皆伐・再造林施業が溪流水質に与える影響 —集水域単位で林齢の異なるスギ人工林を用いて—

福島慶太郎^{*1}・徳地直子²

福島慶太郎・徳地直子：皆伐・再造林施業が溪流水質に与える影響—集水域単位で林齢の異なるスギ人工林を用いて—
日林誌 90：6~16, 2008 皆伐・再造林施業が溪流水質に与える影響を明らかにするため、奈良県十津川村の集水域単位で林齢が異なるスギ人工林の中の33集水域で溪流水質を通年観測した。溪流水の NO_3^- 濃度は1年生集水域で最も高く、9年生までに低下し13年生で87年生集水域の値に近づいた。各集水域の平均 NO_3^- 濃度について林齢・面積・標高・勾配・斜面方位を要因とした重回帰分析の結果、林齢が濃度のおもな規定要因であった。また、林齢に対する NO_3^- 濃度パターンは先行降雨の多寡に依存していなかった。皆伐後の NO_3^- 濃度とスギの成長パターンから、植生回復が濃度低下に寄与することが示唆され、欧米の研究例と一致した。しかし、欧米に比べ NO_3^- 濃度が皆伐前までの値に回復する期間が長く、下刈りによる下層植生回復の遅延や土壌水から溪流水までの浸透過程がその原因と考えられた。また、 NO_3^- 濃度とともにカチオン濃度の上昇がみられたがAl濃度やpHは変化しなかった。以上から、皆伐後の硝化速度の上昇に起因する土壌酸性化は溪流に至るまでに緩衝されるが、窒素やカチオンの流出は皆伐・植栽後9年程度続くことが示された。
キーワード：溪流水質、再造林、森林流域、スギ人工林、林齢

K. Fukushima and N. Tokuchi: Effects of Forest Clearcut and Afforestation on Streamwater Chemistry in Japanese Cedar (*Cryptomeria japonica*) Forests: Comparison among Watersheds of Various Stand Ages. J. Jpn. For. Soc. 90: 6~16, 2008 We analyzed the streamwater from 33 forested watersheds in Nara Prefecture, Japan, in 2002 to clarify the influences of forest clearcut and subsequent afforestation on streamwater chemistry. Each watershed is covered with even-aged Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*) stands with ages ranging from 1 to 87-years-old. The highest arithmetic mean of nitrate (NO_3^-) concentrations in streamwater was observed in the watershed with 1-year-old stands. Mean NO_3^- concentrations declined sharply as the stand age increased, and reached the pre-cutting low level in the 13 year-old-stand watershed. The results of multiple regression analysis showed that NO_3^- concentrations were determined mostly by the stand age rather than the geographic factors (area, elevation, relief ratio, or aspect) of each watershed. The rainfall on the sampling day did not affect the relationships between NO_3^- concentrations and stand age. The effects of clearcut on streamwater NO_3^- agreed with the results from other studies in the U.S. and Europe. Among 1- to 9-year-old-stand watersheds, a positive correlation was found between NO_3^- and the sum of base cation concentrations, suggesting that nutrient losses caused by clearcut remain at least for 9 years after the afforestation. In contrast, there were no increases in H^+ or total Al concentrations observed in this study. This finding indicates that all the watersheds have the acid-neutralizing capacity to buffer H^+ produced in the soil due to the enhanced nitrification after clearcut.

Key words: afforestation, *Cryptomeria japonica*, forested watershed, stand age, streamwater chemistry

I. は じ め に

森林生態系から流出する溪流水の水質は、系内で生物化学的反応(植物-土壌系の内部循環や土壌微生物による分解など)と地球化学的反応(地質や地形、岩石の風化など)の双方の影響を受け、系内の物質循環を反映する(Vitousek, 1977; Likens and Bormann, 1995; 大手, 2001)。さまざまな元素の中でも窒素は植物にとって必須の養分元素であり、温帯の森林ではしばしば植物の成長を制限する要因となる。そのため植物-土壌系での窒素の内部循環が卓越し、溪流水を通じた系外への窒素流出は一般に少ない(Vitousek and Howarth, 1991)。しかし、森林に攪乱が加わ

ることによって植物の窒素吸収量や土壌での窒素無機化速度などの内部循環系に変化が生じると、溪流に窒素が流出する(Bormann and Likens, 1979; Vitousek *et al.*, 1997; Driscoll *et al.*, 2003)。

森林に加わる攪乱の中でも施業は、道路の敷設や機械の進入による土壌攪乱、植物の伐採などを伴い、森林生態系の物質循環を短期間で大規模に変化させる。1960年代後半から欧米で多数行われた伐採試験では、皆伐後に溪流水の NO_3^- 濃度が顕著に上昇することが明らかにされた(Likens *et al.*, 1970; Vitousek *et al.*, 1982; Swank, 1987; Dahlgren and Driscoll, 1994; Reynolds *et al.*, 1995; Neal *et al.*, 2003 など)。また、 NO_3^- 濃度の上昇に伴って塩基性カ

* 連絡・別刷請求先 (Corresponding author) E-mail: fmktaro@kais.kyoto-u.ac.jp

¹ 京都大学大学院農学研究科 (606-8502 京都市左京区北白川追分町)
Graduate School of Agriculture, Kyoto University, Kitashirakawa Oiwake-cho, Sakyo-ku, Kyoto 606-8502, Japan.

² 京都大学フィールド科学教育研究センター (606-8502 京都市左京区北白川追分町)
Field Science Education and Research Center, Kyoto University, Kitashirakawa Oiwake-cho, Sakyo, Kyoto 606-8502, Japan.
(2007年5月8日受付; 2007年9月6日受理)

チオン (Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+}) や全 Al 濃度の上昇, pH の低下が観測された例もあり, 皆伐による物質循環の変化が渓流水質に多大な影響を与えることが指摘されている (Likens *et al.*, 1970; Swank, 1987; Dahlgren and Driscoll, 1994; Aber and Driscoll, 1997)。

これらの先行研究では森林伐採前後を比較して皆伐に伴う水質変化を報告しているが, 皆伐後, 森林の回復に伴う水質変化に関する研究は少ない。その理由として, 森林の成立までに長い時間が必要であることに加えて, 植物の成長以外に大気からの窒素酸化物や硫黄酸化物の流入量の変動や, 旱魃, 寒波, 豪雨などの一時的な気候変動などの要因によっても渓流水質が変化する可能性があり (Mitchell *et al.*, 1996; Aber *et al.*, 2002; Palmer *et al.*, 2004), 植物の成長の効果のみの抽出が困難であることが考えられる。

これらの物理的・時間的制約を解決するために, 林齢の異なる森林間での比較 (Frazer *et al.*, 1990; Inagaki *et al.*, 2004; White *et al.*, 2004; Shutou and Nakane, 2004; 市川ら, 2006 など) や, 過去に攪乱を受けた森林と受けていない極相林での比較が行われている (Vitousek and Reiners, 1975; Hedin *et al.*, 1995; Goodale *et al.*, 2000 など)。しかしながら, 前者は加齢に伴う植物-土壌系の内部循環の変化のみを扱ったものであり, 渓流水質の変化が明らかにされていない。後者の場合は, 集水域内の林齢構成や, 集水域間の植生の種構成が一樣でなく, 林齢以外の要因が多く含まれる。そのため, 森林の皆伐からその後の植生の回復に伴う植物-土壌系の内部循環の一連の変化が, 生態系外へと流出する渓流水の水質にどのような影響を与えるかについてはいまだ不明な部分が多い。

本研究の調査地は, 集水域を単位として毎年施業を行っているスギ人工林である。施業の結果, 集水域単位で林齢が異なり, 皆伐直後から 87 年生までの林齢がほぼ隣接する。すなわち, どの集水域も長期の気候変動や大気降下物の影響, 植生の種構成の影響は等しいと仮定でき, 各集水域から流出する渓流水は, その集水域のスギの林齢を反映したものであるといえる。また, 先行研究から渓流水質に影響を与える要因として林齢のほかに, 集水域面積, 集水域の採水地点における標高 (最低標高), 勾配, 斜面方位, 地質も考えられる (Wolock *et al.*, 1997; Lawrence *et al.*, 2000; Ogawa *et al.*, 2006; Soulsby *et al.*, 2006)。本研究ではそれらの点に注目して, 水質形成要因から林齢の影響を抽出し, 生物的作用を最も強く受けと考えられる NO_3^- 濃度の形成について考察した。

また, NO_3^- はおもに土壌表層で生物的に生成されて表層土壌水に高濃度に含まれるが, 土壌水が鉛直方向へ浸透する過程で植物や微生物によって吸収されたり, 嫌気的環境下で脱窒されたりするため, 地下水中には NO_3^- 濃度が表層土壌水よりも低くなる傾向にある (Cirimo and McDonnell, 1997; Koba *et al.*, 1997; Ohte *et al.*, 2003)。渓流水はこれらの地下水と表層土壌水の混合によって形成されるため (Cirimo and McDonnell, 1997), 地下水成分が卓越

する基底流出時の渓流水では NO_3^- 濃度は低く維持され, 降雨時には地下水成分に加えて NO_3^- 濃度の高い表層土壌水が流出し, 渓流水の NO_3^- 濃度が上昇する (Ohruai and Mitchell, 1999; Katsuyama *et al.*, 2001; Pardo *et al.*, 2004)。したがって, 異なる集水域で NO_3^- 濃度の年間の算術平均を比較する際には, 各集水域で降雨に対する NO_3^- 濃度の短期的な応答の違いを明らかにする必要がある。そこで渓流水質と降雨量の関係から, 各集水域において採水時の降雨履歴が水質に与える影響を評価した。その上で林齢と渓流水質の関係について国内外で行われた伐採試験の結果と比較して, 本調査地において森林の皆伐とその後の植生の回復過程が渓流水質の形成に与える影響を明らかにすることを目的とした。

II. 調 査 地

1. 本調査地の概要

本調査地は, 奈良県吉野郡十津川村の神納川流域に位置する約 1,000 ha のスギ人工林 (北緯 $34^\circ 04'$, 東経 $135^\circ 35'$, 標高 860~1,370 m) である。尾根沿いには一部ヒノキが植栽されている。潜在植生はモミ・ツガ林, およびブナが優占する冷温帯落葉広葉樹林であるが, 1912~1916 年に全域にわたって有用木の抜き切り後に焼き払いをし, 最初の人工林造成が行われた。その後 1958 年から現在に至るまで, 毎年ほぼ集水域を単位として施業を行っている。施業内容は概ね以下のとおりである。集水域全体を 4 月に皆伐し, 材を林地に 1, 2 カ月放置して乾かした後, 架線を用いて搬出する。伐採時に切り落とした枝などは主に等高線に沿って帯状に並べて地拵えを行うが, 一部は溪流に落とされる。翌年 4 月にスギ・ヒノキの 2 年生稚樹を植栽し, 植栽後 5, 6 年までは 6~8 月に雑草や広葉樹の実生などを切る下刈りを行い, 約 15 年で枝打ちや広葉樹の除伐を行う。さらに 30 年生前後に植栽本数の 30% 程度を間伐し, 皆伐までの施業を終える。すべての施業がほぼ集水域単位で行われるので, 2002 年時点で 87 年生の初代造林地と, 皆伐地・1 年生から 40 年生のスギの再造林地が集水域単位で隣接する地域となっている (図-1, 2, 表-1)。なお, 施業にあたっては林道を新たに敷設せず, 既設の林道を用いて行われる。

調査に用いた集水域は全部で 33 カ所あり, 神納川に沿った林道沿いに西から順に S1 から S21 まで番号をつけ, S17 と S18 の間から護摩壇山山頂方向の林道に沿って S22 から S33 まで番号をつけた。各集水域の番号, スギの林齢, 面積, 標高, 勾配, 斜面方位を表-1 に示した。S22 (16 年生) に関しては, 頻繁に水枯れしており, 渓流水を 1 度しか採取できなかったため解析から除外した。地質図によれば調査地の地質は全域でほぼ等しく, 四万十層群上野地層群南帯に属する砂がちな砂岩頁岩互層であり, ところどころ酸性凝灰岩, 黒灰色頁岩, 緑色岩が挟在する (木村, 1986; 栗本ら, 1998)。1976~2005 年までの年平均気温および年平均降水量は, 本調査地より西に約 4 km 離れた京都大学フィールド科学教育研究センター和歌山研究林 (北緯

図-1. 調査地風景の写真 (2004 年 4 月撮影)
A photograph of the study site, taken in April, 2004.

図-2. 調査地の位置および地形図
Location and topography of the study site.

点は渓流水の採水点, 数字は集水域番号を示す。白矢印は図-1 の写真を撮影した方向を示す。

Dots and numbers indicate the locations of streamwater sampling and watershed numbers, respectively. The photograph of Fig. 1 was taken in the direction of a white arrow.

34°04′, 東経 135°31′, 標高 533 m)において 12.3°C, 2,521 mm (京都大学フィールド科学教育研究センター, 2007) である。

2. 調査地の植生

本調査地では, 苗床で約 2 年間育苗したスギを植栽しているが, 林齢は便宜上 2002 年現在の植栽後の年数として扱い, 植栽直後を 1 年生とした。3 (S16, 表-1), 14 (S12), 29 (S5), 40 (S20), 87 (S17) 年生集水域でのスギの平均胸高直径 (地際直径), 平均樹高, 立木密度, 平均断面積合計を表-2 に示した。胸高直径, 樹高, 断面積合計は林齢とともに増加傾向を示し, 40 年生から 87 年生にかけての増分は他の期間よりも小さかった (表-2)。立木密度は, 30 年生から 41 年生, および 41 年生から 87 年生の差が大き

表-1. 各集水域の番号, 林齢, 集水域面積, 集水域の標高, 勾配, 斜面方位

Number, stand age, area, elevation, relief ratio, and aspect of each watershed.

Watershed name	Stand age (year) ^a	Area (ha)	Elevation (m)	Relief ratio ^b	Aspect
S1	31	3.66	1120~1270	0.536	SE
S2	32	3.95	1100~1270	0.531	SE
S3	30	3.10	1080~1260	0.529	SE
S4	30	4.02	1060~1240	0.529	SE
S5	29	3.97	1050~1230	0.563	SE
S6	28	5.38	1050~1230	0.529	SES
S7	27	2.31	1040~1200	0.571	SE
S8	27	6.79	1020~1230	0.553	SE
S9	26	5.00	1000~1230	0.605	SE
S10	26	4.46	1000~1220	0.611	SE
S11	26	6.52	990~1210	0.478	SES
S12	14	7.13	980~1220	0.571	SES
S13	13	20.52	970~1240	0.386	S
S14	9	4.31	970~1180	0.438	SES
S15	7	30.63	960~1280	0.390	S
S16	3	23.92	960~1280	0.410	SWS
S17	87	3.15	950~1120	0.607	SES
S18	1	9.50	950~1220	0.540	N
S19	40	2.16	900~1100	0.714	E
S20	40	9.55	900~1220	0.533	ENE
S21	37	8.41	880~1200	0.500	NE
S22	16	2.48	970~1150	0.563	NW
S23	16	5.70	990~1220	0.500	WNW
S24	17	13.03	1020~1340	0.516	WNW
S25	18	24.65	1030~1340	0.534	N
S26	18	2.84	1070~1250	0.563	N
S27	19	6.58	1110~1340	0.500	N
S28	20	5.81	1120~1360	0.522	NE
S29	20	8.86	1120~1360	0.522	NE
S30	20	0.60	1130~1300	0.472	E
S31	20	2.72	1130~1300	0.472	E
S32	20	1.20	1160~1260	0.500	E
S33	20	0.94	1160~1260	0.500	E

^a 2002 年現在の値; ^b 勾配の算出方法は本文参照。

^a Stand age is as of 2002; ^b See text for the calculation of relief ratio.

表-2. プロット設定区の林分の概況

Site characteristics of the plots.

Stand age (year) ^a	Watershed name	Mean DBH (cm) ^b	Mean height (cm)	Density (tree ha ⁻¹)	Total BA (m ² ha ⁻¹) ^c
3	S16	2.2	97	3450	1.5
14	S12	6.9	576	3250	13.0
29	S5	14.2	1154	3013	49.5
40	S20	18.5	1416	2300	64.2
87	S17	23.1	1582	1725	77.2

^a 林齢は 2002 年現在; ^b 平均胸高直径。ただし S16 集水域では, 樹高が胸高に満たないため地際直径を示した。^c 胸高断面積合計。ただし S16 集水域では, 地際における断面積合計を示した。

^a Stand age is as of 2002; ^b DBH means the diameter at breast height. In S16, because tree height was almost below breast height, the mean diameter at 0 cm height (D_0) was shown instead of the mean DBH. ^c Total basal area (BA) at breast height. In S16, total basal area at D_0 was shown.

かった。前者は植栽後 30 年で行われる間伐の影響を, 後者は風倒や立ち枯れなどの影響を反映したものと考えられる。

III. 調査・測定方法

1. 渓流水および林外雨のサンプリング方法

渓流水の採取を、本調査地の各集水域の末端において2002年4月～12月まで2, 3週間に1回の間隔で計19回行った。毎回午前10時に採取を開始した。渓流水を50 mLのポリ容器に直接採取し、24時間以内に0.45 μm メンブレンフィルターで濾過したものを試料とし、分析まで4℃で保存した。また林外雨の採取を、京都大学フィールド科学教育研究センター和歌山研究林で毎週行った。採取した林外雨はいったん4℃で保存した後、1カ月以内に0.45 μm メンブレンフィルターで濾過したものを試料とし、分析まで再び4℃で保存した。

2. 分析方法

林外雨・渓流水ともに、採水時にpHおよび水温をガラス電極法(東亜 DKK 製, HM-20 P)により測定した。主要カチオン(Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+}), 主要アニオン(Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-}) 濃度については、試料をさらに0.20 μm メンブレンフィルターで濾過後、液体クロマトグラフィー(島津製作所製, LC10 A)を用いて測定した。全 Al 濃度については、試料を再度濾過せずに ICP 発光分光分析装置(セイコー電子工業製, SPS1500 VR)により測定した。渓流水の HCO_3^- 濃度は、pH が 5.0 を下回らなかったため $[\text{H}^+] = [\text{OH}^-]$ とみなし、また他のアニオン(NO_2^- や PO_4^{3-}) がほとんど検出されず、有機酸由来のアニオンについても溶存有機態炭素濃度が全流域でほぼ 1 mgC L^{-1} 前後と低濃度であったため(福島, 未発表),

$$[\text{HCO}_3^-] = [\Sigma \text{Cation}] - [\Sigma \text{Anion}]$$

により求めた(半谷・小倉, 1995)。ここで $[\text{HCO}_3^-]$ は HCO_3^- 濃度 (meq L^{-1}), $[\Sigma \text{Cation}]$, $[\Sigma \text{Anion}]$ はそれぞれ主要カチオン, 主要アニオン濃度 (meq L^{-1}) の和を示す。

3. 採水時の降雨履歴の評価

本調査地の降雨量は、調査地に最も近い気象庁の和歌山地方気象台護摩壇観測所(北緯 $34^\circ 03'$, 東経 $135^\circ 34'$, 標高 1,280 m)の AMeDAS データを用いた(気象庁電子閲覧室 <http://www.data.kishou.go.jp/etrn/index.html>)。しかし、護摩壇観測所では冬季(2002年4月24日～11月5日以外の期間)に観測を行っていない。AMeDAS データと前述の和歌山研究林で測定している雨量データを比較すると、日雨量や時間雨量に若干の違いがみられるが、同時に測定している期間(2002年4月24日～11月5日)の総雨量は、それぞれ 1,422 mm, 1,492 mm と 5% 程度の差に収まった。そこで、冬季の降雪雨量は和歌山研究林のデータで補完した。

採水時の降雨履歴が渓流水質に与える影響を検討するために、採水直前の午前0時～午前10時までの10時間積算雨量(P_{10}), 採水日の午前10時から24時間前までの24時間積算雨量(P_{24}), および採水日から10日前までの降雨量を対象にした先行降雨指数(Antecedent Precipitation Index; API_{10})のタイムスケールが異なる三つの指数を用いた。な

お API_{10} は、以下の式で定義した(Ohrui and Mitchell, 1999)。

$$API_{10} = \sum_{i=1}^{10} \left(\frac{P_{\text{day}i}}{i} \right)$$

ここで $P_{\text{day}i}$ は採水日より i 日前の日降雨量を示す。

4. 統計解析

集水域間の濃度の比較には、集水域を要因として1元配置の分散分析を行い、平均値の違いを Sheffe's F -test による多重比較法で解析した。渓流水の各物質の濃度間の解析には相関分析(Pearson の相関係数)を用いた。

渓流水質の形成要因についての解析には、重回帰分析を用いた。本研究では皆伐や植栽後の植生回復の影響を反映しやすいと考えられる NO_3^- について年間の算術平均濃度を従属変数、各集水域の林齢、集水域面積、最低標高、勾配、斜面方位を独立変数として F 値 = 2 を基準とするステップワイズ法によって重回帰分析を行った。地質については集水域単位でパラメータ化することができないこと、同一年代に成立した堆積岩地域で NO_3^- 濃度に与える影響は小さいと考えられることから省略した。集水域の勾配には、最高標高地点と最低標高地点の水平距離を標高差で除した値を用いた。斜面方位については神納川をはさむ左岸側(S1～S17)の南側斜面と、右岸側(S18～S33)の北および東側斜面の二つに分け、左岸側を0, 右岸側を1とするダミー変数を用いた。

また、各集水域で降雨に対する NO_3^- 濃度の短期的な応答の違いを明らかにするために、各集水域で全採水日に対して NO_3^- 濃度と三つの降雨指数(P_{10} , P_{24} , API_{10})との関係を相関分析(Pearson の相関係数)によって解析した。統計解析には SPSS 10.0 J for Windows (SPSS, 1999) を用いた。

IV. 結 果

1. 渓流水質

1) アニオン濃度

各集水域の林齢と、そこで採取された渓流水の NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , HCO_3^- 濃度の調査期間中の算術平均値との関係を図-3 および表-3 に示す。1年生(S18), 3年生(S16)の集水域で、渓流水の NO_3^- 濃度はそれぞれ 0.053, 0.051 meq L^{-1} と他の林齢の集水域に比べ有意に高かった($p < 0.01$, 表-3)。その後7年生(S15), 9年生(S14)集水域ではそれぞれ 0.023, 0.025 meq L^{-1} と3年生までの集水域に比べて有意に低く、13～20年生のほとんどの集水域とは有意ではないものの高い傾向にあり、26年生以降のほとんどの集水域とは有意に高かった。また13年生以降の集水域では皆伐前の87年生(S17)の濃度(0.003 meq L^{-1})と有意な違いが認められなかった($p > 0.05$, 表-3)。

SO_4^{2-} 濃度はほとんどの集水域で 0.02～0.06 meq L^{-1} の範囲であったが、37, 40年生(S19, S20, S21)では 0.07～0.10 meq L^{-1} と有意に高い傾向が認められた($p < 0.01$, 表-3)。 Cl^- 濃度は1年生の集水域(S18)では 0.069 meq L^{-1}

図-3. 渓流水の NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , HCO_3^- 濃度の算術平均値と林齢との関係

Relationships between stand ages and arithmetic mean concentrations of NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , and HCO_3^- .

縦線は標準偏差を示す。▲は林外雨中の濃度を示す。

Error bars show SD. Solid triangles indicate rainwater chemistry.

表-3. 各集水域の NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , HCO_3^- , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} 濃度の算術平均値

Arithmetic means of NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , HCO_3^- , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , and Mg^{2+} concentration for each watershed.

Stand age (yr)	Watershed	n	NO_3^-		SO_4^{2-}		Cl^-		HCO_3^-		Na^+		K^+		Mg^{2+}		Ca^{2+}	
			Average	SD	Average	SD	Average	SD	Average	SD	Average	SD	Average	SD	Average	SD	Average	SD
1	S18	19	0.054	0.027 ^a	0.044	0.016 ^{cd}	0.069	0.024	0.204	0.075 ^{abcd}	0.136	0.046	0.020	0.009	0.049	0.014 ^{ab}	0.162	0.054 ^{ab}
3	S16	19	0.052	0.015 ^a	0.034	0.010 ^d	0.051	0.014	0.183	0.056 ^{abcd}	0.121	0.027	0.012	0.004	0.044	0.010 ^{abc}	0.137	0.040 ^{bc}
7	S14	15	0.026	0.011 ^b	0.032	0.005 ^d	0.050	0.022	0.193	0.063 ^{abcd}	0.118	0.037	0.012	0.008	0.035	0.009 ^{abcd}	0.078	0.036 ^{bc}
9	S15	19	0.024	0.008 ^b	0.037	0.012 ^d	0.042	0.009	0.143	0.053 ^{abcd}	0.115	0.027	0.012	0.004	0.040	0.011 ^{abcd}	0.128	0.048 ^{bc}
13	S13	18	0.009	0.006 ^{bcd}	0.047	0.015 ^{bcd}	0.044	0.015	0.232	0.090 ^{abc}	0.117	0.033	0.012	0.006	0.039	0.011 ^{abcd}	0.158	0.068 ^{ab}
14	S12	19	0.003	0.005 ^{cd}	0.039	0.009 ^d	0.042	0.014	0.163	0.059 ^{abcd}	0.105	0.030	0.012	0.005	0.032	0.008 ^{bcd}	0.096	0.037 ^{bc}
16	S23	19	0.010	0.007 ^{bcd}	0.047	0.019 ^{bcd}	0.037	0.012	0.173	0.061 ^{abcd}	0.102	0.034	0.012	0.004	0.032	0.008 ^{bcd}	0.118	0.045 ^{bc}
17	S24	18	0.012	0.005 ^{bcd}	0.048	0.013 ^{bcd}	0.043	0.010	0.133	0.049 ^{abcd}	0.098	0.024	0.011	0.004	0.029	0.007 ^{bcd}	0.094	0.035 ^{bc}
18	S25	19	0.014	0.004 ^{bcd}	0.045	0.009 ^{cd}	0.047	0.008	0.112	0.041 ^{cd}	0.092	0.018	0.010	0.003	0.027	0.005 ^{cd}	0.086	0.031 ^{bc}
18	S26	16	0.011	0.005 ^{bcd}	0.032	0.009 ^d	0.037	0.011	0.136	0.058 ^{abcd}	0.097	0.034	0.013	0.006	0.027	0.007 ^{bcd}	0.075	0.037 ^{bc}
19	S27	18	0.009	0.004 ^{bcd}	0.045	0.010 ^{cd}	0.051	0.011	0.149	0.053 ^{abcd}	0.107	0.021	0.013	0.003	0.030	0.005 ^{bcd}	0.101	0.038 ^{bc}
20	S28	18	0.013	0.003 ^{bcd}	0.046	0.009 ^{bcd}	0.048	0.007	0.141	0.066 ^{abcd}	0.099	0.016	0.013	0.004	0.031	0.005 ^{bcd}	0.111	0.040 ^{bc}
20	S29	18	0.010	0.004 ^{bcd}	0.048	0.007 ^{bcd}	0.049	0.012	0.095	0.033 ^{cd}	0.081	0.016	0.012	0.006	0.025	0.004 ^{cd}	0.081	0.027 ^{bc}
20	S30	17	0.012	0.003 ^{bcd}	0.023	0.005 ^d	0.038	0.011	0.094	0.030 ^{cd}	0.081	0.015	0.011	0.004	0.021	0.003 ^d	0.051	0.021 ^c
20	S31	18	0.018	0.005 ^{bcd}	0.027	0.006 ^d	0.041	0.012	0.091	0.032 ^{cd}	0.079	0.016	0.012	0.005	0.026	0.004 ^{cd}	0.058	0.024 ^{bc}
20	S32	18	0.008	0.004 ^{bc}	0.050	0.008 ^{bcd}	0.041	0.012	0.086	0.031 ^{cd}	0.082	0.014	0.009	0.006	0.027	0.004 ^{cd}	0.064	0.025 ^{bc}
20	S33	18	0.003	0.002 ^{bcd}	0.043	0.015 ^{cd}	0.039	0.014	0.077	0.042 ^d	0.075	0.028	0.007	0.004	0.024	0.007 ^{cd}	0.053	0.031 ^c
26	S9	18	0.002	0.002 ^{cd}	0.037	0.013 ^d	0.040	0.017	0.179	0.068 ^{abcd}	0.105	0.033	0.013	0.007	0.037	0.008 ^{abcd}	0.100	0.040 ^{bc}
26	S10	18	0.003	0.003 ^{cd}	0.048	0.019 ^{bcd}	0.043	0.017	0.211	0.077 ^{abcd}	0.115	0.033	0.016	0.011	0.043	0.013 ^{abcd}	0.128	0.052 ^{bc}
26	S11	18	0.001	0.001 ^{cd}	0.045	0.014 ^{cd}	0.044	0.018	0.194	0.085 ^{abcd}	0.104	0.026	0.011	0.004	0.037	0.009 ^{abcd}	0.140	0.056 ^{bc}
27	S7	8	0.002	0.004 ^{bcd}	0.041	0.009 ^{bcd}	0.047	0.014	0.119	0.043 ^{abcd}	0.100	0.010	0.012	0.004	0.031	0.008 ^{abcd}	0.064	0.028 ^{bc}
27	S8	18	0.003	0.003 ^{cd}	0.041	0.013 ^{cd}	0.043	0.024	0.188	0.062 ^{abcd}	0.108	0.032	0.012	0.008	0.039	0.011 ^{abcd}	0.114	0.045 ^{bc}
28	S6	19	0.001	0.002 ^d	0.041	0.017 ^{cd}	0.038	0.013	0.182	0.068 ^{abcd}	0.108	0.032	0.012	0.005	0.036	0.010 ^{abcd}	0.102	0.044 ^{bc}
29	S5	19	0.002	0.002 ^{cd}	0.035	0.009 ^d	0.041	0.009	0.174	0.054 ^{abcd}	0.110	0.021	0.012	0.005	0.039	0.006 ^{abcd}	0.088	0.032 ^{bc}
30	S2	19	0.004	0.004 ^{cd}	0.028	0.009 ^d	0.046	0.018	0.120	0.051 ^{abcd}	0.099	0.019	0.013	0.007	0.038	0.007 ^{abcd}	0.093	0.042 ^{bc}
30	S3	11	0.004	0.003 ^{cd}	0.022	0.009 ^d	0.051	0.021	0.177	0.075 ^{abcd}	0.115	0.033	0.013	0.006	0.031	0.006 ^{bcd}	0.048	0.024 ^{bc}
31	S4	19	0.003	0.003 ^{cd}	0.030	0.011 ^d	0.060	0.022	0.078	0.036 ^d	0.079	0.026	0.013	0.006	0.039	0.009 ^{abcd}	0.090	0.040 ^{bc}
32	S1	17	0.004	0.003 ^{cd}	0.027	0.007 ^d	0.049	0.019	0.185	0.067 ^{abcd}	0.118	0.028	0.015	0.006	0.025	0.006 ^{cd}	0.048	0.028 ^c
37	S21	19	0.013	0.005 ^{bcd}	0.103	0.029 ^a	0.054	0.011	0.277	0.072 ^a	0.125	0.027	0.012	0.004	0.055	0.013 ^a	0.251	0.070 ^a
40	S19	19	0.003	0.002 ^{cd}	0.078	0.016 ^{ab}	0.044	0.008	0.207	0.058 ^{abcd}	0.133	0.024	0.012	0.003	0.039	0.007 ^{abcd}	0.144	0.045 ^{bc}
40	S20	19	0.007	0.003 ^{cd}	0.072	0.023 ^{abc}	0.052	0.013	0.197	0.076 ^{abcd}	0.106	0.030	0.011	0.005	0.039	0.011 ^{abcd}	0.167	0.064 ^{ab}
87	S17	19	0.003	0.003 ^{cd}	0.050	0.013 ^{bcd}	0.055	0.015	0.251	0.089 ^{ab}	0.128	0.031	0.012	0.004	0.056	0.014 ^a	0.159	0.059 ^{ab}

異なる文字間には有意差があることを示す ($p < 0.01$)。文字のないイオンは有意差がないことを示す。

Different letters show the significant difference (Scheffe's F -test, $p < 0.01$). Ions without letters mean no significant difference among watersheds.

と他の集水域 ($0.04 \sim 0.06 \text{ meq L}^{-1}$) よりも高かったが、有意な差は認められなかった ($p > 0.05$)。 HCO_3^- 濃度は林齢と有意な関係が認められなかった ($p > 0.05$)。

2) pH, カチオン濃度, 全 Al 濃度

各集水域の林齢と、渓流水の pH および全 Al 濃度, Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} の各イオン濃度の調査期間中の算術平

均値との関係を図-4 および表-3 に示す。 NH_4^+ 濃度は、ほぼすべての試料で検出限界以下 ($< 0.001 \text{ meq L}^{-1}$) であったので省略した。渓流水の pH の平均値は $6.88 \sim 7.26$ の範囲にあり、林齢による有意な違いは認められなかった ($p > 0.05$)。林齢と全 Al 濃度に明瞭な関係はみられず、平均値は $0.014 \sim 0.050 \text{ mg L}^{-1}$ の範囲であった ($p > 0.05$)。 Na^+ 濃

図-4. 渓流水と林外雨の pH, 全 Al, Na⁺, K⁺, Mg²⁺, Ca²⁺ 濃度の算術平均値と林齢との関係

Relationships between stand ages and arithmetic mean of pH, mean concentrations of total Al, Na⁺, K⁺, Mg²⁺, and Ca²⁺.

縦線は標準偏差を示す。▲は林外雨中の濃度および pH を示す。

Error bars show SD. Solid triangles indicate rainwater chemistry.

度は1年生 (S18) で 0.136 meq L^{-1} と最も高かったが、他の集水域 ($0.08 \sim 0.13 \text{ meq L}^{-1}$) と有意な違いは認められなかった ($p > 0.05$)。また、K⁺ 濃度は1年生 (S18) で 0.020 meq L^{-1} と他のほとんどの集水域 ($0.007 \sim 0.015 \text{ meq L}^{-1}$) よりも高かったが、有意な違いは認められなかった ($p > 0.05$)。Mg²⁺ 濃度は1年生 (S18; 0.049 meq L^{-1})、37年生 (S21; 0.055 meq L^{-1})、87年生 (S17; 0.056 meq L^{-1}) で、他の集水域 ($0.02 \sim 0.04 \text{ meq L}^{-1}$) よりも高かった ($p < 0.01$, 表-3)。Ca²⁺ 濃度は1年生 (S18; 0.162 meq L^{-1})、13年生 (S13; 0.158 meq L^{-1})、37年生 (S21; 0.251 meq L^{-1})、40年生 (S20; 0.167 meq L^{-1})、87年生 (S17; 0.159 meq L^{-1}) で、他の集水域 ($0.05 \sim 0.14 \text{ meq L}^{-1}$) よりも高かった ($p < 0.01$, 表-3)。

2. 林外雨水質

林外雨中の窒素成分のうち、NO₃⁻ 濃度は 0.005 meq L^{-1} であり13年生以降の渓流水の値とほぼ等しかった (図-3)。また、NH₄⁺ 濃度は渓流水では検出限界以下であったのに対し、林外雨では 0.014 meq L^{-1} であった。Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, SO₄²⁻ の平均値はそれぞれ 0.023 , 0.005 , 0.003 , 0.002 , 0.014 meq L^{-1} と、ほとんどの集水域において渓流水の平均値よりも有意に低かった ($p < 0.01$, 図-3, 4)。pH の平均値は 4.89 で、渓流水の平均値よりも有意に低かった ($p < 0.01$, 図-3, 4)。林外雨の Cl⁻ と全 Al 濃度はそれぞれ 0.028 meq L^{-1} , 0.023 mg L^{-1} で、渓流水の値とは全集水域を通じて有意な差が認められなかった ($p > 0.05$, 図-3, 4)。

3. 渓流水の NO₃⁻ 濃度と水質形成要因との関係

渓流水の NO₃⁻ 濃度の年間算術平均値についての重回帰

分析の結果、渓流水の NO₃⁻ 濃度を説明する変数は林齢と採水地点の標高であり、自由度調整済み r^2 値は 0.371 であった。標準偏回帰係数は、林齢が -0.600 ($p < 0.001$)、標高が -0.342 ($p < 0.05$) であり、林齢が大きいほど、標高が高いほど NO₃⁻ 濃度が低くなる傾向が示された。また、標準偏回帰係数の比較から渓流水 NO₃⁻ 濃度の説明変数として、林齢が他の要因に比べて影響が強かった。

4. NO₃⁻ 濃度と降雨指数との関係

P_{10} で表される採水直前の降雨に対して、ほぼすべての集水域で NO₃⁻ 濃度と弱い正の相関がみられ、降雨によって NO₃⁻ 濃度が上昇する傾向が示された (表-4)。それに対して3, 7年生の若い林分の集水域 (S16, S15) では、 P_{10} , P_{24} , API_{10} と NO₃⁻ 濃度との間に負の相関があった (表-4)。また、三つの降雨指数の中で NO₃⁻ 濃度との間に $p < 0.05$ で有意であった集水域が最も多かったものは P_{24} であった (表-4)。

V. 考 察

1. 渓流水の NO₃⁻ 濃度形成に及ぼす要因

本研究では、集水域単位で植栽されたスギの林齢に注目して皆伐後の植生の回復に伴う渓流水質の変化を明らかにすることを目的としている。水質項目の中でも NO₃⁻ 濃度は林齢と明瞭な関係がみられ (図-3)、NO₃⁻ 濃度を従属変数、各集水域の林齢、面積、最低標高、勾配、斜面方位を独立変数とした重回帰分析の結果から、渓流水の NO₃⁻ 濃度形成には林齢が他の要因よりも強く影響していることが示された。このことから、本調査地において林齢の異なる

表-4. 各集水域における渓流水の硝酸濃度と降雨指数との相関係数

Correlation coefficients between concentrations of stream-water nitrate and precipitation indices for each watershed.

Stand age (year)	Watershed name	<i>n</i>	<i>P</i> ₁₀	<i>P</i> ₂₄	<i>API</i> ₁₀
1	S18	19	0.375	0.431	0.401
3	S16	19	-0.300	-0.544*	-0.437
7	S15	19	-0.208	-0.479*	-0.524*
9	S14	15	0.314	-0.146	-0.117
13	S13	18	0.089	-0.279	-0.301
14	S12	19	0.437	0.022	0.129
16	S23	19	0.368	0.011	0.064
17	S24	18	0.341	0.119	0.116
18	S25	19	0.241	0.120	0.176
18	S26	16	0.463	-0.046	0.138
19	S27	18	0.778**	0.584*	0.604**
20	S28	18	0.155	-0.050	-0.014
20	S29	18	-0.122	-0.149	-0.090
20	S30	17	0.260	0.071	0.182
20	S31	18	0.301	-0.103	-0.056
20	S32	18	0.177	0.121	0.150
20	S33	18	0.276	0.156	0.281
26	S9	18	0.450	0.127	0.147
26	S10	17	0.332	0.029	0.102
26	S11	18	0.417	0.086	0.271
27	S7	8	0.478	-0.002	0.071
27	S8	18	0.459	0.082	0.209
28	S6	19	0.529*	0.121	0.182
29	S5	19	0.242	-0.050	-0.046
30	S3	11	0.018	-0.506	-0.457
30	S4	19	0.163	-0.181	-0.081
31	S1	17	0.067	-0.081	0.061
32	S2	19	0.268	-0.086	-0.004
37	S21	19	0.365	0.107	0.063
40	S19	19	0.051	-0.189	-0.289
40	S20	19	0.059	-0.070	0.083
87	S17	19	0.007	-0.195	-0.269

降雨量の指標として用いた P_{10} , P_{24} , API_{10} に関しては本文参照のこと。* は $p < 0.05$, ** は $p < 0.01$ で有意な相関であることを示す。

See text for explanation about P_{10} , P_{24} , and API_{10} as an index of the precipitation. Significant correlations are indicated with * $p < 0.05$ and ** $p < 0.01$.

渓流水の NO_3^- 濃度を比較することによって、皆伐と植栽後の植生の回復に伴う渓流水質の変化を評価できると考えられる。

また、最低標高が低いほど NO_3^- 濃度が高い傾向も統計的に有意であった。Lawrence *et al.* (2000) においても同様な結果が報告され、その原因を土壌の有機物層の厚さの違いであるとしている。すなわち、Lawrence *et al.* (2000) は標高の低い集水域ほど気温が高いことで有機物の分解速度が相対的に速いため有機物層が薄く、有機物層における窒素の保持量が少ない結果、窒素流出量が多くなると説明した。本調査地では最低標高が NO_3^- 濃度をどのように規定しているかについて本研究結果からは説明できず、今後さらなる調査が必要である。

2. 渓流水の NO_3^- 濃度と降雨量との関係

本調査地において、観測期間中の降雨強度では土壌の表面を直接流れる地表流の発生はほとんど認められず、採水直前の降雨により渓流水の NO_3^- 濃度が上昇したのは、

Ohrui and Mitchell (1999) が示したように、 NO_3^- 濃度の高い表層土壌水成分の寄与が増大したことによると考えられる。また、タイムスケールの異なる三つの指数と NO_3^- 濃度の関係から、降雨による NO_3^- 濃度の上昇は、ほとんどの集水域において P_{10} で表されるより短いタイムスケールの降雨によって引き起こされ、それ以前の降雨は濃度の上昇にあまり寄与しないことが示された (表-4)。

しかしながら1年生集水域 (S18) では、 P_{10} の降雨に限らず、 P_{24} や API_{10} とも NO_3^- 濃度と弱い正の相関がみられ (それぞれ $P=0.113, 0.066, 0.089$, 表-4)、他の流域とは異なり P_{24} の方が P_{10} よりも相関が強かった。このことは1年生集水域では降雨によって、 NO_3^- 濃度の高い土壌水が他の集水域よりも長期間流出したことを示す。土壌中の表層土壌水から地下水までの NO_3^- 濃度分布を考えた際、1年生集水域では下草を含め植生による NO_3^- の吸収がほとんどないために、表層土壌水だけでなく下層にも NO_3^- 濃度の高い土壌水が分布していると推察される。そのため渓流水への表層土壌水の寄与が減少しても、引き続き渓流水の NO_3^- 濃度上昇に寄与したと考えられる。

それに対して3, 7年生の若い林分の集水域 (S16, S15) では、 P_{10} , P_{24} , API_{10} と NO_3^- 濃度との間に負の相関があった (表-4)。これらの集水域では、植生が回復し始めていても、皆伐前に比べて年間を通じて渓流水の NO_3^- 濃度が依然高い (図-3)。このことから、植生の回復に伴って表層土壌水の NO_3^- 濃度が低下する一方、根圏以下の土壌水や地下水の NO_3^- 濃度が表層土壌水と同等か、それよりも高かったことが推察される。また、本調査地の3, 14, 29, 40, 87年生林分 (それぞれ S16, S12, S5, S20, S17) で土壌中の NO_3^- の通過量をイオン交換樹脂で測定した結果、3年生林分 (S16) では10 cm 通過量と50 cm 通過量がほぼ等しく、50 cm 通過量は他の流域に比べて2~10倍多かった (福島ら、未発表)。同様の現象は滋賀県の桐生試験地におけるマツ枯れ後の林分 (Ohte *et al.*, 2003) や、群馬県の99年生スギ人工林の伐採地 (浦川ら, 2005) においても報告されている。以上のことから、皆伐・植栽後の植生の回復に伴って土壌中の NO_3^- 濃度の鉛直分布が変化するため、渓流水の NO_3^- 濃度の平均値に表れる降雨の影響が林齢間で異なることが示唆された。

次に、降雨の影響を加味した際の林齢に対する NO_3^- 濃度パターンの変化について検討する。三つの降雨指数のうち NO_3^- 濃度と有意な相関関係を示した集水域が最も多かった指数は P_{24} であった (表-4)。そこで、各集水域で $P_{24} > 10$ と $P_{24} \leq 10$ のときの NO_3^- 濃度の平均値を比較したが、林齢に対する NO_3^- 濃度のパターンに大きな違いはみられなかった (図-5)。したがって、本調査地において林齢と NO_3^- 濃度の年間算術平均値の関係を考察する際、降雨の影響は除外できるといえる。

3. 皆伐とその後の植生回復における渓流水 NO_3^- 濃度の形成

Gundersen *et al.* (2006) がレビューした欧米における伐

図-5. 各集水域ごとの $P_{24} > 10$ の日 (●) と $P_{24} < 10$ の日 (△) の NO_3^- 濃度の平均値と林齢との関係
Relationships between stand ages and mean NO_3^- concentrations on condition that P_{24} is above 10 (solid circles) and below 10 (hollow triangles) for each watershed.

採試験後の水質変化では、渓流水の NO_3^- 濃度は皆伐後1~2年でピークに達し、3~5年で皆伐前の水準に戻るとしている。皆伐後の濃度上昇のメカニズムについては、多くの先行研究から明らかにされている。すなわち、有機物の分解・無機化速度の上昇と窒素吸収源である植物の消失によって NO_3^- が大量に系外へ流出する (Likens *et al.*, 1970; Vitousek *et al.*, 1982)。本調査地においても皆伐後に NO_3^- 濃度が急激に上昇したことから、同様のプロセスが生じたと考えられる。

このような内部循環系の変化は、皆伐のみならず広葉樹の除伐や植栽木の間伐によっても引き起こされることが指摘されている (Prescott, 1997; Thibodeau *et al.*, 2000; Gundersen *et al.*, 2006; Rahman *et al.*, 2006)。しかしながら本調査地では、植栽後15年で行われる除伐や、30年で行われる間伐が渓流水の NO_3^- 濃度に与える影響はほとんど検出されなかった (表-3)。このことから、本調査地で行われる森林施業のうち渓流水の NO_3^- 濃度に影響を与えるのは、皆伐のみであると考えられる。

Vitousek and Reiners (1975) は、北米ニューハンプシャー州の森林で、伐採後の植生回復過程において植生が急速に成長する時期に系外への NO_3^- の流出が少なかったことから、植生による窒素吸収が NO_3^- の流出を規定すると指摘した。本調査地では、3年生 (S16) から14年生 (S12) にかけてスギの現存量が大きくなり (表-2)、純一次生産量から算出した年間の窒素吸収量は、3年生 (S16) の $26 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ から、14年生 (S12) で2倍以上の 61 kgN ha^{-1} に急激に増加した (館野ら, 未発表)。このことから本研究においても先行研究と同様、皆伐後の植生による窒素吸収の回復が渓流への NO_3^- 流出を規定する要因の一つであることが示唆された。

一方、皆伐後に上昇した NO_3^- 濃度が皆伐前の水準に戻る期間が Gundersen *et al.* (2006) のレビューでは皆伐後3~5年であるのに対して本研究結果では9~13年の間と、より長かった。その原因として植生回復パターンの違いが

挙げられる。Vitousek and Reiners (1975) が対象とした伐採後の植生回復の場合では、植生の種構成が時間の経過に伴って変化した。樹種間でみられる窒素の利用形態や利用効率の違い、窒素固定の有無、リターの質の違いなどによって、遷移に伴う種構成の変化が内部循環系に影響を与える可能性がある (Crocker and Major, 1955; Lovett *et al.*, 2004)。特に皆伐後初期に侵入する草本や広葉樹のバイオニア種は葉の窒素濃度が高く、急速に成長することが知られている (Boring *et al.*, 1981; 生原ら, 1983; Mou *et al.*, 1993)。皆伐後の手入れなどをせず二次林に誘導した欧米の伐採試験地では、このような初期の植生が渓流水の NO_3^- 濃度の早期回復に貢献したといえる (Gholz *et al.*, 1985)。それに対して、本調査地で皆伐後に植栽されたスギはバイオニア種ほど成長が早くない上に、皆伐後から少なくとも5年間下刈りが行われ、スギ以外の植生回復が阻害されることから、渓流水の NO_3^- 濃度の回復が欧米よりも遅れたと考えられる。

皆伐後に上昇した渓流水 NO_3^- 濃度が皆伐前のレベルに回復する期間は、植生回復の時間だけでなく、土壌から渓流までの流出過程にも影響を受けると考えられる (Vitousek *et al.*, 1982)。滋賀県の桐生試験地において、マツ枯れ後、渓流水の NO_3^- 濃度が上昇する期間やその後回復する期間には、土壌から渓流に流出するまでの水の滞留時間が反映されることが示された (Ohte *et al.*, 2003)。また、浦川ら (2005, 2007) は、火山灰の堆積がみられるスギ・ヒノキ人工林において、土壌での陰イオン吸着が伐採による渓流への NO_3^- 流出の増加量を少なく維持するものの、流出が長期にわたることを示した。本調査地では、火山灰の堆積が顕著にみられる地域ではなく、土壌での NO_3^- 吸着能については不明である。しかし、前述のように降雨と NO_3^- 濃度の関係から皆伐後7年を経ても地下水の NO_3^- 濃度が高い状態で維持されることが示唆された (表-4)。以上のことから、本調査地で皆伐による NO_3^- の流出が欧米の研究例よりも長期に及んだ原因として、植生の初期回復過程だけでなく、土壌から渓流までの NO_3^- の流出過程も考えられる。

4. 渓流水のカチオン濃度形成と酸緩衝能

土壌中の窒素が硝化される際、 NO_3^- とともに H^+ が土壌中に放出され、土壌酸性化の一因となる (Van Breemen *et al.*, 1984)。北米のハバードブルック実験林 (Hubbard Brook Experimental Forest; HBEF) での例のように、皆伐による純硝化速度の上昇が土壌を酸性化させ、土壌交換サイトでの酸中和反応の結果、 NO_3^- の流出だけでなく塩基性カチオン (Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+}) の流出も生じることが指摘されている (Likens *et al.*, 1970; Reuss *et al.*, 1987; Dahlgren and Driscoll, 1994)。本調査地で NO_3^- 濃度が有意に高かった1~9年生集水域の渓流水においても、 NO_3^- 濃度と主要カチオン濃度の総和 ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+ + \text{Na}^+$) との間に有意な正の相関がみられた ($r = 0.533$, $p < 0.01$; 図-6)。このことから、皆伐による土壌での硝化作用の活性化が

図-6. 全集水域における主要カチオン (Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+}) 濃度の総和と硝酸濃度の関係

Relationship between the sum of major cations and nitrate concentrations for all watersheds.

9年生以下の集水域で正の相関がみられた。

A significantly positive correlation was found in the watersheds where the stand ages of planted cedars are below 9 year-old ($r=0.533$, $p<0.01$, slope = 2.28, intercept = 0.22) .

NO_3^- と塩基性カチオンの流出を引き起こしたと考えられる。

また、HBEFをはじめ欧米の多くの試験地では皆伐によって土壌に生成された酸が十分に緩衝されず、渓流水のpHの低下や Al^{3+} 濃度の上昇が観測されている (Likens *et al.*, 1970; Dahlgren and Driscoll, 1994; Neal *et al.*, 2003)。本調査地では皆伐後に渓流水の NO_3^- 濃度の上昇がみられたが (図-3), pHの低下や全Al濃度の上昇はみられなかった (図-4)。その理由として、本調査地の土壌には酸に対して十分な緩衝能があったことが考えられる。

日本は欧米の伐採試験が行われた地域に比べ土壌が新しい上に、森林が存在する山間部は急傾斜地が多く、斜面崩壊が頻繁に起こる。本調査地においても過去に多数の斜面崩壊が発生したことが示されている (Imaizumi *et al.*, 2007)。そのため土壌には一次鉱物が多く含まれ、それらの風化により土壌へ塩基性カチオンが十分に供給されることで、土壌の酸緩衝能が高く維持されると考えられる (浅野ら, 1999; 戸田ら, 2000; Ohte *et al.*, 2001)。そこで、本調査地における酸緩衝能を、渓流水に含まれる塩基性カチオンと鉱物風化によってカチオンが土壌に供給される際の指標となる HCO_3^- に注目して検討した (Ohte and Tokuchi, 1999)。

本調査地の渓流水中の塩基性カチオンの主構成は Ca^{2+} と Na^+ である (図-4)。海塩濃度比を $[\text{Na}^+] : [\text{Cl}^-] = 1 : 1.16$ (Keene *et al.*, 1986), 渓流水の Cl^- すべてを海塩起源と仮定して、 Na^+ 濃度から Cl^- 濃度の1/1.16倍の値を差し引いて非海塩性 Na^+ (non-sea-salt- Na^+ ; nss- Na^+) 濃度を求め、 $\text{Ca}^{2+} + \text{nss-Na}^+$ をほぼ風化由来のカチオンとした。 $\text{Ca}^{2+} +$

図-7. 全集水域における $\text{Ca}^{2+} + \text{nss-Na}^+$ と HCO_3^- 濃度との関係

Relationship between $\text{Ca}^{2+} + \text{nss-Na}^+$ and HCO_3^- concentrations for all watersheds.

点線は1:1を示す。

The dashed line indicates 1:1. A positive correlation is significant ($r=0.961$, $p<0.01$, slope = 0.948, intercept = 0.019).

nss- Na^+ 濃度と HCO_3^- 濃度との関係をプロットすると、全集水域において高い正の相関が得られ ($r=0.961$, $p<0.01$; 図-7), 回帰直線の傾きはほぼ1となった。これは、林齢を問わず母岩である堆積岩中の鉱物が風化を起し、土壌中にカチオンが豊富に供給されることで、土壌での酸緩衝能が高く維持されることを示している。したがって、本調査地では皆伐後から9年生集水域まで NO_3^- およびカチオンの流出が避けられないものの、土壌での高い酸緩衝能により皆伐後の渓流水のpH低下やAl濃度の上昇に至らなかったといえる。

一方、 K^+ は皆伐直後のS18集水域 (1年生) で他の集水域よりも2倍程度高く、他のカチオンとは異なるパターンを示した (図-4)。皆伐直後、一時的に K^+ が上昇する現象は、他の伐採試験でも報告されている (Likens *et al.*, 1994; Reynolds *et al.*, 1995)。これらの先行研究では、カリウムが窒素やリンと並んで植物に必須な養分元素であり、皆伐によって養分吸収源である植物が消失することで NO_3^- とともに K^+ が流出したと説明した (Vitousek *et al.*, 1977; Likens *et al.*, 1994; Reynolds *et al.*, 1995)。しかしながら本調査地では K^+ 濃度の上昇は1年生に限られており、3年生以降はほぼ濃度が等しかったことから、 NO_3^- のように植物の養分吸収が K^+ 濃度を規定するという説明では不十分である。

K^+ は他のカチオンと異なり、樹冠からの溶脱量と降水量とに相関があり、植物体から溶脱しやすいことが知られている (Likens *et al.*, 1994)。また、スギリターが土壌に供給された直後に多量の K^+ が溶脱することがポット実験により確認されている (春田・仁王, 1997)。本調査地では皆伐する際、溪流に葉や枝が大量に落とされ、1年生集水域の溪流には新鮮なリターが堆積する。さらに渓流水中の K^+ は全カチオンに占める割合が低いことから (図-4), 溪流に落とされたりターからの一時的な溶脱が渓流水の K^+ 濃度に反映されやすいといえる。これにより、1年生集水域で K^+ 濃度が上昇したと考えられる。

林齢が13年生以降の集水域では、 NO_3^- 濃度が伐採前の

水準にはほぼ回復し、 NO_3^- と主要カチオン濃度との間には一定の関係がみられなかった(図-6)。加えて13年生以降では、カチオン濃度と林齢との間に一定の関係はみられず、 Ca^{2+} や Mg^{2+} 濃度はS21(31年生)集水域で有意に高かった(表-3)。さらにS21では SO_4^{2-} 濃度も他の流域に比べて有意に高かった(表-3)。このことからS21には CaSO_4 や MgSO_4 をより多く含む鉱物が土壤中に存在し、渓流水質に反映した可能性が考えられる。地質図によれば本調査地内は同じ区分の地質に分類される(栗本ら, 1998)が、調査地付近での詳細な地質調査から異質な岩石が挟在することも指摘されている(木村, 1986)。S21は他の集水域と唯一隣接しておらず、集水域内に局所的に貫入した異質な層が存在し、渓流水の Ca^{2+} や Mg^{2+} 濃度に影響を与えた可能性が考えられる。

本研究を行うに当たり、京都大学の大畠誠一名誉教授には、人工林の持つ諸問題に関して多くのご助言をいただきました。東京大学大学院農学生命科学研究科の大手信人准教授、鹿児島大学農学部の館野隆之輔准教授には大変有益な助言をいただきました。現地調査にあたっては、京都大学農学部森林育成学・森林水文学・森林生態学研究室の皆様、京都大学フィールド科学教育研究センター和歌山研究林の職員の方々に大変お世話になりました。以上の方々に対し、厚くお礼を申し上げます。また試験地の利用を許可して下さいた南さん、平田さんに深く感謝いたします。本研究の一部は、総合地球環境学研究所の研究プロジェクト(5-2プロジェクト、吉岡崇仁代表)の経費、および文部科学省科学研究費(課題番号15380105)によって行われた。

引用文献

- Aber, J.D. and Driscoll, C.T. (1997) Effects of land use, climate variation, and N deposition on N cycling and C storage in northern hardwood forests. *Glob. Biogeochem. Cycles* 11: 639-648.
- Aber, J.D., Ollinger, S.V., Driscoll, C.T., Likens, G.E., Holmes, R.T., Freuder, R.J., and Goodale, C.L. (2002) Inorganic nitrogen losses from a forested ecosystem in response to physical, chemical, biotic, and climatic perturbations. *Ecosystems* 5: 648-658.
- 浅野友子・大手信人・内田太郎・勝山正則 (1999) H^+ 収支を用いた森林植生が酸中和機構に与える影響の評価. 日林誌 81: 178-186.
- Boring, L.B., Monk, C.D., and Swank, W.T. (1981) Early regeneration of a clear-cut southern Appalachian forest. *Ecology* 62: 1244-1253.
- Bormann, F.H. and Likens, G.E. (1979) Pattern and process in a forested ecosystem. Second ed. Springer-Verlag New York Inc., New York.
- Cirmo, C.P. and McDonnell, J.J. (1997) Linking the hydrologic and biogeochemical controls of nitrogen transport in near-stream zones of temperate-forested catchments: a review. *J. Hydrol.* 199: 88-120.
- Crocker, R.L. and Major, J. (1955) Soil development in relation to vegetation and surface age at Glacier Bay, Alaska. *J. Ecol.* 43: 427-448.
- Dahlgren, R.A. and Driscoll, C.T. (1994) The effects of whole-tree clear-cutting on soil processes at the Hubbard Brook Experiment Forest, New Hampshire, USA. *Plant Soil* 158: 239-262.
- Driscoll, C.T., Whittall, D., Aber, J., Boyer, E., Castro, M., Cronan, C., Goodale, C.L., Groffmar, P., Hopkinson, C., Lambert, K., Lawrence, G.B., and Ollinger, S. (2003) Nitrogen pollution in the northeastern United States: Sources, effects, and management options. *BioScience* 53: 357-374.
- Frazer, D.W., McColl, J.G., and Powers, R.F. (1990) Soil nitrogen mineralization in a clearcutting chronosequence in a northern California conifer forest. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54: 1145-1152.
- Gohlz, H.L., Hawk, G.M., Campbell, A., Cromack, K. Jr., and Brown, A.T. (1985) Early vegetation recovery and elemental cycles on a clear-cut watershed in western Oregon. *Can. J. For. Res.* 15: 400-409.
- Goodale, C.L., Aber, J.D., and McDowell, W.H. (2000) The long-term effects of disturbance on organic and inorganic nitrogen export in the White Mountains, New Hampshire. *Ecosystems* 3: 433-450.
- Gundersen, P., Schmidt, I.K., and Raulund-Rasmussen, K. (2006) Leaching of nitrate from temperate forests — Effects of air pollution and forest management. *Environ. Rev.* 14: 1-57.
- 生原喜久雄・相場芳憲・日高壮一 (1983) スギ幼齢林内での雑草木の葉の分解と養分動態. 日林誌 65: 237-242.
- 半谷高久・小倉紀雄 (1995) 水質調査法. 第3版. 丸善, 東京.
- 春田泰次・仁王以智夫 (1997) スギ落葉の分解にともなう無機成分の流入と流出. 東大演報 98: 117-133.
- Hedin, L.O., Armesto, J.J., and Johnson, A.H. (1995) Patterns of nutrient loss from unpolluted, old-growth temperate forests: Evaluation of biogeochemical theory. *Ecology* 76: 493-509.
- 市川貴大・高橋輝昌・浅野義人 (2006) スギ人工林とヒノキ人工林での林齢による有機物動態の変化の比較. 日林誌 88: 525-533.
- Imaizumi, F., Sidle, R.C., and Kamei, R. (2007) Effects of forest harvesting on the occurrence of landslides and debris flows in steep terrain of central Japan. *Earth Surf. Process. Landforms*. DOI: 10. 1002/esp.
- Inagaki, Y., Miura, S., and Kohzu, A. (2004) Effects of forest type and stand age on litterfall quality and soil N dynamics in Shikoku district, southern Japan. *For. Ecol. Manage.* 202: 107-117.
- Katsuyama, M., Ohte, N., and Kobashi, S. (2001) A three-component end-member analysis of streamwater hydrochemistry in a small Japanese forested headwater catchment. *Hydrol. Process.* 15: 249-260.
- Keene, W.C., Pszeny, A.A.P., Galloway, J.N., and Hawley, M.E. (1986) Sea-salt corrections and interpretation of constituent ratios in marine precipitation. *J. Geophys. Res.* 91: 6647-6658.
- 木村克己 (1986) 奈良県十津川村南部四万十帯北帯の日高川層群—層序と古地理—. 地質学雑誌 92: 185-203.
- Koba, K., Tokuchi, N., Wada, E., Nakajima, T., and Iwatsubo, G. (1997) Intermittent denitrification: The application of a ^{15}N natural abundance method to a forested ecosystem. *Gochim. Cosmochim. Acta* 61: 5043-5050.
- 栗本史雄・牧本 博・吉田史郎・高橋裕平・駒沢正夫 (1998) 20 万分の1地質図幅「和歌山」. 地質調査所.
- 京都大学フィールド科学教育研究センター (2007) 演習林気象報告, 和歌山研究林, 京都.
- Lawrence, G.B., Lovett, G.M., and Baevsky, Y.H. (2000) Atmospheric deposition and watershed nitrogen export along an elevational gradient in the Catskill Mountains, New York. *Biogeochemistry* 50: 21-43.
- Likens, G.E. and Bormann, F.H. (1995) Biogeochemistry of a forested ecosystems. Second ed. Springer-Verlag, New York.
- Likens, G.E., Bormann, F.H., Johnson, N.M., Fisher, D.W., and Pierce, R.S. (1970) Effects of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard Brook watershed-ecosystem. *Ecol. Monogr.* 40: 22-47.
- Likens, G.E., Driscoll, C.T., Buso, D.C., Siccama, T.G., Johnson, C.E., Lovett, G.M., Ryan, D.F., Fahey, T., and Reiners, W.A. (1994) The biogeochemistry of potassium at Hubbard Brook. *Biogeochemistry* 25: 61-125.
- Lovett, G.M., Weathers, K.C., Arthur, M.A., and Schultz, J.C. (2004) Nitrogen cycling in a northern hardwood forest: Do species matter? *Biogeochemistry* 67: 289-308.

- Mitchell, M.J., Driscoll, C.T., Kahl, J.S., Likens, G.E., Murdoch, P.S., and Pardo, L.H. (1996) Climatic control of nitrate loss from watersheds in the Northeast United States. *Environ. Sci. Technol.* 30: 2609–2612.
- Mou, P., Fahey, T.J., and Hughes, J.W. (1993) Effects of soil disturbance on vegetation recovery and nutrient accumulation following whole-tree harvest of a northern hardwood ecosystem. *J. Appl. Ecol.* 30: 661–675.
- Neal, C., Reynolds, B., Neal, M., Wickham, H., Hill, L., and Pugh, B. (2003) The impact of conifer harvesting on stream water quality: a case study in Mid-Wales. *Water Air Soil Pollut.* 3: 119–138.
- Ogawa, A., Shibata, H., Suzuki, K., Mitchell, M.J., and Ikegami, Y. (2006) Relationships of topography to surface water chemistry with particular focus on nitrogen and organic carbon solutes within a forested watershed in Hokkaido, Japan. *Hydrol. Process.* 20: 251–265.
- Ohrui, K. and Mitchell, M.J. (1999) Hydrological flow paths controlling stream chemistry in Japanese forested watersheds. *Hydrol. Process.* 13: 877–888.
- 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. *日本地下水学会誌* 43: 201–213.
- Ohte, N. and Tokuchi, N. (1999) Geographical variation of the acid buffering of vegetated catchments: Factors determining the bicarbonate leaching. *Glob. Biogeochem. Cycles* 13: 969–996.
- Ohte, N., Tokuchi, N., Shibata, H., Tsujimura, M., Tanaka, T., and Mitchell, M.J. (2001) Hydrobiogeochemistry of forest ecosystems in Japan: major themes and research issues. *Hydrol. Process.* 15: 1771–1789.
- Ohte, N., Tokuchi, N., Katsuyama, M., Hobara, S., Asano, Y., and Koba, K. (2003) Episodic increases in nitrate concentrations in streamwater due to the partial dieback of a pine forest in Japan: runoff generation processes control seasonality. *Hydrol. Process.* 17: 237–249.
- Palmer, S.M., Driscoll, C.T., and Johnson, C.E. (2004) Long-term trends in soil solution and stream water chemistry at the Hubbard Brook Experimental Forest: Relationship with landscape position. *Biogeochemistry* 68: 51–74.
- Pardo, L.H., Kendall, C., Pett-Ridge, J., and Chang, C.C.Y. (2004) Evaluating the source of streamwater nitrate using $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{18}\text{O}$ in nitrate in two watersheds in New Hampshire, USA. *Hydrol. Process.* 18: 2699–2712.
- Prescott, C.E. (1997) Effects of clearcutting and alternative silvicultural systems on rates of decomposition and nitrogen mineralization in a coastal montane coniferous forest. *For. Ecol. Manage.* 95: 253–260.
- Rahman, A.F.M.A., Hiura, H., and Shino, K. (2006) Trends of bulk precipitation and streamwater chemistry in a small mountainous watershed on the Shikoku Island of Japan. *Water Air Soil Pollut.* 175: 257–273.
- Reuss, J.O., Cosby, B.J., and Wright, B.F. (1987) Chemical processes governing soil and water acidification. *Nature* 329: 27–32.
- Reynolds, B., Stevens, P.A., Hughes, S., Parkinson, J.A., and Weatherley, N.S. (1995) Stream chemistry impacts of conifer harvesting in Welsh catchments. *Water Air Soil Pollut.* 79: 147–170.
- Shutou, K. and Nakane, K. (2004) Change in soil carbon cycling for stand development of Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*) plantations following clear-cutting. *Ecol. Res.* 19: 233–244.
- Soulsby, C., Tetzlaff, D., Rodgers, P., Dunn, S., and Waldron, S. (2006) Runoff processes, stream water residence times and controlling landscape characteristics in a mesoscale catchment: An initial evaluation. *J. Hydrol.* 325: 197–221.
- SPSS (1999) SPSS10.0 J for Windows, SPSS Inc.
- Swank, W.T. (1987) Stream chemistry responses to disturbance in forest hydrology and ecology at Coweeta. *In* Forest ecology and hydrology at Coweeta. Ecological studies 66. Swank, W.T. and Crossley, D.A. Jr. (eds.), Springer-Verlag, New York, 339–357.
- Thibodeau, L., Raymond, P., Camire, C., and Munson, A.D. (2000) Impact of precommercial thinning in balsam fir stands on soil nitrogen dynamics, microbial biomass, decomposition, and foliar nutrition. *Can. J. For. Res.* 30: 229–238.
- 戸田浩人・笹賀一郎・佐藤冬樹・柴田英昭・野村 睦・市川 一・藤戸永志・鷹西俊和・清和研二・塚原初男・飯田俊彰・谷口憲男・中田 誠・桑原 繁・内田武次・春田泰次・井上 淳・八木久義・堀越剛史・蔵治光一郎・二田美穂・小野 裕・鈴木道代・今泉保二・山口法雄・竹中千里・万木 豊・川那辺三郎・安藤 信・中西麻美・西村和雄・山崎理正・長山泰秀・土肥奈都子・片桐成夫・小藤隆一・新村義昭・井上章二・江崎次夫・河野修一・藤久正文・岩松 功・今安清光・中村誠司・塚本次郎・野上寛五郎・榎木 勉 (2000) 全国大学演習林における渓流水質. *日林誌* 82: 308–312.
- 浦川梨恵子・戸田浩人・生原喜久雄 (2005) 高齢化したスギ・ヒノキ人工林小流域の斜面下部伐採が土壌および溪流の水質に及ぼす影響. *日林誌* 87: 471–478.
- 浦川梨恵子・戸田浩人・生原喜久雄 (2007) 高齢化したスギ・ヒノキ人工林小流域における下層土の NO_3^- 吸着による窒素流出の遅延効果. *日林誌* 89: 190–199.
- Van Breemen, N., Driscoll, C.T., and Mulder, J. (1984) Acidic deposition and internal proton sources in acidification of soils and waters. *Nature* 307: 599–604.
- Vitousek, P.M. (1977) The regulation of element concentrations in mountain streams in the northeastern United States. *Ecol. Monogr.* 47: 65–87.
- Vitousek, P.M. and Howarth, R.W. (1991) Nitrogen limitation on land and in the sea: How can it occur? *Biogeochemistry* 13: 87–115.
- Vitousek, P.M. and Reiners, W.A. (1975) Ecosystem succession and nutrient retention: a hypothesis. *BioScience* 25: 376–381.
- Vitousek, P.M., Gosz, J.R., Grier, C.C., Mellilo, J.M., and Reiners, W.A. (1982) A comparative analysis of potential nitrification and nitrate mobility in forest ecosystems. *Ecol. Monogr.* 52: 155–177.
- Vitousek, P.M., Aber, J.D., Howarth, R.W., Likens, G.E., Matson, P.A., Schindler, D.W., Schlesinger, W.H., and Tilman, D.G. (1997) Human alternation of the global nitrogen cycle: Sources and consequences. *Ecol. Appl.* 7: 737–750.
- White, L.L., Zak, D.R., and Barnes, B.V. (2004) Biomass accumulation and soil nitrogen availability in an 87-year-old *Populus grandidentata* chronosequence. *For. Ecol. Manage.* 191: 121–127.
- Wolock, D.M., Fan, J., and Lawrence, G.B. (1997) Effects of basin size on low-flow stream chemistry and subsurface contact time in the Neversink River watershed, New York. *Hydrol. Process.* 11: 1273–1286.