

原著論文 ORIGINAL PAPER

標津川下流域で行った試験的な川の再蛇行化に伴う魚類と生息環境の変化

河口洋一^{*1)}・中村太士²⁾・萱場祐一¹⁾

1) 独立行政法人土木研究所自然共生研究センター

〒501-6021 岐阜県各務原市川島町笠田町官有地無番地

2) 北海道大学大学院農学研究科森林管理保全学講座 〒060-8589 札幌市北区北9条西9丁目

Yôichi KAWAGUCHI¹⁾, Futoshi NAKAMURA²⁾ and Yuichi KAYABA¹⁾: Effects of a re-meandering project on the physical habitats and fish in the Shibetsu River. *Ecol. Civil Eng.* 7(2), 187-199, 2005.

1) Aqua Restoration Research Center, Public Works Research Institute, Kasada, Kawashima, Kagamigahara, Gifu 501-6021, Japan

2) Department of Forest Science, Graduate School of Agriculture, Hokkaido University Kita 9 Nishi 9, kita-ku, Sapporo 060-8589, Japan



Abstract: We investigated effects of experimental channel re-meandering on river ecosystem in lower reaches of the Shibetsu River, Hokkaido, northern Japan. Field samplings before and after re-meandering were conducted to compare fish species abundance and physical conditions of instream habitat to those in a straightened main channel (control reach). The reach used for re-meandering, an isolated old channel of the river, had been a stagnant lentic zone. Physical conditions in the past channel therefore were extremely different from those in control reach. Whereas a large number of lentic fish and crustaceans were found in past channel, only a few lotic fish were found in control reach. After re-meandering, physical conditions of past channel were dramatically changed and showed similar depth and velocity distributions to those in control reach. Re-meandering also greatly lowered lentic fish abundance. On the other hand, many masu salmon were also found in re-meandering reach. We recorded large-sized salmonids at a concave part of re-meandering reach, which were not found in control reach. The channel re-meandering improved its planar geometries and successfully restored diverse instream habitats complex in longitudinal and cross sectional structure. However, unlike past channel, limited availability of slow-flow habitats in re-meandering reach hindered lentic species to colonize.

Key words: fish community, lentic fish, lotic fish, oxbow lake, rehabilitation,

はじめに

昭和40年代以降、標津川流域の土地利用や河道形態は大きく変化し、特に、標津川下流域に存在した湿原の牧

2004年2月18日受付, 2004年11月4日受理

* e-mail: y-kawa55@pwri.go.jp

草地化や、蛇行河川の直線化といった人為的な変化が進んだ(標津川技術検討委員会事務局 2000)。改変前の標津川には、イトウやアママスといった河川性のサケ科魚類が数多く生息していたが、現在の標津川ではイトウが幻の魚となりつつあり、魚類群集に大きな変化が生じていると考えられる(標津川技術検討委員会事務局 2000)。

河道の直線化前後に魚類や河川環境の調査は行われていないため、イトウやアメマスが減少したと考えられる理由は明らかでない。しかし、蛇行流路の直線化は河道内の物理環境を均一化し、魚類の生息量減少や群集の構成に影響を及ぼすことが報告されており (Chapman & Knudsen 1980; Portt et al. 1986; Swales 1988; 島谷 ほか 1994; 井上・中野 1994; Punched et al. 2000), 標津川における河道の直線化も先に述べた魚類群集の変化に影響を及ぼしていると考えられる。

このような直線化により影響を受けた河道を再生する手法としては、大きく2つの方法が考えられる。一つは、小さい空間スケールを対象とした修復手法で、人工的に石を積んで早瀬を創出する技術、水制工を設置し流況を複雑にする技術、川の横断方向に倒木を設置して下流側に淵を造るといった技術がこれらにあたる (Gore 1985; RRC 1999; 萱場ほか 2002)。このような構造物を用いた環境修復方法は、その効果が構造物の設置範囲周辺に限定されるが、治水上の安全性が確保できれば比較的簡単にできるため実施事例は多い (Gore 1985; Newbury & Gaboury 1993)。もう一つは、川を再蛇行化させて河道区間スケール全体で河川環境を修復する方法であり、標津川の手法はこれに当たる。この手法は直線化により単調化した河川を、河道平面形状を変更することにより再生するものであり、湾曲に伴い形成される瀬・淵構造を含む生息場全体を創出するために、大きな効果が期待できると考えられる。近年、海外でも幾つかの先駆的な事例が見られるが (Kern 1992; Toth et al. 1993; Kronvang et al. 1998; 渡邊 2002), 社会的・経済的条件が制約となり容易に実施できないといった問題がある (Gore & Shields 1995)。

小スケールを対象とした環境修復に関する実施事例では、河道内に多様な環境を創出することが可能となり、魚類を対象とした評価も行われている (豊島ほか 1996; Riley & Fausch 1995; Pretty et al. 2003)。しかし、再蛇行化が河川環境に及ぼす効果については知見が少ないのが現状である。水生無脊椎動物に注目し、再蛇行化の影響を評価した研究はあるが (Biggs et al. 1998; Friberg et al. 1998), 魚類に着目した研究報告はなく、再蛇行化による生息環境と魚類群集の変化を再蛇行前後に調査し、再蛇行化の効果や問題点を明らかにすることは、今後同様な事業を実施する上で不可欠である。

2002年春、北海道東部を流れる標津川下流域では、国内で初めてとなる大規模な川の再蛇行化が行われた。標津川における川の再蛇行と氾濫原の復元を目的とした自

然再生は、失いつつある自然環境を取り戻したいという地域からの要望に対して行政が応じる形で始まった (平井・空閑 2005)。今回の再蛇行化実験は、直線河道と過去に直線化によって河道周辺に残された一つの旧川 (旧河道) を再び連結する方法で行われた。本研究は、標津川における川の再蛇行化において、再蛇行化の前後に、蛇行化する旧川 (旧河道) と標津川本川で魚類と生息環境に関する調査を行い、標津川における河道の再蛇行化が魚類の生息に及ぼす効果について考察することを目的とした。

本研究で得られた知見は、今後再蛇行化の実施方法や評価方法に対して重要な知見をあたえると考えられる。

方 法

調査地概要

調査は、2001年から2002年にかけての期間に、北海道東部を流れオホーツク海に注ぐ標津川の下流部 (43° 36' N, 145° 04' E) で行った。標津川はその源を標津岳 (1,061 m) に発し、途中俣落川、荒川、タワラマップ川と合流し、さらに下流で武佐岳 (1006 m) を源とする武佐川と合流し、東流しながらオホーツク海に注ぐ流域面積約 671 km² の中規模河川である。本河川の土地利用をみると、上流域は針広混交林で覆われ、中流から下流域にかけては主に牧草地として利用されている。

標津川における川の再蛇行化そして氾濫原の復元を計画している区間は、標津川の下流域である。このような大規模な事業は国内で初めてであり、技術的検討を要する事が多いため、まずは一つの旧川と直線河道を試験的に連結させ、関連する研究分野の研究者によって調査を実施することとなった (Fig. 1)。再蛇行化によって旧川の止水的な環境は大きく変化すると予測されたため、現在の止水環境を保全する目的で、旧川の一部を矢板によって区切り、止水環境が残されることとなった (Fig. 2)。また、再蛇行化にあたり標津川本川と蛇行区間の分岐点より本川側の少し下流で、袋詰め玉石工法による堰き上げ工事が実施された (渡邊ほか 2005)。これは、河道の直線化に伴い標津川本川の河床が低下し、その結果、旧川の河床高が標津川本川より約 1 m 高いため、蛇行区間への通水を維持するには本川を堰き上げる必要が生じたからである。直線区そして蛇行区への流量の分配については、渡邊ほか (2005) に記されている。

調査地を含む標津川下流域における河道の直線化は、戦後の食糧増産の為に国営開拓に伴い、治水安全度の向

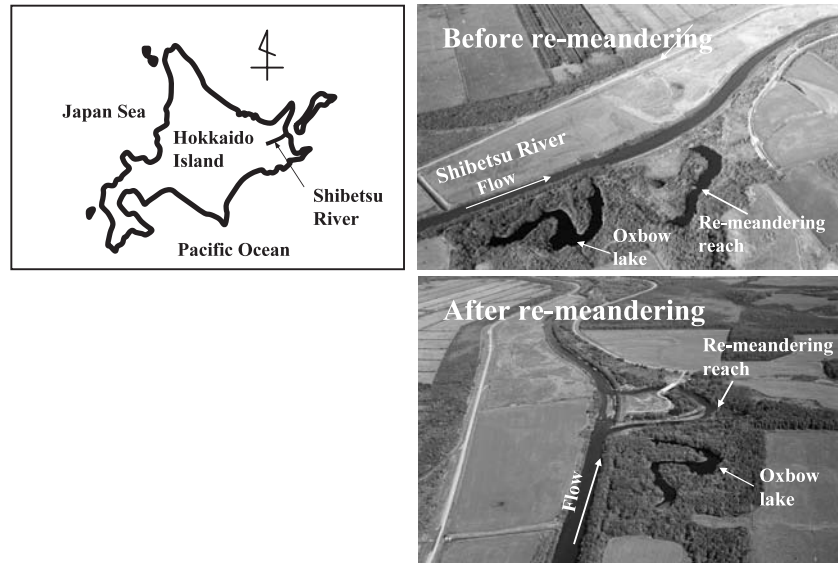


Fig. 1. Photograph of the research site in 2001 (before re-meandering) and 2002 (after re-meandering) in the Shibetsu River.

上と流域の土地利用開発を目的として、1953 年から行われ、1980 年頃には直線化によって切り離された蛇行部の旧河道が、直線河道周辺に三日月湖として多数存在するようになった（標津川技術検討委員会事務局 2000）。昭和 20 年代の航空写真からは、標津川周辺に自然に形成されたと思われる三日月湖が幾つか見られるものの、現在の標津川周辺で見られるほど多くの三日月湖は確認できず、河道の直線化に伴い三日月湖のような止水環境が増

加したと考えられる。また、国の管理区間である標津川下流域では三日月湖が多く残っているものの、その上流側、つまり北海道の管理区間では河道周辺にあった三日月湖はすでに埋め立てられている。今回の調査地を含む標津川下流域で、三日月湖が埋め立てられずに残された経緯については明らかになっていない。

調査対象は河口から約 8.5 km の場所で、直線河道には浸食を防止する目的で、左岸そして右岸に 247 mm ×

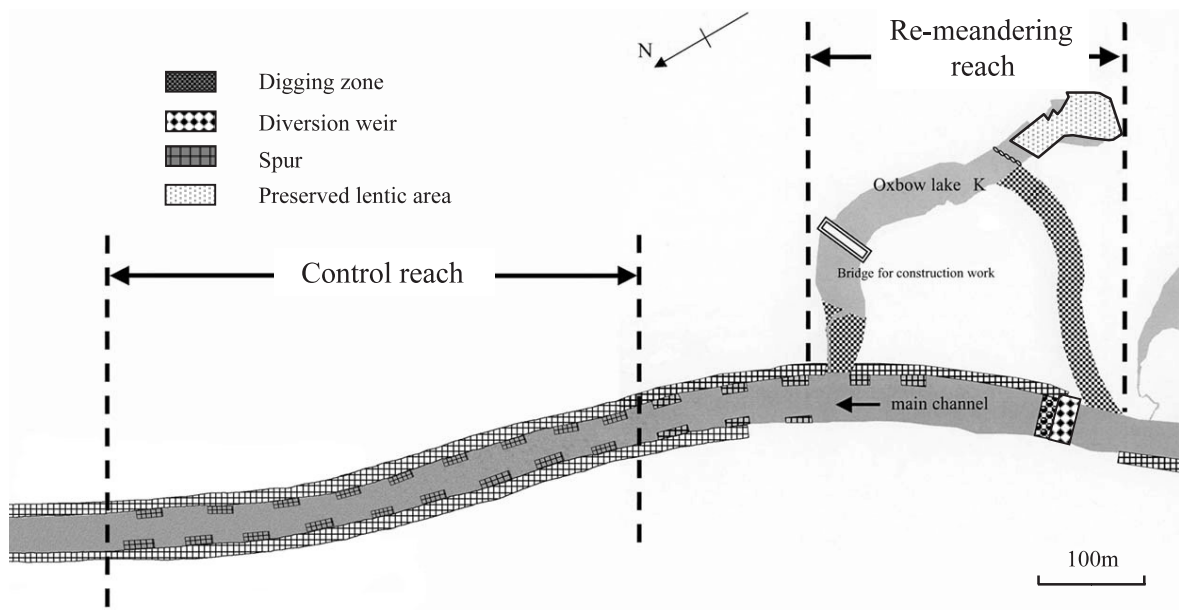


Fig. 2. Location of the study reaches in the Shibetsu River.

490 mm×240 mm (縦×横×厚さ) の連結ブロックを用いた水制 (長さ約 20 m×幅約 4 m) が、約 30 m 毎に設置されている。その河道周辺は、ヤナギ類 *Salix* spp. を中心とする河畔林で覆われ、また、旧川周辺はヤナギ類やミズナラ *Quercus crispula* ハンノキ類 *Alnus* spp. などの河畔林が存在する。旧川の河道内には、抽水植物のヨシ *Phragmites australis*、浮遊植物のタヌキモ *Utricularia vulgaris* や浮葉植物のネムロコウホネ *Nuphar pumilum* といった水生植物が繁茂している。調査地付近の河川形態は可児 (1944) の分類による Bc 型で、平均水面幅 28 m、最大水深は 2.3 m 程度であった。

調査方法

再蛇行化に伴う旧川 (三日月湖) の物理環境の変化および魚類の反応を調査するために、再蛇行前の旧川に約 80 m の調査区を 4ヶ所、再蛇行後の旧川と掘削した区間を含む蛇行流路に 100–120 m の調査区を 4ヶ所、また、対照区として旧川より下流側の標津川本川に 100–120 m の調査区を 4ヶ所設定した。旧川に設定した調査区を蛇行区 (re-meandering reach)、そして標津川本川の直線河道に設置した調査区を対照区 (control reach) と呼ぶことにする (Fig. 2)。

魚類の生息環境の調査は、流路内の物理的な環境要素として水深、流速、河床材料の 3項目を計測した。これら環境要素の計測は、再蛇行化以前の 2001 年 8 月 10 日から 20 日までの期間と、再蛇行後の 2002 年 8 月 2 日から 8 月 15 日までの期間に行った。

各調査区間において、流路に沿って等間隔 (直線区間では 8 m 間隔、再蛇行前の旧川では 5 m 間隔、再蛇行後の蛇行区では 8 m 間隔) で流路に直角なトランセクトを 10 本以上設けて水面幅を 10 cm 単位で計測し、さらに各トランセクト上に等間隔で 5 点とり、各地点における水深、流速および河床材料を計測した。水深は最小計測単位 1 cm で計測した。流速の計測には、プロペラ回転数カウンタ式流速計 (横川電機 3631 改造型: Tanida et al, 1985) を用い、水面から 60% 水深地点の流速を計測した。また、各計測地点の周囲 50 cm 四方の河床材料を、(1) 岩盤またはコンクリート、(2) 砂 (礫径 < 2 mm)、(3) 小礫 (礫径 2–16 mm)、(4) 中礫 (礫径 17–64 mm)、(5) 大礫 (礫径 65–256 mm) および (6) 巨礫 (礫径 > 256 mm) の 6 つに分類して記録した。

再蛇行後の河床そして河岸の形状を記録するために、2002 年の 9 月 17 日から 20 日にかけて、蛇行区全域と対照区の一部で縦断・横断測量を行い、縦断図と横断図を作成した。さらに、水面勾配について蛇行区と対照区で

計測を行った。

魚類調査

対照区と蛇行区における魚類の種組成と生息量、優占グループのサイズ構成、および再蛇行後の蛇行区におけるこれらの変化を明らかにするため、再蛇行以前の 2001 年 8 月 7 日から 13 日の期間と、再蛇行後の 2002 年 7 月 28 日から 8 月 4 日の期間に、各調査区における魚類調査を実施した。止水域である旧川そして流水域である河川という異なる環境で、定性そして定量的調査を目的としたため、調査では定置網、刺し網、サデ網、投網、潜水観察といった複数の調査方法を併用した。ただし、再蛇行前の旧川 (蛇行区) の調査では、水の透明度が低く、河床に倒木があったことから潜水観察と投網による調査は行えなかった。再蛇行前の対照区では潜水観察と投網による調査を行ったが、旧川 (蛇行区) で同様の調査を実施できなかったため調査区間の比較ができず、対照区で行った潜水観察と投網による調査結果を解析に用いなかった。再蛇行後は、対照区そして蛇行区において全ての方法で調査を行った。各調査区における魚類調査は、最初に潜水観察を 1 調査区あたり 50 m のラインを流心部と水際部に各 2 本、合計 4 本のラインを設置し、上流からくだりながらラインを中心として左右 1 m の範囲を観察した。その後、サデ網をつかって河岸の流れが遅い場所で、1 調査区あたり 2 名で合計して 1 分間の採捕を 4 回行い、次に投網による採捕を調査区全域で 1 調査区あたりランダムに 10 回行った。これらの調査後、夕方 16 時～17 時に定置網と刺し網を 1 調査区あたり各 1 個設置し、翌朝 9 時～10 時に回収した。サデ網は口径 1 m、長さ 1.1 m、目合いは 2 mm のものを、投網は目合い 15 mm 網裾 3 m のものを、定置網は袖網部が長さ 10 m 幅 1 m で目あい 10 mm の特大ドジョウ網改良版を、刺し網は長さ 30 m、幅 1.5 m で目合いが 100 mm、30 mm と 10 mm の 3 枚網を使用した。定置網、刺し網、サデ網の調査では魚類と甲殻類が採捕された。採集した魚類は、現地で魚種ごとに個体数を記録し、全長を最小単位 1 mm で測定した後、湿重量を最小単位 0.1 g 単位で計測し、その後生きている個体は採捕地点周辺に放流した。甲殻類に関しては、種ごとに個体数と湿重量を計測した。また、潜水観察では、目視で種の判別と全長を推定した。複数の方法で調査を行ったが、得られたデータは 2 つに分けて扱った。一つは、再蛇行前後に定置網、刺し網、サデ網で採捕した魚類や甲殻類のデータで、各方法で採捕したデータを 1 調査区単位で合計して扱った。二つ目は、再蛇行後に投網と潜水観察で確認した魚類のデータ

Table 1. Abundance of fish and crustaceans captured using trap net, gill net and chase net in 2001 (before re-meandering) and 2002 (after re-meandering). The size of ● represents the number of each species.

Species	Japanese name	Before		After	
		Control	Re-meandering	Control	Re-meandering
<i>Lethenteron japonicum</i>	Kawayatume	●	•	●	•
<i>Salvelinus malma malma</i>	Osyorokoma	•		•	•
<i>S. leucomaenis</i>	Amemasu			•	•
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Nijimasu	•			•
<i>O. masou</i>	Sakuramasu	●		●	●
<i>Tribolodon hakonensis</i>	Ugui	●	●	●	•
<i>Phoxinus phoxinus sachalinensis</i>	Yachiugui		●		•
<i>Carassius</i> spp.	Funazoku		●		
<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	Dojou	•	•		
<i>Noemacheilus barbatulus toni</i>	Fukudojou	●		●	●
<i>Gasterosteus</i> sp. 1	Itoyotaiheiyougata	●	●	•	•
<i>Pungitius tymensis</i>	Ezotomiyo			●	•
<i>P. pungitius</i>	Ibaratomiyotansuigata	•	●	•	●
<i>Chaenogobius urotaenia</i>	Ukigori		●		
<i>C.</i> sp. 1	Simaukigori	●		●	•
<i>Cottus amblystomopsis</i>	Ezohanakajika				•
<i>Palaemon paucidens</i>	Sujiebi	•	●	●	●
<i>Pacifastacus trowbridgii</i>	Uchidazarigani	●	●	●	•
<i>Eriocheir japonica</i>	Mokuzugani	•			

Key to bubble size



で、これらも1調査区単位で合計して扱った。

データ解析

蛇行区(旧川)における再蛇行化が河川流路の物理環境及び魚類(甲殻類を含む)に与える影響を検討するには、物理環境要素と生物のデータに関して、再蛇行前と再蛇行後、そして蛇行区と直線区の4群間で比較するのが理想である。しかし、再蛇行前の旧川は止水域、対照区である標津川は流水域と、2つの調査区の物理環境は全く異なる性質であった。そのため、水深、流速、河床材料といった物理環境要素に関するデータについて、統計解析によって環境の違いを説明する必要はないと判断した。また、生物データに関しては、再蛇行前の魚類調査では定置網、刺し網、サデ網といった複数の調査方法を実施したが、止水域と流水域では環境が大きく異なるため、同じ方法で魚類を採捕してもそれらの採捕効率などの程度異なるか明確にできなかった。これらの理由から、再蛇行前の物理環境ならびに生物データに関して、統計解析で比較することは行わなかった。再蛇行後に関しては、水深、流速、河床材料、魚類と甲殻類の生息量、優占魚類の全長を、蛇行区と対照区の2群間でt-検定により検討した。河床材料は、その粗さにより6段階の数値を割りあて(1:岩盤・コンクリート, 2:砂, 3:小礫, 4:中礫, 5:大礫, 6:巨礫)、それぞれの河床単位内から得られたこれらの値の平均値を河床材料粗度とした。検定を行う際には、変量の正規性を得るために常用対数変換を行った。検定はすべて両側とし、有意水準は5%とした。

結果

物理環境要素の変化

再蛇行の約6ヶ月後の調査時には、蛇行区の縦断そして横断河床形状に大きな変化がみられた(Fig. 3)。蛇行区の横断河床形状は、外岸側に深い形状(aタイプ)、内岸側に深い形状(bタイプ)、平らな形状(cタイプ)の3タイプがみられた。これら3タイプの中では、湾曲部における河岸浸食によって外岸側の水深が深くなった形状が最も多くみられた。また、縦断河床形状も、湾曲部の外岸浸食に伴い縦断方向にも浸食がすすみ、深い所と浅い所が交互に出現した。一方、対照区の横断形状は平らな形状(Aタイプ, Bタイプ)しかみられなかった。また、縦断河床形状にも変化はみられなかった。

再蛇行後の平均水面勾配は、対照区で1/458、蛇行区で1/578と、調査区間で大きな違いはみられなかった。

再蛇行前、蛇行区(旧川)の平均川幅は27.9m、対照区の平均川幅は27.6mと同程度だった(Fig. 4)。再蛇行後、対照区の平均川幅は27.9m、蛇行区の平均川幅は24.2mと、蛇行区の平均川幅は若干小さいものの、調査区間で有意な差は認められなかった(t -test, $t=1.77$, $df=6$, $P=0.13$)。

再蛇行前の2001年、対照区の平均水深が48.5cmだったのに対し蛇行区では110.7cmと、蛇行区の水深は対照区より全体的に大きかった(Fig. 5)。t-検定の結果、再蛇行後の調査区間の水深($t=0.39$, $df=6$, $P=0.71$)には有意な差が認められなかった。再蛇行後の対照区の平均水深は60.2cm、蛇行区は57.7cmだった。

再蛇行前の蛇行区(旧川)は、止水のため流速がなかったが、再蛇行後には対照区である標津川と変わらない流速分布を示した(Fig. 6)。t-検定の結果、再蛇行後の流速には実験区($t=-0.90$, $df=6$, $P=0.40$)で有意な差がみられなかった。再蛇行前の対照区の平均流速は69.7cm/sec、再蛇行後の流速は70.5cm/secだった。蛇行区の流速は、再蛇行化にともない流れが生じ、平均流速は77.0cm/secだった。

河床材料については、再蛇行前の蛇行区の河床は全て砂(シルト)で占められていたのに対し、対照区では中礫の占める割合が大きく、河床材料の組成は調査区間で異なった(Fig. 7)。しかし、再蛇行後の蛇行区では、砂や中礫、大礫の占める割合が増加し、対照区の河床材料粗度と有意な差は認められなかった(t -test, $t=-0.69$, $df=6$, $P=0.09$)。

魚類相

調査期間中、魚類は全体で7科12属16種を、甲殻類は3科3属3種を採捕した(Table 1)。再蛇行前の蛇行区(旧川)では、ヤチウグイ(*Phoxinus phoxinus sachalinensis*)、フナ属(*Carassius* spp.)、イトヨ太平洋型(*Gasterosteus* sp.1)、イバラトミヨ淡水型(*Pungitius pungitius*)といった止水域でよくみられる魚類が非常に多く捕獲された。一方対照区では、シマウキゴリ(*Chaenogobius* sp.1)やカワヤツメ(*Lethenteron japonicum*)、そしてサクラマス(*Oncorhynchus masou*)やオショロコマ(*Salvelinus malma malma*)といったサケ科魚類とフクドジョウ(*Noemacheilus barbatulus toni*)が確認され、再蛇行前の蛇行区と対照区の魚類相は大きく異なっていた。しかしながら、再蛇行に伴い蛇行区の魚類相は劇的に変化し、蛇行区の魚類相は対照区とほぼ等しくなった。再蛇行前の蛇行区で確認された止水性の魚類の多くは、再蛇行後には僅かに確認されたものの、採捕個体数は大き

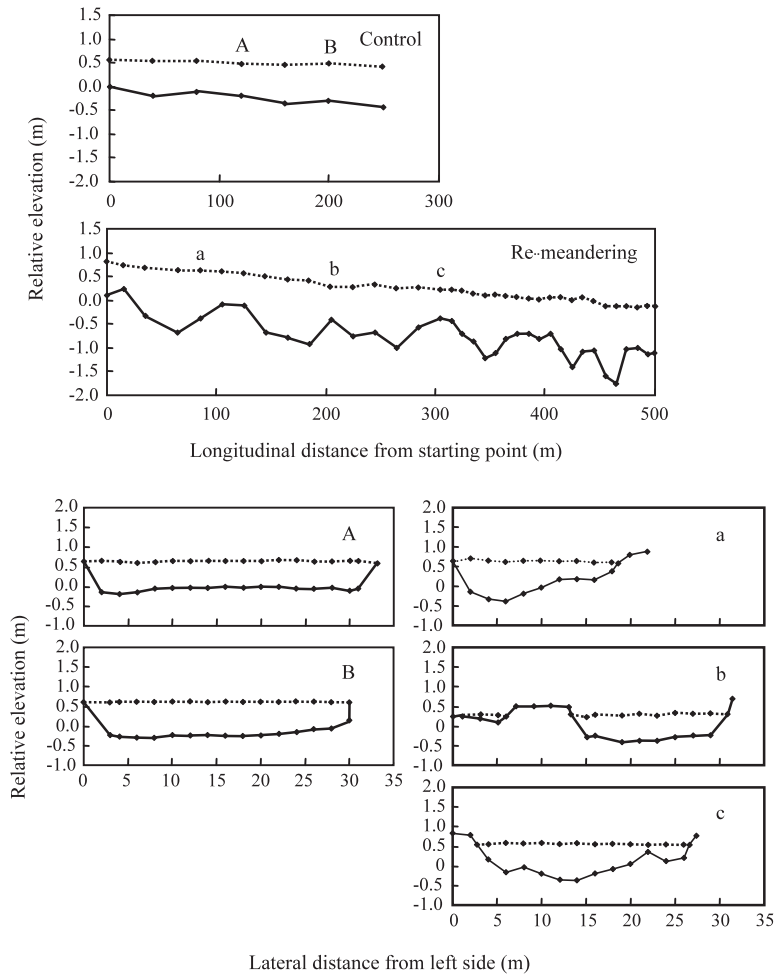


Fig. 3. Longitudinal (thalweg) and cross-sectional profiles of control and re-meandering reaches. Elevations were measured at stream bed (broken lines) and water surface (solid lines). Capital and small letters in the lateral distance indicate the location on longitudinal distance.

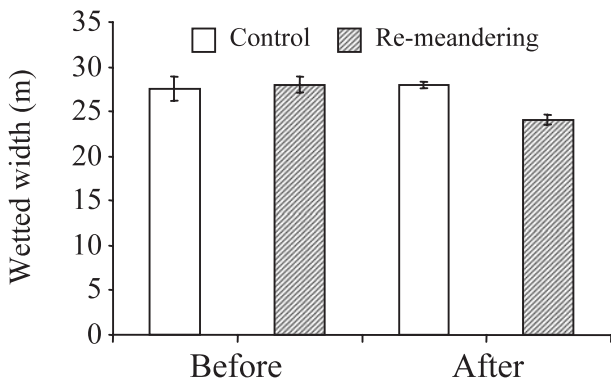


Fig. 4. Wetted width (mean ± 1 SE, $n=4$) in control and re-meandering reaches in 2001 (before re-meandering) and 2002 (after re-meandering).

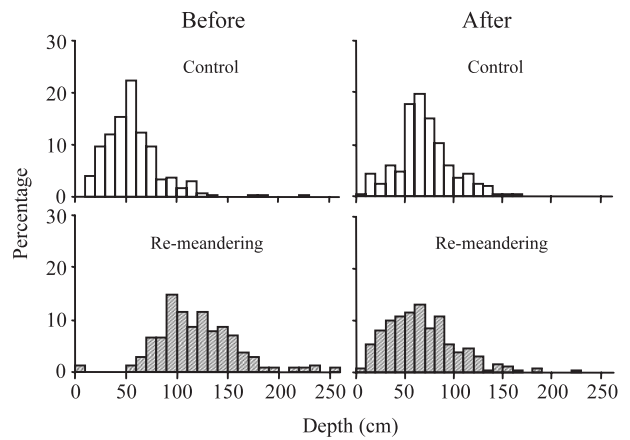


Fig. 5. Frequency distributions of depth in control and re-meandering reaches in 2001 (before re-meandering) and 2002 (after re-meandering).

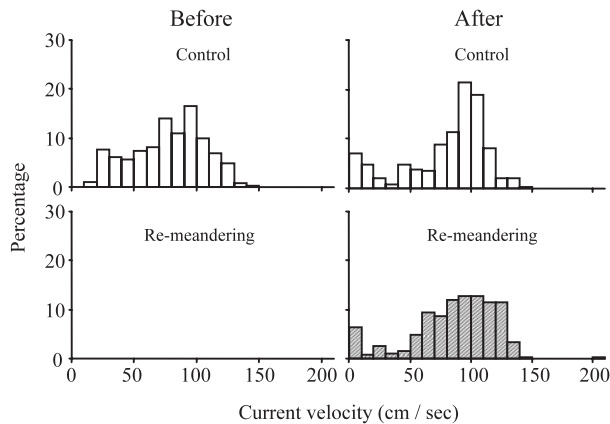


Fig. 6. Frequency distributions of current velocity in control and re-meandering reaches in 2001 (before re-meandering) and 2002 (after re-meandering).

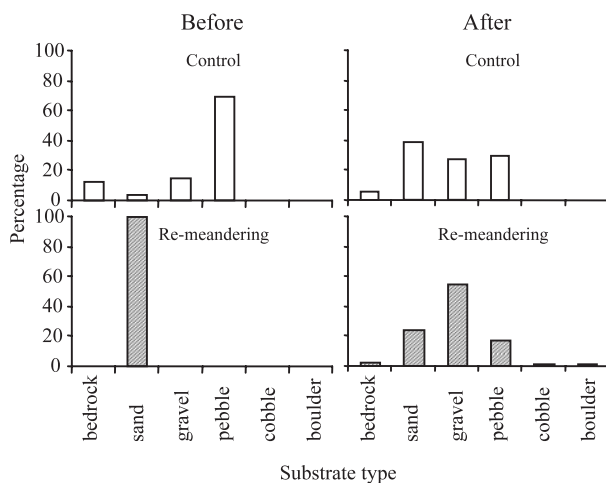


Fig. 7. Substrate type compositions in control and re-meandering reaches in 2001 (before re-meandering) and 2002 (after re-meandering).

く減少した。甲殻類は、再蛇行前の対照区で採捕されたモクズガニ (*Eriocheir japonica*) を除いて、再蛇行前後の両実験区で、スジエビ (*Palaemon paucidens*) とウチダザリガニ (*Pacifastacus trowbridgii*) が確認された。ただし、再蛇行前の蛇行区では、ウチダゼリガニやスジエビが非常に多く採捕されたが、再蛇行後には僅かに確認される程度だった。

再蛇行前に定置網、刺し網、サデ網で採捕した魚類生息量 (湿重量) の合計を調査区間で比較すると、蛇行区の生息量は対照区と比較して極めて大きかった (Fig. 8 A)。再蛇行後、蛇行区の魚類生息量は大きく減少し、調査区間の生息量に有意な差が認められなかった (t -test, $t = -0.50$, $df = 6$, $P = 0.63$)。また、甲殻類に

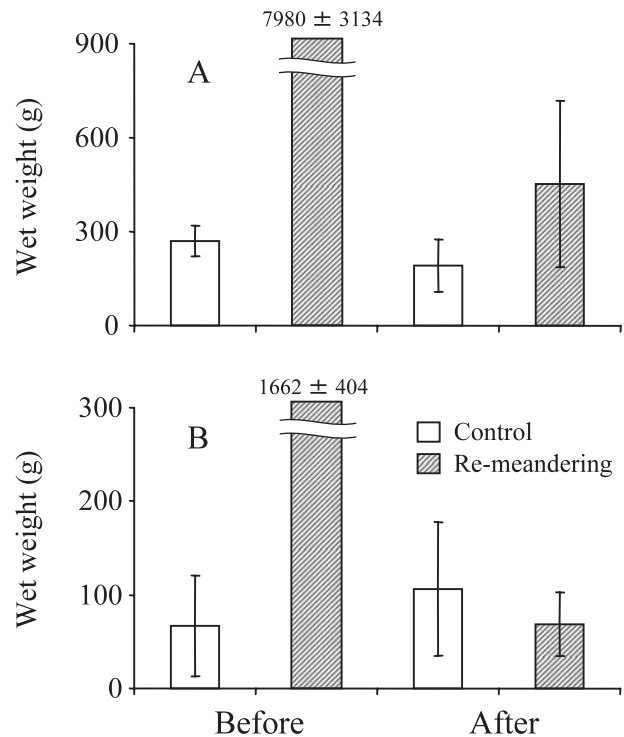


Fig. 8. (A) Fish biomass and (B) crustaceans biomass (mean \pm 1 SE, $n = 4$) collected using trap net, gill net and chase net in control and re-meandering reaches in 2001 (before re-meandering) and 2002 (after re-meandering).

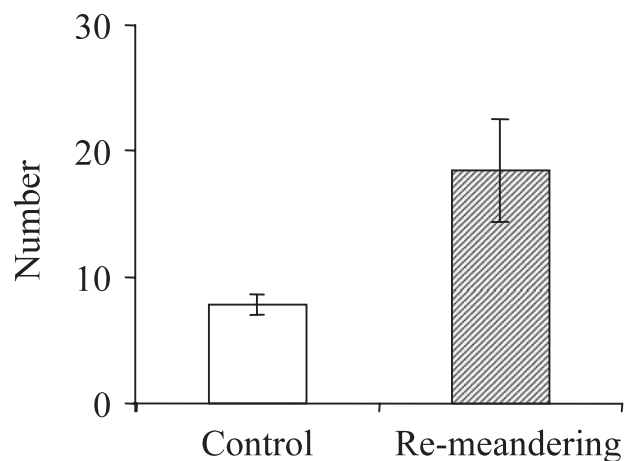


Fig. 9. Fish number (mean \pm 1 SE, $n = 4$) counted by direct observation and cast net in 2002 (after re-meandering).

おいても同様な傾向が見られ、再蛇行前の蛇行区には多くの甲殻類が生息していたが、本川との連結にともない蛇行区の生息量は減少し、調査区間で生息量に有意差は見られなかった (Fig. 8 B, t -test, $t = 0.65$, $df = 6$, $P =$

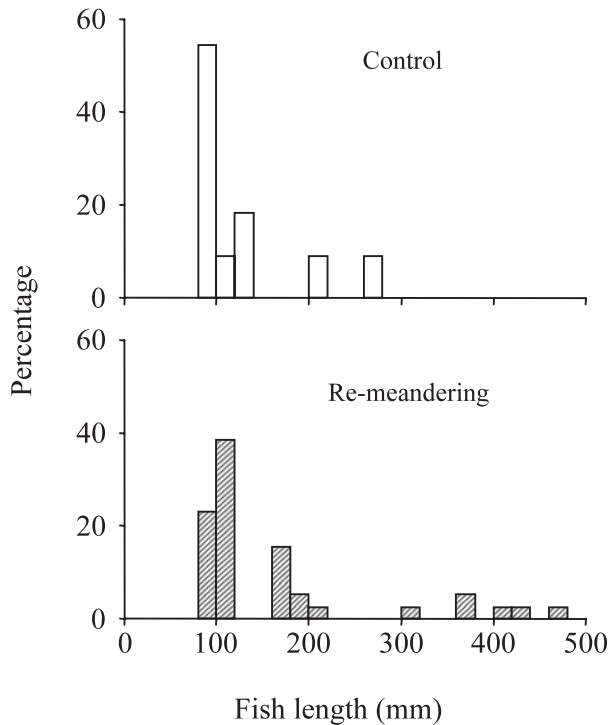


Fig. 10. Frequency distributions of total length of stream salmonids in control and re-meandering reaches in 2002 (after re-meandering).

0.54).

再蛇行後、投網と潜水観察で確認した魚類の合計個体数を調査区間で比較した結果、蛇行区の個体数が対照区よりも有意に大きかった (Fig. 9, t -test, $t = -3.64$, $df = 6$, $P = 0.01$). 投網と潜水観察で確認した魚類の約90%がサクラマスを中心としたサケ科魚類で、その他少数のイバラトミヨ淡水型、ウグイ、エゾハナカジカそしてシマウキゴリを確認した。

投網と潜水観察で確認したサケ科魚類の平均全長を調査区間で比較すると、サケ科魚類の全長には調査区間で有意な違いが認められなかった (t -test, $t = -1.36$, $df = 6$, $P = 0.22$). 両実験区とも80–140 mm付近にピークを持ち、調査区間の平均全長に大きな違いはなかったものの、蛇行区では対照区で確認されなかった300 mm以上の大型の個体を確認された (Fig. 10). これはサクラマスが3個体、アメマス、カラフトマス、ニジマスが各1個体であった。

考 察

再蛇行以前の2001年の夏期には、蛇行区である旧川と対照区である標津川本川の環境は大きく異なっていた。

旧川は流れのない止水域で、標津川本川と比べ水深が大きく、河床は細かいシルトで覆われていた。また、抽水植物や沈水植物といった水生植物が水深の浅い場所に多く繁茂していた (河口未発表データ)。この旧川には、ヤチウグイ、フナ属、イトヨ太平洋型、イバラトミヨ淡水型そしてウキゴリが多く生息していたが、これらの魚類は湿地帯や沼地といった止水域や、流れの緩い環境を好むことが知られている (石野 1989; 高田 1989; 後藤 1991 a, b; 小宮山 2003)。また、スジエビやウチダザリガニといった甲殻類も多数確認されたが、ウチダザリガニは移入種で、釧路湿原をはじめ北海道の道東域全体に分布が拡大し、近年問題視されている (斉藤 2002)。一方、標津川本川では、サクラマス、ウグイ、フクドジョウ、シマウキゴリといった流水性の魚類や、カワヤツメ幼生が生息していた。旧川で採捕されたウキゴリが止水域で見られるのに対し、シマウキゴリは平瀬のような流水域で見られる (石野 1989)。フクドジョウについては、河川改修に伴う環境変化の影響を受けにくいことが指摘されており、直線化された標津川で確認された結果と一致する (井上・中野 1994; 豊島ほか 1996; 渡辺ほか 2002)。このように、再蛇行以前の旧川と標津川本川の魚類相は大きく異なっていた。旧川に多く生息していたイトヨ太平洋型やイバラトミヨ淡水型は、標津川本川に設置した約400 mの調査区全体で数個体しか確認されず、また、ヤチウグイやフナ属は確認されなかった。同じように再蛇行後の蛇行区でも、これら止水性の魚類の採捕数は少なく、再蛇行化に伴い止水性の魚類が大きく減少したことが明らかになった。矢板によって残された止水環境の保全区では、再蛇行後、止水性の魚類の生息が確認されている (河口・中村未発表データ)。既存研究で、トミヨは流速20 cm/s以下で生息個体数が増加傾向にあること (田中・長井 1993)、営巣には水生植物が用いられること、営巣場所の流速は小さいことが報告されている (Mori 1994; 神宮司ほか 2003)。再蛇行前の旧川はこれらの条件にあてはまり、イトヨ太平洋型やイバラトミヨ淡水型が生息するには好ましい環境だったと考えられる。再蛇行前の旧川で確認した魚類は、人為的改変が進む前、蛇行を繰り返しながら流れていた標津川に生息していた魚類で、河道の直線化にともない旧川に取り残され、止水環境に適応した魚類が今日まで生き延びたと考えられる。また、再蛇行前の旧川における魚類そして甲殻類の生息量が標津川本川と比較して極めて大きかったことから、止水域で生息する水生生物にとって旧川は適した環境だったと考えられた。

旧川の物理環境は再蛇行後に大きく変化した。再蛇行の6ヶ月後には、蛇行区内の湾曲部で外岸側に深掘れが生じ、対照区の横断形状と比較すると非常に多様な形状となっていた。さらに、外岸側への洗掘に伴い河床の洗掘もすすみ、対照区である標津川本川には認められなかった縦断形状 (Fig. 3) の変化もみられた。再蛇行により、蛇行区では縦断そして横断形状の多様化は認められたものの、明瞭な瀬淵構造が見られるほどではなかった。蛇行区の水深や流速そして河床材料といった物理環境要素を標津川本川と比較すると、ほぼ同じ傾向を示した。再蛇行によって標津川の流路延長は約2倍になったにもかかわらず、蛇行区と直線河道である本川の水面勾配はほぼ通っていた。この矛盾は、連結部の本川下流側で実施した堰き上げ工事に起因している (渡邊ほか 2005)。この堰き上げによって蛇行区の勾配が大きくなり、蛇行しているにもかかわらず直線区の勾配と同程度となった。そのため、蛇行区でありながら直線化された標津川本川の流速とはほぼ等しいという、流速が大きいといった特徴をもつ蛇行区になった。

再蛇行後の蛇行区そして標津川本川の直線区の流速分布は、流速の小さい範囲が少ないのが特徴だった。これまでの研究では、サクラマスやイトウといった河川性サケ科魚類の成魚が、夏期に流れの緩やかな環境を利用することが報告されている (佐川ほか 2002; Edo & Suzuki 2003)。また、川の規模は異なるが、北海道北部の三面張護岸の直線河川で行われた調査では、同じように流速の小さい範囲 (20 cm/sec 以下) が少なかった (豊島ほか 1996)。同時に行なわれた三面張護岸化されていない自然の蛇行区間の調査では、流速の緩い範囲が多く、サクラマスやハナカジカといった魚類の生息密度も三面張護岸の直線区間より高かった。このように流速の小さい環境は、遊泳魚であるサケ科魚類のみならず、他の河川性魚類にとっても必要な環境だと考えられる。しかし、直線化された標津川本川そして再蛇行後の蛇行区では、流速の小さい環境はほとんどみられず、平均流速が大きいことから、流水性のみならず止水性魚類にとっても生息に適さない環境だと推測された。

再蛇行後の蛇行区で、投網と潜水観察で確認した魚類の個体数は、対照区である標津川本川よりも多かった。この調査で確認した魚類の多くはサクラマスで、そのサイズからほとんどが0歳魚であると考えられた。しかし、蛇行区では標津川本川で確認されなかった全長300 (mm) 以上の大型のサケ科魚類が潜水観察で確認され、これらはアメマスやニジマス、そして海から遡上したサ

クラマスやカラフトマスだった。大型のサケ科魚類そしてサクラマス幼魚は、蛇行区の湾曲部で河岸の側方浸食がすすみ、浸食によって水際の河畔林が水中に倒れ込んだ倒流木周辺で確認された (河口・中村 未発表データ)。また、魚類が定位していた倒流木周辺の流速は局所的に緩やかだった (河口・中村 未発表データ)。春に海から遡上して、秋の産卵期まで河川に生息するサクラマスにとって、夏期に利用する生息環境の有無は重要である (Edo & Suzuki 2003)。Edo & Suzuki (2003) は、夏期、海から遡上したサクラマス成魚が、水深が深く、倒流木によるカバー面積が大きく、そして流速が小さい環境を選択すると報告している。また、サクラマス幼魚にとっても、倒流木によって作られる水中カバーは重要な生息環境であることが指摘されている (Inoue & Nakano 1998; Urabe & Nakano 1998; 阿部・中村 1999)。一方、対照区である直線化された標津川では、小型のサクラマスは確認されたがその個体数は少なく、大型のサケ科魚類は確認されなかった。好適な生息場所の量は、河川性魚類の生息密度を規定する重要な要因であることが指摘されており (Moore & Gregory 1988; Fausch & Northcote 1992)、再蛇行後の蛇行区でサクラマスが多く確認されたのは、再蛇行に伴い本種の選好する環境が局所的に形成された結果であると考えられる。しかし、基本的に蛇行区の平均流速は標津川本川と変わらないほど速く、水衝部の浸食も激しいため、倒流木によって造られた水中カバーも出水によって消失することが確認されている (河口 未発表データ)。その為、倒流木による水中カバーは、長期にわたり魚類が利用できる環境になっていないと推測された。この問題を解決するには、河道内に人工的に倒木を固定する方法が考えられる。単に倒木設置でサケ科魚類の生息場を改善するだけでなく、倒木周辺に流速の小さい空間が多くできれば、止水性魚類も利用できる可能性があるだろう。

リストラクションやリハビリテーションといった環境の復元を目的とした事業では、事業を科学的に検証し、因果関係を実験的に正しく評価できる調査デザインが必要とされる (Block et al. 2001)。実験的に評価する方法として、'Before-After-Control-Impact' (BACI) デザインや (Green 1979; Underwood 1994; 安田・一柳 2002)、BACIにReferenceを加え 'Before-After-Reference-Control-Impact' (BARCI) デザインでモニタリング計画を立てることが望ましいと言われている (Lake 2001, 中村 2003)。今回の再蛇行においては、事業の始まる時間的都合から、事前事後に各1回のサンプリングを行う、Green (1979) の

推奨する BACI デザインを採用した。しかし、Stewart-Oaten (1986) が指摘するように、事前そして事後における 1 回の調査による評価は不十分で、事前事後共に、時間的に複数回のサンプリングを行う調査デザインで評価を行う方が好ましい。今後行われる他地域の環境復元事業において、全ての条件を満たすケースは多くないと思われるが、考え得る限り好ましい調査デザインに沿ってモニタリング計画をたて、調査を実施して評価を試みることは重要である。標津川でも、これから取り組む蛇行復元において長期的なモニタリングを行い、蛇行復元の評価を行っていく必要があると思われる。

今回の調査から、蛇行前の旧川では非常に多くの水生生物（個体数）が確認された。他の旧川で行った事前調査からは、イヌイトモといった絶滅危惧種に指定されている水草が確認されている旧川もある（標津川技術検討委員会事務局 2000）。現在の標津川周辺の旧川には、直線化される前の標津川に生息し、現在の標津川本川で見られない水生動植物が多く残っていると考えられる。しかしながら、現在の止水環境の多くは、過去に行われた河道の直線化により、旧河道の湾曲部が取り残されて形成されたものである。そのため、止水環境が多く存在する現状は、直線化前の標津川の河川環境と異なるであろう。また、直線化された標津川の河道は、物理環境構造が単純で平均流速が大きいことから、止水性の魚類はほとんどみられず、流水性の生物に関しても生息量は小さい。河道が直線である限り、直線河道がもつこの問題は解決されないであろう。直線化以前、蛇行して流れていた標津川の環境は、河床勾配が約 1/2000 と現在の直線区間より緩かったことから（標津川技術検討委員会事務局 2000）、現在の標津川より平均流速は小さく、流速の小さい部分が見られ、止水環境も部分的に存在したと推測される。このように蛇行して流れる標津川では、現在の直線区間そして旧川のような止水環境でみられる両方の水生生物が生息していたと推察される。

今考えるべき事は、直線区間そして止水環境に見られる両方の水生生物が生息できる環境の保全と復元であり、そのためには、例えば現在の蛇行区の勾配（約 1/500）を直線化以前の蛇行河川の勾配（約 1/2000）に近づけるような改良を検討することも必要であろう。このような改良が実施できれば、蛇行区全体の流速も遅くなり、多様な物理環境を形成し、流水性、そして止水性の魚類が生息することも可能だと思われる。また、標津川下流域で計画されている大規模な蛇行復元では、対象となっている旧川の環境と生物相について詳細に調べ、希少種が

確認された場合には本川と連結しない、あるいは蛇行復元による通水で現状の環境が大きく変化しないような本川との連結方法を考える必要がある。今回の再蛇行化では河道の平面形状を変えるにとどまったが、本来蛇行復元は氾濫原復元の一手法であることから、蛇行の復元にとどまらず氾濫原の復元を視野に置いて、本川と旧川の連結方法について十分に検討する必要がある。

過去数十年にわたって変化した自然環境に対して、その保全や復元を目的とした取り組みが今後進められると思われる。復元の目的を設定する際に、自然環境の何が変化し、何が変化しなかったのか、また現在何が残っているのか明らかにし、その場の環境に応じた復元計画を立てていくべきだと思われる。

謝 辞

本調査を行うにあたって、北海道開発局釧路開発建設部治水課、ならびに釧路開発建設部標津川事業所には便宜を図っていただいた。野生鮭研究所の小宮山英重氏には、標津川水系における魚類の分布情報、ならびに魚類採集方法について多くの助言をいただいた。標津サーモン科学館の市村政樹学芸員ならびに職員の方々には、室内分析において便宜をはかっていただいた。また、北海道大学水産学部の後藤晃助教授そして同研究グループの方々には、魚類の同定に関する多くの情報を教えていただいた。（財）河川環境管理財団、（財）リバーフロント整備センターには、本調査を行うにあたり必要な人員の確保をしていただいた。株式会社エコニクスの上田重貴氏、相内雄大氏をはじめとする調査スタッフの方々、そして桑原禎知氏には、現地での野外調査を遂行していただいた。株式会社ドーコンの佐川志朗氏には、BACI デザインについて多くの情報を提供していただいた。ここに記して深謝の意を表す。最後になるが、本論文を校閲し有益な助言をいただいた二名の校閲者に対して、心より御礼を申し上げる。なお、本研究の一部は、（財）河川環境管理財団の河川整備基金による研究支援を受けて実施した。

摘 要

河道の直線化によってその周辺に残された旧川を利用し、試験的な川の再蛇行化が標津川下流域で実施された。再蛇行前の 2001 年、再蛇行後の 2002 年の夏に、直線河道の標津川本川（対照区）と旧川（蛇行区）で、魚類の

生息量調査と河道内の物理環境調査を実施した。

再蛇行前の旧川は流れのない止水域で、標津川本川と比べ水深が大きく、河床は細かいシルトで覆われていた。この旧川には、ヤチウグイ、フナ属、イトヨ太平洋型、イバラトミヨ淡水型、ウキゴリといった止水性の魚類と、スジエビやウチダザリガニといった甲殻類が非常に多く生息していた。一方、標津川本川は流速の緩い範囲そして水深の浅い環境が全体に少なく、平均流速は速かった。標津川本川には、サクラマス、ウグイ、フクドジョウ、シマウキゴリといった流水性の魚類が生息していたが、これらの生息量は旧川と比べて非常に小さかった。

旧川の物理環境は再蛇行後に大きく変化し、水深、流速、河床材料、水面勾配といった物理環境要素は、対照区である標津川本川と蛇行区ではほぼ同じ傾向を示した。

再蛇行により、蛇行区では縦断そして横断形状の多様化は認められたものの、明瞭な瀬淵構造は見られなかった。

再蛇行化によって、旧川の物理環境は止水から流水に変化し、旧川に生息していた止水性の魚類は大きく減少した。一方、蛇行区の湾曲部では、浸食によって水際の河畔林が水中に倒れ込み、この倒流木周辺でサクラマス幼魚や大型のサケ科魚類が確認された。潜水観察や投網の調査で確認したサケ科魚類の個体数は、標津川本川より蛇行区で多かった。しかし、倒流木によって造られる環境は、出水によって消失するため、長期的に利用できる環境ではなかった。

蛇行前の旧川は止水性の水生生物が数多く生息しており、今後の蛇行復元事業においては、蛇行復元を計画している旧川の環境と生物相の把握、そして蛇行復元にとどまらず氾濫原の復元も視野に入れた本川と旧川の連結方法の検討が必要だと考えられた。

引用文献

- 阿部俊夫・中村太士 (1999) 倒流木の除去が河川地形および魚類生息場に及ぼす影響. 応用生態工学 **2**: 179-190.
- Biggs, J., Corfield, A., Gron, P., Hansen, H. O., Walker, D., Whitfield, M. & Williams, P. (1998) Restoration of the rivers Brede, Cole and Skerne: a joint Danish and British EU-LIFE demonstration project. V. Short-term impacts on the conservation value of aquatic macroinvertebrate and macrophyte assemblages. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **8**: 241-255.
- Block W. M., Franklin A. B., Ward J. P., Ganey J. L. & White G. C. (2001) Design and implementation of monitoring studies to evaluate the success of ecological restoration on wildlife. *Restoration Ecology* **9**: 293-303.
- Chapman D. W. & Knudsen E. (1980) Channelization and live-stock impacts on salmonid habitat and biomass in western Washington. *Transactions of the American Fisheries Society* **109**: 357-363.
- Edo K. & Suzuki K. (2003) Preferable summering habitat of returning adult masu salmon in the natal stream. *Ecological Research* **18**: 783-791.
- Fausch K. D. & Northcote T. G. (1992) Large woody debris and salmonid habitat in a small coastal British Columbia stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **49**: 682-693.
- Friberg N., Kronvang B., Hansen H. O. & Svendsen L. M. (1998) Long-term, habitat-specific response of a macro-invertebrate community to river restoration. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **8**: 87-99.
- Gore J. A. (1985) Mechanisms of colonization and habitat enhancement for benthic macroinvertebrates in restored river channels. In: *The Restoration of Rivers and Streams: Theories and Experience* (ed. Gore J. A.) pp. 81-101. Butterworth Publ., Boston, MA.
- Gore J. A. & Shields F. D. (1995) Can large rivers be restored? *Bioscience* **45**: 142-152.
- Green R. H. (1979) Sampling design and statistical methods for environmental biologists. Wiley Interscience, Chichester, England.
- 後藤晃 (1991a) フナの分布. 北海道自然環境図譜 (前田一步園財団編), pp. 288. 前田一步園財団, 阿寒.
- 後藤晃 (1991b) イトヨの分布. 北海道自然環境図譜 (前田一步園財団編), pp. 291. 前田一步園財団, 阿寒.
- 平井康幸・空閑健 (2005) 標津川における自然再生事業への取り組みについて. 応用生態工学 **7(2)**: 143-150.
- 井上幹生・中野繁 (1994) 小河川の物理的環境構造と魚類の微生物場所. *日本生態学会誌* **44**: 151-160.
- Inoue M. & Nakano S. (1998) Effects of woody debris on the habitat of juvenile masu salmon (*Oncorhynchus masou*) in northern Japanese streams. *Freshwater Biology* **40**: 1-16.
- 石野健吾 (1989) ウキゴリ. 日本の淡水魚 (川那部浩哉・水野信彦編), pp. 618-621. 山と溪谷社, 東京.
- 神宮司寛・森誠一・柴田直子 (2003) 維持管理作業がイバラトミヨの営巣環境に与える影響. 応用生態工学 **5(2)**: 169-177.
- 可児藤吉 (1944) 溪流棲昆虫の生態. 昆虫, 上 (吉川晴男編), pp. 117-317. 研究社, 東京.
- 萱場祐一・傳田正利・田中伸治・島谷幸宏・佐合純造 (2002) 直線河道における魚類生息環境の復元の試みとその効果—自然共生研究センター実験河川を利用して—. 河川技術論文集 **7**: 97-102.
- Kern K. (1992) Restoration of lowland rivers: the German experience. In: *Lowland Floodplain Rivers* (eds. Carling P. A. & Petts G. E.), pp. 279-297. John Wiley and Sons, Chichester, UK.
- 小宮山英重 (2003) ヤチウグイ. 知床の魚類 (斜里町立知床博物館編), pp. 93-94. 北海道新聞社, 札幌.
- Kronvang B., Svendsen L. M., Brookes A., Fisher K., Moller B., Ottosen O., Newson M. & Sear D. (1998) Restoration of the rivers Brede, Cole and Skerne: a joint Danish and British EU-LIFE demonstration project. III. Channel morphology, hydrodynamics and transport of sediment and nutrients. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **8**:

- 209-222.
- Lake P.S. (2001) On the maturing of restoration: Linking ecological research and restoration. *Ecological Management & Restoration* **2**: 110-115.
- Moore K.M.S. & Gregory S.V. (1988) Response of young-of-the-year cutthroat trout to manipulation of habitat structure in small stream. *Transactions of the American Fisheries Society* **117**: 162-170.
- Mori S. (1994) Nest site choice by the three-spined stickleback, *Gasterosteus aculeatus* (form *Leirus*), in spring-fed waters. *Journal of Fish Biology* **45**: 279-289.
- 中村太士(2003)河川・湿地における自然復元の考え方と調査・計画論—釧路湿原および標津川における湿地, 氾濫原, 蛇行流路の復元を事例として—. *応用生態工学* **5**(2): 217-232.
- Newbury R.W. & Gaboury M.N. (1993) *Stream Analysis and Fish Habitat Design*. Newbury Hydraulics Ltd., Gibson, BC.
- Pretty J.L., Harrison S.S.C., Shepherd D.J., Smith C., Hildrew A.G. & Hey R.D. (2003) River rehabilitation and fish populations: assessing the benefit of instream structures. *Journal of Applied Ecology* **40**: 251-265.
- Portt C.B., Balon E.K. & Noakes D.L.G. (1986) Biomass and production of fishes in natural and channelised streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **43**: 1926-1934.
- Punchard N.T., Perrow M.R. & Jowitt A.J.D. (2000) Structure, density and biomass in natural and channelised lowland streams in the catchment of the River Wensum, UK. In: *Management and Ecology of River Fisheries* (ed. Cowx G.), pp. 143-157. Fishing News Books, Oxford, UK.
- 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.
- The River Restoration Centre (1999) *Manual of River Restoration Techniques*. River Restoration Center, UK.
- 佐川志朗・山下茂明・中村太士 (2002) 北海道天塩川水系一支流におけるイトウ成魚の夏季生息場所利用—イトウ生息地保全事項の提示—. *日本生態学会誌* **52**: 167-176.
- 齊藤和範 (2002) ウチダザリガニ. 外来種ハンドブック (日本生態学会編). pp.168. 地人書館, 東京.
- 標津川技術検討委員会事務局 (2000) 標津川技術検討委員会資料.
- 島谷幸宏・小栗幸雄・萱場祐一 (1994) 中小河川改修前後の生物生息空間と魚類相の変化. *水工学論文集* **38**: 337-344.
- Stewart-Oaten A., Murdoch W.W. & Parker K.R. (1986) Environmental impact assessment: "Pseudoreplication" in time? *Ecology* **67**: 929-940.
- Swales S. (1988) Fish populations of a small lowland channelized river in England subject to long-term river maintenance and management works. *Regulated Rivers: Research and Management* **2**: 493-506.
- 高田啓介 (1989) イバラトミヨ. 日本の淡水魚 (川那部浩哉・水野信彦編), pp.445-447. 山と溪谷社, 東京.
- 田中晋・長井宗路 (1993) 黒部川扇状地におけるトミヨ (トゲウオ科) の分布. 富山大学教育学部紀要 **43**: 5-12.
- Tanida K., Yamashita K. & Rossiter A. (1985) A portable current meter for field use. *Japanese Journal of Limnology* **46**: 219-221.
- Toth L.A., Obeysekera J.T.B., Perkins W.A. & Loftin M.K. (1993) Flow regulation and restoration of Florida's Kissimmee River. *Regulated Rivers: Research and Management* **8**: 155-166.
- 豊島照雄・中野繁・井上幹生・小野有五・倉茂好匡 (1996) コンクリート化された河川流路における生息場所の再造成に対する魚類個体群の反応. *日本生態学会誌* **46**: 9-20.
- Underwood A.J. (1994) On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Applications* **4**(1): 3-15.
- Urabe H. & Nakano S. (1998) Contribution of woody debris to trout habitat modification in small streams in secondary deciduous forest, northern Japan. *Ecological Research* **13**: 335-345.
- 渡辺恵三・中村太士・加村邦茂・山田浩之・渡邊康玄・土屋進 (2001) 河川改修が底生魚類の分布と生息環境におよぼす影響. *応用生態工学* **4**(2): 133-146.
- 渡邊康玄 (2002) 欧州における川の自然再生への取り組み事例調査報告. *北海道開発土木研究所月報* **593**: 28-35.
- 渡邊康玄・長谷川和義・森明巨・鈴木優一 (2005) 標津川蛇行復元における 2 way 河道の流況と河道変化. *応用生態工学* **7**(2): 151-164.
- 安田成夫・一柳英隆 (2001) 自然環境に対する人為影響を検出するための調査デザイン. 平成 12 年度ダム水源地環境技術研究所所報 **1-11**: 100-109.