

環境水理部会研究集会2012 in 水俣
(発表原稿集)

開催日:2012 年 5 月 22 日

環境水理部会研究集会 in 水俣 プログラム(暫定版)

5/22(火)

10:00 開場・受付
10:30 開会
10:40 第1セッション:震災関連(5件):座長:横山勝英
1-1:横山勝英(首都大東京):気仙沼湾における震災復興のための調査研究紹介
1-2:田中克(国際高等研究所):大震災からの復興と森里海連環—気仙沼舞根湾における“挑戦”
1-3:田代喬(名古屋大院):河川水中の遊離残留塩素が水生生物に及ぼす影響
1-4:二瓶泰雄(東京理科大):東京湾・手賀沼流域圏における放射性物質動態調査
1-5:井芹寧(西日本技術開発):放射性核種の簡易的除去方法の開発(ダム貯水池底泥の環境修復材としての活用)
11:50 昼食
13:15 特別講演:赤木洋勝(国際水銀ラボ)「世界の水銀汚染と国際技術協力」:司会:矢野真一郎
14:00 第2セッション:海・河口・川の環境(6件):座長:赤松良久
2-1:多田彰秀(長崎大院):水俣湾における水質動態と水銀濃度変化との関連性について
2-2:田井明(九大高等研究院):有明海の潮汐・潮流の長期変化と諫早湾干拓事業の関係
2-3:鶴田泰士(建設技術研究所):塩水遡上制御による汽水湖沼の水質改善対策
2-4:増本健佑(建設技術研究所):長期連続観測に基づく都市域感潮河川におけるスカム・悪臭発生要因の考察
2-5:米倉瑠里子(九大院工):大山川における微地形に着目した数値解析適用事例
2-6:堀田琢哉(東京理科大院):出水時の河川草本類の流出条件について
15:30 休憩
15:40 第3セッション:ダム関連(5件):座長:竹林洋史
3-1:玉井信行(東京大):辰巳ダム計画について
3-2:赤松良久(山口大):置土がダム下流の河川環境に及ぼす影響に関する研究
3-3:山田晃史(八千代エンジニアリング):ダムが河川食物網構造に与える影響
3-4:大槻順朗(東京理科大):球磨川荒瀬ダム撤去評価のためのSS輸送量特性及び堆積物特性調査
3-5:守谷将史(建設技術研究所):ダム貯水池におけるアオコ発生要因に関する考察
16:55 基調講演1:堂蘭俊多(八代河川国道事務所長)・吉田邦伸(川辺川ダム砂防事務所長):球磨川の治水について:司会:二瓶泰雄
17:20 基調講演2:堀内眞二(熊本県企業局荒瀬ダム撤去準備室審議員):荒瀬ダム撤去について:司会:二瓶泰雄
17:45 閉会
19:00 ナイトセッション:懇親会
ナイトセッション:ダムと環境(3件):座長:角哲也
基調報告:角哲也(京大防災研):最近のダムと土砂管理関係の国内外の状況
NS-1:鬼倉徳雄(九大院農):河口域の物理基盤の予測,生物分布の予測はどこまでできるのか?
NS-2:児玉真吏(中央水研):河川水中における溶存態珪素:窒素比の変動要因
NS-3:櫻井寿之(土木研究所):ダムからの土砂供給の現状と課題
20:00 自由討論
21:00 閉会

気仙沼湾における震災復興のための調査研究紹介

横山勝英（首都大学東京）、田中 克（財団法人国際高等研究所）

1. はじめに

2011年3月11日に東北地方太平洋沖地震が発生し、大津波が三陸沿岸を襲った。これによりリアス式海岸では漁港や漁船のみならず、標高10~30mまでの高さにある住宅、工場、森林など一切のものが破壊され、多くの物体が引き波により海に運ばれてがれきとなった。

震災後、多くの津波調査団が結成され、津波の遡上高や構造物や施設が受けた力学的影響が丹念に調べられた。これらの取り組みは今後の海岸・河口防御や居住地域の減災戦略を検討する上で重要であるが、一方で環境の面から震災復興のあり方を議論することも大切である。

河川分野では1997年に河川法が改正され、河川管理の目的として治水・利水に環境の整備・保全が加えられた。1999年には海岸法も改正され、多自然型の河川・海岸整備が進められてきた。さらに、国土交通省は10年ほど前から水系一貫土砂管理、森・川・海の物質循環を重視した国土管理を目指しており、また田中克は同じ頃、森里海連環学を提唱した。このように、環境を考える上では流域圏の空間的な繋がり、物理・化学・生物の学問分野の繋がりが重要であることは広く認識されてきた（そのルーツは「森は海の恋人運動」にある）。

東日本大震災後はあまりの被害の大きさに防災面が強調されがちであり、また混乱の中で個別の施策が計画されて林立しているが、我が国が歩んできた国土整備の歴史を振り返ると、今こそ環境的な要素も十分に考慮しながら調和の取れた復興を目指すことが望ましい。

そのためには、環境水理学が提唱する「流域圏の物質循環」という概念に基づいて震災影響を理解し、流域・現象を俯瞰した視点から復興のための取り組みを提言することが必要である。本報告では気仙沼湾およびその流域で実施されている環境調査を紹介し、その成果と課題を示すことで議論の題材としたい。

2. 海底がれき探索

震災直後、陸上も海面もがれきに覆われて物資輸送の妨げとなっていた。また、海のがれきは時間と共に漂流・沈降するので、物理的には底引き網漁、定置網漁、養殖漁業の支障になっていた。気仙沼では燃油タンクが倒壊して火災を起こし、また各種工場から化学物質が流出したと推測され、これらによる生物への影響も懸念された。

復興の足がかりとして、がれきの分布を把握し、海底からの撤去方策を検討することが重要と考えられたため、横山ら（2012）は簡易ソナーを用いて2011年4月と5月に気仙沼市舞根湾（湾幅200m、湾軸長800m）においてがれき堆積状況を調査した。得られたソナーデータから

座標、形状、材質をマッピングし（図1）、がれきの体積を推定する方法を提案した。また、三次元流動シミュレーションを用いて津波の引き波によるがれき輸送を再現した。その結果、海水に浮く物体（木材、家屋など）は大半が湾外に流出し、沈む物体（樹木、コンクリート等）は大半が湾の中に堆積していることが示された。

既に震災から1年以上が経過しているため、これらの手法はがれき撤去の実務よりも沿岸域の物質輸送を検討するためのツールとして活用されることが望ましい。

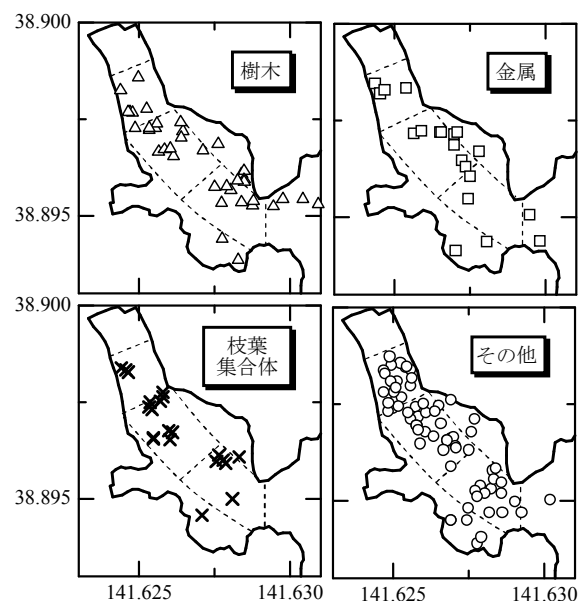


図1 海底がれきの分布図

3. 生物環境モニタリング

前述のように、三陸沿岸域では流出化学物質や強流速による海底攪乱が水質や生物に影響をおよぼしたことが懸念されたため、田中ら（2012）は2011年5月から2ヶ月ごとに生物環境調査を実施している。

山本ら（2012）は、水質については重金属、栄養塩、溶存鉄、COD、有機リン系化合物等の分析を行い、底質はダイオキシン、栄養塩、重金属等の分析を実施した。水質中の重金属（Cr, Cd, Pb, As, Se）は全ての期間で環境基準値を下回り、全窒素は大きな濃度の変動は見られず、全リンは2箇所の表層で多少の濃度変動が見られたものの、概ね変動はないことが示された。また、有機リン系化合物の安全性に関しては問題ないと考えられた。底質についても、ダイオキシン、重金属共に分析値は環境に悪影響をおよぼす値ではないことが確認された。

山田・西谷（2012）は植物・動物プランクトンを調査した。植物プランクトンの発生量は調査を開始した5月が最も多く、各地点で1200-1500 cells/mlの珪藻が発生し

ていたが、6 月からは急減した。有害有毒プランクトンとして、下痢性貝毒原因種や麻痺性貝毒原因種が高密度で記録された。これは過去の知見と比較しても高い値であることから攪乱による何らかの影響を受けた可能性がある。動物プランクトンについては、近隣の大船渡湾および越喜来湾において例年確認される変動と同様の傾向を示しており、津波の影響は少ないと考えられた。

益田・畠山（2012）は魚類相の潜水調査を行った。5 月には魚類の個体数・種数とも極端に少なかった。時間の経過とともに個体数・種数とも増加を続け、特に高水温となった 9 月には、マアジやボラ、クロダイ、ヒメジなど暖温帯で一般的な魚種も散見された。11 月には、暖温帯の魚種は減ったものの、小型のハゼ類が増加し、大型のアイナメも見られるようになった。一方、当海域で本来優占するメバル類はほとんど見られていないことから、捕食者および競合者の少ない環境でハゼ類が一時的に増えているものと推察された。湾奥部では魚類相の回復は遅く、これは津波による攪乱が湾奥で特に深刻であったためと報告している。

以上、気仙沼湾・舞根湾では底質・水質・生物に一時的な影響はあったものの、全体としては予想以上に良好な状態で推移していることが分かった。また、2011 年 6 月から再開された牡蠣養殖、12 月から再開されたホタテ養殖では例年の 1.5～2 倍のスピードで貝が成長していると言われている。今後、モニタリングを継続して環境変化の度合いを見極めると共に、津波が生物環境に及ぼした複雑な影響を研究解明してゆく必要がある。

4. 放射性物質

福島第一原発の事故で発生した放射性物質は東日本に広範囲に拡散した。放射性物質は目に見えず、また高精度な検査方法がそれほど普及しているわけではないので、混乱を招きがちである。放射能の問題は、(1)大気中の拡散、(2)地面・海面への沈積、(3)陸域吸着物質の移動、(4)生物による取り込みが考えられる。(1)と(2)は事故直後の現象であり、現在は(2)から(4)への移行が問題になっている。今後は(3)から(4)の移行が問題になる可能性があり、流域圏の物質動態という視点が重要になってくる。

セシウムは粘土粒子への吸着性が高いと言われているため、森林や都市から河川を通じてダム貯水池や河口沿岸に移動するウォッシュロード現象、あるいは粘土に吸着する懸濁態リンの現象と似たような考え方でその挙動を追跡できる可能性がある。

気仙沼港では底泥表面のセシウムは非常に低いレベルにあり、現時点では養殖漁業への影響は小さいと考えられる。しかし、上流域には森林表土のセシウムが比較的高いレベルで検出されている場所もあり（基準値は下回る）、これらが融雪出水や降雨出水と共に下流に移動した際の堆積場所や堆積物の濃度を事前に検討しておくことが望ましい。

表 1 気仙沼港での底泥分析結果

		2011/5/9		2011/9/20		2012/1/26		
項 目		舞根 stn.3	気仙沼 stn.15	舞根 stn.3	気仙沼 stn.15	舞根 stn.3	気仙沼 stn.15	水産用 水基準
底質 溶出試験	カドミウム (mg/L)	<0.01	△	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	検出され ないこと
	鉛 (mg/L)	<0.01	△	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	0.03*1
	ヒ素 (mg/L)	<0.006	△	<0.001	<0.001	0.002	<0.001	0.1*1
	総水銀 (mg/L)	<0.0005	△	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	0.001*1
底質 含有量試験	n-ヘキサン抽出物 (mg/g乾泥)	1.1	△	0.03	0.08	0.06	0.03	1
底質の 間隙水の 水質検査	全窒素 (mg/L)	△	△	8	7	4	4	—*2
	全りん (mg/L)	△	△	2	3	<1	<1	—*2
	TOC (mg/L)	△	△	12	8	6	11	—*2

*1 水産用水基準: 2005年版

溶出試験の基準値は水質基準の10倍とされており、上記の水産用水基準値は10倍値を記載した。

*2 底質の間隙水としての基準はない。

*2011年5月はいちあ(株)、2011年9月・2012年1月は日立化成工業(株)による

ウォッシュロード現象は流域での分布型流出モデル、都市域での下水道モデル、河道モデル、湖沼・河口域での密度流シミュレーションなどで精度良く推定することが可能なレベルにある。ただし、河川から河口沿岸に放出された粘土粒子がフロックを形成して沈降・堆積する現象については、流動シミュレーションに組み込めるモデルを開発する必要がある。

また、生物への取り込みについては水産分野で鋭意検討されているため、この知見を物理モデルに組み込むことで、将来の影響予測が可能になると期待される。

5. まとめ

東日本大震災は大きな災害であったが、大津波は数十年おきに発生しており、決して未曾有の事象ではなかった。また、復興に必要な理念も今から検討すべきものではなく、震災前から提唱されていた流域圏の物質循環、あるいは森里海連環学や森は海の恋人運動（田中、2012）に基づいて進めればよい。

気仙沼では多様な主体により多方面の調査研究が進められており、今後は住民や行政も巻き込みつつ、研究成果を広く提示して復興を加速させることが必要である。

—参考文献—

- 横山勝英、大野敦生、畠山信、田中克（2012）小湾内における海底がれきの簡易的な探査手法、水産海洋研究、76（1）、pp.31-38。
- 田中克（2012）「森は海の恋人」思想を復興の基本理念に—森里海連環学の今日的意義—、SEEDer、No.6、pp.74-79。
- 田中克、横山勝英、藤波祐一郎、山田雄一郎、畠山信、西谷豪、山本光夫、益田玲爾、吉永郁生、中山耕至、張野宏也、劉旦（2012）気仙沼・舞根湾における生物環境調査-1、調査の背景と目的、平成24年度日本水産学会春季大会要旨集、p.54、東京海洋大学、2012年3月27日。
- 山本光夫、劉旦、張野宏也、横山勝英（2012）気仙沼・舞根湾における生物環境調査-2、水質と底質の現況、平成24年度日本水産学会春季大会要旨集、p.54、東京海洋大学、2012年3月27日。
- 山田雄一郎、西谷豪（2012）気仙沼・舞根湾における生物環境調査-3、プランクトンの現況、平成24年度日本水産学会春季大会要旨集、p.54、東京海洋大学、2012年3月27日。
- 益田玲爾、畠山信（2012）気仙沼・舞根湾における生物環境調査-4、津波被害を受けた魚類相の回復過程の潜水観察、平成24年度日本水産学会春季大会要旨集、p.54、東京海洋大学、2012年3月27日。

東日本大震災からの復興と森里海連環—気仙沼舞根湾における“挑戦”

田中 克（(財) 国際高等研究所）・横山勝英（首都大学東京）

東北太平洋沿岸域を巨大な地震と津波が直撃して未曾有の被害をもたらした3・11以来、1年数カ月が経過しようとしている。震災の影響は外観的にはかなり解消されたかのように見える半面、人々の精神的ダメージはむしろ深まる側面も強い。さらに、見えない“脅威”としての放射性物質の拡散によって震災の影響は一層深刻なものとなっている。とりわけ、森林域に拡散蓄積した放射性物質が、徐々に河川水や地下水を通じて海域に広がり、海洋生物に蓄積する可能性が大いに懸念される。

東日本大震災の教訓

一年前に目の当たりにした巨大な地震と津波の圧倒的パワーから私たちが学ぶべきことは多い。これまで近代的先端技術を過信し、大量生産・大量消費のもとに、あまりにも明日の暮らしの利便性を求め過ぎた私たちの暮らしのあり方を本質的に見直す必要に迫られた。それは、今一度自然への畏敬の念を取り戻すことに違いない。そのような畏敬の念を当然のこととして暮らしてきた先人は、巨大な地震や津波に対する先祖代々の経験知を大切に、自然の織りなす多様性と折り合いをつけながら暮らしと生業を営んできた。先人の知恵を学び直すことが、「想定外」を克服する道のひとつであろう。

森は海の恋人運動発祥の地、気仙沼舞根湾

我が国は、国土の67%を森に被われた森林大国であり、また世界有数の海岸線長と200海里経済水域面積を有する海洋大国でもある。世界的にも類い稀な日本の自然的特性から生み出された、豊かな森が豊かな海を育むとの自然の摂理を「森は海の恋人」に表現した社会運動は今では全国的に広がり、東日本大震災からの復興を進める上での基本理念として、注目度は一層高まりつつある。こうした国民的な社会運動にも触発されて、それまでの個別細分化した学問を統合化する新たな学問「森里海連環学」が2003年に誕生した（京都大学フィールド科学教育研究センター、2007）。この社会運動としての森は海の恋人運動と新たな統合学問としての森里海連環学が連携して、森は海の恋人発祥の地、気仙沼舞根湾において、大震災からの復興を日本の未来創造へと転化させる“挑戦”が始まっている。

ボランティア研究チームによる生物環境調査

三陸沿岸域に存在するほとんど全ての海洋や水産関係の試験研究機関が、津波の直撃により壊滅的な被害を受け、この巨大地震や津波が沿岸生態系に及ぼした影響を捉える調査に機敏に踏み出せない現状が懸念された。そこで、なるべく早く気仙沼舞根湾をモデルにその影響と回復の過程を把握する調査を進めるために、全国の研究者に呼びかけ、2011年5月より環境（水温・塩分・濁度・溶存酸素・クロロフィル・重金属・人工合成化学物質な

ど)並びに生物(微生物・植物プランクトン・動物プランクトン・底生無脊椎動物・仔稚魚・魚類など)に関する調査を開始した。当初は全くの“手弁当的”調査としてスタートしたが、その後三井物産環境基金による復興支援ボランティア活動助成並びに研究助成に申請し、最低限度の旅費を確保して調査が続けられている。

舞根湾奥低地の湿地化と干潟化

巨大な地震を生み出したプレートの大規模な移動は三陸沿岸域の地盤を大きく沈下させた。気仙沼舞根湾では70cmを超える地盤沈下が生じ、湾奥部には海水が浸入して、塩性湿地や干潟化が進み始めている。この湾奥部は、かつては干潟や湿地帯であり、アサリやアカガイが沢山獲れた場所であったが、埋め立てにより宅地や農地として利用されていた場所である。この地盤沈下により、干潟に戻りつつある場所には多くのアサリ稚貝が着底し始めている。しかし、政府や県は巨大な防潮堤を三陸沿岸に張り巡らせる計画を進めており、アサリを復活させ「海と共に生きる」、「海に見える”高台に移住する」との地域住民の願いに逆行する事態が進行している。

舞根地区再生の“拠り所”としての「森里海研究所」

東日本大震災からの復興が期待どおりには進まない中で、その突破口になり得るモデル的な取り組みが気仙沼舞根湾において、全国的並びに国際的関心と支援のもとに進められている。中でも、気仙沼舞根湾における生物環境調査を基盤にした、自然再生(干潟再生)の研究とそれに連動した環境教育推進の拠点として、「舞根森里海研究所(仮称)」の設置が具体化しつつある。ここには、多様な異分野の研究者や学生などが集い、また多様な国の若者が集い、これからの世界が目指すべき持続循環的な「海と共に生きる」道を探り、深める拠点になることが展望されている。

西日本が東日本を支える

すでに大震災の発生から1年数カ月が経過し、人々の気持ちの中から共に支える意識が次第に薄まりつつあるのではないかと懸念される。とりわけ、地理的に遠く離れた九州では、その傾向が強いのではないだろうか。私たちが今後の舞根地区再生の柱に据えている干潟の再生は、我が国沿岸環境と沿岸漁業再生の“試金石”と位置づけられる有明海の再生と共通の課題と言える。三陸沿岸の復興(再生)を有明海の再生と連携させることは、我が国沿岸域を蘇らせ、より豊かに海と共に生きる道を切り開くことにつながる。このことが今後も求められる「西日本が東日本を支える」具体的形のひとつと考えられる。

森里海連環学は異分野融合を目指す新たな学問である。舞根湾での生物環境調査は、環境水理と生きものとの動的関係を把握する取り組みでもある。このような現場での具体的な課題の解決への取り組みにこそ、異分野融合が実現する可能性が期待される。

河川水中の残留塩素が水生生物に及ぼす影響

田代 喬, 陳 淑珮, 林 正能 (名古屋大学大学院 環境学研究科)

はじめに

残留塩素は, 上下水の水処理過程で添加する消毒塩素剤に起因し, 水中に残留している有効成分(ClO_2^- , NaClO などの遊離残留塩素とアンモニアと反応して生成される結合残留塩素)である. 既往の研究では, 下水処理場排水が流入する都市部の河川における残留塩素が水生生物に与える影響について, 数多く報告されている (例えば, 相澤ら, 1999).

河川水中の残留塩素が淡水魚に与える毒性については少数の実験的知見があり, 上中流域の河川に象徴的なアユ *Plecoglossus altivelis* の耐性は特に低いとされている (例えば, 青井, 1998). 内水面漁業に従事する人々の中にも, 残留塩素がアユに及ぼす影響を危惧している意見も聞かれるが, これまでのところ, 中山間地域の河川で残留塩素の環境影響を報告している事例は少ない. そこで本研究では, 合併処理浄化槽が広く普及した河川流域において残留塩素濃度を始めとする水質環境を把握し, 水生生物に及ぼす影響について考察することを目的とした.

本研究は, 名古屋大学グローバル COE プログラム「地球学から基礎・臨床環境学への展開」の一環として実施された調査結果の一部をとりまとめたものである.

材料と方法

三重県松阪市および多気町を流れる櫛田川流域は, その大部分が山間地からなり, 下水排出基準を満たすために浄化槽が広く普及している (H22 浄化槽人口普及率: 松阪市 29.6%, 多気町 25.0%) ことから調査対象とした. 図 1 には, 櫛田川流域の概況として, 1km メッシュにおける合併浄化槽処理人口分布 (2000 年当時) とともに, 計 16 カ所の調査地点 (本川に 7 地点, 6 つの支川流域に 9 地点) を示す. 調査は 2011 年 10 月 7~8 日に行ったが, 調査日直近の 3 カ月間における田引観測所 (国土交通省, M5 地点) の流況変化 (国土交通省水文水質データベースから作成した位況図) を図 2 に示す.

各調査地点においては, 多項目水質計 (TOA-DKK 社製, WQC24) を用いて, pH, DO (溶存酸素), EC (電気伝導度), 濁度, 水温を測定した. その後, 河川水を採取して孔径 $0.45 \mu\text{m}$ のメンブレンフィルター (ADVANTEC 社製, DISMIC-25AS) でろ過して実験室に持ち帰り, イオンクロマトグラフィ (TOA-DKK 社製, IA-200) による主要陰イオン (PO_4^{2-} , F^- , Cl^- , NO_2^- , Br^- , NO_3^- , SO_4^{2-}) の分析, デジタル残留塩素計 (Hanna 社製, Free Chlorine Checker, HI701) による残留塩素濃度の測定を実施した. また, 渡河可能な地点では, 河川の横断方向 0.5~1.5 m 毎に水深を測定しながら, 測深点の 60%水深における流速を計測することにより (ケネック社製, VE10), 流量観測を実施した.

結果と考察

表 1 には, 多項目水質計, イオンクロマトグラフィ, 残留塩素計による水質測定結果を示す. pH は上流から下流まで大きな変化はなかった. 濁度は平常時に比して総じて高く, 蓮ダム下流の T4a 地点において特に顕著であった. 水中の溶存イオン量 (EC, Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-}) は, 本川において M3 地点を除いて上流から下流に増加する傾向が見られた. このうち, NO_3^- は M5 地点から M4 地点にかけて大きく増加していたが, この間の集水域に茶畑が多いことに起因するものと考えられた. 支川の中では多気町を流れる佐奈川 (T1a, T1b 地点) で, EC, 主要イオン (F^- , Cl^- , NO_3^-) が最も高い値を示した.

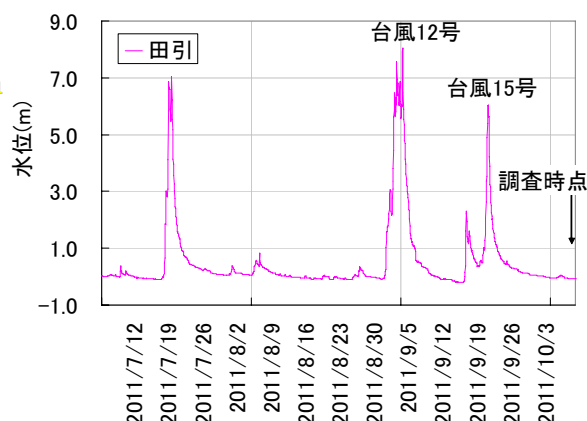


図2 調査時点直近3か月間の位況図

表1 調査地点における水質等の測定結果

地点		多項目水質計(WQC24)				イオンクロマトグラフィ(IA-200)							観測流量	残留塩素
		pH	EC	濁度	水温	PO ₄ ²⁻	F ⁻	Cl ⁻	NO ₂ ⁻	Br ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Q	ClO ⁻ など
			mS m ⁻¹	NTU	℃	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	m ³ s ⁻¹	mg L ⁻¹
櫛田橋	M1	7.56	8.9	46.3	20.8	DL	0.054	4.24	0.026	0.012	3.88	7.62	-	0.03
両郡橋	M2	7.73	8.1	62.2	20.5	DL	0.048	3.84	0.011	DL	3.57	7.05	-	<0.01
大石	M3	7.69	6.0	65.1	19.9	DL	0.037	3.44	DL	DL	3.29	7.11	-	<0.01
茶倉	M4	7.69	7.1	25.4	18.9	DL	0.080	3.20	DL	DL	3.35	7.49	-	0.03
田引	M5	7.84	7.0	41.4	19.8	DL	0.002	3.04	DL	DL	1.62	6.39	4.060	<0.01
乙栗子	M6	7.68	6.7	12.9	16.2	DL	0.002	2.97	DL	DL	1.89	6.95	1.563	<0.01
波瀬	M7	7.60	6.5	40.7	13.6	DL	0.048	2.54	DL	DL	1.50	6.61	0.979	0.22
佐奈川下流	T1a	8.01	10.8	97.0	21.5	DL	0.188	6.28	DL	DL	3.46	9.51	-	0.22
佐奈川上流	T1b	8.11	11.3	38.9	22.3	DL	0.102	5.70	0.020	DL	4.34	10.40	-	0.03
仁柿川	T2	7.90	8.5	83.5	18.1	DL	0.058	4.17	DL	DL	2.13	4.41	0.927	<0.01
相津川	T3	7.29	3.8	6.4	17.6	DL	0.046	3.46	DL	DL	1.49	4.63	0.045	<0.01
蓮川下流	T4a	7.12	6.4	158.6	18.9	DL	0.016	2.53	DL	DL	1.09	4.79	3.000	<0.01
蓮川上流	T4b	7.66	9.7	13.2	18.2	DL	0.066	2.01	DL	DL	1.17	11.00	1.294	0.02
青田川	T4c	7.60	7.0	7.5	16.5	DL	0.044	2.19	DL	DL	1.60	5.61	0.493	0.05
月出川下流	T5a	7.76	6.4	17.7	14.6	DL	0.005	3.04	DL	DL	2.83	3.83	0.554	0.08
月出川上流	T5b	7.54	6.1	59.2	14.8	DL	0.080	2.99	DL	DL	2.58	4.33	-	0.08

本測定により、流域内の複数の地点で高濃度の残留塩素が検出されたことから、アユの生息に少なからず影響を与えている可能性が示唆された。ただし、一時期の結果であるため、今後は、処理排水の状況、アユを始めとする水生生物の生息状況と関連付けながら、継続的に監視する必要があると思われる。

相澤ら(1999):下水処理水が河川底生生物及び水環境に与える影響,日本水処理生物学会誌, 35(4):247-259.
青井(1998):淡水魚に対する残留塩素の連続通水による毒性試験,衛生工学シンポジウム論文集, 6: 71-76.

東京湾・手賀沼流域圏における放射性物質動態調査

二瓶泰雄（東京理科大学）

東日本大震災の福島第一原発事故により、大量の放射性物質が大気中に放出され、その多くは地上に降下・沈着している。行政や研究機関、市民団体による精力的な地上モニタリング結果によると、放射性物質は福島第一原発周辺 20km 圏内のみならず、関東地方を含む広範囲に拡散している。半減期が長い放射性セシウム等は土壌に吸着し易い性質を有するため、今後、地上に蓄積した放射性物質は、土砂に吸着した形で雨水とともに河川に流出し、最終的には海域へ堆積するものと思われる。その場合、河川や海域における水底質環境や魚類等の生態系への深刻な放射性汚染が懸念され、特に、陸域影響を強く受け、滞留し易い東京湾のような内湾ではこれらの汚染が問題化する可能性が高い。

しかしながら、陸域から河川・沿岸海域への放射性物質の流出過程や河川・沿岸域の底質中の放射性物質蓄積量に関する実態はほとんど解明されていない。この要因は、上記の地上モニタリングに比べて、河川や海域におけるモニタリング事例が極めて少ないことに加えて、放射性物質が吸着する土砂動態そのものが未解明なためである。これより河川や沿岸海域の放射性物質動態を解明し、将来状況を予測・評価することは喫緊の課題である。

一方、著者は、東京湾流域を対象とした土砂動態モニタリングネットワークを独自に構築し、流入する主要 10 河川のうち 8 河川において、光学式濁度計等を用いた長期連続計測を早い地点で 2006 年より実施し、東京湾への土砂供給特性を明らかにした。この土砂動態モニタリングネットワークの活用により、土砂に吸着する放射性物質動態の解明に大きく前進することが期待できる。また、数多くの観測データを基づいて、土砂輸送量評価に用いる $L-Q$ 式に関する知見を蓄積しており、SS の実測値が無くても SS 輸送量やそれに伴う放射性物質輸送量の評価は可能となるものと期待できる。

本研究では、放射能汚染が懸念される東京湾やホットスポットとして知られている千葉県・手賀沼を対象として、各流域圏における放射性物質動態の現状や将来状況を評価することを目的とする。現状では、調査を始めたばかりであり、河川や湖沼内、及び流域内における採泥と放射性物質濃度の計測に着手した段階である。研究集会では、当方が取り組む調査内容や今後の計画を提示し、結果の一部を紹介する予定である。

放射性核種の簡易的除去方法の開発

(ダム貯水池底泥の環境修復資材としての活用)

西日本技術開発 井芹 寧

1. はじめに

東日本大地震災害に伴う原発に起因した放射性核種は、当初、その多くがガス状、イオン状として、周辺の大気圏、水圏、地圏に広範囲に放出された。 ^{134}Cs 及び ^{137}Cs 等の放射性Csは土壌粒子に吸着しやすい性質を持つため、長期的には土壌粒子に吸着した形で地圏にトラップされる。その後、一部が、化学的条件変化や微生物、植物根等の生物作用により土壌間隙水に回帰し、生物に取り込まれたり、土壌に吸着された形で大気粉塵や水中濁質やウォッシュロードとして移動し堆積する。

我が国の海域沿岸域の放射性Csの鉛直分布(震災前)の一例を図1に示す。過去の核実験、チェルノブイリ原発事故の痕跡が明確に地層に示されている。放射性Csの分布は、流域からの土砂供給、その堆積・かく乱等の条件、生物活動によるバイオターベーション等により変化するが、その多くが吸着能の高い粘土分画にトラップされ、粘土とともに移動、集積するものと考えられる。水圏を通じて移行する放射性核種は流域圏の土砂移動、特に、微細粒子の動態と密接に関連している。このことは、流域の終末ポイントの一つである下水処理場の汚泥に放射性Csが濃縮されていることにも反映されている。

本研究は、放射性Csの土壌吸着性に着目し、貯水池底泥を活用したCs汚染水の浄化技術の適用性を検討し、放射性Cs吸着粘土粒子の回収による環境修復技術の提案を行うものである。

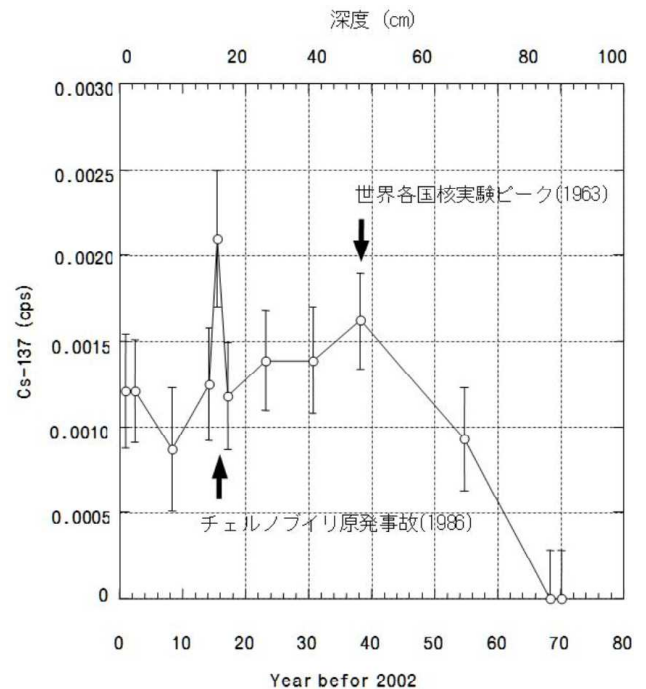


図1 沿岸域地層の放射性Csの鉛直分布

2. ダム貯水池堆積泥の活用

セシウムイオン (Cs^+) の土壌吸着性は土壌に含まれる粘土鉱物の物理構造・電気的特性に密接に関連している。特に、バミキュライト粘土はマイナス荷電による Mg^{2+} と Cs^+ の陽イオン交換性や、イオン半径に適合した層間構造から、 Cs^+ の選択的除去能力が高く、 Cs^+ 吸着材として期待されている。

ダム貯水池は流下時間方向に対し流入土砂に対する自然の分級装置として働き、最深部のダムサイト水域には、均一粒径の粘土粒子が堆積している。一方、ダム堆砂・濁水問題の解決策として、沈積泥の除去、再利用が求められている。今回は、福岡県北部の貯水池の底泥を浄化材として選定し、 Cs^+ 浄化試験を行った。

3. Cs吸着量の計測

塩化セシウム及びイオン交換水を使用し Cs^+ として100mg/L含有の吸着量試験水を調整した。試験水100mLに底泥(30℃乾燥泥)を約1g加え、振とう機を用いて1時間振とうした。振とう後の試料を3,000rpmで20分遠心分離を行い、上澄みを採取し、さらに、0.45 μm 孔径のメンブランフィルターで吸引ろ過したろ液を分析試料とした。Csの分析はICP-MSを用いて行った。別途、底泥の含水率を求め、底泥未投入試料との水中のセシウム濃度の差から、資材乾重量としてのセシウム吸着量を算出した。比較吸着資材としてCs吸着能が高いバ

ミキュライト粘土を用いて同様な試験を実施した。表1に実験結果を示す。

貯水池底泥のCs吸着量は11mg/gで、バミキュライト粘土の9.4mg/gを上回る結果が得られた。

表 1 Cs吸着量試験結果	
吸着資材	吸着Cs量 (mg/g)
貯水池底泥	11
バミキュライト	9.4

4. 荷電処理による粘土粒子回収試験

本研究では浮游性のCs吸着粘土粒子の回収を目的に、チタン電極荷電により濁質の沈降促進作用をもつ荷電処理装置を考案し、粘土粒子の分離に利用した。本システムは沈殿回収物の容量を最小限とするために、凝集剤を使用せず、水への荷電により生ずるpH、イオンバランスの変化、浮遊粘土粒子電荷への直接的な作用等により、粘土粒子を沈降分離する機能を有する。

実験は、貯水池底泥を水道水（井戸水）に分散させ、半日程度静置した後の上層水である浮遊粘土粒子含有水に対し、電極間隔4cm、電圧120V、電流0.5A、荷電時間30分の条件で荷電処理を行い、処理後の濁度等の変化を計測した。実験状況を写真1に、実験結果(12時間後)を表2に示す。

濁度は処理前は無処理（control）槽、－荷電槽、＋荷電槽とも250～300度程度の濁度であったが、処理後12時間後には、controlが128度であるのに対し、－荷電槽が36.6度、＋荷電槽が28.1度に低下し、荷電槽において粘土粒子の沈降分離が観察された。

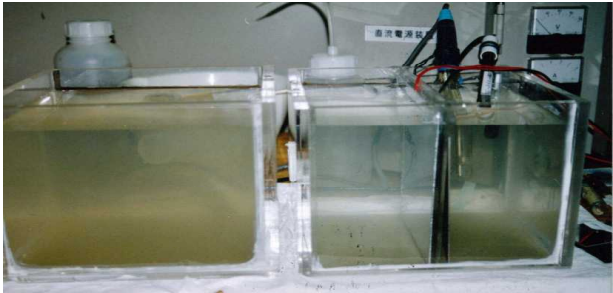


写真1 荷電処理状況

表2 荷電処理結果 (処理12時間後)

水槽	control	－	＋
pH	7.18	9.84	5.26
ORP (mV)	380	340	500
EC (μ S/cm)	179	212	212
濁度	128	36.6	28.1
temp.(°C)	17.6	17.2	17.2

5. おわりに

今回の基礎試験により、比較的に入手が容易なダム貯水池底泥を用いて、水中のCs⁺の除去回収が可能であることが確認された。また、放射性Cs汚染土壌から粘土粒子を分離し、荷電処理により沈降処理することで、凝集剤を使用する従来方式と比較して、非常に回収汚泥容量が少ないシステムの可能性が示唆された(図2)。

微細でありCs⁺に対して選択的な吸着能がある天然の粘土鉱物を活用することにより、二次的環境影響問題や、徐洗後回収される放射性物質含有汚泥の貯留問題にも対応可能な、放射性物質徐洗システムの構築が期待できる。

水中でのCsの挙動は、同時に存在するイオン類の濃度、水温、pH、酸化還元電位条件、浮遊土壌粒子の物理的・化学的特性、微生物作用等多くの要因の影響を受ける。本法を汎用性のある技術として発展させるには、これらの条件を踏まえた浄化効果の確認を行うことが必要である。また、ダム貯水池底泥中のCs吸着粘土鉱物の種類を明かにする必要がある。

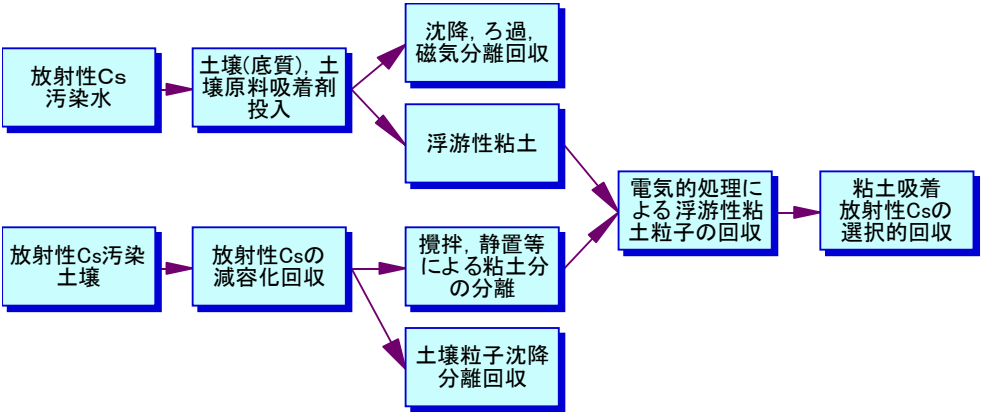


図2 粘土鉱物Cs吸着能に着目した放射性Cs徐洗フロー

水俣湾における水質動態と水銀濃度変化との関連性について

長崎大学 大学院工学研究科 多田彰秀、九州大学大学院工学研究院 矢野真一郎、田井 明

1. はじめに

水俣湾では、有機水銀によって汚染された海洋環境を修復するため、高濃度の残留水銀(25ppm 以上)を含む底質が浚渫・除去され、1997 年には安全宣言が出された。しかし、未だに未浚渫区域(袋浦)をはじめ浚渫区域でも 10ppm 以下の残留水銀が存在しており、それら(約 3ppm 以下の微量水銀)が水俣湾から八代海東岸沿いに広がっていることが報告されている¹⁾。また、世界各地でも有機水銀による淡水や海水および底質等の汚染は、大きな社会問題となっている。例えば、スロベニアでは、世界で二番目に大きな水銀鉱山を閉山したにもかかわらず、スロベニアからイタリアを經由して北アドリア海トリエステ湾へ流れ込むソサ川河口域では、場所によって 25ppm 以上の高濃度の水銀が今でも計測されている。本報では、微量残留水銀の輸送機構解明を最終目標とし、水俣湾に残留している水銀の動態に影響を及ぼす水質指標について紹介する。

2. 観測概要

2001 年より八代海・水俣湾における流動特性および水質動態を明らかにするために、水俣湾を主に現地観測を実施してきた。特に、季節変化に伴う水俣湾内における水質および水銀濃度の動態を把握するため、水俣湾内の観測地点 St.1~St.3(図 1 参照)において、2006 年 2 月~2011 年 12 月の大潮期の下げ潮最強時に多項目水質計(アレック電子(株)製 Model-AAQ1183)を用いて水質観測および採水調査を行っている。採水は、ホース先端に水深計(Eijkelkamp 社製, Diver30m 用, 精度: FS0.1%)



図 1 水俣湾概略図



写真 1 観測槽

を取り付け、採水位置を正確に確認しながらポンプ式採水器を用いて実施した。また、夏季における水質動態および水銀濃度変化の特性をより正確に把握するため、2008 年度には水俣湾裸瀬南側に観測槽(写真 1 参照)を設置し、夏季の水温が最も高くなる 2008 年 7 月 25 日~9 月 21 日、2009 年 7 月 23 日~10 月 25 日、2010 年 7 月 25 日~10 月 3 日にかけて約一週間毎に夏季集中観測を実施した。

3. 観測結果

3.1 定期水質観測&採水調査

図 2 は、毎月一回の定期観測および採水調査から得られた総水銀、メチル水銀および水温の経時変化を示したものである。これらは、観測地点 St.1~St.3 の水深 6m における平均値を算出し、観測日ごとにまとめたものである。縦軸は、総水銀、メチル水銀の濃度(ng/l)および水温(°C)を示している。図 2 より 2006 年 8 月 22 日、2007 年 9 月 10 日、2008 年 9 月 28 日、2009 年 7 月 23 日の夏季期間にメチル水銀の値がピークとなっていることが分かる。このことから、水温が高い夏季にメチル水銀が高い値となる可能性があるものと考えられる。一方、水温が上昇し始める 2010 年 6 月 27 日には、メチル水銀の値がピークに達していた。これは、観測前々日から降雨が確認され、観測当日には強風に伴う鉛直混合が顕著になったためと推測される。

さらに、例年では夏季を過ぎ成層期から循環期に入るとメチル水銀濃度が安定していく傾向がみられるが、

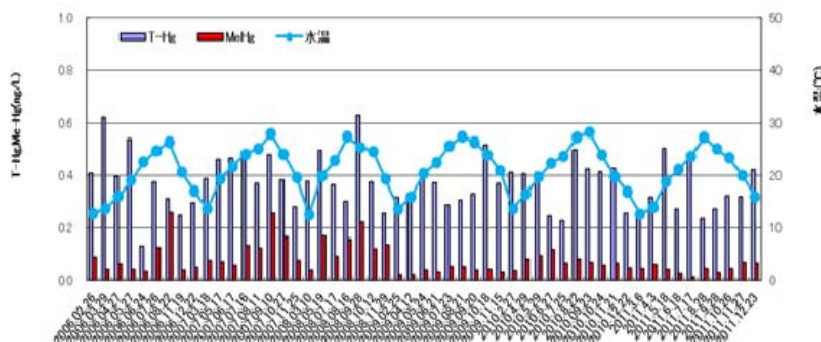


図 2 総水銀, メチル水銀, 水温の経時変化

2011 年度には冬季の現地観測においてメチル水銀濃度の増大が確認されている。また、2009 年度および 2011 年度は、年間を通してメチル水銀の濃度が低く抑えられていることも確認される。

図 3 は、過去の定期観測におけるメチル水銀濃度の鉛直分布を示したものである。図 3(a), (c), (e)には夏季(2008 年 9 月 28 日, 2009 年 8 月 21 日, 2010 年 6 月 27 日)の、図 3(b), (d), (f)には冬季(2008 年 3 月 10 日, 2009 年 2 月 25 日, 2010 年 2 月 27 日)の鉛直分布を示している。冬季の濃度に比べて夏季の濃度が顕著に高くなっていることがわかる。また、夏季にはメチル水銀濃度の値が水深方向に大きく変動しているのに対して、冬季のそれは水深方向にほぼ一様となっていることが分かる。さらに、夏季の中層部(5m~8m)でメチル水銀の濃度が高くなる観測地点が確認され、水銀の季節変化と密度成層形成との間に何らかの関係があるものと考えられる。

3.2 観測槽での夏季集中観測

図 4 は、2008 年、2009 年、2010 年における夏季集中観測で得られたデータより、塩分および水温とメチル水銀濃度の鉛直分布をプロットしたものである。図の縦軸に水深(m)、横軸にメチル水銀(ng/l)、水温(°C)および塩分(psu)の値を採用している。観測日は、それぞれ 2008 年 7 月 25 日、2009 年 7 月 23 日、2010 年 7 月 25 日である。より、夏季期間中でも水温が最高となる 7 月下旬~8 月上旬にかけて、顕著な水温成層が出現するとともに、メチル水銀濃度の最大値が水表面近傍(0m~6m)で出現していることが確認できる。一方、2010 年 7 月 25 日の塩分の鉛直分布に着目すると、非常に強い塩淡水層が出現している。このことから水温成層と同様に塩淡水層部にもメチル水銀の凝集作用の存在が考えられる。

5. おわりに

本報では、水俣湾における季節変化に伴う水質動態および水銀濃度変化を把握するため、水俣湾内の 3 地点において、2006 年 2 月~2011 年 12 月の大潮期の下げ潮最強時に水質観測および採水調査を行ってきた。さらに、2008 年度には水俣湾内の裸瀬南側に観測槽を設置し、密度成層が顕著となる夏季の 7 月下旬から 10 月上旬にかけて約一週間毎に夏季集中観測を実施した。その結果、夏季には水温の上昇に伴い密度成層が発達しメチル水銀が凝集されることが確認された。今後は、国立水俣病総合研究センターで栄養塩類、DOC(溶存体有機炭素)および DOM(溶存体有機物)等の項目について追加分析を行う予定である。

参考文献

- 1) Tomiyasu et al. (2000) :Mercury contaminant in the Yatsushiro Sea, south-western Japan: spatial variations of mercury in sediment, Sci. Total Environ. Vol. 257, pp.121-132.

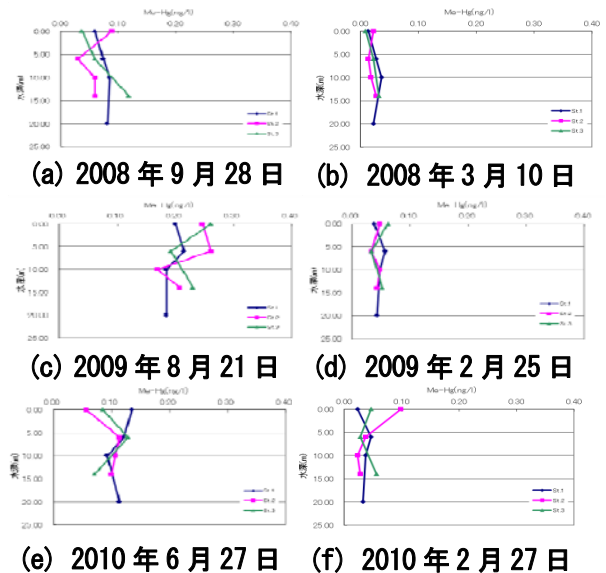


図 3 メチル水銀の鉛直分布

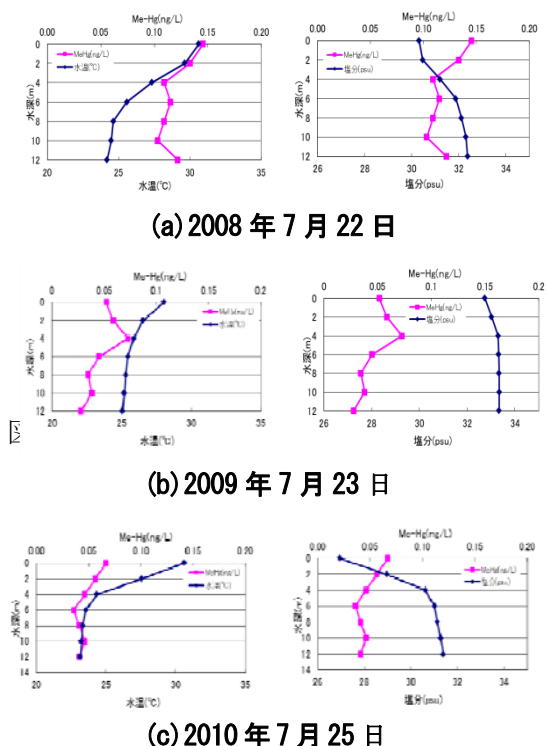


図 4 夏季集中観測におけるメチル水銀、水温、塩分の鉛直分布

有明海の潮汐・潮流の長期変化と諫早湾干拓事業の関係

九州大学高等研究院 田井 明

1 はじめに

近年、有明海湾奥西部海域において大規模な貧酸素水塊が生じ、二枚貝などの漁業不振や諫早湾干拓事業への批判も相まって深刻な社会問題となっている。近年の有明海の貧酸素化の進行に関するシナリオのひとつとして、諫早湾干拓事業による潮流の減少が密度成層を強化し、それに伴い酸素の鉛直輸送量を減少させたことが考えられている（宇野木・佐々木，2007）。しかし、貧酸素化が問題となっている湾奥部の潮汐・潮流や密度成層の変化についての知見が不足しており、このようなシナリオが実際に生じたのかどうかは不明である。そこで、本報告では **Table 1** に示す近年の有明海湾奥部の潮流の変化要因に注目することで、長期的な混合力の変化とその中の諫早湾干拓事業の影響度合いについて最新の研究成果をもとに考察を行った。

2 潮汐振幅の変化と要因

有明海・八代海の半日周期潮汐の長期変化とその要因について調べるために有明海・八代海内で最も古くから潮汐データが存在しているまず、熊本県三角験潮所（1931 年観測開始）、外海の験潮所として厳原、枕崎、ハリファクス（北大西洋，Ray(2006) より引用）のデータ解析を行った結果を **Fig. 2** に示す。全ての験潮所で 1997 年ごろに生じる $f \cdot a_{M_2}$ の変動の極大値が過去の極大値の中で最も小さくなっていることが分かる。それに伴い a_{M_2} も近年が最も小さい値となっている。

次に、湾奥の干拓による海岸線の変化が潮汐振幅に与える影響を調べるために 1900 年代、1960 年代、1980 年代、2000 年代の 4 パターンの海岸線を用いた数値シミュレーションを実施した。数値シミュレーションには海洋の研究で広く用いられている Princeton Ocean Model (POM) を用いた。ここで、1980 年代は 2000 年代（現在）から諫早湾干拓事業による海岸線の変化のみを除いたものである。全てのケースで南部開境界に 0.75m の M_2 潮を与えて計算を行った。大浦、三角、口之津の M_2 潮振幅についての各年代毎の計算結果を **Table 2** に示す。1900 年代から 2000 年代にかけて、口之津に対する大浦および三角の振幅比は一貫して減少している。一方、口之津の振幅は一貫して増加していた。そのため、大浦では振幅比の減少率が 3.8% なのに対し、振幅の減少率は 1.8% にとどまっていた。また、三角と大浦における 1900 年代以降の振幅変化の約 5 割は 1980 年代までに、残りの約 5 割は諫早湾干拓事業で生じていることが分かる（大浦で 46%:54%，三角で 43%:57%）。長期的変化に関して実測データでは三角において 1930 年代から 2000 年代にかけて（122.7cm → 119.2cm，各年代の平均値）と 3cm 以上の減少が生じているのに対し、海岸線の変化のみを考慮した数値シミュレーションでは 0.7cm の減少（119.1cm → 118.4cm）と大きく異なった。これは、実測データに見られる減少の大半が外海での M_2 潮振幅の減少などの内湾の海岸線の変化以外の影響で生じていることを示している。

3 潮流の長期変化に関する考察

有明海湾奥部において潮流の変化へ影響の大きい要因について考察する。数値シミュレーションにより得られた潮流の変化を **Fig. 2** に示す。まず、諫早湾干拓事業による潮汐の減少（要因 2）は月の昇交点運動による変動（要因 5）より小さい（**Fig. 1**）。よって、湾奥部の干拓による潮汐の減少（要因 1）も月の昇交

Table 1: 潮流の変化要因

要因 1	諫早湾干拓事業以前の湾奥部の干拓による潮汐の減少
要因 2	諫早湾干拓事業による潮汐の減少
要因 3	諫早湾干拓事業以前の湾奥部の干拓による入退潮量の減少
要因 4	諫早湾干拓事業による入退潮量の減少
要因 5	18.6 年周期の月の昇交点運動による潮汐振幅の変動
要因 6	外海の潮汐振幅の変化

Table 2: 数値シミュレーションによる各年代の M_2 潮振幅の比較（括弧内は口之津に対する増幅率）

年代	口之津	三角	大浦
1900s	98.6	119.1(1.208)	154.9(1.572)
1960s	99.6	119.1(1.196)	154.9(1.555)
1980s	100.1	118.7(1.186)	153.6(1.534)
2000s	100.5	118.4(1.178)	152.1(1.513)

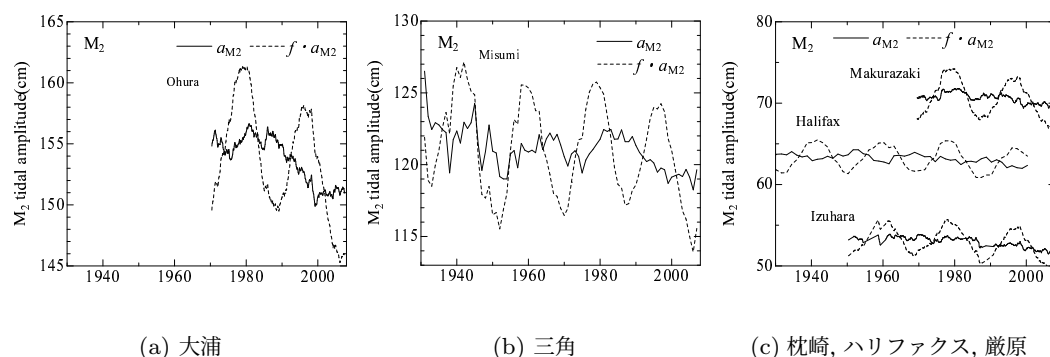


Fig.1: M_2 潮潮汐振幅の時間変化（ハリファクスの結果は Ray（2006）より引用）

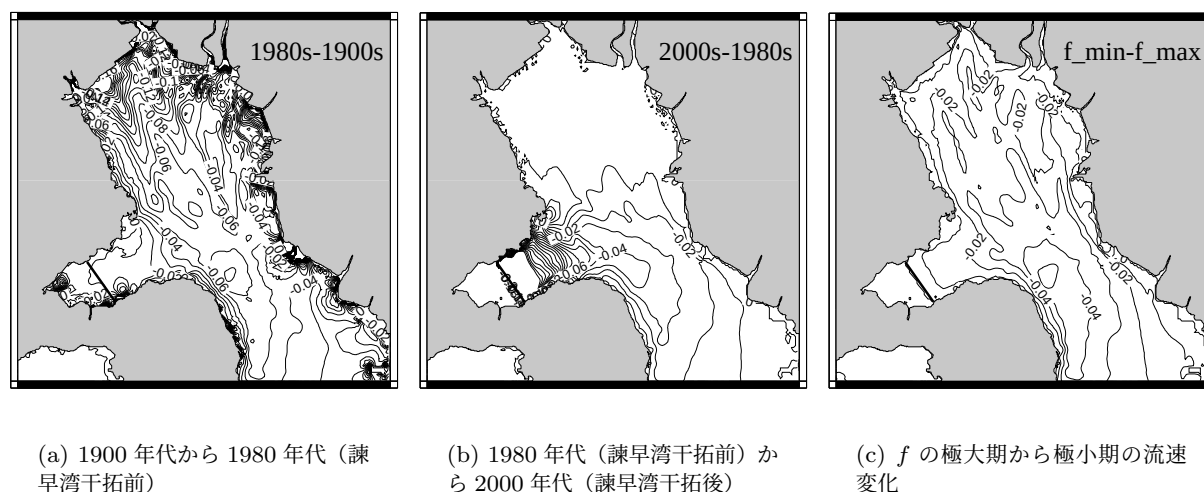


Fig.2: 数値シミュレーションによる M_2 潮潮流流速の変化の分布（m/s，等値線間隔：0.01）

点運動による変動（要因 5）より小さい。また，**Fig. 1** から明らかなように外海の潮汐振幅の減少（要因 6）も月の昇交点運動による変動より小さい。月の昇交点運動による変動の影響を示すために数値シミュレーションより求めた f の極大期と極小期における流速の変化を **Fig. 2(c)** に示す。これを，**Fig. 2(a)(b)** と比較すると，月の昇交点運動による成層強度や流速への影響は湾奥部において諫早湾干拓事業による影響よりも大きいことが分かる。次に，**Fig. 2(a)(b)** より湾奥部の干拓による入退潮量の減少（要因 3）は諫早湾干拓事業による入退潮量の減少（要因 4）より影響が大きいことが分かる。

以上のように，湾奥部の干拓による入退潮量の減少（要因 3）および月の昇交点運動による変動（要因 5）は諫早湾干拓事業によりも潮流および成層強度に与える影響が大きい。もし，上述したシナリオ（諫早湾干拓事業→潮流の低下→密度成層の強化→貧酸素化）が成立するならば湾奥の貧酸素化に対してこれらの影響の方が明瞭に観測されなければならないが，現在そのような研究成果および報告は存在しない。よって，このシナリオが実際に生じた可能性は極めて低いと考えられる。諫早湾干拓事業が貧酸素化に影響を与えたとすれば，このような単純な図式ではなく，もっと複雑なメカニズムを経て影響を与えていると考えられる。

塩水遡上制御による汽水湖沼の水質改善対策

(株)建設技術研究所 鶴田 泰士、劉 銘環

1. はじめに

地球温暖化に伴う気象・海象条件の変化は、汽水域の水環境にも大きな影響を及ぼし得る。本報では、近年著しい水質変化が見られる汽水湖（以降、〇湖と呼称）の水質変化のメカニズムと、その対策手法を報告する。

2. 〇湖の概要

〇湖は湖面積 63.2km²、最大水深 25m の汽水湖である。湖水位と潮位の関係によっては、河道延長 6.5km の流出河川から遡上した塩水が湖内に流入する。湖内に到達した塩水は、下げ潮時には再び湖外へと後退するが、湖底勾配の急変地点（以降、プランジングポイントと呼称）を越えると、下げ潮となっても湖外へは後退せずに湖内の深部へと侵入する。

3. 〇湖における近年の水質変化

湖心における上層および中層の水質経年変化を図-1に示す。近年はCODやクロロフィルaは上昇、透明度は低下傾向であり、全体的に水質が悪化する傾向が見られる。

また、図-2に示すのは湖心の塩分プロファイルから推定した湖内の塩分量と、塩淡水界面標高の変化である。平成14～15年以降、湖内の塩分量は増加傾向にあり、塩淡水界面標高も平成初期にTP. -20m程度であったものが、近年ではTP. -15m以浅まで上昇してきている。

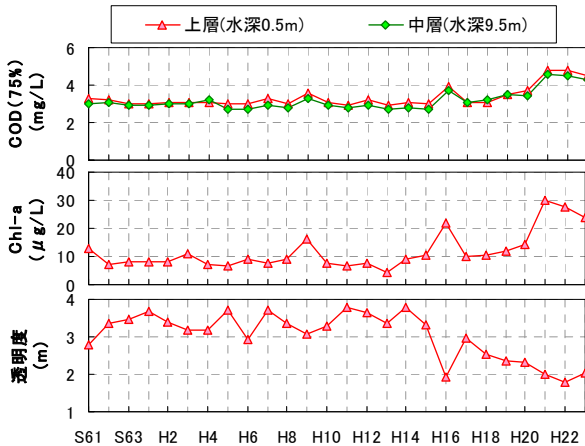


図-1 水質の経年変化

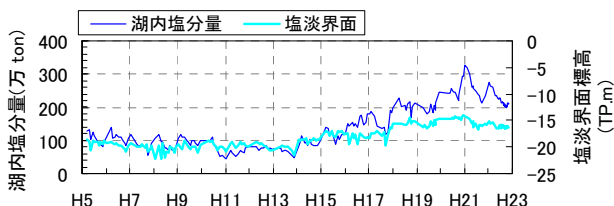


図-2 湖内塩分量と塩淡水界面深度の変化

4. 水質変化メカニズムの分析

〇湖の水質変化のメカニズムとして、図-3に示すフローを想定した。この中で①、③は仮定であり、以降(1)および(2)で検証を行った。

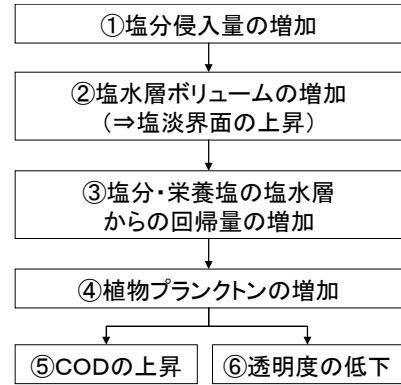


図-3 湖内水質悪化のメカニズム

(1) 塩水侵入頻度の解析

図-3に示すフロー中の「①塩分侵入量の増加」について、近年の湖内に侵入塩分量がどの程度増加しているかを検証した。

流出河川でモニタされている流量・塩分データに基づき、流出河川から遡上する塩分フラックスを算定した。欠測等の場合には、流出河川の流量・塩分の経験的なモデルにより補完した。この方法により整備した流量・塩分により、湖内塩分量の変化を良好に再現できることを確認した上で、塩水侵入イベントの規模と頻度を整理した。

図-4は〇湖への塩水侵入イベントの発生頻度分布を、平成14年以前と平成16年以降と比較したものである。4万トン規模以上の大規模なイベントを含め、近年は塩水侵入イベントの発生頻度が増加している。

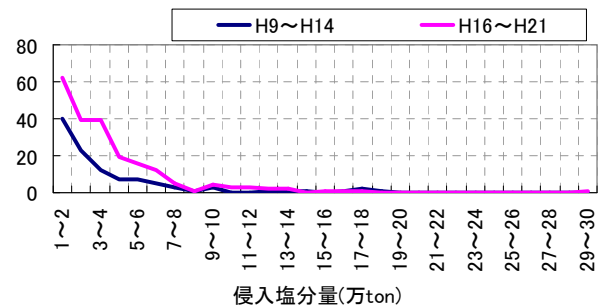


図-4 侵入規模ごとのイベント数の変化

(2) 塩水層からの回帰と水質変化の関連性

図-3に示すフロー中の「③塩分・栄養塩の塩水層からの回帰量の増加」について、既往調査結果に基づき、大循環が生じる冬季に注目して「A. 底層（高濃度の塩水層）から連行される塩分・栄養塩量（図

-5)」と「B. 上層（低濃度塩分層）」での塩水層由来の栄養塩変化量（図-6）」の関係を整理することにより、塩淡水界面の上昇と水質悪化の関連性を検証した。

図-7 に示すように、上記AとBは、互いにほぼ一致する結果となり、湖内の水質悪化に塩水が大きく影響しているものと推察された。

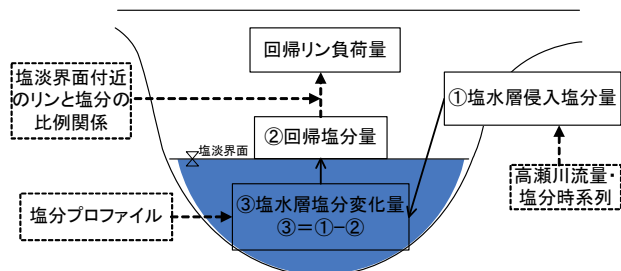


図-5 塩水層からの回帰リン算出イメージ

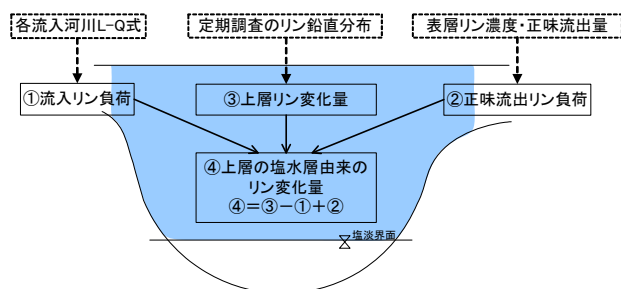


図-6 上層の塩水層由来のリン変化量算出イメージ

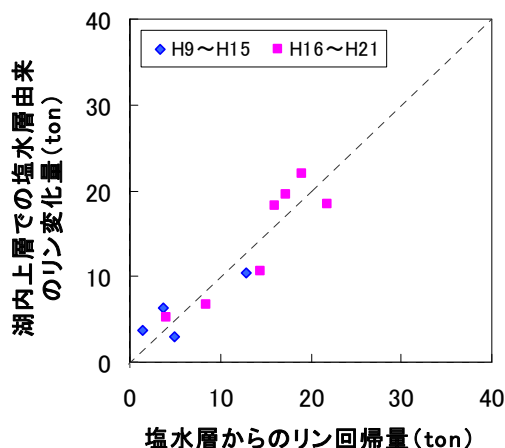


図-7 塩水層からのリン回帰量と上層での塩水層由来のリン変化量の関係

5. 塩水遡上制御による水質改善対策

前述の検討で示したように、〇湖の近年の顕著な水質変化には塩水が大きく影響しているものと考えられている。塩水遡上イベントの発生頻度が増加している要因は、未だ明確ではないが、水質状況の急変が著しいため、早急に塩水侵入量を抑制すべく、塩淡水界面深度を低下させることで水質の顕著な変化を抑制する対策の検討が進められている。

「建設に伴う周辺環境への影響が大きい河川横断構造物に頼らない、自然的な力を利用した手法」「今後の水質変化の動向が定かではないため、状況に応じて調整が容易な手法」を条件として、流出河川および湖内のそれぞれで手法を検討した。

流出河川での対策では、河道の狭窄部において河積の40%程度を阻害する水制工のような施設を2箇所設置する。これにより流出河川の流量を無対策時の87%程度に抑制することができる。ただし、洪水期の治水安全度の低下やヤマトシジミの産卵環境への影響を考慮し、11～3月の冬期のみ集中して実施するものとしている。また、湖内の対策では、塩水が進入する滞筋を1箇所閉め切り、湖内まで遡上した塩水を湖口部の浅瀬に迂回させ、プランジングポイントを超えて湖内深部へ侵入する塩水の量を減少させる。図-8 に示すのは、ある塩水遡上イベントにおける湖口部での塩水挙動について、対策の有無による違いを3次元数値シミュレーションにより検討したものである。プランジングポイントを超えて湖内深部へ流下する塩水量の減少が見て取れる。

より長期的な効果で見ると、同対策により、平成19～21年の3ヶ年の塩水遡上量を、無対策時の75%程度に抑制できると試算されている。対策後の湖内水質の変化を鉛直1次元水質モデルで予測したところ、図-9 に示すようにCOD3.5mg/L程度と、〇湖でアオコによる水質障害が発生しない水質レベルにまで改善することが期待される。

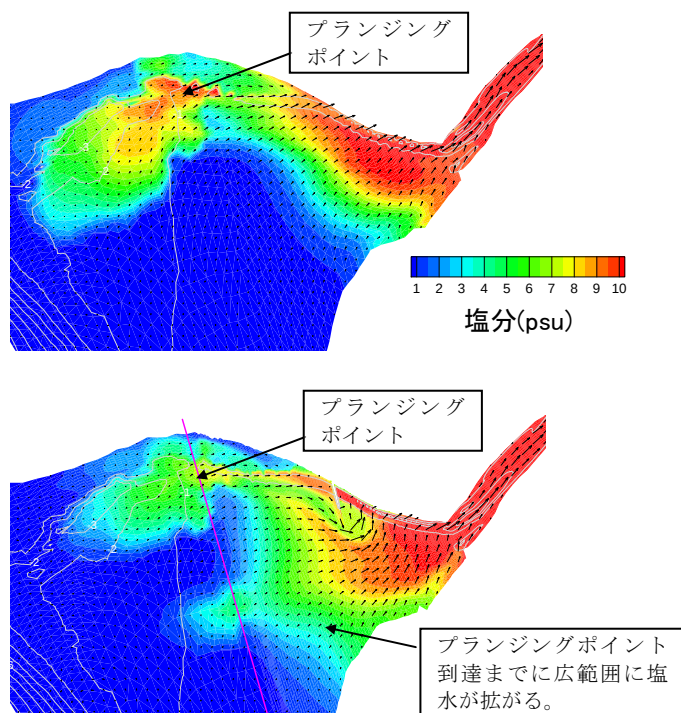


図-8 湖内対策の有無による塩水侵入状況の違い（上段：対策なし、下段：対策あり）

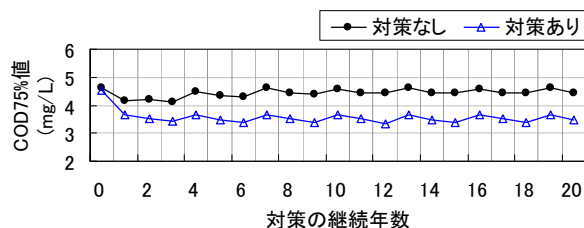


図-9 塩水対策の有無による水質変化の違い

長期連続観測に基づく都市域感潮河川におけるスカム・悪臭発生要因の考察

(株) 建設技術研究所 ○三浦 陽介、堀田 哲夫、根岸 均、増本 健佑

1. はじめに

市街地を流れる都市域感潮河川では、合流式下水道からの雨天時汚水未処理下水の流入や塩水遡上の影響を受け、特に春季から夏季の出水後を中心に、スカムの発生、悪臭発生、白濁化（青潮）、魚類の斃死といった水環境悪化現象が見られる。本検討では東京都内を流れる S 川において、現地調査結果に基づき、スカム・悪臭発生の要因を考察した。



2. 現地観測概要

写真 1 スカム発生

S 川では経年的に出水後を中心に頻繁にスカムが発生しており、同時に発生する発泡現象も加わり、悪臭も発生している。これらの発生メカニズムを把握するため、表 1 に示す調査を実施した。S 川の特徴は図 1 の通りであり、酸素供給を実施している。

表 1 現地調査概要

調査名	調査概要
DO 連続調査	河床面上 0.5m で、水温、DO を時系列で把握。(4/20～3/31)
水質調査	降雨終了 2・3 日後に水面から河床まで 0.5m 間隔で、水温、pH、DO、ORP、EC、塩分、濁度、COD(上下層)を測定。
スカムカメラ調査	スカム発生が経年的に観測される地点にカメラを設置し、スカム発生状況を確認した。ただし、夜間を除く。(4/20～10/9)
臭気要因調査	スカムそのものを回収し、密閉した容器内に充満したガスを分析。

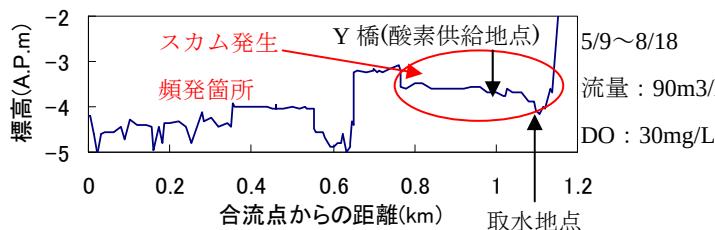


図 1 S 川懸念箇所と酸素供給状況

3. 現地調査結果

ここではマウンド上流に位置し、停滞性が強い、Y 橋における結果を記載する。なお、本地点での底層の ORP は最大 -200mV 程度、pH は最低 6.5 程度、ヘドロ堆積厚は 0.5m 以上あり、底質濃度は COD10.6mg/g・dry、IL4.0%と有機汚濁している。

3. 1 DO・潮位とスカム発生状況

図 2 より、スカム発生日の底層 DO は低く、未発生日の底層 DO は高い傾向にあり、4/20 から 5/29 の日雨量 82.5mm の大規模出水までほぼ毎日スカムの発生が観測された。その発生状況は図 3 に示す通り、干潮時の圧力低下時に発生している¹⁾²⁾。また、9/21 の日雨量 129.5mm の大規模出水以後は底層 DO が高く、さらに、酸素供給を行っている期間は底層 DO が徐々に上昇しており、スカム発生を抑制していると考えられる。しかし、先行晴天日数が約 10 日であった 7/19 の降雨後には急激に底層 DO が低くなり、スカムが発生している。

なお、7 月上旬に観測された高い DO 値は東京湾からの侵入した赤潮の影響と考えられる。

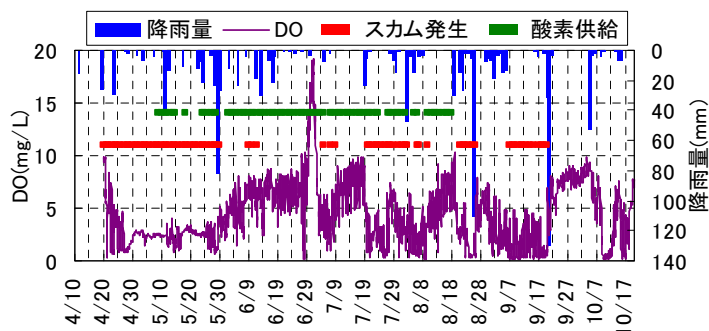


図 2 DO 連続観測値とスカム発生状況

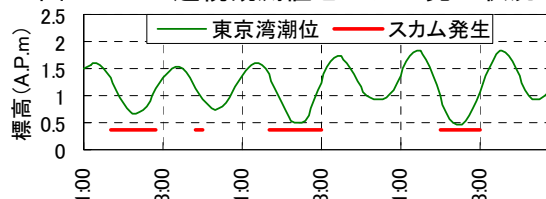


図 3 潮位とスカム発生状況(時間単位)

3. 2 出水後の水質鉛直特性

Y 橋における出水後の水質鉛直特性を図 4 に示す。渇水期の秋季・冬季に塩分が侵入し、底層が貧酸素化している。出水直後の 4/20 は上層の濁度が高く、2 日後には底層へ移行し、有機物分解に伴い、底層が貧酸素化している。5/29 の大規模出水前には断続的に降雨が観測されており、5/31 の濁度は低い。秋季・冬季では、底層の濁度が高く、出水時に供給された懸濁態物質が塩水との接触等による凝集沈殿により、徐々に底層に堆積し、これが春先のスカムの元になっていると考えられる。(表 2 及び写真 2 参照)

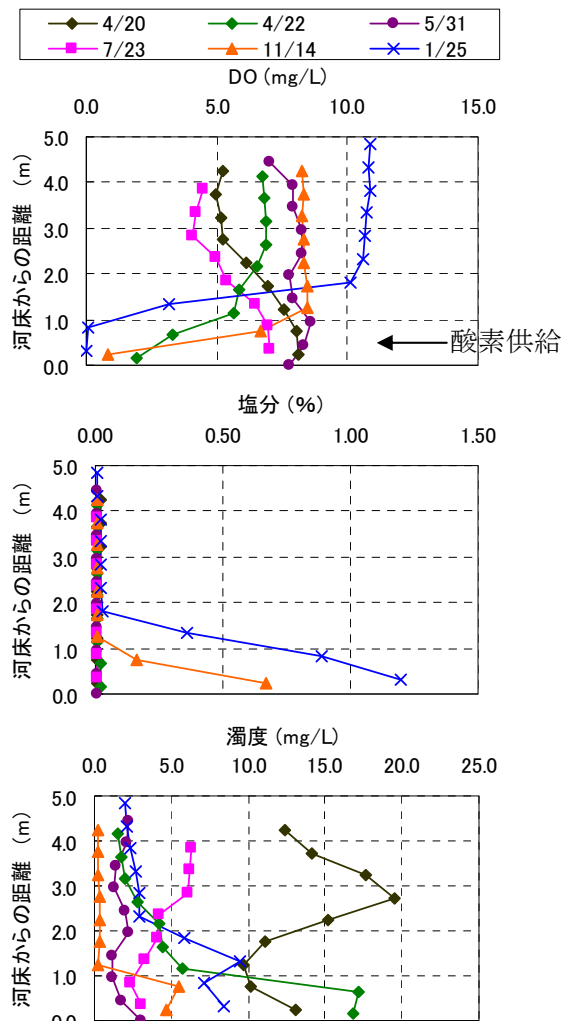


図 4 Y 橋における水質鉛直特性 (DO・塩分・濁度)

表 2 出水後の COD 分析結果

COD	4/20	4/22	5/31	7/23	11/14	1/25
上層	10.0	3.4	2.4	4.2	1.9	2.4
下層	6.9	5.1	2.6	3.2	4.3	7.9



写真 2 翌年 4 月の上層水と下層水

3. 3 臭気の状態

写真 3に示すように河川内において気泡のみが発生している状況ではそれほど臭いを感じることはなかったが、スカムが発生している時には悪臭が発生していた。そこで、スカムを回収し、密閉した容器内にスカムを入れ、充満したガスを分析した。(図 5参照)



写真 3 水面発泡状況



図 5 臭気ガス分析結果

スカムから発する臭気ガス成分は硫化水素・メチルメルカプタンが優占していた。

4. スカム・悪臭発生要因のまとめ

S 川では出水が少ない秋季・冬季にかけて塩水が侵入し、マウンド上流の底層水が停滞しており、出水で流入した有機物が凝集沈殿により、河床に堆積する。その後、水温が上昇する春季になると有機物の分解、嫌気性微生物の活動が活発化し、嫌気層が形成される。その結果、嫌気性ガスの生成と干潮時の圧力低下に伴い、スカムが浮上する。夏季には大規模な出水で、多量の DO が供給され、底層の浮泥が流れ、DO 供給効果もあり、スカム発生が抑制される。S 川は 1 次支川であり、スカムが発生する春季・夏季は塩分・硫酸イオン濃度が低いいため、硫酸還元反応が抑制されることから、スカムを浮上させるガスは、次のメタン発酵によるメタン・CO₂ ガスが主体であると考えられる²⁾。

1.硫酸還元： $POM + 53SO_4^{2-} \rightarrow 106CO_2 + 16NH_3 + 53S^{2-} + H_3PO_4$

2.メタン発酵： $POM \rightarrow 53CO_2 + 53CH_4 + 16NH_3 + H_3PO_4$

また、硫酸還元反応が抑制されることにより、硫化水素に対するメチルメルカプタンの割合が高く¹⁾、糞便に近い悪臭を発していると考えられる。

5. 今後の課題

スカム発生は底層での有機物や浮泥の堆積状況に左右されることから、出水に伴う有機物負荷の流入程度や出水に伴う堆積状況の変化を把握する必要がある。また、有機物負荷の流入程度の把握では出水（降雨量、降雨強度）以外に先行晴天日数等の流域・下水道管きょ内における有機物の堆積状況の関係把握が重要であると考えられる。

参考文献

- 堀田哲夫ら：停滞性沿岸域での悪臭ガス発生に関する調査，海岸工学論文集，第 49 巻，2002
- 滝井進ら：東京湾奥部底泥における硫酸還元とメタン生成，水環境学会誌，第 24 巻，第 1 号，2001

大山川における微地形に着目した数値解析適用事例

九州大学大学院 米倉瑠里子 田井明 清野聡子

1 はじめに

我が国では、1997年の河川法改正により、河川事業の目的として「治水」「利水」に加えて「河川環境の整備・保全」が新たに追加されたが、河川環境の整備・保全を目的とした計画に際しても治水計画のスケールで河川環境の解析が行われる場合が多い¹⁾。しかし、一般的に、河川上流の渓谷部では、河道幅が狭く河床材が大きい²⁾ため、コンクリート三面張りの平坦な河道の下流よりも流量の違いによる流況や生物生息場の変化が顕著であるといえる。現状での中小河川の治水計画においては、横断面形状の測量後に数値解析を行うことが推奨されているが、横断面形状は堤防設計時に約100m間隔、詳細設計時に約20m間隔のものを使用することが多い³⁾。このようなスケールで渓谷部の解析を行う場合、巨礫や巨石の存在が考慮されず、複雑な河道地形が生み出す多様な流況を表現できず、結果として適切な生物生息場評価ができないことが予想できる。河川環境改善策に際しては、様々な研究がなされているが、高度に細分化、専門化されてしまい、その成果が市民に伝わらないという問題も浮上している。

これらの問題を受け、本研究では、筑後川上流大山川をモデル河川とし、河川環境における巨石などの微地形が物理場と与える影響を評価し、従来の治水計画で使用されるスケールを河川環境の整備・保全を目的とした評価に利用する際の問題点について検証した。

2 材料および現地観測

調査対象区間として大山川の85k430m～85k600mの区間を選定した。はじめに、数値解析で巨石や巨礫の分布を表現できるように、河床高を測量し対象区間の地形データを作成した。得られた対象区間の河床高の分布を図-1(a)に示す。次に、大山川の多様な流況変化を確認するために、現地写真を使用した流況変化の定性的把握を行った。その結果、対象区間では流量変化に伴い流況が顕著に変化し、流量が増加すると、水張り域と白波発生領域が増大することが確認できた。流向・流速観測の結果を図-1(a)に示す。観測の結果、流量 $3.3\text{m}^3/\text{s}$ の時、しわ岩に沿うように左岸側に流速の大きい主流域が存在し、右岸側は比較的流速の小さい領域とな

っていた。また、巨石下流側には緩速域が生じること、白波部分や河道が急彎している区間の流速が速くなることが分かった。したがって、治水計画で単一の地形・流況として扱われる領域内において、実際には多様な流況が存在することが確認できた。

3. 数値解析

図-1(a)のような現地の流況を正確に再現するために精密に作製した地形データを使用するケース (Case1)、図-1(b)のような治水計画のスケールに基づき作成した地形データを使用するケース (Case2)について、大山川解析対象区間 (図-1(c)の黄枠内) の流況を平面2次元数値解析⁴⁾により再現した。Case2は、従来の治水計画の手法に基づき、既存の85k600m地点断面の横断面データをもとに作製した縦断方向に一樣な河床地形データである。抵抗則はManning則 ($n=0.035$) を用い、境界条件として上流端に流量、下流端に水位を与え定常となるまで計算を行った。図-1(c)に示した白枠内の領域を一般曲線型標を用いて約 $1\text{m} \times 1\text{m}$ の 120×300 の格子に分割した。流量は、 $3.3\text{m}^3/\text{s}$ 、 $7.1\text{m}^3/\text{s}$ 、 $14\text{m}^3/\text{s}$ 、 $67.5\text{m}^3/\text{s}$ の計4通りを採用した。

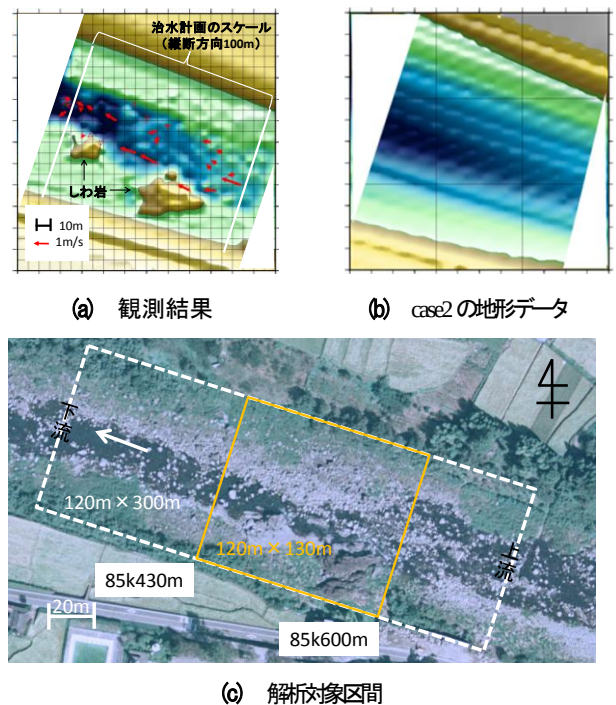


図-1 解析対象区間の地形

4. 結果と考察

代表例として、流量 $3.3\text{m}^3/\text{s}$ 時の水深および流速の空間分布を図-2に示す。次に、水深、流速の各値に対する面積百分を調べるために、格子数の個数のヒストグラム化を行った結果を図-3に示す。Case1のように縦断方向に一樣な地形データを使用した解析では、渓谷部の流況は再現できず、Case2のように詳細な地形データを使用した解析では、河川渓谷部の巨石周辺の流れについて水没や流速域の有無を再現できることが示された。また、Case1のような河道の場合、水深と流速は、偏りのある極端な分布となること、Case2のような巨石の点在する河道では、多様な流況が生じることが分かった。したがって、Case1よりCase2の方が、生息場として多様性が高いと考えられる。

5. おわりに

本研究で得られた知見を以下にまとめる。(1) Case1のように約1m間隔で作製した詳細な地形データを使用した解析では、水被り域の概形、水深・流速分布や巨石の水没状況を再現できる。

(2) Case2のように縦断方向に一樣な形状の地形データを使用した解析では、渓谷部の多様な流況変化を再現できない。(3) Case1

のように巨石が点在する河道では、多様な流況が生まれ、Case2のように縦断方向に一樣な形状の河道では、水深・流速がある値に偏在する。(1)と(2)より、従来の治水計画で用いられる解析スケールでは、渓谷部の河川の多様な流況を再現できないことが分かった。したがって、河川環境の整備・保全計画の際は、対象河川の流況を再現できる詳細なスケールを検証した後解析を行うべきである。また、従来の治水計画のように、河道を一樣な形状に整備することで、流況は単調かつ極端になることが分かった。したがって、生物生息場の多様性を考慮するならば、流況変化をもたらす巨石などは河道中に存在させるべきである。(3)より、河道を一樣な形状に整備することは、特定の種にとって適当な生息場を作ることの可能にするが、多様な生息場が形成されず、結果として河川環境にとって悪影響をもたらすと考えられる。

参考文献

- 1) 大石ら：土木学会論文集B1（水工学）Vol.68, No.4, pp.1399-1404, 2012；
- 2) 長田：一般座標系を用いた平面2次元非定常流れの数値解析，土木学会水理委員会基礎水理部会，水工学における計算機利用の講習会講義集，土木学会水理委員会基礎水理部会，pp.161-76, 1999

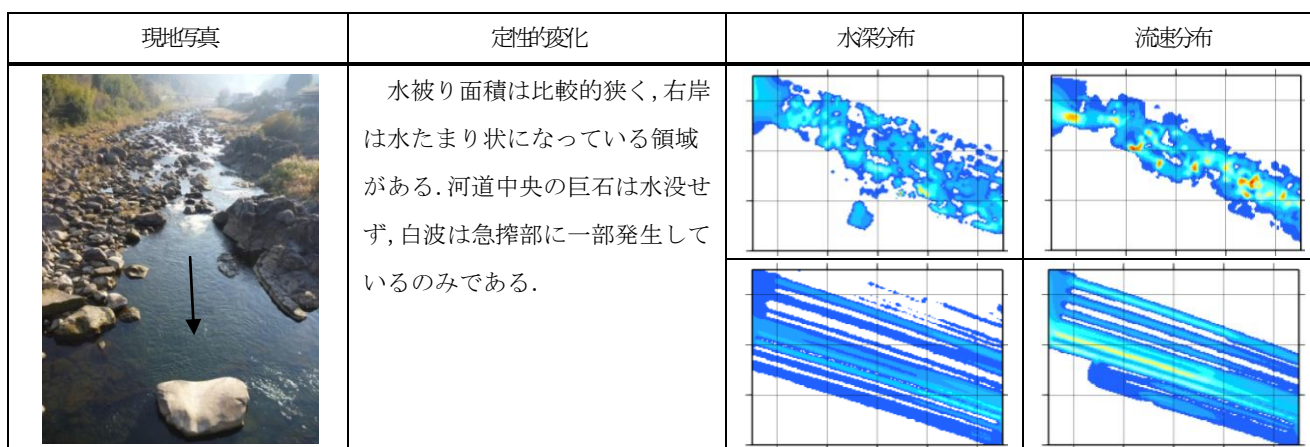


図-2 流量 $3.3\text{m}^3/\text{s}$ 時の流況（水深・流速分布について上段はcase1，下段はcase2を示す）

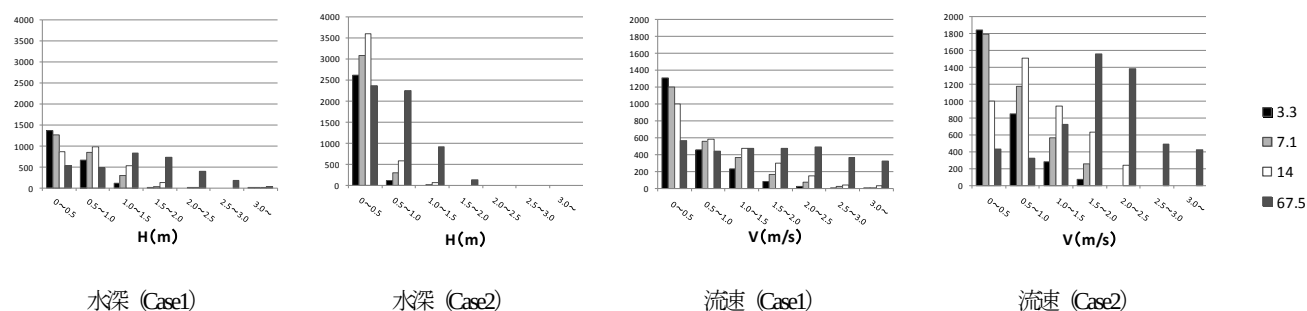


図-3 水深・流速の分布（図中縦軸は格子数を示す）

出水時の河川草本類の流出条件について

東京理科大学大学院理工学研究科土木工学専攻
東京理科大学理工学部土木工学科

学生員 ○堀田 琢哉
正会員 二瓶 泰雄

1. 序論

河道における樹木管理を行う上では、植生の生育・繁茂状況のみならず、洪水時における破壊・流出状況を把握することは必要不可欠である。このうち前者の研究事例は多数見られるものの、後者の事例については樹木に限定されており、草本類の破壊・流出条件についてはほぼ手がつけられていない。このような河川内の草本類は、近年沿岸海域で問題化している漂着ゴミの重要なソースと考えられており¹⁾、流域圏全体でのゴミ管理を推進する上では、河道部における草本類の流出状況やその流体力条件を把握することは必要不可欠である。このことを背景として、著者らは、草本類の流出状況調査に関する基礎的検討を開始し、中小河川（大堀川）における調査を実施し、草本類の流出形態である「葉及び茎の部分・全体流出」のうち、「茎の全体流出」以外の破壊形態を記録し、それらと流体力の関連性を検討した²⁾。本研究では、未解明事項であり、多くのゴミ輸送量の元となる「茎の全体流出」（以下、単に全流出と呼ぶ）の実態を把握するとともに、全ての破壊形態に関する流出条件・要因を検討することを試みる。そのために、江戸川を対象として、A) 出水前後の草本類の流出状況調査、B) 流出要因解明を目的とした超音波ドップラー流速分布計による洪水流調査、草本類の簡易引張試験を行う。

2. 研究方法

(1) 研究サイト：本研究では、大河川で複断面河道の江戸川・野田橋、複断面河道で河床変動が顕著な浅川・高幡橋、中小都市河川の大堀川・木崎橋の3つを観測サイトとした。このうち、江戸川では、台風1112号（2011/9/2～9/6、H.W.L.：8.69Y.P.m）と台風1115号（2011/9/21～22、H.W.L.：9.21Y.P.m）にて高水敷が冠水するほどの中規模出水が生じ、出水前後の草本類の流出を明瞭に捉えられたので、以下では、江戸川のみ結果を述べる。**図1**は、江戸川・野田橋における横断形状と右岸側高水敷に設けられた6つの観測地点を示す。

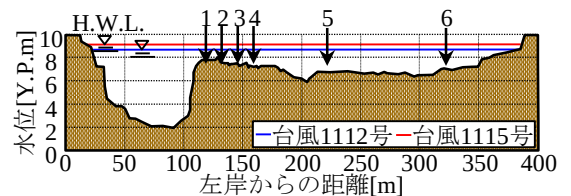


図1 江戸川・野田橋における観測位置

(2) 草本類の流出状況調査：出水前後の草本類流出・破壊状況を捉えるために、各観測地点において卓越する優占種（主にヨシとオギ）を選定し、その胸高直径や茎の高さ、全ての葉の長さを計測した。観測日は、2011/8/31、9/15、9/28であり、二つの台風の前後のデータを比べることで、出水時の流出状況を把握可能となる。

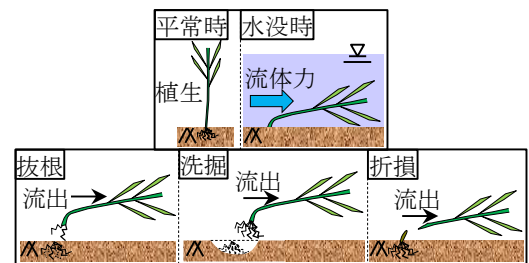


図2 草本類の全流出に関する要因の分類

(3) 流出状況要因解明調査：草本類の流出要因としては、葉の部分・全体流出や茎の部分流出は流体力による破損が考えられるが、茎の全体流出については「流体力による抜根」、「河床洗掘」、「流体力の倒伏モーメントによる折損」の3つが挙げられる（**図2**）。これらを調べるために、まず、①ADCP 流況調査を行い横断面内の流速分布を計測し、葉・茎への流体力や倒伏モーメント、底質移動状況を算定する。本調査を草本類調査断面（江戸川野田橋）にて台風12号・15号時に実施した。また、底質を採取し、底質粒径分布を把握した。次に②草本類の簡易引張試験を行い、茎・葉が破壊される時に作用する流体力 F を求める。ここでは、デジタルフォースゲージ（ZP-500N、イマダ機製）を用い、葉・茎の先端や根元に測定器を取付け、水平を保ちながらそれぞれの軸方向に引っ張り、破断時の値を流体力として採用する。

3. 結果と考察

(1) 出水時の葉・茎の流出状況：台風12・15号前後における葉や茎の流出状況を**図3**に示す。ここでの流出率とは、葉では、出水後の葉の長さから出水前の値を引いたものを出水前の葉の長さで除したものであり、それを計測地点毎に平均したものを扱い、破壊形態には葉の部分・全流出が含まれる。一方、茎に関しては、部分流出が無く、全て全流出であったので、茎の流出率は対象サンプル中に対する全流出の割合に相当する。

キーワード：漂流ゴミ、草本類、破壊、出水、流体力

連絡先：〒278-8510 千葉県野田市山崎2641 TEL：04-7124-1501（内線4069）FAX：04-7123-9766

これより、葉では、台風 12 号時では 1~21%，台風 15 号時では 25~52% となり、台風 12 号時よりも 15 号時の方が多く流出した。場所的には、低水路に近い Stn.1, 2 の流出が卓越した。また茎についても、台風 15 号時の方が大きな流出率を記録している。流出率が大きな地点としては、Stn.1 と 5, 6 が見られる。茎全流出の要因は、現地の観察から、低水路から近い Stn.1 付近では洗掘、その他は折損が挙げられる。

(2) 出水時における流速横断分布：この流出した草本類に働く流体力を調べるために、ADCP により得られた右岸側高水敷上の水深平均流速の横断分布を図 4 に示す。ここで横軸の横断距離は野田橋左岸基準点からの距離であり、各出水の水位ピーク時の結果が表示されている。なお、流速として、主流方向成分でなく、流体力算出に必要な絶対値を採用する。これより、洪水規模の大きい台風 15 号時の流速レベルが相対的に 12 号時より大きい。また、流出率の大きかった Stn.1 や 5 の流速値は相対的に大きい。この高水敷はゴルフ場があり、植生群落の間で高流速となるとともに (Stn.5 や 6 付近)、低水路から高水敷への横流入により Stn.1~4 においても流速レベルが大きい。

(3) 草本類の葉・茎流出モデル式の提案：これらの結果に基づいて、葉一枚毎の流出率 L と作用する流体力 F の相関図を図 5 に示す。ここでは、葉の底面からの鉛直位置 h を 20cm 以下とそれ以上に分けている。これより、 h が 20cm 以上の葉は、概ね流体力との関連性が見られ、葉流出モデルとして次式が得られた。

$$L = 2.7823F^{1.6467} - 1 \quad (r = 0.752) \quad (1)$$

ここでは、流体力が 0 の時に葉流出率も 0 となる近似式を当てはめている。このように両者概ね良好な相関関係があることが分かる。なお、 h が 20cm 以下では葉流出率が大きく、100% となるものも多い。これは、底面近くに繁茂する葉は掃流砂の影響を受けるためであり、土砂が堆積して一部埋まった葉も見られた。

同じく茎流出率 S と流体力 F の相関関係を検討するために、ある範囲の流体力 ($=5N$) 毎に茎流出率 S を算出し、それと流体力との相関図を図 6 に示す。これより、次式の茎流出率モデルが得られた。

$$S = 0.0501F^2 - 0.2493F \quad (r = 0.960) \quad (2)$$

これより、茎に関しても流体力 F と S には高い相関がある。以上から葉や茎に作用する流体力から、それらの流出率を概ね良好な精度で推定し得ることが明らかとなった。

参考文献：1) 二瓶泰雄・白川明宏・鈴木達裕・赤松良久：海岸工学論文集, Vol.66, pp.1171-1175, 2010, 2) 加茂川優紀・二瓶泰雄：河川技術論文集, Vol.17, pp.239-244, 2011.

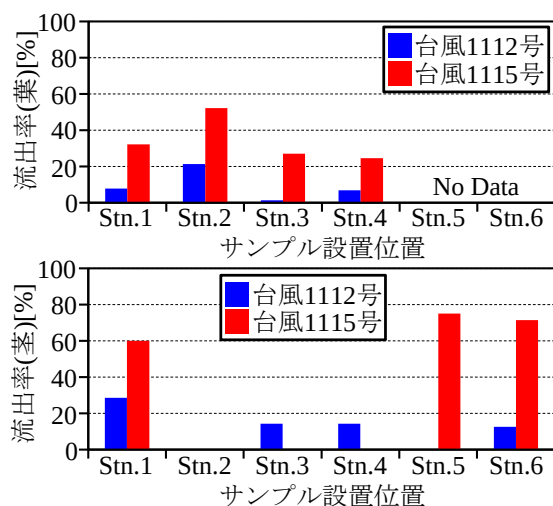


図3 出水後における葉 (上) と茎 (下) の流出率

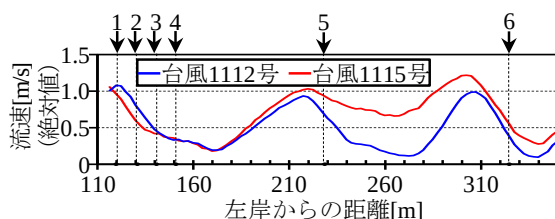


図4 各出水の水位ピーク時に水深平均流速の横断分布 (図中の矢印は植生調査地点を示す)

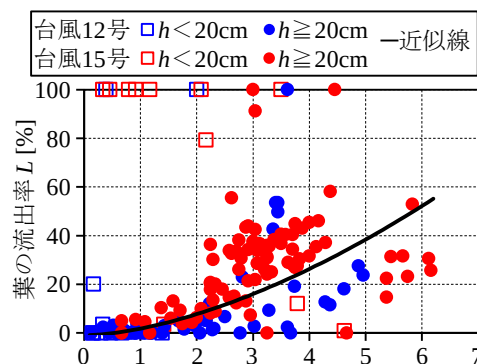


図5 葉一枚の流出率 L と流体力の相関関係

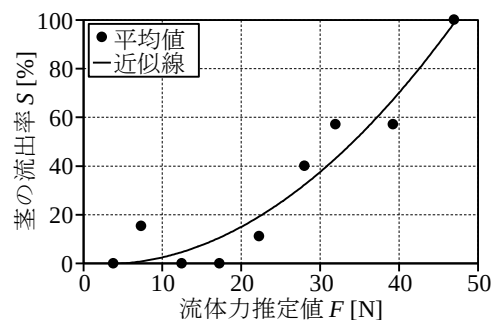


図6 茎流出率 S と流体力 F の相関関係

辰巳ダム計画について

東京大学名誉教授 玉井 信行

辰巳ダム計画における主要な経緯

年 次	主 要 事 項
1975（昭和 50）年	国の補助事業として石川県が実施計画調査に着手。
1979（昭和 54）年	11 月石川郷土史学会辰巳用水取入口保存の呼びかけを始める。
1980（昭和 55）年	6 月学会連合が県知事、県教育長に東岩取入口保存を申入れ。
1980（昭和 55）年	9 月石川県文化財保護審議会が水没区間の縮小、辰巳用水を可能最大範囲で県史跡に指定、辰巳用水学術調査委員会を発足させ、土木部の予算で総合的調査を行い、昭和 57 年度の早い時期に報告書を刊行すること、等という条件でダム建設やむなしとの答申を行なう。
1983（昭和 58）年	3 月に辰巳ダム関係文化財等調査報告書「加賀辰巳用水」発行。
1987（昭和 62）年	石川県が辰巳ダム環境影響評価書を公開。市民団体等は手続き、公開性、内容が不十分であると批判。
1995（平成 7）年	石川県の情報公開条例が施行され、県の辰巳ダム資料への批判が強まる。ダム反対の共有地運動が組織化される。
1998（平成 10）年	石川県ダム再評価委員会開催。継続審議となる。その後、県と市民団体と意見交換が行われる。
1999（平成 11）年	石川県再評価委員会を開催。事業継続の判定。しかし、流域全体としての総合的検討、生物多様性に関する追加調査、辰巳用水についての最大限の復元や移設等に努めること、と言う付帯意見があった。
2002（平成 14）年	石川県犀川水系河川整備検討委員会発足。河川整備基本方針の検討始まる。

石川県犀川水系河川整備基本方針

ここでは石川県犀川水系河川整備検討委員会の議論の骨子を述べる。筆者はこの委員会で委員長を務めた。河川と社会との関係は、治水、利水、河川環境の保全を通して考えることが出来る。これらは、河川法にも三つの目的として謳われており、これらの機能を果たすために複数の方策（代替案）を考えることが出来る。河川整備計画の段階では実際に実施するプロジェクトに絞り込む必要があり、整備方針は代替案の選択について判断基準を与えるべき役割を担っている。委員会で議論した 9 つの代替案は技術的には等価であり、同じ水準の目標を達成できる。すなわち、水工学から優先順位を決することはできない。実施期間が超長期にわたるもの、事業費が桁外れに大きな案については第一次選考で外すことで同意が得られたが、これらを除いた 4 案については当初の議論では統一的な方針に到達することが出来なかった。合意形成に向けた総合的な議論のためには、新しい枠組みが必要であることが明らかになってきた。

委員長として筆者が行ったことは、治水・利水・河川環境の 3 本柱の全てを覆う上位概念の導入である。すなわち、「地域の歴史と伝統」の基本概念を導入し、全ての課題の判断をこの基準から行なうことで、全会一致の賛成を得た。これにより共通の基盤に基づく議論が可能となり、課題は解決に向かったのである¹⁾。最終段階での適用例は、金沢市内での河道の洪水流下能力増強か、市内に入る前で洪水流量低減を図るかの選択であった。金沢市中心部の基準点付近での大規模な引堤工事は、長期間にわたり金沢市中心部の活動を阻害し、犀川と共に成立して来た「街が金沢らしさを失う」という

判断となり、基本概念に反するという全会一致の決定となった。残る方法は、市内中心部に入る前に洪水流量の低減を図る貯留施設の建設である。しかし、基本概念を適用して、この施設は辰巳用水の保全に障害を与えないという条件付きで委員会の最終結論となった。この提言を受けて、石川県知事は辰巳用水東岩取入口を水没させないダム位置を選定する意向を表明し、ダム計画から四半世紀が経ち辰巳用水保全の方向性が明確となった。

石川県犀川水系河川整備計画

ダム位置について辰巳用水東岩取入口を避けることは、地形からしても事業費の大幅な増大に繋がるという新たな課題が生じた。このため、犀川の農業用水や工業用水の合理化に知恵を絞り、河川維持流量や環境用水が生み出された。具体的には、犀川水系ダム群の再編成である。犀川ダムの工業用水を河川維持用水に振り替えることが可能となったことや農業用水の合理化が図られたことから、既設の犀川ダム、内川ダム、そして新しい辰巳ダムの三ダム連携により真の意味での流域総合計画を構築した。

三ダム連携にあたり、洪水調節施設については下流位置ほど効率的、効果的であることに着目し、既存の犀川ダム、内川ダムでできるだけ利水容量を確保し、辰巳ダムは治水専用ダムとする計画となった。その結果、辰巳ダムの必要容量は 880 万 m^3 から 600 万 m^3 へと規模を縮小できることになり、事業費の抑制が実現した。流水型ダムであることで生態系及び土砂・栄養塩などの連続性の確保、常時湛水しないことにより、水質環境への負荷軽減も達成できることとなった²⁾。

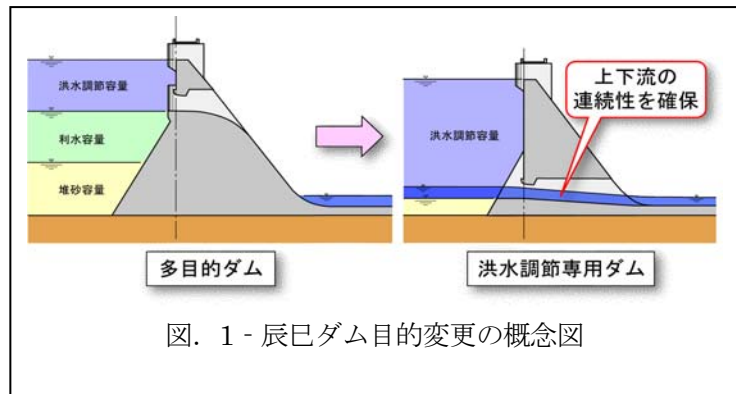


図. 1 - 辰巳ダム目的変更の概念図

おわりに

1975 年以來の辰巳ダム計画に関する経緯と最終段階における葛藤管理が新展開した概要を述べた。辰巳ダム計画における最終期の委員会で議論された内容は、河川管理における新しい概念と革新的な流域管理への接近法である。この二つが価値観の相違を超えた議論を可能とし、技術的争点を明瞭化した³⁾。

「地域の歴史と伝統」の概念は辰巳ダム計画の葛藤原因である価値観や専門性の相違を前提としながら、それらの主題を包括する概念であるので、葛藤の基本部分を解消することが出来た。

流域管理への接近法は、既存ダムの容量配分変更などを含む革新的なものであった。その結果、辰巳ダム計画をめぐる生態的・環境的な技術的争点を根本的に解決することが出来た。

参考文献

- 1) 玉井信行・山本光利・福本俊明：河川計画は哲学となりうるかー犀川水系河川整備基本方針を例としてー、河川技術論文集、第 10 巻、土木学会水工学委員会、pp. 113-118 , 2004.
- 2) 玉井信行・山本光利：犀川水系河川整備計画とダムの新構想、河川技術論文集、第 11 巻、土木学会水工学委員会、pp. 209-214 、 2005.
- 3) 山本光利, 玉井信行：辰巳ダム計画における葛藤管理の実証的研究、ダム工学、Vol. 17、No. 1、pp. 65-75、 2007.

置土がダム下流の河川環境に及ぼす影響に関する研究

山口大学大学院 赤松 良久

1. 目的

近年、日本の各地で土砂還元によるダム下流への土砂供給が行われている。土砂還元の効果として、一つは下流河川における河床低下、河床材料の粗粒化の改善がある。もう一つの効果としてダム下流での異常繁茂した藻類の剥離といった下流の河川環境の改善が挙げられる。前者に関しては置土の流下過程に関する現地調査や数値シミュレーションなどの様々な取り組みが行われている。しかし、後者に関しては未だ十分な検討がなされておらず、土砂還元が河川環境に及ぼす影響は明確でない。

そこで、本研究では国内でも最大規模の置土の実施されている徳島県那賀川を対象として、土砂還元がダム下流の河川環境に及ぼす影響を付着藻類および河床堆積有機物に着目して検討した。

2. 研究方法

研究対象の那賀川流域（図-1）では、長安口ダムから採取された土砂を下流へ置土している。平成 20 年度には $55,700\text{m}^3$ が設置されたものの、置土が流下する規模の出水が無かった。平成 21 年度には小浜橋上流（ $54,700\text{m}^3$ ）、桜谷（ $3,900\text{m}^3$ ）、川口ダム下流（ $18,200\text{m}^3$ ）、朝生（ $83,100\text{m}^3$ ）に計 $159,900\text{m}^3$ の置土が設置され、2009 年 8 月 10 日の台風 9 号による出水（ピーク流量： $5,750\text{m}^3/\text{s}$ ）によって、置土量の 74.8%（小浜橋上流：87.0%，桜谷：100.0%，川口ダム下流：63.2%，朝生：68.1%）が流下した。現地調査では図-1 中の Stn.1（丹生谷橋）、Stn.4（朝生置土直下）、Stn.5（築橋）、Stn.6（水崎大橋）、Stn.7（小計橋）において出水前（2009 年 6 月 9 日）および出水後（2009 年 8 月 25 日）に付着藻類の現存量を計測した。また同時に、長安口からその 60km 下流域までの 13 地点において河床堆積物中の炭素・窒素安定同位体比の計測を行った。

本研究では、置土地点と置土による河床位と河床材料の粒度の回復効果の評価地点（図-1）のモニタリング地点）は二次元解析、置土地点～評価地点は一次元解析を適用した河床変動解析モデルを用いた。ここでは、本モデルから得られた各評価地点での摩擦速度、粒径ごとの掃流砂量を用いて、付着藻類の剥離量の予測を行った。付着藻類の剥離量の予測には各粒径 d_i ごとに掃流砂による仕事量 W_i と減少率 P_i の以下の関係式を用いた¹⁾。

$$P_i = \alpha_i W_i \quad (1)$$

ここで、 α_i ：各粒径に対する藻類の剥離抵抗を表す係数であり、仕事量 W_i は以下のように表される¹⁾。

$$W_i = \gamma q_{Bi} d_i^{1/3} u_*^{2/3} \quad (2)$$

ここで、 q_{Bi} ：各粒径の砂礫の掃流砂量(m^2/s)、 u_* ：摩擦速度(m/s)であり、 $\gamma=4.94 \times 10^5 (\text{N/m}^4/\text{s}^{3/2})$ とした。 α_i は実験結果から得られる値を用いて、各粒径の剥離率の和を掃流砂による剥離率と考えた。

3. 現地調査結果及び考察

図-2 に強熱減量として計測した出水前後の Stn.1、Stn.4～7 における付着藻類の現存量を示す。2009 年の 9 月から 11 月にかけて一カ月ごとに行った Stn.1、Stn.4～7 の平均付着藻類量は $0.4\text{mg}/\text{cm}^2$ 程度であったことから、出水前の 6 月 9 日には藻類が異常繁茂していたと考えられる。出水後にはすべての地点において現存量

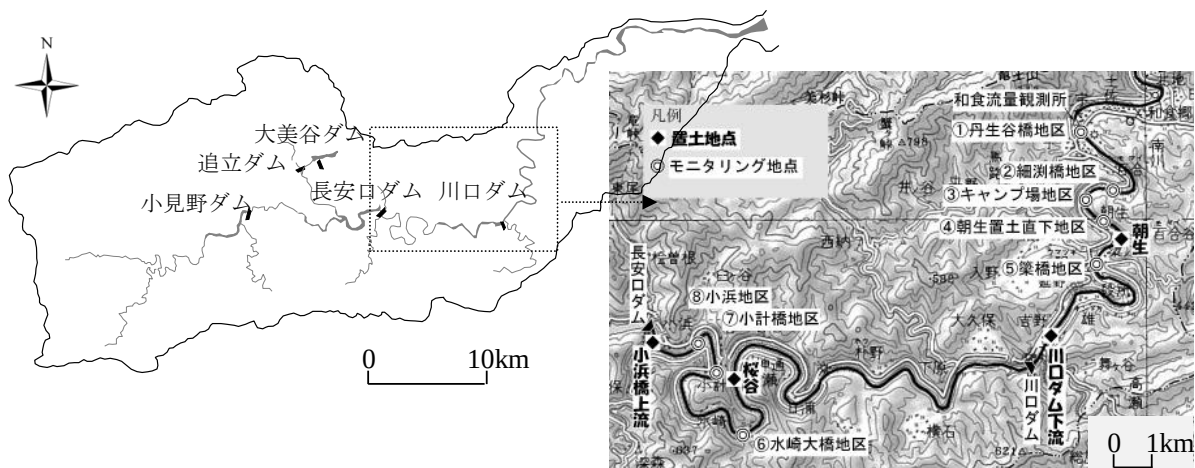


図-1 那賀川における置土地点とモニタリング地点の位置図

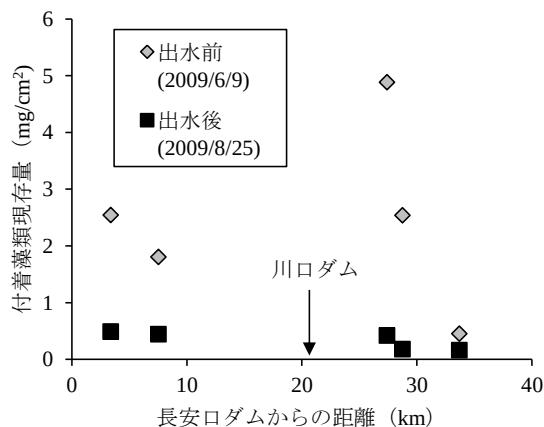


図-2 出水前後の付着藻類現存量

が $0.5\text{mg}/\text{cm}^2$ 以下に低下しており、出水時に十分な付着藻類の剥離が起こっていることがわかる。このような藻類の剥離は流水のせん断力のみによるものではなく、置土された土砂によるクレンジング効果によるものと考えられる。

4. 数値シミュレーション結果及び考察

2-5mm, 5-10mm, 10-20mm, 20-50mmの粒径の土砂の掃流量と藻類の剥離率の関係式(1), (2)を用いて、置土がある場合（実際の状態）と置土がない場合（仮想状態）の付着藻類現存量の出水前後の変化を予測した。図-3に置土がある場合とない場合のStn.1, Stn.4～7における出水期間中の付着藻類現存量の時系列変化を示す。この結果より、再現計算では置土がある場合には全地点で完全に剥離することがわかる。現地調査では出水後に完全に剥離した状態ではなかったが、これは出水後の調査が出水から15日後に行われたものであるためであり、出水直後には計算結果と同様に完全に付着藻類が剥離していたと考えられる。置土がない場合においては、Stn.5, 6, 7では剥離率が20～50%程度であるものの、Stn.1, 4では全く剥離していないことがわかる。以上の結果から、置土による土砂還元が付着藻類の剥離に有効であることが明らかとなった。

5. 結論

徳島県那賀川の長安口・川口ダム下流では、置土をすることによって、出水時に異常繁茂した付着藻類の強制剥離を十分に期待できることが現地観測および再現シミュレーションから明らかとなった。また、再現シミュレーションによって置土がされない場合には付着藻類の剥離は十分に剥離せず、半分以上の藻類が残存することが示された。

参考文献

- 1) 赤松良久, 池田駿介, 浅野誠一郎, 大澤和敏: ダム下流における糸状藻類の強制剥離に関する研究, 土木学会論文集 B,

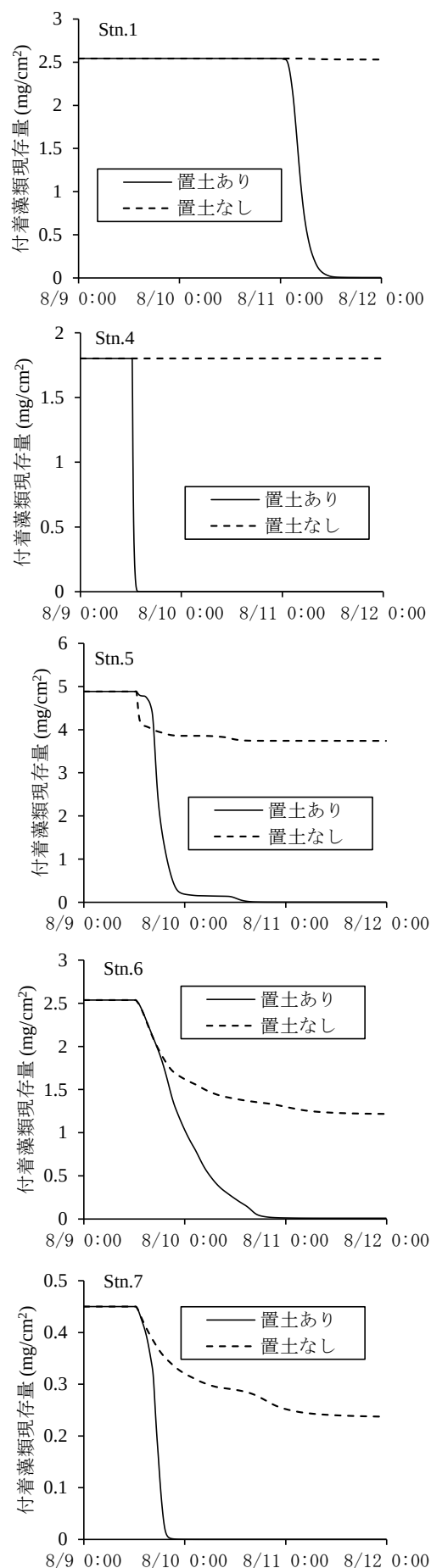


図-3 出水前後の付着藻類現存量

ダムが河川食物網構造に与える影響

*山田晃史(八千代エンジニアリング株式会社), 田代喬(名古屋大学環境学研究科)

辻本哲郎(名古屋大学工学研究科)

1. はじめに

本研究は、ダムが食物連鎖を通して生物群集に与える影響を明らかにすることを目的とする。具体的には、被食 - 捕食関係、各生物の存在量を調査することにより、ダム上下流における食物網構造の違いを検討した。奥田(2009)の調査において、阿木川ダム上下流の優占種であったカワヨシノボリに着目し、カワヨシノボリを頂点とした食物連鎖を主要な検討対象とする。

2. 調査地

木曽川水系阿木川ダムの上下流に、異なる底質構造を持つ6箇所の調査地点を設定した。各調査地点は以下の通りである。すなわち、1)ダム上流の阿木川(St.1, 木曽川合流地点から約12.5km), 2)ダム上流の岩村川(St.2, 同約12km), 3)ダム下流(St.3, 同約8km), 4)土砂還元下(St.4, 同約7km), 5)支流合流後(St.5, 同約4.8km), 6)飯沼川(St.6, 阿木川合流地点から1.3km)である(図1)。

3. 材料と方法

調査実施に当たり、各調査地の淵尻に3×3 m²の大コドラートを3つ設置し、この大コドラート内で水理環境、魚類密度、付着藻類調査を行った。この大コドラート内に、さらに50×50 cm²の小コドラートを1つ設置し、粒径区分毎の被覆割合、底生動物密度、BPOM(Benthic Particulate Organic Matter)に関する定量調査を行った。また、大コドラートより上流の河道中央付近でSPOM(Suspended Particulate Organic Matter)フラックスを調べた。

採取した試料は、密度やバイオマスの測定を行うと同時に、被食 - 捕食関係を把握することを目的として炭素・窒素安定同位体比分析を行った。各試料の炭素同位体比から、IsoSourceを用いて、カワヨシノボリに対する餌資源の寄与率推定を行った。



図1. 調査地

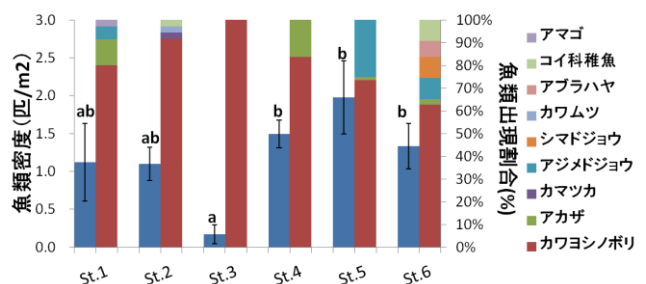


図2. 魚類密度と魚類出現割合

4. 結果・考察

各調査地点の粒径区分別の被覆割合は、St.1とSt.2は砂、St.6は小礫、中礫、St.3, St.4, St.5は大礫、巨礫が他地点と比較して大きく、ダム上流、支流は細粒土砂、ダム下流は粗粒土砂が大きい傾向が見られた。

カワヨシノボリの出現割合は、全地点で全魚種の60%以上を占めていた。また、魚類密度、カワヨシノボリ密度ともに、St.3が小さく、St.4, St.5が大きく、St.1, St.2, St.6が中間値となった。St.3とSt.4, St.5の間には有意差が認められた(図2)。

各調査地点におけるカワヨシノボリを頂点とする食物連鎖を対象とし、BPOM, SPOM, 付着藻類、摂食機能群別の底生動物類型、カワヨシノボリ個体についての炭素・窒素安定同位体比を用いて、餌資源寄与率の推定を行った。カワヨシノ

ボリに対する生産者の寄与率に関して、SFPOM 寄与率は、St.3 において最大となり、プランクトンが餌として利用されたことが考えられる。St.2 においては、CPOM の寄与率が大きかった。St.4 においては、BFPOM や BCPOM などの堆積有機物の寄与率が大きかった。

カワヨシノボリに対する底生動物、付着藻類の寄与率に関して、堆積物食者の寄与率は全地点で 15%~60% 程度であり、比較的大きい値であった。St.3 において、付着藻類の寄与率は小さく、濾過食者の寄与率は大きかった。また、カワヨシノボリへの寄与率に関して、付着藻類が小さい一方、刈取食者は大きいことから、付着藻類が直接的ではなく間接的に利用されていることが示された。

各生物の存在量と餌資源寄与率の関係から、St.2、St.3、St.4 における被食 - 捕食関係を通したエネルギー循環について検討した(図 3, 4, 5)。図中枠内の値は、カワヨシノボリは出現個体数[匹]、摂食機能群は密度[匹/㎡]、付着藻類、BFPOM は強熱減量[mg/㎡]、SPOM はフラックス[mg/㎡・s]である。赤字の数字は、3 地点における最大値である。矢印は、寄与率が 10% 以上である関係を示し、矢印の種類は、寄与率の大きさによって区分した。

付着藻類は、ダム上流において、カワヨシノボリに直接採餌され、ダム下流において、底生動物に採餌される傾向が示された。さらに、カワヨシノボリに対する付着藻類の直接的な寄与率は、付着藻類量とは負の関係であり、攪乱により成長初期段階の付着藻類が存在することが、カワヨシノボリの付着藻類の直接採餌に正の影響を与えていることが考えられる。

各地点の食物網構造に関して、St.3 において、外来性有機物起源の食物連鎖の消失、プランクトン起源の食物連鎖の発生、過剰の付着藻類量による付着藻類の直接採餌率の減少、濾過食者もしくは堆積物食者を經由した食物連鎖の増加などが確認された。この食物網構造の変質は、ダム建設が原因であると推測される。また、土砂還元後の St.4 において、外来性有機物起源の食物連鎖の出

現、付着藻類量減少による付着藻類の直接採餌率の増加など、ダムの影響を受けた部分が一部回復したことが確認された。

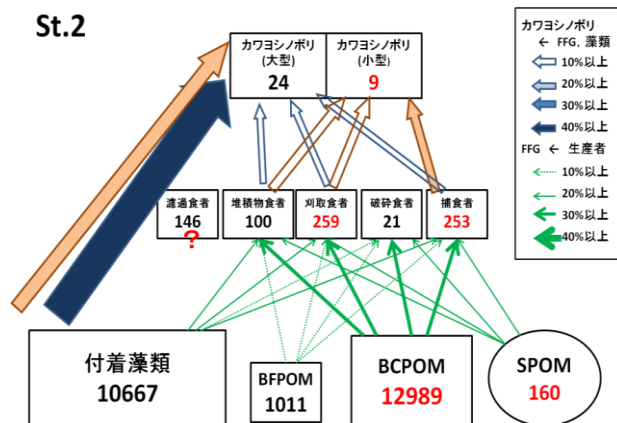


図 3. St.2 の食物網構造

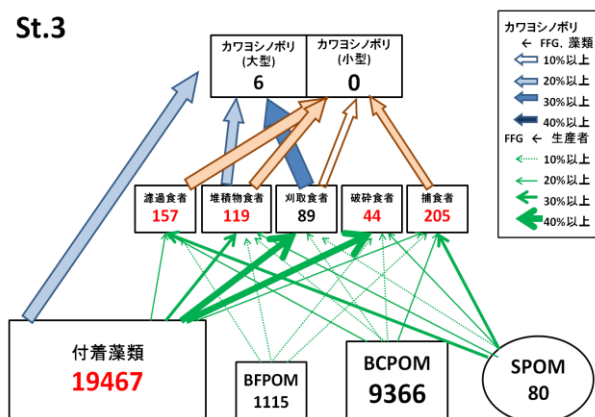


図 4. St.3 の食物網構造

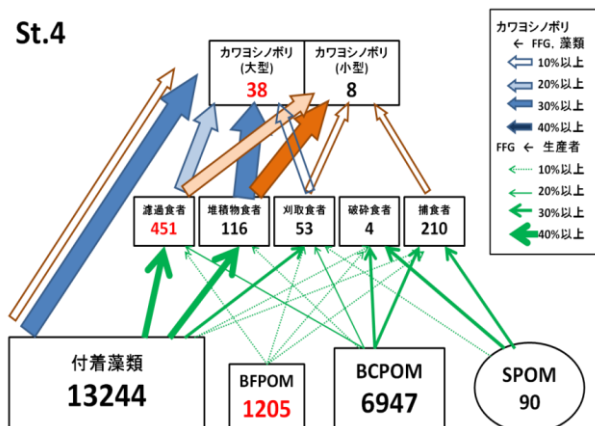


図 5. St.4 の食物網構造

参考文献

奥田千賀子：礫下砂成分に着目した河床底質の生態的機能評価法の開発，名古屋大学大学院修士論文集，2009

球磨川荒瀬ダム撤去評価のための SS 輸送量特性及び堆積物特性

東京理科大学理工学部土木工学科 助教 大槻順朗

1. 研究の目的

ダムによる土砂輸送阻害などの環境負荷を解消する最も抜本的な対策はダム撤去である。熊本県・球磨川における荒瀬ダムでは、本邦初のハイダム（堤高 25m）撤去事業が 2012 年度より実施され、2010 年度よりダムゲートが常時解放されている。荒瀬ダムは海まで 20km と近く、撤去による堆積土砂流出の影響は河川のみならず河口干潟や沿岸域まで及ぶ可能性があるが、当地における土砂輸送特性・堆積特性についての知見が極めて乏しい。本研究では、本撤去事業による環境影響評価を海域まで含めて形で行うために、球磨川とその河口干潟・周辺沿岸域での土砂輸送・堆積特性を把握するための事前調査を行った。具体的には、①荒瀬ダム上・下流部における濁度連続モニタリングを行い SS 輸送量を推定し、②河川から沿岸海域までの堆積土砂の粒径分布や元素組成分析を行った。

2. 研究内容

(1)SS 輸送量推定：球磨川における SS 輸送特性を把握するために、荒瀬ダム上下流（図 1 赤丸）において光学式濁度計、水位計、DO 計、自動採水機を設置した（2011 年 8 月 5 日から）。濁度と出水時採水結果より、濁度－SS 関係と SS 輸送量 L －流量 Q 関係（ L - Q 式）を算出し、長期間にわたる SS 輸送量やダム前後での SS トラップ状況を把握した。

(2)堆積物特性の把握：河川・沿岸域における堆積物特性を把握するために、2011 年 9 月 28 日-30 日に河岸水際部や河口干潟、沿岸域における底質をスcoopもしくは採泥器によって採取した。（図 1、26 地点）。堆積物サンプルに関しては粒径分析を行うと共に、蛍光 X 線分析（RIX2000、(株)Rigaku 製）による構成元素濃度を計測した（一部の地点では粒径別サンプルについても分析した）。得られた元素組成データより、流域背後地質の指標となる 10 元素を選定し、全粒径成分と粒径別データについてクラスター分析を行った。

3. 主要な結論

(1)SS 輸送量推定：観測値から得られた L - Q 式に基づいて、ゲート常時解放後からのダム上・下流地点における累積 SS 輸送量を推定した（図 2）。その結果、ダム上下流の累積 SS 量はほぼ等しく、ダムではほとんど SS はトラップされず、また比 SS 輸送量は 0.871ton/day/km^2 と筑後川の 3 倍強となり、球磨川の土砂生産量は極めて大きい。また、過去 19 年間の年間 SS 輸送量を求めたところ、2011 年は 3 番目に多く（図 3）、出水規模や回数を勘案すると 2011 年は例年より大粒径の土砂が海域に流出したと考えられる。また、出水時の DO は低下しておらず、ダム堆積物による負の環境負荷は見られない（図面省略）。

(2)干潟・沿岸部の粒径特性：堆積物の粒度組成変化を見ると、荒瀬ダムを境に粗粒成分が減少し、下流に行くと砂成分が増加する（図 4）。下流の河川滞り部（D6s 地点）では河岸より粗い中砂成分が卓越し、河口域へ掃流・浮遊状態で輸送されたことが示唆された。2002 年の調査結果（道前・石賀、2002）と比べると、河口・沿岸部においては、2002 年では粘土・シルト成分が主であったが、2011 年では細砂・中砂と変化した（図 5）。この河口・沿岸堆積物の粗粒化には、近年の顕著な SS 輸送（2006、2011 年等）に加え、ダム常時開放の影響が挙げられ、今後のハイダム撤去による堆積物の粗粒化の進行が予想される。

(3)堆積物の元素組成：堆積物の構成元素濃度に関するクラスター分析を行ったところ、全粒径成分や細砂成分に対しては概ね場所毎に分類されているが、中砂成分に関しては、場所に依存しない分類結果が得られた（図 6）。これより、ダム撤去に伴う堆積物流出により、中砂成分の輸送の影響が大きいことが示唆された。

2012/5/22

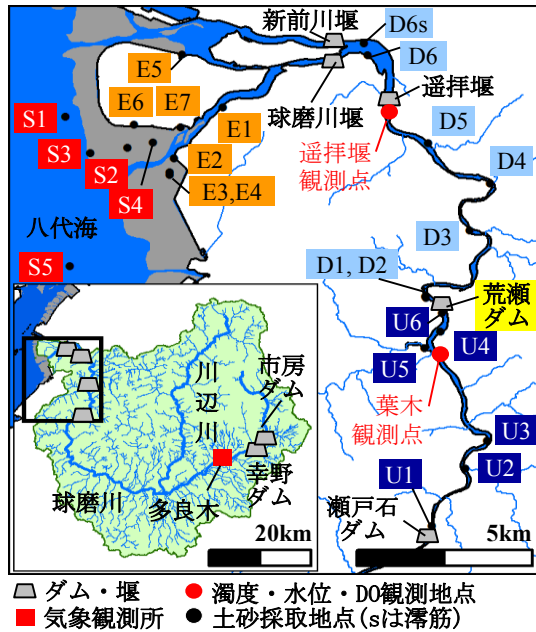


図1 球磨川流域マップと観測点位置

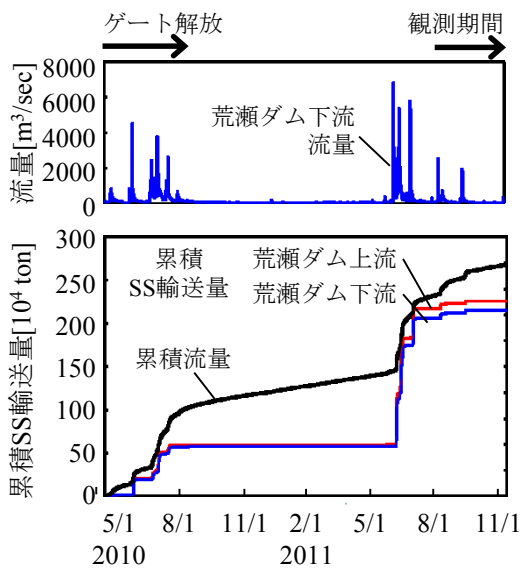


図2 ダムゲート解放からの推定累積SS輸送量

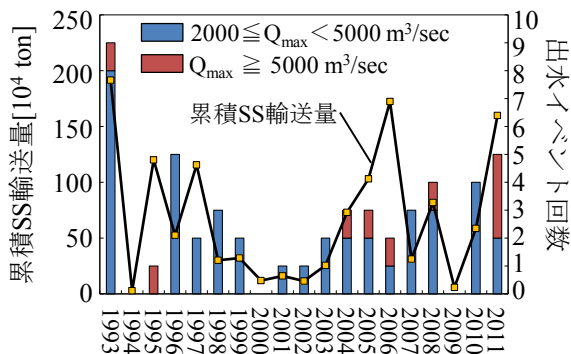


図3 推定累積SS輸送量の経年変化とピーク流量別出水回数の関係

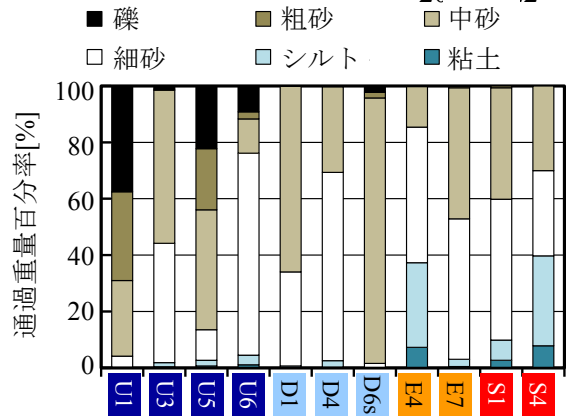


図4 底質粒度組成の縦断変化

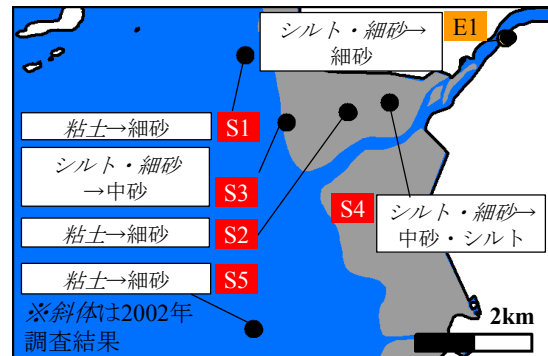


図5 河口海域における表層底質粒度と2002年調査結果との比較

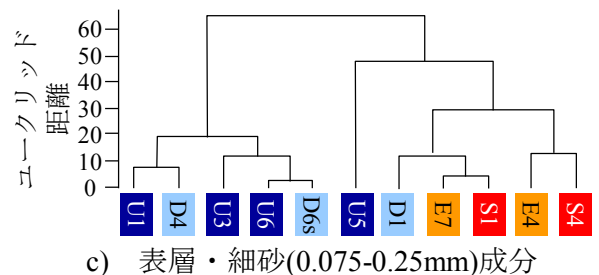
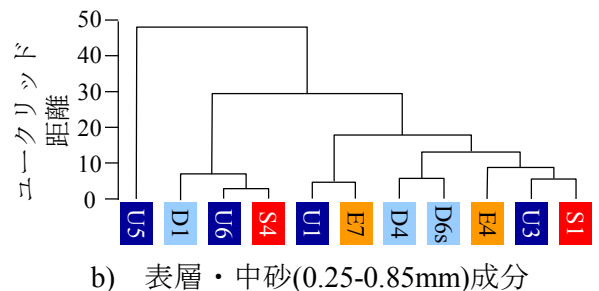
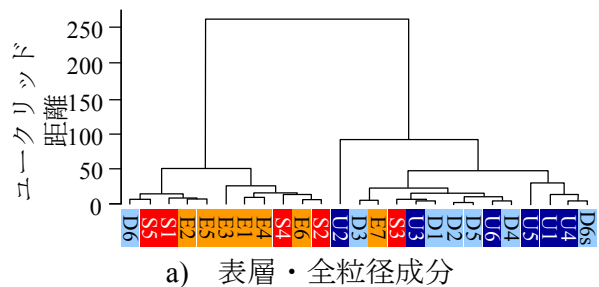


図6 堆積物元素濃度に対するクラスタ分析結果

ダム貯水池におけるアオコ発生要因に関する考察

CTI 株式会社 建設技術研究所 守谷 将史、森井 裕、松原 弘和、水場 牧子

1. はじめに

Aダムでは流域に1万人以上の人々が生活し、高濃度の栄養塩が流入するため、ダム計画時から水質保全対策の検討が行われ、曝気循環施設などの水質保全対策施設が設置・運用されているが、貯水池上流部やダムサイト付近において、毎年のようにアオコが発生している。

本研究では、多項目水質計による貯水池の縦断・鉛直方向の詳細な現地調査を実施し、アオコの発生要因を分析するとともに、富栄養化対策として設置されている曝気循環施設および貧酸素化による重金属や栄養塩の溶出対策として設置されている高濃度酸素溶解装置の効果を分析、評価するものである。

2. アオコ発生要因の分析

藻類の発生を左右する要因としては水温や日射、流況、栄養塩等が考えられるが、水温および日射については、アオコの発生状況と有意な関連性がみられずAダムにおいては他の要因が大きいと考えられたため、ここでは、流況、栄養塩とアオコ発生状況の関連性について示す。

(1) 流況

水温およびクロロフィルaの現地調査結果(6月、10月)を図2に示す。Aダムの流況は、図3に示すように8月以降急激に悪くなる。7月までは滞留時間の短い流入部ではクロロフィルa濃度は低く、中・下流において濃度上昇がみられるのに対して、8月以降は滞留時間が長くなるため流入部でも濃度上昇がみられ、中・下流では比較的低い濃度となっている。

(2) 栄養塩

流入部で藻類が増殖しない7月までは、栄養塩が豊富で温かい流入水が中・下流の表層に流入していると考えられ、クロロフィルaの上昇もみられる。

一方、8月以降については、図4に示すように流入部における藻類増殖により栄養塩が枯渇するとともに、冷たい流入水は中～底層へ流入するため、中・下流の表層への栄養塩の供給が少なくなっていると考えられる。ただし、表1に示すように8月以降は中・下流においてもアオコの発生はみられており、出水や溶出、有機物の分解等による栄養塩の供給があるものと考えられる。

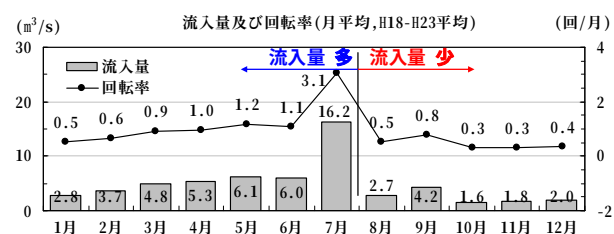


図3 流入量・回転率の季節変化

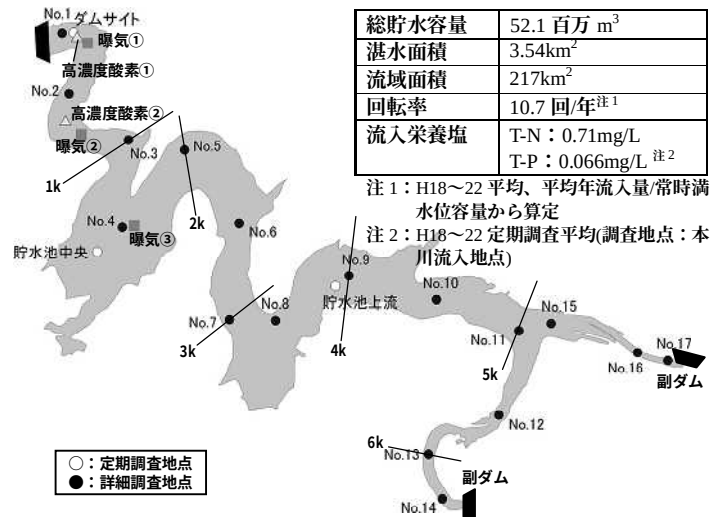


図1 Aダム(所在地: 中国地方)の概要と調査地点

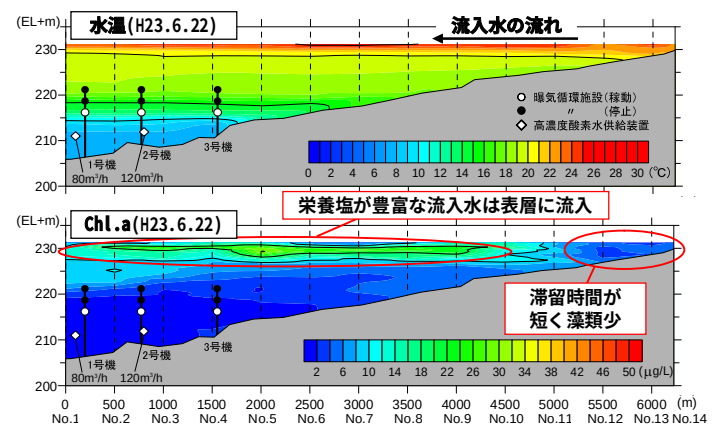


図2(1) 水温・Chl.aの縦断・鉛直分布(現地調査: 6月)

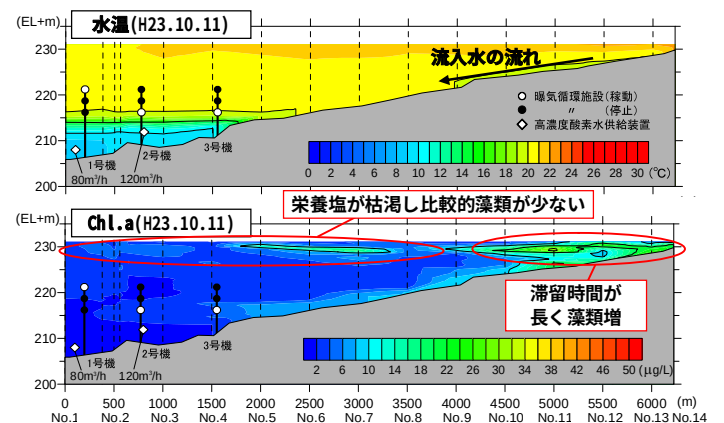


図2(2) 水温・Chl.aの縦断・鉛直分布(現地調査: 10月)

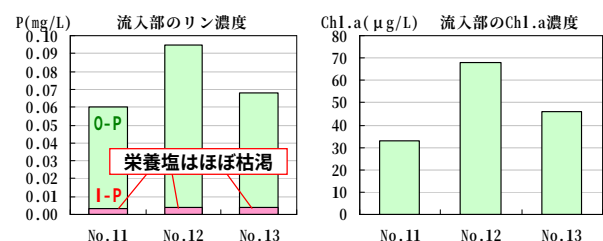


図4 流入部表層のリン・クロロフィルa (10月)

表 1 水域別のアオコ発生状況

流入部では 8 月以降にアオコが多く発生

	地点	4月				5月				6月				7月				8月				9月				10月				11月				12月						
		8	14	21	28	5	12	19	26	2	9	15	22	29	6	13	20	27	4	11	18	25	30	7	14	21	28	5	12	19	26	2	9	15	22	27				
H22	① 0.0K~1.0K	0	-	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	3	1	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0		
	② 1.0K~2.0K	0	-	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	2	2	1	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0			
	③ 2.0K~3.0K	0	-	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	2	2	1	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0			
	④ 3.0K~4.0K	0	-	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	2	2	1	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0			
	⑤ 4.0K~5.0K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0				
	⑥ 5.0K~5.5K	1	-	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	3	1	1	1	2	2	2	1	0	1	1	2	2	3	2	0	0	0	1	1	0		
	⑦ 5.5K~	1	-	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	3	1	1	1	2	2	2	1	0	1	1	2	2	3	5	4	1	1	1	1	0		
H23	地点	5	13	21	28	6	11	18	24	1	8	15	22	29	6	13	20	27	3	10	17	24	31	7	14	21	28	5	12	19	26	2	9	16	24	30	8	14	21	27
	① 0.0K~1.0K	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	3	0	0	0	2	3	3	3	3	2	5	1	5	2	5	4	3	3	3	2	0	1	1	0	0
	② 1.0K~2.0K	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	3	0	0	0	0	2	2	1	2	2	3	2	3	1	3	1	1	2	1	1	0	1	1	0	0
	③ 2.0K~3.0K	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	0	0	0	0	0		
	④ 3.0K~4.0K	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	1	1	0	1	1	2	2	3	1	3	1	1	2	1	0	1	0	0	0	
	⑤ 4.0K~5.0K	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	0	0	0	0		
	⑥ 5.0K~5.5K	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	1	1	1	2	1	1	1	1	3	1	3	1	2	1	0	0	0	
⑦ 5.5K~	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	2	2	1	2	1	1	1	1	3	1	3	3	2	2	0	1	0		

0: アオコ発生は認められない。1: アオコの発生が肉眼で確認できない(ネットで引いたり、白いバットに汲んで良く見ると確認できる)。2: つつすらと筋状にアオコの発生が認められる(アオコがわずかに水面に散らばり肉眼で確認できる)。3: アオコが水の表面全体に広がり、所々パッチ状になっている。4: 膜状にアオコが湖面を覆う。5: 厚くマット状態にアオコが湖面を覆う。6: アオコがスカム状(厚く堆積し、表面が白っぽくなったり、紫、青の縞模様になることもある)に湖面を覆い、腐敗臭がする。

表 2 Aダムにおけるアオコ発生特性

	中・下流	流入部
～7月	・ 栄養塩が豊富な流入水が表層に流入するため、アオコが発生しやすい。	・ 流況が良く滞留時間が短いため、アオコが発生しにくい。
8月～	・ 流入部での藻類増殖により栄養塩が枯渇し、流入水は中・下層に流入するため、流入による栄養塩供給量は少ない。 ・ 出水や溶出、有機物分解等に伴う栄養塩供給によりアオコが発生する。	・ 流況が悪く滞留時間が長いいため、アオコが発生しやすい。

(3) アオコ発生要因分析のまとめ

藻類の発生状況および流況、栄養塩の状況から推察されたAダムにおけるアオコ発生特性を表 2 に示す。表 1 に示す実績のアオコ発生状況をみても、流入部では 8 月以降にアオコが多く発生している状況がみられる。

3. 対策効果の分析

(1) 曝気循環施設

図 5 に示すように、曝気により水温躍層は低下しているが、No.5(2k)の湾曲部付近より上流には効果が及ばず、表層の水温勾配が大きく藻類が集積する状況がみられる。

また、曝気周辺でも上層に一次躍層が残存しており、藻類を十分下層に引き込めていない。上層の水温勾配を $0.5^{\circ}\text{C}/\text{m}$ 以下とすることによりアオコを抑制できることが報告されている¹⁾が、この貯水池では当初想定していた流動を十分に生起させることができていない可能性がある。Aダムの曝気循環施設の吐出口はノズル式であり、簡易な改善方法としては、気泡が小さく連行効率が高い分散型の吐出口に改造することなどが考えられる。

(2) 高濃度酸素溶解装置

図 5 に示すように、高濃度酸素溶解装置周辺の D0 は改善されているが、No.3(1k)より上流には効果が及んでいない。また、夏季には水温躍層よりも上層の流入部まで D0 が低下しており、栄養塩等が溶出している可能性がある。内部生産により有機物濃度が高いことに加え、図 6 に示すように旧河道が存在し滞留しやすい地形となっていることが要因であると考えられる。藻類増殖に対する、溶出による栄養塩供給の寄与度が大きいようであれば、何らかの対策が必要である。

4. まとめ

本研究では、現地調査結果をもとにアオコの発生要因を分析するとともに、対策効果の分析、評価を行った。その結果、Aダムでは特に流況および栄養塩の貯水池内

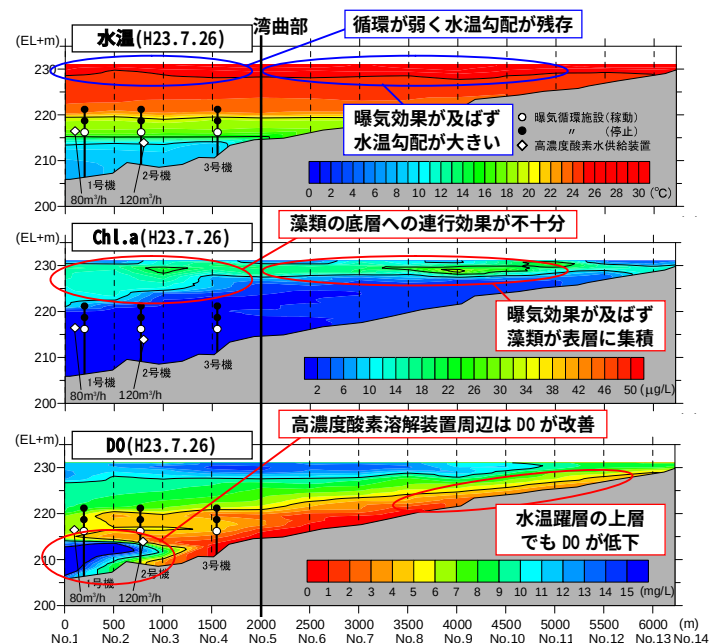


図 5 水温・Chl.a・D0 の縦断・鉛直分布(現地調査: 7 月)

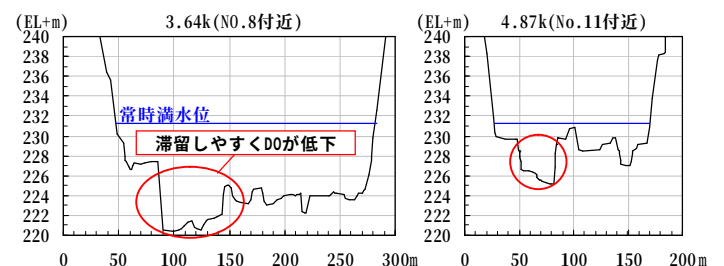


図 6 上流部の横断形状

の挙動がアオコの発生を左右していると推察された。また、曝気循環施設については水温の制御効果が十分に発揮されておらず改善の余地があることが示された。

参考文献

- 1) 廣瀬真由 他: 曝気循環の効果判定に用いる指標について, 平成 22 年度 水資源機構技術研究発表会

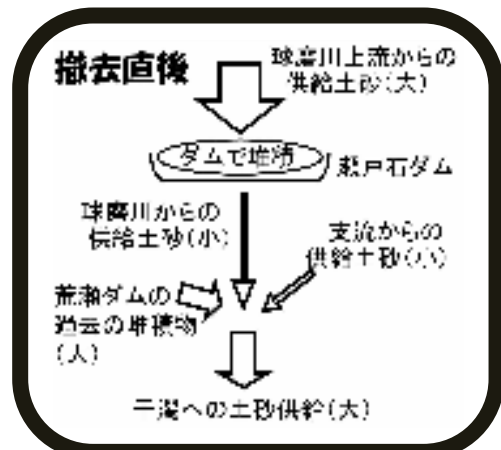
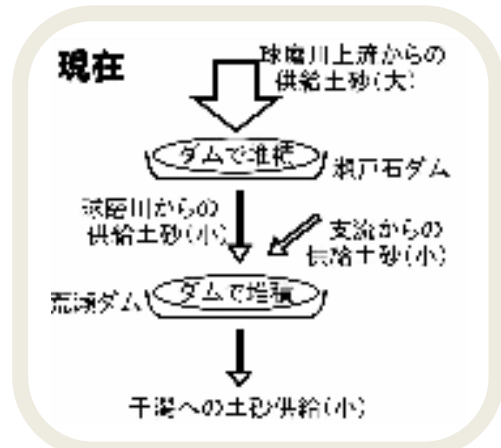
河口域の物理基盤の予測、生物分布の予測はどこまでできるのか？

九州大学大学院農学研究院 鬼倉 徳雄

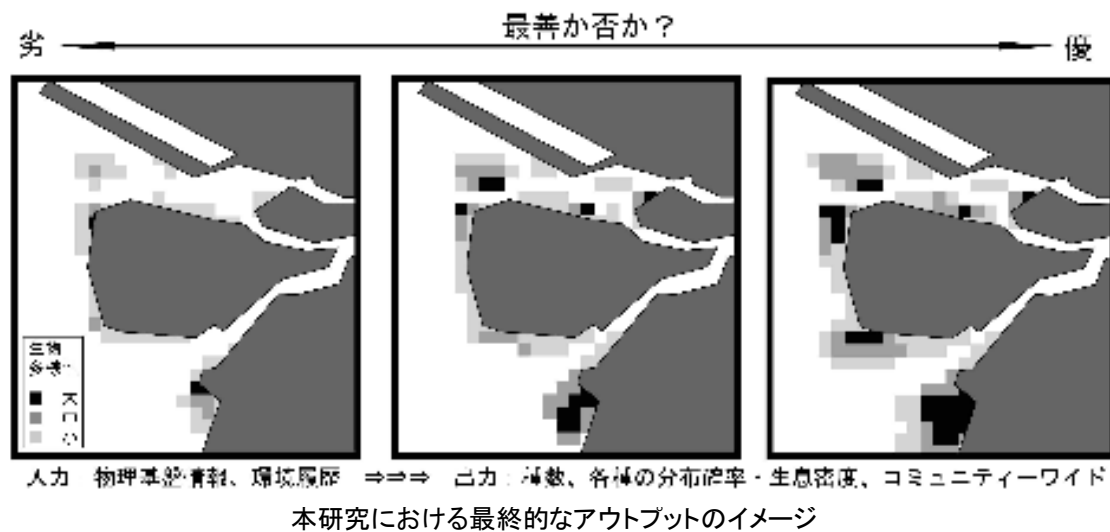
日本の干潟生態系は今後健全に保全できるのか？そのために今必要な知見とは何か？日本では今日までに約 40%の大規模な干潟を干拓により失い、その影響で内湾・干潟を生息場とする生物の多くが絶滅の危惧に瀕している。九州島内のハゼ亜目魚類の場合、17 種が絶滅危惧種に指定、そのうち 82%が内湾・干潟に依存する。健全な干潟環境の維持は日本の生物多様性保全上極めて重要な課題である。水産業上でも干潟は有用水域であるが、そこでの資源量は劇的に減少し、各地で漁場造成事業が行われている。しかしこれらについては造成土砂が流出し維持できないなどの課題も見えはじめ、実際の漁獲量・生物多様性向上に十分に寄与していないものも多く見られる。

このような事態の要因の一つは、河川や沿岸流による土砂の供給・運搬と波浪・潮流による侵食が複雑にバランスし形成・維持される河口干潟や前浜干潟の物理基盤維持・形成に関する科学的知見が不十分であることにある。また、生物学的視点で見たとき、河口域の生物分布は干潟の比高や底質材料などの様々な環境要因の傾斜に大きく左右される。そして、本来、干潟生態系・生物多様性の維持とは、それらの多様な物理基盤の維持メカニズムの究明とそれらと生物分布との関連性を解明して初めて可能となるだろう。

演者は数年にわたり九州北部を中心に河口域の魚類の調査を行っている。干潟の絶滅危惧種の多さとそれらの出現パターン解析結果から考えて、保護区の設置や干潟再生・造成事業だけでは干潟の生物多様性・生態系保全は難しく、ダム撤去を含めた大規模な流砂系改善も十分検討すべきであると考えている。

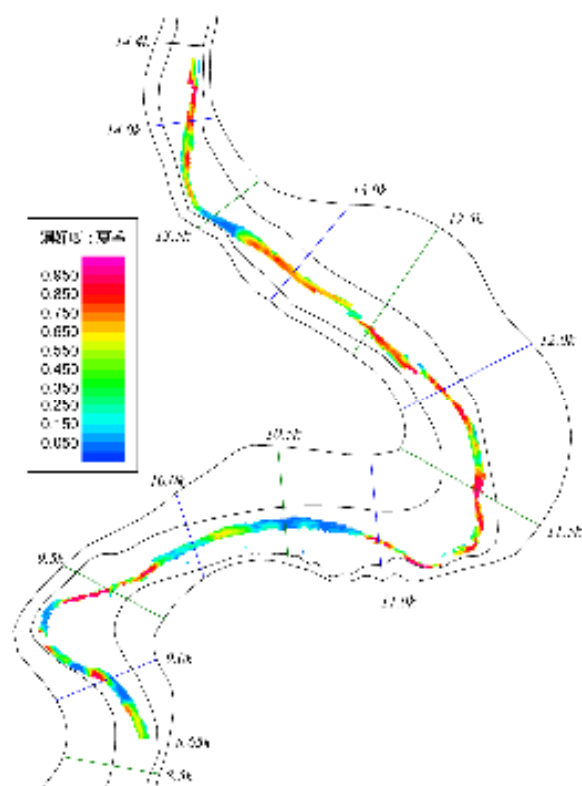


荒瀬ダム撤去に伴う球磨川河口域での流砂量の変化(想定図)



八代海に注ぐ球磨川下流域にある荒瀬ダムは平成 23 年度から段階的に撤去事業が実施される。河口から約 20km, 堤高 15m のハイダム撤去であるため、今後数年の間に球磨川河口域で流砂系が大幅に変化すると予想される。想定している変化は大きく分けてふたつで、ひとつは短期的に起こる大規模な土砂供給、もうひとつは中長期的に起こる土砂供給量の減少である。演者は、幾つかの大学研究者と共同でこのふたつの変化について、物理基盤と生物分布を追跡する予定である。そして、将来的には、干潟の物理基盤の維持機構と生物分布との関係性を解明し、「物理基盤予測」→「生物分布・ハビタットモデル」といったプロセスによる河口干潟における生物多様性予測モデルを構築する計画である。

さて、河川生態学術研究会五ヶ瀬川研究グループでは、干潟を対象とはしなかったものの、これまで河川生態系変動予測モデルの構築を試みてきた。出水や河畔林伐採などの自然・人為的かく乱(入力)に対し、河川の物理基盤がどのように変化し、それに対してどのように生物が応答(出力)するのかをモデル化する試みである。演者は、その中で水域の生物を使って出現予測モデルを構築する役目を担い、「ボウズハゼ」を対象としてそれを試みてきた。それらを紹介しつつ、その中で明らかとなった問題点を取り上げ、皆さん方と議論したい。



五ヶ瀬川水系北川・的野地区における
ボウズハゼの選好度

河川水中における溶存態珪素：窒素比の変動要因

(独) 水産総合研究センター中央水産研究所 児玉真史

はじめに

海域の植物プランクトンのうち、珪藻類は健全な海洋生態系を支える重要な基礎生産者である。珪藻類を起点とした食物連鎖は他の基礎生産者に比べて高次の栄養段階へのエネルギー転送効率が高く、湧昇域などのように珪藻類が優占する海域は世界で最も生物生産力の高い場所の一つであるとされている。珪藻類はその殻の形成のために珪素 (Si) を必須とすることから、海域における植物プランクトン組成の決定因子として溶存珪酸態珪素 ($\text{Si}(\text{OH})_4\text{-Si}$; 以下 DSi) の重要性は「シリカ欠損仮説」として古くから指摘されている。

数十年来、流域の開発が進行した世界各地の河川において DSi 濃度および DSi:DIN 比の低下が報告されてきた。河川水の DSi 濃度、DSi:DIN 比低下の主な原因の一つとして、ダム建設の進行によって河川水の滞留時間が長期化し、淡水性珪藻類が増殖することで DSi が消費されることに加え、下流域で人為起源の高濃度の窒素負荷が加わることが考えられている。その結果として海域において DSi が相対的に不足し、シリカ欠損にともなう珪藻から有毒鞭毛藻類など非珪藻への植物プランクトンの卓越種の変化、さらにはより高次の生態系へ影響する可能性がある。実際にドナウ川では上流のダム建設後 DSi 濃度、DSi:DIN 比が大幅に低下した結果、黒海では鞭毛藻赤潮が頻発するようになり、シリカ欠損の影響は富栄養化以上に黒海の生態系に大きな影響を与えたとされている。

材料と方法

本研究では、愛知県矢作川における 3 年間の長期モニタリング結果から、河川水中の DSi 濃度、DSi:DIN 比の変動実態について明らかにするとともにその変動要因について考察した。矢作川米津橋近傍の流量観測施設 (Stn. Y; 河口から約 12 km) において 2000 年 6 月から約 3 年間、月 1 ~ 2 回の頻度で採水調査を実施した。また、矢作川本流の最下流のダム湖である明治用水頭首工 (Stn. M; 河口から約 34 km) において約 1 年間、Stn. Y と同様の調査を実施した (Fig. 1)。採水した試料は溶存態の栄養塩類、クロロフィル色素濃度等の分析を行った。さらに、一部のサンプルについては、試水を中性ホルマリンにより固定し、珪藻類の同定・計数を行った。

結果および考察

Fig. 2 に Stn. Y および Stn. M における (a)DSi 濃度および (b)DIN 濃度の変動を示した。また、Fig. 3 に Stn. Y および Stn. M における DSi:DIN 比の変動を示した。観測期間中の Stn. Y における DSi 濃度、DIN 濃度はそれぞれ、75~254 μM (平均 162 μM)、42~141 μM (平均 72 μM) の範囲で変動した。また、DSi:DIN 比は 0.74~4.3 (平均 2.3) の範囲で変動した。DIN 濃度についての季節変動傾向は明瞭ではないが、DSi 濃度については 2000 年 9 月の東海豪雨時および 2001 年 9 月などの出水時に大幅な濃度低下がみられた。Fig. 4 に Stn. Y における日平均流量と DSi、DIN 濃度の関係を示した。流量の増加とともに DSi、DIN 濃度いずれも低下する傾向がみられるが、その傾向は DSi の方がより強いことがわかる。これは大規模な出水時には表面流出が卓越し、浸透流によって流出した DSi が希釈されるためであると考えられる。一方、Stn. M における DSi 濃度は 127~247 μM (平均 185 μM) の範囲で Stn. Y に比べ若干高い傾向を示す程度であったが、DIN 濃度は 24~55 μM (平均 41 μM) と Stn. Y よりも常に低濃度であった。これらを反映して Stn. M における DSi:DIN 比は 3.2~7.9 (平均 4.7) と Stn. Y よりも大幅に高くなっている。

Fig. 5 に調査日前 7 日間の矢作ダム (矢作川最上流のダム湖) の積算交換率と Stn. M における珪藻細胞密度の関係を示した。増水期間である 6 月~10 月は矢作ダムの交換率に関係なく細胞密度が低いのにに対し、渇水期間の 11 月~5 月は交換率の低下とともに細胞密度が高くなる傾向にあ

ることがわかる。このことは、11月～5月の期間においてはダム湖水の交換率の低下、すなわち滞留時間が長くなることが珪藻類の増殖に有利になることを明瞭に示している。**Fig. 6**に Stn. Mにおける珪藻細胞密度と DSi:DIN 比の関係を示した。細胞密度が低い場合には DSi:DIN 比の変動の幅が大きく、最大で8程度の高い値となる場合があるのに対し、細胞密度が高くなるにつれて DSi:DIN 比は4前後に低く抑えられる傾向にある。これは珪藻類の増殖にともなって、 DSi が消費されることが原因であると考えられる。淡水性の珪藻類は海産のものに比べて単位細胞体積当たりで一桁多くの珪素を必要とするため、こうした陸水域での珪藻類の増殖による DSi の消費は沿岸海域における基礎生産・物質循環構造に重大な影響を及ぼすことが懸念される。

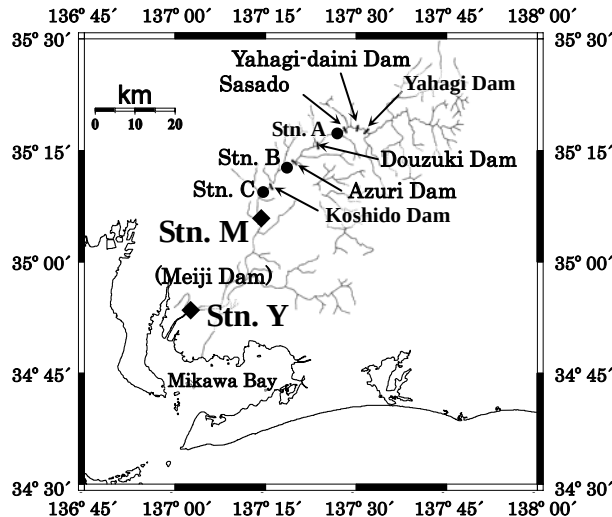


Fig. 1 Study area and sampling stations in Yahagi River.

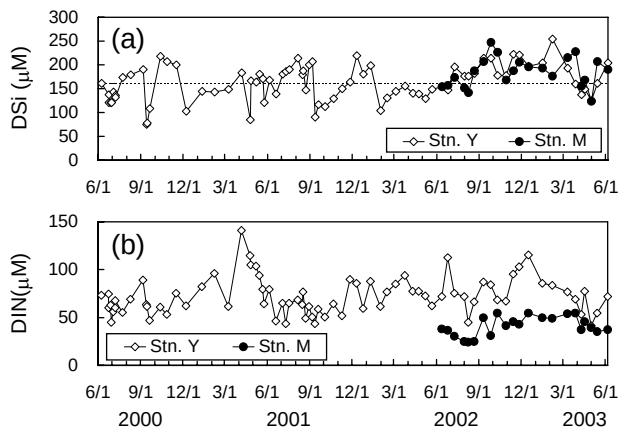


Fig. 2 Time series variations of (a) DSi and (b) DIN concentrations at Stn. Y and Stn. M in the Yahagi River.

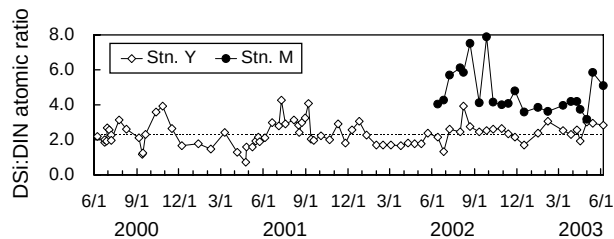


Fig. 3 Time series variations of DSi:DIN ratio at Stn. Y and Stn. M in the Yahagi River.

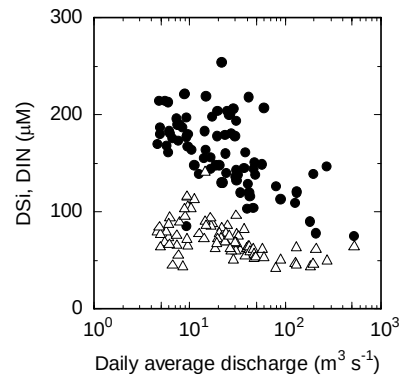


Fig. 4 Relationships between daily average discharge and DSi (●), DIN (△) at Stn. Y.

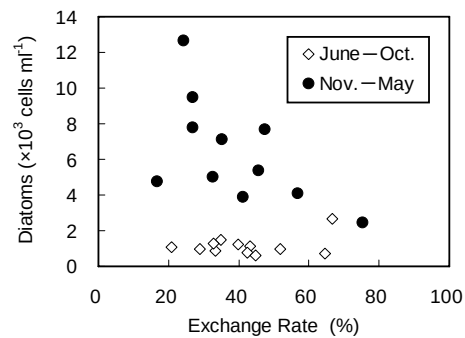


Fig. 5 Relationship between cumulative water exchange rate at Yahagi dam reservoir 7 days before sampling and diatom cell density at Stn. M.

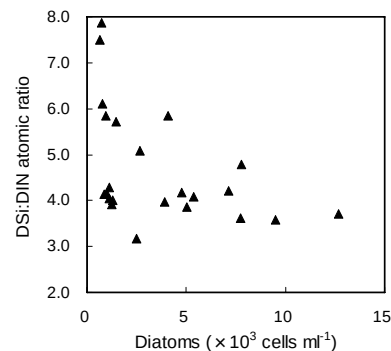


Fig. 6 Relationship between diatom cell density and DSi:DIN ratio at Stn. M.

山地河川の流量と川幅の関係について ―ダム貯水池のデータから―

(独) 土木研究所 ○櫻井寿之・宮脇千晴・箱石憲昭

1. はじめに

近年、ダム下流河川の河床環境の変化や海岸侵食などの問題から流砂の連続性を回復させることが求められている。河川環境に与える影響の小さいダム型式として、流水型ダムが注目されているが、流砂及び生態系の連続性を確保するために必要な条件（洪水吐きの形状やその運用方法等）については、必ずしも明確になっていない。

とりわけ、洪水吐きの開口幅については、ダムの構造上の観点からは小さい方が望ましいが、河川の連続性の観点からは大きい方が望ましい。合理的な開口幅を設定するためには、ダムサイトの河川の水量と川幅の特性を知る必要がある。しかしながら、ダムが建設されるような山地河川については、測量データが少なくない。そこで、流水型ダムの設計手法を検討するための基礎的な情報として、ダムが建設されるような山地河川における流量と川幅の関係について検討を行った。

2. 検討の対象としたデータ

- (1) 対象としたダム：ダム建設当時の河道の横断測量データを収集していた 34 ダムを対象とした（図-1、表-1）。
- (2) 流量データ：ダム管理年報（平成 14 年以前）および水文水質データベース（国土交通省）（平成 14 年～平成 22 年）より、概ね過去 10～20 年分の流入量データを収集した。なお、資料の収集期間は、年最大流量については時間データの整理が可能な期間とした。
- (3) 横断測量データ：ダム建設当時のもので、200～400m 程度の間隔で測量されたデータ。

3. データの整理方法

- (1) 流量：データを収集した期間について、年最大流量、豊水流量、平水流量、低水流量、渇水流量の平均値を算定した。その際、年最大流量については時間データを用い、その他は日平均データを用いた。
- (2) 河床勾配：各ダムについて横断測量データから最深河床高の縦断面図を作成し、その平均勾配を算定した。
- (3) 川幅：(1) で求めた各流量について、等流計算を実施し、各断面の川幅を算定した。その後、前後の川幅と著しく異なる断面を除いて平均的な川幅を算定した。等流計算については、任意形状の河道断面に対応した市販の計算ソフトを用いた。また、粗度係数については、 $0.045 \text{ m}^{-1/3} \cdot \text{sec}$ の一定値を、河床勾配については、(2) で求めた値を用いた。

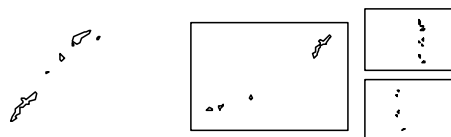


図-1 検討対象としたダムの位置

4. 結果

データ整理の結果、得られた平均年最大流量とその時の平均的な川幅と流速の値を表-1 に示す。ここでは、紙面の関係から、沖積河川で河道の特性を整理する際によく用いられる平均年最大流量に関する値を示した。

図-2 に平均年最大流量と川幅の関係を示す。青色のマーカーで示したデータは、山本¹⁾によって示された日本の 71 の沖積河川の値をプロットしたものである。赤色のマーカーが今回算定した山地河川のデータを示す。図中には、川幅が流量の 0.5 乗に比例するとされるレジーム則の係数を 2 と 5 とした場合の線も記載した。

図-2 より、山本²⁾が指摘しているように、沖積河川のデータのばらつきは大きい。山地河川のデータについても河床勾配に関係なくデータはばらついている。山地河川のデータは一部分が沖積河川のデータのばらつきの範囲に入っているものの、全体としては、川幅が小さい傾向になっている。とくに流量が $1000 \text{ m}^3/\text{s}$ 以上となっても、川幅は 100m を超えず、 $100 \sim 1000 \text{ m}^3/\text{s}$ のデータと同程度の川幅となっており、流量以外の要因で川幅が制約されているものと推察される。

表-1 対象としたダム及び収集データの諸元と検討結果

No.	ダム名	水系名	測量データの河道延長 (km)	測量横断面数	流量資料収集期間	流量資料収集年数	流域面積 A (km ²)	計画高水流量 Q _p (m ³ /s)	河床勾配 I (1/I)	平均年最大流量 Q (m ³ /s)	川幅 B (m)	流速 V (m/s)	Q・I (m ³ /s)
1	桂沢	石狩川	7.91	16	H5~H22	18	298.7	550	160	176	75.3	1.92	1.1
2	大雪	石狩川	3.99	12	H5~H22	18	291.6	1,000	50	163	69.7	2.96	3.3
3	漁川	石狩川	3.47	24	H5~H22	18	113.3	600	120	67	55.5	1.71	0.6
4	芦別	石狩川	1.26	6	H5~H13	9	147.5	—	70	142	42.9	2.93	2.0
5	三笠ぼんべつ	石狩川	7.30	91	H5~H22	18	35.4	370	60	44	19.4	2.60	0.7
6	石淵	北上川	2.36	25	H5~H22	18	154.0	1,200	55	346	120.5	3.14	6.3
7	田瀬	北上川	15.95	34	H5~H22	18	740.0	2,700	230	347	68.7	2.43	1.5
8	湯田	北上川	18.87	76	H5~H22	18	583.0	2,200	325	780	72.5	3.23	2.4
9	鳴子	北上川	8.88	39	H5~H22	18	210.1	1,600	115	312	39.5	3.46	2.7
10	御所	北上川	7.40	27	H5~H22	18	635.0	2,450	250	825	224.5	2.24	3.3
11	釜房	名取川	3.26	16	H5~H22	18	195.3	1,650	70	388	62.0	3.88	5.5
12	藤原	利根川	6.72	30	H5~H22	18	401.0	1,400	80	274	27.7	4.21	3.4
13	柏俣	利根川	4.49	18	H5~H22	18	110.8	650	50	152	41.5	3.40	3.0
14	蘭原	利根川	6.42	40	H5~H22	18	507.6	2,350	120	399	50.1	3.53	3.3
15	五十里	利根川	8.51	16	H5~H22	18	271.2	2,000	120	465	79.0	3.39	3.9
16	川治	利根川	10.01	29	H5~H22	18	323.6	1,800	80	489	45.4	4.44	6.1
17	下久保	利根川	11.38	40	H5~H22	18	322.9	2,000	95	473	54.5	3.91	5.0
18	二瀬	荒川	3.15	19	H5~H22	18	260.0	1,500	40	293	29.3	5.28	7.3
19	手取川	手取川	10.67	31	H5~H22	18	428.4	2,400	80	629	92.3	3.87	7.9
20	美和	天竜川	5.32	28	H5~H22	18	311.1	1,200	90	228	86.7	2.59	2.5
21	小渋	天竜川	7.21	37	H5~H22	18	288.0	1,500	60	231	70.8	3.10	3.9
22	佐久間	天竜川	33.92	110	S49~H16	31	3,827.0	7,700	260	2,365	76.9	4.66	9.1
23	丸山	木曽川	15.53	80	H5~H22	18	2,409.0	6,600	200	2,546	54.1	5.57	12.7
24	横山	木曽川	11.14	50	H5~H22	18	471.0	2,130	120	700	53.4	4.29	5.8
25	矢作	矢作川	7.87	25	H5~H22	18	504.5	2,300	100	914	50.9	5.09	9.1
26	菅沢	日野川	3.98	22	H5~H22	18	121.2	510	55	96	20.4	3.51	1.7
27	土師	江の川	9.00	33	H5~H22	18	307.5	1,900	250	432	75.8	2.52	1.7
28	石手川	重信川	3.41	40	H13~H22	10	72.6	550	40	75	19.4	3.65	1.9
29	野村	肱川	6.44	38	H13~H22	10	168.0	1,300	120	312	38.9	3.50	2.6
30	大渡	仁淀川	9.00	47	H13~H22	10	688.9	6,000	125	2,013	68.7	5.71	16.1
31	早明浦	吉野川	20.75	87	H5~H22	18	417.0	4,700	210	2,470	87.5	4.88	11.8
32	鶴田	川内川	10.41	52	H5~H22	18	805.0	4,600	145	1,626	63.0	5.20	11.2
33	緑川	緑川	7.80	40	H5~H22	18	359.0	2,800	105	736	63.6	4.25	7.0
34	耶馬溪	山国川	5.68	30	H5~H22	18	89.0	970	95	308	44.3	3.59	3.2

*) 川幅と流速は平均年最大流量時の平均値を示す。

図-3 には、河床材料の代表粒径で分類した場合に日本の沖積河川で比較的データのまとまりが得られるとされている²⁾平均年最大流量と河床勾配を掛け合わせたパラメータ ($Q \cdot I$) と川幅の関係を示す。図-3 では、沖積河川のデータについては、河床の 60% 粒径で分類してプロットをした。山地河川については、河床材料の資料は得られていないため、河床勾配で分類した。

図-3 より、 $Q \cdot I$ で整理を行うと、 Q で整理した図-2 よりも更に山地河川の川幅が、小さい範囲にあることが確認できる。また、山地河川のデータは勾配によらずばらつきが大きい。

5. おわりに

ダムサイトの流量と横断測量データを用いて山地河川の流量と川幅の関係を整理した結果、まとまりのある傾向は認められなかったものの、沖積河川と比較すると、川幅が小さくなっている傾向が認められた。山地河川の川幅のデータは流量との相関が小さく、地質や地形等の他の要因による制約があるものと推察される。

参考文献

- 1) 山本晃一：河道特性論、土木研究所資料第 2662 号、pp. 37-50、1988
- 2) 山本晃一：沖積河川学、山海堂、pp. 35-57、1994

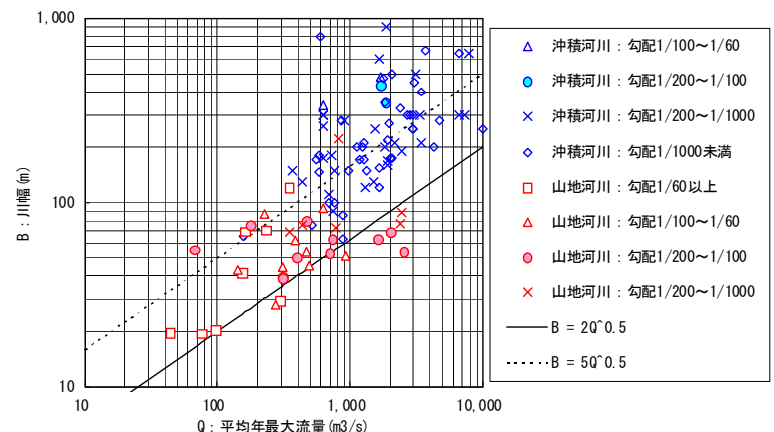


図-2 平均年最大流量と川幅の関係

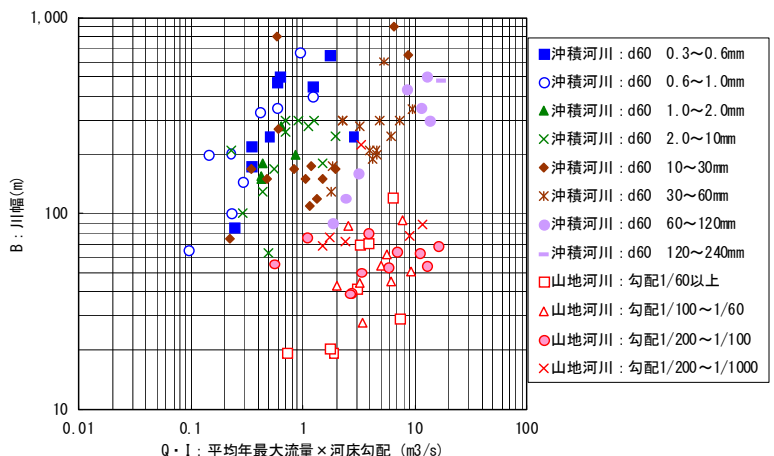


図-3 平均年最大流量×河床勾配と川幅の関係