

15.4 大規模農地から河川への環境負荷流出抑制技術の開発

研究予算：運営費交付金(一般勘定)

研究期間：平 18～平 22

担当チーム：流域負荷抑制ユニット

研究担当者：山下彰司、新目竜一、赤岩孝志、山本潤、
牧田佳巳、中山博敏、鶴木啓二

要旨

本研究では特に北海道に特有の広大な農地における農業由来の環境負荷物質を対象として、それが農地を貫流する流域に与える影響を検証し、北海道の土地利用形態に適した環境負荷物質の流出抑制対策の開発を行う。また、調査対象河川の環境負荷物質の発生源の特性及び流出特性と対象河川が流入する湖沼における環境負荷物質の挙動の一端を把握・検証した。

キーワード：大規模農地、濁質、栄養塩類、海水交換、家畜ふん尿

1. はじめに

北海道においては、自然環境の一端を形成する良好な河川・沿岸環境の保持・再生と農業の持続的発展との共存が重要な課題となっている。これより、大規模農地を有する流域の生態系の主要な基盤の一つとなっている流域内の地質、濁質、栄養塩類の流域内での移動や残留過程を整理検討し、人間活動と河川環境との相互作用を解明することが求められている。本研究における調査対象河川は道内有数の酪農地帯である道東の A 川とした。また、A 川は汽水域をもつ B 湖に流入している。さらに、この A 川支川 C 川では現在国営環境保全型かんがい排水事業 Z 地区で水質負荷の流出抑制を目指して、家畜ふん尿処理施設の整備や排水路沿いの林帯の設置などの取り組みがなされている。本研究では、これらの取り組みによる施肥管理の改善や農地から水系への流入負荷抑制の効果などの検証、流域における将来の水質改善への寄与の検討を行う。

2. A 川の環境負荷物質の移動形態

2.1 A 川の環境負荷物質の流出特性

本研究における調査対象河川は道内有数の酪農地帯である道東の A 川とした。また、A 川は汽水域をもつ B 湖に流入している。さらに、この A 川支川 C 川では現在国営環境保全型かんがい排水事業 Z 地区で、家畜ふん尿処理施設の整備や排水路沿いの林帯の設置などの取り組みがなされている。調査対象河川 A 川の模式図を図-1 に示す。

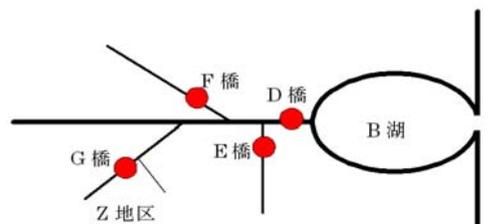


図-1 A 川模式図

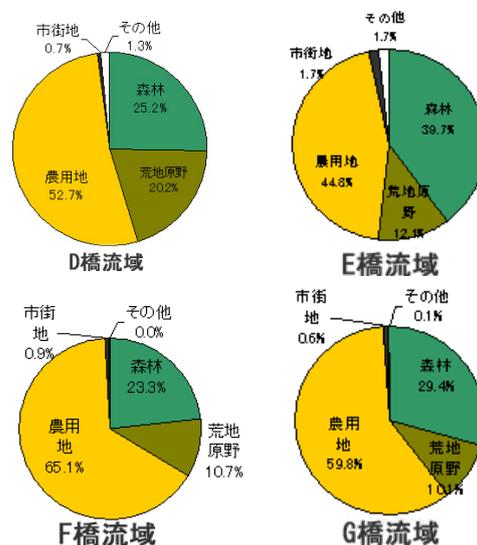


図-2 土地利用図

図-2 に示すように調査対象河川流域(A 川最下流端 D 橋流域)の土地利用の 52.7%は農地(採草放牧地)であり、A 川は北海道の典型的な大規模酪農地帯を貫流する河川である。調査にあたっては、流域内に観測地点を 4 カ所(D 橋：流域面積 557km²、E 橋：流域面積 21.5km²、F 橋：流域面積 5.8km²、G 橋：

流域面積 67.6km²) 設置し、2006 年及び 2007 年の 6 月～11 月において 3 回/月の定期流量水質観測と高水時に 2 回の流量水質観測を行った。得られたデータを元に BOD、COD、全窒素、SS、全リンの各負荷量の項目において L-Q 式 (負荷量と流量の関係式) を作成し、その特性を調べた。L-Q 式は以下の定義で示される。

$$\left(\frac{L}{A}\right) = a\left(\frac{Q}{A}\right)^n \quad (1)$$

上式で A:流域面積、L:負荷量、Q:流量

a, n: 係数

すべての L-Q 式の相関係数は 0.9 以上の高い正の相関を示した。各観測地点で負荷量項目毎の L-Q 式のべき乗係数 n を図-3 に整理する。図中、SS 項目の E 橋地点を除いて、すべてべき乗係数 n が 1 以上であった。これは、この流域では各負荷量が、「洗い出し型」¹⁾であり、この流域の負荷量の主な発生源は面源負荷であることを示している。

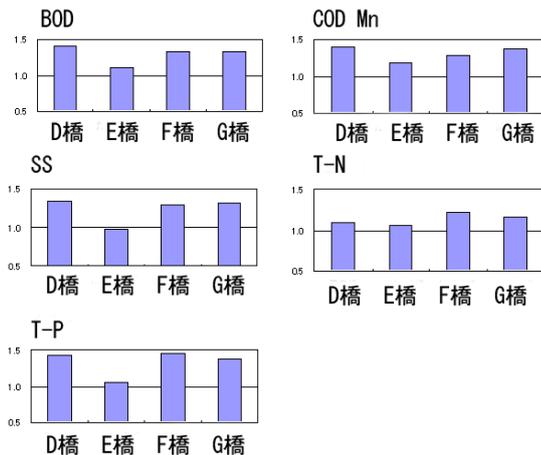


図-3 べき乗係数 n の比較

大規模酪農地帯を貫流する流域での環境負荷物質のなかで、農地に堆肥、スラリー等として散布される窒素は代表的な物質である。散布された窒素はアンモニア態窒素から、土壤中の硝酸菌により、亜硝酸態窒素さらに硝酸態窒素に変化して植物に利用され、あるいは河川に流出する。また、一部の窒素は水に溶けずにそのまま河川に流出するものもある。溶解性のアンモニア態窒素、亜硝酸態窒素、硝酸態窒素等の他に非溶解性のもの(懸濁態)も含めて全窒素としている。以下に窒素に関して考察していく。

2. 2 貯留関数法を用いた窒素負荷量の算定

a) 流出モデルの概要

流出モデルには、日野、長谷部が提案している「数学的フィルター分離 AR 法」²⁾を用いて表面・中間流出成分と地下水流出成分を分離した 2 段タンク型非線形貯留関数モデル (2 段タンク型星モデル)³⁾⁴⁾⁵⁾を使用した。このモデルは、観測雨量、流量データを前処理することなく、利用できるモデルである。基本式は (1) の通りである。図-4 に概念図を示す。

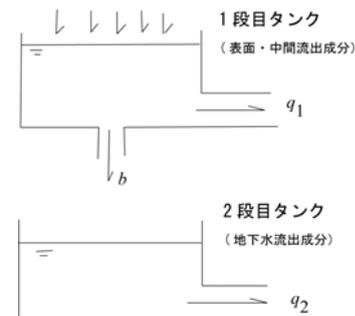


図-4 2 段型タンクモデル型貯留関数モデル概念図

基本式は以下の通りである。

$$\begin{cases} s_1 = k_{11}q_1^{p_1} + k_{12} \frac{d}{dt}(q_1^{p_2}) \\ \frac{ds_1}{dt} = r - q_1 - b \\ b = k_{13}q_1 \end{cases} \quad (1)$$

ここで、s₁: 1 段目タンク貯留高(mm)

r: 観測雨量(mm)

q₁: 表面・中間流出高(mm / hr)

b: 1 段目タンクから 2 段目タンクへの浸透

透

供給量(mm / hr)

k₁₁、k₁₂: 貯留係数

k₁₃: 浸透係数

p₁、p₂: 貯留指数

1 段目タンクの損失項 b は浸透供給量として、すべて 2 段目タンクへの入力とした。また、p₁、p₂、k₁₁ 及び k₁₂ については表面流に Manning 則を用い、以下の値に固定した。

$$p_1 = 0.6, p_2 = 0.4648 \quad (2)$$

$$k_{11} = c_{11}A^{0.24}, k_{12} = c_{12}k_{12}^2(\bar{r})^{-0.2648}, k_{13} = c_{13} - 1$$

ここで、 A : 流域面積(km²) \bar{r} : 平均雨量強度(mm / hr) c_{11}, c_{12}, c_{13} : 未知定数

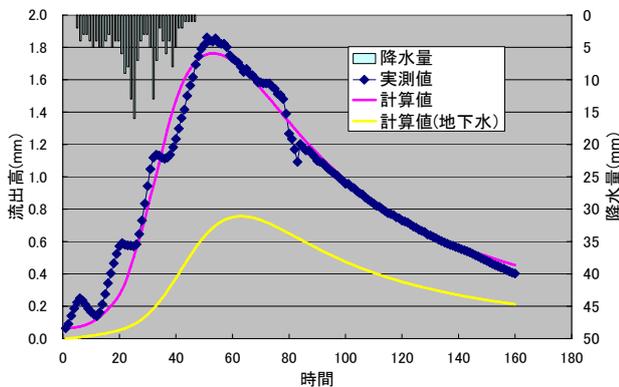


図-5 流出高経時変化図
(2006年10月出水時、D橋)

図-5に2006年10月洪水時のD橋における実測流出高と計算流出高及び計算された地下水流出高の経時変化を示す。計算値はおおむね実測値と適合していることが見て取れる。

b) 水質負荷モデルの概要

海老瀬ら⁶⁾は負荷量 L を表面・中間流出及び地下水流出成分の線形和で以下の式のように表現している。

$$L = aQ_1 + bQ_2 + L_0 \quad (2)$$

上式で、 L_0 は基底流量 Q_0 に対する基底負荷量とし、降雨前の負荷量を便宜的に与える。また、 Q_1 、 Q_2 はそれぞれ表面・中間流出流量、地下水流出流量である。係数 a 、 b は最小二乗法で実測負荷量の分布に最も適合したものとす。

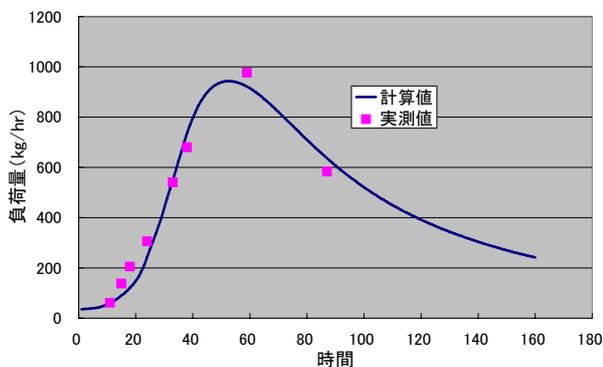


図-6 全窒素負荷量経時変化図
(2006年10月出水時、D橋)

図-6に2006年10月洪水時のD橋における全窒素の実測負荷量と計算負荷量の比較した図を示す。図より計算負荷量は実測負荷量をおおむね再現できることがわかる。また、図-7に流量変化に伴う全窒素負荷量の変化を、図-8に全窒素負荷濃度の経時変化を示す。図-7、8において、多少の誤差はあるが、計算値はほぼ再現できているのではないかと考える。今後、観測データを蓄積し、このモデルで窒素流出特性を明らかにしてみたい。

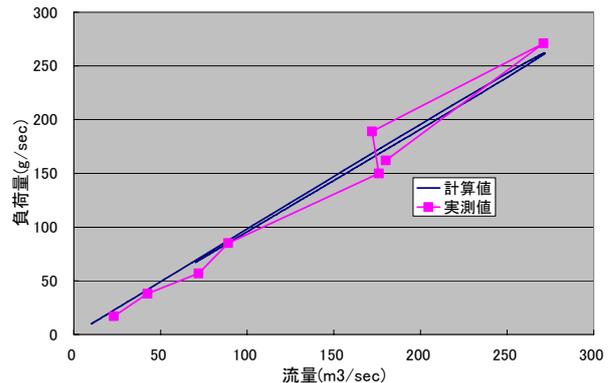


図-7 流量—全窒素負荷量変化図
(2006年10月出水時、D橋)

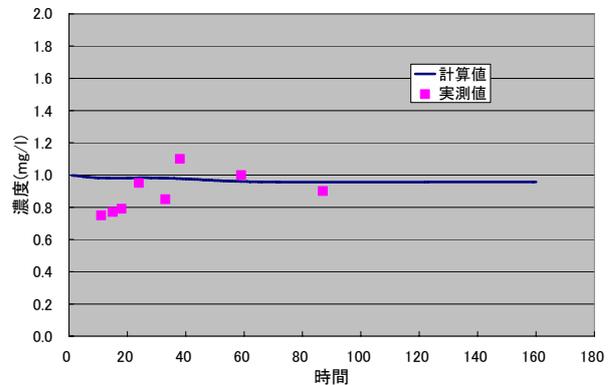


図-8 全窒素負荷濃度経時変化図
(2006年10月出水時、D橋)

2. 3 酪農地帯における出水時の窒素負荷量の挙動

平田ら⁷⁾は山地溪流において溶存性の硝酸態窒素について、その濃度は流量のピーク時に最小となり、流量の低減に伴って濃度は上昇し、降雨前の濃度に戻る事が報告している。また、海老瀬ら⁶⁾は降雨時の流量変化に対する硝酸態窒素負荷量の変化は反時計回りとなる事を報告している。また、橋ら⁸⁾は山岳小河川において出水時の全窒素は懸濁物質の影響

が大きく、増水時の濃度の増加も著しい事を報告している。本研究では、D、E、F、G橋の4観測地点において、硝酸態窒素と全窒素について、負荷濃度の経時変化と流量変化に伴う負荷量の変化を調査したが、だいたい総じて、流量との関連で硝酸態窒素においては反時計回り（図-9）、全窒素においては時計回り（図-10）の傾向が見られた。この傾向の違いの要因は、硝酸態窒素は溶存性であるため、出水後期に遅れて増加してくる地下水成分の寄与を受けることが多く、全窒素は非溶存性の懸濁態窒素も含んでいるが、懸濁態窒素は出水初期の表面流の寄与を多く受けるからだと考えられる。

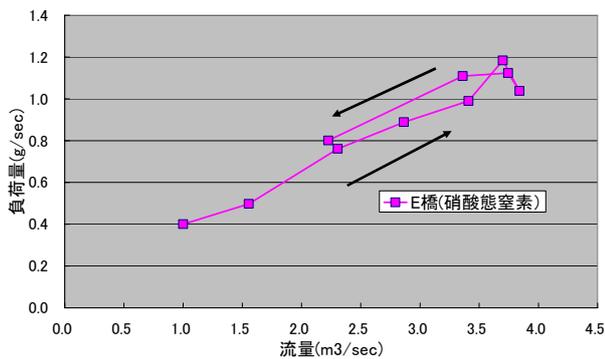


図-9 硝酸態窒素—流量関係図
(2007年6月出水時)

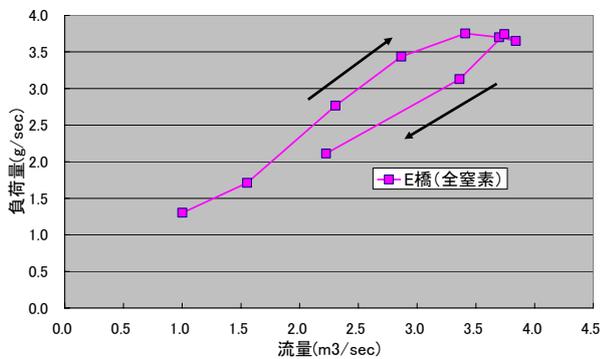


図-10 全窒素—流量関係図
(2007年6月出水時)

図-11、12に2007年6月出水時の4観測地点における全窒素と硝酸態窒素濃度の時間変化を、図-13に2007年6月出水時の4観測地点の全窒素濃度に硝酸態窒素濃度が占める割合（以降、硝酸態窒素比とする）の時間変化を示す。各地点において全窒素濃度はE橋を除いて流量の増加に伴って増加し、ピークを形成して、減少に転じるが、硝酸態濃度及び硝酸態窒素比は出水時初期に減少するが、時間の経過とともに上昇していくことが見られる。

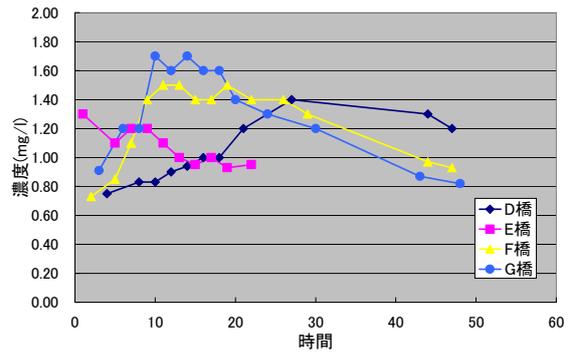


図-11 全窒素濃度の時間推移図
(2007年6月出水時)

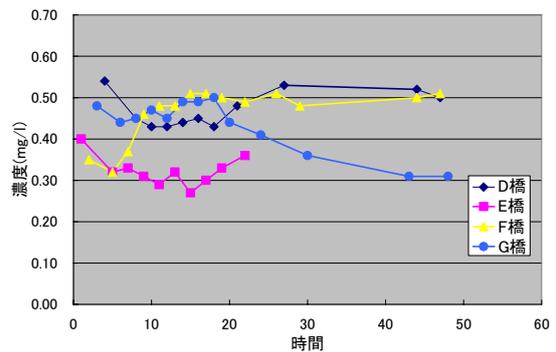


図-12 硝酸態窒素濃度の時間推移図
(2007年6月出水時)

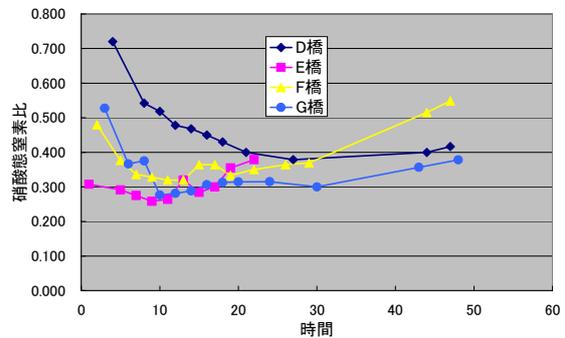


図-13 硝酸態窒素比の時間推移図
(2007年6月出水時)

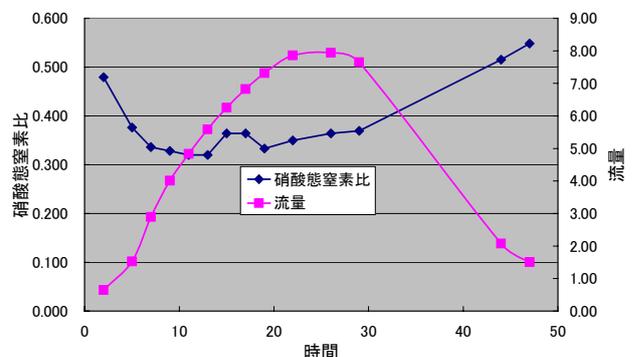


図-14 硝酸態窒素比と流量ハイドロの比較
(F橋) (2007年6月出水時)

また、典型的例として、図—14 に 2007 年 6 月出水時の A 川の F 橋地点で採水した河川水における硝酸態窒素比とハイドログラフの比較図を示す。図より、硝酸態窒素比は流量の増加とともに減少していき、流量のピーク前に最小値を示した後に、流量がピークを過ぎ減少していくにもかかわらず硝酸態窒素比は上昇していく傾向を示している。要因としては、先に述べたように出水時の初期は河川水における表流水の割合が多いことから、全窒素流出量の増加と降雨による希釈に伴い、相対的に硝酸態窒素の濃度の割合は減少していくが、出水後期には、河川水に占める地下水流出成分が卓越してくるため、硝酸態窒素濃度の割合が増加してくるためと考えられる。この傾向は感潮域である D 橋地点を除くすべての地点で見られた。山田⁹⁾は農業地域(畑地)における降雨時の懸濁態窒素と硝酸態窒素の挙動に関する同様な報告をしている。

3. 傾斜草地からの肥料成分流出抑制にむけた予備的試験

3.1 試験目的

酪農地帯における河川等に対する水質負荷を抑制するためには、草地表面から排水路へ流出する負荷物質を低減させる必要がある。土壌浸入能が小さい傾斜草地において、スラリー散布に伴う圃場面からの肥料成分流出を抑制する対策方法の一つとして、散布したスラリーを速やかに地中に浸透させることが考えられる。本調査では、傾斜草地の上部と下部において土壌調査を実施し、土壌中肥料成分の現状を明らかにするとともに、既存草地から切り取った牧草サンプルを用いて、スラリーを表面散布した試験区と切り込みを入れて地中に浸透させることを想定した試験区を設け、降雨を想定して人工的に散水する簡易な室内試験を実施した。

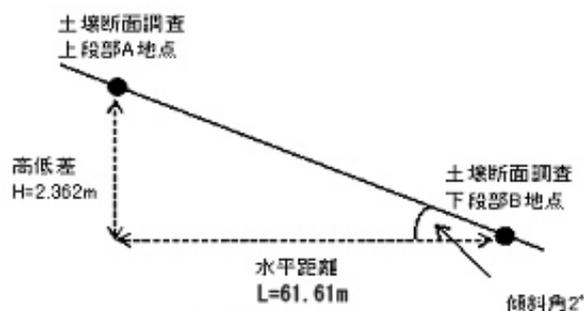
3.2 試験方法

3.2.1 現地調査

図—15 に調査圃場の状況を示す。図の右側に位置する林帯方向に向かって緩やかに傾斜している採草用牧草地である。平成 19 年 11 月 20 日と 21 日に、この傾斜草地の上部と下部の 2 箇所ルートマットを除去した後、表層から 5cm 深毎に、深さ 35cm まで土壌を採取した。実験室に持ち帰った後、理化学性を分析した。なお、測定の結果、両地点間を結んだ圃場の傾斜角は約 2° であった(図—16)。



図—15 傾斜草地の状況



図—16 測量結果

3.2.2 室内試験

牧草サンプルの採取は、その作業に伴い草地を大きく乱すこととなる。そのため、農家所有の草地からの採取は難しいと判断し、寒地土木研究所が所有している別海資源循環試験施設内の採草用牧草地から採取した。なお、室内試験開始が平成 20 年 2 月中旬となり、採取したサンプルは暖房施設のない倉庫で保管したため、いったん凍結したものを試験開始前に解凍して使用した。室内試験では、採取したサンプルを幅約 40cm、長さ約 90cm、厚さ約 15cm に整形した。また、表面流出水がサンプルの横から流れ落ちることを防止するため、サンプルの左右にプラスチック板を挿入し、流出面の幅を約 25cm とした。試験区は傾斜角度を 2° と 4° の 2 通りとした。スラリーの散布方法は、スラリースプレッダーで牧草地に散布することを想定してジョウロで表面に散布する方法と(図—17)、インジェクターを用いて散布することを想定して、サンプル表面に深さ約 5cm の切り込みを傾斜方向と直角に交わる方向に 10cm 間隔で設けて、その中に散布する方法の 2 通りとした(図

—18, 19)。スラリーの散布量は各区とも $0.6\text{kg}/0.225\text{m}^2$ ($26.7\text{t}/\text{ha}$ に相当) とした。なお、牧草表面の付着物質および堆積物の一部は、表面流出に伴って流れ出すことが考えられるため、スラリー散布前に多量の水をジョウロで散水し、これらの物質を洗い流した(各試験区に対して5分間に約20Lの水道水を散水)。降雨を想定した散水は、実験開始時には園芸用の電動噴霧器を用いて(図-20)、



図-17 表面散布



図-18 表面への切り込み



図-19 切り込みへの散布

$47\text{mm}/\text{h}$ の降雨に相当する散水を行ったが表面流出が発生しなかったため、ジョウロを用いてそれぞれの試験区に対して、7Lの水道水を約2.5分で散水し($747\text{mm}/\text{h}$ の強度に相当)表面流出水を採取した。



図-20 噴霧器による散水

3.3 現地調査と室内試験に関する考察

3.3.1 現地調査

表-1に土壤分析結果を示す。散布された肥料成分の影響が強く現れる表層土壌0~5cmにおける、無機態窒素の分析結果を見ると、斜面上部よりも斜面下部の量が多いことが明らかとなった。過年度の調査結果によると、本圃場の浸透能は $0.7\text{mm}/\text{h}$ と非常に小さいため、降雨時に発生する傾斜草地の上部から下部に向かう表面流出に伴い、肥料成分が下部へ流れることにより、傾斜草地の下部の土壌中の濃度が高くなっていることが考えられる。

3.3.2 室内試験

表-2に供試したスラリー等の分析結果を、表-3に表面流出水量と分析結果から算出した負荷物質の流出量を示す。流出水中の全窒素割合を見ると、いずれの試験区においても大差はなかった。流出水量を見ると、傾斜 2° では、表面散布区と比較してインジェクション区は約半分の量であった。また、傾斜 4° では、インジェクション区がやや少ない値を示した。この要因としては、インジェクション区の場合、牧草表面に切り込みを入れるため、土中への水分の浸透能は大きくなり、また、傾斜 2° の場合は、斜面方向へ流れる速度が傾斜 4° と比較してゆ

表-1 土壤理化学性分析結果

地点	採取深度 (cm)	pH (H ₂ O)	腐植 (%)	窒素 (%)	C/N	陽イオン 交換容量 (me/100g)	交換性陽イオン			無機態窒素			有効態 リン酸 mg/100g	磷酸吸 収係数 mg/100g
							CaO	MgO	K ₂ O	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NH ₄ +NO ₃		
							(mg/100g)			(mg/100g)				
斜面 上部	0~5	5.51	31.79	1.45	13	55.6	604.1	138.8	57.0	4.84	5.86	10.70	92.5	1454
	5~10	6.05	16.96	0.71	14	41.5	614.0	90.4	19.4	3.93	3.93	7.85	73.9	1800
	10~15	6.75	12.75	0.47	16	40.7	767.9	60.4	6.9	3.79	1.75	5.53	19.6	2028
	15~20	6.50	14.76	0.53	16	35.3	617.1	38.7	5.3	4.94	1.89	6.83	7.5	1969
	20~25	6.47	13.25	0.48	16	36.2	662.2	37.7	5.0	4.34	2.17	6.52	8.3	1895
	25~30	6.45	13.78	0.53	15	31.8	532.7	28.3	5.1	2.21	1.47	3.68	1.7	2400
	30~35	6.36	9.41	0.37	15	24.9	335.4	20.2	4.6	3.09	1.47	4.56	1.3	2403
斜面 下部	0~5	5.40	34.26	1.69	12	53.3	480.1	178.1	83.0	5.57	14.52	20.09	100.2	1573
	5~10	5.49	19.52	0.94	12	43.7	353.2	112.2	32.3	3.64	5.98	9.62	90.4	1842
	10~15	5.81	17.98	0.73	14	34.2	340.9	55.9	9.4	3.63	4.64	8.27	16.2	2073
	15~20	5.76	16.49	0.65	15	35.5	330.2	43.0	13.1	4.07	3.20	7.26	7.9	2136
	20~25	5.71	15.82	0.62	15	32.5	265.3	25.8	8.4	3.93	2.47	6.40	9.1	2053
	25~30	5.57	17.82	0.68	15	34.5	136.0	13.1	7.3	3.82	1.62	5.44	1.7	2493
	30~35	5.71	7.04	0.31	13	16.3	66.4	6.9	7.7	3.48	2.18	5.66	1.7	2246

表-2 スラリー散布室内試験分析結果

サンプル名	pH	乾物率(%)	有機物含 量(%)	全窒素(%)
水道水	6.13	0.0113	0.0062	0.0022
スラリー	6.41	5.8983	4.6867	0.3233
流出水(傾斜2°、インジェクション)	6.93	0.0392	0.0208	0.0052
流出水(傾斜2°、表面散布)	6.95	0.0465	0.0317	0.0053
流出水(傾斜4°、インジェクション)	6.98	0.0582	0.0331	0.0052
流出水(傾斜4°、表面散布)	6.96	0.0420	0.0292	0.0055

表-3 窒素流出量

試験区	流出水量(g/m ²)	窒素流出量(mg/m ²)
傾斜2°、インジェクション	3939.96	204.88
傾斜2°、表面散布	7581.42	401.82
傾斜4°、インジェクション	11178.93	581.30
傾斜4°、表面散布	11543.42	634.89

るやかなため傾斜 2° のインジェクション区の流出水量が最も少なかったことが考えられる。算出した窒素流出量は、流出水量の大小が大きく影響し、傾斜 2° のインジェクション区が最も少ない値となった。

今回の試験では、傾斜が 4° の場合には、インジェクションを行っても、流出負荷量の低減の効果が小さいという結果となった。ただし、今回の結果は、降雨を想定した噴霧器による散水では表面流出が発生しなかったため、現実の降雨では想定されない 747mm/h に相当する水を散水した結果となった。追

試験の実施を待ってから結論づける必要がある。

4. 大規模酪農地域における河川水質と土地利用条件との関係解明¹⁰⁾

北海道東部釧根地域では、1960 年代以降に行われた大規模な草地開発およびそれに伴う林地・湿地の減少、さらには近年の経営規模拡大や多頭飼育など、土地利用条件の変更が流域の水質環境に大きな影響を及ぼしたといわれている。そのため、この地域の水質環境を改善するためには、酪農による土地利用と河川水質との関係を明らかにする必要がある。こ

ここでは、平水時を対象とし、全窒素の平均濃度および濃度変動（標準偏差、変動係数）から、河川水質と土地利用条件との関係について検討した。

4. 1 調査手法

調査・検討は、A 川支川の C 川およびその支流の計 8 流域を対象に行なった（表-4）。水質・水文データは、北海道開発局釧路開発建設部が 2003～2005 年に調査したデータのうち、融雪融凍期および降雨出水時を除いた 5 月～11 月の平水時について整理した。採水回数は、2003 年が 4 回、2004 年が 7 回、2005 年が 3 回で計 14 回である。検討の対象とした水質項目は全窒素（T-N）である。

ここでは、酪農由来の水質汚濁に関係する土地利用条件として、面源汚濁に関係する指標には草地割合と河畔草地割合を、点源汚濁の指標には流域面積当たりの飼養頭数密度を用いることとした。流域面積と土地利用割合は、国土地理院発行の 25,000 分の 1 地形図に示された土地利用区分を基に求めた。河畔草地割合は、草地が河川（25,000 分の 1 地形図に図示されている流路）に接している延長÷河川延長×2（両岸）×100 で算出した。

表-4 調査流域の諸元

調査流域	流域面積 (km ²)	土地利用割合(%)			飼養牛頭数 / 流域面積 (頭/ha)	河畔草地率 (%)
		草地	林地 湿地	農家		
C川	84.9	60	38	2	0.7	7
CR2川	7.2	75	21	4	1.4	33
CR2M川	2.4	75	25	0	0	29
CR2Y川	2.4	79	12	9	2.9	70
CR5川	3.1	77	21	2	1.1	26
CB川	6.7	66	31	3	1.0	5
CL川	9.3	70	28	2	0.4	1
CY川	9.8	44	54	2	0.4	3

4. 2 調査結果

4. 2. 1 濃度の経時変動

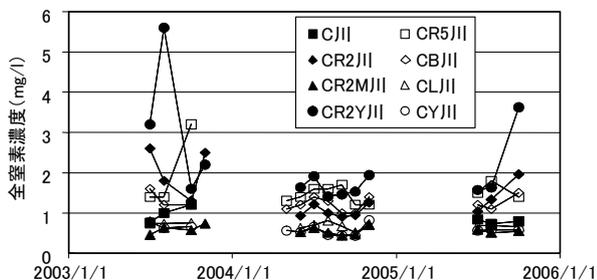


図-2 1 全窒素濃度の経時変動

流域ごとに濃度の経時変動についてみると（図-2 1）、明確な季節変動はみられないが、濃度の高い流

域で変動が大きく、濃度の低い流域では変動の小さい傾向がみられた。濃度の高い 3 流域では飼養頭数密度が高く、平水時でも汚濁物質が河川に流出しやすい状況になっていることが推測される。

4. 2. 2 水質濃度と土地利用条件

流域の土地利用条件（飼養頭数密度、草地割合、河畔草地割合）と水質濃度（全窒素）の関係について平均濃度と標準偏差から検討すると（図-22）、飼養頭数密度と全窒素濃度平均値の関係では、高い正の相関がみられた。全窒素濃度の平均値は、草地割合や河畔草地割合との間でも正の相関はみられたが、飼養頭数密度との関係より相関が低くなっていた。草地割合との関係で相関の低い要因は、CL 川と CR2M 川の数値が全体の傾向と外れていることにある。これは、CL 川では草地割合が同程度の流域と比べて飼養頭数密度と河畔草地割合がともに低いこと、CR2M 川では草地割合が同程度の流域と比べて飼養頭数密度が低いことによるものと考えられる。以上より、草地割合が同程度の流域でも、平水時の全窒素濃度は、飼養頭数密度と河畔草地割合によって異なることが明らかとなった。

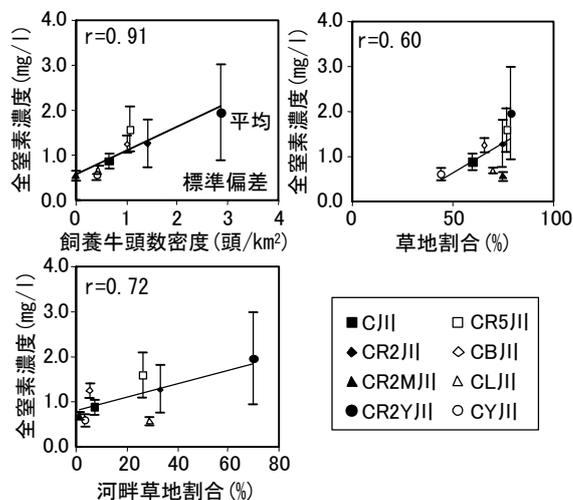


図-2 2 全窒素の平均濃度・標準偏差と土地利用条件

また、土地利用条件と標準偏差の関係を見ると（図-22）、飼養頭数密度、河畔草地割合、草地割合のいずれも数値が大きくなると標準偏差も概ね大きくなっていった。これは、流域内の酪農的土地利用が進行するほど濃度のバラツキが大きくなることを示唆しており、変動係数（=標準偏差÷平均値×100（%））を用いて図示するとより明確になる（図-23）。それぞれの図中において近似直線で示した全体の傾向よ

りも変動係数の小さい流域は、飼養頭数密度との関係の CL 川と CB 川、草地割合との関係の CL 川、CB 川と CR2M 川、河畔草地割合との関係の CR2M 川である。これらの流域の特徴は、酪農施設がないこと (CR2M 川)、河畔に草地が少なく河畔に林地・湿地が残されていること (CL 川、CB 川) である。逆に、変動係数が全体の傾向よりも大きい流域は草地割合との関係の CR2Y 川と CR2 川であり、ともに飼養頭数密度と河畔草地割合が高く、かつ河川近傍に畜舎が存在する流域である。以上より、土地利用条件のうち、平水時における河川の全窒素濃度変動に与える影響は飼養頭数密度と河畔草地割合が強いと考えられる。すなわち、飼養頭数密度が高いことは糞尿発生量が多いことを示し、畜舎周辺からの直接的な流出だけでなく、草地への過剰な還元にもつながる。また、河畔草地割合が高いことは草地からの汚濁物質流出に対する緩衝機能が小さいことを示し、平水時でも汚濁物質の流出しやすい状況にあることが推測される。

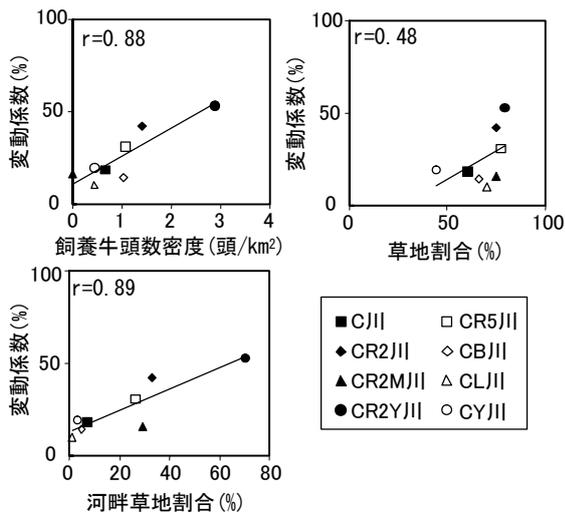


図-23 全窒素濃度の変動係数と土地利用条件

5. 草地酪農流域に整備された浄化池の機能調査

A 川支川の C 川流域で実施されている国営環境保全型かんがい排水事業 Z 地区では、浄化型排水路として流下断面の確保とともに土砂緩止林や沈砂池 (施設名は遊水池・排水調整池・浄化型流入工) 等の整備が進められている。そこで、Z 地区内のモデル路線である W 排水路に整備された浄化池の水質浄化状況について調査・検討を行った。

5. 1 調査手法

5. 1. 1 施設概要

調査対象施設の概要は以下のとおりである。

遊水池—排水路最下流部に設置し、土砂及び水質負荷物質を低減させることを目的とする。

排水調整池—本線と主な支線排水路の上流端に設置し、本線への土砂流入を防止すると共に水質改善を図る。

浄化型流入工—排水路本線に流入する支線や側溝の下流端に設置し、本線への土砂流入を防止すると共に水質改善を図る。

5. 1. 2 現地調査

W 排水路の遊水池 1 カ所、排水調整池 5 カ所、浄化型流入工 11 カ所 (これら施設をまとめて浄化池と呼称する) で水質調査を実施した (図-24)。採水は各浄化池の流入部と流出部で、2007 年 5~11 月の夏期平水時に 3~10 回、冬期結水時の 2008 年 1 月に 2 回行った。水質分析項目は全窒素 (T-N)、全リン (T-P)、生物化学的酸素要求量 (BOD)、塩化物イオン (Cl⁻) である。

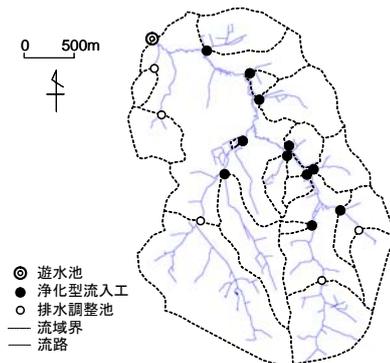


図-24 調査位置図

5. 2 調査結果

5. 2. 1 夏期平水時

T-N (全窒素)、T-P (全リン) について、平水時における浄化池の上流側濃度と下流側濃度の関係を示す (図-25)。T-N は、流入濃度と流出濃度が 1 対 1 を示す線以下に概ね分布しており、浄化効果がみられた。窒素浄化メカニズムは、Cl⁻ (塩素イオン) 濃度に大きな変化が無かったことから、希釈ではなく脱窒や藻類の取り込みなどの生物的作用によるものと推測される。また、浄化率 (= (1.0 - (流出濃度 ÷ 流入濃度) × 100) の平均を求めると、T-N の浄化率は 17% となった。T-P に関してはバラツキが大きく、一定の傾向を示さなかったが、低濃度であるため、とくに問題とならない。BOD (生物化学的酸素要求量) は、遊水池以外では流入濃度より流出濃度の方が高くなっていた。これは、池内部での藻類の増殖によるものと考えられる。ただし、流出濃度はおおむね

1mg/l 以下であり、下流に位置する A 川の環境基準値 (A 類型、2mg/l 以下) をクリアしており問題はない。今後、池内の植生域で植物が旺盛になれば、流出は抑制されると判断される。

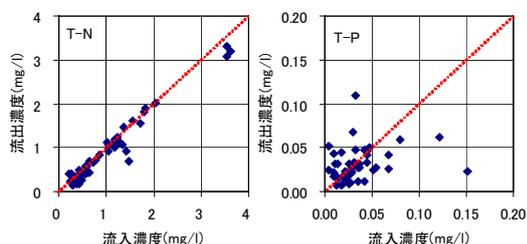


図-25 夏期平水時における浄化池の流入濃度と流出濃度の関係 (斜線は流入：流出=1：1を示す)

5. 2. 2 冬期結氷時

冬期結氷時における浄化池の水質状況を図-26 に示す。池表面は厚い氷で覆われており、その下を水が流れていた。浄化率の平均は T-N で 5%、T-P で 0% という結果であった。T-N は夏期平水時の浄化率と比較して低下していた。冬期は夏期と比較して水温が低いと生物的作用が低下し、水質浄化効果も小さくなると考えられる。

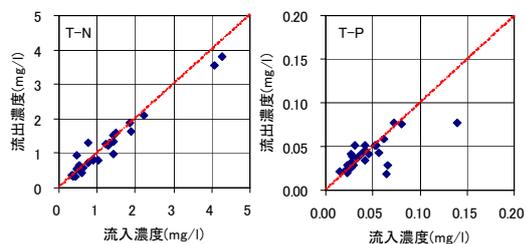


図-26 積雪期における浄化池の流入濃度と流出濃度の関係 (斜線は流入：流出=1：1を示す)

5. 3 今後の課題等

環境保全型かんがい排水事業で整備された浄化池の水質浄化機能について調査・検討を行った。その結果、夏期平水時と冬期結氷時に比較的濃度の高い全窒素で水質浄化効果を確認した。今後、さらにデータを蓄積し、水質浄化と関連のある滞留時間、水温、流入濃度、植生などについて検討する予定である。また、流出負荷量の多いとされる降雨時や融雪時についても調査を行う予定である。

6. 草地酪農地域における緩衝帯の機能調査¹¹⁾¹²⁾

酪農地域の汚濁源として、畜舎周辺などの点源のほかに、面源として草地が挙げられている。その面

源からの水質負荷を低減させる手法の一つとして、排水路沿いの緩衝帯の設置がある。緩衝帯を実際に計画・整備していくうえで、その機能の定量的な評価が必要である。ここでは、草地酪農地域における排水路沿いの林地で水質水文調査を行い、河畔緩衝帯としての水質浄化機能を検討した。

6.1 調査方法

調査は、道東地域の草地酪農流域に位置する斜面 (斜度約 5%) で実施した。斜面のうち、上部は採草地として利用され、下部には林地が残されている。草地は黒色火山性土壌、林地は泥炭土壌から成る。草地のベーシックインテークレートは 1mm/h 未満と非常に小さく、降雨時に表面流出が発生しやすい状況にある。

この斜面において、草地からの汚濁物質を含む流出水に対する林地の水質浄化機能を測定するために、草地表面水と林地地下水を採取した。地下水観測点は、草地と林地の境界から斜面下方向に 35m 地点まで 5m 間隔で 8 地点とし、観測孔 (塩ビ管 VP40、深度 1.5m) は 1 地点つき横方向に 1m 間隔で 5 箇所設けた (図-27)。地下水の採水は、観測孔内の全量採取とし、地下水が大きく動くと思われる降雨中から降雨後 5 日までの間に実施した。調査は 2005 年と 2006 年に合わせて 13 回実施した。検討の対象とした水質分析項目は T-N (総窒素)、NO₃⁻ (硝酸態窒素) である。

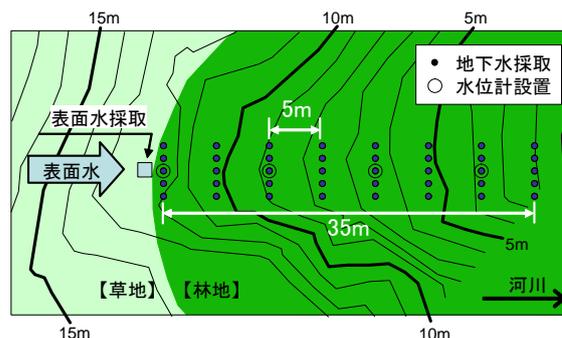


図-27 緩衝帯調査概要

6. 2 緩衝林帯の水質浄化効果

降雨時の草地表面水に含まれる T-N 濃度の平均値は 6.21mg/l (最大値 12.26mg/l、最小値 2.00mg/l) であったのに対し、林地地下水の 0m 地点で T-N 濃度の平均値は 2.51mg/l (最大値 9.33mg/l、最小値 0.89mg/l) と半分以下の濃度であった。このことは、草地と河川の間には緩衝帯を配置し、草地からの表面

流去水を地中に浸入させることで、汚濁負荷としての総窒素(T-N)の削減が可能であることを示唆している。

図-28 に各観測点の NO_3^- 濃度変化の事例として、2005年に観測した5データを観測日ごとに示す。各観測点とも観測孔による濃度のバラツキが大きいのが、平均値をみると、いずれも斜面下部に行くに従い濃度は低下していた。これは、緩衝林帯の土壤中を地下水が浸透することで、これに含まれる硝酸態窒素が浄化されていることを示唆している。

次に、草地と林地の境界(0m地点)における濃度を1.0として林帯斜面の地下水に含まれる NO_3^- と Cl^- の相対濃度変化を図-29に示す。 Cl^- は植物による吸収はほとんどなく、土壤に吸着されにくく、土壤からの溶出もないため、水移動の指標として利用される。一方、 NO_3^- も土壤に吸着されにくく Cl^- と同様に地下水の流動に伴い移動するが、 Cl^- とは異なり吸収や脱窒といった生物的作用を受ける。すなわち、 NO_3^- の濃度低下のうち、 Cl^- 濃度の低下割合相当分は希釈によるものと考えられ、それ以外は脱窒等の生物的作用によるものと考えられる。ここで、7/7の20m地点における NO_3^- 濃度低下率(約6割)の内訳は、 Cl^- 濃度低下割合分(3割)が希釈、残り3割が生物的作用によるものと考えられる。同様に、7/21は20m地点でほぼ0(低下率約10割)となり、2割が希釈で8割が生物的作用となる。7/29では25m地点でほぼ一定濃度(低下率約9割)となり、3割は希釈、6割は生物的作用となる。9/1では10m地点でほぼ0となり、 Cl^- 濃度に変化のないことから、すべて希釈以外の生物的作用によるものと考えられる。

最後に、林地地下水の NO_3^- について、試料採取日の降雨経過日数(降雨終了日を0日とする)と濃度収束位置の関係を図-30に示す。濃度収束位置は最長で25m地点で、降雨後の日数経過に伴い、斜面のより上部で濃度が収束した。これは、この斜面で地下水の NO_3^- を最大限浄化するには林帯幅として25m程度が必要であることを示唆している。

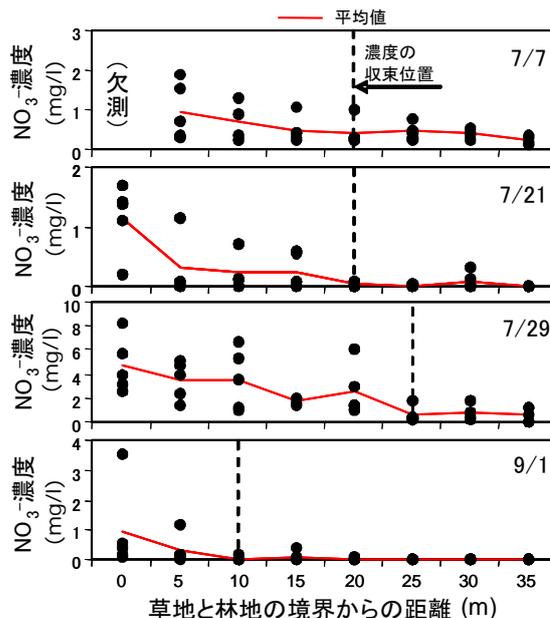


図-28 緩衝帯地下水の NO_3^- 濃度の変化 (2005年)

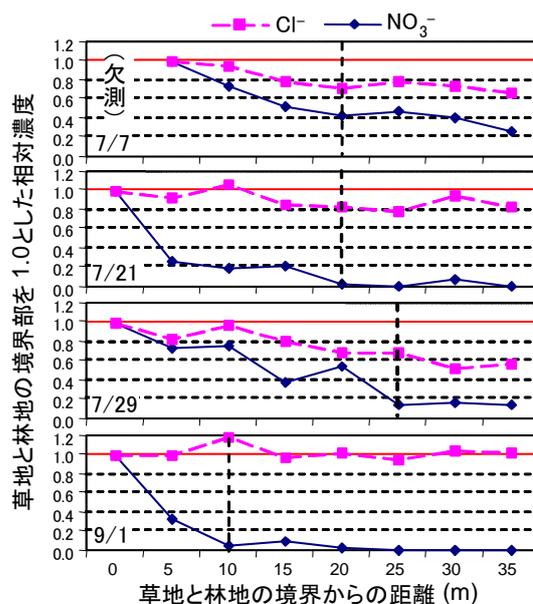


図-29 緩衝帯地下水の NO_3^- と Cl^- 濃度の相対変化 (2005年)

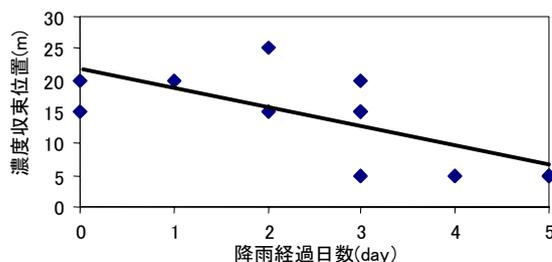


図-30 降雨経過日数と林地地下水の NO_3^- 濃度収束位置

7. 草地酪農流域に適用可能な流出モデルの開発¹³⁾

降雨流出過程において、浸入能の小さい草地において発生する表面流は、土粒子やその他の水質汚濁負荷を直接的に河川や排水路へ流出させる。これに対して、排水路沿いに緩衝帯を配置することで水質負荷を低減させる手法が提案されている。そこで、草地～緩衝帯～排水路の水文・水質過程を表現可能な水理水質解析モデルを開発した。

7. 1 水理水質解析モデルの概要

7. 1. 1 流出解析モデル

流出解析モデルは、降雨時における草地斜面の流出現象を想定し、表面流と中間流の2層流モデルとした(図-31)。表面流には二次元浅水流モデル(Leap-Frog 差分法)を、また、中間流(地中流)にはダルシー則(風上の水理量の適用)を用いた。座標系は正方格子のスタッガードメッシュを採用した。パラメータは表層厚、表層中の初期水深、透水係数、インタークレート等である。透水係数(不飽和であるが代表値を付与)は等方性を仮定した。

地表面では、表層第1層の浸入能を上回った降雨と表層中の水深が表層厚を超えた場合の復帰流の和を入力値とし、隣接するメッシュ間での表面流の出入りや各メッシュの水深変化を計算する。表層では、地表面または上層から浸入した水量と下層から溢れた水量の和を入力値とし、隣接するメッシュ間での中間流の出入りや各メッシュの水深変化を計算する。表層内における下層への浸透は、インタークレートの概念を導入し、時間当たりの浸透量を設定して計算した。ただし、最下層の下部は難透水層とし、下方浸透はないものとした。

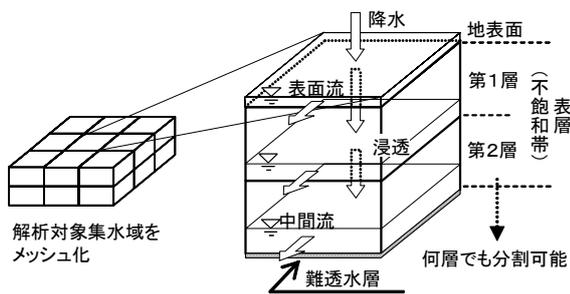


図-31 流出解析モデルの概要

7. 1. 2 水質解析モデル

水質解析モデルには表層滞留時間における汚濁負荷通減係数をパラメータとして導入した(図-32)。まず、解析メッシュに入力された降雨には、地表面の肥料成分が混濁することを想定し、初期水質とし

て最大汚濁負荷濃度を与える。中間流の横浸透による汚濁負荷量の低減は水量と汚濁負荷量に分けて考え、初期水質の水が表層に浸透し隣接する幾つかのメッシュに移動するときに、「1-通減係数」を乗じた汚濁負荷量が、水量の比で配分されるものとした。表層中の汚濁負荷量は、次の時間ステップまでの通減率でメッシュ毎に算定される。表面流においても、植生による有機物等の捕捉で水質負荷が低減することを想定し、中間流と同様に通減係数を付与した。さらに、表面流には基底濃度という概念を導入し、水質の通減は基底濃度に漸近するものとした。

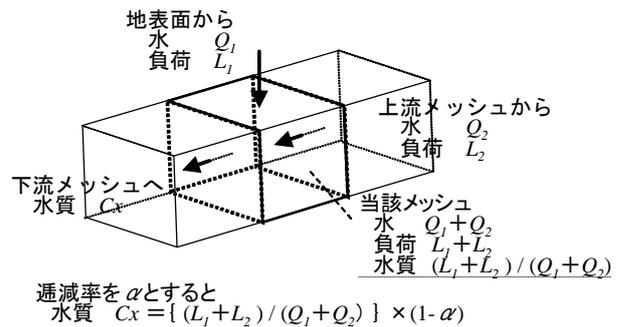


図-32 水質解析モデル(中間流部分)の概要

7. 2 モデルの再現性と汎用パラメータ

解析モデルによる流出及び水質(全窒素)解析の再現性を検証するために、草地酪農地域に位置する2流域(流域面積 2.5km²、10.1km²)のデータを用いて実測値と計算値を比較した。解析モデルによる再現計算の結果、流出解析については出水通減部を除くピークの位置やその値等、全体的な適合性は良好であった(図-33)。水質解析についても、良好な再現結果が得られた。

再現性の検証に利用した上の2流域で、複数の出水を対象とした流出解析を実施してパラメータを同定した結果、両流域で再現性の良い解析結果を得られる汎用パラメータを取得できた(表-5)。また水質解析においても、汎用パラメータで良好な解析結果を得られた。以上より、実データのない草地酪農流域においても、このパラメータを用いることで流出・水質に関わる予測解析が実用的な精度で可能となったと考えられる。

本解析モデルによって緩衝帯の効果予測を行うには、緩衝帯の設置予定箇所(メッシュ)を林地などの緩衝帯のパラメータに置き換えて計算させることで可能となる。

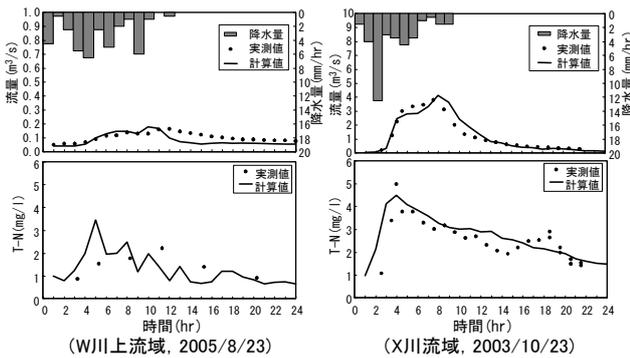


図-33 解析計算の結果

表-5 解析モデルの汎用パラメータ

パラメータ名		対象	草地	林地
流出関連	表層厚	第1層	0.1m	
		第2層	0.9m	
	インターレート	第1層	15mm/h	50mm/h
		第2層	1mm/h	10mm/h
透水係数	第1層	0.001m/s	0.002m/s	
	第2層	0.001m/s	0.002m/s	
水質関連	最大汚濁負荷濃度	表面流	7.0mg/l	
	基底濃度		1.0mg/l	
	逓減係数	表面流	0.10/hr	
		中間流	0.05/hr	

8. B湖における環境負荷物質の挙動¹⁴⁾

陸域由来の汚濁負荷の低減対策が閉鎖性水域の水質環境に及ぼす効果を予測するため、流動・水質等の現地観測を実施するとともに、陸水の影響とB湖内の水質変動との関連性について数値計算に基づく検討を行った。

8.1 調査手法

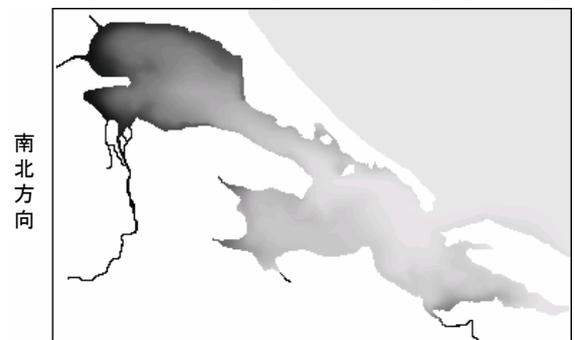
現地観測は平成18年および19年の夏から秋にかけて実施した。A川からの陸水がB湖を經由してH湾に出る経路上に観測点を設置し、水質、底質、流況等の観測を行った。また、多層密度流モデルによってB湖の流況や海水交換、水質に対する河川水の影響等の検討を行った。計算に必要な地形データについては、既存資料より等深浅図をデジタル処理し、メッシュ標高データへと変換した。

8.2 調査結果

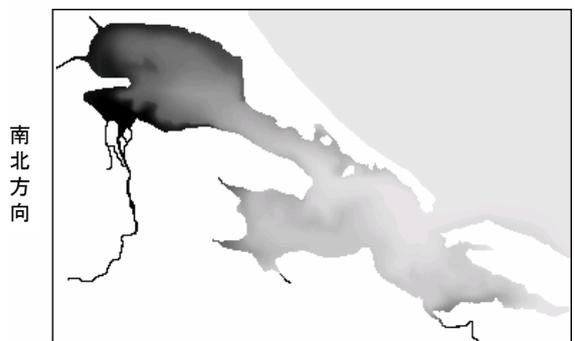
本調査の主要な結果は以下の通りである。

(1) 現地調査によるB湖の水質は、湖口付近は良好で、奥に向かい悪化し、環境基準の超過が確認され

た。特に、A川流入部付近の水質が悪く、降雨直後に著しく水質が悪化した。このことから、湖口付近は清浄な外海水との海水交換によって水質が良好に保たれるが、B湖最奥部に位置するA川流入部まで外海水の影響が届かず、降雨に伴う陸域由来の汚濁負荷の流入により水質が悪化したことが示唆された。(2) 現地調査による湖口部の流速は、上下層で同位相、同方向の12時間及び24時間周期の潮汐流が主であり、主要4分潮を境界条件とした計算によって流況の再現が可能である。計算結果から、海水交換が行われているのは湖口付近のみであり、A川流入部付近では外海水の影響がほとんど無いことが示された。(3) 現地調査の水質では塩分濃度とCOD(化学的酸素要求量)等の相関が高いことから、河川からの汚濁負荷の流入と清浄な外海水との海水交換の影響につ



東西方向 河川流量: 通常時



東西方向 河川流量: 洪水時仮定

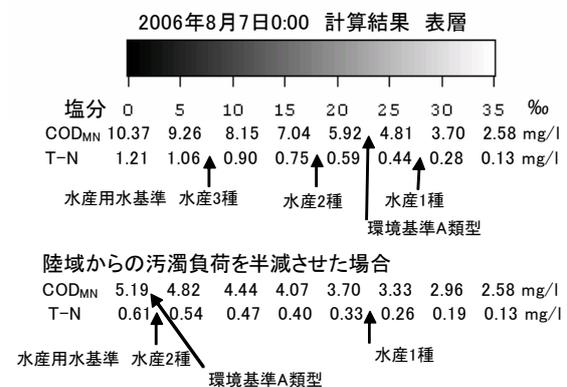


図-34 B湖のCOD等の分布状況

いて、塩分濃度を用いて図-34 のとおり表現できた。COD については、図中の灰色の領域を見ると、湖口付近は環境基準を満たしているものの、奥部全体が基準値を上回っている。洪水時にはその範囲が更に広がり、陸水の影響によってB湖の水質が悪化していることが示された。ここで、上流において何らかの汚濁負荷抑制対策を講じた場合には、低塩分領域のCOD等の値を低く設定すれば予測が可能である。陸域の汚濁負荷を半減させた場合のCOD及びT-Nの値を図-34の凡例の下段に示した。現況において環境基準を満たす領域、例えば図中で灰色の部分が境界であったものが、汚濁負荷を半減させた場合には黒色の部分が境界となり、B湖内の水質が改善されることがわかる。

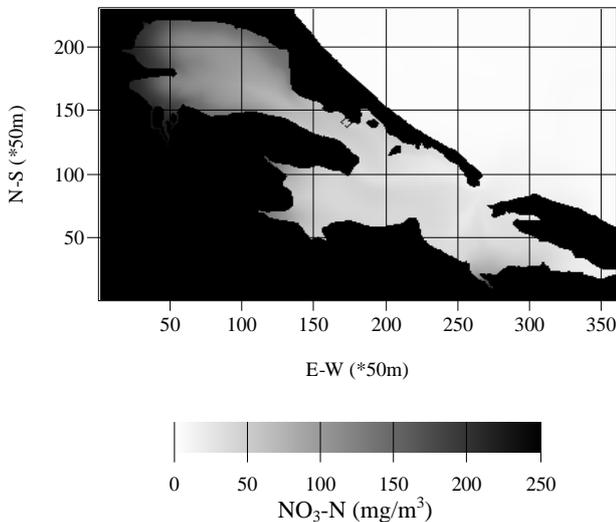


図-35 B湖の硝酸態窒素の分布状況

また、B湖の低次生態系をモデル化し、現地観測により生物パラメータを取得して栄養塩類の分布を試行的に算定した。図-35には硝酸態窒素の分布を示す。A川での濃度が高く、外海に向かって低くなり、陸水と清浄な外海水の混合の割合を示す図-34とほぼ同様の傾向を示しているが、図-35では上流から供給された栄養塩類が移流・拡散するだけでなくB湖内で消費されていく過程も考慮している。これらの流動・水質変動等の現象の再現性について、夏～秋季の観測値に基づいて既存の数値モデルの適用性を概ね確認してきた。湖内での栄養塩の消費にはまだ不明確な部分が多く、今後は精度向上に努めていく必要がある。

9. まとめ

はじめにA川の環境負荷物質の移動形態の検討で

は、大規模酪農地域を貫流するA川流域に観測箇所4点を設置し、2006年、2007年の2カ年間に渡って、流量データ、水質データを収集した。収集したデータより、水質負荷物質として窒素に着目して、出水時におけるその挙動を検討した。結果として、農用地が土地利用の過半を占める調査対象流域（平水時の平均全窒素濃度はD橋で0.94mg/l、E橋で1.05mg/l、F橋で0.83mg/l、G橋で0.95mg/l）では、出水時における溶存性の硝酸態窒素と全窒素では流出の挙動が若干異なり、それは出水時の表面・中間流成分と地下水流成分の影響を受けることが考えられた。しかしながら、収集したデータはまだ2カ年分だけであり、検討結果を検証するためにも今後もデータを蓄積していくことが重要と思われる。

次に傾斜草地からの肥料成分流出抑制にむけた予備的試験においては、今回調査した圃場は傾斜角が2°であり、比較的緩やかな傾斜と考えられることから、今後は、比較的傾斜の大きい圃場での調査を実施する必要がある。また、室内試験に関しては、圃場からサンプルを採取する方法の良否及びスラリーを散布してから降雨開始までの放置時間等、追試験実施に向けた検討を行う必要がある。

次に大規模酪農地域における河川水質と土地利用条件に関しては、平水時における河川の全窒素濃度変動に与える影響は飼養頭数密度と河畔草地割合が強いと考えられることがわかった。すなわち、飼養頭数密度が高いことは家畜ふん尿発生量が多いことを示し、畜舎周辺からの直接的な流出だけでなく、草地への過剰な還元にもつながる。また、河畔草地割合が高いことは草地からの汚濁物質流出に対する緩衝機能が小さいことを示し、平水時でも汚濁物質の流出しやすい状況にあることが推測されることがわかった。

また、草地酪農流域に整備された浄化池の機能は夏期平水時には浄化効果が見られたことや、草地酪農地域における緩衝帯の機能については、調査対象斜面で地下水のNO₃⁻を最大限浄化するには林帯幅として25m程度が必要であることを明らかにした。また、草地酪農流域に適用可能な流出モデルの開発においては、良好な再現結果が得られた。

さらに、B湖における環境負荷物質の挙動では、A川が流入するB湖では現地調査と数値計算より、流況と水質変動の再現を試みた。その結果、A川から供給される環境負荷物質がB湖に与える影響が大きいことが明確になった。この手法を用いることにより、

陸域での環境負荷物質の低減対策がB湖の環境にもたらす効果を予測、評価することが可能となる。今後はB湖内で生じうる他の現象も数値モデルで考慮し、さらに精度向上を図っていく予定である。

今後、さらにデータを蓄積するとともに、環境負荷物質の流出対策事業の効果について検証を深めていく事が肝要と思われる。

参考文献

- 1) 橋 治国、吉澤 香、山田俊郎、阿部正明：石狩川の非特定汚染、第 12 回寒地技術シンポジウム、P76～80、1996
- 2) 日野幹雄、長谷部正彦：水文流出解析、森北出版、1985
- 3) (財)北海道河川防災研究センター・研究所：実践流出解析ゼミ、平成 18 年 7 月
- 4) 嵯峨 浩：北海道におけるタンクモデルの総合化、(財)北海道河川防災研究センター研究所紀要 P59～69、1998
- 5) 園山裕士、星 清：2 段タンク型貯留関数モデルの同定手法の改良、北海道開発土木研究所月報 No589 P7～18、2002 年 6 月
- 6) 海老瀬潜一、宗宮 功、平野良雄：タンクモデルを用いた降雨時流出量負荷解析、用水と廃水 Vol21 No.12、P46～48、1979
- 7) 平田健正、村岡浩爾：山地小流域における溶存物質の降雨流出特性について、第 30 回土木学会水理講演会論文集、P43～48、1986
- 8) 橋治国、安藤正治、大森博之：連続採水による森林小河川の水質特性 (9～11 月<1986,1987 年>) 土木学会北海道支部論文報告集、P401～406、1988
- 9) 山田俊郎：農業地域からのノンポイント汚濁負荷の評価と削減対策に関する研究、http://www.sangetsu.co.jp/hibizaidan/pdf/re_yamada.pdf
- 10) 阿部良平・鵜木啓二・中村和正：大規模酪農地域における河川水質と流域条件の関係について、第 55 回農業土木学会北海道支部研究発表会講演集、pp.104-107、2006
- 1) 1) 鵜木啓二・中村和正・中井 敦・河田修二：草地酪農地域における河畔緩衝帯の機能(その 3)、平成 18 年度農業土木学会大会講演要旨集、pp.194-195、2006
- 1) 2) 鵜木啓二・中村和正・竹部健司・河田修二：草地酪農地域における河畔緩衝帯の機能(その 4)、平成 19 年度農業土木学会大会講演要旨集、pp.644-645、2007
- 1) 3) 鵜木啓二・中村和正・秀島好昭・小野寺勝・三浦正徳・浜田秀敬：表面流に浅水流モデル、中間流にダルシー則を適用した二次元水理水質解析(4)ー草地酪農流域における雨水・汚濁負荷の輸送を考慮した解析モデルの構築ー、水文・水資源学会 2007 年研究発表会要旨集、pp.206-207、2007
- 1) 4) Jun Yamamoto, Yoshimi Makita and Hitoshi Tanaka: Influences of Floods and Seawater Exchange on Water Quality in Lake Furen, PACON 2007 Proceedings (Pacific Congress on Marine Science and Technology), pp. 247-257, 2007.

DEVELOP TECHNIQUES FOR REDUCING THE ENVIRONMENTAL LOAD ON RIVERS FROM LARGE-SCALE FARMLAND

Abstract : This research aims to examine the influence of environmental loads from large-scale farmlands on rivers that run through such farmlands and to develop measures for preventing environmental loads from running into rivers in Hokkaido.

Then, we examined the source of environmental loads in certain rivers, the runoff of environmental loads, and the behaviors of environmental loads in lakes into which the studied rivers flow.

Keywords: large-scale farmland, suspended solids, nutrient salts, tidal exchange, farm animal waste