

8. 非特定汚染源による河川の富栄養化と その改善

——湿地植生の浄化機能を中心にして——

概 要

事例研究Ⅰ. 草地酪農地域の中小河川の水質とその形成機構 (要約)

事例研究Ⅱ. ヤウシュベツ川流域の窒素負荷と水質 (要約)

事例研究Ⅲ. 草地酪農地域の地下水と草地排水の汚染状況 (要約)

事例研究Ⅱ ヤウシュベツ川流域の窒素負荷と水質

1. はじめに

2. 流域の土地利用と負荷発生量

- (1) 人口および家畜頭数
- (2) 土地利用と発生負荷発生機構
- (3) 調査地点と流域の細分

3. 調査方法

- (1) 水質調査
- (2) 水位、流量調査

4. 結果と考察

- (1) 1992年における窒素およびCODの収支

北海道大学農学部教授 佐久間 敏 雄

北海道大学農学部助手 倉 持 寛 太

非特定汚染源による河川の富栄養化とその改善

— 湿地植生の浄化機能を中心にして —

概 要

根室地方の草地酪農地域に位置するヤウシュベツ川流域において、栄養塩、とくに窒素の循環および収支を調査し、非特定汚染源による河川の富栄養化とそれに対する河畔湿地の浄化機能について考察した。ヤウシュベツ川流域は、根室台地の中央部に位置する標高60～70mの波状地で、草地が流域面積 157km²の52%を占め、ha当たり約 2.5頭の牛が飼育されているが、利用形態が単純で栄養塩の循環および収支を研究するのに適している。結果は、次のように要約できる。

- 1) 草地流域の河川は森林流域のそれに比べてSS、COD、有機態および硝酸態窒素濃度が高く、また、水質の季節変動も顕著であった。とくに、湿地牧野改良による造成草地から流出する小河川（幹線明きょ排水）には、硝酸態窒素濃度が一貫して高いものが見られた。こうした湿地牧野は、①もともと過湿で易分解性の有機物を多量に含む土壤からなり、②排水にともなう土壤通気の改善によって多量の硝酸態窒素を生成するが、③これを消費（湿地植物による固定および脱窒）する河畔湿地林帯を持たないために、高濃度の硝酸態窒素を放出し、幹線排水や小河川の全窒素濃度を著しく高めるものと考えられる。SS、COD および有機態窒素による汚染は相互に密接な関係にあり、春先、秋～冬および豪雨後の洪水流出時に多量の負荷が発生した。この点では、湿地のろ過機能が重要であり、河畔湿地を保全することは、下流の湖沼への流達負荷を軽減する上で極めて有効な手段と考えられる。
- 2) 草地生態系からの窒素の排出は主として硝酸態窒素の形で行われると考えられ、草地地域の暗きょ排出水の硝酸態窒素濃度はしばしば 5 mg L⁻¹を越えた。流域の面積雨量と可能蒸発散量の差は約 600mm／年であるから、この形で地下水圏に放出される硝酸態窒素は30kg ha⁻¹ yr⁻¹を越えると推定される。しかし、草地土壤から排出される浸透水の無機態窒素濃度は牧草の旺盛な生育期には低下し、春先と秋～冬に上昇する傾向にあり、正常に生育した草地からの短期的な窒素排出量は大きくない。牧草による吸収が衰える秋の化学肥料の施与や春先のスラリー散布によって供給された窒素が、土壤および下層の不飽和帯に残留、蓄積しないように注意する必要がある。
- 3) 地表からの影響によると考えられる地下水の汚染は、最も浅い滯水層の浅層地下水にのみ見られた。これらの浅層地下水には、硝酸態窒素濃度が10mg L⁻¹を越える例が見られ、平均的にも 1～3 mg L⁻¹ に達した。高濃度の硝酸態窒素を含む地下水は、大規模な蓄舎あるいはパドックに隣接する浅井戸に見られ、植物による消費が少ない条件で土壤中に蓄積された窒素が、下層で硝酸化成を受け、地下水の汚染に結びついていることは明らかであった。

- 4) ヤウシュベツ川流域の窒素の収支について、家畜糞尿の原単位を 200gN／頭・日（育成牛・肉牛1/2）、窒素肥料施肥量を 150kg/ha/期間（北海道施肥標準）として推定した結果、発生負荷量（1992年4～10月）は、中流域で急増し（浄美橋地点：1.3千トン）、風連湖への流入点では、約2千トンに達すると推定された。地域の家畜糞尿処理、施肥実態からみて、この発生負荷量は、可能（最大）発生負荷量と考えるべきものである。浄美橋地点における、河川の流達負荷量は発生負荷量の1/10に過ぎなかった。流域の窒素は、土壤に発生負荷量の約130倍、植物体に同じく約1.2倍蓄積されており、この大きなプールによって河川への流出が制御されていると考えられる。
- 5) 湿地は、面積的に少ないが、還元的な土壤環境と密な植生によって窒素の河川への流出を効果的に抑制している。土壤から排出される浸透水の無機態窒素濃度が植物の旺盛な生育期には低下し、春先と秋～冬に上昇する傾向にあり、平水時の河川の硝酸態窒素濃度が、盛夏期に 0.3mgN L^{-1} 程度まで低下することなどは、現況では、ヤウスベツ川流域の植生と湿地の窒素に対するシンク能が、充分機能していることを示している。また、豪雨時の地表面流去水や地下流出水による硝酸態窒素負荷量に比べて、河川水の濃度が極端に上昇しなかった理由としては、雨水による希釀および河川敷湿地の植生による懸濁物質のろ過、無機態窒素の吸収および土壤生物による窒素の有機化や脱窒が考えられ、湿地の植生を保全することが河川への窒素負荷を軽減する上で重要なことが示された。

なお、これまでの調査では、洪水時の流出とそれに対する草地、森林、湿地の効果に関しては充分な情報が得られなかった。今後の課題である。

事例研究 I. 草地酪農地域の中小河川の水質とその形成機構（要 約）

倉持寛太、永田 修、佐久間敏雄

ヤウシュベツ川水系を主とする根釧草地酪農地帯の小中河川水の水質調査結果を解析し、次の知見を得た。

- (1) 河川水のpHは盛夏期にやや低くなる傾向にあったが、流量との相関はなく、ECも同様であった。すなわち、電解質の流出速度は流量にかかわらずほぼ一定であった。
- (2) 全窒素および有機態窒素の高濃度流出は、SS、COD と密接な関係にあり、草地酪農地域のそれは、森林地域のそれよりやや高かった。
- (3) ヤウシュベツ川水系について見ると、上流域では有機態、吸着態窒素とも多く、下流では、吸着態窒素が多く流出していると推定された。
- (4) 河川への無機態窒素の流出では、草地酪農地域の河川がやや高い NO_3^- -N濃度を示すこと、とくに湿地牧野改良による造成地を流域にもつ小河川は、 NO_3^- -N濃度が 1 mg L^{-1} を超えることが多く、緩衝地帯をもたない河畔湿地の牧野が、高濃度の NO_3^- -N汚染を招く恐れが大きいことが明らかになった。
- (5) 草地流域河川の NO_3^- -N濃度には、明瞭な季節変動が認められ、年次や地点にかかわらず盛夏期に低濃度になった。一方、未改良の湿地は NH_4^+ -Nの供給源になっている可能性があり、高水流の際に下流域を中心に高濃度の NH_4^+ -Nが検出された。 NH_4^+ -Nの高濃度の流出は、湿地を含む森林流域でも認められた。

事例研究 II. ヤウシュベツ川流域の窒素負荷と水質（要 約）

倉持寛太、永田 修、佐久間敏雄

ヤウシュベツ川の水質調査結果と文献から得た流域の窒素、CODに関する定量的な考察を行い、以下の知見を得た。

- (1) 流域別の土地利用状況、家畜頭数の集計から、本流の中流域および支流の小石川流域での開発が進んでいることが示された。
- (2) 流域で発生する負荷の内訳は、窒素で自然降雨5%以下、家畜糞尿30%、化学肥料65%、CODで、自然降雨30%、家畜糞尿70%であった。生活排水はいずれの流域でも無視できる量であった。
- (3) 降雨時の高水による流出が全流出量の約半分を占め、特にCODでは80%が高水によって流出していると予想された。草地面積の大きい中流域で流出量が多かった。河畔湿地面積の多い下流域では、流出量が減少したことから、湿地の浄化機能が示された。特にこれは、窒素で顕著であった。

- (4) インプット量に対する流出量の割合は非常に低かった。窒素に関しては、4月から10月の期間、人為的なインプット量と草地、林地、原野、湿地の植生中の量がほぼ等しくなっていた。年間でみると、窒素のインプットは過剰であり、これらの窒素の消長を解明する必要性が強調された。流出の季節変動と牧草の窒素吸収量の関係には、時間的な遅れがみられたが、吸収量の多い時期の流出はおさえられている傾向にあった。しかし、より時間スパンの短い水質調査が必要なことが強調された。
- (5) CODを炭素量に換算して流域の収支を算出した結果、考慮しなかった自然の負荷、自然植生の関与が大きいことが推定され、これと人為的な負荷の寄与率が同定が必要なことが示された。

事例研究Ⅲ. 草地酪農地域の地下水と草地排水の汚染状況（要 約）

倉持寛太、永田 修、佐久間敏雄

ヤウシュベツ川流域およびその周辺の浅井戸地下水、湧水ならびに草地排水の水質を調査し、次の結果を得た。

- (1) 浅層地下水はアルカリ土類ー重炭酸型であるが、汚染レベルの低いものは、 $K^+ + Na^+$ 比で0.35、 $Cl^- + SO_4^{2-}$ 比で0.12付近に重心を持つ比較的狭い領域に集中した(グループN)。汚染レベルが上がるほどアルカリー非重炭酸型の方向にシフトする(グループS、グループA)ものと推定された。
- (2) これに対して、草地排水の多くは $K^+ + Na^+$ 比で0.3~0.4、 $Cl^- + SO_4^{2-}$ 比で0.2~0.3の領域に分布し、その分布領域は地下水のグループSとほぼ完全に重なりあった。このことから、地下水のグループSは、草地土壤から排出される水の影響を受けて、汚染型イオン濃度が上昇しつつある過渡的な状態を示すものと推定した。
- (3) $Cl^- + SO_4^{2-}$ 比は、地下水、草地排水の $NO_3^- - N$ 汚染とも密接な関係にあった。この比が低いサンプルの $NO_3^- - N$ 濃度は痕跡程度であったが、 $Cl^- + SO_4^{2-}$ 比=0.25付近から増加はじめ、 5 mgL^{-1} 程度まで増加した。
- (4) CODおよびリン濃度は、 $Cl^- + SO_4^{2-}$ 比とは関係なく変動し、表層土壤・不飽和帯は、有機物およびリンによる汚染は寄与していないと考えられる。
- (5) 草地排水のリン汚染は、微生物活動が関与している。
- (6) 地点⑯の暗きょ排出水は、1990年の盛夏期には、 6 mgL^{-1} の高い $NO_3^- - N$ 濃度を示した。また、秋になって流出水量が増加しても 4 mgL^{-1} 程度の値を維持した。従って、植物(牧草)による窒素吸収が低下する時期には、 $NO_3^- - N$ 排出量は増加する。植物による窒素湿の吸収効率を高め、土壤および不飽和層に $NO_3^- - N$ が蓄積しないようにすることが重要である。

草地酪農地域における非特定発生源による河川の富栄養化 — 根釧台地の酪農地域における事例研究Ⅱ —

ヤウ・シュベツ川流域の窒素負荷と水質

倉持寛太、永田 修、佐久間敏雄

1. はじめに

陸水の汚染には、農薬や有機水銀のように人の健康に直接多大な影響を及ぼすものと富栄養化によるものが考えられる。陸水汚染が表面化した当初は、前者が一般の注目を集めたが、最近では、このような深刻な汚染はおおむね解消された。しかし、産業活動の多様化、広域化にともない、後者が見逃すことのできない汚染になってきた。降雨が少なく、陸水の滞留時間が長い地域においては、有機物、リン、窒素による汚染と富栄養化は、都市周辺だけでなく、農業地帯でも問題になりつつある（OECD 1990）。これらによる農業地帯の陸水汚染は、広域的な現象であって、その発生源を特定できない。また、汚染の進行に長時間を要する蓄積性汚染で、それを事前に察知することも必ずしも容易ではない。こうした事情は、汚濁負荷削減や水質保全などの対策を早期に実行することを困難にし、水資源の利用価値を低下させる原因になっている。

最近になって、国や自治体による窒素、リンの流出実態調査が進められ、各地の試験研究機関による調査研究が行われるようになったが、わが国におけるこの種の汚染に関する情報は不十分である。これまでに行われた畑地からの物質流出に関する研究は、小規模なライシメータを用いたものが多くなった。（例えば、藤島ら 1972）。広域の畑を対象とした研究としては、小川ら（1984）。これらの研究では、畑地では投入窒素の20～40%、リンでは0.2～0.4 %が流出していると報告された。一方、草地ではそれより少なく、窒素10%、リン0.3 %が流出しているという報告もある（北海道立中央農試 1987）。

対象が広域になるにつれて、流出に至るまでの物質の流れを把握しておくことも重要になる。中小河川の集水域における有機物、栄養塩の循環に関する研究はその例である（松本ら 1990、1992）。この研究では、集水域の有機物フローシステムを分析し、農地に還元された有機物が無機化する過程を計量的に推定するモデルを確立した（松本ら 1990）。松本ら（1992）は、これらを用いて、1)有機物フローの時系列的変動、すなわち都市化にともなう有機物フローの変動と環境の変化、2)有機物フローの空間的変動と都市化の程度との関係を評価した。この結果、都市化にともないリサイクル率が低下し、環境へ負荷が増大することが示された。また、環境への負荷を軽減するために、農地還元を増大させる場合、同時に化学肥料の施与量の削減が必要であることが示された（松本ら 1992）。この研究は、環境に対する負荷量を広域について推定した点で評価されるが、それが水系を通じてどう系外へ流出するかについては言及していない。

広い農業地域からの物質流出の問題は、1)生活、産業、農耕地排水の分離が困難なこと、2)降雨、人為的な施肥などの非定常な現象を含むこと、3)浸透経路である土壤および不飽和帯が、非常に不均一な媒体であることなどの理由で、定量的なアプローチが難しい。この種の研究が立ち遅れが著しい所以である。

根釧地方は、大規模酪農地域であり、生活排水、産業排水による汚濁を考慮しなくともよい河川が数多くある。本研究は、その一河川を選択し、非特定汚染源による水圏の富栄養化機構を解明することを目的とする。前報では、河川水質の調査結果によって流況、利用状況などによる河川水質の変化に関して定性的な考察を加えた。本報告は、富栄養化をもたらすと主要因と考えられる窒素、CODに焦点を絞り、その負荷発生状況の調査結果と水質、流出負荷量について定量的な考察を行う。

本題に入る前に、この報告で用いた用語を整理しておく。水質水文学には多分野の研究者が関与しているために、いろいろな用語と用法が用いられるが、本報告では、田淵ら(1985)による次の定義と用法を用いることにした。

負荷 : 対象とする物質(例えば窒素等、以下物質と略す)の量

$$\text{負荷(g)} = \text{水量(m}^3\text{)} \times \text{濃度(mg L}^{-1}\text{)}$$

$$\text{負荷(g T}^{-1}\text{)} = \text{流出(m}^3\text{T}^{-1}\text{)} \times \text{濃度(mg L}^{-1}\text{)} \text{ただしTは時間を表す。}$$

発生源 : 物質を排出する源

発生負荷 : 発生源で発生した負荷

面源 : 流域に面として存在する発生源(農耕地、山林等)

点源 : 流域に点の形で存在する発生源(工場、下水放出口等)

流達負荷 : 対象とする集水域の末端に到達した負荷

流達率 : 流出負荷に対する流達負荷の割合

$$\text{流達率(\%)} = (\text{流達負荷} / \text{流出負荷}) \times 100$$

非特定発生源 : 特定できない発生源(大気降下物、面源)

2. 流域の土地利用と負荷発生源

地域の自然条件、調査河川の状況については前報に詳述した。ここでは、土地利用、社会経済的環境、CODおよび窒素負荷の発生量についてやや詳しく述べる。

(1) 人口および家畜頭数

1992年10月現在のヤウシュベツ川流域の農家の構成を表-1に示す。なお、このデータは、1992年4月別海町が発行した5万分の1農家等配置図から、対象流域に該当する農家をピックアップし、別海町役場の農家・土地台帳(別海町 1992)によって調査・集計したものである。

この流域内には、集中的な汚染源となる大きな集落は含まれない。流域内(面積160.5 km²)に居住する人口は811人で、人口密度にすると5.0人km⁻²と生活人口が非常に少ない地域である。

それに対し、乳牛の合計18,803頭、肉牛を合わせると21,111頭の牛が飼育されている。ただし、肥育牛の内 3,300頭は、ヤウシュベツ川流域の最上流部にある町営育成牧場のもので、飼育期間が5月から10月と限られている。この頭数を差し引いて、農家一戸あたりの牛の飼育頭数を求めるとき 144頭となる。また、人口一人あたりの牛の頭数は22頭で、北海道としても有数の大規模酪農経営地帯である。

表-1 ヤウシュベツ川流域の農家構成¹⁾

件 数 (戸)	人 数 (人)	耕地面積 (km ²)	乳牛頭数(頭)		肉 牛 (頭)	馬 (頭)	鶏 (羽)
			成 牛	肥育牛			
124	811	81.35	8,719	10,084	2,308	13	27,000

1) 1992年10月現在

(2) 土地利用と発生負荷発生機構

本流域における土地利用の概況を表-2に示した。この表は、1983年に別海町が制作した土地利用図を用いて各土地利用面積を求め、先の1992年のデータで農用地面積を修正して得たものである。その際、農用地の減少分は原野の増加分とした。なお、原野には湿地、耕作放棄地を含めた。また、農用地の大部分、99%以上は草地として使用されている。

表-2 ヤウシュベツ川流域の土地利用状況¹⁾

農用地	森 林	原 野	宅 地	その他の面積	流域面積
81.35	37.51	41.48	0.02	0.18	160.54
50.7	23.4	25.8	0.01	0.11	100

1) 上段：面積(km²)、下段：面積割合(%)

流域面積のうち農用地の占める割合が最も多く、81.35km²、50.7%、次いで原野 41.48km²、25.8%、森林 35.51km²、23.4%となっている。宅地は、0.01%と非常に低い割合である。すなわち、この流域では特定発生源（点源）は無視し得るほど小さく、非特定発生源は農用地、原野、森林のみである。このうち、人工的な非特定発生源である農用地は、全て草地であるというきわめて単純な系である。

この地域は新酪農事業により開発が進められた。この事業における入植農家の糞尿処理方式は、スラリー方式で計画された。1975年から1980年までの間に根室全地域に設置されたスラリーストアは、125基である（農地開発公団 1984）。同期間に、北海道内の酪農地域とされる十勝、宗谷地域のそれがそれぞれ、17、48基であることを考えあわせると、その普及率の高さが分かる。そのため、畜舎から糞尿垂れ流し（点源）による影響は少なく、全て草地還元（面源）を経るものとして扱うことができる。

(3) 調査地点と流域の細分

ヤウシュベツ川流域の流出負荷量を測定するために、流域の10地点（倉持ら（1993a））において定期的に採水して、COD、有機態および無機態窒素その他を測定した。

試水を採取した10地点を基準にして、図-1のように流域を細分した。

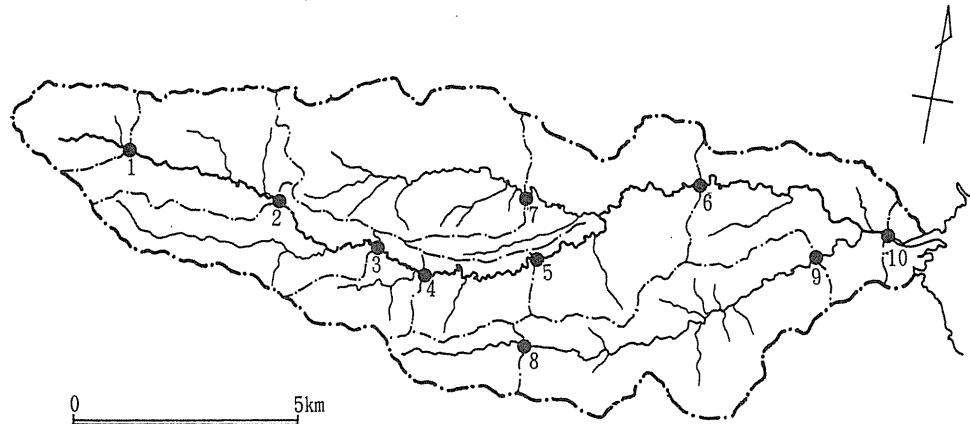


図-1 採水地点とそれにかかる流域の区分

各流域の概況を表-3に示す。ヤウシュベツ川本流は、流域No.1からNo.6までと最下流のNo.10である。

No.7は支流の小石川、No.8、9は支流のケネヤウシュベツ川の採水点である。なお、流域の諸元は積算値で示した。各流域間の関係については、前報で詳細に述べた。

草地割合をみると、本流の最上流部（流域No.1）で87%と非常に高い割合になっている。これは、別海町営大規模育成牧場がこの流域内に含まれることによる。育成牧場を除くと、本流中流域で50%強、支流の小石川で70%と草地開発が進んでいることがうかがえる。逆に草地割合が低いのは、支流のケネヤウシュベツ川の上流部（流域No.8）である。湿地面積の割合を見ると、上流部では非常に小

表-3 ヤウシュベツ川流域各採水地点間の流域概況

流域 No.	面 積 (km ²)	草地面積 割 合 (%)	湿地面積 割 合 (%)	人 口 (人)	乳牛頭数（頭）		肉 牛 頭 数 (頭)
					総 数	成 牛	
1	7.24	86.9	0	10	2,066	106	0
2	23.94	54.2	0.71	58	3,053	716	8
3	37.84	55.0	1.80	122	4,509	1,583	725
4	44.52	52.3	2.40	143	4,736	1,698	1,716
5	51.91	53.6	3.08	192	5,605	2,143	1,716
6	133.06	44.6	3.89	483	11,050	5,366	2,308
7	27.50	68.2	4.80	166	3,269	1,935	0
8	6.30	25.7	3.49	21	295	206	0
9	34.95	41.3	5.67	156	3,264	1,912	0
10	157.99	51.5	4.65	811	17,403	8,719	2,308

さく、下流になるにしたがい増加する傾向にある。牛の頭数では、中流部での増加が著しい。特に流域No.4での肉牛の増加、流域No.6での乳牛の増加が目立つ。人口でもこの部分での増加が著しく、中流域の土地開発が最も進んでいることが裏付けられる。

3. 調査方法

(1) 水質調査

先に述べたヤウシュベツ川水系河川の上流から下流にかけ、10地点において水質調査を行った（図-1）。各地点において、月1回の頻度で河川水を採水し、実験室に持ち帰り分析に供した。分析項目、方法は倉持ら（1993a）によった。

(2) 水位、流量調査

また、最上流部の新酪栄橋地点（流域No.1）（1991, 1992年）、中流の七渡橋地点（流域No.3）（1992年）および下流の浄美橋地点（流域No.6）（1991年）では、水位計（水圧式自記水位計(KADEC-US)）を設置し、10分毎に水位の自動観測を行った。この3地点では、水位計を設置した年の月1回の採水時に、流量の測定も合わせて行った。流速は、4型T.F.電気式、微流速用T.F.電気式流速計を用い、北海道開発局農業水産部農業調査課所定の「水位流量調査要領編」に従い行った。これらの結果から、水位-流量曲線を作成した。ただし、浄美橋地点（流域No.6）の水位は風連湖の潮位の影響を受けており、短周期の変動が見られた。これを修正する方法は、現在検討中で、最終結論を得ていないので、本報告ではこの地点は考慮しない。

4. 結果と考察

(1) 1992年における窒素およびCODの収支

河川の富栄養化の直接的な指標である窒素とCODについてヤウシュベツ川流域における実態をより詳しく考察する。

なお、前報でも述べたように、本流域では富栄養化のもう一つの指標であるリンについては、河川水中の濃度がイオンクロマトグラフィーによる検出限界以下の場合が多かったので今回の考察からは除外した。

1) 収入項の推定

収支を明らかにするためにまず流域全体の（収入）発生負荷量を定量化する必要がある。今回の調査では、収入項として定量化したのは、点源では家庭からの雑排水、面源としては自然的要因による降水と人為的原因による施肥および家畜の糞尿散布を考えた。なお、この地域では、人間の糞尿は汲み取られ流域外で処理されている。また、工場排水はこの流域にはない。

これらの収入項の発生負荷定量化は本来その地域固有のものとして、実測によって求めた原単位

を用いて行うべきものであるが、今回これらの測定を実施できなかったので、降水を除いて既存資料（国松、村岡1989、(社)日本水質汚濁研究協会 1984、北海道 1989）による原単位を用いた。なお、家畜糞尿に由来する窒素負荷量については、スラリーストア中に貯留されている間に、揮散、脱窒による窒素の減少があると考えられるので、文献値から適当と考えられる係数0.7（田淵、高村 1985）を決定し、これを原単位に乗じて発生負荷量を求めた。また、本流域では牛以外に馬、鶏が飼育されているが、馬の飼育頭数はごく小数であるため、また鶏はその排泄物（鶏糞）が流域外に持ち出されるため、流域に負荷を与えないと考えた。化学肥料の原単位は、北海道施肥標準（1989）に示されている道北地帯火山性土のチモシー草地、豆科率5%未満の施肥量を用いた。降雨は、現地で数回実測した濃度の平均値と期間中の日雨量の積算値の積とした。考慮した期間は、1992年4月から10月までである。

計算に用いた原単位は次のとおりである。

(i) 家庭雑排水 (g/人・日) (国松、村岡 1989)

全窒素 1.45 COD 24

(ii) 家畜糞尿 (g/頭・日) (社)日本水質汚濁研究協会 1984)

全窒素 290 COD 530

ただし、育成牛、肉牛は成牛の1/2とした。

(iii) 施肥 (kg/ha/期間) (北海道 1989)

全窒素 150 COD 0

(iv) 降雨 (kg/ha/期間)

全窒素 4.0 COD 40.8

発生負荷の計算は、次のようになる。

(i) 家庭雑排水

$$FN_i = 1.45 \times N_{mi} \times T / 1000$$

$$FCOD_i = 24 \times N_{mi} \times T / 1000$$

(ii) 家畜糞尿

$$FN_i = (290 \times N_{coi} + 145 \times (N_{cai} + N_{bi})) \times T \times 0.7 / 1000$$

$$FCOD_i = (528 \times N_{coi} + 264 \times (N_{cai} + N_{bi})) \times T / 1000$$

(iii) 施肥

$$FN_i = 150 \times A_{gi} / 1000$$

$$FCOD_i = 0$$

(iv) 降雨

$$FN_i = 4.0 \times A_i / 1000$$

$$FCOD_i = 40.8 \times A_i / 1000$$

ここで、FNは全窒素の発生負荷、FCODはCOD の発生負荷(Mg)を示す。発生源基として、Nmは人口、Nco は乳牛頭数、 Ncaは育成牛頭数、Nbは肉牛頭数を示す。A は、流域面積 (ha) 、 Agは草地積 (ha) 、 T 期間の日数である。添字i は、流域の番号を表す。

これらの値を用いて、先に示した1992年10月現在の流域の農家構成、面積を発生源基数として、発生負荷量を算出した。表-4に全窒素、表-5にCODの発生負荷量を示す。

窒素の収入量は、そのほとんどが人為的な糞尿散布と施肥によるものであることがわかる。家庭雑排水は無視でき、降雨によるインプットも草地面積割合が特異的に低い流域No.8を除き、4%以下と非常に小さいものである。流域間には顕著な差はなく、おおむね家畜糞尿30%、化学肥料60%の割合になっている。

CODの収入量は、化学肥料には含まれていないとしたため、各流域の全インプット量の内訳は家畜糞尿によるものが50~80%、降雨によるものが20~50%となっており、窒素に比べ自然（降雨）の負荷の割合が高い。窒素と同様に、家庭雑排水は無視できる。草地面積割合が低い、支流域（流域No.8）では、降雨による自然負荷量と人為的な負荷量がほぼ等しくなっている。

表-4 ヤウシュベツ川流域の全窒素の収入
(発生負荷量)¹⁾

流域No.	人為的負荷			自然負荷 降 雨	合 計
	家畜糞尿	化学肥料	雑排水		
1	47.2 (32.6)	94.4 (65.2)	0.0 (0.0)	3.3 (2.3)	144.8 (100)
2	82.0 (28.5)	194.7 (67.7)	0.0 (0.0)	10.8 (3.7)	287.5 (100)
3	148.1 (31.0)	312.3 (65.4)	0.0 (0.0)	17.0 (3.6)	477.4 (100)
4	177.0 (32.4)	349.5 (63.9)	0.0 (0.0)	20.0 (3.7)	546.6 (100)
5	205.6 (31.8)	417.5 (64.6)	0.1 (0.0)	23.4 (3.6)	646.4 (100)
6	406.7 (30.0)	889.8 (65.6)	0.2 (0.0)	59.9 (4.0)	1356.5 (100)
7	113.0 (27.8)	281.3 (69.2)	0.1 (0.0)	12.4 (3.0)	406.7 (100)
8	10.9 (28.6)	24.3 (63.9)	0.0 (0.0)	2.8 (7.5)	38.0 (100)
9	112.4 (32.6)	216.6 (62.8)	0.1 (0.0)	15.7 (4.6)	344.8 (100)
10	617.5 (32.3)	1220.3 (63.9)	0.3 (0.0)	71.1 (3.7)	1909.1 (100)

表-5 ヤウシュベツ川流域のCODの収入
(発生負荷量)¹⁾

流域No.	人為的負荷			自然負荷 降 雨	合 計
	家畜糞尿	雑排水			
1	123.2 (78.8)	0.1 (0.0)		33.0 (21.1)	156.2 (100)
2	214.2 (66.2)	0.3 (0.1)		109.2 (33.7)	323.7 (100)
3	386.6 (69.1)	0.6 (0.1)		172.6 (30.8)	559.8 (100)
4	462.2 (69.4)	0.7 (0.1)		203.0 (30.5)	665.9 (100)
5	536.7 (69.3)	1.0 (0.0)		236.7 (30.6)	774.4 (100)
6	1061.8 (63.5)	2.5 (0.1)		606.8 (36.3)	1671.1 (100)
7	295.1 (70.0)	0.9 (0.2)		125.4 (29.8)	421.4 (100)
8	28.4 (49.6)	0.1 (0.2)		28.7 (50.2)	57.3 (100)
9	293.5 (65.5)	0.8 (0.2)		159.4 (35.1)	453.7 (100)
10	1612.3 (70.0)	4.2 (0.2)		720.4 (30.8)	2336.9 (100)

1) 1992年4~10月の期間、窒素量(Mg)、()内は合計量に対する割合(%)

1) 1992年4~10月の期間、COD(O₂Mg)、()内は合計量に対する割合(%)

2) 支出項の推定

支出項としては、河川への流出量および窒素についてのみ植物による吸収を考えた。窒素はこのほかに、地下浸透、脱窒、揮発などによる支出が考えられるが、これらを分別してそれぞれ推定することは困難であったのでまとめて消失量として扱った。

① 河川流量の推定

濃度を量に換算するには、水量が既知でなくてはならない。本調査では、2地点のみでしか水位を連続観測していないため、他の観測地点の流量を推定する必要がある。そこで、水位-流量

を観測した2地点について、日降水量から流量を推定するタンクモデルを作成し、これを他の地点にも適応することにした。

モデルの概要を述べる。図-2に示すように、3段のタンクを直列させたモデル（菅原1972）を用いた。1段目のタンクのみに降雨による系外からの水の収入がある。各タンク側面の流出孔からの流出量の合計が、河川の流量となる。底面の流出孔は、地下浸透を表す。側面の流出孔および底面のそれから流出する量は、タンク内の水位と各流出孔の係数の積で決定される。1段目のタンクには、3つの流出孔を設けた。これは、数mmの降雨でも河川の流量増加がみられたため、一番目を低く、多量の降雨による鋭い応答を表すため、速やかに流出する三番目の流出孔を設定した。各流出孔、浸透孔の係数を試行錯誤法により2地点の実測値と合うように決定した。求められた各係数は、図-2に示した値である。蒸発散による損失水量は、1段目のタンクに対する降雨として扱い、上位のタンクが空になった時点で、順次下位のタンクよりの上昇を考慮した。この蒸発散量は、対象地域の気温、降雨量、日照時間、風速、湿度などの既存のデータを用いてペンマンの組み合わせ法（樋根1972）によって求めた。

ペンマンの組み合わせ法は、熱収支式とDalton型の蒸発式を組み合わせたものである。すなわち、顯熱伝達量と蒸発量（熱量）の和が純放射に等しいとし、蒸発量を風速、湿度の関数とした蒸発式で表したものである。純放射は、アルベド、Angot 値、気温、水蒸気圧、日照率等の緯度、経度、標高などの地理的データと気象データから推定するペンマンの方法で求めた。なお、タンクモデル、ペンマンの組み合わせ法に用いた気象データは、気温、風速、日照時間は別海町のものを、降雨量は中標津町、別海町、計根別町、厚床町の距離による加重平均値を、湿度は根室気象台のものを用いた。

タンクモデルによる計算値と実測流量の関係を図-3に例示する。図から明らかなように、増水時のピーク高は計算値>実測値となっており、とくに、上流部でそれが著しい。このような差を生ずる原因としては、水位が高いときの流量測定例が少なく、水位-流量曲線の精度が不十分なことが考えられる。すなわち、今回の流量測定結果の大部分が低水位のものであり、高水位に対応する流量が過小に評価されている可能性が強い。これらのこと考慮して、河川の流出にともなう支出の推定には、モデルによる計算値を用いるのがよいと判断した。

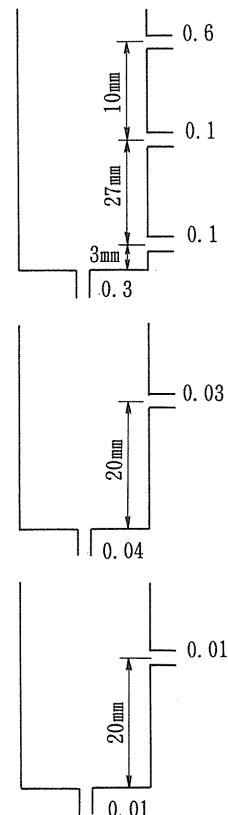


図-2 タンクモデルの概要

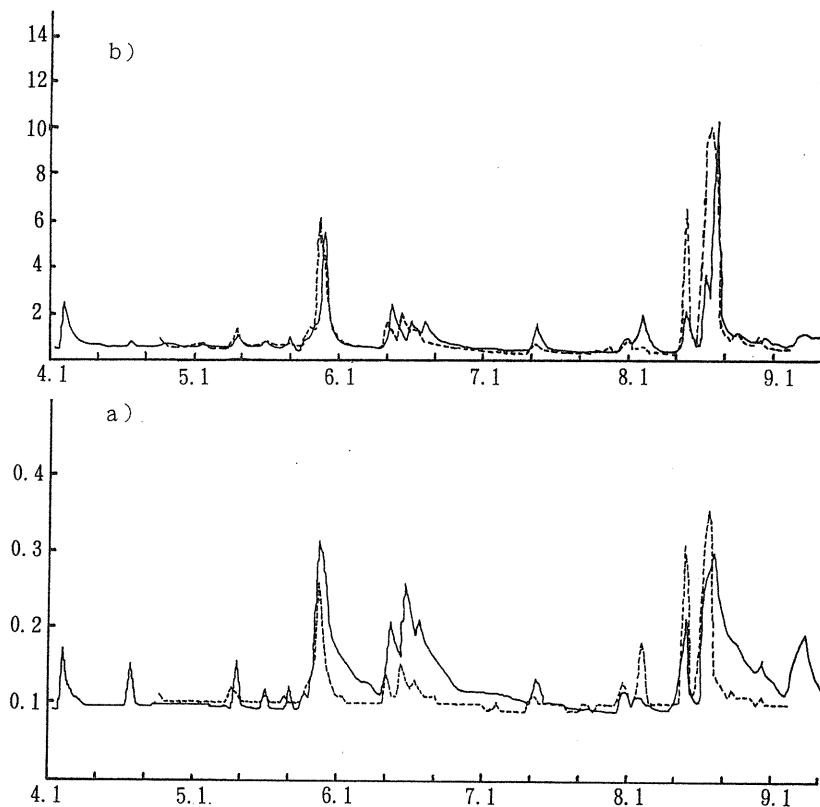


図-3 タンクモデルによる流出水量の計算値と実測流量の比較 (1992)

a) : 地点① b) : 地点③

表-6 各採水地点における月別の流量¹⁾

地点	月	流 量	地点	月	流 量	地点	月	流 量	地点	月	流 量	地点	月	流 量
1	4	273.9	2	4	1650.7	3	4	1856.6	4	4	1955.6	5	4	2065.1
5		372.3	5		1999.7	5		2493.6	5		2731.0	5		2993.5
6		392.7	6		1682.8	6		2208.4	6		2461.0	6		2740.4
7		285.5	7		1187.8	7		1410.8	7		1518.1	7		1636.7
8		443.4	8		2683.3	8		3774.8	8		4299.3	8		4879.6
9		880.8	9		7121.8	9		10805.3	9		12575.5	9		14533.9
10		388.5	10		2682.6	10		3773.7	10		4298.0	10		4878.1
地点	月	流 量	地点	月	流 量	地点	月	流 量	地点	月	流 量	地点	月	流 量
6	4	3267.3	7	4	1703.4	8	4	268.6	9	4	1813.8	10	4	3636.7
5		5876.9	5		2126.2	5		355.2	5		2390.9	5		6762.7
6		5808.9	6		1817.4	6		372.0	6		2099.1	6		6751.5
7		2939.1	7		1244.9	7		279.8	7		1364.5	7		3339.2
8		11251.5	8		2962.9	8		417.1	8		3547.8	8		13209.1
9		36038.8	9		8065.2	9		796.7	9		10039.4	9		42645.4
10		11247.7	10		2962.1	10		369.4	10		3546.8	10		13204.5

1) 流量 ($Mm^3 \text{ month}^{-1}$)

② 降雨流出時における流出量の推定

この年の月1回の採水日はほとんど平水時であった。この結果を全流出量に適応した場合、高水時の流出が無視され、過小評価される。過去3年間の水質調査結果では、高水時の窒素、CODの濃度の著しい上昇が認められている（付表1991.7.27, 1992.10.31）。そのため、どの程度の高水で濃度が上昇するのかを明らかにしておく必要がある。図-4に、過去3年間の流量実測日、流量実測地点における流量とそれぞれの濃度の関係を示す。なお、流量は流域面積の影響を除去するため、日流量を面積で割った比流量で表示した。

高水時の採水回数は少ないが、比流量が $5 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1} \text{ km}^{-2}$ を超えると濃度が急増する傾向にある。よって、各採水地点のタンクモデルの推定値が、比流量で $5 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1} \text{ km}^{-2}$ を超える部分を高水流出しとし、先の高水時の濃度の平均値で流出量を算出した。平水時は、各月の測定濃度と各月の総流量から高水流量を差し引いた流量の積で求めた。なお、10月の観測値のみが高水時に相当したため、この月の平水時濃度は、9月の実測値を用いた。

全窒素およびCODの算出結果を表-7に示す。

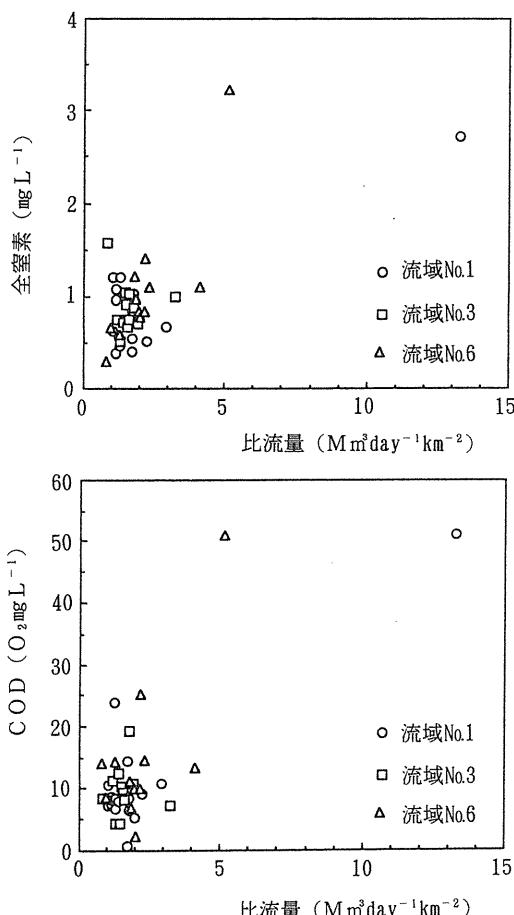


図-4 比流量と全窒素、COD濃度の関係
(1990年～1992年)

表-7 各採水地点の流達負荷量と比流達負荷量¹⁾

流域 No.	全窒素			COD		
	平水	高水	合計	平水	高水	合計
1	2.3	1.6	3.8	24.4	29.4	53.8
	0.3	0.2	0.5	3.4	4.1	7.4
2	10.5	21.2	31.7	95.5	371.9	464.4
	0.4	0.9	1.3	4.0	15.5	19.4
3	13.5	28.0	41.5	131.5	541.5	673.0
	0.4	0.7	1.1	3.5	14.3	17.8
4	16.3	33.8	50.1	145.6	646.6	792.2
	0.4	0.8	1.1	3.3	14.5	17.8
5	15.5	36.3	51.8	216.5	525.2	741.7
	0.3	0.7	1.0	4.1	10.2	14.3
6	39.4	85.3	124.7	297.2	1352.2	1649.4
	0.3	0.6	0.9	2.2	10.2	12.4
7	12.9	27.0	39.9	80.1	436.3	516.4
	0.5	1.0	1.5	2.9	15.9	18.8
8	2.5	0.9	3.4	31.3	17.4	47.7
	0.4	0.1	0.5	8.7	2.8	7.6
9	13.7	20.0	33.7	171.9	317.7	489.6
	0.4	0.6	1.0	4.9	9.1	14.0
10	47.1	77.4	124.4	564.5	1453.3	2017.8
	0.3	0.5	0.8	3.6	9.2	12.8

1) 1992年4～10月の期間

上段：流達負荷 窒素 (Mg) 、 COD (O_2Mg)

下段：比流達負荷 窒素 (Mg km^{-2}) 、 COD (Mg km^{-2})

全窒素、CODともに流域面積の非常に小さいNo.1 (7.24km²) 、No.8 (6.30km²) を除き、高水による流出の方が高い値となっている。平水：高水の比率は、全窒素で4:6から3:7、CODで3:7から2:8の割合であり、CODの高水流出の高い割合が特徴的である。今回の調査では、高水流出の詳細な調査は行わなかった。そのため、高水流出濃度の季節変動、降雨量、降雨強度に応答する濃度の変動等は考慮されていない。また、比流量で5m³ day⁻¹ km⁻²という一定の境界値を設けたことの是非も定かではない。高水流出の詳しい解析は、詳細な調査を待って、次報に行う予定である。

比流達負荷量をみると、中流域（流域No.2～6）および支流の小石川（流域No.7）において窒素で1Mgkm⁻²、CODで15Mgkm⁻²を超える高い値がみられる。この地域は、草地面積割合が高く、牛の頭数も多い。このことから、草地の影響が流達負荷に反映されていることが示された。最下流の流域No.10では、窒素で0.8MgMgkm⁻²、CODで13Mgkm⁻²と中流域と比較すると増加の傾向はみられない。下流域での湿地面積の増大を考えあわせると、下流域の流出量の減少および流下過程における自浄化作用による負荷量の低下によるものと思われる。窒素の減少割合が大きいことも、これを裏付けるものであろう。

③ 植物による窒素吸収

土地利用形態別、すなわち草地、林地、原野、湿地の各植生による窒素吸収量を文献調査によって推定した。また、それぞれの流域における面積は、草地は別海町の台帳より得た農家別のデータの合計値（表-3）、湿地は2万5千分の1の地形図より読みとった値を用いた。林地、原野については、流域全体の土地利用状況（表-2）で面積比が約1:1であったため、流域面積から草地、湿地面積を差し引き2で割った値をそれぞれ用いた。そのため、表-2に含まれる宅地と道路、墓地等のその他はここでは無視した。

草地の窒素吸収量は、根室地域の1992年の1番草、2番草の合計生草収量、3680kg10ha⁻¹（農水省北海道統計事務所1992）と、この地域の主要イネ科草種であるチモシーの窒素含有率より算出した。水分含有率および窒素含有率は、北海道内のチモシーの分析結果を文献（根釧農業試験場1992、天北農業試験場1986、富樫1993）より収集し、乾物割合16%、窒素含量2%として算出した。これらの値より、牧草の窒素吸収量は117.8kg10ha⁻¹と推定された。

林地の窒素吸収量については、利用可能なデータが北海道内のみならず国内でも非常に少ない。そのため、海外で得られたデータを含めて推定した。その結果、年間の広葉樹林の窒素吸収量は、構成する樹種によって大きく異なるが、概ね85～125kg10ha⁻¹year⁻¹の範囲にあった（富田1993、Dale W. Johnson and Robert I. Van Hook 1989）。本報告では、4月から10月までを対象としているが、広葉樹の場合、年間の吸収量をそのまま用いることが可能と思われる。樹木の養分吸収は、蒸散作用に強く依存しており、葉の無い時期には養分吸収は非常に少ないと考えられるからである。一方、北海道内の広葉樹林の葉のバイオマス量は、0.9～4.8kg ha⁻¹、平均2.6kg ha⁻¹であった（富田1993、吉村、古本1973、高橋ら1974、佐藤1974）。信濃らは、最大成長期の各種の広葉樹、針葉樹の葉の窒素含有率を調査した。この内、この地域に生育していると考え

られる広葉樹13種、28個体を選出し、窒素含有率の平均値を求めた。その結果、乾物重に対し2.9 0.6%の値が得られた（信濃未発表 私信）。これらの結果から単位面積あたりの葉の窒素含量を算出すると、 75kg ha^{-1} となる。また、前述の文献によると樹木の木部、根部の年間生長量は合計 15kg ha^{-1} であった。以上のデータを基に、調査期間の樹木による窒素吸収量を、 95kg ha^{-1} と仮定した。

原野の窒素吸収量は、早川ら（1963）の報告に基づき、 127.4 kg ha^{-1} を用いた。彼らは、中標津町内2箇所の共同牧野の未放牧地において、9月に野草の種類、密度、草量、各種成分を調査した。草種は、ススキ、エゾヤマハギが主要で、イワノガリヤス、ワラビ、ミヤコザサなど10種で、それらの合計した乾物重が2箇所でそれぞれ 11372 、 614g m^{-2} 、窒素吸収量が 16.21 、 9.27g m^{-2} であったと報告した。本報告ではその平均用いた。

湿地は、そのほとんどが河畔湿地である。辻井ら（1991）の調査によると、風蓮湖後背地の河畔湿地は主にハンノキヨシ群落である。富士田ら（1990）が釧路湿原のハンノキヨシ群落内における下層植生のヨシ、イワノガリヤス、スゲ、ミズトクサ等の窒素吸収量を調査した報告によると $5 \sim 15\text{g m}^{-2}$ であった。本報告では、湿地の窒素吸収量を 150kg ha^{-1} とした。

以上の結果から、草地、林地、原野、湿地の各植生による窒素吸収量はそれぞれ 120 , 95 , 130 , 150kg ha^{-1} と推定された。以上の結果を表-8に示す。

表-8 各流域における各植生別窒素吸収量¹⁾

流域 No.	植物吸収量					消失量
	牧草	森林	原野	湿地	合計	
1	74.1	4.5	6.0	0	84.6	60.2
2	152.9	54.3	68.5	2.6	275.2	12.4
3	245.2	77.6	103.8	10.2	436.8	40.7
4	274.4	95.7	128.0	16.0	514.1	32.5
5	327.7	106.8	142.8	24.0	601.3	45.2
6	698.6	325.7	435.4	77.6	1537.3	-180.7
7	220.8	35.3	47.2	19.8	323.1	83.6
8	19.1	21.2	28.3	3.3	71.9	-33.9
9	170.1	88.0	117.7	29.7	405.4	-60.6
10	958.0	329.1	440.0	110.2	1837.3	71.8

1) 1992年4-10月の期間、窒素 (Mg)

表中の消失量とは、河川流出を含め、地下浸透、脱窒、揮発などの量で、発生負荷から植物による吸収量の合計を差し引いたものとした。

消失量はいずれも低い値となっている。特に、50%より低い流域No.6, 8, 9では負の値、すなわちインプットされた窒素量より植物に吸収された量が多くなっている。この計算では、草地に入為的にインプットされた化学肥料、糞尿も森林、原野、湿地の植生の吸収されるとしている。この地域では、草地開発が台地上部より行われ、河川近傍の低地にのみ未墾地が残留している事実を照

らし合わせると、この仮定は妥当であると考えられる。先に示した流出負荷の実測値と比較すると、ほとんどの流域で消失量の方が大きい。消失量の中には流出量も含まれるから、真の消失量は負の値となる。このことは、ここで考慮した4月から10月までの期間では、植物は土壤中に残存・蓄積された窒素を利用していることを示している。牧草は、収穫されて草地から持ち出されるが、樹木の葉、原野、湿地の一年草は、再び土壤に窒素を還元する。そのため、このような負の消失量が生じたものと考えられる。

今回の調査では、窒素の由来すなわち肥料成分由來の窒素と、土壤、地下水由來の窒素などの区別はできなかった。土壤や地下水の窒素も過去の肥料成分の蓄積と考えられる部分も含まれる。この地域の浅層地下水の調査結果では、被覆植物の欠如した非常に限られた部分にのみ高濃度の硝酸汚染が確認されたにすぎず、ほとんどの地域の地下水窒素濃度は低レベルであった（倉持ら 1993 c）。それに対し、草地排水を調査した結果、牧草の休眠時期の $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 排出量は、牧草生育時期の5倍に達することが示された。また、河川の水質でも同様の傾向がみられた（倉持ら 1993 a）。これらのことから、土壤中に蓄積された窒素の流出が問題になると思われた。

3) 土壤中の窒素、炭素存在量の推定

1990年7月下旬および1992年9月初旬に流域内の土壤断面調査および各層位の土壤試料採取を行い、化学性、物理性についての分析を行った。1990年は、流域No.9の同一草地内で4箇所、1992年は、流域No.1の草地1地点と未墾地1地点、流域No.2の草地1地点について調査した。

1990年の結果を表-9、10に示す。

表-9 草地土壤の化学性分析結果¹⁾

深さ (cm)	pH		全炭素	全窒素	陽イオン 交換容量	塩基 飽和度	有効態 リン酸	リン酸 吸収係数
	H ₂ O	KCl	(10 ⁻² KgKg ⁻¹)	(cmol)(+)Kg ⁻¹)	(%)	(10 ⁻⁵ KgKg ⁻¹)		
地点1								
0-10	6.0	5.1	4.7	0.42	32.85	18.6	2.3	2,250
-20	6.3	5.5	3.5	0.30	25.86	21.2	2.9	2,170
-30	6.7	5.6	2.4	0.20	22.14	17.4	1.1	1,930
-50	6.8	5.6	1.2	0.10	16.26	15.1	0.2	1,550
-70	6.8	5.4	0.6	0.06	13.79	14.1	0.2	1,320
地点2								
0-10	6.2	—	6.6	0.48	39.09	20.8	4.6	1,620
-20	6.1	4.7	6.7	0.52	33.12	26.0	7.8	1,380
-30	6.1	4.8	8.2	0.65	38.99	31.8	1.4	1,440
-50	6.2	4.8	5.9	0.46	30.60	26.9	3.7	1,360
-70	6.3	4.8	8.6	0.62	44.04	18.8	1.1	2,290
地点3								
0-10	6.4	5.1	6.5	0.52	43.33	28.2	1.1	2,130
-20	6.3	5.0	5.4	0.50	40.10	19.1	0.4	2,221
-30	6.5	5.2	4.7	0.44	38.14	13.6	2.6	2,360
-50	6.5	5.4	3.1	0.33	29.57	13.2	0.4	2,490
-70	6.4	5.5	1.9	0.18	22.97	14.1	0.2	1,920
地点3								
0-10	7.0	—	6.5	0.59	43.24	61.0	4.0	2,050
-20	6.8	—	6.7	0.55	46.33	47.2	9.9	2,000
-30	6.6	5.2	5.6	0.56	40.99	21.4	0.4	2,420
-60	6.5	5.0	2.3	0.23	24.75	15.7	1.9	2,390

1) 1990年7月

表-10 草地土壤の一般物理性¹⁾

	深さ (cm)	容積重 (Mg m ⁻³)	全孔隙率 (10 ⁻² m ³ m ⁻³)	飽和透水係数 (10 ⁻² msec ⁻¹)	深さ (cm)		容積重 (Mg m ⁻³)	全孔隙率 (10 ⁻² m ³ m ⁻³)	飽和透水係数 (10 ⁻² msec ⁻¹)
					地点 1	地点 3			
	0-10	0.78	58.0	5.0×10 ⁻⁵		0-10	0.77	68.3	1.0×10 ⁻⁴
	-20	0.67	65.2	1.2×10 ⁻³		-20	0.70	71.9	1.7×10 ⁻⁴
	-30	0.67	66.3	1.2×10 ⁻³		-30	0.60	77.0	7.0×10 ⁻⁴
	-50	0.48	73.8	5.5×10 ⁻²		-50	0.47	79.7	9.1×10 ⁻³
	-70	0.37	80.2	1.6×10 ⁻¹		-70	0.79	68.8	1.8×10 ⁻³
地点 2					地点 4				
	0-10	0.77	58.7	4.2×10 ⁻⁴		0-10	0.81	70.0	1.6×10 ⁻⁴
	-20	0.76	64.5	2.2×10 ⁻⁴		-20	0.59	70.7	1.7×10 ⁻⁴
	-30	0.61	71.3	3.2×10 ⁻³		-30	0.58	80.3	3.1×10 ⁻⁴
	-50	0.73	64.2	3.7×10 ⁻⁵		-50	0.56	78.2	1.9×10 ⁻³
	-70	0.59	73.8	7.3×10 ⁻⁵		-70	0.37	84.1	1.6×10 ⁻¹

1) 1990年7月

地点1、2、3、4は、それぞれ同一草地圃場内の斜面上部平坦地、凸型斜面、凹型斜面、斜面株平坦地に位置する（富樫ら1993d）。地点2では、他とは異なりA層が深さ1m近くまで存在し、人為的な土層の搅乱がみられた。この地点を除き、全窒素、全炭素とも深くなるにつれ減少する傾向がみられた。表層の作土層では、全窒素が4～6 g kg⁻¹、全炭素が50～60 g kg⁻¹存在していた。物理性をみると、深くなるにつれ全孔隙率が増加し、透水性が良くなる傾向にあった。

1992年の結果を表-11、12に示す。

表-11 草地土壤の化学性分析結果¹⁾

深さ	層名	pH		全炭素 (10 ⁻² Kg Kg ⁻¹)	全窒素 (cmol (+)Kg ⁻¹)	陽イオン 交換容量	塩基 飽和度 (%)	有効態 リン酸 (%)	リン酸 吸収係数
		H ₂ O	KCl						
(cm)									
町営牧場									
0-28	Ap	6.6	5.8	9.9	0.32	20.18	63.4	5.5	1,950
-43	II A	5.9	5.0	13.6	0.31	34.01	16.2	1.6	2,570
-60	II C1	6.1	5.7	3.6	0.10	5.49	57.6	1.5	2,100
-74	II C2	6.2	5.7	1.8	0.05	6.89	72.7	0.9	1,600
	II C3	5.7	4.8	0.2	0.00	8.45	41.6	33.7	870
一般草地									
0-14	Ap	5.9	5.0	12.4	0.45	24.06	34.6	21.7	1,860
-23	C	6.1	5.5	6.3	0.24	11.22	37.6	1.4	1,960
-35	II A	6.2	5.4	9.1	0.34	19.53	27.3	2.3	2,320
-50	II C1	6.3	5.7	3.6	0.15	19.27	15.7	1.3	2,130
-70	II C2	6.3	5.8	1.6	0.06	6.64	49.5	2.4	1,500
70-	III C	6.3	5.6	0.7	0.03	4.88	79.5	11.4	1,250

1) 1992年9月

表-12 草地土壤の一般物理性¹⁾

深さ (cm)	容積重 (Mg m ⁻³)	全孔隙率 (10 ⁻² m ³ m ⁻³)	透水係数 (10 ⁻² m sec ⁻¹)				
			0KPa	3.1KPa	6.2KPa	9.8KPa	15.5KPa
0 - 28	0.83	64.8	5.0×10 ⁻³	1.3×10 ⁻⁴	6.2×10 ⁻⁵	2.2×10 ⁻⁵	7.8×10 ⁻⁶
- 43	0.60	76.2	2.3×10 ⁻³	5.2×10 ⁻⁴	1.2×10 ⁻⁴	3.3×10 ⁻⁵	1.5×10 ⁻⁵
- 60	0.57	78.4	1.5×10 ⁻³	4.2×10 ⁻⁵	ND	ND	ND
- 74	0.66	75.1	4.0×10 ⁻³	1.5×10 ⁻⁴	1.6×10 ⁻⁵	4.4×10 ⁻⁶	1.2×10 ⁻⁶
- 90	0.76	69.8	2.5×10 ⁻³	3.1×10 ⁻⁵	7.9×10 ⁻⁶	4.1×10 ⁻⁶	1.3×10 ⁻⁶
0 - 14	0.86	63.2	1.9×10 ⁻⁴	2.9×10 ⁻⁵	9.1×10 ⁻⁶	4.9×10 ⁻⁶	1.1×10 ⁻⁶
- 23	0.70	70.8	7.8×10 ⁻⁴	3.4×10 ⁻⁴	1.1×10 ⁻⁴	4.9×10 ⁻⁵	2.4×10 ⁻⁵
- 35	0.56	77.7	7.1×10 ⁻⁴	7.9×10 ⁻⁵	5.4×10 ⁻⁵	1.6×10 ⁻⁵	8.0×10 ⁻⁶
- 50	0.61	76.5	6.4×10 ⁻³	1.7×10 ⁻⁴	3.0×10 ⁻⁵	8.8×10 ⁻⁶	2.9×10 ⁻⁶
- 70	0.72	71.7	2.7×10 ⁻³	2.6×10 ⁻⁴	1.9×10 ⁻⁵	8.6×10 ⁻⁶	5.4×10 ⁻⁶
- 90	0.42	84.0	9.2×10 ⁻²	ND	ND	ND	ND

1) 1992年9月

流域No.1の町営牧場の草地は、化学肥料単用、流域No.2の一般草地はスラリーと化学肥料の併用で管理されている。いずれも全窒素、全炭素は表層で高く、下層で低い傾向にあった。それに対し、河川水、地下水には非常に微量であったため、本報告では触れなかったリン酸が、最下層で高い値となっているのが特徴的である。表層の全窒素、全炭素量はそれぞれ3~4 g kg⁻¹、100~130 g kg⁻¹であった。化学肥料単用とスラリーの併用では、塩基飽和度が化学肥料草地の方が高いこと、表層の有効リン酸がスラリー併用草地で高いことを除くと大きな差はみられなかった。物理性に関しても、差はみられなかった。1990年の下流域の結果と比較すると、全炭素の量が表層で異なっている。これは変動をもたらす要因が、場所、時間と複数あり、明確にはできなかった。今後、詳細な調査を行う予定である。

町営牧場内の未墾地の結果を表-13、14に示す。

多くの層位が保たれており、埋没A層の影響のため、全窒素、全炭素とも深くなれにつれ単純に低い値となる傾向はみられない。表層では、全窒素、全炭素とも草地土壤より高い値であり、それぞれ7 g kg⁻¹、17 g kg⁻¹であった。表層のpHが草地土壤より明らかに低い。草地土壤の資材による酸性矯正の結果によるものである。下層においては、有効リン酸を除き大きな差はみられず、施肥、スラリー散布の影響は少ないものと思われた。物理性では、未墾地の方が容積重が小さく、透水性がよい。これは、草地土壤の放牧、農作業車両による圧密の結果であると思われる。

表-13 未墾地土壤の化学性分析結果¹⁾

深さ (cm)	層名	pH		全炭素	全窒素	陽イオン 交換容量	塩基 飽和度	有効態 リン酸	リン酸 吸収係数
		H ₂ O	KCl	(10 ⁻² KgKg ⁻¹)	(cmol(+) Kg ⁻¹)	(%)	(10 ⁻⁵ KgKg ⁻¹)		
0 - 7 A		5.7	4.8	17.3	0.66	30.15	30.0	5.5	1,500
-13 C		5.9	4.9	4.7	0.24	9.16	31.8	5.1	770
-17 II A1		5.8	4.8	10.5	0.33	20.25	30.7	2.7	1,580
-23 II A3		5.8	4.8	9.5	0.34	18.75	34.1	4.0	1,660
-30 III A1		5.7	4.8	14.9	0.51	38.52	13.5	1.2	2,300
-40 III A3		5.6	4.9	11.1	0.40	24.96	16.2	1.3	2,320
-52 VI C		6.0	5.5	3.9	0.16	8.43	21.4	0.8	1,570
-65 VA		6.0	5.0	14.2	0.45	10.71	35.7	0.9	2,590
-90 VIC1		6.2	5.7	2.1	0.07	11.72	25.0	0.7	1,780
90 - VIC2		6.2	5.6	1.5	0.05	7.46	25.7	1.6	1,530

1) 1992年9月

表-14 未墾地土壤の一般物理性¹⁾

深さ (cm)	容積重 (Mgm ⁻³)	全孔隙率 (10 ⁻² m ² m ⁻³)	透水係数				
			0KPa	3.1KPa	6.2KPa	9.8KPa	15.5KPa
0 - 13	0.50	78.7	9.7×10 ⁻³	1.7×10 ⁻⁴	1.3×10 ⁻⁵	5.0×10 ⁻⁶	2.3×10 ⁻⁶
-23	0.69	72.4	3.3×10 ⁻³	3.6×10 ⁻⁴	7.5×10 ⁻⁵	3.1×10 ⁻⁵	1.1×10 ⁻⁵
-40	0.48	80.9	8.3×10 ⁻³	4.0×10 ⁻⁴	7.2×10 ⁻⁵	3.1×10 ⁻⁵	1.1×10 ⁻⁵
-52	0.55	78.5	7.6×10 ⁻³	5.5×10 ⁻⁴	1.5×10 ⁻⁴	4.7×10 ⁻⁵	1.9×10 ⁻⁶
-65	0.47	81.6	2.7×10 ⁻³	5.9×10 ⁻⁴	7.5×10 ⁻⁵	1.4×10 ⁻⁵	8.8×10 ⁻⁶
-90	0.72	72.7	3.0×10 ⁻³	ND	ND	ND	ND

1) 1992年9月

4) 流域における窒素収支

以上、土壤の分析結果を述べた。時空間的変動の問題点は残されたままであるが、この分析結果を用いて、流域全体の土壤中に存在する窒素量を推定した。1992年9月の分析結果を用いて、草地、未墾地の面積、容積重、窒素含有率より深さ 0.9mまでの深さの土壤について算出した結果を、先に述べた発生負荷量、植物吸収量、河川への流出量とあわせて図-5に示した。なお、今回は湿地の土壤調査が完了していないため、未墾地として扱った。

土壤の窒素含量は、植生のそれの10倍以上と非常に大きなプールであることが分かる。それに対し、河川の流出は、1/1,000 のオーダーである。この大きなプールのため、河川水濃度の極端な違いがみられないものと思われる。他流域と比較すると、流域No.1、8では流出量が非常に小さく、降雨による自然負荷とほぼ等しくなっている。両流域では、土地利用形態は大きく異なっている。

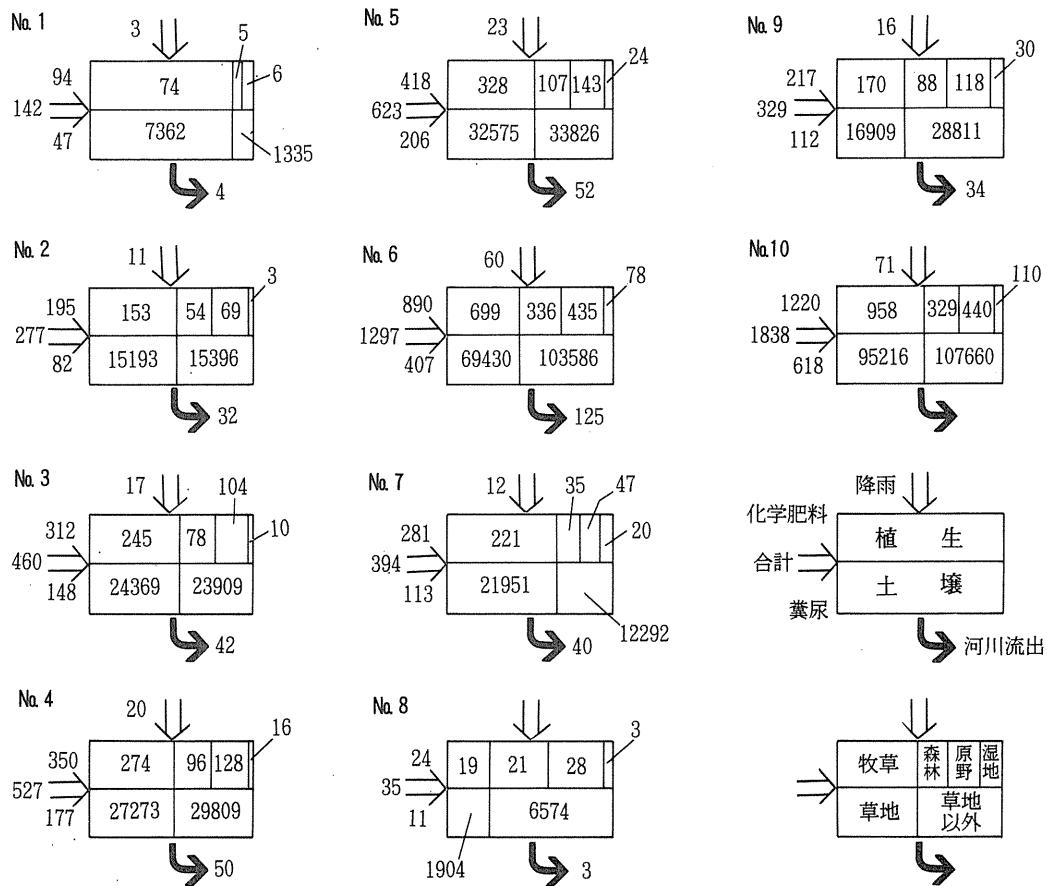


図-5 各流域における土壤中窒素の現存量と窒素の収支図 (Mg)

流域No.1では、草地面積が全体の87%を占めるのに対し、流域No.8ではわずか26%にすぎない。しかし、流域No.1の草地は、町営育成牧場が大部分を占める。ここでは、非常に粗放な管理が行われている。そのために、非常に少ない流出量となっていると思われる。流域No.8は、草地面積が少ないとされる。そのため、林地や湿地の浄化機能のため、流出量が少なくなったと思われる。

その他の流域でも、人為的なインプットに対する流出量の割合は非常に小さいものであった。林地の植生に固定されている部分は、本報告では木部は考慮されておらず、葉のみの値である。そのため、草地以外の植生に固定された部分は、落葉、枯死の形で土壤に還元される部分である。考慮した4月から10月の期間では、窒素はこれらの植生に一時的に固定されるため、流出が低くおさえられるものと思われる。また、これらが土壤に還元される冬期間では、低温条件で分解速度が低下し、土壤凍結、積雪で流出が妨げられる。実際、冬期間の河川水濃度には、上昇傾向がみられなかった。植物の活性が低下する秋口および融雪の春先に窒素流出をいかに制御するかが課題となろう。

牧草に吸収された部分も、家畜を経て糞尿の形で一部還元される。この図は4月から10月まで期

間について算出したもので、牧草吸収量は、1、2番草のみで3番草は含まれない。しかし、この地域の3番草は収量が低く、農地に還元される場合が多い。それに対し、糞尿の形で還元される窒素は年間で考えると、図に示した値の12ヶ月／7ヶ月倍であるから、かなり還元量の方が多くなる。さらに、化学肥料も加えられるから、外部からの窒素インプット量は植物吸収量をはるかに上回る。かなりの量が過剰にインプットされている。11月から3月までの流出量は定量化されていないが、冬期間の河川水、地下水とも窒素濃度の極端な上昇は認められなかった。このことから、大部分の窒素は不飽和帯に蓄積しているものと考えられる。この窒素の消長、例えば年々土壤窒素濃度が上昇し続けるのか、ある時に一気にフラッシング（短時間の流出）するのか、あるいは大気中に放出される量がどの程度であるのかが重要な問題となる。これは、長期間の調査により解明しなくてはならない問題である。

5) 植物の窒素吸収量と窒素流出量の季節変動

前節で、植生の窒素吸収活性が流出を抑制している可能性が示唆された。根釧地方のチモシーの生育、養分吸収経過の研究（松中1987）を用いて、その関係を考察する。松中によると、越冬後のチモシーの萌芽再生は4月下旬より始まり、5月上旬まで生育は極めて緩慢である。土壌の凍結が完全に融解すると、活発な生育を開始する。6月下旬に出穂し、生育がやや衰えた頃1番草の収穫となる。1番草刈り取り後10日間程度は、刈り取り残部の株と根の貯蔵養分に依存し再生する時期で、活性は低い。7月下旬から8月下旬にかけ最大の成長期を迎える、出穂する8月下旬に2番草の刈り取りとなる。単位面積あたりの窒素吸収量はこの生育パターンに追従し、1番草では5月下旬から6月上旬に、2番草では8月中旬から下旬にかけ最大となった。なお、1番草と2番草の収穫による窒素持ち出し量の割合は、約6：4であった。

松中のデータと1992年の収穫量は、それぞれ 8.6Mg ha^{-1} 、 5.9Mg ha^{-1} と差がみられたが、収量を比例配分し、松中の時期別の窒素含量を用いて1992年の牧草の窒素吸収量を推定した結果を図-6(b)に示した。単位は、10日あたり、1haあたりの窒素吸収量である。また、図-6(b)には流達負荷を流域面積で割った比流達負荷量を示した。なお、比定的な現象である降雨による影響を省くため、平水時すなわち先に述べた比流量 $5 \text{m}^3 \text{day}^{-1}\text{km}^{-2}$ 以下のものについて計算しなおした値である。上流域、中流域、下流域として、流域No.1、3、6を示した。

明確には示されていないが、いずれの流域においても春から秋にかけて比流達負荷が上昇する傾向にある。牧草の窒素吸収が最大となる5月は流出量が多く、6月は低くなっている。2番草の成長期の8月は流出量は高い値であり、9月は低くなっている。2番草収穫の一ヶ月後の10月は高い値となっている。このことから、牧草吸収と窒素流出の関係には、時間的なズレが示唆された。特に、流域No.3では比較的顕著に表れている。

しかし、牧草の窒素吸収活性は、非常に短時間のスパンであり、一ヶ月に一回の頻度の水質モニターでは、詳細な解析が困難であった。牧草の窒素吸収量との厳密な関係を考察するには、10日間隔程度の水質モニターが必要である。

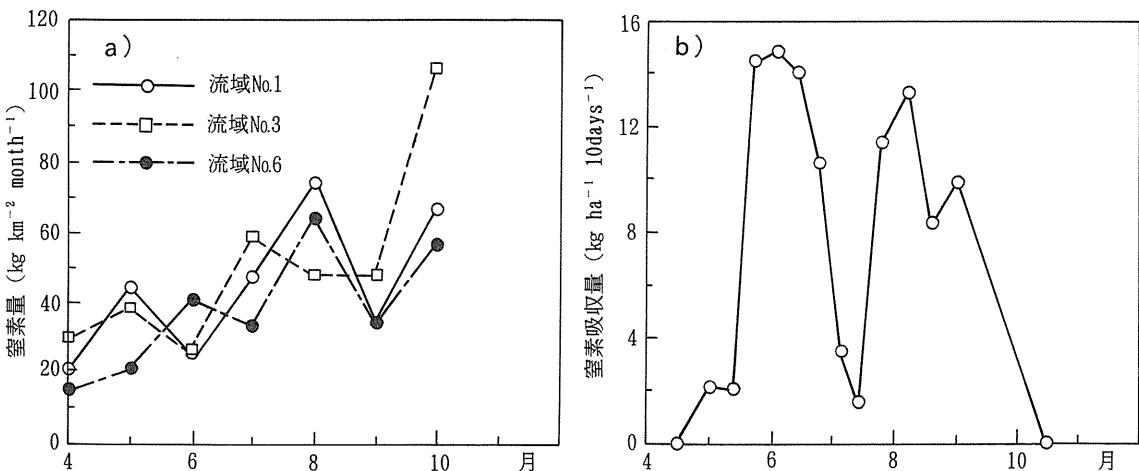


図-6 窒素流出量と牧草の窒素吸収量の季節変動

a) : 全窒素比流達負荷量

b) : 牧草（チモシー）による窒素吸収量

6) 流域における炭素収支

これまで、CODは消費される酸素の量でみてきた。しかし、土壤との関係を考察するとき、この表示法では適切ではない。重クロム酸で酸化される被酸化物を炭素のみと仮定すると、CODを炭素量として扱うことができる。被酸化物としては、各種の有機物、亜硝酸塩、第一鉄塩、硫化物等が考えられる。しかし、一般的には有機物が主要なものであり、この仮定はそう非現実的なものとは思われない。先に示した土壤の分析結果と河川のCODを炭素量に換算した値を図-7に示す。土壤の深さについては、窒素と同様 0.9mまでとした。なお、炭素については、植物の吸収は考慮しない。また、化学肥料についても炭素は含まれないとした。

降雨、糞尿のインプット量に対し、河川への流出量が草地面積が極端に多い流域No.1を除き、ほぼ等しいか小さくなっている。植物体の炭素量は考慮されていないが、草地では牧草が収穫され、植物が光合成によって大気中の二酸化炭素より固定した炭素化合物は持ち出される。それに対し、樹木の落葉、落枝、また原野、湿地では一年草の植物体が土壤に還元される。これらの量の違いによって差が生じたと考えられる。CODの値には、自然の負荷によるところが多く含まれ、それと人為的な負荷の寄与率がどのような割合となっているかを明確にすることが重要であろう。

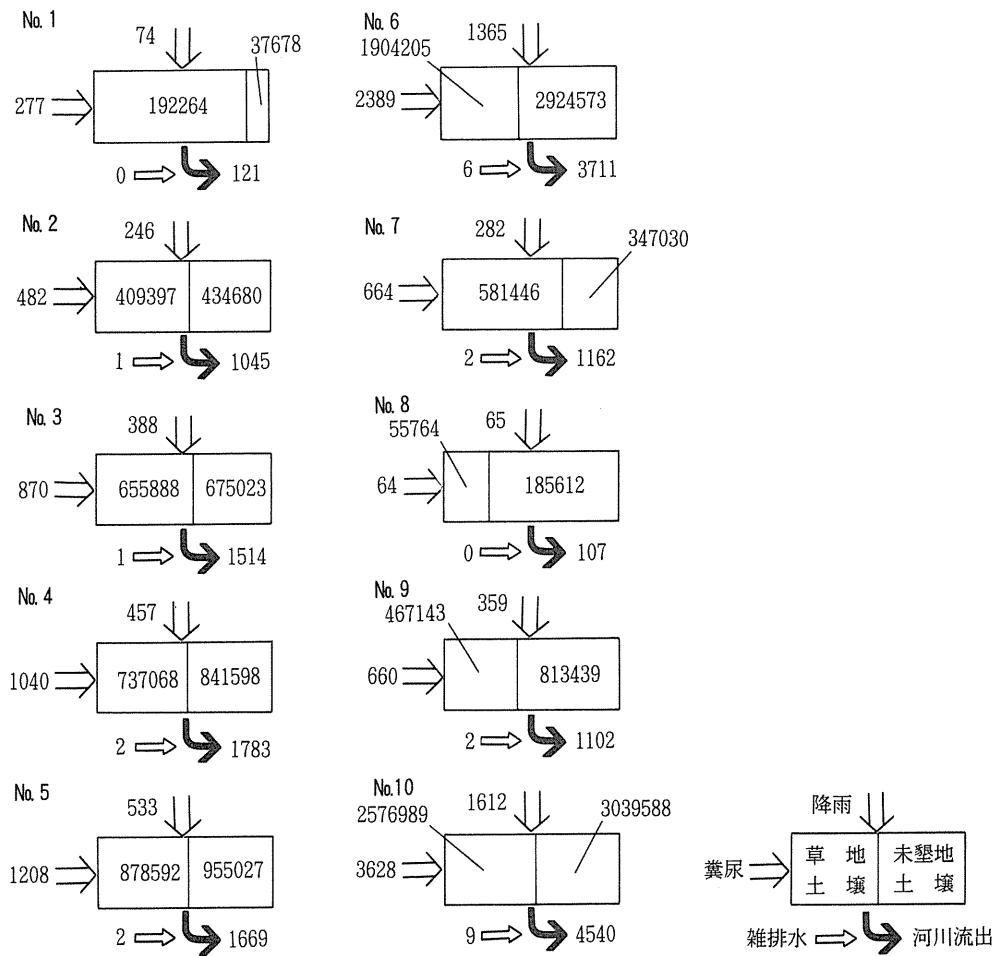


図-7 各流域における土壤中炭素の現存量と炭素の収支図 (Mg)

文 献

- D. W. Johnson and G. S. Henderson: Terrestrial Nutrient Cycling, in Analysis of Biogeochemical Cycling Processes in Walker Branch Watershed, D. W. Johnson and R. I. Van Hook(ed), 231-300, Springer-Verlag, New York(1989)
- 藤島哲夫・宇田川義夫・松下研二郎：鹿児島県下における火山灰土壤畠地の生産力と各種成分の溶脱について－ライシメータ試験－（第3報），日本土壤肥料学雑誌，43，333-338(1972)
- 富士田裕子・辻井達一：環境保全対策基礎調査報告書 北海道東部－釧路地区，植物，北海道開発局 農業計画課（1990）
- 早川康夫・橋本久夫：根釧地方の牧野改良 第1報 天然牧野の生産力について，北海道立農業試験場集報，10，59-75(1963)

- 北海道立中央農業試験場環境資源部：環境資源に関する試験成績，（1987）
- 北海道立天北農業試験場：草地土壤試験成績書（1985，1986）
- 北海道立根釧農業試験場：北海道立根釧農業試験場年報（1991）
- 今井弘樹
- 倉持寛太・永田修・佐久間敏雄：草地酪農地域における非特定汚染源による河川の富栄養化－根釧台地の酪農地域における事例研究Ⅰ－，草地酪農地域の中小河川の水質とその形成機構，本報告（1993a）
- 倉持寛太・永田修・佐久間敏雄：草地酪農地域における非特定汚染源による河川の富栄養化－根釧台地の酪農地域における事例研究Ⅲ－，草地酪農地域の地下水と草地排水の汚染状況，本報告（1993b）
- 松本成夫・三輪睿太郎・袴田共之：農村地域における有機物フローシステムの現存量とフロー量の推定法，システム農学，6，11-23(1990)
- 松本成夫・佐藤良一・袴田共之・三輪睿太郎：茨城県牛久沼集水域における有機物フローの変動評価，日本土壤肥料雑誌，63，415-421(1992)
- 松本成夫・佐藤良一・袴田共之・三輪睿太郎：茨城県牛久沼集水域における有機物フローの地域別変動と農地還元利用の評価，日本土壤肥料雑誌，63，639-645(1992)
- 松中照夫：寒冷・寡照地域のチモシー草地に対する窒素施肥法に関する研究，北海道農業試験場報告，62，(1987)
- 根室区域農用地開発公団事業誌編集委員会：根室区域農用地開発公団事業誌 新酪農村建設の記録，農用地開発公団（1984）
- 農林水産省北海道統計情報事務所：農林水産統計速報4-53（生産-24）（1992）
- OECD, Environment Policy Committee: Natural Resource Accounts, Conclusions from OECD work and Progress in Member Countries, OECD, Paris(1993)
- OECD環境委員会：OECD Environment Committee Meeting at Ministerial Level, Back Ground Paper 1-5, 1991, 環境庁地球環境部（訳），地球環境のための市場経済革命, pp.326, ダイアモンド社, 東京（1992）
- 小川吉雄・酒井一：畑地内から水田内へ流入した硝酸態窒素の動向，日本土壤肥料雑誌，55，533-538(1984)
- 佐藤大七郎：北海道のウダイカンバの天然林の物質生産－林分生長論資料9－，東京大学演習林報告，66，109-117(1974)
- 菅原正巳：流出解析法，共立出版（1972）
- 田淵俊雄・高村義親：集水域からの窒素・リンの流出，東京大学出版会（1985）
- 高橋幸男・浅井達弘・菊沢喜八郎：名寄のシラカンバ林の現存量について，北海道林業試験場報告，12，19-37(1974)
- 辻井達一：平成2年度環境保全対策調査報告書 北海道東部－風蓮地区，植物部門，北海道開発協会（1991）
- 吉村健次郎・古本浩望：広葉樹林の育成に関する研究－シラカンバ林の1次生産力について－日本林学会北海道支部講演要旨集，22，29-37(1974)