

課題名 B-1001 有明海北東部流域における溶存態ケイ素流出機構のモデル化

課題代表者名 熊谷 博史（福岡県保健環境研究所環境科学部水質課 研究員）

研究実施期間 平成22～24年度

累計予算額 17,932千円（うち24年度5,466千円）
予算額は、間接経費を含む。

本研究のキーワード（5～10個
以下程度）
溶存態ケイ素、有明海、栄養塩、流入負荷量、流域、事業場排水

研究体制

- (1)DSi発生・変動要因調査（福岡県保健環境研究所、福岡大学）
- (2)DSi流入負荷量算定方法の開発及び確立（福岡県保健環境研究所）
- (3)DSi流入負荷量の変動要因別影響調査（福岡県保健環境研究所）

研究概要

1. はじめに（研究背景等）

溶存態ケイ素（以下DSi）濃度は、珪藻にとっての必須栄養塩であり、近年、窒素、リンに次ぐ第三の栄養塩として着目されている。

環境水中のDSi濃度は自然的影響と人為的影響を受ける。従来、河川水中のDSiについては自然的影響、すなわち地質からの供給が大きいと言われてきた。その一方で、人為的影響としては、事業場からの負荷、生活排水からの負荷、田畑地等からの農業系の負荷、ダムや堰等における停滞域での減少等が考えられるが、これらについては近年わずかながら調査が実施されているものの依然として知見が少ない状況にあり、それらの寄与に関しては不明の部分が多い。

2. 研究開発目的

そこで本研究では、流域内のDSiの発生・変動をもたらす各要因についての実態を把握することを目的として、次の3つの調査を実施した。すなわち、1.DSiの各種排出源について調査し、2.流域間及び流域内の水移動に伴うDSiの移動を調査し、3.ダムや堰のような停滞域において珪藻増殖によりトラップされて減少するDSiを調査した。

さらにDSiの沿岸海域への影響を論ずるためには、これらの発生要因を勘案した上で、陸域から海域へ流入するDSi負荷量を把握する必要がある。そこで本研究では陸域から流入するDSi負荷量を算定することを目的としてその算定方法を提案した。

最後に、今回提案した陸域から沿岸海域に流入したDSi負荷量が沿岸海域に影響しうるか否かをみることを目的として、DSi流入負荷量とノリの養殖状況との関係を見た。

3. 研究開発の方法

(1) DSi発生・変動要因調査

流域内のDSiの発生・変動をもたらす各要因についての実態を把握するために3つの調査を実施した。すなわち、1.DSiの各種排出源の調査、2.流域間及び流域内の水移動に伴うDSiの移動調査、3.ダムや堰のような停滞域において珪藻増殖によりトラップされて減少するDSi調査である。DSiの各種排出源については、事業場排水、湧水、水田、森林を対象に調査をした。流域内外のDSiの移動については、有明海北東部流域の六角川、嘉瀬川、筑後川、矢部川、菊池川を対象とした。停滞水域におけるトラップについては、3つのダム、1つの堰、1つのため池において調査を実施した。

(2) DSi流入負荷量算定方法の開発及び確立

有明海の主要流域において収集された流量・水質データを利用し、河川流域毎に DSi 流出負荷の流出特性を調査した。累乗型($L=aQ^b$)の流量負荷量関係式(L-Q式)を作成したうえで、流域ごとに算定されたモデルパラメータを比較した。

(3) DSi流入負荷量の変動要因別影響調査

DSiの沿岸域への流出が沿岸域環境に影響を及ぼしているかを調査するために、まず有明海の主要河川について流量の変化によって栄養塩がどの程度変化するかを調査した。

さらに DSi を含む栄養塩負荷量とノリの生産量との関係について調べた。(2)で得られた式を利用して、流域からの負荷量を算定した。

4. 結果及び考察

(1) DSi発生・変動要因調査

1の各種排出源については、排水水濃度の高い業種と、負荷量の大きい業種を明らかにした。また湧水(地下水)は地質の影響を受けており、これらを用水として使用する場合にはその排出負荷量が大きくなることがわかった。また、水田においては地下水浸透と水稻による系外への取り出しの影響が大きいことや、森林において DSi 流出負荷量は流量比例であることがわかった。2の流域間および流域内の水移動については、農業関連の水移動が大部分を占めており、その流量はほぼ流域内で収支が取れていることがわかった。3の停滞域の珪藻のトラップについては、江川ダム・寺内ダム・筑後大堰を対象に調査した結果、植物プランクトンによる堆積は1%にも満たないことがわかった。また日向神ダムにおいて DSi 収支を見たところ-2.0-10.9%程度でありダムはケイ素の発生場所とも捕捉場所にもなりうること、その状況はダムの運用に影響されていることが明らかになった。ため池についても河川濃度への影響が少ないことがわかった。

(2) DSi流入負荷量算定方法の開発及び確立

モデルパラメータと流域地質には関連性があることが明らかとなった。すなわち係数 a については流域内に占める紀火山岩地質面積割合と正の相関がみられ、係数 b については同面積割合との負の相関がみられた。面積 a については、この結果を用いて、第四紀地質面積割合を利用した DSi 流入負荷量の算定式を提案した。

(3) DSi流入負荷量の変動要因別影響調査

栄養塩比の DSi/DIN と DSi/DIP については、河川流量の増加と共に各河川の栄養塩比が均一化する傾向がみられた。その一方で DIN/DIP については、その違いが拡大する傾向がみられた。

DSi 負荷量とノリ養殖との関係を見てみると、栄養塩負荷量が減少した年は、ノリ生産量が低下する傾向がみられたものの、データにはばらつきが見られた。このばらつきを論じる為には、沿岸域内での水塊内での物質収支の解析が不可欠である。

5. 本研究により得られた主な成果

(1) 科学的意義

広域水質総合調査において溶解性ケイ酸が調査項目に含まれているが、その時間的・空間的変動要因について論じる際にも、本調査で示した DSi の発生源の情報は有用である。

また本研究で提案した DSi 負荷量算定手法を用いることで、観測地点がある場合においては、観測地点での負荷量算出式から求めた負荷量と、観測地点より下流域の負荷量を合算したものがその河川からの負荷量となる。一方で観測地点がない場合においては、同手法をそのまま用いて負荷量の算出ができる。なお本法は本研究対象である有明海流入河川において得られたものであり、国内の他の流域に適用する場合には、適用の可能性を判断する必要がある。

(2) 環境政策への貢献

<行政が既に活用した成果>

特になし。

<行政が活用することが見込まれる成果>

有明海北東部流域のDSiの発生源を明らかにすることができた。また有明海流入河川において、河川流域全体からDSi負荷量を見積もることが可能となった。このような情報は、赤潮(大型珪藻)の発生等を予測し、有効な政策決定の基礎的な情報となる。

6. 研究成果の主な発表状況

(1) 主な誌上発表

<査読付き論文>

- 1) 熊谷博史、田中義人、石橋融子、松尾宏：水環境学会誌、34, 1,11-17 (2011)
「特定施設排出水中の溶存態ケイ素の実態調査」
- 2) 熊谷博史、田中義人、石橋融子、松尾宏：土木学会論文集G(環境), 67(7), III_155-III_163 (2011).
「筑後川流域内の停滞水域における珪藻細胞の沈降フラックス」
- 3) 熊谷博史、石橋融子、田中義人、松尾宏：土木学会論文集G(環境), 68(7), III_269-III_275 (2012).
「日向神ダムにおける溶存態ケイ素の動態把握と捕捉量の関係」
- 4) 石橋融子、熊谷博史、田中義人、松尾宏：福岡県保健環境研究所年報, 39, 59-65 (2012).
「湧水中の溶存態ケイ素濃度と水質、表層地質との関係」
- 5) 石橋融子、熊谷博史、田中義人、松尾宏：用水と廃水, 55(2), 137-144 (2013).
「大藪地区の2つの渓流水における溶存態ケイ素流出負荷量の算定」

(2) 主な口頭発表(学会等)

- 1) Y. Tanaka, H. Kumagai, Y. Ishibashi and H. Matsuo: 15th International Conference of the IWA Diffuse Pollution Specialist Group (2011)
“Relationship between Dissolved Silica Concentration and Diatom Dominance in Ariake Sea in Japan.”
- 2) H. Kumagai, Y. Tanaka, Y. Ishibashi and H. Matsuo: 15th International Conference of the IWA Diffuse Pollution Specialist Group (2011)
“Estimation of the Dissolved Silicate Load in Ariake Bay.”
- 4) 熊谷博史、田中義人、石橋融子、松尾宏：第48回環境工学研究フォーラム(2011)
「筑後川流域内の停滞水域における珪藻細胞の沈降フラックス」
- 5) 近藤沙織、渡辺亮一、皆川朋子、山崎惟義、伊豫岡宏樹：平成23年度土木学会西部支部研究発表会(2012)
「博多湾へ流入する都市河川およびため池におけるDSiに関する研究」
- 6) 熊谷博史、田中義人、石橋融子、松尾宏：第46回日本水環境学会年会(2012)
「有明海主要流入河川における溶存態ケイ素流入負荷量の流出特性」
- 7) 石橋融子、熊谷博史、田中義人、松尾宏：第46回日本水環境学会年会(2012)
「水田におけるケイ素の挙動」
- 8) Y. Tanaka, H. Kumagai, Y. Ishibashi and O. Oishi: 10th International Symposium on Southeast Asian Water Environment, Hanoi, Vietnam (2012)
“Change of dissolved silica concentration and diatom population in Ariake Sea in Japan.”
- 9) H. Kumagai, Y. Tanaka, Y. Ishibashi and O. Ohishi: 10th International Symposium on Southeast Asian Water Environment, Hanoi, Vietnam (2012)
“Characteristics of dissolved silicate loads from major rivers to Ariake Bay, Japan.”
- 10) 熊谷博史、石橋融子、田中義人、松尾宏：第49回環境工学研究フォーラム(2012)
「日向神ダムにおける溶存態ケイ素の動態把握と捕捉量の算定」
- 11) 熊谷博史、田中義人、石橋融子、永島聡子、大石興弘：第47回日本水環境学会年会(2013)
「有明海主要流入河川の流量—栄養塩濃度比の関係」
- 12) 石橋融子、熊谷博史、田中義人：第47回日本水環境学会年会(2013)
「山地小流域における溶存態ケイ素流出負荷量の算定」

7. 研究者略歴

課題代表者：熊谷 博史

九州大学工学部卒業、博士(工学)、現在、福岡県保健環境研究所研究員

研究参画者

(1)熊谷 博史 (同上)

(2)田中義人

九州大学農学部卒業、博士(農学)、
現在、福岡県保健環境研究所専門研究員

(3)石橋融子

九州大学工学部卒業、修士(工学)、現在、福岡県保健環境研究所研究員

(4)松尾宏

九州大学理学部卒業、理学士、
現在、退職

(5)1) 山崎惟義

九州大学工学部卒業、工学博士、現在、福岡大学工学部教授

(6)渡辺亮一

福岡大学工学部卒業、博士(工学)、現在、福岡大学工学部准教授

B-1001 有明海北東部流域における溶存態ケイ素流出機構のモデル化**(1) DSi発生・変動要因調査**

福岡県保健環境研究所

環境科学部水質課

熊谷博史・田中義人・石橋融子

松尾宏（平成22～23年度）・大石興弘（平成24年度）

福岡大学工学部

山崎惟義・渡辺亮一

平成22～24年度累計予算額：7,126千円（うち、平成24年度予算額：0千円）

予算額は、間接経費を含む。

[要旨]

本研究では、流域内のDSiの発生・変動をもたらす各要因についての実態を把握することを目標とした。この目標のために3つの調査を実施した。すなわち、1.DSiの各種排出源について調査し、2.流域間及び流域内の水移動に伴うDSiの移動を調査し、3.ダムや堰のような停滞域において珪藻増殖によりトラップされて減少するDSiを調査した。DSiの各種排出源については、事業場排水、湧水、水田、森林を対象に調査をした。流域内外のDSiの移動については、有明海北東部流域の六角川、嘉瀬川、筑後川、矢部川、菊池川を対象とした。停滞水域におけるトラップについては、3つのダム、1つの堰、1つのため池において調査を実施した。1.については、排出水濃度の高い業種と、負荷量の大きい業種を明らかにした。また湧水（地下水）は地質の影響を受けており、これらを用水として使用する場合にはその排出負荷量が大きくなることがわかった。また、水田においては地下水浸透と水稲による系外への取り出しの影響が大きいことや、森林においてDSi流出負荷量は流量比例であることがわかった。2.については、農業関連の水移動が大部分を占めており、その流量はほぼ流域内で収支が取れていることがわかった。3.の停滞域のトラップについては、江川ダム・寺内ダム・筑後大堰を対象に調査した結果、植物プランクトンによる堆積は1%にも満たないことがわかった。また日向神ダムにおいてDSi収支を見たところ-2.0-10.9%程度でありダムはケイ素の発生場所とも捕捉場所にもなりうることで、その状況はダムの運用に影響されていることが明らかになった。ため池についても河川濃度への影響が少ないことがわかった。

[キーワード] 溶存態ケイ素、事業場排水、湧水、地質、停滞水域**1. はじめに**

環境水中のDSi濃度は自然的影響と人為的影響を受ける。従来、河川水中のDSiについては自然的影響、すなわち地質からの供給が大きいと言われてきた。その一方で、人為的影響としては、事業場からの負荷、生活排水からの負荷、田畑地等からの農業系の負荷、ダムや堰等におけ

る停滞域での減少¹⁾等が考えられるが、これらについては近年わずかながら調査が実施されている^{2, 3)}ものの依然として知見が少ない状況にあり、それらの寄与に関しては不明の部分が多い。とくに事業場からの DSi 負荷については、ケイ素は様々な形で工業に用いられている⁴⁾にも係わらず、規制・監視項目ではないため、従来の汚濁指標 (BOD、COD、SS、T-N、T-P) のような業種毎の詳細な調査報告⁵⁾はなされておらず、事業場からの DSi 負荷の知見については、国外⁶⁾でわずかに存在する程度で国内ではほとんど見られない。さらに水域への環境影響を論じるためには、窒素、リン、ケイ素の栄養塩濃度およびそれらの栄養塩比率が問題となるため、排出水中の DSi 濃度のみならず排出負荷量が必須の情報となる。

2. 研究開発目的

本研究では、流域内の DSi の発生・変動をもたらす各要因についての実態を把握することを目標とした。この目標のために3つのサブ調査を実施した。すなわち、1.DSi の各種排出源について調査し、2.流域間及び流域内の水移動に伴う DSi の移動を調査し、3.ダムや堰のような停滞域において珪藻増殖によりトラップされて減少する DSi を調査した。

(1) DSi 発生源の把握

環境水中の DSi 濃度は自然的影響と人為的影響を受ける。従来、河川水中の DSi については自然的影響、すなわち地質からの供給が大きいと言われてきた。その一方で、人為的影響としては、事業場からの負荷、生活排水からの負荷、田畑地等からの農業系の負荷等が考えられるが、これらについては近年わずかながら調査が実施されているものの依然として知見が少ない状況にあり、それらの寄与に関しては不明の部分が多い。

そこで本研究では、事業場排出水中の DSi、湧水中の DSi 実態調査、水田からの DSi 負荷量調査、森林からの DSi 負荷量調査を実施した。

事業場排出水中の DSi についてみると、事業場からの DSi 負荷についてケイ素は様々な形で工業に用いられている¹⁾にも係わらず、規制・監視項目ではないため、従来の汚濁指標 (BOD、COD、SS、T-N、T-P) のような業種毎の詳細な調査報告²⁾はなされておらず、事業場からの DSi 負荷の知見については、国外³⁾でわずかに存在する程度で国内ではほとんど見られない。さらに水域への環境影響を論じるためには、窒素、リン、ケイ素の栄養塩濃度およびそれらの栄養塩比率が問題となるため、排出水中の DSi 濃度のみならず排出負荷量が必須の情報となる。そこで事業場起源の DSi 負荷に着目し、福岡県内の種々の特定事業場に対して、排出水中の DSi 濃度および排出負荷量を調査した。そのうち、いくつかの事業場では排出水に加え、各事業場での用水・処理原水についても調査した。これらの結果により、事業場の用水源、製造工程、廃水処理工程といった各要因に伴う DSi 負荷の変動影響を論じた。

湧水中の DSi についてみると、河川水中の DSi の起源は主に岩石などの化学的風化作用によるものと考えられており⁴⁾、地質と密接に関係していることが報告されている⁵⁾。特に、九州地方の河川水中には DSi が多く含まれていることが知られている⁶⁾。河川水中の DSi に大きく影響するのは表層水よりは基底水中の DSi であることから、地下水 (湧水) を調査することで、その自然影響を把握することが可能となる。そこで本研究では、有明海周辺の湧水などに含まれる DSi 濃度などを調査し、水質と地質について考察した。

また水田からの DSi 負荷量も調査した。有明海に流入する河川流域においては森林に続き、水田が多い。また、水稲はケイ素を多く含むことから、DSi 負荷量を考える上で水田の影響を把握することは重要であると考えられる。水田を調査対象とし、水田におけるケイ素の挙動を調査した。

さら森林からの DSi 負荷量も調査した。有明海流域土地利用は前述のように森林が最も多い。ケイ素の面源負荷量を算出するためには、森林からのケイ素負荷量を把握しなければならない。本研究では、福岡県内遠賀川水系中元寺川水源である大藪造林地内の溪流 2ヶ所で採取しケイ素の測定を行った結果を用いてケイ素の負荷量を求めた。

(2) DSi流域間・内の水移動把握

流域での水移動（例えば、水力発電や導水）に伴い、DSi は移動する。例えば、DSi の高い流域から低い流域への流域間の水移動は、前者流域ではその河川を通じて流出する DSi 流入負荷量の減少、後者流域では DSi 流入負荷量の増加をもたらす。そこで本研究では、研究対象流域内の水利権（取水位置、放流位置、取水時期、取水量等）を調査するとともに、その結果については GIS を用いて把握した。

(3) 停滞域のDSiトラップの把握

流域内のダムや堰などの停滞水域では、珪藻の増殖に伴い DSi が消費され、生物態ケイ素 (BSi) として沈降することで、沿岸域に流出する DSi が減少すると言われている。有明海流域においても、多くのダムや堰が存在しており、その影響を把握する必要がある。そこで流域内の管理下にあるダムや堰において、管理報に記載された流量・貯水量・水質・プランクトンデータを用いて、停滞域にトラップされる DSi の量を見積もった。必要に応じて、各ダムや堰における流入・流出水中の DSi 調査を実施した。

まず有明海に流入する筑後川水系の停滞水域であるダム及び堰において DSi が珪藻プランクトンに吸収されることにより生じるシリカトラップについて、各水域における珪藻類を含む植物プランクトンの増減データに加え、公表されたプランクトンの基礎データを利用しながら算出・解析を試みた。

また、同様に有明海に流入する矢部川水系のダムにおいて DSi が珪藻プランクトンに吸収されることにより生じるケイ素の捕捉量を、DSi の物質収支をとり算定した。

さらに、小規模の停滞域であるため池等の停滞性水域における DSi の消費が河川・沿岸域へ与える影響は明らかではない。そこでそれらの影響を検討するため、室見川および樋井川水系を対象に、(1) 河川およびため池における DSi 濃度、(2) DSi 濃度、栄養塩濃度および藻類の関係(3) 流量が DSi 濃度に与える影響明らかにした。

3. 研究開発方法

(1) DSi発生源の把握

1) DSiの人為的発生源要因調査

採取した福岡県内（政令市、特例市を除く）の事業場排水検体に対して、DSi 濃度分析を実施した。事業場の区分は、水質汚濁防止法に定める特定施設の届出台帳に記載された特定施設番号（水質汚濁防止法施行令別表第 1）を用いた。このうち幾つかの事業場においては、廃水処理後の排水に加え、各事業場で使用される水（以下、用水）・廃水処理工程前の水（以下、処理

原水)の試料を採取し、各 DSi 濃度を分析した。なお、事業場選定にあたり主要事業活動以外の処理原水の影響が少ない事業場を対象とし、処理原水は濃度の時間変動を少なくするため、調製槽において検体を採取した。採取した検体をメンブランフィルター(ADVANTEC 社 DISMIC-25cs, 孔径 $0.45 \mu\text{m}$)⁷⁾で加圧ろ過した後、ろ液を ICP 発光分析装置(Varian 社 VISTA Pro-AX)を用いて測定した。排出負荷量については、測定した DSi 濃度に届出日平均排水量を乗じることで算定した後、上述の業種区分毎に分類した。

2) 湧水中のDSi実態調査

九州北部の有明海流入河川流域の湧水(一部地下水または湧出地に近い河川源流を含む)134地点を対象とした。このうち、83地点について採水して分析した。51地点は文献値を用いた。採水は、2009年5月4日から2010年1月8日までの間に、83地点の湧水などであった。

分析項目は、水温、pH、電気伝導率(EC)、DSi、重炭酸イオン(HCO_3^-)、ナトリウムイオン(Na^+)、カリウムイオン(K^+)、カルシウムイオン(Ca^{2+})、マグネシウムイオン(Mg^{2+})、塩化物イオン(Cl^-)及び硫酸イオン(SO_4^{2-})である。水温はDOメーター(飯島電子:ID-100)で測定した。pHはpHメーター(TOADKK:HM-7J)、ECは電気伝導度計(TOADKK:CM-25R)で測定した。DSi濃度は採取した試料を $0.45 \mu\text{m}$ メンブランフィルター(ADVANTEC:DISMIC25-CS)でろ過しモリブデン青吸光度法により求めた⁷⁾。 HCO_3^- は硫酸滴定法により求めた⁸⁾。その他イオン類はイオンクロマトグラフ法(日本DIONEX:ICS-1100)で求めた⁹⁾。

3) 水田におけるのDSi実態調査

有明海に流入する河川流域には、水田が多く、また、水稻はケイ素を多く含む¹⁰⁾ことから、水田を調査対象とし、水田におけるケイ素の挙動を調査した。調査した水田は、福岡県農業総合試験場内水田でコンクリート枠造成ほ場(写真(1)-1)である。田植え後の水田の状況を写真(1)-2～写真(1)-5に示す。



写真(1)-1 田植え前



写真(1)-2 中干し前



写真 (1)-3 中干し後



写真 (1)-4 9月水田AとB



写真 (1)-5 9月水田CとD

調査対象水田の概略図を図 (1)-1に示す。A～Dの区画において調査した。水田 A 及び B の面積が 40m^2 で、水田 C 及び D の面積が 20m^2 である。流入水は、主に降水によって形成された溜池の水を使用している。栽培品種はヒノヒカリで、土壌は、水田 A、B 及び D が中粗粒灰色低地土、水田 C が細粒灰色低地土である。これらは、有明海に流入する筑後川流域の一般的水田土壌である。表 (1)-1に今回投入した肥料を示す。水田 B～D において、ケイ酸質資材（ケイカル：くみあい粒状ケイ酸苦土石灰）を投入した。ただし、資材の 48 号、森林 588 及び NK2 は、窒素、リン、カリウムを含む肥料で、ケイ素を含まない。

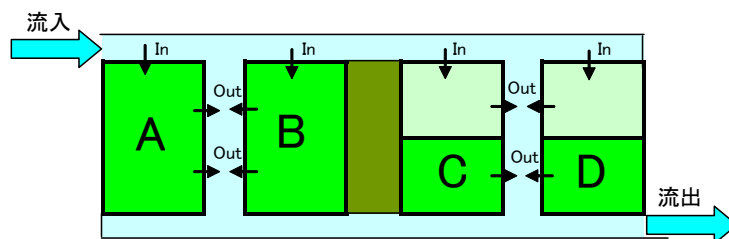


図 (1)-1 調査対象水田概略図

表 (1)-1 施肥肥料

水田	単位(kg/区画)			追肥
	基肥			
	48号	森林588	ケイカル	
A	1.125			0.375
B	1.125		4.0	0.375
C		0.800	4.0	0.375
D		0.800	4.0	0.375

*1区画の面積は20m²であり、水田A,Bは2区画、C,Dは1区画からなる。

水田管理スケジュールを表 (1)-2に示す。6月21日に灌水し、代掻きした。6月22日に水田B～Dにおいてケイ酸資材を投入した。6月24日に田植えをし、29日に除草剤を散布した。7月25日から8月7日まで中干しし、8月8日に灌水して11日に追肥した。9月末まで水田が乾燥しないよう、不定期に水を入れ10月から乾燥し、10月12日に稲刈りをした。

表 (1)-2 スケジュール

2011年6月21日	灌水（午前）、代掻き（午後）
2011年6月22日	ケイ酸資材投入（基肥）
2011年6月24日	田植え
2011年6月29日	除草剤散布
2011年7月25日から8月7日	中干し
2011年8月11日	追肥
2011年10月から	乾燥
2011年10月12日	稲刈り

流入水の採水は、6月21日、7月25日及び8月8日の3回行った。田面水の採水は、6月24日、7月5日、7月15日、8月9日、8月12日及び9月5日の6回行った。それぞれの試料について、ケイ素などを分析した。また、植物プランクトンを顕微鏡（OLYMPUS: BX53）で確認した。ケイ素は、試料を0.45μmメンブランフィルターでろ過した後、モリブデン青吸光光度法で測定した⁸⁾。降水は、5月に3回採取した。ケイ素の測定は流入水等と同様に行った。土壌水の採取は、7月5日に、水田A及びBで、地表下13～18cmからポーラスカップ（ミズツール（畑地用）：大起理化学工業）を用いて行った^{11,12)}。ケイ素の分析は、流入水等と同様に行った。

（4）森林における溶存態ケイ素実態調査

採水地点は、福岡県田川郡添田町大藪地区内の2つの渓流水eおよびwである（図(1)-2）。eおよびwの集水域（流域EおよびW）は森林のみで構成されており、遠賀川水系中元寺川上流に位置する。双方とも地質は、古生代二疊紀～石炭紀の泥質黒色片岩とする褐色森林土で形成されている¹³⁾。流域EおよびWの面積は、それぞれ21.8および15.3haである^{14,15)}。流域Eの植生は、スギおよびヒノキを主体とした人工林（林齢25～35年）で構成されている。流域Wの植生は、流域Eと同様にスギ・ヒノキを主体とする人工林であるが、水土保持を目的として造林された複層林（7.2ha）を含む。流域Wの複層林の林齢は下木で18年、上木は45～60年である^{14,15)}。ま

た、渓流水 e および w の採水地点 a および b の標高は、それぞれ 406 および 486m である。採水地点の概略図を図 (1)-2 に示す。

渓流水は、2004 年 10 月～2005 年 9 月に、月 1 回採水した。採水した日は、晴れ、曇りおよび降水量の多くない日を含む。降水量が多い日は、採水地点が非常に危険な状態となるため、調査は不可能であった。降水は、当研究所敷地内（太宰府市）で、2011 年 5 月に 3 回採取した。

分析項目は、DSi、ナトリウムイオン (Na^+)、カリウムイオン (K^+)、カルシウムイオン (Ca^{2+})、マグネシウムイオン (Mg^{2+})、硫酸イオン (SO_4^{2-})、塩化物イオン (Cl^-) および重炭酸イオン (HCO_3^-) である。DSi 濃度は、採取した試料を $0.45 \mu\text{m}$ メンブランフィルター (ADVANTEC: DISMIC25-CS) でろ過し、モリブデン青吸光光度法により求めた⁷⁾。 Na^+ 、 K^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 SO_4^{2-} および Cl^- は、イオンクロマトグラフにより測定した⁹⁾。 HCO_3^- は、pH4.8 滴定法により測定した。

採水時の渓流水流量 QR は、流速計（株）東邦計測研究所：TK-105X CURRENT METER）で測定した流速と溪流断面積より算出した。渓流水の日流量 Q 実測については、a および b に設置した水位計により水位(H)を測定して求めた Q 実測の値を福岡県森林林業技術センターにより提供された。日降水量は、a および b に雨量計を設置し測定した。

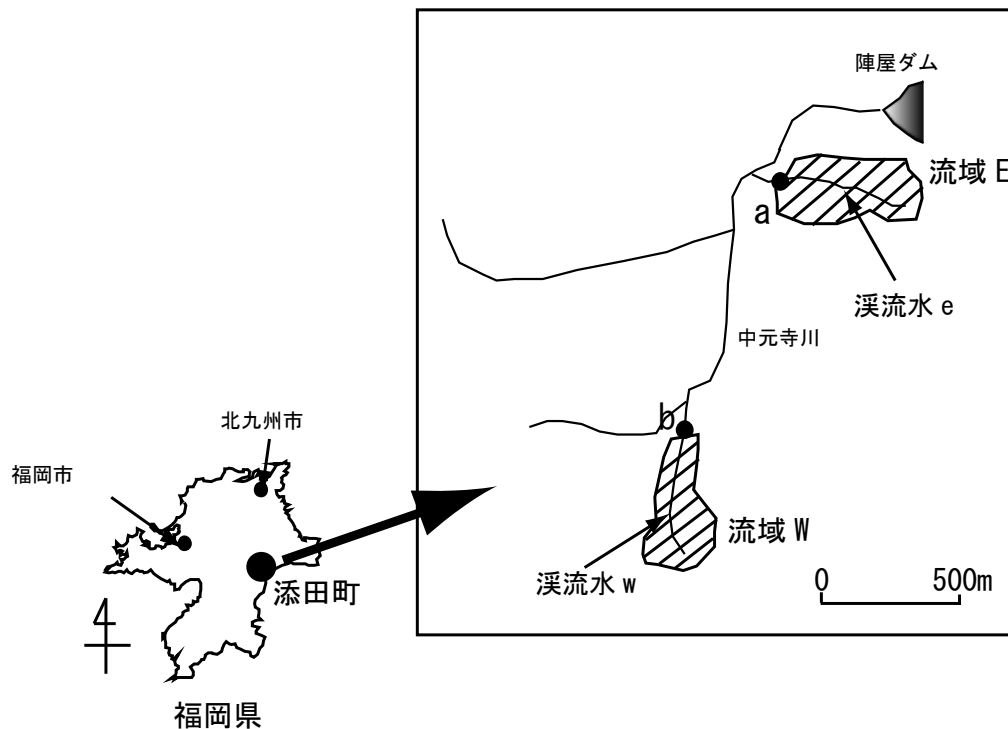


図 (1)-2 採水地点の概略図 (●採水地点)

(2) DSi流域間・内の水移動把握

流域内外の人為的水利利用の状況を把握するために、国土交通省の主要水系調査利水現況図数値データ 筑後川地域（筑後川、六角川、嘉瀬川、矢部川、菊池川）¹⁶⁾を利用した。これらを GIS ソフト ESRI 社 Arc View 上でマッピングすることで空間的な分布や移動流量の概況を把握した。

(3) 停滞域のDSiトラップの把握

1) 筑後川流域内の停滞水域における珪藻細胞の沈降フラックス

本研究では、有明海に流入する筑後川水系のダム及び堰において DSi が珪藻プランクトンに吸収されることにより生じるシリカトラップについて、各水域における珪藻類を含む植物プランクトンの増減データに加え、公表されたプランクトンの基礎データを利用しながら算出・解析を試みた。なお一般的にはシリカトラップは無機態ケイ素の堆積も含まれる。そこで本研究では珪藻の吸収によって生じるものに限定するため、以下珪藻細胞の沈降フラックスと表記した。

a 調査対象水域

本研究では、水質・植物プランクトン調査が実施され、それらのデータが公開されている、筑後川水系の江川ダム、寺内ダム、筑後川大堰の三か所について珪藻細胞の沈降フラックスを算定した。これらの水域の位置を図 (1)-3 に、諸元を表 (1)-3 に示す。

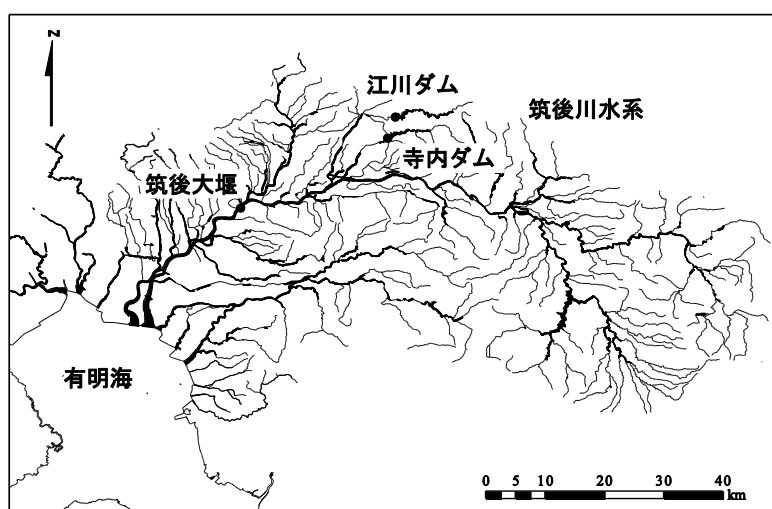


図 (1)-3 研究対象水域

表 (1)-3 研究対象水域の諸元

水域	河川名	総貯水量 (百万 m^3)	湛水面積 (km^2)	流域面積 (km^2)
江川ダム	筑後川水系 小石原川	25.3	0.86	30.0
寺内ダム	筑後川水系 佐田川	18.0	0.90	51.0
筑後大堰	筑後川水系 筑後川	5.5	1.36	2,315

b 使用データ

寺内ダム、筑後川大堰については水質年報¹⁷⁾、江川ダムについては Web 上で公開されているデータ¹⁸⁾を利用した。各水域の植物プランクトン調査期間は江川ダムが 2009 年 4 月 16 日～12 月 16 日、寺内ダムが 2009 年 1 月 13 日～12 月 8 日、筑後大堰が 2009 年 1 月 16 日～12 月 9 日であった (表 (1)-4)。江川ダム・寺内ダムについては貯水池内基準点、筑後大堰における堰直上流の St.2 中央におけるそれぞれ 0.5m のデータで各水域を代表させた。

表 (1)-4 2009年のプランクトン調査日一覧

水域	地点*	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月
江川ダム	貯水池内基準点	-	-	-	16	15	12	8,22	6,20	9,25	13,20	17	16
寺内ダム	貯水池内基準点	13	10	10	14	12	9	14	11	8	14	10	8
筑後大堰	St.2 中央	14	4	4	17	15	1	15	11	14	13	24	9

数字はプランクトン調査日、-は未調査。

*文献に記載されている地点名。

cDSi の分析方法

各水域の流入地点の DSi を分析した。ADVANTEC DISMIC 25CS045AN (孔径 $0.45 \mu\text{m}$) を用いて試料を加圧濾過したのち、濾液中の DSi をモリブデン青吸光光度法⁷⁾により測定した。

d 停滞水域における珪藻細胞の沈降フラックス算出方法

i) 珪藻細胞の沈降フラックス・沈降量の算出式

珪藻細胞の沈降フラックスを算定するにあたり、表層で繁殖する各種珪藻が一定割合で枯死し、沈降するものとした。その際、各珪藻種が他の植物プランクトン細胞の相互作用を受けず独立に沈降すること、沈降フラックスは鉛直方向であり日周鉛直移動・底質からの再懸濁はないと仮定した。これにより各停滞水域の一日あたりの珪藻細胞の沈降フラックス F_s ($\text{g-Si}/\text{m}^2/\text{d}$) 及び沈降量 S ($\text{g-Si}/\text{d}$) は、次式によって求まる。

$$F_s = \sum_{i=1}^n [Si]_i \cdot w_{s,i} \cdot C_i \cdot r_d \quad (1-1)$$

$$S = F_s \cdot A \quad (1-2)$$

ここで $[Si]_i$: 珪藻種 i の 1 細胞あたりのケイ素含有量 ($\mu\text{g-Si}/\text{cell}$)、 $w_{s,i}$: 珪藻種 i の沈降速度 (m/d)、 C_i : 珪藻種 i の細胞濃度 (cells/ml)、 n : 出現する珪藻の総種数、 r_d : 珪藻の枯死率 (—)、 A : 湛水面積 (m^2) である。このうち $[Si]_i$ 、 $w_{s,i}$ については、後述の方法を用いて算定した。

江川ダムの湛水面積については、各ダムの有効貯水量データ¹⁹⁾と貯水池水位—容量曲線図¹⁷⁾を利用して一日ごとに算出したものを使用した。寺内ダムについては、有効貯水量と貯水位より一日ごとに算出したものを使用した。筑後大堰においては通年において定水位操作がなされており、洪水時を除けば水位はほぼ一定に保たれている¹⁷⁾。そこで筑後大堰については湛水面積を一定値とした。

枯死率については、過去の調査において枯死速度が $0.096 \sim 0.33$ ($1/\text{d}$) と報告されている²⁰⁾ことから、10%と仮定した。

珪藻細胞の沈降フラックス及び沈降量については一日ごとに算定した。観測が実施されていない日の珪藻細胞数については、該当日を挟む観測値より線形補間した。

ii) 細胞あたりのケイ素含有量の算出

珪藻 i の細胞あたりのケイ素含有量については、珪藻の体積を求め、体積-ケイ素含有量式を用いて推定する方法を採用した。

珪藻細胞の体積については Algal Autecological Data Website のデータベース²¹⁾を利用した。このデータベースは U.S.G.S. National Water Quality Assessment Program (NAWQA)によって採取された代表的な珪藻 545 種の平均体積、標準偏差、最小体積、最大体積を計測した結果を公開している。ただしこのデータベースはアメリカ国内のものであり、今回対象とする種と全てに対応していない。そのため体積については以下の方法で設定した。1.データベースに記載されている種はその体積値を用いる。2.データベースに記載されていない種であるが、同属の体積値が記載されている場合は、サイズから判断して最も近い同属種の値を用いる。3.観測種が sp.あるいは spp.と表記されている場合は、データベースに記載された同属の値から体積を推定する。4.観測種が、データベースに同属が記載されていない場合は、細胞形状を円筒等に単純化し、細胞のサイズから体積を推定する。5.文献値がある場合は文献値を優先する。

次に体積を細胞内ケイ素量に換算する。ここではプランクトンの体積と細胞内ケイ素量の関係²²⁾を示した対数式を用いて算定した。

$$\log [Si] = 0.707 \log v - 0.263 \quad (1-3)$$

ここで、[Si]：細胞あたりのケイ素含有量 ($\mu \text{g-Si/cell}$)、 v ：珪藻の細胞体積 (μm^3) である。

c) 珪藻沈降速度の算出方法

各珪藻種の沈降速度については、次式に示すような、修正ストークスの式を利用した。

$$w_s = g (d_s)^2 (\rho_c - \rho_w) (18\eta\phi_r)^{-1} \quad (1-4)$$

ここで、 w_s ：沈降速度 (m/s)、 g ：重力加速度 (m/s^2)、 d_s ：珪藻 i の細胞体積を球に換算したときのその直径 (μm)、 ρ_c ：珪藻の密度 (kg/m^3)、 ρ_w ：水の密度 (kg/m^3)、 η ：粘性係数 (kg/m/s)、 ϕ_r ：形状抵抗係数(-)である。 d_s を算出する際に必要となる珪藻細胞体積については前述 ii) で示した方法を用いた。

珪藻の密度 ρ_c については文献²²⁾にまとめられている (図 (1)-4)。報告値は範囲で示されている為、該当する属の ρ_c についてはその範囲の中央値を用いた。該当しない属の ρ_c については、文献値の範囲である $1078 - 1263 \text{ kg/m}^3$ の中央値 1171 kg/m^3 と設定した。今回、細胞密度として中央値を用いたが、最小値・最大値を用いることで沈降速度は、 $\pm 54\%$ 程度変動する。

(1-4)式のパラメータとして含まれる形状抵抗係数 ϕ_r は、次式で与えられる計算沈降速度と実測沈降速度の比であり、プランクトン細胞が群体を形成するほど、あるいは細胞形状が球体から歪むほどその値が増加することが知られている。

$$\phi_r = w_{s\text{calc}} / w_s \quad (1-5)$$

ここで、 $w_{s\text{calc}}$ ：計算沈降速度 (m/s) である。沈降速度算定にあたり形状抵抗係数 $\phi_r = 2$ と仮定した。珪藻類5種の実測沈降速度²²⁾と上記方法で計算した沈降速度を比較したものを図 (1)-5に示す。これによると細胞が大きい場合や、細胞の連なる数が多くなるほど予測値は過小評価となる傾向にある。同一種において細胞が小さい場合や群態で存在していない場合 (図中の○) について妥当性を評価すると決定係数は0.908であり、今回用いた沈降速度の推定方法は妥当であると考え

えられる。なお実測値のあるものについてはその値を利用することとした。
 以上より採用した沈降速度の結果を表 (1)-15に示す。

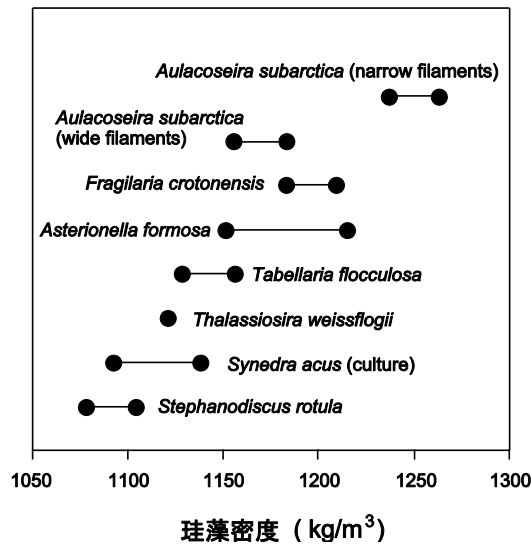


図 (1)-4 珪藻細胞の密度 (文献²²⁾をもとに作成)

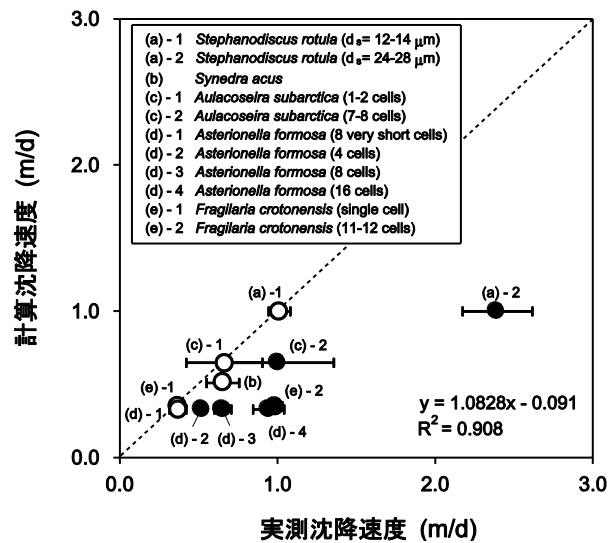


図 (1)-5 沈降速度の計算値と実測値²²⁾の比較
 (回帰式、相関係数は○について算出したもの)

2) 矢部川流域内の停滞水域における溶存態ケイ素実態調査

対象としたのは有明海流入河川である一級河川矢部川の上流に位置する日向神ダムである (図 (1)-6)。

日向神ダムは、堤高 79.5m (ダム天端 E.L. 312.0m、基礎地盤 E.L. 232.5m) の重力式コンクリートダムであり、総貯水容量 2,790 万 m³、集水面積 84.3km²、湛水面積 1.115km²、1963 年 (昭和 38 年) に竣工され、農業・発電用水に利用されている²³⁾。

採水調査は毎月1回の頻度で実施した。調査期間は2010年4月14日～2012年3月14日の2年間である。ダム湖内における採水は、ダム堰堤から約100mの流木止めネット中央の筏付近において表層、中層、底層（底面より1m上）で行った。表層はポリバケツにより、中層・底層については離合社 バンドーン採水器 5026A によって採取した。またダム上流の流入点とダム下流の流出点においても採水を実施した。流量については、東邦電探社製 電磁流速計 TK-105K を用いて測定した。

DO・水温については、飯島電子工業株式会社製 溶存酸素計 ID-100 及び同機に付属の電気水温計により、現場で測定した。

DSi については、試料を実験室に搬入した後、ADVANTEC 社 DISMIC 25CS045AN（孔径 0.45 μm ）を用いて試料を加圧濾過し、濾過水を島津製作所製 紫外可視分光光度計 UVmini 1240 を用いてモリブデン青吸光光度法⁷⁾により分析した。

プランクトンについては、実験室に持ち帰った表層試料をオリンパス社製 位相差顕微鏡 BX-53 を用いて検鏡した。プランクトンの計数には松浪硝子工業株式会社製 プランクトン計数板 MPC-200 を利用した。クロロフィル a (Chl.a) については、アセトン抽出による吸光光度法²⁴⁾により測定した。なおプランクトンの調査期間は2010年5月12日～2012年3月14日であった。

DSi 流入・流出負荷量を算定するために、福岡県日向神ダム管理出張所の1日毎の日平均流入量・放流量データを利用した。なお記載された流入量の値は貯水量と放流量の収支より算定されている。

DSi 流入負荷量の算定にあたっては、L-Q 式による方法（以下、L-Q 式法）と、毎月の観測流入濃度を線形補間し、流入量と掛け合わせた方法（以下、線形補間法）の2つの方法を採用した。L-Q 式法による算定は、まず流入点における観測 DSi 濃度と観測流量データを利用して L-Q 式を作成した後、作成した L-Q 式と、ダム事務所の1日毎の流入量データを利用して、1日ごとの流入負荷量をもとめた。線形補間法による算定は、月1回の流出点における DSi 濃度を線形補間して1日毎の DSi 濃度を求め、その日の放流量データを乗じることで求めた。

DSi 流出負荷量については、上記の線形補間法と同様の方法で算定した。すなわち毎月1回の流出点における DSi 濃度を線形補間して1日毎の DSi 濃度を求め、その日の放流量データを乗じることで求めた。

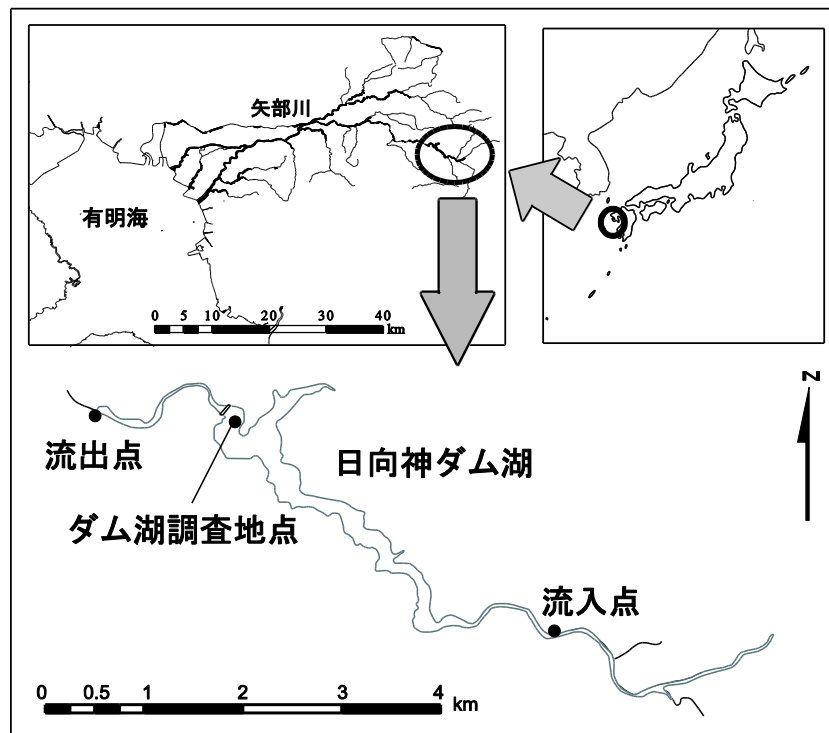


図 (1)-6 日向神ダム調査地点

3) 都市河川とため池における溶存態ケイ素実態調査

DSi の調査が各機関により現在進められているものの、博多湾へ流入する河川の DSi に関しては把握されておらず、ダムやため池における DSi の消費や博多湾への影響は明らかではない。そこで本研究では、博多湾への影響を検討するため、室見川および樋井川水系を対象に、(1)河川およびため池における DSi 濃度、(2)DSi 濃度に影響を与えている要因（栄養塩濃度、藻類、流量）について明らかにすることを目的とする。

室見川は、脊振山系を源流として福岡市の早良区と西区の境を北流し、博多湾に流入する流域面積 99.1km^2 、流路延長 16.3km の二級河川である。流域には、金屑川・日向川・龍谷川・小笠木川・荒谷川・八丁川等の支川を有しており、本研究では、15 地点を対象とした（図 (1)-7）。本研究では、室見川水系における a 地点から o 地点の全 15 地点に及ぶ河川水を、2011 年 4 月 19 日、5 月 13 日、6 月 10 日、7 月 22 日、8 月 25 日、9 月 30 日、10 月 20 日、11 月 17 日および 12 月 8 日に採取した。

樋井川は、油山系を源流として福岡市内の中央区・南区・城南区・早良区を北方に貫き、博多湾に流入する流域面積 29.2km^2 、流路延長 12.9km の二級河川である。流域には、桧原川・駄ヶ原川・一本松川・片江川・七隈川等の支川を有しており、本研究では、17 地点を対象とした（図 (1)-8）。ため池は、樋井川の上流部に位置する源蔵池、原田池および苔牟田池（農業用ため池）（図 (1)-9）とした。本研究では、樋井川水系における A 地点から L 地点およびその他 5 地点を含む全 17 地点に及ぶ河川水を、2011 年 5 月 20 日、5 月 27 日、6 月 29 日、7 月 29 日、8 月 31 日、9 月 22 日、10 月 13 日、11 月 24 日、12 月 15 日に採取した。

また、源蔵池、原田下池および苔牟田池の3地点における水については、2010年10月20日、11月1日、11月12日、11月24日、12月10日、12月17日、2011年1月5日、4月29日、5月13日、5月27日、6月10日、6月24日、7月8日、7月22日、8月5日、8月19日、9月2日、9月16日、10月4日、10月13日、10月18日、10月25日、11月1日、11月8日、11月15日、11月22日、11月29日、12月6日、および12月13日に採取した。

各地点において採取した水を2リットルのポリ瓶に入れて持ち帰り、実験室にてDSi（溶存態ケイ素）、T-N（全窒素）、T-P（全リン）、およびクロロフィルを分析した²⁵⁾。また、塩分濃度は採水時にHORIBA製の水質チェッカーを用いて測定した。

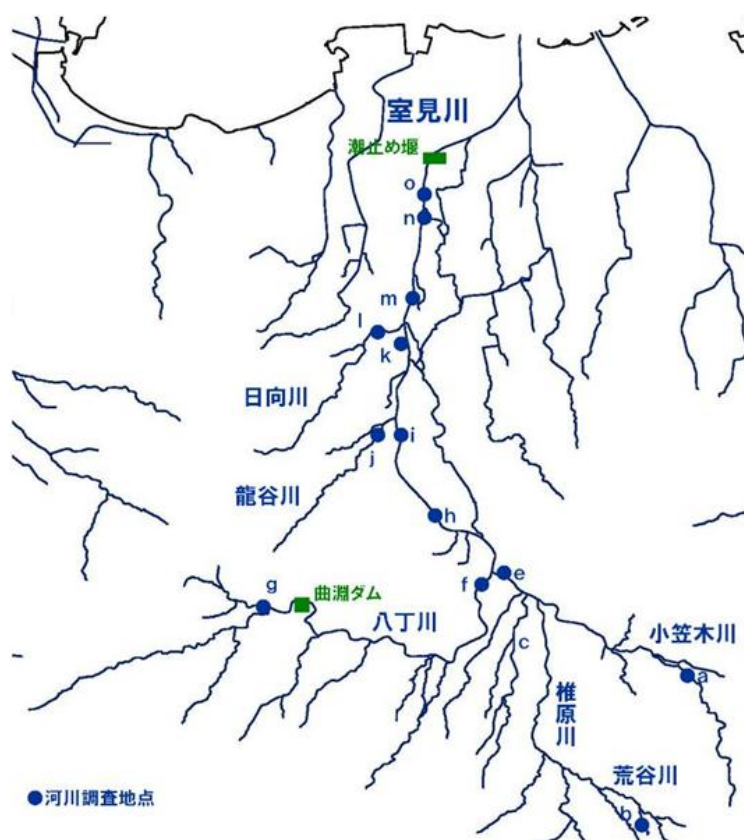


図 (1)-7 室見川水系調査地点

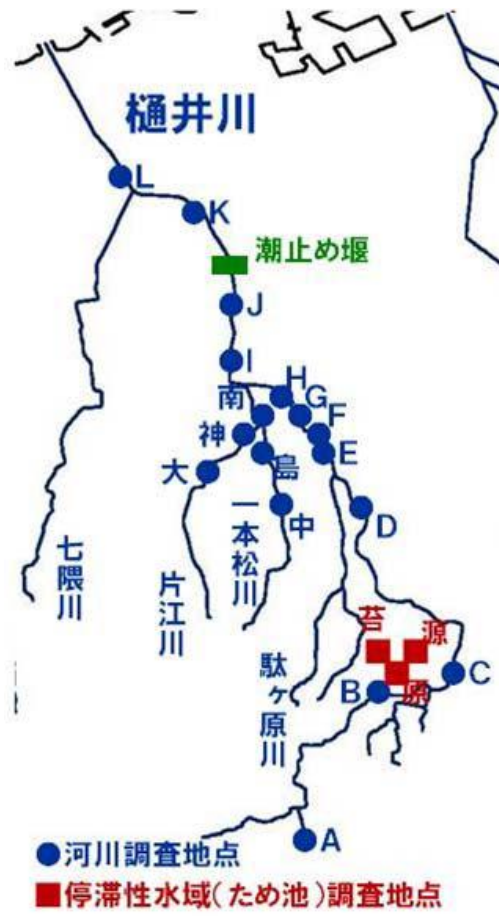


図 (1)-8 樋井川水系調査地点



図 (1)-9 源蔵池および源兼田池

4. 結果及び考察

(1) DSi発生・変動要因調査 - DSi発生源の把握 -

1) DSiの人為的発生要因調査

a 業種別排出水DSi調査結果

今回、調査の対象とした事業場を表(1)-5に示す。解析に用いた排出水は41業種の延べ394検体であった。なおこの中には水質汚濁防止法の定めるところにより、処理対象人数501人以上の浄化槽、および下水処理場も含まれている。このことより今回の結果から、事業場系負荷だけでなく、生活系負荷についても論じることができる。DSi調査の結果を図(1)-10に示す。今回測定したDSi濃度は範囲に幅があるものの、DSi濃度20mg/L以下のサンプルが全サンプルの82%を占めており、業種毎の平均値についても全業種中の36業種(87%)が0~約20mg/Lの範囲にあった。

最大DSi濃度が30mg/Lを超過する事業場は、畜産農業(特定施設番号1の2)、繊維製品製造業(特定施設番号19)、ガラスまたはガラス製品製造業(特定施設番号53、以下ガラス製造業)、石炭を燃料とする火力発電施設のうち廃ガス洗浄施設(特定施設番号63-3、以下廃ガス洗浄施設)、洗たく業の用に供する洗浄施設(特定施設番号67、以下洗たく業)であった。

畜産農業については、主な排水発生源は畜舎であり、その主体は家畜糞尿および畜産洗浄水である²⁶⁾。家畜糞尿については、糞・尿ともに、それらの成分は飼料に影響する²⁷⁾。飼料として用いられるイネ科植物は一般にケイ酸含有量が高く、その中でもイネはとくに高いことが知られており、その部位においてケイ酸含有量が高いのは籾殻と葉身である²⁸⁾。籾殻からはDSiが容易に溶出することが実験によって確認されている²⁹⁾。また堆肥の成分をみても籾殻を副資材にした牛糞堆肥はケイ酸含有量が高い³⁰⁾。実際に調査された例では羊尿で0.076%²⁷⁾(DSi換算364mg/L)、馬尿で0.10%および豚尿で0.01%³¹⁾のケイ酸が含まれていた。馬尿、豚尿の比重データが記載されていないため、羊尿の比重²⁷⁾を利用するとDSi濃度はそれぞれ493mg/L、49.3mg/Lとなり、家畜尿中のDSiは高濃度であることがわかる。次に畜産洗浄水については、一般に畜舎敷料としては稲藁が使用されており、今回の処理原水試料中にも、籾殻の混入が確認された。前述の籾殻からの溶出実験の結果からも畜舎敷料由来のDSiの寄与も高いと考えられる。以上より畜産農業排水中のDSiが高濃度である原因として、穀物飼料や、畜舎敷料として用いられるケイ酸含有植物に由来しているものと考えられる。

繊維工業については、繊維に含まれている不純物や油を除く洗浄精錬行程²⁶⁾で用いられるケイ酸ソーダに起因していると考えられる。

ガラス製造業については、主原料として二酸化ケイ素(SiO₂)を使用するため排水中のDSi濃度も高くなることが考えられる。ただし最大値は46.3mg/Lと高かったものの、平均値で見ると22.1mg/Lであった。

廃ガス洗浄施設については、原料の石炭灰に由来していると考えられる。石炭灰の化学組成については、SiO₂が国内灰で50~55%、海外灰で40~75%占めており³²⁾、これが洗浄時に溶出したものと推察できる。

洗たく業についてDSi濃度が高かった理由としては、洗剤中に含まれるビルダー(洗浄力増強剤)によるものと考えられる。かつてはトリポリリン酸ナトリウムがビルダーとして加えられて

いたが、富栄養化が社会問題となったため、昭和 50 年代から無リン化が進み、現在ではその代用として、アルミノケイ酸塩やケイ酸塩が使用されている^{33, 34)}。

ここで生活排水の影響についても考えてみる。今回の調査では、処理対象人数 501 人以上の浄化槽（特定施設番号 72、以下浄化槽）、および下水処理場（特定施設番号 73）がその対象となる。これらには洗剤を使用することによる排出水中への DSi の付加が考えられるが、平均値で見ると浄化槽で 14.7 mg/L、下水処理場で 11.5 mg/L であり、他の事業場と比較してとくに大きな値ではなかった。これは、同業種に、みなし浄化槽が含まれており、その分の生活雑排水が処理されていないことや、浄化槽分についても洗濯排水が家庭排水量の 20³⁵⁾～ 24³⁶⁾%であり、その他の低 DSi 濃度の生活排水により希釈されていることが原因として考えられる。また下水処理場の平均値が浄化槽の平均値を下回っているのは、全処理排水に占める生活排水の割合が浄化槽よりも小さいためと考えられる。

表 (1)-5 調査した事業場の内訳と排水量

Specified facility number*	Business designation	Number of facilities	Number of samples	Quantity(m ³ /d)	
				Average	Range
1-2	Livestock agriculture	5	9	120	2.6 - 440
2	Dairy products manufacturing	9	12	250	0.6 - 1,000
3	Seafood processing	1	1	150	150
4	Preserved fruits and vegetable processing	3	3	1,000	1.5 - 3,100
5	Miso or soy sauce etc. manufacturing	1	1	300	300
10	Beverage manufacturing	1	1	1,200	1,200
12	Vegetable and animal oils and fats manufacturir	3	8	270	50 - 710
16	Noodle manufacturing	1	3	250	250
17	Tofu or boiled beans manufacturing	2	2	30	20 - 40
18-2	Frozen food manufacturing	1	1	310	310
19	Fiber manufacturing	2	2	160	2.0 - 330
21-3	Plyboard manufacturing	1	1	4.0	4.0
22	Timber chemical treatment	1	1	5.2	5.2
23	Pulp, paper and paperboard manufacturing	2	2	4,000	3,000 - 5,000
23-2	Publishing and printing	1	1	15	15
27	Inorganic chemical products manufacturing	6	18	3,100	16 - 6,800
46	Organic chemical products manufacturing	3	6	19,000	280 - 56,000
47	Pharmaceutical manufacturing	1	4	20,000	20,000
49	Pesticide chemical manufacturing	1	3	630	630
51-2	Industrial rubber manufacturing	1	2	2,400	2,400
53	Glass manufacturing	5	6	120	1.5 - 620
54	Cement manufacturing	5	8	55	1 - 180
55	Ready mixed concrete manufacturing	3	4	4.0	0.0 - 14
61	Iron and steel manufacturing	2	5	260	180 - 310
62	Nonferrous metal manufacturing	1	2	790	790
63	Metallic products manufacturing	10	20	2,300	0.3 - 9,000
63-3	Coal thermal power plant	2	4	140,000	1,600 - 570,000
65	Surface treatment facility	37	68	320	0.0 - 2,700
66	Electroplating industry	8	18	290	4.7 - 770
66-2	Hotel business	43	50	110	0.0 - 340
66-3	Joint cook house	1	1	200	200
66-4	Packing lunch maker	1	1	40	40
66-5	Restaurants	3	9	130	64 - 270
67	Laundries	14	30	59	0.4 - 500
68-2	Hospitals	6	9	520	130 - 900
69	Slaughter	2	2	150	50 - 250
70-2	Automobile salvage business	3	4	46	38 - 58
71	Automatic car wash equipment	2	3	25	9.0- 33
71-2	Research Institute	9	13	200	2.0 - 910
71-5	Cleaning facility using TCE,PCE,DCM	5	7	26	4.2 - 60
72	Night soil disposal plant	20	31	450	36 - 2,300
73	Wastewater treatment plant	7	18	29,000	5,400 - 86,000
	Sum	235	394		

*Excerpt from the article 1, appendix 1 in the order for water pollution control law
Exclude No.74

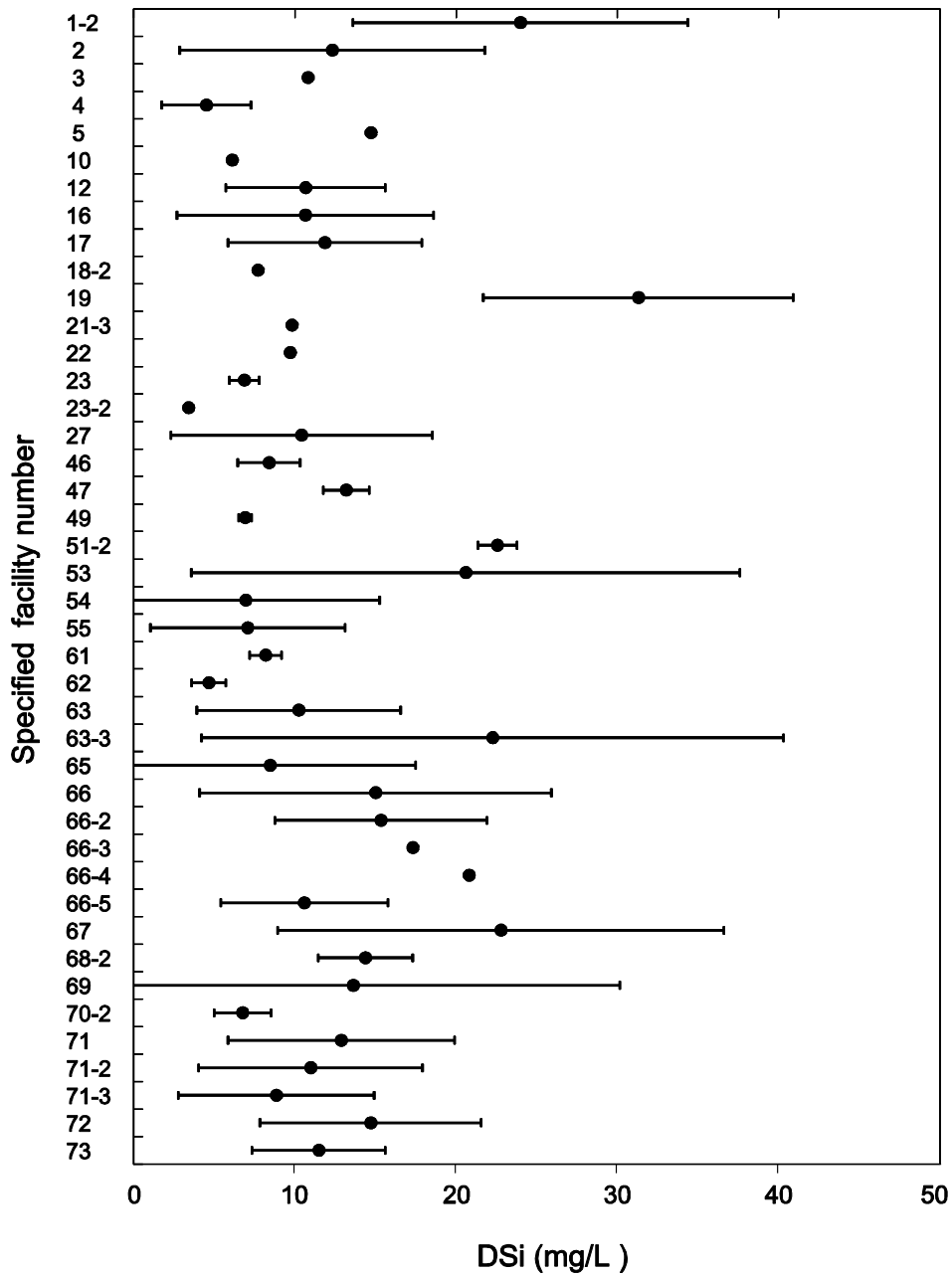


図 (1)-10 事業種毎のDSi濃度調査結果

b 業種別排出負荷量調査結果

業種別排出負荷量の算定結果を図 (1)-11に示す。なお図中において排出負荷量を対数表示している。排出負荷量については、41 業種中の 33 業種（約 81%）において平均値が 10 kg/d 以下であった。排出負荷量の多い事業場は、負荷量の平均値が 100 kg/d を超えている業種で判断すると、有機化学工業製品製造業（特定施設番号 46）、医薬品製造業（特定施設番号 47）、廃ガス洗浄施設（特定施設番号 63 の 3）、下水道終末処理施設（特定施設番号 73）であった。これらの排出負荷量が多い業種には、DSi 濃度が高いものと低いものが存在した。廃ガス洗浄施設は排水中の DSi 濃度も高く、排水量も多いため、DSi 排出負荷量が多くなった。それ以外については、排水中の DSi 濃度は高くないものの排水量が多いため、DSi 排出負荷量が多くなっていた。排

出負荷量が多いものについては平均値で 100 kg/d を超える業種も存在し、放流先の DSi 濃度と排水濃度との差が大きい場合には、周辺の DSi 濃度に影響を与える可能性がある。

一方で、前述の DSi 濃度の排水濃度の高い傾向が見られた畜産業、繊維工場、ガラス製造業、洗たく業については、これらの業種に比較すると排出負荷量が小さく、同業種による水域への DSi 負荷の影響は小さいと考えられる。

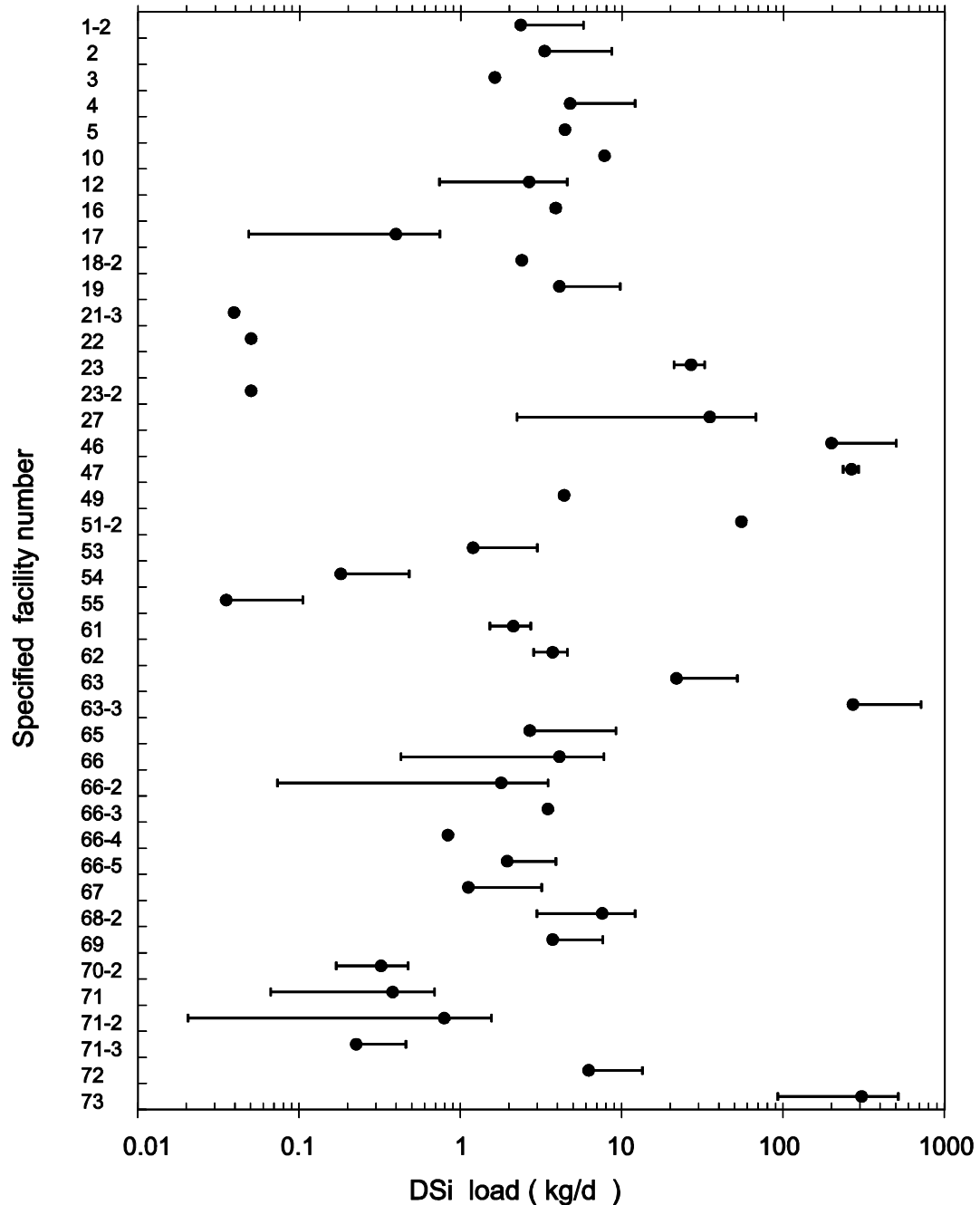


図 (1)-11 事業種毎のDSi負荷量調査結果

c 用水・処理原水・排水調査結果

用水・処理原水・排水について調査した結果を表 (1)-6に示す。解析に用いたのは、25 業種の 37 事業場である。なお、幾つかの事業場は複数の取水源から得た水を混合し、用水としている。その際には各測定 DSi 濃度と使用割合から平均濃度を算定し用水の DSi 濃度とした。

結果によれば、 DSi については用水・処理原水・排水とも同程度のオーダーであり、必ずしも処理原水濃度が排水濃度よりも高いというわけではないことがわかる。従来着目されてきた COD、BOD、T-N、T-P 等の汚濁物質の場合、処理原水濃度は排水濃度の 2-5 程度オーダーが高いことと比べると特徴的な結果である。すなわち用水が製造工程で汚染され、排水で除去されるといった従来汚濁物質に適用されてきた手法は DSi には不適であることがわかる。

なお以降の解析の際には次の指標を使用することで、事業活動による DSi の増減について論じていく。

$$\Delta DSi_{all} = DSi_{dw} - DSi_{fw} \quad (1-6)$$

$$\Delta DSi_{bus} = DSi_{rw} - DSi_{fw} \quad (1-7)$$

$$\Delta DSi_{treat} = DSi_{dw} - DSi_{rw} \quad (1-8)$$

ここで、 DSi_{fw} : 用水の DSi 濃度 (mg/L) 、 DSi_{rw} : 処理原水の DSi 濃度 (mg/L) 、 DSi_{dw} : 排水の DSi 濃度 (mg/L) である。すなわち、 ΔDSi_{all} (mg/L) は事業場の全活動 (製造工程+廃水処理工程) によって用水に付加される DSi の指標、 ΔDSi_{bus} (mg/L) は、事業場の製造工程によって用水に付加される DSi の指標、そして ΔDSi_{treat} (mg/L) は、処理原水中の DSi が廃水処理工程によって付加される指標となる。これより以下の式が成り立つ。

$$\Delta DSi_{all} = \Delta DSi_{bus} + \Delta DSi_{treat} \quad (1-9)$$

表 (1)-6 用水・処理原水・排水調査結果一覧

Specified facility number	Flow rate (m ³ /d)	Wastewater treatment ^a	Types of used water ^b	DSi _{fw} ^c (mg/L)	DSi _{rw} ^d (mg/L)	DSi _{dw} ^e (mg/L)	ΔDSi _{all} ^f (mg/L)	ΔDSi _{bus} ^g (mg/L)	ΔDSi _{treat} ^h (mg/L)
01-2	4	F,Sd	Unknown	9.2	40.0	47.1	38.0	30.9	7.1
02	0	GT	W	0.0	13.3	14.0	-	0.0	0.8
02	2	S,GT	W	11.1	11.7	11.8	0.7	0.6	0.1
03	120	AS	W	16.2	17.0	10.8	-5.4	0.8	-6.2
04	2,000	PF,AS,BF	T+W	6.3	7.6	4.2	-2.0	1.4	-3.4
04	32	AS	W	15.9	17.2	19.0	3.1	1.3	1.8
05	230	AS	W	16.9	24.0	14.7	-2.2	7.1	-9.3
10	620	AS,SF,AC	W	10.3	16.8	6.1	-4.3	6.5	-10.8
16	210	AS	W	2.5	10.0	16.1	13.6	7.5	6.1
17	20	S,Sd	T	6.8	7.2	7.6	0.7	0.4	0.3
17	32	F,A	T	17.0	17.3	16.1	-0.9	0.3	-1.2
19	1	-	T	32.7	0.0	38.1	5.4	-	-
21-3	4	Sd	W	28.9	29.6	9.8	-19.1	0.7	-19.8
23	4,000	CS	R+W	7.1	6.0	6.2	-0.9	-1.1	0.2
23	2,500	S	R+W	7.9	7.5	7.5	-0.3	-0.4	0.0
23-2	15	-	T	8.3	0.0	3.4	-4.8	-	-
27	35	CS,SF	T	10.0	10.0	0.2	-9.8	-0.1	-9.7
51-2	1900	AT,N	W	23.8	0.0	21.7	-2.1	-	-
54	90	AS	T	28.7	1.9	4.6	-24.2	-26.8	2.7
55	0	Re	W	25.6	20.6	0.0	-	-5.1	-
55	0	Re	W	26.1	1.4	0.1	-25.9	-24.7	-1.3
61	160	-	R	7.7	0.0	7.8	0.1	-	-
63	7,500	AS	R	5.9	10.6	9.3	3.3	4.7	-1.3
63	750	N,CS	Unknown	6.0	3.3	5.1	-1.0	-2.7	1.8
65	690	N,Sd,CA	T	14.3	18.8	10.3	-4.0	4.5	-8.5
66	410	N,CS	Unknown	13.1	10.6	14.9	1.8	-2.5	4.3
66-2	17	PF,CA	T+W	8.7	6.7	6.9	-1.8	-2.0	0.2
66-2	22	PF,CA	Unknown	8.5	8.3	9.8	1.2	-0.3	1.5
67	43	AS	W	14.7	18.5	22.1	7.4	3.8	3.6
71	74	PF,SF,AC	W	21.7	7.6	11.7	-10.0	-14.1	4.1
71	5	OS	W	16.4	12.2	6.5	-9.9	-4.2	-5.7
72	140	AS,BF,SF	T	6.7	6.9	7.0	0.3	0.2	0.1
72	36	AS	T	7.6	7.9	8.0	0.4	0.3	0.1
72	61	CA	T	8.3	8.2	8.3	0.0	-0.2	0.2
72	240	AS	R	6.4	9.2	5.6	-0.8	2.8	-3.6
73	25,000	AS	-	0.0	4.3	4.7	-	-	0.3
73	4,600	OD	-	0.0	6.1	6.2	-	-	0.1

^a A - Aeration; AC - Activated carbon treatment; AS - Activated sludge and its modified method; AT - Adsorption treatment; BF - Biofilm filtration; CA - Contact aeration method; CS - Coagulating sedimentation; GT - Grease trap; F - Filtration; N - Neutralization; OD - Oxidation ditch method; OS - Oil separator; PF - Pressure floatation; RE - Recycling; Sc - Screen; Sd - Sedimentation; SF - Sand filtration.

^b R - River water; T - Tap water; W - Well water.

^c Concentration of DSi in fresh water.

^d Concentration of DSi in raw wastewater.

^e Concentration of DSi in discharged wastewater.

^f Difference calculated by DSi_{fw} from DSi_{dw}. See Eq.(1).

^g Difference calculated by DSi_{fw} from DSi_{rw}. See Eq.(2).

^h Difference calculated by DSi_{fw} from DSi_{dw}. See Eq.(3).

i 用水中のDSi

用水中 DSi 濃度の調査結果を図 (1)-12に示す。図では、用水の取水起源、すなわち上水、地下水及び伏流水に分類した DSi 濃度の分布を示す。

用水として利用される地下水は、上水や伏流水よりも DSi が高い傾向にあることが分かる。これらの用水種別に平均値の差の検定を実施したところ、地下水と伏流水において有意水準 0.05 で平均値に差があるといえた。図 (1)-10の排水 DSi の範囲と比較すれば、用水源によって排水の DSi 濃度のベースラインが規定されることを示唆している。2007 年の工業用水水源別使用割合（淡水補給量）³⁷⁾において、回収水を除けば、それぞれの使用割合は工業用水道（41.2%）、上水

道（7.0%）、地下水（24.9%）、その他淡水（26.9%）である。事業場が、DSi 濃度の高い地下水を用水とする割合が高ければ、事業活動により除去されない限り、高い DSi 濃度の水を排出することになる。

これは生活系排水についても同様であり、DSi 濃度の高い地下水を利用すれば、その分、生活排水の DSi 濃度も高くなる。多摩川においても、DSi 濃度の高い地下水の寄与により下水処理水が河川水よりも高くなる現象が確認されている³⁸⁾。

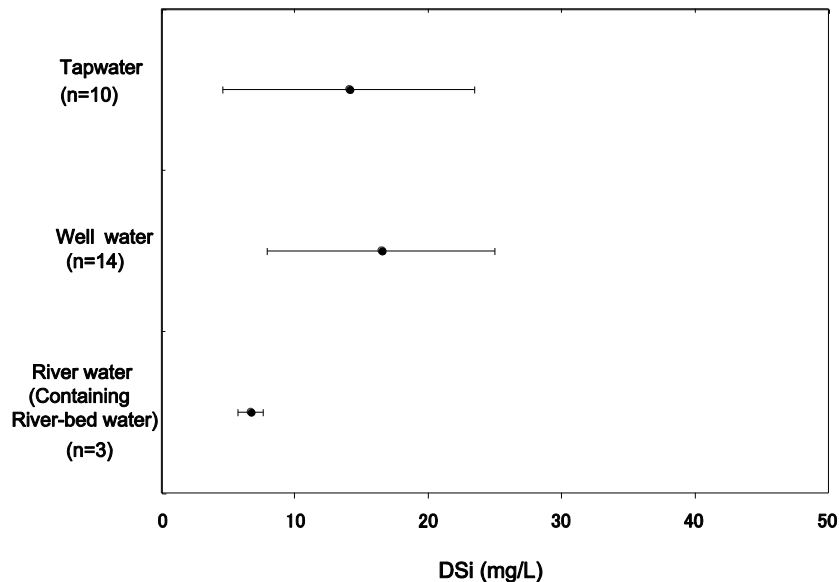


図 (1)-12 用水中のDSi濃度調査結果

ii 製造工程によるDSiの増減

事業活動を通じて処理原水中の DSi 濃度がどの程度変化するかをみるために、 ΔDSi_{all} および ΔDSi_{bus} を調査した。なお下水道終末処理場については、処理原水は流入下水であり、用水との関連性は低いと考えられるため、本解析からは除外した。結果を図 (1)-13に示す。図において正領域にあるものは、事業活動および製造工程により DSi が付加されるもの、負領域にあるものは、事業活動および製造工程により DSi が除去されるものである。これによると、事業活動によって DSi が増加する業種と、減少する業種、そしてほとんど影響を受けない業種があることがわかる。

事業活動によって DSi が増加したものは、畜産農業、めん類製造業（特定施設番号 16）、洗たく業などであった。これらについては、 ΔDSi_{all} と ΔDSi_{bus} が比較的大きな正值でかつ、それらの差が小さいことから、製造工程により付加されたものと考えられる。とくに畜産農業、洗たく業については付加の原因は前述のように見当がつくが、他の業種については工程中の DSi 付加要因を精査する必要がある。

事業活動によって DSi が減少したものは、合板製造業（特定施設番号 21-3）、無機化学製品製造業（特定施設番号 27）、セメント製品製造業（特定施設番号 54）、生コンクリート製造業（特定施設番号 55）、自動式車両洗浄施設（特定施設番号 71）の業種であった。とくにセメント製品製造業と生コンクリート製造業の各一施設は、 ΔDSi_{all} と ΔDSi_{bus} が比較的大きな負値でかつ、それらの差が小さかった。これらは製造工程において副次的に DSi が除去されたものと考えられ

る。すなわちコンクリートの水和反応の際、DSi が難溶性の沈澱となり除去された可能性³⁹⁾がある。

その一方で、無機化学工業やガラス製造業については、 ΔDSi_{all} が比較的大きな負値であるものの $\Delta DSi_{bus} \approx 0$ となっている。これらの業種については、廃水処理工程を通じて DSi が除去されたものと考えられる。事業活動によってほとんど影響を受けなかったものは、食品製造業や、し尿処理施設等であった。

以上のように、いくつかの業種では、事業活動を通じての DSi 濃度の増加・減少理由について、見当がつくものもあるが、理由が不明な業種も多い。これらについては、さらに各工程を詳細に調査する必要がある。

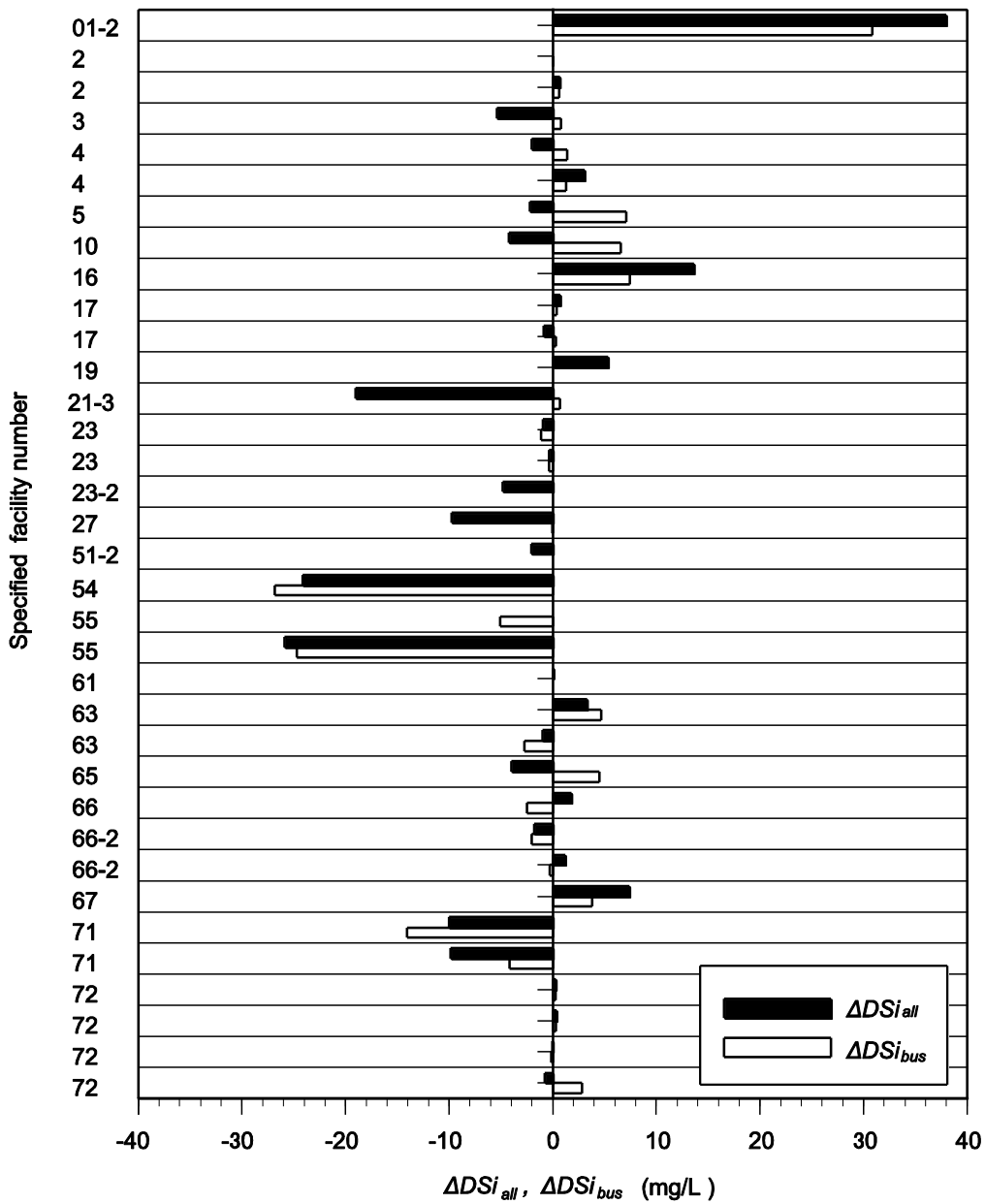


図 (1)-13 製造工程によるDSiの増減調査結果

iii 廃水処理工程によるDSiの増減

廃水処理工程を通じて処理原水中の DSi 濃度がどの程度変化するかをみるため、 ΔDSi_{treat} を調査した。結果を図 (1)-14 に示す。ここでは廃水処理方式を生物処理と非生物処理とに分類した。図中の正領域にプロットされるものは廃水処理によって DSi が付加されることを示し、逆に負の値でプロットされるものは廃水処理によって DSi が除去されることを示している。

これをみると生物処理、非生物処理共に、DSi は付加される場合もあれば、除去される場合も存在した。しかし平均値で見ると両者とも DSi は除去される傾向にあった。

一般に、廃水の生物処理には細菌・菌類・藻類・原生動物・微小後生動物が関与しており、これらの生物の増殖により廃水の清浄化処理が進む。生物処理に現れる微生物の比較⁴⁰⁾によれば、藻類は活性汚泥法では「きわめてわずかに出現」、生物膜法では「普通に出現」、酸化池では「きわめて多量に出現」するとしている。藻類に分類される珪藻は DSi を成長の際の必須栄養塩としている為、これらの増殖が進めば排出水の DSi が減少することが予測される。本結果によれば生物処理が実施されたことによって処理原水中の DSi が消費されるという傾向が見られた。しかし一方で、非生物処理においても減少する傾向が見られている。この非生物処理の減少理由については不明であるが、今後は、如何なる機構で DSi が減少するのかを解明する必要がある。

なお生物処理と非生物処理によって平均値に差があるか否か t 検定を実施したところ、有意水準 0.05 で平均値に差があるとはいえなかった。すなわち生物処理が非生物処理に比較して DSi を除去する傾向は認められなかった。

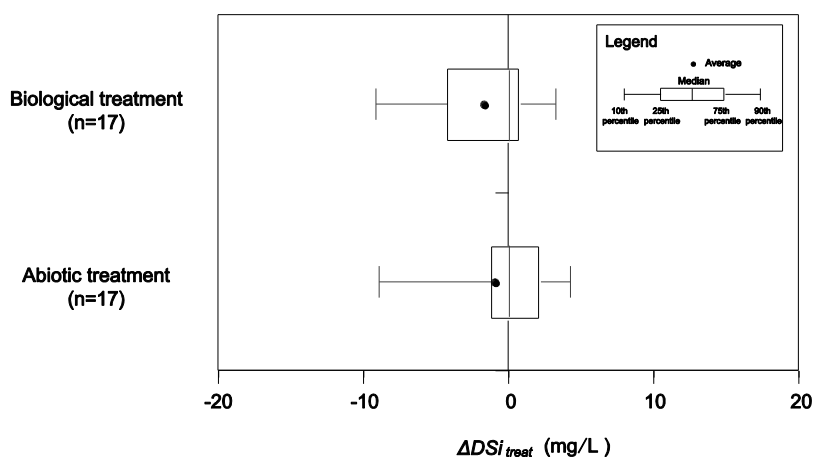


図 (1)-14 排水処理工程によるDSiの増減調査結果

d 考察

本結果によれば、DSi は、製造工程の過程で付加され廃水処理工程で除去されるといった従来の汚濁負荷指標の増減傾向とは異なる傾向をもつ。特に製造工程及び廃水処理工程の二つの工程により付加あるいは削減される場合があることが明らかになった。さらに排出水の DSi 濃度は、用水の DSi 濃度による嵩上げ効果が加わる。

用水の DSi 濃度による嵩上げについては、用水の種類にもよるが今回の範囲で考えると、上水使用で 6.7~32.7 mg/L、井戸水使用で 0.0~28.9 mg/L、伏流水使用で 5.9~7.7 mg/L の DSi 付加が

考えられる。なお、今回の伏流水を利用した用水の濃度は低い結果となっているが、筑後川の上流域では 20 mg/L を超える DSi が高濃度の箇所も存在する⁴¹⁾ため、伏流水利用の用水の DSi 濃度が常に低いとは限らない。また今回の結果においては、浄水過程における DSi の負荷についての情報が無く、今後の調査が必要である。

製造工程については、特に業種を限定しなければ -26.8~30.9 mg/L の増減が確認された。

廃水処理工程による増減については、今回、生物処理・非生物処理に分類して調査したものの平均値に差は認められず、-19.8~7.1 mg/L の増減が確認された。

以上の 3 つの効果が互いに独立事象であると仮定して単純にそれらの範囲を重畳すれば、排出水の DSi の濃度範囲は 0.0~70.7 mg/L になる。これは、今回の図 (1)-10 の DSi 濃度の分布範囲が、用水の状況、製造工程及び廃水水処理工程の内容に応じて拡大する可能性があることを示している。

今回実施した調査結果は、393 の事業場から得られた分析結果に基づいている。その分析対象は十分とはいえ、幾つかの業種についてはデータが無いものや、不足しているものもある。今後は、排水量や DSi 濃度を勘案しながら周辺環境に影響を及ぼすと考えられるような業種に重点を置き、更なるデータ蓄積をすすめていくことが求められる。

今後、水域生態系に対する DSi の人為影響を定量的に論じるためには、上述の情報に加え、排出水中の DSi の基底濃度を決めうる河川水・地下水中の DSi 濃度についての情報と、それらの人為的な取水、配水といった水移動の情報が必要になる。また、排出先の水域生態系への影響を論じる際には、従来の窒素・リンといった栄養塩濃度と DSi との比率が重要であり、これらの情報をもとに DSi を論じていく必要がある。

2) 湧水中の DSi 実態調査

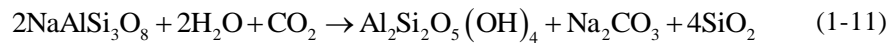
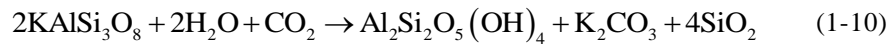
a 主要イオン類と DSi 濃度の関係

表 (1)-7 に水温、pH、EC、DSi 濃度及び水質型を示す。水質型は、図 (1)-15 に示すトリリニアダイアグラムの中のキーダイアグラムに記す領域 I~V をあてはめた。

領域 I は、Ca-HCO₃ 型または Mg-HCO₃ 型を示す。全国の地下水の大半がこの型に入る。石灰岩地帯などの地下水は典型的にこの型になることが知られている⁴²⁾。領域 II は、Ca-Cl 型または Ca-SO₄ 型を示す。温泉水、化石水などがこの型に入り、地下水では特殊なものに分類される⁴²⁾。本調査ではこの領域に該当するものはなかった。領域 III は、主に Na-Cl 型で、海水または海水の影響のある地下水や温泉水がこの型に入る⁴²⁾。本調査では 6 件が該当した。領域 IV は、主に Na-HCO₃ 型で、停滞した地下水がこの型に入る⁴²⁾。これは比較的深い地下水の型である。本調査ではこの領域に該当するものはなかった。領域 V は、I~IV の中間的な型で、河川水、伏流水及び自由地下水などが多くこの型に入る⁴²⁾。本調査では、24 件が該当した。

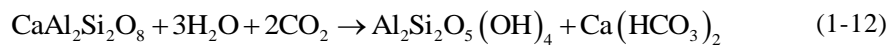
DSi 濃度の高い湧水などは、領域 I の Ca-HCO₃ 型に該当するものが多かった。また、pH が酸性側にあるものが多く、EC との関係はみられなかった。

化学的風化によってケイ酸を溶出しやすい造岩鉱物には、正長石（カリ長石）、曹長石（Na 斜長石）、黒雲母などがある。また、火山岩ガラスもケイ酸溶出量が大きい¹⁾。例としてカリ長石及び Na 斜長石の分解反応を式(1-10)及び(1-11)に示す⁵⁾。



このように、鉱物に水及び二酸化炭素が加わり、さらに気温などの環境条件が整うことによって化学的風化が促進され⁴⁾、ケイ酸が生成して地下水に溶解し、湧水となって地上に出てくるものと考えられる。

今回、特に DSi 濃度の高かった検体の多くは、Ca-HCO₃型に該当した。Caを主とする造岩鉱物には、灰長石 (CaAl₂Si₂O₈)^{5, 43)}があるが、分解反応式は、式(1-12)に示すとおり、ケイ酸を放出しない⁵⁾。



ここで、二酸化炭素が水に溶けるときの反応式は、式(1-13)⁴⁴⁾に示すとおりである⁵⁾。



pHが酸性側にあるものが多かったことから、式(1-13)により生じたH⁺が、岩石を構成する造岩鉱物を溶解し、Ca²⁺を水中に放出したと考えられる⁵⁾。よって、DSi濃度の高い湧水などは、Ca-HCO₃型となったと考えられる。

表 (1)-7 採水地点の水質 (ここで文献A⁴⁵,B⁴⁶,C⁴⁷)

No.	文献・ 現地	名称	水源	水温	pH	EC	DSi	水質
1	文献A	轟水源	湧水	—	7.2	119	20	I
2	文献A	白川水源	湧水	—	6.8	207	26	V
3	文献A	菊池水源	温泉	—	7.0	92	15	I
4	文献A	池山水源	湧水	—	6.6	90	24	I
5	文献A	男池	湧水	—	6.0	270	25	I
6	文献A	長小野湧水(水源)	湧水	—	6.8	141	24	I
7	文献A	長小野湧水(滝)	湧水	—	6.8	145	30	I
8	文献A	泉水湧水	湧水	—	6.7	164	31	I
9	文献A	川宇田湧水	湧水	—	6.2	168	31	I
10	文献A	矢原湧水	湧水	—	6.4	190	31	I
11	文献A	尾戸牟礼湧水	湧水	—	6.6	164	31	I
12	文献A	中津無礼川(上流)	渓流水	—	7.0	78	7.8	I
13	文献A	中津無礼川(下流)	渓流水	—	7.4	110	7.6	I
14	文献A	奥畑川	渓流水	—	8.0	84	6.4	I
15	文献B	江里神社	湧水	—	6.0	120	30	I
16	文献B	宇土出口	湧水	—	6.1	131	28	I
17	文献B	熊野神社	湧水	—	6.0	112	28	I
18	文献B	下町共同井戸	湧水	—	6.2	296	25	V
19	文献B	樋井戸の水	湧水	—	6.5	176	28	I
20	文献B	古丁水源	湧水	—	6.3	141	28	I
21	文献B	御用御清水	湧水	—	6.4	163	28	I
22	文献B	水屋敷	湧水	—	5.8	140	29	I
23	文献B	中央公園	湧水	—	5.9	175	29	I
24	文献B	白土湖	湧水	—	5.0	202	30	I
25	文献B	浜の川湧水	湧水	—	6.0	215	29	I
26	文献B	割ん川	湧水	—	5.8	309	34	I
27	文献B	轟溪流	渓流水	—	7.0	50	13	I
28	文献B	轟の湧水	湧水	—	7.0	54	15	V
29	現地	池山水源	渓流水	—	6.6	81	27	I
30	現地	菊池川水源	渓流水	—	7.3	71	16	I
31	現地	沢川水源	渓流水	—	7.0	91	23	V
32	現地	宝満山中腹	湧水	—	6.6	69	7.7	III
33	現地	天神湧水	湧水	16.1	7.8	88	19	I
34	現地	清水屋の湧水	湧水	13.3	7.1	107	6.3	I
35	現地	下名の井側	湧水	17.7	6.3	156	17	I
36	現地	船小屋	湧水	20.2	5.8	809	46	I
37	現地	朝妻の清水	湧水	18.6	6.1	224	7.9	V
38	現地	長田鉱泉水	湧水	17.2	4.8	164	9.2	V
39	現地	袖の里の湧水	湧水	16.0	7.3	98	7.0	I
40	現地	姫御前産水	湧水	—	7.2	148	5.7	V
41	現地	箱谷林道の湧水	湧水	13.2	6.8	90	13	V
42	現地	甘水谷湧水	湧水	17.3	6.5	119	9.7	I
43	現地	不動の瀧	滝	15.1	7.6	87	9.6	I
44	現地	香水池の湧水	湧水	13.3	6.3	72	7.8	I
45	現地	釈迦岳湧水	湧水	18.0	8.1	87	11	I
46	現地	清水湧水	湧水	19.3	7.5	101	24	I
47	現地	調音の滝	滝	16.6	7.9	111	7.8	I
48	現地	満願寺湧水	湧水	22.0	7.3	128	16	I
49	現地	昇龍大観音の水	地下水	18.5	7.7	218	15	I
50	現地	くじらの森の清水場	湧水	25.7	8.2	138	14	I
51	現地	エグ水	湧水	14.3	7.9	72	5.6	I
52	現地	古処山林道の湧水	渓流水	13.0	7.6	124	6.4	I
53	現地	大円寺湧水	湧水	18.0	6.3	155	10	V
54	現地	清水茶屋の水	湧水	16.7	6.7	125	5.6	I
55	現地	逆瀬谷薬師の霊水	湧水	15.8	7.2	97	5.2	I
56	現地	東福寺の御神水	湧水	15.2	7.5	112	5.8	I
57	現地	磐井の清水	湧水	18.5	7.6	250	12	I
58	現地	徳間清水	湧水	18.4	7.8	192	6.7	I
59	現地	高良林道の水場	湧水	16.2	7.9	133	5.8	I
60	現地	勝水	湧水	15.6	7.9	109	8.2	I
61	現地	基肄城跡の水	湧水	15.9	7.3	109	9.9	I
62	現地	山ノ神の清水	湧水	—	8.0	100	20	I
63	現地	柏木の清水	湧水	11.0	7.8	90	23	I
64	現地	猪野幸田ダム調査抗	湧水	14.1	7.5	87	19	I
65	現地	調査抗付近湧水	湧水	15.4	7.8	133	21	I
66	現地	願い水	湧水	15.4	6.8	361	30	V
67	現地	あいのせ茶屋湧水	湧水	14.5	6.4	113	34	I
68	現地	立岩水源	湧水	14.7	7.0	74	20	I
69	現地	旗返しの水	湧水	16.4	7.5	99	29	I
70	現地	岳間キャンプ場湧き水	湧水	—	7.6	91	13	V
71	現地	宝満山キャンプ場の水	湧水	13.7	7.1	60	10	III
72	現地	金の水	湧水	14.3	7.3	62	11	V
73	現地	普池の窟	湧水	13.7	7.0	144	5.5	I
74	現地	仏頂山の水場	渓流水	14.7	7.3	52	7.4	III
76	現地	東院谷	湧水	14.9	7.0	64	9.7	III
77	現地	西院谷(閻伽の井)	湧水	14.2	6.1	73	8.0	I
78	現地	休堂跡(徳広の井)	湧水	15.5	6.3	69	6.8	III
79	現地	三合目の清水	湧水	18.7	7.0	72	8.5	III
80	現地	三池山の湧水	湧水	17.8	7.5	143	11	I
81	現地	三池1	湧水	18.9	6.8	267	18	I
82	現地	三池2	湧水	21.9	6.8	202	12	I
83	現地	三池3	湧水	19.4	6.7	174	13	I
84	現地	飛形山頂上の湧水	湧水	17.0	6.0	40	6.7	V
85	現地	発心公園	湧水	16.6	7.1	117	10	I
86	現地	大根地神社の湧水	湧水	16.1	6.4	77	5.8	V
87	現地	竹地蔵の霊水	湧水	21.0	7.6	149	9.3	I
88	現地	秋月中学校裏	湧水	17.0	7.3	133	11	I
89	現地	古処山水舟	湧水	13.4	8.0	225	3.2	I
90	現地	古処山水場	湧水	13.4	8.0	187	5.3	I
91	現地	藪の谷の清水	湧水	15.4	7.9	66	16	I
92	文献C	清水井	湧水	14.9	6.7	221	13	I
93	文献C	朝妻の清水	湧水	18.3	5.8	233	6.8	V
94	文献C	磐井の清水	湧水	15.8	7.4	244	9.7	I
95	文献C	徳間の清水	湧水	16.7	7.8	189	5.6	I
96	文献C	勝水	湧水	12.2	7.3	113	6.8	I
97	文献C	清水湧水	湧水	17.3	6.8	102	21	I
98	文献C	香水池	湧水	11.0	7.1	67	6.3	I
99	文献C	沼川	温泉	12.0	7.0	68	12	I
100	文献C	金剛水	湧水	17.0	6.8	66	13	V
101	文献C	千石山の水	湧水	13.0	6.8	71	10	I
102	文献C	背振山の水	湧水	12.0	6.4	56	7.2	I
103	文献C	三瀬の水	地下水	15.0	6.6	162	13	I
104	文献C	古湯の水	温泉	—	8.6	187	14	V
105	文献C	清めの淵	温泉	13.0	7.0	86	9.8	I
106	文献C	見返の滝	温泉	13.5	7.0	69	8.6	V
107	文献C	清水観音滝	温泉	11.0	7.0	89	10	I
108	文献C	金妙水	湧水	17.0	7.2	146	29	I
109	文献C	安福寺の水	湧水	15.0	6.6	50	11	I
110	文献C	鎌倉水	地下水	15.5	7.0	210	9.4	I
111	文献C	竜門の清水	温泉	21.2	6.8	78	16	V
112	文献C	竜門の清水	温泉	15.0	6.8	75	12	V
113	文献C	国見峠の水	湧水	14.5	7.0	81	7.8	I
114	文献C	経ヶ岳の水	温泉	11.0	7.0	59	14	I
115	現地	御前岳湧水	湧水	14.8	7.4	41	9.9	I
116	現地	御前岳湧水脇の林道	湧水	12.9	7.5	46	13	I
117	現地	けやき水源	湧水	17.8	7.0	140	28	I
118	現地	鏡ヶ池	湧水	16.6	6.5	116	33	I
119	現地	熱田神宮	湧水	26.6	7.2	144	26	I
120	現地	麻生釣湧水	湧水	15.2	7.0	40	22	V
121	現地	龍神の滝	湧水	18.8	7.4	73	24	I
122	現地	常磐水	地下水	20.9	7.0	122	34	I
123	現地	清水瀑園	湧水	15.5	7.6	70	29	I
124	現地	招福の水	湧水	15.9	6.5	57	20	I
125	現地	きよらトンネル前	湧水	15.6	7.1	125	24	I
126	現地	北里道路前	湧水	15.8	7.2	100	30	I
127	現地	黒川ふきじ前	湧水	16.9	7.3	81	32	I
128	現地	多嘉良の水	地下水	17.5	8.1	218	9.7	I
129	現地	子宝の湧水	湧水	12.9	6.7	61	31	V
130	現地	めぐみ茶屋	湧水	11.9	5.3	326	36	I
131	現地	天満湧水	湧水	13.7	6.9	76	28	I
132	現地	桑畑湧水	湧水	15.5	6.3	217	35	I
133	現地	山の神の清水	湧水	10.6	7.1	93	18	V
134	現地	妙見様の湧水	湧水	13.5	6.7	56	21	V
135	現地	名もなき湧水	湧水	14.6	6.9	177	38	I

単位 水温:°C、EC:µ S/cm、DSi:mg/L
注)No.75は欠番

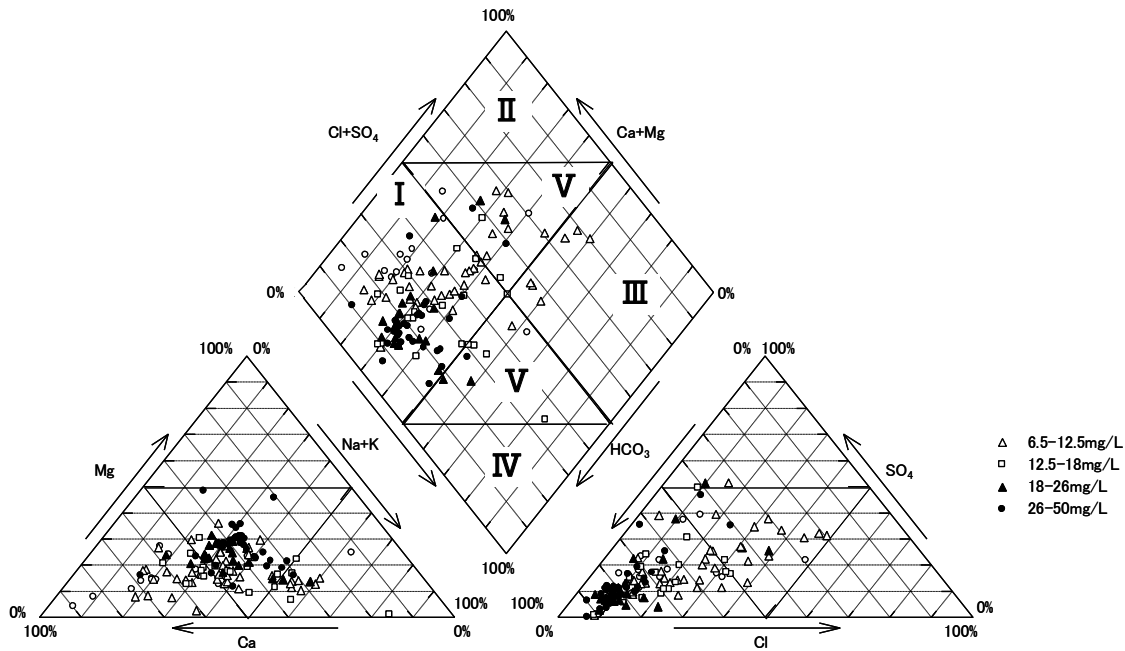


図 (1)-15 トリリニアダイアグラムによる水質分類

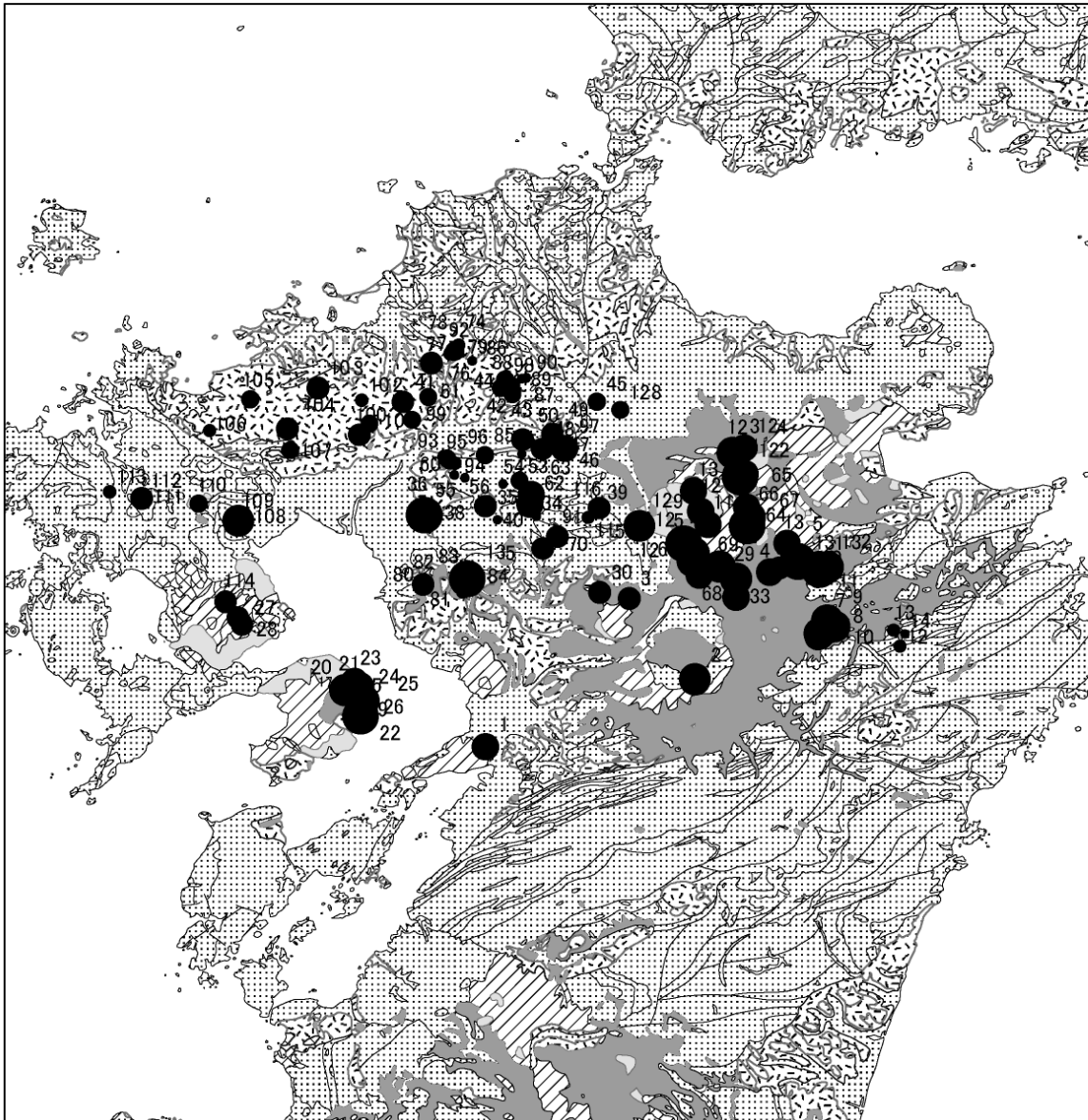
b DSi濃度と表層地質の関係

地質によって、DSiの溶出しやすさが異なることから、国土交通省の国土数値情報における表層地質の地質番号に対してケイ酸溶出ポテンシャル指数が定義されている。ケイ酸溶出ポテンシャル指数の値が大きいほどケイ素が溶出しやすい地質である。この指数を用いて全国の河川調査結果で算出したところ、ばらつきは大きいケイ酸溶出ポテンシャル指数が大きいほど河川のDSi濃度が高くなる傾向がみられたことが報告されている。本調査でも、DSi濃度と地質との関係をみるために、DSi濃度とケイ酸溶出ポテンシャル指数を図(1)-16に示した。起伏によってケイ酸溶出ポテンシャル指数が変動する地質については、全て中起伏と仮定して決定した。DSi濃度がわかるよう、採水地点に、黒丸の大きさをDSi濃度を表した。

図(1)-16より、ケイ酸溶出ポテンシャル指数が最も高い8の地質の広がる九州中部でDSi濃度が高いものが多かった。

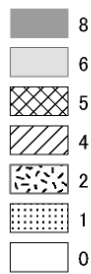
DSi濃度の高かった湧水などの採水地点の地質は、必ずしもケイ酸溶出ポテンシャル指数の高い地質ではなく、湧出地などの採水地点の表層地質とDSi濃度に相関はないことがわかった。河川と同様にケイ酸溶出ポテンシャル指数とDSi濃度との関係を導くためには、地下水の経路を明らかとしなければならないと考えられる。しかし、ケイ酸溶出ポテンシャル指数の高い地域またはその付近で採水した湧水などについては、DSi濃度が高いことがわかった。No.2、66、67、69、117、118、126、127、134のように、ケイ酸溶出ポテンシャル指数の低い地質で湧出する湧水な

どで DSi 濃度が高い場合、ケイ酸溶出ポテンシャル指数の高い地域の水を含む可能性が示唆された。



0 15 30 60 Kilometers

ケイ酸溶出ポテンシャル指数



DSi濃度 (mg/L)

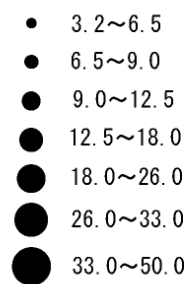


図 (1)-16 ケイ酸溶出ポテンシャル指数とDSi濃度の関係

3) 水田におけるのDSi実態調査

a 水収支

水田における水の流れを把握するため水収支を求めた。水田における水収支を検討するためには、蒸発散量、流入水量及び流出水量が必要となるため、以下でそれぞれを算出し、結果を図(1)-17に示した。

蒸発散量は、5.4mm/日（九州でのヒノヒカリの蒸発散量）⁴⁸⁾とした。

次に流入水量を算定した。水田への流入は、溜池水と降水がある。溜池水は、主に降水で形成されており、一部地下水も含むものである。これを、田面水位が低下したときのみ、不定期に入れた。水田の水位が減少したときのみ溜池水を入れることから、田面水位の減少量（15mm/日）を流入水量とする。降水については、調査期間中の総降水量（中干し期間を除く）は560mmであり、オーバーフローしたのは3回で、その水量は、415mmと算出されたことから、水田に残る水量は、145mm（1.6mm/日）となる。これは、流入水量の約1割である。よって、流入水のほとんどが溜池水であるとする。

次に流出水量を算定した。福岡県内の水田は、一般的に流出水は多量の降水によるオーバーフローと地下浸透のみである。調査した水田についても、流出水は地下浸透とオーバーフローのみであった。オーバーフローは、一時的な影響であるため、今回の水収支では図示していない（図(1)-17）。地下浸透量は、流入水量－蒸発散量で表され、9.6mm/日とした。

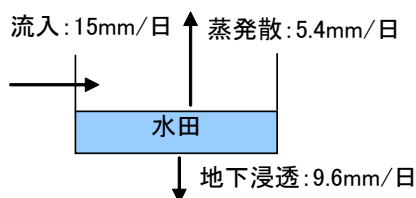


図 (1)-17 水田の水収支

b ケイ素収支

水収支から、ケイ素収支を求めた。中干し前と後では、水稻のケイ素吸収量に大きな差があることから、ケイ素収支は、中干し前と後で分けて議論することとした。

まずケイ素流入量を考える。水田へのケイ素流入量（負荷量）は、溜池水、降水及びケイ酸質資材である。溜池水のケイ素平均濃度は3.4 mg/Lであった。これは、全国の河川水濃度⁶⁾と比較すると低い値であった。調査前に多量の降雨があったため、降水によって希釈されたと考えられる。中干し前の負荷量は1.7、中干し後は2.8g/m²と算出された。降水のケイ素濃度は、いずれも0.1 mg/L未満であったため、降水からのケイ素の負荷量は0.0g/m²とした。ケイ酸質資材は、200kg/10a投入⁴⁹⁾し、その約30%がケイ酸であることから、水田B～Dに投入されたケイ素は、28g/m²と算出された。

田面水のケイ素濃度を図 (1)-18に示す。田面水のケイ素濃度は、ケイ酸質資材の施用量との関係は認められず、多量の降水による影響を受けやすいことがわかった。ケイ酸質資材は、施用後直ちに溶出しないため¹¹⁾、水田のケイ素濃度に大きな影響は与えなかったと考えられる。

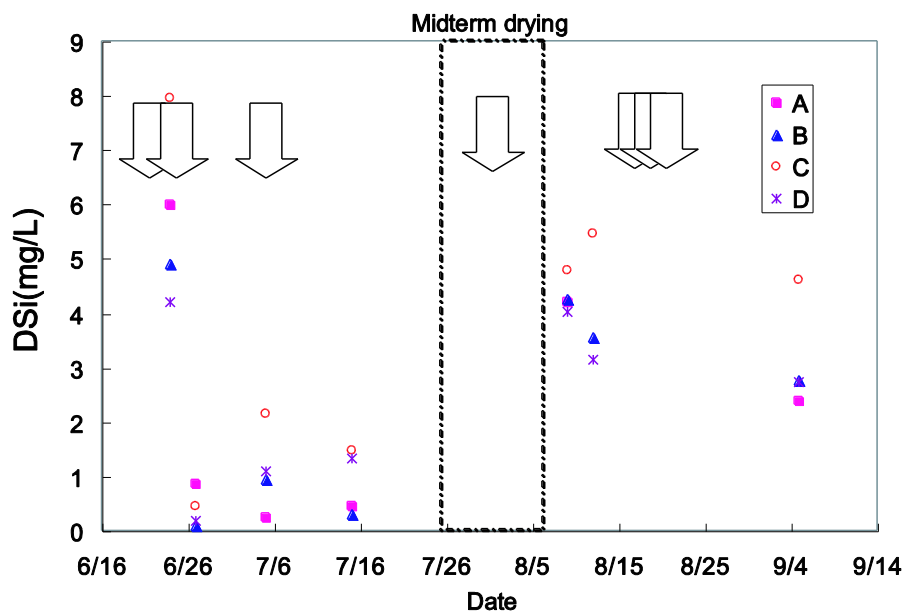


図 (1)-18 田面水のケイ素濃度

次にケイ素流出量を考える。

流出水は、オーバーフロー、地下浸透、植物プランクトンによる固定及び水稻による吸収である。

オーバーフローによるケイ素流出量は、中干し前で 0.12 、中干し後で 0.17g/m^2 と算出された。

土壌溶液を測定したところ、ケイ素濃度は、水田 A 及び B とも 4.9mg/L であった。2005～2007 年に同じ水田で測定した結果 ($6\sim 13\text{mg/L}$) と比較すると、低い値であった。これは、調査前から期間中、降雨が多く、流入水のケイ素濃度が例年より低かったことが要因と考えられる。これまで、水田における土壌溶液の測定結果が報告されている。それらから、中干し前まではケイ素濃度はほぼ一定であることから、本研究でも濃度一定と仮定すると、中干し前のケイ素の地下浸透量は、 1.6g/m^2 と算出された。中干し後の土壌水のケイ素濃度は、中干し前より減少することが報告されている。調査対象水田で 2005 年の中干し後の土壌溶液は、中干し前と比較して 25% であったことから、本研究でもその値を採用し、中干し後のケイ素濃度を 1.2mg/L であるとした。結果、中干し後のケイ素の地下浸透量は、 0.62g/m^2 と算出された。

水田には多くの植物プランクトンが生息することが知られている。流入水で観測された植物プランクトンを表 (1)-8 に、水田で観測された植物プランクトンを表 (1)-9 に示す。

表 (1)-8 流入水の植物プランクトン

Plankton	(cell/mL)		
	21-Jun	25-Jul	8-Aug
<i>Cyanophyceae</i>	-	2700	5000
<i>Chromonadea</i>	280	160	370
<i>Bacillarisphyceae</i>	5300	4100	430
<i>Chlorophyceae</i>	2600	470	470

表 (1)-9 水田の植物プランクトン

Paddy field	Plankton	Volume (μm^3)	Si content $\times 10^6$ ($\mu\text{g}/\text{cell}$)	24-Jun	27-Jun	5-Jul	15-Jul (cells/mL)	9-Aug	12-Aug	5-Sep
A	<i>Synedra sp.</i>	1420	92	-	-	10	-	20	-	-
	<i>Cymatopleura sp</i>	6098	259	-	-	10	-	-	-	-
	<i>Surirella sp.</i>	1058	75	-	-	10	100	-	-	-
	<i>Navicula sp.</i>	639	53	-	-	-	-	20	-	-
	<i>Achnanthes sp.</i>	123	16	-	-	-	-	70	-	10
B	<i>Navicula sp.</i>	639	53	-	-	-	-	240	-	-
	<i>Achnanthes sp.</i>	123	16	-	-	-	-	120	-	-
	<i>Cyclotella sp.</i>	81	12	-	-	-	-	40	-	-
	<i>Stauroneis sp.</i>	157	19	-	-	-	-	-	-	70
C	<i>Neidium sp.</i>	131	17	300	-	-	-	-	-	-
	<i>Synedra sp.</i>	1420	92	-	-	10	-	-	-	-
	<i>Navicura sp.</i>	639	53	-	-	-	-	500	920	-
D	<i>Synedra sp.</i>	1420	92	-	-	-	130	10	-	-
	<i>Surirella sp.</i>	1058	75	-	-	-	10	-	-	-
	<i>Navicura sp.</i>	639	53	-	-	-	-	30	10	-

この中で、珪藻はケイ素を必須元素とし、細胞内に取り込む。取り込まれたケイ素は、細胞膜の形成に使用され、重合体となる⁵⁰⁾。よって、一度取り込まれたケイ素は、再溶解しないものとし、流入したケイ素は珪藻によって除去されるものとして取り扱う。今回の調査では、珪藻は各水田で数種確認することができた。

水田は、基本的に流出することがないため、計測された珪藻が全て土壤に堆積するものとする。珪藻によるケイ素トラップ量は、珪藻細胞の体積と細胞内ケイ素量²¹⁾の関係式(1-14)⁵¹⁾から求めたケイ素含有量とする。今回、珪藻は、発生しても短期間で種類が変わったことから、測定した瞬間値を総量として求めた。表 (1)-10に、観測された珪藻とその数を示す。また、珪藻の体積とケイ素含有量も同表に示す。

それぞれの属のケイ素含有量を求め、ケイ素トラップ量を算出した結果を表 (1)-11に示す。

$$\text{Log}[\text{Si}] = 0.707 \log v - 6.263$$

(1-14)

ここで、[Si]は細胞当たりのケイ素含有量 ($\mu\text{g Si/cell}$)、 v は珪藻の細胞体積 (μm^3) である。

表 (1)-10 水田の珪藻

Paddy field	Plankton	Volume	Si content	24-Jun	27-Jun	5-Jul	15-Jul	9-Aug	12-Aug	5-Sep
		(μm^3)	$\times 10^{-6}$ ($\mu\text{g/cell}$)							
A	<i>Synedra sp.</i>	1420	92	-	-	10	-	20	-	-
	<i>Cymatopleura sp</i>	6098	259	-	-	10	-	-	-	-
	<i>Surirella sp.</i>	1058	75	-	-	10	100	-	-	-
	<i>Navicula sp.</i>	639	53	-	-	-	-	20	-	-
	<i>Achnanthes sp.</i>	123	16	-	-	-	-	70	-	10
B	<i>Navicula sp.</i>	639	53	-	-	-	-	240	-	-
	<i>Achnanthes sp.</i>	123	16	-	-	-	-	120	-	-
	<i>Cyclotella sp.</i>	81	12	-	-	-	-	40	-	-
	<i>Stauroneis sp.</i>	157	19	-	-	-	-	-	-	70
C	<i>Neidium sp.</i>	131	17	300	-	-	-	-	-	-
	<i>Synedra sp.</i>	1420	92	-	-	10	-	-	-	-
	<i>Navicura sp.</i>	639	53	-	-	-	-	500	920	-
D	<i>Synedra sp.</i>	1420	92	-	-	-	130	10	-	-
	<i>Surirella sp.</i>	1058	75	-	-	-	10	-	-	-
	<i>Navicura sp.</i>	639	53	-	-	-	-	30	10	-

表 (1)-11 各水田内珪藻によるケイ素トラップ量

Paddy field	Amount of silicon trapped by <i>Bacillarisphyceae</i> ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)
A	850
B	1380
C	2100
D	780

ケイ素トラップ量は、780～2100 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ で、水田 C が最も高く、D が最も低かった。

表 (1)-12 に、各水田の土壤に含まれる可給態ケイ酸含有量を示す。可給態ケイ酸含有量は加藤法で測定した。その結果、水田 C が最も可給態ケイ酸量が多いことがわかった。すなわち、水田 C は、水田 A、B 及び D と比較して、植物に利用されやすいケイ素を多く含む土壤で形成されていることになる。そのことから、珪藻にとっても利用しやすいケイ酸が多く含まれる水田 C でより多く繁殖したものと考えられる。

水田 D では、ケイ酸質資材を施用していない A より低かった。植物プランクトンは、土壤の他、ケイ素以外の窒素やリンなどの栄養塩類によっても優占種が変わる。今回、水田 A～D は、窒素やリンなどの施肥量が異なる。よって、繁殖する植物プランクトン相が異なり、珪藻の種類及びその繁殖数が異なったものと考えられる。

今回、福岡県内の一般的な水田管理と同様にするため、除草剤を散布した。除草剤を散布しない水田では多くの植物プランクトンが繁殖すると思われる。

植物プランクトンによるケイ素トラップ量は、水田によってばらつきはあるが、これらの平均値 1.3g/m² を用いることとする。

表 (1)-12 各水田のケイ酸含有量

Paddy field	SiO ₂ (mg/100g-dry) *
A	9.2
B	11
C	42
D	11

*加藤法

水稲にとってケイ素は必須元素である。水稲のケイ素吸収量を測定した結果を表 (1)-13に示す。土壌 C で最も多く吸収した。これは、ケイ素収支の植物プランクトンの項でも述べたように、表 (1)-12から水田 C は可給態ケイ酸を多く含む土壌であるため、水稲もケイ素を多く吸収することができたと考えられる。水稲によって吸収されたケイ素は、刈り取られ全て系外に取り出されるとする。また、水稲のケイ素吸収は、中干し後に多くなると報告されていることから、水稲によるケイ素の吸収は、中干し後のものとする。表 (1)-13より、ケイ素の水稲吸収量にばらつきはあるが、平均値 $50\text{g}/\text{m}^2$ を水稲によって中干し後に系外に持ち出されるケイ素量とする。

表 (1)-13 各水田の水稲中のケイ酸含有量

Paddy field	水稲中の SiO_2 (kg/10a)
A	60
B	84
C	210
D	77

c ケイ素の物質収支

(1)-3)-a 及び(1)-3)-b で求めたケイ素の流入及び流出量をまとめた結果を図 (1)-19に示す。中干し前では、流入水とほぼ同じ量のケイ素が地下浸透していると算出された。ケイ素の水稲吸収量が水田への流入負荷量を大きく上回ることは、もともと土壌にある可給態ケイ素を吸収したと考えられる。中干し後の地下浸透量が少なかったのは、水稲の吸収量は、特に中干し後に多くなるため、主に水稲に吸収されたためと考えられる。

陸域におけるケイ素フローの水田の役割は、表流水（河川など）中のケイ素を水稲として系外へ持ち出すか地下へと運ぶものと考えられる。

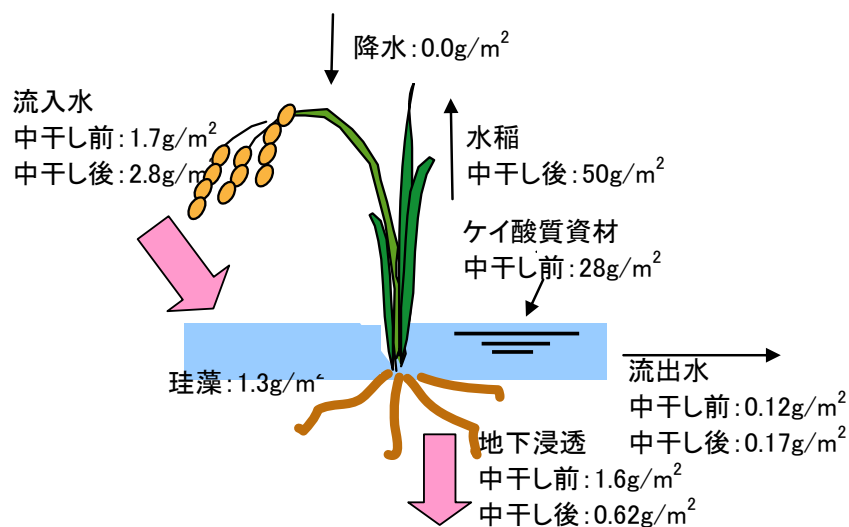


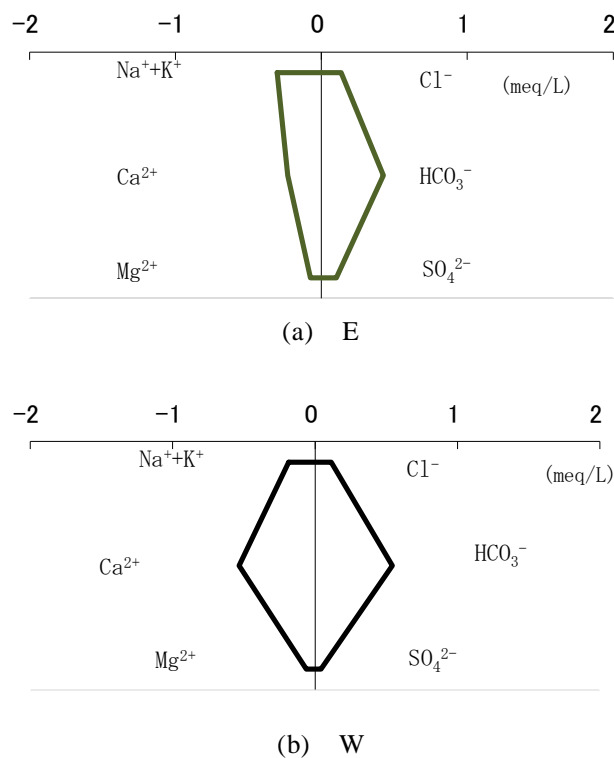
図 (1)-19 水田におけるケイ素のフロー

4) 森林における溶存態ケイ素実態調査

a 渓流水の水質および集水域の降水量

2004年4月19日(晴れ)に採水した渓流水 e および w の水質測定結果のヘキサダイアグラムを図(1)-20に示す。e は Na-HCO₃ 型で、w は Ca-HCO₃ 型であった。流域 E および W は、非常に近いところであり、表層地質図¹³⁾では同じ地質で、植生もよく似ている地点ではあるが、水質は図に示すとおり陽イオンの組成に違いがみられた。

年間降水量は、流域 E で 1852mm、流域 W で 2148mm であった。また、渓流水流量を流域 E および W の流出量とする。



図(1)-20 渓流水の水質

b 渓流水の DSi 濃度

図(1)-21の a および b で測定した DSi 濃度の経月変化を示す。a は、7.5~9.3 mg/L、b は、6.5~7.9 mg/L であった。46 都道府県 380 河川水中の DSi 濃度は、平均 10.1mg/L (最大: 28.7、最小: 1.91mg/L) と報告されている⁵²⁾。特に、九州地方は、64 河川で平均 14.4mg/L (最大: 25.5、最小: 5.09mg/L) で、他の地域と比較して高い値であった⁵²⁾。今回調査した渓流水は、全国平均値よりやや低く、九州地方の中では低い値であった。九州地方で DSi 濃度が高いのは、DSi 溶出量の大きい火山灰の堆積した地質(第四紀の火砕流堆積物、苦鉄質火山岩)が影響していると考えられ

ている¹⁾。今回調査した大藪地区の地質は、DSi 溶出量の多い地質の地域を含んでいない¹⁾ことから、DSi 濃度が低かったと考えられる。

河川によって、珪藻や付着藻類による DSi 濃度の昼夜の変化または季節変化が報告されている¹⁾。渓流水 e および w は、池など水が滞留する場所はなく、常に流れがあり、浮遊性のプランクトン（珪藻）が増殖しやすい環境ではないと考えられる。付着藻類については、山形県荒川流域の源流原生林を集水域とする河川の調査結果では、付着藻類により取り込まれる DSi の影響は大きくないことが報告されている¹⁾。流域 E および W も森林のみに占められた人為汚染の全くない源流部であることから、同様に付着藻類の影響は少ないと考えられる。そのため、DSi を取り込む珪藻や付着藻類の影響はほとんどないと仮定し、DSi 濃度には、これらによる日および季節変化はないものとした。また、他の要因による季節変化も考えられるが、本試験地と同様に、森林のみを集水域とし平均気温が 15℃程度である筑波森林試験地での渓流水の長期調査結果（ $9.29 \pm 1.17 \sim 10.1 \pm 2.1 \text{mg/L}$ ）では、台風などの多量の降水による DSi 濃度の低下はあったが、すぐに回復した。よって、年間を通して DSi の濃度変動幅は小さく、季節変化はないと結論づけられている⁵³⁾。本試験地（a : 8.1 ± 0.5 、b : $7.1 \pm 0.5 \text{mg/L}$ ）も測定した DSi 濃度の変動幅は小さく、季節変化はないと考えられる。

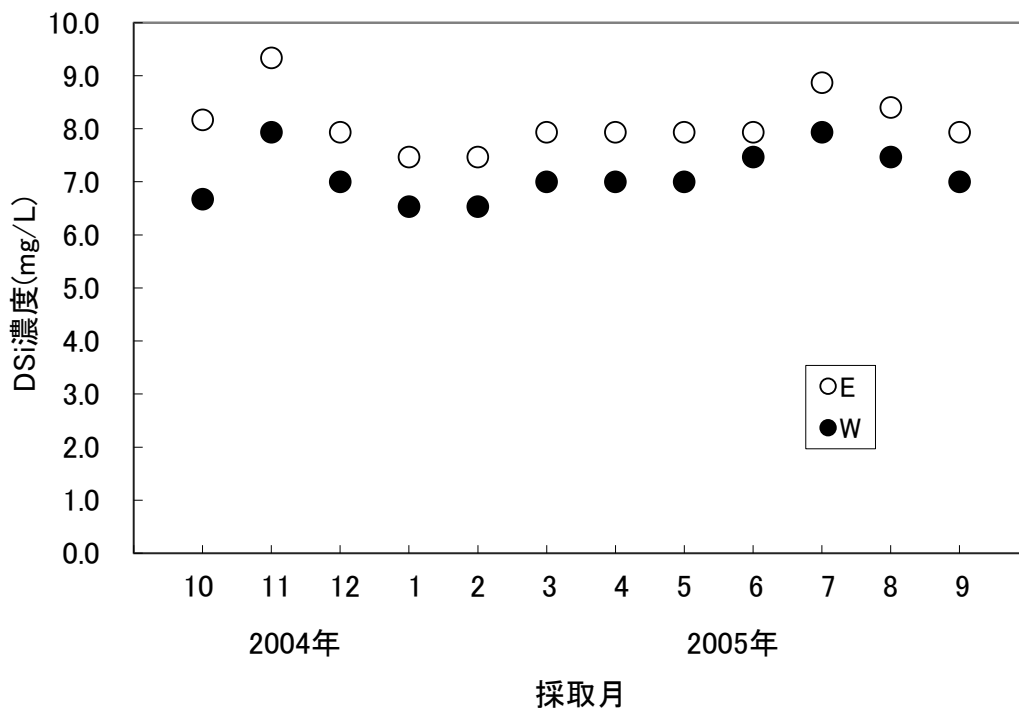


図 (1)-21 DSi濃度の経月変化

c 渓流水の流出機構

流出過程への厳密な対応は困難であるが、おおまかに流出機構を反映しているタンクモデルを流域 E と流域 W それぞれについて試行錯誤的方法により作成した。作成したタンクモデルを図 (1)-22に示す。同図より、タンクモデルは流域 E、W とともに同じであった。ハイドログラフを図

(1)-23に示す。同図より、流域 E、W とともに流出量の計算値 Q と実測値 $Q_{\text{実測}}$ は、降水時の流量の増大など変動傾向は再現できたが、流出量の値については、降水時における流量増大時に計算値 Q が実測値 $Q_{\text{実測}}$ を最大約 2 倍上回った。 Q と $Q_{\text{実測}}$ の適合性を評価するために、誤差評価関数を用い、評価することとした。誤差評価関数には、絶対誤差、相対誤差など様々な方法がある^{54, 55)}。ここでは、他の山林地区におけるタンクモデルと比較するため、誤差評価によく利用されている式(1-15)に示す相対誤差 J_{RE} を用いた。

$$J_{RE} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \frac{|Q_{vi} - Q_{ci}|}{Q_{vi}} \quad (1-15)$$

ここで、 N はデータ数、 i はデータ番号、 Q_v は観測値および Q_c は計算値である。

計算期間は 2004 年 10 月～2005 年 9 月で、 $Q_{\text{実測}}$ を Q_{vi} 、図 (1)-22 に示すタンクモデルから求めた Q を Q_{ci} に代入して、流域 E および W の J_{RE} を求めたところ、0.45 および 0.51 であった。これまで報告されているタンクモデルの J_{RE} は 0.14～1.4⁵⁶⁻⁶¹⁾ で、今回作成したタンクモデルの J_{RE} もこの範囲内ではあったが、 Q と $Q_{\text{実測}}$ は非常によい精度で適合しているとは言い難い。これは、降水時における流量増大時に計算値 Q が実測値 $Q_{\text{実測}}$ より大きな値であったことが精度を悪くした最も大きな原因である。計算値が実測値を上回る要因として、特に激しい降雨のときにずれが大きくなることから、表流水の一部が測定地点より下流または集水域外へと流れたことが考えられる。

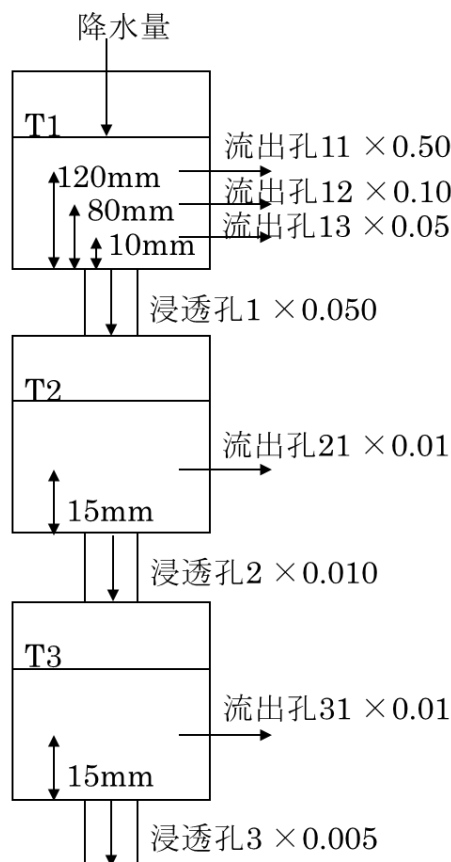
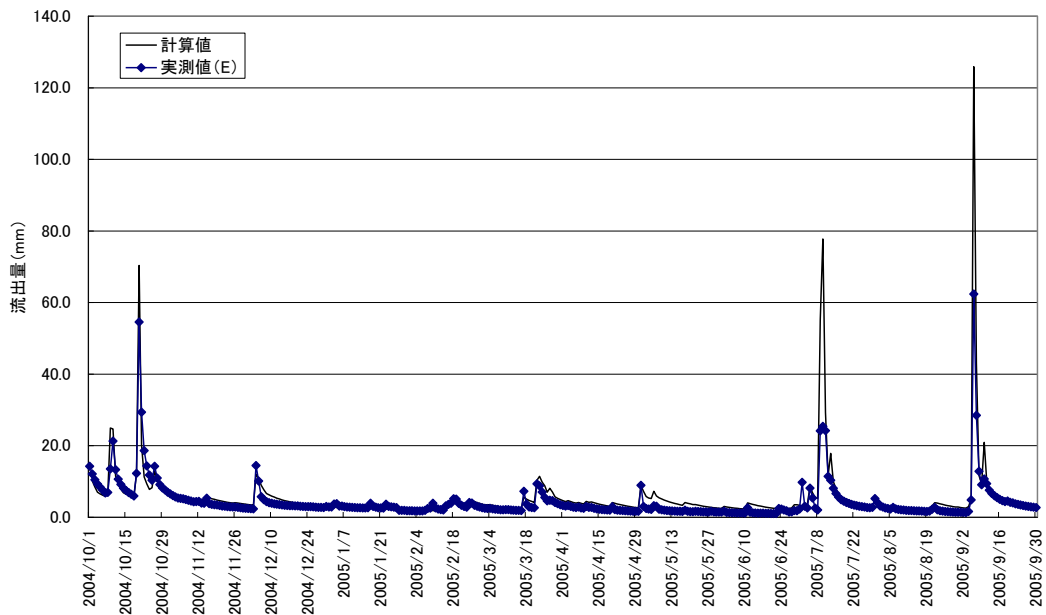
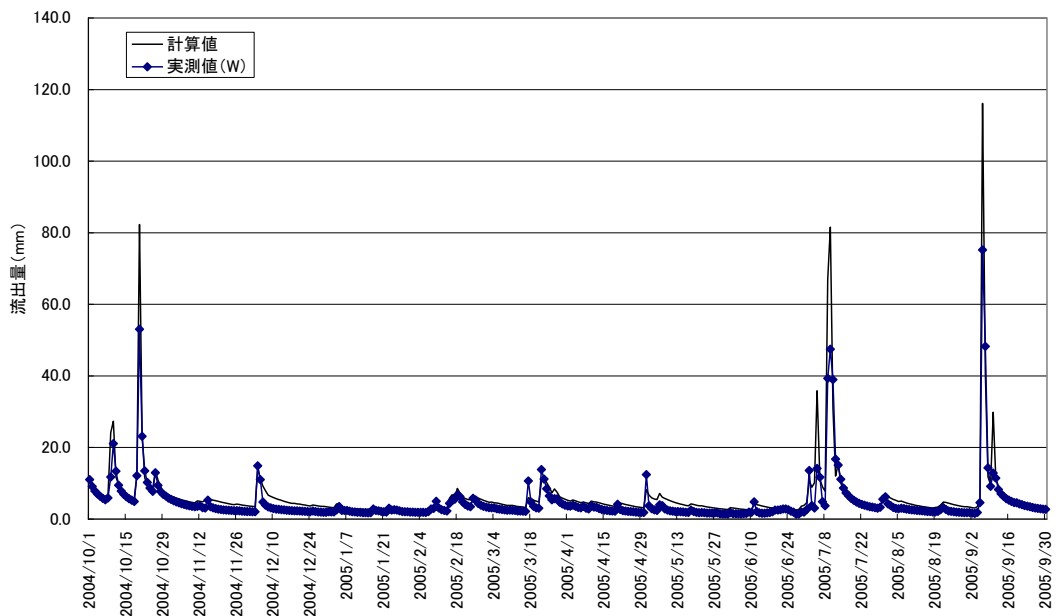


図 (1)-22 流域 E および W のタンクモデル



(a) E



(b) W

図 (1)-23 流域EおよびWのハイドログラフ

d L-Q 式による DSi 流出負荷量の算定

渓流水流量 Q_R (m³/日) と DSi 濃度 C (mg/L) の関係を図 (1)-24 に示す。DSi 濃度 C は、渓流水流量 Q_R に関係なく、ほとんど変化しなかった。DSi 流出負荷量 L を求めるため、これらの値から L-Q 式を求める。まず、日 DSi 流出負荷量 L' を求める。

日 DSi 流出負荷量 L' (kg/日/ha) は、式(1-16)に示すように、採水時の DSi 濃度 C (mg/L)、採水時の渓流水流量 Q_R (m³/日) および集水面積 A (ha) から求めた。

$$L' = \frac{C \times Q_R}{A \times 1000} \quad (1-16)$$

式(1-16)で求めた L' と Q_R の関係式 (L-Q 式) を求めた結果を図 (1)-25 に示す。ここで、X 軸の Q_R の単位は、後で水位計より求めた流出量 Q (mm/日) と対応させるため、mm/日に換算した。流域 E および W の L-Q 式を、式(1-17)および(1-18)に示す。

$$L'_E = 0.079 \times Q_E^{1.0} \quad (1-17)$$

$$L'_W = 0.072 \times Q_W^{0.99} \quad (1-18)$$

ただし、式(1-17)および(1-18)は、洪水時の値は含まれていない。図 (1)-22 に示すタンクモデルからもわかるように、降水量が多い場合、表流水が発生し、流量が急激に増加する。よって、流出形態が変わるため、式(1-17)および(1-18)は適用できない。

DSi 濃度は、通常、流出量に関係なく一定であるが、激しい降水によって、濃度が低下することが報告されている⁶²⁻⁶⁴)。これは、DSi の起源が化学的風化によるものが大きいことに起因され⁴)、降水によって希釈されるため、濃度が低下すると考えられている^{5, 63})。

そこで、激しい降水によって発生する表面流出水は土壤に浸透していないため、DSi 濃度は降水と同じであると仮定した。図 (1)-22 に示すタンクモデルでは、表面流出を模擬的に示したタンクはタンク T1 である。タンク T1 の流出孔は流出孔 11 (120mm)、12 (80mm) および 13 (10mm) を設定している。流出孔 12 および 13 については、降水が地中に入り、再び地表面に現れ表面流出水として観測されるもの (パイプ流など) と考えられる。この場合、土壤に浸透することにより土壤と接触することから、降水の DSi 濃度とは異なり、土壤の影響を受けるものと考えられる。そのため、流出孔 11 から流出するものについてのみ DSi 濃度は、降水と同じであると仮定した。よって流出高が 120mm 以上のときの流量増加分については、降水の DSi 濃度だけ増加すると仮定し、算出することとした。

降水の DSi 濃度を測定した結果、いずれも 0.1mg/L 未満であった。一般的に、降水の DSi 濃度は、0.1mg/L のオーダーにあり、河川水の DSi 負荷量にはほとんど影響しないと考えられている。よって、本研究では、降水の DSi 濃度は 0mg/L とした。

よって、流出高が 120mm を超える場合、流出孔 11 から流出するものは降水と同じと考え DSi 濃度は 0mg/L とし、このときの DSi 濃度は、流出高が 120mm のときの DSi 流出負荷量と同じ値とした。流出高が 120mm 以下では式(1-17)および(1-18)が成立するとした。

そこで、流出高が 120mm を超える場合、流出高が 120mm のときの日 DSi 流出負荷量 L_{120}' を求めるためには、流出高が 120mm を超える日の流量 Q から表流水による増加分 Q'' を引いた流出量 Q' を求め、式(1-17)または(1-18)に代入して求める必要がある。

Q' は、タンクモデルから計算された日流出量 Q からタンクモデル T1 の流出孔 11 から流出した流量 Q'' を引いて求めた。

$$Q' = Q - Q'' \quad (1-19)$$

流出高 120mm 以下の場合にはタンクモデルから計算された流出量 Q を、流出高 120mm を超える場合は流出量 Q' を、式(1-17)または(1-18)に代入し、各日の DSi 流出負荷量 L' を算出し、研究対象期間(2004年10月～2005年9月)の総計を求めて年間の DSi 流出負荷量 L とした。その結果、E、W ともに 140kg/年/ha と算出された。渓流水 e と w では、陽イオンの組成が異なったが、流域 E と W の DSi 流出負荷量は、同じ値であった。

DSi 流出負荷量は、降水量や流出水量と正の相関があることが報告されている⁶⁵⁾。そこで、降水量と DSi 流出負荷量の関係を図 (1)-26 に示す。ここで用いた数値は、今回得られた結果 ($n=2$: E および W 流域) および集水域を森林とする調査結果 ($n=11$: 5 流域)^{1, 53, 66, 67)} である。ただし、茨城のみ DSi 濃度と流出量を乗じた値である。使用したデータの DSi の平均濃度範囲は、7.1～13mg/L であった。図 (1)-26 より、ばらつきは大きいですが、降水量の増加に伴い、DSi 流出負荷量は増加する傾向が見られ、今回の結果は、他の結果と比較して、ほぼその範囲内であると考えられる。

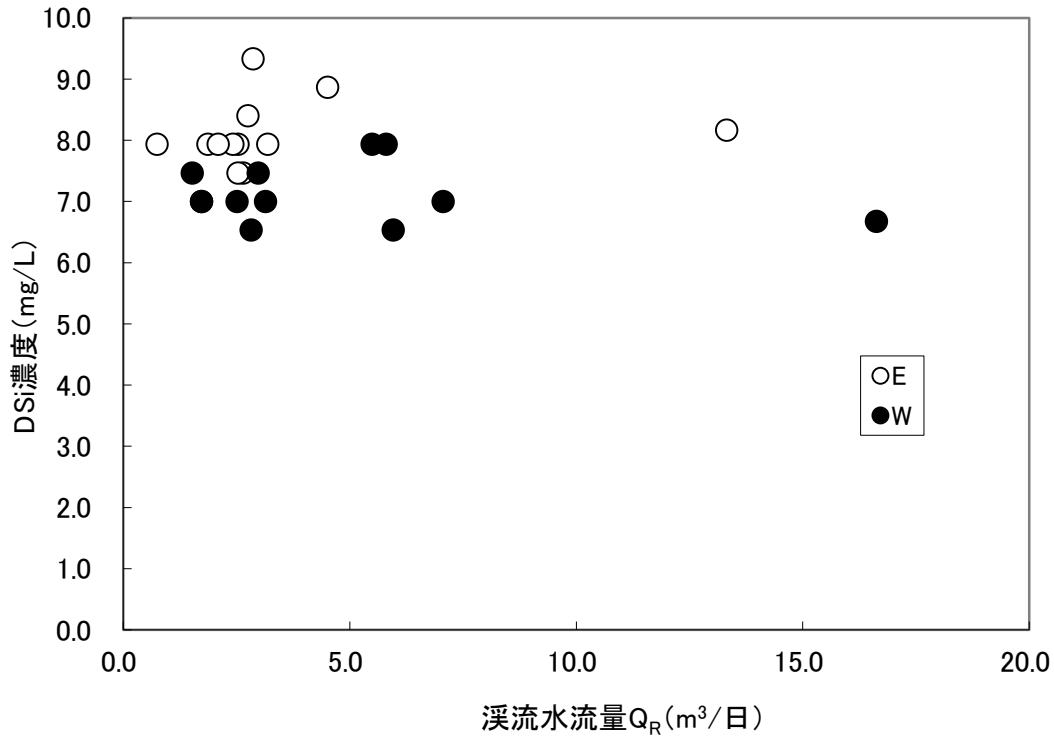


図 (1)-24 渓流水流量 Q_R とDSi濃度 C の関係

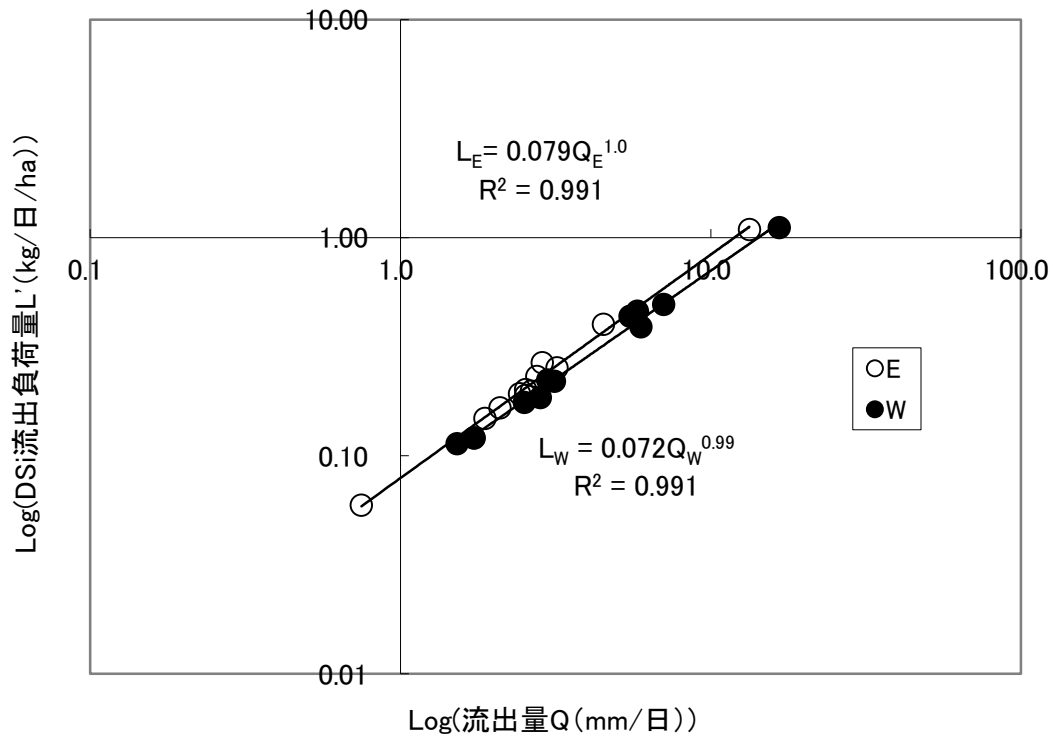


図 (1)-25 流出量 Q と日DSi流出負荷量 L' の関係

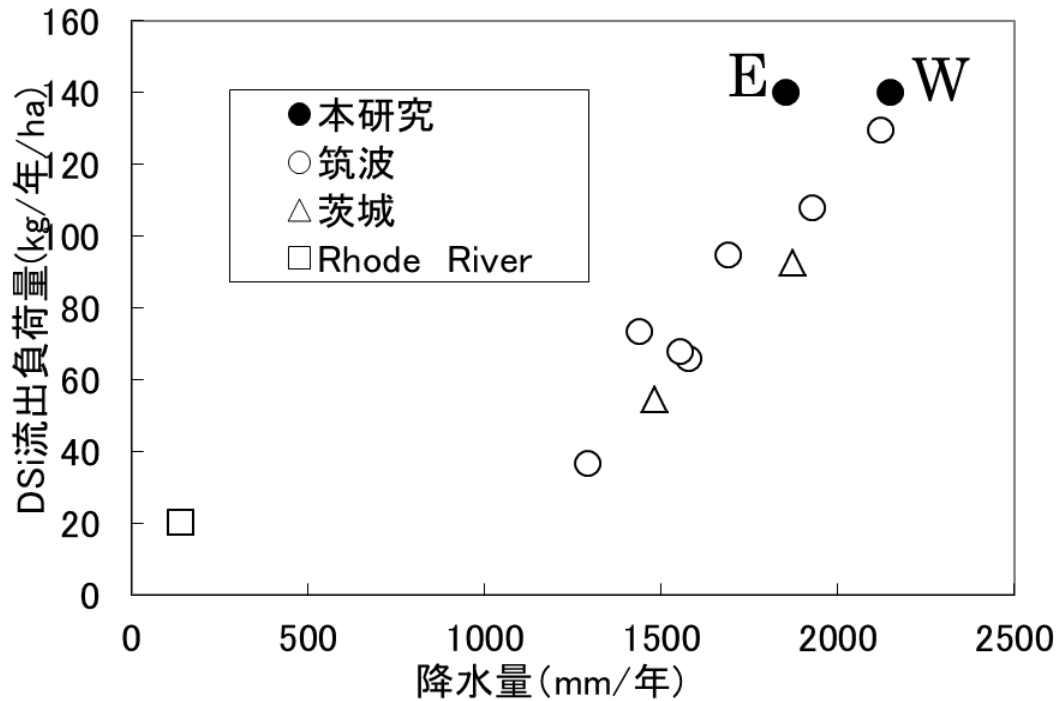


図 (1)-26 降水量とDSi流出負荷量の関係

(2) DSi発生・変動要因調査 - DSi流域間・内の水移動把握 -

水道用取水、工業用取水、農業用取水、農業用排水、水力発電取水、下水道排水について作成した水量ヒストグラムの結果を図 (1)-27～図 (1)-32に示す。また流域・用途ごとに取水量を表示したものを図 (1)-33に、流域・用途ごとに取水量を表示したものを図 (1)-34に示す。流域間の水移動としては、農業取排水による水移動が多く、モデル化にはこれらを考慮する必要があることが分かった。

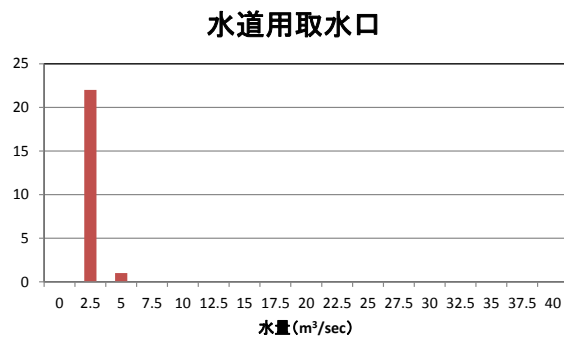


図 (1)-27 水道用取水量ヒストグラム

工業用取水口

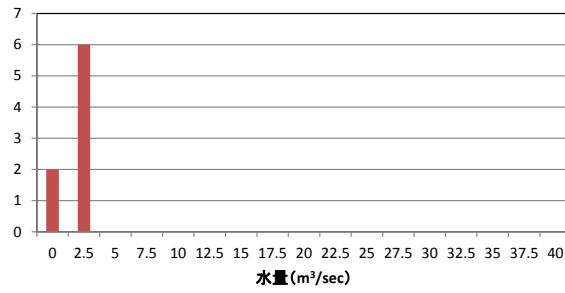


図 (1)-28 工業用取水量のヒストグラム

農業用取水口

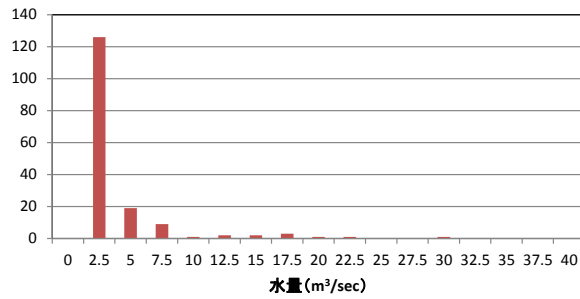


図 (1)-29 農業用取水量のヒストグラム

農業用排水口

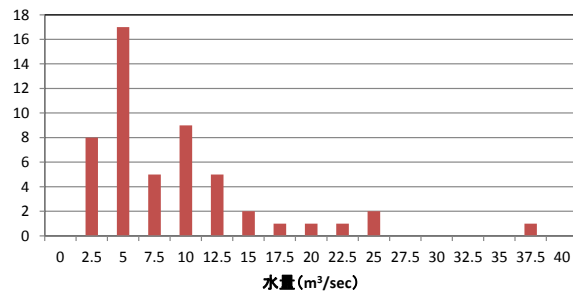


図 (1)-30 農業用排水量のヒストグラム

水力発電所

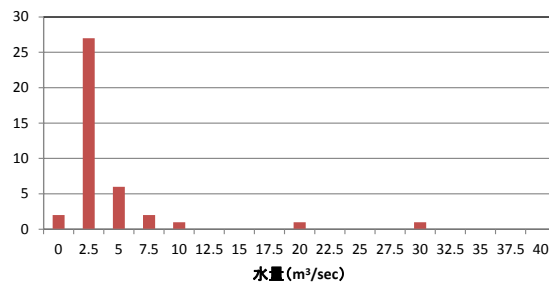


図 (1)-31 水力発電取水量のヒストグラム

下水道

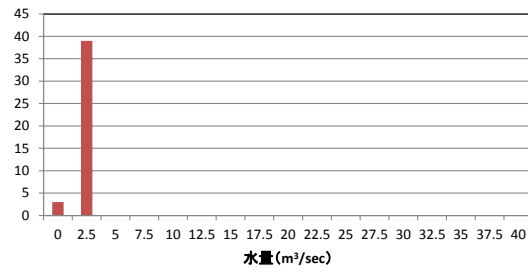


図 (1)-32 下水道排水量のヒストグラム

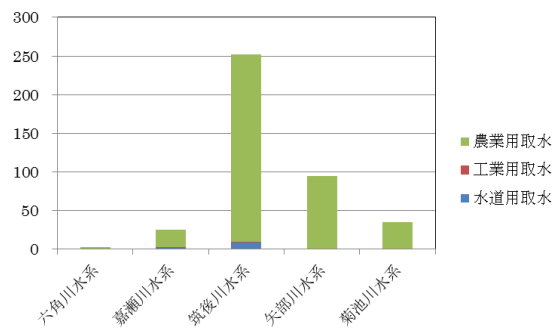


図 (1)-33 流域ごとの取水量

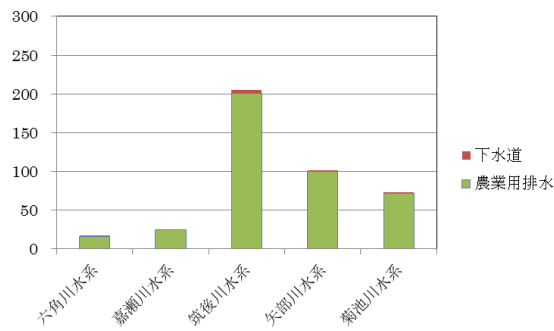


図 (1)-34 流域ごとの排水量

(3) DSi発生・変動要因調査 - 停滞域のDSiトラップの把握-

1) 筑後川流域内の停滞水域における珪藻細胞の沈降フラックス

a 各水域の植物プランクトンの発生状況

各水域における珪藻の出現種を表(1)-14に、各水域のプランクトンの2009年の発生状況を図(1)-35に示す。

江川ダムでは51種の植物プランクトンが、そのうち表層において珪藻は28種が確認された。また6-7月にかけては珪藻類の優占(6月12日の優占種は *Cyclotella sp.*、7月22日の優占種は *Achnanthes sp.*)が確認されたが、8月以降は藍藻類の優占(8月6日、22日の優占種は *Anabaena sp.*)が確認された。

寺内ダムでは54種の植物プランクトンが、そのうち表層において珪藻は44種が確認された。夏季の珪藻の優占(5月の優占種は *Fragilaria crotonensis*、7月の優占種は *Cyclotella sp.*)と冬季の珪藻の優占(10月の優占種は *Aulacoseira granulata*、11、12月の優占種は *Aulacoseira distans*)が確認された。

筑後大堰では75種の植物プランクトンが、そのうち表層において珪藻は44種が確認された。4-6月に珪藻の優占が確認され、いずれの月も *Skeletonema sp.*が、次いで *Cyclotella sp.*が優占していた。

表 (1)-14 各水域における出現珪藻種

種名	江川ダム	寺内ダム	筑後大堰	細胞体積 (μm^3)	Si含有量 $\times 10^{-6}$ ($\mu\text{g}/\text{cell}$)	沈降速度 (m/d)	体積算定 方法*
<i>Achnanthes sp.</i>	○	○	○	166	20.3	0.12	3)
<i>Amphora sp.</i>	-	-	○	610	50.8	0.30	3)
<i>Asterionella formosa</i>	○	○	○	496	43.9	0.50	5)
<i>Attheya zachariasii</i>	○	○	-	1201	82.1	0.47	4)
<i>Aulacoseira distans</i>	○	○	○	207	23.6	0.64	5)
<i>Aulacoseira granulata</i>	○	○	○	722	57.3	0.64	5)
<i>Aulacoseira granulata v. angustissima f. s</i>	-	○	-	191	22.3	0.64	5)
<i>Aulacoseira italica</i>	-	-	○	814	62.3	0.64	5)
<i>Bacillaria paradoxa</i>	-	-	○	1175	80.8	0.46	1)
<i>Cocconeis sp.</i>	○	○	-	973	70.8	0.41	3)
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	-	○	○	718	57.1	0.33	1)
<i>Cyclotella sp.</i>	○	○	○	518	45.3	0.27	3)
<i>Cyclotella spp.</i>	-	○	-	518	45.3	0.27	3)
<i>Cyclotella stelligera</i>	-	-	○	263	28.0	0.17	1)
<i>Cymatopleura sp.</i>	-	-	○	516	45.2	0.27	3)
<i>Cymbella minuta</i>	-	-	○	5956	254.6	1.36	3)
<i>Cymbella sinuata</i>	-	○	○	704	56.3	0.33	1)
<i>Cymbella sp.</i>	-	○	○	5956	254.6	1.36	3)
<i>Cymbella spp.</i>	○	○	-	5956	254.6	1.36	3)
<i>Cymbella tumida</i>	-	-	○	2944	154.7	0.85	1)
<i>Cymbella turgidula v. nipponica</i>	-	○	○	869	65.3	0.38	1)
<i>Diatoma mesodon</i>	-	-	○	935	68.8	0.39	3)
<i>Diatoma vulgare</i>	○	○	-	1414	92.1	0.52	3)
<i>Diatoma vulgaris</i>	-	-	○	3786	184.8	1.00	1)
<i>Diploneis sp.</i>	○	○	-	292	30.2	0.18	3)
<i>Epithemia sp.</i>	○	-	-	4272	201.3	1.09	3)
<i>Eunotia sp.</i>	○	-	-	1522	97.0	0.55	3)
<i>Fragilaria construens</i>	-	-	○	163	20.0	0.34	5)
<i>Fragilaria crotonensis</i>	○	○	○	358	34.9	0.34	5)
<i>Fragilaria sp.</i>	-	○	○	196	22.8	0.34	5)
<i>Gomphonema parvulum</i>	-	-	○	218	24.5	0.15	1)
<i>Gomphonema sp.</i>	-	○	○	600	50.3	0.29	3)
<i>Gomphonema spp.</i>	○	○	-	600	50.3	0.29	3)
<i>Hannaea arcus</i>	○	-	-	717	57.0	0.33	3)
<i>Melosira varians</i>	○	○	○	5207	231.5	1.24	1)
<i>Navicula gregaria</i>	-	-	○	230	25.5	0.16	1)
<i>Navicula pupula</i>	-	-	○	313	31.7	0.19	3)
<i>Navicula sp.</i>	-	○	○	313	31.7	0.19	3)
<i>Navicula spp.</i>	○	○	-	313	31.7	0.19	3)
<i>Nitzschia acicularis</i>	-	○	○	187	22.0	0.14	1)
<i>Nitzschia dissipata</i>	-	○	○	258	27.6	0.17	1)
<i>Nitzschia holsatica</i>	-	-	○	560	47.9	0.28	3)
<i>Nitzschia linearis</i>	-	○	○	2890	152.7	0.84	2)
<i>Nitzschia palea</i>	-	○	○	281	29.4	0.18	1)
<i>Nitzschia sp.</i>	-	○	○	560	47.9	0.28	3)
<i>Nitzschia spp.</i>	○	○	-	560	47.9	0.28	3)
<i>Pinnularia gibba</i>	○	-	-	6775	278.9	1.48	3)
<i>Pinnularia sp.</i>	-	○	○	4027	193.1	1.05	3)
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	○	○	○	510	44.8	0.26	1)
<i>Rhopalodia gibbs</i>	○	-	-	1326	88.0	0.50	3)
<i>Skeletonema sp.</i>	-	-	○	65	10.5	0.07	3)
<i>Stephanodiscus sp.</i>	-	-	○	3838	186.6	0.99	5)
<i>Surirella sp.</i>	○	-	○	4236	200.1	1.08	3)
<i>Synedra acus</i>	○	○	○	1420	92.4	0.63	5)
<i>Synedra rumpens</i>	-	-	○	119	16.0	0.07	1)
<i>Synedra ulna</i>	○	○	○	6196	261.8	0.94	1)
<i>Thalassiosiraceae</i>	-	-	○	468	42.1	0.25	3)

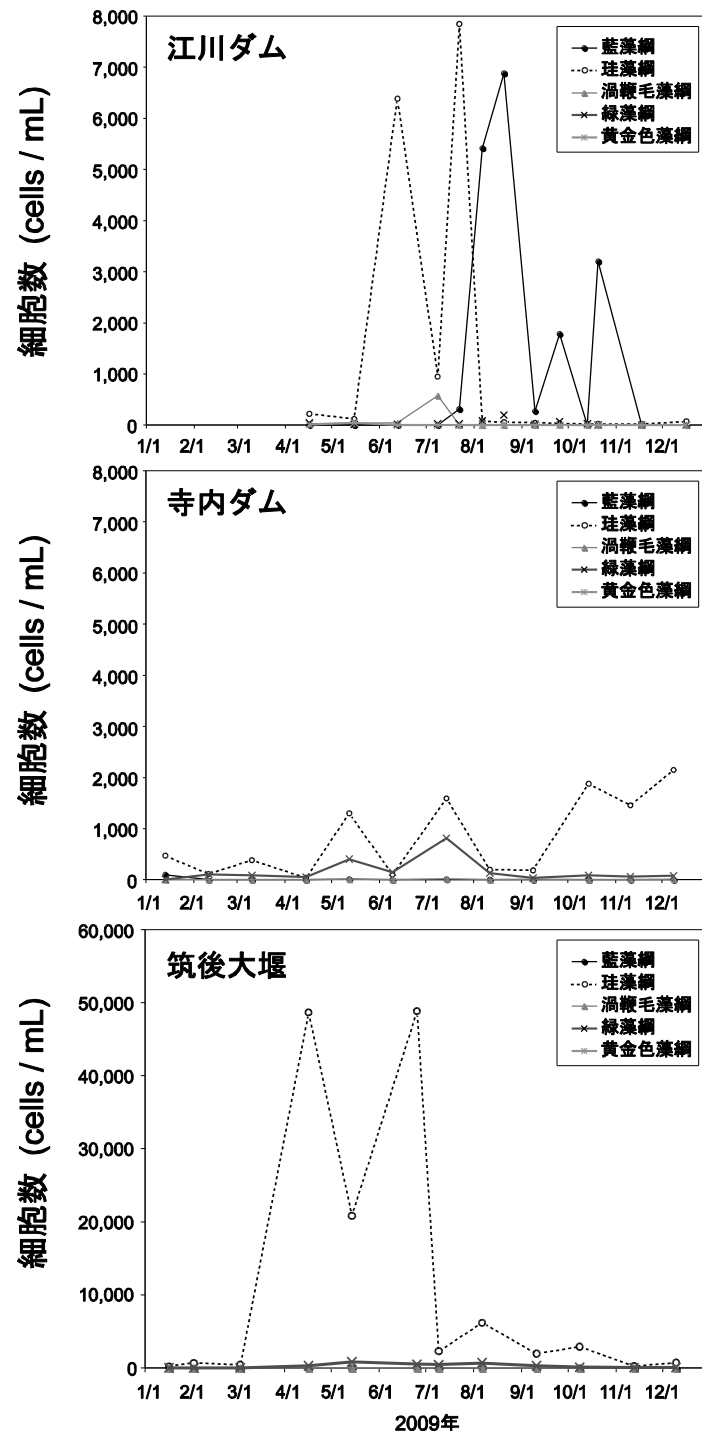
出現種を“○”、非出現種を“-”で示す。

* 体積の算定方法は以下の通り。

- 1) データベースの同種の値を引用
- 2) データベースの同種の値を平均
- 3) データベースの同属の値を平均
- 4) 既存文献の大きさから体積を推定
- 5) 文献値

b 各水域の珪藻細胞の沈降フラックス

2009年の各水域の珪藻細胞の沈降フラックスを図(1)-36に示す。7月に江川ダムの珪藻細胞数が寺内ダムと比較して約4倍程度多かったが、図(1)-36の沈降フラックスについてみると両ダムは同程度であることがわかる。筑後大堰についてみると、細胞数は江川ダム・寺内ダムと比較して1オーダー大きく(図(1)-35)、それに対応して珪藻細胞の沈降フラックスについても1オーダー大きい算定結果となった。



図(1)-35 各水域の植物プランクトン細胞数

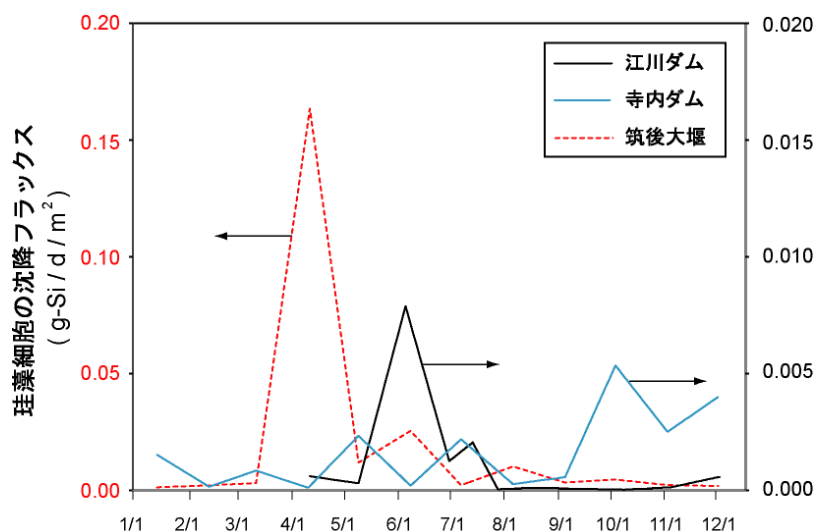


図 (1)-36 各水域における珪藻細胞の沈降フラックスの経日変化

c 珪藻細胞の沈降フラックスの影響因子について

江川ダムでは7月の珪藻細胞が寺内ダムよりも4倍程度多いにもかかわらず、珪藻細胞の沈降フラックスでみると寺内ダムと同程度であった。また寺内ダムについてみると夏季の珪藻の優占と冬季の珪藻の優占が見られるが、その珪藻細胞の沈降フラックスは冬季の方が多くなっていた。この要因としては珪藻細胞の沈降フラックスの差異の原因として珪藻種のケイ素含有量や沈降速度の差が影響していると考えられ、単に細胞数でフラックスを論じることができないことを示している。さらに前述のように沈降速度は珪藻群体の形態によって大きく変化するので、沈降速度を正確に算定するためにも、珪藻がどのような形態で確認されたかについての情報が今後必要となる。

内部生産は滞留時間と関係があるとの報告もある。国内での調査事例として三河湾に流入する一級河川矢作川の明治用水頭首工においては、11月から5月にかけての水温約15°C以下の低水温期で、滞留時間の低下したときに珪藻 *Asterionella formosa* が増加する結果となっている⁶⁸⁾。今回の結果では、寺内ダムにおいて9-12月に珪藻細胞の沈降フラックスが多くなっているが、水温が15°C以下となるのは12月から4月であった。江川ダムについては5-7月(水温20.0~25.3°C)に、筑後大堰については3-6月(水温11.3~22.0°C)といった比較的高水温時において珪藻細胞の沈降フラックスが増加していることから、滞留時間の低下時に珪藻細胞の沈降フラックスが増加するとは限らないことがわかる。前述のように珪藻細胞の沈降フラックスについては、水域内の珪藻の種類とその沈降速度等の珪藻種の個別のパラメータと、いずれの停滞水域にも見られるような珪藻種間の変遷のみならず、寺内ダムにみられるような珪藻から藍藻への優占種の変化のような異なる網間の優占種の変遷も関与していると考えられる。

これらの珪藻細胞の沈降フラックスを正確に把握するためには、特に優占種について個別のパラメータを集積すること、優占種の変遷の状況を明らかにすることが重要である。

d 筑後大堰における珪藻細胞の沈降フラックスの増大について

各水域のプランクトンをみると筑後大堰で珪藻細胞の沈降フラックスが多くなっていた。このような差異が生じた原因について考察する。図 (1)-37によると珪藻細胞の沈降フラックスの最大値は、筑後大堰において江川ダムの約 21 倍、寺内ダムの約 31 倍大きくなっていた。

筑後大堰で珪藻細胞の沈降フラックスの多い初夏の優占種は *Skeletonema sp.* と *Cyclotella sp.* であり、表 (1)-15によればこれらの沈降速度はそれぞれ 0.07、0.27m/d であることから、沈降速度としては小さい種と考えられる。ただしその細胞数が他の水域に比較して 1 オーダー大きいいため珪藻細胞の沈降フラックスに反映されている。さらに表 (1)-16に示すように、同日において、これらの種に比較して細胞数としては少ないが、ケイ素含有量が多く沈降速度の大きい

Stephanodiscus sp. が存在していたため、積算の珪藻細胞の沈降フラックスが増大していた。

Stephanodiscus sp. は細胞数でみると全細胞数の 15% を占めているに過ぎないが、珪藻細胞の沈降フラックスでみると全体の 85% を占めていた。このように筑後大堰では珪藻増殖が活発であると考えられる。植物プランクトンの成長制限要因としては水温・日射量・栄養塩があるが、日射量については江川ダム・寺内ダムとの距離が 30km 程度 (図 (1)-3) であることから大きな差がないと考えられるので、ここでは水温・栄養塩についてみてみた。停滞水域の水温、流入地点の栄養塩濃度を表 (1)-17に示す。各水域の温度については、特に大きな違いは見られなかった。また流入河川の栄養塩濃度について比較すると、TN については大きな違いがなかったが、TP についてみると筑後大堰は江川ダムの 5.6 倍、寺内ダムの 3.0 倍であった。また DSi については筑後大堰では 2 倍程度 DSi 濃度が高かった。このことより、筑後大堰では流入水の DSi 濃度が高いことが要因となり停滞水域において珪藻の増殖にとって有利な環境下で珪藻が活発化し、その結果珪藻細胞の沈降フラックスも増大していることが考えられる。

ここで流入 DSi 負荷量に対してどの程度の珪藻細胞の沈降量があるかを見積もった。流入 DSi 負荷量については、筑後大堰湛水域 (筑後大堰より上流約 2.5km) に位置する環境基準点 瀬の下における水質データ⁶⁹⁾を用い DSi の L-Q 式を作成して、2009 年の各月の沈降量と比較した。結果を表 (1)-18に示す。これによると筑後大堰において流入量に対する沈降量の割合は小さく、最も沈降量の多い 2009 年 4 月であっても 0.2% 未満と見積もられた。このように、また筑後大堰においては、流入する DSi 負荷量に比較し珪藻細胞の沈降にともなうシリカシンの影響は小さいと考えられる。

ただし、今回の珪藻細胞の沈降量は、珪藻プランクトンの沈降のみに着目して算定している。実際の DSi のトラップ量を算定するには、これに加えて水域の底層に繁殖する珪藻プランクトンによる DSi のトラップについても考慮する必要がある。ダムについては有光層以上の水深があるためその作用は無視できると考えられるが、筑後大堰等の水深の小さい水域ではその作用は無視できないと考えられる。これについては今後の課題としたい。

本サブサブテーマでは、珪藻出現種データをもとに筑後川水系の 3 つの停滞水域において、珪藻増殖に伴う珪藻細胞の沈降フラックスを見積もった。その結果、筑後川水系の 3 つの停滞水域、江川ダム、寺内ダム、筑後大堰において、珪藻出現種データを用い珪藻増殖に伴う珪藻細胞の沈降フラックスを見積もった。同水系にあるにも関わらず各水域において珪藻トラップの状況は異なり、江川ダム、筑後大堰のように初夏から夏季に沈降フラックスが増える場合と、寺内ダムのように冬季に沈降フラックスが増える場合とが確認された。また沈降フラックスは筑後大堰が他

のダムに比較して最も多かった。その原因として流入河川中の、TP、DSi濃度が高く、珪藻増殖にとって有利な環境にあることがその一因であると考えられた。また筑後大堰においては、流入するDSi負荷量に比較し珪藻細胞の沈降にともなうシリカトラップの影響は小さかった。

表 (1)-15 各水域の珪藻の優占状態とその種のケイ素含有量及び計算沈降速度

水域	調査年月日	珪藻種	細胞数 (cells/ml)	Si含有量 $\times 10^{-6}$ ($\mu\text{g}/\text{cell}$)	w_s (m/d)
江川ダム	2009/ 6/12	<i>Cyclotella sp.</i>	6,360	45.3	0.27
	2009/ 7/22	<i>Achnanthes sp.</i>	7,728	20.3	0.12
寺内ダム	2009/ 5/12	<i>Fragilaria crotonensis</i>	1,100	34.9	0.34
	2009/ 7/14	<i>Cyclotella sp.</i>	1,500	45.3	0.27
	2009/10/14	<i>Aulacoseira granulata</i>	1,200	57.3	0.64
	2009/11/10	<i>Aulacoseira distans</i>	1,300	23.6	0.64
	2009/12/ 8	<i>Aulacoseira distans</i>	1,700	23.6	0.64
筑後大堰	2009/ 4/16	<i>Skeletonema sp.</i>	27,389	10.5	0.07
		<i>Cyclotella sp.</i>	12,096	45.3	0.27
	2009/ 5/14	<i>Skeletonema sp.</i>	15,840	10.5	0.07
		<i>Cyclotella sp.</i>	2,448	45.3	0.27
	2009/ 6/ 6	<i>Skeletonema sp.</i>	38,736	10.5	0.07
		<i>Cyclotella sp.</i>	6,883	45.3	0.27

表 (1)-16 2009年4月16日の筑後大堰における珪藻細胞沈降量

珪藻種	細胞数 (cells/ml)	Si含有量 $\times 10^{-6}$ ($\mu\text{g}/\text{cell}$)	w_s (m/d)	珪藻細胞沈降量 (kg-Si/d)
<i>Cyclotella sp.</i>	12,096 (25%)	45.3	0.27	20.12 (9%)
<i>Skeletonema sp.</i>	27,389 (56%)	10.5	0.07	2.74 (1%)
<i>Stephanodiscus sp.</i>	7,488 (15%)	186.6	0.99	188.13 (85%)
その他	1,686 (3%)	—	—	11.44 (5%)
	48,659 (100%)			222.43 (100%)

表 (1)-17 各停滞水域の水温と流入地点における栄養塩濃度

	平均水温(°C)	流入地点	平均TN (mg/L)	平均TP (mg/L)	DSi (mg/L)**
江川ダム	19.7* (11.0 - 29.0)	流入河川地点	0.964 (0.780 - 1.35)	0.014 (0.005 - 0.033)	6.12
寺内ダム	16.9 (8.9 - 23)	西原	1.155 (0.807 - 1.90)	0.025 (0.015 - 0.033)	5.82
筑後大堰	17.3 (7.3 - 28)	堰直上流	1.194 (0.630 - 1.49)	0.076 (0.046 - 0.144)	12.6

出典は水温、TN、TPについては前述のとおり。括弧内は範囲。

* 4-12月のデータ。

** 著者らの調査結果。

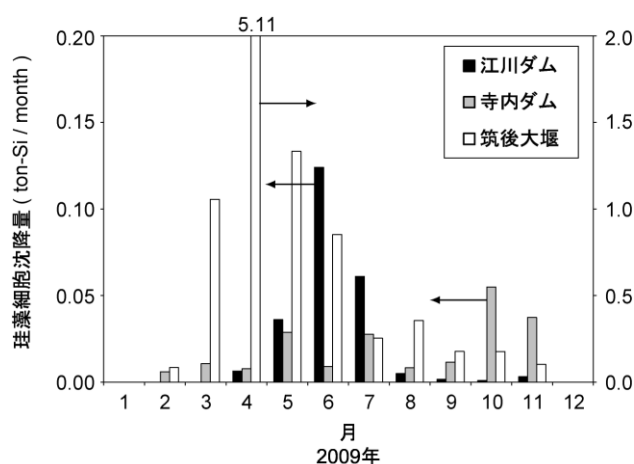


図 (1)-37 各水域における単位面積当たりの珪藻細胞の沈降水量

表 (1)-18 2009 年の筑後大堰における DSi 流入負荷量と珪藻細胞沈降水量との比較

	DSi流入量	珪藻細胞沈降水量	b/a (%)
	(ton-Si/month)	(ton-Si/month)	
	a	b	
1月	1,960	-	-
2月	2,730	0.1	<0.01
3月	3,190	1.1	0.03
4月	2,320	5.1	0.22
5月	2,130	1.3	0.06
6月	4,530	0.9	0.02
7月	13,100	0.3	<0.01
8月	4,120	0.4	<0.01
9月	2,190	0.2	<0.01
10月	2,490	0.2	<0.01
11月	2,040	0.1	<0.01
12月	1,850	-	-

“-”はデータ不足のため算出していないことを示す。

2) 矢部川流域内の停滞水域における溶存態ケイ素実態調査

a 湖内の DSi 濃度と他の水質項目との関係

DSi 濃度の経時変化を図 (1)-38(a)に示す。表層濃度は変動が大きく、特に 2010 年度では 6 月、9 月に、2011 年では 6 月、11 月に減少していた。この濃度減少は 2010 年が 2011 年に比較して大きかった。底層濃度は、2010 年度では 8 月、10 月に、2011 年では 9 月、11 月、12 月に増加がみられた。この濃度の増加は 2010 年の方が 2011 年に比較して大きかった。中層濃度は表層濃度と底層濃度の中間程度の値となっていた。

このように各層の DSi 濃度は、それぞれ季節的な変動をとるものの、冬季にはほぼ均一化していた。なお中層濃度は流出地点の濃度とほぼ同程度であった。これはダムの放水管 4 口 (E.L. 265.85m×2 口、E.L. 268.50m×2 口) がダムサイト中層付近に固定設置されているためと考えられる。

水温の経時変化を図 (1)-38(b)に示す。春季から秋季にかけて水温躍層が発達し、冬季に解消しており、2010年度、2011年度とも同様の季節変化を示していた。先に比較した DSi 濃度の経時変化と比較してみると、DSi 濃度が均一になる時期は、水温躍層が解消される時期と一致していた。

DO の経時変化を図 (1)-38 (c)に示す。前述の春季から秋季にかけての水温躍層の発達に伴い底層 DO が減少するが、冬季に DO が増加するというように、2010・2011年度とも同様の季節変化を示していた。先に比較した DSi 濃度の経時変化と比較してみると、DSi 濃度が均一になるのは、水温躍層が解消される時期と一致していた。低酸素の期間を比較すると、2011年の方が低酸素の期間が長かった。

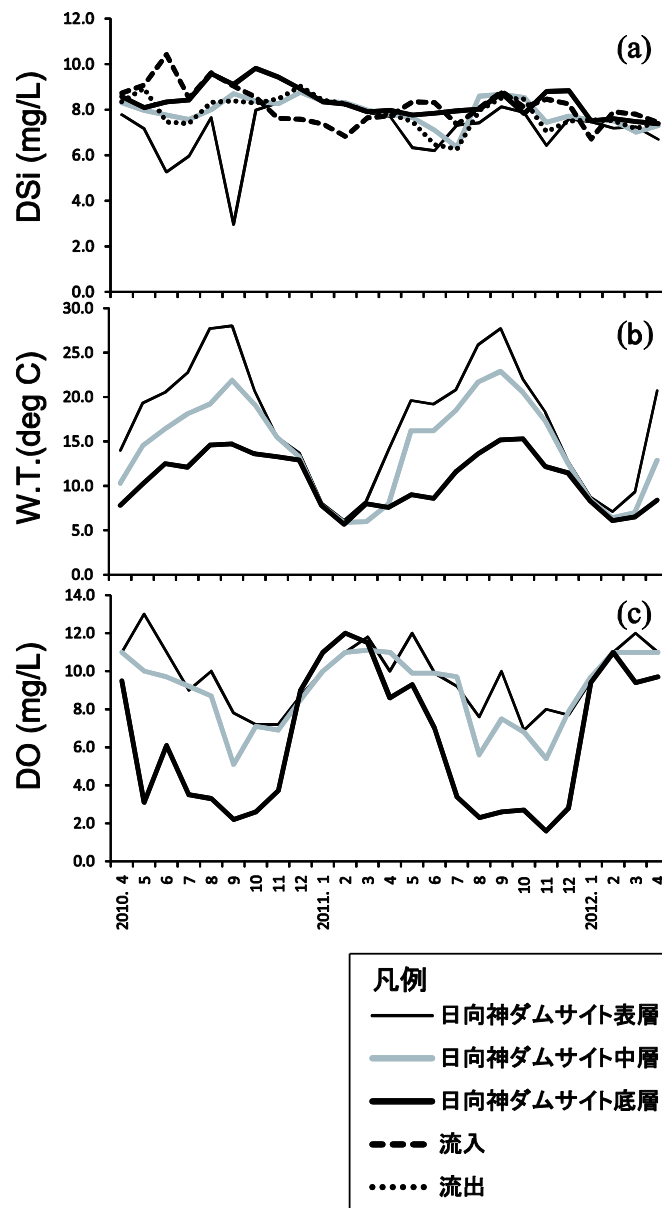


図 (1)-38 ダム湖内の水質経月変化 ((a) DSi、(b)水温、(c)DO)

b ダム湖内の植物プランクトンの変化

植物プランクトンの計数結果を表 (1)-19に、それぞれの種類毎に積算した経月変化を図 (1)-39に示す。同定されたのは全 43 種類で、藍藻類 6 種、珪藻類 17 種、鞭毛藻類 11 種、原生動物 9 種であった。

2010 年度は春季から秋季にかけて珪藻類 *Synedra sp.* が優占していた。2011 年度は珪藻類が 6 月 (*Eunotia sp.* と *Synedra sp.*) と 11 月 (*Fragilaria sp.*) に、8・9 月には藍藻類 (*Aphanocapsa sp.*) が優占していた。

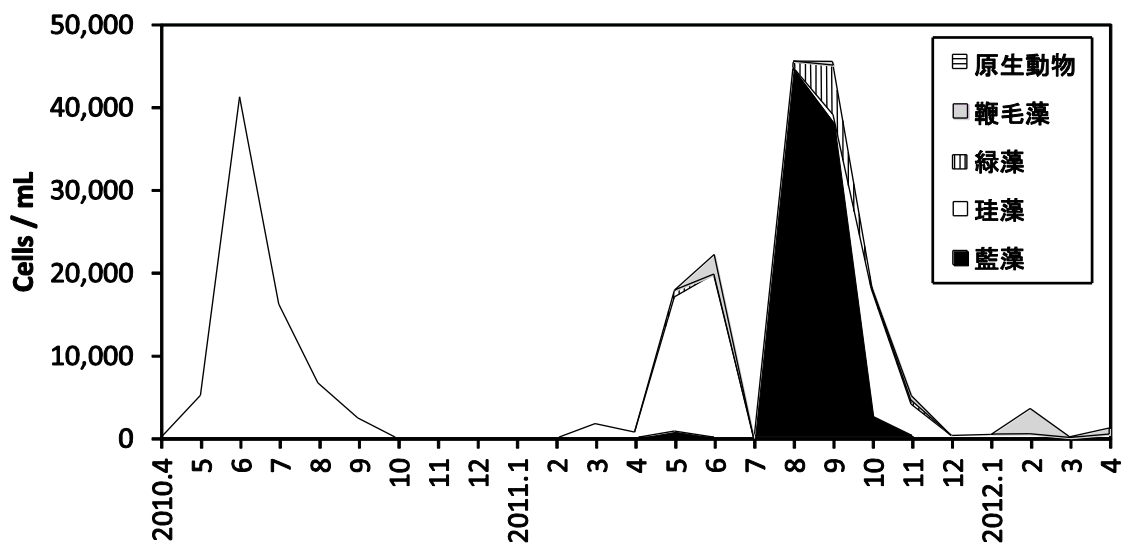


図 (1)-39 ダム湖表層のプランクトン経月変化

表 (1)-19 ダム湖表層の植物プランクトン経月変化

プランクトン	2010												2011												2012																																																							
	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3																																																									
藍藻類																									単位(cells/mL)																																																							
<i>Aphanocapsa sp.</i>																									42,706	37,800	1,800	110																																																				
<i>Chroococcus sp.</i>																									1,010																																																							
<i>Dactylococcopsis sp.</i>																									767	90																																																						
<i>Oscillatoria sp.</i>																									720	600																																																						
<i>Phormidium sp.</i>																																																	30																															
<i>Spirulina sp.</i>																																																	30																															
珪藻類																									633	290	130	280	10	40																																																		
<i>Acanthoceros sp.</i>																									10	110	380	290	180																																																			
<i>Achnanthes sp.</i>																																																	90	110	40																													
<i>Asterionella formosa</i>																									1,650																																																							
<i>Asterionella sp.</i>																									320	90	110	40																																																				
<i>Aulacoseira sp.</i>																																																	320																															
<i>Cyclotella sp.</i>																									32	20	20	20	50																																																			
<i>Cymbella sp.</i>																									2,700																																																							
<i>Diatoma sp.</i>																									80																																																							
<i>Eunotia sp.</i>																									150	1,600	3,733																																																					
<i>Fragilaria sp.</i>																																																	15,000	3,220	170																													
<i>Gomphonema sp.</i>																																																	110																															
<i>Melosira sp.</i>																																																																									360							
<i>Meridion sp.</i>																																																	20																															
<i>Navicula sp.</i>																																																	90	60	20	20	30	30																										
<i>Pinnularia sp.</i>																																																																									90							
<i>Stephanodiscus sp.</i>																																																																									90							
<i>Synedra sp.</i>	5,000	41,200	16,130	3,910	2,320	40	30	10	20	30	140	14,033	15,900	10	290	440	30	210	20	30																																																												
緑藻類																									20	70	50	10	10	80	120	200	80																																															
<i>Arthrodesmus sp.</i>																																																	20																															
<i>Chlamydomonas sp.</i>																									20	767	50	20	50	10	10	10	10																																															
<i>Chodatella sp.</i>																																																	10	20	20	20	200	80																										
<i>Oosterium sp.</i>																																																	10	10	80	120	200	200																										
<i>Gloeocystis sp.</i>																																																	160	180	5,910	120	200	80																										
<i>Nephrocystium sp.</i>																																																	20	20	180	5,910	120	200	80																									
<i>Oocystis sp.</i>																																																	20	20	180	5,910	120	200	80																									
<i>Scenedesmus sp.</i>																									40	20	20	20	180	5,910	120	200	80																																															
<i>Sphaerocystis sp.</i>																																																	20	20	180	5,910	120	200	80																									
<i>Stauraterium sp.</i>																																																	20	20	180	5,910	120	200	80																									
<i>Tetraedron sp.</i>																																																	10	10	10	10	10	10	10																									
鞭毛藻類																									10	30	60	10	10	10	10	10	10																																															
<i>Bursaria sp.</i>																																																	2,267	10	60	10	40	520	10	3,050																								
<i>Cryptomonas sp.</i>																																																	10	30	60	10	10	10	10	10																								
<i>Euglena sp.</i>																																																	30	50	10	50	370	10	10	10																								
<i>Gymnodinium sp.</i>																																																	10	50	370	10	10	10	10	10																								
<i>Peridinium sp.</i>																																																	10	50	370	10	10	10	10	10																								
<i>Tracheromonas sp.</i>																																																	10	50	370	10	10	10	10	10																								
原生動物																																																																									90							
<i>Acanthocycis sp.</i>																																																																									90							
<i>Actinosphaerium sp.</i>																																																																									10	10						
<i>Actinophrys sp.</i>																																																																									10	10						
<i>Asplanchna sp.</i>																																																																									10	10						
<i>Codonella sp.</i>																																																																									10	160						
<i>Colpidium sp.</i>																																																																									20							
<i>Halteria sp.</i>																																																																									20							
<i>Paramecium sp.</i>																																																																									10							
<i>Urotricha sp.</i>																																																																									10							

c ダム湖内の DSi 収支

流入地点で作成した流量-負荷量関係を図(1)-40 に示す。これらのデータをもとに、L-Q 式が以下の累乗式に従うと仮定した。

$$L = aQ^b \tag{1-20}$$

ここで L : DSi 負荷量 (g/s)、Q : 流量 (m³/s)、a、b : 係数である。算定した L-Q 式 (図 (1)-40) により流入負荷量を算定した。

流入負荷量と流出負荷量の算定結果を図 (1)-41 (a)、表 (1)-20に示す。流入負荷量・流出負荷量ともに春季から夏季にかけて増加し、秋季から冬季において減少する傾向にあった。

流入負荷量の算定方法についてみると、線形補間法は L-Q 式法と比較すると、負荷量を多く見積もる結果となった。過去の観測結果によれば流量増加に従い DSi 濃度は低下することが確認されており、L-Q 式の係数 b は 1 よりも小さくなる⁷⁰⁾。今回作成した L-Q 式の係数 b も 0.9428 であった。その効果が考慮されていない線形補間法は過大評価する傾向にあると考えられる。そのため、以降は、L-Q 式法で算定された流入負荷量を用いて考察する。

表層 DSi 濃度の変動は、珪藻類の増殖時期と概ね一致していた。ただし 2010 年 9 月に DSi が最も低下しているが、細胞数では 2010 年 6 月の方が多。2010 年 6 月と 9 月の Chl.a が、それぞれ 19.2 μg/l、12.0 μg/l であることから、単位細胞あたりの Chl.a 量を計算すると、6 月は 4.66×10⁻⁴ μg/l/cell、9 月は 5.17×10⁻³ μg/l/cell となっていることから、確認されたのは同じ *Synedra sp.* であるが 9 月の方が 6 月と比較して細胞が大きくなっていると推察される。そのため 9 月の方がより DSi を吸収し、濃度減少が大きくなったと考えられる。

図 (1)-38 (a)の表層 DSi 濃度と底層 DSi 濃度を比較すると表層 DSi 濃度の減少が、その後の底層 DSi 濃度の増加と対応していた。また表層の DSi 減少と底層の DSi 増加との時間差はおよそ 1～3 カ月程度であった。この現象が、表層で繁殖した珪藻類が死滅した後、底層に沈降し、珪藻細胞が分解することで DSi 濃度として検出されたものである可能性について検証する。2010 年 6 月と 9 月のダムの中水深は平均 42m であり、*Synedra acus* の沈降速度 $7.3 \mu\text{m/s}$ (0.63m/d)²²⁾を用いて到達期間を算定すると 67 日となる。駿河湾のデータではあるが、7 月の生物起源ケイ素の溶解速度定数 0.035d^{-1} ⁷¹⁾を用いると、その期間に 90%が底層で溶解することになる。すなわち底層の DSi 濃度上昇は、表層の珪藻細胞が、沈降・溶解に由来していると推察される。

2011 年 8 月と 9 月には藍藻類 *Aphanocapsa* sp.が増殖しているものの、その間の表層 DSi 濃度の減少は見られなかった。DSi を必須栄養塩とするのは珪藻類に限られていることから、植物プランクトン増殖時の DSi 濃度の減少は珪藻類の増殖時に生じることがわかる。

以上のような湖内の季節変動があるために、日向神ダムでは、流出水の DSi 濃度が季節的に変動する。すなわち、春から秋にかけては、流入 DSi 濃度に比較して流出 DSi 濃度が低下する傾向にあるが、冬季には流入 DSi 濃度に比較して流出 DSi 濃度が増加することもある。このようにダム湖底層に捕捉された DSi も再び回帰し流出するため、ダム湖に捕捉される DSi 量は年間を通してみると緩和されている。

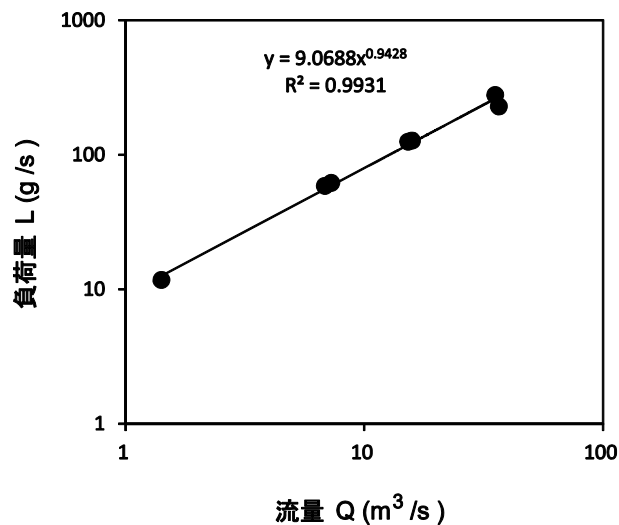


図 (1)-40 流入点における流量-負荷量関係

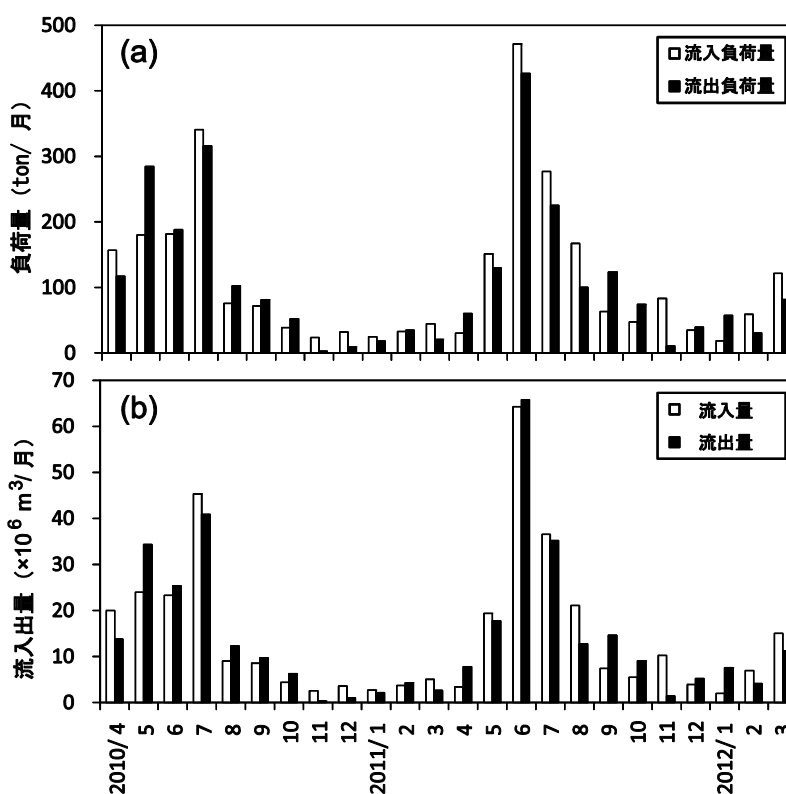


図 (1)-41 (a)DSi流入・流出負荷量と(b)流入出量の経月変化

d DSi 捕捉量の経年比較

年度毎及び2年間で積算したDSi捕捉量の算定結果を表(1)-20に示す。各年度で見ると、日向神ダムにおけるDSiの捕捉量は、2010年度で-2.0%、2011年度で10.9%であった。全期間を通じた平均的な捕捉率は5.2%であった。このようにダム内に捕捉されるDSiの量は、年毎に変動しており、年によってはほとんど捕捉されていないことがわかる。さらに表層のDSi濃度の減少状況、珪藻類の増殖状況をみると、2010年の方が2011年と比較してDSi捕捉量が多いと推察されたが、算定結果と異なっていた。

その原因について、まず流入・流出負荷量と流入出量の関係についてみてみる。図(1)-41(b)で流入・流出負荷量と流入出量を比較すると、それらはおおよそ同様の傾向を示し、年度ごとに毎月の流入出量も変動していた。図(1)-42において負荷量と流入出量の相関を示したが、この図からも流入・流出負荷量は流量に大きく依存していることが確認された。そのため、捕捉されるDSi量は年度毎のダムの運用状況に大きく依存していることがわかる。

さらに捕捉率を他の水域と比較してみる。天野ら⁷²⁾はシミュレーションモデルによりケイ酸捕捉率を推定しているが、捕捉率は登呂川水系で0.22%、利根川水系で0.07%、菊池川水系で0.01%、江の川水系で0.18%、石狩川水系で0.24%と、いずれも1%未満であったという報告がある。熊谷ら⁵¹⁾による筑後川瀬の下で算定された結果は、<0.01~0.22%で、こちらも1%未満であった。これらの結果と比較すると、今回算定された捕捉率は、多い月では1~2オーダー高い量となっており、浮遊珪藻による捕捉以外の要因も考えられる。具体的には、浮遊珪藻以外による捕捉、例えば河床の付着藻珪藻による吸収作用等があった可能性もある。白鳥ら⁷³⁾が河川の付着藻類について実

施した調査によれば、付着藻類の現存量や付着藻類の構成割合は、同一区間であっても調査年によって変動していた。またダム内やダム直下以外の流水区間の水中では浮遊性藻類はほとんど見られず、付着藻類が剥離したものであると推察している。本研究の対象水域内にも上流部は流水区間が含まれ、その区間も貯水位によって変化することから、流下区間での付着藻類の存在量や捕捉量の把握も今後の課題として挙げられる。

表 (1)-20 日向神ダムにおけるDSiの収支

		流入負荷量(t)	流出負荷量(t)	差(t)	捕捉率
2010年度	L-Q式法	1202.6	1226.5	-23.9	-2.0%
	線形補間法	1355.8		129.3	9.5%
2011年度	L-Q式法	1524.8	1358.3	166.6	10.9%
	線形補間法	1566.4		208.1	13.3%
2年間	L-Q式法	2727.5	2584.8	142.6	5.2%
	線形補間法	2922.2		337.4	11.5%

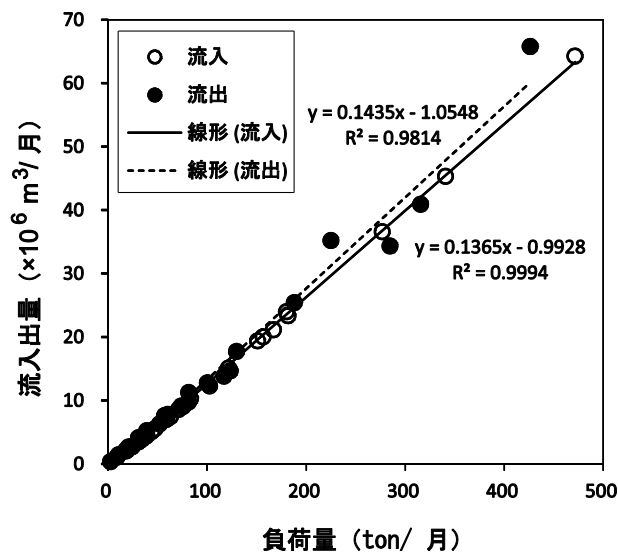


図 (1)-42 流入・流出負荷量と流入・流出量の関係

3) 都市河川とため池における溶存態ケイ素実態調査

a 室見川水系における水質

室見川水系における栄養塩平均濃度および標準偏差を、DSi 濃度、T-N 濃度および T-P 濃度の項目ごとに、以下の表 (1)-21～表 (1)-23および図 (1)-43～図 (1)-45に示す。DSi 平均濃度は、調査地点によってばらつきが見られる。室見川本川である f 地点、g 地点、h 地点、i 地点、k 地点、m 地点、n 地点および o 地点における DSi 平均濃度は同程度であるが、ばらつきが見られ

たのは a 地点（小笠木川）のような支川である。このばらつきは、室見川水系には支川が多く、支川によって濃度が異なるためであると考えられる。また、f 地点 g 地点間には曲淵ダムが存在するが、この 2 地点間において DSi の消費は見られなかった。T-N 平均濃度にも同様の傾向が見られた。T-P 平均濃度は、上流よりも下流の方が高く、特に j 地点、l 地点および m 地点において高い。

さらに室見川水系の各調査地点における濃度の推移を、DSi 濃度、T-N 濃度および T-P 濃度の項目ごとにみた。その結果 DSi 濃度は、春期に低く、秋期に高い傾向にあった。T-N 濃度は、春期に低く、夏期に高い傾向にあった。T-P 濃度は、春期に高く、秋期に低い傾向にあった。

表 (1)-21 室見川水系DSi平均濃度および標準偏差

調査地点	DSi平均濃度(mg/L)	DSi標準偏差
a(小笠木川,n=9)	18.53	1.07
b(荒谷川,n=9)	14.81	1.38
c(椎原川,n=9)	16.14	1.16
d(小笠木川,n=9)	18.55	1.58
e(小笠木川,n=9)	16.91	2.88
f(n=9)	16.14	1.62
g(n=9)	16.67	1.18
h(n=9)	16.66	1.44
i(n=9)	16.64	2.33
j(龍谷川,n=9)	19.36	2.30
k(n=9)	16.18	2.42
l(日向川,n=9)	19.17	3.38
m(n=9)	17.07	2.02
n(n=9)	16.35	1.48
o(n=9)	16.69	1.04

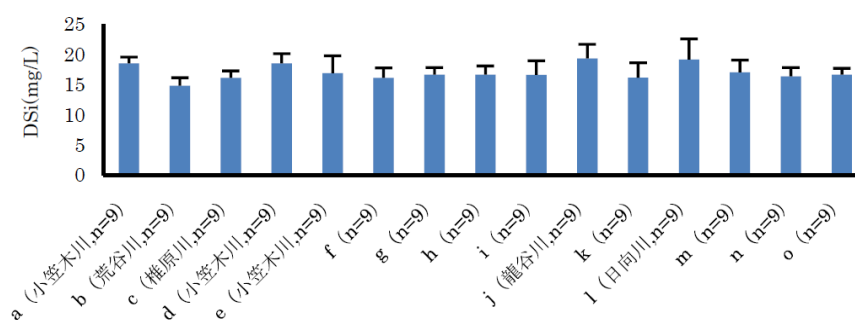


図 (1)-43 室見川水系の各調査地点における DSi 平均濃度
(エラーバーは標準偏差を示す)

表 (1)-22 室見川水系T-N平均濃度および標準偏差

調査地点	T-N平均濃度(mg/L)	T-N標準偏差
a(小笠木川,n=9)	1.38	0.66
b(荒谷川,n=9)	1.41	0.52
c(椎原川,n=9)	1.60	0.62
d(小笠木川,n=9)	1.58	0.51
e(小笠木川,n=9)	1.49	0.52
f(n=9)	1.50	0.44
g(n=9)	1.66	0.64
h(n=9)	1.61	0.57
i(n=9)	1.67	0.48
j(龍谷川,n=9)	2.15	0.51
k(n=9)	1.71	0.43
l(日向川,n=9)	1.85	0.65
m(n=9)	1.80	0.55
n(n=9)	1.75	0.48
o(n=9)	1.68	0.45

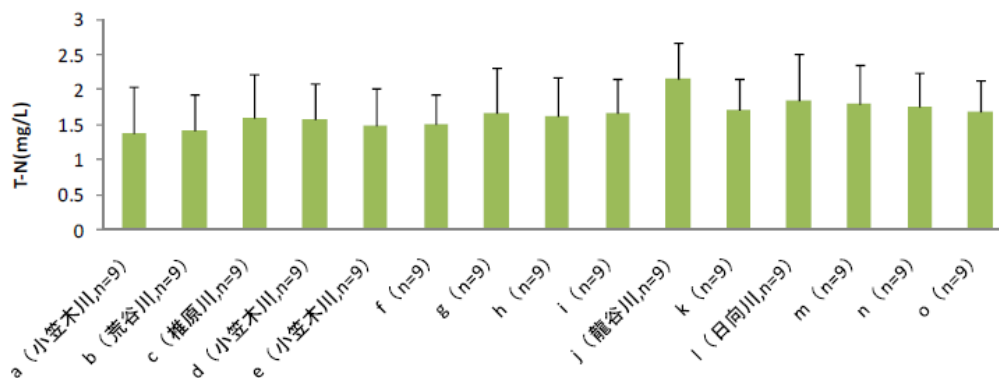
図 (1)-44 室見川水系の各調査地点における T-N 平均濃度
(エラーバーは標準偏差を示す)

表 (1)-23 室見川水系T-P平均濃度および標準偏差

調査地点	T-P平均濃度(mg/L)	T-P標準偏差
a(小笠木川,n=9)	0.03	0.01
b(荒谷川,n=9)	0.02	0.01
c(椎原川,n=9)	0.02	0.01
d(小笠木川,n=9)	0.05	0.05
e(小笠木川,n=9)	0.04	0.04
f(n=9)	0.02	0.01
g(n=9)	0.03	0.01
h(n=9)	0.05	0.06
i(n=9)	0.05	0.04
j(龍谷川,n=9)	0.21	0.34
k(n=9)	0.06	0.06
l(日向川,n=9)	0.11	0.11
m(n=9)	0.17	0.27
n(n=9)	0.06	0.04
o(n=9)	0.05	0.04

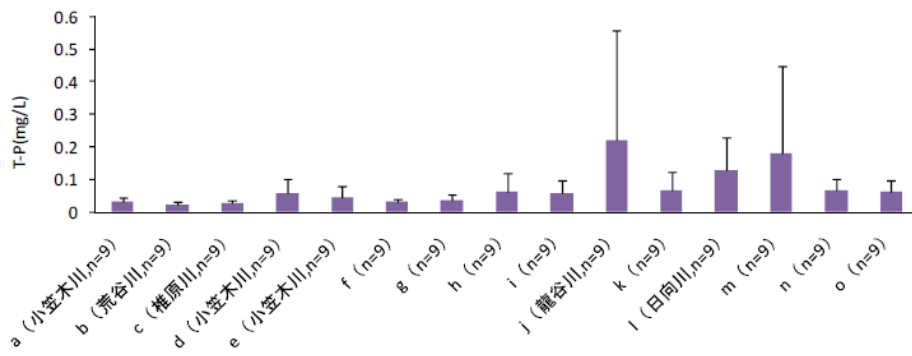


図 (1)-45 室見川水系の各調査地点における T-P 平均濃度
(エラーバーは標準偏差を示す)

また室見川水系における溶存シリカとその他栄養塩の関係を、以下の図 (1)-46～図 (1)-48に示す。DSi いずれの関係についても顕著な相関性はないが、DSi 濃度は約 10～25mg/L、T-N 濃度は約 0～3mg/L、T-P 濃度は約 0～1mg/L の範囲に分布している。

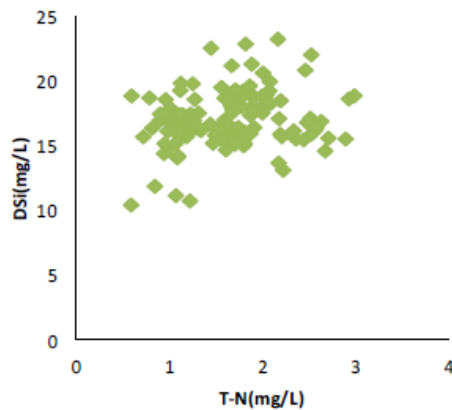


図 (1)-46 室見川水系DSi濃度とT-N濃度の関係

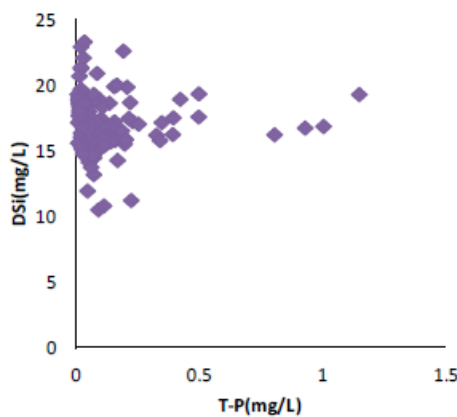


図 1-47 室見川水系DSi濃度とT-P濃度の関係

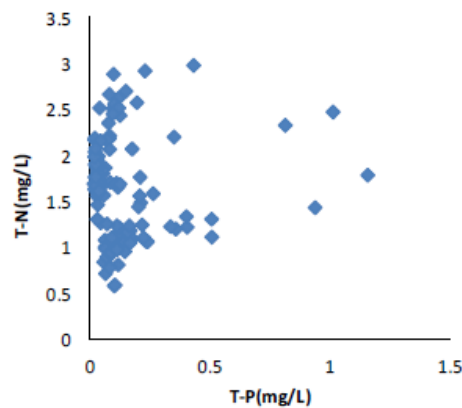


図 (1)-48 室見川水系T-N濃度とT-P濃度の関係

以上の結果より、室見川本川における DSi 濃度は、地点によってばらつきが見られるが、本川である f 地点、g 地点、h 地点、i 地点、k 地点、m 地点、n 地点および o 地点における DSi 平均濃度は同程度であった。ばらつきが見られたのは、小笠木川、荒谷川、椎原川、龍谷川および日向川といった支川における調査地点であった。このことより、同一水系であっても、河川によって DSi 濃度は異なるということがわかる。また、f 地点 g 地点間には曲淵ダムが存在するが、この 2 地点間において DSi の消費は見られなかった。そのため、室見川水系において、停滞性水域によるシリカ欠損は生じていないと考えられる。

DSi とその他栄養塩の関係の結果より、室見川水系における DSi 濃度、T-N 濃度および T-P 濃度のそれぞれの関係は、いずれも相関がない。このことより、室見川水系において、窒素およびリンの負荷による DSi の消費はないと考えられる。

b 樋井川水系における水質

樋井川水系における栄養塩平均濃度および標準偏差を、 DSi 濃度、T-N 濃度および T-P 濃度の項目ごとに、以下の

表 (1)-26 および図 (1)-49～図 (1)-51 に示す。樋井川水系における DSi 平均濃度は、いずれの地点においても同程度であるが、神松寺橋および大坪橋（片江川）におけるそれは他の地点に比べて高く、K 地点および L 地点の下流におけるそれは低い。これは、河川水よりも DSi 濃度の低い海水が、河口から浸入してくるため、潮止め堰よりも下流の地点における DSi 平均濃度は低くなっ

たものと考えられる。また、河川におけるDSi 平均濃度に比べ、ため池におけるそれは低く、海水におけるそれは著しく低い。T-N 平均濃度は、いずれの地点においても同程度であるが、DSi 平均濃度よりもばらつきが見られた。また、ため池におけるT-N 平均濃度は、河川に比べて低く、特に原田池において低い。T-P 平均濃度は、A 地点において著しく高く、他の地点においては同程度である。また、ため池におけるT-P 平均濃度は、河川に比べて低く、特に原田池および苔牟田池において低い。

表 (1)-24 樋井川水系DSi平均濃度，標準偏差および塩分濃度

調査地点	DSi平均濃度(mg/L)	SAL平均(%)	DSi標準偏差
A(n=9)	18.91	0.01	1.74
B(n=9)	20.24	0.00	1.07
C(n=9)	21.35	0.01	1.25
D(n=9)	20.87	0.01	1.58
E(n=9)	20.90	0.01	2.21
F(n=9)	20.36	0.01	2.01
G(n=9)	20.48	0.01	2.11
H(n=9)	20.44	0.01	2.19
南御陵橋(一本松川,n=9)	21.07	0.01	2.85
島廻り橋(一本松川,n=9)	20.48	0.01	2.19
中井出橋(一本松川,n=9)	22.07	0.01	2.45
神松寺橋(片江川,n=9)	24.33	0.01	0.79
大坪橋(片江川,n=9)	24.49	0.01	1.22
I(n=9)	20.30	0.01	2.15
J(n=9)	20.38	0.01	2.21
K(n=9)	17.14	0.49	4.34
L(n=9)	12.28	1.53	4.37
海水(n=1)	1.62		
源蔵池(n=27)	4.67		3.07
原田池(n=27)	10.69		4.19
苔牟田池(n=27)	9.64		3.22

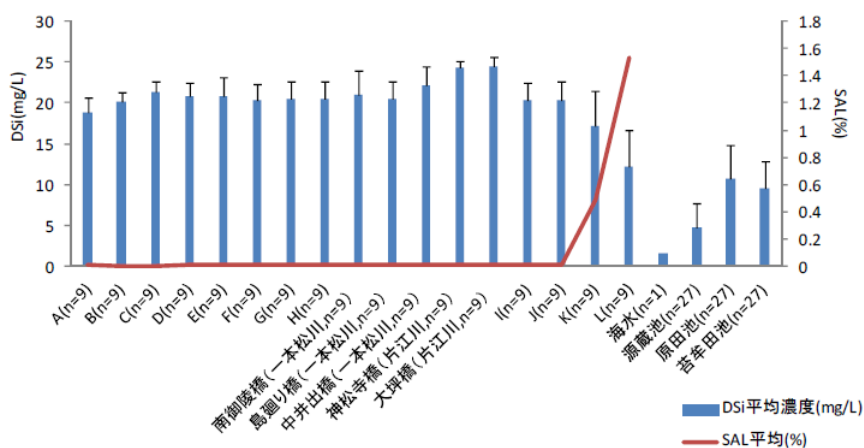


図 (1)-49 樋井川水系の各調査地点におけるDSi平均濃度および塩分濃度（エラーバーは標準偏差を示す）

表 (1)-25 樋井川水系T-N平均濃度および標準偏差

調査地点	T-N平均濃度(mg/L)	T-N標準偏差
A(n=9)	2.24	0.56
B(n=9)	1.85	0.37
C(n=9)	1.67	0.47
D(n=9)	1.89	0.41
E(n=9)	1.81	0.34
F(n=9)	1.91	0.45
G(n=9)	1.80	0.45
H(n=9)	1.89	0.48
南御陵橋(一本松川,n=9)	1.65	0.37
島廻り橋(一本松川,n=9)	1.64	0.47
中井出橋(一本松川,n=9)	1.79	0.39
神松寺橋(片江川,n=9)	1.87	0.22
大坪橋(片江川,n=9)	1.73	0.25
I(n=9)	1.84	0.42
J(n=9)	1.81	0.43
K(n=9)	1.65	0.37
L(n=9)	1.42	0.78
源蔵池(n=27)	1.60	0.88
原田池(n=27)	1.01	0.48
苔牟田池(n=27)	1.43	0.59

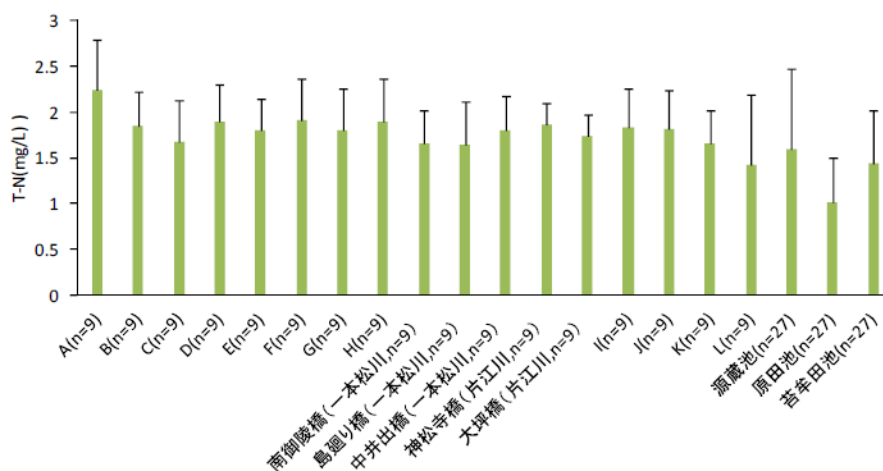


図 (1)-50 樋井川水系T-N 平均濃度 (エラーバーは標準偏差を示す)

表 (1)-26 樋井川水系T-P平均濃度および標準偏差

調査地点	T-P平均濃度(mg/L)	T-P標準偏差
A(n=9)	0.32	0.22
B(n=9)	0.09	0.05
C(n=9)	0.07	0.04
D(n=9)	0.08	0.04
E(n=9)	0.08	0.04
F(n=9)	0.08	0.04
G(n=9)	0.08	0.04
H(n=9)	0.08	0.04
南御陵橋(一本松川,n=9)	0.05	0.03
島廻り橋(一本松川,n=9)	0.07	0.04
中井出橋(一本松川,n=9)	0.09	0.04
神松寺橋(片江川,n=9)	0.06	0.02
大坪橋(片江川,n=9)	0.09	0.06
I(n=9)	0.08	0.05
J(n=9)	0.08	0.04
K(n=9)	0.09	0.04
L(n=9)	0.13	0.06
源蔵池(n=27)	0.07	0.07
原田池(n=27)	0.02	0.01
苔牟田池(n=27)	0.02	0.01

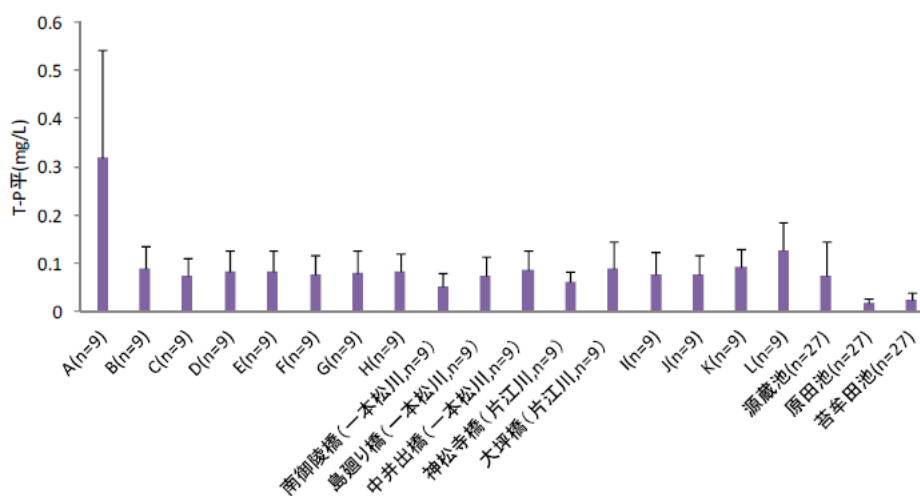


図 (1)-51 樋井川水系T-P平均濃度 (エラーバーは標準偏差を示す)

樋井川水系の各調査地点における濃度の推移を、DSi 濃度、T-N 濃度および T-P 濃度の項目ごとに、以下の図 (1)-52～図 (1)-54に示す。DSi 濃度は、調査期間中ほとんど変化していない。T-N 濃度は、夏期に高い傾向にある。T-P 濃度は、春期および夏期に高く、秋期および冬期に低い傾向にある。

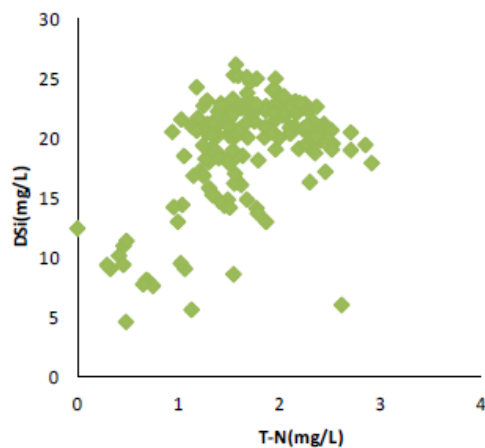


図 (1)-52 樋井川水系DSi濃度とT-N濃度の関係

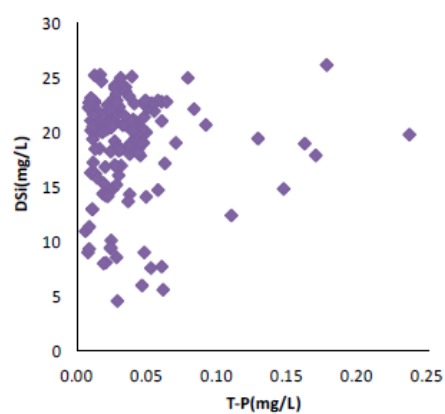


図 (1)-53 樋井川水系DSi濃度とT-P濃度の関係

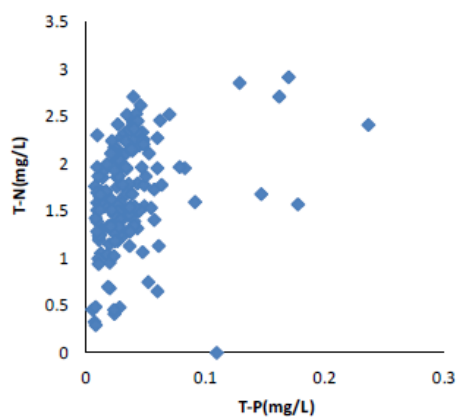


図 (1)-54 樋井川水系T-N濃度とT-P濃度の関係

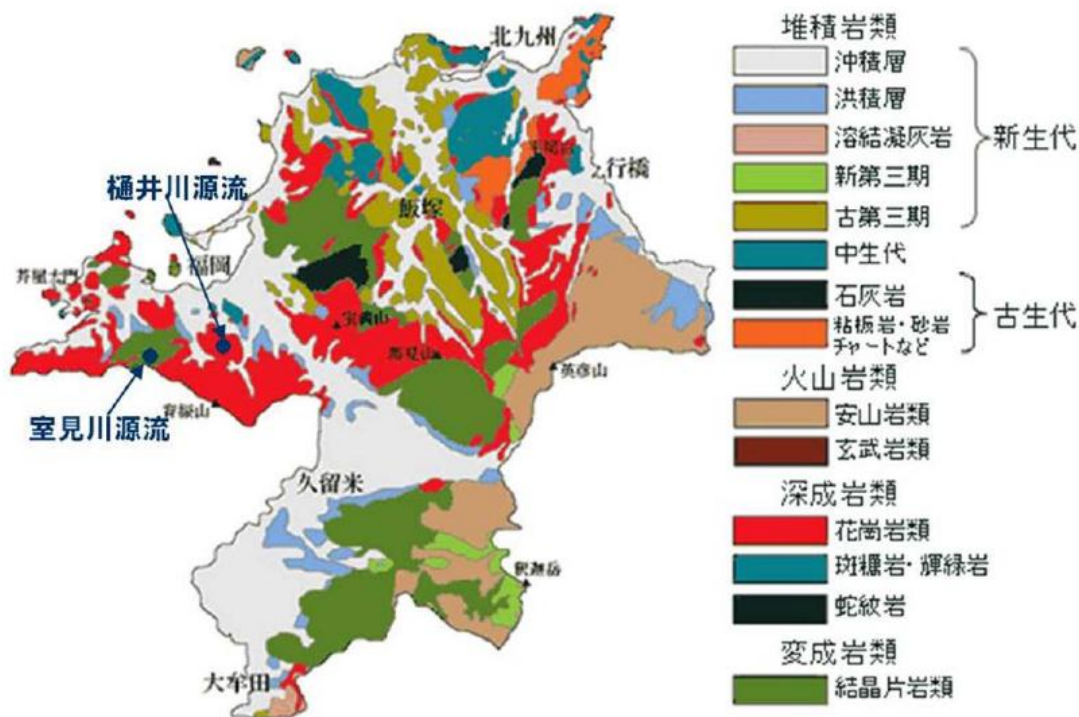
以上の結果より、樋井川水系における DSi 平均濃度は、いずれの地点においても同程度であった。しかし、神松寺橋および大坪橋においては、他の地点よりも高い。これは、この2地点は支川である片江川に位置するため、室見川水系と同様、本川の DSi 平均濃度と異なるものと考えら

れる。また、K 地点および L 地点における DSi 平均濃度は、他の地点よりも低く、下流へ向かうほど低くなる。また、潮止め堰よりも下流に位置するこの 2 地点においてのみ塩分濃度が観測され、海水が浸入していることがわかる。そのため、河川水よりも DSi 濃度の低い海水が混ざることにより、この 2 地点において DSi 平均濃度が低くなったと考えられる。また、ため池における DSi 平均濃度は河川におけるそれよりも低く、中でも源蔵池において最も低い。これは、源蔵池には原田池より水が流下しているため、源蔵池に流入する以前に、原田池において DSi が消費されていると考えられる。

樋井川水系における T-N 平均濃度は、いずれの地点においても同程度であるが、DSi 平均濃度よりもばらつきが見られた。また、DSi 平均濃度とは異なり、支川における T-N 平均濃度は本川におけるそれよりも低い。ため池においては、河川よりも低く、特に原田池および苔牟田池において低い。樋井川水系における T-P 平均濃度は、A 地点において著しく高く、他の地点においては同程度である。また、ため池においては、T-N 平均濃度と同様、河川よりも低く、特に原田池および苔牟田池において低い。このことより、樋井川流域のため池において、富栄養化はそれほど進行していないと考えられる。

c 室見川水系および樋井川水系における DSi 濃度

室見川における DSi 平均濃度は、約 14~19mg/L であり、樋井川における DSi 平均濃度は、約 18~25mg/L（海水に影響される下流においては、12~17mg/L）であった。熊谷ら⁴¹⁾が行った、有明海井北東部流域（筑後川水系 19 地点、矢部川水系 10 地点、大牟田市内河川 9 地点）における溶存態ケイ素の調査結果と比較してみる。DSi 調査結果によると、各地点の DSi 濃度の平均値は、筑後川水系の本川および上流部においては 15mg/L 以上と高く、他の支川においては 10(mg/L)未満と低かった。また、矢部川水系においては、10mg/L 未満と低かった。地質調査結果⁷⁴⁾によると、筑後川水系の本川および上流部に属する地点の流域においては火山岩の割合が高く、支川に属する地点の流域においては火山岩の割合が低い。また、矢部川水系においては、変成岩類の占める割合が高かった⁷⁴⁾。これらより、火山岩のようなシリカ含有量の多い岩石の占める割合が高い流域においては DSi 濃度が高く、変成岩のようなシリカ含有量の少ない岩石の占める割合が高い流域においては DSi 濃度が低いことがわかる。樋井川流域は花崗岩地質であるため、比較的 DSi 濃度が高く、室見川流域は変成岩地質であるため、樋井川よりも DSi 濃度が低いと考えられる。

図 (1)-55 福岡県地質図⁷⁴⁾

d ため池における水質

2010 年度から 2011 年度にかけて比較すると、源蔵池において、いずれの濃度も 2011 年度の秋期にかけて濃度が上昇し、その後低下する傾向が見られる。原田池および苔牟田池においては、いずれの濃度も冬期に濃度が低く、夏期および秋期に濃度が高い傾向が見られた。

源蔵池、原田池および苔牟田池における DSi とその他栄養塩の関係を、以下の図 (1)-56～図 (1)-61 に示す。DSi 濃度と T-N 濃度の関係、DSi 濃度と T-P 濃度の関係および DSi 濃度と chl.a 濃度の関係には負の相関があった。chl.a 濃度と T-N 濃度の関係、chl.a 濃度と T-P 濃度の関係および T-N 濃度と T-P 濃度の関係には正の相関があった。

以上の結果より、源蔵池、原田池および苔牟田池における DSi 濃度、chl.a 濃度、T-N 濃度および T-P 濃度の季節変化は、異なっていた。源蔵池においては、いずれの濃度も 2011 年度の秋期にかけて濃度が上昇し、その後低下する傾向が見られる。原田池および苔牟田池においては、いずれの濃度も冬期に濃度が低く、夏期および秋期に濃度が高い傾向が見られる。一般的には、春季に大規模な珪藻の増殖（スプリングブルーム）が起こる。珪藻を餌料とする動物プランクトンをはじめ、甲殻類や魚介類というような食物連鎖が形成される。初夏になると珪藻が窒素、リンおよびケイ素を使い尽くし、スプリングブルームは終了する。この時、窒素やリンが過剰に残っていると、ケイ素を必要としない渦鞭毛藻類等が増殖する⁷⁵⁾。いずれの池においても、このようなスプリングブルームが発生している傾向は見られなかった。よって、樋井川水系におけるため池は、渦鞭毛藻類が増殖するといった生態系に影響を与える状態には至っていないと考えられる。

また、DSi 濃度と T-N 濃度の関係、DSi 濃度と T-P 濃度の関係および DSi 濃度と chl.a 濃度の関係には負の相関があり、chl.a 濃度と T-N 濃度の関係、chl.a 濃度と T-P 濃度の関係および T-N 濃度と T-P 濃度の関係には正の相関があった。これらより、T-N 濃度および T-P 濃度が大きいと chl.a 濃度が大きく、DSi 濃度が減少する傾向が確認された。よって、樋井川水系におけるため池において、窒素やリンの負荷の増大により藻類が増殖し、ケイ素が消費されるということがわかる。

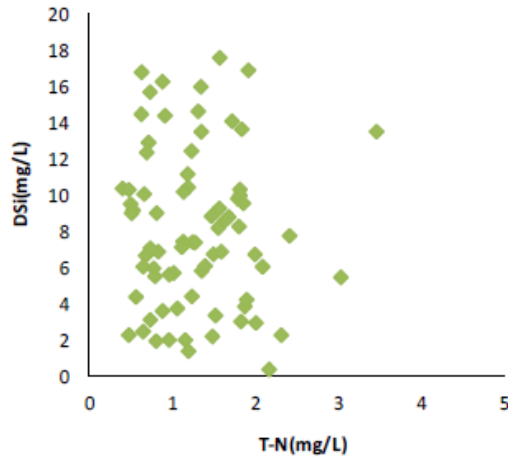


図 (1)-56 ため池のDSiとT-Nの関係

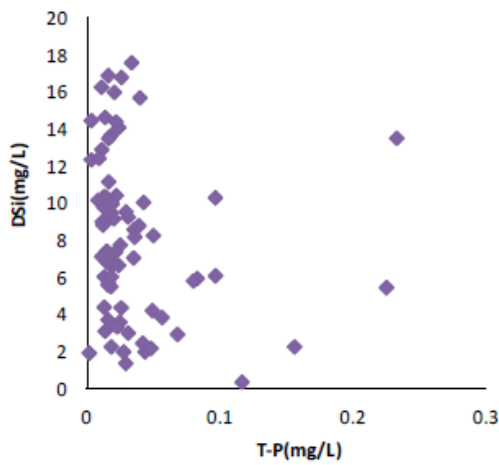


図 (1)-57 ため池のDSiとT-Pの関係

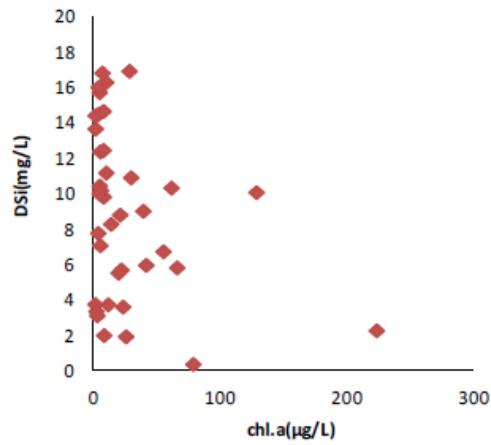


図 (1)-58 ため池のDSiとchl.aの関係

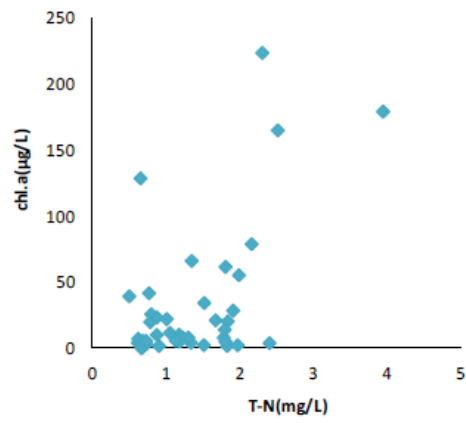


図 (1)-59 ため池のchl.aとT-Nの関係

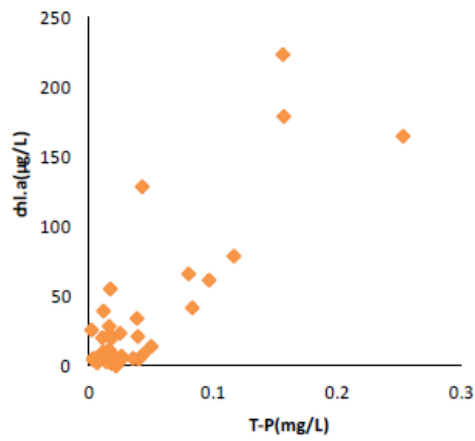


図 (1)-60 ため池のchl.aとT-Pの関係

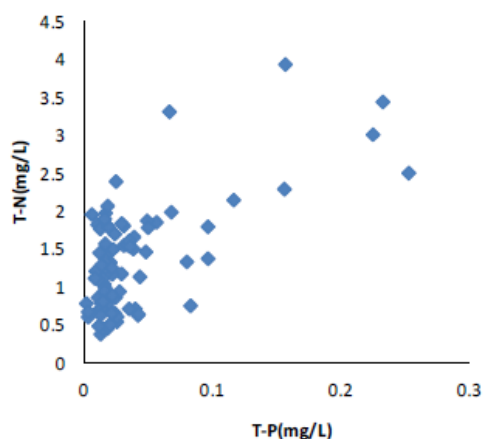


図 (1)-61 ため池のT-NとT-Pの関係

源蔵池におけるDSi濃度と水位の関係を、図(1)-62～図(1)-65に示した。DSi濃度と水位には負の相関があり、水位の高い時期においてDSi濃度は低く、水位の低い時期においてDSi濃度は高い。2011年10月以降は、水位計のある位置まで水位が達せず、測定ができなかったため0mとみなした。水位が0mになった後、いずれの濃度も急激に高くなっているのがわかる。

このように、源蔵池におけるDSi濃度と水位には、樋井川と同様、水位が高いとDSi濃度は低く、水位が低いとDSi濃度は高くなるという関係が見られた。このことから、雨水による希釈効果や、河川水のため池への流入が、DSi濃度に影響を与えていると考えられる。

DSi濃度、T-P濃度およびchl.a濃度と水位との関係は、水位が0mになった後、いずれの濃度も急激に高くなっているのがわかる。2011年11月3日には池干しが行われ、池の水がなくなり、コイやフナ等の魚が死滅し、また、池の底に堆積していたヘドロが露わになった。このような環境の変化により、水質にも影響があったと考えられる。T-P濃度は、水位が0mになった2011年10月頃から高くなっている。これは、水量が減少し、堆積していたヘドロからリンが溶け出したことにより、T-P濃度が高くなったと考えられる。chl.a濃度は、T-P濃度が高くなったことに伴い、高くなったと考えられる。

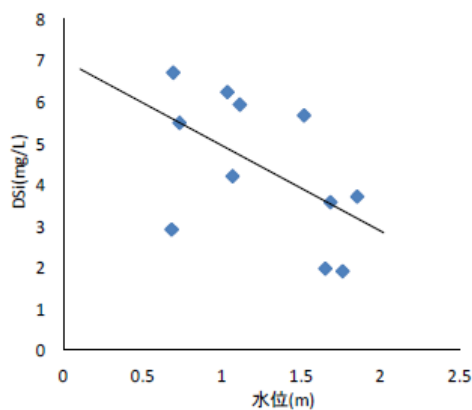


図 (1)-62 源蔵池におけるDSi濃度と水位の関係

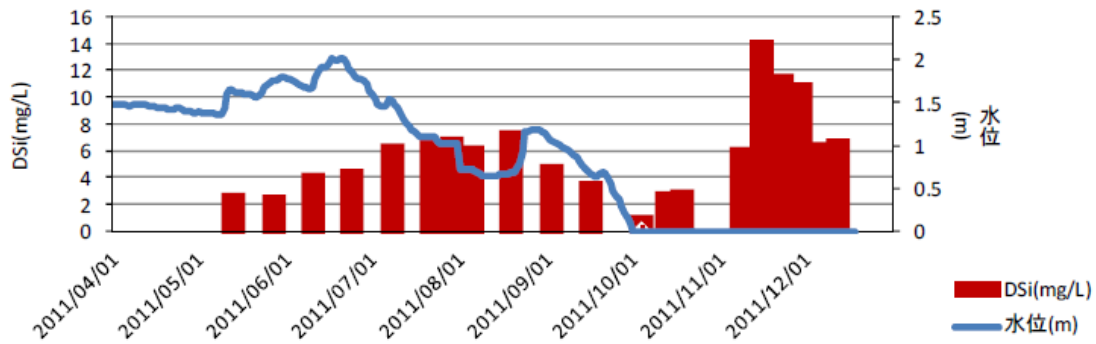


図 (1)-63 源蔵池におけるDSi 濃度と日平均水位の推移

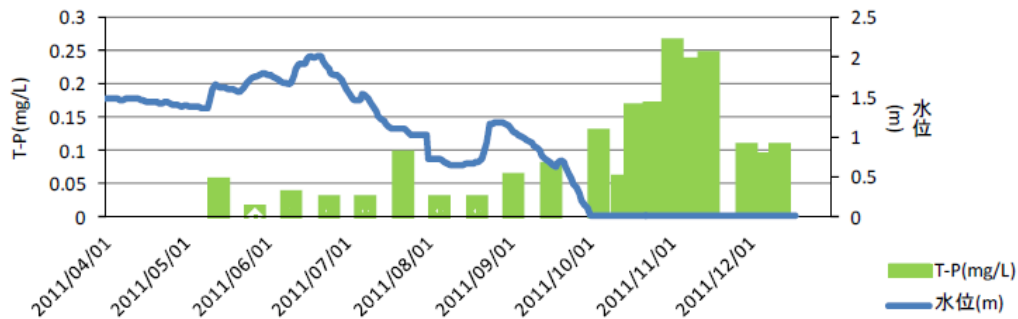


図 (1)-64 源蔵池におけるTP濃度および水位の推移

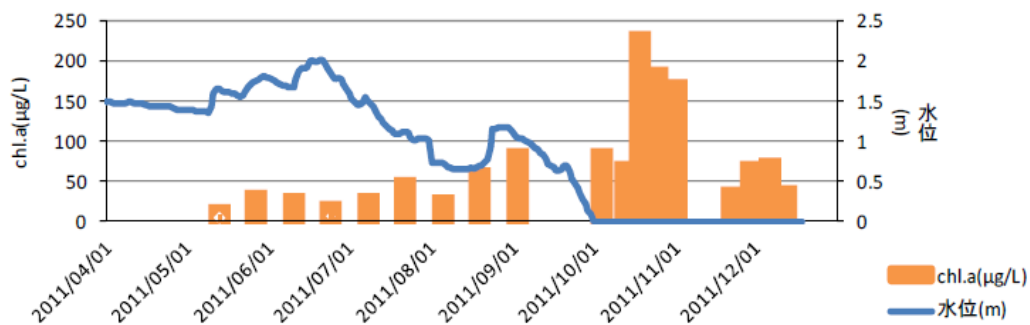


図 (1)-65 源蔵池におけるchl.a 濃度および水位の推移

e 博多湾への影響

DSi濃度は、流域地質由来であるため、室見川流域および樋井川シリカ含有量の多い花崗岩地質の流域においては、DSi濃度は比較的高いことがわかった。

さらに樋井川水系のため池において、窒素やリンの負荷の増大により藻類が増殖し、ケイ素が消費されるということがわかった。しかし、それにより河川におけるDSi濃度の低下は見られなかった。また、曲淵ダムによる室見川水系におけるDSi濃度の低下も見られなかったため、室見川水系および樋井川水系において、窒素やリンの負荷によるシリカ欠損は生じていないと考えられた。

以上のことより、博多湾へ流入する河川およびため池のDSi が与える影響はほとんど生じていないと考えられた。

5. 本研究により得られた成果

(1) 科学的意義

DSi の各種排出源について調査したところ、排出水濃度の高い業種と、負荷量の大きい業種を明らかにできた。また湧水（地下水）は地質の影響を受けており、これらを用水として使用する場合にはその排出負荷量が大きくなることがわかった。また、水田においては地下水浸透と水稲による系外への取り出しの影響が大きいことや、森林において DSi 流出負荷量は流量比例であることがわかった。

流域間及び流域内の水移動について調査したところ、農業関連の水移動が大部分を占めており、その流量はほぼ流域内で収支が取れていることがわかった。

停滞域のトラップの状況把握のため、江川ダム・寺内ダム・筑後大堰を対象に調査した結果、植物プランクトンによる堆積は1%にも満たないことがわかった。また日向神ダムにおいて DSi 収支を見たところ-2.0-10.9%程度であり、ダムはケイ素の発生場所とも捕捉場所にもなりうること、その状況はダムの運用に影響していることが明らかになった。ため池についても河川濃度への影響が少ないことがわかった。

(2) 環境政策への貢献

<行政が既に活用した成果>

特に記載すべき事項はない。

<行政が活用することが見込まれる成果>

広域水質総合調査において溶解性ケイ酸が調査項目に含まれているが、その時間的・空間的変動要因について論じる際にも、本調査で示した DSi の発生源の情報は有用である。

6. 国際共同研究等の状況

特に記載すべき事項はない。

7. 研究成果の発表状況

(1) 誌上発表

<論文（査読あり）>

- 1) 熊谷博史、田中義人、石橋融子、松尾宏：水環境学会誌、34、1、11-17 (2011) 「特定施設排出水中の溶存態ケイ素の実態調査」
- 2) 熊谷博史、田中義人、石橋融子、松尾宏：土木学会論文集G（環境）、67(7)、III_155-III_163 (2011). 「筑後川流域内の停滞水域における珪藻細胞の沈降フラックス」
- 3) 熊谷博史、石橋融子、田中義人、松尾宏：土木学会論文集G（環境）、68(7)、III_269-III_275 (2012). 「日向神ダムにおける溶存態ケイ素の動態把握と捕捉量の関係」
- 4) 石橋融子、熊谷博史、田中義人、松尾宏：福岡県保健環境研究所年報、39、59-65

(2012).「湧水中の溶存態ケイ素濃度と水質、表層地質との関係」

- 5) 石橋融子、熊谷博史、田中義人、松尾宏： 用水と廃水、 55(2)、 137-144 (2013).「大藪地区の2つの渓流水における溶存態ケイ素流出負荷量の算定」

(2) 口頭発表 (学会等)

- 1) 熊谷博史、田中義人、石橋融子、松尾宏：第48回環境工学研究フォーラム (2011) 「筑後川流域内の停滞水域における珪藻細胞の沈降フラックス」
- 2) 近藤沙織、渡辺亮一、皆川朋子、山崎惟義、伊豫岡宏樹：平成23年度土木学会西部支部研究発表会 (2012) 「博多湾へ流入する都市河川およびため池におけるDSiに関する研究」
- 3) 石橋融子、熊谷博史、田中義人、松尾宏：第46回日本水環境学会年会 (2012) 「水田におけるケイ素の挙動」
- 4) 熊谷博史、石橋融子、田中義人、松尾宏：第49回環境工学研究フォーラム (2012) 「日向神ダムにおける溶存態ケイ素の動態把握と捕捉量の算定」
- 5) 石橋融子、熊谷博史、田中義人：第47回日本水環境学会年会 (2013) 「山地小流域における溶存態ケイ素流出負荷量の算定」

(3) 出願特許

特に記載すべき事項はない。

(4) シンポジウム、セミナー等の開催 (主催のもの)

特に記載すべき事項はない。

(5) マスコミ等への公表・報道等

特に記載すべき事項はない。

(6) その他

特に記載すべき事項はない。

8. 引用文献

- 1) 財団法人河川環境管理財団：「河川におけるケイ酸などの無機溶存物質の流出機構に関する研究」報告書。河川整備基金自主研究事業, 2007
- 2) 流域別下水道整備総合計画制度設計会議編：流域別下水道整備総合計画調査 指針と解説, 社団法人日本下水道協会, 東京, 2008
- 3) van Dokkum, H. P., Hulskotte, J. H. J. and Kramer, K. J., M.: Emission, fate and effects of soluble silicates (waterglass) in the aquatic environment. Environmental science and technology 38, 515-521, 2004
- 4) 鹿園直建：化学的風化作用の河川水水質特に溶存シリカ濃度を与える影響。地学雑誌 111(1), 55-65, 2002
- 5) 古米弘明、山本晃一、佐藤和明：ケイ酸その由来と行方 第2章ケイ酸の起源, 技報堂出版, 東

- 京, 2012
- 6) 小林純: 日本の河川の平均水質とその特徴に関する研究. 農学研究 48, 63-106, 1961
 - 7) 日本規格協会: JISハンドブック 53環境測定Ⅱ 水質, 日本規格協会, 東京, 2008
 - 8) 社団法人日本水道協会: 上水試験方法Ⅱ. 理化学編(無機物部会), 東京, 2011
 - 9) 川井弘光: 衛生試験法・注解2010 1.1.2イオンクロマトグラフィー. 2010
 - 10) Takahashi, J.F.M. a.E.: Soil, fertilizer, and plant silicon research in Japan, Elsevier Science B. V., 2002
 - 11) 荒巻幸一郎、荒木雅登、兼子明、満田幸恵: 土壌溶液中のケイ酸濃度と水稻のケイ酸吸収量との関係. 福岡県農業総合試験場研究報告 28(31-33), 2009
 - 12) 三枝正彦、小林紀子: 山間地棚田水田における田面水及び土壌溶液ケイ酸の動態と水稻のケイ酸吸収. 日本土壌肥料学雑誌 73(5), 471-475, 2002
 - 13) 福岡県農政部農地計画課: 福岡県筑後広域生活圏 土地分類基本調査 吉井 5万分の1, 国土調査. 1986
 - 14) 永淵義孝, 松尾宏, 佐々木重行: 福岡県における林地からのBOD, COD, 全窒素および全リンの流出負荷. 福岡県保健環境研究所年報 30, 125-130, 2003
 - 15) 永淵義孝, 松尾宏, 佐々木重行: 渓流水のトリハロメタン生成能. 福岡県保健環境研究所年報 32(66-74), 2005
 - 16) 国土交通省国土地理院編: 主要水系調査利水現況図数値データ筑後川地域(筑後川、六角川、嘉瀬川、矢部川、菊池川). 2003
 - 17) 独立行政法人水資源機構: 平成21年水質年報. 2010
 - 18) 独立行政法人水資源機構両筑平野用水総合事務所: 江川ダムデータ集.
http://www.water.go.jp/chikugo/ryochiku/html/dam_data/pdf/suishitu_h18-h21.pdf.
 - 19) 国土交通省: 水文水質データベース. <http://www1.river.go.jp/>
 - 20) 松梨順三郎: 環境流体汚染, 森北出版, 東京, 1993
 - 21) The Academy of Natural Sciences: Algal Biovolumes for USGS NAWQA samples <http://diatom.Acnatsci.org/nawqa/biovol2001.aspx>.
 - 22) C, R.: Ecology of Phytoplankton, Cambridge university press, 2006
 - 23) 福岡県: 日向神ダム(矢部川総合開発事業).
<http://www.pref.fukuoka.lg.jp/d13/hugami.html>
 - 24) 社団法人日本水道協会: 上水試験方法2011年度版. 有機物編, 東京, 2012
 - 25) 日本分析化学会北海道支部: 水の分析 -第4版-, 化学同人, 京都市
 - 26) 環境庁水質保全局: 小規模事業場排水処理対策全科 -小規模事業場排水対策指導指針-, 公害対策技術同友会, 東京, 1989
 - 27) 齋藤道雄: 本邦の厩肥の研究, 明文堂, 東京, 1934
 - 28) 高橋英一: ケイ酸植物と石灰植物 作物の個性をさぐる, 農山漁村文化協会, 東京, 1987
 - 29) 大久保賢治: D-3 グローバル水循環系のリン・窒素負荷増大とシリカ減少による海洋環境変質に関する研究 (2)陸水域のシリカシンクに関する研究 (3)集水域におけるリン・窒素負荷とシリカシンクのモデル化、環境省地球環境研究総合推進費研究成果報告書, 2004
 - 30) 財団法人畜産環境整備機構: 家畜ふん堆肥の肥効を取り入れた堆肥成分表と利用法. 2007

- 31) 林義三：肥料の成分表，肥糧研究会，東京，1953
- 32) 環境技術協会、日本フライアッシュ協会：石炭灰ハンドブック 平成17年版. 2005
- 33) 花王生活科学研究所：洗たくの科学，裳華房，東京，1991
- 34) 井上勝也 and 彦田毅：活性剤の化学 ―ぬらすことと洗うこと―，裳華房，東京，1991
- 35) 財団法人日本環境整備教育センター：浄化槽の維持管理，東京，2009
- 36) 東京都水道局サービス推進部広報サービス課：東京の水道，東京，2000
- 37) 経済産業省経済産業政策局調査統計部：工業統計調査 平成19年確報 用地・用水編. 2009
- 38) 井上直也、赤木右：多摩川におけるケイ素収支にあたるダムおよび下水処理場の影響．地球化学 40, 137-145, 2006
- 39) W. チェルニン著、特根吉郎訳：建設技術者のためのセメント・コンクリート化学，技報堂出版，東京，1969
- 40) 須藤隆一、稲森悠平：図説 生物相から見た処理機能の診断，産業用水調査会，東京，1983
- 41) 熊谷博史、田中義人、白川ゆかり、松尾宏、金並和重：有明海北東部流入河川の溶存態ケイ素濃度の予測．水環境学会誌 33(3)，17-23, 2010
- 42) 永井茂：目でみる水質表示法．地質ニュース 163, 20-27, 1968
- 43) 一國雅巳：陸水の化学 3 岩石風化に由来する物質，. 日本化学会 16-24, 1992
- 44) 鹿園直建：化学的風化作用による大気からのCO₂の除去フラックス推定上の問題点―珪酸塩と炭酸塩風化フラックス―．地学雑誌 111(3)，360-373, 2002
- 45) 日本地下水学会編：名水を科学する，技報堂出版，東京，1995
- 46) 日本地下水学会編：続 名水を科学する，技報堂出版，東京，1999
- 47) 日本地下水学会編：新・名水を科学する，技報堂出版，東京，2009
- 48) 九州農業試験場生産環境部気象特性研究室：九州における水稲品種別の水田蒸発散量特性、農林水産研究情報総合案内。
<http://www.naro.affrc.go.jp/project/results/laboratory/karc/1998/konarc98-553.html>, 1998
- 49) 福岡県農林水産部農林水産物安全課：第2水稲施肥基準，福岡県水稲・麦施肥基準. 3-29, 2012
- 50) 松永俊朗：植物体内でのケイ素の化学形態．日本土壌肥科学雑誌 75(3)，387-391, 2004
- 51) 熊谷博史、田中義人、石橋融子、松尾宏：筑後川流域内の停滞水域における珪藻細胞の沈降フラックス．環境工学研究論文集 67(7)，III_155-III_163, 2011
- 52) Ma F. J., T.E. : Soil, fertilizer and plant silicon research in Japan, Elsevier, Amsterdam, 2002
- 53) 平田健正、唐常源、村田広爾：筑波森林試験地における渓流水質の長期変動．水工学論文集 39, 215-221, 1995
- 54) 角屋睦、永井明博：流出解析手法（その11）．農業土木学会誌 48(11)，851-856, 1980
- 55) 藤原洋一、田中丸治哉、畑武志、多田明夫：流出モデル定数の最適同定における誤差評価関数の選択に関する研究．農業土木学会論文集 225, 425-435, 2003
- 56) 戸田正仁、武田育郎、宗村広昭、井手淳一郎：間伐遅れの針葉樹人工林における水文特性とタンクモデル定数との関係．応用水文 21, 1-9, 2009
- 57) 角屋睦、田中丸治哉：長短期流出両用モデルによる実時間洪水予測．農業土木学会論文集 177,

- 31-41, 1995
- 58) 角屋睦、田中丸治哉、閑上直浩：長短期流出両用モデルの高山ダム流域への適用と考察．農業土木学会論文集 178, 93-102, 1995
- 59) 永井明博、角屋睦、中嶋章雅、鈴木克英：長期流出タンクモデルの実用的同定法とその考察．京大防災研究所年報 23(B-2), 249-261, 1980
- 60) 安藤義久、高橋裕：実用的長期流出モデルの山地流域への適用性．第27回水理講演会論文集, 451-456, 1983
- 61) 小川裕正、長林久夫：山間地流域におけるタンクモデルを用いた長期流出解析の適応．土木学会第58回年次学術講演会, 53-54, 2003
- 62) 橘治国：洪水時における水質と水質成分の流出特性—石狩川1975年8月洪水について—．水文・水資源学会誌 6(3), 254-267, 1993
- 63) 平田健正、村田広爾：山地小流域における溶存物質の降雨流出特性について（3）．第32回水理講演会論文集, 49-54, 1988
- 64) 林誠二、後藤光亀、須藤隆一：融雪期の森林域における溶存態有機物の流出特性に関する研究．環境工学研究論文集 32, 171-178, 1995
- 65) 吉永秀一郎、金子真司、伊藤優子：日本の森林流域からの窒素・珪素流出量の評価．第20回陸域環境研究会「水循環に関わる物質輸送」, 2005
- 66) 阿部俊夫、藤枝基久：茨城県内の2溪流におけるリター供給量と有機物流出量乾燥重量ベースでの試算．第114回日本林学会大会, 466, 2003
- 67) Correll L. D., J.E.T., Weller E. D.: Dissolved silicate dynamics of the Rhode River watershed and estuary. *Estuaries* 23(2), 188-198, 2000
- 68) 児玉真史、田中勝久、澤田知希、都築基、山本有司、柳沢豊重：矢作川下流におけるDSi:DIN比の変動要因．水環境学会誌 29(2), 93-99, 2006
- 69) 国土交通省九州地方整備局河川部：九州の川づくり．<http://www.qsr.mlit.go.jp/n-kawa>
- 70) 熊谷博史、田中義人、石橋融子、松尾宏：有明海流入河川における溶存態ケイ素流入負荷量の流出特性．第46回日本水環境学会年会講演集, 420, 2012
- 71) 羽田彩、鈴木款：駿河湾における生物起源珪素の分布と溶解過程．静岡大学地球科学研究報告, 9-15, 2003
- 72) 天野邦彦、時岡和利：ダム貯水池における珪藻類による珪酸捕捉量の評価．環境工学研究論文集 49, 539-545, 2007
- 73) 白鳥実、上月康則、島田佳和、橘田竜一、佐藤壘、村上仁士：ダム下流減水区間の付着藻類群集による河川の自濁作用に関する調査研究．土木学会論文集G 64(3), 262-275, 2008
- 74) 福岡県森林林業技術センター：森の話し
<http://ffrec.pref.fukuoka.lg.jp/learn/120119.html>
- 75) 原島省：シリカ欠損に関する地球環境問題—SCOPE, IGBP/LOICZ共催ワークショップ開かれる—．地球環境センターニュース 10(7), 8-16, 1999

(2) DSi流入負荷量算定方法の開発及び確立

福岡県保健環境研究所

環境科学部水質課

熊谷博史・田中義人・石橋融子

松尾宏（平成22～23年度）・大石興弘（平成24年度）

平成22～24年度累計予算額：8,248千円（うち、平成24年度予算額：3,412千円）

予算額は、間接経費を含む。

【要旨】

溶存態ケイ素（DSi）は珪藻類にとっての必須栄養塩である。有明海における2000年の大規模なノリの色落ちの原因は大型珪藻 *Rhizosolenia* による窒素の枯渇が原因といわれている。珪藻の必須栄養塩はケイ素であることから、沿岸域における植物プランクトンの優占種の変遷を追うためには、従来から調査されてきた窒素・リンに加えて、珪藻類の消長の影響因子であるケイ素を対象に加えて、それが流域から供給される DSi 流入負荷量を把握することが必要である。本研究では従来から各流域において収集されたデータを利用し、河川流域毎に DSi 流出負荷の流出特性を調査するために、モデル式を作成したうえでモデルパラメータを比較することで考察した。その結果、モデルパラメータと流域地質には関連性があることが明らかとなった。この結果を用いて、第四紀地質面積割合を利用した DSi 流入負荷量の算定式を提案した。

【キーワード】 溶存態ケイ素、流域、栄養塩比、地質、流入負荷量

1. はじめに

溶存態ケイ素（DSi）は珪藻類にとっての必須栄養塩である。有明海における2000年の大規模なノリの色落ちの原因は大型珪藻 *Rhizosolenia* による窒素の枯渇が原因といわれている。珪藻の必須栄養塩はケイ素であることから、沿岸域における植物プランクトンの優占種の変遷を追うためには、従来から調査されてきた窒素・リンに加えて、珪藻類の消長の影響因子であるケイ素を対象に加えて、それが流域から供給される DSi 流入負荷量を把握することが必要となる。

2. 研究開発目的

本研究では、流域からの沿岸域に流入する DSi 流入負荷量を算定するモデルを構築することを目的とした。従来から各流域において収集されたデータを利用し、河川流域毎に DSi 流出負荷の流出特性を調査するために、モデル式を作成したうえでモデルパラメータを比較することで考察した。

3. 研究方法

今回の対象としたのは、有明海に流入する本明川、六角川、嘉瀬川、筑後川、矢部川、菊池川、白川、緑川の8つの一級河川である。算定に当たっては、国土交通省の2001～2007年に測定され

表 (2)-2 地質カテゴリーの内訳

ID	岩石区分
1	堆積岩類
2	付加コンプレックス (主として堆積岩)
3	付加コンプレックス (火山岩類)
4	付加コンプレックス (超苦鉄質)
5	付加コンプレックス (深成岩類)
6	火山岩類 (岩層)
7	火山岩類 (非アルカリ珪長質貫入岩)
8	火山岩類 (非アルカリ珪長質 第四紀)
9	火山岩類 (非アルカリ珪長質 非第四紀)
10	火山岩類 (非アルカリ火砕流 第四紀)
11	火山岩類 (非アルカリ火砕流 非第四紀)
12	火山岩類 (非アルカリ珪長質苦鉄質 第四紀)
13	火山岩類 (非アルカリ珪長質苦鉄質 非第四紀)
14	火山岩類 (アルカリ珪長質)
15	火山岩類 (アルカリ苦鉄質)
16	深成岩類 (珪長質)
17	深成岩類 (珪長・苦鉄質)
18	深成岩類 (苦鉄質)
19	深成岩類 (ミグマタイト類)
20	変成岩類 (低-中圧型)
21	変成岩類 (高圧型)
22	水域

で示したカテゴリーが第四紀火山岩地質。

4. 結果及び考察

(1) 流量とDSi濃度の関係

図 (2)-1に流量とDSi濃度の関係を示す。図に示すようにDSi濃度は水量の増加とともに減少する。特に本明川、筑後川、白川において流量増加時のDSi濃度の減少割合が大きかった。これらの河川においては基底流のDSi濃度が高く、その濃度については流域地質の影響が大きく出ていると考えられる。これが洪水時になるとDSi濃度の低い表流水の割合が増加することにより、基底流の濃度が表層水によって希釈することに起因している。

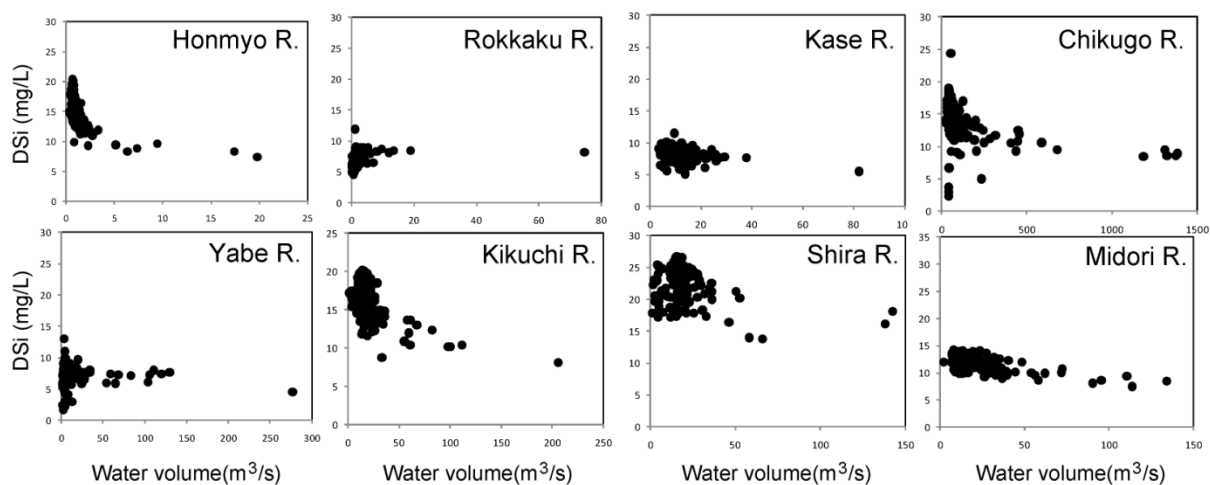


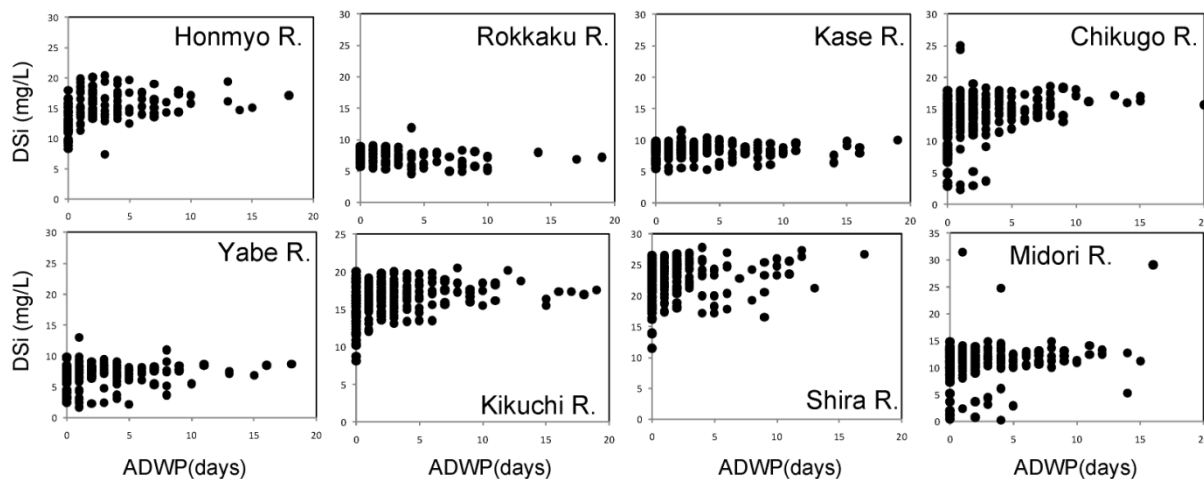
図 (2)-1 水量とDsi濃度の関係

(2) 先行晴天日数とDSi濃度の関係

図(2)-2に先行晴天日数（Antecedent Dry Weather Period: ADWP）と DSi 濃度の関係を示す。幾つかの河川において、先行晴天日数が長くなると DSi 濃度が増加する傾向が見られた。これらの河川は前述の DSi 濃度の高い河川で顕著であった。先行晴天日数が増加することで DSi 濃度が高くなる河川は本明川、筑後川、菊池川、白川であった。

その理由として基底流に含まれる DSi は岩石からの溶解により供給されるが、先行晴天日数が短くなると岩石との接触時間が短くなり供給される量が少なくなることが原因であると考えられる。一方で先行晴天日数が長くなると基底流における水-岩石間の溶解平衡に達した上で流出するため、濃度が高い傾向にあると考えられる。ただし図にみられるように同じ先行晴天日数でもバラつきの幅が大きい。これは先行晴天日数の定義の方法や、別の DSi 負荷の流入といった他の変動要因も起因していると考えられる。

その一方で、六角川、嘉瀬川、矢部川、緑川では先行晴天日数の増加に係らず河川濃度は一定である傾向が見られた。このことは基底流に含まれる DSi 濃度がもともと高くないことが原因であると考えられる。



図(2)-2 先行晴天日数（ADWP）と DSi濃度の関係

(3) 流量と DSi濃度の関係

各河川における線形（以下、線形法）及び非線形最小二乗法（以下、非線形法）を用いて算定した結果を図 (2)-2に示す。またその際の係数 a、bの結果と、DSi平均濃度の結果を表 (2)-3に示す。

さらに第四紀火山岩地質の面積割合の算定結果を表 (2)-4に示す。図 (2)-3に係数 a と流域内の第四紀火山岩地質が含まれている割合の関係を示す。ただし球磨川のデータについて低流量時と高流量時とでばらつきがあったために、ここでは球磨川のデータは除いて考察する。第四紀火山岩地質割合が多いほど係数 a が大きくなる傾向が見られた。また図に定常時平均 DSi 濃度と係数 a との関係を示す。図によれば DSi 濃度が高いほど、値が大きくなる傾向にあった。このように係数 a は、平常時の DSi 濃度の大小に由来しているものと考えられ、流域内の第四紀火山岩地質割合が多いほど、平常時の DSi 濃度は高い傾向にあった。線形法と非線形法とで比較をすると、

非線形法の結果は線形法と比較してばらつきが大きくなる傾向がみられ、相関も低くなっていた（線形法：R=0.78、p=0.036、非線形法：R=0.372、p=0.382）。

一方、図 (2)-4に係数 b と流域内の第四紀火山岩地質割合の関係を示す。ここでも球磨川のデータについて低流量時と高流量時とでばらつきがあったために、ここでは球磨川のデータは除いて考察する。第四紀火山岩地質割合が多いほど、係数 b が小さくなる傾向が見られた。係数 b は流量増加時に、その値が小さいほど流量あたり負荷量の減少割合が大きいことを示す。つまり高流量時に平常時よりも DSi 供給割合が減少していることを示している。前述のように第四紀火山岩地質は DSi 濃度の供給源となるものの、その構造は多孔質であるために洪水時には水・岩石間の接触時間が短くなり、 DSi 溶出量が制限されるためと考えられる。線形法と非線形法とで比較をすると、非線形法の結果は線形法と比較してばらつきが小さくなる傾向がみられ相関も低くなっていた（線形法：R=-0.69、p=0.078、非線形法：R=-0.51、p=0.21）。

つまり、これらの結果によれば係数 a 、 b は第四紀火山岩地質割合と相関関係にあることがわかる。

以上より、 DSi 負荷量は次式で表すことができる。

$$L_{DSi} = (0.2353R + 12.22)Q^{(-0.0017R + 0.9025)} \quad (2-2)$$

本式を用いることで、測定をしていない流域での DSi 流出負荷量を算定することが可能である。ただし、図 (2)-3、図 (2)-4にみるように、それらの関係にはばらつきが多い結果となっている。このようなばらつきは流域を自然的影響のみで生じると仮定しているが、実際には事業場の影響等の人為的な影響が含まれていることに起因していると考えられる。

厳密にすると、このような人為影響を別途に算定した次式の形を利用することでさらに正確に DSi 負荷量を算定可能になると考えられる。

$$L_{DSi} = a(R)Q^{b(R)} + \sum_i C_i Q_i \quad (2-3)$$

なおこの式では L_{DSi} :溶存態ケイ素負荷量、 R :第四紀火山岩割合の面積割合、 Q :河川流量、 C_i :人為活動による DSi 流入濃度、 Q_i :人為活動による DSi 流量を示す。第一項が、自然由来の負荷量を示し、第二項が人為由来の負荷量を示している。今回のような一級河川ではなく二級河川や小河川においては第二項の影響が大きくなってくる。特に工業地帯等を流域に含む小河川ではこれらの影響が無視できないと考えられる。また、負荷量算定の際には同項の C_i については使用水中の DSi 濃度を差し引いた正味の負荷量で算定する必要がある。

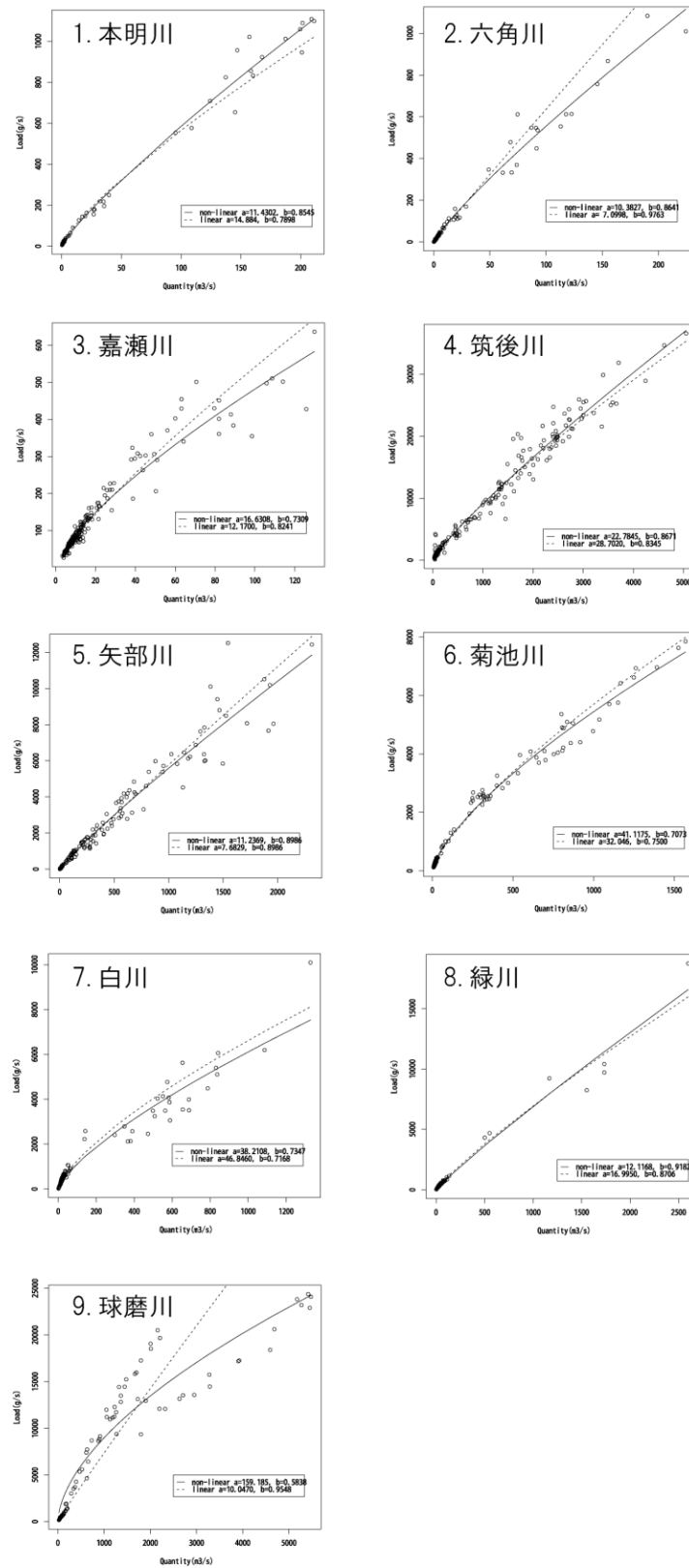


図 (2-2) L-Q式算定結果 (実線：非線形モデル、破線：線形モデル)

表 (2)-3 L-Q式の係数とDSi平均濃度

	係数a		係数b		DSi平均濃度 (mg/L)
	線形	非線形	線形	非線形	
本明川	14.9	11.4	0.79	0.85	15.3
六角川	7.1	10.4	0.98	0.86	7.0
嘉瀬川	12.2	16.6	0.82	0.84	8.4
筑後川	28.7	17.3	0.83	0.91	14.9
矢部川	7.7	11.2	0.96	0.90	7.1
菊池川	31.6	41.1	0.75	0.71	16.5
白川	46.2	38.2	0.72	0.73	18.1
緑川	17.0	12.1	0.87	0.92	11.8

L-Q式は $L=aQ^b$ に従うものとする。
 ここでL: 負荷量(g/s)、Q: 流量(m³/s)である。

表 (2)-4 各河川の地質カテゴリーの面積割合

河川名	流域面積 (km ²)	流域内の地質カテゴリーの面積割合(%)																
		1	2	4	6	8	9	10	12	13	15	16	17	18	20	21	22	
本明川	81.4	12.4	-	-	43.4	-	-	-	31.4	12.1	0.8	-	-	-	-	-	-	
六角川	87.9	56.2	-	1.3	-	-	-	-	-	24.7	-	4.7	-	-	-	13.1	-	
嘉瀬川	240.0	3.9	-	0.7	-	-	-	-	-	-	-	89.6	-	0.6	-	4.2	1.0	
筑後川	2270.0	18.7	-	-	0.4	6.4	0.2	20.1	13.6	24.1	-	7.8	-	0.0	0.0	8.4	0.2	
矢部川	445.7	3.7	-	0.2	-	-	-	0.9	-	40.8	-	-	1.1	-	-	52.8	0.4	
菊池川	588.9	30.2	0.5	-	1.2	-	-	40.1	7.4	10.1	-	6.3	2.0	-	-	2.1	-	
白川	465.6	41.4*	-	-	-	5.3	-	12.1	41.2	-	-	-	-	-	-	-	-	
緑川	694.5	15.2	20.1	1.6	-	-	-	38.5	4.6	0.1	-	6.0	-	-	10.8	2.7	0.3	
球磨川	1855.7	12.3	67.2	0.6	-	0.1	-	4.5	10.0	2.8	-	2.0	-	-	0.4	-	0.1	

*白川の堆積岩は、阿蘇カルデラ内の堆積岩であるため第四紀地層と考えられる。
 ■で示したカテゴリーが第四紀火山岩地質。

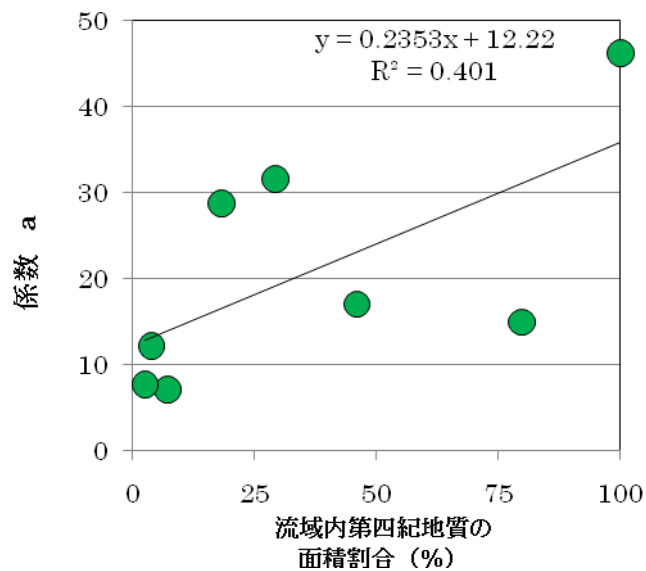


図 (2)-3 流域内第四紀火山岩地質面積割合と係数a

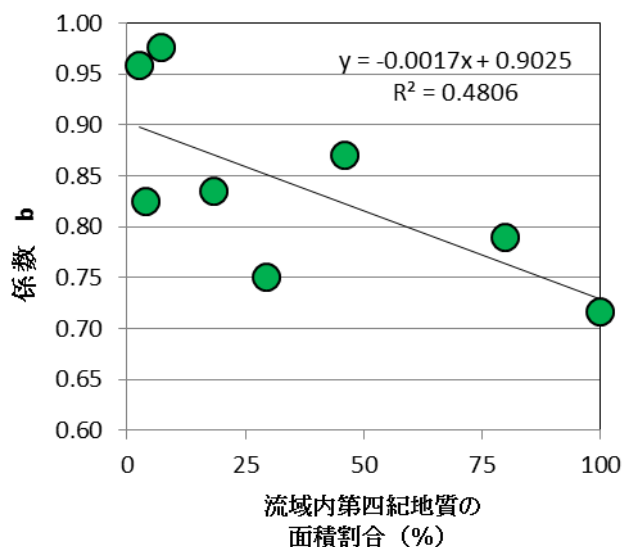


図 (2)-4 流域内第四紀火山岩地質面積割合と係数b

5. 本研究により得られた成果

(1) 科学的意義

第四紀地質面積割合を利用した DSi 流入負荷量の算定式を提案した。本式を用いることで調査を行っていない河川における DSi 流入負荷量を予測することが可能である。

(2) 環境政策への貢献

<行政が既に活用した成果>

特に記載すべき事項はない。

<行政が活用することが見込まれる成果>

特に記載すべき事項はない。

6. 国際共同研究等の状況

特に記載すべき事項はない。

7. 研究成果の発表状況

(1) 誌上発表

特に記載すべき事項はない。

(2) 口頭発表 (学会等)

- 1) H. Kumagai, Y. Tanaka, Y. Ishibashi and H. Matsuo : 15th International Conference of the IWA Diffuse Pollution Specialist Group (2011) 「筑後川流域内の停滞水域における珪藻細胞の沈降フラックス」
- 2) 熊谷博史、田中義人、石橋融子、松尾宏 : 第46回日本水環境学会年会 (2012) 「有明海主要流入河川における溶存態ケイ素流入負荷量の流出特性」
- 3) H. Kumagai, Y. Tanaka, Y. Ishibashi and O. Ohishi : 10th International Symposium on Southeast

Asian Water Environment, Hanoi, Vietnam(2012) “Characteristics of dissolved silicate loads from major rivers to Ariake Bay, Japan. “

(3) 出願特許

特に記載すべき事項はない。

(4) シンポジウム、セミナー等の開催（主催のもの）

特に記載すべき事項はない。

(5) マスコミ等への公表・報道等

特に記載すべき事項はない。

(6) その他

特に記載すべき事項はない。

8. 引用文献

- 1) 国土交通省九州地方整備局河川部：九州の川づくり。
<http://www.qsr.mlit.go.jp/n-kawa>
- 2) 産業技術総合研究所地質調査総合センター：100万分の1 日本地質図第3版, CD-ROM第2版,
数値地質図G-1, 2003

(3) DSi流入負荷量の変動要因別影響調査

福岡県保健環境研究所

環境科学部水質課

熊谷博史・田中義人・石橋融子

松尾宏（平成22～23年度）・大石興弘（平成24年度）

平成22～24年度累計予算額：2,558千円（うち、平成24年度予算額：2,054千円）

予算額は、間接経費を含む。

[要旨]

DSiの沿岸域への流出が沿岸域環境に影響を及ぼしているかを調査するために、まず有明海の主要河川について流量の変化によって栄養塩がどの程度変化するかを調査した。栄養塩比のDSi（溶存態ケイ素）/DIN（溶存態無機窒素）とDSi（溶存態ケイ素）/DIP（溶存態無機リン）については、河川流量の増加と共に各河川の栄養塩比が均一化する傾向がみられた。その一方でDIN/DIPについては、その違いが拡大する傾向がみられた。さらにDSiを含む栄養塩負荷量とノリの生産量との関係について調べた。栄養塩負荷量が減少した年は、ノリ生産量が低下する傾向がみられたものの、データにはばらつきが見られた。このばらつきを論じるためには、沿岸域内での水塊内での物質収支を解析が不可欠である。

[キーワード] 溶存態ケイ素、流域、栄養塩比、流入負荷量、有明海

1. はじめに

溶存態ケイ素（DSi）は珪藻類にとっての必須栄養塩である。有明海における2000年の大規模なノリの色落ちの原因は大型珪藻 *Rhizosolenia* による窒素の枯渇が原因といわれている。珪藻の必須栄養塩はケイ素であることから、沿岸域における植物プランクトンの優占種の変遷を迫るためには、従来から調査されてきた窒素・リンに加えて、珪藻類の消長の影響因子であるケイ素を対象に加えて、それが流域から供給されるDSi流入負荷量を算出したうえで、その変動を見ていく必要がある。

2. 研究開発目的

本研究では、DSiを含む栄養塩類の変動を調査した。

先ず同海流入河川における流量と栄養塩比を調査した。有明海流入河川においては、流量、さらにDSiを含む栄養塩負荷量が、河川毎に大きく異なるため、その栄養塩比も変化すると考えられる。

そして栄養塩負荷量の変化と環境影響を調査するために、ここではノリ養殖状況に着目してそれらの時間的変動との関係をみた。

3. 研究方法

(3) 有明海流入河川における流量と栄養塩比

本研究で対象としたのは、有明海に流入する本明川、六角川、嘉瀬川、筑後川、矢部川、菊池川、白川、緑川、球磨川の9つの一級河川である。算定に当たっては、国土交通省の2001～2007年に測定された流量・水質データ¹⁾を利用した。収録された定常時及び洪水時のDSi・DIN・DIP濃度、流量データを利用して、これらが累乗型のL-Q式に従うと仮定し、線形最小二乗法を用いることでL-Q式を推定した。

DSiのL-Q式は次式になる。

$$L_{DSi} = a_{DSi} \cdot Q^{b_{DSi}} \quad (3-1)$$

DINのL-Q式は次式になる。

$$L_{DIN} = a_{DIN} \cdot Q^{b_{DIN}} \quad (3-2)$$

DIPのL-Q式は次式になる。

$$L_{DIP} = a_{DIP} \cdot Q^{b_{DIP}} \quad (3-3)$$

表 (3)-1 L-Q式の係数 (a、b：定数)

		DSi	DIN	TN	DIP	TP
本明川	a	14.885	1.3443	1.6986	0.1222	0.17
	b	0.7882	0.9311	1.0375	1.0057	1.1233
	r2	0.991	0.9823	0.9853	0.9614	0.968
六角川	a	7.0998	1.0594	0.9689	0.0215	0.0471
	b	0.9763	1.048	1.1838	1.2718	1.2534
	r2	0.9886	0.9427	0.9621	0.9231	0.9506
嘉瀬川	a	12.17	0.543	0.4706	0.0094	0.0089
	b	0.8241	1.0082	1.1767	1.2774	1.6213
	r2	0.9554	0.9541	0.9633	0.8768	0.9247
筑後川	a	28.702	1.0617	0.535	0.0103	0.0124
	b	0.8345	0.971	1.1649	1.3372	1.4605
	r2	0.965	0.9766	0.8966	0.9369	0.9725
矢部川	a	7.6829	1.368	0.833	0.009	0.0143
	b	0.9585	1.0366	1.1943	1.1278	1.4275
	r2	0.9873	0.9932	0.8822	0.9135	0.9501
菊池川	a	32.046	2.3882	1.7148	0.1372	0.0528
	b	0.75	0.8555	1.0295	0.8238	1.3023
	r2	0.989	0.9861	0.9872	0.9415	0.9622
白川	a	44.69	1.4523	0.7751	0.1087	0.0232
	b	0.7281	0.8898	1.2045	0.7387	1.5019
	r2	0.9558	0.9689	0.9844	0.8781	0.9637
緑川	a	16.995	0.6023	0.474	0.0148	0.0073
	b	0.8706	1.0358	1.1956	1.047	1.5304
	r2	0.9883	0.9871	0.9708	0.8857	0.9198
球磨川	a	10.047	0.6183	0.2041	0.0013	0.0012
	b	0.9543	0.9983	1.2793	1.5352	1.7367
	r2	0.9706	0.9927	0.9623	0.883	0.9467

これらの式を用いて、河川便覧の低水流量 Q_b を用いて流量を正規化した栄養塩比、DSi/DIN（モル比）、DSi/DIP（モル比）、DIN/DIP（モル比）を求めると次式になる。ここで M は分子量である。

$$DSi / DIN = \frac{M_{DIN}}{M_{Si}} \cdot \frac{a_{DSi}}{a_{DIN}} \cdot Q^{b_{DSi}-b_{DIN}} = \frac{M_{DIN}}{M_{Si}} \cdot \frac{a_{DSi}}{a_{DIN}} \cdot Q_b^{b_{DSi}-b_{DIN}} \cdot \left(\frac{Q}{Q_b}\right)^{b_{DSi}-b_{DIN}} \quad (3-4)$$

$$DSi / DIP = \frac{M_{DIP}}{M_{Si}} \cdot \frac{a_{DSi}}{a_{DIP}} \cdot Q^{b_{DSi}-b_{DIP}} = \frac{M_{DIP}}{M_{Si}} \cdot \frac{a_{DSi}}{a_{DIP}} \cdot Q_b^{b_{DSi}-b_{DIP}} \cdot \left(\frac{Q}{Q_b}\right)^{b_{DSi}-b_{DIP}} \quad (3-5)$$

$$DIN / DIP = \frac{M_{DIP}}{M_{DIN}} \cdot \frac{a_{DIN}}{a_{DIP}} \cdot Q^{b_{DIN}-b_{DIP}} = \frac{M_{DIP}}{M_{DIN}} \cdot \frac{a_{DIN}}{a_{DIP}} \cdot Q_b^{b_{DIN}-b_{DIP}} \cdot \left(\frac{Q}{Q_b}\right)^{b_{DIN}-b_{DIP}} \quad (3-6)$$

(2) 有明海におけるDSi負荷量とノリ養殖との関係

DSi 負荷量の変動が沿岸域に影響を及ぼしうるか否かを調査する。ここではノリの収穫に影響があるか否かを調査した。

福岡県水産海洋技術センター有明海研究所から提供を受けた1991年～2010年の20年間のノリ生産枚数、単価、生産高のデータ²⁾を集計した。有明海のノリ養殖は二期作であるので、秋芽網と冷凍網の値を加えたものを年間の値とした。これと本研究で作成したL-Q式から求めた負荷量とを比較した。福岡県におけるノリ養殖場³⁾を図(3)-1に示す。福岡県におけるノリ養殖場は主に筑後川および矢部川沖に多いことから、負荷量は福岡県におけるデータと比較するために筑後川・矢部川の負荷量の和と比較した。

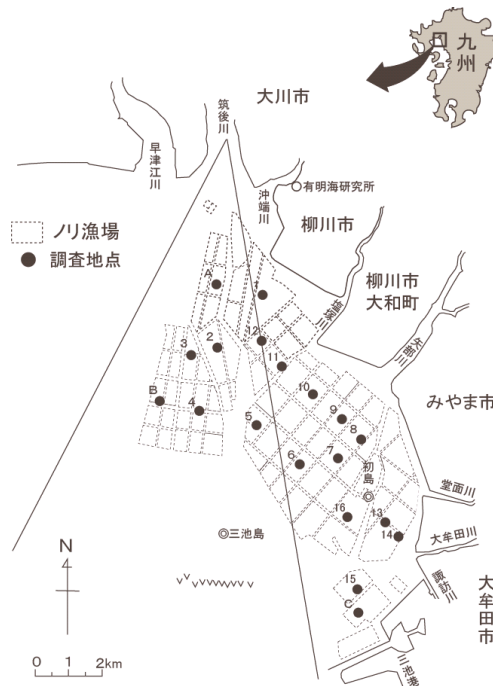


図 (3)-1 福岡県におけるノリ養殖場³⁾

4. 結果及び考察

(1) 有明海流入河川における流量と栄養塩比

これらの式を各河川で観測された流量範囲において描画した。DSi/DIN (モル比) については図 (3)-2に、DSi/DIP (モル比) については図 (3)-3に、DIN/DIP (モル比) については図 (3)-4に、およびその一部を拡大したものを図 (3)-5に示す。また同図中に、海域で観測された栄養塩比⁴⁾の平均値を赤色の実線及び破線で示す。DSi/DIN、DSi/DIP については、流量増加に従い栄養塩比が減少傾向を示した。一方で、DIN/DIP については流量増加に従い栄養塩比が増加傾向を示した。また DSi/DIN、DSi/DIP は各河川の正規化流量が増加するに従い、海域で測定された平均値 (図中の黒色実線と破線) に収束する状況が見て取れる。

DSi/DIN、DSi/DIP の流量変化に対する栄養塩比の減少率は河川ごとに異なっていた。例えば、白川は流量増加時に DSi/DIN が急激に減少するが、DSi/DIP の変化については小さい。一方で球磨川はその逆の傾向がみられた。

以上のことから、低流量時においては DSi/DIN、DSi/DIP は有明海において空間的に変動しているものの、高流量時には有明海全体で均一化する傾向があることが分かった。また、人為的な影響が出やすいのは低水量時であり、高水量時にはその影響が小さくなることも推察された。逆に DIN/DIP については、低流量時よりも洪水時において、空間的に値がばらつくと考えられた。

今回示した流量変化に伴う河川毎の栄養塩比の変動要因は、地質・土地利用等といった各河川の流域の環境の違いが反映されているものと考えられ、今後は流域内条件について考察を加えていきたい。

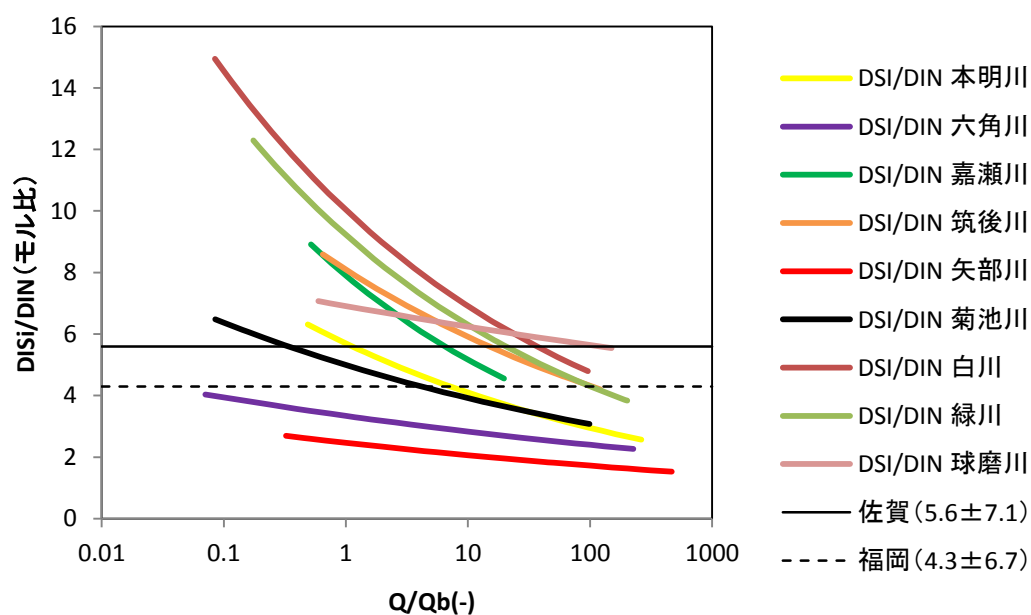


図 (3)-2 有明海主要河川の流量-DSi/DIN (モル比) の関係

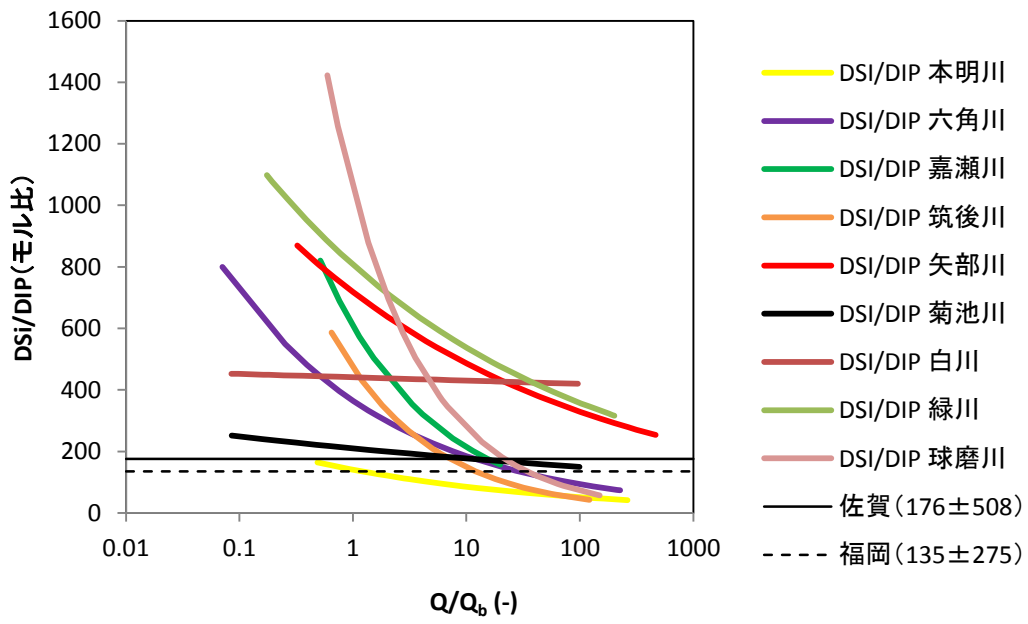


図 (3)-3 有明海主要河川の流量-DSi/DIP (モル比) の関係

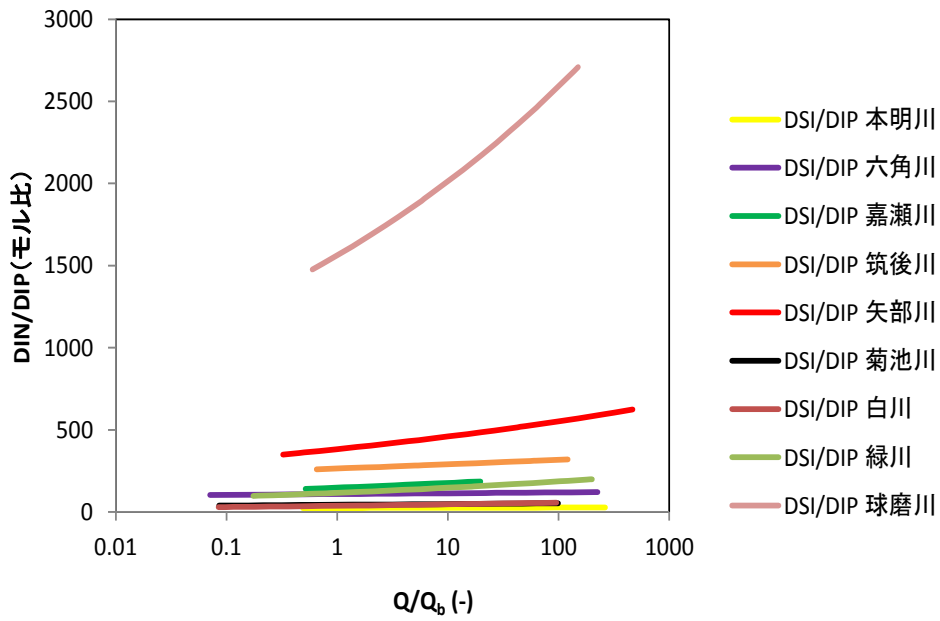


図 (3)-4 有明海主要河川の流量-DIN/DIP (モル比) の関係

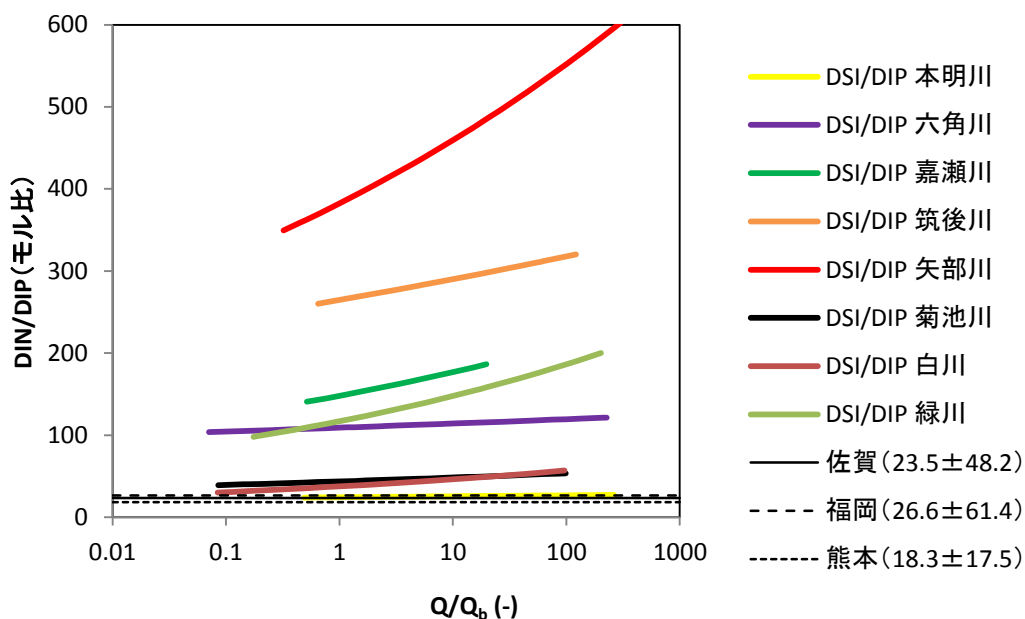


図 (3-5) 有明海主要河川の流量-DIN/DIP (モル比) の関係 (上図拡大)

(2) 有明海におけるDSi負荷量とノリ養殖との関係

算出したDSi負荷量と流量との比を表(3-2)に示す。これによると二つの河川のうち筑後川が占める割合は84.9~91.9%であるが、DSi負荷量で見ると90.3~94.9%とその割合が凡そ5%程度増加している。このことはDSi負荷量でみたときに海域に対する筑後川の影響が大きくなっていること、すなわち沿岸域のDSi濃度の空間分布に違いを及ぼしていることを示している。

表 (3-2) 算定した流量とDsi負荷量

	筑後川		矢部川		計		比率(筑後川/総量)	
	流量 (百万m ³ /	DSi負荷量 (t/年)	流量 (百万m ³ /	DSi負荷量 (t/年)	流量 (百万m ³ /	DSi負荷量 (t/年)	流量	DSi負荷量
H13年度	1,181	15,542	210	1,664	1,391	17,206	84.9%	90.3%
H14年度	918	12,680	126	1,027	1,043	13,707	87.9%	92.5%
H15年度	1,026	13,884	125	1,015	1,151	14,899	89.2%	93.2%
H16年度	1,800	21,871	279	2,166	2,079	24,036	86.6%	91.0%
H17年度	1,054	14,199	120	980	1,174	15,179	89.8%	93.5%
H18年度	1,052	14,249	106	879	1,158	15,128	90.8%	94.2%
H19年度	1,021	13,843	90	752	1,111	14,595	91.9%	94.9%
H20年度	1,292	16,712	212	1,671	1,503	18,382	85.9%	90.9%
H21年度	1,211	15,793	143	1,155	1,355	16,948	89.4%	93.2%
H22年度	954	13,113	98	819	1,052	13,933	90.7%	94.1%

次にDSi負荷量とノリ養殖との関係を見た。DSi負荷量の積算期間は秋芽網養殖の開始される10月から養殖の終了する3月までを対象とした。ノリ生産枚数の経年変化を図(3-6)に、ノリ単価の経年変化を図(3-7)に、ノリ生産額の経年変化を図(3-8)に示す。2000年のノリ生産枚数ノリ生産額の減少が顕著であることがわかる。さらにDSi負荷量とノリ収穫量の経年変化を図(3-9)に、DSi負荷量とノリ生産額の経年変化を図(3-10)に示す。

ノリ収穫量と DSi 負荷量の関係を図 (3)-11に、ノリ生産額と DSi 負荷量の関係を図 (3)-12に示す。これをみると、2004 年度の値が外れているため相関係数は低いもののノリ収穫量と DSi 負荷量の間には正の相関が見られそうである（ただしこれを除いたとき決定係数 $R^2=0.1497$ ）。しかし 2008 年度では DSi 負荷量が増加しているにもかかわらずノリ収穫量が減少しており、別の要因が寄与していると考えられる。DSi 以外の他の栄養塩との関係についても調査していく必要がある。一方でノリ生産額と DSi 負荷量の関係（図(3)-12）をみると、これらの相関は低いと考えられる。

実際には、前述のように河川流量の変化に伴い河川毎の栄養塩比も異なるので、その変動の時間スケールでさらに精密に調査していく必要がある。さらに日照、水温、塩分濃度等の別の環境要因が寄与している可能性もある。これらについては、陸域から流入したのちの沿岸生態系における挙動解明が必要であり、生態系モデルを用いるなどして、それぞれの環境因子について精査していく必要がある。

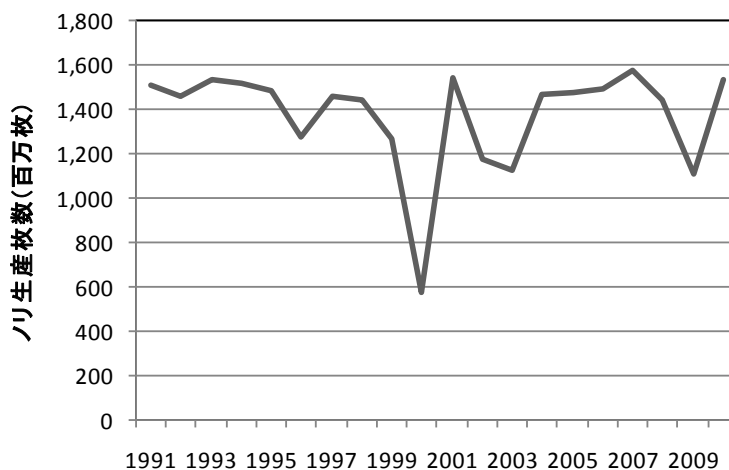


図 (3)-6 ノリ生産枚数の経年変化

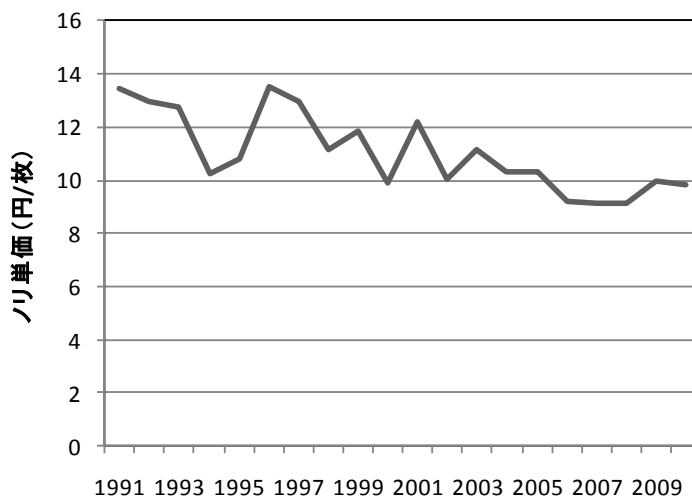


図 (3)-7 ノリ単価の経年変化

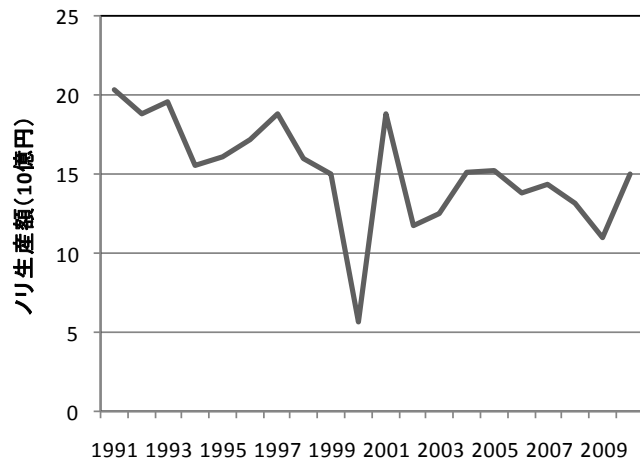


図 (3)-8 ノリ生産額の経年変化

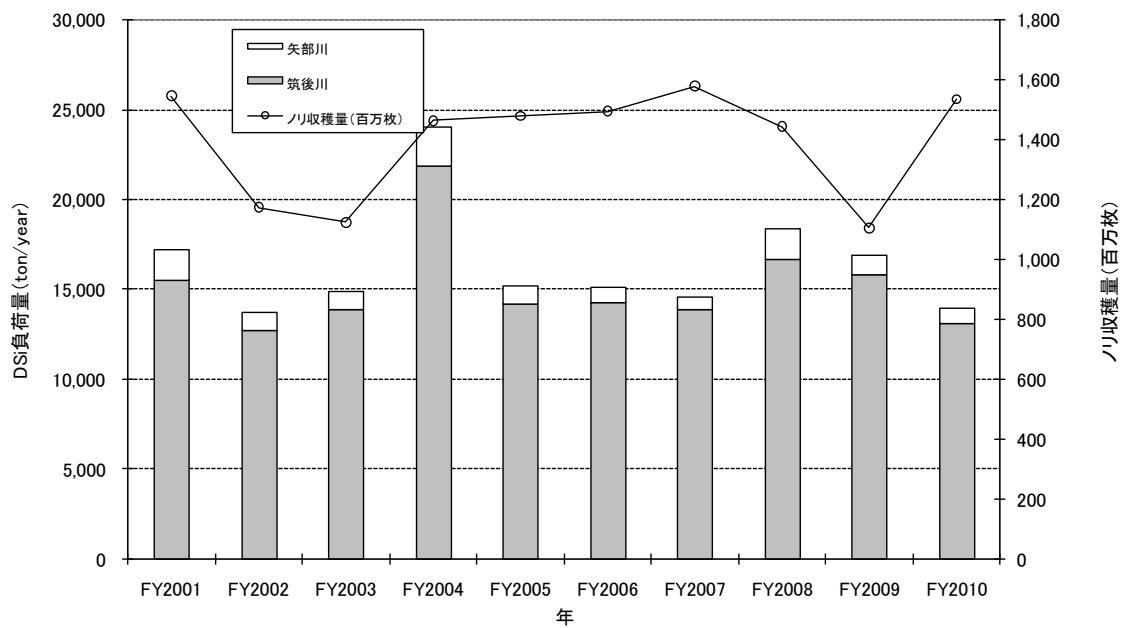


図 (3)-9 DSi負荷量と福岡県海域ノリ収穫量との関係

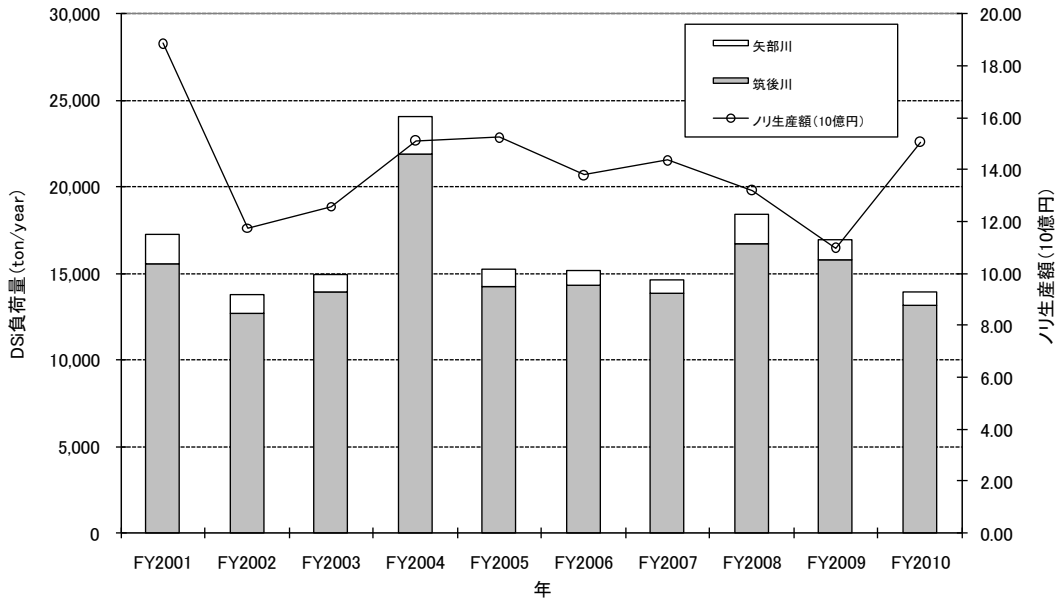


図 (3)-10 DSi負荷量と福岡県海域ノリ生産額との関係

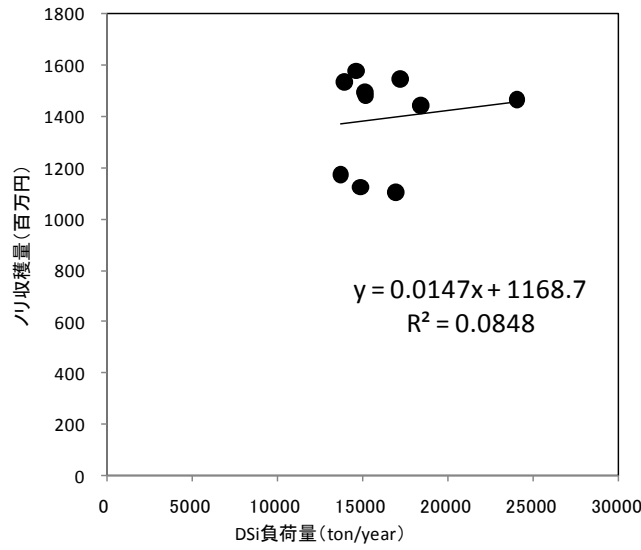


図 (3)-11 ノリ収穫量とDSi負荷量の関係

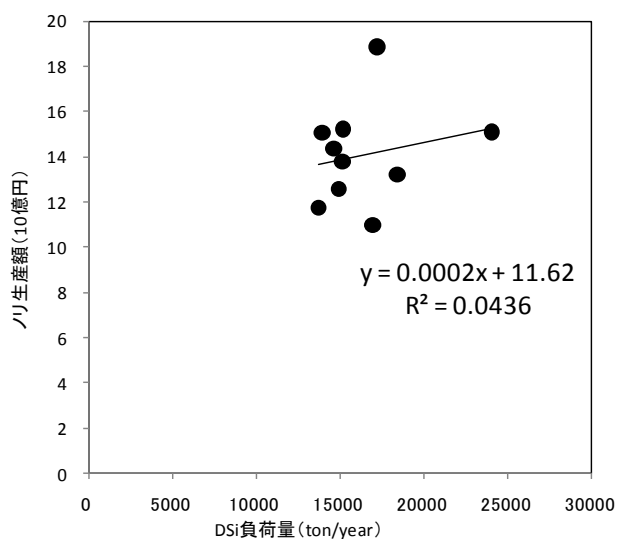


図 (3)-12 ノリ生産額とDSi負荷量の関係

5. 本研究により得られた成果

(1) 科学的意義

栄養塩比 DSi/DIN と DSi/DIP については、河川流量の増加と共に各河川の栄養塩比が均一化する傾向がある一方で、DIN/DIP については、その違いが拡大する傾向があることを明らかにした。DSi を含む栄養塩負荷量とノリの生産量との関係についてみると栄養塩負荷量が減少した年は、ノリ生産量が低下する傾向がみられたものの、データにはばらつきが見られた。このばらつきを論じるためには、沿岸域内での水塊内での物質収支を今後見ていく必要があることを明らかにした。

(2) 環境政策への貢献

<行政が既に活用した成果>

特に記載すべき事項はない。

<行政が活用することが見込まれる成果>

特に記載すべき事項はない。

6. 国際共同研究等の状況

特に記載すべき事項はない

7. 研究成果の発表状況

(1) 誌上発表

特に記載すべき事項はない。

(2) 口頭発表 (学会等)

- 1) Y. Tanaka, H. Kumagai, Y. Ishibashi and H. Matsuo : 15th International Conference of the IWA Diffuse Pollution Specialist Group (2011)
“Relationship between Dissolved Silica Concentration and Diatom Dominance in Ariake Sea in Japan. “
- 2) Y. Tanaka, H. Kumagai, Y. Ishibashi and O. Oishi : 10th International Symposium on Southeast Asian Water Environment, Hanoi, Vietnam(2012)
“Change of dissolved silica concentration and diatom population in Ariake Sea in Japan. “
- 3) 熊谷博史、田中義人、石橋融子、永島聡子、大石興弘：第47回日本水環境学会年会（2013）
「有明海主要流入河川の流量—栄養塩濃度比の関係」

(3) 出願特許

特に記載すべき事項はない。

(4) シンポジウム、セミナーの開催（主催のもの）

特に記載すべき事項はない。

(5) マスコミ等への公表・報道等

特に記載すべき事項はない。

(6) その他

特に記載すべき事項はない。

8. 引用文献

- 1) 国土交通省九州地方整備局河川部：九州の川づくり。
<http://www.qsr.mlit.go.jp/n-kawa>
- 2) 福岡県水産海洋技術センター有明海研究所：ノリ生産枚数、単価、生産高のデータ（内部データ）。
- 3) 福岡県水産海洋技術センター：平成18年度福岡県水産海洋技術センター事業報告, 2007
- 4) 川口修、山本民次、松田治、橋本俊也：水質の長期変動に基づく有明海におけるノリおよび珪藻プランクトンの増殖制限元素の解明。海の研究 13(2), 173-183, 2004

Development of DSi inflow load model in northeastern Ariake Bay

Principal Investigator: Hiroshi KUMAGAI
Institution: Fukuoka Institute of Health and Environmental Sciences
39 Mukaizano, Dazaifu-City, Fukuoka 818-0135, JAPAN
Tel: +81-92-921-9948 / Fax: +81-92-928-1203
E-mail: kumagai@fihes.pref.fukuoka.jp
Cooperated by: Fukuoka University

[Abstract]

Key Words: Dissolved silicate, Nutrients, Ariake Bay, Watershed

Dissolved silicate (DSi) is an important factor that influences changes in dominant species in aquatic ecosystems because DSi is an essential nutrient for diatoms. Recently, Ariake Bay, located in the southwest of Japan, has experienced several environmental problems that seem to be related to diatoms. However, there is little information about DSi sources and run-off mechanisms from watersheds and environmental effects on DSi.

This research was conducted to investigate 1) sources, transfers and trapped amounts of DSi in watersheds, 2) the characteristics of DSi concentrations and DSi loads in eight rivers that flow into Ariake Bay and 3) the environmental effect of DSi loads on the coastal environment.

First, we measured DSi concentration in industrial wastewater samples collected from specific facilities in Fukuoka Prefecture to investigate DSi sources, and calculated DSi loads to examine the effects of industrial effluents on environmental waters. Furthermore, we investigated DSi in freshwater, raw wastewater and wastewater in some selected facilities in order to confirm the increase/decrease in DSi concentration in both manufacturing and wastewater treatment processes. The results showed that several working sites discharged high DSi emission loads of over 100 kg/d, which indicates that these effluents may have a significant impact on aquatic ecosystems. Moreover, DSi concentrations in effluents are determined by augmentation of freshwater and increasing/decreasing DSi concentration through manufacturing and wastewater exhaust processes. The transfers and trapped amounts of DSi in watersheds have low impact on DSi loads in coastal areas.

Next, we suggested a method to calculate DSi load from a watershed. DSi concentration and water volume monitored in eight rivers were used in the analysis to understand the run-off mechanisms. Furthermore, the influence of geology on DSi concentration was investigated through the use of numerical geological data of the river watersheds. It is revealed that two parameters of the load-quantity equations show DSi run-off characteristics from these watersheds, and these parameters were influenced by the quaternary volcanic rock.

Finally, we observed the environmental impact of DSi loads from Chikugo and Yabe Rivers, which were calculated by the method suggested in this research, on the nori culture in Fukuoka Prefecture. Estimated DSi load in FY2001-FY2010 varied from 75% to 150% of that of FY2001. DSi loads of Chikugo River make a significant contribution to the total DSi loads. The production volumes and values of nori cultures in FY2001-FY2010 have no remarkable correlation with the DSi loads.



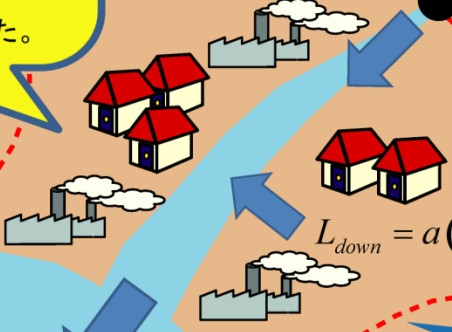
B-1001 有明海北東部流域における溶存態ケイ素流出機構のモデル化(H22-24年度)

有明海北東部流入河川流域

(1)-1 DSi発生源の把握

DSi濃度の高い事業場の業種は畜産農業、繊維製品製造業、ガラス製造業、火力発電所、洗濯業。

DSi負荷量の大きい事業場の業種は有機化学工業、医薬品製造業、火力発電所、下水処理場であった。



面積割合 R'

$$L_{up} = a(R)Q^{b(R)} \dots \textcircled{1}$$

$$L_{down} = a(R')Q_{down}^{b(R')} \dots \textcircled{2}$$

$$L_{Total} = L_{up} + L_{down} \dots \textcircled{3}$$

(1)-3 停滞域の DSi トラップの把握

今回調査した5つのダム・堰・溜池は滞留時間が短く、トラップ量は少ない。



ダム

第四紀火山岩地質

第四紀火山岩地質が全面積に占める面積割合 R

(1)-2 流域内外の DSi 移動の把握

有明海一級河川の流域内外の DSi の移動を把握した。

(2) DSi流入負荷量算定方法の開発及び確立

DSi流入負荷量は①、②、③式で見積もることができる。

将来の生態系モデルの境界条件として使用可能。

有明海

(3) DSi 流入負荷量の変動要因別影響調査

有明海北東部では人為的作用によるケイ素の変動が環境異変に及ぼした影響は少ない。ただしケイ素を含む栄養塩比河川流量に応じて変化するので、対応する時間スケールで環境影響をみる必要がある。

