

流域スケールでの水・物質循環の評価 —福島県大滝根川流域での窒素を対象とした事例—

竹本 麻理子*・熊澤 一正**・富森 叡*・奥村 興平***
浅見 和弘*・大塚 康範*・松本 聡****

Basin-scale evaluation of nitrogen flow dynamics at Ohtakine River Basin in Fukushima, Japan

Mariko Takemoto*, Kazumasa Kumazawa**, Satoshi Tomimori*, Kohei Okumura***,
Kazuhiro Azami*, Yasunori Ohtsuka* and Satoshi Matsumoto****

Abstract

A basin-scale framework is very important step for sustainable water resource management. Since several administrations are taking part in water resource management in Japan, evaluation tools which support a continuous planning approach or the sharing of governmental policy goals are necessary. Furthermore, water resource management should take into consideration both the quantitative as well as the qualitative aspects of water. The management of nitrogen (N) which is a major eutrophication component at a regional scale is also important to maintain the water quality. We investigated basin-scale N dynamics at the Ohtakine River basin in Fukushima Prefecture and attempted to predict its future dynamics at the site. Through the process, we propose a method for evaluating government policies on watershed N management. The method consists of four aspects: i) collection of references and characterization of the watershed, ii) monitoring of water quality, iii) creation of an N flow model or a process-based model, and iv) model evaluation and scenario analysis. For this purpose, we first collected information about the watershed (land use, livestock density, population density, sewage management, etc.) and plotted the data using a geographical information system (GIS). The water quality monitoring was conducted at the main and sub-streams of the Ohtakine River from 1996 to 2002. Based on the site characteristics and water quality monitoring results provided by GIS database, a model of N dynamics at basin-scale was created. Two types of models namely, N flow model based on the N balance and process-based model (GETFLOWS) based on the physical calculation were established. Finally, the models were used to verify the present state N dynamics and quantify the policy scenarios. We confirmed that the models were effective to evaluate N dynamics at basin-scale comprehensively.

Keywords: Watershed, Nitrogen cycles, Monitoring, Modeling

(要 旨)

水資源の管理は、流域単位で行う必要性が認識されているものの、関連機関が複数にわたるため、諸計画の連動や将来像の共有を支援する統合的な評価手法が必要である。また、水資源は、量と質の両面から管理することが不可欠であり、富栄養化物質のひとつである窒素は、地域における適正な管理が求められている。このような背景をふまえて、本報告では、福島県大滝根川流域において流域スケールでの水および窒素動態の現況評価と将来予測の試行を通して、流域での窒素循環に関わる施策の評価手法を試験した。一連の調査・検討は、基盤データ整備、モニタリング、モデル構築、モデルによる現況評価及びシナリオ分析から構成される。まず、基盤データ整備では、既往資料の収集・整理により流域概況の把握とモデル化に必要な情報の集約を行った。次に、流域の概況を用いて現

* 応用地質(株)エンジニアリング本部 ** 応用地質(株)本社 *** 元 応用地質株式会社 **** 元 秋田県立大学教授

* OYO Corporation ** OYO Corporation *** former OYO Corporation **** former Professor of Akita Prefectural University

地調査地点の選定を行い、水文・水質調査を1996～2002年に継続して行った。これにより、流域内における汚濁負荷の実態を把握した。その後、基盤データ整備及びモニタリングから得られた情報を用いて、流域における窒素循環のモデル化を行った。モデルは評価項目に合わせて、フローモデルと分布型物理モデルを構築し、それぞれの長所を用いた現況評価を行った。最後に、構築したモデルを用いて具体的な施策群を設定し、それぞれの施策について定量的なシナリオ化を試みた。その結果、構築したモデルによる現況再現は概ね良好であり、流域の窒素動態を包括的に把握するツールとして有用であることを確認した。

キーワード：流域、窒素循環、モニタリング、モデリング

1. はじめに

地球上で淡水資源は偏在性が非常に大きい³⁾。さらに気候変動による降水特性等の変化により、水資源の安定供給は今後困難になることが予想される¹⁸⁾。国内においては全国的に水資源の需給はバランスしているものの、河川水を主な水源とする水資源管理は、気候変動の影響による不安定化が懸念されており²⁴⁾、地表水と地下水あるいは量と質の一体的管理に向けた取り組み²⁶⁾などが重要と考えられる。

水は循環し、その移動にのせてさまざまな物質が移動する。この物質循環に係わる問題としては、水道原水の汚濁、富栄養化による生態系への影響、親水利用への影響、土砂の堆積・浸食等が挙げられる。これらの現状把握と将来予測の手法確立には、個々の現象あるいは全体を俯瞰する物質の流れを表現する時間・空間的スケールの捉え方が重要といえる。さらに、モニタリングは長期間の測定と労力を伴うため、それを補完するために予測可能なモデル化手法が必要とされているのも現実である。

本報告では、1996年より実施してきた福島県三春ダム流域における水・物質循環について、特に汚濁負荷の現状把握と将来予測の試行結果を報告する。

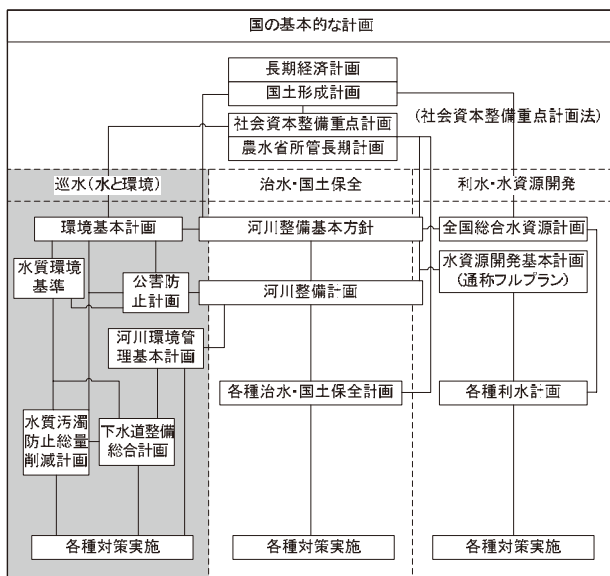


図-1 水行政の計画体系 (須田 2006⁵¹⁾ よりに加筆)

Fig. 1 Planning structure of the water administration in Japan.

1.1. 流域における水・物質循環を視点とした水質管理に係る行政的背景

水に関わる日本の法的な計画体系を図-1に整理する。経済や国土開発に関する基本的な計画は長期経済計画と全国総合開発計画(現国土形成計画)が実際上の上位計画としてある。

流域の汚濁負荷については、行政的背景に複数の計画・基準が関係する。まず環境基本計画を最上位計画として公共用水域の類型指定がなされ、環境基準の維持達成状況が把握される。さらに下水道整備に関しては流域別下水道整備総合計画の策定、特別措置として湖沼法による閉鎖性水域の管理がなされる。物質循環の現状把握と将来予測を行うにあたっては、対象地におけるこれらの多岐にわたる上位計画同士の関係性を意識する必要がある。さらにモデル化を考える際、対象とする空間・時間スケールの設定が重要といえる。近年、水・物質循環を捉えて評価する枠組みとして、流域の概念が重要視されている。先述の水行政に係る計画体系において、流域を単位とした認識は過去をさかのぼると比較的新しく、今から約30数年前、高度経済成長期から安定成長期に移行した1977年に第三次全国総合開発計画²³⁾の定住圏構想で提唱された。以来、水関連の基本的な計画(治水・国土保全、利水・水資源開発および巡水(水と環境))は流域の視点が必要かつ重要とされる。しかし、行政界で整理されがちな既往統計の集計区分にとらわれない流域レベルでの水物質循環系の評価とその課題解決にあたっては、関連省庁が複数にわたるため、諸計画の連動や将来像の共有を支援する統合的な評価手法が必要である。

1.2. 窒素の循環と環境への負荷

本稿では、汚濁負荷の要因の一つである窒素を評価対象とした。窒素は酸化数 $-3(\text{NH}_3)$ から $+5(\text{NO}_3)$ まで多様な形態を持つだけでなく、大気圏・土壌圏・水圏の間で移動性に富んでいる¹⁷⁾。地球には大量の窒素($197 \times 10^{21} \text{g}$)が種々の形態で存在しており、全窒素の約97.8% ($193 \times 10^{21} \text{g}$)は地殻岩石に、約0.2% ($0.4 \times 10^{21} \text{g}$)は地表の水成岩中に含まれる。空気中には約2% ($4.0 \times 10^{21} \text{g}$)が分子状窒素(N_2)として大気中に存在し、大気の約78%を占める⁵⁴⁾。しかし、分子状窒素を利用するには窒素分子の三重結合を切る大きなエネルギーを必要とするため、大気中の豊富な窒素を利

用できるのは窒素を固定する酵素をもつ細菌類・根粒菌・藍藻など限られた生物のみである。これらの微生物にとっても、窒素固定はその他の無機態窒素を利用することに比べて大きなエネルギーを必要とする。したがって、窒素固定は陸上生態系の一次遷移の初期や C/N (炭素/窒素) 比の大きなリター分解の初期など、外界に無機態窒素が少ない状態のときにのみ行われる⁴⁸⁾。窒素の循環系において窒素固定とバランスをとるものとして、硝酸を窒素酸化物 (NO や N₂O) および窒素分子 (N₂) に変えて大気に戻す経路がある。これを脱窒という。自然界では、窒素固定により生成された窒素と雷によって生じる窒素酸化物を、その他の生物が利用し、脱窒を経て循環が成立している。したがって、人為的な影響が加わる以前、窒素循環速度は微生物による窒素固定の速度に支配され、生態系は窒素制限下にあった⁴⁸⁾。

産業革命以前、世界のどの地域も年間の窒素インプットは 20 kgN ha⁻¹ 以下であったという¹²⁾。その後、工業的な大気中窒素固定 (ハーバー・ボッシュ法, 1912 年) の実用化, 化石燃料の大量使用により, 1890 年から 1990 年の 100 年間に、地球上の植物に吸収可能な窒素 (反応性窒素) は 1.3 億 t から 2.8 億 t へ約 2 倍に増加したと見積もられている¹¹⁾。その増加の 60% は化学肥料, 25% がマメ科作物, 3% が土地利用変化に由来し, 合計 88% が食糧生産に関わっているとされる⁶⁰⁾。反応性窒素は食糧生産に不可欠で、この窒素循環の変化が 20 世紀半ば以降の人口増加を支えてきたともいえる。一方で、反応性窒素は富栄養化, 地下水の硝酸性窒素汚染 (日本では 1999 年より基準値として設定され, 10 mg L⁻¹ 以下), 亜酸化窒素発生による地球温暖化, 酸性降水物の増加など様々な地域あるいは地球規模の環境負荷をもたらした⁵⁴⁾。

水圏を対象とした場合、窒素による汚濁はその経路として河川など表流水の寄与が大きい。汚濁負荷の発生源は、その拡がりから点源 (工場・事業場, 下水およびし尿処理場, 各戸や集散的な浄化槽など) と面源 (畑地など) に大別される³⁰⁾。点源負荷に含まれる産業排水については、1979 年から行われている総量規制により負荷は低減している。一方、湖沼や内湾といった閉鎖性水域の環境基準の達成率は 2009 年度 (COD) で湖沼 50%, 海域 79%²¹⁾ と、基準値設定当時からあまり改善が進んでいない。要因は生活排水や面源負荷が挙げられるものの、農業活動等に由来する面源負荷は実態把握や対策の評価が難しいからであり、その実態把握と評価手法の改善が必要である。

1.3. 本報告の目的と調査・検討の流れ

本報告の目的は、1996 年より継続して実施してきた三春ダム流域における窒素を主体とした汚濁負荷の実態把握、既往統計資料による流域内窒素循環構造の評価、および分布型モデルを用いた現況評価と将来予測の試行とした。

調査・検討は、図-2 に示す流れで行った。

1.3.1. 基盤データ整備

窒素負荷の実態把握および循環構造の評価、将来予測に必要な流域の概況について GIS を用いて整理し、基本データセットを整備した。

1.3.2. 現地調査による実態把握

流域内をさらに小流域に分割し、各流域末端で水質調査を実施した。これらの水質調査結果を用いて、汚濁負荷の空間変動を把握し、土地利用との関係を整理した。

1.3.3. 流域水・物質循環系のモデル化とその評価

(1) 窒素フローモデルによる循環構造評価

既往資料の収集・整理により整備した GIS データセットを用いて、農地における窒素収支を算定し、モニタリングによる実態把握との関係性を整理した。また、農地における 1970 年からの窒素循環構造の変化を把握した。

(2) 分布型モデルによる施策評価の試行

分布型モデル (GETFLOWS⁵⁸⁾) を用いて、三春ダム集水域における水・物質循環モデルを構築し、原単位法による現況評価と、下水道整備による施策評価を試みた。

1.3.4. 課題の整理

以上の検討を通して、本評価手法について、その特長や有効性について検討し、残された課題を整理した。

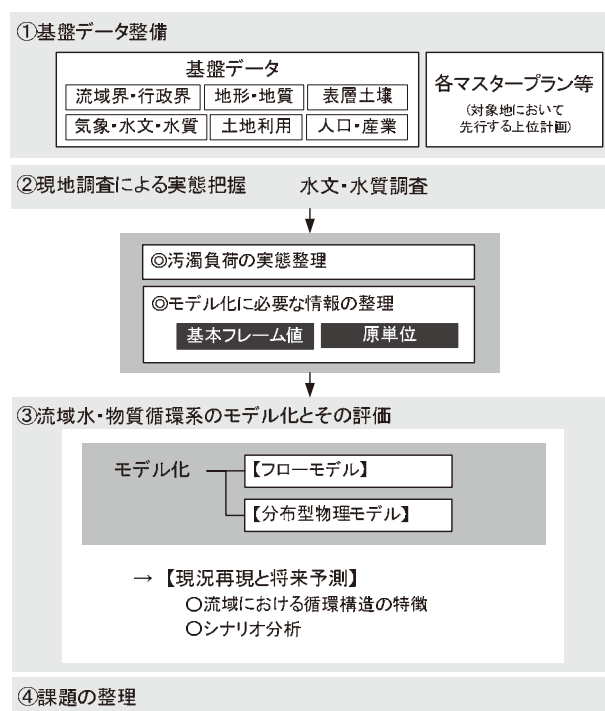


図-2 検討の流れ

Fig. 2 Flow chart of this study.

2. 調査地概要

大滝根川流域は、阿武隈山地の中部に位置する。三春ダムは阿武隈川の右支川大滝根川に建設された多目的ダムであり、1998年より運用している。大滝根川は、阿武隈山系大滝根山（標高1,192m）に源を發し、旧大越町の東端をかすめた後、福島県田村郡常葉地区で桧山川を合流、船引地区で左岸最大の支流である牧野川をあわせて西流する。その後、片曾根山西麓で町尻川と合流し三春町に至る。また、左岸の支流蛇石川のさらに支流にあたる樋渡川が、その上流域を旧船引町南西部、鞍掛山北麓一帯に広がっている。

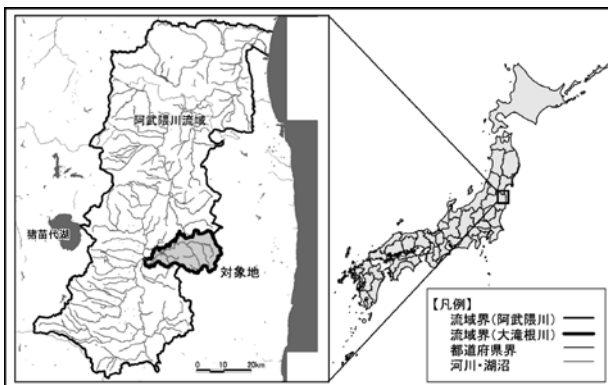


図-3 調査地
Fig. 3 Location of study area.

3. 基盤データ整備

全体の検討に先立ち、対象流域の概要を整理した。データは将来の見通しが検討できるよう、必要に応じて過去からの変遷及び上位計画等から推定可能な将来予測値を含めて収集・整理した。収集した資料の一覧を表-1に示す。

表-1 収集資料一覧

Table 1 List of collected information for site characterization.

項目	資料名
流域界・行政区	2万5千分の1地形図(国土地理院) 国土数値情報(行政区域データ)(国土交通省) ²⁸⁾
地形・地質 表層土壌	土地分類基本調査(国土交通省国土調査課) ⁴⁾
気象・水文	気象統計情報(気象庁、三春ダム工事誌 ²²⁾
土地利用	2万5千分の1地形図(国土地理院) 農業センサスデータ(農林統計協会) ⁴⁰⁾
人口・産業等	国勢調査データ(統計局) ⁵⁰⁾ 流域内市町の各種基本計画 (田村市一般廃棄物処理基本計画 ⁵³⁾ 等)

3.1. 流域界・行政区

三春ダム流域界は2万5千分の1地形図より読み取り図化した。流域内の行政区は国土数値情報(行政区域データ)を用いた。過去の人口・土地利用等を整理することを踏まえ、行政区は合併前後の両方を収集・整理した。

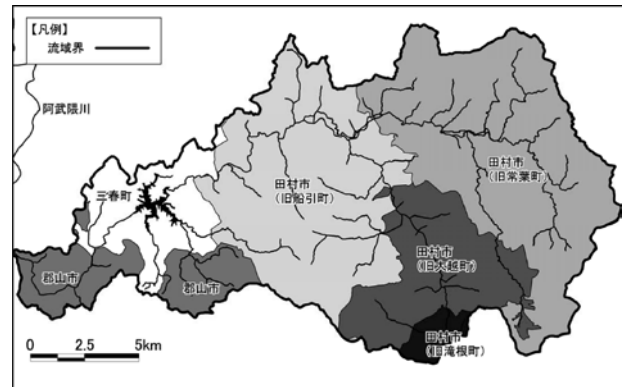


図-4 流域界・行政区²⁸⁾
Fig. 4 Basin and local government boundary.

3.2. 地形・地質

大滝根川の流域周辺は、阿武隈山地の中部に位置しており、大滝根山を中心として、起伏量400~600mの中起伏山地が分布し、中流域から阿武隈川合流前の下流域は、起伏量200~400mの小起伏山地と扇状地性低地、谷底平地が多くを面積を占めている。阿武隈山地は阿武隈丘陵とも呼ばれ、老年期のなだらかな丘陵地形が代表的である。

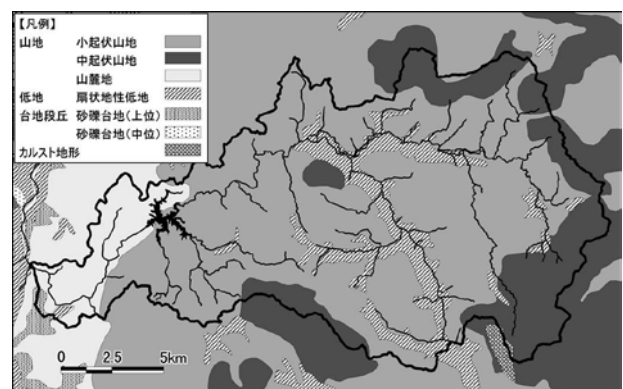


図-5 地形分類図(土地分類基本調査⁴⁾より)
Fig. 5 Distribution of physiographic types in Ohtakine River Basin.

阿武隈山地は、阿武隈変成帯に属しており、地質的には深成岩の花崗閃緑岩が多く、これらの岩石は、古生代末期ないし中生代初期に生成したと考えられている。これらの岩石は風化し、表層部はマサ土となっており、河床や河辺の堆積物はマサ土を主とし、礫を混入した土砂から構成される。

3.3. 表層土壌

表層土壌の母材は主として花崗岩類によって占められ、火山灰の混入は比較的少ない。山地・丘陵地の土壌は、花崗閃緑岩を母材とする残積性の褐色森林土が大部分を占める。一般に砂質で、リン酸吸収係数が少ないことが特徴である。その他は、山地内の凹地・山麓平坦部に局所的に分布する黒ボク土および大滝根山西側中腹の仙台平付近に分布する暗赤色土の三区分に大別される。黒ボク層の発達はあまり顕著ではない¹⁰⁾。

農耕地は流域内中央を流れる大滝根川及びその他支川の低地と、片曾根山を中心とした阿武隈山系の台地にモザイク状に分布する。畑地土壌は礫が少なく粘質の褐色森林土が主体をなし、母材は花崗岩および安山岩の残積土である。谷底低地の水田土壌は沖積堆積物を母材とした細粒灰色低地土及び細粒グライ土が大部分を占める¹⁰⁾。南東北の水田土壌を粘土鉱物組成により類型化した結果⁴⁵⁾によると、対象地の水田土壌はマイカ質（雲母粘土鉱物）であり、優勢な花崗岩類の影響を強く受けている。南東北の他の地域と比較して、陽イオン交換容量の大きいスメクタイト質が少なく、生産性は高くない。

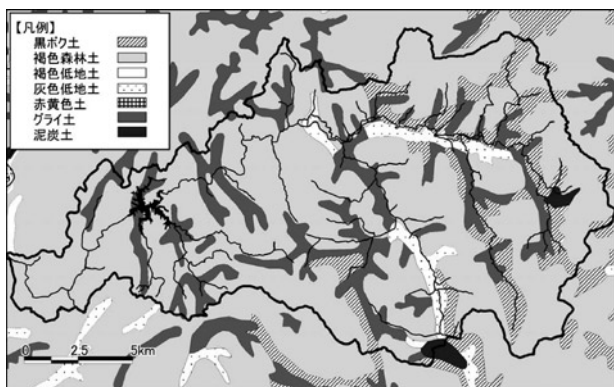


図-6 土壌図（土地分類基本調査⁴⁾より）
Fig. 6 Distribution of soil types in Ohtakine River Basin.

3.4. 気象・水文・水質

阿武隈川流域は西側を奥羽山脈、東側を阿武隈山地に囲まれる。大滝根川流域を含む上流部の福島県側は、平野部で日本海式気候と太平洋岸式気候の中間的な気候を示し、大部分を占める山間部では高原的な内陸性気候を示している。流域年平均降水量は1,200 mm程度で、冬期における降雪が少ないことから融雪による出水はみられない²²⁾。

大滝根川及び三春ダムの水質（全窒素・全リン）を図-7に示す。ダム上流（光大寺）、湖内（ダム地点）、ダム下流（西方）ともに、全窒素 $1.0 \sim 2.5 \text{ mg L}^{-1}$ 、全リン $0.02 \sim 0.15 \text{ mg L}^{-1}$ で概ね推移している。富栄養化湖沼の指標となる濃度¹⁹⁾は窒素 0.15 mg L^{-1} 以上、リン 0.02 mg L^{-1} であり、三春ダム湖は富栄養化の状態にあるといえる。

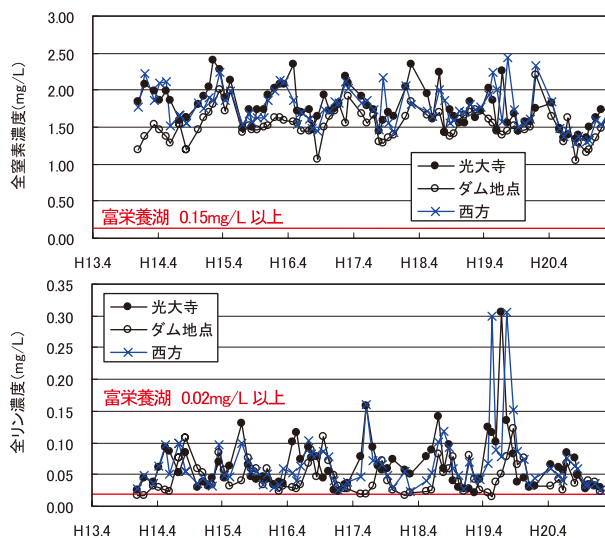


図-7 大滝根川及びダム湖の水質（全窒素・全リン）²⁷⁾
Fig. 7 Time course of T-N and T-P concentration in Ohtakine River at main stream sampling points from December 2001 to March 2009.

3.5. 土地利用

大滝根川は里川を流れる川であり、両岸は開けた山林のほか、農耕地も見られ、三春ダムの流域面積の約6割が森林、その他は農耕地と市街地が占める。

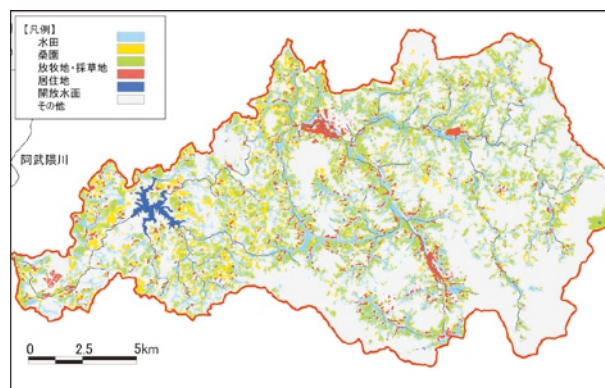


図-8 土地利用図
Fig. 8 Distribution of landuses in Ohtakine River Basin.

3.6. 人口・産業等

三春ダム流域には約31,000人の人々が生活し、古くから農業が盛んである。

流域内人口は、近年のデータについては国勢調査の町丁・字別人口分布状況（総務省統計局⁵⁰⁾を用いた。過去の人口は、福島県統計年鑑^{6~8)}より旧行政界別の人口を整理した。

流域内の農業に関する情報は、農業センサス⁴⁰⁾および福島農林水産統計年報^{39), 55~57)}を用いた。

流域内の下水道に関する情報（下水処理施設・浄化槽普及状況等）は、各市町の基本計画（田村市一般廃棄物処理基本計画⁵³⁾等）を収集・整理した。

3.7. 基本フレーム値の整理結果

既往資料の整理により、フレーム値を表-2とした。行政界で整理された統計値を流域内の値へ換算するにあたっては、市町別あるいは大字別の元データを流域面積比で按分し算定した。

表-2 対象流域のフレーム値整理結果

Table 2 Human and Livestock items and proportion of each landuse in Ohtakine River basin in 1970 to 2000.

項目	単位	対象年				
		2000	1990	1980	1970	
生活系	合併浄化槽	人	6,862			
	単独浄化槽	人	14,858			
	し尿処理場	人	9,082			
	自家処理	人	101			
	下水処理	人	-			
合計	人	30,902	30,504	33,292	35,750	
事業系	箇所	(考慮しない) ※1				
畜産系	乳牛	頭	181	651	554	1,483
	肉牛	頭	5,679	6,181	2,788	2,571
	豚	頭	0	0	117	944
	採卵鶏	100羽	0	0	26	224
農地系	水田	ha	1,504	1,731	1,814	1,895
	畑地	ha	1,304	1,771	2,032	2,148
	果樹園	ha	15	13	5	5
	桑園	ha	17	467	652	661
	採草地	ha	50	29	25	64
	耕作放棄地	ha	587	154	37	-※2
合計	ha	3,477	4,165	4,565	4,773	
流域面積	ha	22,640				

※1：事業系については、工業統計等の統計資料をもとに、工業出荷額、主要生産品、業種、工場規模およびその地域分布等、その地域の工業（製造業）からみた特徴を把握できるよう十分な調査を行う必要がある。これは、経済産業省の承認を必要とする工業統計調査票を使用するため、本研究では対象としない。
 ※2：対象流域内の農業センサスデータでは、1970年当時の耕作放棄地について集計対象としていない。
 ※3：畜産系の数値は、秘匿データを含む。

4. 現地調査による実態把握

4.1. 調査内容

流域の汚濁負荷の現況を把握するため、水質調査を行った。調査は、流域全体の汚濁負荷実態を把握するための概査と、季節変動及び日変動を把握するための精査を実施した。調査内容を表-3に示す。

4.2. 方法

4.2.1. 概査

1996～2002年の冬季（1月）と夏季（9月）に、流域内河川87地点において一斉調査（概査）を行った。調査地点は支川の流入状況及び周辺の土地利用状況等を考慮して選定した。調査地点を図-9に示す。なお、対象地域を地形が異なる以下の3つのエリアに分割した。大滝根川の中流から下流域までの丘陵地を中心と

表-3 調査項目

Table 3 Major monitoring items of surface water quality investigation.

	目的	地点数	頻度	実施年
概査	流域内汚濁負荷の空間変動の把握	87地点	夏・冬	1996-2002
		20地点		2007-2008
精査	代表的な土地利用における汚濁負荷の季節変動の把握	6地点	月1回	2000-2003
	水田・畑地排水における水質の日変動の把握	2地点	1回（灌漑期）	1997

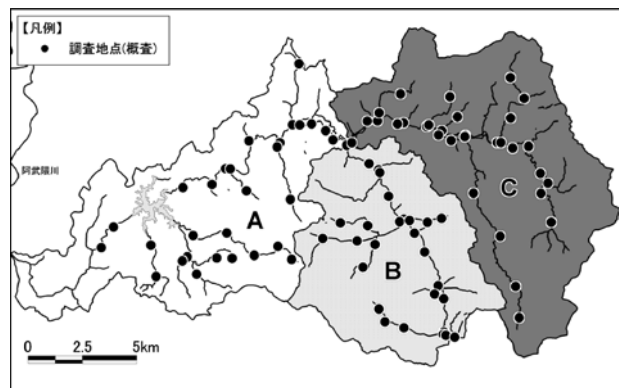


図-9 調査地点（概査）

Fig. 9 Distribution of sampling points at main and sub-streams of the Ohtakine River.

したエリアA（郡山市・三春町・旧船引町）、大滝根川の支川である牧野川流域で盆地を中心としたエリアB（旧船引町・旧大越町・旧滝根町）、大滝根川上流から中流域までの山地を中心としたエリアC（旧船引町・旧常葉町）とし、各々のエリアを並行して調査した。

現地では、流量観測及びpH、ECの測定を行った。採水した試料は冷蔵して速やかに持ち帰り、室内分析を行った。分析項目は、硝酸性窒素・亜硝酸性窒素・アンモニア性窒素・全窒素・全リンとした。分析は、パックテスト（共立理化学研究所）又は多項目分析計（DR RANGE）による簡易分析法で行った。

4.2.2. 精査

1996～1997年及び2000～2003年に月1回の頻度で、流域内代表5区域11調査地点において、精査を行った。調査地点を表-4及び図-10に示す。

調査は、概査と同様に現場測定と採水を行った。分析項目は、窒素・リンについて形態別に（T-N・NO₃-N・NO₂-N・NH₄-NおよびTP・PO₄-P）、さらにその他pH・EC等全23項目とした。

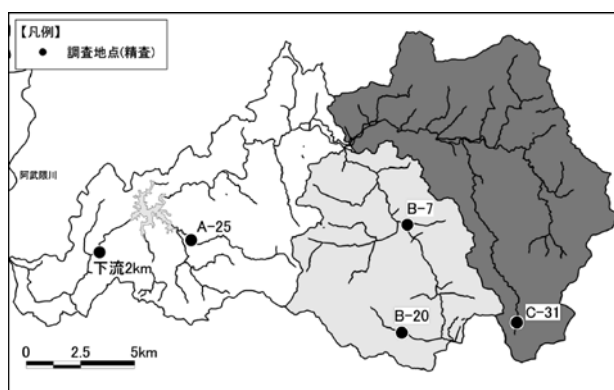


図-10 調査地点(精査)

Fig. 10 Sampling points at main and sub-streams of the Ohtakine River.

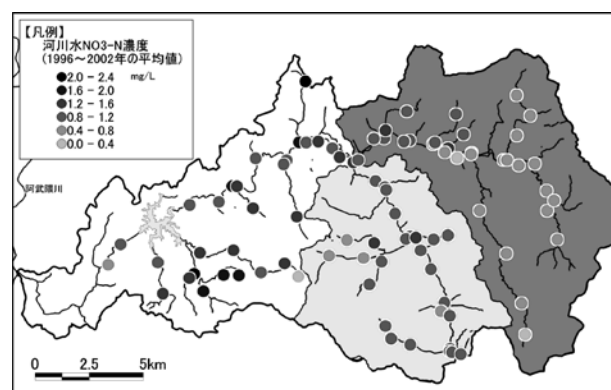
図-11 概査結果(1996～2002年のNO₃-N濃度平均値)

Fig. 11 Average of river water NO₃-N concentration in 1996 to 2003.

表-4 調査地点(精査)での流域の土地利用等

Table 4 Characteristics of the sub-basins of the Ohtakine River Basin.

地点名	面積 (ha)	土地利用割合(%)				
		水田	畑地	桑園	山林 ほか	市街地
下流2km	145.0	6.3	6.0	10.4	76.4	0.9
A-25	159.8	16.8	19.1	16.3	45.0	2.7
B-7	180.3	14.1	25.0	0.6	55.2	5.1
B-20	226.6	7.1	12.3	0.7	76.9	3.0
C-31	285.2	2.0	6.5	0.1	91.1	0.3

4.3. 結果

4.3.1. 概査

調査期間(1996～2002年)における各地点の硝酸性窒素濃度平均値の空間分布を図-11に示す。

硝酸性窒素は全窒素の大部分を占め、全地点平均は 1.02 mg L^{-1} であった。エリア別にみると、市街地が少なく山林が50%以上であるような小流域が多く分布するエリアCは、比較的濃度が低い傾向にあった。また、水田が少なく市街地の割合の多い小流域が多く含まれるエリアAは、濃度が高い傾向にあった。さらに、田畑を占める割合が大きい小流域は、常に高い値を示していた。

これらより、市街地及び田畑の割合が多い流域は、硝酸を主体とした窒素流出が多い傾向にあることが確認された。

4.3.2. 精査

各地点における全窒素濃度等の年間変動を図-12に示す。C-31地点(大滝根川源流)を除く地点において、全窒素濃度は春季から夏季にかけて低下した後、夏季から冬季にかけて緩やかに上昇する傾向であった。負荷量は、人為的な汚濁源の無いC-31地点(大滝根川源流)では、降水量の多い6～10月の期間に多

く、降水量の少ない4～5月と11～12月に少ない傾向がみられた。一方、人為的な汚濁源があると考えられるA-25、B-7及びB-20地点の負荷量は、4～5月に少なく、春季から夏季にかけて増加する傾向はC-31地点と同様であったが、秋季から冬季の期間においても負荷量が減少せず高い値で推移した。

4.4. 汚濁負荷と土地利用等の関係

一般に、汚濁負荷の流出特性は、流域の汚濁負荷発生源(土地利用・家畜飼養頭数等)や自然環境、気象条件、水系の大小などに影響される。そこで、河川水硝酸性窒素濃度と汚濁負荷発生源との関係を整理した。汚濁負荷発生源は、土地利用別の面積割合、家畜飼養密度及び人口密度を対象とした。

各調査地点における土地利用割合等と河川水の硝酸性窒素濃度との関係を図-13に示す。

硝酸性窒素濃度は、土地利用(畑地+牧草地率、水田率、その他(森林等)の面積率)と高い相関がみられ、家畜飼養密度との関係は明確でなかった。それぞれの項目について両者の相関から、農地由来の窒素流出が河川の硝酸性窒素濃度を上昇させていると考えられる。一方、家畜飼養密度との関係は明確でなかった。汚濁負荷削減のため、近年では適正なふん尿処理が求められているものの、当該地では実態として明確な関係性は確認されなかった。

5. 流域水・物質循環系のモデル化とその評価

5.1. 考え方

流域の水・物質循環系の健全性を予測評価し維持するためには、現状における循環の構造や特徴を理解し、将来の環境変化に適応した治水対策・水資源や水質の確保・生態系の保全などを行う必要がある。

現状把握は、現地調査(モニタリング)で可能である。一方で、施策の評価には、予測・評価手法の一般化や定量性の確保のためにモデル化が必要と考えられる。本テーマのように土壌を介した物質の移動につい

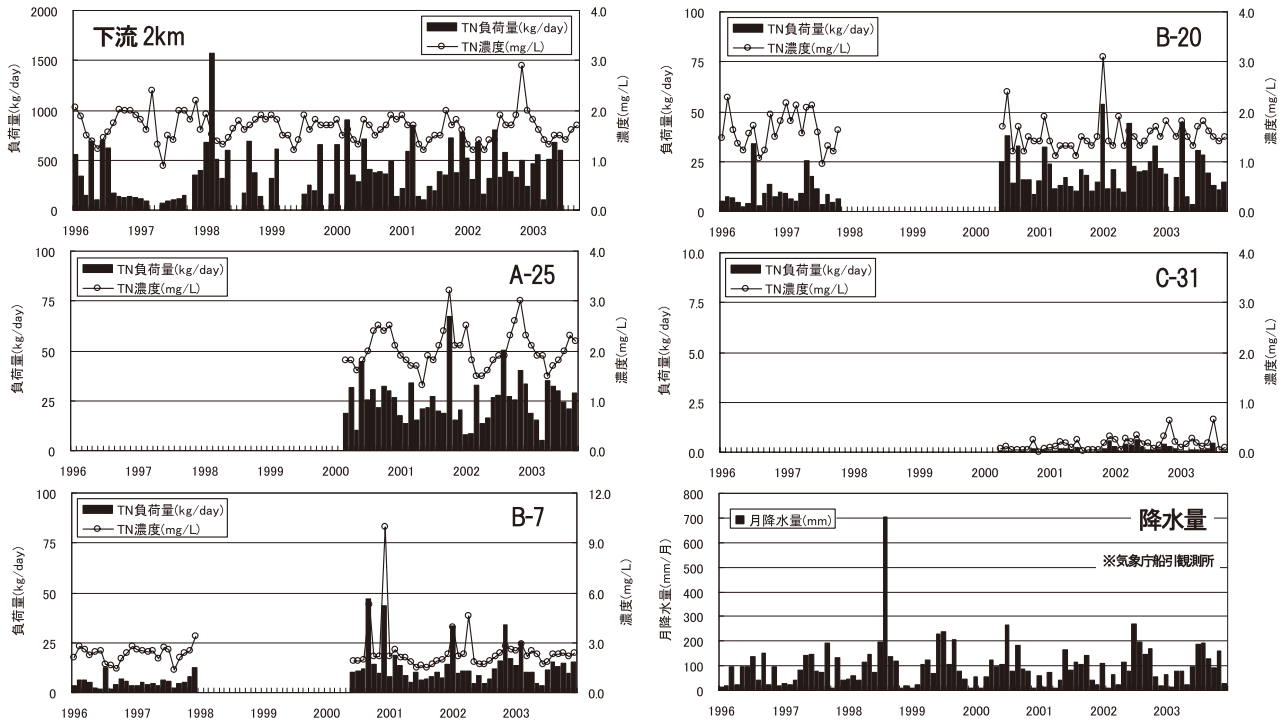


図-12 精査結果 (1996 ~ 2003年)

Fig. 12 Time course of T-N concentration and T-N load of Ohtakine River at each sampling points from January 1996 to December 2003.

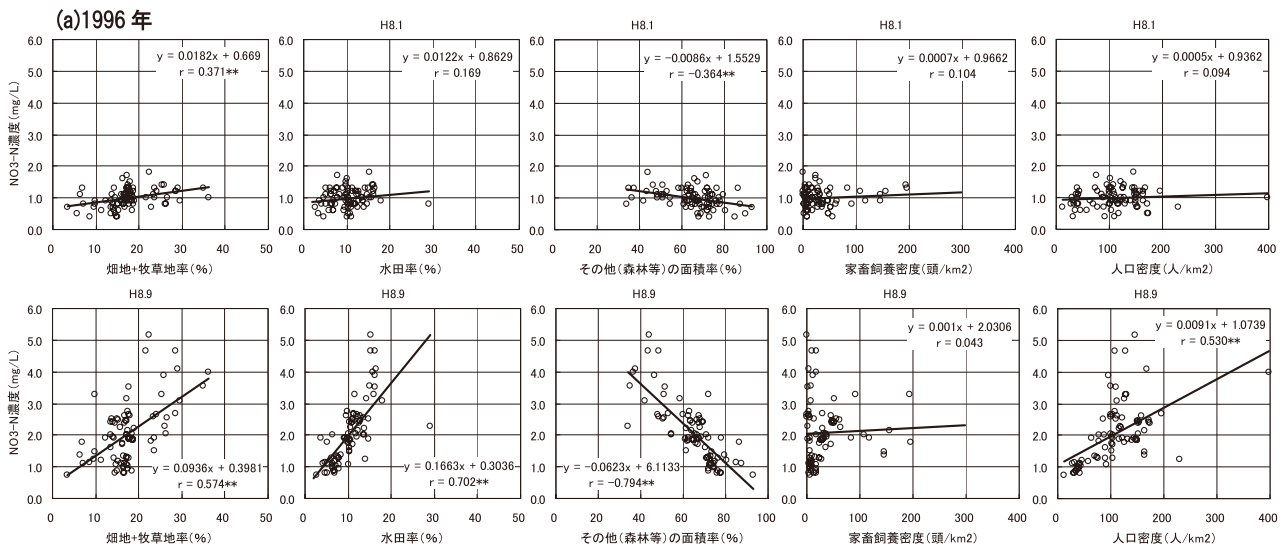


図-13(a) 土地利用等と河川水 NO₃-N 濃度の関係 (1996年) (上段：冬季, 下段：夏季) (1/2)

Fig. 13(a) Relation of NO₃-N concentration at main and sub-streams of the Ohtakine River Basin to proportion (%) of each landuse category, livestock density (head per km²) and population density (people per km²). The upper graphs are data sampled in summer and the lower in winter 1996.

ては、その不均質な物理性・化学性がゆえに、モデル化にあたって、単純な記述は難しいとされる。例えば、1990年にアメリカ農学会は土壤中の物質移動に粒団と粗孔隙の効果が無視できず、古典的垂直一次元移流分散モデルでは表せないことを明瞭に述べている⁶¹⁾。そこで本研究では、対象地の窒素循環について、以下の2つの方法でモデル化を試みた。

A. 流域をひとつの概念的な箱とみなし、そこを出入りする物質の収支を統計的なデータを基に算

定する方法。(以下、『フローモデル』)

B. 流域をグリッドに分割し、グリッド毎にパラメータ設定と収支計算を行い、物質動態の空間特性を表現する方法。(以下、『分布型物理モデル』)
 なお、ここではA・Bともに、取り扱う状態は年間を平均した状態(定常性)を仮定した。

5.2. モデル化

A・Bそれぞれの方法について、その枠組みと作業

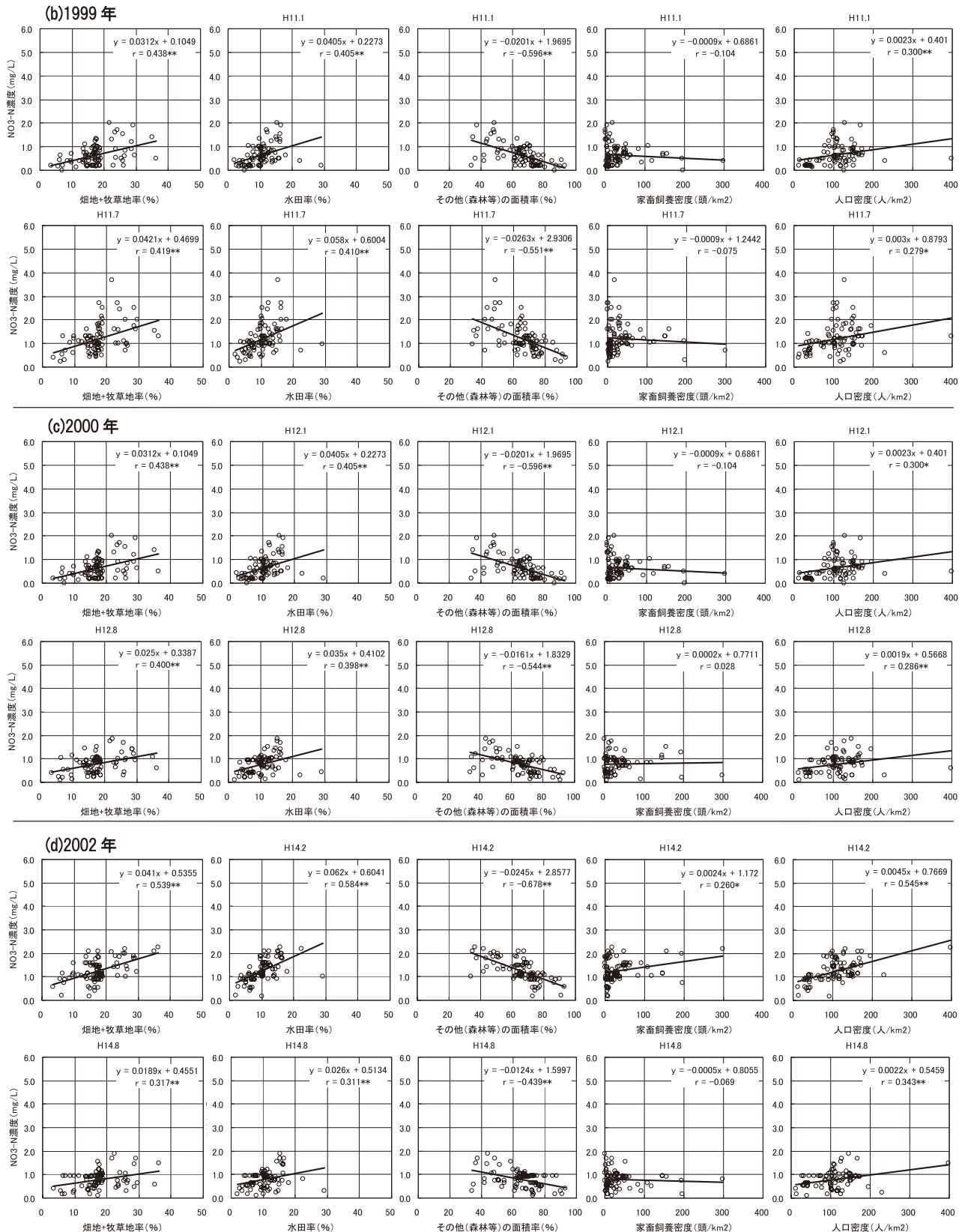


図-13(b) 土地利用等と河川水 NO₃-N 濃度の関係 (1999-2000, 2002 年) (上段: 冬季, 下段: 夏季) (2/2)

Fig. 13(b) (continued) The upper graphs are data sampled in summer and the lower in winter 1999-2000 and 2002.

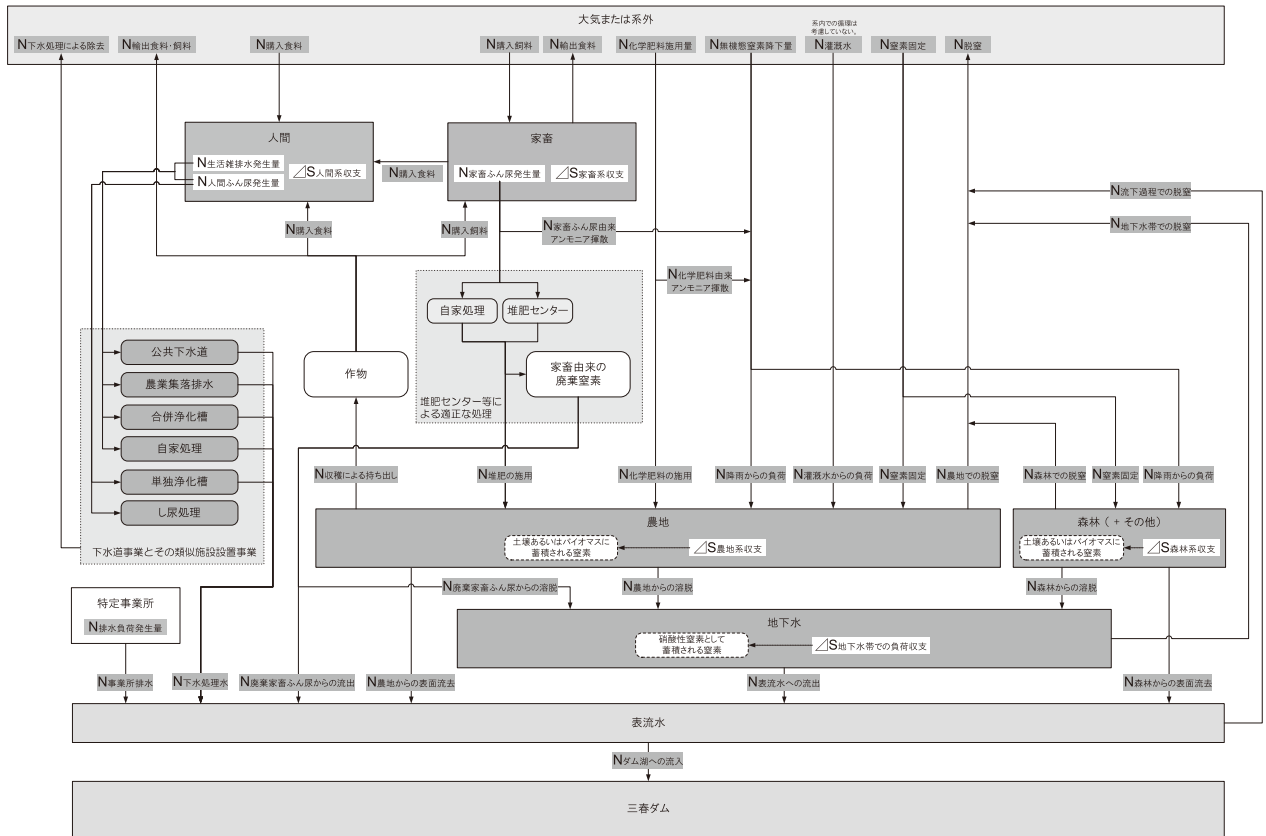
過程を以下に示す。

5.2.1. フローモデルの構築

早川 (2006)¹³⁾ 及び新藤ら (2005)⁴⁹⁾ を参考に、基

盤データ整備から得られた情報から、地域の特性を踏まえたフローモデルを図-14のとおり作成した。

フローモデルでは、流域内で物質の流れが半閉鎖的に完結していることを前提とする。ここでは、農業が



【参考資料】 早川(2006)、新藤ら(2005)

図-14 構築した大滝根川流域における窒素フローモデル
Fig. 14 Nitrogen Flow Model in Ohtakine River Basin.

流域内の主な産業であることを踏まえ、家畜ふん尿等廃棄物の処理負荷および農地からの水系への負荷を構造的に把握するモデルとした。

(1) 各フローの詳細

各系（生活系・畜産系・農地系・山林系・大気または系外）が取り扱うフローの詳細を以下に示す。

a) 生活系

生活系は人間活動による窒素のインプット・アウトプットのフローを扱う。主なフローおよびストックは以下の通り定義する。

- N_{hu_dw} 生活雑排水負荷窒素 ($kg\ N\ 人^{-1}\ yr^{-1}$)
- N_{hu_exc} 人間尿尿・下水負荷窒素 ($kg\ N\ 人^{-1}\ yr^{-1}$)
- N_{imfo} 購入食料 ($kg\ N\ 人^{-1}\ yr^{-1}$)
- N_{selfo} 自給食料 ($kg\ N\ 人^{-1}\ yr^{-1}$)
- ΔS_{hu} 生活系収支 ($kg\ N\ ha^{-1}\ y^{-1}$)

b) 畜産系

畜産系は家畜生産による窒素のインプット・アウトプットのフローを扱う。主なフローおよびストックは以下の通り定義する。

- N_{disp} 未利用家畜ふん尿窒素 ($kg\ N\ ha^{-1}\ yr^{-1}$)
- N_{exc} 家畜ふん尿発生量 ($kg\ N\ ha^{-1}\ yr^{-1}$)
- N_{am_ma} 家畜ふん尿由来アンモニア揮散

($kg\ N\ ha^{-1}\ yr^{-1}$)

- N_{imfe} 購入飼料 ($kg\ N\ ha^{-1}\ yr^{-1}$)
- N_{selfe} 自給飼料 ($kg\ N\ ha^{-1}\ yr^{-1}$)
- N_{exp} 系外輸出食料 ($kg\ N\ ha^{-1}\ yr^{-1}$)
- N_{pro_liv} 家畜生産量 ($kg\ N\ ha^{-1}\ yr^{-1}$)
- ΔS_{liv} 畜産系収支 ($kg\ N\ ha^{-1}\ y^{-1}$)

c) 農地系

農地系は農地による作物生産による窒素のインプット・アウトプットのフローを扱う。主なフローおよびストックは以下の通り定義する。

- N_{surp} 農地余剰窒素 ($kg\ N\ ha^{-1}\ yr^{-1}$)
- N_{dep} 降水からの負荷量 ($kg\ N\ ha^{-1}\ yr^{-1}$)
- N_{chem} 化学肥料施用量 ($kg\ N\ ha^{-1}\ yr^{-1}$)
- N_{ma} 堆肥施用量 ($kg\ N\ ha^{-1}\ yr^{-1}$)
- N_{harv} 作物収穫量 ($kg\ N\ ha^{-1}\ yr^{-1}$)
- N_{iri} 灌漑用水からの流入量 ($kg\ N\ ha^{-1}\ yr^{-1}$)
- N_{resi} 作物残渣 ($kg\ N\ ha^{-1}\ yr^{-1}$)
- N_{fix} 窒素固定 ($kg\ N\ ha^{-1}\ yr^{-1}$)
- N_{dep} 無機態窒素降下量 ($kg\ N\ ha^{-1}\ yr^{-1}$)
- N_{am_chem} 化学肥料由来アンモニア揮散 ($kg\ N\ ha^{-1}\ yr^{-1}$)
- N_{den_ag} 農地における脱窒 ($kg\ N\ ha^{-1}\ yr^{-1}$)
- ΔS_{crop} 農地系収支 ($kg\ N\ ha^{-1}\ yr^{-1}$)

d) 山林系 (+その他)

山林系は流域における土地利用のうち、農地・市街地に相当しない土地における窒素のインプット・アウトプットのフローを扱う。主なフローおよびストックは以下の通り定義する。

- N_{dep_f} 森林無機態窒素降下量 (kg N ha⁻¹ yr⁻¹)
- N_{surp_f} 森林余剰窒素 (kg N ha⁻¹ yr⁻¹)
- N_{fix} 窒素固定 (kg N ha⁻¹ yr⁻¹)
- N_{dep} 無機態窒素降下量 (kg N ha⁻¹ yr⁻¹)
- N_{den_f} 山林における脱窒 (kg N ha⁻¹ yr⁻¹)
- ΔS_f 山林系収支 (kg N ha⁻¹ yr⁻¹)

e) 大気または系外

対象地 (三春ダム流域) と大気または系外との窒素のインプット・アウトプットを扱う。主なフローは以下の通り定義する。

- N_{p_rem} 下水処理による TN 除去量 (kg N ha⁻¹ yr⁻¹)
- N_p 点源負荷発生量 (特定事業所) (kg N ha⁻¹ yr⁻¹)
- $N_{discharge}$ ダム湖への流入 (kg N ha⁻¹ yr⁻¹)

(2) フローの推定

窒素フローの推定は、松本 (2000)³¹⁾ および早川 (2006)¹³⁾ を参考に計算した。各フローの推定には、行政界ごとに整理された統計データを用いた。三春ダム流域は流域面積 226 km² であり、旧行政界で 1 市 5 町 (郡山市, 三春町, 船引町, 常葉町, 大越町, 滝根町) にまたがる。行政界と流域界は一致しないため、各統計データの流域単位への変換は、各農作物の作付面積や家畜飼養等数、人口等のフレーム値による按分により行った。

以下に、それぞれの詳細な計算方法を示す。

a) 生活系

生活系における生活雑排水負荷窒素量のフレームは、流域内人口 (人) とした。流域内人口は、各市町村別の人口に対して、当該市町村の面積と対象流域の面積との比から按分により求めた。

生活系原単位は、國松・村岡 (1989)³⁰⁾ の値を用いた。表-5 より、生活雑排水負荷窒素 (N_{hu_dw}) と人間尿

表-5 生活系原単位

Table 5 Daily human N demand and amount of excreta.

項目	原単位 (g 人 ⁻¹ 日 ⁻¹)
ヒトの正味窒素摂取量	11.2
尿尿	10.0
風呂・洗濯	0.7
その他	0.5

※國松・村岡 (1989)³⁰⁾

尿・下水負荷窒素 (N_{hu_exc}) は次のように推定した。

$$N_{hu_dw} = 0.438 (\text{kg 人}^{-1} \text{ yr}^{-1}) \cdot \text{流域内人口 (人)} \quad \dots \text{(式 1)}$$

$$N_{hu_exc} = 3.65 (\text{kg 人}^{-1} \text{ yr}^{-1}) \cdot \text{流域内人口 (人)} \quad \dots \text{(式 2)}$$

購入食料 (N_{imfo}) と自給食料 (N_{selfo}) の和は表-5 におけるヒトの正味窒素摂取量 (11.2 g 人⁻¹ 日⁻¹ = 4.1 kg 人⁻¹ yr⁻¹) とした。したがって、生活系収支 (ΔS_{hu}) はゼロとなる。

b) 畜産系

家畜ふん尿発生量 (N_{exc}) は、築城・原田 (1997)⁵⁹⁾ の値を用いた (表-6)。未利用家畜ふん尿窒素 (N_{disp}) は、堆肥化過程での窒素消失率を牛 73.6%, 豚 32.0%, 採卵鶏 80.4% とした (三島ら, 2008)³²⁾。

表-6 家畜ふん尿発生原単位

Table 6 Daily livestock N amount of excreta.

畜種		窒素量 (g 頭 (羽) ⁻¹ 日 ⁻¹)		
		糞	尿	合計
乳牛	搾乳牛	152.8	152.7	305.5
	乾・未経	35.8	57.8	96.3
	育成牛	85.3	73.3	158.6
肉用牛	2歳未満	67.8	62.0	129.8
	2歳以上	62.7	83.3	146.0
	乳用種	64.7	76.4	141.1
豚	肉豚	8.3	25.9	34.2
	繁殖豚	11.0	40.0	51.0
採卵鶏	雛	-	1.54	1.54
	成鶏	-	3.28	3.28
ブロイラー		-	2.62	2.62

※築城・原田 (1997)⁵⁹⁾

c) 農地系

肥培管理のなされた農地では、地表へのインプットとして化学肥料、堆肥、窒素固定、降水、灌漑用水、鋤き込み (作物残渣) があり、アウトプットは作物吸収・脱窒である。したがって、農地系収支 (ΔS_{crop}) は、以下の式となる。

$$\Delta S_{crop} = N_{chem} + N_{ma} + N_{fix} + N_{dep} + N_{iri} + N_{resi} - N_{harv} - N_{den_ag} \quad \dots \text{(式 3)}$$

※ N_{harv} (作物吸収) は、農作物主産物生産量と農作物副産物生産量の和とする。

※ N_{am_chem} (化学肥料由来のアンモニア揮散) は、全て系内に沈着する (N_{dep} に含まれる) とする。

化学肥料施用量 (N_{chem}) は、福島県施肥基準⁹⁾ の値を用いた。農林水産統計より品目別の作付面積を整理し、施肥基準から区別ごとの単位面積あたり化学肥料

投入量を算出した。品目は合計 69 品目を扱った。

堆肥施用量 (N_{ma}) は、流域全体を代表する確実な情報が得られなかったため、本稿では暫定的に流域内の家畜ふん尿発生量 (N_{exc}) のうち、堆肥化割合及び堆肥化過程での窒素消失を考慮し、10%が還元されるとした。

窒素固定 (N_{fix}) は三輪ら (2006)³⁴⁾ に従い、単位面積あたりの原単位を表-7とした。マメ科率は畑地において大豆 20%、小豆 5%とし、飼料用作物の混播牧草の割合は、作付面積の集計より 40%とした。

表-7 窒素固定原単位
Table 7 Nitrogen fixation rate.

品目	窒素固定 kgN ha ⁻¹
水稻	20
大豆	120
小豆	50
マメ科牧草	180
混播牧草	18

※三輪ら (2006)³⁴⁾

降水からの負荷量 (N_{dep}) は、降水中の窒素濃度 (2000 ~ 2001 年) の測定結果: 平均値 0.76 mg L^{-1} に船引観測所における年平均降水量を乗じて求めた。

灌漑用水からの負荷量 (N_{iri}) は、織田・松本 (2006)⁴¹⁾ にならい、原単位 $17.7 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ を用いた (農業環境収支適正化確立事業の関係資料集に掲載された 6 府県 (茨城県・長野県・富山県・滋賀県・大阪府・香川県) での 36 データの平均値)。

農地における脱窒 ($N_{den,ag}$) の原単位は、水田 70 kgN ha^{-1} 、畑地 30 kgN ha^{-1} (Yatazawa, 1978)⁶³⁾ とした。

作物収穫量 (N_{harv}) は、農林水産統計に記載の収穫量と作付面積、および収穫物の窒素含有率 (中村・柚山 (2005)³⁶⁾ 等) から、作物種類別の単位面積当たり収穫窒素量を求め、農業センサデータの作物種類別の収穫面積から、按分により行政区で整理された収穫窒素量を流域ごとの値とした。

農作物副産物の生産量は、主産物生産量に対する副産物生産量の比²⁰⁾を用いて求めた。この副産物生産量に各副産物の窒素含有率を乗じ、農作物副産物の窒素生産量を求めた。果樹については具体的な文献値が不明であったため、主産物についてのみ推定を行った。作物残渣 (N_{resi}) は、求めた副産物窒素量すべてが農地に還元されると仮定した。

化学肥料や家畜ふん尿から発生するアンモニアは、乾性および湿性の降下物として流域内に再沈着する可能性がある⁴⁶⁾。既往の報告では、アンモニア揮散量の全てが^{2)・16)}、または 75%が¹⁾が同一流域内に沈着すると仮定しており、Shindo et al. (2003)⁴⁷⁾ は、半径 50 km 以内に全て沈着すると仮定している。対象地

において、主要なアンモニアの発生源は農地と畜舎であることから、それらは全て農地に沈着すると仮定した。したがって、化学肥料由来アンモニア揮散 ($N_{am,chem}$) は、降水からの負荷量に等しいとした。

d) 山林系 (+その他)

既往の大滝根川源流での水質調査より、平時時の河川水全窒素濃度は $0.05 \sim 0.3 \text{ mg L}^{-1}$ であった。これは降水中濃度 (0.76 mg L^{-1}) の 2 分の 1 以下であり、降水の流出率を考慮した場合、窒素が流入分以上に流域外に逸出する可能性は低く、系全体が窒素シンクとして機能していると考えられる。よって山林系は本モデルでは取り扱わないこととした。森林が窒素循環においてシンクとして機能していることは、最近の報告³⁵⁾により森林の負荷量原単位が $24.6 \text{ g ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ($8.98 \text{ kg ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$) と見積もられていることから推測される。

e) 大気または系外

下水処理による TN 除去量 ($N_{p,rem}$) は、國松・村岡 (1989)³⁰⁾ の値 (表-8) とした。点源負荷発生量 (N_p) は、データが入手可能であったし尿処理場についてのみ取り扱った。また、河川からの実流出負荷量は、年間の総流出量²⁵⁾に年平均窒素濃度⁵⁾を乗じて算出した。

表-8 生活下水処理の窒素排出率
Table 8 Nitrogen discharge rate of sewage treatment plant.

処理方式	窒素排出率 %
し尿処理場	58
合併処理浄化槽 接触曝気法	49
単独処理浄化槽 分離曝気法	72
戸別雑排水処理 簡易処理	69

※國松・村岡 (1989)³⁰⁾

5.2.2. 分布型物理モデルの構築

分布型物理モデルは、GETFLOWS⁵⁸⁾を用いた。既往資料の収集・整理結果に基づき対象範囲を検討し、三次元水文・水理地質構造モデルを構築した。

(1) 入力データと解析条件

格子の大きさは $150 \text{ m} \times 150 \text{ m}$ とし、計算領域は図-15とした。各区分における水理特性値を表-9に示す。

(2) 再現計算

計算は 2002 年を現況とする定常計算とし、原単位法を行った。降水は 1996 ~ 2006 年の船引地点における降水量と気温から求めた平均有効降水量を用いた。窒素の排出原単位は表-10のとおりとした。対象地の特性を十分に反映するだけの詳細なデータは得られて

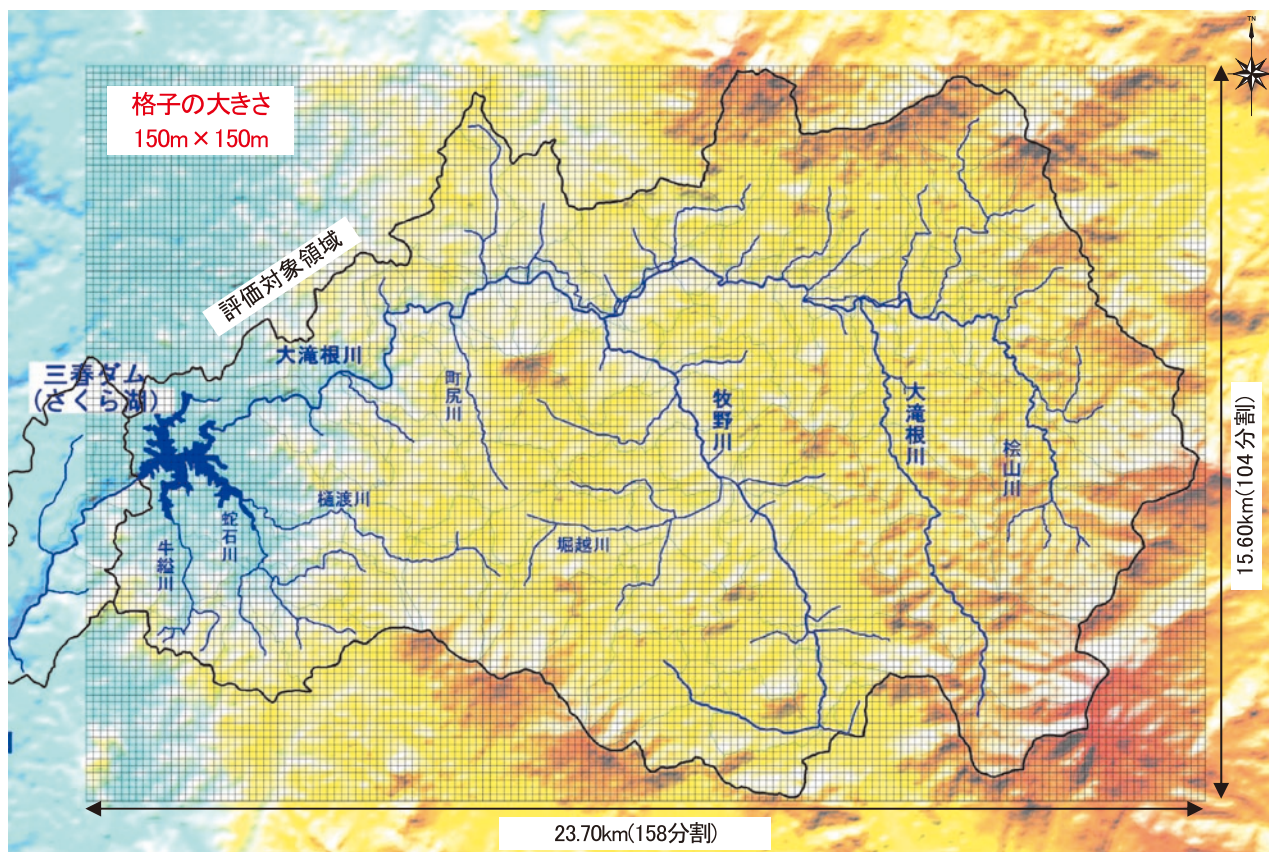


図-15 計算領域
Fig. 15 Calculation area.

表-9 水理特性値
Table 9 Hydraulic characteristics.

水理地質区分	透水係数 (cm sec ⁻¹)	有効間隙率
表層土壌	1.0×10 ⁻²	0.6
沖積堆積物	5.0×10 ⁻³	0.2
砂岩・泥岩	風化部	1.0×10 ⁻⁴
	新鮮部	1.0×10 ⁻⁵
石灰岩	1.0×10 ⁻²	0.2
斑レイ岩	1.0×10 ⁻³	0.01
新期 花崗岩	マサ状風化部	2.0×10 ⁻⁴
	弱風化部	1.0×10 ⁻³
	未風化部	1.0×10 ⁻⁵
古期 花崗岩	マサ状風化部	1.0×10 ⁻⁴
	弱風化部	1.0×10 ⁻⁵
	未風化部	

表-10 計算に用いた排出原単位 (現況)
Table 10 Basic unit of nitrogen exhaust load (present).

分類	排出源	単位	原単位	出典※
生活系	し尿処理	gN 人 ⁻¹ 日 ⁻¹	8.22	1
	合併浄化槽		8.40	
	単独浄化槽		9.48	
	公共下水道		7.32	
	農業集落排水		6.10	
事業系	(取り扱わない)			
畜産系	牛	gN 頭 ⁻¹ 日 ⁻¹	29.8	3
	豚		5.9	
面源系	水田	kgN ha ⁻¹ 年 ⁻¹	11.0	4
	畑地・牧草地		32.2	
	桑畑		32.2	
	住宅地		12.1	
	開放水面		12.7	
	山林ほか		4.2	

※出典
 1: 國松・村岡 (1989) ³⁰⁾
 2: 流域別下水道整備総合計画調査 指針と解説 (2008) ⁵²⁾
 3: 第6次総量削減計画における各閉鎖性海域の平均値
 4: 湖沼水質保全計画における各湖沼設定値の平均値

いないため、ここで採用した原単位は、概ね日本の平均的な値となるよう設定した。それぞれの原単位について、各格子に割り当てた結果を図-16に示す。

流量・水質の再現計算結果を図-17、図-18に示す。流量は、表流水の空間分布および日単位の計算値を示している。水質(全窒素)については、流域内の水質調査地点のうち、2002年の夏季・冬季観測値の平均値と計算値を比較した。

推定された河川流量は、降雨に対する流出の応答や

降雨時の流量変化について、観測値の傾向を概ね良好に再現した。全窒素については、計算値が観測値よりやや大きくなる傾向がみられた。これは、各小流域の

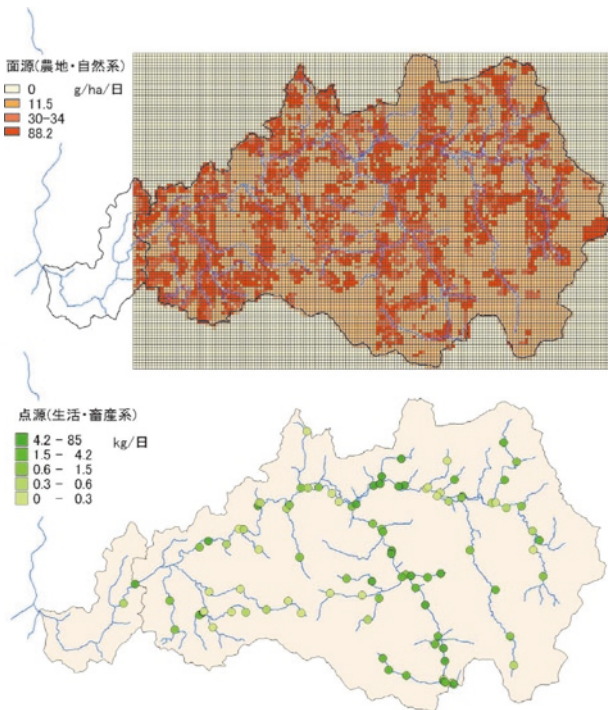


図-16 原単位の入力データ (面源・点源)
 Fig. 16 Distribution of nitrogen exhaust load settled for calculation (upper : non-point source, lower : point source).

流域末端から点源として与えている畜産系負荷量が多めに設定されている可能性がある。しかし、負荷量としての傾向は、観測値を概ね良好に再現した。

5.3. 評価

5.3.1. 流域における窒素循環の特徴

(1) 窒素発生負荷と流出負荷の変遷

ここでは、フローモデルで設定した各フローの算出結果より、対象流域における窒素負荷の変遷を整理した。図-19には、1960～2000年の負荷源ごとの窒素発生負荷の推移(積み上げグラフ)と、河川のモニタリング結果を基に推定した流域内1地点(船引橋地点(流域面積164.4 km²))における実流出負荷の推移を示す。これによると、流域に負荷される窒素は1960年からおよそ700 tN yr⁻¹で横ばいに推移し、河川を通じて流域外へ流出する窒素は流入分のおよそ半分程度かそれ以下であることがわかる。

項目別にみると、施肥による負荷は40年間で減少傾向にあるものの、畜産排せつ物による負荷が1980年頃から増加し、1995年をピークに推移している。対象流域は、過去より施肥による窒素負荷が大部分を占めており、1990年頃からの畜産の集約化で家畜ふん尿による負荷が増加したと考えられる。つまり、対象流域での窒素循環の主要なフローは、農地および家畜を介したものであり、適正な窒素管理にあたっては、農地系の窒素収支の把握が重要と考えられた。

(2) 農地における窒素収支

フローモデルにおける農地系のフロー推定方法より

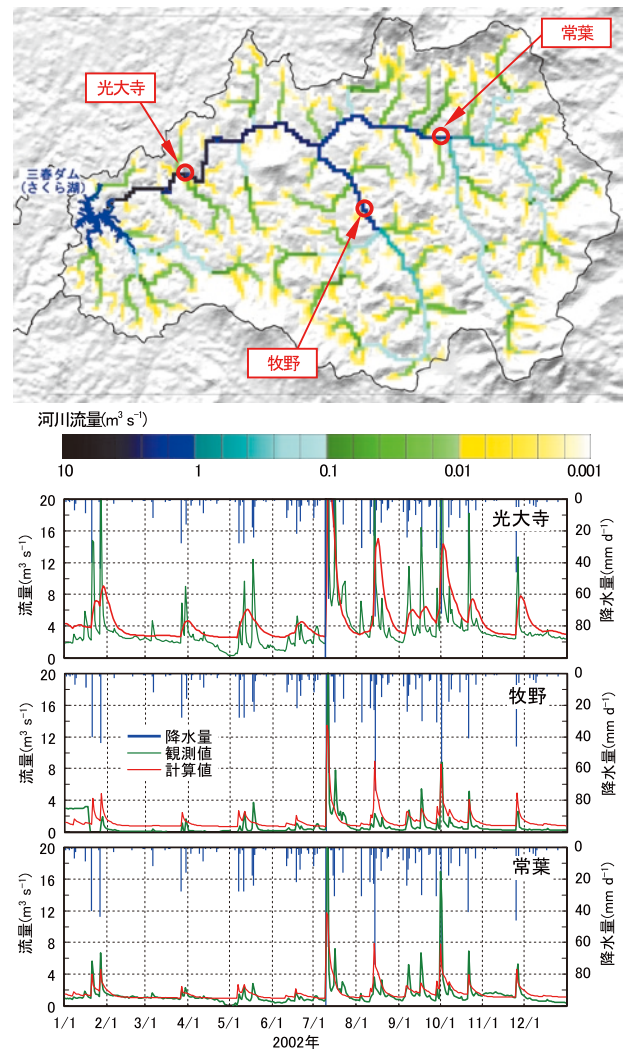


図-17 河川流量の計算値と観測値の比較 (観測値は国土交通省水文水質データベース²⁵⁾より)
 Fig. 17 Time course of discharge (calculated and measured).

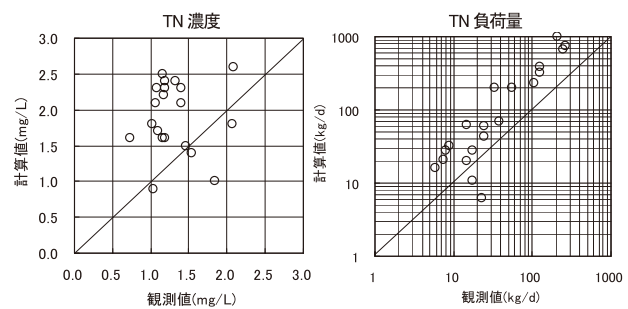


図-18 全窒素濃度及び負荷量の計算値と観測値の比較
 Fig. 18 Relation of calculated T-N concentration to measured, and calculated T-N load and measured.

算定した1970～2000年の窒素収支を表-11に示す。1970～2000年の10年ごとの算定結果をみると、農地へのインプットは173～216 kgN ha⁻¹ yr⁻¹であり1990年が多かった。それに対しアウトプットは110～135 kgN ha⁻¹ yr⁻¹であり、未利用家畜ふん尿窒素と合わせた余剰窒素量は85～114 kgN ha⁻¹ yr⁻¹と

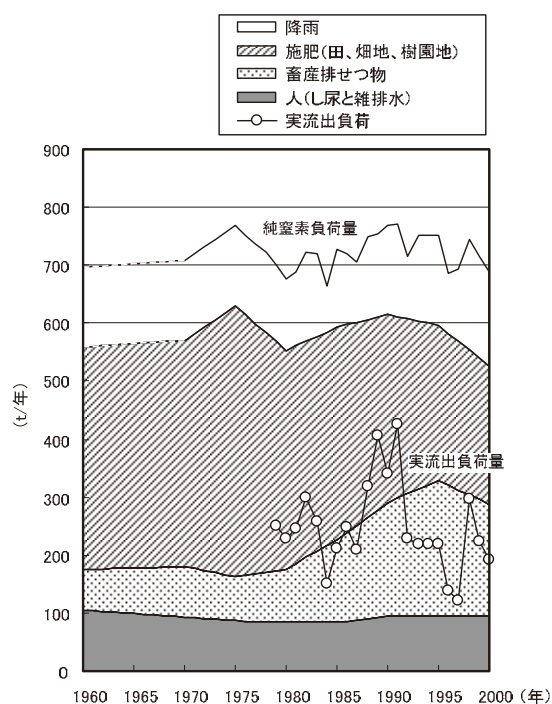


図-19 窒素発生負荷と実流出負荷の推移

Fig. 19 Annual change of amount of N input and N discharge from river water.

見積もられた。最も余剰窒素が多かったのは、未利用ふん尿の多い1990年であった。つまり、1990年が最も土地に余った窒素が多かった可能性が高いといえる。既往の報告を参考にすると、家畜ふん尿窒素量が1990年で最大となったことは、全国的な傾向³³⁾と同様である。

農地への窒素のインプットの内訳をみると、化学肥料の施用が最も多く62～70%を占めていた。アウトプットでは、作物吸収が57～66%を占めた。このことから、流域の農地系における循環は化学肥料によるインプットの占める割合が大きく、作物吸収をまかなう以上の窒素が供給されている可能性が示唆された。

さらに、余剰窒素の流域内における偏りを整理するため、概査での87小流域で窒素収支を算定した。1970～2000年における余剰窒素の変遷と各年における小流域ごとの余剰窒素量の頻度分布を図-20及び図-21に示す。これをみると、余剰窒素は流域内で偏りがみられた。1970年は余剰窒素 $100 \sim 110 \text{ kg ha}^{-1}$ を中心に $\pm 20 \text{ kg ha}^{-1}$ 程度の範囲で分布していたものの、年数が経過するにつれて余剰窒素量は両極化する傾向がみられた。これは、農業の集約化により窒素を多投する地域と、耕作放棄地の増加等により農業活動が抑えられ、余剰窒素が減少した地域に分かれたためと考えられる。OECD (2001)⁴³⁾は、地下水や河川水の硝酸負荷を適正レベルに維持する年間余剰窒素を $50 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ($30 \sim 70 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$)と報告した。土壌や気象条件、その他の要因により上限値は異なるものの、対象地における余剰窒素は少なくとも過去30年間においてかなり高いレベルで推移していた

表-11 農地における窒素収支 (1970～2000年)

Table 11 Nitrogen balance in farmland (1970～2000).

	1970年	1980年	1990年	2000年	比変化※
インプット	210.8	214.5	215.5	173.7	0.82
N_{chem} : 化学肥料	146.9	150.2	145.3	107.9	0.73
N_{ma} : 堆肥	6.3	4.3	8.9	8.7	1.38
N_{fix} : 窒素固定	20.2	19.9	19.7	18.7	0.93
N_{dep} : 降水	8.6	8.6	9.7	8.2	0.95
N_{iri} : 灌漑水	7.0	7.0	7.4	7.7	1.10
N_{resi} : 鋤き込み	21.8	24.5	24.5	22.5	1.03
アウトプット	127.4	134.2	125.4	110.9	0.87
N_{harv} : 作物吸収	81.5	88.3	78.8	63.6	0.78
$N_{\text{den, ag}}$: 脱窒	45.9	45.9	46.6	47.3	1.03
窒素収支 (ΔN_{crop})	83.4	80.3	90.1	62.7	0.75
N_{disp} : 未利用家畜ふん尿窒素	17.6	11.5	23.6	23.0	1.31
N_{sup} : 農地余剰窒素	101.1	91.8	113.7	85.7	0.85

単位: $\text{kgN ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$

※ 1970年に対する2000年値の割合

こと、および近年では余剰窒素が適正レベルまで低下しつつある地域があることが明らかとなった。

(3) 地下水への影響

窒素収支であらわされる余剰窒素は、農地からの硝酸溶脱を予測する因子としての有用性が認識されつつある(例えば、Hayashi and Hatano (1999)¹⁴⁾; Wachendorf et al. (2004)⁶²⁾)。三島と神山 (2010)³³⁾は、都道府県別に降水量から可能蒸発散量を差し引いた余剰水量が土壌に浸透すると仮定し、農地における余剰窒素を除いて求めた窒素濃度を都道府県別に算出した。これと環境省による1995～2005年の各都道府県における水質基準超過率の関係を整理したところ、両者には有意な正の相関が認められた。また、西尾 (2003)³⁷⁾は窒素収支などから求められる窒素負荷指標と地下水水質基準超過率との間に有意な相関が見られたと述べている。

そこで、対象地において降水量から可能蒸発散量を引いた余剰水量を求め、農地における窒素収支をこれで除した浸透水中窒素濃度を求めた(図-22)。浸透水中濃度の推定値は流域全体で 9.6 mg L^{-1} ($3.8 \sim 17.7 \text{ mg L}^{-1}$)と比較的高い値であり、地下水中硝酸性窒素濃度が基準値を超えるリスクが高いことが示された。しかし、この評価方法については未だ研究段階であり関係性が示されている程度に過ぎない。単年度の窒素収支結果が、土壌浸透水中の窒素濃度を予測する上で強い指標とはいえないとの報告⁴⁴⁾もある。

5.3.2. シナリオ分析

ここでは、5.2で構築したモデルを、対象地におけ

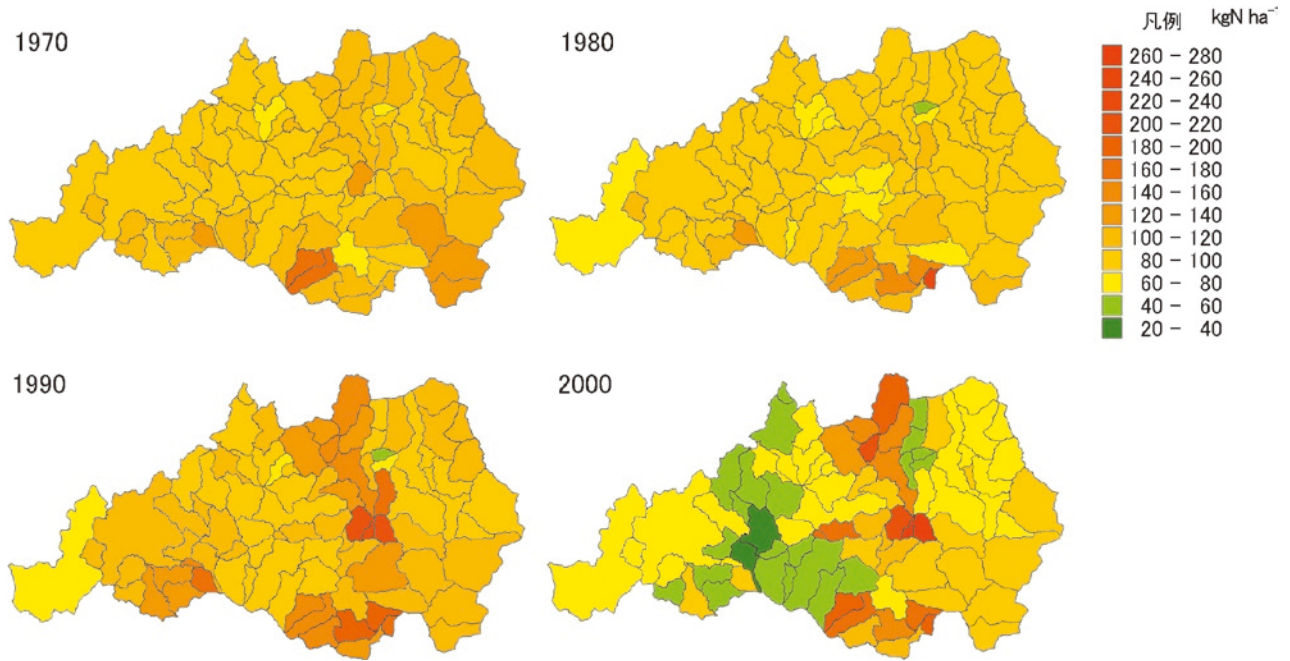


図-20 農地における余剰窒素の変遷 (1970～2000年)
 Fig. 20 Distribution of surplus N per sub-basin farmland unit of the Ohtakine River Basin in 1970 to 2000.

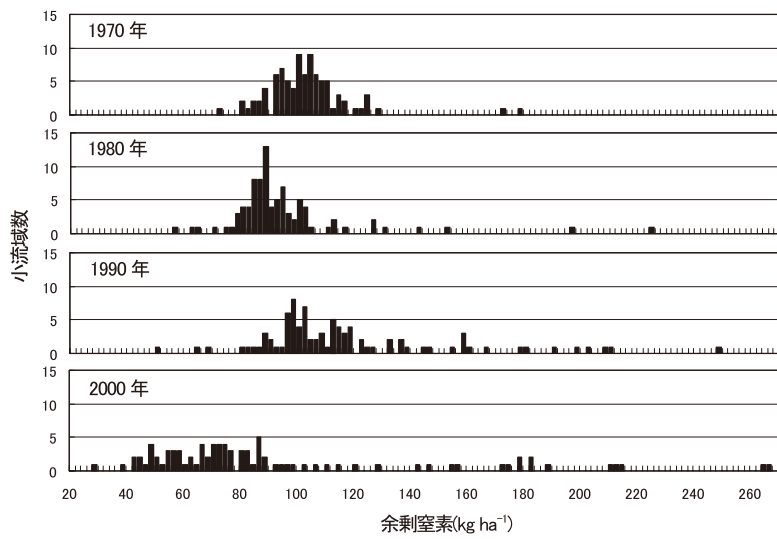


図-21 余剰窒素量別の小流域数の度数分布
 Fig. 21 Histograms of surplus N per sub-basin farmland unit in 1970 to 2002.

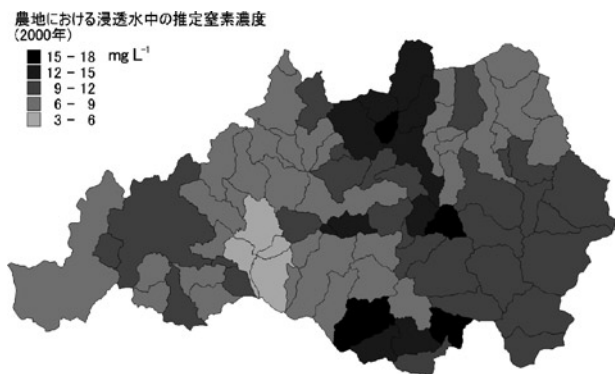


図-22 農地における浸透水中の推定窒素濃度 (2000年)
 Fig. 22 Distribution of estimated N concentration leaching from farmland at each sub-basin.

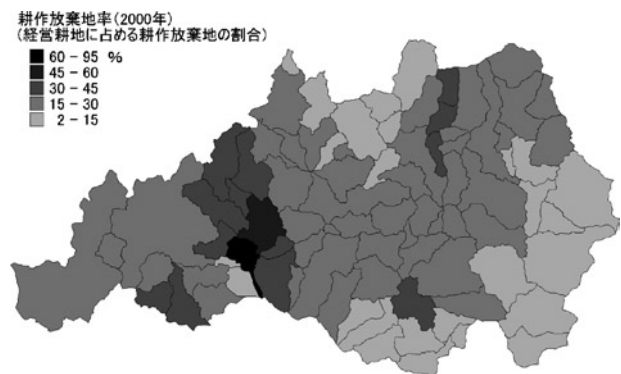


図-23 耕作放棄地率 (2000年)
 Fig. 23 Distribution of proportion of abandoned farmland at each sub-basin in 2000.

る水物質循環の改善に向けた合意形成ツールとして活用を試みた。

分析の手順は、(1) 条件設定 (シナリオの設定)、(2) シナリオの評価、とした。

(1) 条件設定

対象地の水・物質循環にかかる課題としては、以下が挙げられる。

- ・ 耕作放棄地が多く分布し (図-23)、耕作放棄地率 (経営耕地に占める耕作放棄地の割合) が全国的にみて非常に高い³⁸⁾。
- ・ 先述の流域内の窒素収支算定結果より、化学肥料の施用量と未利用家畜ふん尿のフローが相対的に大きく、これらの二つが、流域内での高い余剰窒素量の要因となっている。

これらの課題をもとに、現実性をふまえて以下の施策シナリオを設定し分析することとした (表-12)。

シナリオ① 化学肥料を節減した場合

化学肥料の節減を実行した場合の窒素収支をフローモデルにより算定し、その効果を分析する。

シナリオ② 耕作放棄地を利用した場合

耕作放棄地を農地として積極的に活用した場合の窒素収支をフローモデルにより算定し、その効果を分析する。

なお、流域の物質循環が評価対象の場合、『公共下水道事業の普及』もシナリオとして有効と考えられる。ここでは分析対象としていないが、表-12のとおりに生活系の各処理方法の割合を、シナリオに合わせて変化させることで、分析が可能となる。

(2) シナリオの評価

フローモデルによるシナリオ①および②の分析結果を表-13に示す。

ここで浸透水窒素濃度とは、農地での窒素収支より算出された土壤に余った窒素が、余剰水 (降水量から可能蒸発散量を除いた水量: 650 mm と設定) により溶脱した場合の窒素濃度とした。寶示戸ら (2002)¹⁵⁾によると、この値そのものは全窒素を扱っているが、これは地下水における硝酸汚染のポテンシャルを評価する指標となりうる。

表-13の結果をみると、化学肥料施用量を2割削減した場合 (シナリオ①)、余剰窒素は2000年時で $65.3 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ となり、対策なしに比べて余剰窒素がおよそ23%削減され ($85.7 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ から $65.3 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$)、浸透水中の推定窒素濃度が低下すると見積もられた。ここでの余剰窒素の減少は、投入する窒素を減らしたことによるため、表-13における農地からの浸透水中の濃度の減少は、化学肥料の節減により見積もられる効果と考えられる。

一方、耕作放棄地の活用 (採草地化) を行った場合 (シナリオ②)、新しく耕作放棄地を草地として活用し、流域内で発生した家畜ふん尿を利用することにより、対策なしに比べて余剰窒素が2000年時で25%の削減 ($85.7 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ から $64.2 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) と見積もられた。この場合の余剰窒素の減少は、系内で循環させる窒素を増やしたことによる。

このように、窒素フローを用いた評価は、施策と効果の結びつきを明らかにし、波及構造の把握につながる可能性がある。

6. 課題

本稿における調査・検討 (基盤データ整備, モニタリング, モデル構築及びシナリオ分析) の結果から、

表-12 シナリオ分析における条件設定の概要
Table 12 Summary of condition settings in scenario analysis.

区分		シナリオ① 化学肥料を節減した場合	シナリオ② 耕作放棄地を利用した場合	【参考】 (公共下水道が普及した場合)
生活系	下水道	現状と同じ (ただし、各施設ごとの実績を用いる)	現状と同じ (ただし、各施設ごとの実績を用いる)	公共下水道の事業計画を参考に、計画目標年度における整備状況が達成された状況を仮定し、フレームを推計
	農業集落排水施設			
	合併浄化槽			
	単独浄化槽			
	し尿処理場			
	自家処理			
事業系		現状と同じ	現状と同じ	現状と同じ
畜産系	牛・豚	フレーム・原単位ともに現状と同じ	フレーム・原単位ともに現状と同じ	フレーム・原単位ともに現状と同じ
面源	水田・畑地	化学肥料施用量を2割削減	フレーム・原単位ともに現状と同じ	フレーム・原単位ともに現状と同じ
	採草地	フレーム・原単位ともに現状と同じ	耕作放棄地を採草地として利用	
	その他	フレーム・原単位ともに現状と同じ	フレーム・原単位ともに現状と同じ	
評価に用いるモデル		フローモデル		分布型物理モデル
評価対象		農地での浸透水中の窒素濃度		表流水

表-13 シナリオ分析結果 (推定される窒素収支及び農地からの浸透水推定濃度)

Table 13 Results of scenario analysis (estimated N balance and N concentration leaching from farmland).

		インプット							アウトプット			収支	未利用 ふん尿	余剰	浸透水 推定濃度
		化学 肥料	堆肥	窒素 固定	降水	灌漑水	作物 残渣	作物 吸収	脱窒						
		kgN ha ⁻¹ yr ⁻¹							kgN ha ⁻¹ yr ⁻¹						
対策なし	1970年	210.8	146.9	6.3	20.2	8.6	7.0	21.8	127.4	81.5	45.9	83.4	17.6	101.1	15.5
	1980年	214.5	150.2	4.3	19.9	8.6	7.0	24.5	134.2	88.3	45.9	80.3	11.5	91.8	14.1
	1990年	215.5	145.3	8.9	19.7	9.7	7.4	24.5	125.4	78.8	46.6	90.1	23.6	113.7	17.5
	2000年	173.7	107.9	8.7	18.7	8.2	7.7	22.5	110.9	63.6	47.3	62.7	23.0	85.7	13.2
シナリオ① 化学肥料を 2割削減	1970年	181.4	117.6	6.3	20.2	8.6	7.0	21.8	127.4	81.5	45.9	54.1	17.6	71.7	4.2
	1980年	184.7	120.2	4.3	20.0	8.6	7.0	24.5	134.2	88.3	45.9	50.4	11.5	61.9	3.9
	1990年	186.8	116.2	8.9	20.0	9.7	7.4	24.5	125.4	78.8	46.6	61.4	23.6	85.0	4.7
	2000年	153.2	86.3	8.7	19.9	8.2	7.7	22.5	110.9	63.6	47.3	42.3	23.0	65.3	3.3
シナリオ② 耕作放棄地の 活用(採草地 化)	1970年	210.8	146.9	6.3	20.2	8.6	7.0	21.8	127.4	81.5	45.9	83.4	17.6	101.1	12.8
	1980年	220.9	150.6	10.0	20.0	8.6	7.0	24.7	135.6	89.7	45.9	85.3	5.8	91.1	13.1
	1990年	232.6	147.1	23.3	20.0	9.7	7.4	25.0	130.8	84.2	46.6	101.7	0.3	102.0	15.7
	2000年	199.9	116.5	23.0	19.9	8.2	7.7	24.7	135.7	88.4	47.3	64.2	0.0	64.2	9.9

※溶脱濃度は、余剰水 650 mm y⁻¹とした。値は、流域平均濃度を示す。

※シナリオ②(耕作放棄地の活用(採草地化))では、耕作放棄地から転用した採草地において窒素肥料を堆肥でまかなう。ただし、施肥基準の2割程度(基肥相当分)を化学肥料で補うものとする。

以下の課題が挙げられる。

(1) モニタリング: 時間変動の評価

流域の汚濁負荷を評価するには、大きな負荷を発生させる降雨時の評価が重要である。流域末端において連続的に負荷量をモニタリングすることにより、流域の特性がより明らかとなり、モデル検証が可能なデータを取得することができる。

(2) モデル化: 物質の移動特性や形態変化の組込

モデル計算は原単位法で行っている。原単位は文献等を参考にした設定値であり、複数の現象が複雑に関連する汚濁発生メカニズムや対象地における物質の移動特性・形態変化は反映していない。

対象とする物質に応じた輸送メカニズムを考慮したモデルの構築により、より詳細な将来予測が可能になると考えられる。しかし、流域といった広域を対象とする推定を行う場合には、プロセスの表現に必要なパラメータについて妥当な値を取得するのが難しい。改善にあたっては、現地の情報をさらにモデルに反映させるとともに、既往の知見を精査し蓄積していくことが必要である。

(3) リンの評価

湖沼の水質保全には、制限栄養塩となる窒素とリンの挙動を把握する必要がある。

一般に栄養が十分な条件下で生育する藻類の細胞内には、窒素とリンが16:1(モル比)で含まれている。このため、藻類の増殖には窒素とリンの絶対量のほかに、それらの比率(N/P(窒素/リン)比)が重要である。OECD⁴²⁾では、N/P比が10以下で窒素制限、17

以上でリン制限としている。日本の湖沼の多くはリン制限型であり、対象地も同様である。

また、対象流域は花崗岩を母材とした残積性の土壌であるため、リン酸吸収係数が小さく、日本に多く分布する火山灰性土壌(黒ボク系統の土壌群)と比較してリンの移動性が高いと考えられる。

対象地では降雨時の果樹園排水から高いリン酸イオン濃度が確認されており、同果樹園土壌の可給態リン酸は下層へいくにしたがい上昇していることが確認された(図-24)。マサ土(花崗岩質風化未熟土)流域では、低いリン酸吸収係数(5 g P₂O₅ kg⁻¹以下)のため、土壌中のリン保持能力以上に集積したリンは下層へ移動し、さらには溶脱さえ生じかねないとの見解が

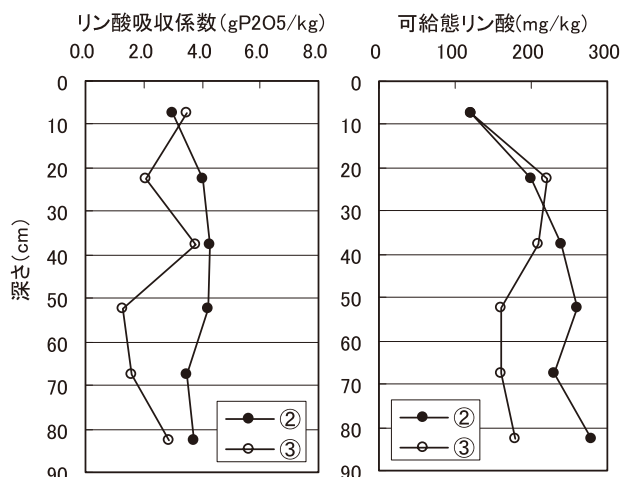


図-24 流域内果樹園におけるリン酸吸収係数の鉛直分布

Fig. 24 Vertical distribution of soil phosphorus adsorption coefficient and available phosphoric acid at orchards in the Ohtakine River Basin.

ある²⁹⁾。

先述のフローモデルを用いて概算した対象地の余リンは $95 \text{ kgP ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ と全国平均³³⁾ $129.1 \text{ kgP ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ をみても少ない。それにもかかわらず当該流域で高いリン負荷となっている背景として、農地土壌におけるリンの下層への移動および溶脱が生じている可能性がある。

7. まとめ

本報告では、福島県三春ダム流域を対象とし、流域スケールでの水・物質動態の把握と施策の効果を分析した。

一連の調査・検討は、基盤データ整備、モニタリング、モデル構築、モデルによる現況評価及びシナリオ分析から構成される。まず基盤データ整備では、既往資料の収集・整理により流域概況の把握とモデル化に必要な情報の集約を行った。次にモニタリングでは、整理した流域概況を用いて地点の選定を行い、水文・水質調査を継続的に行った。これにより、流域内汚濁負荷の実態を把握した。その後、基盤データ整備及びモニタリングから得られた情報をもとに、流域水・物質循環のモデル化を行った。

モデルは評価項目に合わせて、フローモデルと分布型物理モデルを構築し、それぞれの長所を用いた現況評価を行った。最後に、構築したモデルを用いて具体的な施策群を設定し、それぞれの施策について定量的なシナリオ化を試みた。構築したモデルによる現況再現は概ね良好であり、流域の窒素動態を包括的に把握するツールとして有用であることが確認された。施策の予測・評価に直接資するにはさらなる手法の改善により精度と汎用性を高めていくことが必要と考えられる。

謝辞

本稿は、応用生態工学研究所において1996年より15年にわたり実施されてきた流域の汚濁負荷に関する研究成果を基に総括しています。既往成果の十分な活用にはほど遠いですが、過去に携わってこられた全ての方々と、本稿を成果として共有させて頂ければ幸いです。また、草稿段階でご意見を下さった三春町職員の方々、国土交通省三春ダム管理所中沢重一所長をはじめとする職員の方々、現地フィールドを提供いただいた三春町の壁巢幸弥氏、現地の農業に関する実態をお教え下さった石井忠憲氏、本研究の礎を築いて下さった故大矢暁応用地質株式会社会長、現地調査を精力的に遂行された応用生態工学研究所元職員宗芳光氏（現在、東京都）に、ここに記して感謝いたします。

参考文献

- 1) Boyer, E. W., Goodale, C., Jaworski, N. A., Howarth, R. W.(2002) : Anthropogenic nitrogen sources and relationships to riverine nitrogen export in the northeastern U. S. A., *Biogeochemistry*, 57/58, 137-169.
- 2) David, M. B., Gentry, L. E.(2000) : Anthropogenic input of nitrogen and phosphorus and riverine export for Illinois, USA. *Journal of Environmental Quality*, **29**, 494-508.
- 3) FAO(2008) : AQUASTAT
- 4) 福島県(1972) : 20万分の1土地分類基本調査(地形分類図)「福島」.
- 5) 福島県:水質年報(昭和54年~平成15年), 福島県生活環境部
- 6) 福島県企画開発部統計課(1972) : 第86回福島県統計年鑑, 福島県.
- 7) 福島県企画開発部統計課(1981) : 第95回福島県統計年鑑, 福島県.
- 8) 福島県統計調査課(1992) : 第106回福島県統計年鑑, 福島県.
- 9) 福島県農林水産部(2006) : 福島県施肥基準, 福島県農林水産部.
- 10) 田村郡船引町(1982) : 船引町史.
- 11) Galloway, J. N., Cowling, E. B.(2002) : Reactive nitrogen and the world : 200 years of change. *Ambio*, **31**, 64-71.
- 12) 波多野隆介(2005) : 土地利用解析と窒素収支法による河川水質評価, 土壌の物理性, **99**, 21-28.
- 13) 早川敦(2006) : 流域レベルの窒素循環モニタリングに基づく窒素負荷の広域評価法の開発, 北海道大学博士論文.
- 14) Hayashi, Y., Hatano, R.(1999) : Annual nitrogen leaching to subsurface drainage water from a clayey aquatic soil cultivated with onions in Hokkaido, Japan. *Soil Science and Plant Nutrition*, **45**, 451-459.
- 15) 寶示戸雅之・池口厚男・神山和則・島田和宏・萩野暁史・三島慎一郎・賀来康一(2003) : わが国農耕地における窒素負荷の都道府県別評価と改善シナリオ, *日本土壌肥科学雑誌*, **74**(4), 467-474.
- 16) Howarth, R. W., Billen, G., Swaney, D., Townsend, A., Jaworski, N., Lajtha, K., Downing, J. A., Elmgren, R., Caraco, N., Jordan, T., Berendse, F., Freney, J., Kudeyarov, V., Murdoch, P., Zaho-Liang, Z.(1996) : Regional nitrogen budgets and riverine N and P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean, Natural and human influences. *Biogeochemistry*, **35**, 75-139.
- 17) 犬伏和之・糟谷真宏・渡辺武(2007) : モデルによ

- る土壌、農耕地、流域における窒素動態の理解はじめに、日本土壌肥料学雑誌, **78**, 617-618.
- 18) IPCC(2007): IPCC 第4次評価報告書.
- 19) 岩佐義朗(1990): 湖沼工学, 山海堂.
- 20) 科学技術庁資源調査所(1985): バイオマス資源のエネルギー的総合利用に関する調査, p. 388.
- 21) 環境省(2010): 平成21年度公共用水域水質測定結果, 環境省.
- 22) 建設省 東北地方建設局 三春ダム工事事務所(1998): 三春ダム工事誌, 社団法人東北建設協会.
- 23) 国土庁(1977): 第三次全国総合開発計画.
- 24) 国土交通省水管理・国土保全局水資源部(2011): 日本の水資源.
- 25) 国土交通省: 水文水質データベース, <http://www1.river.go.jp/>
- 26) 国土交通省土地・水資源局水資源部: 「気候変動等によるリスクを踏まえた総合的な水資源管理のあり方について」研究会, 日本の水資源, 2008/03/07, <http://www.mlit.go.jp/tochimizushigen/mizsei/07study/07study.html>. (参照:2010/10/25).
- 27) 国土交通省東北地方整備局見三春ダム管理所: “さくら湖だより”, 三春ダム, <http://www.thr.mlit.go.jp/miharu/tayori/index.html>. (参照:2010/8/29).
- 28) 国土数値情報(行政区域データ), 国土交通省.
- 29) 河野憲治(2002): 生物圏におけるリンの動態—河川へのリン流出とその起源を探る—, 「環境負荷を予測する—モニタリングからモデリングへ」, p. 148, 長谷川周一・波多野隆介・岡崎正規編, 博友社.
- 30) 國松孝男・村岡浩爾(1989): 河川汚濁のモデル解析, 技報堂出版.
- 31) 松本成夫(2000): 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, 第18号, 81-152.
- 32) 三島慎一郎・秋山博子・八木一行・神山和則(2008): 家畜ふん尿堆肥に含まれる肥料成分の傾向と堆肥化に伴う窒素消失率の推定, 日本土壌肥料学雑誌, **79**(4), 370-375.
- 33) 三島慎一郎・神山和則(2010): 近年の日本・都道府県における窒素・リン酸フローと余剰窒素・リン酸の傾向に関する算出方法とデータベースおよび運用例, 農業環境技術研究所報告, 第27号, 117-139.
- 34) 三輪睿太郎, 織田健次郎, 松本成夫(2006): わが国の食飼料供給に伴う窒素の動態に基づく環境負荷発生構造の解析, 日本土壌肥料学会誌, **77**, 第6号, 627-634.
- 35) 内藤正明(2010): 琵琶湖流入主要河川(安曇川, 市街地河川)の降雨時を含めた汚濁負荷量の詳細把握, 第17回河川整備基金助成成果事業発表会 優秀成果および指定課題助成・重点的助成概要集(年次報告) 海外緊急水害調査報告, 財団法人河川環境管理財団.
- 36) 中村真人・柚山義人(2005): 各種バイオマス成分のデータベース整備, 農業工学研究所技報, 203, 57-80.
- 37) 西尾道徳(2003): 作物種類別の施肥窒素負荷量に基づく地下水の硝酸性窒素汚染リスクの評価手法, 日本土壌肥料学雑誌, **72**(2), 522-528.
- 38) 農林水産省: “2010年世界農林業センサス”, 統計表, 2010/2/1, http://www.maff.go.jp/j/tokei/census/afc/about/other/census10_gaisuu.xls. (参照:2011/1/29).
- 39) 農林水産省東北農政局(2001): 福島農林水産統計年報 平成12~13年.
- 40) 農林統計協会(2000): 世界農林業センサス 農業集落カード CD-R 版.
- 41) 織田健次郎・松本成夫(2006): 国レベルの窒素循環モデル, 「バイオマス利活用システムの設計と評価」, p. 231, 独立行政法人農業工学研究所農林水産バイオリサイクル研究「システム化サブチーム」.
- 42) OECD(1982): Eutrophication of Waters, Monitoring, Assessment and Control, OECD.
- 43) OECD(2001): Environmental indicators for agriculture. Vol. 3 Methods and results.
- 44) Salo, T., Turtola, E.(2006): Nitrogen balances as an indicator of nitrogen leaching in Finland, Agriculture, Ecosystems & Environment, 13(1-4), 98-107.
- 45) 佐野大樹・伊藤豊彰・安藤正・南條正巳・斎藤元也・三枝正彦(2010): 南東北地方の代表的な水田土壌の粘土鉱物組成, ペドロジスト, **54**(2), 83-92
- 46) Schlesinger, W. H., Hartley, A. E.(1992): A global budget for atmospheric NH₃. Biogeochemistry, 15: 191-211.
- 47) Shindo, J., Okamoto, K., Kawashima, H.(2003): A model-based estimation of nitrogen flow in the food production-supply system and its environmental effects in East Asia. ECOLOGICAL MODELLING., **169**, 197-212.
- 48) 新藤純子(2004): 人間活動に伴う窒素負荷の増大と生態系影響, 地球環境, **9**(1), 3-10.
- 49) 新藤純子・岡本勝男・川島博之(2005): 東アジアの食糧生産・供給による窒素フローとその水循環への影響評価モデル, 「続・環境負荷を予測する—モニタリングとモデリングの発展」, p. 172, 波多野隆介・犬伏和之編, 博友社.
- 50) 総務省統計局(2000): 平成12年国勢調査(小地域)男女別人口総数及び世帯総数.
- 51) 須田政勝(2006): 概説 水法・国土保全法—治

- 水, 利水そして環境へー, p. 55.
- 52) 社団法人日本下水道協会(2008):流域別下水道整備総合計画調査 指針と解説, 流域別下水道整備総合計画制度設計会議編.
- 53) 田村市:“一般廃棄物処理基本計画(生活排水編)”, 田村市一般廃棄物処理基本計画, http://www.city.tamura.lg.jp/download/5313/PDF_keikaku_haisui.pdf. (参照:2008/9/15).
- 54) 程為国・中島泰弘(2005):窒素負荷の同位体利用, 「続・環境負荷を予測する —モニタリングとモデリングの発展」, p. 172, 波多野隆介・犬伏和之編, 博友社.
- 55) 東北農政局福島統計調査事務所(1971):福島農林水産統計年報 昭和45～46年.
- 56) 東北農政局福島統計情報事務所(1981):福島農林水産統計年報 昭和55～56年.
- 57) 東北農政局福島統計情報事務所(1991):福島農林水産統計年報 平成元～2年.
- 58) 登坂博行・小島圭二・三木章生・千野剛司(1996):地表流と地下水流を結合した3次元陸水シミュレーション手法の開発, 地下水学会誌, **38**(4), 253-267.
- 59) 築城幹典・原田靖生(1997):酪農経営から発生する家畜排泄物中窒素, リン, カリウム量の推定, 農業研究センター研究報告, 27, 1-9.
- 60) UNEP(1999): GEO-2000.
- 61) van Genuchten, M. T., D. E. Rolston, P. F. Germann(1990): Preface, *Geoderma*, **46**, 1.
- 62) Wachendorf, M., Buchter, M., Trott, H., Taube, F.(2004): Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. II. Impact of defoliation system and nitrogen input on nitrate leaching losses. *Grass and Forage Science.*, **59**, 56-68.
- 63) Yatazawa, M.(1978) Agro-ecosystem in Japan. In : Frissel MJ(ed.) *Cycling of Mineral Nutrients in Agricultural Ecosystems.*, 167-179., Elsevier Scientific Pub. Co., Amsterdam.