地 球 化 学 **40**, 137-145（2006）
Chikyukagaku（Geochemistry）**40**, 137-145（2006）

報　文

多摩川におけるケイ素収支にあたえるダム および下水処理場の影響

井　上　直　也*・赤　木　　右*,**

（2006年１月27日受付，2006年６月７日受理）

The influence of the dam and sewage treatment plants on the silicon budget of the Tamagawa River

Naoya INOUE* and Tasuku AKAGI*,**

* Faculuty of Agriculture and Technology
3-5-8 Saiwai-cho, Fuchu-shi, Tokyo 183-8509, Japan
** Present address: Department of Earth and Planetary Sciences,
Faculty of Sciences, 33 Kyushu University
6-10-1 Hakozaki, Higashi-ku, Fukuoka 812-8581, Japan

Silicon, supplied mainly from lands, plays an important role in the primary production in the oceans. In this study we have conducted the observation of dissolved Si concentration in river water along the Tamagawa river throughout a year and spotted two zones which showed statistically significant change in the dissolved Si concentration: the Ogouchi Dam and the discharging zone of treated water from sewage treatment plants. On average, the former removed 0.8 mg/l of Si from the upper stream water containing Si at a concentration of 6.40 mg/l, whereas the latter added 1.2 mg/l of Si to the river water. The removal of Si in the dam might be attributed to diatom intake of Si in the dam, although the relation between the Si removal and its number density was insignificant. The addition of Si by the sewage treatment plants is likely due to the use of groundwater having a higher concentration of Si in the municipal areas, from which the treatment plants collected sewage, according to the consistent results of a simple mixing calculation.

The annual removal of Si by the dam is estimated to be 250 ton/year and the annual load by the six sewage treatment plants is as much as 1,100 ton/year, implying that the anthropogenic input of Si along the river flow. Considering P and N concentration changes, however, N/Si and P/Si markedly increased to exceed the Redfield ratio by the addition of the treated water from the sewage treatment plants. This suggests that the anthropogenic activities along the Tamagawa river give an advert effect on diatom in the coastal area with respect to the mutual concentration of the three nutrients.

Key words: silicon, dam, sewage treated water, nitrogen, phosphorus, groundwater use

1. はじめに

窒素，リンの循環に人間活動による負荷が加わることによって起こる富栄養化の現象が湖沼で問題になっている（総合環境政策局環境計画課，2005)。海域では上記の元素に加えてケイ素（Si）も重要である。こ

* 東京農工大学大学院農学教育部物質循環環境科学専攻
〒183-8509　東京都府中市幸町3-5-8
** 現在，九州大学大学院理学研究院地球惑星科学部門
〒812-8581　福岡市東区箱崎6-10-1

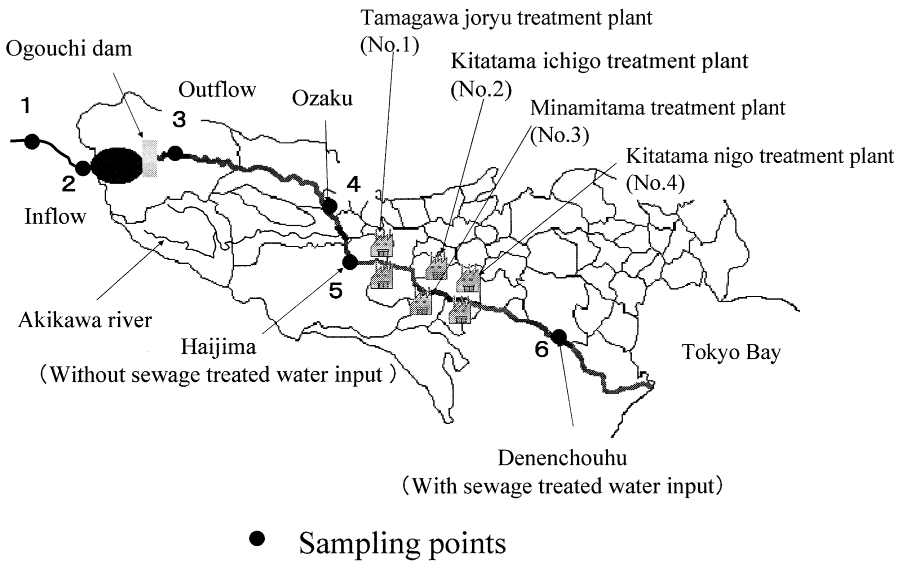

Fig. 1 Location of sampling sites along the Tamagawa river.

れはケイ素を必須元素とするケイ藻が海洋生態系の主要な一次生産を担っているからである。ケイ素は主として風化作用によって河川水に溶存態ケイ素（DSi: Dissolved silica）として供給される。その量は集水域の地質により，ほぼ決まった量が供給されていると考えられている（DeMaster, 1981)。近年，シリカ欠損仮説が Ittekot *et al.*（2000）により提案され，我が国でも海洋生態系に与える影響が議論されている（原島，2003)。しかし，我が国において，この仮説を議論するための基礎となる河川におけるケイ素濃度の変化の原因については，一部の研究（樋口・紀本，2003）が行われているものの，まだ体系的に議論した研究はほとんど行われていない。本研究では，陸域から海洋への河川を通したケイ素供給に与える，下水道とダムの影響を定量的に把握することを目的とした。

日本国内のダム湖で，アオコの発生や異臭の発生など植物プランクトンに起因する富栄養化問題が課題になっている。近年ではさらに，ダム湖に代表される停滞水域で同様のメカニズムによりケイ素が消費され，海域のプランクトン組成に影響を与えることから，ケイ素濃度の増減は富栄養化現象による水質悪化と同様に問題視されている（Humborg *et al.*, 1997)。

一方，我が国において下水道は，経済の発展に伴い急増した河川や湖沼，内湾等の海域の水質汚濁を改善し，地域社会の生活環境を整備するために必要な社会資本として着実に普及してきた。現在その処理人口は2004年で8,600万人，普及率は68%に達している（田川，2004)。またその処理水量は集落排水も含み137億 m^3/year であり，この値はおおむね日本の水資源賦存量の3.3%に相当し（水資源部水資源計画課水資源調査室，2005)，元素収支を考える上で無視できない可能性がある。

多摩川は山梨県笠取山（標高1,941 m）を源に発し，東京都西部から東京都と神奈川県の都県境を流下し東京湾に注ぐ延長136 km，流域面積1,240 km^2の一級河川である。流域内の人口は320万人に達し，京浜地区の人口集中地帯を流れる都市河川である（Fig. 1）。小河内ダムは，西多摩郡奥多摩町の多摩川本流にあり，水道専用としては日本最大規模のものである。小河内ダムから放流された水は約70 km 下流で小作浄水場に取水され，上水道として多摩地区西部に供給される。生活用水として使われた水は下水道により集められ，東京都水再生センターで処理され，再び多摩川に合流する。年間の総下水処理水は河口から28 km 地点で多摩川の水量の約5割を占める（小河内貯水池管理事務所，2005)。本研究では，多摩川において一年間にわたってケイ素濃度の変動を調査し，ダムおよび下水道による濃度変化を定量的に理解し，その有意性を評価すると共に，変化をもたらす原因を考察した。

2. 方　法

多摩川河川水は地点1から6までの計6地点で2004年7月から2005年8月の約1年間にわたって，1ヶ月

に１回採水を行った。採水地点を Fig. １に示す。地点１，２はダム流入前の河川水を代表し，地点３はダム放流後，下流1.7 km に位置し，ダムでのせき止めの影響が予想される地点である。地点４は浄水場に取水される前（小作）であり，多摩川中流域を代表すると考えた。地点５（拝島橋）は東京都下水道局多摩川上流水再生センターからの処理水が混入する前の地点で，地点６は多摩川に計６ヶ所ある水再生センターの下水処理水混入後13 km 地点で，それぞれ，下水処理水が混入前および後の河川水を代表していると考えた。最下流の地点６では海水の遡流は認められない。下水処理水は上流水再生センター放流口で河川水の採水と同じ日に毎月１回採水した。地下水は地下水を100％水道水源としている昭島市の昭島市役所および昭島市水道部の水道より採水した。

試料は一定量をミリポアフィルター（0.4 μm）で減圧濾過し，得られたろ液について ICP−発光分析法により溶存態ケイ素（DSi）の定量を行った。フィルター上に集められた懸濁態ケイ素は，るつぼに入れ電気炉中で700 ℃ の温度で灰化させた後，テフロンビーカーに移し 1% Na_2CO_3で煮沸・溶解した。その後0.１N 硝酸溶液に調整した試料を ICP−発光分析法（島津製作所）により定量をおこない粒子態ケイ素とした。

小河内貯水池におけるプランクトン数と種は，生産層（表層，水深２m，５m，10 m および透明度の３倍水深）における週１回の測定により得た月平均値を平成16年度東京都水道局小河内貯水池管理年報（小河内貯水池管理事務所，2005）から引用した。同貯水池への流入河川と放流水の流量，溶存態無機窒素（DIN），溶存態無機リン（DIP）のデータについても同報を引用した。なお，貯水池への流入量と放流量は年によるばらつきをなくすため，同報中の1959年〜2001年の平均流量（小河内貯水池管理事務所，2001）を用いた。

下水処理水が混入する直前の拝島（地点５）の DIN, DIP，流量のデータは，国土交通省河川局（2005）から，下水処理水については，流域下水道本部（2005）から，それぞれ引用した。

３．結果および考察

3.1　流下による変化

Table１に，測定した河川水の溶存態ケイ素濃度，各地点の平均，標準偏差と粒子態ケイ素濃度を示す。１L あたりの粒子態ケイ素の濃度は溶存態ケイ素濃度に比べると10分の１以下であった。平水時ということもあるが，粒子態ケイ素の測定期間は比較的水量が多い時期にもかかわらず，そのケイ素濃度は溶存態ケイ素濃度と比べるとはるかに少なかった。平水時においては粒子態の年間を通して及ぼす収支への影響は無視できると考えられる。

多摩川の流下に伴うケイ素の年平均濃度の変化を Fig. ２に示す。図中のバーは各月におけるデータの標準偏差である。DSi 濃度が一年を通して有意に変化した区間として地点２〜３区間（$p<0.001$），地点５〜６区間（$p<0.001$）が確認された。地点２〜３区間では減少し，地点５〜６区間で増加した。自然流下のみである地点１〜２，地点３〜４区間では DSi 濃度に有意な変化は認められなかった。

多摩川上流域は礫岩，砂岩，泥岩層で構成されるほぼ同一の地層より構成されている（全国国土調査協会，1979）。それゆえ地質の影響を受ける DSi 濃度は，支流の合流（地点１〜２区間および地点３〜４区間）による極端な変化が起こらなかったと考えられる。地点４〜５区間では多摩川の水が浄水場に取水された後，支流秋川の合流で流量の増加が認められた。すなわち，大部分の河川水が入れ替わっていたことを示す。そのため，その区間では年間平均ケイ素濃度は増加した。代表的な支流である秋川の水が秋川合流後の多摩川の水の大部分を作るが，秋川の DSi 濃度は多摩川上流の河川水とほぼ等しかった。このことから，地点２〜３区間にあるダム湖がなければ，地点１〜５区間では濃度の増減はなかったと推測される。

２〜３区間で見られた有意な減少および，地点５〜６区間でみられた有意な増加については人為的なものと考えられるが，その原因は後に議論する様にそれぞれ，ダムおよび下水処理場の影響によると考えられる。

3.2　ダムの影響

前述したように地点２〜３区間で DSi 濃度の有意な減少（$p<0.001$）が認められた。6.40 mg/l から5.56 mg/l へ減少し，その間0.8 mg/l の濃度低下が認められた（Table１）。この区間にはダムがあり，河川がダムを経由することでほぼ１年を通して DSi 濃度が低下していることが確認された（Fig. ３）。我が国の他のダムにおいてもケイ素の濃度の減少が認められている（樋口・紀本，2003）。ダムに直接流入するほとんどケイ酸を含まない雨水によって，放流水が希釈された可能性が考えられる。しかし，年間流入量と流出量はほぼ釣り合っており（Table２），雨水によ

Table 1 Concentation of dissolved and particulate Si (mg/l) in the Tamagawa river water, sewage treated water sampled at the Tamagawa sewage treatment plants and groundwater.

Date	Site1	Site2	Site3	Site4	Site5	Site6	Treatmet plant No.1	Treatmet plant No.2	Treatmet plant No.3	Treatmet plant No.4	Groundwater
Jul-2004	6.70	6.84	5.03								
		(0.12)	(0.3)								
Aug	6.68	6.74	5.69								
		(0.12)	(0.27)								
Sep	5.39	5.44	5.68	5.61	6.98	7.90	10.4				
				(0.66)	(0.35)		(0.042)				
Oct	6.42	6.44	5.55	5.82	6.38	7.96	9.50				
							(0.038)				
Nov	6.39	6.44	5.61	5.60	7.14	8.49	0.56				
Dec	6.46	6.44	5.66	5.38	6.32	8.47	9.78				
Jan-2005	6.21	6.19	5.82	5.48	5.76	9.18	10.2				
Feb	5.96	5.93	5.99	5.57	5.61	9.21	10.3				
Mar	6.33	6.19	5.81	5.48	6.00	8.88	10.2				
Apr	6.28	6.45	5.64	5.21	5.22	8.54	10.2				
May	6.53	6.66	5.02	4.70	4.73	6.55	9.72				
Jun	6.91	7.01	5.17	5.21	5.96	7.26	9.61				
Jul				5.01	6.21	8.46	9.93				
Aug				5.54	6.76	8.61	10.1	10.6		10.6	
Sep								11.6	12.3	11.7	15.5
Average	6.36	6.40	5.56	5.38	6.09	8.29	9.95	11.1	12.3	11.1	15.5
Standard variation	0.39	0.43	0.32	0.31	0.71	0.78	0.31	0.5		0.6	

Concentration of particulate Si (mg/l) is shown in parentheses.

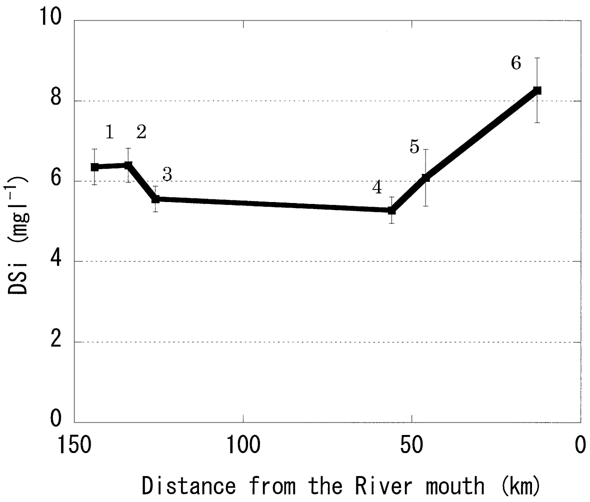

Fig. 2 Change in the concentration of dissolved Si along the Tamagawa river throughout a year.
The vertical bars on the data are the standard variation 1σ of all the data throughout a year.

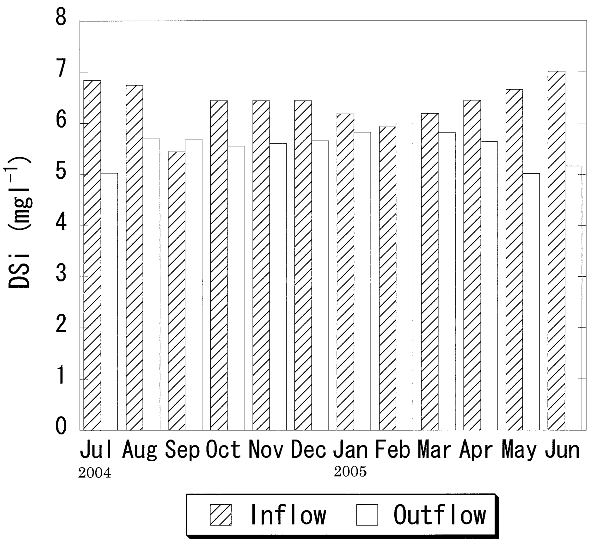

Fig. 3 Comparison of the concentrations of dissolved Si in river waters before and after the Ogouchi dam (sites 2 and 3) throughout a year.

Table 2　Estimate of decrease and increase in the concentration of dissolved Si along the Tamagawa river.

	Annual flow(∑Fi) ($\times 10^8$ m^3/year)	Annual concentration ($\bar{C}i$) (mg /l)	Annual amount (∑Fi Ci) (ton/year)
Inflow	2.81	6.4±0.43	1800
Outflow	2.80	5.6±0.32	1550
Decrease in dam		-0.8	-250
Site No.5 (Without sewage treated water input)	4.32	6.1±0.7	2800
Sewage treated water load in Tamagawa river	2.38	10±0.31	2370
Site No.6 (With sewage treated water input)	11.0	8.3±0.8	9030

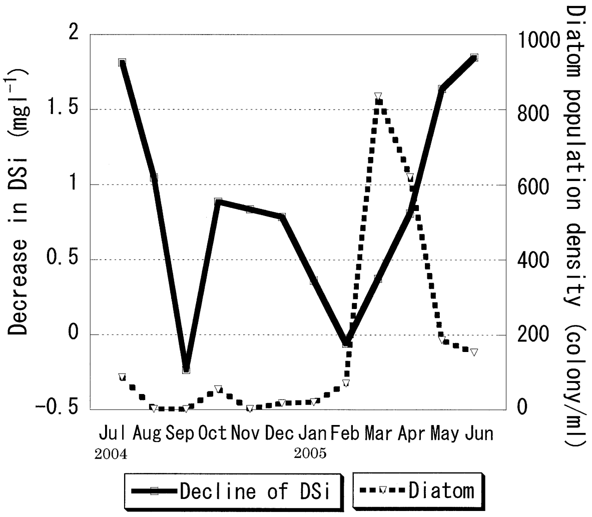

Fig. 4　Decrease in the concentration of dissolved Si in the Ogouchi dam water (DSi outflow-DSi inflow) and Diatom number population.

る希釈は蒸発濃縮によって打ち消されていると考えられる。

このようなダム湖における溶存ケイ素の減少は，ダム湖に発生する珪藻によってケイ素が消費され，水系から除去されることによると考えられている（Humborg *et al.*, 1997）。本研究でも珪藻の個体数とケイ素濃度との関係を調べた。淡水池に発生する一般的な種は，*Asterionella spp., Synedra acus* であり，小河内貯水池でも主にこの2種が例年観察されている（小河内貯水池管理事務所，2005）。ダム流入水と放流水の差からダム内部における DSi 減少を求め，それと珪藻プランクトン数との比較を Fig. 4に示す。珪藻ブルームが起きた3，4月にコロニー数が600～800/ml と最高値を示した。その後，5～7月に DSi 濃度減少が1.6～1.8 mg/l と1年を通して最高の減少量を示したが，両者の間には明瞭な相関関係は見られなかった。この原因として，プランクトン個体数の調査がダム放流口前後でおこなわれ，ダム全体を反映していないこと，小河内ダム水の数ヶ月の平均滞留時間に起因する位相のズレなどが考えられる。

Fig. 3に示した月毎の DSi 濃度と1959年～2001年の月平均流量から各月の DSi 流入量と流出量を求め，一年間に亘り積算した除去量を Table 2にまとめる。ダムへの流入量が1,800 ton Si/year，流出量が1,550 ton Si/year と算出され，ダムでの DSi 除去量は250 ton Si/year と見積もられた。この量はケイ素の全流出量の14%にあたる。

3.3　下水処理水流入の影響

前述したように，地点5～6区間で DSi の有意な増加（p<0.001）が認められた。年平均で6.09 mg/l から8.29 mg/l へ増加し，その差は2.2 mg/l である（Table 1）。河口から29～44 km 域に東京都下水道局が管理する計6ヶ所の下水処理場が位置しており，多摩川には地点5の下流から15 km にわたって段階的に下水処理水が混入する。そこで下水処理水の影響を考察した。

下水処理水が混入する直前（地点5拝島橋），下水処理水（多摩川上流水再生センター），そして下水処理水混入後16 km 下流（地点6田園調布堰）での多摩川の DSi 年間濃度変化を Fig. 5に示した。多摩川へ

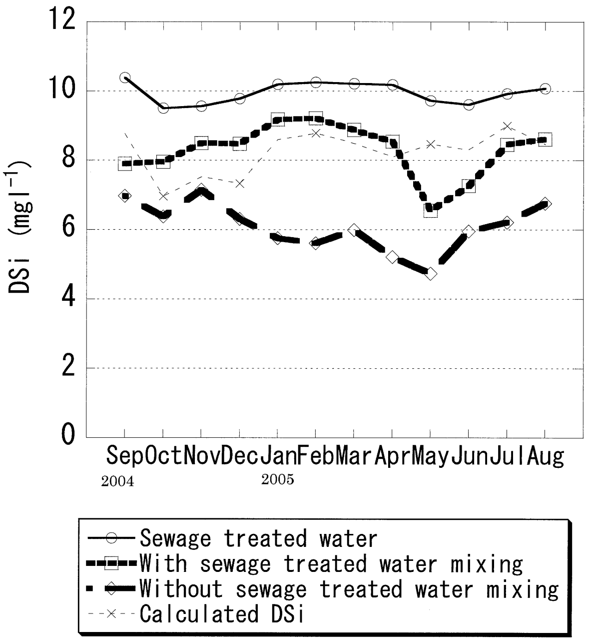

Fig. 5　The concentration of dissolved Si in treated sewage water and in river waters after and before the sewage treated water mixing (sites 5 and 6), along with the calculated concentration of dissolved Si in river water after the sewage treated water mixing assuming the simple mixing of river and the sewage treated waters.

排出される下水処理水の DSi 濃度は，６ヶ所の下水処理施設でほぼ同じであり（Table 1），一年を通じて多摩川河川水のそれよりも高かった。下水処理水量は，河川水と同程度の量で負荷量は高く，下水処理水が河川中の DSi を有意に上昇させていると考えられる。さらに詳しく月毎の変化を見ると，河川の流量が少ない１～３月は処理水の影響を強く受け，DSi 濃度が高い値になる。逆に河川の流量が多い春季から秋季にかけて下水処理水の影響は比較的少ないことが分かる。

河川と下水処理水の濃度と流量から単純希釈混合を仮定し，式(1)より求め，それを実測値と比較した（Fig. 5）。

下水処理水混合後のケイ素濃度＝
（河川水ケイ素濃度×河川水流量＋
下水処理水ケイ素濃度×下水処理水流量）/
（河川水流量＋下水処理水流量）……………(1)

測定したケイ素濃度と河川水の流量は瞬間的な値であるのに対し，下水処理水の量は時間毎に測定した量の積算値であることを考慮すると，両者はよく一致しているといえる。これは下水処理水が DSi 濃度を上昇させているという考察がおよそ正しいことを示している。

下水処理水と河川水の月平均ケイ素濃度の差と月毎の下水処理量をかけて河川起源以外のケイ素総量を計算し，一年間にわたり積算した下水処理水による付加見積もり量を Table 2 にまとめる。付加された総量は 2,370 ton Si/year であると計算される。この数字には元々取水した河川に含まれていたケイ素を含む。

3.4　下水処理水のケイ素濃度

下水処理水のケイ素濃度が河川水より高い原因について考察する。水源を全て地下水でまかなっている昭島市の水道水ケイ素濃度は15.5 mg/l と多摩川河川水に比べて高かった。多摩川上流水再生センターで処理する区域では，上水道として使用される水は河川水と地下水を水源としている。地下水のケイ素濃度が15.5 mg/l であるとして，その濃度が下水処理水のケイ素濃度を定量的に説明できるかどうかを調べた。多摩川上流水再生センター（下水処理場 No. 1）の下水処理区域の年間水道供給量は$6.69\times10^7 m^3$であり，そのうち地下水は$3.37\times10^7 m^3$，河川水は$3.32\times10^7 m^3$が使用されている（小作浄水場，私信）。河川水のケイ素濃度は小作取水場で取水する地点の上流での一年の平均値5.4 mg/l を採用した。ケイ素が上水道から下水道の間で保存されていると仮定して，下水処理水の理論値は式(2)で10.4 mg/l と算出される。

下水処理水のケイ素濃度＝
（地下水ケイ素濃度×地下水使用量＋
河川水ケイ素濃度×河川水使用量）/
（地下水使用量＋河川水使用量）……………(2)

この値は，上流水再生センターの下水処理水の年間ケイ素濃度（10.0 mg/l，Table 1）とほぼ等しい。この計算式より地下水の寄与があるため，下水処理水のケイ素濃度が表層河川水と比べ高くなったと考えられる。

3.5　多摩川のケイ素収支

多摩川の水収支は，地下水と多摩川河川水の下水道経由の還流ないし混入で説明できるほど単純ではない。実際には，利根川，相模湖，荒川で取水した水，さらには工場などで直接汲み上げた地下水も，無視できない量が，浄水場を経由せず，下水処理場を経由し

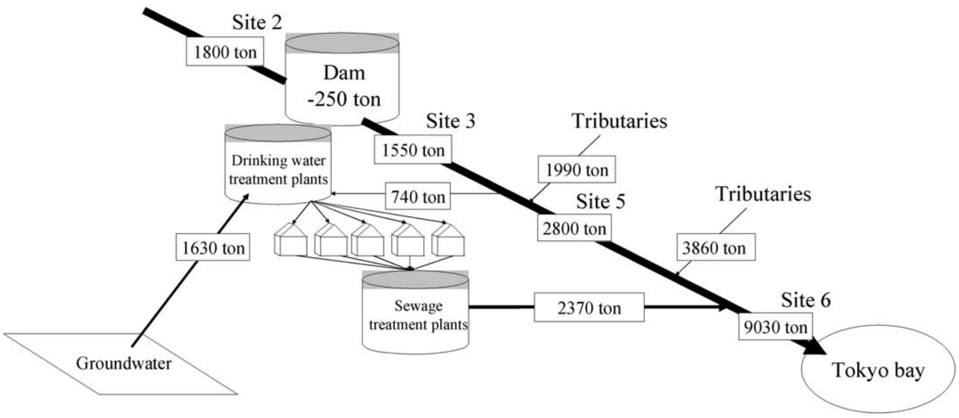

Fig. 6　Schematic diagram showing the annual Si budget along the Tamagawa river.

て，多摩川に混入している。さらには，僅かではあるが，一部の水は下水処理場を経由せず混入している（京浜河川事務所，2003）。今回採取した地点において，これらの水の寄与の割合に定量的な記述はない。ここでは，系を単純化し，地下水と河川水のケイ素濃度をそれぞれ15.5 mg/l，5.4 mg/l（前節参照）とする。また，下水処理場を経由せず，河川に流入する水については無視する。

3.4で行った１つの処理場についての収支の議論が多摩川に６ヶ所ある下水処理場でも成り立つと仮定し，多摩川の全下水処理場が及ぼすケイ素収支について議論する。多摩川流域の地下水汲み上げ量と多摩川からの河川水取水量の和が下水処理場からの放水量と等しいと仮定すると次式が成り立つ。

下水処理場からの放水量
＝地下水汲み上げ量＋河川水取水量………(3)

ケイ素が上水道から下水道の間で保存的に振る舞うと仮定すれば，地下水と河川水の混合によって下水処理水のケイ素濃度は決るので（式(4)）が成り立つ。

下水処理水ケイ素濃度＝
（地下水ケイ素濃度×地下水汲み上げ量)＋
河川水ケイ素濃度×河川水取水量)/
（地下水汲み上げ量＋河川水取水量）………(4)

今回測定を行った下水処理場のケイ素濃度（Table ３）から処理量に応じて加重平均を計算し，平均濃度11 mg/l を得た。これを多摩川へ排出される下水処理水のケイ素濃度とした。さらに，６ヶ所の下水処理場から多摩川への放水量については，年間下水処理量は$2.38\times10^8 m^3$/year と報告されている（流域下水道本部，2005）。これらの値を式(3)，(4)に代入して地下水の汲み上げ量，河川取水量を求めると，河川水から$1.34\times10^8 m^3$，地下水から$1.05\times10^8 m^3$と算出され，下水処理水へのケイ素供給量は河川水から740 ton Si/year，地下水から1,630 ton Si/year と計算された。なお，この値は地点６までのケイ素の収支を表し，東京湾に及ぼすケイ素収支を与えるものではない。

前節までの議論と本節の計算を総合して Fig. 6に多摩川におけるケイ素収支の概略図を示す。ダムでは3.2で議論したように250 ton Si/year が河川水から除去される。次に水道用水として740 ton Si/year のケイ素が多摩川から失われ，下水処理水が混入する前の地点（地点５）でのケイ素流量が2,800 ton Si/year であった。このことから３～５区間での支流からの供給は1,900 ton Si/year であったと考えられる。下水処理水混入後（地点６）のケイ素量は9,030 ton Si/year であった。下水処理水から2,370 ton Si/year が流入していたので，５～６区間では下水処理水以外として支流からの流入量は3,860 ton Si/year であったと考えられる。さらに下流では，下水処理場が配置されているため，さらにケイ素の負荷があると考えられる。以上より，多摩川水系においては，水道処理施設を経由した地下水の汲み上げが無視できず，東京湾に流入するおよそ５分の１量を加えていることが分かった。

3.6　Si，N，P の比較

沿岸生態系への影響を議論する際には，主な栄養元素である N，P，Si の相対濃度比が重要である。同時期における窒素とリンのデータを国土交通省河川局（2005）より引用してそれらの比の変化を調べた。

Fig. 7に DIN/DSi，DIP/DSi 比を示す。バーは一年間における変動（標準偏差）である。沿岸の代表的

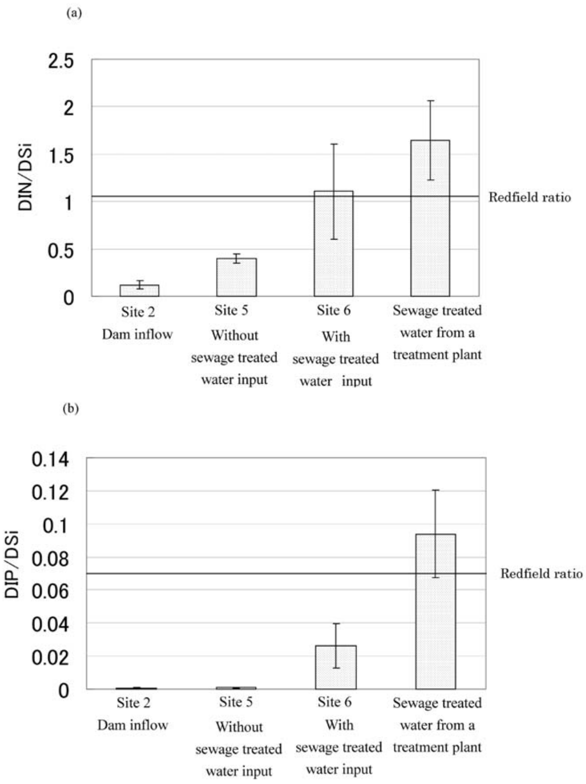

Fig. 7　Molar concentration ratios of (a) dissolved inorganic nitrogen (DIN) to dissolved Si (DSi) and (b) dissolved inorganic phosphorus (DIP) to dissolved Si (DSi). The vertical bars indicate the variation (1σ) of the ratios throughout a year (n＝12).
The horizontal bars in figures show the Redfield ratio for coastal diatoms.

な珪藻である *Skeletonema costatum* の培養実験から，藻体内の N/Si，P/Si 比はモル比で，それぞれ1.06および0.066と報告されている（Raymont, 1980）。本研究では，これをレッドフィールド比として採用する。下水処理水混入前は，比がレッドフィールド比より低く，一方，下水処理水はレッドフィールド比よりも高かった。その傾向は特に P/Si 比で顕著だった。珪藻の生育は N/Si，P/Si に影響され，その比がレッドフィールド比よりも高くなると珪藻は非珪藻類（渦鞭毛藻類など）の種によって排除されることが知られている（角皆，1979）。よって，この河川水の供給を受ける沿岸域は珪藻の生育には不向きであることが分かった。淡水性ケイ藻の N/Si と P/Si 比は沿岸性ケイ藻の比よりもはるかに小さく，下水処理場の影響下にある中流域の河川環境はすでに淡水性ケイ藻の生育に不向きな状態といえる。

4．結　　論

多摩川においては DSi が減少する地点としてダム，上昇させる要因として下水処理水の混入が特定された。Fig. 6 に示したように多摩川の場合，ダムが14%のケイ素を除去し，下水処理水がケイ素濃度を上昇させていた。その下水処理水によるケイ素濃度の上昇は周辺地域の地下水利用で説明できることがわかった。従って，下水処理水によるケイ素濃度の付加は水道水の供給源の構成の異なる他の水系では異なると考えられる。

多摩川に排出される下水処理水は，地下水利用の影響を受け，東京湾へのケイ素供給源になっていることが分かった。一方，窒素，リンに対する相対的なケイ素量を考えると，下水処理水は N，P も多量に含み，窒素，リンに対するケイ素の存在量をレッドフィールド比よりも低下させていた。従って，珪藻の生育にとって不利な状況をもたらすと考えられ，沿岸生態系へ少なからず影響していると考えられる。

謝　辞

本研究は，河川環境管理財団のケイ酸研究会助成により行った。また，同財団のケイ酸研究会委員会（委員長，古米弘明）の方々には貴重なご意見を頂いた。この場を借りて感謝申し上げる。本稿をまとめるにあたり，貴重なデータとご助言をいただいた東京都流域下水道本部，多摩川上流水再生センター，東京都水道局，小河内貯水池管理事務所，小作浄水場，京浜河川事務所のそれぞれの担当者の方にお礼申し上げます。

参 考 文 献

DeMaster, D. J. (1981) The supply and accumulation of silica in the marine environment. *Geochim. Cosmochim. Acta* **45**, 1715–1732.

原島省（2003）陸水域におけるシリカ欠損と海域生態系の変質．水環境学会誌，**26**，621–625.

樋口照男・紀本岳志（2003）ダム湖におけるシリカシンクと NOWPAP 海域への流入負荷に関する研究．地球環境研究総合推進費平成14年度研究成果報告書，246–254.

Humborg, C., Ittekkot, V., Cociasu, A. and Bodungen, B. v. (1997) Effect of Dnaube Eiver dam on Black Sea biogeochemistry and ecosystem structure. *Nature* **386**, 385–388.

Ittekot, V., Humborg, C. and Schafer, P. (2000) Hydrological alterations and marine biogeochemistry: s silicate issue?, *Bio Science* **50**, 776–782.

京浜河川事務所（編）(2003) 平成15年度多摩川水質環境保全対策検討業務報告書，国土交通省．

国土交通省河川局（編）(2005) 公共用水域水質測定結果．国土交通省．

水資源部水資源計画課水資源調査室（編）(2005) 日本の水資源．平成16年度の日本の水資源の現状．国土交通省，24.

小河内貯水池管理事務所（編）(2001) 平成12年度小河内貯水池管理年報．東京都水道局，17.

小河内貯水池管理事務所（編）(2005) 平成16年度小河内貯水池管理年報．東京都水道局，84–96.

Raymont, J. E. G. (1980) Plankton and productivity in the Oceans (2nd edition): Phytoplankton. *Pergamon Press*, pp. 489.

流域下水道本部（編）(2005) 流域水再生センターの放流水質公開データ．東京都下水道局．

総合環境政策局環境計画課（編）(2005) 水環境の現状．平成17年版環境白書．環境省，68.

総務部広報サービス課（編）(2004) 東京の下水道．No. **190**，東京都下水道局，3.

田川憲彦 (2004) 下水道年鑑．水道産業新聞社，304.

角皆静男 (1979) 植物プランクトン組成を決定する第一因子としての溶存ケイ素．北大水産彙報，**30**，314–322.

全国国土調査協会（編）(1979) 表層地質，日本の自然と土地利用III関東．国土庁，p. 136.