地下水・湧水中のリンおよびバナジウム濃度関係を基に推定された 河川水における人為的影響によるリン濃度

小林 浩*・興水達司**

The phosphorus concentration originated from artificial effects in the river waters, based on the relationship between phosphorus and vanadium concentrations in the ground waters and springs, Central Japan

Hiroshi KOBAYASHI * and Satoshi KOSHIMIZU **

Abstract

In order to study the origin of phosphorus in the river waters, the concentration and the source of the phosphorus and vanadium in the underground waters, springs as well as river waters at the foot of Mt. Fuji, Mt. Yatsugatake and Kofu basin were investigated. The phosphorus and vanadium concentrations in the underground and spring waters in these areas were classified into three groups, and show a positive relationship between phosphorus and vanadium concentration in them. Furthermore, both of these elements concentrations in the samples are the highest at the foot of Mt. Fuji area, become gradually lower at the foot of Mt. Yatsugatake area, and Kofu basin area.

The ratio of phosphorus to vanadium concentration (phosphorus/vanadium ratio) of underground and spring waters were also classified into three groups. The ratio of the samples in Mt. Fuji area is smaller than that in Mt. Yatsugatake and Kofu Basin area. The phosphorus/vanadium ratio obtained from these water samples is also similar to those estimated for rocks distributed in each of these areas; Mt. Fuji, Mt. Yatsugatake and Kofu Basin. Based on these regional differences of phosphorus and vanadium concentrations and phosphorus/vanadium ratio, it is suggested the phosphorus and vanadium concentrations in the underground and spring waters are characterized by the geochemical effects of the rocks and strata such as basaltic, andesitic and granitic rocks that are dominant in the area.

The characteristics of phosphorus and vanadium concentrations and their ratios obtained in the Sagami River is essentially similar to those of the underground and spring waters come from around and upper part of the river. Therefore, the origin of phosphorus and vanadium concentrations of the Sagami River were essentially explained by geochemical effects from the rocks and strata distributed the area along the river. However, phosphorus concentration of the Sagami River is slightly higher than that of the underground waters and/or springs upper part of

* 山梨県衛生公害研究所 ()

Yamanashi Institute for Public Health

** 山梨県環境科学研究所

Earth Science Division, Yamanashi Institute of Environmental Sciences

the river.

The vanadium concentration obtained in the Fuji River is also similar to the concentration of underground and spring waters around and upper parts of the river. On the other hand, the phosphorus concentration and phosphorus/vanadium ratio in the Fuji River is extremely higher than that of the underground and spring waters come from around and upper part of the river.

It seems that the phosphorus concentrations of the Sagami and Fuji Rivers is explained by the migration of phosphorus concentrations from underground and/or spring waters come from around and upper part of the river and by the excess phosphorus concentrations. The total phosphorus concentration of the river waters comes from the combination of underground, spring water concentrations and excess phosphorus concentration by artificial effects. The artificial excess phosphorus concentration was calculated by subtracting the underground and spring water concentration from the total concentration in the river waters. Accordingly, it is possible to estimate the excess phosphorus concentration of river water by the help of both the phosphorus and vanadium information of underground and spring waters in the area.

Key Words: Sagami River, Fuji River, Kofu Basin, Mt. Fuji, South Fossa Magna

要 旨

本研究では、河川水中のリンの由来を調べることを目的に、富士山麓、八ヶ岳山麓および甲府盆地の地下水、湧水、さらに河川水についてリン濃度〔P〕とバナジウム濃度〔V〕を測定した。その結果、富士山麓や八ヶ岳山麓および甲府盆地の地下水と湧水の〔P〕および〔V〕には地域性が認められた。即ち、〔P〕、〔V〕共に富士山麓地域で最も高く、八ヶ岳山麓地域、甲府盆地地域では濃度が低くなった。また、これら地下水と湧水において、これらの元素濃度には正の相関性が認められた。

一方、地下水や湧水における〔P〕および〔V〕の濃度比（〔P〕/〔V〕比）についても地域性が認められた。富士山麓地域の地下水と湧水中の〔P〕/〔V〕比は、八ヶ岳山麓と甲府盆地地域より小さかった。水試料中の〔P〕/〔V〕比は、富士山麓、八ヶ岳山麓、甲府盆地地域の各々に分布する岩石の濃度比に概ね等しかった。〔P〕、〔V〕および〔P〕/〔V〕比には地域性があることがわかったが、これはこの地域を構成する岩石（玄武岩、安山岩、花崗岩）や地質の地球化学的影響を反映していると考えることができた。

次に、相模川と富士川の各河川での〔P〕、〔V〕および〔P〕/〔V〕比は、相模川では河川上流域および集水域の地下水や湧水の特徴に概ね等しかったことから、〔P〕と〔V〕起源は、河川流域に分布する岩石や地質の地球化学的特徴として説明できた。〔P〕は、河川上流域の地下水もしくは湧水中の濃度より僅かに高いのみであった。富士川における〔V〕は、河川流域の地下水や湧水中のそれとほとんど変わらなかった。ところが、〔P〕および〔P〕/〔V〕比は、集水域および河川上流域の地下水や湧水中の値より極端に高かった。

河川水中の〔P〕のうち人為的な影響による〔P〕は、河川流域に分布する地下水や湧水中の〔P〕/〔V〕比がほぼ一定であることを基に、河川水の〔V〕から算出した〔P〕を河川水中の〔P〕から減ずることにより捕らえることができた。

キーワード: 相模川、富士川、甲府盆地、富士山、南部フォッサ・マグナ

1. はじめに

河川水や水道水には様々な要因により多種多様な無機元素や有機化合物が含まれている。各種元素や化合物の放出削減対策や環境保全対策を講ずるためには、これら物質の起源を検討すること

が重要である。とりわけリンは、農業生産活動や工場排水、家庭排水、ゴルフ場排水などの人為的要因や、降水、森林生態系などの自然的要因により河川水に流入し、水質悪化と密接な関係を有するため多くの調査研究が行なわれている。

水道水や河川水に含まれる濃度レベルでのリン

は、生命に直接影響を及ぼすことはまれであるが、湖沼やダム湖などの閉鎖性水域では、富栄養化によるプランクトンの異常発生をもたらし、プランクトンが生産する様々な物質は利水障害や健康被害などをもたらす。そのため、河川水中のリンは窒素と共に法律による濃度監視の必要な項目のひとつとなっている（環境庁、1971、1993）。

水試料中のリン起源に関する論文のうち、人為的要因に関連するリンは家庭排水や工場排水、農場やゴルフ場への施肥などについて主に議論されている。（例えば、中西・浮田、1979；合田、1980；武田、1997；国松・須戸、1990など）。一方、自然的要因としてのリンは森林生態系や降水、岩石や地質の影響が示唆されるが、主に森林生態系や降水に関し論じられている（例えば、国松・須戸、1997；岩坪、1983；田淵、1985；片山ほか、1986；国松・吉良、1986；小林ほか、1990など）。また、リンは窒素とともに生物にとって重要な元素の1つであることから、人為的要因に主点を置いた環境中の収支について議論されている（例えば、手塚ほか、2002）。

筆者らは、これまで水試料中の元素の人為的な影響と、水試料が胚胎する岩石・地質との関連性を明らかにするため、南部フォッサ・マグナ地域に位置する広範囲の地下水および湧水について調査・分析を行ってきた（小林・奥水、1999a、1999b）。南部フォッサ・マグナ地域の水試料中のリン濃度においては、高橋ほか（1986、1987）や堤ほか（1990）、小林・深澤（1992）により濃度地域性のあることが指摘されていたが、小林・奥水（1999a）は、リンの起源について人為的な影響によりもたらされた濃度地域性ではなく、水試料の胚胎する地質的影響の強いことを指摘した。さらに、これら地域に濃度特性の認められる元素のひとつにバナジウムが指摘されていることから（岡部ほか、1981；奥水ほか、1998；Sakai *et al.*, 1997）、本研究では水試料で認められたリンとバナジウム濃度の相関性の有無を地質的な側面から検討するとともに、南部フォッサ・マグナ地域を流下する河川水中のリンの起源との関連性を検討した。

河川水中のリンは、前段に示した論文などにより農業生産活動や家庭排水、工場排水などの人為的負荷、および、降水や森林生態系、地下水や湧

水などの自然的負荷によりもたらされる。これら人為的ならびに自然的負荷によるリン濃度を把握することが、河川水中のリン濃度の低減化に対する施策に結びつくと考えられる。

本論文において我々は飲用水や名水百選に選出されている清浄な水試料において、2つの元素間に地域ごとに一定な濃度比のあることを明らかにし、この濃度比を基に富士川水系および相模川水系の河川水中のリン起源、特に人為的要因により負荷される河川水中のリン濃度を検討した。

2. 調査地域の地形および火成岩類の分布

調査対象地域の採水地点と地形概要を図1に示した。甲府盆地を流下する富士川は八ヶ岳南麓を釜無川が、甲府盆地東部を笛吹川が流れ、甲府盆地南部で合流し、駿河湾に流入する。一方、相模川は富士山麓の山中湖に源を発し、大月で笹子川と合流し、東に流れ、上野原、海老名を経て相模湾に流入する。調査対象地域の火成岩類分布図と地下水および湧水の採水地点を図2に示した。富士川が流下する甲府盆地を中心とした地域では、八ヶ岳周辺や甲府盆地北部に安山岩質主体の火成岩が分布し、この盆地の西部、東部には花崗岩質主体の火成岩が分布し、甲府盆地はこれら岩石を主体とする堆積物に富んでいる。一方、富士山麓周辺では玄武岩質を主体とする火成岩が広く分布し、南部フォッサ・マグナ地域は岩石・地質的特長が大きく異なり、その分布に地域性が存在する（山梨県地質図編纂委員会、1970；柴、1987；角田、1988）。地形図および地質分布図から読み取れるように、本調査対象地域の岩石・地質は、花崗岩質および安山岩質を主体とする甲府盆地とその周辺地域と、玄武岩質を主体とする富士山麓とその周辺地域に大きく2分することができる。調査対象とした甲府盆地とその周辺地域に位置する地下水や湧水（21地点）と、富士山麓とその周辺地域に位置する地下水や湧水（24地点）は、これら岩石の分布と密接に対応している。以下、この地域ごとに議論を展開した。

図1 地下水・湧水・河川水・降水の採水地点（等高線入り）

3. 水試料および分析

1) 研究対象とした水試料

南部フォッサ・マグナ地域の地下水や湧水中のリンやバナジウム濃度の地域性や濃度特性は、高橋ほか（1986、1987）、堤ほか（1990）岡部ほか（1981）、奥水ほか（1998）、Koshimizu and Tomura（2000）などにより論じられた。しかし、これら論文中的リンおよびバナジウム濃度は同一試料から求められたものではない。そこで本研究では、地下水、湧水、河川水や降水について同一試料を用いてリンとバナジウム濃度を求めることにした。

地下水や湧水については、南部フォッサ・マグナ地域の飲用もしくは名水に選定されている45試料について、水試料中のリンとバナジウム濃度を同時に測定し研究対象とした。また、地下水や湧水の濃度推移を観察するために、富士北麓に位置し飲用に用いている深井戸水（以下「飲用深井戸

水」と記す）について、濃度変化の有無を確認するために意図的に中断した期間を除き、97年9月から2000年12月に採水した。また名水百選に選ばれている八ヶ岳南麓湧水群の1つ「三分一湧水」について、99年4月から2000年12月に採水した。河川水については富士川水系15ヶ所（F1からF15）について99年8月中旬に、相模川水系のS1からS7については99年9月上旬に、S8とS9（図7参照）は6月中旬に採取した計24地点について調べた。

降水については2000年1月～3月に山梨県内において8地点から得た全量降下物12試料を分析した。採取方法は、雨水は3Lのポリエチレン製容器に直径30cmのポリエチレン製漏斗を付け降雨ごとに採取した。また、雪は1Lポリエチレン容器に採取し、室温に静置し、十分溶解した後分析に供した。

図2 南部フォッサ・マグナ地域の火成岩類分布図及び採水地点の概要

2) リン・バナジウムと陽・陰イオンの分析方法

本論文中の水中リン濃度は「総リン濃度」として分析し、以下「総リン濃度」を「リン濃度」と表わした。分析方法は水試料をペルオキシ二硫酸カリウムによる酸化分解後、モリブデン青法により比色定量した。また、バナジウムは誘導結合プラズマ質量分析計により分析した。詳細は既報(小林・輿水、1999a; 1999b)を参照されたい。また、主要成分(陽イオン: Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 、陰イオン: Cl^- 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 SO_4^{2-} 、 HCO_3^-)の内、陽イオンは原子吸光光度法により、また陰イオンの Cl^- 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 SO_4^{2-} はイオンクロマトグラフ法により、また HCO_3^- は滴定法により分析した。主要成分の分析方法は日本水道協会(2001)(上水試験方法[2001]、上水試験方法・解説編[2001])を参考とした。

4. 結果

1) 地下水および湧水について

(1) 地下水・湧水中のリンおよびバナジウム濃度
と主要成分濃度

地下水と湧水中の採水日、pH、導電率、リンとバナジウム濃度の結果を表1-1および表1-2に示し、その概要を図3、3-1、3-2と表2に示した。また、甲府盆地とその周辺に位置する地下水や湧水と、富士山麓周辺に位置する地下水や湧水中のリンとバナジウム濃度の相関関係を図4に示した。各々の地域ごとにリンとバナジウム濃度には高い正の相関性が認められた。その相関式を表3に示した。

これら水試料中の濃度比は大きく異なり、甲府盆地とその周辺に位置する地下水や湧水中のリン

表 1 - 1 地下水及び湧水の概要

地点 番号	採取日 (YYMMDD)	深/浅/湧	深度 (m)	導電率 (μ S/cm)	pH	バナジウム (μ g/L)	リン (μ g/L)
A1	990603	深	92	178	7.32	2.14	15
A2	990603	深	100	287	7.52	2.77	23
A3	990603	深	120	170	7.78	4.53	30
A4	990603	深	100	263	7.66	2.75	25
A5	990603	深	64	218	7.79	7.38	48
A6	990603	深	30	338	7.46	2.15	9
A7	990603	深	21	173	7.54	0.99	1
A8	990603	深	130	246	7.78	5.34	42
A9	990603	浅	10	215	6.92	1.47	9
A10	990603	深	150	100	7.75	9.87	125
A11	990603	湧	—	140	7.70	5.95	50
A12	990603	深	40	244	7.06	9.02	106
A13	000729	湧	—	43	7.18	9.50	95
A14	000729	湧	—	49	7.44	10.6	90
A15	000729	湧	—	67	7.30	8.95	80
A16	000729	湧	—	51	7.42	2.96	9
A17	000729	湧	—	50	7.02	9.85	88
A18	000729	湧	—	65	7.23	7.68	85
A19	000729	湧	—	62	7.30	6.69	78
A20	000729	湧	—	47	7.44	7.79	85
A21	000729	湧	—	99	7.37	3.81	57

表 1 - 2 地下水及び湧水の概要

地点 番号	採取日 (YYMMDD)	深/浅/湧	深度(m)	導電率 (μ S/cm)	pH	バナジウム (μ g/L)	リン (μ g/L)
B1	971211	深	150	84	7.80	50.3	159
B2	000622	深	143	84	7.95	70.8	204
B3	000622	深	250	96	7.88	62.4	178
B4	000622	深	125	86	8.22	54.8	129
B5	000622	深	250	69	8.30	76.0	192
B6	000622	深	340	80	8.17	61.1	171
B7	971211	湧	—	150	8.11	34.7	105
B8	971211	湧	—	148	7.38	32.7	89
B9	971211	湧	—	140	7.65	38.9	139
B10	971211	湧	—	181	7.12	26.6	76
B11	971211	湧	—	94	7.57	23.1	59
B12	990603	深	80	323	7.78	51.6	122
B13	990603	深	130	127	7.98	54.0	157
B14	990603	浅	20	125	7.66	54.4	165
B15	990603	湧	—	143	7.37	24.5	78
B16	990301	深	150	70	7.87	46.9	111
B17	990301	深	190	99	7.77	71.0	214
B18	990520	深	150	109	7.76	51.2	132
B19	990520	深	130	103	7.80	53.3	130
B20	990521	湧	—	171	7.83	24.6	78
B21	990521	湧	—	138	7.76	37.1	134
B22	990521	湧	—	59	8.05	47.3	87
B23	990520	深	160	68	7.76	59.9	199
B24	000523	深	160	99	7.75	63.1	189

図3 地下水・湧水中のリン及びバナジウム濃度

図3-1 (拡大図1 八ヶ岳南麓)

図 3-2 (拡大図 2 富士山北麓)

表 2 地下水及び湧水のリン及びバナジウム濃度、pH、導電率の概要

		甲府盆地及びその周辺 (n=21)	富士山麓及びその周辺 (n=24)
バナジウム ($\mu\text{g/L}$)	最大値	10.6	76.0
	最小値	0.99	23.1
	平均値	5.82	48.8
リン ($\mu\text{g/L}$)	最大値	125	214
	最小値	1	56
	平均値	55	137
pH	最大値	7.79	8.30
	最小値	6.92	7.12
	平均値	7.43	7.80
導電率 ($\mu\text{S/cm}$)	最大値	338	323
	最小値	43	59
	平均値	148	119

表 3 地下水・湧水中のリンおよびバナジウム濃度の相関

	甲府盆地およびその周辺 (n=21)	富士山麓およびその周辺 (n=24)
相関式	$y=11.0x-9.53$ (以下「 P_{Fuj} 」と記す)	$y=2.68x+6.72$ (以下「 P_{Sag} 」と記す)
相関係数	0.94 ($p<0.01$)	0.91 ($p<0.01$)

y: リン濃度 ($\mu\text{g/L}$) x: バナジウム濃度 ($\mu\text{g/L}$)

とバナジウムの濃度比(以下「P/V」比と記す)は約11と高く、富士山麓周辺の地下水や湧水中のP/V比は約2.7と低かった。

水試料中の主要成分の概要を表4に示した。陽イオンでは Ca^{2+} 濃度が高く、陰イオンでは HCO_3^- 濃度が高かった。施肥との関連性が指摘されている NO_3^- -N濃度は7 mg/Lを超える地下水があったが、平均値は甲府盆地および周辺地域の水試料で1.7mg/L、富士山麓周辺地域の水試料で0.8mg/Lと小さかった。また、し尿との関連性が指摘されている Na^+ や Cl^- はいずれの値も小さかった。主要成分のmVal %値の特徴は、陽イオンでは Ca^{2+} の割合が高く、陰イオンでは HCO_3^- の割合が高いことであった。

(2) 飲用深井戸水および三分一湧水の濃度推移

飲用深井戸水(富士山麓)と三分一湧水(八ヶ岳山麓)のバナジウムとリンの濃度推移を図5と図6に示した。

飲用深井戸水のリン濃度の平均値($n=34$)は $198\mu\text{g/L}$ 、バナジウム濃度の平均値は $59.6\mu\text{g/L}$ であった(図5)。また、各水試料のP/V比の平均は3.3であった。一方、三分一湧水では、リン

図4 地下水・湧水中のリン及びバナジウム濃度の相関関係

表4 地下水・湧水中の主要成分の概要

			Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Cl ⁻	NO ₃ -N	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻
甲府盆地及び その周辺 (n=21)	mg/L	最大値	7.5	4.5	3.6	42.2	11.7	7.3	37.4	137.3
		最小値	3.3	0.7	1.5	3.7	0.4	0.0	0.2	24.7
		平均値	5.8	2.0	2.9	18.3	4.6	1.7	13.9	61.9
	mVal%	最大値	37.6	10.0	35.0	75.8	13.2	19.5	29.3	94.3
		最小値	11.6	0.7	10.4	32.7	2.7	0.0	0.6	41.3
		平均値	21.0	4.5	20.6	53.9	7.3	6.1	13.4	73.2
富士山麓及び その周辺 (n=24)	mg/L	最大値	10.5	2.6	7.9	19.9	15.9	4.6	57.5	103.7
		最小値	4.3	0.7	1.8	4.8	0.4	0.1	1.3	31.0
		平均値	6.2	1.7	3.7	9.0	3.1	0.8	8.2	52.3
	mVal%	最大値	34.7	5.3	37.7	58.7	17.7	22.2	35.3	92.3
		最小値	17.0	2.8	17.9	35.1	1.8	0.7	2.3	50.1
		平均値	26.5	4.2	28.1	41.2	6.2	4.5	12.3	77.0

図5 飲用深井戸水のリン及びバナジウム濃度推移

図6 三分一湧水のリン及びバナジウム濃度推移

濃度の平均値 ($n=21$) は $78 \mu\text{g/L}$ 、バナジウム濃度の平均値は $7.66 \mu\text{g/L}$ (図6)。また、各試料の P/V 比は 10.2 であった。

この水試料の特徴は、先に示した地下水と湧水で認められた濃度比に近似し、かつ、濃度変化はごく僅かであった。

(3) 山梨県内における降水中のリンおよびバナジウム濃度

甲府盆地とその周辺では 5 地点 7 試料を、富士山麓周辺では 3 地点 5 試料を採取・分析し、この結果を表5に示した。甲府盆地とその周辺の降水中バナジウム濃度の平均値は $0.07 \mu\text{g/L}$ 、富士山麓周辺の降水中濃度平均値は $0.05 \mu\text{g/L}$ であり濃度差は大変僅かであった。一方、リン濃度では甲府盆地とその周辺の濃度平均値は $10 \mu\text{g/L}$ 、富士山麓周辺の平均値は $3 \mu\text{g/L}$ だった。甲府盆地とその周辺での降水中濃度がやや高かったが、2)-(1)で述べる河川水中のリン濃度に比較するとごく僅かであった。

2) 河川水について

(1) 富士川水系および相模川水系の水質と特性

河川水の採水は直前に数日間雨が降らなかった時に実施した。富士川水系は 8 月中旬に、相模川水系は 9 月上旬に実施した。なお、S8 および S9 地点は 6 月中旬に採水した。富士川水系と相模川水系から採取した水試料のリンおよびバナジウム濃度とその概要を図7と表6に示した。また、公共用水域・地下水水質測定結果 (山梨県、1996~1998; 以下「公共用水域測定結果」と表す) による相模川支流の柄杓流川 (S2) と笹子川 (S5)、および富士川本流 (富士橋; F8 と南部橋) のリン濃度の概要を図8-1~図8-4に示し、その概略を表7に示した。

相模川水系において採取・分析した 9 地点と富士川水系で採取・分析した 15 地点のリン濃度範囲、最大値、最小値は大きな隔たりは観察されず、相模川水系での平均値は富士川水系よりやや高い程度であった (表6)。地点別リン濃度を比較すると、富士川水系では中流域の甲府盆地南端に相当する F8 地点が最も高く、流下にともないリン濃度は減少した。しかし、相模川では上流域の S1 地点での濃度が最も高く、S2 地点でも $100 \mu\text{g/L}$ を超えていた (図7)。

公共用水域測定結果では、柄杓流川 (S2) のリン濃度平均は $147 \mu\text{g/L}$ と常に濃度の高い傾向が認められた。一方、同じ相模川水系の笹子川 (S5) はリン濃度平均値が $28 \mu\text{g/L}$ と低く、柄杓流川とは平均値や濃度推移が大きく異なっていた (表7、図8-1と8-2)。また、富士川水系の富士橋 (F8) の平均リン濃度は $165 \mu\text{g/L}$ と柄杓流川 (S2) より高く、最大値も $280 \mu\text{g/L}$ と高かった。また、濃度推移は大きな変化が認められた。南部橋では富士橋 (F8) より平均濃度がやや低くなり月ごとの変動幅は小さかった (表7、図8-3と8-4)。

バナジウム濃度は、濃度範囲は富士川水系、相模川水系では大きな隔たりは認められないが、平均濃度は相模川水系で $12.6 \mu\text{g/L}$ と高く富士川水系の 2.7 倍の隔たりがあった。地点別では、富士川水系の F14 において約 28、F15 において約 $7 \mu\text{g/L}$ 以上測定されたが、他の富士川水系の地点では $1 \sim 3 \mu\text{g/L}$ 程度と僅かであった。一方、相模川水系では上流域で $25 \mu\text{g/L}$ を超え、相模川本流の地点ではバナジウム濃度の高い傾向が認められた。しかし、支流の S3、S5 ではバナジウム濃度は低かった。

表5 降水中のリン及びバナジウム濃度

		甲府盆地及びその周辺 (5 地点 7 試料, $n=7$)	富士山麓周辺 (3 地点 5 試料, $n=5$)
バナジウム ($\mu\text{g/L}$)	最大値	0.18	0.09
	最小値	0.008 未満	0.008 未満
	平均値	0.07	0.05
リン ($\mu\text{g/L}$)	最大値	26	12
	最小値	3	1 未満
	平均値	10	3

図7 河川水中のバナジウム及びリン濃度

表6 河川水の概要

		富士川水系 (n=15)	相模川水系 (n=9)
バナジウム ($\mu\text{g/L}$)	最大値	28.2	25.5
	最小値	1.55	1.52
	平均値	4.52	12.6
リン ($\mu\text{g/L}$)	最大値	129	129
	最小値	7	10
	平均値	61	71
pH	最大値	8.84	8.17
	最小値	7.43	7.26
	平均値	8.24	7.82
導電率 ($\mu\text{S/cm}$)	最大値	228	202
	最小値	24	117
	平均値	149	157

表7 河川水中のリン濃度の概要 (山梨県*)

		相模川水系		富士川水系	
		柄杓流川 (S2)	笹子川 (S5)	富士橋 (F8)	南部橋
リン ($\mu\text{g/L}$)	最大値	220	75	280	130
	最小値	72	4	71	21
	平均値	147	28	165	71
	CV% (年間ごと)	12～28	26～56	19～41	26～43

* 公共用水域・地下水水質測定結果 (1996～1998)

図 8-1 河川水 (S2) におけるリン濃度の概要
(相模川水系・柄杓流川流末) (山梨県、1996-1998)

図 8-2 河川水 (S5) におけるリン濃度の概要
(相模川水系・笹子川) (山梨県、1996-1998)

5. 考察

1) 地下水・湧水におけるリンおよびバナジウム起源

(1) 水中のリンとバナジウム濃度特性

南部フォッサ・マグナ地域に位置する地下水や湧水中のリンやバナジウム濃度の濃度特性については、既にいくつかの報告がある(高橋ほか、1985; 1986; 堤ほか、1990; 奥水ほか、1998など)。しかし同一試料中のリンとバナジウム濃度を分析し、比較検討した報告はきわめて少ない。今回、我々は甲府盆地とその周辺地域と富士山麓地域の45試料の地下水や湧水中のリンとバナジウム濃度

を調べたところ、リンとバナジウム濃度は前地域で低く、後地域で高かった(表1-1、1-2および表2)。濃度比について調べると、両地域毎に一定の値が得られ、さらに正の相関関係が認められた(図4と表3)。

地下水や湧水中のリンとバナジウムの起源を推定するために、これら地下水や湧水中のリンとバナジウム濃度比(P/V比)と、水試料が胚胎する岩石・地質中のリンとバナジウム含有量の比率とを比較した。Imai *et al.* (1995) が報告した標準岩石中のリンとバナジウムの含有量比(P/V)は、花崗岩では2.3~17.1、安山岩では3.0~6.9、玄武岩では3.5~5.5である。水試料において飲用深

図 8-3 河川水 (F8) におけるリン濃度の概要
(富士川水系・富士橋) (山梨県、1996-1998)

図 8-4 河川水 (南部橋) におけるリン濃度の概要
(富士川水系) (山梨県、1996-1998)

井戸水では P/V 比が3.3と計算され (図5)、山梨県鳴沢村の玄武岩 (JB3) の P/V 比3.5に近似している。また、三分一湧水では P/V 比は10.2であり (図6)、標準岩石の安山岩もしくは花崗岩の特徴に相当する。

我々が分析した地下水や湧水中のリンとバナジウムの濃度比は、南部フォッサ・マグナ地域に分布する岩石やその堆積物中のリンやバナジウムの含有量比に近似し、元素間の相関性とあわせて考えると、水試料中のリンやバナジウム濃度が地下水や湧水の胚胎する岩石・地質的要因に基づいていると考えられる。

しかし、地下水や湧水中の濃度は、降水や森林

生態系、家庭排水や工場排水などにより変化することが推定されるので、次にこれらの影響について検討した。

(2) 森林生態系、降水によるリンとバナジウム濃度

降水中のリン濃度に関する報告は多数あるが (例えば、田淵、1985など) 報告値の値は大きなちがいがある。我々が分析した8地点12試料の降水中濃度は極めて低かった (表5)。

リンは Ca や Fe、Al などと強く結合することが知られ (Stumm & Morgan, 1996)、降水に含まれるリンは表層土壤に含まれる Ca や Fe、Al などと強く結合し、深層地下水にほとんど浸透しないと考えられた。地下水や湧水中の主要イオンのう

ち、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度のやや高い井戸水が認められ、地下水試料の人為的影響は否定できない。しかし、今回調査した地下水や湧水中の濃度平均値は 2 mg/L 未満と低く、水道水質基準 (10 mg/L 以下) を満たしていたことから人為的影響は極めて低いと考えられた。また、し尿や施肥などの影響が指摘される Na^+ や Cl^- 濃度は低く、水質主要成分は陽イオンでは Ca^{2+} 、陰イオンでは HCO_3^- であった (表4)。これらのことから、今回我々が研究対象としている地下水や湧水への人為的な影響はかなり小さいと考えられ、地下水や湧水中のリンは地表部のリンの影響をほとんど受けていないと考えられた。

一方、バナジウムは、石油などの化石燃料による大気への影響が注目されている (日本薬学会編、2000)。降水中のバナジウム濃度に関して、岡部ほか (1981) はバナジウム濃度が約 $0.1 \mu\text{g/L}$ であり極端に濃度の低いことを報告した。また、Sakai *et al.* (1997) は国内の降水中濃度として $0.1 \sim 0.54 \mu\text{g/L}$ と報告し、片山ほか (1986) はネパール農村部と日本の都市部の降水中濃度を $0.01 \sim 1.29 \mu\text{g/L}$ と報告した。我々の分析した降水中バナジウム濃度は、 0.008 未満 $\sim 0.18 \mu\text{g/L}$ であり (表5)、この結果を含め既に報告されている上述の分析値を考慮したところ、今回研究対象の地下水や湧水に比較し降水の値は極端に小さく、降水中のバナジウムが地下水や湧水中濃度に与える影響は無視しても大きな矛盾はないと考えられた。

森林生態系を起源とするバナジウム量は十分に把握されていないが、高田ほか (1993) の報告によれば、植物中のバナジウム含有量は $0.15 \sim 6.19 \text{ ppm}$ であり、標準岩石中の $3.9 \sim 575 \text{ ppm}$ (Imai *et al.*, 1995) と比較し $1 \sim 3.8\%$ 程度の含有量である。従って、植物から地下水や湧水へのバナジウム移行性について検討の必要性はあるが、かなり少ないと推定された。

上述した内容をまとめると、経月変化を観察した飲用深井戸水や三分一湧水でのリンやバナジウム濃度の季節変動は認められず、多地点の地下水や湧水では胚胎する岩石・地質的特性に近似するリンとバナジウム濃度比が認められた。また、降水や森林生態系などによる地下水や湧水への影響は極めて小さいと考えられた。

以上の考察から、地下水や湧水中に認められる大部分のリンおよびバナジウム濃度は、水試料の胚胎する岩石・地質的要因に由来すると考えて大きな矛盾はないと考えられた。

2) 富士川および相模川河川水中のリンとバナジウム濃度

(1) 河川水中リンの濃度と起源

本調査で測定された河川水中のリン濃度は、富士川水系や相模川水系ともに濃度的な大きな隔たりは認められなかった。しかし、富士川水系では上流部で濃度が低く、甲府盆地南端の富士橋 (F8) での値が高く、流下に伴い濃度は減少した。一方、相模川水系では河川上流部の濃度が高く、流下に伴う減少は富士川水系ほど顕著ではなかった (図7)。また、公共用水域水質測定結果 (山梨県、1996~1998) における河川水中リン濃度は、相模川水系の柄杓流川 (S2) では恒常的にリン濃度の高い傾向があり (図8-1)、一方、富士川水系の富士橋 (F8) では最大値も高かつ濃度変化も大きかった (図8-3)。

河川水中のリン濃度は人為的負荷と自然的負荷により決定される。河川水に対するリン濃度のうち、自然的要因のひとつとされる森林生態系や降水中のリン濃度は、約 $10 \sim 40 \mu\text{g/L}$ と推定されている (岩坪、1983; 田淵、1985; 国松・須戸、1997 など)。この報告値と今回の調査結果および公共用水域測定結果を比較すると、この要因以外に大きな負荷が、富士川水系では中流域に、相模川水系では上流域から中流域に加わっていることになる。

河川水中のリンに対する自然的要因は、森林生態系や降水だけでなく地下水や湧水の影響を考慮する必要がある、これらの自然的要因を捕らえることにより、河川水の人為的影響によるリン濃度を把握することができると考えられた。

(2) 河川水中バナジウムの濃度と起源

河川水中のバナジウム濃度について興水ほか (1998) および興水・京谷 (2002) は、河川流域、特に源流域の地質的特徴を反映することを指摘した。さらに興水・京谷 (2002) は、採水地点ごとの採水時期による河川水中のバナジウム濃度の差異はほとんど認められないことを指摘している。

しかし、河川水中のバナジウムについて先のリンと同様に降水や森林生態系の影響を以下に検討した。

本調査で測定された降水中の平均バナジウム濃度は $0.06 \mu\text{g/L}$ と希薄濃度であり、岡部ほか(1981)やSakai *et al.* (1997) が示した濃度より低かった。また、植物の含有量から推定される森林生態系から河川水などへ移行するバナジウム濃度についてもかなり少ないと考えられる(高田ほか, 1993)。また、八ヶ岳南麓を流下する河川水(F3)のバナジウム濃度を調査した小林ほか(2000)によれば、大雨直後に濃度減少が認められたが、大雨直後以外における濃度は概ね一定の範囲内で変化し、著しい濃度差は生じていない(図9)。

このように降水中濃度や植物中の含有量から、河川水に影響を与えるバナジウム濃度は小さく、また河川水中のバナジウム濃度変化から大きな人為的影響は受けにくいと推定される。すなわち、興水ほか(1998)や興水・京谷(2002)、小林ほか(2000)が指摘するように、河川水中のバナジウム濃度は、河川源流域の岩石・地質的影響を強く反映し、大雨直後の特殊要件を除いて、地点ごとの季節的な濃度差は僅かであると考えることができる。

以上の考察から、河川水中のバナジウム濃度は河川源流域の岩石・地質的影響を反映し概ね一定であることが確認された。このことは河川水中におけるバナジウム濃度と正の相関関係にあるリン濃度についても、岩石・地質に由来すると考えられる。

図9 F3地点におけるバナジウム濃度の推移
(小林ほか, 2000)

そこで地下水や湧水で認められたリンとバナジウム濃度の正の相関関係を基に、河川水中の地下水や湧水に由来するリン、すなわち岩石・地質に由来するリンの量を求めることとした。図1と図2で示したように、採水地点と各河川は密接な関係にあることから、富士川水系では甲府盆地やその周辺に位置する地下水や湧水中に認められた相関式(表3の P_{Fuj} 式)を基に、また、相模川水系の河川水では富士山麓周辺の地下水や湧水で認められた相関式(表3の P_{Sag} 式)を基に、河川水中のバナジウム濃度から計算されるリン濃度を計算し、河川水中の岩石・地質由来のリン濃度を把握することとした。ただし、富士川水系のF14およびF15は、河川流域が玄武岩に富むため(図2および図7を参照)表3の P_{Sag} 式を、また相模川水系のS3およびS5は河川源流に玄武岩が乏しいため(図2および図7を参照)表3の P_{Fuj} 式を用い岩石・地質由来のリン濃度を求めた。

しかし、リンについては先に述べたように、降水や森林生態系から無視できない量のリンが由来すると指摘されている。そこで次項において降水や森林生態系に由来する推定量を仮定し、河川水中のリンの濃度を評価することとした。

(3) 河川水中のリン濃度に対する人為的要因

河川流量に大きな変動がない平常時における人為的要因によってもたらされるリン濃度比は、次式により計算される。

計算式

$$\alpha = (\text{人為的要因由来リン濃度} / \text{全リン濃度}) \\ = (T_P - (P_{Fuj} \text{ 又は } P_{Sag} + P_{in})) / T_P$$

α : 評価指数

T_P : 河川水において測定された総リン濃度

P_{Fuj} 又は P_{Sag} : 河川水中におけるバナジウム濃度から計算される岩石・地質由来の推定リン濃度
 P_{in} : 降水や森林生態系を起源とする推定リン濃度

この計算式により、河川水中の全リン濃度 T_P 中の人為的要因によるリン濃度〔全リン濃度から自然要因由来のリン濃度(岩石、地質由来、森林生態系および降水由来など)を減じた濃度〕が占める割合(α)を算出することができる。

河川水量は降水量や森林流出水量、また地下水量により決定され、水試料中リン濃度は、これら要因の混合割合が決定される必要がある。しか

し、降水や森林生態系を起源とするリン濃度を厳密に把握することは困難である。

降水中のリン濃度について田淵 (1985) は、2 ~ 120 (平均40) $\mu\text{g/L}$ と推定し、また国松・吉良 (1986) は晴天時の山林渓流水中のリン濃度を10 ~ 20 $\mu\text{g/L}$ の範囲と指摘している。この調査を行った富士川や相模川水系は流域に深い森林をもち、降水や森林から由来するリン濃度を無視することはできない。そこで田淵 (1985) や国松・吉良 (1986) などが指摘する濃度の負荷が河川水中リン濃度に影響を与えると仮定し、その濃度 (P_m) を20 $\mu\text{g/L}$ とした。計算式による結果を図10に示した。

なお、 α がマイナス数値の場合は、水中のリン濃度が岩石・地質、地下水、湧水、森林生態系、降水など、ほぼ自然的要因に由来するリン濃度比に相当すると考え図に示していない。

富士川水系ではF6、F8、F9、F11において α が0.5を超えた (図10)。これら4地点は地下水や湧水、森林生態系、降水等の自然的要因を考慮してもリン濃度比が高く、人為的な影響に由来する

リン濃度の高い地点と考えることができる。一方、相模川水系では、河川水中リン濃度が高い (図7) にもかかわらず α はいずれの地点でも低く、富士川水系のように0.5を超える地点はなかった。最も α の高い地点はS2であり、S1、S7と値は低くなり、富士川水系とは大きな濃度比の違いが認められた (図10)。すなわち、相模川水系でのリンは岩石・地質を起源とするリンの多いことが理解できる。

しかし、 P_m を20 $\mu\text{g/L}$ と仮定すると α がマイナス数値となる地点があった。そこで、推定リン濃度 (P_m) について次項において検討した。

(4) 河川水に対する降水、森林生態系に由来するリン濃度

P_m を20 $\mu\text{g/L}$ と仮定すると富士川水系で6地点、相模川水系で2地点において α はマイナス数値となった。このことは、自然負荷要因として推定する項目が過剰に評価されたものと考えられる。今回の調査で得られた評価式の有意性を検討するため、 P_m の値を0、5、10、15、20 $\mu\text{g/L}$ と仮定した際の α 値を表8に示した。

図10 河川水質の評価

P_m を 0 と仮定した場合、F1やS3地点では α はマイナス数値になった。この地点では、リン濃度 (T_P) よりバナジウム濃度から計算される濃度 (P_{Fuj}) が大きかったことによる。 T_P 濃度はF1では $7 \mu\text{g/L}$ 、S3では $10 \mu\text{g/L}$ と低く、 T_P 濃度が極めて低い場合には、評価が困難な場合が生じるものと考えられた。一方、F10、F14は P_m を 0 と仮定すると、 α はほぼ 0 と計算された。この2地点では T_P 濃度と自然的影響に由来するリン濃度とがほぼ一致し、岩石・地質の影響が河川水中のリン濃度に直接反映されているものと推定された。 P_m の値が増加すると、 α はマイナス数値となる地点が増えた。マイナス数値となる地点は、F14を除き T_P 濃度は約 $30 \mu\text{g/L}$ 以下と低かった (図7)。

河川水中の自然由来のリンについては、主に降水 (林外雨と林内雨) および森林流出水について考察されることが多い (例えば、岩坪、1983; 国松・吉良、1986; 国松・須戸、1997など)。森林流出水には、降水と森林生態系が作り出す表層部の水と、降水と森林・植物の生産した水が地下に浸

透し、地下水となり流出する水が考えられる。森林流出水の涵養プロセスは、例えば大手 (2001) などが示すように、降水や森林生態系により作りだされた水が地下に浸透し、岩石・地質を通過した後、森林流出水を形成していると考えられる。森林流出水および林外雨、林内雨中のリン濃度を調査した岩坪 (1983) の報告によれば、林内雨で濃度は高いが、森林流出水では林外雨より濃度の低くなることが報告されている。この原因として森林内の表層部の林内雨や林外雨による一部のリンは、土壌中の Fe や Al、Ca などと結合することが予想され (Stumm & Morgan, 1996)、またリンが植物の重要な養分元素であることから、リンの地下水への浸透はかなり少ないと考えられる。そのため、従来から指摘されている森林流出水中のリンは、森林生態系や降水による影響はきわめて低く、むしろ岩石・地質に由来するリンが多いものと推定される。

これらの理由から、評価式中の P_m はほとんど 0 と考え大きな矛盾はないと思われ、地下水や湧

表8 推定リン濃度 (P_m) の違いによる評価指数 (α)

推定 P_m 濃度 ($\mu\text{g/L}$)	0	5	10	15	20
富士川水系					
F1	-0.13	-0.85	-1.56	-2.28	-2.99
F2	0.82	0.70	0.58	0.46	0.34
F3	0.47	0.32	0.17	0.02	-0.13
F4	0.45	0.37	0.29	0.20	0.12
F5	0.47	0.31	0.15	-0.00	-0.16
F6	0.74	0.70	0.65	0.61	0.56
F7	0.69	0.62	0.55	0.47	0.40
F8	0.86	0.82	0.78	0.74	0.70
F9	0.83	0.79	0.75	0.71	0.67
F10	0.09	-0.21	-0.50	-0.80	-1.09
F11	0.83	0.77	0.71	0.65	0.58
F12	0.65	0.55	0.46	0.36	0.26
F13	0.33	0.13	-0.07	-0.27	-0.47
F14	0.05	-0.00	-0.06	-0.12	-0.17
F15	0.48	0.38	0.28	0.18	0.08
相模川水系					
S1	0.42	0.38	0.34	0.30	0.26
S2	0.52	0.48	0.44	0.39	0.35
S3	-0.35	-0.85	-1.35	-1.85	-2.35
S4	0.46	0.40	0.34	0.28	0.22
S5	0.34	-0.12	-0.57	-1.02	-1.48
S6	0.42	0.33	0.25	0.16	0.08
S7	0.52	0.46	0.40	0.33	0.27
S8	0.38	0.33	0.27	0.22	0.17
S9	0.39	0.31	0.22	0.14	0.05

水のリンとバナジウム濃度関係から得られた濃度比を基に、河川水中の人為的影響を評価できるものと考えられた。

P_m を 0 と考えると、相模川水系の S2、S7 地点において α は僅かに 0.5 を超えるが、富士川水系では α が 0.7 を超える地点があった。F2、F6、F8、F9、F11 は人為由来のリン濃度が 0.7 以上と判断され、富士川水系での人為的影響が非常に高いことが確認された (表 8)。

6. 結論

河川水などに含まれるリンの起源は、家庭排水や工場排水、農業生産活動などの人為的要因を基に議論されることが多かった。我々は、地下水や湧水を媒体とした岩石・地質的要因に基づく河川水中のリンの起源を、水試料中のバナジウム濃度を基準に推定する方法を考案した。

その結果、南部フォッサ・マグナ地域の主要河川である富士川、相模川の河川水に含まれるリンは、自然的要因と人為的要因に由来するリンに明らかな濃度の隔たりが認められた。特に、富士山に源を発する相模川では自然的要因に由来するリンが主体であり、一方、甲府盆地側を流下する富士川では自然的要因以外に人為的要因に由来するリンも一定量含まれていることが推定できた。さらに、河川水中の自然起源とされるリンは、主として岩石や地質から由来することも確かめられた。従来から河川水等について自然起源の主体として扱われてきた降水や森林生態系を起源とするリンの寄与は少なく、自然起源のリンとしては、むしろ、岩石・地質からの影響の大きいことがこの研究から明らかとなった。

謝 辞

本論文をまとめるに当たり、ご指導を賜りました立教大学名誉教授 戸村健児先生に深く感謝いたします。また、ご指導・ご助言をいただいた二人の査読者にこの場をお借りして感謝申し上げます。

参考文献

- 合田 健 (1980): 環境中のリンをめぐって。用水と廃水, 22, 871~883
- 岩坪五郎 (1983): 湖とその集水域の物質動態 森林—河川の水量・水質への関連—。滋賀県琵琶湖研究所報, 14~27
- 岡部史郎・柴崎道広・及川智文・川口賀弘・二本木均 (1981): 富士山周辺の湧水および湖沼水の地球科学的研究 (1)。東海大学紀要海洋学部, 14, 81~105.
- 片山幸士・岡田直紀・山下 洋・井上治郎・青木 敦 (1986): 環境指標としての降水中の微量元素。京都大学農学部附属演習林報告, 57, 335~342
- 環境庁 (1971): 水質汚濁に係る環境基準について (環境庁 告示59号)。
- 環境庁 (1993): 窒素含有量又はリン含有量についての排水基準に係る湖沼 (環境庁 告示66号)。
- 国松孝男・吉良竜夫 (1986): 山林からの栄養塩の流出と対策。水処理技術, 27, 721~730.
- 国松孝男・須戸 幹 (1990): ゴルフ場の汚濁負荷とその削減。用水と廃水, 32, 961~969.
- 国松孝男・須戸 幹 (1997): 林地からの汚濁負荷とその評価。水環境学会誌, 20, 810~815.
- 小林規矩夫・飛田修作・清水源治・高橋照美・堤 充紀 (1990): 相模川上流域の水質と自然負荷量。山梨衛公研年報, 34, 56~61.
- 小林 浩・輿水達司 (1999a): 富士山麓および甲府盆地周辺に位置する地下水および湧水中のリン起源。地下水学会誌, 41 (3), 177~191.
- 小林 浩・輿水達司 (1999b): 富士川・相模川水系におけるリンおよびバナジウム起源。日本地下水学会秋季講演会要旨集, 74~77.
- 小林 浩・深澤喜延 (1992): ゴルフ場周辺に位置する水道水源の水質。山梨衛公研年報, 36, 10~14.
- 小林 浩・堀内雅人・大沼正行・輿水達司 (2000): ハケ岳南麓地域の地下水, 湧水, 河川水中のバナジウム, ルビジウムおよびストロンチウム濃度。山梨衛公研年報, 44, 1~4.
- 輿水達司・京谷智裕 (2002): バナジウム濃度を指標とした富士川および相模川水系河川水中多元素の地球化学的挙動。陸水学雑誌, 63, 113~124.
- 輿水達司・酒井陽一・戸村健児・大下一政 (1998): 地球環境変化の健康への影響—地球科学より—, 地球

- 環境, 2 (2), 215~220.
- 中西 弘・浮田正夫 (1979): 生態学的に見たわが国の窒素・リン発生機構. 水質汚濁研究, 2, 133~151
- 柴 正博 (1987): 富士川谷の層序と構造, 構造地質研究会誌, 32, 19~35.
- 日本水道協会 (2001): 上水試験方法 [2001], 121p, 193p, 313p, 316p, 323p, 325p.
- 日本水道協会 (2001): 上水試験方法・解説編 [2001], 204p, 251p, 369p, 372p, 377p, 378p.
- 日本薬学会編 (2000): 衛生試験法・注解 [2000], 金原出版, 382p, 1028p.
- 大手信人 (2001): 植生のある流域の地下水・渓流水の水質形成機構. 地下水学会誌, 43 (3), 201~213
- 高田実弥・高松武次郎・佐竹研一・佐瀬裕之 (1993): 陸上植物葉の元素濃度—中性子放射化分析 DATA 集 (I) —. 国立環境研究所, F-58-93, 8pp, 240pp
- 高橋照美・清水源治・堤 充紀 (1986): 県内「名水」の水質について, 山梨県衛生公害研究所年報, 30, 46~49.
- 高橋照美・清水源治・小林規矩夫・堤 充紀 (1987): 八ヶ岳南麓湧水群の水質, 山梨県衛生公害研究所年報, 31, 49~54.
- 武田育郎 (1997): 農地におけるノンポイント汚染源負荷, 水環境学会誌, 20, 816~820.
- 田淵俊雄 (1985): 降水中の窒素とリン, 水質汚濁研究, 8 (8) 486~490.
- 手塚和彦・能智美佳・須藤隆一 (2002): わが国における窒素・リンの循環とその収支. 用水と廃水, 44, 563~570.
- 堤 充紀・高橋照美・清水源治・吉澤一家・小林規矩夫 (1990): 富士山北麓および八ヶ岳南麓水中の窒素・リン起源について (甲府盆地地下水との比較検討). 山梨県衛生公害研究所年報, 34, 62~65.
- 角田史雄 (1988): 南部フォッサ・マグナ地域および周辺地域 (日本の地質「中部地方 I」) 編集委員会編, 共立出版, 86~92.
- 山梨県 (1996~1998): 公共用水域・地下水水質測定結果
- 山梨県地質図編纂委員会 (1970): 山梨県地質誌, 10万分の1 図幅山梨県地質図および同説明書, 山梨県, 240p.
- Imai, N., Terashima, S., Itoh, S. and Ando, A. (1995): 1994 Compilation value for GSJ reference samples. "Igneous rock series". Geochemical Journal, 29, 91~95.
- Koshimizu, S. and Tomura, K. (2000): Geochemical behavior of trace vanadium in the spring, groundwater and lake water at the foot of Mt. Fuji, central Japan. in Groundwater Updates, K. Sato and Y. Iwasa (ed.): 171~176. Springer, Hong Kong.
- Sakai, Y., Ohshita, K., Koshimizu, S. and Tomura, K. (1997): Geochemical study of trace vanadium in water by preconcentrational neutron activation analysis. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 216 (2), 203~212.
- Stumm Werner and Morgan J.J. (1996): Aquatic Chemistry (3rd Edition), 407p.

(受付: 2003年9月3日、受理: 2004年9月11日)