

(19) 酪農・畑作地帯の河川への地下水流出量推定と河川水質の変動特性

**Estimation of Groundwater Effluent to a River and Changes of
Water Quality of the River in Dairying and Agricultural Region**

山本浩一*、小林卓也*、清水達雄*、橘 治国*

Koichi YAMAMOTO*, Takuya KOBAYASHI*, Tatsuo SHIMIZU*, Harukuni TACHIBANA*

ABSTRACT; River flow derived from groundwater water was estimated from EMMA (End-Members-Mixing-Analysis) to predict NO_3^- -N concentration in the river water in the agricultural region. To use EMMA, we assumed that river flow consisted of three components: forest river origin, shallow groundwater origin and deep groundwater origin. EMMA revealed that contribution ratio of the shallow groundwater contaminated by NO_3^- -N in the river flow increased up to 67 % in early March. EMMA and Principal Components Analysis also revealed that the particulate matters, SS, PON, PP, Chl-a were strongly related to the contribution ratio of forest river origin. pH and DP in the river water were affected by the contribution ratio of the deep groundwater. The concentration of NO_3^- -N in the river water increased in winter, because the flow rate of the forest rivers decreased, whereas NO_3^- -N load from the springwater from the upland fields leveled off in winter. Our investigation into the water quality of the river flowing through an agricultural and dairy area found that upland fields constantly discharged NO_3^- -N loads into the river, in contrast to the forest rivers, which irregularly discharged loads.

KEYWORDS; nitrate-nitrogen, springwater, groundwater, EMMA, nutrient

1 はじめに

北海道の酪農・畑作地域における河川への水質汚濁発生源は、点源である畜舎等からの排水と、土壌および農地還元された糞尿や肥料等が表面流出や浸透流出することによって発生する面源流出水に分けることができる。集約的な畜産・酪農が行われている地域においては糞尿が堆肥化されて畑地や草地に散布される。畜産や酪農から生じる糞尿の農地還元率が90%に達する流域もある¹⁾。家畜糞尿の農地への還元は河川に流入する有機汚濁負荷を減少させるために効果的と考えられるが、一方で過剰な糞尿の農地還元および過剰な化学肥料の投与は地下水の硝酸態窒素による汚染を生む²⁾。北海道では林地河川よりも草地河川、草地河川よりも畑地河川での硝酸態窒素濃度の増加傾向が観測されており³⁾、特に畑地河川では総窒素濃度がしばしば環境基準値である10 mgN/lを超える例が観測されている⁴⁾。河川水質の硝酸態窒素濃度の上昇は高濃度の硝酸態窒素を含んだ浅層地下水の流出に起因することが考えられるが、農耕地河川における硝酸態窒素濃度の予測を行う上で、河川への浅層地下水の流出量を分離して、まず流出の実態を明らかにすることが重要である。本研究は、積雪寒冷地の畑作・酪農地域における河川水中の硝酸態窒素をはじめとした栄養塩の濃度管理のために、農耕地から地下水を経由して河川へ流出する栄養塩の流出特性や流出機構を明らかにすることを目的とした。

* 北海道大学大学院工学研究科 Graduate School of Engineering, Hokkaido University

2 研究方法

2. 1 調査対象河川

調査対象は北海道中央部の千歳市近郊の安平川水系フモンケ川流域である。(図1(a))流域面積は25.65 km²、幹線流路延長は12.6 kmである⁵⁾。この地域の年間降水量は1100 mm程度¹⁾、年間蒸発散量の推定値は510~589 mm程度⁶⁾である。フモンケ川上流域では馬追丘陵の南西部辺縁を流下し(図1(b))、湯ノ沢橋(St.6)より下流からは火山灰台地を流下する。

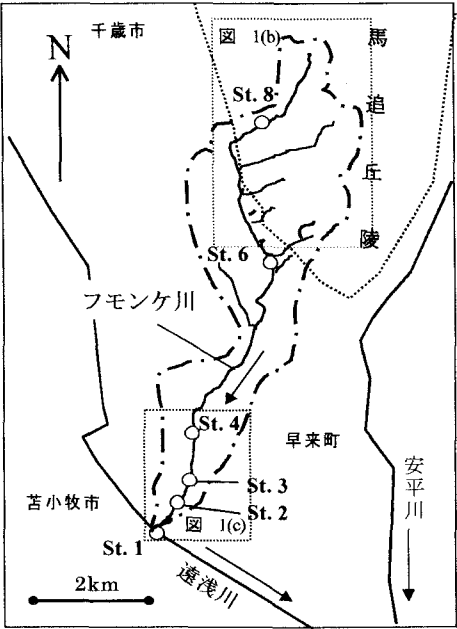


図1(a) 調査対象流域、○：フモンケ川調査地点

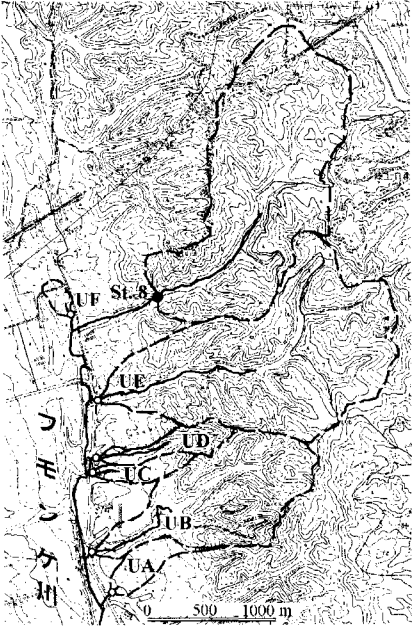


図1(b) 調査対象流域上流部(拡大図)

●：フモンケ川調査地点、○：支流調査地点、
---：流域界、—：河道、UA~UF：支流湧水流域

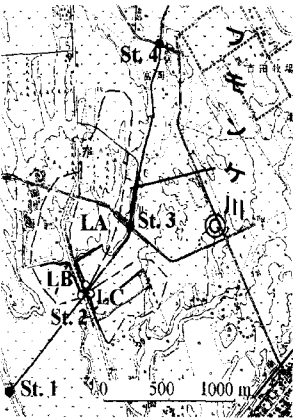


図1(c) 調査対象流域下流部(拡大図)

●：フモンケ川調査地点、◎：地下水 (Spfa 層, Spfl 層) 観測井戸、---：流域界、—：河道、LA~LC：支流湧水流域

表1 千歳市南東部の畑地・草地に対する化学肥料の施肥量¹⁾ (1985年)

	N (kg/ha)	P (kg/ha)
草地	86	114
飼料用コーン	105	144
小豆	40	165
ビート	147	308
パレイショ	100	200
カボチャ	70	196

フモンケ川流域では酪農や畜産が盛んであり、火山灰台地は主に畑地と草地として利用されている。流域全体は難透水性の第三紀のフモンケ層を基岩とし、第四紀の支笏降下堆積物 (Spfa)、支笏流下堆積物 (Spfl)、恵庭降下堆積物 (En)、樽前降下堆積物 (Ta) 等の火山灰・スコリアに厚く覆われており、約 30 m の厚さがある⁶⁾。これらの火山灰層は透水性が高く地下水の帯水層になっている。主要な帯水層は Spfl 層とその下層の Spfa 層であるが、ごく表層の En 層や Ta 層からも地下水が河川に流出する⁶⁾。調査地点は上流から下流まで 6 地点とした。最上流の St.8 の集水域は針葉樹と広葉樹の混交林であり、山地森林河川の様相を呈する。St.6 から下流は火山灰台地地帯であり、河岸にはクサヨシが密生する。フモンケ川流域の施肥量の目安として、同様の作物が栽培されている近隣地域の値¹⁾を表 1 に示した。表 2 に河川の各採水地点および各支流の流域面積と土地利用面積率、家畜飼養頭数を示した。なお、河川および各支流の流域は地形図の起伏から求めた。

表 2 河川各地点および各支流流域における土地利用と家畜飼養頭数（牛、豚は成牛、肉豚換算、1998 年）^{1 0)}

流域	流域 面積 (km ²)	土地利用						家畜飼養頭数			
		畑地 (%)	草地 (%)	山地 森林 (%)	平地 森林 (%)	ゴルフ場 (%)	その他 (%)	肉牛 (頭)	乳牛 (頭)	豚 (頭)	馬 (頭)
(フモンケ川)											
St. 8	2.90	0.0	0.0	100.0	0	0	0	0	0	0	0
St. 6	12.89	6.7	4.5	73.7	15.0	0	0	43	46	1163	0
St. 4	22.38	12.7	17.7	42.5	25.2	0.01	1.9	43	355	1163	25
St. 3	24.18	12.9	21.1	39.3	25.1	0.01	1.6	43	439	1163	25
St. 2	24.30	13.0	21.3	39.1	25.0	0.01	1.6	43	439	1163	25
St. 1	25.65	14.0	23.0	37.2	24.5	0.01	2.9	43	621	1163	25
(支流湧水群)											
UA	0.099	56.9	5.2	25.0	0	0	12.9	0	0	0	0
UB	1.147	1.6	1.7	95.7	0	0	1.0	0	0	0	0
UC	0.097	25.7	15.5	56.9	0	0	1.9	0	0	0	0
UD	0.070	7.1	30.2	46.8	0	0	15.9	0	0	0	0
UE	2.397	1.0	0.5	98.4	0	0	0	0	0	0	0
UF	0.140	38.7	27.3	34.0	0	0	0	0	0	0	0
LA	0.497	27.6	65.3	0	6.1	0	1.0	0	85	0	0
LB	0.231	10.1	69.6	0	14.6	0	5.7	0	97	0	0
LC	0.233	21.8	73.9	0	4.3	0	0	0	0	0	0

2. 2 調査対象地下水

調査対象流域の地下水水質の季節変動を観測するため、フモンケ川下流部の定点（図 1（c））で年間の水位と水質変動を観測した。観測井戸は Spfl 層と Spfa 層の、二つの帯水層から採水できるようになっている。各帯水層の水頭は自記水位計で記録した。Spfl 層の地下水は不圧地下水であり溶存酸素が豊富で浅層地下水の特徴を示す。逆に Spfa 層の地下水は被圧しており還元的である。地下水は河川水・湧水と同日にサンプリングを行った。

2. 3 調査対象支流湧水

河川に流出する湧水の季節的な水質変動を捉えるために 4ヶ所の湧水 UA（図 1（b））、湧水 LA、LB、LC（図 1（c））を継続的に調査した。湧水 UA は馬追丘陵を涵養域としている。地形の起伏より求めた推定流域面積は 9.91 ha である。この流域は農耕地面積が大きく畑地が 57 % を占める。流域に畜舎などの汚濁負荷源は無い。湧出口から流出後、小水路を通過してフモンケ川に合流する。この湧水 UA の地下水位はフモンケ川の水位の影響を受けない。湧出口から約 3 m 下流に三角堰を設置して流量を連続的に測定し、堰から流出した水をサンプルとした。湧水 LA、LB、LC は下流 St.2 付近の湧水である。これらの湧水 LA、LB、LC の湧出口は明確ではなく、農地の排水溝を経由して調査対象河川に流入している。湧水 LA、LB、LC の試料はフモンケ川への流入点で採取し、同時に流量を測定した。また畑地や草地等の土地利用が浅層地下水の水質成分濃度に与える影響を評価するためフモンケ川上流域（図 1（b））に位置する湧水群を調査した。

土地利用面積率と水質成分濃度の関係を解析するために流域に畜舎が無く、水質的に明らかに深層地下水の影響の小さい6つの湧水を調査対象とした。

2. 4 調査期間

調査期間は1999年3月～2000年12月で、月1回から2回、河川における流下過程の水質変化を観測するため上流から下流までの河川水6点・湧水 UA、LA、LB、LC の4点を採水し、同時に流量を測定した。地下水については2000年5月から観測を開始し、河川水・湧水の採水と同日に採水した。また、フモンケ川上流部の湧水群の一斉調査を2000年11月および12月に行った。

2. 5 土地利用面積の算出

流域の土地利用を森林、畑地、草地に分割するために、縮尺 1/5000 の早来町都市計画図および国土地理院発行縮尺 1/25000 の地図をスキャナで読み込みパソコンの画像ソフトを用いてピクセル数と面積の関係から土地利用面積を算出した。

2. 6 分析項目

測定対象水質項目は富栄養化関連成分として形態別の窒素とリン、有機炭素、懸濁物質等、主要無機成分として塩化物イオン、硫酸イオン、ナトリウムイオン、カルシウムイオン、アルカリ度 (4.3Bx)、珪酸など約30項目を分析対象とした。全窒素と全リンについては公定法による分解後、オートアナライザー (プラン・ルーベ) で測定した。有機炭素については全有機体炭素計 TOC-5000A (島津製作所) により、また無機イオン成分はイオンクロマトアナライザーIC7000II (横河アナリティカルシステムズ) によって分析した。

3 結果と考察

3. 1 河川水質の変化

1999年から2000年にかけての定期調査の結果から得られた河川の各地点、湧水、地下水の水質の算術平均値を表3に示す。年間を通して St.8 から St.6 にかけて農耕地および畜産からの流出負荷の影響によって無機イオンや栄養塩の濃度および負荷が著しく増大する。ただし SS、懸濁態リン、懸濁態窒素等の懸濁態栄養塩は St.6 通過後流下方向に濃度および負荷が減少する。懸濁物質は河道内で沈降堆積していると考えられる。無機イオンは冬季から早春に濃度が高くなるという季節変動を示す。(図2、図3)。懸濁態リンの濃度は夏季の降雨増水時および融雪期に懸濁物質の挙動に伴って濃度が上昇する(図4、図5)。このようにフモンケ川中下流域の水質は農業の影響を受けており、融雪期また降雨増水時には多量の懸濁態栄養塩の流出がある。

3. 2 地下水質の変化

浅層 (Spfl 層) の地下水は溶存酸素が豊富で酸化的な環境にあり(表3)、典型的な浅層地下水の水質であることがわかる。pH は 6.7 前後であり、塩化物イオンや硫酸イオン、カルシウムイオンが高濃度に存在する。溶存態窒素の形態は硝酸態が約 98 % を占める。農耕地の影響を受け汚染された地下水の水質であるといえる。しかし溶存態リンは 0.005 mg/l と低濃度であり、酸化的な環境で火山灰がリンを吸着していることがわかる。Spfa 層の地下水は溶存酸素が低濃度である。pH が 7.2 であり Spfl 層より若干高い。窒素は 19 % が溶存有機態、73 % がアンモニア態で存在し、還元的な環境であることを示している。アルカリ度 (4.3Bx) は 1.37 meq/l と高く、溶存態リンも 0.1 mg/l 以上の高濃度で存在している。無機イオン濃度は低く、塩化物イオン濃度の平均濃度は 4.2 mg/l で、ほとんど森林河川水質と変わらない。従って Spfl 層とは異なり直接農耕地の影響を受けていないと考えられる。高濃度な溶存態リンは地質由来とみられ、還元的な地下水環境で地下水中に溶出していると考えられる。

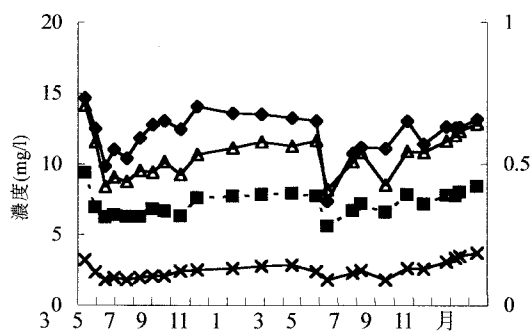


図2 フモンケ川 St.3 における陰イオン濃度の季節変化 (◆: 4.3Bx, △: SO_4^{2-} , ■: Cl^- , ×: $\text{NO}_3\text{-N}$, 1999-2000 年)

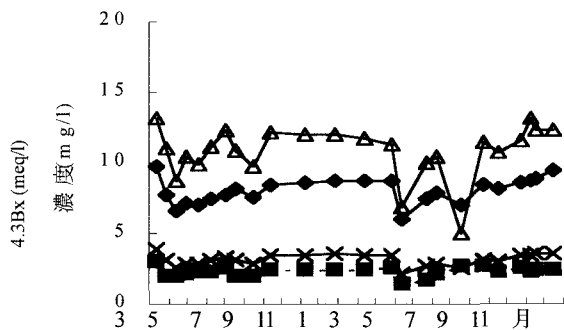


図3 フモンケ川 St.3 における陽イオン濃度の季節変化 (△: Ca^{2+} , ◆: Na^+ , ×: Mg^{2+} , ■: K^+ , 1999-2000 年)

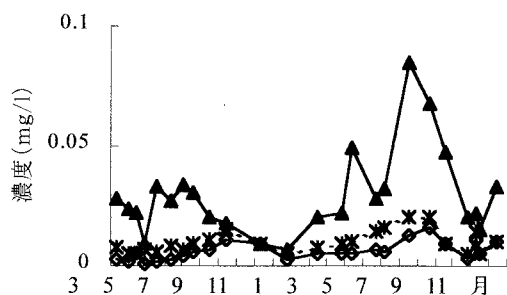


図4 フモンケ川 St.3 におけるリン濃度の季節変化 (▲: TP, *: DP, ◇: DRP, 1999-2000 年)

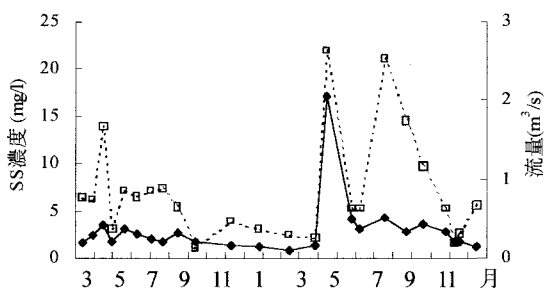


図5 フモンケ川 St.3 における流量 (◆) および SS 濃度 (□) の季節変化 (1999-2000 年)

表 3-1 フモンケ川の各観測地点における平均水質 (1999-2000 年) (算術平均値)

St: 河川の調査地点、河川、支流群: n=23、地下水: n=9、河川水 BOD: n=8

	EC	pH	DO	BOD	TOC	POC	DOC	SS	Chl-a	Phaeo-a	TP	DP	DRP
	$\mu\text{S/cm}$		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	mg/l	mg/l	mg/l
(フモンケ川)													
St. 8	75	6.9	10.3	0.9	2.7	0.9	1.8	5.1	0.31	0.69	0.026	0.010	0.005
St. 6	129	7.0	10.3	1.2	2.5	0.8	1.7	18.2	0.41	0.73	0.032	0.008	0.004
St. 4	135	7.1	10.8	1.1	2.2	0.6	1.7	12.0	0.50	0.78	0.046	0.021	0.014
St. 3	137	7.1	10.9	1.5	2.3	0.6	1.7	7.0	0.43	0.65	0.029	0.010	0.006
St. 2	137	7.1	10.8	1.4	2.3	0.6	1.7	6.8	0.44	0.68	0.027	0.008	0.004
St. 1	149	6.9	10.2	1.1	2.4	0.5	1.9	7.8	0.43	0.71	0.027	0.008	0.004
(支流群)													
UA	261	6.9	9.8	0.6	1.0	0.3	0.7	2.0	0.03	0.07	0.016	0.011	0.010
LA	180	6.9	8.8	1.0	2.7	1.5	1.2	1.8	0.84	0.88	0.009	0.004	0.002
LB	176	6.9	8.4	0.9	2.1	0.3	1.8	2.1	0.34	0.61	0.012	0.008	0.003
LC	166	6.6	5.4	1.0	7.1	1.5	5.6	19.8	3.17	7.31	0.048	0.008	0.003
地下水 (Spfa層)	154	7.2	1.9				1.9					0.132	0.106
地下水 (Spfl層)	319	6.7	9.4				1.1					0.005	0.003

表3-2 フモンケ川の各観測地点における平均水質（1999-2000年）（算術平均値）

St：河川の調査地点、河川、支流群：n=23、地下水：n=9

	TN mg/l	DN mg/l	NO ₃ ⁻ -N mg/l	PON mg/l	NH ₄ ⁺ -N mg/l	NO ₂ ⁻ -N mg/l	4.3Bx mg/l	Cl mg/l	SO ₄ ²⁻ mg/l	Na ⁺ mg/l	K ⁺ mg/l	Ca ²⁺ mg/l	Mg ²⁺ mg/l	SiO ₂ mg/l
(フモンケ川)														
St. 8	1.02	0.89	0.69	0.13	0.011	0.002	0.365	4.7	4.6	5.7	1.1	4.7	1.5	31
St. 6	2.70	2.51	2.35	0.19	0.036	0.009	0.569	6.8	10.2	7.8	2.1	10.0	3.0	35
St. 4	2.78	2.65	2.43	0.13	0.032	0.011	0.603	7.1	10.0	8.0	2.1	10.5	3.0	37
St. 3	2.76	2.65	2.50	0.11	0.016	0.013	0.607	7.2	10.6	8.0	2.3	10.8	3.2	37
St. 2	2.72	2.62	2.39	0.10	0.018	0.010	0.614	7.2	10.7	8.0	2.2	11.0	3.2	37
St. 1	2.85	2.76	2.57	0.09	0.031	0.010	0.642	7.6	11.4	8.3	2.6	11.7	3.3	39
(支流群)														
UA	11.33	11.20	10.40	0.15	0.013	0.001	0.753	9.6	31.1	11.4	3.8	26.4	5.7	50
LA	4.23	4.18	4.12	0.05	0.016	0.004	0.791	9.2	15.1	9.6	2.8	15.6	4.1	48
LB	2.84	2.77	2.61	0.07	0.020	0.005	0.769	9.9	16.8	10.3	2.9	14.2	4.1	49
LC	1.96	1.61	0.95	0.15	0.265	0.016	0.672	13.9	12.9	6.7	8.2	12.4	3.3	30
地下水 (Spfa層)		0.83	0.03		0.608	0.003	1.365	4.2	0.2	11.2	2.3	9.9	4.9	46
地下水 (Spfl層)		13.90	13.50		0.013	0.003	0.772	28.6	13.0	13.6	3.2	31.5	6.9	50

3. 3 支流湧水水質の変化

湧水 UA の流量は、河川と異なり降雨に対して早い応答は認められず、また融雪期および秋季に流量が増加する傾向を示す。融雪期および秋季には地下水涵養が活発になり、地下水位が上昇して湧水流量の増加が起こっていることが推測される。硝酸態窒素濃度は 10 mgN/l 前後である。年間を通して無機成分濃度の明らかな季節変動が認められ、融雪期から夏季まで濃度が減少し、冬季に濃度が最大になる。夏季の降雨時連続観測の結果、長雨で土壌が湿潤状態にあるか、土壌が乾燥していても日降水量が 50 mm を超えると硝酸態窒素濃度の変動の起こったことがわかっている⁷⁾。湧水中の水質成分の濃度変動は、表層土壌から浅層地下水に涵養される時の水質成分の挙動が影響したものであると考えられる。融雪期や豪雨後の地下水涵養が活発に起こる時期に、表層土壌から涵養される水の無機イオン成分の濃度が一時的に低くなることが考えられる。しかしながら年間を通して比較的水質は安定している。懸濁物質濃度は非常に低く 1 mg/l 以下である。例外的に 2000 年 5 月から 6 月にかけては懸濁物質濃度が上昇した。これは当該流域の農地改良整備に伴って一時的に流量が増加した結果、湧出口付近の堆積物が流出したものである。その後流量が減少すると懸濁物質濃度は再び 1 mg/l 以下になった。湧水 LA および湧水 LB の流域は丘陵であり、畜産および酪農が行われている。湧水 LA、湧水 LB は湧水 UA と同様にこの 2 年間で硝酸態窒素濃度が上昇傾向にある。(図 6) 下流域の湧水群では硝酸態窒素濃度が低い Spfa 層の地下水が混入し、この地下水の影響が大きい湧水 LC は年間を通じて硝酸態窒素濃度が低い。下流域の湧水群の水質は浅層地下水のほかに深層地下水の影響が大きく、その硝酸態窒素濃度は土地利用面積率のみでは考えにくい。

3. 4 土地利用面積率と浅層地下水の硝酸態窒素濃度の関係

浅層地下水の水質と土地利用の関係を示すために上流部の支流湧水群 UA~UF の水質成分と土地利用面積率の関係を解析した。草地面積率と硝酸態窒素濃度の相関は低い ($R^2=0.0542$)、畑地面積率と硝酸態窒素濃度の相関は高い ($R^2=0.979$)、11 月と 12 月のデータから図 7 のように、硝酸態窒素濃度 (mg/l) = $0.21 \times$ 畑地面積率 (%) + 0.96 の関係を得た。畑に比較して草地の窒素吸収能が大きい⁸⁾ ことが草地面積率と硝酸態窒素濃度の関係がはっきり現れなかった要因であると考えられる。また当フモンケ川流域における施肥量や水文条件では畑地面積率が 44% を超えると湧水の硝酸態窒素濃度が環境基準として定められている 10 mgN/l を上回ることがわかった。

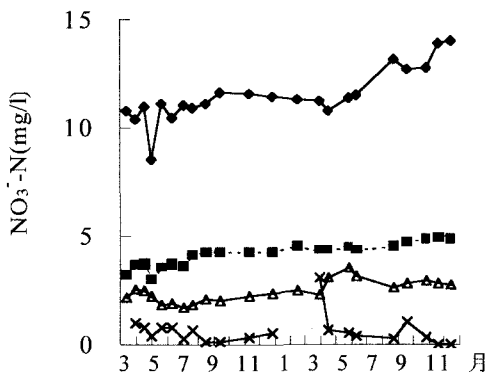


図6 湧水群の硝酸態窒素濃度変化 (1999-2000 年)
(●: 湧水 UA, ■: 湧水 LA, △: 湧水 LB, ×: 湧水 LC)

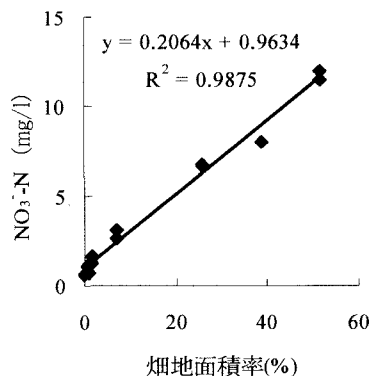


図7 馬追丘陵支流湧水群 (図1 (b)) の畑地面積率と硝酸態窒素濃度の関係 (2000 年 11、12 月)

3. 5 地下水寄与流量の変動

(1) フモンケ川の河川水質形成機構

3. 1 および 3. 2 の結果からこのフモンケ川の水質は山地森林河川水質をバックグラウンドとして、流下過程で湧水および地下水が流入することによって変化していることが分かった。湧水も地下水の流出の一形態であると考え、河川水質は山地森林河川水と浅層・深層地下水から構成されていると考えられる。そこで下記の方法により寄与率を推定した。

(2) EMMA による地下水寄与率の推定

EMMA (End-Members-Mixing-Analysis) ⁹⁾ は河川水質を流域内に存在する極端な水質の異なる水体 (End-Members) の混合により表現することでそれぞれの寄与率を推定する手法である。ここでは3成分の End-Members (山地森林河川水と浅層地下水および深層地下水) の混合により河川水質が形成されるとして、2 水質成分をパラメータとして解析する。この解析法は End-Members が解析時間内で一定値をとっていること、解析対象の水質パラメータが End-Members の水質パラメータの範囲に収まっていることを条件とする。実測された河川水質を C_r 、End-Members 1、2、3 の水質をそれぞれ C_1 、 C_2 、 C_3 とし、またそれぞれの寄与率を a_1 、 a_2 、 a_3 とすると

$$C_r = a_1 C_1 + a_2 C_2 + a_3 C_3 \quad (1)$$

$$a_1 + a_2 + a_3 = 1 \quad (2)$$

と表現でき、(1) 式と (2) 式を連立することにより寄与率 $a_1 \sim a_3$ を求めることができる。ここで解析対象とする河川水および山地森林河川水の水質は解析日の実測値、浅層地下水は後述する方法によって水質成分を推定し、深層地下水は年間を通じて濃度が変化しないものとし、平均的な水質とした。水質パラメータとしては3つの水体の水質において濃度に大きな差があることが条件である。今回の解析においては土地利用面積と連関させることによって流域の浅層地下水の濃度を推定した結果を利用することを考えた。畑地面積率と非常に強い相関を持ち、浅層地下水で高濃度になりやすい硝酸態窒素を第1の水質成分とし、深層地下水で高濃度なアルカリ度を第2の水質成分とした。深層地下水 (Spfa 層) の水質は 2000 年度の観測結果の平均値を用いた。他の水質パラメータ (硫酸イオン、カルシウムイオン等) では寄与率が負値になるなど、良好な結果が得られなかった。

3. 6 End-Members として用いるための浅層地下水水質の推定

EMMA を適用する際に、流域の各地点に対応した浅層地下水濃度を推定する必要がある。3. 3 で示したように浅層地下水中の硝酸態窒素濃度と畑地利用面積率の直線的な関係を利用し、河川の各地点流域の畑地面積率から流域の浅層地下水質を推定する。浅層地下水の硝酸態窒素濃度質の季節変化を反映させるために湧

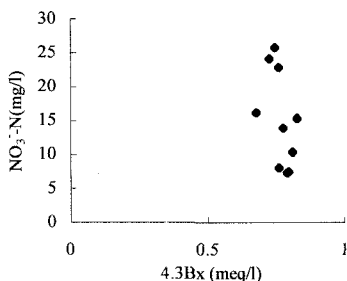


図8 実測された浅層地下水のアルカリ度と硝酸態窒素の関係 (Spfl 層 2000 年)

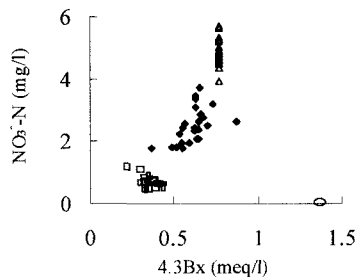


図9 St. 8 (□)、St. 3 (◆)、浅層地下水推定値 (△)、深層地下水 (○) のアルカリ度と硝酸態窒素の関係 (1999-2000 年)

水 UA をその解析日の浅層地下水の、畑地面積率 57% の硝酸態窒素濃度であるとみなし、湧水 UA の硝酸態窒素濃度を基準として河川各地点の台地の平均的な浅層地下水の硝酸態窒素濃度を下の式で推定した。

$$C_i = (C_s - C_f) A_i / 0.57 + C_f \quad (3)$$

ここで C_i : 河川の地点 i 流域の台地地帯における浅層地下水の硝酸態窒素濃度 (mg/l)、 C_s : 湧水 UA の硝酸態窒素濃度 (mg/l)、 C_f : フモンケ川地点 8 (森林河川水) の硝酸態窒素濃度 (mg/l) A_i : 河川の地点 i 流域面積から山地森林面積を除いた台地の畑地面積率である。また、解析当日の山地森林河川の硝酸態窒素濃度を畑地面積率 0 % の状態とした。実測した浅層地下水 (Spfl 層) のアルカリ度は硝酸態窒素濃度と無関係な挙動を示し、また変化の幅が小さかった (図 8) ので、アルカリ度は 2000 年の Spfl 層における観測値の平均値を使用し、一定値として与えることにした。St.3 における各成分のアルカリ度と硝酸態窒素濃度の関係を図 9 に示す。

3. 7 寄与率の分離結果

EMMA の適用の結果得られたフモンケ川の St.3 での地下水の寄与率の変動を図 1 0 に示した。また寄与流量の変化を図 1 1 に示した。年間の傾向として融雪期および降雨増水時に山地森林河川の寄与率が上昇する。降雨による増水が終わる夏から翌早春に掛けて山地森林河川の寄与率は減少し、浅層地下水の寄与率が上昇することがわかった。山地森林河川は浅層地下水に比べて流量の減衰が早いことがわかる。冬季にフモンケ川で観測される高い硝酸態窒素濃度は、山地森林河川の流量が減少する冬季においても定常的に流出する浅層地下水が原因であることがわかる。図 1 2 に示した実測した湧水 UA と地下水位の変化を示したが、融雪期および秋季に流量および地下水位が高くなり、推定された浅層地下水流量にほぼ対応する挙動を示す。

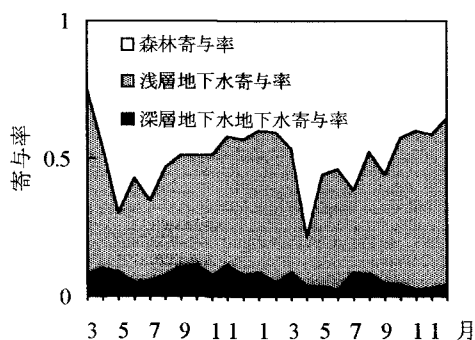


図 1 0 EMMA によって推定した St. 3 の河川水に対する森林河川水、浅層地下水、深層地下水の寄与率の変化 (1999-2000 年)

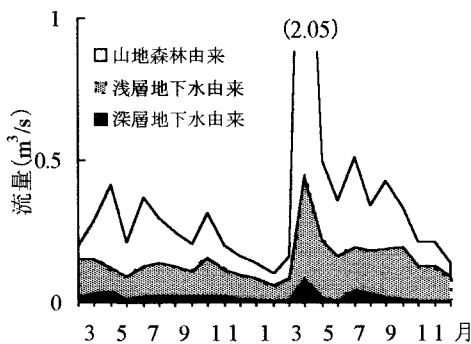


図 1 1 EMMA によって推定した St. 3 における流量の森林河川水成分、浅層地下水成分、深層地下水成分の変化 (1999-2000 年)

3. 8 主成分分析による河川水質解析

(1) 主成分負荷量分布

前項で推定した寄与率や気温 (Ta)、流量 (Q) と一般水質成分濃度を変数として河川水質の変動特性を主成分分析によって解析した。主成分分析には相関行列を用いた。第2主成分までを解析し、St.3 について主成分負荷量分布を図1 3、図1 4に示す。第1主成分は (寄与率 50.5 %) 浅層地下水及び流量による汚染の総合的指標といえる。正の方向は浅層地下水の寄与を表しており、浅層地下水寄与率のほか Ca^{2+} や Mg^{2+} 等の無機イオン成分、TN や $\text{NO}_3\text{-N}$ 、EC およびアルカリ度が分布する。第1主成分の負の方向は山地森林河川水の寄与を表しており、山地森林

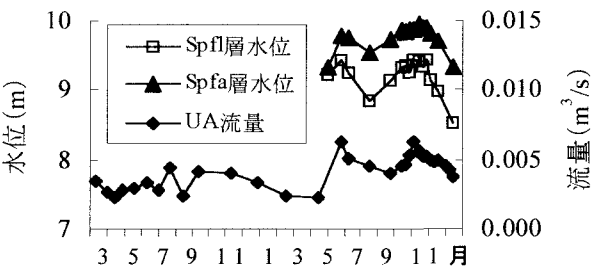


図1 2 湧水 UA の流量と地下水位の変化
(1999-2000 年)

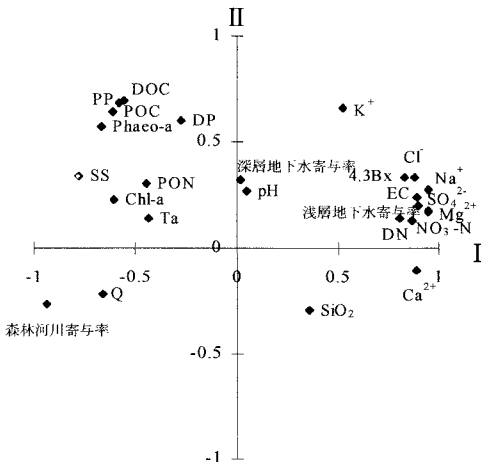


図1 3 フモンケ川 St.3 の水質の主成分負荷量分布
固有値；第1主成分：12.63、第二主成分：3.64
寄与率；第1主成分：50.5%、第二主成分：14.6%

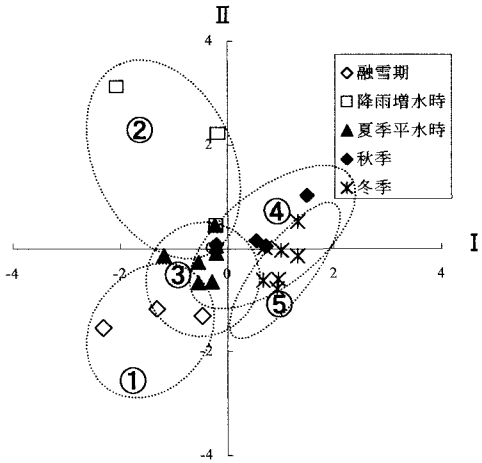


図1 4 フモンケ川 St.3 の水質における第1主成分得点に
対する第2主成分の主成分得点分布

河川寄与率や流量の他 SS や PP、PON、POC などの懸濁物質および懸濁成分、Chl-a や Phaeo-a などの色素成分が分布している。河川の流量の変動が山地森林河川の流出量に支配されており、流量が増大したときに懸濁成分が流出することを示している。また第2主成分 (寄与率 14.6%) は懸濁物質に関係した水質変動を表していると考えられ、懸濁態栄養塩や懸濁態有機炭素が位置している。

(2) 主成分得点分布による河川水質の変動解析

フモンケ川 St.3 の水質の主成分得点分布から水質の季節変動を考察し、5 つに分類した (図1 4)。① 融雪期河川水質：第3象限に分布し、融雪期の山地森林河川流量の増加を表す。第2主成分が負であることから懸濁物質の寄与が夏季の降雨増水時に比較して低いこともわかる。② 夏季降雨増水時河川水質：第2象限に分布し、夏季の降雨増水に伴う懸濁物質の流出と深層地下水の流出を表している。③ 夏季平水時水質：冬季や秋季に比較して森林河川水の寄与が大きい。④ 秋季の河川水質：秋季の河川水質は第一主成分の正方向に分布しており、浅層地下水の寄与が大きいことがわかる。浅層地下水は秋季に地下水位が一年でもっとも高くなる (図1 2) ので河川に流出しやすくなっていると考えられる。⑤ 積雪期河川水質：第1主成分の正

方向に分布し秋季と同様、浅層地下水の寄与が大きいことがわかる。また第2主成分の負方向に分布し、秋季に比べて懸濁物質の寄与が低くなっていることがわかる。降水が積雪として供給される冬季には森林河川の流量は減少し、浅層地下水の流量が卓越する。これが冬季、特に融雪期の直前にフモンケ川の硝酸態窒素濃度が増加する原因であることがわかった。浅層・深層地下水と山地森林河川の寄与率を加え主成分分析することにより農耕地河川水質の季節変動特性を明らかにすることができた。

4 まとめ

北海道の畑作・酪農地帯の河川水質は、草地・酪農地帯の河川水質に比較して硝酸態窒素や無機イオン成分が高濃度に現れる³⁾。この原因は草地に比較して畑地が浅層地下水を汚染しやすいことが原因である。畑地面積率と湧水群の硝酸態窒素濃度の関係により流域の浅層地下水の硝酸態窒素濃度を推定した後、EMMAを用いて酪農・畑作地帯の地下水の寄与流量を推定した結果、各寄与率は明確な季節変動を示した。硝酸態窒素や無機イオン等農業に関連する水質成分は浅層地下水から供給されていて、秋季から融雪期直前の早春にかけて浅層地下水の寄与率が上昇し、草沼橋では最大 67 %に達した。これが秋季から冬季にかけてのフモンケ川の硝酸態窒素濃度上昇を生んでいることがわかった。積雪寒冷地域の畑作・酪農地帯の河川においては冬季から早春にかけての硝酸態窒素濃度の上昇に注意する必要がある、年間の最高濃度がこの時期に現れる。倉持らは草地酪農地域で同様に EMMA を用いて草地排水寄与率を推定しているが、早春や秋季に草地排水の寄与率が大きくなるとしている¹¹⁾。山地森林河川の寄与流量は融雪期および降雨時に増加し、融雪期には 78 %に達した。主成分分析の結果から懸濁成分負荷の流出は山地森林河川に依存するところが大きいことが予想された。調査流域の地質・水文条件および施肥条件下では浅層地下水の硝酸態窒素濃度を環境基準値の 10 mg/l 以下にするためには畑地面積率を 44 %以下にする必要がある。河川水質の硝酸態窒素濃度の上昇を防ぐためには流域の山地森林の保全だけでなく平地林面積率と草地面積率の確保に留意し、平地における流域の畑地面積率が一定値を超えないようにする必要がある。

謝辞：本研究を遂行するにあたり、お世話になった方々をここに記して感謝いたします。 金川農場：金川幹司氏、金川幹夫氏、早来町役場：農林課高津均氏他農林課、土木課職員の皆様、北海道開発局：米津仁司氏、岡下淳氏他職員の皆様、北海道大学低温研究所 石井吉之氏、独立行政法人 農業技術研究機構 北海道農業研究センター 早川嘉彦氏

参考文献

- 1) 大村邦男, 黒川春一：畑作酪農地帯における栄養塩類 (N,P) の循環, 北海道立農試集報 **63**, 11-21 (1991)
- 2) 大村邦男, 黒川春一：水質環境から見た牛糞尿の許容限界量, 北海道立農試集報 **64**, 1-12 (1992)
- 3) 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：農林地からの流出水の硝酸態窒素濃度と土地利用の関係(1995), 農土論集 **178**, 529-535
- 4) 帯広市：帯広市の環境 (1999)
- 5) 北海道土木協会：北海道河川一覧 (1995)
- 6) 北海道開発局：千歳川放水路計画に関する技術報告 (1994)
- 7) Koichi YAMAMOTO, Takuya KOBAYASHI, Tatsuo SHIMIZU, Harukuni TACHIBANA : Proc. of IWA 5th International Conference on Diffused Pollution (2001)
- 8) Yoshihiko HAYAKAWA, et al., Proc. of the 11th CIEC World Fertilizer Congress on Fertilization for Sustainable Plant Production and Soil Fertility, **2** 498-502 (1998)
- 9) Genereux, D.P., Hemond, H. F. and Mulholland, P. J. Use of radon-222 and calcium as tracers in a three-end-member mixing model for streamflow generation on the West Fork of Walker Branch Watershed. J. Hydrol., **142**, 167-211
- 10) 早来町：家畜防疫地図 (1998)
- 11) 倉持寛太：草地酪農地域の水圏水質と草地負荷寄与率の推定、北海道土壌肥料研究通信第43回シンポジウム (1997)、25-35