関西自然保護機構会誌 27（1）：35－43, 2005

原　著

山地渓流域における淵の造成による河川環境の局所的回復と魚類個体群の短期的な反応

三重大学生物資源学部生物資源学研究科海洋個体群動態学研究室　佐　藤　拓　哉
名　越　　誠

Short-term responses of fish population to local habitat restoration by pool constructions in a Japanese mountain stream. Takuya Sato（*Laboratory of Fish Population Dynamics, Faculty of Bioresources, Mie University, Mie 514-8507, Japan*）, Makoto Nagoshi.

Short-term fish population responses to local stream habitat improvement were examined in an upper tributary of Totsu River system, Nara Prefecture, where Kirikuchi charr *Salvelinus leucomaenis japonicus*, the southernmost population of genus *Salvelinus*, inhabits. Pools were constructed by installing the log-drop structures and / or wiry cages across the stream in two improvement sections (section A and B) composed of glide and riffle. In section B, red-spotted masu salmon *Oncorhyncus masou ishikawae* was removed before the improvement to evaluate a response of only Kirikuchi charr to habitat improvements. A control section, of where stream characteristics were similar to improvement sections, was made. After improvement, marked changes in habitat variables, including increased depth, decreased current velocity and increased fish refuges, were found in both improvement sections. Before improvement, a few fish of any species were captured in all sections. In contrast, one mounth after improvement, adult salmon, 0^{+} salmon, and Takahaya *Phoxinus oxycephalus* in section A were more abundant than those before improvement and in control section. Abundance of Kirikuchi charr, however, did not increase in section A. On the other hand, increased abundance of Kirikuchi charr was observed in section B while remaining salmons were also captured in the section. These results suggest that pool constructions have been effective in improving the fish habitat quality in short-term. With regard to the future, (1) the different responses depending on fish species and (2) long-term changes in habitat feature in improvement sections and their circumferences should be evaluated.

はじめに

近年，在来サケ科魚類個体群（イワナ *Salvelinus leucomaenis*，ヤマメ *Oncorhynchus masou masou*，アマゴ *O. m. ishikawae*）は全国的に減少傾向にあり（水産庁，1995），それらの実効的な保護・管理手法の確立が求められている（全国内水面漁業協同組合連合会 2004）。在来サケ科魚類の保全手法の一つとして，欧米では淵の造成等によって河川環境の多様性を局所的に回復する試みが行なわれてきた（例えば，House & Boehne，1985；Reeves et al.，1991；Riley & Fausch，1995）。一方，日本の山地渓流域ではこれまで，治水と利水を主な目的として河川管理が行なわれてきたた

関西自然保護機構業績　第365号

め，河川環境の復元に関する研究事例は少ない（阿部・中村，1996，1999；柳井，1999，2004）。特に，本州の河川上流域ではこのような研究はほとんどなされていない（ただし，中村，1999）。

キリクチは，ヤマトイワナ *S. l. japonicus* の地域個体群であり（細谷，2001），紀伊半島のみに生息する世界最南限のイワナ個体群である（田中，2003）。キリクチは，その希少性や学術的重要性により，生息地の一部が奈良県の地域指定天然記念物に指定されている（奈良県教育委員会，1974）。また，環境省のレッドデータブックには，キリクチは「絶滅のおそれのある地域個体群（LP）」として掲載されている（田中，2003）。本個体群は，かつて紀伊半島に広く分布していたが（御勢，1961），現在では十津川水系最上流域の2つの流域に自然分布するのみとなっている（田中，2003；佐藤・渡辺，2004）。キリクチの減少要因の一つとしては河川環境の荒廃が挙げられる。特に本研究の調査地域では，戦後の一斉拡大造林期に渓畔林のほとんどがスギ *Cryptomeria japonica*・ヒノキ *Chamaecyparis Obtusa* の人工林に改変されており，さらに山頂付近に大規模林道が設置された影響を受けて河川の様子は大きく変化している（名越，1995）。地域の林業家によると，拡大造林期以前に比べて河川の水量が減少しており，また土砂が堆積したことで河床が平坦化され，以前には多くあった淵が減少・消失しているとのことであった。

本研究では，調査水域で減少傾向にある淵を人為的に造成し，それに対する魚類個体群の短期的な反応をモニタリングした。これらの結果をもとに，淵造成の短期的な効果と問題点，そして今後の課題について考察する。

本研究を行うにあたり，岐阜経済大学の森誠一教授，京都大学の渡辺勝敏助教授，三重大学の原田泰志教授，鹿野雄一氏には多くの有益なご助言とご鞭撻をいただいた。淵の造成および現地の調査に際しては，三重大学の学生諸氏や有志の方々にご協力をいただいた。また，調査地域の行政，漁業協同組合，および地域住民の方々には調査を円滑に進められるように多大なる理解と協力をいただいた。以上の方々に心よりお礼申し上げたい。本研究の一部は，（財）河川環境管理財団の河川整備基金の助成を受けて行った。

調査場所と方法

調査河川は十津川水系最上流水域の小河川である。調査地の詳しい所在については生息魚類の保護の目的から公表しない。調査水域の集水面積は約6.4㎢であり，平均河床勾配は約4.0%であった。河川の流路形態はAa型であり（水野・御勢，1993），平水時における水面幅は約3－5m，流量は約0.2－0.5㎥/secであった。

淵造成区間の設定

河床形態が平瀬と早瀬のみで構成されていることを条件に，調査河川に約30mの淵造成区を2区間（以下，造成区AとB）と対照区を1区間，設定した（図1）。対照区は，造成区Aと直線距離で約150mしか離れておらず，間に支流の流入等，魚類の生息状況を変えるような河川形状の変化がないため，造成区Aでの魚類の反応と比較するための区間として適当であった。一方，造成区Bでは，キリクチが単独で生息している場合の，淵造成に対する反応を調べるために，事前に造成区の下流約300mにある滝（約2.0m；Fig. 1）より上流水域に生息するアマゴを除去した（タカハヤは生息していなかった）。アマゴの除去においては，除去区間でエレクトリックフィッシャーによる捕獲をアマゴが捕獲されなくなるまで繰り返し行ない，捕獲された79個体のアマゴについてはすべて

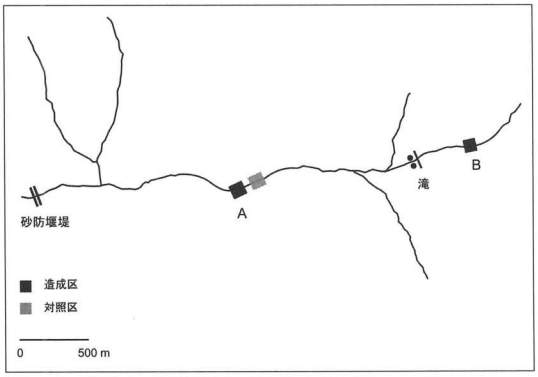


図1． 調査地の概要。地図上の滝より上流水域からは，2004年7月にアマゴを除去した．

を下流域（図1の砂防堰堤付近）に移動・放流した。アマゴの移動・放流については，管轄の漁業協同組合，村役場の教育委員会と協議を行い，奈良県の教育委員会より許可をいただいて行った。造成区Aにはキリクチのほかに，アマゴとタカハヤが生息していた。

淵の造成

本研究で造成した淵は，造成区Aの上流約500mにある，直径約80cmの大木が流れに垂直に横たわって形成された大型の淵と調査河川によく見られる落ち込み型の淵を模して造成した。淵の造成は，河川近辺のスギの間伐材（直径20－40cm；以下，丸太），蛇かご，および土嚢を用いて行なった。

2004年9月2－4日に，造成区AとBにそれぞれ3つと5つの淵を造成した。造成区Aでは，丸太を材料としたやぐら型の構造物を1ヶ所（以下，ログダムA：図2－A）と蛇かごと土嚢を材料とした構造物を2ヶ所（以下，蛇かご式ダム：図2－B）を造成した。一方，造成区Bでは，丸太3本を材料とした構造物を3ヶ所（以下，ログダムB：図2－C）と蛇かご式ダムを2ヶ所造成した。それぞれの淵の造成は河床にある大型の礫を取り除いた後，以下の手順で行った。

ログダムA：丸太をやぐら型に組み，その下流部に落ち込み型の淵：plunge pool を創出した。

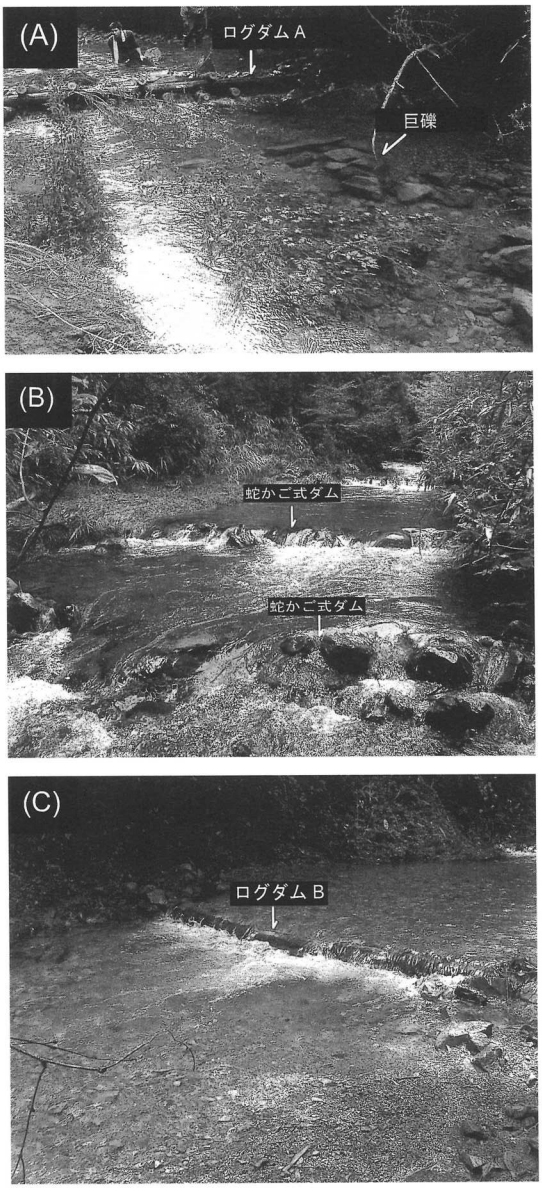


図2． 2004年9月2－4日に造成された淵．
（A）ヤグラ型に組んだ構造物の下流に形成された淵；（B）蛇かごと土嚢を設置した下流に形成された淵；（C）河道に垂直に設置した間伐材の下流に形成された淵．

(1) 直径約40cmの丸太（以下，基礎の丸太）を2本，やぐらの基礎として流れに垂直に河床に設置した。丸太の長さは流れ幅よりも両側に約1.5mずつ長くとり，その部分を河岸に埋めることで流失の防止を試みた。(2) これらの丸太に垂直に，長さ約2.0m，直径約20cmの丸太を上流側から，下流側に約30－50cm突出させて添え付け，番線で固定した。これを，基礎の丸太に等間隔に5本設置した。(3) これら5本の丸太の上に，基礎の丸太と平行に長さ約5m，直径約30cmの丸太を1本重ねて番線で固定した。(4) この丸太に垂直に，(2) と同様の方法で，5本の丸太を添え付けて固定した。これらの丸太は，それぞれ (2) で設置した丸太の間に並ぶように，等間隔に配置した。(5) 最後に，これら5本の丸太の上に再び長さ約5.0m，直径約30cmの丸太を基礎の丸太と平行に重ねて固定した。以上の手順で組まれたやぐらは，調査時の水量（平常時の水量）で水面との落差が最大約40cm程度であり，両脇では落差がほとんどなかった。このため，造成された淵は魚類の移動を阻害していないものと推察された。

ログダムB：直径約20cmの丸太3本をピラミッド状に重ね，流れに垂直に設置した。丸太は，流失しないように大型の淵の手順 (1) と同様に，流れ幅よりも両側に約1.5mずつ長くとって固定した。設置した丸太を水が越流するように，丸太の上流側にビニールシート（流れ幅×1.5m）を貼り付け，粒径30－60mm程度の礫を被せて埋めた。

蛇かご式ダム：蛇かご（長さ約3.5m，直径約30cm）と土嚢に河川周辺の巨礫を入れ，流れに垂直に設置した。そして，これらが流されないように，下流側を中心にその周囲に巨礫を投入して固定した。

物理的環境の測定

淵の造成前と造成後（1日後）に，造成区間の物理的環境を測定した。対照区では調査期間を通して物理的環境の大きな変化はなかったため，測定は行わなかった。河川形態は，水野・御勢 (1993) を参考にして，その概観から早瀬，平瀬，および淵の3タイプに分類した。造成区において，流れに対して垂直なトランセクトを縦断方向に2mごとに引き，各トランセクトを4等分して河道内の3点で水深と流速を測定した。流速については，水面から60%の水深 (Gallagher & Stevenson 1999) で3回測定し，その平均値をその地点の流速とした。また，水深分布と流速分布を描くために，造成区内に適宜，水深と流速の測点を追加した。隠れ場所については，奥行き15cm以上（調査地域の魚類の平均体長）の岸際のえぐれ，または礫や木材の陰や隙間の数を計数した。

魚類の捕獲

淵造成前の9月1日と淵造成約1ヶ月後の9月25日に，エレクトリックフィッシャー (Smith-Root社製 Model 12A，300V に設定) を用いた魚類の捕獲調査を行った。捕獲した魚類は2－フェノキシエタノール（200－300ppm）で麻酔をかけ，尾叉長（1mm単位）と体重（0.1g単位）を測定して元の場所に放流した。各調査区間での各魚種の捕獲個体数が少ないために，本研究では個体数推定は行わなかった。

データ解析

淵造成による造成区AとBの物理的環境の変化を評価するために，水深と流速それぞれの変異の程度と平均値を淵造成の前後で比較した。変異の程度にはF検定を，平均値の差にはt検定を用いた。F検定において2群が等分散とみなせなかった場合には，Welch 法による t 検定を行なった。

魚類個体群の淵造成に対する反応については，調査区間の数と魚類の捕獲数が少なかったため，

統計的な解析は行なわなかった。

結　果

淵の造成による物理的環境の変化

淵の造成によって，造成区ＡとＢの河床形態の構成は大きく変化した（図３，表１）。また，それに伴って，造成区の水深，流速，および隠れ場所の数にも大きな変化が認められた（図４，５；表１）。淵造成後，平均水深は造成区ＡとＢでともに深くなり（造成区Ａ：$t=-5.78$，$p<0.0001$；造成区Ｂ：$t=-4.84$，$p<0.0001$），その分散は大

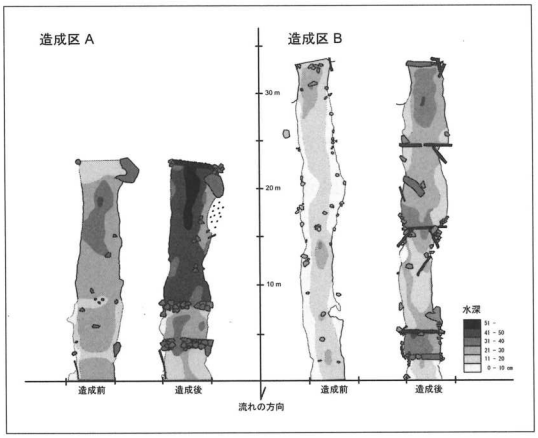


図４． 造成区ＡとＢの淵造成前と造成後の水深分布（平面図）．

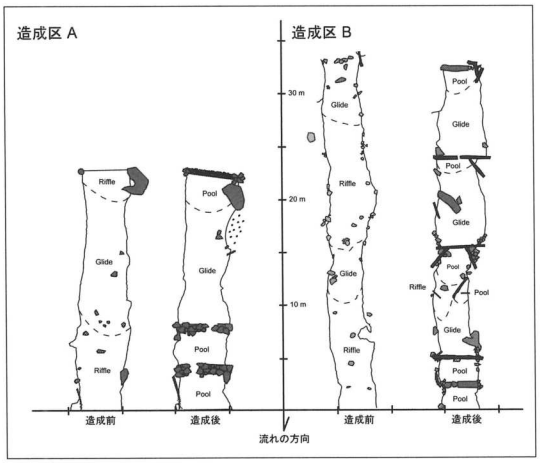


図３． 造成区ＡとＢの淵造成前と造成後の河床形態（平面図）．

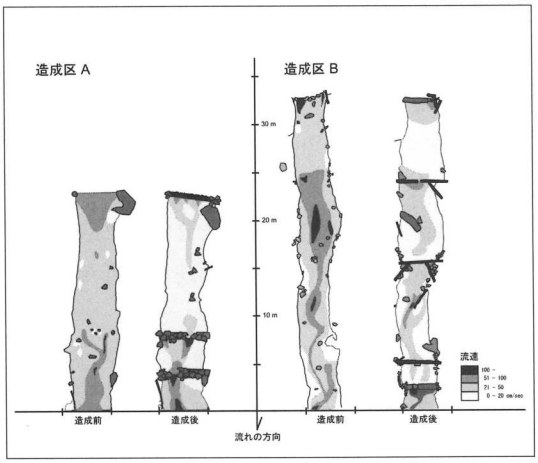


図５． 造成区ＡとＢの淵造成前と造成後の流速分布（平面図）．

表１． 造成区ＡとＢにおける淵造成前と造成後の河川の物理的環境．隠れ場所の数は，奥行き15cm以上の岸際のえぐれ，または巨礫や木材の陰や隙間の数を示している．

区間	造成	流程(m)	河川形態の構成(㎡)			水深(cm)	流速(cm/sec)	隠れ場所の数
			Pool	Glide	Riffle			
A	造成前	23	0	51.8	33.7	24± 6 （n＝65）	46±25 （n＝61）	3
A	造成後	23	45.1	43.4	0	34±13 （n＝64）	31±33 （n＝64）	35
B	造成前	32	0	28.0	70.9	18± 5 （n＝51）	60±30 （n＝79）	3
B	造成後	32	41.9	65.3	8.6	23± 8 （n＝108）	28±22 （n＝104）	28

きくなった（造成区Ａ：$F=3.79$，$p<0.001$；造成区Ｂ：$F=2.79$，$p<0.001$）。また，平均流速は造成区ＡとＢでともに遅くなった（造成区Ａ：$t=2.97$，$p=0.004$；造成区Ｂ：$t=8.01$，$p<0.0001$）。一方，流速の分散は造成区Ａでは大きくなったが（$F=0.56$，$p=0.012$），造成区Ｂでは小さくなった（$F=1.78$，$p=0.003$）。木材の設置と巨礫の投入によって，造成区ＡとＢにおける魚類の隠れ場所の数は大きく増加した（表１）。

魚類個体群の反応

淵の造成前には，造成区ＡとＢ，および対照区で捕獲された魚類は多くなかった（造成区Ａ：アマゴ成魚＝110㎜と163㎜；キリクチ成魚＝183㎜；タカハヤ＝70－100㎜，造成区Ｂ＝アマゴ当歳魚＝56㎜と77㎜（捕獲後除去）；対照区：アマゴ成魚＝116㎜，アマゴ当歳魚＝63㎜と98㎜，タカハヤ＝116㎜；図６）。これに対して，淵の造成から約１ヶ月後の調査では，造成区ＡとＢともに造成前に比べて捕獲数と現存量の増加が認められた魚種が多かった（図６，７）。造成区Ａでは，アマゴ成魚（103－234㎜）とアマゴ当歳魚（67－98㎜），およびタカハヤ（52－105㎜）の捕獲数と現存量に増加が認められたが，キリクチは捕獲されなかった。一方，造成区Ｂでは，除去しきれなかったアマゴ成魚（128－219㎜）とアマゴ当歳魚（64－90㎜）が捕獲されたが，キリクチ（99－144㎜）とキリクチ当歳魚（52－54㎜）も捕獲された。一方，対照区ではアマゴ当歳魚の捕獲数が増加したものの，その他の魚種については造成前と比較して捕獲数や現存量の顕著な増加は認められなかった（アマゴ成魚＝121㎜と108㎜，アマゴ当歳魚＝76－99㎜，キリクチ当歳魚＝70㎜と73㎜；図６，７）。

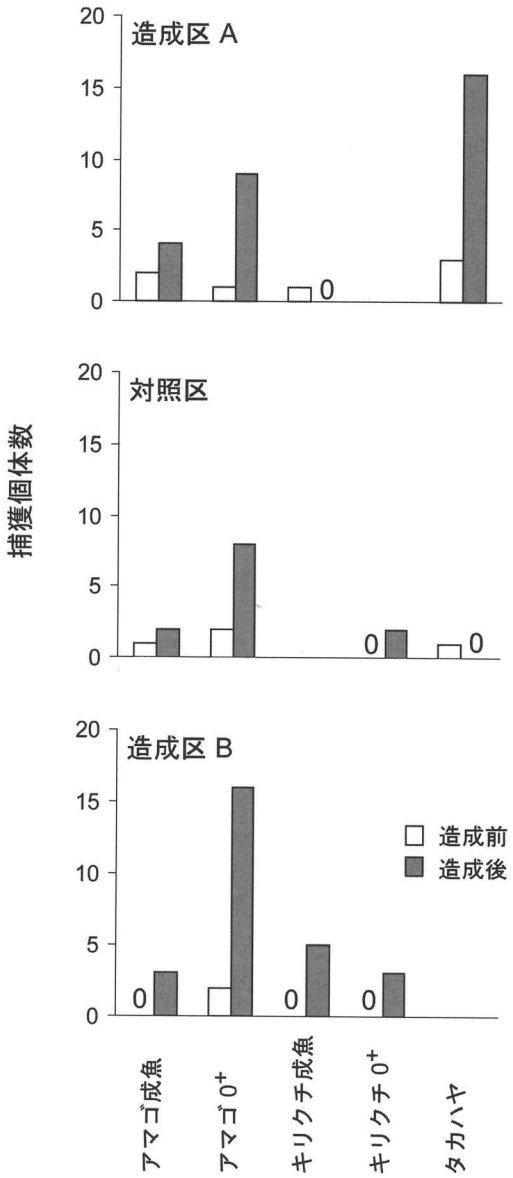


図６． 造成区ＡとＢで淵造成前と造成後に捕獲された魚類の魚種ごとの捕獲個体数．

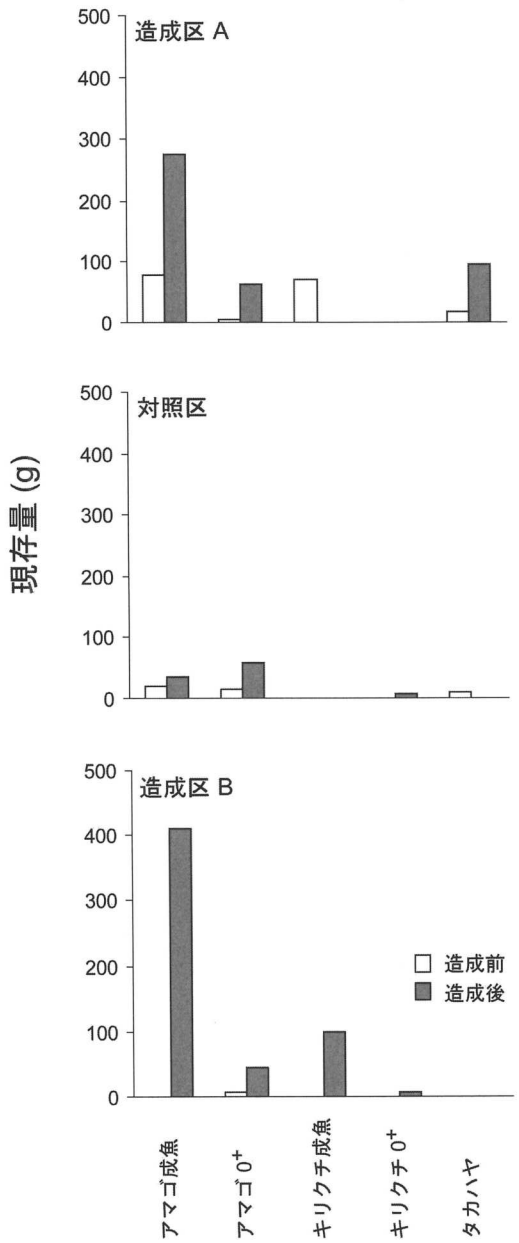


図7． 造成区AとBで淵造成前と造成後に捕獲された魚類の魚種ごとの現存量.

考　察

淵の造成によって造成区の物理的環境は短期的に大きく多様化されたと考えられる。水深が深くなり，流速が遅くなったことや隠れ場所が増加したことは，造成区の魚類の生息場所としての機能を高めていると推察される（前川 1999)。

本研究では，造成区と対照区での魚類の捕獲数や現存量の統計的な比較は行なえなかったが，淵造成後，魚類は造成区を利用しており，短期的には造成された淵が魚類の生息場所として機能していると推察された。一方，魚種に注目してみると，アマゴ，タカハヤ，およびキリクチの3種が混生している造成区Aでは，キリクチによる利用は認められなかった。本研究ではこの結果の解釈について決定的な議論はできないが，この原因としては大きく3つの可能性が考えられる：（1）生息環境の選好性の違い，（2）生息密度の差による反応の違い，および（3）種間競争の影響。（1）について，河川性サケ科魚類は淵を重要な生息場所にしており（Bjornn & Reiser 1991)，今回造成した淵がキリクチのみに好まれなかった可能性は低い。次に（2）について，調査水域でのアマゴとキリクチの生息個体数の割合は概ね3：1であるため（佐藤 未発表データ)，その影響は大きいかも知れない。また，(3）に関して，同所的に生息する2種のサケ科魚類による生息場所や餌資源を巡る種間競争はよく報告されている（中野・谷口 1996)。アマゴとキリクチについては，名越（1998）が水槽実験によって，アマゴがキリクチに対して優位に振舞うことを報告している。このため，造成区Aは種間関係において優位なアマゴによって優占的に利用されていた可能性も考えられる。

人為的に造成された淵は時間的に構造が変化し，またその前後の河床形態も変化することが予想さ

れる（柳井 2004）。本調査地では河川への土砂の流入が多いため，今回のような淵の造成が魚類の生息場所として長期的に機能するかは疑問が残る。これらの点に関しては，造成区はもちろん，その前後の物理的環境の変化についても，今後継続したモニタリングがなされなければならない。また，物理的な構造を調べるだけでなく，魚類個体群による利用も継続して調べる必要がある。本研究では約１ヶ月という短期間での魚類個体群の反応しか評価できていないため，継続した調査によって時間とともに反応の変化が認められるかを検証することは重要である（Riley & Fausch 1995）。その際には，本研究で可能性が示唆されたように，生息密度や種間関係等の，魚種による生態的特徴の違いにも注目して効果を検証しなければならない。さらに，本研究のような河川環境の局所的改善を試みる場合には，その改善の個体群全体の回復への貢献度が非常に重要な評価課題になる（Riley & Fausch 1995）。これに関しては，産卵場所としての機能や周辺の生息密度の変化，そして個体群サイズの変化等についての継続的なモニタリングをもとに，造成する淵の量と個体群の回復の可能性について予測・評価する必要がある。

以上のように，今回行った淵の造成を山地渓流域の自然再生の現場で適用するにはまだまだ検証するべき課題が残されている。しかしながら，短期的には魚類の生息場所として利用されていることから，検討を重ねることで今後の渓流管理に適用できる可能性がある。また，本研究で造成された淵は，渓畔域に植林されているスギの間伐材を主な材料としているため，流域の森林管理を考える上でも，今後一つの選択肢を提供できる可能性がある。

引用文献

阿部俊夫・中村太子．1996．北海道北部の緩勾配小河川における倒流木による淵およびカバーの造成．日本林学会誌，78：36-42.

阿部俊夫・中村太子．1999．倒流木の除去が河川地形および魚類の生息場所におよぼす影響．応用生態工学，2：179-190.

Bjornn T. C. & Reiser D. W. 1991. Habitat Requirements of Salmonids in Streams. In：Influence of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitats（ed. W. R. Meehan），83-138. American Fisheries Society Special Publication 19, Bethesda, Maryland, USA.

Gallagher A. S. & Stevenson N. J. 1999. Streamflow. In：Aquatic habitat Assessment（eds. M. B. Bain & N. J. Stevenson），75-93. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA.

御勢久右衛門．1961．紀伊半島のイワナ．「十津川村史」（奈良県教育委員会事務局文化財保存課編），18-27．十津川村役場，奈良.

細谷和海．2000．サケ科．「日本産魚類検索，第二版」（中坊徹次編），298-301．東海大学出版会，東京.

House R. A. & Boehne P. L. 1985. Evaluation of Instream Enhancement Structures for Salmonid Spawning and Rearing in Coastal Oregon Stream. North American Journal of Fisheries Management, 5：283-295.

前川光司．1999．渓流魚の生態と砂防工事の影響．「渓流生態砂防学」（太田猛彦・高橋剛一郎編），89-115．東京大学出版会，東京.

水野信彦・御勢久右衛門．1993．河川の生態学（補訂版）．247pp．築地書館，東京.

名越誠．1995．奈良県指定天然記念物「イワナの棲息地」調査報告書．野迫川村教育委員会，奈良．

名越誠．1998．キリクチの生態と保全上の問題．「自然復元特集４　魚から見た水環境－復元生態学に向けて／河川編－」（森誠一監修・編集），107-119．信山社サイテック，東京．

中村智幸．1999．人工産卵場におけるイワナの産卵と産着卵のふ化．日本水産学会誌，65：434-440．

中野繁・谷口義則．1996．淡水性サケ科魚類の種間競争と異種共存機構．魚類学雑誌，43：59-78．

奈良県教育委員会．1974．天然記念物イワナの棲息地．「奈良県史蹟名勝天然記念物集録Ⅱ」（奈良県教育委員会文化財保存課編），73．奈良新明社，奈良．

Reeves G. H., Hall J. D., Roelofes T. D., Hickman T. L. & Baker C. O. 1991. Rehabilitating and modifying stream habitats. American Fisheries Society Special Publication, 19：519-558.

Riley S. C. & Fausch K. D. 1995. Trout population response to habitat enhancement in six northern Colorado streams. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 52：34-53.

佐藤拓哉・渡辺勝敏．2004．世界最南限のイワナ個体群“キリクチ”の産卵場所特性，および漁獲圧が個体群に与える影響．魚類学雑誌，51：51-59．

水産庁．1995．日本の希少な野生水生生物に関する基礎資料．日本水産資源保護協会，東京．

田中哲夫．2003．紀伊半島のイワナ（キリクチ）．「改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物－レッドデータブック－４　汽水・淡水魚類」（環境省自然環境局野生生物課編），193-194．財団法人 自然環境研究センター，東京．

柳井清治．1999．木材を使った水辺環境の再生工法．林業技術，691：16-19．

柳井清治．2004．都市近郊渓流における木材構造物による流路とサクラマス生息環境の改善．応用生態工学，7：13-24．

全国内水面漁業協同組合連合会．2004．イワナ，ヤマメ，アマゴの増殖と管理．全国内水面漁業共同組合連合会，東京．