に，同一条件を用いた解析結果を示す．図中上から無次元掃流力，流砂量，河床及び水位標高を示している．最下段の河床，水位の標高はそれぞれ黒線，赤線で示している．図 56 に示した文献値と比較すると，計算上用いた掃流砂関数の相違による流砂量の違いがわずかに認められるものの，両者はほぼ一致する結果が得られた．2次元，3次元問題についても同様の手順で堆砂過程を解析することができ，本数値シミュレータにより一般的なダム堆砂問題を適切に解くことができることを確認した．

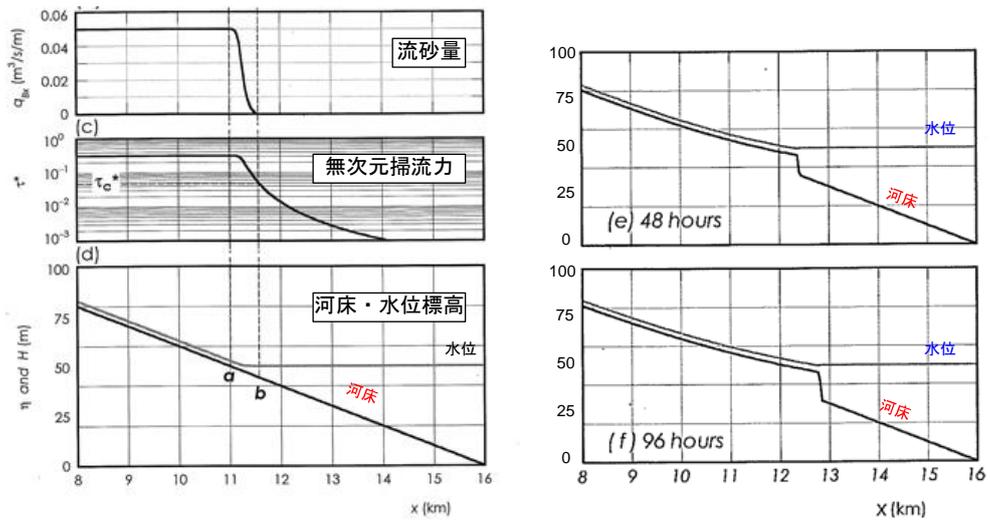


図 56 河床変動解析結果 (関根, 2005)

Figure 56 Calculated results of river bed evolution reported by Sekine (2005)

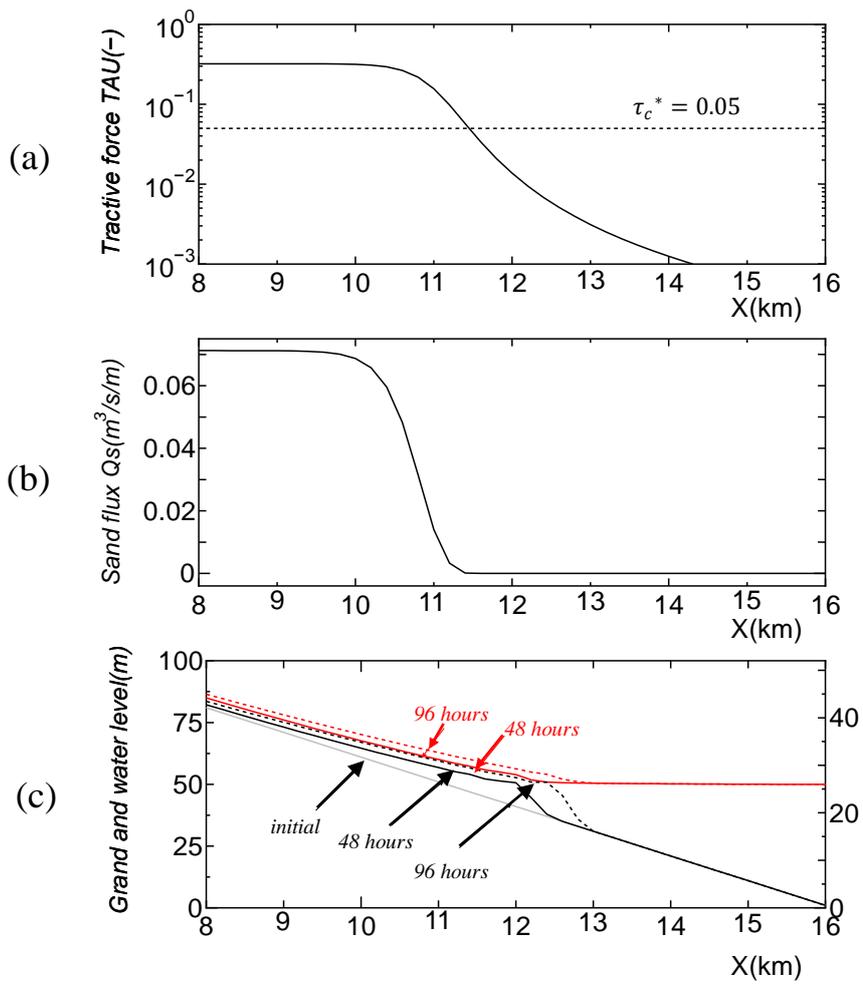


図 57 掃流力, 流砂量, 河床及び水位の解析結果

Figure 57 Simulated results of : (a) tractive force, (b) sediment flux and (c) water level

(2) 雨滴浸食実験の再現解析

1) 概要

降雨時の雨滴によって剥離し飛散する土粒子は、流域内における重要な土砂生産源の1つとして扱われ、雨滴の持つ運動エネルギー、地表面の被覆状態や土壌の粒度、粘着性、締固めの状態等、様々な要因が関与すると考えられる。これまでに、人工降雨を用いた室内実験やフィールド観測等により、土粒子の飛散する量(Detachability)と上記要因とを関係付ける多くの研究成果が得られている。

ここでは、降雨時に飛散する土砂量が地表面の湛水深が増えると共にどのように変化するかを調べた Gao らの雨滴浸食実験データ (2003) の再現解析を行った。

2) 人工降雨実験の概要

文献

Gao, B., Walter, M. T., Steenhuis, T. S., Parlange, J. Y., Nakano, K., Rose, C. W. and Hogarth, W. L. 2003. Investigating ponding depth and soil detachability for a mechanistic erosion model using a simple experiment. *Journal of Hydrology*, 277(1), 116-124.

実験系のセットアップ

Gao らによる雨滴浸食実験系の概念を図 58 に示す。

本実験は、高さ 15cm、断面積 45cm² の透明ガラス製容器内に土壌試料を充填し、高さ 3m の位置からコンピュータ制御によって雨量強度の異なる人工雨量を与えた雨滴浸食実験である。容器内に流出口は無いため、降雨の継続と共に湛水が形成される。本実験では雨量強度に応じて 1~5 分間隔で湛水を採取し、土砂濃度の計測が行われた。

3) 解析条件

土壌試料には人工的に成型された粘土を用い、これらはほとんど沈降しない(再飛散しない)ものとされた。Gao らの文献中に、具体的な粒径や密度等の物性に関する記載がないため、ここでは土粒子粒径を 10⁻⁶m と仮定した。なお、実験は飽和、不飽和の両状態に対する試料を用いて行われているが、ここでは飽和試料を用いた実験データを再現対象とした。人工降雨は雨量強度の異なる 3 ケース(6, 25, 43mm/h)を実施した。

表 22 に解析条件を示す。

4) 結果

採取された湛水中に含まれる浮遊土砂量の湛水深との関係を図 59 に示す。ここでは、雨量強度の異なるケースについて再現解析結果と実験値を比較した。実験時の測定結果(a)のいずれにおいても、湛水深の増加と共に浮遊土砂量は直線的に増加し、湛水深 10mm を超えた付近から横ばいとなる特徴的な傾向が認められた。これは、湛水深の増加によ

って雨滴の運動エネルギーが水面で吸収される効果が表れたためであり，土粒子の飛散量が急激に低下する．これらの傾向は本解析結果(b)によって良好に再現された．雨量強度の増加と共に浮遊土砂量が増える傾向も明瞭に現れる結果が得られた．実験の測定結果には若干のばらつきも見られ，試料表面のシーリング等の要因が関与しているものと考えられる．

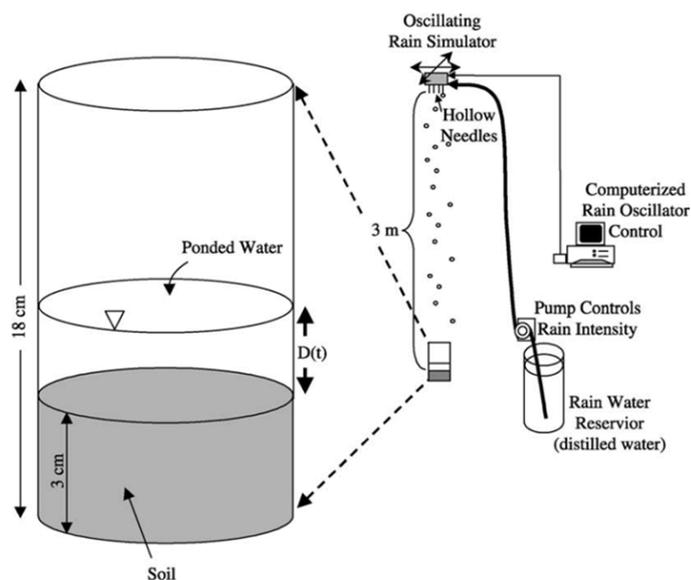


図 58 Gao ら(2003) の人工降雨実験系の概念図

Figure 58 Schematic representation of the artificial rainfall experiment (Gao et al., 2003)

表 22 解析条件 (Case-S2)

Table 22 List of major parameters of the Case-S2

項目	単位	数値
層厚	m	0.05
粒径	m	1×10^{-6}
密度	kg/m^3	2,650
SDI	g/J	2.0
粘着力	kPa	20
透水係数	m/s	1×10^{-3}
有効間隙率	-	0.40
雨量強度	mm/h	6, 25, 43

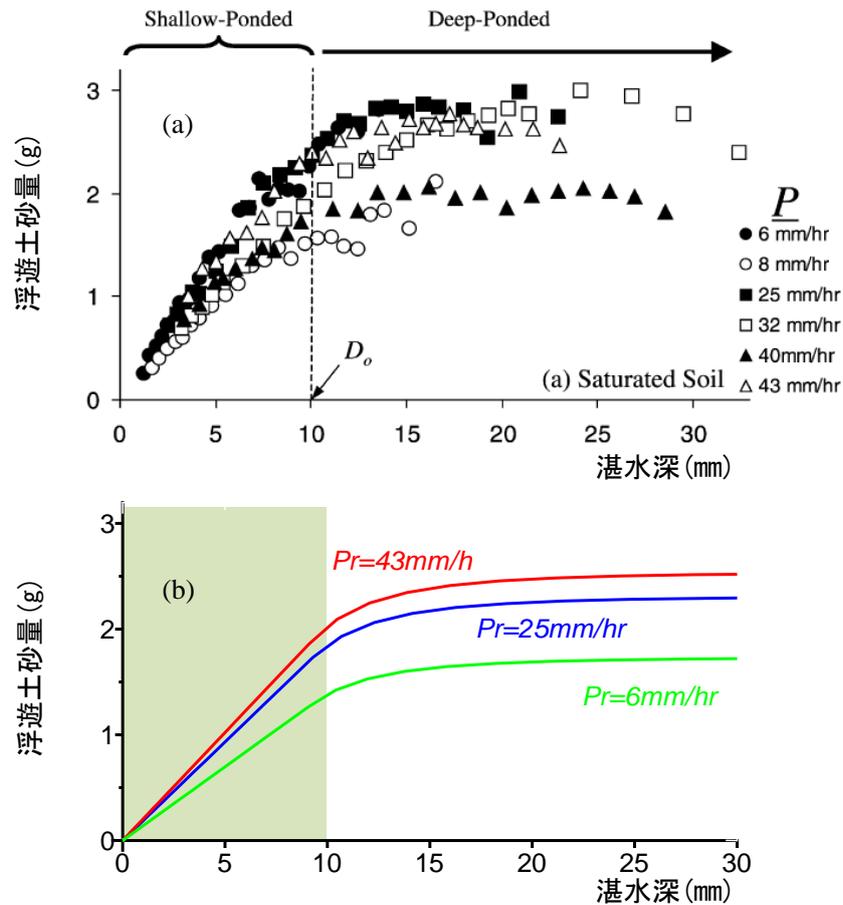


図 59 雨滴侵食土砂量の解析結果と実験結果の比較：(a) Gao らの実験結果，(b)解析結果
 Figure 59 Comparison of observed and simulated raindrop splashed soil: (a) measured data (Gao et al., 2003), (b) simulated results

(3) 斜面侵食実験の再現解析

1) 概要

前ケースと同様に，山地斜面や河床で生じる水流による侵食についても，流域内における重要な土砂生産源の 1 つとして雨滴侵食と同時に発生する機構として扱われる．山地斜面であれば，面的なシート侵食や筋状の溝が多数発達するリル侵食等が含まれ，流速や水深等の流れを特徴付ける水理的要因が関与すると考えられている．

ここでは，多数の斜面プロットを対象として水，土砂流出量がどのように変化するかを調べた斜面侵食実験データの再現解析を行った．

2) Gabet & Dunne の斜面侵食実験の概要

文献

Gabet, E. J., Dunne, T., 2003. Sediment detachment by rain power. *Water Resources Research*, 39

(1), ESG-1.

斜面浸食実験の概要

傾斜角(4° - 17°), 被覆率(18-94%)の異なる計 11 のプロット(6m×2.4m)で実施された人工降雨浸食実験データの再現解析を実施した。試験地はカルフォルニア州 Santa Barbara に近い自然保護区にあり, 年平均降水量 500mm の半乾燥地帯に位置する。地下水面は深度 5m より低下し, 地表付近には不飽和領域が発達する。斜面材料はシルト質粘土ロームである。本実験はそれぞれプロットで降雨強度(4.5-14.6cm/h)を変化させた全 44 ケースについて, 土砂流出量を測定したものである。

3) 解析条件

図 60 に再現解析用の格子モデルを示す。

解析モデルに含む深度方向の範囲は, 地下水面より上の厚さ 3m の不飽和領域とした。主な解析条件は表 23 に示すものを用いた。土砂交換層の粒径は単一成分とし, プロット単位の物性分布は均一とした。相対浸透率, 毛管圧力の 2 相流パラメータは Heppner (2006) らの用いた van-Genuchten 式と同じ特性値を与えた。雨滴に対する土砂生産能を表す SDI は, 前述のとおり土砂材料毎に目安が与えられている。しかし, 地表面に到達する雨滴粒径の大きさ, 被覆や水分状態等の様々な要因に影響されるばらつきが不可避と考えられる。ここでは, プロット毎に選定した一部の実験ケースの測定データを用いてキャリブレーションを行い, それらの結果を残りの実験ケースへ適用し, 再現性を検証することとした。なお, 深部の固定層の地盤物性は土砂交換層と同一とした。

4) 結果

プロット下端からの定常時の流出量を実験結果と解析結果を比較した。

図 61(a)は土砂流出量の計算値(縦軸)と実測値(横軸)を比較したものである。図中 ■ は SDI のキャリブレーションに用いたケース, □ はキャリブレーションにより同定された SDI を用いた検証ケースを示す。

これより, 大部分の計算結果は実測結果と良い対応を示す結果となったが, 検証ケースの一部に差異が認められる。同一プロットと同程度の降雨強度, 被覆率に対する実験結果の中でも流出量に 1.5-2 倍近いばらつきが確認できる。ばらつきの要因には, 雨滴粒径や斜面透水性分布の不均質性や実験ケース毎の初期状態の相違等が考えられるが, 利用可能な情報の範囲では, これらを特定し分離することは困難であった。

図 61(b)は, 同じ再現結果のプロット下端からの出水量(定常時)を計算値と実測値で比較したものである。両者は相対誤差 10%程度で良好な一致を示した。なお, 比較のため, 同図には地表水-地下水連成挙動を考慮する解析コード InHM (Integrated Hydrology Model)による再現結果を示した。

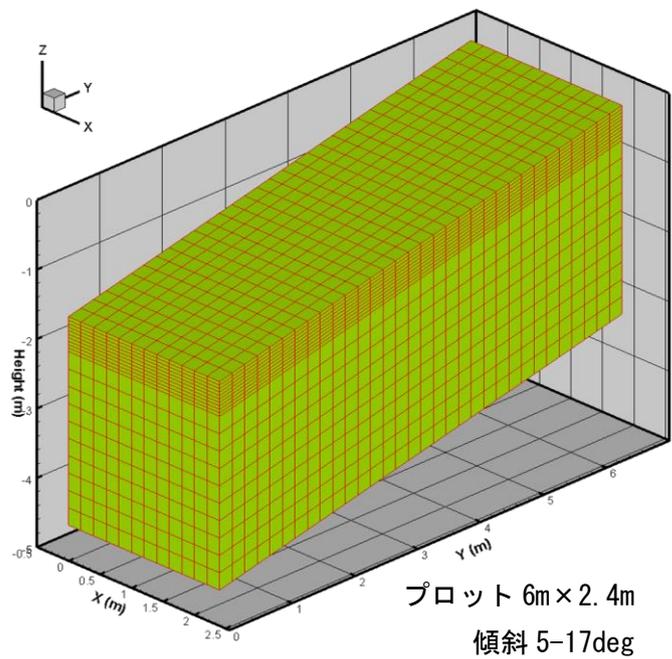


図 60 斜面浸食実験再現解析モデル

Figure 60 Three dimensional grid-block system for the reproduction of the in-situ hillslope experiments

表 23 解析条件 (Case-S3)

Table 23 List of major parameters for the Case-S3

植生被覆	樹冠高	m	0.1
	被覆率	-	0.32-0.98
	粗度係数	$m^{-1/3}s$	0.126-0.747
土砂交換層	層厚	m	0.05
	粒径	m	1×10^{-5}
	密度	kg/m^3	2,650
	SDI	g/J	0.2-2.8
	粘着力	kPa	20
	透水係数	m/s	9×10^{-6} - 1.5×10^{-5}
	有効間隙率	-	0.46

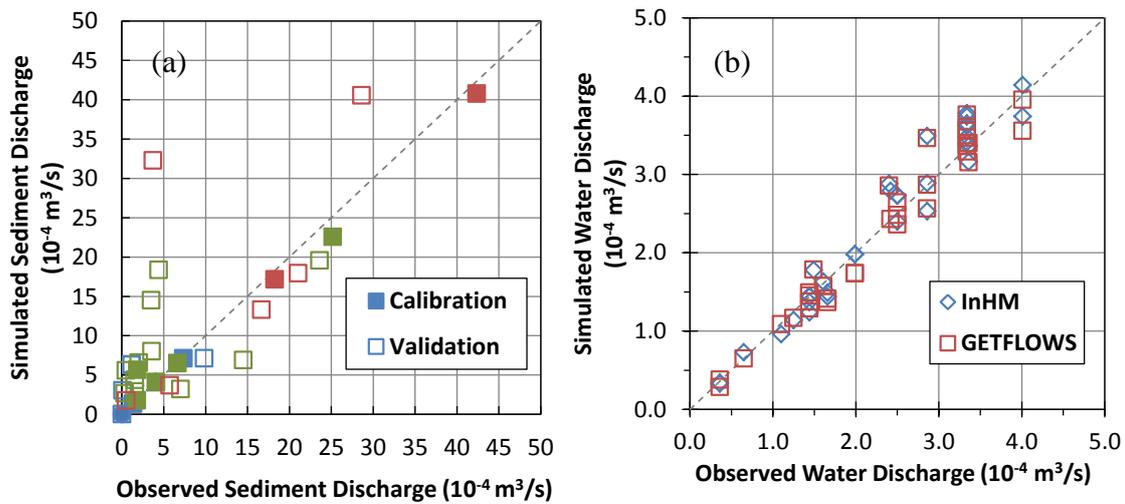


図 61 計算流出量と実測値の比較：(a)土砂流出量の実測値と解析結果の比較，(b)水流出量の本数値シミュレータと InHm シミュレータによる解析結果の比較

Figure 61 Comparison of simulation and observation results of sediment/water discharge:

(a) comparison of simulated sediment discharge with measured data, (b) comparison of water discharge simulated in this study (GETFLOWS) with the existing simulated result by InHM

simulator.

5.6 本章のまとめ

陸域水循環システムにおける流体・熱・化学物質・土砂輸送の連成モデリングのための数値シミュレータを開発した。本章では、数値シミュレータの具体的な数値解法に関する記述を与えると同時に、基本動作の検証結果について述べた。本検証では、流体、熱、化学物質、土砂の基礎的挙動に着目した多数ケースの検証問題を設定し、理論解、実験値との比較や数値解の定性的な傾向の解釈等を行った結果、いずれも妥当な数値解を得ることができ、本研究で開発した数値シミュレータの基本動作が適切であることが確認された。

これらは、いずれも数値シミュレータの要素機能に着目した基本動作の確認であり、実フィールドで生じる流体・熱・化学物質・土砂輸送の相互作用を含めた適用性についてはほとんど論じていない。次章以降では、流域スケールを対象とした実フィールドへ適用し、本研究で開発した数理モデル及び数値シミュレータの妥当性検証(Validation)に関する具体的なケーススタディについて述べる。

第6章 実流域におけるケーススタディ（流体・土砂系）

6.1 本章の目的

流域における土砂系の移動現象は、気象、地表面状態（土地利用や被覆等）及び地表水の流れ等の地上条件と密接に関連するものであり、それらは第4章で述べた流体・化学物質・土砂系の同時輸送解析の中で一体的に取り扱うことができる。

ここで言う土砂系は、地表面の土壌のみならず、植物体や大気を由来とする粒子状の固体物質として一般化して捉えることができる。自然地形に関して言えば、表層土壌の浸食・堆積等によって地形そのものが変化し、また表層土壌の物理的・化学的性状の変化を引き起こし、結果的に、それまでの流域内の浸透・湧出域の空間配置が変わること等もモデル化の視野に入れられるものである。実流域への工学的・科学的応用領域は多岐にわたり、例えば、次のようなものが考えられる。

- ダム堆砂や河床変動に伴って生じる背水現象、貯水容量の減少、ダム下流河川の河床低下・粗粒化・滲筋の固定化、海岸線の後退等の諸問題
- 水源林保全・再生のための施業効果の予測・評価
- 砂防事業等の人間活動による濁水発生、懸濁性物質等の水質環境に関する諸問題
- 津波によって生じる海底土砂の巻上げと沿岸域内陸への移動・堆積（津波堆積物の形成）過程の解明
- 陸域から海域へ補給される栄養塩流出挙動の解明

このうちの一部のものは、既に本研究で開発した手法を応用した具体的な検討が試みられている（例えば、田原ほか、2012）。

本章では、シカの食害や施業放置等によって荒廃する水源涵養林の保全・再生事業に資するべく、森林の水源涵養能評価および施業効果予測のための流体・土砂輸送の連成モデリングを実施し、開発手法の実流域への適用性を検証した。なお、化学物質を含めたケーススタディについては、第8章で具体例を述べる。

6.2 本ケーススタディの背景と目的

局地瞬発的な豪雨、洪水や土砂災害の頻発など、身近な自然環境への関心の高まりは、様々な地域で自治体、市民や民間企業等を含めた森づくりの積極的な取り組みへと発展している。全国の山間地水源域では、林床植生の保護や間伐・植林など涵養能保全のための対策事業が施されている所も多いが、個々の事業や複数の競合する施策の短・長期的効果を定量的に比較評価し、適切に実施することは必ずしも容易ではない。水源涵養効果の評価には、地域の水文地質環境（気象、地形、地質）、生態系（植生分布、動物生息状況など）、

人間活動（植林や間伐など）を反映した河川・地下水流動系の推定，降水時などの地形浸食・土砂生産・移動・堆積現象を総合的に明らかにすることが必要であるが，空間的，時間的に変化する多様な素過程が関与するため，その全容の実態把握と将来予測は困難な場合も多い。

水源域を考える上で，降水による土砂輸送現象は重要なプロセスの一つである。それらは，地上の短期流出挙動と密接に関係するが，その長期的な繰り返しは，表層土壌の水性性状の変化，地表水，地下水流動との相互作用にも関与すると考えられるため，水と土を一体化し，流域の視点を加えた実態解明及び将来予測のためのシミュレーション技術の確立が期待される。

水源域における 1970 年後半からの全国的のシカの増加は，下層植生の衰退，林床土壌の流亡，水源涵養能の低下を引き起こし，保護柵の設置，皆伐・間伐の森林施業による林床環境の改善と林相誘導などの様々な対策が試みられている（図 62）。環境省（2010）によるとシカの生息メッシュ数(5km メッシュ)は 1978 年の 4,220 から 2002 年には 7,344 へ 74% 増加したことが報告されている（図 63）。

本ケーススタディでは，神奈川県内の水源保全調査の一環として東丹沢山地に設けられた実際の試験流域を対象に，台風通過時の水・土砂流出挙動の再現解析を行い，第 4 章で述べた流体・土砂系の同時輸送解析手法による現地観測データの再現可能性を検証した。また，間伐や植生保護柵などを考慮した森林施業シナリオに基づく効果の予測解析を行い，開発手法の実流域への適用性を評価した。

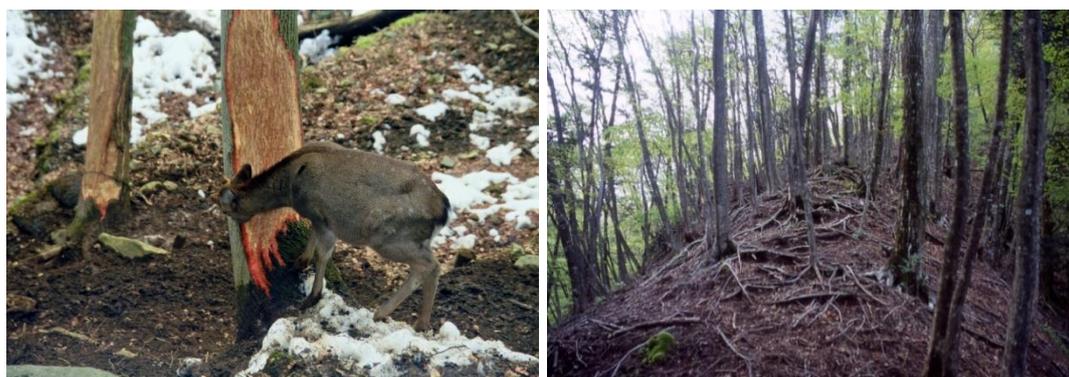


図 62 シカ食害によって衰退する下層植生（写真提供：神奈川県自然環境保全センター）

Figure 62 Degraded forest floor by Japanese deer feeding

(Photos: Kanagawaken Shizenkankyo Hozen Center of Kanagawa Prefectural Government)

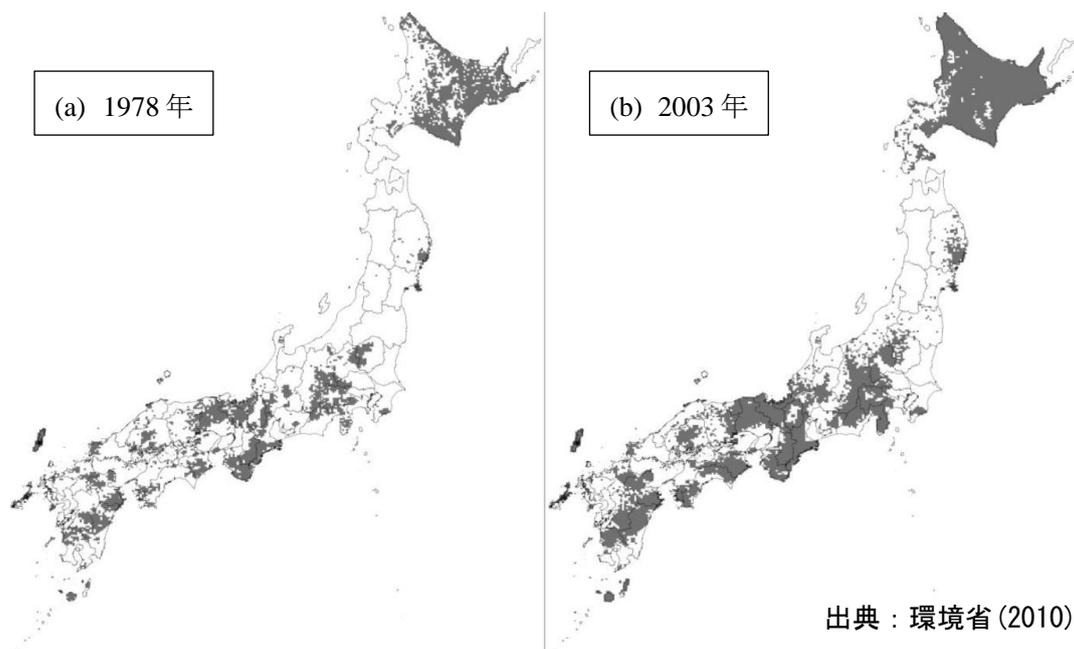


図 63 シカ分布域の変化（環境省，2010）

Figure 63 Change in the Japanese deer habitat（Ministry of the Environment, 2010）

6.3 対象領域

神奈川県が進める「かながわ水源環境保全・再生実行5か年計画」（平成19年度～平成23年度）では、将来にわたる良質な水資源の安定的確保を目指し、県内水源域の調査、観測と数値シミュレーションモデルによる相互補間的な実態把握の取り組みが行われている（神奈川県，2010）。そこでは、図64に示す水源の森林エリアをカバーする広域と流域特性が異なる4つの試験流域を対象とし、流体・土砂系の同時輸送過程を解析する流域モデルを構築し、現地観測データに基づく実態把握と施業効果を数値シミュレーションにより予測・可視化することを目的とした様々な検討が行われている。これまでに、宮ヶ瀬湖上流域、津久井湖上流域及び酒匂川上流域の広域水循環モデルを開発したほか、大洞沢及び貝沢に設置された試験流域で詳細なシミュレーションモデルを開発し、それらの適用性について検討が行われてきた（森ほか，2007b；森ほか，2009；多田ほか，2010；森ほか，2011a；森ほか，2011c；森ほか，2013c）。

ここでは、宮ヶ瀬湖上流域とその試験流域の1つである大洞沢流域の水循環モデルを構築し、現地水文観測データの再現性について検討した結果を述べ、さらに、森林施業シナリオに基づくケーススタディへ適用した結果について示す。

対象流域は、宮ヶ瀬湖上流域及び宮ヶ瀬湖に流入する中津川上流支川の大洞沢流域（流域面積は約48ha）である。図65に大洞沢流域の地形図を示す。流域下流地点には越流堰が設置され、長期流量観測が行われている（白木ほか，2007）。この越流堰では、これまで豪

雨や台風時の土砂流入による堆砂等の被害を受けている。2005年、2006年及び2007年の各年の土砂被害状況は特徴的であり、それぞれ次に示すとおりであった。2005年（観測期間5/6～9/29）は8月末の台風により越流堰が満砂となった。2006年（同、4/26～11/30）は年間を通じて越流堰の1/3程度に土砂流入が生じた。2007年（同、3/29～9/8）は9月初めの台風により越流堰が満砂となり、コンクリート進入路盤下の土砂までが流出する被害が生じた。



図 64 神奈川県水源の森林エリア

Figure 64 Water source forest area of Kanagawa Prefecture

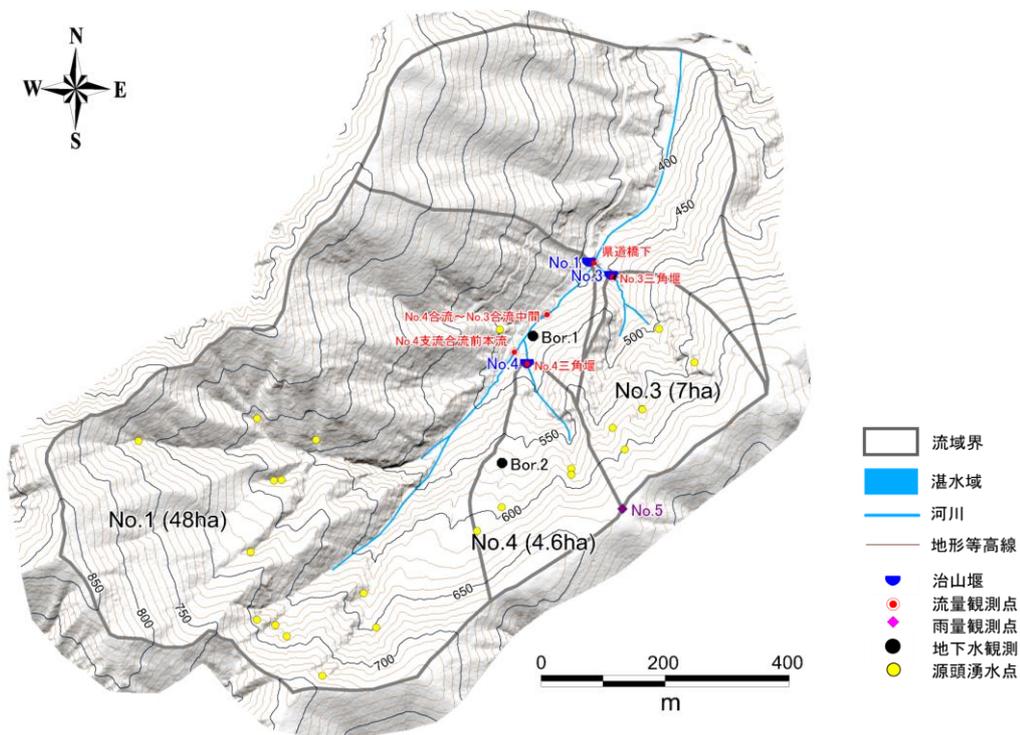


図 65 大洞沢試験流域（神奈川県東丹沢）

Figure 65 The experiment catchment Oborasawa located in the eastern part of Kanagawa Prefecture

6.4 検討手順

解析モデルの領域全体へ与える初期条件は、自然系本来の不均一性によってその設定は容易でない。河川水を対象とした流出計算等では、しばしば評価対象とする期間に対して助走計算を付加することで初期条件を作成する。この助走計算は、Spin-up 計算や Warm-up 計算等と呼ばれることもある。また、地下水のみを対象とした浸透流解析では、ある境界条件に対して求めた定常流動場を初期条件として用いることが多い。しかし、地表水、地下水を区別せずに取り扱う陸域水循環システムの連成モデリングでは、領域内の流速が何桁も異なり、系全体としてどのくらいの期間の助走計算を必要とするかは必ずしも明らかとならない。水、空気の共存する不飽和領域や流体物性に起因する強い非線形性のため、定常解を得ること自体も困難な場合も多い。

そこで、本検討では過去から現在および将来の時間的変遷に関連付けた図 66 及び図 67 に示す水、空気及び土砂を含めた他ステップの解析シーケンスによりシミュレーションを実施した。次節に、これらの詳しい考え方と手順を示す。

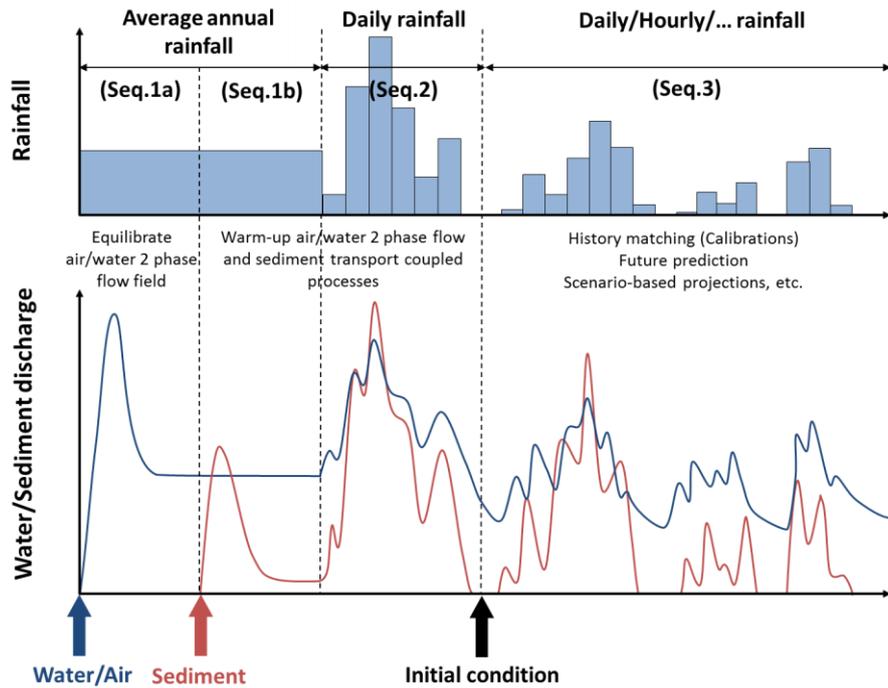


図 66 異なる気象外力を用いた現況再現及びシナリオ解析のシーケンス

Figure 66 Multiple sequences of reproduction and scenario-based projection runs using different meteorological forcing data

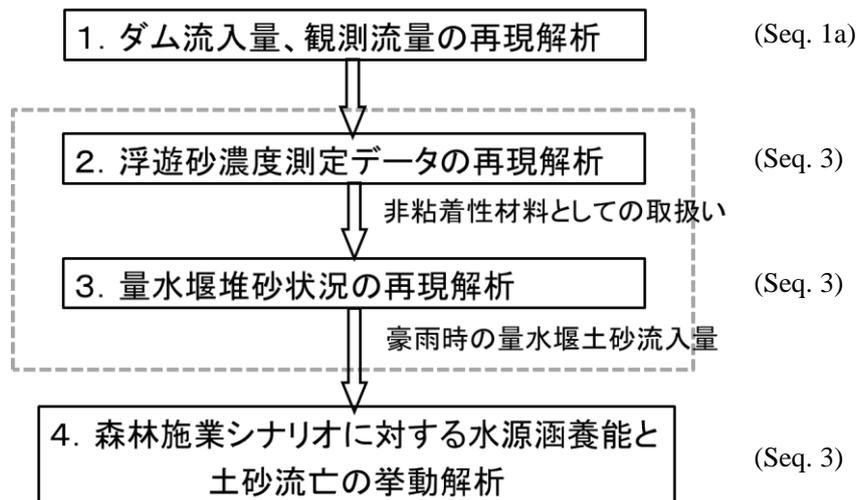


図 67 宮ヶ瀬湖上流域及び大洞沢試験流域の現況再現及びシナリオ解析の手順

Figure 67 Implementation procedure of numerical simulation for reproduction and scenario-based projection for the Miyagase reservoir basin and the Oborasawa experimental field

6.4.1 自然状態および現況の再現

水利用や土地改変等の人為的影響の無い、かつての自然状態の流況に対応付けた長期のシミュレーションを実施する。図 66 は異なる気象外力を用いた現況再現及びシナリオ解析のシーケンスの模式的概念を示したものであり、3つのシーケンス (Seq.1, Seq.2 及び Seq.3) から構成される。

Seq.1a では、地下地層内のみを飽和させた仮の初期状態から、例えば、流域の平均降水量を一定外力として与え続けた水、空気 2 相流体のみを考慮した非定常計算により行う。この非定常計算に用いる気象外力は、流域の平均降水量から蒸発散量を差し引いた有効降水量等として与え、人為的要因等による時間変動は考慮しない。非定常計算の時間経過とともに、領域内の流れは与えられた降水外力と流域内の地形、地質等とバランスした固有の平衡状態に達する。この平衡状態の計算結果は、長期にわたる大スケールの流動系 (バックグラウンド) の再現に対応するものである。次に、土砂を加えて同様の非定常計算を継続し、場がほぼ定常となる状態までの助走を行う (Seq.1b)。さらに、気象外力の変動 (例えば、日単位、時間単位のデータ) を与えて、無降雨時の地表水中の土砂濃度がほぼ一定の濃度となるまで非定常計算を行う (Seq.2)。この地表水中の土砂濃度が無降雨時に実測された土砂濃度と大よそ一致することが目安となる。最後に、季節変化や人為的要因による変動外力を考慮した現在の流況再現を行う (Seq.3)。初期条件には上述の Seq.2 の解析結果を用い、近年の気象データ (降水量、気温など) や水利用データ (揚水、取排水など) の変動外力データを与えた非定常計算を行う。Seq.3 の解析結果は、実測された河川流量、地下水位及び土砂濃度等の時間変動データと比較し、両者の相違に基づいて水・土砂流出機構を同定する。このような解析は、季節変化や水利用に対する影響が及ぶ比較的短期間の小スケールの流動系の現況再現に対応する。

図 67 は宮ヶ瀬湖上流域及び大洞沢試験流域を対象とした具体的な現況再現及びシナリオ解析の手順を示したものである。解析結果の再現性検証は、まず Seq.1a の解析結果を用いて宮ヶ瀬湖への地表水の流入量を実測値 (正確には、ダム放流量、水位等の実測値から求められた推定値) と比較した。次に、Seq.1b 及び Seq.2 を経て、Seq.3 の解析結果を用いて、主要地点の河川流量、豪雨時の浮遊砂濃度の実測データ、豪雨後の量水堰堆砂状況との比較を行い、解析結果の妥当性を検証した。これらの一連の解析は、十分な再現性が得られるまで繰り返し行い、シナリオ計算や将来予測へ適用可能な適切な解析モデルとして確定させた。最終的に確定されたモデルによる現況再現結果は、次節に述べる予測解析のための初期条件として用いることができる。

6.4.2 森林施業効果の予測解析

予測解析は水源エリアの樹冠、林床、表層土壌の状態を森林施業と関連づけた様々なシ

ナリオに基づき実施する。ここでは、森林保全のための各種対策や施業が水源エリアの水・土砂輸送挙動へ与える影響を評価するためのシナリオを検討する。具体的には、検討対象とする施業オプションを設定し、それらを反映する場と状態変化を記述するパラメータの候補を抽出・整理した。施業に対する樹冠・林床状態の変化は、既往の研究成果や経験的知見をもとに予めシナリオ化し、それぞれに対してパラメータとの関連付けを行う。

本研究では、検討対象とする施業オプションは、①皆伐・間伐（強度の違い）、②シカ柵の設置、③目標林相（複層林、巨木林）への誘導などとした。

図 68 にシナリオ解析で考慮する場の概念を示す。取り扱う場の構成は、大気、陸面及び地下に大別する。陸面は更に樹冠（樹層）・林床、表土壌を含み、それらの素過程の寄与の帰結として降雨流出、浸透や土砂浸食・堆積等の陸面過程が特徴づけられる。樹冠・林床では、樹種に応じた降水遮断と蒸発散、表土層では地上と地下を一体化させた水分移動と土壌蒸発を考慮することができる。

施業オプションの具体的な内容としては、シカ柵の設置、皆伐・植栽、強間伐、弱間伐、放置の5パターンとし、それぞれのパラメータとの関連付けを表 24 に示すとおり仮定した。各パラメータは既往文献（中野，1977；塚本，1992）を参考に、それぞれのパラメータの取り得る一般的な幅を整理し、基本ケースに用いる組み合わせを検討した。施業後の林相、樹冠・林床状態の変化は、施業前、対策直後、回復期等の経過時間によって異なるものと考えられるが、それらの厳密な把握とパラメータへの反映は困難であり、今後の重要な課題の1つである。ここでは、施業による林床状態の変化は考えず、シナリオ毎に想定されたパラメータ変化に対する応答の感度を解析した。

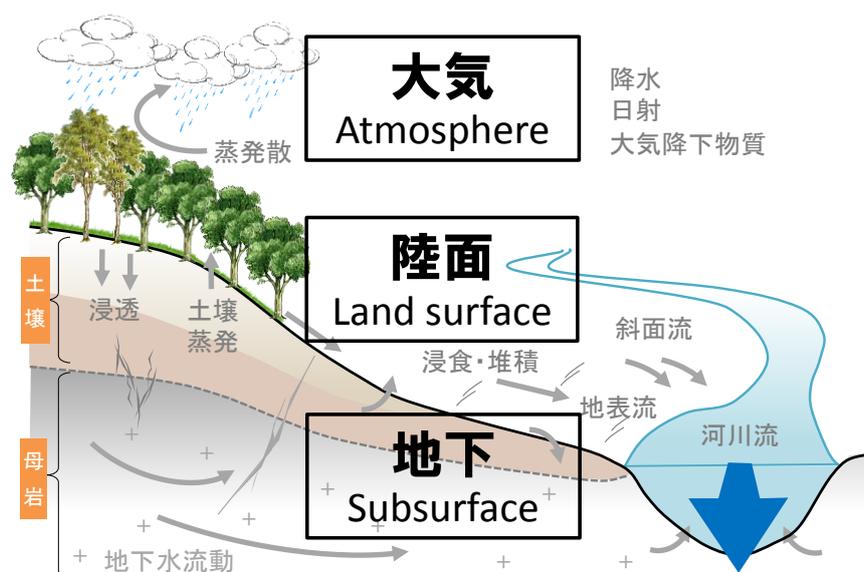


図 68 シナリオ解析で考慮する場の概念

Figure 68 Atmosphere, land surface and subsurface as the major field for numerical modeling

表 24 森林施業のオプションとモデルパラメータの関連付け

Table 24 Parameterization of possible managements for forest protection

		樹層							地表層			表土層		
		空気力学的抵抗			群落抵抗				粗度係数	林床貯留率	林床貯留容量	絶対浸透率	有効間隙率	
		植生高さ	粗度長	ゼロ面変位	気孔抵抗	葉面積指数	アルベド	樹冠貯留率						樹冠貯留容量
(m)	(m)	(m)	(s/m)	(-)	(%)	(%)	(mm)	($m^{-1/3}s$)	(%)	(mm)	(m/s)	(%)		
1	基本ケース	15 (森林)	1.05 (森林)	11.7 (森林)	2000 (針葉) 1000 (広葉)	5 (森林)	10 (森林)	20 (針葉) 17 (広葉)	1.5 (針葉) 0.7 (広葉)	0.6 (森林)	15 (針葉) 10 (広葉)	0.7 (針葉) 1.2 (広葉)	5×10 ⁻⁴	30
2	シカ柵									X 1.5	X 2.0	X 2.0	X 10	X 2
3	皆伐(100%)	X 0.5	X 0.5	X 0.5	X 0.3	X 0.3	X 0.3	X 0.3	X 0.3	X 0.5	X 0.5	X 0.5	X 8	X 2
4	強間伐(50%)		X 0.5		X 0.5	X 0.5	X 0.5	X 0.5	X 0.5	X 1.3	X 1.5	X 1.5	X 5	X 1.5
5	弱間伐(30%)		X 0.5		X 0.7	X 0.7	X 0.7	X 0.7	X 0.7	X 1.2	X 1.3	X 1.3	X 3	X 1.3
6	放置									X 0.1	X 0	X 0	X 0.1	X 0.5

6.5 宮ヶ瀬湖上流域モデルと大洞沢流域モデル

宮ヶ瀬湖上流域及び大洞沢試験流域の3次元格子モデルを構築した(図 69)。試験流域モデルは、宮ヶ瀬湖上流域をカバーする広域モデルをベースに構築したものである。宮ヶ瀬湖上流域モデルは、ダム湖へ流入する早戸川、中津川流域の約 100 km²を対象としたものであり、水平解像度 5~500mの3次元変形格子により、流域内の複雑な地形起伏、地層分布及び河川網等の空間構造が表現されている。

流域モデルで取り扱うことのできる蒸発散量の推定方法には多数のものがあるが、気象要素と植生の双方の状態を反映する必要がある。ここでは、森林施業による樹冠や林床の状態変化を考慮するため、次に示す Penman-Monteith 法を用いた。本手法によって推定される蒸発散量には、林床植生の蒸散量や林床面蒸発量も含まれる。

$$tE = \frac{\Delta(R_n - G_d) + \rho_g C_{p,a} [q_{sat}(T) - q_{sf}]/r_{s,a}}{\Delta + \gamma(1 + r_{s,c}/r_{s,a})}$$

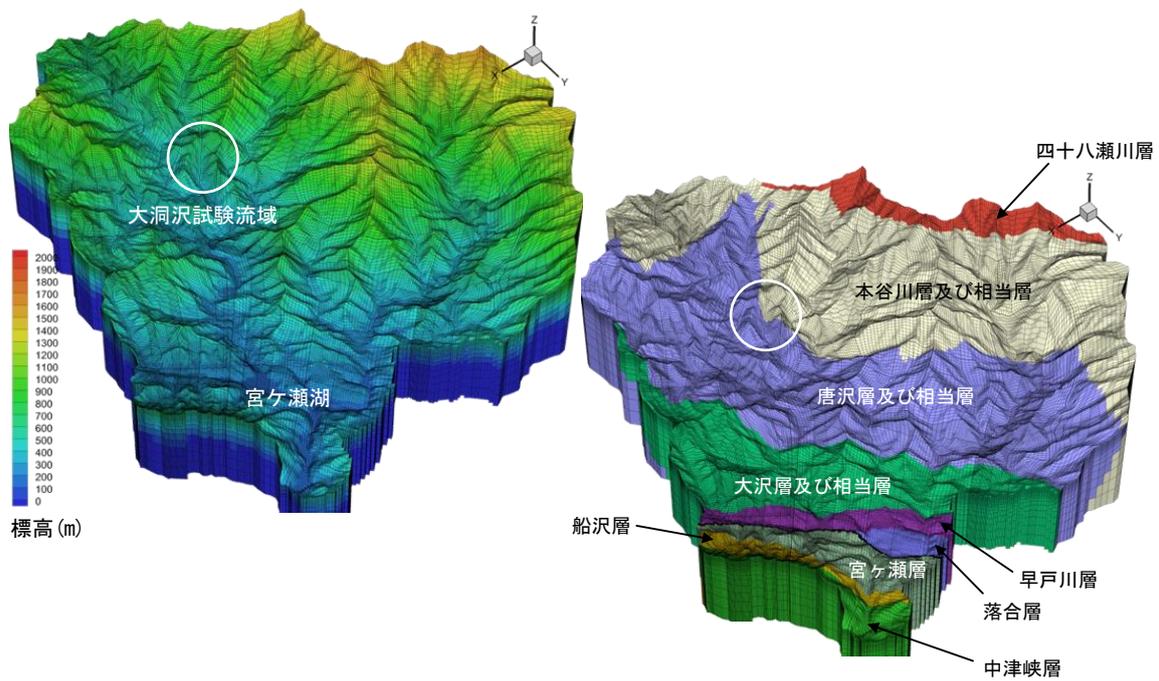
ここに、

- E : 蒸発散量 (潜熱輸送量) (kg/m²/s)
- t : 蒸発潜熱 (J/kg)
- R_n : 純放射量 (W/m²)
- G_d : 地中伝導熱 (地中等で貯留される熱量変化) (W/m²)
- ρ_g : 空気の密度 (kg/m³)

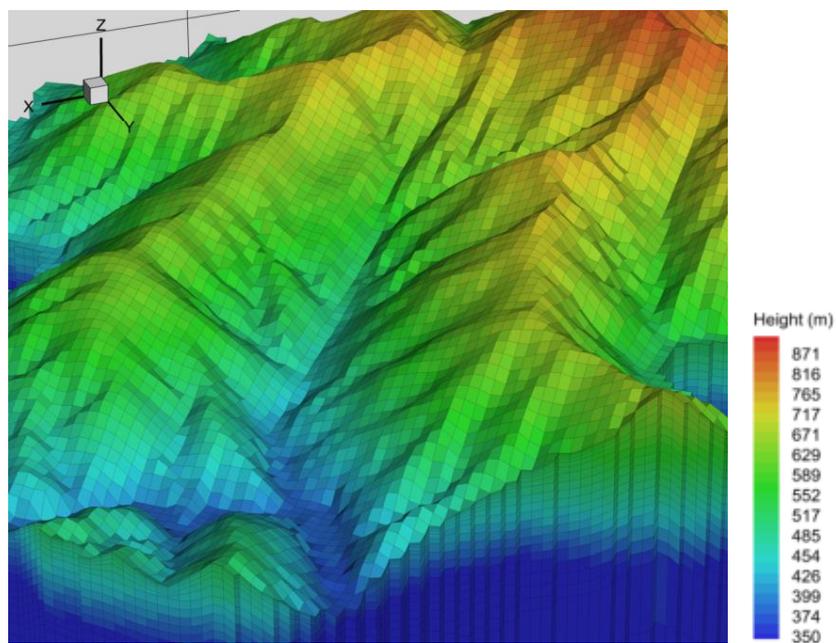
$C_{p,a}$: 空気の比熱容量 (J/kg/K)
q_{sat}	: 気温 T に対する飽和比湿 (kg/kg)
q_{sf}	: 地表面温度に対する比湿 (kg/kg)
q	: 地上の代表的な高度における比湿 (kg/kg)
T	: 地上の代表的な高度における気温 (K)
T_{sf}	: 地表面温度 (K)
$r_{s,a}$: 空気力学的抵抗 (s/m)
Δ	: 飽和水蒸気圧曲線の傾き (1/K)
γ	: 乾湿計定数 (hPa/K)
$r_{s,c}$: 群落抵抗 (s/m)

流域モデルでは、樹冠や林床状態に応じた空気力学的抵抗、群落抵抗の与え方が重要となる。アルベドや葉面積指数についても、これらの抵抗に影響を与えるため重要なパラメータとなり得る。表 25 に使用した主なパラメータを示す。

表層土壌からの蒸発は、ここでは土壌水分量との関係を蒸発効率として考慮した。地形モデルは、航空測量で得られた等高線間隔 1m の地形データを用いた。水源エリアの土地利用は、森林、草地、伐採地、崩壊地、水域、市街地等が含まれるが、その大部分を森林が占める。本研究では、国土数値情報 100m メッシュ土地利用データを基本とし、それぞれの土地利用区分に応じた等価粗度係数を与えた（表 26）。表 27 に表層土壌（土砂交換層）、掃流砂及び浮遊砂移動に関するパラメータを示す。表 28 に地下地層へ与える水理物性（透水係数、有効間隙率）を示す。



(a) 宮ヶ瀬湖上流域モデル (対象領域の範囲 162km²)



(b) 大洞沢試験流域 (対象領域の範囲 48ha)

図 69 宮ヶ瀬湖上流域及び大洞沢試験流域の 3 次元格子モデル

Figure 69 Three dimensional grid-block system of (a) the Lake Miyagase Basin and (b) the experimental field Ooborasawa

表 25 蒸発散量の算定に用いたパラメータ

Table 25 Model parameters for evapotranspiration

蒸発散量	Penman-Monteith 式
気象	大洞沢気象観測データ(No.5)
群落抵抗	60.0 (塚本, 1992)
植生高さ	15.0m
アルベド	0.13 (塚本, 1992 : 川本他, 2007)
樹冠貯留量	針葉樹 : 1.76mm, 広葉樹 : 0.8mm (塚本, 1992)
土壤蒸発効率	<p>土壤水分量と蒸発効率の一般的な関係に基づく (近藤, 1994)</p>

表 26 土地利用に応じたマニングの粗度係数

Table 26 Manning's roughness parameters of each land use

土地利用区分	マニングの粗度係数(m ^{-1/3} s)
森林	0.6
草地	0.3
伐採地	0.1
崩壊地	0.05
ダム湖・河川	0.035
その他	0.2

表 27 表層土壤パラメータ (掃流砂及び浮遊砂に関する条件)

Table 27 Equations and parameters of the surface soil model (bed load and suspended load)

土砂交換層	層厚 比重 有効間隙率 粒径	約 100cm 2.65g/cm ³ 30% 混合粒径分布 (矢部他, 2000)
土砂条件	流砂機構 限界掃流力 掃流砂量関数 浮遊砂濃度分布 カルマン定数 沈降条件 巻上条件 地形変化	浮遊砂+掃流砂 (非粘着性材料) Egiazaroff の式 (1965) 芦田・道上の式 (1972) Lane-Kalinske の濃度分布式 (1941) 0.4 Rubey の沈降速度式 (1933) Itakura and Kishi の式 (1980) 土砂収支式による浸食・堆積

表 28 地下地層の水理物性

Table 28 Hydraulic parameters of subsurface soil/rock		
地質	透水係数(m/s)	有効間隙率(%)
表層土壌	5.0×10^{-4}	30
風化岩層	1.0×10^{-6}	10
基盤岩類	1.0×10^{-7}	5

6.6 結果と考察

6.6.1 河川流量、浮遊砂濃度及び宮ヶ瀬湖流入量の再現計算

(1) 河川流量

宮ヶ瀬湖上流域の中津川地点、大洞沢流域の越流堰 (No.1)、No.3 及び No.4 地点の流量観測データの再現解析を行った。本解析では日雨量データを用いた。林床土壌の水理特性は地下浸透、直接流出、地下水湧出が反映された流量変動パターンに顕著な影響を与えることから、幾つかの試行錯誤を行った。表 28 に示した水理物性はその試行錯誤を経て得られた同定値である。その結果、大洞沢流域の林床土壌は、本川右岸側の No.4 小流域を含む上流側に崩土層に由来する高透水部が分布することが示唆され、その透水係数は $5.0 \times 10^{-3} \text{m/s}$ (地表から 30m 程度) と同定された。図 70 に宮ヶ瀬湖上流域の中津川地点 2006 年、大洞沢流域の越流堰 (No.1) 地点 2003 年における観測流量と計算流量の比較結果例を示す。いずれも、計算流量は観測流量を良好に再現する結果が得られた。

(2) 浮遊砂濃度及び土砂流出量

2005 年 7 月 9 日 20 時～翌午前 2 時に観測された越流堰地点における浮遊砂濃度の再現解析を行った。雨量データは同期間の 10 分雨量を用いた。林床土壌の透水性は、上記の 2003 年の実測ハイドログラフから同定された透水異方性の組合せを適用した。

図 71 に実測された浮遊砂濃度と解析結果を比較した。両者の全体的傾向は整合的で、特に 24 時以降の降雨停止後の濃度低下の過程は良く再現されている。しかし、観測された浮遊砂濃度は、降雨量とは時間的にずれて (遅れて) 増減する傾向がみられるのに対し、解析結果は降雨と浮遊砂濃度の増減がほぼ同時に発生する結果となった。これは、巻上・沈降による土砂発生と移流拡散による遅れの挙動に現地と解析モデルで相違があることを示唆するものである。この現象の同定には、越流堰地点のみの観測では困難なため、上下流の関係にある複数地点での観測値を用いて精査を行う必要がある。

以上の再現解析結果を用い、試験流域内におけるピーク流量発生時の①地表水流量、②浮遊砂濃度、③流砂流量、④底面、⑤せん断力、⑥摩擦速度/沈降速度の 3 次元空間分布図を作成した (図 75)。これらの空間分布図は、土壌が流亡しやすい地区や下流へ重大な影響を与える地区等とそれらの寄与を見出すことができ、各種対策およびその優先

地区を議論する際の基礎資料となることが期待される。

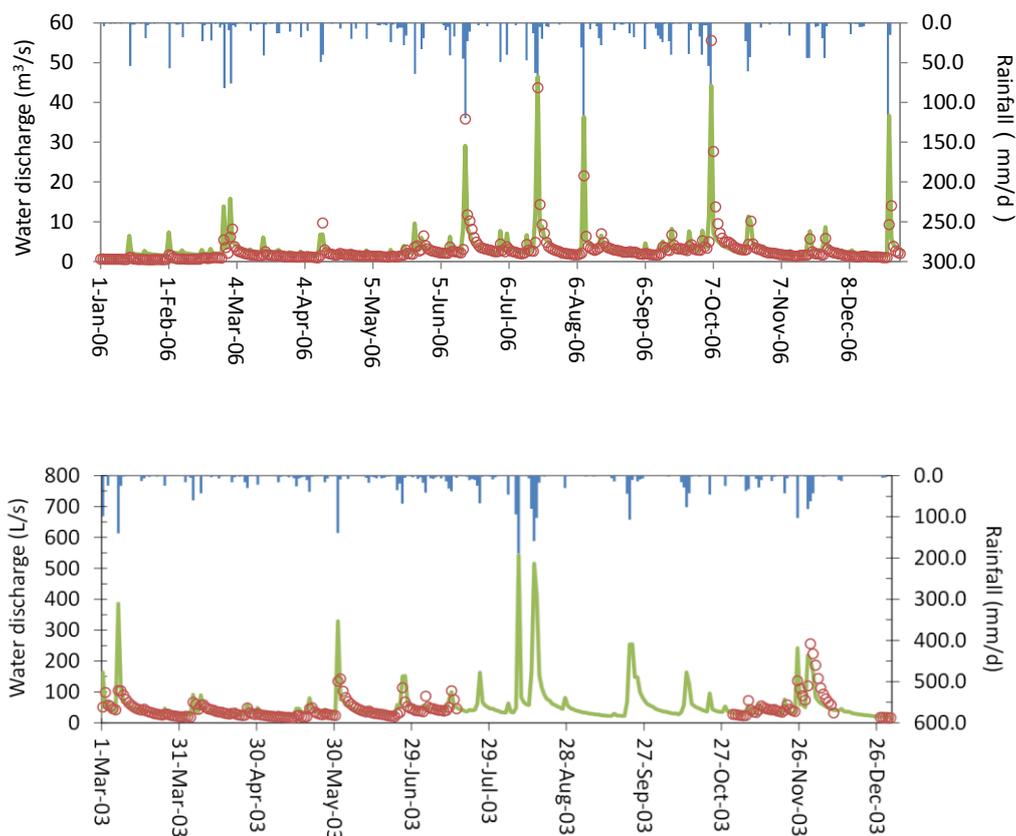


図 70 観測流量と計算流量の比較：(a) 宮ヶ瀬湖上流域モデルによる結果（中津川），(b)大洞沢試験流域モデルによる解析結果（No.1）

Figure 70 Comparisons of simulated results with observed data for water discharge: at the (a) Nakatsugawa river (simulated by using the Lake Miyagase Basin model), (b) No.1 (simulated by using the Ooborasawa Experimental field model),

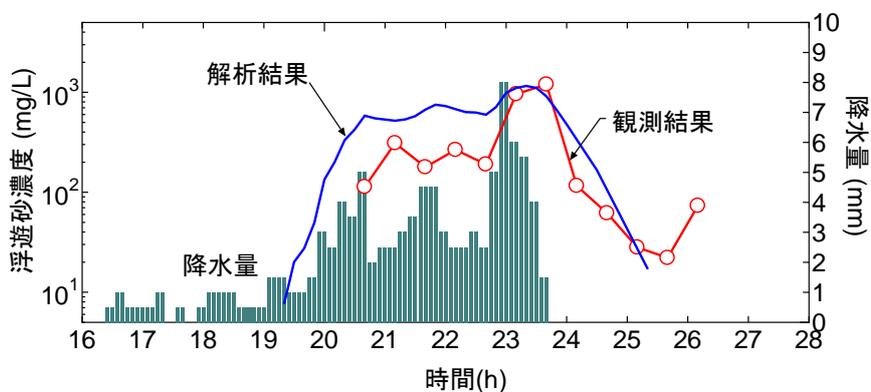


図 71 浮遊砂濃度の実測値と解析結果の比較（大洞沢流域，No1）

Figure 71 Comparison of simulated and observed result for suspended sediment concentration (Location No1 of Ooborasawa Experimental field)

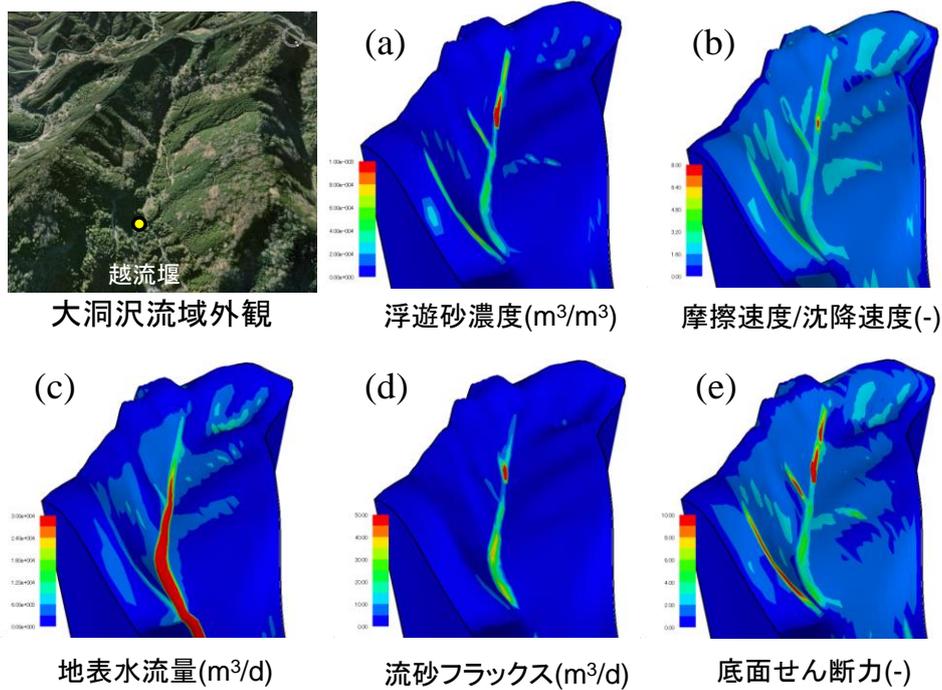


図 72 地表面における水・土砂関連諸量の解析結果（大洞沢流域）

Figure 72 Simulated results of (a) suspended sediment (SS) concentration, (b) fraction of friction velocity to settlement velocity, (c) surface water discharge, (d) sediment discharge and (e) shear force of the surface bed

(3) 宮ヶ瀬湖流入量

図 73 に宮ヶ瀬湖への地表水流入量について観測値（正確にはダム湖の貯水位，放流量等の実測値を用いた推定値）と解析値を示す．地表水流入量の詳細な内訳は明らかでなく総量のみを宮ヶ瀬湖上流域モデルによる解析結果と比較した．この間の平均流量は (a)観測値 $7.91\text{m}^3/\text{s}$ ，(b)解析値 $7.41\text{m}^3/\text{s}$ であり両者はほぼ整合する結果となった．

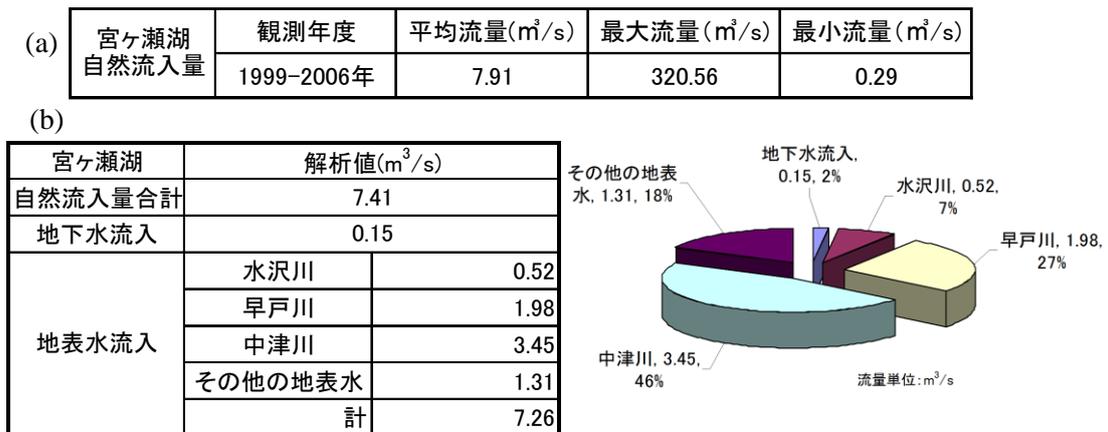


図 73 宮ヶ瀬湖流入水量の観測値と計算値の比較

Figure 73 Comparison of simulated and observed results for average surface water inflow to the Lake Miyagase ; (a) estimated data (upper) and (b) simulated result (bottom and right)

(4) 越流堰地点における過去の流入土砂量の再現計算

大洞沢試験流域モデルを用い、越流堰（No.1）地点における 2005 年、2006 年及び 2007 年の各年の土砂流出による堆砂被害状況の再現計算を実施した（表 29）。

越流堰への流入土砂量と堆砂状況はそれぞれの年で異なり、その生産源は河床や溪流の流砂のほか斜面侵食や小規模崩壊による寄与も含まれ多様と考えられる。ここでは、斜面全体の土砂生産が掃流砂、浮遊砂によるものと仮定し、年毎の雨量観測データを与え、各年の相対的な違いを比較した。土砂交換層の粒径分布データは、前述のとおり、矢部ら（2000）により測定された遊水池堆積土砂の粒度加積曲線を用いた。

各観測年の累積降水量と解析された累積土砂流出量の関係を図 74 に示した。年毎で観測期間は異なるが、期間中に最も累積土砂流出量が多い年は 2005 年、次いで 2006 年、2007 年となる。前記のとおり、2005 年は 7 月末、8 月末の豪雨により年間の大部分の土砂流出が発生する結果となった。2007 年は 8 月頃までに顕著な土砂流出は見られないが、9 月初めの豪雨により 80m^3 規模の大量の土砂流出が発生する結果が得られた。これは、観測期間中の土砂流出量の 80%程度に相当する非常に大きな量である。2006 年は年間を通じて大きな土砂流出は見られないが、小規模な土砂流出が重なり、結果的に累積土砂流出量を増加させている。

各観測年の傾向差を比較するため、同一期間（5 月 6 日～9 月 7 日）における累積土砂流出量を集計した。2005 年は最も土砂流出量が多く推定 160m^3 、次いで 2007 年の約 100m^3 、最も少ない年は 2006 年の約 70m^3 となった。2005 年の累積土砂流出量は、2006 年の 2 倍以上となることがわかる。各年の実測データは取得されていないため、これらの解析結果の定量的な検証は困難であるが、調査記録等に基づく現地状況からは、本解析の示す定性傾向はそれらと整合的であり、各年の被害実績を相対的に反映しているものと考えられる。各観測年の流量ピーク時における大洞沢流域全体の土砂流出量の解析結果を図 75 に示す。これらを比較すると、上述した土砂流出の傾向差が明瞭に現われており、特に 2006 年の土砂流出量は他の年と比較して全域で小さく、また、降雨時に土砂流出が顕著となる地区は尾根付近と斜面で浸食が生じ、流亡した土砂は谷部に堆積する大局的傾向が見られる。なお、本解析で算定された期間中の地形変化は $\pm 5\text{cm}$ の範囲であった（図 76）。

表 29 2005, 2006 及び 2007 年の越流堰への土砂流入状況

Table 29 Water and sediment discharge of inside of the overflow weir in 2005, 2006 and 2007

対象年・期間	概 要	越流堰の状況※
—	通常の状態	
2005 年 5/6～9/29	2005 年 8 月末の台風時の流砂により量水堰が満砂となった状況を復元する	
2006 年 4/26～11/30	年間を通じて量水堰の 1/3 程度の土砂流入が生じた	
2007 年 3/29～9/8	9 月初めの台風時の流砂により量水堰が満砂となった（コンクリート進入路の路盤下の土砂が流出）。観測史上最悪の被害が生じた。	

※写真は神奈川県自然環境保全センター提供

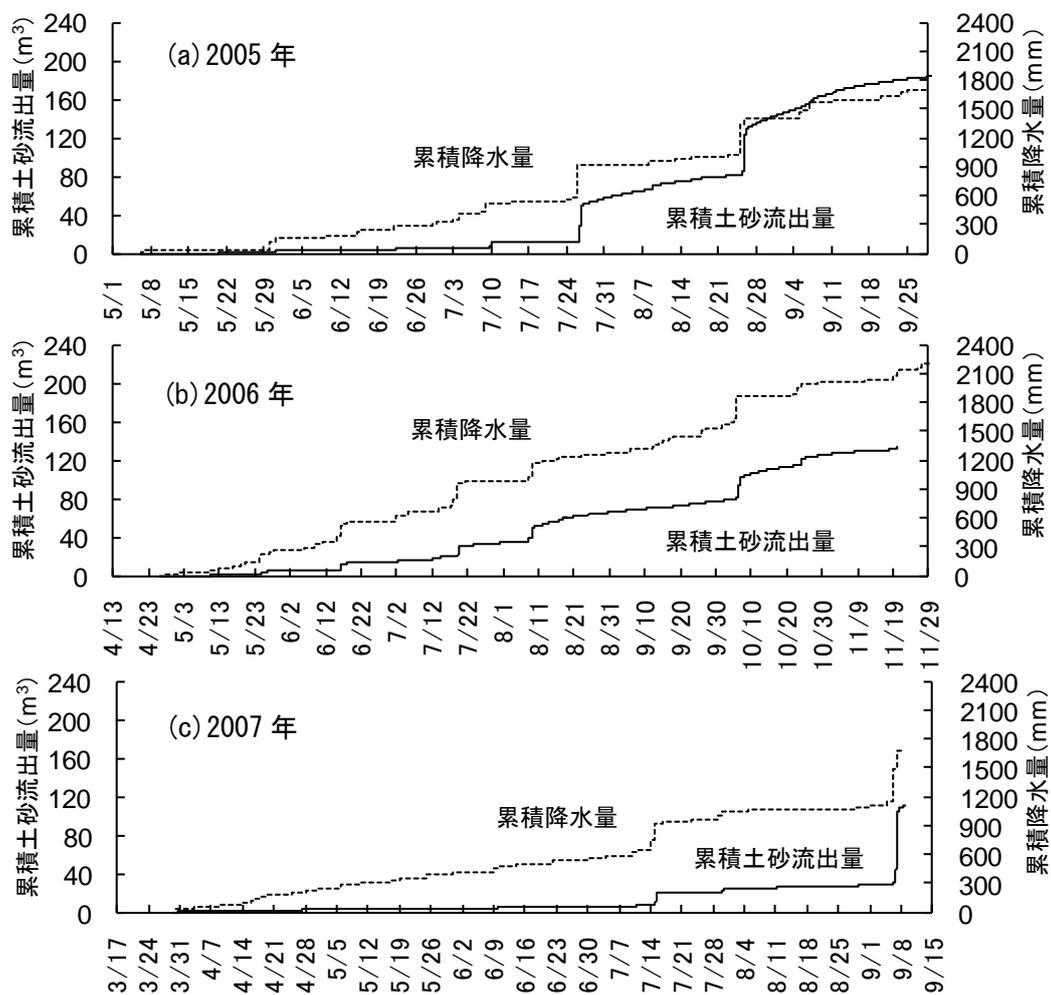


図 74 2005, 2006 及び 2007 年の越流堰への流入土砂量の再現結果

Figure 74 Simulated cumulative discharge of sediment inflowing to the overland weir during (a) 2005, (b) 2006 and (c) 2007: Solid line and dashed lines represent rainfall and discharged sediment, respectively.

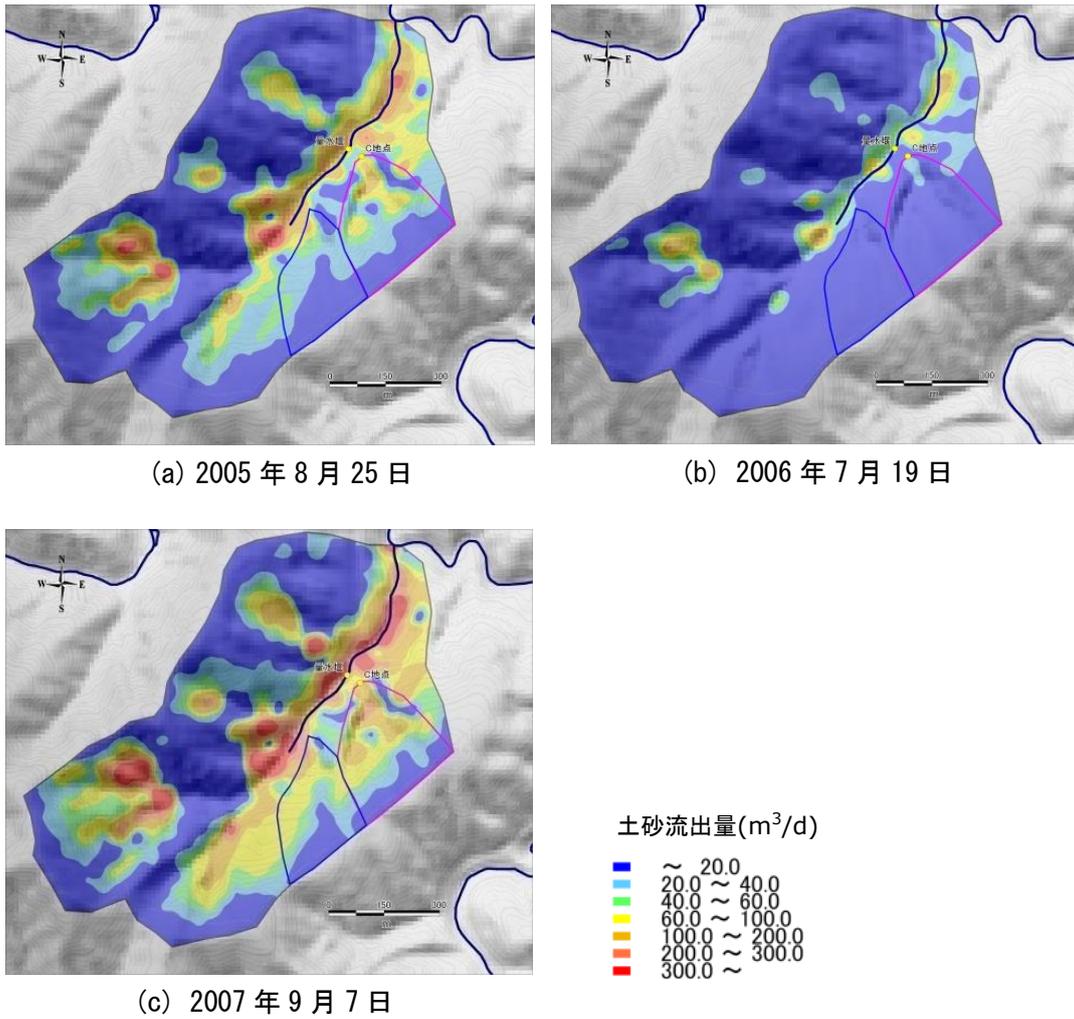


図 75 各観測年の流量ピーク時の土砂流出量分布

Figure 75 Simulated sediment discharge distribution at the peak time of water discharge

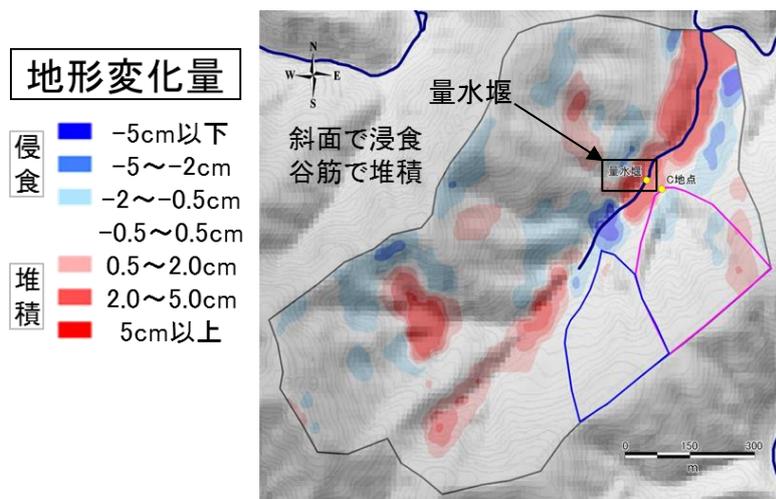


図 76 地形変化量 (表層土壌厚の変化量)

Figure 76 Simulated spatial distribution of geomorphologic change (thickness change of surface soil)

6.6.2 森林施業効果の予測解析結果

大洞沢試験流域に対して、6.4.2で述べた森林施行のシナリオ解析を適用した。

大洞沢流域の2つの小流域に設置された流量観測地点(No.3, No.4)に着目し、流況曲線の解析結果をシナリオ間で比較した。図77に解析結果を示す。いずれも基本ケースに対する放置時(D-B)の流量低下が顕著であり、ピーク流量は有意に増加し、渇水流量は $10\text{m}^3/\text{d}$ ~ $30\text{m}^3/\text{d}$ となった。放置シナリオでは、シカの食害によって下層植生が衰退し、表土層のクラスト化等の原因によって浸透能が低下することが考慮されている。他のケースは、基本ケースとの違いは大きくないが、流況を安定化(ピーク流量を減少させ、低水、渇水流量を増加)する方向へシフトする傾向がみられる。透水性のよい崩土層の分布が推定されているNo.4流域は、No.3流域より地下水位が低いため、特に放置時の流量低下量が大きい。また、No.4流域は他の施業に対する流況安定化の感度が鈍く、いずれもケース間の変化が明瞭でない。

同じ地点における土砂流出量についてシナリオ間の相違を比較した(図78)。いずれの流域も放置時の土砂流出量の増加は顕著である。累積土砂量はNo.3流域で約 8m^3 、No.4流域で約 60m^3 となった。No.4流域で極端に増加する原因は、表土層の浸透能地下によって発生する地表流出がNo.4流域と隣接する上流域を含めた影響を受けたためである。シカ柵や間伐等の施業による流況安定化の傾向は、流出水と同様にNo.4流域よりNo.3流域が顕著である。

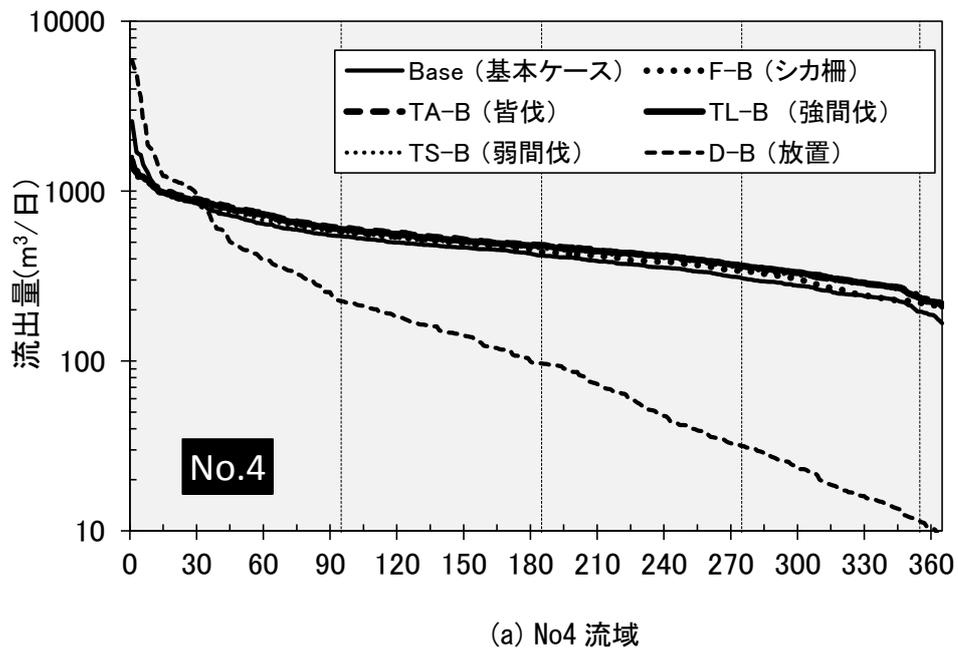
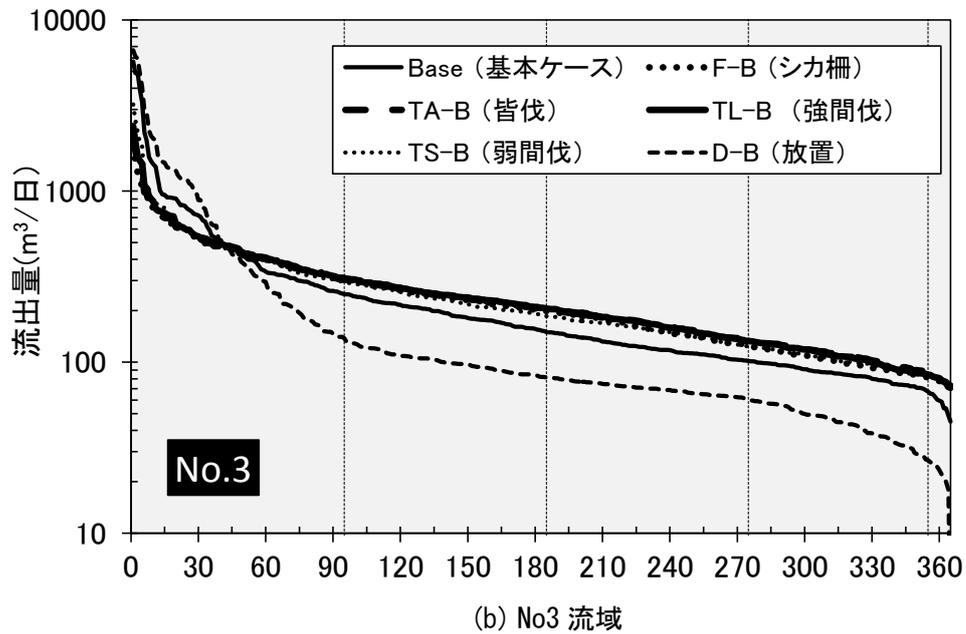
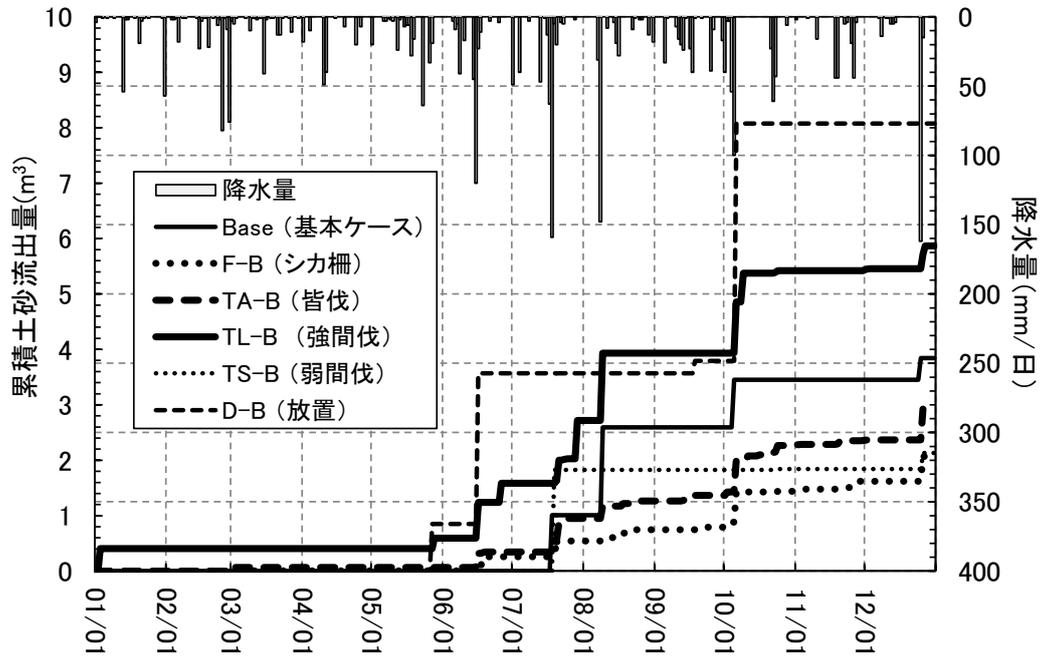
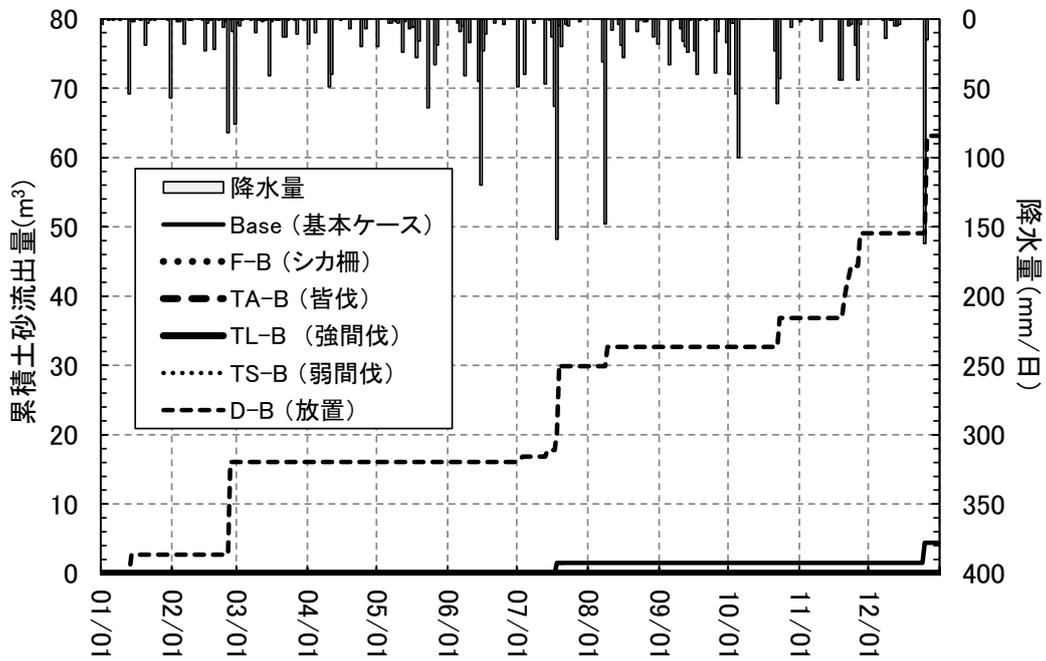


図 77 シナリオ解析結果 (河川流況の変化)

Figure 77 Simulated river water discharges at (a) No.3 and (b) No.4 for different scenarios



(a) No3 流域



(b) No4 流域

(右軸：降水量，左軸：累積土砂流出量)

図 78 シナリオ解析結果 (土砂流出量の変化)

Figure 78 Simulated sediment discharges at (a) No.3 and (b) No.4 for different scenarios

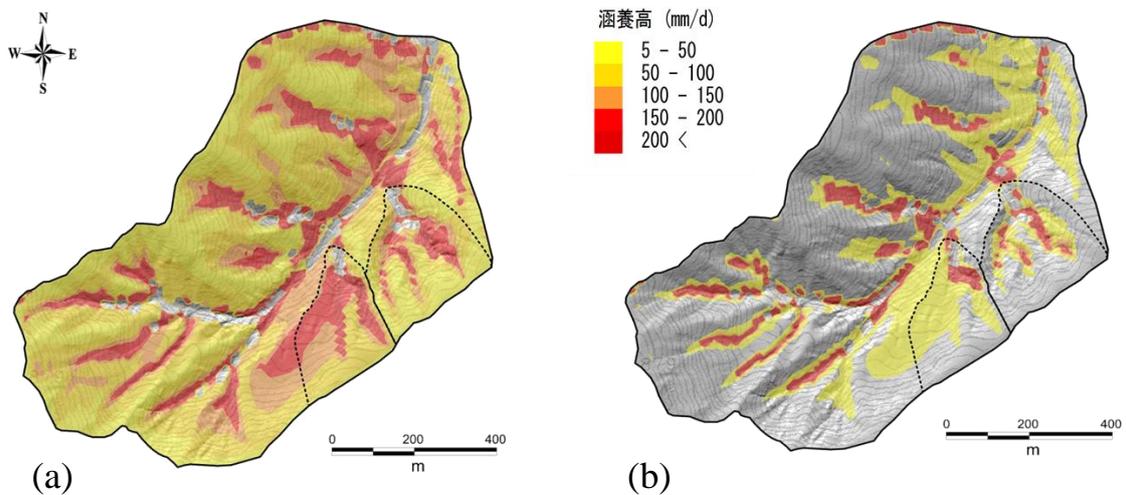


図 79 森林施業による水源涵養の予測結果

Figure 79 Simulated water infiltration in height unit (millimeter per day) (a) with and (b) without the countermeasures for forest managements

6.7 本章のまとめ

神奈川県内の宮ヶ瀬湖上流域及び中津川水系大洞沢流域を対象に、本研究で開発した流体・土砂系の同時輸送解析を適用し、現地観測データの再現と森林施業の各種シナリオに対する効果の予測を行った。

その結果、豪雨時に実測された水、土砂流出量及び浮遊砂濃度を良好に再現することができ、構築されたモデルの再現性を検証することができた。また、間伐や植生保護柵等の森林保全のための各種対策の効果を予測し、対策の有無によって河川流況ならびに土砂流出量の挙動に明瞭な差異が表れ、対策による流況安定化や土砂流亡抑制等への期待効果が定量評価できることを示した。

このことは、斜面、河川、地下帯水層等の流域を構成するコンポーネントを分断する WR (2.6.4 参照) に依らない一体的にモデル化された流域の場で、様々な地表面条件に対する流体・土砂同時輸送挙動が解析可能であることを意味する。このようなモデリング手法は、流域コンポーネント間の結合条件やそれに付随する仮定等の一切を不要とする従来無いアプローチであり、地上・地下を問わず、流域で生じる様々な変化に対する影響評価に適したものである。

また、砂礫を主体とする河川と粘性土を主体とする山地斜面では、それぞれ非粘着性材料、粘着性材料に対応し、土砂浸食メカニズムとモデル化の考え方が本質的に異なる。本章では主に河川分野で用いられる浸食・堆積モデルを流域全体へ適用したが、これらを統一的な考え方で取り扱う手法については今後の課題である。流域内で生産される土砂は、

非粘着性材料，粘着性材料のいずれかで論じることは困難であり，その中間的な特性を含めた様々な状態が不均一に分布する．そのような地表面土壌の物理化学過程を取り入れた時間・空間変化を適切にモデル化する必要がある．また，森林保全のための様々な対策についても，その効果は長い年月をかけて徐々に出現するものである．対策の実施及びその後の過渡的な変化を考慮し，その効果がいつどこで出現するかを予測できることは，その具体的な工程や優先順位を設計する上で有効な資料となる．このような過渡的状态を含めた水・土砂輸送挙動の予測には，植生や土壌の発達過程を含めた検討が不可欠であり，モデル化へ資する基礎データの一層の蓄積が期待される．

第7章 実流域におけるケーススタディ（流体・化学物質系）

7.1 本章の目的

流域に存在する化学物質の移動現象を、第3章で述べた地上・地下連成系における流体・反応性物質輸送解析を用いてモデル化する。

流域内の化学物質の種類、その起源や反応・移動特性は多岐にわたり様々である。化学物質の起源（由来）には自然及び人為の要因があり、流域に対する汚濁負荷の機構に着目すると点源（特定汚染源）、面源（非特定汚染源）に大別される。また、化学物質が流域内をどのように移動し、その間にどのような反応を生じるかについては、対象とする化学物質によっても異なる。さらに複雑になると、その場所の圧力・温度状態によって流体物性や熱力学的物性の変化を生じるものや、土砂や有機物のような流れと共に移動する粒子状物質（固体）への吸着・離脱や気液相間移動を伴うもの少なくない。

前述のとおり、本研究では、これらのいずれについても任意に組み合わせが可能なモデル化手法を開発した。既往手法と異なる特徴は、地上、地下連成系を物質移動の場のバックグラウンドとすることにより、地上・地下を自在に出入りする化学物質を直接追跡することができ、地表面へ濃度やフラックス等の境界条件を与える必要が無い点である。このようなモデル化は、流域スケールの利用可能な水資源量の変動を水量・水質の両面から捉える場合などには不可欠となる。

本手法の工学的・科学的応用領域は多岐にわたり、例えば、流域スケールでは従来困難であった次のような検討が可能となる。

- 陸域から湖沼や海域への汚濁負荷量の予測と対策効果の検証（地表水・地下水を一体化した栄養塩流出挙動の解明、閉鎖性水域の富栄養化問題など）
- 残留性有機汚染物質 POPs(Persistent Organic Pollutants)による水環境汚染の評価・予測
- 放射性廃棄物地層処分場からの核種漏えい、生物圏被ばく線量評価
- 大気降下物質による流域水環境汚染の評価・予測
- 地下水の硝酸態窒素汚染機構の解明

このうちの一部のものは、既に様々な具体的な検討が試みられている（例えば、嶋田ほか、2015；細野ほか、2015；松永ほか、2015；森ほか、2016）。本章では、多数の流入河川を有する閉鎖性湖沼を対象に、そこで排出された窒素負荷が河川水や地下水によってどのように湖沼へ到達し、どのような影響を与えるかを分析・評価したケーススタディについて述べ、実流域への適用可能性を検証する。

なお、土砂等へ吸着した粒子状物質による汚染を含めたケーススタディについては、第8章で具体例を述べる。

7.2 本ケーススタディの背景と目的

流域における総合的な水質保全対策を推進するための様々な取り組みが進められている。閉鎖性水域の富栄養化や地下水資源の硝酸性窒素汚染等に対する種々の対策効果の検証や将来予測には、流域スケールを対象とした窒素移動過程の数値シミュレーションが用いられるが、陸面へ与える窒素面源負荷の決定は容易ではない。通常は排出負荷源毎の原単位（単位時間、単位面積当たりの負荷量）が土地利用等と関連付けられて与えられるが、陸域に対する窒素負荷は、本来、その場所の様々な陸面過程（例えば、降雨や水の流れ等）の影響を受けて絶えず変化するものである。そのため、時期や場所によって異なる実質的な負荷とその変動パターンを適切に評価することが求められるが、それらを事前に詳しく知ることは困難なため、ほとんどの場合においてその詳細は解析に取り入れられていない（2.3参照）。

地上・地下を一体化した陸域水循環システムの数理モデリングは、陸面を出入りする物質移動現象の解析に威力を発揮し、地表面付近における複雑な物質変動場を解明するための1つの有効なツールとなる。アンモニアや硝酸等の窒素化合物毎の排出量を負荷条件として与え、硝化・脱窒等の生化学的反応やそれらに關与する地下微生物相の影響等も容易に取り入れることができる。地上で実際に生じている様々な現象をできる限り直接取り扱うことで、時間・空間的に不均一となる流域内の負荷変動を出力値として得ることができる。

ここでは、霞ヶ浦流域を対象に、流域内で発生する汚濁物質の排出負荷及び反応過程を考慮した流体・化学物質系の同時輸送解析を実施し、湖沼に対する水質負荷のメカニズムとその影響を評価した具体的なケーススタディを実施した。

7.3 対象領域

本ケーススタディでは、湖沼水質保全特別措置法により指定された11湖沼の1つである霞ヶ浦を対象とする。

霞ヶ浦は茨城県南東部から千葉県北東部に広がる湖であり北浦、西浦等からなる湖群の総称である（図80）。霞ヶ浦の湖面積は国内2番目の広さを有し、茨城県全体の1/3以上を占める。現在、5年毎に見直しが行われる第6期湖沼水質保全計画（平成23年度～平成27年度）のもとで水質改善の取り組みが進められている。

本研究では、流域内で発生・排出される窒素負荷の動態変化を解析し、流入河川流域の湖沼に対する汚濁負荷の影響評価を試みる。湖水内における水深方向の流動や動物プランクトン等を含めた生物化学的作用の詳細については考慮しない。

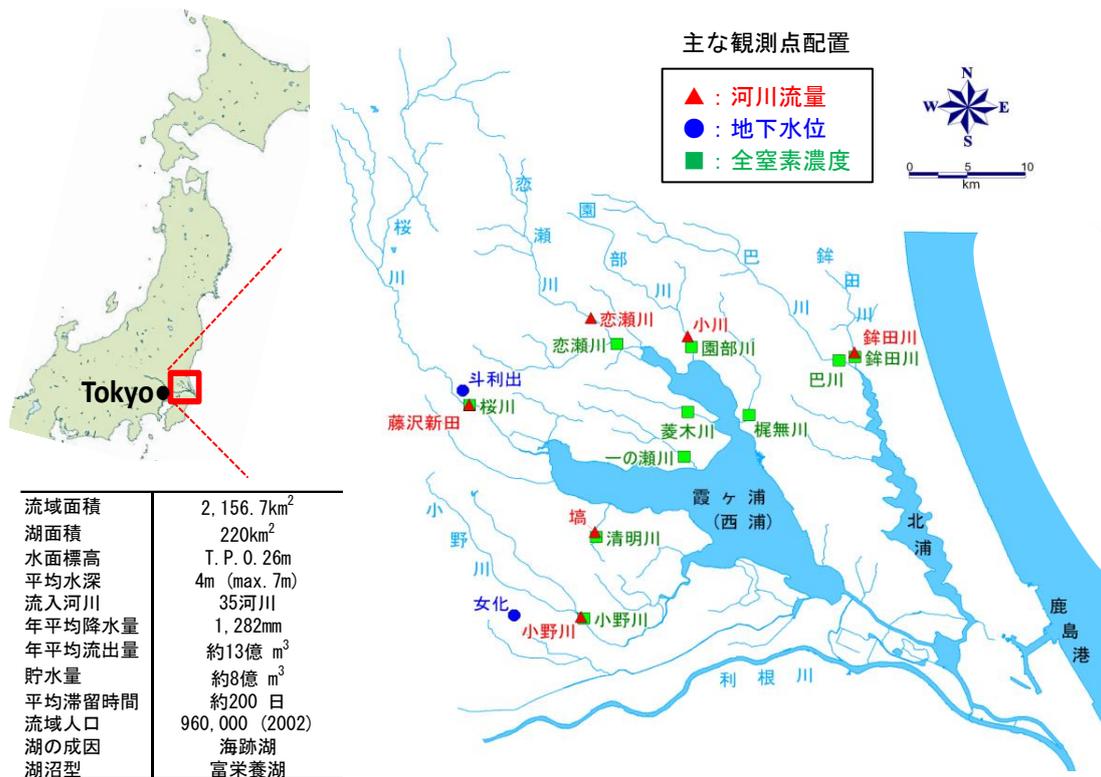


図 80 霞ヶ浦流域と基本諸元

Figure 80 Basic specifications of the Lake Kasumigaura

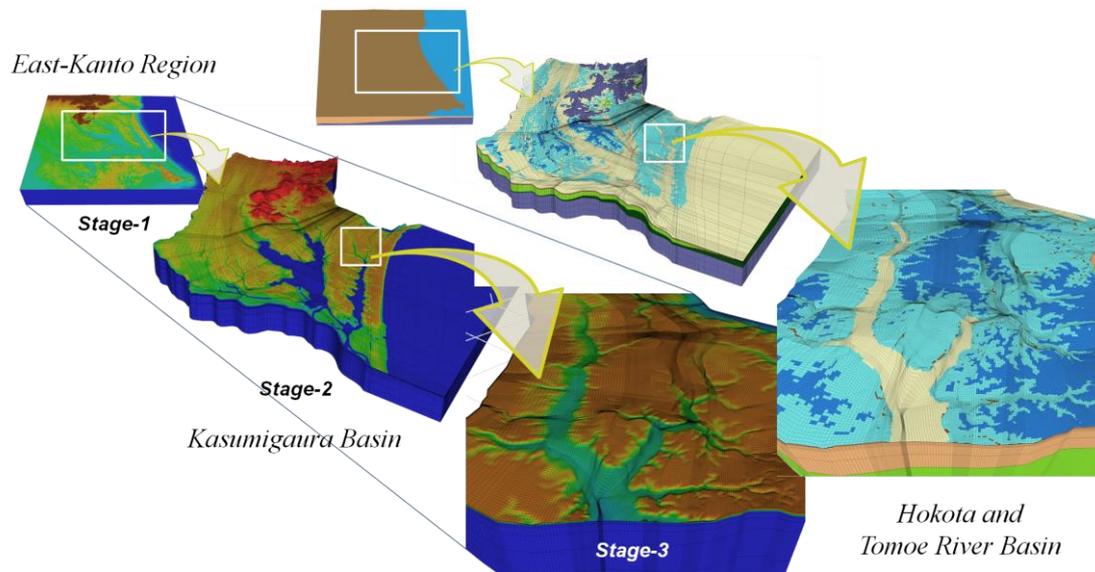
7.4 検討手順

霞ヶ浦の窒素濃度は経年的に変動しており、現在の水質は流入河川流域における過去からの人口、土地・水利用等の長期的変遷の影響を受けているものと考えられる。本研究では、それらの経年変化を解析するため、流入河川の流域情報が利用可能な1960年（昭和35年）から2004年（平成16年）の45年間を解析の対象期間とした。

本研究で開発した霞ヶ浦流域モデルによる現況再現解析は次の手順で行った。まず、主要流入河川の連続流量観測データが得られている2006年～2007年、長期地下水観測データが公表されている1990年～2006年を対象とし、それぞれを日単位、月単位の気象外力データを用いた非定常解析を行い、流量・地下水位の同時マッチングを行った。本マッチングでは、対象期間の異なる独立な観測データを矛盾なく再現する地層構造とその水理物性値を同定する。次に、この同定結果を反映した霞ヶ浦流域モデルを用い、上述の対象期間について流域全体の窒素に着目した長期再現解析を行った。気象外力データは月単位とし、主要流入河川で実測されてきた河川水中の全窒素濃度の経年変化データと比較し、構築モデルの再現性を検証する。長期再現解析に用いる窒素負荷の時代変化は、過去の人口、土地利用等と関連付けを踏まえて推定した。

7.5 霞ヶ浦流域モデル

本検討では、広域から小流域を対象としたマルチスケール流域モデルによる物質移動解析 (Mori et al., 2008) の考え方をベースに、霞ヶ浦の集水領域をカバーする解析モデルを構築した (図 81)。同解析は、霞ヶ浦へ流入する複数の河川流域を包含する十分に広い範囲のモデルを第一段階とし、その解析結果をもとにして霞ヶ浦の集水領域が抽出されたものである。第一段階は、東関東地域の約 8,740km²、深度 3km を対象とし、計算格子の水平分解能が 100m~500m の広域モデルによるものである。第二段階の霞ヶ浦流域モデルは、第一段階の解析結果をもとに抽出された霞ヶ浦流域 4,660km² を対象とし、水平分解能は 50m~300m へ細分化された。さらに、霞ヶ浦流域モデルから抽出される流入河川流域のうち、北浦へ流入する銚田川・巴川流域に着目し、これを第三段階とした詳細モデルが構築された。本研究では、このうちの第二段階に相当する霞ヶ浦流域モデルを新たに構築し、上述した汚濁物質系のモデル化を組み入れた新たな反応性溶質移行解析による検討を加えた。具体的には、全窒素 TN の原単位を用いた面源負荷に対する従来の溶質移行解析と面源負荷を窒素化合物毎にわけて与え、さらに物質間の相互作用を考慮した新たな手法による解析結果とを相互に比較し、実測された窒素濃度の長期経年データの再現性に着目して、開発手法の実流域への適用性を検証した。



	Stage-1 (East-Kanto Region)	Stage-2 (Kasumigaura Basin)	Stage-3 (Hokota River Basin)
対象面積(km ²)	8,740	4,660	302
水平解像度(m)	100-500	50-300	10-200
総格子数	971,712	977,130	1,218,509

図 81 霞ヶ浦流域を対象としたマルチスケールモデリング

Figure 81 Multi-scale watershed modeling approach for the Lake Kasumigaura Basin

霞ヶ浦流域モデルへ組み込む気象，地形，土地・水利用，地質，物質負荷等の基本データは，国，自治体より公表されている既存の公共データに基づいた。

流域地形は 10m メッシュ数値標高モデルと霞ヶ浦湖底地形等高線を合成して作成した地形モデルを領域全体で空間補間処理を行った後，地表面格子のコーナポイントへ割り当てた。降水量は全 28 地点のアメダス雨量を用い，解析対象とする期間及び領域内の時間・空間補間を行った降水データセットを作成した。蒸発散は気温及び可照時間を用いてハーモン法により推定した。領域内の気温分布の推定には地点毎（計算格子毎）の高度効果を考慮した。土地利用区分は，国土数値情報土地利用細分メッシュデータ（100m メッシュ）を用いた（図 82）。それぞれの土地利用分類に対しては，表 30 に示すマニングの粗度係数を与えた。ただし，同一の計算格子内に複数の土地利用区分が含まれる場合は，それらの面積割合で按分した。なお，畑地や畜産用地の詳細な分布は明らかでないが，いずれも水田を除くその他農用地に含まれるものと仮定し，該当域の表層土壌は一律に黒ボクと仮定した。

生活系，工場・事業系及び農業・畜産系の水利用実態については，霞ヶ浦に係る湖沼水質保全計画（第 4 期，平成 13 年～平成 17 年）他に基づき推定しモデル化を行った（表 31）。生活系，工場・事業系は点源取排水を基本とし，下水・し尿処理系を除く生活排水は市町村人口で按分した水量を当該市町村の河川から排水した。工場・事業系の排水量は工業用水淡水使用総量に基づいた。畜産系，農業系は面源排水とし，畜産排水は市町村別の牛豚頭数と尿量の原単位から排水量を推定し，土地利用がその他農用地に分類される地区へ散布した。農業系は畑地（その他農用地），水田へのかんがい用水として与えた。地下水揚水はやや古い情報となるが全国地下水資料台帳に収められているデータを用いた。地下水揚水量の経年変化や取水層に関する情報は十分でないため，ここでは平均的な地下水揚水量をストレーナ区間へ与えた。

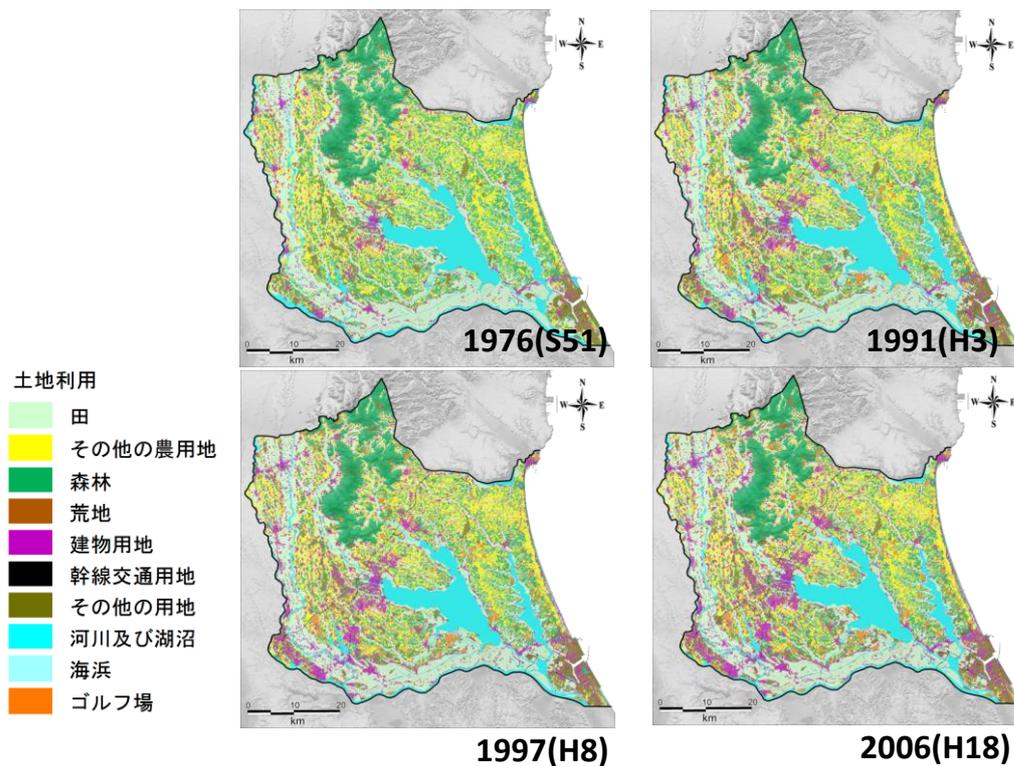


図 82 霞ヶ浦流域の土地利用

Figure 82 Land use classification in the Lake Kasumigaura Basin

表 30 マニングの粗度係数

Table 30 Manning's roughness parameters of each land use

土地利用区分	マニングの粗度係数 ($m^{-1/3}s$)
田	0.6
その他農用地	0.2
森林	0.4
荒地	0.1
建物用地	0.05
幹線交通用地	0.05
その他の用地	0.1
河川及び湖沼	0.035
海浜	0.035
ゴルフ場	0.3

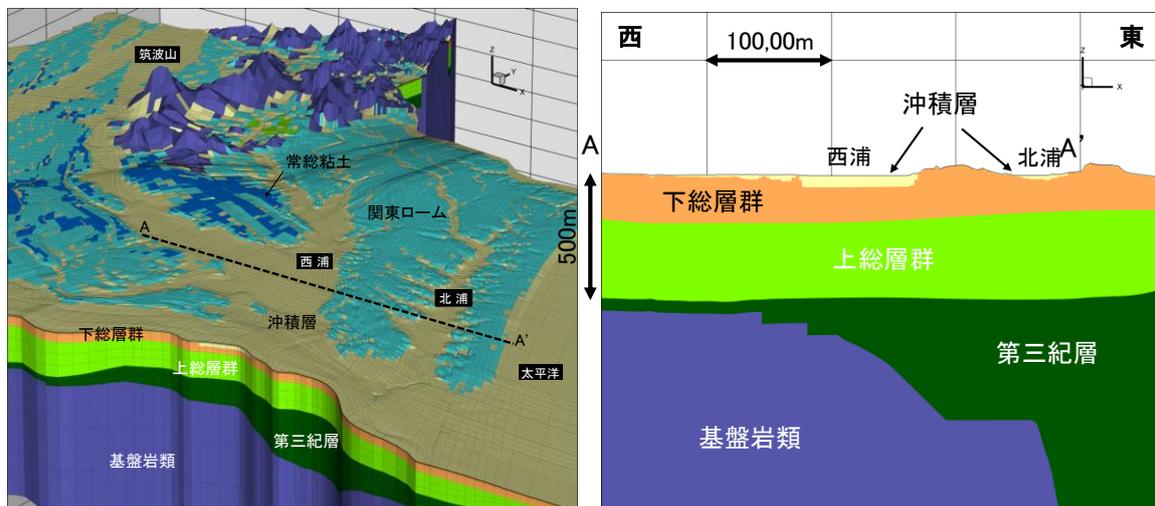
表 31 生活系, 工場・事業系及び農業・畜産系の水利用

Table 31 Water use for daily life, industries and food/livestock agricultures

大分類	中分類	小分類	単位	取排水量
下水・し尿処理系	下水処理場	霞ヶ浦北（西浦）	(m ³ /d)	394
		霞ヶ浦湖北（西浦）		68,427
		霞ヶ浦水郷（常陸利根川）		6,638
		玉造町（西浦）		480
		桜川村（西浦）		66
		東町（西浦）		720
		八郷町（恋瀬川）		101
	し尿処理場	湖北（土浦）	(m ³ /d)	2,353
		筑北（桜川市）		464
		潮来牛堀		32
麻生		23		
工場・事業系			(m ³ /d)	130,626
生活系	生活排水系	雑排水未処理	(m ³ /d)	75,770
		合併処理浄化槽		89,627
		単独処理浄化槽		4,611
農業集落排水施設		(m ³ /d)	9,447	
畜産系	牛		(m ³ /d)	290
	豚			1,796
霞ヶ浦取水	霞ヶ浦	土浦沖（木原沖）	(m ³ /d)	149,472
	北浦	爪木・鰐川（神宮橋） 武井	(m ³ /d)	443,437 104,339
農業系	かんがい用水	水田	(mm/d)	1.65
		畑地		1.18

流域地質は、主に山地と水理基盤を成す花崗岩類及び中古生層、厚い未固結の碎屑性堆積物からなる洪積台地、それを開削して低地を埋積する沖積層に区分される。洪積台地の上部は、火山灰起源の茨城粘土層（常総粘土層相当）や関東ローム層が広く覆っている。霞ヶ浦流域モデルの水理地質単元は、表土層、沖積層、関東ローム、常総粘土層、下総層群、上総層群、第三紀層、基盤岩類の全 8 区分に分け、それぞれの分布域と基底面等高線コンターを推定し 3 次元地質構造モデルを構築した。図 83 に 3 次元格子モデルへ割りあてた地質の構成を示す。各地質区分に対する水理物性（透水係数、有効間隙率）は、前述の河川流量(2006 年～2007 年)、地下水位（1990 年～2006 年）の実測データとのマッチングを

通じて表 32 に示す値を同定した。



(a) 格子モデル鳥瞰図

(b) 霞ヶ浦を横断する東西方向の
深度断面 AA'

図 83 地質構造を組み込んだ 3 次元格子モデル

Figure 83 Three-dimensional grid-block system of (a) bird's-eye view and (b) 2D vertical section AA'. Colors show the different geological classification

表 32 地層区分毎の水理物性

Table 32 Hydraulic parameters for each geological classification

地質区分	透水係数(m/s)	有効間隙率(%)
表土層	5.0×10^{-4}	40
沖積層	1.0×10^{-5}	20
関東ローム	1.0×10^{-5}	20
常総粘土層	1.0×10^{-7}	20
下総層群	1.0×10^{-5}	20
上総層群	1.0×10^{-6}	20
第三紀層	1.0×10^{-7}	10
基盤岩類	1.0×10^{-9}	5

7.6 窒素負荷源と反応過程

窒素負荷源及び窒素化合物の反応過程は、3.2.3で述べた異なる3つのモデル化手法を次のように取り扱う。

7.6.1 手法1：原単位を用いた一般的な移流分散解析

解析モデルへ与える窒素負荷は、表33に示した第4期霞ヶ浦湖沼水質保全計画（茨城県生活環境部霞ヶ浦対策課）に掲載されている原単位を用い、点源あるいは非特定汚染源（面源）の負荷条件として与えた。

表 33 生活，農業，工業系の主な原単位

Table 33 Nitrogen loads caused by daily life, agricultures and industries

分類（負荷の内訳）		単位	数値
生活	下水道	(g/人/日)	1.24
	雑排水未処理		2.55
	合併処理浄化槽		6
	単独処理浄化槽		7.65
	農業集落排水施設		1.79
	し尿処理場		0.02
	自家処理		0.65
工業		(kg/d)	488
畜産	牛	(g/頭/d)	28.7
	豚		3.89
湖	コイ養殖	(g/ton/d)	51.7
	湖底溶出	(kg/km ² /d)	25.5
	降雨	(kg/km ² /d)	3.08
非特定負荷源 (面源)	森林	(kg/km ² /d)	1.56
	畑地		3.75
	水田		2.25
	市街地		2.4

生活及び工業排水は点源負荷とし、その他はいずれも面源負荷とした。面源負荷は、霞ヶ浦流域内における行政界単位の人口、家畜頭数などのフレームと関係付けて当該範囲の総窒素負荷を求め、それを水田、畑地、森林、市街地の土地利用区分の占有面積で

按分して割り当てた。畜産由来の負荷はその他農用地へ割り当てた。霞ヶ浦湖面に対しては、コイ養殖、湖底溶出及び降雨による窒素負荷を与えた。

これらの原単位は、アンモニア態窒素や硝酸態窒素等の窒素化合物を区別しない全窒素 TN に対する負荷量であり、硝化や脱窒等の反応過程や流達率等の仮定が考慮された数値である。ここでは、この負荷量が窒素化合物の主要成分を表すものと捉え、点源は河川水、面源は地表面へ与えることとした。本手法 1 では移動中の反応過程や吸着による遅延等は考慮しない。

7.6.2 手法 2：物質成分毎の移行・反応過程を考慮した反応性溶質移行解析

上記の手法 1 に対して、窒素化合物間の反応と面源負荷に関与する地表面での詳しい汚染源過程を考慮する。対象とする物質系は図 3-2 に示したとおりアンモニア態窒素、硝酸態窒素とする。面源負荷に対しては降水、農地での施肥、無機化および作物吸収等の汚染源過程を個々に取り扱う。窒素負荷の総量は、原単位のみを用いた手法 1 とは必ずしも一致しない。点源負荷、畜産、湖面の面源負荷については基本的に手法 1 と同様とした。

(1) 降水

対象領域の全域に対して、降水中に含まれる窒素化合物が大気降下物質として供給される過程を考慮する。降水中に含まれる窒素化合物の濃度については、筑波近郊の 5 地点における 1985 年～1990 年の降水モニタリングデータ（岡本ほか，1992）に基づいて、 NH_4^+ は $433 \mu\text{gN/L}$ 、 NO_3^- は $275 \mu\text{gN/L}$ を用いた。

(2) 施肥，作物吸収

水田、畑地に対する施肥と作物による吸収過程を考慮する。これらは作物の種類やその生育時期等によっても異なるものであるが、対象領域の全体をカバーする詳細な空間分布は必ずしも明らかでない。ここでは、畑地と水田に分類した典型的な施肥と作物吸収のパターンを年平均値や時間変化値を予め仮定して、これを地表相当の深度に与える 0 次モデルとして与えた（図 84）。

(3) 無機化

圃場では土壌中の有機態窒素が微生物活動によって無機態窒素に分解される過程を考慮する（3.2 参照）。土壌中の可分解性窒素の無機化は一次反応則に従うものとし、久保田ら（2006）の検討を参考に温度による微生物活性の季節的変動を考慮可能なアレニウス反応式を適用した。使用パラメータは、黒ボクとその他の土壌に分けて表 34 に示すように仮定した。基準温度は一律 25°C と仮定した（杉浦ほか，1986）。

(4) 硝化と脱窒

硝化と脱窒は、いずれも 3. 2 で述べた一次反応則に従うものと仮定した。硝化速度は土の性状や酸化、還元状態の違いによって異なるが、ここでは表層土壌のみと関連づけて、黒ボクの分布域とその他の沖積層、ローム層等分布域とを分けて仮定した(表 35)。脱窒は、還元状態となる水田土壌で生じると仮定し、既往研究で用いられた範囲 $0.024 \sim 2 \text{ d}^{-1}$ (服部ほか, 1996) を参考に設定した。

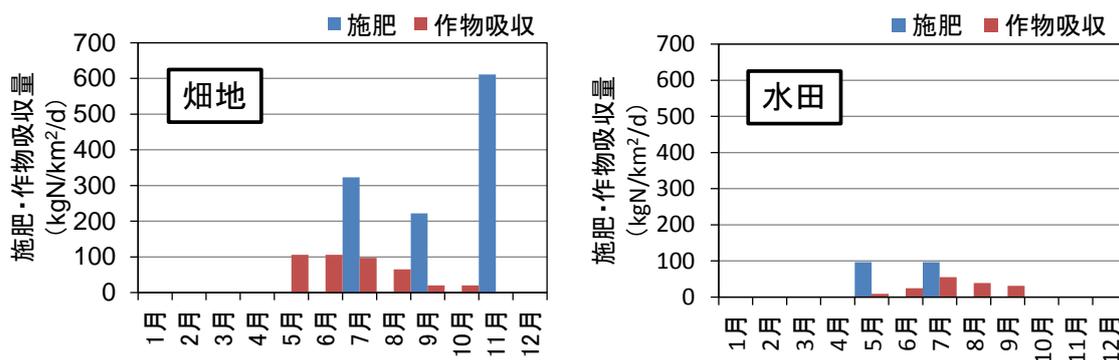


図 84 畑地、水田における月毎の施肥・作物吸収量

Figure 84 Estimated N supply (blue) / uptake (red) by fertilization and crop uptake

表 34 有機態窒素の無機化に関するパラメータ

Table 34 Model parameters on mineralization of organic nitrogen compounds

	単位	記号	黒ボク	黒ボク以外
可分解性有機窒素量	mgN/100g	N_0	11.1	17.5
初期分解量	mgN/100g	b	0	0
無機化速度定数	1/d	k_{Min}	5.1×10^{-3}	2.1×10^{-3}
見かけの活性化エネルギー	kcal/mol	E_a	15.9	19.4

表 35 硝化、脱窒に関する速度定数

Table 35 Rate constant of nitrification and denitrification

	単位	記号	値	適用
硝化速度	1/d	k_{Nit}	0.2	黒ボク
	1/d	k_{Nit}	0.1	黒ボク以外 (沖積層, ローム層)
脱窒速度	1/d	k_{Denit}	0.1	水田土壌

7.6.3 手法3：酸化還元場の形成過程を考慮した反応性溶質移行解析

上述の物質毎の汚染源過程を考慮した反応性溶質移行解析（手法2）に対して、地下微生物相の影響を取り入れ、酸化還元場の形成とそれらの時間、空間分布に応じた硝化・脱窒過程を考慮する。

前述のとおり、地下微生物相の作用による物質成分の生成・消滅は、多成分基質に対する Monod の速度モデル（Monod, 1949）を適用した。反応速度やバイオマス濃度等のデータは現時点で得られていないため、ここでは Zarnetske et al. (2012) を参考として表 36 のとおり設定した。また、対象流域での DOC の生成起源に関する詳細についても現時点で明らかになっていない。ここでは、手法 2 の解析結果との対比や実測値の再現性に着目した試行錯誤を行い、DOC の生成量は森林及びその他農用地で 16 kg/km²/d、水田で 62 kg/km²/d と推定した。これらの推定値の検証は今後の課題である。地上及び地表面で空気相と接する水相は瞬時に酸素飽和になるものと仮定した。

水相中に溶存する窒素の拡散は、地表水と地下水で使い分け、それぞれ表 37 に示す乱流拡散係数及び分子拡散係数を用いた。地下地層中の分散には代表距離（経路長）を用いたスケール依存性を取り入れなければならないが、流域全体の個々の負荷源に対して経路長を与えることは困難である。ここでは、各計算格子を通過する移動距離を局所的な経路長 L とし、縦分散長をその 1/10、横分散長を縦分散の 1/10 と仮定した。アンモニア態窒素の吸着は線形平衡モデルを適用し、分配係数は中村ら（2007）の検討を参考に 0.005(m³/kg)を用いた。硝酸態窒素については、Katou ら（2004）の既往研究に基づき、ラングミュア型の非線形吸着モデルを適用した。その他の物質成分の吸着は無いものと仮定した。

表 36 Monod の速度モデルに関するパラメータ

Table 36 Model parameters on multiple Monod kinetics

	単位	記号	数値
速度定数	1/h	γ_{O_2}	2
	1/h	γ_{NH_4}	1
	1/h	γ_{NO_3}	4
飽和定数	mg/L	K_{O_2}	5.28
	mg/L	K_{NH_4}	0.43
	mg/L	K_{NO_3}	1.64
	mg/L	K_{DOC}	8.68
阻害定数	mg/L	$K_{Inhibit}$	0.24
自由エネルギー	kJ/mol	ΔG_{NIT}^0	-181
	kJ/mol	ΔG_{AR}^0	-501

表 37 分散，拡散と吸着に関するパラメータ

Table 37 Model parameters on solute transport processes (dispersion, diffusion and adsorption)

	単位	記号	数値	適用
乱流拡散係数	m ² /s	$\varepsilon_{SS,l}$	1×10^{-3}	地表水のみ
分子拡散係数	m ² /s	D_0	2×10^{-9}	
分散長	m	α_L, α_T	$\alpha_L=L/10, \alpha_T=\alpha_L/10$	Lは経路長
分配係数	m ³ /kg	$K_{d,NH4}$	0.005	NH ₄ ⁺
吸着係数	m ³ /kg	a	0.3967	NO ₃ ⁻
最大吸着能	kg/kg	$W_{s,max,NO3}$	0.0018	ローム, NO ₃ ⁻

7.7 結果と考察

7.7.1 水量・水質の再現性検証

図 85 は斗利出，女化の 2 地点における長期的な地下水観測データと本再現解析の結果を比較したものである。観測値と計算値の水位差はいずれも 5m よりも小さく，長期変動パターンを含めて実測値をほぼ適切に再現する結果となった。1994 年以降の斗利出地点の観測水位は，それ以前に見られなかった周期的な水位低下が認められ，観測点近くで地下水利用が開始された可能性が示唆される。女化地点の観測水位は，1990 年～1993 年の約 3 年間のみが他の期間より約 10m 低下している。観測機器の設置等に伴って生じた異常値と推定される。

図 86 は 2006 年～2007 年（2 年間）の河川流量の再現解析結果と観測データを比較したものである。いずれの地点も観測値を良好に再現する再現結果が得られた。小川地点では，2007 年 4 月以降に実測データの基底流量に 1m³/s 以下のわずかなシフトがみられるが，現時点でその原因は特定できていない。

図 87 は，河川水中の全窒素濃度の経年変化について再現解析結果と観測データを比較したものである。再現解析結果は年平均値として表示し，手法間の相違を比較した。

原単位を用いた手法 1 は，多くの地点で実測値に対し過少評価となり，2000 年以降は 2mg/L 前後でほぼ横ばいとなる結果となった。面源負荷として土地利用毎に一定条件で与えた原単位では，場所によって異なる水の動きが考慮されないため，河川への流達率が想定よりも小さくなったことが原因と考えられる。

物質成分毎の移動と面源負荷の汚染源過程を考慮した手法 2 では，上述の過少評価が解消され，実測データを良好に再現する結果が得られた。本手法は，予め想定した流達率を用いる必要がなく，降水，施肥，作物吸収，分解，反応等の個々の汚染源過程が直接モデル化されたため，地上，地下に対する実質的な負荷量が適切に算定されたものと考えられる。しかし，清明川，一の瀬川などの一部の河川では，再現結果は実測値に対して過大評価となる傾向がみられた。これらの差異に着目して，硝化や脱窒の

反応速度を調整してマッチングを試みたが有意な改善は認められなかった。

酸化還元場の形成過程を考慮した手法3では、これらの差異が一部で改善する結果が得られた。上述の清明川、一の瀬川などの西浦への流入河川では、北浦周辺の河川流域に対して水田が多く、還元状態での脱窒が顕著となり、手法2に対して全窒素濃度が低下する結果となった。水田の少ない銚田川、巴川などの北浦流入河川では手法2と差異は小さい。実測データに基づく検証は今後の重要な課題であるが、本再現結果によると、水田地帯での脱窒が水質浄化に寄与する可能性が示唆されたと言える。なお、流量の大きい桜川等はこれらの手法間の相違はあまり顕著でなかった。

短期的な濃度変化については、銚田川地点における1980年以降の多頻度観測データから見る事ができる。図88はそれらの観測データと手法間の再現解析結果を比較したものである。計算流量は年平均をとらない時々刻々の濃度出力値を用いた。観測データはいずれの地点も、一年の中でも5mg/L程度の濃度変化が現れ、出水や水利用等の短期イベントに対する応答が示唆される。計算流量は月単位の気象外力を用いたものであり、濃度の変動幅がやや小さくなる傾向があるが、手法2、3では観測データと同程度の応答が認められる。この変動幅は時期によっても異なる。これに対し、手法1は濃度変化の幅が1mg/L程度と他の手法や観測値に対してもいずれも小さい傾向である。

以上より、従来の原単位を用いた面源負荷のモデル化（手法1）は、長期にわたる硝酸濃度の経年変化を再現することは困難であり、流域内の水の流動と共に生じる窒素化合物の反応過程を考慮する手法2または手法3がより適切に実測データを再現できる可能性が得られた。

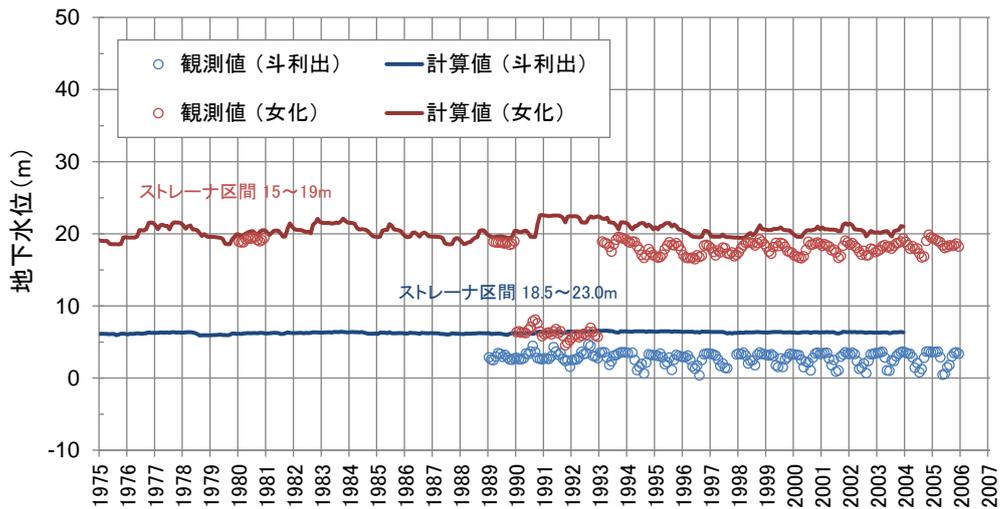


図 85 地下水位の計算値と観測値の比較

Figure 85 Comparison of simulated and observed groundwater levels

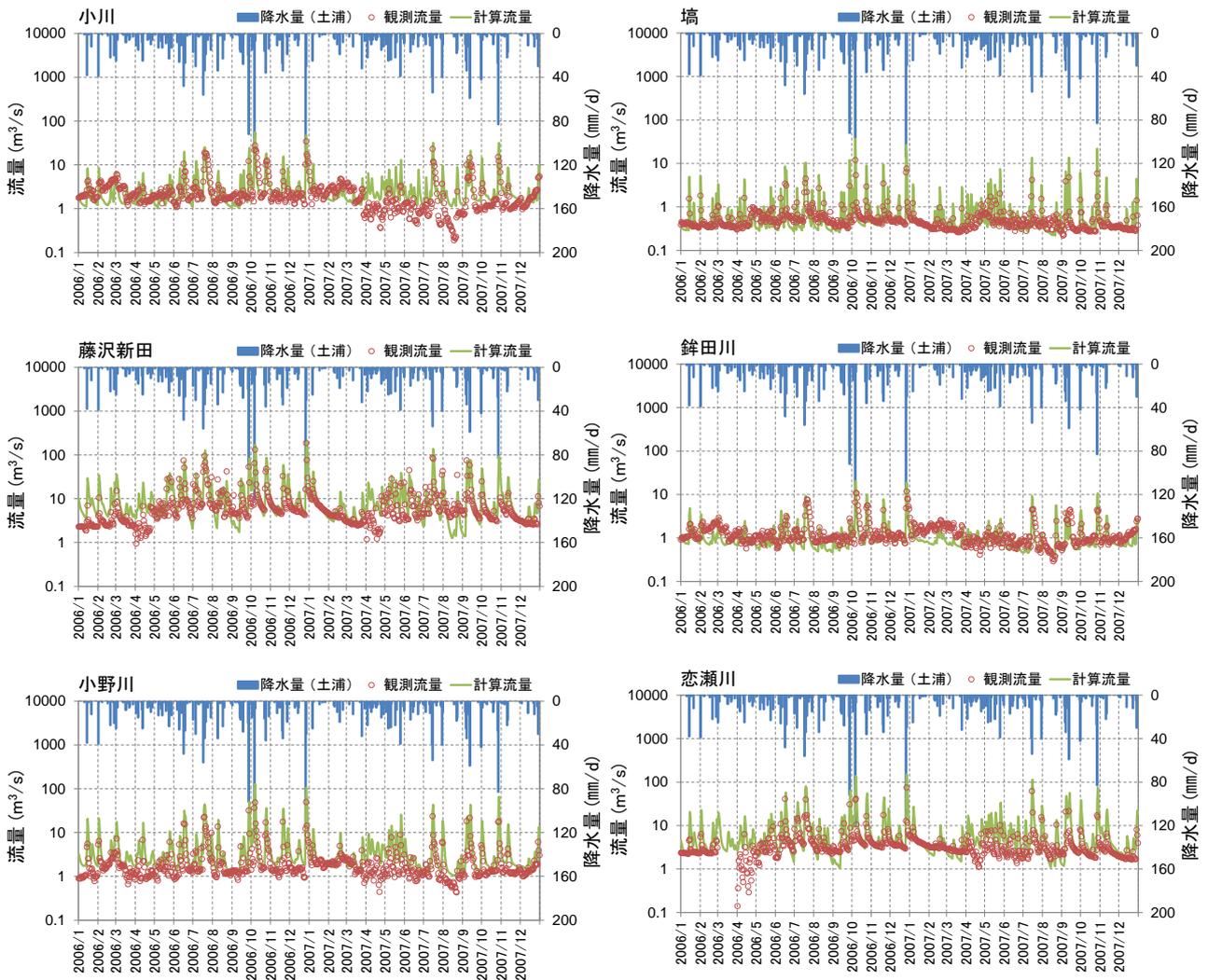


図 86 流量ハイドログラフの計算値と観測値の比較

Figure 86 Comparison of simulated and observed water discharge at the inflowing rivers

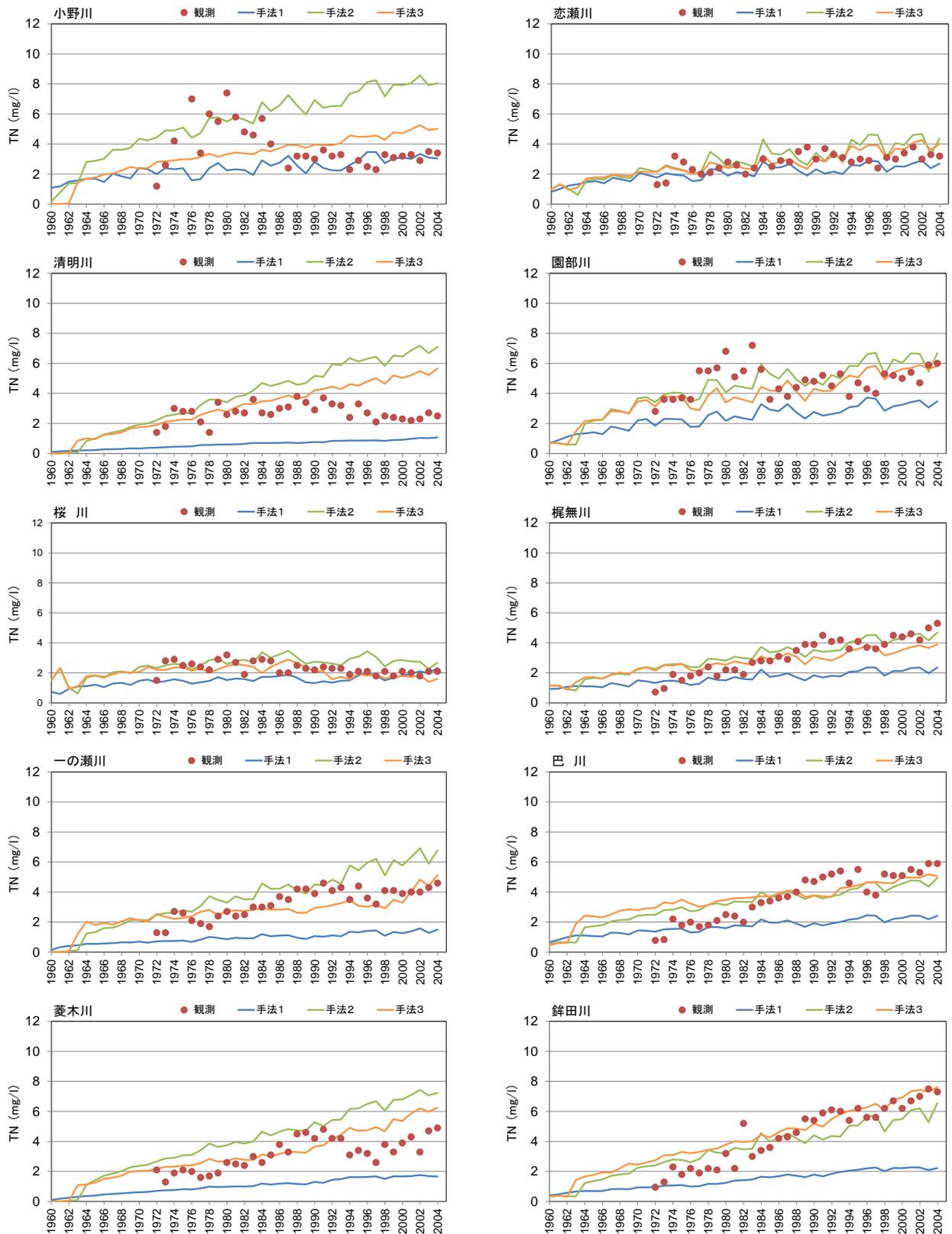


図 87 流入河川の窒素濃度変化（観測値と再現結果の比較）

Figure 87 Monthly-based comparison of simulated and observed total nitrogen (TN) concentration at the inflowing rivers

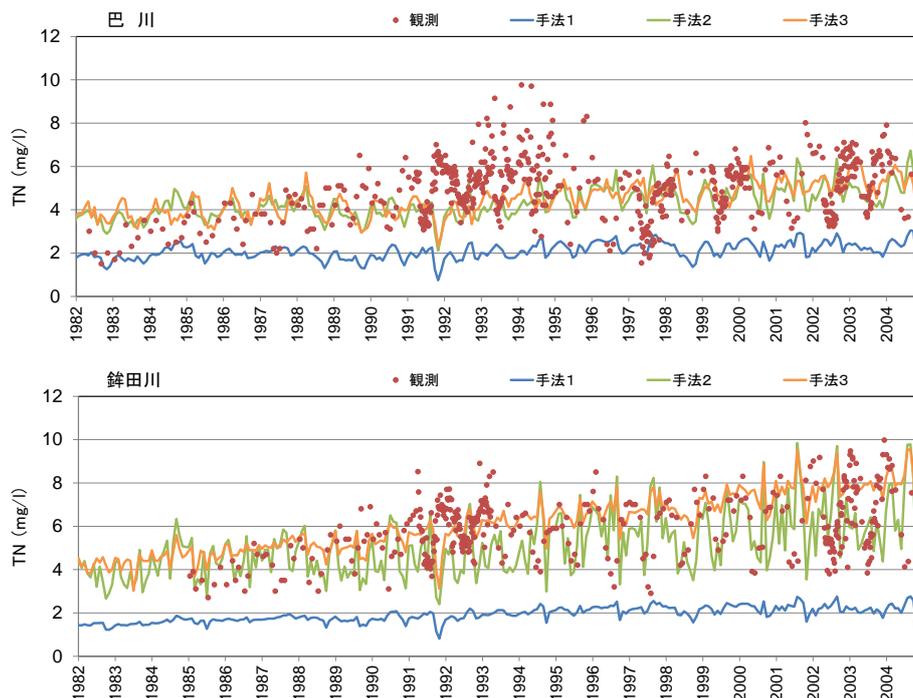


図 88 巴川，鉾田川地点の窒素濃度変化（観測値と再現結果の比較）

Figure 88 Daily-based comparison of simulated and observed total nitrogen (TN) concentration at the inflowing rivers

7.7.2 霞ヶ浦流域内の水・窒素動態

窒素濃度の観測データをほぼ良好に再現した手法3の再現解析結果を用いて，霞ヶ浦流域における水，窒素動態について詳しく考察する。

図 89，図 90 はそれぞれ平衡状態における流跡線及び地下水位等高線を示したものである。流跡線は，地表面を起点とした流れの3次元経路を平面に投影表示し，地表水，地下水を色分けして表示したものである。これより，霞ヶ浦の湖沼群と主な現流入河川がほぼ適切に再現されていることが確認できる。地下水面は，常総台地の緩やかな地形起伏を反映し，ほぼ地形面と整合的であることがわかる。地形面と地下水面の分水嶺はほぼ一致し，地形分水嶺を超える流れは顕著でないものと推定される。

図 91 に流入河川毎の窒素フラックスの経年変化を示す。これは霞ヶ浦の湖水に対する直接の汚濁物質負荷を表し，河川流域ごとの排出負荷量や汚染源過程によっても異なるものである。注目すべき点は，ほとんどの地点で経年的な窒素フラックスが緩やかな上昇傾向を示す点である。このことは，流入河川の窒素濃度は基底流量を支える地下水湧出によって長期的に窒素が供給されていることを示唆するものであり，台地から地下水中へ侵入した窒素が時間をかけて継続的に河川へ湧出する機構によるものと解釈できる。

2004年時点における地表水，地下水中の硝酸濃度分布を図 92，図 93 に示した。地下

水中の硝酸濃度は水質基準 10mg/L を超える地域が多くみられ、特に涵養域となる段丘面地下での濃度が高い。そのような地域では、高濃度の窒素フロントはほぼ下方へ移動し、深度 100m 以上に達するところも見られる。水平方向の窒素フロントの移動はさほど見られないが、河川水中の窒素濃度が経年的に緩やかに上昇する傾向は、地下水中の窒素がその流動過程で希釈され、河川へ湧出するために生じているものである。

平成 16 年に茨城県が実施した県内 54 市町村 89 地点の地下水水質の概況調査（茨城県生活環境部，2004）によると、そのうち硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素の合計が環境基準を超える井戸（最大濃度は 29mg/L）が 19 地点確認されている（図 94）。また、西浦南西の谷田川流域における 2000 年の調査結果によると、同様の地下水中の最大濃度は 34.3mg/L に達している（吉谷ほか，2001）。このような実測値を用いた再現結果との地域性を考慮した十分な比較検証は現時点で困難であるが、これらの調査結果はいずれも上述の再現結果の傾向を支持するものである。

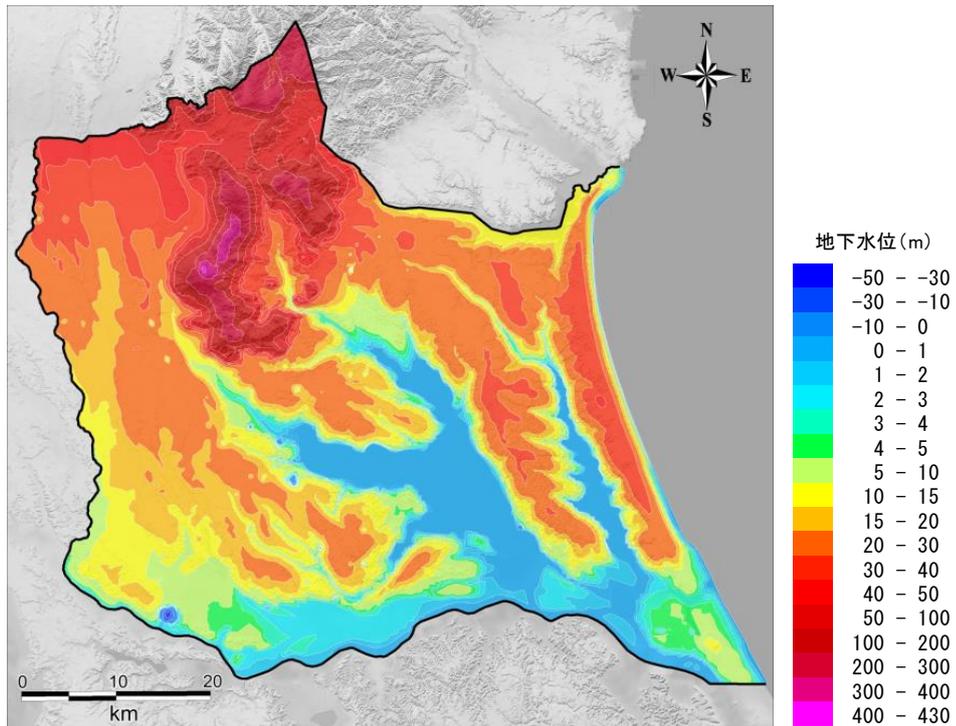


図 90 平衡状態における地下水位等高線コンターの解析結果

Figure 90 Simulated counter map of groundwater levels in equilibrium state

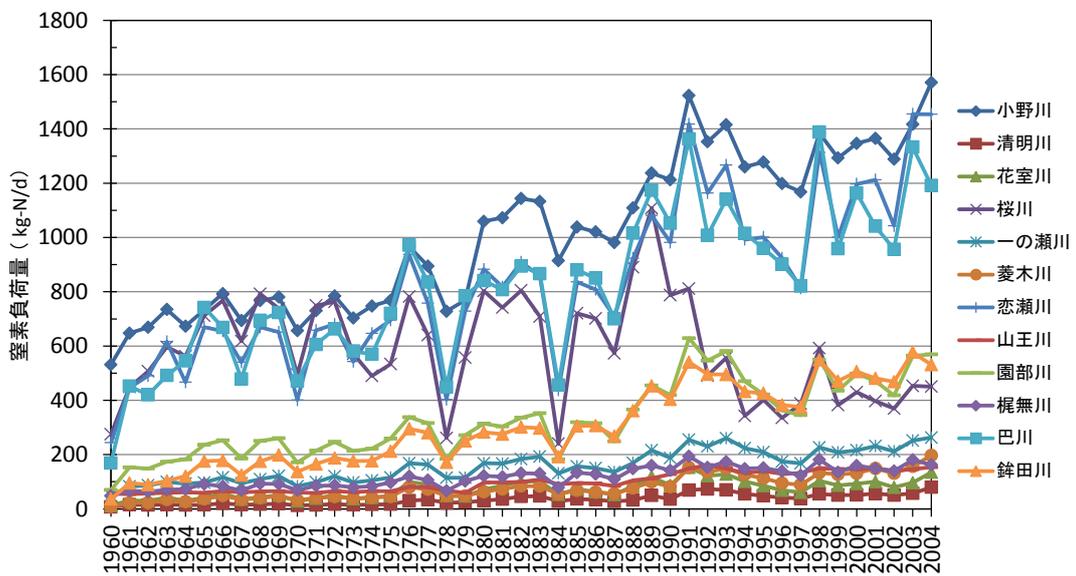


図 91 再現結果に基づく流入河川別の窒素フラックスの経年変化（手法 3：酸化還元場の形成過程を考慮した反応性溶質移行解析）

Figure 91 Simulated time evolution of nitrogen discharge through the each inflowing river into the Lake Kasumigaura

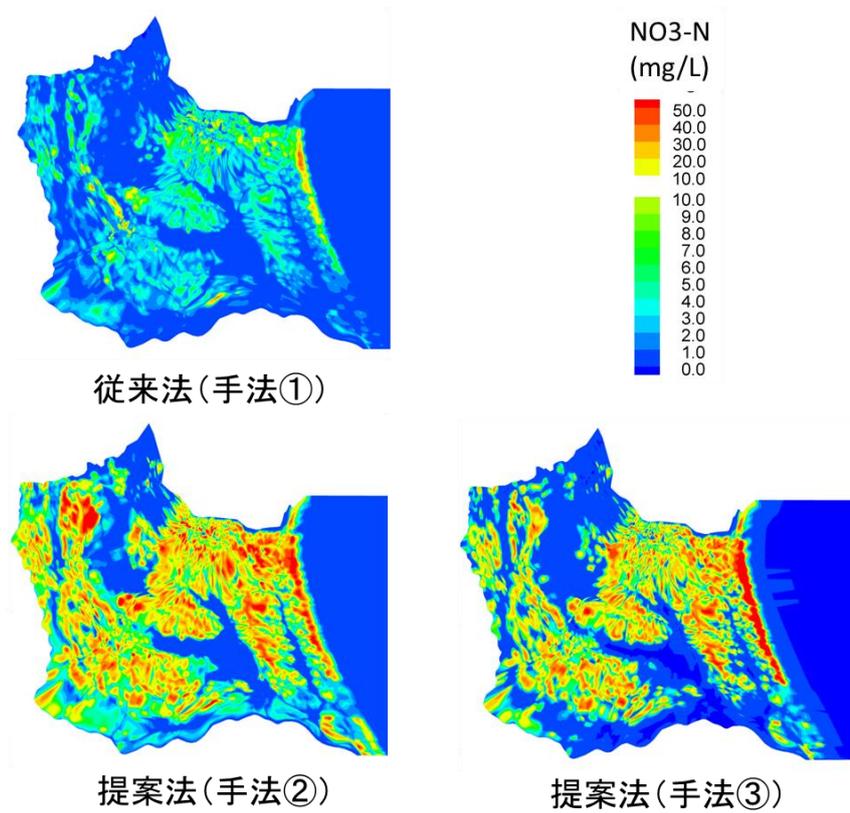


図 92 深度 25m の水平断面における硝酸態窒素濃度の解析結果
 Figure 92 Simulated NO₃⁻-N concentration at the depth 25m from the land surface for the different methods 1, 2 and 3.

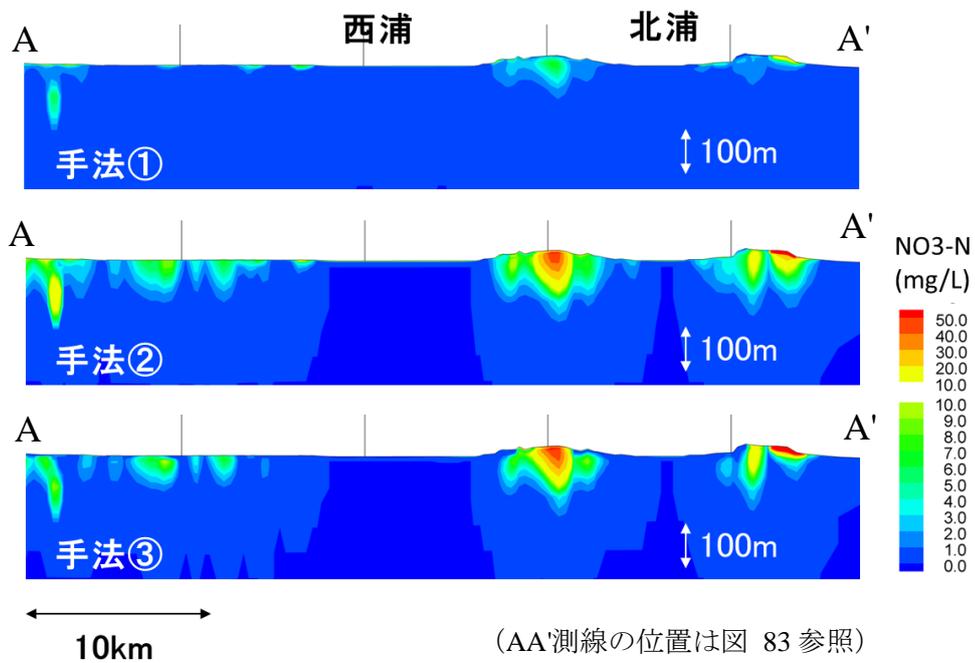


図 93 垂直断面における硝酸態窒素濃度の解析結果
 Figure 93 Simulated NO₃⁻-N concentration in vertical section for the different methods 1, 2 & 3

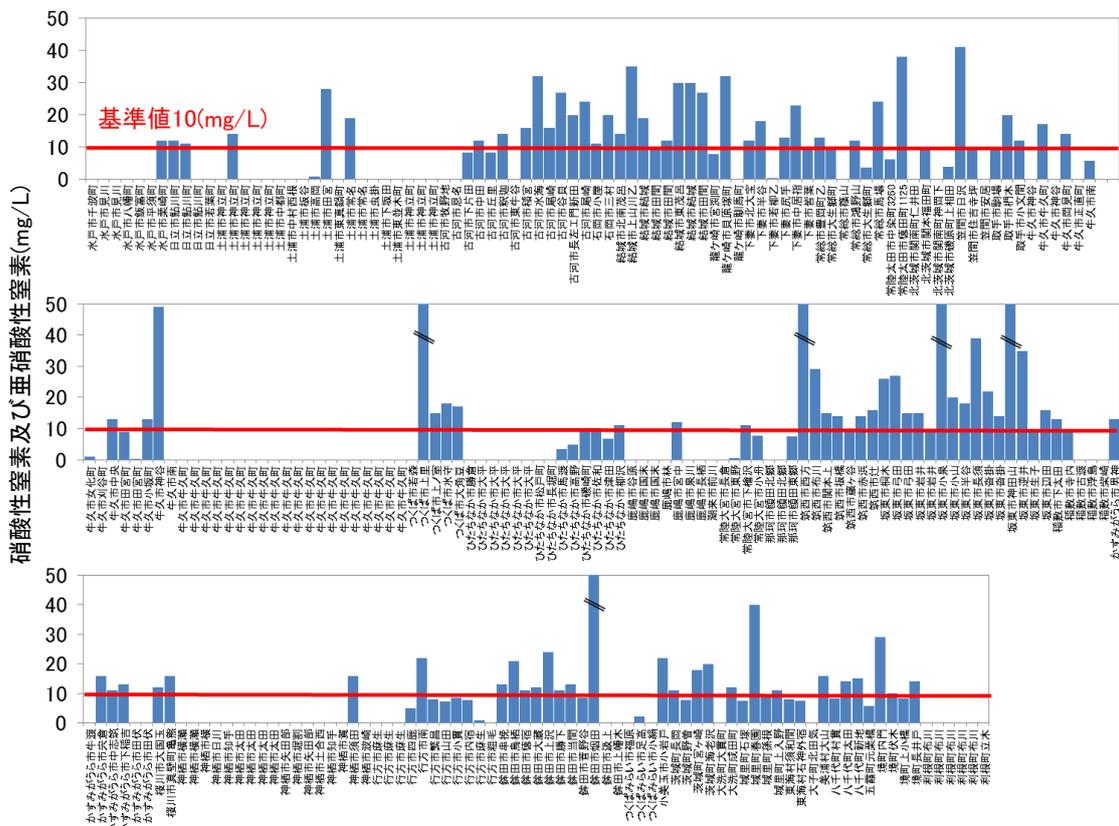


図 94 硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素測定値（出典：茨城県生活環境部環境対策課）
 Figure 94 Measured concentration of nitrite- and nitrate- nitrogen (NO_2^- and NO_3^-)

図 95 は、地表水と地下水の流入経路別に霞ヶ浦へ流入する窒素量を示したものである。いずれも流入窒素量は長期的に緩やかに上昇する傾向を示している。地表水、地下水自体の流入量の解析結果は、それぞれ約 $34\text{m}^3/\text{s}$ 、約 $1\text{m}^3/\text{s}$ であるが、この間の長期的な増加ないし減少の傾向は見られなかった。したがって、水量の増減に伴って生じる経年的な濃度上昇は考えにくい。

上述のとおり、河川水中の窒素濃度は地下水を介した窒素補給の影響を受けて上昇傾向にある。この傾向は、霞ヶ浦の湖水に対しても同様のことが言える。これらの結果より、霞ヶ浦への窒素負荷は、河川水に加えて地下水の長期的な流入の影響に特徴付けられ、それらが地上・地下を一体化した数値シミュレーションによって示されたことを意味する。水質改善の為の様々な対策による効果の出現は容易でない状況が推定される。

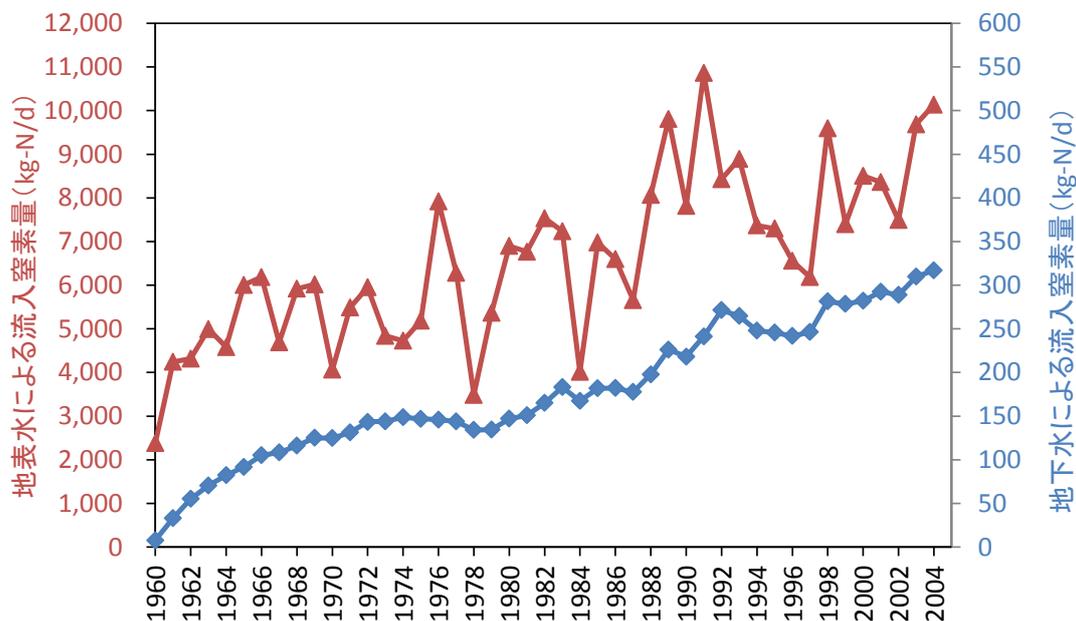


図 95 再現結果に基づく霞ヶ浦流入窒素フラックスの地表水，地下水の寄与（手法 3：酸化還元場の形成過程を考慮した反応性溶質移行解析）

Figure 95 Simulated time evolution of nitrogen discharge by surface water (red line) and groundwater (blue line) into the Lake Kasumigaura

7.8 本章のまとめ

本研究で開発した流体・化学物質同時輸送の連成モデリングを霞ヶ浦流域へ適用し，窒素面源負荷の与え方及び反応過程の異なる複数の解析手法を適用したケーススタディを行い，流入河川の窒素濃度の経年変化に着目して再現可能性に関する考察を与えた。これより，従来の原単位を用いた面源負荷のモデル化は，長期にわたる硝酸濃度の経年変化を再現することは困難であり，流域内の水の流動と共に生じる窒素化合物の反応過程を考慮する必要性が示唆された。

地上と地下を分断しない流域モデリングは，地表面を通過する物質の出入りを解析し，環境中にどれだけの汚濁負荷がいつどのように作用しているか，言い換えれば，物質収支の時間・空間変動を検討するための有効なツールとなる。特筆すべき点は，地表面を出入りする水や物質量を境界条件として固定する必要がないため，気象条件や地上環境の変化を容易に取り入れることがき，幅広い想定下の将来予測へ適用できることである。

なお，本章で述べたケーススタディでは，河川水質の良好な再現結果が得られた一方で，シミュレーション結果から推定された脱窒域に関して，実測値による確認が必ずしもできておらず，1つの示唆が得られた段階と言える。また，流域への DOC や O₂ の供給源，濃度

分布及び経年変化についても同様の状況にある。いずれも、現地観測データを用いて再現性の検証を充実させてゆく必要がある。

さらに、本ケーススタディでは湖沼内の動物・植物プランクトンが作用する生物化学的現象や湖底での分解等の微生物作用等の詳細は考慮しなかった。今後は、湖内を含めたこれらの様々な水質形成過程を流動系と一体化させてモデル化することにより、早期の効果出現が期待される水質保全対策の立案に向けた検討へ発展させていきたい。

第8章 実流域におけるケーススタディ（流体・化学物質・土砂系）

8.1 本章の目的

流域に存在する化学物質の人への暴露と健康被害及び環境中の生態系への影響等に対する様々なリスク評価の取り組みが行われている。人の健康や生態系に有害な恐れのある化学物質が、事業所から環境（大気、水、土壌）へ排出される量及び廃棄物に含まれて事業所外へ移動する量を、事業者が自ら把握し国に届け出をし、国が届出データや推計に基づき、排出量・移動量を集計・公表する PRTR 制度、対象化学物質を他の事業者に譲渡・提供の際に届け出が義務付けられる SDS 制度（経済産業省，2015a）等は化学物質排出把握管理促進法に基づくその典型例の1つである。また、前章で述べた農地や都市排水を由来とする面的な負荷源によって湖沼や地下水等の水環境汚染の長期化も顕在化している。それらは様々な化学物質を対象とし、その発生・排出源(Source)、移行経路(Pathway)、暴露(Exposure)の形態は多岐にわたる。リスク評価の考え方の中では、これらの汚染形態は Pollutant Linkage 等と呼ばれる(Vik et al., 2001)。そのような化学物質が農地や大気降下物質を由来とし、流域に対して面源負荷源となる場合、複数の Pollutant Linkage が相互に入り組み複雑化し、人や環境に対してどのような影響を及ぼすか、あるいは重要な汚染経路(CPP: Critical Pollutants Pathways)を特定することは対策を検討する上でも重要であるが容易なことではない。対象化学物質が流域中の水や土砂と共に溶存性・懸濁性物質へ形態を変えながら移動できる場合は特に複雑となる。

このような流域に存在する化学物質が、水や土砂と相互に影響を及ぼしながら移動する現象に対して、第4章に示した流体・化学物質・土砂系の同時輸送解析手法を適用することができる。本章では、小規模なダム流域（堀川ダム，福島県白河町）を対象に、その全域に面源負荷として沈着した大気降下物質が流域内でどのように再配置され、環境へどのような影響を与える可能性があるかを分析・評価したケーススタディについて述べ、本研究で開発した解析手法の実流域への適用可能性を検証する。

8.2 本ケーススタディの背景と目的

2011年3月15日に発生した福島第一原子力発電所の事故によって環境中へ放出された放射性核種は、降雨や大気中の浮遊塵等と共に陸面に沈着し、流域の河川水や土砂等を輸送媒体として再配置がなされる。このうち地表面に到達した放射性セシウムは、その大部分が林床や土壌固相に吸着し、河川水や地下水に容易に移動しないことが知られている。固相へ吸着した懸濁態核種が降雨時にどこで生産され、どのように流出するか、また、どこに停滞しやすいか、地下水への影響はどの程度か等の詳しい動態は、被覆、植生、地形、

地質等の地域条件とも密接に関連する。本研究で開発した流体・化学物質・土砂系の同時輸送解析は、大気降下した放射性核種の動的再配置を追跡することができ、国や自治体で進められている各種除染事業による対策効果の検証や地域水資源のリスク評価、将来予測への適用が期待できる。ここでは、これを福島県南部に位置する堀川ダム流域（福島県白河町）を対象としたフィールドスケールへ適用し、これまでに実測された各種モニタリングデータの再現解析を行い、開発手法の実流域への適用可能性を検証する。

8.3 対象領域

対象領域として福島県南部の阿武隈川源流域に位置する小規模なダム流域（堀川ダム）を選定した。堀川ダムは福島第一原子力発電から約 90 km の距離に位置する（図 96）。図 97 にダム湖の集水域（約 15km²）を示す。対象ダムは 2000 年に完成した多目的ダムである。総貯留量は 5,500,000 m³、湛水敷の広さは約 37ha である。対象領域内の標高はおよそ 400m ~1,600m である。本地域の過去 10 年間の年平均降水量は 2,045 mm/y (5.6 mm/d) である。流域内の植生は落葉広葉樹で覆われ、表層土壌は黒ボク、褐色森林土およびポトゾルが分布する。流域地質はデイサイト火砕流堆積物を主体とし、流域上流部に那須火山溶岩類が分布する。図 97 に示すとおり、ダム湖には 2 つの流入河川（図中 R1, R2）がある。

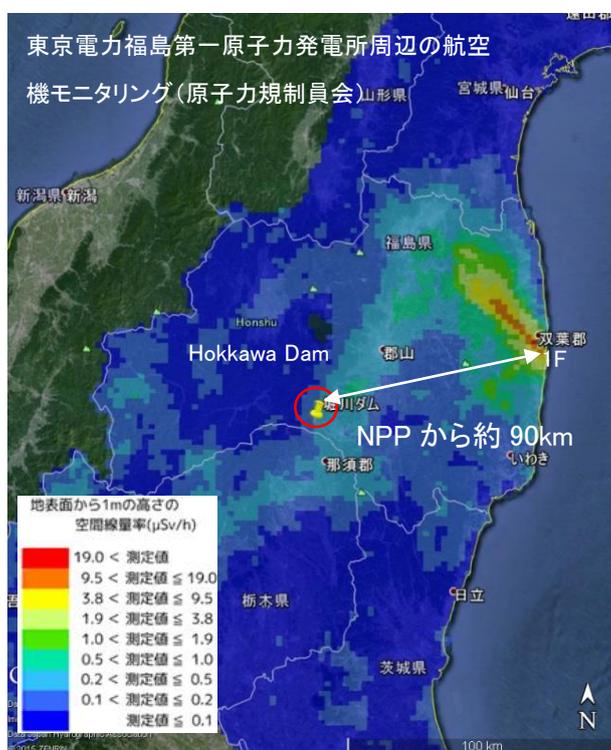


図 96 堀川ダム位置図

Figure 96 Location map of the Hokkawa Dam

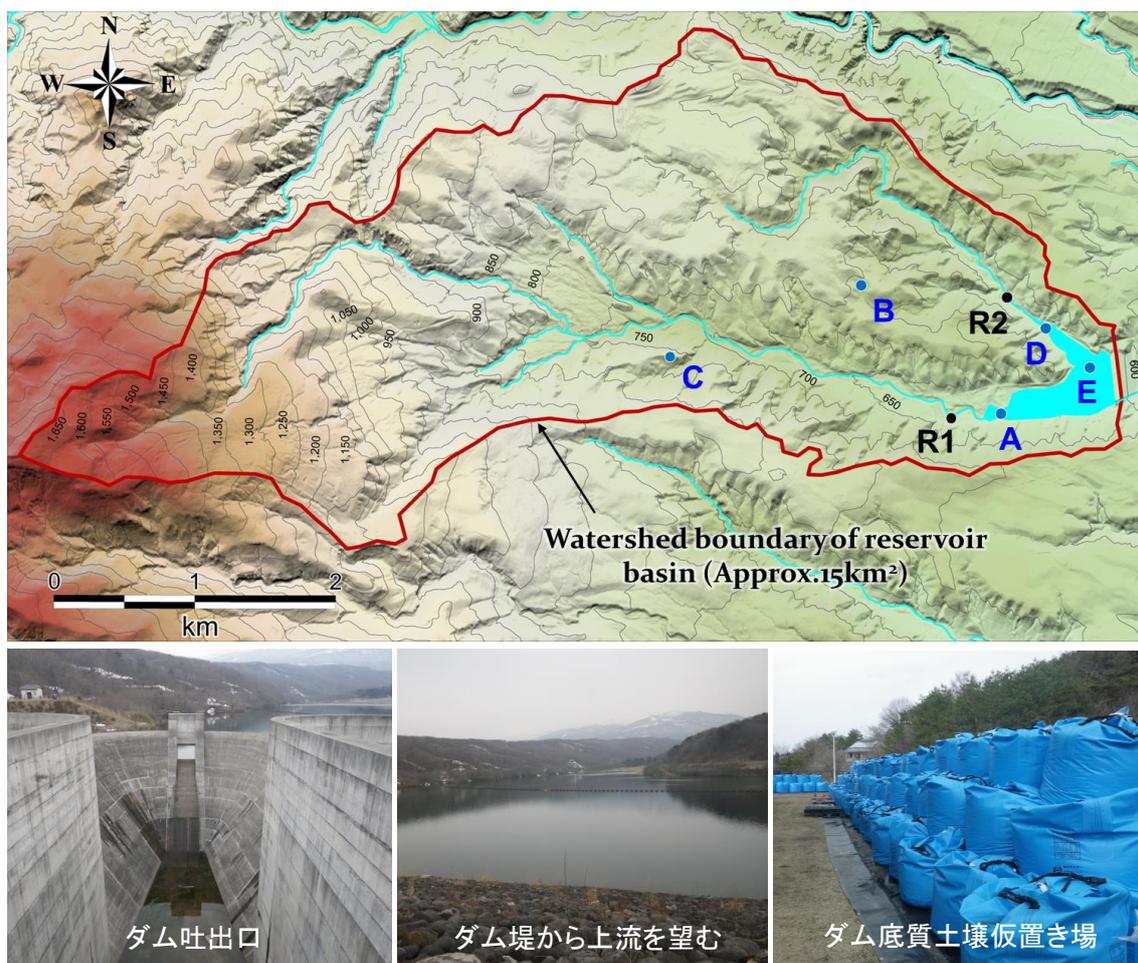


図 97 解析対象領域

Figure 97 Watershed boundary of the catchment area

8.4 検討手順

対象領域の気象、地形、土地利用・被覆及び地質構造を組み込んだ3次元数値モデルを構築し、事故発生後から現在までの現況再現解析を行った。対象核種は、放射性セシウム ^{137}Cs とし、再現期間は2011年3月から2013年12月の約34か月間を対象とした。事故後の再現解析に先立ち、流域内の流動場、浮遊砂濃度及び土砂交換層厚の初期分布（バックグラウンド）を求めるためのウォームアップ計算を実施し、得られた結果を現況再現解析の初期条件として用いた。

ウォームアップ計算の具体的手順は、ここでは次の手順で行った（図98）。

- ① 時間変化を考慮しない平均的な気象条件（降水量，気温）に対する平衡流動場を求める。この段階では土砂，放射性セシウムは考慮しない水・空気2相流体のみの計算を行う。

- ② 上記①で得られた平衡流動場を初期条件とし、土砂交換層を設定の上、流体・土砂同時輸送解析を行う。気象条件は①と同一のものを用い、領域内の地表水中の土砂濃度変動が十分原水するまで計算を行う。
- ③ 上記②で得られた結果を初期条件として、月単位の変動降雨条件に対する流体・土砂同時輸送解析を行う。
- ④ 上記③で得られた結果を初期条件として、日単位の変動降雨条件に対する流体・土砂同時輸送解析を行う。
- ⑤ 上記④で得られた結果を初期条件として、領域内の放射性セシウム分布（初期インベントリ）を与え、日単位の変動降雨条件に対する流体・化学物質・土砂系の同時輸送解析を行う。

以上の手順①～④は、対象領域の流体・土砂系のバックグラウンドを得るためのものであり、月や日などの気象外力の時間単位は⑤で用いるデータに応じて決定すればよい。

現況再現解析の結果は、ダム湖へ流入する河川流量、ダム湖の堆砂速度及びダム底質中の¹³⁷Cs濃度の実測データとの比較を行い、解析手法及び構築した流域モデルの妥当性を検証した。¹³⁷Csの吸着・脱離機構と関連パラメータについては、十分な実験データが得られていないため、本再現解析では文献値をもとに設定した複数の分配係数を用いて、実測データの再現性に対する感度を分析した。さらに、これらの解析結果を用いて、対象領域内における¹³⁷Cs濃度の面的な増減分布を、地下の濃度変化と共に評価し、考察を与えた。

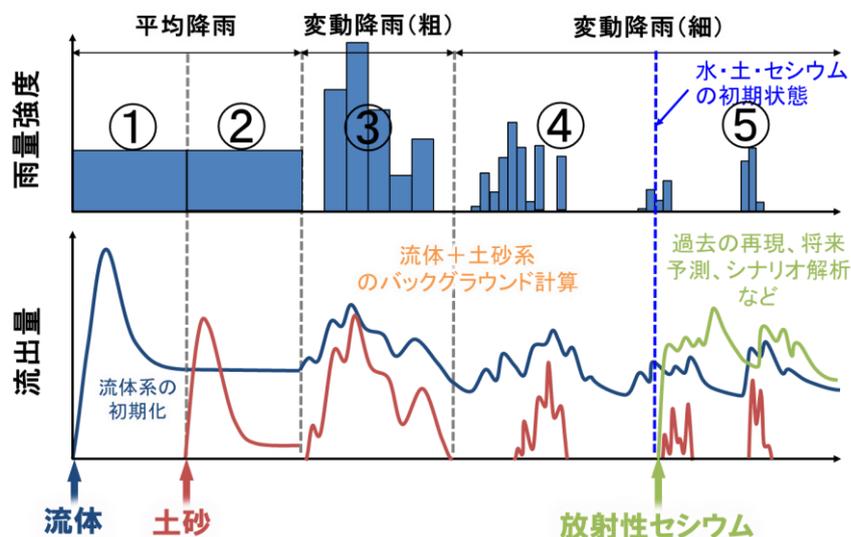


図 98 現況再現解析の手順

Figure 98 Simulation procedure to reproduce the background field of fluid flow, sediment and radiocesium distribution

8.5 ダム流域モデル

解析モデルの構築に使用した主なデータを表 38 に示す。

気象データは降水量，気温及び日照時間を用いた。降雨，蒸発散及び積雪・融雪を評価した。対象領域内に気象観測所が存在しないため，気象庁アメダス（気象庁，2015）よりダム湖から南方へ約 5km 離れた那須地点（標高 749m，年平均降水量 2,050mm/y）のデータを用いた。解析モデルへ与える気象条件は，日単位データを用いた（図 99）。領域内の気温分布は，気温減率-0.006 °C/m を用いて高度補正を行ったものを与えた。可能蒸発散量はハーモン法により推定した。那須地点の年平均蒸発散量は 413mm/y であった。積雪・融雪は菅原のタンクモデルにより推定し，冬季の積雪による貯留と春季の流出を降雨に反映させることで考慮した。

地表面に与える陸面データは，地形標高，土地利用・被覆（植生），表層土壌等を含むものである（図 100）。土地利用は，植生による降水遮断や粗度係数の面的分布をモデル化するために用いる。マニングの粗度係数は，土地利用区分に応じて表 39 に示すとおり与えた。図 101 に堀川ダム流域の 3 次元格子モデルを示す。図の上段，下段は，それぞれ地形標高及び地質区分による色分けを示したものである。水平面内の格子分割数は 36,693 である。深度方向には 27 分割し，土壌層厚や岩層境界に応じて格子厚さを変化させて分割を行った。総格子数は 990,711 である。地表面格子には，気象，土地利用・被覆，表層土壌，地下格子には地層物性に関する諸データを割り当てた。表 40 に地層区分ごとの水理パラメータ（透水係数，有効間隙率）を示す。これらの水理パラメータは，解析結果と観測データとのマッチングによって同定されたものである。

表 38 主な利用データ

Table 38 List of available data for developing the numerical model

項目		内容	出典
気象	降水量	2012～2013 地上観測データ（那須，白河，田島，湯本）	a)
	気温	同上	a)
	日照時間	緯度経度から算定	b)
	積雪深	那須	a)
地形	陸域	5m, 10m メッシュ（標高）	c)
	水域	1/25,000 の旧版地形図（那須湯本）	d)
土地利用		H21 年土地利用細分メッシュ(100m)	e)
植生		20 万分の 1 シームレス土地保全図(植生図)	f)
地質	水平	20 万分の 1 シームレス地質図	g)
	垂直	土地分類基本調査図（田島）	h)
モニタリング	水	ダム流入量	i)
	土	ダム堆砂量	j)
	核種	セシウム土壌沈着量 各種モニタリングデータ	k) j)

- a) 気象庁, <http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>
- b) 地下水ハンドブック, 1979
- c) 国土交通省国土地理院基盤地図情報ダウンロードサービス, <http://fgd.gsi.go.jp/download/>
- d) 国土交通省国土地理院, <http://www.gsi.go.jp/MAP/HISTORY/5-25-index5-25.html>
- e) 国土交通省国土数値情報土地利用細分メッシュ, <http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/index.html>
- f) 国土交通省,
http://nrb-www.mlit.go.jp/kokjo/inspect/landclassification/land/20_seamless/index.html
- g) 産業技術総合研究所, <https://gbank.gsj.jp/seamless/>
- h) 国土庁, http://nrb-www.mlit.go.jp/kokjo/inspect/landclassification/land/1_national_map_5-1.html
- i) 国土交通省水文水質データベース, <http://www1.river.go.jp/>
- j) 福島県公共用水域, 港湾・海面漁場モニタリング, 環境省
<http://www.env.go.jp/jishin/rmp.html#monitoring>
- k) 文部科学省放射線量等分布マップ, <http://ramap.jaea.go.jp/map/>

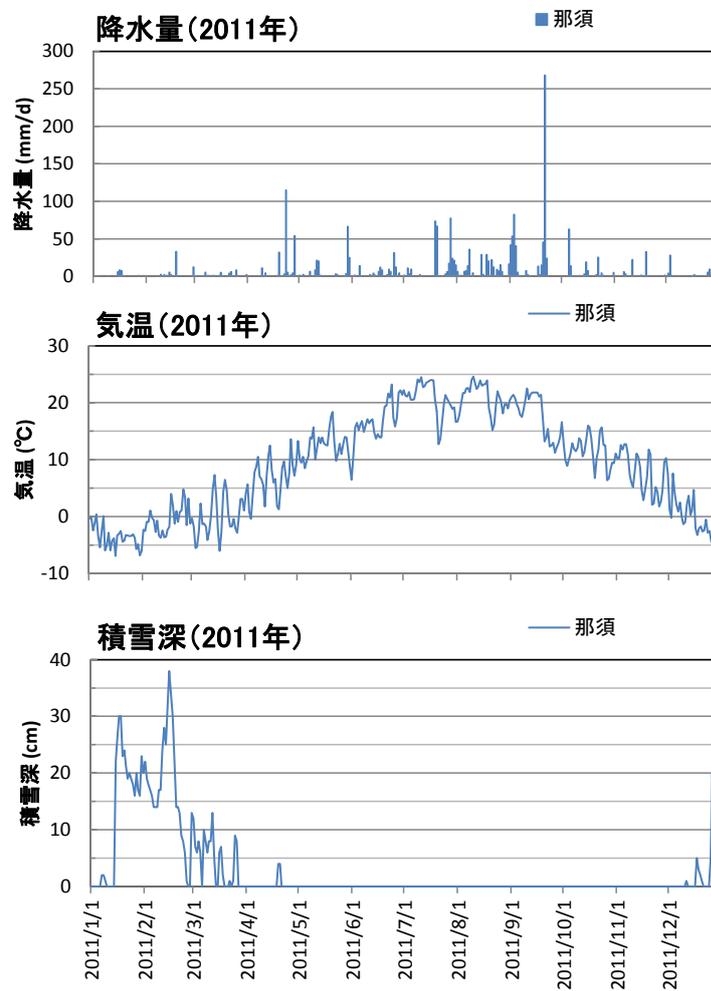
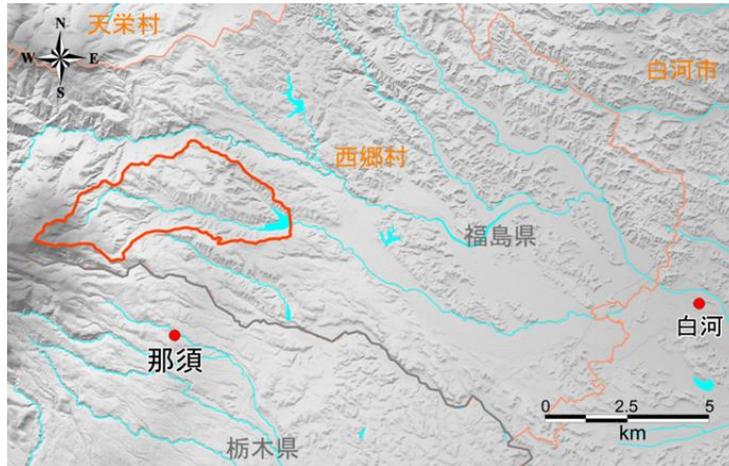


図 99 対象領域の降水量，気温及び積雪深（2011年，那須）

Figure 99 Measurement data of precipitation, air temperature and snowpack depth in 2011 (Nasu)

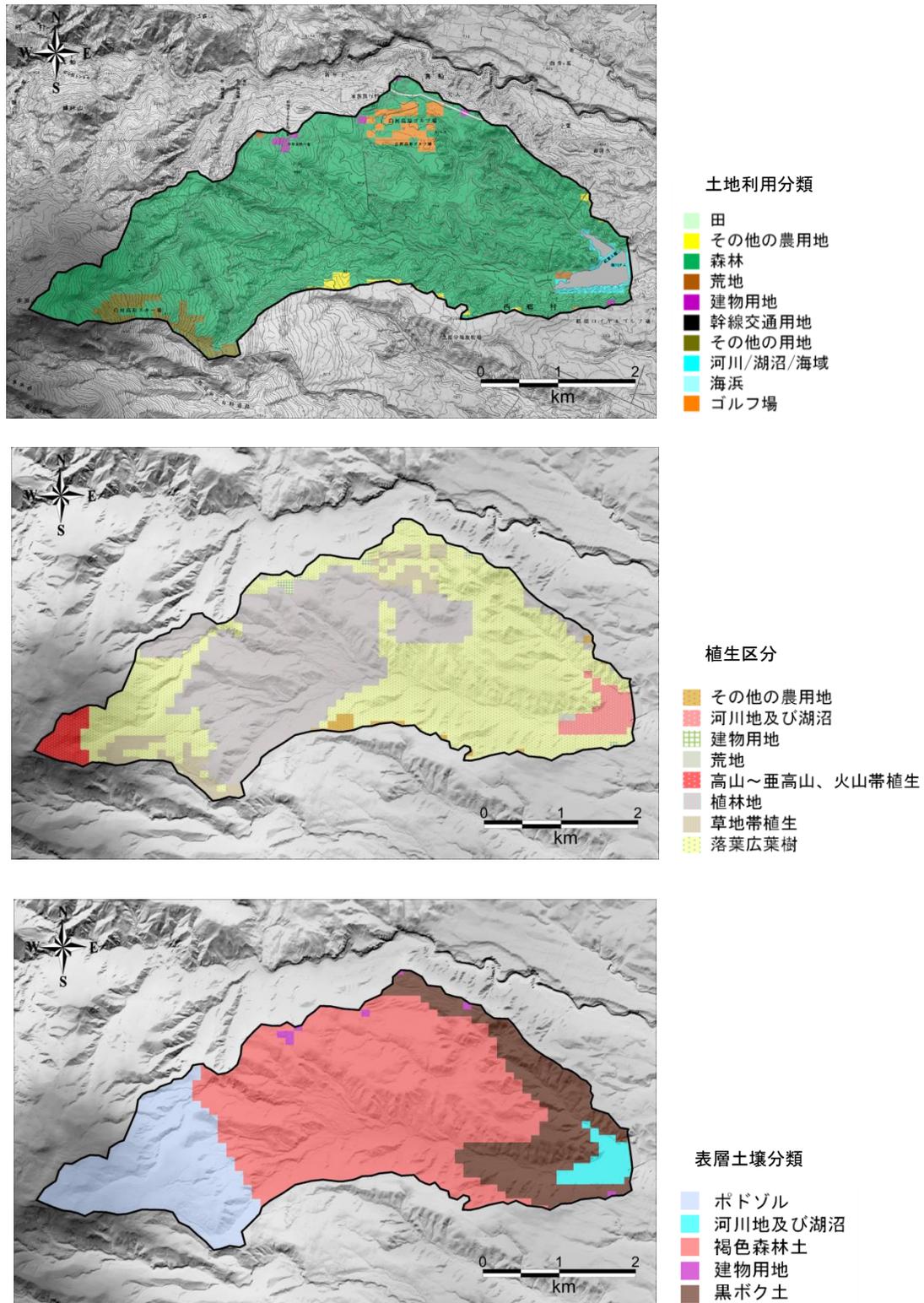


図 100 対象領域内の土地利用・被覆（植生）および表層土壌分布

Figure 100 Spatial distribution of land use, vegetation and surface soil in the study area

表 39 土地利用区分ごとのマンニングの粗度係数

Table 39 Manning's roughness coefficient for each LULC category

土地利用	マンニングの粗度係数 ($m^{-1/3} \cdot s$)
森林	0.4
荒地	0.1
市街地	0.05
農地	0.2
河川	0.02
湖沼	0.035
ゴルフ場	0.4
その他	0.1

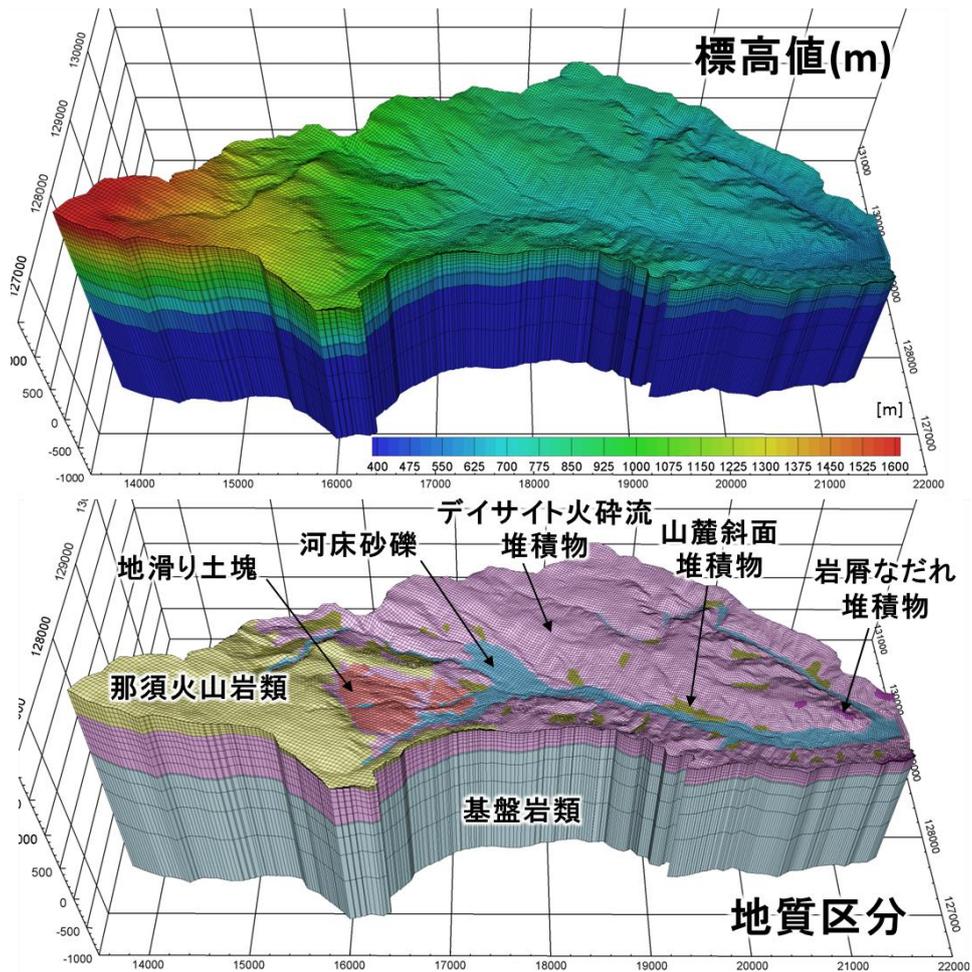


図 101 3次元格子システム鳥瞰図（上段：地形標高区分図，下段：地質区分図）

Figure 101 Bird's-eye views of the three-dimensional grid block system (Upper: topographical elevation, Lower: geology)

表 40 地層区分ごとの水理パラメータ (絶対浸透率, 有効間隙率)

Table 40 Hydraulic parameters for each hydrogeological unit

地質区分	絶対浸透率 (m/s)	有効間隙率 (-)
上部表土層	1.0×10^{-4}	0.5
下部表土層	1.0×10^{-5}	0.5
河床砂礫	1.0×10^{-4} (水平), 1.0×10^{-5} (垂直)	0.3
山麓斜面堆積物	5.0×10^{-5}	0.3
岩屑なだれ堆積物	5.0×10^{-5}	0.3
地滑り土塊	5.0×10^{-5}	0.3
那須火山岩類	1.0×10^{-5} (水平), 1.0×10^{-6} (垂直)	0.2
デイサイト火砕流堆積物	1.0×10^{-6}	0.2
風化岩層	1.0×10^{-6}	0.2
基盤岩類	1.0×10^{-8}	0.1

表 41 にモデル化する表層土壌区分とそれぞれの粒度組成, 粘着力及び SDI を示す. 事故後の比較的早い時期には, 地表面に沈着した ^{137}Cs は地表付近に留まり, 地下への移動は限定的であったと推定される. ここでは, 沈着後初期に汚染された土壌を層厚 2cm と仮定し, 土砂交換層の初期の層厚として考慮した.

^{137}Cs は粘土鉱物への吸着性が高いため, 本解析では, 細粒分の粘土, シルトおよび細砂のみを考慮し, それぞれの代表粒径を 10^{-6} m , 10^{-5} m および 10^{-4} m と関連付けた. 表層土壌の粒度組成は, 河川やダム湖の水域とそれ以外に分類した. 水域の粒度組成は砂礫を主体とし細粒分の割合は限られている. ここでは福島県内の河床材料に対する既報値を参考とし, 粘土 2%, シルト 3%, 細砂 5% とした. 残りの 90% については, 砂礫を主体とする粗粒成分と考えた. その他の森林土壌の粒度組成に関しては, 粘土 25%, シルト 25%, 細砂 50% と仮定した. いずれも現地試料による分析データは限られており, 流域内の全ての表層土壌を代表させることは困難である. ここでは, これらを観測値の再現状況に応じて調整する初期推定値として位置付けた.

表 41 モデル化する表土層の区分とそれぞれの粒度配分, 粘着力及び SDI

Table 41 Grain size composition of bed surface and soil detachment properties

Surface soil	Composition of grain size (%)			Adhesion (kPa)	Soil detachability index (g/J)
	10^{-6} m	10^{-5} m	10^{-4} m		
Andsol, Brown earth, Podsol	25%	25%	50%	7.85	1.68
River bed, Lake deposit	2%	3%	5%		

^{137}Cs の初期インベントリは、航空機モニタリングによる土壌沈着マップ(MEXT, 2014) に基づいた。これによると、対象地周辺の 2011 年 8 月 28 日時点の ^{137}Cs 沈着量は 10,000 ～ 60,000 Bq/m² の範囲である。解析領域内では、ダム湖付近で 30,000～ 60,000 Bq/m²、上流ほど小さくなり 10,000 Bq/m²以下となる。これらの分布状況を踏まえ、本解析では対象領域内の ^{137}Cs 沈着量を一律 50,000Bq/m²として初期インベントリを与えた。ただし、地上の鉛直方向の ^{137}Cs の分布は、樹冠、水域、建物用地などの土地利用や被覆によっても異なる。ここでは降下放射性セシウムのすべてが表層土壌に到達し、平衡吸着によって瞬時にその土壌と水に分配されるものと仮定した。水域の ^{137}Cs 沈着量については、水流によって速やかに流亡するものと考えて初期インベントリを 0 Bq/m²とした。

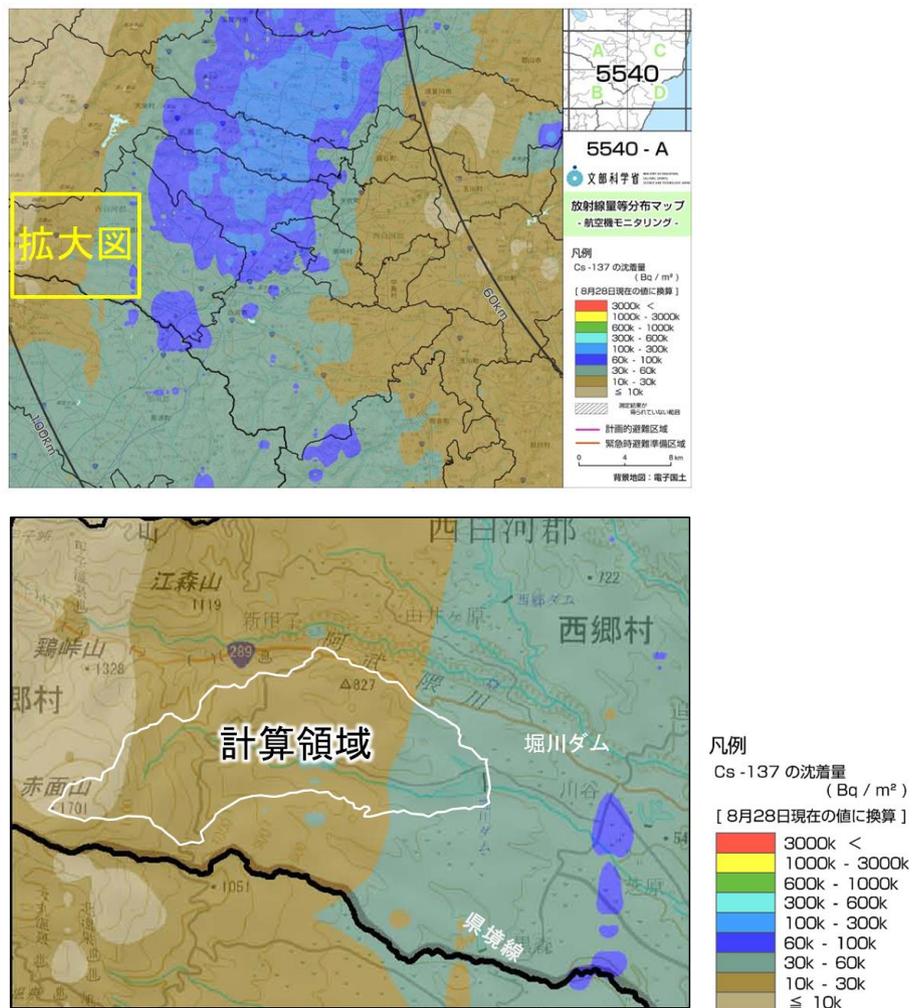


図 102 2011 年 8 月 28 日時点の放射性セシウム土壌沈着量 (MEXT, 2014)
 Figure 102 Spatial distribution of deposition of ^{137}Cs on 28 August 2011(MEXT, 2014)

表 42 に ^{137}Cs の移行特性に関するパラメータを示す。分配係数は、土壌や岩石の特性、化学環境によって幅広く変化するため、文献値に基づく幅を考慮した Case1, Case2 及び Case3 の感度分析ケースを設定した。地下地層の屈曲度、分散係数に関する実測値は得られていないため、文献に基づく一般値を用いた。屈曲度は一般土壌の典型値と考えられる 0.5 を用いた。縦方向および横方向の分散長は、代表輸送距離を 1m と仮定し、それぞれ代表長さの 1/10, 1/100 と仮定した (Gelher et al., 1992)。なお、長期間の将来予測を行う場合、 ^{137}Cs の地下水中の移動経路に応じた更に大きな代表輸送距離をとる必要がある。しかし、本解析では約 3 年間の比較的短期に着目した現況再現解析であり、加えて ^{137}Cs の吸着性が大きいことを踏まえると、この間の地下水中の移動は地表付近に限定されるものと考えられる。

表 42 地下多孔質媒体中の ^{137}Cs に関する移行パラメータ
Table 42 Model parameters on ^{137}Cs transport through subsurface porous media

	Unit	Case1	Case2	Case3
初期インベントリ ^{a)}	(Bq/m ²)	50,000	50,000	50,000
半減期 ^{b)}	(y)	30.07	30.07	30.07
分子拡散係数 ^{c)}	(m ² /s)	2×10^{-9}	2×10^{-9}	2×10^{-9}
分配係数	(L/Kg)	1200 ^{d)}	400,000 ^{d)}	5,000,000 ^{e)}
屈曲度 ^{e)}	(-)		0.5	
分散長 ^{f)}	(m)	0.1 (L), 0.01(T)	0.1 (L), 0.01(T)	0.1 (L), 0.01(T)

a) MEXT, 2014

b) Firestone et al., 1997

c) Morris and Johnson, 1967

d) IAEA, 2010

e) Nagao et al., 2013

f) Transverse dispersion length (T) = Longitudinal dispersion length (L) / 10, Gelhar et al., 1992

8.6 結果と考察

図 103 にダム湖へ流入する河川 R1, R2 (図 97 参照) の流量変化について、解析結果と観測値を比較した結果を示す。これらは、2つの流入流量の合計値を比較したものである。出水時のピーク流量に時期によって差異が認められるが、対象期間の全体にわたって実測値をほぼ良好に再現している。

同じ地点における土砂流出量は取得されていないため、現時点で同様の比較はできない。ここでは、福島県が公表するダム湖の年間堆砂量を参考とし、解析結果の再現性を概略で検証した。福島県の公表値によると、ダム湖の年間堆砂量は約 2,000m³ ある。この堆砂量には細粒分の浮遊砂のみでなく、粗い砂や礫も含まれた数値と考えられる。ダム湖への流入、

流出土砂量の解析結果は、それぞれ 2,430 m³ 及び 966 m³ であり、両者の差から見積もられるダム湖内の年間蓄積量は 1,464 m³ であった。この蓄積量には、湖水中に含まれる浮遊砂も含まれている。上述のとおり、既報値の年間堆砂量には、浮遊砂以外の粒度成分が含まれていると考えられ、浮遊砂のみを対象とした解析結果との比較は適切でない。しかし、以上の点に留意すると、流入、流出土砂量とダム湖内の年間蓄積量の解析結果は、既報の年間堆砂量に対してやや過小である可能性があるが、それらと矛盾しない整合的な再現結果であると言える。

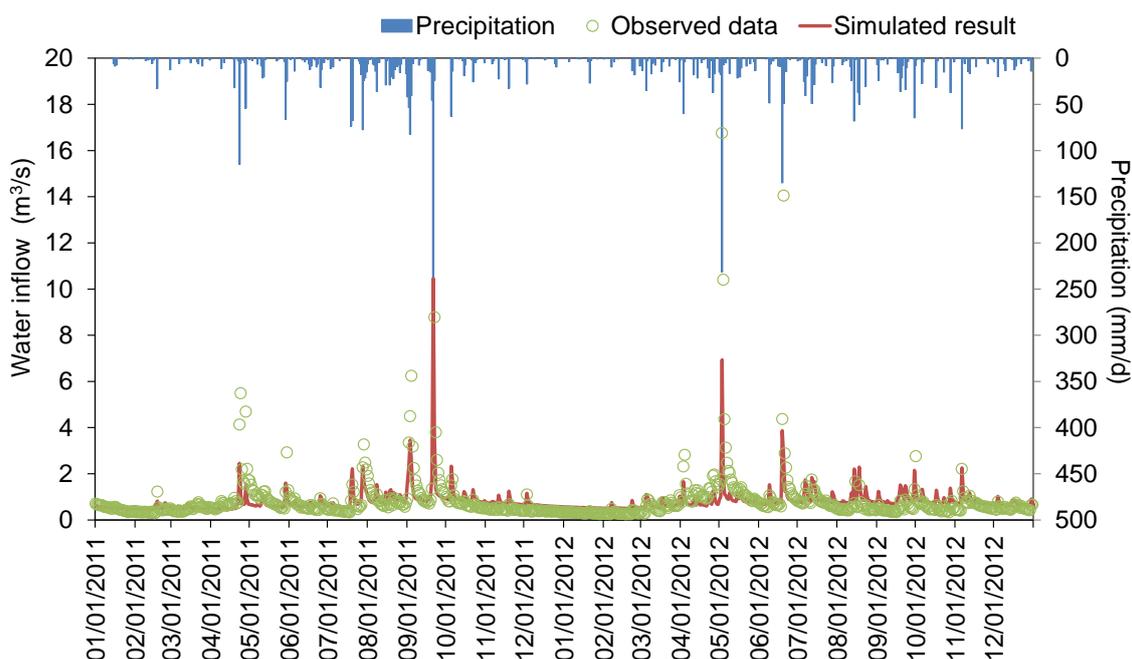


図 103 ダム湖へ流入する河川流量の解析結果と観測値の比較

Figure 103 Comparison of simulated and measured water discharge into the reservoir

図 104 に現況再現解析の結果を用いて作成した諸量の空間分布を示す。同図(a)は、平衡状態の流速場を用いて行った粒子追跡計算の結果であり、地表水と地下水が結合された 3次元流動経路を平面に投影して地形図上に重ねたものである。同図(b)は、地下から地上へ湧出する水量を期間中の高さ（湧水高）で表示したものである。これらの空間分布から、上流域で涵養された地下水が下流域の谷部で湧出し、河川を形成している様子を捉えることができる。同図(c)は、表層土壌（土砂交換層）の浸食・堆積分布を初期状態からの層厚の変化量で示したものである。正值は土砂の堆積によって層厚が増加、負値は浸食によって層厚が減少した場所であることを示す。全体的に、河川周辺の地形勾配が変化する場所に浸食域が分布し、ダム湖は堆積域となる。ダム湖に流入した土砂は粗粒成分から速やかに堆積するため、流入口付近の堆積厚が大きく湖心へ向かうほど次第に減少する。

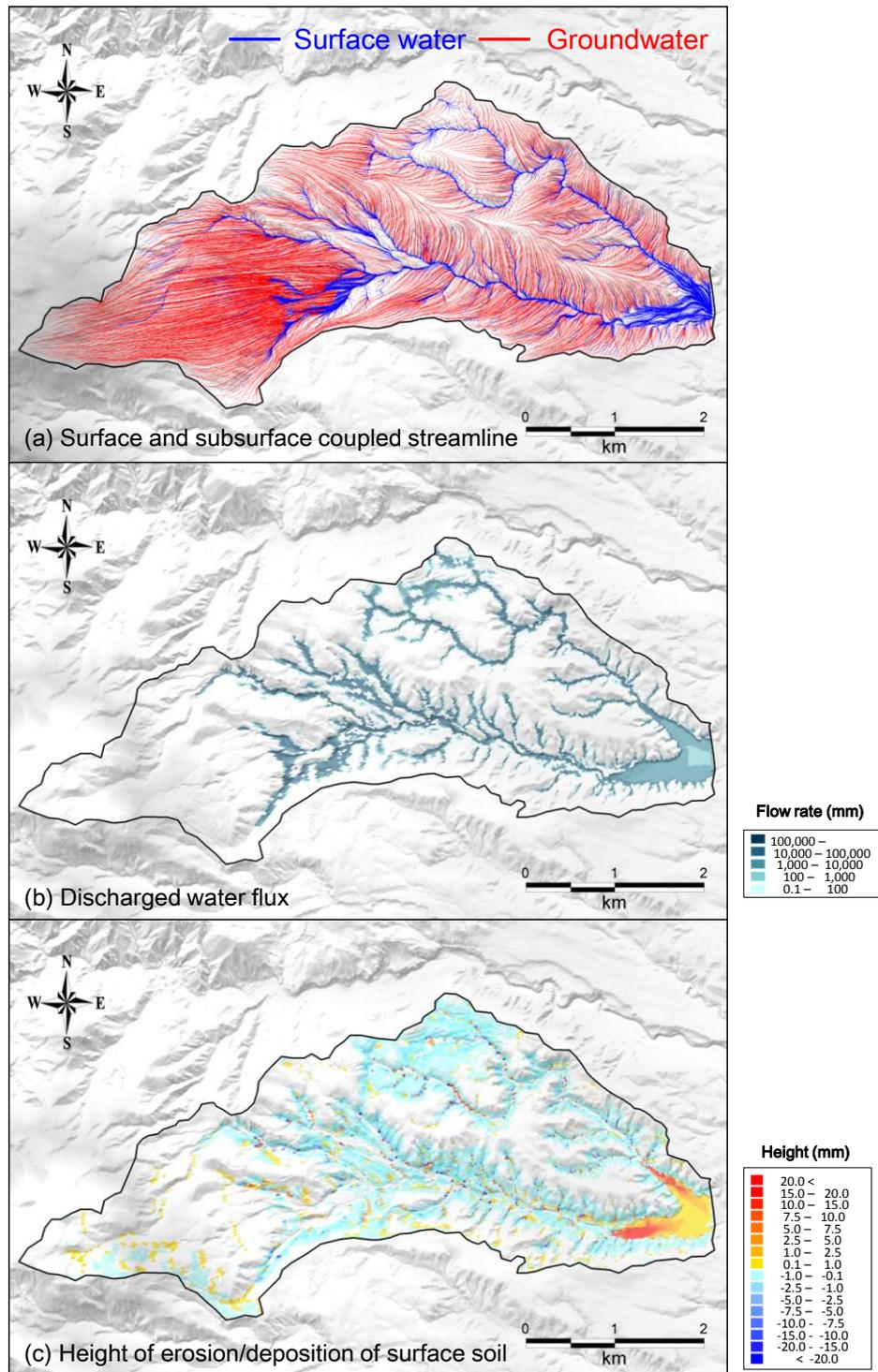


図 104 シミュレーション結果を用いた諸量の空間分布（上段：流動経路の平面投影図，中段：湧出水フラックス分布図，下段：浸食・堆積高分布図）

Figure 104 Simulated spatial distributions: (a) Orthogonal projection of the three-dimensional streamline of surface and subsurface coupled water flow in equilibrium state; (b) cumulative water height (upward water discharge from the subsurface to the surface) for 34 months; (c) cumulative height of erosion and deposition for 34 months

図 105 にダム湖内（地点 E, 図 97 参照）における ^{137}Cs 濃度の経時変化を示す。これらは、湖水中の溶存態（図上段）とそこに含まれる浮遊砂に吸着した懸濁態（図下段）のそれぞれの ^{137}Cs 濃度を分配係数の異なるケース間で比較したものである。 ^{137}Cs 濃度の上昇はいずれも計算開始から約 40 日後に見られる。ケース間の分配係数の相違は濃度レベルの違いとして現れるが、時間変動のパターンは良く似た傾向となった。

溶存態の ^{137}Cs 濃度は分配係数が最も小さい Case 1 で最も高く、Case 2, Case 3 の順にピーク濃度が減少する結果となった。いずれも、溶存態の ^{137}Cs 濃度の最大値は 0.32 Bq/L より小さい。Case 1 の年毎のピーク濃度は次第に減少する傾向がみられる。逆に懸濁態の ^{137}Cs 濃度は Case 1 が最も低く、Case 2, Case 3 の順にピーク濃度が増加した。分配係数の最も大きい Case 3 の最大濃度は、ほぼ 5,000 Bq/kg に達した。また、年毎にピーク濃度が減少する傾向は小さく、台風期の出水の毎に同程度の ^{137}Cs 流出が生じる可能性を示唆された。これらの溶存態、懸濁態セシウムの流出成分比に関して、他の地域で取得された測定値 (Nagao et al., 2013) によると、全流出量の 95%以上が懸濁態で占められることが確認されている。この傾向は、本解析結果においても同様であり、Case 2 または Case 3 がより実態に近い再現結果を表していると推定される。

底質中の ^{137}Cs 濃度について、各ケースの解析結果と観測値を比較した (図 106)。観測値は湖底 10cm の堆積物を採取して ^{137}Cs 濃度を測定したものである (環境省, 2014)。底質試料が採取された詳しい地点が不明なため、 ^{137}Cs 濃度の解析結果はダム湖内の複数地点 (A, D 及び E 地点) のものを示した。また参考に、堀川ダムの近隣に位置する貯水池 (泉川, 南湖) の観測値を示した。

これより、 ^{137}Cs 濃度の観測結果は 500~9,000 Bq/kg の範囲で顕著にばらつく傾向がみられる。いずれも最初の台風を経験した 2011 年 9 月に増加し、その後、緩やかに上昇する傾向にある。観測値の変動幅に対して、Case 2 および Case 3 の解析結果はその下限の濃度レベルにほぼ追従し、 ^{137}Cs の分配係数は少なくとも 10^5 – 10^6 L/Kg より大きいことが示唆される。観測値と解析結果の間の差異を両者の平均二乗誤差 RSME (Root Mean Square Error) でみると、Case 2 は 3,952 Bq/kg, Case 3 に対しては 3,889 Bq/kg となった。この差異には、観測値の測定誤差の関与も考えられるが、流域全体に均質に与えた初期インベントリや表層土壌の粒度組成が、実際の不均一性を反映していないことが原因の 1 つとして考えられる。

図 107 に流入河川 R1, R2 (図 97 参照) からのダム湖への ^{137}Cs 流入量 (単位時間当たりの ^{137}Cs 量と累積値) に対する分配係数の感度解析の結果を示す。いずれのケースの ^{137}Cs 流入量も降雨時の短期的な増加を示し、分配係数が大きくなるほどその傾向は顕著となる。解析期間中の累積値は、河川 R1 が R2 よりも大きく、流域面積に整合するものである。また、分配係数に対する累積値の変動幅は 3GBq~13.2GBq であり、この量は初期インベントリとして与えた約 700GBq に対して約 0.4~1.9%に相当するものである。

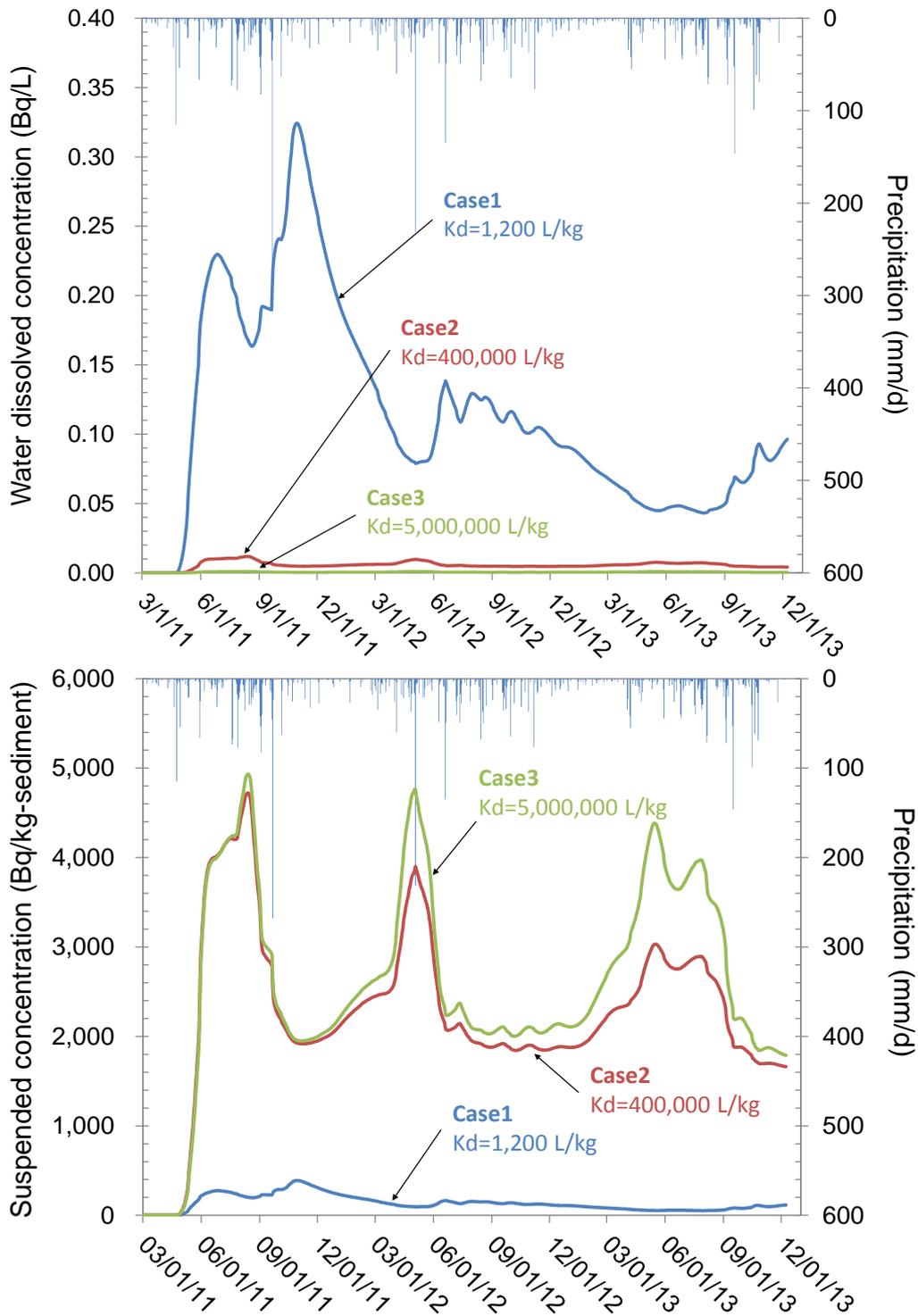


図 105 ダム湖内 (E 地点, 図 97 参照) における ^{137}Cs 濃度の時系列変化 (上段: 水中の溶存態セシウム, 下段: 水中の浮遊砂に吸着した懸濁態セシウム)

Figure 105 Simulated time evolution of ^{137}Cs concentration in the reservoir (point E in Fig. 6) for different K_d values after the NPP accident

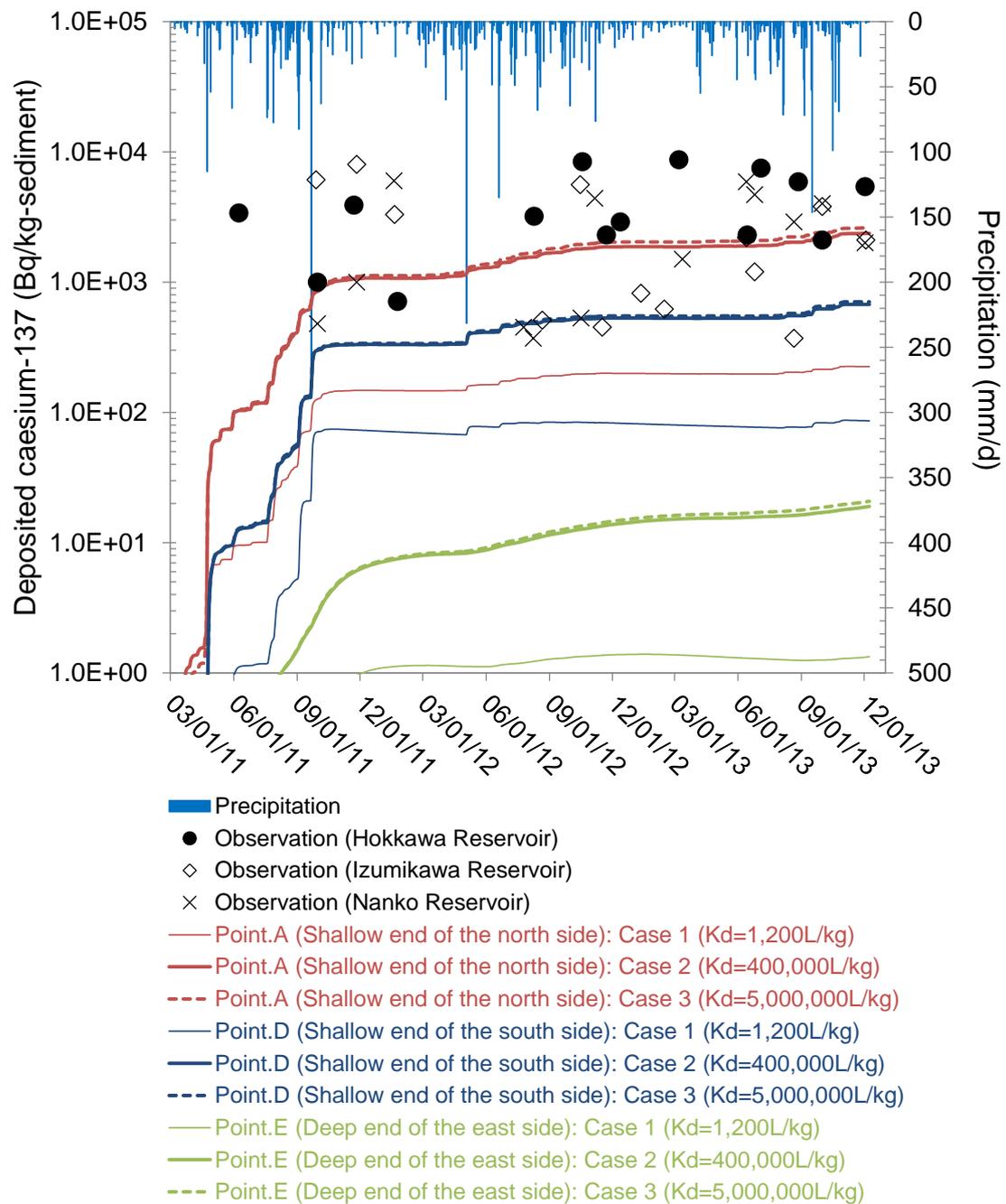


図 106 ダム底質における ^{137}Cs 濃度の時系列変化

Figure 106 Simulated time evolution of ^{137}Cs concentration in reservoir bottom sediment after NPP accident with different Kd values

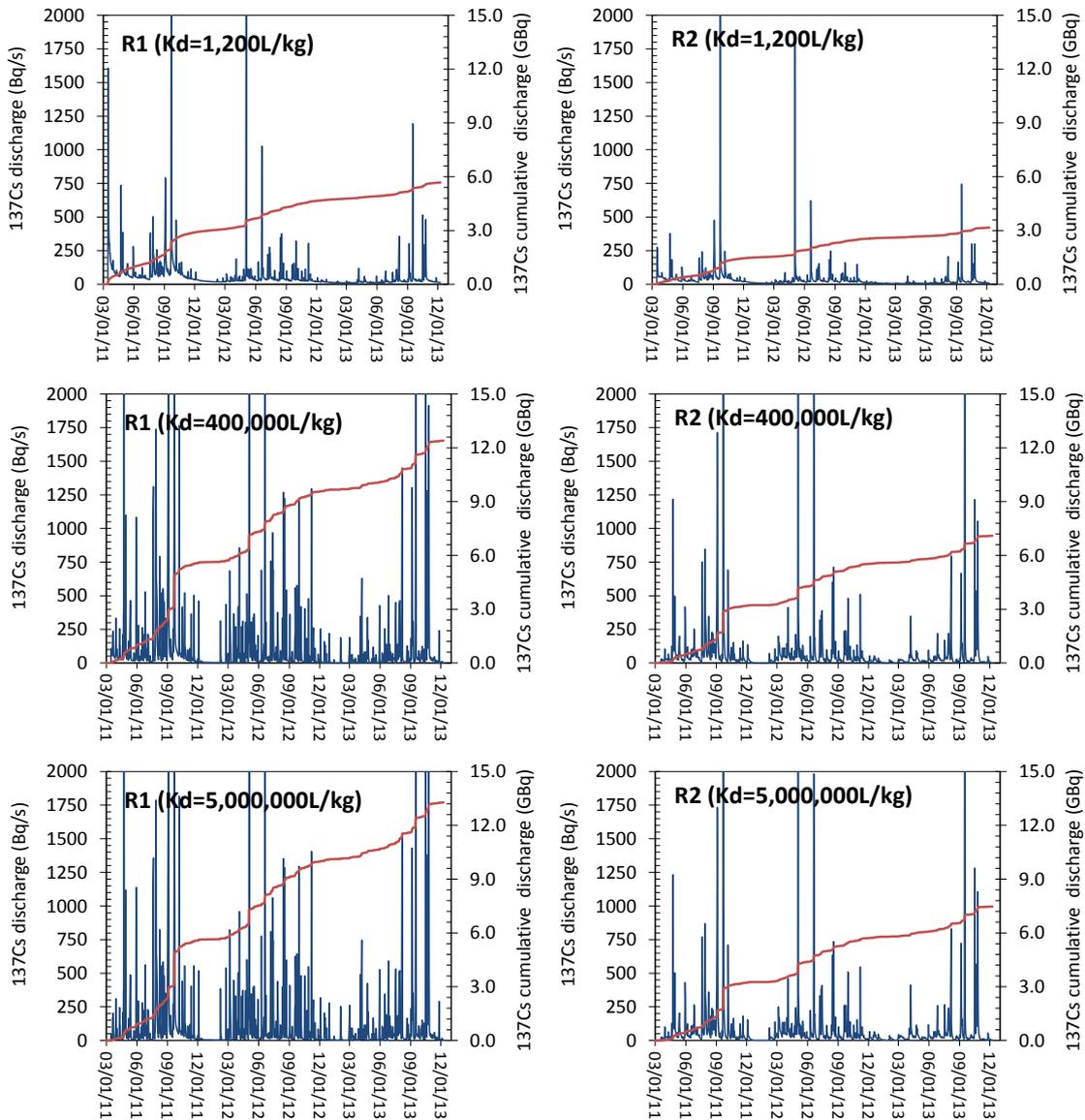


図 107 流入河川 R1, R2 からのダム湖への ^{137}Cs 流入量に対する分配係数の感度
 Figure 107 Simulated time evolution of ^{137}Cs discharge in rivers R1 and R2 after NPP accident
 with different Kd values

以上の現況再現結果を用いて、流域内の ^{137}Cs 変化量の空間マップを作成した (図 108)。これは、再現解析の最終日である 2013 年 12 月 8 日時点の結果 (^{137}Cs の総量) から初期インベントリを差し引いたものであり、流域内の水、土砂の移動によって ^{137}Cs が再配置された結果を表したものである。これより、初期からの ^{137}Cs 量の増減は、上述した浸食・堆積分布とほぼ対応していることが分かる。ケース間で分配係数が異なるが、 ^{137}Cs 量が増加する汚染範囲はいずれもダム湖内と流入河川となった。 ^{137}Cs 量が減少する場所は、主に河川

に隣接するやや急な斜面に対応する結果となった。分配係数によって ^{137}Cs の輸送媒体と分布パターンは異なる。水相中に ^{137}Cs が最も多く存在する Case 1 では、表層土壤に強く吸着した Case 2 や Case 3 と比較して、水流によって早期に濃度が減少しやすい。

地下水中の ^{137}Cs 濃度の解析結果について、流域内の幾つかの地点における深度プロファイルを図 109 に示した。深さ方向の汚染範囲や濃度は、ケース間の分配係数の違いによって異なるが、いずれのケースも顕著な汚染はみられない。底質中の ^{137}Cs 濃度を再現する Case 2, Case 3 では、地下水中の最大濃度は 0.01 Bq/L より小さく、対象地域の地下水資源に対する影響はほとんどないことが示唆された。これらの結果は、これまでに国や自治体で行われてきたモニタリング結果と整合するものである。

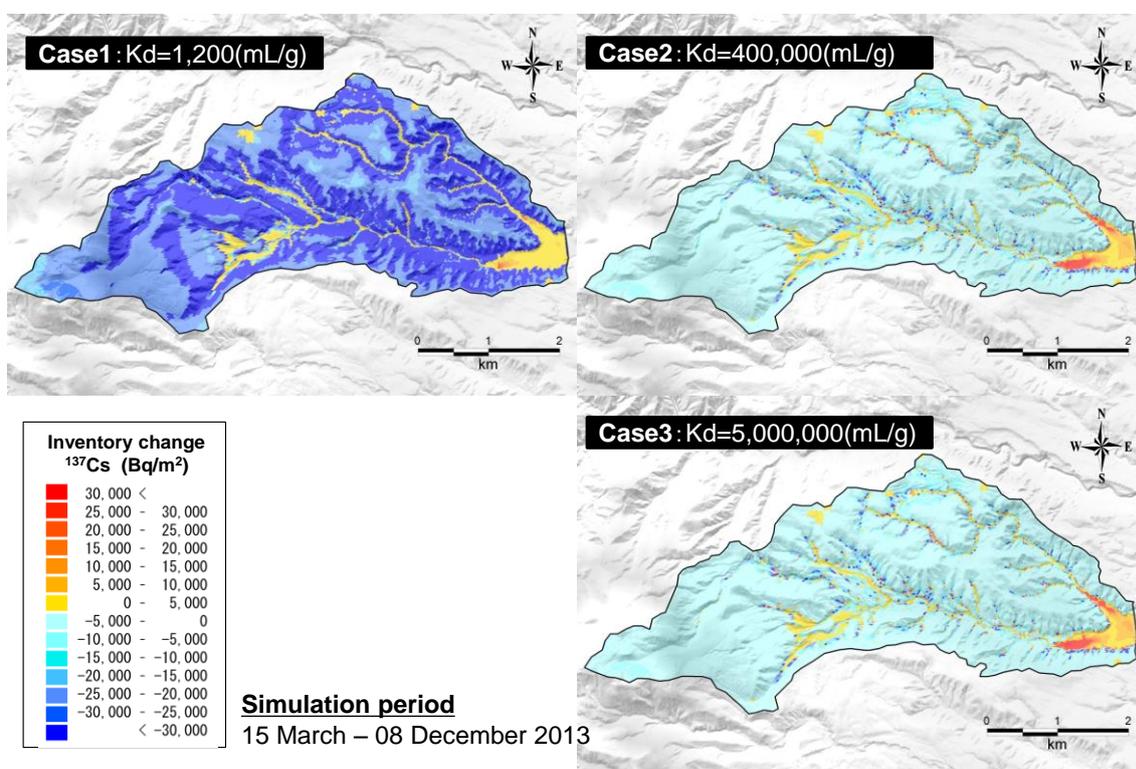


図 108 シミュレーション結果に基づく ^{137}Cs 変化量の空間分布(2013/12/8 時点)
Figure 108 Simulated spatial distribution of the changes in ^{137}Cs inventory resulting from water flow, sediment and radiocesium transport after the NPP accident on March 15, 2011.

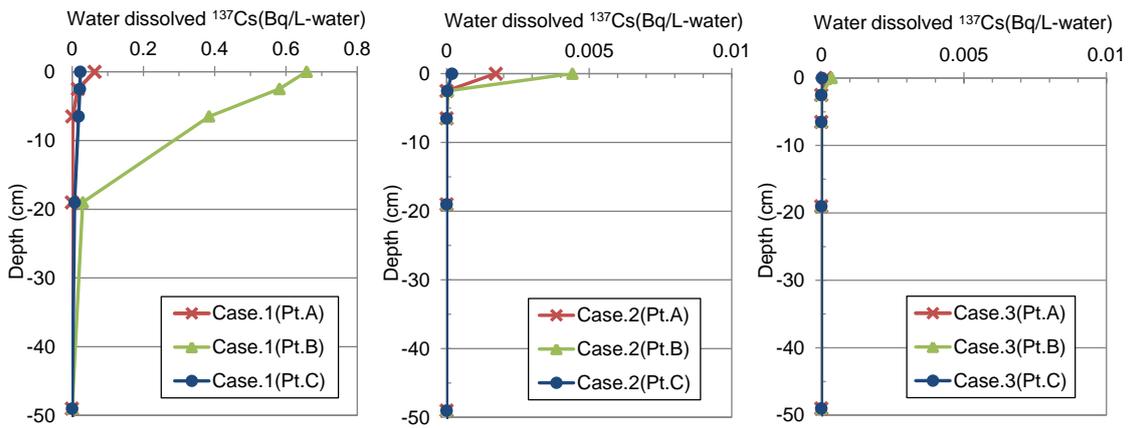


図 109 シミュレーション結果に基づく地下水中の ^{137}Cs 濃度 (Case1 : $K_d = 1,200 \text{ L/Kg}$, Case2 : $K_d = 400,000 \text{ L/Kg}$, Case3 : $K_d = 5,000,000 \text{ L/Kg}$) (2013/12/8 時点)
 Figure 109 Depth profiles of ^{137}Cs concentration in groundwater. The left, middle and right panels represent Case 1 ($K_d = 1,200 \text{ L/kg}$), Case 2 ($K_d = 400,000 \text{ L/kg}$) and Case 3 ($K_d = 5,000,000 \text{ L/kg}$), respectively. Points A, B and C denote different locations (Fig. 8-2)

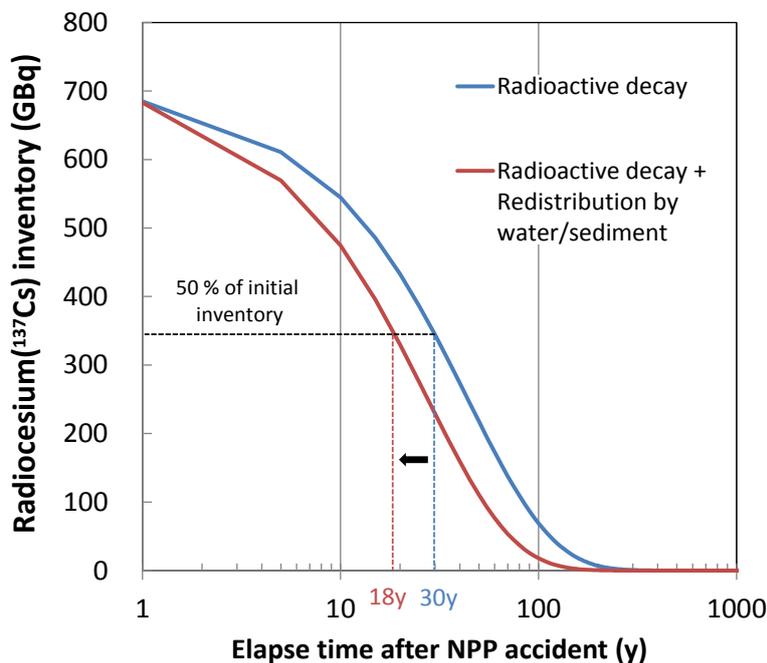


図 110 流域内の核種量変化の予測結果

Figure 110 Estimated time evolution of ^{137}Cs inventory in the whole catchment area. The blue line represents the case when only radioactive decay is considered, and the red line when both radioactive decay and redistribution (wash-off effect) are considered.

以上のシミュレーション結果を用いて、対象流域における¹³⁷Cs収支を集計した。集計期間は再現解析を行った2011年3月15日～2013年12月8日とし、Case2(Kd=400,000L/Kg)のケースを用いた。それによると、初期の¹³⁷Csインベントリは699TBq、再現解析後の2013年12月8日は675TBqであり、期間中のインベントリ減少量は約23.6TBqとなった。水や土砂とともに地表水を介して流域外へ流出した¹³⁷Csは約4.3TBq、地下水へ溶存し浸透した¹³⁷Csは約6.7TBq、放射性崩壊によって消滅した¹³⁷Csは約12TBqであった。これらの減少分の合計は、初期インベントリの約3.3%であり、沈着セシウムの大部分が流域内に残存する結果となった。期間中の¹³⁷Cs減少の時間変化より、これらの流出と放射性崩壊を合わせた見かけの半減期は約18年となった。この数値は、Kinouchi et al., (2015)によって推計された近隣の他流域における見かけの半減期22年と約4年の差異を示すものである。

8.7 本章のまとめ

流域内で人の健康や生態系に有害な恐れのある化学物質が、水や土砂と相互に影響を及ぼしながら再配置される複合的現象に着目して、第4章に示した流体・化学物質・土砂系の同時輸送解析手法を適用した。本章では、福島第一原子力発電所事故に由来する放射性セシウムが、流域全体に面源負荷として沈着した後に流域内をどのように移動し、地上、地下の水環境に対してどのような影響を与える可能性があるかを分析・評価するためのケーススタディを示した。

本ケーススタディでは、福島県南部のダム流域を対象にモデル化を行い、実測された河川流量、ダム堆砂量及び底質中の放射性セシウム濃度の再現解析を通じて、シミュレーション結果の再現性を検証した。

ダム底質の放射性セシウム濃度のシミュレーション結果については、実測値の下限側を再現し、やや過少評価である可能性が示唆された。この結果は、本来は不均一に分布すると考えられる初期インベントリや森林土壌の粒度組成を、流域全体に均一に与えたこと等と関係するものと推定される。今後、現地での土壌採取、粒度試験等を行うと共に、最新のモニタリング等を踏まえて見直してゆく必要がある。

また、地下水中の放射性セシウム濃度については、再現解析を行った事故後の約3年ではほとんど上昇しない結果となり、多くの地点で未検出であったこれまでのモニタリング結果とほぼ整合的であることが確認された。

また、本ケーススタディの特徴の1つには、フィールドで直接計測できない放射性セシウムの収支を推定したことがあげられる。収支は地上・地下を一体化した任意の領域における対象物質の出入りを示すものであり、例えば、流域を単位とした場合に、どのくらいの速さで物質量が減少しているか、あと何年で完全に無くなる(元に戻る)か、などの見通しを得ることができる1つの数値指標となる。本ケーススタディの結果によると、事故

後の約3年間で約3%の減少量があり、流域内にまだ約97%が残っていると試算された。また、地表水、地下水及び土砂による移動と放射性崩壊による減衰を加えた見かけの半減期（環境半減期）は約18年となり、流域内の再配置（水や土による移動）を考えない物理半減期に対して、明らかに小さくなることが示された。

なお、本ケーススタディでは土砂交換層を単層でモデル化したことにより、深さ方向の懸濁態セシウム濃度の分布を考慮していない。このことは、汚染土砂の枯渇や時間経過と共に汚染されていない土砂の浸食、移動及び堆積が進行し、放射能濃度の高い場所（例えば、湖沼等の窪地など）を被覆して遮蔽する効果を考えないことを意味する。長期間の将来予測への適用に際しては、このような遮蔽効果の取り扱いが極めて重要と考えられ、既に土砂交換層を複数層で表現するなどのモデル化上の取扱いが提案なされている（森ほか、2013a）。また、森林生態系での樹冠遮断、根圏からの吸収などが関与する放射性セシウムの移行サイクルについても考えていないが、これは本検討で地表面に均質に沈着させた初期インベントリの仮定に対して、時間経過を伴って沈着量が次第に増加する効果を取り入れることになり、上述の見かけの半減期を長くすることが想定される。このような森林生態系モデルを用いた検討も既に一部で始められている（Mori et al., 2015c）。また、本研究では、人の健康や環境生態への影響を評価する被ばく線量に着目した検討、放射性セシウム以外の他の核種や地下水中のコロイド移行等については言及しなかった。今後の調査研究の進展やモニタリングデータの蓄積と連携させて、それらを含めた評価のレベルを吟味してゆく必要がある。

第9章 結語

9.1 本研究のまとめ

陸域水循環システムにおける流体・熱・化学物質及び土砂系の同時輸送過程を対象とした連成モデリング手法とそれらをプログラミングした数値シミュレータを開発した。開発した数値シミュレータは、理論解、室内実験及びフィールド実験データを用いた単純系から複雑系をカバーする総合的な基本動作テストを実施するとともに、実フィールドにおける具体的な流域問題へ適用し、本連成モデリング手法の現象再現性を検証した。

以下に、本研究の成果と到達点を示す。

9.1.1 流体・熱・化学物質・土砂系の同時輸送解析手法の開発

流域に存在する流体、熱、化学物質、土砂を対象とした同時輸送解析手法を開発した。本手法の特徴は、流域スケールの統合化に際して、斜面、河川、帯水層などに分離して流域を構成する部分（流域コンポーネント）を個別に解析したのち、経験的パラメータ等を用いて再結合する従来法によらない流域統合化技術にある。このような従来法を本研究ではWR(Watershed Routing)と称し、本開発手法との違いを述べてきた。流域コンポーネントを分離・再結合するWRに基づく場合、斜面や河川、地下帯水層などへの分離そのものが容易でないこと、さらにはそれらを再結合する際に必要となる経験的パラメータの物理的意味が不明瞭であること等が指摘されており、安定した数値解が得られないこともある(Ebel et al., 2009; Kollet et al., 2006)。WRによらない流域モデリングは、流域コンポーネントへの分離・再結合を本質的に不要とするため、流域スケールのロバストな数値解析を可能とする。本研究では、登坂らによって考案された地表水・地下水結合解析技術(Tosaka et al., 2000)をベースとし、流体、熱、化学物質、土砂（粒子状物質）とそれらの相互作用を考慮可能な連成システムのモデリング手法を開発した。

本研究では、以下に示す新たな物理化学的過程を導入した。

- 水、空気及び土砂等の気・液・固3相共存系における反応性化学物質の輸送現象
- 任意の複数の化学種及び化学種間の反応、地下微生物相の作用等による形態変化（例えば、放射性核種の崩壊・崩壊連鎖、窒素化合物の酸化還元反応など）
- 地表流と共に移動する粒子状物質と化学物質の相互作用現象（定常及び非定常物質移動現象としての吸着・脱離）
- 非粘着性材料及び粘着性材料の混合粒径からなる表層土壌の浸食・輸送・堆積過程

- 浸食・堆積による地形変化と流体流動系との相互作用現象
- 水蒸気生成・消滅と地表面を出入りする水蒸気輸送現象としての土壌蒸発

以上の物理化学的過程を取り入れた陸域水循環システムにおける流体、熱、化学物質、土砂輸送の連成現象について、その概念モデルと数学モデルの定式化を行い、それらをプログラミングした数値シミュレータを開発した。開発した数値シミュレータは、理論解、室内実験及びフィールド実験データ等を用いて、単純系から複雑系をカバーする総合的な基本動作テストを実施し、いずれも適切な数値解が得られることを確認した。

9.1.2 実流域へ適用したケーススタディ

基本動作検証を行った数値シミュレータを、実フィールドにおける流域問題へ適用した。

流体・土砂系の同時輸送解析は、山間地水源林におけるシカの食害による森林荒廃が水源涵養へ与える影響や施業効果等を予測する水源林保全分野へ適用した。研究対象領域は、神奈川県が進める事業「おおほらさわかながわ水源環境保全・再生実行 5 年計画」で選定された宮ヶ瀬ダム上流域及び中津川水系大洞沢流域とし、水、土砂流出挙動に関する実測データの再現解析と森林施業の各種シナリオに対する効果の予測を行った。その結果、本解析により再現された河川流量、浮遊砂濃度及び土砂流出量は現地観測データとほぼ整合するものであり、水・土砂流出および地下水浸透・湧出挙動を林床状態に関連付けて解析できることが示された。これにより、様々な気象条件、地表面状態に対する水及び土砂収支の時間・空間変動を同時一体的に解析できるようになり、異なる森林施業効果を予測・評価するためのツールとして利用できるようになった。

流体・化学物質系の同時輸送解析は、流域内の湖沼等の閉鎖性水域や地下水資源の硝酸体窒素汚染問題に対して、地上で営まれる農業生産や畜産等の人間活動に対する経年的応答としての実態解明へ適用した。本研究では、湖沼水質保全特別措置法に基づく指定湖沼である霞ヶ浦流域へ適用し、流域内の自然及び人為由来の窒素負荷に対する汚染状況の経年変化を再現し、霞ヶ浦への流入河川及び地下水の窒素負荷流入機構の実態把握を試みた。その結果、霞ヶ浦の流入河川及び地下水の硝酸性窒素濃度の経年的応答は、実測データをほぼ矛盾なく再現できることが確認された。これらの解析結果に基づくと、霞ヶ浦は流域内で排出した窒素負荷が、地下水を経由して河川、湖沼に流入することにより、それらが実質的な負荷源となり水質悪化が長期化する特徴が解析された。これらは、実際の長期モニタリングデータから推定されてきた汚染機構の特徴の 1 つでもあり、流域スケールの数値シミュレーションによって初めて再現されたものである。

流体・化学物質・土砂系の同時輸送解析については、福島県内の小規模なダム流域を対象とし、東京電力福島第一原子力発電所事故によって周辺地域へ沈着した放射性セシウムの環境中での移行挙動解析へ適用し、事故後から現在までの状態変化を再現した。ここで

は、特に混合粒径成分の粒子状物質及びそれらとの相互作用を伴って移動する放射性セシウムの時間的・空間的再配置に着目し、ダム湖底質に蓄積するセシウム濃度の経年変化の再現を試み、開発手法の適用性を検証した。その結果、河川水、地下水中及びダム底質に蓄積するセシウム濃度の再現結果は、現地または周辺地域で確認されている状況をほぼ良好に再現することができ、地上、地下を含む流域スケールにおける放射性セシウムの短期・長期移行挙動を初めて解析することに成功した。

以上の実流域を対象としたケーススタディは、いずれも流域の上流から下流、地上から地下を一体的にモデル化した連成モデリングを適用したものであり、従来の個別の解析技術では適用そのものが困難なものである。本研究で開発した数理モデリングは、地上の水・土砂流出量、地下水位、地上地下の物質濃度等の多地点、多項目の時系列観測データを矛盾なく再現することにより、流域システムの内部構造を同定すると共に、同定モデルから得られる収支に関する情報は陸域水循環システムの変化の傾向を検出するシグナルとして利用できる可能性が示された。

9.2 今後の課題と展望

本研究で対象とした陸域における流体、熱、化学物質、土砂系の同時輸送過程は、それぞれの個別の輸送過程とそれらの相互作用過程によって決定づけられる。言うまでもなく、本研究で開発したモデリング手法が流域で生じる実現象のすべてを包含できているわけではない。実流域を対象としたケーススタディを通じて幾つかの課題も明らかになった。また、数値解析技術に対する課題等については、本文中で十分に述べるができなかったが、高度な流域モデリングを支える重要な基盤技術の1つとして位置づけられる。

以下に、本研究の流域モデリングにおける個別輸送過程、相互作用過程のモデル化、異分野複合問題への適用及び数値解析技術に関する今後の課題と展望について述べる。

9.2.1 個別輸送過程のモデル化に関する課題

(1) 流体

本研究で取り扱った地上・地下連成系のモデル化は、地表水流動に対し浅水波近似を前提とするため、水深方向の流速分布を直接求めようとするものではない。比較的水深のあるダム湖や貯水池に流入する土砂の沈降・巻上や水域中での水温・水質形成への影響を踏まえると、鉛直方向の流速分布を考慮したモデル化が重要となる場合もある。第8章で述べたダム湖底質中の放射性セシウム濃度の解析結果が実測値の下限側を再現したことについても、ダム湖内の流速分布と浮遊砂の沈降・巻上過程が関与している可能性も否定できない。したがって、流域内の地表水流動について、その水深に応じて浅水

波近似の適用を使い分けたモデル化が有効と考えられる。

なお、このことは、同時に地表面を介した地上・地下間の熱交換現象に対流熱伝達の評価をより自然な形で加えられることを意味する。対流熱伝達による熱移動量の評価には、地表水中の流速分布と地表面直下の地下水（または空気流れ）の流速の評価が特に重要となる。地表付近の比較的浅い地層中（例えば、山間地の風化弛みゾーンや平地の未固結地盤中）の流れに対しては、ダルシー流れの適用を超えた構成則の考慮など、地表面を通過する流体移動現象の適切なモデル化が必要であろう。

(2) 熱

本研究では、土壤間隙水の蒸発現象を非等温流体系における気液相変化（すなわち、水蒸気の生成・消滅）と地下水面上の不飽和領域における水蒸気移動過程として捉えた直接的なモデル化を提案し、数値実験系への適用を行った。提案手法の妥当性は、それぞれ湿潤、乾燥状態を模擬した土壤カラムの蒸発量を算定し、従来のバルク法による増発量と比較し、両手法の特徴に関する基礎的知見を得た。

今後は、室内実験等による実測蒸発量との比較を重ねると共に、流域スケールの流れの状態との関連性と従来法との差異を明らかにする必要がある。また、土壤水分量や地形起伏等の流域内の地域性と土壤蒸発量との関係を空間的つながりと共に解析し、流域水収支の推定結果へ現れる影響などの具体的な検討を進める必要がある。

(3) 化学物質

本研究では、流体相中の化学物質の輸送過程における移流項の離散化は、安定な数値解を得ることを重視して完全陰的一次風上差分によった。近年では、CIP（Cubic Interpolated Profile）法（e.g., Yabe et al., 1998; Yabe et al., 2001）、TVDスキーム（e.g., Harten, A. 1983）、マルチフラックス法（e.g., Nilsenet al., 2012; Wheeler et al., 2012）などの数値分散を低減する多数の手法が考案されており、それらの水循環システムの連成モデリングへの導入が期待される。一般に、これらの手法は計算コストが増加するため、適用する流域問題の特徴や目的に応じて使い分けがなされる必要がある。

また、本研究では、これまで多数の手法が考案されている不飽和領域中の分散現象のモデル化についても、必ずしも十分な検討を与えていない。流域スケールへの適用に際して、異なる分散モデルが地表面を通過する物質移動量にどのような違いを生じさせるか等の基礎的知見の取得・蓄積が不可欠となる。

さらに、第7章で述べた地下微生物相を考慮した酸化還元反応のモデル化では、微生物自体の増殖・死滅等については取り扱わなかった。いずれも数理モデルへの取り込み自体に困難はなく本提案手法の拡張により容易に行うことができるものである。しかしながら、流域スケールの様々な微生物相とその時空間変動、それらが様々な物質へ作用する生物学的過程までを含めたモデル化を行うためには、実態を把握できる十分な観測

データの取得・蓄積と連携したモデリングが不可欠である。

(4) 土砂

本研究では、表層土壌の幅広い粒度組成に対して適用可能な土砂輸送及び浸食・堆積過程を取扱うことのできるモデル化を提案した。非粘着性材料と粘着性材料の浸食メカニズムは本質的に異なるものであり、対象とする流域に応じて異なるモデルを使い分ける手法をとった。しかし、流域内の土壌分布は不均質であり、非粘着性材料と粘着性材料のみに区分することが必ずしも容易ではない点に留意する必要がある。本来、堆積土砂の長期的な圧密沈下挙動やその過程で生じる粒度組成や浸食メカニズム自体の変化までを含めたモデル化がなされるものである。これらの複合現象を統一的に扱うことのできるモデル化手法の開発が望まれる。

また、第8章のダム流域へ適用した土砂浸食・堆積モデルは、主に欧米で行われた山地斜面や圃場のプロット実験に基づき考案されたものである。本研究の範囲では、実流域への適用性はほぼ妥当なものであったが、異なる濃度の汚染土砂の繰り返し浸食・堆積や深度分布を適切に予測するためには、我が国の急峻な流域地形、不均一な地質分布の特徴を取り入れた適用性評価が必要となると思われる。今後、フィールドからの検証データの取得・蓄積とさらには実測値に基づく新たなモデル改良との相互連携による取り組みが重要である。

9.2.2 相互作用過程のモデル化に関する課題

本研究では、流域における流体・熱・化学物質・土砂系の相互作用のうち、以下の相互作用については、具体的な実流域への適用を行わなかった。

- 異なる温度環境における化学物質の反応及び輸送過程
- 異なる水質・水温環境における土壌浸食量の相違
- 浸食・堆積による地形変化が表層土壌の水理性状へ与える影響
- 土壌や岩石の短期・長期的力学変形挙動と熱・物質輸送過程への影響

いずれも、流域スケールの循環物質の挙動に対して、どの程度の寄与や重要性を持つものであるかは、現時点では十分な知見が得られていないものである。フィールドからの観測情報の蓄積を図るとともに、モデリングと連携させた研究の進展が期待される。

9.2.3 異分野複合問題への適用

本研究で提案した流域モデリング法は、既存の要素技術と組み合わせることで、流域モデリングの応用領域を拡張することができる。具体的な応用例としては、統合型水資源管理のための水収支推計ツールや陸水年代解析ツールの開発等があげられる。

水収支推計は流域モデルとメタモデルを組み合わせたものである。流域スケールの複雑な 3 次元シミュレーションモデルを用いて出力される任意のエリアの水収支とそこに使用された入力データとの関係をあらかじめ学習させたメタモデルを構築し、これを水資源管理のためのツールとして実用化しようとするものである（例えば、森ほか、2012a ; Hazard, et al., 2014）。より具体的には、降水量、河川流量、地下水位等の地上または地上から測定可能なデータをメタモデルへ入力し、面的・立体的広がりをもったスケールの水収支のように直接測定ができない指標を推計し環境変化の監視に役立てようとするものである。学習済みのメタモデルの利用は計算時間をほとんど必要としないため、実際に水資源管理を行う実務的用途に適している。

陸水年代解析法は、流域モデルと Goode (1996) によって考案された Direct Age Simulation を組み合わせたものであり、源流から河口に至る流域スケールの 3 次元領域において、さまざまな起源の水が混合・希釈された結果として形成される平均年代の推定を可能とする（森ほか、2011b）。

これらは、いずれも単独の流域モデルのみでは評価そのものが困難であり、様々な個別要素技術との連携が不可欠である。

また、水のみに着目した従来の解析技術に対し、熱、化学物質及び土砂の同時輸送過程を取り扱うことができるため、それらの様々な出力諸量と関係付けることのできる食糧（畜産や農作物など）、自然再生可能エネルギー、生物多様性等の異分野との連携を可能とする。すなわち、作物収量やエネルギー利用量等を評価する他のモデルと組み合わせ、たとえば、作物収量を最大化しかつ水質汚染を最小化する土地・水利用のあり方などの客観的な分析を可能とする評価ツールの開発が考えられる。このような複合問題（多目的最適化問題）への適用事例は限られており、取り扱う問題の規模も小さく研究途上にある。流域で生じる様々な現象の実態把握のみならず、管理のため具体的にどのように活用するかの視点に立ち、様々な計画立案及び政策意思決定に役立つ実用的な異分野複合問題への適用が期待される。

9.2.4 数値解析技術に関する課題

本研究で開発した流体・化学物質・熱及び土砂系の同時輸送過程の数値シミュレーションは、幅広い時間・空間スケールへ適用可能なものであるが、同時に必要となる計算量の増加は避けられず、数値解析手法のより一層の高性能化が期待される。必要とされる計算時間の大半が大規模行列計算そのものにあることを踏まえると、ソルバーの効率化と高速化をバランスよく追求することが不可欠である。具体例を挙げると、流域モデリングで取り扱う流体・化学物質・熱及び土砂の移動現象は場所と時期によって異なる偏在性をもつものである。すなわち、地表、地下を含めた 3 次元領域の全体にわたりそれらの全てが常に同じように変動する状態は考えにくい。地上及び地下浅層の地層中や汚染物質の広がる

部分領域については深部地下を含む他の領域よりも変化が激しいため、全体の計算時間を決定付ける要因となると考えられる。これまでは、このような流域モデリングに存在する遍在性を特に意識することなく、対象領域の全体に対してほぼ同程度の計算資源が投入されてきたと言えよう。すなわち、必要とされる計算資源が必要な場所へ配置されていない状況が計算性能を非効率なものにさせていると考えられる。このような流域内の不均一な時間・空間構造に応じた動的な計算資源の配分と個々の数値解析技術の高度化は、上記で述べた課題へ取り組む際には今後ますます重要視されるものと思われる。

謝 辞

本論文の作成にあたり，東京大学工学部システム創成学専攻の登坂博行教授には草稿段階から大変親身にご指導を頂きました。陸域水循環システムの数理モデリングがまだ社会に浸透していなかった頃から約 15 年にわたり，実務と研究に不器用に取り組む筆者に対して常に厳しくも暖かい指導を頂いてきました。ここに深甚の敬意と謝意を表します。

本論文に収めた実流域を対象としたケーススタディは，いずれも筆者が 2001 年から勤務した株式会社地圏環境テクノロジーにおける技術開発の一環で実施してきた成果の一部をまとめたものです。同社は 2000 年に東京大学からの大学技術移転ベンチャーとして起業した地圏流体系の数理モデリングとコンピューティングの専門会社で，当時も今も他に類をみない企業の 1 つではないかと思えます。筆者はそのコア技術である地圏流体シミュレータ GETFLOWS の幅広い応用領域への可能性に魅せられ，その実務への適用，継続的な開発保守，ユーザへの導入支援と普及に邁進してきたものの一人です。幸い，創業以降，民間企業，研究機関及び大学等の様々な分野の方々からの業務委託の応援もあり，この博士論文を書き上げた現在も同技術の発展と普及の勢いに陰りは見られません。

地圏環境テクノロジー創業当初は，原子力バックエンド分野の研究業務に携わることができ，それまでに放射性廃棄物地層処分研究に関与してきた筆者にとっては馴染も深く，GETFLOWS を如何に発展させていくかの創意と意欲に湧き立たせられました。人工バリアシステムのガス移行挙動の数理モデリングでは，高密度ベントナイト中の腐食生成ガスが間隙を蓄圧・拡張しながら移動する新たなモデル開発に際して，株式会社大林組の安藤賢一博士，山本修一博士，志村友行博士，林秀朗博士，原子力環境整備・資金管理センター浅野英一博士に様々な教えを頂きました。群馬大学辻幸和教授（現，前橋工科大学学長），京都大学大西有三名誉教授（現，関西大学特任教授），岡山大学西垣誠名誉教授には専門委員のお立場でいつも建設的なご指摘を賜りました。こうした幅広い圧力温度条件の地圏流体解析に取り組むことができた経験は，その後の統合型流域モデリングを進展させる上でも貴重な基礎となりました。

本研究で開発した流体・土砂系の同時輸送解析技術は，そもそも神奈川県が進める森林整備事業の研究中核機関である県立自然環境保全センター山根正伸博士，内山佳美研究员から，シカ食害に対する森林施業の効果を水源涵養と林床土壌流出の両者を同時に扱って評価できないかという助言を端に開発に着手したものでした。また，時を同じくして東京大学登坂研究室の修士課程に在籍していた河西智史君が従来困難であった大スケールの洪水氾濫シミュレーションに成功していたことも追い風となりました。当時の山根博士，内

山研究員からのアドバイスとその後の丹沢山地を中心とした実フィールドへの適用，ならびに河西君の研究成果が無ければ本論文のベースとなる土砂輸送解析技術は開発されていなかったと思います。

また，流体・化学物質系の同時輸送解析技術は，湖沼流域の水質汚濁に関する環境省からの要請を背景とし，流域スケールの多様な物質負荷機構をモデル化し，かつ物質間の相互作用を伴いながら地上・地下を自在に移動する反応性物質移行挙動を解析できないか取り組んだ試行に始まったものでした。その後，開発手法は2004-2006年に農村工学研究所久保田富次郎主任研究官（当時，現上席研究員）を中心に茨城県恋瀬川流域へ適用され，さらに近年（平成22年～平成27年）では熊本県白川，菊池川及び縁川流域，宮崎県都城盆地等への適用を熊本大学理学部嶋田純教授，一柳錦平准教授，細野高啓准教授，利部慎博士（当時，現長崎大学環境科学部助教），松永みどり CREST 研究員他を中心に積極的に進めて頂くことができました。これらの自然環境科学の視点から議論または指摘頂いたことの全ては，日ごろフィールドの無知を諸先輩方からお叱りを受ける筆者にとっては，常に新鮮でかつモデル開発の意欲と創造を心身から湧き立たせる大変有意義なものでありました。ここに改めて感謝申し上げます。

流体・化学物質・土砂系の同時輸送解析技術は，それまでに筆者が実務の合間に進めてきた技術開発の取り組みを2011年の東日本大震災を契機にその一部を国立保健科学院からの業務委託の形で応援して頂くことでより具体化され，同院生活環境研究部の浅見真理博士，大野浩一博士，小坂浩司博士のご指導を頂きながら，現在も放射性セシウムの多サイト吸着機構のモデル化・導入，多段混合粒径土砂モデルの開発，森林生態系モデルとのカップリング等のシミュレータの更なる改良と実流域への適用が重ねられているものです。これらの開発の途上には，国土交通省や日本原子力研究開発機構からの解析委託の機会にも恵まれ，本解析技術は実務で鍛えあげられた強力なツールとなってきました。いずれも当初から思いどおりの結果が得られたわけではありません。改良と試行を何度も重ねる中，様々な視点から助言を与えて頂いた先生方，他のプロジェクトメンバーの方々の支援に支えられてきました。ここに改めて感謝の意を表します。

思えば，震災の光景を目の当たりにした際には，地圏流体のシミュレーション技術はもっと避難や減災の役に立ったはずではないか・・・？学問，科学，そして自身の無力さなどの実に様々な思いから，事故後の実態を少しでも知ろうと仙台平野の津波はん濫解析や降下放射性核種の環境動態解析に取り組んだことを思い起こします。既に起きてしまった震災にそれらは直ぐに役に立つものではないかもしれませんが，数値シミュレーションの本質とする予測評価技術とその結果を誰もが容易に理解できるアニメーションやグラフィックにまとめ上げることは，この未曾有の被災経験に学び，将来の自然災害に備える極めて貴重な一助になるのではないかと思うようになりました。

このような実務的要請にしっかりと根付いた研究を進めてくることができたのは，筆者

の勤務する会社の大学ベンチャーとしての社風が無関係ではなかったとも思います。小さな会社ゆえに新たな技術開発が重要という筆者の思いに常に最大限の理解を示して頂き、業務以外に費用のかかる技術開発や国内外での論文発表に快く送り出して頂いた同社代表取締役社長西岡哲氏の支え無くしてこの研究成果を取りまとめるに至らなかったと確信しています。また、目まぐるしく日々の業務に追われる中、新しいモデル開発を試したいと言いつつ筆者の無謀な思いを、常に惜しみない協力で支えてくれた良き後輩、日々の切磋琢磨の時間を共有する友人でもある地圏環境テクノロジー取締役第一技術部長多田和広博士、登坂研究室在席時からのアルバイト時代を経て今では同社取締役第二技術部長である田原康博氏、また、GISやCADを巧みに操作して大規模データの空間解析をいとも簡単にやってしまう同社柿澤展子コンテンツ事業準備室長、飯山敦子主任に心より感謝致します。また、地圏環境テクノロジー中尾健児顧問、末岡徹顧問兼技師長（前地盤工学会会長）には、いつも研究の進捗を気にかけて下さり暖かい助言を頂きました。同社吉田堯史チーフジオロジストには、流域地形・地質の捉え方を水文学、鉱物学、地球化学など幅広い視点の重要性を教えてくださいました。同社 Hazard Aurelian 博士には、不慣れな英語論文ではいつもレビューの労をとってもらい、同社福岡庸一博士には膨大なデータ分析を実に手早く正確に処理して頂きました。また、中央大学山田正教授、静岡大学加藤憲二教授、リバーフロント研究所におられた小川鶴蔵氏（現、応用生態工学会事務局長）には、いつも愛情深い応援と激励を頂き、進む道に悩みがちな若輩の力不足を後押し頂いたことを感謝せずにはられません。他にもお名前を挙げきれないたくさんの方々からの助言に本研究は支えられてきました。改めて深く感謝の意を表します。

まだ、何か成し遂げられたわけではありません。陸域水循環システムの数理モデリングは、いよいよ本格的に社会に実装され、その恩恵を誰もが受けることができるようになってきた時期を迎えていると感じています。私は、我が国はもちろん様々な国々におけるフィールド調査、数理モデリング、またリモートセンシングからも得られる自然系の膨大な情報を人々の暮らしに役立つ形で提供できるシステム統合化技術の確立に引き続き取り組んでいく所存です。

最後に、まだまだ親孝行をさせて貰いたかったが叶わずも一昨年に他界した父倫博、そして今も元気に孫達の心強い味方である母菊子、毎日の忙しい生活を不在にしがちな筆者に代わり家庭を守ってくれた妻佳子に深心よりの感謝を、そして、いつも疲労困憊で帰宅した筆者を例外なく屈託のない笑顔で迎えてくれる子供たち、大己、朝陽、有理佳への感謝を表して本論を締め括りたいと思います。

参考文献

- 芦田和男・道上正規（1972）：移動床流れの抵抗と掃流砂量に関する基礎的研究，土木学会論文報告集，206, 56-69.
- 池田駿介・財津知亨・舘健一郎（1994）：感潮河川の熱特性に関する研究 荒川における測定. 土木学会論文集, (503), 207-213.
- 茨城県生活環境部霞ヶ浦対策課，第4期の霞ヶ浦に係る湖沼水質保全計画.
- 茨城源生活環境部（2004）：平成16年度公共用水域及び地下水の水質測定結果について.
- 稲葉薫・登坂博行・平井卓・吉岡真弓（2007）：熱・水循環系統合モデルの構築－熱・流体移動の定式化と解析的検討－. 水工学論文集，51, 469-474.
- 岩垣雄一（1956）：限界掃流力に関する基礎的研修(I) 限界掃流力の流体力学的研究，土木学会論文集，41.
- 岡本玲子・大嶋秀雄・山口武則・尾崎保夫・川上一夫・藤井國博（1992）：筑波地区における降雨の化学的性状に関するモニタリングデータ（1985～1990年），農業環境技術研究資料，第13号.
- 川本陽一・大岡龍（2007）：MM5を用いた都市気候解析モデルの構築 地表面パラメータの改良および人工排熱影響の組み込み，空気調和・衛生工学会大会，東北工業大.
- 神奈川県（2010）：第2期かながわ水源環境保全・再生 実行5か年計画（骨子案）－豊かな水を育む森と清らかな水源の保全・再生のために－，平成22年9月.
- 環境省（2010）：特定鳥獣保護管理計画作成のためのガイドライン（ニホンジカ編）
- 環境省（2013）：除染関連ガイドライン，平成25年5月 第2版（平成26年12月 追補）
- 環境省（2015）：平成27年版 環境・循環型社会・生物多様性白書.
- 気象庁，<http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>（2015年9月閲覧）.
- 久保田富次郎・松森賢治・吉永育生・加藤英孝・板橋直・森康二・多田和広（2006）：農林地における水・物質移動モデルの開発，農林水産省農林水産技術会議事務局「自然共生」プロ研究推進事務局（農工研）編：農における自然との共生 II, 41-60.
- 久保田富次郎・松森賢治・吉永育生・端憲二・加藤英孝・板橋直・吉永秀一郎・坪山良夫・加藤正樹・森康二・多田和広（2007）：流域における農林業環境対策の効果予測を目的とした三次元分布型水・物質モデル，農村工学研究所研究成果情報，第2006巻，63-64.
- 経済産業省（2015a）：http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/law/msds/msds.html（2015年9月閲覧）.
- 経済産業省（2015b）：企業における情報セキュリティガバナンスのあり方に関する研究会報告書 参考資料，事業継続計画策定ガイドライン.
- http://www.meti.go.jp/policy/netsecurity/docs/secgov/2005_JigyoKeizokuKeikakuSakuteiGuid

- [eline.pdf](#) (2015年12月閲覧).
- 国土交通省水管理・国土保全局, 水文水質データベース.
- 近藤純正 (2004): 水環境の気象学—地表面の水収支・熱収支—, 朝倉書店.
- 齋藤光代, 小野寺真一 (2009): 陸水 - 海水相互作用と沿岸環境 沿岸農業流域における地下水による硝酸性窒素流出の季節変動特性. 陸水学雑誌, 70(2), 141-151.
- 佐倉保夫 (2000): 地球温暖化と陸水環境 気候変化に伴う地下の熱環境変化. 陸水学雑誌, 61(1), 35-49.
- 佐藤清一・吉川秀夫・芦田和男 (1957): 河床砂礫の掃流運搬に関する研究. Japan Society of Civil Engineers.
- 嶋田純・伊藤沙希・荒川祐介・多田和広・中野 慧・利部慎・松永緑 (2015): 二毛作水田地帯における施肥起源の窒素負荷による浅層不圧地下水中の窒素収支の検討—地下水観測結果を踏まえた地下水シミュレーションに基づいた考察—. 地下水学会誌, 57(4), 467-482.
- 白木克繁・若原妙子・石川芳治・鈴木雅之・内山佳美 (2007): 大洞沢の降雨と流出, 丹沢大山総合学術報告書, 405-409.
- 社団法人地盤工学会 (1982): 土質工学ハンドブック. 新大日本印刷株式会社, 1505p.
- 杉浦進・金野隆光・石井和夫 (1986): 土壌中における有機体窒素無機化の反応速度論的解析法, 農業環境技術研究所報告 1, 127-166.
- 関根正人 (2005): 移動床流れの水理学, 共立出版.
- 多田和広・森康二・柿澤展子・横山尚秀・内山佳美・山根正伸・登坂博行 (2010): 酒匂川流域を対象とした 3D 基本水循環モデルの開発, 日本地下水学会講演会講演要旨, 第2010巻, 48-53.
- 田原康博・森康二・多田和広・登坂博行 (2012): 津波到来時の土砂巻上げ・堆積過程の数値シミュレーション, 日本地下水学会講演会講演要旨, 第2012巻, 46-51.
- 田原康博・山下紘司・森康二・多田和広・登坂博行 (2010): 水・物質循環を解析する汎用数値シミュレータの V&V (検証と確認), 日本地下水学会講演会講演要旨, 第2010巻, pp.76-81.
- 塚本良則 (1992): 森林水文学 現代の林学 6, 文永堂出版.
- 辻倉裕喜・安陪和雄・大八木豊・田中伸 (2003): 湖沼流域管理のための総合的な水循環・物質流動モデルの構築, 水工学論文集, 47, 217-222.
- 登坂博行・小島圭二・三木章生・千野剛司 (1996a): 地表流と地下水流を結合した 3次元陸水シミュレーション手法の開発. 地下水学会誌, 38(4) 253-267.
- 登坂博行・伊藤一誠・蛭原雅之・稲葉薫・伊藤彰・小島圭二 (1996b). 多成分多相型移流拡散モデルによる包括的な地下水汚染解析. 地下水学会誌, 38(3), 167-180.
- 登坂博行 (2006): 地圏水循環の数理—流域水環境の解析法, 東京大学出版会.
- 登坂博行・伊藤彰・田中将希・岩井卓 (1998a): 自然水理系の流体・熱移動統合モデルの

- 試み, その1. 流体・熱移動の新しい定式化と実験的検討. 地下水学会誌, 41(3), 147-158.
- 登坂博行・伊藤彰・岩井卓 (1998b) : 自然水理系の流体・熱移動統合モデリングの試み, その2. フィールドシミュレーションによる適用性の検討. 地下水学会誌, 41(3), 159-176.
- 登坂博行・森康二・多田和広・田原康博・山下紘司 (2015) : 地圏水循環モデルと現象再現性の検証例, 地下水学会誌, 57(3), 335-344.
- 土木学会水理委員会 (2011) : 水理公式集 平成 11 年版.
- 内閣府 (2015) : 水循環基本計画 (平成 27 年 7 月 10 日閣議決定時点)
- 中村公人・取出伸夫 (2007) : 形態変化を 1 次反応式により考慮した土中の窒素移動モデル, J. Jpn. Soc. Soil Phys. 土壌の物理性, No 105, 83-97.
- 中野秀章 (1977) : 水文学講座 13 森林水文学 : 共立出版.
- 秦野市環境産業部環境保全課 (2012) : 水のイベント in はだの ~水はどこで生まれて、どこへ行くの? 平成 24 年 11 月 17 日.
- 服部勉・宮下清隆 (1996) : 土の微生物学, 養賢堂.
- 菱谷智幸・西垣誠・橋本学 (1999) : 物質移動を伴う密度依存地下水流の 3 次元数値解析手法に関する研究. 土木学会論文集, (638), 59-69.
- 古江広治・上沢正志 (2001) : 反応速度論的手法での土壌及び有機質資材の有機体窒素の無機化特性値データ集—アンケート調査とりまとめ. 農業研究センター研究資料, 43, 1-50.
- 細野高啓・林殷田・アルバレス・ケリー・森村茂・曾祥勇・森康二・田原康博・松永緑・ホセイイン・シャハダット・嶋田純 (2015) : 地下水硝酸汚染研究における最新のトレンドと今後の方向性 : 熊本地域の事例を通して, 地下水学会誌, 57(4), 439-465.
- 松永緑・嶋田純・細野高啓・田原康博・岩佐耕次 (2015) : 3 次元地下水シミュレーションを用いた宮崎県都城盆地における硝酸性窒素の挙動の可視化. 地下水学会誌, 57(4), 495-513.
- 水津重雄 (2001) : 簡易熱収支法による融雪積雪水量モデル, 日本氷雪学会誌, 63-3, 307-318
- 森康二・多田和広・西岡哲 (2007a) : 地下水循環モデルの構築とシミュレーション, 地質ニュース, 第 629 号, 43-51, 5-6.
- 森康二・多田和弘・伊藤洋・西岡哲・山根正伸 (2007b) : 神奈川県宮ヶ瀬ダム上流域における水循環モデル解析, 丹沢大山総合学術報告書, 688-691.
- 森康二・多田和広・柿澤展子・内山佳美・山根正伸・登坂博行 (2009) : 相模湖, 津久井湖上流域を対象とした 3D 基本水循環構造モデルの開発, 日本地下水学会講演会講演要旨, 第 2009 巻, 270-275.
- 森康二・多田和広・内山佳美・山根正伸・登坂博行 (2011a) : 陸水・流砂連成解析手法の開発, 土木学会論文集 B1 (水工学), 67 (4), 739-744.
- 森康二・多田和広・田原康博・登坂博行 (2011b) : かん養起源及び年代推定の数値解析に関する一考察, 日本地下水学会講演会講演要旨, 第 2011 巻, 30-35.

- 森康二・多田和広・佐藤壮・柿澤展子・横山尚秀・内山佳美・山根正伸 (2011c) : 森林の水
源かん養機能の実態把握と将来予測のための水循環モデル構築, 砂防学会研究発表会
概要集, 第 2011 巻, 52-53.
- 森康二・谷芳生・多田和広・中尾健児・登坂博行 (2012a) : 地上・地下流体連成現象を考慮
した流域水循環系のメタモデリング, 土木学会論文集 B1 (水工学), 68(4), 583-588.
- 森康二・多田和広・田原康博・登坂博行 (2012b) : 水・土砂輸送系における降下放射性核
種の数理モデリング, 日本地下水学会講演会講演要旨, 第 2012 巻, 168-173.
- 森康二・多田和広・田原康博・登坂博行 (2013a) : 流域水循環系における降下放射性核種の
動的挙動解析, 土木学会年次学術講演会講演概要集, 第 68 巻, No.VII-117.
- 森康二・田原康博・多田和広・登坂博行 (2013b) 流域水循環系における還元場形成過程の
数理モデリング, 2013 秋季日本地下水学会講演会講演要旨, 192-197.
- 森康二, 多田和広, 佐藤壮, 柿澤展子, 内山佳美, 横山尚秀, 山根正伸 (2013c) : 神奈川県水
源エリアの 3 次元水循環モデル, 神奈川県自然環境保全センター報告, 第 10 号,
215-223.
- 森康二・多田和広・田原康博・登坂博行 (2014) : ベイドゾーンにおける熱・物質輸送過
程と陸面フラックスの相互関係に関する数値的検討, 日本地下水学会講演会講演要旨,
第 2014 巻, 24-29.
- 森康二・田原康博・多田和広・細野高啓・嶋田純・松永縁・登坂博行 (2016) : 流域スケ
ールにおける反応性窒素移動過程のモデル化と実流域への適用性検討, 地下水学会誌,
58(1), 63-86.
- 安間智之・小路剛志・伊藤弘之・藤田光一 (2006) : 流域水物質循環モデルを用いた東京湾
と流入河川における水質変遷再現について. 水工学論文集, 50, 1381-1386.
- 矢部和弘・中嶋伸行・西尾邦彦 (2000) : 東丹沢大洞沢における流出土砂量推算式の検討,
東京農業大学農学集報, 45, 3, 217-225.
- 吉岡真弓・登坂博行 (2010a) : 都市散水効果の定量評価に向けた大気・地下連成一水・熱環
境モデルの開発. 日本ヒートアイランド学会論文集, 5, 11-23.
- 吉岡真弓・登坂博行・中川康一 (2010b) : 大気・地下連成一水・熱環境モデルを用いた屋
外散水実験の再現性の検討. 日本ヒートアイランド学会論文集, 5, 24-32.
- 吉谷純一・木内豪・賈 仰文・倪 广恒・戸嶋光映 (2001) : 茨城県谷田川流域における水循
環に関する研究 (1) - 地下水位の実態調査と水循環の数値解析 -, 土木技術資料 第
3782 号.
- リーブーンホン・木内豪・石川忠晴・黎嘉韻 (2011) : 分布物理型モデルを用いた霞ヶ浦に
おける水循環と溶存態窒素の挙動解析. 河川技術論文集, 17, 245-250.
- Abbott, M. B., Bathurst, J. C., Cunge, J. A., O'Connell, P. E. and Rasmussen, J. (1986): An
introduction to the European Hydrological System—Systeme Hydrologique Europeen, "SHE",
1: History and philosophy of a physically-based, distributed modelling system. Journal of

- hydrology, 87(1), 45-59.
- Appleyard, J. R. (1983): Nested factorization. In SPE Reservoir Simulation Symposium. Society of Petroleum Engineers. IM Cheshire; Nested factorization. Reservoir Simulation Symposium, paper SPE 12264
- Beasley, D.B., Huggins, L.F. and Monke, E.J., 1980. ANSWERS: a model for watershed planning. Trans. ASAE, 23(4): 938-944.
- Berlamont, J., Ockenden, M., Toorman, E., and Winterwerp, J. (1993): The characterisation of cohesive sediment properties. Coastal Engineering, 21(1), 105-128.
- Berlin, M., G.S. Kumar and I.M. Nambi (2014): Numerical modeling on the effect of dissolved oxygen on nitrogen transformation and transport in unsaturated porous system. Environmental Modeling & Assessment, 19(4), 283-299.
- Bingner, R. L. and Theurer, F. D. (2001): AGNPS 98: A Suite of water quality models for watershed use. VII. Total Maximum Daily Loads (TMDL), 1.
- Bixio, A., Orlandini, S., Paniconi, C., Putti M. (2000): Physically-based distributed model for coupled surface runoff and subsurface flow simulation at the catchment scale, Surface Water Systems and Hydrology and Water Research Symposium, L. Bentley et al., Ed., Vol. 2, Computational Methods in Water Resources, Balkema, 115–122.
- Brandt, C. J. (1989): The size distribution of throughfall drops under vegetation canopies, Catena, 16, 507–524.
- Camporese, M., Paniconi, C., Putti, M., Orlandini, S. (2010): Surface-subsurface flow modeling with path-based runoff routing, boundary condition-based coupling, and assimilation of multisource observation data. Water Resour. Res. 46 (2), W02512.
<http://dx.doi.org/10.1029/2008WR007536>.
- Darby, S. and Shafaie, A. (2009): Fall Velocity of Sediment Particles. Proceedings of the 4th IASME / WSEAS Int. Conference on WATER RESOURCES, HYDRAULICS and HYDROLOGY (WHH'09) .
- DHI (Danish Hydraulic Institute) (2007): MIKE SHE User Manual: VOLUME 2: Reference Guide
- Diersch, H. J. and Kolditz, O. (2002): Variable-density flow and transport in porous media: approaches and challenges. Advances in Water Resources, 25(8), 899-944.
- Ding, Y. and Lemonnier, P. (1995): Use of corner point geometry in reservoir simulation. Soc. Pet. Eng. 451e461. SPE 29933.
- Domenico, P. A., & Palciauskas, V. V. (1973): Theoretical analysis of forced convective heat transfer in regional ground-water flow. Geological Society of America Bulletin, 84(12), 3803-3814.
- Ebel, B. A., Mirus, B. B., Heppner, C. S., VanderKwaak, J. E., Loague, K. (2009): First-order exchange coefficient coupling for simulating surface water–groundwater interactions: parameter sensitivity and consistency with a physics-based approach, Hydrol. Process. 23 (13),

1949–1959.

- Egiazaroff, I. V. (1965): Calculation of Nonuniform Sediment Concentration, *Proceeding of ASCE, Journal of Hydraulic Division*, 91, HY4, 225-246.
- Enresa, FEBEX project full-scale engineered barriers experiment for a deep geological repository for high level radioactive waste in crystalline host rock, FINAL REPORT.
- Elder, J. W. (1967): Transient convection in a porous medium, *J. Fluid Mech.* 27, 609–623.
- Ewen, J., Parkin, G., O'Connell, P.E. (2000): SHETRAN: distributed river basin flow and transport modeling system. *Journal of hydrologic engineering*, 5(3), 250-258.
- Firestone, R. B., Shirley, V. S., Baglin, C. M., Chu, S. F. and Zipkin, J. (1997): The 8th edition of the Table of Isotopes. In *Proceedings of the 9th International Symposium on Capture gamma-ray spectroscopy and related topics*. V. 2.
- Foster et al. (1987): User requirements: USDA, water erosion prediction project (WEPP) Draft 6.3. NSERL report (USA) .
- Furman, A. (2008): Modeling coupled surface–subsurface flow processes: a review. *Vadose Zone Journal*, 7(2), 741-756.
- Gabet, E. J., Dunne, T., 2003. Sediment detachment by rain power. *Water Resources Research*, 39 (1), ESG-1.
- Gao, B., Walter, M. T., Steenhuis, T. S., Parlange, J. Y., Nakano, K., Rose, C. W. and Hogarth, W. L. (2003): Investigating ponding depth and soil detachability for a mechanistic erosion model using a simple experiment. *Journal of Hydrology*, 277(1), 116-124.
- Gelhar, L. W., Welty, C., Rehfeldt, K. R. (1992): A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers, *Water Resour.* 28 (7), 1955–1974.
- Goldberg, S., Criscenti, L. J., Turner, D. R., Davis, J. A. and Cantrell, K. J. (2007): Adsorption–desorption processes in subsurface reactive transport modeling, *Vadose Zone Journal*, 6 (3), 407–435.
- Goode, D. J. (1996): Direct simulation of groundwater age. *Water Resources Research*, 32(2), 289-296.
- Govers, G. (1990): Empirical relationships for transport capacity of overland flow, in *Erosion, transport and deposition processes*, IAHS Publ 189, 45–63.
- Harten, A. (1983): High resolution schemes for hyperbolic conservation laws. *Journal of computational physics*, 49(3), 357-393.
- Hazard, A., Mori, K., Tada, K. and Tosaka, H. (2014): Using surrogate modeling for fast estimation of water budget component in a regional watershed, *International Environmental Modelling and Software Society (iEMSs) 7th Intl. Congress on Env. Modelling and Software*, San Diego, CA, USA.
- Heijde P. K. (1990): Quality assurance in the development and application of groundwater models.

- IN: ModelCARE 90: Calibration and Reliability in Groundwater Modelling. IAHS Publication, 195.
- Heppner, C.S., Ran, Q., VanderKwaak, J.E. and Loague, K. (2006): Adding sediment transport to the integrated hydrology model (InHM): development and testing. *Adv. Water Resour.* 29 (6), 930-943.
- Higbie, R. (1935): The rate of absorption of a pure gas into still liquid during short periods of exposure.
- Hinz, C. (2001). Description of sorption data with isotherm equations. *Geoderma*, 99(3), 225-243.
- Hosono, T., Tokunaga, T., Kagabu, M., Nakata, H., Orishikida, T., Lin, I. T. and Shimada, J. (2013): The use of $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{18}\text{O}$ tracers with an understanding of groundwater flow dynamics for evaluating the origins and attenuation mechanisms of nitrate pollution, *Water Research* 47(8), 2661–2675.
- IAEA(International Atomic Energy Agency), (2010): Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments. Technical Reports Series. 472, 1-194.
- IAEA (International Atomic Energy Agency), (2013): Isotope methods for dating old groundwater
- Ichianagi, K., Shimada, J., Kagabu, M., Saita, S. and Mori K. (2012): Simulations of Tritium age and $\delta^{18}\text{O}$ distributions in groundwater by using surface-subsurface coupling full-3D distribution model (GETFLOWS) in Kumamoto, Japan. IAH2012 congress, Niagarafalls, Canada extended abstract, 280–287.
- IPCC, (2014): Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.
- Itakura, T. and Kishi, T. (1980): Open channel flow with suspended sediments, *Journal of Hydraulic Division*, 106 (8), 1325–2343.
- Jang, C. S., and Liu, C. W. (2005): Contamination potential of nitrogen compounds in the heterogeneous aquifers of the Choushui River alluvial fan, Taiwan. *Journal of Contaminant Hydrology*, 79(3), 135-155.
- Jia, Y., G. Ni, Y. Kawahara and T. Suetsugi (2001): Development of WEP model and its application to an urban watershed. *Hydrological Processes*, 15(11), 2175-2194.
- Johanson, R. C., et al. (1981): Users Manual for Hydrological Simulation Model-Fortran (HSPF).
- Julien, P. Y., and Simons, D. B. (1985): Sediment transport capacity of overland flow. *Transactions of the ASAE*, 28(3), 755-762.
- Kabir, M., A., Dutta, D. and Hironaka, S. (2011): Process-based distributed modeling approach for analysis of sediment dynamics in a river basin, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 15, 1307–1321.
- Katou, H. (2004): Determining competitive nitrate and chloride adsorption in an andsol by the

- unsaturated transient flow method, *Soil Sci. Plant Nutr.*, 50(1), 119-127.
- Kinsel, W.G. and Nicks, A.D. (1980): CLEAMS: A field scale model for chemical, runoff, and erosion from agricultural management systems Volume I. model documentation, U.S. Department of Agriculture, Conservation Research Report No. 26.
- Kinouchi, T., Yoshimura, K., and Omata, T. (2015): Modeling radiocesium transport from a river catchment based on a physically-based distributed hydrological and sediment erosion model. *Journal of environmental radioactivity*, 139, 407-415.
- Kobayashi, T., Hazard, A., Tawara, Y., Tada, K., Koji Mori and Tosaka, H. (2014): The V&V program for an integrated watershed modeling simulator, 1st International Conference on Computational Engineering and Science for Safety and Environmental Problems (COMPSAFE 2014), Sendai, Japan.
- Kollet, S. J. and Maxwell, R. M. (2006): Integrated surface-groundwater flow modeling: A free-surface overland flow boundary condition in a parallel groundwater flow model, *Advances in Water Resources* 29 (7) 945-958.
- Kwaak, J.E. 1999. Numerical simulation of flow and chemical transport in integrated surface-subsurface hydrologic system, Ph.D. diss. Univ. of Waterloo, Waterloo, ON, Canada.
- Lane E.W. and Kalinske, A.A. (1941): Engineering calculations of suspended sediment, *Trans. AGU*, 22, 307-603.
- Lee, M. S., Lee, K. K., Hyun, Y., Clement, T. P. and Hamilton, D. (2006): Nitrogen transformation and transport modeling in groundwater aquifers. *Ecological Modelling*, 192 (1), 143-159.
- Lei, T.W., Zhang, Q.W., Zhao, J., Tang, Z.J., 2001. Laboratory study on sediment transport capacity in the dynamic process of rill erosion. *Transactions of the ASAE* 44, 1537-1542.
- Limousin, G., Gaudet, J. P., Charlet, L., Szenknect, S., Barthes, V. and Krimissa, M. (2007): Sorption isotherms: a review on physical bases, modeling and measurement. *Applied Geochemistry*, 22(2), 249-275.
- Margvelashvily, N., Maderich, V., and Zheleznyak, M. (1997): THREETOX - a computer code to simulate three-dimensional dispersion of radionuclides in stratified water bodies. *Radiation Protection Dosimetry*, 73(1-4), 177-180.
- Martin, P. L., Barcala, J. M., and Huertas, F. (2006): Large-scale and long-term coupled thermo-hydro-mechanic experiments with bentonite: the FEBEX mock-up test. *Journal of Iberian geology*, 32(2), 259-282.
- Maxwell, R. M., Chow, F. K., Kollet, S. J. (2007): The groundwater-land-surface-atmosphere connection: soil moisture effects on the atmospheric boundary layer in fully-coupled simulations. *Advances in Water Resources*. 30, 2447-2466.
- Meyer-Peter, E. and Müller, R. (1948): Formulas for Bed-Load Transport, *Proceedings, 2nd Congress, International Association of Hydraulic Research, Stockholm* 39-64.

- Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology (MEXT), (2014): Extension Site of Distribution Map of Radiation Dose, Etc. Available at: <http://ramap.jmc.or.jp/map/eng/> (Accessed 11.02.14.).
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005): Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.
- Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology (MEXT), (2014): Extension site of distribution map of radiation dose, etc.
Available at: <http://ramap.jmc.or.jp/map/eng/> (Accessed 11.2.2014).
- Ministry of the Environment Government of Japan, 2013. Monitoring Data of Aquatic Environment (in Japanese), Available at: <http://www.env.go.jp/jishin/monitoring> (Accessed 11.02.14.).
- Molz, G. J., Widdowson, M.A. and Benefield, L.D. (1986): Simulation of microbial growth dynamics coupled to nutrient and oxygen transport in porous media. *Water Resources Research*, 22(8), 1207-1216.
- Monod, J. (1949): The Growth of Bacterial Cultures, *Annual Review of Microbiology* 3, 371-394.
- Morgan, R.P.C., Quinton, J.N., Smith, R.E., Govers, G., Poesen, J.W.A., Auerwald, K., Chisci, G., Torri, D., Styczen, M.E. and Folly, A.J.V. (1998): The European soil erosion model (EUROSEM): documentation and user guide. Silsoe College, Cranfield University.
- Mori, K., Tada, K., Ito, Y. and Tosaka, H. (2008): A high performance full-3D nutrient transport modeling based on the surface water and groundwater coupling technique for the water quality assessment: An application to the Lake Kasumigaura, Japan, International symposium on “Hydro Change 2008 – Hydrological Changes and managements from headwater to the ocean”, October, Kyoto.
- Mori, K., Tada, K., and Nishioka, T. (2009): Large-scale and high-performance groundwater flow modeling and simulation for water resource management in the Yellow River basin, China, *Bulletin of the Geological Survey of Japan*, vol.60 (1/2), 131-146.
- Mori, K., Tada, K., Tawara, Y., Ohno, K., Asami, M., Kosaka, K. and Tosaka, H. (2014): An integrated watershed modeling to assess the long-term fate of Fukushima-derived radionuclides, International Environmental Modelling and Software Society (iEMSs) 7th Intl. Congress on Env. Modelling and Software, San Diego, CA, USA.
- Mori, K., Tada, K., Tawara, Y., Ohno, K., Asami, M., Kosaka, K. and Tosaka, H. (2015a): Integrated watershed modeling for simulation of spatiotemporal redistribution of post-fallout radionuclides: application in radiocesium fate and transport processes derived from the Fukushima accidents, *Journal of Environmental Modelling & Software*, 72, 126-146.
- Mori, K., Tawara, Y., Tada, K., Hazart, A. and Tosaka, H. (2015b): Simulating nitrogen long-term fate and transport processes at a regional scale with a surface and subsurface fully-coupled watershed model, 21st International Congress on Modelling and Simulation, Gold Coast,

- Australia, 29 Nov to 4 Dec 2015, 2514-2520.
<http://www.mssanz.org.au/modsim2015/L16/mori.pdf> (Accessed 20.12.2015).
- Mori, K., Tada, K., Tawara, Y., Tosaka, H., Ohno, K., Asami, M. and Kosaka, K. (2015c): Numerical modeling of watershed-scale radiocesium transport coupled with biogeochemical cycling in forests, AGU fall meeting, San Francisco 14-18, December 2015.
- Morris, D. A., and Johnson, A. I. (1967): Summary of hydrologic and physical properties of rock and soil materials, as analyzed by the hydrologic laboratory of the US Geological Survey 1948-60.
- Nagao, S., Kanamori, M., Ochiai, S., Tomihara, S., Fukushi, K. and Yamamoto, M. (2013): Export of ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs in the Fukushima river systems at heavy rains by Typhoon Roke in September 2011, *Biogeosciences Discussions*, 10(2), 2767–2790.
- Nearing, M. A., Norton, L. D., Bulgakov, D. A., Larionov, G. A., West, L. T., and Dontsova, K. M., (1997): Hydraulics and erosion in eroding rills. *Water Resources Research*, 33(4), 865-876.
- Nendel, C., M. Berg, K.C. Kersebaum, W. Mirschel, X. Specka, M. Wegehenkel, K.O. Wenkel and R. Wieland (2011): The MONICA model: testing predictability for crop growth, soil moisture and nitrogen dynamics. *Ecological Modelling*, 222(9), 1614-1625.
- Nilsen, H. M., Natvig, J. R., and Lie, K. A. (2012): Accurate Modeling of Faults by Multipoint, Mimetic, and Mixed Methods. *SPE Journal*, 17(02), 568-579.
- Oldenburg, C. M. and Pruess, K. (1995): Strongly coupled single-phase flow problems: effects of density variation, hydrodynamic dispersion, and first order decay (No. LBL--36928; CONF-9503110--1). Lawrence Berkeley Lab., CA (United States).
- Oltean, C. and Buès, M. A. (2001): Coupled groundwater flow and transport in porous media. A conservative or non-conservative form?. *Transport in Porous Media*, 44(2), 219-246.
- Onishi and Yokuda (2013): 2012. Annual Report: Simulate and Evaluate the Cesium Transport and Accumulation in Fukushima-Area Rivers by the TODAM Code, Pacific Northwest National Laboratory, PNNL-22364.
- Oreskes, N., Shrader-Frechette, K. and Belitz, K. (1994): Kristin Shrader-Frechette; Kenneth Belitz; Verification, validation, and confirmation of numerical models in the earth sciences, *Science*, New Series, 263. 5147, 641–646.
- Park, S. W., Mitchell, J. K., and Scarborough, J. N. (1982): Soil erosion simulation on small watersheds: a modified ANSWERS model. *Transactions of the ASAE*.
- Panday, S. and Huyakorn, P. (2004): A fully coupled physically-based spatially-distributed model for evaluating surface/subsurface flow. *Adv. Water Resour.* 27, 361-382.
- Pestov, I. (2000): Thermal convection in the great Artesian basin, Australia. *Water resources management*, 14 (5), 391-403.
- Ponting, D. K. (1989): Corner point geometry in reservoir simulation. In *ECMOR I-1st European Conference on the Mathematics of Oil Recovery*.

- Preuss, K. (1991): TOUGH2—a general-purpose numerical simulator for multiphase fluid and heat flow (Report LBL–29400). Berkeley, CA: Lawrence Berkeley Laboratory.
- Prommer, H., Barry, D. A., and Zheng, C. (2003): MODFLOW/MT3DMS - Based Reactive Multicomponent Transport Modeling. *Groundwater*, 41(2), 247-257.
- Prosser, I. P., and Rustomji, P. (2000): Sediment transport capacity relations for overland flow. *Progress in Physical Geography*, 24(2), 179-193.
- Rajmohan, N. and L. Elango. (2001): Modelling the movement of chloride and nitrogen in the unsaturated zone. *Modelling in hydrogeology*. UNESCO-IHP, Allied Publishers, New Dehli 209-223.
- Ran, Q., Heppner, C. S., VanderKwaak, J. E. and Loague, K. (2007): Further testing of the integrated hydrology model (InHM): multiple - species sediment transport. *Hydrological Processes*, 21(11), 1522-1531.
- Rouse, H. (1937): Modern conceptions of the mechanics of Turbulence, *Trans.ASCE*, 102, 463-543
- Rubey, W. W. (1933) : Settling velocities of gravels, sand and silt particles, *American Journal of Sci.* (148), 325–338.
- Sakura, Y. (1993). Groundwater flow estimated from temperatures in the Yonezawa basin, northeast Japan. *IAHS PUBLICATION*, 161-161.
- Sakura, Y., Taniguchi, M., Clauser, C. and Ji-Yang, W. (2000): Groundwater flow and subsurface thermal regime. In *Groundwater Updates*, Springer Japan, 485-488.
- Shimada, J., Ichiyanaagi, K., Kagabu, M., Saita, S. and Mori, K. (2012a): Effect of artificial recharge using abandoned rice paddies for the sustainable groundwater management in Kumamoto, Japan, *World Environmental and Water Resources Congress*, Albuquerque, New Mexico, USA., May 2012, 59–69.
- Shimada, J., Ichiyanaagi, K., Kagabu, M., Saita, S. and Mori, K. (2012b): Evaluation of long-term artificial groundwater recharge through leaky rice paddies with a 500 year history, *IAH2012 congress*, Niagarafalls, Canada extended abstract, 232–237.
- Sulis, M., Meyerhoff, S.,B., Paniconi, C., Maxwell, R.,M., Putti, M. and Kollet, S.,J. (2010): A comparison of two physics-based numerical models for simulating surface water - groundwater interactions. *Adv. Water Resour.* 33, 456-467.
- Tang, D. H., Frind, E. Q. and Sudicky, E. A. (1981): Contaminant Transport in Fractured Porous Media: Analytical Solution for a Single Fracture, *Water Resources Research*, 17 (3), 555-564
- Taniguchi, M., Shimada, J., Tanaka, T., Kayane, I., Sakura, Y., Shimano, Y. and Kawashima, S. (1999): Disturbances of temperature - depth profiles due to surface climate change and subsurface water flow: 1. An effect of linear increase in surface temperature caused by global warming and urbanization in the Tokyo Metropolitan Area, Japan. *Water Resources Research*, 35(5), 1507-1517.

- Therrien, R.G. McLaren, E.A. Sudicky, S.M. Panday, (2010): HydroGeoSphere A Three-dimensional Numerical Model Describing Fully-integrated Subsurface and Surface Flow and Solute Transport, R. Therrien, E.A. Sudicky, R.G. McLaren Groundwater Simulations Group, University of Waterloo.
- Thompson, J. R., Sørensen, H. R., Gavin, H., and Refsgaard, A. (2004): Application of the coupled MIKE SHE/MIKE 11 modelling system to a lowland wet grassland in southeast England. *Journal of Hydrology*, 293(1), 151-179.
- Torri, D., Sfalaga, M. and Del Sette, M. (1987): Splash detachment: runoff depth and soil cohesion, *Catena*, 14 (1), 149–155.
- Tosaka, H. (1986): A Study on Special Techniques for Field-Scale Reservoir Simulation, Dr. of Eng. Dissertation. University of Tokyo, 1989.
- Tosaka H., Itho K. and Furuno T. (2000): Fully Coupled Formulation of Surface flow with 2-phase subsurface flow for hydrological simulation, *Hydrological Process*, 14, 449-464.
- Tosaka, H., Mori, K., Tada, K., Tawara, Y. and Yamashita, K. (2010): A general-purpose terrestrial fluids/heat flow simulator for watershed system management, IAHR International Groundwater Symposium 2010, Valencia, Spain.
- U.S. DOI. (2006): Erosion and Sedimentation Manual, Technical Service Center Sedimentation and River Hydraulics Group Denver, Colorado.
- UNEP (2012): The UN-Water Status Report on the Application of Integrated Approaches to Water Resources Management.
- UNSDR (2015): Briefing Note on the 21st Conference of the Parties to the UNFCCC (COP21) in Paris. http://www.unisdr.org/files/46311_unisdrbriefingnotedrrcop21.pdf (Accessed 14.12.2015)
- Verkroost, A. W. M and M.J. Wassen (2005): A simple model for nitrogen-limited plant growth and nitrogen allocation. *Annals of botany*, 96(5), 871-876.
- Vik, E. A., Bardos, P., Brogan, J., Edwards, D., Gondi, F., Henrysson, T., Jensen, B.K., Jorge, C., Mariotti, C., Nathanail, P., and Papassiopi, N. (2001): Towards a framework for selecting remediation technologies for contaminated sites. *Land Contamination and Reclamation*, 9(1), 119-127.
- Wadsley, W. A. (1980): Modelling reservoir geometry with non-rectangular coordinate grids, In SPE Annual Technical Conference and Exhibition. Society of Petroleum Engineers, ISO 690.
- Wheeler, M., Xue, G., and Yotov, I. (2012): A multipoint flux mixed finite element method on distorted quadrilaterals and hexahedra. *Numerische Mathematik*, 121(1), 165-204.
- WHO/IWA(2015): A practical guide to Auditing water safety plans.
- Woolhiser, D.A., Smith, R.E. and Goodrich, D.C. (1990): KINEROS, a Kinematic Runoff and Erosion Model: Documentation and User Manual. U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, ARS-77, 130.

- Yabe, T., Xiao, F., and Utsumi, T. (2001): The constrained interpolation profile method for multiphase analysis. *Journal of Computational physics*, 169(2), 556-593.
- Yabe, T., Zhang, Y., and Xiao, F. (1998): A numerical procedure—CIP—to solve all phases of matter together, In *Sixteenth International Conference on Numerical Methods in Fluid Dynamics*, Springer Berlin Heidelberg, 439-457.
- Yuan, Y., et al. (2003): Evaluation of Ann AGNPS nitrogen loading in an agricultural watershed.
- Young et al. (1987): AGNPS, Agricultural Non-Point-Source Pollution Model: a watershed analysis tool. Conservation research report (USA), no 35.
- Young et al. (1989): AGNPS: A nonpoint-source pollution model for evaluating agricultural watersheds, *Journal of soil and water conservation*, 44(2), 168-173.
- Zheleznyak, M.J. (1997): The mathematical modelling of radionuclide transport by surface water flow from the vicinity of the chernobyl nuclear power plant. *Condens. Matter Phys.* 12, 37-50.
- Zheleznyak, M., Donchytz, G., Hygynyak, V., Marinetz, A., Lyashenko, G. and Tkalich, P. (2003): RIVTOX - One Dimensional Model for the Simulation of the Transport of Radionuclides in a Network of River Channels. RODOS. Report WG4-TN(97), 5 48.
- Zarnetske, J. P., Haggerty, R., Wondzell, S. M., Bokil, V. A. and González - Pinzón, R. (2012): Coupled transport and reaction kinetics control the nitrate source - sink function of hyporheic zones, *Water Resources Research* 48.

記号一覧

a_{ads}	: 単位体積の地盤中の流体・固相間の接触面積の比率 (比表面積) (m^2/m^3)
a_{wv}	: 単位体積の地盤中の気液両相の接触面積の比率 (比表面積) (m^2/m^3)
A	: Kabir et al. (2011)の実験パラメータ (-) ($A=0.79$)
$A_{s,k}, B_{s,k}$: 親和力を表す経験的パラメータ
A_l^{nm}	: 隣接する格子 n, m 間の面積 (m^2)
a'	: Itakura and Kishi (1980)の実験パラメータ ($=B_*/\tau_{i,i}^* - 1/\eta_0$)
$a_{i,j}^{1,2}$: 粒径成分 i に関する吸着・脱離速度(m^2/s) (脱離の場合は $a_{i,j}^{2,1}$ で表す, 非可逆吸着の場合は $a_{i,j}^{1,2} \neq a_{i,j}^{2,1}$)
B	: Kabir et al. (2011)の実験パラメータ (-) ($B=-0.85$)
B_f	: 地表面状態に応じた雨滴衝撃の緩和を表すパラメータ (-)
B_*	: Itakura and Kishi (1980)の実験パラメータ ($=0.143$)
b	: 初期無機態窒素量 (kg/m^3)
b'	: 亀裂開口幅の 1/2 (m)
c	: 単位を統一するための換算係数 ($[\text{L}^2\text{L}^{-3}]$ の次元に相当)
c_F	: 水の圧縮率 (1/Pa)
c_R	: 固相の圧縮率 (1/Pa)
$C_{f,l}$: 流れ方向 l の抗力係数(-), ($l = x, y$)
$C_{ss,i}$: 地上の水相中 (地表水中) における粒径成分 i の土砂濃度 (kg/m^3)
$C_{p,a}$: 空気の比熱容量 (J/kg/K)
$C_{p,wet}$: 流体・固体混合体の飽和状態の比熱容量 (J/kg/K)
$C_{p,dry}$: 流体・固体混合体の乾燥状態の比熱容量 (J/kg/K)
$C_{p,j}$: 化学種 j の流体相 p 中の濃度 (kg/m^3)
C_0	: 汚染源 (亀裂入口側) の溶質濃度 (kg/m^3)
C_p^f	: 亀裂中の流体相 p 中の濃度 (kg/m^3)
C_p^m	: 母岩中の流体相 p 中の濃度 (kg/m^3)
$C_{bs,i}$: 河床からの基準点高さ z_{bs} における粒径成分 i の濃度 (kg/m^3)
$C_{cs,i,j}$: 化学種 j の粒径成分 i の吸着濃度 (kg/m^3)
$C_{s,sat}$: 最大吸着濃度(kg/m^3)
C_{wv}	: 気相中の水蒸気濃度 (kg/m^3)
$C_{wv,sat}$: 飽和水蒸気濃度 (kg/m^3)
$C_{wv,m}$: 地上, 地下($m=1$: 地下, $m=2$: 地上)の水蒸気濃度 (kg/m^3)

C_c	: 植生被覆率 (m^2/m^2)
$D_{p,j}$: 化学種 j の流体相 p 中の水力学的分散係数 (m^2/s)
$D_{p,l,j}$: 化学種 j の流体相 p 中における流れ方向 l の水力学的分散係数 (m^2/s)
$De_{p,j}$: 化学種 j の流体相 p の有効 (実効) 拡散係数 (m^2/s)
$D_{ads,j}$: 化学種 j の固液・気液海面における吸着移動係数(m^2/s)
D_{wv}	: 気相中の水蒸気の水力学的分散係数(m^2/s), 地上の場合は乱流 拡散係数 (m^2/s)
D'_{wv}	: 水相と気相間の界面における水蒸気生成・凝縮速度 (m^2/s)
D_0	: 自由水中の分子拡散係数 (m^2/s)
D_i	: 粒径成分 i の粒径 (m)
D_m	: 土砂交換層中の混合粒径土砂の平均粒径 (m)
DS_n	: 格子 n の中心点から隣接格子面までの距離 (m)
d_{mr}	: 雨滴粒径 (m), $d_{mr} = 0.00124I^{0.182}$
d_{50}	: 50%平均粒径 (m)
E	: 蒸発散量 ($\text{kg}/\text{m}^2/\text{s}$)
E_a	: 見かけの活性化エネルギー (cal/mol)
E_{wg}	: 水相-気相間の熱交換量 ($\text{J}/\text{m}^3/\text{s}$)
E_{ws}	: 水相-固相間の熱交換量 ($\text{J}/\text{m}^3/\text{s}$)
E_{gs}	: 気相-固相間の熱交換量 ($\text{J}/\text{m}^3/\text{s}$)
E_r	: 雨滴衝撃による運動エネルギー ($\text{J}/\text{m}^2/\text{s}$)
E_{DD}	: 直達雨量の運動エネルギー ($\text{J}/\text{m}^2/\text{mm}$)
E_{LD}	: 樹冠からの雨量の運動エネルギー ($\text{J}/\text{m}^2/\text{mm}$)
F_w	: 水相に関する陸面熱収支項 ($\text{J}/\text{m}^3/\text{s}$)
F_g	: 気相に関する陸面熱収支項 ($\text{J}/\text{m}^3/\text{s}$)
F_s	: 固相に関する陸面熱収支項 ($\text{J}/\text{m}^3/\text{s}$)
F_{nm}	: 隣接する格子 n, m 間の流体フラックス ($\text{kg}/\text{m}^3/\text{s}$)
f_s	: 吸着サイトの寄与率 (-)
$f_{set,i}$: 粒径成分 i の土砂浸食量 (巻上速度) ($\text{kg}/\text{m}^2/\text{s}$)
$f_{up,i}$: 粒径成分 i の土砂堆積量 (沈降速度) ($\text{kg}/\text{m}^2/\text{s}$)
$f_{b,l,i}^*$: 粒径成分 i に関する流れ方向 l の単位幅あたりの無次元掃流砂量(-)
$f_{b,l,i}$: 粒径成分 i の流れの方向 l の単位幅当たりの掃流砂量 ($\text{m}^3/\text{m}/\text{s}$)
G_d	: 陸面における鉛直下方への熱フラックス密度 (W/m^2)
G_i	: 土砂交換層中の粒径成分 i の存在割合 (-)
ΔG_{AR}^0	: 好気呼吸の自由エネルギー (kJ/mol)
ΔG_{Nit}^0	: 硝化の自由エネルギー (kJ/mol)
g	: 重力加速度 (m/s^2)

H	: 顕熱フラックスの密度 (W/m^2)
H_p	: 流体相 p のエンタルピー (J/kg)
H_s	: 固相 s のエンタルピー (J/kg)
H_T	: 直達雨量強度 (mm/s)
H_N	: 滴下雨量強度 (mm/s)
h	: 地表水の水深 (m)
I	: 降雨強度 (mm/h)
i	: 粒径成分を表す添字($i = 1, 2, \dots, NG, s$)
J	: 粘着力 (kPa)
j	: 化学種を表す添字($j = 1, 2, \dots, NC$)
$K_{Inhibit}$: 酸素阻害係数 (kg/m^3)
$K_{T,p}$: 流体相 p の熱伝導率 (W/m/K)
$K_{T,dry}$: 流体・固体混合体の乾燥状態の熱伝導率 (W/m/K)
$K_{T,wet}$: 流体・固体混合体の飽和状態の熱伝導率 (W/m/K)
$K_{T,s}$: 固相 s の熱伝導率 (W/m/K)
K_j	: 化学種 j の飽和定数 (kg/m^3)
$K_{d,j}$: 化学種 j に関する分配係数 (L/kg)
$K_{d,i,j}$: 化学種 j の粒径成分 i に対する分配係数 (L/kg)
K_d^f	: 亀裂内の分配係数 (L/kg)
K_d^m	: 母岩内の分配係数 (L/kg)
K	: 絶対浸透率 (m^2)
K_Ω	: Itakura and Kishi (1980)の実験パラメータ (=0.008)
$k_{r,p}$: 流体相 p の相対浸透率 (-)
k_{Nit}	: 硝化速度 ($1/\text{s}$)
k_{Denit}	: 脱窒速度 ($1/\text{s}$)
k_{Min}	: 無機化速度 ($1/\text{s}$)
k_e	: Soil Detachability Index (SDI) (kg/J)
k_d	: 地表面が乾燥した状態の SDI (kg/J)
k_w	: 地表面が飽和した状態の SDI (kg/J)
L_{in}	: 陸面への下向き長波放射 (W/m^2)
L_{out}	: 陸面からの上向き長波放射 (W/m^2)
LE	: 潜熱フラックスの密度 (W/m^2)
l'	: Tang(1981)の厳密解に用いる媒介変数
M_j	: 化学種 j のモル質量
$M_{sediment,i}$: 粒径成分 i の質量(kg)
$M_{contaminant,i,j}$: 粒径成分 i の粒子状物質に吸着した化学種 i の質量(kg)

$m_{O_2}^{Dis}$: 酸素の水相中への溶解速度 ($kg/m^3/s$)
m_{wv}	: 水蒸気生成・消滅量 ($kg/m^3/s$)
$m_{SS,i}^{noncohesive}$: 非粘着性材料 (浮遊砂) の粒径成分 <i>i</i> の浸食・堆積速度 ($kg/m^3/s$)
$m_{SS,i}^{cohesive}$: 粘着性材料 (浮遊砂) の粒径成分 <i>i</i> の浸食・堆積速度 ($kg/m^3/s$)
$m_{SS,i}^{splash}$: 雨滴浸食量 ($kg/m^2/s$)
$m_{SS,i}^{erosion}$: 水流による浸食・堆積量 ($kg/m^2/s$)
$m_{NH_4}^{Nit}$: 硝化による NH_4^+ の生成・消滅量 ($kg/m^3/s$)
$m_{NO_3}^{Nit}$: 硝化による NO_3^- の生成・消滅量 ($kg/m^3/s$)
$m_{NH_4}^{Min}$: 無機化による NH_4^+ の生成量 ($kg/m^3/s$)
$m_{NH_4}^{Up}$: 作物吸収による NH_4^+ の消滅量 ($kg/m^3/s$)
$m_{NH_4}^{Ads}$: 吸着・脱離による NH_4^+ の生成・消滅量 ($kg/m^3/s$)
$m_{NO_3}^{Denit}$: 脱窒による NO_3^- の消滅量 ($kg/m^3/s$)
$m_{NO_3}^{Up}$: 作物吸収による NO_3^- の消滅量 ($kg/m^3/s$)
$m_{NO_3}^{Ads}$: 吸着・脱離による NO_3^- の生成・消滅量 ($kg/m^3/s$)
m_j^{AR}	: 化学種 <i>j</i> の好氣的呼吸による消滅速度 ($kg/m^3/s$)
$m_{i,j}^{Ads}, m_{s,j}^{Ads}$: 化学種 <i>j</i> の水相と①粒子状媒体の粒径成分 <i>i</i> または②地下多孔質媒体の固相表面 <i>s</i> の間の移動速度 ($kg/m^3/s$)
$m_{pt,j}$: 化学種 <i>j</i> の相間移動速度 ($kg/m^3/s$)
$m_{p,ir \rightarrow j}$: 流体相 <i>p</i> 中の化学種 <i>ir</i> が化学種 <i>j</i> に変化する速度 ($kg/m^3/s$)
$m_{cs,ir \rightarrow j}$: 土粒子の吸着化学種 <i>ir</i> が吸着化学種 <i>j</i> に変化する速度 ($kg/m^3/s$)
$m_{s,ir \rightarrow j}$: 固相中の化学種 <i>ir</i> が化学種 <i>j</i> に変化する速度 ($kg/m^3/s$)
$m_{p \rightarrow ss,j}$: 化学種 <i>j</i> の固相への吸着速度 ($kg/m^3/s$)
m_p^v	: 単位面積あたりの隣接格子面を通過する流体相 <i>p</i> の反復回数 <i>v</i> における質量フラックス ($kg/m^2/s$)
NC	: 化学種の総数
NG	: 粒径成分の総数
N_0	: 初期の可分解性有機窒素量 (kg/m^3)
n_l	: 流れの方向 <i>l</i> のマニングの粗度係数 ($m^{-1/3}s$), ($l = x, y$)
PH	: 樹冠高さ (m)
P_p	: 流体相 <i>p</i> の圧力 (Pa)
P_S	: 標準圧力 (Pa)
p	: 流体相, 固相を表す添え字 (w : water, g : gas, s : solid)
$p_{s,k}, q_{s,k}, r_{s,k}$: 多サイト吸着過程に関する実験パラメータ
Q_j	: 吸着量 (kg/m^3)
$Q_{max,j}$: 化学種 <i>j</i> の最大吸着量 (kg/m^3)
Q_w	: 地表流出量 (L/min)

q_p	: 流体相 p の生成・消滅量 ($\text{m}^3/\text{m}^3/\text{s}$)
q_{sat}	: 気温 T に対する飽和比湿 (kg/kg)
q_{sf}	: 地表面温度に対する比湿 (kg/kg)
q	: 地上の代表的な高度における比湿 (kg/kg)
R^f	: 亀裂の遅延係数 (-)
R^m	: 母岩の遅延係数 (-)
R	: 気体定数($\text{cal}/\text{K}/\text{mol}$)
R_l	: 流れの方向 l の径深 (m), ($l = x, y$)
R_d	: 水中比重比($R_d = \rho_{ss,i}/\rho_w - 1$) (-)
$R_{p,i}$: 格子 i の流体相 p に関する残差 (kg/s)
r_{wv}	: 地下から地上への水蒸気拡散に対する抵抗を考慮する無次元パラメータ(-)
$r_{s,a}$: 空気力学的抵抗 (s/m)
$r_{s,c}$: 群落抵抗 (s/m)
$r_{s,s}$: 土壌抵抗 (s/m)
r_{NO_3/NH_4}	: NO_3^- , NH_4^+ のモル質量比 (-)
S_p	: 流体相 p の飽和度 (-)
s	: 土壌, 岩石の固相を表す添字
s_l	: 傾斜 (%):
S_x	: リル斜面勾配 (m/m)
S_{in}	: 陸面への下向き短波放射 (W/m^2)
t	: 時間 (s)
T	: 地上の代表的な高度における気温 (K)
T_{sf}	: 地表面温度 (K)
TC	: 土砂移送容量 (Transport Capacity) (m^3/m^3)
Δt	: 異なる相 (固・液または気・液など) の接触時間(s)
T_{eq}	: T_{eq} は基準温度換算時の見かけの経過時間(s)
T_p	: 流体相 p の温度(K)または(deg C)
T_s	: 土壌, 岩石等の固相温度(K)または(deg C)
T_{ref}	: 基準温度(K)
U_p	: 流体相 p の内部エネルギー (J/kg)
U_s	: 固相 s の内部エネルギー (J/kg)
u_l^*	: 流れ方向 l の摩擦速度 (m/s), ($l = x, y$)
V_B^n, V_B^m	: ユーナポイント型差分格子 n, m の体積 (m^3)
V_p	: 流体相 p の流速 (m/s)
$\tilde{V}_{w,l}$: 方向成分 l の地表流れの平均流速 (m/s), ($l = x, y$)

V_{water}	: 水の体積(m ³)
$V_{sediment,i}$: 粒径成分 <i>i</i> の体積(m ³)
$v_{p,l}$: 方向成分 <i>l</i> の流体相 <i>p</i> のダルシー流速 (m/s), ($l = x, y, z$)
$w_{0,i}$: 粒径成分 <i>i</i> の沈降速度 (m/s)
W	: Tang(1981)の厳密解に用いる媒介変数
$W_{s,max,j}$: 化学種 <i>j</i> の最大吸着量(kg/m ³)
X_k	: 反応過程 <i>k</i> に關与するバイオマス濃度 (kg/m ³)
Y, Y'	: Tang(1981)の厳密解に用いる媒介変数
y_j	: 自由エネルギーに基づく重み係数 (-)
Z	: 基準面 (datum) からの高さ (m)
z_{bs}	: 掃流力が作用する河床からの基準点高さ (m)
α	: アルベド (-)
α_L	: 縦分散長 (m)
α_T	: 横分散長 (m)
α_*	: Itakura and Kishi (1980)の実験パラメータ (=0.14)
α_j	: 化学種 <i>j</i> の反応に關する比例定数 ($j=O_2$ のとき酸素消費係数) (-)
β_s	: 粘着力を考慮する実験パラメータ (-)
γ	: 乾湿計定数 (hPa/K)
γ_j	: 化学種 <i>j</i> の最大反応速度 (1/s)
ε	: 射出率 (-)
$\varepsilon_{ss,l}$: 地表水中の流れ方向 <i>l</i> の粒子状物質に対する乱流拡散係数 (m ² /s)
σ, η	: 平均粒径に關する実験パラメータ (-)
η_0	: Itakura and Kishi (1980)の実験パラメータ (=0.5)
θ_1, θ_2, a	: ラングミュア型非線形吸着式の実験パラメータ
ι	: 水の気化潜熱 (J/Kg)
κ	: カルマン定数
λ_j	: 化学種 <i>j</i> の崩壊定数 (1/s)
μ_p	: 流体相 <i>p</i> の粘性係数 (Pa · s)
ν	: Newton Raphson 法の反復回数
ξ_i	: 土砂交換層に占める粒径成分 <i>i</i> の高さ
ξ	: 地盤高 (m), $\xi = \sum \xi_i$
Ω_i	: $14\tau_{1,i}^* - 0.9$
ω_1	: Unit stream power ($10\tilde{V}_w s$), (cm/s), (Govers, 1990)
ω_2	: Stream Power Function ($\omega_2 = \rho_w g S_x q$), (Nearing et al., 1997)
ω_{cr}	: Critical unit stream power (=0.4 cm/s)
ω	: 吸着サイトの総数

ρ_p	: 流体相 p の密度 (kg/m^3)
ρ_R	: 岩石密度 (kg/m^3)
$\rho_{p,S}$: 標準状態における流体相 p の密度 (kg/m^3)
$\rho_{ss,i}$: 粒径成分 i の土粒子密度 (kg/m^3)
ζ	: 土の表面状態を表す実験定数(0.9 – 3.9) (-)
$\bar{\tau}_{0,l}$: 流れ方向 l の底面せん断力 (Pa), ($l = x, y$)
$\tau_{l,i}^*$: 流れ方向 l , 粒径成分 i , 方向成分 l の無次元掃流力 (-), ($l = x, y$)
$\tau_{c,i}^*$: 粒径成分 i の無次元限界掃流力 (-)
$\tau_{c,m}^*$: 平均粒径 D_m に対する限界掃流力 (Pa)
τ_s	: 吸着サイト間の相互作用の総数
τ	: 屈曲度 (-)
\emptyset	: 有効間隙率 (-)
\emptyset_0	: 標準状態における有効間隙率 (-)
χ	: Tang(1981)の厳密解に用いる媒介変数
Δ	: 飽和水蒸気圧曲線の傾き (1/K)