

森林伐採が河川環境に与える影響に関する研究

要旨

1. はじめに
2. 森林伐採が溪流水質ならびに藻類、落葉分解速度に与える影響
 - 2.1 調査方法
 - 2.1.1 調査地
 - 2.1.2 溪流水質
 - 2.1.3 藻類量
 - 2.1.4 落葉分解速度
 - 2.2 結果
 - 2.2.1 溪流水質
 - 2.2.2 藻類量
 - 2.2.3 落葉分解速度
 - 2.3 考察
 - 2.3.1 溪流水質
 - 2.3.2 藻類量
 - 2.3.3 落葉分解速度
 - 2.4 結論
 - 2.5 参考・引用文献
3. 森林伐採と溪流生魚類の生息環境
 - 3.1 方法
 - 3.1.1 調査地概要
 - 3.1.2 標本の採集
 - 3.1.3 標本の分析およびデータの解析
 - 3.2 結果
 - 3.2.1 無脊椎動物の落下量の季節変化
 - 3.2.2 底生無脊椎動物密度
 - 3.2.3 アマゴの胃内容物
 - 3.2.4 胃内容物と餌生物量との対応関係
 - 3.3 考察
 - 3.3.1 落下無脊椎動物
 - 3.3.2 底生無脊椎動物
 - 3.3.3 胃内容物
 - 3.4 結論
 - 3.5 引用文献
4. おわりに

三重大学 生物資源学部

岩城 美知子・直井 将人

澤田 篤史・山上 悟

姫路工業大学 自然環境研究所

田中 哲夫

三重大学 生物資源学部

原田 泰志・石川 知明

要旨

森林および河川の両面から、伐採が山地溪流の環境と、そこにすむ魚類に与える影響を明らかにすることを目的として、森林が河川に及ぼす影響の空間的スケールに注目し、小さい空間スケールで働くえさ供給などの役割と、大きい空間スケールで働きうる水質への影響のそれぞれを評価することをめざした。

森林伐採による溪流水質、溪流中の藻類量への影響の調査は三重県内のスギ・ヒノキ人工林で、皆伐および間伐が実施された流域で行った。溪流水質については、皆伐地では、 NO_3^- 、 PO_4^{3-} の濃度の上昇、pH値の低下が認められた。しかし、間伐地では伐採による水質への影響は認められなかった。藻類量についても、皆伐地では増加が認められたが、間伐地では変化が認められなかった。溪流水質と藻類量との関係をみると、今回の調査地での藻類の生長はPによって制限されており、今後、土砂が溪流に流出することなどによってPが供給されると藻類量が増加することが推測された。

溪畔林が、その河川に生息する魚類のえさ供給に与える影響の調査は、紀伊半島南部に位置する北海道大学和歌山地方演習林（和歌山県東牟婁郡古座川町平井）を調査地とした。全無脊椎動物の落下密度は調査区間によって大きく異なることはなかったが、その中に占める陸生無脊椎動物と水生昆虫の成虫の割合は異なり、溪畔林の状態が無脊椎動物の供給に影響を与えていることが明らかになった。底生無脊椎動物が伐採地で増加しており、溪畔林伐採による影響が認められた。しかし、アマゴの胃内容物と落下無脊椎動物と底生無脊椎動物の対応関係について、はっきりした傾向は認められなかった。

1. はじめに

我が国の森林の約4割は人工林であり、また、残る6割も農地周辺の里山や炭焼きによって成立した二次林が多くを占めている。これらの森林では、伐採をはじめとする森林施業が行われており、周辺河川への様々な影響が懸念される。森林と河川環境に関する研究は、従来から北米を中心に行われてきたが、日本の山岳地域、とくに紀伊半島のような温暖かつ多雨な地域においての知見の蓄積は少ない。このような地域では、山地溪流はV字谷の中を流れ、夏季に大量の降雨があり、天然の植生に照葉樹を含むなど、北方の森林とは異なる様相を呈している。そのため、森林の伐採が北方の森林とは異なる形で河川生物に影響する可能性がある。そこで、本研究では、森林および河川の両面から、伐採が暖地の山地溪流の環境と、そこにすむ魚類に与える影響を明らかにすることを目的とした。特に、森林が河川に及ぼす影響の空間的スケールに注目し、小さい空間スケールで働くえさ供給などの役割と、大きい空間スケールで働きうる水質への影響のそれぞれを評価することをめざした。

2. 森林伐採が溪流水質ならびに藻類、落葉分解速度に与える影響

森林伐採が森林および周辺の環境に及ぼす影響として、伐採による光環境の変化、土砂流出量の増加、溪流水質への影響などがあげられる。中でも、溪流水質への影響は、溪流生態系、下流域への影響など周辺環境への影響が大きい。森林伐採が溪流水質にどのような影響を与えているかについては、アメリカのHubbard Brookで行われた例がある(1)。そこでは皆伐後、除草剤を用いて3年間植生の回復を抑制した流域における水質の変化の調査が行われ、人の手が加えられていない流域に対して NO_3^- の濃度の上昇が認められるなどの報告があった。また、我が国では、滋賀県朽木村では皆伐後植生を抑制せず約1年4ヶ月後から植林した流域での水質の調査が行われ(2)、森林伐採が行われた流域では NO_3^- の濃度の上昇が認められている。このように森林伐採が溪流水質に影響を与えることは明らかになってきているが、これまでの研究では主に森林伐採と溪流水質との関連に焦点が当てられてきた。しかし、森林伐採が周辺環境にどのような影響を及ぼすかを明らかにしていくためには、森林伐採による溪流水質への影響が、さらに、河川環境にどのような影響を与えるかを調査する必要がある。そこで、本研究では、森林伐採が溪流生態系にどのような影響を与えるかを明らかにするため、溪流水質と溪流生態系の一次生産者である藻類に注目し、その関連について調査した。

2.1 調査方法

2.1.1 調査地

皆伐および間伐が行われた流域で調査を行った。皆伐に関する影響を調査した流域(以下、皆伐流域)は、三重県一志郡美杉村白猪谷川(雲出川流域内)であった。調査流域の樹種および林齢はスギ、ヒノキの人工林で10~40年生、地質は花崗閃緑岩であった。間伐に関する影響を調査した流域(以下、間伐流域)は、三重県安芸郡芸濃町安濃川流域であった。調査流域の樹種および林齢はスギ、ヒノキの人工林で30~40年生、地質は花崗岩であった。皆伐流域については、3つの小流域を調査地として選定した。それぞれ、皆伐が進行中の流域(流域面積5.7ha、以下、皆伐地)、既に皆伐が終了し植林されている流域(流域面積11.6ha、以下、既伐採地)、伐採がされていない流域(流域面積7.0ha、以下、コントロール)である(図2.1)。間伐流域については、3つの小流域を調査地として選定した。間伐が終

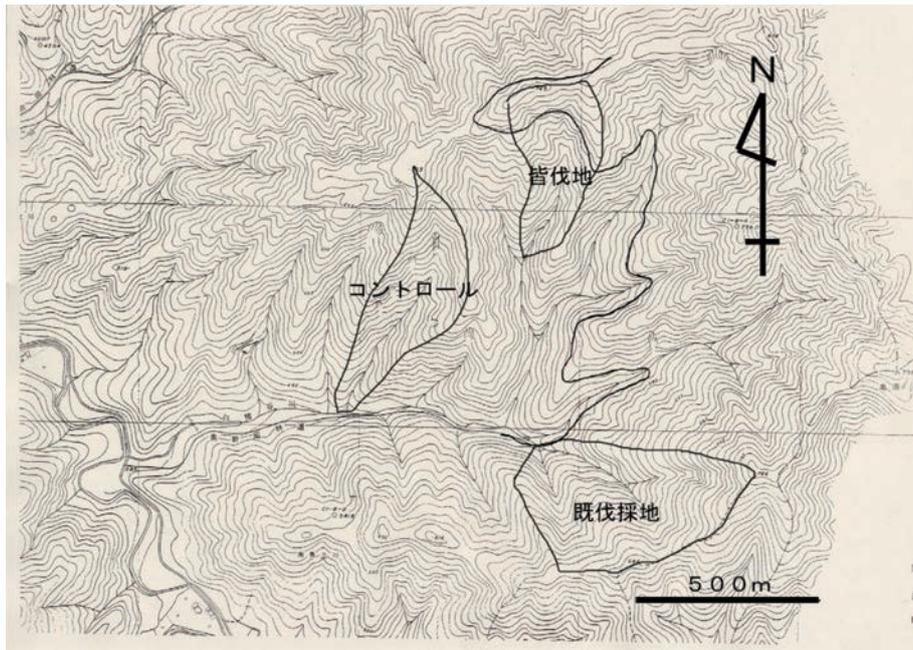


図2.1 皆伐流域の概要

了した流域（流域面積 14.4ha、以下、間伐地）、間伐がされていない流域（流域面積 10.5ha、以下、コントロール）、および、間伐地の下流部に治山ダムが施工されたため、その影響をみるために治山ダムの下流に設けた調査地（以下、治山ダム地）である（図2.2）。

皆伐流域では2週間ごとに森林伐採の進行状況を調査した。皆伐地では伐採作業が、2000年7月14日から7月28日まで（伐採面積0.7ha）、2000年9月22日から11月17日まで（伐採面積1.6ha）、2001年1月19日から3月5日まで（伐採面積0.8ha）のそれぞれの期間に行われた。既伐採地については、1998年に全流域が皆伐され植林が完了していた。間伐流域については、間伐地では1998年に本数率で20%の間伐が行われており、調査期間中に伐採は行われなかった。治山ダム地では、治山ダム工事が2000年9月25日に開始され、2001年1月4日に終了した。状況写真を、写真2.1～3に示す。

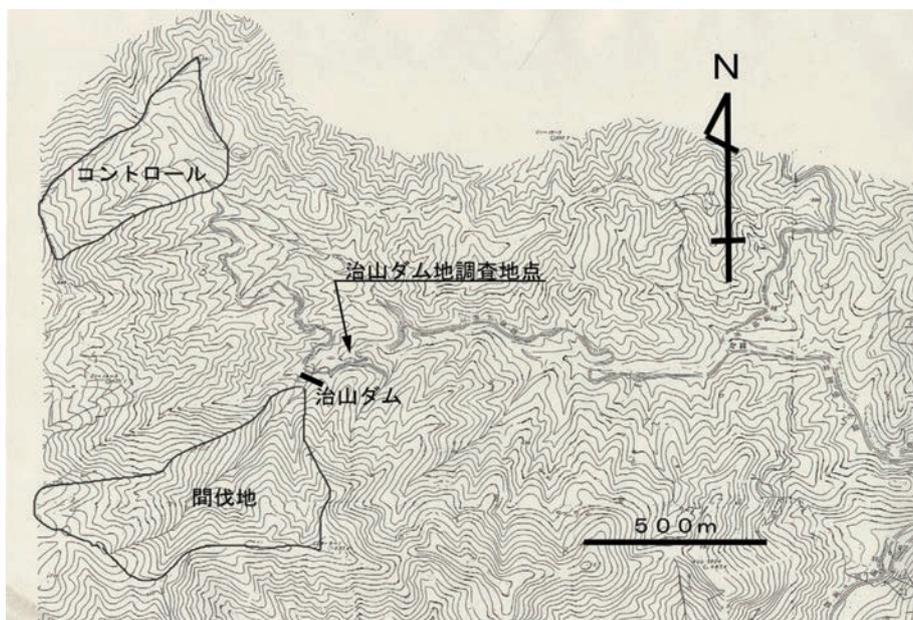


図2.2 間伐流域の概要



写真2.1 皆伐流域の状況



写真2.2 間伐流域の状況



写真2.3 間伐流域の治山ダム状況



写真2.4 藻類採取用のレンガの状況



写真2.5 照度調節の状況



写真2.6 藻類採取の状況

2.1.2 渓流水質

渓流水質について、皆伐流域では1999年12月22日から2001年11月22日までの期間、間伐流域では2000年1月14日から2001年11月21日までの期間に調査を行った。調査は、調査期間前半は1週間ごとに、後半は2週間ごとに行った。分析項目は、T-N（全窒素）、 NO_3^- 、 NH_4^+ 、T-P（全リン）、 PO_4^{3-} 、 Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 、 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、 Si^{3+} 、 Mn^{2+} 、 Fe^{2+} 、 Al^{3+} 、TOC（全有機体炭素）の濃度である。これらに加えて、皆伐流域では採水時に水温、pH、ECを測定した。それぞれの測定方法は以下のとおりである。

T-N 紫外線吸光光度法

ADVABTEC 5A 110mmでろ過後、試料にペルオキソ二硫酸カリウムのアルカリ性溶液を加え、約120℃に加熱して窒素化合物を硝酸イオンに変えるとともに、有機物を分解する。この溶液のpHを2～3とした後、硝酸イオンによる波長220nmの吸光度を測定し、全窒素の濃度を求めた。

T-P ペルオキソ二硫酸カリウム分解法

ADVABTEC 5A 110mmでろ過後、試料にペルオキソ二硫酸カリウムを加え、高圧蒸気滅菌器中で加熱して有機物などを分解し、この溶液についてリン酸イオンをモリブデン青（アスコルビン酸還元）吸光光度法で定量し、全リンの濃度を求めた。

PO_4^{3-} モリブデン青（アスコルビン酸還元）吸光光度法

ADVABTEC 5A 110mmでろ過後、リン酸イオンを七モリブデン酸六アンモニウム及びトアンチモン（Ⅲ）酸カリウムと反応して生成するヘテロポリ化合物をL（+）-アスコルビン酸で還元し、生成したモリブデン青の吸光光度を測定してリン酸イオンを定量し、濃度を求めた。

T-N、T-P、 PO_4^{3-} の吸光度は分光光度計（日立ダブルビーム分光光度計 U-2000形）で測定した。

NO_3^- 、 NH_4^+ 、 Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 、 SO_4^{2-} 、 Cl^- はADVANTEC 0.2 μm メンブランフィルターでろ過後、イオンクロマトグラフィー（島津製作所製 LC-10A）で測定した。

Si^{3+} 、 Mn^{2+} 、 Fe^{2+} 、 Al^{3+} はADVANTEC 0.45 μm メンブランフィルターろ過後ICP発光分析装置（セイコー製 SRS1500VR）で測定した。

TOCは、全有機体炭素計（島津製 TOC-500）で測定した。

水温は金属ケース入り棒状温度計、pHはpHep pH電子ペーパー（ハンナ製）、ECはコンパクト導電率計（堀場製）でそれぞれ測定した。

2.1.3 藻類量

皆伐流域では2000年4月14日から2001年11月22日までの期間、間伐流域では2000年4月14日から2001年11月21日までの期間に調査を行った。藻類の採取は渓流水の採取と同日に行った。調査期間前半は1週間ごとに、後半は2週間ごとに行った。藻類はレンガを川に沈め、付着した藻類をマイクロクロス法（5）で採取した。これは、レンガの表面に生えている藻類の一定面積（直径2.5cmの円）をクロス（旭化成のSHALERIAを使用したフローリングワイパーとりかえシート（生活文化研究所製））でふき取る方法である。また、レンガは、それぞれの調査地の条件が等しくなるように、流速が同じ程度のところに沈め、同程度の日射量となるように寒冷紗（遮光率51%と22%の2種類）を用いて調整した。状況写真を、写真2.4～6に示す。藻類の採取は、レンガを沈めてから1ヶ月後から開始した。マイクロクロス法（5）で採取した藻類のクロロフィルa、クロロフィルb、クロロフィルc、カロチノイドの濃度を測定した。その手順は以下のとおりである。

- i) 藻類をふき取ったクロスを20mlの90%メタノールにつけ、一晩放置し、色素を抽出する。
- ii) 一晩放置したものを、ADVANTEC2 90mmでろ過する。
- iii) ろ過した液の5種類の波長(750、633、645、630、480nm)の吸光度を分光光度計で測定する。
- iv) 測定した値を用いて、ユネスコ法(3)でクロロフィルa、クロロフィルb、クロロフィルc、カロチノイドの濃度を計算する。ユネスコ式は以下のとおりである。

各波長の吸光度から750nmの吸光度を差し引く。ただし480nmについては、750nmの吸光度の3倍を差し引く。この値をEとし次の式で濃度を求める。

$$\text{クロロフィルa (mg/l)} = 11.64E_{663} - 2.16E_{645} + 0.10E_{630}$$

$$\text{クロロフィルb (mg/l)} = 20.97E_{645} - 3.94E_{663} - 3.66E_{630}$$

$$\text{クロロフィルc (mg/l)} = 54.22E_{630} - 14.81E_{645} - 5.53E_{633}$$

$$\text{カロチノイド (mg/l)} = 10.0E_{480}$$

2.1.4 落葉分解速度

皆伐流域の日射量の異なる3地点(日射一強、日射一中、日射一弱)に、針葉樹はスギ、広葉樹はコナラの葉をそれぞれ一定重量づつ5mmメッシュのナイロン製の袋に入れ、川に沈めた。1ヶ月経過後から、針葉樹は1週間ごと、広葉樹は2週間ごとに回収し、乾燥重量を測定して分解速度を比較した。調査期間は、針葉樹が2000年5月15日から2000年9月8日まで、広葉樹が2001年3月5日から2001年7月20日までであった。なお、広葉樹は、日射一中と日射一弱の2種類である。

2.2 結果

2.2.1 渓流水質

NO_3^- の調査結果を図2.3、図2.4に示す。皆伐流域では、皆伐地において伐採直後から濃度が上昇した。また、既伐採地では調査期間中全般にわたってコントロールよりも高い濃度であった。間伐流域では、間伐地よりもコントロールのほうが濃度が高いという結果であった。しかし、間伐地と治山ダム地との比較では、治山ダム地のほうが濃度が高かった。

PO_4^{3-} の調査結果を図2.5、図2.6に示す。皆伐流域では、既伐採地においてやや濃度が高い傾向が認められたが、皆伐地とコントロールとの間に差は認められなかった。間伐流域では、3つの調査地の間に濃度の差は認められなかった。

SO_4^{2-} の調査結果を図2.7、図2.8に示す。皆伐流域では、調査期間全般にわたって、皆伐地の濃度がもっとも低く、次いでコントロールであり、既伐採地がもっとも高かった。間伐流域では、コントロールの濃度がもっとも低く、次いで間伐地であり、治山ダム地がもっとも高かった。

Mg^{2+} の調査結果を図2.9、図2.10に示す。皆伐流域では、伐採後に皆伐地の濃度が下がる傾向が認められた。また、コントロールに比べて既皆伐の濃度が低い傾向が認められた。間伐流域では、コントロールに比べて間伐地の濃度が低い傾向が認められた。また、治山ダム地の濃度は間伐地よりも高くなっていた。

これら以外のイオン濃度については、皆伐流域および間伐流域ともにそれぞれ3つの調査地の間に差は認められなかった。

皆伐流域におけるpHの調査結果を図2.11に示す。皆伐地とコントロールとの間に差は認められなかったが、既伐採地では低い傾向が認められた。

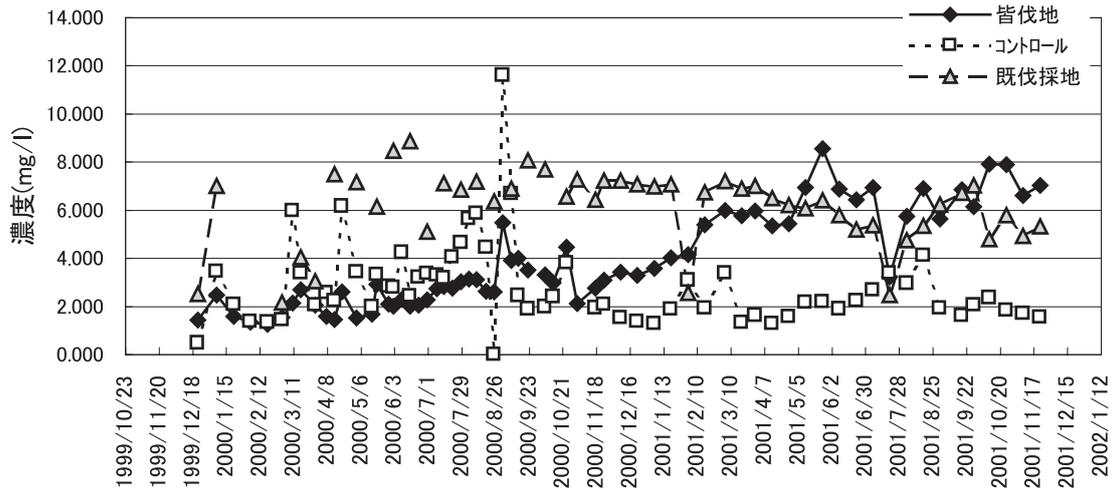


図2.3 皆伐流域におけるNO₃⁻の濃度変化

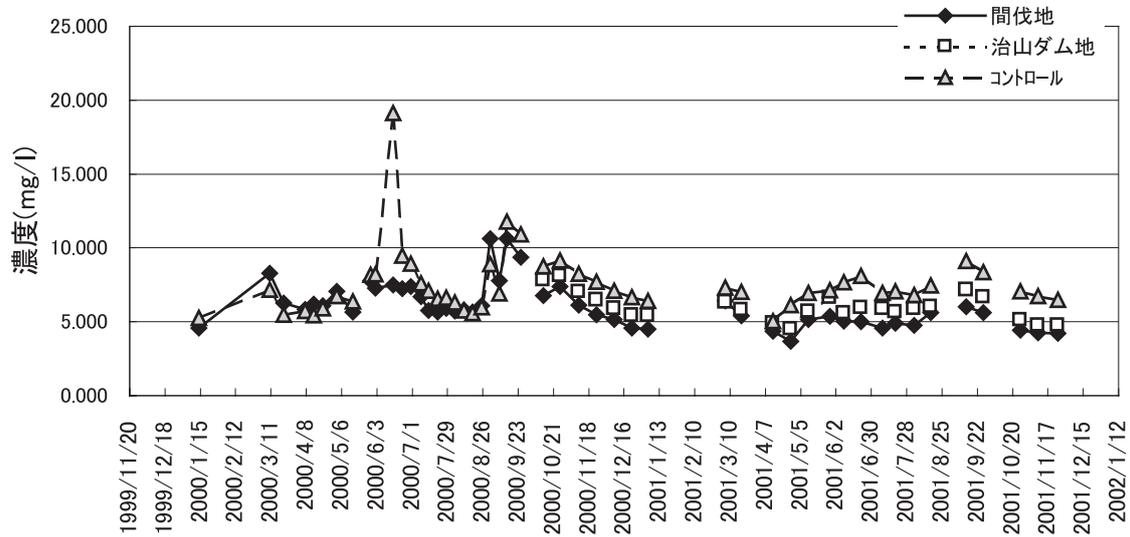


図2.4 間伐流域におけるNO₃⁻の濃度変化

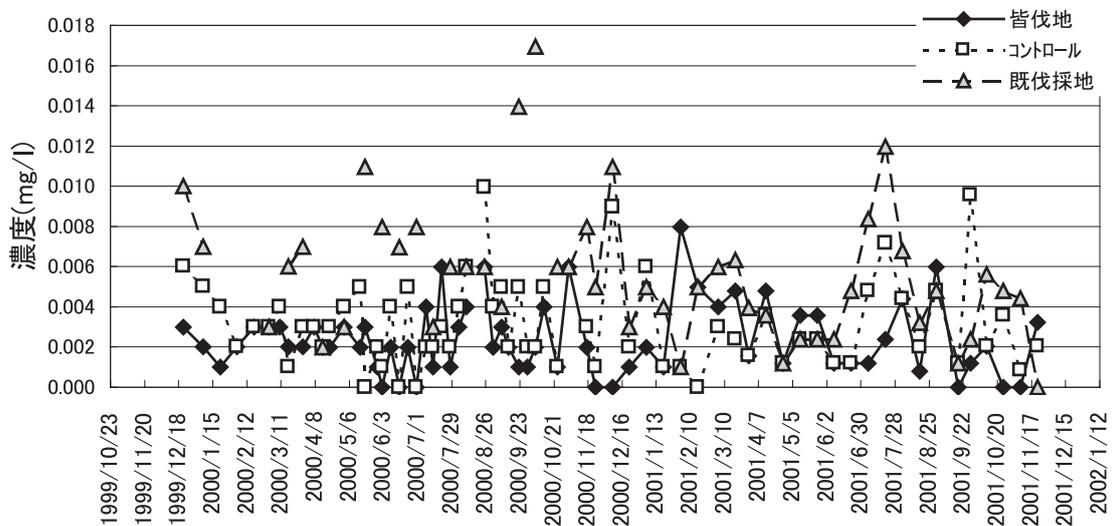


図2.5 皆伐流域におけるPO₄³⁻の濃度変化

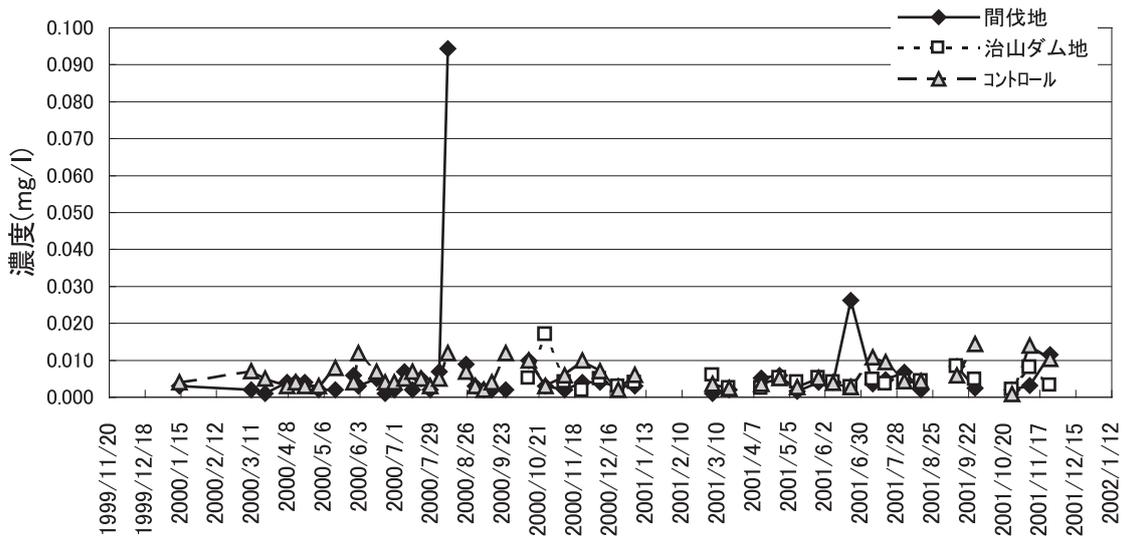


図2.6 間伐流域における PO_4^{3-} の濃度変化

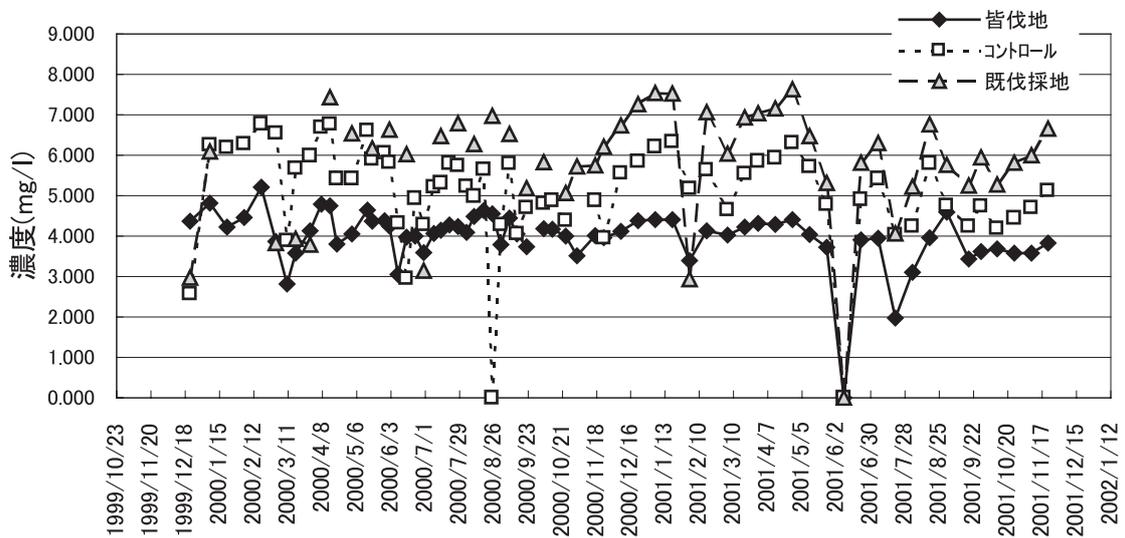


図2.7 皆伐流域における SO_4^{2-} の濃度変化

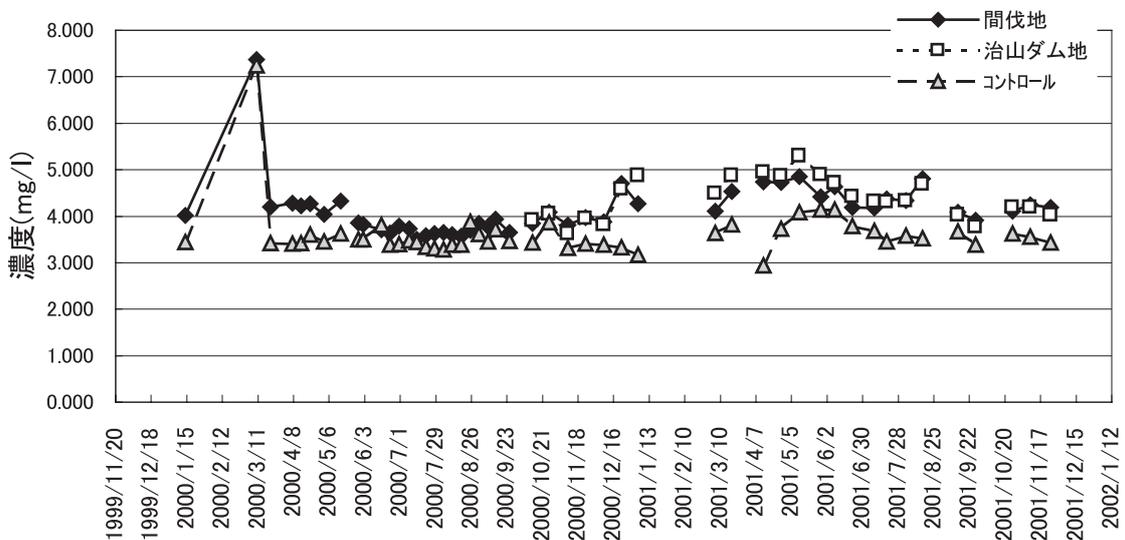


図2.8 間伐流域における SO_4^{2-} の濃度変化

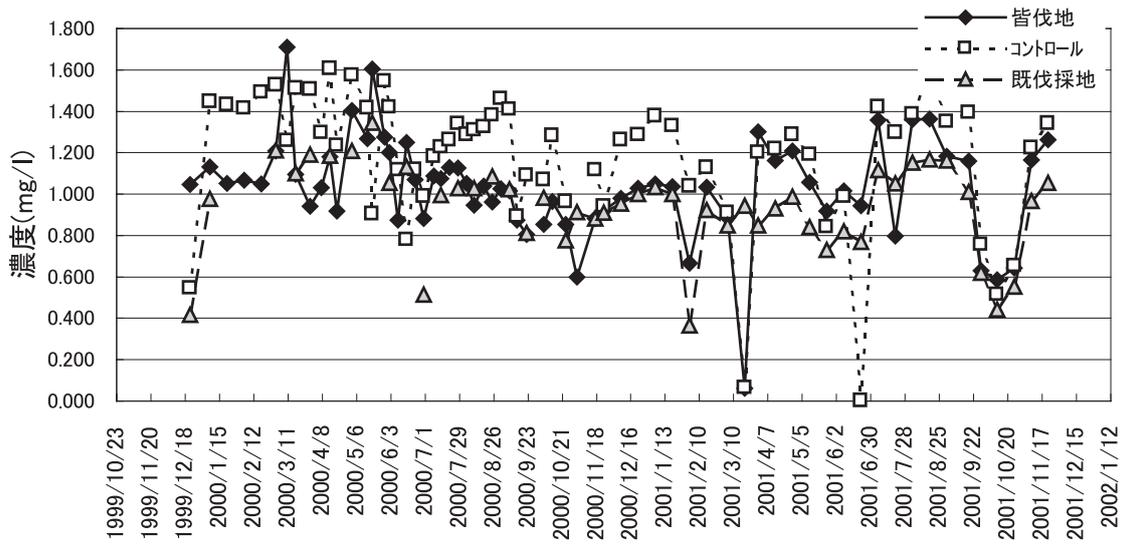


図2.9 皆伐流域におけるMg²⁺の濃度変化

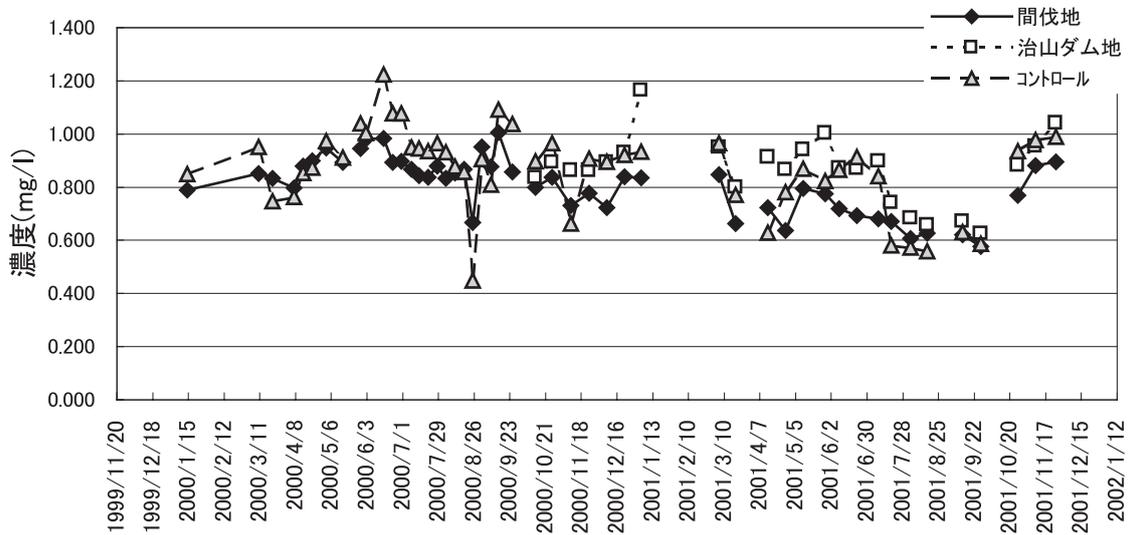


図2.10 間伐流域におけるMg²⁺の濃度変化

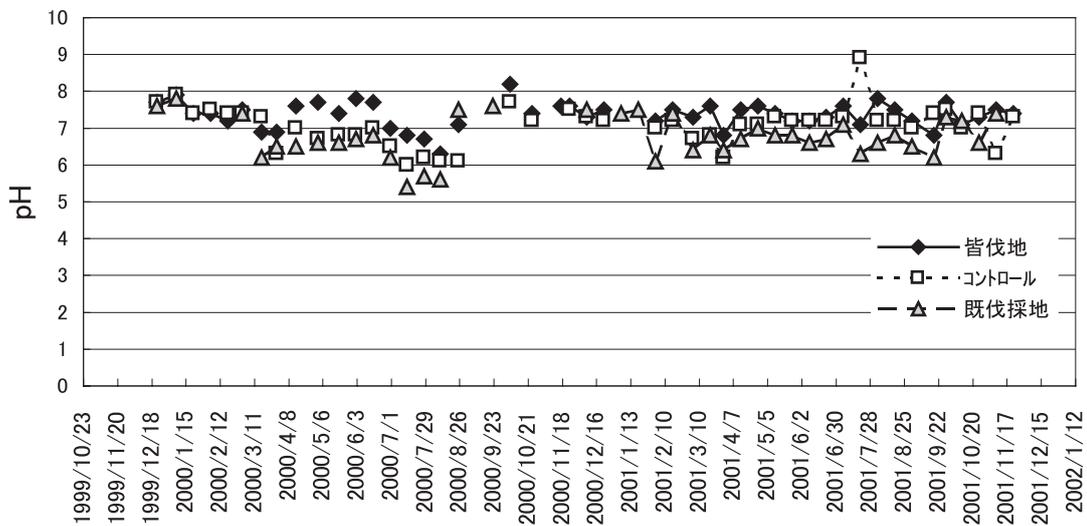


図2.11 皆伐流域におけるpHの変化

皆伐流域における渓流水の温度の調査結果を図2.12に示す。皆伐地とコントロールとの間に差は認められなかったが、既伐採地では低い傾向が認められた。

2.2.2 藻類量

クロロフィルaの調査結果を図2.13、図2.14に示す。皆伐流域では、皆伐地とコントロールとの間には差は認められなかったが、既伐採地では冬から夏にかけて量が増加した。間伐流域では、冬期に一時的にコントロールでの量が多くなるものの間伐地とコントロールとの間に差は認められなかった。しかし、治山ダム地では秋から夏にかけて量が増加した。

クロロフィルbの調査結果を図2.15、図2.16に示す。皆伐流域では、皆伐地とコントロールとの間には差は認められなかったが、既伐採地では冬から夏にかけて量が増加した。間伐流域では、冬期に一時的にコントロールでの量が多くなるものの間伐地とコントロールとの間に差は認められなかった。しかし、治山ダム地では秋から夏にかけて量が増加した。

クロロフィルcの調査結果を図2.17、図2.18に示す。皆伐流域では、夏期に一時的に皆伐地での量が多くなるものの間伐地とコントロールとの間には差は認められなかった。しかし、既伐採地では冬から夏にかけて量が増加した。間伐流域では、冬期に一時的にコントロールでの量が多くなるものの間伐地とコントロールとの間に差は認められなかった。しかし、治山ダム地では秋から夏にかけて量が増加した。

カロチノイドの調査結果を図2.19、図2.20に示す。皆伐流域では、皆伐地とコントロールとの間には差は認められなかったが、既伐採地では冬から夏にかけて量が増加した。間伐流域では、冬期に一時的にコントロールでの量が多くなるものの間伐地とコントロールとの間に差は認められなかった。しかし、治山ダム地では秋から夏にかけて量が増加した。

2.2.3 落葉分解速度

針葉樹の落葉分解速度の調査結果を図2.21に示す。日射量の差による分解速度の差は認められなかった。

広葉樹の落葉分解速度の調査結果を図2.22に示す。日射量の差による分解速度の差は認められなかった。

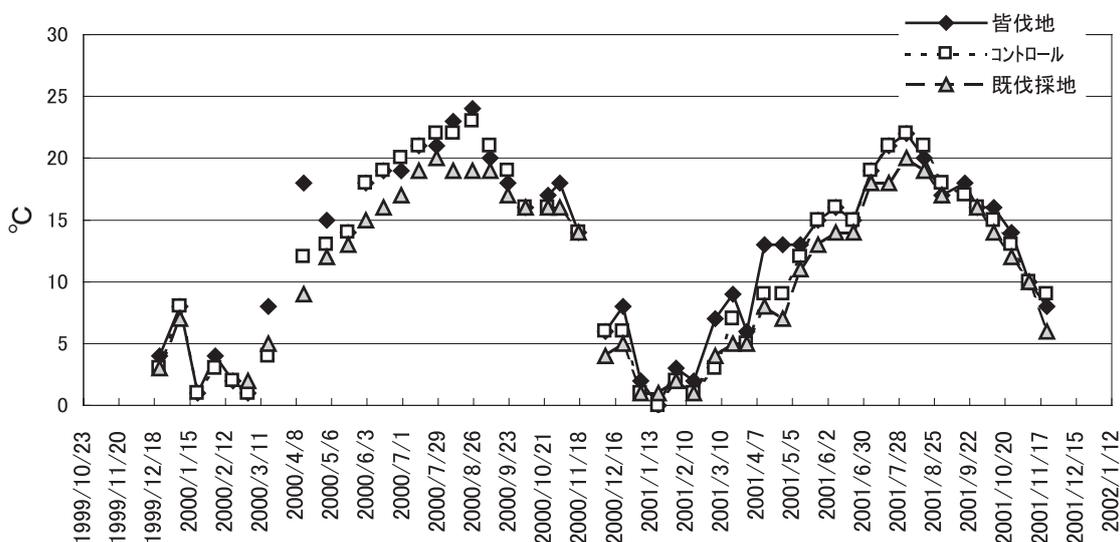


図2.12 皆伐流域における渓流水温の変化

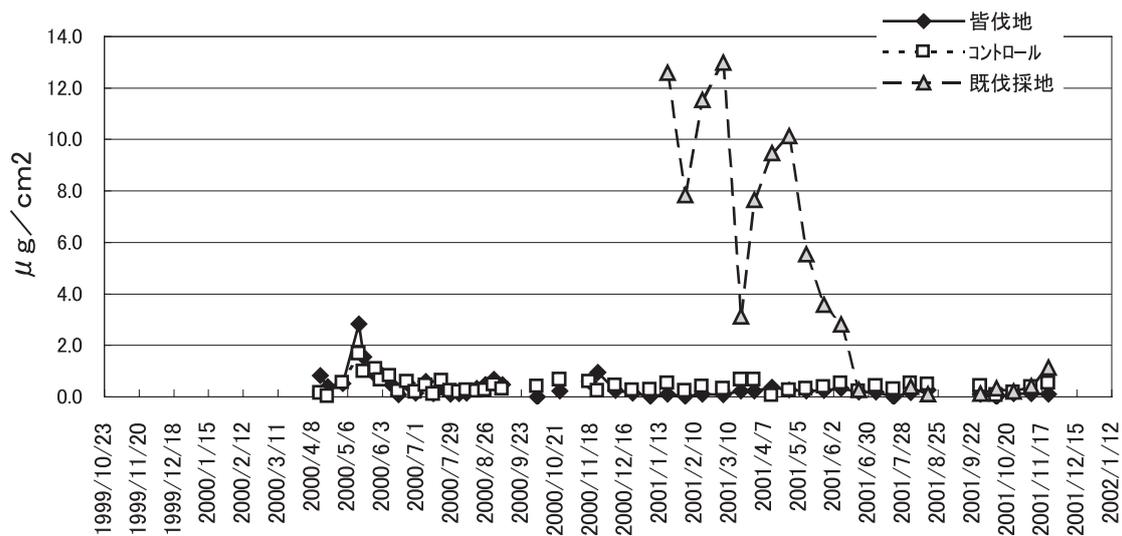


図2.13 皆伐流域におけるクロロフィルaの変化

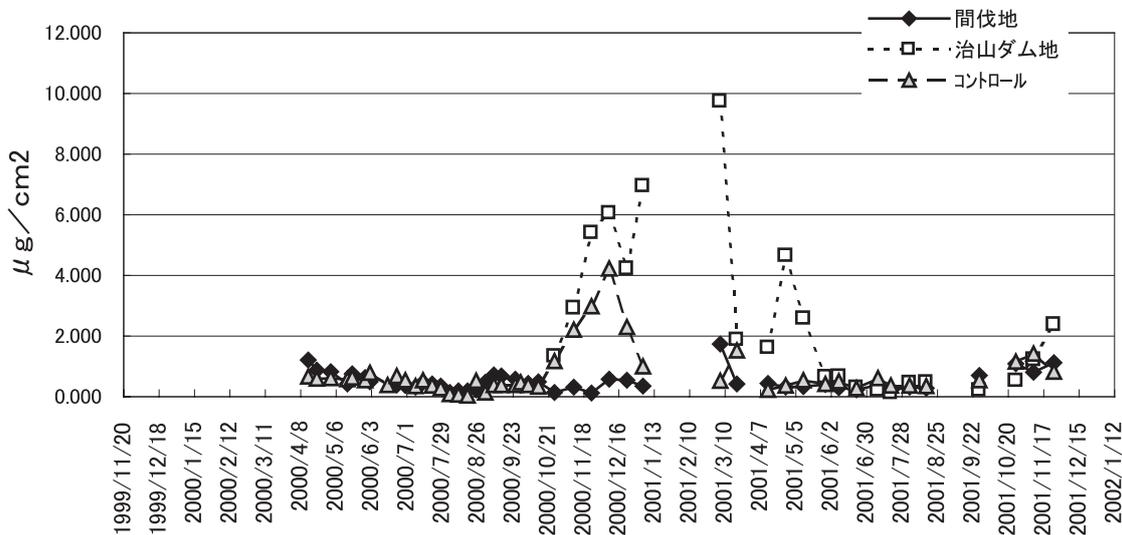


図2.14 間伐流域におけるクロロフィルaの変化

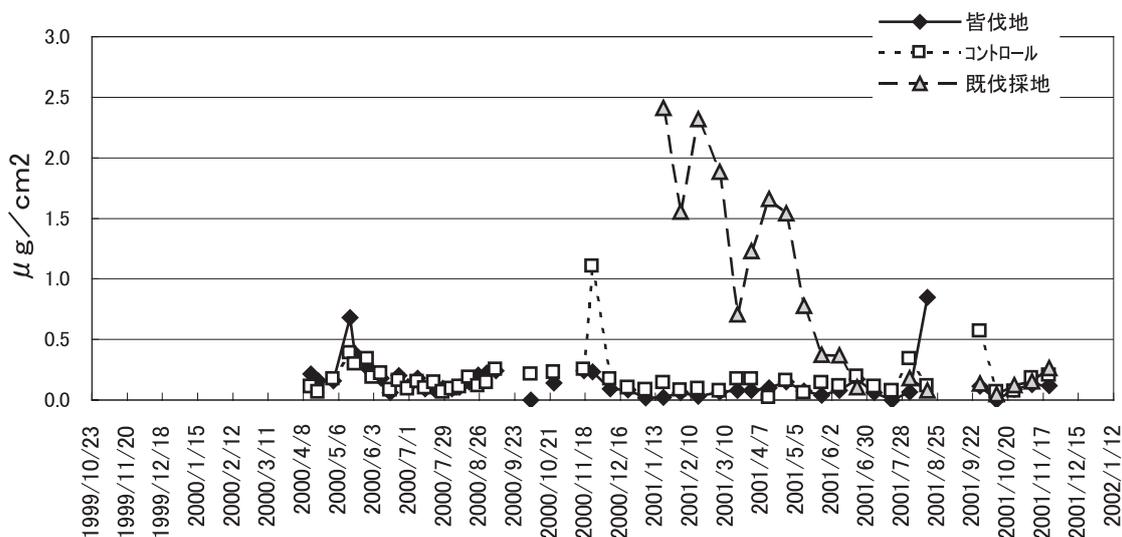


図2.15 皆伐流域におけるクロロフィルbの変化

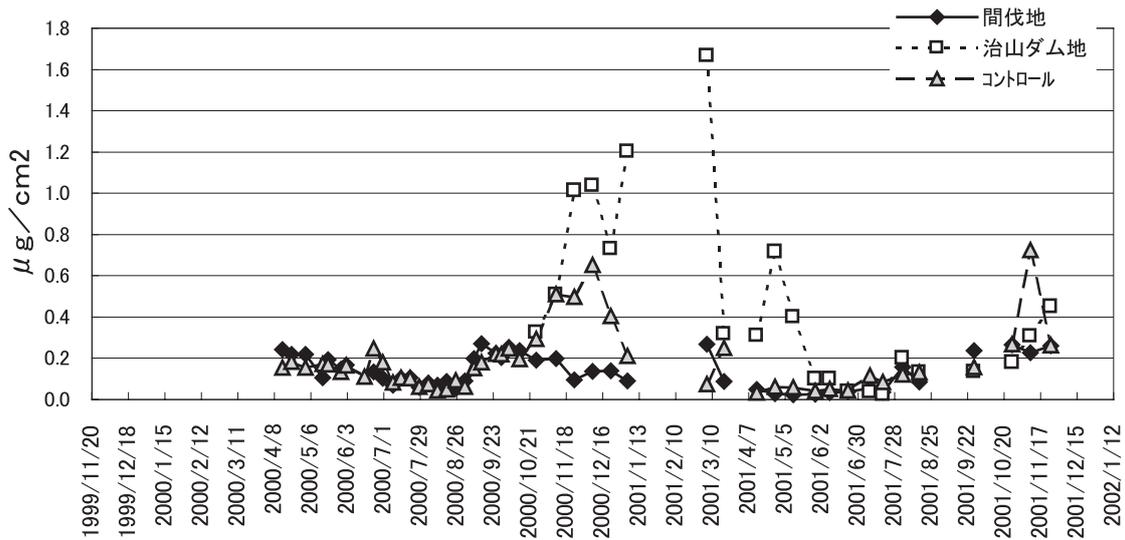


図2.16 間伐流域におけるクロロフィルbの変化

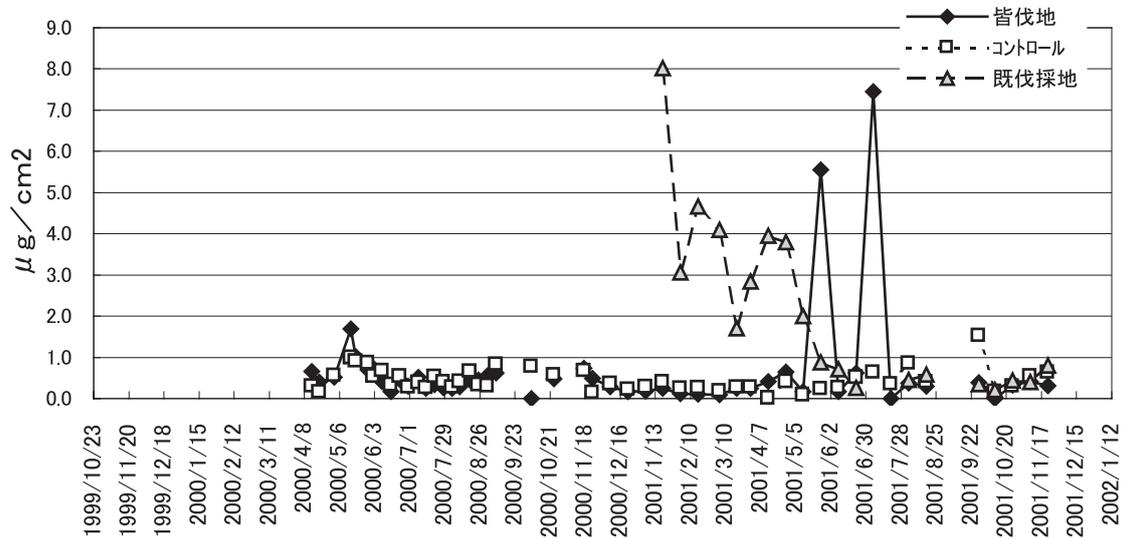


図2.17 皆伐流域におけるクロロフィルcの変化

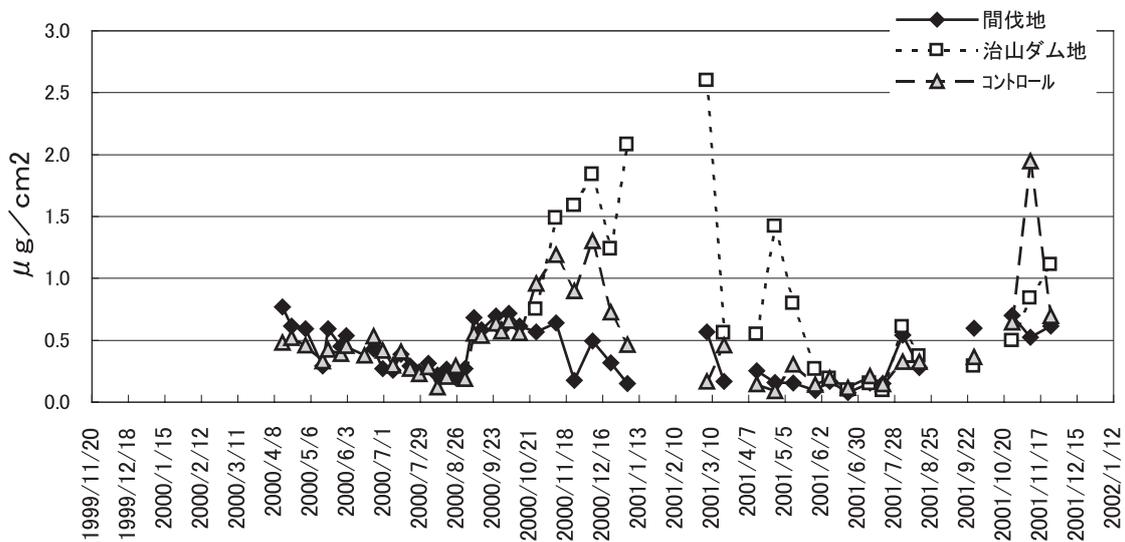


図2.18 間伐流域におけるクロロフィルcの変化

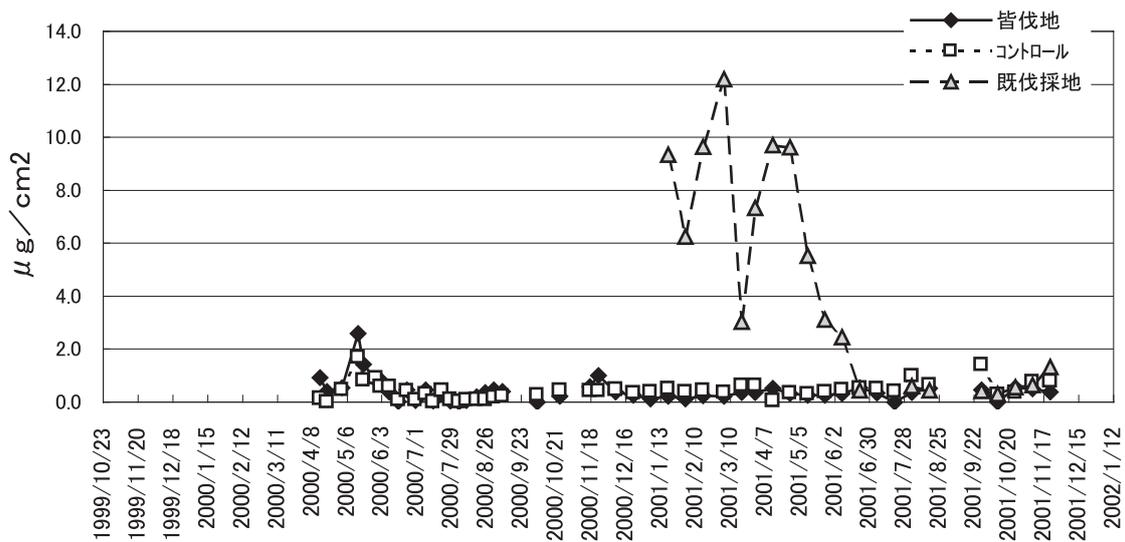


図2.19 皆伐流域におけるカロチノイドの変化

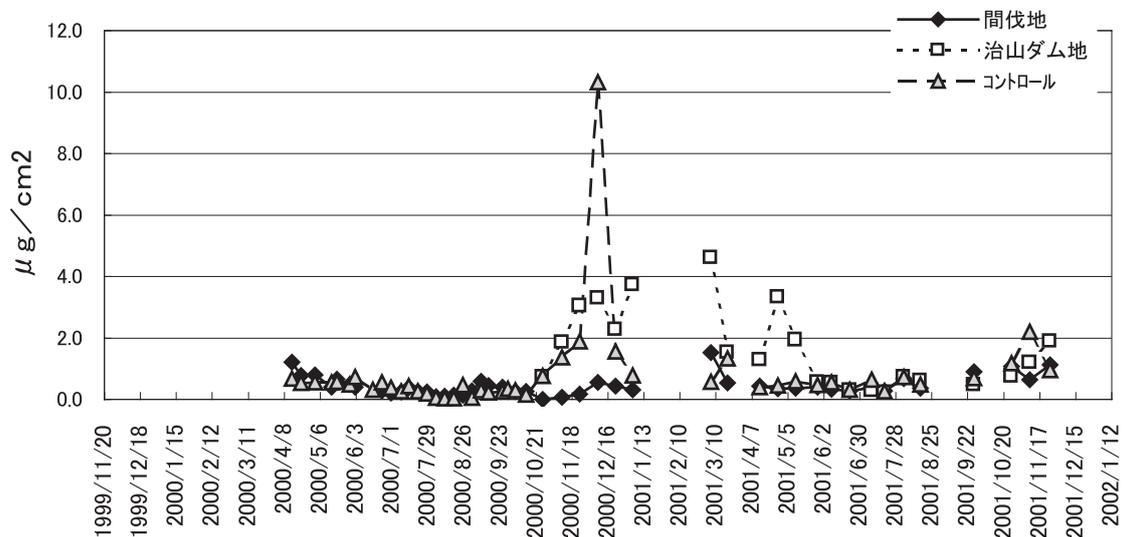


図2.20 間伐流域におけるカロチノイドの変化

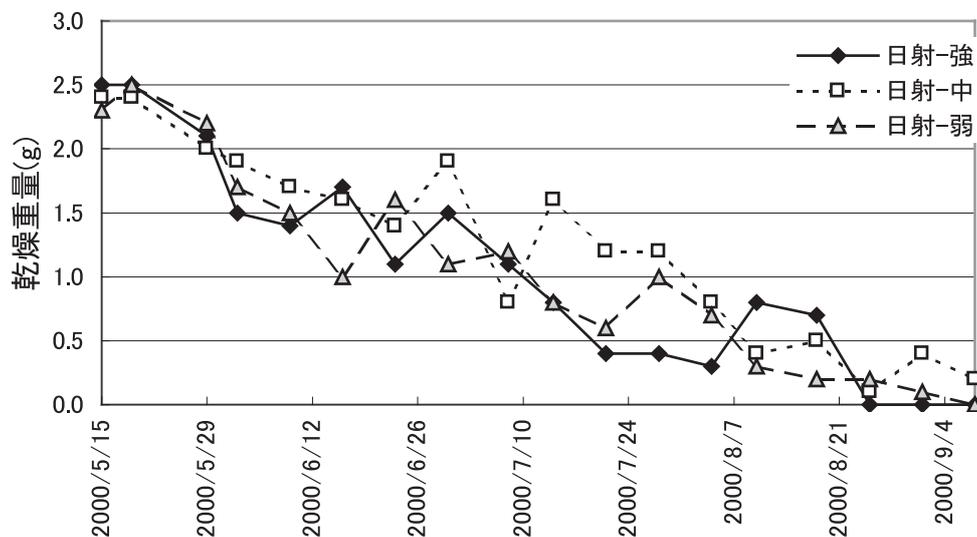


図2.21 針葉樹落葉の分解速度

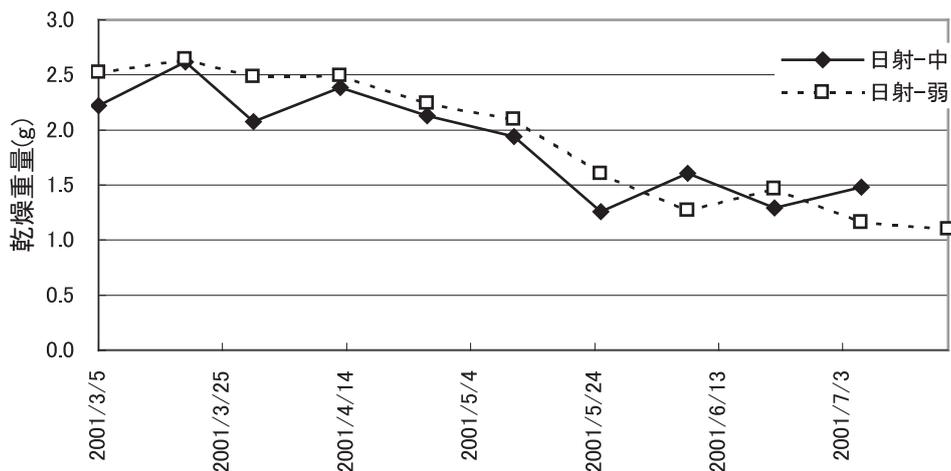


図2.22 広葉樹落葉の分解速度

2.3 考察

2.3.1 渓流水質

森林伐採が渓流水質にどのような影響を与えているかについては、これまで、アメリカのHubbard Brookにおいて、皆伐後除草剤を用いて3年間植生の回復を抑制した場合の渓流水質に関する調査が行われている(1)。また、我が国では、滋賀県朽木村において、皆伐の約1年4ヶ月後から植林した場合の渓流水質に関する調査が行われている(2)。ここでは、これらの既存の調査結果と今回の調査結果とを比較しながら、森林伐採が渓流水質にどのような影響を与えるかについて考察する。なお、以下、アメリカのHubbard Brookにおける調査を単にHubbard Brook、滋賀県朽木村における調査を単に朽木村と表現する。

NO_3^- について、皆伐流域では、皆伐地において伐採直後から濃度が上昇し、既伐採地では調査期間中全般にわたってコントロールよりも高い濃度であった。このことから、 NO_3^- の濃度は森林伐採の直後から上昇し、その後植林をしても伐採から少なくとも2年間は濃度の高い状態が続くと考えられる。森林伐採による NO_3^- の濃度の上昇はHubbard Brookや朽木村でも認められていることから、どのような流域であっても森林を伐採すると NO_3^- の濃度が上昇すると考えられる。一方、間伐流域では、間伐地よりもコントロールのほうが濃度が高いという結果であり、間伐地と治山ダム地との比較では、治山ダム地のほうが濃度が高かった。間伐地よりもコントロールのほうが濃度が高いという原因については不明であるが、もともと間伐地とコントロールの渓流の NO_3^- 濃度に差があったのではないかとと思われる。間伐地と治山ダム地との比較で治山ダム地のほうが濃度が高かったことについて、両調査地の差は治山ダムが建設されたかどうかだけであったことから、治山ダムの建設によって NO_3^- の濃度は上昇すると考えられる。以上のことから、皆伐のような森林伐採や治山ダムの建設といった大きな攪乱が起こった場合には渓流の NO_3^- の濃度が上昇すると考えられる。

PO_4^{3-} について、皆伐流域では、既伐採地においてやや濃度が高い傾向が認められたが、皆伐地とコントロールとの間に差は認められなかった。間伐流域では、3つの調査地の間に濃度の差は認められなかった。しかし、朽木村では伐採した流域ではコントロールよりも濃度が低くなることが報告されている。これらのことから、 PO_4^{3-} の濃度変化については、流域の特性などが影響する可能性が考えられる。

SO₄²⁻について、皆伐流域では、調査期間全般にわたって、皆伐地の濃度がもっとも低く、次いでコントロールであり、既伐採地がもっとも高かった。間伐流域では、コントロールの濃度がもっとも低く、次いで間伐地であり、治山ダム地がもっとも高かった。Hubbard Brookや朽木村では森林伐採が行われた流域では、ともにSO₄²⁻の濃度は低くなっていた。今回の結果では、皆伐地の濃度がコントロールよりも低くなっており、Hubbard Brookや朽木村の結果と一致するが、皆伐地の濃度は伐採の前から低い傾向があることから、これは伐採の影響によるものではなく、流域の特性ではないかと思われる。また、間伐流域ではHubbard Brookや朽木村と反対に間伐地のほうが濃度が高くなっていた。これらの差については不明であるが、SO₄²⁻の濃度には伐採の影響以上に流域の特性などが影響すると考えられる。

Mg²⁺について、皆伐流域では、伐採後に皆伐地の濃度が下がる傾向が認められた。また、コントロールに比べて既伐採地の濃度が低い傾向が認められた。間伐流域では、コントロールに比べて間伐地の濃度が低い傾向が認められた。また、治山ダム地の濃度は間伐地よりも高くなっていた。このように、今回の調査では皆伐、間伐に関わらず、伐採が行われるとMg²⁺の濃度は低下していた。しかし、Hubbard Brookでは、伐採流域でMg²⁺の濃度は上昇していた。この差の原因については不明であるが、Hubbard Brookでは皆伐後の植生回復が抑制されたのに対して本調査では伐採後も植生が存在していたこと、流域の特性などが影響したと考えられる。

皆伐流域におけるpHについて、皆伐地とコントロールとの間に差は認められなかったが、既伐採地では低い傾向が認められた。森林伐採が起これると渓流水のpHが下がるといわれており、今回の調査からもそのことが確認された。

皆伐流域における渓流水の温度について、皆伐地とコントロールとの間に差は認められなかったが、既伐採地では低い傾向が認められた。伐採が行われると、地面に直接光が射し込むことで地表温度が上昇し、渓流水の水温も上昇すると考えられる。しかし、今回の調査では反対の結果が出ており、その原因については不明である。

以上のことから、森林伐採による渓流水質への明らかな影響は、NO₃⁻の濃度が上昇することと、pHが小さくなることであると考えられる。これら以外のものについては、流域の特性などの諸条件によって影響の度合いが変化すると考えられる。

2.3.2 藻類量

クロロフィルa、クロロフィルb、クロロフィルcおよびカロチノイドの調査結果は、ほぼ同じ傾向を示していた。皆伐流域では、皆伐地とコントロールとの間には差は認められなかったが、既伐採地では冬から夏にかけて量が増加した。間伐流域では、間伐地とコントロールとの間に差は認められなかったが、治山ダム地では秋から夏にかけて量が増加した。これらのことから、森林を皆伐すると冬から夏にかけて藻類の量が増加する。しかし、本数率20%程度の間伐であれば藻類量への影響はない。また、河床を掘削し治山ダムを建設するような攪乱をすると藻類量は増加するということが考えられる。

ここで、藻類量の変化と森林伐採による環境変化との関係を調べる。藻類の生長に関与する要因として考えられるものは、流速、水温、光、水質などである。今回の調査では、流速はほぼ一定になるようにそれぞれの調査地を設定したこと、水温は既伐採地でやや低い傾向が認められたがほぼ同じであったこと、光は各調査地の照度が一定になるように調整したことにより、流速、水温、光が藻類量に与えた影響は少ないと考えられる。そこで、今回の調査では、藻類量への影響は渓流水質によるものと考え、

藻類量と渓流水質との関連について考察する。一般に、藻類の生長に重要とされている養分はNとPで、この2つの養分が生長の制限要因となることが多いとされている(4)。また、藻類の生長は2つ以上の養分に制限されることはなく、1つの養分のみに制限されるとされている(4)。皆伐流域について、藻類量は皆伐地とコントロールとの間には差は認められなかったが、既伐採地では冬から夏にかけて量が増加した。NO₃⁻の濃度は皆伐地では伐採直後から濃度が上昇し、既伐採地では調査期間中全般にわたってコントロールよりも高い濃度であった。PO₄³⁻の濃度は既伐採地においてやや濃度が高い傾向が認められたが、皆伐地とコントロールとの間に差は認められなかった。藻類量とNO₃⁻およびPO₄³⁻の濃度との関係を見ると、藻類量とPO₄³⁻の濃度は、皆伐地とコントロールに差がなく、既伐採地でのみ大きな値となっていることから関連性が高いと考えられる。一方、藻類量とNO₃⁻の濃度は、NO₃⁻の濃度が皆伐地において伐採直後から上昇しているのに対して藻類量は変化していない。このことは、NO₃⁻が増加しても藻類は増加しないことを示しており、この流域はPによって藻類の生長が制限されていると考えられる。間伐流域について、藻類量は間伐地とコントロールとの間に差は認められなかったが、治山ダム地では秋から夏にかけて増加した。NO₃⁻の濃度は、間伐地よりもコントロールのほうが濃度が高く、間伐地と治山ダム地では治山ダム地のほうが濃度が高かった。PO₄³⁻の濃度は、3つの調査地の間に濃度の差は認められなかった。藻類量とNO₃⁻およびPO₄³⁻の濃度との関係を見ると、NO₃⁻の濃度はコントロールがもっとも高くなっていたが藻類量は治山ダム地がもっとも多くなっており、藻類量とNO₃⁻の濃度との関連性は低いと考えられる。PO₄³⁻の濃度は3つの調査地の間に濃度の差が認められなかったことから藻類量との関連は認められない。ところで、今回の調査では溪流に流れ込む土砂量は測定しなかったが、治山ダム地では治山ダム建設のための掘削により大量の土砂が溪流に流入したことを確認している。土砂にはコロイド状のPが付着しており、これらを藻類が養分として使用することがいわれている。今回の測定では、試料を分析前に濾過していたために土砂に付着したPの測定はできていない。森林伐採による土砂の溪流への流入は少ないこと、治山ダム建設のために大量の土砂が溪流に流出したこと、藻類はコロイド状のPを養分として利用することなどを考慮すると、この流域はPによって藻類の生長が制限されており、治山ダム地では土砂とともに大量に流れ込んだコロイド状のPによって藻類量が増加したと考えられる。

以上のことから、森林を皆伐すると溪流にPが流出し、藻類の量が増加する。一方、間伐では溪流へのPの流出量にほとんど影響がないことから藻類の量も変化しない。また、治山ダム建設のための河床掘削のような大きな攪乱があると土砂とともにコロイド状のPが大量に流出し藻類量が増加すると考えられる。

2.3.3 落葉分解速度

針葉樹、広葉樹ともに落葉の分解速度の差は認められなかった。森林伐採による河川環境の変化として、日射量、水温、水質などが考えられ、これらの変化によって、落葉の分解速度が変化すると考えたが、今回の調査では差が認められなかった。

2.4 結論

今回の調査から、森林伐採による渓流水質への明らかな影響は、NO₃⁻の濃度が上昇することと、pHが小さくなることであると考えられる。また、森林を皆伐すると溪流にPが流出し、藻類の量が増加する。一方、間伐では溪流へのPの流出量にほとんど影響がないことから藻類の量も変化しない。また、

治山ダム建設のための河床掘削のような大きな攪乱があると土砂とともにコロイド状のPが大量に流出し藻類量が増加すると考えられる。これらのことから、河川環境を保全していくためには、皆伐を避け間伐、択伐を行うこと、土砂の流入を防ぐために河川沿いの森林伐採や地形の改変を行わずに緩衝帯を設けて保護すること、個々の森林を対象とするのではなく流域全体の森林維持管理計画を策定することなどが必要であると考えられる。

2.5 参考・引用文献

- (1) F.Herbert Bormann and Gene E.Likens (1979) : Pattern and process in a forested ecosystem, pp.81 – 101, Springer – Verlag, New York.
- (2) 國松孝男 (2000) : 森林伐採による栄養塩類の挙動と流出. 第18回琵琶湖研究シンポジウム「森林伐採が環境に及ぼす影響」予稿集, pp.15 – 24.
- (3) 西澤一俊・千原光雄 (1979) : 藻類研究法, pp.388 – 412, 共立出版, 東京.
- (4) R.Jan Stevenson, Max L Bothwell and Rex L. Lowe (1996) : Algal Ecology – Freshwater Benthic Ecosystems – , pp.183 – 219, ACADEMIC PRESS, New York.
- (5) 谷田一三・三橋弘宗・藤谷俊仁 (1999) : 特殊アクリル繊維による付着藻類定量法. 陸水学雑誌 60, pp.619 – 624.

3. 森林伐採と溪流生魚類の生息環境

溪畔林が、その河川に生息する魚類に与える影響には、様々なものが挙げられる(5)。溪畔林から供給される落葉落枝は、水生無脊椎動物のえさとなり、水生無脊椎動物は魚類のえさとなる。また、溪畔林から供給される陸生無脊椎動物は魚類の重要なえさとなっている(1)。倒流木も供給され、魚類の重要な生息場所となる淵や隠れ場所を作り出す。その一方で、水表面への日射を樹冠が遮断することにより、水生無脊椎動物がえさとする河床の付着藻類の生産を低下させる。また水温上昇を抑えるのみならず、水面からの潜熱、顕熱放射も抑える傾向があり、水面での熱収支に大きく関与する(9)。例えば、南東アラスカにおいて河川周辺の樹木を人為的に除去した研究では、夏期における付着藻類の蓄積量は、樹冠を除去した地点において、除去しなかった地点よりも大きくなった。落葉落枝などの有機物の供給量は樹冠除去により減少したが、河床に堆積する有機物量は変わらず、無脊椎動物量も大きくなった。また、樹冠を除去することによって、水温が高くなることも報告されている(3)。水温上昇を抑える効果は、流量が小さい上流域ほど大きいと考えられ、アマゴ (*Oncorhynchus masou ishikawae*) のような冷水性サケ科魚類にとって重要である。以上のように、溪畔林は有機的にも無機的にも魚類に影響を及ぼし、それにはプラスの面と相反するマイナスの面があると考えられる。

このように、溪畔林は様々な経路から魚類に対して影響を与えていると考えられ、さまざまな研究が行われてきたが、その多くは北アメリカ大陸や、日本においては北海道のサケ科魚類を対象に行われてきた(3, 6, 7, 8)。北アメリカの河川と日本列島の特に本州暖温帯域のサケ科魚類の生息する河川では、河川形態や気候などが大きく異なり、溪畔林が魚類に与える影響も同じような形態をとるとは限らない。

そこで、ここでは、森林伐採が本州暖温帯域の渓流域に生息する冷水性のサケ科魚類の一種アマゴ (*Oncorhynchus masou ishikawae*) の生息環境に与える影響を検討するために、紀伊半島を流れる和

歌山県古座川支流平井川の源流の溪畔植生の異なる3地点(伐採跡地、広葉樹林、スギの人工林)におけるアマゴにとっての餌環境を定量的に比較することを目的とした。餌環境の評価のためには、河川への空中からの餌供給、底生無脊椎動物の現存量、そしてアマゴの胃内容物を明らかにする必要がある。本研究は、河川美化・緑化調査研究論文集第9集に報告した、「魚類と溪畔林の相互作用に関する研究(研究代表者:永田洋)」(10)の期間およびそれ以後に採集したサンプルを、今回の助成期間に分析した結果を主な内容としている。一部、前期報告(10)で用いたデータを利用していることをお断りする。

なお、助成期間中には、本報告に述べる以外に、森林の被度と渓流水温の上昇の関係を明らかにするための「河川の水温環境の連続計測」、溪畔植生とアマゴの生息密度の関係を解析するための「潜水目視調査」なども行ったが紙数の関係で割愛する。

3.1 方法

3.1.1 調査地概要

紀伊半島南部(東経135°40' 北緯33°40')に位置する、北海道大学和歌山地方演習林(和歌山県東牟婁郡古座川町平井)を調査地とした。

調査地点を、植生の異なる3地点に設定した。すなわち、演習林入り口から100m上流の広葉樹林が河川上を覆う場所にSt.1を、クボイ谷合流点から50m上流のゴンズイ谷の杉林にSt.2を、ゴンズイ谷との合流点から上流350mのクボイ谷の伐採跡地にSt.3をおいた。流水幅は、広葉樹林で約8m、スギ林で約4m、伐採跡地で約3mであった。調査地の概要を、図3.1に示す。

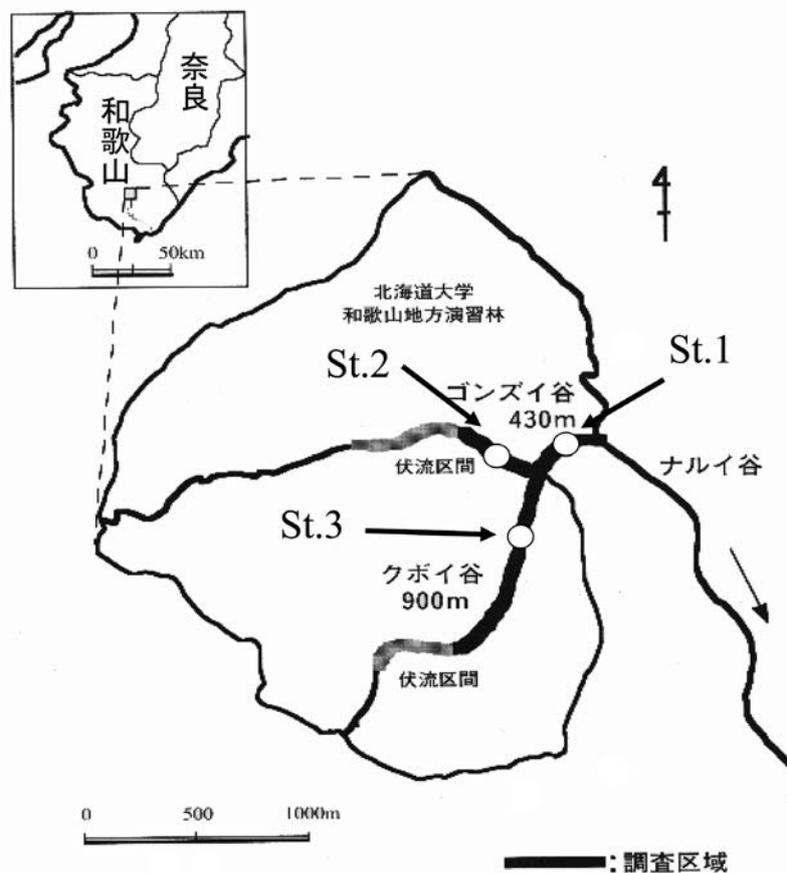


図3.1 調査河川と各調査区の位置

3.1.2 標本の採集

3.1.2.1 落下無脊椎動物

各調査地点のそれぞれにおいて、河川上1.3～1.5mに1m×1mの木製の水盤トラップを各6個設置した。落下した無脊椎動物の脱出を防ぐために、トラップ内の水には少量の界面活性剤を加えた。

トラップに落下した無脊椎動物を、1998年7月10～31日(1日間隔)、8月1～27日(1～7日間隔)、9月5～17日(3日間隔)、11月29日～12月25日(13日間隔)、1999年4月17～27日(1日間隔)、5月2～6月30日(1日間隔)、2000年2月3～18日(5日間隔)に正午12時前後の1時間以内にハンドネットを用いて採取した。

3.1.2.2 底生無脊椎動物

1998年6月31日、8月8日、9月3日、11月9日、12月10日、1999年1月5日、4月1日、5月15～17日、5月17日、6月15日、7月25日、10月15日に各調査地点において、底生無脊椎動物の採集を行った。各調査地点で瀬と淵を選び、瀬は流れがあるところを、淵は流れがよどんでいるところの、水深50cm未満の地点で、99年4月1日以前には瀬と淵それぞれ3つの、その後はそれぞれ6つの25×25cmの方形区をランダムに選びサーバネットを用いて採集を行った。

3.1.2.3 アマゴの胃内容物

1998年8月2日、12月14、15日、1999年4月1日、5月25日、7月18日、10月15日の、アマゴの捕食活動が活発に行われる早朝に各調査地点近傍の流程100m区間において、エレクトリックフィッシャー(Smith-Root社Model 12A)を用い10～20尾のアマゴを捕獲した。捕獲したアマゴは直ちに河川水で希釈したジフェノキシエタノール200～300ppmで麻酔した後、スポイトを用いた吐き出し法によって胃内容物の採集を行った。アマゴは麻酔が覚めた後、捕獲地点に再放流した。

3.1.3 標本の分析およびデータの解析

水盤トラップとサーバネットで採集された無脊椎動物はアルコールで固定後、実験室に持ち帰り、後日実験室内にて実体顕微鏡下で科または目まで分類をした。胃内容物は、陸生無脊椎動物、水生昆虫の成虫、底生無脊椎動物、その他(既消化物および砂利やトビケラの巣などの消化不能物)の4つのカテゴリーに分類した。分類後、分類群毎にアルミ皿にのせ、ドライオーブンをうい60℃で24時間乾燥させた。乾燥させた標本は直ちに0.1mg単位で、重量計測を行った。

各調査地点の6個の水盤トラップに落ちた無脊椎動物の乾燥重量を平均し、単位面積の1日当たりの落下供給量(落下密度 $\text{mg}/\text{m}^2/\text{day}$)を求めた。

底生無脊椎動物は、各調査地点の瀬と淵からそれぞれ採取した3または6標本の乾燥重量を平均した。ただし、1個体で大きな重量を占めるサワガニ、広翅目は除いた。そして、調査地点間での底生無脊椎動物密度の比較を行った。

胃内容物は、各地点で胃内容物を採集したアマゴの個体数で総量を除して個体当たりの平均をだし、陸生無脊椎動物、水生昆虫の成虫、底生無脊椎動物の3つのカテゴリーの重量と割合を比べた。そして、各調査地間、採集時期間の比較を行い、また、同時期の落下無脊椎動物、底生無脊椎動物との対応関係を検討した。

3.2 結果

3.2.1 無脊椎動物の落下量の季節変化

図3.2に各月における無脊椎動物の日当たり平均落下密度 ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{day}$) を示す。3調査地点ともに1999年5月において最も点推定値が大きく、1998年12月と2000年2月の冬期には非常に小さかった。陸生無脊椎動物の落下密度はSt.1で1999年5月、6月に他の2地点と比べ有意に大きかった (Friedman検定; いずれも $p < 0.025$)。水生昆虫の成虫の落下密度はSt.3で1999年5月、6月に他の2調査地点と比べて有意に大きかった (Friedman検定; $p=0.005$, Wilcoxon検定; いずれも $p < 0.01$)。また1998年7月、8月において、水生昆虫の成虫の落下密度がSt.1で他の2調査地点より有意に小さかった (Wilcoxon検定; $p < 0.05$)。

各調査地点それぞれの落下無脊椎動物密度に占める陸生無脊椎動物と水生昆虫の成虫の落下密度を比べた結果、St.1では2000年2月と1998年12月を除いて、St.2では2000年2月、1998年9月12月を除いたすべての月において陸生無脊椎動物の落下密度が有意に大きかった (Wilcoxon検定; いずれも $p < 0.05$)。St.3では、1999年4月に陸生無脊椎動物が、1999年6月には水生昆虫の成虫が有意に大きかった。

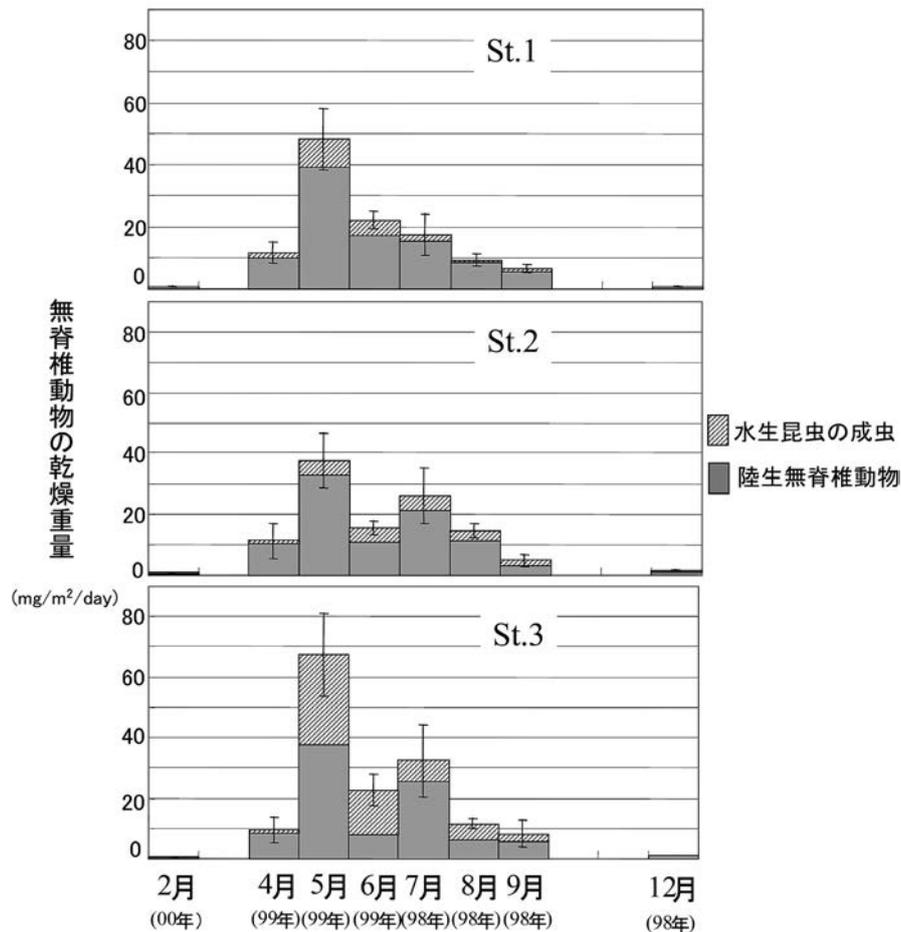


図3.2 各月における無脊椎動物の日当たり平均落下密度

1998年7月、8月、9月、12月、1999年4月、5月、6月、2000年2月の各月において、各調査地点の水盤トラップ採取された無脊椎動物の日平均落下密度。

図中の縦線は、標準誤差を示す。

サンプリング回数は、1998年7月は15、8月は16、9月は5、12月は2。1999年4月は11、5月は30、6月は30。2000年2月は4。

3.2.2 底生無脊椎動物密度

図3.3に各月における3調査地点の底生無脊椎動物密度を示す。瀬において、St.1の夏期から冬にかけて増加する傾向があった。また、St.3は夏期において他の調査地点に比べて多い傾向があり、冬期には、St.1と比べて違いが無いか、少なくなっていた。3調査地点間の比較では、瀬において99年7月と10月で、淵において99年7月で有意な違いが認められた (Kruskal – Wallis検定; $p < 0.05$)。そして、違いが認められた月でのそれぞれ2調査地点間の検定の結果、瀬における99年7月ではSt.3がSt.2より有意に大きく、99年10月ではSt.3が他の2調査地点間に比べて有意に大きかった。淵の99年7月においては、St.3、St.2、St.1の順に大きかった (Mann – WhitneyのU検定;いずれも $p < 0.05$)。

底生無脊椎動物のうち付着藻類を食べる水生昆虫の量を図3.4に示す。このグラフからSt.1において、瀬、淵ともに冬期に夏期よりも大きくなる傾向があった。それに対して、St.2とSt.3では瀬において夏期に多くなる傾向が見られた。検定の結果、99年7月の淵においてSt.3、St.2、St.1の順に大きかった (Kruskal – Wallis検定; $p < 0.05$ 、Mann – WhitneyのU検定; $p < 0.05$)。

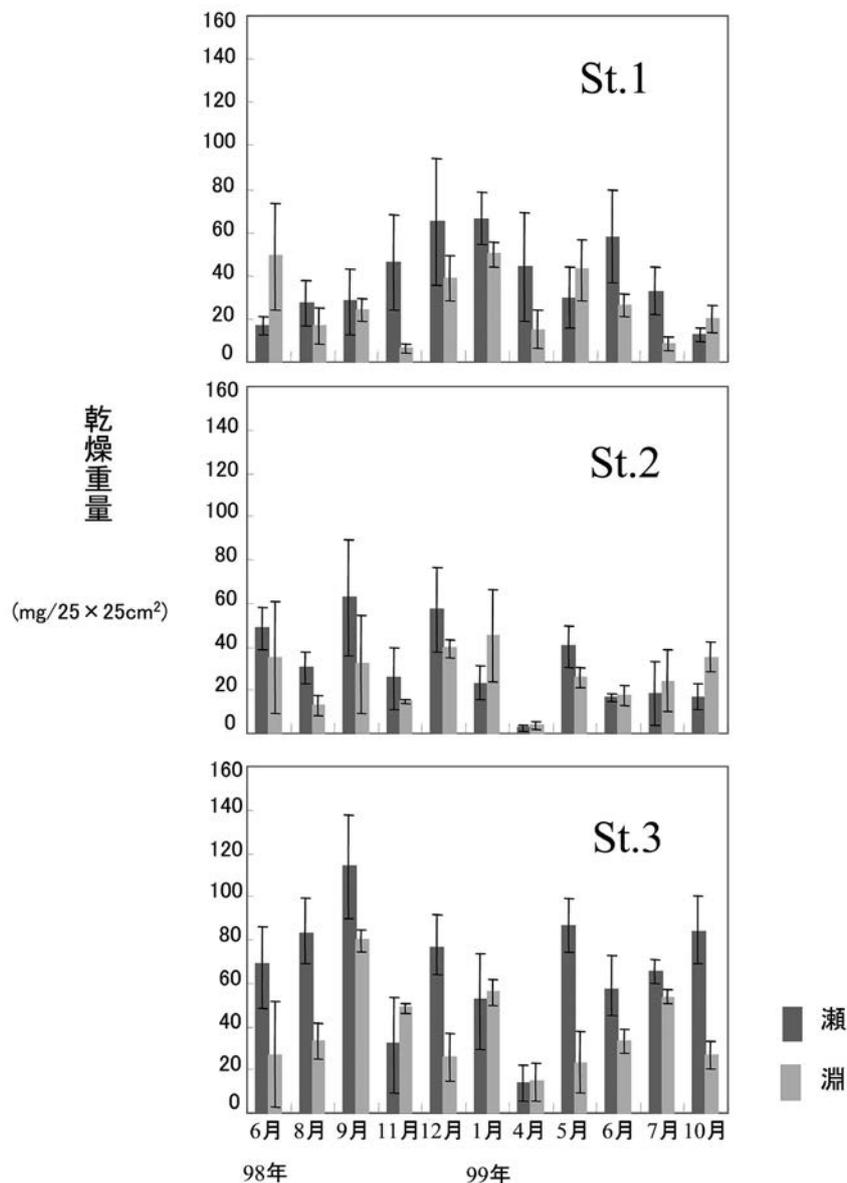


図3.3 底生無脊椎動物密度図 中の縦線は標準誤差を示す。

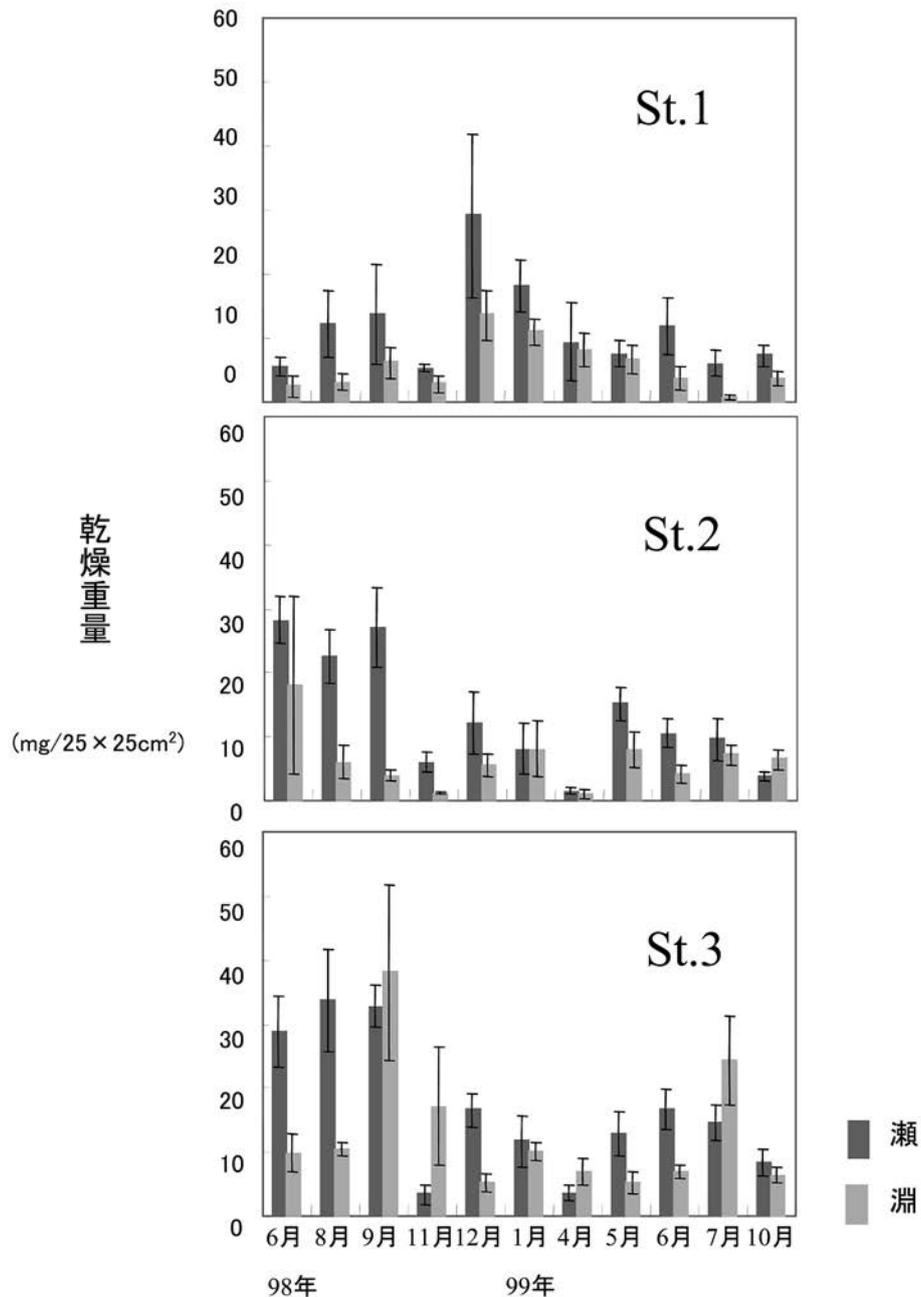


図3.4 付着藻類食の水生昆虫の密度 図中の縦線は標準誤差を示す。

3.2.3 アマゴの胃内容物

図3.5に各調査地点におけるアマゴの胃内容物の内訳を示す。

胃内容物の内訳を、季節を通して全体的に見ると、St.1とSt.2では落下無脊椎動物の割合が大きい傾向があり、St.3では底生無脊椎動物の割合が他の2調査地点に比べて大きい傾向があった。St.3で陸生無脊椎動物の割合が有意に小さかった (Wilcoxon検定; $p < 0.05$)。

各調査地点の胃内容物の割合において、99年5月における陸生無脊椎動物でSt.1と他の2調査地点と比べ有意に小さく、底生無脊椎動物はSt.1、St.3、St.2の順に大きかった (Kruskal – Wallis検定; $p < 0.05$ 、Mann – WhitneyのU検定; $p < 0.05$)。また、98年8月の陸生無脊椎動物割合はSt.1、St.2、St.3の順に大きかった (Mann – WhitneyのU検定; $p < 0.05$)。

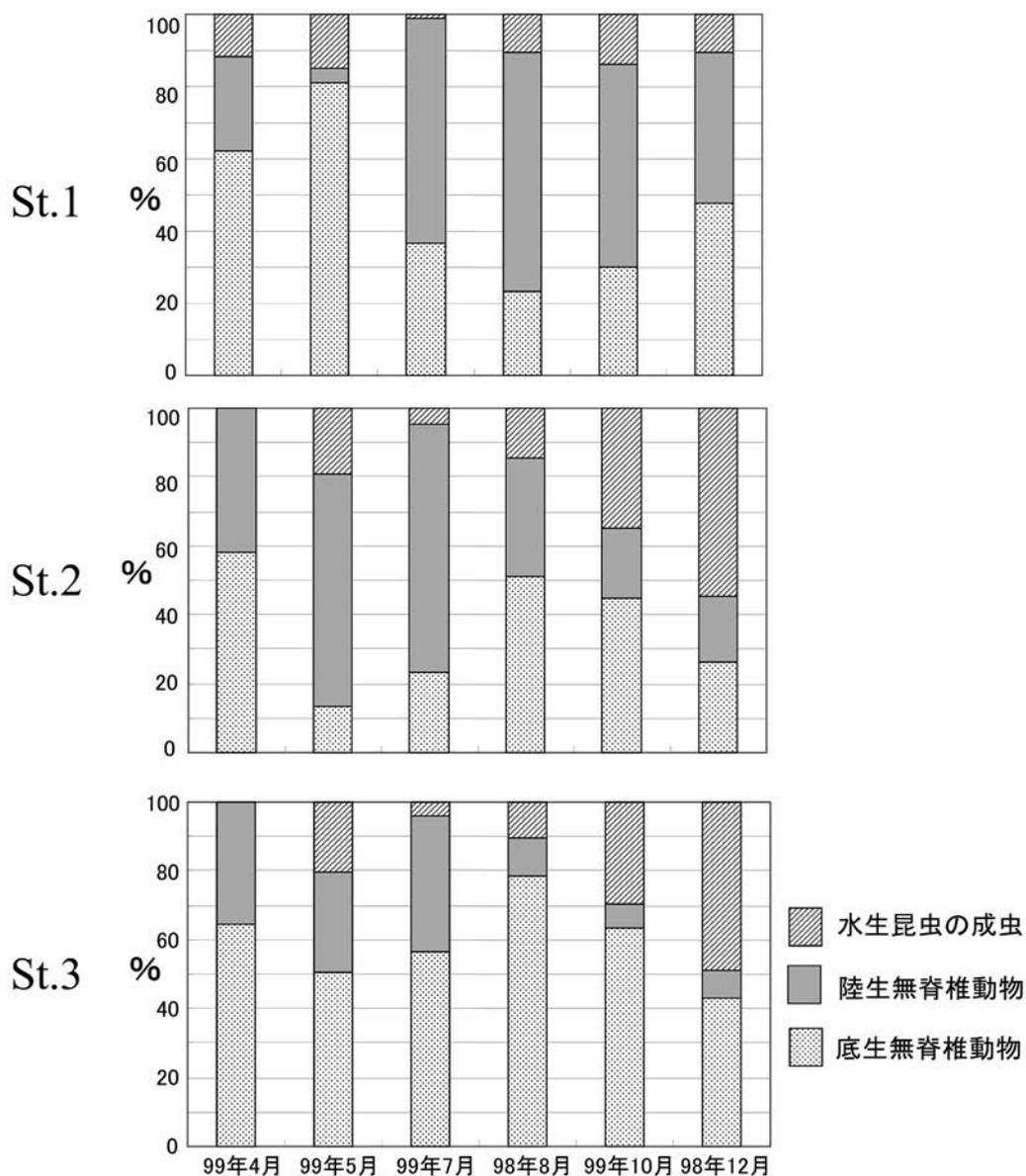


図3.5 各調査地点におけるアマゴの胃内容物の内訳

3.2.4 胃内容物と餌生物量との対応関係

胃内容物採集日と対応した落下無脊椎動物、底生無脊椎動物のデータのある99年5月21日(図3.6)、99年7月15、16日(図3.7)、98年8月2日(図3.8)、98年12月14、15日(図3.9)について対応関係を検討した。

図3.10-a, bでは、落下無脊椎動物密度と底生無脊椎動物密度の比と、胃内容物中に占める落下無脊椎動物と底生無脊椎動物の比の対応関係を検討した。調査地点別と季節別を示したが、はっきりとした傾向は認められなかった。

図3.10-c, dでは、現存量における落下無脊椎動物密度中に占める水生昆虫の成虫の落下密度と、胃内容物中における落下無脊椎動物中の水生昆虫の成虫の比を示す。季節別に示した図3.10-dにおいて、99年7月と、98年8月で現存量中の水生昆虫の成虫割合が大きいほど、胃内容物中における水生昆虫の成虫の占める割合も大きい傾向が見られた。逆に、98年12月には現存量中において水生昆虫の成虫の割合が大きいほど、胃内容物中に占める水生昆虫の成虫の割合は小さくなる傾向にあった。調査地別に示した図3.10-cにおいては、はっきりとした傾向は見られなかった。

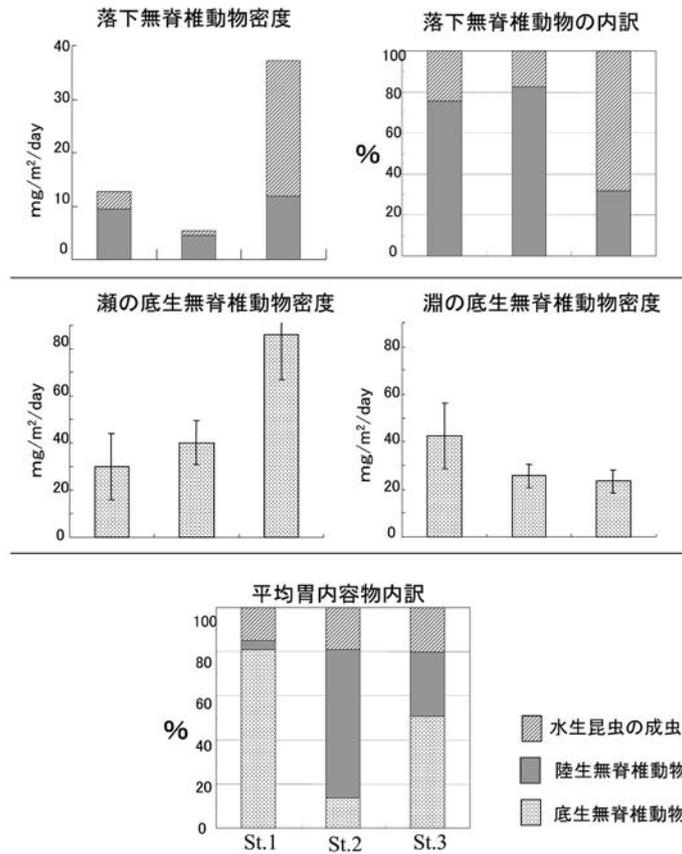


図3.6 1999年5月21日に採取したアマゴの胃内容物に対応する落下無脊椎動物密度と底生無脊椎動物密度

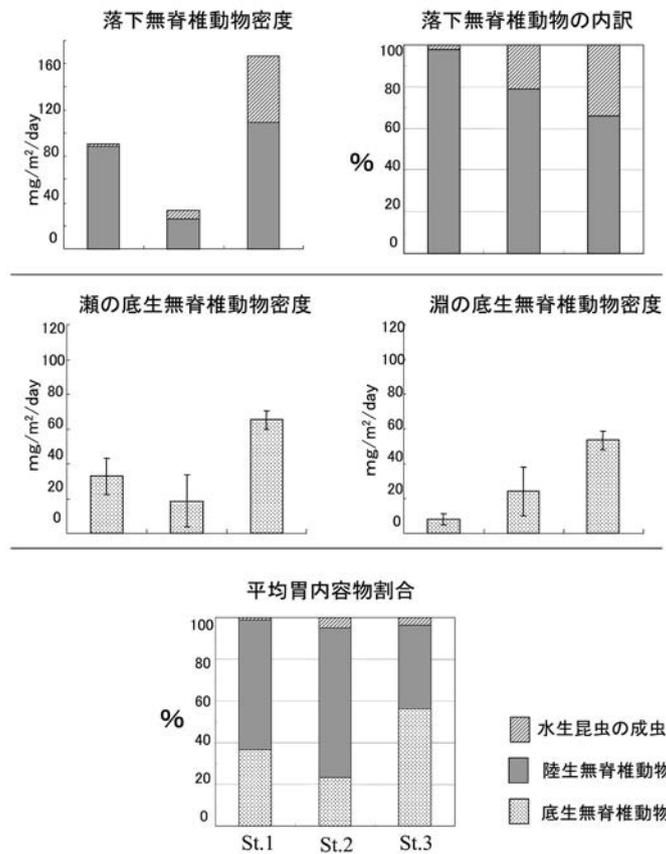


図3.7 1999年7月15～16日に採取したアマゴの胃内容物に対応する落下無脊椎動物密度と底生無脊椎動物密度

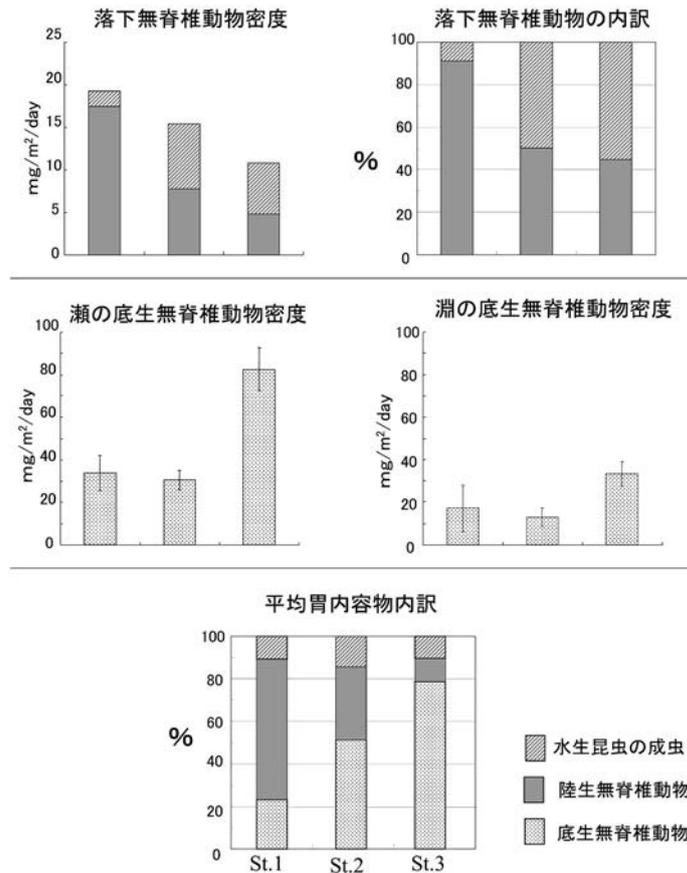


図3.8 1998年8月2日に採取したアマゴの胃内容物に対応する落下無脊椎動物密度と底生無脊椎動物密度

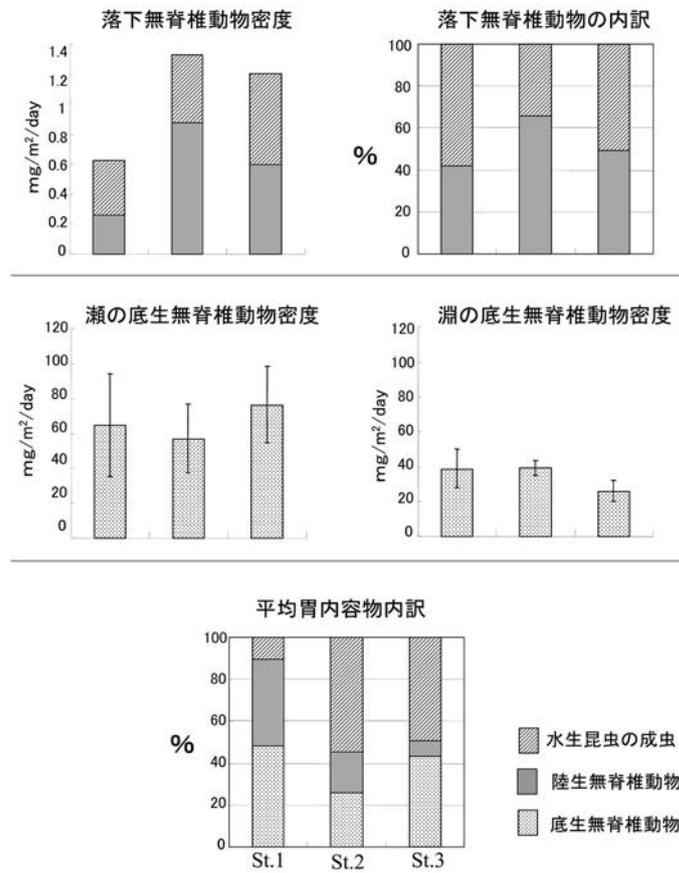


図3.9 1998年12月14～15日に採取したアマゴの胃内容物に対応する落下無脊椎動物密度と底生無脊椎動物密度

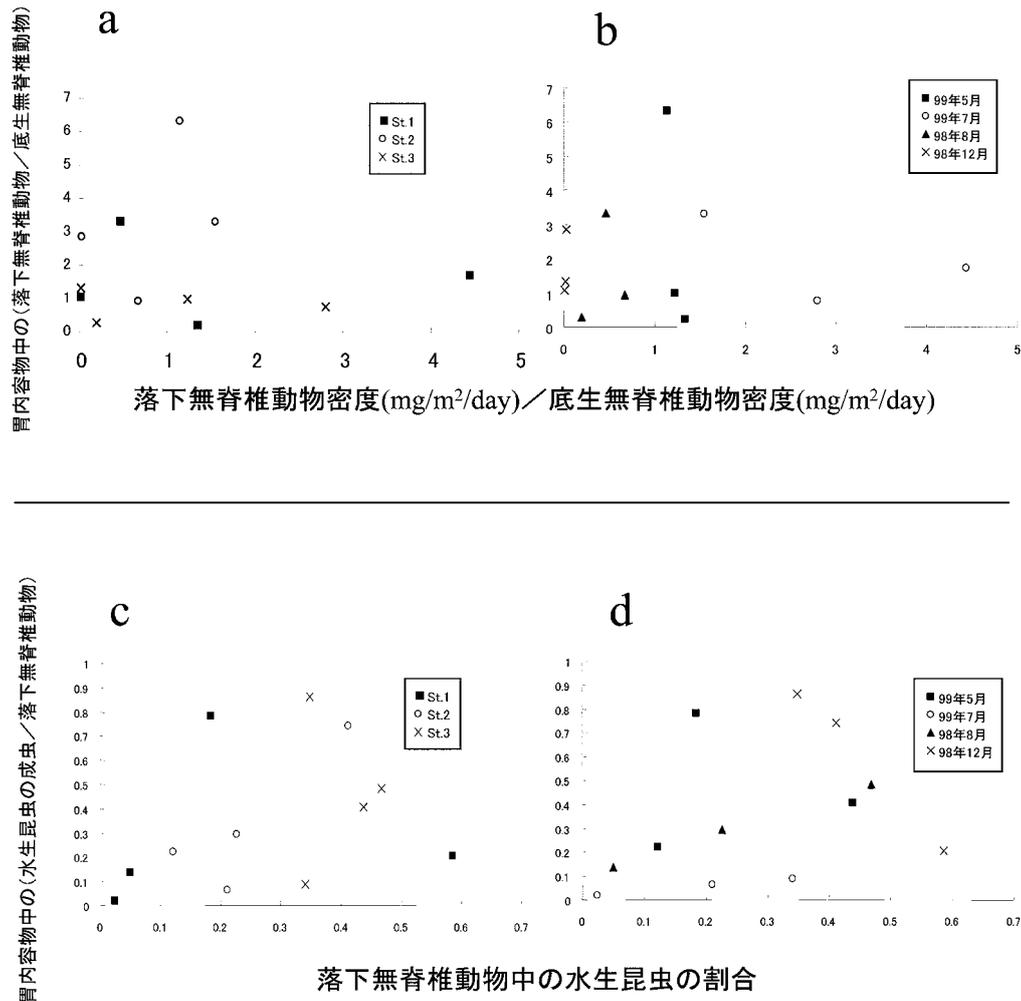


図3.10 胃内容物と、エサ量の対応関係

- a,b: 底生無脊椎動物密度に対する落下無脊椎動物の比を横軸に、胃内容物中での落下無脊椎動物と底生無脊椎動物の重量比を示したものの。a,bは同じグラフであるが、aでは調査地点ごとに異なる記号を用い、bでは季節ごとに異なる記号を用いた。
- c,d: 落下無脊椎動物中の水生昆虫の成虫の占める割合を横軸にとり、胃内容物中での落下無脊椎動物中に占める水生昆虫の成虫の割合を示したものの。c,dは同じグラフであるが、cでは調査地点ごとに異なる記号を用い、dでは季節ごとに異なる記号を用いた。

3.3 考察

3.3.1 落下無脊椎動物

本調査河川において全無脊椎動物の落下密度は河川内の区間によって大きく異なることはなかったが、その中に占める陸生無脊椎動物と水生昆虫の成虫の割合は異なり、溪畔林の状態が無脊椎動物の供給に影響を与えていることが明らかになった。

各月の日平均落下密度において、落下無脊椎動物量は3調査地点ともに5月に多くなった。この時期は気温が上昇するとともに、落葉広葉樹の柔らかい若葉などを利用する陸生無脊椎動物の活動が活発になり、また同時に水生昆虫の羽化期にあたるため、無脊椎動物の落下量が増加すると考えられる。水生昆虫の成虫が、5、6月に伐採跡地において、他の2地点と比べて多かったことは、この時期に底生無脊椎動物密度が伐採跡地において多くなっていることから説明できるのではないかとと思われる。

広葉樹林における落下無脊椎動物密度が落下した5月で48.2 mg/m²/dayあった。これは、北海道の落葉広葉樹林の二次林を主体とする河川で得られた値(90.8 mg/m²/day;(7)より、94 mg/m²/day;(8)より)と、北陸地方のブナを主体とする広葉樹林帯の河川での値(88.83 mg/m²/day;川口(未発表)より)、の北方におけるいずれの地域の結果よりも少ない結果となった。この違いは、広葉樹林の結果に関して本調査地は落葉広葉樹ばかりではなく、常緑広葉樹も混在しており、その林相の違いが影響しているのではないと思われる。また、北方の地域は夏期の期間が短いために、無脊椎動物が短期間により集中的に活動するのではないかと考えられる。これに関しては、年間を通しての無脊椎動物の落下量を比較することにより、今後明らかになるものと思われる。

3.3.2 底生無脊椎動物

底生無脊椎動物が広葉樹林において夏期に伐採跡地より少なかった。南東アラスカにおける研究においても、河川周辺の樹木を伐採した地点で、夏に底生無脊椎動物密度が大きくなるという本研究と同様の結果が得られている(4)。また、アメリカのオレゴンの6河川における研究でも、河川上を樹冠が覆う地点よりも、覆っていない地点で底生無脊椎動物密度が大きくなるという結果が得られている(2)。これは伐採跡地では樹冠による日光の遮断効果がないために、河川中の一次生産量が増加し、それを餌とする底生無脊椎動物も増加したと考えられる。冬期に広葉樹林において底生無脊椎動物の量が増加し、伐採跡地と差がなくなったことは、落葉によって樹冠による日光の遮断効果が小さくなったことに加え、河川中に供給された落葉落枝によって底生無脊椎動物の餌が増加したためと考えられる。スギ林においては、底生無脊椎動物量の大きな変動は認められず、常緑の針葉樹林帯では一年を通して日光が遮断され、落葉落枝の供給が少ないために、季節的な変動が起りにくいと考えられる。

3.3.3 胃内容物

胃内容物と落下無脊椎動物と底生無脊椎動物の対応関係について、はっきりした傾向は認められなかった。これに関しては、ここでサンプリングした底生無脊椎動物はすべてアマゴに利用可能な状態ではないために、一概に餌量として比較をすることはできないのかもしれない。例えば、南東アラスカにおける研究において、樹冠のある地点とない地点の0歳魚と樹冠のない地点の1歳魚の胃内容物では、流下する無脊椎動物と対応関係が見られるが、樹冠のある地点の1歳魚では、対応関係が見られず、えさの選択性があることが示されている(4)。このことから、実際に利用可能な状態のエサとしては、現存量に加え河川を流下する無脊椎動物量や、アマゴの年齢も考慮に入れた調査をすることが今後必要であると思われる。

3.4 結論

現在継続中の三重大学資源解析学研究室の研究によると、本調査地のアマゴの成長は、3月から5月にかけて最も成長率が高く、それ以後は成長率が鈍くなる傾向が見られる。また、アマゴの生息密度は、より高緯度の地域に比べ低いと考えられている。本報告において、5月に最も落下昆虫が多かったことから気温が上昇するとともに餌条件がよくなり、成長率が高くなると考えられる。しかし、その後の落下無脊椎動物、底生無脊椎動物の量の大きな変化が無いにもかかわらず、成長率が鈍化する。これに関しては、アマゴの季節的な生理的特性のためとも考えられるが、夏期の高水温と冬場の渇水の影響も無視できないものであると思われる。本調査地よりも夏場の気温が低い南東アラスカにおける研究におい

ても、流量が少ない時には日射が水温を規定する重要な要因であることが示されている。特に本調査河川は、アマゴの生息域の南限近くに位置し、比較的暖かい地域であるため、夏場には水温がアマゴの生息に適する水温を上回ると考えられる。それが、夏期のアマゴに対して水温上昇による生理的負荷を与え、成長の鈍化または生息密度の減少を招いているのかもしれない。そのため、暖温帯域において溪畔林は水温の上昇を抑える重要な役割を担っていると思われ、今後その効果を調べる必要がある。その際には、野外での観測データの蓄積のみならず、モデルを用いた解析も必要であると思われる。また本調査地においては冬場の濁水が激しく、完全に干上がる区間も現れ、アマゴが生息する条件としては非常に厳しいものであると思われる。今後はエサの条件のみならず、より多面的な溪畔林機能との関係を視野に入れた研究が必要であろうと思われる。

3.5 引用文献

- (1) Furukawa – Tanaka, T. (1985) :The ecology of salmonid fishes in Japanese mountain stream. Jap. J. Ecol., 35:pp.481 – 504.
- (2) Hawkins, C. P., M. L. Murphy, and N. H. Anderson (1982) :Effects of canopy, substrate composition, and gradient on the structure of macroinvertebrate communities in cascade range streams of Oregon. Ecology, 63:pp.1840 – 1856.
- (3) Hetrick N. J., M. Brusven, W. R. Meehan, N. J. Hetrick and M. A. Brusven. (1998) :Changes in solar input, water temperature, periphyton accumulation, and allochthonous input and strage after canopy removal along two small salmon streams in Southeast Alaska. Trans. Am. Fish. Society, 127:pp.859 – 875.
- (4) Hetrick N. J., M. Brusven, W. R. Meehan, N. J. Hetrick and M. A. Brusven. (1998) :Effects of canopy removal on invertebrates and diet of juvenile coho salmon in a small stream in Southeast Alaska. Trans. Am. Fish. Society, 127:876 – 888.
- (5) 井上幹生 (1998) :森と川. 森誠一編, 魚から見た水環境, 信山社サイテック 東京.
- (6) Lobon – Cervia, J. and Rincon P. A. (1998) :Field assessment of the influence of temperature on growth rate in a brown trout population. Transactions of the American Fisheries Society, 127:pp.718 – 728.
- (7) 柴田敬祥 (1996) :落葉広葉樹林を流れる小河川における陸生無脊椎動物の供給と魚類による消費. 北海道大学大学院地球環境科学研究科, 修士論文.
- (8) Nakano, S., Y. Kawaguchi, Y. Taniguchi, H. Miyasaka, Y. Shibata, H. Urabe and N. Kuhara. (1999) :Selective foraging on terrestrial invertebrates by rainbow trout in a forested headwater stream in northern Japan. Ecological Research, 14: pp.351 – 360.
- (9) 中村太士 (1995) :河畔域における森林と河川の相互作用. 日本生態学会誌, 45:pp.295 – 300.
- (10) 本田直之・直井将人・永田 洋・原田泰志・田中哲夫・門松昌彦 (2000) :魚類と溪畔林の相互作用に関する研究. 河川美化・緑化調査研究論文集 9,pp.151 – 171.

4. おわりに

森林が河川に及ぼす影響の空間的スケールに注目し、小さい空間スケールで働くえさ供給などの役割と、大きい空間スケールで働きうる水質への影響のそれぞれを評価することをめざして本研究を行った。

森林伐採による渓流水質への明らかな影響は、 NO_3^- の濃度が上昇すること、pHが小さくなることであると考えられた。また、森林を皆伐すると溪流にPが流出し、藻類の量が増加した。一方、間伐では溪流へのPの流出量にほとんど影響がないことから藻類の量も変化しなかった。治山ダム建設のための河床掘削のような大きな攪乱があると土砂とともにコロイド状のPが大量に流出し藻類量が増加すると考えられた。これらのことから、河川環境を保全していくためには、皆伐を避け間伐、択伐を行うこと、土砂の流入を防ぐために河川沿いの森林伐採や地形の改変を行わずに緩衝帯を設けて保護すること、個々の森林を対象とするのではなく流域全体の森林維持管理計画を策定することなどが必要であると考えられた。

溪流沿いの森林の状況によって落下無脊椎動物、底生無脊椎動物の量の変化が認められた。しかし、現在継続中の三重大学資源解析学研究室の研究では、アマゴの成長率はこれらのエサの量と連動していない部分も認められた。このことから、今後はエサの条件のみならず、水温、日射量などのより多面的な森林の機能との関係を視野に入れた研究が必要であろうと思われる。