魚類標本の安定同位体比を指標とした 青森県小河川における環境変遷の推定

田村和也*・東 信行**

Estimation of environmental transition in the small streams in Aomori: Insights from stable isotope ratios of fish specimens

Kazuya TAMURA *, Nobuyuki AZUMA **

摘 要

本研究は、新しい流域変遷の検討法を用い、過去 20-30 年間における河川流域環境及び物質循環の変遷とその要因について推定することを目的とした。青森県内を流れる 17 か所の小河川を対象に、1980 年代と 2000 年代に採集された魚類ホルマリン標本の炭素・窒素安定同位体比を比較した。また、河川流域における農地や市街地などの土地利用状況の変化や河川改修履歴を調査し、結果を照らし合わせた。その結果、土地利用の変化に伴う人為的影響の増減や下水道整備の推進に伴う $\delta^{15}\text{N}$ 値の変化が確認された他、河川改修が行われた河川では複数種の魚類で同位体特性が類似するようになり、魚類を中心とした食物網の単純化が認められた。

Abstract

The purpose of this study was to estimate influences of temporal changes on the ecosystems of stream basin environments and material cycle during the past two to three decades by using an alternative research method. We compared stable isotope signatures of formalin-fixed fish specimens of the 1980s and the 2000s for 17 plots of small streams in Aomori, Japan. In addition, we investigated changes of the land use such as farmlands and urban areas and impacts of river improvement. Subsequently, we considered these investigation data and stable isotope signatures. As a result, we confirmed that changes of land use and promotion of the sewer improvement caused the change of the $\delta^{15}\text{N}$ value, and furthermore, river improvement works made aquatic food chains simple as shown in the fact of the convergence of stable isotope signatures.

キーワード：魚類ホルマリン標本、安定同位体比、土地利用、河川改修、物質循環

Key words : Formalin-fixed fish specimens, Stable isotope ratio, Land use, River improvement, Material cycle

* 弘前大学大学院 農学生命科学研究科農学生命科学専攻生物学コース

〒036-8561 青森県弘前市文京町 3

** 弘前大学 農学生命科学部 〒036-8561 青森県弘前市文京町 3

E-mail: azuma@cc.hirosaki-u.ac.jp

1. はじめに

土地の開発や放棄、人の移動に伴った河川流域の土地利用の変化は、同時に河川環境自体の変化を誘発する。人為的影響による河川環境の変化が生態系に影響し、生態系の構造や生物群集を変化させる現象は、生物のインベントリーの整備などにより検出することができる。また、河川生態系の成立に重要な影響を及ぼす物質循環においても継続的な調査データを整理することで把握が可能である。しかしながら、河川水辺の国勢調査をはじめとする、定量性の高い継続的な調査は一級河川や二級河川など国土の保安や経済面において重要な河川で行われることが多く、準用河川や普通河川のように都市部や源流部の小河川では調査が不十分なことが多く、生態系の変化を考察することは困難な場合がある。そこで本研究は、既存の資料が少ない小河川を対象にした、新しい流域変遷の検討法を案出した。

過去に成立していた物質循環経路を把握するに当たり、河川構造やインベントリーなど当時の環境特性を示した資料が望めない小河川において、我々が注目したのは生物標本である。ホルマリン処理を施された生物標本は防腐や固定に優れているため、数多くの標本が現在までに残されている。また、我々は青森県各地の小河川で採集された水生動物のホルマリン標本を保有しているため、それらの炭素・窒素安定同位体比分析を試みた。炭素安定同位体比 ($\delta^{13}\text{C}$) は捕食-被捕食関係を通じた変動が0~1.0%と値が大きく変化しないことから、食物資源やエンドメンバー（食物連鎖の基礎、すなわち一次生産者あるいは腐植成分などの有機物）の推定に有用である一方、窒素安定同位体比 ($\delta^{15}\text{N}$) は栄養段階が一つ上がるに連れておよそ $3.4 \pm 1.1\%$ 増大するため、群集内における各種の相対的な栄養段階の推定に有用である (Minagawa and Wada, 1984)。このことから、安定同位体比を用いた水圏生態系の研究は現在までに国内外で盛んに行われている。例えば、安定同位体の濃縮係数に着目した河川生態系における食物網構造の解明を行った研究 (Jacques et al., 1999; 山本ら, 2005; 安部・布川, 2005; Cucherousset et al., 2007) や、生物の同位体特性と土地利用の関係

性についても多くの知見が得られている。Harrington et al. (1998) はサケ科幼魚の筋肉組織中の $\delta^{15}\text{N}$ を測定し、その値は生息河川における流域中の農地の総面積が強く関係していると論じた。同様に、Gray et al. (2004) は森林地帯から農業地帯を流れる河川において、定住性を持つカジカの $\delta^{15}\text{N}$ が流下方向に沿って増加したことを報告し、環境中の農地への施肥が生物中の $\delta^{15}\text{N}$ 値に影響を及ぼすことを示した。Hansson et al. (1997) や Harvey and Kitchell (2000) は、市街地や工場から流出した ^{15}N を多く含む排水をマーカーとして利用し、魚類の移動パターンの解明を行った。このように、農地や市街地からの人為的影響が、周辺環境中に生息する生物の $\delta^{15}\text{N}$ 値を増加させることが分かっている。

標本における安定同位体比では、Bosley et al. (1999) や Kaehler (2001) が冷凍保存や乾燥保存した標本の炭素・窒素同位体比は保存による影響をほとんど受けず、エタノールによる液浸標本も炭素・窒素安定同位体比分析に利用可能であると述べている。Ogawa et al. (2001) による実験でも、ホルマリンで固定された魚類標本の窒素安定同位体比 $\delta^{15}\text{N}$ は未処理の魚類の $\delta^{15}\text{N}$ と値がほとんど変わらないと結論付けており、そのことから標本の $\delta^{15}\text{N}$ はホルマリン保存による影響が少なく、河川の富栄養化や栄養段階の推定に有用であることが示唆されている。一方、エンドメンバーの推定に有用とされる炭素安定同位体比 $\delta^{13}\text{C}$ はホルマリン中の軽い同位体比の炭素が組織に組み込まれることで値が変動するため、分析により得られたデータは野外採集時の生体情報とは異なり (Hobson et al., 1997)、ホルマリン標本の炭素安定同位体比の分析値を扱った研究例は多くないのが現状である (富永・高井, 2008)。本研究では、ホルマリン処理による炭素安定同位体比への影響とその変化値を把握した上で、1980年代と2000年代の2つの年代間で魚類ホルマリン標本の同位体比の変化と河川流域の土地利用の変遷を照らし合わせ、小河川における流域環境および物質循環の変遷とその要因について推定した。

2. 調査地

本研究は1980年代と2000年代に採集・固定さ

れた魚類ホルマリン標本を分析試料として用いたため、同じ採集地点で継続的なサンプリングが行われ、同じ季節に同種同サイズクラスのものが入数採集された小河川の標本を対象とし、青森県内を流れる 17 か所の小河川を調査地として設定した (図 1)。青森県は太平洋、津軽海峡、日本海と三方を海に囲まれ、中央には陸奥湾を抱く形を成す。そのためこれらの河川の多くが直接海へ注ぐ河川となっている。太平洋へ注ぐ河川は老部川と大畑川の 2 つの河川、津軽海峡へ注ぐ河川は小奥戸川、与茂内川、増川川、算用師川の 4 つの河川、陸奥湾へ注ぐ河川は田名部川の支流である古川、清水川、根井川、野内川の 4 つの河川、日本海へ注ぐ河川は冬部川、折腰内川、小泊川、磯松川の 4 つの河川である。花切川と赤川は青森県東部に位置する汽水湖の小川原湖へ注ぐ河川であり、今泉川は青森県西部の汽水湖である十三湖へと注ぐ。これらの河川のうち多くは採集地点が河

口から近い場所に設定されているため、両側回遊性魚類が多く見られるという特徴を持つ。

3. 材料及び方法

本研究で使用した試料は図 1. にて示した 17 か所の小河川で 1980 年代 (80 年, 81 年, 82 年, 83 年, 84 年) と 2000 年代 (02 年, 04 年, 06 年, 07 年, 08 年) に採集された魚類のホルマリン標本である。採集された魚類はウグイ (*Tribolodon hakonensis*), ドジョウ (*Misgurnus anguillicaudatus*), トミヨ種群 (*Pungitius* spp.), トウヨシノボリ (*Rhinogobius kurodai*), スマチチブ (*Tridentiger brevispinis*), ビリンゴ (*Gymnogobius breunigii*), ウキゴリ (*G. urotaenia*), シマウキゴリ (*G. opperiens*), カンキョウカジカ (*Cottus hangiongensis*), カジカ大卵型 (*C. pollux*) の 10 種である。なお、種の同定は川那部・水野 (2001) および中坊 (2013) に則り行った。標本は 2 つの年代で採集された月と体

図 1. 本研究で用いた 1980 年代と 2000 年代の魚類標本が採集された青森県の調査地の概要。図中の数字に対応した河川名を次に示す。

- 1 小奥戸川 2 大畑川 3 古川 4 老部川 5 花切川 6 赤川 7 清水川 8 根井川
9 野内川 10 与茂内川 11 増川川 12 算用師川 13 冬部川 14 折腰内川
15 小泊川 16 磯松川 17 今泉川

なお、古川の本流である田名部川を灰色で示した。

長を揃え、表面を水洗いした後、体長と湿重量を測定し、背中の筋肉組織を切り出し自然対流乾燥機で十分乾燥させ（60℃で24時間）、炭素・窒素安定同位体比分析に供した。分析に用いたサンプルは全206個体であり、サンプルの標本情報と数は付表1.に示す。同位体分析には燃烧型元素分析装置 NA2500（FISONS 社製）を連結した同位体

付表1. 本研究で窒素・炭素安定同位体比分析に用いた魚類ホルマリン標本の概要。

河川名	種	採集年・月	n	体長(mm)	
				平均	±SD
小奥戸川	カンキョウカジカ	1983.5	4	36.75	5.81
	(<i>Cottus hangiongensis</i>)	2008.5	4	43.75	0.65
大畑川	ウグイ	1983.5	4	46.25	2.53
	(<i>Tribolodon hakonensis</i>)	2006.5	4	42.75	2.02
	ピリંગ	1983.5	4	42.38	2.25
	(<i>Gymnogobius breunigii</i>)	2008.5	4	44.00	2.74
古川	トウヨシノボリ	1984.8	4	44.00	4.85
	(<i>Rhinogobius kurodai</i>)	2008.8	4	47.38	4.77
老部川	シマウキゴリ	1984.8	4	67.88	5.51
	(<i>Gymnogobius operiens</i>)	2008.8	4	65.88	3.09
	カンキョウカジカ	1984.8	3	63.83	9.75
	(<i>Cottus hangiongensis</i>)	2008.8	4	67.10	5.45
花切川	トミヨ種群	1984.8	4	24.75	3.23
	(<i>Pungitius</i> spp.)	2004.8	4	29.00	1.58
赤川	ウグイ	1984.8	4	26.25	2.63
	(<i>Tribolodon hakonensis</i>)	2004.8	4	25.63	2.29
清水川	トウヨシノボリ	1984.9	4	48.63	6.66
	(<i>Rhinogobius kurodai</i>)	2008.9	4	55.25	2.18
根井川	カジカ大卵型	1984.9	4	54.25	14.32
	(<i>Cottus pollux</i>)	2008.9	4	55.50	9.97
野内川	ウグイ	1984.9	4	34.50	8.90
	(<i>Tribolodon hakonensis</i>)	2007.9	4	37.63	4.09
	ピリંગ	1984.9	4	41.63	1.49
	(<i>Gymnogobius breunigii</i>)	2008.9	4	46.88	1.25
与茂内川	カンキョウカジカ	1981.6	4	62.38	6.66
	(<i>Cottus hangiongensis</i>)	2008.6	4	49.13	2.29
	カンキョウカジカ	1980.11	4	68.38	3.90
	(<i>Cottus hangiongensis</i>)	2008.11	4	66.13	4.87
増川川	メマナブ	1981.6	4	73.50	30.75
	(<i>Tridentiger brevispinis</i>)	2008.6	3	55.50	19.08
	シマウキゴリ	1981.6	4	64.88	12.43
	(<i>Gymnogobius operiens</i>)	2008.6	4	83.63	1.11
算用師川	カンキョウカジカ	1981.6	4	81.75	8.05
	(<i>Cottus hangiongensis</i>)	2008.6	4	73.00	3.85
	カンキョウカジカ	1980.11	4	89.75	10.46
	(<i>Cottus hangiongensis</i>)	2004.11	4	97.13	11.77
冬部川	シマウキゴリ	1982.6	4	72.88	2.29
	(<i>Gymnogobius operiens</i>)	2002.6	4	67.88	5.48
	カンキョウカジカ	1982.6	4	53.00	8.50
	(<i>Cottus hangiongensis</i>)	2008.6	4	79.63	2.02
折腰内川	シマウキゴリ	1982.6	4	49.75	9.54
	(<i>Gymnogobius operiens</i>)	2008.6	4	58.25	4.05
	カンキョウカジカ	1982.6	4	84.75	18.66
	(<i>Cottus hangiongensis</i>)	2007.6	4	64.50	21.16
小泊川	シマウキゴリ	1981.6	4	73.00	4.02
	(<i>Gymnogobius operiens</i>)	2006.6	4	73.88	4.50
磯松川	ウキゴリ	1981.6	4	76.88	6.14
	(<i>Gymnogobius urotaenia</i>)	2002.6	4	82.38	7.76
	ドジョウ	1981.6	4	80.50	5.31
今泉川	(<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>)	2008.6	4	81.25	7.77
	ウキゴリ	1981.6	4	55.50	11.68
	(<i>Gymnogobius urotaenia</i>)	2008.6	4	70.00	6.34

比質量分析計 DELTA Plus（Thermo Electron 社製）を用いた。なお、本研究で使用した分析計の精度は±0.2‰である。炭素安定同位体比（ $\delta^{13}\text{C}$ ）と窒素安定同位体比（ $\delta^{15}\text{N}$ ）の測定値は国際標準物質に対する千分偏差（ δ 値）で表され、以下の式より算出した。

$$\delta^{13}\text{C} \text{ or } \delta^{15}\text{N}(\text{‰}) = \left[\left(\frac{R_{\text{sample}}}{R_{\text{standard}}} \right) - 1 \right] \times 10^3$$

$$(R = {}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C}, {}^{15}\text{N}/{}^{14}\text{N})$$

ここで R_{sample} は測定サンプル中の比率を、 R_{standard} は国際標準物質中の比率を示す。また、本研究では L-Alanine（ $\delta^{13}\text{C} = 19.6\text{‰}$, $\delta^{15}\text{N} = 5.0\text{‰}$ ）をワーキングスタンダードとして使用した。

ホルマリン標本の $\delta^{13}\text{C}$ 値は液浸による影響で生息当時の値と異なるため、ホルマリン処理による同位体比の変化幅を把握するため、あらかじめ標本溶液に用いられたホルマリンに同じ魚の筋肉組織を浸し、その値の変化を測定した。これに用いた魚は2013年11月1日に青森県中西部を流れる一級河川岩木川と中津軽郡西目屋村を流れる大秋川の合流地点で採集されたエゾウグイ（*T. sachalinensis*）を用いた。体長164.0mm、湿重量60.795gのこの魚の頭部から背びれまでの背中の筋肉組織を切り出し、80年、81年、82年、84年、02年、04年、07年、08年の8つの年の標本で液浸に用いられたホルマリンに浸した処理サンプルと、液浸せずにそのまま乾燥させた未処理サンプルを用意した。ホルマリン固定による $\delta^{13}\text{C}$ の影響は一週間程度で安定するため（富永・高井, 2008）、処理サンプルの液浸に要した時間は10日とした。処理後、試料を水洗いした後乾燥し、炭素・窒素安定同位体比分析に供した。処理サンプルと未処理サンプルの同位体比からホルマリンによる影響を評価し、2つの年代間で標本の同位体比を比較することが可能か検討した。

河川流域中の土地利用の変遷について、国土交通省国土地理院が公開する地理院地図および環境省による自然環境保全基礎調査（緑の国勢調査）の一環として行われた植生調査で得られた植生図を利用して調査した。画像処理ソフトウェア Image J ver.1.49 を用いて河川流域面積および流域中の農地（畑地、水田、果樹園、牧地）と市街地の4つの地区の面積を測定し、計測結果を河川流域中の土地利用状況とした。ただし、青森県北

東部の下北半島と、中央部に位置する陸奥湾に突き出た夏泊半島(図 1.)は 2014 年現在において一部 2000 年以降の植生図が作成されていないため、小奥戸川、大畑川、古川、清水川の 4 つの河川の流域における土地利用の算出は国土地理院が公開する地図や空中写真、さらに現地踏査を用いて調整を行った。

これらのデータを基に、河川流域中の土地利用状況およびその変化が魚類の安定同位体比に与える影響を解析した。解析には確率分布を正規分布と仮定した一般化線形モデル (GLM) を用いた。1980 年代と 2000 年代の試料を合わせた全試料、1980 年代の試料、2000 年代の試料の 3 つの場合に分けて解析を行い、各年代で共通する傾向と独立した特徴を調べた。標本の $\delta^{15}\text{N}$ 値が流域中のどのような要因によって影響されているのか調べるため、解析は標本の $\delta^{15}\text{N}$ 値を応答変数に、河川流域中の農地と市街地の割合、1980 年代と 2000 年代の 2 つの年代、種を説明変数として GLM を構築した。本研究では、食性や生息場所、生活史に違いがある 10 種の異なる魚種を試料として用いた。その魚種間の生態の違いが同位体比への影響の一つとなり得るため、説明変数[種]は因子型(factor class)として種ごとに異なる 10 種の因子を設定し、種差が及ぼす同位体比への影響を考慮した。なお、モデル選択の基準には Akaike (1973) による赤池情報量規準 (Akaike's Information Criterion : AIC) を使用し、AIC の値が最も小さいものを最適モデルとした。解析ソフトには R ver. 3.1.1 for Windows (R Development Core Team 2014) を用いた。

また、河川構造の変化について、島谷ら (1994) は直線化や護岸工事などの河川改修により河床構造が均一化した河川における底生性魚類の減少を示した。同様に、Vough et al. (1998) は河川改修が行われた河川と自然河川との間で底生動物群集を比較し、改修河川では自然河川と異なる群集構造の底生動物が見られることを示した。このことから、河川構造の変化は研究対象となった青森県内の小河川においても同様の影響があったと考えられる。そのため、調査地における河川改修の有無や施工前後の物理的な変化について、施設の施工記録確認のほか、青森県河川砂防課及び現地住

民等に聞き取り調査を行った。

以上により、魚類の安定同位体比と河川流域中の土地利用の変遷や河川構造の変化を照らし合わせ、河川流域環境および物質循環の変遷とその要因についての推定を行った。

4. 結果

各サンプルの安定同位体比分析は河川や種ごとに集計し、その結果を付表 2. に示した。

ホルマリン処理による対照実験を行った結果を図 2. に示した。ホルマリンによる液浸処理を行わなかった未処理サンプルの同位体比は $\delta^{13}\text{C}$ が -18.9% 、 $\delta^{15}\text{N}$ が 8.0% であった。また、処理サンプルの $\delta^{13}\text{C}$ について、1980 年代に採集された魚類に用いられたホルマリンで処理された 4 つのサンプル (平均値 -20.8%) は、2000 年代に用いられたホルマリンで処理した 4 つのサンプル (平均値 -20.3%) に対し、 $\delta^{13}\text{C}$ 値に有意な低下が示され (t 検定, $p < 0.001$)、未処理サンプルとの差はそれぞれ -1.9% と -1.3% であった。一方で、各年代での分析結果の標準偏差を見てみると、1980 年代、2000 年代ともに 0.1% と分析結果にばらつきが少ないことから、同年代間におけるホルマリンによる組織への影響は同程度と考えられる。すなわち、ホルマリンによる液浸処理は組織の $\delta^{13}\text{C}$ 値を低下させる作用があり、また、用いられたホルマリンは 2 つの年代間で異なるため液浸による影響の強さも異なると言える (本実験では年代差約 0.5%)。その性質を理解した上で、 $\delta^{13}\text{C}$ 値は相対値として 2 つの年代間での増減の目安に用いることは可能であると判断した。また、同様に $\delta^{15}\text{N}$ についても分析を行ったが、液浸処理による影響は極めて小さい結果となった (図 2.)。以上より、1980 年代と 2000 年代に用いられたホルマリンはともに魚類組織の $\delta^{15}\text{N}$ に影響を与えないが、1980 年代に使われたホルマリンは魚類組織の $\delta^{13}\text{C}$ をおよそ 1.9% 減少させ、2000 年代に使われたホルマリンは魚類組織の $\delta^{13}\text{C}$ をおよそ 1.3% 減少させる作用があると判断した。この未処理サンプルと処理サンプルの同位体比の差から補正値を導き出し (1980 年代: $+1.9\%$ 、2000 年代: $+1.3\%$)、補正した標本の同位体比を採捕当時の生体情報と仮定した。また、補正した値で作成した河川ごとの $\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$ 比

付表 2. 本研究で分析に用いた魚類ホルマリン標本の炭素・窒素安定同位体比 (‰)。
検定にはマン・ホイットニー U 検定を用いた (* : $p < 0.05$)。

河川名	種	採集年.月	n	$\delta^{13}\text{C}(\text{‰})$		$\delta^{15}\text{N}(\text{‰})$	
				平均	±SD	平均	±SD
小奥戸川	カンキョウカジカ	1983.5	4	-25.0	0.4	11.3	0.8
	(<i>Cottus hangiongensis</i>)	2008.5	4	-23.9	0.7	9.3	1.3 *
大畑川	ウグイ	1983.5	4	-21.8	1.6	8.6	1.6
	(<i>Tribolodon hakonensis</i>)	2006.5	4	-22.4	1.6	9.3	1.5
	ビリンゴ	1983.5	4	-20.3	1.0	13.3	0.6
	(<i>Gymnogobius breunigii</i>)	2008.5	4	-19.4	0.5	10.8	0.8 *
古川	トウヨシノボリ	1984.8	4	-29.5	0.9	11.5	0.5
	(<i>Rhinogobius kurodai</i>)	2008.8	4	-27.8	0.9 *	12.5	0.5 *
老部川	シマウキゴリ	1984.8	4	-21.1	0.5	8.6	0.5
	(<i>Gymnogobius operiens</i>)	2008.8	4	-22.3	1.6	6.6	1.0 *
	カンキョウカジカ	1984.8	3	-22.0	1.1	6.5	0.9
	(<i>Cottus hangiongensis</i>)	2008.8	4	-21.5	0.4	5.8	0.6
花切川	トミヨ種群	1984.8	4	-29.0	0.8	12.0	0.9
	(<i>Pungitius</i> spp.)	2004.8	4	-30.3	1.6	11.2	1.4
赤川	ウグイ	1984.8	4	-28.5	0.5	9.5	0.4
	(<i>Tribolodon hakonensis</i>)	2004.8	4	-24.7	0.4 *	9.3	0.7
清水川	トウヨシノボリ	1984.9	4	-26.8	1.5	9.6	0.9
	(<i>Rhinogobius kurodai</i>)	2008.9	4	-27.3	0.6	8.5	0.6 *
根井川	カジカ大卵型	1984.9	4	-26.4	2.7	6.3	0.5
	(<i>Cottus pollux</i>)	2008.9	4	-26.6	0.3	9.2	0.8 *
野内川	ウグイ	1984.9	4	-22.9	0.5	10.9	1.0
	(<i>Tribolodon hakonensis</i>)	2007.9	4	-24.1	2.6	8.4	1.4 *
	ビリンゴ	1984.9	4	-19.8	1.9	11.3	0.6
	(<i>Gymnogobius breunigii</i>)	2008.9	4	-23.0	0.8 *	10.8	0.7
与茂内川	カンキョウカジカ	1981.6	4	-24.4	1.0	5.8	1.0
	(<i>Cottus hangiongensis</i>)	2008.6	4	-20.2	0.6 *	6.1	0.4
	カンキョウカジカ	1980.11	4	-25.2	0.3	5.8	0.5
	(<i>Cottus hangiongensis</i>)	2008.11	4	-21.5	1.4 *	5.9	0.4
増川川	ヌマチチブ	1981.6	4	-21.6	0.2	9.5	0.7
	(<i>Tridentiger brevispinis</i>)	2008.6	3	-19.4	0.7 *	9.2	0.4
	シマウキゴリ	1981.6	4	-21.4	0.4	8.8	0.8
	(<i>Gymnogobius operiens</i>)	2008.6	4	-20.6	0.9	9.5	0.6
	カンキョウカジカ	1981.6	4	-21.3	0.2	7.3	0.9
	(<i>Cottus hangiongensis</i>)	2008.6	4	-18.6	0.2 *	8.2	0.6
算用師川	カンキョウカジカ	1980.11	4	-26.9	0.4	9.8	0.3
	(<i>Cottus hangiongensis</i>)	2004.11	4	-25.3	0.6 *	4.9	0.4 *
冬部川	シマウキゴリ	1982.6	4	-21.1	1.2	6.1	0.4
	(<i>Gymnogobius operiens</i>)	2002.6	4	-21.5	0.7	5.6	0.1 *
	カンキョウカジカ	1982.6	4	-19.6	0.6	4.1	0.7
	(<i>Cottus hangiongensis</i>)	2008.6	4	-21.7	0.8 *	5.1	0.4 *
折腰内川	シマウキゴリ	1982.6	4	-24.5	0.7	8.2	0.7
	(<i>Gymnogobius operiens</i>)	2008.6	4	-23.7	0.6	6.3	0.3
	カンキョウカジカ	1982.6	4	-20.0	0.5	4.2	0.6
	(<i>Cottus hangiongensis</i>)	2007.6	4	-21.7	0.5 *	5.1	0.5 *
小泊川	シマウキゴリ	1981.6	4	-24.3	0.5	9.2	0.8
	(<i>Gymnogobius operiens</i>)	2006.6	4	-23.9	0.4	7.8	0.2 *
磯松川	ウキゴリ	1981.6	4	-26.3	0.2	10.8	0.6
	(<i>Gymnogobius urotaenia</i>)	2002.6	4	-25.0	0.5 *	10.9	0.6
今泉川	ドジョウ	1981.6	4	-26.7	0.6	8.0	2.5
	(<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>)	2008.6	4	-26.3	0.4	7.8	0.6
	ウキゴリ	1981.6	4	-27.9	0.6	10.5	0.1
	(<i>Gymnogobius urotaenia</i>)	2008.6	4	-26.4	0.5 *	10.0	0.5 *

図 2. 1980 年代と 2000 年代に標本溶液に用いられたホルマリンにエゾウグイ (*T. sachalinensis*) の筋肉組織を 10 日間液浸した後の炭素安定同位体比 ($\delta^{13}\text{C}$) の変動 (A) と窒素安定同位体比 ($\delta^{15}\text{N}$) の変動 (B)。検定は t 検定を用いた (*: $p < 0.001$)。ホルマリンは 80 年, 81 年, 82 年, 84 年, 02 年, 04 年, 07 年, 08 年の 8 つの年の標本で液浸に用いられたホルマリンを用い, 年代別の平均値を表した。

表 1. 1980 年代と 2000 年代の河川流域中の土地利用状況 (単位: ha)。

河川名	河口地点	流域面積	1980年代						2000年代					
			畑地	水田	果樹園	牧地	農地合計	市街地	畑地	水田	果樹園	牧地	農地合計	市街地
小奥戸川	津軽海峡	707.2	83.1	15.8		46.9	145.8	14.1	54.4	4.1		36.1	94.6	9.3
大畑川	太平洋	16901.3	61.5	17.1		7.1	272.2	181.2	17.8	96.2		7.0	121.0	216.7
古川	陸奥湾 (田名部川)	2977.6	379.3	72.7		494.9	946.9	27.7	448.3	67.3		535.4	1051.0	26.9
老部川	太平洋	2992.6	27.8				27.8	26.9	7.0	12.2			19.2	27.4
花切川	太平洋 (小川原湖)	467.8	3.5	345.2			348.7	52.3	10.5	318.8			329.3	55.1
赤川	太平洋 (小川原湖)	5393.4	804.3	994.8		689.5	2488.6	326.8	845.9	1001.2		690.5	2537.6	451.0
清水川	陸奥湾	4636.9	113.1	365.8		20.8	499.7	12.5	101.8	384.5			486.3	104.9
根井川	陸奥湾	1391.2	42.7	26.2	3.2		72.1	48.8	29.6	24.1			53.7	60.0
野内川	陸奥湾	11457.6	133.5	419.7	88.3		641.5	218.6	111.1	396.2	5.1		512.4	293.6
与茂内川	津軽海峡	945.7	20.5				20.5	1.1				11.8	11.8	2.1
増川川	津軽海峡	3289.1	14.9	40.0			54.9	32.6	5.5	13.7	4.5	2.1	25.8	36.5
算用師川	津軽海峡	1145.3	5.5				5.5	15.7	3.9				3.9	11.0
冬部川	日本海	742.2					0.0	0.0					0.0	0.0
折腰内川	日本海	497.7					0.0	0.0				5.6	5.6	2.5
小泊川	日本海	1316.3	42.7	69.1			111.8	43.1	27.5	26.6		5.0	59.1	67.0
磯松川	日本海	1285.0	34.4	54.6		40.9	129.9	9.1	19.7	38.1		53.6	111.4	12.6
今泉川	日本海 (十三湖)	2896.1	19.4	216.9			236.3	36.4	12.1	131.5			143.6	52.5

の散布図を図 3. に示した。

河川流域中の土地利用の変遷について, 各河川の流域面積及び農地, 市街地の面積を示した表を表 1. に示した。分析により得られた魚類の同位体比と土地利用の変化を基に, GLM を用いた環境変

化の解析を行った。GLM による解析は表 2. に示した AIC から適合度が最も高いモデルを選択した。その結果, 全試料では農地, 年代, 種の組み合わせが最も適合度が高かった。また, 1980 年代の試料では農地と市街地の 2 つの変数間に強い相

図3. ホルマリンの対照実験により得られた炭素の補正值（1980年代：+1.9‰，2000年代：+1.3‰）を用い，補正した安定同位体比で作成した $\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$ 比の散布図（平均±SD）。河川ごとに同じ形のプロットが同魚種を示し，黒いプロットが1980年代，白いプロットが2000年代に採集された魚類の標本であることを表す。

表 2. AIC を用いたモデル選択の結果。モデルの適合度が高い（すなわち AIC が低い）上位のモデルの指標（説明変数）の組み合わせを示す。

	AIC	GLM構造
(A) 全試料		
1	756.94	農地 + 年代 + 種
2	758.94	農地 + 市街地 + 年代 + 種
3	761.14	農地 + 種
4	762.40	農地 + 市街地 + 種
5	767.74	市街地 + 年代 + 種
6	776.62	年代 + 種
7	878.75	農地 + 種
8	880.51	農地 + 市街地 + 種
(B) 1980年代の試料		
1	401.54	農地 + 種
2	401.55	市街地 + 種
3	401.85	農地 + 市街地 + 種
4	408.60	種
5	454.63	農地 + 市街地
6	456.58	農地
(C) 2000年代の試料		
1	355.19	農地 + 市街地 + 種
2	356.94	農地 + 種
3	370.69	市街地 + 種
4	429.67	農地 + 市街地

関が見られたため（ピアソンの積率相関係数 0.810）、AIC の値がほとんど変わらない上位 2 モデルの農地と種、市街地と種のどちらのモデルについても検討した。2000 年代の試料については農地、市街地、種のどの変数も除かないフルモデルが最適と判断された。以上の GLM による解析結果を表 3. に示した。また、表 2. より、(A) 全試料、(B) 1980 年代の試料、(C) 2000 年代の試料の 3 つの解析すべてにおいて説明変数 [種] の適合度は高く、同位体比への影響は魚種により異なることが示された。これは、食性や移動能力の違いによる同位体比の差が色濃く反映されているものと思われる。

表 3. より、(A) 全試料を用いた解析から、説明変数 [農地] の係数がプラスであることから流域中の農地は $\delta^{15}\text{N}$ をプラス方向に増加させる作用が示された。つまり、流域中の農地の割合が高い河川では $\delta^{15}\text{N}$ 値も高くなると言える。一方で、説明変数 [市街地] は表 2. に示した AIC による適合度が低いことから、市街地が与える $\delta^{15}\text{N}$ への影響は

棄却され、全年代で見ると市街地による影響は弱いことが示された。説明変数 [年代] では 2000 年代の係数がマイナスであることから、1980 年代に対して 2000 年代での有意な $\delta^{15}\text{N}$ 値の減少が示された。1980 年代については、前述の通り農地と市街地の 2 つの変数間に強い相関が見られたため表 3. (B-1) (B-2) で示す 2 通りの解析を行った結果、農地、市街地ともに係数はプラスであり、流域中の農地、市街地の割合が高い河川は採集された魚類の $\delta^{15}\text{N}$ 値も高くなる傾向が示された。しかし、2000 年代 (C) では、農地による影響は不変で $\delta^{15}\text{N}$ 値を増加させる作用を示したが、説明変数 [市街地] の係数はマイナスとなり、市街地による影響が $\delta^{15}\text{N}$ 値を減少させる作用を示した。全試料 (A) での GLM 解析で農地による $\delta^{15}\text{N}$ 値の増加傾向が示されたのは 1980 年代から 2000 年代にかけて一貫した増加作用によるものだが、市街地を含めたモデルの AIC による適合度が低かったのは、1980 年代と 2000 年代で市街地による影響が逆転しているからだと考えられる。

また、河川構造の変化と同位体特性について、河川改修の施工記録確認や、青森県河川砂防課及び現地住民等に聞き取り調査を行った結果、生態系や物質循環に影響を与える可能性がある大規模な河川改修が行われた河川は根井川、冬部川、折腰内川、今泉川の 4 か所であることが分かった。冬部川は道路改修に付随した河川改修により河川長が海側へ延長し、折腰内川は多自然型（近自然型）の河川改修が行われた。また、今泉川の河川改修では直線化が顕著な改修が行われたことが分かった。これら 4 か所の河川の内、冬部川と折腰内川では 1980 年代ではそれぞれ異なる同位体特性を示していたシマウキゴリとカンキョウカジカが、2000 年代になり 2 種類の同位体比が互いに近づき、同位体特性が類似するようになった（図 3.）。今泉川についても、ウキゴリの $\delta^{13}\text{C}$ 値で有意な変動が見られ、2000 年代ではドジョウの値に近づいていることが分かった（図 3.）。

5. 考察

GLM を用いた解析から、河川流域中の土地利用状況が魚類の $\delta^{15}\text{N}$ 値に影響を与えることが分かった。また、河川・種ごとに集計した農地と市

表 3. AIC を用いたモデル選択のうち、適合度が高い（AIC が低い）モデルにおける GLM の解析結果。1980 年代の試料（B）においては、農地と市街地の間に強い相関関係が示されたため、上位 2 モデルを検討した（***: $p < 0.001$, **: $p < 0.01$, *: $p < 0.05$, ·: $p < 0.1$ ）。

	環境要因	係数	SE	P値
(A) 全試料	農地 + 年代 + 種			
	農地	5.6643	1.2209	***
	年代			
	2000s	-0.5002	0.2054	*
	種			
	ウグイ	-1.7735	0.4893	***
	カジカ	-2.6251	0.6379	***
	カンキョウカジカ	-3.4017	0.4160	***
	シマウキゴリ	-2.4369	0.4412	***
	トウヨシノボリ	-0.8196	0.5475	
	ドジョウ	-2.6067	0.6367	***
	トミヨ種群	-2.6100	1.0125	*
	ヌマチチブ	-0.8133	0.6714	
	ビリンゴ	1.2671	0.5228	*
(B-1) 1980年代の試料	農地 + 種			
	農地	5.4598	1.8770	**
	種			
	ウグイ	-1.4789	0.7497	·
	カジカ	-4.4291	0.9802	***
	カンキョウカジカ	-3.0778	0.6430	***
	シマウキゴリ	-2.1271	0.6817	**
	トウヨシノボリ	-0.7674	0.8321	
	ドジョウ	-2.6593	0.9802	**
	トミヨ種群	-2.2335	1.5709	
	ヌマチチブ	-0.7449	0.9900	
	ビリンゴ	1.9144	0.8.57	*
(B-2) 1980年代の試料	市街地 + 種			
	市街地	38.6341	0.6909	**
	種			
	ウグイ	-1.0050	0.7305	·
	カジカ	-4.5829	0.9825	***
	カンキョウカジカ	-2.4887	0.7046	***
	シマウキゴリ	-1.7473	0.7179	*
	トウヨシノボリ	0.8167	0.8606	
	ドジョウ	-3.5912	1.0256	***
	トミヨ種群	-1.8295	1.4654	
	ヌマチチブ	-0.3831	1.0152	
	ビリンゴ	2.2161	0.8244	**
(C) 2000年代の試料	農地 + 市街地 + 種			
	農地	8.3301	2.0293	***
	市街地	-22.6375	12.3207	·
	種			
	ウグイ	-1.7237	0.6298	**
	カジカ	-0.3550	0.8769	
	カンキョウカジカ	-3.7812	0.5084	***
	シマウキゴリ	-2.5877	0.5459	***
	トウヨシノボリ	-1.2334	0.7083	·
	ドジョウ	-2.4125	0.7835	**
	トミヨ種群	-2.1973	1.2981	·
	ヌマチチブ	-0.7623	0.8675	
	ビリンゴ	0.8380	0.6510	

街地, $\delta^{15}\text{N}$ の増加率と 2008 年における下水道普及率を記した表を表 4. に示した。

流域中の農地の存在は 1980 年代から 2000 年代にかけて一貫した $\delta^{15}\text{N}$ 値の増加作用を示した。

Harrington et al. (1998) が人為的影響によって引き起こされた河川中の硝酸態窒素の富化が, 生物中の $\delta^{15}\text{N}$ 値に影響を及ぼすことを報告したように, 畑地や水田, 果樹園や牧地といった農地から

表 4. 1980 年代から 2000 年代にかけての標本の窒素安定同位体比 ($\delta^{15}\text{N}$) の増加値と流域中に占める農地・市街地の増加率, 及び 2008 年における下水道普及率との関係。 $\delta^{15}\text{N}$ の増加率は [2000 年代の $\delta^{15}\text{N}$ - 1980 年代の $\delta^{15}\text{N}$] で求め, 0.0 を基準とした値を示す。流域中に占める農地・市街地の増加率は [流域に占める 2000 年代の農地 (市街地) の割合 / 流域に占める 1980 年代の農地 (市街地) の割合] で求め, 1.00 を基準とした値を示す。

河川名	種	$\delta^{15}\text{N}(\text{‰})$ 増加値	農地 増加率	市街地 増加率	下水道 普及率(%)
小奥戸川	カンキョウカジカ (<i>Cottus hangiongensis</i>)	- 2.0	0.65	0.66	38.8
	ウグイ (<i>Tribolodon hakonensis</i>)	+ 0.6			
大畑川	ピリンゴ (<i>Gymnogobius breunigii</i>)	- 2.5	0.44	1.20	13.2
古川	トウヨシノボリ (<i>Rhinogobius kurodai</i>)	+ 1.0	1.11	0.97	4.7
	シマウキゴリ (<i>Gymnogobius operiens</i>)	- 2.0			
老部川	カンキョウカジカ (<i>Cottus hangiongensis</i>)	- 0.7	0.69	1.02	4.7
	トミヨ種群 (<i>Pungitius</i> spp.)	- 0.8	0.94	1.05	22.2
花切川	ウグイ (<i>Tribolodon hakonensis</i>)	- 0.2	1.02	1.38	21.1
赤川	トウヨシノボリ (<i>Rhinogobius kurodai</i>)	- 1.1	0.97	8.39	20.2
清水川	カジカ大卵型 (<i>Cottus pollux</i>)	+ 2.9	0.74	1.23	72.2
根井川	ウグイ (<i>Tribolodon hakonensis</i>)	- 2.5			
野内川	ピリンゴ (<i>Gymnogobius breunigii</i>)	- 0.6	0.80	1.34	72.2
	カンキョウカジカ (<i>Cottus hangiongensis</i>)	+ 0.3			
与茂内川	カンキョウカジカ (<i>Cottus hangiongensis</i>)	+ 0.1	0.58	1.91	0.0
	ヌマチヂブ (<i>Tridentiger brevispinis</i>)	- 0.3			
増川川	シマウキゴリ (<i>Gymnogobius operiens</i>)	+ 0.7	0.47	1.12	20.7
	カンキョウカジカ (<i>Cottus hangiongensis</i>)	+ 0.9			
算用師川	カンキョウカジカ (<i>Cottus hangiongensis</i>)	- 4.9	0.71	0.70	20.7
	シマウキゴリ (<i>Gymnogobius operiens</i>)	- 0.5			
冬部川	カンキョウカジカ (<i>Cottus hangiongensis</i>)	+ 1.1	0.00	0.00	0.0
	シマウキゴリ (<i>Gymnogobius operiens</i>)	- 0.8			
折腰内川	カンキョウカジカ (<i>Cottus hangiongensis</i>)	- 1.4	0.00	0.00	0.0
	シマウキゴリ (<i>Gymnogobius operiens</i>)	- 1.4	0.53	1.55	0.0
小泊川	ウキゴリ (<i>Gymnogobius urotaenia</i>)	+ 0.1	0.86	1.38	37.5
磯松川	ドジョウ (<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>)	- 0.2			
今泉川	ウキゴリ (<i>Gymnogobius urotaenia</i>)	- 0.5	0.61	1.44	37.5

^{15}N を多く含む有機肥料や獣畜の排泄物が河川に流入し、河川中の窒素を富化させたと考えられる。本研究における調査地においても、牧地が大幅に増加した古川では1984年から2008年の24年間に採集されたトウヨシノボリで $\delta^{15}\text{N}$ 値の有意な増加を示し、反対に小奥戸川、大畑川、老部川、清水川、野内川、算用師川、小泊川の流域中の農地面積が減少した7か所の河川では $\delta^{15}\text{N}$ 値の有意な減少が示された。

市街地については、1980年代では $\delta^{15}\text{N}$ 値を増加させる作用を示したが、2000年代では反対に $\delta^{15}\text{N}$ 値を減少させる作用を示した。これは、下水道の普及による河川への負荷量の減少が原因と思われる。青森県環境保健部公害課（1973年）及び青森県環境生活部環境生活課（1985年）によると、青森県は下水道の普及が他の都道府県に比べ遅く、1980年代の採集当時も下水道普及率が13.7%と低かった（全国平均33%）。Michelle et al. (2005) が *Cottus* 属の魚種を用いた環境調査で、広範囲から発生し発生源を特定することが難しい汚染（ノンポイント汚染）が魚類の密度に与える影響を報告したように、下水道の整備が不十分であった1980年代の青森県では、市街地で生成された ^{15}N を多く含む生活排水は直接表流水として、または地面を流れて面的に広がりながら隣接する河川へと流入し、汚染源が特定困難かつ流程中の至る場所から流入するノンポイント汚染として河川中の窒素富化を引き起こした可能性がある。しかし、2000年代では表4.に示すように下水道の普及率が青森県各地で高くなったことで、直接河川へ流入する生活排水は少なくなり、排水は処理施設で浄化された後下流部の決められた地点で排出されるようになった。その結果、大畑川や老部川、清水川、野内川、今泉川のように流域中の市街地が拡大した河川でも、河川へのノンポイント汚染による影響が減少したことで $\delta^{15}\text{N}$ 値の減少が示されたと推測される。

また、河川構造の変化と同位体特性について、根井川、冬部川、折腰内川、今泉川の4か所の河川では1980年代から2000年代の採集の間に、採集地点に近いところで大規模な河川改修が行われたことが確認できた。中でも冬部川、折腰内川、今泉川では1980年代から2000年代にかけて異な

る魚種間で同位体特性が互いに類似するようになり、魚類を中心とした食物網の単純化が引き起こされた可能性が示唆された。冬部川と折腰内川では、両河川ともに1980年代ではシマウキゴリは低い $\delta^{13}\text{C}$ 値と高い $\delta^{15}\text{N}$ 値という同位体比を、反対にカンキョウカジカは高い $\delta^{13}\text{C}$ 値と低い $\delta^{15}\text{N}$ 値という同位体比を示し、シマウキゴリとカンキョウカジカは互いに異なる同位体特性を示すことから、餌として利用していた生物が異なることが分かる。そもそも、この2種はともに水生昆虫や甲殻類を捕食する肉食性ではあるが、シマウキゴリは流れの緩やかな平瀬に生息するのに対し、カンキョウカジカは早瀬の石礫底の隙間に生息する。また、シマウキゴリはウキゴリとの混生域ではウキゴリが流れのない淵に、本種が流れのある平瀬にすみ分けることが分かっている（川那部, 2001）が、冬部川と折腰内川では採集地点において両者が同時に採集された記録はない。そのため、1980年代の冬部川と折腰内川ではシマウキゴリとカンキョウカジカは互いに異なる空間に生息し、それぞれが生息する空間に適した餌生物を捕食していたと考えられる。しかし、河川改修を施した後の2000年代では、冬部川と折腰内川のシマウキゴリとカンキョウカジカは類似した同位体特性を示すようになった。改修工事により河川構造が単純化したため、シマウキゴリとカンキョウカジカの生息環境の均一化や、餌となる底生無脊椎動物の群集構造の変化や多様性の減少が生じ、両者が同じ餌を採餌するようになった可能性が考えられる。また、河川構造が変化したことで生態系の有機物起源となるエンドメンバーが変化し、食物網構造自体が異なる形になった可能性も示唆される。また、直線化が顕著な河川改修が施された今泉川でも、1980年代では $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ とともに異なる同位体比を示していたドジョウとウキゴリだが、2000年代になるとウキゴリの $\delta^{13}\text{C}$ 値が大幅に増加することでドジョウの値とほぼ同値になり、 $\delta^{15}\text{N}$ もわずかに減少することでドジョウの同位体特性に近くなった。この結果から、今泉川でも1980年代では異なる同位体特性を示すことから、異なるエンドメンバーに由来する餌を利用していたと推測されるドジョウとウキゴリが、2000年代ではウキゴリの同位体特性が変化したことから、栄養段階こそ

異なるが両者が同じエンドメンバーに由来する餌を採餌するようになったと考えられる。

この冬部川、折腰内川、今泉川の結果から、河川改修が行われた河川では異なる魚種間で食物網の単純化が引き起こされた可能性が示唆された。河川改修は屈曲した自然流路を滑らかにしたり、河床や両岸をコンクリートで固めたりすることで治水や利水を図るため、流速の一律化や間隙・産卵床の消失が引き起こされる場合がある。河川改修が底生無脊椎動物の群集構造に及ぼす影響について、伊藤ら（2002）は河川改修工事に伴う河床の攪乱や濁水が水生昆虫の個体数及び種数を減少させ、その後の群集構造の回復には良好な河床環境と適した遡上・流下条件が必要だと述べた。また、金澤・三宅（2006）は河川改修により出現するコンクリート基質の構造物（側壁や河床、根固め工など）は礫や岩盤に比べ表面が一様に平坦であり、底生無脊椎動物が利用可能な微細な生息場所環境の多様性が少ないことから、特定の分類群が優先した偏った群集構造を構築することを示した。本研究の調査地となった河川改修が行われた河川でも、河川改修がエンドメンバーや魚類の餌となる水生無脊椎動物の群集構造や多様性に影響を与え、それが原因となり魚類を中心とした食物網の単純化が起こった可能性は十分に考えられる。また、この河川改修の影響は多自然型の河川改修が施された折腰内川でも確認されたことから、現在日本でも多く取り組まれている多自然工法について、その方法と効果について再検討の余地があると思われる。

6. 総括

特定環境の継時的な変動復元は、環境保全や再生、管理を議論する上で重要な基礎となる。本研究では、定量的な既存情報が少なく、必然的に制約が多くなる小河川に焦点を当て、魚類標本の安定同位体比と土地利用状況から河川環境変遷の概要的な傾向が示唆された。本研究で得られた主な知見を以下にまとめる。

(1) 農地からの ^{15}N を多く含む物質の流入が河川中の窒素富化を引き起こす現象は 1980 年代から 2000 年代に至るまで一貫して観測され、生物の $\delta^{15}\text{N}$ 値は流域中の農地面積の大きさに影響を受け

ることが分かった。

(2) 市街地からの ^{15}N を多く含む生活排水が河川中の窒素富化を引き起こす現象は下水道の普及に伴い減少傾向にあると推測される。流域中の市街地が増加した河川における魚類の $\delta^{15}\text{N}$ 値の減少は、生活排水によるノンポイント汚染が下水道整備により抑制されたことに起因すると思われる。

(3) 比較的大規模な河川改修が行われた河川では、河川構造の単純化に伴う底生無脊椎動物の群集構造の変化、または多様性の減少が予想され、これにより魚類を中心とした食物網の単純化が引き起こされた可能性が示唆された。

謝辞

本研究は弘前大学農学生命科学部佐原雄二名誉教授及び動物生態学・野生生物管理学研究室学生諸氏が採集・保存した標本をお借りして実施された。また分析機器の使用に関して弘前大学農学生命科学部荒川修教授に便宜を払っていただいた。この場を借りて関係各位に深くお礼申し上げる。

引用文献

- 安部俊夫・布川雅典（2005）「春季溪流における安定同位体を用いた食物網解析」『日本森林学会誌』第 87 巻第 1 号, 13-19 頁.
- Akaike, H., (1978) "Information theory and an extension of the maximum likelihood principle", *Proceedings of the 2nd International Symposium on Information Theory*, Petrov, B. N., and Caski, F. (eds.), Akadimiai Kiado, Budapest, pp.267-281.
- 青森県環境保健部公害課編（1973）『公害白書（昭和 48 年版）』.
- 青森県環境生活部環境生活課編（1985）『環境白書（昭和 60 年版）』.
- 青森県環境生活部環境生活課編（2008）『環境白書（平成 20 年版）』.
- Bosley, K. L. and S. C. Wainright (1999) "Effect of preservatives and acidification on the stable isotope ratios (^{15}N : ^{14}N , ^{13}C : ^{12}C) of two species of marine animals", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol.56, No.11, pp.2181-2185.

- Cucherousset, J., J. C. Aymes, F. Santoul and R. Céréghino (2007) "Stable isotope evidence of trophic interactions between introduced brook trout *Salvelinus fontinalis* and native brown trout *Salmo trutta* in a mountain stream of south-west France" , *Journal of Fish Biology*, Vol.71, pp.210-223.
- Gray, M. A., R. A. cunjak and K. R. Munkittrick (2004) "Site fidelity of slimy sculpin (*Cottus cognatus*):insights from stable carbon and nitrogen analysis" , *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, No.61, Vol.9, pp.1717-1722.
- Hansson, S., J. E. Hobbie, R. Elmgren, U. Lareeon, B. Fry and S. Johansson (1997) "The stable isotope ratio as a marker of food web interactions and fish migration" , *Ecology*, Vol.78, No.7, pp.2249-2257.
- Harrington, R., B. P. Kennedy, C. P. Chamberlain, J. D. Blum and C. L. Folt (1998) "15N enrichment in agricultural catchments: field patterns and applications to tracking Atlantic salmon (*Salmo salar*)", *Chemical Geology*, Vol.147, No.3-4, pp.281-294.
- Harvey, C. J. and J. F. Kitchell (2000) "A Stable isotope evaluation of the structure and spatial heterogeneity of a Lake Superior food web" , *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol.57, No.7, pp.1395-1403.
- Hobson, K. A., H. L. Gibbs and M. L. Glountney (1997) "Preservation of blood and tissue samples for stable-carbon and stable-nitrogen isotope analysis", *Canadian Journal of Zoology*, Vol.75, No.10, pp.1720-1723.
- 伊藤歩・石毛孝慈・佐々木貴史・相澤治郎・海田輝之 (2002)「河川改修工事後における水生昆虫相の回復過程の評価について」『環境工学研究論文集』第39号, 449-458頁.
- Jacques, C. F., M. E. Power and G. Cabana (1999) "Effects of water velocity on algal carbon isotope ratios: Implications for river food web studies", *Limnology and Oceanography*, Vol.44, No.5, pp.1198-1203.
- Kaehler, S. and E. A. Pakhomov (2001) "Effect of storage and preservation on the $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ signatures of selected marine organisms" , *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 219, pp.299-304.
- 金澤康史・三宅 洋 (2006)「コンクリート基質—自然基質間における河川性底生動物の群集構造の比較」『応用生態工学誌』第9巻第2号, 141-150頁.
- 川那部浩哉・水野信彦 編・監修 (2001)『日本の淡水魚 (山溪カラー名鑑)』第3版, 山と溪谷社.
- Michelle, A. G., R. A. Curry and R. Munkittrick (2005) "Impacts of nonpoint inputs from farming on populations of slimy sculpin (*Cottus cognatus*)" , *Enviromental Toxicology and Chemistry*, Vol.24, No.9, pp.2291-2298.
- Minagawa, M. and E. Wada (1984) "Stepwise enrichment of $\delta^{15}\text{N}$ along food chains : Further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age" , *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol.48, No.5, pp.1135-1140.
- 中坊徹次 (2013)『日本産魚類検索 —全種の同定—』第3版, 東海大学出版社.
- Ogawa, N., T. Koitabashi, H. Oda, T. Nakamura, N. Ohkouchi and E. Wada (2001) "Fluctuations of nitrogen isotope ratio of gobiid fish (Isaza) specimens and sediments in Lake Biwa, Japan, during the 20th century" , *Limnology and Oceanography*, Vol. 46, No.5, pp.1228-1236.
- 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』第38巻, 337-344頁.
- 富永修・高井則之 (2008)「安定同位体分析を始める人たちに」富永修・高井則之編『安定同位体スコープで覗く海洋生物の生態 -アサリからクジラまで』恒星社厚生閣 9-30頁.
- Vought, L., K. Anders and P. Robert (1998) "Effect of riparian structure, temperature and channel morphometry on detritus processing in channelized and natural woodland streams in southern Sweden" , *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, Vol.8, No.2, pp. 273-285.

山本直樹・渡辺幸三・草野光・大村達夫（2005）
「炭素・窒素安定同位体分析による河川底生動物
群集の栄養構造の解明：宮城県広瀬川流域を例
として」『水環境学会誌』第28巻6号，385-392
頁.

環境省（2014）「自然環境保全基礎調査 植生調査」.
<http://www.vegetation.biodic.go.jp/> 2014 年

11 月 13 日閲覧.

公益社団法人日本下水道協会（2014）「下水道処理
人口普及率」, <http://www.jswa.jp/rate/> 2014
年 10 月 21 日閲覧.

国土交通省国土地理院（2014）「地理院地図」.
[http://portal.cyberjapan.jp/site/mapuse4/
index.htm](http://portal.cyberjapan.jp/site/mapuse4/index.htm) 2014 年 11 月 13 日閲覧.

（2014 年 12 月 15 日受付，2015 年 1 月 27 日受理）