

平成 20～24 年度 調査研究の概要

課題名	【3】 児島湖に関する調査研究 (1) 難分解有機物等の汚濁物質の挙動 (2) 水生生物（貝類）が水質に与える影響調査
担当科名	環境科学部 水質科

研究概要	<ul style="list-style-type: none"> ➤ 本研究は、「児島湖に係る湖沼水質保全計画」（以下「計画」という。）に基づき実施したものである。 ➤ 化学的酸素要求量（COD）が低下しない一因として関与が示唆される「難分解性有機物」について調査を行うとともに、水生生物による水質改善機能を検討するために貝類等による浄化効果を調査する。 ➤ 難分解性有機物調査については、採取した湖水を採取時の水温で静置し、有機物の分解特性を調査する。 ➤ 生物による浄化能力調査では、室内外での実験により化学的酸素要求量（COD）及び懸濁物質に係る浄化効果を測定する。 							
研究成果	<ul style="list-style-type: none"> ➤ 難分解性有機物の調査結果 <ul style="list-style-type: none"> ◇ 溶存態 COD（D-COD）の大半は難分解性 COD であり、年間を通じて 0～20% 分解されることが明らかとなった。 ◇ 溶存態 COD（D-COD）は、夏期には分解されるものもあるが、冬期にはほとんど分解されないことが明らかとなった。 ➤ 生物による浄化能力の調査結果 <ul style="list-style-type: none"> ◇ ヒメタニシのろ過速度が 600mL（水温 25℃で 1 個体 1 日当たり）であることが明らかとなった。 ◇ 水田等でヒメタニシ 2 個体/L における浮遊物質（SS）の削減率は約 55% と推測された。 ➤ ユスリカの棲息量調査も併せて実施し、ユスリカが湖内全域に分布しており、棲息量が夏期には低く冬期には高いことが明らかとなった。 							
今後の課題	<ul style="list-style-type: none"> ➤ 第 6 期計画が平成 27 年度まで継続されていることから、同計画に基づき、児島湖における湖底からのりん溶出因子に関する調査を実施する予定である。 ➤ また、水田等非特定汚染源の原単位の補正方法の確認に関する調査についても実施する予定である。 ➤ シミュレーション手法から、児島湖における汚濁削減対策を推進する必要がある。 							
実施内容	実施内容	年度	H20	H21	H22	H23	H24	
	水質調査及び解析		—————					
	計画事業費		2,956	2,973	415	394	386	単位： 千円
	一般財源		856	428	415	394	386	
	外部資金等		2,100	2,545				
人件費		7,200	7,200	7,200	7,200	7,200		
総事業コスト		10,156	10,173	7,615	7,594	7,586		

調査研究概要【児島湖に関する調査研究】

センター年報掲載	H20	児島湖に関する研究 ー流入河川での溶存態有機物、栄養塩の挙動ー	
	H20	児島湖におけるクロロフィル a および COD と栄養塩（窒素・りん）の関係	
	H20	児島湖流域の内部生産(6) ー植物プランクトンの増殖ー	
	H20	児島湖底泥からの窒素・リンの溶出	
	H20	貝類による水中の懸濁物質への影響に関する考察	
	H20	陸域から海域への汚濁負荷の影響	
	H21	児島湖に関する調査研究 (2)児島湖における溶存態有機物、栄養塩の挙動	
	H21	児島湖におけるクロロフィル a および COD と栄養塩（窒素・りん）の関係(2)	
	H22	児島湖の水質シミュレーション計算	
	H22	児島湖に関する調査研究 ー溶存性有機物の挙動と郷内川の汚濁負荷についてー	
	H23	児島湖流域の水質シミュレーション計算	
	H23	児島湖底泥のユスリカ調査	
	H24	七区における汚濁負荷量調査〈投稿中〉	
	学会発表	H20	貝類による水中の懸濁物質への影響に関する考察
H22		児島湖底泥のユスリカ調査	第 65 回日本衛生動物学会西日本支部大会
H23		児島湖の水質シミュレーション	日本水処理生物学会第 48 回大会
H23		児島湖底質における汚濁物質の変化	第 46 回日本水環境学会年会
H24		児島湖流域の水質シミュレーション	日本水処理生物学会第 49 回大会

貝類による水中の懸濁物質への影響に関する考察

藤田和男, 宮崎 清 (水質第一科)

要 旨

3 種類の貝類（マツカサガイ，カラスガイ，ヒメタニシ）について，室内実験により懸濁物質（SS）および COD の変化を測定した。懸濁物質が吸収され擬糞として排出され沈降し，5 日後に，SS は約 20 ～ 30 %，COD は約 40 %にまで減少した。容積 2 (L)，高さ 20 (cm) の容器を使用して，懸濁物質の沈降速度を評価すると，貝類を入れた場合 3 ～ 6 (cm/day) 増加した。貝類を入れて数日の時間が経過した検水では，懸濁物質の沈降速度は大きく 100 ～ 150 (cm/day) であった。これは懸濁物質が擬糞状になることにより，粒子径が大きくなり，沈降速度が増加したものと考えられた。屋外の用排水路で，貝類が，懸濁物質の沈降する速度に与える影響を調査した。ヒメタニシによる懸濁物質沈降速度は水温の低下により減少し，5℃では貝類による懸濁物質の沈降は殆ど認められなかった。得られた結果から，水路を仮定したシミュレーション計算では，平均滞留時間 0.5 日，水深 20 (cm)，ヒメタニシ 2 (個体/L) の場合，懸濁物質の削減率は約 50 %であった。

1 はじめに

近年，湖沼等の閉鎖性水域で，水中の懸濁物質による汚濁が問題となっている。懸濁物質は COD を上昇させるだけでなく，湖水を濁らせる（透明度の低下）。また沈降し底泥として堆積した場合，ヘドロ化することで水中の溶存酸素を低下させ魚のへい死事象等を引き起こし，栄養塩が底泥から再溶出することにより植物プランクトンが増殖し，水域の汚濁が進行する。これらのことから，懸濁物質は汚濁の主要な要因と位置づけられる。

一方，近年，生態系の生物による懸濁物質浄化機能についての研究が行われてきており，海域，干潟，汽水及び淡水域等での，貝類の影響や浄化効果について報告されている（表 1）。岡山県の児島湖湖心の水質は COD が 7.9 (mg/L) (75 %値，平成 19 年度) で，近年除々にではあるが減少傾向にあるものの，環境基準 (5 mg/L) の 1.5 倍程度である。COD の約 40 %弱は懸濁態 COD と推定されており，懸濁物質の影響が大きい。ここでは児島湖及び流入河川に棲息する貝類について，水中の懸濁物質への影響に関して検討した。

表 1 貝類による水質浄化

種類	浄化能力	場所
ヤマトシジミ ³⁾	SS: 2.2 mg/個体/hr Chl.a: 1.8 μg/個体/hr	神西湖(島根県) (屋外水槽)
ヤマトシジミ ⁴⁾	SS: 0.07 L/個体/hr Chl.a: 0.47 L/個体/hr	堀川(島根県) (室内実験)
シオフキガイ ⁵⁾	ろ過速度: 3.0 L/g 軟体部乾重/hr	三番瀬(東京湾) (室内実験)
ヤマトシジミ ⁶⁾	吸収速度 COD: 5.75 mg/g 湿重/day T-N: 1.14 mg/g 湿重/day T-P: 0.01 mg/g 湿重/day	酒沼(茨城県) (室内実験)

2 結果及び考察

2.1 水質の経時変化

藍藻綱（ピコプランクトン）が優占する検水に 3 種類の貝類を入れ、SS および COD の変化を測定し、貝類を入れないものをブランクとした。懸濁物質が吸収され、擬糞として排出され沈降し、水の透明度が上昇するのが観察された。マツカサガイ、カラスガイ及びヒメタニシでは、いずれも概ね 5 日後に、SS は約 20 ～ 30 %、COD は約 40 % にまで減少していた（図 1）。

今回の実験の条件では、貝類の個体あたりの SS のろ過速度は 0.7 ～ 1 (mg/個体/hr)、COD のろ過速度は 0.4 ～ 0.5 (mg/個体/hr) と推算された。また NH₄-N 排泄速度は、最大で 0.02 (mg/個体/hr) であった。

ヤマトシジミのろ過速度は、最も高い場合では SS で 1.2 (mg/個体/hr) と報告されている。

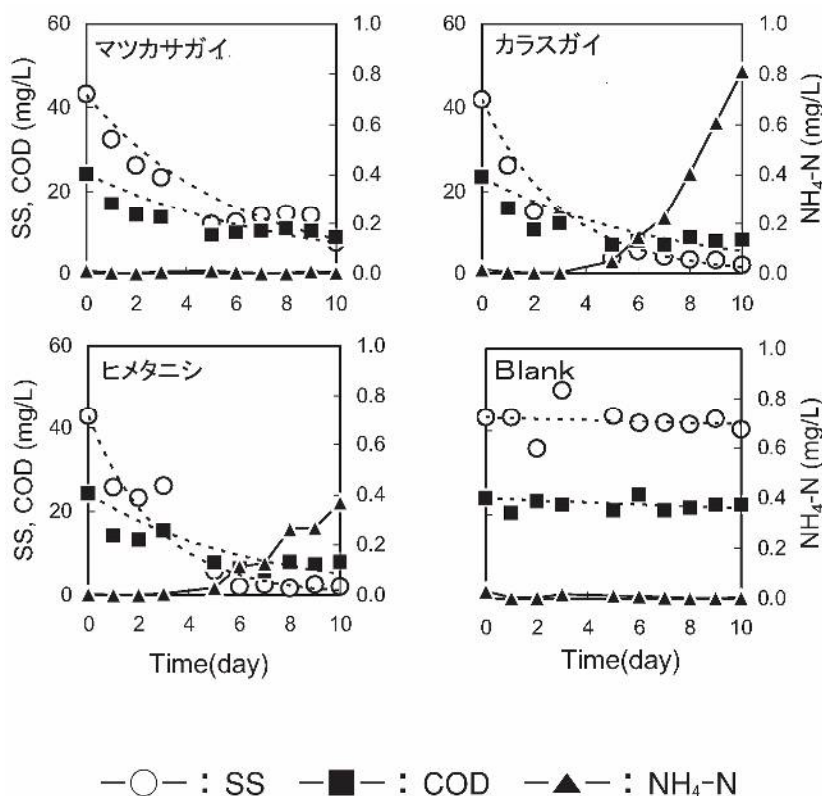


図 1 SS, COD および NH₄-N の経時変化（藍藻）

2.2 懸濁物質の沈降速度

培養 1 日目、貝類を入れた容器では、貝類を入れないもの（ブランク）と比較して SS の沈降速度が約 3 ～ 6 (cm/day) 増加した（図 2）。これは容器底の貝類が水中の懸濁物質を吸入し擬糞化することによると考えられた。

貝類を入れて 10 日が経過した検水では、SS の沈降速度が 100 ～ 150 (cm/day) と大きかった。これは懸濁物質が擬糞状になることにより、粒子径が大きくなり、沈降速度が増加したと考えられた。

これらのことから、貝類を入れた容器では時間の経過に伴い、容器中の水の透明度がブランクに比べ増加する等の変化が見られるのは、貝類による懸濁物質の沈降の促進が大きな要因であると考えられた。

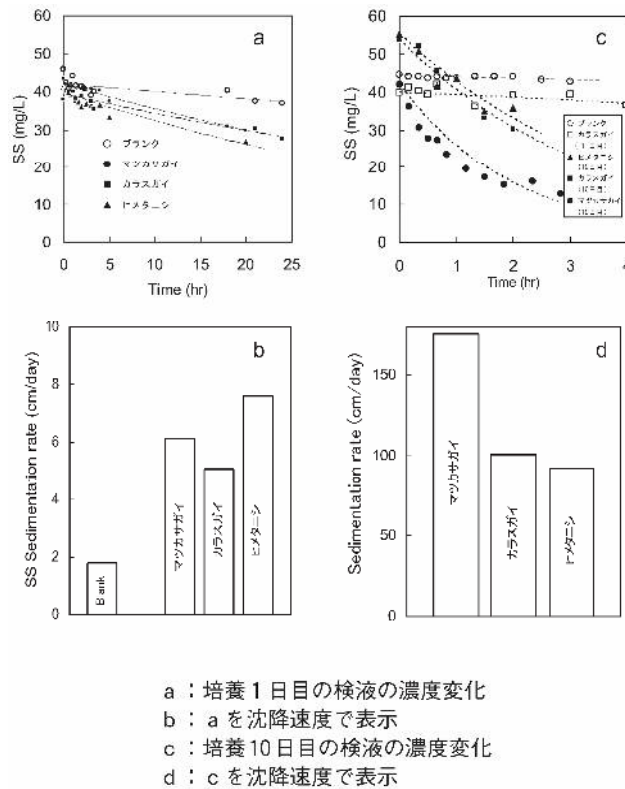
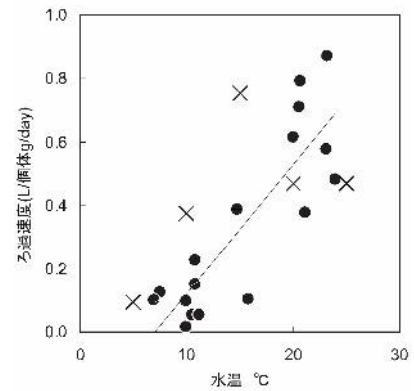


図 2 SS の沈降速度（藍藻）

2.3 水温の影響

屋外の用排水路に貝類を入れた容器、及び、対照試験（ブランク）として貝類を入れない容器を設置し、SS の容器への単位時間当たりの沈降量を測定し、ブランクとの差から、貝類によるろ過速度を計算した。図 3 に実験に用いた容器、および実測値から計算したヒメタニシのろ過速度と温度の関係を示す。SS ろ過速度は水温の低下により減少し、5℃では貝類による懸濁物質の沈降は殆ど認められなかった。図中にヤマトシジミでの値（文献値）をあわせて示す（図中に×で示す）。1 個体あたりのろ過速度はほぼ同等の値であった。



●：実測値（ヒメタニシ）
 ×：文献値（ヤマトシジミ）

図 3 屋外実験結果

2.4 シミュレーション計算

得られたデータから、水中の懸濁物質の削減についてシミュレーション計算を行った（図 4）。

2.4.1 容器

高さ 20 (cm)、断面積 100 (f) の容器を想定して計算した。水中の懸濁物質は珪藻綱、SS は 40 (mg/L)、貝類はヒメタニシが 0 ~ 2 (個体/L) 存在し、懸濁粒子の沈降速度については、実験結果をもとにヒメタニシが存在しない場合 13 (cm/day)、ヒメタニシが 2 (個体/L) 存在する場合 49 (cm/day) と仮定した。平均滞留時間 τ を 1 (day) としたときの計算結果を図 5 (a) に示す。ヒメタニシが存在しない場合の SS の自然沈降による削減率は 24 (hr) 後では 31 % で、これに対しヒメタニシが 2 (個体/L) 存在する場合は SS の削減率は 68 % と計算された。

2.4.2 水路

0.5 (m), 長さ 1 (m), 水深 0.2 (m) の水路を想定して計算した。平均滞留時間は 0.5 (day) とし, 水中の懸濁物質は珪藻綱, SS は 40 (mg/L) とした。貝類はヒメタニシが水路内に 0 ~ 2 (個体/m²) 存在し, 懸濁粒子の沈降速度は実験結果をもとに, 貝類が存在しない場合 13 (cm/day) 及び貝類が 2 (個体/m²) 存在する場合 49 (cm/day) であると仮定した。式 (2) による計算結果を図 5 (b) に示す。

SS の削減率は, 貝類が存在しない場合は 24 % であるのに対し, 貝類が 2 (個体/L) のときは 55 % であった。

2.4.3 水田

幅 10 (m), 長さ 10 (m), 湛水深 20 (cm) の水田を想定して計算した。平均滞留時間は 0.2 ~ 2 (day) とし, 貝類はヒメタニシ, 水中の懸濁物質は珪藻綱, SS は 40 (mg/L), 貝類が存在しない場合の沈降速度は 13 (cm/day) とした。貝類の生息密度については, 笹ヶ瀬川河口域で 53 ~ 121 (個体/m²) が報告されており, ここでは同程度の 100 (個体/m²) に相当する, 0.5 (個体/L) とした。式 (2) による計算結果を図 5 (c) に示す。

SS の削減率は, 平均滞留時間が 1 (day) の場合は 52 %, 2 (day) の場合は 68 % と計算された。上記の計算結果から, 単位体積における 1 日あたりの SS 削減率を 50 % とし, これを見島湖への 1 日あたりの流入水量 (224 万 t と仮定) と比較すると, 流入水の SS を 50 % 削減するのに要する水田の面積は 11.2 (h) と計算されるが, これは見島湖流域の水田面積 120h の約 9 % に相当する。

2.4.4 ため池

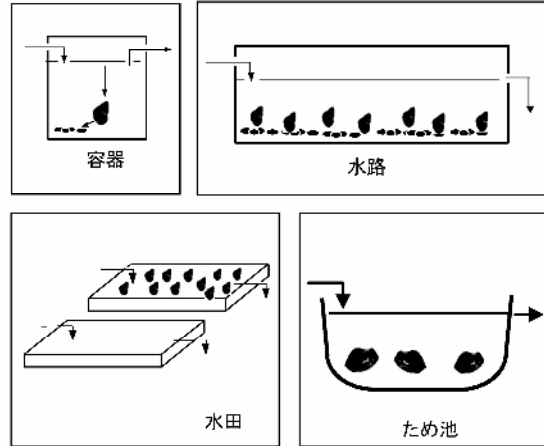
幅 20 (m), 長さ 20 (m), 高さ 50 (cm) のため池を想定して計算した。平均滞留時間は 1 ~ 15 (day) とし, 水中の懸濁物質は藍藻綱, 見かけ上の増殖速度は 0.1 (1/day) と仮定, 流入水の SS は 40 (mg/L), 沈降速度は 3 (cm/day), 貝類はカラスガイがため池内に 0 ~ 100 (個体/m²) 存在すると仮定した。式 (4) による計算結果を図 5 (d) に示す。平均滞留時間 15 (day) を仮定した場合, 貝類が存在しない場合は, SS は全く削減されず, これに対し 20 (個体/m²) 存在する場合には 37 % と計算された。

3 まとめ

- 1) 3 種類 (マツカサガイ, カラスガイ, ヒメタニシ) の貝類を入れ SS および COD の変化を測定した。いずれも 5 日後には, SS は 20 ~ 30 %, COD は 40 % 程度にまで減少していた。
- 2) 貝類を入れた容器では, SS の沈降速度が 3 ~ 6 (cm/day) 増加していた。これは容器底の貝類が水中の SS を吸入することによると考えられた。
- 3) 貝類を入れて数日の時間が経過した検水では, SS の沈降速度が 100 ~ 150 (cm/day) と大きかった。これは懸濁物質が擬糞状になることにより, 粒子径が大きくなり, 沈降速度が増加したと考えられた。
- 4) シミュレーション計算結果は次のとおりであった。
 - ・ 容器 (容積 2L, 水深 20cm) では, 平均滞留時間 1 (day), ヒメタニシ 2 (個体/L) のとき, 24 (hr) 後の SS 削減率は約 70 %。
 - ・ 水路 (長さ 1m, 水深 20cm) では, 平均滞留時間 0.5 (day), ヒメタニシ 2 (個体/L) のとき, SS の削減率は約 50 %。

- ・水田（湛水深 20 cm）では，平均滞留時間 1（day），ヒメタニシ 100（個体/m²）のとき，SS の削減率は約 50 %。
- ・ため池（水深：0.5m）では，平均滞留時間 15（day），カラスガイ 20（個体/m²）のとき，SS の削減率は約 40 %と見積もられた。

	高さ m	面積 m ²	τ day	貝 種類 個/L
容器	0.2	0.01	1	ヒメタニシ 0-2
水路	0.2	0.5	0.5	ヒメタニシ 0-2
水田	0.2	100	0.2-2	ヒメタニシ 0.5
ため池	0.5	400	1-15	カラスガイ 0-0.2



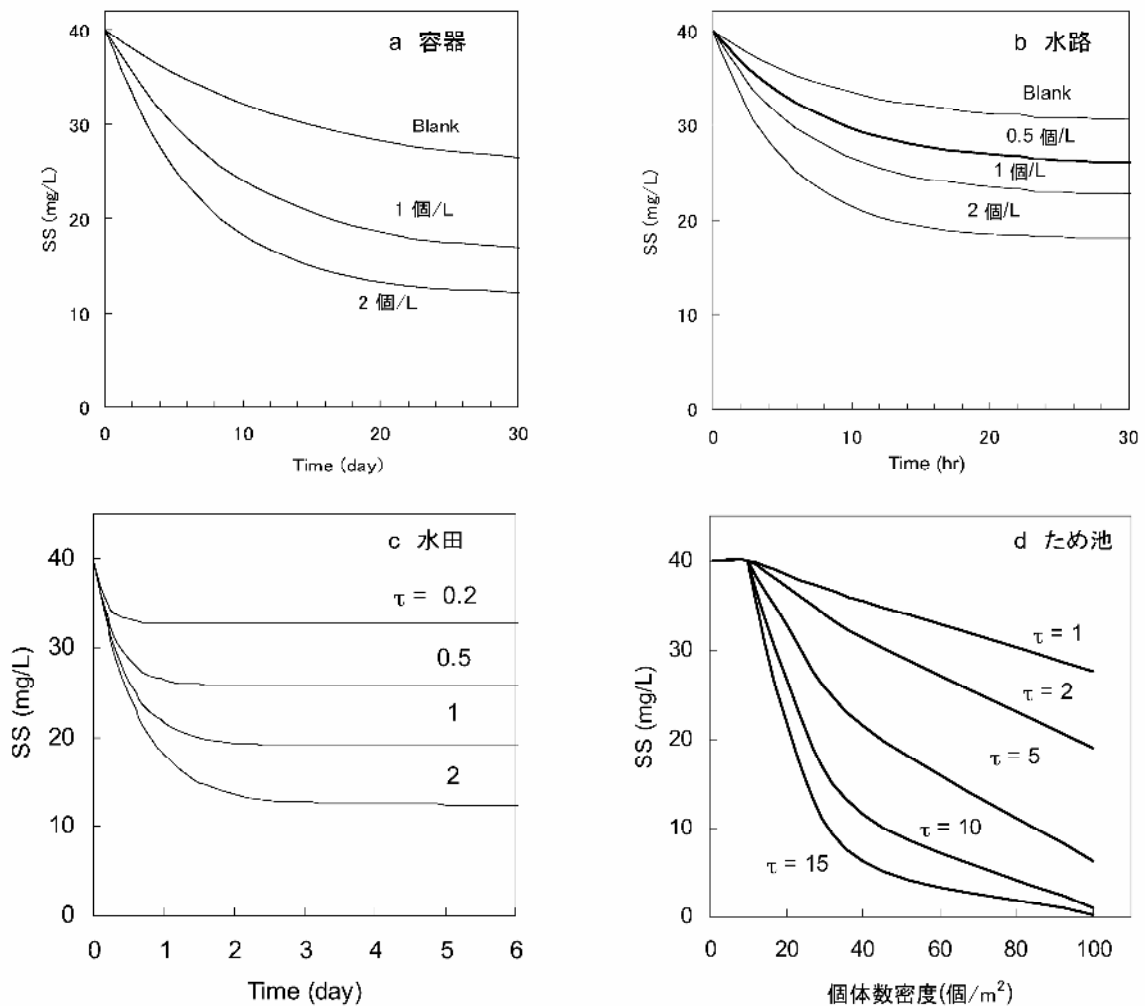
※平均滞留時間 τ (day) と懸濁物質濃度 C (mg/L) の関係

C は τ の関数として以下のようにあらわされる。

$$C = a \cdot e^{-\frac{(\pi \cdot W_s + D) \cdot t}{H}} + b$$

において $t \rightarrow \infty$ のとき C は b に収束するので、(2)式から、

$$C_{t \rightarrow \infty} = b = \frac{D \cdot H \cdot C_m}{W_s - D \cdot H} - \frac{\pi \cdot C_m}{\tau \cdot W_s - H} \quad \therefore \tau = \frac{1}{D}$$



a : 容器, b : 用排水路, c : 水田, d : ため池

図 4 シミュレーション計算

児島湖に関する調査研究

(3) 溶存性有機物の挙動と郷内川の汚濁負荷について

鷹野 洋，藤田和男，難波 勉，坂本祐基（水質科）

要 旨

指定湖沼の児島湖について、水質汚濁の一因と考えられる溶存態有機物や栄養塩の分解挙動を調べたところ、高温期には有機物は分解されたが、低温期には溶存態有機物はほとんど分解されなかった。アンモニア態窒素は高温期には硝化作用で減少したが、低温期には増加する傾向であった。リン酸態リンは年間を通して増加する傾向であった。流入河川では倉敷川支流の郷内川が上流部の生活排水と農業排水で汚濁しており、非灌漑期には倉敷川の汚濁負荷量の 30%～50%を占め、郷内川の浄化対策が必要であった。郷内地区は下水道工事が行われており、今後生活系負荷は減少すると考えられた。

1 はじめに

指定湖沼に指定されている児島湖は、湖沼水質保全計画の策定や実施、下水道整備や湖底の浚渫など、岡山県、流域市町及び国による水質改善対策の進展により、平成 21 年度は昭和 60 年度の指定以来初めて窒素の環境基準 1 mg /L を達成した。しかし、COD とリンについては改善傾向にはあるものの、未だ環境基準の達成には至っていない。

ところで、全国の湖沼の中には水質改善が緩やかになったり、悪化の傾向に転じているところもあり、これらの水質改善を阻んでいる要因として、生物学的に難分解性の溶存態有機物（DOM）の蓄積・増加が考えられている。児島湖では有機物の半分以上を DOM が占めていることから、DOM の挙動を知ることは今後の浄化対策を考える過程において重要である。

今回、児島湖水の分解実験を行い、DOM 等の分解特性を調べたので報告する。また、倉敷川支流の郷内川は生活系と農地系の負荷量が極めて大きく、郷内川から児島湖へ流入する DOM や栄養塩の割合も大きかったので、汚濁負荷の特徴と削減の方法について検討した。

2 結果及び考察

2.1 平成 22 年度の児島湖

平成 22 年（2010 年）度は気象庁から異常気象情報が出されるほど全国的に夏期は高温であった。児島湖流域も例外ではなく岡山気象台の平均気温は 30.5℃と平年値よりも 2.6℃も高くなり、降水量も 7 月下旬から 8 月中旬の 1 ヶ月間は 11 mm の降雨しかなく、平年値の 90.5 mm に比べて少なかった。そのような異常高温の影響と思われるが、7 月から 9 月にかけて児島湖で 13 年ぶりに藍藻の Anabena sp. と Microcystis aeruginosa のアオコが発生した。また、平成 23 年（2011 年）1 月は渇水の影響で児島湖の滞留日数が長くなり、珪藻の Cyclotella sp. が大増殖したことが、Chl-a の平均値が前年よりも高くなった要因と考えられる（図 1）。

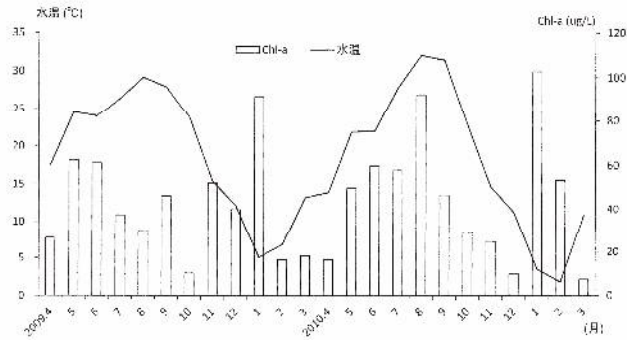


図 1 湖心における水温と Chl_a の変動

2.2 有機物の分解特性

図 2 に全 COD (T-COD) と溶存態 COD (D-COD) の分解実験の結果を示した。T-COD は未ろ過の試料をそのまま密封し、D-COD は whatman GF/C でろ過したろ液を密封したものを採水時の水温に設定した恒温器内で培養したものであり、数字は 0 日目から 24 日後の値を差し引いており、グラフは 24 日間の分解試験期間における有機物の減少量を表している。

T-COD は 2009 年 6 月には分解前に 8.1 mg/L であったものが分解後は 5.0 mg/L となり、分解率が 38% になるなど春期から夏期にかけて高い分解率を示したが、秋期から冬期には分解率が悪くなり、2010 年 12 月には分解前に 4.3 mg/L であったものが分解後は 3.9 mg/L となり、分解率は 9.3% に低下した。T-COD は年間をとおしては 10% ~ 40% 程度分解されたが、季節変動が激しいことと、低温期に分解されにくい傾向が見られた。

2010 年 4 月からはろ液の分解試験も行った。2010 年 7 月には分解前の D-COD 5.4 mg/L が分解後に 4.4 mg/L と分解率が 18% になり、春期から夏期にかけては 10% ~ 20% の分解率を示したものの、秋期から冬期の低温期には分解率が 0% ~ 2.5% と殆ど分解されなかった。

したがって、D-COD は高温期には 80 ~ 90%、低温期には 95% 以上は難分解性有機物 (DOM) で占められていると考えられた。

図 3 に T-COD と D-COD の変動を示したが、浄化作用を受けにくい D-COD = DOM が年間平均で 4.7 mg/L、T-COD に対する割合では約 70% も存在しており、COD がなかなか減少しない一因と考えられた。

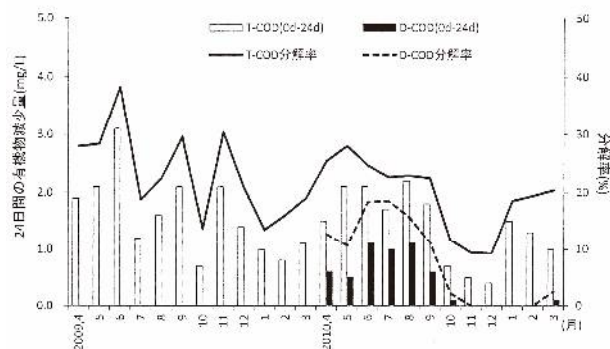


図 2 湖心における T-COD と D-COD の分解

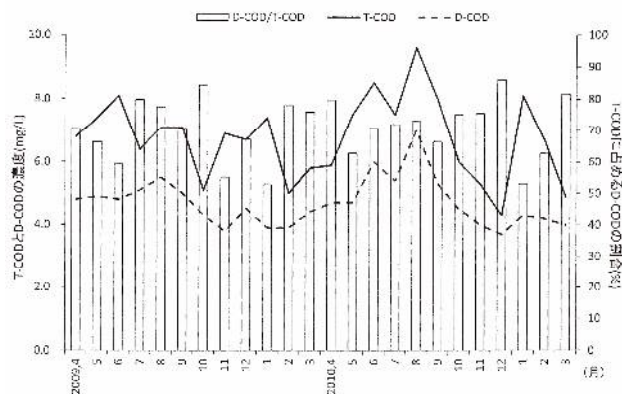


図 3 湖心における T-COD と D-COD の変動

2.3 栄養塩の分解特性

栄養塩の分解に伴う挙動を調べ、図 4 に $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{PO}_4\text{-P}$ の増減を示した。COD の場合とは異なり、培養後に増加した場合を y 軸の正方向にプロットしている。

平成 21 年度の $\text{NH}_4\text{-N}$ は増減の変動は小さかったが、高温期に減少し、低温期に増加する傾向が見られた。平成 22 年度は 8 月にアオコが発生と 1 月は珪藻の増殖が観測された。 $\text{NH}_4\text{-N}$ は 8 月には培養前に 0.031 mg/L であったものが培養後に 0.557 mg/L に、1 月には 0.010 mg/L であったものが 0.302 mg/L にそれぞれ増加した。これとは対照的に懸濁性有機物の指標である強熱減量 (IL) は 8 月には 9.3 mg/L が 2.4 mg/L に、1 月には 9.6 mg/L が 5.6 mg/L それぞれ減少しており、試料中に含まれていた藻体が分解したことにより分解産物として $\text{NH}_4\text{-N}$ が増加したと考えられる。反対に、平成 22 年 11 月には分解前に 0.224 mg/L であった $\text{NH}_4\text{-N}$ が分解後は 0.010 mg/L に減少している。これは分解前の TOC が 3.0 mg/L と児島湖の平均値 4.7 mg/L の 2/3 程度と有機物が少なく、有機物の分解による $\text{NH}_4\text{-N}$ の供給が減少して、水中の酸素によって $\text{NO}_2\text{-N}$ や $\text{NO}_3\text{-N}$ に酸化されたと考えられる。

平成 22 年 8 月をアオコによる特異なデータとして考えると、 $\text{NH}_4\text{-N}$ は高温期には $\text{NO}_2\text{-N}$ や $\text{NO}_3\text{-N}$ に酸化されて減少するが、低温期には増加する傾向にあると考えられる。一方、 $\text{PO}_4\text{-P}$ は一部の例外はあるものの全体的に増加の方向であった。 $\text{PO}_4\text{-P}$ は $\text{NH}_4\text{-N}$ が $\text{NO}_2\text{-N}$ や $\text{NO}_3\text{-N}$ になるような形態変化が殆どなく、有機物の分解に伴って供給された $\text{PO}_4\text{-P}$ は溶存態のまま存在するか、懸濁物として沈殿すると考えられる。

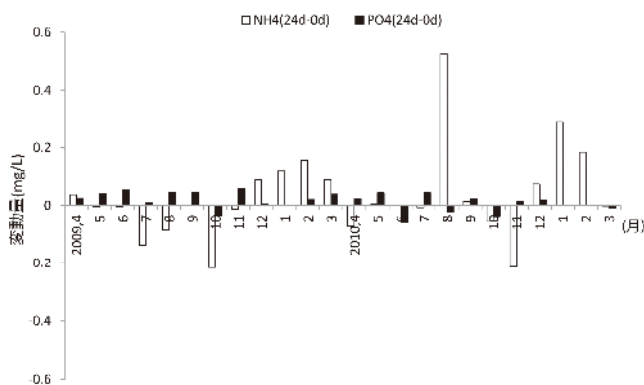


図 4 分解実験における $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{PO}_4\text{-P}$ の変動

2.4 郷内川の変動

2.4.1 藤戸橋

児島湖の主要な流入河川である倉敷川の調査を行ったところ、倉敷川の中流で合流している郷内川の窒素、リン濃度が非常に高濃度であることが判明し（図 5）、倉敷川への負荷も大きいことが推測されたため、郷内川を対象として栄養塩等の調査を行った。

郷内川は倉敷川流域で唯一の自然河川であり、上流部は自然豊かな丘陵地帯であるが、中流域より下流は水田が多く、住宅開発も盛んに行われている。測定点として郷内川の郷内上橋、藤戸橋及び福江川とし、合流地点直下の倉敷川稔橋を比較対象とした。

図 6 (a) に藤戸橋の COD と BOD、図 6 (b) に稔橋の濃度変動を示したが、藤戸橋の COD は平均で 7.8 mg/L と稔橋の平均 COD 5.6 mg/L の約 1.5 倍と明らかに高く、夏期のみならず冬期にも濃度が上昇する傾向があった。図 7 (a) に藤戸橋、図 7 (b) に稔橋の全窒素と全リンを示したが、これらも藤戸橋は稔橋の約 1.5 倍程度であり、上流部からの汚濁負荷が大きいことがうかがえた。また、藤戸橋の特徴として夏期にリンが、冬期には窒素、リンの濃度が上昇していることであり、2 種類の汚濁源が存在すると考えられた。

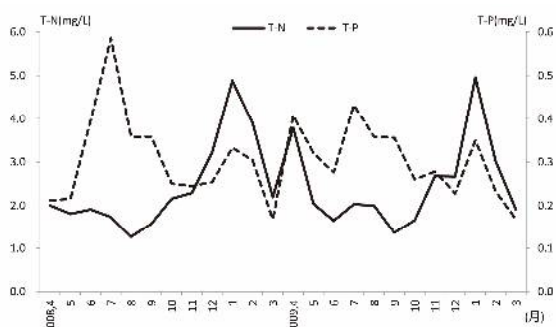


図 5 藤戸橋における窒素とリンの濃度変動

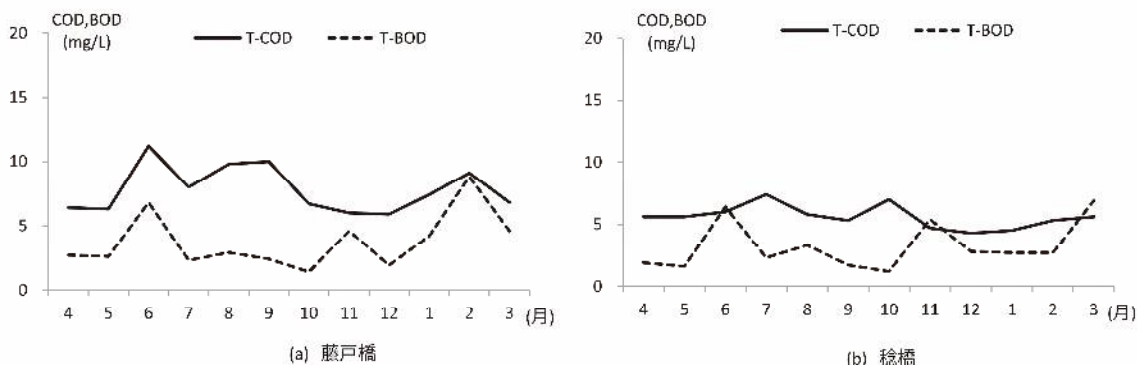


図 6 藤戸橋と稔橋における COD と BOD の変動

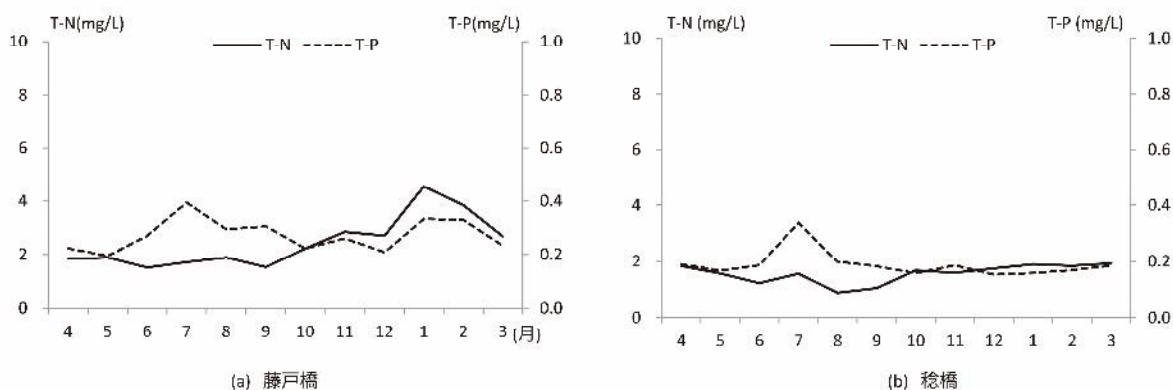


図 7 藤戸橋と稔橋における T-N と T-P の変動

2.4.2 郷内上橋

藤戸橋の上流部である郷内上橋の結果を図8(a)にCODとBOD, 図8(b)に窒素とリンの変動を示した。郷内上橋は8月にリンが0.619 mg/Lと高濃度を示し、藤戸橋で夏期に見られるリンの高濃度はさらに上流部の影響があると考えられた。郷内上橋の上流部には住宅団地が2ヶ所あり、河川沿いは住宅が密集するとともに、水田と山林の占める割合も大きくなっている。図9(a)に郷内上橋での水量を示したが、夏期の8月は 2.6×10^3 t/dと農業用水の増加にともない郷内川の水量は増加するが、冬期の2月は 0.5×10^3 t/dと極端に減少し、約5倍の水量差が生じている。しかし、8月のリン濃度は0.62 mg/Lと2月の0.53 mg/Lに比べて高い濃度を示した。

ところで、郷内上橋の上流部では岡山県により水田の原単位調査が行われているが、計測されたリンの原単位は4.88 kg/年/haであり、これまで全国で調査された原単位の中でも大きい値を示している。したがって、この流域の土壌はリンの保持性が悪く、水系へ漏れやすい性質と考えられ、郷内上橋の夏期に見られるリンの高濃度は水田からの負荷と考えられた。

一方、冬期には窒素とリンが共に高い濃度となったが、周辺の水田は一期作で冬期は耕作されていないことから、別の要因が考えられた。郷内川上橋での水量を図9(a)に示したが、冬期は水量が減少して汚濁源からの負荷が河川で希釈されていないこと、窒素とリンがほぼ同じような濃度変化を示していることから、定常的に河川に流入する生活系排水が汚濁源と考えられた。

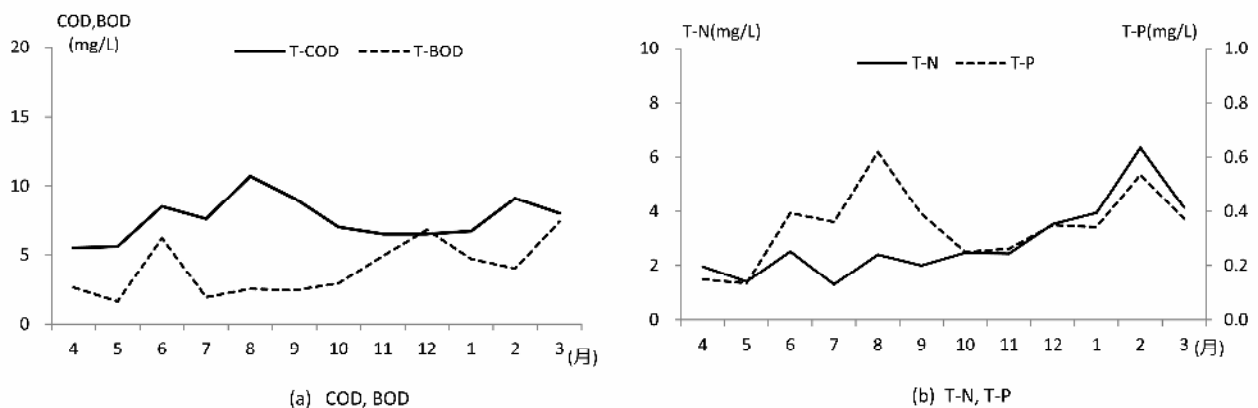


図8 郷内上橋における汚濁物質の変動

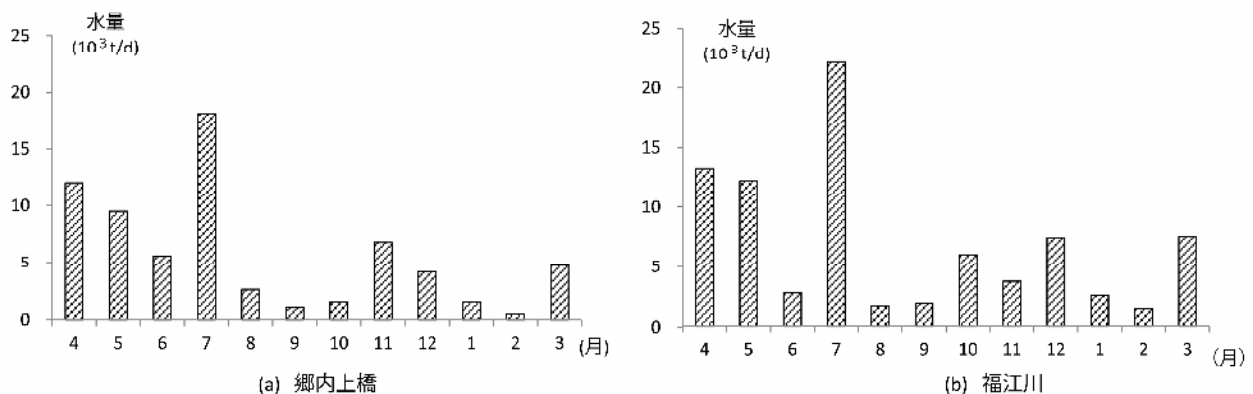


図9 郷内上橋と福江川の水量変化

2.4.3 福江川

郷内上橋では福江川が郷内川へ合流しており、郷内川に与える影響は大きいと思われた。図 10 (a) に COD と BOD を示したが、夏期以外は BOD/COD 比が高く、冬期には COD よりも BOD が高くなる場合が見られ、未分解の有機物が多いことが推測された。図 10 (b) には窒素とリンの濃度変化を示したが、窒素は秋期から冬期に非常に高くなり、特に窒素が 8.6 mg/L と高くなっていた。これは藤戸橋の冬期に見られた窒素の濃度ピークと良く合致していた。リンはほぼ 1 年をとおして高濃度のままであったが、冬期に向かって高くなり、1 月は 0.67 mg/L と最大となっていた。図 10 (b) に示すように、福江川も灌漑期（6 月～9 月）は農業用水の増加によって汚濁物は希釈されるが、非灌漑期（10 月～5 月）になると農業用水がなくなり、生活排水が主要な水源になるとともに主要な汚濁源になっていると考えられる。

藤戸橋の濃度変化は夏期は郷内川上流の水田排水、秋期から冬期は生活排水が影響していることが明らかとなった。

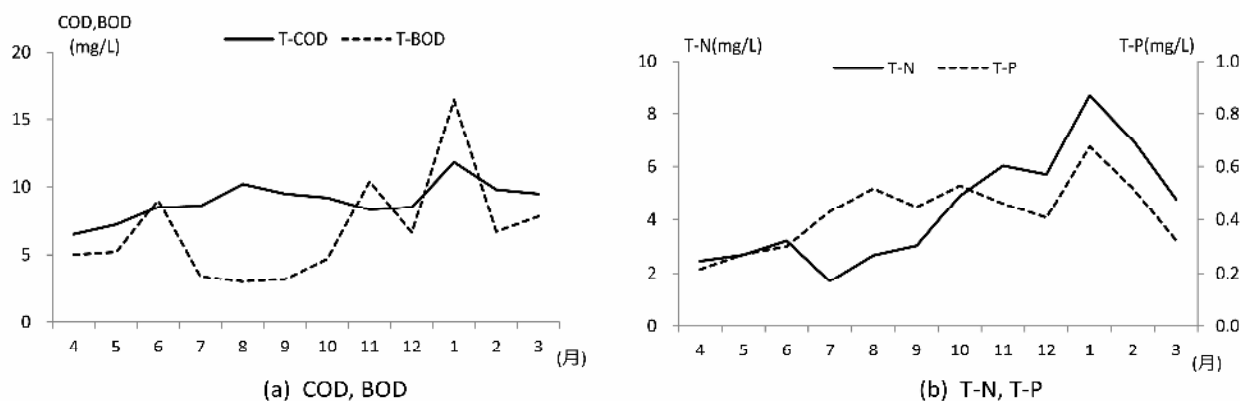


図 10 福江川における汚濁物質の変化

2.4.4 郷内川の汚濁負荷量

これまで郷内川の水質について検討したが、採水と同時に水量を測定しており、濃度と水量から負荷量を算出し、図 11 (a) から (d) に各採水地点での窒素とリンの負荷量の変動を示した。郷内上橋と福江川の負荷量の合計は藤戸橋の負荷量とほぼ同量であり、上流での負荷が下流の汚濁を左右していることが明らかとなった。また、稔橋に対する郷内川の負荷割合を図 12 に示したが、灌漑期（6 月～9 月）は 1%～4% 程度であるものの、非灌漑期（10 月～5 月）は 10%～20%、春期は 20%～50% にも達し、非灌漑期に児島湖へ倉敷川から流入する負荷の主要な部分を郷内川が占めていることが明らかとなった。

郷内川は冬期に窒素、リンの濃度や負荷量が増加することから、要因として生活系排水の負荷が考えられた。そこで、土地利用形態が割合に単純で、河川からの負荷量が大い福江川について、統計資料と原単位から窒素の発生負荷量を算出し、河川流量で割って濃度換算したものを図 13 に示した。年間の濃度レベルと変動パターンが観測結果とほぼ一致しており、福江川は主に生活系負荷、ついで農地系負荷によって汚濁し、郷内川へ流入していることが明らかとなった。

平成 21 年度現在の郷内地区の下水道整備率は約 12% と低くなっているが、下水道工事は盛んに行われており、下水道整備が完了すれば福江川や郷内川からの生活系負荷は大きく減少し、郷内川の負荷も大部分が削減されると思われる。

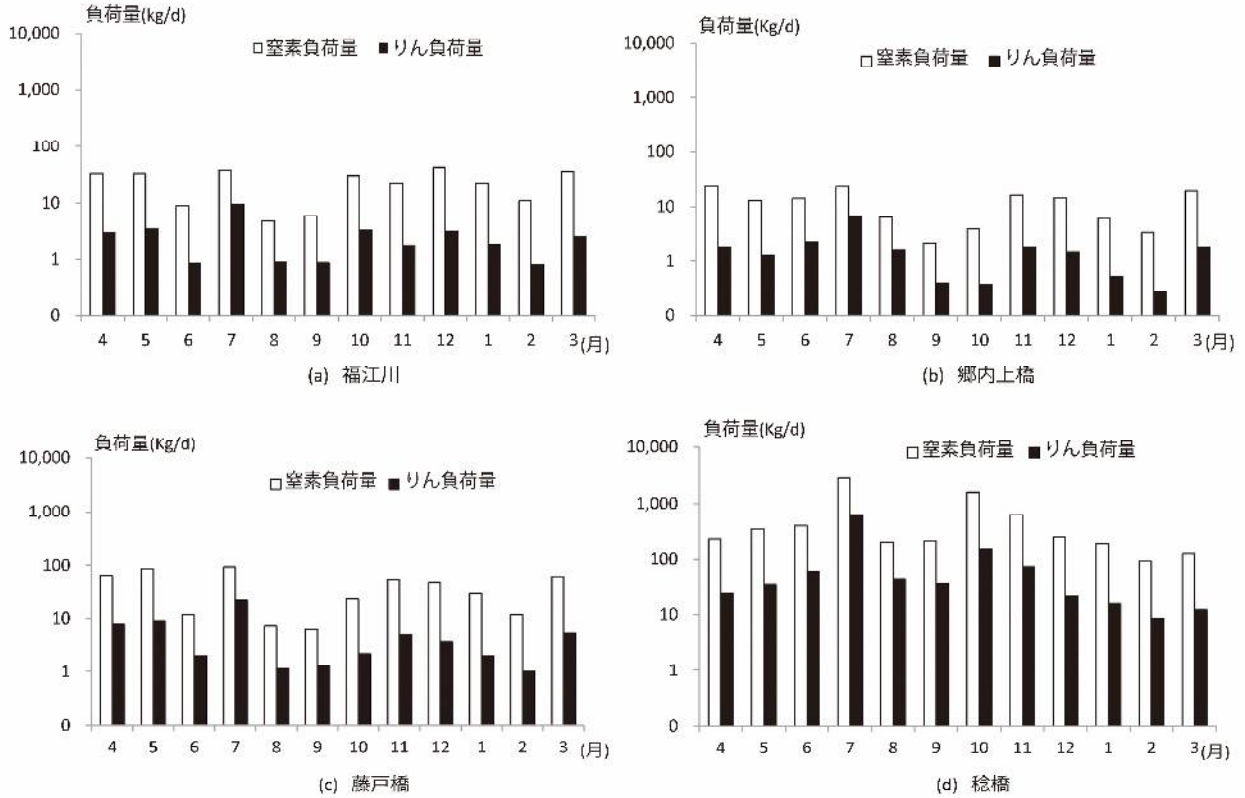


図 11 郷内川における汚濁負荷量の変動

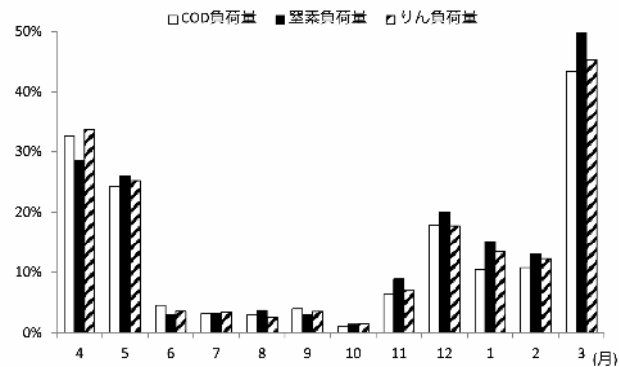


図 12 稔橋に対する藤戸橋の負荷割合の変動

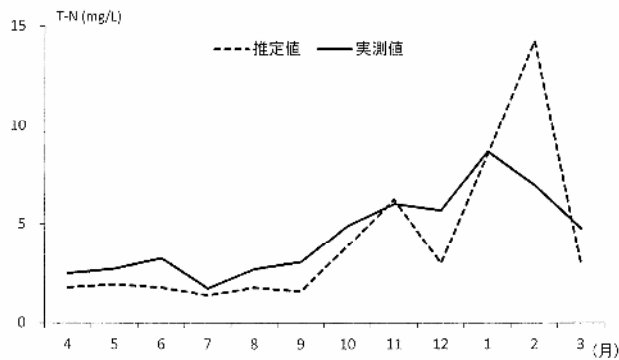


図 13 福江川における窒素の実測値と原単位による推定値

3 まとめ

児島湖の水質と流入河川の状況を調査し、以下のような結果を得た。

平成 22 年度の児島湖は夏期のアオコ発生と冬期の珪藻増殖で水質は悪化した。T-COD は年間をとおして 10%～30%程度分解したが、D-COD は高温期でも 10%～20%程度の分解率であった。NH₄-N は高温期に減少し、低温期に増加する傾向を示し、PO₄-P は年間をとおして増加する傾向であった。

郷内川の上流での濃度及び負荷量は下流の変動とほぼ一致した。原単位や水量から計算すると、灌漑期（6 月～9 月）は水田排水、非灌漑期（10 月～5 月）は生活排水が郷内川の主な汚濁源と考えられた。郷内川からの負荷量は、非灌漑期には倉敷川の負荷量の 30%～50%に達し、児島湖の主要な負荷源と考えられた。

郷内地区の下水道整備が完了すれば生活系負荷は大きく減少し、児島湖への負荷量の大幅な削減が期待される。

児島湖流域の水質シミュレーション計算

藤田和男, 難波 勉, 難波あゆみ, 鷹野 洋, 板谷 勉 (水質科)

要 旨

児島湖流域を 8 ブロックに分け, COD と窒素・リンについて, 最近の 5 年間 (2007 ~2011 年度) の測定結果から, シミュレーション計算を行った。笹ヶ瀬川および倉敷川流域の水質はいずれも正弦曲線で近似された。湖心のシミュレーション計算結果の平均値は 7.5 mg/L で報告値 (公共用水域) の平均値 7.3 mg/L と近い値であった。

1 はじめに

児島湖の水質保全や水質改善効果の検証のため, これまで児島湖の計算モデルを作成し, 現況再現のためのシミュレーション計算及び結果の検討等を行ってきたが,

こうした数値シミュレーションを用いることにより, 例えば流入水の水質を構成している各因子の寄与率が算定できれば, ある因子に対する浄化施策と水質改善効果について推算でき, 現状の評価及び将来の予測が可能となる。

今回は, 児島湖流域を 8 ブロックに分け各ブロックから汚濁負荷が流入するモデルを作り計算した。その結果, 児島湖の水質や季節変化をシミュレーション計算に組み込むことができたので報告する。

2 結果および考察

2.1 流入水の水質

基礎となるデータについて当センターの測定結果および公共用水域調査結果およびを用い, 正弦曲線により近似させた。図 1~3 に COD, T-N および T-P を示す。

笹ヶ瀬川の 4 地点および倉敷川の 2 地点の COD, T-P はいずれも夏期に高く冬期に低い値であり, T-N は逆に夏期に低く冬期に高い値であった。

次に水質, 流量および汚濁負荷量の関係から各ブロックの流量および汚濁負荷量を計算し設定した。各地点での流量の設定値を図 8 に示す。また各ブロックからの汚濁負荷 (COD, T-P および T-N) 流入量を水質 (図 1~3) と流量 (図 4) を掛けて計算し, 既報に従い 6 つの発生源 (生活系, 産業系, 畜産・農地系, 都市系及び自然系) に分けて示した (図 5~7)。負荷量の年間の変動パターンを設定するにあたって農地系及び自然系からの負荷量が総負荷量 (図 5~7 の推算値) の季節変化の増減に比例すると仮定して設定した。

負荷量は COD, T-P および T-N のいずれも春期から夏期に高く秋期から冬期に低い値であり要因として灌漑等の影響が考えられた。これについてここでは農地系からの負荷量の時間的な増減パターンが総負荷量の増減パターンと単純に比例すると仮定したが, 実際の季節的な変動パターンや単位面積あたりの流出量については現場での調査を含めた今後の検討が必要である。

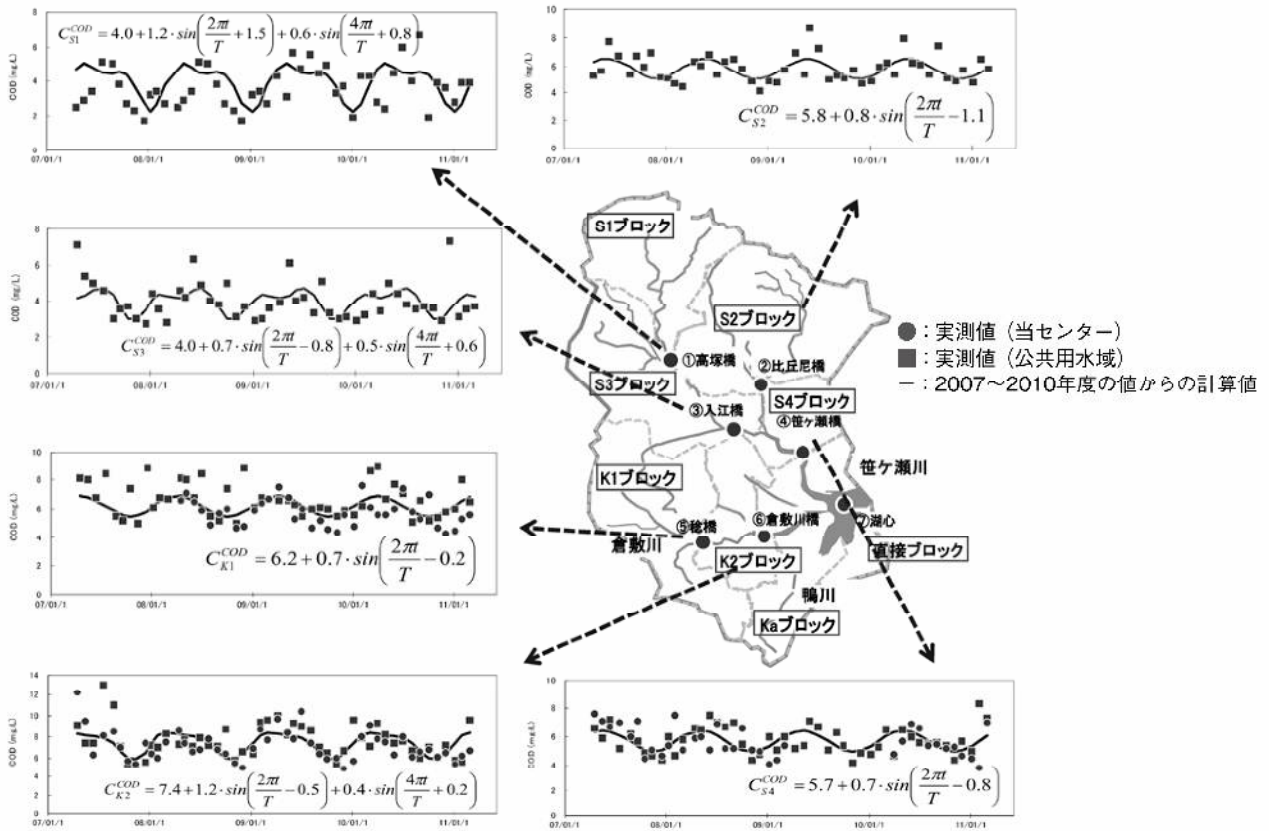


図 1 児島湖流域の COD

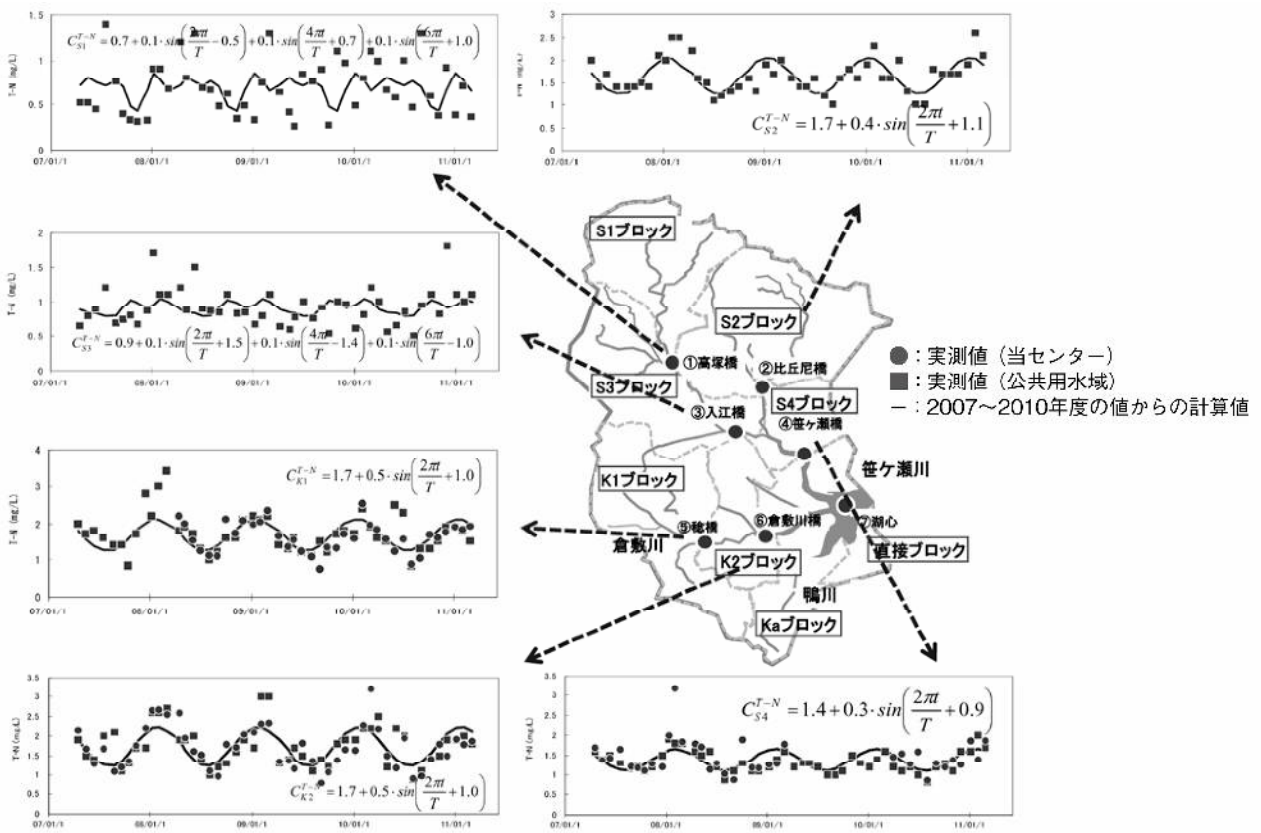


図 2 児島湖流域の T-N

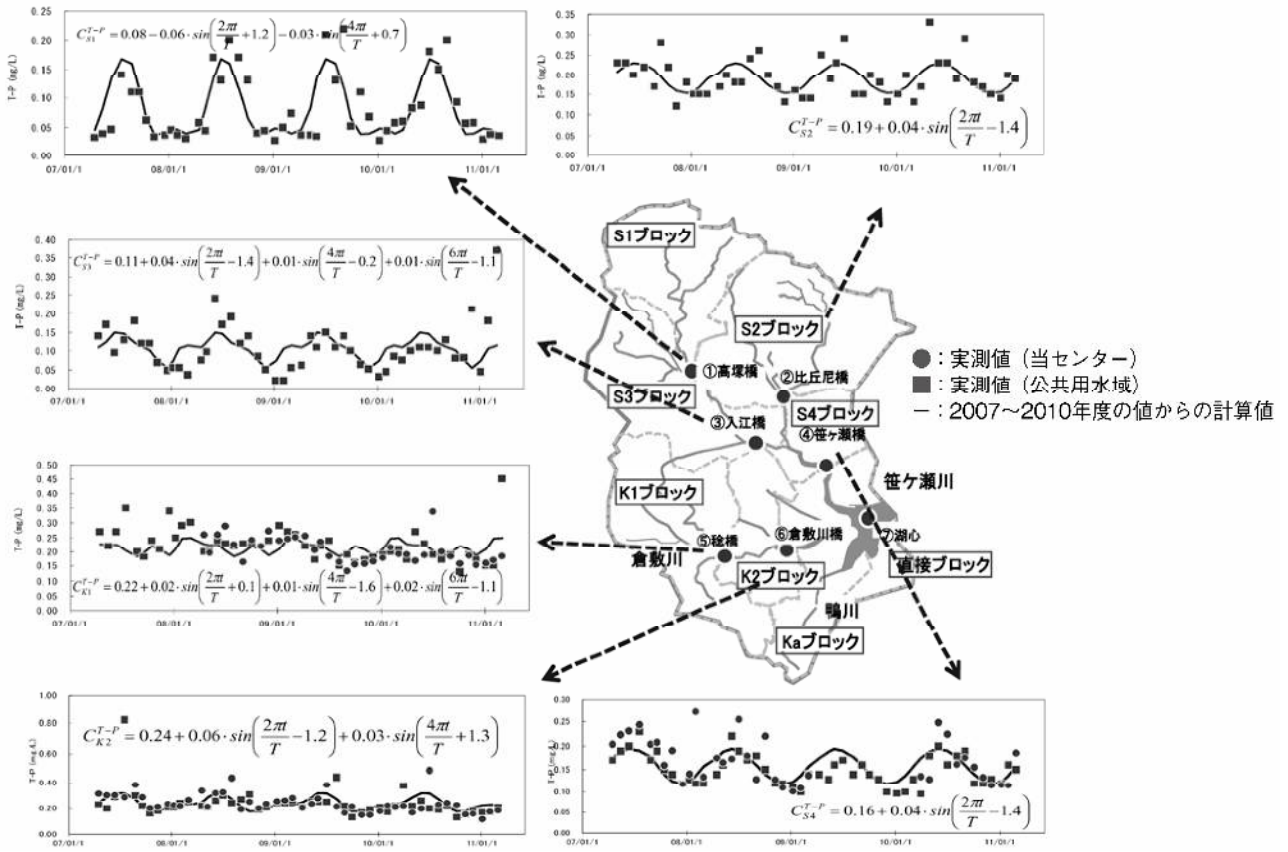


図 3 児島湖流域の T-P

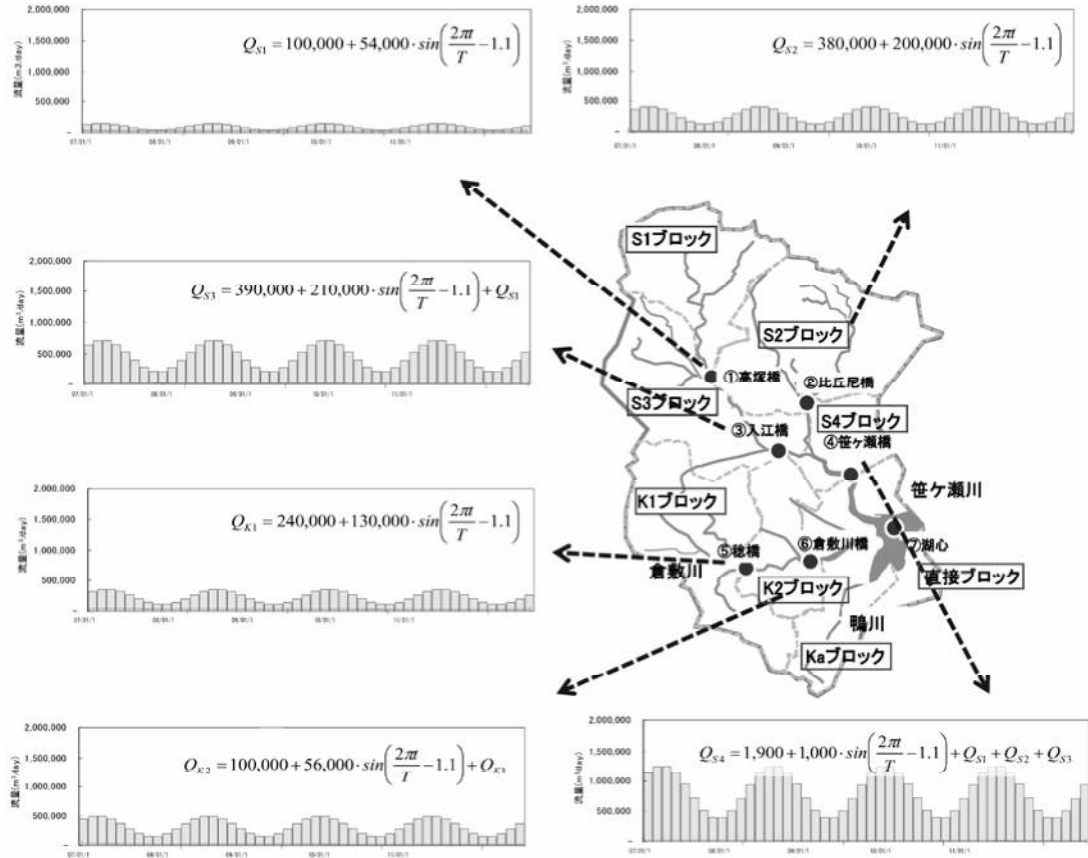
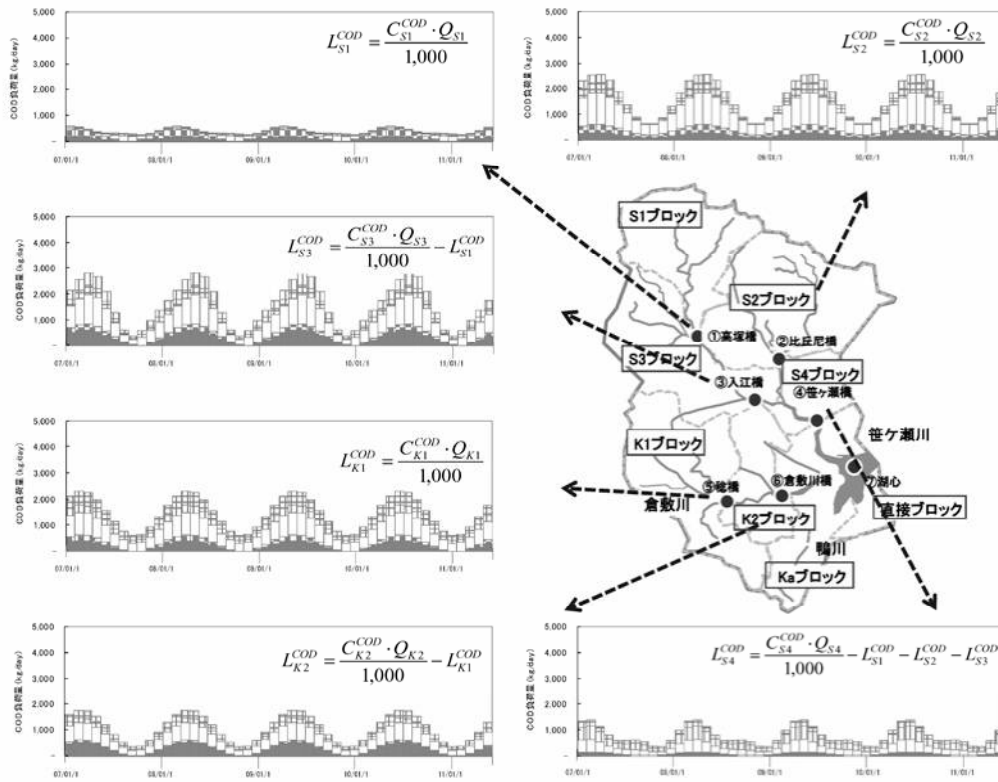
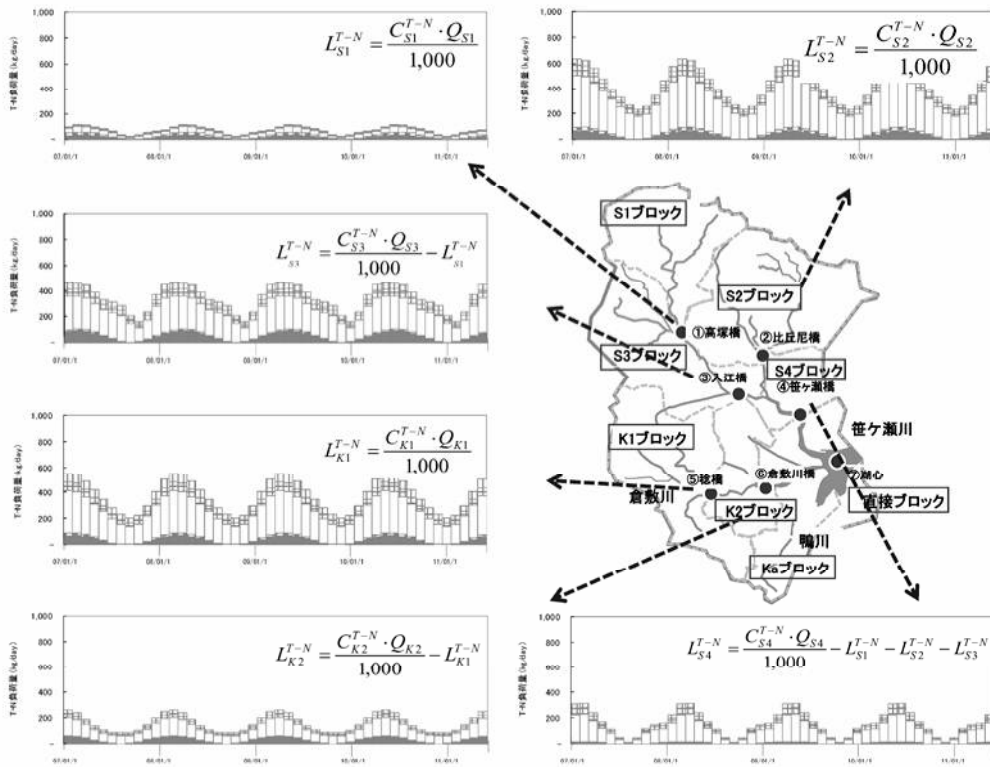


図 4 児島湖流域の河川流量（設定値）



■ : 畜産・農地系, □ : 自然系, □ : 生活系, □ : 産業系, □ : 都市系

図 5 児島湖流域の COD 負荷量（設定値）



■ : 畜産・農地系, □ : 自然系, □ : 生活系, □ : 産業系, □ : 都市系

図 6 児島湖流域の T-N 負荷量（設定値）

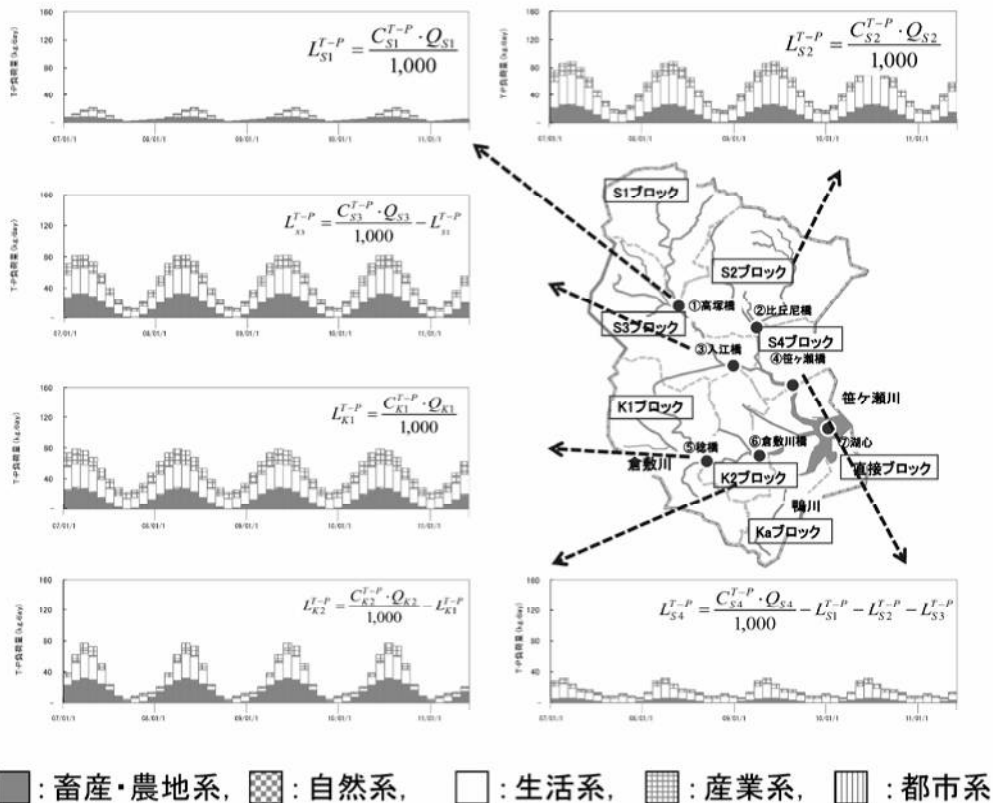


図 7 児島湖流域の T-P 負荷量（設定値）

2.2 湖心のシミュレーション計算

図 8 に最近 4 年間(2007 年～2010 年度)の流入水の水質に基づく湖心での水質(COD, P-COD, D-COD, T-N および T-P) のシミュレーション計算（図中の実線）および実測値を示す。

児島湖湖心の COD および P-COD の実測値は春期に高く秋期から冬期にかけて低い傾向がみられ、シミュレーション計算で再現することができた。シミュレーション計算の結果について、COD の平均値は 7.5 mg/L であり報告値（公共用水域、(2007～2010 年度)での COD の平均値 7.3 mg/L に近い値であった。P-COD の平均値（センター実測値）は 2.0 mg/L であったが、シミュレーション計算の平均値は 2.4 mg/L であった。T-N はシミュレーション計算の平均値が 1.1 mg/L で公表されている公共用水域の T-N 平均値（2007～2009 年度の 3 年間）1.2 mg/L と近い値であった。T-P はシミュレーション計算の平均値が 0.18 mg/L で公表されている公共用水域 T-P 平均値（2007～2009 年度の 3 年間）0.19 mg/L と近い値であった。

このシミュレーション計算を用い汚濁要因と将来の目標を達成するために必要な事業等の検討の一助とする。第 6 期湖沼水質保全計画では各種の汚濁負荷対策を行った場合、汚濁負荷量が平成 22 年度と比較して平成 27 年度に COD で 1,100 kg/day, T-N で 362 kg/day, T-P で 41 kg/day 削減すると見込まれている。これを仮定しシミュレーション計算すると（図 12 中の点線で示す）、COD は年平均 7.0 mg/L（6.4%減少）、T-N は年平均 1.0 mg/L（9.8%減少）、T-P は年平均 0.17 mg/L（8.1%減少）と推算された。計算結果は負荷量が単純に減少すると仮定したものであるが詳細な条件や結果の妥当性については今後さらに検討する必要がある。

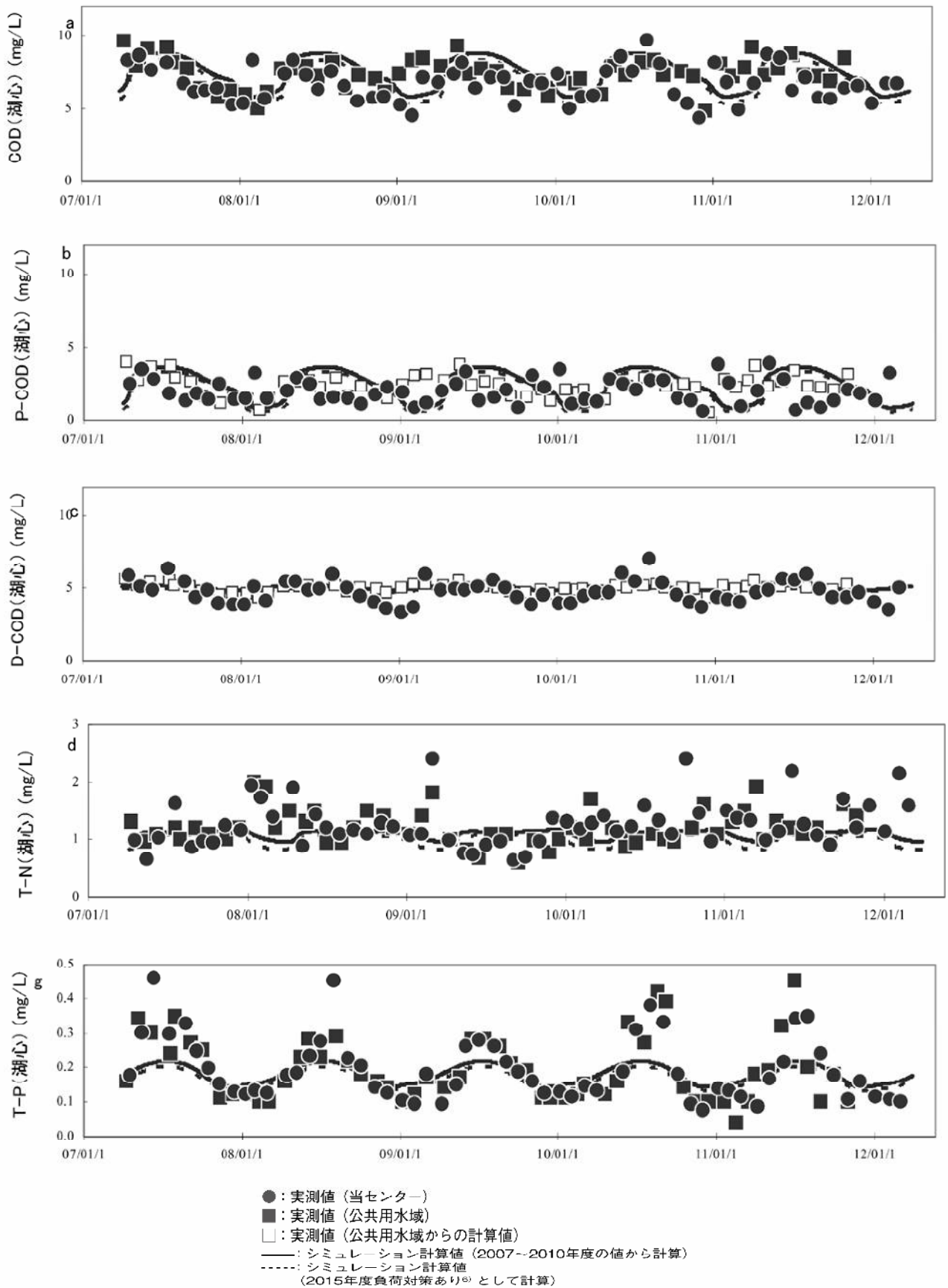


図 8 児島湖流域の COD, T-N 及び T-P の実測値及び計算値

3 まとめ

児島湖流域を 8 ブロックに分け、水質測定結果をモデル式に当てはめ、最近 5 年間（2007～2011 年度）のシミュレーション計算を行った結果、以下の知見が得られた。

- 1) 汚濁負荷流入量はいずれも夏期に高く冬期に低い値で灌漑の影響が大きいと考えられた。
- 2) 湖心の実測値及び計算結果は夏期に高く冬期に低い値で、COD（平均値）が 7.5 mg/L で実測値の 7.3 mg/L と近い値であった。
- 3) T-N は計算結果の平均値が 1.1 mg/L で実測値の 1.2 mg/L と同等の値であり、T-P は計算結果の平均値が 0.18 mg/L で実測値の 0.19 mg/L と同等の値であった。