

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

国立大学法人 岡山大学大学院	環境学研究科	大久保賢治
	平成14～16年度合計予算額	7,575千円
	(うち、平成16年度予算額	2,524千円)

〔要旨〕BYS水系シリカシンクの簡略なモデル化のため、現今DIP、DSi分布を1950年代測定値と比較した。高度成長の影響によりDIPはなお緩く減少しているがDSiは50年代と大差ない。琵琶湖集水域は南湖や野洲川近隣のDSiが高く、流量で重みづけた平均DSi濃度178 μ M、瀬田川流出水年平均値33 μ Mと実に流入DSiの80%が沈降除去され、湖岸のアシ、湖水の珪藻やそのデトリタスに蓄えられる。1979-2000年の県資料では湖水DIPとクロロフィルは減少、DSiは窒素とともに増加した。後者はシリカシンクを意味し一因として80年代の稲作機械化(稲ワラ鋤きこみ)が考えられた。DSiはアシや稲ワラから溶出、その率は低温・酸性で低く、高温・塩基性で高くなることが実験で示された。以上を考慮し琵琶湖流出河川のDSiと放流量を与え流域の水文・水理過程と季節変化を表す総観モデル及び表面・地下水質が河川水に反映されるタンクモデルに表した。前者は位数則・レジム則・抵抗則及びキルヒホッフ則で流域水収支を考慮し解析解・実験・経験式を援用して熱、懸濁・溶存物収支を月単位で計算し、後者は日雨量を与え表面・基底流出比によって水質が形成されるとしてDSiなど濃度を予測する。3段タンクモデルをBYS水系4次以上の流域に適用し、1991年流況比較で流出解析パラメータを検討し水質解析は家庭・水田の排水効果を考えた。その結果、モデル計算は概ね観測値変動範囲を再現した。モデルはDSiの起源として風化土壌のほか、シリカ肥料、稲ワラからの溶出も考え、それらが表面・中間及び基底流出の各経路から河道に流出することが表現された。淀川下流部のDSi変動は2002年寡雨、2003年多雨、2004年は台風で特徴づけられる降雨特性で変化し、琵琶湖シンクがある宇治川と高DSiの木津川・桂川流量比で決まることが確認された。

〔キーワード〕琵琶湖、シリカフラックス、水田、流域モデル、タンクモデル

1. はじめに

本研究は平成14年度琵琶湖集水域調査に開始し、平成15年度は流域総観モデル、平成16年度は流域タンクモデルと進行してきた。本編の構成は以下の通りである。2. 研究目的でモデル化のための調査の概要を述べ、3. 研究方法で2種のモデル構成、4. で解析及び考察結果について述べ、5. で本研究の成果を示す。

2. 研究目的

「シリカ欠損仮説」について、リン・窒素・シリカの負荷と流出をBYS水系のデータに基づいて定量的に明らかにシエクセルモデルで検証を試みる。比較のためサブテーマ(2)-②の信濃川水系、別途調査した紅河(ベトナム)とローヌ川(スイス・フランス)のデータも整理する。

3. 研究方法

(1) 調査の概要

集水域における栄養塩負荷とシリカシンクをモデル化してシリカ欠損¹⁾の実態を解明するため図1の琵琶湖・淀川水系114地点でのべ450回の採水を行った。調査項目は表1に示す。

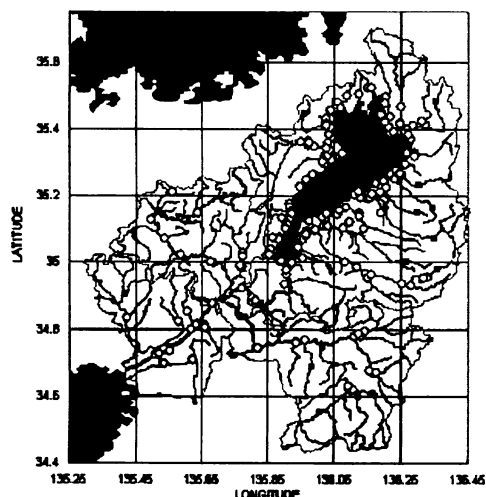


図1 調査地点2002年9月～2004年12月

表1 調査項目

流況	川幅・水深・流速・河床材料・植生	
水質	水温・電気伝導度・濁度・pH	CTD : YSI-6600
栄養塩	シリカ・DIP	HACH・DR-890
イオン	Na ⁺ , Ca ²⁺ ほか	Thermo Orion 290 TOADKK・IA-200

琵琶湖集水域では2002年9月より隔月計7回の調査を行った²⁾。いずれも下流部(河口から平均5km以内)でCTD (YSI-6600) に記録し試料は即日分析した。比色計 (HACH・DR-890) でDSiとDIPをケイモリブデン酸法及びアスコルビン酸法でそれぞれ測定した。2003年にはイオンメータ (Thermo Orion・290Aplus) も用いた。3～4日で琵琶湖を1周し、時々流況で毎回約50河川を調査した (55地点367回)。また冬季を中心に本川下流域や木津川・桂川で採水した。さらに、2004年はイオン分析計 (TOADKK・IA-200) も用いて主要河川の縦断変化や合流前後の水質変化を調べた (59点83回)。最終的なモデル化対象河川を表3、表4に示す。

表2 調査河川表

河川流域	調査河川	ダム数 (貯水量)	モデル	気象観測点
琵琶湖集水域	全7回55河川	9 (6,282万m ³)	63河川82流域	彦根・大津・今津
木津川流域	5河川	5 (13,900万m ³)	28河川41流域	奈良・大宇陀・上野
桂川流域	5河川	1 (6,600万m ³)	29河川38流域	京都・園部
淀川下流域	9河川	1 (2,628万m ³)	14河川20流域	大阪・枚方・能勢
小林 (1947-1974)	78地点573回			
他流域	岡山河川, 信濃川, 紅河, ローヌ川			

表3 琵琶湖流入河川（4次以上：63河川82流域）

河川名	次数	流域面積	河道長	勾配	河川名	次数	流域面積	河道長	勾配
大浦川	3	26.6	9.7	0.020	日野川	5	11.9	13.1	0.001
大川	3	20.2	9.8	0.022	・南砂川	3	14.1	6.2	0.018
余呉川	3	71.4	28.9	0.011	・佐久良川	3	51.4	18.4	0.012
姉川	3	108.8	34.4	0.018	・祖父川	3	11.1	4.1	0.016
	4	7.0	5.5	0.003		4	14.3	6.6	0.005
	5	2.2	3.6	0.001	・茶釜川	3	8.0	2.2	0.017
・草野川	3	60.0	19.2	0.035	・善光寺川	3	13.0	6.9	0.011
・高時川	3	70.4	17.8	0.016	・光善寺川	3	8.7	5.2	0.009
	4	99.6	29.8	0.005	家棟川	3	31.9	11.9	0.005
・奥川並川	3	21.6	7.3	0.068	野洲川	3	73.1	27.1	0.019
・杉野川	3	54.7	17.0	0.028		4	30.5	16.3	0.004
天野川	3	20.3	7.3	0.024		5	80.7	27.8	0.003
	4	74.6	14.4	0.003	・田村川	3	60.1	18.3	0.024
・弥高川	3	10.2	5.1	0.067	・杣川	3	28.2	9.5	0.018
矢倉川	3	16.9	8.6	0.012		4	63.4	12.1	0.003
芹川	3	64.0	26.9	0.018	・櫟野川	3	15.9	11.4	0.025
犬上川	3	104.7	31.7	0.015	・杉谷川	3	12.9	7.8	0.015
宇曾川	3	96.2	23.1	0.016	・荒川	3	10.0	4.5	0.049
文禄川	3	11.4	9.4	0.001	・落合川	3	11.7	5.8	0.056
不飲川	3	6.2	10.6	0.002	葉山川	3	18.0	13.2	0.004
愛知川	3	29.4	14.3	0.037	草津川	3	13.6	7.3	0.013
	4	138.9	44.5	0.005		4	4.8	8.3	0.003
・茶屋川	3	37.4	15.9	0.028	・金勝川	3	6.0	5.0	0.064
・御池川	3	31.6	17.9	0.025		4	9.3	5.4	0.005
大同川	3	41.0	19.7	0.005	・細川	3	6.5	4.0	0.064
長命寺川	3	78.1	33.8	0.005	狼川	3	5.9	5.9	0.009
日野川	3	24.0	12.9	0.021	真野川	3	19.9	10.1	0.015
	4	72.5	21.9	0.004	和邇川	3	15.5	11.7	0.029
鴨川	4	43.1	20.9	0.041	・北川	3	37.0	21.6	0.013
安曇川	3	67.8	21.0	0.021		4	4.5	2.8	0.009
	4	47.2	13.1	0.008	麻生川	3	32.4	14.5	0.023
	5	36.4	21.4	0.004	田井川	3	3.9	7.6	0.010
針畑川	3	43.3	16.8	0.013	石田川	3	53.6	33.2	0.016
	4	4.1	3.8	0.016	境川	3	11.0	5.8	0.053
久多川	3	27.0	10.7	0.027	知内川	3	49.2	17.6	0.022

琵琶湖に直接流入しない河川（直上に示す流入河川の支川）は河川名の前に中点(・)をつけて表示。
河川表示順は大浦川から時計回り。

表4 琵琶湖淀川水系の河川

桂川流域 (29河川38流域)				宇治川・淀川流域 (14河川20流域)				木津川流域 (28河川41流域)			
河川名	次数	A(km ²)	L(km)	河川名	次数	A(km ²)	L(km)	河川名	次数	A(km ²)	L(km)
桂川	3	66.3	283.4	宇治川	6	118.7	44.4	木津川	3	52.0	13.6
	4	82.3	56.1	淀川	7	140.0	38.9		4	87.3	17.4
	5	146.5	53.0	大戸川	3	46.3	14.4		5	53.8	12.1
	6	33.5	9.0		4	118.4	28.0		6	139.0	53.5
灰屋川	3	23.2	10.5	・信楽川	3	16.2	8.6	前深瀬川	3	26.4	13.5
井戸祖父谷川	3	7.5	3.6	・隼人川	3	11.1	5.2		4	2.0	2.9
小塩川	3	19.0	10.3	信楽川	3	44.5	19.9	・川上川	3	31.1	12.8
弓削川	3	37.2	15.0	大石川	3	33.4	9.6	・老川川	3	19.3	7.3
細野川	3	42.2	7.4	田原川	3	20.6	6.6	服部川	3	19.5	7.7
明石川	3	17.9	17.3		4	5.0	3.2		4	61.2	22.1
中世木川	3	12.9	6.5	・犬打川	3	12.9	6.5		5	3.4	2.3
木住川	3	13.7	9.8	山科川	3	56.9	13.2	・子延川	3	12.3	5.8
田原川	3	22.5	11.9	古川	3	45.5	11.4	・左妻川	3	17.2	7.9
	4	19.6	10.7	天野川	3	49.9	16.0	・柘植川	3	33.6	11.9
・志和賀川	3	9.9	5.8	芥川	3	61.1	26.2		4	6.2	2.4
・胡麻川	3	25.6	6.9	安成川	3	61.9	25.7		5	12.5	5.5
園部川	3	36.9	19.5		4	97.1	23.3	・滝川	3	19.5	10.5
	4	37.0	7.8		5	10.8	7.2	・河合川	3	43.0	11.1
・本梅川	3	53.4	16.5	・茨木川	3	40.7	13.2		4	4.9	5.1
三俣川	3	17.8	13.2	猪名川	3	71.9	24.5	・松子川	3	15.5	8.5
犬飼川	3	46.8	18.4		4	0.5	0.8	・瀬田川	3	27.8	10.8
曾我谷川	3	16.9	13.0		5	77.5	20.8	名張川	3	19.2	11.0
年谷川	3	15.5	9.2	・野尻川	3	19.1	7.6		4	49.2	26.7
西川	3	6.6	4.0	・大路次川	3	29.0	14.2		5	105.5	34.7
清滝川	3	25.4	14.9		4	38.5	13.1	・神末川	3	17.9	7.6
	4	29.5	12.4	・山辺川	3	16.1	9.3	・青蓮寺川	3	19.3	11.0
・真弓川	3	13.1	6.3	・野間川	3	44.5	10.6		4	57.3	25.3
・杉坂川	3	11.1	5.0	・余野川	3	39.0	166.5	・桃俣川	3	13.3	7.7
天神川	3	42.9	13.6	・箕面川	3	33.1	17.0	・山粕川	3	10.4	5.0
鴨川	3	28.9	15.2	寝屋川	3	52.7	25.7	・宇陀川	3	30.9	14.0
	4	14.9	8.2		4	210.6	23.3		4	104.4	23.2
	5	48.5	13.5	・恩智川	3	49.0	15.2	・芳野川	3	49.3	15.2
・鞍馬川	3	34.7	11.3					・室生川	3	33.8	16.0
・高野川	3	45.3	20.2					・滝川	3	25.6	11.8
	4	12.7	4.3					・笠間川	3	46.6	19.4
・岩倉川	3	14.3	5.3					・予野川	3	16.1	6.6
小畑川	3	37.3	13.8					・遅瀬川	3	31.3	12.9
水無瀬川	3	21.1	11.5					布目川	3	82.4	35.8
								白砂川	3	83.0	22.5
								和束川	3	80.6	23.0
								山田川	3	35.4	9.4

本川に直接流入しない河川（直上に示す流入河川の支川）は河川名の前に中点（・）をつけて表示

水系を格子（南北3.3km，東西2.7km）に分割、河川濃度分布を小林観測値³⁾（78地点573回）の1950年代（1947－1957年）と比較した。50年前は下流の大阪市周辺に高いDSi濃度がみられるが直接流入しない北摂河川がとくに高い。今回は淀川下流域14点（小林28点）、木津川10点（小林3点）で調査を追加し、安威川や猪名川、寝屋川などで15 mgL⁻¹（250μM）以上を得た。一般に栄養塩は停滞水域で低下するが、木津川はダムが多い割に高濃度で上流域に供給源がある。琵琶湖は強力なDSiシンクとなっており、流出後は宇治川から淀川へと徐々に濃度を増すが、DSiは全国平均より低いまま大阪湾に流入する。

河川のDIP濃度は都市化や人口増加の影響を受ける。高度成長後の1970年代前半に50年代の10倍程度まで増大したが、現在は、1982年「琵琶湖の富栄養化の防止に関する条例」で工場等の排水基準が定められ、一般の家庭用洗剤がほぼ100%無リン製品になるといった規制効果により徐々に減少傾向にある。またpHでは、50年代河川水がほぼ中性であったのに対し、最近では7.5～8以上で湖沼なみの8.5以上もみられる。滋賀県環境白書⁴⁾によれば50年代の小林観測値湖水の平均 7.1から現在は7.8に増えた。

今回の淀川観測値は冬中心で流量により低めに出る可能性はある。50年代と比較してDSi以外では濃度が増加しているが70年代と比べると減少傾向にある。

(2) DSi濃度

琵琶湖の集水域を表5の領域に分割し、濃度・流量から琵琶湖へと流入するDSiフラックスを求めた。図2は領域毎の平均DSi濃度を示し複数河川流域からなる領域の面積は含まれる河川流域面積和であり、濃度は観測値を領域内で平均した。DSiのフラックスは濃度に流量を乗じて評価し時間内に検査断面を通過するシリカの総重量を表す。各領域の流量は領域の近隣降水量と総流域面積から概算した。気象庁降水データ⁵⁾の近接地点の降水量から蒸発を考慮し、9割が河川流量になると仮定して年間総流量を求めた。さらに流量で重みづけした平均濃度を求めると2002年9月から2003年8月の流入河川全体の平均濃度は10.7 mgL⁻¹（178μM）となった。高い濃度を示すのは市街地の多い南湖周辺の領域AやG、伏流してめったに表面流のない比良山地の河川Fなどであるが、これらは小規模な流域で流量や負荷量は小さい。一方、最大流域面積を有するBは濃度も平均より高く流量増大時に高いフラックスを流出する。

表5 各領域の特徴

	代表河川	河川数	面積 (km ²)	特徴
A	草津川	15	111	市街地
B	野洲川	15	1113	農地
C	天野川	11	323	伊吹山地
D	姉川	16	570	農地
E	安曇川	23	537	森林地帯
F	比良川	12	49	比良山地
G	真野川	23	71	市街地

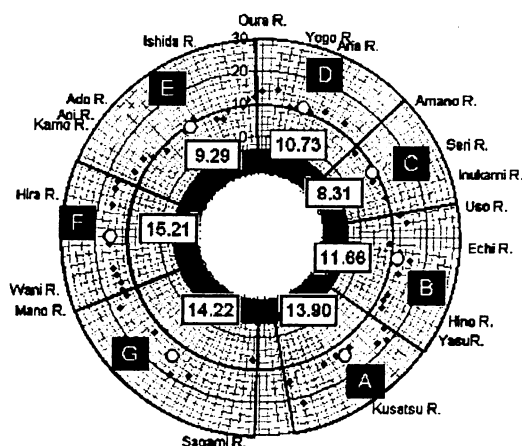


図2 領域毎のシリカ流入濃度 (mg/L)

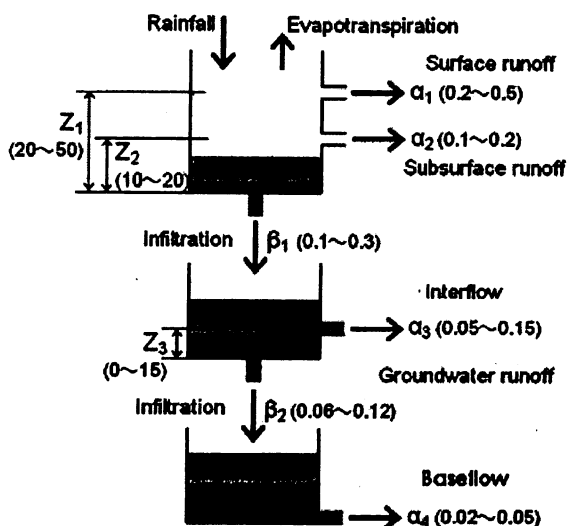


図3 タンクモデルとパラメーター

同時期における琵琶湖流出量を得るために県環境白書資料編⁴⁾に記載された瀬田川流心（唐橋）のDSi濃度を用いた。流出濃度は $1 \sim 3 \text{ mgL}^{-1}$ ($16.7 \mu\text{M} \sim 50.0 \mu\text{M}$)と低く、2002年9月から翌8月の平均流出濃度は 2.0 mgL^{-1} ($33.3 \mu\text{M}$)である。流入・流出量が等しいとしてDSiの流入・流出フラックスを求めると、2002年9月は少雨の影響で差が少ない。両者の差は年間約41,000 tに及び湖内で消費・蓄積される。春先の流入分はケイ藻に効率よく消費されるが、その後はほとんど消費されることなく蓄積される。秋から冬は湖水より河川水温が低温であるためDSiを含む河川水は中・下層に潜りこむと考えられる。

3. 研究方法

(1) タンクモデル

① モデル式

ケイ酸塩シリカは岩石、土壌、粘土を構成する地下に多く含まれ基底流出（Base flow）として河道に流出する地下水由来のDSiを考慮すべきである。降水の流出経路と直接流出（Direct flow）と基底流出がいかなる比率で流出するかを知る必要があり、本研究ではタンクモデルを用いた流出解析を行った。降雨と流出を結び付ける流出解析は1933年のHortonによる降雨浸透に基づく流出理論に始まり、タンクモデルは1972年に菅原により提案された。洪水流出及び長期流出をモデル化でき簡易で再現性の高いモデルとして国内外で用いられる。

図3の3段直列タンクで日単位の流出解析を行うが、対象は表4に示している。計算当日を*i*日目とし最上段タンクの計算手順を示す。降水量を入力すると蒸発散量を差し引いた値が上段タンク貯留高と設定される。貯留された降水は時間とともに下段タンクへ浸透して側面の流出孔高さに達している分については側方（河川）へと流出する。

$$h_1(i) = h_1(i-1) + R(i) - E(i) \quad (1a)$$

$$Q_1(i) = \alpha_1 \{h_1(i) - Z_1\}, \quad Q_2(i) = \alpha_2 \{h_1(i) - Z_2\} \quad (1b,c)$$

$$Q_3(i) = \alpha_3 \{h_2(i) - Z_3\}, \quad Q_4(i) = \alpha_4 h_3(i) \quad (1d,e)$$

$$I_1(i) = \beta_1 h_1(i), \quad I_2(i) = \beta_2 h_2(i) \quad (1f,g)$$

$$h'_1(i) = h_1(i) - \{Q_1(i) + Q_2(i) + I_1(i)\} \Delta t \quad (1h)$$

$$h'_2(i) = h_2(i) - \{Q_3(i) + I_2(i)\} \Delta t \quad (1i)$$

$$h'_3(i) = h_3(i) - Q_4(i) \Delta t \quad (1j)$$

ここに、 h : 貯留高(mm)、 R : 降水量(mm/d)、 E : 蒸発散量(mm/d)、 Q_1, Q_2, Q_3, Q_4 : 流出量(mm/d)、 Z_1, Z_2, Z_3 : 流出孔高(mm)、 $\alpha_1, \alpha_2, \alpha_3, \alpha_4$: 流出率(1/d)、 β_1, β_2 : 浸透率(1/d)、 h' : 残留貯留高(mm)である。中下段は直上タンク浸透量が貯留高に入力されて同様の計算を行う。各タンク流出量が河川日流量(mm/d)に加えられ、日流出量と流域面積から区間流出量 (m^3/s) を求める。一般に上段タンク流出分は直接流出 (洪水成分)、中・下段目タンク流出分は (中間)、基底流出とする。ここでは、位数3以上の河川に3段タンクを設ける。各流域下流端流量は上流端流量 (その流域までの河川流量) に区間流出量及びその区間で合流する河川流量を加えたものとなる。これらは上流から流域毎に計算して河川流量を求める。

② 計算パラメーター

流出率、浸透率と流出孔高さは国内河川の標準的範囲にとった⁶⁾。1991年のデータを解析してパラメーターを上記範囲で変化させ適値を決定した。土地利用を反映させながら再現性を得るため流域属性は①山間 (上流域) と②都市 (下流域) に大別した。降雨に対する応答として①流域は降水が浸透しやすく、②流域は都市化で浸透量は小さいと考えた。①は最上段流出を抑えるため α_1, α_2 を標準範囲で最小、 Z_1, Z_2 は最大にとり、中下段タンク流出を考えて、 $\beta_1, \beta_2, \alpha_3, \alpha_4$ を最大、 Z_3 を最小とした。一方、②は逆に、 α_1, α_2, Z_3 を最大、 $\alpha_3, \alpha_4, \beta_1, \beta_2, Z_1, Z_2$ を最小にとったところ過大評価の傾向があったためパラメーターも各範囲の平均値をとった。琵琶湖・淀川水系は木津川・桂川流域は水源が森林の河川が多いと考えられる。使用したパラメーターを表6に示す。

琵琶湖・淀川水系には現在17ダム (表2) がある。ダム流入・放流及び貯水率は季節や状況で変化するため数値化は難しい。観測値を与えることは可能であるが全サイト最新データを揃えることは現実的でない。単純に晴天時は流入の1.1倍、降雨時は流入の0.9倍を放流するものとした。天ヶ瀬ダム⁷⁾に限っては流入・流出に差がなく操作は1.01倍と0.99倍と変動幅を小さくとした。巨大貯水池である琵琶湖は観測値を直接代入した。集水域と下流域は独立に計算し宇治川の upstream 条件は琵琶湖放流量の観測値を与えた。1991年琵琶湖放流量は国土交通省河川局⁸⁾ 鳥居川観測所 (大津市唐橋) データ、2002-2004年はアクア琵琶⁹⁾ 瀬田川洗堰 (大津市黒津) 放流量を用いた。洗堰から一部は発電用に取水され宇治発電所の下流で再び河川に放流される。取水・放流地点が同じ流域に含まれ洗堰放流量には取水量として一様に60 m^3/s を加え上流端流量とした。

表6 使用するパラメーター

	α_1	α_2	α_3	α_4	β_1	β_2	Z_1	Z_2	Z_3
①山間部	0.35	0.15	0.1	0.03	0.2	0.09	35	15	7.5
②都市部	0.2	0.1	0.15	0.04	0.3	0.12	50	20	0

(2) 計算条件

計算期間は2002年1月から2004年12月の3年 (1096日) とし観測値で検証しながら近年の実態を把握する。ただし、流量比較観測値がなく観測値⁷⁾ を入手した1991年解析でモデル係数を決めて他の年にも適用した。年単位解析を行うが連続年の計算は前年最終日を次年初期値とする。初年

及び単年計算はタンクに初期水深を与え前年12月から計算を開始する。初期水深は予備計算結果で12月の概略値として最上段：10mm、2段目：20mm、3段目：30mmとした。

① 気象条件

モデルには降水と蒸発散を入力する。前者は流域気象観測所11地点（表1）観測値⁵⁾を用いた。3年間の平均降水量は彦根が最多となり、冬の降水（雪）が多く年間通じて大きく落ち込む時期がないためである。年降水量が次に高い京都は夏の降水量が他を上回る傾向がある。奈良は年平均降水量で大阪を上回るが格別高くなく年間通じて低めで安定である。大阪も安定であるが2004年は10月台風の影響を受けた。集水域調査を開始した2002年は平年より雨が少なく渇水となった。2003年は復帰して平年値となった。2004年は台風で1日100mmを超える降水を記録し秋の降水量が各地点とも高い。この明瞭な気象条件の相違は解析の対象としては相応しかった。流出及び水質解析は基本的に降水量のみで計算される。

月平均の日可能蒸発散量としてHamon式を用い岡本ら⁸⁾の計算値から各流域に1地点ずつ、彦根、奈良、京都、大阪のデータを用いた。Hamon式は可能蒸発・発散量は緯度で決まる理論日照時間の2乗と気温による大気の水蒸気量の積に比例するとして導かれた米国経験式で、日本の都市に適用するには補正係数を乗じる必要があり、岡本らは補正係数として2/3を適用している。

$$PE = 0.14D^2Pt \quad (1k)$$

PE ：月平均日可能蒸発・発散量（mm/day）、 Pt ：単位体積あたりの飽和水蒸気量（g/m³）、 D ：平均理論日照時間（12時間を1とする）

ここでは降雨のない日に PE の全量を差引き、降雨日は蒸発しないものと仮定した。また最上段タンクに差し引く水量がない場合には、中段タンクから引く。各地点の日可能蒸発散量を表7に示す。

表7 日可能蒸発散量（mm/day）

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
彦根	0.6	0.7	1.0	1.7	2.7	3.6	4.5	4.3	2.9	1.7	1.0	0.7
奈良	0.6	0.7	1.0	1.9	2.8	3.7	4.6	4.3	2.9	1.7	1.0	0.7
京都	0.6	0.8	1.1	1.9	3.0	3.9	4.8	4.6	3.1	1.8	1.1	0.7
大阪	0.7	0.8	1.2	2.0	3.1	4.1	5.0	4.7	3.2	1.9	1.1	0.8

② 水質モデル

タンクモデルを水質解析に用いる際、L-Q式を組み合わせるものと水質成分の流出・蓄積過程を組み込むものの2種があり、ここでは前者を採用した。L-Q式は負荷を流量の関数とする経験式であり面源負荷量（ノンポイントソース）の推定に用いられる¹⁰⁾。

$$L = aQ^n \quad (2a)$$

ここに、 L ：流出負荷量、 Q ：流量、 a ：係数、 n は負値。各タンク流出濃度は各流出量で重みづけした区間濃度、この区間濃度は上流の合流河川濃度と同様、流量重み平均とし、下流河川水濃度となる。濃度 C_1 ・流量 Q_1 と濃度 C_2 ・流量 Q_2 の合流で濃度 C' は次のように求める。

$$C' = (C_1Q_1 + C_2Q_2)/(Q_1 + Q_2) \quad (2b)$$

河川水中の懸濁物（TSS）と溶存物（TDS）濃度比を流況指標として、懸濁物濃度に対するシリカ濃度比（TSS/SiO₂）の傾向を調べた。今回の観測値に2003～2004年の岡山河川観測値、2004年信濃川観測値及び小林による1947～1974年の全国河川観測値⁵⁾も含めた。なお、TSS (mg/l) はNTU、TDS(mg/l)は電導度(mS/cm)から変換した。この結果、流量の増加でTSSは増加し、TDSは減少するので横軸は流量Qと同義の無次元化流況指標である。溶存態濃度が流量の増加で減少するのは表面流出の割合が増すためであってDSiが流量増加とともに減少する傾向は鹿園¹¹⁾も示しており、ここでは $n=n_1=n_2=-0.2$ を採用する。

係数 a は各タンク流出基準値として扱う。DSiは風化した土壌から供給され地下水に多く含まれ、降水に含まれないため表面流出に含まれる量は少ないと考えられる。水道・排水、肥料・植物、鉱物起源とタンク上段から下段へ水が進むにつれて、土壌と接触時間が長くなり基準値は上昇する。これを踏まえ

$$\text{上段：} a_1 = 5、\text{中段：} a_2 = 8、\text{下段：} a_3 = 12 \quad (2c,d,e)$$

の基準値で計算を行った。基準値は表面流出（上段タンク流出分）と基底流出（中・下段タンク流出分）の割合で各基準値を与えた場合に平均濃度に概ね合致するように定めた。

ダム流域では下流端河川濃度を1割減少させる。流出解析と同様、琵琶湖のみ流入前と流出後を独立に計算し宇治川上流端濃度は実測、流出フラックスは唐橋流心DSi濃度による。データは2001年4月から2004年3月、計算期間と完全には一致しないので月平均値で代入する。濃度変化は春～初夏に低く冬高く、湖水表層DSi濃度の変化にほぼ一致する。

③ 流域条件

タンクモデルは各タンク流出量にL-Q式を組み合わせ、タンク自体の濃度や蓄積過程は考慮していないためモデル水質は前日の値との関連性はない。

ア) L-Q式に係る条件

土壌との接触時間が長ければDSi濃度は上昇し流域面積が大きく河道への距離が長い流域で濃度が高いと考えた。河道が流域中央を通りぬけるとし、流域面積を河道長で除した距離（ x_d ）を係数 a に乗じた。 x_d は平均を1に定めて範囲を0.8～1.15とし、接触時間は対数的に増加し一定値に漸近する。この影響を受けるのは、最上段タンク流出分（ C_1 、 C_2 ）のみとし、中・下段タンク流出分（ C_3 、 C_4 ）には流域差がないとした。

$$\text{上段タンクからの流出濃度 (mg/L) : } C_1 = x_d a_1 Q_1^{-0.2}, C_2 = x_d a_1 Q_2^{-0.2} \quad (2f,g)$$

$$\text{中・下段タンクの流出濃度 (mg/L) : } C_3 = x_d a_2 Q_3^{-0.2}, C_4 = x_d a_3 Q_4^{-0.2} \quad (2h,i)$$

イ) 反復利用の条件

淀川水系の水は流域内外166市町村、約1,600万人の生活用水として約130の水道事業体を通して、工・農水、発電・環境用水に利用される。上流域の水利用は農水が大半を占め、中・下流域では人口や産業の集積度が高く主に生活用水や工水など都市用水に使用され、利用率60%の反復利用が行われる。DSi濃度に関して農水と生活用水に着目し、各々に反復利用の係数を設定した。DSiは洗剤や研磨剤の溶質で、水道水に河川の原水と同程度含まれるために希釈は期待されず人口及び反復利用に比例した負荷になる。人口分布は総務省平成12年国勢調査¹²⁾の市町村人口から求めた。市町村人口を流域別に変換し、流域人口に応じた係数（ x_p ）を設け、流域内の反復利用を表現するために x_p を各河道区間の河川濃度に乗じた。 x_p は全平均が1で範囲は0.63～1.69である。ただ

し、乗じるのは x_p が1以上の流域のみとし、1未満の流域は生活用水の反復利用を考慮しない。

$$\text{生活用水の反復利用を考慮する流域の河川濃度： } C' = x_p C \quad (2j)$$

ウ) 農業用水

シリカは一部植物(稲ワラ、籾殻)に集積し植物から溶出するDSiは比色計でも測定できる。琵琶湖集水域でも水田率の高い流域でDSiが高い傾向があった。また湛水期に排水路から河川へ返る様子もみられた。DSiは農水で取水されて河川に返る際に稲の成長期でなければ相当濃度のDSiを含むと考えられる。琵琶湖・淀川水系の水田率分布は農林水産省の平成14年作物統計調査¹³⁾より求めた。生活用水と同様、市町村別水田率を流域に変換し流域水田率に応じた値(x_r)を河川濃度に乗じた。範囲は0.7~1.31(全平均1)、 x_r が1以上の流域値にのみ乗じ、1未満の流域では、農業用水の反復利用を考慮しない。

$$\text{農業用水の反復利用を考慮する流域の河川濃度： } C' = x_r C \quad (2k)$$

④ 流域モデル

タンクモデルの境界条件と計算結果を月単位で平均すれば、月毎の擬似定常、局所的には擬似等流状態として流域各次数の河川流況を総観できる。用いる基本式は以下のようである。

$$\text{位数則 累加流域面積： } \sum_i A = r_A^{-1} \sum_{i=1}^{i-1} A \quad (3a)$$

$$\text{河道長： } L_i = r_L^{-1} L_{i-1} \quad (3b)$$

$$\text{河道数： } N_i = r_N N_{i-1} \quad (3c)$$

$$\text{河床勾配： } I_i = r_I I_{i-1} \quad (3d)$$

Z_0 ：上流端標高(m)， Z_L ：下流端標高(m)

$$\text{流況則 流量： } \sum_i Q = s Q_m \left\{ \sum_i A / A_m \right\} \quad (4a)$$

$$\text{河幅： } b = b_0 Q^{b_1} \quad (4b)$$

$$\text{水深： } h = h_0 Q^{h_1} \quad (4c)$$

$$\text{平均流速： } u = u_0 Q^{u_1} \quad (4d)$$

$$\text{連続式： } Q = Bhu \text{ より} \quad (4e)$$

$$b_0 \cdot h_0 \cdot u_0 = 1, \quad b_1 + h_1 + u_1 = 1 \quad (4f,g)$$

$$\text{抵抗則 等流摩擦速度： } u_* = \sqrt{gRI} \quad (5a)$$

$$\text{マニング公式： } u = n^{-1} R^{2/3} I^{1/2} \quad (5b)$$

$$\text{相当粗度高さ： } u/u_* = 6.0 + 2.5 \ln(R/k_s) \quad (5c)$$

g ：重力加速度， R ：径深， κ ：Karman定数(=0.4)， k_s ：相当粗度

キルヒホッフ則(水収支)

$$\text{分流・合流： } \sum Q = 0 \quad (6a)$$

$$\text{貯留・氾濫： } \sum S = 0 \quad (6b)$$

$$\text{水位・流量関係： } Q_j = f_j(H_j) \quad (6c)$$

熱収支

$$\text{上流域気温： } T_O = T - 0.006(z_0 - z) \quad (7a)$$

$$\text{下流端水温： } T_L = T_e - (T_e - T_O) \exp(-\alpha x / c_p u h) \quad (7b)$$

$$\text{合流水温： } T' = q T_1 + (1-q) T_2, \quad q = Q_1 / (Q_1 + Q_2) \quad (7c)$$

T_1, T_2 ：合流前の下流端水温， Q_1, Q_2 ：合流前の流量

T_e : 平衡水温, c : 定圧比熱, α : 熱伝達係数, x : 河道長
土砂収支 (浮遊砂)

$$\text{沈降速度: } w_s = \sigma g D^2 / 18 \nu \quad (\text{Stokes}) \quad (8a)$$

$$\text{平衡濃度分布: } C/C_a = \{(h-y)a / y(h-a)\}^2 \quad (\text{Rouse}) \quad (8b)$$

$$\text{Rouseパラメター: } Z = w_s / \beta \kappa u_*$$

$$\text{拡散係数比: } \beta = 1 + 1.56(w_s / u_*)^2 \quad (\text{Tsujiimoto}) \quad (8c)$$

$$\text{最大輸送濃度: } C_b = 0.034 \{1 - (k_s / h)^{0.06}\} u_*^2 \cdot u / \sigma g h w_s \quad (\text{Celik} \cdot \text{Rodi}) \quad (8d)$$

ρ_s : 砂の密度, ρ : 水の密度, D : 粒径

4. 結果・考察

1991年国交省観測値⁷⁾ と比べ流出解析モデルとして再現性を確認した。各タンク流出成分比を検討した。木津川の3次流域の各成分変化を図4に示す。タンク番号は上段から1、2、3とした。タンク1は2流出孔流出分を合わせた。タンク3の流出分(地下水流出)は変動幅が小さいため縦距を変えている。雨が降るとタンク1では降水を一気に流出させ浸透水が遅れて流出することは各タンクの流出ピークのずれ(遅れ)から見てとれる。浸透に伴ってピークは減少し、ピーク後の流量逓減も緩くなり地下水流出は回復をまたずに次の降雨に移行する。

(1) 流出解析(1991)

2002年は降雨が少なく流況(表8)は低く安定である。ピークは完全ではないが流況は概ね一致する。表8には、豊水流量(年間95日はこれを下らない流量)、平水(185日流量)、低水(275日流量)、渇水(355日流量)と最大・最小流量は各1年分の計算結果を流量の降順に並べ替えた。

表8 流況指標 (2002-2004)

2002	最大流量	豊水流量	平水流量	低水流量	渇水流量	最小流量
宇治川	673.8	119.7	105.2	89.0	81.4	79.2
木津川	386.9	42.5	30.3	20.9	14.2	11.5
桂川	132.1	34.6	18.4	12.6	7.9	6.6
淀川	889.4	186.6	157.1	138.9	120.6	111.7
2003	最大流量	豊水流量	平水流量	低水流量	渇水流量	最小流量
宇治川	692.1	190.4	112.5	94.4	88.1	85.2
木津川	564.1	71.8	50.8	37.4	23.3	20.5
桂川	271.3	60.3	37.6	26.7	16.0	12.0
淀川	1402.4	333.9	221.6	172.1	134.6	130.6
2004	最大流量	豊水流量	平水流量	低水流量	渇水流量	最小流量
宇治川	753.6	187.9	117.0	98.0	84.3	81.9
木津川	565.0	66.7	39.1	24.7	11.1	7.5
桂川	847.7	61.0	32.9	21.9	8.6	6.1
淀川	1816.6	327.5	195.6	152.7	126.8	110.1

(単位: m^3/s)

2002年流況は後の2年と比べて豊水から渇水まで全て最低となった。淀川平均流量は $285 \text{ m}^3/\text{s}$ であるが、2002年平均流量は $182.6 \text{ m}^3/\text{s}$ と平均を $100 \text{ m}^3/\text{s}$ も下回った。雨毎に各河川流量比は異なっ

それが淀川の流況や水質を支配する。三川の流量比は変動して平時は宇治川流量が大半を占め、琵琶湖放流量が確保されるが、流量が低いほどこの傾向は顕著となる。2002年は全体に宇治川流量比が大きい。流量比は合計流量（≡淀川流量）が低いと宇治川単独で占める割合が高く相対的に木津・桂川流量が低下している。

降水量では木津川が三川で最も低いが流域が大きいために流量は桂川より大きい。木津川流量の最大時は宇治川と逆転して全体の6割以上を占め、桂川はピーク時でも3割程度にとどまる。

2003年は雨が多く流量変動も大きかった。淀川流量も3年間で最大の300.8 m³/sと年間通じて安定した降水があった。とくに木津川流況は台風の多い2004年と比べても最大流量がわずか0.9 m³/s差で下回った以外は全指標流量とも3年で最大であった。他の年の木津川では流量が洪水に集中する傾向がありタンクモデル係数を流域間で変えていないため降り方に地域性は反映されにくかった。流量実測値がある年も木津川のピークが大きく河川自体に洪水要因があり、ダム制御の複雑さも影響すると考えられる。他の年とは違って流量が小さいほど比が上昇するのは宇治川ではなく、木津川であった。この年は琵琶湖放流量によって安定化する宇治川より木津川がより安定な流況となり豊水であった。

2004年は台風の過去最多上陸数を記録し各地で大雨被害、堤防決壊、洪水の氾濫が見られた。淀川も例外ではなく、秋の大雨で木津川・桂川が増水して宇治川流量を超えた。10月中旬に発生した淀川の最大流量発生時には、明らかに桂川の流量が卓越していた。10月の台風23号が近畿を通過し10月20日に京都府園部で200mm 雨量を記録、京都府北部で被害が報告された。桂川流量は増大はするがピーク以外では低めであり、平均流量288.8 m³/sは2003年より低く年平均流量としては例年並みである。流量比は流量の大きなきに限っては変動が見られるものの全体としては2002年と同様に流量が減少するにしたがって宇治川の流量比が増加して、相対的に木津川および桂川の流量は減少する傾向となった。ピーク流量時以外の流況は低目と考えられる。その一方、ピーク時にはやはり木津川の流量が全体の6割以上を占めることがあり、この年は桂川も5割近くを占めることがあった。

(2) 水質解析

① 解析結果の検証

同じタンクモデルの結果をDSiの観測値と比較し水質面からモデルを検証する。琵琶湖流入河川（姉川、野洲川、安曇川）観測値を用いて2002年9月1日から2003年9月30日の計算・実測値の比較を図4に示す。最も適合してみえるのは姉川であるが他も大差はない。地域差は十分考慮されていないが、平均値は再現されており、DSi濃度は稲作と関係する季節性がある。安曇川実測値は年間10mgL⁻¹以下で安定であるがモデルでは流域人口を過大評価している可能性がある。安曇川の上流部は大津市や京都市を含むが市街地ではないため流域人口は多くない。それにもかかわらずモデルは各市町村人口分布が一樣として流域に人口を割り当てており実際より多い。同じ誤差は他流域でも考えられる。

計算による流域のDSi分布を観測値の分布と比較した。宇治川上流における濃度は実測で与えており計算でも本川は低くなっている。木津川と桂川観測値は木津川が圧倒的に高いがモデルではその差は表せていない。木津川は上流域に高濃度が分布しているが、モデルには、まだ組込んでいない供給源が存在する。あるいは森林保水機能でDSiを多く含む地下水の割合が高いことも考えられる。

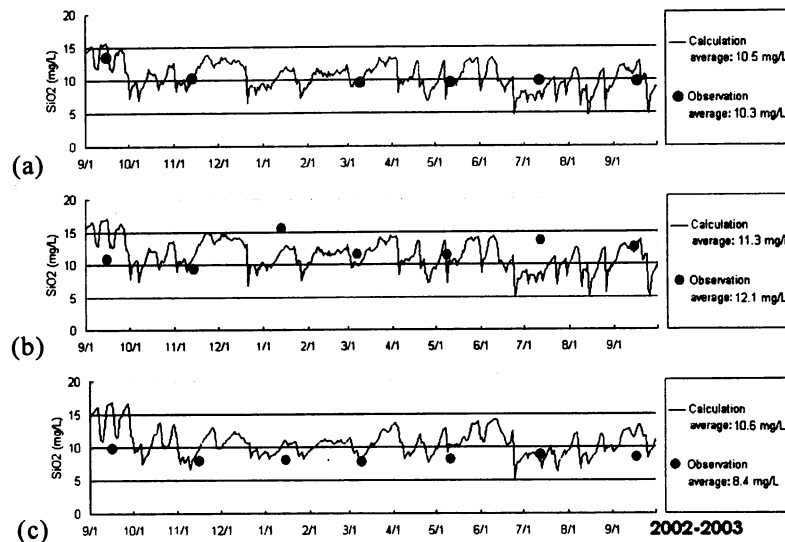


図4 河川シリカ濃度 (2002.9-2003.9)

(a)姉川 ; (b)野洲川 ; (c)安曇川

② 下流部の水質変動

計算による宇治川、木津川、桂川、淀川のDSi推移から以下のことがわかった。河川流量が低いと地下水比率は高くDSiは上昇するので低流量の2002年は河川濃度が高くなる。宇治川上流DSi濃度の観測値は3年の平均であって濃度では年較差は表せない。2003年が最高3.3mg/L、2002年より2003年は0.6mg/L高いが観測値が少なく変動自体の検証は難しい。DSiの短期変動がどうかは把握されていないが、下流部（枚方地点）における月平均値の平均値と変動幅は十分説明できると考える。降水中にDSiは少なく上段タンク基準濃度を低くすれば流量増大時に低DSi水が流出する。タンクモデルは前日水質値と関連づけないためその日の流出濃度が河川に直接反映されるが実際は河道に流出した降水は前日までの河川水と混合流下するため一気に濃度は低下しない。降水がどの程度時間をかけて河道に到達するか検討がして合流をずらせば、降雨時の濃度減少は弱めうると考える。一貫して低い濃度を示す宇治川が木津川や桂川をはじめ高濃度支川の合流や水の反復的利用によって淀川で5~10mg/Lに漸増する傾向は表せる。本川（野洲川）DSi濃度変化で支川合流のたびに濃度は増加して琵琶湖流入後は2mg/Lに落ち込む。流出後は再び流下方向に漸増し木津川、桂川と三川合流地点で今度は2倍以上に増える。このように観測で得られる本川DSi濃度変化の挙動は追跡できる。

③ DSiフラックス

モデルの河川流量とDSi濃度からDSiフラックスを検討し過去3年の傾向をみる。宇治川、木津川、桂川、淀川の2002年~2004年の月毎DSiフラックスを図6に示す。濃度が高い2002年は流量が低くフラックスも低下し月平均で他の2年の6割程度である。宇治川、木津川、桂川流量比は宇治川が平均で6割以上を占めるが濃度が低くフラックスは木津川、桂川と同程度で、DSi供給の点で寄与は同等であった。宇治川のDSi濃度を仮に他と同様に10 mg/L（琵琶湖シンク効果を見做す）すると

フラックスは現在の3倍になり、それに伴い淀川のDSiフラックスも1.5倍近く増加する。流出フラックスは瀬田川の観測濃度、流量で評価する。琵琶湖流出する低DSi水は支川流入や繰返し使用の影響で徐々に増加し淀川下流部では琵琶湖流入フラックスと同レベルまで回復する。一方、流入・流出するDSiフラックスの差から琵琶湖に堆積するDSi量も求めることができる。2002-2004年は28,000t、39,000t、31,000tとなった。これらはケイ藻に吸収されシストやデトリタスとして沈降する。すなわち、ケイ藻のバイオマスあるいは湖岸アシ帯にも集水域水田と同オーダーのDSiシンク容量がある。これにより流出入の不整合が説明可能となり都市部及び水田地帯で河川水DSi濃度が高い傾向も理解される。さらに改良し琵琶湖のDSi消費・蓄積を解析する生態系モデルと合わせ琵琶湖・淀川水系の栄養塩動態を表現する必要がある。

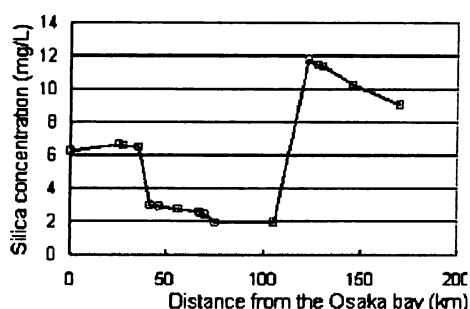


図5 流下方向のシリカ濃度変化

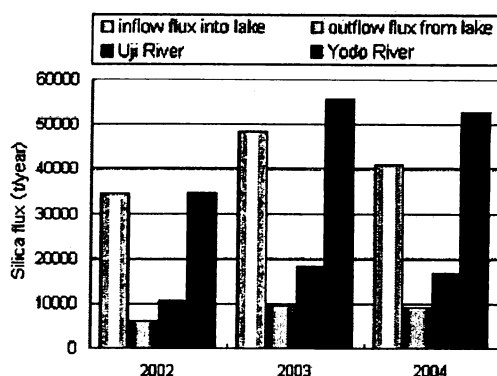


図6 年間フラックス。各年とも左から順に、湖への流入、湖からの流出、宇治川、淀川におけるフラックスを示す。

(3) 流域の比較

① 信濃川の場合

信濃川は秩父山地甲武信ヶ岳（2,475m）に発し河道長367 km、流域面積11,900 km²、位数は7次である。犀川は北アルプスの槍ヶ岳を水源に松本市で奈良井川を合流後、犀川と名を変え千曲川に注ぐ。犀川は豊富な水量と落差ある地形を利用し水力発電が盛んである。魚野川は源流を谷川岳とする清流で信濃川中流の最大の支川である。

2004年9月に比色計およびCTDで測ったDSi、pHをコンタと縦断変化で示した。コンタは観測した47点を距離自乗逆数の重みで補間、縦断変化は本川信濃川・千曲川と犀川・魚野川の観測値を横軸の河口距離で表した。千曲川と犀川は対照的分布を示す。千曲川は犀川に比べてDSi・pHとも高く、上流から低くなるのに対し犀川では逆に上流から徐々に高くなり合流後は20mg/l（333μM）を維持する。またpHが、この流域でも1950年代より増加して8.0以上を示し、千曲川と本川中流でとくに高い。

DSiに関する第一の特徴は淀川の宇治川と木津川の関係に似ている。また第二の特徴はpHが流域全体で緩やかに増加する全国的傾向である。流域DSi分布の濃淡は普遍的特徴と考えられる。

② 生物的な変動要因

琵琶湖深層DSi濃度の増加の原因は水温上昇という見方もあるが、 0.5mgL^{-1} が 5mgL^{-1} まで10倍に及ぶDSi変動を1度以下の水温上昇の影響だけでは説明し難い。琵琶湖集水域に約50,000haの水田があり1ha当り10tの稲から米1tを収穫する。稲ワラやモミ殻は米と同重量のシリカを含み概算すると水田面積 (ha) と同数値のシリカ (t) が毎年固定される。琵琶湖水における一年のシリカ純増分2,000tは集水域の水田固定量の4%にすぎず水田から浸出したDSiが排水路などを経由し湖に到達することは十分考えうる。滋賀県の稲作は昭和50年代から機械化が進み、50年代半ばに穂を乾す稲架も減り時期的にも一致する¹⁴⁾。また優占藻類が変化からケイ藻による需要が減少しDSiに余剰がでたことも現存量増加の一因と考えられる。この過程は水温も関係するが、純水にワラをつけるとDSiやDIPが容易に溶出し数時間で比色計測定レベルに達する。ここでは単純化した条件でDSi溶出速度を測定した。この結果、溶出が酸性環境では抑制され、アルカリ性に転じて激増することがわかった。

表9 実験の溶出速度

RUN	試料 (mg)	水量 (mL)	時間 (day)	水温 (℃)	pH	最終溶出量 (mg)		溶出速度(Md ⁻¹)		Si/P	Si溶出率
						SiO ₂	PO ₄	SiO ₂	PO ₄		
実験Ⅰ	精製水100mLに稲ワラ・アシ（穂・茎）の0.1gを浸す。24時間ごとにSiO ₂ 、PO ₄ 濃度を計測する。測定試料30mLで採水後に等量の精製水を加えポリびん内水量を保つ。季節による溶出過程差を確認するため常温（室温）と冷暗所（冷蔵庫）保存。										
C (ear)	100	100	53	3-8		0.8	0.11	0.25μ	0.02μ	11.16	0.08
C(stalk)	100	100	53	3-8		0.73	0.12	0.22μ	0.02μ	9.34	0.07
C(rice)	100	100	53	3-8		0.82	0.16	0.26μ	0.03μ	8.33	0.08
N (ear)	100	100	53	20-26		1.04	0.08	0.33μ	0.02μ	20.73	0.1
N(stalk)	100	100	53	20-26		1.03	0.11	0.32μ	0.02μ	15.41	0.1
N(rice)	100	100	53	20-26		1.08	0.21	0.34μ	0.04μ	7.99	0.1
実験Ⅱ	精製水50mLに稲ワラ・アシ（穂・茎）の0.5gを浸し、4時間ごとに3日間SiO ₂ 、PO ₄ 濃度を計測。測定で用いるサンプルは実験Ⅰと同様30mLであるが、採水後新たに50mLの精製水を入れ替えて溶出させる方法をとった。温度一定にするためウォーターバスを用いて、40℃恒温条件下で行った。										
H (ear)	500	50	3	40		1.73	0.105	190m	7.37m	26.09	0.03
H(stalk)	500	50	3	40		1.735	0.236	190m	16.56m	11.64	0.03
H(rice)	500	50	3	40		1.93	0.578	210m	40.56m	5.29	0.04
実験Ⅲ	精製水100mLに稲ワラ・アシ（穂・茎）の1gを浸す。24時間ごとにSiO ₂ 、PO ₄ 濃度を計測。測定で用いるサンプル水は30mL、採水後同量の精製水を加えポリびん内の水量を一定に保つ。約20日間計測したのち採水を停止										
A(ear)	1000	1000	49		7.0-5.8	5.32	2.61	110m	28.52m		
A(stalk)	1000	1000	49		7.0-6.2	2.51	0.50	103m	6.17m		
A(rice)	1000	1000	49		7.0-6.2	2.67	0.50	147m	6.31m		
実験Ⅲ	1ヶ月後に計測を再開、溶液pHを計測した後、水酸化ナトリウム（NaOH）を加えpHをアルカリに調整し、pH変化による溶出過程を求めた。										
A(ear)	1000	1000	18		11.6-10.5	24.74	3.04	1.76	3.43m	269.3	0.25
A(stalk)	1000	1000	18		12.0-11.5	73.6	0.89	1.12	3.15m	131.6	0.74
A(rice)	1000	1000	18		11.5-9.6	114.7	0.67	302m	0.79m	12.9	1.15

表9は実験 I ～Ⅲの結果から得られたデータを試料・水量・日数・条件・最終溶出量から溶出速度・Si/Pのmol比とSiの溶出率を計算したものである。

(4) 琵琶湖の藻類生態系

① 生態系とDSi

琵琶湖は1930年頃まで貧栄養に分類されたが、1960年以降に南湖で水質が悪化、1970年代前半に汚濁が問題化した。1977年にウログレナ赤潮、1978年には南湖でアオコが発生、北湖も1994年から晩夏に藍藻ブルームが発生し現在は中栄養、一部は富栄養状況にある。藻類の種組成遷移が湖の栄養状態や物質循環を理解する上で欠かせないものになっている。光合成過程¹⁰⁾。



とともに植物及び動物プランクトンの被食・捕食関係はロトカ・ボルテラ式で表す。被食者(P_i : 植物プランクトン)の基礎生産(光合成)と捕食者(Z_j : 植物プランクトン)の関係は

$$\begin{aligned} \frac{dp_i}{dt} &= \gamma_i p_i \left(1 - \frac{p_i}{K_i}\right) - \sum_j \frac{a_{ij} p_i z_j}{1 + h_{ij} p_i} \\ \frac{dz_j}{dt} &= \sum_i \frac{b_{ij} p_i z_j}{1 + h_{ij} p_i} - c_{ij} z_j \end{aligned} \quad (9b, c, d)$$

$$\gamma_i = \gamma_{i0} \times \frac{I}{I_{\text{opt}}} \times \exp\left(1 - \frac{I}{I_{\text{opt}}}\right) \times \frac{T}{T_{\text{opt}}} \times \exp\left(1 - \frac{T}{T_{\text{opt}}}\right) \times \frac{P}{P + K_{ip}} \times \frac{Si}{Si + K_{isi}}$$

ここに、 γ_i : 増殖率(day^{-1})、 K_i : 植物プランクトン i 種の環境収容力(mgL^{-1})、 h_{ij} : 半飽和定数、 a_{ij} : 植物プランクトン i 種が動物プランクトン j 種に摂取される割合、 b_{ij} : 植物プランクトン i 種が動物プランクトン j 種が摂取する割合、 c_{ij} : 呼吸や運動、大型動物の捕食による比損失速度(day^{-1})とする。 i 種被食者に対し j 種捕食者の競争的作用として P_i/K_i の負荷を与える。すなわち、 i 種被食者は j 種捕食者から増殖制限を受ける、あるいは収容力を分けることになる。これは捕食・被食の関係でなく空間や資源の割譲にあたる。被食・捕食者とも複数の場合の被食項は捕食者 j に関する和、捕食者の増殖項は被食者 i に関する和となる。また j 種動物プランクトンが i 種植物プランクトンにのみ栄養的に依存するとき総和記号は省略し、 $j=i$ の場合のみを考える。

増殖率 γ_i は水中光に強光阻害を含め、水温は種毎に最適水温を考える。流系季節変化(環流の形成・安定・崩壊・再生過程)が重要であるのは、春に上層、夏は中層、秋・冬は下層密度流により栄養塩を含む河川水が湖水の特定深度に貫入することによる。これは河川水と湖水の密度差による貫入深度、有光層・混合層比率などが影響する。水温・光以外の栄養塩に関わる増殖係数は栄養塩飽和度と生態系への到達率で与える。律速栄養塩としてリン酸態リン濃度($\text{PO}_4\text{-P}$)の制限を Monod 式で表し半飽和定数は K_p とする。珪藻の増殖率を求める際に珪藻はケイ酸制限を受けるため $Si/(Si+K_{Si})$ も考える。これらは藻類増殖率に及ぼす栄養塩飽和度を表す。

代表植物プランクトンはマイクロプランクトン(珪藻)、ナノプランクトン(緑藻)、ピコプランクトン(藍藻)とする。捕食・被食は1対1の個体間で生じるとする。珪藻にダフニア、緑藻にコペポダサイズの動物プランクトンを考える。中栄養特有のウログレナも考慮する。

植物プランクトンは種で異なる温度・光量・栄養塩濃度で優占するように与える必要がある。各藻類の T_{opt} : 最適水温、 I_{opt} : 最適光量は珪藻 $T_{\text{opt}1}=18$ ($^{\circ}\text{C}$)、 $I_{\text{opt}1}=70$ ($\text{W}\cdot\text{m}^{-2}$); 黄色鞭毛藻 $T_{\text{opt}2}=30$ ($^{\circ}\text{C}$)、 $I_{\text{opt}2}=100$ ($\text{W}\cdot\text{m}^{-2}$); 緑藻 $T_{\text{opt}3}=30$ ($^{\circ}\text{C}$)、 $I_{\text{opt}3}=100$ ($\text{W}\cdot\text{m}^{-2}$); 藍藻 $T_{\text{opt}4}=30$ ($^{\circ}\text{C}$)、 $I_{\text{opt}4}=30$ ($\text{W}\cdot\text{m}^{-2}$) とする。ただし、 $dt=1(\text{day})$ とする。その他の各種要素は各期それぞれで制限が異なる。

② 生態系の変遷

滋賀県衛生環境センター¹⁵⁾では1978年から継続的に水質観測を行った。ここでは今津・長浜間水深90m定点の1979-2000年観測結果を3期(I期: 1979~1986年、II期: 1987~1993年、III期:

1994～2000年)に分けて傾向を調べた。この結果、(a)クロロフィルはⅠ期からⅢ期にかけて緩やかに減少し、プランクトンカレンダーも過渡的で優占種もシフトしていると推察された。弱い夏のブルームが常駐的に認められる。Ⅰ期は夏・秋に表層 $5\mu\text{g L}^{-1}$ 以上を示す明瞭なブルームがあり、Ⅱ・Ⅲ期には4月に春ブルーム(珪藻)の後、5月は淡水赤潮、7月混合層下部の緑藻ブルーム、10月から11月の秋ブルームと小ピークが3度以上現れる。

(b)の溶存酸素分布では成層期に深水層貧酸素化が進み、1月底層の貧酸素状態は2月の全循環で解消され酸素が底層に輸送される。全循環は河川水の貫入深度も深まり融雪水で酸素補給を行う。酸素最小は11月底層に現れ、最大値は4月表層から中層に沈み込む形で現れる。春ブルームの後、活性の落ちた藻類や夏の植物プランクトンと増殖した動物プランクトンの死骸や糞が躍層下部に沈降し待受けるバクテリアに分解されるところで酸素が消費される。この酸素極小は躍層とともに深化し冬は深水貧酸素層と結合する。Ⅰ期からⅢ期まではほぼ同様の現象が続いている。

(c)リン酸態リンの季節変化は全循環で完全混合するが、成層して表水層は光合成で減少する。深水層は底泥溶出で供給される。夏から冬への増加傾向は酸素濃度が減少してDIP濃度も高くなる。Ⅰ期からⅢ期まで年を追って溶出が減少し、全体に減少傾向にあるといえる。

(d)DSi鉛直分布の季節変化を示す。濃度規制もなくⅠ期からⅢ期にかけ濃度は単調増加した。春先に表・中層で低濃度となるのは春ブルームで珪藻に消費されるためである。春以外はリンと似た形態をとる。珪酸質被殻で他の藻類より光合成に有利になった珪藻は春先の融雪で水温上昇が生じる頃に外部からDSiの供給を受け他に先駆けて増殖する。3月に増殖が活発になり4月に最盛期を迎え中旬過ぎに沈降する。これは比較的大型で他種より重く多くは休眠で秋ブルームを待つために沈む戦略と考えられる。Ⅰ期からⅢ期とも春の全循環を迎える頃に表層DSiが減少、大量消費される。季節変化は同じだがⅡ期、Ⅲ期と進むにつれ春の消費時期が徐々に遅れており、消費率がさらに大きくなる。夏季は湖底溶出と思われる底層濃度増加が年を追って明瞭になる。珪素の主供給源である珪藻被殻が強固で分解にかなり時間を要するのが原因と思われる。湖底に堆積した珪藻被殻が時間をかけて徐々に溶出する結果、近年の増加傾向に繋がったと考えられる。冬のDSi消費が減少したのは珪藻質に富む厚い殻の*Aulacoseira*(ニセタルケイソウ)が1980年代半ばから急減し利用されなくなった余剰分が湖水のDSi増に寄与したとTsugekiら¹⁶⁾は指摘している。Ⅰ期とⅢ期の全循環直後の濃度は 0.6mg/l から 1.8mg/l と3倍に増加し全循環期には濃度一様とすると1979年の 0.5mg L^{-1} が2000年に 2.0mg L^{-1} となり、現存量14,000tから56,000tまで年間約2,000tのペースで増加したといえる。これらは湖底近傍に集中し春ブルーム後に沈降した珪藻デトリタスの湖底から溶出したことが寄与していると考えられた。

(e)窒素(TN)分布は春ブルームで上層が少し上昇するが夏以降は全循環まで藻類の成長する表層で減少する。6月以降は窒素消費が下層に伸び、各期とも9月表層で最小値をとる。底層は夏から増加を辿り秋に最大となる。Ⅰ期からⅢ期で下層の窒素濃度は上昇傾向にあって、DSiと同様増加を示すのはDIPと対照的である。

③ 琵琶湖DSiシンク効果

光量は彦根気象データ¹⁷⁾と消散係数 $\alpha_0=0.03(\text{m}^{-1})$ を仮定し、透明度7m、有光層が20mとなるよう各プランクトンの消散係数を追加で与えた。植物プランクトンの種にはよらず湿潤重量の0.1%がクロロフィル-a量に相当するとして藻類4種の層別季節変化を計算した。深度0.5m、4.0m、10m、

20m層における湿潤重量濃度表示のプランクトンの季節変動をしらべた。珪藻、ウログレナ、緑藻は深くなると減少するが、藍藻は最適光量が小さいことで晩夏は他の藻類よりも多くなる。晩夏に藍藻が増えたことが特徴であり、現実には北湖で1994年にアオコが発生するようになった。以上から前述のクロロフィル量の推移、優占種変遷及びその時期的な順序関係（カレンダー）を説明しうるように思われる。珪藻湿潤重量の10%がシリカとして、春ブルームにおける珪藻濃度が $1\text{--}5\text{mgL}^{-1}$ 、厚さ10-40m、パッチ面積100-500km²についてのシリカ100~10,000 t ($1.67\text{--}167\text{Mmol}$) に対応するリン酸態リンは3~300 t ($0.1\text{--}10\text{Mmol}$)、PO₄では9~900 μgL^{-1} の範囲となってI期のリン酸レベルであれば、シリカで1,000 t程度ブルームは可能であったと考えられる。

5. 本研究により得られた成果

湖沼や貯水池などの停滞水域において、珪藻にDSiが固定されると下流で非珪藻が優占するという「シリカ欠損仮説」の実態を琵琶湖・淀川水系で検討し得た成果は以下のである。

- 1) 琵琶湖集水域の調査で得られた栄養塩濃度は、水田率や市街地面積あるいは人口の多い流域で高濃度が観測される。観測値と比較してDIPやpHは50年代より増加傾向にあるのに対しDSiはほとんど濃度変化が見られなかった。
- 2) 流量の重みつき平均として求めた琵琶湖集水域の平均DSi濃度は10.7mg/L ($178\mu\text{M}$) に対し流出濃度は2.0 mg/L ($33\mu\text{M}$) と低く湖水にDSiが増加する実態が示された。
- 3) 滋賀県衛生環境センター水質資料から1979から2000年に湖水のDSiは14,000から56,000tまで約4倍に年間2,000tの割合で増加していた。この傾向は全窒素も同じであり、リンのみが減少してクロロフィル量の緩い減少を説明していた。
- 4) 滋賀県下における収穫前の水田DSi固定量は約50,000tで、80年代半ばの稲作機械化に伴う農業形態変化、とくに稲ワラ処理の変化がDSi収支に影響した可能性がある。稲ワラは重量比で10~15%のシリカを含み、雨水に溶解比色計で容易に検出された。ワラから浸出したDSiは地下に浸透または農業排水路を経て湖に流出するが、湖畔アシや湖水の珪藻に利用されて沈降する。
- 5) 琵琶湖下流の宇治川でDSi濃度が低い傾向は下流からみて典型的シリカ欠損の形態である。流域ではDSi以外の栄養塩が増加し数十年間DSiは相対的に減少している。しかし、木津川および桂川との三川合流後に本川DSiは増加し下流で再び10 mg/Lに近づく。レッドフィールド比を考慮するとDSiが先に枯渇する状況には至っていないと考えられる。
- 6) 3段タンクモデルの日単位流出解析は1991年の流出解析で再現性が確認された。タンクモデルの各流出成分にそれぞれ基準濃度を与え、流量の重み平均として水田地帯で河川DSi濃度が高くなる傾向を表現した。また下流地点では、DSi濃度レベルの異なる三川の流量比が変化することで濃度変動することを再現できた。
- 7) タンクモデルの結果を月平均することによって流域総観モデルに帰着させ、栄養塩フラックスの長期変動分析などが可能になると考えられる。ここでは、降水パターンの異なる2002-2004年について琵琶湖・淀川水系のDSiフラックスを評価した。

6. 引用文献

- 1) 原島省 (2000) : 「アジア大陸隣接海域帯の生態系変動の検知と陸域影響抽出に関する研究」地球環境研究センターニュース、vol.10、No.7
- 2) 大久保賢治、村上 甲、阿部ちひろ (2004):水とシリカの循環に係わる流域の地形水理特性及び栄養塩輸送のモデル化, 日本海洋学会 シリカシンポジウム, 筑波大学.
- 3) 小林純 (1960) : 農学研究、第48巻
- 4) 滋賀県 (2001-2003) : 滋賀県環境白書・資料編
- 5) 気象庁ホームページ: 気象データ検索「電子閲覧室」 <http://www.data.kishou.go.jp/>
- 6) 土木学会編 (1999) : 「水理公式集・平成11年版」
- 7) 国土交通省河川局ホームページ: 「水文・水質データベース」 <http://www1.river.go.jp/>
- 8) 岡本水文・河川研究室 (2002) : 「流出計算マルチタンクモデル法の開発研究」セルブック
- 9) アクア琵琶ホームページ: 「アクア琵琶カレンダー」
<http://www.aquabiwa.jp/cgi-bin/showCalender.cgi>
- 10) 丸山利輔、三野徹 (1999) : 「地域環境水文学」朝倉書店
- 11) 鹿園直建 (2002) : 「化学的風化作用の河川水水質、特に溶存シリカに与える影響」地学雑誌、第111巻
- 12) 総務省ホームページ: 「平成12年国勢調査」 <http://www.stat.go.jp/data/kokusei/index.htm>
- 13) 農林水産省ホームページ: 統計データ「地域情報・市町村の姿」
<http://www.toukei.maff.go.jp/shityoson/index.html>
- 14) 国友伊知郎 (2001) : 「北近江・農の歳時記」サンライズ出版
- 15) 滋賀県衛生環境センター: 水質資料 (1978-2001)
- 16) N. Tsugeki, H. Oda and J. Urabe (2003) : Fluctuation of the zooplankton community in Lake Biwa during the 20th century : a paleolimnological analysis, Limnology, No.4
- 17) 国立天文台編纂: 理科年表(1997)、全天日射量の日積算量の月別平均値、丸善

7. 国際共同研究等の状況

- ①「レマン湖深層の溶存酸素と栄養塩」: Dr. Ulrich Lemmin (ローザンヌ工科大学・スイス)
岡山大学の二国間研究課題登録, 2004年9月, 元ユーロ・レイク代表
- ②「ローヌ川の流域総観モデルの確立」: Dr. Phillip Olive (元パリ第6大学・フランス)
日仏共同研究のカウンターパート, 2004年9月, EUプロジェクト立ち上げ中
- ③「河川水と地下水の結合モデリング」: Dr. Md Qumrul Hassan (ダッカ大学・バングラデシュ)
岡山大学の国際シンポジウムに招待, 2004年12月, 1998年に岡山大学に招聘
- ④「雲南高原湖沼の栄養塩負荷量評価」: Dr. Song Xieling (雲南省地質科学研究所・中国)
過去に10回の湖沼・河川で共同観測実施, 2002年11月昆明でワークショップ開催
- ⑤「ダニューブ川中流部の浮遊砂輸送」: Dr. Julius Fabian (ノビサド大学・セルビアモンテネグロ)
岡山大学の国際シンポジウムに招聘, 2004年12月, EUプロジェクト
- ⑥「地球規模の炭素および珪素の循環」: Dr. Jens Hartmann (ダルムシュタット工科大学・ドイツ)
2005年4月に岡山大学に来訪, 本研究のデータ集を交換

8. 研究成果の発表状況

(1) 誌上発表

<論文(査読あり)>

なし

＜その他誌上発表（査読なし）＞

なし

＜報告書類等＞

- ① 大久保賢治：平成14年度琵琶湖研究所委託研究報告書、第4章、58-78(2003)
「琵琶湖集水域の季節性と湖沼生態系」
- ② K. Okubo: Final Report of the Japan-Bangladesh Joint Study Project on Floods, BUET(IFCDR) & JICA, 117-134 (2004)
“Synoptic Basin Model of the Upper Meghna River Causing Floods in the Northeast Bangladesh, Hydrological and Morphological Study of the Meghna River”
- ③ 大久保賢治：笹川日仏財団完了報告書、1-30(2005)
「レマン湖の二重拡散対流に関する日仏共同研究」

(2) 口頭発表（学会）

- ① 大久保賢治：土木学会水工学委員会、岡山(2003)
「湖沼・沿岸の水工水理学」
- ② 大久保賢治：アゲールシンポジウム、熊本大学、土木学会、6p(2004)
「環境変化に対する水域の応答」
- ③ 大久保賢治、村上 甲、阿部ちひろ：日本海洋学会シンポジウム、筑波大学(2004)
「水とシリカの循環に係わる流域の地形水理特性及び栄養塩輸送のモデル化」

(3) 出願特許

該当なし

(4) シンポジウム、セミナーの開催（主催のもの）

該当なし

(5) マスコミ等への公表・報道等

該当なし

9. 成果の政策的な寄与・貢献について

本テーマで作成した総観モデルは地形データ（地図）があれば構成でき、気象などのデータが必ずしも入手できない開発途上国での利用に供しやすい。実際に、JICAの専門家としてバングラデシュ水資源局にこのモデルを提示し同国の水資源管理施策に貢献した。