

## 林地肥培が溪流の水質に及ぼす影響

川 添 強<sup>(1)</sup>・吉 本 衛<sup>(2)</sup>

Tuyoshi KAWASOE and Mamoru YOSIMOTO : Effect of Forest  
Fertilization on Stream Water Quality

**要 旨**：林地に施肥した場合の渓流水の水質変化を、福岡県八女郡矢部村と熊本県下の矢部営林署第2境谷国有林の2地域で、2~4年間継続して調査した。前者はスギ、ヒノキ林における航空機施肥の影響を、後者はスギ新植地における側方施肥の影響を検討した。主な分析項目は pH, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, P, K, Ca および Mg である。

航空機施肥の場合は溪流に肥料が直接に落下するために、施肥林内渓流水の P をのぞく各成分濃度は施肥直後に一時的に高くなり、pH は低下した。その時の NH<sub>4</sub>-N および NO<sub>3</sub>-N 濃度は施肥前の水準の数十倍に達した。しかし数日後には NO<sub>3</sub>-N 濃度以外はほぼ施肥前の水準にもどっていた。施肥直後をのぞけば施肥による NO<sub>3</sub>-N 濃度の上昇は 0.1~0.2 ppm で、施肥2か月後にはほぼ施肥前の値に低下した。また施肥直後でも下流では水質の変化は見られなかった。側方施肥の場合に渓流水の水質変化が見られたのは NO<sub>3</sub>-N 濃度だけであった。その上昇幅は 0.1~0.2 ppm、最高で 0.5 ppm 程度であったが、施肥後およそ2か月後にはほぼ施肥前の値に低下した。この2つの調査を通じて施肥によって渓流水の水質が飲料水の水質基準以上になったのは航空機施肥の施肥直後のみであった。しかしこの場合でも下流では濃度上昇が認められないので、施肥による濃度上昇は問題にならないと考えられた。

なお、この調査の中で各溪流間における pH や K, Ca および Mg 濃度の順位はほぼ安定していることがわかった。また森林の皆伐によって渓流水の NO<sub>3</sub>-N 濃度が上昇し、その程度は施肥による上昇より大きく数年間続くことも判明した。

### I ま え が き

林地に施肥した場合に肥料成分は林木や下層植生に吸収されたり、土壤に吸着されたり、微生物に同化されたりして森林生態系内にとどまる部分も大きいであろうが、一部は中間流の移動に伴って生態系外へ流出するであろう。この流出量が多い場合には、肥培技術上はもちろん、渓流水の富栄養化や汚染を生ずるので、環境保全上からも問題になると思われる。わが国では最近林地肥培が普及し、生活用水や各種産業用水の水源をなす地域の森林に施肥が行われることが多くなっており、また航空機による大面積の施肥も行われるようになっているので、林地肥培による河川の水質の変化を予測しておく必要があると考えられる。

林地に施肥した肥料成分の動態についての調査例は少なく、施肥が溪流の水質に与える影響についての調査例もきわめて少ない。筆者らは九州の2地域で施肥林内外の渓流水の各成分濃度を2~4年間にわたって測定した。その結果1例ずつではあるが、航空機施肥と側方施肥<sup>\*</sup>がそれぞれ溪流の水質に与える影響について若干の知見を得たので、とりまとめて報告する。なお、本調査結果の一部は第86回日本林学会大会発表講演集および第87回日本林学会論文集に報告した<sup>12)~14)</sup>。

\* この報告における側方施肥は3点穴掘り一施肥一覆土(II-4 参照)を意味する。

1980年11月14日受理

(1) 九州支場

(2) 北海道支場

## II 調査地域の概況および調査方法

今回の調査地域は Fig. 1 に示すように、八女地域と矢部地域の 2 地域である。八女地域は福岡県八女郡矢部村字根引の矢部村有林である。矢部地域は熊本県上益城郡清和村の熊本営林局矢部営林署管内第 2 境谷国有林 15 林班に位置する。前者では航空機施肥の影響について、後者では側方施肥の影響について調査した。

### II-1) 気象条件

八女調査地では八女郡矢部村北矢部の八女消防署矢部分駐所（海拔 330 m）の観測所<sup>20)</sup>、矢部調査地では上益城郡矢部町大字上寺の県立農業試験場矢部分場（海拔 485 m）の観測所<sup>21)</sup>の資料による調査期間内の 1974~76 年の気温と降水量の概要は次のとおりである。

八女地域の月平均気温は最高 26.2°C、最低 2.0°C、年平均 14.1°C で、矢部地域では最高 24.4°C、最低 0.9°C、年平均 13.1°C であった。ただし、観測所の位置は調査地域に比べて数百 m 低いので、海拔高による気温の遞減を考慮に入れると、調査地域の気温は実際にはもう少し低いものと思われる。

月別の降水量は両地域とも同様なパターンを示し、6 月ないし 7 月にピークが見られる。年降水量は八女地域では 2,374~3,077 mm、矢部地域では 2,521~2,536 mm であった。

以上のように、今回の調査地域はいずれも温暖多雨な気候である。

### II-2) 立地および林況



Fig. 1 八女・矢部地域の位置図  
Location of research areas (YAME and YABE).

八女地域は矢部川の 1 支流の水源をなす海拔 800 m の山地である。基岩は新第三紀の輝石角閃石安山岩である。この地域は Fig. 2 に示すようにスギ、ヒノキの幼齡林が小面積点在するが、大部分はスギ 20~30 年生の人工林である。なお、主溪流にそった林道ぞいの各所に小面積の竹林、茶園、畑が点在していた。

矢部地域は緑川の 1 支流の水源をなす阿蘇外輪山南斜面で海拔 700~900 m の山地である。基岩は熔結凝灰岩で、その上を火山灰が厚く覆っている。この地域は Fig. 3 に示すように約 50 年生のスギ、ヒノキ人工林であったが、1967 年から一部を残して漸次皆伐され、下流域ではスギ幼齡林となっている。

### II-3) 土壌調査方法および調査結果

両地域の土壌の概査を行い、区分された各土壌型ごとに両地域の代表断面を設定した。断面調査は国有林野土壌調査方法書<sup>25)</sup>に準拠して行った。土壌の理化学性の分析は国有

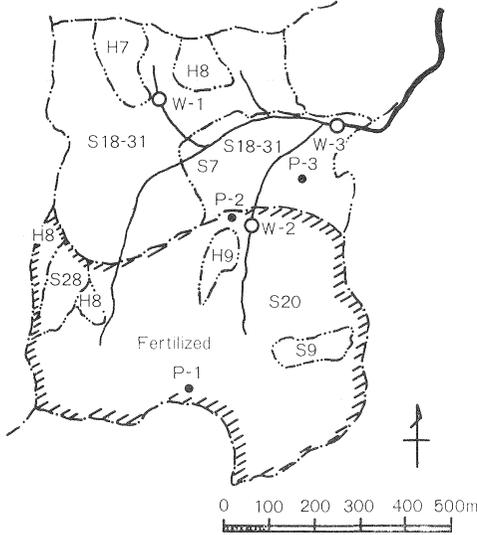


Fig. 2 調査地 (1) (八女地域)  
Research area (1) (YAME).

W-1~W-3 : Stream water sampling point.  
P-1~P-3 : Soil sampling point.  
S : *Cryptomeria japonica*  
(Figures express stand age (year))  
H : *Chamaecyparis obtusa*  
(Figures express stand age (year))

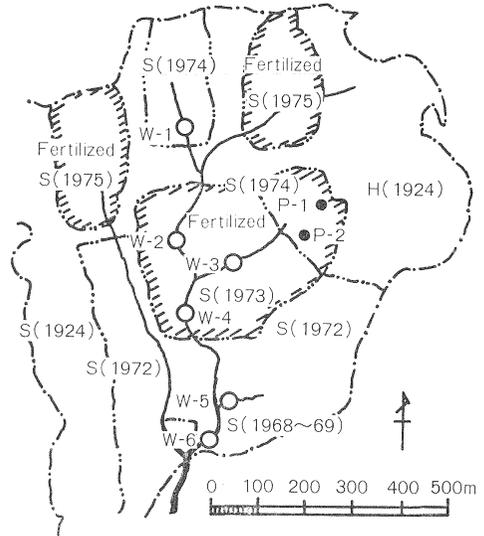


Fig. 3 調査地 (2) (矢部地域)  
Research area (2) (YABE).

W-1~W-6 : Stream water sampling point.  
P-1~P-2 : Soil sampling point.  
S : *Cryptomeria japonica*  
(Figures express year of plantation)  
H : *Chamaecyparis obtusa*  
(Figures express year of plantation)

林内野土壌調査方法書<sup>25)</sup>に準拠して行ったが、C および N は C-N コーダー法による乾式燃焼法、CEC および 置換性塩基は PEECH 法<sup>4)</sup>に準じて行った。なお、置換性の K, Ca および Mg の定量は原子吸光法を用いた。

土壌の断面形態は Table 1 に、化学的性質は Table 2 に、理学的性質は Table 3 および Fig. 4 に示した。

八女地域の土壌は、山腹斜面上部は B<sub>0</sub>(d) 型土壌 (残積土)、中腹は B<sub>0</sub> 型土壌 (匍行土)、下部は B<sub>0</sub> 型土壌 (崩積土) からなっている。林内の凸部には基岩の露出が見られ、山腹凹斜面の B<sub>0</sub> 型土壌崩積土 (Ym. P-3) では深さ 50 cm 前後から大礫がすこぶる多くなり、一般に土層は厚くない。各断面の各層はいずれも埴土ないし埴壤土で、表層は腐植に富んでいる。pH (H<sub>2</sub>O) は 5 前後 (4.8~5.2) で、C/N 率は Ym. P-1 (B<sub>0</sub>(d) 型土壌) の A および B 層以外は 16 以下であった。CEC (me/100 g) は表層で 25~30、下層で 15~20 前後であった。置換性塩基 (me/100 g) はそれぞれ対応する層位を比較すると 1, 2 の例外を除けば斜面下部ほど高くなる傾向を示した。

容積組成は Ym. P-3 では石礫量が非常に多いのが目立った。透水性は 20~363 cc/min を示し、全般的に透水性が特に悪い土壌ではない。

矢部地域の土壌は斜面上部は B<sub>0</sub>~B<sub>0</sub>-m 型土壌 (残積土)、下部は B<sub>0</sub> 型土壌 (崩積土) で、土層はすこぶる厚く、A 層は腐植に富んでいる。土性はほとんどが埴壤土で、石礫はきわめて乏しい。pH(H<sub>2</sub>O) は 5.5~6.2 を示し、八女地域の土壌よりも高い。C および N 含有率も八女地域より高く、C/N 率は 12~16 であった。CEC は 25~45 で、置換性塩基は山頂の残積土の方が多かった。

理学的には Yb. P-1 (残積土) の A<sub>1</sub> 層の最小容気量の大きい点が注目された。透水性は 5~70 cc/min

Table 1. 土 壤 の 断 面 形 態  
Brief descriptions of soil profile

断面番号 Profile No.	土堆積様式 Soil type Deposit mode Topography	海拔高位 Elevation Direction Inclination	層位 Horizon	層厚 Thick- ness (cm)	層推移 Definition of bound- ary	土色 Soil colour	腐植 Humus	石礫 Gravel	土性 Texture	構造 Structure	堅密度 Hard- ness	水湿 Mois- ture	樹種 直高 Species Height (m) D. B. H. (cm)
Ym. P-1	Bd(d)	650 m	L-F	1~3	判 漸	10YR3/4 10YR4/6 10YR5/6	富 含 乏	乏 含 頗る多	C C C	Gr, Cr 弱 BK弱 —	軟 軟 堅	潤 潤 潤	スギ (20年) H 5~7 D 7~10
	残積土	N60W	A	10									
	山腹平衡	38°	B	40									
	斜面		C	10+									
Ym. P-2	Bd	560 m	L	0~2	漸 判	10YR2/3 10YR3/3 10YR4/6	富 含 含 乏	乏 乏 乏	CL CL CL	Cr, BK 弱 BK弱 BK弱	堅 堅 堅 固結	潤 潤 潤	スギ (25年) H 9~13 D 10~18
	匍行土	N35E	A <sub>1</sub>	25									
	山腹平衡	38°	A <sub>2</sub>	10~25									
	斜面		B	20~25									
			C	10+									
Ym. P-3	Bd	525 m	L	0~1	漸 判	10YR2/2 10YR3/3 10YR4/6	富 富 乏	頗る多 多 多	CL CL CL	Cr, BK 弱 BK弱 —	軟 堅 軟	潤 潤 やや湿	スギ (25年) H 10~14 D 15~20
	崩積土	N20W	A <sub>1</sub>	8~10									
	山腹凹	23°	A <sub>2</sub>	10~15									
	斜面		B	30									
Yb. P-1	Bd	810 m	L	±	判 漸 明	7.5YR2/2 7.5YR2/1 7.5YR3/3 7.5YR4/6	富 富 富 乏	乏 乏 乏 乏	L CL CL CL	Cr BK弱 — —	しょう 軟 堅 堅	乾 潤 潤 湿	スギ (5年) H 2~3 D 3~5
	残積土	S10W	A <sub>1</sub>	10									
	山頂緩斜面	12°	A <sub>2</sub>	20									
			B	70									
			C	10+									
Yb. P-2	Bd	760 m	L	±	漸 判	10YR2/2 10YR2/1 10YR4/4	富 富 含	乏 乏 乏	CL CL CL	Gr, Cr 弱 BK弱, Gr 弱 —	軟 軟 軟	湿 湿 湿	スギ (5年) H 2.5~3.5 D 4~8
	崩積土	N60W	A <sub>1</sub>	20									
	山脚堆積	上20°, 下10°	A <sub>2</sub>	10~15									
			B	70+									

Table 2. 土 壤 の 化 学 的 性 質  
Chemical properties of soil (乾土あたり : On dry basis)

断面番号 Profile No.	土壌型 Soil type	層位 Horizon	pH		Y <sub>1</sub>	C	N	C/N	CEC	Exch.			飽和度 (%) Rate of saturation		
			H <sub>2</sub> O	KCl						Ca	Mg	K	Ca	Mg	K
			(%)									(m e./100 g)			
Ym. P-1	B <sub>d</sub> (d) 残積	A	4.9	3.8	21.6	7.83	0.40	20	25.8	2.92	0.75	1.82	11.3	2.9	7.1
		B	4.9	3.8	41.1	1.96	0.11	18	16.5	0.68	0.32	0.69	4.1	1.9	4.2
		C	5.2	3.7	60.0	0.50	0.04	13	16.7	0.55	0.42	0.25	3.3	2.5	1.5
Ym. P-2	B <sub>d</sub> 匍行	A <sub>1</sub>	5.0	3.9	22.2	6.95	0.47	15	28.1	2.61	0.66	0.41	9.3	2.3	1.5
		A <sub>2</sub>	4.8	3.9	29.0	2.96	0.19	16	19.7	0.27	0.30	0.03	1.4	1.5	0.2
		B	4.9	3.9	34.3	1.98	0.13	15	18.9	0.27	0.30	0.56	1.4	1.6	3.0
Ym. P-3	B <sub>d</sub> 崩積	A <sub>1</sub>	5.0	4.1	6.9	9.67	0.75	13	32.3	11.1	1.33	1.20	34.4	4.1	3.7
		A <sub>2</sub>	5.2	4.1	10.7	4.78	0.41	12	23.4	3.91	0.52	1.19	16.7	2.2	5.1
		B	5.2	4.0	8.9	2.30	0.21	11	19.0	2.30	0.38	0.50	12.1	2.0	2.6
Yb. P-1	B <sub>lb</sub> 残積	A <sub>1</sub>	5.8	4.4	1.9	14.6	0.91	16	40.0	12.2	2.94	2.65	30.5	7.4	6.6
		A <sub>2</sub>	5.5	4.3	2.8	12.7	0.83	15	40.6	3.02	0.76	1.41	7.4	1.9	3.5
		B	6.0	4.5	0.5	7.18	0.48	15	45.2	2.64	1.36	0.10	5.8	3.0	0.2
		C	6.2	4.7	0.4	1.79	0.11	16	26.8	1.72	0.81	0.57	6.4	3.0	2.1
Yb. P-2	B <sub>lb</sub> 崩積	A <sub>1</sub>	5.5	4.3	4.0	12.1	0.79	15	39.8	5.33	0.96	1.15	13.4	2.4	2.9
		A <sub>2</sub>	5.5	4.2	1.8	9.77	0.64	15	38.9	2.31	0.32	0.13	5.9	0.8	0.3
		B	5.6	4.7	0.6	5.33	0.45	12	33.7	1.72	0.31	0.14	5.1	0.9	0.4

Table 3. 自然状態の土壌の理学的性質  
Physical properties of soil in natural condition

断面番号 Profile No.	土 壤 Soil type	層位 Horizon	深 さ Depth from surface (cm)	透水性 Water percolation rate (cc/min)	容積重 Volume weight	孔隙量 Porosity	最大含水量 Water holding capacity (%)		最 小 容 気 量 Air minimum (%)	採取時水分含有量 Moisture content of fresh (%)	
							容 積 Volume	重 量 Weight		容 積 Volume	重 量 Weight
Ym. P-1	B <sub>d</sub> (d)	A	3~7	46	56	73	70	130	3	56	103
		B	26~30	25	92	64	61	68	4	47	53
Ym. P-2	B <sub>d</sub>	A <sub>1</sub>	8~12	23	56	73	72	136	1	50	94
		A <sub>2</sub>	33~37	71	52	78	72	141	6	42	82
		B	52~56	75	60	74	71	122	3	44	77
Ym. P-3	B <sub>d</sub>	A <sub>1</sub>	3~7	101	26	53	41	258	12	23	142
		A <sub>2</sub>	13~17	363	43	56	44	151	12	27	93
		B	36~40	137	51	62	53	136	9	32	83
Yb. P-1	B <sub>lb</sub>	A <sub>1</sub>	3~7	15	35	83	61	177	23	35	101
		A <sub>2</sub>	18~22	38	38	83	81	212	2	56	146
		B	60~64	5	35	86	86	244	0	78	222
Yb. P-2	B <sub>lb</sub>	A <sub>1</sub>	8~12	12	37	83	78	213	4	48	130
		A <sub>2</sub>	23~27	71	45	82	80	180	2	61	137
		B	50~54	33	37	81	79	223	2	65	183

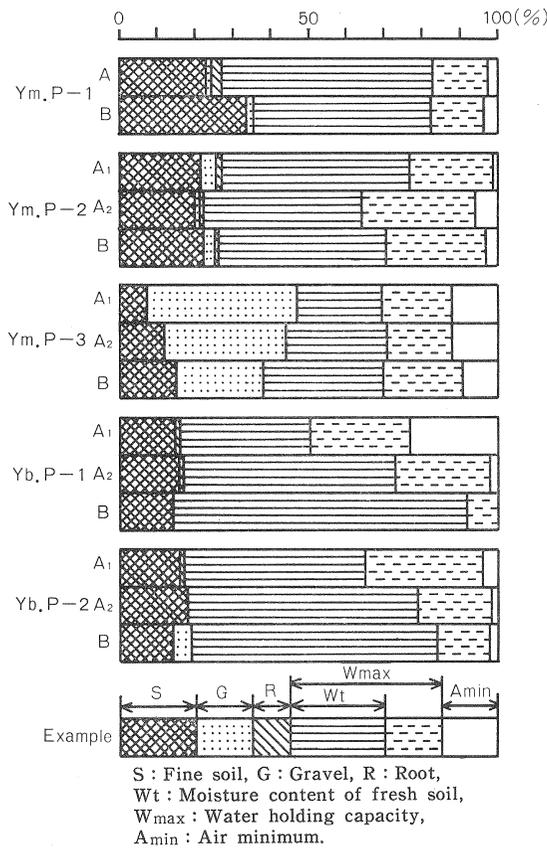


Fig. 4 自然状態の理学的性質  
Physical properties of soil in natural condition.

程度で、全般的に良好とはいい難かった。

程度で、全般的に良好とはいい難かった。

#### II-4) 施肥方法

八女地域は山腹上半部の20年生スギ造林地約30haに1974年2月24日にヘリコプターでha当り300kgの尿素リン安系複合肥料(22-10-10)を散布した。矢部地域ではスギ新植地および1~2年生造林地約12haに1975年2月3~20日(F<sub>1</sub>)と同年5月2~23日(F<sub>2</sub>)の2回、また、上流の新植地約3haに同年4月14~21日に3点穴掘り一施肥一覆土の方法で施肥を行った。肥料は2月にはリン安系化成肥料(20-10-10)、4、5月にはメチレン尿素系化成肥料(24-16-11)を用いた。施肥量は2月は180および4、5月は158kg/haであった。

#### II-5) 渓流水の採取および分析方法

八女地域の渓流水採取地点はFig. 2に示すように、無施肥林内の渓流W-1、施肥林内の渓流W-2およびこの両渓流を含む数本の渓流が合流した下流W-3である。採水は施肥前の1974年2月7日から約2か年間毎月1回行った。ただし、施肥直後は1時間、4

時間、4日および12日後に採水した。W-1とW-2の渓流の流量は少なく、夏期の渇水期には流水が見られなくなる場合があり、W-2では1974年8月は渇水のために採水できなかった。なお、W-1は林道新設工事のため1975年9月に埋没したので、それ以降の採水はできなかった。

矢部地域での渓流水採取地点はFig. 3に示すように、伐採時期の異なる2つの無施肥林内の渓流(W-1, 1972年伐採およびW-5, 1967~68年伐採)と施肥林内の渓流(W-3, 1971~72年伐採)とこれらの3渓流が合流する主渓流の各合流点の下流(W-2, W-4, W-6)の計6地点である。採水は1974年2月15日から4年間、毎月1回行った。ただし、施肥直後から20日間は毎日、その後約1か月は1~2週間ごとに採水した。また、5月の施肥後も約1か月間は1週間ごとに採水した。試水は1l容ポリビンに採取し、クーラーに入れて研究室にもち帰り、分析まで5±1°Cの冷暗所に保管した。

分析は試水をろ紙No. 5Aでろ過後、以下の方法で行った。NH<sub>4</sub>-NはMgO、NO<sub>3</sub>-Nはデバルダ合金とMgOを用いる通気蒸留法で行った。Pは試水を湯煎上で濃縮後HNO<sub>3</sub>-HClO<sub>4</sub>法で有機物の分解とSiO<sub>2</sub>分離を行った後、SnCl<sub>2</sub>還元によるリン-モリブデンブルー法(硫酸系)で比色定量した。K、CaおよびMgは原子吸光法によって求めた。pHの測定はガラス電極法によった。

### III 結果と考察 その1 八女地域(航空機施肥)の渓流水の水質変化

#### III-1) $\text{NH}_4\text{-N}$ および $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の変化

各溪流の  $\text{NH}_4\text{-N}$  および  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度の季節変化を Fig. 5 に示した。

施肥直後の渓流水中の無機態 N 濃度の変化を見ると、施肥林内溪流の  $\text{NH}_4\text{-N}$  および  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度はいずれも肥料散布直後に急激に上昇した。濃度が最も高くなったのは4時間後で、 $\text{NH}_4\text{-N}$  は 2.6 ppm,  $\text{NO}_3\text{-N}$  は 3.2 ppm に達した。これらの濃度はそれぞれ施肥前の数十倍であった。

その後無機態 N 濃度は急激に低下して、 $\text{NH}_4\text{-N}$  は4日後には施肥前の 0.04 ppm 程度になっていた。 $\text{NH}_4\text{-N}$  濃度はそれ以降明らかな変化は見られなかった。一方、 $\text{NO}_3\text{-N}$  は4日後には約 0.4 ppm に低下したが、施肥前の濃度(約 0.1 ppm) 近くまで低下したのは約2か月後であった。この期間中無施肥林内の溪流ではほとんど変化が見られなかった。

N 肥料を航空機施肥し、施肥直後の渓流水の水質変化を調査した例は少ないが、アメリカにおける調査結果を見ると、ウエストバージニアにおいては尿素を 500 lb/acre 施肥すると  $\text{NH}_4\text{-N}$  濃度は施肥直後に明らかに上昇するが、 $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度の上昇は緩やかであったと報告されている<sup>3)</sup>。また、アラスカにおいては尿素を 400 lb/acre 施肥すると施肥直後に  $\text{NH}_4\text{-N}$  および  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度の上昇が見られる溪流と見られない溪流があったとされている<sup>19)</sup>。

スウェーデンにおける  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  を N 160 kg/ha 施肥した場合には、施肥後渓流水の  $\text{NH}_4\text{-N}$  および  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度は急激に上昇し、3週間後に回復したが、尿素を N 155 kg/ha 施肥した場合には  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度の上昇はほとんど見られず、 $\text{NH}_4\text{-N}$  濃度の上昇のピークは  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  施肥の場合より遅く現われ、濃度も低かったという<sup>24)</sup>。このように、施肥直後の渓流水中の  $\text{NH}_4\text{-N}$  および  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度の上昇は溪流や施肥 N の形態により異なるようである。

今回施肥した肥料は尿素リン安系化成肥料で、アンモニア態チッ素含有率は 5.5% であるが、施肥直後に溪流中の  $\text{NH}_4\text{-N}$  および  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度は急激に上昇した。AUBERTIN ら<sup>3)</sup>や MEEHAN ら<sup>19)</sup> は尿素の施肥後に溪流の  $\text{NH}_4\text{-N}$  濃度の上昇を認め、AUBERTIN らはこれらは溪流中のウレアーゼによるものと推定している。ここでも、無機態 N の上昇幅がかなり大きいので、溪流中でウレアーゼによる尿素のアンモニア化が行われた可能性は否定できないであろう。また、肥料には  $\text{NO}_3\text{-N}$  が含まれていないにもかかわらず、渓流水の  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度が上昇しているが、これは溪流中で硝酸化化が行われた

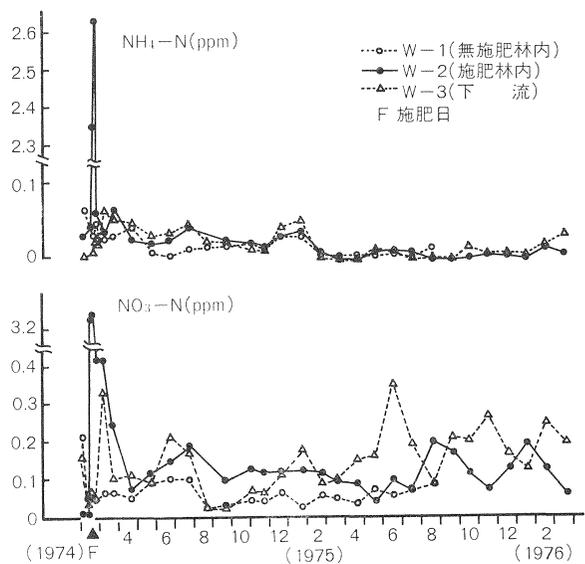


Fig. 5 渓流水の  $\text{NH}_4\text{-N}$  および  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度の変化 (八女)  
Fluctuations of  $\text{NH}_4\text{-N}$  and  $\text{NO}_3\text{-N}$  concentrations  
in stream water (YAME).

めと推定される。施肥時期は2月の低温期(平均気温 5°C 前後)なので、硝酸化成作用が活発であるとは予想できなかったが<sup>11)28)</sup>、この調査結果からは冬期の渓流水中でも硝酸化成作用が活発に行われているものと考えざるを得ないであろう。

以上のような施肥直後の渓流水中の無機態 N 濃度の上昇は、濃度の上昇および下降が急激なことから、散布肥料が渓流に直接落下し溶解した結果と推測された。

下流(本流)の  $\text{NH}_4\text{-N}$  および  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度には施肥の明らかな影響は認められなかった。施肥林内溪流のピーク時の  $\text{NH}_4\text{-N}$  および  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度の合計値は1時間後に 5.5 ppm, 4時間後に 5.8 ppm に達し、下流の約 70~90 倍に相当したが、下流での無機態 N 濃度は施肥前よりわずか 0.04 ppm 上昇したにすぎない。下流での無機態 N 濃度の上昇が認められたのは約 90 mm の降雨のあった後の施肥後 12 日目で、その時の濃度はその前後の値の数倍であった。しかし、この時の施肥林内溪流の無機態 N 濃度は施肥後 4 日目とほとんど差がないので、この上昇は施肥によるものとは断定し難い。

施肥直後を除くと施肥後1年間の  $\text{NH}_4\text{-N}$  濃度はどの溪流でも 0~0.06 ppm の低濃度で推移し、明らかなピークは見られなかった。また、施肥林内と無施肥林内溪流の濃度差も明らかでなかった。

一方、 $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度は施肥林内溪流は4月には 0.1 ppm 以下となったが、7月には約 0.2 ppm に上昇し、その後再び低下した。下流でも同様に6月および7月に濃度の上昇が見られた。施肥後1年間の施肥林内と無施肥林内の溪流の  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度を比較すると、施肥林内溪流の方が常に高かった。しかし、その濃度差は施肥直後を除くと 0.1~0.2 ppm 前後にすぎなかった。

施肥後2年目の  $\text{NH}_4\text{-N}$  濃度は1年目と同様にどの溪流でも 0~0.05 ppm の低濃度で推移し、明らかなピークは見られず、溪流間の差も明らかでなかった。

一方、 $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度の変化は、施肥林内溪流では 0.1 ppm 前後で推移したが、8月と翌年1月には約 0.2 ppm に上昇した。無施肥林内溪流では濃度が低く、明らかなピークや濃度変化は見られず、最高は8月の 0.08 ppm にすぎなかった。下流の  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度は6月に 0.35 ppm に達したほか、11月と翌年2月にもピークが出現していた。これらの下流の濃度上昇は、その上昇時期が施肥林内溪流の濃度上昇と一致しないので施肥の影響ではないと考えられた。

施肥後2年目の5月と7月以外は施肥林内溪流の方が無施肥林内溪流より  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度は常に高かった。

施肥前の各溪流の  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度の十分な調査が行われていないので推論は難しいが、このような施肥林内と無施肥林内溪流の施肥後における  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度のわずかの差は施肥による影響ではないかと思われる。しかし、その濃度差は施肥直後の短時間を除けば最高で 0.12 ppm にすぎなかった。

施肥 N の渓流水中への流亡量についての報告は数少ないが、施肥による  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度の上昇が約数 ppm 以上ある AUBERTIN ら<sup>3)</sup>の例では、流亡率は年間 18% と計算している。また、 $\text{NH}_4\text{NO}_3$  を N で 175 kg/ha 施肥したスウェーデンの例<sup>29)</sup>では流亡率は施肥後4年間で約 20% と計算している。今回は渓流水の流量を測定していないので、N 流亡量の算出はできないが、施肥による無機態 N 濃度の上昇は施肥直後以外はかなり低いことから、肥料 N 流亡量もかなり少ないと推測した。

### III-2) pH, P, K, Ca および Mg 濃度の変化

Fig. 6 に pH および各成分濃度の季節変化を示した。

施肥林内溪流の pH は施肥直後に急激に低下したが、施肥4日後には施肥前の値に回復していた。最も

低下したのは施肥後1時間で、通常の値との差は約1.3であった。pHに施肥の影響が見られたのは施肥直後だけで、それ以外はその変動は少ない。また、無施肥林内溪流および下流のpHの変動も少ない。施肥直後のpHの急激な低下はその回復のパターンから考えて、無機態N濃度の急激な上昇と同様に肥料が溪流に直接落下したことに起因すると考えられる。

各溪流のpHを比較すると、施肥直後以外でも施肥林内溪流は無施肥林内および下流より常に低い値で推移しており、溪流ごとにpHの値に差がある傾向が認められた。

P濃度はどの溪流でも0.002~0.03 ppmの低濃度で推移し、施肥直後でも施肥の影響はまったく認められなかった。

施肥直後の無機態N濃度の急激な上昇やpHの低下などから溪流に肥料が落下し溶解したことは確実であろう。使用した肥料の水溶性 $P_2O_5$ の保証含有率は6%であるから、溪流に肥料が落下したならばP濃度は当然上昇すると予想されたが、P濃度の上昇は認められなかった。一般に溪流水中のP濃度は低く<sup>1)8)22)</sup>、また、施肥による濃度上昇が認められないことが報告されているが<sup>5)</sup>、肥料が溪流に落下し溶解してもP濃度が上昇しない理由は不明である。

K濃度は施肥林内溪流では上述の無機態N濃度と同様に、施肥直後に急激に上昇した。その最高値は0.5 ppmで、施肥1時間後に現われた。この濃度は施肥前の約1.6倍である。その後濃度は急激に低下し、施肥4日後には施肥前とほぼ同じ程度の濃度になっていた。施肥12日後に再びわずかであるが0.1 ppm程度の上昇が見られたが、4月から10月までは0.3~0.4 ppmの範囲で推移し、翌年1月には0.2 ppmと低濃度になった。2月以降は濃度は徐々に上昇し、8月には0.4 ppmとなったが、10月以降は0.2~0.3 ppmの低濃度で推移した。

無施肥林内溪流では施肥林内のような急激な変化は見られず、0.5 ppm前後の濃度で推移した。ただし、9月と翌年8月にわずかの濃度上昇が見られ、0.6 ppmとなった。

下流では数回のピークを示したが、その濃度範囲は0.5~0.8 ppmであった。

以上のように、施肥林内溪流のK濃度は施肥直後に上昇したが、これは肥料が溪流に落下したためと

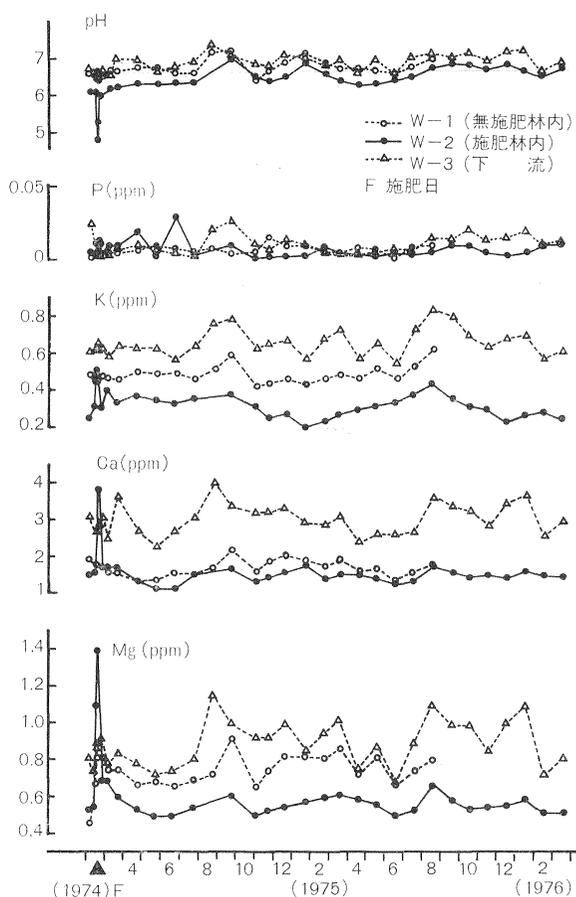


Fig. 6 渓流水のpHとP, K, Ca, Mg濃度の変化(八女)  
Fluctuations of pH values and P, K, Ca and Mg concentrations in stream water (YAME).

推測された。しかし、肥料の水溶性 K 含量は 10% であるが、無機態 N 濃度の上昇幅と比較すると K 濃度の上昇幅はかなり少ない。

施肥直後を除く施肥林内溪流および無施肥林内や下流の濃度の変動幅はそれほど大きくはなく、また、溪流間の K 濃度の高低の順位は安定していた。すなわち、Fig. 6 に見られるように各溪流間では明らかに  $W-3 > W-1 > W-2$  の関係を示した。

Ca および Mg 濃度は施肥林内溪流では無機態 N や K 濃度と同様に施肥直後に急激に上昇した。そのピークは 4 時間後に見られ、それぞれ 3.8 および 1.4 ppm であった。これらの濃度は施肥前の 2~3 倍に相当する。その後 Ca および Mg 濃度は急激に低下した。Ca は 4 日後には施肥前とほぼ同じ濃度になっていた。Mg は Ca と異なり施肥 4 日目、12 日目では施肥前の値よりわずかに高い値であり、施肥前の値とほぼ同程度になったのは 1 か月後であった。施肥直後を除くと Ca 濃度は 1.1~1.8 ppm 前後で、Mg 濃度は 0.5~0.6 ppm 前後で推移し、その変動幅は小さかった。

無施肥林内溪流の Ca および Mg 濃度にはいずれも大きな変動は見られず、Ca 濃度は 1.5~2.0 ppm 前後で、Mg 濃度は第 1 回目の測定値を除くと 0.6~0.9 ppm 前後の値で推移した。下流の Ca および Mg 濃度は無施肥林内より高く、また、変動幅も大きく数個のピークを示した。すなわち、Ca 濃度は 2.5~4.0 ppm 前後で、Mg 濃度は 0.7~1.1 ppm 前後で推移した。

以上のように Ca および Mg 濃度には施肥直後を除くと大きな変化は認められなかった。施肥直後の濃度の急上昇は溪流に肥料が直接落下したためと推測される。肥料の Ca および Mg 含有率はそれぞれ 3%、0.1% 程度で、K 含有率 (10%) よりかなり少ない。しかし、施肥直後の溪流水中の K 濃度の上昇の程度と比較すると Ca および Mg 濃度の上昇の程度はかなり大きい、この原因は不明である。

Ca および Mg 濃度は施肥直後の短時間を除くと常に施肥林内溪流が無施肥林内および下流より低く、下流が最も高い傾向を示した。すなわち、K 濃度と同様に Ca および Mg 濃度の高低の順位は安定している傾向が認められ、各溪流間では明らかに  $W-3 > W-1 > W-2$  の関係を示した。

### III-3) 施肥直後における溪流水中での成分の変化について

無機態 N 濃度や pH の変化、また P を除く各成分濃度の変化を見ると、溪流に肥料が落下したことは明らかであり、肥料の落下が水質変化の原因であることは疑いないであろう。しかし、用いた肥料の 0.01% 水溶液の pH は 6.1 であるのに、施肥直後の溪流水の pH は 4.8 に低下したこと、肥料に含まれている P、K や少量しか含まれていない Ca および Mg 濃度の変化などを見ると、肥料成分の溶解だけが施肥直後の水質変化の直接原因であるとは断定できない。

施肥林内溪流における pH と各成分濃度の関係、 $\text{NO}_3\text{-N}$  と各成分濃度の関係を施肥前後 2 か月 (2 月~4 月) とそれ以降の 1 年間 (4 月~4 月) とに分けて相関を求めた結果を Table 4 に示した。施肥後の 2 か月間は pH と  $\text{NO}_3\text{-N}$ 、K、Ca および Mg 濃度との間には有意な負の相関が、 $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度と各成分濃度との間には極めて有意な正の相関が認められる。しかしながら、施肥 2 か月以降になると pH と Ca 濃度との間に有意な正の相関が認められるにすぎない。施肥直後の pH や各成分濃度の変化は互いに関連しており、その原因は肥料が直接溪流に落下したことによると推測される。

無機態 N 濃度の変化から硝酸化成作用が冬期の溪流中でも活発であり、ウレアーゼ活成もあると推測されたが、pH や各成分濃度の変化およびそれら相互の関係を見ると、溪流中では上記の作用以外にもかなり活発な生物的作用や化学変化が行われていると推定された。しかし、その内容は不明である。

Table 4. pH および NO<sub>3</sub>-N 濃度と各成分濃度の相関関係  
Correlation between pH, NO<sub>3</sub>-N and K, Ca, Mg concentrations in stream water

		n	NO <sub>3</sub> -N	K	Ca	Mg
pH	1974 Feb.~Apr.	8	-0.943**	-0.752*	-0.817*	-0.841**
	1974 Apr.~1975 Apr.	12	-0.069	-0.188	0.633*	0.478
NO <sub>3</sub> -N	1974 Feb.~Apr.	8		0.871**	0.947**	0.964**
	1974 Apr.~1975 Apr.	12		-0.062	-0.058	-0.382

Remarks : \*\* Significant at 1% level, \* Significant at 5% level.

Table 5. 上水および産業用水水質基準 (抜粋)\*  
Limit of public water quality (excerpt)

		NH <sub>4</sub> -N (ppm)	NO <sub>3</sub> -N (ppm)	T-N (ppm)	T-P (ppm)	pH
水道水源水質基準 Water supply	1 類**	—	9			6.5~8.6
	2 類**	0.1				6.5~8.6
	3 類**	0.5				6.5~8.6
水産用水質基準 Fisheries		1.0***				6.5~8.5
水産環境水質基準 Fisheries environment					0.1****	6.7~7.5
農業用水質基準 Agriculture				1		6.0~7.5

\* : 文献 10) より調整

\*\* : 1 類 ; 塩素消毒のみで給水可, 2 類 ; 普通沈澱, 緩速濾過, 塩素消毒で給水, 3 類 ; 普通沈澱, 急速濾過, 塩素消毒で給水

\*\*\* : pH 8.0 のときの許容濃度

\*\*\*\* : 湖沼および人工湖に入る河川の場合は 0.05 ppm.

### III-4) 水質基準と施肥による水質変化

水道水源などの水質基準の pH と N および P の値を Table 5 に示す<sup>10)</sup>。

これらの水質基準と比較すると, 各成分濃度が急激に上昇し, pH が下降する施肥直後の施肥林内溪流でも NO<sub>3</sub>-N は水道水源 1 類の基準値以内である。NH<sub>4</sub>-N は水道水源水質基準 (1~3 類とも), 水産用水基準, 農業用水基準よりも高濃度になっている。しかし, 第 1 類の基準値をこえるのは短期間であることと, 下流では常に第 1 類の基準値をこえないので施肥による N 濃度の上昇は問題になるほどのものではないと考えられた。

施肥による P 濃度の上昇は認められず, 水産環境水質基準値以内である。

施肥直後に急激に低下した pH の値は基準よりかなり低い。また, 施肥林内溪流では施肥直後以外でも水道水源や水産環境水質基準などより低い値をとることが多い。しかし, いずれの場合でも下流の pH は水質基準以内であり, 問題はないと考えられる。

以上のように, 航空機施肥の場合肥料が溪流に直接落下するために施肥直後に水質基準をこえる場合が

認められた。それ故、溪流沿いに無散布帯を設定する必要がある。また、下流まで影響が及ばないよう、同一水系の上流流域一帯に対する大面積の施肥はさけることが望ましい。

#### IV 結果と考察 その2 矢部地域（側方施肥）の渓流水の水質変化

##### IV-1) $\text{NH}_4\text{-N}$ および $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の変化

各溪流の  $\text{NH}_4\text{-N}$  および  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度の変化は Fig. 7, 8 に示した。

$\text{NH}_4\text{-N}$  濃度は支流の3溪流および本流の3地点とも 0.04 ppm 以下と低く、溪流間の差や施肥による濃度上昇は認められなかった。これは  $\text{NH}_4\text{-N}$  が土壌コロイドに吸着保持されやすいために土壌から流亡し難いためと考えられる。航空機施肥の場合でも、溪流に肥料が落下したと考えられる施肥直後以外は溪流の  $\text{NH}_4\text{-N}$  濃度の上昇が見られなかったのもこの理由によるものであろう。それ故に、施肥 N は  $\text{NO}_3\text{-N}$

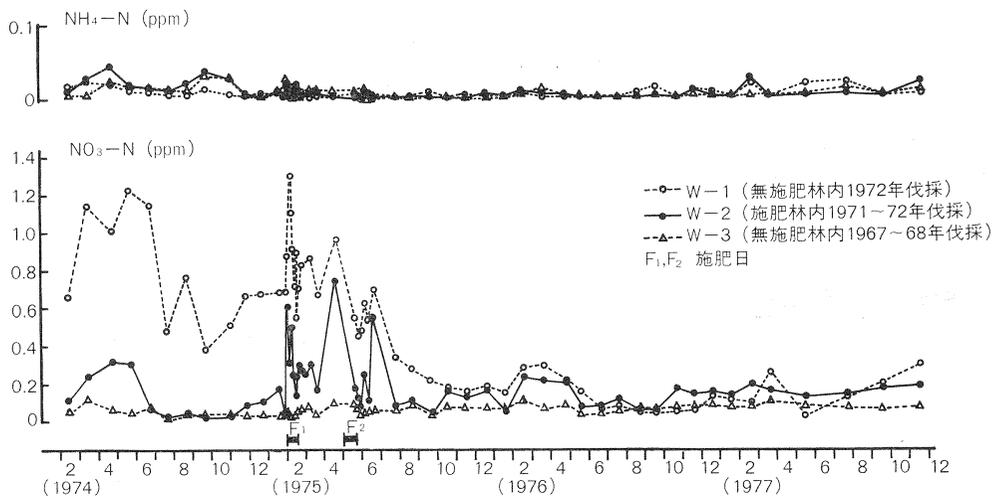


Fig. 7 渓流水の  $\text{NH}_4\text{-N}$  および  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度の変化 (矢部)  
Fluctuations of  $\text{NH}_4\text{-N}$  and  $\text{NO}_3\text{-N}$  concentrations in stream water (YABE).

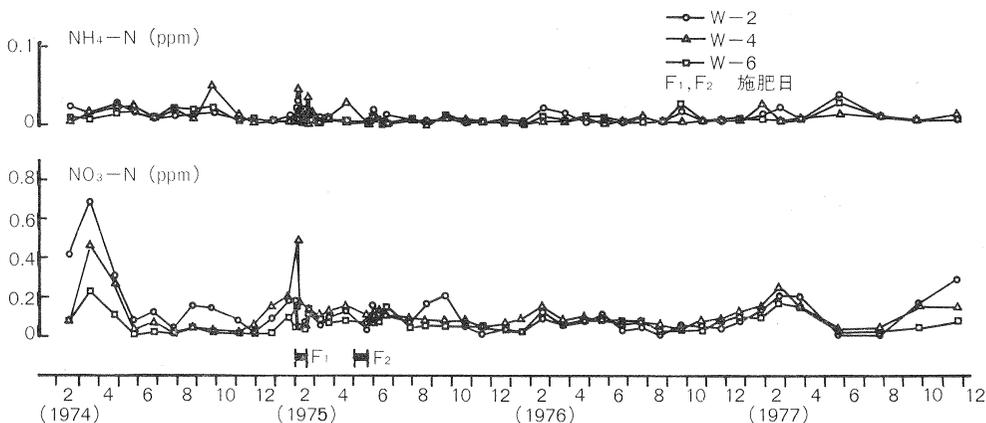


Fig. 8 渓流水の  $\text{NH}_4\text{-N}$  および  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度の変化 (矢部)  
Fluctuations of  $\text{NH}_4\text{-N}$  and  $\text{NO}_3\text{-N}$  concentrations in stream water (YABE).

N になった後溪流に流出すると考えられる。

NO<sub>3</sub>-N 濃度は施肥林内溪流 W-3 では、施肥直後の 2 月と施肥後約 2 か月後の 4 月にも上昇したほか、5 月施肥の 1 か月後の 6 月にも上昇した。しかし、いずれも約 1 か月で下降した。これらのピーク時の濃度は施肥前同時期の数倍に達し、最高は 0.8 ppm であった。また、10 月と施肥翌年（1976 年）の 2 月および 10 月以降もわずかに高かったが、その濃度は 0.3 ppm 以下にすぎなかった。

伐採後の経過年数の長い無施肥林内溪流 W-5 の NO<sub>3</sub>-N 濃度は終始 0.1 ppm 以下の低濃度で推移し、明らかなピークは見られなかった。一方、伐採後の経過年数の短い無施肥林内溪流 W-1 では施肥林内溪流と同時期にピークが現われ、その濃度はいずれも施肥林内より高く、最高濃度は 1.3 ppm であった。しかし、これら濃度はいずれも前年同期より低濃度であった。

この 3 溪流は調査期間の前半の 2 年半（1974~76 年前半）は明らかな濃度差が見られ、その濃度の順位は各溪流流域の伐採後の経過年数に対応して、経過年数の短い流域の溪流ほど NO<sub>3</sub>-N 濃度が高かった。調査後半は 3 溪流とも 0.3 ppm 以下の低濃度で推移し、前半のような著しい濃度差は見られなかった。

以上のように、伐採後の経過年数のちがいによって NO<sub>3</sub>-N 濃度が異なるので、施肥による濃度上昇を明らかにするのは困難であった。しかし、伐採後の経過年数の長い無施肥林内溪流 W-5 では低濃度で変化も小さく、また、経過年数の短い溪流 W-1 の濃度は高いが前年同期より低くなっていることに対して、施肥林内溪流 W-3 では施肥後の濃度は前年の同期より高くなっているため、これらの濃度上昇は施肥によるものと考えてよいであろう。伐採後の経過年数を考慮に入れて無施肥林内と施肥林内溪流の NO<sub>3</sub>-N 濃度の変化を比較すると、最初の施肥後 4~5 か月間は施肥によって濃度は明らかに上昇しており、その幅はおよそ 0.1~0.2 ppm で、高くても 0.5 ppm 程度と推定された。

1975 年 7 月以降は施肥林内溪流の NO<sub>3</sub>-N 濃度の上昇は明らかでない。最も低濃度で推移した伐採後の経過年数の長い無施肥林内溪流と比較しても 0.1 ppm 前後、高くても 0.2 ppm 前後の差が見られたに過ぎない。しかし、施肥後 1 年目は伐採後の経過年数の短い無施肥林内溪流の NO<sub>3</sub>-N 濃度は施肥林内より高かったが施肥後 2 年半以降になるとこの関係が逆転する傾向がみられることから、施肥による NO<sub>3</sub>-N 濃度の上昇はわずかであるが長期間続く可能性も否定できない。

以上の 3 溪流の注ぐ本流での NO<sub>3</sub>-N 濃度には支流で見られたようなピークの出現は明らかでなく、ほぼ 0.2 ppm 以下の比較的 low 濃度で終始した。

#### IV-2) pH, P, K, Ca および Mg 濃度の変化

各溪流の pH, P, K, Ca および Mg 濃度の変化は Fig. 9, 10 に示した。

pH は支流の 3 溪流および本流の 3 地点とも明らかな経年変化は見られず、約 6.6~7.5 の値で推移し、施肥の影響は見られなかった。pH は各溪流間で明らかな差があり、支流の 3 溪流では W-5>W-3>W-1 の傾向が、本流の 3 地点では W-6>W-4>W-2 の傾向が認められた。

P 濃度はどの溪流も全期間を通じてほぼ 0.05 ppm 以下の低濃度で推移し、pH と同様施肥の影響は認められなかった。溪流間の濃度を比較すると、支流の 3 溪流では pH と同様に W-5>W-3>W-1 の傾向が見られた。しかし、本流の P 濃度は支流よりさらに低いために各地点間の差は明らかでなかった。

K, Ca および Mg 濃度を見ると、施肥林内溪流のこれらの濃度は変動を示すが、この変動は無施肥林内溪流の 1 つ W-5 の変動とはほぼ同じ傾向を示すので、この変動は施肥によるものではないであろう。調査期間中にはいずれも一定傾向の経時的な濃度変化は認められなかった。

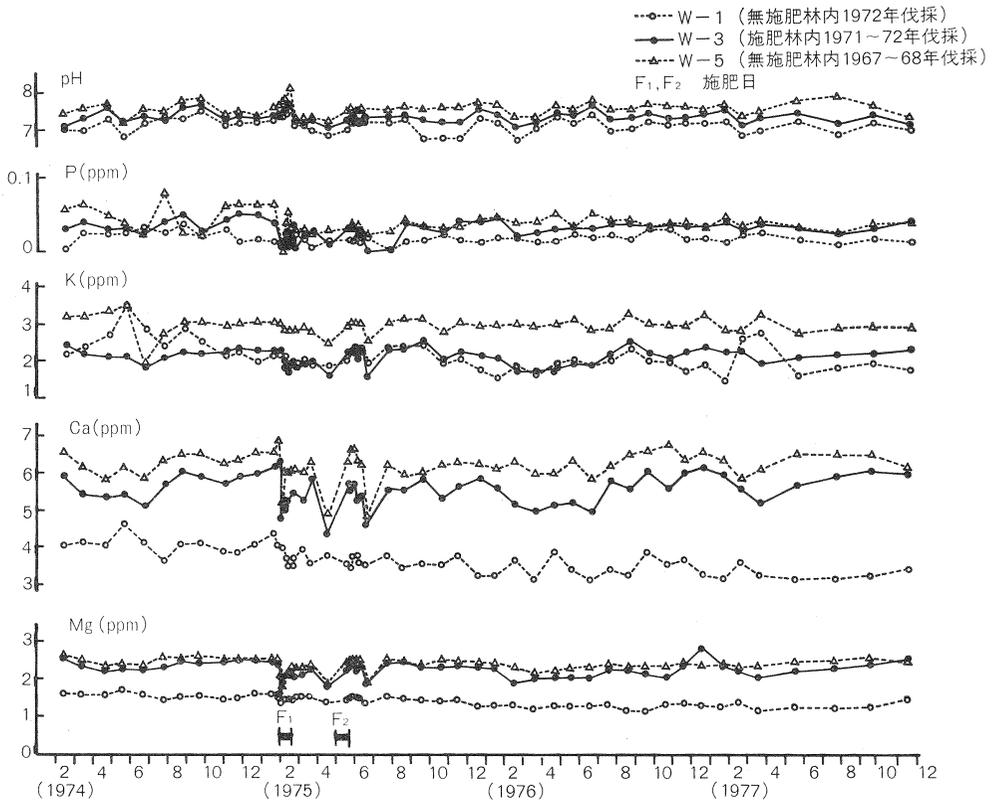


Fig. 9 渓流水の pH と P, K, Ca, Mg 濃度の変化 (矢部)  
 Fluctuations of pH values and P, K, Ca and Mg concentrations  
 in stream water (YABE).

本流の K, Ca および Mg 濃度を見ると, K 濃度は支流よりやや低い傾向が見られた。Ca および Mg 濃度は支流のなかで最も濃度の低い無施肥林内溪流と同程度の濃度であった。本流の K, Ca および Mg 濃度にも一定傾向の経時的な変化は見られなかった。

各溪流間の濃度を比較すると, 濃度の変動はあるが各溪流の濃度はほぼ同じように変動するので, pH や P 濃度と同じように溪流間の濃度の高低の順序は安定している傾向が認められた。すなわち, 支流では K 濃度は  $W-5 > W-3 > W-1$  の傾向が, Ca および Mg 濃度は  $W-5 > W-3 > W-1$  の傾向が認められた。本流では K, Ca および Mg 濃度はいずれも  $W-6 > W-4 > W-2$  の傾向を示し, 下流ほど濃度が高まる傾向があり  $NO_3-N$  濃度で見られた傾向とは異っていた。

以上のように, 側方施肥の場合には pH および各成分濃度には施肥の影響は認められなかった。航空機施肥の場合でも pH や各成分濃度に施肥の影響が明らかに見られたのは, 溪流に肥料が直接落下した施肥直後のみであったことから, 溪流に肥料が直接入らない限り, pH や各成分濃度に対する施肥の影響は少ないと考えられた。

また, 各溪流間の pH や各成分濃度の高低の順序は安定している傾向が認められた。八女地域では樹種や林齢に大きな違いがないのに, 溪流間で差があり, 矢部地域では伐採年度に差があるのに経時的変化も見られない。それ故, これらの高低は植生の違いや施業の違いによるものではないと考えられる。MARTIN

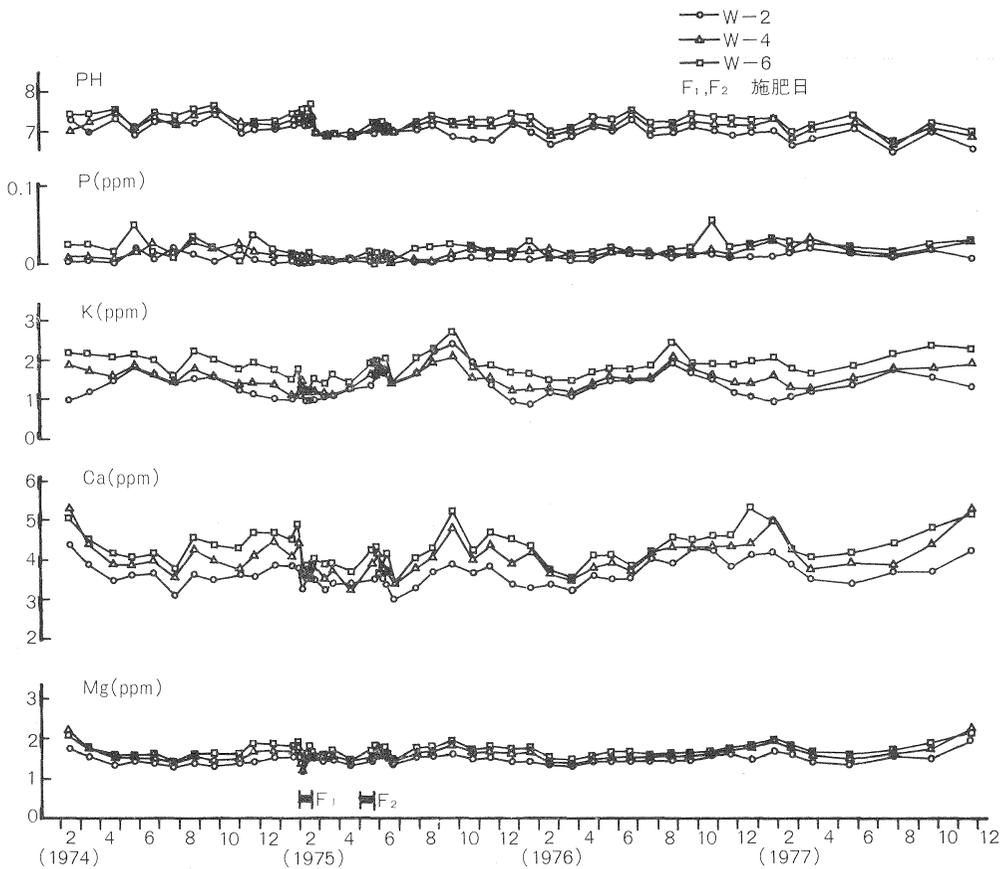


Fig. 10 溪流水の pH と P, K, Ca, Mg 濃度の変化 (矢部)  
Fluctuations of pH values and P, K, Ca and Mg concentrations  
in stream water (YABE).

は溪流水の水質は樹種や樹齡より、降水、土壤水の移動および基岩の化学的風化によることが大きいと述べている<sup>18)</sup>。ここでは同一地域でも差が認められるので、これらの差は地形や微地形による土壤中の水の動きの違いや、地表観察からでは判明しないが基岩の風化の程度の違いによるものではないかと推測した。

#### IV-3) 溪流水の水質に与える森林伐採の影響

森林生態系内外の物質収支や、伐採などの各種施業が溪流水の水質に与える影響などを明らかにすることを目的とした、溪流水の溶存成分の調査解析はそれほど多くない<sup>9)16)~18)22)</sup>。

伐採後の経過年数の短い無施肥林内溪流の  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度は施肥林内よりかなり高い。この点は、伐採後の経過時間やこの溪流のその後の濃度低下の傾向および他の2つの支流の伐採後の経過年数と  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度変化から総合的に判断すると、森林伐採の影響が強く働いているものと推定された。LIKENS ら<sup>17)</sup>は森林を伐採した後、除草剤を用いて植生を除去すると溪流中の  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度が急激に上昇することを、SWANK ら<sup>27)</sup>は伐採10年後も対照区に比較して  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度が高いことを報告している。また、有光ら<sup>2)</sup>や大角ら<sup>23)</sup>は森林伐採に伴って土壤水中の  $\text{NH}_4\text{-N}$  や  $\text{NO}_3\text{-N}$  が増加することを報告している。さらに、今回の

調査と同じ地域 (W-1 の流域) における新植地の表層土壤中  $\text{NO}_3\text{-N}$  の含有率は伐採後およそ 3 年で急激に低下することが判明している<sup>15)</sup>。

森林伐採により渓流中の  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度の上昇する 1 つの原因は伐採により林木による N 吸収がゼロになることが挙げられるであろう。事実、ポット試験やライシメーター試験では植栽の有無により土壤溶液中の無機態 N 濃度や流亡量が異なることが報告されている<sup>6)7)</sup>。しかし、伐採後の経過年数の短い渓流の  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度は年間の吸収量の数倍以上施肥した施肥林内の濃度よりかなり高いので、 $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度の上昇は林木による N 吸収がゼロになることが唯一の原因ではないであろう。皆伐跡地で除草剤により植生を除去した場合、土壤中での亜硝酸菌や硝酸菌が増加しているとの報告もあり<sup>26)</sup>、森林伐採によりなんらかの原因で土壤中の N 無機化は活発化すると考えられる。

この調査では伐採による  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度上昇の原因を明らかにすることはできなかったが、渓流水の水質に及ぼす影響は施肥より大きいことが判明した。前述した SWANK ら<sup>27)</sup> や有光ら<sup>2)</sup> の報告、およびこの調査結果から森林伐採の渓流水の水質に与える影響は数年間は続くものと推定された。

#### IV-4) 水質基準と施肥あるいは森林伐採による水質変化

前に示した各々の水質基準と比較すると施肥による  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度の変化は認められるが、基準をこえることはない。 $\text{NH}_4\text{-N}$  濃度は施肥によるとは限らないが、わずかの変動が見られ、水道水源 1 類の水質基準に抵触するようである。一方、伐採後の経過年数の短い W-1 の  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度は 1 ppm をこえる場合があり、農業用水基準をこえる場合がみられた。

以上のように、施肥や伐採により渓流水の水質が変化し、場合によっては幅はわずかであるが水質基準をこえることが明らかになった。それ故、大面積にわたっていつせいに皆伐や施肥を行うのは渓流水の水質を水質基準以下に低下させるおそれがあるので注意する必要があるであろう。

## V おわりに

この報告は福岡県矢部村村有林のスギ、ヒノキ成木林地における航空機施肥後 2 年間の渓流水の水質調査、ならびに熊本県下矢部営林署第 2 境谷国有林のスギ幼齢林における、側方施肥林地の 4 年間にわたる渓流水の水質調査結果をとりまとめたものである。

この研究の前半昭和 48~50 年度は場指定研究「林地肥培が水質に与える影響」により、51~52 年度は経常研究により行った。この調査研究を遂行するにあたり、いろいろとご配慮をいただいた元林業試験場長 竹原秀雄博士、元土じょう部長 橋本与良博士、前土じょう部長 塘 隆男博士、前九州支場長 大西 孝氏、土じょう部土じょう第二研究室長 脇 孝介博士 (元九州支場土じょう研究室長)、木曾分場長 下野園 正技官 (前九州支場土じょう研究室長)、さらに、本報告のとりまとめに際して多大のご助言とご指導をいただいた土じょう部長 河田 弘博士、九州支場土じょう研究室長 堀田 庸技官に厚く感謝の意を表します。

また、現地調査にあたりいろいろのお世話いただいた矢部村森林組合、矢部営林署および御所担当区の関係各位に心からお礼を申し上げます。

## 引用文献

- 1) 有光一登・加藤正樹：表日本型ブナ天然林及びヒノキ人工林における実態解析 (物質循環—土壤水—溶存成分の動態)、農林漁業環境保全試験成績報告 (第 1 集)、56~67、(1978)

- 2) 有光一登・大角泰夫・松井光瑤・大田誠一：森林伐採の土壤環境に及ぼす影響 (2) 奈良県上北村スギ・ヒノキ林土壤水分動態, 第 84 回日林講, 102~104, (1973)
- 3) AUBERTIN, C. M., SMITH, D. W. and PATRIC, J. H. : Quantity and quality of streamflow after urea fertilization on a forested watershed. First year result. Forest fertilization, symposium proceeding, USDA forest service general techn. report NE-3 (USA), 88~100, (1973)
- 4) 土壤養分測定委員会編：土壤養分分析法, 養賢堂, pp. 430, (1970)
- 5) 生原喜久雄・川名 明・鍋島 寛：壮令林の肥培に関する研究 (XII) スギ・ヒノキ林分の生長および溪流の水質変化に及ぼすヘリコプター施肥の影響, 日林誌, 59, 41~51, (1977)
- 6) 堀田 庸・吉本 衛：自動給水装置をもちいた養分吸収実験, 第 84 回日林講, 125~127, (1973)
- 7) 稲川悟一・伊藤悦夫・金田次弘：地表植生の有無及び種類が土壤中の主な肥料成分の流亡に及ぼす影響, 静大演報, 15, 87~105, (1965)
- 8) 岩坪五郎・堤 利夫：森林内外の降水水中の養分量について (第 3 報) 流亡水中の養分量について, 京大演報, 40, 140~156, (1968)
- 9) JOHNSON, P. L. and SWANK, W. T. : Studies of cation budgets in the southern Appalachians on four experimental watersheds with contrasting vegetation. *Ecol.*, 54, 70~80, (1973)
- 10) 環境庁水質保全局担当官編著：公害防止管理者・水質関係の基礎知識, 東京教育情報, pp. 536, (1976)
- 11) 小西千賀三・高橋治助：土壤肥料講座 (2) 朝倉書店, pp. 240, (1961)
- 12) 川添 強・吉本 衛：林地肥培が溪流の水質に及ぼす影響 (1) 航空施肥後 1 年間の水質変化, 第 86 回日林講・456~457, (1975)
- 13) ————・—————：同上 (II) 航空施肥後 2 年目の水質変化, 第 87 回日林論, 365~366, (1976)
- 14) ————・—————：同上 (III) 手まき施肥後 1 年間の水質変化, 同上, 367~368, (1976)
- 15) ————・—————：スギ新植地の土壤中の無機態窒素と 葉中窒素濃度, 日林九支論, 30, 195~196, (1977)
- 16) LIKENS, G. E., BORMANN, F. H., JOHNSON, N. M. and PIERCE, R. S. : The calcium, magnesium, potassium and sodium budget of a small forested ecosystem. *Ecol.* 48, 772~785, (1967)
- 17) ————・—————・—————・FISHER, D. W. and ———— : Effects of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard Brook watershed ecosystem. *Ecol. monog.* 40, 23~47, (1970)
- 18) MARTIN, C. W. : Precipitation and stream water chemistry in an undisturbed forested watershed in NEW HAMPSHIRE. *Ecol.*, 60, 36~42, (1979)
- 19) MEEHAN, W. R., LOTSPEICH, F. B. and MUELLER, E. W. : Effects of forest fertilization on two southeast Alaska streams. *J. Environ. Qual.*, Vol. 4, No. 1, 50~55, (1975)
- 20) 日本気象協会福岡本部：福岡県気象月報告, 日本気象協会福岡本部, (1974~1976)
- 21) 日本気象協会：熊本県気象月報, 日本気象協会, (1974~1976)
- 22) 西村武二：山地小渓流における養分物質の動き, 日林誌, 55, 323~333, (1973)
- 23) 大角泰夫・有光一登・松井光瑤・平山良治：森林伐採の土壤環境に与える影響 (1) 表日本の亜高山針葉樹林の場合, 第 84 回日林講, 100~102, (1973)
- 24) RAMBERG, L., ANDERSSON, B., EHLERT, K., ERIKSSON, F., GRIP, H., JOHANSSON, J. A., MOSSBERG, P., NYBERG, P. and OLOFSSON, H. : Effects on the water quality of the streams at the time of forest fertilization with ammonium nitrate and urea. *Scripta Limnologica Uppsaliensia* 320. (Swedish with English summary), (1973)
- 25) 林野庁・林業試験場：国有林野土壤調査方法書, pp. 47, (1955)
- 26) SMITH, W. H., BORMANN, F. H. and LIKENS, G. E. : Response of chemoautotrophic nitrifiers to

- forest cutting. *Soil science*. 106, 471~473, (1968)
- 27) SWANK, W. T. and DOUGLASS, J. E. : Nutrient flux in undisturbed and manipulated forest ecosystems in the southern Appalachian mountains., 117 de l'Association Internationale des Sciences Hydrologiques Symposium de Tokyo, 445~456, (1975)
- 28) 高井康雄・早瀬達郎・熊沢喜久雄 : 植物栄養土壌肥料大事典, 養賢堂, pp. 1327, (1976)
- 29) TAMM, C. O. : Environmental effects of forest fertilization and felling operations. Bicent. Celebration of C. P. Thunberg's Visit to Japan. 90~96, (1977)  
(Royal Swedish Embassy and Bot. Soc. Japan)

**Effect of Forest Fertilization on Stream Water Quality**Tuyoshi KAWASOE<sup>(1)</sup> and Mamoru YOSIMOTO<sup>(2)</sup>

## Summary

Stream water samples were periodically collected and pH values and concentrations of ammonium- and nitrate-nitrogen, phosphorous, potassium, calcium and magnesium were determined for two years following the application by helicopter of a synthesized compound fertilizer over Sugi and Hinoki stands in YAME, Fukuoka prefecture, and for four years before and after plant-side application by hand with similar fertilizers on young Sugi plantations in YABE, Kumamoto prefecture.

A rapid increase in the concentrations of nutrients except phosphorous and a rapid decrease in pH were observed in the stream in the fertilized area immediately after aerial application. The highest concentrations of ammonium and nitrate-nitrogen were ten times as high compared with prefertilization. The increase and decrease of nutrients and pH, respectively, were probably due to the fertilizer which fell directly into the stream. All the increased cation concentration and the decreased pH level returned to the prefertilization levels within four days, while nitrate-nitrogen recovered two months after the application. Thereafter, nitrate-nitrogen concentrations in the fertilized stream were 0.1 to 0.2 ppm higher than those in the unfertilized stream. No significant change was detected in the water quality downstream, even when remarkable changes occurred upstream immediately after fertilization.

It was only in nitrate-nitrogen that a significant change was detected in the stream following plant-side application by hand. The estimated rise in the nitrate-nitrogen concentration was 0.1 to 0.2 ppm in general, and at most 0.5 ppm. in the period of fertilization, and it returned to the prefertilization level two months after the application.

The elevated nutrient concentrations caused by fertilization were in both cases, relatively small and inconsequential in terms of permissible levels for public drinking water.

The order of the nutrient concentration for potassium, calcium and magnesium and the pH level in the streams, both in YAME and YABE, rarely changed through the study period.

The elevated nitrate-nitrogen concentration in the streams following the clear cutting of the forest in the water-shed was much higher than that caused by fertilization and decreased year by year and appeared to return to the precutting level several years after cutting.

---

Received November 14, 1980

(1) Kyushu Branch Station

(2) Hokkaido Branch Station

