

十勝川水系における
窒素流出抑制対策に向けた
農業地域からの窒素流出特性に関する検証

岩手大学大学院連合農学研究科

生物環境科学専攻

(帯広畜産大学)

山 崎 由 理

Study of nitrogen runoff from
the agricultural land to control nitrogen loading
in the Tokachi River basin

Yuri YAMAZAKI

Biotic Environment Science,
The United Graduate School of
Agricultural Sciences,
Iwate University

目 次

1. 緒言	1
1.1 研究の背景	1
1.1.1 世界の食料問題と持続的農業	1
1.1.2 農業を原因とした窒素汚染問題	2
1.1.3 国際的な窒素汚染の現状と各国の取り組み	3
1.1.4 日本における調査研究と取り組み	5
1.1.5 十勝川水系における調査研究	7
1.2 本研究の目的と本論の構成	9
2. 十勝川水系における河川水質評価と土地利用の影響の検証	11
2.1 背景	11
2.2 調査概要	14
2.2.1 調査流域諸元	14
2.2.2 水質水文調査	21
2.2.3 水質分析	21
2.2.4 各種環境基準	24
2.2.5 土地利用解析	27
2.3 結果および考察	30
2.3.1 十勝川水系の日流域平均降水量および日流量	30
2.3.2 平水時河川水中の pH, BOD 濃度, SS 濃度および EC	37
2.3.3 pH, BOD 濃度, SS 濃度および EC と流域の畑草地率および森林率との関係	42
2.3.4 平水時河川水中の T-N 濃度, T-P 濃度および N:P 比	45
2.3.5 T-N 濃度, T-P 濃度および N:P 比と流域の畑草地および森林との関係	50
2.3.6 流域の畑草地率と SC (畑草地) との関係	54
2.3.7 農地周辺に存在する森林の窒素流出抑制に対する役割	57
2.4 まとめ	59

3. 河川水質の総合評価と水質起源の検証	62
3.1 背景	62
3.2 調査概要	67
3.2.1 調査流域諸元	67
3.2.2 水質調査方法	68
3.2.3 付着藻類の窒素安定同位体比	68
3.3 結果および考察	71
3.3.1 河川水中の溶存イオン濃度	71
3.3.2 トリリニアダイアグラムによる河川水中のイオン組成の評価	74
3.3.3 主成分分析による河川水中の溶存イオンの総合評価	76
3.3.4 エンドメンバーによる起原水の寄与率の推定	79
3.3.5 付着藻類の窒素安定同位体比による窒素起源の推定	83
3.4 まとめ	86
4. 窒素負荷量の推定と削減目標の提案	88
4.1 背景	88
4.2 調査概要	91
4.2.1 調査流域諸元	91
4.2.2 実測値による窒素負荷量の算出	91
4.2.3 原単位法を用いた窒素発生負荷量の試算	91
4.3 結果および考察	94
4.3.1 公表データに基づき異なる計算手法で算定した T-N 負荷量の比較	94
4.3.2 T-N 濃度と畑草地率, 流量と流域面積との関係	99
4.3.3 十勝川水系の 37 地点における T-N 負荷量の推定	100
4.3.4 T-N 負荷量と窒素発生負荷量の試算値の比較	106
4.4 まとめ	110
5. 総合考察	111
5.1 はじめに	111
5.2 十勝川水系における窒素流出抑制対策の基本フロー	113

5.3 家畜排せつ物を対象とした窒素流出抑制対策に関連する事例 - - - - -	118
5.4 土地利用的側面からの窒素流出抑制対策 - - - - -	119
6. 総括 - - - - -	121
謝辞 - - - - -	126
引用文献 - - - - -	128

1. 緒言

1.1 研究の背景

1.1.1 世界の食料問題と持続的農業

国際的な食料問題を背景に、持続的農業（Sustainable agriculture）の発展が重要視されている。2016年現在、世界人口は70億人を突破し、急激な人口増加に対する農業生産力の増強や食料供給システムの改善が国際的に取り組まれているが、依然として世界の飢餓人口は高いレベルにある。世界全体では飢餓削減が進展しているものの地域間での格差が大きい。アジアでは人口の8分の1が恒常的に十分な食料を入手できない状態にあり、世界の栄養不足の人口の3分の2が集中する地域となっている（JAICAF, 2014）。一方、アジア地域に位置する日本の食料事情はカロリーベースの食料自給率が39%と最低水準で低下傾向にあり（農林水産省, 2015）、日本の農業生産および食料供給は危機的状況にある。このとき、食料自給率の向上に取り組む上で重要な課題として挙げられている項目の一つが、「環境保全・生物多様性と調和のとれた農業の取り組み」である（農林水産省, 2010）。農業における化学肥料および農薬の大量消費や農地の大規模化は作業効率や食料生産性を大きく向上させた一方で、農地やその周辺地域に対する環境負荷が大きく、土壌・水質の汚染や生物多様性の破壊などの深刻な環境問題を引き起こした。そこでEUでは、環境に寄与するような農業を運営している経営体に対して補助金を支払うCAP（EU Common Agricultural Policy）という政策が執られている（e.g. Cardwell, 2004）ほか、近年は農業の生産性を維持しつつ環境問題を改善するために、Functional agrobiodiversity（FAB）という取り組みが注目されている。FABとは、「農地や地域を単位とした生物多様性は持続的な農業生産を支援し、地域・社会・地球環境に対して利益をもたらすことのできる生態系サービスを提供する」という考えを基本概念としている。有機物の施用や害虫の天敵および微生物を利用した生物農薬のように、人工的なインプットを削減し自然の代替物を積極的に利用することによって作物生産性を維持しながら地域の生物多様性に寄与する営農方法をサポートしている（ELN-FAB, 2012 ; Delbaere et al, 2014）。またEU諸国において、農家や地域のコミュニティが生産物を直接販売する short food supply chain が持続的な農業を促進する一つの方法として注目されている（Canfora, 2016）。

食料の大部分を輸入に依存している日本では、国内の生産力の増強に合わせて、生物の生息地を保護し生物多様性に配慮した農地改変や営農管理、そして新たな食料供給網を構築していく必要がある。それらの取り組みは自国の食料生産と環境保全に寄与するだけでなく、持続的な農業の発展に対するアジア地域における日本の役割についても十分に考慮したものでなければならない。

1.1.2 農業を原因とした窒素汚染問題

このとき、農業を原因とした環境問題の一つとして注目されているのが環境への窒素負荷の増大である。窒素は生物にとって多量必須元素であり、農地における作物生産量を最大限に確保するために多量の窒素肥料が施用されている。1900年代に、大気中の窒素 (N_2) からアンモニア (NH_3) を合成するハーバーボッシュ法が確立され窒素化学肥料が利用されるようになってから作物生産は飛躍的に向上した。しかし、作物生産における窒素化学肥料の利用効率は世界平均で 25%程度であり (Sutton et al, 2013)、残りは大気や土壌および水系に負荷されている。環境中に負荷された窒素はアンモニウムイオン (NH_4^+) や硝酸イオン (NO_3^-) による水質汚染や大気汚染、温室効果ガスとしての一酸化二窒素 (N_2O) による気候変動やオゾン層の破壊など、その形態を変化させつつさまざまな環境問題を引き起こしている (nitrogen cascade ; Galloway et al, 2003)。日本において、また国際的にも CO_2 排出による地球温暖化の影響やその対策が大々的に実施されているが、環境への窒素負荷については依然として効果的な対策が提示されていないことや、nitrogen cascade が加速度的に循環している現状をふまえると、将来的な環境問題として最も影響の大きくなる可能性が高いのが窒素問題かもしれない (新藤, 2004 ; 田瀬, 2014a)。

環境への窒素負荷として国際的に注目されているのが水系の窒素汚染である (e.g. Carpenter et al., 1998 ; Parris, 2011)。農地に投入された窒素肥料のうち、作物に利用されず余剰となった窒素成分は土壌から地下水に溶脱する。土壌中での窒素は有機態窒素と無機態窒素に大別され、有機態窒素はアンモニア態窒素 (NH_4-N)・亜硝酸態窒素 (NO_2-N) を経て硝酸態窒素 (NO_3-N) へと微生物などの硝化作用により変化する。窒素肥料の多くは NH_4-N の形で農地に施肥されるが、好氣的条件下では速やかに NO_3-N に硝化される。また、堆肥など有機態窒素として施肥された窒素も植物は有機態窒素を利用できないため、微生物などに分解さ

れやがて $\text{NO}_3\text{-N}$ に変化する。多くの植物はこの $\text{NO}_3\text{-N}$ を利用しているが、 $\text{NO}_3\text{-N}$ はマイナスイオンであり負の荷電を持つため土壌から溶脱しやすい性質を有している。土壌から地下水に溶脱した $\text{NO}_3\text{-N}$ は一定期間（数ヶ月～数十年）を経て河川へと流出する。また、降雨時などは表面流出を介して河川へ流出する。このように、地下水や河川へ溶脱・流出した窒素成分は地下水および河川水中の窒素濃度を上昇させ（Schofield et al., 1990 ; Sutton et al., 2011 ; 桜井, 1975 ; 熊澤, 1999 ; 藪崎, 2010）、地下水や河川が流入する湖沼などの閉鎖性水域の富栄養化を引き起こし（Sharpley et al., 2003 ; Hantschel and Besse, 1997）、内湾の赤潮や hypoxia 形成の要因となる。富栄養化および赤潮の発生は栄養塩類などの過剰供給を原因とした植物プランクトンの異常増殖によるものであり、悪臭や景観の悪化だけでなく水中の溶存酸素が不足し魚類などの水中生物が死滅してしまう。hypoxia とは、河川河口部に形成される大規模な貧酸素水塊である。河川を通じて海洋に窒素が流れ込むことによって河口部が富栄養化し多量の有機物の分解に伴う酸素の大量消費によって貧酸素水塊が形成される現象で（Graber et al, 1996 ; 藤井・藤原, 2014）、ミシシッピ河口部において大規模な発生現象が報告されている（David et al, 2013 ; Porter et al, 2015）。

1.1.3 国際的な窒素汚染の現状と各国の取り組み

このような水系の窒素汚染については世界各地で調査研究が実施されており、農業によるインプット（施肥等）の拡大が地下水や河川、湖沼の窒素濃度上昇に関係していることが多く報告されている（Von Schiller et al., 2008 ; Velthof et al., 2009 ; Rothwell et al., 2010 ; Domingues et al., 2011 ; Passy et al., 2013）。農地から流出した表面水や浅層地下水は過剰な栄養塩を含んでいる（Kyllmar et al., 2006, 2014 ; Neal et al., 2006 ; Power, 2010）。例えば、EU27 における 2000 年の農耕地の余剰窒素が 69 kg/ha（平均）であったのに対し、農地外に排出された窒素量は 69 kg/ha（平均）と余剰窒素のほとんど全てが農地外へ排出され、そのうち平均 20% が表流水や地下水に流出したと推定された（Velthof et al., 2007）。また、イングランドでは水系に排出される窒素の 70% が農業に由来すると推定されている（OECD, 2008）。Povilatis et al. (2012) は、リトアニア中部の農業が最も集中している地域において河川水中の窒素濃度が最も高いことを報告している。また、Pasten-Zapata et al. (2014) は、農業地域における浅層地下水中の窒素汚染について地質科学と

同位体解析を取り入れたマルチトレーサー法により、メキシコ北東部において窒素肥料および家畜排せつ物が地下水中の窒素起源であることを明らかにした。Monteagudo et al. (2012) は、南央スペインにおいて灌漑畑が富栄養化の原因であることを示している。

このような農業を原因とした窒素汚染問題に対してはさまざまな対策・取り組みが実施されている (OECD, 2012)。EU では、水系への窒素負荷の抑制・管理および富栄養化の改善を目的に Nitrates Directive (ND; 硝酸指令) や Water Framework Directive (WFD ; 水枠組指令) などの規制を定めている (Bouraoui and Grizzetti, 2014 ; Velthof et al., 2014)。ND は 1991 年に定められ、各加盟国が水質モニタリングステーションを設置し硝酸汚染や富栄養化の発生を観測している。また硝酸汚染や富栄養化のおそれのある地下水や地表水のある集水域全体を脆弱地域として指定し、脆弱地域内の農業者には硝酸汚染や富栄養化を防止するために国が定めた行動計画を守ることを義務として課している。行動計画には、作物要求に合わせた適正施肥や家畜排せつ物の最大還元量の規制、家畜排せつ物の冬期間の施用禁止と貯留施設の整備および水質を汚染しやすい場所や時期に肥料や家畜排せつ物を使用しないなどの規準を定めている (西尾, 2014)。ND は加盟国が家畜飼養頭数や化学肥料の投入量などを削減し、農地への窒素投入量を縮減させることに大きく貢献した (Oenema et al., 2009 ; Haene et al., 2014)。Velthof et al. (2009, 2014) は、EU 加盟国において ND の規制以降農業地域からの窒素流出が削減されたと報告している。ND では加盟国に実施報告書の 4 年に 1 度の提出を義務づけたことも、規準が広く遵守され顕著な改善効果が得られた要因の一つであろう。ND が農業からの窒素流出抑制に特化した規制であったのに対し、WFD は保全対象を「水資源」としてその悪化防止と改善、持続可能な水利用の促進、有害物質排出の停止または漸減、地下水汚染の段階的な改善および洪水・旱魃の影響緩和など、EU の水質を持続的に利用し生態学的に健全な状態に保全することを目的として 2000 年に採択された。2015 年までの水質改善を目標として、国境を越えた河川単位での取り組みが導入されている (Bouraoui and Grizzetti, 2014 ; 岩田, 2007)。また米国では、ミシシッピ州の Beasley 湖において継続的な水質観測が実施されており、いくつかの環境保全対策により湖の水質が改善傾向にあることが報告されている (Smith et al., 2007 ; Locke et al., 2008 ; Cullum et al., 2010 ; Lizotte et al., 2014)。

世界における窒素問題に対する国際的な組織による活動には、経済協力開発機構（Organisation for Economic Co-operation and Development ; OECD）、国際窒素イニシアティブ（International Nitrogen Initiative ; INI）、Future Earth（FE）などがある。INI は持続可能な食料生産における窒素の利便性を最適化するとともに、食料・エネルギー消費に伴う人の健康や環境への窒素の負影響を最小化することを目的とした窒素問題に携わる研究者の組織である。2003 年に正式に発足され、3 年ごとに国際窒素会議を開催し世界各地の窒素アセスメントの実施を支援している。そして、FE は既存の複数の国際プロジェクト（Sustainable Development Goals, United Nations Framework Convention on Climate Change, Convention on Biological Diversity など）を統合した大規模な国際プロジェクトであり、2015 年に活動が開始された。持続可能な社会への転換を目的とした地球規模の取り組みが特徴であり、分野を超えた知識の統合や既存の概念を超えた持続的かつ革新的な発展をコンセプトとしている（Future earth, 2014a）。FE の取り組みにおいても、持続可能な食料生産や窒素の管理は重要な課題として位置づけられている（Future earth, 2014b）。

1.1.4 日本における調査研究と取り組み

OECD（2013）の報告において、日本は 2007～2009 年における農耕地の余剰窒素（耕地面積当たりの窒素負荷）が 180kg N/ha と OECD 諸国の中で 3 番目に大きく、OECD 平均の 63kg N/ha よりも 100 kg N/ha 以上も多い。このとき、余剰窒素が 100kg N/ha を超えていたのは、韓国、オランダ、日本、イスラエルおよびベルギーの 5 か国であったが、このうち日本とイスラエルのみが 1998～2000 年の余剰窒素量よりも増加傾向にあった。

日本における農業を原因とした水系の窒素汚染に関する調査研究は、琵琶湖や霞ヶ浦を中心として各地で実施されてきた。霞ヶ浦や琵琶湖は大都市圏への水資源の供給源として重要な役割を占める湖沼であるが、深刻な水質汚染や富栄養化が問題視されており（高村ら、1976；田淵ら、1983；武田ら、1991；國松ら、1994；海老瀬、1994；中西・関野、1997；須藤・小沼、2000）、長期間の水質観測や体系的な調査解析が実施されている（早川ら、2012；治田ら、2015）。琵琶湖では、湖内および流入河川における全窒素濃度および硝酸態窒素濃度の上昇が報告されており（津田ら、2006；岡村、2008）、農業によって負荷される窒素が総流入負荷量

の 35%に及ぶ（宗宮，2000）など，農業を主要因とした湖沼および河川の窒素汚染が明らかとなっている。また霞ヶ浦においても，水田の代かき田植期や強制落水によって窒素やリンの流出負荷が大きく増加することが報告されている（田淵ら，1979；北村ら，2011）。このような農業を原因とした窒素汚染については日本各地で調査結果が報告されており（齋藤ら，2005；木塚ら，2012；竹本ら，2012；石川ら，2013；早瀬・瀧本，2013；中川ら，2014），流域からの窒素流出抑制および水質改善が検討されている。たとえば琵琶湖や霞ヶ浦では，湖沼水質保全特別措置法に基づく水質保全計画が作成され，改正を繰り返しながら湖沼への負荷削減や水質浄化対策が実施されている（田淵，2008）。霞ヶ浦では流域内の畑地・林地・水田といった地形連鎖を利用し，畑地からの高濃度の流出水を水田で除去する窒素浄化法（黒田，1998）や休耕田を利用した方法（田淵ら，1993）が検証されている。また，琵琶湖では農業排水の反復利用による窒素流出抑制が実施されている（大久保ら，2014）。

ここで，日本における水系の窒素汚染に係る環境関連法規には①水道法，②下水道法，③水質汚濁防止法，④瀬戸内海環境保全措置法，⑤湖沼水質保全特別措置法，⑥環境基本法，⑦水道原水水質保全事業の実施促進に関する法律および⑧家畜排せつ物の管理の適正化及び利用の促進に関する法律（家畜排せつ物法）が挙げられ，これらの法規に基づいて各種基準が設定されて窒素負荷抑制や水質改善の目標値とされている。このうち，公共用水域の水質監視において窒素に関する項目は「人の健康の保護に関する環境基準（健康項目）」の硝酸性窒素濃度・亜硝酸性窒素濃度（10 mg/L 以下）および「生活環境の保全に関する環境基準（生活環境項目；湖沼その 2，海域その 2）」の全窒素濃度である。河川については生活環境項目における全窒素濃度の基準は設定されていない。

しかし，日本では農業由来の窒素流出の主要因である農地への施肥について EU における ND のような施肥量を規制する法律はない。EU 各国が ND の取り組みによって農地への窒素の投入量を削減しているのに対し，日本では化学肥料が過剰施肥される傾向にある（西尾，2002）。これは，日本で利用されている施肥基準は推奨基準であって，ND のような厳格な規制ではないことが EU 諸国との違いを生じていると考えられる。また，家畜排せつ物由来の窒素汚染を防止することを一つの目的として家畜排せつ物法が施行されたが，禁止事項である野積みなどの不

適切な処理が散見されるほか、畜産経営の大規模化・集約化に伴う窒素負荷の増大も懸念されている（池田，2012）。

平成 26 年度における公共用水域の水質測定結果をみると、健康項目では河川、湖沼、海域（5,375 地点）のほぼすべての地点で環境基準を達成した（99.1%）。しかし、生活環境項目における全窒素濃度の環境基準達成率は湖沼（類型指定水域；39 水域）で 15.4%（前年度；12.4%），海域（類型指定水域；151 水域）で 89.4%（前年度；88.6%）に留まった。とくに、琵琶湖や霞ヶ浦を含む指定湖沼では環境基準が達成されていない状況にある（環境省，2015）。松森・板橋（2009）は、霞ヶ浦流域の主要河川について窒素濃度の変化要因を解析し、水田における窒素浄化機能が低下していることを報告している。このように、農業を原因とした窒素汚染問題については多くの調査研究が実施され対策案も検討されているものの、顕著な改善効果が得られず多くの課題が提示されている。田瀬（2014b）は、現状の基準値を流用するのではなく、負荷源と媒体間（土壌、地下水、河川水など）での連続性を考慮する形で環境基準や排水基準を設定することが窒素の抑制管理には不可欠であるとしている。これらの知見は、日本において農業を原因とした窒素汚染問題を改善するには、流域内での複雑な窒素の流出挙動を完全に解明するには至っていないことを第一に、各地域の地形や気象条件、営農方法などの特性によって変化する窒素負荷の発生および流出に適応した窒素の抑制・還元・浄化方法についての検証が重要であり、対象地域における実測データの蓄積が必要不可欠であることを示唆している。

1.1.5 十勝川水系における調査研究

一方、北海道東部に位置する十勝総合振興局管内では畑作および酪農を主とする大規模な土地利用型農業が展開されており、日本の食料供給を支える上で重要な役割を担っている。日本では水田が農地の 70%を占めることから、上記のように水田を面源とした窒素汚染問題についての調査結果が多く報告されてきた。しかし、日本の食料生産力の増強には米だけでなく穀物や蔬菜類、乳製品および肉類の生産も必須であり、十勝地域における畑作・酪農混合農業は将来にわたって重要な役割を担うことが予想される。同地域において、環境に配慮した持続的農業に取り組むことは国内に限らずアジアモンスーン地域におけるモデルケースとしても有用な知見となるだろう。

北海道において、農業を原因とした水質汚染問題に関する調査研究が実施されるようになったのは 1980 年代後半以降のことである（大村・黒川，1989）。その後 1990 年代前半以降の調査対象は農業的土地利用が大きく変化した根室・釧路管内の大規模酪農地域に集中した（倉持ら，1994；長澤ら，1995）。たとえば，井上ら（1999）は流域の草地率，飼養牛頭数密度および河川改修率などが河川水質に大きく影響していることを報告した。宗岡ら（2000）は河川の水質環境に影響を及ぼす主な要因が畜舎，尿だめ，堆肥場からの家畜排せつ物に起因する窒素成分であることを明らかにした。また北海道東部以外でも，岡澤ら（2001）は北海道南西部の農林地流域を対象に降雨時の河川水質を比較し，林地には懸濁態成分の流出抑制効果があることを報告している。

十勝地域では，十勝川水系を対象として行政機関等による水質モニタリングが長期間実施されてきた。田淵ら（1995）および吉野・田淵（1994）は，十勝管内北西部を対象として河川水中の硝酸態窒素濃度を指標とした流域の土地利用解析を試みた。また，Anbumozhi and Yamaji（2001）は，上記（田淵ら（1995）および吉野・田淵（1994））とは若干異なる調査地点で実施した水質調査結果と農村集水域の土地利用と面源汚染管理に関する検討の中で，河川水質を保全する上での河畔林の重要性について論じている。Yamazaki et al.（2013, 2014, 2015）および Muneoka et al.（2013, 2014, 2015）は，この十勝管内北西部で田淵ら（1995）および吉野・田淵（1994）と同時期・同地点における 10 年後および 20 年後の水質環境を比較検討するために追加調査を実施した。同地域における農業環境三法の施行にともなう経年的・季節的な水質環境の変化を中心に，各種環境基準に基づく河川水質評価や，農業的土地利用の違いが河川水質に及ぼす影響，また簡易的な水質分析手法であるパックテスト法を用いた河川水質評価の測定精度を検証し環境教育への導入について考察を加えている。長谷部ら（2000）は，平成 7 年の BOD 指標（全国 1 級河川の水質現況；河川ランキング）において 1 位に評価された十勝川水系札内川とワースト 1 位の大和川水系石川について河川水質の比較を行い，石川が生活排水などの影響を強く受けているのに対して，札内川は硝酸イオンの単位面積負荷量が大きく施肥の影響が強いことを報告した。伊藤ら（2004）は，飲料水中の硝酸性窒素および亜硝酸性窒素の基準に基づき十勝川水系猿別川流域において 2001 年に 4 回の調査を行い，土壌への窒素供給量は $2.7 \times 10^3 \text{ t N/y}$ であり

主要な窒素供給源が施肥および家畜排せつ物であると推定した。岩波ら（2013）は十勝川水系の 5 つの支川において水質観測を行い、冬期の低流量時には基底流出と中間流出が全流出の 70~95%を占め、融雪期には表面流出の割合が増加し全流量の 50%以上を占めたこと、また農地面積率が高い河川において河川水中の硝酸態窒素濃度が高濃度を示した結果を報告している。

これらの先行研究が示すように、十勝川水系の河川水質は農業を原因とした水系の窒素汚染が懸念されている。しかし、農業生産力の維持・向上を基本とした水質保全対策を提案するためには、十勝川本川および支川を含めた流域スケールでの経年的（長期的）な水質調査および流域の土地利用情報を考慮した窒素流出挙動の把握とデータの蓄積が必要である。また、効果的な窒素流出抑制対策を考案するには河川水中の窒素濃度だけでなく有機物やその他の栄養塩濃度およびイオン濃度などを含めた総合的な水質評価から農業を原因とした水系への環境負荷についても検証し、その負荷量や負荷の起源についての考察が重要である。

1.2 本研究の目的と本論文の構成

本研究では、今後の日本の食料生産向上に対する持続的農業のあり方について考えていく上で解決すべき課題の一つとして農業地域における水系の窒素汚染問題を取り上げる。持続的農業と水質保全の両立を目的として、十勝川水系の広域において河川水質の現況を評価し、農業生産性をできるだけ低下させない窒素流出抑制の方法について考察した。

本論文は、第 1 章～第 6 章で構成されている。第 1 章では、本研究の背景と目的および構成を述べる。第 2 章では、2007~2016 年の観測結果について十勝川水系における河川水質評価および流域の土地利用が河川水質に及ぼす影響について検証し、水質環境の問題点の把握、流域内の土地利用面での対策による窒素流出抑制効果を考察した。第 3 章では森林、畑作、畑作・酪農の混合および酪農を主とした土地利用別の流域を比較対象として、十勝川水系において河川水中の溶存イオンを用いた河川水質の総合評価を行い、農業を原因とした水質問題の全体像を把握するとともに、窒素安定同位体比 ($\delta^{15}\text{N}$) を用いた水質解析を試み河川水中の窒素成分の起源について考察を加えた。第 4 章では、流域の土地利用情報から十勝川水系の対象地点における年間の窒素流出負荷量を推定し窒素負荷量の削減

目標値を示した。第 5 章では，総合考察として十勝川水系における窒素流出抑制対策の基本形をフローチャートで示し，土地利用面および営農面での窒素流出抑制対策の可能性についての考察と今後の課題について述べ，第 6 章で本研究を総括する。

2. 十勝川水系における河川水質評価と土地利用の影響の検証

2.1 背景

第2章では、十勝川水系における2007～2016年の水質調査結果から有機物および栄養塩類を指標とした河川水質評価を行った。また、河川水質と流域の土地利用との関係を解析し、土地利用が河川水質に及ぼす影響を検討した。

十勝川水系は、Woil et al. (2002, 2004), Muneoka et al. (2012), Yamazaki et al. (2013, 2014)の研究から北海道内でも農業を原因とした窒素負荷の高い地域であることが報告されている。このとき、十勝川水系では行政機関等による水質モニタリングが長期間実施されているが、公共用水域の河川水質は「生活環境の保全に関する環境基準（河川）」において、水素イオン濃度（pH）、生物化学的酸素要求量（BOD）、浮遊物質（SS）、溶存酸素量（DO）および大腸菌群数の5項目で評価されている。Yamazaki et al. (2016a)は、十勝川水系において2007～2011年の5年間を対象にpH、BOD濃度、SS濃度および電気伝導率（EC）の水質特性を評価した。しかし、農業が卓越した流域を有する十勝川水系では栄養塩類を指標とした河川水質評価が必要不可欠である。河川水質に対する農業の影響を検証するには、窒素だけでなくリンの評価も合わせて重要視されている。リンは窒素と同様に生物にとって必要不可欠な元素の一つであるが、農業活動の拡大に伴い大量のリンが環境中に供給されるようになった（Mackenzie et al., 2002）。その結果、過剰となったリン負荷により閉鎖性水域の富栄養化や赤潮、有害藻類の発生が問題となっている（竹内, 1997; Mainstone and Parr, 2002）。リンを過剰供給している一方で近年はリン鉱石の枯渇が危惧されており、環境および資源利用の両面からその流出抑制と再利用の方法が求められている（Abelson, 1999; 黒田ら, 2005; 前里ら, 2014）。窒素およびリンはどちらも水系に過剰に負荷されると富栄養化を引き起こす危険性が高く、個別の濃度だけでなく窒素とリンの成分バランスも富栄養化の発生に関係している。たとえば、全窒素（T-N）濃度および全リン（T-P）濃度の比で表されるN:P比は富栄養化の発生しやすさを測る指標である（Scott and McCarthy, 2010; Souchu et al., 2010; Chen et al., 2013; Bucholc et al., 2014）。海洋の植物プランクトンは好適条件下において窒素およびリンを16N:1P（モル比;濃度比では7.3N:1P）の比率で摂取しており、これをRedfield比という（Redfield,

1934 ; Abell et al., 2010 ; 田口, 2016)。このため、水中の N : P 比が 16 よりも小さい場合は植物プランクトンの増殖に対して窒素を制限因子としたリンが過剰な水質であり、16 よりも大きい場合はリンを制限因子とした窒素が過剰な水質であると評価される (e.g. Granéli and Johansson, 2003)。N : P 比が 16 よりも大きく離れた数値をとる場合には、特定の (単一の) 植物プランクトンの異常増殖を引き起こし、富栄養化の発生に限らず水域の食物網や生態系のバランスが崩れることで漁業にも影響が出る可能性が高くなる (Granéli et al., 2008)。十勝川水系は太平洋に流入しており、十勝沿岸域では 1980~1990 年代に広範囲におよぶ赤潮の発生が報告された。2000 年代以降は大規模な赤潮の発生は報告されていないものの局所的な発生が確認されている。十勝沿岸域では一部でカキの養殖が行われており、陸域から河川を介して高濃度の栄養塩を含みかつ栄養塩のバランスが悪化した水が供給されることで、漁業にも影響を及ぼしている懸念がある。

農地を面源とした窒素汚染は、工場からの排水などの点源による汚染と比較して負荷量などの実態把握が難しく水質改善が進んでいない。水質保全対策を提案する際には、農地への窒素投入量の削減だけではなく土地利用の再編成などの複数の対策を組み合わせることが有効であるとされている (OECD, 2012)。河川水中の窒素濃度は流域の農地率と相関関係にあることが複数の流域において報告されており (McFarland and Hauck, 1999 ; Nagumo et al., 2004)、流域内の農地率が大きくなると、河川水中の窒素濃度は上昇する (Castillo et al., 2000 ; Edwards et al., 2000 ; Tong and Chen, 2002 ; Williams et al., 2005 ; Hayakawa et al., 2006)。このとき、地域の農業生産力を維持・向上させることを基本とした水質保全対策を提案するには、流域内の農地率をできるだけ減少させない形で土地利用面からの対策を考案しなければならない。それには、流域内での土地利用の配置関係や河川流路との位置関係、河畔林などの緩衝帯の設置の有無と河川水質との関係について検証する必要がある。岡澤ら (2009) および Okazawa et al. (2011) は、北海道斜網地域および十勝地域において土地利用の集塊性と河川水中の硝酸態窒素濃度との関係を検証している。土地利用の集塊性指標は、対象とする土地利用 (1 種類) の隣接度合いや連担度合いを解析し、都市緑化や野生動物の生息地・移動経路などの景観を評価する際に利用されている (Upton and Fingleton, 1985 ; 吉川, 1997, 1999 ; 杜守ら, 2009 ; Drechsler et al., 2010 ; Xiao et al., 2013)。このような集塊性指標を

用いた農林地流域における河川水質の評価は、岡澤ら（2009）および Okazawa et al.（2011）の報告以外には見られない。しかし、これら 2 つの先行研究ではリンに関する評価が行われておらず、Okazawa et al.（2011）における十勝地域の調査は 2007 年の単年度を対象としているものであることから、経年的な窒素流出の変動が考慮されていない。そこで、Yamazaki et al.（2016c）は十勝川水系の広域において 2007～2011 年の 5 年間を対象に河川水中の T-N 濃度、T-P 濃度および N : P 比と集塊性指標を含む流域の土地利用との関係を検証した。

また、河川への汚濁物質の流出は降雨出水時や平水時、流出物質の種類などの条件によって挙動が異なる。このとき、岡澤ら（2003）および松永ら（2003, 2004）は、十勝川水系内に存在する流域内の畑草地が 80%以上を占める農業流域小河川をそれぞれ選定し、平水時・降雨出水時を含めた水質水文調査を実施した。その結果、異なる流域および異なる調査年で流域からの窒素流出はおよそ 76%が基底流出に起因すること、その大部分が硝酸態窒素であることを報告している。また、融雪融凍期には窒素成分の流出挙動が平水時とは異なることを鶴木ら（2003）、岡澤ら（2005）が北海道東部の草地酪農流域および北海道南西部の森林流域と農業流域における調査結果として報告している。

そこで、本章では十勝川水系において営農期および平水時を対象とした有機物など（pH, BOS, SS および EC）および栄養塩類（T-N, T-P, N : P 比）についての現況評価と 2007～2016 年の 10 年間の水質変動傾向を検証する。さらに、流域の土地利用（畑草地および森林）との関係を整理し、流域内の農業的な土地利用が河川水質に及ぼす影響を評価した。とくに、土地利用の集塊性指標による河川水中の栄養塩類（T-N, T-P, N : P 比）の評価から、流域内の土地利用の改変による河川への窒素負荷抑制の可能性について考察を加えた。

2.2 調査概要

2.2.1 調査流域諸元

Fig.2-1 (a)～(c)および Table 2-1 に調査対象地の概要を示す。本研究の調査対象地は、北海道十勝総合振興局管内に位置する十勝川水系である。十勝川水系は流域面積が 9,010 km²，総流路延長が 156 km を有する 1 級河川であり，十勝川本川は太平洋に流入している。本研究では，十勝川本川の上流から下流の 17 地点（採水地点 No.1～17）および本川に流入する主要な支川（最下流点；採水地点 A～T）の 20 地点を調査対象とした。

(2) 気候

十勝総合振興局は寒冷・少雪な気象条件を有し，ケッペンの気候区分において冷帯湿潤気候（Df）に分類される。ここで，十勝総合振興局管内の中央部に位置する帯広測候所の気象要素の平年値（1981～2010 年）を Table 2-2 に示す。年平均気温は 6.8 °C で，夏期は比較的暖かく冬期は寒さが厳しい。年平均総降水量は 887.8 mm であり，夏期（6 月～9 月）に年間のおよそ半分の降水量を記録する。また，冬期に少ない傾向にあり積雪が少ないため土壌凍結が著しい。年間の日照時間は 2033.2 時間と北海道内で最も長く，夏期（6 月～9 月）よりも秋期から春期（10 月～5 月）にかけて日照時間が長い傾向にある。

(3) 地形

十勝平野は南北 100 km，東西 50 km におよび 3,600 km² の面積を有する。この平野は大部分が段丘および台地からなることが特徴である。十勝平野は西縁を限る日高山脈，北縁を限る然別火山群，東縁を限る白糠丘陵および豊頃丘陵に囲まれている。十勝川水系はこの地形の影響を強く受けており，十勝川水系の主な支川は十勝平野の周縁部から平野の中心に向かってながれ十勝川本川に合流している。十勝平野の台地群は十勝川支川の扇状地が段丘化した開析扇状地である。このうち，十勝川本川より北側の扇状地群は十勝岳や然別火山群などの火山地域からの砂礫で構成されている。一方で，十勝川本川より南側の扇状地群は日高山脈からの変成岩や堆積岩の砂礫で構成されており火山岩の砂礫を含んでいない（小疇ら編，2003）。

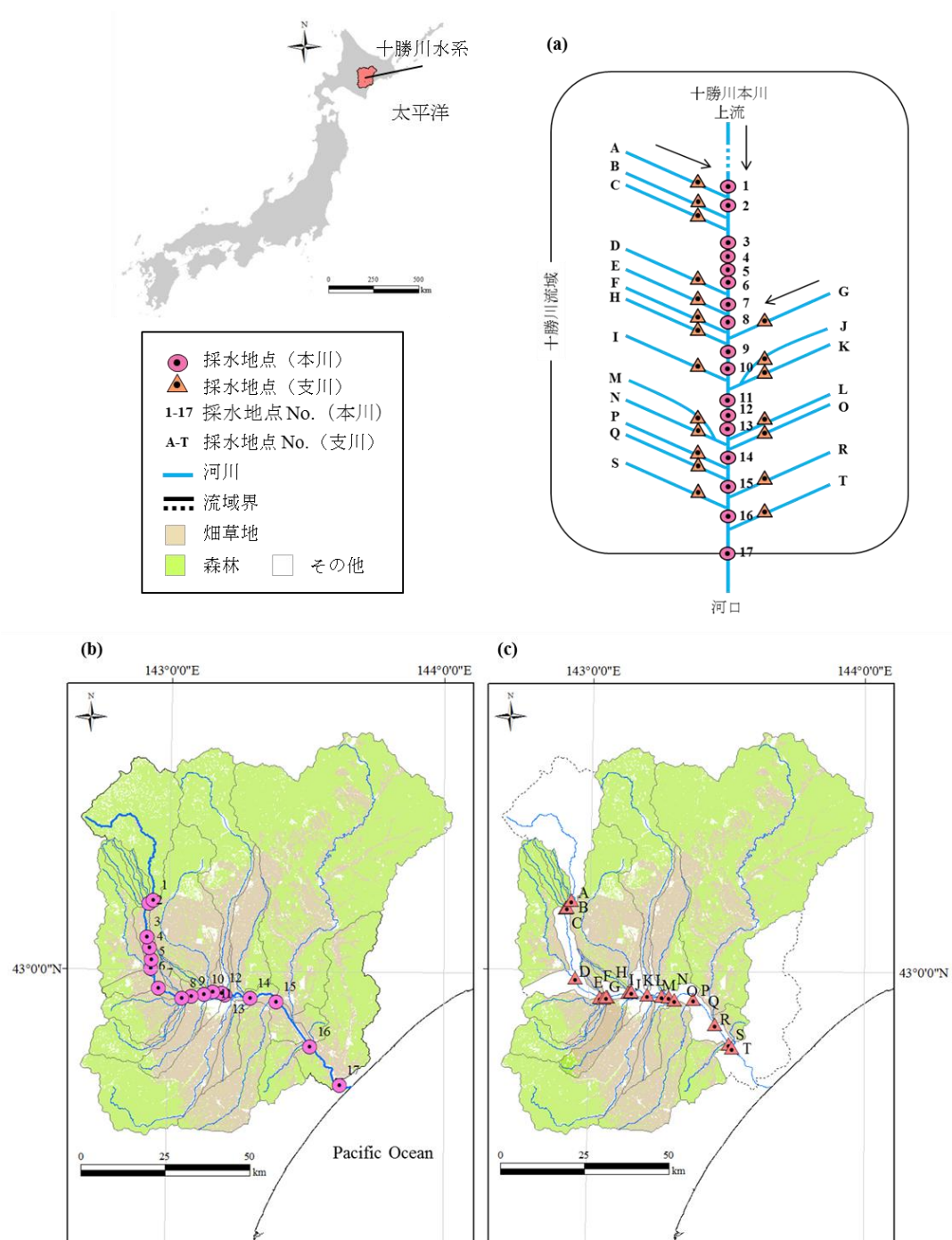


Fig.2-1 十勝川水系の流域諸元（調査地点，流域図，土地利用）

(a) 本川に流入する支川の概要図と採水地点；(b) 本川の流域図と採水地点；

(c) 支川の流域図と採水地点

Table 2-1 十勝川水系の流域諸元

採水地点	流域面積 (km)	河川長 (km)	最上流点 からの距離 (km)	畑草地		森林	
				面積率 (%)	SC ($\times 10^{-2} \text{km}^2$)	面積率 (%)	SC ($\times 10^{-2} \text{km}^2$)
十勝川本川							
1	632	46	(46)	1	29	94	3,696
2	658	48	(48)	1	25	94	3,864
3	801	58	(58)	3	55	93	2,700
4	806	62	(62)	3	60	92	2,514
5	840	66	(66)	4	112	89	1,579
6	858	68	(68)	5	128	87	1,457
7	1,289	75	(75)	14	187	78	435
8	1,531	82	(82)	19	244	73	293
9	1,777	85	(85)	21	266	71	264
10	1,798	89	(89)	21	272	70	255
11	2,669	92	(92)	32	425	60	144
12	2,683	94	(94)	32	427	60	142
13	2,686	96	(96)	32	421	60	142
14	4,479	104	(104)	35	399	59	134
15	5,098	114	(114)	39	471	54	96
16	8,224	131	(131)	33	241	62	158
17	8,982	146	(146)	31	228	58	171
十勝川支川							
A	23	47	47	0	0	98	2,246
B	48	27	49	2	31	96	2,316
C	72	29	49	2	26	97	6,995
D	337	42	71	25	134	68	196
E	210	25	80	40	361	53	93
F	26	16	82	73	474	11	9
G	35	18	82	79	275	18	40
H	180	38	83	16	220	74	227
I	164	36	90	73	856	17	23
J	33	22	91	52	74	44	80
K	667	67	91	47	772	44	60
L	693	94	97	18	240	61	198
M	197	80	101	71	674	70	140
N	704	43	101	30	319	12	21
O	316	41	102	65	419	28	36
P	127	31	105	79	917	12	11
Q	449	52	112	70	899	25	26
R	2,850	150	122	19	90	76	368
S	173	25	129	23	90	73	308
T	66	13	131	44	101	51	82

Table 2-2 帯広測候所の気象要素（平年値，1981～2010年）

	気温 (°C)			降水量 (mm)	日照時間 (時間)	全天日射量 (MJ/m ²)	積雪深 (cm)
	平均	日最高	日最低	合計	合計	平均	
1月	-7.5	-1.9	-13.7	42.8	183.4	7.8	59
2月	-6.2	-0.6	-12.6	24.9	190.1	11.4	37
3月	-1.0	4.0	- 6.0	42.4	217.8	15.2	42
4月	5.8	11.9	0.6	58.9	194.5	16.6	9
5月	11.1	17.6	5.7	81.0	192.3	17.7	1
6月	14.8	20.8	10.3	75.5	152.8	17.1	---
7月	18.3	23.5	14.5	106.4	117.6	14.8	---
8月	20.2	25.2	16.4	139.1	128.9	13.8	---
9月	16.3	21.5	12.1	138.1	143.0	12.2	---
10月	10.0	15.6	4.8	75.0	175.0	10.4	---
11月	3.2	8.0	- 1.5	57.6	166.7	7.5	9
12月	-3.7	1.1	- 8.9	46.1	171.3	6.4	47
年	6.8	12.2	1.8	887.8	2,033.2	12.5	201

(4) 土壌

十勝平野の土壌は主に火山灰土、台地土および低地土で構成される。十勝平野の段丘表面は支笏カルデラ周辺や十勝岳、然別火山などからの火山灰層に厚く覆われている（小疇ら編，1994）。十勝平野において最も広く分布する火山灰土はその性質の違いから、黒ボク土、多湿黒ボク土および黒ボクグライ土に分類される。黒ボク土は国内に広く分布し普通畑として利用されている。火山灰を母材とし、良好な排水条件における母材の風化と並行して有機物が集積したことによる黒い表層をもつ土壌である。黒ボク土は保水性や透水性が良く、緻密度が低いことから他の土壌に比べて物理性は良好である。しかし、活性アルミニウムを多量に含むことから土壌の有機物含量は高くなるものの、リン酸の肥効が低いことが特徴である。（足立，1977）。

(5) 森林

十勝平野の西縁を限り、十勝川本川の源流が位置する日高山脈の森林は針葉樹ではエゾマツ、トドマツおよびアカエゾマツ、広葉樹ではオヒョウ、イタヤカエデ、シナノキおよびキハダなどが生育する針広混交林である。日高山脈の一部の地域は「日高山脈森林生態系保護地域」に設定され、森林生態系を中心とした自然環境の維持、動植物の保全および遺伝資源の保存などを目的として維持管理されている（松本，2001）。

十勝川水系の河川周辺に生育する河畔林は水際部においてオノエヤナギやエゾノキヌヤナギ群落などが繁茂しており、高水敷にはドロノキやハルニレが分布している（有賀ら，1996）。また、国内でも限られた地域にしか生育していないケシヨウヤナギが分布していることも特徴である（田崎ら，2007）。

十勝平野の耕地防風林は、圃場の風食防止や農作物の風害防止を目的として設置されている林帯で平野部に広く分布している。耕地防風林の樹種の多くはカラマツであるが、一部はシラカバやトドマツおよびアカエゾマツにより構成されている（辻ら，2007）。

(6) 農業

十勝総合振興局管内の経営耕地面積は $2,356\text{km}^2$ （2010年世界農林業センサス）で十勝総合振興局管内の総土地面積（ $10,831\text{km}^2$ ）のうち20%以上を占めている。十勝総合振興局管内の農地のうち60%程度が畑作、40%程度が採草地や放牧地と

して利用されている。営農期間は 5～11 月でコムギ、マメ類、バレイショおよびテンサイを主要畑作 4 品目として輪作体系がとられており、ほかにも多種の蔬菜類や牧草などの飼料用作物も栽培されている。Fig.2-2 (a)～(c) に 1950～2015 年における十勝総合振興局管内の農業的土地利用の推移を示す。1970 年代には水田が 5000 ha 前後残っていたが、減反政策により 1985 年には 500 ha まで減少し現在のごく一部の地域でのみ栽培されている。畑作については、1990 年代以降経営耕地面積および土地利用形態の割合に大きな変化はみられないが、2005 年以降作付面積が若干増加していた。全作付面積に対する主要畑作 4 品目（コムギ、マメ類、バレイショおよびテンサイ）に加えて多種の蔬菜類などの割合も 1990 年代以降で大きな変化はなく 60%程度で推移している。同様に飼料用作物（飼料用作物および牧草専用地の面積をあわせたもの）の割合にも 1980 年代以降急激な変化はみられないものの、近年は若干の増加傾向にある。乳用牛の飼養頭数は 1970 年以降急激に増加したが、1990 年以降は 180,000～200,000 頭程度で安定している。また、2005 年以降は肉牛の飼養頭数が増加傾向にある。

作物栽培には化学肥料および堆肥などの有機質肥料が施用されている。施肥スケジュールは栽培作物によって異なるが、融雪融凍後の 4 月中旬～下旬に基肥が行われ、6～7 月には追肥が行われている。主要畑作 4 品目の窒素およびリン肥料の施肥基準は 12,000～14,000 kg N・km⁻²・y⁻¹ および 12,000～15,000 kg P・km⁻²・y⁻¹（コムギ）、1,500～2,000 kg N・km⁻²・y⁻¹ および 13,000～20,000 kg P・km⁻²・y⁻¹（マメ類）、6,000～8,000 kg P・km⁻²・y⁻¹ および 14,000～20,000 kg P・km⁻²・y⁻¹（バレイショ）、14,000～18,000 kg N・km⁻²・y⁻¹ および 20,000～22,000 kg P・km⁻²・y⁻¹（テンサイ）である。家畜排せつ物は堆肥や液肥として利用されており、肥培かんがい施設やバイオガスプラントなどの家畜排せつ物の管理施設が増加傾向にある。

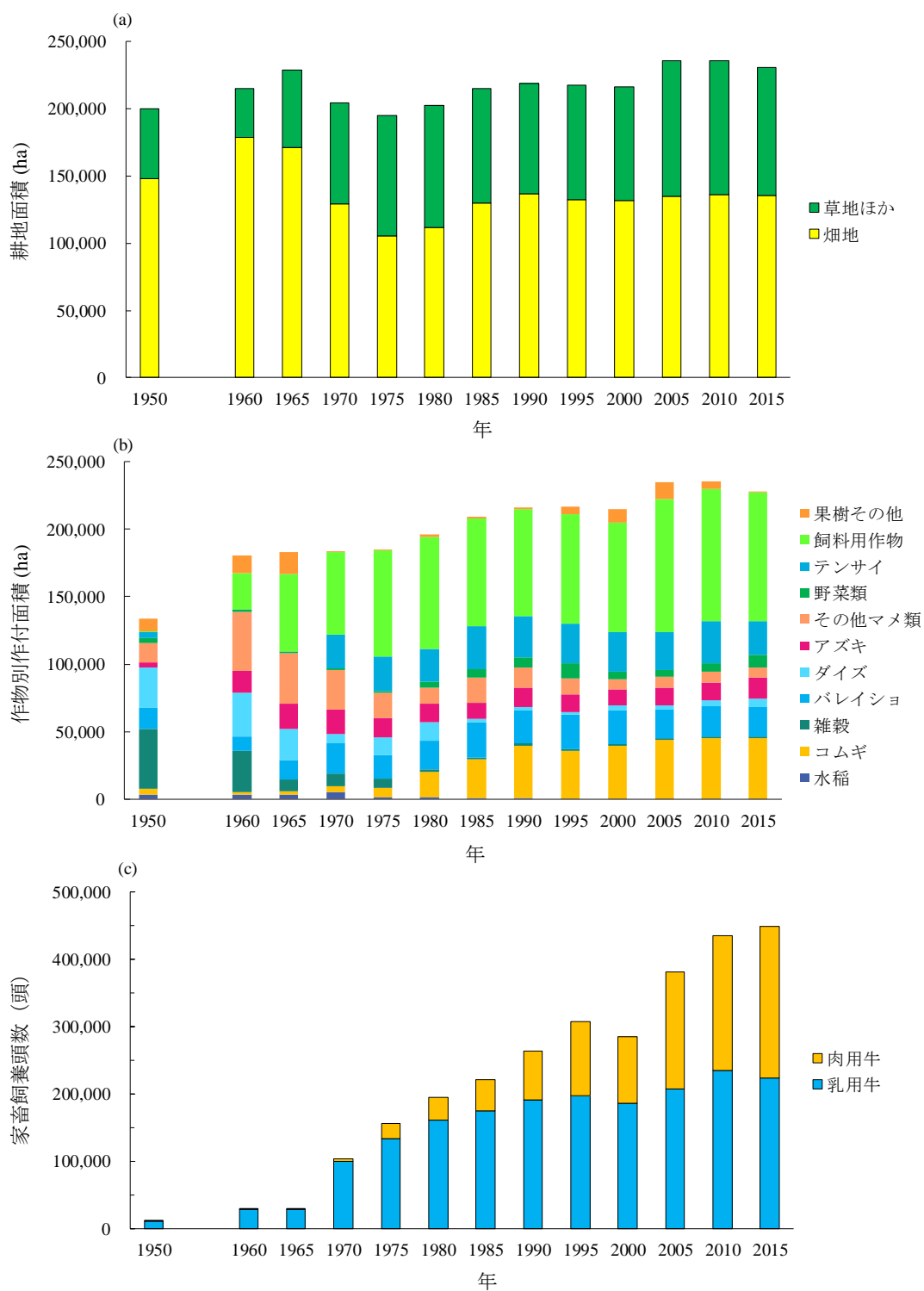


Fig.2-2 十勝総合振興局管内における農業的土地利用の推移
(世界農林業センサス, 1950~2015年)

(a) 耕地面積 ; (b) 作物別作付面積 ; (c) 家畜飼養頭数

2.2.2 水質水文調査

十勝川水系の37地点において河川水の採水を行った。まず、橋上から河川主要流心に対してロープ付き採水用バケツを静かに落下させた後、橋上まで引き上げて河川水を採水した。水温および電気伝導率（EC）を現場で測定し、500mLの広口ポリ瓶に各地点2本ずつ河川水を密閉して保冷状態で室内へ搬入した。調査期間は2007～2011年の6月下旬、8月下旬（9月上旬）および10月下旬（年3回）と、2012～2016年には8月下旬（9月上旬）（年1回）の計20回である（Table 2-3）。いずれの採水日においても降雨出水に伴う直接流出の影響を受けない河川流況の平常時（平水時）に水質調査を実施した。

国土交通省水管理・国土保全局が所管する観測所で観測された河川の流量や水質などのデータが水質水文データベース（<http://www1.river.go.jp/>）で公表されている。ここでは、長期間にわたって水質が観測されている十勝川本川の採水地点No.16（茂岩橋）を十勝川水系の代表地点として日流量（ m^3/s ）データを取得した。なお、対象期間は水質水文データベースで公表済み（2016年11月現在）の2007～2014年の8年分である。また、採水地点No.16における日流域平均降水量（mm）はティーセン法による流域平均降水量とした。流域平均降水量の算出に使用した地点雨量には、十勝総合振興局管内に設置されている帯広測候所および35アメダス観測点のうち、十勝川流域内の19観測点を対象とした。2016年については10月31日までの日流域平均降水量を算出した。

2.2.3 水質分析

水質分析項目は、栄養塩類の全窒素（T-N）、硝酸態窒素（ $\text{NO}_3\text{-N}$ ）、亜硝酸態窒素（ $\text{NO}_2\text{-N}$ ）、アンモニア態窒素（ $\text{NH}_4\text{-N}$ ）、全リン（T-P）およびリン酸態リン（ $\text{PO}_4\text{-P}$ ）の6項目に、有機物などの生物化学的酸素要求量（BOD）、化学的酸素要求量（COD）、浮遊物質（SS）および水素イオン濃度指数（pH）の4項目を加えた計10項目である。なお、これらの水質分析手法についてはTable 2-4に示す。

Table 2-3 十勝川水系における調査実施日（2007～2016年）

年	6月下旬	8月下旬 (9月上旬)	10月下旬
2007	6月22日	8月20日	10月23～24日
2008	6月28日	9月9日	10月28～29日
2009	6月30日	8月26日	10月24～25日
2010	6月28日	8月30日	10月23～24日
2011	6月22日	8月29日	10月28～29日
2012	—	8月20日	—
2013	—	8月24日	—
2014	—	8月19日	—
2015	—	8月19日	—
2016	—	9月14日	—

Table 2-4 各種水質分析手法

分析項目	分析手法	定量下限値	
栄養塩類			
T-N	アルカリ性ペルオキシ二硫酸カリウム分解 - クロモトロプ酸法	< 0.20	(mg/L)
T-N (低濃度) ※	アルカリ性ペルオキシ二硫酸カリウム分解 - カドミウム分解法	< 0.01	(mg/L)
NO ₃ -N	クロモトロプ酸法	< 0.20	(mg/L)
NO ₃ -N (低濃度) ※	カドミウム分解法	< 0.01	(mg/L)
NO ₂ -N	ジアゾ化法	< 0.002	(mg/L)
NH ₄ -N	サリチレート法	< 0.01	(mg/L)
T-P	ペルオキシ二硫酸カリウム分解 - モリブデン青法	< 0.02	(mg/L)
PO ₄ -P	モリブデン青法	< 0.02	(mg/L)
有機物など			
BOD	ガルバニ電池式隔膜電極法	0~20	(mg/L) ※※
COD	過マンガン酸カリウム分解法	0.5~11.0	(mg/L) ※※
SS	ガラスろ紙法		
pH	ガラス電極法	0~14	※※

※T-NおよびNO₃-N濃度が0.01~1.0mg/Lの場合

※※測定範囲

2.2.4 各種環境基準

本研究では、河川水質を評価する上での環境基準として「生活環境の保全に関する環境基準（河川）」を適用した（Table 2-5）。十勝川水系では、十勝川本川の最上流域（採水地点 No.1～5）で AA 類型、上流域（No.6）では A 類型、採水地点 No.7 よりも下流域はすべて B 類型に指定されている。また、十勝川支川も AA 類型から B 類型の範囲に指定されている（Fig.2-3）。一般に、河川水に対して窒素を指標とする水質基準値はあまりみられないが、（社）日本水産資源保護協会にもとづく「水産用水基準（1995年版）」では河川水中の T-P 濃度は 0.1 mg/L 以下、T-N 濃度は 1.0 mg/L 以下と規定されている。また、公共用水域の水質汚濁に係る環境基準のうち「生活環境の保全に関する環境基準（湖沼その 2・第 V 類型）」および「生活環境の保全に関する環境基準（海域その 2・第 IV 類型）」で T-P 濃度は 0.1 mg/L 以下、T-N 濃度は 1.0 mg/L 以下と規定されている。さらに、
「農業（水稲）用水水質基準」では T-N 濃度は 1.0 mg/L 以下と規定されており、
「水質障害対策事業に係る農業用水基準」では T-N 濃度が 1.0 mg/L 以上と規定されている。このように、上記のような各種水質基準を勘案して、ここでは T-P 濃度 0.1 mg/L、T-N 濃度 1.0 mg/L を”しきい値”とした。

Table 2-5 生活環境の保全に関する環境基準（河川）

類型	利用目的の 適応性	基準値				
		水素イオン 濃度 (pH)	生物化学的 酸素要求量 (BOD)	浮遊 物質 (SS)	溶存 酸素量 (DO)	大腸菌 群数
AA	水道1級 自然環境保全 およびA以下の 欄に掲げるもの	6.5以上 8.5以下	1mg/L 以下	25mg/L 以下	7.5mg/L 以上	50MPN/ 100mg/L以下
A	水道2級 水産1級 水浴 およびB以下の 欄に掲げるもの	6.5以上 8.5以下	2mg/L 以下	25mg/L 以下	7.5mg/L 以上	1,000MPN/ 100mg/L以下
B	水道3級 水産2級 およびC以下の 欄に掲げるもの	6.5以上 8.5以下	3mg/L 以下	25mg/L 以下	5mg/L 以上	5,000MPN/ 100mg/L以下
C	水産3級 工業用水1級 およびD以下の 欄に掲げるもの	6.5以上 8.5以下	5mg/L 以下	50mg/L 以下	5mg/L 以上	-
D	工業用水2級 農業用水 およびEの欄に 掲げるもの	6.0以上 8.5以下	8mg/L 以下	100mg/L 以下	2mg/L 以上	-
E	工業用水3級 環境保全	6.0以上 8.5以下	10mg/L 以下	ごみ等の浮遊が 認められない	2mg/L 以上	-

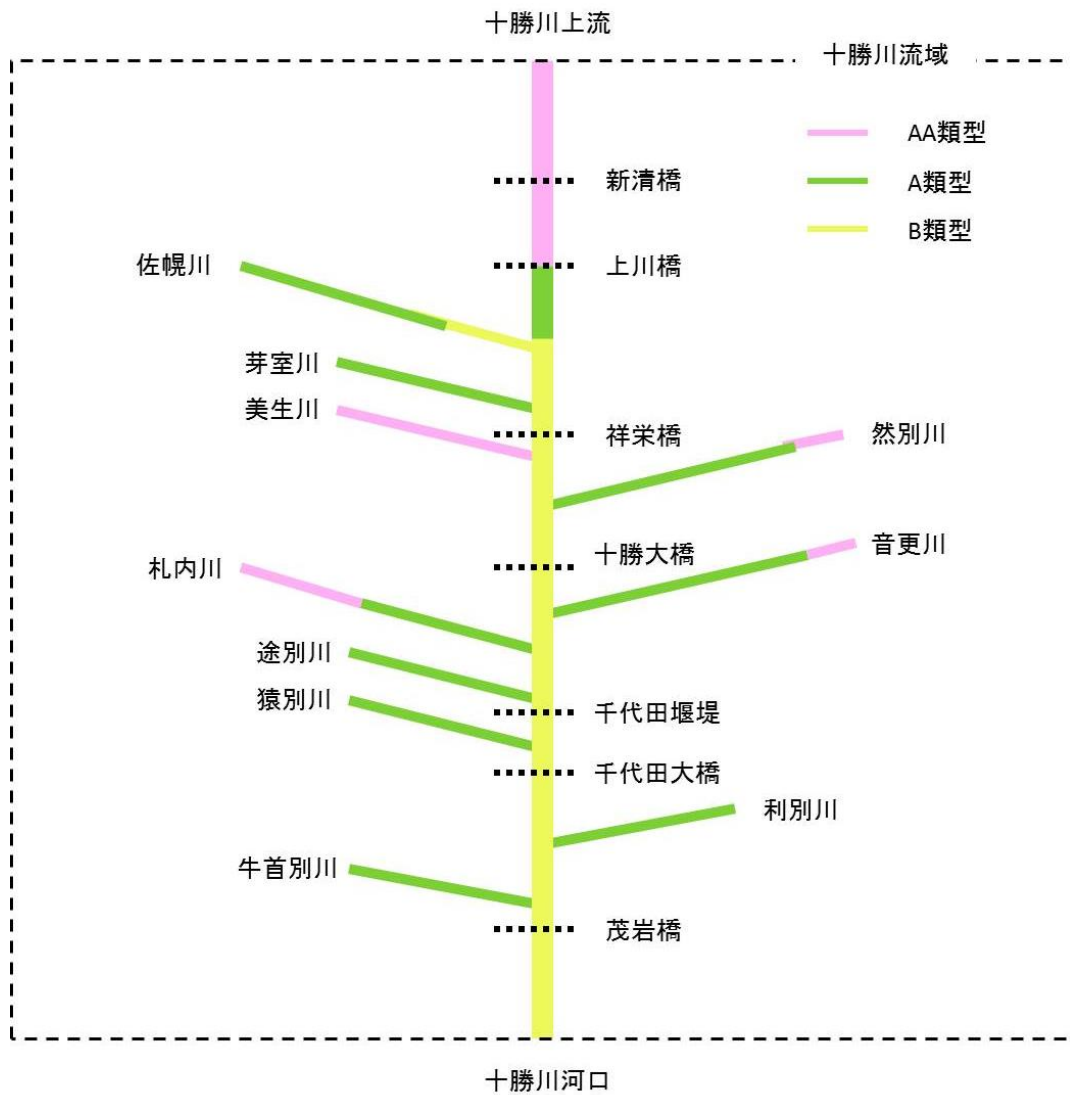


Fig.2-3 十勝川水系における河川水質の類型指定区間

生活環境の保全に関する環境基準（河川）；

河川類型指定状況模式図（<http://www.pref.hokkaido.lg.jp/index.htm>）を編集

2.2.5 土地利用解析

農林地流域の土地利用解析には GIS ソフトウェア (ArcGIS 10, ESRI) を利用した。国土数値情報の河川および流域界のデータから調査対象河川的位置を特定し、各採水地点の流域面積を算出した。土地利用情報には国土数値情報の土地利用細分メッシュ (100m×100m メッシュサイズ) (2006 年版) を用いた。Table 2-6 に土地利用細分メッシュにおける土地利用種の定義を示す。土地利用細分メッシュでは、“田”以外の農業的土地利用の分類が“その他の農用地”と定義されているため、畑地、草地、畜舎などの農業的土地利用をまとめて“畑草地”と再定義した。

本研究では、土地利用評価として ①流域の土地利用率 (畑草地率・森林率) に加えて、対象とする同じ土地利用の配置状況を評価する“土地利用の集塊性指標”のうち②同一土地利用の連結性 SC (Spatial Continuity) (SC (畑草地)・SC (森林)) を適用した。土地利用の集塊性とは、対象とする土地利用の隣接程度を表している。代表的な指標には、同一土地利用の連担性 (恒川ら, 1991), 同辺率 (吉川, 1999), JOIN (恒川ら, 1991; 吉川, 1997), CON (原科ら, 1999), 連結度指数 CN (小林, 2005) がある。

ここで、畑草地を例とした土地利用の評価方法を Fig.2-4 (a)(b) に示す。Fig.2-4 は流域内の土地利用を 100m×100m メッシュで区分した模式図であり、模式図の流域面積は 0.62km², 畑草地メッシュ数は 32 である。

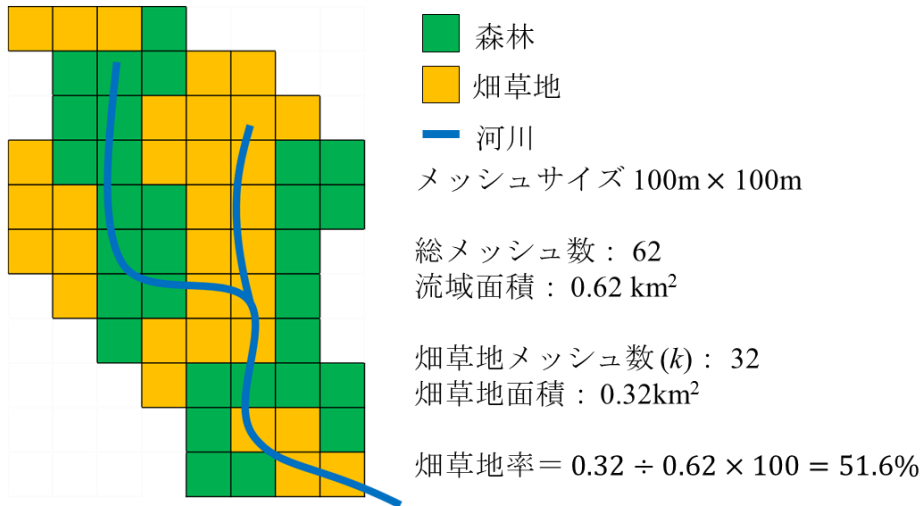
① Fig.2-4 (a)は畑草地率の評価・算出方法である。畑草地率とは、流域面積に占める畑草地面積の割合である。模式図の畑草地率は、流域面積および畑草地メッシュ数から 51.6%と算出できる。

② Fig.2-4 (b)は SC (畑草地) の評価・算出方法である。同一土地利用の連結性 SC は、恒川ら (1991) による同一土地利用の連担性と原科ら (1999) による CON をもとに岡澤ら (2009) が定義し、流域内に連結して存在する同一土地利用の規模を数値化した指標である。流域の SC を算出するために、対象の土地利用メッシュが 8 方向に連結するものをパッチ (メッシュの集合体) に分類する。流域内のパッチ数を集計し Fig.2-4 (b)の式で流域の SC (畑草地) を算出した。なお、模式図におけるパッチ数は 4, 流域の SC (畑草地) は $8.0 \times 10^{-2} \text{ km}^2$ であり、平均して 8 個のメッシュが連結して存在することを示している。

Table 2-6 土地利用細分メッシュの土地利用種定義
(国土地理院, 2006年版)

コード	対応する内容	定義
1	田	湿田・乾田・沼田・蓮田及び田とする
2	その他の農用地	麦・陸稲・野菜・草地・芝地・リンゴ・ブドウ・茶・桐 ハゼ・コウゾ・シュロ等を栽培する土地とする
5	森林	多年生植物の密生している地域とする
6	荒地	しの地・荒地・がけ・岩・万年雪・湿地・採鉱地等で 旧土地利用データが荒地であるところとする
7	建物用地	住宅地・市街地等で建物が密集しているところとする
9	幹線交通路	道路・鉄道・操車場などで面的に捉えられるものとする
A	その他の用地	運動競技場・空港・競馬場・野球場 学校港湾地区・人口造成地の空き地等とする
B	河川および湖沼	人工湖・自然湖・池・養魚場等で平水時に常に水を 湛えているところ及び河川・河川区域の河川敷とする
E	海浜	海岸に接する砂, れき, 岩の区域とする
F	海水域	隠顕岩, 干潟, シーバースも海に含める
G	ゴルフ場	ゴルフ場のゴルフコースの集まっている部分の フェアウェイ及びラフの外側と森林の境目を境界とする

(a) 畑草地率の算出方法



(b) SC (畑草地) の算出方法

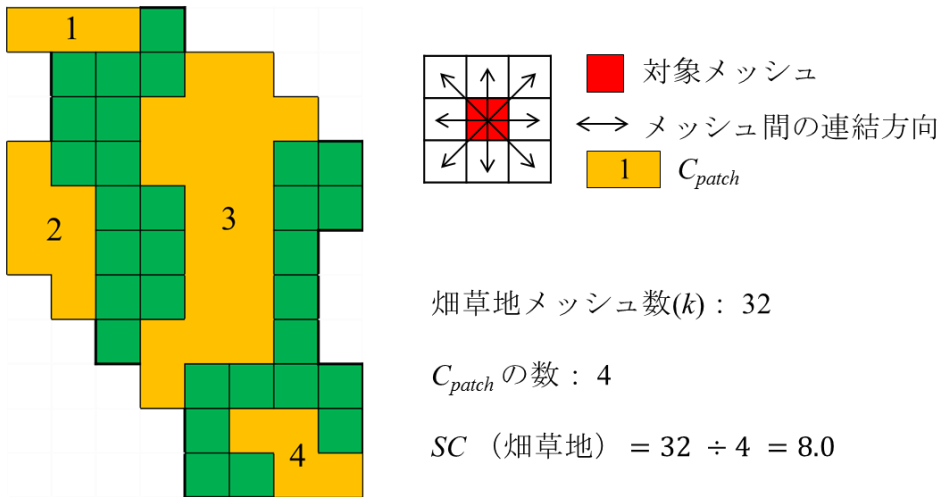


Fig.2-4 畑草地率および SC (畑草地) の算出方法

(a) 畑草地率 ; (b) SC (畑草地)

2.3 結果および考察

2.3.1 十勝川水系の日流域平均降水量および日流量

Fig.2-5 (a)～(e)および Fig.2-6 (a)～(e)は、採水地点 No.16（茂岩橋）における日流量および日流域平均降水量である。また、Table 2-7 および Table 2-8 には、2007～2016 年における流域平均降水量の月・年の合計値および平均値を示し、Table 2-9 に日流量の最大値、最小値、平均値、変動係数および河状係数（1 年間の最大流量と最小流量の比）をまとめた。

まず、採水地点 No.16 における流域平均降水量（年総降水量）は、2009 年、2010 年および 2012 年において 805～870 mm と大きい傾向にあり、2008 年（572 mm）は降水量が顕著に少ない年であった（Table 2-7 および Table 2-8）。また、いずれの調査年も 7～9 月にかけて降水量が増加する傾向にあった。2016 年は 10 月 31 日までのデータとなるため年間の傾向を比較できないが、8 月の降水量は 363 mm で台風の影響を受けて顕著に大きな値となっていた。帯広測候所における観測では 1892 年 1 月からの観測史上 2016 年 8 月の月降水量が最大であった。

つぎに、2007～2014 年における日流量データの年平均は $140\sim 277\text{ m}^3/\text{s}$ で、2008 年のみ $140\text{ m}^3/\text{s}$ とほかの調査年と比較して顕著に流量が少なかった。各調査年における日流量の変動係数では 2011 年において流量の変動が大きく、反対に 2008 年は変動が小さかった（Table 2-9）。

ここで、採水地点 No.16（茂岩橋）における河川流況を Table 2-10 に、本研究における調査実施日（Table 2-3）の日流量および河川流況を Table 2-11 に示す。調査実施日の日流量は、 $97.0\sim 317\text{ m}^3/\text{s}$ であり、18 回の調査のうち 9 回は豊水位～平水位、5 回は平水位～低水位の河川流況であった。2007 年 8 月下旬の調査時は、日流量が $97.0\text{ m}^3/\text{s}$ で低水位～濁水位の河川流況であり他の採水回と比較すると低流量であった。2008 年 9 月上旬、2011 年 10 月下旬および 2014 年 8 月上旬は高水位～豊水位の河川流況であった。ただし、2008 年は年平均流量が $140\text{ m}^3/\text{s}$ と年間を通して流量が少ない傾向にあったため、 $167\text{ m}^3/\text{s}$ でも高水位～豊水位の河川流況となった。また、2011 年 10 月下旬および 2014 年 8 月上旬の採水においても、調査実施前 1 週間以内に 20 mm を超えるような大きな降水は観測されていないことから、出水の影響は受けていないと考えられる。

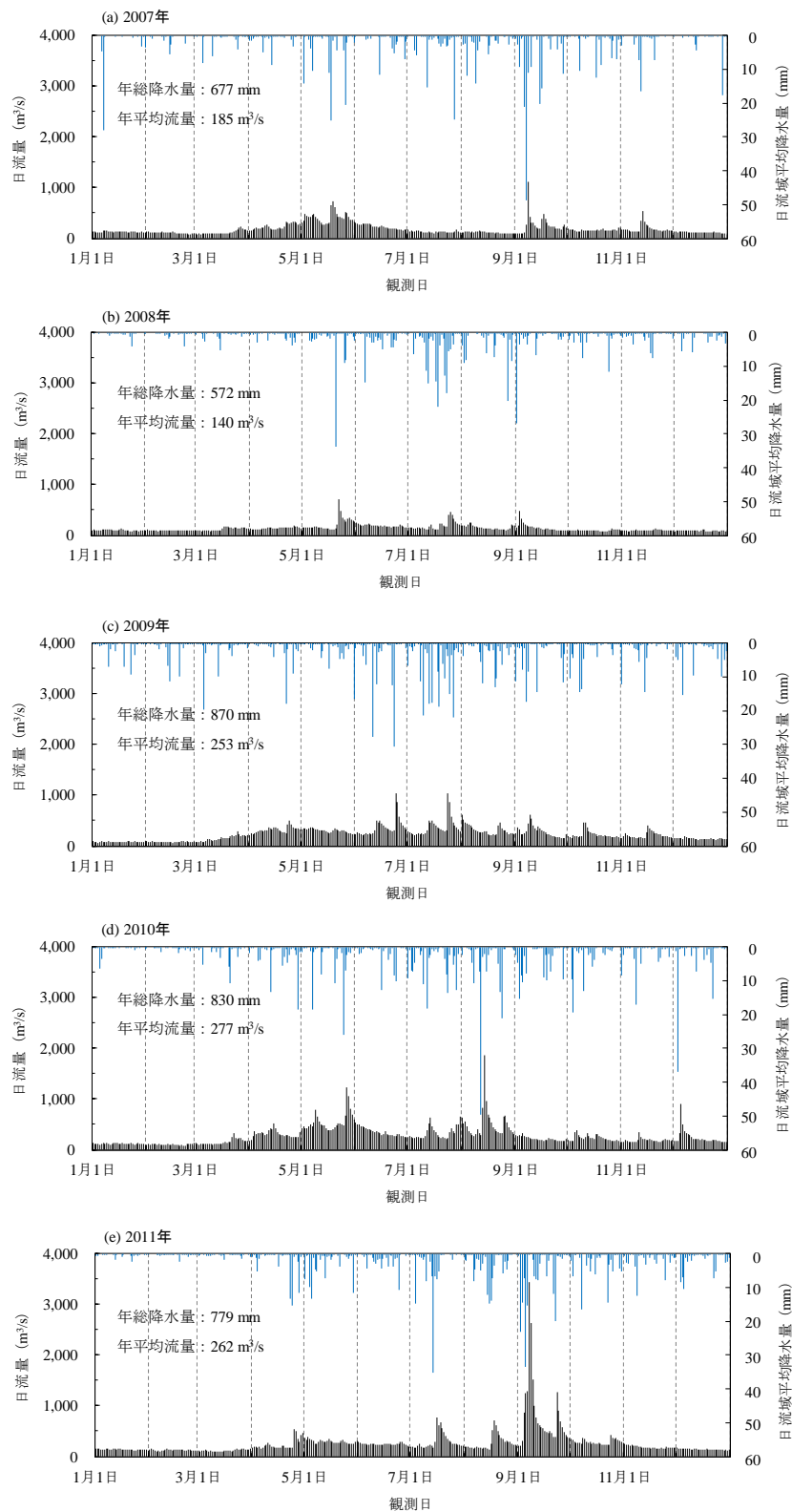


Fig.2-5 日流量および日流域平均降水量（採水地点 No.16（茂岩橋））

(a) 2007 ; (b) 2008 ; (c) 2009 ; (d) 2010 ; (e) 2011

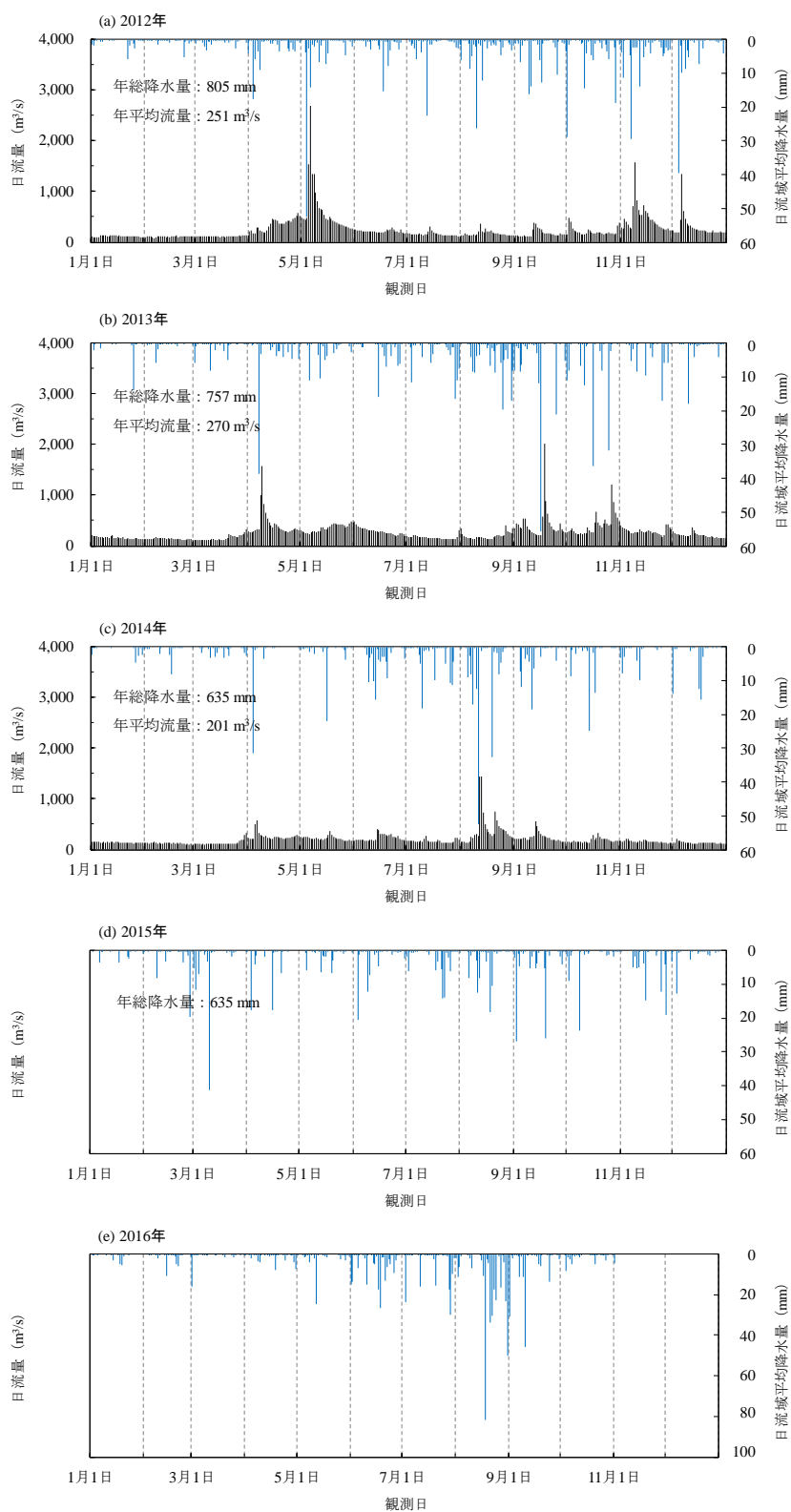


Fig.2-6 日流量および日流域平均降水量（採水地点 No.16（茂岩橋））

(a) 2012 ; (b) 2013 ; (c) 2014 ; (d) 2015 ; (e) 2016

Table 2-7 流域平均降水量の月・年の合計値および平均値
(採水地点 No.16 (茂岩橋), 2007~2011 年)

流域平均降水量(mm)													
2007年	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	年
合計	41.5	15.4	22.1	28.7	105.0	40.0	74.4	61.1	165.6	55.4	41.0	27.4	677.5
平均	1.3	0.6	0.7	1.0	3.4	1.4	2.4	2.0	5.5	1.8	1.4	0.9	1.9

流域平均降水量(mm)													
2008年	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	年
合計	10.1	11.9	18.8	23.2	75.3	53.8	137.0	80.6	55.9	42.0	32.2	31.4	572.2
平均	0.3	0.4	0.6	0.8	2.4	1.8	4.4	2.6	1.9	1.4	1.1	1.0	1.6

流域平均降水量(mm)													
2009年	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	年
合計	35.2	36.9	48.3	48.2	56.1	108.7	185.5	77.0	90.4	66.4	49.7	67.4	869.9
平均	1.1	1.3	1.6	1.6	1.8	4.0	6.0	2.5	3.0	2.1	1.7	2.2	2.4

流域平均降水量(mm)													
2010年	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	年
合計	14.5	9.0	35.5	69.0	91.2	48.5	125.0	136.4	98.2	69.8	51.1	82.0	830.2
平均	0.5	0.3	1.1	2.3	2.9	1.6	4.0	4.4	3.3	2.3	1.7	2.6	2.3

流域平均降水量(mm)													
2011年	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	年
合計	9.8	8.4	11.4	62.9	80.3	47.7	95.9	98.7	169.0	84.7	53.0	56.9	778.8
平均	0.3	0.3	0.4	2.1	2.6	1.6	3.1	3.2	5.6	2.7	1.8	1.8	2.1

Table 2-8 流域平均降水量の月・年の合計値および平均値
 (採水地点 No.16 (茂岩橋), 2012~2016年)

流域平均降水量(mm)													
2012年	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	年
合計	17.4	13.8	22.9	62.2	110.1	47.4	54.2	95.0	85.9	103.1	105.7	87.6	805.2
平均	0.6	0.5	0.7	2.1	3.6	1.5	1.7	3.1	2.9	3.3	3.5	2.8	2.2

流域平均降水量(mm)													
2013年	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	年
合計	19.3	10.6	28.1	73.9	45.2	51.3	73.7	115.8	126.4	121.2	60.8	31.2	757.4
平均	0.6	0.4	0.9	2.5	1.5	1.7	2.4	3.7	4.2	3.9	2.0	1.0	2.1

流域平均降水量(mm)													
2014年	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	年
合計	14.5	14.8	22.6	37.0	35.0	79.4	74.5	155.7	64.1	56.9	30.8	49.6	635.0
平均	0.5	0.5	0.7	1.2	1.1	2.6	2.4	5.0	2.1	1.8	1.0	1.6	1.7

流域平均降水量(mm)													
2015年	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	年
合計	13.7	37.9	74.9	51.6	31.6	54.1	63.5	70.5	93.6	44.1	77.0	22.1	634.8
平均	0.4	1.4	2.4	1.7	1.0	1.8	2.0	2.3	3.1	1.4	2.6	0.7	1.7

流域平均降水量(mm)													
2016年	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	年
合計	16.1	44.0	7.3	37.1	59.7	137.0	124.7	363.2	103.6	36.7			
平均	0.5	1.6	0.2	1.2	1.9	4.9	4.0	11.7	3.5	1.2			

Table 2-9 日流量の最大値，最小値，平均値，変動係数および河状係数
 (採水地点 No.16 (茂岩橋) 2007～2014 年)

年	日流量(m ³ /s)			変動係数 (%)	河状係数
	最大	最小	平均		
2007	1,104	84.1	185	61	13
2008	705	73.6	140	49	10
2009	1,394	66.8	253	67	21
2010	1,855	76.4	277	67	24
2011	3,433	90.9	262	104	38
2012	2,686	85.2	251	94	32
2013	2,010	111.1	270	66	18
2014	1,443	101.6	201	63	14
2015	—	—	—	—	—
2016	—	—	—	—	—

Table 2-10 河川流況（採水地点 No.16（茂岩橋），2007～2014年）

年	河川流況 (m ³ /s)					
	豊水流量	平水流量	低水流量	渇水流量	最小流量	年平均流量
2007	202	144	117	89.9	84.1	185
2008	156	118	95.6	83.2	73.6	140
2009	307	224	143	72.2	66.8	253
2010	335	225	157	98.8	76.4	277
2011	273	195	143	105	90.9	262
2012	267	181	127	101	85.2	251
2013	315	232	160	118	111	270
2014	223	167	133	111	102	201
2015	—	—	—	—	—	—
2016	—	—	—	—	—	—

Table 2-11 十勝川水系の調査実施日における日流量および河川流況
（採水地点 No.16（茂岩橋），2007～2014年）

年	6月下旬		8月下旬（9月上旬）		10月下旬	
	日流量 (m ³ /s)	流況	日流量 (m ³ /s)	流況	日流量 (m ³ /s)	流況
2007	190	豊水位～平水位	97.0	低水位～渇水位	157	153 豊水位～平水位
2008	156	豊水位～平水位	167	高水位～豊水位	115	117 平水位～低水位
2009	292	豊水位～平水位	270	豊水位～平水位	188	166 平水位～低水位
2010	256	豊水位～平水位	317	豊水位～平水位	198	186 平水位～低水位
2011	246	豊水位～平水位	225	豊水位～平水位	304	291 高水位～豊水位
2012	—	—	173	平水位～低水位	—	—
2013	—	—	183	平水位～低水位	—	—
2014	—	—	303	高水位～豊水位	—	—
2015	—	—	—	—	—	—
2016	—	—	—	—	—	—

2.3.2 平水時河川水中の pH, BOD 濃度, SS 濃度および EC

Fig.2-7 (a)(b)～Fig.2-10 (a)(b)に、十勝川本川および支川における平水時河川水中の pH, BOD 濃度, SS 濃度および EC の 2007～2016 年の平均値と標準偏差を示す。

十勝川水系の pH (平均値) は標準偏差を含めても「生活環境の保全に関する環境基準 (河川)」の基準値内 (pH, 6.5～8.5 ; AA～C 類型) であった。本川の pH (平均値) は 7.2～7.3 で、支川では 7.1～7.5 の範囲となり、本川の流下過程および支川の pH に大きな差は見られなかった (Fig.2-7 (a)(b))。本川および支川において標準偏差は 0.23～0.71 となり時期的な変動は小さく、2007～2016 年における十勝川水系の pH は安定していた。

十勝川水系の BOD 濃度 (平均値) は基準値の A 類型 (BOD 濃度, 2 mg/L 以下) を満たしたが、支川の採水地点 E, I, K および R では標準偏差を含めると B 類型 (BOD 濃度, 3 mg/L 以下) を超過していた。本川の BOD 濃度 (平均値) は 1.1～1.6 mg/L の範囲であり流下に伴いゆるやかに上昇していた (Fig.2-8 (a))。また、支川の BOD 濃度 (平均値) は 1.0～1.9 mg/L の範囲となり本川と同程度の濃度を示した。ここで、本川および支川の標準偏差は 0.75～1.9 と大きく採水時期によって BOD 濃度は変動していた (Fig.2-8 (b))。

十勝川水系の SS 濃度 (平均値) は本川の 2 地点 (採水地点 7 および 17) および支川の 2 地点 (採水地点 L および T) を除く 33 地点において基準値の AA～B 類型を満たした。しかし、本川の 17 地点および支川の 12 地点では標準偏差を含めると B 類型を超過していた。本川の SS 濃度 (平均値) は 10.2～34 mg/L の範囲を示し、標準偏差は 30～149 と大きく採水時期によって SS 濃度は変動していた (Fig.2-9 (a))。一方、支川の SS 濃度 (平均値) は 1.8～36 mg/L の範囲を示した。標準偏差は 5.9～207 と大きいですが、SS 濃度が 10 mg/L 以下の 10 地点 (採水地点 A, B, C, I, M, N, O, P, Q および S) では標準偏差が 6～27 と小さく比較的安定していた (Fig.2-9 (b))。本研究における採水調査では、本川の最上流地点よりも上流部に位置する岩松ダムからの放水時に SS 濃度が高くなる傾向があったため、その影響を受けて標準偏差が大きくなったと考えられる。

十勝川本川における EC (平均値) は 6.8～12 mS/m の範囲であり、上流から下流にかけて上昇していた (Fig.2-10 (a))。支川の EC (平均値) は 5.0～22 mS/m の範囲を示し、本川の上流側に位置する支川で低く中・下流側で高い傾向にあった

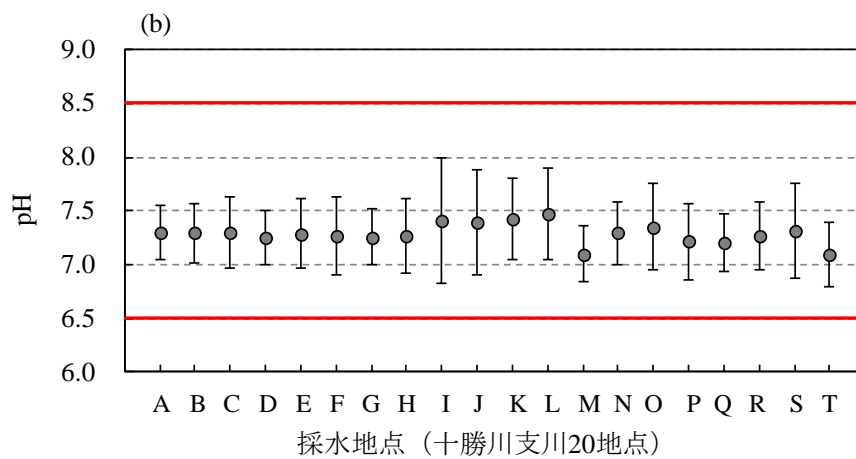
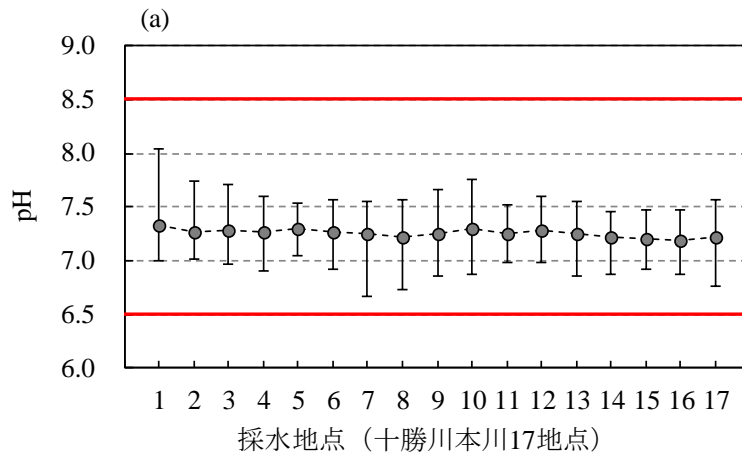


Fig.2-7 河川水中の pH (平均値および標準偏差, 2007~2016 年)
 (a) 本川 ; (b) 支川 ; 赤ラインは基準値 (pH, 6.5~8.5 ; AA~C 類型)

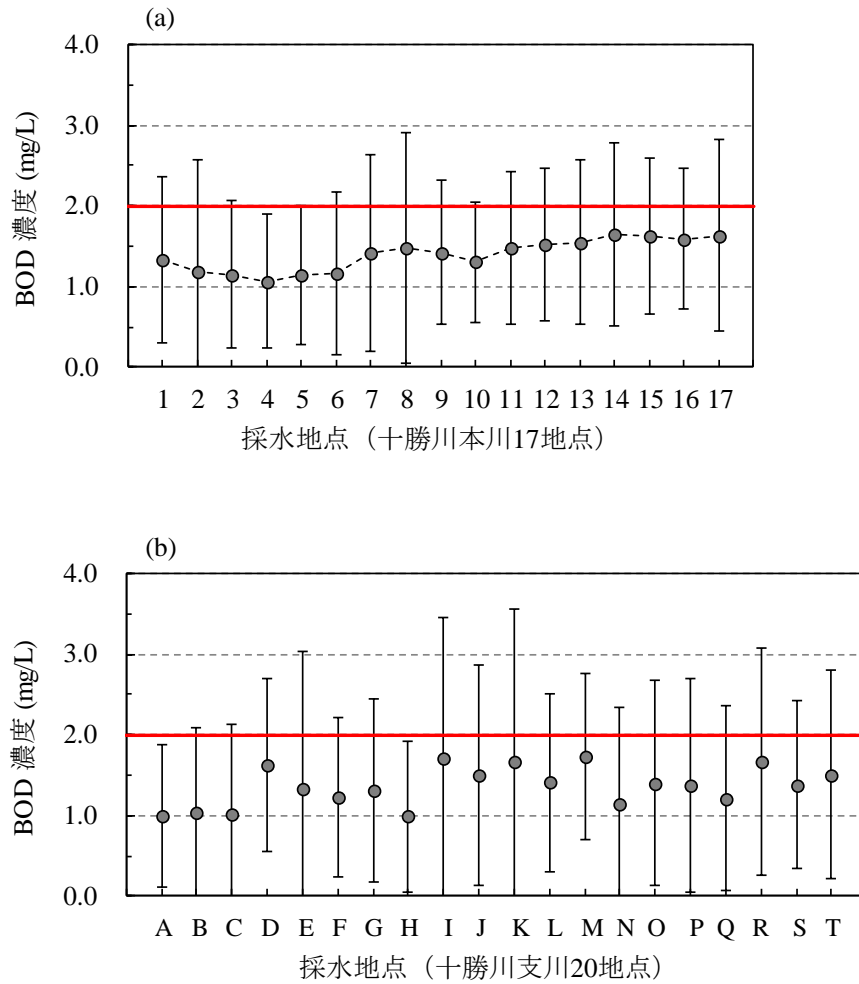


Fig.2-8 河川水中の BOD 濃度 (平均値および標準偏差, 2007~2016 年)
 (a) 本川 ; (b) 支川 ; 赤ラインは基準値 (BOD, 2.0 mg/L 以下 ; A 類型)

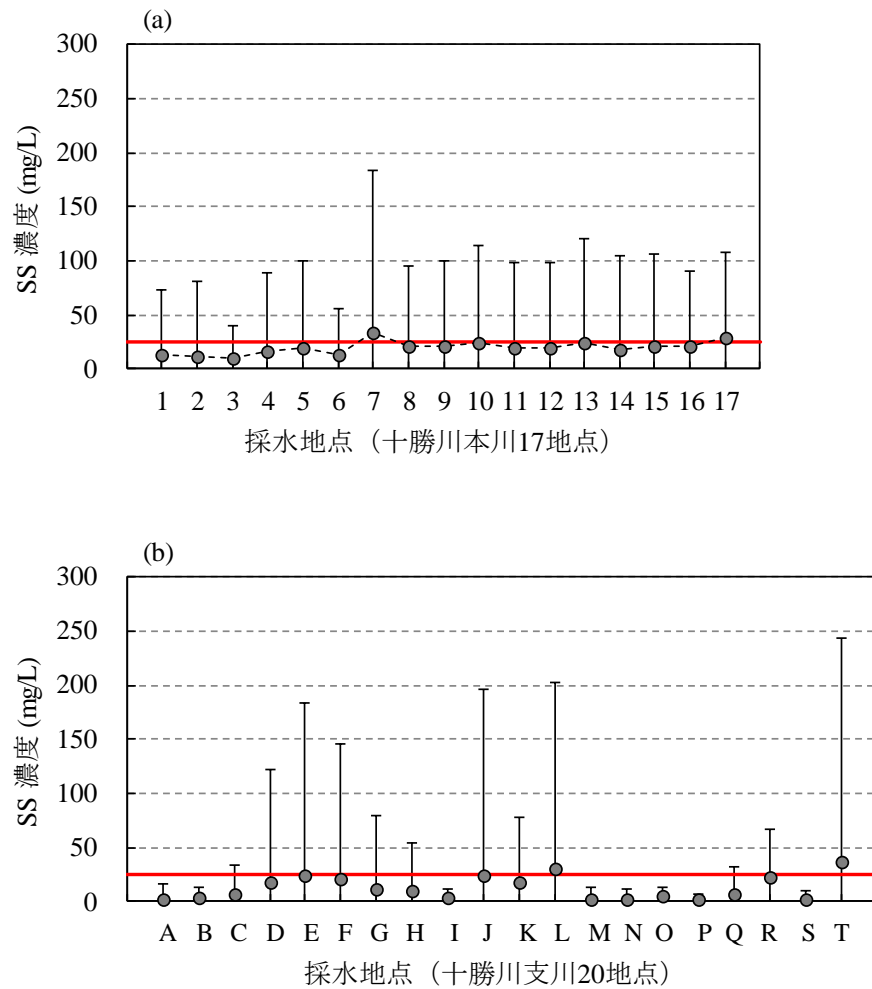


Fig.2-9 河川水中の SS 濃度 (平均値および標準偏差, 2007~2016 年)
 (a) 本川 ; (b) 支川 ; 赤ラインは基準値 (SS, 25 mg/L 以下 ; A~B 類型)

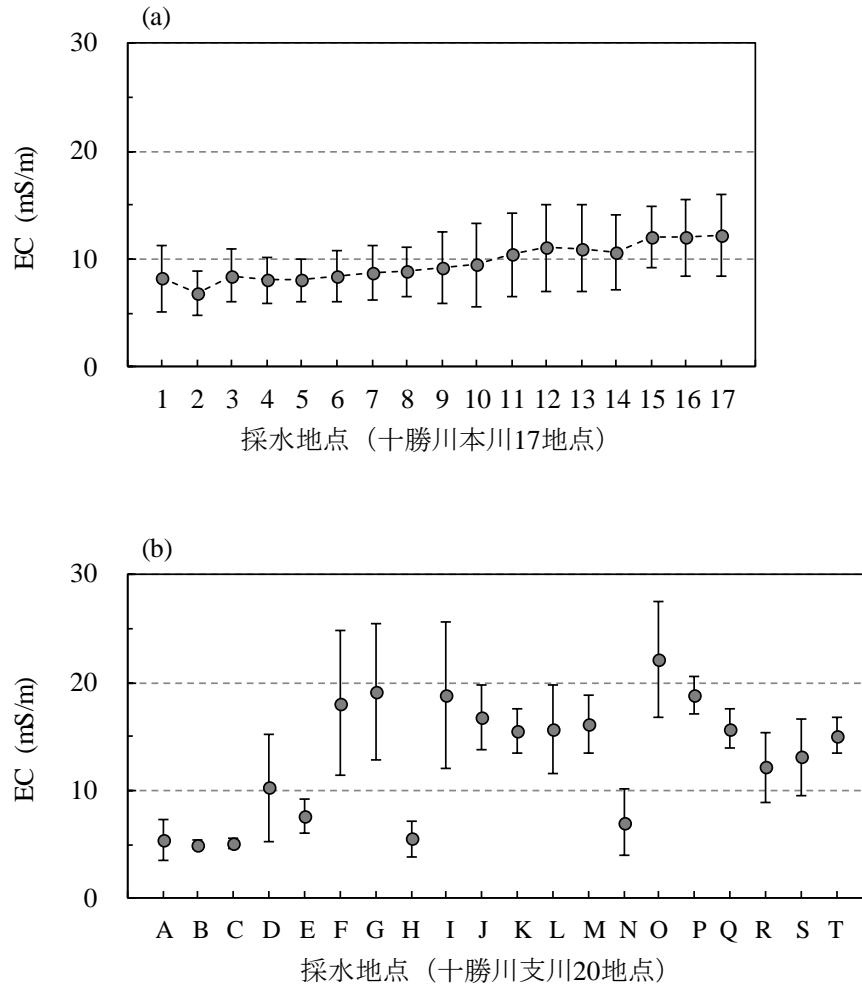


Fig.2-10 河川水中の EC (平均値および標準偏差, 2007~2016 年)
 (a) 本川 ; (b) 支川

(Fig.2-10 (b))。本川および支川の標準偏差は 0.4～6.8 となり時期的な変動は小さく、採水回に関わらず平水時河川水中の EC は比較的安定していた。

2.3.3 pH, BOD 濃度, SS 濃度および EC と流域の畑草地率および森林率との関係

ここで、pH, BOD 濃度, SS 濃度および EC (平均値) と流域の土地利用との関係を検討した (Fig.2-11 (a)～(d)および Fig.2-12 (a)～(d))。

十勝川水系において、平水時河川水中の pH, BOD 濃度および SS 濃度 (平均値) は流域の畑草地率および森林率との間に相関関係が得られなかった。このとき、EC (平均値) は流域の畑草地率と有意な正の相関 ($r = 0.87$ ($p < 0.01$)), 流域の森林率と有意な負の相関 ($r = -0.86$ ($p < 0.01$)) を示した (Fig.2-11(d)および Fig.2-12(d))。つまり、十勝川水系において平水時河川水中の EC は流域の畑草地率の増大に伴い上昇し、森林率の増大に伴い低下する傾向にある。この結果は、十勝川水系において流域内の畑草地が増加すると化学肥料や家畜排せつ物の流出などの影響を受けて、河川水中の溶存物質が増加し河川水質が悪化していることを示唆している。

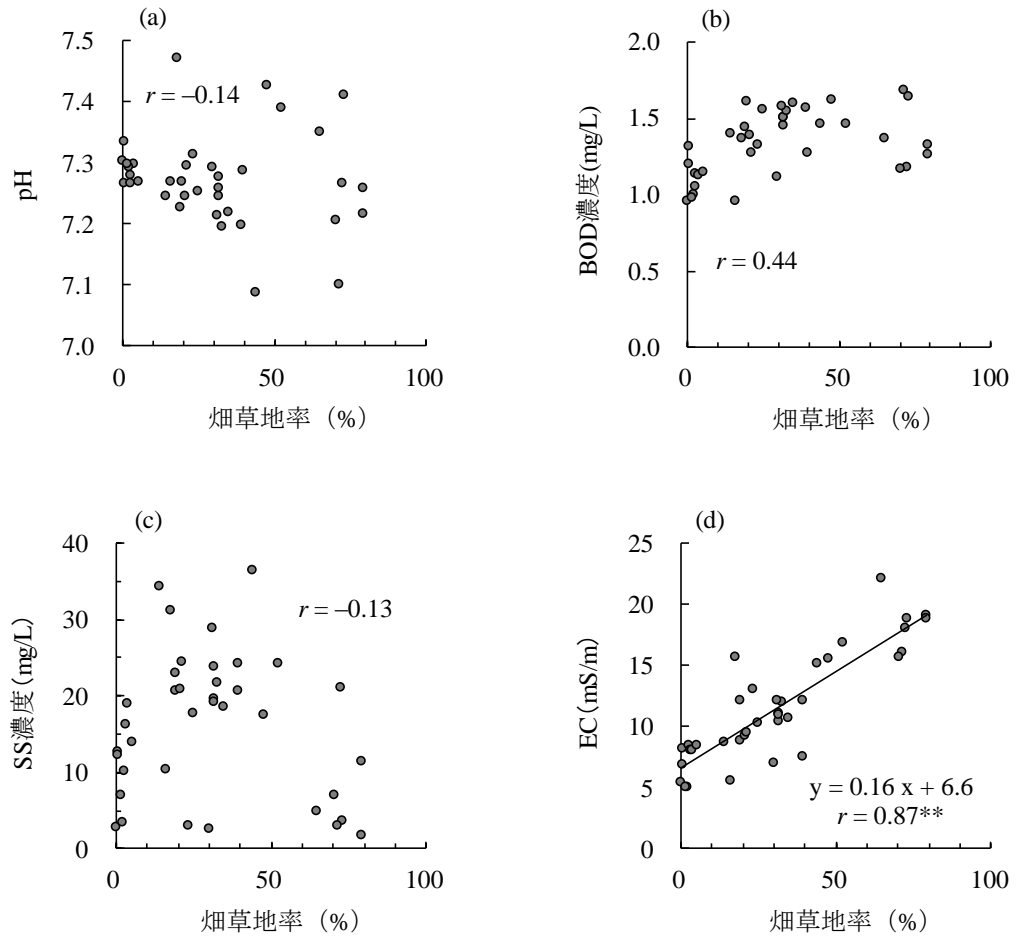


Fig.2-11 pH, BOD 濃度, SS 濃度および EC と烟草地率との関係
(a) pH ; (b) BOD 濃度 ; (c) SS 濃度 ; (d) EC ; 平均値, 2007~2016

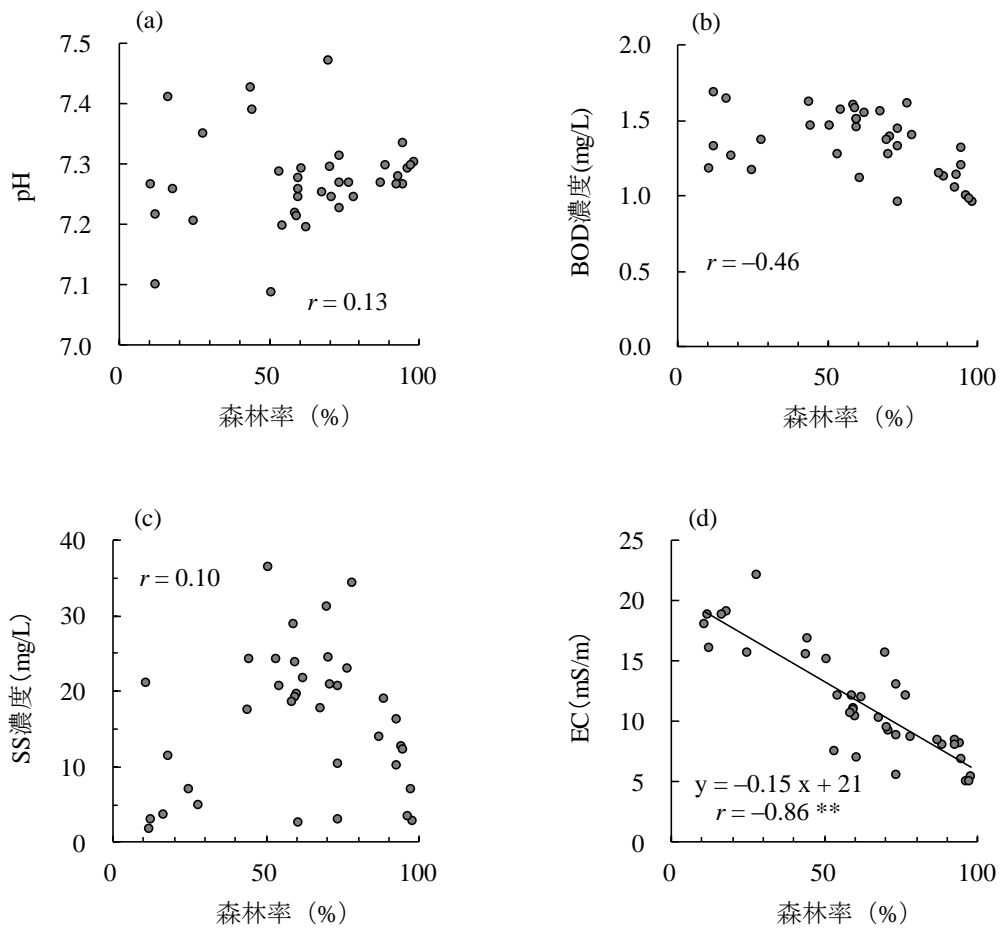


Fig.2-12 pH, BOD 濃度, SS 濃度および EC と森林率との関係
 (a) pH ; (b) BOD 濃度 ; (c) SS 濃度 ; (d) EC ; 平均値, 2007~2016

2.3.4 平水時河川水中の T-N 濃度, T-P 濃度および N:P 比

Fig.2-13 (a)(b)および Fig.2-14 (a)(b)は、十勝川本川および支川における河川水中の T-N 濃度および T-P 濃度の 2007~2016 年の平均値と標準偏差である。また、Fig.2-15 (a)(b)は T-N 濃度および T-P 濃度(平均値)から算出した N:P 比(濃度比)を示す。

河川水中の T-N 濃度の環境基準値(しきい値)を 1.0 mg/L とすると、本川および支川の T-N 濃度(平均値)は多くの地点で基準値を超過していた(Fig.2-13 (a)(b))。

十勝川本川の T-N 濃度(平均値)は 0.3~2.6 mg/L の範囲であり、採水地点 No.1~6 まで 0.5 mg/L 以下で推移し採水地点 No.7~15 にかけて上昇した。採水地点 No.15 で 2.6 mg/L と最も高い値となり採水地点 No.16・17 では低下した。河口付近では河川水の滞留時間が長くなることで脱窒反応が進んでいる(Howard, 1985; 齋藤ら, 2005)可能性があるため、採水地点 No.16・17 の T-N 濃度は採水地点 No.15 よりも若干低下した状態(T-N, 2.0mg/L)で太平洋に流入していると考えられる。標準偏差は 0.20~1.6 と採水地点 No.8 以降で大きく、本川の T-N 濃度は採水時期によって変動していたがその変動パターンに一定の傾向はみられなかった。

十勝川支川の T-N 濃度(平均値)は 0.4~6.5 mg/L の範囲であり、本川の上流側に位置する 3 地点(採水地点 A~C)および下流側の 3 地点(採水地点 R~T)において低濃度を示した。対照的に、中・下流側に位置する支川のうち 65%以上の畑草地率を有する 6 地点(採水地点 F, I, M, O, P および Q)では 4.3~6.5 mg/L と高濃度であった。標準偏差は 0.2~3.4 で本川と同様に採水時期によって平水時河川水中の T-N 濃度は変動していた。

河川水中の T-P 濃度の環境基準値(しきい値)を 0.1 mg/L とすると、本川・支川の T-P 濃度(平均値)は多くの地点で基準値を満たしていた(Fig.2-14 (a)(b))。本川および支川の標準偏差は 0.05~0.37 と大きく採水時期によって T-P 濃度は変動していたが低濃度を示す傾向にあった。これは、十勝川流域内の畑草地を構成する主要な土壌が火山灰土でありリン酸を特異吸着する性質を有していることが強く関係していると推察される(Shoji et al., 1994)。とくに黒ボク土は、施肥などに由来する余剰なリン酸を農地の表層 30~40 cm に年平均 130 kg P₂O₅ ha⁻¹ 以上蓄積する(谷ら, 2010)。つまり、農地に施肥されたリンは土壌に蓄積され地下水へ浸透流出しないため、平水時河川水中の T-P 濃度は定常的に低いと考えられる。

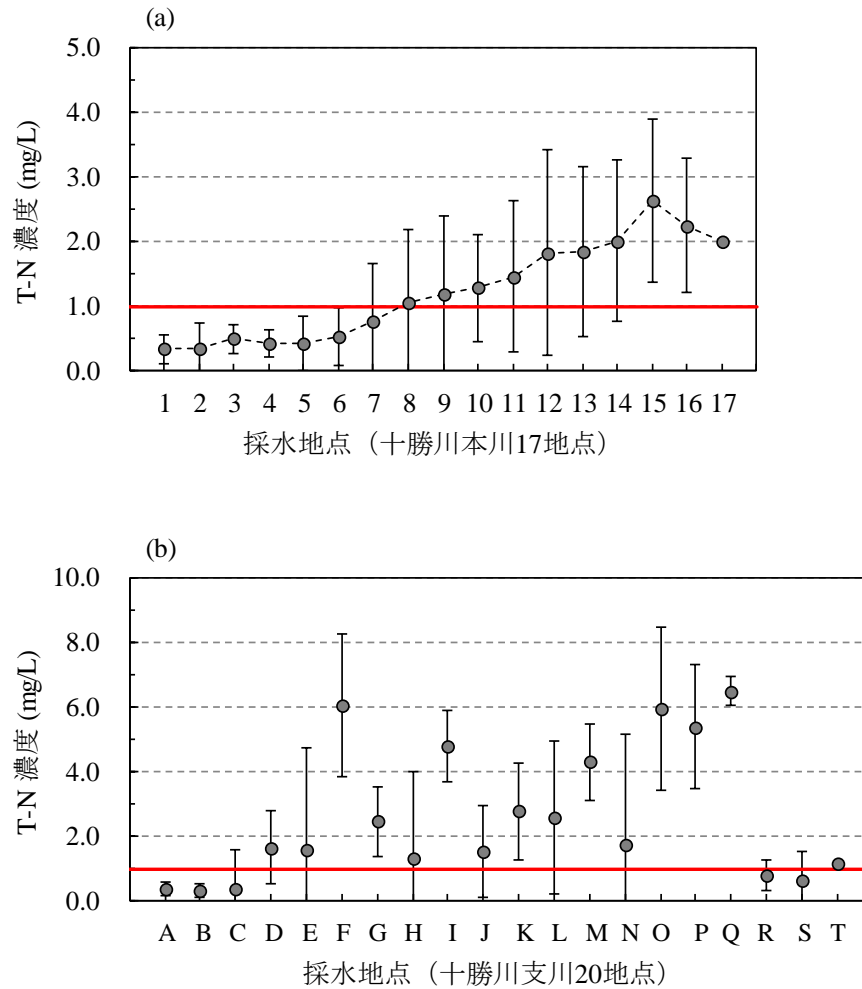


Fig.2-13 河川水中の T-N 濃度 (平均値および標準偏差, 2007~2016 年)

(a) 本川 ; (b) 支川 ; 赤ラインは基準値 (T-N 濃度, 1.0 mg/L)

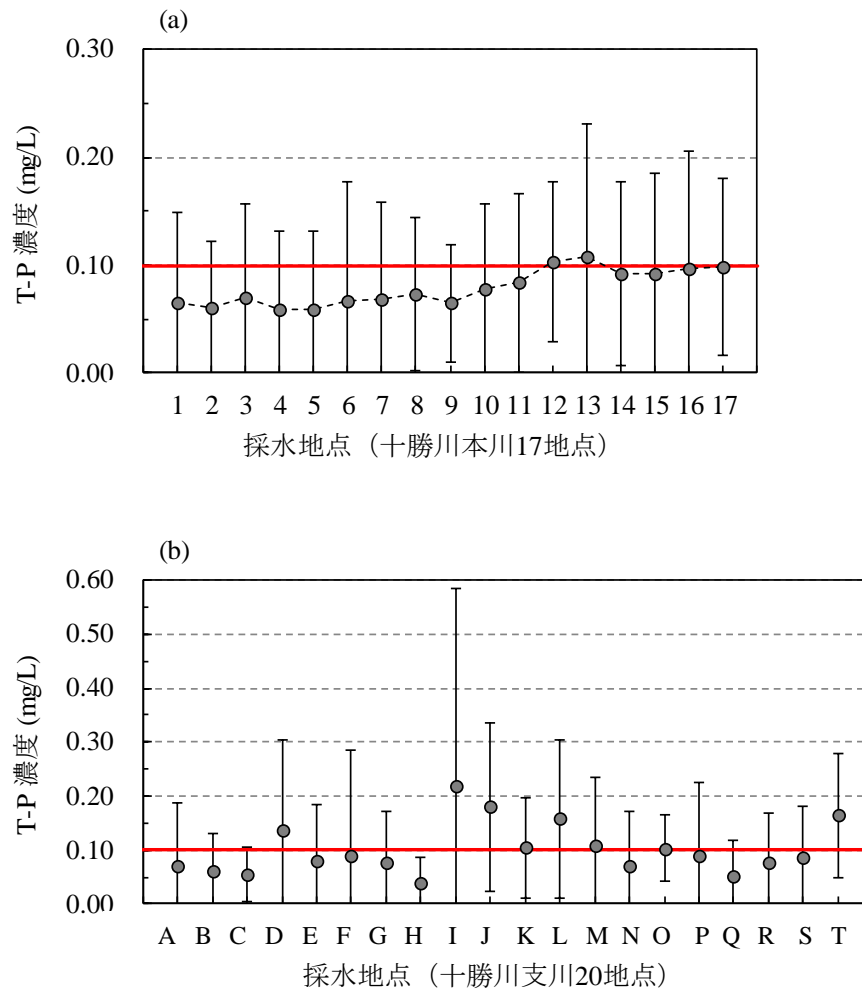


Fig.2-14 河川水中の T-P 濃度 (平均値および標準偏差, 2007~2016 年)

(a) 本川 ; (b) 支川 ; 赤ラインは基準値 (T-P 濃度, 0.1 mg/L)

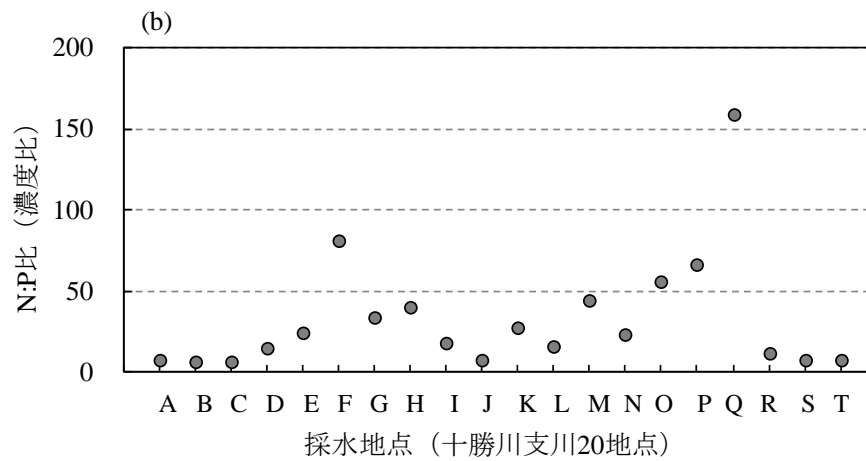
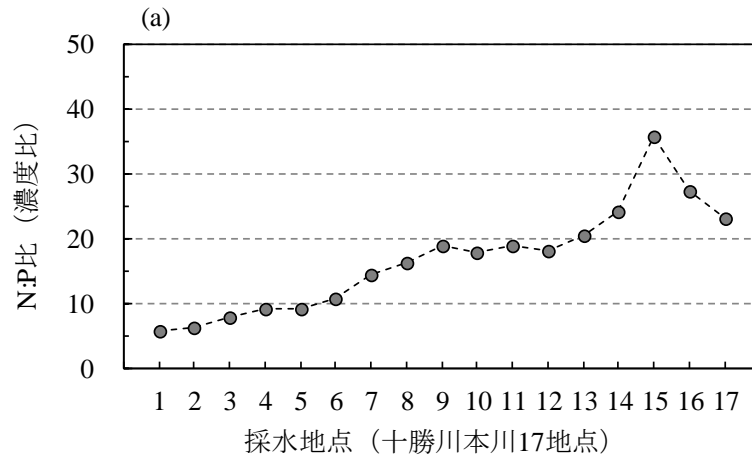


Fig.2-15 河川水中の N:P 比 (濃度比)

(a) 本川 ; (b) 支川

十勝川本川の T-P 濃度（平均値）は 0.06～0.11 mg/L の範囲を示した。採水地点 No.1～13 にかけてゆるやかに上昇し採水地点 No.13 で 0.11 mg/L と最も高い濃度を示した。採水地点 No.12・13 は周辺に住宅地が多く存在しており生活排水などの影響を受けて河川水中の T-P 濃度が上昇したと考えられる。その後、採水地点 No.14・15 では低下し採水地点 No.16・17 においてふたたび上昇した。これには、河川出水時などに懸濁物質（土砂など）に吸着された状態で流出したリンが河口周辺において水温や塩分濃度、pH、海水の酸化還元電位の変化で懸濁物質から脱着する現象（Hunter and Liss, 1982 ; Crosby et al., 1981）が報告されており、本川の河口付近（採水地点 No.16・17）においても懸濁物質からのリンの脱着により河川水中の T-P 濃度が上昇したと推察される。

十勝川支川の T-P 濃度（平均値）は 0.04～0.22 mg/L の範囲であり、6 地点（採水地点 D, I, J, L, M および T）で 0.1 mg/L を超過していた。このうち採水地点 I, L および M は周辺に住宅地が多く存在するため、生活排水などの影響を受けて T-P 濃度が高い傾向にあると考えられる。一方、採水地点 D, J および T は流域の畑草地率が 50%以下で市街地や工場などの点源の要因となる土地利用が存在しない地点である。この 3 地点では、畑草地や牛舎と河川との距離・位置関係など河川にリンが流出しやすい地形や環境条件にあることが予想される。

ここで、十勝川水系において平水時河川水中の T-N 濃度および T-P 濃度（平均値）から算出した N : P 比（濃度比）は、本川で 5.8～36、支川では 6.5～159 の範囲を示した（Fig.2-15 (a)(b)）。

十勝川本川では採水地点 No.1～9 にかけて徐々に上昇し、採水地点 No.10～12 おいて 20 前後で推移した。その後、採水地点 No.13～15 にかけて上昇し採水地点 No.15 で 36 と最も高い値となり、採水地点 No.16・17 にかけて低下した。本川の流下に伴う N : P 比の推移は T-N 濃度（平均値）の傾向と類似しており、N : P 比の変動は T-P 濃度よりも濃度が高い T-N 濃度に依存していた。

十勝川支川では N : P 比が 50 を超える 4 地点（採水地点 F, O, P および Q）を除くと 6.5～44 で本川の N : P 比と同程度であった。しかし、採水地点 Q は 159 と顕著に高い N : P 比を示した。採水地点 Q は本川・支川を含む 37 地点の中で T-N 濃度（平均値）が 6.5 mg/L と最も高い一方、T-P 濃度（平均値）は 0.05 mg/L と 2 番目に低いため N : P 比が顕著に高くなった。

ここで、T-N 濃度および T-P 濃度をモル濃度に換算したときの N:P 比（モル比）は本川で 13~79、支川では 14~352 の範囲であり、本川の採水地点 No.1・2 および支川の採水地点 B を除く 34 地点で Redfield ratio（16N : 1P, モル比）を超過していた。このことから、十勝川水系の河川水質はリンを制限因子とした窒素過剰な水質であることが明らかとなった。とくに支川の採水地点 Q は N : P 比が顕著に高いことから、窒素過剰で富栄養化が発生する危険性の高い河川水質であり、本川に流入することで本川の採水地点 No.15 以降の下流域の河川水質に強く影響していると考えられる。

2.3.5 T-N 濃度， T-P 濃度および N:P 比と流域の畑草地および森林との関係

Fig.2-16 (a)~(d)~Fig.2-18 (a)~(d)に十勝川本川および支川における河川水中の T-N 濃度， T-P 濃度（平均値）および N : P 比（濃度比）と流域の畑草地および森林との関係を示す。なお，流域の SC（畑草地）との関係（Fig.2-16 (b), Fig.2-17 (b) および Fig.2-18 (b)）では，畑草地が存在しない支川の採水地点 A を除外し両者の関係を両軸対数で示した。

十勝川水系において河川水中の T-N 濃度（平均値）は流域の畑草地率および SC（畑草地）との間にそれぞれ有意な正の相関（ $r = 0.87, p < 0.01$; $r = 0.86, p < 0.01$ ）が得られた（Fig.2-16 (a)(b)）。このことから，河川水中の T-N 濃度は畑草地率の増大に伴い上昇し，さらに流域内の畑草地の連結性が増大すると河川水中の T-N 濃度の上昇が助長されている可能性が示唆された。

一方，河川水中の T-N 濃度（平均値）は流域の森林率および SC（森林）とそれぞれ有意な負の相関（ $r = -0.88, p < 0.01$; $r = -0.92, p < 0.01$ ）が得られた（Fig.2-16 (c)(d)）。これは，流域の森林率が増大すると森林由来の流入水量が増加し河川水中の T-N 濃度が希釈されていることを示している。ここで，Fig.2-16 (a)~(d)における相関係数は SC（森林）において最も高い値となり，森林の連結性が増大することで河川水中の T-N 濃度の上昇を抑制する効果があることが認められた。

十勝川水系において河川水中の T-P 濃度（平均値）は流域の畑草地率・SC（畑草地）との間にそれぞれ有意な正の相関（ $r = 0.45, p < 0.01$; $r = 0.29, p < 0.05$ ）を示した（Fig.2-17 (a)(b)）。また，流域の森林率・SC（森林）とはそれぞれ有意な負の相関（ $r = -0.45, p < 0.05$; $r = -0.47, p < 0.05$ ）を示した（Fig.2-17 (c)(d)）。

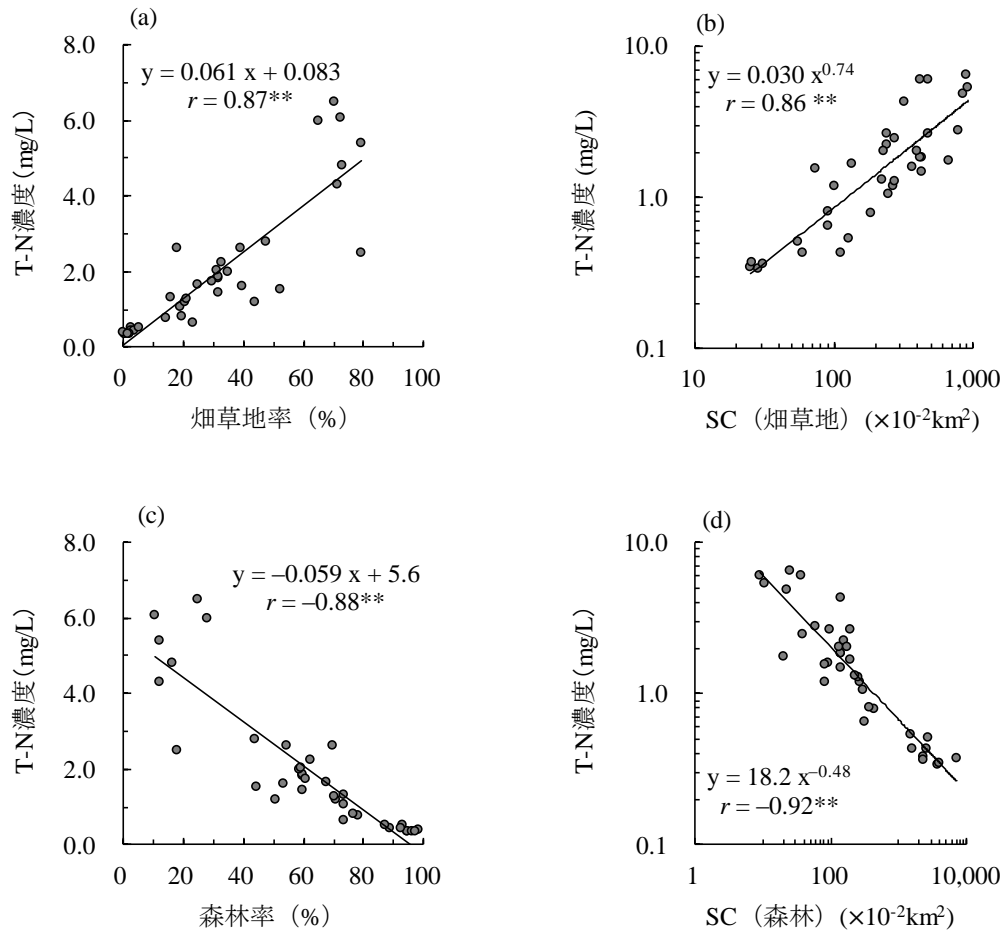


Fig.2-16 平水時河川水中の T-N 濃度(平均値)と土地利用との関係(2007~2016)

(a) 畑草地率 ; (b) SC (畑草地) ; (c) 森林率 ; (d) SC (森林)

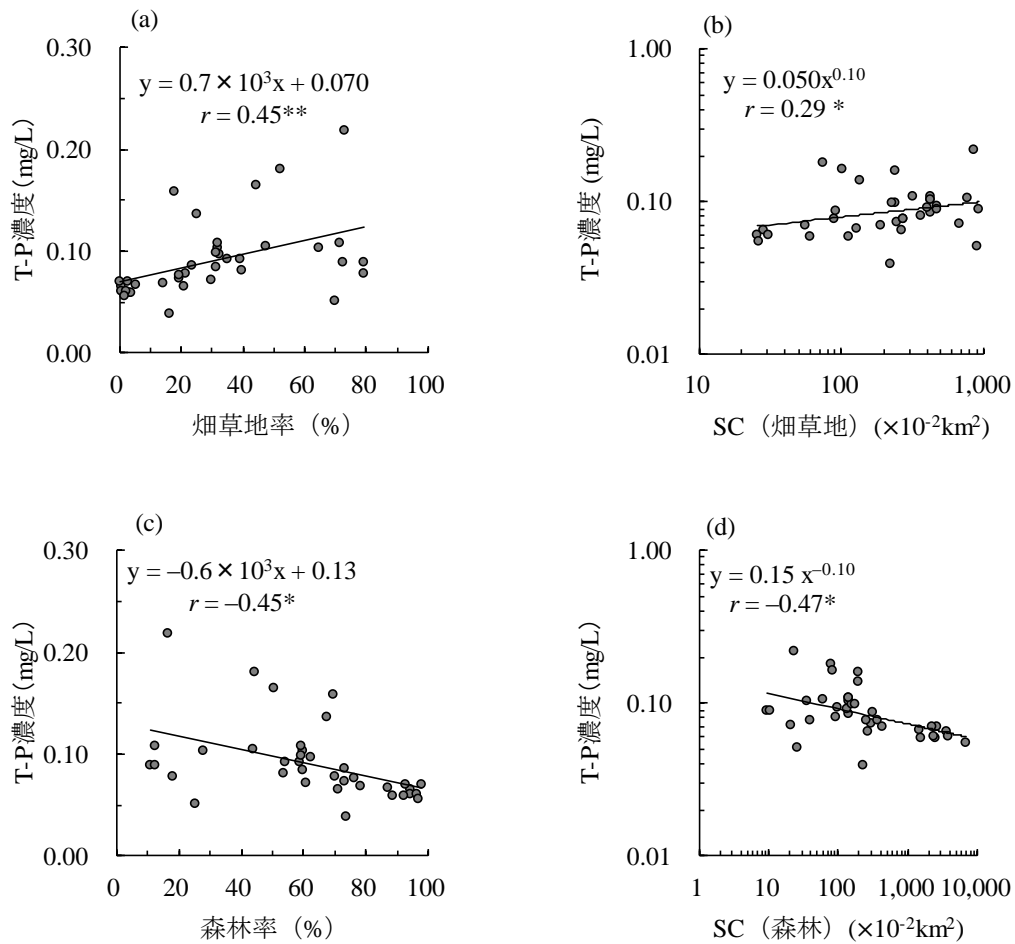


Fig.2-17 平水時河川水中の T-P 濃度 (平均値) と土地利用との関係 (2007~2016)

(a) 畑草地率 ; (b) SC (畑草地) ; (c) 森林率 ; (d) SC (森林)

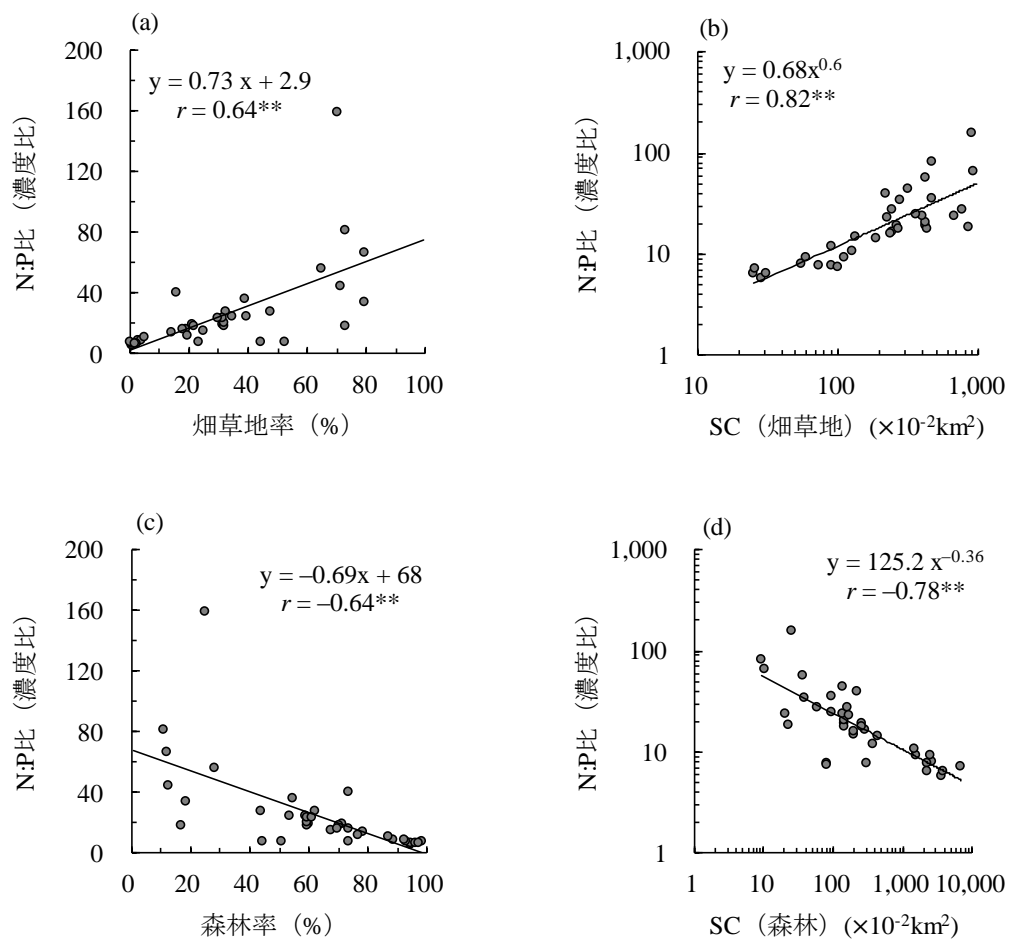


Fig.2-18 平水時河川水中の N:P 比（濃度比）と土地利用との関係

(a) 畑草地率 ; (b) SC (畑草地) ; (c) 森林率 ; (d) SC (森林)

しかし、両者の相関係数は T-N 濃度の場合と比較して低い値となった。2.3.4 の T-P 濃度の評価において示したように、十勝川流域内の畑土壌は火山灰土が多く平水時にはリン成分が地下水を經由して河川に流出しにくい。加えて、平水時河川水中の T-P 濃度が低いため流域内の畑草地との相関係数は低いと考えられる。また森林率の高い地点では河川水中の T-P 濃度が低い傾向にあるが、流域の森林率および SC（森林）は平水時河川水中の T-P 濃度にさほど大きく影響していなかった。

十勝川水系における河川水中の N : P 比（濃度比）は流域の畑草地率および SC（畑草地）と有意な正の相関（ $r = 0.64$, $p < 0.01$; $r = 0.82$, $p < 0.01$ ）が得られた（Fig.2-18 (a)(b)）。このとき、SC（畑草地）において相関係数が高いことから、十勝川水系では流域内の畑草地を連結させると窒素成分が流出しやすく富栄養化の危険性も高くなる。また、河川水中の N : P 比は流域の森林率・SC（森林）との間にそれぞれ有意な負の相関（ $r = -0.64$, $p < 0.01$; $r = -0.78$, $p < 0.01$ ）が得られ、両者の相関係数は SC（森林）において高かった（Fig.2-18 (c)(d)）。つまり、流域内の森林の連結性を高くすることで窒素成分の流出を抑制するとともに N : P 比も低下させられる可能性が示された。

2.3.6 流域の畑草地率と SC（畑草地）との関係

上記の結果から、十勝川水系では流域の畑草地率だけでなく SC（畑草地）にも強く影響を受けて河川水中の T-N 濃度および N : P 比が上昇していた。ここでは、十勝川流域における SC（畑草地）の特性や河川水質への影響について考察する。

Fig.2-19 (a)~(c)は、流域の SC（畑草地）と畑草地率との関係である。Fig.2-19 (a)は十勝川水系の 36 地点、Fig.2-19 (b)は流域の畑草地率が 40%より小さい 25 地点、Fig.2-19 (c)では流域の畑草地率が 40%以上の 11 地点を対象とした結果を示す。なお、支川の採水地点 A は畑草地が存在しないため今回の検討からは除外した。

まず十勝川水系全体でみると、流域の SC（畑草地）と畑草地率との間には有意な正の相関が得られた（ $r = 0.78$, $p < 0.01$ ）。畑草地率が 40%より小さい 25 地点では、流域の SC（畑草地）は畑草地率の増大に伴い増大する傾向がみられた（ $r = 0.87$, $p < 0.01$ ）。しかし、畑草地率が 40%以上の 11 地点を対象とした場合、流域の SC（畑草地）と畑草地率との間に相関関係は認められなかった。つまり、流域内の畑草地率が 40%以上の地点では SC（畑草地）にばらつきがみられ、畑草地率

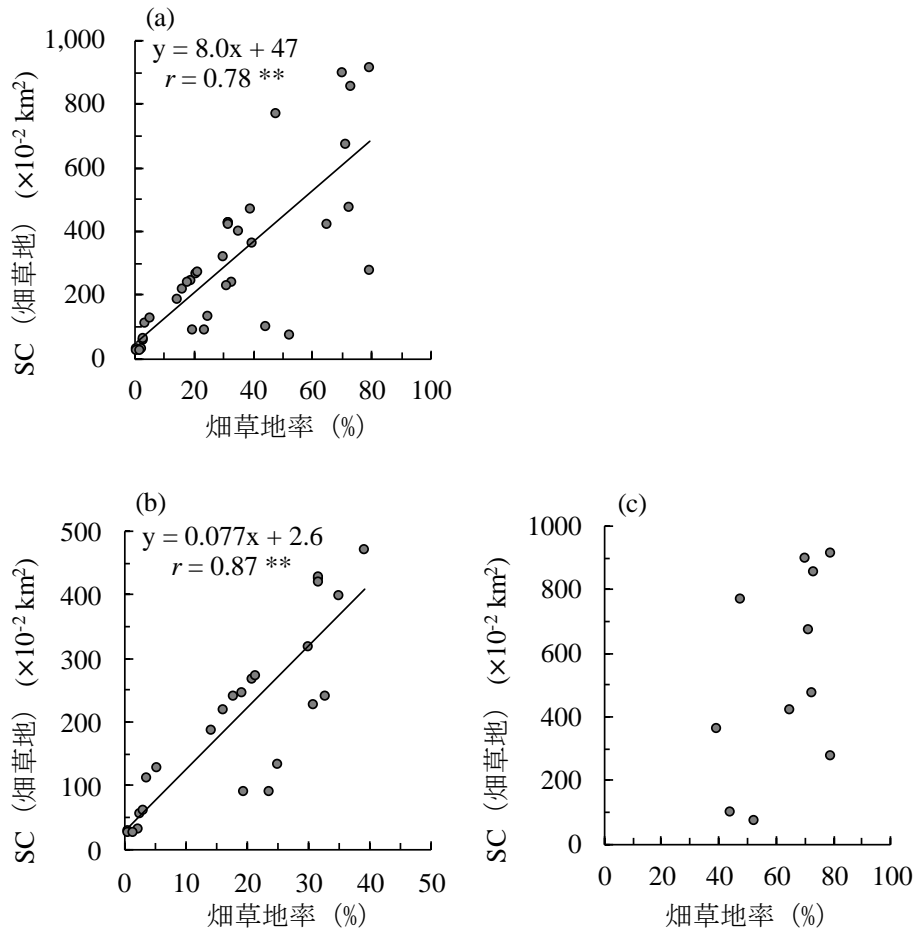


Fig.2-19 畑草地率と SC（畑草地）の関係

- (a) 十勝川水系の 36 地点；(b) 畑草地率が 40%より小さい 25 地点；
(c) 畑草地率が 40%より大きい 11 地点

が高くかつ SC (畑草地) も高い地点と畑草地率は高いが SC (畑草地) は低い地点が存在していた。

このとき、河川水中の T-N 濃度と流域の畑草地率 (Fig.2-16 (a)) との関係で得られた回帰式 (Eq.2-1) から、たとえば十勝川水系において畑草地率を減少させることによって河川水中の T-N 濃度を 1.0 mg/L 以下にするためには、流域の畑草地率を 15%以下に抑制する必要があるといえる。

$$y = 0.061x + 0.083 \quad (2-1)$$

しかし、十勝川水系の 37 地点のうち 27 地点で畑草地率が 15%を超えており、農業生産性の維持を条件とした場合このように大幅な畑草地率の縮小を前提とした十勝川水系の水質改善対策は現実的ではない。つまり、河川水中の T-N 濃度を 1.0 mg/L 以下まで改善するためには、土地利用的な対策だけではなく農地への施肥量の削減などの営農的な窒素流出抑制対策を組み合わせる必要がある。そこで、畑草地率を減少させることによる河川水中の T-N 濃度の改善目標値を、たとえば十勝川水系全体 (採水地点 No.17) の T-N 濃度である 2.0 mg/L とした場合には、流域の畑草地率の抑制目標値は 31%となる。この値は支川の 12 地点で畑草地率が 40%を超えており、かつ畑草地率が 70%以上の 5 地点 (採水地点 F, G, I, M, P および Q) では現状の畑草地面積を半分以下にしなければならないことから畑草地が卓越する地点では厳しい条件である。

そこで流域の SC (畑草地) に注目すると、河川水中の T-N 濃度と SC (畑草地) との関係 (Fig.2-16 (b)) で得られた回帰式 (Eq.2-2) から、流域の畑草地の連結面積を $292 \times 10^2 \text{km}^2$ 以下にすることで、河川水中の T-N 濃度を 2.0 mg/L 以下にすることができると推定される。

$$y = 0.030x^{0.74} \quad (2-2)$$

たとえば、十勝川支川の 3 地点 (採水地点 G, J および T) における流域の畑草地率はそれぞれ 79%, 52% および 44% と支川の採水地点の中でも比較的高い畑草地率を有している。しかし、SC (畑草地) はそれぞれ $275 \times 10^2 \text{km}^2$, $74 \times 10^2 \text{km}^2$ およ

び $101 \times 10^{-2} \text{km}^2$ であり、SC (畑草地) の抑制目標値 ($292 \times 10^{-2} \text{km}^2$) よりも小さい。ここで、3 地点における河川水中の T-N 濃度 (平均値) は $1.3 \sim 2.3 \text{ mg/L}$ と比較的
低濃度であり、十勝川水系全体 (採水地点 No.17 ; 2.0 mg/L) と同程度の濃度を示
している。つまり、十勝川支川の 3 地点 (採水地点 G, J および T) の土地利用形
態をモデルケースとすれば、高い畑草地率を維持しながら SC (畑草地) を低下さ
せることが可能であり、流域内の畑草地の連結性を減少させていくことによって
河川水中の T-N 濃度を 2.0 mg/L まで改善することが期待できる。これは、十勝川
流域における農業の持続的な発展に対しても有効な水質改善対策といえる。

ただし、本研究で適用した SC の土地利用評価は、流域面積が非常に小さい地点
では畑草地率が高くても SC (畑草地) が小さく評価される。また十勝地域では、
明治 30 年以降の植民地選定事業を経て 300 間 (546 m) 四方の区画を設けて圃場
が形成されている。十勝川支川の 3 地点 (採水地点 G, J および T) の実際の土地
利用形態を詳細に評価するためには、本研究で用いたメッシュでの土地利用分類
ではなく、各圃場を対象とした連結面積や形状の抽出が重要である。十勝地域特
有の圃場形態を把握し、標高を含めた流域形状や河川と圃場との配置関係などを
評価することが土地利用面での窒素流出抑制対策に向けた今後の課題である。

2.3.7 農地周辺に存在する森林の窒素流出抑制に対する役割

このとき、十勝川流域内の主要な土地利用は畑草地および森林であることから、
畑草地を分割している土地利用として農地周辺 (平野部) に存在する森林 (河畔
林・防風林) が挙げられる。流域内で畑草地の連結性を分割している土地利用は
それ自体が畑草地からの窒素流出を抑制する働きを有している可能性が高い。

十勝川流域内の一部の地域では、河川の生態系や環境の保全を目的とした河畔
林の管理が行われている。河畔林は栄養塩類の除去効果が期待されており、河畔
林帯内における脱窒作用や植物の窒素吸収による浅層地下水からの窒素除去機能
が検証されている (Groffman et al., 2009)。Hill (1996) および Vidon and Hill (2006)
の研究では、地下水が河畔林を通過する過程で窒素濃度の低下が認められ、 NO_3^-
の 90% 以上が消失すると報告されている。このような、河畔林による窒素の除去
機能は土壌性質や樹種、樹齢、林床の植生、河畔林帯の幅などさまざまな条件に
依存している。たとえば、Wenger and Fowler (2000) は浅層地下水から窒素を除去

するには、15～30 m の林帯幅が必要であると報告している。しかし、河畔林における窒素除去機能の重要な過程として挙げられる浅層地下水中の脱窒については国内における調査報告が少なく、さまざまな立地条件における知見の蓄積が必要とされている（楊，2014）。農地開発により河畔林はその面積が急激に縮小・断片化し、周辺の生態系への悪影響が報告されているが、国内における河畔林の生態学的機能や水文プロセスを考慮に入れた研究事例は少なく具体的な保全復元対策が難しい現状にある。

他方、十勝地域では農地の風害防止機能を有する耕地防風林の存在が地域独自の農村景観を形成しているが、耕地防風林による窒素流出抑制の役割および生態学的機能に関する研究事例はほとんどみられない。耕地防風林は農地の土壌や作物を風害から守るだけでなく、平野部に生息するモモンガなどの野生動物のコリドーとしての役割も有している。しかし、近年は農地の拡大や木材価格の下落により、耕地防風林が伐採され適正に更新されずに面積が減少している（辻ら，2004；梅澤・辻，2011）。十勝川流域内の耕地防風林のほとんどは1～2列の林帯幅で構成されているため、本研究の土地利用データ（100m×100m）では解析できていない。しかし、農地に存在する林帯として河川への窒素流出抑制に対する効果を検証することは今後の重要な課題であろう。

このように、河畔林や耕地防風林などの緩衝帯を水質保全対策として保全・復元・管理していくには、まず窒素流出抑制に対する生態学的機能を解明する必要がある。また、流域内の大規模な土地利用改変は周辺の生態系にも大きな影響を及ぼす懸念がある。河畔林や耕地防風林などの林帯は流域内の生態系を含めた景観形成に対して大きな役割をもっていることから、緩衝帯を改変する際にはその役割に十分配慮し、生態系への影響を確認しながら水質保全対策に利用していくべきであろう。

2.4 まとめ

第2章では、十勝川水系の37地点（採水地点 No.1～17，採水地点 A～T）を対象に2007～2016年の水質調査結果について各種環境基準値（T-N および T-P についてはそれぞれ環境基準値（しきい値）を設定）をもとに河川水質を評価し、流域の土地利用が河川水質に及ぼす影響を検証した。以下に本章の結果をまとめる。

- 1) 十勝川本川の採水地点 No.16 における流域平均降水量は2009年，2010年および2012年で多く，2008年で顕著に少ない傾向にあった。また，2007～2014年の日流量の年平均値は140～277 m³/s で2008年において低流量であった。ここで，調査実施日における河川流況は18回の調査のうち9回が豊水位～平水位で，5回は平水位～低水位であり，高水位～豊水位となった3回の調査でも出水の影響は受けていなかった。
- 2) 十勝川水系における平水時河川水中の pH, BOD 濃度および SS 濃度（平均値）は「生活環境の保全に関する環境基準（河川）」の B 類型をおおむね満たしていた。このとき，2007～2016年における BOD 濃度および SS 濃度は標準偏差が大きく採水時期によって濃度が変動しており，標準偏差を含めると B 類型を超過する地点も確認された。本川の EC（平均値）は6.8～12 mS/m で流下に伴いゆるやかに上昇し，支川では5.0～22 mS/m と本川の上流側に位置する地点で低く中・下流側で高い傾向を示した。
- 3) 十勝川水系における平水時河川水中の pH, BOD 濃度および SS 濃度は流域の畑草地率・森林率との間に相関関係が得られなかった。このとき，EC は流域の畑草地率との間に正の相関（ $r = 0.87$, $p < 0.01$ ），森林率との間に負の相関（ $r = -0.86$, $P < 0.01$ ）が得られ，畑草地からの化学肥料や家畜排せつ物の流出による影響を受けて河川水中の溶存物質が増加していた。
- 4) 十勝川水系の T-N 濃度（平均値）は本川・支川ともに多くの地点で基準値の1.0 mg/L を超過していた。本川では流下に伴い河川水中の T-N 濃度が上昇する傾向にあり，中・下流側に位置する支川（採水地点 F, I, M, O, P および Q）において高濃度を示した。一方，T-P 濃度（平均値）は本川・支川ともに多くの地点で基準値の0.1 mg/L 以下の低濃度を示した。これは，主要な畑土壌である火山灰土が有するリン酸の特異吸着の性質によるものと推察された。

ここで、標準偏差から T-N 濃度および T-P 濃度は採水時期によって変動していたが変動パターンに一定の傾向はみられなかった。本川および支川の N : P 比（モル比）は 13~352 で、34 地点において Redfield ratio (16N : 1P) を超過しておりリンを制限因子とした窒素過剰な水質であることが明らかとなった。

- 5) 河川水中の T-N 濃度（平均値）は流域の畑草地率・SC（畑草地）と有意な正の相関が得られた ($r = 0.87$, $p < 0.01$; $r = 0.86$, $p < 0.01$)。また、流域の森林率・SC（森林）とは有意な負の相関が得られ ($r = -0.88$, $p < 0.01$; $r = -0.92$, $p < 0.01$)、SC（森林）の相関係数が最も高いことから、流域内の森林の連結性が增大することで河川水中の T-N 濃度の上昇を抑制する効果があることが認められた。
- 6) 河川水中の T-P 濃度は流域の土地利用との間に有意な相関が得られたが、その相関係数は T-N 濃度の場合と比較して低い。つまり、平水時河川水中の T-P 濃度には流域の畑草地および森林はさほど大きく影響していなかった。
- 7) 河川水中の N : P 比（濃度比）は流域の畑草地率・SC（畑草地）と有意な正の相関が得られ ($r = 0.64$, $p < 0.01$; $r = 0.82$, $p < 0.01$)、流域の森林率・SC（森林）とは有意な負の相関が得られた ($r = -0.64$, $p < 0.01$; $r = -0.78$, $p < 0.01$)。このとき、SC（畑草地・森林）において相関係数が高いことから、流域内の畑草地を連結させると窒素が流出しやすく富栄養化の危険も高くなるが、森林の連結性を高くすることで窒素流出を抑制するだけでなく河川水中の N : P 比も低下させられる可能性が示された。
- 8) 流域の SC（畑草地）と畑草地率との関係において、畑草地率が 40% より小さい 25 地点では有意な正の相関 ($r = 0.87$, $p < 0.01$) が得られたが、畑草地率が 40% 以上の 11 地点では相関が得られなかった。このことから、畑草地率が 40% 以上の場合は SC（畑草地）にばらつきがみられ、畑草地率が高かつ SC（畑草地）も高い地点と畑草地率は高いが SC（畑草地）が低い地点が存在していた。
- 9) 河川水中の T-N 濃度と流域の畑草地率との関係における回帰式から、河川水中の T-N 濃度を 1.0 mg/L に改善するには流域の畑草地率を 15% 以下に減少させる必要があった。これは、農業生産性の維持を基本とした窒素流出抑制対策としては現実的ではないことから、土地利用的対策と営農的対策を組み合わせ

わせる必要がある。ここで、たとえば十勝川水系（採水地点 No.17）の T-N 濃度（平均値）2.0 mg/L を改善目標値とした場合には、流域の畑草地率を 31% に減少させる必要があった。この値は、70%以上の畑草地率を有する 5 地点（採水地点 F, G, I, M, P および Q）では現状の畑草地面積を半分以下に減少させなければならないことから、畑草地が卓越する地域では厳しい条件であると考えられる。

10) 河川水中の T-N 濃度と SC（畑草地）との関係における回帰式から、河川水中の T-N 濃度を 2.0 mg/L に改善するには SC（畑草地）を $292 \times 10^2 \text{ km}^2$ にする必要があると試算された。このとき、支川の 3 地点（採水地点 G, J および T）の畑草地率は 44~79% と比較的高いが SC（畑草地）は $74 \sim 275 \times 10^2 \text{ km}^2$ と抑制目標値（ $292 \times 10^2 \text{ km}^2$ ）よりも小さく、河川水中の T-N 濃度（平均値）が本川と同程度の濃度（1.3~2.3 mg/L）を示している。この 3 地点をモデルケースとすることで、高い畑草地率を維持しながら畑草地の連結性を小さくすることが可能であり、かつ河川水中の T-N 濃度も 2.0 mg/L に改善できると期待される。

11) 十勝川水系において畑草地の連結性を分割する土地利用には、農地周辺（平野部）に存在する森林（河畔林や耕地防風林）が考えられる。河畔林や耕地防風林などの緩衝帯を水質保全対策として保全・復元・管理していくための、窒素流出抑制に対する生態学的機能の解明が今後の課題としてあげられた。

3. 河川水質の総合評価と水質起源の検証

3.1 背景

第 3 章では、河川水中の溶存イオンを用いた水質の総合的な評価から十勝川水系の水質特性を解析し、河川水に対する起源水の寄与率および河川水中の窒素成分の起源を推定した。

第 2 章のように、河川水質環境の評価は「人の健康に関する環境基準」や「生活環境の保全に関する環境基準」のように個々の水質項目基準で評価されている。しかし、水質汚濁問題はその原因が多岐にわたり結果もさまざまな条件で変化する複雑な現象である。そのため、特定の項目に限定した評価ではなく水質を総合的に評価する中で水質環境の全体像を把握することが必要とされている（能登・安田，1983）。

水質の総合評価には、ヘキサダイアグラムやトリリニアダイアグラムを用いた水質特性の評価（伊藤ら，2004；藪崎・島野，2009）や多変量解析による評価方法（海老瀬・勝部，1978；鶴保，1992）が検討されている。

ヘキサダイアグラムおよびトリリニアダイアグラム（キーダイアグラム）は河川や地下水の水質分類に用いられている手法であり、各イオン成分の当量がダイアグラム上にプロットされた位置や図の形状からある地点における水質の特徴を評価することができる（Piper, 1944；永井，1991）。たとえば、宮本ら（2016）は森林流域の平水時および高水時における河川水および土壌水の無機イオンについてトリリニアダイアグラムにより水質を評価し、平水時の河川水は高水時や土壌水よりもイオン濃度が高く、平水時の河川水質形成には土壌の 40cm 以深の浸透水の流出が影響していることを明らかにした。農業由来の水質汚染については、広城ら（1996）が水田、畑およびビニールハウスなどの農業形態の異なる地点において地下水中の硝酸態窒素および無機イオンを観測し、ヘキサダイアグラムおよびキーダイアグラムからビニールハウス近傍において地下水中のイオン濃度が高く、水田の灌漑用水が周辺地下水の水質を悪化させている可能性は小さいことを報告している。井伊ら（2000）は、茶畑由来の湧水、池水および河川水について、ヘキサダイアグラムの結果から土壌改良材の石膏や生石灰、苦土石灰などの影響を受けていることを明らかにした。

多変量解析による水質の総合評価では、クラスター分析や主成分分析、判別分析などが適用されている。Shah et al. (2015) はマレーシアの Muda 川流域において主成分分析やクラスター分析を用いた水質の傾向分類を行い、多変量解析が河川水質の評価手法として有効であることを示した。また、Al-Mutairi et al. (2014) は生物の生息環境として特徴的な生態系を有する Kuwait 湾において、クラスター分析から西部と東部で水質傾向が分かれること、また主成分分析の結果から季節変動および点源からの汚濁物質の流出による影響を強く反映していることを明らかにした。鵜木ら (2002) は農業流域における融雪期の河川水質について主成分分析を用いた解析を行い、河川の水質変動情報を統合することで融雪期の水質形成機構を説明している。

このような多変量解析による評価手法は、上記のヘキサダイアグラムやトリリニアダイアグラムと組み合わせて水質を評価する事例も報告されている。たとえば、藤原ら (2001) は沿岸施設園芸地帯における地下水水質について多変量解析による空間分布特性の類型化を行い、トリリニアダイアグラムのプロットとクラスター分析の結果から土壌の性質や海水の侵入状況および施肥の影響を明らかにした。また、安元ら (2013) は沖縄県の琉球石灰岩分布地域の地下水水質について、トリリニアダイアグラム、主成分分析およびクラスター分析を用いて海水・海塩による自然現象、施肥・生活排水などによる人間の社会経済活動、地下水の流動・滞留に伴う石灰岩の溶解現象、酸化還元状態、硝酸性窒素の集積・脱窒状況を指標とした水質の特性づけを行った。水質汚濁現象の評価とは異なるが、地下水中の溶存イオンについてトリリニアダイアグラム、主成分分析およびクラスター分析を用いた解析を行い地下水の流動系の評価も検討されている (神谷ら, 2014)。

十勝川水系では、Yamazaki et al. (2015) がクラスター分析およびトリリニアダイアグラムを用いて北海道東部の農業流域 (十勝地域および根室地域) において 2005 年に観測した河川水中の溶存イオン濃度を評価している。しかし、調査対象地域は十勝北西部に限定したものであり、十勝川水系の広域を対象に河川水質を総合的に評価した調査研究事例はみられず、河川水中のイオン組成が流域の農業的土地利用から受ける影響については十分に論じられていない。

このとき、流域から河川への窒素流出を効果的に抑制するには河川水中の窒素

成分の起源を特定することが重要な課題のひとつである。たとえば、十勝川流域内では畑作および酪農が営まれており、河川へ流出している窒素成分として、農地に投入される化学肥料や家畜ふん尿に加えて市街地からの生活排水などの複数の窒素起源が予想される。

エンドメンバー法は複数の起源物質の寄与率を算定する手法である (Hooper et al., 1990 ; Hooper, 2003 ; James and Roulet, 2006)。Mellander et al. (2012) は、農業流域における地下水中の栄養塩についてエンドメンバー法を用いて岩盤帯水層や、灌漑水、融雪水などの寄与率を推定した。小林ら (2001) は、北海道中央部の酪農・畑作地帯において河川水に対する地下水の寄与率をエンドメンバー法で解析し、融雪期および降雨増水時には山地森林河川の寄与率が上昇し、降雨による増水の影響が終わる夏から翌春にかけては浅層地下水の寄与率が上昇することを明らかにした。Tubau et al. (2014) および Martinez et al. (2016) は、エンドメンバー法と Mix analysis などの複数の解析方法を組み合わせた起源物質の解析を検証している。エンドメンバー法は前述の主成分分析とも相性がよく、エンドメンバー法の解析に用いるエンドメンバーの選定には主成分分析が用いられる場合もある (Selle et al., 2013)。

また、起源物質の推定は地学や生態学などのさまざまな分野で近年注目されており、安定同位体をトレーサーとした物質起源の解析が試みられている (米山, 1987 ; 永田・宮島, 2008 ; 細野ら, 2015)。異なる同位体を含む同位体分子は、分子量が異なることからそれぞれ異なる性質をもっている。このため、すべての生物や化合物の同位体比は異なっており、物質の生成に関する化学反応機構・起源・循環に関して解析を行うことが可能である。たとえば、動物の餌資源は異なる炭素安定同位体比 ($\delta^{13}\text{C}$) をもつことから、動物の食物に含まれる炭素起源の推定が可能であり、窒素安定同位体比 ($\delta^{15}\text{N}$) の分析を組み合わせた動物の栄養段階の推定や生態系内での食物網の解析が行われている (和田, 2009)。動物の安定同位体比は植物の安定同位体比を反映しており、植物の光合成炭酸固定の系ごとに異なる $\delta^{13}\text{C}$ を有する。また、 $\delta^{15}\text{N}$ は栄養段階ごとに一定の割合で濃縮される (和田・山田, 1994)。帰山 (2005) は、これらの安定同位体比から水辺生態系の食物連鎖に対するサケなどの遡河回遊魚の役割についてまとめている。また、兵藤 (2016) はこれまで十分に調査が行われていなかった熱帯雨林の節足動物の食性について

$\delta^{13}\text{C}$ および $\delta^{15}\text{N}$ を用いた解析を行っている。

安定同位体比を用いた解析では、流域の土地利用の変化や河川改修といった人為的な影響の評価も検討されている。Harrington et al. (1998) や Gray et al. (2004) は、流域内の農地面積の増加や施肥が河川に生息する魚類の $\delta^{15}\text{N}$ 値に影響を及ぼすことを報告している。また、田村・東 (2015) は青森県内の河川において 1980 年代および 2000 年代に採集された魚類ホルマリン標本の $\delta^{13}\text{C}$ および $\delta^{15}\text{N}$ を比較し、農地割合の増加に伴い魚類の $\delta^{15}\text{N}$ が上昇傾向にあることや、大規模な河川改修が行われた地点では魚種間で同位体特性が類似するようになり、食物網の単純化が引き起こされた可能性を示した。

国際的な環境問題となっている水系の窒素汚染は、流域スケールでの窒素負荷に対する管理が必要である。流域からの窒素負荷の起源や流出状況を評価する上で、硝酸イオンの $\delta^{15}\text{N}$ による解析が検討されている。 $\delta^{15}\text{N}$ を利用して河川や地下水中の窒素の供給源・汚染源を推定する試みは、アメリカを中心に多くの研究がなされており (Kohl et al., 1971), $\delta^{15}\text{N}$ は化学肥料や家畜排せつ物・畜産排水および生活排水などにおいて一定の値をとる。一般に、 $\delta^{15}\text{N}$ は降雨で $-8\sim 2\text{‰}$, 化学肥料では $-7.4\sim 6.8\text{‰}$, 生活排水および家畜排せつ物では $10\sim 22\text{‰}$ 程度と報告されている (Heaton, 1986)。

一方で、日本では $\delta^{15}\text{N}$ に関する測定例や窒素起源および汚染源の特定についての報告が少なく、体系的な調査によるデータの蓄積が望まれている。日本における $\delta^{15}\text{N}$ を用いた窒素起源の解析では、沖縄県宮古島における地下水中の硝酸態窒素の $\delta^{15}\text{N}$ に関する調査結果が報告されており、農地や森林および荒地において窒素の安定同位体比は 7‰ 以下であり、地下水中の窒素の供給源が化学肥料であることが推察された (近藤ら, 1997)。また、地下ダムが竣工された流域において 2009 年および 2012 年に観測された結果から、 $\delta^{15}\text{N}$ が低下し堆肥化施設の運用により畜産廃棄物の影響が小さくなった可能性が示された (石田ら, 2015)。また、中村ら (2008) は甲府盆地東部の地下水について硝酸イオン濃度の分布特性を評価したところ、ほとんどの地点において硝酸イオンの $\delta^{15}\text{N}$ は $5.5\sim 8.3\text{‰}$ の範囲を示し、地下水中の硝酸イオンの窒素起源が果樹園で施用されている窒素肥料であることを明らかにした。畜産を主体とした農業地域である都城盆地における調査では、地下水中の硝酸イオンの $\delta^{15}\text{N}$ が家畜排せつ物や生活排水の組成範囲に近いこ

とから、家畜排せつ物由来の窒素の寄与が比較的高いこと、地下水流動の下流部では脱窒が生じていることを明らかにした（松永ら，2013，2015）。

このように、農業地域において $\delta^{15}\text{N}$ を用いた流域の窒素負荷の起源の推定は有効な解析手法であるが、北海道の農業地域における研究事例は少なく、十勝地域における調査結果は寒冷地農業における窒素流出挙動の解析に対して非常に有用な知見となることが期待される。

そこで、本章では十勝川水系における河川水質の総合評価および窒素起源の推定を目的として、十勝川水系に加えて、森林、畑作、畑作と酪農の混合（畑・酪混合）および酪農の各土地利用を代表する流域における河川水中のイオン組成や $\delta^{15}\text{N}$ を比較検証した。

3.2 調査概要

3.2.1 調査流域諸元

北海道十勝総合振興局管内の十勝川水系および北海道釧路総合振興局管内の浜中町・厚岸町の別寒辺牛川水系・風連川水系において、十勝川水系（33 地点）と土地利用別に森林流域（2 地点）、畑作流域（1 地点）、畑・酪混合流域（2 地点）および酪農流域（3 地点）を選定し、計 41 地点を対象とした。なお、十勝川水系の採水地点は、2.2.1 で前述した流域諸元のうち十勝川本川の採水地点 No.1, No.3, No.5 および No.7 を除いた 33 地点である。

Table 3-1 には土地利用別の 8 地点の流域諸元を示す。森林流域 1 地点（F₁）は十勝川水系上流部の支川（十勝川支川の採水地点 C）、畑作流域 1 地点（C₁）は十勝川水系札内川支川、畑・酪混合流域 2 地点（M₁・M₂）は十勝川水系然別川支川であり、上記の 4 地点は十勝川水系内に位置している。酪農流域 3 地点（D₁～D₃）および森林流域 1 地点（F₂）は別寒辺牛川水系・風連川水系の支川であり、北海道釧路総合振興局管内の浜中町・厚岸町に位置している。

北海道釧路総合振興局管内浜中町・厚岸町では酪農が主体的に営まれており、採草地および放牧地が広く展開されている。同地域では 1990 年代から農業由来の河川水質汚染に関する調査研究が行われており、草地への単一化や酪農経営の規模拡大、乳用牛飼養頭数の増大に伴う河川水中の窒素濃度の上昇が報告されている（長澤ら、1995；井上ら、1999）。また、対象流域は国営環境保全型かんがい排水事業「はまなか地区」（2001～2011 年）に位置している。この事業では、用水施設の整備により家畜排せつ物の有効利用を行うとともに、排水施設の整備により農地の湛水、過湿被害を解消し、土地生産性の向上および農作業の効率化による農業経営の安定化と地域農業の振興に資することを目的としている。北海道東部の釧路・根室地域を対象とした複数の地区で実施されており、用水路や肥培かんがい施設の新設・整備、河川や湖沼の水質保全に必要な浄化機能を備えた浄化型排水施設の整備などが行われている。「はまなか地区」における事業は平成 23 年に完了しており、大杉ら（2006）、児玉・鳥海（2011）、鶴木ら（2011）が事業の実施内容や事業の実施に伴う水質改善効果について報告している。

酪農流域 3 地点（D₁～D₃）には農家および畜舎が存在するのみで生活排水などの影響は非常に小さいことが予想される。D₁～D₃のうち D₁は自然河川であり、D₂

および D₃ は河川改修が行われている。また、D₁～D₃ の農家戸数および乳用牛飼養頭数 (Table 3-2) は、1993～2013 年において大きな変化はみられないが、D₃ において乳用牛飼養頭数密度が顕著に高い。

3.2.2 水質調査方法

調査対象の 41 地点において平水時に河川水の採水を行った。採水日は十勝川水系において 2014 年 8 月 19 日、森林流域、畑作流域、畑・酪混合流域、酪農流域は 2015 年 7 月 25～26 日および 9 月 20・23 日である (Table 3-1)。採取したサンプルは保冷状態で室内に持ち帰り、前述の 2.2.3 に示す分析項目に加えて河川水中の溶存イオン 10 項目を分析した。イオン項目のうち、ナトリウムイオン (Na⁺)、カリウムイオン (K⁺)、マグネシウムイオン (Mg²⁺)、カルシウムイオン (Ca²⁺)、塩化物イオン (Cl⁻)、硝酸イオン (NO₃⁻)、硫酸イオン (SO₄²⁻) およびリン酸イオン (PO₄³⁻) の 8 項目はイオンクロマトグラフで分析し、亜硝酸イオン (NO₂⁻) はフチルエチレンジアミン吸光光度法、炭酸水素イオン (HCO₃⁻) は全有機炭素 (TOC) 計の IC モードで pH の観測値から算定した。

3.2.3 付着藻類の窒素安定同位体比

河川水中の窒素安定同位体比 ($\delta^{15}\text{N}$) の解析として付着藻類の $\delta^{15}\text{N}$ を解析した。

物質を構成する元素のうち、同じ元素であるけれども質量の異なる元素を同位体とよび、同位体のうち放射線を出さずに原子が変化しないものが安定同位体である。また、複数の異なる安定同位体をもつ元素の場合、それぞれの同位体の原子数の比を安定同位体比という。窒素の場合は ¹⁴N と ¹⁵N の存在比で表され、基準物質との対比によって算出される。Eq. 3-1 が、安定同位体比を求める定義である。

$$\delta^m X = \left(\frac{R_{\text{sample}}}{R_{\text{ref}} - 1} \right) \times 1000 \quad (3-1)$$

なお、 R_{sample} は試料中の ^mX / ⁿX 比 (モル比)、 R_{ref} は基準物質の ^mX / ⁿX 比 (モル比)、^mX、ⁿX は元素 X の安定同位体比 ($m > n$) である。つまり重い同位体が基準物質より少なければ安定同位体比はマイナスの値をとる。窒素の場合は、国際基準物質として大気中の N₂ ガスが用いられる。また、自然界での安定同位体比の変動は 0.001% というような細かい桁での変化であるため、安定同位体比の単位は

Table 3-1 土地利用別流域の流域諸元

土地利用	調査地点	流域面積 (km ²)	畑草地率 (%)	森林率 (%)	採水日 2015年	調査位置
森林	F ₁	72	2	97	7月25日 9月23日	十勝川水系支川 (上流部；採水地点 C)
	F ₂	15	17	83	7月26日 9月20日	釧路総合振興局 別寒辺牛川水系支川
畑作	C ₁	74	82	6	7月25日 9月23日	十勝川水系 札内川支川
畑・酪	M ₁	3	80	18	7月25日 9月23日	十勝川水系 然別川支川
	M ₂	5	75	19		
酪農	D ₁	9	74	15	7月26日 9月20日	釧路総合振興局 風連川水系支川
	D ₂	10	79	18		
	D ₃	14	70	24		

Table 3-2 酪農流域における農家戸数および乳用牛飼養頭数の推移

調査地点		1993	1996	2000	2006	2007	2008	2013
D ₁	農家戸数(戸)	10	9	6	6	6	6	6
	乳用牛飼養頭数(頭)	754	629	730	534	531	536	605
D ₂	農家戸数(戸)	9	9	9	9	8	9	9
	乳用牛飼養頭数(頭)	984	1046	995	863	830	903	1022
D ₃	農家戸数(戸)	22	20	20	18	18	18	16
	乳用牛飼養頭数(頭)	2,037	2,086	2,185	1,975	1,954	1,937	2,001

千分率偏差 (‰) で表される。これを δ 記法といい、質量数の大きい方の同位体の記号に δ をつけて表す (永田・宮島, 2008)。 $\delta^{15}\text{N}$ の解析は水や魚類, 水生昆虫, 植物などで行われているが, 本研究では付着藻類の $\delta^{15}\text{N}$ を対象とした。付着藻類とは河床や浅い湖底に存在する礫や大型植物の体表などに発達する藻類群集のことで, 水中の溶存無機態窒素を利用しているため付着藻類の $\delta^{15}\text{N}$ は河川水中の $\delta^{15}\text{N}$ を反映している (森, 2006)。

そこで本研究では, 土地利用別の森林流域 (F_1 および F_2), 畑作流域 (C_1), 畑・酪混合流域 (M_1 および M_2), 酪農流域 ($D_1 \sim D_3$) の計 8 地点を対象として, 調査地点の河床にコンクリートブロックを約 3 週間設置し, 河川水の採水日と同日にコンクリートブロックを実験室内に持ち帰った後, ブロックに発生した付着藻類を採取した。採取した付着藻類は自然乾燥させ, 燃烧型元素分析装置 NA2500 (FISONS 社製) を連結した同位体比質量分析計 DELTA Plus (Thermo Electron 社製) を用いて $\delta^{15}\text{N}$ を計測した。なお, 本研究で使用した分析計の精度は $\pm 0.2\text{‰}$ である。

3.3 結果および考察

3.3.1 河川水中の溶存イオン濃度

Table 3-3 および Fig.3-1 (a)～(c)に十勝川水系(本川 13 地点;採水地点 No.2～17, 支川 20 地点;採水地点 A～T), 森林流域 ($F_1 \cdot F_2$), 畑作流域 (C_1), 畑・酪混合流域 ($M_1 \cdot M_2$) および酪農流域 ($D_1 \sim D_3$) における河川水中の溶存イオン濃度の結果を示す。なお, 土地利用別の 8 流域における結果は 2015 年 7 月および 9 月の平均値である。

十勝川本川における河川水中の全溶存イオン濃度(各イオン濃度の総和)は, 45.2～72.3 mg/L の範囲であった (Fig.3-1 (a))。採水地点 No.1～9 では 45.2～49.6 mg/L とほぼ一定の値で推移し, 採水地点 No.10 以降の中・下流域では 55.1～72.3 mg/L まで上昇していた。十勝川本川における全溶存イオン濃度の平均値は 57.9 mg/L であった。各溶存イオンの割合はすべての地点においておおむね一定であり, HCO_3^- (43%), SO_4^{2-} (16%) および Ca^{2+} (12%) が主要イオンであった。上流域は畑草地や市街地などの人為的な影響が少なく, 河川水中の溶存イオン濃度は流域の地質的な条件を表しているといえる。一般的に, 河川水は流下過程で岩石の風化によって生じる無機イオンを取り込み, 地下水が流入することで河川水中のイオン濃度が徐々に上昇する(関, 1998; 小川, 2000)。このとき, 流下過程における溶存イオン成分の推移をみると, いずれのイオン成分でも中・下流域にかけて濃度が上昇する傾向がみられた。

十勝川支川における河川水中の全溶存イオン濃度は 38.2～154 mg/L の範囲であり, 採水地点ごとにばらつきがみられた (Fig.3-1 (b))。十勝川本川における河川水中の全溶存イオン濃度の平均値 (57.9 mg/L) に対して, 本川の上流側に位置する支川(採水地点 A～E)では, 河川水中の溶存イオン濃度が 38.2～51.7 mg/L と比較的低濃度であり HCO_3^- が 50%以上の割合を占めている。一方, 中・下流側に位置する支川では採水地点 H および N を除く 13 地点で本川の全溶存イオン濃度の平均値を超え 80.0～154 mg/L と高い濃度を示した。このうち, 採水地点 F, G, I, O, P および Q の 6 地点は全溶存イオン濃度に対する SO_4^{2-} および NO_3^- の合計濃度の割合が 30%以上と大きい傾向にあった。また, この 6 地点(採水地点 F, G, I, O, P および Q)は流域内の畑草地率が 65～79%と高く, 農業活動の影響を受けて SO_4^{2-} 濃度および NO_3^- 濃度が上昇していると考えられる。

Table 3-3 河川水中の溶存イオン濃度

十勝川本川 13 地点，2014 年；十勝川支川 20 地点，2014 年；

土地利用別 8 地点，平均値，2015 年 7 月・9 月

調査地点	溶存イオン濃度(mg/L)										全溶存 イオン濃度	
	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Cl	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	SO ₄ ²⁻	PO ₄ ²⁻		
十勝川 本川	1											
	2	4.8	1.3	1.1	5.6	3.2	20	0.89	0.007	8.0	<0.04	45.2
	3											
	4	4.8	1.3	1.1	6.2	3.2	21	1.2	0.013	8.4	<0.04	46.9
	5											
	6	4.8	1.4	1.2	6.0	3.3	22	1.4	0.007	8.8	<0.04	48.9
	7											
	8	4.9	1.5	1.3	6.7	4.0	21	2.4	0.016	7.8	<0.04	49.4
	9	4.6	1.6	1.3	6.3	3.8	21	3.4	0.020	7.8	<0.04	49.6
	10	4.8	1.6	1.3	6.2	4.0	26	3.4	0.020	8.1	<0.04	55.1
	11	5.1	1.8	1.6	7.2	4.2	22	4.3	0.020	9.4	<0.04	55.5
	12	5.6	1.9	1.6	7.8	4.8	26	4.7	0.036	9.6	0.12	61.9
	13	5.4	1.8	1.6	7.9	4.7	28	4.3	0.049	9.5	<0.04	63.5
	14	4.7	1.9	1.6	7.1	3.9	27	5.8	0.056	9.6	<0.04	61.6
	15	5.5	2.0	1.8	8.1	4.8	32	6.1	0.079	11.1	<0.04	71.4
	16	5.6	2.0	1.9	8.6	4.8	31	6.9	0.053	11.6	<0.04	72.3
	17	6.1	2.2	1.9	8.1	5.0	31	5.6	0.026	11.5	<0.04	71.2
平均	5.1	1.7	1.5	7.1	4.1	25	3.9	0.031	9.3	<0.04	57.9	
十勝川 支川	A	3.1	1.3	0.81	3.7	1.6	24	1.2	0.001	3.9	<0.04	39.6
	B	3.3	1.7	0.77	3.3	1.6	23	1.3	<0.001	3.5	<0.04	38.2
	C	3.3	1.6	0.80	3.3	1.8	25	1.4	<0.001	3.4	<0.04	40.8
	D	5.2	1.7	1.00	5.5	6.5	25	3.8	0.030	3.4	<0.04	51.7
	E	2.9	1.2	1.1	5.6	2.6	21	5.4	0.010	6.1	<0.04	46.3
	F	5.3	3.6	4.3	15.0	5.3	36	24.0	0.020	24.5	<0.04	117.7
	G	7.1	2.9	4.8	13.0	7.5	44	8.9	0.108	35.3	<0.04	123.8
	H	2.2	1.1	0.90	4.0	1.6	16	3.8	0.003	4.5	<0.04	34.5
	I	4.8	1.9	2.9	11.0	4.7	30	15.6	0.033	19.1	<0.04	89.9
	J	7.9	3.4	3.6	13.0	5.6	62	6.5	0.046	20.9	0.15	122.5
	K	7.0	2.8	3.1	12.0	6.1	49	9.3	0.066	16.7	<0.04	106.3
	L	6.9	2.9	2.7	13.0	5.1	53	10.0	0.016	15.3	0.18	109.0
	M	7.7	2.3	2.2	11.0	7.9	48	9.5	0.171	14.5	<0.04	103.0
	N	2.3	1.6	1.2	5.9	1.8	19	5.9	0.007	7.2	<0.04	45.2
	O	9.0	3.0	5.2	20.0	7.8	49	22.8	0.043	36.9	<0.04	154.0
	P	7.4	2.5	3.4	14.0	6.7	48	16.6	0.076	25.5	<0.04	124.1
	Q	6.9	2.6	3.00	13.0	6.8	30	20.6	0.039	20.6	<0.04	103.1
	R	6.2	2.0	2.00	7.8	5.6	42	2.6	0.013	12.2	<0.04	80.0
	S	7.9	1.8	2.3	7.7	4.8	42	2.5	0.016	13.7	<0.04	82.4
	T	7.8	2.8	3.3	11.0	5.6	68	1.6	0.030	14.4	<0.04	114.2
平均	5.7	2.2	2.5	9.6	4.9	38	8.7	0.040	15.1	<0.04	86.3	
森林	F ₁	3.4	1.7	0.9	4.7	1.8	21	0.27	0.002	3.4	<0.04	36.8
	F ₂	5.6	1.4	1.7	6.4	3.2	36	1.2	0.002	2.3	<0.04	57.9
畑作	C ₁	7.2	4.7	4.7	16.0	10.2	35	21.6	0.010	31.6	<0.04	131.2
畑・酪	M ₁	5.0	3.7	2.0	7.4	4.7	35	6.6	0.009	2.4	0.04	66.2
	M ₂	4.6	2.0	1.5	5.6	3.3	29	7.9	0.002	2.0	<0.04	56.2
酪農	D ₁	10.6	5.1	4.1	11.2	10.9	62	2.7	0.011	8.7	0.04	115.6
	D ₂	8.6	2.4	3.6	14.0	7.6	69	5.1	0.021	5.3	<0.04	115.9
	D ₃	9.0	2.8	4.4	16.5	9.1	80	1.2	0.022	5.3	<0.04	127.8

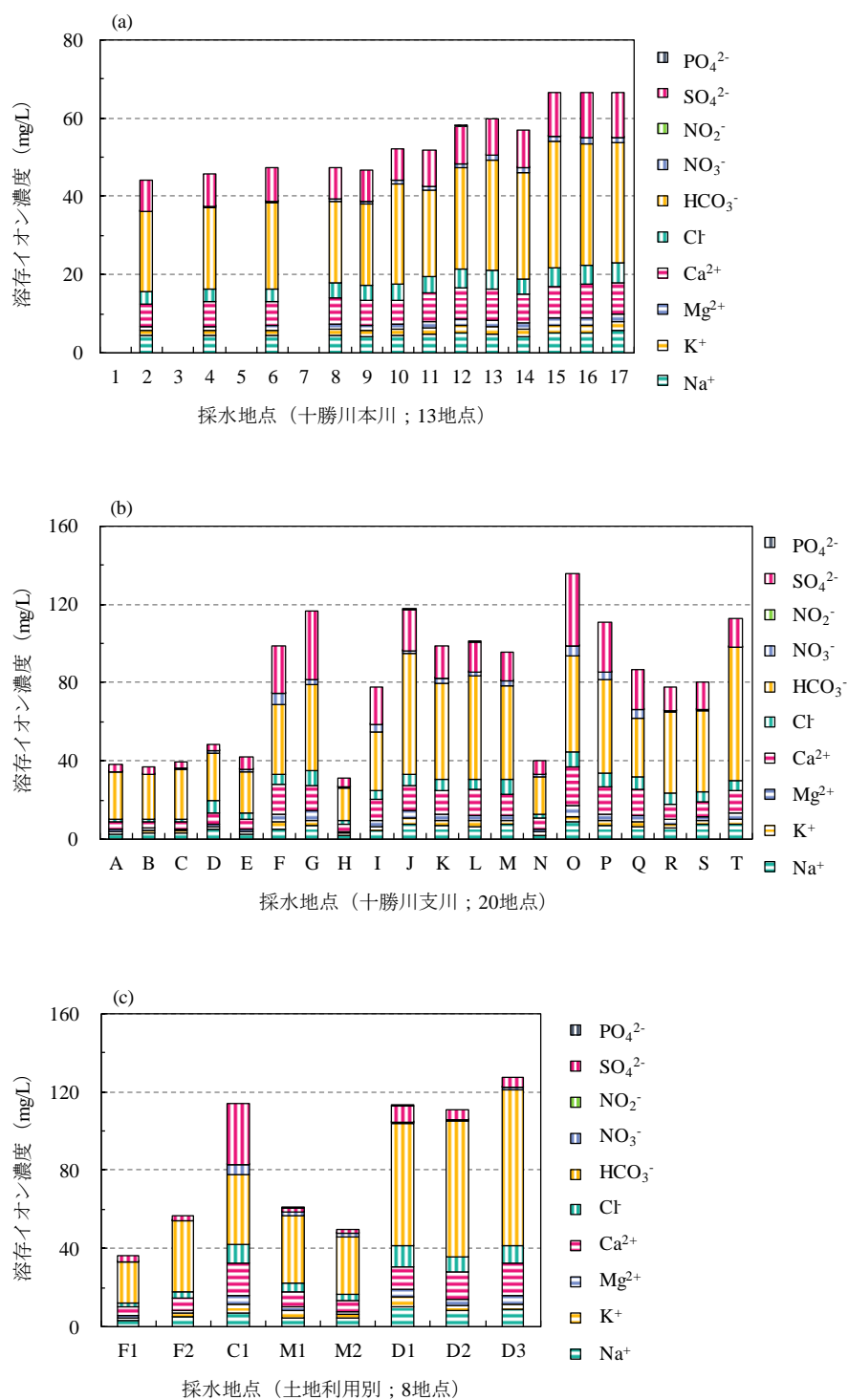


Fig.3-1 河川水中の溶存イオン濃度

(a) 十勝川本川，2014年；(b) 十勝川支川，2014年；

(c) 土地利用別流域，平均値，2015年7月・9月

ここで、土地利用別の8流域における河川水中の全溶存イオン濃度を森林流域のイオン組成 (F_1 , 36.8 mg/L ; F_2 , 57.9 mg/L) と比較すると、畑作流域 (C_1 , 131 mg/L) および酪農流域 ($D_1 \sim D_3$, 116~128 mg/L) で高い傾向を示した (Fig.3-1 (c))。

このとき、酪農流域は HCO_3^- および Ca^{2+} が主要イオンであり十勝川支川や畑作流域よりも全溶存イオン濃度が同程度か高い傾向にあった。とくに、同地域 (浜中) に位置する森林流域 (F_2) における河川水中の全溶存イオン濃度は 57.9 mg/L で、十勝地域の森林流域 (F_1 , 36.8 mg/L) よりも高い濃度を示していた。このように、釧路総合振興局管内の酪農地域では地質的な条件に起因する河川水中の全溶存イオン濃度がベースとして高く、さらに流域内の草地への化学肥料や家畜排泄物の投入によって溶存イオン濃度が上昇すると考えられる。

一方、畑作流域は HCO_3^- (27%), SO_4^{2-} (24%), Ca^{2+} (16%) が主要イオンであり、本川の中・下流側に位置する支川の採水地点と類似する傾向を示した。また、同地域に位置する森林流域のイオン組成 (F_1 , 36.8 mg/L) と比較すると、 SO_4^{2-} および NO_3^- の合計濃度の割合が増加していた。畑・酪混合流域 ($M_1 \cdot M_2$) における河川水中の全溶存イオン濃度は 56.2~66.2 mg/L の範囲であり、十勝川本川の上流から中流の採水地点と同程度の濃度であった。しかし、各溶存イオンのうち HCO_3^- が 52% を占めており、 NO_3^- の割合は若干高いものの酪農流域のイオン組成に近い傾向を示していた。

3.3.2 トリリニアダイアグラムによる河川水中のイオン組成の評価

Fig.3-2 に、十勝川水系 (採水地点 No.2~17, 採水地点 A~Q), 森林流域 ($F_1 \cdot F_2$), 畑作流域 (C_1), 畑・酪混合流域 ($M_1 \cdot M_2$) および酪農流域 ($D_1 \sim D_3$) の41地点における陽イオンの組成比 $\{(Na^+ + K^+), (Ca^{2+} + Mg^{2+})\}$ および陰イオンの組成比 $\{(HCO_3^-), (Cl^- + SO_4^{2-} + NO_3^-)\}$ のトリリニアダイアグラムを示す。

トリリニアダイアグラムから、森林流域 ($F_1 \cdot F_2$), 畑・酪混合流域 ($M_1 \cdot M_2$) および酪農流域 ($D_1 \sim D_3$) は重炭酸カルシウム型 (II) の下部に、畑作流域 (C_1) は中間型 (V) にプロットされた。また、十勝川水系は森林流域 ($F_1 \cdot F_2$) から畑作流域 (C_1) に向けてダイアグラムの斜め右上方向に長くプロットされた。一般的に、キーダイアグラムの中で下部にプロットされるほど人為的影響が少なく、上部にプロットされるほど ($Cl^- + SO_4^{2-} + NO_3^-$) の割合が増加し人為的影響が大き

いと評価される。このことから、畑作流域（C₁）のイオン組成は酪農流域（D₁～D₃）や畑・酪混合流域（M₁・M₂）よりも人為的影響を強く反映しており、SO₄²⁻およびNO₃⁻が優勢であることが裏付けられた。また、十勝川水系のイオン組成は畑草地率の増大に伴い森林流域のプロット側から畑作流域のプロット側に向かって上部に推移する傾向を示した。このことは、十勝川水系において流域の畑草地率が高い地点の河川水質は農業の影響を強く受けていることを示唆している。

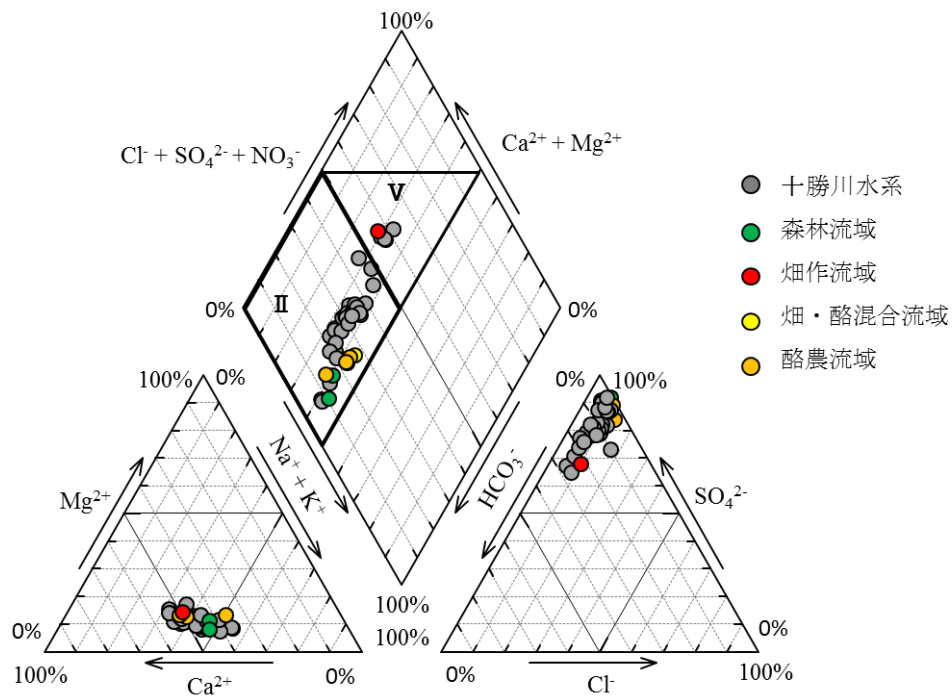


Fig.3-2 トリリニアダイアグラム

十勝川水系，2014年；土地利用別8流域，平均値，2015年7月・9月

3.3.3 主成分分析による河川水中の溶存イオンの総合評価

十勝川水系（採水地点 No.2～17，採水地点 A～Q），森林流域（ $F_1 \cdot F_2$ ），畑作流域（ C_1 ），畑・酪混合流域（ $M_1 \cdot M_2$ ）および酪農流域（ $D_1 \sim D_3$ ）の 41 地点における河川水中の溶存イオンについて，統計解析ソフトの R を用いて相関行列による主成分分析を行った。ここで，測定イオンのうち NO_2^- および PO_4^{3-} の 2 種類はすべての地点で非常に低濃度であったため分析対象から除外した。

Table 3-4 に主成分分析によって得られた累積寄与率および固有ベクトルを示す。第 1 主成分から第 2 主成分までの累積寄与率は 88.1%であったことから，調査地点の河川水質は 2 個の主成分でその特性が要約できた。さらに，第 1 主成分はすべての溶存イオン成分の固有ベクトルが正の値であることから，各地点における河川水質の総合的な性質を示していると解釈できる。一方，第 2 主成分では Mg^{2+} ， Ca^{2+} ， NO_3^- および SO_4^{2-} が正の値を示しているのに対し， Na^+ ， K^+ ， Cl^- および HCO_3^- が負の値を示していた。正の値を示した Mg^{2+} ， Ca^{2+} ， NO_3^- および SO_4^{2-} は化学肥料に多く含まれる成分であり施肥の影響を示している。一方で，負の値を示した Na^+ ， K^+ ， Cl^- および HCO_3^- は施肥以外の人為的影響を反映している可能性が考えられる。つまり，第 2 主成分は水質汚濁の要因を示していると解釈できる。

Fig.3-3 は各採水地点における第 1 主成分および第 2 主成分の主成分得点である。

まず，第 1 主成分が負の範囲にプロットされた地点は十勝川本川（13 地点），十勝川支川（8 地点），森林流域（ $F_1 \cdot F_2$ ）および畑・酪混合流域（ $M_1 \cdot M_2$ ）であった。これらの地点は人為的な影響が少なく河川水質が良好であると判断される。このとき，十勝川支川の 8 地点（採水地点 A，B，C，D，E，H，N および R）は流域の森林率が 50% 以上（森林率，53～98%）であり，流域内に河川水質悪化の外的要因となる土地利用が少ない。このため，河川水質が比較的良好でありイオン組成は地質などの自然的な影響を反映していると考えられる。

また，十勝川本川では上流から下流に向かって第 1 主成分が増大する傾向が確認された。つまり，本川は流下に伴い河川水質が徐々に悪化している。しかし，本川の第 2 主成分は $-0.07 \sim 0.28$ の範囲にありおおむね 0 付近の数値を示しているため，農業や生活排水などの人為的影響は反映されていない。これは，各採水地点間で特定のイオン成分が特徴的に変化するのではなく，流下に伴い河川水中の溶存イオン濃度が総合的に上昇したことを示唆している。このことから，十勝

Table 3-4 主成分分析の累積寄与率および固有ベクトル
 (黒字は固有ベクトルのプラス値, 赤字は固有ベクトルのマイナス値)

	累積寄与率		固有ベクトル						
	(%)	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Cl	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻
第1主成分	72.1	0.36	0.35	0.41	0.4	0.38	0.32	0.27	0.32
第2主成分	88.1	-0.35	-0.07	0.04	0.09	-0.18	-0.47	0.62	0.47
第3主成分	93.0	0.13	-0.80	0.1	0.28	-0.22	0.31	-0.12	0.31
第4主成分	96.0	-0.40	0.25	0.21	0.2	-0.58	0.49	0.18	-0.29
第5主成分	98.3	-0.05	0.32	0.2	-0.27	-0.32	-0.01	-0.54	0.62
第6主成分	99.2	-0.61	-0.12	0.45	0.26	0.42	-0.17	-0.35	-0.10
第7主成分	99.7	0.43	0.03	0.38	0.35	-0.39	-0.55	-0.14	-0.29
第8主成分	100	-0.10	0.22	-0.63	0.68	-0.03	-0.06	-0.25	0.14

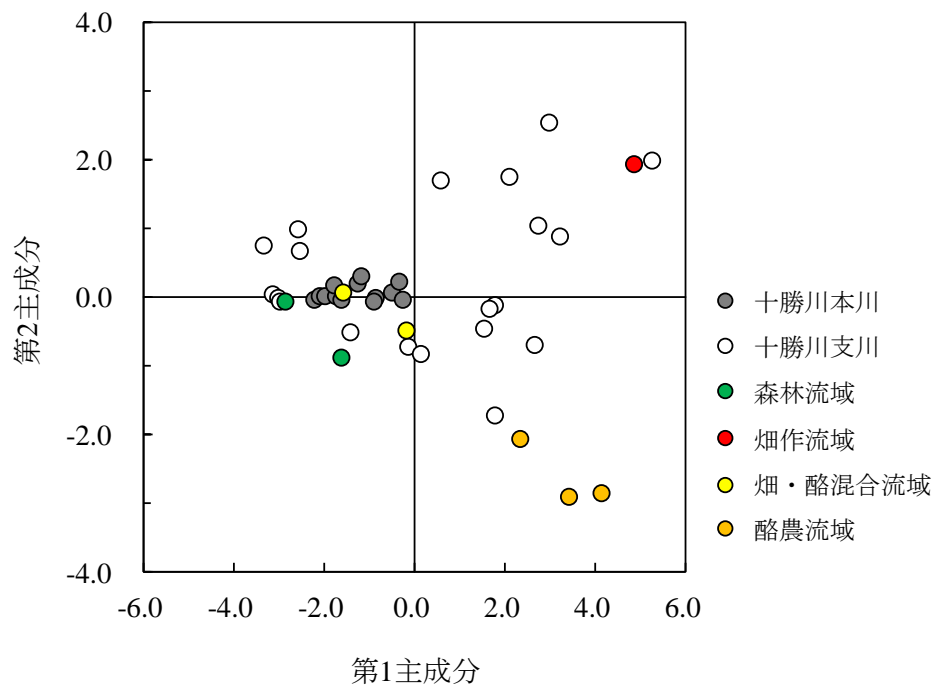


Fig.3-3 第1主成分および第2主成分における主成分得点

川本川における流下に伴う河川水質の悪化は、溶存イオン濃度が高い十勝川支川の流入による影響を反映していると推察される。

しかし、畑・酪混合流域 ($M_1 \cdot M_2$) は畑草地率が 75% を超える地点であり農業の影響を強く受けていることが予想される。第 1 主成分が負の範囲にプロットされた地点の中では、 $M_1 \cdot M_2$ の第 1 主成分は高い値を示したが、同程度の畑草地率を有する十勝川支川 (採水地点 F, G, I, M, P および Q ; 畑草地率が 70% 以上) や酪農流域 ($D_1 \sim D_3$) とは傾向が異なっていた。この結果が示す要因については、2 地点 ($M_1 \cdot M_2$) における実際の窒素投入量の調査に加えて河川水質の高頻度の連続観測などの詳細な解析による考察が別途必要である。

つぎに、第 1 主成分が正の範囲にプロットされた地点のうち、第 2 主成分が負の地点は十勝川支川の 6 地点 (採水地点 J, K, L, M, S および T) および酪農流域 ($D_1 \sim D_3$) であった。これらの地点は外的要因によって河川水質が悪化していると判断される。このとき、第 2 主成分が負の値を示した十勝川支川の 6 地点 (採水地点 J, K, L, M, S および T) および酪農流域 ($D_1 \sim D_3$) は、イオン組成に特徴的な傾向は認められなかった。しかし、酪農流域において主要イオンであった HCO_3^- および Ca^{2+} は、流域内の飼養牛頭数密度が高いほど有機物酸化、硝化、脱窒が大きくなるために飼養牛頭数密度と相関関係にあることが報告されている (三上ら, 2008 ; 三上・五十嵐, 2014)。このことより、十勝川支川の 6 地点 (採水地点 J, K, L, M, S および T) および酪農流域 ($D_1 \sim D_3$) における各溶存イオン濃度の上昇には、採草地や放牧地としての土地利用や家畜排せつ物を主とした施肥管理が影響していると考えられる。

一方、第 1 主成分および第 2 主成分が正の値を示した十勝川支川の 6 地点 (採水地点 F, G, I, O, P および Q) および畑作流域 (C_1) は畑作が卓越しており、化学肥料の影響を受けて NO_3^- および SO_4^{2-} が優勢なイオン組成となっていることが特徴である。 SO_4^{2-} は窒素肥料の硫酸アンモニウム (硫安, $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) として農地に施肥されていることから、十勝川水系における河川水中の窒素成分の由来として化学肥料が大きな割合を占めていると考えられる。 NO_3^- および SO_4^{2-} 濃度の上昇は、滋賀県 (中村ら, 2013), 沖縄県 (東田ら, 2003) および岐阜県 (寺尾ら, 1985) の畑作地域でも観測されており、化学肥料由来の成分が流出していることが示唆されてきた。このとき、十勝川流域の主要な土壌の一つである黒ボク土は

リン酸を特異吸着する性質を有し、表層土壌には多量の PO_4^{3-} が吸着されている。そのため、施肥された SO_4^{2-} の吸着が阻害されて土壌から溶脱しやすい環境にあり、 SO_4^{2-} とともに土壌表層に吸着されていた Ca^{2+} および Mg^{2+} も溶脱していることが考えられる（亀和田・広沢，2003；Pacheco and Weijden, 2002）。中西・野村（2016）は、琉球列島の喜界島と宮古島において地下水質と使用された化学肥料を調査し、農耕地において硫酸肥料に由来する NO_3^- および SO_4^{2-} 濃度が高く、 Ca^{2+} および Mg^{2+} を対イオンとして流出させることで炭酸塩の溶解が促進されていることを報告している。本研究の主成分分析においても Ca^{2+} および Mg^{2+} は NO_3^- および SO_4^{2-} とともに第2主成分の固有ベクトルが正の値を示していることから、 NO_3^- および SO_4^{2-} と相関関係にあると考えられる。つまり、十勝川支川の6地点（採水地点 F, G, I, O, P および Q）および畑作流域（ C_1 ）では化学肥料（とくに硫酸）の使用により NO_3^- および SO_4^{2-} 濃度が上昇していた。さらに、 NO_3^- および SO_4^{2-} の対イオンとして Ca^{2+} および Mg^{2+} も流出しやすい環境にあり、河川水質の総合的な悪化に加えて炭酸塩の溶解による畑地土壌からの CO_2 の発生が促進されている可能性も示唆された。

3.3.4 エンドメンバーによる起原水の寄与率の推定

エンドメンバー法とは、“ある地点の水質は流域に存在する起源となる水の混合によって形成される”という仮定のもと、2種類のトレーサー濃度を軸に取り、各起原水の水質と各地点の水質濃度をプロットした図（Mixing diagram）を用いて河川水や地下水の水質形成を評価する手法である。各起原水のプロットを結んでできる多角形の内部に各地点の水質がプロットされた場合、以下の連立方程式（Eq. 3-2）から各調査地点における各起原水の寄与率を算出することができる。

$$\begin{aligned}
 fEM_1 + fEM_2 + fEM_3 &= 1 \\
 fEM_1 C_{A1} + fEM_2 C_{A2} + fEM_3 C_{A3} &= C_A R \\
 fEM_1 C_{B1} + fEM_2 C_{B2} + fEM_3 C_{B3} &= C_B R
 \end{aligned} \tag{3-2}$$

ここで、 fEM_i はエンドメンバーの寄与率、 C_{Ai} はエンドメンバーの ($\text{NO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$) 濃度、 C_{Bi} はエンドメンバーの ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$) 濃度、 R は各地点の ($\text{NO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$)

／ ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$) 濃度である。なお、ここでは河川水質と流域の土地利用率との関係式から、森林および畑地が 100%であった場合を仮定してエンドメンバー；EM1（渓流水）および EM2（畑地由来）を設定した。ただし、酪農流域では河川水質と流域の土地利用率との間に相関関係が得られなかったため酪農流域（ D_3 ）の ($\text{NO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$) 濃度および ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$) 濃度を EM3（酪農由来）とした。

($\text{NO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$) 濃度および ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$) 濃度をトレーサーとしたとき十勝川水系（採水地点 No.2~17, 採水地点 A~Q）、森林流域（ $F_1 \cdot F_2$ ）、畑作流域（ C_1 ）、畑・酪混合流域（ $M_1 \cdot M_2$ ）および酪農流域（ $D_1 \sim D_3$ ）の多くが EM1（渓流水）、EM2（畑地由来）および EM3（酪農由来）に囲まれたミキシングダイアグラムを描いた（Fig.3-4）。このミキシングダイアグラムをもとにエンドメンバーの寄与率を算出した（Fig.3-5 (a)~(c)）。なお、森林率が比較的高い数地点および十勝川支川の 2 地点（採水地点 I・Q）は EM1（渓流水）と EM2（畑地由来）をつなぐラインの下方外側にプロットされ、十勝川支川の 1 地点（採水地点 O）は EM3（酪農由来）と EM2（畑地由来）をつなぐラインの上方外側にプロットされた。

森林率の高い地点では、農業的土地利用がほとんど存在しないため ($\text{NO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$) / ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$) 濃度が低く、岩石の風化などの地質由来の流出水の変動に起因していると考えられることから渓流水・畑地由来・酪農由来をエンドメンバーとした解析では対応しなかったと考えられる。また、十勝川支川の採水地点 I・Q のプロットされた位置はミキシングダイアグラムのわずかに外側である。十勝川支川の採水地点 O は畑作流域（ C_1 ）と比較しても NO_3^- 、 SO_4^{2-} 、 Ca^{2+} および Mg^{2+} 濃度が高いためミキシングダイアグラムの上方外側にプロットされたと考えられる。ミキシングダイアグラムの外側にプロットされたこれらの地点では正確な寄与率を算出することができないが、森林率の高い数地点および採水地点 I・Q は酪農由来の流出水の寄与率が小さなマイナス値であったため 0 に補正した。しかし、十勝川支川の採水地点 O では森林由来の流出水がマイナス値となったため寄与率の算出からは除外した。また、ここでは EM3（酪農由来）に酪農流域（ D_3 ）の河川水質を設定したため酪農流域（ D_3 ）の寄与率は参考値として示す。

まず、土地利用別の森林流域、畑作流域および酪農流域はそれぞれの流域で代表される土地利用に対応したエンドメンバーの寄与率が最も高くなった。しかし、畑作が営まれていない森林流域（ F_2 ）および酪農流域（ $D_1 \sim D_3$ ）には畑地由来の

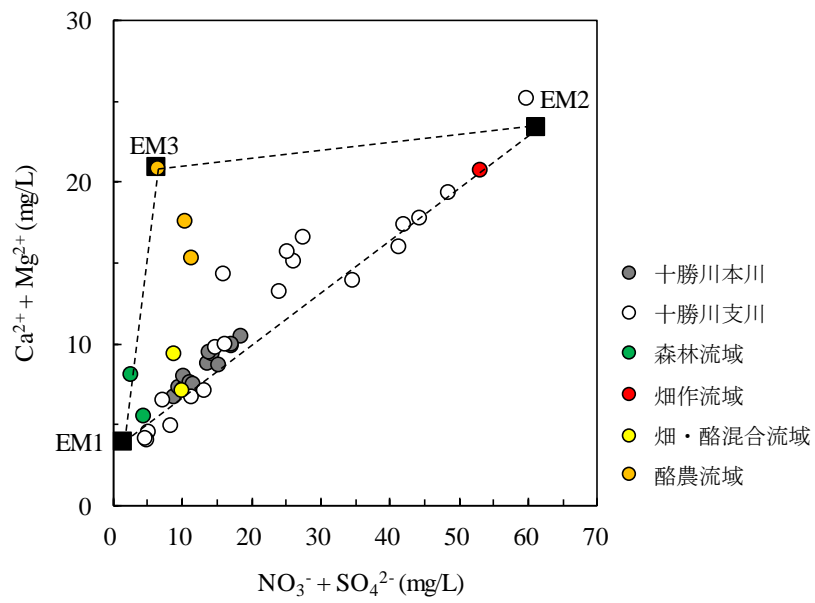


Fig.3-4 エンドメンバーのミキシングダイアグラム

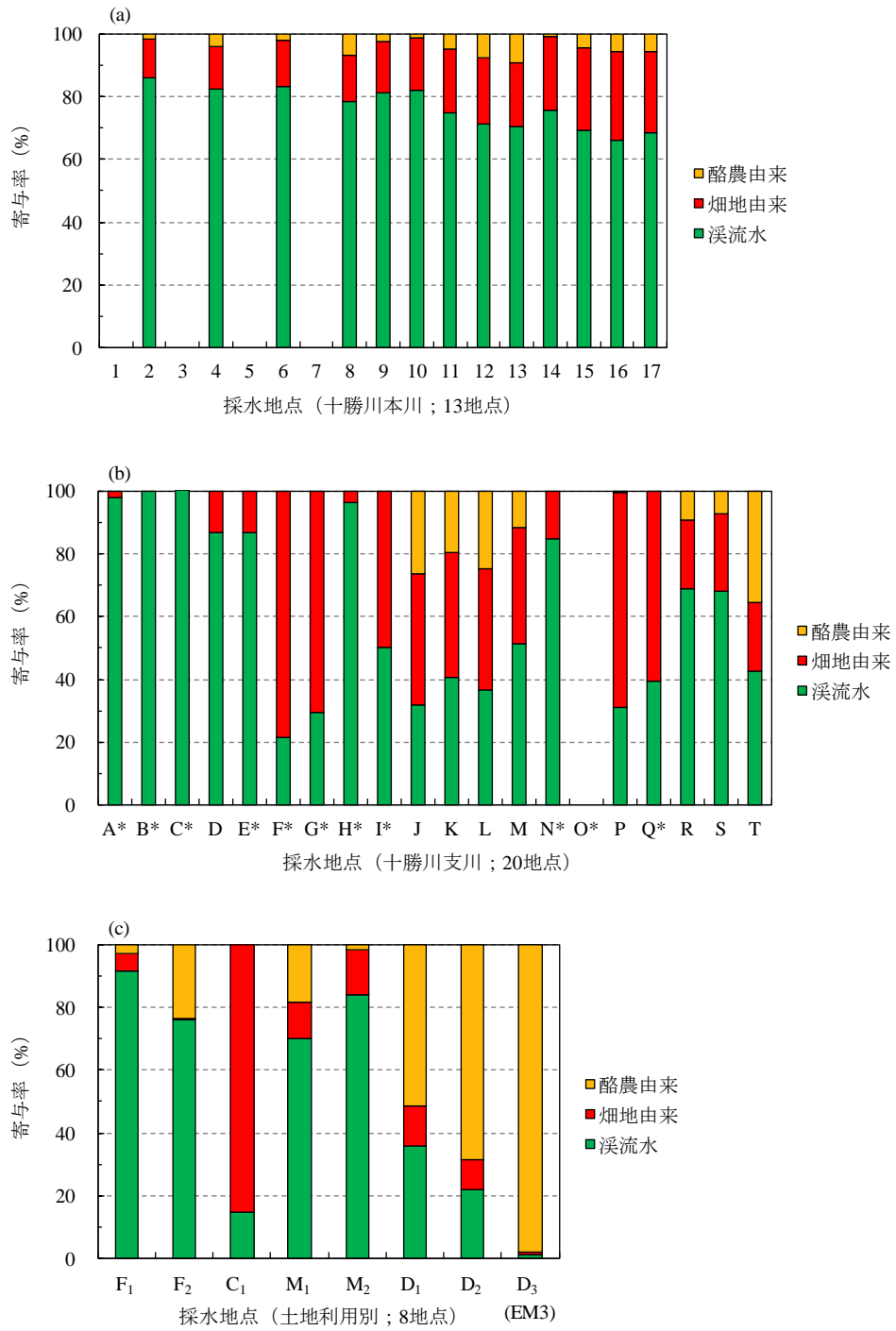


Fig.3-5 起源水の寄与率

(a) 十勝川本川; (b) 十勝川支川; (c) 土地利用別流域, *寄与率を補正

流出水の寄与率が 0.3~13%含まれていた。ここで、畑地由来の流出水および酪農由来の流出水は化学肥料由来の水質成分および家畜排せつ物由来の水質成分を反映していると考えられる。調査対象の 41 地点では各流域における土地利用や施肥管理ごとに溪流水 (EM1), 畑地由来の流出水 (EM2) および酪農由来の流出水 (EM3) の 3 つの起源水がそれぞれの割合で混入しており, 森林流域 (F_2) および酪農流域 ($D_1 \sim D_3$) においても化学肥料由来の流出成分の影響から畑地由来の流出水の寄与率が含まれたと推察される。

十勝川本川では溪流水の寄与率が 66~86%で最も高く, 本川の流下に伴い畑地由来の寄与率が 13~29%まで上昇していた。十勝川支川では溪流水の寄与率が 22~100%で, 畑地由来の寄与率が 0.0~78%と地点ごとに幅がみられた。このとき, 前述の主成分分析において畑作流域 (C_1) と同様に第 1 主成分および第 2 主成分が正の値となった十勝川支川の 6 地点のうち採水地点 O を除く 5 地点 (採水地点 F, G, I, P および Q) は, 畑地由来の寄与率が 50~78%と高い傾向を示した。

この結果から, 畑作・酪農の混合地域である十勝川水系では, 酪農や草地由来の流出水よりも畑地由来の流出水の影響が大きい傾向にあることが明らかとなった。また, 十勝川本川では源流が位置する日高山脈からの溪流水の寄与が大きいため, 河川水質は比較的良好な状態を保っているが, 支川では畑地由来流出水の寄与が大きく河川水質が悪化していることが確認された。

3.3.5 付着藻類の窒素安定同位体比による窒素起源の推定

ここまでの結果から, 十勝川水系において畑草地率の高い地点は河川水中の NO_3^- および SO_4^{2-} が優勢なイオン組成であり畑作流域 (C_1) の河川水質と類似していた。また, SO_4^{2-} は化学肥料 (硫安) に多く含まれる成分であるため, 畑作流域および十勝川水系内の畑草地率の高い地点は化学肥料の影響を強く受けていることが示唆された。そこで, 窒素安定同位体比 ($\delta^{15}\text{N}$) の解析結果から土地利用別の 8 流域における河川水中の窒素起源を明らかにすることで, それぞれの土地利用が河川水中の窒素成分に及ぼす影響について考察を加えた。

土地利用別の 8 流域の河床においてコンクリートブロックに発生させた付着藻類の $\delta^{15}\text{N}$ のうち, 森林流域 1 試料 (F_1 , 9 月), 畑作流域 2 試料 (C_1 , 7 月および 9 月), 畑・酪混合流域 2 試料 (M_1 , 7 月および 9 月) および酪農流域 1 試料 (D_2 ,

7月)の合計6試料で測定に十分なサンプル量を採取できた。

Fig 3-6に各流域の $\delta^{15}\text{N}$ および NO_3^- の結果を示す。また、Table 3-5にはHeaton (1986)が示した降雨、化学肥料および家畜排せつ物(生活排水)の $\delta^{15}\text{N}$ の範囲をまとめた。その結果、森林流域(F_1)の $\delta^{15}\text{N}$ は9月の採取時に0.32‰を示した。畑作流域(C_1)の $\delta^{15}\text{N}$ は7月に2.1‰、9月では4.3‰であり、畑・酪混合流域(M_1)では7月に2.8‰、9月では5.4‰であった。畑作流域および畑・酪混合流域において付着藻類の $\delta^{15}\text{N}$ は9月の採取時に大きい傾向がみられた。また、酪農流域(D_2)の $\delta^{15}\text{N}$ は7月に9.6‰を示し、6試料のなかで最も高い数値であった。

流域内に人為的外因がない森林流域(F_1)では河川水中の溶存イオン濃度が低く、 NO_3^- も1.1~1.3 mg/L以下と低濃度であった。このとき $\delta^{15}\text{N}$ は9月に0.32‰であったことから森林流域(F_1)における河川水中の窒素成分は降雨由来であると推定された。一方、農業的土地利用を有する3流域では森林流域と比較して河川水中の溶存イオン濃度が高い。畑作流域(C_1)および畑・酪混合流域(M_1)では、河川水中の NO_3^- 濃度が5.5~22 mg/Lと森林流域(F_1)および酪農流域(D_2)よりも高く、 $\delta^{15}\text{N}$ は2.1-5.4‰を示した。化学肥料の窒素成分は大気中の窒素から合成されるため、化学肥料由来の $\delta^{15}\text{N}$ は基準物質の大気の $\delta^{15}\text{N}$ に近い値となり0‰前後の数値を示す。このことから、畑作流域(C_1)および畑・酪混合流域(M_1)における河川水中の窒素成分は化学肥料由来である可能性が高い。とくに畑作流域(C_1)では化学肥料に多く含まれている SO_4^{2-} が高濃度を示しており、化学肥料由来の窒素成分であると推定できる。このとき、畑作流域(C_1)および畑・酪混合流域(M_1)では9月に NO_3^- および $\delta^{15}\text{N}$ が高く、化学肥料および有機質肥料の施肥スケジュールが河川水中の窒素成分の起源に影響している可能性が示された。酪農流域(D_2)の NO_3^- 濃度は2.4~3.0 mg/Lと低濃度であったが、 $\delta^{15}\text{N}$ は9.6‰と畑作流域(C_1)および畑・酪混合流域(M_1)よりも高い数値を示した。つまり、酪農流域における河川水中の窒素起源は畑作流域(C_1)および畑・酪混合流域(M_1)とは異なることが予想される。酪農流域(D_2)の $\delta^{15}\text{N}$ (9.6‰)は、Table 3-5に示した家畜排せつ物の $\delta^{15}\text{N}$ の範囲(10~22‰)よりも若干小さめの数値である。永田・宮島(2008)では畜産排水由来の $\delta^{15}\text{N}$ が10‰前後の数値となることが報告されており、酪農流域(D_2)における河川水中の窒素成分は家畜排せつ物由来であると推定された。

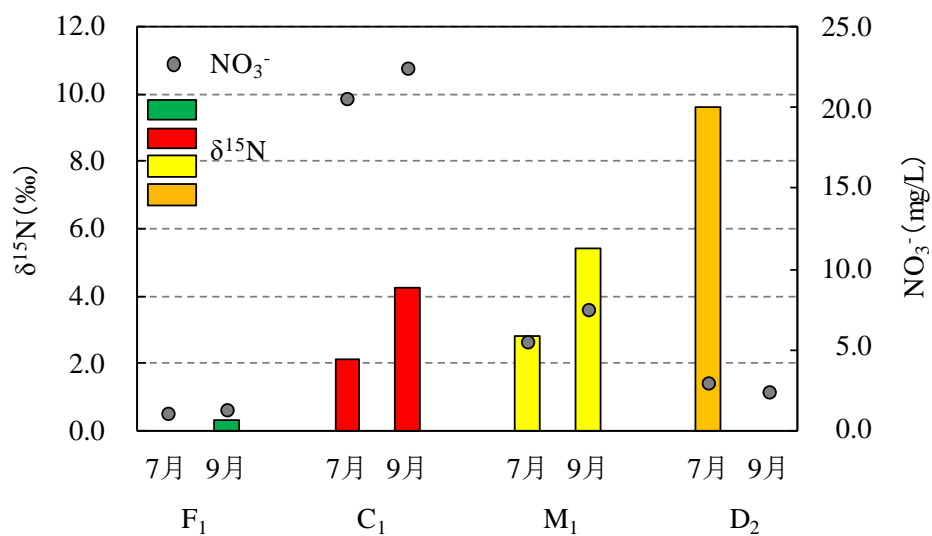


Fig.3-6 付着藻類の $\delta^{15}\text{N}$ および河川水中の NO_3^- 濃度
 森林流域 F₁ ; 畑作流域 C₁ ; 畑・酪混合流域 M₁ ; 酪農流域 D₂
 (2015年7月・9月)

Table 3-5 起源物質の $\delta^{15}\text{N}$ 値 (Heaton (1986)を編集)

起源物質	$\delta^{15}\text{N}$
降雨	-8 ~ 2
化学肥料	-7.4 ~ 6.8
家畜排せつ物	10 ~ 22

3.4 まとめ

第3章では、十勝川水系（採水地点 No.2～17，採水地点 A～T），森林流域（ $F_1 \cdot F_2$ ），畑作流域（ C_1 ），畑・酪混合流域（ $M_1 \cdot M_2$ ）および酪農流域（ $D_1 \sim D_3$ ）の41地点において河川水中の溶存イオン濃度の総合評価を行い，各地点の起源水の寄与率および河川水中の窒素起源を推定した。以下に本章の結果をまとめる。

- 1) 十勝川本川における河川水中の全溶存イオン濃度は45.2～72.3 mg/Lの範囲となり HCO_3^- (43%)， SO_4^{2-} (16%) および Ca^{2+} (12%) が主要イオンであった。十勝川支川の全溶存イオン濃度（38.2～154 mg/L）は本川の上流側に位置する地点で低く中下流側で高い傾向にあり，畑草地率が65%以上を有する6地点（採水地点 F，G，I，O，P および Q）では NO_3^- および SO_4^{2-} の合計濃度の割合が高い傾向を示した。
- 2) トリリニアダイアグラムにおいて41地点は重炭酸カルシウム型（Ⅱ）から中間型（Ⅴ）の範囲に分類された。森林流域（ $F_1 \cdot F_2$ ），畑・酪混合流域（ $M_1 \cdot M_2$ ）および酪農流域（ $D_1 \sim D_3$ ）は重炭酸カルシウム型（Ⅱ）の下部に，畑作流域（ C_1 ）は中間型（Ⅴ）にプロットされ，畑作流域（ C_1 ）において NO_3^- および SO_4^{2-} が優勢なイオン組成であり人為的な影響が強いことが示された。また，十勝川水系は畑草地率の増大に伴い森林流域（ $F_1 \cdot F_2$ ）のプロット側から畑作流域（ C_1 ）のプロット側へ斜め右上方向に推移し，農業の影響を強く受けていることが明らかとなった。
- 3) 主成分分析の結果，第1主成分から第2主成分までの累積寄与率が88.1%となり，第1主成分はすべての溶存イオン成分の固有ベクトルが正であることから河川水質の総合的な性質を示していた。また，第2主成分では Ca^{2+} ， Mg^{2+} ， NO_3^- および SO_4^{2-} が正となり， Na^+ ， K^+ ， Cl^- および HCO_3^- が負となったことから施肥および施肥以外の人為的影響を示していると解釈した。
- 4) 十勝川本川の13地点，支川の8地点，森林流域（ $F_1 \cdot F_2$ ）および畑・酪混合流域（ $M_1 \cdot M_2$ ）は第1主成分が負の範囲となり，河川水質が比較的良好であると評価された。このとき，十勝川本川では上流から下流に向かって第1主成分の値が増加傾向にあり，溶存イオン濃度の高い支川の流入によって河川水質が徐々に悪化していた。一方，第1主成分が正，第2主成分が負の範囲

を示した十勝川支川の6地点(J, K, L, M, SおよびT)および酪農流域(D₁~D₃)は、家畜排せつ物を主とした施肥管理が河川水質の悪化に影響していた。また、第1主成分、第2主成分ともに正の範囲を示した十勝川支川の6地点(F, G, I, O, PおよびQ)および畑作流域(C₁)は、化学肥料の影響を受けて河川水質が悪化していた。さらに、NO₃⁻およびSO₄²⁻の対イオンとしてCa²⁺およびMg²⁺が流出しやすい環境にあり、炭酸塩の溶解に伴い畑地土壌からのCO₂の発生が促進されている可能性が推察された。

- 5) (NO₃⁻ + SO₄²⁻)濃度および(Ca²⁺ + Mg²⁺)濃度をトレーサーとしたエンドメンバー法によると、十勝川本川では渓流水の寄与率が66~86%と高く、流下に伴い畑地由来の流出水の寄与率が13~29%まで上昇していた。また、十勝川支川では渓流水の寄与率(22~100%)、畑地由来の寄与率(0.0~78%)ともに地点ごとに幅がみられ、主成分分析において第1主成分および第2主成分が正の値を示した5地点(採水地点F, G, I, PおよびQ)では畑地由来の流出水の寄与率が50~78%と高い傾向にあった。
- 6) 付着藻類のδ¹⁵Nの解析結果から土地利用別の流域における河川水中の窒素成分の起源を推定したところ、森林流域(F₁)はNO₃⁻濃度が1.1~1.3 mg/L以下、δ¹⁵Nは9月に0.32‰で降雨由来の窒素成分であった。畑作流域(C₁)および畑・酪混合流域(M₁)ではNO₃⁻濃度が5.5~22 mg/L以下、δ¹⁵Nは7月および9月に2.1~5.4‰で化学肥料由来の窒素成分であった。また、NO₃⁻濃度およびδ¹⁵Nは9月に高い傾向を示したことから施肥スケジュールなどの影響により河川水中の窒素起源が変動している可能性が示唆された。酪農流域(D₂)はNO₃⁻濃度が2.4~3.0 mg/L以下、δ¹⁵Nは7月に9.6‰で、畑作流域(C₁)および畑・酪混合流域(M₁)とは窒素起源が異なり家畜排せつ物由来の窒素成分であると推定された。

4. 窒素負荷量の推定と削減目標の提案

4.1 背景

第 4 章では、十勝川水系において地点ごとの窒素負荷量を推定し、水質改善のための窒素負荷の削減目標について考察した。

下流域の内湾や湖沼における富栄養化などの窒素汚染問題に対処するには、流域からの窒素負荷の定量化が必要不可欠である（長澤ら，1995；二瓶ら，2007；岩田ら，2013）。このとき、農業を原因とした窒素負荷（面源負荷）は、地下水および河川を経由するため流域単位の問題として捉える必要があり、実際に窒素負荷の流出抑制対策を講じる際には流域における発生種別の面源負荷を調査することが重要である（西村ら，2014）。

流域からの窒素負荷量を推定するモデルには、原単位法や L-Q 式、水文流出モデルなどが挙げられる。原単位法は流域内での発生負荷量算定に用いられ、単位時間および単位面積あたりの汚濁負荷発生量である「原単位」を用いるものである。この原単位と土地利用ごとの流域面積の積の和から流域全体の負荷量が得られるため、流域の栽培作物や家畜飼養頭数などの土地利用状況を反映した汚濁負荷量を簡便に評価することが可能である（山田，2000；國松・村岡，1989）。しかし、原単位法を用いた面源負荷の算定精度は原単位の設定に大きく依存し、その原単位自体が地域ごとに大きく異なることが報告されている（吉田・二瓶，2008）。高橋・二瓶（2012）は農地や山林などからの地下浸透流出状況に着目し、平水時の浸透流域における平均原単位を推定する手法を提案している。L-Q 式とは汚濁負荷量と流量との関係式であり、その相関関係から負荷量を算定するシンプルなモデルである。L-Q 式は、パラメータが少なく計算が簡便なことから窒素流出量の推定に多く利用されている。田渕・黒田（1993）は、水質濃度および河川流量の測定頻度が L-Q 式による流出負荷量の算出に及ぼす影響について検討し、L-Q 式の直線型と曲線型ではデータ数が小さい場合には曲線型において算定値の誤差が大きくなることを示した。また、多田ら（2006a）は L-Q 式の測定精度とその不確かさについての検証を行い、集水域からの不偏推定量を得るためにはさまざまな面積と土地利用を有する複数の集水域で行われる高頻度の水質・流量データの蓄積が必要であり、それらのデータに基づいた汎用性の高い測定頻度と算出法の組み

合わせを検討する必要があるとしている。このように、原単位法や L-Q 式は汚濁負荷量の算定が簡便な方法である一方で、面源負荷に対する算定精度が低いなどの短所を有している。これに対し、水文流出モデルは流域内の水・物質の挙動について複数のパラメータを用い物理学的メカニズムに基づいて流出のシミュレーションを行うモデルであり、現在は SWAT や TOPMODEL, HSPF, MIKESHE など多くの水文流出モデルが存在している（清水ら, 2014）。例えば米国農務省農業研究局（USDAARS）によって開発された Soil Water Assessment Tool（SWAT）は、農業流域の水・土砂・物質の移動に特化したモデルであり、GIS インターフェイスが提供されているため、世界各地で適用されている（清水ら, 2013; Zeiger and Hubbart, 2016; Dile et al., 2016）。日本でも、水田を含む流域への SWAT モデルの適用が検討されている（加藤ら, 2013; Kato et al., 2011）。これらの水文流出モデルは汚濁負荷流出の算定精度が高く流出過程についても検証できるが、水質濃度や流量データの他に流域の土地利用情報など多くのパラメータが必要となる。

上記の窒素負荷量推定モデルを構築するには、河川への流入負荷量を算出する必要がある。流入負荷量とは、陸域から河川経由で内湾や湖沼へ流入する物質質量であり、河川流量と水質濃度の積から算出される（Eq.4-1; Walling and Webb, 1985）。

$$N_{load} = C \times Q \quad (4-1)$$

N_{load} は平水時の流入負荷量（窒素）（g/s）、 C は平水時河川水中の T-N 濃度（mg/L）、 Q は河川流量（ m^3/s ）である。このとき Walling and Webb（1985）は、より正確な負荷量の算出には高頻度（連続観測）かつ多地点における河川流量および水質濃度の実測値が必要であるとしている。しかし、流域面積が大きくなるほど採水地点（位置）による水質の代表値が問題となるうえに、高頻度の水質観測は難しくなる（多田ら, 2006b）。流入負荷量の算出に利用されている公共用水域データは平水時の水質データが月 1 回の観測頻度と比較的充実している一方、出水時のデータは観測に多くの労力と経費を有するため実測データは少ないのが現状である（坂井ら, 2008）。また、観測地点は一級河川などに限られているため、対象流域内において多地点の実測値を得ることは難しい。たとえば、十勝川水系においても国土交通省が水質水文データベースにおいて河川流量や水位、水質データなど

を観測・公表しているが、観測地点は本研究で対象とした 37 地点のうち 8 地点に限られている。

そこで本章では、十勝川水系において河川水中の T-N 濃度および河川流量の実測データが存在しない地点の窒素負荷量を推定するために、衛星画像などから流域ごとの情報が取得しやすい土地利用データをもとに窒素負荷量の算出方法を検討した。河川水中の窒素濃度は流域の畑草地率との間に正の相関が得られる (Eq.4-2)。十勝川水系において河川水中の T-N 濃度と流域の畑草地率が強い相関関係にあることは 2.3.5 で示した。また一般的に、河川流量は流域面積と相関関係にあることが知られている (Eq.4-3)。Eq.4-4 は Eq.4-1 に Eq.4-2 および Eq.4-3 を代入した式であり、本研究における窒素負荷量の推定式となる。

$$C = \alpha \times \frac{A_{crop}}{A} + \beta \quad (4-2)$$

$$Q = \gamma \times A \quad (4-3)$$

$$N_{load} = \alpha' \times A_{crop} \pm \alpha'' \times A \quad (4-4)$$

A_{crop} は流域の畑草地面積 (km^2)、 A は流域面積 (km^2)、 α 、 β 、 γ 、 α' および α'' は係数である。上記の関係式から、十勝川水系における各調査地点の窒素負荷量は流域面積および畑草地面積から推定することが可能である。Yamazaki et al. (2016b) は、十勝川本川の 5 地点を対象に流域面積および畑草地面積からの窒素負荷量推定を検討し、河川水中の T-N 濃度と流域の畑草地率および河川流量と流域面積との間にそれぞれ正の相関が得られたことを報告している。

ここでは上記の仮説をもとに、公共用水域データの河川流量・T-N 濃度と流域面積・畑草地率との関係を整理し、十勝川水系 37 地点における年間の窒素負荷量を推定した。また、推定した窒素負荷量をもとに河川水質改善のための窒素負荷の削減目標値を提案した。

4.2 調査概要

4.2.1 調査流域諸元

北海道十勝総合振興局管内の十勝川水系（本川 17 地点，支川 20 地点）において年間の窒素流出負荷量を推定した。調査流域諸元は，2.2.1 に示した。

4.2.2 実測値による窒素負荷量の算出

ここでは，水質水文データベースで公表されている公共データを利用し，国土交通省所管の観測所のうち十勝川本川の 4 地点および支川の 4 地点を選定した（Table 4-1）。対象とした項目は，水質水文データベースの日流量年表検索から日流量（ m^3/s ）および任意期間水質検索の生活環境の保全に関する環境基準項目から総窒素（T-N， mg/L ；月 1 回観測値）である。対象期間は，上記の 8 地点において最も多くデータを取得できることを条件として 2000～2011 年の 12 年間とした。この期間は十勝総合振興局管内の耕地面積がほとんど変化していない（2.2.1；Fig.2-2）。8 地点における年間の窒素負荷量の算出には，L-Q 式，単純平均法および期間平均法の 3 つを適用し，窒素負荷量の推定精度を確認した。

L-Q 式は河川水中の T-N 濃度および流量の実測値から算出した窒素負荷量と日流量の回帰式から日単位の窒素負荷量を算出し，年間の窒素負荷量を算出した。単純平均法は河川水中の T-N 濃度および日流量の実測値（月 1 回）から算出した月ごとの窒素負荷量を 1 年間の平均値に換算し 365 をかけて年間の窒素負荷量とした。期間平均は対象期間中（2000～2011 年）の河川水中の T-N 濃度および日流量の平均値から算出した窒素負荷量に 365 をかけて年間の窒素負荷量を算出した。

4.2.3 原単位法を用いた窒素発生負荷量の試算

十勝川水系の調査地点（37 地点）において，農林水産省公表の農林業センサスのデータを用いて農業的土地利用からの窒素発生負荷量を算出した。作物別の作付面積および家畜飼養頭数は 2000 年世界農林業センサス，2005 年農林業センサス，2010 年世界農林業センサスの平均値を用いた。また，作物別作付面積は 2010 年世界農林業センサスにおける分類項目に従い，“水稻”，“小麦”，“大麦・裸麦”，“そば”，“その他雑穀”，“ばれいしょ”，“大豆”，“小豆”，“その他の豆類”，“てんさい”，“野菜”，“花き”および“その他”の 13 項目について窒素投入量を算出した。家畜飼養頭数においても“乳用牛”，“肉牛”，“豚”，“採卵鶏”および“ブロイラー”の 5 種類について窒素発生量を算出した。

Table 4-1 対象とした国土交通省所管の観測所諸元

採水地点	観測所名	河川名	対象期間	所在地
十勝川本川	4	共栄橋	2005-2014	北海道上川郡清水町字人舞東1線
	6	熊牛	2000-2011	北海道上川郡清水町字熊牛
	14	十勝大橋	2000-2011	北海道帯広市大通北2丁目2-2地先
	16	茂岩橋	2000-2011	北海道中川郡豊頃町牛首別29線261番地
十勝川支川	N	札内橋	2000-2011	北海道帯広市東13条南8丁目地先
	P	千住橋	2000-2011	北海道中川郡幕別町字千住
	Q	止若橋	2000-2011	北海道中川郡幕別町字止若
	R	池田大橋	2000-2010	北海道中川郡池田町西3条南8丁目地先

作物別の窒素投入量は北海道施肥ガイド 2015 を利用し、家畜排せつ物は環境省の「硝酸性窒素および亜硝酸性窒素に係る地下水汚染調査マニュアル」（環境省，2016；Table 4-2）に準じた。なお，農林業センサスではそれぞれの家畜の畜種は分類されていないため，環境省（2016）の家畜ふん尿の窒素原単位における”乳牛”，”肉牛”，”豚”，”採卵鶏”および”ブロイラー”の平均値を原単位とした。

Table 4-2 家畜排せつ物の窒素原単位（環境省，2016）

畜種	原単位 (kg・頭 ⁻¹ ・年 ⁻¹)			
	ふん	尿	合計	
乳牛	搾乳牛	55.8	55.7	111.5
	乾・未経	13.1	21.1	35.2
	育成牛	31.1	26.8	57.9
	平均*	33.3	34.5	68.2
肉牛	2歳未満	24.8	22.6	47.4
	2歳以上	22.9	30.4	53.3
	乳用種	23.6	27.9	51.5
	平均*	23.8	27.0	50.7
豚	肉豚	3.0	9.5	12.5
	繁殖豚	4.0	14.6	18.6
	平均*	3.5	12.1	15.6
採卵鶏	雛	0.6		0.6
	成鶏	1.2		1.2
	平均*	0.9		0.9
ブロイラー		1.0		1.0

平均*は環境省（2016）を用いて本研究で算出した値

4.3 結果および考察

4.3.1 公表データに基づき異なる計算手法で算定した T-N 負荷量の比較

Fig.4-1 (a)~(h) は国土交通省が公表している T-N 濃度および日流量データをもとに、十勝川本川の 4 地点および支川の 4 地点において L-Q 式・単純平均法で算定した T-N 負荷量である。L-Q 式は $L = aQ + b$ の直線式を用いた (Fig.4-2 (a)~(h))。

対象期間 (2000~2011 年) における T-N 負荷量は L-Q 式および単純平均法ともに対象年ごとに変動がみられた (Table 4-3)。各地点における対象期間中の T-N 負荷量の変動係数は L-Q 式で 17~28%、単純平均法では 24~42% となり、単純平均法の方がばらつきは大きかった。また、L-Q 式で算出した T-N 負荷量を真値とした場合の単純平均法の T-N 負荷量の誤差率は -44~34% となり (Table 4-4)、誤差率の平均値 (-8.6~-23%) でみると単純平均法では窒素負荷量を過小評価する傾向にあった。

ここで、8 地点において対象期間中の T-N 負荷量の平均値を L-Q 式、単純平均法に加え、対象期間中の T-N 濃度 (平均値) と流量 (平均値) から算出した期間平均法の 3 つの算出方法で比較した (Table 4-5)。L-Q 式で算出した窒素負荷量を真値とした場合、単純平均法は -20~-6.8%、期間平均法は -27~17% の誤差率の範囲にあった (Table 4-6)。誤差率は地点ごとにばらつきがみられるものの、単純平均法および期間平均法で算出した T-N 負荷量は $\pm 20\%$ 程度の推定精度であった。たとえば、L-Q 式による測定精度の検証では、山口・吉川 (1980) が河川流出負荷量と測定回数との関係について KMnO_4 、BOD および $\text{NH}_4\text{-N}$ では月 1 回の測定で L-Q 式による推定誤差が 25% 程度になることを報告している。また、田淵・黒田 (1993) は測定頻度や増水時の配慮の有無などの条件ごとに L-Q 式による $\text{NO}_3\text{-N}$ 負荷量の推定誤差を調査し、変動誤差率 20% 程度を基準としてその精度を評価した。降雨出水時を対象としたものではあるが、高橋ら (2000) は負荷量の算定要因に及ぼす影響の検証としてパラメータの異なる L-Q 式を用いた場合、L-Q 式の種類によって 30% 前後の誤差があることを報告している。単純平均法および期間平均法は L-Q 式やその他の流出モデルと比較すると非常に簡易な算出方法ではあるが、上記の既往の研究結果と比較しても十勝川水系における近年の T-N 負荷量の傾向や削減目標値の提案を目的とする場合には、単純平均法および期間平均法を用いて年間の T-N 負荷量を算定したとしても十分な推定精度であると考えられる。

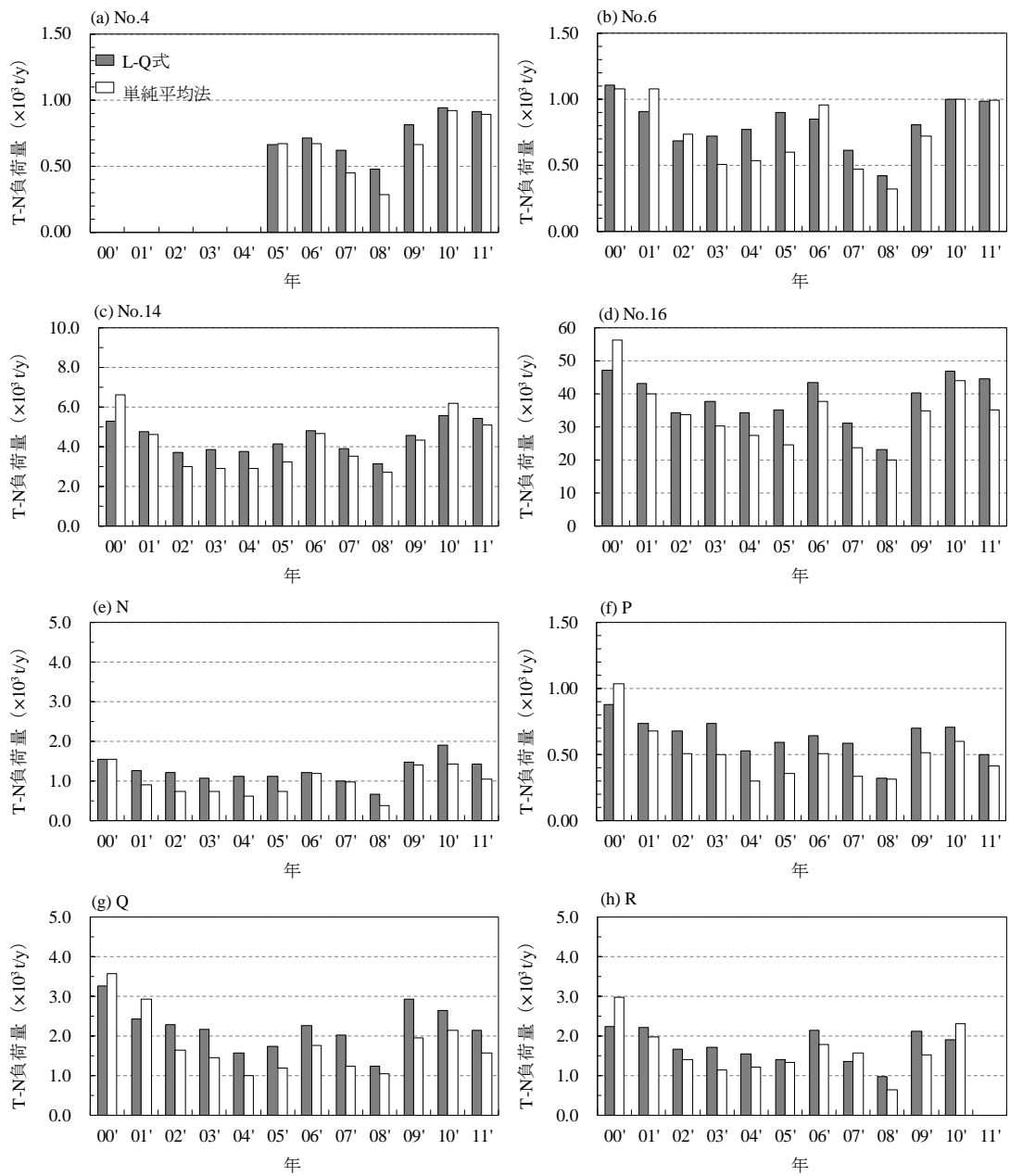


Fig.4-1 L-Q 式および単純平均法で算出した T-N 負荷量 (2000~2011 年)

(a) No.4 ; (b) No.6 ; (c) No.14 ; (d) No.16 ; (e) N ; (f) P ; (g) Q ; (h) R

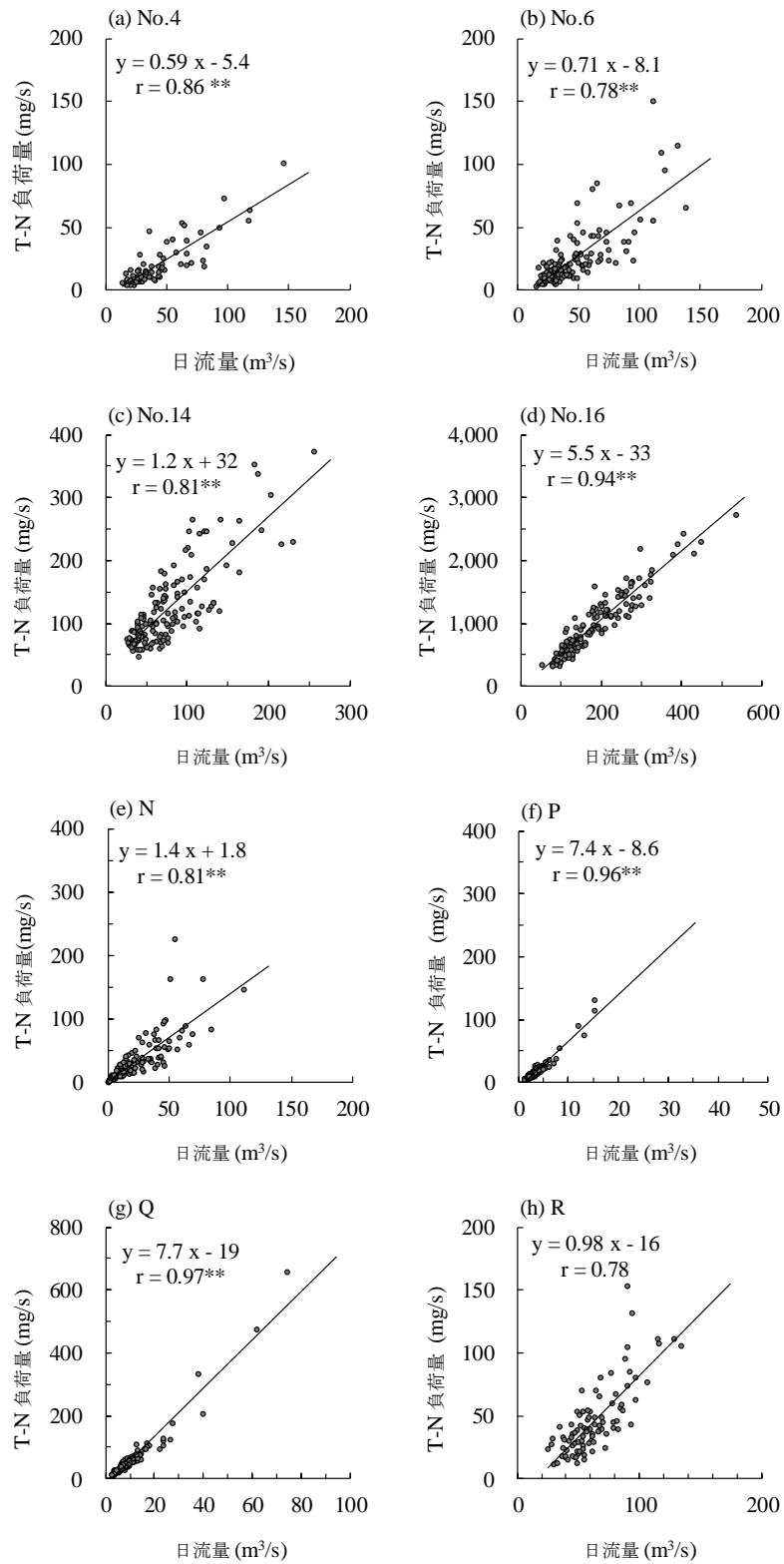


Fig.4-2 日流量および T-N 負荷量の関係式 (L-Q 式, 2000~2011 年)

(a) No.4 ; (b) No.6 ; (c) No.14 ; (d) No.16 ; (e) N ; (f) P ; (g) Q ; (h) R

Table 4-3 L-Q 式および単純平均法で算出した T-N 負荷量の変動係数
(2000～2011 年)

算出式	変動係数 (%)							
	No.4	No.6	No.14	No.16	N	P	Q	R
L-Q式	18	22	17	18	24	22	24	22
単純平均法	30	34	31	28	35	39	42	37

Table 4-4 L-Q 式の T-N 負荷量を真値とした場合の単純平均法の誤差率
(2000～2011 年)

year	誤差率 (% ; L-Q式を真値とした場合の単純平均法の誤差率)							
	No.4	No.6	No.14	No.16	N	P	Q	R
2000	—	- 2.4	26	20	- 0.1	18	10	34
2001	—	19	- 2.1	- 7.8	- 29	- 7.1	21	- 10
2002	—	7.6	- 20	- 1.0	- 40	- 25	- 29	- 16
2003	—	- 30	- 24	- 20	- 31	- 32	- 34	- 34
2004	—	- 30	- 24	- 20	- 44	- 44	- 37	- 22
2005	1.5	- 34	- 22	- 30	- 34	- 40	- 32	- 5.4
2006	- 5.9	13	- 3.5	- 13	- 1.5	- 21	- 22	- 17
2007	- 27	- 23	- 10	- 24	- 1.2	- 43	- 39	17
2008	- 40	- 24	- 14	- 14	- 43	- 0.7	- 15	- 35
2009	- 18	- 11	- 5.4	- 14	- 5.3	- 27	- 34	- 28
2010	- 2.2	0.2	12	- 6.2	- 24	- 15	- 19	22
2011	- 2.2	0.2	- 5.9	- 21	- 27	- 17	- 26	—
平均	- 13	- 9.5	- 7.7	- 13	- 23	- 21	- 21	- 8.6

Table 4-5 L-Q 式，単純平均法および期間平均法で算出した T-N 負荷量
(2000～2011 年の平均 T-N 負荷量)

算出式	T-N負荷量 ($\times 10^3$ t/y)							
	No.4	No.6	No.14	No.16	N	P	Q	R
L-Q式	0.72	0.81	4.4	38	1.20	0.63	2.2	1.8
単純平均法	0.64	0.75	4.1	34	0.97	0.50	1.8	1.6
期間平均法	0.63	0.74	4.9	38	1.40	0.46	2.0	1.6

Table 4-6 L-Q 式の T-N 負荷量を真値とした場合の
単純平均法および期間平均法の誤差率

算出式	誤差率 (% ; L-Q式を真値とした場合の単純平均法の誤差率)							
	No.4	No.6	No.14	No.16	N	P	Q	R
単純平均法	-11	-7.9	- 6.8	-11	-19	-20	-19	-10
期間平均法	-12	-8.6	11	0.0	17	-27	-11	-10

4.3.2 T-N 濃度と畑草地率，流量と流域面積との関係

十勝川水系の 37 地点の T-N 負荷量を推定するために，8 地点（国土交通省の観測地点）における河川水中の T-N 濃度（平均値，2000～2011 年）と畑草地率との関係を Fig.4-3 (a)に，日流量（平均値，2000～2011 年）と流域面積との関係を Fig.4-3 (b)に示す。4.3.1 の結果から，単純平均法および期間平均法でも T-N 負荷量の推定精度は十分であると考えられることから，各地点の河川水中の T-N 濃度および日流量には 2000～2011 年の平均値を使用した。

十勝川水系では，河川水中の T-N 濃度と畑草地率との関係のみならず日流量と流域面積との間にも有意な正の相関が得られた（ $r = 0.81$ ， $p < 0.01$ ； $r = 0.97$ ， $p < 0.01$ ）。つまり，河川水中の T-N 濃度および日流量の実測値が無い地点において各地点の流域面積および畑草地面積から T-N 負荷量を推定することが可能である。Eq.4-5 に T-N 濃度と畑草地率との回帰式，Eq.4-6 に流量と流域面積との回帰式をそれぞれ示す。Eq.4-7 は Eq.4-5 および Eq.4-6 を Eq.4-4 に代入した式である。

$$y = 0.062 x + 0.40 \quad (4-5)$$

$$y = 0.026 x \quad (4-6)$$

$$N_{load} = 0.16 \times A_{crop} + 0.010 \times A \quad (4-7)$$

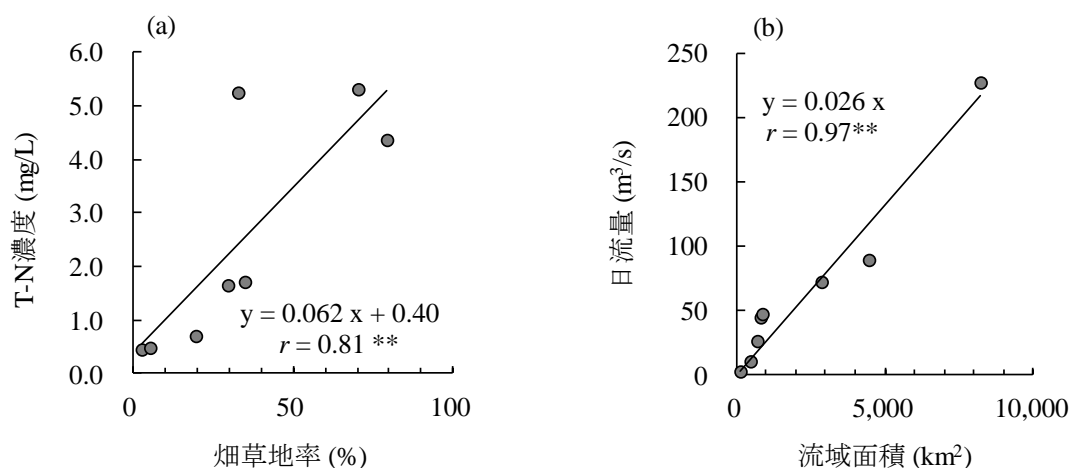


Fig.4-3 河川水中の T-N 濃度と畑草地率(a) および日流量と流域面積(b) の関係
(T-N 濃度・日流量，平均値，2000～2011 年)

4.3.3 十勝川水系の 37 地点における T-N 負荷量の推定

Fig.4-4 (a)(b)は、Eq.4-5 および Eq.4-6 から算出した各地点の河川水中の T-N 濃度および日流量，また Fig.4-5 (a)(b)は Eq.4-7 を用いて各地点の畑草地面積および流域面積から推定した T-N 負荷量である。

まず河川水中の T-N 濃度の推定値は，十勝川本川で 0.4~2.7 mg/L，支川では 0.4~6.8 mg/L となり，2007~2016 年に実測した T-N 濃度の平均値とおおむね類似した濃度であった（本川，0.3~2.6 mg/L；支川，0.4~6.5 mg/L）。日流量の推定値は十勝川本川で 16.4~234 m³/s，支川では 0.60~74.1 m³/s となった。

ここで，Eq.4-7 から算出した年間の T-N 負荷量は本川で 0.22~17×10³ t/y，支川では 0.01~3.7×10³ t/y の範囲であった。本川において，T-N 負荷量は採水地点 No.1~6 まで 0.5×10³ t/y 前後で推移し，No.7~17 にかけて上昇していた。T-N 負荷量は最下流点の No.17 において最大値を示し，十勝川水系全体では 17×10³ t/y の窒素負荷が年間に流出していた。支川では，本川の中・下流側に位置する 5 地点（採水地点 K，N，O，Q および R）で 1.0×10³ t/y を超える傾向にあった。

いま，十勝川水系全体（採水地点 No.17）における年間の T-N 負荷量を対象地点の流域面積で除した T-N の比負荷量は 1.9 t·km⁻²·y⁻¹であった。ここで，既往の研究報告からたとえば他府県における窒素負荷量と比較すると，畑地が 50%を占める愛知県の三河湾東奥部へ流入する梅田川流域の T-N 濃度（平均値）は 8.37 mg/L，年間の T-N の比負荷量は 8.3 t·km⁻²·y⁻¹と十勝川水系よりも大きい結果が報告されている（横田ら，2013）。しかし，十勝川本川と比較的類似した土地利用を有する愛媛県重信川流域（水田および農耕地が 31%，森林が 55%）では，平水時河川水中の T-N 濃度が 1.79 mg/L，年間の T-N の比負荷量は 1.8 t·km⁻²·y⁻¹と T-N 濃度および T-N の比負荷量においても十勝川本川と同程度の値を示した（西村ら，2014）。このように，十勝川水系全体の T-N の比負荷量は他の農業地域と比較して顕著に大きい結果ではなかったが，持続的農業の推進を目的とした流域内の環境や生態系保全の観点からは窒素流出抑制が必要な流域であるといえる。

そこで，上記の T-N 負荷量の推定値をもとに，河川水中の T-N 濃度の改善目標値を T-N 濃度 1.0 mg/L と設定した場合の T-N 負荷量の削減目標値を Fig.4-6 (a)(b) に示す。十勝川水系の 37 地点において河川水中の T-N 濃度 1.0 mg/L と Eq.4-6 から算出した河川流量（Fig.4-4 (a)(b)）の積から算出した T-N 負荷量を“T-N 濃度を

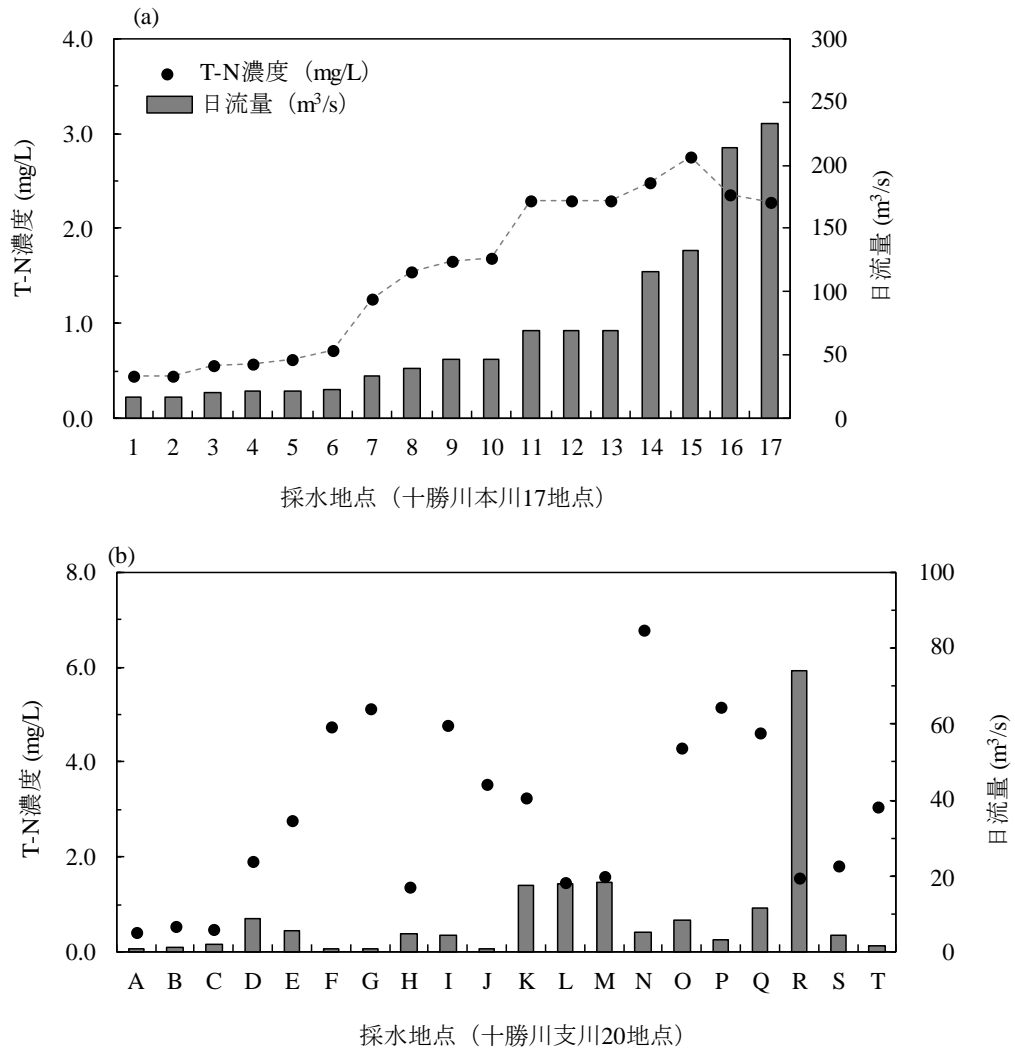


Fig.4-4 Eq.4-5 および Eq.4-6 から算出した T-N 濃度および流量

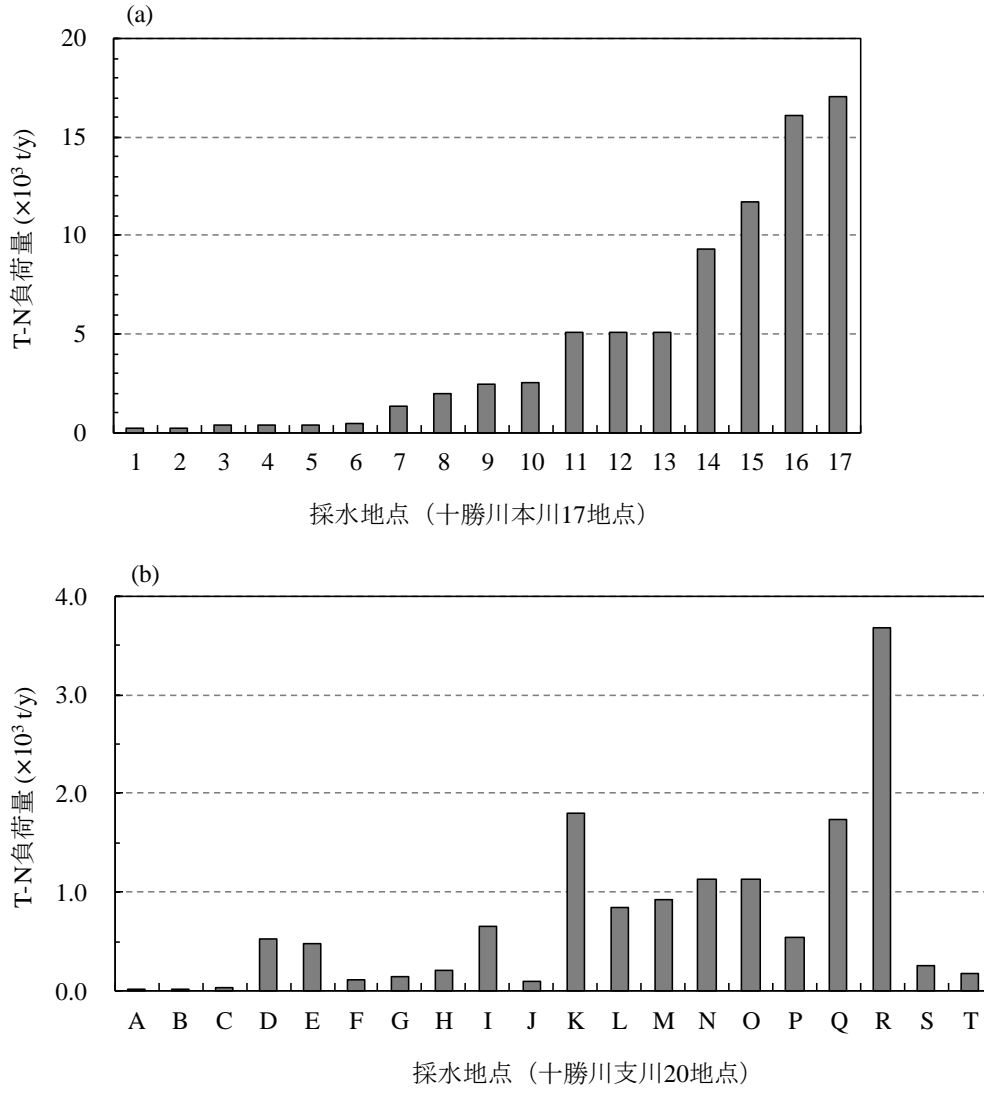


Fig.4-5 Eq.4-7 から算出した T-N 負荷量

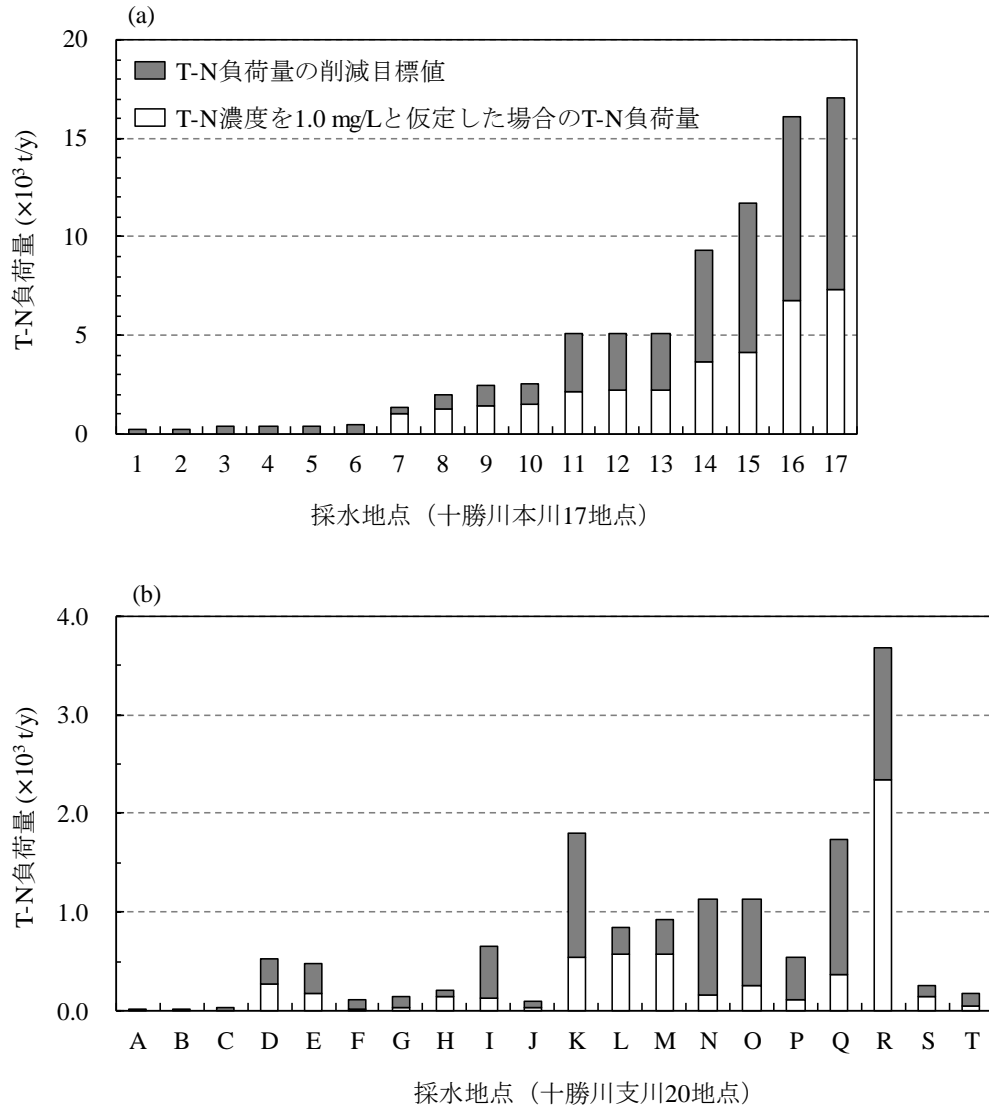


Fig.4-6 河川水中の T-N 濃度の改善目標値を 1.0mg/L としたときの T-N 負荷量の削減目標値

1.0 mg/L とした場合の T-N 負荷量”とし，Eq.4-7 から推定した T-N 負荷量 (Fig.4-5 (a)(b)) から“T-N 濃度を 1.0 mg/L とした場合の T-N 負荷量”を差し引いた値を“T-N 負荷量の削減目標値”とした。いま，十勝川水系全体（採水地点 No.17）において河川水中の T-N 濃度を 1.0 mg/L に改善するための“T-N 負荷量の削減目標値”は，年間で 9.7×10^3 t/y と試算された。このとき，十勝川水系全体（採水地点 No.17）の窒素負荷量に対する各支川の寄与率は Table 4-7 のようになり，本川の中・下流側に位置する採水地点 K～R における寄与率が高い傾向にあった。とくに採水地点 K, Q および R では T-N 負荷量の寄与率が 10～22% と他の地点と比較して大きく，この 3 地点は十勝川水系において窒素負荷流出抑制対策の実施の重要度が高い支川であると評価される。同時に，十勝川水系全体（採水地点 No.17）の窒素負荷量に対する寄与率が高い地点において重点的に対策を行うことで十勝川本川への改善効果も得やすくなると期待される。

Table 4-7 十勝川本川（採水地点 No.17）の T-N 負荷量に対する
各支川の寄与率

採水地点	T-N負荷量 ($\times 10^3$ t/y)	寄与率 (%)
17	17	—
A	0.01	0.04
B	0.02	0.12
C	0.03	0.17
D	0.53	3.1
E	0.48	2.8
F	0.10	0.61
G	0.15	0.88
H	0.20	1.2
I	0.66	3.8
J	0.10	0.56
K	1.8	11
L	0.84	4.9
M	0.93	5.5
N	1.1	6.6
O	1.1	6.7
P	0.55	3.2
Q	1.7	10
R	3.7	22
S	0.26	1.5
T	0.17	1.0

4.3.4 T-N 負荷量と窒素発生負荷量の試算値の比較

十勝川水系 37 地点において農林業センサスのデータから、流域内の農業的土地利用からの窒素発生負荷量を試算した (Table 4-8)。なお、流域内の森林率が 90% 以上の 7 地点 (採水地点 No.1~4, 採水地点 A~C) では、窒素発生負荷量が T-N 負荷量 (流出量) と同程度もしくは小さくなったため流出率は算出しなかった。これらの 7 地点の T-N 負荷量は森林などの農業的土地利用以外の土地利用からの流出量と推測される。

十勝川水系全体 (採水地点 No.17) における年間の窒素発生負荷量は 37×10^3 t/y と試算された。4.3.3 において算出した年間の T-N 負荷量は 17×10^3 t/y で窒素発生負荷量の試算値 (37×10^3 t/y) の 46% に相当する。つまり、流域内で発生した施肥や家畜排せつ物のうち 46% が河川へ流出している。十勝川支川においても森林率が 90% 以上となる地点を除いて窒素流出率は 34~57% 程度であった (Table 4-8)。これは、土地利用別の窒素流出率 (環境省, 2016 ; Table 4-9) と比較しても妥当な値である。

しかし、今回推定した各地点の T-N 負荷量は降雨出水時の流出量が考慮されていないため過小評価されていることが推測される。ここでは参考値として、岡澤ら (2003), 松永ら (2003, 2004) の報告を基に、十勝川水系において年間の T-N 負荷量は 76% が基底流出であり, 24% は表面流出であると仮定する。つまり, 4.3.3 において算出した T-N 負荷量 (17×10^3 t/y) を基底流出の 76% 分として, 表面流出分の 24% を上乘せした値を降雨出水時の流出量を考慮した年間の T-N 負荷量 (参考値) と仮定し窒素発生負荷量の試算値と比較した (Table 4-10)。十勝川水系全体 (採水地点 No.17) において窒素流出率は 57% となり, 支川においても 42~71% に相当すると推定された。これらの窒素流出率は既往の報告と比較して若干高いことから, 施肥ガイドを用いて試算された窒素発生負荷量は過小評価されており, 実際には施肥基準よりも過剰に施肥されている可能性が示唆された。

Table 4-8 窒素発生負荷量と流出率

採水地点	T-N負荷量 ($\times 10^3$ t/y)	窒素発生負荷量 ($\times 10^3$ t/y)	流出率 (%)
1	0.22	(0.09)	—
2	0.23	(0.09)	—
3	0.36	(0.33)	—
4	0.38	(0.39)	—
5	0.42	0.85	49
6	0.50	1.1	45
7	1.3	3.6	37
8	1.9	5.3	36
9	2.4	6.4	38
10	2.5	6.5	38
11	5.1	13	40
12	5.1	13	40
13	5.1	13	40
14	9.3	22	42
15	12	27	43
16	16	35	46
17	17	37	46
<hr/>			
A	0.01	—	—
B	0.02	(0.02)	—
C	0.03	(0.02)	—
D	0.53	1.6	34
E	0.48	1.3	37
F	0.10	0.24	44
G	0.15	0.42	36
H	0.20	0.36	57
I	0.66	1.5	43
J	0.10	0.24	40
K	1.8	4.3	42
L	0.84	2.3	36
M	0.93	1.6	57
N	1.1	2.9	39
O	1.1	2.9	39
P	0.55	1.4	41
Q	1.7	3.4	52
R	3.7	7.2	51
S	0.26	0.46	56
T	0.17	0.34	49

Table 4-9 土地利用別の窒素流出率（環境省，2016）

負荷源	土地利用	流出率
施肥	畑	20～ 50
	水田	0～ 10
	草地	5～ 20
家畜排せつ物	畜産事業所	60～100
生活排水	住宅地	80～100
商工業排水	商工業地	80～100

Table 4-10 表面流出を含めた T-N 負荷量（参考値）と流出率

採水地点	T-N負荷量 ($\times 10^3$ t/y)	T-N負荷量 (参考値; $\times 10^3$ t/y)	窒素発生負荷量 ($\times 10^3$ t/y)	流出率 (%)
1	0.22	0.28	(0.09)	—
2	0.23	0.29	(0.09)	—
3	0.36	0.45	(0.33)	—
4	0.38	0.47	(0.39)	—
5	0.42	0.52	0.85	61
6	0.50	0.62	1.1	56
7	1.3	1.7	3.6	46
8	1.9	2.4	5.3	44
9	2.4	3.	6.4	47
10	2.5	3.1	6.5	48
11	5.1	6.3	13	49
12	5.1	6.4	13	49
13	5.1	6.4	13	49
14	9.3	12	22	52
15	12	14	27	53
16	16	20	35	57
17	17	21	37	57
<hr/>				
A	0.01	0.01	—	—
B	0.02	0.03	(0.02)	—
C	0.03	0.04	(0.02)	—
D	0.53	0.66	1.6	42
E	0.48	0.60	1.3	45
F	0.10	0.13	0.24	54
G	0.15	0.19	0.42	44
H	0.20	0.25	0.36	70
I	0.66	0.81	1.5	53
J	0.10	0.12	0.24	50
K	1.8	2.2	4.3	52
L	0.84	1.	2.3	45
M	0.93	1.2	1.6	71
N	1.1	1.4	2.9	48
O	1.1	1.4	2.9	48
P	0.55	0.68	1.4	50
Q	1.7	2.1	3.4	64
R	3.7	4.6	7.2	63
S	0.26	0.32	0.46	70
T	0.17	0.21	0.34	61

4.4 まとめ

第4章では、十勝川水系の37地点において年間のT-N負荷量を推定し、河川水中のT-N濃度を1.0 mg/Lに改善するための窒素負荷量の削減目標値を示した。以下に本章の結果をまとめる。

- 1) 国土交通省の公表データをもとに、十勝川本川の4地点(採水地点 No.4, No.6, No.14, No.16) および支川の4地点(採水地点 N, P, Q および R) において対象期間中(2007~2011年)のT-N負荷量の平均値を算出した。L-Q式のT-N負荷量を真値とした場合の誤差率は単純平均法(-20~-6.8%) および期間平均法(-27~-17%) で±20%程度の推定精度となった。これは、L-Q式による負荷量の推定精度に関する既往の知見から、十勝川水系において近年のT-N負荷量の傾向や削減目標値の提案を目的とする場合には十分な推定精度であると考えられる。
- 2) 十勝川本川および支川の8地点において、河川水中のT-N濃度と畑草地率との間には有意な正の相関が得られ($r = 0.81$, $p < 0.01$), 日流量は流域面積との間に有意な正の相関が得られた($r = 0.97$, $p < 0.01$)。両者の関係から得られた回帰式をT-N負荷量の算定式に代入し、河川水中のT-N濃度および河川流量の実測データがない地点においてT-N負荷量を推定した。
- 3) 十勝川水系の37地点(採水地点 No.1~17, 採水地点 A~Q)における年間のT-N負荷量は本川で $0.22 \sim 17 \times 10^3$ t/y, 支川では $0.01 \sim 3.7 \times 10^3$ t/yと試算された。十勝川水系全体(採水地点 No.17)では 17×10^3 t/yで、T-Nの比負荷量は $1.9 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{y}^{-1}$ と推定された。ここで、河川水中のT-N濃度を1.0 mg/Lに改善するには十勝川水系全体(採水地点 No.17)で 9.7×10^3 t/yのT-N負荷量を削減する必要がある、十勝川水系全体のT-N負荷量に対して支川の3地点(採水地点 K, Q および R)の寄与率が高かった。
- 4) 農林業センサスおよび原単位法を用いて試算した農業的土地利用からの年間の窒素発生負荷量は、十勝川水系全体(採水地点 No.17)で 37×10^3 t/yであった。年間のT-N負荷量(17×10^3 t/y)と比較すると、農業的土地利用からの窒素発生負荷量のうち46%が河川へ流出していると推定された。

5. 総合考察

5.1 はじめに

第 2 章～第 4 章では、各種基準値を用いた河川水質評価、河川水質と土地利用との関係、トリリニアダイアグラムおよび主成分分析による河川水質の総合評価、エンドメンバー法による起原水の寄与率の算定、付着藻類の $\delta^{15}\text{N}$ を用いた河川水中の窒素起源の推定および流域の土地利用情報を用いた年間の窒素負荷量の算出を通して、十勝川水系において農業的土地利用が河川水質におよぼす影響を検証した。その結果を以下に示す。

- 1) 十勝川水系の 37 地点において 2007～2016 年の観測結果から、本川および支川の多くの地点で河川水中の T-N 濃度（平均値）が基準値の 1.0 mg/L を超過しており、とくに 65%以上の畑草地率を有する支川の 6 地点（採水地点 F, I, M, O, P および Q）で 4.3～6.5 mg/L と高い濃度を示した。
- 2) 河川水中の T-N 濃度は流域の畑草地率および SC（畑草地）とそれぞれ有意な正の相関が得られた。つまり、河川水中の T-N 濃度の上昇には流域の畑草地率だけでなく畑草地の連結性も強く影響していた。一方、流域の森林率および SC（森林）とはそれぞれ有意な負の相関が得られ、とりわけ SC（森林）との相関係数が高かった。このことから、流域内の森林の連結性が増大することで河川水中の T-N 濃度の上昇を抑制する効果があることが認められた。
- 3) 流域の SC（畑草地）と畑草地率との関係において、畑草地率が 40%より小さい 25 地点では有意な正の相関（ $r = 0.87$, $p < 0.01$ ）が得られたが、畑草地率が 40%以上の 11 地点では相関が得られなかった。このことから、畑草地率が 40%以上の場合は SC（畑草地）にばらつきがみられ、SC（畑草地）が高い地点と低い地点が存在していた。
- 4) 河川水中の T-N 濃度と流域の畑草地率との関係における回帰式から、河川水中の T-N 濃度を 1.0 mg/L に改善するには流域の畑草地率を 15%以下に減少させる必要があった。これは、農業生産性の維持を基本とした窒素流出抑制対策としては現実的ではないことから、土地利用的対策と営農的対策を組み合わせる必要がある。ここで、たとえば十勝川水系全体（採水地点 No.17）の T-N 濃

度（平均値）である 2.0 mg/L を改善目標値とした場合には、流域の畑草地率を 31% に減少させる必要があった。この抑制目標値では 70% 以上の畑草地率を有する 5 地点（採水地点 F, G, I, M, P および Q）において現状の畑草地面積を半分以下に減少させなければならないことから、畑草地が卓越する地域では厳しい条件であるといえる。

- 5) 河川水中の T-N 濃度と SC（畑草地）との関係における回帰式から、河川水中の T-N 濃度を 2.0 mg/L に改善するには $292 \times 10^2 \text{ km}^2$ にする必要があると試算された。このとき、支川の 3 地点（採水地点 G, J および T）をモデルケースとすることで、高い畑草地率を維持しながら畑草地の連結性を小さくすることが可能であり、かつ河川水中の T-N 濃度の低下も期待される。
- 6) トリリニアダイアグラムから、十勝川水系では畑草地率の増大に伴い森林流域のプロット側（重炭酸カルシウム型（Ⅱ）の下部）から畑作流域のプロット側（中間型（Ⅴ））へ斜め右上方向に推移し、農業の影響を強く受けて河川水中の NO_3^- および SO_4^{2-} が優勢なイオン組成を示した。
- 7) 主成分分析の結果から、十勝川本川では溶存イオン濃度の高い支川の流入によって流下に伴い河川水質が悪化していた。一方、十勝川支川の 6 地点（J, K, L, M, S および T）および酪農流域（ $\text{D}_1 \sim \text{D}_3$ ）は、家畜排せつ物を主とした施肥管理が河川水質の悪化に影響していた。また、十勝川支川の 6 地点（F, G, I, O, P および Q）および畑作流域（ C_1 ）は化学肥料の影響を受けて河川水質が悪化していた。
- 8) ($\text{NO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$) 濃度および ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$) 濃度をトレーサーとしたエンドメンバー法によると、十勝川本川では溪流水の寄与率が 66~86% と高く、流下に伴い畑地由来の流出水の寄与率が 13~29% まで上昇していた。また、十勝川支川では溪流水由来の寄与率（22~100%）、畑地由来の流出水の寄与率（0.0~78%）ともに地点ごとに幅がみられたが、支川の 4 地点（採水地点 F, I, P および Q）では畑地由来の流出水の寄与率が 50~78% と高い傾向が示された。
- 9) 付着藻類の $\delta^{15}\text{N}$ の解析結果から、畑作流域（ C_1 ）および畑・酪混合流域（ M_1 ）では $\delta^{15}\text{N}$ が 2.1~5.4‰ で化学肥料由来の窒素成分であった。また、酪農流域（ D_2 ）は $\delta^{15}\text{N}$ が 9.6‰ で家畜排せつ物由来の窒素成分であると推定された。

10)十勝川水系全体(採水地点 No.17)において年間の T-N 負荷量は 17×10^3 t/y で、T-N の比負荷量は $1.9 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{y}^{-1}$ と推定された。ここで、河川水中の T-N 濃度を 1.0 mg/L まで改善するには十勝川水系全体(採水地点 No.17)で 9.7×10^3 t/y の T-N 負荷量を削減する必要がある、十勝川水系全体の T-N 負荷量に対して支川の 3 地点(採水地点 K, Q および R)の寄与率が高かった。

以上の結果に基づき、第 5 章では第 2 章～第 4 章までの総合考察として十勝川水系における窒素負荷抑制対策について考察し今後の課題を整理した。

5.2 十勝川水系における窒素流出抑制対策の基本フロー

Fig.5-1 に窒素流出抑制対策に関するフローチャートを示す。ここでは、4.3.3 で試算された十勝川水系全体(採水地点 No.17)における年間の T-N 負荷量(17×10^3 t/y)のうち、河川水中の T-N 濃度を 1.0 mg/L に改善するための T-N 負荷量の削減目標値である 9.7×10^3 t/y を削減することを目標とした。このとき、3.3.2 における主成分分析を用いた河川水質の総合評価により十勝川本川の河川水質は流入する支川の水質の影響を強く受けていたことから、ここでは十勝川水系の各支川(20 地点)を対象として窒素流出抑制対策を検討する。

フローチャートの作成にあたって 3 つのステップを設定した。まず、2.3.4 で示した河川水中の T-N 濃度の環境基準値(しきい値、 1.0 mg/L)を改善目標として、ステップ①には「河川水中の T-N 濃度が 1.0 mg/L より大きい」を設定した。つぎに、2.3.6 に示した河川水中の T-N 濃度の改善目標値を 2.0 mg/L とした場合の畑草地率の抑制目標値(31%)を基準として、ステップ②には「畑草地率が 30% より大きい」を設定した。最後に、2.3.6 で示した河川水中の T-N 濃度の改善目標値を 2.0 mg/L とした場合の SC(畑草地)の抑制目標値($292 \times 10^{-2} \text{ km}^2$)を用いて、ステップ③は「SC(畑草地)が $290 \times 10^{-2} \text{ km}^2$ より大きい」とした。

Table 5-1 は、フローチャートによって分類した支川の 20 地点における流域諸元、河川水中の T-N 濃度、年間の T-N 負荷量、十勝川水系全体(採水地点 No.17)の T-N 負荷量に対する各支川の寄与率および起原水の寄与率である。

まず、ステップ①が <No> であったグループ①(採水地点 A, B, C, R および S)は流域の畑草地率が 0~23% と低く、とくに採水地点 A~C において森林主体

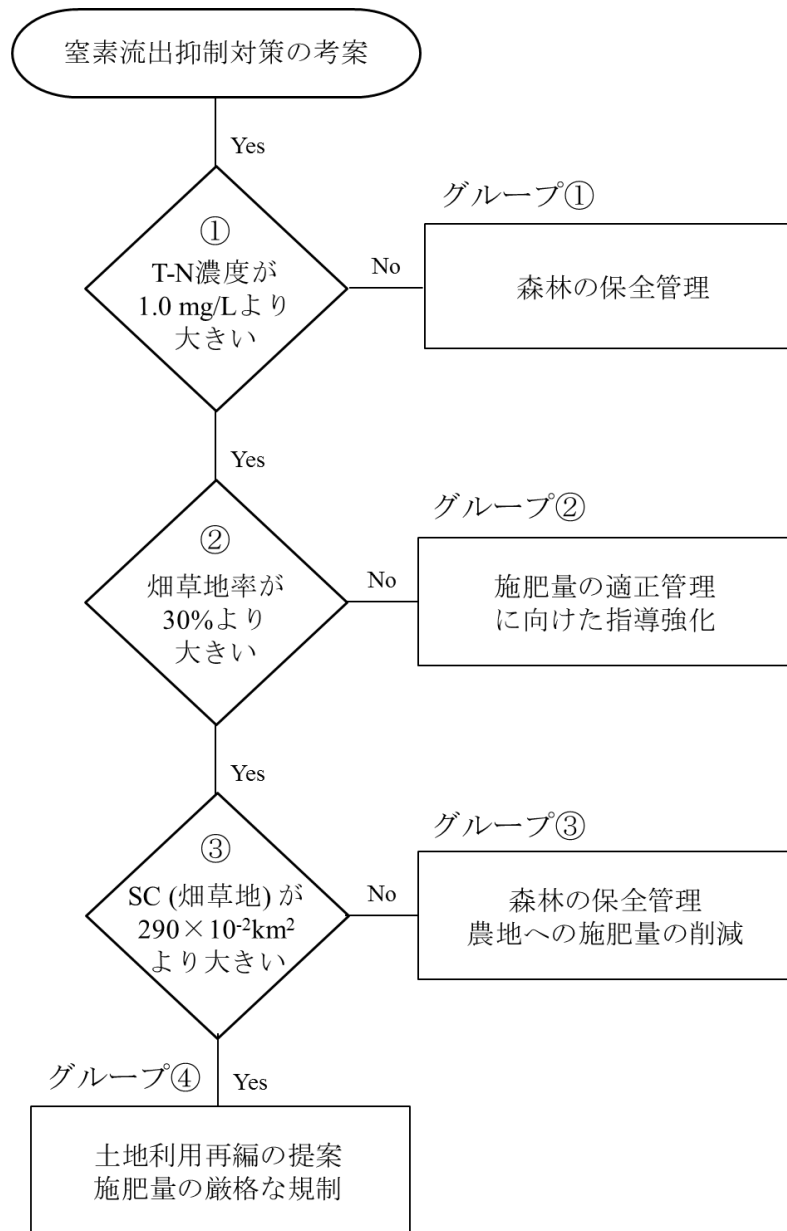


Fig.5-1 窒素負荷流出抑制対策に関するフローチャート

Table 5-1 フローチャートで分類した支川 20 地点における
流域諸元，河川水中の T-N 濃度（平均値），T-N 負荷量，
T-N 負荷量の寄与率および起源水の寄与率

グループ	採水地点	流域面積 (km)	畑草地		T-N濃度	T-N負荷量		起源水の寄与率(%)		
			面積率 (%)	SC ($\times 10^2 \text{ km}^2$)	平均値 (mg/L)	年間 ($\times 10^3 \text{ t/y}$)	寄与率 (%)	渓流水	畑地由来	酪農由来
	本川									
	17	8,982	31	228	2.0	17	—	69	26	5.4
	支川									
①	A	23	0	0	0.38	0.01	0.04	98	2.0	0.0
	B	48	2	31	0.36	0.02	0.1	100	0.0	0.0
	C	72	2	26	0.37	0.03	0.2	100	0.0	0.0
	R	2,850	19	90	0.81	3.7	22	69	22	9.0
	S	173	23	90	0.65	0.26	1.5	68	25	7.2
②	D	337	25	134	1.7	0.53	3.1	87	13	0.0
	H	180	16	220	1.3	0.20	1.2	96	3.5	0.0
	L	693	18	240	2.6	0.84	4.9	37	38	25
	N	704	30	319	1.8	1.1	6.6	85	15	0.0
③	G	35	79	275	2.5	0.15	0.9	29	71	0.0
	J	33	52	74	1.5	0.10	0.6	32	42	26
	T	66	44	101	1.2	0.17	1.0	43	22	35
④	E	210	40	361	1.6	0.48	2.8	87	13	0.0
	F	26	73	474	6.1	0.10	0.6	22	78	0.0
	I	164	73	856	4.8	0.66	3.8	50	50	0.0
	K	667	47	772	2.8	1.8	11	41	40	19
	M	197	71	674	4.3	0.93	5.5	51	37	12
	O	316	65	419	6.0	1.1	6.7	—	—	—
	P	127	79	917	5.4	0.55	3.2	32	67	1.0
	Q	449	70	899	6.5	1.7	10	39	61	0.0

の土地利用を有している。3.3.4におけるエンドメンバーの結果からも、これらの5地点は渓流水の寄与率が68～100%と高く十勝川水系全体の中で河川水中のT-N濃度を希釈・低下させる役割を果たしていると考えられる。ただし、採水地点Rは流域面積が2,850km²と大きいため、4.3.3において十勝川水系全体（採水地点No.17）へのT-N負荷量の寄与率が最も高い地点と評価された。また、採水地点Sは5地点の中では畑草地率が23%と高い傾向にあった。以上のことから、採水地点R・Sでは現状のT-N負荷量を増大させないために森林などの緩衝帯の保全管理を積極的に講じていく必要がある。

つぎに、ステップ②が<No>であったグループ②（採水地点D, H, LおよびN）では、施肥量の適正管理に向けた指導の強化などの営農的対策を中心とした窒素流出抑制対策が必要である。とくに、採水地点Lは畑草地率が18%と低いにも関わらず河川水中のT-N濃度（平均値）は2.6 mg/Lと他の4地点よりも高い。ここで、3.3.4において3地点（採水地点D, HおよびN）では畑地由来の流出水の寄与率が3.5～38%で酪農由来の流出水（0.0%）よりも高いことから化学肥料の削減が効果的であると考えられる。しかし、採水地点Lでは渓流水の寄与率（37%）が低く、畑地由来の流出水（38%）および酪農由来の流出水（25%）の寄与率が高い傾向にあったため、化学肥料の削減に加えて家畜排せつ物に対する管理方法の改善も重要であると推察された。

ステップ③が<No>であったグループ③（採水地点G, JおよびT）では、流域の森林などの緩衝帯の保全・管理によって森林の連結性を保持し畑草地の連結性を増大させないことが重要である。ここで、3.3.4において採水地点Gは畑地由来の流出水の寄与率が71%と高く、採水地点J・Tでは畑地由来の流出水（42%, 22%）だけでなく酪農由来の流出水（26%, 35%）の寄与率も含まれていた。このため、採水地点Gでは化学肥料の削減、採水地点J・Tは化学肥料の削減および家畜排せつ物の適正管理といった営農的対策を上記の土地利用的対策に組み合わせることが効果的であると考えられる。また、3地点における寄与率の違いから採水地点Gは畑作主体の土地利用であり、採水地点JおよびTでは畑作および酪農（採草地・放牧地）が営まれていると推察される。つまり、畑草地の連結性を減少させることによる河川水中のT-N濃度の改善は畑作主体の土地利用および畑作・酪農混合の土地利用ともに有効であると考えられる。さらに、窒素流出抑制対策の提案に

際して採水地点 G は畑作主体の地域を対象として、採水地点 J・T は畑作・酪農混合の地域を対象としたモデルケースとできる可能性が示された。

最後に、ステップ③が<Yes>のグループ④（採水地点 E, F, I, K, M, O, P および Q）は、連結性の高い畑草地に対して緩衝帯を設置し森林の連結性を増大させるなどの土地利用再編を考案する必要がある。ここで、3.3.4 のエンドメンバー解析により 7 地点（採水地点 F, I, K, M, O, P および Q）では畑作由来の流出水の寄与率が 37~78% と高いことから上記の土地利用的対策に加えて畑地における化学肥料の施肥量に対して厳格な規制を設ける必要がある。しかし、採水地点 E では河川水中の T-N 濃度（平均値）が 1.6 mg/L とグループ②およびグループ③の地点と同程度の濃度を示した。採水地点 E は畑草地率が 40%、SC（畑草地）は $361 \times 10^2 \text{km}^2$ を有するが、渓流水の寄与率が 87% と高いため河川水中の T-N 濃度が比較的低濃度を示したと考えられる。採水地点 E はグループ③の 3 地点とは別に農業生産性の維持を基本とした窒素流出抑制対策のモデルケースとなり得るが、流域内に畑草地率を 40% 有しながら河川水中の T-N 濃度が低い要因については別途詳細な解析を行い検証する必要がある。

このように、第 2 章～第 4 章の結果を通して、十勝川支川の 20 地点における河川水質の現況や土地利用特性に合わせた対策とその組み合わせを検討した。まずグループ②～グループ④の 15 地点において河川水中の T-N 濃度を 1.0 mg/L まで改善するには施肥量の削減や家畜排せつ物の管理方法の改善などの営農的対策を講じる必要が示された。このとき、最小限の施肥量でも生産量を維持できる営農技術として注目され試みられているのが、フィールドロボットやリモートセンシング技術などを活用した「精密農業；Precision Agriculture」である（糸川，2007）。たとえば、小型無人飛行機（UAV）を使って農地の植生指数マップの作成や土壌診断を行い（亀井ら，2013）、作物の生育状況に合わせて施肥量を変える（可変施肥）ことで、生育ムラをなくし生産量や栄養価などの質を向上させるだけでなく、施肥量の削減にも効果があることが報告されている（梅田，2002）。十勝地域のような大規模農業地域において環境に配慮した持続的農業を進展させるには重要な営農技術であり、積極的な試行と発展が望まれる。

5.3 家畜排せつ物を対象とした窒素流出抑制対策に関連する事例

5.2 においてグループ②の採水地点 L およびグループ③の J・T では化学肥料の削減に加えて家畜排せつ物の管理方法の改善も重要な課題であることが示された。そこで、窒素流出抑制対策の方法として家畜排せつ物法の施行および肥培かんがい施設の新設による河川水質の改善効果について参考事例を検証し、酪農地域における窒素流出の問題点を考察するとともに今後の課題を整理した。

家畜排せつ物の管理に対する規制には家畜排せつ物法（家畜排せつ物の適正化及び利用の促進に関する法律）が挙げられる。家畜排せつ物法は、野積みや素掘りなどの家畜排せつ物の管理の適正化および利用促進を図ることにより、健全な畜産業の発展に資する目的で 1999 年に制定・施行され 5 年間の猶予期間を経て 2004 年に完全施行された。Yamazaki et al. (2013) は北海道根室地域および十勝地域北西部において家畜排せつ物法施行前後の河川水質を比較検証した。なお、北海道根室地域の対象地点は大規模酪農地域に位置し乳用牛の飼養および草地に単一化されている。十勝地域北西部は、本研究における十勝川水系の採水地点 No.10 および採水地点 K の上流部であり畑作および酪農の混合流域である。1992～2012 年における断続的な経年調査の結果、両地域における河川水中の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の経年変動をみると一部の地点では家畜排せつ物法の完全適用前に低下傾向が確認されているものの、2005 年以降は上昇傾向にあるなど同法の施行によるたしかかな水質改善効果は確認できなかった。

一方、国営環境保全型かんがい排水事業の一環として実施された肥培かんがい施設の新設整備では河川水質の改善効果が確認されている（児玉・鳥海，2011）。山崎ら（2014）が「はまなか地区」に位置する 4 地点で 1993～2013 年に河川水質の定期観測を断続的に行った結果を参考事例として示す。なお、調査地点は第 3 章における森林流域 1 地点（ F_2 ）および酪農流域の 3 地点（ $D_1\sim D_3$ ）である。河川水中の T-N 濃度（年平均値）は肥培かんがい施設の新設率の増加に伴い低下する傾向が確認された。

そこで、この 2 つの対策方法の違いをもとに北海道の農業地域における窒素流出抑制対策の課題を考える。

日本全国を対象としたとき、国内で発生する家畜排せつ物を国内の農地に 100% 還元することは国内の農地面積を鑑みると可能である。このとき、家畜排せつ物

法では処理方法などが法的に規制されたものの継続的な監視やその改善効果の報告が十分に実施されていない。つまり、家畜排せつ物の処理規制にはたとえば EU における ND のような改善効果の報告を義務とした厳格な規定が必要である。一方で、国営環境保全型かんがい排水事業では肥培かんがい施設が整備されたことで家畜排せつ物の適切な処理が実施できるようになった。たとえば、畑地や草地における施肥の時期は一定期間に限定されているのに対して、酪農地域では家畜排せつ物が毎日発生している。同時に、畜産経営は地域的な偏りがあるため、家畜排せつ物や堆肥の運搬コストを考慮すると還元できる範囲は限られてしまう。以上のことから、十勝川水系内の酪農地域では肥培かんがい施設のように家畜排せつ物を貯留・処理・還元するための施設の整備が必要である。また、家畜排せつ物の堆肥化促進や堆肥運搬作業の効率性・計画性の改善が今後の課題である（井上ら，2011）。

5.4 土地利用的側面からの窒素流出抑制対策

十勝川水系の農地周辺（平野部）において、森林を連結させることにより畑草地の連結性を分割することで河川水中の窒素濃度を低下させる可能性については 2.3.5～2.3.7 で述べた。また、5.2 では十勝川支川の 8 地点（グループ④）において連結性の高い畑草地に対して緩衝帯を設置し森林の連結性を増大させるなどの土地利用再編を考案する必要があることを示した。このとき、河川周辺への河畔林の設置は環境対策として国内外で広く実施されている。それらの対策は、一部の農業地域において河川への窒素流出を抑制する効果が認められているだけでなく、河川周辺の多様性を復元し水圏の生態系の保全・改善も期待されている。このように、農業流域において土地利用の多様性をつくることは生態系の多様性保全にもつながることから持続的農業の理想的な姿であると考えられる。しかし、本研究における第 2 章の結果に基づき森林の連結性を増大させ畑草地の連結性を分割することによる窒素流出抑制対策を実際に講ずるためには、農地周辺に存在する森林（河畔林，耕地防風林など）が有する窒素流出抑制に関する機能の検証やメカニズムの解明を通して流域の土地利用再編に関するガイドラインを設ける必要があるだろう。

一方で十勝地域では、農業従事者の高齢化や人口の減少による農地のさらなる

集約化・大規模化が予想されている。大規模農業地域として日本の食料自給率の向上に対する作物生産量の維持・拡大が大きな役割となっているが、同地域において持続的農業を実現していくためには生産量の向上だけではなく地域の環境保全がより重要な課題であると考ええる。将来的にも問題の継続やその拡大が懸念される窒素負荷流出に対して、その抑制のための土地利用的対策については集約化・大規模化する農地面積の適正規模や地域の生態系に配慮した土地利用配置などに関する詳細な調査解析および早急な対策案の提示が重要な課題である。同時に、日本では生産効率を重視した従来の考えから環境を重視した営農方法への意識の転換を促し、十勝地域などの一部の地域だけに農業生産を依存している現状から、日本全体として食料生産を向上していくための地域を超えた農業の取り組みについて考察・提案していくことが、農業由来の窒素流出問題を改善するための大きな課題であると考ええる。

6. 総括

本研究では、国際的な食料問題を背景に日本の食料生産性の向上を目的とした持続的農業のあり方を考える上で解決すべき課題の一つとして、農業地域における水系の窒素汚染問題を取り上げた。大規模畑作・酪農地域である北海道東部の十勝川水系において10年間（2007～2016年）の経年的な河川水質観測を実施し、各種環境基準値による河川水質評価および河川水質と土地利用との関係を検証した。また、2014・2015年に観測した溶存イオン濃度を用いた河川水質の総合評価と水質起源の検証および公共の水質データを利用した土地利用情報からの窒素負荷量推定を行った。上記の結果を通して、十勝川水系における農業生産性の維持を基本とした窒素流出抑制対策について考察を加えた。

第2章では、十勝川水系の37地点（採水地点No.1～17、採水地点A～T）における2007～2016年の河川水質（平均値）について各種環境基準値を指標に評価し、標準偏差から河川水質の変動傾向を検証した。また、河川水質（平均値）と流域の畑草地および森林との相関関係から流域の土地利用が河川水質に及ぼす影響を解析した。

まず、十勝川水系における平水時河川水中のpH、BOD濃度およびSS濃度（平均値）は「生活環境の保全に関する環境基準（河川）」のB類型をおおむね満たしていた。このとき、BOD濃度およびSS濃度は標準偏差が大きく採水時期によって濃度変動しており、標準偏差を含めるとB類型を超過する地点も確認された。河川水中のECは本川の流下に伴いゆるやかに上昇し、支川では本川の中・下流側に位置する地点において高い傾向を示した。また、河川水中のECは流域の畑草地率と正の相関が得られ、流域の畑草地率の増大に伴い河川水中の溶存物質が増加していた。

一方、十勝川本川および支川のT-N濃度（平均値）は多くの地点で基準値の1.0 mg/Lを超過し、とくに65%以上の畑草地率を有する支川の6地点（採水地点F, I, M, O, PおよびQ）では4.3～6.5 mg/Lと高い濃度を示した。ここで本川および支川のT-P濃度（平均値）はほとんどの地点で基準値の0.1 mg/Lを満たしていた。これは十勝川流域において主要な畑地土壌を構成している火山灰土が有するリン

酸の特異吸着の性質に起因すると推察された。このとき、本川および支川の N:P 比（モル比）は Redfield ratio（16N:1P）を大きく超過する傾向にあり、リンを制限因子とした窒素過剰な河川水質であることが明らかとなった。

ここで、河川水中の T-N 濃度は流域の畑草地率および SC（畑草地）と有意な正の相関が得られ、流域の畑草地率の増大および畑草地の連結性の増大に伴い河川水中の T-N 濃度は上昇していた。一方、流域の森林率および SC（森林）とは有意な負の相関が得られた。とくに SC（森林）との関係において相関係数が高いことから、流域内の森林の連結性が増大することで河川水中の T-N 濃度の上昇を抑制する効果があることが認められた。

このとき、流域内の畑草地率と SC（畑草地）との関係をみると、流域の畑草地率が 40%より小さい地点では有意な正の相関が得られたが、40%以上の地点では相関関係が認められなかった。つまり、十勝川水系では流域の畑草地率が 40%以上の場合 SC（畑草地）が高い地点と低い地点が存在していた。

いま、河川水中の T-N 濃度と畑草地率との関係における回帰式から、十勝川水系において河川水中の T-N 濃度を 1.0 mg/L に改善するには流域の畑草地率を 15%まで減少させる必要があった。これは農業生産性の維持を基本とした窒素流出抑制対策としては現実的ではないことから、土地利用的対策と営農的対策を組み合わせる必要が示された。

ここで、たとえば十勝川水系全体（採水地点 No.17）の T-N 濃度（平均値）である 2.0 mg/L を改善目標とすると、流域の畑草地率は 31%に減少させ、SC（畑草地）は $292 \times 10^2 \text{ km}^2$ に抑制する必要があった。SC（畑草地）に着目すると、支川の 3 地点（採水地点 G, J および T）における土地利用をモデルケースとすれば、高い畑草地率を維持しながら SC（畑草地）を $292 \times 10^2 \text{ km}^2$ まで減少させることで河川水中の T-N 濃度を 2.0 mg/L に改善できる可能性が示唆された。

第 3 章では、十勝川水系（採水地点 No.2～17, 採水地点 A～T）、森林流域（ $F_1 \cdot F_2$ ）、畑作流域（ C_1 ）、畑・酪混合流域（ $M_1 \cdot M_2$ ）および酪農流域（ $D_1 \sim D_3$ ）の 41 地点において河川水中の溶存イオン濃度の総合評価および水質起源を検証した。

トリリニアダイアグラムにおいて森林流域（ $F_1 \cdot F_2$ ）、畑・酪混合流域（ $M_1 \cdot M_2$ ）および酪農流域（ $D_1 \sim D_3$ ）は重炭酸カルシウム型（Ⅱ）の下部に、畑作流域

(C₁) は中間型 (V) にプロットされ、畑作流域 (C₁) において NO₃⁻ および SO₄²⁻ が優勢なイオン組成であり人為的な影響が強いことが示された。また、十勝川水系は畑草地率の増大に伴い森林流域 (F₁・F₂) のプロット側から畑作流域 (C₁) のプロット側へ斜め右上方向に推移し農業の影響を強く受けていた。

主成分分析において、十勝川本川の 13 地点、支川の 8 地点、森林流域 (F₁・F₂) および畑・酪混合流域 (M₁・M₂) は河川水質が比較的良好であると評価された。このとき、十勝川本川は溶存イオン濃度の高い支川の流入によって流下に伴い河川水質が悪化していた。一方、十勝川支川の 6 地点 (J, K, L, M, S および T) および酪農流域 (D₁~D₃) は家畜排せつ物を主とした施肥管理が河川水質の悪化に影響していた。また、十勝川支川の 6 地点 (F, G, I, O, P および Q) および畑作流域 (C₁) は化学肥料の影響を受けて河川水質が悪化していた。

ここで、(NO₃⁻ + SO₄²⁻) 濃度および (Ca²⁺ + Mg²⁺) 濃度をトレーサーとしたエンドメンバー法から、十勝川本川では渓流水の寄与率が 66~86% と高く流下に伴い畑地由来の流出水の寄与率が 13~29% まで上昇していた。また、十勝川支川では渓流水の寄与率 (41~100%)、畑地由来の寄与率 (0.0~78%) とともに地点ごとに幅がみられ、4 地点 (採水地点 F, I, P および Q) では畑地由来の流出水の寄与率が 50~78% と高い傾向にあった。

そこで、付着藻類の δ¹⁵N を用いて河川水中の窒素成分の起源を推定したところ、畑作流域 (C₁) および畑・酪混合流域 (M₁) では NO₃⁻ 濃度が 5.5~22 mg/L 以下、δ¹⁵N は 2.1~5.4‰ で化学肥料由来の窒素成分であった。また、酪農流域 (D₂) は NO₃⁻ 濃度が 2.4~3.0 mg/L 以下、δ¹⁵N は 7 月に 9.6‰ で家畜排せつ物由来の窒素成分であると推定された。

第 4 章では、十勝川水系の 37 地点 (採水地点 No.1~17, 採水地点 A~Q) において年間の T-N 負荷量を推定し、河川水中の T-N 濃度を 1.0 mg/L に改善するための T-N 負荷量の削減目標値を示した。

国土交通省の公表データから、十勝川本川の 4 地点および支川の 4 地点において河川水中の T-N 濃度と畑草地率との間には有意な正の相関が得られ ($r = 0.81$, $p < 0.01$)、日流量は流域面積との間に有意な正の相関が得られた ($r = 0.97$, $p < 0.01$)。この両者の関係から得られた回帰式を T-N 負荷量の算定式に代入し、河川水中の

T-N 濃度および河川流量の実測データが無い地点において T-N 負荷量を推定した。

十勝川水系全体（採水地点 No.17）において年間の T-N 負荷量は 17×10^3 t/y となり、T-N の比負荷量は $1.9 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{y}^{-1}$ と推定された。このとき、河川水中の T-N 濃度を 1.0 mg/L に改善するには十勝川水系全体（採水地点 No.17）で 9.7×10^3 t/y の T-N 負荷量を削減する必要がある、十勝川水系全体の T-N 負荷量に対して支川の採水地点 K, Q および R の寄与率が高かった。

さらに、農林業センサスおよび原単位法を用いて試算した農業的土地利用からの年間の窒素発生負荷量は十勝川水系全体（採水地点 No.17）で 37×10^3 t/y と試算された。年間の T-N 負荷量と比較すると、農業的土地利用からの窒素発生負荷量のうち 46% が河川へ流出していた。

第 5 章では、第 2 章～第 4 章の結果に基づき窒素流出抑制対策の基本形をフローチャートに示した。十勝川支川の 20 地点（採水地点 A～T）を 4 つのグループに分類し、それぞれの支川の特性に合わせた窒素流出抑制対策の考案と具体的な対策の実施に向けた今後の課題を整理した。

まず、グループ①（河川水中の T-N 濃度が 1.0 mg/L 以下；採水地点 A, B, C, R および S）は渓流水の寄与率が高く十勝川水系全体の中で河川水中の T-N 濃度を希釈・低下させる役割を果たしていた。ただし、採水地点 R は流域面積が $2,850 \text{ km}^2$ と大きいため十勝川水系全体（採水地点 No.17）の T-N 負荷量に対する寄与率が支川の 20 地点のなかで最も高い。また採水地点 S は畑草地率が 23% とグループ①の中では高いことから、採水地点 R・S では現状の T-N 負荷量を増大させないための緩衝帯の保全管理を積極的に講じる必要が示された。

グループ②（畑草地率が 30% 以下；採水地点 D, H, L および N）では、化学肥料の削減を中心とした営農的対策が窒素流出抑制に対して効果的であると考えられる。このうち、採水地点 L は畑作由来の流出水および酪農由来の流出水の寄与率が同程度であったことから家畜排せつ物に対する管理方法の改善も重要である。

グループ③（SC（畑草地）が $290 \times 10^{-2} \text{ km}^2$ 以下；採水地点 G, J および T）では森林の保全・復元管理を行い畑草地の連結性を増大させないための取り組みが重要である。また、採水地点 G では化学肥料の削減、採水地点 J・T では化学肥料の削減に加えて家畜排せつ物の適正管理の実施が効果的であった。さらに、農業生

産性の維持を基本とした窒素流出抑制対策の提案に際し、採水地点 G は畑作主体の地域に対して、採水地点 J・T では畑作・酪農の混合地域に対するモデルケースとできる可能性が示された。

最後に、グループ④（SC（畑草地）が $290 \times 10^{-2} \text{ km}^2$ 以上；採水地点 E, F, I, K, M, O, P および Q）では、畑草地の連結性を分割するために森林の連結性を増大させるなどの土地利用再編を考案し、河川水中の T-N 濃度を低下させる必要があると評価された。

ここで、北海道東部の酪農地域および畑作・酪農混合地域における参考事例から、家畜排せつ物の適正管理による窒素流出抑制対策には管理方法や還元量・還元時期に対する厳格な規制と継続的な監視が必要であること、また、肥培かんがい施設のように家畜排せつ物を貯留・処理できる施設の設置が必要であることが示唆された。

本研究では、農業生産性の維持を基本とした窒素流出抑制対策として土地利用的側面からは第 2 章の結果に基づき森林の連結性を増大させることによる畑草地の連結性の分割を挙げた。このとき、森林などの緩衝帯が有する窒素流出抑制効果の検証やそのメカニズムの解明が今後の具体的な土地利用的対策の提案に向けた重要な課題である。十勝地域では農地のさらなる集約化・大規模化が予想されている。将来的にも農業地域における窒素負荷流出問題は継続・拡大が懸念されていることから、これまでの生産効率を重視した従来の考えから地域の環境保全を重視した営農方法への意識の転換が日本における持続的農業の推進には必要不可欠である。

謝 辞

本博士論文の作成にあたり、多くのご支援とご指導を賜りました指導教官である帯広畜産大学准教授・宗岡寿美博士に心より感謝し、厚く御礼申し上げます。また、帯広畜産大学教授・辻 修博士，山形大学教授・安中武幸博士，弘前大学准教授・丸居篤博士，弘前大学名誉教授・工藤明博士には学位論文審査において貴重なご指導とご助言を頂きました。ここに謹んで感謝の意を表します。

帯広畜産大学教授・辻 修博士，同大学教授・武田一夫博士，同大学准教授・宗岡寿美博士，同大学助教・木村賢人博士，(有)開成舎代表・福田尚人博士には，帯広畜産大学の学部生の頃から，卒業研究，修士課程そして博士課程の7年間にわたって研究への適切なご指導とご助言はもとより日常生活から幾度とないご支援と激励を賜りました。深く御礼申し上げます。

本研究を遂行するにあたり，流域の土地利用解析・評価方法の検討に際し，東京農業大学地域環境科学部教授・岡澤宏博士には多大なるご指導とご協力を頂きました。また，本研究の主論文の投稿に際して，岡澤宏博士にはご校閲の労を頂き適切なご示唆とご助言を賜りました。国際学会に参加することの楽しさを教えていただき，飽くなき好奇心をもって研究を続けていく姿勢を説いてくださったことは，修士課程および博士課程の5年間に大きなモチベーションとなりました。記して深謝の意を表します。

付着藻類の窒素安定同位体比の解析には，弘前大学教授・東信行博士ならびに岩手大学大学院連合農学研究科博士課程（当時）の佐藤臨氏をはじめとする皆様から多大なるご指導とご協力をいただきました。また，(株)北開水工コンサルタント・中西厚氏ならびに関係各位には河川水中の溶存イオン濃度の分析に関してご助力いただきました。ここに感謝とお礼を申し上げます。

博士課程在学中において（独）土木研究所寒地土木研究所・小野寺康浩博士，岩手大学大学院連合農学研究科博士課程の芦澤満氏，杉田明史氏には日頃からあたたかいご助言をいただき，お互いに切磋琢磨しながら研究に邁進することができました。そして，帯広畜産大学学部生時代から今日までの7年間に帯広畜産大学農業土木研究室とともに過ごした当時の学生諸兄に深く感謝いたします。皆様のご協力なしにはこの博士論文をまとめることはできませんでした。重ね重ね深

くお礼を申し上げます。

なお、この研究の一部は JSPS 科研費．15J0743，2015 の助成を受けて進められました。

最後に、この研究の調査対象であり帯広畜産大学が位置する「十勝」の豊かな自然とこの地域で農業に携わる全ての皆様に感謝申し上げます。18 歳で兵庫県から十勝に移り住んだ私にとって、この地域の農業と環境はいつでも驚きと深い示唆とインスピレーションを与えてくれました。十勝の農業がこれからも健やかに永く進展していくことを願うとともに、その成長と継続に資することが出来るよう精進していきたいと思います。

引用文献

- Abell, JM, Özkundakci, D, Hamilton, DP (2010): Nitrogen and phosphorus limitation of phytoplankton growth in New Zealand lakes: implications for eutrophication control, *Ecosystems*, 13, pp.966-977
- Abelson, PH (1999): A potential phosphate crisis, *Science*, 283, 2015pp.
- 足立忠司 (1977) : 黒ボク土, *農業土木学会誌*, 45(4), p.265
- Al-Mutairi, N, Abahussain, A, El-Battay, A (2014): Spatial and temporal characterizations of water quality in Kuwait Bay, *Marine Pollution Bulletin*, 83(1), pp.127-131
- Anbumozhi, V, Yamaji, E (2001): Riparian land use and management of nonpoint source pollution in a rural watershed, *Transactions of rural planning*, 3, pp.55-60
- 有賀誠, 中村太士, 菊池俊一, 矢島崇 (1996) : 十勝川上流域における河畔林の林分構造および立地環境, 隣接斜面との比較から, *日本林學會誌*, 78(4), pp.354-362
- Bourauoi, F, Grizzetti, B (2014): Modelling mitigation options to reduce diffuse nitrogen water pollution from agriculture, *Science of the Total Environment*, 468, pp.1267-1277
- Bucholc, K, Szymczak-Żyła, M, Lubecki, L et al (2014): Nutrient content in macrophyta collected from southern Baltic Sea beaches in relation to eutrophication and biogas production, *Science of the Total Environment*, 473, pp.298-307
- Canfora, I (2016): Is the short food supply chain an efficient solution for sustainability in food market?, *Agriculture and Agricultural Science Procedia*, 8, pp.402-407
- Cardwell, MN (2004) : *The European Model of Agriculture*, Oxford University Press, 502pp.
- Carpenter, SR, Caraco, NF, Correll, DL, Howarth, RW, Sharpley, AN, Smith, VH (1998): Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen, *Ecological Application*, 8(3), pp.559-568
- Castillo, MM, Allan, JD, Brunzell, S (2000): Nutrient concentrations and discharges in a Midwestern agricultural catchment, *Environmental Quality*, 29(4), pp.1142-1151
- Chen, N, Peng, B, Hong, H, Turyaheebwa, N, Cui, S, Mo, X (2013): Nutrient enrichment and N:P ratio decline in a coastal bay- river system in southeast China: The need for a

- dual nutrient (N and P) management strategy, *Ocean Coast Management*, 81, pp.7-13
- Crosby, SA, Butler, EI, Turner, DR, Whltfield, M, Glasson, DR, Millward, GE (1981): Phosphate adsorption onto iron oxyhydroxides at natural concentrations, *Environmental Technology*, 2(8), pp.371-378
- Cullum, RF, Locke, MA, Knight, SS (2010): Effects of Conservation Reserve Program on Runoff and Lake Water Quality in an Oxbow Lake Watershed, *Journal of International Environmental Application & Science*, 5(3), pp.318-328
- David, MB, Flint CG, McIsaac, GF, Gentry, LE, Dolan, MK, Czapar, GF (2013): Biophysical and social barriers restrict water quality improvements in the Mississippi River Basin, *Environmental Science and Technology*, 43, pp.11928-11929
- Delbaere, B, Mikos, V, Pulleman, M (2014): European Policy Review: Functional agrobiodiversity supporting sustainable agriculture, *Journal of Nature Conservation*, 22, pp.193-194
- Dile, YT, Daggupati, P, George, C, Srinivasan, R, Arnold, J (2016): Introducing a new open source GIS user interface for the SWAT model, 85, pp.129-138
- Domingues, RB, Barbosa, AB, Sommer, U et al (2011): Ammonium, nitrate and phytoplankton interactions in a freshwater tidal estuarine zone: potential effects of cultural eutrophication, *Aquatic Sciences*, 73, pp.331-343
- Drechsler, M, Wätzold, F, Johst, K, Shogren, JF (2010): An agglomeration payment for cost-effective biodiversity conservation in spatially structured landscapes, *Resource and Energy Economics*, 32(2), pp.261-275
- 海老瀬潜一 (1994) : 霞ヶ浦は, 今, *水文・水資源学会誌*, 7(1), pp.467-475
- 海老瀬潜一, 勝部利之 (1978) : 多変量解析法による貯水池水質の評価, *土木学会論文報告集*, 269, pp.81-94
- Edwards, AC, Cook, Y, Smart, R, Wade, AJ (2000): Concentrations of nitrogen and phosphorus in streams draining the mixed land-nitrogen and phosphorus in streams draining the mixed land-use Dee Catchment, north-east Scotland, *Journal of Applied Ecology*, 37(s1), pp.159-170
- ELN-FAB (2012): Functional agrobiodiversity: Nature serving Europe's farmers, Tilburg, The Netherlands: ECNC, 55pp.

- 藤井智康, 藤原建紀 (2014): 港湾域の貧酸素水塊の形成と解消方法の検討, 土木学会論文集 B2 (海岸工学), 70(2), pp.I_1151-I_1155
- 藤原拓, 大年邦雄, 唐心強, 山辺敬介 (2001): 沿岸施設園芸地帯における地下水水質の多変量解析による類型化に関する研究, *Journal of Japan Society on Water Environment*, 24(11), pp.724-732
- Future earth (2014a): *Future Earth 2025 Vision*, Future Earth Interim Secretariat, International Council for Science, 5pp.
http://www.futureearth.org/sites/default/files/future-earth_10-year-vision_web.pdf
- Future earth (2014b): *Strategic research agenda 2014, Priority for a global sustainability research strategy*, Future Earth Interim Secretariat, International Council for Science, 27pp., http://futureearth.org/sites/default/files/strategic_research_agenda_2014.pdf
- Galloway, JN, Aber, JD, Erisman, JW, Seitzinger, SP, Howarth, RW, Cowling, EB, Cosby, BJ (2003): The nitrogen cascade, *Bioscience*, 53(4), pp.341-356
- Graeber, TG, Osmanian, C, Jacks, T, Housman, D, Koch, CJ, Lowe, SW, Giaccia, AJ (1996): Hypoxia-mediated selection of cells with diminished apoptotic potential in solid tumours, *Nature*, 379, pp.88-91
- Granéli, E, Johansson, N (2003): Increase in the production of allelopathic substances by *Prymnesium parvum* cells grown under N-or P-deficient conditions, *Harmful Algae*, 2(1), pp.135-145
- Granéli, E, Weberg, M, Salomon, PS (2008): Harmful algal blooms of allelopathic microalgal species: The role of eutrophication, *Harmful Algae*, 8, pp.94-102
- Gray, MA, Cunjak, RA, KR, Munkittrick (2004): Site fidelity of slimy sculpin: insights from atable carbon and nitrogen analysis, *Canadian journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61(9), pp.1717-1722
- Groffman, PM, Butterbach-Bahl, K, Fulweiler, RW, Gold, AJ, Morse, JL, Stander, EK, Tague, C, Tonitto, C, Vidon, P (2009): Challenges to incorporating spatially and temporally explicit phenomena (hotspots and hot moments) in denitrification models, *Biogeochemistry*, 93(1), pp.49-77
- Haene, KD, Salomez, J, De, Neve, S, De, Waele, J, Hofman, G (2014): Environmental performance of nitrogen fertilizer limits imposed by the EU Nitrates Directive,

- Agriculture, Ecosystems & Environment, 192, pp.67-79
- Hantschel, RE, Beese, F (1997): Site-oriented ecosystem management precondition to reducing the contamination of waters and the atmosphere, *Modern Agriculture and the Environment*. Netherlands, Springer, pp.135-145
- 原科幸爾, 恒川篤史, 武内和彦, 高槻成紀 (1999): 本州における森林の連続性と陸生哺乳類の分布, *ランドスケープ研究*, 62(5), pp.569-572
- Harrington, RR, Kennedy, BP, Chamberlain, CP, Blum, JD, Folt, CL (1998): $\delta^{15}\text{N}$ enrichment in agricultural catchments: field patterns and applications to tracking Atlantic salmon (*Salmo salar*), *Chemical Geology*, 147(3-4), pp.281-294
- 治多伸介, 須戸幹, 江口定夫, 大久保卓也, 黒田久雄, 武田育郎, 藤原拓, 山本忠男, 人見忠良ら (2015): 水田からの窒素, リン, COD の流出負荷量の実態と課題, *水環境学会誌*, 38(4), pp.81-91
- 長谷部正彦, 加藤友美, 糸川高德, 平田健正, 井伊博行, 江種伸之, 坂本康 (2000): 土地利用・地質構造が異なる流域の河川水質特性の比較, 札内川流域と石川流域, *土木学会論文集*, 663, pp.31-136
- Hayakawa, A, Shimizu, M, Woli, KP, Kuramochi, K, Hatano, R (2006): Evaluating stream water quality through land use analysis in two grassland catchments, *Journal of Environmental Quality*, 35(2), pp.617-627
- 早川和秀, 辻村茂男, 石川俊之, 芳賀裕樹, 岡本高弘, 焦春萌, 石川可奈子, 熊谷道夫 (2012): 複数の定期調査データを用いた統合的な解析による琵琶湖における全リン, 硝酸態窒素濃度およびいくつかの水質項目の長期変化, *水環境学会誌*, 35(6), pp.89-100
- 早瀬吉雄, 瀧本裕士 (2013): 黒部川流域の水循環に伴う窒素循環の機能解明, *水文・水資源学会誌*, 26(6), pp.285-294
- Heaton, THE (1986): Isotopic studies of nitrogen pollution in the hydrosphere and atmosphere: A review, *Chemical Geology (Isotopic Geoscience Section)*, 59, pp.87-102
- 東田盛善, 宮里健, 伊敷牧, 渡久山章 (2003): 沖縄県宮古島における陸水の水質形成に関する研究, *地下水学会誌*, 45(2), pp.115-132
- Hill, AR (1996): Nitrate removal in stream riparian zones, *Journal of Environmental*

Quality, 25, pp.743-755

広城吉成, 横山拓史, 神野健二, 和田信一郎 (1996): 農地利用形態の変化に伴う
地下水中硝酸態窒素濃度及び溶存酸素量の変動, *Journal of Groundwater
Hydrology*, 38(1), pp.1-11

Hooper, RP, Christophersen, N, Peters, NE (1990): Modelling stream water chemistry as
a mixture of soil water end members- an application to the Panola Mountain Catchment,
Georgia, USA, *Journal of Hydrology*, 116(1-4), pp.321-343

Hooper, RP (2003): Diagnostic tools for mixing models of stream water chemistry, *Water
Resources Research*, 39(3), 1055pp.

細野高啓, 林殷田, アルバレスケリー, 森村茂, 曾祥勇, 森康二, 田原康博, 松
永緑, ホセイン・シャハダット, 嶋田純 (2015): 地下水硝酸汚染研究における
最新のトレンドと今後の方向性, 熊本地域の事例を通して, *地下水学会誌*, 57(4),
pp.439-465

Howard, KWF (1985): Denitrification in a major limestone aquifer, *Journal of Hydrology*,
76, pp.265-280

Hunter, KA, Liss, PS (1982): Organic matter and the surface charge of suspended
particles in estuarine waters, *Limnology and Oceanography*, 27(2), pp.322-335

兵藤不二夫 (2016): 炭素・窒素安定同位体比が解き明かす熱帯雨林の節足動物の
食性, *日本生態学会誌*, 66(2), pp.421-428

井伊博行, 平田健正, 田中豊和, 西川雅高, 中島二夫, 梅原鎬一 (2000): 静岡県
中部地域での茶畑由来の湧水・池水・河川水の水質について, *水工学論文集*,
44, pp.1155-1160

池田鉄哉 (2012): 硝酸性窒素等に係る水質汚濁防止施策による効果及び課題と今
後の方向性について, *水文・水資源学会誌*, 25(3), pp.163-173

井上憲一, 藤栄剛, 山岸主門 (2011): 圃場分散が堆肥運搬散布サービスの作業効
率に及ぼす影響, *農業経営研究*, 49(1), pp.33-38

井上京, 山本忠男, 長澤徹明 (1999): 北海道東部浜中地区における流域の土地利
用と河川水質, *農業土木学会論文集*, 200, pp.85-92

石田聡, 吉本周平, 白旗克志, 土原健雄 (2015): 沖縄県宮古島砂川地下ダムにお
ける地下水中の硝酸性窒素濃度分布と地下水流動に関する一考察, *地下水学会*

- 誌, 57(4), pp.515-532
- 石川靖, 北川房穂, 今泉晴夫 (2013): 千歳川水系における水質の長期変化, 環境技術科学研究センター所報, 3, pp.57-65
- 糸川信弘 (2007): 畑作における精密農業技術の適用条件および展望, 農業機械学会誌, 69(6), pp.4-7
- 伊藤俊方, 小松原岳史, 佐藤修 (2004): 北部フォッサマグナ地域における深層地下水の水質特性, 応用地質, 45(1), pp.22-30
- 伊藤八十男, 高野敬志, 鈴木智宏, 泉敏彦, 木村洋司, 山内優一 (2004): 猿別川流域における硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素の負荷, 北海道立衛生研究所報, 54, pp.15-24
- 岩波秀晃, 和田知之, 坂本和佳, 工藤勲, 知北和久 (2013): 流出特性と土地利用形態に基づく十勝川水系の栄養塩供給機構, 日本水文科学会誌, 43(1), pp.3-24
- 岩田元一 (2007): ヨーロッパにおける水環境政策への市民参加の仕組みと環境情報の役割, 国際情報研究, 4, pp.1-12
- 岩田杉夫, 遠藤忠嗣, 井上隆信, 横田久里子, 大久保陽子 (2013): 中小河川からの栄養塩負荷流出特性, 水環境学会誌, 36(2), pp.39-47
- JAICAF (2014): 世界の食料不安の現状, 2014 年報告, 食料安全保障と栄養の改善を促進する環境の強化, 誠文堂, 58pp.
- James, AL, Roulet, NT (2006): Investigating the applicability of end-member mixing analysis (EMMA) across scale: A study of eight small, nested catchments in a temperate forested watershed, *Water Resources Research*, 42(8), W08434
- 梶山雅秀 (2005): 水辺生態系の物質輸送に果たす遡河回遊魚の役割, 総説, 日本生態学会誌, 55(1), pp.51-59
- 亀井卓也, 伊藤那知, 菅井慎也, 太田諭志, 佐鳥新, 千葉一永 (2013): 精密農業高度化のための小型無人飛行機を用いた正規化植生指数マップ作成, 航空宇宙技術, 12, pp.111-117
- 亀和田國彦, 広沢美幸 (2003): 各種有機物を 20 年間連用した黒ボク土畑圃場の各種養分の垂直分布, 栃木農試研報, 52, pp.63-74
- 神谷浩二, 眞鍋洋, 山崎勲 (2014): 溶存イオンデータの多変量解析に基づいた広域地下水流道系の評価, 地盤工学ジャーナル, 9(2), pp.219-231

- 環境省 (2015) : 平成 26 年度公共用水域水質測定結果, 環境省 水・大気環境局, 3pp.
- 環境省 (2016) : 硝酸性窒素による地下水汚染対策マニュアル, 環境省 水・大気環境局 土壌環境課 地下水・地盤環境室, 139pp.
- Kato, T, Somura, H, Kuroda, H, Nakasone, H (2011): Simulation of nutrients from an agricultural watershed in Japan using the SWAT model, *International Agricultural Engineering Journal*, 20(3), pp.40-49
- 加藤亮, 渡邊裕純, Julien Boulange, 江口定夫, 坂口敦, 宗村広昭 (2011) : SWAT モデルの水田を含む流域への適用の問題点と改善に向けて, *水土の知: 農業農村工学会誌*, 81(12), pp.983-987
- 木塚俊和, 山田浩之, 平野高司 (2012) : 石狩泥炭地宮島沼の水・物質収支に及ぼす灌漑の影響, *応用生態工学*, 15(1), pp.45-59
- 北村立実, 黒田久雄, 石井裕一, 吉尾卓宏, 山本麻美子, 小松伸行, 渡邊圭司, 本間隆満, 田淵俊雄 (2011) : 代かき田植期における用排水機場からの負荷特性, *水環境学会誌*, 34(5), pp.73-80
- 小疇尚, 福田正己, 石城謙吉, 酒井昭, 佐久間敏雄, 菊地勝弘編 (1994) : 日本の自然地域編 1 北海道, 岩波書店, pp.114-125
- 小疇尚, 野上道男, 小野有五, 平川一臣編 (2003) : 日本の地形 2 北海道, 東京大学出版会, pp.172-181
- 小林卓也, 山本浩一, 橘治国 (2001) : 畑作・酪農地河川への栄養塩の流出, *土木学会第 57 回年次学術講演会*, VII-024, pp.47-48
- 小林優介 (2005) : パッチを単位とした森林の近接性の分析手法に関する研究, *ランドスケープ研究* 68(5), pp.905-908
- 児玉正俊, 鳥海昌彦 (2011) : 環境保全型かんがい排水事業はまなか地区における水質改善状況の検証, *農業農村工学会北海道支部研究発表会講演集*, 60, pp.92-97
- Kohl, DH, Shearer, GB, Commoner B (1971): Fertilizer nitrogen: Contribution to nitrate in surface water in a Corn Belt watershed, *Science*, 174, pp.1331-1334
- 近藤洋正, 田瀬則雄, 平田健正 (1997) : 沖縄県宮古島における地下水中の硝酸性窒素の窒素安定同位体比について, *地下水学会誌*, 39 (1), pp.1-15
- 熊澤喜久雄 (1999) : 地下水の硝酸態窒素汚染の現況, *日本土壌肥料学雑誌*, 70(2),

pp.207-213

- 國松孝男, 村岡浩爾 (1989) : 河川汚濁のモデル解析, 技報堂出版, 266pp
- 國松孝男, 羅栄, 須戸幹, 武田育郎 (1994) : 非作付期間の水田からの水質汚濁物質の表面流出, 農業土木学会論文集, 170, pp.45-54
- 倉持寛太, 永田修, 佐久間敏雄 (1994) : 草地酪農地域における地下水と草地排水の窒素およびリンによる汚染, 根釧台地における事例研究 I, 日本土壌肥料科学雑誌, 65(5), pp.522-529
- 黒田久雄 (1998) : 地形連鎖を活用した流域水環境保全手法, 農業土木学会誌, 66 (12), pp.1223-1227
- 黒田章夫, 滝口昇, 加藤純一, 大竹久夫 (2005) : リン資源枯渇の危機予測とそれに対応したリン有効利用技術開発, 環境バイオテクノロジー学会誌, 4(2), pp.87-94
- Kyllmar, K, Carlsson, C, Gustafson, A, Ulén, B, Johnsson H (2006): Nutrient discharge from small agricultural catchments in Sweden: Characterisation and trends, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 115(1), pp.15-26
- Kyllmar, K, Forsberg, LS, Andersson, S, Mårtensson, K (2014): Small agricultural monitoring catchments in Sweden representing environmental impact, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 198, pp.25–35
- Lizotte, RE, Jr, Knight, SS, Locke, MA, Bingner, RL (2014): Influence of integrated watershed-scale agricultural conservation practices on lake water quality, *Journal of Soil and Water Conservation*, 69(2), pp.160-170
- Locke, MA, Knight, SS, Smith, Jr, S, Cullum, RF, Zablotowicz, RM, Yuan, Y et al (2008): Environmental quality research in the Beasley Lake watershed, 1995 to 2007: Succession from conventional to conservation practices, *Journal of Soil and Water Conservation*, 63(6), pp.430-442
- McFarland, A, Hauck, LM (1999): Relating agricultural land uses to in-stream stormwater quality, *Journal of Environmental Quality*, 28(3), pp.836-848
- Mackenzie, FT, Ver, LM, Lerman, A (2002): Century-scale nitrogen and phosphorus controls of the carbon cycle, *Chemical Geology*, 190, pp.13-32
- 前里和洋, 上野正実, 川満芳信 (2014) : 宮古島の暗赤色土における土壌蓄積リン

- の再利用・循環に関する研究, 日本作物学会講演会要旨集第 238 回日本作物学会講演会, p.19
- Mainstone, CP, Parr, W (2002): Phosphorus in rivers –ecology and management, *The Science of The Total Environment*, 282-283, pp.25-47
- Martinez, JL, Raiber, M, Cendon, DI (2016): Using 3D geological modeling and geochemical mixing models to characterise alluvial aquifer recharge sources in the upper Condamine River catchment, Queensland, Australia, *Science of the Total Environment*, 574(1), pp.1-18
- 松森堅治, 板橋直 (2009): 霞ヶ浦流域の主要河川の窒素濃度変化とその要因解明, *農村工学研究所技報*, 210, pp.61-73
- 松本誠 (2001): 日高山脈中央部 (シリーズ森林生態系保護地域 (20)), *森林科学*, 33, pp.113-116
- 松永緑, 嶋田純, 三上久美子, 細野高哲, 利部慎, 岩佐耕次 (2013): 宮崎県都城盆地における地下水流動を踏まえた地下水中の硝酸性窒素の起源とその挙動, *日本応用地質学会九州支部会報*, 九州応用地質学会会報, 34, pp.2-11
- 松永緑, 嶋田純, 三上久美子, 細野高哲, 利部慎, 岩佐耕次 (2015): 宮崎県都城盆地における地下水中の硝酸イオンの分布特性とその自然浄化に関する考察, *地下水学会誌*, 57(3), pp.277-293
- 松永道彦, 辻 修, 宗岡寿美, 土谷富士夫 (2003): 畑作・酪農流域河川における窒素・リンの流出挙動—十勝地方における農業流域河川の水質環境解析 (I)—, 第 52 回農業土木学会北海道支部研究発表会講演集, pp.30-35
- 松永道彦, 辻 修, 宗岡寿美, 土谷富士夫 (2004): 畑作・酪農流域の窒素・リン収支からみた河川水質環境—十勝地方における農業流域河川の水質環境解析 (II)—, 第 53 回農業土木学会北海道支部研究発表会講演集, pp.170-173
- Mellander, PE, Melland, AR, Jordan, P, Wall, DP, Murphy, PNC, Shortle, G (2012): Quantifying nutrient transfer pathways in agricultural catchments using high temporal resolution data, *Environmental Science and Policy*, 24, pp.44-57
- 三上英敏, 五十嵐聖貴 (2014): 家畜排せつ物法施行後における風蓮湖流域河川の水質環境変化について, *環境科学研究センター所報*, 4, pp.37-43
- 三上英敏, 坂田康一, 藤田隆男 (2008): 酪農地帯, 風蓮湖流域河川の水質特性,

- 北海道環境科学研究センター所報, 34, pp.19-40
- 宮本拓人, 知北和久, 阪田義隆, 落合泰大, ホサインエムディ モタレブ, 大八木英夫, 工藤勲 (2016): 森林流域における主要無機イオンの流出機構: 観測とモデリング, 日本水文科学会誌, 46(1), pp.39-57
- 森淳 (2006): いわさ南部地区原川排水路における付着物の炭素・窒素安定同位体比特性, 農業土木学会誌, 74(2), pp.131-136
- Monteagudo, L, Moreno, JL, Picazo, F (2012): River eutrophication: Irrigated vs. non-irrigated agriculture through different spatial scales, *Water Research*, 46(8), pp.2759-2771
- 宗岡寿美, 長澤徹明, 井上京, 山本忠男 (2000): 北海道の酪農流域河川における窒素流出と水質保全, 農業土木学会誌, 68(4), pp.1-4
- Muneoka, T, Okazawa, H, Tsuji, O, Kimura, M (2012): The nitrates nitrogen concentration in river water and the proportion of cropland in the Tokachi River watershed. *International Journal of Environmental and Rural Development*, 3(2), pp.193-199
- Muneoka, T, Yamazaki, Y, Wakou, S, Kimura, M, Tsuji, O (2014): Evaluation of nitrate pollution in river water at agricultural watershed, *International Journal of Environmental and Rural Development*, 5(2), pp.51-56
- Muneoka, T, Yamazaki, Y, Wakou, S, Kimura, M, Tsuji, O (2015): Evaluation of river water quality in agricultural watershed with the environmental standards, *International Journal of Environmental and Rural Development*, 6(1), pp.75-79
- Muneoka, T, Yamazaki, Y, Wakou, S, Shimura, M, Yoshino, K, Tsuji, O, Tabuchi, T (2013): The nitrogen runoff characteristics in agricultural watersheds after enforcement of animal waste regulation, *International Journal of Environmental and Rural Development*, 4(2), pp.56-61
- 永井茂 (1991): 地下水汚染の水文化学的アプローチ, 地下水学会誌, 33 (3), pp.145-154
- 長澤徹明, 井上京, 梅田安治, 宗岡寿美 (1995): 北海道東部の大規模酪農地域における河川の水質環境, 水文・水資源学会誌, 8(3), pp.267-274
- 永田俊, 宮島利宏 (2008): 流域環境評価と安定同位体, 水循環から生態系まで,

- 京都大学学術出版会, 476pp.
- Nagumo, T, Woli, KP, Hatano, R (2004): Evaluating the contribution of point and non-point sources of nitrogen pollution in stream water in a rural area of central Hokkaido, Japan, *Soil Science and Plant Nutrition*, 50(1), pp.109-117
- 中川啓, 齋藤雅彦, 朝倉宏 (2014) : 硝酸性窒素による地下水汚染過程と修復についての数値的評価, *土木学会論文集 B1 (水工学)*, 70(4), pp.I_1111-I_1116
- 中村公人, 永田仁, 瀧田純平, 岩崎有美, 川島茂人 (2013) : 農村地域における様々な土地利用からの流出水の水質特性, *水文・水資源学会研究発表会要旨集*, 26, p.262
- 中村高志, 長田淑美, 風間ふたば (2008) : 水素・酸素および窒素安定同位体組成からみた甲府盆地地下水の涵養源と硝酸イオン濃度分布特性, *水環境学会誌*, 31(2), pp.87-92
- 中西正己, 関野樹 (1997) : 琵琶湖水質の生物学的特徴, *環境技術*, 26(8), pp.485-489
- 中西康博, 野村渉平 (2016) : 窒素質化学肥料の影響による炭酸塩の溶解促進と CO₂ 放出, *地下水学会誌*, 58(1), pp.87-102
- Neal, C, Jarvie, HP, Neal, M, Hill, L, Wickham, H (2006): Nitrate concentrations in river waters of the upper Thames and its tributaries, *Science of the Total Environment*, 365(1), pp.15-32
- 二瓶泰雄, 高村智之, 渡邊敬之 (2007) : 東京湾主要流入河川における流量モニタリングの現状と課題, *海岸工学論文集*, 54, pp.1221-1225
- 西尾道徳 (2002) : 日本における化学肥料消費の動向と問題点, *日本土壌肥科学雑誌*, 73(2), pp.219-225
- 西尾道徳 (2014) : EU の硝酸指令と家畜ふん尿負荷軽減, *畜産環境情報*, 52, pp.1-8
- 西村文武, 島田高伸, 増田理子, 渡邊政広 (2014) : 重信川流域における栄養塩流出特性に関する調査研究, *土木学会論文集 B1 (水工学)*, 70(4), pp.1225-1230
- 能登勇二, 安田正志 (1983) : 河川水質の総合的評価に関する研究, *土木学会論文報告集*, 338, pp.79-88
- 農林水産省 (2010) : 平成 21 年度食料・農業・農村の動向, 第 3 章農業の持続的発展に向けて, pp.97-216
- 農林水産省 (2015) : 平成 27 年度食料自給率について

- http://www.maff.go.jp/j/wpaper/w_maff/h21_h/trend/part1/chap3/
- OECD (2008): Environmental Performance of Agriculture in OECD Countries Since 1990, OECD Paris, 575pp.
- OECD (2012): Water quality and agriculture: Meeting the policy challenge. OECD Studies on water, OECD Publishing., 159pp.
- http://www.keepeek.com/Digital-Asset-Management/oecd/agriculture-and-food/water-quality-and-agriculture_9789264168060-en#.WEZqrP197IU#page1
- OECD (2013): OECD Compendium of Agri-environmental Indicators, OECD Publishing, 181pp.
- http://www.keepeek.com/Digital-Asset-Management/oecd/agriculture-and-food/oecd-compendium-of-agri-environmental-indicators_9789264186217-en#.WEZrC_197IU
- Oenema, O, Witzke, HP, Klimont, Z, Lesschen, JP, Velthof GL (2009): Integrated assessment of promising measures to decrease nitrogen losses from agriculture in EU-27, Agriculture, Ecosystems & Environment, 133(3), pp.280-288
- 小川吉雄 (2000) : 地下水の硝酸汚染と農法転換, 流出機構の解析と窒素循環の再生, 農文協, 東京, 200pp.
- 岡村貴司 (2008) : 琵琶湖の水質および水象の長期変動, 滋賀県水産試験場研報, 52, pp.33-42
- 岡澤宏, 長澤徹明, 井上京, 山本忠男 (2001) : 北海道南西部の農林地流域における降雨時の河川水質環境, 農業土木学会論文集, 211, pp.35-42
- 岡澤宏, 井上京, 山本忠男, 長澤徹明, 鶴木啓二 (2003) : 北海道東部の畑作地帯における降雨流出時の河川水質特性, 農業土木学会論文集, 227, pp.33-40
- 岡澤宏, 長澤徹明, 井上京, 山本忠男, 鶴木啓二 (2005) : 森林流域と農業流域における融雪流出時の汚濁負荷流出特性, 農業土木学会論文集, 237, pp.57-65
- 岡澤宏, 竹内康, 左村公 (2009) : 北海道斜網地域における土地利用の集塊性と河川の硝酸態窒素濃度の関係, 農業農村工学会論文集, 259, pp.53-59
- Okazawa, H, Muneoka, T, Kudo, Y, Takeuchi, Y (2011): Effect of land use agglomeration on nitrogen concentrations in river water in the Tokachi River, International Journal of Environmental and Rural Development, 2(1), pp.37-42
- 大久保卓也, 佐藤祐一, 東善広 (2014) : 栄養塩濃度の高い用水を反復利用する水

- 田群での窒素・リンの動態, 水環境学会誌, 37(5), pp.177-187
- 大村邦男, 黒川春一 (1989) : 牛ふんの成分特性と汚濁負荷の発生, 北海道農試集報, pp.1-7
- 大杉周作, 竹部健司, 河田修二 (2006) : はまなか地区における浄化型排水路の整備, 農業土木学会誌, 74(10), pp.921-922
- Pacheco, FAL, CH van der Weijden (2002): Mineral weathering rates calculated from spring water data: a case study in an area with intensive agriculture, the Morais Massif, northeast Portugal, *Applied Geochemistry*, 17, pp.583-603
- Parris, K (2011): Impact of Agriculture on water pollution in OECD countries: Recent trends and future prospects, *International Journal of Water Resources Development*, 27, pp.33-52
- Passy, P, Gypens, N, Billen, G et al (2013): A model reconstruction of riverine nutrient fluxes and eutrophication in the Belgian Coastal Zone since 1984, *Journal of Marine Systems*, 128, pp.106-122
- Pasten-Zapata, EP, Ledesma-Ruiz, RL, Harter, T, Ramirez, AI, Mahlknecht, J (2014): Assessment of sources and fate of nitrate in shallow groundwater of an agricultural area by using a multi-tracer approach, *Science of the Total Environment*, 470, pp.855-864
- Piper, A.M (1944): A graphic procedure in the geochemical interpretation of water analyses, *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 25 (6), pp.914-928
- Porter, PA, Mitchell, RB, Moore, KJ (2015): Reducing hypoxia in the Gulf of Mexico: Reimagining a more resilient agricultural landscape in the Mississippi River Watershed, *Journal of Soil and Water Conservation*, 70(3), pp.63A-68A
- Povilaitis A, Stålnacke P, Vassiljev A (2012): Nutrient retention and export to surface waters in Lithuanian and Estonian river basins, *Hydrology Research*, 43(4), pp.359-373
- Power, AG (2010) : Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies, *Philos Trans R Soc B*, 365(1554), pp.2959-2971
- Redfield, AC (1934): On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton, *James Johnstone Memorial Volume*,

- Liverpool: Liverpool University Press, pp.172-196
- Rothwell, JJ, Dise, NB, Taylor, KG et al (2010): Predicting river water quality across North West England using catchment characteristics, *Journal of Hydrology*, 395(3), pp.153-162
- 齋藤光代, 小野寺真一, 竹井務 (2005) : 沿岸扇状地小流域における硝酸性窒素流出過程, *陸水学会誌*, 66, pp.1-10
- 坂井文子, 二瓶泰雄, 江原圭介, 臼田美穂, 重田京助, 大塚慧 (2008) : 江戸川・荒川・多摩川・中川における出水時栄養塩・COD 負荷特性, *水工学論文集*, 52, pp.1117-1122
- 桜井善雄 (1975) : 農地排水による河川および地下水の汚染, *農業土木学会誌*, 43(8), pp.518-524
- Schofield, K, Seager, J, Merriman, RP (1990): The impact of intensive dairy farming activities on river quality: the Eastern Cleddau catchment study, *Water Environment Journal*, 4, pp.176-186
- Scott, JT, McCarthy, MJ (2010): Nitrogen fixation may not balance the nitrogen pool in lakes over timescales relevant to eutrophication management, *Limnology and Oceanography*, 55(3), pp.1265-1270
- Selle, B, Schiwientek, M, Lischeid, G (2013): Understanding processes governing water quality in catchments using principal component scores, *Journal of Hydrology*, 486, pp.31-38
- 関陽児 (1998) : 土壌・風化帯の形成と水質変化, *地質調査所月報*, 49(12), pp.639-667
- Shah, CA, Ahmad ZA, Mohd KY, Mohammad FR, Hafizan J (2015): Classification of river water quality using multivariate analysis, *Procedia Environmental Sciences*, 30, pp.79-84
- Sharpley, AN, Daniel, T, Sims, T, Lemunyon, J, Stevens, R, Parry, R (2003): *Agricultural phosphorus and eutrophication* Second edition, USDA Agricultural Research Service 149, 144pp.
- 清水裕太, 小野寺真一, 松森堅治 (2014) : 水文流出モデルを用いた流域からの窒素流出量推定, 現状と課題, *日本水文科学会誌*, 44(4), pp.207-223
- 清水裕太, 小野寺真一, 齋藤光代 (2013) : 郊外農業流域におけるリン流出量推定

- への SWAT モデルの適用可能性, 水文・水資源学会誌, 26(3), pp.153-173
- 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), pp.3-10
- Shoji, S, Nanzyo, M, Dahlgren, R (1994): Volcanic ash soils: genesis, properties and utilization, Elsevier, 21, pp.209-51
- Smith, Jr, S, Cooper, CM, Lizotte, RE, Locke, MA, Knight, SS (2007): Pesticides in lake water in the Beasley Lake Watershed, 1998-2005, International Journal of Environmental Science and Technology, 33(1), pp.61-71
- 杜守帥, 小林祐司, 姫野由香, 佐藤誠治 (2009): 土地利用集塊度と植生指標による都市内残存緑地の把握手法に関する研究, 日本建築学会計画系論文集, 74(640), pp.1387-1394
- Souchu, P, Bec, B, Smith, VH, Laugier, T, Fiandrino, A, Benau, L et al (2010): Patterns in nutrient limitation and chlorophyll a along an anthropogenic eutrophication gradient in French Mediterranean coastal lagoons, Canadian Journal of Fisheries and Aquatic, 67(4), pp.743-753
- 宗宮功編 (2000): 琵琶湖, その環境と水質形成, 技報堂, 258pp.
- 須藤隆一, 小沼和博 (2000): 霞ヶ浦の水質と面源負荷, 環境技術, 29(7), pp.509-515
- Sutton, MA, Howard, CM, Erisman, JW et al (2011): The European nitrogen assessment: sources, effects and policy perspectives, Cambridge University Press 2011, <http://www.nine-esf.org/1e1n1a-Book>
- Sutton, MA, Bleeker, A, Howard, CM, Bekunda, M, Grizzetti, B et al. (2013): Our Nutrient World, The challenge to produce more food and energy with less pollution, Center for Ecology and Hydrology, 114pp.
- 田淵俊雄 (2008): 第 5 期霞ヶ浦水質保全計画と今後の課題, 農業農村工学会誌, 76(3), pp.237-240
- 田淵俊雄, 黒田久雄 (1993): LQ 式による流出負荷量算出に与える測定頻度の影響, 農業土木学会論文集, 164, pp.1-9
- 田淵俊雄, 篠田鎮嗣, 黒田久雄 (1993): 休耕田を利用した窒素除去の試み, 農業土木学会誌, 61(12), pp.1123-1128
- 田淵俊雄, 鈴木誠治, 高村義親 (1983): 非稲作期の谷津田における畑地流出水中

- の NO₃-N の除去について, 農業土木学会論文集, 104, pp.9-15
- 田淵俊雄, 高村義親, 久保田治夫, 鈴木誠治 (1979): 水田における窒素とリン濃度とその流出入, 農業土木学会誌, 47(11), pp.23-28
- 田淵俊雄, 吉野邦彦, 志村もと子, 黒田清一郎, 石川雅也, 山路永司 (1995): 農林地からの流出水の硝酸態窒素濃度と土地利用との関係, 農業土木学会論文集 178, pp.129-135
- 多田明夫, 田中丸治哉, 畑武志 (2006a): 集水域からの流出負荷量の推定法とその不確かさについて, 農業土木学会論文集, 245, pp.109-122
- 多田明夫, 田中丸治哉, 畑武志 (2006b): LQ 式による回帰の信頼区間について, 農業土木学会論文集, 244, pp.197-206
- 田口哲 (2016): レッドフィールド比, 研究の歴史と現状, 今後の展望, 海の研究, 25(4), pp.123-132
- 高橋順二, 長谷部均, 白谷栄作, 吉永育生 (2000): 河川流域における降雨時流出負荷量の算定に及ぼす影響要因, 水文・水資源学会誌, 13(3), pp.216-226
- 高橋友陽, 二瓶泰雄 (2012): 河川水質縦断変化データに基づく平水時浸透流域平均原単位の推定, 土木学会論文集 B1 (水工学), 86(4), pp.643-648
- 高村義親, 田淵俊雄, 鈴木誠治, 張替泰, 上野忠男, 久保田治夫 (1976): 水田の物質収支に関する研究 (第 1 報), 霞ヶ浦流域の水田における窒素およびリンの動向と収支について, 日本土壌肥料学雑誌, 47(9), pp.398-405
- 武田育郎, 國松孝男, 小林楨太郎, 丸山利輔 (1991): 水系における水田群の汚濁物質の収支と流出負荷量, 水田群からの汚濁負荷流出に関する研究 (II), 農業土木学会論文集, 153, pp.63-72
- 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 (2012): 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, 応用地質技術年報, 31, pp.43-63
- 竹内誠 (1997): 農耕地からの窒素・リンの流出, 日本土壌肥料学雑誌, 68(6), pp.708-715
- 田村和也, 東信行 (2015): 魚類標本の安定同位体比を指標とした青森県小河川における環境変遷の推定, 人間と環境, 41(2), pp.2-16
- 谷昌幸, 溝田千尋, 八木哲生, 加藤拓, 小池正徳 (2010): 十勝地域の未耕地土壌

- および農耕地土壌におけるリン酸の垂直分布と蓄積量, 日本土壌肥科学雑誌, 81(4), pp.350-359
- 田瀬則雄 (2014a): 環境中の窒素の流れと地下水の硝酸性窒素汚染, 畜産環境情報, 54, pp.1-14
- 田瀬則雄 (2014b): 流域スケールから見る窒素汚染対策, 窒素農総合的管理に向けて, 日本水文科学会誌, 44(3), pp.147-154
- 田崎冬記, 安藤由里子, 石田洋一, 丸山純孝, 内田泰三 (2007): 河川改修がケシヨウヤナギ (*Chosenia arbutifolia* (Pall.) A. Skvorts.) の更新地に及ぼす影響, 日本緑化工学会誌, 33(1), pp.33-36
- 寺尾宏, 梶川正勝, 森下有輝, 加藤喜久雄 (1985): 畑作地帯の地下水に対する農薬, 肥料の影響, 地球科学, 19, pp.31-38
- Tong, ST, Chen, W (2002): Modeling the relationship between land use and surface water quality, J Environ Manage, 66(4), pp.377-393
- Tubau, I, Vazquez-Sune, E, Jurad0, A, Carrera, J (2014): Using EMMA and Mix analysis to assess mixing ratios and to identify hydrochemical reactions in groundwater, Science of the Total Environment, 470-471, pp.1120-1131
- 津田泰三, 岡本高弘, 藤原直樹, 中村忠貴, 矢田稔, 佐貫典子, 土肥誠, 面田美紀, 一瀬諭, 若林徹哉, 青木茂, 原良平 (2006): 琵琶湖北湖における鉛直方向の長期水質モニタリング, 水環境学会誌, 29(9), pp.565-568
- 辻修, 宗岡寿美, 武田一夫, 土谷富士夫 (2007): GIS を用いた北海道音更町における耕地防風林の評価, 日本緑化工学会誌, 32(3), pp.404-411
- 辻修, 柳川久, 宗岡寿美, 土谷富士夫 (2004): GIS を用いたエゾモモンガの生息エリアの推定, 農業土木学会誌, 72(1), pp.37-40
- 恒川篤・李東根・米林聡・井出久登 (1991): 土地利用混在の定量化手法, 環境情報科学 20(2), pp.115-120
- 鶴保謙四郎 (1992): 淀川水系・大阪市内河川にみる都市河川の環境科学 (9) 都市河川汚濁の多変量解析による把握, 環境技術, 21(11), pp.716-722
- 梅田幹雄 (2002): 精密農業, 21 世紀の農業はどうあるべきか, 化学と生物, 40(7), pp.480-486
- 梅澤弘一, 辻修 (2011): 北海道十勝地域における耕地防風林の適正更新, 日本砂

- 丘学会誌, 57(3), pp.87-94
- 鵜木啓二, 小檜山雅之, 鳥海昌彦, 鈴木信也 (2011): 国営環境保全型かんがい排水事業による水質改善効果, 平成 23 年度農業農村工学会大会講演会講演要旨集, pp.760-761
- 鵜木啓二, 長澤徹明, 井上京, 山本忠男 (2002): 農業流域における融雪期の水質環境と土地利用, 主成分分析による河川水質形成機構の解析, 水文・水資源学会誌, 15(4), pp.391-398
- 鵜木啓二, 山本忠男, 井上京, 長澤徹明, 岡澤宏 (2003): 少雪寒冷な酪農流域における融雪融凍期の水質水文環境, 農業土木学会論文集, 228, pp.9-15
- Upton, G, Fingleton, B (1985): Spatial data analysis by example. Volume 1: Point pattern and quantitative data, John Wiley and Sons Ltd, 1, 158pp.
- Velthof, GL, Oudendag, DA, Oenema, O (2007): Development and application of the integrated nitrogen model, Task 1 Service contact “Integrated measures in agriculture to reduce ammonia emissions”, Wageningen, Alterra, Alterra report, 1663(1), 99pp.
- Velthof, GL, Oudendag, D, Witzke, HR et al. (2009): Integrated assessment of nitrogen losses from agriculture in EU-27 using MITERRA-EUROPE, Journal of Environmental Quality, 38, pp.402-417
- Velthof, GL, Lesschen, JP, Webb, J et al. (2014): The impact of the Nitrates Directive on nitrogen emissions from agriculture in the EU-27 during 2000-2008, Science of the Total Environment, 468–469, pp.1225-1233
- Vidon, PG, Hill, AR (2006): A landscape-based approach to estimate riparian hydrological and nitrate removal functions, Journal of the American Water Resources Association, 42(4), pp.1099-1112
- Von, Schiller, D, Marti, E, Riera, JL et al (2008): Influence of land use on stream ecosystem function in a Mediterranean catchment, Freshwater Biology, 53(12), pp.2600-2612
- 和田英太郎 (2009): 安定同位体フィンガープリント法, 日本生態学会誌, 59(3), pp.259-268
- 和田英太郎, 山田佳祐 (1994): 沈黙の同位体で探る湖の生態系, 化学, 49, pp.719-723
- Walling, DE, Webb, BW (1985): Estimating the discharge of contaminants to coastal

- waters by rivers: some cautionary comments, *Marine Pollution Bulletin*, 16(12), pp.488-492
- Wenger, SJ, Fowler, L (2000): Protecting stream and river corridors: Creating effective local riparian buffer ordinances, Carl Vinson Institute of Government, The University of Georgia, Athens, 79pp.
- Williams, M, Hopkinson, C, Rastetter, E, Vallino, J, Claessens, L (2005): Relationships of land use and stream solute concentrations in the Ipswich River basin, northeastern Massachusetts, *Water, Air, & Soil Pollution*, 161(1-4), pp.55-74
- Woli, KP, Nagumo, T, Hatano, R (2002): Evaluating impact of land use and N budgets on stream water quality in Hokkaido, Japan, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 63(2-3), pp.175-184
- Woli, KP, Nagumo, T, Kuramochi, K, Hatano, R (2004): Evaluating river water quality through land use analysis and N budgets approaches in livestock farming areas, *Science of the Total Environment*, 329(1), pp.61-74
- Xiao, R, Su, S, Wang, J, Zhang, Z, Jiang, D, Wu, J (2013): Local spatial modeling of paddy soil landscape patterns in response to urbanization across the urban agglomeration around Hangzhou Bay, China, *Applied Geography*, 39, pp.158-171
- 藪崎志穂 (2010) : 日本の地下水・湧水等の硝酸態窒素濃度とその特徴, *地球環境*, 15(2), pp.121-131
- 藪崎志穂, 島野安雄 (2009) : 平成の名水百選の水質特性, *地下水学会誌*, 51(2), pp.127-139
- 山田淳 (2000) : 面源負荷, その現状と課題, *環境技術*, 29(7), pp.496-501
- 山口高志, 吉川勝秀 (1980) : 河川の水質・汚濁負荷量に関する研究 (Ⅱ), *土木研究所報告*, 154, pp.1-27
- 山崎由理, 宗岡寿美, 木村賢人, 辻修 (2014) : 肥培かんがい施設の新設に伴う平水時河川水中の全窒素濃度の改善効果, 平成 26 年度農業農村工学会大会講演会要旨集, pp.564-565
- Yamazaki, Y, Muneok, T, Okazawa, H, Kimura, M, Tsuji, O (2016a): Characteristics of the river water quality under base flow condition in the Tokachi River basin, Japan, *International Journal of Environmental and Rural Development*, 7, in press

- Yamazaki, Y, Muneok, T, Okazawa (2016b): Proposed the model for estimation of nitrogen load in the agro-forestry watershed, *International Journal of Environmental and Rural Development*, 7, in press
- Yamazaki, Y, Muneok, T, Okazawa, H, Kimura, M, Tsuji, O (2016c): Influence of the agricultural land agglomeration to the nutrients of the river water in the Tokachi River basin, *Paddy and Water Environment*, DOI :10.1007/s10333-016-0546-y.
- Yamazaki, Y, Muneoka, T, Wakou, S, Kimura, M, Tsuji, O (2014): Evaluation of the ion components for the estimation of total nitrogen concentration in river water based on electrical conductivity, *International Journal of Environmental and Rural Development*, 5(1), pp.160-164
- Yamazaki, Y, Muneoka, T, Wakou, S, Kimura, M, Tsuji, O (2015): Characteristics of ion components in river water with multivariate analysis and piper diagram in agricultural area, *International Journal of Environmental and Rural Development*, 6(1), pp.80-85
- Yamazaki, Y, Muneoka, T, Wakou, S, Shimura, M, Yoshino, K, Tsuji, O, Tabuchi, T (2013): The difference of agricultural land use in watersheds and long term fluctuation on the river water quality, *International Journal of Environmental and Rural Development*, 4(1), pp.152-157
- 安元純, 聖川健斗, 仲栄真史哉, 砥綿泰弘, 中野拓治 (2013) : 多変量解析を用いた石灰岩帯水層における地下水水質の統計的分類, *土木学会論文集 B1(水工学)*, 69(4), pp.595-600
- 横田久里子, 井上隆信, 横川雅成, 下山諒, 大久保陽子 (2013) : 高頻度調査に基づく河川の窒素・リン流出負荷量の評価, *環境科学会誌*, 26(2), pp.140-149
- 米山忠克 (1987) : 土壌—植物系における炭素, 窒素, 酸素, 水素, イオウの安定同位体自然存在比 : 変異, 意味, 利用, *日本土壌肥料学雑誌*, 58(2), pp.252-268
- 吉田拓司, 二瓶泰雄 (2008) : 屋根面堆積負荷に関する非定常原単位モデルの提案, *水工学論文集*, 52, pp.271-276
- 吉川徹 (1997) : メッシュデータに立脚した土地利用の集塊性の把握手法について, *日本建築学会計画系論文集*, 495, pp.147-154
- 吉川徹 (1999) : メッシュデータに立脚した同種・異種土地利用の集塊性の把握手法, *日本研関く学会計画系論文集*, 520, pp.227-232

- 吉野邦彦, 田淵俊雄 (1994) : 衛星画像データによる流域の水質環境解析 (I),
農業土木学会論文集 172, pp.123-129
- 楊宗興 (2014) : 流域における窒素除去過程としての脱窒の役割, 日本水文化学会
誌, 44(4), pp.185-195
- Zeiger, SJ, Hubbart, JA (2016): A SWAT model validation of nested-scale
contemporaneous stream flow, suspended sediment and nutrients from a
multiple-land-use watershed of the central USA, Science of the Total Environment,
572, pp.232-243