

水循環型流域における水質環境の改善と 水生植物の役割に関する研究

1. 研究の目的
2. 研究方法
 - 2.1 調査対象流域
 - 2.2 調査方法
3. 結果と考察
 - 3.1 水収支
 - 3.2 水質
 - 3.3 物質収支
 - 3.4 水生植物
 - 3.5 底質
4. 結論

島根大学 生物資源科学部 武田育郎

1. 研究の目的

近年の公共用水域の水質悪化や閉鎖性水域における富栄養化現象は多くの関心を集め、良好な水資源の保全が、重大な問題となっている。ノンポイント汚染源からの汚濁物質を考える上で、最も大きな問題となるのは、その流出機構が不明確であることがある。これは、ノンポイント汚染源からの汚濁物質の流出は、水文条件（特に降水量の多寡や強弱）や地域的な特性（植生、傾斜、土壌条件、灌漑排水の形態、営農形態など）の影響を強く受けるので、水文年や場所が変わると、同じ土地利用条件であっても汚濁物質の流出が大きく変化しうることによる。したがって、フィールドでの詳細なデータが得られても、長時間のデータでなければ、一般的な議論に発展しにくい側面がある。また、ノンポイント汚染源の中でも水田からの汚濁負荷流出は、畠地よりも少ない場合が多く、水田の中には水質浄化機能を持つものもあるといわれている。

水田における水の流入と流出に伴う汚濁物質の移動は、水田の水使用量の多さを考えると、河川流域の水質環境を考えるうえで極めて重要である。わが国の水使用量（取水ベース）は、1992年の統計値で914億m³/yrであるが、農業用水は、586億m³/yrで全体の64.1%を占める。これは、生活用水（170億m³/yr）や工業用水（158億m³/yr）の3倍強に相当する。農業用水のうち、約95%が水田灌漑用水であり、灌漑期間中の灌漑水量は、約2,150mm～約2,870mmであり、これはわが国の平均的な年降水量（約1,800mm/yr）をかなり上回っている。

水田の灌漑方法の一つとして、循環灌漑という形態がある。これは、流域内の水田の排水をポンプアップして再び用水として灌漑するものである。循環灌漑は、水田用水の節約だけでなく、流域からの汚濁物質の流出削減効果があるのではないかと考えられている。

また、水域における水質環境の改善方法の一つとして、水生植物を利用する方法が注目されている。しかし、この方法では、汚濁物質を吸収した水生植物を水系から除去しなくてはならないことが必要であるといわれている。

本研究では、島根県東部の循環灌漑が行われている水田流域において、水の循環利用にともなう汚濁物質のフラックスを定量的に評価し、河川中に自生する水生植物が、流域における汚濁物質の除去に果たしている役割を明確にすることを目的とする。調査対象とする河川では、河川中に繁茂する水生植物を水系外に除去する作業が慣行的に行われており、窒素、リン、CODといった汚濁物質を流域内で除去する可能性が指摘されている。また、河川の底質を浚渫して、水田に客入することも慣行的に行われ、栄養物質の循環利用が行われていることが予想されている。

2. 研究方法

2.1 調査対象流域

2.1.1 斐伊川下流域の循環灌漑システム

日本を代表する汽水湖の一つである宍道湖は、中国山地を源流とする斐伊川水系の下流域に位置し、

湖からの豊かな恵みや美しい景観など、貴重な自然環境を有している。しかし、最近ではアオコやユスリカの発生などの富栄養化に伴う現象がみられるようになり、湖沼水質保全特別措置法の指定湖沼となっている。宍道湖には17の河川が流入するが、最も大きいものは斐伊川（流域面積=915km²）で、全流入淡水量の約80%を占めるといわれている。

この斐伊川下流域に広がる簸川平野では、昔から水田農業を中心とした生産形態がとられており、島根県随一の穀倉地帯を形成している。ここでの水田用水の大部分は斐伊川に依存しているが、斐伊川の水量だけでは十分でないのが実情である。これは、斐伊川の下流域は、上流から運ばれてきた細砂が堆積し、明瞭な鱗状砂州を形成する天井川となっているため、多くの水が伏流していること、また、中流域で灌漑用に取水すると、斐伊川の流量はわずかしか残らないことによる。

簸川平野の水田用水は、図1に示すように、斐伊川の数カ所に設けた取水樋門から幹線用水路に導入されている。そしてこれらの水は、水田に灌漑された後、再び斐伊川に流出せず、斐伊川と平行するように流れている数本の排水河川へ流出している。これらの排水河川の水は、宍道湖へ自然流下することなく、一旦、遊水池に貯留され、ポンプを用いて機械排水されている。こうした遊水池はいずれも宍道湖岸にあり、これらは湖岸と平行して走る水路によって連結されている。このような排水形態をとるのは、汽水湖である宍道湖の塩水の影響が、上流の水田や畠に及ぼないようにするためと、低平地であるため重力排水が難しいためである。

概して斐伊川下流域の水田灌漑に関する用水と排水の系統は、かなり複雑である。当地域の排水河川の近くでは、随所に15m四方くらいの遊水池と、これに隣接する揚水機場を見ることができる。そこでは、排水河川の水が可動ゼキによって水位上昇され、一部が遊水池に導水されている。この水は、揚水機場のポンプで圧力がかけられ、水田にパイプラインで配水されている。末端の水田では各筆に給水栓があり、これを開くことによって灌漑することができる。こうした遊水池には、直近の排水河川の水のみを受け入れているものもあれば、これに加えて斐伊川から取水した用水、あるいは、近隣の別の排水河川から開水路や管水路を用いて導入された水を混合しているものもある。このように、揚水機場によって灌漑水の由来はそれぞれ異なっている。

水田灌漑には、できるだけ水質の良好な斐伊川の水を使いたいという要望が強いが、斐伊川の水を多く使えるのは当地区でも比較的上流域に限られており、下流域の水田には、排水河川の水のみを灌漑しているところもある。上述の宍道湖岸の遊水池には、排水機場とともに揚水機場も設置されており、宍道湖への排水とともに水田灌漑や上流の揚水機場への送水が行われている。

このような用水・排水の形態は、斐伊川の水量を補うために、可能な限り排水を融通して再利用しようとする意図に基づいて構成されており、結果として複雑な循環灌漑システムを形成している。

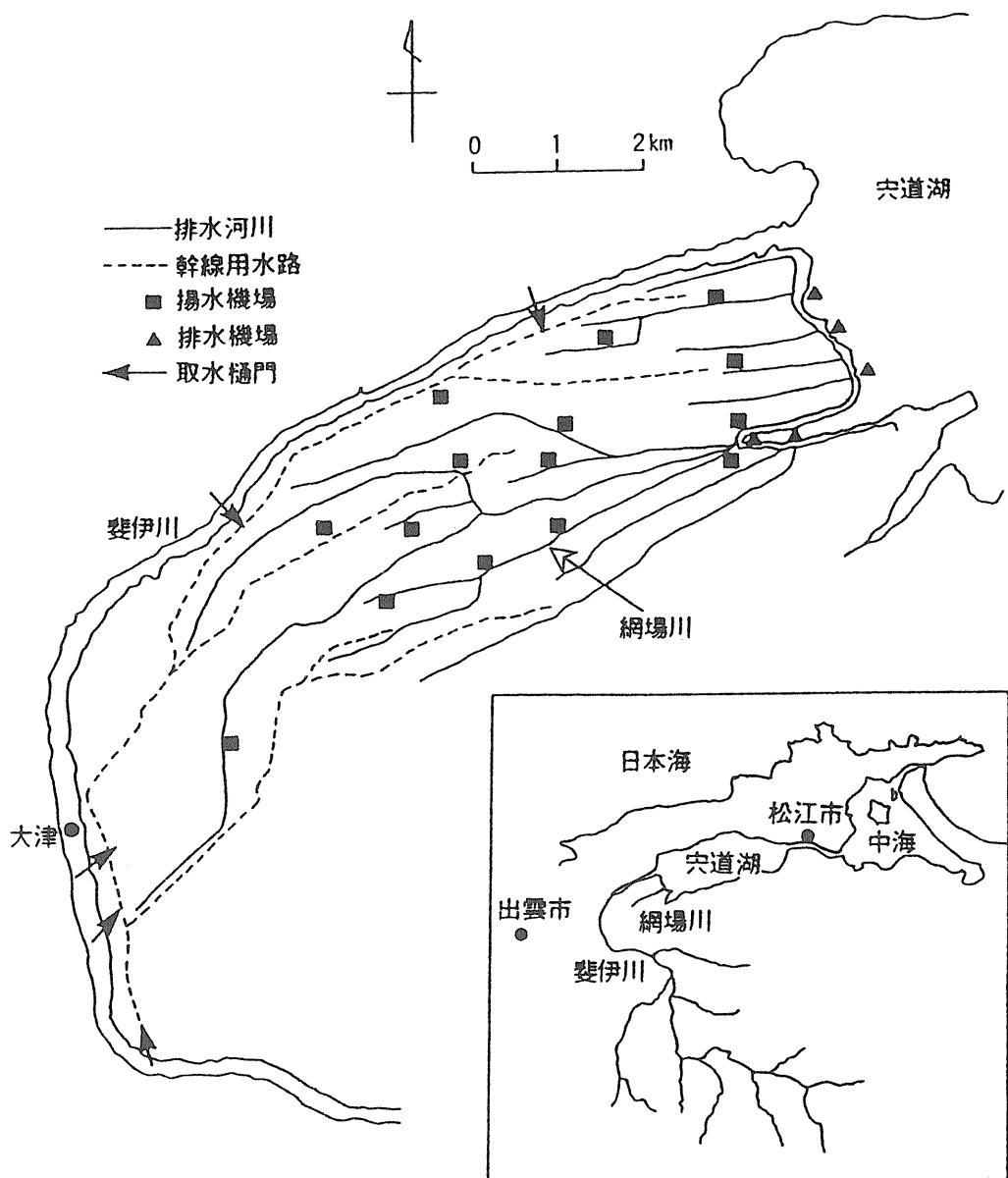


図1 斐伊川下流域の用排水系統の概要

2. 1. 2 網場川

本研究の調査は、島根県東部の斐伊川下流の水田地域の排水河川の一つである網場川（あんばがわ）において、水位計を設置した中流部のAB4と下流部のAB6の間の流域を対象とした。AB4、AB6間の距離は1.76km、流域面積は74.2haであった。本報告における調査期間は、1997年3月～10月であるが、灌漑水による水のフラックスにともなう物質のフラックスが大きい、灌漑期間、すなわち1997年5月～9月の物質収支に着目した。

図2に網場川流域における用排水系統の概要と水質分析用のサンプルの採水地点を示した。網場川には、■で示した4つの揚水機場があり、流域内の水田には、これらの揚水機場の遊水池で貯留された水が、管水路で灌漑されていた。

上流の3つの揚水機場では、網場川の水が可動ゼキによって水位上昇され、遊水池に導入されていた。揚水機場には、取水口に除塵機があり、後述するように刈り取られた水生植物が、ここではトラップされ、水系外に排出されていた。また、網場川の北側にある同様の排水河川である五右衛門川の流水の一部が、3つの揚水機場の遊水池に送水されていた。この3つの揚水機場のうち、AB5Aでは、南側の排水河川である高瀬川からもその流水の一部が、管水路で送水されていた。なお、上流側の2つの揚水機場には、斐伊川から取水した水が導かれていた。

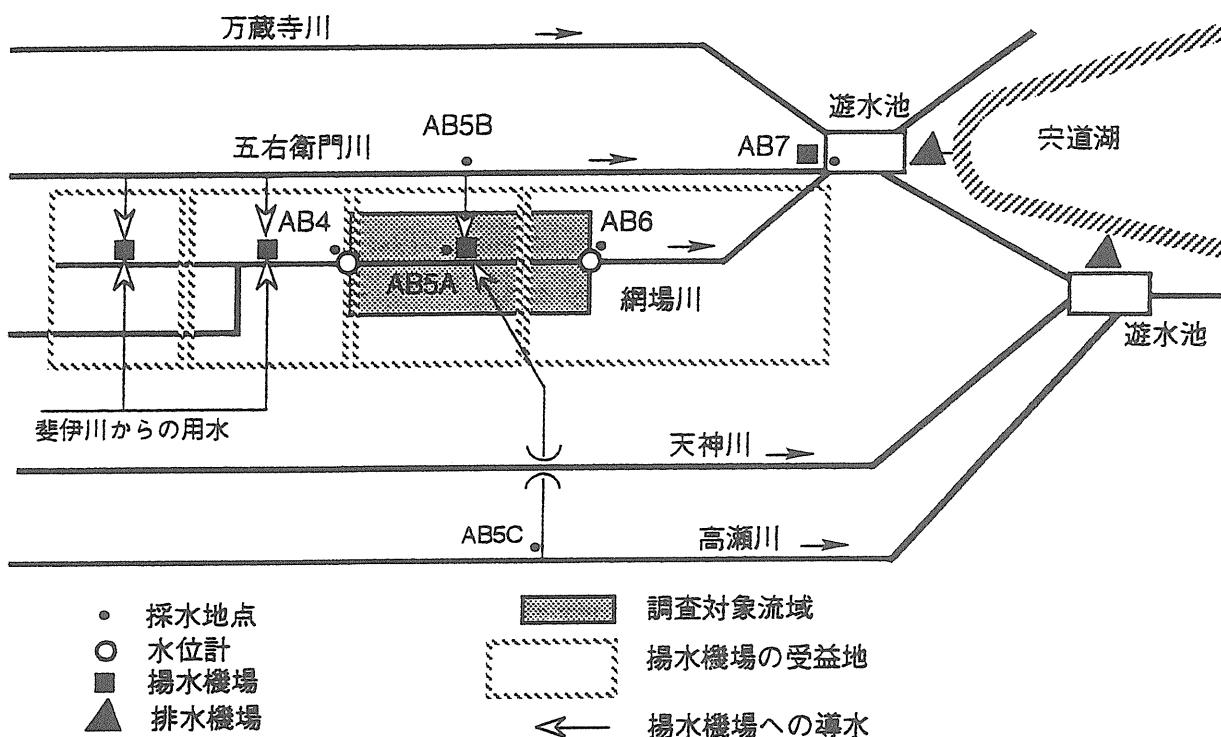


図2 網場川流域における用排水系統の概要と採水地点

また、最下流端の揚水機場では、網場川、五右衛門川、万蔵寺川の流水が遊水池に集まり、この水を水田灌漑用として揚水していた。また、この遊水池の水は、排水機場から宍道湖にポンプ排水されていた。

このように、対象流域に灌漑する揚水機場はAB5AとAB7の揚水機場であり、そのいづれもが排水河川の水のみを揚水していた。循環灌漑に関する水質汚濁物質の挙動に関する研究事例は、琵琶湖や霞ヶ浦周辺の水田地帯などを対象としたものが報告されているが、これらの中には、循環灌漑施設の稼働率が低いものがある。これは、循環灌漑に用いる排水河川の水は、当然ながらある程度汚濁しているので、排水の他に清浄な用水供給の可能なところでは、農家に循環灌漑が敬遠されることに理由がある。しか

しながら、網場川の中下流域に位置する本研究の対象流域の場合は、排水河川のほかに用水供給の選択肢がなく、ある程度汚濁した排水河川の水のみを灌漑せざるを得ないところに特徴があるといえた。

2. 2 調査方法

2. 2. 1 水収支の測定方法

網場川の流量は、図2に示した対象流域の上流端（AB4）、下流端（AB6）に設置した水位計で水位を10分間隔で記録し、水位－流量曲線を作製して計算した。また、AB4地点では自記雨量計を設置して降水量を測定した。しかしながら、AB6地点では下流側の遊水池（AB7）の背水の影響を受けたため、精度よい水位－流量曲線が作成できなかった。すなわち、AB7地点の遊水池に隣接する排水機場と揚水機場のポンプの運転や、遊水池に流入する他の河川の流量によって、AB6地点では高水位時でも流速が0.1m/s以下となる場合が多くみられた。したがって、対象流域からの網場川の流出水量（AB6地点の流量からAB4地点の流量を差し引いたもの）は、後述する水収支が合うように1ヶ月毎に推定した。実際には、水収支の項目に鉛直浸透が加わるが、浅層地下水の水位は、年間を通して変動が少ないため、無視してよいものと考えた。また、揚水機場の揚水量は、ポンプ管理者によって記録されている運転記録と電力使用料から計算した。

2. 2. 2 水質の測定方法

水質分析用のサンプルは、図2に示した対象流域の上流端（AB4）、下流端（AB6）で、原則として週1回の頻度で採水した。灌漑期（5月～9月）には、これに加えて揚水機場（AB5A、AB5B、AB7）でも同様に週1回の頻度で採水した。

水質の分析は、窒素、リン、それにCODについてJIS K0102（並木博他、1982）および上水試験方法（厚生省生活衛生局、1985）に準拠して行った。

2. 2. 3 負荷量の計算方法

前述のように、AB6地点の流量は、月間流量でしか得られなかつたので、負荷量は、それぞれの観測点の月平均水質に月間流量をかけて計算した。また、降水負荷量については、対象地域では降水の水質を測定しなかつたので、島根大学（松江市）で測定した10サンプルの平均値（T-N=0.87、T-P=0.016、T-COD=2.2mg/l）を用いた。

2. 2. 4 水生植物の評価方法

（1）網場川における水生植物の排出

調査対象とした網場川の中、下流部では、夏期になると水面のほぼ全面にわたって水生植物が繁茂するため（写真1、写真2）、通水能力の確保を目的として、これを藻刈舟を出して除去する作業が毎年行われていた。これは、刃のついたローラーで水草を切断していくもので、河川の水位がある程度低い

時に行われていた（図3）。切断された水草は、河川を流下していくことになるが、前述のような循環灌漑システムにともなう揚水機場と排水機場の入り口のスクリーン、あるいはポンプ場の除塵機でトラップされ、系外に排出されていた。したがって河川内で汚濁物質を吸収した水草の多くは、水系内で腐食・分解して再び水質汚濁に寄与しないので、結果的には汚濁物質の流出が削減されていると考えることができた。なお、写真3に作業中の藻刈舟を、また、写真4に揚水機場の除塵機で水系外へ排出された水生植物を示した。

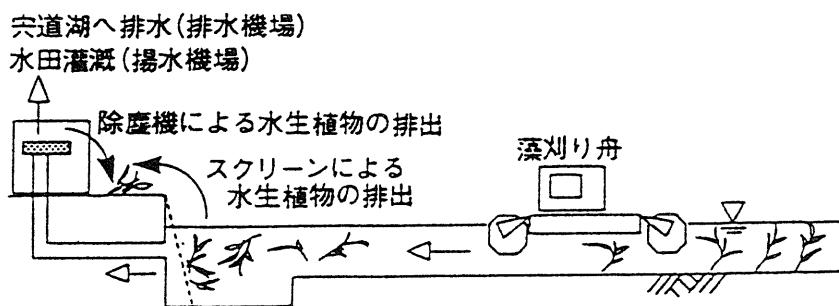


図3 循環灌漑施設と藻刈舟による汚濁物質の除去

(2) 水生植物中の汚濁物質現存量の評価

河川中の水生植物は、7月頃からみられ9月上旬～中旬に最も繁茂していた。網場川では、前述の藻刈舟は9月中旬に操業する場合が多いので、1997年9月10日に水生植物の現存量を調査した。水生植物は、浮葉植物のヒルムシロ (*Potamogeton distinctus*) と沈水植物のホソバミズヒキモ (*Potamogeton octandrus*) がほとんどで、その他クロモ (*Hydrilla verticillata*)、コカナダモ (*Elodea nuttallii*) もわずかながら確認された。調査は優先種であるヒルムシロとホソバミズヒキモの群落について、植生密度とN、P、COD含有量を調べた。

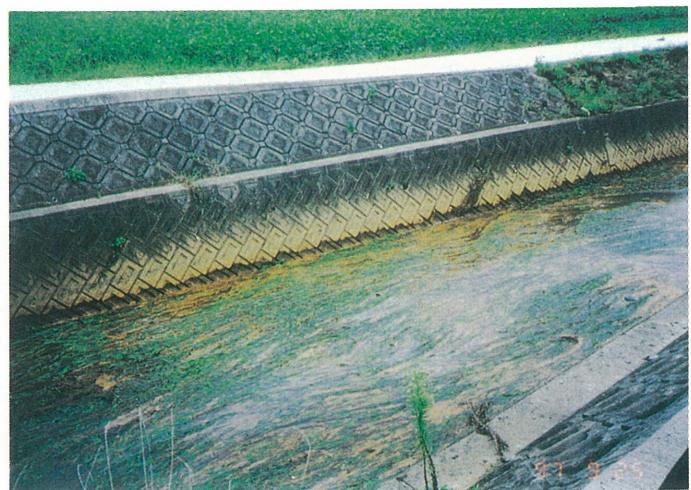


写真1 網場川で繁茂した水生植物（中流部）

水をめぐらす中水系川河川の水生植物は、中水系川河川の水生植物を構成する種類の中でも、最も多く見られる種類である。主に河川底質や水草などによく見られる種類である。

写真2

網場川で繁茂した水生植物（下流部）



写真3 作業中の藻刈舟

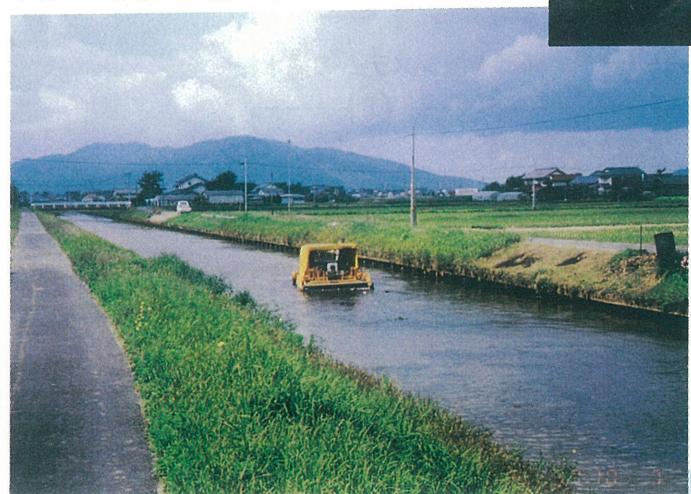


写真4

揚水機場の除塵機でトラップされた水生植物



2.2.5 底質の評価方法

網場川流域では、河川流水中のリン成分が鉄化合物とともに沈殿していることが考えられたので、ここでは河川底質中のリン成分の存在形態を調べ、リン成分と沈殿する鉄以外のものとして考えられる、カルシウムとアルミニウム化合物の存在、および底質を水田に客入した場合の肥料効果などについて考察した。

前述のように、網場川流域では、河川下流部に堆積した底質を浚渫して水田に客入することが、小規模ではあるが慣行的に行われているので、リン資源の循環利用が考えられた。

このような、循環灌漑水田流域における水の循環と、リン成分の循環を模式的に描いたものを図4に示した。循環灌漑システムの揚水機によって排水河川から水田に灌漑された水は、水田の落水口を経由して排出する地表排水と、地下に埋設された暗渠を伝って排出する暗渠排水によって、再び排水河川に現れる。排水河川へのリン成分の供給源としては、水田からの肥料分の流亡や、集水域内の住宅地からの家庭雑排水が考えられ、鉄成分の供給源としては、水田土壤から暗渠を経由して流出するものが大きいのではないかと考えられた。このようにして、河川内に流出したリンと鉄成分が、比較的ゆっくりとした流速の中で、沈殿・堆積し、さらに、これを浚渫して水田に客入することによって、リン成分については、ある程度の循環利用が行われているのではないかと考えられた。

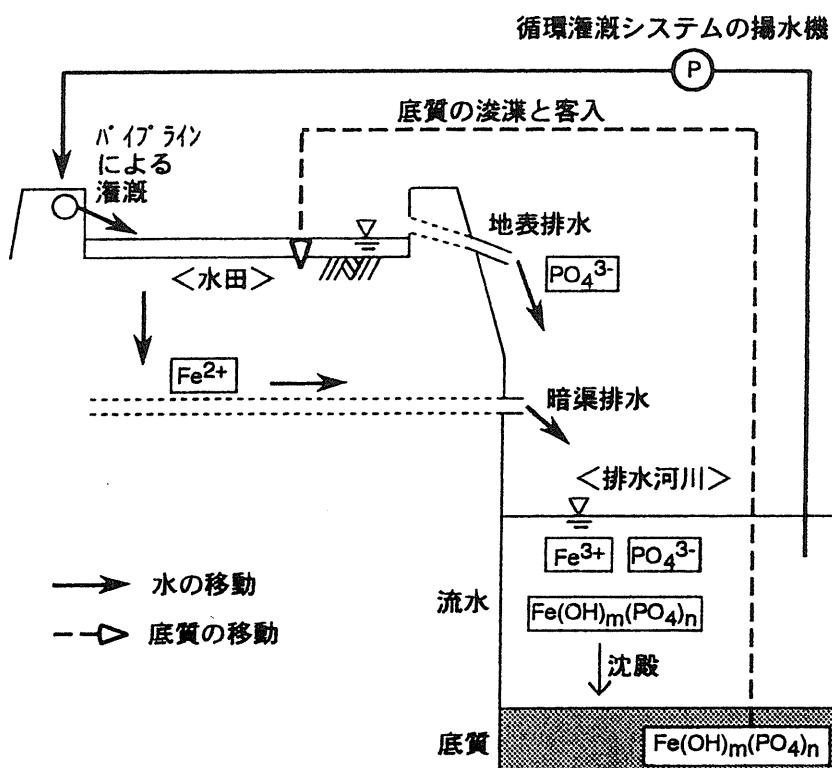


図4 循環灌漑水田流域におけるリン資源の循環

河川底質は、3月6日に網場川の中流と下流の流量観測地点において、直径5cmのプラスチック製パイプを静かに貫入して採取した。下流地点の底質サンプルは、上層と下層で明らかに粒度組成が異なっていたので、下流のサンプルのみ上層と下層に分けた。また、比較のために水田土壌（網場川流域内の12筆の水田土壌の均一混合サンプル）も分析した。底質と土壌のT-Pは、硝酸－硫酸分解法（環境庁水質保全局水質管理課、1988）により測定し、無機態のリン成分は、Ca型、Al型およびFe型のリン（土壤養分測定法委員会、1987）を測定した。また、植物に利用可能なリン酸の指標の一つである、可給態リン酸の一つであるBray No.2（土壤養分測定法委員会、1987）リン酸も測定した。さらに、蛍光X線分析装置（セイコー電子工業製SEA2010）を用いて成分分析を行った。蛍光X線分析の設定条件は、設定時間＝100sec、照射径＝3mm、電圧＝50kV、雰囲気＝大気あり、とした。

3. 結果と考察

3.1 水収支

図5に灌漑期間中（1997年5月～9月）の水収支を示した。

この期間の降水量は、1,333mmであったが、7月には522mmの降水量を記録し、これは月間の降水量としては最大であった。逆にもっとも少ない月間降水量は6月の125mmであった。

循環灌漑による対象流域への流入水量は、AB7の揚水機場からの水量が172mm、五右衛門川からAB5Aの揚水機場を経由して灌漑される水量が258mm、高瀬川からAB5Aの揚水機場を経由して灌漑される水量が380mmであった。これらの灌漑水量は、代かき・田植時期である5月にもっとも大きくなっていた。

一方、対象流域からの流出水量は、網場川の河川流出（AB6地点の流量からAB4地点の流量を差し引いたもの）が1,360mm、AB5Aの揚水機場から対象流域外へ灌漑されたものが298mm、蒸発散が485mmであった。月間の網場川の河川流量における最大値は7月の537mmであり、最小値は6月の95mmであった。これらは降水量の多寡と対応していた。なお、対象流域からの流出水量として、網場川の河川流出をAB6地点の流量からAB4地点の流量を差し引いたものとし、AB4の流量を流入水量、AB6の流量を流出水量としなかった理由は、AB4地点の河川流量は、流域内に広く灌漑される流入水とは異なることによる。

また、循環灌漑によって流域内で循環した水量、すなわち、AB5Aの揚水機場から対象流域内に灌漑された水量は、380mmであった。

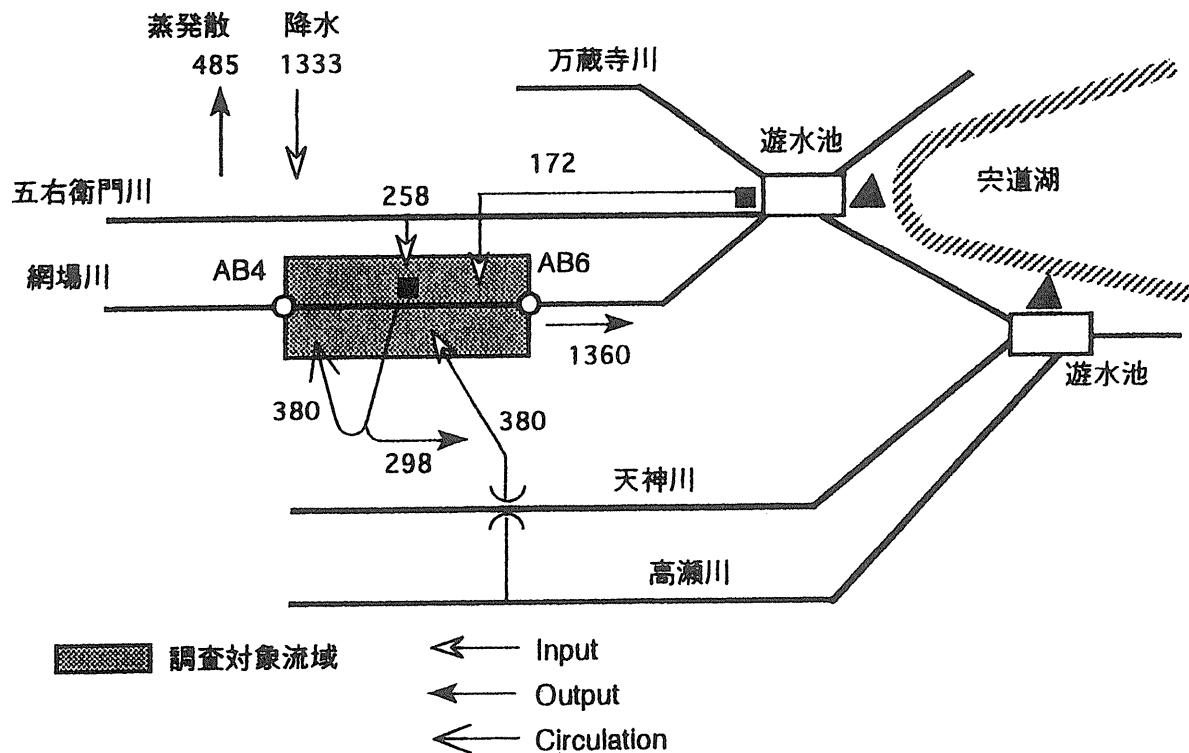


図5 灌溉期間中の水収支

3.2 水質

表1に灌溉期間中（1997年5月～9月）の平均水質を、表2に調査期間中（1997年3月～10月）の平均水質を示した。

窒素濃度についてみると、どの地点でもT-N平均濃度は、1mg/l前後であり、有機態窒素濃度（T-N濃度からNH₄-NとNO₃-Nを差し引いたもの）の割合が比較的大きかった。NH₄-N平均濃度は0.1～0.3mg/l程度であり、NO₃-N平均濃度は0.3～0.7mg/l程度であった。対象流域の上流端であるAB4地点と下流端であるAB6地点の平均水質を比較すると、下流側のAB6地点の方が、上流側のAB4地点よりもやや高くなっていた。AB4地点のT-N濃度は、非灌漑期の1997年3月～4月はやや高く、灌漑期間の5月～9月はこれと比べるとやや低くなっていた。これは、灌漑期間中は、対象流域よりも上流側に位置する住宅地や商業地からの汚濁負荷が、斐伊川から導水される灌漑水（T-N濃度が0.5mg/l程度）で希釈されるためであると考えられた。また、AB6地点では降水時のT-N濃度は上昇したが、AB4地点では、あまり顕著な濃度上昇は認められなかった。

表1 灌溉期間の平均水質 (mg/l)

項目	採水地点	T-N	NH4-N	NO3-N	T-P	PO4-P	T-COD
流入水							
	AB4	0.961	0.193	0.354	0.170	0.034	3.0
	AB7	0.893	0.328	0.457	0.151	0.017	2.5
	AB5B	1.26	0.252	0.537	0.196	0.036	2.9
	AB5C	1.21	0.139	0.740	0.170	0.031	2.9
流出水							
	AB6	1.17	0.254	0.346	0.154	0.025	3.1
	AB5A	1.12	0.102	0.602	0.160	0.022	2.4
循環水							
	AB5A	1.12	0.102	0.602	0.160	0.022	2.4

表2 調査期間全体の平均水質

項目	採水地点	T-N	NH4-N	NO3-N	T-P	PO4-P	T-COD
流入水							
	AB4	1.07	0.287	0.408	0.137	0.027	2.3
流出水							
	AB6	1.16	0.308	0.390	0.130	0.020	2.3

一方、リン濃度についてみると、AB4→AB6→AB7と網場川を流下するにしたがって、濃度低下していく傾向が認められた。灌溉期間中のAB7地点の平均濃度は0.151mg/lで、これは全測定地点のうち最低であった。また、PO4-P濃度のT-P濃度に占める割合はわずかで、網場川における大部分のリン成分は、有機態のリンあるいは懸濁物質に吸着した形態で存在していることがわかった。網場川では、その下流端には遊水池があり、この背水の影響で、河川の流速は下流にいくにしたがって、低下する傾向にあった。また、網場川では、鉄化合物と思われる赤褐色の沈殿物が堆積する傾向にあった。したがって、網場川におけるリン成分は、懸濁物質（鉄化合物）に吸着する形で河床に沈殿する傾向があることが推察された。

また、T-COD濃度についてみると、平均濃度は2～3 mg/lで、測定地点間であまり大きな差異はみられなかった。また、代かき・田植え時期の5月に顕著な濃度上昇が見られ、この時期の水田作土の流出に伴う有機物質の流出があったものと考えられた。

3. 3 物質収支

ここで示した1997年の灌溉期間中の水収支と水質濃度を用いて、T-N、T-P、T-CODの物質収支を推定した。

3. 3. 1 窒素の物質収支

図6～8にT-Nに関するT-N、T-P、それにT-COD負荷量のフラックスを示した。

T-Nの対象流域内への流入負荷量は、降水に関して11.6kg/ha、AB7の揚水機場からの灌漑水による流入が1.7kg/ha、五右衛門川からAB5Aの揚水機場を経由して流入するものが3.3kg/ha、高瀬川からAB5Aの揚水機場を経由して流入するものが、3.3kg/haであった。また、流出負荷量は、網場川の河川流出が43.0kg/ha、AB5Aの揚水機場から対象流域外へ灌漑水とともに流出するものが3.5kg/haであった。一方、AB5Aの揚水機場を経由して循環する負荷量は4.5kg/haであった。この結果、総流入負荷量は21.6kg/ha、総流出負荷量は46.5kg/haとなり、流入負荷量の方が流出負荷量を24.9kg/ha上回った。

T-Pについても同様に負荷量フラックスを求めるとき、総流出負荷量は1.70kg/haとなり、流入負荷量の方が流出負荷量を0.21kg/ha下回った。また、T-CODでは、総流出負荷量は65.7kg/haとなり、流入負荷量の方が流出負荷量を7.6kg/ha上回った。

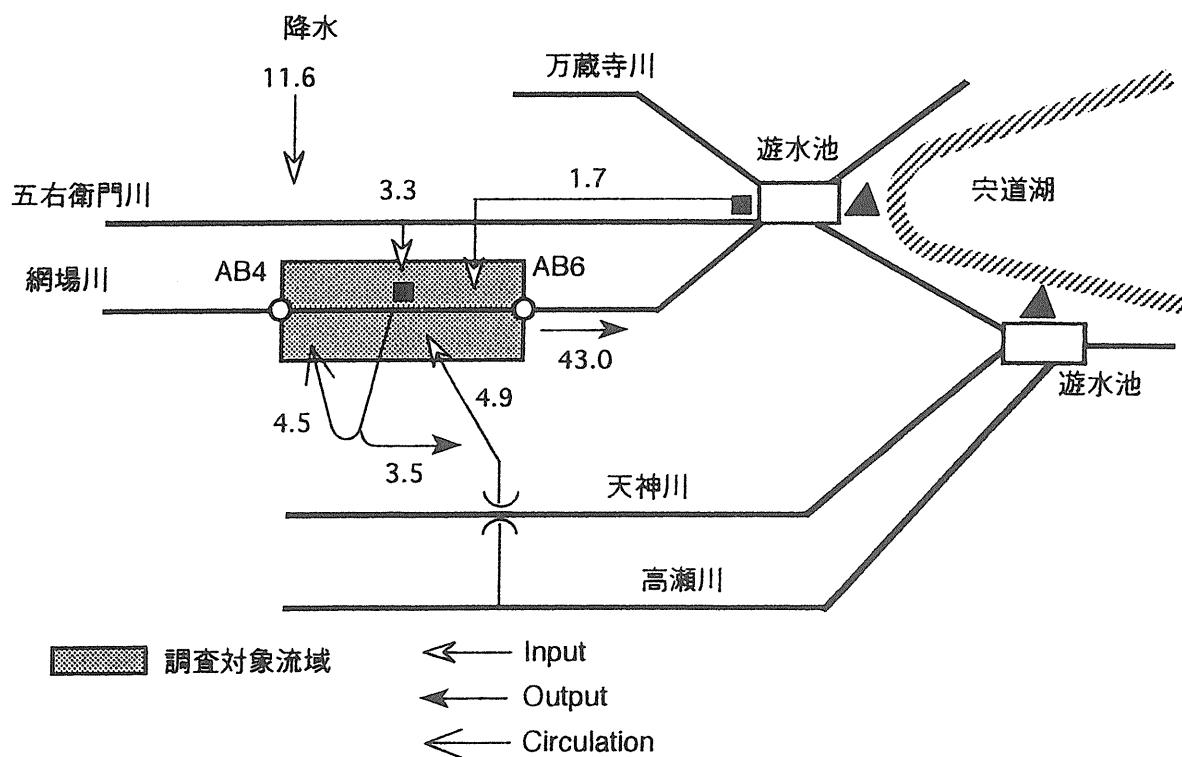


図6 T-Nの物質収支 (kg/ha)

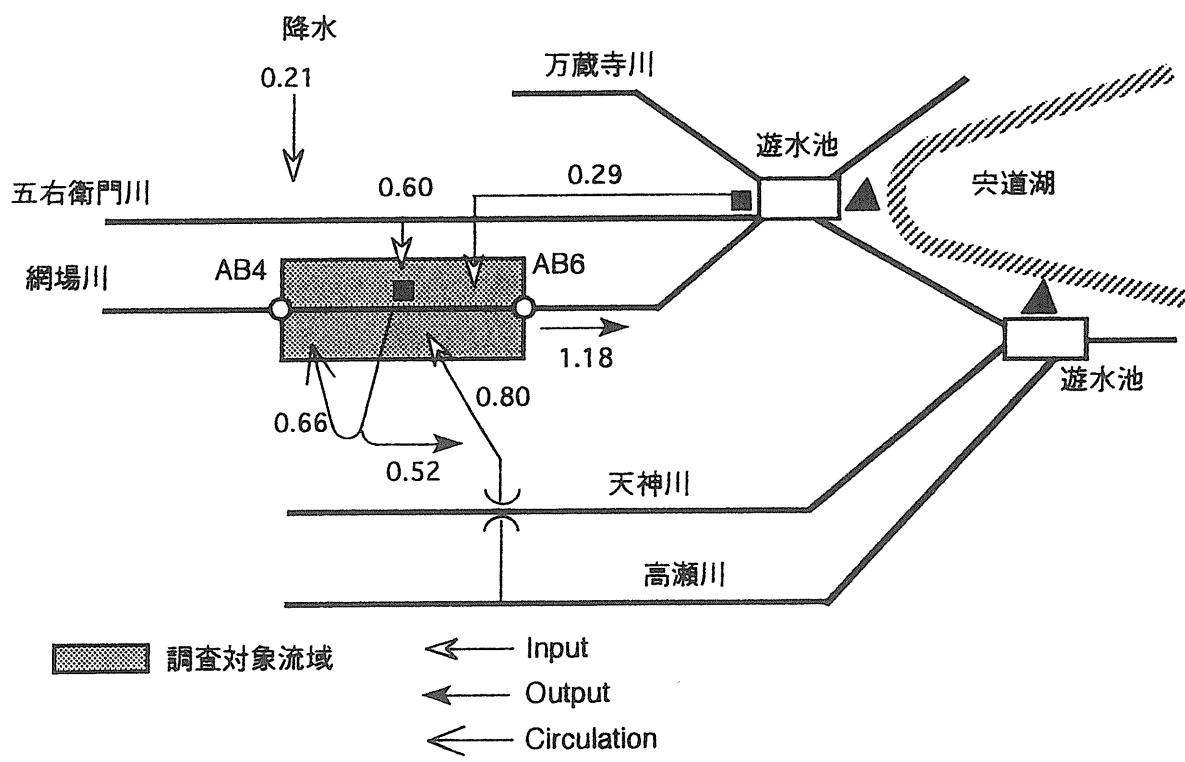


図7 T-Pの物質収支 (kg/ha)

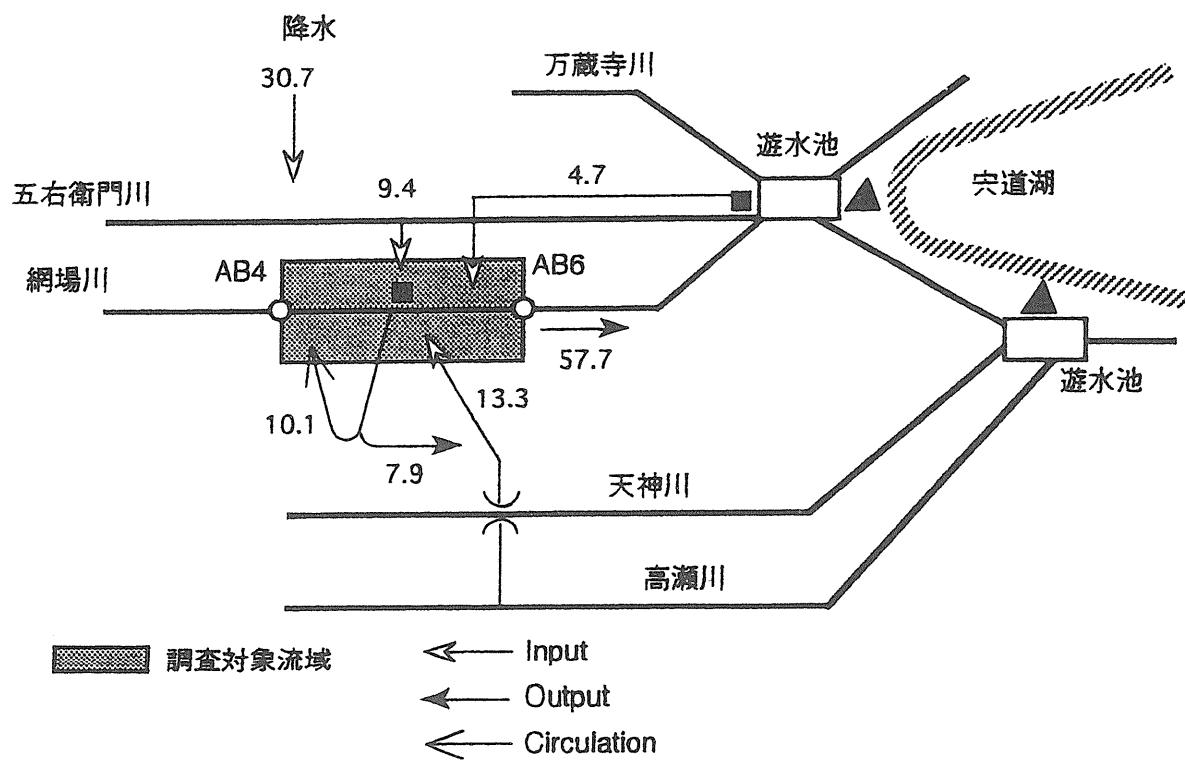


図8 T-CODの物質収支 (kg/ha)

3.3.4 物質収支に関する考察

このように、1997年灌漑期間の物質収支をみると、リン以外では、対象流域は水質浄化機能を発揮しなかった。この原因は、降水量の多かった1997年7月の流出負荷量が、流入負荷量を大幅に上回ったことにあった。この月の降水量は522mmで、これは松江の平年の降水量（124mm）の4.2倍に相当していた。したがって、この多量の降水による河川流域内の汚濁物質の掃流作用が、水田内での浄化作用やリンの河川内での沈殿作用を上回っていたと考えられた。水田や人工湿地における汚濁物質の浄化に影響する重要なファクターの一つに、流域内における水理学的な滞留時間があるが（Alaerts et al., 1996; Gersberg et al., 1986）、1997年の7月における滞留時間はその他の期間に比べてかなり短かったと思われた。また、1997年灌漑期間には、対象流域内の多くの場所で農業集落排水処理施設のための管渠の埋設工事が行われており、AB4地点とAB6地点の間の網場川に、工事現場からの濁水がポンプで排水されていたことも、水質浄化機能が働かなかった理由の一つであると考えられた。

3.4 水生植物

水生植物中の汚濁物質量水生植物中に含まれる汚濁物質量を表3に示した。ヒルムシロの群落に含まれるN、P、COD量は、それぞれ10.0、0.549、48.4g/m²、ホソバミズヒキモでは、それぞれ5.81、0.412、53.7g/m²であった。河川内存在量は、水生植物の繁茂する河道内の面積を考慮して計算した。さらにこれを流域面積（74.2ha）で除して、流入負荷量と同じ単位にすると、2種の水生植物で、T-N=0.768、T-P=0.0468、T-COD=4.96kg/haとなった。

表3 水生植物中の汚濁物質の存在量

項目	種類	含有量 (mg/g)	群落内現存量 (g/m ²)	河川内存在量 (kg)	河川内存在量 (kg/ha)
T-N	ヒルムシロ	34.6	10.0	34.5	0.465
	ホソバミズヒキモ	23.1	5.81	22.4	0.303
T-P	ヒルムシロ	1.90	0.549	1.89	0.0254
	ホソバミズヒキモ	1.64	0.412	1.59	0.0214
T-COD	ヒルムシロ	167	48.4	168	2.24
	ホソバミズヒキモ	211	53.7	204	2.72

表3に示した水生植物中に含まれているN、P、CODの群落内現存量（g/m²）は、他の水生植物種の群落の現存量（Mitchell, D.S., 1974）よりも少なかった。また、河川内存在量（kg/ha）は、図6～8に示した値よりもかなり小さい数値でしかなかった。したがって、水生植物の水質浄化への寄与を、水生植物の排出（収穫物）のみに限定して考えれば、これは負荷流出に対して相対的に小さいと考えられた。この理由は網場川の面積が、対象流域の約1%でしかないので、人工的に作った湿地の水生植物を利用する研究例（Gersberg, R.M. et.al., 1986; Duncan, C. P, and P. M. Groffman, 1994; Rogers, K. H. et.al., 1991; Tanner, C.C. et.al., 1995a; Tanner, C.C. et.al., 1995b）のように、水生植物による水域の水質改善の寄与を

大きくするためには、広大な面積が必要であろうことが推察された。しかしながら、水生植物の水質浄化量は、その収穫物の中に含まれるものよりもかなり多い場合もあり (Reddy, K.R. and W.F. Debusk, 1985)、また、側方からの流入や流出のない河川中で、水生植物の水質浄化への寄与は少なくないとする報告 (Howard-Williams, C., J. et.al., 1982; Vincent, W.F. and M.T. Downes, 1980) もある。したがって、網場川の場合でも、水生植物群落全体での水質浄化量は、表3に示したものよりも大きいかもしれないことが考えられた。特に空気と接している浮葉植物は、酸素を葉から嫌気的な根域へ運び、硝酸化成や脱窒を促進させること (Reddy, K.R. et.al., 1989) が考えられた。

3. 5 底質

表4では、底質のリン成分の測定結果を示した。比較のために水田土壌の値も付記した。底質中のT-P含有量は、中流地点と下流地点の下層では、 $830 \mu\text{g/g}$ 程度と高くなっていたが、下流地点の上層では、 $2,440 \mu\text{g/g}$ とさらに高くなっていた。無機態リンの形態別分析の結果では、ほとんどが鉄型のリンであり、カルシウム型、アルミニウム型のリンの存在量はわずかであった。したがって、河床に堆積しているリン成分のほとんどは、予想どおり、鉄化合物との複合体であると考えられた。また、可給態リン酸 (Bray No.2 リン酸) の値は $100\sim230\text{mg}/100\text{g}$ で、水田土壌の 20mg の5倍から10倍の蓄積量であった。ちなみに、水田土壌のBray No.2 リン酸 = 20mg は、ごく普通の値であり、この値が極めて大きい、リン酸過集積水田では、リンの流出負荷量が、かなり大きくなることが報告されている (武田ら、1991)。可給態リン酸の単位を他の測定値とそろえると、T-Pの約半分は、肥料成分として有効な易分解性のリンであることがわかった。

表4 底質と土壌中のリン成分

項目	単位	底質		土壌	
		AB4 上層	AB6 下層	AB6 下層	水田 土壌
T-P	($\mu\text{gP/g}$)	836	2,440	834	534
Ca-P	($\mu\text{gP/g}$)	4.02	5.47	8.61	18.6
Al-P	($\mu\text{gP/g}$)	1.70	2.61	5.23	7.91
Fe-P	($\mu\text{gP/g}$)	406	1,170	349	300
Bray No.2	($\text{mgP}_2\text{O}_5/100\text{g}$)	106	235	101	20.2
Bray No.2	($\mu\text{gP/g}$)	462	1,030	441	88.2

表5に、河川底質と水田土壌のサンプルについて、蛍光X線による成分分析を示した。底質中の鉄原子の特性X線強度は、 $1,000\sim2,200\text{cps}$ 程度となり、他の元素の強度よりも極めて高くなっていた。アルミニウムとカルシウムについても、検出されたが、鉄元素の強度と比べるとかなり小さく、前述したものと同様、アルミニウムとカルシウムの存在量はFeに比べるとかなり少ないと考えられた。コンポス

トの農地還元の際に問題となることが多い、亜鉛（Zn）は、中流地点の底質と水田土壤上層のみに検出されたが、強度は4～5cpsとわずかであった。

表5 蛍光X線分析による底質と土壤の成分分析（cps）

No.	元素	底質			水田土壤		
		AB4	AB6 上層	AB6 下層	上層	中層	下層
13	Al	ND	ND	ND	ND	ND	0.9
14	Si	6.1	5.6	7.5	9.2	9.9	8.6
15	P	ND	1.2	ND	ND	ND	ND
19	K	33.6	26.3	39.6	32.2	35.7	34.7
20	Ca	66.1	43.5	69.4	47	54.1	54.1
22	Ti	20	19.5	32.8	28.3	30.2	29.7
23	V	3.8	3.9	6.4	4.6	6	5.2
25	Mn	24.7	29.7	18.4	20.9	29.5	29.4
26	Fe	983.1	2294.7	1473.2	1031.4	1070.5	1360.7
29	Cu	4.4	ND	ND	ND	ND	ND
30	Zn	4.4	ND	ND	4.9	ND	ND
42	Mo	ND	4.5	ND	ND	ND	ND
47	Ag	ND	ND	ND	ND	4.9	ND

上層：水田作土（12筆の土壤の均等サンプル）

中層：20～40cm

下層：40～60cm

ND：Not Detected

以上の結果より、当地区では、下流部に堆積した河川底質を有効に使うことによって、リン資源の循環的な利用と、ノンポイント負荷の流出削減に、より多くの寄与があるのではないかと考えられた。

4. 結論

本研究では、島根県東部の循環灌漑が行われている水田流域において、水の循環利用にともなう汚濁物質のフラックスを定量的に評価し、河川中に自生する水生植物と河川底質の浚渫が、流域における汚濁物質の除去に果たしている役割について考察した。その結果、以下のようなことがわかった。

(1) 1997年灌漑期間の物質収支では、リン以外では、対象流域は水質浄化機能を発揮しなかった。この原因は、降水量の多かった月の流出負荷量が、流入負荷量を大幅に上回ったことにあった。したがって、多量の降水による河川流域内の汚濁物質の掃流作用が、水田内での浄化作用やリンの河川内での沈殿作用を上回っていたと考えられた。水田や人工湿地における汚濁物質の浄化に影響する重要なファクターの一つに、流域内における水理学的な滞留時間があるが1997年灌漑期における滞留時間はその他の期間に比べてかなり短かったと思われた。

(2) 水生植物中に含まれるN、P、COD量は、それぞれ10.0、0.549、48.4g/m²、ホソバミズヒキモでは、それぞれ5.81、0.412、53.7g/m²であった。しかし、河川内存在量を流域面積（74.2ha）で除して、

負荷量と同じ単位にすると、2種の水生植物で、T-N=0.768、T-P=0.0468、T-COD=4.96kg/haでしかなく、これは負荷流出に対して相対的に小さかった。この理由は網場川の面積が、対象領域の約1%でしかないことにあり、水生植物による水域の水質改善の寄与を大きくするためには、広大な面積が必要であろうことが推察された。

(3) 河川の底質中に含まれるリンは、そのほとんどがFe型のリンであり、Ca型、Al型のリンの存在量はわずかであった。また、可給態リン酸（Bray No.2 リン酸）の値は100～230mg/100gで、水田土壤の20mgの5倍～10倍の蓄積量であった。また、コンポストの農地還元の際に問題となることが多い、Zn（亜鉛）はわずかであった。したがって、当地区では、下流部に堆積した河川底質を有効に使うことによって、リン資源の循環的な利用と、ノンポイント負荷の流出削減に、より多くの寄与があるのでないかと考えられた。

概して、ノンポイント汚染源からの汚濁物質の流出は、水文条件（特に降水量の多寡や強弱）や地域的な特性（植生、傾斜、土壤条件、灌漑排水の形態、営農形態など）の影響を強く受けるので、水文年や場所が変わると、同じ土地利用条件であっても汚濁物質の流出が大きく変化しうる。したがって、今後もフィールドでの詳細で長期間のデータを蓄積し、水循環型の農業小流域における水質環境の改善に関する考察をさらに加えることが必要である。

引用文献

- 環境庁水質保全局水質管理課編（1987）底質調査方法とその解説、丸善、東京
厚生省生活衛生局水道環境部監修（1985）上水試験方法、日本水道協会、東京
武田育郎、國松孝男、小林慎太郎、丸山利輔（1991）水田土壤中の窒素・リン成分と汚濁負荷流出、農土論集、153、73-78.
土壤養分測定法委員会編集（1987）土壤養分分析法、養賢堂、東京
並木博他編者（1982）詳解 工場排水試験方法、日本規格協会、東京
Alaerts G. J., Rahman Mahbubar MD and P. Keldermaan(1996)Performance analysis of full-scale duckweed-covered sewage lagoon. *Wat. Res.* 30, 843-852.
Duncan, C. P, and P. M. Groffman(1994)Comparing microbial parameters in natural and constructed wetlands, *J. Environ. Qual.*, 23, 298-305.
Gersberg, R. M. et. al.(1986)Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands, *Wat. Res.* 20, 363-368.
Howard-Williams, C. et. al(1982)The dynamics growth,the effects of changing area and nitrateuptake by watercress *Nasturtium officinale* R. Br. in a New Zealand stream, *J. Appl. ecology*, 19, 589-601.
Mitchell, D. S.(1974)Aquatic vegetation and its use and control, Unesco Reddy, K. R. and W. F. Debusk(1985)Nutrient removal potential of selected aquatic macrophytes, *J. Environ. Qual.*, 14, 459-462.

- Reddy, K. R., et. al.(1989)Nitrification-denitrification at the plant root-sediment interface inwetlands,
Limnol. Oceanogr. 34, 1004-1013.
- Roges, K. H. et. al.(1991)Nitrogen removal in experimental wetland treatment system: evidence for the role
of aquatic plants, *Research Journal WPCF*, 63, 934-941.
- Tanner, C. C. et. al.(1995a)Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farmwastewaters in
constructed wetlands-I. Removal of oxygen demand, suspended solids and faecalcoliforms, *Wat. Res.*,
29, 17-26.
- Tanner, C. C.(1995b)Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farmwastewaters in
constructed wetlands-II. Removal of nitrogen and phosphorus, *Wat. Res.*, 29,27-34.
- Vincent, W. F. and M. T. Downes(1980)Variation in nutrient removal from a stream by
watercress(*Nasturtium officinale* R. Br.), *Aquatic Botany*, 9, 221-235.