

田んぼダムによる潟への土砂堆積抑制に関する研究

吉川夏樹 客員研究員／新潟大学農学部准教授 伊藤沙英美／新潟大学自然科学研究科

第1章 緒論

1.1. はじめに

水田からの排水に含まれる土砂は、流出先である河川および閉鎖性水域に堆積する。この堆積土砂が治水機能の低下、水質汚濁、富栄養化などの原因となっている。文部科学省（2016）は、海洋環境問題の人為的要因として都市化に伴う生活排水や工業廃水の発生に加えて、農業排水を挙げている。農業排水は農業等の利用による有害化学物質や栄養塩類などが環境負荷の主要な因子であり、閉鎖性水域における有害化学物質の生物濃縮や人体への影響、富栄養化による赤潮の発生などの問題につながる。このため、水質浄化対策案として河道・湖沼内の底泥浚渫、ろ過や土壌処理、植生浄化などによる直接浄化、河川水などを浄化用水として導入する希釈、微生物の浄化促進や藻類等の成長阻害によって水質改善を図る薬剤散布などが立案されている（国土交通省，2014）。しかし、これらの対策の実施には多額の費用を要するため、自治体の経済的負担となっている。

日本有数の水田面積を誇る新潟県においても、水田からの土砂流出は大きな問題となっている。栄養塩、とりわけリンは水田土壌と強く吸着することが報告されており、水田の地表総リン流出量のうち61～89%を占める懸濁態リンは水路や河川中を流下する（神山，2009）。新潟市亀田郷に位置する鳥屋野潟では、1977年から浄化用水の導入および底泥浚渫を実施しているが（環境省，2016；新潟県新潟地域振興局，2016）、浚渫費用が足かせとなり、定期的な浚渫に遅れを生じさせている（図1.1）。また、末端排水路への土砂堆積は、排水断面の縮小に繋がるほか、雑草の繁茂を招くことで排水の疎通を阻害するため、農家は泥浚い等の肉体的負担を伴う維持管理作業を強いられる。

水田からの土砂流出は代かき後の落水時期に最も増大することが報告されているが（笹田ら，2004）、降雨時の排水や中干し後のかけ流し灌漑時にも発生する。そこで、土砂流出の抑制対策として田んぼダムの流出抑制機構に着目した。田んぼダムは、流出孔を人為的に縮小させることで大雨時の流出量を減少させ一時的に水田へ貯留し、洪水のピークカットを図る取組である。この取組は、ダム建設などのように大規模かつ長期に亘る工事を必要とせず、安価で迅速に実行できるという特徴がある。とりわけ洪水時の排水路溢水に伴う内水氾濫の軽減に有効（吉川ら，2009；吉川ら，2010）であり、その効果は農業水理学研究室が開発した内水氾濫解析モデル（吉川ら，2011；宮津ら，2012）によって検証されて

いる。原田ら（2005）によると、土砂流出濃度は水尻付近の流速の低下によって、山田ら（2006）によると湛水時間の延長によって低減されることが報告されているため、田んぼダムの実施によって土砂流出の抑制に効果があると考えた。

1.2. 研究の意義と目的

田んぼダムは下流地域の洪水被害を軽減するために上流地域で実施されるため、実施地区への恩恵がなく実施率の向上につながらないという問題点を抱えている。田んぼダムの実施によって水田土壌や肥料の流亡を抑制することができれば、農家にとってコスト面でのメリットとなり実施率の向上につながる可能性がある。

本研究では田んぼダムの実施による土砂および総リンの流出負荷量の抑制効果を検証する。また、主要排水路および河川における浮遊物質およびリンの観測によって、水田から排水路・河川経由で鳥屋野潟に輸送される土砂量を把握する。これらの観測結果に基づき、鳥屋野潟の土砂堆積現象を表現する数値モデルを構築し、田んぼダム実施時の土砂堆積抑制効果を検証することを目的とする。

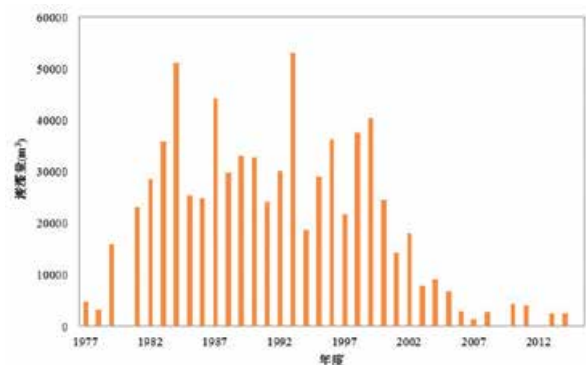


図 1.1 鳥屋野潟年度別浚渫実績（新潟県土木部提供）



図 1.2 研究の全体構成

1. 3. 研究の全体構成

本研究では、田んぼダムによる土砂および総リンの流出負荷量の抑制効果を検証する。田んぼダムの有無による流出負荷量を比較するため、試験圃場を設定し採水・観測する。懸濁物質および総リンの濃度を測定し、水田からの流出量に乗じて負荷量を算出する。さらに、土砂輸送挙動を考慮した鳥屋野潟の土砂堆積抑制効果を検証するため、二次元河床変動モデルを構築し、田んぼダム実施時の堆積量を推定する。

本研究の全体構成を図1.2に示す。まず、本研究の対象地である亀田郷についての概要を示し（第2章）、田んぼダム実施時の土砂および総リン流出量抑制効果を検証する（第3章）。次に、鳥屋野潟の土砂および総リン堆積量を示し（第4章）、鳥屋野潟における二次元河床変動モデルの構築について記述する（第5章）。続いて、鳥屋野潟の数値計算結果から、田んぼダム実施時の堆積削減効果を検証する（第6章）。最後に、各章で得られた結果をまとめ、考察する（第7章）。

第2章 研究対象地の概要

2. 1. 研究対象地の概要

2. 1. 1. 亀田郷の概要

本研究の対象地である亀田郷は、新潟市に位置しており、信濃川、阿賀野川、小阿賀野川に囲まれた完全輪中地帯である。海面以下の土地が面積全体の約3分の2を占める都市近郊農村地帯であり、9,623haの流域面積¹を有する。農地面積は5,185ha、うち4,170haは水田が占める。

北西部の地盤標高が最も低い地区に水面積約158 haの鳥屋野潟がある。鳥屋野潟北側は新潟市の中心地帯が広がり、南側はかつて水田地帯であったが、近年大規模な開発が行われ、宅地、商業施設、公共・文化施設等が潟周辺に集中する。こうした地理的、地形的条件から、地域排水は最重要課題である。

かつての亀田郷は、常習的湛水地域であり、「芦沼」または「地図にない湖」などと表現されていた。農家は水面下の水田に客土し、胸までつかりながら農作業を行っていた。戦後、生産力増強を目的に、土地改良事業によって乾田化および水利システムの整備が行われた。1948年に栗ノ木排水機場が設置され、亀田郷の排水は飛躍的に進展した。1968年には栗ノ木排水機場に代わる親松排水機場が建設され、更なる農業生産・経営の安定、住宅地の湛水被害防止などに大きな役割を果たした。設置から40年以上経過した現在も、2009年に完工した改修工事を経て排水運転が続けられている（農林水産省北陸農政局，2016）。

亀田郷内の揚排水は全量ポンプ運転によって管理されている。灌漑期間中の農業用水は、舞潟揚水機場から信

濃川の河川水を、両川揚水機場と二本木排水機場から小阿賀野川の河川水を、沢梅揚水機場から阿賀野川の河川水を揚水しており、二本木排水機場は洪水時に排水運転に切り替わる。竹尾揚水機場には農業用水用と浄化用水用の2種類のポンプがあり、栗ノ木川本川の河川水を揚水し、それぞれ大石地区の灌漑用水および旧栗ノ木川の浄化用水として供給する役割をもつ（図2.1）。

現在、流域の雨水・排水のほとんどは鳥屋野潟に集中し、平水時は農林水産省管轄の親松排水機場（最大排水量60m³/s）、洪水時は国土交通省管轄の鳥屋野潟排水機場（最大排水量40m³/s）と連携して潟の水を信濃川に排水する。この他、洪水時は阿賀野川左岸に設置された本所排水機場（16.2m³/s）、蔵岡排水機場（12.8 m³/s）、小阿賀野川右岸に設置された二本木排水機場（6.84m³/s）の3機場から阿賀野川、小阿賀野川へ排水され、多極分散的な排水システムが機能する（図2.1）。

¹流域面積はGISによって筆者らが測定したもの。

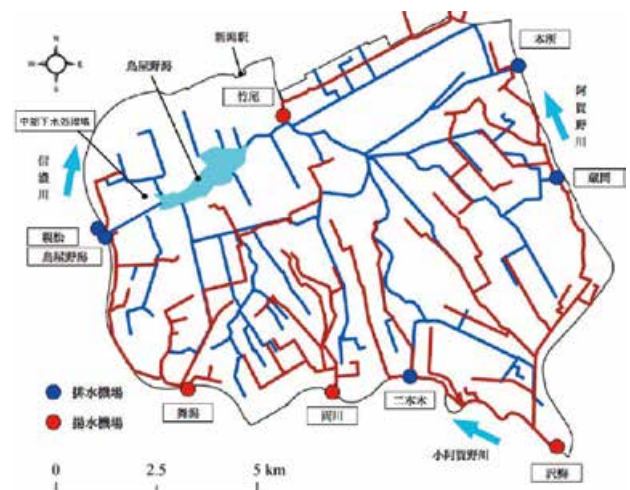


図2.1 亀田郷の揚排水システムの概要

2. 1. 2. 鳥屋野潟の概要

鳥屋野潟は、標高5 m以下の低平な地形を持つ亀田郷北西部に位置する天然湖沼であり、栗ノ木川が流入する一級河川でもある。古くから洪水のための遊水池としての役割を持ち、干拓はされずその姿を留めてきた。1948年に栗ノ木排水機場が建設され、潟の水位が約90cm低下し、その結果、亀田郷内の乾田化が進んだ。その後、1964年に発生した新潟地震によって栗ノ木排水機場の機能が低下したため、これに代わる親松排水機場が1968年に建設された。潟面積は約137haであり、約9,600haの流域からの排水が流入する。水深は0.5～1.5m程度、水位は親松排水機場によってT.P.（東京湾平均海面）約-2.5mに維持されており、これは信濃川の平水位よりも3.6m低く、日本海よりも約3 m低い（新潟県河川整備課，2013）。

鳥屋野潟に流入する河川・排水路は小さいものも合わせると33あり、その流入量の約8割を栗ノ木川および新堀排水路が占める（図2.2）。

北部の中心市街地からの生活排水、南部の水田地帯からの農業排水によって、高度経済成長期以降降水質が悪化した。1971年に公布された公害対策基本法の規定では、環境基準の湖沼B類型²に指定された（国土交通省北陸地方整備局，2012）。1970年代以降、水質悪化が顕在化し、1977年のCODは基準値（5 mg/L）の3倍の15mg/Lに達したことから（図2.3）、1977年以降、鳥屋野潟浄化事業として、非灌漑期に農業用排水路経由で河川水を導入して希釈するといった水質改善策を講じている（秋山ら，2010；新潟県河川整備課，2013）。その他、直接浄化対策として浚渫やゴミ除去対策等に取り組んでおり、これらの事業によって水質は改善しつつあるものの、原因となる排出源の対策が行われていないため、負荷低減といった抜本的な対策とはなっていない。その上、導水した浄化用水は、機械排水によって系外に排出されるため運転費用が経常的に発生し、維持管理費用面での問題も生じている。

²湖沼B類型では、COD（化学的酸素要求量）の基準値が5mg/L以下である。



図 2.2 鳥屋野潟の主な流出流入河川・排水路

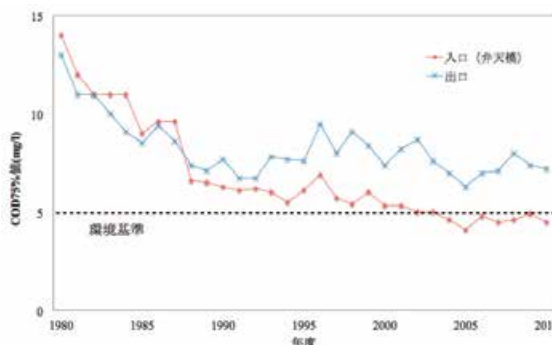


図 2.3 鳥屋野潟のCOD濃度

2.1.3. 大形工区および田んぼダムの概要

(1) 大形工区の概要

本地区の排水は、本所排水路と大石排水路を経由して、平時は自然流下で栗ノ木川に合流するが、洪水時に栗ノ木川水位が上昇すると、本所排水機場（最大排水量16.2m³/s）を稼働し、排水の一部を阿賀野川に機械排水する（図2.4）。本地区は近年急速に農地転用によって市街地化が進展しているが、下水道整備は遅れており、都市排水の多くは既存の農業排水施設が担っている。市街地のピーク流出率は農地と比較して大きいため、施設の排水強度不足から浸水被害の発生頻度が高まっている。

こうした都市排水の増加に加えて、近年の降雨パターンの変化に伴う局所的大雨に対応するため、新潟市下水道部では雨水貯留施設の整備が計画されている。しかし、施設の完工には時間を要するため、当面は補完的な役割を期待して、2012年に「田んぼダム」を本地区の一部に試験的に導入した。

2012年度は、本地区の約4haの圃場で溝畔の嵩上げ・強化、排水マス設置等の田んぼダム実施に向けた環境整備が行われ、田んぼダムの取組が実施された。2014年度は40haに取組面積が拡張され、今後もさらなる導入が予定されている（図2.5）。



図 2.4 大形工区の排水経路



図 2.5 亀田郷の揚排水システムの概要

(2) 田んぼダムの落水量調整方法

田んぼダム実施地区である大形工区では、垂直設置型調整板を使用している。大形工区の排水マスにはセキ板を設置するための垂直な3本の溝があり（写真2.1）、田面側から、土留用セキ板、水位調整用セキ板を設置する。最も排水路側の溝に田んぼダムの落水量調整板を装着し、流出断面を排水マスの排水管断面から調整板流出孔断面に縮小することで、水田からの流出量を抑制する。排水マスと排水路を接続する排水管の孔径は150mmで、落水量調整板の孔径は水田面積によって40mmあるいは50mmとした（図2.6）。孔径の大きさは、30年確率降雨イベントが生じた際に畦畔が越流することなく、ピーク流出量のカット率が約70%となるように設定した。ただし、孔径はゴミ詰まり回避のため40mm以上としたため、基盤整備済みの水田と比較して圃場面積が小さい（20a区画）本地区では、最低限の孔径とした。



写真 2.1 垂直設置型調整板用の排水マス

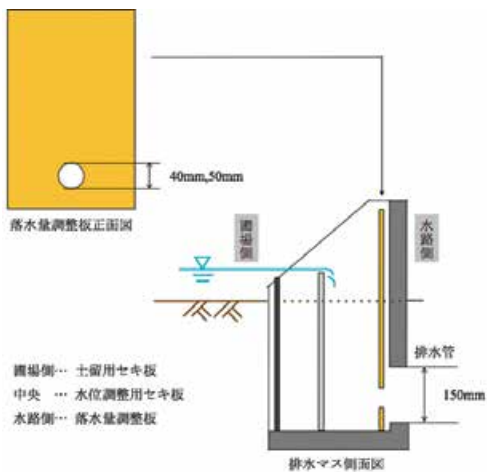


図 2.6 落水量調整の模式図

第3章 土砂および総リン流出抑制機能の検証

土砂流出濃度は水尻付近の流速の低下や湛水時間の延長によって低減されることが報告されているため（原田ら、2005；山田ら、2006）、上記の条件を創出できる田んぼダムに着目した。灌漑期間中、亀田郷内に設定し

た試験圃場において、落水量調整板を設置する田んぼダム実施水田と通常管理水田を設定し、最も流出負荷量が増加する代かき後の落水（以下、代かき落水）および中干し期間中の落水（以下、中干し落水）を対象とした落水試験を実施した。

3.1. 落水試験

3.1.1. 試験方法

(1) 調査圃場

調査圃場として、2014年度は図3.1の①～⑧圃場、2015年度は②～⑦圃場を選定した。圃場は全て同一の管理者によって管理されている。また、2014年度は①④⑤⑥圃場を田んぼダム実施水田、②③⑦⑧圃場を通常管理水田とし、2015年度は②③⑦圃場を田んぼダム実施水田、④⑤⑥圃場を通常管理水田とした（表3.1）。



図 3.1 調査圃場位置



図 3.2 機器設置位置

表 3.1 各圃場の面積と落水量調整板の有無

圃場番号	①	②	③	④	⑤	⑥	⑦	⑧
面積(m ²)	1853	1922	1947	1922	1922	1852	1811	1926
落水量調整板	2014年度	有	無	無	有	有	有	無
	2015年度	有	有	無	無	無	有	無

各圃場には同一規格のコンクリート製排水マスが設置されており、落水量調整板の孔径は①～④圃場で40mm、⑤～⑧圃場で50mmである。

(2) 設置機器

落水中の田面水深を測定するため、排水マス付近に水位センサー（センシズ社製の圧力検知式センサー（HM910））を設置した（**図3.2**、**写真3.1**）。また、流出水の濁度を測定するため、2015年度から代かき落水では⑤⑦圃場、中干し落水以降は③④圃場の流出管の内部に濁度センサー（ウイジン社製の濁度センサー（UIZ-TC3000-LR））を設置し（**写真3.2**）、それぞれデータロガー（ヒオキ社製データロガー（LR5042））を用いて10分間ごとに記録した。

試験圃場付近に転倒マス雨量計（Davis Instrument社製 Rain collector II）を設置し、降水量を観測し

た。データロガー（ヒオキ社製パルスロガー3639）を用いて10分間ごとに記録した。

(3) 落水方法

代かき落水試験は2014年4月27日、28日に①～⑧圃場で、2015年4月30日に②～⑦圃場で実施した。対象地区の農業慣行に倣って、代かき終了から1～3日後に落水試験を開始した。試験は、通常の落水方法に準じて行った。水田の地表水を田植えに適した水位に低下させるため、水位調整用セキ板を取り外して落水を開始した。

中干し落水試験は2014年6月10日、7月6日に③④⑤⑦圃場で、2015年6月12日、7月13日に②～⑦圃場で実施した。代かき落水試験と同様に、水位調整用セキ板を取り外して落水を開始し（**写真3.3**、**写真3.4**）、田面水が完全に流出した時点を落水終了とした。



写真 3.1 水位センサー



写真 3.2 濁度センサー

(4) 採水方法

水田の条件によって田面水の濁度に差があることが予想されたため、落水試験を開始する前に、田面水を直接採水した。採水には500mlの採水ボトルを使用し、圃場土の巻き上げが起こらないよう、静かに表面水の上澄みをつくった。落水開始後は流出孔から流出した圃場排水をバケツで受け、攪拌させてから500ml採水ボトルに移し替えた。採水時間は0秒、20秒、40秒、1分、2分、3分、5分、10分、60分、120分、180分とし、その後は2時間ごとに採水した。



写真 3.3 田んぼダム実施水田の中干し落水
(2015年6月12日)



写真 3.4 通常管理水田の中干し落水
(2015年6月12日)

3.1.2 懸濁物質および総リンの分析方法

採水試料の分析はJIS（JIS K 0102：2013工場排水試

験方法)に則って行った。圃場水のSS(懸濁物質)濃度を定量するため、孔径1 μ mのガラス繊維濾紙(Whatman社製GF/B)を110 $^{\circ}$ Cで約1時間加熱乾燥した後、検体50ml~200mlを吸引濾過した。濾過後は110 $^{\circ}$ Cで約2時間加熱乾燥した。濾過前後の重量を電子天秤を使用して0.1mgまで測定し、その差からSS濃度を算出した。

T-P(総リン)濃度は、ペルオキシ二硫酸カリウムによる分解後、モリブデン青法により分光高度計を使用して定量した。なお、落水試験時間外は濁度計から濃度を推定するため、栄養塩のうちSS濃度と強い相関関係を示すリンのみを対象とした。

3.2. 落水試験の結果と考察

3.2.1. 代かき落水

(1) 地表排水量

2014年度の落水継続時間は、通常管理水田で平均55 \pm 9分、田んぼダム実施水田で平均255 \pm 89分であり、2015年度の通常管理水田で平均48 \pm 12分、田んぼダム実施水田で平均475 \pm 361分であった。落水試験による水深減少高は、2014年度の通常管理水田で平均27 \pm 3mm、田んぼダム実施水田で平均23 \pm 9mmであり、2015年度の通常管理水田で平均46 \pm 8mm、田んぼダム実施水田で平均74 \pm 23mmであった(表3.2)。2015年度の水深減少高が比較的大きな値である要因は、2014年度の初期水深平均84 \pm 21mmに対し、2015年度は平均115 \pm 40mmであったためである。

落水試験中の観測水位結果をふまえ、新潟大学農業水利学研究室で構築した水田流出量算定モデルを用いて田面水深と流出量を計算した。本モデルの流出孔モジュールでは、流出孔の口径および初期田面水深から、任意の時間の流出量をオリフィスの公式、セキの公式により算出する。ここで、オリフィスの公式は、排水孔あるいは落水量調整板の流出孔からの流出量を、セキの公式は排水マス入り口の越流部からの越流量を求めるものである。すなわち、任意の田面水深に対して、排水マスへの越流量が排水孔(流出孔)からの潜在的な流出量よりも小さければ、流出の規定要因はセキになり、大きければオリフィスとなって、排水マス内の水位は田面水位と一致する。流出の規定要因となる式の解を流出量として採用し、田面水深モジュールによりRunge Kutta法を用いて田面水深を逐次計算する。

表3.2 各圃場の面積と落水量調整板の有無

		田んぼダム				実施				非実施			
圃場番号		①	④	⑤	⑥	②	③	⑦	⑧	③	⑤	⑥	⑧
落水継続時間(min)	2014年度	300	240	360	120	60	60	40	60				
水位減少(mm)	2014年度	22	17	38	14	31	27	24	27				
圃場番号		②				④				⑤			
落水継続時間(min)	2015年度	836				361				228			
水位減少(mm)	2015年度	66				58				97			
						54				42			

計算の結果、モデルの計算田面水深は水位計の観測値を概ね良好に再現した。なお、各圃場の流出継続時間や総流出量は初期水深や圃場面積等の要因からばらつきがあったため、田んぼダムの有無による土砂流出抑制効果の比較においては、最小流出量である2014年度⑥圃場の22mまでの流出負荷量とした(図3.3, 図3.4)。

(2) 懸濁物質の流出負荷量

各時間の圃場排水の濃度から初期濃度(落水開始前の田面水の濃度)を差し引き、地表流出量を乗じることで流出負荷量を算出した。

2014年度は①~⑧圃場、2015年度は②~⑦圃場で代かき落水を実施したが、2015年度は⑦圃場の水位観測結果に不備があったため、②~⑥圃場を対象とする。

2014年度の落水開始直後のSS濃度は、通常管理水田で平均1,690 \pm 857mg/l、田んぼダム実施水田で平均508 \pm 226mg/lであり、田んぼダム実施水田が有意に低濃度であった。2015年度は田んぼダム実施水田である圃場②で6,320mg/lと高い濃度が観測されたものの、その他の圃場は田んぼダムの有無に関わらず264~1,490mg/lと平均的な濃度であった。これは、代かき後の静置時間の違いによる流出負荷量の差を検証するため、2014年度は代かき1日後に落水を開始したのに対し、

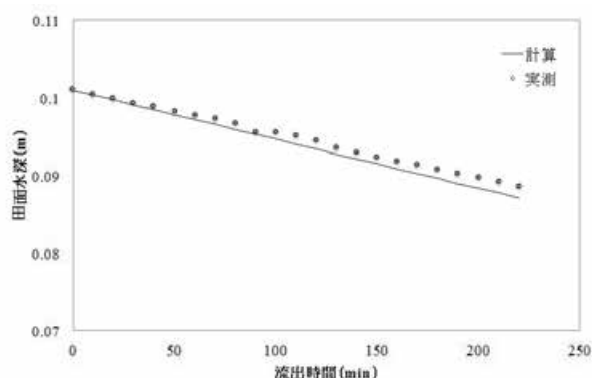


図3.3 流出量22mまでの田面水深の比較(2015年度②圃場(田んぼダム実施水田))

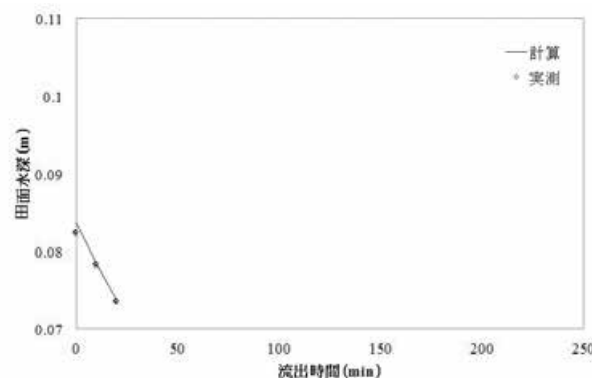


図3.4 流出量22mまでの田面水深の比較(2015年度⑥圃場(通常管理水田))

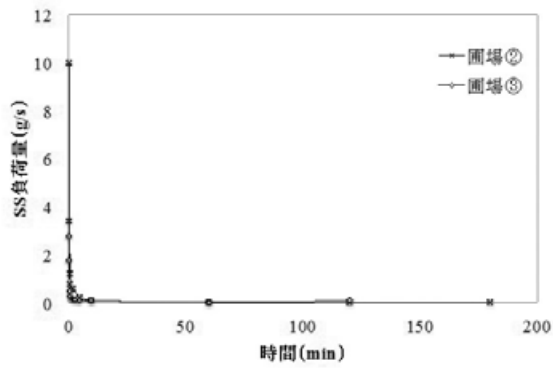


図3.5 流出量22m³までのSS負荷量の比較
(2015年度田んぼダム実施水田)

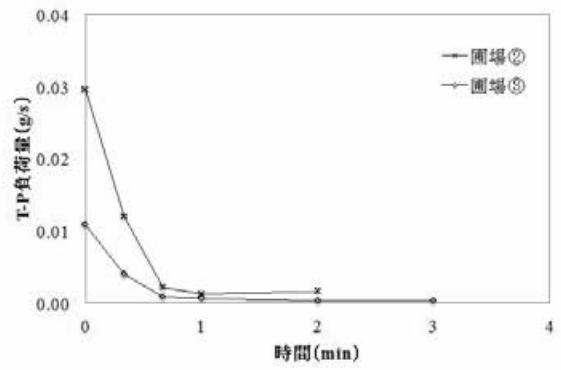


図3.9 流出量22m³までのT-P負荷量の比較
(2015年度田んぼダム実施水田)

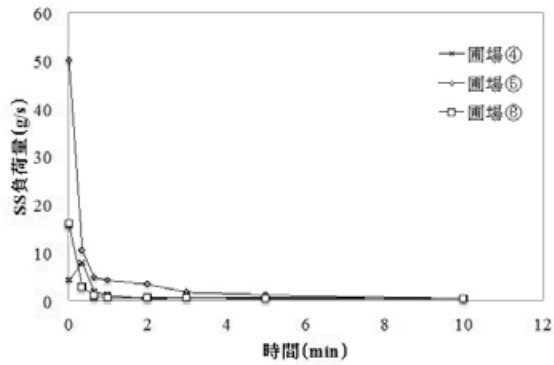


図3.6 流出量22m³までのSS負荷量の比較
(2015年度通常管理水田)

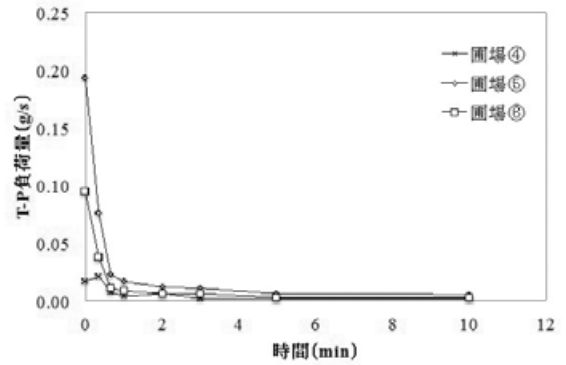


図3.10 流出量22m³までのT-P負荷量の比較
(2015年度通常管理水田)

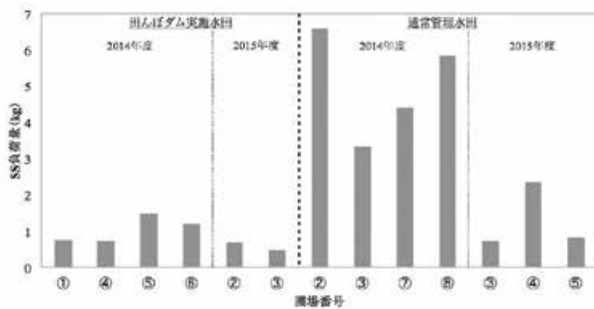


図3.7 流出量22m³までのSS負荷量の比較

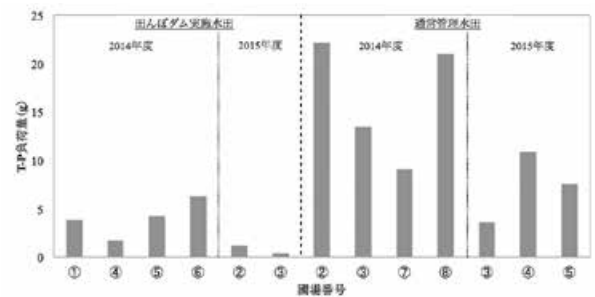


図3.11 流出量22m³までのT-P負荷量の比較

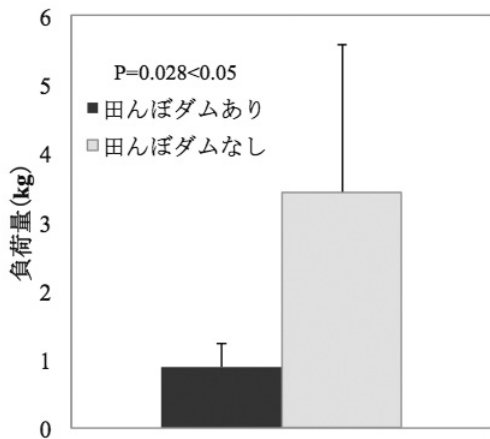


図3.8 Welch検定による流出量22m³までのSS負荷量の比較

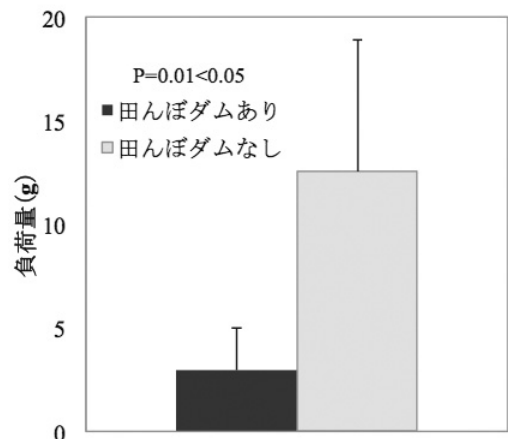


図3.12 Welch検定による流出量22m³までのT-P負荷量の比較

2015年度は約3日後に落水を開始しており、代かきによって攪拌され水中を浮遊していた土粒子が沈降したためと考えられる。田んぼダムの実施に加え、代かき後に数日間放置することが土砂流出抑制にとって効果的であることが認められた。落水直後の急な流速変化によって多量の土砂が流出したが、5分後には30~250mg/lまで急激に低下し、その後は安定して推移した。

また、全圃場において流出が終了する手前の数十分で再び濃度が上昇した。これは、排水マス付近で水深低下に伴って流速が大きくなり巻き上げおよび表土の剥離を引き起こしたためである。

2014年度の落水開始直後のSS負荷量は、通常管理水田が平均33.7±19.1g/s、田んぼダム実施水田が平均1.30±0.65g/sであり、2015年度の通常管理水田が平均23.3±26.7g/s、田んぼダム実施水田が平均6.36±3.60g/sであった。

落水開始5分後は2014年度通常管理水田が平均3.16±3.14g/s、田んぼダム実施水田が平均0.17±0.05g/sであり、2015年度の通常管理水田が平均0.65±0.49g/s、田んぼダム実施水田が平均0.11±0.07g/sであった。SS濃度と同様に、落水開始直後の多量の土砂流出後は急激に減少し、その後は安定して推移した(図3.5, 図3.6)。落水開始から累加流出量22m³までの総負荷量は、2014年度の通常管理水田で平均5.03±1.26kg、田んぼダム実施水田で平均1.03±0.32kgであり、2015年度の通常管理水田で平均1.29±1.04 kg、田んぼダム実施水田で平均0.58±0.11kgであった(図3.7)。前述のとおり、2015年度の総負荷量が2014年度と比較して小さかったのは、代かき作業から落水までの期間を延長したためである。SS総負荷量をWelchのt検定により比較した結果、通常管理水田および田んぼダム実施水田の間に有意水準5%で差があり、田んぼダムを実施することで土砂流出量が約74%削減されることが示された(図3.8)。

(3) 総リンの流出負荷量

2014年度の落水開始直後のT-P濃度は、通常管理水田で平均2.91±0.56mg/l、田んぼダム実施水田で平均1.65±0.22mg/lであり、2015年度はSS濃度と同様に、田んぼダム実施水田である圃場②で18.54mg/lと比較的高い濃度が算出され、その他の圃場は田んぼダムの有無に関わらず0.97~5.51mg/lであった。落水直後の流速開始から短時間で急激に減少し、5分後には2014年度の通常管理水田で平均0.61±0.35mg/l、田んぼダム実施水田で平均0.31±0.26mg/lとなった。2015年度は圃場②で0.90mg/lであり、その他の圃場は0.12~0.82mg/lの値を示した。また、SS濃度と同様に全圃場において流出が終了する手前の数十分で再び濃度が上昇した。

2014年度の落水開始直後のT-P負荷量は、通常管理水田で平均0.06±0.02g/s、田んぼダム実施水田で平均 $3.97 \times 10^{-3} \pm 0.45 \times 10^{-3}$ g/sであり、2015年度の通常管理水田で平均0.10±0.09g/s、田んぼダム実施水田で平均0.02±0.01 g/sであった。落水終了時は2014年度通常管理水田で平均0.01±0.005g/s、田んぼダム実施水田で平均 $0.34 \times 10^{-3} \pm 0.32 \times 10^{-3}$ g/sであり、2015年度の通常管理水田で平均 $3.08 \times 10^{-3} \pm 1.92 \times 10^{-3}$ g/s、田んぼダム実施水田で平均 $0.81 \times 10^{-3} \pm 0.64 \times 10^{-3}$ g/sであった。T-P濃度と同様に、落水直後から急激に減少し、その後は安定して推移した。なお、落水濃度が初期濃度を下回った場合は、以降の値を0とした(図3.9, 図3.10)。落水開始から最小流出量である22m³までの総負荷量は、2014年度の通常管理水田で平均16.42±5.39g、田んぼダム実施水田で平均4.01±1.63gであり、2015年度の通常管理水田で平均7.35±3.74g、田んぼダム実施水田で平均0.79±0.41gであった(図3.11)。SS負荷量と同様に、2015年度の試験結果が2014年度を下回った。T-P総負荷量をWelchのt検定により比較した結果、通常管理水田および田んぼダム実施水田の間に有意水準5%で差があり、田んぼダムを実施することで約77%削減されることが示された(図3.12)。

3.2.2. 中干し落水

本試験では、初期湛水量の不足や水位計の不具合等のため、2014年度は⑤⑦圃場、2015年度の1度目の中干し落水は②③④圃場、2度目は⑤圃場を対象とした。

(1) 地表排水量

2014年度の落水継続時間は、通常管理水田で平均270±90分、田んぼダム実施水田で平均525±285分であり、2015年度の通常管理水田で平均390±330分、田んぼダム実施水田で平均718±13分であった。落水試験による水位減少高は、2014年度の通常管理水田で平均26±9 mm、田んぼダム実施水田で平均53±8 mmであり、2015年度の通常管理水田で平均105±72mm、田んぼダム実施水田で平均70±17mmであった。落水継続時間や水位減少高のばらつきは、初期湛水量の違いによる。

(2) 懸濁物質の流出負荷量

1回目の落水調査について、落水開始直後のSS濃度は、2014年度通常管理水田で5,414mg/l、田んぼダム実施水田で5,798mg/lであり、2015年度の通常管理水田で2,364mg/l、田んぼダム実施水田で平均392±264g/lであった。落水終了時は、2014年度通常管理水田で6 mg/l、田んぼダム実施水田で14mg/lであり、2015年度の通常管理水田で40mg/l、田んぼダム実施水

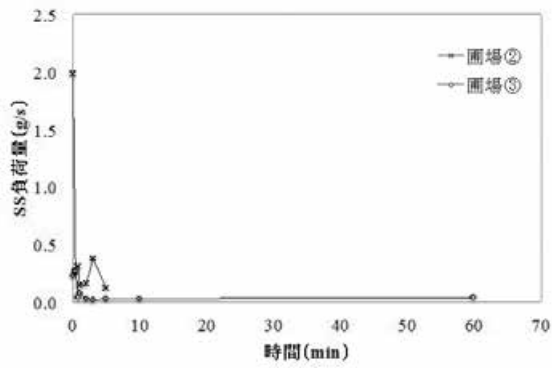


図3.13 流出量22mまでのSS負荷量の比較
(2015年度田んぼダム実施水田)

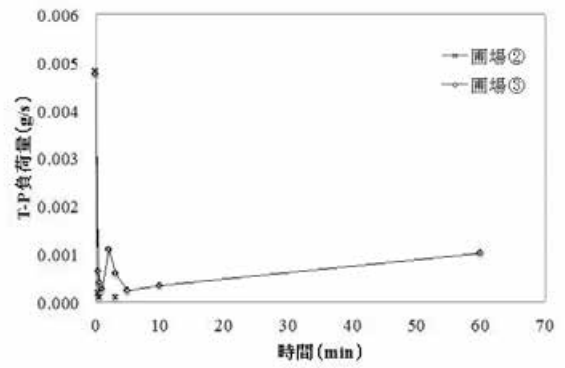


図3.17 流出量22mまでのT-P負荷量の比較
(2015年度田んぼダム実施水田)

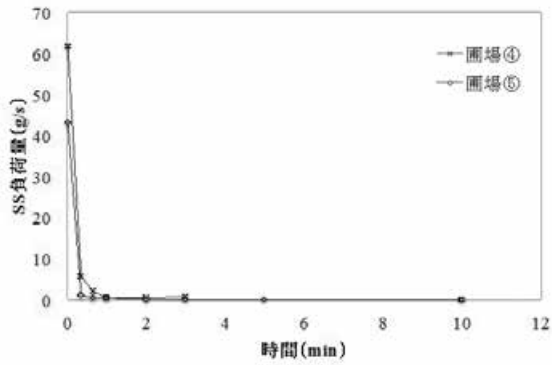


図3.14 流出量22mまでのSS負荷量の比較
(2015年度通常管理水田)

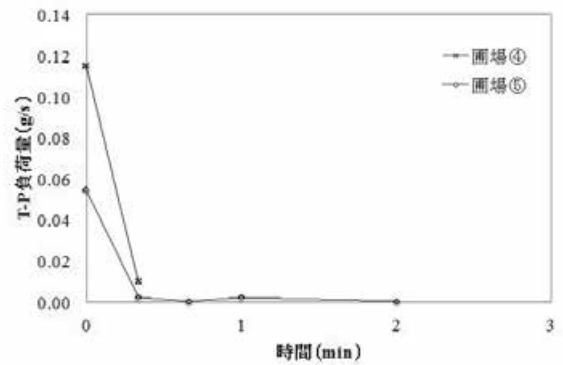


図3.18 流出量22mまでのT-P負荷量の比較
(2015年度通常管理水田)

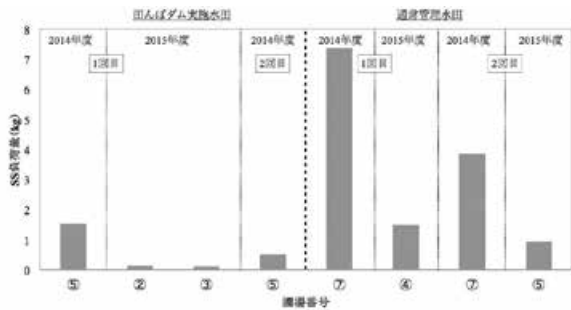


図3.15 流出量22mまでのSS負荷量の比較

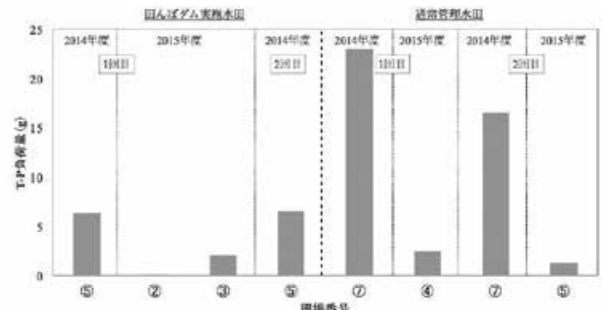


図3.19 流出量22mまでのT-P負荷量の比較

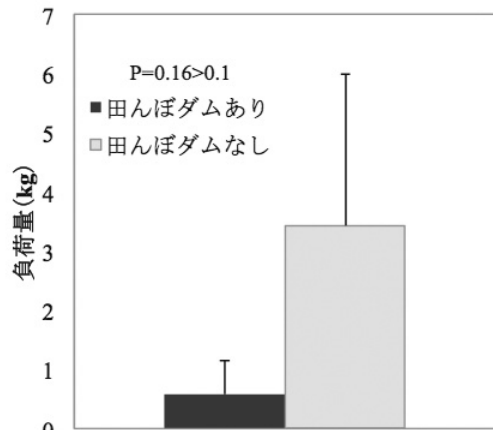


図3.16 Welch検定による流出量22mまでのSS負荷量の比較

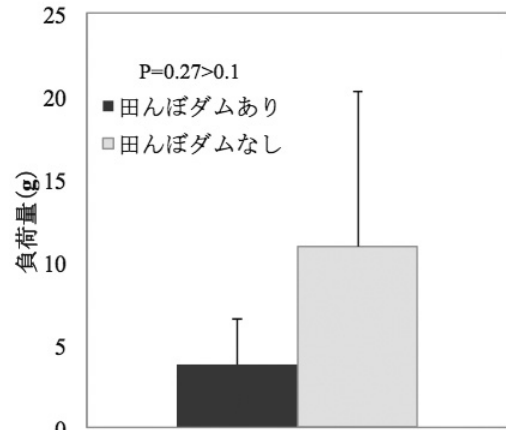


図3.20 Welch検定による流出量22mまでのT-P負荷量の比較

田で平均 21 ± 3 mg/lであった。2015年度の通常管理水田である圃場④では、60分後に濃度が急上昇して1,654 mg/lとなったが、これは代かき落水試験と同様に、水深が低下し表土の剥離が生じたためである。

2014年度の落水開始直後のSS負荷量は、通常管理水田で104g/s、田んぼダム実施水田で17.6g/sであり、2015年度の通常管理水田で61.6g/s、田んぼダム実施水田で平均 1.10 ± 0.88 g/sであった。落水終了時は、2014年度通常管理水田で0.05g/s、田んぼダム実施水田で 1.26×10^{-3} g/sであり、2015年度の通常管理水田で0.05g/s、田んぼダム実施水田で平均 0.08 ± 0.04 g/sであった。落水開始から累加流出量22m³までの総負荷量は、2014年度の通常管理水田で7.43kg、田んぼダム実施水田で1.53kgであり、2015年度の通常管理水田で1.50kg、田んぼダム実施水田で平均 0.14 ± 0.01 kgであった。

2回目の落水調査では、2014年度通常管理水田の落水開始直後のSS濃度は734mg/l、田んぼダム実施水田で27mg/lであり、2015年度の通常管理水田で1,800 mg/lであった。落水終了時は、2014年度通常管理水田で148mg/l、田んぼダム実施水田で46mg/lであり、2015年度の通常管理水田で2 mg/lであった。中干し落水は圃場を乾燥させ地耐力を増進することを目的で実施するため、1回目よりも2回目の中干し落水時に土壌硬度が高くなり、2回目に巻き上げ量が比較的小さくなったことが水中のSS濃度低下に繋がったと考えられる。

2014年度の落水開始直後のSS負荷量は、通常管理水田で4.69g/s、田んぼダム実施水田で0.08g/sであり、2015年度の通常管理水田で43.0g/sであった。落水終了時は、2014年度通常管理水田で0.10g/s、田んぼダム実施水田で0.01g/sであり、2015年度の通常管理水田で0.02g/sであった（**図3.13**、**図3.14**）。累加流出量22m³までの総負荷量は、2014年度の通常管理水田で3.85kg、田んぼダム実施水田で0.52kgであり、2015年度の通常管理水田で0.94kgであった（**図3.15**）。

SS総負荷量をWelchのt検定により比較した結果、試料数が小さいことから通常管理水田および田んぼダム実施水田の間に統計的に有意な結果ではないものの、約83%削減されることが確認された（**図3.16**）。

(3) 総リンの流出負荷量

1回目の落水調査について、落水開始直後のT-P濃度は、2014年度の通常管理水田で1.00mg/l、田んぼダム実施水田で0.96mg/lであり、2015年度の通常管理水田で2.34mg/l、田んぼダム実施水田で平均 1.93 ± 0.41 mg/lであった。落水終了時は、2014年度通常管理水田で0.20mg/l、田んぼダム実施水田で0.14mg/lであり、2015年度の通常管理水田で 5.02×10^{-3} mg/lであった。田んぼダム実施水田では、圃場②は3分後の0.02mg/l

1、圃場③は190分後の0.03mg/l以降、落水濃度が初期濃度を下回ったため測定不能となった。

2014年度の落水開始直後のT-P負荷量は、通常管理水田で0.02g/s、田んぼダム実施水田で 2.90×10^{-3} g/sであり、2015年度の通常管理水田で0.115g/s、田んぼダム実施水田で平均 $4.78 \times 10^{-3} \pm 0.03 \times 10^{-3}$ g/sであった。落水終了時は、2014年度通常管理水田で 0.67×10^{-3} g/s、田んぼダム実施水田で 0.10×10^{-3} g/sであり、2015年度の通常管理水田で0.01g/s、田んぼダム実施水田で平均 $0.54 \times 10^{-3} \pm 0.47 \times 10^{-3}$ g/sであった。累加流出量22m³までの総負荷量は、2014年度の通常管理水田で23.3g、田んぼダム実施水田で6.39gであり、2015年度の通常管理水田で2.49g、田んぼダム実施水田で平均 1.07 ± 0.96 gであった。

2回目の落水調査では、2014年度通常管理水田の落水開始直後のT-P濃度は1.54mg/l、田んぼダム実施水田で0.11mg/lであり、2015年度の通常管理水田で0.10mg/lであった。2015年度の圃場⑤ではSS濃度で確認されなかった濃度上昇が3分後に発生しているが、要因として検体に稲わらのような有機物が含まれていた可能性が挙げられる。落水終了時は、2014年度通常管理水田で0.52mg/l、田んぼダム実施水田で0.15mg/lであり、2015年度の通常管理水田で0.04mg/lであった。

2014年度の落水開始直後のT-P負荷量は、通常管理水田で0.01g/s、田んぼダム実施水田で 0.34×10^{-3} g/sであり、2015年度の通常管理水田で0.05g/sであった。落水終了時は、2014年度通常管理水田で 3.50×10^{-3} g/s、田んぼダム実施水田で 2.61×10^{-5} g/sであり、2015年度の通常管理水田で 0.1×10^{-3} g/sであった（**図3.17**、**図3.18**）。累加流出量22m³までの総負荷量は、2014年度の通常管理水田で16.6g、田んぼダム実施水田で6.49gであり、2015年度の通常管理水田で1.25gであった（**図3.19**）。

SS総負荷量をWelchのt検定により比較した結果、通常管理水田および田んぼダム実施水田の間に統計的に有意な差ではなかったものの、約66%削減されることが確認された（**図3.20**）。

3. 2. 3. 濁度とSS濃度およびT-P濃度の相関関係

落水試験中に観測した濁度と、SS濃度およびT-P濃度の相関を示す（**図3.21**、**図3.22**、**図3.23**）。濁度とSS濃度は、濁度2,000NTU以下であれば、相関が高く濁度からSS濃度を精度よく推定できることが報告されている（水垣ら，2011）。また、SS濃度とT-P濃度には線形の強い相関が確認された。リンは土粒子に強く吸着することが広く知られており、土粒子に吸着した懸濁態リンとして圃場から流出したと考えられる（神山，2009）。濁度計による観測結果を説明変数、SSおよびT-P濃度の分析結果を非説明変数として回帰分析を行い、この関係

を用いて、灌漑期間中の水田圃場1枚から流出するSSおよびT-P負荷量を推定した。濁度データの使用期間は2015年4月30日～8月31日としたが、田んぼダム実施水田は5/4～5/28の濁度データが欠測しているため、29日の平均濁度と通常管理水田の波形をもとに推定して補間した。なお、この期間の降水量は411mmである。

流出量は代かき落水および中干し落水1回目に急激に増加した。中干し落水2回目は湛水深が小さかったため、流出量の急激な増加は確認されなかった。この期間の田んぼダム実施水田からの流出量は2,502m³、通常管理水田からの流出量は2,342m³であった。

SS、T-P濃度は代かき落水、中干し落水に加え、降水時に増加する傾向が確認された。1回目の中干し落水の数日後、急激に濃度上昇しているが、中干し期間であり

圃場からの落水がないため、濁度計に何らかの不備があったと考え、この期間の流出負荷量の算出には使用しないこととした。

SS、T-P負荷量ともに代かき落水および中干し落水1回目に大きく上昇したが、中干し落水2回目は大きな流出負荷は確認されなかった。流出量が小さかったことに加え、最初の中干しによって土壌硬度が増したためであると考えられる。また、SS、T-P負荷量ともに一貫して通常管理水田よりも田んぼダム実施水田が低い傾向が確認された(図3.24)。全期間の累積負荷量は、SSが通常管理水田で95.0kg、田んぼダム実施水田で24.6kgであり、T-Pは通常管理水田で171g、田んぼダム実施水田で44gであった。田んぼダム実施水田の負荷量は通常管理水田の約26%となり、落水イベントによる流出負荷量が全体に占める割合は通常管理水田で約17%、田んぼダム実施水田で約4%となった。以上の結果を亀田郷全域の水田に適用させた場合、亀田郷の水田約4,170haを全て通常管理水田と仮定すると、水田から流出するSS負荷量は1,982×103kg、T-P負荷量は3,567kgと推定される。

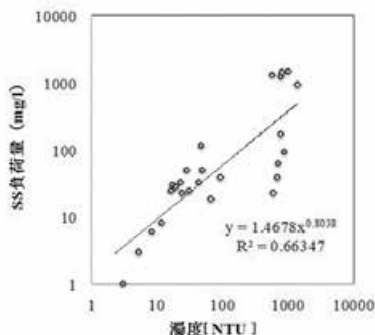


図3.21 濁度とSS濃度の相関関係 (田んぼダム実施水田)

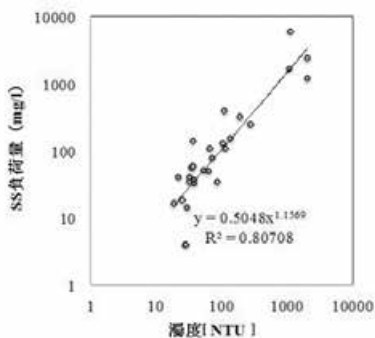


図3.22 濁度とSS濃度の相関関係 (通常管理水田)

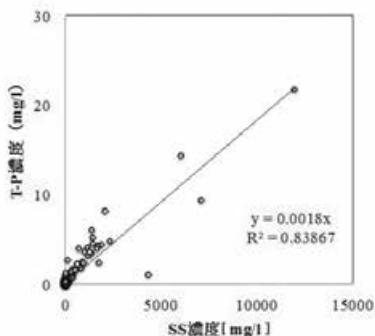


図3.23 SS濃度とT-P濃度の相関関係

3.3. 第3章のまとめ

田んぼダムの実施によって、代かき落水ではSS負荷量が平均約74%、T-P負荷量が平均約77%削減され、中干し落水では参考値としてSS負荷量が平均約83%、T-P負荷量が平均約66%削減されることが確認された。SS、T-P濃度はともに落水開始直後の流速発生時に濃度が高く、その後短時間で低下する傾向がみられた。急激な流速の増加により排水マス付近の表土が剥離、洗掘されるためであると考えられる。

また、代かき後に2～3日放置してから落水量調整板を設置し落水を開始することによって、さらなる流出負荷量削減の効果が見込まれることが明らかとなった。

灌漑期間中における水田からの流出負荷量について、田んぼダム実施水田は通常管理水田の約26%となった。

第4章 鳥屋野潟における土砂および総リンの堆積量の推定

4.1.1. 調査対象河川および水路の概要

(1) 栗ノ木川

1級河川である栗ノ木川は亀田郷の東部に位置しており、全長約6,855m、流域面積約4,950ha、うち水田面積約2,520haである。栗ノ木川流域の面積は亀田郷面積の約50%を占めており、対象流域の排水を担う主要河川である。

(2) 小松堀排水路および新堀排水路

両排水路は鳥屋野潟南部の農地排水を集水する。新堀

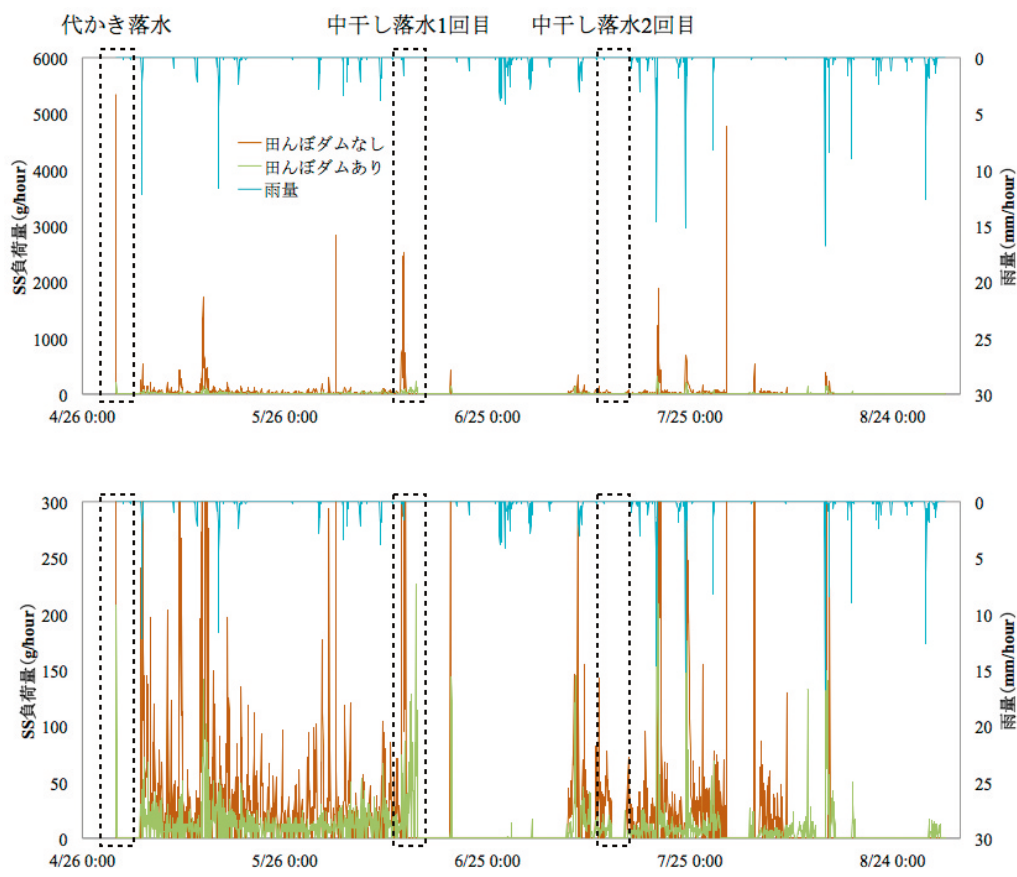


図3.24 灌漑期間中の水田 1 枚からのSS流出負荷量

排水路は全長約4,500m、流域面積は小松堀排水路流域を含めると約1,670ha、うち水田面積約1,200haである。小松堀排水路は、新堀排水路の鳥屋野瀧流入部の上流約960mで新堀排水路と合流する。小松堀排水路は全長約3,270m、流域面積約1,350ha、うち水田面積約970haである。

(3) 親松導水路

鳥屋野瀧流出部から親松排水機場を結ぶ全長約1,260mの水路である。瀧流出部より、350m下流地点では、大堀排水路（流域面積約470ha）が合流する。

(4) 調査対象の河川・排水路の流域面積割合

上述の栗ノ木川と小松堀・新堀排水路の流域面積を合わせると、6,620haであり、鳥屋野瀧に流入する集水域の約69%を占める。大堀排水路の流量を加えると、亀田郷内の排水・雨水の約74%は親松導水路を経て親松排水機場から信濃川へ排水されることになる。

4. 1. 2. 調査方法

(1) 採水方法

主要な鳥屋野瀧流入河川である栗ノ木川および流出水路である導水路に自動採水器を設置し採水した（写真4.1，図4.1）。採水間隔は平常時22～24時間、降雨時2～3時間とし、500mlボトルに採水した。採水期間は2014年4月18日～9月30日、2015年4月12日～9月13日である。



写真4.1 自動採水器

(2) 水質分析方法

SSおよびT-P濃度を水田排水と同様の方法で測定した(3.1.2節参照)。

(3) 濁度観測

河川・排水路の濁度を観測するため、栗ノ木川、小松堀排水路、親松導水路にそれぞれ濁度センサー(ウイジン社製の濁度センサー(UIZ-TC500-LRまたはUIZ-TC3000-LR))を設置し、データロガー(ヒオキ社製データロガー(LR5042))を用いて10分間ごとに記録した(写真4.2)。

(4) 沈降筒法およびレーザー回析法による河川・排水路中のSSの粒径分布測定

水田からの排水は、流速が大きくなる排水マス付近の土砂を巻き上げながら流出するため、多様な粒径をもつ。河川・排水路は比較的流速が大きいため土砂は輸送されやすいが、鳥屋野潟に到達した土砂を含む排水は、河川断面の拡大によって流速が低下するため、潟内に粒径の大きな砂粒から沈降・堆積すると予想した。こうした予想を検証するため、鳥屋野潟の流入河川である栗ノ木川、流出河川である親松導水路、圃場からの排水の粒径分布を測定した。

圃場排水および河川・排水路中のSSの粒径分布の測定には、レーザー回析式粒度分布測定装置(島津製作所製(SALD-2300))を使用した(以下、レーザー回析法)。SSの回収量は僅かであり、沈降筒法等の方法に必要な試料重量の回収が困難であるためである。レーザー回析法(分散なし)はふるい分析および沈降分析(以下、沈降筒法)と比較すると粗粒化する傾向にあるが、海野ら(2011)の研究では検体の濁度を約400NTUに調整したうえで、10分間の超音波振動を与えて分散させる手法によって粒径分布の推定が可能であることが報告されている。海野らの手法を検証するため、後述の試料を沈降筒法およびレーザー回析法で測定し、粒径分布を比較した。

使用した試料は、10月28日に栗ノ木川、親松導水路、小松堀排水路、大形工区の圃場排水路に堆積する土砂を、自作の採土器を使用して採土したものである(写真4.3)。沈降筒法による粒度分析はエスジーシステム社に外部委託した。

(5) SC-3による鳥屋野潟の河床標高観測

代かき落水の実施前後における鳥屋野潟の河床高を比較するため、2015年4月21日および6月2日に河床標



図4.1 機器設置位置



写真4.2 濁度センサー及び水位センサー



写真4.3 採土器による採土の様子

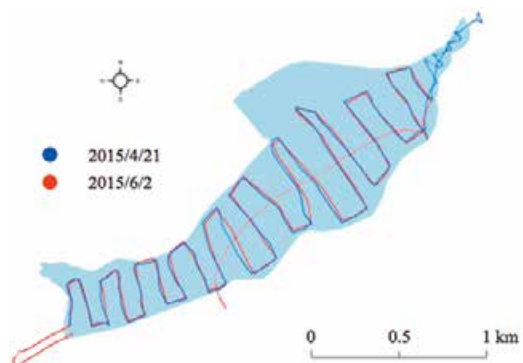


図4.2 SC-3による鳥屋野潟の標高観測点

高観測をした。音響プロファイリングシステムSC-3を小型船に設置し、鳥屋野潟内を約50m間隔で往復した(図4.2)。

(6) 河川・排水路の水位観測

河川・排水路の流量をマニング式によって推定するため、水位センサー(センシズ社製の圧力検知式センサー(HM910))を設置し、データロガー(ヒオキ社製データロガー(LR5042))を用いて10分間ごとに記録した。栗ノ木川、小松堀排水路、新堀排水路の下流部に300~500m程度距離を空けて2カ所ずつ設置した。

(7) 河川・排水路の流向流速観測

水位計の観測結果に基づく流量計算の妥当性を確認するため、栗ノ木川、小松堀排水路および新堀排水路において流向流速観測をした。流向流速計(JFEアドバンテック社製の小型メモリー流速計(INFINITY-EM))に浮きとおもりを取り付け(写真4.4)、概ね6割水深にセンサー部の高さを調整して、水路の中央に設置した。観測時間間隔は10分とした。栗ノ木川の観測期間は2015年11月10日~11日、13日~16日、小松堀排水路は2015年11月10日~12日、25日~27日、新堀排水路は2015年11月11日~12日、16日~19日である。

(8) 揚排水機場データの取得

鳥屋野潟への流入量は前述の栗ノ木川、新堀(小松堀)排水路のほか、観測を行わなかった排水路の流量を考慮するため、亀田郷土地改良区提供の計画資料に基づき、舞潟揚水機場の約2分の1を大堀排水路の流量として、流入側流量に加えた。また、竹尾揚水機場の循環灌漑分の揚水量を大石排水路の流量として流入側流量に加えた。流出量は親松排水機場および竹尾揚水機場の排水量データを用いた。揚排水機場のデータは新潟県土木部、新潟県新潟地域振興局および亀田郷土地改良区に依



写真4.4 流向流速計の設置位置

頼し提供を受けた。

4.2. 現地調査結果

4.2.1. 粒径分布測定結果

沈降筒法では、流入側である栗ノ木川は比較的砂の割合が高く、流出側である導水路ではシルト、粘土の割合が高い結果となった。小松堀は中間的な結果を示し、圃場は砂、粘土の割合が高い結果となった(表4.1)。メディアン径の平均は圃場排水0.2303mm、栗ノ木川0.2963mm、小松堀排水路親松0.0073mm、導水路0.0037mmとなり、圃場および栗ノ木川、小松堀排水路および導水路でそれぞれ同水準の値を示した。

レーザー回析法による粒径分布の結果の妥当性を検証するため、沈降筒法の結果と比較した。なお、採土した栗ノ木川、親松導水路、小松堀排水路、大形工区の圃場排水路のうち、小松堀排水路はデータに不備があったため除外した。

レーザー回析法を実施する際にパラメータである屈折率の設定が求められる。供試材料によって設定が異なるが、単一粒径の場合は予め採用する屈折率のリストがメーカーによって提供されている。一方、本研究の供試材料を含む混合粒径の場合は、試行錯誤にて独自に設定する必要がある。ここでは、試行錯誤の結果、最も粒径加積曲線の形状が沈降筒法の結果と近い結果が得られる屈折率を採用した。結果として、屈折率の実数部を1.35、虚数部を0.10に設定すると粒径加積曲線の形状は概ね再現したものの、レーザー回析法の結果は、小粒径側に偏る傾向が示された。そこで、レーザー回析法の粒径を10倍に設定したところ、親松導水路は沈降筒法の結果を概ね再現したが、特に栗ノ木川では小粒径の土粒子を過大評価する結果となり、良好に再現できなかった。

代かき・中干し落水時の各圃場排水(各圃場、イベントごとに1検体ずつ)および栗ノ木川、親松導水路の通常時・降雨時の採水試料(各河川・排水路の降雨の有無ごとに3検体ずつ)計24検体の粒径分布をレーザー回析法により測定した。各測定結果を比較すると、田んぼダムの有無や降雨の有無による傾向は確認されなかった(図4.9~4.12)。また、圃場は河川・排水路と比較して砂分が多くシルト分が少ない結果となった。メディアン径の平均は圃場排水0.492mm、栗ノ木川0.386mm、親松導水路0.418mmとなり、圃場は比較的大きな粒径となったものの栗ノ木と親松導水路の間に大きな差は確認されなかった。

表4.1 沈降筒法の結果比較

%	圃場	栗ノ木	小松堀	導水路
礫(2~75mm)	0.9	0.1	0.0	0.0
砂(0.075~2mm)	57.3	80.4	16.8	2.5
シルト(0.005~0.075mm)	6.7	3.0	39.1	44.7
粘土(0.005mm未満)	35.1	16.5	44.1	52.8

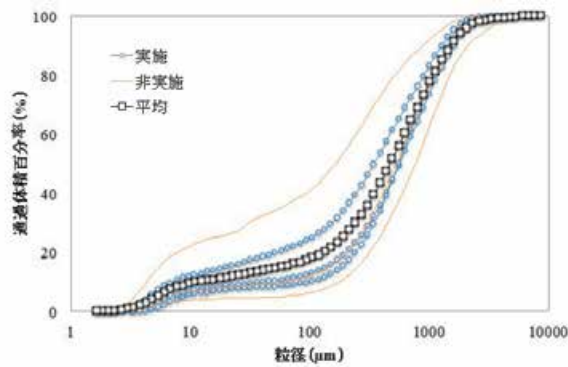


図4.9 代かき落水時圃場排水の粒径加積曲線

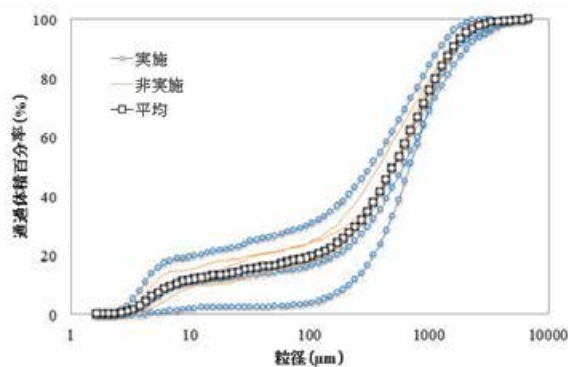


図4.10 中干し落水時圃場排水の粒径加積曲線

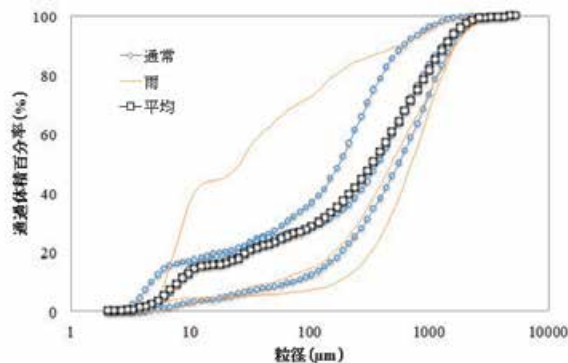


図4.11 栗ノ木川採水試料の粒径加積曲線

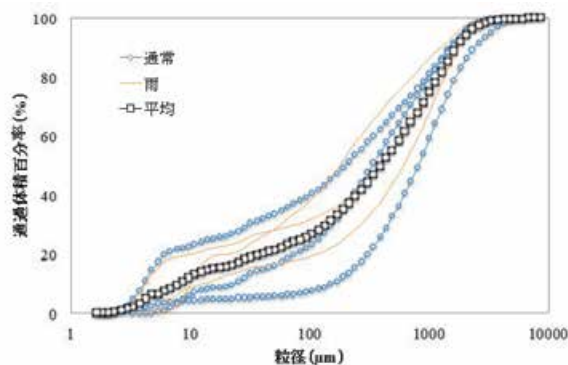


図4.12 親松導採水試料の粒径加積曲線

4. 2. 2. 河床標高観測結果

4月～6月の間に代かき落水による水田流出土砂が堆積し、6月の観測結果の方が河床標高は高くなると考えたが、その差は確認されなかった(図4.13～4.16)。調査間隔が2ヶ月と短い上、土砂堆積による河床変動は僅かであり、この方法では測定誤差に含まれる程度であることが理由と考える。

4. 3. 流入流出負荷量の推定

4. 3. 1. 鳥屋野潟流出流入量の推定

(1) 流向流速観測値による計算流速の補正

流入側である栗ノ木川、小松堀排水路および新堀排水路に設置した2点の水位計の観測値からマンニング式より計算流速を算出した。実測流速と整合させるため、未知であったマンニングの粗度係数を調整することによって、流向流速計の観測値と概ね一致するように補正した(図4.17～4.19)。

(2) 補正流速による流量の算出

計算補正流速から流量を算出した。栗ノ木川および新堀排水路に関しては2014年12月1日～2015年4月11日の水位計の観測データがないため、小松堀の流量に高野(2014)による鳥屋野潟流入河川・排水路の流量配分割合を乗じて各河川・排水路の1日ごとの流量を推定した。なお、一部の水位データに欠測があったため、欠測期間は揚排水機場の流入量の波形に合わせて補正した。

水位観測の3地点全てにおいて代かき時期に流量が増加し、4月26日～5月25日の1ヶ月間の平均流量は栗ノ木7.13m³/s(年間平均流量6.02m³/s)、小松堀排水路4.93m³/s(年間平均流量2.27m³/s)、新堀排水路1.21 m³/s(年間平均流量0.57m³/s)であった。また、特に栗ノ木川は浄化用水導入による非灌漑期の流量の増加がみられ、11月、12月の2ヶ月間の流量は栗ノ木川7.49m³/s、小松堀排水路2.86m³/s、新堀排水路0.64m³/sであった。その他の期間は栗ノ木川5.57m³/s、小松堀排水路1.85m³/s、新堀排水路0.49m³/sとなった(図4.20)。

(3) 提供データによる流量の算出

観測を実施しなかった排水路(親松導水路、大堀排水路、大石排水路)については、提供を受けた揚排水機場のデータから流量を推定した。使用したのは揚水機場(沢海、両川、舞瀧、竹尾)および排水機場(親松、本所、蔵岡)の1時間ごとのポンプ運転データである。なお、沢海、両川揚水機場および本所、蔵岡排水機場の揚水は、その全てが栗ノ木川に流入するため、2014年12月1日～2015年4月11日のデータを栗ノ木川として加えた(図4.21, 図4.22)。

親松排水機場の排水量についても、代かき時期および

非灌漑期の11月、12月に増加し、4月26日～5月25日の1ヶ月間の平均流量は13.96m³/s（年間平均流量8.65m³/s）、11月、12月の2ヶ月間の流量は11.73m³/s、そ

他の期間は7.39m³/sとなった。

(4) 雨量および蒸発散量

流入量には、試験圃場近傍に設置した転倒マス雨量計の観測結果に鳥屋野潟の水面積および今回考慮しなかった排水路の流域面積を乗じた値を含めた。雨量計の年間雨量は1,726mmであり、親松排水機場の雨量計の年間雨量1,513mmと比較するとやや多い結果となった。また、降雨のない日のみ蒸発量3mm/dayに鳥屋野潟の水面積を乗じた値を流入量から差し引いた。

(5) 流出流入量のまとめ

(2)～(4)の結果をまとめ、年間の鳥屋野潟の流入流出量を算出した。表4.3に2004年度～2011年度までの

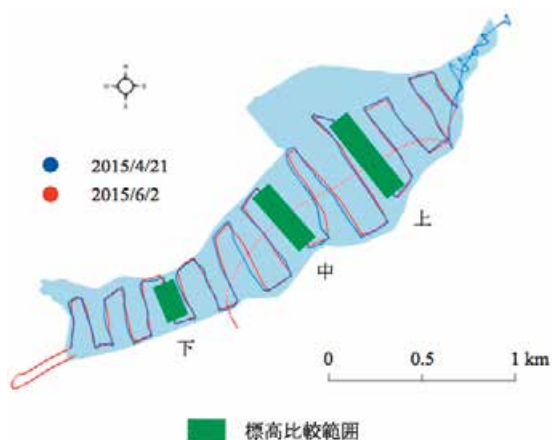


図4.13 代かき落水時圃場排水の粒径加積曲線

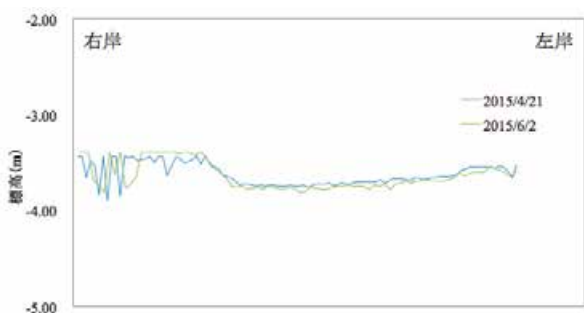


図4.14 中干し落水時圃場排水の粒径加積曲線

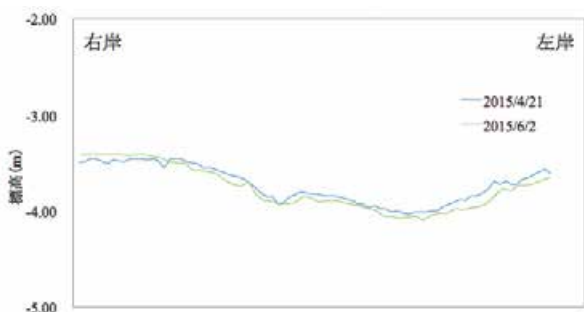


図4.15 栗ノ木川採水試料の粒径加積曲線

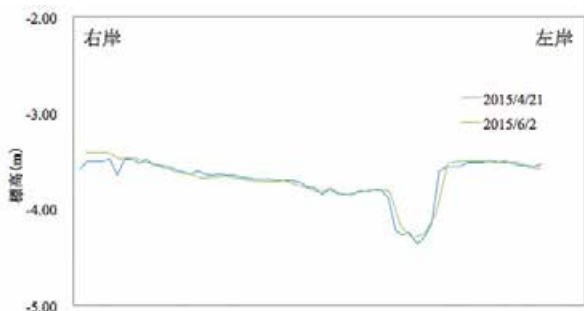


図4.16 親松導採水試料の粒径加積曲線

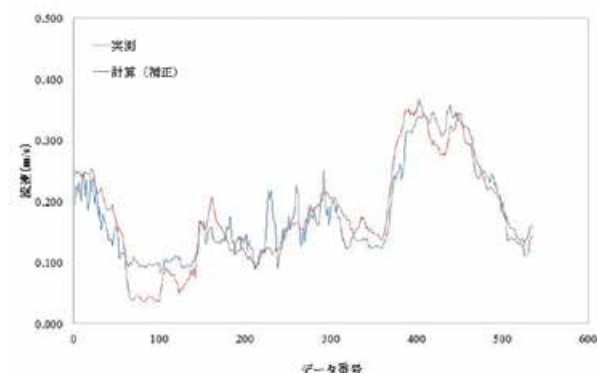


図4.17 実測流速と計算補正流速の比較（栗ノ木川）



図4.18 実測流速と計算補正流速の比較（小松堀排水路）

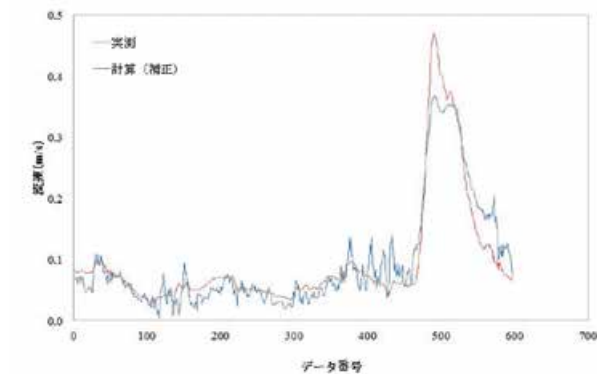


図4.19 実測流速と計算補正流速の比較（新堀排水路）

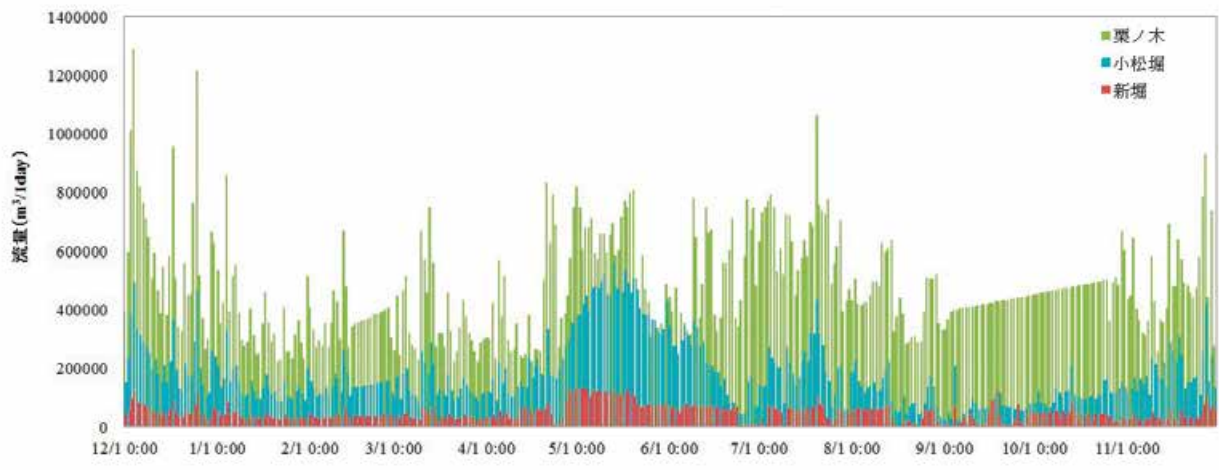


図4.20 水位計観測河川・排水路の流量

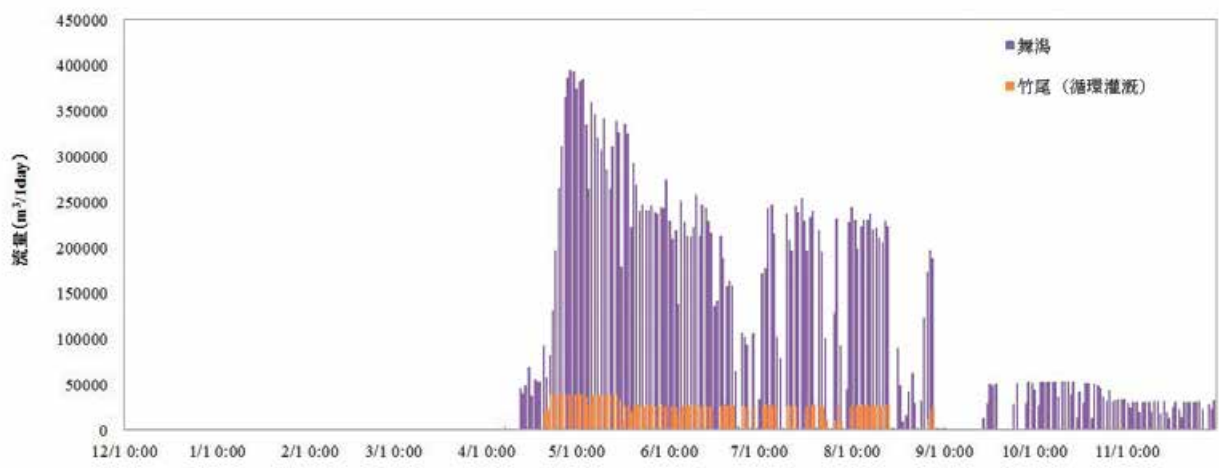


図4.21 流入側河川・排水路の流量

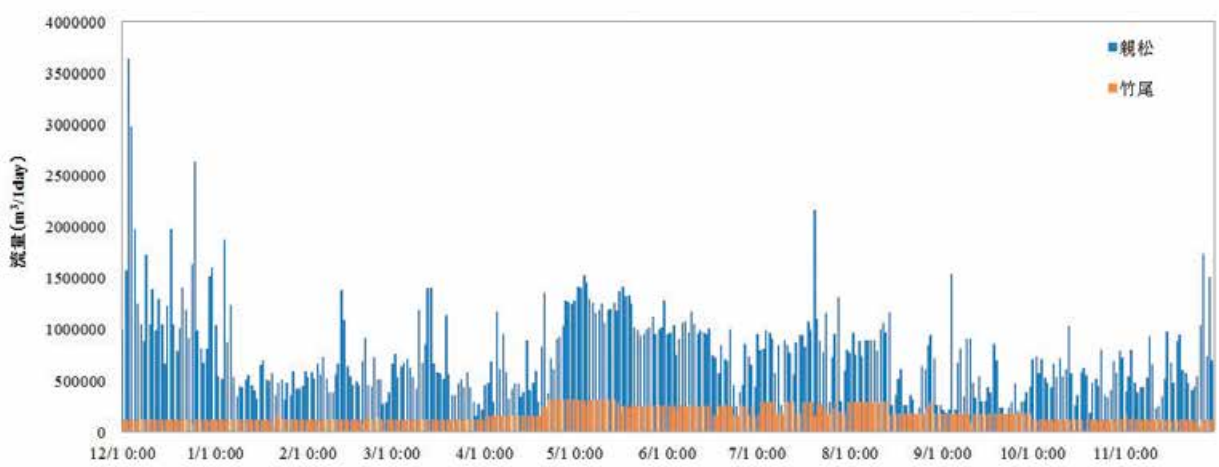


図4.22 流出側河川・排水路の流量

表4.3 実績流量と計算流量の比較

実績流量(×10 ³ m ³)	2004年度	2005年度	2006年度	2007年度	2008年度	2009年度	2010年度	2011年度	計算流量(m ³)
栗ノ木	71,399	26,283	69,688	71,474	69,513	68,628	68,844	60,583	91,925
新堀・小松堀	34,022	36,651	33,279	32,785	32,178	33,800	37,418	34,005	37,481
流出量	335,112	372,875	347,916	357,435	370,587	362,082	402,633	389,137	361,472

表4.4 流入量と流出量の差の割合

月	流入量と流出量の差の割合	流入量(×10 ³ m ³)	流出量(×10 ³ m ³)
12	-12%	42,076	45,852
1	10%	23,968	21,136
2	12%	22,170	19,185
3	8%	24,638	22,348
4	-6%	26,493	26,589
5	-2%	45,115	45,117
6	-9%	28,595	30,848
7	1%	34,226	33,813
8	-14%	23,249	26,940
9	-5%	17,184	18,458
10	7%	21,866	20,602
11	6%	23,671	22,656

表4.5 2001～2008年度の親松排水機場と2015年度親松導水路SS濃度の比較

年度	4/12～11/30の平均SS濃度
2001	20
2002	19
2003	20
2004	23
2005	25
2006	23
2007	23
2008	18
平均	21
2015	29
差	8

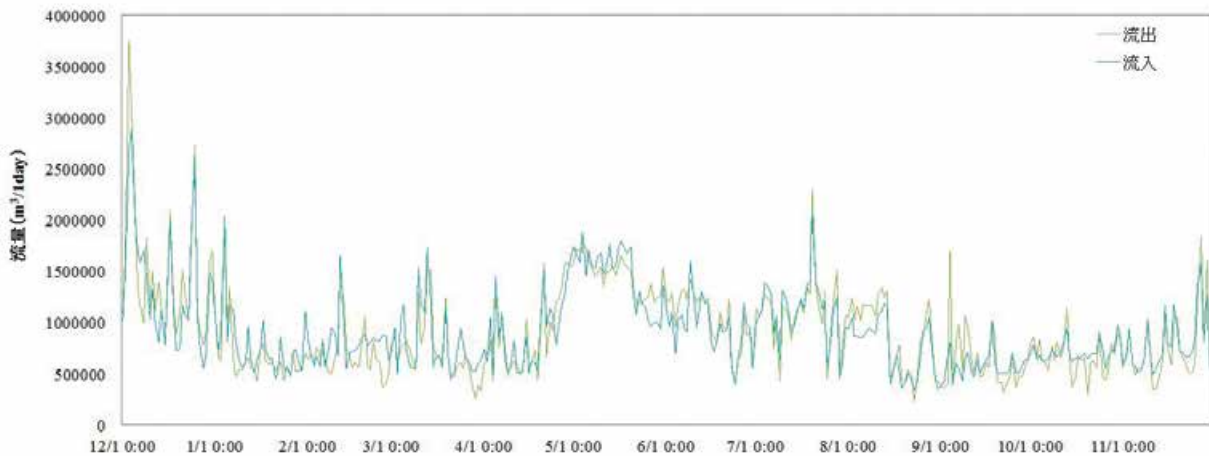
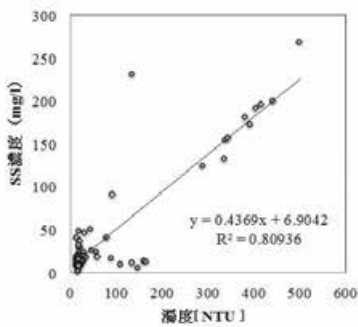
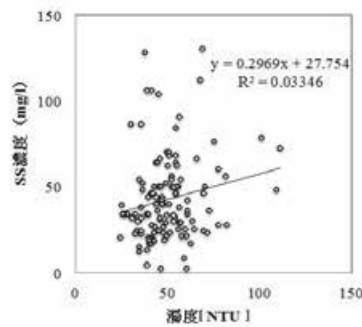


図4.23 鳥屋野潟年間の流入流出量の比較



栗ノ木川



親松導水路

図4.24 濁度とSS濃度の相関関係

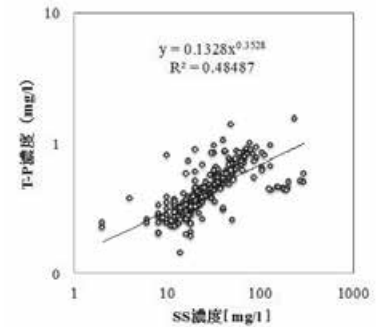


図4.25 SS濃度とT-P濃度の相関関係

実績流量（鳥屋野潟排水機場管轄の監視操作システムの試算値）と本研究で算出した計算流量との比較結果を示す。実績流量は、栗ノ木川では沢海および両川揚水機場の揚水量、新堀・小松堀排水路は舞潟揚水機場の揚水量、流出量は親松および鳥屋野潟排水機場の吐出量である。計算流量の栗ノ木川および新堀・小松堀排水路は計算流量から流域の雨量を差し引いた値、流出量は計算流出量の合計である。流入量（栗ノ木川、新堀・小松堀）および流出量の差は、差し引いた雨量分となる。各計算流量は概ね実績流量と同水準の流量を示した。また、日ごとの流入量に占める誤差（流入量から流出量を差し引いた値）の割合を月ごとに平均した結果、12月、2月、8月はやや誤差が大きくなったものの、概ね±10%前後となった（表4.4）。鳥屋野潟の年間の流入流出量の経時変化を図4.23に示す。全流入量は $333,251 \times 103 \text{ m}^3$ 、全流出量は $333,542 \times 103 \text{ m}^3$ となり、その差は-0.1%となった。

4.3.2. 鳥屋野潟流出流入濃度の推定

(1) 濁度とSS濃度およびT-P濃度の相関関係

3.2.4項と同様の方法で、栗ノ木川および導水路の濁度計の観測値と採水試料のSS濃度およびT-P濃度の分析結果との相関関係を示す（図4.24、図4.25）。栗ノ木川は濁度とSS濃度の間に線形の強い相関が確認された。一方、親松導水路については、高い相関が確認されなかった。栗ノ木川の濁度の範囲：12~500NTUに対し、親松導水路の濁度の範囲：24~112NTUと栗ノ木川と比較して親松導水路の採水試料の濃度のばらつきが小さいことが理由である。なお、SS濃度とT-P濃度には一定の相関が確認された。

(2) 濁度計によるSSおよびT-P濃度の推定

栗ノ木川、小松堀排水路、親松導水路にそれぞれ設置した濁度計の観測結果から推定したSSおよびT-P濃度を示す。親松導水路は濁度とSS濃度の相関は確認されなかったため、栗ノ木川の近似式を使用してSS濃度を推定した。

さらに農業水利学研究室が2001~2008年度の4月12日~11月30日に観測した親松排水機場のSS濃度を平均し、その差分を推定したSS濃度から差し引いた値を採用した（表4.5）。

流入側の栗ノ木川および小松堀排水路は代かき時期に濃度が上昇し、特に栗ノ木川は9月中旬および非灌漑期に大きく濃度上昇した。8~9月の約1ヶ月間、ほぼ毎日10mm/day前後の降雨が継続していたことに加え、非灌漑期は浄化用水の通水によって栗ノ木川の流量が増加し、河道内の堆積土砂が巻き上がって運搬されたこと要因として挙げられる。流出側の親松導水路は大きな濃度上昇がなく、変動は小さかった（図4.26、図4.27）。

平均SS濃度は、代かき、田植え等の灌漑期間初期の4月26日~5月25日の1ヶ月間で親松導水路24mg/l、栗ノ木川44mg/l、小松堀排水路63mg/l、11月1日~11月30日の1ヶ月間で親松導水路21mg/l、栗ノ木川120mg/l、小松堀排水路29mg/l、その他の期間は親松導水路21mg/l、栗ノ木川26mg/l、小松堀排水路24mg/lであった。平均T-P濃度は、4月26日~5月25日の1ヶ月間で親松導水路0.41mg/l、栗ノ木川0.48mg/l、小松堀排水路0.54mg/l、11月1日~11月30日の1ヶ月間で親松導水路0.38mg/l、栗ノ木川0.71mg/l、小松堀排水路0.41mg/l、その他の期間は親松導水路0.38mg/l、栗ノ木川0.39mg/l、小松堀排水路0.39mg/lであった。

4.3.3. 鳥屋野潟流出流入負荷量の推定

(1) 負荷量の推定方法

流出流入負荷量は、各河川・排水路の流量に濁度計から推定したSSおよびT-P濃度を乗じて算出した。濁度計を設置していない排水路・揚水機場に関しては、最短距離に位置する濁度計の観測値を使用し、竹尾揚水機場は栗ノ木川、新堀排水路および舞潟揚水機場は小松堀のSS濃度を使用した。また、濁度の連続観測を実施していない2014年12月1日~2015年4月11日に関しては、同じ非灌漑期である2015年12月の濁度計の観測値から推定した平均濃度を一定値で与えた。

(2) 堆積量の推定結果

各河川、排水路、揚排水機場におけるSS負荷量を図4.28~4.30に、T-P負荷量を図4.31~4.33に示す。全地点において代かき時期に大きく負荷量が増加した。また、栗ノ木川、親松導水路は浄化用水・環境用水の取水によって11月、12月の非灌漑期に最も増加した。灌漑期間、とりわけ代かき時期に河川・排水路に堆積した土砂が、浄化用水・環境用水の通水のため年間平均流量よりも1.47m³/s多い流量により巻き上げられ、鳥屋野潟まで輸送された可能性がある。合計SS負荷量は、4月26日~5月25日の1ヶ月間で栗ノ木川927×103kg/month、小松堀排水路798×103kg/month、新堀排水路200×103kg/month、親松導水路904×103kg/month、11月、12月の2ヶ月間の平均で栗ノ木川2,085×103kg/month、小松堀排水路160×103kg/month、新堀排水路124×103kg/month、親松導水路830×103kg/month、その他の期間の月平均が栗ノ木川375×103kg/month、小松堀排水路101×103kg/month、新堀排水路32×103kg/month、親松導水路497×103kg/monthであった。合計T-P負荷量は、4月26日~5月25日の1ヶ月間で栗ノ木川10,122kg/month、小松堀排水路6,942kg/month、新堀排水路1,716kg/month、親松導水路14,822kg/month、11

月、12月の2ヶ月間で栗ノ木川12,847kg/month、小松堀排水路2,634kg/month、新堀排水路888kg/month、親松導水路12,622kg/month、その他の期間で栗ノ木川5,948kg/month、小松堀排水路1,785kg/month、新堀排水路504kg/month、親松導水路7,967kg/monthであった。

鳥屋野潟の流出流入SS負荷量は、期間中の全流入負荷量が12,704×103kg、全流出負荷量が7,839×103kgであった。両者の差が鳥屋野潟内における堆積量と考えると、4,101×103kgの堆積があったと推定できる。堆積は、主に代かき時期および11月、12月に発生し、それ以外の期間に緩やかに減少することが示され、段階的に流入と流出の差分が堆積量として増加することが明らかとなった(図4.34, 図4.35, 図4.36)。流出流入T-P負荷量は、期間中の全流入負荷量が144×103kg、全流出負荷量が141×103kgであった。両者の差から堆積量を求めると、2,940kgであった。堆積量は、代かき時期および10月後半から11月に発生し、それ以外の期間に緩やかに減少することが示され、増減を繰り返しながら増加することが明らかとなった(図4.37, 図4.38, 図4.39)。

期間中の鳥屋野潟のSS堆積重量をSSの密度(新潟地域振興局が2015年度に実施した浚渫土砂の乾燥密度: 2.53g/cm³)によって体積に変換すると、体積は1,621m³となった。鳥屋野潟ではほぼ毎年浚渫が実施されており、1977~2015年度の浚渫実績から土砂体積を式4.1で計算すると、その平均値は2,245m³となった(泥土処理研究会, 2016; 新潟県土木部提供の鳥屋野潟年度別浚渫実績)。

$$V_s = \frac{\left(1 - \frac{\lambda}{100}\right)V}{1 + \frac{\lambda}{100}(\rho_s - 1)}$$

ここに、 V_s は土砂の体積、 λ は土砂の重量含水率、 V は土砂の湿潤体積、 ρ_s は土砂の単位体積重量である。

推定した堆積量は平均浚渫量よりも約600m³小さい結果となったが、2015年度は例年よりも降水量が少なかったことが要因として挙げられる(気象庁, 2016)。(表4.6)。

3.2.4で推定した亀田郷内の全水田から灌漑期間中(2015/4/30~8/31)に流出するSS負荷量(1,982×103kg)および同期間の鳥屋野潟流入負荷量(4,072×103kg)を比較すると、SS流入負荷量における水田の寄与率は49%となり、亀田郷内の水田面積と同程度の割合であった。

4.4. 第4章のまとめ

本章では、まず水位計の観測値および提供を受けた揚排水機場のデータから河川・排水路の流量を算出し、濁度計と水質分析したSSおよびT-P濃度の相関関係から河川・排水路中の濃度を推定した。そして算出した流量と濃度を乗じることで鳥屋野潟に堆積する負荷量を推定した。その結果、SS負荷量は圃場からの流出量が増加する代かき時期、浄化用水・環境用水の通水により流量が増加する非灌漑期(特に11月、12月)に増加することが明らかとなった。

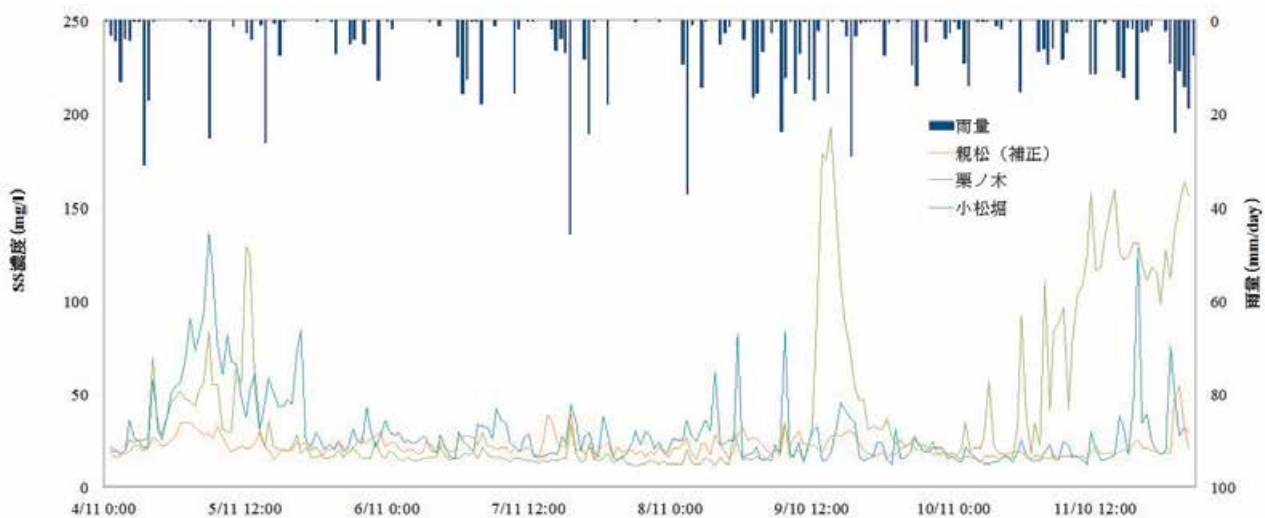


図4.26 濁度計から推定したSS濃度

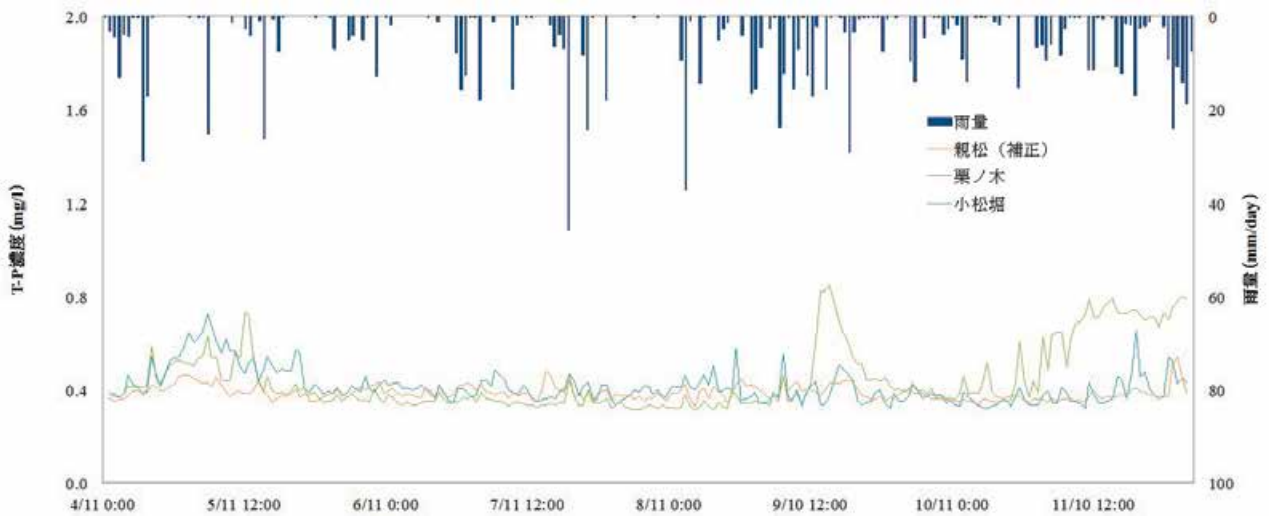


図4.27 濁度計から推定したT-P濃度

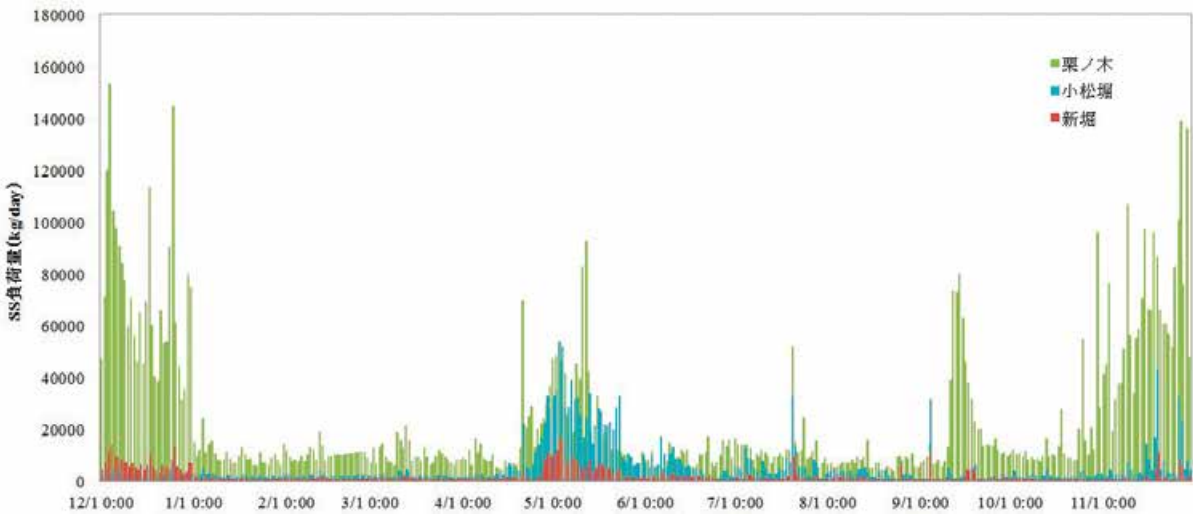


図4.28 濁度計観測河川・排水路のSS負荷量

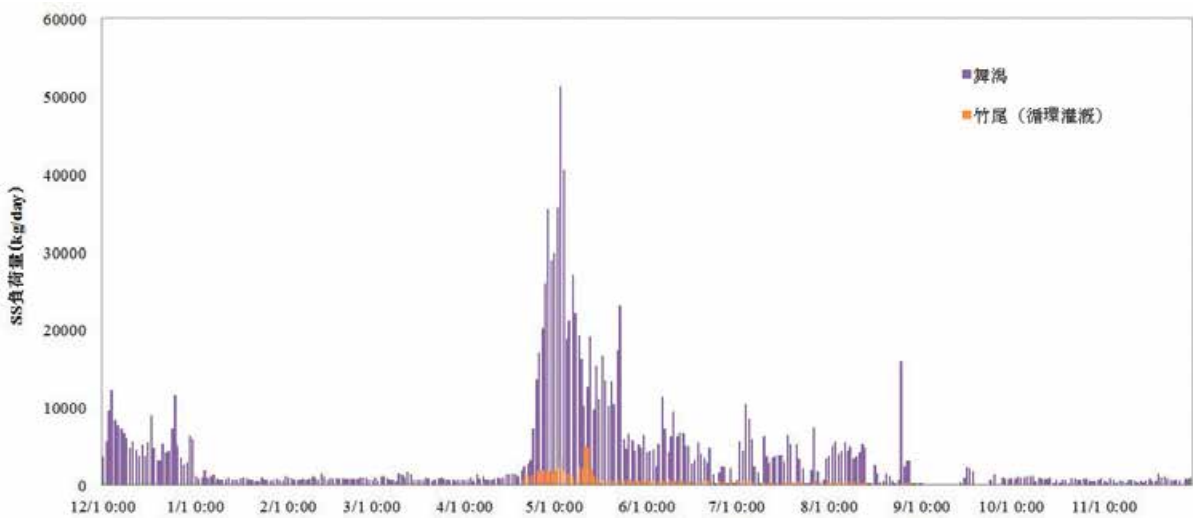


図4.29 流入側河川・排水路のSS負荷量

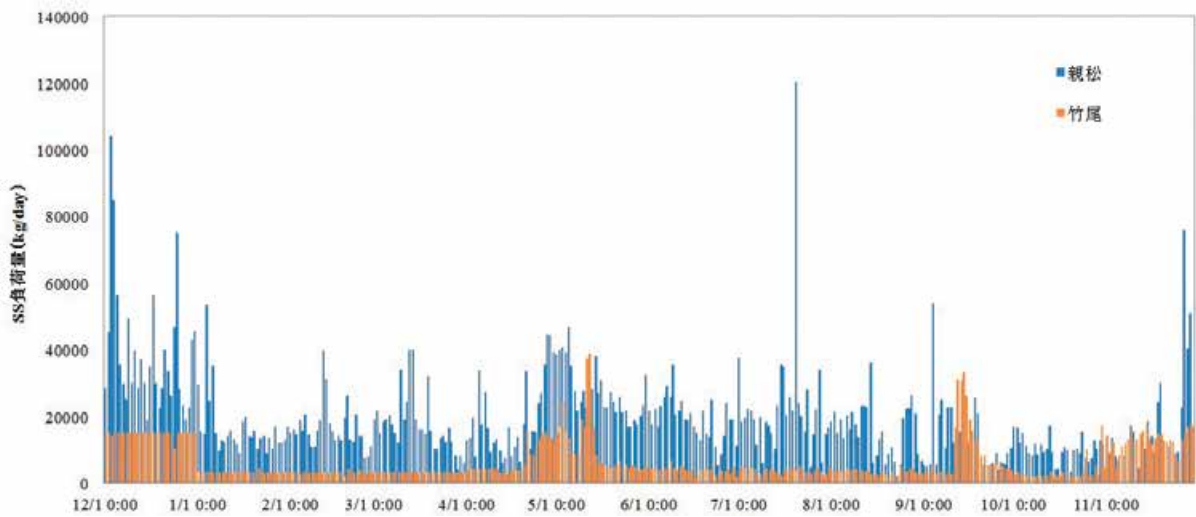


図4.30 流出側河川・排水路のSS負荷量

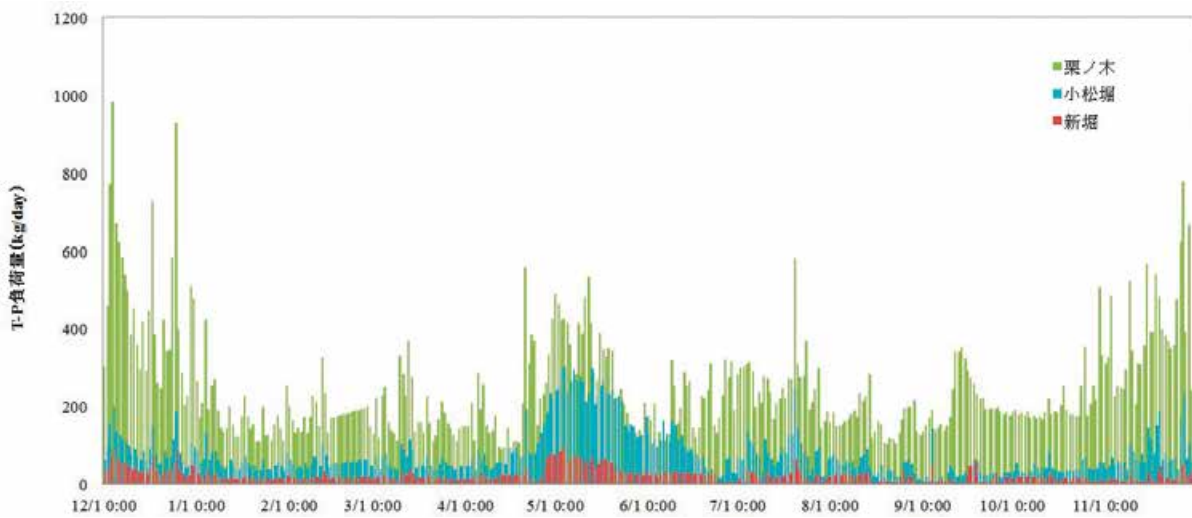


図4.31 濁度計観測河川・排水路のT-P負荷量

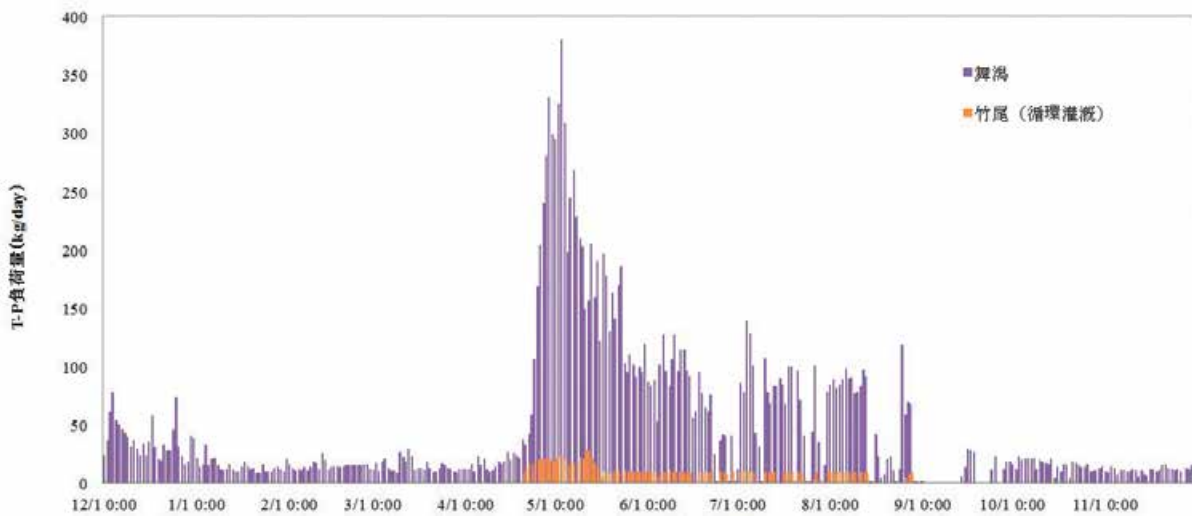


図4.32 流入側河川・排水路のT-P負荷量

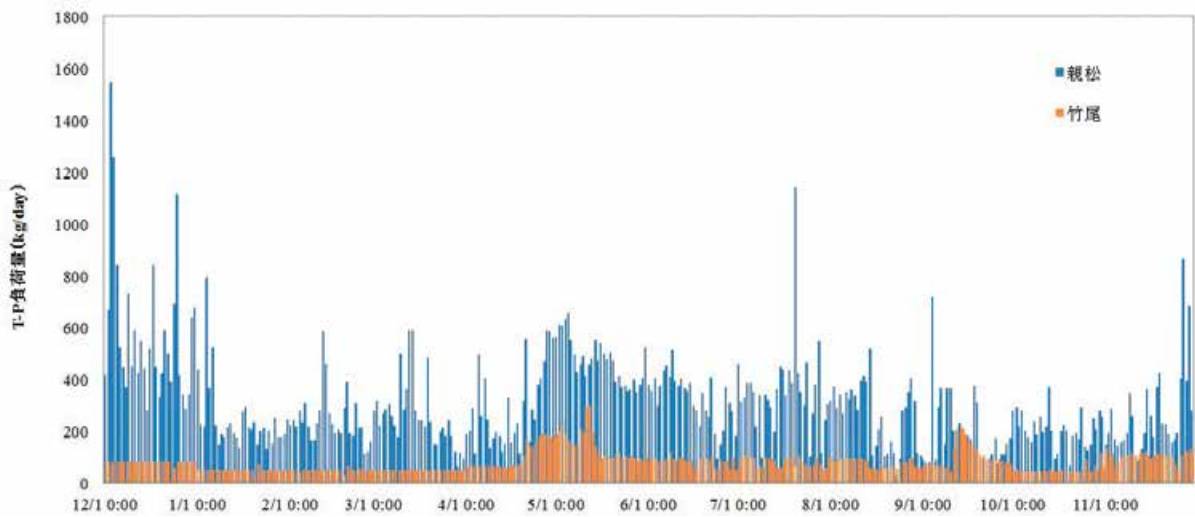


図4.33 流出側河川・排水路のT-P負荷量

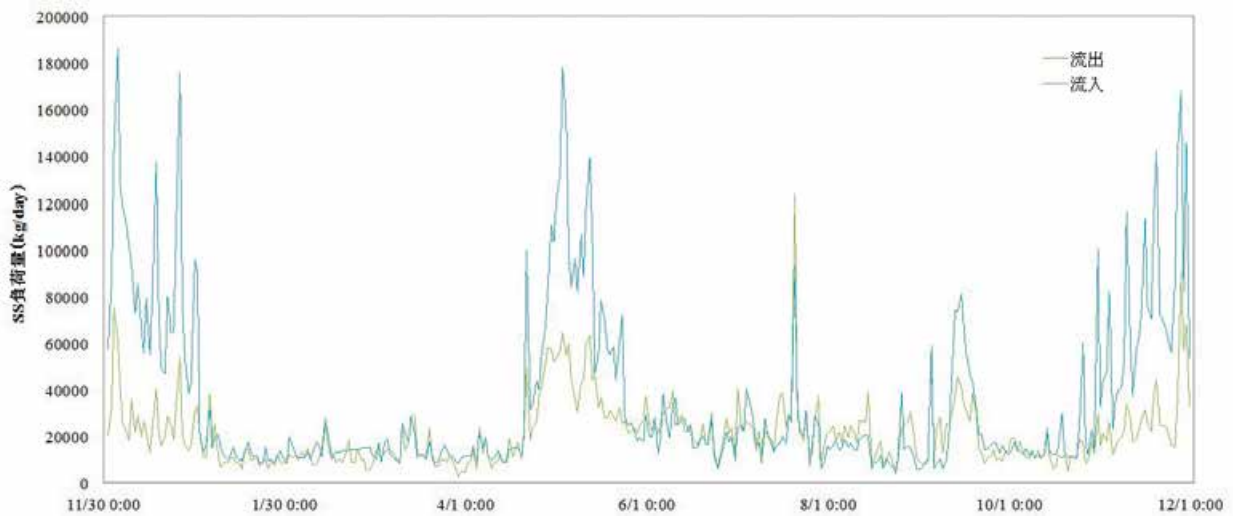


図4.34 鳥屋野潟年間の流出流入SS負荷量の比較

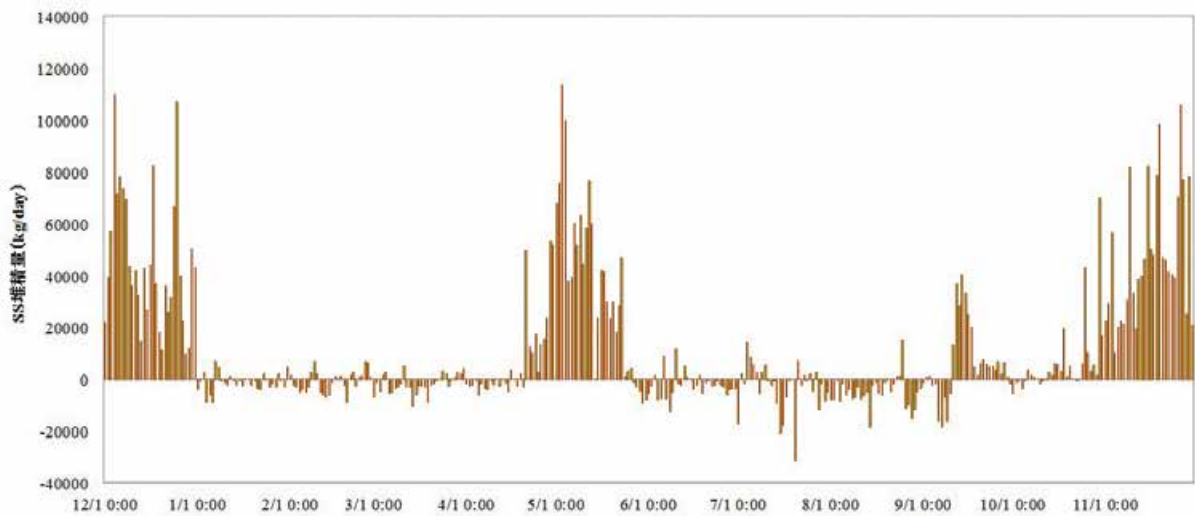


図4.35 鳥屋野潟のSS堆積量

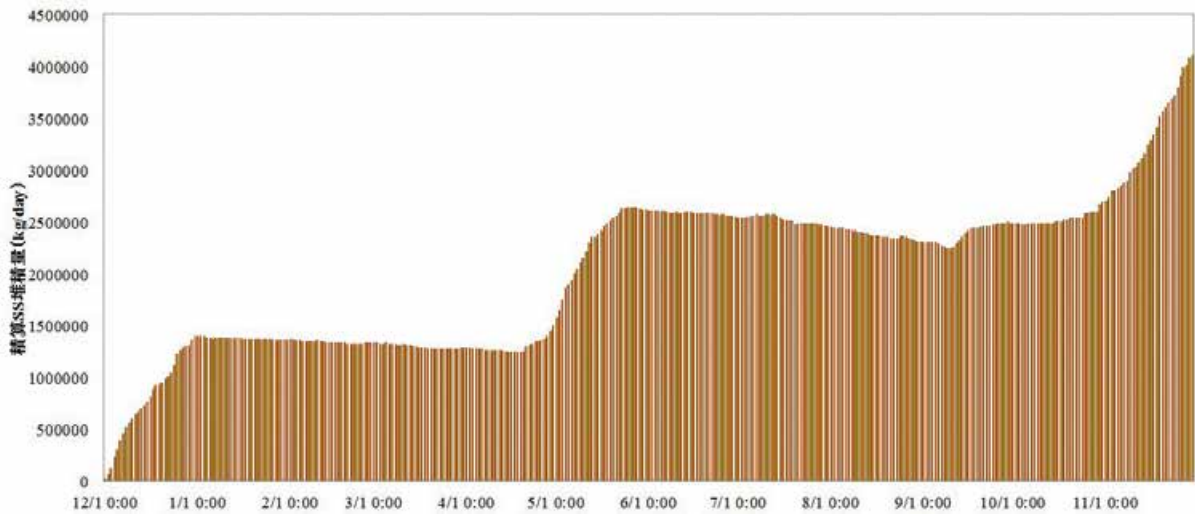


図4.36 鳥屋野潟のSS積算堆積量

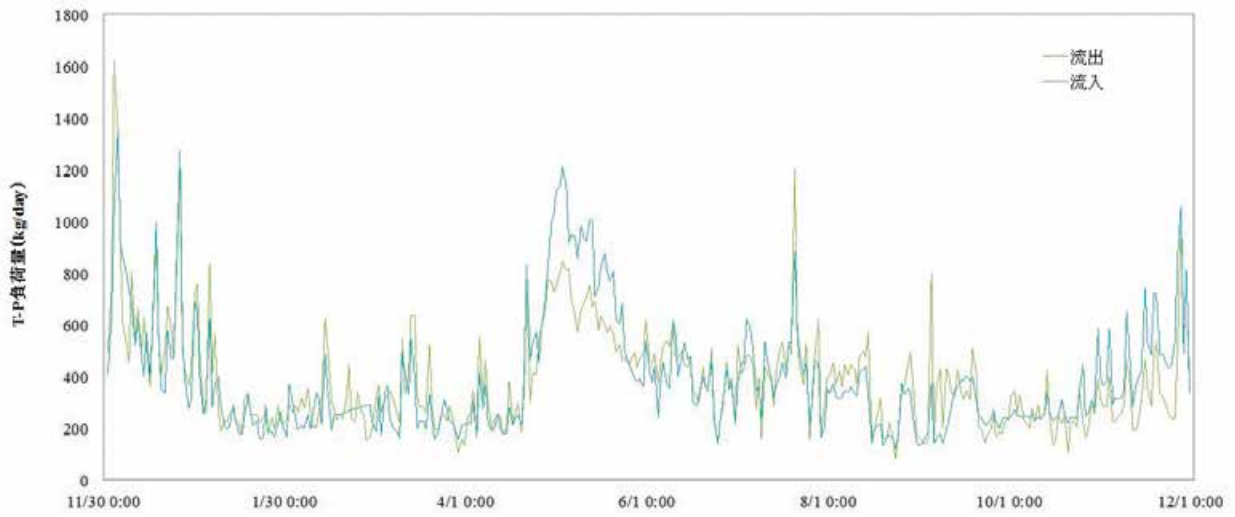


図4.37 鳥屋野潟年間の流出流入T-P負荷量の比較

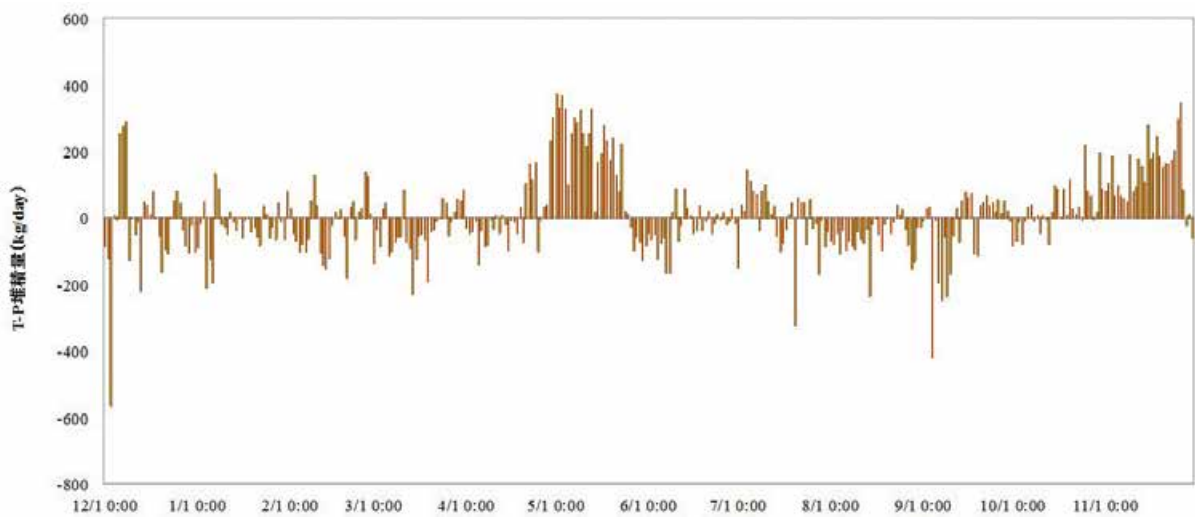


図4.38 鳥屋野潟のT-P堆積量

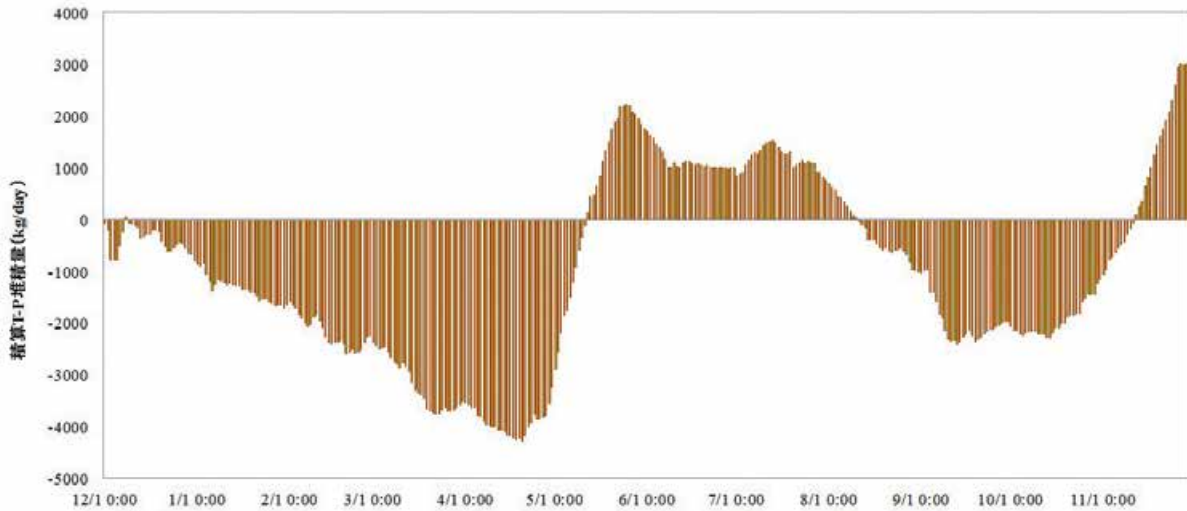


図4.39 鳥屋野潟のT-P積算堆積量

第5章 鳥屋野潟の二次元河床変動モデルによる土砂堆積抑制効果の検証

5.1. モデルの考え方

鳥屋野潟における田んぼダムの土砂堆積抑制効果を評価するため、二次元河床変動モデルを構築した。計算方法の詳細を以下に記す。

5.1.1. 二次元不定流計算の流れの基礎式

二次元不定流計算の基礎式として、以下に示す連続式 (5.1) と運動方程式 (5.2)、(5.3) を用いた。

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial M}{\partial x} + \frac{\partial N}{\partial y} = 0 \quad (5.1)$$

$$\frac{\partial M}{\partial t} + \frac{\partial (uM)}{\partial x} + \frac{\partial (vM)}{\partial y} = -gh \frac{\partial H}{\partial x} - \frac{t_{xb}}{\rho} \quad (5.2)$$

$$t_{xb} = \frac{\rho g n^2 u \sqrt{u^2 + v^2}}{h^{\frac{1}{3}}}$$

$$\frac{\partial N}{\partial t} + \frac{\partial (uN)}{\partial x} + \frac{\partial (vN)}{\partial y} = -gh \frac{\partial H}{\partial y} - \frac{t_{yb}}{\rho} \quad (5.3)$$

$$t_{yb} = \frac{\rho g n^2 v \sqrt{u^2 + v^2}}{h^{\frac{1}{3}}}$$

ここに、 h は水深、 t は時間、 M 、 N は x 方向および y 方向の流量フラックス、 u 、 v は x 方向および y 方向の流速、 g は重力加速度、 ρ は水の密度、 t_{xb} 、 t_{yb} は x 方向および y 方向の底面せん断力、 n はマンニングの粗度係数である。

以上の基礎式を有限差分法で数値的に解いた。時間についてはオイラー法、空間については一次精度風上差分法を用いた。

5.1.2. 河床変動計算の基礎式

河床変動解析に使用する式は、荒井ら (1988) の「現場のための水理学」を参考とした。河床変動解析の計算手順を以下に示す。

(1) 砂粒の沈降速度の算定式

砂粒の沈降速度の算定式として、rubeyの実験式を用いた (式5.4)。

$$\frac{w_f}{\sqrt{sgd}} = \sqrt{\frac{2}{3} + \frac{36v^2}{sgd^3}} - \sqrt{\frac{36v^2}{sgd^3}} \quad (5.4)$$

ここに、 w_f は沈降速度、 s は砂粒の水中比重、 g は重力加速度、 d は粒径、 v は水の動粘性係数である。

(2) 摩擦速度および限界摩擦速度の算定式

砂粒の摩擦速度の算定式として、次式を用いた。

$$u_* = \sqrt{gRi_e} \cong \sqrt{gh_o i_e} \quad (5.5)$$

ここに、 u_{*c} は限界摩擦速度、 g は重力加速度、 R は径深、 i_e はエネルギーの勾配、 h_o は等流水深である。

砂粒の限界摩擦速度の計算には、岩垣の式を用いた (式5.6)。

$$d \geq 0.303 \text{ cm}; u_{*c} = 80.9d$$

$$0.118 \leq d \leq 0.303 \text{ cm}; u_{*c} = 134.6d^{\frac{31}{32}}$$

$$0.0565 \leq d \leq 0.118 \text{ cm}; u_{*c} = 55.0d \quad (5.6)$$

$$0.0065 \leq d \leq 0.0565 \text{ cm}; u_{*c} = 8.41d^{\frac{11}{32}}$$

$$d \leq 0.0065 \text{ cm}; u_{*c} = 226d$$

ここに、 d は粒径、 u_{*c} は限界摩擦速度である。

(3) 無次元掃流力および無次元限界掃流力の算定式

無次元掃流力は式 (5.7)、無次元限界掃流力は式 (5.8) を用いた。

$$t_* = \frac{u_*^2}{sgd} \quad (5.7)$$

$$t_* = \frac{u_*^2 c}{sgd} \quad (5.8)$$

ここに、 t_* は無次元限界掃流力、 u_{*c} は限界摩擦速度、 s は砂粒の水中比重、 g は重力加速度、 d は粒径、 c は浮遊砂濃度である。

(4) 卓越領域の判定および浮上粒子量の算定式

式 (5.4)、(5.5) で求めた沈降速度および摩擦速度から、掃流と浮遊の卓越領域を判定する (5.9)。

$$\begin{aligned} \frac{u_*}{wf} < 1.08 & \quad \text{掃流卓越領域} \\ 1.08 < \frac{u_*}{wf} < 1.67 & \quad \text{掃流・浮遊卓越領域} \\ 1.67 < \frac{u_*}{wf} & \quad \text{浮遊卓越領域} \end{aligned} \quad (5.9)$$

ここに、 u_{*c} は限界摩擦速度、 w_f は沈降速度である。掃流状態であるときは、浮上量式として板倉の式を用いた (5.10)。

$$\begin{aligned} \frac{q_{su}}{\sqrt{sgd}} &= K \left(a_* \cdot \frac{\rho}{\rho_s} \cdot \frac{\Omega}{\sqrt{t_*}} - \frac{w_f}{\sqrt{sgd}} \right) \\ \Omega &= \frac{t_*}{B_*} \cdot \frac{\int_{a'}^{\infty} \xi \frac{1}{\sqrt{\pi}} \exp(-\xi^2) d\xi}{\int_{a'}^{\infty} \frac{1}{\sqrt{\pi}} \exp(-\xi^2) d\xi} + \frac{t_*}{B_* \eta_o} - 1 \\ a' &= \frac{B_*}{t_*} - \frac{1}{\eta_o} \end{aligned} \quad (5.10)$$

$$K=0.008, a_* = 0.14, B_* = 0.143, \eta_o = 0.5$$

ここに、 q_{su} は河床の単位面積から単位時間に巻き上がる粒子群の体積、 s は砂粒の水中比重、 g は重力加速度、 d は粒径、 ρ は水の密度、 ρ_s は砂粒の密度、 t_* は無次元限界掃流力、 w_f は沈降速度である。

(5) 浮遊砂濃度および河床変動の連続式

浮遊砂濃度の連続式は式 (5.11)、河床変動の連続式には式 (5.12) を用いた。

$$\begin{aligned} \frac{q_{su}}{\sqrt{sgd}} &= K \left(a_* \cdot \frac{\rho}{\rho_s} \cdot \frac{\Omega}{\sqrt{t_*}} - \frac{w_f}{\sqrt{sgd}} \right) \\ \Omega &= \frac{t_*}{B_*} \cdot \frac{\int_{a'}^{\infty} \xi \frac{1}{\sqrt{\pi}} \exp(-\xi^2) d\xi}{\int_{a'}^{\infty} \frac{1}{\sqrt{\pi}} \exp(-\xi^2) d\xi} + \frac{t_*}{B_* \eta_o} - 1 \\ a' &= \frac{B_*}{t_*} - \frac{1}{\eta_o} \end{aligned} \quad (5.10)$$

ここに、 c は浮遊砂濃度、 t は時間、 w_f は砂粒の沈降速度、 h は水深、 ε は渦動粘係数、 D は拡散係数、 q_{su} は河床の単位面積から単位時間に巻き上がる粒子群の体積、 k はカルマン定数、 u_{*c} は限界摩擦速度、 z は河床高、 t は時間、 λ は空隙率である。

5.2. 河床変動解析のパラメータの取得

5.2.1. 現地調査結果

(1) 粒径

レーザー回折法による粒径分布の把握を試みたものの、本手法の結果は沈降筒法による河床材料の粒径分布を良好に再現できなかったため、沈降筒法による河床材料の測定結果を粒径区分のパラメータに使用した(4.2.1参照)。流出流入河川および鳥屋野潟の底泥に沈降した粒径の平均割合は、浮遊する土砂の粒径組成に類似すると考え、栗ノ木川、小松堀排水路、親松導水路の沈降筒法の結果に加えて、2015年に新潟県新潟地域振興局が調査した鳥屋野潟底泥の粒径分布から、各粒径の平均割合を算出した(図5.1, 図5.2)。

粒径区分の設定値として、50%粒径 (D50) に近い0.020mmを採用した。

(2) 鳥屋野潟の河床標高

4.2.2で観測した河床標高の観測結果を、新潟県から提供された等深線図に内挿し、鳥屋野潟の河床標高とした(図5.3)。

5.2.2. 作成データおよび設定値

(1) 演算格子

計算格子は、鳥屋野潟の河床標高をもとに、ArcGISを使用して作成した。20m×20mの演算格子とし、7,540格子 (y軸方向に52行、x軸方向に145列) となった (図5.4)。

計算においては、スタッガード格子を使用したため、x軸とこれに直行するy軸をさらに $\Delta x/2$ 、 $\Delta y/2$ で分割し、連続方程式から水深を計算する水深点、運動方程式から流速を計算する流速点は $\Delta x/2$ 、 $\Delta y/2$ ずらして計算した。

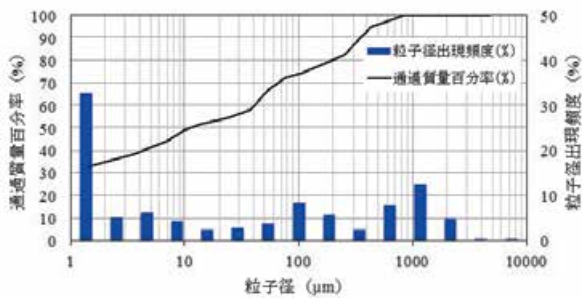


図5.1 栗ノ木川、小松堀排水路、親松導水路および鳥屋野潟の底泥の平均粒径加積曲線

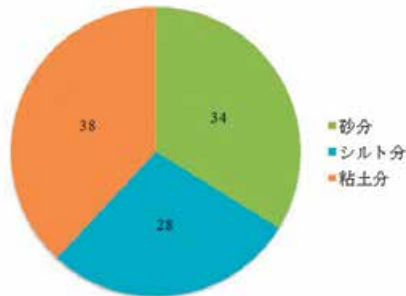


図5.2 各粒径の割合 (%)

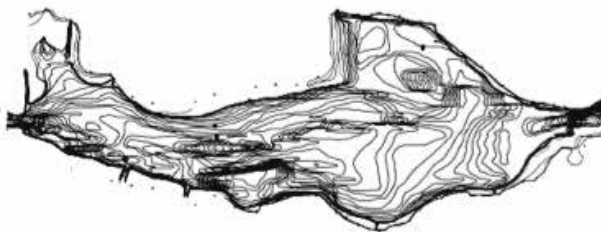


図5.3 鳥屋野潟の等深線図 (新潟県提供)

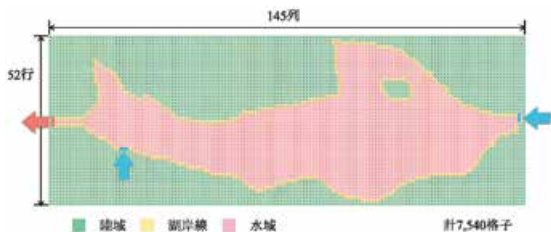


図5.4 計算格子

(2) 潟内外境界の判別

鳥屋野潟内の流れの計算は地形によって異なるため、水域、湖岸線、陸域を判別するための境界データを作成した (図5.4)。

(3) 流れの境界条件の設定

鳥屋野潟の水収支は、栗ノ木川および新堀排水路からの流入、親松排水機場からの流出が約8割を占めるため、この3地点をモデル化の対象とした (図5.4)。鳥屋野潟の流動を再現するため、流入境界点では栗ノ木川および新堀の流量フラックスの実測データを、流出境界点には親松排水機場で観測された鳥屋野潟の水位を、それぞれ10分間隔で与えた。

(4) SS濃度の境界条件の設定

流入側である栗ノ木川および新堀排水路のSS体積濃度を濁度計から推定し、その値を境界条件として与えた。

(5) 田んぼダム実施時のSS濃度の境界条件の設定

灌漑期間中 (4/30~8/31) の水田からの土砂流出負荷量の寄与率は50%であったため、代かき落水、中干し落水、通常時の各期間の田んぼダム実施時の土砂流出量に0.5を乗じ、水田以外の寄与率0.5を足しあわせた。これを濁度計から推定した栗ノ木川および新堀排水路のSS体積濃度に乗じることで、田んぼダム実施時のSS体積濃度とした。非灌漑期は、環境・浄化用水の通水によって水路内に堆積した水田由来の土砂が全て輸送されると仮定し、灌漑期の通常期間と同様の処理をした。ただし、非灌漑期間 (9/1~4/30の242日間) は、灌漑期間 (123日間) の約2倍あるため、灌漑期間の通常時における河川中の土砂削減割合を2で除して算出した (図5.5)。

5.3. 田んぼダムの土砂流出抑制効果

2014年12月1日~2015年11月30日の積算土砂堆積量を計算した結果、段階的な堆積の様子は再現できなかったものの、堆積の総量は概ね表現できた (図5.6)。計算結果は1,202m³となり、亀田郷全域で田んぼダムを実施したと仮定した場合の計算結果は879m³となった。また、流入土砂は鳥屋野潟の上流側に堆積する傾向が見られた (図5.7)。

田んぼダムの実施によって、323m³の削減効果が見込まれた (図5.6)。これは通常時の27%に相当するため、4年に1度、浚渫が不要になるという結果となった。

5.4. 第5章のまとめ

本章では、鳥屋野潟の二次元河床変動モデルの構築および田んぼダム実施時の土砂堆積抑制効果の検証について記述した。モデルの計算値は実測値を過小評価したものの、田んぼダムの実施によって、鳥屋野潟の土砂堆積抑制効果が見込まれた。

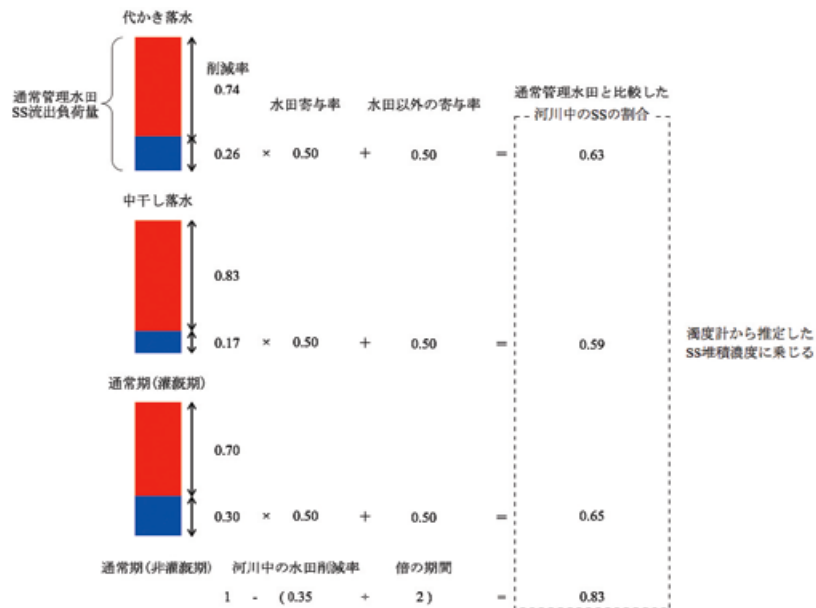


図5.5 田んぼダム非実施時と比較した田んぼダム実施時の河川中のSS割合

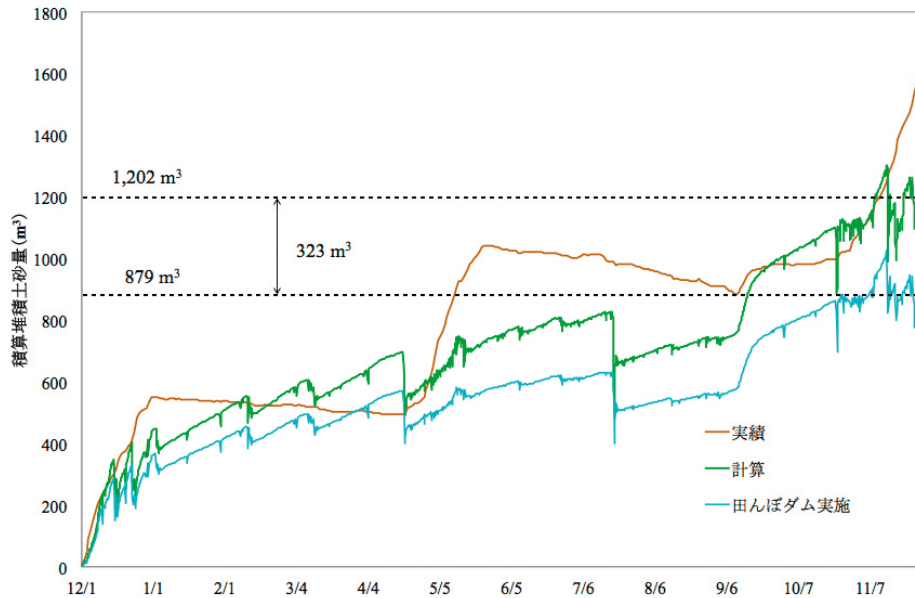


図5.6 数値計算による積算堆積土砂量結果

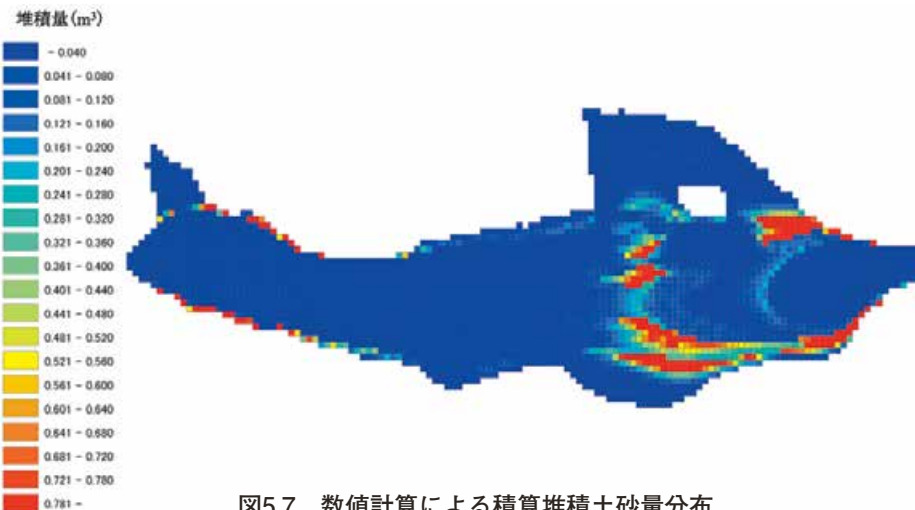


図5.7 数値計算による積算堆積土砂量分布

第6章 総括

本研究では田んぼダムの実施による土砂および総リンの流出負荷量の抑制効果を検証した。また、主要排水路および河川における浮遊物質およびリンの観測によって、水田から排水路・河川経由で鳥屋野潟に輸送される土砂量を把握した。これらの観測結果に基づき、鳥屋野潟の土砂堆積現象を表現する数値モデルを構築し、田んぼダム実施時の土砂堆積抑制効果を検証した。

6.1. これまでに得られた成果

本論文は、研究対象地の概要（第2章）、田んぼダムの土砂および総リン流出抑制機能の検証（第3章）、鳥屋野潟における土砂および総リン堆積量の推定（第4章）、鳥屋野潟の二次元河床変動モデルによる土砂堆積抑制効果の検証（第5章）という流れで進めた。ここでは、各章で得た結果を以下に要約する。

第2章では、研究対象地である亀田郷地区の概要を記した。

本地区では2012年度に田んぼダムの取組を開始した。また、本地区の北西に位置する鳥屋野潟は、生活排水や農業排水の流入による治水機能の低下や水質汚濁が問題となっている。

第3章では、田んぼダムの土砂および総リン流出量抑制機能を検証した。

土砂流出濃度は水尻付近の流速の低下や湛水時間の延長によって低減されることが報告されており（原田ら、2005；山田ら、2006）、上記の条件を創出できる田んぼダムの土砂流出抑制機能を検証した。灌漑期間中、落水量調整板を設置する田んぼダム実施水田と通常管理水田を設定し、落水試験を実施した。

田んぼダムの実施によって、代かき落水ではSS負荷量が平均約74%、T-P負荷量が平均約77%削減され、中干し落水では参考値としてSS負荷量が平均約83%、T-P負荷量が平均約66%削減されることが確認された。

また、代かき後に2～3日放置してから落水量調整板を設置し落水を開始することによって、流出負荷量縮減の効果が見込まれることが明らかとなった。

灌漑期間中における水田からの流出負荷量について、田んぼダム実施水田は通常管理水田の約26%となった。

第4章では、鳥屋野潟の現地観測結果をまとめ、潟内部の土砂堆積量を推定した。

鳥屋野潟の流入河川・排水路である栗ノ木川、新堀（小松堀）排水路で採水、水位計および濁度計の観測を、流出水路である親松導水路で採水および濁度計の観測をした。提供された揚排水機場のデータを含めて土砂堆積量を算出すると、圃場からの流出量が増加する代かき時期、浄化用水・環境用水の通水により流量が増加す

る非灌漑期（特に11月、12月）に増加することが明らかとなった。

第5章では、鳥屋野潟の二次元河床変動モデルを構築し、田んぼダム実施時の土砂堆積削減効果を検証した。

亀田郷全域で田んぼダムを実施した場合、27%の削減効果が見込まれた。

6.2. 今後の課題と展望

田んぼダムを実施することで、水田からのSS、T-P流出負荷量および鳥屋野潟の土砂堆積量の削減効果が見込まれた。しかし、各河川・排水路の土砂輸送の挙動は未知である。このため、今後は排水中の土砂の輸送および堆積過程を表現する河床変動モデルの構築を検討する必要がある。

また、モデルの計算では土粒子の挙動を表現できず、鳥屋野潟の段階的な土砂堆積を再現できなかった。このため、今後は単一粒径ではなく複数粒径を設定し、より複雑な挙動を再現できるよう改良する予定である。

参考文献

- 秋山道雄, 錦沢滋雄, 柏雄珠紀, 足立孝之, 松優男, 長瀬督哉 (2010) : 「市民との協働」を通じた環境用水の創出とその利活用に関する事業モデル構築の研究, 平成21年度河川整備基金助成事業報告書。
- 荒井信行, 清水康行 (1988), 現場のための水理学 - 掃流砂と河床変動-, http://river.ceri.go.jp/contents/uploads/docs/suirigaku_old03.pdf
- 荒井信行, 清水康行 (1988), 現場のための水理学 - 浮遊砂と河床変動-, http://river.ceri.go.jp/contents/uploads/docs/suirigaku_old04.pdf
- 泥土処理研究会 (2011) : 潟の浚渫土を直接圧送, 固化処理して盛土材として再利用した事例, http://www.deidoken.gr.jp/case/pdf/01_11.pdf
- 泥土処理研究会 (2012) : 潟の浚渫泥土を固化処理して盛土材として再利用した事例, http://www.deidoken.gr.jp/case/pdf/06_12.pdf
- 原田久富美, 小林ひとみ, 進藤勇人 (2005) : 代かき直後の強制落水に伴う重粘土水田からの懸濁物質の排出とその抑制, 東北農業研究58, pp.43-44。
- 神山和則 (2009) : 土壌浸食ポテンシャルの広域評価とリンの流出, 土・水研会資料26, pp.41-47。
- 環境省 (2016) : No.9 新潟県新潟市鳥屋野潟, <https://www.env.go.jp/water/junkan/case2/pdf/09.pdf>

- 国土交通省 (2014) : 複数の水質浄化対策案の立案,
http://www.ktr.mlit.go.jp/ktr_content/content/000041821.pdf
- 国土交通省北陸地方整備局 (2012) : 信濃川水系河川整備計画骨子,
<http://www.hrr.mlit.go.jp/shinage/shinano-plan/plan/pdf/kosshi.pdf>
- 宮津進, 吉川夏樹, 阿部聡, 三沢眞一, 安田浩保 (2012) : 田んぼダムによる内水氾濫被害軽減効果の評価モデルの開発と適用, 農業農村工学会論文集, Vol.282, pp.479-488。
- 水垣滋, 阿部孝章, 丸山政浩 (2012) : 濁度計を用いた出水に伴う高濃度濁水中の浮遊土砂濃度推定法, 平成23年度北海道開発技術研究発表会論文集, KK-34。
- 文部科学省 (2016) : 「長期的展望に立つ海洋開発の基本的構想及び推進方策について (答申)」 21世紀初頭における日本の海洋政策,
http://www.mext.go.jp/b_menu/shingi/gijyutu/gijyutu0/toushin/020801b.htm#02
- 村上泰啓, 中津川誠, 高田賢一 (2004) : 流域条件と土砂・水質成分の流出特性について, 水工学論文集, Vol.48, pp.1105-1110。
- 新潟県河川整備課 (2013) : 第1回鳥屋野潟整備実施計画検討委員会,
http://www.pref.niigata.lg.jp/HTML_Article/107/792/04_kaigisiryoy_toyano01,0.pdf
- 農林水産省北陸農政局 (2014) : 鳥屋野潟の整備について,
http://www.pref.niigata.lg.jp/HTML_Article/915/696/toyanoseibi_02.pdf
- 笹田庸子, 石原暁, 岡井隆 (2004) : 水田からの汚濁負荷の流出特性, 香川県環境保健研究センター所報第3号。
- 高野陽平 (2014) : 田んぼダムの土砂流出抑制機能に関する基礎的研究, 新潟大学卒業論文。
- 海野仁, 箱石憲昭 (2011) : 微細粒子土砂の粒度分布に関する比較実験, 環境水理部会研究集会, 研究集会2011。
- 山田佳裕, 井桁明丈, 中島沙知, 三戸勇吾, 小笠原貴子, 和田彩香, 大野智彦, 上田篤史, 兵藤不二夫, 今田美穂, 谷内茂雄, 陀安一郎, 福原昭一, 田中拓弥, 和田英太郎 (2006) : しろかき期の強制落水による懸濁物, 窒素とリンの流出 - 圃場における流出実験 -, 陸水学雑誌, Vol.67 No. 2, pp.105-112。
- 吉川夏樹, 宮津進, 小出英幸, 三沢眞一, 安田浩保 (2010) : 未圃場整備地区における「田んぼダム」の洪水緩和機能の評価, 土木学会河川技術論文集, Vol.16, pp.507-512。
- 吉川夏樹, 宮津進, 安田浩保, 三沢眞一 (2011) : 低平農業地帯を対象とした内水氾濫解析モデルの開発, 水工学論文集, Vol.55, pp.991-996。
- 吉川夏樹, 長尾直樹, 三沢眞一 (2009) : 田んぼダム実施流域における洪水緩和機能の評価, 農業農村工学会論文集, Vol.77, No.3, pp.273-280。