

流域の窒素収支と河川流出

早川 敦¹

Nitrogen budget and riverine export in watershed

Atsushi HAYAKAWA¹

1. はじめに

流域は分水嶺による境界が明瞭であり、一般には流域単位で水収支が閉じているため、物質の流れを把握するのに適している。そのため、流域は、モニタリングやモデリングに適したシステムの基本単位として捉えやすい。流域の物質収支を定量する基本的な方法に、物質収支法がある。物質収支法は、ある空間領域における物質の出入り全体を表す手法であり、現象の定量化の基礎である。収支を取るためには空間領域の単位時間単位面積当たりの流れ、すなわち、流束（フラックスあるいはフロー）が必要となる。流域の窒素収支の場合、流域という空間領域を対象に窒素の出入り（窒素の投入フローと持出フロー）全体を記述することになる。

河川は流域の窒素を流域外部へ輸送する。河川水は、流域を構成する要素（気候、地形、地質、土壌、植生、土地利用など）と要素間の相互作用を反映した広域代表性に優れた試料であり、比較的容易に時空間的に採取可能である。そのため、流域の窒素循環の健全性を評価するために、流域構成要素（例えば、土地利用）と河川水質との関係や、流域の窒素収支と河川流出量の関係を求めるアプローチが取られる。Howarth et al. (1996) は、流域を対象とした窒素収支の概念を提唱し、北大西洋に流入する 16 河川流域において、流域の窒素収支である正味の人為窒素投入 (Net Anthropogenic Nitrogen Input; NANI) が、河川流出窒素量と正の関係にあり、その回帰式の傾きから NANI の 25% が河川を通して流出したと報告した。それ以降、流域窒素収支と河川流出に関する多くの報告がある（例えば、David and Gentry, 2000; McIsaac et al., 2002; Boyer et al., 2002, 2006; Hayakawa et al., 2009; Kimura et al., 2012）。流域の窒素収支は、人間活動が流域の窒素循環をどのように変容させてきたかを定量的に表し、流域の窒素負荷緩和策を提案する際の貴重な情報源となりうると考えられている (David and Gentry, 2000; Boyer et al., 2002)。

窒素は生態系に最も不足しがちな元素の一つである

が、人間活動によって地球規模で循環量が増大し、陸域や水域の生態系の機能や構造に影響をおよぼしている (例えば、Vitousek et al., 1997)。湖沼や河川の汚濁や温室効果ガス発生といった窒素が関与する広域的問題の顕在化に伴い流域管理の社会的要請も高まっており、流域スケールでの窒素循環の最適化のために、人為の影響に対する窒素動態のパターンとプロセスの変化を理解し、将来予測を求められることが多くなってきた (木村ら, 2006)。こうした要求に応じるために、流域全体を窒素収支の視点で捉えることや、人間活動を含めた流域を構成する要素の空間的な不均質性とその結果生じる河川水質との関係を明らかにする必要があると考えられる。

本稿では、草地酪農を主体とする北海道標津川流域における著者らの研究成果を具体例に、流域の窒素循環の広域評価について、その手順と結果を紹介したい。まずはじめに窒素収支法による流域の窒素循環と河川流出の関係 (Hayakawa et al., 2009) を示す。この結果を受けて、窒素の除去機構である脱窒に着目した研究例 (Hayakawa et al., 2006; 2012) を、最後に降雨時や融雪期といった出水時の水文過程が河川水の窒素濃度におよぼす影響 (Jiang et al., 2010; 2012) について紹介する。

2. 流域の窒素循環と河川窒素流出

2.1 標津川流域の窒素収支の見積もり

標津川流域のある北海道東部は日本最大の酪農地帯である。流域の年降水量は約 1150 mm、年平均気温約 5℃であり、土壌は黒ボク土を主体とし、下流の低地帯には灰色低地土や一部に泥炭が分布している。流域 (679 km²) の土地利用は、森林 45.6%、農地 51.4%、市街地 1.4%、荒地 1.6% であり、農地の 95% 以上を牧草地が占め、草地あたりの家畜密度は 1.7 頭 ha⁻¹ である (Woli et al., 2004)。標津川中下流部には中標津町市街地があり、人口 (24000 人) の大部分が集中する (Fig. 1)。

流域の窒素循環は、Howarth et al. (1996) の窒素収支法を一部改良して見積もった (Hayakawa et al., 2009)。流域には人間活動に伴って投入される窒素フローと持ち出される窒素フローがある。投入フローは、化学肥料、マメ科作物による窒素固定、大気降水物、輸入食料と飼料である。一方、持出フローは、輸出食料と飼料である (Howarth et al., 1996)。投入と持出の窒素フローの差分が収支であり、流域における窒素の過不足を表す。

Faculty of Bioresource Sciences, Akita Prefectural University
Kaidobata-Nishi 241-438, Shimoshinjo-Nakano, Akita, Akita,
010-0195, Japan.

Corresponding author: 早川 敦, ¹秋田県立大学生物資源科学部
2012年9月18日受稿, 2012年10月17日受理
土壌の物理性 122号, 51-58 (2012)

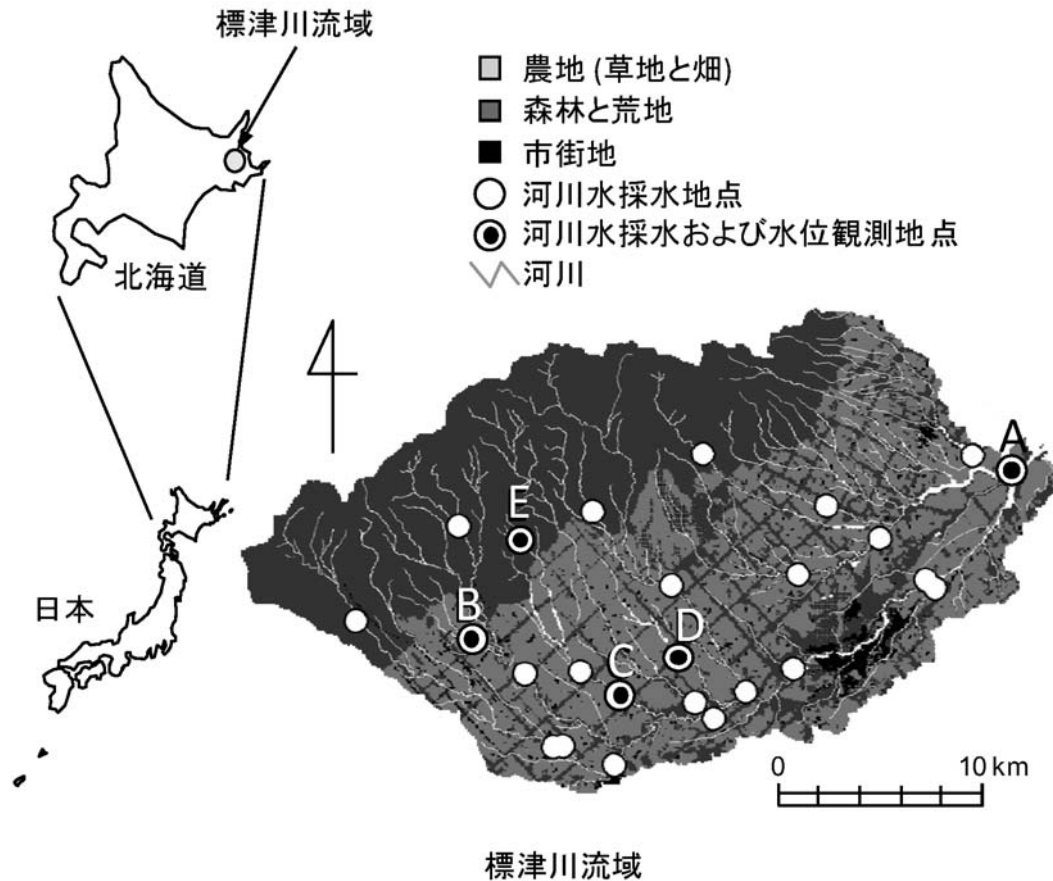


Fig. 1 標津川流域における土地利用と河川水の採水地点.

本稿ではこれを純窒素投入量 (Net Nitrogen Input : NNI) として表現する (式1).

$$\text{NNI} = \text{窒素固定} + \text{化学肥料} + \text{窒素降下物} + \text{輸入食料} \cdot \text{飼料} - \text{輸出食料} \cdot \text{飼料} - \text{人間の収支} - \text{家畜の収支} \dots \text{式1}$$

ここで、人間の収支と家畜の収支は、それぞれ人間と家畜の窒素の出入りから計算され、体への蓄積、すなわち増体量を表すと考え、持ち出しとして計上される (Hayakawa et al., 2009).

流域は、農地系、家畜系、市街地系、そして森林系の4つのサブシステムからなると考えることができ、NNIはそれら個々の系の窒素収支の合計としても表すこともできる (式2、詳細は、Hayakawa et al., 2009).

$$\text{NNI} = \text{森林余剰窒素} + \text{農地余剰窒素} + \text{市街地余剰窒素} + \text{家畜の廃棄ふん尿} \dots \text{式2}$$

この流域の収支モデルでは、人為起源の窒素、とりわけ、食糧の生産と消費に伴う窒素のみを考慮し、森林の窒素固定、雷などの自然起源の窒素はバックグラウンドとし、収支計算に含まない。また、年間の時間スケールでみた土壌窒素の正味の変化 (土壌中の有機態窒素の増減) はないと仮定している (Howarth et al., 1996)。化学肥料

や家畜ふん尿から発生するアンモニアは、乾性および湿性の降下物として発生源近傍に再沈着する割合が高いため (寶示戸ら, 2006a, 寶示戸ら, 2006b)、揮散したアンモニアの全てあるいは大部分が流域内に再沈着する“循環フロー”と仮定される場合が多い (例えば、Howarth et al., 1996; Boyer et al., 2002)。本研究では、農地で発生したアンモニアは全て農地に再沈着すると仮定し、農地から離れた流域内5地点で測定した溶存無機態窒素降下量の平均値を窒素降下物量とし、全て流域外部からのインプットと仮定した。開放系である流域において、大気を経由してきた窒素の由来 (内部負荷なのか外部負荷なのか) を区別するのは困難である。

このように、流域スケールの窒素収支研究では、多くの仮定をせざるを得なかったり、フローを見積もるために必要な統計資料や原単位 (例えば、家畜1頭あたりのふん尿窒素発生量など) などのデータセットに信頼性の限界があり、見積もりの不確実性が常に伴う。見積もりの不確実性を削減するためには可能な限り現場に近いデータを入手することが必要である。例えば、標津川流域では、化学肥料施与用量、牧草の窒素含有率、草地のマメ科植物の面積率などについては、農業試験場が当該地域で実施した広域観測の実測値を引用したり、窒素浄化量を試算するために、下水処理場の水量と水質の実測値を関係自治体の水道局から提供いただいたりして、現場の実測値の入手に努めた。現場の実態やデータの所在

に詳しい地元の研究者や技術者、農業従事者との情報交換が重要である。

2.2 河川窒素流出量の見積もり

標津川流域では、流域の農地の割合が異なるように A, B, C, D, E の 5 流域 (流域面積 2.9km² から 679 km²) (Fig. 1) の定点観測地点を設定し、平水時、降雨時および融雪期の採水および水位観測を行った。河川水の採水は、平水時には手採水で、水質変動の著しい降雨時と融雪期には自動採水器を使用して行った。一方、河川流量の連続値は、予め実測して得られた河川水位と河川流量の関係式 (H-Q 式) に、連続測定した水位の値を代入して求めた。A 流域では、国土交通省の水文水質データベースと釧路開発建設部が作成した H-Q 式を利用し流量の連続値を得た。窒素流出量は、流量と負荷量の関係式 (L-Q 式) に流量の連続値を代入して見積もった。

2.3 標津川流域の窒素収支と窒素流出の関係

見積もりの結果、標津川流域の 5 流域の全窒素 (TN) 流出量は NNI と正の関係にあり、回帰式の傾きは 0.27 であった (Fig. 2)。この結果は、人間活動が明らかに河川窒素流出量を増大させ、その量は NNI のおよそ 27% に相当したことを示している。残りの NNI はミッシング窒素と呼ばれ、土壌や植物 (樹木) への蓄積、根圏以深への浸透、脱窒などと考えられている (Howarth et al., 1996; Van Breemen et al., 2002)。最近では、北東アメリカとヨーロッパの 16 km² から 279000 km² の 154 流域において、NNI (NANI) と河川窒素流出の関係性が検証され、NANI が 1070 kg N km⁻² (10.7 kgN ha⁻¹) を上回ると回帰式の傾きが大きくなり、ここでも NANI の 25% 相当が河川流出したと見積もられている (Howarth et al., 2012)。NANI による簡易な窒素収支モデルは、複雑なプロセスモデルと比較して、バイア

スが小さくかつ正確に窒素流出を予測できるモデルの一つであると報告された (Alexander et al., 2002; McIsaac et al., 2002)。このように、実測データの蓄積によって単純な流域窒素収支モデルの妥当性が確認されてきたとともに、こうした経験式から生態系の窒素負荷に対する閾値も提唱されるようになった。

2.4 流域の窒素管理

農業における窒素の管理は、農家の生産性と経済性を決定し、環境にも影響をおよぼす (Oenema and Pietrzak, 2002)。したがって、流域全体というマクロな窒素の流れを把握する広域評価の結果からも流域の窒素管理について言及する必要があるだろう。NNI と窒素流出の関係で見たように、流域内部をブラックボックスとして収支をみただけでも重要なことが指摘できるが、フローを整理することで流域の窒素循環の特徴を抽出でき、流出に寄与する主要なフローや今後精査すべきフローの優先順位を指摘することができる (David and Gentry, 2000)。

例えば、標津川流域では、輸入飼料が最大の窒素源であり、その結果、農地の窒素吸収量を上回る家畜ふん尿由来の窒素が発生し、NNI を増大させる要因となっていた。化学肥料は第二の主要な窒素源であり、投入フローの 37% に相当した。一方、流域内部で生じる人間のし尿発生量は NNI の 2% 相当にすぎない上、下水処理場においてその 54% が除去された。したがって、標津川流域では、家畜の飼料とふん尿、化学肥料の管理の適正化に焦点を当てるべきであり、それらの効率的な利用は流域全体の NNI と窒素負荷の低減につながりうると指摘できるだろう。

一方で、流域窒素収支のような簡易なモデルで指摘可能なのはこの程度であり、具体的な管理の提言はできない。具体的な提言には、現地での詳細な実証試験との組み合わせが不可欠である。例えば、当該地域のチモシー・シロクロバ集約放牧草地では、草地の化学肥料の窒素施肥量を 80 kg N ha⁻¹yr⁻¹ から 40 kg N ha⁻¹yr⁻¹ に低減しても、牧草の生産性、草種構成、土壌の化学性を良好に維持できた (酒井ら, 2004)。この値を引用し、本収支モデルで使用した草地の化学肥料施肥量 63 kg N ha⁻¹yr⁻¹ を 40 kg N ha⁻¹yr⁻¹ に低減しても牧草の生産性が維持されたとすると、流域の NNI は 23% も低下することになる。オランダの研究農場「De Marke」では、適切な窒素の管理を施すことで、作物収量と牛乳生産量を維持したまま化学肥料と輸入飼料を低減できた (Aarts et al., 2000)。一般に、農家レベルの窒素の利用効率 (生産物窒素/農家投入窒素) は個々の農家で大きくばらつくために (Ondersteijn et al., 2002)、窒素を有効に利用する生産体系を構築する余地が残っていると思われる。モデルによって現実的な削減効果を提示するために、窒素の管理が詳細に把握可能な農場や圃場スケールにおいて、現地で受け入れ可能な実用技術や削減策につながる長期的なモニタリング研究を地道に進めることも一方で

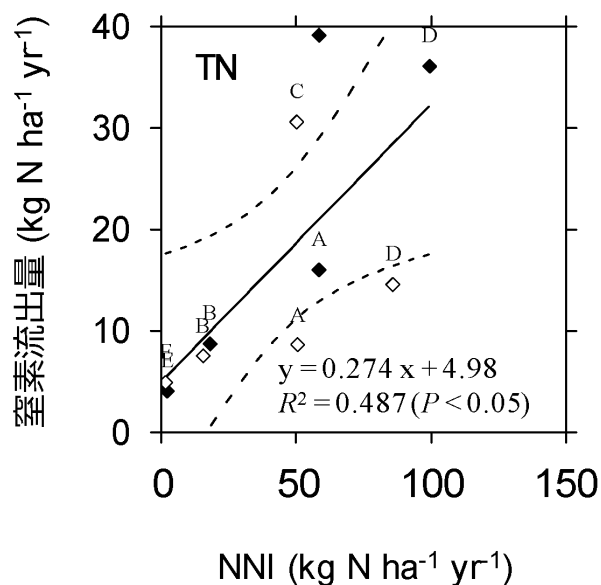


Fig. 2 NNI (net nitrogen input) と河川窒素流出量の関係 (2003 年および 2004 年のデータ)。破線は 95% 信頼区間を表す。'A', 'B', 'C', 'D', 'E' は流域名を表す。TN, 全窒素。(Hayakawa et al. (2009) を一部改変)

重要である。

3. 流域の脱窒能

3.1 河畔林, 湿地の窒素除去能～流域間の比較～

河川流出以外のNNIの行方の一つと考えられている脱窒は、その潜在的な量の大きさや生態系からの窒素の除去という観点から、この数十年の間、精力的に研究が進められてきた。脱窒は、嫌気環境において、分子状酸素の代わりに窒素酸化物が使われて有機物が二酸化炭素に酸化される微生物の呼吸形態の一種であり、このとき、 NO_3^- は最終的に N_2 ガスまで還元される。そのため、脱窒を制御する主要な因子は、有機物と NO_3^- の供給、嫌気環境とすることができる。河川と陸域の境界である河畔域は、その水文学的および生物学的プロセスの相互作用から、洪水緩和、堆積物の堆積作用、多様な生物の生息域、河川生物へのエネルギーや物質供給、窒素の面源汚染の緩和といった役割を持ち (Naiman and Decamps, 1997)、窒素循環の側面では、特に脱窒に焦点が当てられてきた (例えば、Hill, 1996)。脱窒能については、河川だけでなく、湿地や池の堆積物も高いポテンシャルを持つとされている。流域内のこのような脱窒の場が、NNIに対する低い河川流出割合やその流域間差をもたらしている可能性がある。そこで、河川流域間の土壌の

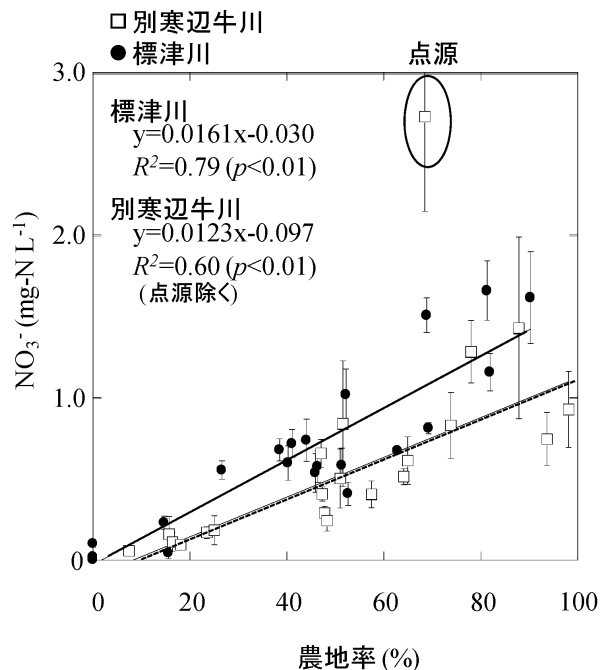


Fig. 3 別寒辺牛川流域と標津川流域における農地率と濃度の関係。エラーバーは標準偏差を表す (n=4)。 (Hayakawa et al., 2006)

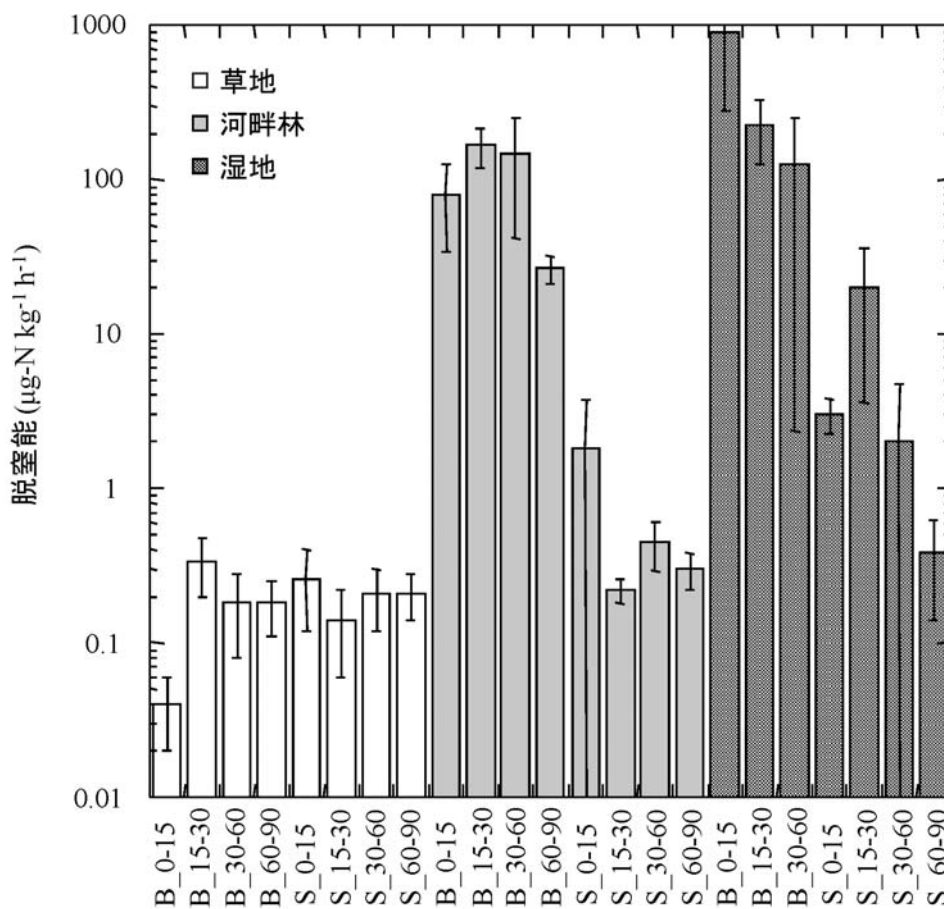


Fig. 4 3つの土地利用における土壌の脱窒能。B_ は別寒辺牛川流域を、S_ は標津川流域を表す。横軸の数値は土壌の採取深度を表す。エラーバーは標準偏差 (n=3) を表す。 (Hayakawa et al., 2006)

脱窒能力を比較するために、標津川流域の対照として別寒辺牛川流域を選定し河川水質と脱窒能の比較を行った (Hayakawa et al., 2006).

別寒辺牛川流域の気象条件、牧草地主体の農地利用形態、家畜飼養密度、黒ボク土主体の土壤型は、いずれも標津川流域と類似している。流域間で大きく異なるのは

蛇行した自然河川と周辺に広がる湿地の有無である。別寒辺牛川流域には、蛇行した別寒辺牛川の中流から下流域にかけて別寒辺牛湿原が広がっているのに対し、標津川流域は、戦後、治水と農地開発を目的とした河道の直線化と湿地の草地化が進行し、下流域に広がっていた蛇行河川と湿地帯はほぼ消失した (中村, 2003)。両流域における蛇行河川と湿地の存在の違いは、土壤の脱窒能や河川水質にも影響していると予想された。

そこで、まず、河川水の採水地点を土地利用面積割合が異なるように流域内に20数地点選定した (Fig. 1)。別寒辺牛川流域でも同様に設定した。この手法は、土地利用の河川水質への影響評価や汚濁の点源の検出の際に用いられる広域評価手法である (例えば、田淵ら, 1995; Woli et al., 2004)。次に、流域を代表する土地利用である草地とそれに隣接する河畔域、湿地の土壤を深度別で採取し、土壤の脱窒能をアセチレン阻害法 (Tiedje, 1994) により測定した。集水域の農地の割合は、河川水 NO_3^- 濃度の第一義的な支配要因であった (Fig. 3)。しかし、回帰式の傾きは別寒辺牛川流域で有意に小さく ($P < 0.05$)、同一農地率に対する NO_3^- 濃度は、別寒辺牛川流域で24%低いことを示した。別寒辺牛川流域と標津川流域の農地余剰窒素の違いは6%程度であり、回帰式の傾きの違いを説明できるほどの差はなかった。また、希釈効果の尺度になる比流量も両流域とも同

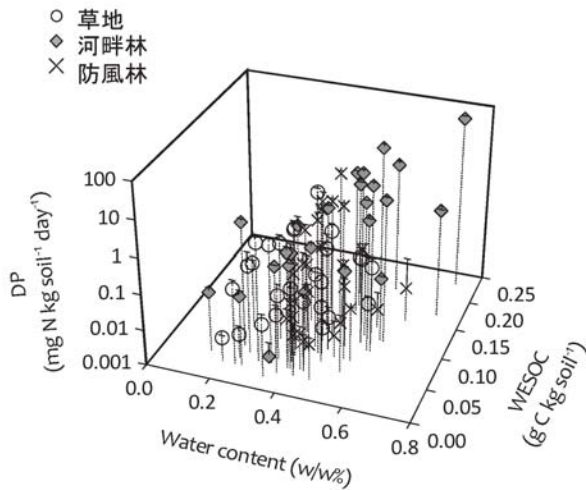


Fig. 5 土壤の脱窒能 (DP) と含水率、水溶性有機炭素含量 (WESOC) の関係。エラーバーは標準偏差 (n=3) を表す。(Hayakawa et al., 2012)

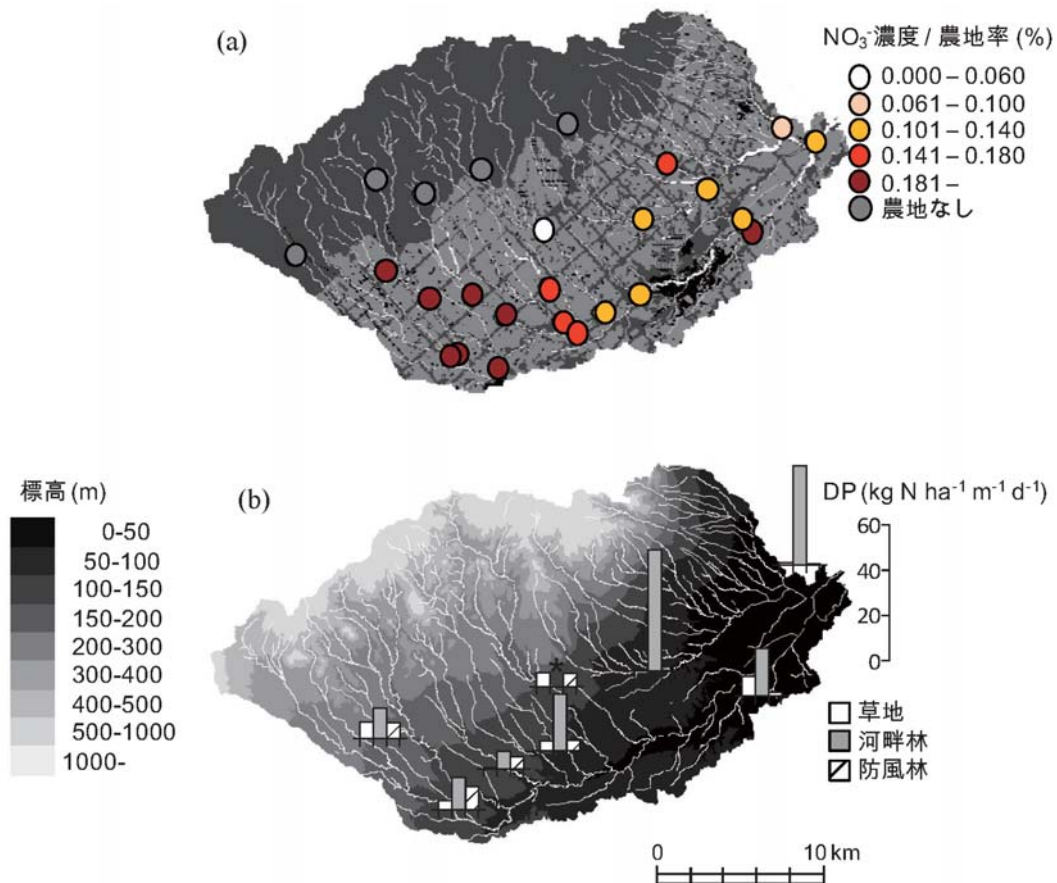


Fig. 6 標津川流域における (a) 河川水 NO_3^- 濃度 (mg N L^{-1}) / 農地率 (%) と (b) 3つの土地利用の脱窒能 (DP; $\text{kg N ha}^{-1} \text{m}^{-1} \text{d}^{-1}$) の空間分布。(Hayakawa et al., 2012)

程度であったため、別寒辺牛川流域で希釈効果が卓越していたわけでもなかった。したがって、流域間の回帰式の傾きの違いは、 NO_3^- の除去作用によるものと考えられた。土壌の脱窒能は、湿地、河畔林で高く、特に別寒辺牛川流域で1から2オーダーも高かった (Fig. 4)。これらのことから、流域の水環境を反映した河畔林や湿地の脱窒は、河川水質を制御しうる重要なプロセスであることが示唆された。こうした流域内における脱窒の“ホットスポット”の位置を予測し定量化することは、広域の窒素循環モデル作成の挑戦的な課題である (Burt et al., 2010)。

3.2 河畔林の空間配置の重要性～流域内の比較～

景観の空間配置は、堆積物の質や構造、土壌組成や水分含量を決定しうるため、窒素の動態も制御している可能性がある。ここでは、景観の空間配置を表すパラメータとして標高に着目し、標津川流域の主要な土地利用形態である草地、防風林、そして河畔林の脱窒能が標高によってどのように異なるか検証した (Hayakawa et al., 2012)。

脱窒能は、土壌の含水率と水溶性有機炭素含量が高まると上昇し、特に河畔林土壌においてその傾向が顕著であった (Fig. 5)。表層土壌の粘土含量、含水率、水溶性有機炭素含量は標高の上昇とともに低下しており、その結果、標高の低い下流の河畔林の脱窒能を上昇させたと考えられた。しかし、標高の低い草地や防風林の土壌で、脱窒能が特に高かったわけではなかった。すなわち、河畔林の土壌は、河畔域自体の地形 (Vidon and Hill, 2004) だけでなく、上流から下流に至る標高に起因した河川の水文プロセスの影響を強く受けるため、その窒素動態も、流域内の空間配置に鋭敏であったと推測された。前項で確認されたように、集水域の農地率が河川水 NO_3^- 濃度の主要な制御因子であったが (Fig. 3)、農地率に対する NO_3^- 濃度の比は下流ほど低くなる傾向にあった (Fig. 6- (a))。一方、河畔林土壌の脱窒能は標高が低いほど高くなったことから (Fig. 6- (b))、標高の低い下流に位置する河畔林の脱窒が河川水 NO_3^- 濃度の低下にも寄与した可能性があった。こうした河畔域の空間的な配置が陸域からの窒素の輸送や形態変化、そして脱窒にどう影響をおよぼすかについては、研究事例はほとんどなく、今後さらなるデータの蓄積が必要であると考えられる。また、流域窒素動態のモデル化の際には、陸域と水域の間の河畔域という小さな領域について、その流域内の空間配置に配慮する必要があると示唆された。

4. 出水時の水文プロセスと窒素の流出

前項までは河川水の窒素濃度や脱窒能の空間的な不均質性に焦点を当ててきたが、時間的な変動にも着目する必要がある。窒素の形態変化に関わる水分条件を左右し、窒素の輸送体として作用する水文プロセスは、河川水の窒素濃度の重要な制御因子である (例えば、大手と徳地, 2010)。降雨時や融雪期などの出水時は、平水時と比較して窒素濃度の変動が大きいとともに量的な流出寄与も

大きいことから (Hatano et al., 2005)、水文プロセスが窒素濃度の時間変動におよぼす影響を把握することが必要である。ここでは、まず標津川流域の最下流地点 A における降雨イベントの水文・水質解析例 (Jiang et al., 2010) を紹介する。

降雨イベント時の懸濁態と溶存態の窒素は、異なる濃度変動パターンを示した。すなわち、懸濁態窒素の濃度は、いずれの降雨イベントにおいても時間と水位の関係を示したハイドログラフのピークと同調して上昇し、流量に対して時計回りのヒステリシスを示したのに対し、溶存態の窒素、特に NO_3^- 濃度は、降雨履歴に依存し、降雨イベント間で異なるヒステリシスを示した。懸濁態窒素は、降雨イベント前半の短期間のフラッシュ流出であったことから、主に地表面流去に伴う土壌侵食由来と考えられた。一方、 NO_3^- については、地下水位とケイ酸濃度の変動パターン、土壌中の NO_3^- 含量の鉛直分布結果と組み合わせることで、土壌表層に存在する比較的高濃度の NO_3^- が、降雨による地下水位の上昇に伴い、主に浅層地下水流として流出したと推察された。このことから、窒素流出の抑制を考える場合、窒素の形態で異なる流出経路をとることに配慮する必要があることが示唆された。

集水域の農地面積割合は河川水の窒素濃度を決定づける一方 (Fig. 3)、地形は水文プロセスを制御しうる。したがって、水文プロセスと窒素の流出メカニズムは、集水域の土地利用と地形を反映して集水域により異なると考えられる。続いて、流域の土地利用と地形の組み合わせが出水時の窒素流出にどのように影響するかについて、標津川流域内の3つの小流域で観測した事例 (Jiang et al., 2012) を紹介する。3つの小流域は、急な勾配下にある上流の森林主体の流域 (FW)、草地主体の平坦な地形の農業流域 (AW)、そして農地と森林が混合した流域 (AFW) である。降雨イベントによる NO_3^- 濃度の変動のパターンは、土地利用と地形の組み合わせによって異なった。すなわち、FWでは、ピーク流量前に NO_3^- 濃度のピークが現れる“フラッシュ現象”が顕著に検出され、急な勾配を反映した速い浅層地下水流の流出によると推察された。一方、AWでは、ピーク流量以降に NO_3^- 濃度のピークが現れ、緩やかに低下していく“緩慢型フラッシュ現象”が観測され、草地の緩やかな地形を反映して、浅層地下水流の NO_3^- 流出への影響も緩慢であったと考えられた。AFWでも降雨イベント時にはピーク流量以降に NO_3^- 濃度のピークが現れたが、融雪期にはピーク流量前に顕著な濃度上昇が観測され、土壌の凍結融解に関与する現象と考えられた。

5. おわりに

流域の窒素収支研究は、陸域で生じたNNIの25%程度が河川を通して流出することを定量的に明らかにしてきた。流域の窒素収支に含まれるあらゆるフローが不確実性を含むものの、流域の窒素収支研究は、定量的な評価に有用な知見を提供してきたと言える。北東アメリカ

やヨーロッパに見られるように、日本各地でも既往のデータを整理し、我が国の流域のNNIと窒素流出の関係性を浮き彫りにすることが必要ではないだろうか。そこには、急峻な地形や土壌、モンスーンアジア特有の気候や水田の土地利用を反映した日本の窒素循環の特徴が現れるかもしれない。

NNIの河川窒素流出以外の行方（脱窒なのか貯留なのか）については、現在も定量的にはほとんどわかっていない。今回紹介した脱窒能はポテンシャル値であり、対象深度も高々1m程度であるため、流域スケールの現実の脱窒量と単純に関連づけることはできない。とはいえ、土地利用による脱窒能の相対的な大きさの違いや、河畔域の空間配置と水文プロセスとの関わりの重要性を示すことができ、こうした知見の蓄積が広域モデルの改良に寄与すると期待される。近年では、炭素以外の電子供与体（例えば、還元型の硫黄）の脱窒への寄与も指摘され、脱窒を介した元素間の循環のリンケージも注目されている（Burgin et al., 2011）。広域スケールにおける脱窒の予測精度の向上は、NNI、水文地質（hydrogeology）あるいは水文土壌（hydropedology）、および脱窒の電子供与体（C、Sなど）の三次元分布をいかに高解像度で簡易に把握するかに依存すると考えられる。今回触れていないが脱窒以外の行方（貯留や遅延）についても実態把握が求められる（江口, 2012）。

窒素の輸送と貯留、形態変化に関わる水文プロセスについては、流域の出口はもちろんのこと、河畔域を含めた流域内の複数地点で河川水位および地下水位を観測しておくことが必要だろう。降雨時の速い浅層地下水流として流出してしまうNO₃⁻の脱窒による除去は難しいと考えられるが、一方で、降雨によって上昇した地下水は、NO₃⁻や有機物が比較的豊富にある土壌表層付近に嫌気環境を形成し、脱窒を促進させる可能性がある。農地において降雨後に脱窒由来と考えられる突発的な亜酸化窒素の放出が見られることはよく知られているが、河畔域での観測事例は少ないと思われる。

こうしてみると、窒素循環の広域評価のために、一方では広域代表性に優れる試料を如何に採取するのかを求められ、他方ではホットスポット・ホットモメントのような微小な空間での動態やスパイク的に生じる瞬時の動態の把握といった相反する要求にモニタリング屋は応えなければならないことがわかる。様々な手法を駆使した戦略的なモニタリングを実施してデータを蓄積し、広域のモデルへ反映することが望まれる。

引用文献

Aarts, H. F. M., Habekotté, B., van Keulen, H. (2000) : Nitrogen (N) management in the 'De Marke' dairy farming system. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 56 : 231-240.
 Alexander, R. B., Johnes, P. J., Boyer, E. W., Smith, R. A. (2002) : A comparison of models for estimating the riverine export of N from large watersheds. *Biogeochemistry*, 57/58 : 295-339.
 Boyer, E. W., Goodale, C., Jaworski, N. A., Howarth, R. W.

(2002) : Anthropogenic nitrogen sources and relationships to riverine nitrogen export in the northeastern U.S.A.. *Biogeochemistry*, 57/58 : 137-169.
 Boyer, E. W., Alexander, R. B., Parton, W. J., Li, C., Butterbach-Bahl, K., Donner, S. D., Skaggs, R. W., Del Grosso, S. J. (2006) : Modeling denitrification in terrestrial and aquatic ecosystems at regional scales. *Ecol. Appl.*, 16 : 2123-2142.
 Burgin, A. J., Yang, W. H., Hamilton, S. K., Silver, W. L. (2011) : Beyond carbon and nitrogen : how the microbial energy economy couples elemental cycles in diverse ecosystems. *Front. Ecol. Environ.*, 9 : 44-52.
 Burt, T., Pinay, G., Sabater, S. (2010) : What do we still need to know about the ecohydrology of riparian zones?. *Ecohydrology*, 3 : 373-377.
 David, M. B., Gentry, L. E. (2000) : Anthropogenic input of nitrogen and phosphorus and riverine export for Illinois, USA. *J. Environ. Qual.*, 29 : 494-508.
 江口定夫 (2012) : 水田および浅層地下水中の脱窒による環境浄化。土壌の物理性, 120 : 29-38.
 Hatano, R., Nagumo, T., Hata, Hiroshi, Kuramochi, K. (2005) : Impact of nitrogen cycling on stream water quality in a basin associated with forest, grassland, and animal husbandry, Hokkaido, Japan. *Ecological Engineering*, 880 : 1-7.
 Hayakawa, A., Shimizu, M., Woli, K. P., Kuramochi, K., Hatano, R. (2006) : Evaluating stream water quality through land use analysis in two grassland catchments : Impact of wetland on stream nitrogen concentration. *J. Environ. Qual.*, 35 : 617-627.
 Hayakawa, A., Shimizu, M., Woli, K. P., Kuramochi, K., Hatano, R. (2009) : Nitrogen budget and relationships with riverine nitrogen exports of a dairy cattle farming catchment in eastern Hokkaido, Japan. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 55 : 800-819.
 Hayakawa, A., Nakata, M., Jiang, R., Kuramochi, K., Hatano, R. (2012) : Spatial variation of denitrification potential of grassland, windbreak forest, and riparian forest soils in an agricultural catchment in eastern Hokkaido, Japan. *Ecological Engineering*, 47 : 92-100.
 Hill, A. R. (1996) : Nitrate removal in stream riparian zones. *J. Environ. Qual.*, 25 : 743-755.
 寶示戸雅之, 林健太郎, 村野健太郎, 森昭憲 (2006a) : 集約的畜産地帯における大気中アンモニア濃度の実態。日本土壌肥科学雑誌, 77 : 53-58.
 寶示戸雅之, 松波寿弥, 林健太郎, 村野健太郎, 森昭憲 (2006b) : 集約的畜産地帯における窒素沈着の実態。日本土壌肥科学雑誌, 77 : 47-52.
 Howarth, R. W., Billen, G., Swaney, D., Townsend, A., 5 Jaworski, N., Lajtha, K., Downing, J. A., Elmgren, R., Caraco, N., Jordan, T., Berendse, F., Freney, J., Kudeyarov, V., Murdoch, P., Zaho-Liang, Z. (1996) : Regional nitrogen budgets and riverine N and P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean : Natural and human influences. *Biogeochemistry*, 35 : 75-139.
 Howarth, R., Swaney, D., Billen, G., Garnier, J., Hong, B., Humborg, C., Johnes, P., Morth, C. M., Marino (2012) : Nitrogen fluxes from the landscape are controlled by net anthropogenic nitrogen inputs and by climate. *Front. Ecol. Environ.*, 10 : 37-43.
 Jiang, R., Woli, K. P., Kuramochi, K., Hayakawa, A., Shimizu, M., Hatano, R. (2010) : Hydrological process controls on nitrogen export during storm events in an agricultural watershed. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 56 : 72-85.
 Jiang, R., Woli, K. P., Kuramochi, K., Hayakawa, A., Shimizu, M., Hatano, R. (2012) : Coupled control of land use and topography on nitrate-nitrogen dynamics in three adjacent watersheds. *Catena*, 97 : 1-11.
 木村園子ドロテア, 岡崎正規, 波多野隆介 (2006) : 広域における窒素循環-評価の現状と今後の展望。日本土壌肥科学雑誌, 77 : 351-359.
 Kimura, S. D., Yan, X., Hatano, R., Hayakawa, A., Kohyama, K.,

- Ti, C., Kuramochi, K., Cai, Z., Saito, M. (2012) : Influence of agricultural activity on nitrogen budget in Chinese and Japanese watersheds. *Pedosphere*, 22 : 137-151.
- McIsaac, G. R., David, M. B., Gertner, G. Z., Goolsby, D. A. (2002) : Relating net nitrogen input in the Mississippi river basin to nitrate flux in the lower Mississippi river : A comparison of approaches. *J. Environ. Qual.*, 31 : 1610-1622.
- Naiman, R. J., Décamps, H. (1997) : The ecology of interfaces : riparian zones. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 28 : 621-658.
- 中村太 (2003) : 河川・湿地における自然復元の考え方と調査・計画論 - 釧路湿原および標津川における湿地, 氾濫原, 蛇行流路の復元を事例として -. *応用生態工学*, 5 : 217-232.
- Oenema, O., Pietrzak, S. (2002) : Nutrient management in food production : achieving agronomic and environmental targets. *Ambio*, 31 : 159-168.
- Ondersteijn, C. J. M., Beldman, A. C. G., Daatselaar, C. H. G., Giesen, G. W. J., Huirne, R. B. M. (2002) : The Dutch Mineral Accounting System and the European Nitrate Directive : implications for N and P management and farm performance. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 92 : 283-296.
- 大手信人, 徳地直子 (2010) : 森林生態系の物質循環にあたる水文過程の影響 : 窒素流出に着目して. *土壌の物理性*, 114 : 43-47.
- 酒井治, 寶示戸雅之, 三木直倫, 三枝俊哉 (2004) : チモシー・シロクローバ混播草地の集約放牧条件における施肥量低減. *日本土壌肥科学雑誌*, 75 : 711-714.
- 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. *農土論集*, 178 : 129-135.
- Van Breemen, N., Boyer, E. W., Goodale, C. L., Jaworski, N. A., Paustian, K., Seitzinger, S. P., Lajtha, K., Mayer, B., Van Dam, D., Howarth, R. W., Nadelhoffer, K. J., Eve, M., Billen, G. (2002) : Where did all the nitrogen go? Fate of nitrogen inputs to large watersheds in the northeastern U.S.A.. *Biogeochemistry*, 57/58 : 267-293.
- Vidon, P., Hill, A. R. (2004) : Denitrification and patterns of electron donors and acceptors in eight riparian zones with contrasting hydrogeology. *Biogeochemistry*, 71 : 259-283.
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., Melillo, J. M. (1997) : Human domination of earth's ecosystems. *Science*, 277 : 494-499.
- Woli, K. P., Nagumo, T., Kuramochi, K., Hatano, R. (2004) : Evaluating river water quality through land use analysis and N budget approaches in livestock farming areas. *Science of the Total Environment*, 329 : 61-74.

要 旨

流域の窒素収支研究は、陸域で生じた純窒素投入量 (NNI) の主要な輸送経路が河川であり、その割合は NNI の 25 % 程度であることを定量的に明らかにしてきた。NNI の河川窒素流出以外の行方 (脱窒なのか貯留なのか) については、現在も定量的にはほとんどわかっていないが、窒素収支法、河川水質および脱窒能の空間的な把握、そして水文解析を組み合わせることで、河畔林や湿地の脱窒が河川の窒素流出におよぼす影響が少しずつ理解されてきた。人間活動による流域の窒素の動態とパターンの変化を捉えるために、様々な手法を駆使した戦略的なモニタリングを実施してデータを蓄積し、広域のモデルへ反映されることが望まれる。

キーワード : 窒素循環, 脱窒, 硝酸性窒素, 河畔域, 水文プロセス