流域における総合的な水循環モデルに関する研究

寺川陽[1)]、高須修二[2)]
深見和彦[3)]、木内豪[4)]、松浦直[5)]、猪股広典[6)]、飯泉佳子[7)]、賈仰文[8)]
天野邦彦[9)]、時岡利和[10)]、対馬孝治[11)]

Research on comprehensive hydrologic model for river basins

Akira TERAKAWA, Syuuji TAKASU
Kazuhiko FUKAMI, Tsuyoshi KINOUCHI, Tadashi MATSUURA, Hironori INOMATA, Yoshiko IIZUMI, Yangwen Jia,
Kunihiko AMANO, Toshikazu TOKIOKA, Kouji TSUSHIMA

要旨

近年、水利用や土地利用の変化といった様々な人間活動が河川流域における水文環境に悪影響を及ぼしている。これに対処するためには、洪水災害の軽減、効率的な水利用及び生態系保全の調和を図るとともに、健全な水文循環を復元するために総合的な水管理を行うことが不可欠である。本報告書は、河川流域における重要な水文循環過程を明らかにするとともに、水文環境を保全・回復するためのさまざまな対策の効果を評価するためのツールとなる総合的な水循環モデルを開発することを目的として行った重点プロジェクト研究の成果をとりまとめたものである。

キーワード：河川流域、水文環境、治水、利水、生態系保全、水文循環、モデル

Abstract:

Hydrological environment in river basins has been deteriorated by human activities such as various way of water use and changes in land use. In order to solve the diverse problems occurring in river basins, it is essential to establish the integrated water management that balances flood disaster mitigation, efficient water use and conservation of ecosystem and to restore sound hydrologic cycle. This report is on the results of the priority research project aiming at investigating significant hydrologic processes in river basins and to develop comprehensive hydrologic models necessary to evaluate the effects of various restoration efforts.

Key Word: river basin, hydrologic environment, flood disaster mitigation, water use, ecosystem, hydrologic cycle, model

1) 水災害研究グループ長
2) 元水循環研究グループ長　（現　（財）ダム技術センター）
3) 水文チーム上席研究員
4) 元水文チーム主任研究員（現　福島大学）
5) 元水文チーム研究員　（現　国土交通省　土地・水資源局　水資源対策課　課長補佐）
6) 水文チーム研究員
7) 元水文チーム専門研究員（現　（独）国際農林水産業研究センター）
8) 元 JST 研究員（現　中国水利水電科学研究院）
9) 河川生態チーム上席研究員
10) 元河川生態チーム研究員（現　水災害研究グループ　国際普及チーム　研究員）
11) 元河川生態チーム専門研究員（現　（独）産業技術総合研究所）

流域における総合的な水循環モデルに関する研究

目次

１．はじめに……1

２．流域の変化が水循環へ及ぼす影響の解明……2
　２．１　水量の観点から～野洲川流域の事例……2
　２．２　水質の観点から～谷田川流域の事例……9

３．流域や河川の形態の変化が水環境へ及ぼす影響の解明……24
　３．１　流域の土地利用特性と流出水質の関係……24
　３．２　流域からの流出水質が河川の生物に及ぼす影響……26
　３．３　流出形態の違いが河川の生物に及ぼす影響……29
　３．４　まとめ……32

４．流域で生じている水循環の機構を表現できる水循環モデル……35
　４．１　都市河川流域における水循環モデル……35
　４．２　農地を主体とした流域における水循環モデル……39
　４．３　農地森林域を主体とした流域における水循環モデル……43
　４．４　低水管理支援システム RiverWare の野洲川流域への適用……51

５．流域水循環モデルの適用性評価……62
　５．１　水循環モデルの分類手法……62
　５．２　水循環モデル評価のためのデータベース……63
　５．３　水循環モデルの適用性評価手法……64
　５．４　まとめ……71

６．まとめ……73
　６．１　研究成果の概要……73
　６．２　研究推進体制……74
　６．３　謝辞……74

1. はじめに

近年、都市への人口集中や流域の土地利用の変化に伴う降雨の流出形態の変化､水利用の形態の変化、水質汚染や水辺の生態系の変化など、水循環に関するさまざまな問題が生じている。例えば都市化に伴って地表面がアスファルト等で舗装されることにより、降雨流出時間が短くなり、ピーク流量が自然状態と比較して大きくなり水害の危険性が高まることは広く知られている。同時に、地下への浸透量の低下に伴って基底流出が自然状態と比較して減少し、平常時の利水にもマイナスのインパクトをもたらす。また水質や河川生態系については、流域内の都市化が進行すれば都市域からの汚濁負荷量の増加に伴う水質の悪化、平常時の低水流量の低下や水質の変化による河川生態系への影響が懸念される。これらの問題に対する対応策を考えるにあたっては、流域内のどの地域の変化がどれだけ流況や水質に影響をあらわしているのかを定量的に評価し、その結果をふまえて適切な対策の組み合わせを検討する必要がある。すなわち、治水・利水安全度の向上および水環境保全という国土管理上の課題を流域という視点でとらえて評価していくことが不可欠であり、そのためのツールとして総合的な水循環モデルの開発が求められている。

こうしたニーズに応えて、平成 13 年度から平成 17 年度にかけて重点研究プロジェクト「流域における総合的な水循環モデルに関する研究」を実施した。当研究プロジェクトでは、流域で生じている水循環の機構や水循環の中で営まれる生態系の変化などの実態を把握し、流域における人間活動が水循環、水環境へ及ぼす影響を評価することができる水循環モデルを開発すること、また、既存のモデルを含めた各種水循環モデルの分類および選定手法を提案することを研究の範囲とし、以下の項目に分けて研究を行った。

1) 流域や河川の形態の変化が水環境へ及ぼす影響の解明
2) 流域で生じている水循環の機構を表現できる水循環モデルの開発
3) 流域水循環モデルの適用性評価手法の提案

1)では、河川流域の形態の変化が主に河川生態系に与える影響について研究を行った。2)では、都市河川流域、農地を主体とした河川流域及び山地森林域を主体とした河川流域を対象としてその水循環の機構を説明できる水循環モデルの開発を行った。3)では現在国内外に数多く存在するモデルの用途別分類、上記のモデルの検証に用いるための検証用水文データベースの設計・構築および流出モデルを選定する際の流出モデルの客観的な定量的評価手法の提案を行った。

本稿では、これらの研究の成果をとりまとめて報告する。

2. 流域の変化が水循環へ及ぼす影響の解明

はじめに

第 1 章において、総合的な水循環モデル開発の必要性について述べた。水循環モデルの開発および実際の流域に対して適用するにあたっては、その流域の水文・水質に関する特性について理解する必要がある。本章では第 4 章で開発するモデルの適用流域の中で、特に野洲川流域と谷田川流域の流域特性について述べる。野洲川流域は農業取水が卓越した流域であり、主に観測された河川流量や地下水位といった水量に関するデータと農業・農村整備事業等とを関連付けてその特徴を述べる。一方、谷田川流域は、つくばエクスプレス（2005 年 8 月開通）の沿線開発に伴って、土地利用が大きく変化することが予想され、それと併せて水循環形態、水質も変化しうる流域である。ここでは主に谷田川流域で観測・取得された河川水、地下水のデータおよび土地利用に関するデータ等を用いて、谷田川流域の水質について述べる。

2.1　水量の観点から～野洲川流域の事例

野洲川は、三重県鈴鹿山脈の主峰御在所山（標高 1,210m）に源を発し、田村川、杣川をあわせたあと、平野部を通じて琵琶湖に注ぐ。流域面積 378km^2、幹川流路延長 65km であり、琵琶湖流入河川の中で姉川に次ぐ大河川である。流域は、滋賀県守山市以下 1 市 10 町から構成され、流域内人口は約 22 万人であり、山地が 82%、平地は 18%となっている。その少ない平地部で、主に農業による高度な水利用が行われているのが野洲川の最大の特徴である。すなわち 1940 年代から開始された国営野洲川農業水利事業により、計画取水量最大 10.3m^3/s に対応した野洲川ダムとともに、上流側から土山合同井堰、水口頭首工、石部頭首工といった 3 つの農業用取水堰が野洲川本川に設置され（**図-2.1**）、上流で取水された農業用水の還元水を下流側の堰で再度取水する反復利用が行われている。利水目的のダムとして、野洲川ダム直下流に上水・工業用水計 0.15 m^3/s と維持流量補給に対応した青土ダムがある。しかし、最下流の堰である石部頭首工では、琵琶湖へ張り出す扇状地の扇頂部に位置し、そこで取水された農業用水はほとんど野洲川本川には還元されないと考えられる上に、渇水期も含めて多量の農業取水が行われるため、

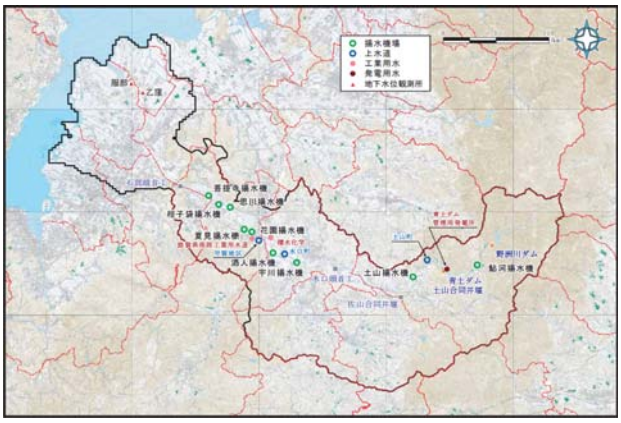


図-2.1　野洲川流域図

石部頭首工下流側の本川部（野洲利水基準点を含む）に瀬切れが発生する事態となっている。それにもかかわらず自然系水循環や、農業用水を主体とする人工系の水利用の実態が流域スケールで十分把握されていないため、野洲利水基準点において必要かつ現実的に確保可能な河川水量が明らかになっていない。

また、野洲川流域における水問題を特徴付けているのは、地域用水需要である。現在、石部頭首工における農業用水の落ち水は、都市・集落住民の地域用水の水源となっている。その地域用水は、より清浄な地下水取水も活用しながら、ホタルやイトヨといった貴重な生物種を保全する役割も果たしている。このため、仮に野洲川本川における正常流量を確保するために石部頭首工における取水量を減じた場合、地域用水の確保に支障をきたすことにもなる。

したがって、野洲川流域を対象として自然水循環のみならず、農地における水利用の実態についても解明を行う事は、現場における調査ニーズにも合致し、現場ニーズに対応できる河川流況変化予測＝水循環予測の研究を行ううえで都合がよい。以上のことから、野洲川流域を対象として農地水利用形態に関連した流域規模での水循環実態解明と水循環予測研究を実施することとした。

2.1.1　水文資料、観測データの収集

雨量、気温等の気象資料、河川管理者による水位・流量資料、ダムにおける水収支資料、土地改良区等による農業用水関連の水運用資料、石部頭首工下流

側扇状地を中心とした地下水位観測資料、水利権量といった水文関連資料を中心にして収集を行った。降水量については、旧建設省の3観測所（水口、野洲、雲井）において1940年代まで日降水量資料を遡る事が可能であり、1964年以降は多くの観測所で時間単位データが入手可能であった。一方、水位・流量資料については、1958年以降に普通観測による日水位資料が数箇所に存在しているが、自記観測による時間推移資料については、一部を除き1975年以降の整備となっている。土地改良区（取水堰・揚水機場）関連資料については、そのほとんどについて1989年以降の日誌資料（一部は直近数年）のみ入手可能であった。地下水位資料は、旧建設省資料が1987年以降入手可能であった。その他、上水道取水量、地下水位資料、各種水質観測資料等を収集したが、そのほとんどが1975年以降の資料期間となっている。特に、石部頭首工下流の扇状地における地域用水関連資料（湧水・表流水や生態系等）に関する定量的観測資料はほとんど見当たらない。湧水の枯渇時期についても、地区毎に「昭和○○年代」程度のあいまいな情報しか把握できていないのが現状である。

可能な範囲で記録されている期間全ての資料の収集に努めたが、特に網羅的な収集を図り流域スケールでの水循環実態を解明するために整理を行う対象期間は1996～2000年の最近5ヵ年とした(琵琶湖で大渇水を記録した2000年を含む)。しかし、これら既存の定常的な水文資料のみでは、農地を中心とした流域水循環の実態を解明するのが困難であるため、国土交通省琵琶湖河川事務所と土木研究所は、大学の研究者と共同で、1999年から2000年にかけて、灌漑期にのべ5回、非灌漑期にのべ3回にわたって、河道や農業用水路等における網羅的な水収支を調べる集中観測を実施しており、それらの資料についても収集・整理を行った。

2.1.2 GISデータベースの整備

データベース整備内容は、以下の3つに大別できる。

1) 圃場整備以前から現在に至る農業水利用形態に関する情報
2) 都市化の経緯に関する情報
3) 水循環・水環境の変化実態に関する情報

それぞれの大分類に対して、今回整備した具体的項目を示したものが**表-2.1**である。これらの情報のうち、面的情報についてはメッシュデータとし、サイズは3次メッシュ1/10細分区画（100mメッシュ）とする。但し、地図等の紙面上でしか得られない資料については、地図に座標を与えデジタリングし、ポリゴンデータとして作成する。用排水路網や上下水道網については、ラインデータとする。また、水文観測所、利水施設等はポイントデータとする。原則として、ArcView（Ver.8.2）上でGISレイヤー情報の整理を行った。

農地や都市に関する土地利用変化の基礎資料は、国土数値情報である。1976年、1987年、及び19991年の資料が存在する事から、最新の状況については、数値地図25000や各種最新調査資料等を参照して、適宜補足・修正を加えた。**図-2.2**に3次メッシュ1/10細分区画における国土数値情報土地利用メッシュデータ（1976年）の例を示す。また1945年以降の変化の追跡については、それぞれの項目ごとの図面情報（例えば、滋賀県土地利用動向調査資料、各種事業説明図、各種水利権更新申請書等）の収集に努めた。しかし、年度内に収集できなかった資料も少なからず存在した。とりわけ1940～1960年代の情報については、すでに現在では入手が困難な項目も多いため、その不足を補う手段として、野洲川平地域を対象とした航空写真の収集・判読も同時に実施した。（**図-2.3**）収集年は、1961年前後、1972年前後、1982年前後、及び1992年前後とほぼ10年ごとに設定しており、延べ約350枚にわたる航空写真を収集した。

2.1.3 野洲川下流域の農業取水が周辺水循環に与える影響

野洲川流域全体における上水道・工業及び農業の各用水の水利権量をまとめた例を**図-2.4**に示す。3つの本川取水堰等により反復利用されている量もここには含まれているが、灌漑期で17m³/s以上に達している。一方、最下流取水堰の石部頭首工についてみると、最大となる代掻き期（4月下旬）で左右岸合わせて約7.0m³/s、それ以外の灌漑期で約5.4m³/sとなっている。日本における平均的な年平均比流量とされる2.0m³/s/100km²をもとにすると、石部地点において期待される平均流量は7.4m³/s程度となる。**図-2.4**に示したように石部頭首工上流側で非常に大きな取水が行われるため、その大部分がある程度還元が期待される農業取水があるにしても、河川流況が平均以下の状況が続く場合に、水需要の充足が極めて厳しいものになる可能性が高いと予想される。

しかし、各灌漑区における水収支については、農業用水取水実績報告資料等の信頼性が低く（特に 1999 年以降）、既存資料のみによる定量的分析を行う事は困難であった。したがって、例えば石部頭首工に流入する河川流量を定量的に評価するためには、農地における水運用や減水・還元の実態を評価できる流域スケールの水循環モデルを用いた流域水循環解析が必要である。

石部頭首工下流側に着目すると、2000 年 8 月～2001 年 10 月にかけて実施された、瀬切れ区間（石部頭首工下流から野洲低水基準点を経て河口に至る区間）における伏没実態調査結果を分析した結果、石部頭首工下流地点における流量が 0.3 ㎥/s 程度以下になると、ほぼ確実に野洲地点において瀬切れが発生することが分かった。流域内の地下

表-2.1　野洲川流域水利用形態データベース整備内容一覧

	大項目	小項目	細目・種別		収集したデータ、形式
1）農業水利用形態に関する情報	農地分布	未整備水田			数値地図25000（未整備水田）
		圃場整備水田	年度別圃場整備完了区域、未整備（整備中）区域図		完了・未完了区域平面図
		畑			数値地図25000（畑地）
	農業用水取水形態	取水点	野洲川下流域の揚水機場・農業用井戸の位置の概略		逆水灌漑整備前の取水点及びその諸元
			用水計画図		計画平面図
			水利権による野洲川上流域取水点		鮎河揚水機、青土ダム、土山揚水機、佐山合同井堰、思川頭首工、菩堤寺揚水機
			野洲川揚水機場		琵琶湖からの逆水
		取水量	水利権による野洲川上流域取水量		鮎河揚水機、青土ダム、土山揚水機、佐山合同井堰、思川頭首工、菩堤寺揚水機の取水量（日）
			野洲川揚水機場		取水量報告調書による揚水量（日）
					水利権量
			水口頭首工		水利権量
			石部頭首工		水利権量
			上記以外の本川からの取水量		水利権量
		合口化・頭首工・揚水機場整備	土山合同井堰廃止、青土ダムによる取水に変更		―
			思川頭首工の移動		―
			野洲川揚水機場の新設に伴う既設取水施設の廃止		事業概要書
			水口頭首工、石部頭首工等の事業概要		事業概要書
		灌漑域	取水口に対する灌漑面積（計画の数値）		灌漑面積一覧表
	水資源開発	ダム	野洲川ダム事業の概要		野洲川ダム事業概要
			青土ダム事業の概要		青土ダム事業概要
		逆水灌漑整備	逆水による用水計画図		用水計画図
	減反				
2）都市化の経緯に関する情報	都市関連	都市化率	不浸透面積率		数値地図25000（建物用地・幹線交通用地面積から推定）
			緑地率		数値地図25000（森林・田畑面積から推定）
		土地利用分布・人口分布	土地利用分布		数値地図25000（土地利用）
			人口分布		国勢調査の三次メッシュ
	下水道関係	整備状況	整備区域	流域下水道	流域下水道幹線図（年度別施工計画）
				公共下水道	公共下水道計画
			整備率	流域下水道	幹線別完成延長・未完成延長距離
				公共下水道	湖南中部処理区間関連市町村別普及率
			ネットワーク網	流域下水道	流域下水道幹線図
				公共下水道	公共下水道計画
		下水使用量	実績排水量	流域下水道	流域下水道計画
				公共下水道	公共下水道計画
			処理量	湖南中部浄化センター	半期（半年）毎の流入下水量
				土山町単独公共下水道	計画値、現有能力のみ
				その他	
	上水道関係	整備状況	整備区域	水道用水供給事業	南部上水道、東南部上水道事業範囲
				水道事業	水道事業平面図
			整備率	水道用水供給事業	給水系統図
				水道事業	市町村別普及率
			ネットワーク網	水道用水供給事業	給水系統図
				水道事業	水道事業平面図
		上水使用量		水道用水供給事業	水道事業で事業体ごとの受水量有り（月）
				水道事業	全浄水場・水源別　年間給水量
				専用水道	年間給水量
				飲料水供給施設	給水能力（m3/日）のみ
		取水状況	水源	水道用水供給事業	南部上水道、東南部上水道の水源
				水道事業	地名（所在地）、種別取水量（年）
				専用水道	施設名、原水種別
				飲料水供給施設	地名のみ、原水種別
			取水量	水道用水供給事業	南部上水道、東南部上水道の取水量・送水量（月）
				水道事業	全浄水場・水源別　種別　取水量（年）
				専用水道	年間取水量
				飲料水供給施設	給水能力（m3/日）のみ
	工業用水関係	整備状況	整備区域	南部工業用水道	南部工業用水道の事業範囲
			ネットワーク網	南部工業用水道	南部工業用水道の給水系統図
		工業用水使用量（実績給水量）		南部工業用水道	南部工業用水道の給水量（年）
				その他の工業用水	工業用井戸（約170件にアンケート、半数程度の年量の回答結果）
		取水状況	上水水源	南部工業用水道	南部工業用水道の水源
				その他の工業用水	工業用井戸（約170件にアンケート、施設名のみ）
			取水量	南部工業用水道	南部工業用水道（吉川浄水場）の取水量・送水量（月）
				その他の工業用水	工業用井戸（約170件にアンケート、半数程度の年量の回答結果）
3）水循環・水環境の変化実態に関する情報	地質関係		地質ボーリングデータ		位置図・柱状図
			水理地質断面構造評価図		野洲川流域水理地質断面構造図
	地下水関係	地下水位状況	地下水位分布	井戸水位連続調査（7～3月）	甲西町1箇所、水口町1箇所、野洲町2箇所、守山市1箇所
			地下水位時系列変化		観測結果
		地下水質状況	地下水質分布	年4回の採水調査結果	甲西町1箇所、水口町1箇所、野洲町2箇所、守山市1箇所、石部町1箇所、甲南町2箇所、土山町1箇所
			地下水質時系列変化		観測結果
		井戸状況	井戸分布状況	野洲川流域の井戸分布	所在地及び諸元
			井戸水位の一斉調査	年4回の一斉調査結果	甲西町2箇所、水口町3箇所、野洲町2箇所、石部町1箇所、甲南町2箇所、土山町1箇所
					野洲町7箇所、守山市11箇所、中主町4箇所、栗東町4箇所

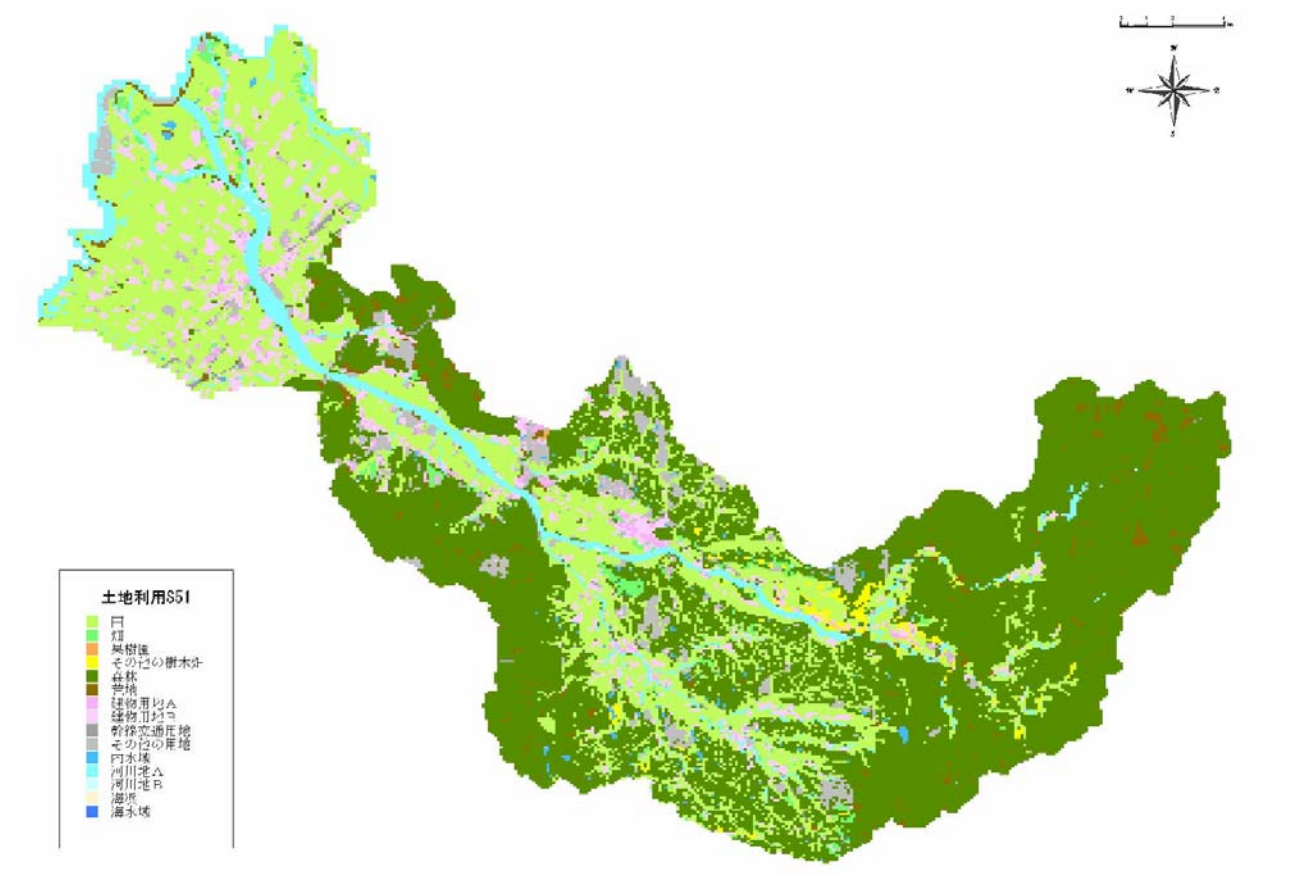


図-2.2　野洲川流域土地利用図（国土数値情報、1976 年）



図-2.3　野洲川流域内航空写真の例

水位観測データによると、石部頭首工上流部では、農業の水需要と主に対応して変動していると考えられ、地下水涵養に対する水田湛水の寄与を示唆している。一方、石部頭首工下流側では、野洲川本川から離れた地点を除き、河道内における水位（流量）変動の影響も大きい事が判明した。(**図-2.5**)このことは、石部頭首工下流部における河道が、周辺扇状地域における地下水の涵養源になっていることを示している。

2.1.4　農業関連の水利用形態の変化と水循環変化との関係

既述のように、野洲川流域の水循環を理解するうえで、農業（特に水田稲作）のための水利用（農業用水)の占める役割は非常に大きい。ここでは、2.1.2 で述べた GIS 基盤データベースに基づき、特に農業用水に関連した水利用形態の歴史的変化について詳述すると共に 2.1.1 で述べた水循環要素の変化に関する考察を試みる。

野洲川流域における農業農村整備事業としては**表-2.2** に示すような事業が挙げられる。それぞれの事業の枠内において、さらに地区毎・年度毎に分割された個別事業が実施されており、それを網羅すると膨大な情報量となる。ここでは**表-2.2** の中で特に重要と考えられる 1)国営かんがい排水事業、3)県営か

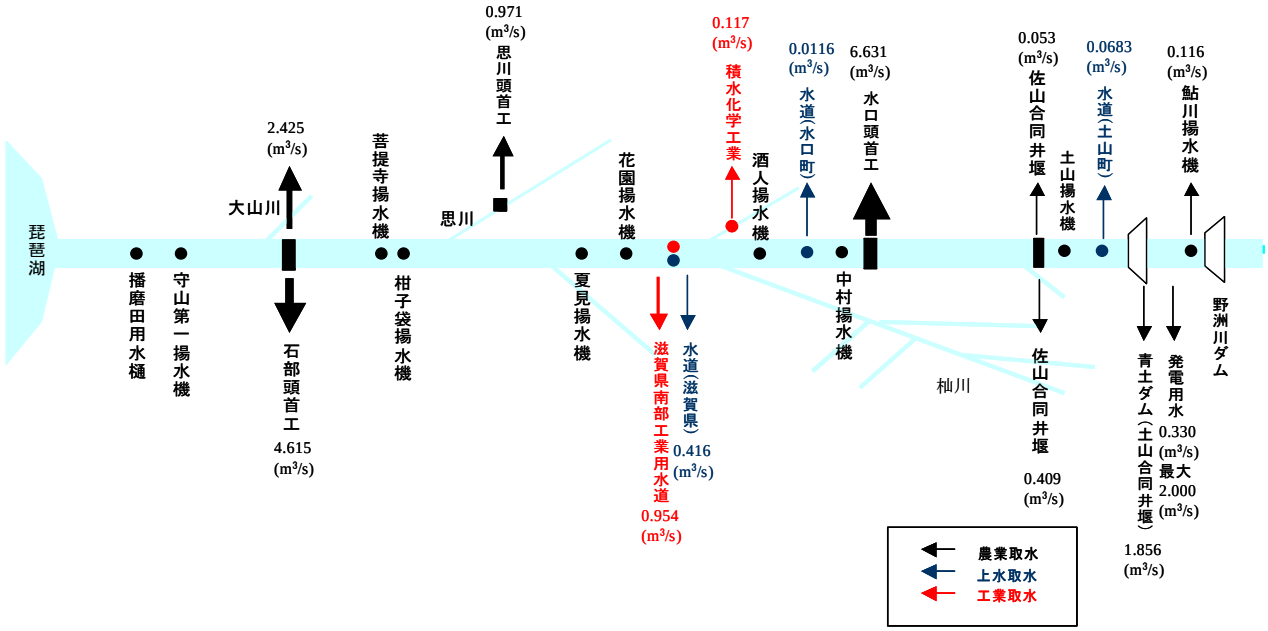


図-2.4　野洲川水利　量図（　　き　）

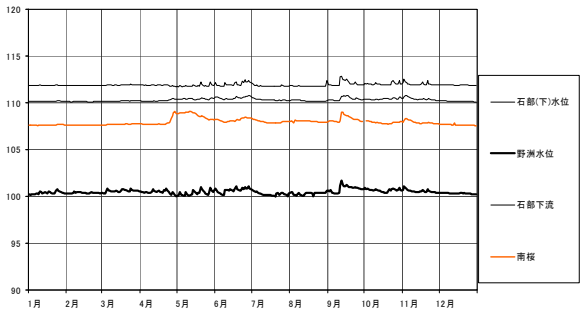


図-2.5　野洲川下流（石部頭首工下流）における地下水位と野洲川水位との関係
石部（下）水位と野洲水位は、河川水位。石部下流と南　が地下水位

んがい排水事業、7)県営圃場整備事業、22)団体営圃場整備事業について、その事業面積の歴史的推移を示したものが**図-2.6、図-2.7** である。これらの図から、野洲川流域では 1965 年までに国営かんがい排水事業によって野洲川から取水する灌漑事業について、受益面積 6,000ha の規模で完成している事が分かる。それ以降の受益面積の増大には、野洲川最下流部における琵琶湖逆水灌漑事業の効果が大きい。一方、圃場整備については、1980 年代前半に大規模に実施されている。

これらの期間中の水循環特性の変化を**図-2.8** に示す。まず、野洲基準点水位は、データ異常を除くと明瞭かつ大きな特性変化は認められない。これは、石部頭首工上流域における灌漑事業が 1950 年代までにほぼ完成している事と関連していると考えられ、野洲地点下流部での瀬切れは、少なくとも 1960 年代には既に発生していた事を示唆するデータでもある。一方、地下水位については、野洲地点下流の右岸側に、近接する服部地点と乙窪地点（**図-2.1**）で特徴的な変化特性の差が見られる。服部地点は、1979 年の野洲川放水路建設以前は農地灌漑と連動した地下水位変動を示してはいないが、それ以降急速に地下水位が低下すると共に、同時に進行していた琵琶湖逆水灌漑及び圃場整備の影響を受け、農地灌漑と連動した地下水位変動特性を示すようになった。一方、乙窪地点についても、服部地点ほど明瞭ではないが放水路建設の影響が若干見られると共に、1988 年前後に完成した逆水灌漑及び圃場整備の影響をより強く受けているように見受けられる。灌漑・圃場整備事業の農地排水性を高める特性が、ここで影響を及ぼしているものと推測される。

以上のとおり、データ取得可能性の限界から、一部に大きな限界はあるものの、野洲川流域における 1945 年以降から現在に至る水利用形態の変化とそれが流域水循環に与えた影響の概略を把握する事ができたと考えられる。これらの知見は、農地における水運用や減水・還元の実態を評価できる流域スケールの水循環モデル開発成果の検証に重要な役割を果たすものと期待される。

表-2.2　農業農村整備事業一覧

整理番号	農業農村整備事業一覧
1	国営かんがい排水事業(用水改良)
2	国営総合農地防災事業
3	県営かんがい排水事業 用水改良、排水改良、国営附帯、施設整備
4	農業用水再編対策事業 (地域用水機能増進型)
5	新生産調整推進 排水対策特別事業
6	水環境整備事業
7	県営ほ場整備事業
8	県営干拓地帯 農地整備事業
9	県営畑地帯開発整備事業(旧県営農地開発事業)
10	県営広域営農団地 農道整備事業
11	県営一般農道整備事業
12	県営ため池整備事業 老朽のため池　又は　用水施設
13	県営農業用水河川工作物 応急対策事業
14	県営干害恒久対策事業
15	県営湖岸堤防事業
16	県営開拓パイロット事業
17	県営開拓地整備事業
18	干拓事業
19	農林漁業揮発油税財源
20	身替農道整備事業
21	農道環境整備事業
22	基盤整備促進事業(H10ー) 団体営土地総事業(区画整理型)(団体営ほ場整備事業)
23(※)	農村総合整備モデル事業
24	農村基盤総合整備事業
25	農業集落排水事業
26(※)	農村総合整備モデル事業
27	集落環境整備事業
28	集落地域整備事業
29	県営水質保全対策事業
30	地域環境整備事業
31	(農村自然環境整備事業)
32	田園区間整備事業
33	基幹水利施設管理事業

(　) 23 と 26 の違いは、整備対象地域の違いである。

23：守山、中主、　賀、野洲、　南

26：高　、　谷

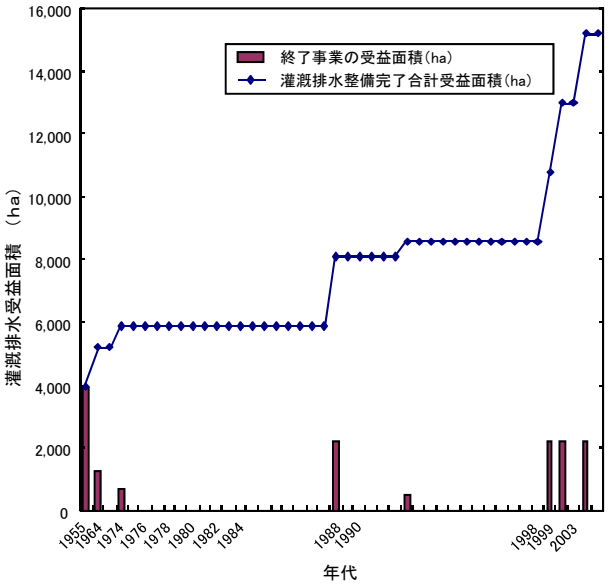


図-2.6　　排水　　面積の推

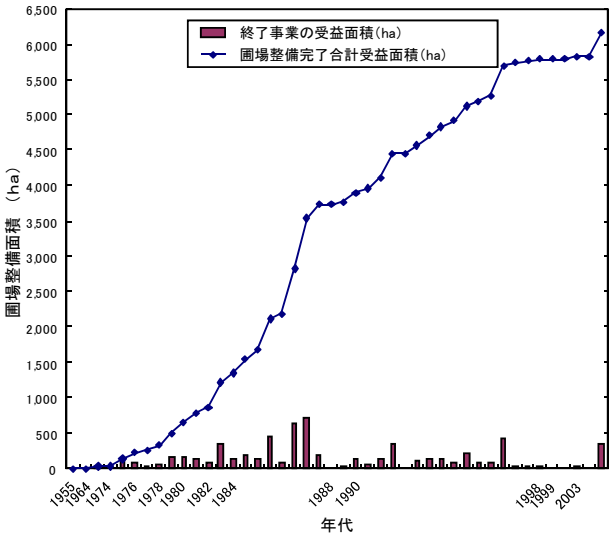


図-2.7　　整備面積の推

2.1.5　まとめ

本節では、野洲川の河川流量、地下水位の観測データと農業・農村整備事業とを関連付けて農業用水の取排水が野洲川の河川流況に与える影響を調べた。その結果、野洲川流域では戦後数多くの農業・農村整備事業が行われてきており、流域内の農地面積が急速に拡がってきたことが分かった。それに伴い、野洲川からの農業取水も増えていき、現在も本川沿いの数多くの取水堰、頭首工からが多くの農業用水が取水されており、その結果、河川流況に大きな影響をもたらし、野洲地点で瀬切れ問題が生じていることが分かった。4 章で述べる水循環モデルの適用に当たっては、上記の農業用水の取排水および土地利用の影響を評価できるようなモデルを開発・適用する必要がある。

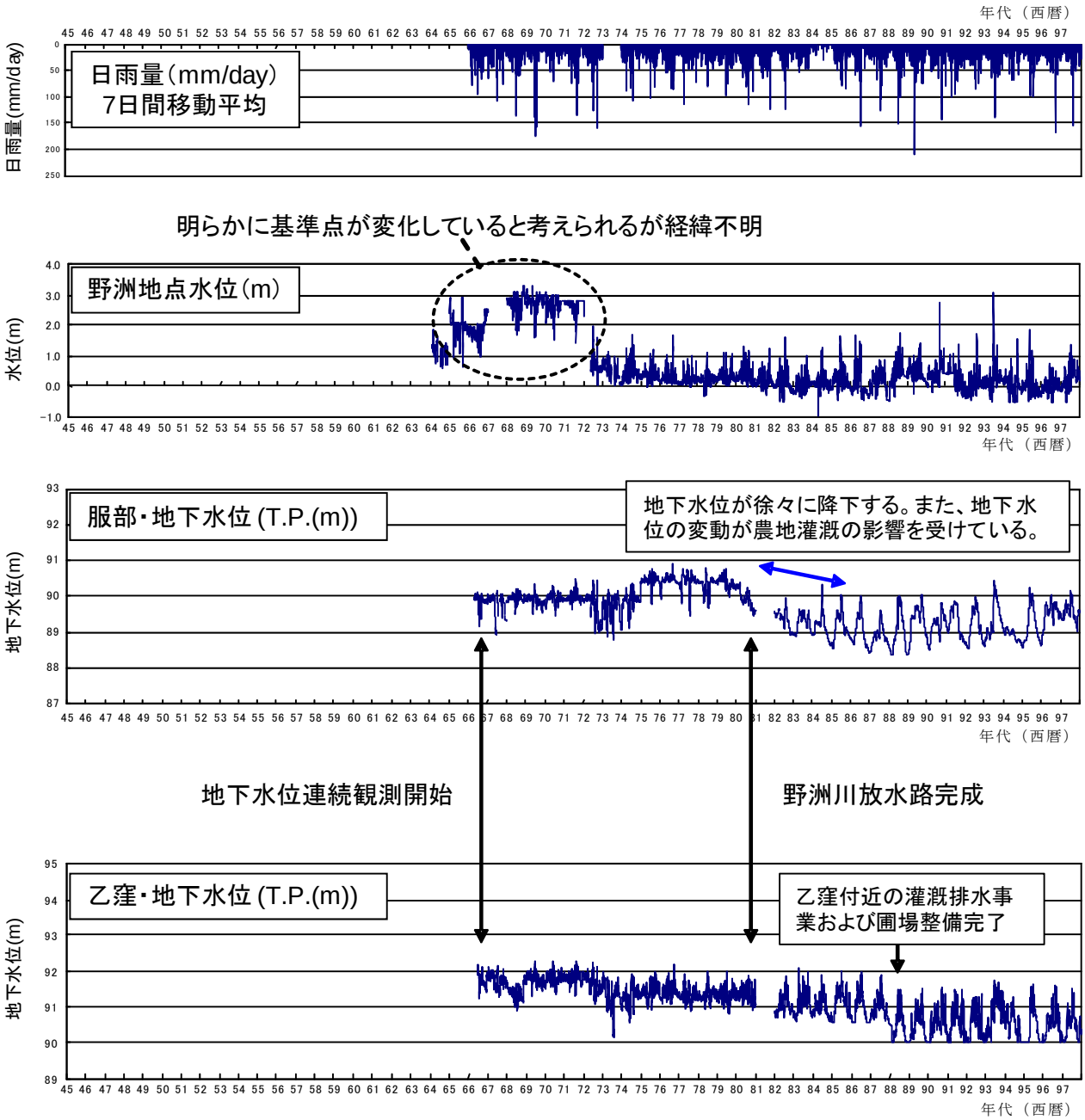


図-2.8　野洲川流域地下水位の推

2.2　水質の観点から～谷田川流域の事例

谷田川流域（166.7km^2、**図-2.9**）は茨城県の西部に位置し、流域関係市町村としてつくば市、つくばみらい市、牛久市、龍ヶ崎市がある。このうち、つくば市は流域の約 82%を占め、主に牛久沼に流入する谷田川、西谷田川、稲荷川の各集水域で構成されている。牛久沼の平成 11 年度年平均 COD は全国ワースト 3 であり、水質汚濁の著しい富栄養湖である。現状では、流域内の主たる土地利用は田畑で流域の約半分を占め、流域内人口は 13 万人（平成 7 年国勢調査結果）である。流域を含む地域では、1970 年代からつくば学園都市の開発が進められるとともに、東京とつくばを結ぶつくばエクスプレスの開通（2005 年 8 月）に伴った沿線開発が現在行われており、急激な都市化が流域の水循環や水環境、牛久沼の水質に影響を及ぼすことが懸念される。そのため、開発以前から流域内の水循環・物質循環に関する様々なデータを蓄積しながら、流域条件の変化による影響を観測とモデリングにより評価する必要がある。ここでは、谷田川流域の河川および地下水の水質データを観測・取得して分析を行い、流域の水質特性の把握を行った。

2.2.1　谷田川流域の概要

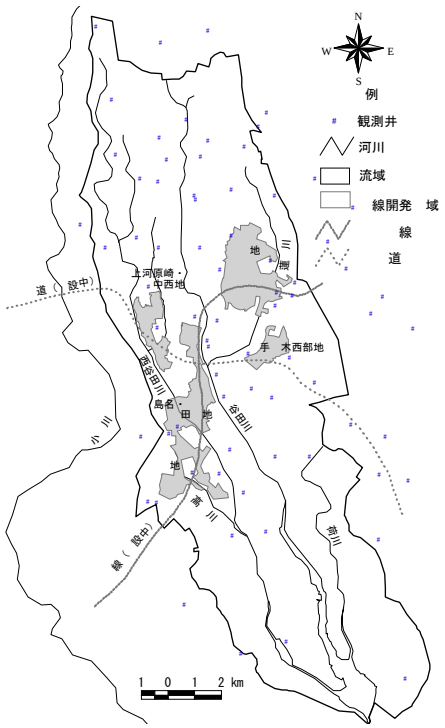


図-2.9　流域概要および地下水位観測井　位図

1）地形・地質

谷田川流域の地形は、筑波・稲敷台地と台地を刻む谷田川の開析谷によって特徴づけられる。筑波・稲敷台地は、水戸から千葉に広がる常総台地の一部であり、標高は T.P.+30m～+20m である。台地の北～東側を桜川低地、西～南側を小貝川低地に区切られており、北西から南東へ次第に標高が低くなっている。この台地面傾斜に沿って稲荷川、谷田川、西谷田川がほぼ平行して開析谷をつくり、牛久沼に流入している。

谷田川流域とその周辺の地質層については、筑波大学構内及び国土地理院地殻活動観測井のボーリング記録によると、それぞれ深度 477m と 487m で基盤岩類に達している。**表-2.3** の地質層序表に示すとおり岩盤からの地層は、上総層群、下総層群、常総層、関東ローム層となっており、谷部には沖積層が分布する[1)]。また、**表-2.3** 中に主な帯水層を示す。常総層及び下総層群の成田層を帯水層とする地下水は主に不圧であるが、常総層中のシルト層あるいは常総粘土層によって被圧されている場合もある。本研究では、沖積砂層から成田層までの帯水層中の地下水を浅層地下水とし、下総層群下部の砂・砂礫層以下の帯水層中の地下水を深層地下水とする。下総層群下部の砂・砂礫層の帯水層は、筑波地域において比較的浅い位置に存在する被圧帯水層として簡易水道、農業用に広く利用されている[2)]。

表-2.3　地層　表

時代			地層名		記号	構成	地下水区分	分布地・分布標高(T.P.m)
現世			－			盛土/埋土		
新生代	第四紀	完新世	沖積層		Ap	腐植土・有機質土		
					Ac	粘土・シルト		
					As	砂	不圧	沖積低地
					Ag	砂礫・礫		
		更新世	新期ローム層（立川，武蔵野相当）		tm	ローム	不圧	台地表層部
			常総層	常総粘土層	tc	凝灰質粘土		
				龍ヶ崎層	Dp-1	腐植土・有機質土		
					Dc-1	粘土・シルト		
					Ds-1	砂	主に不圧	+20m～+10m
					Dg-1	砂礫		
			下総層群	成田層（下総層群上部）	Dc-2	粘土・シルト		
					Ds-2	砂	主に不圧	+20m～+10m
					Dg-2	砂礫		
				下総層群下部（藪層，地蔵堂層）	Dp-3	有機質土		
					Dc-3	粘土，シルト		
					Ds-3	砂	被圧	-20m～-40m
					Dg-3	砂礫		
					Dc-4	粘土，シルト		
					Ds-4	砂		
					Dg-4	砂礫		
	第三紀	鮮新世	上総層群		Dg-5	砂礫	被圧	-70m以深

2) 土地利用及び人口

国土数値情報（1976 年調査）と第五期細密数値情報（1994 年調査）に基づき、谷田川流域における各年の土地利用割合を算定した(**表-2.4**)。これより、建物、道路等からなる都市域の面積割合は 9%から 30%へと増加し、森林・荒地の面積割合は 26%から 16%へと減少している等、流域の都市化が進行していることが分かる。また、今後**図-2.9** 中に示す総面積約 13km^2（流域面積の 8%に相当）の 5 地区において、つくばエクスプレスの開通（2005 年 8 月）に伴った沿線開発が行われている。

地域メッシュ統計（1995 年国勢調査）で求めた谷田川流域内の現況人口は 12.6 万人であるのに対して、沿線開発計画が検討されている 5 地区のうち、4 地区の計画人口は、合計で 7.5 万人と想定されている。従って今後、谷田川流域の都市化が急激に進展することが予想される。

2.2.2 地下水観測

1) 地下水位調査

調査は**表-2.5** に示すように 1999 年、2000 年において計 5 回実施した。本調査では当初、1970 年代に筑波大学が調査を実施した井戸 [3)]を測定対象とした。しかしながら、上水道の整備の進展や井戸枯れなどにより、当時の調査井戸が現存してない場合もあり、また流域全体の地下水の実態を把握するため、2000 年調査では下流の牛久沼まで網羅できるよう新たに井戸を追加選定している。調査対象井戸 64 地点の内、浅層地下水から取水する浅井戸は 59 箇所、深層地下水から取水する深井戸は 5 箇所である。井戸の種別に関しては、深井戸はボーリング井戸で、浅井戸は主に丸井戸である。

2) 地下水水質調査

地下水水質については、多項目水質チェッカーを用いて水温、pH、電気伝導度、溶存酸素を現地測定するとともに、井戸水を採取し水質分析を行った。

表-2.4　谷田川流域の土地利用割合

土地利用	1976年	1994年
田	15%	14%
畑	34%	33%
森林・荒地	26%	16%
都市域	9%	30%
空地・造成中地	11%	2%
河川・湖沼	5%	4%

水質分析項目は、地下水の水質組成及び地下水に含まれる全窒素の濃度を把握するため Na^+、K^+、Ca^{2+}、Mg^{2+}、NH_4^+、Cl^-、NO_3^-、NO_2^-、SO_4^{2-}、HCO_3^-とした。2000 年の調査では、新井橋、陣屋橋、中谷原橋の各地点の河川水についても同様の水質調査を行った。

3) 地下水位の変化

浅井戸の地下水位調査結果を用いて地下水位分布図を作成した。地形条件を反映させるため、各井戸の地下水位調査結果を内挿して地盤高から地下水面までの深さのメッシュデータを 50m メッシュで作成し、地盤高に関する 50m メッシュデータと重ね合わせて地下水位を求め、地下水位分布図を作成した。**図-2.10** に 2000 年 11 月の例を示す。各調査時期の

表-2.5　地下水位調査の概要

調査期間	天候	調査地点
1999.10.6～10.8	曇り	45 地点（浅井戸 40、深井戸 5）
1999.12.9～12.11	晴れ	48 地点（浅井戸 43、深井戸 5）
2000.5.26～5.27	晴れ	63 地点（浅井戸 58、深井戸 5）
2000.7.28～7.29	曇り	64 地点（浅井戸 59、深井戸 5）
2000.11.10～11.11	晴れ	63 地点（浅井戸 58、深井戸 5）

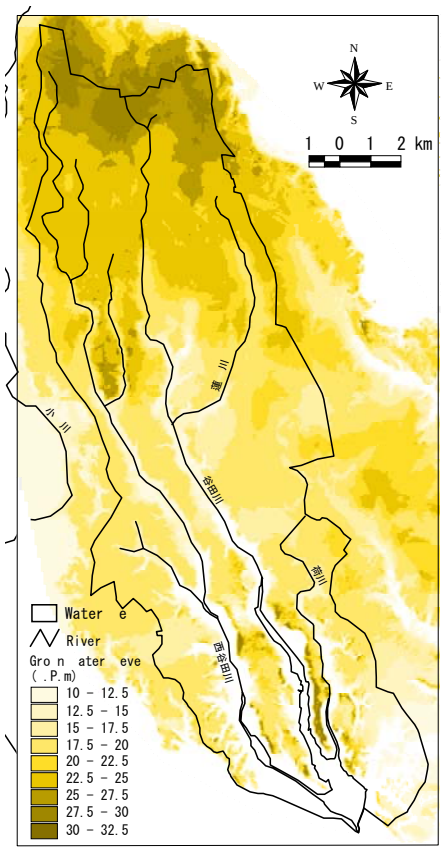


図-2.10　地下水位分布図

地下水位分布図より、浅層地下水位は、谷田川流域の北端で高く、徐々に南へ傾斜しており、流域における浅層地下水界は流域界とほぼ一致していると推定された。次に、人為的な影響が比較的少ないと考えられる非灌漑期を対象に浅層地下水位の経年変化について分析を行った。**図-2.11** には 1999 年 12 月地下水位から筑波大学の測定[3]による 1976 年 2 月地下水位を差し引いた水位変化図を示す。比較したデータには、測定前 1 週間程度無降雨で地下水位が安定していると考えられるものを採用した。**図-2.11** より、地下水位が全体的に下がっていると共にところによっては 1m 以上低下している領域も見られる。地下水位の低下量は、平均して 0.4m 程度である。浅層地下水位は元来降雨等の気象条件に応じて変動するものであるが、このような低下量の面的な違いが生じた要因として、都市化による浸透域の減少、不浸透域の拡大と研究学園都市建設関連による河川・排水路整備が進んだことなどが挙げられる。

地下水位の低下量と土地利用変化の関係をみるために、**図-2.11** の地下水位変化図の範囲で地下水位低下量が、0m未満、0～0.75m、0.75m以上の 3 つの領域に区分し、領域毎に 1976 年（国土数値情報）と 1994 年（細密数値情報）の土地利用を算出した（**表-2.6**）。**表-2.6** から、地下水位の低下量が大きい領域ほど、田、畑、森林・荒地及び空地・造成中地を合わせた浸透域の面積割合の減少が大きく、都市域の面積割合の増加も大きいことが判明した。

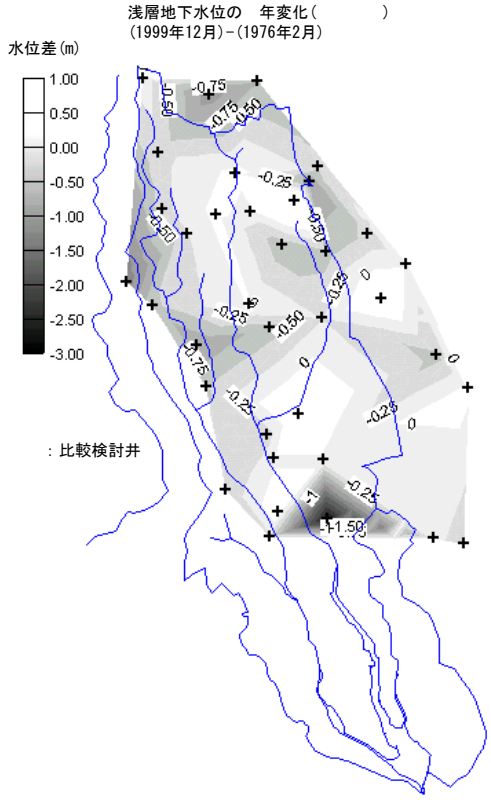


図-2.11　1999 年 12 月と 1976 年 2 月の浅層地下水位の差

）地下水水質及び河川水質の変化

1975 年 11 月調査結果と 2000 年 11 月調査結果を用いて地下水水質（硝酸態窒素）の経年変化を**図-2.12** に示した。**図-2.12** より NO_3^- の増加傾向が読み取れる。

谷田川流域内における農業系の土地利用変化をみるため、**図-2.13** に流域内の作物別収穫面積の経年変化を示す。流域内の作物別収穫面積は、農業関連の統計資料[4) 5) 6)]に記載の自治体ごとの作物別収穫面積と流域に占める自治体の面積から推定した。**図-2.13** より、稲などの収穫面積は減少しているが、芝畑は増加傾向にあり、1998 年の面積割合は 1975 年に比べ約 2 倍になっている。また、流域全体の森林の面積割合は、1976 年（国土数値情報）は 26%であったが、1994 年（細密数値情報）は 16%へと減少している。NO_3^- の増加は、長年にわたる肥料の土壌中への蓄積や森林・水田の減少に伴う希釈・窒素固定・脱窒作用の低下の影響が考えられる。

表-2.6 土地利用面積割合の変化

低下量(m)	0未満			0～0.75			0.75 以上		
検討範囲に占める割合	10%			81%			9%		
土地利用区分	76年	94年	変化量	76年	94年	変化量	76年	94年	変化量
田	9%	9	0	13	11	-2	11	8	-3
畑	42%	37	-5	39	35	-4	39	35	-4
森林・荒地	13%	10	-3	15	12	-3	13	12	-1
空地・造成中地	10%	2	-8	12	2	-10	16	2	-14
都市域	25%	41	+16	20	39	+19	20	42	+22
河川・湖沼	1%	1	0	1	1	0	1	1	0
浸透域（田+畑+森林・荒地+空地・造成中地）	74%	58	-16	79	60	-19	79	57	-22

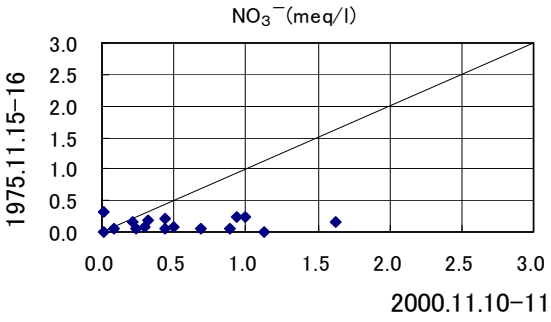


図 2.12　水質比較図(NO_3^-)

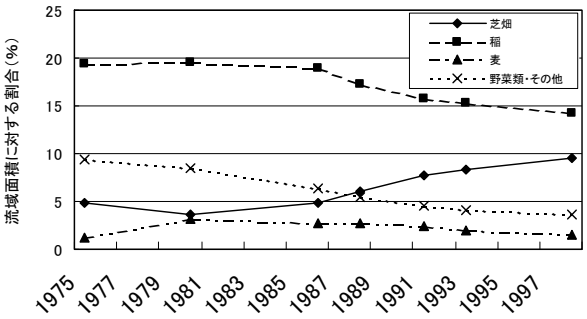


図-2.13　作物　収　面積の　年変化

2000 年の調査結果によると、NO_3-N（硝酸態窒素）と NO_2-N（亜硝酸態窒素）の合計が地下水環境基準値の 10mg/l を超えた地点は、灌漑期、非灌漑期を通じて調査地点数の 3~4 割程度と比較的多く、かつ広範囲にわたっており、濃度の最大値は 34.3mg/l となっている。**図-2.14** に 2000 年 5 月、7 月、11 月の NO_3-N 濃度分布図を示す。これより、季節を経るに従って NO_3-N 濃度が高い地域が広がる傾向が見られる。また、11 月において NO_3-N 濃度が非常に高い地域が存在しており、これは周辺の土地利用において畑の割合が多く、森林の割合が少ないこと及び灌漑用水による希釈がないことなどが関連していると考えられる。

一方、河川の水質変化に関して、谷田川丸山橋地点(陣屋橋より約 2.7km 下流)の全窒素濃度[7]の変動状況を**図-2.15** に示した。各年の最大値に着目すると 1977 年から 1991 年ごろまでは増加傾向、それ以降は一定している傾向が見られる。また、季節変化として非灌漑期に濃度が高い傾向が見受けられる。非灌漑期に全窒素濃度が高い要因として、非灌漑期は河川水が農業用水等で希釈されないこと、河川水の反復利用による水田での窒素浄化がないこと、硝酸態窒素濃度が高い浅層地下水がより多く河川へ流出したことが考えられる。別途検討されている谷田川の現況水循環解析結果[8]では、地下水の河川への流出が低水流量に対して約 6 割あると推定されてい

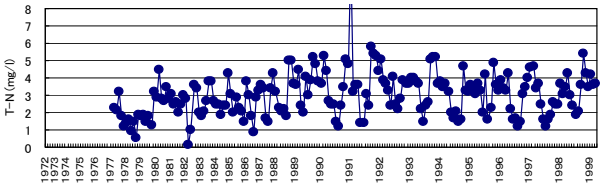
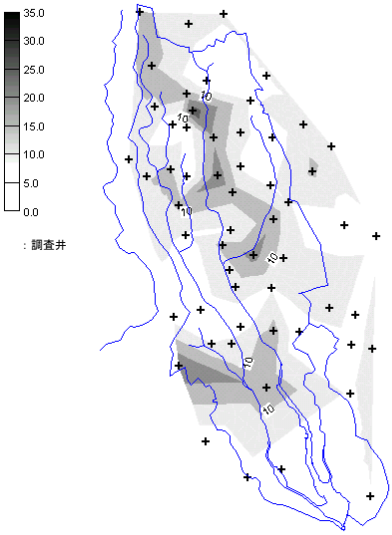
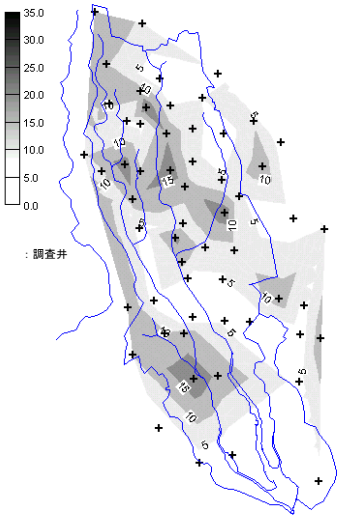


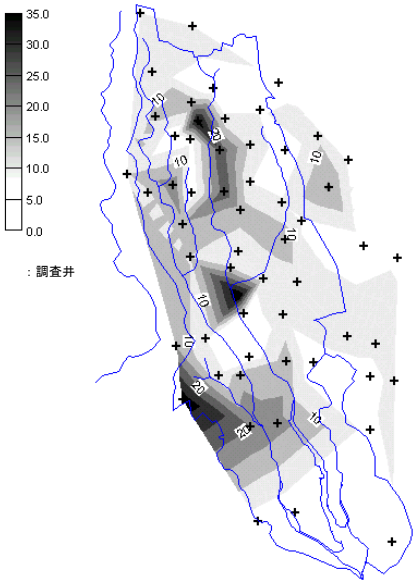
図-2.15　谷田川　山橋地点における全窒素濃度の変動　況



2000/5 Gro n　ater NO_3-N(m /)



2000/7 Gro n　ater NO_3-N(m /)



2000/11 Gro n　ater NO_3-N(m /)

図-2.14　2000 年 5 月、7 月及び 11 月の NO_3-N 濃度分布

ることから、地下水の水質の影響が河川に及びやすいと考えられる。

2.2.3　河川水質観測

1）調査の概要

河川水質調査は**図-2.16** に示される地点を中心にして 2001 年 4 月より継続的に実施した。2001 年 4 月から 2003 年 3 月までのおよそ 2 年間、初年度は約 10 日ごとに、次年度は約 1 ヵ月に 1 回ごとに河川の水質調査を行った。調査では、流域内 4 ヵ所（小白砥橋（Y5）、無名橋（N5）、境松堰（N7）、高岡川堰（T1））の水位観測地点の河川水を採取した（**図-2.16**）。水温、pH、EC、DO を現地で測定した後、冷暗保存した試料を持ち帰り実験室内で水質分析を行った。分析項目は、T-N、NO_3-N、NO_2-N、NH_4-N、T-P、PO_4-P、T-BOD、D-BOD、TOC、DOC、SS、Na^+、K^+、Mg^{2+}、Ca^{2+}、Cl^-、SO_4^{2-}、HCO_3^-等である。また、2001 年 8 月 20 日～23 日、2002 年 9 月 30 日～10 月 2 日には出水時の流量・水質調査を行い、前述と同様の水質分析を行った。各地点では、低水時と洪水時の流量観測を実施し、水位流量曲線を求めた。上記 4 ヵ所以外に河川 1 地点、流域内の地下水位観測地点 3 地点においても同様の水質調査を実施した。また、2003 年 4 月に無名橋地点で河床堆積物と河岸土壌のコアサンプルを採取した。河床堆積物は脱窒菌数と間隙水のNO_3-N、NO_2-N、NH_4-N 濃度を測定し、河岸土壌は脱窒菌数を測定した。脱窒菌数は下水試験方法 PYN 培地 MPN 法により、硝酸イオン消失菌数として測定した。さらに 2003 年 8 月と 2004 年 1 月に、流域内を流れる谷田川、西谷田川、蓮沼川、高岡川、稲荷川の 5 河川について合計 18 ヵ所の水質調査を行った。また、それと同時に地下水井と流域外の河川から導水した農業用水をそれぞれ 11 ヵ所と 3 ヵ所調査した。試料は現地で水温、pH、EC、DO を測定し、冷暗保存して持ち帰り実験室内で T-N、NO_3-N、NO_2-N、NH_4-N、T-P、PO_4-P の成分分析を行った。さらに、地点数は若干少ないものの同様の調査を 2003 年 5 月と 6 月に行い、5 月にはNO_3^-の $\delta^{15}N$ を測定した。2004 年 2 月には、本流域で一般的と考えられる台地から沖積低地を流下して河川へ流出するという一連の地下水流動過程において、流下に伴い水質が変化する様子を調査するため管井 17 本を設置した。3 月に試料を採取し、T-N、NO_3-N、NO_2-N、NH_4-N、T-P、PO_4-P の水質分析を行った。

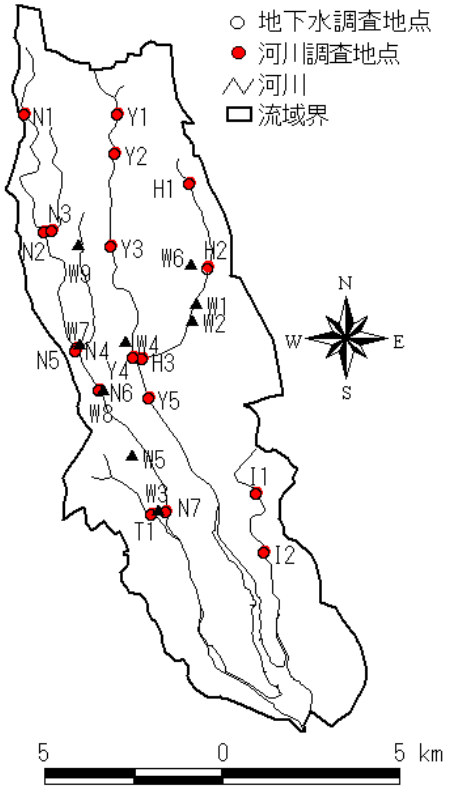


図-2.16　谷田川水質観測地点

2）河川水質の特

ここでは、流域面積 49.1 km^2 の小白砥橋地点（谷田川）と、38.0 km^2 の境松堰地点（西谷田川）における水質の特徴について述べる。小白砥橋地点と境松堰地点では水質の濃度や季節変動の傾向が類似していたことから、ここでは小白砥橋地点の結果を中心に取り上げる。

2-a）平　時

2001～2002 年度の調査を通じ、各窒素成分濃度は灌漑期に低く、非灌漑期に高い傾向が得られた（**図-2.17**）。T-N 濃度の平均値は、灌漑期と非灌漑期でそれぞれ 2.1 mg l^{-1} と 3.4 mg l^{-1} で、約 1 mg l^{-1} 以上の差がみられた。また、T-N に占める無機態窒素（NO_3-N、NO_2-N、NH_4-N）濃度の割合は平均して約 81%であり、NO_3-N がその 94%を占めていた。濃度と流量を乗じて負荷量を求めると、灌漑期と非灌漑期における水質の差は比較的不明瞭であり、T-N の平均流出負荷量は灌漑期と非灌漑期でそれぞれ 3.1 g s^{-1} と 2.9 g s^{-1} となり、灌漑期に負荷量が大きい傾向が得られた。これらの結果から、灌漑期における低濃度は、主に流域外から導水される農業用水（灌漑期

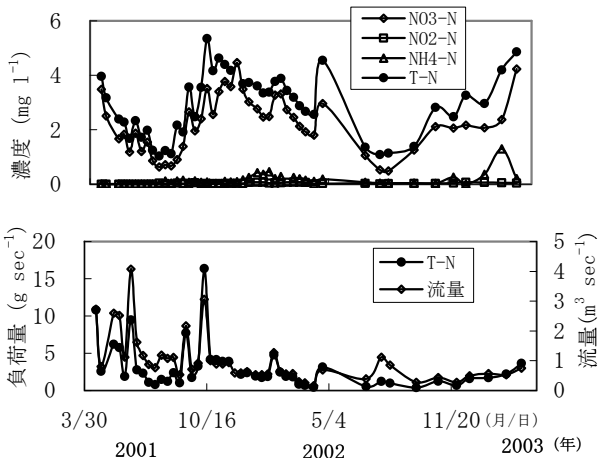


図-2.17 小白　橋地点における窒素濃度成分と負荷量

の T-N 濃度：1～2 mg l^{-1}程度）により河川水が希釈されることに起因すると考えられる。

一方、T-P と PO_4-P 濃度には明瞭な季節変動が見られなかった。また、T-P は濃度、負荷量ともに灌漑期のほうが非灌漑期よりも高い傾向が得られた。T-P に占める PO_4-P 負荷量の割合はおよそ 36%で、懸濁態による流出が比較的重要であることが示された。この結果は、T-N で NO_3-N 等の無機溶存態による流出率が高いことと対照的である。

2-b）洪水時

図-2.18 は、2002 年 9 月 30 日から 10 月 2 日の 3 日間、降水に伴って河川水位と流量、水質が変化するようすを観測したものである。降水量のピークは 2 つだが、河川水位の上昇は 1 つのピークであった。濁度と SS 濃度は降水時間初期に高く、晴天時路面に蓄積していた塵の他、水路や河底に堆積していた懸濁物質が降水により一気に洗い流されたためと考えられる。また、PO_4^{3-}濃度は、ピークの出現に若干遅れがあるものの、降水量や SS 濃度等と同じ 2 つのピークが観測された。リンは土壌粒子等に吸着しやすく、先にも述べたとおり懸濁態での輸送が重要である。降水により、洗脱や溶脱され、河川水に供給されたと思われる。これに対し、Cl^-やSO_4^{2-}濃度は降水時間中に低下する傾向を示し、雨水により希釈されたと考えられる。NO_3^-は降水時間中に顕著な濃度上昇が確認されず、降水後緩やかに上昇した。これは、流域の約 51%を占める農地に降った雨が地中に浸透する際に、肥料から NO_3^-を溶出し河川に流出したため、あるいは土壌の飽和帯や不飽和帯に施肥等に

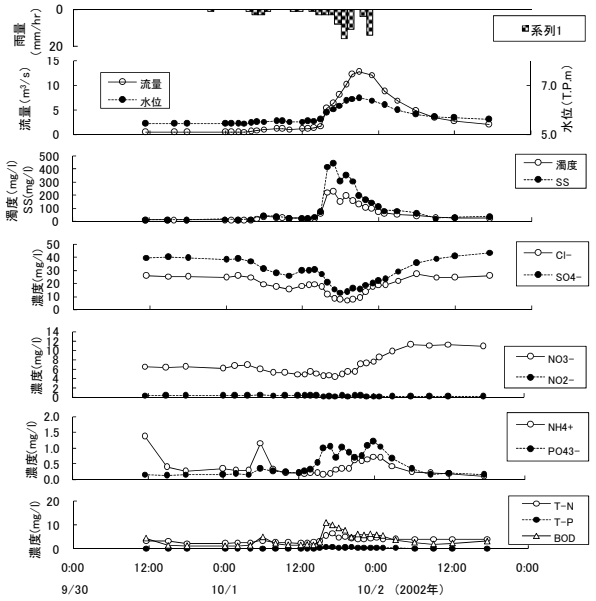


図-2.18　小白　地点における　雨時の水質

起源をもつ硝酸イオンが保持されており、降水の浸透によりピストン流のような形で河川に流出したためと考えられる。このように、各成分により環境中での挙動が異なることから、モデル化の際には実態の把握と考慮が必要である。

2-c）河川水の水質と流域の土地利用率の関係

汚濁負荷の流出特性は、流域の汚濁負荷発生源（土地利用）や自然環境、気象条件、水系の大小などに影響される。北海道網走や十勝地域の畑作・畜産地帯の大河川では、年平均 T-N 濃度と普通畑・牧草畑および草地の流域面積率の間に正の相関関係があり、数式化が可能であることが示されている[9]。本調査地でも河川水質と土地利用率の定量化が可能であるか検討を行った。

流域内の複数の河川で上流～下流にかけて合計 18 ヵ所で水質調査を行った。各測定点を下端とした流域を設定し、細密数値地図（1994 年）より流域の土地利用率を算出した（**表-2.7**）。水質の測定結果は 2003 年 8 月（灌漑期）と 2004 年 1 月（非灌漑期）の各データと、2 回の平均値を年平均として用いた。河川水の窒素やリン、炭素の濃度および負荷量と、流域の土地利用率との相関関係について評価した。解析の結果、年平均 T-N 濃度は農地の面積率と最もよい相関があった（r=0.65）（**表-2.8**）。農地を水田と畑地およびその他の農地の 2 種類に分類すると、畑地と比べて水田の面積率の方が T-N 濃度と相関関係が強かった（r=0.49）。月ごとのデータで比較する

表-2.7　流域　との土地利用率（%）

地点名	山林・荒地等	農地	農地の内訳		宅地	その他*
			水田	畑・その他農地		
Y1	9	46	4	41	36	9
Y2	8	57	8	48	27	9
Y3	13	59	12	47	22	7
Y4	14	58	13	45	21	8
Y5	15	51	12	39	18	17
N1	12	65	36	28	17	7
N2	12	62	23	39	16	11
N3	8	67	13	54	18	7
N4	22	56	15	41	13	8
N5	14	61	16	45	16	9
N6	14	62	17	45	16	8
N7	15	60	17	43	17	8
T1	32	43	12	31	19	6
I1	4	46	10	36	23	28
I2	6	44	9	35	22	28
H1	12	46	6	40	10	32
H2	12	48	8	40	10	30
H3	13	43	10	33	15	30

*造成地+公共公益施設用地+河川・湖沼等

表-2.8　流域の土地利用率と河川水の各成分濃度（年平均値）の　関係数

地　点　名	T-N	NO_3-N	NO_2-N	NH_4-N	T-P	PO_4-P	TOC	DOC
山林・荒地等	-0.21	-0.31	0.07	0.06	0.74	0.51	0.28	0.49
農地	0.65	0.69	0.39	0.31	0.05	-0.06	0.52	0.46
田	0.49	0.56	0.13	0.38	0.18	0.20	0.42	0.23
畑・その他の農地	0.28	0.25	0.35	-0.04	-0.15	-0.31	0.19	0.32
宅地	0.27	0.25	0.17	0.12	-0.05	-0.23	0.29	0.08
その他	-0.57	-0.53	-0.48	-0.36	-0.48	-0.13	-0.78	-0.74

と、水田の面積率と T-N 濃度の相関係数は灌漑期に高く（r=0.75）、強い相関関係にあった（**図-2.19**）。水田の面積率と T-N 濃度は（2-1）式によって表される。

$$C_N = 0.0521 \times l_p + 1.82 \qquad (2\text{-}1)$$

ここで、C_N：灌漑期の T-N 濃度（mg l^{-1}）、l_p：水田の面積率（%）である。1 流域を除いて、各流域内の土地利用は水田よりも畑地の面積率が高く、平均して 4 倍程度広い。これらの結果は、面積率の低い水田が畑地より河川水の窒素濃度に影響していることを示している可能性がある。網走・十勝地域が畑作・畜産地帯であるのに対し、谷田川流域が畑作の他に稲作栽培も盛んであることに起因すると思われる。一般に水田は畑地等より単位面積あたりの脱窒量が大きく、適切な管理や反復利水により水質の浄化に機能を発揮するとされている。しかし、元肥や追肥などを地表面に施用する場合や用水のかけ流しを行う場合には、田面から窒素やリン等の栄養塩が排水路を通じ河川へ流出しやすく、環境への排出負荷が高くなる可能性もある。

2- ）　地下水の水質と流域の土地利用率の関係

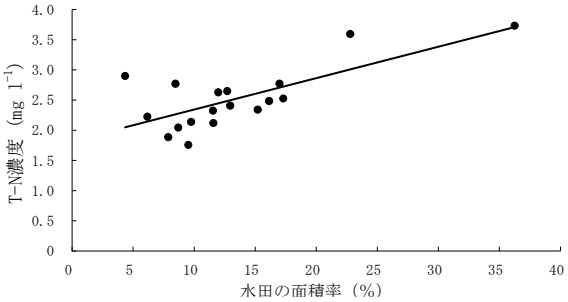


図-2.19　水田面積率と河川の全窒素濃度の関係

2003 年 8 月と 2004 年 1 月に調査した、地下水の水質の平均値を**表-2.9** に示す。W2 や W3、W6 等の地下水井周辺に畑地が広がっている地点で、環境基準値の 10 mg l^{-1} を上回る濃度の NO_3-N が観測された。これに対し、水田の中に設置されている W5 の井戸では、NO_3-N 濃度は 0.28 mg l^{-1} と非常に低かった。この傾向は、500×250m 程度の範囲を調査区域とし、地表面の土地利用（林、畑、水田、等）の異なる場所に地下水井を設置して水質を観測して得られた結果とも比較的よく一致した（**表-2.10**）。これらのことから、水田の浸透水が地下水流出する過程や、台地上に広がる畑地からの地下水が沖積低地に分布する水田下を流動して河川に流出する過程では、脱窒等の作用により窒素濃度の低下が引き起こされると考えられる。水田が水質汚濁負荷の発生源となる場合は、地下水流出よりもかけ流し等による表面流出の方が大きい可能性が示唆された。

2-e）窒素安定同位体比による　源推定

窒素には ^{14}N と ^{15}N の 2 つの安定同位体が存在し、環境中に放出された窒素成分の起源推定に用いることができ、トレーサーとして有効である。大気窒素を精製して得られた N_2 を標準試料として、それに対する同位体比の千分率偏差（‰）で表現され、記号 $\delta^{15}N$ で表される。一般に、窒素が人間活動や生物活動由来である場合は高い同位体比をとることが知られている。谷田川流域において、2003 年 5 月に水に含まれる NO_3^- の $\delta^{15}N$ を測定し、NO_3-N の起源推定を行った（**表-2.11**）。

畑地の中に設置された地下水井 W1 と W9 における $\delta^{15}N$ 値は、+3.2 ‰と+9.3 ‰であり、化学肥料などに由来すると推定される。一方、蓮沼川（H3）と谷田川（Y2、Y5）の河川水は+7.2～+7.8 ‰とこれらと同程度で、主に化学肥料に由来する窒素であると考えられる。これに対し、西谷田川堺松堰（N7）の $\delta^{15}N$

表-2.9　地下水の水質調査結果

地点名	T-N mg/l	NO3-N mg/l	NO2-N mg/l	NH4-N mg/l	T-P mg/l	PO4-P mg/l
W1	2.4	2.3	0.01	0.04	0.04	0.04
W2	14.4	14.1	0.01	0.02	0.04	0.03
W3	13.6	12.6	0	0.03	0.06	0.06
W4	2.07	1.96	0	0.04	0.07	0.07
W5	0.26	0.11	0.01	0.03	0.01	0.01
W6	21.9	21.9	0.01	0.02	0.01	0
W7	6.17	6.16	0	0.03	0.03	0.03
W8	0.32	0.16	0	0.03	0.04	0.02
W9	7.32	7.27	0.02	0.04	0.01	0.01
W10	6.38	6.37	0	0.03	0.06	0.06
W11	6.58	6.5	0	0.03	0.05	0.05

表-2.10　周辺の土地利用と地下水の水質

地点名	地下水の流動	NO_3-N mg l^{-1}	NO_2-N mg l^{-1}	NH_4-N mg l^{-1}	PO_4-P mg l^{-1}
林		32.7	0.01	0.03	0
畑１		6.59	0	0.04	0.03
畑２		11.5	0.01	0.05	0.01
水田1		0	0.01	0.06	0
水田2		0.63	0.02	0.04	0.03

表-2.11　濃度と NO_3-N の窒素安定同位体比

地点名	NO_3-N mg l^{-1}	NO_2-N mg l^{-1}	NH_4-N mg l^{-1}	PO_4-P mg l^{-1}	$\delta^{15}N$ ‰
Y2	1.19	0.03	0.08	0.01	+7.2
Y5	1.61	0.02	0.11	0.01	+7.5
N6	1.75	0.02	0.12	0.01	+16.2
N7	1.74	0.02	0.12	0.01	+21.1
H3	1.51	0.03	0.12	0.01	+7.8
W1	2.68	0	0.02	0	+3.2
W9	3.51	0	0.03	0	+9.3

値は+21.1 ‰と高い値を示し、し尿や生活雑排水などの生活系からの排出負荷が、流域内の重要な発生源となっていることが推定される。谷田川、蓮沼川、西谷田川の各測定点における NO_3-N 濃度に大きな差はないが、西谷田川と谷田川および蓮沼川でその起源が異なっていることが推察される。このように、窒素の安定同位体比を測定することにより、濃度分析だけでは得られなかった情報が得られ、集水域内における窒素負荷の発生源を推定する手段として有効である。

2.2.4　物質収支の定量化

2001 年度と 2002 年度の調査結果をもとに、流域の窒素収支を検討した。谷田川の小白砬橋地点を最下端とする流域（以下、小白砬橋流域と呼ぶ）と、西谷田川の境松堰を最下端とする流域（境松堰流域と呼ぶ）の 2 流域について、物質収支を検討した。

集水域への窒素の流入経路としては、降水、農業用水、農地における施肥と窒素固定等が考えられる。また、下水道未整備地域におけるし尿排水と生活雑排水は河川へ流入する窒素負荷量として計算した。集水域からの流出経路としては、河川流出の他、河床での脱窒や農地における作物吸収、脱窒を考えた。

1）流出負荷量の推定

まず、河川からの流出負荷量を H-Q 曲線と L-Q 曲線を用いて算出した。平常時と出水時における水位と流量の実測データに基づいて H-Q 曲線を作成し、さらに流量測定時の水質分析結果をもとに L-Q 曲線を作成し（**図-2.20**）、10 分間隔で記録している水位計の観測結果から、10 分ごとの流出負荷量を算出して 2 年分とした。農地における作物吸収量は、牛久沼集水域を対象として算出した松本[10]のデータを使用した。農地における脱窒量は、水田で 70 kg ha^{-1} $year^{-1}$、畑地で 30 kg ha^{-1} $year^{-1}$ とした[11]。河床における脱窒量は、河床面積を細密数値地図（1994 年）の河川・湖沼面積に一致すると仮定し、脱窒係数[12]を 0.65 として河川水濃度より算出した。

2）流入負荷量の推定

2-a）　水による流入

集水域への流入負荷量のうち降水による負荷量は、平成 13 年度と 14 年度の環境省酸性雨測定結果報告の筑波測定局（北緯 36° 09′ 49″、東経 140° 11′ 00″）のデータを使用し、1 日ごとの降水量と NO_3-N および NH_4-N 濃度をそれぞれ乗じたもの

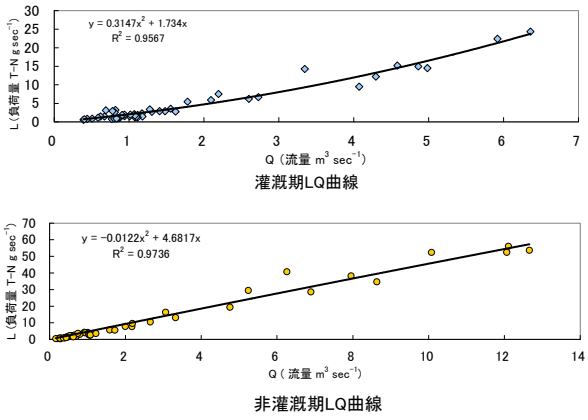


図-2.20　小白　橋地点における　曲線

を積算して求めた。

降水による窒素の流入負荷量と河川の流出負荷量を**図-2.21** に示す。ばらつきはあるものの、降水のピークと同期、または数日遅れて流出負荷量のピークが現れることがわかる。

2-b）し　排水および生活　排水

流域内の生活系排水の処理方法は、地域によって、下水処理、し尿処理（汲み取り）、浄化槽による処理の３種類が存在する。し尿処理場と下水処理場は流域外にあるため、流入負荷量として計算しない。浄化槽には合併浄化槽（雑排水とし尿の両方を処理）と単独浄化槽（し尿のみを処理）の２種類が利用されており、それぞれの発生負荷量 $L_{was、i}$ は下式により算定した。

$L_{was,1}$=集水域内合併浄化槽処理人口×し尿・雑排水 T-N 発生原単位×(1―合併浄化槽の処理率)　(2-2)

$L_{was,2}$=集水域内単独浄化槽処理人口×(し尿 T-N 発生原単位×(１－単独浄化槽の処理率)＋雑排水 T-N 発生原単位)　(2-3)

雑排水の T-N 発生原単位は 1.45g 人$^{-1}$ 日$^{-1}$、し尿の T-N 発生原単位は 7.15g 人$^{-1}$ 日$^{-1}$ を与えた[11]。また、浄化槽による T-N の処理率は単独浄化槽で 30%、合併浄化槽で 50%とした[13]。

2-c）農業用水

流域外から導水される農業用水の負荷量は、流域外から導水される水量と灌漑用水の濃度の積で表す。農業用水の負荷量は水利権申請上の数値と取水用ポンプ稼働状況データから推定した。灌漑用水の濃度には取水地点近傍における公共用水域の河川水質調査結果を利用し、測定日が異なることによる補正を行った。

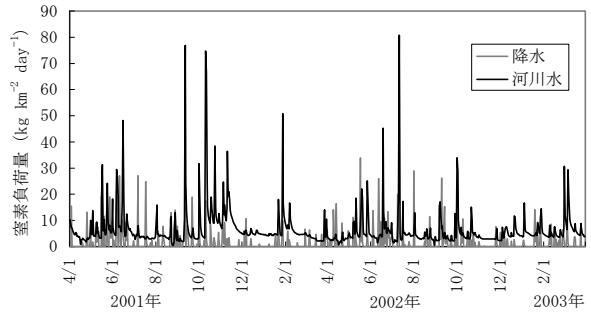


図-2.21　　水と河川水の窒素負荷量の関係

2-）施肥および窒素　定

化学肥料や堆厩肥等の農地投入による窒素負荷量や農作物による窒素固定量は、松本[10]の示す農地単位面積あたりの窒素量を引用した。

2-e）　　排水

つくば市の家畜頭数は、世界農林業センサスデータによると、豚：5,386 頭、乳用牛 227 頭、肉用牛：1,325 頭、採卵鶏：274 羽、ブロイラー：1,194 羽であったが、農地還元される家畜し尿は、農作物副産物等とあわせて、農地への施肥量に含め、その数値は松本[10]を引用した。

2-f）事業　排水

事業所から河川への排水量は、集水域内に存在する事業所の排水量届出値が日量10m^{3}を上回る事業所を抽出したが、結果的には小白硲橋地点上流および境松堰地点上流でそれぞれ日量合計値がおよそ 340m^{3}と 510m^{3}とわずかであることと、業種的に見ても栄養塩類の排出濃度は低いと考えられたことから、事業所から河川への流入負荷量は無視した。

3）流域における窒素収支の概要

流域の窒素収支の推定結果を**表-2.12** に示す。小白硲橋地点を最下端とする谷田川の流域と、境松堰地点を最下端とする西谷田川の流域を比較すると、流域に流入する窒素負荷量のそれぞれ 92%と 90%が施肥と窒素固定によるもので、農地への負荷であった。また、流出負荷量に占める作物吸収と脱窒の割合は、小白硲橋流域では 78%、境松堰流域では 83%であり、農地から持ち出される割合が大きいことが示された。小白硲橋流域と境松堰流域では、農地率がそれぞれ約 51%と 60%で、10%程度の差があるが、両者に際立った違いはみられなかった。このような流域の農地率が 50%前後の平地農業地域において窒素収支を把握する場合、農業活動に伴う窒素の流出入を解明することが最も重要であることが指摘された。

また、宅地面積率は小白硲橋流域と境松堰流域ともに 17%程度であるが、境松堰流域の方が生活排水に起因する流入負荷量が約 1.5 倍大きかった。これは下水道の普及状況や浄化槽の処理能力の違い、流域人口に起因する。これらの結果は、境松堰地点で小白硲橋地点より河川水中の NO_3-N の δ^{15}N 値が高く、生活排水に由来する窒素負荷が多いと推察されたこととよく一致する。

表-2.12　流域における窒素収支

小白砺流域		単位：kg km^{-2} day^{-1}
流入		33.9
	施肥	25.8
	窒素固定	5.1
	雨	1.8
	灌漑水	0.4
	生活排水	0.8
流出		32.0
	作物吸収	17.9
	脱窒（農地）	5.4
	脱窒（河床）	2.2
	河川流出	6.5
蓄積		1.9

境松堰流域		単位：kg km^{-2} day^{-1}
流入		40.6
	施肥	30.7
	窒素固定	6.1
	雨	1.8
	灌漑水	0.8
	生活排水	1.2
流出		36.7
	作物吸収	21.3
	脱窒（農地）	6.9
	脱窒（河床）	2.6
	河川流出	5.9
蓄積		3.9

灌漑水による窒素の流入負荷量も境松堰流域で小白砺橋流域より大きかった。谷田川には桜川からの導水のみ流入するが、農地率の比較的高い西谷田川では桜川の他小貝川からの導水が流入する。そのため、小白砺橋流域に流入する用水量より境松堰流域に流入する用水量の方が 20%程度多い。また窒素濃度の平均値（灌漑期の実測値）を比較すると、桜川が平均 1.4 mg l^{-1} であるのに対し、小貝川は平均 2.1 mg l^{-1} と高かった。これらの要因が、流域間に負荷量の違いを生じたものと思われる。

また、両流域の河床における脱窒量は流域の窒素除去量のそれぞれ約 7%にあたり、河道面積が流域面積に占める割合は小さい（1%程度）にもかかわらず、窒素の流出経路として比較的重要であることが示された。われわれが西谷田川の河床底泥を採取して調査した結果でも、河床表層付近に脱窒菌が多く存在し、表層付近の硝酸イオン濃度が低濃度であったことから、河床付近で活発な脱窒作用が発揮されていることが示唆される（図-2.22）。

2.2.5　地下水流動と窒素輸送

1）調査の概要

谷田川流域では、地下水の窒素による汚染度合いが

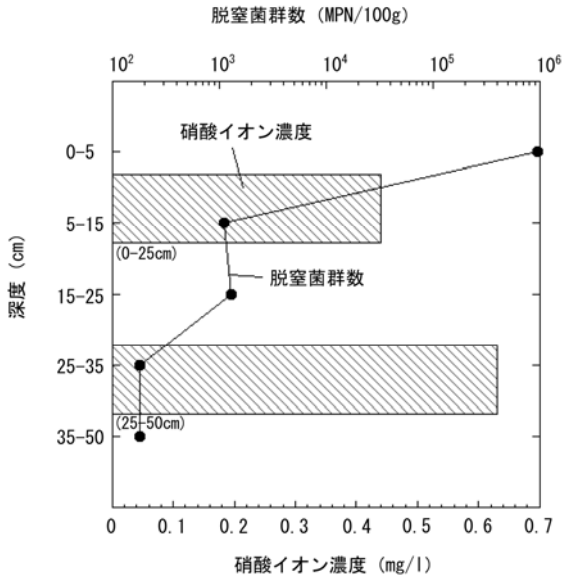


図-2.22　河　堆積物中の NO_3^- 濃度と　窒　群数の鉛直分布

高く、それが流出して、河川水質にも影響を及ぼしている可能性が考えられたが、これまでの調査により、河川水質は地下水ほどの汚染状況にはなかった。そこで、この理由を明らかにするため、流域内の木俣地区において、150(m)×450(m)程の地下水観測試験区域を設定し、河川沿いの土地利用と地下水の流動・水質変化の実態調査を行った（図-2.23）。本試験区域は台地から河川にかけての緩傾斜面を中心に構成されており、台地と河岸周辺の沖積低地にはそれぞれ林地と水田が分布し、間に畑地が分布している。このような土地利用の空間的分布は谷田川流域において典型的であり、本試験区域にける地下水流動と物質輸送を把握することが、流域全体の地下水系を理解する上で重要である。

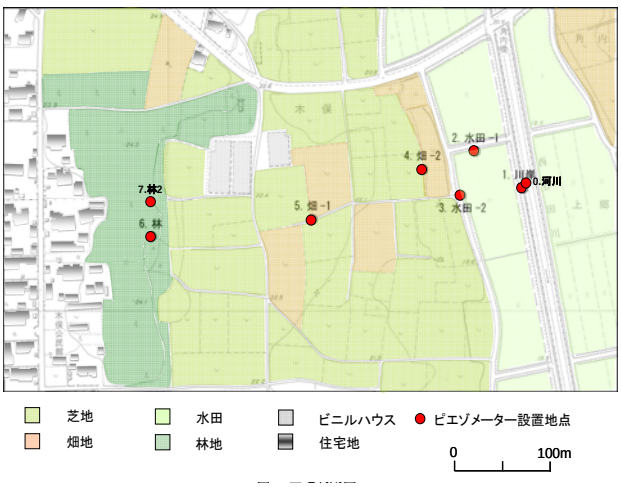


図-2.23　調査地概要

このような観点から、地下水観測試験区域に地下水の水質と流動を把握するためピエゾメータや地下水位観測用の井戸を設置した。設置した管の位置は、GPS（IX 系座標，標高）とトータルステーション（トラバース測量）により求めた。また、設置時のボーリングの際に土壌のコアサンプルを採取し、地質を調査した。ピエゾメータは 0～6 の全 7 地点に埋設した(**表-2.13**)。1 地点 2～4 本とし、それぞれ深さを変えて深度 2～7 mの範囲に深度方向 1m にわたってスクリーンを開けた。また、地下水位観測用の井戸（全層スクリーン）を 6 地点に設置した。

地下水位の観測は、2004 年 8 月 4 日、10 月 1 日、10 月 19 日・20 日（台風時)、11 月 24 日の計 5 回行った。ピエゾメータの地下水位の観測により求められる圧力水頭を水理水頭に換算し、また地下水位観測用井戸の地下水位の観測により地下水面の標高を求めた。水質の調査は 4 月 13 日、5 月 7 日、6 月 4 日、8 月 4 日、10 月 1 日、10 月 19 日・20 日、11 月 24 日の計 8 回行った。現地において水温と pH、EC、ORP を測定し、ポリ瓶に試水を採取して実験室へ持ち帰った。また、10 月 20 日の降雨時には雨を採水し、同様に実験室へ持ち帰った。採取した試水は、実験室内で速やかに F^-、Cl^-、NO_3^-、SO_4^{2-}、Na^+、K^+、Ca^{2+}、Mg^{2+}、HCO_3^-の定量分析を行なった。

さらに、地下水中に溶存する NO_3-N の起源を推定するため、5 月 27 日に地下水試料を採取し、窒素安定同位体比を測定した。分析した試料は地点 6 の深度 5m と 7m、地点 1 の深度 5m、地点 4、5 のそれぞれ 5m と 7m、地点 2 の 6m と地点 3 の 4m と 6m の計 10 検体であった。

2) 結果

2-a) 地質

図-2.24 に地質調査の結果を示す。上層より、表土（畑地の場合は客土)、ローム、常総粘土、砂と順に堆積している。当該地域の常総粘土層は厚く 2m

表-2.13 ピエ メータ設 況

No.	設置深度 (cm)	土地利用
0	200 300	河川
1	330 500	川岸
2	200 400 600	水田
3	200 400 600	水田
4	300 500 700	畑地
5	200 400 500 700	畑地
6	400 500 700	杉林

・No. 0 と No. 5 の深度 2mは 11 月に設置

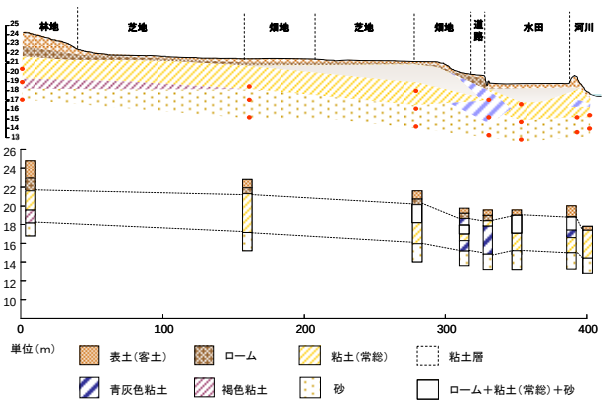


図-2.24 調査地域の地質

以上堆積している地点が多く、特に畑地 1 では 4m 堆積している。大きな特徴としては、畑地 2 から水田に至る地点において､3mほど青灰色粘土が堆積している。その青灰色粘土であるが、湖沼や河川においてよく見られる粘土で、微生物活動が活発に行われる還元的な粘土層であることが報告されている（菊池[14])。

2-b) ORP（酸化 元 位）の分布

ORP とは溶液の酸化力または還元力の強さを表す量で、この数字が大きな正の値を持つものほど一般に酸化力が強い。本研究ではポータブルメーターによる測定値を水温補正した値を ORP 値とした。**表 2.14** に 8 月 4 日、10 月 1 日、11 月 24 日に計測した

表-2.14 各地点における地下水の ORP

番号	設置地点	深度(m)	ORP (mv)
0	河川	2	333
		3	437
1	河岸	4	293
		5	262
2	水田1	2	280
		4	244
		6	241
3	水田2	2	249
		4	242
		6	271
4	畑地2	3	329
		5	289
		7	280
5	畑地1	4	319
		5	315
		7	303
6	林地	4	442
		5	444
		7	419
7	林地2		433

ORP の平均値を示す。全体の特徴としては表層ほど高く、深度を増すごとに低くなる傾向があった。また林地部においては、400mv を超え他地点より酸化的な環境であった。また 11 月を除いて水田では他地点より低く、特に青灰色粘土層で低い傾向があった。

2-c) 地下水流動

観測を行った 8 月 4 日、10 月 1 日、10 月 20 日（降雨時）、11 月 24 日において大きな変化は見られず、おおまかに林地部では下向きの流動、芝地・畑地へと徐々に水平の流動になり、水田ではほぼ水平の流動であった。また、河川沿岸部では上向きの流動になっており、河川へ流入していると考えられた。**図-2.25** に例として 10 月 20 日（降雨時）と 11 月 24 日の地下水流動の模式図を示す。10 月 20 日・11 月 24 日は 8 月 4 日・10 月 1 日と比較して、林地に続く芝地で下方への流動が強い傾向があった。

2-) 水質

図-2.26 および**図-2.27** に晴天時と降雨時の水質測定結果を示す。8 月～11 月にかけて地下水の水質は比較的安定していたが、降雨による地下水位上昇に伴ってイオン濃度の低下が観測された。平常時において、林地や芝地、畑地の地点では鉛直方向の水質組成が類似していたのに対し、河岸や水田では深度により組成が異なっていた。河岸の深度 4mや、水田 1 の深度 4mにおいては典型的な Ca－HCO_3型を示し、特に HCO_3^-濃度が高かった。また、畑地 1、2 においては表層ほど SO_4^{2-}濃度が高く、表層より下層ではSO_4^{2-}の土壌粒子への吸着の影響があるものと推察された。

NO_3^-に着目すると、林地部の各深度（4m、5m、7m）において 100mg/L 以上の高い濃度を示し、河岸部の深度 5mで 50mg/L 以上（高い時は 80mg/L に達する）

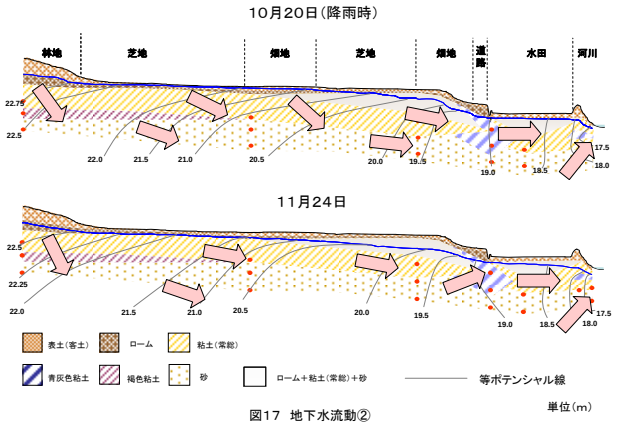


図17 地下水流動②

図-2.25 地下水流動

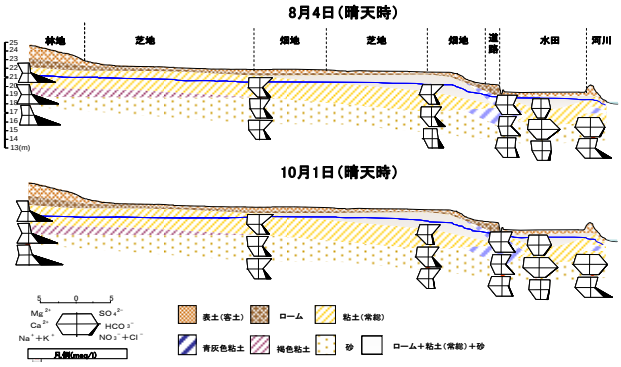


図-2.26 キ ダイ グラム（8 月 4 日、10 月 1 日）

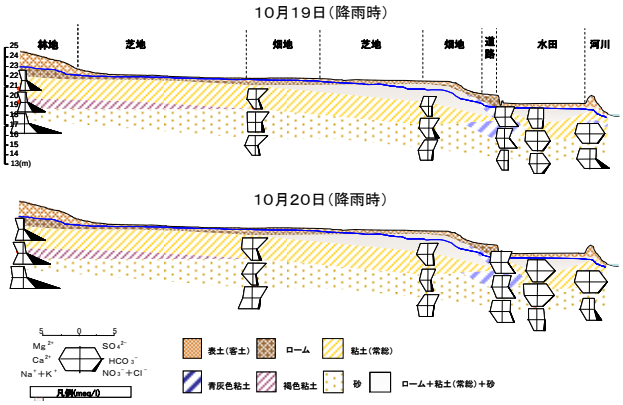


図-2.27 キ ダイ グラム（10 月 19 日、10 月 20 日）

を示した。畑地1、2においては20～40mg/Ｌを示した。水田1においては、4m、6mで3mg/Ｌ以下と低い値を、そして先に記した、青灰色粘土層にある水田2の2m、4mにおいては、畑地 2 で 20mg/Ｌ前後あった硝酸イオンが、ほぼ 0mg/Ｌを示した。また、林地部、水田 1、2、河岸部においては、深度が大きくなると、硝酸イオンの濃度が大きくなる傾向が示された。

2-e) 窒素安定同位体比による 源推定

窒素には ^{14}N と ^{15}N の 2 つの安定同位体が存在し、環境中に放出された窒素成分の起源推定に用いることができ、トレーサーとして有効である。大気窒素を精製して得られた N_2 を標準試料として、それに対する同位体比の千分率偏差（‰）で表現され、記号 $\delta^{15}N$ で表される。一般に、窒素が人間活動や生物活動由来である場合は高い同位体比をとることが知られている（**表-2.15**）。今回分析した試料の窒素成分のほとんどは NO_3^-であるため、$\delta^{15}N$ と NO_3^-濃度の関係を**表-2.16** に示す。

表-2.15　窒素安定同位体比の報　例[15)]

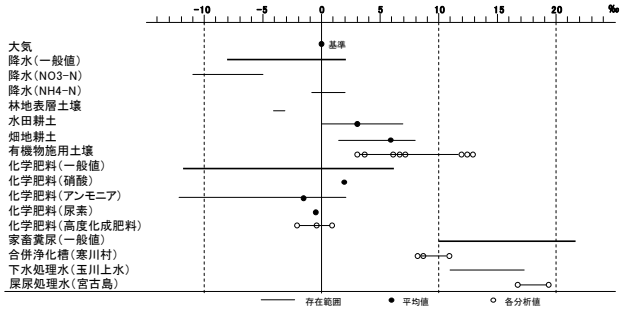


表-2.16　NO_3 濃度と　^{13}N 値の関係

地点	深度(m)	$NO3^-$濃度(mg/L)	$\delta^{15}N$(‰)
林	5	159.8	16.7
	7	174.0	16.5
畑１	5	41.3	4.1
	7	27.2	3.9
畑２	5	34.8	2.0
	7	37.5	7.7
水田２	4	0.1	12.8
	6	36.4	7.5
水田１	6	15.1	0.1
川岸	5	66.5	6.6

林地部においては、深度 5mと 7mで 16‰以上の高い値であった。周辺民家へのヒアリング調査から、30 年ほど前まで本調査区域に隣接して養豚場があり、その糞尿を地下浸透させる施設があったことがわかった。その規模について詳細は不明であるが、これらの情報を加味して、林地地下水の NO_3-N の起源は家畜糞尿と考えられる。また、NO_3^-濃度が特に小さい水田 2 の深度 4m（青灰色粘土層）では、12.75‰と周辺の $\delta^{15}N$ 値より明らかに高い値を示した。この地点では脱窒が起きていると考えられる。畑地１の深度 5mと 7m、畑地２の深度 5m、河岸部の深度 5mにおいては、$\delta^{15}N$ 値は 0～7‰を示し、畑地２の深度 7m、水田１の深度 6m、では、7.7、7.51‰を示し、この２地点では ORP の値が表層に比べて低いことから、多少の脱窒作用により $\delta^{15}N$ 値が他地点より若干高くなっている可能性が考えられる。

表-2.17 に脱窒反応の中間生成物である N_2O の濃度測定値を示す。大気中の N_2O 濃度を 330ppb 程度とした場合、大気との平衡状態では水中に 2～6 μg/L 程度の N_2O が溶存していると考えられる。今回の測定結果から、林地では明らかに大気との平衡状態以上の N_2O が含まれていることが明らかとなった。林地における地下水の ORP は比較的高く酸化的な環境であるが、脱窒が行われている可能性が指摘される。

表-2.17　N_2O 濃度

番号	設置地点	深度(m)	N_2O(μg/L)
0	河川	3	9
1	河岸	4	5
2	水田1	2	5
		4	3
3	水田2	2	2
		4	4
4	畑地2	3	6
		5	2
		7	14
5	畑地1	5	26
		7	14
6	林地	4	710
		5	210
		7	1400

2-f）地下水中の窒素　化について

今回調査を行った木俣試験区域の結果から、水田やその周辺地域の地下 2～4m付近に浄化ゾーンが存在すると考えられる（**図-2.28**）。浄化ゾーンでは、NO_3^-濃度が減少し、劇的に HCO_3^-濃度が増加した。脱窒作用の反応式である、$4NO_3^- + 5CH_2O \rightarrow 2N_2 + 5HCO_3^- + H^+ + 2H_2O$ によると、脱窒作用により、HCO_3^-が生成される。本調査結果からも、全体的に NO_3^-濃度が高い地点では、HCO_3^-濃度が低く、NO_3^-濃度が低い地点では HCO_3^-濃度が高い傾向があった。しかし、青灰色粘土層における NO_3^-濃度の低下は、HCO_3^-の濃度の上昇が伴わなかったことから、この地点における浄化プロセスは不明確である。

調査区域では、NO_3^-は施肥によるものと家畜糞尿によるものと２つのプルームを形成していると考えられた。施肥によるものは浄化ゾーンを通過するため河川に至るまでに浄化されるが、非常に高濃度である家畜糞尿起源である林地部の地下水は、浄化ゾーンを通過しないと考えられる。本流域では林地と民家が隣接する場合が多く、林地等流域の尾根部への窒素投棄に注意を払う必要があることが明らかとなった。また、既に林地（尾根部）に高濃度のプルームが存在する場合は、窒素の流出による水域の富栄養化を防ぐため、特別な浄化処置を行う必要があることが示唆された。

2.2.6　まとめ

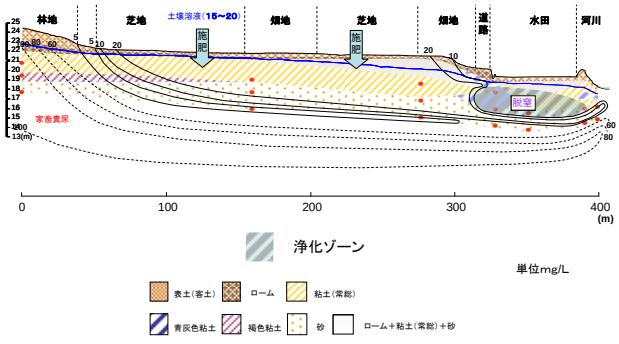


図-2.28　平　時における NO_3^-濃度の分布

ここでは、谷田川流域の河川水および地下水の水質観測データや土地利用データ等を活用して流域の水質特性の把握を行った。その結果、以下のことが分かった。

- 流域内の土地利用に関して、過去と比較して現在は都市域が著しく増加しているのに対し、森林域が減少している。不浸透域の増加に伴って地下に浸透する水量が減少し、流域全体で地下水位が減少している。
- 地下水質の経年変動に関しては、硝酸態濃度が1970 年代と比較して現在は増加している。これは、森林域の減少に伴って、脱窒作用が減少していることが原因と推定される。
- 2000 年 5 月、7 月、11 月の地下水質の調査の結果、11 月に向かうにつれて硝酸態窒素濃度が流域全体で増加することが分かった。
- 河川水質の経年変動に関しては、1970 年代よりも現在の方が全窒素濃度が増加していることが分かった。
- 河川水質の季節変動に関して、窒素濃度は非灌漑期と比較して灌漑期の方が濃度が低いことが分かった。それとは反対に、リン濃度は非灌漑期と比較して灌漑期の方が濃度が高いことが分かった。
- 洪水時は、各項目によって挙動が異なる。濁度と SS 濃度は降水時間初期に高い。PO_4^{3-}濃度は、ピークの出現に若干遅れがあるものの、降水量と同じピークが観測された。リンは、低水時と比較して懸濁態成分の濃度が洪水中は高い。Cl^-や SO_4^{2-}濃度は降水時間中に低下する傾向を示した。NO_3^-は降水時間中に顕著な濃度上昇が確認されず、降水後緩やかに上昇した。各項目によって以上のように挙動が異なるため、モデル化にあたっては注意が必要である。
- 台地上に広がる畑地からの地下水が沖積低地に分布する水田下を流動して河川に流出する過程では、脱窒等の作用により窒素濃度の低下が見られた。
- 谷田川、蓮沼川、西谷田川での硝酸態窒素濃度および窒素の安定同位体解析を行った結果、NO_3-N 濃度に大きな差はないが、安定同位体比が谷田川と西谷田川および蓮沼川でそれぞれ異なっていることが分かり、窒素の起源が異なっていることが推察された。
- 流域の物質収支を検討したところ、谷田川流域のような農地率が 50%前後の平地農業地域において窒素収支を把握する場合、農業活動に伴う窒素の流出入（施肥、作物吸収作用）が占める割合が大きく、これを精度良く見積もることが最も重要であることが示された。
- 地下水の流動と窒素輸送について検討した結果、施肥により流入した窒素は河川に至るまでに浄化ゾーンを通過して硝酸態濃度が減少することが確認された。

以上の谷田川流域の水質特性を勘案し、第 4 章において水・物質循環モデルの開発を行う。

2.3　まとめ

本章では、第 4 章で開発するモデルの適用流域の中から、野洲川流域および谷田川流域について観測データからその特性について分析を行った。野洲川流域では、水文データと現在までに行われた農村・農地整備事業との比較を行って検討を行った。その結果、野洲川流域では農業取水が河川流況に大きな影響を与えていることが想定され、モデル開発にあたっては農業取水が考慮できるモデルを開発する必要があることが示された。また、谷田川流域では、主に河川水と地下水の水質について観測データを収集し、解析を行った。谷田川流域は市街化が進み、河川水質、地下水質ともに経年的に水質が悪化していることが分かった。その一方で、流域内の農地面積も大きく、農地からの汚濁負荷が河川水質、地下水質に影響を与えていることが推定され、モデル開発にあたっては市街地だけでなく、農地からの汚濁負荷を的確にモデル化する必要があることが分かった。

参考文献

1) 財団法人建築保全センター：筑波研究学園都市地盤図、1980
2) 地質調査所：筑波研究学園都市及び周辺地域の環境地質図、1988
3) 筑波大学地球科学系水文学分野：筑波研究学園都市付近の水文資料集 No.1-3、1976～1978
4) 農林省：1975 年農業センサス茨城県統計書
5) 農林水産省：1980 年世界農林業センサス茨城県統計書
6) 茨城県：茨城の農業（1986、1988、1991、1993、1998 年）
7) 茨城県：公共用水域および地下水の水質測定結果、1972～1998 年度
8) 賈・倪・木内・吉谷・河原・末次：分布型モデルを用いた都市河川流域における流出抑制施設の効果の比較、水工学論文集 Vol.45, pp.109-114, 2001
9) 北海道農業試験場生産環境部：寒地の畑・畜産地帯の水質に関する MI の策定､農業環境研究成果情報（第 17 集）－27、2001
10) 松本：地域における窒素フローの推定方法の確立とこれによる環境負荷の評価、農業環境技術研究所報告、18、81-152、2000
11) Yatazawa, M.: Agro-ecosystems in Japan. In: M. J. Frissel eds., Cycling of mineral nutrients in agricultural ecosystems, 169-179, Elsevier Sci. Pub. Com, 1978
12) 駒田・竹内：農業域の小水路における脱窒速度の測定と窒素浄化機能の評価、日本土壌肥料学会誌、69、162-169
13) 國松、村岡：河川汚濁のモデル解析、技報堂出版、1989
14) 菊池隆男：常総粘土層の堆積環境、地質学論文集、20、129-145
15) 公害研究対策センター：硝酸性窒素による地下水汚染対策の手引き、2002

３．流域や河川の形態の変化が水環境へ及ぼす影響の解明

はじめに

本章では、流域や河川の形態が生物・生態系に及ぼす影響を知り、これにより流域や河川形態の変化が河川生態系に及ぼす影響を解明しようという試みについて述べる。研究の方法としては、GIS を用いて、水の流れのつながりを解析すると共に、河川水や河川の生物の安定同位体比を計測することで、炭素と窒素という生元素が流域から河川域、さらに河川生態系をどの様に流れるのかを調査した。

生物体を構成する炭素や窒素などの元素の多くは質量数の異なる複数の安定同位体を持つ。これら安定同位体の割合は、物質の起源を推定する研究に利用されている。また、生物の炭素と窒素の安定同位体比はその餌の値を一定の関係を持って反映することが経験的に知られており[1)、2)、3)]、生物の安定同位体比は生育した場所の特性を反映することが期待できる。

GIS による解析と安定同位体分析を用いることで以下に、流域の土地利用特性と流出水質の関係、流域からの流出水質が河川の生物に及ぼす影響、流出形態の違いが河川の生物に及ぼす影響についての研究結果を示す。

３．１　流域の土地利用特性と流出水質の関係

都市への人口集中、流域の土地利用の変化に伴い、降雨流出や水利用形態の変化、水質汚染や水辺の生態系変化など、さまざまな課題が生じている。これら諸課題を解決するため、流域という視点でとらえた総合的な水管理手法を確立することが求められているが、そのための基礎的知見として、土地利用、水利用や人間活動等流域条件の変化による河川の水量、水質の変化や河川工事等による河川地形の変化が、河川の水環境や生態系に及ぼす影響を解明する必要がある。

本節では、土地利用にまとまりがある千曲川上流域をモデル流域としてとりあげ、上記の変化が河川生態系に及ぼす影響について調査を行った。

①　地形と土地利用

千曲川流域を対象に、国土地理院が提供している数値地図 50m メッシュ（標高）データおよび 100m メッシュの細分区画土地利用データを GIS ソフトウエアにより整理した（**図-3.1**）。流域の大部分（約 72%）を森林が占めていること、水田面積が 9.4%を占めることなどの定量的な評価も GIS を利用することで容易に計算可能である。流域単位での土地利用の解析は河川水質を考える上で重要な情報を提供する。

GIS を利用することで、土地利用形態の分布と地形情報とを組み合わせて考察することも容易になる。千曲川流域における標高、傾斜角度（**図-3.2**）とを比較すると長野、松本、上田、佐久盆地といったまとまった平地の他に上流部（**図-3.2** 中の右下の部分）の高標高地区に傾斜の緩い場所が存在することがわかる。土地利用分布情報（**図-3.1**）と比較すると、この場所は畑地としての利用が進んでいることが示される。実際、この地域においては高原野菜の栽培が大規模に行われている。また、上述の４盆地の分布と市街地、田畑の分布とはほぼ一致しており、流域における土地利用が地形と密接に関連していることが示されている。地形を無視した土地利用改変が行われることは少ないと考えられるため、現在の土地利用と地形情報とを比較検討することで、現在の土地利用解析が行えるだけでなく、将来の土地利用変化がどのようなものになる可能性があるかについても地形情報に基づき予測することが可能と考えられる。

②　集水域特性の解析

GIS の優れた機能の一つに標高情報を利用した流域界と河道網の抽出機能がある。GIS では流域地形を表すのに流域をメッシュに分割して、それぞれの平均標高と平面座標系上の位置を収納し、地形情報として整理している。この情報を利用して流域界と河道網を抽出することができる（この様にして作成された河道網は落水線と呼ばれている）。落水線の作成方法については、すでに確立されており[4)]、GIS ソフトウエアの解析ツールとして市販もされている。落水線を作成した後は、流域内の各メッシュに落下した降水が下流に向かって流れる経路が GIS 上に展開されるため、河川の任意地点を指定すれば、そこから上流にさかのぼることで、その地点へと水が流出する流域を切り出すことができる。この機能を使用すれば、河川中の任意地点における集水域の特性を解析することが可能になる。千曲川流域についてこの手法を適用した結果を**図-3.3～3.5** に示す。

まず、千曲川支川の一つである西川についての流域解析結果を取り上げる。西川流域（**図-3.2** の四角枠）では、先述のように高原野菜生産が盛んに行われており、西川の水質もこの土地利用による影響を強く受けていると考えられる。そこで、西川の上流から下流における本川との合流点までを対象に縦断的に流域土地利用と水質分布との比較を行った。西川において縦断的に合計７地

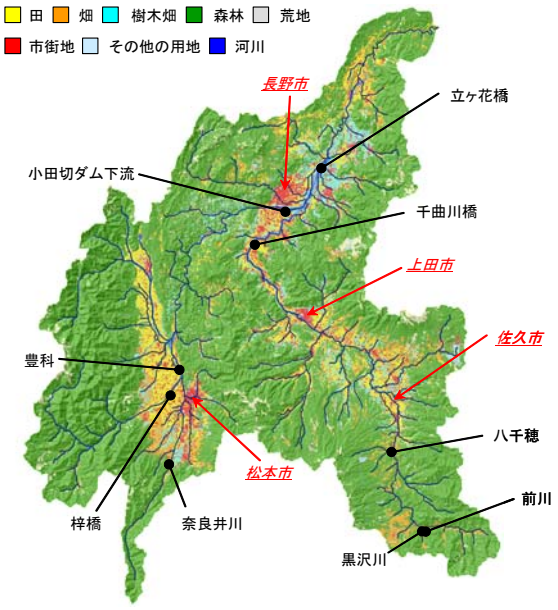


図-3.1　千曲川流域土地利用分布

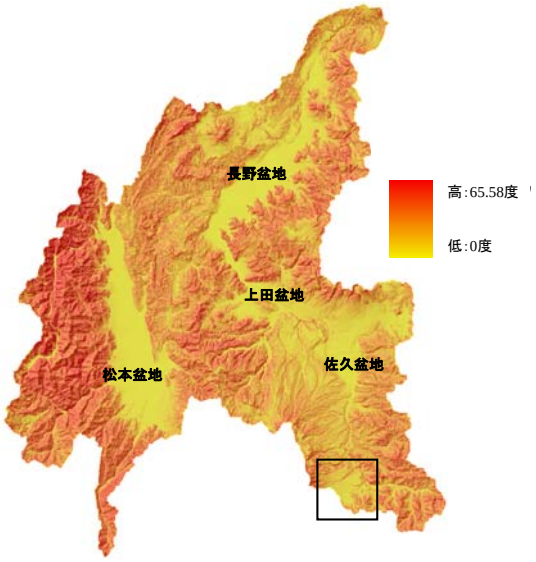


図-3.2　千曲川流域土地傾斜角分布

点を設定し（**図-3.3**）、それぞれの地点における流域土地利用面積比率をGISにより求めた結果が**図-3.4**に示されている。地点番号③から流域に占める野菜畑の比率が急激に増加し、３割を超えていることが示されている。これら７地点から１地点おきに合計４地点を対象に河川水を採取し、硝酸態窒素濃度を測定した結果も**図-3.4**に示す。硝酸態窒素濃度の急激な上昇が地点番号③より下流で認められる。畑地からの流出の影響を受けていない地点①での濃度に比べて農地からの流出の影響を受ける地点③では、窒素肥料由来と考えられる硝酸態窒素濃度が一気に30倍の濃度にまで上昇している。ここで示される

とおり、西川における硝酸態窒素濃度変化は、土地利用変化に強く規定されていることが分かる。河川環境を考える上で、流域土地利用の評価が重要である所以である。また、このように土地利用が極端な流域を利用すれば、負荷の流出解析の精度向上が進むと考えられる。

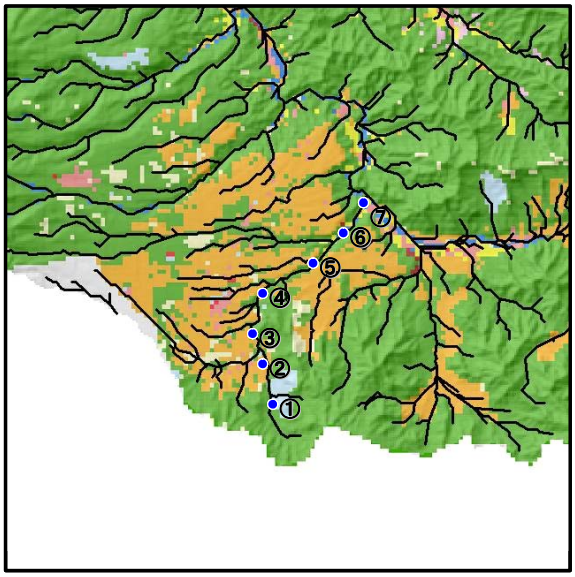


図-3.3　西川流域と評価地点

2003年8月に硝酸態窒素濃度と共にその安定同位体比を流域内の９地点（**図-3.1**）で測定した結果を**図-3.5**に示す。流域のほぼ全域が森林で占められている前川、奈良井川、梓橋の３地点では硝酸態窒素濃度は低レベルで、また安定同位体比も低い値を示している。西川同様に流域で高原野菜栽培が盛んに行われている黒沢川では、化学肥料由来と考えられる高濃度の硝酸態窒素が検出されているが、合成肥料に含まれる窒素の安定同位体比は低いため、森林からの流出成分に比べて安定同位体比は大きな違いは認められない。市街地の影響が最も大きい豊科地点では、硝酸態窒素濃度が黒沢川ほどは高くないものの、安定同位体比は+20‰以上と高い値を示した。これは、この地点での硝酸態窒素の多くが、人間を含めた動物からの排泄物成分に由来していることが示されていると考えられる。河川生態系に対する影響が大きい窒素や燐などの栄養塩類濃度の変化は、河川環境を把握する上で重要な観点であるが、河川水の栄養塩類濃度は一般的に流量変動に伴い大きく変化する。ただし、河川流量と栄養塩類濃度との関係は、負荷量と流量との単純相関で表されるL-Q式を用いた簡易な手法で取り扱われることが多く、変化の機構までを検討することはあまり行われていない。安定同位体比を水質濃度と同時に計測することで、点源負荷と考えられる生活系排水と、面源系負荷である農地からの排水が流量変動に応じて量的にどの

ような変化を示すかについての情報が得られると考えられる。この様な場合でも、GIS 情報を援用することで、より正確な評価が可能となると考えられる。

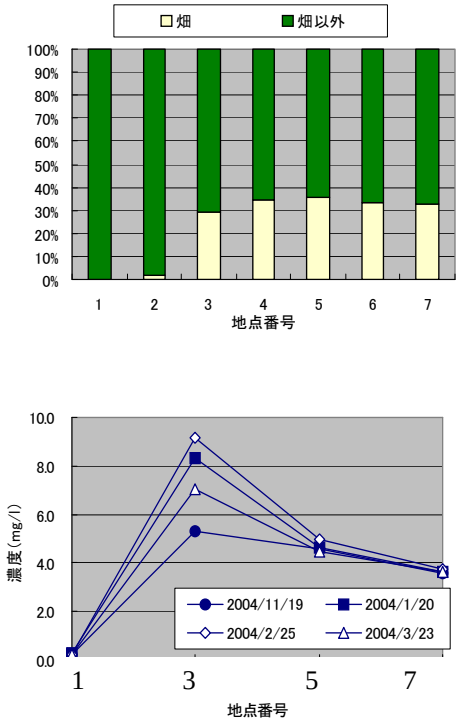


図-3.4　各評価地点における集水域の土地利用割合（上図）と硝酸態窒素濃度変化（下図）

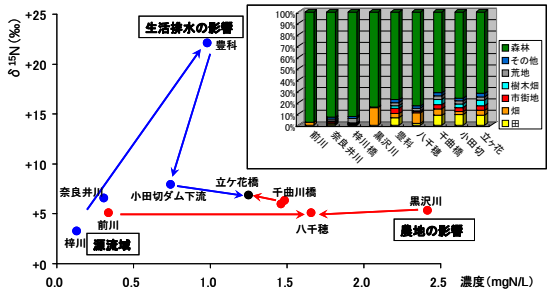


図-3.5　千曲川流域での硝酸態窒素濃度と安定同位体比の分布

３．２　流域からの流出水質が河川の生物に及ぼす影響

前節では、流域土地利用と河川水質との関連性を解析するための GIS を利用した手法について述べた。本節では、さらに河川水質が河川の生物に与える影響について解析した結果について示す。前章同様に流域の形態を GIS（地理情報システム）を用いて明らかにし、さらに河川の水質と生態系の主要な構成要素である硝酸態窒素、懸濁物、付着藻類、水生昆虫の量や濃度と安定同位体比を測定して、流域と河川生態系の関係を定量的に明らかにした。

①　調査地概要

調査は長野県東部に位置する千曲川を対象とした。千曲川源流の支流の一つである西川から長野盆地までの千曲川上中流域のおよそ 100km の区間において、水質と河床の付着生物群集（付着物）の調査地点を 9 地点設定し、水生昆虫の調査を 4 地点で行った（**図-3.6**）。水質と付着物の調査は 2004 年春季に 2 回、水生昆虫の調査は 1 回行った。

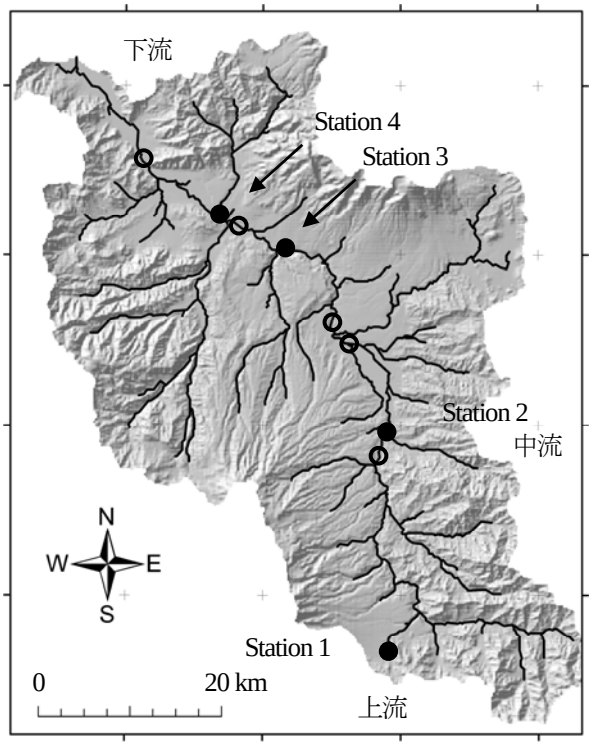


図-3.6　長野県東部の千曲川流域の調査地概要（水質と付着物の調査地点（○）及び水生昆虫を含めた調査地点（Station 1～4）（●）を示す。）

採水は河川流心部にて 5 リットル容器で行った。試水のろ過にはガラス繊維ろ紙（Whatman GF/C）を用い、集積された粒子状物質を懸濁物とした。付着物は河床の礫を採取し、5cm 四方をブラシで採取し集めたものを試料とした。水生昆虫は、サーバーネットを用いて河床の 30cm 四方の底生生物を捕獲を行った。

水質の測定項目として、主要な溶存態の栄養塩である硝酸態窒素は濃度と窒素安定同位体比が測定され、懸濁物については濃度と炭素及び窒素の安定同位体比が測定された。河川の一次生産者である藻類を含む付着物については河床礫面上の面積あたりの乾燥重量と炭素と窒素の安定同位体比を測定した。水生昆虫は河床の面積あたりの湿重量と、代表的な水生昆虫であるヒゲナガカワト

ビケラの炭素と窒素の安定同位体比を測定した。

② 地形と土地利用

調査対象の千曲川流域において、国土地理院が提供している数値地図の標高データと細分区画土地利用データを基に GIS ソフトウェアを用いて解析を行った。流域は任意の地点で地形と標高のデータから特定し、その中での土地利用コードを積算して各土地利用の流域に占める面積比率を算出した。

③ 水生昆虫（ヒゲナガカワトビケラ）

河川生態系の一次消費者の主要な構成要素であるヒゲナガカワトビケラ、主要な一次生産者を示す付着物、そして腐食食物連鎖からも重要な河川生態系の構成要素である懸濁物の炭素と窒素の安定同位体比の結果から、調査地域の河川生態系は 3 つに分類することができた。

調査地上流部のヒゲナガカワトビケラ幼虫は炭素安定同位体比が低く（-29.3 ~ -28.4‰）、この地点では懸濁物も同様に低い値であった（図-3.7）。陸上植物を起源とする有機物はおよそ-28 ~ -26‰を持つことが知られ（例えば Boutton[5]）、このことから上流部の河川生態系は陸上植物によって有機物が供給される物質循環系の一部であることが示された。これは上流域の河川生態系が陸上植物に依存するとする知見を裏付け、河川上流域での植生変化などの流域の土地利用の変化は河川生態系に非常に大きな影響を与えることが示唆された。また、ヒゲナガカワトビケラの窒素安定同位体比が低い値（+4.2 ~ +5.1‰）を維持し、生活雑排水や家畜排水などを窒素起源とする値（+10 ~ +20‰）と大きく差があったことから人間活動の影響を大きく受けていないと考えられた。

一方中流部と下流部では、ヒゲナガカワトビケラ幼虫の炭素安定同位体比が高くなった（-17.9 ~ -14.8‰）。一般に河川などの藻類は比較的高い値（~ -12‰）を示すことが知られている（例えば Akamatsu ら[6]）ことから、中流部と下流部の河川生態系は河川内部で生産される藻類によって支えられていることが明らかである。一般に硝酸態窒素濃度が低く、低温条件が卓越し、河川水量の変化が大きい、樹冠によって日射がさえぎられるなど、藻類の生育条件が比較的良くない上流域と比較して、河川の中流域以降は藻類の生産が活発になることから、藻類起源の有機物が河川生態系に与える影響が大きいとされていた知見を支持した。本研究でも上流部の硝酸態窒素濃度は低く（0.2 mgN/L）、付着物の乾燥重量も少なかった（0.3 ~ 1.1 mg/cm^2）。このため、河川の一次生産者に与える影響が大きい負荷がある場合、河川生態系全体へその影響が伝播することが予想される。実際に下流部では中流部と比較して、水生昆虫・付着物・懸濁物のいずれも窒素安定同位体比が高い値を示し、中流部とは河川生態系の窒素源が異なり、人間活動に大きく影響されていることが示唆された。

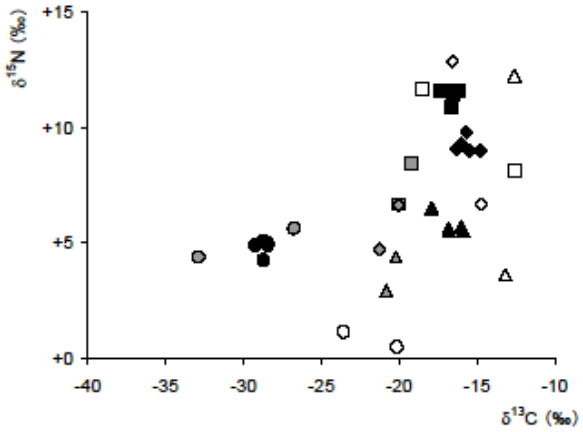


図-3.7 各地点（Station 1：○、Station 2：△、Station 3：□、Station 4：◇）における、ヒゲナガカワトビケラ幼虫（黒）、懸濁物（灰色）、付着物（白）の炭素と窒素の安定同位体比の関係

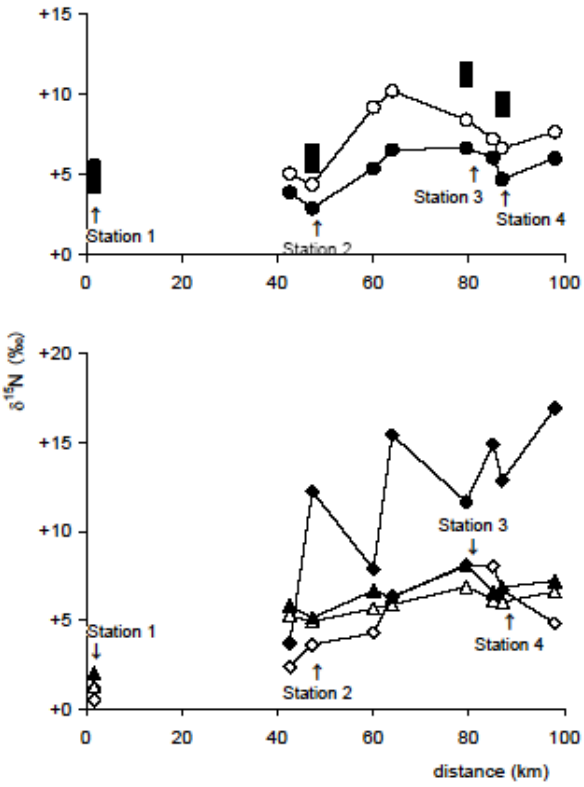


図-3.8 流下距離に対する窒素安定同位体比の関係（それぞれ 2004 年 3 月（白）と 4 月（黒）で、上図は懸濁物（●）とヒゲナガカワトビケラ（■）を示し、下図は硝酸態窒素（▲）と付着物（◆）を示す。）

④ 硝酸態窒素の窒素安定同位体比の変化

中流部から下流部では、硝酸態窒素、懸濁物、付着物、ヒゲナガカワトビケラのいずれも窒素安定同位体比が高くなっていた（図-3.8）。熊沢ら[7]は、都市部を流れる多摩川において窒素安定同位体比が流下に伴って増大することを報告し、都市部からの排水負荷の影響であったことを指摘した。Toda ら[8]は河川の付着藻類の窒素安定同位体比が河川流域の窒素負荷源をよく反映していることを報告している。時岡ら[9]と天野ら[10]は本研究の調査地の窒素源のほとんどは農地と都市域であることを報告している。本研究では、河川への窒素負荷源を農地の肥料と都市域からの排水と仮定し、その寄与の評価に用いた。これらの窒素安定同位体比は、化学肥料で-4～+4‰と生活排水で+10～+20‰であることが知られている（例えばHeaton[11]）。これらの値と実際に本研究で測定された値から測定された試料の窒素源に対する肥料と生活排水の寄与割合を評価することができる。その結果、窒素安定同位体比から産出される硝酸態窒素に対する生活排水の寄与はStation 2では33%だったのに対し、Station 3では46%へと増加していた。この両地点の流域面積に占める都市面積割合はそれぞれ1.0%と2.8%であり、流域全体に占める都市面積比の増加が小さいにも関わらず、河川の硝酸態窒素への寄与が大きいことが示された。硝酸態窒素の窒素安定同位体比が農地からの肥料と都市域からの生活排水の割合を反映しているとすると、流域の農地面積に対する都市面積の割合（都市/農地）は硝酸態窒素の窒素安定同位体比と一定の関係があると考えられる。本研究では中流部から下流部において一定の関係が見られ（図-3.9）、都市域/農地の比率が0.1増加すると、硝酸態窒素の窒素安定同位体比は1.7から2.0‰増加することが明らかになった。

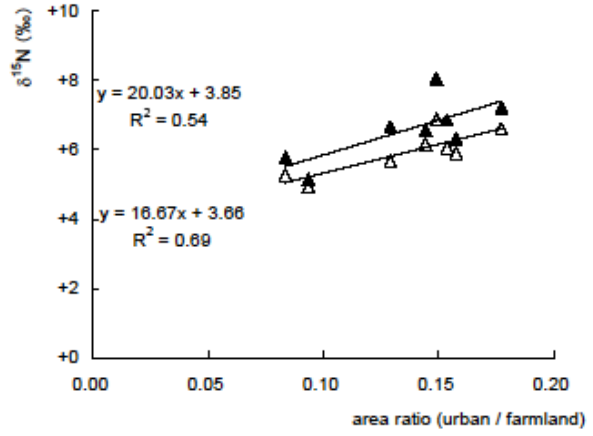


図-3.9 農地に対する都市域の面積比に対する硝酸態窒素の窒素安定同位体比の関係（2004年3月（△）及び4月（▲））

⑤ 懸濁物の炭素安定同位体比

Station 2より下流ではStation 1と異なり、懸濁物の炭素安定同位体比は陸上植物の値（-28 ~ -26‰）と付着藻類の値（~ -12‰）の間であり（図-3.10）、懸濁物の炭素源は主にこの両者であると考えることができる。懸濁物の炭素安定同位体比は流下に伴ってわずかに増加し、平均すると流下距離10kmで0.25‰増加し、藻類の寄与率は1.5%増加していた。流下に伴い懸濁物への藻類の寄与率が増加することは、流下に伴って藻類の窒素源である硝酸態窒素の濃度が増加し、生産量の増加が示唆されることとも矛盾がない。硝酸態窒素濃度の増加は、流域における農地と都市域の面積比の合計と相関が高かった（2004年3月、r = 0.94；4月、r = 0.95）。すなわち、流域の農地と都市域の面積比の合計は、硝酸態窒素濃度を増加させ、河川内の藻類生産が増加するため、懸濁物の炭素安定同位体比が増加し、懸濁物への藻類の寄与が増加していたと考えられた。ここで、Station 1の懸濁物は陸上植物を起源として藻類の影響を受けていないと考えられたことから、Station 1での懸濁物の窒素安定同位体比の平均値である+5.0‰を藻類ではない陸上植物由来の懸濁物の値と仮定することができる。

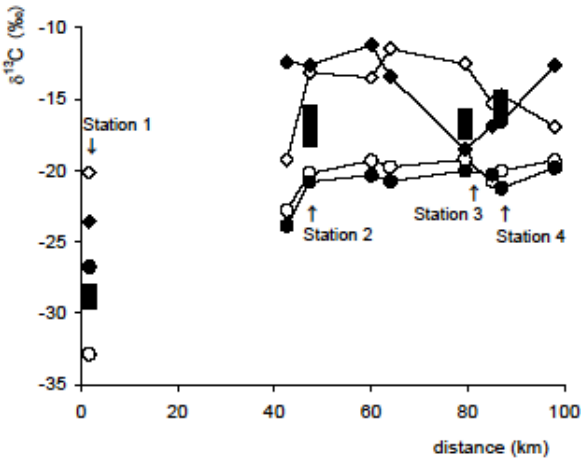


図-3.10 流下距離に対する炭素安定同位体比の関係
（それぞれ2004年3月（白）と4月（黒）で、懸濁物（●）、ヒゲナガカワトビケラ（■）、付着物（◆）を示す。）

また、懸濁物の炭素安定同位体比から懸濁物に占める藻類の寄与率が算出できるため、藻類由来の懸濁物の窒素安定同位体比を計算することができる。さらに、算出された藻類由来の懸濁物の窒素安定同位体比から、農地の肥料（0‰）と都市域の生活排水（+15‰）の寄与率を計算した。その結果、2004年4月におけるStation 2の懸

濁物の寄与率は、陸上植物 59%、生活排水由来の藻類 0%、肥料等由来の藻類 41%であり、Station 3 では、それぞれ 54、27、19%となった（図-3.11）。また、生物の窒素安定同位体比が餌物質よりもほぼ 3‰高くなる（例えば Wada ら[12]、Yoshii ら[13]）ことを考慮して、ヒゲナガカワトビケラについても同様に陸上植物、生活排水由来の藻類、肥料等由来の藻類の寄与率を算出すると、Station 2 でそれぞれ 31、8、61%であり、Station 3 では 32、52、16%となった。生活排水由来の藻類に寄与される割合に注目すると、ヒゲナガカワトビケラ幼虫は懸濁物よりもその割合が高く、Station 2 から Station 3 への増加も大きい。そのため、都市域から河川へ負荷された生活排水中の窒素は、付着藻類を通してヒゲナガカワトビケラに良く利用され、その影響が河川生態系によく反映されていることが明らかになった。ヒゲナガカワトビケラの測定された窒素安定同位体比は、計算によって求められた生活排水由来の藻類を起源とする懸濁物の窒素安定同位体比より約 1～4‰高く、生物はその餌より窒素安定同位体比が約 3‰大きい値となることとほぼ一致していた。

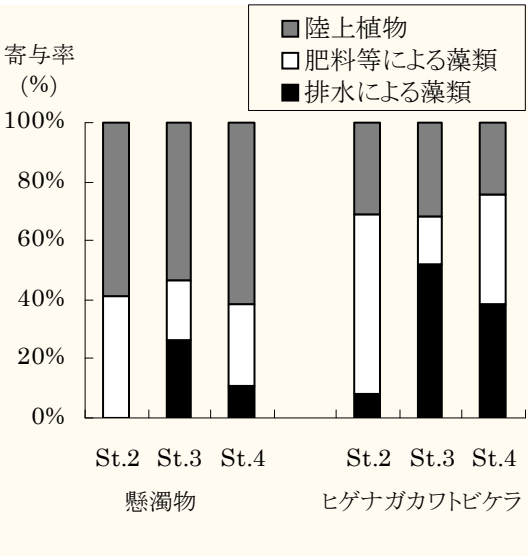


図-3.11 懸濁物及びヒゲナガカワトビケラの窒素源に対する陸上植物（灰色）、肥料等を窒素源とする藻類（白色）、生活排水を窒素源とする藻類（黒色）の寄与率（%）

この様に、GIS 解析と安定同位体分析を組み合わせることで、流域土地利用が河川生態系に与えている影響について安定同位体を用いて明らかにすることができた。都市域/農地の割合は硝酸態窒素の窒素安定同位体比に、都市域と農地の面積比の合計は硝酸態窒素濃度に、硝酸態窒素の濃度と窒素安定同位体比は懸濁物の炭素と窒素の安定同位体比に、そして懸濁物はヒゲナガカワトビケラ幼虫に、それぞれ影響を与えていた。

３．３　流出形態の違いが河川の生物に及ぼす影響

河川は陸域から流入する物質を集めながら、物質循環過程を繰り返して下流へ運ぶため、河川の生態系や物質循環は連続性を有している。河川の連続性についてはいわゆる河川連続体仮説[14]の概念モデルが知られている。河川連続体仮説によると、河川では源流から河口までの物理条件の連続的変化に対応して生物が分布し、物質の供給、利用、貯蔵、運搬の系が形成される[15]。ダムは河川で運搬される水や有機物、河床材料、生物を遮断し、貯留する。そのため、河川の連続性と下流の河川環境に影響を与える[16]。しかし、その現象には多くの要因がからみ、未解明の部分が多い。それらの要因は流域の特徴やダムの場所、ダム湖の規模、ダム管理状況などであり、その影響も多様であることが予想される。3.3 節では、流出形態に大きな影響を与えるダムの存在が下流の河川の物質循環系に与えている影響を明らかにし、河川生態系を含めた影響について検討することを目的とした。

① 調査地概要

調査は水質の良好な河川にある典型的な大ダムである川俣ダムで行った。川俣ダムは日光国立公園内の栃木県塩谷郡栗山村（当時）に位置する鬼怒川上流域のダムの一つであり、上流に貯水を目的としたダムを持たず、1966 年 3 月竣工、流域面積 179.4km^2 を持ち、湛水面積 2.6km^2、有効貯水容量 7.3×10^{7}m^3、堤高 117m のダムである。

St.1 はダムより上流の唯一の調査地点で、ダム湖から 1.50km 上流に位置する。St.2 はダム放流口から最も近い地点で放流口から 0.38ｋｍ離れ、St.3 は St.2 より約 1km 下流（放流口から 1.37km）に位置する。St.4 の調査地を持つ支流は St.3 の下流で流入し、St.5 と St.6 は、St.4 の支流の合流後、ダム放流口からそれぞれ 1.75km、1.88km である。St.7 は St.2～6 から離れた下流の地点で、ダム放流口からの距離は 4.85km である。調査は 2005 年 7 月 5～7 日、8 月 16、17 日、9 月 13、14 日、10 月 19、20 日の 4 回の日程で行った。

② 調査方法

調査現場で河川水の水温、電気伝導度、pH、溶存酸素濃度を多項目水質計（HORIBA、U-22）を用いて測定した。河川水の採取は流心部で行い、採取した河川水は冷蔵で速やかに実験室に運搬した。河川水の一部はろ過せずに原水の試料水とし、残りは 400℃で 2 時間加熱して有機物を除去したガラス繊維フィルター（Whatman、GF/C；平均孔径 1.2μm）でろ過した。試料水は-30℃で冷凍保存した。

硝酸態窒素濃度はろ過した試料水について Bran Luebee 社の AACS-Ⅲを用いて測定した。硝酸態窒素の安定同位体比測定のため、ろ過試料水およそ 4L を用いて硝酸態窒素の前処理を行った。

懸濁物は、河川水のろ過によって得られたフィルター上の残渣を試料とした。懸濁物の濃度はフィルター上の懸濁物を 110℃で 2 日間乾燥させ、ろ過河川水あたりの乾燥重量により求めた。乾燥後のフィルター上の懸濁物は無機態炭素を除去するために塩酸と共にデシケーター内に一晩静置した。塩酸処理後の懸濁物は、フィルターごと粉砕して安定同位体比測定の試料とした。

付着物は河床の平らな礫面からブラシを用いて 5cm 四方を捕集した。捕集した付着物は、予め 400℃で 2 時間加熱したガラス繊維フィルター（Whatman、GF/C）を用いて捕捉した。フィルター上の付着物は 60℃で 2 日以上乾燥させ、面積あたりの乾燥重量を測定した。乾燥重量測定後の付着物は、フィルターごと粉砕して安定同位体比測定の試料とした。

流下物は 50cm 四方のサーバーネット（離合社、5514-C；メッシュサイズ 0.475mm）を用いて、水深を測定し 3 分間採取した。採取した流下物は 60℃で 2 日以上乾燥の後に乾燥重量を測定した。乾燥重量測定後の流下物は粉砕し、安定同位体比測定の試料とした。

水生昆虫はエレクトリックフィッシャー（スミスルート、Model LR-24；出力電圧 500V～900V、出力電流最大 40A）を用いて、河床から剥離して流下した個体を捕集した。採取した水生昆虫は冷蔵で持ち帰り、実験室では冷凍（-30℃）で保存した。解凍後に水生昆虫の消化管を含まない部位について、各調査回別に種ごと数匹分ずつ集めた。作成した試料は 60℃で一晩乾燥後に粉砕し、安定同位体比の測定に用いた。

魚類の採捕は 9 月と 10 月の調査で行い、エレクトリックフィッシャー（スミスルート、Model LR-24）を用いた。地点や調査時期の捕獲量を比較するため、10 分の労力で統一して行った。捕獲した魚類は冷蔵して持ち帰り、実験室では冷凍（-30℃）で保存した。種同定と標準体長、湿重量の測定は解凍後速やかに行った。標準体長や湿重量の測定後、直ちに各個体の筋肉組織を切り出し、60℃で 2 日間以上乾燥した。一個体を一試料として粉砕した試料を安定同位体比の測定に用いた。ただし、湿重量 5g 以下の小さい個体は頭部と消化管を含む腹部を除いて試料とした。魚類の安定同位体比は各地点の魚種（イワナ：*Salvelinus leucomaenis f. pluvius*、ヤマメ：*Salmo (Oncorhynchus) masou masou*、カジカ（大卵型）：*Cottus pollux*）について、7 尾以上捕獲された場合は体長の大きい個体 3 尾と小さい個体 3 尾を選んで測定を行った。

③ 硝酸態窒素、懸濁物、付着物、流下物について

調査地の硝酸態窒素濃度は低く、4 回の調査でダム上流（St.1）とダム直下流（St.2、3）で 0.2±0.0mgN/L、支流の St.4 では 0.4±0.1mgN/L、St.5－7 では 0.3±0.0mgN/L だった。7 月から 10 月では明確な季節変化は認められず、ダムより下流では僅かに高濃度だった。硝酸態窒素は安定同位体比も低く、季節変化は認められなかった。ダム上流の St.1 で 2 回（8 月、+2.0‰;10 月、-0.3‰）比較的高かったが、この他の観測値（n=26）で-1.8±0.5‰と調査地の差も小さかった。

懸濁物濃度は 4mg/L 程度が 3 回測定されたが、多くの試料（n=23）で 2mg/L 以下と低かった。懸濁物の窒素安定同位体比はダム直下流の St.2 で+1.5～+5.1‰と高かった。ダム下流の St.5～7 と支流の St.4 で 9 月に高い値（+2.8～+5.6‰）が見られたが、その他の時期ではダムより下流の St.5～7 と支流の St.4 で、St.2 よりも低かった（-0.8～+2.5‰）。St.3 では St.2 と St.4～7 の中間的な値（+1.9±0.9‰）を示していた。炭素安定同位体比は St.2 を除く地点でほぼ-26‰から-24‰の範囲だった。St.2 では-29‰～-26‰と低かった。ダム上流の St.1 では C/N 比は 9.9～13.1 と比較的高い範囲だった。一方、ダム下流の St.2 では 7.6～8.1 と 4 回で非常に狭い範囲でほぼ一致していた。この 2 地点の他は時期的な変動が大きく、6～12 の範囲であった。

付着物の乾燥重量は St.2 を除き、ほとんど（n=22）が 2mg/cm^2 未満と低かった。St.2 では比較的高く、3 回の試料で 2～4 mg/cm^2 の範囲だった。付着物の炭素安定同位体比は、ダム直下流の St.2 で-24.2‰～-19.0‰と高った。一方、St.4～7 では低く、ほぼ-25‰～-27‰の範囲だった。St.3 では St.2 と範囲が一致（-23～-22‰）した時（9、10 月）と、St.4～7 と範囲が一致（-25～-28‰）した時（7、8 月）があった。ダム湖上流の St.1 では-25.3‰～-16.2‰と大きく変化していた。窒素安定同位体比は St.2 では+2.2±0.6‰と高かった。St.5～7 では懸濁物と似て 9 月に比較的高い値が見られた（-0.8～+2.5‰）が、その他は-1‰以下と低かった。支流の St.4 は St.5～7 と同様に-1～-2‰で低かった。St.1 では、St.4～7 よりやや高く、-2.3～-0.6‰だった。

流下物の窒素安定同位体比は St.2 で-2.1‰～+6.0‰と大きく変化していた。St.5 で 4 回の調査の差が大きい（-2.9‰～+2.6‰）が、付着物や懸濁物と同様にダムから離れた地点で低い窒素安定同位体比を示し、概ね-3～-2‰の範囲だった。ダム湖上流の St.1 では-2.2～-0.6‰とダムから離れた地点（St.5～7）よりもやや高かった。

炭素安定同位体比はSt.2とSt.5で高い値（～−25‰）になることがあったが、全地点で低く−30‰～−27‰の範囲であった。流下物のC/N比は高く、ほとんどが15以上だった。その変動は大幅で最大は75であり、明確な季節や場所の傾向は認められなかった。

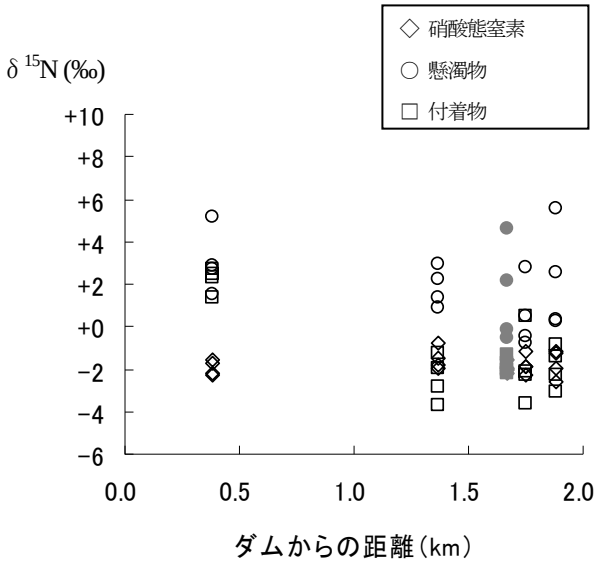
④ 水生昆虫、魚類について

水生昆虫の安定同位体比は、多くの調査で採取され、測定に必要な試料量が得られたエルモンヒラタカゲロウ（*Epeorus latifolium*）について考察を行った。エルモンヒラタカゲロウの試料は7月のSt.2、9月のSt.3とSt.7、10月のSt.2、St.3とSt.4で得られなかった。エルモンヒラタカゲロウの試料が無いもしくは少ない調査地点では、摂食機能群と食性がほぼ一致する他のヒラタカゲロウ科の分類種で試料を補足し、タニガワカゲロウ属（*Ecdyonurus* sp.）を9月のSt.3で、ユミモンヒラタカゲロウ（*Epeorus nipponicus*）を8月のSt.4で、ヒメヒラタカゲロウ属（*Rhithrogena* sp.）を9月のSt.7と10月のSt.4、7で測定値を補足した。

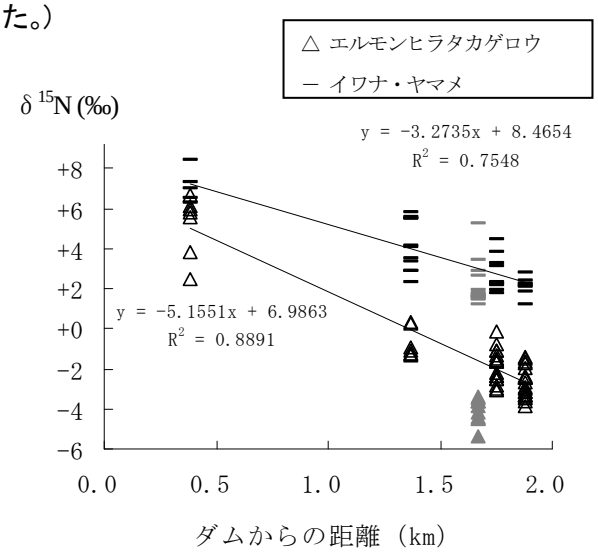
水生昆虫の窒素安定同位体比は、ダム上流のSt.1では−1.4～+0.5‰だった（測定試料数 n=17）。ダム直下流のSt.2で最も高い値を示し、+2.5～+6.7‰であった（n=7）。ダムから遠ざかるにつれて、St.3、5、6、7 の順に低くなり、それぞれ−2.0～+0.3‰（n=9）、−3.0～−0.1‰（n=17）、−3.8～−1.4‰（n=20）、−4.5～−2.0‰（n=17）となっていた。支流のSt.4では最も低い値を示し、−5.4～−1.2‰だった（n=21）。炭素安定同位体比は、ダム上流のSt.1で最も高く、−21.8～−15.3‰だった。St.2では狭い範囲で−28.3～−26.3‰だった。St.3以降のSt.5、6、7は下流ほど高い値を示し、それぞれ−29.7～−22.4‰、−28.1～−23.0‰、−29.1～−22.6‰、−26.4～−18.3‰だった。支流のSt.4では−30.2～−25.4‰だった。

魚類の総捕獲数は9月で58尾（イワナ20尾：、カジカ：38尾）、10月で120尾（イワナ：52尾、ヤマメ：6尾、ウグイ *Leuciscus (Tribolodon) hakonensis*：5尾、カジカ：57尾）だった。安定同位体比を測定した魚類試料数はイワナ52尾、ヤマメ6尾、カジカ48尾だった。一般にイワナとヤマメの主な餌は流下する水生や陸生の昆虫類であり、カジカは底生の水生昆虫や甲殻類などとされている（川那部・水野 [17]）。そのためイワナとヤマメは区別せず、イワナ・ヤマメとして安定同位体比の考察に用いた。

ダム直下流のSt.2ではイワナ・ヤマメの窒素安定同位体比は+6.3～+8.4‰（n=5）と高かった。ダム上流のSt.1では+4.0～+8.4‰（n=6）と比較的幅広い値を示し、窒素安定同位体比の高い値の個体は体長が大きく（+6.7‰と+8.4‰で、それぞれ 14.7cm、25.0cm）、この他は+4.0～+4.7‰だった。St.2から下流でダムから遠ざかるほどイワナ・ヤマメの窒素安定同位体比は低下していた（St.3、



図−3.12 硝酸態窒素，懸濁物，付着物の窒素安定同位体比の地点変化（支流 St.4 は灰色で示した。）



図−3.13 エルモンヒラタカゲロウとイワナ・ヤマメの窒素安定同位体比の地点変化（支流 St.4 は灰色で示した。）

+2.3～+5.8‰、n=11；St.5、+1.7～+4.5‰、n=9；St.6、+1.2～+2.8‰、n=7；St.7、+1.4～+3.2‰、n=8）。支流のSt.4では+1.2～+5.3‰と低い個体が見られ、本調査で最も低い範囲を示した。

St.1のイワナ・ヤマメの炭素安定同位体比は、体長が大きく（14.7cm、25.0cm）窒素安定同位体比の高い個体でそれぞれ−25.0‰及び−25.6‰と低く、体長の小さい個体（7.3～10.6cm、n=4）では−18.1～−16.8‰と高かった。

St.2 は-24.2～-22.5‰と最も低い範囲を示した。St.2 では炭素と窒素の安定同位体比は St.1 の体長の大きい個体と近く、高い窒素安定同位体比（>+6‰）と低い炭素安定同位体比（<-22.5‰）を示した。St.3 では St.2 より炭素安定同位体比が高くなり（-22.3～-19.7‰）、St.4～6 は値の範囲に大きな違いは見られず、ほぼ-24～-21‰の範囲だった。St.7 では炭素安定同位体比が高く、-20.7‰～-17.6‰だった。

カジカの炭素、窒素安定同位体比の範囲はイワナとヤマメの値と概ね一致していた。St.1 のカジカはイワナ、ヤマメの窒素安定同位体比が低く炭素安定同位体比が高い体長の小さい個体と一致していた。ただしカジカは St.2 と St.4 で捕獲できなかった。

⑤ ダム下流の懸濁物と付着物の窒素源について

付着物に含まれる藻類は河川水中の硝酸態窒素を窒素源として一次生産を行い、付着藻類はその生育期間の硝酸態窒素の窒素安定同位体比の平均値を示すことが知られている[18)、19)]。しかし、ダム下流の St.2 では、付着物の窒素安定同位体比は+1.4～+2.7‰と高く、この地点の硝酸態窒素（-2.3～-1.6‰）と大きく異なっていた。そのため St.2 では付着物の主な窒素源は硝酸態窒素ではなかったと考えられる。

付着物への窒素の供給源としては懸濁物も考えられる。St.2 の懸濁物の窒素安定同位体比は+1.5～+5.1‰であり、付着物とよく一致していた。St.2 の懸濁物はダム湖で生産された有機物であると考えられる。ダム湖の懸濁物が下流の魚類や底生動物、糸状藻類の餌資源となっている報告がある。早明浦ダムにおいては、造網性トビケラの消化管内容物にダムから流下するプランクトン種が多く含まれていたことが報告されている[20)]。2006 年 9 月に行った調査結果から、ダムで生産された有機物の窒素安定同位体比がダム放流口に近い調査地点の付着物の窒素安定同位体比とほぼ同じであることが示されている。このことから、川俣ダムの一次生産は高いと考えられないが、直下流の河川への大きな有機物供給源となっていたと考えられる。

⑥ ダム下流の水生昆虫と魚類の窒素源について

エルモンヒラタカゲロウの窒素安定同位体比を付着物と比較すると、ダムに近い地点ほど付着物よりも高くなっていた。その差は、St.2 で 3.6±1.9‰、St.3 で 1.5±1.1‰であり、St.5 と St.6 では 1‰以内と小さかった。エルモンヒラタカゲロウは一般に付着藻類を摂食するとされている。エルモンヒラタカゲロウが窒素源として利用した有機物は、ダムに近い地点ほど、付着物の中でもより高い窒素安定同位体比を持っていたと考えられる。本調査の地点は硝酸態窒素濃度が低く本来貧栄養であると考えられるが、ダムから流下した有機物が河床に付着していたとすると、このような場所に生物に利用されやすい窒素を恒常的に供給することになると考えられる。そのため、ダムで生産された有機物はダム下流河川の生態系の窒素循環に大きな影響を与え、水生昆虫の窒素源をダム由来の有機物に大きく依存させたと考えられた。ダム下流 2㎞の範囲ではエルモンヒラタカゲロウの窒素安定同位体比は直線的に減少し、その近似式は 4 回の調査をまとめて、δ^{15}N（‰）＝-5.2×[距離 ㎞]＋7.0（R＝0.94、n＝51）となった。St.6（ダムより 1.9㎞）では-2.7±0.7‰であり、支流の St.4（-4.0±0.6‰）やダムから離れた（ダムより 4.9㎞ 下流）対照地点の St.7（-3.3±0.7‰）と近い値に低下していたことからダムで生産された有機物によるエルモンヒラタカゲロウの窒素源への影響はダムの約 2㎞ 程度下流まで及んでいたと考えられた。

イワナ及びヤマメは水生昆虫を主要な餌資源としているが、これらの窒素安定同位体比は水生昆虫の代表種であるエルモンヒラタカゲロウの値より一律で 3～4‰程度高くはならなかった。

エルモンヒラタカゲロウと同様に、イワナとヤマメでもダムからの距離と窒素安定同位体比の関係の近似直線をとると、δ^{15}N（‰）＝-3.3×[距離 ㎞]＋8.5（R＝0.87、n＝32）となった。St.6（+2.1±0.5‰）は St.4 や St.7（それぞれ+2.2±1.2‰、+2.0±0.7‰）と同程度に低下していたため、これら魚類でも約 2㎞ 下流でダムの影響は窒素安定同位体比に現れなくなった。これらの魚類は水生昆虫よりも行動範囲が広いため、より広い行動範囲で獲得した窒素源の平均値を示すと考えられる。しかし、ダムの影響が窒素安定同位体比に見られなくなる距離は概ね一致していた。エルモンヒラタカゲロウとイワナ・ヤマメの窒素安定同位体比の差に注目すると、より上流では差が小さい。窒素安定同位体比は食物連鎖の段階によって一般に一定の増加があると考えられている。そのためダムに近い地点と遠い地点とでは、生態系の栄養段階における両者の相対的な位置が異なっていたことも示唆される。

３．４　まとめ

流域の土地利用特性と流出水質の関係解明については、GIS を用いて河川の任意地点における集水域を特定し、その範囲内の土地利用特性を解析すると共に、その地点での河川水質計測を結合することで、流域土地利用が河川水質に与える影響について評価する手法を提案した。

また、河川水質としては、生態系に与える影響が大きい生元素である窒素に着目し、硝酸態窒素濃度、硝酸態窒素の安定同位体比を調べることで発生源の推定が可能であることを示した。

流域からの流出水質が河川の生物に及ぼす影響解明については、河川水質、付着藻類、底生動物、魚類の窒素及び炭素の安定同位体比計測を同時に行うことで、河川水質の生態系への影響について評価する手法を提案した。生活系負荷が増加すると生息生物の窒素安定同位体比は増加することから、これを河川生態系への生活系負荷の影響度を示す指標として提案した。また水面に日射が当たる河川においては、炭素安定同位体比計測結果から河川内で生産された有機物が生態系を支持していることが明らかとなった。

また、流出形態の違いが河川の生物に及ぼす影響については、ダム貯水池の影響について生態系への有機物供給の観点から検討を加えた。その結果、ダム貯水池の一次生産由来の有機物は、直下流の河床への付着等を通して、河川生態系に取り込まれていること、またその影響は極めて大きいことが分かった。河川の連続性を分断するという指摘が多いダム貯水池であるが、有機物供給という点において見ると質的変化はあるものの、量的には必ずしも低下するものではないとも考えられる。

参考文献

1) 和田英太郎：安定同位体は何を語るか、遺伝、Vol.47、pp10-14，1993.
2) 高津文人・河口洋一・布川雅典・中村太士：炭素、窒素安定同位体自然存在比による河川環境の評価、応用生態工学、Vol.7，pp201-213，2005.
3) 南川政男：安定同位体比による水圏生態系構造の解明、水環境学会誌、Vol.20，pp296-300，1997.
4) 朴珍赫、小尻利治、友杉邦雄、流域環境評価のためのGISベース分布型流出モデルの展開、水文・水資源学会誌、v. 16, n. 5, pp. 541-555, 2003.
5) Boutton T.W. : Stable carbon isotope ratios of natural materials: II. Atmospheric, terrestrial, marine, and freshwater environments. In: Carbon Isotope Techniques (Eds D.C. Coleman & B. Fry), Academic Press, San Diego, California, USA, pp. 173‐186, 1991.
6) Akamatsu F., Toda H., and Okino T. : Food source of riparian spiders analyzed by using stable isotope ratios. Ecological Research, 19, 655‐662. 2004.
7) 熊沢喜久雄. 山本洋司. 朴光来. 田村幸美.：多摩川流域河川における硝酸態窒素濃度およびδ15N値について、日本土壌肥料学雑誌、71、pp 216‐224、2000
8) Toda H., Uemura Y., Okino T., Kawanishi T., & Kawashima H. : Use of nitrogen stable isotope ratio of periphyton for monitoring nitrogen sources in a river system. Water Science and Technology, 46, 431‐435. 2002
9) 時岡利和. 天野邦彦. 傳田正利. 対馬孝治. : GISと窒素安定同位体比を用いた千曲川流域における負荷流出特性解析、水工学論文集、49、1597-1602、2005
10) 天野邦彦. 傳田正利. 時岡利和. 対馬孝治. : 河川環境評価における流域特性や河川地形からの視点と新技術の適用、土木技術資料、46、11-16、2004
11) Heaton T.H.E. : Isotopic studies of nitrogen pollution in the hydrosphere and atmosphere: a review. Chemical Geology (Isotope Geoscience Section), 59, 87‐102. 1986
12) Wada E., Terazaki M., Kabaya Y., & Nemoto T. : 15N and 13C abundances in the Antarctic Ocean with emphasis on the biogeochemical structure of the food web. Deep-Sea Research, 34, 829‐841. 1987
13) Yoshii K., Melnik N.G., Timoshkin O.A., Bondarenko N.A., Anoshko P.N., Yoshioka T. & Wada E. : Stable isotope analyses of the pelagic food web in Lake Baikal. Limnology and Oceanography, 44, 502‐511. 1999.
14) Vannote, R. L., Minshall G. W., Cummins K. W., Sedell J. R. and Cushing C. E.: The river continuum concept, Can. J. Fish. Aqua. Sci., Vol.37, pp.130-137, 1980.
15) 香川尚徳：河川連続体で不連続の原因となるダム貯水による水質変化、応用生態工学、Vol.2，No.2，pp.141-151, 1999.
16) 谷田一三、竹門康弘：ダムが河川の底生動物に与える影響、応用生態工学、Vol.2, No.2, pp.153-164, 1999.
17) 川那部浩哉・水野信彦：日本の淡水魚、山と渓谷社、1982.
18) 戸田任重：付着藻類の窒素安定同位体比から河川の汚染源を探る、水、 Vol.45, pp1-6, 2000.
19) Toda, H., Uemura, Y., Okino, T. Kawanishi, T. and Kawashima, H.: Use of nitrogen stable isotope ratio of periphyton for monitoring nitrogen sources in a river system, Water Science and Technology, Vol.46, pp431-435, 2002.
20) 古谷八重子：吉野川における造網性トビケラ流程分布と密度の年次変化、特にオオシマトビケラ（昆虫、毛翅目）の生息域拡大と密度増加について、陸水学雑誌、Vol.59, pp429-441, 1998.

4. 流域で生じている水循環の機構を表現できる水循環モデル

はじめに

流域水循環系を再生させるため、既存の水制御・管理施設を最大限に有効活用しながら総合的に水管理を行うことで、平常時も含めて必要な流量を確保することが求められている。そこで、水の有効利用、再配分、利用ルールの変更などの低水マネジメント代替案を講じた場合に、これによって生じる流域規模での水循環への影響を解析し、評価するツールが必要である。

本研究では、上記の要請に対応するため、以下の 4 つの項目に分けて研究を遂行した。

1. 都市が水循環・水環境に及ぼす影響の解析手法の開発
2. 農地の水利用形態の変化が水循環に及ぼす影響の解析手法の開発
3. 森林が水循環に及ぼす影響の解析手法の開発
4. 1., 2.および 3.の成果を活用して流域からの流出を評価し、河川の人工構造物（ダム、取水堰など）の影響評価を行う河川水系全体での水管理支援システムの開発

河川流域において都市開発が進むと、流域の土地利用の形態が著しく変化する。アスファルト等による地表面の被覆の影響で洪水到達時間が短くなり、また洪水ピーク流量が増加する事が指摘されている。また、人為的な排水による水質悪化も懸念されており、流域全体の水・物質の循環について評価できる手法が必要とされている。現在までに流域水循環モデルは数多く開発されてきているが、物質循環についても併せて解析できる流域水・物質循環モデルは少ない。これらのニーズから、1.では、印旛沼流入河川の一つである高崎川流域を対象として土地利用の変化および浸透系対策が河川流況に与える影響を、土木研究所が継続的に開発を進めている WEP モデル [1)-2)] を用いて評価した。また、WEP モデルに物質循環モデルを導入し、海老川および谷田川対してモデルを適用し、その適用性を検証した。

農地が主体となった地域では、河川や地下水から多くの農業用取水が行われ、その水が水田や畑地に分配され地下に浸透し、河川に還元されるという水循環形態が特徴であり、その実態を定量的に把握するとともに、農業等の人工水利用形態の変化が流域水循環に与える影響を評価することが必要である。特に水田の水収支を物理的に扱った流域水循環モデルは数少ない。これらのニーズに対応できる水循環解析ツールとして、2.では WEP モデルを琵琶湖流入河川の一つであり、中下流域について主に農地から構成される野洲川流域に対して適用し、適用性を検証した。

一方、森林地域における水循環の特徴としては、森林による降雨遮断や森林土壌との相互作用として生じる蒸発散や斜面土層中の早い地中流としての側方浸透流が挙げられ、これらの現象による水循環形態への影響を定量的に評価する必要がある。そこで、3.では土研分布モデル Ver.3 を森林で被覆された野洲川支川上流域に対して適用し、その適用性を検証した。

以上の研究により、農地流域や森林流域における水循環をシミュレーションできるツールを開発する一方で、水の有効利用、再配分、利用ルールの変更等の多様な低水マネジメント代替案が河川流況へ与える影響を臨機応変に解析するためのツールも併せて開発が必要である。しかし、国内にそのようなツールは存在しない。そこで、4.では米国内務省開拓局等が開発を行った河川水系水管理ツールである Riverware に着目した。野洲川流域へ適用することで、我が国における低水マネジメント代替案検討への Riverware の適用性を検証した。

4.1 都市河川流域における水循環モデル

都市河川流域では、都市開発により洪水時の流量が増加し、流出時間が短くなる一方で、平常時の水量が減少し、水質が悪化している。都市化の影響と対策の効果を検討するためには、流域の水量･水質をモニタリングするとともに、都市河川流域の水循環・物質循環を解析できるシステムが必要である。ここでは、水循環解析用分布型物理モデルである WEP（Water and Energy transfer Process）モデルの雨水流出計算・追跡機能を利用して、ノンポイント汚染源の流出解析を行う分布型汚濁負荷流出モデルを構築した。また同様に WEP モデルを基盤として、浸透マス・浸透トレンチの設置が河川流域に与える影響評価手法の開発を行った。

ここでは、海老川流域（27km^2）、高崎川流域（85.6km^2）および谷田川流域（166km^2）を試験流域として検討を行った。それぞれの流域の検討項目は以下の通りである。

海老川流域：路面負荷堆積・流出モデルおよび生活排

水路（分流式下水道）負荷堆積・流出モデルの構築

高崎川流域：土地利用変化および浸透系対策が河川流況に与える影響の解析

谷田川流域：農地における地下水、河川水の無機態窒素濃度算定モデル開発

4.1.1　路面負荷堆積・流出モデルおよび生活排水路（分流式下水道）負荷堆積・流出モデルの開発

都市河川流域では地表面がアスファルト等で被覆されており、降雨時はその表面に溜まった汚濁負荷が流出する事が知られている。また、都市河川流域の水質について特徴的なことは下水道が存在する事である。都市河川流域の水・物質循環を定量的に評価するためには、流域規模でこれらの都市河川の特徴を適切にモデル化することが必要である。ここでは、海老川流域（27km^2、**図-4.1**）を対象とした路面負荷堆積・流出モデルおよび生活排水路（分流式下水道）負荷堆積・流出モデルの開発を行った。海老川流域は1993年時点で市街化率が約60%と高く、また今後も増加すると予想されている流域であり、上記のモデル構築に適した流域である。

1)　雨水流出モデル

雨水流出モデルについては複雑な土地利用を有する流域での水・熱輸送過程を解析するための分布型物理モデルとして開発されたWEPモデル[1)2)]を用いた。

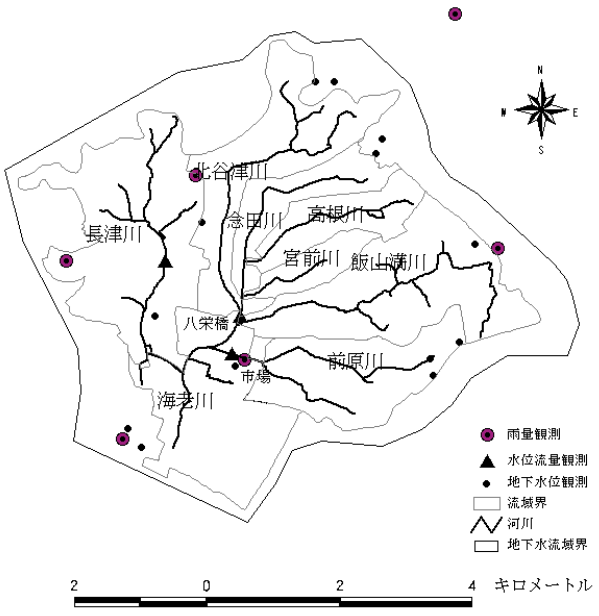


図-4.1　海老川流域図

WEPモデル主な特徴を以下に示す。

1. 流域をメッシュで表現するグリッド型の物理的分布定数型流域水循環モデルである。
2. 流域水循環の素過程の基礎方程式を解く物理的モデルであり、かつ、代表的な土地利用に特有な水循環素過程のモジュール（都市域・水田など）を準備していることから、複雑な土地利用・水利用のある流域に適用可能である。
3. 水循環に加え、鉛直一次元の熱輸送解析も同時に解析する。
4. 土壌－植生―大気間での相互作用をモデル化しており、気象モデルとの連携が行える。
5. 計算の精度向上および計算時間の短縮化を図るため、不飽和土壌水流れに対して一般化Green-Amptモデルを適用した。
6. 表面流出の追跡には、Kinematic Wave法を用い、河道追跡にはKinematic Wave法とDynamic Wave法の2種類から選択が可能である。
7. 地下水帯水層は地質条件により多層に分け、各帯水層においては表層または上方帯水層からの涵養量、下方への浸透量、井戸の揚水量を考慮して、水平2次元Boussinesq方程式を用いて地下水流れを表現した。河川が存在するメッシュでは、地下水と河川水とのやり取りは両者の水位差に基づいて計算される。

1メッシュの計算内で取り扱われる水・熱輸送過程、鉛直構造を**図-4.2**に、平面構造を**図-4.3**に示す。

2)　汚濁負荷流出モデル

汚濁負荷流出モデルに関する既往の研究を概観すると、土研モデル、和田モデル、STORMとSWMMなど、いくつかのモデルが提案されている[6)]。さらに、水質改善対策の効果を検討するための分布型土研モデル[7)]と和田メッシュモデル[8)]が提案されている。本研究では、和田ら[8)]及び渡辺ら[7)]の路面負荷および生活排水路負荷の堆積・流出モデルを参照し、以下のモデルを提案する（図-4.4）。

3)　路面負荷堆積・流出のモデル

連続式：

$$dS/dt = -K \cdot S + a \cdot A \cdot F_u \cdot \beta + R1 \cdot A \cdot PU_{rain} + Rp \cdot Ap \cdot PU_{pad} + \sum L_{lat} + L_{up} - L \quad (4.1)$$

運動式：$L = C_R R1 \cdot S^{mR}$　(4.2)

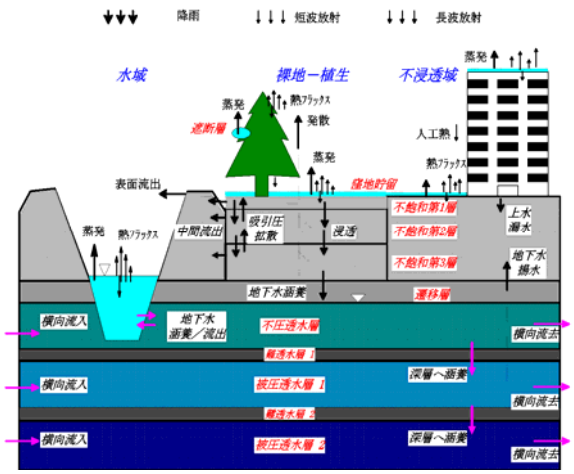


図-4.2　水・熱輸送過程とモデルの鉛直構造

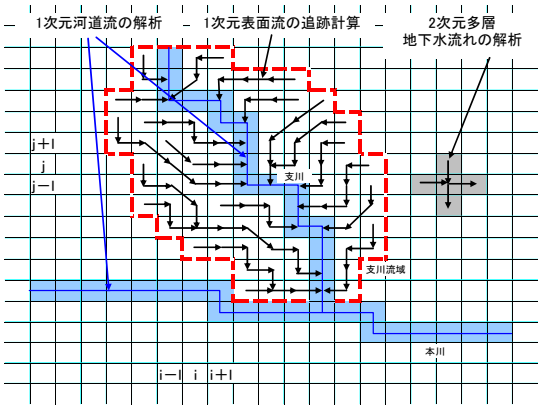


図-4.3　モデルの平面構造

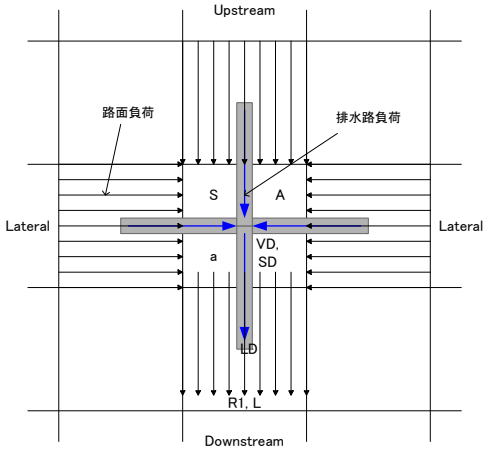


図-4.4　路面負荷と生活排水負荷の計算

ここで、S＝路面堆積負荷量（g）、K＝路面負荷減衰係数（1/s）、a＝路面負荷発生量（g/m^2・s）、A＝メッシュ面積(m^2)、Fu＝都市域面積率、β＝清掃率、R1＝表面流出(m/s)、PU_{rain}＝降雨の原単位（g/m^3）、Rp＝水田排水(m/s)、Ap＝水田面積(m^2)、PU_{pad}＝水田排水の原単位（g/m^3）、L＝路面流出負荷量（g/s）、L_{lat}＝横流入負荷量（g/s）、L_{up}＝上流流入負荷量（g/s）、C_R＝負荷流出係数（1/m）、mR=運動式の係数（＝1）。なお、森林や畑からの表面流出は研究対象流域で少ないため、これらの地表面負荷の流出は無視した。

4)　生活排水路（分流式下水道）負荷堆積・流出モデル

連続式：

$$dSD/dt = -K_S \cdot SD + q_s \cdot D_{popu} \cdot A \cdot PU_{sew} + \sum LD_{lat} + LD_{up} - LD \quad (4.3)$$

運動式：$LD = C_S SD^{mS} \cdot QD$　(4.4)

ここで、SD＝排水路堆積負荷量（g）、K_S＝排水路負荷自浄係数（1/s）、q_S＝排水量の原単位（m^3/人・s）、D_{popu}＝メッシュ内の人口密度（人/ m^2）、A＝メッシュ面積(m^2)、PU_{sew}＝排水の汚濁負荷の原単位（g/m^3）、LD＝排水路流出負荷量(g/s)、C_S＝排水路負荷流出係数(1/m^3)、QD＝排水流量（m^3/s）、mS=運動式の係数（＝1）。

5)　河道内負荷流出のモデル

移流拡散方程式：

$$\partial C/\partial t + U \cdot \partial C/\partial x = (1/A) \cdot \partial(DA \cdot \partial C/\partial x)/\partial x + q_L (C' - C)/A - kC \quad (4.5)$$

ここで、A＝横断面面積(m^2)、U＝横断面平均流速(m/s)、q_L＝横方向単位長さあたりの流入量（m^2/s）、C＝汚濁負荷の濃度（g/m^3）、C'＝横流入の汚濁負荷の濃度（g/m^3）、k＝自浄係数（1/s）、D＝分散係数（m^2/s）である。

6)　モデルの検証

上述したモデルを千葉県海老川流域（27km^2）に適用した。解析対象とする汚濁負荷はBODとT－Nにした。水収支を1時間の計算時間間隔と50m×50mのメッシュサイズで、地表面（路面）及び河道の水量・水質を10分の計算時間間隔で1993年を対象に通年の解析を行った。下流端の境界には、本町の水位観測データを用いた。生活排水量の原単位は上水使用量データから286 l /人・日を推定した。ほかのノンポイント汚染源負荷の原単位は和田[6]と木内[9]を参照して決定し、**表-4.1**に示す。生活排水量と排水負荷の日変動パターン

には木内[9]の調査結果を参照した（図-4.5）。

流量・BOD 濃度・T-N の計算結果と観測結果（海老川本川富士見橋地点の 1993 年 2 月と 4 月の 48 時間の晴天時観測データ[10) 11)]）を図-4.6 に示す。これより、流量、BOD・T-N の濃度レベル及び時間的な変動特性をほぼ再現していることがわかる。

表-4.1　原単位

	BOD	T-N	備考
生活排水（g/人・日）	42	12	
路面負荷発生量（g/m²）	0.05	0.0013 (NH_4^+-N)	住宅地、先期 15 日晴天[14]
a（g/m²・日）	6.13E-3	1.59E-4	
降雨（mg/l）	2.6	2.06	千葉市さつきが丘団地
水田排水(mg/l)	3	2.3	

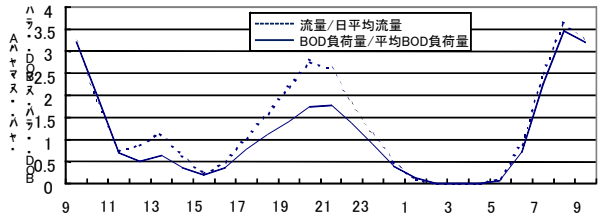


図 4.5　生活排水量と排水負荷の日変動パターン

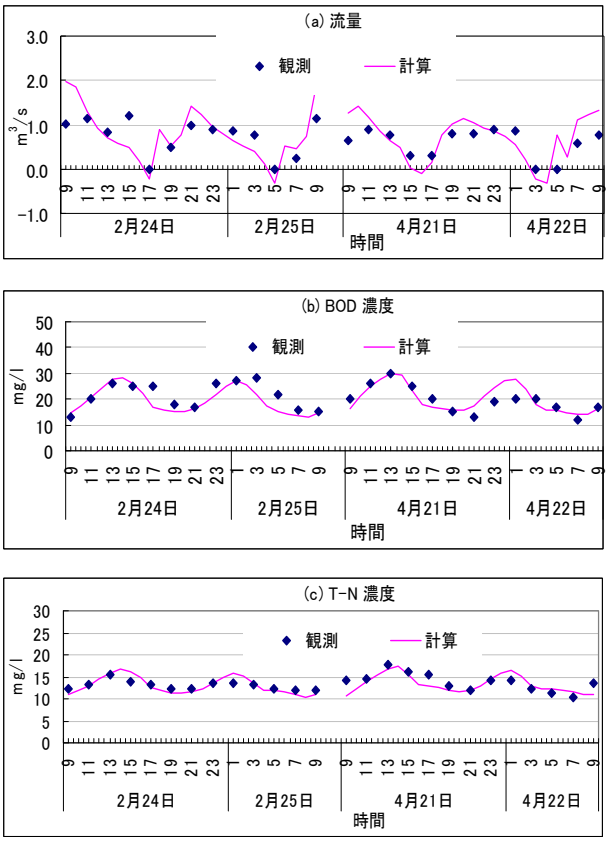


図-4.6 富士見橋地点でのモデルの検証

7)　まとめ

ここでは、海老川流域を対象として分布物理型流域水循環モデル（WEP モデル）と汚濁流出負荷モデルを組み合わせ、ノンポイント汚染源からの汚濁負荷流出を扱える分布物理型汚濁負荷流出モデルの構築と検証を行った。その結果、平常時における河川水中の BOD と T-N の濃度の変動を再現できることを示した。

4.1.2　土地利用変化および浸透系対策が河川流況に与える影響の解析

ここでは、高崎川流域（85.6km^2、**図-4.7**）を対象として、土地利用変化および浸透系対策が河川流況に与える影響の解析を行った。

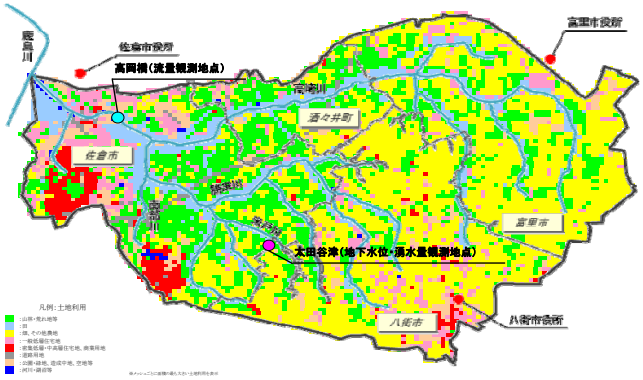


図-4.7　高崎川流域図

1)　流域概要

現在進められている印旛沼流域における水循環の健全化計画策定に貢献するため、本研究で開発してきた WEP モデルを印旛沼流域の流入河川の一つである高崎川流域へ適用した。2001 年 1 月 1 日～2003 年 12 月 31 日の 3 年間を解析対象として、現況再現計算と土地利用の変化による蒸発散、地下浸透、表面流出の変化と、河川流量の変化を予測し、評価を行った。

高崎川流域は、東西方向に約 14km、南北方向に約 10km、流域面積約 85.6km^2 で、富里市に水源を発し、途中、南部川、勝田川の支川を集め、最下流端の佐倉市で鹿島川に合流する利根川水系の一級河川である。流域の市街化率はおよそ 17%である。流域内の主な土地利用は畑地で、流域の約 39%を占める。他に、山林 23%、宅地 10%、水田 9%となっている。畑地では地下水の汲み上げによる灌漑が行われている。また、水田の灌漑は、印旛沼からの取水に依存している。

高崎川流域では、流入する印旛沼の水環境改善を目的として浸透系対策が講じられており、浸透系対策の効果を評価するのに適した流域である。

2)　流域データの作成

表-4.2 に示すように、WEP モデルの駆動に必要となる地形、地質、土壌、土地利用、人口、水利用（農業、事業所）、河道、下水道、気象（雨量、気温、湿度、風速、日照時間）などの 100m メッシュ空間分布情報を作成した。これらの空間分布情報は、基本的には印旛沼流域水循環健全化会議において収集されて GIS 上で整理されたデータ及び新たに収集したデータに基づき作成した。このうち、解析結果への影響が大きいと考えられる土壌、地質については後述のようにモデル化した。

表-4.2　入力データの種類とその出処

種類		データソースと出処
気象	気温，風速，日照時間	アメダスデータ（気象庁）
	降雨量	テレメータデータ（千葉県）
	相対湿度	大気環境測定データ(千葉県)
地質	地質分布	地質環境ｲﾝﾌｫﾒｰｼｮﾝﾊﾞﾝｸ(千葉県)
	表層地質	土地分類図(経企庁総合開発局)
地形	標高	10m ﾒｯｼｭ標高ﾃﾞｰﾀ（国土地理院）
	土地利用	細密数値情報（国土地理院）
		国土数値情報（国土地理院）
社会	人口	字別人口（千葉県）
	事業所排水量	特定事業所排水量ﾃﾞｰﾀ(千葉県)
	下水道整備状況	下水道情報ﾃﾞｰﾀﾍﾞｰｽ(千葉県)
河川	南部川、鹿島川緒元	各河川の業務報告書（千葉県、佐倉市）
	高崎川流量	調査報告書（印旛沼流域水循環健全化会議）
農業	取水量	印旛沼取水量年表(水資源機構) 農業用水施設別取水データ（印旛沼土地改良区）

3)　土壌と地質

印旛沼流域の低地部には沖積層が厚く堆積するとともに、台地上部は関東ローム層によって覆われ、その下位には沖積層が厚く堆積している。地質構造は、ボーリングデータをもとに設定した。表土・ローム層および表土、ローム層の直下にある難透水層をモデルで考慮する表層土壌層とみなす。以下、順に不圧帯水層、難透水層、被圧帯水層，難透水層，被圧帯水層の 5 層で設定する（**図-4.8**）。ただし、表層土壌層の第 1 層と第 2 層の透水係数は 5.6×10^{-4} cm s^{-1} とし、難透水層である最下層の第 3 層の透水係数を 2×10^{-5} cm s^{-1} とした。この値は、難透水層の透水係数を参考に、繰り返し計算により調整して設定した。また低地部では、表層土壌層の直下に難透水層が存在する。しかし、WEP モデルでは表層土壌層の下に第 1 帯水層が存在する構造となっているため、上記の低地部の特徴を表現できない。そこで、第 1 帯水層の厚さを薄くした。また WEP モデルでは表層土壌をさらに 3 層に分割する必要があるため、その最下層である第 3 層の透水係数を難透水層の透水係数と同程度の値とすることで低地部の特徴

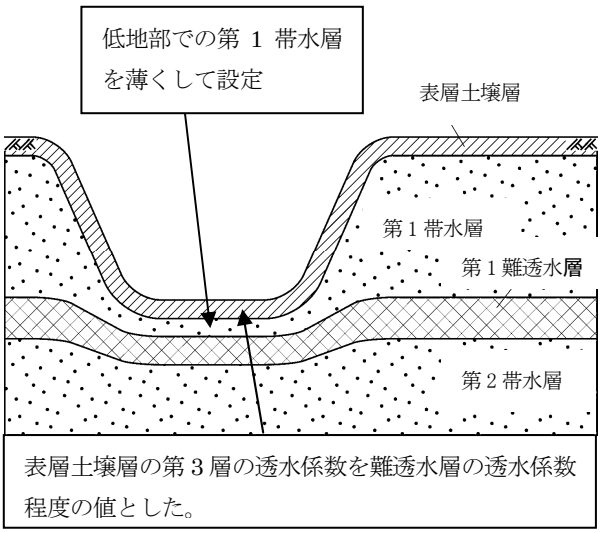


図-4.8　地質構造のイメージ

を WEP モデル上で表現した。

4)　各種パラメータ

WEP モデルのパラメータ調整は、計算された河川流量が観測値と近くなるように行った。特に今回は低水流量の再現性が高くなるようにパラメータ調整を行った。地被パラメータは、過年度の検討において海老川流域で設定された値を参考に、繰り返し計算によりパラメータ調整を行った。また、植被状況のパラメータは、過年度の検討において谷田川流域で設定されたパラメータを参考に、繰り返し計算によりパラメータ調整した。土壌パラメータも同様であるが、表層土壌層については上記３）のように決定した。透水係数等パラメータについても繰り返し計算による調整を行った。

5)　計算条件検証データ

2001 年 1 月 1 日～2003 年 12 月 31 日の 3 年間の助走計算により地下水位、初期含水率について初期値を設定した。計算結果の検証に使用したデータは**表-4.3** のとおりである。

表-4.3　計算条件検証データ

項　　目	地点数 (名称)	観測期間
河川流量	1 (高岡橋)	2002 年 7 月 1 日 ～2003 年 12 月 31 日
地下水位	1 (大田谷津)	2002 年 9 月 1 日 ～2003 年 12 月 31 日
地下水湧出量	1 (大田谷津)	2002 年 9 月 1 日 ～2003 年 12 月 31 日

6)　結果

6-1)　河川流量

図-4.9 から、低水時の流量が実測値に比べ計算値でやや小さくなっているものの、降雨の大きい時のピーク流量や、降雨後の流量の低減傾向については、概ね良好に再現できた。また、定常的な地下水の高さや降雨時の変化の傾向（降雨時に上昇し、その後低下する）は概ね再現できた。

6-2)　土地利用の変化による水循環への影響

① 市街化のケース設定

将来土地利用は、千葉県資料を参考に、将来下水道区域内が全て市街地化されるケース（将来土地利用 1)、および現況と将来の中間のケース（将来土地利用 2）の 2 ケースを想定した。

② 予測計算結果

表-4.4 に、現況と将来土地利用の河川流況の比較を示す。現況に比べ将来土地利用では、浸透域の減少により地下水涵養量が減少するため、降雨時のピーク流量に影響を受ける豊水流量は大きくなり、地下水流出に影響を受ける平水、低水、渇水流量は小さくなる傾向が示された。また、市街化が進むほどその傾向が顕著になることが示された。地下水位でみると、平常時では現況に比べ将来土地利用の地下水位の高さが、将来土地利用 1 で約 5m、将来土地利用 2 で約 2.5m 低くなった。また、降雨時においては、現況では明確な地下水位の上昇が見られるが、将来土地利用 1 および 2 ともに、地下浸透量が少なくなるため、地下水位の上昇が現況に比べ小さくなることが予想された。

また、**表-4.5** に水収支（主な項目のみ抽出）の比較を示す。2001～2003 年の 3 ヶ年全てにおいて、将来土地利用では浸透域が減少し不浸透域が増加するため、蒸発散量は 0.7～0.8 倍に減少、表面流出量は 1.3～1.8 倍に増加、基底流出量は 0.8～0.95 倍に減少すると予測された。

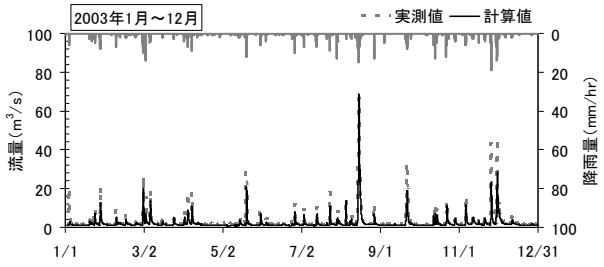


図-4.9　河川流量　観測値と計算値の比較
（時間データ、2003 年）

表-4.4　流況の比較

	現況				将来土地利用1				将来土地利用2			
	豊水	平水	低水	渇水	豊水	平水	低水	渇水	豊水	平水	低水	渇水
2001年	1.98	1.45	1.28	0.95	2.10	1.41	1.20	0.97	2.09	1.42	1.23	0.96
2002年	1.86	1.35	1.20	0.89	1.82	1.19	1.03	0.81	1.86	1.25	1.10	0.83
2003年	1.92	1.41	1.21	1.01	1.86	1.17	0.99	0.87	1.96	1.27	1.09	0.93

表-4.5　水収支の比較（現況と将来土地利用）

単位:mm	2001年			2002年			2003年		
	現況	将来土地利用1	将来土地利用2	現況	将来土地利用1	将来土地利用2	現況	将来土地利用1	将来土地利用2
降雨量	1,272	1,272	1,272	1,281	1,281	1,281	1,372	1,372	1,372
蒸発散	529	385	442	572	408	473	570	427	483
表面流出	409	669	565	361	644	531	384	673	557
基底流出	537	495	511	511	431	462	522	413	456
地下涵養	363	236	288	382	249	303	432	282	343

6-3)　浸透系対策による水循環への影響

① 対策量の設定

浸透系対策の予測計算ケースを**表-4.6**の通り設定する。WEP モデルにおいては、対策量は浸透トレンチの長さで設定する必要があることから、浸透マス 1 個当たりの浸透量を浸透トレンチの長さ（m）に換算する。換算の方法は以下の通りである。また、千葉県土木部[12)]より、浸透マス、浸透トレンチの浸透量は以下の通りとする。

雨水浸透マスの浸透量：$Q_{マ}$＝0.432 m^3/hr/個

浸透トレンチの浸透量：$Q_{ト}$＝0.271 m^3/hr/m

表-4.6　浸透系対策ケースの設定

ケース名	土地利用	浸透対策	対策量の設定
ケース 1	現況の土地利用を用いる。	○浸透マス・トレンチ市街地・住宅地全体に設置	浸透マス 1 個、浸透トレンチ 2m あたりのカバー面積を 100m^2（10mm/hr 程度の降雨まで浸透可能）として、市街地・住宅地の面積全体をカバーできる対策量で設定する。
ケース 2		○浸透マス・トレンチ市街地・住宅地の半分に設置	ケース 1 の半分を設定

これらの浸透量から、浸透マス 1 個あたりの浸透トレンチの長さを求めると、以下の通りである。

$Q_{マ}$／$Q_{ト}$＝0.432／0.271＝1.60m/個

よって、市街地・住宅地面積 100m^2 あたり浸透マス 1 個、浸透トレンチ 2m と設定した対策量を、浸透トレンチの長さのみに換算すると、

浸透トレンチの長さ：3.6m/100m^2

となる。

なお、ケース 2 においては、対策量をケース 1 の半分としていることから、1.8m/100m^2 と設定する。

② 予測計算結果

表-4.7 に、流量観測地点における比較を示す。浸透対策により、地下涵養が多くなることから、現況に比べ高水時の流量は減少し、平水～渇水の流量は増加する傾向が見られた。その増加割合は最大で 5%程度と見積もられた。また、ケース 1 と 2 を比較するとケース 1 の方が流量の増加は大きいものの、ケースによる違いは小さかった。

表-4.8 に、上流域に市街地・宅地が多い勝田川上流地点での流況の比較を示す。地下浸透が多くなることから、2001 年では豊水流量が 5～7%程度減少した。また、2001 年～2003 年をつうじて、平水～渇水流量は一般に増加する傾向があった。ただし、ケースによる違い（対策量による違い）は大きくなかった。

降雨時においては、2001 年 6 月 6 日降雨の場合、流量観測地点ではピーク流量は約 7 割に減少した。上流

表-4.7　流況の比較（現況と浸透対策　流量観測地点）

m^3/s	現況				浸透対策(ケース1)				浸透対策(ケース2)			
	豊水	平水	低水	渇水	豊水	平水	低水	渇水	豊水	平水	低水	渇水
2001年	1.98	1.45	1.28	0.95	1.90	1.45	1.29	0.97	1.87	1.42	1.28	0.95
2002年	1.86	1.35	1.20	0.89	1.82	1.37	1.25	0.93	1.81	1.36	1.23	0.92
2003年	1.92	1.41	1.21	1.01	1.88	1.46	1.27	1.06	1.85	1.43	1.25	1.04

表 4.8　流況の比較（現況と浸透対策　勝田川上流地点

m^3/s	現況				浸透対策(ケース1)				浸透対策(ケース2)			
	豊水	平水	低水	渇水	豊水	平水	低水	渇水	豊水	平水	低水	渇水
2001年	0.284	0.218	0.200	0.177	0.270	0.223	0.202	0.182	0.265	0.217	0.198	0.179
2002年	0.262	0.206	0.193	0.171	0.269	0.219	0.204	0.183	0.262	0.214	0.200	0.180
2003年	0.268	0.209	0.191	0.177	0.268	0.222	0.206	0.189	0.264	0.218	0.203	0.186

域で市街地・宅地が多い勝田川上流地点ではピーク流量は約 6 割に減少し、流量観測地点に比べ、減少の割合が大きかった（**図-4.10**）。また、ケース 1 と 2 を比較すると、ケース 1 の減少量の方が大きいものの、ほとんどその差は小さかった。

地下水位観測地点では、現況と浸透対策実施時の地下水位の差は小さかった。これは、地下水位観測地点周辺の土地利用がもともと畑や山林などの浸透域が多いため、変化が小さかったと考えられる。

そこで、市街地・宅地等の不浸透域の多いに八街市街地内の地下水位を見ると、浸透対策実施後、約 1m の地下水位上昇が見られた（**図-4.11**）。なお、ケースによる違いは小さかった。

表-4.9 に水収支の比較（主な項目のみ抽出）を示す。2001～2003 年の 3 ヵ年全てにおいて、現況に比べ浸透対策を実施した場合には、地下涵養量が増加し、基底流出量が増加した。これにともなって、表面流出量が減少する。地下涵養量の増加割合は 15%程度、基底流出量の増加割合は 8%程度であった。また、表面流出量の減少割合は 20%程度と大きかった。

また、ケース 1 と 2 を比較すると、ケース 1 の方が地下涵養量、基底流出量の増加および表面流出量の減少は大きいものの、その差は小さいことが予想された。

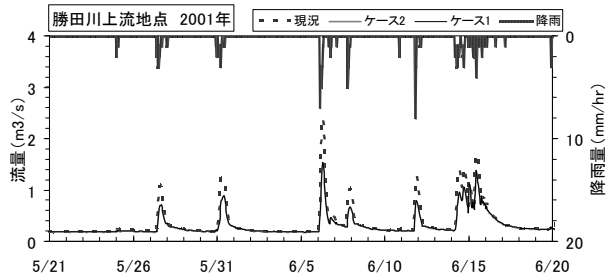


図-4.10　勝田川上流地点における河川流量の変化（現況と浸透対策）：2001 年

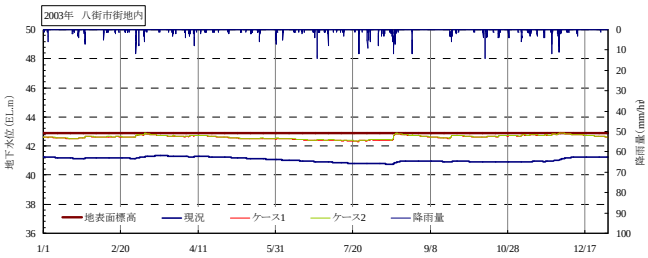


図-4.11　地下水位観測点における地下水位の変化（現況と浸透対策）：2003 年

表-4.9　水収支の比較

単位：mm	2001年			2002年			2003年		
	現況	ケース1	ケース2	現況	ケース1	ケース2	現況	ケース1	ケース2
降雨量	1,272	1,272	1,272	1,281	1,281	1,281	1,372	1,372	1,372
蒸発散	529	545	545	572	589	589	570	588	589
表面流出	409	336	346	361	289	298	384	309	317
基底流出	537	558	546	511	546	537	522	565	556
地下涵養	363	419	410	382	435	426	432	487	479

7）　まとめ

印旛沼流入河川の一つである高崎川流域において WEP モデルを適用し、将来の土地利用変化が流域に与える影響および流域で進められている浸透系対策の効果をシミュレーションした。河川流量の再現計算については、低水時の流量が実測値に比べ計算値でやや小さくなっているものの、降雨の大きい時のピーク流量や、降雨後の流量の低減傾向については、概ね良好に再現できた。このモデルを用いて現況と将来土地利用の場合で河川流況に与える影響を評価したところ、現況に比べ将来土地利用では、浸透域の減少により地下水涵養量が減少するため、降雨時のピーク流量に影響を受ける豊水流量は大きくなり、地下水流出に影響を受ける平水、低水、渇水流量は小さくなる傾向が示された。また、市街化が進むほどその傾向が顕著になることが示された。また、浸透系対策については①市街地、住宅全戸に浸透トレンチを設置した場合、②その半分に設置した場合の 2 ケースでシミュレーションを行った。その結果、2001～2003 年の 3 ヵ年全てにおいて、現況に比べ浸透対策を実施した場合には、地下涵養量が増加し、基底流出量が増加した。これにともなって、表面流出量が減少した。地下涵養量の増加割合は 15%程度、基底流出量の増加割合は 8%程度であった。また、表面流出量の減少割合は 20%程度と大きかった。浸透トレンチの設置により上記のような変化が見られたが、ケース①と②による差はほとんど見られなかった。

4.1.3　農地における地下水、河川水の無機態窒素濃度算定モデル開発

1)　谷田川流域の概要と検討

谷田川流域（166.7km^2、**図-4.12**）は、主に牛久沼に流入する谷田川、西谷田川、稲荷川の各集水域で構成されており、流域面積はあわせて約 166.7km^2 である。牛久沼の平成11年度年平均CODは全国ワースト３であり、水質汚濁の著しい富栄養湖である。現状では、流域内の主たる土地利用は田畑で流域の約半分を占め、流域内人口は13万人(平成7年国勢調査結果)である。流域を含む地域では、1970 年代からつくば学園都市の開発が進められるとともに、将来は東京とつくばを結ぶつくばエクスプレスの開通（2005 年８月）に伴った沿線開発が行われており、急激な都市化が流域の水循環や水環境、牛久沼の水質に影響を及ぼすことが懸念される。そのため、開発以前から流域内の水循環・物質循環に関する様々なデータを蓄積しながら、流域条件の変化による影響をモニタリングとモデリングにより評価する必要がある。

谷田川流域の水循環については、実態調査に基づいて、流域内の水利用や排水系統の状況、灌漑期と非灌漑期における平常時流量の特徴、浅層地下水や深層地下水の時空間分布の特徴について報告されている[3) 13)]。これらの実態調査と平行して、土木研究所において開発された分布物理型水循環モデルである WEP モデル[5)]の適用を試み、流量、地下水位等の時空間分布の再現性を確認してきた[3) 14)]。ここでは今までの検討に加えて 2 章で新たに収集したデータ、知見を用いて、WEP モデルに対して農地における地下水、河川水の無機態窒素濃度算定モジュールを組み込んだ。

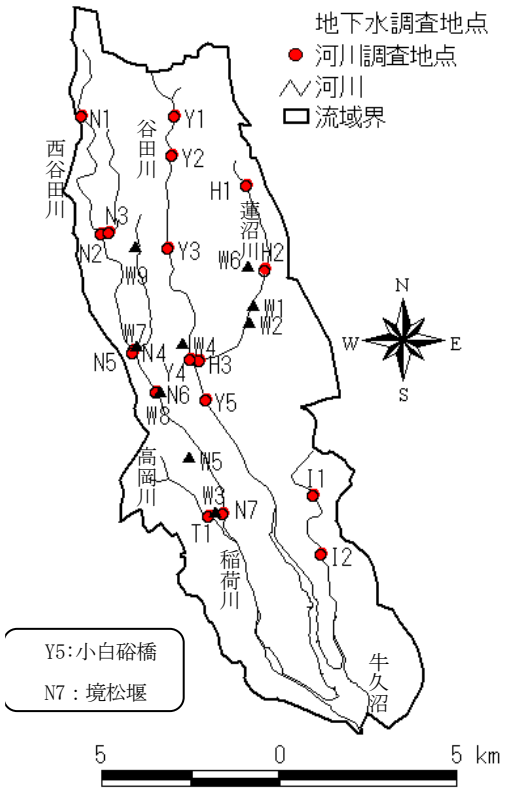


図-4.12　谷田川流域概況図

2)　農地における窒素収支の算定プログラム

2-a)　検討の概要

谷田川では流域の 50%程度を農地が占めていることから、施肥や窒素固定、収穫や脱窒といった農地における窒素の流入・流出を把握することが重要である（**図-4.13**）。そこで、農地における窒素の流入量および流出量の時間的・空間的分布を算出するプログラムを作成した。計算は、2001 年および 2002 年を対象として行った。

なお、当該地域はかつての旧町村が合併して新市町村を形成していることから、2000 年世界農林業センサス[15)]に記載された旧町村を最小の単位とした。

2-b)　方法

谷田川流域の流域面積と水田および畑地面積は、細密数値地図（第五期、1994 年）[16)]より求めた。旧町村ごとの農地（水田、畑地）面積に対する各作物の作付け比率は、2000 年世界農林業センサス第 1 巻茨城県統計書（農業編）[15)]の数値より求めた。なお、二毛作や多毛作は行わないものと仮定した。また、茎崎町は 2002 年 11 月 1 日につくば市に合併したため、2001 年は茎崎町として、2002 年はつくば市の一部として取り扱った。

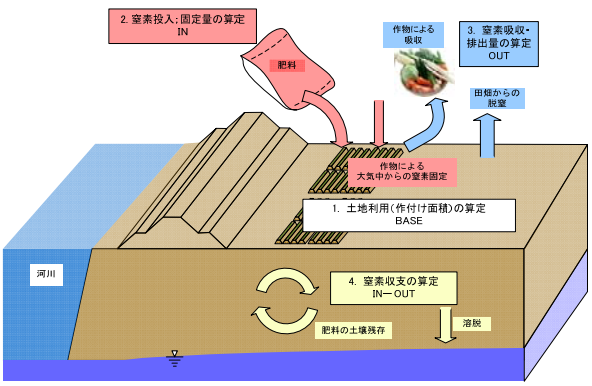


図-4.13　農地における窒素収支概念図

これらにより求めた農地面積と各作物の作付比率をけて、それぞれの作物の作付面積を算出した。この時、きのこ類、　き類・　木、種　・　木類は栽培実績がない、あるいは栽培量が少なく流域へのインパクトが把握しにくいため、除外した。また、その他作物とは主に芝であった。その他野菜は農林水産関係市町村別データ（年産）[17] に　載されており、センサスに　載されていない野菜とした。

①施肥量の算出

作物ごとの窒素肥料投入量は茨城県の栽培基準 [18] を参考にした。同一作物に複数の作型がある場合は、施肥量の平均を算出した。また、果樹など樹　により施肥量が異なる場合は、最大施肥量を用いた。

栽培基準 [17] から作物の平均生育期間を求め、流通量（青果物産地別　　統計[19]）の月変動傾向から播種（定植）時期を推定し、月ごとの施肥投入量を算出した。月毎の流通量が不明な農作物については、全ての作型の施肥期間に均等に割り付けるものとした。

②作物による窒素吸収量

作物別に、現市町村ごとの単位面積あたりの年収穫量を農林水産関係市町村別データ（年産）[17] から求めた。この値を①で求めた作付面積と　けあわせて旧町村ごとの年収穫量（kg）を算出した。収穫された作物に含まれる窒素量は、五　日本食　標準成分表 [20] に記載されているたん　く質量を係数で除して算出した。なお、芝（ソッド）は作付面積の 90%が毎年出荷されるものと仮定し、窒素含有量を 19.18 kg N/10a として算した。

さらに、青果物産地別　　統計 [19] より、収穫量を月ごとに割り付けた。青果物産地別　　統計にデータのない作物は、農業栽培基準に基づいて収穫量を各作型の収穫時期に均等に　り分けた。

播種、あるいは定植から収穫までの期間、窒素が土壌から植物体に吸収される（土壌から除去される）速度を線形として、収穫窒素量を月毎に割りつけ算出した。

③窒素固定量

Yatazawa（1978）より、下記のように設定した。[21]

- 大　：170 kg/ha/yr
- 小　：50 kg/ha/yr
- らっかせい：90 kg/ha/yr
- マメ科牧草：180 kg/ha/yr
- マメ科以外の作物：20 kg/ha/yr

脱窒量

水田における脱窒量を 40 kg/ha/yr [22] とし、畑地の脱窒量を 30 kg/ha/yr [22] と設定した。

2-c）結果

プログラムによる計算結果を**図-4.14** に示す。施肥による流入負荷量は、上流域で比較的高かった。また、**図-4.15** に、年間の施肥による流域への窒素投入量、作物による吸収量、地下水および河川水への流出量を示す。流域全体では流入した窒素の約 45%程度が作物に吸収されず、地下水や河川水に流出する可能性があることがわかった。

本プログラムは、対　式で流域面積や作付面積、作物項目、施肥量等を変更することができ、他流域へ容易に適用可能なことが特徴である。

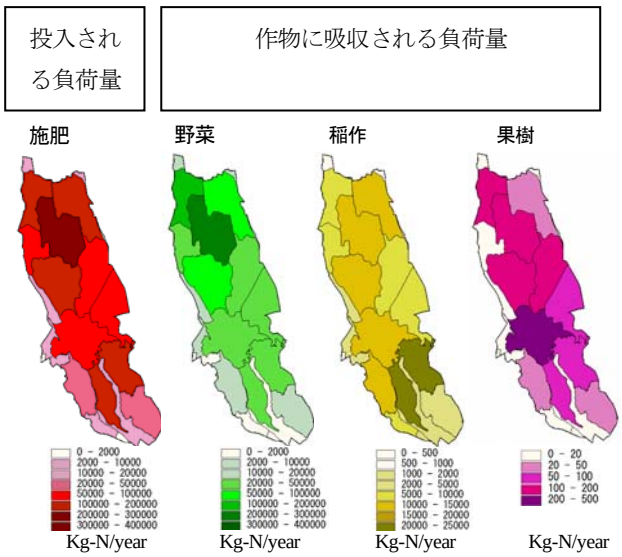


図-4.14　農地における窒素流入・流出負荷量（2001 年）

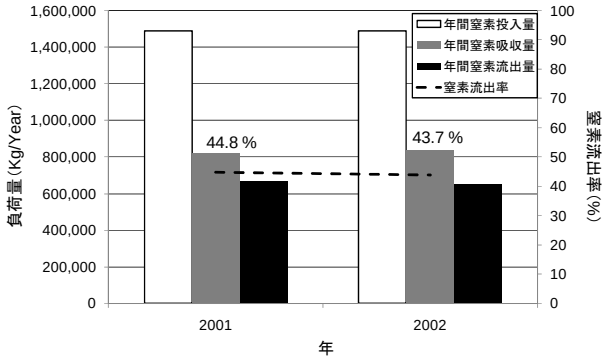


図-4.15　流域全体の窒素施肥投入量と吸収量

3) 水質モデル

3-a) 水質モデルの概要

流域スケールにおける無機態窒素と有機態窒素の移動と消長の解析を行う数値モデルを作成し、谷田川流域に適用した。無機態窒素にはアンモニア態窒素、亜硝酸態窒素、硝酸態窒素があり、酸化状態では硝化によってアンモニア態窒素が亜硝酸態窒素を経て硝酸態窒素へと変化するが、これらの区別は行わず、無機態窒素として一　して扱う。

有機態窒素の分類方法としては、粒子性か溶解性かによる分類､たん　く質か非たん　く質かによる分類、易分解性か難分解性かによる分類などがある。平常時には地下水の無機態窒素（特に硝酸態窒素）の高濃度化や、その河川への流出による河川水質の悪化が問題になると考えられるが、もともとの原因としては、肥料による無機態窒素の供給とともに、有機態窒素の分解・無機化、硝化反応が挙げられる。したがって、モデルでは有機態窒素のこのような挙動を表現できることが必要となる。一方、洪水時には表面流出による粒子性（懸濁態）窒素成分が無視できないことから、これについても考慮が必要である。ただし、今回作成した初期モデルでは、無機態窒素の表層土壌、地下水、河川水での挙動解析を主たる目的としたため、粒子性窒素についてはモデル化していない。

表層における窒素プールの設け方はモデルにより異なる。SHETRAN[23] では有機態窒素の種類ごとに分解速度が異なることを考慮して、厩肥や糞尿（fece）から成る　分解性の有機態窒素、落葉、農作物の残　、枯　した根（dead root)、microbial biomass から成る易分解性の litter、難分解性の安定な腐植土の３つのプールを設けている。また、SWAT[24] では、有機態窒素を､植物の残　と microbial biomass (Fresh organic N)、易分解性（active）の腐植土、難分解性（stable）の腐植土の３つのプールに分けている。また、AnnAGNPS[25] でも有機態窒素を易分解性（active）の腐植土、難分解性（stable）の腐植土の２つのプールで表現している。そこで、本研究では SWAT および AnnAGNPS 等を参考に、窒素を有機態窒素３プールと無機態窒素１プールで表し、定式化する。これらのプールはモデル上、表層土壌の上部に位置し、水輸送には影響を及ぼさず、窒素の供給源として機能するものとして扱う。(**図-4.16**)

WEP モデルでは、計算上の土地利用を水域、水田、　の高い植生（森林、樹木)、　の低い植生（草地、農地)、　地、都市建物面、都市地表面の７分類にしている。そこで、それぞれの土地利用面において有機態窒素、無機態窒素の反応と輸送のプロセスをモデル化する。

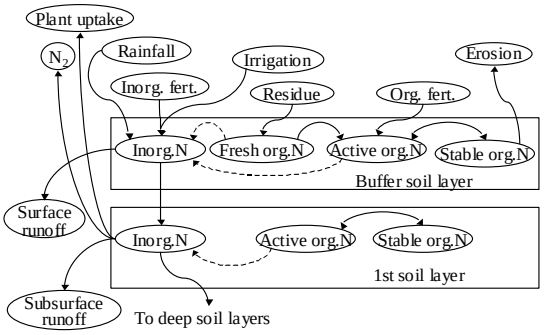


図-4.16　土壌表層における各態窒素の流れの模式図

3-b) モデルの構造

①　地・植生地

地・植生地の表層土壌中における水分と窒素の移動は以下に従う。　地、植生地ともに降雨による窒素の流入があり、加えて、水田、農地では灌漑水や施肥により窒素が流入する。また、水田や植生地では腐食層中の有機態窒素の無機化により、無機態窒素が増加する。アンモニア性窒素の揮発は量的に非常に少ない[23] ことから、初期モデルでは考慮しない。

1）土壌上層（腐食層）

土壌上層（腐食層）における無機態窒素の挙動は次式により表す。

$$\frac{\partial N_{\min,0}}{\partial t} = \frac{1}{d_0}\left(N_{\min,fert} + \min N_{org,fresh} + \min N_{org,act}\right) \quad (4.6)$$

ここで、$N_{min,0}$：腐食層における窒素量（g/m^3)、$N_{min,fert}$：施肥による無機態窒素投入量（g/m^2・s)、$minN_{org,fresh}$：有機態窒素（fresh）プールからの無機化量（g/m^2・s)、$minN_{org,act}$：易分解性有機態窒素（active）プールからの無機化量（g/m^2・s)、t：時間（s)、d_0：層厚（m）である。

降雨の発生により、土壌上層に蓄積されていた無機態窒素は降雨中に溶解し、土壌中へ浸透あるいは表面流出によって移動する。

$$N_{runoff} = C_{min,0} Q_{runoff} \quad (4.7)$$

ここで、N_{runoff}：無機態窒素の表面流出量（g/s)、$C_{min,0}$：

表面流出水中の無機態窒素濃度（g/m³）、Q_{runoff}：表面流出量（m³/s）である。

また、水田では灌漑水による無機態窒素の流入を考慮してある。

標準2m厚の表層土壌の上から第１層、第２層、第３層における水分と溶質の移動はそれぞれ以下に示すように表す。

2）第１土壌層

$$\frac{\partial\theta_1}{\partial t} = \frac{1}{d_1}(Q_0 + QD_{12} - Q_1 - R_{21} - Es - Etr_{11} - Etr_{21}) \quad (4.8)$$

$$\frac{\partial N_1}{\partial t} = \frac{\partial N_{\min,0}}{\partial t} + \frac{1}{d_1}\begin{pmatrix} N_{in,0} + N_{suc,12} - N_{uptake,1} \\ - N_{drain,1} - N_{lateral,1} - N_{den,1} \end{pmatrix} \quad (4.9)$$

$$N_{in,0} = N_{inf} \quad (4.10)$$

3）第２土壌層

$$\frac{\partial\theta_2}{\partial t} = \frac{1}{d_2}(Q_1 + QD_{23} - QD_{12} - Q_2 - R_{22} - Etr_{12} - Etr_{22}) \quad (4.11)$$

$$\frac{\partial N_2}{\partial t} = \frac{1}{d_2}\begin{pmatrix} N_{in,1} + N_{suc,23} - N_{uptake,2} \\ - N_{drain,2} - N_{lateral,2} - N_{den,2} \end{pmatrix} \quad (4.12)$$

4）第３土壌層

$$\frac{\partial\theta_3}{\partial t} = \frac{1}{d_3}(Q_2 - QD_{23} - R_{23} - Q_3 - Etr_{13}) \quad (4.13)$$

$$\frac{\partial N_3}{\partial t} = \frac{1}{d_3}\begin{pmatrix} N_{in,2} - N_{suc,23} \\ - N_{uptake,3} - N_{drain,3} - N_{lateral,3} - N_{den,3} \end{pmatrix} \quad (4.14)$$

$$N_i = C_i\theta_i d_i \quad (4.15)$$

$$N_{suc,i,i+1} = QD_{i,i+1}C_{i+1} \quad (4.16)$$

$$N_{uptake,i} = N_{uptake}\, E_i / E \quad (4.17)$$

$$N_{drain,i} = Q_i C_i \quad (4.18)$$

$$N_{lateral,i} = R_{2i} C_i \quad (4.19)$$

$$N_{leach} = N_{drain,i} = Q_i C_i \quad (4.20)$$

$$i = \begin{cases} 0 \ if \ z_0 - h < 0 \\ 1 \ if \ 0 < z_0 - h < d_1 \\ 2 \ if \ d_1 < z_0 - h < d_1 + d_2 \\ 3 \ if \ d_1 + d_2 < z_0 - h < d_1 + d_2 + d_3 \end{cases}$$

ここで、 $_i$：体積含水率、Q_i：重力排水（m³）、$QD_{i,i+1}$：吸引圧による土壌 i 層と i+1 層間の水分拡散（m³）、Es：表層土壌からの蒸発（m）、Etr：蒸散（一番目の下付き　字１は高い植生を、２は低い植生を示す。二番目の下付き　字は土壌層の番号を示す）（m）、R_2：中間流出量（m³/s）、d_i：土壌層の厚さ（m）、N_i：窒素含有量（g/m²・s）、C_i：窒素濃度（g/m³）、$N_{suc,i,i+1}$：水分拡散に伴う窒素輸送量（g/m³）、$N_{uptake,i}$：植物による吸収量（g/s）、$N_{drain,i}$：重力排水に伴う窒素輸送量（g/s）、$N_{in,i}$：i 層から i+1 層へ流入する窒素量(=$N_{drain,i}$)（g/s）、$N_{lateral,i}$：中間流出に伴う窒素輸送量（g/s）、$N_{min,i}$：$N_{den,i}$：脱窒量(g/s)、N_{leach}：地下水への溶脱窒素量(g/s)、N_{inf}：地表面からの浸透に伴う窒素輸送量（g/s）、z_o：地盤高（m）、h：地表面から地下水面までの距離（m）である。下付き　字 ０、１、２、３はそれぞれ窪地貯留層、表層土壌層、第２土壌層と第３土壌層を示す。

5）植物による摂取

農地における作物による窒素の摂取量N_{uptake}(および施肥による投入量）は統計データから算出する。その方法は前述の通りである。また、草地、林地における摂取量はバイオマスの蓄積量の変化率に比例するとして次式により求める[26)]。

$$N_{uptake} = k_{up}\frac{d\lambda}{dt} \quad (4.21)$$

ここで、　：葉面積指数（LAI）、k_{up}は同定を要するパラメータである。表層土壌各層からの摂取量の和が全体の摂取量となる。各層からどれだけ摂取されるかは、各層からの蒸散量の計算結果と上述の窒素摂取量を用いて　分する。

$$N_{uptake} = N_{uptake,1} + N_{uptake,2} + N_{uptake,3} \quad (4.22)$$

6）脱窒

硝酸態窒素の生物学的な脱窒は　気状態で生起し、その量は易分解性の有機物量、温度、硝酸性窒素の濃度に依存することが知られている。脱窒量を表すモデルとしては、硝酸性窒素濃度の一次反応式で表すものから、SWIM、DAISY、SWAT などの炭素量に依存するモデルがある。例えば、SWAT においては次式により脱窒

量を推定しており、本モデルではこれを用いた。

$$N_{den} = NO3\left(1-exp\left(-1.4\gamma_{tmp}orgC\right)\right) \ if \ \gamma_{sw} \geq 0.95$$

$$N_{den} = 0 \ if \ \gamma_{sw} < 0.95 \qquad (4.23)$$

ここで、N_{den}：ある土壌層内の脱窒量（KgN/ha）、NO3：ある土壌層内の硝酸態窒素の量（KgN/ha）、orgC：有機炭素量（%）、 $_{tmp}$：窒素循環温度係数、 $_{sw}$：窒素循環水分係数で、次式により表される。

$$\gamma_{tmp} = 0.9\frac{T_{soil}}{T_{soil} + exp\left(9.93 - 0.312T_{soil}\right)} + 0.1 \qquad (4.24)$$

$$\gamma_{sw} = \frac{\theta}{\theta_{fc}} \qquad (4.25)$$

ここに、T_{soil}：土壌温度（° C）、 ：土壌水分量（m³）、 $_{fc}$：圃場容量（m³）である。

②水域

水域では降雨の表面流出による無機態窒素の流出のみを想定し、降雨中の窒素濃度と降雨量から求める。

$$N_{water} = PC_{rain} \qquad (4.26)$$

ここで、N_{water}：水域からの流出窒素量（g/m²）、P：降雨量（m）、C_{rain}：降雨中の無機態窒素濃度（g/ m³）である。

③不浸透域

不浸透域では降雨の表面流出による無機態窒素の流出に加えて、地表面に堆積する有機態窒素や土粒子に付着する無機態窒素の流出が想定される。初期モデルでは降雨中の無機態窒素の流出のみを考え、降雨中の窒素濃度と降雨量から求める。

$$N_{min,urban} = cR_{u1}C_{rain} + (1-c)R_{u2}C_{rain} \qquad (4.27)$$

ここで、$N_{min,urban}$：不浸透域からの流出窒素量（g/m²）、c：不浸透域での都市キャノピーの面積割合、R_{u1}：都市キャノピーからの表面流出量（m）、R_{u2}：都市地表面からの表面流出量（m）である。

地下帯水層中における挙動

地下帯水層（不圧地下水、被圧地下水）中においては、濃度的に卓越する硝酸態窒素のみを対象とし、その挙動は水平２次元の移流方程式に従うとして次式を用いる。

1）不圧帯水層

$$C_u\frac{\partial h_u}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x}[k(h_u - z_u)\frac{\partial h_u}{\partial x}] + \frac{\partial}{\partial y}[k(h_u - z_u)\frac{\partial h_u}{\partial y}) + (Q_3 + WUL - RG - E - Per - GWP) \qquad (4.28)$$

$$\frac{\partial\left(C_u hC_{u,NO3}\right)}{\partial t} + u_u h\frac{\partial\left(q_x C_{u,NO3}\right)}{\partial x} + v_u h\frac{\partial\left(q_y C_{u,NO3}\right)}{\partial y} = N_{leach} + N_{WUL} - \left(RG + Per + GWP\right)C_{u,NO3} \qquad (4.29)$$

$$q_x = k(h - z_u)\frac{\partial h}{\partial x}, \quad q_y = k(h - z_u)\frac{\partial h}{\partial y} \qquad (4.30)$$

$$N_{WUL} = 0 \qquad (4.31)$$

2）被圧帯水層１

$$C_1 h_1\frac{\partial C_{1,NO3}}{\partial t} + u_1 D_1\frac{\partial C_{1,NO3}}{\partial x} + v_1 D_1\frac{\partial C_{1,NO3}}{\partial y} = Per(C_{u,NO3} - C_{1,NO3}) \qquad (4.32)$$

3）被圧帯水層２

$$C_2 h_2\frac{\partial C_{2,NO3}}{\partial t} + u_2 D_2\frac{\partial C_{2,NO3}}{\partial x} + v_2 D_2\frac{\partial C_{2,NO3}}{\partial y} = Per_1(C_{1,NO3} - C_{2,NO3}) \qquad (4.33)$$

ここで、h：地下水位（不圧帯水層）あるいは水頭（被圧帯水層）（m）、C：貯留係数、k：透水係数（m/s）、z：帯水層底部の標高（m）、D：帯水層の厚さ（m）、Q_3：不飽和透水層からの涵養量（m³/s）、WUL：上水道　水（m³/s）、RG：地下水流出量（m³/s）、E：蒸発散量（m）、Per：下部帯水層への涵養量（m³/s）、GWP：地下水揚水量（m³/s）、C_{NO3}：地下水中の硝酸態窒素濃度（g/m³）、u、v：地下水の x 方向および y 方向流速（m/s）、N_{leach}：不飽和土壌層からの溶脱される硝酸態窒素量（g/s）、N_{WUL}：上水道　水に伴う硝酸態窒素流入量(ゼロと仮定)（g/s）である。なお、下付き　字 u、1、2 はそれぞれ不圧帯水層、被圧第１帯水層、被圧第２帯水層を示す。なお、難透水層を経由する際に窒素の除去はないと仮定している。これらの式の差分化には、時間的には前進差分、空間的には風上差分を適用する。

河川への流出

地下水流出、中間流出、表面流出に伴って硝酸態窒素も河川に流出する。地下水流出、中間流出により地

下帯水層および不飽和土壌層から除去される硝酸態窒素量は次式で表す。

$$RNO3_{GW} = C_{NO3} \times RG \qquad (4.34)$$

$$RG = \begin{cases} k_b A_b (h_u - H_r)/d_b & h_u \geq H_r \\ -k_b A_b & h_u < H_r \end{cases} \qquad (4.35)$$

$$RNO3_{R2} = C_{NO3} \times R2 \qquad (4.36)$$

$$R2 = k(\theta) sin(slope) Ld \qquad (4.37)$$

ここで、RNO3：河川に流出する硝酸態窒素量（g/s）、H_r：河川水位（m）、k_b：河床土壌の透水係数（m/s）、A_b：１メッシュ内の河床での浸透面積（m^2）、d_b：河床の土壌厚（m）、k(　)：体積含水率　の土壌の透水係数（m/s）、slope：地表面の勾配、L：１メッシュ内の河川の長さ（m）、d：不飽和土壌層の厚さ（m）である。下付き　GW と R2 はそれぞれ不圧帯水層からの地下水流出と不飽和層からの中間流出を意味する。

また、河床や河岸を通過する際に生物学的作用を受けて硝酸態窒素濃度が変化すると考えられる。中間流出に伴う脱窒は既に表層土壌内の脱窒現象として考慮していることから、不圧地下水の河川流出においてのみ、係数 $\beta_{NO3,GW}$ を　け合わせて、河川へ流出する硝酸態窒素量 NO3 を表現する。

$$NO3_{GW} = \beta_{NO3,GW} RNO3_{GW} \qquad (4.38)$$

河道内における挙動

河道内における無機態窒素の挙動は、次の移流拡散方程式により表す。

$$\frac{\partial(AC_r)}{\partial t} + \frac{\partial(QC_r)}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x}\left(AD_L \frac{\partial C_r}{\partial x}\right) + \sum q_{in} C_{in} - q_{irr} C_r \qquad (4.39)$$

$$\sum q_{in} C_{in} = \sum N_{in} = NO3_{GW} + NO3_{R2} + NO3_{surface} + NO3_{was} + NO3_{div} \qquad (4.40)$$

ここで、A：流水の断面積（m^2）、Q：流量（m^3/s）、C_r：無機態窒素濃度（g/m^3）、x：流下方向長さ（m）、D_L：縦分散係数（初期モデルではゼロと設定）、q_{in}：河道単位長さ当たりの横流入量（m^3/s）、C_{in}：横流入水中の無機態窒素濃度（g/m^3）、q_{irr}：河道単位長さ当たりの河川からの取水量（灌漑等の用途）（m^3/s）、$NO3_{surface}$：表面流出による河川への窒素流入量（g/s）、$NO3_{was}$：雑排水による河川への窒素流入量（g/s）、$NO3_{div}$：河川への（灌漑用水の）導水による窒素流入量（g/s）である。

表面流出に伴う物質移動

雨天時の表面流出等による無機態窒素の挙動は次の移流方程式により表す。

$$\frac{\partial(A_s C_s)}{\partial t} + \frac{\partial(Q_s C_s)}{\partial s} = q_0 C_0$$

ただし $q_o < 0$ の時、$C_o = C_s$ (4.41)

ここで、As：流水の断面積（m^2）、Qs：流量（m^3/s）、q_o：流下方向単位長さ当たりの横流入量（m^3/s）、C_o：横流入水中の無機態窒素濃度（g/m^3）、s：流下方向長さ（m）である。

窒素の初期条件

水田では地力窒素の指標である可給態窒素（易分解性有機態窒素に微生物中に含まれる窒素（バイオマス窒素）を加えたもの）が高く、畑地では低い（茨城県農業総合センター[18]）。このデータに基づき、可給態窒素量の初期条件として、水田作土層で 13mg/100g、畑（普通畑、 地野菜畑）の土壌で 6mg/100g と設定した。

初期条件の設定

表層土壌水中における深さ z 方向の無機態窒素（アンモニア態窒素と硝酸態窒素）の濃度 C(z)及び含有量 N(z)の分布は次式に基づき与えることとする。

$$C(z) = \sum_i fr_i C_i(z) \qquad (4.42)$$

$$N(z) = \sum_i fr_i C_i(z) \theta_i(z) \qquad (4.43)$$

$$C_i(z) = C_{top,i} \exp(-k_i z) \qquad (4.44)$$

ここで、i=1~6（順に、森林、草地、樹木、水田、　地、農地）、fr_i：それぞれの土地利用面積率、　$_i$(z)：土壌水分量（m^3）、$C_{top,i}$：z=0 における無機態窒素濃度（=3.0g/m^3）と設定）、k_i：減衰係数（=0.02 と設定）である。

3-c）解析結果

浅層地下水の硝酸態窒素濃度の初期値として、流域内で一律10g/m^3とした場合の濃度分布の経時変化を**図-4.17** に示す。一律の濃度で与えたものの、２年後の 2001 年 12 月には、はっきりとした濃度の空間分布が形成されている。流域下流部で濃度が相対的に低く、西谷田川や東谷田川の上流部で高い濃度となっている。

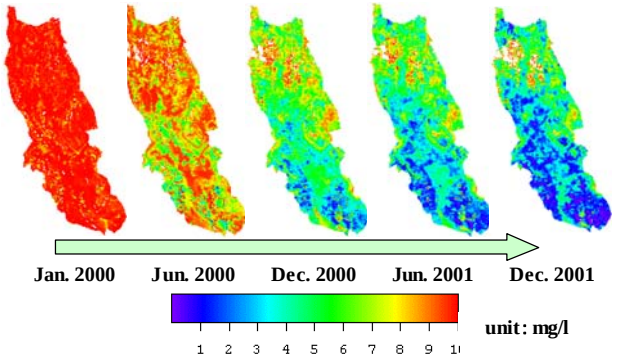


図-4.17　浅層地下水中の NO_3-N 濃度の計算結果

これらエリアで高濃度を示した理由としては、畑地が多く分布して施肥量が多いことと、地下水の流動系（地下水が収　しているかどうか）が影響していると考えられる。

図-4.18 は、2000 年 11 月における流域内及び周辺 58 カ所における不圧地下水の水質調査より得られた地下水の硝酸態窒素濃度と、2001 年 12 月の計算結果を比較したものである。上流部における高濃度域が計算でも再現されている。また、実測では中流部や下流部の一部で 30ppm を超える濃度を示しているが、計算ではそのような結果は見られなかった。今回の計算では畜産排水はないと仮定し、また、現状の土地利用に基づく施肥量推定結果を用いているものの、地下水の硝酸態窒素による汚染には、過去の長期間にわたる施肥、畜産排水の影響が現れると考えられることから、実測と計算の違いには、流域における過去の窒素投入の　歴をどの程度考慮しているかが影響するものと思われる。また、計算結果が 100m メッシュの平均値であるのに対して、実測値は井戸（ポイント）での値であり局所性が強く表れることも、実測と計算の差異の一因と考えられる。河川の流量と水質評価の基準地点である東谷田川・小白硲橋地点及び西谷田川・境松堰地点における無機態窒素（NH_4-N, NO_2-N, NO_3-N の合計）濃度の計算値と実測値を**図-4.19** に示す。実測値は 10 日に一度採水された河川水の分析結果で、計算値は、実測と同日、同時刻での計算結果である。両地点ともに、灌漑期に濃度が低減して、非灌漑期に上昇するという定性的な傾向はうまく再現されているが、両地点とも灌漑期の後半で計算値が実測より過大で、非灌漑期では逆に計算値が過少になっている。このような違いは何に起因しているのかは明確ではないが、河川近傍の地下水流動に伴う物質輸送もモデル化と、水田に

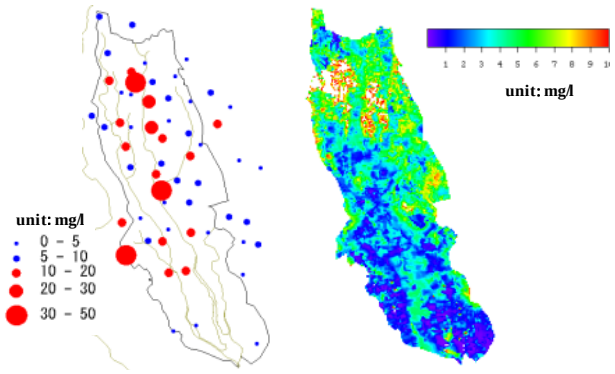


図-4.18　不圧帯水層における NO_3-N 濃度の空間分布
（左：観測値、2000 年 11 月、右：計算値、2001 年 12 月）

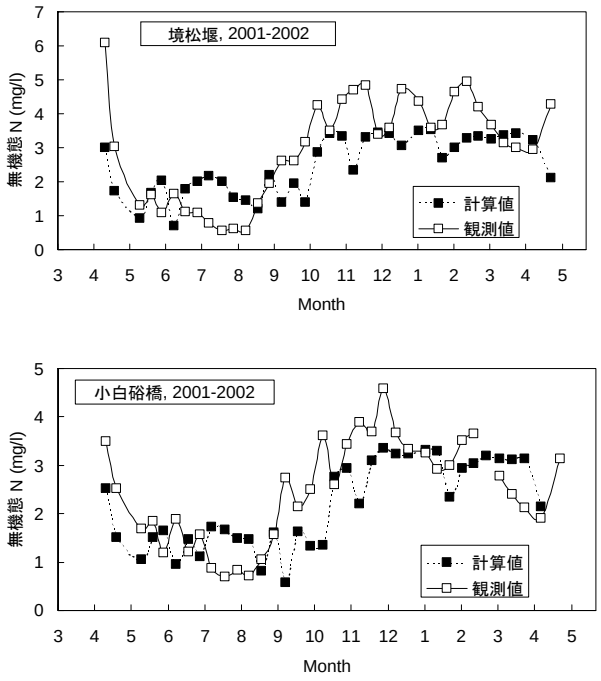


図-4.19　河川水中の無機態窒素濃度
（NH_4-N, NO_2-N, NO_3-N の合計）の計算値と実測値

おける浄化過程のモデル化の部分に改良の　地があるものと推察される。

4）まとめ

本研究では WEP モデルに対して農地における地下水、河川水の無機態窒素濃度算定モジュールを組み込んだ。従来、汚濁負荷の検討を行うにあたっては原単位を用いるのが一般的であるが、本研究では一般的に入手可

能な統計データを用いることで流域に対する窒素汚濁負荷の流入量を推定し、WEP モデルへの入力データとした。無機態窒素濃度の動態に関しては、WEP モデルの構造および既存の知見を反映しながら適切にモデル化を行った。その結果、灌漑期に濃度が低くなり、非灌漑期に濃度が上昇するという無機態窒素濃度の定性的な変動を再現することができた。本検討では農地を対象としたモデルを開発したが、市街地、山地も含めて汚濁負荷を評価できるモデルの開発を行うこと、窒素と同じく生活環境項目の一つであるリンについてもモデル化することが今後の課題である。また、今回は長期流出計算を対象として解析を行ったが、2 章で示したような出水中の汚濁負荷流出および地下水中の窒素浄化作用を表現できるようにモデルの改良を行う。併せて、2)農地における窒素収支の算定プログラムをより詳細に検討し、精度検証を行うことも今後の課題である。

4.2　農地を主体とした流域における水循環モデル

農地が主体となった地域では、河川や地下水から多くの農業用取水が行われ、その水が水田や畑地に分配され地下に浸透し、河川に還元されるという水循環が一般に見られる。2 章では、野洲川流域で取得された水文データと農業・農村整備事業との関係から、農業・農村整備事業とそれに伴う河川水の取水が野洲川流域の流況に与える影響について述べた。特に 1965 年までに完成した国営かんがい排水事業や 1979 年の野洲川放水路竣工、および同時期の琵琶湖逆水灌漑事業が水循環形態に大きな影響を与えていることが 2 章での検討の結果分かった。すなわち野洲川中下流域の農業取水に伴う河川流水の減少、および、野洲川放水路建設に伴う流路変更により、野洲川下流扇状地における多くの湧水が枯渇し、地域用水確保のために河川からの取水への依存度をますます高めることで野洲川における流量確保に支障をきたしたものと考えられる。

したがって、野洲川における平常時の河川流量確保のための代替案を検討するにあたっては

1) 流域全体での水循環を総合的に把握できること。
2) 農業用水・農地（水田・畑）の時空間分布と河川表流水の時空間分布との相互関係を定量的に明示できること。
3) 表流水（河川水、農業用水）の時空間分布と、地下水分布の相互関係が定量的に明示できること。
4) 過去の流域変化（特に都市域・農地）や水利用形態の変化（農業用水運用の変化）が表流水・地下水に与える影響を再現・分析できること。
5) 流域全体での最適な水資源管理・運用方式を検討するツールとするために、ダム・堰等の水制御施設の運用手法の改変の影響を分析できること。

といった要件を満たすことが必要である。1),2)の要件から、農地を中心とした流域規模での水循環素過程を物理的に表現した分布定数型水循環モデルが必要であることがわかる。また、3),4)の要件から、上記の点に追加して、特に表流水と地下水の相互作用を的確に表現できるモデルであることも必要である。

4.2.1　WEP モデルの野洲川流域への適用

4.2 で述べた理由から、土木研究所で継続的に開発を行っている WEP モデルを農業取水の影響が評価できるように改良し野洲川流域に適用した。

1)　WEP モデルの概要

WEP モデル[1), 2), 3), 4), 5)]の主な特徴については 4.1.1 1)に示したので、ここでは省略する。

2) 流域分割、メッシュ分割

WEP モデルの適用にあたって、農業取水施設および支川から流域を 3 小流域に分割した（**図-4.20**）。また GIS で整理した各種データより WEP モデル入力に必要な 200m メッシュのデータを作成した。

3) パラメータ評価用および入力用データの作成手法

表面流の計算順番は数値地図(50m メッシュ)より、200m メッシュ標高を作成した後、土木研究所が開発した FlowD を用いて決定した。また同じく数値地図を用いて落水線データ作成、表面勾配の算定を行った。

表層土壌の厚さは 2m とし、土壌地質分類は「滋賀県土地分類基本調査表層地質図(滋賀県)」を用い、土壌の保水・透水特性に関連する各種パラメータを設定した。

河川位置は 25.000 分の 1 数値地図を用い、河道と判別できる箇所を河道と設定した。また、河川の縦断図および横断図を用いて、平均河床勾配、河道形状を設定した。

地下帯水層は、流域の地下水特性を考慮し、ボーリングデータ及び地下地質縦断図を用いて各帯水層の厚さおよび透水係数を設定した。

人工系の水の流れをモデル上で表現するため、下記のデータを作成した。

①生活用水

野洲川流域における給水人口メッシュおよび日使用量（m^3/日/人）

②工業用水

野洲川流域における取水実績を水源別に整理し、メッシュデータとした。

③農業用水

野洲川流域における農業水利用形態は、河川からの導水、ため池等の直接導水、域外導水（琵琶湖からの逆水灌漑）の 3 種類となっている。

取水堰や頭首工の河川からの取水に関しては、実績の取水量を入力データとして整理してモデルの中に組み込んだ。また、琵琶湖からの逆水灌漑量は実績の取水量を逆水灌漑エリアを覆うメッシュに対して均等に割り与えた。

4) 計算条件

主な計算条件は以下の通りである。

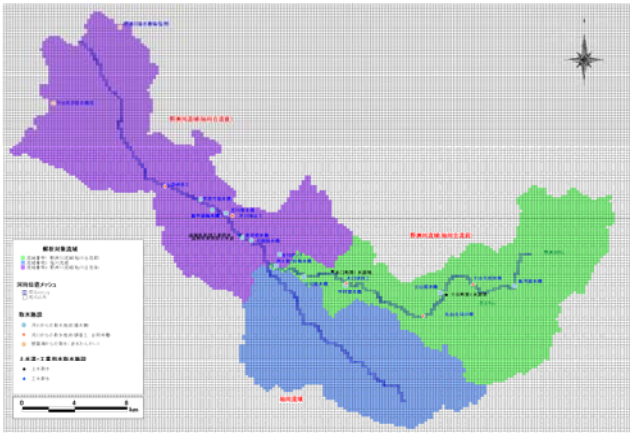


図-4.20　野洲川流域モデル図

計算期間：1994 年 1 月 1 日～1996 年 12 月 31 日
計算メッシュサイズ：200m メッシュ

ダム地点に該当するセルにはダムの実績放流量を入力し、各地点の取水量には水利権量を与えた。計算結果の検証は河川流量に関しては　貴地点および　川地点、地下水位に関しては乙窪地点および今　地点で行った。(図-4.21)

5)　WEP モデルによる流況再現結果

貴地点および　川地点における流量計算結果を図-4.22 および図-4.23 に、乙窪地点および今　地点における地下水位計算結果を図-4.24 に示す。

貴地点は上流に水口頭首工が存在する地点であり、そこで多くの農業取水が行われている。その水が水田に涵養されて地下水を涵養し、河川水への還元といった複雑な水循環形態が形成されていると想定される。図-4.22 における　貴地点再現結果から、WEP モデルはその複雑な水循環形態を精度良く再現できていると言える。



図-4.21　WEP モデル検証地点

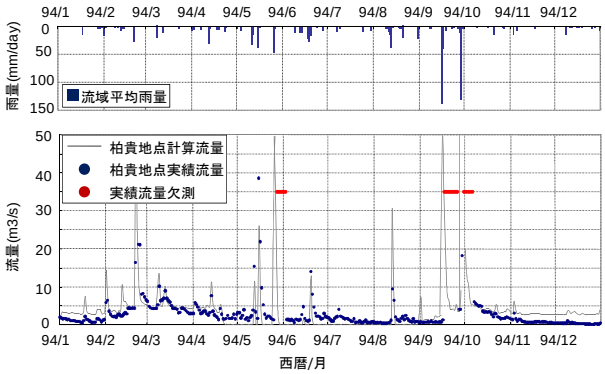


図-4.22　柏貴地点における流量計算結果（1994）

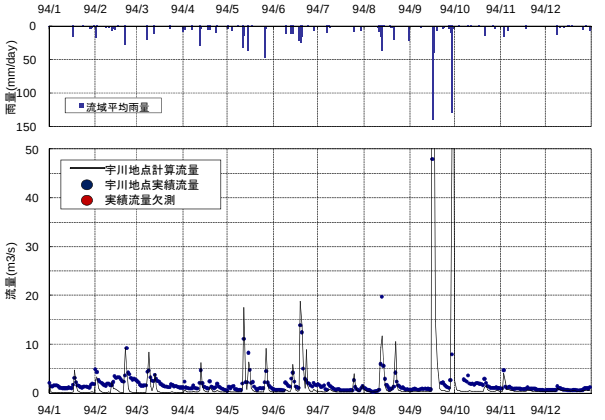


図-4.23　宇川地点における流量計算結果（1994）

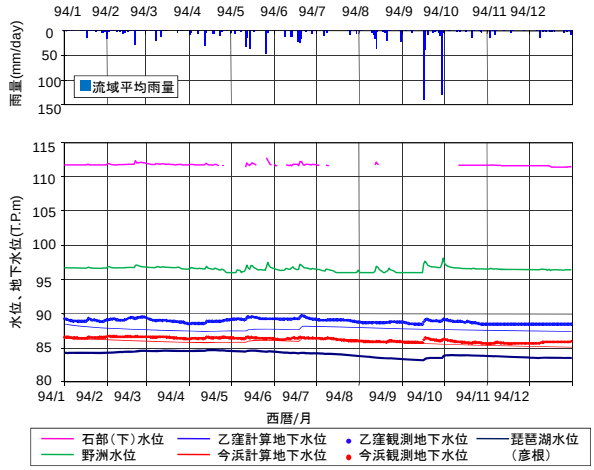


図-4.24　乙窪地点、今浜地点における地下水位計算結果（1994）

貴地点と比較して農業取水等の人為的な操作が加わっていない　川地点の流量再現結果についても良好な結果が得られている（図-4.23)。また、乙窪地点および今　地点の地下水位再現精度も良好である（図-4.24)。以上のことから、WEP モデルにおいて今回設定したパラメータ値は　当であることが分かる。

以上より、人工的な取水の影響を考慮したモデルと

して WEP モデルが有効であることが示された。

6) WEP モデルによる農業用水の影響評価シミュレーション

上述の WEP モデルを使って野洲川の農業用水の影響評価シミュレーションを実施する。野洲地点の上流には石部頭首工が存在し、灌漑期になると多くの農業取水が行われるため野洲地点ではしばしば瀬切れが発生する。ここでは、石部頭首工における取水量をゼロとしてシミュレーションを実施し、野洲地点において流況がどれほど改善するかについて評価を試みた。計算対象期間は、4.2.1 4)と同様である。結果を図-4.25 に示し、流況改善図を図-4.26 に示す。

図-4.25 より、非灌漑期で流況が改善される様子が分かる。しかし、灌漑期は若干の改善が見られるものの大幅に流況が改善するという結果には至っていない。また、野洲川の正常流量である 1.5m^3/s を下回る日数を算定したところ現況で 245 日であったところが石部頭首工の取水量をゼロにすることで 115 日に減少させることがシミュレーション結果として得られた（図-4.26）。

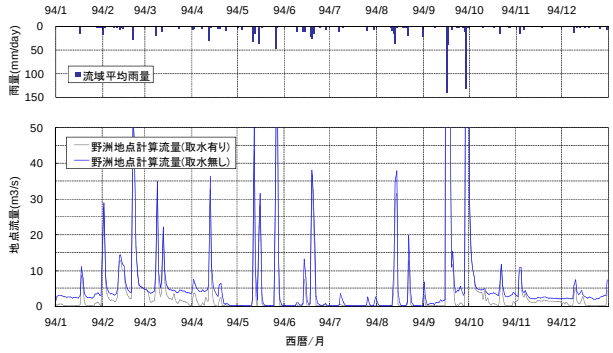


図-4.25　石部頭首工の取水量をゼロとした計算結果（野洲地点、1994 年）

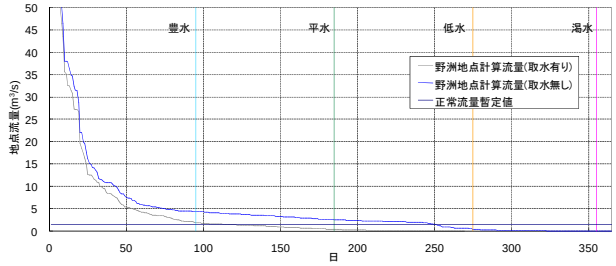


図-4.26　石部頭首工の取水量をゼロとした時の流況改善図（野洲地点、1994 年）

7) まとめ

本研究では、野洲川を対象として WEP モデルに農業取水をはじめとした河川からの人工的な取排水量を入力して河川流量の再現を行った。その結果、概ね良好な再現結果が得られ、人工的な取排水量を考慮した WEP モデルの　当性が示された。さらに、農業取水が野洲川流況に与える影響を評価するために、野洲地点の直上に位置する石部頭首工からの取水量をゼロとした場合のシミュレーションを行った。その結果、野洲川の正常流量である 1.5m^3/s を下回る日数を算定したところ現況で 245 日であったところが石部頭首工の取水量をゼロにすることで 115 日に減少させること分かった。

4.3　山地森林域を主体とした流域における水循環モデル

野洲川下流域の代表的な土地利用形態は農地である一方で、上流域の代表的な土地利用は山地森林域である。よって本節でも野洲川を試験流域とすることで、「4.2　農地を主体とした流域における水循環モデル」と合わせて効率的に検討を行った。

森林流域における水循環における特徴は、以下の２点に集約することができる。

１）森林樹冠の水循環機能＝大きな樹冠遮断・遮断蒸発、及び蒸発散

２）森林土壌の水循環機能＝高い浸透能、大きな不飽和帯水分貯留、効率的な中間流出（パイプ流、飽和側方浸透流）の発生、比較的大きな地下水涵養

これらの個別の水文プロセスが流域内の水文量分布及び流出特性に与える影響を簡便かつ適切に表現できるモデリング手法として、土研分布モデル Ver.3 を提案し、現在までに塩原ダム（123km^2）や草津ダム（254km^2）、タイ国クローン・ルアン川（530km^2）等の流域での適用実績を持つ。今回はこのモデルを野洲川流域に対して適用した。

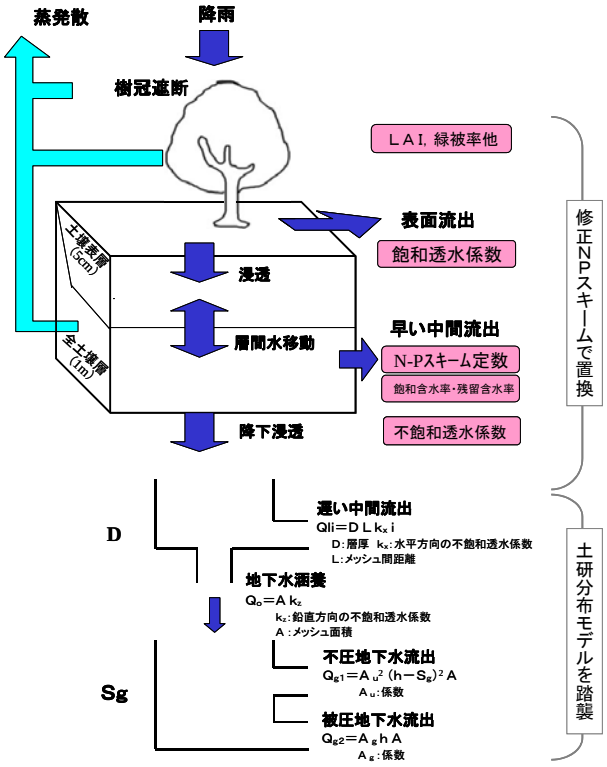


図-4.27　土研分布モデル Ver.3 の構造

4.3.1　野洲川流域への土研分布モデル Ver.3 の適用

1)　土研分布モデル Ver.3 の概要

土研分布モデル Ver.3[27]の概要を以下に述べる。

1. 流域をメッシュで表現するグリッド型の概念的分布定数型流域水循環モデルである。
2. 地表付近の水循環素過程について、大気陸面相互作用に関する研究成果を活用することで、パラメータの物理的意味を確保している。
3. 実蒸発散量の計算は、森林被覆による樹冠遮断を考慮した樹冠遮断モデルを組み込み、Penman-Monteith 式を基本として計算する。
4. 表層土壌モデルは Noilhan-Planton スキーム[28]を改良した修正 N-P スキームを適用し、降雨時の浸透・流出プロセスを効率的にモデルに組み込んでいる。

土研分布モデル Ver.3 の構造を図-4.27 に示す。

2)　モデル開発・検証対象流域

土研分布モデルの開発・検証を図るための流域としては、関東地方において対照的な森林被覆と地質特性を有する利根川水系渡良瀬川上流の草木ダム流域、那　川水系　川上流の塩原ダム流域、および野洲川流域において、流量観測資料の信頼性が高く、かつ、他の観測所に比べて人工的水利用の影響が相対的に小さいと考えられる左支川杣川の　川水位流量観測所上流域の３流域を選定した。

3)　パラメータ評価用および入力用データの作成手法

数値地図標高データをもとにして、流域分割を行い、落水線網・　似河道網データを作成した。表面流出・中間流出および地下水流出に関連した土壌水理水文パラメータについては、国土数値情報の土地利用分類・土壌・表層地質データを利用し、土壌の粒径組成情報や地質の基底流出への貢献度等を考慮しつつ設定を行った。遅い中間流出や地下水流出に関連するパラメータは、過去の土研分布モデルVer.3の適用実績から確立している標準パラメータを設定した。表面流出や早い中間流出に関連する表層土壌モデルのパラメータは、上記のGISデータに基づき設定するが、現状では唯一経験的に与える必要のあるパラメータとして、以下の式において、表層土壌層から斜面方向に流下する早い中間流への流出量を決めるための上層中間流出発生率がある。

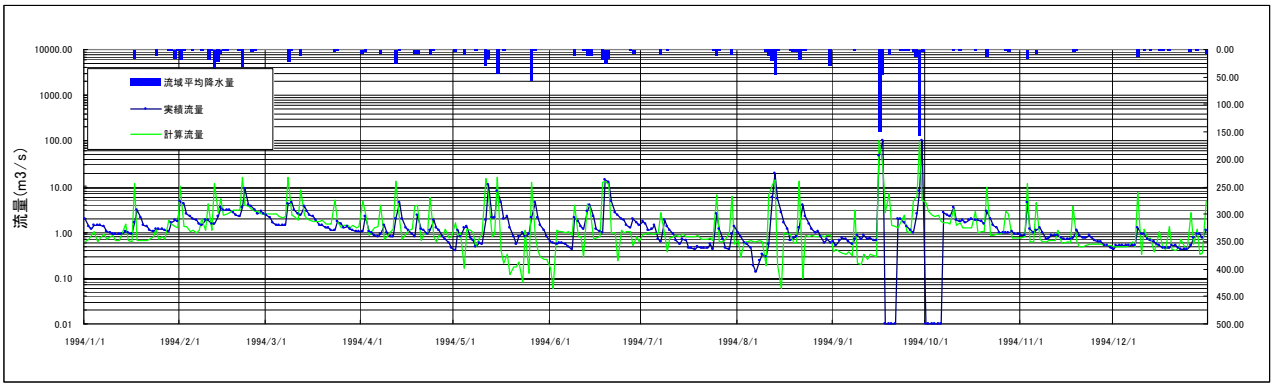


図-4.28　流出計算結果（宇川地点、1994 年）

Qri =　×Qseep

Qri：早い中間流出量、Qseep：表層からの　直浸透量

：上層中間流出発生率

森林樹冠部における遮断量を決める樹冠遮断容量としては、衛星リモートセンシングデータから評価できる葉面積指数：LAI に比例するとして与えた。

植生被覆域における蒸発散は Penman-Monteith 式を基本として算定する。 地域では Penman 式を基本として算定する。メッシュ毎にあらかじめ　被率を求めることにより、浸透域としての植生被覆域および　地域からの実蒸発散量をそれぞれ求めた。　被率は 0≦LAI≦1 において 0≦　被率≦100%とした。

以上の記述から分かるように、モデル構築に必要な入力データのほとんどは衛星データや一般に入手可能な GIS データを基にして作成されており、客観的に森林被覆や土壌水理水文特性を評価しつつ、同時に、モデル構築に関わる　雑さを軽減していることが土研分布モデル Ver.3 の特徴である。

4)　土研分布モデル Ver.3 の適用結果

図-4.28 に、　川地点における流出計算結果を示す。一部農業取水の影響が想定される期間の適合度が悪くなっているが、それ以外の期間では、非灌漑期間を中心として流出ハイドログラフを精度良く再現できている。人工水利用がほぼ無視できる草木ダム流域や塩原ダム流域では、　　流出期間を除いて同様に精度良く流出を再現できていた。これらのシミュレーション結果を得るに当たって、GIS データから唯一現状で設定できない上層中間流出発生率　について、地質が古生層から構成される草木ダム流域において 0.5、非常に透水性の高い塩原ダム流域において 0.1、　　岩を主体とした砂質性の地質を有する野洲川　川地点上流域において 0.2 と設定している。これらの数値の関係は、鉛直方向の透水性の大小と対応していると考えられ、土研分布モデル Ver.3 における森林土壌での流出モデリング手法が適切であることを傍証するものであると評価できる。

以上の結果より、土研分布モデル Ver.3 は、様々な森林被覆・地質条件下にある山地森林域における低水流出解析に適用可能と判断される。

5) まとめ

ここでは、森林域が卓越する野洲川上流域を主な対象として土研分布モデル Ver.3 を適用した。土研分布モデル Ver.3 はモデル構築に必要となるデータは衛星データや一般に入手可能な GIS データを基に作成されており、モデル構築に関わる　雑さを軽減できる。それと同時に客観的に森林被覆や土壌水理水文特性をモデル化しており、野洲川流域での適用も河川流量を良好に再現できた。GIS データから唯一設定できないパラメータは上層中間流出発生率　であるが、　の値は鉛直方向の透水性の大小と対応しており、この値を適切に設定することで、土研分布モデル Ver.3 は、野洲川流域だけでなく、様々な森林被覆・地質条件下にある山地森林域における低水流出解析に適用可能であることが分かった。

4.4　低水管理支援システム RiverWare の野洲川流域への適用

4.4.1　RiverWare の選定、概要

国内外の流域管理システムについて調査・比較を行い、利用するシステムを選定した。比較の対象としたのは、RiverWare（米国）、BASINS（米国）、MIKE BASIN（デンマーク）、水配分・水質統合シミュレータ（日本）である。RiverWare は、総合的なソフトウェアで自由度が高いことが特徴である。ダム運用操作についてもモデル化することができるため、日本のダム運用操作にも対応でき、独自の計算モジュールも組み込むことができる。また、最適化計算も行うことができ、その用途は幅広い。BASINS は水質を専門とした流域管理ソフトであり、本検討で求めるものとは目的が異なる。MIKE BASINS は、総合的なソフトで一通りの計算が可能である。MIKE シリーズの特徴として計算結果表示には優れているが、独自の計算モジュールを追加することができない。水配分・水質統合シミュレータは、モデル化できるダムの運用操作が限られており操作性も海外のソフトと比較して見劣りする。以上の検討の結果、米国内務省開拓局が開発した RiverWare[29] を選定した。その概要を以下に述べる。

図-4.29 に示すように流域を代表するオブジェクト（ダム貯水池、取水堰、流域、河道など）をパレット（**図-4.29** 左側）からワークス　ース（**図-4.29** 右側）にドラッグし、それらのオブジェクトをリンクして**図-4.29** 右側に示すような流域形態を作る。各々のダム貯水池等のオブジェクトを開くとスロットがあり、そこにはそのオブジェクトにおける水のやりとりを規定する情報（定数値、変数）が入力されている。例えばダム貯水池には、少なくとも Inflow（流入）、Outflow(流出)、Storage（貯留）及び Pool Elevation（貯水位）のスロットがある。それらのデータをもとに各々のオブジェクトにおける水の動きをシミュレートするが、それぞれのオブジェクト毎にそれらの物理プロセスを計算するための様々なアルゴリズムを準備しておく。アルゴリズムの与え方としては、基本計算法(Dispatch Method)とユーザー選択計算方法(User Selectable Method)の 2 種類に大別され、前者は RiverWare がユーザー入力条件に基づいて自動的に選択する計算方法であり、後者は、オブジェクトの特有の細目を計算するためにユーザーが GUI(Graphic User Interface)画面を通じて選択する計算方法である。

RiverWare には 3 つの基本解析手法がある。純　シミュレーション(Pure Simulation)、ルールに基づくシミュレーション(Rulebased Simulation)、最適化(Optimization)の 3 つである。純　シミュレーションではユーザーの入力したデータとデフ　ルトの基本計算法のみを用いてシミュレーションを行う。一方、ルールに基づくシミュレーションでは、基本計算法を行うための必要情報がオブジェクトに準備されていない場合の計算方法・操作ルールを、ユーザーがあらかじめ定義する。ここでは複数個の計算方法・操作ルールを定義しておき、同時に優先順位付けも併せて行う。シミュレーションを実施時は、優先順位が高い計算方法・操作ルールから実施されるが、優先順位が高い計算方法・操作ルールが実行可能な条件にない場合、それよりも優先順位が下位である計算方法・操作ルールが実行される。我が国に RiverWare を適用する場合には、多くはこの解析手法を用いることになると考えられる。例えば貯水池の操作規則、ダム放流量、河川最小流量、取・排水制限といった数多くの制約条件を RiverWare 特有の言語で表現し様々な操作運用規則シナリオの組み合わせに基づく洪水・低水管理への影響を　速かつ効率的に試算する。最適化は、目標計画法を利用し、線形計画法をエンジンとして用いて、優先順位がつけられた各目標を最適化する解析手法である。ルールに基づくシミュレーションと最適化のいずれかを利用する際、RiverWare モデルの計算条件として計算方法・操作ルールを、ユーザーがあらかじめ定義・優先順位付けしないといけない。

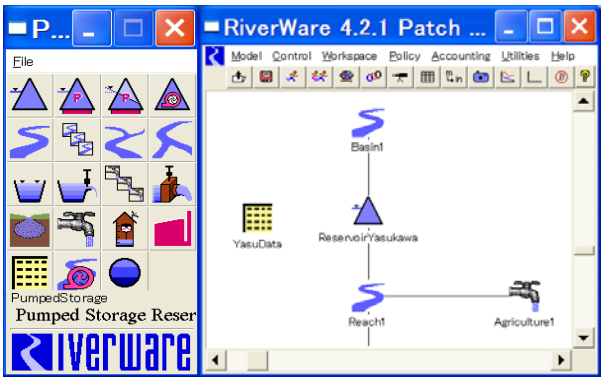


図-4.29　RiverWare のパレットとワークスペース

通常、ダムの運用操作のシミュレーションは、Fortran 言語や C 言語といったプログラミング言語を用いて行われる。しかし一般の技術者にとってプログラミング言語は難解であり、なかなか利用することができない。RiverWare はダムの運用操作をグラフィカル・ユーザー・インターフェイス上で容易にシミュレ

ーションすることができるということが特徴であり、一般の技術者でもシミュレーションを行うことが可能である。(図-4.30)

欠点としては、RiverWare においては上・支流域や残流域からの水文流出量を算定するの流出解析機能が準備されていない点が挙げられる。したがって、RiverWare を実流域に適用して水管理シミュレーションを行うためには、あらかじめ何らかの手法により水文流出量時系列データを外部ファイルとして準備しておき、RiverWare に対して入力しなければならない。

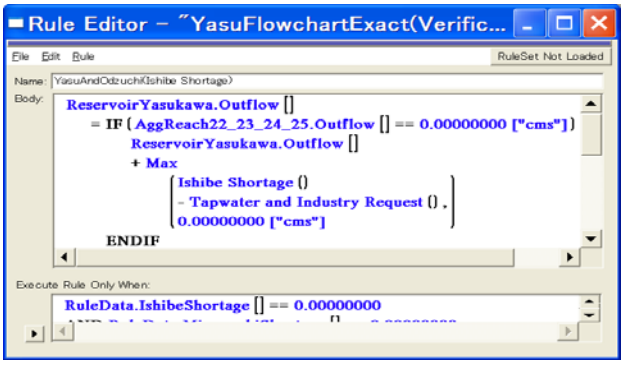


図-4.30　ダム運用操作入力用インターフェイス

4.4.2　RiverWare の野洲川流域への適用

野洲川下流域では農地を主体とした複雑な水利用や水需要が原因となって複雑な低水管理が行われているため、RiverWare の適用性検討においても都合の良い流域である。よって、本検討においても野洲川流域を対象として RiverWare の適用性検討を行った。

1) 流域分割

野洲川本川と支川との合流点、水利施設の位置をもとに野洲川流域を図-4.31 のように 13 小流域に分割した。

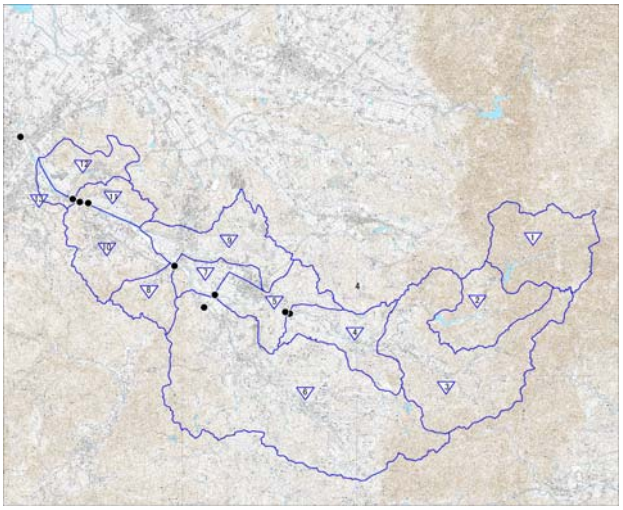


図-4.31　野洲川流域の小流域分割

2) RiverWare のオブジェクト群を利用した流域の表現

図-4.31 に示した小流域分割に従い、人工的な水利構造物・取水形態も含めて野洲川流域を RiverWare のオブジェクト群を利用して図-4.32 のように表現した。

3) ダム運用操作のモデル化

野洲川流域には野洲川ダムと青土ダムという二つのダムが存在し連動したダム運用を行っている。今回 RiverWare で野洲川ダムおよび青土ダムの運用操作を表現するために図-4.33 に示すように 25 個のルールグループを作成した。

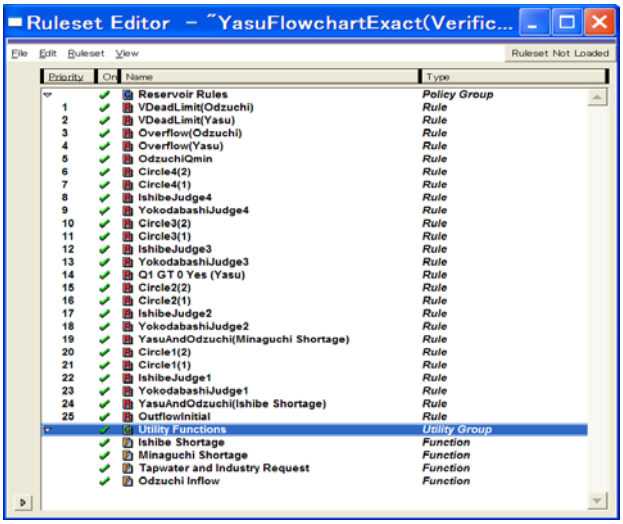


図-4.33　RiverWare による野洲川流域低水管理操作シミュレーションのためのルールグループ

4) 支流域からの流出量について

先述したとおり、RiverWare では水文流出解析機能が準備されていない。図-4.22, 23, 24 に見られるように、WEP モデルを用いることで複雑な水田での水利用・流出過程も含めて上・支流域からの水文流出量を適切に再現できたことから、ここではその結果を RiverWare に入力した。

5) その他の計算条件

計算期間：1994 年 1 月 1 日～1996 年 12 月 31 日
計算時間間隔：日単位
各取水堰、頭首工からの取水量：実績の取水量

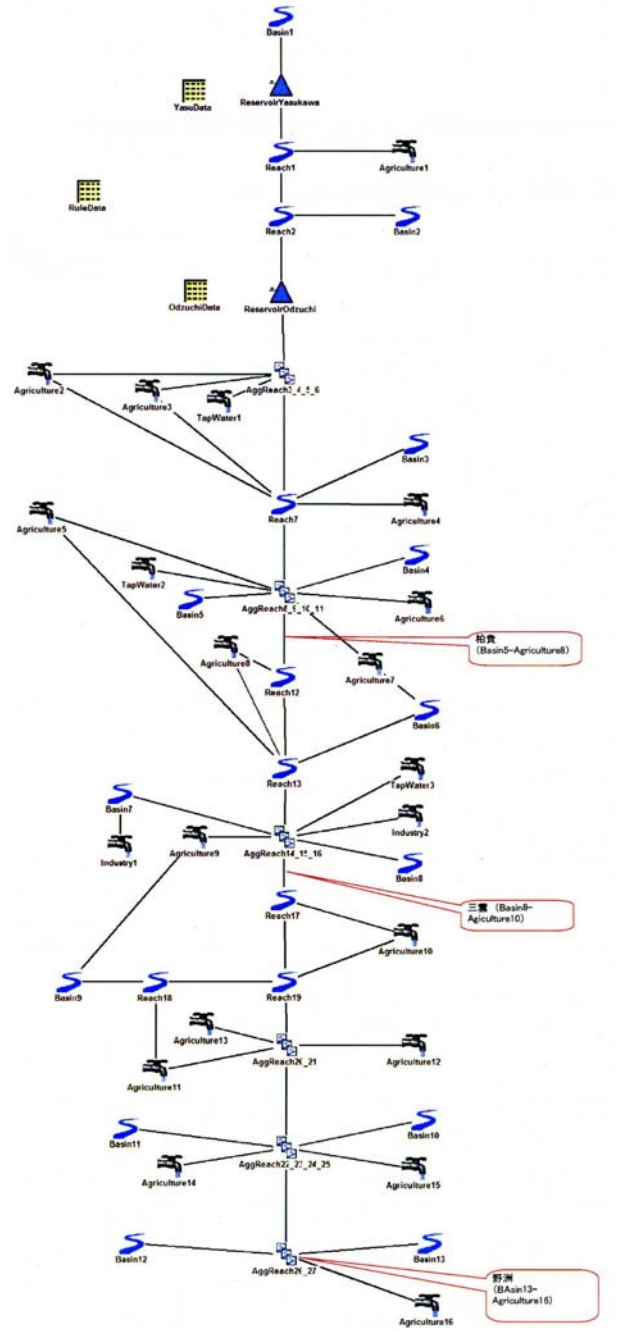


図-4.32　RiverWare による野洲川低水管理シミュレーションモデル

6)　計算結果

以上の条件で計算を行い、野洲地点および　貴地点で検証を行った（図-4.34）。結果を図-4.35 および図-4.36 に示す。

以上の２地点の計算結果より、野洲地点の検証計算結果はあまり良好ではないものの、　貴地点は良好に再現できていることが分かる。野洲地点は、野洲川流域で最も取水量が大きい石部頭首工がすぐ上流に存在する。そこで取水された農業用取水に起因する独特の



図-4.34　RiverWare 計算結果検証地点

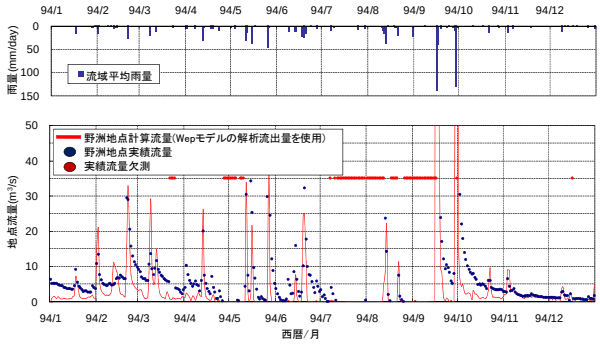


図-4.35　野洲地点検証結果

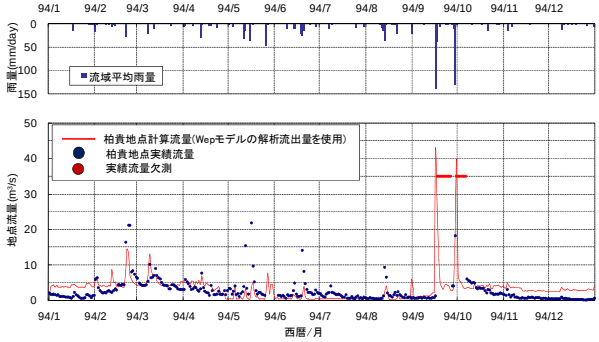


図-4.36　柏貴地点検証結果

水循環形態を精度良く再現できていないことが原因と考えられる。また、野洲地点は水位－流量曲線の精度もあまり高くなく、そのことも実績値と計算値の間に誤差がある原因として考えられる。

それに対して　貴地点の再現精度は良好なものとなっている。支流域からの流出量および　貴地点の上流の水口頭首工での取水に影響を受けている水循環形態を WEP モデルで良好に再現できている結果と言える。

7)　まとめ

本研究では、野洲川を対象として米国で開発された

流域管理システムである RiverWare を適用した。RiverWare は流域のモデル化やダム運用操作のモデル化、人工系の取排水をユーザーインターフェイス上で容易に扱えることが特徴である。ここでは野洲川流域にある野洲川ダム、青土ダムの運用操作のモデル化や農業取水データを入力しシミュレーションを行った。RiverWare では、支流域から流入する流量について計算する機能がついておらず、実測値や別途検討した推定値を入力する必要がある。ここでは、野洲川の支流域からの流入量について WEP モデルで計算を行い、その値を RiverWare の支流域からの流入量として計算を行った。その結果、取水の影響が非常に大きい野洲地点の河川流量の再現性に課題を残したが　貴地点では一定の再現精度が得られ、WEP モデルと組み合わせた RiverWare モデルの　当性が示された。今後は、RiverWare の日本語化や WEP モデルの内部実装およびこのモデルを用いて野洲川流域の瀬切れ問題解消に向けて農業取水の考え方、ダムの効率的な運用操作について検討することが必要である。

4.5 まとめ

本章では、以下の題目で研究を行った。

1. 都市河川流域における水循環モデル
2. 農地を主体とした流域における水循環モデル
3. 山地森林域を主体とした流域における水循環モデル
4. 低水管理支援システムRiverWareの野洲川流域への適用

1.では、海老川流域、高崎川流域、谷田川流域の 3 つの流域を対象にして検討を行った。海老川流域を対象とした検討では、BOD および全窒素の計算モジュールを WEP モデルに対して組み込んだ。一定の精度の再現計算結果が得られた。印旛沼流入河川の一つである高崎川流域を対象とした検討では、WEP モデルを適用し土地利用の変化および浸透系対策が流域水循環に与える影響の評価を行った。将来土地利用として千葉県資料を参考に、将来下水道区域内が全て市街地化されるケース（将来土地利用 1)、および現況と将来の中間のケース（将来土地利用 2）の 2 ケースを想定して計算を行ったところ、豊水流量は大きくなり、地下水流出に影響を受ける平水、低水、渇水流量は小さくなる傾向が示された。また、市街化が進むほどその傾向が顕著になることが示された。併せて、地下水位が低下することが示された。浸透系対策の影響評価を行ったところ、流域内全ての市街地、住宅地に浸透マス・トレンチを設置した場合､出水時のピーク流量を低減し、低水流量を増加させる効果があることが分かった。また、流域内の半分の市街地、住宅地に浸透マス・トレンチを設置した場合でも、全てに設置した場合と比較してそれほど結果に差がないことが分かった。谷田川流域を対象とした検討では、WEP モデルに無機態窒素計算モジュールを組み込んで計算を行った。再現計算結果として、多少誤差があるものの河川水質の年間の変動を再現することができた。窒素の入力データとしては農業統計データ等から算出するプログラムを開発した。窒素を形態別にモデル化することおよび窒素と同じく生活環境項目に指定されているリンのモデル化を行うことが今後の課題である。

2.では、琵琶湖流入河川の　とつである野洲川流域をケーススタディとして農地の水利用形態変化による河川流況に及ぼす影響の解析手法および森林が水循環に及ぼす影響の解析手法を開発した。農業取水が河川流況に与える影響評価には WEP モデルを適用し一定の再現結果が得られた。野洲川流域で最も取水量が大きい石部頭首工での取水量を減じると、直下の野洲地点において著しい流況改善効果があることが分かった。

3.では山地森林域での水循環形態のモデル化に関しては、土研分布モデル Ver.3 を適用し、一定の再現計算結果が得られ、山地森林を主体とした流域における流域水循環解析と様々な流域改変の影響評価のためのツールとして利用可能と期待できる。

4.では、3.で適用した WEP モデルの結果を統合活用する河川水系全体での総合的な水管理支援システムを提案した。河川水系全体における総合的な水管理システムの母体として期待される米国内務省開拓局が開発した RiverWare について、野洲川流域に対して適用を試みた。RiverWare 上に準備されたデフ　ルトの流出モデルでは、特に水田の流出過程を計算することができないため、WEP モデルによってあらかじめ計算した流出量を RiverWare に対して入力することとした。その結果、良好な再現結果が得られ、RiverWare は我が国の流域および水利用形態の分析に対しても適用可能であることが示された。すなわち、人工取水堰・頭首工の取水制限やダムの運用操作を最適化するための様々な水管理代替案のシミュレーションを RiverWare のわかりやすいユーザーインターフェイスを通じて容易に行うことが可能である。RiverWare の日本語化や WEP モデル等の我が国における流出過程を的確に表現できる水循環モデルの内部実装および実利用が今後の課題である。

参考文献

1) 末次ら：都市河川流域における水・熱循環の統合解析モデルの開発、土木研究所資料、第 3713 号、2000
2) 賈ら：都市河川流域の水循環解析と雨水浸透施設の効果の評価、水工学論文集、第 44 巻、pp.151-156, 2000
3) 吉谷ら：茨城県谷田川流域における水循環に関する研究－地下水の実態調査と水循環の数値解析－、土木研究所資料第 3782 号、2001
4) 賈ら：分布型モデルを用いた都市河川流域における流出抑制施設の効果の比較、水工学論文集、第 45 巻、pp.109-114, 2001
5) Jia, Y., G. Ni, Y. Kawahara and T. Suetsugi: Development of WEP model and its application to an urban watershed, Hydrological Processes, 15, pp.2175-2194, 2001
6) 和田：ノンポイント汚染源のモデル解析、技報堂、1990

7) 渡辺ら：土研モデルと SWMM を組み合わせた下水道流域の汚濁負荷流出モデル、水工学論文集 Vol.42, pp.199-204, 1998.
8) 和田ら：都市化した中小河川の水質に及ぼす下水道等整備効果のモデル解析、土木学会論文集 No.429/II-15, pp.97-105, 1991
9) 木内：中小都市河川における日周変動と流域状況の対応について、東京工業大学理工学研究科土木工学専　修士論文、1989.
10) 賈ら：海老川流域での水量・水質観測と解析、水文・水資源学会 2000 年研究発表会要　集、pp.212-213, 2000.
11) 　橋市環境部：公共用水域水質測定結果及び地下水の水質測定結果、平成 4 年度＋平成 5 年度
12) 千葉県土木部：千葉県における宅地開発等に伴う雨水排水・貯留浸透計画策定の手引き、2003.3
13) 倪、賈、末次、木内、河原：谷田川流域における低水時の河川流量・水質特性、水文水資源学会 2000 年研究発表会要　集、pp.214-215, 2000
14) 木内、賈、戸　、吉谷、倪：農地と年が　在する流域における WEP MODEL を用いた水循環解析、水工学論文集、第 46 巻、pp.283-288, 2002
15) 農林水産省統計情報部編:2000 年世界農林業センサス第 1 巻茨城県統計書（農業編)、2001
16) 建設省国土地理院：細密数値地図（第五期、1994 年)、1998
17) 農林水産省統計情報部編：農林水産関係市町村別データ（年産)、2002, 2003, 2004
18) 茨城県農業総合センター：茨城県栽培基準、2004
19) 農林水産省統計情報部編：青果物山地別　　統計、2002, 2003, 2004
20) 科学技術庁資源調査会編：五　日本食　標準成分表、2000
21) Yatazawa, M.：Agro-ecosystems in Japan, In: M. J. Frissel eds, Cycling of mineral nutrients in agricultural ecosystems, pp.167-179, 1978
22) 農山　村文化　会：農業技術大系　土壌施肥編、2002
23) Birkinshaw S. J. and Ewen J.： Nitrogen transformation component for SHETRAN catchment nitrate transport modeling, Journal of Hydrology, 230, pp.1-17, 2000
24) Neitsch S. L., J. G. Arnorld, J. R. Kiniry, J. R. Williams and K. W. King: Soil and water assessment tool theoretical documentation version 2000, pp.458, 2002
25) Bingner R. L., Theurer F. D. and Yuan Y.: AnnAGNPS technical processes documentation, ver.3.3, pp.146, 2003
26) Viney N. R., Sivapalan M. and Deeley D: A conceputual model of nutrient mobilization and transport applicable at large catchment scales, Journal of Hydrology, 240, pp.23-44, 2000
27) 深見和彦、　木　、　瀬葉子、松浦 直：　を活用した水循環解析モデルの提案とその適用性―山地森林域の河川流域を対象として―、土木技術資料、vol. 42、No.11、pp.26-31, 2000
28) Noilhan, J. and S. Platon: A simple parameterization of land surface processes for meteorological models, Monthly Weather Review, 117, pp.536-549, 1989
29) http://cadswes.colorado.edu/riverware/

5. 流域水循環モデルの適用性評価

はじめに

現在、国内外で多数の水循環モデルが開発されており、それぞれのモデルが独自の特徴を持っている。しかし実際に実務で利用の対象とする流域にとってどのモデルが適切であるかの判断は利用者の経験・勘などに依存しており、モデルを客観的な何らかの指標に基づいて横断的に評価して適用するモデルを選定する手法は確立していない。

また、一般に水循環モデルをある流域に適用する際は、過去の流出現象を参照してモデルのパラメータを調整する必要がある。その場面において過去の流出現象を参照して調整したパラメータが、例えば河川計画の対象とする極値的な洪水イベントや洪水予警報の対象となる任意の洪水イベントの流出現象を精度よく予測できるかどうかが、モデルやパラメータの選定の基準となる。従って、どのモデルが未知の洪水に対して精度よく予測を行うことができるのかを横断的･定量的に評価する指標が必要となる。

上記のような問題から、本研究では河川に関わる実務者がモデルを選定する際の判断基準となるような技術資料を作成した。技術資料の中では、国内外の水循環モデルを流域規模別や長短期別といった実務に供する項目ごとに分類・整理を行った。また複数のモデルを横断的・定量的に評価できる方法を提案した。ここでの評価指標はモデルのパラメータの安定性で定義した。ある流出現象で調整したパラメータが他の流出現象でも高い再現性を示した時、安定性が高いと評価する。本研究では Jackknife 法を利用した評価指標およびモンテカルロ法を利用した評価指標の提示を行った。

また、上記の評価指標の提示に至るまでに様々な流域での検証計算を行う必要があるため、その準備として必要となるデータを効率的に管理できる水文データベースの設計・構築を行った。

5.1 水循環モデルの分類手法

ここでは国内外の水循環モデルについて調査を行った。また、実務者が使用するモデルを選定する際の判断基準となるようにそれらのモデルを実務に供する項目について分類・整理を行った。

国内外の水循環モデルについて [1)−11)] を調査した。それに加えて、学会誌（土木学会論文集（Ⅱ）(1995～2002)、水文･水資源学会誌(1995～2002)、Journal of Hydrologic Engineering, ASCE (1996～2002)、Journal of Hydrology, Elsevier Publishin Co, Amsterdam, Netherlands (1996～2002), Water Resources Research, American Geophysical Union, Washington, USA (1996～2002), Water Resources Research, American Geophysical Union, Washington, USA (1996～2002)) およびインターネットで国内外の既往水循環解析モデルについて調査を行った。収集した情報をもとに、用途に着目したモデルの分類を試みた。分類の方法は、まず、流域スケールを、文献を参考に [12)13)] 大河川、中河川、小河川流域に分類した。これに大気循環も考慮に入れた大陸スケールと、中小河川流域に適用可能で下水道排水、河川取水、地下水揚水の人工系モデルを付加した都市小流域を加えて 5 分類に設定した。また、日本への適用を考慮して、流出メカニズムの大きく異なる日単位以上の流量を比較的長期にわたって取り扱う低水用のモデルと、時間単位以下の流量を洪水時に限定して取り扱う高水用のモデルに区分した。次に、使用目的として法定計画用と支援解析用に大別した。法定計画用は、河川計画等の法定計画策定に用いられるモデルで従前の解析結果との整合性が重要視され適用手法が一般的に普及・統一されていることが必要である。支援解析用は、詳細なメカニズム等の現象解明用途、現象の因果関係の解明・説明用途として用いられ実現象に対する説明性が高いことが特徴である。さらにパラメータ一次推定用の過去の流量データの必要性の有無によっても分類を行った。これはモデルの精度を評価する際にも利用者がモデルを選定する際にも重要な情報で [14)]、過去の流量データが不要なモデルの条件としてはモデルパラメータに物理的な意味があること、流域と河道の情報からモデルパラメータの一次推定を設定可能なことの 2 点を設定しさらに、土地利用や水管理の取り扱い、メカニズム研究用途での分類も行うこととし**表-5.1** に示す分類方法を提案した。分類された結果からわかるように、国内外で開発されているモデルの多くは支援解析用のメカニズム解明用に分類され、法定計画に分類されるモデルは極端に少ない。また、過去の流量データがなくてもパラメータの設定ができるモデルも少ないことが分かった。

表-5.1　用途に着目した水循環モデルの分類

流域スケール	対象とする現象	計画用														
		法定計画用		支援解析用												
				流量データ必要						流量データ不必要						
					土地利用・被覆変化			水マネジメント			土地利用・被覆変化			水マネジメント		
		流量データ必要	流量データ不必要	メカニズムの解明	森林	都市	その他	貯水池運用	水需要予測（節水）	メカニズムの解明	森林	都市	その他	貯水池運用	水需要予測（節水）
大陸	通常、高水・低水の区別無し	タンクモデル等	なし [BTOPMC] [物理モデル*]		なし	なし	なし	なし	なし	GHM, RSHM, ISBA-MODCOU, CCSR/NIES AGCM	なし	なし	なし	なし	なし
	河道	不等流等	なし [人工衛星利用]							CCSR/NIES AGCM, ISBA-MODCOU					
大河川流域（1000km^2～，流域内にダムあり）	高水用	貯留関数法等	なし [物理モデル*]	CEQUEAU, ARNO, WISTOO			HEC-1	HEC-1		DWSM, GBHM				HEC-5	
	低水用	タンクモデル等	なし [土研改良分布モデル]	David, N.LASCAM, CEQUEAU, ARNO, WISTOO			Mike basin	Mike basin	Mike basin	GBHM				WEAP, TAMUWRAP, Mike basin, CALIDAD, HEC-PRM, MODSIM	IWR-MAIN WEAP, HEC-PRM
	河道	貯留関数法等	貯留関数法	David, N.LASCAM, CEQUEAU, ARNO, WISTOO			HEC-1, Mike basin	HEC-1, Mike basin	Mike basin	DWSM, GBHM				HEC-5	
中河川流域（200km^2～1000km^2）	高水用	貯留関数法等	なし [物理モデル*]	中山, 早川, David H., Jan H., Achela D., Ben Chie Yen, Nicasio S., A. Allen, Stefano O., TOPKAPI, IHFS, ACTMO, 陸, Huaxia Y., ARC/EGMO, CEQUEAU, WATFLOOD, ARNO, WISTOO, CLS, WASMOD	HBV, NWSRF, PRMS, SSARR, UBC, 星モデル	SWMM, MOUSE, NAM, Hydro-BEAM	HEC-1, RORB, [土研モデル2], SLURP, HSPF, XINANJIANG, MIKE11, TOPMODEL, [土研改良PRMSモデル], [土研モデル1]	HEC-1, SSARR, UBC		戸田, CASC2D, DWSM, SIRG, WBNM2000, Stephen J., HMS, DHSVM, SHETRAN, GBHM, HYDROTEL	IHDM, WEP, SHER, [中央大モデル]	PDE, WEP, SHER	[京都大学モデル], KINEROS, THALES, MIKE SHE, SHE/SHSED, [PLUMPモデル], ANSWERS-2000	HEC-5 RSS	
	低水用	タンクモデル等	なし [土研改良分布モデル]	阿部, 秀島, David N., SVAT, LASCAM, HYDROLOGY, SIMHYD, TPMWBM, SWAT, 陸, Huaxia Y., ARC/EGMO, CEQUEAU, WATFLOOD, ARNO, WISTOO, CLS, WASMOD	HBV, NWSRF, PRMS, SSARR, UBC	SWMM, MOUSE, NAM, Hydro-BEAM	[安藤・虫明・高橋モデル], SWRRB, Mike basin, [新バケツモデル], SLURP, HSPF, XINANJIANG, MIKE11, TOPMODEL, [土研改良PRMSモデル], [土研モデル1]	Mike basin, SSARR, UBC	Mike basin	Stephen J., HMS, DHSVM, SHETRAN, GBHM, HYDROTE	IHDM, WEP, SHER	PDE, WEP, SHER	MIKE SHE, SHE/SHSED, [PLUMPモデル], ANSWERS-2000	WEAP, TAMUWRAP, ARSP, CALIDAD, HEC-PRM, MODSIM, RSS	IWR-MAIN, WEAP, CALIDAD, HEC-PRM
	河道	貯留関数法等	貯留関数法	中山, 早川, Nicasio S., A. Allen, Stefano O., TOPKAPI, IHFS, ACTMO, SVAT, LASCAM, HYDROLOGY, SIMHYD, 陸, Huaxia Y., ARC/EGMO, CEQUEAU, WATFLOOD, ARNO, WISTOO, WASMOD	NWSRF, PRMS, SSARR, UBC, HBV, 星モデル	SWMM, MOUSE, NAM, Hydro-BEAM	HEC-1, RORB, [土研モデル2], SWRRB, Mike basin, SLURP, HSPF, XINANJIANG, MIKE11, TOPMODEL, [土研改良PRMSモデル], [土研モデル1]	HEC-1, Mike basin, SSARR, UBC	Mike basin	戸田, CASC2D, DWSM, SIRG, WBNM2000, HMS, DHSVM, SHETRAN, GBHM, HYDROTEL	IHDM, WEP, SHER, [中央大モデル]	PDE, WEP, SHER	[京都大学モデル], KINEROS, THALES, MIKE SHE, SHE/SHSED, [PLUMPモデル], ANSWERS-2000	HEC-5, ARSP, RSS	
小河川流域（～200km^2）	高水用	貯留関数法等	合理式 [物理モデル*] [WEPモデル]	中山, 早川, 今山, David H., Jan H., Achela D., Ben Chie Yen, Nicasio S., A. Allen, Stefano O., TOPKAPI, IHFS, ACTMO, 陸, Huaxia Y., ARC/EGMO, CEQUEAU, WATFLOOD, ARNO, WISTOO, CLS, WASMOD	NWSRF, PRMS, SSARR, UBC, HBV, 星モデル	SWMM, MOUSE, NAM, Hydro-BEAM	HEC-1, RORB, [土研モデル2], AGNPS, SLURP, HSPF, XINANJIANG, MIKE11, TOPMODEL, 土研改良PRMSモデル, 土研モデル1, CREAMS	HEC-1, SSARR, UBC		戸田, Allen H., CASC2D, DWSM, SIRG, WBNM2000, 長谷部, Rao S., Stephen J., DHSVM, SHETRAN, GBHM, HYDROTEL	IHDM, WEP, SHER, [中央大モデル]	PDE, WEP, SHER	[京都大学モデル], KINEROS, THALES, MIKE SHE, SHE/SHSED, [PLUMPモデル], ANSWERS-2000	HEC-5, RSS	
	低水用	タンクモデル等	比流量 [土研改良分布モデル] [WEPモデル]	阿部, 秀島, David N., SVAT, LASCAM, HYDROLOGY, SIMHYD, TPMWBM, SWAT, 陸, Huaxia Y., ARC/EGMO, CEQUEAU, WATFLOOD, ARNO, WISTOO, CLS, WASMOD	NWSRF, PRMS, SSARR, UBC, HBV	SWMM, MOUSE, NAM, Hydro-BEAM	[安藤・虫明・高橋モデル], SWRRB, Mike basin, EPIC, SPUR-91, [新バケツモデル], SLURP, HSPF, XINANJIANG, MIKE11, TOPMODEL, [土研改良PRMSモデル], [土研モデル1], CREAMS	Mike basin, SSARR, UBC	Mike basin	Stephen J., DHSVM, SHETRAN, GBHM, HYDROTEL	IHDM, WEP, SHER	PDE, WEP, SHER	MIKE SHE, SHE/SHSED, [PLUMPモデル], ANSWERS-2000	WEAP, TAMUWRAP, ARSP, CALIDAD, HEC-PRM, MODSIM, RSS	IWR-MAIN, WEAP, CALIDAD, HEC-PRM
	河道	無視	合理式洪水到達時間で考慮	中山, 早川, Nicasio S., A. Allen, Stefano O., TOPKAPI, IHFS, ACTMO, SVAT, LASCAM, HYDROLOGY, SIMHYD, 陸, Huaxia Y., ARC/EGMO, CEQUEAU, WATFLOOD, ARNO, WISTOO, CLS, WASMOD	NWSRF, PRMS, SSARR, UBC, HBV, 星モデル	SWMM, MOUSE, NAM, Hydro-BEAM	HEC-1, RORB, [土研モデル2], AGNPS, SWRRB, Mike basin, SPUR-91, SLURP, HSPF, XINANJIANG, MIKE11, TOPMODEL, 土研改良PRMSモデル, 土研モデル1, CREAMS	HEC-1, Mike basin, SSARR, UBC	Mike basin	戸田, CASC2D, DWSM, SIRG, WBNM2000, 長谷部, Rao S., DHSVM, SHETRAN, GBHM, HYDROTEL	IHDM, WEP, SHER, [中央大モデル]	PDE, WEP, SHER	[京都大学モデル], KINEROS, THALES, MIKE SHE, SHE/SHSED, [PLUMPモデル], ANSWERS-2000	HEC-5, ARSP, RSS	
都市小流域（下水道等の人工系の影響が大）	高水用	貯留関数法（パラメタを土地利用別等価粗度より推定）	合理式			SWMM, MOUSE, NAM, Hydro-BEAM	RORB, AGNPS, MIKE11, [土研改良PRMSモデル]				IHDM, WEP, SHER	PDE, WEP, SHER	KINEROS, MIKE SHE, SHE/SHSED, [PLUMPモデル]		
	低水用	タンクモデル	比流量			SWMM, MOUSE, NAM, Hydro-BEAM	[安藤・虫明・高橋モデル], MIKE11, [土研改良PRMSモデル]				IHDM, WEP, SHER	PDE, WEP, SHER	MIKE SHE, SHE/SHSED, [PLUMPモデル]		
	河道	無視	合理式洪水到達時間で考慮			SWMM, MOUSE, NAM, Hydro-BEAM	MIKE11, [土研改良PRMSモデル]				IHDM, WEP, SHER	PDE, WEP, SHER	KINEROS, MIKE SHE, SHE/SHSED, [PLUMPモデル]		

5.2　水循環モデル評価のためのデータベース

各種モデルの性能、適応性を容易に比較検証することを可能とする水文データベースの設計を行った。本研究を遂行するに当たって必要となる水文データを登録した。流域の水位や流量といった水文データの他にも流域界や土地利用分布といったGISデータも登録している。これらのデータをただの水文デー

タの羅列にとどめるのではなく、ナレッジベースとするべく水文データベースの設計も行った(表-5.2)。

最初に、多摩ニュータウンの多摩川水系大栗川流域の過去の水文データをはじめとした各種資料が水文チーム内に存在したため、これらのデータを最初のケーススタディとして水文データベースを設計・構築した。その後、山地流域の水文データを収集・整理し水文データベースに登録した。収集対象流域は、国土交通省の水文水質データベースを用いて検索した全国の「ダム・堰」で、その中からダム年鑑水系図で他のダムを集水域に含まず流域面積が記載されている 45 のダム流域を選定した。選定された45 のダム流域を対象に、1990 年以降の日単位の流域平均雨量(mm/day)とダム流入流量(m^3/s)を収集し、出水イベントについては時間雨量および毎時の流量データを可能な限り収集した。また地形図から河床勾配と流路長を、数値地図標高から落水線、流域界、流域面積を判読した。収集したデータを**表-5.3～表-5.6** に示す。

本データベースは研究者・実務者が個々に持っている情報やノウハウなどを、成文化しているものもそうでないものも集約し、研究・実務に対してスムーズに活用できる使い勝手のよいナレッジベースとするべく設計した。そのために表 5.2 に示す機能を搭載した。検索機能においては、検索属性項目となるキーワードを「水理公式集[14]」の目次構成を元にして体系化、階層化を図った。たとえば、「流出モデル」を検索するとき、「等価粗度法」や「貯留関数法」といった「流出モデル」よりも下の階層に属するキーワードも関連があるものとして自動的に検索対象とするようにした。上述の収集したダムデータのほかにも、配布可能な流出モデルの実行形式ファイルおよびデータセット、土木研究所水理水文チーム(現水文チーム)が平成 15 年度時点で所有する技術資料もデータベースに登録を行った。また、このデータベースにアクセスするためのユーザーインターフェイスとなる WEB サーバーも併せて開発し、土木研究所所内 LAN に接続することで土木研究所内 LAN に接続された職員及び研究者の PC からアクセスできるようにした。

表-5.2　水文データベースを内在するナレッジベースに搭載した機能

機能名		機能概要
検索機能	全文検索 (テキストマイニング)	全項目、キーワード、ファイル、PDF、紙(OCR)などすべての文字情報からの全文検索
	キーワード検索	キーワード(流出解析、･･･)による検索
	項目検索	タイトル、資料種別、部門(河川、ダム、水循環、･･)
	位置情報検索	緯度・経度、地域名、所在地、河川名、ダム名等
	時間検索	年月日やイベント名等
閲覧機能	検索結果リスト閲覧	検索結果をリスト形式で閲覧、検索ヒット数も表示
	項目閲覧	タイトル、資料種別、部門(河川、ダム、水循環、･･)
	資料内容閲覧	どのようなデータ形式でも閲覧可能
	写真台帳閲覧	写真台帳として写真サムネールを表示、項目(部門、管轄)や位置(河川、地域)、時間(期間、洪水、台風)で検索
GIS 操作	GIS 基本操作	拡大・縮小、レイヤ選択、緯度・経度表示
	GIS 拡張仕様	河川名、ダム名による移動
登録機能	資料登録	項目・キーワード登録
	OCR 登録	紙ベース資料を OCR スキャナにより OCR 登録
	ファイル登録	どのようなデータ形式でも登録可能
	位置情報登録	緯度・経度、地域名、所在地、河川名、ダム名等
	時間登録	年月日やイベント名等
	ユーザセキュリティ登録	データ公開レベルを設定可能とする
メンテナンス機能	ユーザメンテナンス	ユーザ情報のメンテナンス
	位置情報メンテナンス	河川←→緯度・経度対比情報

5.3　水循環モデルの適用性評価手法

5.3.1　モデル評価手法の必要性

一般にモデルを用いて流出現象をシミュレーションする際にはモデルのパラメータを既往の流出イベントに照らして調整を行う。過去の流出イベントの再現という意味ではどのモデルもパラメータ調整を行えば良好に流出現象を再現できることが知られていて、モデル間の優劣をつけることは難しい。その一方でモデルは未知の流出イベントに対する精度を要求される。ここでは、既往の流出イベントで調整したパラメータが未知の流出イベントをどれだけ精度良く推定できるかが重要であるため、モデル間で客観的にパラメータの安定性を評価できる指標が必要となる。

図-5.1 は貯留関数法、準線形貯留型モデル、合理式合成法、等価粗度法および GIS 活用合理式で 1997 年 7 月 25 日の蓮ダム流域（流域面積：$81km^2$）および 1999 年 8 月 26 日の竜門ダム流域（流域面積：$27km^2$）での洪水イベントについて、パラメータ値として一次近似値を用いて計算したものである。**図-5.1** から、パラメータ値として一次近似値を用いて計算した場合、洪水の再現精度はどのモデルでもそれほど高くないことが分かる。また、水文データベースに登録してあるその他の流域（大石、島地川、厳木、邪馬溪ダム）の複数の洪水イベントについて洪水イベント再現計算を行った。ここでは、パラメータ値として一次近似値および各洪水イベントについて誤差関数を最小とするパラメータで再現計算を行った。**表-5.7** は、その結果を誤差関数についてまとめたものである。一次推定では誤差関数 0.03 を下回ることができなくてもパラメータ調整を行えばどのモデルでも多くの洪水イベントで誤差関数 0.03 を下回る精度で洪水を再現できることが分かる。このように、現況で業務に用いられているモデルはパ

ラメータ値として一次近似値を用いた場合は既往の洪水をそれほど精度良く再現できなくても、パラメータ調整を行えば再現精度についてモデル間で優劣は見受けられないことが分かる。

既往の洪水を再現するということに加えて、計画規模洪水のシミュレーションに代表されるような未知の極値的な大洪水をモデルでシミュレーションする場面が河川計画や洪水予測を行うにあたっては少なくない。その際は既往の洪水でパラメータを調整し、それに対して想定される雨量（たとえば計画雨量）を与えて流出量を予測するという手法をとるのが一般的である。未知の洪水イベントを精度よく予測するためには既往の洪水で調整したパラメータがその他の洪水イベントに対しても安定して精度を有していることがモデルに対して要求される。水文統計における降雨確率分布モデルの評価については、実績雨量のプロットに対する適合度に加えて、雨量データ母集団に対する安定性も重要な評価の視点であるとしてJackknife法やBoot Strap法によるモデルの安定性に関する客観的な評価手法の適用プロセスが整理され、標準化されている。しかし、流出解析にはパラメータの安定性を評価するための方法が標準化されていない。

ここではパラメータの安定性をモデルの評価指標として**表-5.1** で整理した国内外のモデルについて、任意のモデル間で比較を客観的・定量的に行うことができる指標の提案を行う。具体的には Jackknife 法とモンテカルロ法を流出解析に適用した評価指標について検討した結果を述べる。

5.3.2 モデル評価指標検討にあたっての諸条件

評価指標の提案に当たって利用するモデルは、日本国内の多くの河川において適用実績を持つ貯留関数法、準線形型貯留型モデル、等価粗度法および合理式合成法とした。

また、試験流域としては水文データベースでデータが管理されている釜房ダム（流域面積：196㎢）を試験流域とすることとした。その理由として以下の点が挙げられる。

1. 1990 年から 2002 年までの時間雨量、流量データが整備されている。
2. 雨量、流量観測の精度が良好と思われる。
3. 流域面積が約 196㎢であり、流出計算において単一流域として取り扱うことが可能である。

対象洪水イベントは、洪水到達時間内（クラーヘン式によれば2時間)雨量上位の 10 洪水イベントとした。抽出したイベントを**表-5.8** に示す。

表-5.8　抽出した洪水イベント

順位	一雨内の洪水到達時間内雨量のピーク時刻 (Tc = 2.0hr)	洪水到達時間内雨量 [mm/2hr.]	降雨継続時間 [hr]	一雨の総雨量 [mm]	ピーク流量 [m^3/s]
1	1999/8/13 23:00	87.5	57	422.1	785.9
2	2002/7/11 6:00	50.6	48	225.8	804.8
3	1994/9/30 8:00	50.0	34	221.0	712.3
4	1999/10/28 1:00	49.2	28	163.4	324.1
5	1990/11/4 19:00	43.0	18	95.0	272.0
6	1994/9/22 20:00	42.0	18	135.0	191.0
7	1998/7/23 7:00	39.7	15	99.0	218.1
8	1990/12/1 0:00	37.0	19	112.0	462.9
9	1998/9/16 8:00	36.5	16	110.8	402.4
10	2002/10/2 0:00	35.6	30	108.8	368.5

5.3.3 Jackknife 法を用いたモデル安定性評価

① Jackknife 法を用いた評価指標の概要

複数の洪水に対する流出モデルの安定性の評価方法の一つとして複数の洪水イベントに対する誤差指標値（誤差の平方和）の平均値を最小とするパラメータを総当り法で求め、最適化されたパラメータによる流出モデルを用いて Jackknife 検定を実施し、Jackknife 誤差指標を求める手法を検討した。手順を以下に示す。

1. N 個の複数洪水に対する最適パラメータを算出する。ここでは、各洪水に対する誤差指標値である $E=\frac{1}{T}\sum_{t=1}^{T}\left(\frac{Q_O(t)-Q_C(t)}{Q_{Op}}\right)^2$ の N 個の平均値を最小とするパラメータを最適なものとして求める。ここに $Q_O(t)$：時刻 t の流量観測値、$Q_C(t)$：同時刻の流量計算値、Q_{Op}：観測ピーク流量である。
2. N 個の洪水に対する平均誤差指標値を次式から求める。
$$\overline{E}_N=\frac{1}{N}\sum_{i=1}^{N}E_i$$
3. 複数のパラメータセットについて $\overline{E}_N$ を計算し、これが最小となる時のパラメータセットを最適なパラメータセットとする。この時の $\overline{E}_N$ を $\overline{E}_{N\min}$ と定義する。
4. 1. から 3. の操作を、N 個の複数洪水ではなく N 個から j 番目の洪水データを取り除いた $N-1$ 個の洪水データセットについて行い、最小誤差指標値を算出する。この値を $\overline{E}_{N-1\min(j)}$ とする。
5. 4. の操作を取り除く洪水データを変えながら

表-5.3　収集したダムデータ

No	水系名	河川名	観測所名	管轄	流域面積 km2	データ	期間			流域界	河道網
1	天塩川	天塩川	岩尾内ダム	北海道開発局	331	雨量	1990	－	2002	○	
						流量	1990	－	2002		
2	石狩川	石狩川	大雪ダム	北海道開発局	292	雨量	1990	－	2002	○	
						流量	1990	－	2002		
3	石狩川	小樽内川	定山渓ダム	北海道開発局	104	雨量	1990	－	2002	○	
						流量	1990	－	2002		
4	石狩川	豊平川	豊平峡ダム	北海道開発局	159	雨量	1990	－	2002	○	
						流量	1990	－	2002		
5	石狩川	漁川	漁川ダム	北海道開発局	113	雨量	1990	－	2002	○	
						流量	1990	－	2002		
6	後志利別川	後志利別川	美利河ダム	北海道開発局	115	雨量	1991	－	2002	○	
						流量	1991	－	2001		
7	営呂川	営呂川	鹿ノ子ダム	北海道開発局	124	雨量	1990	－	2001	○	
						流量	1990	－	2001		
8	阿武隈川	大滝根川	三春ダム	東北地方整備局	226	雨量	1990	－	2002	○	
						流量	1990	－	2002		
9	阿武隈川	白石川	七ヶ宿ダム	東北地方整備局	237	雨量	1990	－	2002	○	
						流量	1990	－	2002		
10	名取川	碁石川	釜房ダム	東北地方整備局	195	雨量	1990	－	2002	○	
						流量	1990	－	2002		
11	北上川	和賀川	湯田ダム	東北地方整備局	583	雨量	1990	－	2002	○	
						流量	1990	－	2002		
12	北上川	胆沢川	石淵ダム	東北地方整備局	154	雨量	1990	－	2002	○	
						流量	1990	－	2002		
13	雄物川	玉川	玉川ダム	東北地方整備局	287	雨量	1990	－	2002	○	
						流量	1990	－	2002		
14	最上川	寒河江川	寒河江ダム	東北地方整備局	231	雨量	1990	－	2002	○	
						流量	1990	－	2002		
15	最上川	置賜白川	白川ダム	東北地方整備局	205	雨量	1990	－	2002	○	
						流量	1990	－	2002		
16	利根川	利根川	矢木沢ダム	水資源機構	167	雨量	欠測	－	欠測	○	
						流量	欠測	－	欠測		
17	利根川	楢俣川	奈良俣ダム	水資源機構	60	雨量	欠測	－	欠測	○	
						流量	欠測	－	欠測		
18	利根川	赤谷川	相俣ダム	関東地方整備局	111	雨量	1990	－	2002	○	
						流量	1990	－	2002		
19	利根川	鬼怒川	川俣ダム	関東地方整備局	179	雨量	1990	－	2002	○	
						流量	1990	－	2002		
20	利根川	吾妻川	品木ダム	関東地方整備局	35	雨量	1990	－	1999	○	
						流量	1990	－	1999		
21	荒川	浦山川	浦山ダム	水資源機構	52	雨量	欠測	－	欠測	○	
						流量	欠測	－	欠測		
22	荒川	荒川	二瀬ダム	関東地方整備局	260	雨量	1990	－	2002	○	
						流量	1990	－	2002		
23	相模川	中津川	宮ヶ瀬ダム	関東地方整備局	101	雨量	確認中	－		○	○
						流量	1999	－	2002		
24	荒川(北陸)	大石川	大石ダム	北陸地方整備局	70	雨量	1990	－	2002	○	
						流量	1990	－	2002		
25	信濃川	三国川	三国川ダム	北陸地方整備局	76	雨量	1992	－	2002	○	○
						流量	1992	－	2002		
26	手取川	手取川	手取川ダム	国土交通省(電源開発)	247	雨量	1990	－	2002	○	
						流量	1990	－	2002		
27	天竜川	大入川	新豊根ダム	電源開発㈱	136	雨量	1990	－	2001	○	
						流量	1991	－	2001		
28	天竜川	小渋川	小渋ダム	中部地方整備局	288	雨量	1990	－	2002		
						流量	1990	－	2002		
29	木曽川	木曽川	味噌川ダム	水資源機構	55	雨量	欠測	－	欠測		
						流量	欠測	－	欠測		
30	木曽川	馬瀬川	岩屋ダム	水資源機構	1,035	雨量	欠測	－	欠測		
						流量	欠測	－	欠測		
31	櫛田川	蓮川	蓮ダム	中部地方整備局	81	雨量	1991	－	2002	○	○
						流量	1991	－	2002		
32	淀川	一庫大路次川	一庫ダム	水資源機構	115	雨量	欠測	－	欠測	○	
						流量	欠測	－	欠測		
33	淀川	布目川	布目ダム	水資源機構	75	雨量	欠測	－	欠測	○	
						流量	欠測	－	欠測		
34	淀川	木津川	比奈知ダム	水資源機構	76	雨量	欠測	－	欠測	○	
						流量	欠測	－	欠測		
35	九頭竜川	九頭竜川	九頭竜ダム	近畿地方整備局	185	雨量	1990	－	2002	○	
						流量	欠測	－	欠測		
36	江の川	江の川	土師ダム	中国地方整備局	308	雨量	1990	－	2002	○	
						流量	1990	－	2002		
37	佐波川	島地川	島地川ダム	中国地方整備局	32	雨量	1990	－	2002	○	○
						流量	1990	－	2002		
38	渡川	中筋川	中筋川ダム	四国地方整備局	21	雨量	1998	－	2002	○	○
						流量	1998	－	2002		
39	吉野川	吉野川	早明浦ダム	水資源機構	472	雨量	欠測	－	欠測	○	
						流量	欠測	－	欠測		
40	松浦川	厳木川	厳木ダム	九州地方整備局	34	雨量	1990	－	2002	○	○
						流量	1990	－	2002		
41	筑後川	佐田川	寺内ダム	水資源機構	51	雨量	欠測	－	欠測	○	
						流量	欠測	－	欠測		
42	筑後川	小石原川	江川ダム	水資源機構	30	雨量	欠測	－	欠測		
						流量	欠測	－	欠測		
43	筑後川	津江川	下筌ダム	九州地方整備局	185	雨量	欠測	－	欠測	○	
						流量	欠測	－	欠測		
44	菊池川	迫間川	竜門ダム	九州地方整備局	27	雨量	1997	－	2002		
						流量	1997	－	2002		
45	山国川	山移川	耶馬渓ダム	九州地方整備局	89	雨量	1990	－	2002	○	○
						流量	1990	－	2002		

表-5.4　大栗川流域で収集した水文データ

観測所		期間		
雨量観測所	霞ヶ関橋	1972	－	1983
	大栗川橋	1972	－	1983
	車橋	1969	－	1979
	南大沢	1975	－	1983
	別所	1970	－	1983
	青木葉	1971	－	1983
	諏訪	1980	－	1983
	瓜生	1970	－	1975
	永山	1970	－	1983
	南多摩斎場	1978	－	1983
	長池	1979	－	1983
水位流量観測所	報恩橋	1971	－	1983
	霞ヶ関橋	1972	－	1983
	常盤橋	1972	－	1983
	大栗川橋	1972	－	1983
	車橋	1969	－	1983
	南大沢	1969	－	1983
	永山	1970	－	1983
	別所	1970	－	1983
	諏訪	1980	－	1983
	長池	1979	－	1983

表-5.5　鶴見川流域で収集したデータ

項目	内容
流域地形	数値地図標高50mメッシュにより流域内の地形メッシュを作成した。
土地利用	1/10細分区土地利用(約100mメッシュ)により流域内の土地利用メッシュ図を作成した。
流域界	既往資料に基づいて、流域界および流域分割図を作成した。
河道位置	同上
降水量	既往の観測資料を整理した。(鶴川、寺家、野川、荏田、川崎、綱島、本町、長津、都田、鶴見)
流量	同上(亀甲橋)
期間	1976-1996

表-5.6　多摩川流域で収集したデータ

項目	内容
流域地形	数値地図標高50mメッシュにより流域内の地形メッシュを作成した。
土地利用	1/10細分区土地利用(約100mメッシュ)及び細密数値情報土地利用(10mメッシュ)を合成して流域内の土地利用メッシュ図を作成した。
流域界	既往資料に基づいて、流域界および流域分割図を作成した。
河道位置	同上
降水量	既往の観測資料を整理した。
流量	同上(小河内ダム、調布橋、日野橋、高幡橋、石原橋)
期間	イベント毎(昭和49年9月1日洪水、昭和57年8月2日洪水、昭和57年9月12日洪水、昭和58年8月17日洪水、昭和60年7月1日洪水、昭和61年9月3日洪水、平成3年8月21日洪水、平成3年9月19

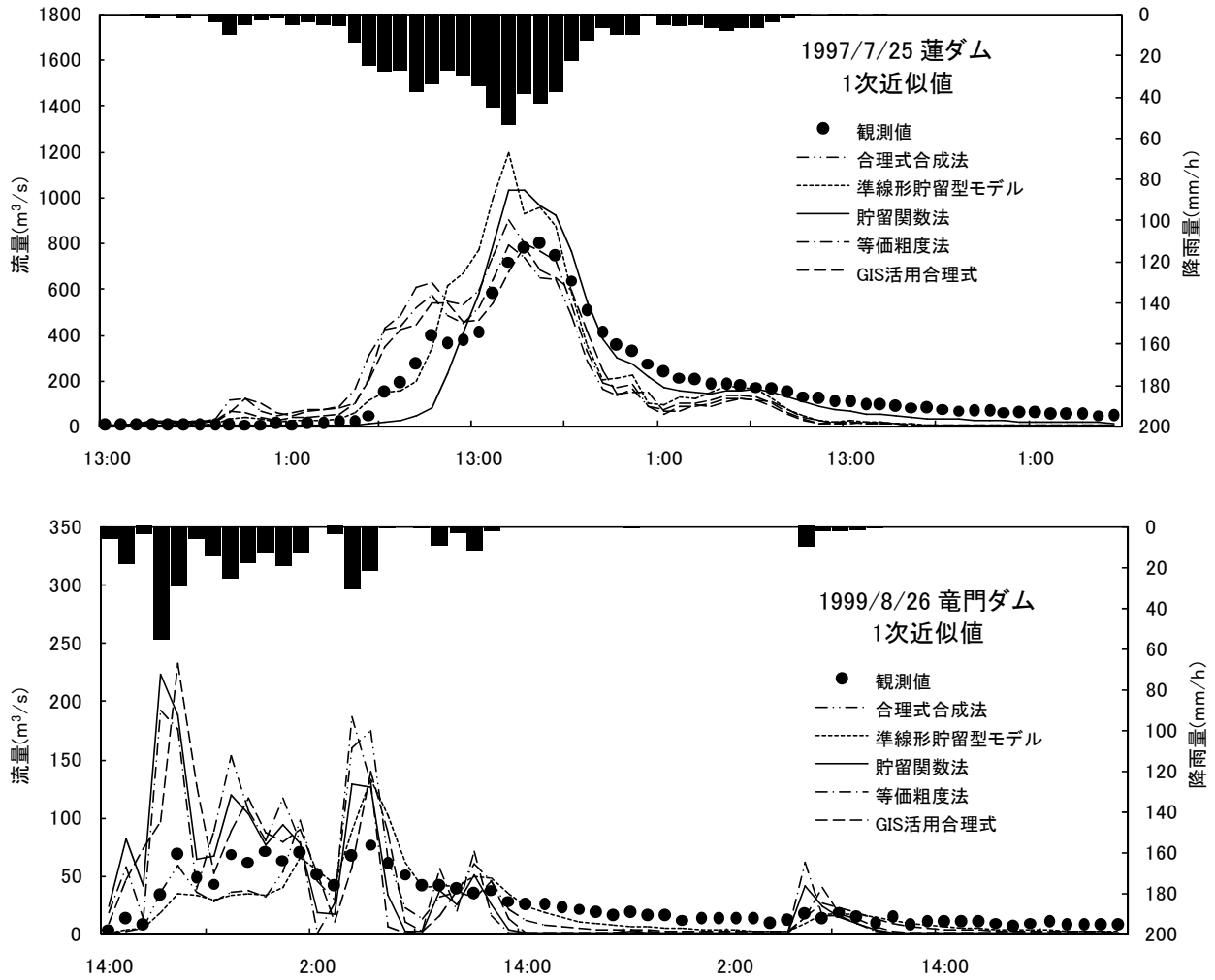


図-5.1　一次近似値による洪水流出計算結果

表-5.7　再現計算結果の誤差(誤差関数)と流域諸元

ダム流域名洪水No	ピーク雨量	総雨量	合理式合成法		準線形		貯留関数		等価粗度		流域面積(km2)	土地利用				平均傾斜	河道延長(m)
			誤差関数	1次近似値による誤差関数	誤差関数	1次近似値による誤差関数	誤差関数	1次近似値による誤差関数	誤差関数	1次近似値による誤差関数		田	畑・荒地	森林	市街地		
大石1	31	213	0.008	0.014	0.007	0.036	0.012	0.030	0.006	0.017							
大石2	30	170	0.012	0.166	0.009	0.127	0.013	0.027	0.007	0.029							
大石3	29	147	0.014	0.122	0.006	0.230	0.009	0.011	0.005	0.016	70	0%	5%	94%	1%	1/12.2	19369
大石4	26	237	0.016	0.108	0.005	0.129	0.005	0.023	0.004	0.027							
大石5	25	159	0.017	0.085	0.008	0.145	0.016	0.050	0.006	0.055							
蓮1	54	646	0.007	0.021	0.003	0.021	0.002	0.014	0.001	0.025							
蓮2	28	951	0.017	0.040	0.008	0.034	0.003	0.047	0.003	0.030	81	0%	2%	96%	2%	1/14	14657
蓮3	45	359	0.014	0.048	0.004	0.048	0.003	0.057	0.001	0.023							
蓮4	42	489	0.017	0.050	0.005	0.052	0.004	0.054	0.003	0.029							
島地川1	30	387	0.015	0.094	0.005	0.125	0.002	0.023	0.002	0.072							
島地川2	28	220	0.022	0.118	0.018	0.137	0.008	0.045	0.002	0.043							
島地川3	22	251	0.032	0.116	0.004	0.091	0.002	0.046	0.002	0.045	32	3%	2%	92%	4%	1/29.6	17437
島地川4	25	180	0.015	0.246	0.002	0.205	0.004	0.055	0.001	0.046							
島地川5	27	189	0.026	0.208	0.005	0.230	0.002	0.037	0.004	0.032							
厳木1	56	286	0.023	1.496	0.067	1.679	0.044	0.233	0.044	0.600							
厳木2	31	269	0.009	0.327	0.010	0.456	0.008	0.301	0.006	0.131							
厳木3	48	440	0.006	0.026	0.004	0.035	0.005	0.045	0.005	0.036	34	9%	3%	87%	2%	1/23.7	12919
厳木4	38	198	0.017	0.167	0.021	0.204	0.040	0.020	0.024	0.027							
厳木5	52	385	0.004	0.041	0.005	0.070	0.004	0.076	0.004	0.037							
竜門1	63	136	0.018	0.432	0.011	0.238	0.016	0.028	0.012	0.019							
竜門2	62	149	0.008	0.255	0.005	0.351	0.017	0.008	0.006	0.016							
竜門3	55	325	0.020	0.242	0.006	0.265	0.007	0.084	0.004	0.039	27	3%	6%	89%	1%	1/10.2	8965
竜門4	49	98	0.013	5.371	0.006	2.447	0.058	0.059	0.036	0.060							
竜門5	44	233	0.014	0.151	0.004	0.226	0.004	0.024	0.003	0.025							
耶馬渓1	24	252	0.009	0.073	0.003	0.034	0.002	0.085	0.002	0.030							
耶馬渓2	47	279	0.005	0.007	0.002	0.005	0.002	0.013	0.002	0.013							
耶馬渓3	21	344	0.015	0.062	0.007	0.036	0.006	0.050	0.006	0.039	89	3%	5%	91%	1%	1/38.2	24651
耶馬渓4	35	274	0.003	0.008	0.001	0.007	0.001	0.007	0.001	0.009							
耶馬渓5	33	438	0.006	0.020	0.003	0.023	0.003	0.013	0.003	0.010							

6. N 回繰り返し、それぞれの $\overline{E}_{N-1\min(j)}$ を算出する。
7. N 個の $\overline{E}_{N-1\min(j)}$ の平均値を算出する。

$$\overline{E}_{N-1\min(\bullet)} = \frac{1}{N}\sum_{j=1}^{N}\overline{E}_{N-1\min(j)}$$

8. Jackknife 推定誤差を求める。
Jackknife 推定誤差
＝N 個の洪水の最小平均誤差指標のバイアス
$=(N-1)\left(\overline{E}_{N-1\min(\bullet)}-\overline{E}_{N\min}\right)$

② 釜房ダム流域への適用

①の手順に従い、**表-5.8** に挙げた 10 個の洪水イベントについて 4 つのモデルで計算を行い $\overline{E}_{N\min}$ を求め、その後 Jackknife 推定誤差を算定した。結果を**表-5.9** に示す。

表-5.9 各モデルの $\overline{E}_{N\min}$ および Jackknife 推定誤差の値

	$\overline{E}_{N\min}$	Jackknife 推定誤差
合理式合成法	0.092	2.34E-04
準線形貯留型モデル	0.043	1.20E-04
貯留関数法	0.033	1.58E-04
等価粗度法	0.051	3.91E-04

今回の検証ケースでは、Jackknife 推定誤差が小さいのは準線形貯留型モデル、貯留関数法、合理式合成法、等価粗度法の順となった。

今回釜房ダム流域で行った検証結果が全ての流域で普遍的に言えるとは限らない。また今回の検証では誤差指標を流出総量の RMSE 誤差を基にして行っているため、例えば洪水立ち上がり部に着目した誤差指標を設定した場合に結果が異なることが想定される。しかしここで提案した手法は、流域毎にどのモデルのパラメータ安定度が高いかについてモデル間で客観的に評価を行うことができるものとして期待される。

5.3.4 モンテカルロ法を用いたモデル安定性評価

① モンテカルロ法を用いた評価指標の概要

モンテカルロ法を用いたモデル評価は Beven[15]、Binley[16]、および佐山[17]によって行われている。その概要を以下に述べる。

モデルが持っている複数個のパラメータの各々についてある値の範囲内で乱数を発生させて、得られたパラメータセット全てについて流出計算を行う。ここで得られたハイドログラフはある範囲の幅をもっていることが予想され、この幅が大きいほどパラメータの安定性が低い、幅が小さいほどパラメータの安定性が高いという評価を行うものである。

上記の既存研究成果では、モデルそれ自体の評価を行ったものであり、複数のモデルを横断的に評価したものではない。今回の我々の研究では、複数のモデルを横断的に評価することを目的としているため、モデル間で共通の誤差指標を導入することとした。具体的には、以下の手順で行った。

1. あるモデルの各パラメータの値の範囲を既存の資料から決定する。
2. その範囲内で各パラメータについてモンテカルロ法により乱数を発生させ 10,000 個のパラメータセットを作成する。
3. 全てのパラメータセットについてある流出イベントの流出計算を実施し、**表-5.10** に示す各誤差指標を満足するパラメータセットを抽出する。今回の検討では 4 つの誤差指標を想定した。
4. 3. で抽出されたパラメータセットを同じ流域の別の流出イベントに対して適用し、流出計算を行う。ここで、適用した全てのパラメータセットのうち、どれだけの割合のパラメータセットが**表-5.10** の指標を満足したかを計算する。この割合をモデルのパラメータの安定性の評価指標とした。
5. 1. から 4. の作業を他のモデルについても行い、モデル間の比較を行う。

② パラメータ値の範囲設定

パラメータの値の範囲としては実務での利用という観点から全国の工事実施基本計画を調査して各モデル各パラメータの最大値と最小値を採用した。値を**表-5.11** に示す。

③ 釜房ダム流域への適用

①で述べた方法を釜房ダム流域に適用した。今回の検証では既往の洪水で調整したパラメータが例えば計画規模の洪水に代表される未知の洪水に対してどれだけ安定して精度を有するかを評価することが目的である。そこで、最初に**表-5.8** のなかで中規模の洪水である洪水 5 を 10,000 個のパラメータセットについて計算する。**表-5.10** の誤差指標を満足したパラメータセットを**表-5.8** の中の大規模洪水に該当する洪水 1 に対して適用し、安定性を計算した。これを貯留関数法、準

表-5.10　設定した誤差指標

No.	対象	評価範囲	基準
1	総量	ピークを含む範囲	RMSE≦0.03
2	立ち上がり部	ピークより前の範囲	RMSE≦0.03
3	低減部	ピークより後の範囲	RMSE≦0.03
4	ピーク値	ピーク時	相対誤差≦0.1 ピーク発生時刻の差違は無視する。

表-5.11　設定したパラメータの範囲

パラメータ	範囲	対象モデル
f1	0.1～0.9	貯留関数法、準線形貯留型モデル、等価粗度法
fsa	0.6～1.5	貯留関数法、準線形貯留型モデル、等価粗度法、合理式合成法
Rsa	10～総雨量(mm)	貯留関数法、準線形貯留型モデル、等価粗度法
K	0～100	貯留関数法
p	0.1～1	〃
Tl	0.1～3(hr)	〃
C	50～1000	準線形貯留型モデル
N	0.1～3.0	等価粗度法
Tc	0～10.0hr	合理式合成法

線形貯留型モデル、等価粗度法および合理式合成法について行い、各モデル間の安定性を比較した。結果を**図-5.2** に示す。

今回の検証ケースの結果を以下にまとめる。

1. 指標 1 に関しては、準線形貯留型モデルと等価粗度法が高い安定性を示している。
2. 指標 2 に関しては、準線形貯留型モデルが高い安定性を示している。
3. 指標 3 に関しては、等価粗度法が一番高い安定性を示し、二番目に準線形貯留型モデルが高い安定性を示した。
4. 指標 4 に関しては、全体的に安定性が低く、最も安定性が高い準線形貯留型モデルでも 0.5 を少し超える程度である。

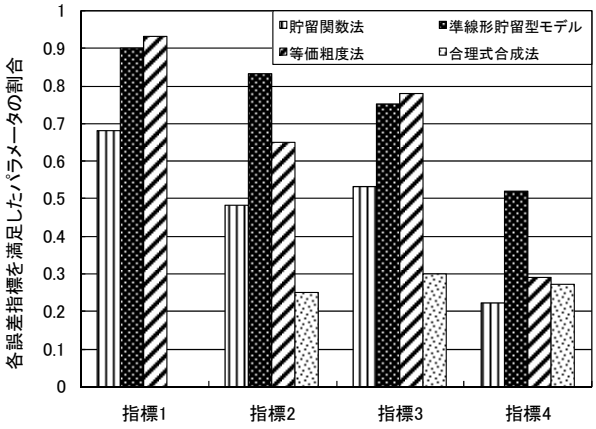


図-5.2　各モデルのパラメータ安定性

全体として準線形貯留型モデルが全ての指標について他のモデルよりも高い安定性を示している。貯留関数法は高い安定性を示しているとは言えず、合理式合成法も全体的に安定性が低い。

このようにして、どのような目的でモデルの比較を行うのかを明らかにすれば、それに準じた誤差指標を設定することで各モデル間の比較が行うことができる。

5.3.5　Jackknife 法およびモンテカルロ法を用いた評価指標について

ここでは、Jackknife 法およびモンテカルロ法を用いたモデル安定性評価手法の検討を行った。両手法共に客観的なモデル安定性評価を行うに当たり有効な手法であることを示した。

Jackknife 法を用いた評価手法は、総当り法という客観性を導入しているものの最適パラメータ調整作業を行わなければならない。総当り法で求めたパラメータが必ずしもすべての流出イベントに対して最適なパラメータであるとは限らない。別の流出イベントに適用した際に極めて大きな誤差が生じる可能性もある。しかし、計算手法は非常に簡便で、計算負荷も大きくないことが特徴である。

それに対してモンテカルロ法を用いた評価手法では、最適なパラメータを同定する必要なくモデル間の比較を行うことができるため恣意性が全く含まれないことが特徴である。その一方で、計算にかかる時間・手間が膨大であるため、多数の流出イベント・多数のモデル間での比較を行う際は Jackknife 法を用いた評価手法と比較して非常に負荷が大きい。これらの利害得失を念頭においた上で、各河川流域におけるデータやモ

デルの準備・利用状況や計算機の能力等を考慮しながら、評価手法を選択する必要がある。

なお、今回の検討では、あくまで研究のための一つの事例として、貯留関数法、準線形貯留型モデル、等価粗度法および合理式合成法という集中型モデルを選択したが、その際、流域を小流域に分割することなく検討を行った。今回の検討の目的は、モデルの適用性評価手法を提案することであり、一般論としてモデル間の優劣を評価するものではないことに留意する必要がある。今後は一つ一つのメッシュや小流域ごとに土地利用や地質特性をふまえたパラメータを設定できる分布型流出モデルについてもここで提示した手法を用いて安定性の評価を行いたい。

5.4 まとめ

総合的な水循環モデルを構築するための技術資料作成を目的として以下の検討を行った。

1. 国内外の水循環モデルの分類・整理
2. 検証用水文データベースの設計
3. モデル評価指標の提案

1.では、実務者がモデルを適用したい流域に対してどのモデルを適用するのがよいか選択の判断をしやすくすることを目的として作成したものである。ここでは流域面積規模、長短期流出解析の別を始めとして実務に供するような項目を列挙してそれに基づいて分類を行っている。

2.では、3.で行うモデル評価指標の提案に向けて検証・評価用の多くの水文データを格納できるデータベースを設計・構築した。ここでは水文データだけではなくて研究者・実務者が個々に持っている情報やノウハウなどを、成文化しているものもそうでないものも集約し、研究・実務に対してスムーズに活用できる使い勝手のよいナレッジベースとするべく設計・構築した。

3.では、モデル選定にあたって複数の候補に絞られた際にモデルを横断的・定量的に評価できる指標の提示を行った。ここでは、各モデルのパラメータ安定性を評価指標と見立てて Jackknife 法とモンテカルロ法を利用した評価指標の提示を行った。本検討では国内河川流域で多く適用されている貯留関数法、準線形貯留型モデル、等価粗度法、合理式合成法を対象として最初の手法検討を行った。Jackknife 法を用いた評価指標は、総当り法という客観的を導入しているもののパラメータ調整は行わなければならない。総当り法で求めたパラメータが必ずしも最適なパラメータであるとは限らず、別の流出イベントに適用した際に極めて大きな誤差が生じる可能性がある。それに対してモンテカルロ法を用いた評価指標では、最適なパラメータを求めることなくモデル間の比較を行うことができるため恣意性が全く含まれないことが特徴であるが、計算にかかる時間・手間が膨大であるため、多数の流出イベント・多数のモデル間での比較を行う際は Jackknife 法を用いた評価指標と比較して非常に負荷が大きい評価方法であるといえる。実際の適用にあたっては、両者の得失を踏まえてどちらを使うかを選択する必要がある。また、今後は一つ一つのメッシュや小流域ごとに土地利用や地質特性をふまえたパラメータを設定できる分布型流出モデルについても 5.3 で提示した手法を用いて安定性の評価を行いたい。

参考文献

1) 都市小流域における雨水浸透、流出機構の定量的解明研究会：「都市域における水循環系の定量化手法－水循環系の解明－」、2000.12
2) Office of Technology Assessment: “Use of models for water resources Management, Planning, and Policy”, 1982
3) Ralph A. Wurbs: “Computer Models for Water Resources Planning and Management”, 1994
4) “Benchmarking and Scooping Study of Hydraulic River Models”, University of Bradford R&D Technikal Report W88
5) World Bank: “Operational Manual”
6) Asian Development Bank: “Operational Manual-Technical Assistance”
7) Harry C. Torno: “Computer Application in Water Resources”, 1985
8) Ven Te Chow: “Handbook of Applied Hydrology”, 1964
9) Danish Hydraulic Institute: “DHI Software”
10) FEMA: “Policy for Accepting Numerical Models for Use in the NFIP”
11) 都市水文学研究会：「多摩ニュータウン流出試験地調査報告書」、1986.3
12) Vijay P. Singh: “Computer Models of Watershed Hydrology, Water Resources Publications, 1995.1
13) 吉谷純一：水資源に関する意思決定支援に必要とされる解析及び解析ツールのあり方に関する考察、第 6 回水資源に関するシンポジウム論文集、

pp.81-86, 2002
14) 水理公式集　平成11年版：土木学会、2000
15) Keith Beven and Andrew Binley: “The Future of Distributed Models: Model Calibration and Uncertainty Prediction” Hydrological Processes, Vol. 6, pp.279-298, 1992
16) A. M. Binley and K. J. Beven: “Changing Responses in Hydrology: Assessing the Uncertainty in Physically Based Model Predictions”, Water Resources Research, Vol.27, No.6, pp.1253-1261, 1991.6
17) 佐山敬洋、立川康人、寶馨：「流出モデルの不確実性評価手法とそのモデル選択への適用」、土木学会論文集　No.789/Ⅱ-71、1-13、2005

6. まとめ

6.1 研究成果の概要

流域で生じている水循環の機構や水循環の中で営まれる生態系の変化などの実態を把握し、流域における人間活動が水循環、水環境へ及ぼす影響を評価することができる水循環モデルを開発すること、また、既存のモデルを含めた各種水循環モデルの分類および選定手法を提案することを目的として実施した研究の成果を報告した。各達成目標ごとの概要は以下のように整理できる。

1) 流域や河川の形態の変化が水環境へ及ぼす影響の解明

千曲川流域を対象として検討を行った。流域の土地利用特性と流出水質の関係解明については、GISを用いて流域土地利用が河川水質に与える影響について評価する手法を提案した。また、河川水質としては、硝酸態窒素濃度、硝酸態窒素の安定同位体比を調べることで発生源の推定が可能であることを示した。流域からの流出水質が河川の生物に及ぼす影響解明については、河川水質の生態系への影響について評価する手法を提案した。生活系負荷が増加すると生息生物の窒素安定同位体比は増加することから、これを河川生態系への生活系負荷の影響度を示す指標として提案した。また、流出形態の違いが河川の生物に及ぼす影響については、ダム貯水池の影響について生態系への有機物供給の観点から検討を加えた。その結果、ダム貯水池の一次生産由来の有機物は、直下流の河床への付着等を通して、河川生態系に取り込まれていること、またその影響は極めて大きいことが分かった。

2) 流域で生じている水循環の機構を表現できる水循環モデルの開発

都市河川流域、農地が卓越した河川流域、山地森林域を主体とした河川流域を対象としてその水循環の機構を説明できる水循環モデルの開発を行った。

都市河川流域での検討においては Water and Energy transfer Process モデル（WEP モデル）を海老川に対して適用し、流量再現だけでなく、都市で発生する汚濁負荷の降雨時の表面流出機構をモデル化し WEP モデルへ組み込んだ。その結果、BOD 濃度および全窒素濃度を精度良く再現することができた。また水質汚濁が問題となっている印旛沼の流入河川の一つである高崎川を対象として WEP モデルを適用した。ここでは将来の土地利用予測データをモデルに入力することで流況にどのような影響を与えるか検討した。その結果、都市化が進む将来においては、土地の被覆による蒸発散量の減少、表面流出の増加および基底流量が減少することを定量的に示すことができた。また浸透トレンチを流域に導入すると、地下水涵養量が増加し、高水時のピーク流量が低下することが定量的に示された。

谷田川流域の検討においては、最初に谷田川流域の河川水および地下水の水質観測や土地利用データの経年変化等のデータを利用して、流域の水質特性の調査を行った。その結果、流域内の市街化に伴う河川水、地下水質の悪化、地下水位の低下、高水時と低水時での流出形態の違い、窒素安定同位体解析によりほぼ同じ窒素濃度であってもその流出起源が異なること等が分かった。モデルの適用に当たっては、無機態窒素の計算モジュールを WEP モデルに組み込んだ。その結果、流域規模での無機態窒素の動態をうまく再現できることを示した。

また、農地が主体的な河川であり取水形態が複雑な野洲川下流域に対しても適用した。WEP モデル適用に先立って、野洲川流域の経年的な水文観測データと農業・農村整備事業について調査を行った。その結果、野洲川流域では流域内で実施されてきた多くの農業・農村整備事業と、それに伴う農業取水が野洲川流域の流況に大きな影響を与えていることが分かった。WEP モデルを野洲川流域に適用した結果、流量に関して良好な再現結果が得られた。また同モデルにおいて野洲川下流域の瀬切れの原因であると推測される石部頭首工の取水量をゼロとしてシミュレーションを行った結果、瀬切れが大幅に解消されることが示され、石部頭首工の取水が野洲川本川に対して大きな影響を与えていることが定量的に明らかになった。

山地森林域を主体とした河川流域である土研分布モデル Ver. 3 を野洲川上流域に対して適用した。結果、河川流量を良好に再現することができた。土研分布モデル Ver. 3 は野洲川上流域のほかに、塩原ダム流域や草木ダム流域でも適用実績があり、各地の森林域が主体である河川流域で適用可能であることが示された。

またダム運用操作や河川の水利用といった河川水系全体における総合的な水管理システムの母体とし

て米国内務省開拓局が開発したRiverWareを野洲川流域に対して適用した。河川流量の再現を行うことができただけでなく、RiverWare では複雑な取排水形態やダムの運用操作方法、最適化計算といった流域水管理に係る項目についてユーザーインターフェイスを介して容易にモデルに取り込みシミュレーションすることができることが示された。

3)　流域水循環モデルの適用性評価手法の提案

国内外に数多く存在する水循環モデルを、現場の技術者のモデル選定の指針とするべく計画用途、支援用途、流域面積規模、長短期流出解析の別を始めとして実務に供するような項目を列挙してそれに基づいて分類を行った。また、モデル評価指標の提案および 2)で開発したモデルの適用性評価を目的として、多くの水文データを格納できるデータベースを設計・構築した。ここでは水文データだけではなく、研究者・実務者が個々に持っている情報やノウハウなどを、成文化しているものもそうでないものも集約し、研究・実務に対してスムーズに活用できる使い勝手のよいナレッジベースとすることを目的に設計・構築した。また、モデル選定にあたって複数の候補に絞られた際にモデルを横断的・定量的に評価できる指標の提示を行った。ここでは、各モデルのパラメータ安定性を評価指標と見立ててJackknife 法とモンテカルロ法を利用したモデル評価手法の提案を行った。両手法はそれぞれに得失があり、ケースバイケースで適切な手法を使い分ける必要がある。

本研究において研究・開発した水循環モデルは、今後流域で生じる土地利用や水利用形態の変化が水循環形態にどのような影響を与えるかを定量的に評価できるものであり、今後は任意の流域で各種の水管理政策立案の支援ツールとして広く利用されることが望まれる。今後、流域レベルで水量水質を同時に考慮した水管理に有効に適用するためには水質のシミュレーション機能を拡張する必要がある。

6.2　研究推進体制

本稿で報告した研究プロジェクトの推進体制は下記の通りである。

（プロジェクトリーダー）

高須　修二　水工研究グループ長（当時）
　　平成 13-15 年
寺川　陽　　水災害研究グループ長
　　平成 16-17 年

（研究担当者）

- 水災害研究グループ　水文チーム（第 2 章、第 4 章、第 5 章）
  深見　和彦　上席研究員
  木内　豪　　主任研究員（当時）
  松浦　直　　研究員（当時）
  猪股　広典　研究員
  飯泉　佳子　専門研究員（当時）
  賈　　仰文　JST 研究員（当時）
- 水環境研究グループ　河川生態チーム(第 3 章)
  天野　邦彦　上席研究員
  時岡　利和　研究員
  対馬　孝治　専門研究員（当時）

6.3　謝辞

本研究を進めるにあたり、茨城県土木部（谷田川流域の水文・気象データの提供)、千葉県土木部（海老川流域及び高崎川流域の水文･気象データの提供)、国土交通省琵琶湖河川事務所（野洲川流域の水文データの提供)、各地のダム事務所（ダム諸データの提供）に多大なご厚意を頂きましたので、ここに謝意を表します。