水文・水資源学会誌
J. Japan Soc. Hydrol. & Water Resour.
Vol. 13, No. 5 (2000) pp. 347-354

北海道における複合型土地利用の農業流域河川の水質特性

Characteristics of River Water Quality of Agricultural Watershed with Complex Landuse in Hokkaido, Japan

井上 京*

Takashi INOUE

(北海道大学大学院農学研究科)

Graduate School of Agriculture, Hokkaido University

宗岡寿美**

Toshimi MUNEOKA

(帯広畜産大学畜産環境科学科)

Obihiro University of Agriculture and Veterinary Medicine

鶴木啓二*・山本忠男*・長澤徹明*

Keiji UNOKI・Tadao YAMAMOTO・Tetsuaki NAGASAWA

(北海道大学大学院農学研究科)

Graduate School of Agriculture, Hokkaido University

River water quality under normal flow conditions was investigated on two watersheds with complex agricultural landuse in Hokkaido, Japan. The main forms of agriculture are upland farming and livestock farming.

If all livestock manure is composted and returned to the field, its amount will exceed the required amount of fertilizer in both watersheds. The excess fertilizer may therefore cause water quality degradation. It is highly probably that the location of livestock yards and riverbank landuse strongly influenced the discharge rate of livestock manure generated in the watershed to the river.

The river water quality in the watershed, including rice paddies, showed apparent influences of irrigation water. During the irrigation period, the concentration of nitrogen and phosphorus of the river water itself was diluted and lowered by irrigation water. However, the output of the load of total nitrogen from the rice paddy was larger than the input, because of the good quality of irrigation water.

Key words : River water quality, Nitrogen, Phosphorus, Stock and dairy farming, Irrigation of paddy field

北海道の畑作・畜産を主とした複合型土地利用形態の2流域において平水時の河川水質特性を把握し、流域の土地利用と水質環境との関係について考察した。

調査対象2流域では畜産が行われているが、両流域とも発生した家畜糞尿が堆肥化され農地に還元された場合、流域内で必要とする施用量を超過しており、水環境への影響が懸念された。また、畜産農家の位置や河畔の土地利用が、発生した家畜糞尿の流出率に大きく影響することが示唆された。

水田を含む流域では灌漑の影響が河川水質に顕著にあらわれていた。灌漑排水によって流域の自流水質は希釈され、灌漑期のN、P濃度は低下していた。しかし、灌漑用水水質が良好であるため、T-Nについて水田営農は流域水環境に対し排出型であった。

キーワード：河川水質、窒素、リン、畜産酪農、水田灌漑

I. はじめに

流域における農業的土地利用は、水循環はもとより、さまざまな物質循環にも影響を及ぼしている。

とくに畑地では、降雨時や融雪時に発生する侵食流亡土砂とそれに吸着された各種物質が汚濁負荷として河川に流出する。また、圃場に投入される堆肥などの肥料分も、地下への溶脱を通じて河川に流出し

*北海道大学大学院農学研究科 〒060-8589 札幌市北区北9条西9丁目
Graduate School of Agriculture, Hokkaido University, Kita-9, Nishi-9, Kita-ku, Sapporo 060-8589, Japan

**帯広畜産大学畜産環境科学科 〒080-8555 帯広市稲田町西2線11番地
Department of Agro-Environmental Science, Obihiro University of Agriculture and Veterinary Medicine, Inada-cho, Obihiro 080-8555, Japan

ている。

こうした農業流域での水を介した物質移動は、表土や養肥分の減耗など営農に対する損失はもちろんのこと、さまざまな物質を水系を通じて下流へ流送するため、河川下流域から沿岸海域までも含む広い範囲にその影響が及ぶ可能性がある。また、圃場などの面源からの汚濁成分に加えて、点源としての畜舎なども、そこで発生する家畜糞尿の処理について多くの問題を抱えている。

畑作地域における水質保全問題に関する報告として、例えば石黒ら(1982)は、畑地造成に伴う水質変化に関する比較検討のなかで、造成過程で肥料などの物質が多量投入されるため、それに起因する流出水の水質負荷が大きいことを指摘している。また志村・田淵(1996)は家畜糞尿の素掘り貯留池を有する集水域からの窒素流出に関して報告している。北海道においても、大村(1994a)による堆肥場・農耕地から、河川への栄養塩類の流出特性に関する畑作地域での調査例や、田淵ら(1995)の複数の農林地流域を対象とした調査例などがある。

これら調査事例のなかでは、草地・畜産・水田などが複合する畑作流域について、その水質環境を検討した事例が少ないように思われる。とくに、積雪寒冷地であり、かつ土地利用型農業の展開する北海道における報告は少ない。本報告では、畑作・畜産を主とする複合型土地利用形態の2流域を比較・検討の対象とした。これらの2流域には、多くの共通点とともに明確な相違点がある。この2流域において河川の水質特性を把握し、農地の平面配置、水田灌漑の有無、畜産農家の規模・配置、緩衝域としての河畔の状況などと河川水質との関係について検討し、複合型土地利用の農業流域における水質環境保全問題について考察した。

II. 調 査

1. 流域概要

調査は、北海道後志管内留寿都村にあるCD流域と、同上川管内美瑛町にあるII流域で実施した(表-1)。

CD流域は畑作主体の土地利用であり、畑地は流域面積の55%を占める。また、畜産農家は主に豚・肉牛を飼育しており、畑地・畜舎ともに河川から比較的離れた台地上に位置している(図-1)。CD流域の地形と土地利用を流域横断面図でみると、河川近傍の谷部、すなわち河畔と台地斜面は林地として残され、河川から離れた比較的平坦な台地上が畑地として利用されている状況が明らかである。

一方、II流域は畑作を中心に畜産・酪農・水田からなる土地利用を展開しており、流域の農地率は75%と高い。また、流域は平坦地の少ない波状丘陵地形を呈しており、畑地の多くは傾斜畑となっている。流域の土地利用形態は変化に富んでいる(図-2)。上流～中流では河畔から丘陵斜面まで草地利用され、河川の一部は放牧地の中を流れている。中流には畑地・草地と、一部に水田が存在し、河川の近くに畜舎が多数位置している。中流～下流にかけては畑地が多く、支流域(IF流域)には水田が展開している。なお、これら水田の灌漑用水は流域外より取水している。II流域の横断面図が示すように、平坦地が少なく、河川付近から丘陵部にかけて全面的に農地利用されているのが本流域の特徴といえよう。

このように調査対象2流域は、1)流域の規模・形状、2)農家戸数、3)河川形状(両河川とも明渠化された河川)、4)流域の土壌の物理性(両流域とも火山灰性土壌)など、多くの共通点を有する。しかし、1)河畔の土地利用、2)農地の平面配置と形状、

表-1 流域諸元
Table 1 Outline of watersheds

流域名	流域面積 (km ²)	土地利用 (%)				農家 (戸)		家畜頭数(頭)	
		水田	普通畑	草地	林野他	畜産・酪農	他	牛	豚
II	7.48	5	48	22	25	5(6)*	23	3106**	524**
CD	6.45	0	55	0	45	6(8)*	22	103***	7143***

* ()内は畜舎戸数

**1994年北海道開発局旭川開発建設部調べ

***1994年北海道開発局小樽開発建設部調べ

図-1 CD流域の土地利用，流域横断面図と畜産農家の配置

Fig. 1 Landuse and cross-section of CD watershed, with the location of livestock yards

図-2 II流域の土地利用，流域横断面図と畜産農家の配置

Fig. 2 Landuse and cross-section of II watershed, with the location of livestock yards

3) 畜産農家の営農規模と配置，4) 水田と灌漑用水の有無，などの相違点もあり，両流域を比較検討することによって，農業的土地利用と河川の水質環境に関する知見を得ることが期待できる。

2. 水質調査

調査2流域において，採水による水質分析などを実施した。検討対象とした期間は，CD流域で1993年7月～1996年10月，II流域で1993年5月～1996年11月である。なお，本報告では降雨や融雪による出水時を除く平水時のデータのみを検討の対象とした。採水は，各流域の最下流部，支川，湧水などで，おおむね月1～2回程度実施した。まず，採水時に電

気伝導度(EC)，pHの測定を行い，密封保冷状態で実験室に搬入し水質分析を行った。

分析した水質項目およびその方法を表-2に示す。河川流量は，可搬型電磁流速計を用いた徒渉観測を随時実施するとともに，採水地点に水位計を設置し，連続測定した水位をH-Q式により流量に変換した。また，ECは採水時の測定のほか，採水地点において10分間隔で連続観測を行った。

II流域では，後述するように河川流況は水田灌漑の影響を受けている。本稿における灌漑期とは河川水に灌漑用水の影響がある期間をさし，流量および水質等から判断した。

表-2 分析方法
Table 2 Methods of water quality analysis

水質項目	分析方法
T-N (全窒素)	アルカリ性ペルオキシ二硫酸カリウム分解 吸光光度法
NO ₃ -N	吸光光度法
NH ₄ -N	吸光光度法
T-P (全リン)	ペルオキシ二硫酸カリウム分解 吸光光度法
PO ₄ -P	吸光光度法
SS	ガラス濾紙吸引法
EC	交流二電極法
pH	ガラス電極法

Ⅲ. 複合型土地利用流域の水質特性

1. 河川水質の季節変動特性

2流域の1993年～1996年の平水時におけるT-N濃度の経年変化を図-3に示す。II流域には明確な季節変動がみられる。また、この間の経年変化はみられなかった。一方、CD流域には明確な季節変動はみられないが、1996年に濃度がやや上昇している。北海道農林水産統計年報(農林水産省北海道統計情報事務所, 1993・1997)等によると、CD流域を含むこの地域の畜産飼養頭数、作付作物の種類・面積等には、河川水質を急激に悪化させる要因はみあたらない。流域内に河川汚濁を悪化させる新たな点源の発生もなく、原因は不明である。以下、CD流域の検討では1996年のデータを除外して扱う。

2流域のNO₃-N濃度の月変化を図-4に示す。II流域では、夏期(灌漑期)に濃度が低下する。これは、①他流域からの比較的水質が良好な灌漑用水の導入により、自流河川が希釈されること、②水田での脱窒により地下への溶脱量が減少すること、③夏期は作物その他の植生による窒素消費が盛んであることなどが挙げられる。CD流域でも夏期に濃度が若干低下するがII流域に比べ低下の比率はきわめて小さい。CD流域には水田がないため、夏期の濃度低下は上記③が主要因と思われる。

2. 各水質項目の変動特性

2流域の平水時の河川流量、河川水質濃度、II流域の灌漑用水水質濃度の平均値を表-3に、変動係数を表-4に示す。

N, P濃度について、[CD]<[II・灌漑期]<[II・非灌漑期]の傾向が認められる。これは、流域

図-3 両流域のT-N濃度の経年変化
(1993年～1996年)

Fig. 3 Periodical changes of T-N concentration in two rivers

図-4 両流域のNO₃-N濃度の季節変化
(II: 1993～1996, CD: 1993～1995)

Fig. 4 Seasonal changes in NO₃-N concentration of two rivers

の農地面積、畜産農家の規模・位置、水田灌漑の有無、緩衝域としての河畔の状態など、流域の土地利用の差異が複合的に関与しているためとみられる。

ECは[II・非灌漑期]<[II・灌漑期]となっている。II流域でECのみ他の水質成分と異なる結果となったのは、灌漑用水の高いECが影響しているためである。

変動係数についてII流域の非灌漑期とCD流域をみると、両流域とも流量に比べNO₃-N, ECの変動係数が小さい。NO₃-Nは地下溶脱物質、ECは溶解性の河川主要成分の塩類の指標となる値であり、これらの物質は、流況が平水状態であれば、流量の多少によらずほぼ一定濃度で流出していることが分かる。T-Nも平水時にはその大部分がNO₃-Nである

表一 3 平水時の河川水質濃度
(流量加重平均値, I I 灌漑用水のみ算術平均値)

Table 3 The average concentration of river water under normal flow condition

流域名	流量 ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	T-N ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	$\text{NO}_3\text{-N}$ ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	$\text{NH}_4\text{-N}$ ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	T-P ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	$\text{PO}_4\text{-P}$ ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	SS ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	EC ($\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$)	pH
I I 灌漑用水	—	0.29	0.09	0.03	0.04	0.01	15	339	5.0
I I 灌漑期	0.22	3.39	2.27	0.27	0.20	0.06	42	274	6.7
I I 非灌漑期	0.18	7.37	6.25	0.30	0.21	0.13	37	185	6.4
CD	0.21	1.82	1.54	0.02	0.06	0.03	15	118	7.3

表一 4 平水時の河川水質変動係数

Table 4 The coefficient of variation of river water under normal flow condition

流域名	流量	T-N	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{NH}_4\text{-N}$	T-P	$\text{PO}_4\text{-P}$	SS	EC	pH
I I 灌漑用水	—	0.33	0.28	0.78	0.83	1.03	1.51	0.20	0.03
I I 灌漑期	0.43	0.43	0.46	1.21	0.82	1.15	0.89	0.18	0.07
I I 非灌漑期	0.52	0.22	0.20	0.85	0.58	0.54	0.82	0.10	0.06
CD	0.39	0.15	0.17	0.75	0.68	0.52	0.88	0.09	0.05

ため変動係数が低い。一方、土壌や家畜糞尿に多く含まれる $\text{NH}_4\text{-N}$, Pは変動係数が大きかった。これらの成分は採水時点での流域の状態などによって変動するものと考えられる。

I I 流域の灌漑期と非灌漑期の変動係数をみると、流量を除くすべての項目において [非灌漑期] < [灌漑期] である。I I 流域の灌漑期における河川水質濃度は、良好な水質の灌漑用水による希釈作用によって概ね非灌漑期より低く推移している。しかし、この間には非灌漑期にみられないような無降雨時の突発的な水質の悪化がみられた。そのため、非灌漑期に比べ変動係数が大きくなったものと考えられる。灌漑期には水田での水管理によっては肥料成分が流出することもあり、これが河川水質濃度を大きく変動させる一因となっている可能性がある。

IV. 家畜糞尿処理と河畔の土地利用

1. 家畜排泄物量と窒素流出

畜産を含む農業流域では、発生した家畜糞尿を堆肥化して農地に還元することがおこなわれている。このとき、処理方法や施用量によっては流域の負荷源となりうる。ここで、各流域について家畜から排泄される窒素量を求めると、I I 流域は $336\text{t} \cdot \text{y}^{-1}$, CD流域では $115\text{t} \cdot \text{y}^{-1}$ となる。農地面積あたりに換算すると、I I 流域は $599\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, CD流域では $324\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ となる(表一 5)。計算に用いた原単位は牛1頭当たり $290\text{g} \cdot \text{d}^{-1}$, 豚1頭当たり $40\text{g} \cdot \text{d}^{-1}$ であ

る(田淵編著, 1986)。一方, I I 流域の主要作物は水稻・コムギ・アズキ・パレイシヨ・テンサイ・牧草等, CD流域ではコムギ・アズキ・パレイシヨ・テンサイ・ダイコン等である。これらの窒素標準施肥量は牧草を除くと概ね $200\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ 以下であり(村山ら, 1984), 糞尿をすべて流域内に還元すると両流域とも窒素に関して過剰な状態となる。

また、作物への施肥は適時に適量を施用することが重要であるが、大量に発生する糞尿に対して還元可能な農地が少ない畜産形態の場合には、流域内農地への過剰散布もみられる。適正な施肥がおこなわれなかった場合、作物の生長が阻害されるだけでなく、水質環境も急激に悪化することが報告されている(大村, 1994b)。本調査地区でも家畜排泄物による農地面積当たりの窒素発生量はI I 流域はCD流域

表一 5 家畜によるN, P排泄量

Table 5 Evacuation quantity of nitrogen and phosphorus from livestock

	流域名	原単位 ($\text{g} \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{頭}^{-1}$)		排泄量 ($\text{t} \cdot \text{y}^{-1}$)	農地面積当 たり排泄量 ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$)
		牛	豚		
N	I I	290	40	336	599
	CD			115	324
P	I I	50	25	62	110
	CD			67	189

の1.8倍程度であったが、流域末端の河川水質T-N比負荷はI I流域・非灌漑期で $0.175\text{g} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$ であり、CD流域での $0.058\text{g} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$ の3.0倍になっていた。

さらに、積雪寒冷地の北海道では融雪期の河川水質環境も大きな問題をはらんでいるが(大村・黒川, 1991), 融雪期の河川水質特性は別報で報告する。

2. 河畔の土地利用とリン流出

リンについても窒素と同様に家畜からの排泄量を求めると、I I流域は $62\text{t} \cdot \text{y}^{-1}$, CD流域では $67\text{t} \cdot \text{y}^{-1}$ となる。農地面積あたりに換算すると、I I流域は $110\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, CD流域では $189\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ となる(表-5)。計算に用いた原単位は牛1頭当たり $50\text{g} \cdot \text{d}^{-1}$, 豚1頭当たり $25\text{g} \cdot \text{d}^{-1}$ である(田淵編著, 1986)。家畜排泄物に含まれるリンに関して、CD流域はI I流域にくらべ排出量が多いことになる。しかし、T-P濃度の流量加重平均値は、CD流域で $0.06\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ であるのに対しI I流域の非灌漑期では $0.21\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ となっている。リンは土壤に吸着されやすく、降雨等で表面流出があるときに土壤粒子とともに流出しやすいが、平水時には草地からはほとんど流出しない。したがって、平水時における両流域のT-P濃度の差は家畜排泄物の流出率の違いによって生じるものと考えられる。I I流域のように平水時に定常的にリンが高濃度で流出しているということは、河川近傍にリンもしくはリン吸着物質が存在していることを示すものであり、これは河畔の土地利用と関連がある。すなわち、I I流域では河畔まで草地が広がり河畔林が少ないだけでなく、河川近傍に畜産農家が存在していることがCD流域に比べリンの流出率を大きくしているものと推察される。このことは、糞尿に多く含まれるアンモニア態窒素濃度がCD流域の $0.02\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ に対し、I I流域・非灌漑期では $0.30\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ であることから分かる。

V. 複合型土地利用流域における水田灌漑の影響

前述したように、I I流域では自流河川と水質の大きく異なる灌漑用水が、灌漑期における流域の水環境に強い影響をおよぼしていた。灌漑用水は流域の最上流部を横断し、右岸尾根部を通り流域内の水田に導水されている。水田は流域内に点在しているため、水路は数本に分岐しており、灌漑用水の流域内への流入経路は複雑になっている。また、流域内

に流入してくる用水の全量が水田を通過しているのではなく、一部は河川に直接落水しているほか、用水路からの漏水等も考えられる。もちろん流域下流端の水質は流域内の他の土地利用による影響も受けており、そのため、流域内の水田灌漑による流入負荷量と排出負荷量を実測することは困難である。ここでは、I I流域のように複合型土地利用流域内に水田が点在する場合における、水田灌漑が流域水質環境に与える影響の定量評価を試みる。

算出に用いる値は、I I流域内の支川流域で水田面積率が比較的高いIF流域(流域面積 1.54km^2 , 水田面積率20%, 図-2)の下流端における、1994~1996年の観測値を用いた。IF流域は林地面積はわずか(林地率3%)であるので林地の影響は無視し、水田以外はすべて畑地と考える。また、平水時を対象としているので降水負荷量はないものとする。

水田営農が水質環境へ与える影響の定量評価を行う場合、流入負荷量と流出負荷量の差である差し引き排出負荷量を用いる必要がある。排出負荷量は浸透排出負荷量と地表排出負荷量の和である。ここでは、これに加え河川に直接落水される灌漑用水を合わせ、「灌漑用水の影響のある流出水」負荷量とし排出負荷量とする。灌漑用水の影響のある流量を Q_D , 非灌漑期の流域下流端流量を Q_0 , 流域の水田面積率を α とし、灌漑期・非灌漑期にかかわらず、畑地からの流出 Q_{back} は一定で、非灌漑期には水田・畑地とも流出率が同じと仮定すると(図-5),

$$Q_{\text{back}} = (1 - \alpha) Q_0$$

よって、灌漑期の下流端流量 Q_{out} は、 Q_{back} に水田灌漑影響分 Q_D を付加し、

$$Q_{\text{out}} = (1 - \alpha) Q_0 + Q_D \quad (1)$$

灌漑期における灌漑用水の影響がある流出水濃度を C_D , 灌漑用水の影響がない流出水(畑地からの流出水)濃度を C_{back} , 流域下流端濃度を C_{out} すると、

$$Q_{\text{out}} C_{\text{out}} = (1 - \alpha) Q_0 C_{\text{back}} + Q_D C_D \quad (2)$$

式(1), (2)から、

$$C_D = \frac{Q_{\text{out}} C_{\text{out}} - (1 - \alpha) Q_0 C_{\text{back}}}{Q_{\text{out}} - (1 - \alpha) Q_0} \quad (3)$$

$\alpha = 0.20$, $Q_{\text{out}} = 0.084\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, $Q_0 = 0.020\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (1994年~1996年算術平均値)であり、T-Nの場合 $C_{\text{out}} = 1.85\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ (1994年~1996年流量加重平均値)であった。ここで、 C_{back} にはI I流域内の灌漑用水の影響を受けていない湧水2地点(図-2中☆印)の平均水質を用いる($C_{\text{back}} = 5.82\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$, 1996年算術平均値)。よって式(1), (3)より、 $Q_D = 0.068\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1} (=19.1\text{mm}$

図-5 IF流域における水の流れの概要

Fig. 5 The outline of water flow on IF watershed

・ d^{-1}), $C_b=0.92mg \cdot l^{-1}$ と算出される。平水時を対象としているので降水量は0.0mm, 北海道における灌漑期(6月~8月)の蒸発散量の平均値を $4.6mm \cdot d^{-1}$ (中川, 1966)とすると, 灌漑用水流入量(Q_i)は $23.7mm \cdot d^{-1}$ 程度($=0.084m^3 \cdot s^{-1}$)と推定される。灌漑用水水質は表-3より $0.29mg \cdot l^{-1}(=C_i)$ であったから,

$$\begin{aligned} \text{差し引き排出負荷量} &= \text{排出負荷量} - \text{流入負荷量} \\ &= Q_b C_b - Q_i C_i = 0.038g \cdot s^{-1} \end{aligned}$$

となり, 差し引き排水負荷はプラスとなる。つまり, IF流域の水質環境における水田営農は, 窒素流出に関して排出型となっていることが分かる。しかし, C_{back} は $5.82mg \cdot l^{-1}$ であることから, 流域本来の流出水は水田営農水により希釈されていることになる。すなわち, 下流域における灌漑用水利用や生物生息環境のように濃度が問題となる場合, 本地区のような水田灌漑は必ずしも水質環境を悪化させていることにはならず, むしろ良好にしていることになる。

北海道における水田の排出負荷量は, 用水水質が良好であるため排出型になりやすい(長澤ら, 1997)。しかし, II流域のような複合型の土地利用状況で, 自流入河川が高濃度に汚染されている場合, 希釈により水質環境を改善させているものと位置づけることができる。

VI. おわりに

北海道の複合型土地利用流域において, 畑作・畜産・水田営農と河川水質の関係について, とくに平水時を対象として検討した。調査対象2流域では畜産の規模・配置, 河畔の土地利用, 水田灌漑の有無がそれぞれの河川水環境に大きく影響していた。

両流域とも発生した家畜糞尿が堆肥化され農地に還元された場合, 流域内で必要とする施用量を超過していた。また, 畜産農家の位置や河畔の土地利用により, 発生した家畜糞尿の流出率が大きく異なっていた。

水田を含む流域では, 水田灌漑によって河川水質濃度は希釈され, 灌漑期のN, P濃度は低下していた。しかし, 灌漑用水水質が良好であるため, T-Nについて水田営農は排出型となった。

今回は平水時のみを検討対象としたが, 懸濁物質のように出水時に多く流出する成分もあり, 今後は融雪時や降雨時の検討を進める予定である。

本研究を実施するにあたり現地調査はもとより多くのご協力を頂いた財団法人日本気象協会北海道本部, ならびに関係各位に厚くお礼申し上げる。なお, 本研究は文部省科学研究費の補助を受けて進めた調査研究の一部であることを付記する。

引用文献

- 石黒宗秀・小林慎太郎・三野 徹・丸山利輔 (1982): 畑地造成に伴う水質の変化, 農土論集, 102, pp. 36-43.
- 村山 登・平田 照・矢崎仁也・但野利秋・堀口 毅・嶋田典司・前田乾一(1984): 作物栄養・肥料学, pp. 217-251, 文永堂出版.
- 長澤徹明・井上 京・梅田安治・宗岡寿美・山本忠男(1997): 水田利用による水質環境への影響—北海道における調査事例—, 水文・水資源学会誌, 10(5), pp. 477-484.
- 中川昭一郎(1966): 水田用水量調査法(その5), 農土誌, 34(10), pp. 13-19.

農林水産省北海道統計情報事務所(1993):北海道農林水産統計年報(農業統計市町村別編),平成3年~4年,北海道農林統計協会協議会.

農林水産省北海道統計情報事務所(1997):北海道農林水産統計年報(農業統計市町村別編),平成7年~8年,北海道農林統計協会協議会.

大村邦男・黒川春一(1991):融雪期の表面流去水が河川の水質に及ぼす影響,北海道立農業試験場集報, 62, pp. 35-45

大村邦男(1994a):北海道中央部の農耕地における栄養塩類の流出特性,土肥誌, 65(2), pp. 187-189.

大村邦男(1994b):北海道の酪農地帯における窒素,

リンの循環と水質保全,土肥誌, 65(5), pp. 573-577.

志村もと子・田渕俊雄(1996):素掘り貯留池を伴う養豚場が河川の窒素濃度に及ぼす影響—畜産主体の集水域における窒素流出に関する研究(I)—,農土論集, 182, pp. 1-7.

田渕俊雄 編著(1986):農業土木技術者のための水質入門, p. 178, 農業土木学会

田渕俊雄・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, pp. 129-135.

(受付:2000年4月26日,受理:2000年7月3日)